



FindFISH
PLATFORMA TRANSFERU WIEDZY

Platforma Transferu Wiedzy FindFISH

Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa

pod redakcją
prof. dr hab. Lidii Dzierzbickiej-Głowackiej



Rzeczpospolita
Polska



URZĄD MARSZAŁKOWSKI
WOJEWÓDZTWA POMORSKIEGO

Unia Europejska
Europejski Fundusz
Rozwoju Regionalnego



Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa

pod redakcją

prof. dr hab. Lidii Dzierzbickiej-Głowackiej

Gdynia 2023

RECENZENCI: DR HAB. INŻ. PRZEMYSŁAW CZERNIEJEWSKI, PROF. ZUT,
ZACHODNIOPOMORSKI UNIWERSYTET TECHNOLOGICZNY W SZCZECINIE

DR KATARZYNA NADOLNA-AŁTYN,
MORSKI INSTYTUT RYBACKI – PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

REDAKCJA I KOREKTA: AGNIESZKA FRANKIEWICZ

PROJEKT OKŁADKI: KRZYSZTOF BECKER

WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU MORSKIEGO W GDYNI

WYDAWCA:



UNIWERSYTET MORSKI W GDYNI

ul. Morska 81-87

81-225 Gdynia

www.umg.edu.pl

ISBN 978-83-7421-447-6

Wszelkie prawa autorskie i wydawnicze zastrzeżone

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem komputerów Centrum Informatycznego Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej.

SPIS TREŚCI

| | |
|---|-----|
| WSTĘP..... | 5 |
| 1. Platforma transferu wiedzy FindFISH – usługa..... <i>Lidia Dzierzbicka-Głowacka</i> | 7 |
| 2. Analiza stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej na podstawie stanu ichtiofauny <i>Tomasz Kuczyński, Piotr Pieckiel, Anna Barańska, Michał Olenycz</i> | 21 |
| 3. Analiza stanu chemicznego środowiska Zatoki Gdańskiej w zakresie stężeń metali śladowych, radionuklidów i zanieczyszczeń organicznych na podstawie wieloletnich danych <i>Agata Zaborska, Beata Szymczycha, Grzegorz Siedlewicz, Seyed Reza Saghravani, Blanka Pajda, Ksenia Pazdro</i> | 47 |
| 4. Wyprawy rybackie – realizacja rejsów pomiarowych przez kutry i łodzie rybackie <i>Grzegorz Krzemiń, Jacek Wittbrodt, Lidia Dzierzbicka-Głowacka</i> | 97 |
| 5. Analiza istniejących i nowych danych środowiskowych pochodzących z wypraw rybackich w celu określenia preferencji ryb poławianych przemysłowo w Zatoce Gdańskiej <i>Piotr Pieckiel, Tomasz Kuczyński</i> | 118 |
| 6. Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish..... <i>Maciej Janecki, Dawid Dybowski, Artur Nowicki, Jaromir Jakacki, Lidia Dzierzbicka-Głowacka</i> | 145 |
| 7. Analiza dynamiki zmienności parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu EcoFish..... <i>Maciej Janecki, Dawid Dybowski, Artur Nowicki, Lidia Dzierzbicka-Głowacka</i> | 179 |
| 8. Asymilacja danych satelitarnych oraz środowiskowych w modelu EcoFish.. <i>Artur Nowicki, Maciej Janecki, Lidia Dzierzbicka-Głowacka</i> | 205 |

9. Moduł Fish – mapowanie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb badanych gatunków poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej 220
Maciej Janecki, Lidia Dzierzbicka-Głowacka
10. Automatyczny system kontroli modelu EcoFish w trybie operacyjnym..... 240
Artur Nowicki, Maciej Janecki, Dawid Dybowski, Lidia Dzierzbicka-Głowacka
11. Architektura oraz technologie wykorzystane podczas tworzenia platformy FindFish 261
Jakub Biernaczyk, Robert Głowacki, Krystian Kubiak, Piotr Piotrowski, Sławomir Wosek, Michał Wójcik
12. Ocena działania usługi FindFish 278
Lidia Dzierzbicka-Głowacka, Maciej Janecki, Dawid Dybowski, Jacek Wittbrodt, Grzegorz Łukasiewicz

WSTĘP

Niniejsza monografia konsoliduje wyniki prac badawczo-rozwojowych wykonanych w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa”. Projekt był współfinansowany ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020, Oś priorytetowa: 01. Komerccjalizacja wiedzy, Działanie: 01.01. Ekspansja przez innowacje, Poddziałanie: 01.01.01. Ekspansja przez innowacje – wsparcie dotacyjne.

Wnioskodawcą projektu FindFISH był Instytut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk z siedzibą w Sopocie, a kierownikiem – prof. dr hab. Lidia Dzierzbicka-Głowacka. Projekt został zrealizowany w partnerstwie z Instytutem Morskim Uniwersytetu Morskiego w Gdyni i Zrzeszeniem Rybaków Morskich – Organizacją Producentów z siedzibą we Władysławowie (ZRM-OP).

Celem projektu było zwiększenie intensywności transferu wiedzy i wykorzystania potencjału naukowego przez rybaków wraz z podniesieniem ich konkurencyjności poprzez wykorzystanie innowacyjnych rozwiązań wypracowanych w ramach projektu.

System będzie użyteczny przede wszystkim dla rybaków, przedstawicieli jednostek naukowych oraz administracji morskiej i rybackiej (UM i OIRM).

Z jednej strony system jest ukierunkowany na przedsiębiorców – rybaków, z drugiej koncentruje się na działaniach po stronie podaży wiedzy przez jednostki naukowe. Platforma FindFISH opiera się na założeniu, że poprzez udroźnienie współpracy po stronie jednostek naukowych możliwy będzie wzrost innowacyjności i konkurencyjności ZRM-OP we Władysławowie. System przyczyni się także do zrównoważonego rozwoju rybołówstwa morskiego i ochrony ekosystemu Zatoki Gdańskiej. To z kolei powinno się przełożyć na większą innowacyjność regionalnej gospodarki morskiej i rybołówstwa oraz wzrost konkurencyjności regionu w tym zakresie działań.

W ramach projektu powstał numeryczny system „Platforma transferu wiedzy FindFISH” (www.findfish.pl), stanowiący narzędzie pomocne rybakom w ich codziennej pracy.

Platforma FindFISH to baza danych i prognoz online dotyczących środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej (wody przejściowe i otwarte) i jego zasobów żywych, sporządzona na drodze transferu wiedzy pomiędzy dwiema grupami użytkowników: naukowcy – rybacy. Platforma FindFISH, wykorzystująca model działający w trybie operacyjnym, stworzona na podstawie opracowanych istniejących i aktualnych

danych *in situ* pozyskanych w trakcie wypraw rybackich, przekazywanych do systemu przez rybaków, jak również danych numerycznych dostarczanych przez naukowców, będzie na bieżąco generowała prognozy odnoszące się do:

- warunków hydrodynamicznych, fizykochemicznych i biologicznych środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej;
- miejsc występowania najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb konkretnego gatunku poławianych przemysłowo.

System, po ostatecznym jego wdrożeniu w życie, będzie udostępniał mapy ukazujące, w jakich rejonach, w jakim czasie i w jakich warunkach hydrologicznych łowiska ryb powinny być najbardziej obfite w zasoby, bazując na symulacjach numerycznych dotyczących parametrów środowiskowych Zatoki Gdańskiej. Dobrze zaprojektowana i wykonana platforma – merytoryczna podstawa systemu (baza danych umożliwiająca określenie stanu środowiska Zatoki Gdańskiej) – wzbogacana na bieżąco o nowe dane modelowe daje możliwość prognozowania (z 60-godzinnym wyprzedzeniem) warunków panujących na morzu i miejsc najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla wystąpienia potencjalnych łowisk konkretnych gatunków ryb poławianych przemysłowo.

Monografia składa się z 12 rozdziałów prezentujących rezultaty kolejnych etapów prac, prace studyjne, badania środowiskowe/wyprawy rybackie, prace numeryczne i informatyczne; ostatni rozdział dotyczy oceny działania platformy FindFISH powstałej w ramach projektu.

Lidia Dzierzbicka-Głowacka

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: dzierzb@iopan.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-01

1. PLATFORMA TRANSFERU WIEDZY FindFISH – USŁUGA

WPROWADZENIE

Platforma transferu wiedzy FindFISH stanowi odpowiedź na główny problem zdiagnozowany w sektorze rybołówstwa, jakim jest zmniejszenie opłacalności połowów rybackich. Dodatkowymi problemami są: rosnące koszty eksploatacyjne ponoszone przez rybaków, konieczność odbywania przez rybaków dłuższych i dalszych wypraw w poszukiwaniu ryb, połowy mało wartościowych bądź małych ilości ryb, prowadzenie działalności na granicy opłacalności poprzez rosnące koszty, ograniczenie limitów połowowych i związane z tym trudności.

Obecnie rybołówstwo polskie wydaje się szukać efektywnych rozwiązań w tym zakresie. W wyniku podniesienia świadomości żywieniowej Polaków obserwuje się tendencję wzrostową konsumpcji ryb. Nowe technologie umożliwiają zaspokojenie rosnącego popytu, ale równocześnie znacząco zwiększają presję podaży połowowej. W rezultacie wiele zasobów rybnych jest nadmiernie eksploatowanych, co stanowi zagrożenie dla ekosystemu morskiego, którego ryby są integralną częścią.

Każde indywidualne stado ryb stanowi część większego i złożonego ekosystemu morskiego, którego działanie jest trudno przewidywalne, a przedstawienie ścisłego opisu jego funkcjonowania jest niełatwym zadaniem. Czynnikiem decydującymi o zasobach ryb w środowisku morskim są: szybki postęp technologiczny, stosowanie nowoczesnego sprzętu i wysokiej klasy aparatury, szeroki zasięg występowania zanieczyszczeń morskich, rozwój miast nadmorskich, globalne ocieplenie. Skala i tempo zachodzących zmian w środowisku morskim utrudnia badaczom jego kontrolowanie i tworzenie modelu ekosystemów, czyli modelu systemów żywych organizmów morskich.

Rybaczy mają ogromną praktyczną wiedzę na temat zachowań zasobów rybnych, którą trudno jest zdobyć w inny sposób, a ich doświadczenie nabiera pełnego znaczenia, gdy jest ujmowane w kontekście naukowym dla badania dynamiki ekosystemów morskich.

W kierunku rybołówstwa dość często wysuwane są oskarżenia o niszczenie środowiska, nadmierne połowy i zmniejszanie liczebności ptaków i ssaków

morskich. Wprowadzane są zakazy, które budzą zrozumiałą niechęć rybaków do współpracy z naukowcami zajmującymi się ochroną środowiska. Niestety brak badań i wzajemnej informacji tylko zwiększa poziom ryzyka ocenianego na zasadzie eksperckiej.

W ostatnich latach wydaje się, że bariery między rybakami i naukowcami, którzy odnosili się do siebie z wzajemną nieufnością, zaczynają się zmniejszać. Większa liczba rybaków przebywa na morzu o wiele dłużej niż naukowcy – hydrobiolodzy/ekohydrododzy. Naukowcy powinni uwzględnić w swoich badaniach doświadczenia i praktyczne informacje pochodzące od rybaków. Rybacy natomiast, poznając, w jaki sposób naukowcy dochodzą do swoich wniosków, będą w stanie zaufać wynikom badań.

Koszty związane z przemysłowym łowieniem ryb stale rosną. Jednym ze sposobów ich ograniczania jest wykorzystanie rozwoju techniki w lokalizacji ławic ryb oraz szacowaniu ich wielkości. Specjalistyczne urządzenia elektroniczne wspomagające połowy służą do lokalizacji ławic, szacowania biomasy, rozmiarów ryb oraz ilości ryb we włoku, monitorowania parametrów włoków i sieci rybackich, monitorowania zachowania ryb, oceny charakteru i struktury dna oraz osadów dennych. Różnorodność urządzeń pozwala na dobór wyposażenia dla różnych jednostek i każdego rodzaju połowów.

Ostatnie dwa dziesięciolecia przyniosły ogromny postęp w rozwoju techniki sonarowej stosowanej w rybołówstwie. Szacuje się, że wykorzystanie współczesnych sonarów przynosi wymierne oszczędności ekonomiczne, związane zarówno z mniejszym zużyciem paliwa, jak i z krótszym czasem połowu, o około 25%. Jest to jednak przedsięwzięcie wciąż drogie i na obecną chwilę trudne do zrealizowania, tak aby każdy kuter rybacki był wyposażony w tego typu urządzenia, tj. sonary, echosondy czy kamery akustyczne. Dodatkowo nie każdy szypier ma wystarczającą wiedzę z zakresu techniki sonarowej oraz wystarczające doświadczenie w interpretacji echogramów, by móc odnosić korzyści wynikające z ich stosowania. Natomiast wykonywanie pomiarów *in situ* dla celów dokładnej diagnozy stanu środowiska morskiego w trybie operacyjnym (w czasie rzeczywistym) jest niemożliwe, gdyż koszt prowadzenia takiego monitoringu byłby zbyt duży.

Wspólna polityka rybołówstwa – WPRy (European Commission, 2009) – nie zajmuje się wyłącznie tworzeniem przepisów ograniczających połowy pod względem ilości, ale jej celem jest również ustanowienie norm jakościowych (tzw. środków technicznych), mających chronić populacje ryb i ekosystemy będące ich siedliskiem. Wspólnym mianownikiem łączącym wszystkie te środki jest fakt, że mają się one przyczynić do tego, aby rybacy prowadzili swoje połowy w sposób bardziej selektywny.

Selektywne połowy to trudne zadanie, którego realizacja w dużym stopniu zależy od określonych warunków panujących na morzu w danym regionie.

Proponowana metoda numeryczna – platforma FindFISH, przedstawiona w niniejszym opracowaniu – ma się stać pomocnym narzędziem dla rybaków przy rozwiązywaniu wyżej wymienionych problemów dla celów skutecznego planowania rejsów rybackich.

1.1. METODYKA PRAC EKSPERYMENTALNO-ROZWOJOWYCH

Specyficzne warunki środowiskowe Zatoki Gdańskiej wpływają na jej ekosystem. Charakterystyczne dla tego regionu jest występowanie fauny typowej dla środowiska o małym zasoleniu. Ponadto cechą charakterystyczną są regularne wiosenno-letnie zakwity glonów, które stały się poważnym problemem środowiskowym i gospodarczym. Ponad trzydzieści gatunków przedstawicieli fitoplanktonu występujących w Bałtyku jest zakwalifikowanych jako szkodliwe dla zdrowia ludzkiego (Öberg, 2017). Badanie stale zmieniającego się środowiska stanowi olbrzymie wyzwanie dla badaczy z różnych dyscyplin naukowych. Pojawiające się nowe rozwiązania techniczne z jednej strony ułatwiają pracę naukowców, z drugiej zaś nie stanowią rozwiązań idealnego.

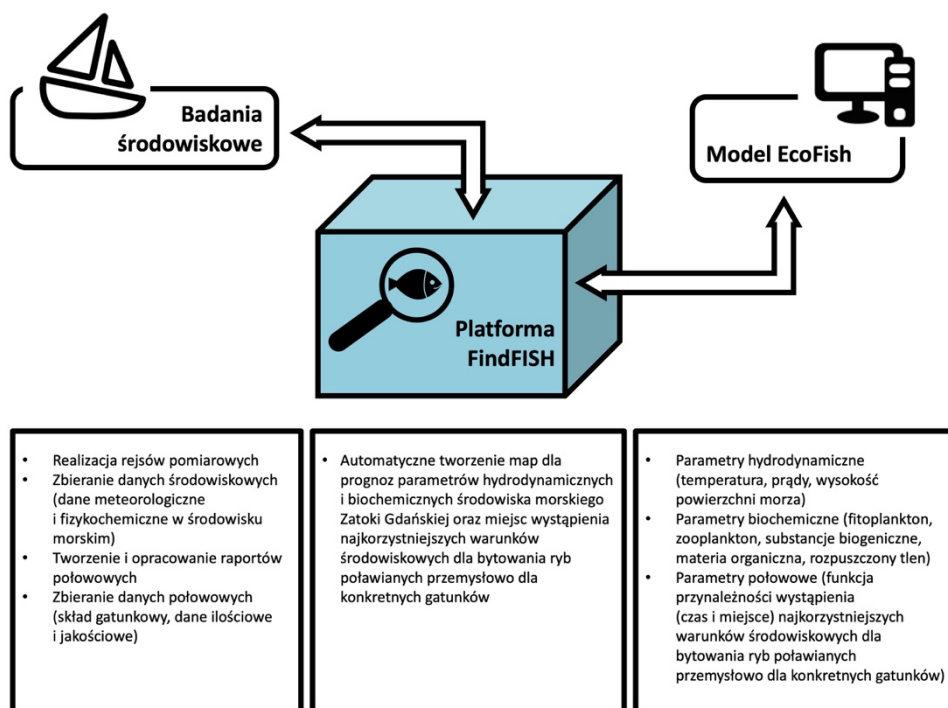
Efektywność badań numerycznych jest nieporównywalnie większa niż efektywność badań terenowych z wykorzystaniem boi, statków czy pomiarów satelitarnych. Wyjaśnia to powszechne w dobie cyfryzacji stosowanie modeli matematycznych i symulacji komputerowych jako nowych metod poznawania praw rządzących światem przyrody. Dotyczy to zwłaszcza zagadnień znajdujących się na styku kilku dyscyplin, co stanowi regułę w badaniach oceanograficznych.

Modelowanie numeryczne zjawisk hydrodynamicznych oraz biochemicznych badanego akwenu jest skomplikowanym zadaniem. Niezbędne jest uwzględnienie szeregu czynników, m.in. dopływu słodkiej (bogatej w substancje odżywcze) wody z rzek oraz wlewów słonej wody z Morza Północnego. Dane wejściowe do modelu, takie jak informacja o dopływach rzecznych, dane atmosferyczne oraz warunki na granicach modelu, muszą być dobrej jakości. Są to główne czynniki wymuszające dla modelu. Ich jakość ma ogromny wpływ na dokładność otrzymanywnych wyników i ich zgodność z rzeczywistością. Ze względu na fakt, że w środowisku zachodzą bardzo dynamiczne zmiany, tylko równoczesne badania środowiskowe/pomiarowe i modelowe mogą dać najbardziej wiarygodny obraz rzeczywistego stanu badanego akwenu. Wyniki o wysokiej rozdzielczości czasowo-przestrzennej mogą dostarczyć informacji w skali lokalnej na temat tworzenia się wirów, mieszania się wód o różnej gęstości czy powstawania intruzji. Ponadto badanie podstawowych parametrów środowiska wodnego i procesów w nim zachodzących stanowi podstawę do powstania nowych hipotez badawczych i upowszechniania wiedzy w celu budowania współpracy między podmiotami działającymi w obszarze nauki a podmiotami funkcjonującymi w sferze społeczno-gospodarczej.

Budowa platformy transferu wiedzy FindFISH poprzez Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa opiera się na badaniach *in situ*, danych środowiskowych (fizykochemicznych i hydrometeorologicznych), ilościowych i jakościowych danych dotyczących połowów oraz numerycznym modelowaniu parametrów hydrodynamicznych, fizykochemicznych i biologicznych rejonu Zatoki Gdańskiej.

Prace w ramach projektu zostały podzielone na pięć głównych etapów i zrealizowane w trzech blokach: badania środowiskowe, prace numeryczne i prace informatyczne (rys. 1.1) (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2018).

W pierwszym etapie dokonano oceny stanu środowiska Zatoki Gdańskiej (Kuczyński i in., 2023; Zaborska i in., 2023) poprzez analizę aktualnego – na dzień wykonania prac – stanu chemicznego i ekologicznego środowiska Zatoki Gdańskiej pod kątem ichtiofauny na bazie istniejących i nowych danych pozyskanych w ramach projektu.



Rys. 1.1. Schemat platformy FindFISH

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

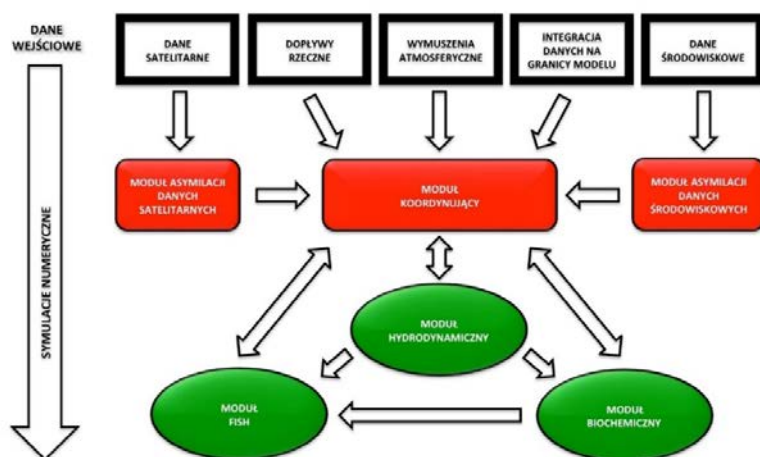
Drugi etap prac stanowiły wyprawy rybackie (Krzemień i in., 2023). Podczas rejsów pomiary środowiskowe były przeprowadzane przy użyciu wyspecjalizowanych urządzeń/sond Midas CTD+ firmy Valeport. Ich celem było zebranie danych fizykochemicznych, głównie wartości temperatury, zasolenia i natlenienia wody, które wraz z notatkami z dzienników połowowych i innymi danymi dostarczonymi przez kapitanów, takimi jak: dane meteorologiczne, ilościowe i jakościowe wyniki połowów, obserwacje i komentarze, zostały wykorzystane do określenia preferencji życiowych wybranych gatunków ryb i opracowania modułu Fish, a także dokonania walidacji modelu ekohydrodynamicznego Zatoki Gdańskiej – EcoFish. W ankietach rybaków poza wynikiem połowowym trzeba było uzupełnić dane, takie jak: nazwa statku, data i godzina wystawienia i zebrania narzędzia połowu (data i godzina początku zaciągu dla narzędzi ciągnionych), kwadrat rybacki, pozycja wystawienia narzędzia połowu (pozycje początkowa i końcowa zaciągu dla narzędzi ciągnionych), siła i kierunek wiatru, zachmurzenie, opad, temperatura powietrza oraz wody powierzchniowej, stan morza (wysokość fali). Niektóre statki rybackie były wyposażone w najnowocześniejsze echosondy sieciowe i sonary sieciowe NMEA. Dzięki temu możliwe było zintegrowanie pomiaru ilości ryb wprowadzanych do aktywnego narzędzia połowowego (pomiar ilościowy metodą graficzną na wlocie) z zegarem wewnętrznym sond i pokazanie dokładnego związku między liczebnością ryb a zmierzonymi parametrami wody.

W latach 2018–2022 w ramach projektu przeprowadzono 587 wypraw rybackich z wykorzystaniem sond Midas. Łodzie rybackie (długość jednostek 8–10 m) wykonały w tym okresie 280 rejsów, kutry (jednostki o długości powyżej 18 m) wykonały natomiast 307 rejsów. Połowy kutrami rybackimi skupiały się na gatunkach pelagicznych: szprocie (*Sprattus sprattus*) i śledziu (*Clupea harengus*) oraz dorszu (*Gadus morhua*, wyłącznie do czasu wprowadzenia całkowitego zakazu połowu dorsza we wschodniej części Bałtyku w lipcu 2019 r.), natomiast łodzie rybackie połowiąły głównie stornię (*Platichthys flesus*), a w okresie jej niewystępowania na łowiskach – śledzia, troć wędrowną i okonia. Podczas wypraw rybackich złowiono 4780 kg storni przy użyciu narzędzi stawnych, a podczas badawczych połowów kutrowych: 1 440 958 kg szprota, 850 427 kg śledzia oraz 22 861 kg dorsza (w okresie, kiedy można go było łowić).

Analiza danych pozyskanych w trakcie rejsów rybackich pozwoliła na określenie preferencji życiowych wybranych gatunków ryb poławianych przemysłowo w Zatoce Gdańskiej (Piekiel, Kuczyński, 2023). Sukces połowowy był uzależniony głównie od temperatury, przy czym odnotowano istotną statystycznie korelację pomiędzy spadkiem temperatury a wzrostem masy odłowionych ryb; korelacja ta była silna przede wszystkim dla śledzia i szprota. Pozostałe analizowane parametry nie wykazały takiej zależności.

Model EcoFish (rys. 1.2) został opracowany na trzecim etapie prac (Janecki, Dybowski, Nowicki, Jakacki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023; Janecki, Dybowski,

Nowicki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023; Nowicki, Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023; Janecki i in., 2023; Nowicki, Janecki, Dybowski, Dzierzbicka-Głowacka, 2023). Trójwymiarowy prognostyczny model ekohydrodynamiczny Zatoki Gdańskiej składa się z trzech głównych modułów/modeli: hydrodynamicznego, biochemicznego i modułu Fish dla potrzeb działania platformy FindFISH, co umożliwi monitorowanie stanu środowiska morskiego oraz śledzenie i przewidywanie zachodzących w nim zmian, a także określenie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania konkretnych gatunków ryb poławianych przemysłowo w badanym rejonie.



Rys. 1.2. Schemat modelu ekohydrodynamicznego EcoFish z modułem Fish

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Dodatkowo w skład modelu EcoFish wchodzi moduły przetwarzania danych wejściowych i wyjściowych, moduły asymilacji danych z różnych źródeł oraz moduł koordynujący pracę modelu EcoFish w trybie operacyjnym (Janecki i in., 2021, 2022). Dane satelitarne, dotyczące temperatury powierzchni morza oraz koncentracji powierzchniowej chlorofilu *a*, wykorzystane do asymilacji w modelu EcoFish po ich przetworzeniu, są pozyskiwane z bazy danych systemu SatBałtyk (www.satbaaltyk.pl; Woźniak i in., 2011a, 2011b). Dane meteorologiczne z 72-godzinną prognozą są pobierane z modelu atmosferycznego UM Interdyscyplinarnego Centrum Modelowania Matematycznego i Komputerowego Uniwersytetu Warszawskiego (ICM UW) i wykorzystywane w modelach 3D CEMBS i 3D EcoFish. Model EcoFish bazuje na kodzie źródłowym modelu Parallel Ocean Program (POP), na podstawie którego został opracowany również model ekosystemu Morza Bałtyckiego 3D CEMBS (www.cembs.pl; Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013a,

2013b). Dane z tego modelu, działającego w trybie operacyjnym, są wykorzystywane w czasie rzeczywistym do wyznaczania warunków brzegowych na granicy woda–woda w modelu EcoFish.

Ostatecznie wizualizacja danych pomiarowych z sond i połowów rybackich, danych ilościowych i jakościowych oraz modelowych z modelu EcoFish i modelu Fish, w postaci tabel, wykresów i map, została wykonana w ramach etapu czwartego i zaprezentowana z wykorzystaniem platformy FindFISH (www.findfish.pl) zbudowanej w ramach projektu (Biernaczyk i in., 2023). Platforma zapewnia bieżący dostęp do prognoz parametrów hydrodynamicznych i biochemicznych, a także potencjalnych lokalizacji najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania konkretnych gatunków ryb poławianych przemysłowo w Zatoce Gdańskiej.

Piąty etap obejmował testowanie działania systemu numerycznego FindFISH. Porównywano efektywność rejsów z użyciem i bez użycia systemu numerycznego FindFISH poprzez porównanie wyników modelu Fish z rzeczywistymi wynikami połowów. Wyniki testów pomogły ustalić, czy system jest użytecznym źródłem informacji dla rybaków, naukowców i administratorów rybołówstwa oraz czy jego wykorzystanie prowadzi do poprawy wydajności i wyższej konkurencyjności (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2023).

Ostatnim krokiem jest wdrożenie platformy FindFISH do użytku operacyjnego, które obejmie zarówno techniczne aspekty uruchomienia platformy przez personel IT na serwerze docelowym, jak i jej wprowadzenie do użytku przez rybaków na ich statkach/łodziach rybackich.

Platforma transferu wiedzy FindFISH, wykorzystując model EcoFish działający w trybie operacyjnym, dostarcza aktualne prognozy dotyczące warunków hydrodynamicznych i biochemicznych środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej, a także prawdopodobnych lokalizacji poławianych przemysłowo ryb konkretnego gatunku poprzez wskazanie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla ich bytowania. Zaprojektowanie modelu cechującego się wystarczającą dokładnością jest bardzo trudnym zadaniem. Często tego rodzaju modele nie działają poprawnie (Schnute i Richards, 2011) z powodu braku informacji, niewystarczającej ilości danych lub błędnych założeń.

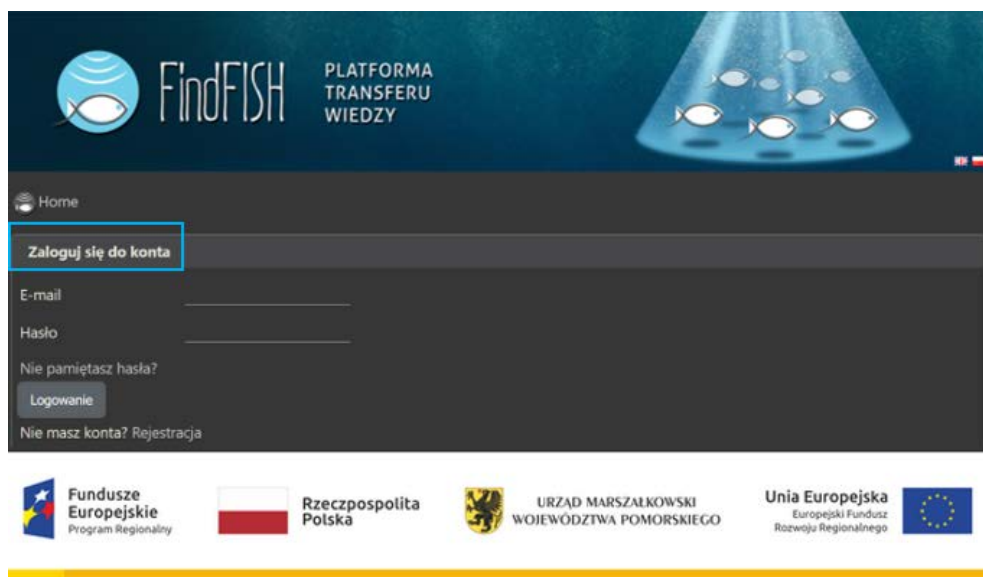
Platforma FindFISH powstała na podstawie opracowanych istniejących i nowych danych *in situ* pozyskiwanych w trakcie wypraw rybackich i przekazywanych do systemu przez rybaków, jak również danych numerycznych dostarczanych przez naukowców.

Wykorzystanie danych z różnych źródeł w procesie projektowania systemu pomogło w przygotowaniu i sprawdzeniu założeń modelu, a tym samym w zapewnieniu odpowiednio działającego narzędzia. System po ostatecznym wdrożeniu w życie będzie ukierunkowany na opracowanie map ukazujących, w jakich rejonach, w jakim czasie i w jakich warunkach hydrologicznych łowiska ryb powinny być najbardziej obfite w zasoby.

1.2. USŁUGA FindFISH

Szybki dostęp do wiedzy eksperckiej jest bardzo cenny, szczególnie w kontekście podejmowania decyzji nie tylko przez rybaków, ale również administrację zajmującą się rybołówstwem. Aby spełnić te wymagania, opracowano serwis internetowy. Jest to usługa utworzona w ramach projektu FindFISH, która udostępnia wyniki z wszystkich opracowanych modeli. Strona działa dynamicznie w trybie operacyjnym, umożliwiając wizualizację prognoz w formie map, szeregów czasowych i przestrzennych oraz tabel.

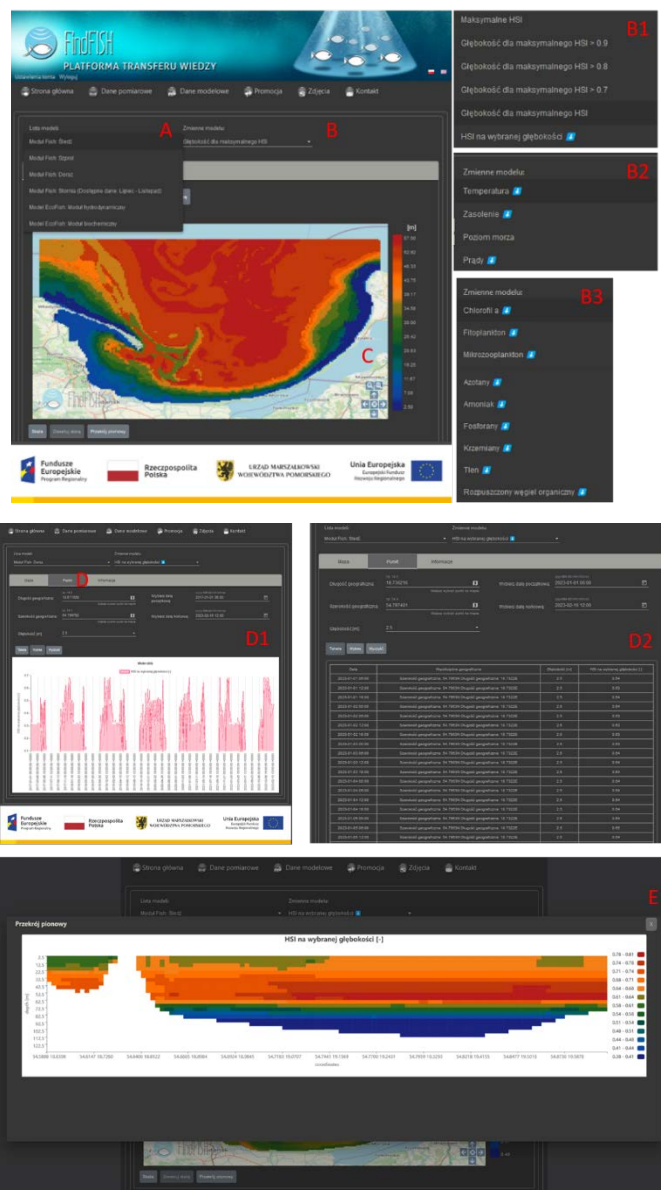
Wyniki modelu ekosystemu Zatoki Gdańskiej 3D EcoFish dla modułu hydrodynamicznego, modułu biochemicznego i modułu Fish dla konkretnych gatunków ryb badanych w ramach projektu stanowią usługę udostępnioną w serwisie FindFISH (www.findfish.pl) poprzez zakładkę „Usługa FindFISH” na pasku nawigacyjnym i wybór „Dane modelowe”. Dostęp wymaga założenia konta, którego rejestracja jest płatna (rys. 1.3).



Rys. 1.3. Strona projektu FindFISH i wyboru usługi „Dane modelowe”

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Okres, jaki obejmują dane w usłudze FindFISH, rozpoczyna się od stycznia 2016 roku i trwa aż do aktualnej prognozy, czyli na najbliższe 48 godzin w przód (rys. 1.4).

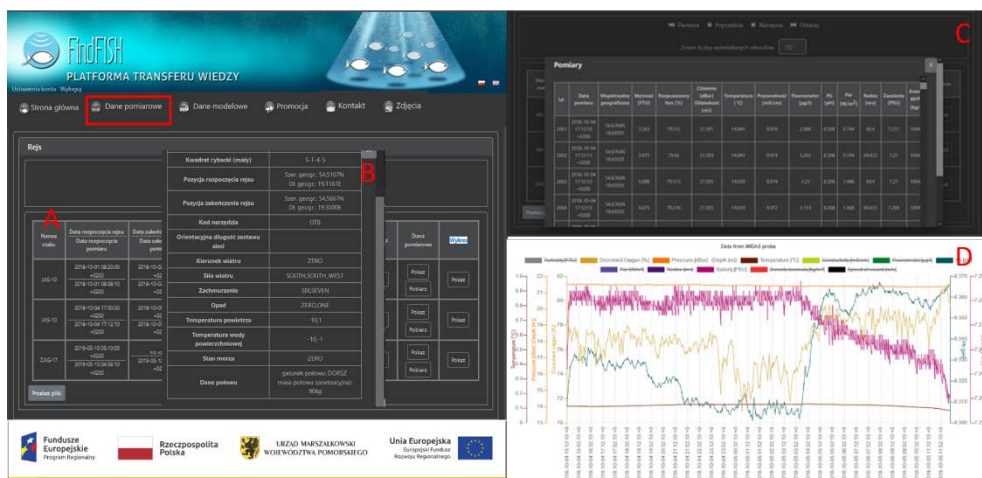


Rys. 1.4. Strona projektu FindFISH i wyboru usługi „Dane modelowe” – prezentacja: wyboru modelu (A), wyboru zmiennej (B) modelu Fish (B1), modelu hydrodynamicznego (B2) i biochemicznego (B3), wyników w formie map (C), wykresów (D1) i tabel (D2) dla wybranego punktu na mapie lub poprzez podanie współrzędnych (D) i dla wybranego okresu czasowego, a także przekrojów pionowych dla zmiennych 3D (E)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Dla wszystkich produktów modelowych (A) i zmiennych (B/B1/B2/B3) można generować mapy rastrowe (C) dla poszczególnych głębokości, które reprezentują kolejny poziom pionowy modelu. Możliwe jest tworzenie szeregów czasowych i przestrzennych (D1) dla ustalonych okresów w wybranej lokalizacji (po wcześniejszym ustaleniu lub wskazaniu żądanej szerokości i długości geograficznej D), a także tabel danych modelowych (D2) dla wybranego parametru (B). Ponadto dla zmiennych trójwymiarowych 3D możliwe jest generowanie map w formie przekroju pionowego pomiędzy dwoma wybranymi punktami (E).

Usługa „Dane pomiarowe” służy do prezentacji danych z sond i połowów rybackich (rys. 1.5); wyszczególnia się tu dane ilościowe i jakościowe (B) zebrane w trakcie poszczególnych wypraw rybackich (A) i możliwe są projekcje w formie tabel (C) oraz wykresów (D).



Rys. 1.5. Strona projektu FindFISH i wyboru usługi „Dane pomiarowe” – prezentacja: wyboru rejsu rybackiego (A), danych ilościowych i jakościowych połowu (B), danych pomiarowych w formie tabel (C) i wykresów (D)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

PODSUMOWANIE

W odróżnieniu od metod tradycyjnych model numeryczny pozwala na ciągłe (w czasie i w przestrzeni) kontrolowanie głównych charakterystyk określonego systemu. Takie podejście umożliwia również uzyskanie szczegółowego opisu zmienności fizycznych i dynamicznych parametrów charakteryzujących badane środowisko. Elementy te są niezbędne w nowoczesnym prognozowaniu środowiska.

Zastosowanie nowoczesnych technik pomiarowych i modelowania numerycznego w ramach projektu FindFISH pozwoliło podjąć próbę określenia najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania konkretnych gatunków ryb (śledzia, szprota, dorsza i storni) poławianych przemysłowo w Zatoce Gdańskiej. Zdaniem wykonawców/autorów może doprowadzić to do większej selektywności rybołówstwa i zmniejszenia kosztów dla przemysłu rybnego.

Z technicznego punktu widzenia wdrożenie platformy FindFISH umożliwi diagnozowanie i prognozowanie warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej, warunków hydrodynamicznych, fizykochemicznych i biologicznych oraz struktur połowów konkretnych gatunków ryb (śledzia, szprota, dorsza i storni). Ułatwi szybki dostęp do niezbędnych informacji na temat środowiska Zatoki Gdańskiej, co może się przełożyć na ograniczenie niepożądanych połowów, lepszy wybór miejsca połowu na podstawie konkretnych wyników liczbowych przedstawionych w przejrzystej i czytelnej formie, dzięki łatwemu zapisowi danych oraz intuicyjnemu dostępowi i obsłudze systemu z poziomu przeglądarki internetowej.

Biorąc pod uwagę wpływ rybołówstwa na środowisko morskie, zakłada się, że po wdrożeniu platformy FindFISH przez rybaków zostanie osiągniętych wiele pozytywnych efektów, które będą obejmować: zmniejszenie śmiertelności ryb z powodu ograniczenia niepożądanych połowów, zrównoważony rozwój rybołówstwa morskiego, ochronę ekosystemu morskiego Zatoki Gdańskiej i obszarów chronionych, wzmocnienie samokontroli działalności połowowej przez rybaków. Pomoże to również obniżyć koszty związane z poszukiwaniem ryb przez kutry rybackie, np. poprzez zmniejszenie zużycia paliwa czy skrócenie czasu pracy rybaków.

Ekonomiczny efekt wdrożenia usługi odczuwalny będzie, zdaniem wykonawców, od razu po jej komercjalizacji i rozpoczęciu korzystania z niej przez rybaków. Natomiast istotny efekt na poziomie wpływu na środowisko i rybołówstwo będzie można zaobserwować w okresie 5–10 lat po wdrożeniu usługi w życie. Szacuje się, że platforma FindFISH będzie przydatna nie tylko rybakom i naukowcom, ale także producentom, analitykom rynku i osobom odpowiedzialnym za kształtowanie polityki morskiej i rybołówstwa.

Platforma FindFISH została zaprojektowana w celu diagnozowania i prognozowania, w jakich rejonach, w jakim czasie i w jakich warunkach hydrologicznych łowiska poławianych przemysłowo ryb konkretnych gatunków powinny być największe, oraz kontroli stanu środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej. Tym samym będzie więc stanowić nowoczesne narzędzie do efektywnego zarządzania środowiskiem w regionalnej gospodarce morskiej i rybołówstwie. Opracowana platforma FindFISH pozwala na tworzenie map i charakterystyk czasowo-przestrzennych oraz punktowych badanych parametrów z 48-godzinną prognozą. Wszystkie dane przetwarzane są cztery razy na dobę i udostępniane poprzez stronę internetową projektu www.findfish.pl, informującą o aktualnym stanie badanego środowiska

morskiego, tak aby w jak najkrótszym czasie można było dotrzeć do najbardziej produktywnych obszarów połowowych.

Stosowanie się do obowiązujących międzynarodowych konwencji i regulacji prawnych, takich jak: Konwencja Helsińska, Ramowa Dyrektywa Wodna, Dyrektywa Ramowa w sprawie strategii morskiej Parlamentu Europejskiego i Rady oraz Program Obserwacji Ziemi Komisji Europejskiej (Global Monitoring for Environment and Security, GMES), wymagane jest od ogółu społeczeństwa, w tym również rybaków, przedsiębiorców, naukowców i osób fizycznych, którzy mają obowiązek ochrony środowiska naturalnego Bałtyku.

LITERATURA


1. Biernaczyk J., Głowacki R., Kubiak K., Piotrowski P., Wosek S., Wójcik M., *Architektura oraz technologie wykorzystane podczas tworzenia platformy FindFISH* (rozdział 11), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 261–277.
2. Dzierzbicka-Głowacka L., Jakacki J., Janecki M., Nowicki A., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the hydrodynamic part*, *Oceanologia*, 2013a, 55, 519–541. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.519>.
3. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Nowicki A., Jakacki J., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the ecosystem module*, *Oceanologia*, 2013b, 55, 543–572. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.543>.
4. Dzierzbicka-Głowacka L., Nowicki A., Janecki M., Szymczycha B., Piotrowski P., Piekiel P., Łukasiewicz G., *Structure of the FindFISH knowledge transfer platform*, *Fisheries & Aquatic Life*, 2018, 26, 193–197. <https://doi.org/10.2478/aopf-2018-0021>.
5. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Dybowski D., Wittbrodt J., Łukasiewicz G., *Ocena działania usługi FindFISH* (rozdział 12), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 278–292.
6. European Commission, *Wspólna polityka rybołówstwa – podręcznik użytkownika*, Urząd Oficjalnych Publikacji Wspólnot Europejskich, Luksemburg 2009, ISBN 978-92-79-09886-4 (in Polish) (ec.europa.eu/fisheries).
7. Janecki M., Dybowski D., Jakacki J., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *The use of satellite data to determine the changes of hydrodynamic parameters in the Gulf of Gdańsk via EcoFish model*, *Remote Sensing*, 2021, 13, 3572. <https://doi.org/10.3390/rs13183572>.
8. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza dynamiki zmienności parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu EcoFish* (rozdział 7), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 179–204.

9. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Jakacki J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish* (rozdział 6), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 145–178.
10. Janecki M., Dybowski D., Rak D., Dzierzbicka-Głowacka L., *A new method for thermocline and halocline depth determination at shallow seas*, *Journal of Physical Oceanography*, 2022, 52, 9, 2205–2218. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-22-0008.1>.
11. Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Moduł Fish – mapowanie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb badanych gatunków poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej* (rozdział 9), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 220–239.
12. Krzemień G., Wittbrodt J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Wyprawy rybackie – realizacja rejsów pomiarowych przez kutry i łodzie rybackie* (rozdział 4), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 97–117.
13. Kuczyński T., Pieckiel P., Barańska A., Olenycz M., *Analiza stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej na podstawie stanu ichtiofauny* (rozdział 2), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 21–46.
14. Nowicki A., Janecki M., Dybowski D., Dzierzbicka-Głowacka L., *Automatyczny system kontroli modelu EcoFish w trybie operacyjnym* (rozdział 10), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 240–260.
15. Nowicki A., Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Asymilacja danych satelitarnych oraz środowiskowych w modelu EcoFish* (rozdział 8), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 205–219.
16. Öberg, J., *Cyanobacteria blooms in the Baltic Sea*, HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets 2017. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/06/BSEFS-Cyanobacteria-blooms-in-the-Baltic-Sea.pdf>.
17. Pieckiel P., Kuczyński T., *Analiza istniejących i nowych danych środowiskowych pochodzących z wypraw rybackich w celu określenia preferencji ryb poławianych przemysłowo w Zatoce Gdańskiej* (rozdział 5), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 118–144.
18. Schnute J., Richards L.J., *Use and abuse of fishery models*, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2011, 58, 10–17.

19. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., *SatBałtyk – a Baltic environmental satellite remotesensing system – an ongoing project in Poland. Part 1: Assumptions, scope and operating range*, *Oceanologia*, 2011a, 53(4), 897–924. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.53-4.897>.
20. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., *SatBałtyk – a Baltic environmental satellite remotesensing system – an ongoing project in Poland. Part 2: Practical applicability and preliminary results*, *Oceanologia*, 2011b, 53(4), 925–958. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.53-4.925>.
21. Zaborska A., Szymczycha B., Siedlewicz G., Saghravani S.R., Pajda B., Pazdro K., *Analiza stanu chemicznego środowiska Zatoki Gdańskiej w zakresie stężeń metali śladowych, radionuklidów i zanieczyszczeń organicznych na podstawie wieloletnich danych (rozdział 3)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 47–96.
22. Strona internetowa projektu CEMBS: www.cembs.pl.
23. Strona internetowa projektu FindFISH: www.findfish.pl.
24. Strona internetowa projektu SatBałtyk: www.satbaaltyk.pl.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Tomasz Kuczyński  0000-0001-6242-2549

Piotr Pieckiel  0000-0001-5021-0872

Anna Barańska

Michał Olenycz

INSTYTUT MORSKI UNIWERSYTETU MORSKIEGO W GDYNI

adres e-mail do korespondencji: kuczynski@im.umg.edu.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-02

2. ANALIZA STANU EKOLOGICZNEGO ZATOKI GDAŃSKIEJ NA PODSTAWIE STANU ICHTIOFAUNY

WPROWADZENIE

Ryby Zatoki Gdańskiej stanowią bardzo ważny element całego ekosystemu Bałtyku. W skład taksonomiczny ichtiofauny badanego obszaru wchodzi gatunki słodkowodne, morskie, brakiczne, jak również wędrownie. Każda z tych grup organizmów ma swoje specyficzne preferencje dotyczące warunków środowiskowych. Zatoka Gdańska nie ma charakteru ani typowo morskiego, ani słodkowodnego, a większość gatunków ryb występujących w tych wodach wykazuje szeroki zakres tolerancji na panujące tu warunki. Rozmieszczenie przestrzenne określonych zespołów ryb w Zatoce Gdańskiej jest też związane z obecnością typowych habitatów, tworzonych przez elementy zarówno abiotyczne, jak i biotyczne. Czynniki abiotycznymi są między innymi: temperatura, zasolenie, natlenienie, nieożywione elementy siedlisk. Kolejnym ważnym elementem pojawiania się określonych gatunków jest baza pokarmowa. Ryby mają określone preferencje pokarmowe i grupują się w miejscach występowania pokarmu o odpowiedniej jakości i w odpowiedniej ilości, znajdującego się zarówno w toni wodnej (zooplankton), jak i na dnie morskim (zoobentos). Oprócz naturalnych czynników na ichtiofaunę Zatoki Gdańskiej wpływają także czynniki antropogeniczne, będące konsekwencją działalności człowieka. Jednym z głównym czynników tego rodzaju jest rybołówstwo, które bezpośrednio ingeruje w zasoby ryb użytkowych i pośrednio wpływa na pozostałe składniki ekosystemu za sprawą oddziaływania na łańcuch troficzny. Inne czynniki antropogeniczne są związane z dostarczaniem do wód morskich różnego typu substancji powodujących negatywne zmiany związane z ogólną trofią wód – eutrofizacją.

2.1. CZYNNIKI WPŁYWAJĄCE NA ICHTIOFAUNĘ ZATOKI GDAŃSKIEJ

2.1.1. Temperatura

Temperatura wód Zatoki Gdańskiej podlega silnym zmianom sezonowym i zależy w głównej mierze od zmian temperatury powietrza i nasłonecznienia. W dużym stopniu jest ona również kształtowana przez procesy konwekcji wód i mieszania, wywołane działaniem wiatrów. W zmianach temperatury wody Zatoki silnie zaznacza się także dopływ wód z Wisły, które podwyższają temperaturę wody w okresie wiosenno-letnim i obniżają ją jesienią. Wpływ wód wnoszonych przez Wisłę jest najbardziej widoczny w okresie obfitego spływu wód rzecznych i wysokich różnic wartości temperatur wód rzecznych i zatokowych. Maksymalny zasięg oddziaływania wód Wisły występuje w sezonie wiosenno-letnim. Najniższe wartości temperatury wód powierzchniowych występują w styczniu w rejonie ujścia Wisły i wynoszą około $0,1^{\circ}\text{C}$. Z kolei najniższe średnie wartości temperatury wody powierzchniowej w całym akwenu odnotowuje się w lutym. W tym miesiącu wody powierzchniowe całego akwenu cechują się zblizoną temperaturą, a różnice nie przekraczają $2,5^{\circ}\text{C}$. W kolejnych miesiącach temperatura wód powierzchniowych wzrasta, najszybciej w strefie przybrzeżnej. Najwyższe zróżnicowanie przestrzenne obserwowane jest w maju i czerwcu (różnice wynoszące do około 7°C), kiedy znaczna część Zatoki pozostaje pod wpływem wód z Wisły. Wysokie zróżnicowanie przestrzenne nie dotyczy wód głębokowodnych nad Głębią Gdańską, gdzie wynosi ono około $0,5^{\circ}\text{C}$. Najwyższe średnie temperatury wód powierzchniowych występują w sierpniu. W tym miesiącu zróżnicowanie temperatury jest najniższe w całym roku – około $2,3^{\circ}\text{C}$. Specyficzną częścią Zatoki Gdańskiej jest Zalew Pucki – akwen o niewielkiej głębokości (średnio około $3,1\text{ m}$), w którym wymiana wód jest ograniczona Rybitwią Mielizną i Cyplem Rewskim, odcinającymi ten akwen od zewnętrznej części Zatoki Puckiej. Warunki morfologiczne i hydrologiczne tego akwenu sprawiają, że jego wody cechują się nieco innymi średnimi wartościami temperatury w stosunku do pozostałej części Zatoki Gdańskiej. W miesiącach od sierpnia do grudnia są one wyższe niż w pozostałej części Zatoki, a od stycznia do lipca nieco niższe.

W rozkładzie pionowym temperatury wody występują również wyraźne różnice sezonowe, z wyjątkiem Zalewu Puckiego, gdzie ze względu na niewielkie głębokości cały akwen ma charakter izotermiczny. W pozostałej części Zatoki Gdańskiej w miesiącach zimowych do głębokości około $40\text{--}60\text{ m}$ temperatura wody odpowiada zazwyczaj wartościom notowanym w warstwie powierzchniowej. Poniżej tego poziomu następuje wzrost temperatury o około $1,0^{\circ}\text{C}$ na 10 m głębokości, aż do izobaty około 80 m , poniżej której temperatura wody nie przekracza 6°C . Od kwietnia do sierpnia ma miejsce postępujący wzrost temperatury

wody powierzchniowej. Tuż pod powierzchnią zarysowuje się warstwa termokliny, pod którą zalega warstwa minimalnej temperatury, odpowiadająca wartościom z miesięcy zimowych. W kwietniu i maju termoklina stanowi cienką warstwę z niewielkimi gradientami temperatury. Z czasem następuje jej rozwój – zwiększa się głębokość jej zalegania, wzrasta jej miąższość i rośnie temperatura w jej obrębie, ma też miejsce wzrost bezwzględnych gradientów. Najbardziej rozwiniętą termoklinę obserwuje się w sierpniu, kiedy występują także najwyższe wartości temperatury wody powierzchniowej. Poza strefą brzegową zalega ona na głębokości 20–50 m. W strefie płytkowodnej, gdzie nie występuje tak wyraźnie zarysowana stratyfikacja letnia, termoklina pojawia się w czerwcu i lipcu, jednak jest szybko rozpraszana przez procesy dynamiczne wody. W takich rejonach Zatoki temperatura wody spada liniowo do dna. W rejonie Głębi Gdańskiej termoklina rozciąga się pomiędzy izobatami 20 m i 40 m, a gradienty w jej obrębie osiągają wartość $0,9^{\circ}\text{C}/\text{m}$. Warstwa minimalnej temperatury zmniejsza się w kolejnych miesiącach i temperatura termokliny rośnie. We wrześniu występuje ona już tylko w rejonie Głębi Gdańskiej na głębokości 60–70 m i utrzymuje się do grudnia. Temperatura wody w jej obszarze wynosi około 5°C . Wraz z początkiem jesieni spada temperatura wód powierzchniowych, co skutkuje stopniowym zanikiem stratyfikacji letniej. Procesy konwekcyjne i mieszanie wiatrowe wód stopniowo wyrównują temperaturę wody w kolumnie w okresie jesieni i zimy. Całkowity zanik termokliny w strefie płytkowodnej ma miejsce w październiku, a w części głębokowodnej w listopadzie. W Głębi Gdańskiej w listopadzie termoklina utrzymuje się zazwyczaj na głębokości 30–40 m, najgłębiej natomiast (50–60 m) jest zlokalizowana w rejonie Półwyspu Helskiego. W sezonie zimowym, kiedy temperatura wód powierzchniowych jest najniższa, obserwuje się liniowy spadek temperatury wody w głąb kolumny. Poniżej głębokości 80 m występuje sytuacja odwrotna, tzn. temperatura wzrasta w kierunku dna i osiąga najwyższe wartości (około $5\text{--}6^{\circ}\text{C}$) w najgłębszych częściach Zatoki. Temperatura wód na dnie głębi w Zatoce Gdańskiej utrzymuje się na stałym poziomie przez niemal cały rok i nie wykazuje wahań sezonowych. Najważniejszym czynnikiem kształtującym jej wartości jest nieregularny dopływ wód wlewowych pochodzących z Morza Północnego, przemieszczających się przez Rynną Słupską.

Średnie wartości temperatury wód powierzchniowych Zatoki Gdańskiej i Zalewu Puckiego wskazano w tabeli 2.1.

Tabela 2.1

Średnie wartości temperatury wód powierzchniowych Zatoki Gdańskiej i Zalewu Puckiego

| Akwen | Styczeń [°C] | Luty [°C] | Marzec [°C] | Kwiecień [°C] | Maj [°C] | Czerwiec [°C] | Lipiec [°C] | Sierpień [°C] | Wrzesień [°C] | Październik [°C] | Listopad [°C] | Grudzień [°C] |
|----------------|--------------|-----------|-------------|---------------|----------|---------------|-------------|---------------|---------------|------------------|---------------|---------------|
| Zatoka Gdańska | 2,0 | 1,1 | 1,9 | 5,5 | 10,4 | 14,7 | 17,6 | 18,4 | 16,1 | 11,3 | 6,5 | 3,7 |
| Zalew Pucki | 1,8 | 1,3 | 1,5 | 4,5 | 9,5 | 12,4 | 16,7 | 18,6 | 17,2 | 13,0 | 7,9 | 5,2 |

Źródło: na podstawie danych z lat 1980–1993 (Nowacki, 1981–1985, 1986–1993).

2.1.2. Zasolenie

Zasolenie Zatoki Gdańskiej jest parametrem, którego wartości nie zmieniają się znacząco w skali roku i wielolecia. W wodach otwartych Zatoki zasolenie wód powierzchniowych zależy od morfometrii akwenu. Najwyższe różnice obserwuje się w płytkim obszarze przybrzeżnym i strefie głębokowodnej, gdzie występuje typowe dla Bałtyku uwarstwienie wód. Strefa przybrzeżna poddana jest oddziaływaniu wód słodkich wnoszonych przez Wisłę, które obniżają jej zasolenie do wartości poniżej 7 PSU. Wpływ ten jest zauważalny również w warstwie powierzchniowej strefy głębokowodnej, głównie w okresie wiosennym, kiedy dopływ wód słodkich jest największy. W pobliżu ujścia Wisły w maju zasolenie wód powierzchniowych może wynosić około 4,5 PSU. W środkowej części Zatoki Gdańskiej wartości te wynoszą około 7,0 PSU, natomiast w rejonie Głębi Gdańskiej około 7,5 PSU. Duży wpływ na zasolenie wód w płytkowodnej strefie przybrzeżnej mają silne wiatry odlądowe, które powodują odpływ wód na powierzchni i dopływ wód przy dnie z głębszych warstw Zatoki. Może to doprowadzić do wzrostu zasolenia nawet o 2 PSU w ciągu kilku godzin w rejonach znajdujących się w pobliżu ujścia Wisły. Poniżej warstwy oddziaływania wód słodkich występuje warstwa izohalinowa o zasoleniu 7–8 PSU. Przy samym dnie strefy płytkowodnej zasolenie może być wyższe, osiągając wartości do 9,5 PSU. Zasięg warstwy izohalinowej kończy się, w zależności od rejonu Zatoki, na głębokościach 40–60 m. W ciągu roku jest największy wiosną i latem, a najmniejszy jesienią i zimą, kiedy następuje dopływ ku powierzchni wód głębinowych. Poniżej warstwy izohalinowej zalega haloklina, w której zasolenie wzrasta średnio od 8 PSU do 11 PSU. W rejonach płytkich haloklina znajduje się przy dnie, natomiast w strefie głębokowodnej na głębokościach 60–80 m (w Głębi Gdańskiej nawet do 90 m). Średnie maksymalne gradienty wzrostu zasolenia w tej

warstwie wynoszą 0,15–0,20 PSU/m. W Głębi Gdańskiej maksymalne gradienty dochodzą do 0,35 PSU/m, a w strefie płytkowodnej do 0,3 PSU/m. W warstwie przydennej poniżej 80 m zasolenie stopniowo wzrasta do maksymalnych wielkości przy dnie. Wartość zasolenia w tej warstwie zależy od wlewów wód słonych z Morza Północnego. Wartości zasolenia przy dnie Głębi Gdańskiej wynoszą średnio 12,5 PSU, zwiększając się do 13–14 PSU w czasie wlewów i spadając do około 10 PSU w okresach długotrwałej stagnacji.

Średnie wartości zasolenia wód powierzchniowych Zatoki Gdańskiej i Zalewu Puckiego wskazano w tabeli 2.2.

Tabela 2.2

Średnie wartości zasolenia wód powierzchniowych Zatoki Gdańskiej i Zalewu Puckiego

| Akwen | Styczeń [PSU] | Luty [PSU] | Marzec [PSU] | Kwiecień [PSU] | Maj [PSU] | Czerwiec [PSU] | Lipiec [PSU] | Sierpień [PSU] | Wrzesień [PSU] | Pazdziernik [PSU] | Listopad [PSU] | Grudzień [PSU] |
|----------------|---------------|------------|--------------|----------------|-----------|----------------|--------------|----------------|----------------|-------------------|----------------|----------------|
| Zatoka Gdańska | 7,7 | 7,8 | 7,1 | 7,6 | 7,0 | 7,2 | 7,4 | 7,1 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,6 |
| Zalew Pucki | 8,0 | 7,8 | 7,6 | 8,3 | 7,2 | 7,8 | 7,3 | 7,2 | 7,3 | 7,2 | 7,2 | 7,2 |

Źródło: na podstawie danych z lat 1980–1993 (Nowacki, 1981–1985, 1986–1993).

2.1.3. Natlenienie

Struktura przestrzenna zawartości tlenu w wodzie Zatoki Gdańskiej jest wyraźnie związana z głębokością akwenu, w której wyróżnić można trzy warstwy: górna warstwa o miąższości kilkudziesięciu metrów, kilkunastometrowa warstwa pośrednia oraz warstwa przydennej znajdująca się na głębokościach poniżej 80 m. W górnej warstwie wody występują zazwyczaj dobre warunki tlenowe dzięki wymianie gazów z atmosferą i procesowi fotosyntezy. Wartości natlenienia wody w tej warstwie podlegają zmianom sezonowym, które wynikają z produkcji pierwotnej i zmian temperatury wody. Najwyższe wartości natlenienia, wynoszące około 10 cm³/dm³, obserwowane są w tej warstwie w okresie zimowym, kiedy następuje wychłodzenie wód i zachodzi konwekcja termiczna. W okresie wiosennym, kiedy ma miejsce zakwit fitoplanktonu, pojawiają się krótkotrwałe stany przesylenia tlenem. Wzrost temperatury wód powierzchniowych i spadek produkcji pierwotnej powodują sukcesywny spadek natlenienia wody do wartości około 6–7 cm³/dm³ w sierpniu i wrześniu. W efekcie zachodzącego od początku

jesieni ochłodzenia wód następuje ponowny wzrost natlenienia wody. W styczniu i lutym zawartość tlenu w górnej warstwie wody do głębokości 60–70 m wynosi około $9 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$ – w rejonie ujścia Wisły te wartości są niższe i wynoszą około $6 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$. W marcu w tym obszarze natlenienie wody osiąga wartość około $9 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$. W kwietniu natlenienie wód wciąż wzrasta i wynosi ponad $9 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$, a lokalnie ponad $10 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$. W maju i czerwcu obserwuje się spadek natlenienia do wartości około $8\text{--}9 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$, a w kolejnych miesiącach jego wartości na rozległych obszarach Zatoki wynoszą poniżej $7 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$. W październiku wartość natlenienia wzrasta, w grudniu osiągając wartość około $9 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$. W przybrzeżnej strefie płytkowodnej natlenienie wód jest o około $0,5 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$ niższe niż w pozostałej części akwenu, co wiąże się z dopływem materii organicznej z łądu i wraz z wodami wnoszonymi przez Wisłę – część tlenu rozpuszczonego w wodzie zużywana jest w procesie mineralizacji.

W warstwie pośredniej natlenienie jest mniejsze o około $4 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$. Pod nią znajduje się najslabiej natleniona warstwa dolna, w której zachodzi spadek zawartości tlenu w kierunku dna. Warunki natlenienia są w tej strefie determinowane głównie przez dopływ dobrze natlenionych wód z Morza Północnego. Lepsze warunki tlenowe obserwowane są po wlewach, a gorsze w okresach stagnacji. Średnia wartość natlenienia w obszarach o głębokości większej niż 80 m wynosi około $2\text{--}3 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$. W najgłębszych partiach Głębi Gdańskiej występują okresowe braki tlenu, pojawiające się nieregularnie, zazwyczaj na początku roku i pod koniec lata, które mogą się utrzymywać nawet przez kilka miesięcy.

2.1.4. Baza pokarmowa ryb

Zooplankton

W skład zooplanktonu Zatoki Gdańskiej wchodzi głównie drobne skorupiaki pelagiczne – widłonogi i wioślarki, a także wrotki, stadia larwalne ryb oraz organizmy czasowo przebywające w toni wodnej, tj. stadia larwalne wieloszczetów, wyższych skorupiaków i mięczaków. Skład taksonomiczny zooplanktonu Zatoki Gdańskiej jest ubogi – zazwyczaj notuje się kilkanaście gatunków, co wynika z niewielkiego zasolenia, wynoszącego w tej części Bałtyku około 7,0 PSU (Wiktor, 1990). Większość biomasy zooplanktonu stanowią euryhalinowe gatunki morskie, jak widłonogi oraz wioślarki. W okresie wiosennym i letnim, kiedy zasoby fitoplanktonu się zwiększają, wzrastają również liczebność i biomasa żerujących na nim przedstawicieli zooplanktonu. Sezonowe zmiany składu taksonomicznego i ilościowego zooplanktonu Zatoki Gdańskiej są najwyraźniejsze w jej strefie płytkowodnej – powyżej termokliny, gdzie wahania temperatury są największe. Skład zooplanktonu uzależniony jest także od uwarunkowań lokalnych i zdarzeń epizodycznych. Pierwszy z tych czynników obejmuje dopływ wód słodkich

wnoszonych przez rzeki i lokalny spadek zasolenia wód morskich, którego wynikiem jest obecność w wodach morskich gatunków słodkowodnych. Drugi czynnik to wlewy słonych wód z Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie. Ich zasięg w Zatoce Gdańskiej może się objawiać okresowym występowaniem w polskich obszarach morskich gatunków słonowodnych (*Ocena stanu środowiska...*, 2017).

Zoobentos

Czynniki, które decydują o zasiedlaniu dna przez faunę oraz o strukturze jakościowej i ilościowej zoobentosu, to przede wszystkim: zasolenie, temperatura, dynamika wód, rodzaj osadów dennych oraz czynniki biotyczne, takie jak: zależności międzygatunkowe (przejawiające się stopniem dominacji populacji wybranego gatunku w danym zbiorowisku), potencjał biotyczny gatunku, rozumiany jako jego zdolność do przetrwania pomimo niesprzyjających warunków środowiskowych (tzw. zakres tolerancji gatunku), oraz dostępność pokarmu. Podstawowym czynnikiem ograniczającym występowanie zoobentosu są również warunki tlenowe w przydennej warstwie wody i w powierzchniowej warstwie osadu. Zróżnicowanie pokarmu na dnie morza spowodowało wykształcenie różnych sposobów odżywiania się wśród bytującej tam fauny, w związku z czym wyróżnia się następujące grupy troficzne: filtratorzy, detrytożercy, nekrofagi, roślinożercy, drapieżniki oraz wszystkożercy (*Morze Bałtyckie...*, 1998).

W skład bezkręgowców dennych wchodzi organizmy żyjące zarówno na powierzchni osadów (epifauna), jak i w osadach dennych (infauna). Zoobentos tworzy liczną, zróżnicowaną taksonomicznie grupę organizmów bezkręgowych, zasiedlającą niemal wszystkie ekosystemy wodne. W większości są to gatunki osiadłe o długim (przynajmniej rocznym) cyklu życiowym. Podstawowymi grupami wchodzącymi w skład makrozoobentosu są małże, skorupiaki, wieloszczety, skąposzczety i ślimaki. W rejonie Zatoki Gdańskiej występuje ponad 100 gatunków makrozoobentosu, w skład których wchodzi gatunki morskie, słonowodne oraz słodkowodne.

Należy również wspomnieć o organizmach nektonowych, których cechą specyficzną jest możliwość swobodnego pływania, dzięki czemu mogą się przemieszczać i odbywać wędrówki niezależnie od prądów wodnych. Do grupy tej należą ryby i ssaki morskie, a wśród mniejszych organizmów do nektonu zaliczyć można również skorupiaki, które stanowią pośrednią grupę łączącą cechy typowego zoobentosu i zooplanktonu.

2.1.5. Siedliska

Siedlisko ryb można zdefiniować jako środowisko, otoczenie niezbędne do przeżycia w każdym stadium cyklu życiowego, przy czym większość gatunków ryb wykorzystuje różne typy habitatów w danym okresie ich cyklu życia (Sundblad i in., 2014). W związku z tym siedliska można podzielić według następujących kategorii:

- obszary tarła;
- obszary wychowu narybku (larwy i osobniki młodociane);
- obszary żerowiskowe dorosłych osobników;
- korytarze migracyjne;
- możliwe specyficzne obszary, z którymi dany gatunek może być ściśle związany.

Poszczególne gatunki ryb wykazują ogromną różnorodność pod względem strategii życiowych i wymagań siedliskowych. W związku z tym ryby można podzielić m.in. na występujące w wodach otwartych (pelagiczne) lub w strefie przydennej (demersalne). Najwcześniejsze stadia ryb, takie jak jaja i larwy, mogą być zdefiniowane podobnie, w zależności od tego, gdzie powszechnie bytują. Gatunki demersalne oraz stadia rozwojowe, jako organizmy mniej mobilne, wykazują silny związek z określonymi typami siedlisk. Wybór siedliska w dużej mierze zależy od warunków środowiskowych, takich jak: temperatura, głębokość wody, podłoże i kompleksowość siedliska.

W Zatoce Gdańskiej można wyróżnić różne typy siedlisk w zależności od głębokości czy rodzaju podłoża, wraz z zamieszkującymi je zespołami roślin czy zwierząt. Każdy rodzaj osadu zasiedla typowy dla niego zespół makrobezkręgowców bentosowych, natomiast występowanie makrofitów limituje odpowiednią ilość światła. Rośliny naczyniowe występują w zatokach i zalewach, tj. w rejonach płytkich i zacisznych na dnie piaszczystym. Makroglony – zielenice, brunatnice, krasnorosty – przytwierdzają się do twardej powierzchni, np. kamieni.

Strefa głębokiego, miękkiego dna poniżej 40 m głębokości

Z uwagi na brak roślin – podstawowej grupy autotrofów – obszaru głębokiego, miękkiego dna nie można uznać za samodzielnie funkcjonującą jednostkę strukturalną. Na głębokościach, na których wzrasta udział koncentracji materii organicznej w osadach, dominują gatunki preferujące dno piaszczysto-muliste. Obszarem najbardziej ubogim jest rejon Głębi Gdańskiej, gdzie muliste dno najczęściej pozbawione jest życia makroskopowego ze względu na niedostatek lub brak tlenu, który jest czynnikiem limitującym występowanie makrozoobentosu. Obszary te, po wlewach z Morza Północnego, okresowo zasiedlane są przez najbardziej oportunistyczne gatunki odporne na okresowy deficyt tlenu w przydennej warstwie wody (Osowiecki, 1995; Osowiecki, 1998).

Strefa przybrzeżna – płytkowodna strefa piaszczystego dna

Strefa z piaszczystym podłożem charakteryzuje się dużą niestabilnością, ponieważ powierzchniowa warstwa osadu podlega ciągłemu przenoszeniu z miejsca na miejsce. Nie sprzyja to rozwojowi roślinności osiadłej i powoduje, że wśród makrozoobentosu przeważają zwierzęta zagrzebujące się w osadzie oraz drobne zwierzęta należące do mejobentosu.

W tym rodzaju osadu najczęściej występują różne gatunki małży, wieloszczetów, skąposzczetów oraz niektórych skorupiaków. Są to przedstawiciele fauny mobilnej, chociaż zdolność poruszania się niektórych spośród nich, przede wszystkim małży, jest ograniczona. Duże małże potrafią się zagrzebać w osadzie na głębokość nawet 20 cm, wysuwając ponad dno syfon, którym pobierają wodę z pokarmem. Bardziej aktywnymi zwierzętami są wieloszczety.

Najpłytsza strefa, do około 2 m głębokości, to tzw. ruchome piaski. Zamieszkuje ją ubogi zespół, w którym przeważają drobne skorupiaki oraz zagrzebujące się w piasku garnele. Wraz ze wzrostem głębokości zwiększają się liczba gatunków oraz biomasa, w której największy udział mają małże, skorupiaki czy wieloszczety (Wenne i Wiktor, 1982; Herra i Wiktor, 1985).

Strefa przybrzeżna – łąki roślin podwodnych i trzciniowiska

Łąki roślinności podwodnej są cennym elementem ekosystemu Zatoki, stanowiącym siedlisko rozwoju i bytowania bezkręgowców wodnych oraz ryb. Bogactwo pokarmu przyciąga ryby na żerowisko, a dla niektórych fitofilnych gatunków jest miejscem tarła ryb i schronienia narybku. Tego typu habitaty zaliczają się do najbogatszych i najbardziej zróżnicowanych siedlisk w Morzu Bałtyckim (*Morze Bałtyckie...*, 1998).

Również trzciniowiska to bardzo ważne miejsce rozrodu zwierząt morskich: w płytkich i ciepłych wodach przybrzeżnych tarło odbywają gatunki ryb zamieszkujące okoliczne wody (Skóra, 1997). Szuwar pełni też funkcję schronienia i miejsca żerowiska narybku oraz stanowi miejsce bytowania drobnych gatunków ryb chronionych: wężyki, igliczni i babek: małej, piaskowej i czarnej. Wśród morskich trzciniowisk żyje wiele organizmów będących ogniwem łańcucha pokarmowego, m.in. skorupiaki – krewetki i garnele, a także lasonogi, drobne kielże i podwoiki. Są tu też ślimaki, małże czy wieloszczety. Trzciniowiska mają jeszcze jedną ważną, szczególnie dla rybołówstwa, zaletę. Nie dopuszczają, aby oderwane sztormem od dna rosnące głębiej rośliny, na których ryby złożyły swoją ikrę, zostały wyrzucone na brzeg. Umożliwia to dalszą inkubację ikry aż do wyklucia larw, zapobiegając ich wysuszeniu na brzegu.

Strefa przybrzeżna – podłoże kamieniste

Cenny pod względem przyrodniczym rejon dna mieszanego, tj. kamienistego i piaszczystego, charakteryzuje się dużym bogactwem gatunkowym flory i fauny. Występują tu typowe dla dna kamienistego krasnorosty oraz zielenice. Pomiędzy gładzami na dnie piaszczystym rozwijają się rośliny okrytonasienne, takie jak trawa morska, tworząc podwodne łąki. Dno kamieniste zasiedlają gatunki trwale przytwierdzone do powierzchni kamieni, jak omulek i pąkla. Gatunki te zaliczane są do grupy tzw. gatunków siedliskotwórczych, które z uwagi na możliwości osiągnięcia wysokich wartości biomasy i porostania dużych powierzchni dna morskiego tworzą miejsce rozwoju, bytowania oraz schronienia dla innych gatunków bezkręgowej fauny dennej i fitofilnej, w skład której wchodzi głównie drobne skorupiaki. Mozaikowy charakter dna sprzyja również występowaniu zespołów fauny dennej typowej dla piaszczystego i piaszczysto-mulistego dna. Podwodne łąki trawy morskiej zasiedlają zespoły makrobezkręgowców fitofilnych, dla których łądygi i liście roślin naczyniowych są naturalnym siedliskiem (Kruk-Dowgiałło i Szaniawska, 2008).

Strefa pelagiczna

Strefę toni wodnej otwartego morza, zwaną pelagiałem, cechuje stosunkowo duża jednorodność warunków fizyczno-chemicznych. Strefa ta obejmuje masę wód na przedłużeniu strefy przybrzeżnej i rozpościera się ponad głębinami, w dół zaś sięga do granicy przepuszczania przez wodę promieni słonecznych. Wody dobrze naświetlone, do około 20 m głębokości, tworzą strefę eufotyczną i są zasiedlone przez fitoplankton – pierwsze ogniwo łańcucha pokarmowego, decydujące o wielkości produkcji pierwotnej Bałtyku. Zooplankton w zależności od wrażliwości na oświetlenie oraz preferencji pokarmowych (roślinożercy trzymają się bliżej powierzchni morza) zasiedla ton wodną do głębokości, na której spełniane są jego wymagania tlenowe. Jakość obszarów pelagicznych jako żerowisk zależy od obfitości dużego zooplanktonu, który jest uwarunkowany rozkładem zasolenia Morza Bałtyckiego (Flinkman i in., 1998).

Ujścia rzek

Ujścia rzek spełniają ważną rolę jako siedliska przejściowe pomiędzy siedliskami słodkowodnymi i morskimi, w których występują zarówno gatunki słodkowodne, jak i morskie. Istotne są ich znaczenie dla gatunków ryb dwuśrodowiskowych (np. łosoś, troć, certa) jako łączników pomiędzy rzeką a morzem i zachowanie możliwości migracji ryb tarłowych w górę rzek (Warzocha, 2004).

2.1.6. Eutrofizacja

Eutrofizacja jest jednym z najważniejszych czynników wpływających na środowisko naturalne Morza Bałtyckiego na wszystkich poziomach troficznych. Eutrofizacja oddziałuje również w bardzo istotny sposób na długoterminowe zmiany w zespołach ryb, modyfikując ich skład taksonomiczny oraz liczebność i biomasę (Lappalainen, 2002). W latach 70. i 80. XX wieku eutrofizacja została wskazana jako jeden z najistotniejszych czynników kształtujących środowisko Zatoki Puckiej, będącej częścią Zatoki Gdańskiej, gdzie przeważyły zespoły ryb zdominowane głównie przez gatunki słodkowodne, jak okoniowate i karpowate. Okoń, płoć i szczupak stanowiły w tych latach bardzo ważny składnik połowów komercyjnych w tym obszarze (Jackowski, 2002). Dominacja ryb karpowatych w wodach przybrzeżnych Bałtyku nad innymi grupami łączyła się ze zwiększaniem się żyzności wody w różnych obszarach tego morza. Jednym z bardzo negatywnych efektów tej sytuacji jest wycofywanie się wrażliwych na zmiany gatunków ryb, często wykazujących wąski zakres tolerancji na zmienne warunki środowiska. Wraz ze wzrostem eutrofizacji zwiększa się mętność wody, rosną stężenia zawiesiny w wodzie, a tym samym następuje spadek penetracji światła niezbędnego dla roślin, co skutkuje zmianami w zespołach roślinnych, będących bardzo ważnym składnikiem ekosystemu dla ryb fitofilnych. Kolejny efekt, jaki wywołuje eutrofizacja, to zmiany w siedliskach ryb, jak przestrzenie tarliskowe, żerowiskowe czy też do wychowu narybku (Skóra, 1993). Brak odpowiedniego substratu do składania ikry i zmiany parametrów wody związanych z zawiesiną, obniżające przeżywalność ikry i narybku, skutkują zmniejszaniem się przestrzeni życiowej dla wielu gatunków ryb.

2.1.7. Rybołówstwo

Zatoka Gdańska pozostaje pod stałą presją rybołówstwa i notuje się tu największe nakłady połowowe rybołówstwa przybrzeżnego w Polsce, jak również wysoki odsetek rybołówstwa w wodach otwartych. Rybołówstwo przybrzeżne operuje narzędziami biernymi połowu, a rybołówstwo w otwartych wodach – przeważnie narzędziami czynnymi. Lokalne, tradycyjne rybołówstwo przybrzeżne opiera się na stosowaniu stawnych narzędzi połowowych, takich jak sieci skrzelowe, mierze i żaki. Skład gatunkowy oraz ilościowy tych połowów w latach 1960–2000 ulegał znacznym zmianom, trwającym do chwili obecnej. W latach 60. i 70. ubiegłego stulecia zwiększony nakład połowowy obserwowano w wewnętrznej części Zatoki Gdańskiej, gdzie łowiono duże ilości ryb słodkowodnych, takich jak szczupaki i płocie oraz dwuśrodowiskowe węgorze. W połowach komercyjnych deklarowanych przez rybaków znajdujących się w bazie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa w Gdyni w latach 2005–2017 odnotowano 39 gatunków

ryb. Obecnie główne łowiska zlokalizowane są w zewnętrznej części Zatoki Gdańskiej, a połowy szczupaka, płoci i węgorza mają charakter incydentalny. Skład gatunkowy połowów zdominowany jest aktualnie przez gatunki typowo morskie: dorsza, stornię, śledzia, szprota i dwuśrodowiskowe: troć i łososia.

2.2. OCENA STANU ŚRODOWISKA ZATOKI GDAŃSKIEJ POD KĄTEM ICHTIOFAUNY

2.2.1. Ocena trendów dla warunków naturalnych i antropogenicznych

W odniesieniu do wybranych czynników, na podstawie prognozowanych dla nich trendów, określono stan środowiska Zatoki Gdańskiej pod kątem ichtiofauny (tabela 2.3).

Tabela 2.3

Prognozowany trend zmian dla czynników wpływających na ichtiofaunę w Zatoce Gdańskiej

| Czynnik | Trend |
|------------------|---|
| Naturalny | |
| Temperatura | Negatywny – temperatura wzrośnie, co wpłynie na sukces rozrodczy niektórych gatunków ryb, umożliwi rozprzestrzenianie się gatunków obcych mogących negatywnie oddziaływać na konkurencję pokarmową i stanowić bezpośrednie zagrożenie dla rodzimej fauny. Zmiany sezonowe spowodują zaburzenie w rozwoju organizmów morskich. |
| Zasolenie | Neutralny – zasolenie nie będzie się znacząco zmieniać i nie będzie to wpływać negatywnie na ogólny sukces rozrodczy wszystkich gatunków ryb. |
| Natlenienie | Negatywny – obszary beztlenowe się powiększą, co spowoduje zwiększoną śmiertelność ikry i narybku i będzie prowokować ryby do ucieczki z kluczowych miejsc żerowiskowych. |
| Baza pokarmowa | Negatywny – baza pokarmowa zmieni się i zmniejszy, będzie niewystarczająca pod względem ilości, a zmiany jakości wywołają zmiany w kondycji ryb. |
| Siedliska | Negatywny – areał się zmniejszy, a warunki panujące w siedliskach ulegną zmianie i nie będą w stanie zapewnić rozwoju wszystkim gatunkom ryb ani wystarczających zasobów umożliwiających eksploatację. |

cd. tabeli 2.3

| Antropogeniczny | |
|------------------|--|
| Zanieczyszczenia | Neutralny – stężenia substancji zanieczyszczających się zmniejszą, co może spowodować ustępowanie skutków ich wpływu w organizmach ryb, lecz mogą się pojawić nowe niebezpieczne substancje. |
| Eutrofizacja | Neutralny – nie nasilą się obecnie odczuwalne skutki zwiększonej trofii zbiornika, nie będzie dochodzić do degradacji siedlisk przyrodniczych ichtiofauny. |
| Rybołówstwo | Negatywny – połowy będą prowadzone na poziomie uniemożliwiającym naturalną rekrutację nowych pokoleń ryb, przytów niewymiarowych osobników różnych gatunków będzie negatywnie wpływał na populacje innych gatunków zwierząt. |

Źródło: opracowanie własne.

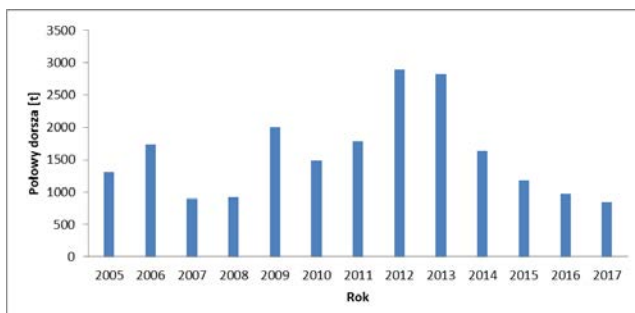
2.2.2. Ocena stanu populacji ryb

Gatunki komercyjne

Na podstawie danych ze statystyk połowowych pochodzących z Centrum Monitoringu Rybołówstwa w Gdyni, które są deklaracjami rybaków dotyczącymi połowach komercyjnych, przeprowadzono analizę oceny populacji gatunków ryb komercyjnych.

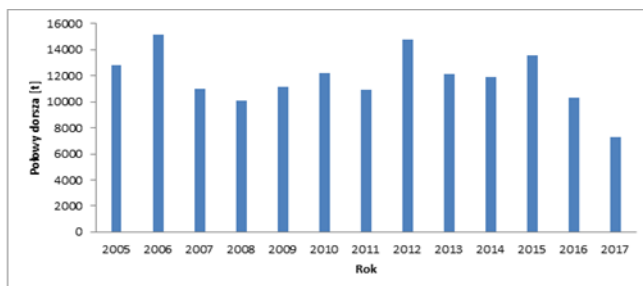
W analizowanym okresie, od 2005 roku, w raportach połowowych na obszarze Zatoki Gdańskiej wskazuje się 39 gatunków ryb. Najczęściej jednak poławiane są: dorsz, stornia, śledź, szprot, belona, ryby łososiowate: troć wędrowną i łosoś, z ryb słodkowodnych: okoń, sandacz. Dodatkowo w połowach regularnie występują również węgorz, turbot, sieja. Jednak pod względem całkowitej masy łowionych ryb podstawowe znaczenie dla rybołówstwa w Zatoce Gdańskiej mają ryby śledziowate, dorsz, stornia oraz troć wędrowną i okoń.

Połowy dorszy w Zatoce Gdańskiej (rys. 2.1) charakteryzują się na przestrzeni lat 2005–2017 dużymi wahaniami w porównaniu z całkowitymi połowami tego gatunku w polskim rybołówstwie (rys. 2.2), przy czym od 2014 roku obserwuje się wyraźny spadek połowów, który wpisuje się w ogólny trend na Morzu Bałtyckim. Nie można tego zjawiska powiązywać bezpośrednio z corocznie zmniejszonymi limitami dla tego gatunku, gdyż w drugiej dekadzie XXI wieku polscy rybacy nie są w stanie wykorzystać przyznanej im kwoty dorsza ze stada wschodniego (rys. 2.3). Zmniejszające się zasoby dorszy są efektem wpływu zarówno czynników abiotycznych związanych z zmiennymi w poszczególnych latach warunkami rekrutacji stada, jak i silnej presji ze strony rybołówstwa, w którym ustalane limity są często znacząco powyżej poziomu rekomendowanego i bezpiecznego dla zasobów.



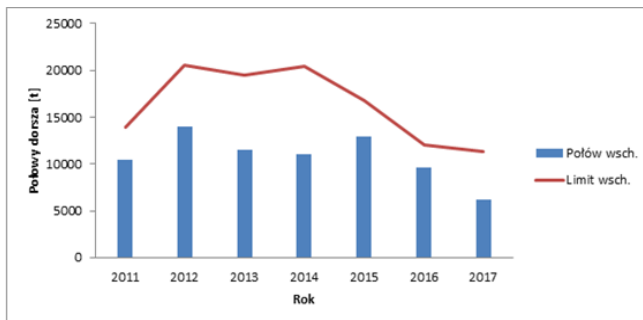
Rys. 2.1. Połowy dorsza w Zatoce Gdańskiej w latach 2005–2017 [t]

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.



Rys. 2.2. Całkowite połowy dorsza w polskim rybołówstwie w latach 2005–2017 [t]

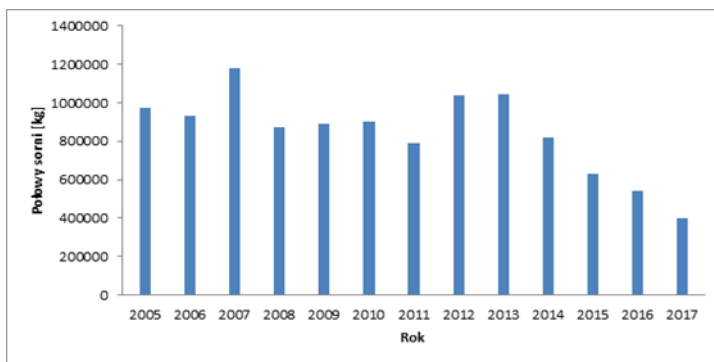
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.



Rys. 2.3. Całkowite połowy dorsza ze stada wschodniego w polskim rybołówstwie względem przyznanego limitu w latach 2011–2017 [t]

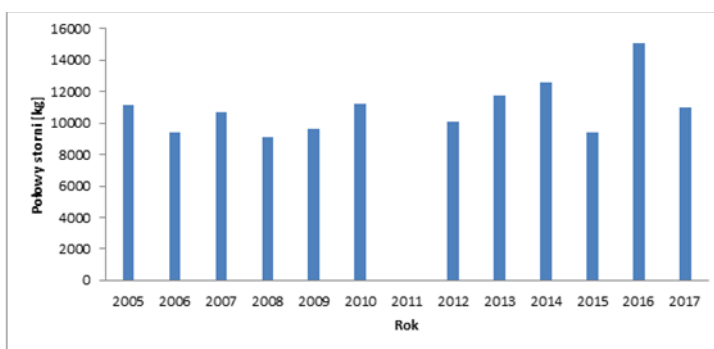
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.

Również w przypadku połowów storni w rejonie Zatoki Gdańskiej (rys. 2.4) widać wyraźny spadek połowów w latach 2013–2017, przy czym nie pokrywa się on jednoznacznie z trendami połowowymi całego polskiego rybołówstwa (rys. 2.5). Należy mieć na uwadze, że wzrost ogólnych połowów tego gatunku w tym samym okresie, dla którego obserwuje się spadki w Zatoce, może wynikać ze zwiększonej presji na ten gatunek ze strony floty ukierunkowanej na połowy paszowe. Zjawisko to ma miejsce w zachodniej części polskiego Wybrzeża. W rejonie Zatoki stornia jest poławiana głównie przez rybołówstwo łodziowe przy użyciu narzędzi stawnych. Przy czym wielkość połowów zależy wyłącznie od ich wydajności i nakładu połowowego, gdyż gatunek ten nie jest objęty limitami. Dlatego spadek wielkości połowów w Zatoce może wynikać ze spadku zasobów tego gatunku w rejonie.



Rys. 2.4. Połowry storni w Zatoce Gdańskiej w latach 2005–2017 [kg]

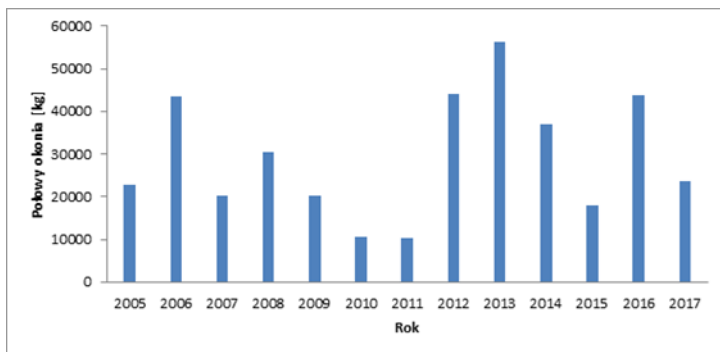
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.



Rys. 2.5. Całkowite połowry storni w polskim rybołówstwie w latach 2005–2017 [t] (2011 – brak danych)

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.

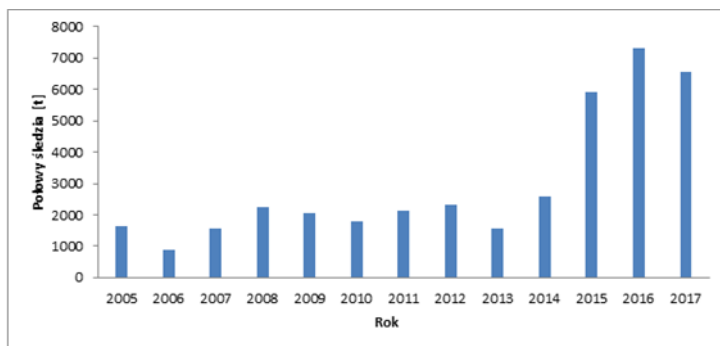
Z ryb słodkowodnych najliczniej poławiany jest okoń, jednak wielkości jego połowów cechują się wyraźnymi wahaniami w poszczególnych latach (rys. 2.6). Wynika to najprawdopodobniej z charakterystyki dostępnych zasobów tego wolno rosnącego gatunku, w której występują okresowe wzrosty i spadki liczebności populacji w odpowiedzi na presję ze strony rybołówstwa.



Rys. 2.6. Połowy okonia w Zatoce Gdańskiej w latach 2005–2017 [kg]

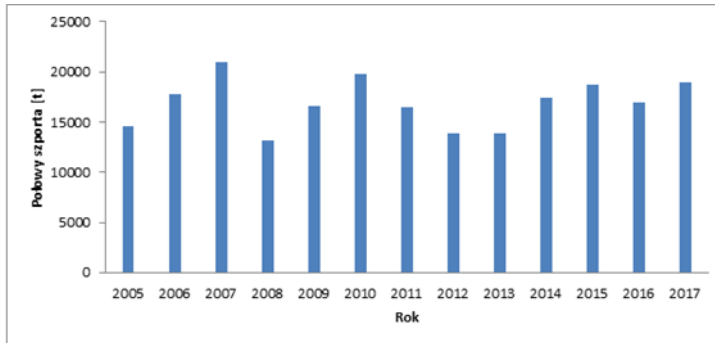
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.

W przypadku najliczniej poławianych w zatoce ryb śledziowatych można zauważyć wyraźny wzrost połowów śledzi w ostatnich trzech latach w stosunku do poprzedzającego je dziesięciolecia (rys. 2.7) oraz stabilną sytuację w zakresie wielkości połowów szprotów, ze stosunkowo niewielkimi wahaniami w poszczególnych latach i tendencją do wzrostu połowów w ostatnich czterech latach (rys. 2.8). Wpisuje się to w ogólny trend na Bałtyku, związany ze wzrostem biomasy ryb pelagicznych i corocznym zwiększaniem dostępnych limitów na połów tych gatunków. Śledź i szprot są w rejonie Zatoki poławiane głównie przez flotę kutrową w części centralnej i południowej.



Rys. 2.7. Połowy śledzia w Zatoce Gdańskiej w latach 2005–2017 [t]

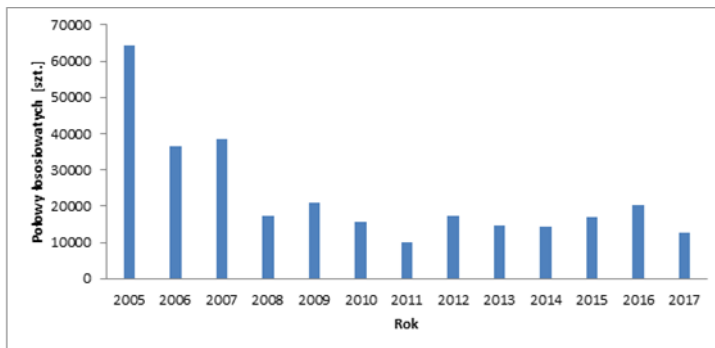
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.



Rys. 2.8. Połowy szpryta w Zatoce Gdańskiej w latach 2005–2017 [t]

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.

Połowy ryb łososiowatych, w szczególności troci wędrownej, po wyraźnym spadku ich wielkości po roku 2007 utrzymują się w ostatnim dziesięcioleciu na zbliżonym poziomie (rys. 2.9). Przy czym zasoby tych ryb, a w konsekwencji ich połowy, są w znacznej mierze uzależnione od wielkości zarybnień realizowanych w ramach programu „Zarybianie Polskich Obszarów Morskich”.



Rys. 2.9. Łączne połowy ryb łososiowatych w Zatoce Gdańskiej w latach 2011–2017 [szt.]

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Centrum Monitoringu Rybołówstwa.

Stan populacji gatunków niekomercyjnych

W wodach Zatoki Puckiej, stanowiącej zachodnią część Zatoki Gdańskiej, stwierdzono występowanie 57 gatunków ryb (Skóra, 1993), są jednak wśród nich gatunki uznane za wymarłe lub notowane ostatnio w latach 30. ubiegłego wieku. W badaniach inwentaryzacyjnych zrealizowanych w drugiej dekadzie XXI wieku potwierdzono występowanie w tym akwenie 29 gatunków ryb (*Wyniki inwentaryzacji siedlisk...*, 2012).

Na przestrzeni ostatniego półwiecza doszło do istotnych zmian w strukturze ichtiofauny związanych z antropogeniczną degradacją środowiska Zatoki Gdańskiej, która doprowadziła do załamania się początkowo wyrównanej struktury ichtiofauny na rzecz dominacji gatunków eurytopowych, takich jak ciernik i babka bycza, oraz eliminacji wrażliwych gatunków ryb, jak np. sieja, oraz pogarszającym się stanem tarlisk w Zalewie Puckim. W strukturze liczebności ichtiofauny dominują aktualnie babka krągła (babka bycza), śledź i okoń, natomiast w strefie przybrzeżnej babka krągła i ciernik. Jednym z gatunków, który prawdopodobnie całkowicie zanikł w Zatoce, jest lokalna forma siei – brzona. Obecnie obserwowane osobniki tego gatunku pochodzą z zarybień prowadzonych co roku w ramach programu „Zarybianie Polskich Obszarów Morskich”, realizowanego przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Sieja jest gatunkiem wrażliwym, najwcześniej reagującym spadkiem liczebności populacji na zmiany w środowisku wywołane wzrastającym stężeniem zanieczyszczeń. Zły stan tarlisk w badanym akwenu dotyczy głównie gatunków fitofilnych. Gatunki ryb składające ikrę na podłożu roślinnym stanowią zdecydowaną większość ryb żyjących w wodach Zalewu Puckiego, dlatego uważa się, że spadek liczebności płoci i szczupaka, które stanowiły główny cel połowów komercyjnych w latach 70. ubiegłego wieku, może być wynikiem degradacji tarlisk tych gatunków. Niegdyś tarliska płoci oraz szczupaka zlokalizowane były w zachodniej części Zalewu Puckiego w okolicy Swarzewa i ujścia rzeki Płutnicy. Obecnie liczebność tych gatunków jest bardzo niska.

W wodach Zatoki Gdańskiej występują gatunki objęte ochroną gatunkową (tabela 2.4).

Tabela 2.4

Lista gatunków ryb i minogów występujących w polskich obszarach morskich ze statusem ochronnym: OCH – gatunek objęty całkowitą ochroną*, OCZ – gatunek objęty częściową ochroną*, CL – gatunek wymieniony w *Polskiej czerwonej księdze zwierząt* (2001), DH – gatunek wymieniony w załączniku II Dyrektywy siedliskowej; inne skróty wyjaśnione w tabeli

| Lp. | Gatunek | Status ochrony |
|-----|--|--|
| 1 | Aloza (<i>Alosa alosa</i>) | OCZ, DH |
| 2 | Parposz (<i>Alosa fallax</i>) | OCZ, DH, CL – EN – gatunki bardzo wysokiego ryzyka, silnie zagrożone |
| 3 | Taśmiak długi (<i>Lumpenus lampretaeformis</i>) | OCZ |
| 4 | Babka czarnoplamka (<i>Gobiusculus flavescens</i>) | OCZ |

cd. tabeli 2.4

| | | |
|----|---|---|
| 5 | Babka mała (<i>Pomatoschistus minutus</i>) | OCZ |
| 6 | Babka piaskowa (<i>Pomatoschistus microps</i>) | OCZ |
| 7 | Ciosa (<i>Pelecus cultratus</i>) | OCZ, DH, CL – NT – gatunki niższego ryzyka, ale bliskie zagrożenia |
| 8 | Dennik (<i>Liparis liparis</i>) | OCZ, CL – VU – gatunki wysokiego ryzyka, narażone na wyginięcie |
| 9 | Iglicznia (<i>Syngnathus typhle</i>) | OCZ, CL – CR – gatunki skrajnie zagrożone |
| 10 | Wężynka (<i>Nerophis ophidion</i>) | OCZ |
| 11 | Jesiotr ostronosy (bałtycki) (<i>Acipenser oxyrinchus oxyrinchus</i>) | OCH, DH, CL – EXP – gatunki zanikłe lub prawdopodobnie zanikłe w Polsce |
| 12 | Kur rogacz (<i>Myoxocephalus quadricornis</i>) | OCZ |
| 13 | Pocierniec (<i>Spinachia spinachia</i>) | OCZ |
| 14 | Minóg morski (<i>Petromyzon marinus</i>) | OCH, DH, CL – EN – gatunki bardzo wysokiego ryzyka, silnie zagrożone |
| 15 | Minóg rzeczny (<i>Lampetra fluviatilis</i>) | OCZ, DH, CL – VU – gatunki wysokiego ryzyka, narażone na wyginięcie |
| 16 | Łosoś (<i>Salmo salar</i>) | CL – CR – gatunki skrajnie zagrożone |

Źródło: opracowanie własne.

2.2.3. Ocena stanu siedlisk

Ocena żerowiska pelagicznego na podstawie zooplanktonu

Rozmieszczenie zooplanktonu w Zatoce Gdańskiej jest kształtowane dynamicznie przez warunki środowiskowe. Przestrzenny rozkład biomasy zooplanktonu w akwenie jest determinowany przez układ prądów, kierunek i siłę falowania, temperaturę wody, dostępność pokarmu i inne czynniki. Z tego powodu nie ma możliwości określenia, w których miejscach Zatoki Gdańskiej znajdują się żerowiska ryb planktonożernych. Możliwe jest jednak określenie, czy zasoby zooplanktonu Zatoki Gdańskiej są na tyle wysokie, by zapewnić odpowiednio zasobną bazę pokarmową na podstawie wskaźnika MSTS (*zooplankton mean size and total stock*), który jest wykorzystywany w ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego zgodnie z zaleceniami Dyrektywy ramowej w sprawie strategii morskiej. Wskaźnik ten składa się z dwóch modułów: „średnie rozmiary

zooplanktonu” i „całkowita biomasa zooplanktonu”. Moduł „średnie rozmiary zooplanktonu” wyrażany jest jako wielkość biomasy w przeliczeniu na jednego osobnika. Im wyższa jego wartość, tym więcej w środowisku było taksonów o stosunkowo dużych rozmiarach ciała (dorosłe osobniki widłonogów i wioślarek), stanowiących trzon bazy pokarmowej ryb planktonożernych. W przypadku Zatoki Gdańskiej wartości graniczne dla tego modułu wskaźnika MSTS zostały opracowane na podstawie danych pochodzących z trzech stacji, na których zooplankton badany jest w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (Margoński i Całkiewicz, 2017). Stanowią one wyznacznik jakości zasobów zooplanktonu w kontekście bazy pokarmowej dla ryb planktonożernych. Jeśli wartość obliczona dla danego roku lub innego okresu jest równa lub wyższa od wartości progowej, wskazuje to na dogodne warunki do żerowania dla tych ryb. Analiza zasobów zooplanktonu w kontekście bazy pokarmowej ichtiofauny wykazała, że na każdej z analizowanych stacji zasoby te były dobre i przekroczyły wartość progową dla Zatoki Gdańskiej (tabela 2.5).

Tabela 2.5

Ocena zasobów zooplanktonu w kontekście zasobów bazy pokarmowej dla ryb planktonożernych w latach 2010–2015 (wartości progowe modułu „średnie rozmiary zooplanktonu” za Margoński i Całkiewicz, 2017)

| Rok | Stacja | | | Cały obszar (średnia) |
|--|--------|------|------|--------------------------|
| | ZP6 | P1 | P110 | |
| 2010 | 11,7 | 24,3 | 11,6 | 15,9 |
| 2011 | 13,7 | 13,0 | 14,8 | 13,8 |
| 2012 | 8,1 | 13,1 | 10,9 | 10,7 |
| 2013 | 11,2 | 10,2 | 11,6 | 11,0 |
| 2014 | 13,2 | 14,1 | 18,9 | 15,4 |
| 2015 | 7,9 | 21,9 | 19,8 | 16,5 |
| 2010–2015 | 11,9 | 13,3 | 12,2 | 12,5 |
| Wartość progowa modułu „średnie rozmiary zooplanktonu” | 3,5 | 10,2 | 11,2 | 8,3 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Państwowego Monitoringu Środowiska.

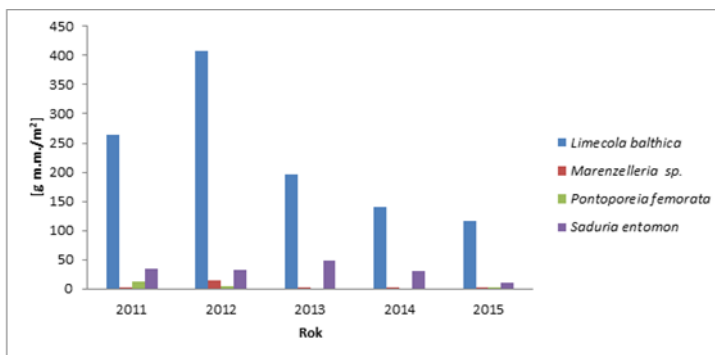
Ocena żerowiska dennego na podstawie zoobentosu

Zasoby fauny dennej można ocenić w odniesieniu do wartości biomasy poszczególnych gatunków będących podstawowym pożywieniem wybranych gatunków ryb. Analiza danych pochodzących z lat 2011–2015 (dane z Państwowego Monitoringu Środowiska) wykazała, że rozkład biomasy, a tym samym zasoby biomasy pokarmowej zależą od głębokości i związanego z nią natlenienia wody naddennej oraz od rodzaju podłoża.

Obszar Głębi Gdańskiej charakteryzuje się wyjątkowo niekorzystnymi warunkami dla bytowania organizmów bentosowych. Ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego w wodach przydennych występować tam mogą jedynie gatunki oportunistyczne. W ostatnich latach odnotowano tam tylko wieloszczeta *Bylgides sarsi*, którego średnia biomasa osiągnęła maksymalną wartość 2,2 g_{m.m.}/m² (mokrej masy na metr kwadratowy) (w 2014 roku).

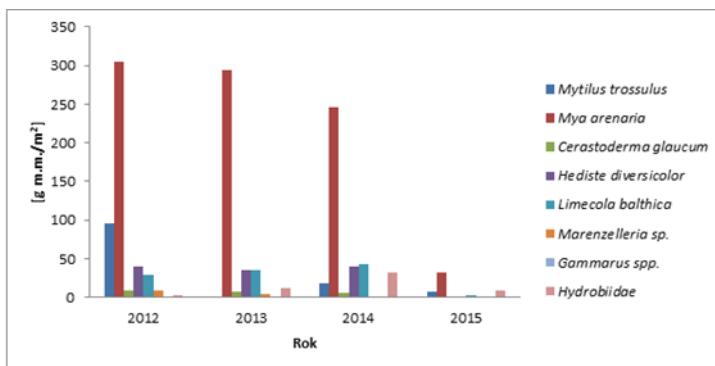
W centralnej części Zatoki Gdańskiej w makrozoobentosie mogącym stanowić bazę pokarmową dla ryb odnotowano jedynie dwa gatunki. Jest to obszar o znacznej głębokości (69 m), charakteryzujący się mulistym substratem oraz niekorzystnymi warunkami tlenowymi w strefie przydennej, co ma bezpośredni wpływ na obecność makrozoobentosu. Obecność preferowanego przez stornie jako pokarm małża rogowca bałtyckiego (*Limecola balthica*) odnotowano jedynie w 2013 roku. W pobliżu zewnętrznej krawędzi cypla Półwyspu Helskiego notuje się występowanie małża rogowca oraz skorupiaka podwoja wielkiego (*Saduria entomon*), stanowiącego pokarm dorsza. Jego średnia biomasa nie przekraczała 20 g_{m.m.}/m².

W okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej, również stwierdza się występowanie rogowca oraz podwoja wielkiego (rys. 2.10). Jednak biomasa tych dwóch gatunków, stanowiących główny składnik diety storni i okazjonalny diety dorsza, jest wyższa w porównaniu z rejonem po zewnętrznej stronie cypla. Zatoka Pucka w bliskim sąsiedztwie Cypla Rewskiego z uwagi na dużą różnorodność gatunków odznacza się na tle pozostałych rejonów. Jedynie w tym miejscu odnotowano cztery gatunki małży, wśród których dominował małgiew piaskołaz (*Mya arenaria*). Zarówno u tego gatunku, jak i u omułków (*Mytilus trossulus*) można jednak zaobserwować tendencję spadkową biomasy (rys. 2.11).



Rys. 2.10. Średnia mokra biomasa [$\text{g}_{\text{m.m.}}/\text{m}^2$] taksonów makrozoobentosu w rejonie Cypla Helskiego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Państwowego Monitoringu Środowiska.



Rys. 2.11. Średnia mokra biomasa [$\text{g}_{\text{m.m.}}/\text{m}^2$] taksonów makrozoobentosu w rejonie Cypla Rewskiego

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Państwowego Monitoringu Środowiska.

Ocena tarlisk

Ze względu na duże zróżnicowanie typów siedlisk występujących w obszarze Zatoki Gdańskiej występują tu warunki dla tarła dla wielu gatunków ryb morskich, reprezentujących różne grupy rozrodcze. Dodatkowo, uwzględniając ekosystemy przyległe do Zatoki, można uznać ten rejon za miejsce rozrodu również dla ryb wędrownych i słodkowodnych, chociaż w przypadku tych ostatnich historyczne tarliska płoci i szczupaka, niegdyś powszechnie występujących w Zatoce Puckiej, w rejonie rzeki Płutnicy, zostały utracone w latach 70. ubiegłego wieku w wyniku melioracji łąk i budowy przepompowni odcinającej ichtiofaunie drogę na dawne rozlewiska rzeki Płutnicy. Obecnie obszar w rejonie ujścia Płutnicy, jak również ujścia Redy może stanowić istotne tarlisko dla okonia, gdyż ikra tego gatunku

wykazuje większą tolerancję na zasolenie niż ikra płoci i szczupaka. Ryby wędrownie, jak troć czy łosoś, odbywają tarło w rzekach Redzie, Zagórskiej Strudze, Gizdepce oraz podejmują wędrówki rozrodcze w dorzecza Motławy (zlewnia Martwej Wisły) i Dolnej Wisły. W Dolnej Wiśle odbywa też tarło występująca w Zatoce certa. Natomiast właściwy obszar Zatoki Gdańskiej wraz z Zatoką Pucką jest wykorzystywany głównie jako miejsce rozrodu gatunków morskich. W części płytkowodnej, jaką stanowi Zalew Pucki, znajdują się historyczne tarliska endemicznego gatunku siei. Jednak po załamaniu się jej populacji Zatokę zaczęto zarybiać materiałem zarybieniowym pochodzącym od siei wędrownej z rejonu Zalewu Szczecińskiego. Od tego czasu obserwuje się ciągi tarłowe ryb tego gatunku w rzece Redzie, choć nie wiadomo, czy odbywa ona tam skuteczne tarło, czy jej populacja jest utrzymywana wyłącznie z zarybień. Zalew Pucki oraz płytkowodna strefa całej zachodniej części Zatoki Gdańskiej, gdzie występuje roślinność podwodna, stanowi obecnie ważne tarlisko dla belony. Dorosłe osobniki tego gatunku masowo pojawiają się w Zatoce Gdańskiej na początku maja i przebywają w strefie płytkowodnej do czerwca. W strefie brzegowej, gdzie występują substraty roślinny i kamienny, tarło odbywa również śledź. Największe koncentracje tego gatunku w okresie od marca do kwietnia obserwuje się w południowo-zachodniej części Zatoki Gdańskiej, w rejonie ujścia Wisły Śmiałej oraz umocnień portowych Portu Północnego i Nowego Portu. Jednak tarliska śledzia znajdują się też w rejonie Gdyni-Orłowa oraz w Zatoce Puckiej. Kolejną grupę ryb wykorzystujących strefę przybrzeżną Zatoki Gdańskiej do rozrodu stanowią ryby dobijakowate. Odbywają tarło na piaszczystym podłożu w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz wzdłuż Długiej Mielizny od końca lata do jesieni. Oprócz gatunków ryb składających ikrę demersalną na substracie roślinnym lub bezpośrednio na podłożu gatunki takie jak dorsz, stornia czy szprot odbywają tarło pelagiczne, a złożone jaja inkubują się w toni. Ze względu na wymaganą do utrzymania się zapłodnionej ikry w toni wodnej większą gęstość wody, a co za tym idzie – zasolenie, obszary Zatoki Gdańskiej zdadne do odbycia skutecznego tarła dla tych gatunków ograniczają się do najgłębszych miejsc w rejonie Głębi Gdańskiej, gdzie występuje haloklina. Dodatkowo istotnym czynnikiem jest zawartość tlenu w wodzie umożliwiająca przeżycie rozwijającej się ikry. Taka sytuacja powoduje ograniczenie takich tarlisk – nie tylko przestrzenne, lecz także pionowe; do efektywnego tarła wykorzystana może być tylko określona warstwa w kolumnie wody o odpowiednich parametrach zasolenia i zawartości tlenu. W przypadku gatunku najbardziej wymagającego pod względem zasolenia i zawartości tlenu dla składanej ikry, jakim jest dorsz, obecne warunki na Głębi Gdańskiej nie sprzyjają odbywaniu przez niego skutecznego tarła. W wyniku zaniku regularnych wlewów wód z Morza Północnego w połowie lat 80. ubiegłego wieku nie dochodzi do stałego wpływu wód słonych w Głębi Gdańskiej, skutkiem czego warstwy przydenne wysładzają się, co skutkuje obniżaniem się warstwy haloklinowej, a w stagnującej przy dnie wodzie pojawiają się deficyty

tlenowe. Ikra takich gatunków jak stornia i szprot, która cechuje się większą zdolnością do unoszenia się w wodzie i niższymi wymaganiami tlenowymi, może się utrzymywać i rozwijać w górnych warstwach halokliny.

PODSUMOWANIE

Zatoka Gdańska jest jednym z najbardziej eksploatowanych rybacko rejonów polskich obszarów morskich. Poławia się tutaj głównie dorsza, stornię, śledzia i szprota. W latach 70. i 80. ubiegłego wieku poławiano tutaj, głównie w Zatoce Puckiej, znaczne ilości ryb słodkowodnych, jak szczupak czy płoć. Znajdują się tu zarówno obszary tarliskowe wielu gatunków ryb, jak i miejsca wychowu narybku i żerowiska. Oprócz występujących tu gatunków ryb morskich intensywnie eksploatowanych przez rybołówstwo występują tu licznie gatunki chronione ichtiofauny, korzystające z różnorodności siedlisk, jakie stwarzają specyficzne warunki biotyczne i abiotyczne tego rejonu. Zatoka Gdańska, pomimo koncentracji wielu sektorów gospodarki związanych z portami morskimi w Gdyni i Gdańsku, zaliczającymi się do najważniejszych portów na Bałtyku, oraz intensywnej eksploatacji rybackiej, wyróżnia się na tle polskich obszarów morskich wyjątkowymi walorami przyrodniczymi, nie tylko ze względu na zasoby ryb, ale również dzięki formacjom roślinnym, ptactwu wodnemu czy ssakom morskim, których skupiska koncentrują się w Ujściu Wisły. Jednak pomimo wysokich walorów przyrodniczych oraz objęcia znacznej części Zatoki Gdańskiej obszarowymi formami ochrony przyrody „Natura 2000” obserwuje się tutaj słaby stan ogólny ekologiczny wód, a prognoza na najbliższe lata dla dobrostanu ichtiofauny nie jest korzystna.

LITERATURA

1. Flinkman J., Aro E., Vuorinen I., Viitasalo M., *Changes in northern Baltic zooplankton and herring nutrition from 1980s to 1990s: top-down and bottom-up processes at work*, Marine Ecology Progress Series, 1998, 165, 127–136.
2. Herra T., Wiktor K., *Skład i rozmieszczenie fauny dennej w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej właściwej*, Studia i Materiały Oceanologiczne, 1985, 46, 115–142.
3. Jackowski E., *Ryby Zatoki Puckiej*, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia 2002.
4. Kruk-Dowgiałło L., Szaniawska A., *Gulf of Gdańsk and Puck Bay*, w: *Ecology of Baltic coastal waters*, red. U. Schiewer, Ecological Studies, 2008, 197, 139–165.
5. Lappalainen A., *The effects of recent eutrophication on freshwater fish communities and fishery on the northern coast of the Gulf of Finland, Baltic Sea*, Ph.D. thesis, Finnish Game and Fisheries Institute, Helsinki 2002.

6. Margoński P., Calkiewicz J., *Przetestowanie, wyznaczenie wartości granicznej wskaźnika dla zooplanktonu – bazy pokarmowej dla ryb, dla Basenu Gdańskiego (tzw. „threshold value”) dla wskaźnika podstawowego (tzw. „core”) MSTS (zooplankton mean size and total stock), przyjętego przez HELCOM oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich, w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich*, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia 2017.
7. *Morze Bałtyckie – o tym warto wiedzieć*, red. M. Szymelfenig, J. Urbański, zeszyt 7, Zeszyty Zielonej Akademii. Wydawnictwo Okręgu Wschodnio-Pomorskiego Polskiego Klubu Ekologicznego, Gdańsk 1998.
8. Nowacki J., *Badania hydrologiczne i hydrochemiczne Zatoki Gdańskiej w świetle ochrony środowiska. Coroczne sprawozdania z lat 1981, 1982, 1983, 1984, 1985 dla Urzędu Wojewódzkiego w Gdańsku* (maszynopis), 1981–1985.
9. Nowacki J., *Określenie zmian zachodzących w środowisku Zatoki Gdańskiej pod wpływem czynników naturalnych i antropogenicznych. Coroczne sprawozdania z lat 1986, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1993 dla Urzędu Wojewódzkiego w Gdańsku* (maszynopis), 1986–1993.
10. *Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2016 na tle dziesięciolecia 2006–2015*, red. W. Krzywiński, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2017.
11. Osowiecki A., *Macrozoobenthos distribution in the coastal zone of the Gulf of Gdańsk – autumn 1994 and summer 1995*, Oceanological Studies 1998, 4, 123–136.
12. Osowiecki A., *Makrofauna denna Zatoki Gdańskiej latem 1992 roku*, w: *Zatoka Gdańska Stan środowiska 1992 r.*, red. L. Kruk-Dowgiałło, P. Ciszewski, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa 1995, 79–88.
13. *Polska czerwona księga zwierząt. Kręgowce*, red. Z. Głowaciński, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 2001.
14. Skóra K., *Ryby dla Zatoki. Założenia do koncepcji odtworzenia zasobów ryb Zatoki Puckiej*, Stacja Morska UG, Hel 1997.
15. Skóra K.E., *Ictiofauna*, w: *Zatoka Pucka*, red. K. Korzeniewski, Instytut Oceanografii UG, Gdańsk 1993, 455–467.
16. Sundblad G., Bergström U., Sandström A., Eklöv P., *Nursery habitat availability limits adult stock sizes of predatory coastal fish*, ICES Journal of Marine Science, 2014, 71, 672–680.
17. Warzocha J., *Ujścia rzek (estuaria)*, w: *Siedliska morskie i przybrzeżne, nadmorskie i śródlądowe solniska i wydmy. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*, t. 1, red. J. Herbich, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2004, 31–36.
18. Wenne R., Wiktor K., *Fauna denna przybrzeżnych wód Zatoki Gdańskiej*, Studia i Materiały Oceanologiczne, 1982, 39, 137–172.
19. Wiktor K., *Zooplankton*, w: *Zatoka Gdańska*, red. A. Majewski, Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa 1990, 380–402.
20. *Wyniki inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych oraz stanowisk i siedlisk gatunków roślin z załącznika II Dyrektywy Siedliskowej wraz z określeniem stanu ochrony (część opisowa i kartograficzna wraz z GIS). Zatoka Pucka i Półwysep Helski (PLH 220032) w ramach Zadania pn.: Opracowanie projektów planów ochrony obszarów Natura 2000 w rejonie Zatoki Gdańskiej i Zalewu Wiślanego*, red. M. Michałek, Wydawnictwa Wewnętrzne IM w Gdańsku nr 6701, Gdańsk 2012.


Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.


Agata Zaborska  0000-0002-1432-7421

Beata Szymczycha  0000-0002-5815-215X

Grzegorz Siedlewicz  0000-0002-3948-1097

Seyed Reza Saghravani

Blanka Pajda  0000-0003-4481-5001

Ksenia Pazdro  0000-0003-0283-1468

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: agata@iopan.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-03

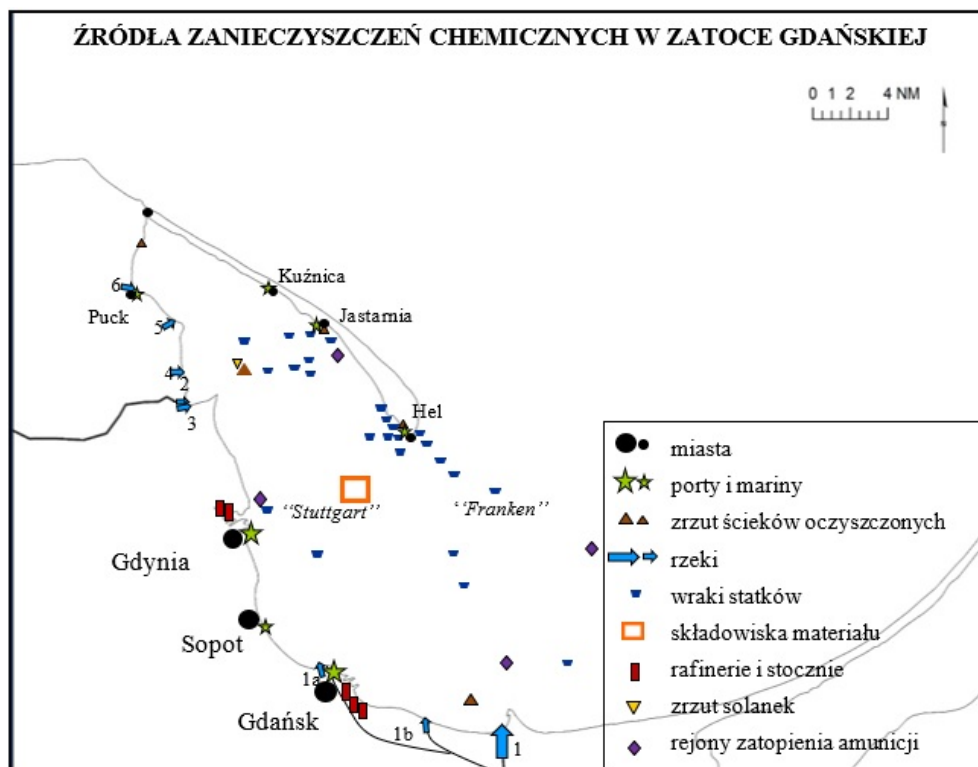
3. ANALIZA STANU CHEMICZNEGO ŚRODOWISKA ZATOKI GDAŃSKIEJ W ZAKRESIE STĘŻEŃ METALI ŚLADOWYCH, RADIONUKLIDÓW I ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH NA PODSTAWIE WIELOLETNICH DANYCH

WPROWADZENIE

Obszary wód przybrzeżnych gęsto zaludnionych krajów narażone są na liczne działania człowieka, które mogą mieć wpływ na środowisko morskie. Wzrost populacji i rozwój regionów nadmorskich przyczyniają się do zwiększonej dostawy zanieczyszczeń chemicznych, utraty i/lub zmiany siedlisk przybrzeżnych oraz wzmożonego oddziaływania innych form stresu antropogenicznego (np. hałas i zanieczyszczenie światłem). W rezultacie szczególnie cenne i atrakcyjne ekosystemy przybrzeżne są często przeciążone pojawiającymi się zanieczyszczeniami i składnikami odżywczymi (biogenicznymi). Morze Bałtyckie jest szczególnie podatne na zanieczyszczenia substancjami niebezpiecznymi ze względu na ograniczoną wymianę wód, małą głębokość i duży obszar zlewni (HELCOM, 2010). Rejon Zatoki Gdańskiej, położonej w południowej części Morza Bałtyckiego, jest zamieszany przez 1,5 mln osób i obejmuje dwa duże, uprzemysłowione miasta (Gdańsk i Gdynia) oraz kilka mniejszych miejscowości.

Na wody Zatoki Gdańskiej oddziałują liczne pierwotne i wtórne źródła zanieczyszczeń, przede wszystkim transport atmosferyczny, transport rzeczny (Wisła oraz mniejsze ciek wodne), odprowadzanie oczyszczonych i nieoczyszczonych ścieków, działalność portów i stoczni (HELCOM, 2010) i dopływ wód

podziemnych (Szymczycha i in., 2016). Istnieją również nieoczywiste źródła zanieczyszczeń, takie jak przenikanie zanieczyszczeń z wraków statków (Hac, 2016) i z zatopionej amunicji konwencjonalnej i chemicznej (Bełdowski i in., 2016) czy zrzut solanek powstających w wyniku przygotowywania kawern solnych w Zatoce Puckiej (ER, 2018) (rys. 3.1).



Rys. 3.1. Lokalizacja źródeł zanieczyszczeń w Zatoce Gdańskiej: większych i mniejszych miast, portów i marin, rafinerii i stoczni, kolektorów ścieków oczyszczonych, wraków statków, kolektorów solanek, składowisk urobku czerpalnego, składowisk amunicji oraz rzek i potoków: 1 – Wisła, 1a – Martwa Wisła, 1b – Wisła Śmiała, 2 – Reda, 3 – Zagórska Struga, 4 – Gizdepka, 5 – Potok Bładzikowski, 6 – Płutnica

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Monitoring dobrze znanych substancji niebezpiecznych, realizowany zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej UE (RDW, 2000) oraz Rozporządzenia Ministra Środowiska w Polsce (2019), obejmuje zanieczyszczenia nieorganiczne, takie jak metale ciężkie (rtęć – Hg, kadm – Cd, arsen – As, ołów – Pb, cynk – Zn) czy radionuklidy (^{137}Cs , ^{90}Sr), oraz zanieczyszczenia organiczne, takie jak polichlorowane bifenyle (PCB), dichlorodifenylotrichloroetan (DDT), heksachlorofenyl

(HCH), heksachlorobenzen (HCB) i wybrane wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Dodatkowo monitorowane są stężenia związków biogenicznych. Dostawa i los środowiskowy tzw. nowo pojawiających się zanieczyszczeń (EC) nie są kontrolowane.

Nowo pojawiające się zanieczyszczenia definiuje się jako substancje chemiczne, które nie są powszechnie uwzględniane w rutynowych programach monitoringu, ale które mają potencjał, aby przedostać się do środowiska i negatywnie oddziaływać na środowisko i/lub zdrowie ludzi (Geissen i in., 2015). Lista nowo pojawiających się zanieczyszczeń może również obejmować już zidentyfikowane związki, dla których wcześniej ustalono maksymalne poziomy, które jednak wymagają rewizji ze względu na nowe informacje o zagrożeniach.

Obecnie w europejskim środowisku wodnym występuje ponad 700 nowo pojawiających się zanieczyszczeń, ich metabolitów i produktów przemiany (Geissen i in., 2015). Wyróżniające się klasy to farmaceutyki (oraz ich metabolity), środki higieny osobistej, nowe pestycydy, inne chemikalia przemysłowe i gospodarcze, np. bromowane środki zmniejszające palność (BFR), produkty uboczne dezynfekcji, środki do konserwacji drewna oraz krótkołańcuchowe chlorowane parafiny (Vandermeersch i in., 2015). Monitoring zanieczyszczeń w Zatoce Gdańskiej prowadzony jest przez kilka organów państwowych (głównie Główny Inspektorat Ochrony Środowiska – GIOŚ), zgodnie z założeniami Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS). Monitorowane są także niektóre źródła zanieczyszczeń, np. ścieki oczyszczone, ale główny nacisk kładzie się na ładunki substancji biogenych. Niestety dla uproszczenia monitoringu pomiary nie obejmują często stężeń poszczególnych zanieczyszczeń, lecz mierzone jest biologiczne zapotrzebowanie tlenu (BZT5) i chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT5).

Działalność człowieka (rozwój gmin, przemysł, żegluga, rybołówstwo, wydobywanie minerałów i turystyka) doprowadziła do presji na środowisko, której skutki obejmują zanieczyszczenie, niedotlenienie i zniszczenie siedlisk fauny. Rzeczywista skala oddziaływania człowieka jest trudna do określenia ze względu na liczbę ładunków zanieczyszczeń i złożoność losów zanieczyszczeń w środowisku morskim. Ostatnio odnotowane zmiany w ekosystemie Zatoki Gdańskiej (wzrost produkcji pierwotnej i zmiany w łańcuchu pokarmowym) przypisano kombinacji presji antropogenicznych (np. ładunków składników odżywczych i rybołówstwa) (Tomczak i in., 2016). Niewiele wiadomo na temat wpływu zanieczyszczeń na ekosystem Zatoki Gdańskiej.

Celem niniejszego opracowania jest zebranie współczesnych danych dotyczących zanieczyszczeń w regionie przybrzeżnym Zatoki Gdańskiej (w tym Zatoki Puckiej), tak aby znaleźć luki wymagające uzupełnienia i podjąć próbę zmniejszenia wpływu człowieka na środowisko morskie poprzez zrównoważony rozwój. Szczególny nacisk został położony na Zatokę Pucką, która

ze względu na swoją lokalizację i niewielką głębokość jest szczególnie narażona na zanieczyszczenia.

3.1. ŹRÓDŁA I ŁADUNKI ZANIECZYSZCZEŃ W ZATOCE GDAŃSKIEJ

Do głównych źródeł metali ciężkich w regionie należą: spalanie paliw kopalnych, przemysł, transport, produkcja i stosowanie nawozów sztucznych, a także spalanie odpadów (tabela 3.1).

W regionie nadmorskim zlokalizowane są przedsiębiorstwa reprezentujące różne gałęzie przemysłu, np. stocznie, firmy żeglugowe, rafineria ropy naftowej, firmy farmaceutyczne i kosmetyczne oraz fabryki farb, lakierów i papieru (Staniszewska i in., 2015).

Większość zanieczyszczeń organicznych stanowią substancje wytworzone przez człowieka, stosowane jako pestycydy, środki zmniejszające palność, środki powierzchniowo czynne, plastyfikatory, antyoksydanty, środki przeciwporostowe, farmaceutyki i środki higieny osobistej (Gioia i in., 2011). Niektóre zanieczyszczenia organiczne dostają się do środowiska jako produkty uboczne spalania (dioksyny – PCDD, furany – PCDF).

Źródła zanieczyszczeń można podzielić na lądowe i morskie. Substancje niebezpieczne ze źródeł lądowych są transportowane do południowego Bałtyku poprzez spływ powierzchniowy i depozycję atmosferyczną (tabela 3.1). Substancje emitowane do powietrza mogą pokonywać duże odległości, zanim wraz z opadami dostaną się do morza. Inną ważną drogą transportu jest spływ powierzchniowy (Szefer, 2002). Chociaż wiele zanieczyszczeń transportowanych przez rzeki znajduje się w formie zaabsorbowanej na zawieszinie i jest deponowanych lokalnie (zwykle w promieniu kilku kilometrów od ujścia rzeki) (Zajączkowski i in., 2010), to zanieczyszczenia przemieszczające się we frakcji rozpuszczonej mogą być rozprzestrzeniane na większe odległości (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013).

Dalsze losy zanieczyszczeń zależą od warunków środowiskowych, np. temperatury, stężenia tlenu, stężenia zawiesiny, zawartości DOC (rozpuszczony węgiel organiczny) i POC (zawieszony węgiel organiczny), pH, potencjału redoks oraz zasolenia (Szefer, 2002). Tak więc wiele lokalnych różnic w rozmieszczeniu zanieczyszczeń w Zatoce Gdańskiej może wynikać z różnic w zakresie lokalnych właściwości środowiska. Dodatkowo w Zatoce Puckiej stężenia zanieczyszczeń mogą być wyższe ze względu na niewielką głębokość tego akwenu i ograniczoną wymianę wody.

Tabela 3.1

**Źródła zanieczyszczeń w rejonie Zatoki Gdańskiej
z uwzględnieniem rodzaju zanieczyszczeń i formy dostawy**

| Źródła | Formy dostawy | Liczba źródeł | Rodzaj zanieczyszczeń |
|--|---|---|--|
| Główne rodzaje przemysłu | | | |
| Stocznie | Transport atmosferyczny, ścieki | Siedem większych i kilka mniejszych stoczni | WWA, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie, związki metaloorganiczne |
| Elektrownie i ciepłownie | Transport atmosferyczny | Kilka dużych elektrowni i wiele małych ciepłowni | WWA, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie |
| Rafineria | Transport atmosferyczny, ścieki | Jedna rafineria | WWA, węglowodory alifatyczne |
| Instalacje do utylizacji śmieci | Transport atmosferyczny, spływ powierzchniowy | Kilka dużych i liczne małe zakłady | WWA, PCB, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie |
| Zakłady chemiczne (np. produkcja farb i nawozów) | Transport atmosferyczny, ścieki | Kilka zakładów | WWA, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie |
| Budownictwo (np. drogi, budynki, konstrukcje stalowe) | Transport atmosferyczny, spływ powierzchniowy | Kilkanaście zakładów | WWA, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie |
| Porty | Wycieki, ścieki | Dwa duże porty | WWA, TBT, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie |
| Mariny i porty rybackie | Wycieki, ścieki | Kilka przystani i portów rybackich | WWA, TBT, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie, pozostałości czynne, pozostałości farmaceutyczne |
| Przeladunek i transport | Wycieki, ścieki | Kilka firm | WWA, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie |
| Oczyszczalnie ścieków (ścieki komunalne i przemysłowe) | Ścieki | Dwie duże i liczne małe lokalne oczyszczalnie ścieków | WWA, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie, pozostałości farmaceutyczne, środki powierzchniowo czynne, mikrodrobiny plastiku |
| Inne źródła zanieczyszczeń | | | |
| Wraki statków i miejsca zrzutu odpadów | Wycieki | 25 wraków statków, kilka wysypisk | WWA, TBT, węglowodory alifatyczne, metale ciężkie |
| Rolnictwo | Ścieki, spływ powierzchniowy | Liczne gospodarstwa (zboża, ziemniaki, zwierzęta) | Metale ciężkie, pestycydy, pozostałości farmaceutyczne |
| Wysypiska | Wymywanie | Dwa duże i liczne małe wysypiska śmieci | Metale ciężkie, PCB, pestycydy, pozostałości farmaceutyczne |
| Turystyka | Ścieki, odpady stałe | Nieokreślona liczba; setki tysięcy turystów | Tworzywa sztuczne, pozostałości farmaceutyczne |

3.1.1. Punktowe źródła zanieczyszczeń

Zakłady przemysłowe

U wybrzeża Zatoki Gdańskiej zlokalizowanych jest kilka źródeł przemysłowych obejmujących różnego rodzaju zakłady produkcyjne, które potencjalnie emitują substancje szkodliwe (rys. 3.1). Najważniejsze z nich to Rafineria Gdańska, stocznie, firmy farmaceutyczne i kosmetyczne, a także źródła związane z obróbką asfaltu, produkcją farb i nawozów. Jak wynika z rocznych raportów Gminy Gdańsk, zanieczyszczenia emitowane przez zakłady przemysłowe mają jednak znikome znaczenie w stosunku do tych, które pochodzą z dwóch głównych źródeł. Według wyników badań BZT5 głównymi źródłami zanieczyszczeń odprowadzanych do Zatoki Gdańskiej są bowiem rzeki i oczyszczalnie ścieków. W 2015 roku udział odpływu z poszczególnych źródeł zanieczyszczeń w odpływie ogółem wynosił: rzeki – 90,6%, oczyszczalnie ścieków – 8,9%, zakłady przemysłowe – 0,5%. Wśród zakładów przemysłowych największy udział w wielkości odpływu ścieków w 2015 roku miała Grupa LOTOS SA (Rafineria Gdańska). Należy jednak zaznaczyć, że powyższe wnioski zostały wyciągnięte na podstawie wartości parametrów BZT5, ChZT5, stężenia substancji biogenicznych i zawartości zawiesiny. Rafineria działa od 1974 roku i może przerabiać 3 mln ton ropy naftowej rocznie. Zanieczyszczenia, które mogą dostać się do wód, to również węglowodory alifatyczne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), fenole i krezole (Synak i in., 2010). Rafineria może także emitować zanieczyszczenia podlegające transportowi atmosferycznemu, w tym WWA (2 tony rocznie), związki alifatyczne (110 ton rocznie) i pyły (264 tony rocznie) (baza danych Urzędu Marszałkowskiego Województwa Pomorskiego). Przemysł stoczniowy i remontowy też może dostarczać zanieczyszczenia do powietrza i wody oraz wytwarzać odpady stałe i niebezpieczne. Do zanieczyszczeń tych należą metale ciężkie, np. miedź, które można znaleźć w farbach przeciwporostowych lub rozpuszczalnikach. Farby na bazie rozpuszczalników są również źródłem lotnych związków organicznych. Inne niebezpieczne zanieczyszczenia mogą być adsorbowane na cząstkach materii zawieszanej, które są intensywnie emitowane w stoczniach i mogą być transportowane w kierunku wód Zatoki Gdańskiej (Gaffke i in., 2016).

Porty i mariny

Port Gdańsk jest ważnym międzynarodowym węzłem transportowym położonym w centralnej części południowego wybrzeża Bałtyku i odgrywa istotną rolę jako kluczowe ogniwo transeuropejskiego korytarza transportowego nr 1. Port składa się z dwóch zasadniczych części: portu wewnętrznego położonego wzdłuż Martwej Wisły i kanału portowego oraz portu zewnętrznego zapewniającego bezpośredni dostęp do Zatoki Gdańskiej (rys. 3.1). Port Gdynia jest drugim

co do wielkości portem w Zatoce Gdańskiej. W obu portach co pół roku przeprowadzane są oceny poziomu zanieczyszczeń w wodzie morskiej. Mierzone są stężenia substancji i parametry referencyjne, zgodnie z metodyką określoną w Rozporządzeniu 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. Notowane stężenia zanieczyszczeń w morskich wodach portowych w ostatniej dekadzie są poniżej dopuszczalnych wartości progowych, poza incydentalnymi przekroczeniami norm dla Pb, WWA i ChZT5 (www.portgdansk.pl). W porcie Gdynia odnotowano pewne przekroczenia wartości progowych, np. stężenia Pb w zakresie 0,3–1,6 $\mu\text{g dm}^{-3}$, stężenia Cd w zakresie 0,09–0,39 $\mu\text{g dm}^{-3}$ oraz stężenia WWA w zakresie 0,01–0,06 $\mu\text{g dm}^{-3}$ (www.port.gdynia.pl). W czasie prowadzenia prac związanych z pogłębianiem kanałów portowych badaniu podlegają również osady dennie. Z badań przeprowadzonych w Porcie Gdynia i Porcie Gdańsk wynika, że poza jednym miejscem w porcie Gdynia (Nabrzeże Węgierskie) badany materiał czerpalny jest mało zanieczyszczony (wg norm krajowych) i może być zdeponowany w morzu (strony internetowe portu Gdynia i Gdańska). Według Pazikowskiej-Sapoty i in. (2016) podwyższone poziomy zanieczyszczeń w osadach w pobliżu Nabrzeża Węgierskiego mogą być wynikiem sąsiedztwa ze Stoczną Remontową. Dla osadów z portu w Gdyni odnotowano następujące stężenia metali: Pb do 30,5 mg kg^{-1} , As do 1,25 mg kg^{-1} , Cd do 0,33 mg kg^{-1} , Hg do 0,06 mg kg^{-1} , $\Sigma 16\text{PAHs}$ do 0,62 mg kg^{-1} oraz $\Sigma 7\text{PCB}$ do 0,078 mg kg^{-1} .

Potencjalnym źródłem zanieczyszczeń w obszarach przybrzeżnych są nie tylko duże porty, ale również mariny i małe porty rybackie zlokalizowane wzdłuż Zatoki Gdańskiej. Miejsca takie są powszechnie wykorzystywane jako obszary serwisowe dla małych łodzi, gdzie np. przeprowadza się operacje zeskrobywania starej farby przeciwporostowej i przemalowywania. Małe porty mogą być też źródłem innych zanieczyszczeń, takich jak węglowodory pochodzące z przypadkowego wylania paliwa. Odpady z mniejszych łodzi są mniej istotne pod względem ilości, ale zwykle nie są oczyszczane przed zrzuceniem do morza, więc stanowią kolejne potencjalne źródło zanieczyszczeń, takich jak środki powierzchniowo czynne i pozostałości farmaceutyków (Gaw i in., 2014). W rejonie Zatoki Gdańskiej zlokalizowanych jest kilkanaście małych portów służących często do dwóch rodzajów działalności (wędkarstwo i żeglarstwo rekreacyjne). Największą mariną w regionie jest Marina Gdynia, położona w samym centrum miasta, posiadająca 260 miejsc cumowniczych dla jednostek o długości do 20 m. Jest to jednak najnowocześniejsza marina jachtowa w Polsce i spełnia wysokie standardy ekologiczne, m.in. posiada punkty odbioru ścieków sanitarnych.

Ścieki

Istnieje kilka oczyszczalni ścieków, które dostarczają oczyszczone ścieki do Zatoki Gdańskiej i Zatoki Puckiej (rys. 3.1). Są one zlokalizowane w Gdańsku, Dębogórze (Gdynia), Swarzewie, Helu i Jastarni. Ścieki z oczyszczalni monitorowane są głównie jako źródła substancji biogenicznych. Kruk-Dowgiałło i Szaniawska (2008) obliczyły, że łączny ładunek ścieków i wód rzecznych odprowadzanych do Zatoki Gdańskiej i Zatoki Puckiej, z wyłączeniem wód Wisły, wynosi $0,655 \text{ km}^3 \text{ rok}^{-1}$. Łączny ładunek zanieczyszczeń uwalniany z komunalnych oczyszczalni ścieków, źródeł przemysłowych i pozostałych rzek stanowił $2991 \text{ t N rok}^{-1}$ i 188 t P rok^{-1} (Pilecki i Roszman, 2005), przy czym największy udział miały oczyszczalnie ścieków. Butajło i in. (2001) oszacowali ładunki Zn, Cu, Pb i Cd ze ściekami surowymi do oczyszczalni w Gdańsku (Zn – $27,7 \text{ kg d}^{-1}$, Cu – $5,4 \text{ kg d}^{-1}$, Pb – $1,3 \text{ kg d}^{-1}$, Cd – $0,4 \text{ kg d}^{-1}$). Na podstawie kontroli wszystkich etapów oczyszczania stwierdzono, że około 85% większości metali trafia do osadu w oczyszczalni, natomiast Pb i Cd w większym stopniu odprowadzane są do Zatoki Gdańskiej. Obarska-Pempkowiak i in. (2007) podali, że gdańska oczyszczalnia ścieków skutecznie usuwa Cu i Pb (odpowiednio 95% i 90%), ale efektywność usuwania Cd jest niższa (49%). Dostawy oczyszczonych ścieków z miejskich oczyszczalni ścieków są głównym źródłem sulfonianu perfluorooktanu (PFOS) do Zatoki Gdańskiej (COHIBA, 2012). Ścieki są także jednym z głównych źródeł farmaceutyków i ich metabolitów oraz środków higieny osobistej w środowisku. Ze względu na fakt, że niektóre aktywne związki farmaceutyczne nie ulegają degradacji podczas oczyszczania ścieków, są one uwalniane do środowiska wraz ze ściekami. Łuczkiwicz i in. (2013) udowodnili, że usunięcie trimetoprimu (TMP) i sulfametoksazolu (SMX) w gdańskiej oczyszczalni ścieków było na poziomie tylko odpowiednio 7–38% i 47–65%. Czerwiński i in. (2015) wykazali, że w oczyszczalni w Gdańsku najwyższą skuteczność usuwania zaobserwowano dla naproksenu (89%) i kofeiny (83%), a najniższą – dla β -blokeru atenololu (45%) i leku psychotropowego diazepam (47%). Hormony były usuwane z 56–75% skutecznością.

Z literatury wynika, że w oczyszczonych wodach z gdańskiej oczyszczalni występują następujące farmaceutyki i hormony: sulfapirydyna ($0,74 \mu\text{g l}^{-1}$), sulfamerazyna ($0,082 \mu\text{g l}^{-1}$), sulfadimetoksyna ($0,087 \mu\text{g l}^{-1}$), sulfametoksazol ($0,64 \mu\text{g l}^{-1}$), trimetoprim ($0,445 \mu\text{g l}^{-1}$), klarytromycyna ($0,76 \mu\text{g l}^{-1}$), roksytromycyna ($0,132 \mu\text{g l}^{-1}$), erytromycyna ($0,017 \mu\text{g l}^{-1}$), ibuprofen ($0,679 \mu\text{g l}^{-1}$), diklofenak ($0,12 \mu\text{g l}^{-1}$), ketoprofen ($0,94 \mu\text{g l}^{-1}$), naproksen ($0,082 \mu\text{g l}^{-1}$), diazepam ($0,114 \mu\text{g l}^{-1}$), atenolol ($0,053 \mu\text{g l}^{-1}$), kwas salicylowy ($0,47 \mu\text{g l}^{-1}$), estron ($0,236 \mu\text{g l}^{-1}$), estradiol ($0,227 \mu\text{g l}^{-1}$), kofeina ($0,216 \mu\text{g l}^{-1}$) (Czerwiński i in., 2015; Łuczkiwicz i in., 2013).

Solanki

Kolejnym źródłem antropogenicznym mogą być ścieki solankowe zlokalizowane w Zatoce Puckiej (rys. 3.1). Solanka jest produktem ubocznym budowy podziemnych kawern do przechowywania gazu w złożach soli. Oczyszczone ścieki z oczyszczalni ścieków w Dębogórze wykorzystywane są do rozpuszczania soli i produkcji solanki. Zrzut solanki rozpoczął się jesienią 2010 roku i miał być kontynuowany do 2022 roku. Instalacja została zbudowana tak, aby odprowadzać solankę o gęstości 1160 kg m^{-3} (zasolenie 215 PSU) i stężeniu soli 250 kg m^{-3} w tempie $300 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ (Robakiewicz, 2016). Główne składniki złoża soli to: NaCl – 97%, SO_4 – 2,0%, Ca – 0,7%, KCl – 0,1%, MgCl_2 – 0,1% i części nierozpuszczalne – 0,1% (Czapowski i in., 2009). Istnieje ryzyko, jak dla każdego produktu górniczego, że w złożach soli mogą być obecne niektóre zanieczyszczenia, np. metale ciężkie (Nafees i in., 2013). Dane z raportów środowiskowych informują o niskim stężeniu metali ciężkich w solach kamiennych w tym regionie (np. średnie stężenie Cd – $0,04 \text{ mg kg}^{-1}$, Pb – $1,85 \text{ mg kg}^{-1}$, Hg – $0,09 \text{ mg kg}^{-1}$) (ER, 2018; MIR, 2018). Ponadto stężenia metali ciężkich w osadach zebranych w pobliżu zrzutu solanki w Zatoce są niskie i zazwyczaj pozostają na poziomie tła środowiskowego (Cd – $0,15 \text{ mg kg}^{-1}$, Pb – $5,57 \text{ mg kg}^{-1}$, Hg – $0,03 \text{ mg kg}^{-1}$) (Gorczyca i in., 2018).

Wraki i zatopione odpady

Zatoka Gdańska przez wiele lat była ważnym miejscem bałtyckich szlaków handlowych i działań militarnych, a na jej dnie zidentyfikowano obecność licznych wraków statków. Dane opublikowane przez Narodowe Muzeum Morskie i Urząd Morski w Gdyni opisują około 25 wraków w Zatoce Gdańskiej, w tym małe łodzie oraz małe i duże statki, ale w rzeczywistości jest ich znacznie więcej (NMM, 2018) (rys. 3.1). Duży negatywny wpływ wraków na środowisko wiąże się z ewentualnym wyciekami paliwa. Tego typu oddziaływanie obrazuje wrak s/s Stuttgart znajdujący się w pobliżu wejścia do Portu Gdynia. Zaobserwowano, że substancje ropopochodne i metale ciężkie z tego wraku zanieczyściły dużą część pobliskiego dna morskiego (Rogowska i in., 2010, 2015). Innym potencjalnie niebezpiecznym wrakiem jest wrak tankowca t/s Franken, zlokalizowany w centralnej części Zatoki Gdańskiej. Ilość paliwa, które mogło się jeszcze znajdować w jego zbiornikach i ładowniach, szacuje się na 6000 ton (Hac, 2016). W pobliżu innych wraków statków w zewnętrznej części Zatoki Puckiej nie stwierdzono jednak wzbogacenia w metale ciężkie (Gwizdała i in., 2018). Morze Bałtyckie było legalnym i nielegalnym miejscem składowania odpadów z poszczególnych zakładów przemysłowych, od gmin i osób prywatnych. Należą do nich odpady radioaktywne zatopiane w Bałtyku głównie w latach 1950–1960 oraz odpady przemysłowe, np. 10 ton rtęci zatopione w Morzu Botnickim (Bełdowski i in., 2016). Innym źródłem substancji niebezpiecznych są miejsca zatopienia amunicji

tradycyjnej i chemicznej po II wojnie światowej. Zatopione substancje chemiczne, do których należą iperyt siarkowy, Clark I, Clark II, adamsyt, lewisyt (zawierający As) oraz biały fosfor, mogą ulec uwolnieniu i być bardzo niebezpieczne dla środowiska. Mimo że główne składowisko znajdowało się na bardzo głębokich terenach, np. w Basenie Gdańskim, pewne ilości amunicji są rozrzucone poza tymi obszarami. Ostatnie badania pokazują, że w dwóch próbkach osadów dennych pobranych z Zatoki Gdańskiej wykryto iperyt, a w dwóch innych lewisyt. Ich obecność wskazuje albo na znajdowanie się w tym regionie amunicji chemicznej, albo na fakt, że doszło do rozprzestrzeniania się zanieczyszczonych osadów (Bełdowski i in., 2016). Sporadycznie zdarza się również, że fosfor biały i inne substancje chemiczne są wyławiane przez rybaków i/lub wyrzucane na brzeg.

3.1.2. Źródła rozproszone

Atmosfera

Emisje zanieczyszczeń do powietrza pochodzą z wielu źródeł, takich jak: transport, spalanie paliw kopalnych, spalanie odpadów, emisje przemysłowe i opryski pestycydami (HELCOM, 2010). Niektóre źródła emisji są dobrze oszacowane, inne jednak w mniejszym stopniu. Spalanie węgla/drewna i śmieci w lokalnych gospodarstwach domowych może być ważnym i niedoszacowanym źródłem zanieczyszczeń w przypadku Zatoki Gdańskiej. Całkowita roczna depozycja atmosferyczna metali ciężkich do Morza Bałtyckiego zmniejszyła się w latach 1990–2006 o 45% dla kadmu, 24% dla rtęci i 66% dla ołowiu, co odzwierciedla redukcję ich emisji (Gusev, 2009). Zmniejsza się też ładunek transportowanych do atmosfery dioksyn i furanów powstających w procesach spalania odpadów i węgla (o 62% w latach 1990–2007; Gusev, 2009). Stężenia atmosferyczne wybranych metali ciężkich i zanieczyszczeń organicznych monitorowane są od dekady na wybranych stacjach monitoringowych w Gdańsku i Gdyni (GIOŚ, Agencja Regionalnego Monitoringu Atmosfery Aglomeracji Gdańskiej – ARMAGG). Stężenia benzenu, toluenu, ksyleny w ostatniej dekadzie są zmienne, zależne od warunków meteorologicznych. W ostatniej dekadzie stężenie benzenu nie przekroczyło progu referencyjnego ($30 \mu\text{g m}^{-3}$), stężenie toluenu zaś w latach 2008 i 2015 przekroczyło normy jakości powietrza $100 \mu\text{g dm}^{-3}$. Stężenie ksyleny dość często przekracza normę powietrza $100 \mu\text{g m}^{-3}$ (lata 2008, 2009, 2010, 2011, 2013, 2015, 2016), osiągając nawet $653,2 \mu\text{g m}^{-3}$ (2016) (raporty ARMAAG). Stężenie benzo(a)pirenu (BAP; najbardziej szkodliwy związek z grupy WWA) w powietrzu regularnie przekraczało dopuszczalną normę $1 \mu\text{g m}^{-3}$ i wahało się w ostatniej dekadzie w zakresie $0,1\text{--}17,0 \mu\text{g m}^{-3}$. Za główne źródła BAP uznano procesy spalania, zwłaszcza ogrzewanie mieszkań (Staniszewska i in., 2013). Metale monitorowane w pyłe zawieszonym w powietrzu ($<10 \mu\text{m}$; PM10) to As

o stężeniach 0,1–10,4 ng m⁻³ (poziom dopuszczalny – 6 ng m⁻³), Cd o stężeniach 0,1–4,6 ng m⁻³ (poziom dopuszczalny – 5 ng m⁻³) oraz Pb o stężeniach 1–390 ng dm⁻³ (poziom dopuszczalny – 500 ng m⁻³) (raporty GIOŚ). Powietrze nad Zatoką Gdańską jest raczej mało zanieczyszczone przez Hg, której stężenie wynosi 0,002–0,142 ng m⁻³, a zmierzone wartości są porównywalne z innymi obszarami przybrzeżnymi Bałtyku (Bełdowska i in., 2012). Izotopy promieniotwórcze w ekosystemie Morza Bałtyckiego pochodzą głównie z prób broni jądrowej, które osiągnęły szczyt w latach 60. XX wieku oraz z awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu w 1986 roku. Najważniejszym źródłem ¹³⁷Cs (82%) w Morzu Bałtyckim jest zdecydowanie wypadek w Czarnobylu, podczas gdy ⁹⁰Sr pochodzi głównie z testów broni jądrowej (81%) (HELCOM, 2009)

Rzeki

Do Zatoki Gdańskiej trafiają wody z 20 rzek i strumieni (Kruk-Dowgiałło i Szaniawska, 2008). Największa z nich to Wisła o długości 1022 km, która odprowadza wodę z obszaru zlewni o powierzchni 193 960 km², obejmującego 12% zlewni całego Morza Bałtyckiego. Wisła to druga co do wielkości rzeka uchodząca do Bałtyku, o średnim natężeniu przepływu 1080 m³ s⁻¹ i średnim stężeniu zawiesiny wynoszącym 15 mg l⁻¹ (Damrat i in., 2013). Tym samym Wisła wprowadza do Zatoki Gdańskiej największy ładunek zanieczyszczeń (Saniewska i in., 2014), dostarczając np. 99,7% całkowitego ładunku ⁹⁰Sr (1234 GBq) oraz 95,8% całkowitego ładunku ¹³⁷Cs (431 GBq) (Saniewski i Zalewska, 2016). W 2015 roku Wisła wprowadziła 30,8 tony Zn, 15,6 tony Cu, 1,2 tony Pb, 0,3 tony Cd i 0,2 tony Hg (GUS, 2017a). W przypadku zanieczyszczeń organicznych trudno jest oszacować ich całkowity ładunek transportowany do Bałtyku wraz z wodami Wisły, natomiast stężenia wybranych związków organicznych, takich jak bisfenol A (BPA), oktylofenole (OP) i nonylofenole (NP), mogą być podwyższone i przekraczają wartości PNEC ustalone przez HELCOM (odpowiednio 150 ng l⁻¹, 10 ng l⁻¹, 220 ng l⁻¹) (Staniszewska i in., 2015). Substancje te są wykorzystywane głównie do produkcji surfaktantów oraz dodatków do tworzyw sztucznych. W zakresie WWA w 2016 roku odnotowano następujące stężenia: naftalen (35 ng l⁻¹), fluoranten (7 ng l⁻¹) i antracen (3 ng l⁻¹) (raport GIOŚ), natomiast w 2015 roku wykryto również antybiotyki (sulfametoksazol, sulfadiazyna i trimetoprim), niesteroidowe leki przeciwzapalne (NLPZ) (diklofenak i kwas salicylowy (metabolit)) oraz sulfonamid, sulfametoksazol (Fisch i in., 2017). W wodach Wisły w okolicach Gdańska wykryto także inne farmaceutyki, środki higieny osobistej i inne zanieczyszczenia organiczne, przy czym najwyższe stężenia odnotowano dla N,N-dietylometa-toluamidu (DEET) (97,18 ng l⁻¹) i naproksenu (93,44 ng l⁻¹) (Kudłak, 2010).

Do Zatoki Puckiej trafiają wody z siedmiu mniejszych rzek i potoków, które przenoszą nieuregulowane ilości ścieków z gospodarstw domowych i oczyszczalni ścieków. Największą rzeką jest Reda, o długości 51 km, która charakteryzuje się średnim przepływem $5,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. W 2015 roku Reda wprowadziła do Zatoki 0,22 tony Zn, 0,09 tony Cu, 0,01 tony Pb, 0,03 tony Cd i 0,01 tony Hg (GIOŚ, 2017). Rzeki wpływające do Zatoki Puckiej wprowadzają około 1 kg Hg rocznie i jest to wartość porównywalna z depozycją atmosferyczną Hg, co wskazuje na intensywną remobilizację Hg ze zlewni tych rzek. Pozostałe rzeki i strumienie (2–30 km długości) odgrywają niewielką rolę w zanieczyszczaniu strefy przybrzeżnej i nie są monitorowane. Jednak niektóre badania naukowe wskazują na bardzo złą lub złą jakość ich wód (np. Potok Bładzikowski i Płutnica, raport WIOŚ, 2010) oraz wysokie stężenia zanieczyszczeń organicznych (BPA, OP i NP) (Staniszewska i in., 2015). Podczas ekstremalnych zjawisk naturalnych, takich jak powódzie, znaczne ilości materiału dostają się z ładu do Morza Bałtyckiego (Saniewska i in., 2014). Podczas powodzi Wisły w 2010 roku stężenie Hg w Zatoce Gdańskiej wzrosło kilkukrotnie (osiągając wartości powyżej 200 ng l^{-1}). Dodatkowo silne wiatry wiejące w kierunku brzegu powodowały nagromadzenie zanieczyszczeń w pobliżu ujścia rzeki, co skutkowało przekroczeniem na tych obszarach wartości bezpiecznych dla organizmów wodnych (Saniewska i in., 2014).

Dopływ wód podziemnych

Podmorski dopływ wód podziemnych (SGD) to całkowity odpływ wody z dna morskiego do kolumny wody morskiej (Burnett i Dulaiova, 2003). W przypadku Morza Bałtyckiego stanowi on około 4% całkowitego dopływu wód słodkich (Destouni i in., 2008). Lidzbarski (2011) oszacował, że przybliżony dopływ wód podziemnych do Zatoki Gdańskiej wynosi $0,07 \text{ km}^3 \text{ rok}^{-1}$. Matciak i in. (2015) zaobserwowali jednak przesiąkanie wód podziemnych wewnątrz całej Zatoki. Kłostowska i in. (2020) oszacowali, że dopływ SGD jest większy, niż wynikało to z wcześniejszych obliczeń, i kilkunastokrotnie większy niż dopływ z lokalnych rzek i stanowi istotne źródło dopływu substancji chemicznych do Zatoki Puckiej. Dodatkowo udokumentowano, że dopływ SGD do Zatoki Puckiej jest wzbogacony w substancje biogeniczne, rozpuszczony węgiel organiczny i nieorganiczny (Szymczycha i in., 2014), wybrane metale, pozostałości farmaceutyków i kofeiny (Szymczycha i in., 2020).

Erozja wybrzeża

Procesy oddziałujące na wybrzeża morskie Zatoki Gdańskiej nasilają się ze względu na zmiany klimatu, a przede wszystkim dynamikę pogody. Erozja wybrzeża może być źródłem zanieczyszczeń morza, jednak w Zatoce Gdańskiej przeprowadzono niewiele badań dotyczących tego procesu, poza Bełdowską

i in. (2016). Ogólny dopływ Hg z abrazji brzegowej wyniósł 5% (w porównaniu z innymi źródłami, takimi jak depozycja atmosferyczna i spływ rzeczny), natomiast lokalnie erozja wybrzeża może mieć istotnie większe znaczenie, np. w Zatoce Puckiej, gdzie źródła rzeczne nie są tak wyraźne (Bełdowska i in., 2016). Ponadto wykazano, że erozja wybrzeża powinna być włączona do obiegu Hg w środowisku, zwłaszcza w morskiej strefie przybrzeżnej. Odkrycie to jest szczególnie ważne dla obszarów z licznymi łatwo erodującymi skałami miękkimi, np. Klifu Orłowskiego.

Komunalne i dzikie składowiska odpadów

Produkcja i zagospodarowanie odcieków ze składowisk są uznawane za jedną z najważniejszych kwestii w przypadku zarządzania składowiskami odpadów komunalnych (Kulikowska i Klimiuk, 2008). Skład odcieków różni się w przypadku różnych składowisk i zależy od wieku składowiska oraz ilości wody, która infiltruje do jego wnętrza. Odcieki ze składowisk z różnych miejsc w Europie zawierają podwyższone stężenia niebezpiecznych substancji organicznych, np. związków aromatycznych, chlorowanych związków alifatycznych, fenoli, ftalanów i pestycydów (Kulikowska i Klimiuk, 2008). Najczęstszymi zanieczyszczeniami organicznymi występującymi w odciekach ze składowisk są węglowodory aromatyczne, benzen, toluen, etylobenzen i ksylene (Christensen i in., 2001). Chociaż niewiele jest danych dotyczących tego zjawiska w rejonie Zatoki Gdańskiej, wpływ odcieku na jakość wód gruntowych pod składowiskiem (wzrost stężenia metali ciężkich) zaobserwowali Melnyk i in. (2014). W nowym raporcie O'Shea i in. (2018) stwierdzają, że składowiska odpadów zlokalizowanych na terenach nizinnych mogą być znaczącym i nierozpoznanym źródłem substancji chemicznych docierających do morza. Zjawisko to może nabrać większego znaczenia ze względu na zmianę klimatu prowadzącą do wzrostu poziomu morza. Kolejną istotną kwestią związaną z oddziaływaniem składowisk na środowisko są ich niekontrolowane i nielegalne pożary. W 2018 roku, w okresie 5 miesięcy (styczeń–maj), w Polsce odnotowano 63 pożary składowisk. W wyniku spalania w niskiej temperaturze głównie odpadów z tworzyw sztucznych do atmosfery przedostały się nieznane ilości PCB, WWA, dioksyn, furanów i innych związków chloru, cyjanków i fluorków oraz metali ciężkich.

Rolnictwo

Rolnictwo oraz emisja z terenów wiejskich są głównymi źródłami fosforu i azotu dla ekosystemów wodnych. Rolnictwo przyczynia się również do zanieczyszczenia środowiska metalami ciężkimi i zanieczyszczeniami organicznymi. Metale ciężkie są składnikami nawozów mineralnych, a substancje organiczne są wykorzystywane jako pestycydy i farmaceutyki weterynaryjne. W województwie pomorskim znajduje się około 39 000 gospodarstw uprawiających przede wszystkim zboża i ziemniaki oraz gospodarstw hodowlanych (głównie drób, trzoda chlewna

i bydło) (GUS, 2017b). Polska jest jednym z największych producentów nawozów mineralnych, a ich wykorzystanie w polskim rolnictwie nie maleje (GUS, 2017a). Średnie zużycie nawozów mineralnych w województwie pomorskim w latach 2015–2016 wyniosło 125–150 kg ha⁻¹. Stosowane w Polsce nawozy mineralne są produkowane z północnoafrykańskich fosforanów i zawierają niektóre metale toksyczne (Cd, Pb, Zn, Cu) w wysokich stężeniach (np. 1–30 mg kg⁻¹ Cd i 322–858 mg kg⁻¹ Zn), a zatem ich długotrwałe stosowanie może zwiększać zanieczyszczenie uprawianych gleb (Skut i in., 2015). Poza metalami ciężkimi rolnictwo jest źródłem pestycydów (w tym pestycydów chloroorganicznych) oraz farmaceutyków. Według raportu Miszczaka (2016) w polskim rolnictwie powszechnie stosuje się 416 różnych pestycydów (jak insektycydy, fungicydy, herbicydy i inhibitory wzrostu). 57% plonów zostało zanieczyszczonych pestycydami (o stężeniach w większości przypadków nieprzekraczających dopuszczalnych poziomów), podczas gdy 12% plonów zostało zanieczyszczonych pestycydami zakazanymi dla rodzaju uprawianych roślin (np. karbendazym, chloropiryfos, a w kilku przypadkach DDT). Wykorzystywane w rolnictwie pestycydy przedostają się do wód powierzchniowych oraz podziemnych i ostatecznie są transportowane do Morza Bałtyckiego. Pestycydy, głównie atrazynę, dezetyloatrazynę, pochodne karbendazymu i kwasu fenoksyoctowego, znaleziono w wodach wszystkich głównych polskich rzek (Ignatowicz i Struk-Sokołowska, 2004; Drożdżyński i in., 2009). W osadach rzecznych najczęściej wykrywanymi pestycydami są historycznie stosowane γ -HCH (lindan) oraz związki z grupy DDT (Bojakowska i Gliwicz, 2005). Pestycydy są używane nie tylko w uprawach komercyjnych, ale także w ogrodach prywatnych. Stosowanie tych związków w ogrodach działkowych zostało zidentyfikowane jako źródło Hg w rzece Kaczej odprowadzającej wody do Zatoki Gdańskiej (Gębka i in., 2018). Farmaceutyki, takie jak antybiotyki, to główna grupa środków przeciwdrobnoustrojowych stosowanych w hodowli zwierząt gospodarskich. Najczęściej stosowanymi antybiotykami są tetracyklina, penicylina, sulfonamidy i fluorochinolony. Oszacowano (na rok 2004), że w Polsce zużywa się rocznie 246 ton antybiotyków weterynaryjnych (Dzierżawski i Cybulski, 2012). W rzekach województwa pomorskiego wykryto obecność pozostałości oksytetracykliny, sulfadimetoksyny i enrofloksacyny (Kudlak, 2010). Pozostałości farmaceutyków, podobnie jak inne substancje chemiczne stosowane w rolnictwie, przedostają się do wód powierzchniowych oraz podziemnych i ostatecznie są transportowane do Morza Bałtyckiego.

Turystyka i rekreacja

Polskie tereny nadmorskie to popularne i atrakcyjne rejony, licznie odwiedzane przez turystów. Zatoka Gdańska należy do regionów o największym ruchu turystycznym w Polsce (Kistowski i Śleszyński, 2010). W sezonie letnim hotele i kwatery

prywatne nad Bałtykiem goszczą ponad 1,5 mln turystów (21% turystów korzystających z noclegów w całej Polsce; GUS 2017b). Zatoka Pucka, będąca ośrodkiem sportów wodnych, jest szczególnie miejscem aktywności turystycznej. Korki, brak miejsc parkingowych, nielegalna budowa i powiększanie pól biwakowych to typowe problemy bardzo wąskiego Półwyspu Helskiego. Niekontrolowana liczba odwiedzających chce mieć dostęp do obszarów morskich, wydmych i plażowych bez żadnych ograniczeń, zagrażając tym samym siedliskom dennym, takim jak łąki trawy morskiej (Węsławski i in., 2010). Mimo że Zatoka Gdańska (w tym Zatoka Pucka) jest obszarem programu „Natura 2000”, skuteczność ochrony środowiska jest w tym regionie niska ze względu na konflikty interesów pomiędzy różnymi sektorami (np. rybacy, turyści i ekolodzy) (Piwowarczyk i Wróbel, 2016). Jednym z ważniejszych problemów związanych z oddziaływaniem turystyki na wybrzeże Zatoki Gdańskiej są śmieci – pozostawiane bezpośrednio na plażach lub dostarczane z morza i rzek. Zaktualizowane dane dla regionu Morza Bałtyckiego wskazują, że na 100 m plaży w rejonie Zatoki Gdańskiej przypada około 20 śmieci. Najczęściej spotykanymi śmieciami są materiały polimerowe, papier, guma, metal, drewno, szkło i tekstylia (Zalewska i Krzywiński, 2017).

Żegluga

Morze Bałtyckie to jedno z najbardziej zatłoczonych mórz na świecie. Zatoka Gdańska nie jest tu wyjątkiem, gdyż jest narażona na intensywny i ciągły ruch statków handlowych, tankowców, promów, i statków wycieczkowych. Według danych podanych przez Pawlaka (2011) oraz danych z Urzędu Morskiego w Gdyni można szacować, że na Zatoce Gdańskiej obserwuje się średnio 20–40 statków dziennie. Warto zauważyć, że jeden z głównych szlaków żeglugowych na południowym Bałtyku, prowadzący z rejonu Zatoki Gdańskiej do Zatoki Fińskiej, był użytkowany w 2013 roku przez 792 statki (19,3% – statki handlowe, 11% – tankowce, 3% – statki pasażerskie, 2,5% – statki specjalnego przeznaczenia, 64,2% – pozostałe). Inną trasą, łączącą porty Zatoki Gdańskiej z Bornholmem, w tym samym roku pływało 398 jednostek, głównie średniej wielkości tankowce i statki handlowe (masowce) (Urząd Morski, 2016). Substancje niebezpieczne ze statków (np. węglowodory alifatyczne i aromatyczne, metale ciężkie i związki metaloorganiczne) docierają do środowiska wraz z spalinami, zrzutami wody zęzowej, wypłukiwaniem farb przeciwporostowych oraz celowych lub przypadkowych wycieków oleju i innych szkodliwych substancji. Według HELCOM (2010) liczba zaobserwowanych nielegalnych zrzutów od 1999 roku zmniejszyła się o ponad 55%. Zmniejsza się również wielkość wycieków. Stężenia ropy naftowej i metali w wodach zęzowych legalnie odprowadzanych do Morza Bałtyckiego są znacznie poniżej progów toksyczności, natomiast Magnusson i in. (2018) stwierdzili, że wpływ – w perspektywie długoterminowej – podwyższonych stężeń zanieczyszczeń pochodzących

z tego źródła jest nieznaną. Ytreberg i in. (2016) odnotowali znaczne uwalnianie miedzi (Cu) i cynku (Zn) ze statków i łodzi rekreacyjnych pokrytych farbami przeciwpiorostowymi na Morzu Bałtyckim. Statki i konstrukcje hydrotechniczne można też wiązać z uwalnianiem toksycznych związków cynoorganicznych – tributylocyny (TBT) i trifenylocyny (TPhT), które przez wiele lat były stosowane jako składniki przeciwpiorostowe w farbach (Filipkowska i in., 2014).

Ponowne uwalnianie zanieczyszczeń

Ponowne uwalnianie zanieczyszczeń jest zdecydowanie ich niedoszacowanym źródłem, chociaż stwierdzono, że odgrywa bardzo ważną rolę w wielu ekosystemach (Guigue i in., 2017). Zdeponowane osady mogą ulec wzburzeniu, w wyniku którego zanieczyszczenia zdeponowane w głębszych warstwach osadów dostają się do kolumny wody morskiej i są ponownie dostępne dla organizmów morskich. Głównymi procesami powodującymi resuspensję osadów są naturalne procesy fizyczne (np. fale, prądy), aktywność biologiczna oraz działalność człowieka. Procesy zdolne do wzburzenia dna morskiego występują na mniejszych głębokościach w przybrzeżnej części Zatoki Gdańskiej i w Zatoce Puckiej. Maksymalna wysokość fali mierzona w płytkim obszarze Zatoki Gdańskiej wynosi 4,5 m, a w Zatoce Puckiej 2,5 m (Cieślakiewicz i Paplińska-Swerpel, 2008), natomiast długości fal wynoszą 30–40 m. Płytke obszary wewnętrznej Zatoki Puckiej, charakteryzujące się głębokością nie większą niż 15–20 m, mogą zatem podlegać działaniom erozji i resuspensji (Huzarska, 2013). Lokalnie występujące prądy denne, płynące równoległe do brzegu w płytkich strefach przybrzeżnych, także mogą zaburzać osady (Kowalik, 1990). Fauna bentosowa może również istotnie wpływać na ponowne uwalnianie zanieczyszczeń zdeponowanych w osadach dennych w Morzu Bałtyckim. Bioturbacja – zaburzenie osadów przez aktywność biologiczną – może prowadzić do remobilizacji zanieczyszczeń zakopanych w głębszych warstwach osadów (Bradshaw i in., 2006; Hedman i in., 2008). Intensywność i sposób przenoszenia zależą od gatunku oraz od tego, czy mamy do czynienia jedynie z zakopywaniem i/lub żerowaniem. Stwierdzono zwiększone uwalnianie zanieczyszczeń z powrotem do słupa wody w przypadku zanieczyszczeń organicznych (np. PCB, BDE-99) i metali ciężkich. Rodzime gatunki Morza Bałtyckiego (np. *Macoma balthica*) mają niewielki wpływ na transfer zanieczyszczeń, podczas gdy inwazyjne gatunki głębiej kopiące powodują zwiększone uwalnianie zanieczyszczeń z osadów Morza Bałtyckiego (Granberg i in., 2008). Najważniejszym czynnikiem powodującym zaburzenia dna jest jednak działalność człowieka. Trałowanie denne niszczy duże obszary dna morskiego, ponownie mieszając osady i zmieniając fizyczne i biologiczne cechy dna (Resenberg i in., 2003). Połowy za pomocą trałowania są rozproszone w całym rejonie Zatoki Gdańskiej i dotyczą przede wszystkim dorsza, storni i turбота. Stwierdzono, że obszary łowisk w Zatoce Gdańskiej intensywnie uwalniają związki

biogeniczne z osadów do kolumny wody (COST-IMPACT, 2016). Chociaż nie ma żadnych wyników dotyczących ponownego uwalniania zanieczyszczeń do Zatoki Gdańskiej, badania wpływu operacji pogłębiania w innym rejonie Morza Bałtyckiego (Szwecja) wykazały uwalnianie metali i zanieczyszczeń organicznych (WWA, PCB i TBT) (Bellas i in., 2007). Wyższe stężenie zanieczyszczeń w dolnej warstwie wód spowodowało skażenie omułek, np. stężenie TBT w omułkach przekroczyło nawet 70-krotnie próg ekotoksykologiczny. W innym badaniu oszacowano, że strumień powrotny PCDD/PCDF z osadów w wyniku trałowania wynosi 261 mg na 1 km trałowanego dna morskiego lub 78 g rocznie. Zdeponowane zanieczyszczenia są potencjalnie biodostępne dla naturalnie występującej fauny, szczególnie dla filtratorów oraz płastug przydennych (Bradshaw i in., 2012). Rosnące zapotrzebowanie na zasoby z dna morskiego w Polsce spowodowało wzrost wydobywania zasobów piasku i żwiru, co prowadzi do niszczenia dna morskiego (Uścińowicz i in., 2014). Należy się spodziewać dalszej intensyfikacji działalności człowieka. Badania starych wyrobisk w Zatoce Puckiej wykorzystywanych do wydobywania piasku w celu uzupełnienia plaż na Półwyspie Helskim wykazały, że wyrobiska stają się osadnikami dla świeżej materii organicznej. Mineralizacja uwięzionej materii organicznej prowadzi do powstawania warunków beztlenowych i zwiększonego strumienia powrotnego amoniaku, fosforanów i siarkowodoru, co powoduje niekorzystne skutki dla organizmów bentosowych (Graca i in., 2004). Wszelkie prace hydrotechniczne, np. pogłębianie kanałów portowych, czy prace budowlane również mogą naruszać osady denne i powodować uwalnianie nagromadzonych zanieczyszczeń do kolumny wody morskiej. Interesującym przykładem są badania prowadzone w Zatoce Gdańskiej po pracach poprawiających warunki hydrauliczne rzeki, które wskazały na wzrost stężeń Hg w osadach ujścia Wisły (Łęczyński i in., 2016).

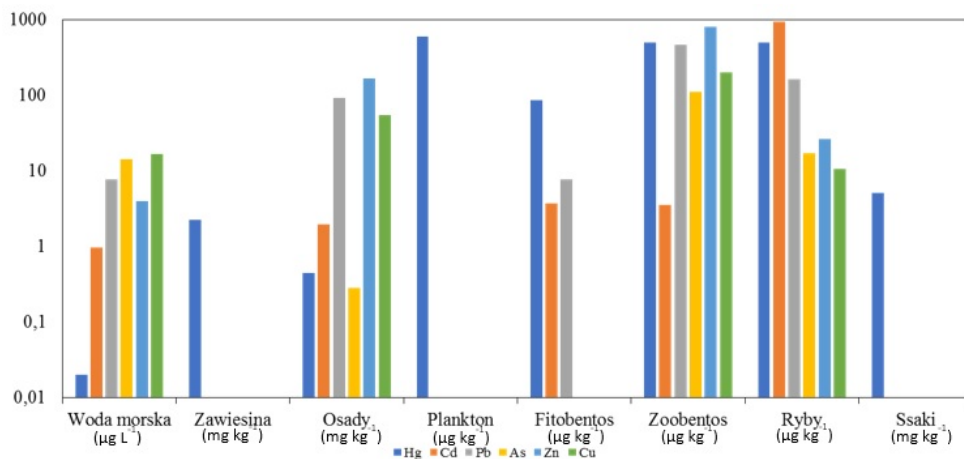
3.2. STĘŻENIA ZANIECZYSZCZEŃ W ZATOCE GDAŃSKIEJ

3.2.1. Stężenia zanieczyszczeń nieorganicznych w różnych składnikach abiotycznych i biotycznych

Metale ciężkie

Metale ciężkie są naturalnymi elementami skorupy ziemskiej, ale ich uwolnienie do środowiska w wyniku działalności antropogenicznej przewyższa ich naturalne stężenie. Do najbardziej toksycznych metali ciężkich, które zanieczyszczają Bałtyk, należą Hg, Cd, As i Pb (Szefer, 2002). Metale ciężkie mogą być toksyczne nawet w bardzo niskich stężeniach, ponieważ gromadzą się w organizmach morskich i ulegają biomagnifikacji wzdłuż łańcucha troficznego. W konsekwencji mogą stanowić zagrożenie dla konsumentów końcowych – ludzi.

Chociaż w przemyśle opracowano odpowiednie techniki oczyszczania i zakazano stosowania benzyny łożwiowej, niektóre stężenia metali wciąż przekraczają wartości progowe dobrego stanu środowiska. Na rys. 3.2 przedstawiono wybrane stężenia metali w różnych elementach ekosystemu Morza Bałtyckiego. Stężenia metali ciężkich w rybach mierzy się zwykle w wątrobie ryb, ponieważ metale ciężkie gromadzą się w tym narządzie (Szefer, 2002). Normy stężenia metali ciężkich w ekosystemie Morza Bałtyckiego podano w tabeli Z3.1.



Rys. 3.2. Stężenia metali (Hg, Cd, Pb, As, Zn, Cu) zmierzone w ciągu dekady 2008–2018 w różnych komponentach Zatoki Gdańskiej

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Rtęć (Hg)

Według krajowej bazy danych monitoringu i opublikowanych danych stężenia Hg w wodzie morskiej Zatoki Gdańskiej wahały się w dekadzie 2008–2018 w zakresie 0,001–0,02 $\mu\text{g l}^{-1}$ (tabela Z3.2, rys. 3.2) i są zbliżone do tych mierzonych pod koniec XX wieku w różnych części Morza Bałtyckiego (0,01–0,02 $\mu\text{g l}^{-1}$; Szefer, 2002). Stężenie Hg w osadach morskich na ogół zawiera się w przedziale 0,005–0,45 mg kg^{-1} . Najbardziej zanieczyszczone są osady w okolicach Osłonina (Bełdowska i in., 2010) oraz w pobliżu wraku s/s Stuttgart (Rogowska i in., 2015), gdzie ilość Hg sięgała nawet 4,79 mg kg^{-1} .

Pod koniec XX wieku zmierzono dość podobne stężenia (0,04–0,5 mg kg^{-1}) w częściach otwartego morza i 1,3–1,8 mg kg^{-1} w portach; Szefer, 2002). Zakres stężeń Hg w makroglonach 0,5–85 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. jest zbliżony do stwierdzanego w latach 80. ubiegłego wieku (Szefer, 2002). U zwierząt bentosowych (małży) stężenie Hg zawiera się w przedziale 8–500 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. (tabela Z3.2). Stężenia Hg

w wątrobie ryb pozostają na tym samym poziomie (1–500 mg kg⁻¹ s.m.) jak pod koniec XX wieku (Szefer, 2002). U fok stwierdzono stężenia Hg w zakresie 1–3000 µg kg⁻¹ s.m. (Bełdowska i in., 2010), z najwyższymi wartościami w narządach odpowiedzialnych za detoksykację (wątroba, śledziona i nerki). Stężenie Hg w tkance foki było nawet 100-krotnie wyższe niż u ryb, co świadczy o występowaniu biomagnifikacji wzdłuż łańcucha troficznego (Bełdowska i in., 2010).

Arsen (As)

Istnieje bardzo niewiele danych na temat stężeń As w różnych elementach ekosystemu Zatoki Gdańskiej (Szubska, 2018). Z danych monitoringowych wynika, że stężenia As w wodzie morskiej wahały się w granicach 0,004–0,016 µg l⁻¹, przy czym najwyższe stężenia odnotowano w Zatoce Puckiej (tabela Z3.2). Brak jest danych historycznych dla Zatoki Gdańskiej, ale Szefer (2002) podaje zakres 0,008–0,018 µg l⁻¹ stwierdzany w latach 80. minionego wieku w Bałtyku Właściwym. Stężenie As w osadach waha się w zakresie 5–29 mg kg⁻¹ (Bełdowski i in., 2016) i jest również zbliżone do stężeń historycznych (4–23 mg kg⁻¹; Szefer, 2002). U ryb stężenie As osiąga wartość 4,4 mg kg⁻¹ s.m. (tabela Z3.2), natomiast dane historyczne dla ryb złowionych w otwartym Morzu Bałtyckim wskazywały wartość 0,95 mg kg⁻¹ s.m. (Szefer, 2002).

Kadm (Cd)

Stężenie Cd w wodach Zatoki Gdańskiej w dekadzie 2008–2018 wahało się w zakresie 0,05–0,96 µg l⁻¹ (tabela Z3.2). Najwyższe wartości odnotowano w wewnętrznej części Zatoki Puckiej oraz w pobliżu ujścia Wisły. Stężenia Cd zmierzone w ostatnim czasie są wyższe niż te zmierzone w latach 80. XX wieku (0,02–0,04 µg l⁻¹; Szefer 2002). W ostatnio zdeponowanych osadach stężenie Cd wahało się w przedziale 0,3–2,0 mg kg⁻¹ (tabela Z3.2) i do 4,0 mg kg⁻¹ w pobliżu wraku Stuttgart (Rogowska i in., 2010). W ostatnich latach stężenie Cd w makroglonach było wyższe (0,5–5,5 mg kg⁻¹ s.m.; dane z monitoringu PMS) niż w przypadku pomiarów dokonywanych w latach 80. (0,3–2,3 mg kg⁻¹ s.m.; Szefer, 2002). Stężenia Cd zmierzone ostatnio w małżach bentosowych (0,05–3,5 mg kg⁻¹ s.m.; tabela Z3.2) były niższe od wartości historycznych (2,2–15,7 mg kg⁻¹ s.m.; Szefer, 2002). W wątrobie ryb stężenia Cd wynosiły w dekadzie 2008–2018 2–946 µg kg⁻¹ s.m., czyli znacznie mniej niż w latach 70. i 80. ubiegłego wieku (10–130 mg kg⁻¹ s.m.; Szefer 2002).

Ołów (Pb)

Stężenie Pb w wodach morskich Zatoki Gdańskiej w dekadzie 2008–2018 wahało się w zakresie $0,1\text{--}7,7\ \mu\text{g l}^{-1}$ (tabela Z3.2, rys. 3.2). Najwyższe stężenia zmierzono w wewnętrznej części Zatoki Puckiej oraz w pobliżu ujścia Wisły. Chociaż emisja Pb do środowiska uległa znacznemu zmniejszeniu (głównie ze względu na zakaz stosowania benzyny ołowiowej), stężenia Pb nie są niższe niż te zmierzone w latach 80. XX wieku ($0,01\text{--}0,31\ \mu\text{g l}^{-1}$; Szefer 2002). Może to wynikać z wpływu wtórnych źródeł ołowiu, np. spływu powierzchniowego i/lub resuspensji osadów. W osadach powierzchniowych stężenia Pb wahają się w przedziale $35,4\text{--}91,3\ \text{mg kg}^{-1}$, ale wyjątkowo wysokie stężenie Pb – wynoszące $2020\ \text{mg kg}^{-1}$ – stwierdzono w pobliżu wraku Stuttgart (Rogowska i in., 2015). W makroglonach stężenie Pb mierzone w dekadzie 2008–2018 jest niższe ($0,001\text{--}15,0\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m.; tabela Z3.2) niż w latach 80. ($3\text{--}29\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m.; Szefer, 2002). Największy wzrost stężenia Pb zaobserwowano w przypadku omułków: ostatnio jego wartości wyniosły $43\text{--}467\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m., podczas gdy wartości historyczne wynosiły $0,2\text{--}21,1\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m. (Szefer, 2002). W wątrobie ryb mierzone ostatnio stężenia Pb wahały się w zakresie $10\text{--}163\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m., natomiast w latach 70. i 80. XX wieku jego wartości były znacznie niższe (Szefer, 2002).

Cynk (Zn)

Stężenia Zn w wodach morskich Zatoki Gdańskiej w dekadzie 2008–2018 wahały się w przedziale $0,1\text{--}4\ \mu\text{g l}^{-1}$ (tabela Z3.2). Najwyższe stężenia zmierzono w wewnętrznej części Zatoki Puckiej oraz w pobliżu ujścia Wisły. Stężenie Zn w wodzie morskiej spadało od lat 80. XX wieku, kiedy to jego wartości wahały się w zakresie $1,2\text{--}7,0\ \mu\text{g l}^{-1}$ (Szefer, 2002). Stężenia osadu Zn są nieco niższe niż mierzone historycznie. Ostatnio w osadach Zatoki Gdańskiej odnotowano wartości $100\text{--}168\ \text{mg kg}^{-1}$ Zn, natomiast w latach 80. XX wieku stężenie to sięgało $190\ \text{mg kg}^{-1}$ (Szefer, 2002). Brak jest danych dla stężeń Zn w makroglonach w latach 2008–2018. Dla małży podano stężenia rzędu $110\text{--}800\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m. Zmierzone ostatnio stężenia Zn w rybach są porównywalne z historycznymi (odpowiednio $17,6\text{--}27,1\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m. i $4,7\text{--}20\ \text{mg kg}^{-1}$ s.m.; tabela Z3.2; Szefer, 2002).

Miedź (Cu)

Stężenie Cu w wodach morskich Zatoki Gdańskiej w dekadzie 2008–2018 wahało się w zakresie $1,5\text{--}16,7\ \mu\text{g l}^{-1}$ (tabela Z3.2). Najbardziej zanieczyszczone są wody morskie w Zatoce Puckiej i w pobliżu ujścia Wisły. Stężenia Cu mierzone w latach 2008–2018 są wyższe od historycznych, które wahały się w granicach $0,3\text{--}0,6\ \mu\text{g l}^{-1}$ (Szefer, 2002). W osadach ostatnio zdeponowanych stężenia Cu wahały się w przedziale $25\text{--}54,3\ \text{mg kg}^{-1}$. Stężenia Cu w osadach zmniejszyły się

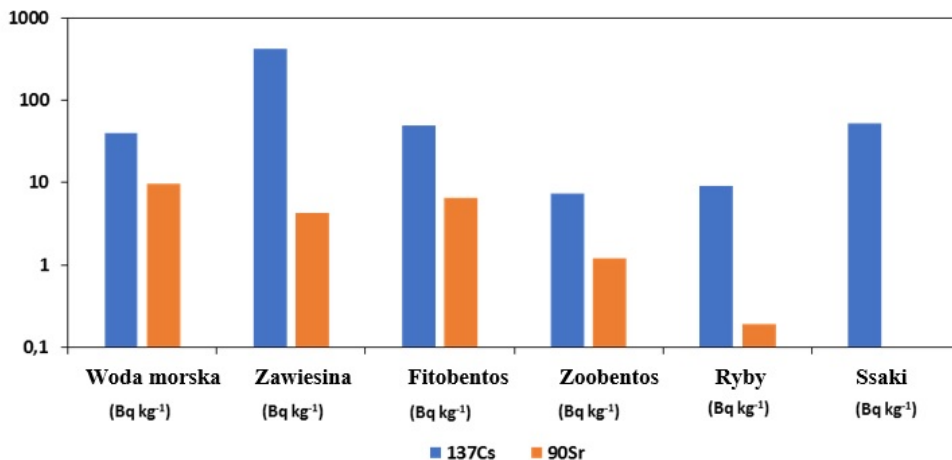
w porównaniu z latami 80. XX wieku, kiedy osiągały 90 mg kg⁻¹ (Szefer, 2002). Stężenia Cu w przedziale 0,7–200 mg kg⁻¹ s.m. zostały odnotowane w zoobentosie, podczas gdy ryby były mniej skażone – stężenia zmierzone w wątrobie rybiej wahały się w zakresie 0,25–10,5 mg kg⁻¹ s.m. (tabela Z3.2).

Radionuklidy antropogeniczne

Obecne w środowisku Morza Bałtyckiego radionuklidy pochodzenia antropogenicznego to przede wszystkim ¹³⁷Cs (okres półtrwania 30 lat) i ⁹⁰Sr (okres półtrwania 28 lat). Aktywność ¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr ogólnie spada z powodu naturalnego rozpadu radionuklidów, jednak w niektórych regionach – na przykład w ujściach rzek – nie ulega obniżeniu (HELCOM, 2009; Zaborska i in., 2014). Radionuklidy antropogeniczne są monitorowane, gdyż mogą wywierać na organizmy morskie i ludzi wpływ związany z promieniowaniem powstałym w wyniku radioaktywnego rozpadu radionuklidu. Aktywność ¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr w różnych komponentach Morza Bałtyckiego pokazano na rys. 3.3. Normy dla aktywności ¹³⁷Cs w ekosystemie Morza Bałtyckiego podano w tabeli Z3.1.

¹³⁷Cs

Monitoring radionuklidów w wodach Zatoki Gdańskiej prowadzi od 1985 roku Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej (Zalewska i Saniewski, 2011). Aktywność radionuklidów w wodzie morskiej jest obecnie niska, a większość ¹³⁷Cs jest zgromadzona w osadach morskich. Według danych z monitoringu aktywność ¹³⁷Cs w dekadzie 2008–2018 wahała się w granicach 20–40 Bq m⁻³ (tabela Z3.2). W obecnych czasach aktywność ¹³⁷Cs w wodach Morza Bałtyckiego jest nadal trzykrotnie wyższa niż w okresie przed awarią w Czarnobylu (HELCOM, 2009). W osadach morskich aktywność obu radionuklidów zmienia się w zależności od lokalizacji i właściwości osadów. Aktywność ¹³⁷Cs w powierzchniowych warstwach osadów wahała się w zakresie 122–180 Bq kg⁻¹ (tabela Z3.2). Całkowitą aktywność zdeponowanego ¹³⁷Cs szacuje się na 5451 ± 26 Bq m⁻² (Zalewska i Suplińska, 2013a). Aktywność ¹³⁷Cs w makroglonach (*Polysiphonia fucoides*, *Furcellaria lumbricalis*, *Cladophora glomerata*) wahała się w przedziale 4–40 Bq kg⁻¹. U omułków aktywność radionuklidów była znacznie niższa i dla ¹³⁷Cs zawierała się w granicach 1–5 Bq kg⁻¹. Z monitoringu wynika, że aktywność ¹³⁷Cs w rybach jest również niska i wynosi 3–7,5 Bq kg⁻¹ w zależności od gatunku (największe stężenia zmierzono u dorsza, następnie storni i śledzia; tabela Z3.2). Aktywność ¹³⁷Cs wynoszącą 3,8 Bq kg⁻¹ i 52,5 Bq kg⁻¹ m.m. stwierdzono w wątrobie i mięśniach ssaków morskich (morświnów i fok) złowionych w Zatoce Gdańskiej. Stężenia te były wyższe niż zmierzone gdzie indziej, co przypisuje się ładunkowi ¹³⁷Cs z awarii w Czarnobylu (Ciesielski i in., 2015).



Rys. 3.3. Aktywność radionuklidów (^{137}Cs i ^{90}Sr) zmierzona w ciągu dekady 2008–2018 w różnych komponentach Zatoki Gdańskiej

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

^{90}Sr

Aktywność ^{90}Sr w wodach Zatoki Gdańskiej ogólnie maleje i wynosi około połowy wartości aktywności ^{137}Cs : 5,1–8,6 Bq m⁻³ (tabela Z3.2). Aktywność radionuklidu w osadach jest na ogół niska i wynosi 2,1–4,3 Bq kg⁻¹, a całkowitą zdeponowaną aktywność ^{90}Sr szacuje się na 163 ± 50 Bq m⁻². Aktywność ^{90}Sr w makroglonach waha się w granicach 0,7–6,6 Bq kg⁻¹, natomiast u małży w zakresie 0,6–1,2 Bq kg⁻¹. U ryb aktywność ^{90}Sr wynosi 0,02–0,19 Bq kg⁻¹ (tabela Z3.2).

Aktywność radionuklidów w Zatoce Gdańskiej nie stanowi zagrożenia dla człowieka ani dla środowiska. Znacznie większe poziomy radioaktywności są związane z obecnością naturalnie występującego ^{40}K .

3.2.2. Stężenia zanieczyszczeń organicznych w różnych elementach abiotycznych i biotycznych

Zanieczyszczenia organiczne są to w większości substancje toksyczne, wykazujące tendencję do długiego utrzymywania się w środowisku; mogą być także transportowane na duże odległości i łatwo ulegają akumulacji w organizmach. Ponadto dla wielu grup zanieczyszczeń organicznych obserwuje się zjawisko biomagnifikacji wzdłuż łańcucha troficznego (Jones i de Voogt, 1999). Przez długi czas badania środowiskowe skupiały się głównie na trwałych zanieczyszczeniach organicznych (TZO), do których należą związki chloroorganiczne, takie jak PCB, HCB, HCH i DDT, czy też substancje o podobnych właściwościach, jak np. WWA.

Występowanie i stężenia TZO w środowisku są uwzględnione w krajowym monitoringu, ponieważ związki te zostały zidentyfikowane jako niebezpieczne ze względu na ich wysoką toksyczność i duży potencjał bioakumulacji. Z danych publikowanych w ramach PMŚ oraz opracowań naukowych wynika, że stężenia środowiskowe większości tych zanieczyszczeń systematycznie maleją.

Drugą grupę zanieczyszczeń organicznych stanowią z kolei nowo pojawiające się zanieczyszczenia (EC). Są to substancje, które nie są powszechnie objęte rutynowymi programami monitorowania, ale mogą się przedostawać do środowiska i powodować niekorzystne skutki ekologiczne. Obejmują one między innymi bromowane środki zmniejszające palność (BFR), pozostałości leków, PFOS, TBT i alkilofenole. W dalszej części tej sekcji zestawiono i omówiono najistotniejsze grupy zanieczyszczeń organicznych dla Morza Bałtyckiego, w tym Zatoki Gdańskiej. Stężenia monitorowanych zanieczyszczeń organicznych w różnych komponentach Morza Bałtyckiego przedstawiono na rys. 3.4, a nowo pojawiających się zanieczyszczeń organicznych – na rys. 3.5 i 3.6. Ponadto w celu usystematyzowania informacji w tabeli Z3.1 przedstawiono tzw. wartości progowe dla stężeń zanieczyszczeń organicznych, uznane za bezpieczne dla środowiska.

Trwałe zanieczyszczenia organiczne

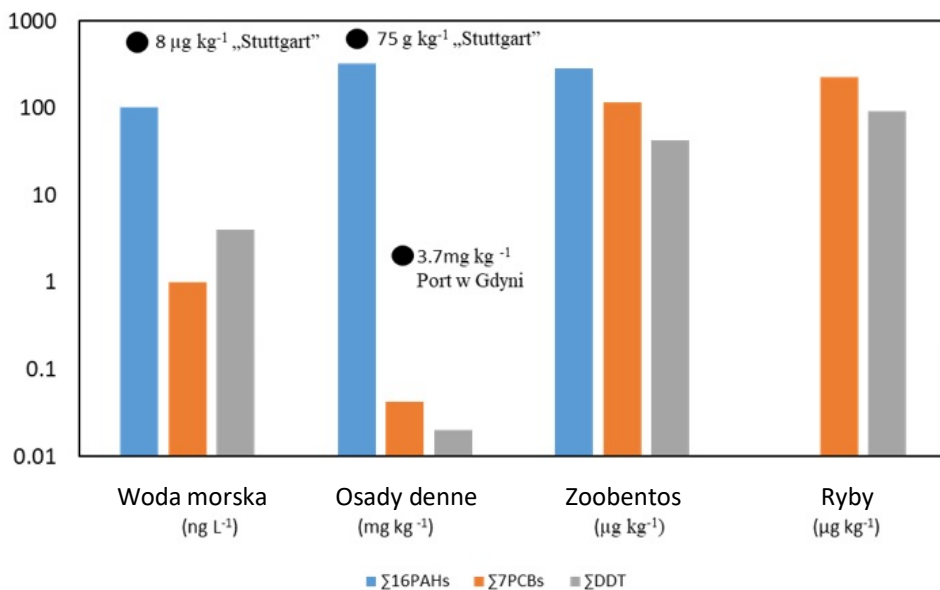
Polichlorowane bifenyle (PCB)

PCB są syntetycznymi związkami chloroorganicznymi wytworzonymi przez człowieka, które były wykorzystywane w materiałach izolacyjnych wchodzących w skład urządzeń elektrycznych (np. w transformatorach i kondensatorach) oraz jako plastyfikatory, powłoki powierzchniowe, środki zmniejszające palność itp. Ze względu na niską zawartość w wodzie morskiej stężenia PCB bada się głównie w osadach morskich oraz w organizmach, a ich wartość przedstawia się jako sumę siedmiu reprezentatywnych kongenerów. Dąbrowska i in. (2013) oraz Szlinder-Richert i in. (2012) zmierzili stężenia $\Sigma 7\text{PCB}$ w osadach Zatoki odpowiednio na poziomie 2,8–3,2 $\mu\text{g kg}^{-1}$ oraz 2–11 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (tabela Z3.3, rys. 3.4). Według Rogowskiej i in. (2015) stężenia $\Sigma 7\text{PCB}$ w osadach Zatoki Gdańskiej właściwej zawierały się w przedziale 5–42 $\mu\text{g kg}^{-1}$, natomiast w okolicach wraku s/s Stuttgart sięgały nawet 354 $\mu\text{g kg}^{-1}$. Zgodnie z danymi z PMŚ stężenia PCB w omułkach ogólnie nie przekraczają wartości uznanej za bezpieczną (GIOŚ, 2011–2017; Dąbrowska i in., 2017). Jedynie w latach 2010 i 2013 stężenia pojedynczych PCB (CB 28, CB 118, CB 138) były wyższe na stacji pomiarowej zlokalizowanej na wysokości Sopotu, a stan środowiska tego obszaru został zakwalifikowany jako zły (GIOŚ, 2011, 2014, 2016) (tabela Z3.3, rys. 3.4).

Pestycydy chloroorganiczne

Heksachloroheksan (HCH) i heksachlorobenzen (HCB)

W wodach Zatoki Gdańskiej obserwuje się spadkowy trend stężeń pestycydów chloroorganicznych. Wyniki uzyskane w ostatnich kilkunastu latach pokazują niskie wartości stężeń tych związków, zawierające się w granicach $0,8\text{--}2\text{ ng l}^{-1}$ dla HCH i $1\text{--}2\text{ ng l}^{-1}$ dla HCB (tabela Z3.3). Stężenia ΣHCH i HCB w osadach wynosiły odpowiednio $0,3\text{--}2,58\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i $0,1\text{--}1,0\text{ }\mu\text{g}^{-1}$ s.m. (Szylinder-Richert i in., 2012). W osadach pobranych z Portu Gdynia zmierzono stężenia ΣHCH na poziomie $4\text{--}206\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ i HCB $<1\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ (Pazikowska-Sapota i in., 2016). W przypadku organizmów bentosowych – omułków – Dąbrowska i in. (2013) odnotowali stężenia ΣHCH w zakresie $1,2\text{--}1,8\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. Według Reindla i in. (2013) w rybach z Zatoki Gdańskiej stężenia γHCH (lindanu) wynosiły $9,2\text{--}23,2\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m., a stężenia HCB zawierały się w przedziale $8,1\text{--}36,4\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. (tabela Z3.3). Ponadto uzyskane wyniki wskazują, że zawartość lindanu w rybach złowionych w Zatoce Gdańskiej spadła w ciągu ostatnich dwóch dekad o około 35%, podczas gdy stężenie HCB wzrosło.



Rys. 3.4. Stężenia wybranych monitorowanych zanieczyszczeń organicznych: wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych ($\Sigma 16\text{WVA}$), polichlorowanych bifenyli ($\Sigma 7\text{PCB}$), dichlorodifenylotrichloroetanu (DDT), zmierzone w ciągu dekady 2008–2018 w różnych komponentach Zatoki Gdańskiej

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

DDT

Stężenia Σ DDT w osadach Zatoki Gdańskiej w ciągu minionych kilkunastu lat wahały się w granicach 2–20 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. (Szlinder-Richert i in., 2012; Dąbrowska i in., 2013) (tabela Z3.3). W powierzchniowych osadach dennych Portu Gdynia zmierzono stężenia Σ DDT na poziomie 5–10 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Pazikowska-Sapota i in., 2016). W omułkach stężenia Σ DDT wynosiły 5,0–42,1 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. (Dąbrowska i in., 2013, 2017), natomiast w mięśniach i wątrobach ryb pobranych z Zatoki Gdańskiej 229,2–430,9 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. (Reindl i in., 2013).

Dioksyny

Istnieje niewiele informacji dotyczących stężeń dioksyn dla składowych abiotycznych ekosystemu Zatoki Gdańskiej, a jedyne dostępne dane odnoszące się do analizowanego okresu pochodzą z publikacji Szlinder-Richert i in. (2012). Zgodnie z tymi danymi stężenie dioksyn i furanów (PCDD/PCDF) w osadach kształtowało się na poziomie 4,83 ng TEQ kg^{-1} s.m (tabela Z3.3). Niemirycz i in. (2017) odnotowali stężenia dioksyn w rybach z południowego Bałtyku na poziomie 0,18–3,46 WHO-TEQ pgg^{-1} m.m. Informacje opublikowane przez MIR-PIB (MIR, 2018) za lata 2002–2011 wskazywały na tendencję do zmniejszania się stężeń dioksyn w rybach, przy czym nieco wyższe wartości zaobserwowano jedynie w przypadku łososia i pstrąga.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

WWA to grupa zanieczyszczeń, które naturalnie występują w węglu, ropie naftowej i benzynie. Powstają również podczas procesów spalania paliw kopalnych. Stężenia Σ 16WWA w wodzie morskiej wahały się w zakresie 2,5–325 ng l^{-1} (tabela Z3.3, rys. 3.4). Według Filipkowskiej i in. (2018) stężenia Σ WWA w osadach Zatoki Gdańskiej zawierają się w granicach 0,3–1,5 mg kg^{-1} i są najniższe w piaszczystych osadach Zatoki Puckiej. Stężenia Σ 16WWA w osadach portowych w Gdyni wahały się w zakresie 2,6–14,4 mg kg^{-1} (Pazikowska-Sapota i in., 2016). Poza portem w Gdyni stężenia Σ 16WWA w Zatoce Gdańskiej wynosiły 2,6–325 mg kg^{-1} , ale w osadach pobranych w pobliżu wraku s/s Stuttgart osiągały nawet wartość 75,1 g kg^{-1} (Rogowska i in., 2015). Ogólnie WWA zidentyfikowane w osadach Zatoki Gdańskiej są głównie pochodzenia pirogenicznego (Lubecki i Kowalewska, 2012), natomiast WWA pochodzenia petrogenicznego zidentyfikowano na dnie Zatoki Puckiej, w pobliżu wraku zawierającego paliwo (Rogowska i in., 2010, 2015). Z danych monitoringowych wynika, że stężenia pojedynczych związków z grupy WWA w omułkach w latach 2013–2016 były niskie, przekroczenie norm wystąpiło jednak dla indeno(1,2,3-cd)pirenu w próbkach z lat 2013 i 2014 (GIOŚ, 2014–2017; ICES, 2018). Zakres stężeń Σ 16WWA w omułkach wynosił 0,81–286 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (Dąbrowska i in., 2017; ICES, 2018) (tabela Z3.3).

Nowo pojawiające się zanieczyszczenia

Obserwowany w ciągu ostatnich kilku lat rozwój technik analitycznych umożliwił badanie nowych grup zanieczyszczeń w skomplikowanych matrycach środowiskowych. Do grupy tych związków zaliczyć należy pozostałości środków farmaceutycznych, środki higieny osobistej lub elementy z tworzyw sztucznych. W związku z tym badania związków z grupy EC stały się powszechnie dostępne i substancje te zaczęto włączać w badania monitoringowe (Beretta i in., 2014). Śledzenie losów EC w środowisku jest niezwykle istotne, gdyż mogą one być toksyczne, a z powodu ich ciągłego uwalniania do środowiska uważane są za trwałe zagrożenie dla ekosystemu.

Bromowane środki zmniejszające palność (PBDE i HBCDD)

Bromowane środki zmniejszające palność (polibromowane etery difenylove – PBDE i heksabromocyklododekan – HBCDD) stosowane są od wielu lat jako środki zmniejszające palność w różnych produktach, od komputerów po specjalistyczne tekstylia. Ich głównym źródłem w środowisku są ścieki komunalne i przemysłowe (Richardson i Terns, 2005; COHIBA, 2012).

Według danych monitoringowych stężenia PBDE w wodach Zatoki Gdańskiej są poniżej limitów wykrywalności, co można wytłumaczyć ich niską rozpuszczalnością w wodzie. Ruczyńska i in. (2016) stwierdzili obecność PBDE w osadach Zatoki Gdańskiej w stężeniach 0,010–0,156 $\mu\text{g kg}^{-1}$ (tabela Z3.3). W przypadku organizmów dane z monitoringu wskazują na spadek stężeń $\Sigma 6\text{PBDE}$ i HBCDD w złowionych w Zatoce Gdańskiej omułkach i storni. Wartości zmierzone w omułkach w latach 2012–2016 mieściły się w przedziałach 0,04–0,71 $\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. i 0,67–1,18 $\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. odpowiednio dla $\Sigma 6\text{PBDE}$ s i HBCDD (tabela Z3.3), dla storni było to zaś odpowiednio 0,13–0,22 $\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. i 0,05–0,42 $\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. (GIOŚ, 2013–2017; ICES, 2018). Pomimo relatywnie niskich wartości stężenia te przekraczają wartość progową (0,085 $\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m.) ustanowioną dla dobrej jakości środowiska i stosowaną od 2016 roku, wskazując na narażenie organizmów bentosowych z Zatoki Gdańskiej na obecność PBDE i HBCDD (GIOŚ, 2017).

Tributylocyna (TBT)

Związki tributylocyny (TBT) należą do grupy związków cynoorganicznych, wykorzystywanych w preparatach przeciwporostowych, przy czym ich stosowanie zostało ograniczone od 2008 roku. W literaturze brak jest informacji na temat stężenia TBT w wodzie morskiej opisywanego regionu. Istnieją jednak dane dotyczące osadów wskazujące, że TBT i produkty jej degradacji obecne są w osadach Zatoki Gdańskiej w stężeniach do 28,5 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. (Filipkowska i in., 2018) (tabela Z3.3). Stosunkowo wysokie stężenie TBT zaobserwowano również w organizmach

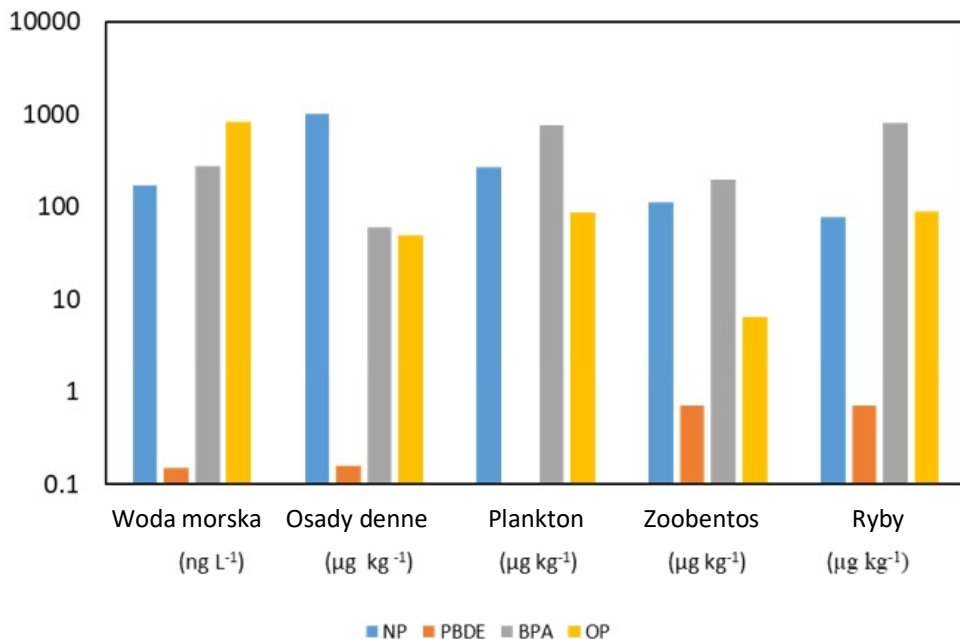
(zoobentos i ryby). Zmierzone wartości ($6,92\text{--}503 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) mogą być niebezpieczne dla organizmów i w odniesieniu do poziomów progowych zaklasyfikowano Zatokę Gdańską jako obszar charakteryzujący się niezadowolającym stanem środowiska (GIOŚ, 2013–2017; ICES, 2018).

Perfluorooktan

Sulfonian perfluorooktanu (PFOS) jest stosowany jako środek powierzchniowo czynny w różnych produktach. Niestety brakuje aktualnych danych dotyczących stężeń PFOS w Zatoce Gdańskiej (Sahlin, 2017). Jednak wcześniejsze dane przedstawione przez Falandysza i in. (2012) dla osadów Zatoki Gdańskiej wskazują na jego obecność w tym akwenie (do $1,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) (tabela Z3.3). Rostkowski i in. (2009) odnotowali stężenie PFOS w wodach powierzchniowych Zatoki Gdańskiej na poziomie do $0,98 \text{ ng l}^{-1}$. Nowsze dane monitoringowe dla storni wskazują, że stężenia PFOS mierzone w latach 2014–2016 były niskie i wahały się w granicach $0,68\text{--}1,34 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. (GIOŚ, 2015–2017; ICES, 2018).

Nonylofenole i oktylofenole

Kolejną grupę związków mogących wpływać na środowisko morskie stanowią alkilofenole, szczególnie nonylofenole (NP) i oktylofenole (OP). NP i OP są wykorzystywane w przemyśle, w tym w produkcji środków powierzchniowo czynnych i materiałów syntetycznych. W ramach PMS uwzględnia się monitoring NP w środowisku morskim. Stężenia NP i OP w wodach powierzchniowych ($1\text{--}834 \text{ ng l}^{-1}$), mikrowarstwie powierzchniowej ($1\text{--}3660 \text{ ng l}^{-1}$), osadach ($0,08\text{--}1001 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) i w organizmach ($0,8\text{--}264 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) Zatoki Gdańskiej zmierzili Staniszevska i Falkowska (2011), Ruczyńska i in. (2016) oraz Staniszevska i in. (2014, 2015, 2016a, b) (tabela Z3.3). Wyniki prezentowane we wspomnianych pracach wskazują na stosunkowo bezpieczne dla środowiska stężenia nonylo- i oktylofenoli. Wyjątek zaobserwowano w przypadku stężeń NP dla osadów z centralnej części Zatoki Gdańskiej ($1001 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) (Ruczyńska i in., 2016), a w przypadku stężeń OP zaobserwowano przekroczenia bezpiecznej wartości granicznej (10 ng l^{-1}) dla wód Zatoki Gdańskiej (Staniszevska i Falkowska, 2011).



Rys. 3.5. Stężenia wybranych zanieczyszczeń organicznych: nonylofenoli (NP), polibromowanych eterów difenyloyowych (Σ PBDE), bisfenolu A (BPA) i oktylofenoli (OP) zmierzone w ciągu dekady 2008–2018 w różnych komponentach Zatoki Gdańskiej

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

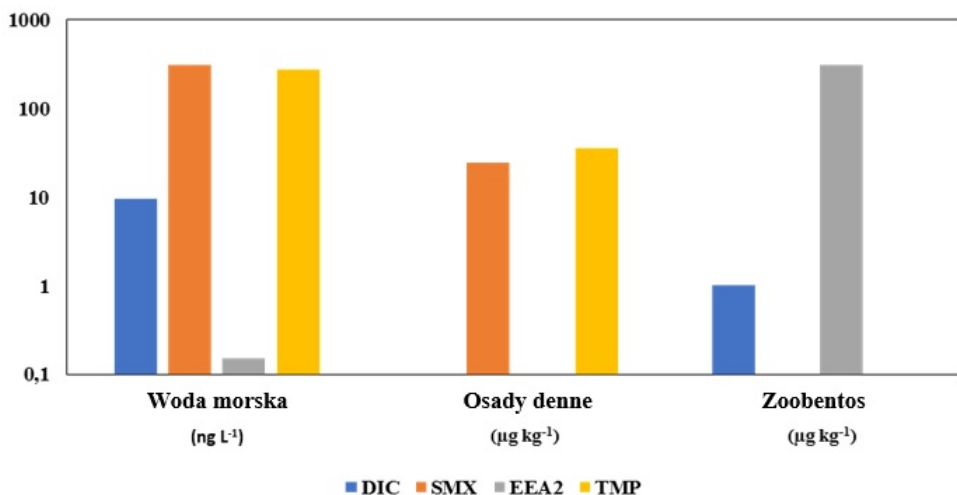
Bisfenol A

Bisfenol A (BPA) jest powszechnie stosowany w produkcji materiałów syntetycznych i żywic epoksydowych. Można go znaleźć w wielu produktach codziennego użytku, np. w opakowaniach żywności czy telefonach komórkowych (Staniszewska i in., 2016b). Ze względu na oddziaływanie na układ endokryny BPA należy traktować jako substancję niebezpieczną dla organizmów (Staniszewska i in., 2016b).

Obecność BPA w rejonie Zatoki Gdańskiej zaobserwowano w wodach powierzchniowych (5,0–277,9 ng l⁻¹), mikrowarstwie powierzchniowej (31,6–713 ng l⁻¹), osadach (2,64–60,20 µg kg⁻¹ s.m.) i organizmach (6,2–769,2 µg kg⁻¹ s.m.) (Staniszewska i in., 2014, 2015, 2016a, b; Ruczyńska i in., 2016) (tabela Z3.3). Opisane stężenia BPA były na poziomie, który można uznać za bezpieczny dla środowiska, a wartości progowe zostały przekroczone tylko w rejonie ujścia Wisły (Staniszewska i in., 2016b).

Pozostałości leków

Głównym źródłem pozostałości farmaceutyków oraz hormonów w przypadku Zatoki Gdańskiej są ścieki, co wiąże się z ograniczonym usuwaniem tych związków w oczyszczalniach (Siedlewicz i in., 2018). Należy dodać, że pojedyncze związki są usuwane przez oczyszczalnię w różnym stopniu, co jest związane z ich właściwościami fizyczno-chemicznymi, jak również z metodą oczyszczania (Stewart i in., 2014). Od 2014 roku w ramach PMŚ wody powierzchniowe Zatoki Gdańskiej są badane pod kątem obecności diklofenaku (DIC; popularny lek przeciwbólowy i przeciwzapalny) oraz 17-alfa etynyloestradolu (EEA2; składnik tabletek antykoncepcyjnych). W latach 2014 i 2015 DIC był obecny w wodach Zatoki w niskich stężeniach, nieprzekraczających 10 ng l^{-1} (tabela Z3.4, rys. 3.6).



Rys. 3.6. Stężenia wybranych pozostałości leków: diklofenaku (DIC), sulfametoksazolu (SMX), 17-alfa etynyloestradolu (EEA2), trimetoprimu (TMP) zmierzone w ciągu dekady 2008–2018 w różnych komponentach Zatoki Gdańskiej

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Niestety, ze względu na niewystarczającą czułość metody oznaczania EEA2 (granica oznaczalności – $0,15 \text{ ng l}^{-1}$), można jedynie stwierdzić, że stężenia tego związku w wodach Zatoki są niższe niż $0,15 \text{ ng l}^{-1}$. Limit EEA2 dla dobrego stanu środowiska wynosi $0,007 \text{ ng l}^{-1}$, nie jest więc możliwe wykluczenie jego negatywnego oddziaływania (GIOŚ, 2016). Inne zmierzone pozostałości farmaceutyczne w wodach morskich Zatoki Gdańskiej to flurbiprofen, ketoprofen (środek przeciwbólowy) i paracetamol (Caban i in., 2016). Sulfametoksazol (SMX) i trimetoprim (TMP) są także często wykrywanymi pozostałościami farmaceutyków w wodach

Zatoki Gdańskiej (Borecka i in., 2015; Siedlewicz i in., 2018). Wstępna ocena ryzyka środowiskowego wykazała, że wartości stężeń SMX dla wód przydennych w ujściu Wisły i w okolicach Półwyspu Helskiego są na tyle wysokie, że mogą stanowić zagrożenie dla organizmów morskich (Siedlewicz i in., 2018). Ponadto w osadach Zatoki Gdańskiej wykryto wysokie stężenia SMX, TMP, tetracykliny (TC) i oksytetracykliny (OTC), a ocena ryzyka środowiskowego wykazała, że SMX i OTC mogą mieć negatywny wpływ na organizmy (Siedlewicz i in., 2018). Caban i in. (2016) wykazali w zoobentosie Zatoki Gdańskiej obecność EEA2 sięgającą $310 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. oraz obecność flurbiprofenu i paracetamolu w omułkach (tabela Z3.4). Z kolei Wolecki i in. (2019) w omułkach z rejonu Orłowa wykryli ibuprofen, diklofenak i naproksen w stężeniach rzędu kilkuset $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.

3.3. BIOLOGICZNE SKUTKI ZANIECZYSZCZEŃ

Na ekosystem Zatoki Gdańskiej wpływa wiele różnych stresorów pochodzenia antropogenicznego. Analiza stężeń substancji niebezpiecznych odzwierciedla zawartość pojedynczych substancji. Nie dostarcza to jednak wystarczających informacji o skutkach oddziaływania mieszaniny związków, na które narażone są organizmy w swoim środowisku, oraz o efektach synergicznych w połączeniu z innymi stresorami (HELCOM, 2010). Skutki wpływu substancji niebezpiecznych można zaobserwować na wszystkich poziomach organizacji życia biologicznego, od reakcji biochemicznych w organizmie po wpływ na populacje. Najczęściej stosowanym narzędziem oceny skutków biologicznych są biomarkery, które można zdefiniować jako odpowiedź biologiczną danego organizmu mierzoną na poziomie indywidualnym, komórkowym i/lub subkomórkowym. W licznych badaniach wykazano, że biomarkery cechują się wysoką zdolnością diagnostyczną w odniesieniu do narażenia na zanieczyszczenia i/lub skutków zanieczyszczeń (Sturve i in., 2005; Lang i in., 2006; Lehtonen i in., 2014). Co więcej, dzięki analizie wpływu zanieczyszczeń na organizm na poziomach biochemicznym i molekularnym możliwa jest obserwacja reakcji na zanieczyszczenia na wczesnym etapie ich oddziaływania (Dąbrowska i in., 2014). W raporcie opublikowanym w 2010 roku (HELCOM, 2010) podkreślono, że ocena skutków biologicznych i wykorzystanie biomarkerów u gatunków wskaźnikowych z różnych poziomów troficznych są zalecane jako narzędzie umożliwiające realistyczną ocenę wpływu substancji niebezpiecznych w określonych warunkach środowiskowych. Proponowany zestaw wskaźników dla mierzenia efektów biologicznych specyficznych dla Morza Bałtyckiego, dostępny w literaturze, został zdefiniowany na podstawie wyników uzyskanych w ramach projektów BEEP, BEAST i BALCOFISH (Lehtonen i in., 2014). Warto też zauważyć, że monitoring wybranych efektów biologicznych w Morzu Bałtyckim jest częścią krajowych programów monitoringu.

W rejonie Zatoki Gdańskiej prowadzono liczne analizy biomarkerów. Od 2014 roku w ramach PMS wykorzystuje się test mikrojądrowy, stanowiący powszechny wskaźnik uszkodzeń genotoksycznych powodowanych przez różne związki chemiczne. Wyniki testu mikrojądrowego wykazały nieodpowiedni stan środowiska ($1,34 \text{ MN } 1000^{-1}$) dla obszaru Zatoki Gdańskiej (GIOŚ, 2016). Ponadto Dąbrowska i in. (2017) w badaniach biomarkerów dla storni i małży z Zatoki Gdańskiej, połączonych z analizami chemicznymi, wykazali, że żadna stacja pomiarowa położona w rejonie Zatoki Gdańskiej nie osiągnęła dobrego stanu środowiska. Badania przedstawione przez Kopko i Dąbrowską (2018) wykazały sezonową zmienność odpowiedzi biomarkerów u storni złowionych w Zatoce Gdańskiej. Według autorów te sezonowe wahania są spowodowane cyklem reprodukcyjnym i zmiennością warunków środowiskowych. Larsson i in. (2018) przeprowadzili badania w różnych obszarach Morza Bałtyckiego, aby ocenić wpływ wybranych punktowych źródeł zanieczyszczeń na populacje omułka jadalnego przy użyciu wielu biomarkerów jednocześnie. Autorzy nie zaobserwowali genotoksycznego ani histopatologicznego wpływu ścieków na omułki pobrane w Zatoce Gdańskiej, nie stwierdzono również negatywnego wpływu związków zaburzających gospodarkę hormonalną w pobliżu źródeł punktowych, takich jak ścieki oczyszczone. Pewne zmiany histopatologiczne zaobserwowano w gonadach zebranych małży, jednak występowały one także w próbkach kontrolnych dla Zatoki. Niepokojący pozostaje jednak fakt, że występowanie nieprawidłowości w skrzelach, gruczole trawiennym i gonadach stwierdzano częściej u małży z Zatoki Gdańskiej niż u małży ze wschodniego wybrzeża Szwecji i z Zatoki Fińskiej. Prezentowane badania mogą wskazywać na obecność zanieczyszczeń w Zatoce Gdańskiej w ilości niebezpiecznej dla bytujących tam organizmów. Ponadto badania wyraźnie wskazują, że rzetelne wykorzystanie narzędzi biomarkerowych do oceny niekorzystnych skutków wywołanych przez zanieczyszczenia wymaga gruntownej wiedzy na temat ich naturalnej zmienności, związanej ze złożonym wpływem czynników biotycznych i abiotycznych. W przeciwnym razie błędna interpretacja danych dotyczących biomarkerów może prowadzić do niedoszacowania lub przeszacowania negatywnych skutków dla ekosystemu związanych z zanieczyszczeniem. Negatywny wpływ na organizmy został stwierdzony dla wielu grup zanieczyszczeń organicznych. Udowodniono, że wiele „klasycznych” zanieczyszczeń wykazuje działanie rakotwórcze i może uszkadzać struktury komórkowe oraz zaburzać równowagę hormonalną (Pazdro, 2007). Mimo że stężenia nowo pojawiających się zanieczyszczeń w środowisku są zwykle znacznie niższe niż ustalone poziomy toksyczności, to obserwowane są subletalne efekty oddziaływania tych związków, i to przy stężeniach notowanych w środowisku (Pazdro i in., 2016). Niekorzystne oddziaływanie farmaceutyków na organizmy wodne stwierdzono dla relatywnie niskich, środowiskowych zakresów stężeń (Arnold i in., 2014; Pazdro i in., 2016). Wiele spośród EC wykazuje działania zaburzające gospodarkę hormonalną, np. TBT może powodować maskulinizację

organizmów. Wpływ tych substancji może być przyczyną obserwowanej w ostatnich latach w Morzu Bałtyckim zwiększonej liczby ryb i omułków posiadających zarówno męskie, jak i żeńskie cechy płciowe (Guellard i in., 2015).

PODSUMOWANIE

Mimo sensacyjnych doniesień medialnych Zatoka Gdańska nie stanowi strefy silnie skażonej substancjami chemicznymi, a wręcz przeciwnie – stężenia wielu zanieczyszczeń są poniżej dopuszczalnych wartości progowych i wskazują na dobry stan środowiska. Monitoring abiotycznych i biotycznych elementów ekosystemu pokazuje, że stężenia PCB, WWA, dioksyn i chlorowanych pestycydów w wodach morskich w ciągu ostatniego dziesięciolecia sukcesywnie maleją, co jest zresztą zgodne z trendami w skali globalnej. Trend spadkowy nie jest jednak widoczny w przypadku wszystkich badanych związków, np. stężenia metali ciężkich mierzone w ciągu ostatnich lat nie są niższe niż te zmierzone w latach 70. i 80. XX wieku. W tkankach ryb zaobserwowano spadek stężeń wybranych metali ciężkich (Cd, Hg, Pb), przy jednoczesnym wzroście stężeń innych metali (Cu, Zn, As) (Polak-Juszczak, 2013). Ponadto stężenie EC może wzrastać lub co najmniej utrzymywać się na stałym poziomie. Wynika to zarówno z powszechnego stosowania tych związków, jak i z faktu że technologie stosowane obecnie w oczyszczalniach ścieków nie są efektywne w ich usuwaniu. Najbardziej zanieczyszczone rejonu Zatoki Gdańskiej to ujście Wisły, do którego trafiają duże ilości zanieczyszczeń transportowanych z obszaru zlewni przez Wisłę, oraz półzamknięty obszar Zatoki Puckiej z licznymi źródłami zanieczyszczeń punktowych i niewielką wymianą wody. Spośród omawianych grup związków największym zagrożeniem dla Zatoki Gdańskiej wydają się obecnie związki bromowane, związki cyanoorganiczne oraz substancje z grupy nowo pojawiających się zanieczyszczeń.

Chociaż ograniczenia i zakazy dotyczące stosowania większości omawianych zanieczyszczeń spowodowały obniżenie stężeń wielu z nich w Zatoce Gdańskiej, przyszłe scenariusze mogą być różne. Wynika to z możliwości wtórnego uwalniania zanieczyszczeń w wyniku m.in. spływu powierzchniowego, dostawy z wodami wysiękowymi i/lub resuspensji zanieczyszczeń zdeponowanych wcześniej na dnie morza. Zgodnie z modelami klimatycznymi w rejonie Morza Bałtyckiego będziemy mieli do czynienia ze zmianami w strukturze opadów, przedłużającymi się suszami oraz wzrostem zarówno częstości, jak i rozmiarów powodzi (HELCOM, 2013; Bełdowska i in., 2015). Powodzie mogą być szczególnie ważnym wtórnym źródłem zanieczyszczeń (Saniewska i in., 2014), w przyszłości można się zatem spodziewać dodatkowych ładunków zanieczyszczeń pochodzenia lądowego. Ponadto nasilająca się działalność człowieka (np. prace hydrotechniczne) oraz nieoczywiste do tej pory źródła zanieczyszczeń (np. wraki statków i amunicja chemiczna) mogą się

przyczynić do wzrostu stężeń zanieczyszczeń w niektórych obszarach Zatoki Gdańskiej.

Pomimo dostępnych wyników monitoringu w Polsce, wyników programów badania środowiska morskiego (MIR, 2021), udostępnionych baz danych i raportów oraz literatury naukowej liczba informacji potrzebnych do wykonania rzetelnej oceny środowiskowej jest niewystarczająca. Przedstawione dane wskazują, że wciąż istnieje wiele luk w zakresie wiedzy na temat stężeń zanieczyszczeń na obszarze Zatoki Gdańskiej. Dodatkowo prowadzony obecnie monitoring stężeń zanieczyszczeń nie jest spójny. Stężenia mierzone są rzadko (np. co pięć lat), tylko w wybranych elementach ekosystemu (np. wodzie morskiej lub osadach, często nie jednocześnie) i tylko w kilku wybranych lokalizacjach. Ponadto należy uwzględnić, że stężenia niektórych zanieczyszczeń (np. metali ciężkich) zależą od pH, potencjału redoks, stężenia materii organicznej i zasolenia, a dodatkowo podlegają specjacji. Dopiero dogłębna analiza stanu środowiska i jego zależności od warunków hydrograficznych i hydrochemicznych pozwoliłaby na lepsze zrozumienie procesów wpływających na losy zanieczyszczeń w południowym Bałtyku. Co więcej, w dobie rosnącej liczby stresorów chemicznych oddziałujących na gatunki i ekosystemy morskie proste monitorowanie stężeń pojedynczych zanieczyszczeń jest niewystarczające. Nowoczesne podejście powinno obejmować ocenę ryzyka ekologicznego z wykorzystaniem wskaźników zintegrowanych, jak np. zintegrowane biomarkery oraz modele prognostyczne. Większość nowo pojawiających się zanieczyszczeń może oddziaływać na organizmy morskie nawet w bardzo niskich stężeniach. Wpływ zanieczyszczeń na układ hormonalny może prowadzić do zaburzeń rozrodu, zmian rozwojowych, a w konsekwencji – w długotrwałej perspektywie – do bezpłodności i wyginięcia gatunków. W przypadku Zatoki Gdańskiej zaobserwowano już pierwsze objawy zaburzeń rozrodu w postaci zwiększonego występowania ryb posiadających zarówno męskie, jak i żeńskie gonady (Guellard i in., 2015). Trzeba też pamiętać, że zanieczyszczenia nigdy nie występują w środowisku jako pojedyncze substancje, lecz jako mieszaniny różnych związków, które nawet w niewielkich dawkach – poprzez synergiczne lub addytywne interakcje z innymi substancjami oraz chroniczne narażenie – mogą wywierać silny wpływ na organizmy. Dlatego podczas oceny stanu zdrowia ekosystemu rekomendowane jest holistyczne podejście do badania wpływu zanieczyszczeń na organizmy. Ma to również niezwykle istotne znaczenie w ocenie rzeczywistego zagrożenia, jakie stwarza mieszanina chemikaliów obecnych w środowisku.

Ważnym elementem oceny stanu ekosystemu Zatoki Gdańskiej byłoby zidentyfikowanie obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenia – tzw. *hotspot* (np. odpływów ścieków z oczyszczalni ścieków, nieoczyszczonych ścieków, portów, ujść rzek, miejsc zatopienia amunicji, wraków) oraz kontrolowanie tych miejsc z większą intensywnością i szczegółowością. Należy też pamiętać,

że pomiary stężeń chemicznych powinny być zintegrowane z pomiarami skutków biologicznych.

Kolejną ważną kwestią, której nie brano pod uwagę, jest dystrybucja mikroplastików (tworzywa o średnicy poniżej 5,0 mm). Mikrodrobiny plastiku mogą być pochodzenia pierwotnego (wyprodukowane tak, aby miały mikroskopijne rozmiary) lub wtórnego (z fragmentacji większych elementów plastikowych) (Wright i in., 2013). Roczna światowa produkcja tworzyw sztucznych wzrosła z 1,7 mln ton w latach 50. XX wieku do 335 mln ton w 2016 roku (Cai i in., 2018). Obecność mikrocząstek plastiku została udowodniona w morzach i oceanach na całym świecie (Wright i in., 2013), dostępnych jest jednak bardzo niewiele danych dotyczących Zatoki Gdańskiej. Cząsteczki plastiku zawierają kilka szkodliwych substancji (BPA, OP, NP), które mogą być wypłukiwane do wody morskiej (Staniszewska i in., 2016a). Najbardziej niepokojącą konsekwencją obecności mikroplastików w ekosystemach wodnych jest fakt, że mogą one koncentrować hydrofobowe zanieczyszczenia organiczne, które wykazują duże powinowactwo do powierzchni plastiku. Mikrodrobiny plastiku, ze względu na duży stosunek powierzchni do objętości, mogą zostać silnie zanieczyszczone, a po spożyciu mogą działać jako wektory przenoszenia zanieczyszczeń w łańcuchu pokarmowym (Cai i in., 2018). Dlatego badanie losów transportu i zachowania się tego rodzaju zanieczyszczenia wydaje się jednym z priorytetowych zadań dla Morza Bałtyckiego, przede wszystkim zaś dla regionów poddanych silnej antropopresji, jak Zatoka Gdańska.

LITERATURA

1. ARMAG – raporty roczne, <https://armaag.gda.pl/projekty.htm>.
2. Arnold K.E., Brown A.R., Ankley G.T., Sumpter J.P., *Medicating the environment: assessing risks of pharmaceuticals to wildlife and ecosystems*, Philosophical Transactions of the Royal Society B, 2014, 369, <https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rstb.2013.0569>.
3. Baza danych Urzędu Marszałkowskiego Województwa Pomorskiego: informacje o emisji i ładunkach zanieczyszczeń, <http://www.infoeko.pomorskie.pl/Powiaty>.
4. Bellas J., Ekelund R., Halldórsson H.P., Berggren M., Granmo Å., *Monitoring of organic compounds and trace metals during a dredging in the Göta älv estuary (SW Sweden) using caged mussels*, Water, Air, & Soil Pollution, 2007, 181, 265–279.
5. Beldowska M., *The influence of weather anomalies on mercury cycling in the marine coastal zone of the Southern Baltic – future perspective*, Water, Air, & Soil Pollution, 2015, 226, 2248.
6. Beldowska M., Falkowska L., *Mercury in marine fish, mammals, seabirds, and human hair in the coastal zone of the southern Baltic*, Water, Air, & Soil Pollution, 2016, 227, 52.

7. Beldowska M., Jędruch A., Beldowski J., Szubska M., Kobos J., Mudrak-Cegiołka S., Graca B., Zgrundo A., Ziółkowska M., Kielczewska J., Lewandowska E., Wasowska K., Falkowska L., *Rtęć w strefie brzegowej Zatoki Puckiej (południowy Bałtyk)*, w: *Rtęć w środowisku. Identyfikacja zagrożeń dla zdrowia człowieka*, red. L. Falkowska, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2013, 97–103.
8. Beldowska M., Jędruch A., Słupkowska J., Saniewska D., Saniewski M., *Macrophyta as a vector of contemporary and historical mercury from the marine environment to the trophic web*, *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22, 5228–5240.
9. Beldowska M., Jędruch A., Zgrundo A., Ziółkowska M., Graca B., Gębka K., *The influence of cold season warming on the mercury pool in coastal benthic organisms*, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2016, 171, 99–105.
10. Beldowska M., Kobos J., *Mercury concentration in phytoplankton in response to warming of an autumn–winter season*, *Environmental Pollution*, 2016, 215, 38–47.
11. Beldowska M., Mudrak-Cegiołka S., *Mercury concentration variability in the zooplankton of the southern Baltic coastal zone*, *Progress in Oceanography*, 2017, 159, 73–85.
12. Beldowska M., Murawiec D., Kwaśniak J., Beldowski J., Saniewski M., Falkowska L., *Mercury in the environmental compartments in the Polish part of Southern Baltic Sea*, w: Ż. Bargańska, A. Beyer, K. Klimaszewska, J. Namieśnik, M. Tobiszewski, I. Rutkiewicz, *Proceedings of 15th International Conference on Heavy Metals in The Environment*, Wydział Chemiczny, Politechnika Gdańska, Gdańsk 2010.
13. Beldowska M., Saniewska D., Falkowska L., Lewandowska A., *Mercury in particulate matter over Polish zone of the southern Baltic Sea*, *Atmospheric Environment*, 2012, 46, 397–404.
14. Beldowska M., Zgrundo A., Kobos J., *Mercury in the diatoms of various ecological formations*, *Water, Air, & Soil Pollution*, 2018, 229, 168.
15. Beldowski J., Miotk M., Beldowska M., Pempkowiak J., *Total, methyl and organic mercury in sediments of the Southern Baltic Sea*, *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 87, 388–395.
16. Beldowski J., Szubska M., Beldowska M., Jankowska K., Kotlarska E., Graca B., *Seasonal changes of mercury speciation in the coastal sediments*, *Journal of Soils and Sediments*, 2018, 18, 3424–3436.
17. Beldowski J., Szubska M., Emelyanov E., Garnaga G., Drzewińska A., Beldowska M., Vanninen P., Östin A., Fabisiak J., *Arsenic concentrations in Baltic Sea sediments close to chemical munitions dumpsites*, *Deep Sea Research II*, 2016, 128, 114–122.
18. Beretta M., Britto V., Tavares T.M., da Silva S.M.T., Pletsch A.L., *Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in marine sediments in the Todos os Santos Bay and the north coast of Salvador, Bahia, Brazil*, *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 14, 1278–1286.
19. Bogdaniuk M., Sapota G., Dembska G., Aftanas B., *Determination of PAHs and PCBs in the Polish area of shipwreck exploration*, *Polish Journal of Environmental Studies*, 2012, 21, 297–306.
20. Bojakowska I., Gliwicz T., *Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in river sediments of Poland*, *Przegląd Geologiczny*, 2005, 53, 649–655.
21. Borecka M., Białk-Bielińska A., Siedlewicz G., Kornowska K., Kumirska J., Stepnowski P., Pazdro K., *A new approach for the estimation of expanded uncertainty of results of an analytical method developed for determining antibiotics in seawater using solid-phase extraction disks and liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry technique*, *Journal of Chromatography A*, 2013, 1304, 138–146.

22. Borecka M., Siedlewicz G., Haliński L.P., Sikora K., Pazdro K., Stepnowski P., Białk-Bielińska A., *Contamination of the southern Baltic Sea waters by the residues of selected pharmaceuticals: method development and field studies*, Marine Pollution Bulletin, 2015, 94, 62–71.
23. Bradshaw C., Kautsky U., Kumblad L., *Ecological stoichiometry and multi-element transfer in a coastal ecosystem*, Ecosystem, 2012, 15, 591–603.
24. Bradshaw C., Kumblad L., Fagrell A., *The use of tracers to evaluate the importance of bioturbation in remobilising contaminants in Baltic sediments Estuarine*, Coastal and Shelf Science, 2006, 66, 123–134.
25. Burnett W.C., Dulaiova H., *Estimating the dynamics of groundwater input into the coastal zone via continuous radon – 222 measurements*, Journal of Environmental Radioactivity, 2003, 69, 21–35.
26. Butajło W., Obarska-Pempkowiak H., Walkusz J., *Rozproszone i zawieszane formy wybranych metali ciężkich (Pb, Cd, Zn i Cu) w ciągu technologicznym oczyszczalni w Gdańsku*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 2001, 4, 207–219.
27. Caban M., Szaniawska A., Stepnowski P., *Screening of 17 -ethynylestradiol and non-steroidal antiinflammatory pharmaceuticals accumulation in Mytilus edulis trossulus (Gould, 1890) collected from the Gulf of Gdansk*, Oceanological and Hydrobiological Studies, 2016, 45, 605–614.
28. Cai M., He H., Liu M., Li S., Tang G., Wang W., Huang P., Wei G., Lin Y., Chen B., Hu J., Cen Z., *Lost but can't be neglected: huge quantities of small microplastics hide in the South China Sea*, Science of the Total Environment, 2018, 633, 1206–1216.
29. Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B., Baun A., Albrechsten H.J., Heron G., *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. Applied Geochemistry, 2001, 16, 659–718.
30. Ciesielski T., Góral M., Szefer P., Mundro B., Bojanowski R., *¹³⁷Cs, ⁴⁰K and ²¹⁰Po in marine mammals from the southern Baltic Sea*, Marine Pollution Bulletin, 2015, 101, 422–428.
31. Cieślíkiewicz W., Paplińska-Swercel B., *A 44-year hindcast of wind wave fields over the Baltic Sea*, Coastal Engineering, 2008, 55, 894–905.
32. COHIBA, Toropovs V., Krupanek J., *Substancje niebezpieczne dla środowiska Morza Bałtyckiego – właściwości, źródła i ograniczanie emisji*, IETU, COHIBA 2012, 56.
33. COST-IMPACT – raport z projektu, *Costing the impact of demersal fishing on marine ecosystem processes and biodiversity*, 2016.
34. Czapowski G., Tomassi-Morawiec H., Peryt T.M., Tomaszczyk M., Chelmiński J., *Permian rock salt and potash deposits of the Puck Bay – geology and resources*, Przegląd Geologiczny, 2009, 57, 757–758.
35. Czerwiński J., Kłonica A., Ozonek J., *Pozostałości farmaceutyków w środowisku wodnym i metody ich usuwania*, Journal of Civil Engineering, Environment and Architecture, 2015, 62, 27–42.
36. Dąbrowska H., Kopko O., Gora A., Waszak I., Walkusz-Miotk J., *DNA damage, EROD activity, condition indices, and their linkages with contaminants in female flounder (Platichthys flesus) from the southern Baltic Sea*, Science of the Total Environment, 2014, 496, 488–498.
37. Damrat M., Zaborska A., Zajączkowski M., *Sedimentation from suspension and sediment accumulation rate in the River Vistula prodelta, Gulf of Gdańsk (Baltic Sea)*, Oceanologia, 2013, 55, 937–950.

38. Dąbrowska H., Kopko O., Lehtonen K., Lang T., Waszak I., Balode M., Strode E., *An integrated assessment of pollution and biological effects in flounder, mussels and sediment in the southern Baltic Sea coastal area*, Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24, 3626–3639.
39. Dąbrowska H., Kopko O., Turja R., Lehtonen K., Góra A., Polak-Juszczak L., Warzocha J., Kholodkevich S., *Sediment contaminants and contaminant levels and biomarkers in caged mussels (Mytilus trossulus) in the southern Baltic Sea*, Marine Environmental Research, 2013, 84, 1–9.
40. Dąbrowska H., Ostaszewska T., Kamaszewski M., Antoniak A., Napora-Rutkowski Ł., Kopko O., Lang T., Fricke N., Lehtonen K., *Histopathological, histomorphometrical, and immunohistochemical biomarkers in flounder (Platichthys flesus) from the southern Baltic Sea*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 2012, 78, 14–21.
41. Destouni G., Hannerz F., Prieto C., Jarsjö J., Shibuo Y., *Small unmonitored near-coastal catchment areas yielding large mass loading to the sea*, Global Biogeochemical Cycles, 2008, 22, 1–10.
42. Drożdżyński D., Folkman W., Kowalska J., *Pesticide residues in surface water samples collected in areas of intensive agricultural practice of the Wielkopolska Province (2006–2007)*, Proceedings of ECOpole, 2009, 3, 445–449.
43. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Nowicki A., Jakacki J., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the ecosystem module*, Oceanologia, 2013, 55, 543–572.
44. Dzierżawski A., Cybulski W., *Potrzeba racjonalnego stosowania antybiotyków w praktyce weterynaryjnej*, Życie Weterynaryjne, 2012, 87, 316–321.
45. ER, *Environmental Report on the impact on environment: construction of KPMG Kosakowo for working capacity for gas 655,7 m, part II – results of monitoring for waters of the Puck Bay October 2010 – October 2015*, 2018.
46. Falandysz J., Rostkowski P., Jarzynska G., Falandysz J.J., Taniyasu S., Yamashita N., *Determination of perfluorinated alkylated substances in sediment and sediment core from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea*, Journal of Environmental Science and Health, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 2012, 47, 428–434.
47. Filipkowska A., Kowalewska G., Pavoni B., *Organotin compounds in surface sediments of the Southern Baltic coastal zone: a study on the main factors for their accumulation and degradation*, Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21, 2077–2087.
48. Filipkowska A., Lubecki L., *Endocrine disruptors in blue mussels and sediments from the Gulf of Gdańsk (Southern Baltic)*, Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23, 13864–13876.
49. Filipkowska A., Lubecki L., Szymczak-Żyła M., Ciesielski T.M., Jenssen B.M., Ardelan M.V., Mazur-Marzec H., Breedveld G.D., Oen A.M.P., Zamojska A., *Anthropogenic impact on marine ecosystem health: a comparative multi-proxy investigation of recent sediments in coastal waters*, Marine Pollution Bulletin, 2018, 133, 328–335.
50. Filipkowska A., Złoch I., Wawrzyniak-Wydrowska B., Kowalewska G., *Organotins in fish muscle and liver from the Polish coast of the Baltic Sea: is the total ban successful?*, Marine Pollution Bulletin, 2016, 111, 493–499.
51. Fisch K., Waniek J.J., Schilz-Bull D., *Occurrence of pharmaceuticals and UV-filters in riverine run-offs and waters of the German Baltic Sea*, Marine Pollution Bulletin, 2017, 124, 388–399.
52. Gaffke J., Lewandowska A., Bartkowski K., *Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmosphere of the Baltic Sea Region*, Ecocycles, 2016, 1, 51–55.

53. Gaw S., Thomas K.V., Hutchinson T.H., *Sources, impacts and trends of pharmaceuticals in the marine and coastal environment*. Philosophical Transactions of the Royal Society B, 2014, 369, 1–11.
54. Geissen V., Mol H., Klumpp E., Umlauf G., Nadal M., Van der Ploeg M., Van de Zee S.E.A.T.M., Ritsema C.J., *Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management*, International Soil and Water Research, 2015, 3, 57–65.
55. Gębka K., Beldowska M., Saniewska D., Kuliński K., Beldowski J., *Watershed characteristics and climate factors effect on the temporal variability of mercury in the southern Baltic Sea rivers*, Journal of Environmental Sciences, 2018, 68, 55–64.
56. Gioia R., Dachs J., Nizzetto L., Berrojalbiz N., Galbán C., del Vento S., Méjanelle L., Jones K.C., *Sources, transport and fate of organic pollutants in the oceanic environment, w: Persistent pollution – past, present and future*, red. M. Quante, R. Ebinghaus, G. Floser, Springer, Berlin 2011, 111–139.
57. GIOŚ, *Ocena stanu ekologicznego środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2011 na tle dziesięciolecia 2001–2010*, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2010, 2013, 2014, 2015, 2016, 2017.
58. Gorczyca M., Kuczyński T., Piekiel P., Kruk-Dowgiałło L., *The scope of environmental research in the area of brine discharge made by the Maritime Institute in Gdańsk for Gas Storage Poland in 2009–2018*, prezentacja, <https://ipi.gasstoragepoland.pl/wp-content/uploads/2018/02/prezentacja-IMwG.pdf>, 2018.
59. Graca B., Burska D., Matuszewska K., *The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments*, Water, Air, and Soil Pollution, 2004, 158, 237–259.
60. Graca B., Staniszewska M., Zakrzewska D., Zalewska T., *Reconstruction of the pollution history of alkylphenols (4-tert-octylphenol, 4-nonylphenol) in the Baltic Sea*, Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23, 11598–11610.
61. Granberg M.E., Gunnarsson J.S., Hedman J.E., Rosenberg R., Jonsson P., *Bioturbation-driven release of organic contaminants from Baltic Sea sediments mediated by the invading polychaete Marenzelleria neglecta*, Environmental Science & Technology, 2008, 42, 1058–1065.
62. Guellard T., Sokolowska E., Arciszewski B., *First report on intersex in invasive round goby Neogobius melanostomus from the Baltic Sea (Gulf of Gdansk, Poland)*, Oceanologia, 2015, 57, 102–106.
63. Guigue C., Tedetti M., Dang D.H., Mullot J.U., Garnier C., Goux M., *Remobilization of polycyclic aromatic hydrocarbons and organic matter in seawater during sediment resuspension experiments from a polluted coastal environment: Insights from Toulon Bay (France)*, Environmental Pollution, 2017, 229, 627–638.
64. GUS, *Ochrona środowiska*, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2017a.
65. GUS, *Polska w liczbach*, Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2017b.
66. Gusev A., *Atmospheric deposition of heavy metals on the Baltic Sea*, HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets, 2009, <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/-atmospheric-deposition-of-heavy-metals-on-the-baltic-sea>.
67. Gwizdała M., Jeleńska M., Łęczyński L., *Surface sediments pollution around small shipwrecks (Munin and Abille) in the Gulf of Gdańsk: magnetic and heavy metals study*, w: *Magnetometry in environmental sciences. Studying environmental structure changes and environmental pollution*, red. M. Jeleńska, L. Łęczyński, T. Ossowski, Springer 2018, 37–50.

68. Hac B., *Dangerous wrecks of the Gulf of Gdansk – shipwreck Stuttgart*, Chemia, Geochemia i Ochrona Środowiska, Instytut Oceanologii PAN, Sopot, prezentacja, 21.10.2016.
69. Hedman J.E., Bradshaw C., Thorsson M., Gilek M., *Fate of contaminants in Baltic Sea sediments: role of bioturbation and settling organic matter*, Marine Ecology Progress Series 2008, 356, 25–38.
70. HELCOM, 2013, <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP129B.pdf/> 04.10.2018.
71. HELCOM, 2018 <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/04.10.2018>.
72. HELCOM, *Annual 2008 HELCOM report on illegal discharges observed during aerial surveillance*, Helsinki 2009, <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/HELCOM-Report-on-illegal-discharges-observed-during-aerial-surveillance-in-2008.pdf>.
73. HELCOM, *Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. Part A. Description of the selection process*, Baltic Sea Environment Proceedings No. 129A, Helsinki 2012.
74. HELCOM, *Hazardous substances in the Baltic Sea – an integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea*, Baltic Sea Environment Proceedings No. 120B, Helsinki Commission, Helsinki 2010, <https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP120B.pdf>.
75. Hendožko E., Szefer P., Warzocha J., *Heavy metals in Macoma balthica and extractable metals in sediments from the southern Baltic Sea*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 2010, 73, 152–163.
76. Huzarska K., *Spatial distribution of biological and physical sediment parameters in the western Gulf of Gdańsk*, Oceanologia, 2013, 55, 453–470.
77. ICES, 2018, portal danych ICES; <http://ecosystemdata.ices.dk/>.
78. Ignatowicz K., Struk-Sokołowska J., *Sezonowe wahania zanieczyszczeń agrotechnicznych w rzece Narwi ze szczególnym uwzględnieniem herbicydów fenoksyoctowych*, Rocznik Ochrony Środowiska, 2004, 6, 189–205.
79. Jędruch A., Kwasigroch U., Beldowska M., Kuliński K., *Mercury in suspended matter of the Gulf of Gdańsk: origin, distribution and transport at the land-sea interface*, Marine Pollution Bulletin, 2017, 118, 354–367.
80. Jones K.C., de Voogt P., *Persistent organic pollutants (POPs): state of the science*, Environmental Pollution, 1999, 100, 209–221.
81. Kistowski M., Śleszyński P., *Presja turystyczna na tle walorów krajobrazowych Polski*, w: *Krajobraz a turystyka*, red. J. Plit, Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego PTG, 2010, 14, 34–48.
82. Kłostowska Ż., Szymczycha B., Lengier M., Zarzeczkańska D., Dzierzbicka-Głowacka L., *Hydrogeochemistry and magnitude of SGD in the Bay of Puck, southern Baltic Sea*, Oceanologia, 2020, 62, 1–11.
83. Koniecko I., Staniszevska M., Falkowska L., Burska D., Kielczewska J., Jasinska A., *Alkylphenols in surface sediments of the Gulf of Gdansk (Baltic Sea)*, Water, Air, & Soil Pollution, 2014, 225, 2040.
84. Kopko O., Dąbrowska H., *Variability of biological indices, biomarkers, and organochlorine contaminants in flounder (Platichthys flesus) in the Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea*, Chemosphere, 2018, 194, 701–713.
85. Kowalik Z., *Currents*, w: *Gulf of Gdańsk*, red. Majewski A., Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa 1990.

86. Kruk-Dowgiałło L., Szaniawska A., *Gulf of Gdańsk and Puck Bay*, w: *Ecology of Baltic coastal waters*, red. U. Schiewer, Ecological Studies, 2008, 197, 139–162.
87. Kudłak B., *Zastosowanie techniki LC-MS/MS oraz biotestów w analityce próbek środowiskowych w celu oznaczenia ich potencjału endokrynnego i zawartości wybranych związków endokrynnych*, praca doktorska, Zakład Chemii, Politechnika Gdańska, Gdańsk 2010.
88. Kulikowska D., Klimiuk E., *The effect of landfill age on municipal leachate composition*, Bioresource Technology, 2008, 99, 5981–5985.
89. Lang T., Wosniok W., Baršiene J., Broeg K., Kopecka J., Parkkonen J., *Liver histopathology in Baltic flounder (Platichthys flesus) as indicator of biological effects of contaminants*, Marine Pollution Bulletin, 2006, 53, 488–496.
90. Larsson J., Smolarz K., Świeżak J., Turower M., Czerniawska N., Grahn M., *Multi biomarker analysis of pollution effect on resident populations of blue mussels from the Baltic Sea*, Aquatic Toxicology, 2018, 198, 240–256.
91. Lehtonen K.K., Sundelin B., Lang T., *Development of tools for integrated monitoring and assessment of hazardous substances and their biological effects in the Baltic Sea*, AMBIO, 2014, 43, 69–81.
92. Lidzbarski M., *Groundwater discharge in the Baltic Sea basin: geochemistry of Baltic Sea surface and sediments*, Polish Geological Institute – National Research Institute, Warszawa 2011, 138–145.
93. Lubecki L., *Determination of 4-nonylophenols in sediments from a eutrophic marine area*, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2014, 94, 1360–1374.
94. Lubecki L., Kowalewska G., *Indices of PAH origin – a case study of the Gulf of Gdańsk (SE Baltic) sediments*, Polycyclic Aromatic Compounds, 2012, 32, 335–363.
95. Łęczyński L., Kusza G., Kłostowska Z., Hulisz P., Ossowski T., Kubowicz-Grajewska A., Zarzeczanska D., Figiel T., *Mercury in surface layer of sediments of the Vistula River mouth*, w: *Mercury in the environment. Identification of hazards to human health*, red. L. Falkowska, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2016.
96. Łuczkiwicz A., Felis E., Ziemińska A., Gnida A., Kotlarska E., Olańczuk-Neyman K., Górską-Surmacz J., *Resistance of Escherichia coli and Enterococcus spp. to selected antimicrobial agents present in municipal wastewater*, Journal of Water and Health, 2013, 11, 600–612.
97. Magnusson K., Jalkanen J.P., Johansson L., Smayls V., Telemo P., Winnes H., *Risk assessment of bilge water discharges in two Baltic shipping lanes*. Marine Pollution Bulletin, 2018, 126, 575–584.
98. Matciak M., Bieleninik S., Botur A., Podgórski M., Trzcńska K., Dragańska K., Jaśniewicz D., Kurszewska A., Wenta M., *Observations of presumable groundwater seepage occurrence in Puck Bay (the Baltic Sea)*, Oceanological and Hydrobiological Studies, 2015, 44, 267–272.
99. Melnyk A., Kuklińska K., Wolska L., Namieśnik J., *Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill*, Environmental Research, 2014, 135, 253–261.
100. MIR, 2018, <http://mir.gdynia.pl/dioksyny-w-rybach-i-przetworach-rybnych/>.
101. MIR, 2021, <https://zatokapucka.mir.gdynia.pl/wyniki>.
102. MIR, Psuty I., *Controversies about the impact of the brine discharge on the ecosystem of the Puck Bay*, *Conference about environmental monitoring of the Bay of Puck with reference to KPMG Kosakowo*, prezentacja, Warszawa 2018.

103. Miszczak A., *Badanie pozostałości środków ochrony roślin w ramach urzędowej kontroli ich stosowania. Raport za rok 2016*, Zakład Badania Bezpieczeństwa Żywności Instytutu Ogródnictwa w Skierniewicach, www.inhort.pl/files/program_wieloletni/PW_2015_2020_IO/spr_2016/2.5_2016_Raport.pdf.
104. Nafees M., Khan N., Rukh S., Bashir A., *Analysis of rock and sea salts for various essential and inorganic elements*, Journal of Science and Technology, 2013, 37, 9–20.
105. Niemiryć E., Szlinder-Richert J., Roots O., Falkowska L., Pazdro K., Zaborska A., Verta M., Sapota G., Witt M., Reindl A.R., Kobusińska M.E., *Polychlorinated dibenzo-P-dioxins (PCDD), polychlorinated dibenzofurans (PCDF) and dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCB) in the Baltic and Arctic fish and the further trophic transfer of these pollutants to seabirds*, 2017, 7, 221.
106. NMM, Biuletyn Informacyjny Narodowego Muzeum Morskiego w Gdańsku, nr 1(178), styczeń 2018.
107. O’Shea F.T., Cundy A.B., Spencer K.L., *The contaminant legacy from historic coastal landfills and their potential as sources of diffuse pollution*, Marine Pollution Bulletin, 2018, 128, 446–455.
108. Obarska-Pempkowiak H., Gajewska M., Ostojski A., Butajło W., *Specjacja metali ciężkich w osadach ściekowych powstających w trakcie oczyszczania ścieków w reaktorach systemu MUCT*, Gaz, Woda i Technika Sanitarna, 2007, 5, 25–28.
109. Olenycz M., Sokolowski A., Niewinska A., Wolowicz M., Namiesnik J., Hummel H., Jansen J., *Comparison of PCBs and PAHs levels in European coastal waters using mussels from the Mytilus edulis complex as biomonitors*, Oceanologia, 2015, 57, 196–211.
110. Pawlak M., *Modelling emission of toxic compounds of marine engine exhausts to estimate the impact of emitted pollutants on air quality*, Scientific Journal of Gdynia Maritime University, 2011, 69, 81–94.
111. Pazdro K., *Assessment of exposure of organisms to persistent organic pollutants (POPs) in marine coastal ecosystems*, Oceanologia, 2008, 50, 119–121.
112. Pazdro K., Borecka M., Siedlewicz G., Biak-Bielińska A., Stepnowski P., *Analysis of the residues of pharmaceuticals in marine environment: state-of the art, analytical problems and challenges*, Current Analytical Chemistry, 2016, 12, 202–226.
113. Pazikowska-Sapota G., Dembska G., Galer-Tatarowicz K., Zegarowski Ł., Littwin M., Holm G., Kreft-Burman K., *The tests on stabilization of the contaminated sediments for sustainable management in the Baltic Sea region*, Bulletin of the Maritime Institute in Gdańsk, 2016, 31, 11–24.
114. Pilecki A., Roszman H., *Characteristics of terrestrial sources of pollution in the Gulf of Gdańsk*, materiały informacyjne, Pracownia Ochrony Środowiska, Gdańsk 2005.
115. Piwowarczyk J., Wróbel B., *Determinants of legitimate governance of marine Natura 2000 sites in a post-transition European Union country: a case study of Puck Bay, Poland*, Marine Policy, 2026, 71, 310–317.
116. Polak-Juszczak L., *Toxic metals (Cd, Pb) in flatfish, mollusk Macoma Balthica, water and sediments from the southern Baltic Sea*, Journal of Elementology, 2017, 22, 487–496.
117. Polak-Juszczak L., *Trace elements in the livers of cod (Gadus morhua L.) from the Baltic Sea: levels and temporal trends*, Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185, 687–694.
118. RDW, *2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy*, 2002, http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html.

119. Reindl A.R., Falkowska L., Szumiło E., Staniszevska M., *Residue of chlorinated pesticides in fish caught in the Southern Baltic*, Oceanological and Hydrobiological Studies, 2013, 42, 251–259.
120. Resenberg R., Nilsson H.C., Grémare A., Amouroux J.M., *Effects of demersal trawling on marine sedimentary habitats analysed by sediment profile imagery*, Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2003, 285–286, 465–477.
121. Richardson S.D., Ternes T.A., *Water analysis: emerging contaminants and current issues*, Analytical Chemistry, 2005, 77, 3807–3838.
122. Robakiewicz M., *Mixing of brine waste in Puck Bay (the south Baltic Sea) in the light of in-situ measurements*, Oceanological and Hydrobiological Studies, 2016, 45, 42–54.
123. Rogowska J., Kudlak B., Tsakovski S., Gałuszka A., Bajger-Nowak G., Simeonov V., Konieczka P., Wolska L., Namieśnik J., *Surface sediments pollution due to shipwreck s/s “Stuttgart”: a multidisciplinary approach*, Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2015, 29, 1797–1807.
124. Rogowska J., Wolska L., Namieśnik J., *Impacts of pollution derived from ship wrecks on the marine environment on the basis of s/s “Stuttgart” (Polish coast, Europe)*, Science of the Total Environment, 2010, 408, 5775–5783.
125. Rostkowski P., Taniyasu S., Yamashita N., Falandysz J.J., Zegarowski L., Chojnacka, A., Pazdro K., Falandysz J., *Survey of perfluorinated compounds (PFCs) in surface waters of Poland, 2009*, Journal of Environmental Science and Health Part A – Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering, 2009, 44, 1518–1527.
126. 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, Dz.U. 2019, poz. 2149.
127. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony, Dz.U. 2002, nr 55, poz. 498.
128. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz.U. 2016, poz. 1187.
129. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych, Dz.U. 2011, nr 258, poz. 1549.
130. Ruczyńska W., Szlinder-Richert J., Drgas A., *The occurrence of endocrine disrupting compounds in off-shore sediments from the southern Baltic Sea*, Environmental Science: Processes & Impacts, 2016, 8, 1193–1207.
131. Rybka M., *Organiczne związki cyny*, w: *Baltyk Południowy w 2012 roku. Charakterystyka wybranych elementów środowiska*, red. T. Zalewska, IMGW–PIB, Warszawa 2013, 182–184.
132. Sahlin S., *PFAS in the Baltic Sea region. Inventory of awareness, actions and strategies related to highly fluorinated substances, PFAS, including PFOS*, Policy Area Hazards, EUSBSR, Swedish Environmental Protection Agency, 2017.
133. Saniewska D., Beldowska M., Beldowski J., Jędruch A., Saniewski M., Falkowska L., *Mercury loads into the sea associated with extreme flood*, Environmental Pollution, 2014, 191, 93–100.

134. Saniewska D., Beldowska M., Beldowski J., Saniewski M., Szubska M., Romanowski A., Kwaśniak J., Falkowska L., *Stężenia rtęci w wybranych elementach ekosystemu strefy brzegowej południowego Bałtyku*, w: *Rtęć w środowisku Identyfikacja zagrożeń dla zdrowia człowieka*, red. L. Falkowska, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2010, 73–79.
135. Saniewski M., Zalewska T., *^{90}Sr in *Zostera marina* from the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea)*, *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2017, 46, 24–29.
136. Saniewski M., Zalewska T., *Atmospheric deposition and riverine load of ^{90}Sr and ^{137}Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005–2011*, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, 151, 1–11.
137. Saniewski M., Zalewska T., *Budget of ^{90}Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea)*, *Oceanologia*, 2018, 60, 256–263.
138. Siedlewicz G., Białk-Bielińska A., Borecka M., Stepnowski P., Pazdro K., *Presence, concentrations and risk assessment of selected antibiotic residues in sediments of southern Baltic Sea – 3 years studies summary*, *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 129, 787–801.
139. Siedlewicz G., Borecka M., Białk-Bielińska A., Sikora K., Stepnowski P., Pazdro K., *Determination of antibiotic residues in southern Baltic Sea sediments using a tandem solid-phase extraction and liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry*, *Oceanologia*, 2016, 58, 221–234.
140. Siedlewicz G., Pazdro K., Borecka M., Kornowska K., Białk-Bielińska A., Stepnowski P., *Determination of tetracyclines residues in the Gulf of Gdansk (Southern Baltic Sea) sediments using a tandem solid-phase extraction with liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry*, w: *Insights on environmental changes*, red. T. Zielinski, K. Pazdro, A. Dragan-Górska, A. Weydmann, Springer 2014, 33–45.
141. Skut J., Hoffmann K., Hoffmann J., Zmuda J., Pietrzak A., *Badanie dostępności wybranych metali ciężkich z produktów rozkładu surowców fosforowych techniką PAPR*, *Proceedings of ECOpole*, 2015, 9, 295–300.
142. Staniszevska M., Falkowska L., *Nonylphenol and 4-tert-octylphenol in the Gulf of Gdansk coastal zone*, *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2011, 40, 49–56.
143. Staniszevska M., Falkowska L., Grabowski P., Kwaśniak J., Mudrak-Cegiołka S., Reindl A.R., Sokołowski A., Szumiło E., Zgrundo A., *Bisphenol A, 4-tert-octylphenol, and 4-nonylphenol in the Gulf of Gdańsk (Southern Baltic)*, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, 67, 335–347.
144. Staniszevska M., Graca B., Beldowska M., Saniewska D., *Factors controlling benzo(a)pyrene concentration in aerosols in the urbanized coastal zone. A case study: Gdynia, Poland (Southern Baltic Sea)*, *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20, 4154–4164.
145. Staniszevska M., Koniecko I., Falkowska L., *Occurrence and distribution of bisphenol A and alkylphenols in the water of the gulf of Gdansk (Southern Baltic)*, *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 91, 372–379.
146. Staniszevska M., Koniecko I., Falkowska L., Burska D., Kielczewska J., *The relationship between the black carbon and bisphenol A in sea and river sediments (Southern Baltic)*, *Journal of Environmental Sciences – China*, 2016b, 41, 24–32.
147. Staniszevska M., Nehring I., Mudrak-Cegiołka S., *Changes of concentrations and possibility of accumulation of bisphenol A and alkylphenols, depending on biomass and composition, in zooplankton of the Southern Baltic (Gulf of Gdansk)*, *Environmental Pollution*, 2016a, 213, 489–501.

148. Stewart M., Olsen G., Hickey C.W., *A survey of emerging contaminants in the estuarine receiving environment around Auckland, New Zealand*, Science of the Total Environment, 2014, 468–469, 202–210.
149. Strona internetowa portu w Gdańsku, informacje o monitoringu osadów portowych, <https://www.portgdansk.pl/o-porcie/badania-osadow>.
150. Strona internetowa portu w Gdyni, informacje o monitoringu osadów portowych, <https://www.port.gdynia.pl/en/about-port/44-polski/ochrona-srodowiska/monitoring-srodowiska/54-czystosc-ostadow-dennych>.
151. Sturve J., Berglund A., Balk L., Broeg K., Böhmert B., Massey S., Savva D., Parkkonen J., Stephensen E., Koehler A., Förlin L., *Effects of dredging in Göteborg harbor, Sweden, assessed by biomarkers in eelpout (Zoarces viviparus)*, Environmental Toxicology and Chemistry, 2005, 24, 1951–1961.
152. Synak E., Szafranek B., Kaczyński Z., Stepnowski P., *Monitoring i analityka zanieczyszczeń w środowisku*, Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 2010.
153. Szczepańska A., Zaborska A., Maciejewska A., Kuliński K., Pempkowiak J., *Distribution and origin of organic matter in the Baltic Sea sediments dated with ²¹⁰Pb and ¹³⁷Cs*, Geochronometria, 2012, 39, 1–9.
154. Szefer P., *Metals, metalloids and radionuclides in the Baltic Sea ecosystem*, Elsevier 2002.
155. Szlinder-Richert J., Usydus Z., Drgas A., *Persistent organic pollutants in sediment from the southern Baltic: risk assessment*, Journal of Environmental Monitoring, 2012, 14, 2100–2107.
156. Szubska M., *Arsenic in the environment of the Baltic Sea – a review*, w: *Interdisciplinary approaches for sustainable development goals*, red. T. Zielinski, I. Sagan, W. Surosz, Springer, Cham 2018, 111–131.
157. Szymczycha B., Borecka M., Białk-Bielińska A., Siedlewicz G., Pazdro K., *Submarine groundwater discharge as a source of pharmaceutical and caffeine residues in coastal ecosystem: Bay of Puck, southern Baltic Sea case study*, Science of the Total Environment, 2020, 713, 136522.
158. Szymczycha B., Kroeger K.D., Pempkowiak J., *Significance of groundwater discharge along the coast of Poland as a source of dissolved metals to the southern Baltic Sea*, Marine Pollution Bulletin, 2016, 109, 151–162.
159. Szymczycha B., Maciejewska A., Winogradow A., Pempkowiak J., *Could submarine groundwater discharge be a significant carbon source to the southern Baltic Sea?*, Oceanologia, 2014, 56, 327–347.
160. Tomczak M.T., Szymanek L., Pastuszek M., *Evaluation of trends and changes in the Gulf of Gdańsk ecosystem – an integrated approach*, Estuaries and Coasts, 2016, 39, 593–604.
161. Urząd Morski, *Zarządzenie nr 3 Dyrektora Urzędu Morskiego w Gdyni z dnia 11 marca 2016 r. w sprawie dodatkowych wymagań w zakresie bezpiecznego uprawiania żeglugi dla statków żeglugi śródlądowej uprawiających żeglugę na wodach morskich*, 2016.
162. Uścińowicz S., Jegliński W., Miotk-Szpiganowicz G., Nowak J., Pączek U., Przedzdiecki P., Szeffler K., Poręba G., *Impact of sand extraction from the bottom of the southern Baltic Sea on the relief and sediments of the seabed*, Oceanologia, 2014, 56, 857–880.
163. Vandermeersch G., Lourenço H.M., Alvarez-Muñoz D., Cunha S., Diogène J., Cano-Sancho G., Sloth J.J., Kwadijk C., Barcelo D., Allegaert W., Bekaert K., Fernandes J.O., Marques A., Robbens J., *Environmental contaminants of emerging concern in seafood – European database on contaminant levels*, Environmental Research, 2015, 143(B), 29–45.

164. Węslawski J.M., Urbański J., Kryla-Staszewska L., Andrulewicz E., Linkowski T., Kuzebski E., Meissner W., Otremba Z., Piwowarczyk J., *The different uses of sea space in Polish Marine Areas: is conflict inevitable?*, *Oceanologia*, 2010, 52, 513–530.
165. WIOŚ, *Raport o stanie środowiska w województwie pomorskim. Inspekcja Ochrony Środowiska*, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Gdańsk 2010.
166. Wolecki D., Caban M., Pazdro K., Mulkiewicz E., Stepnowski P., Kumirska J., *Simultaneous determination of non-steroidal anti-inflammatory drugs and natural estrogens in the mussels *Mytilus edulis trossulus**, *Talanta*, 2019, 200, 316–323.
167. Wright S.L., Thompson R.C., Galloway T.S., *The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review*. *Environmental Pollution*, 2013, 178, 483–492.
168. Ytreberg E., Bighiu M.A., Lundgren L., Eklund B., *XRF measurements of tin, copper and zinc in antifouling paints coated on leisure boats*, *Environmental Pollution*, 2016, 213, 594–599.
169. Zaborska A., *Anthropogenic lead concentrations and sources in Baltic Sea sediments based on lead isotopic composition*, *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 85, 99–113.
170. Zaborska A., Winogradow A., Pempkowiak J., *Caesium-137 distribution, inventories and accumulation history in the Baltic Sea sediments*, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2014, 127, 11–25.
171. Zajączkowski M., Darecki M., Szczuciński W., *Report on the development of the Vistula river plume in the coastal waters of the Gulf of Gdańsk during the May 2010 flood*, *Oceanologia*, 2010, 52, 311–317.
172. Zalewska T., *Distribution of ¹³⁷Cs in benthic plants along depth profiles in the outer Puck Bay (Baltic Sea)*, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2012a, 293, 679–688.
173. Zalewska T., *Seasonal changes of ¹³⁷Cs in benthic plants from the southern Baltic Sea*, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2012b, 292, 211–218.
174. Zalewska T., Danowska B., *Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicators of heavy metals pollution*, *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 118, 281–288.
175. Zalewska T., Krzywiński W., *Report on the analysis of compiled beach litter data and proposals for setting preliminary beach litter baselines in the Baltic Sea*. HELCOM SPICE project, 2017, https://portal.helcom.fi/meetings/HELCOM%20SPICE%20ML%20WS%201-2017-459/MeetingDocuments/Document%201_Report%20on%20the%20analysis%20of%20compiled%20beach%20litter%20data.pdf.
176. Zalewska T., Saniewski M., *Bioaccumulation of gamma emitting radionuclides in red algae from the Baltic Sea under laboratory conditions*, *Oceanologia*, 2011, 53, 631–650.
177. Zalewska T., Saniewski M., Suplińska M., Rubel B., *⁹⁰Sr in fish from the southern Baltic Sea, coastal lagoons and freshwater lake*, *Journal of Environmental Radioactivity*, 2016, 158, 38–46.
178. Zalewska T., Suplińska M., *Anthropogenic radionuclides ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in the southern Baltic Sea ecosystem*, *Oceanologia*, 2013a, 55, 485–517.
179. Zalewska T., Suplińska M., *Fish pollution with anthropogenic ¹³⁷Cs in the southern Baltic Sea*, *Chemosphere*, 2013b, 90, 1760–1766.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01–22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Na stronach 93–96 znajduje się załącznik do niniejszego rozdziału, zawierający tabele Z3.1–Z3.4.

Tabela Z3.1

Normy dla zanieczyszczeń nieorganicznych i organicznych wykorzystane do oceny stanu środowiska w Polsce. Wartości progowe dla wody morskiej (wód powierzchniowych) pochodzą z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych oraz ze wskaźników podstawowych HELCOM (2018). Wartości progowe dla osadów zanieczyszczonych pochodzą z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 16 kwietnia 2002 r. w sprawie rodzajów oraz stężeń substancji, które powodują, że urobek jest zanieczyszczony, wskaźników podstawowych HELCOM (2018) oraz HELCOM CORESET (2012) i dotyczą usuwania urobku czerpalnego z pogłębienia dna. Wartości progowe dla organizmów podano na podstawie wskaźników podstawowych HELCOM (2018) oraz HELCOM CORESET (2012). Wartości progowe pochodzące z dokumentów HELCOM są wartościami stosowanymi przez GIOŚ

| Zanieczyszczenia nieorganiczne | Hg | Cd | Pb | As | Zn | Cu | ¹³⁷ Cs |
|---|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------------------|
| Woda morska [mg·l ⁻¹ , Bq·m ⁻³] | ≤0,05 | ≤0,02 | ≤0,05 | ≤0,05 | ≤1,0 | ≤0,05 | 15 |
| Osady [mg·kg ⁻¹ s.m.] | 1 | 2,3 | 120 | 30 | 1000 | 150 | – |
| Zoobentos [μg·kg ⁻¹ m.m.] | 20 | 960 | 1300 | – | – | – | – |
| Ryby [μg·kg ⁻¹ m.m., Bq·kg ⁻¹ s.m.] | 20 | – | 26 | – | – | – | 2,5 |

| Zanieczyszczenia organiczne | WWA | Σ7PCB | ΣHCH i HCB | DDT | ΣPBDE | HBCDD | PFOS | TBT | NP | OP | DIC |
|--|--|-------|---------------------------|-------|--------|-------|---------|--------|-----|------|-------|
| Woda morska [μg·l ⁻¹] | B(a)P = 0,05 BBF+BKF = 0,03 B(ghi)P+IND = 0,02 | – | HCH = 0,002 HCB = 0,01 | 0,025 | 0,0002 | – | 0,00013 | 0,0002 | 0,3 | 0,01 | 0,005 |
| Osady dennie [μg·kg ⁻¹ s.m.] | B(a)A = 1500 BBF = 1500 B(k)F = 1500 B(ghi)P = 1000 B(a)P = 1000 DBA = 1000 IND = 1000 | 300 | HCH = 0,02 HCB = 0,05 | 1,6 | 310 | 170 | – | 1,6 | – | – | – |
| Zoobentos [μg·kg ⁻¹ m.m.] | BAP = 5 FIU = 30 | – | YHCH = 0,29 HCB = 10 | – | – | – | – | 12 | – | – | 1 |
| Ryby [μg·kg ⁻¹ m.m.] | – | 75 | YHCH = 1,1 HCB = 10 | – | 0,0085 | 167 | 9,1 | – | – | – | 1 |

Tabela Z3.2

Stężenia metali (Hg, Cd, Pb, As, Zn, Cu) oraz aktywność radionuklidów (¹³⁷Cs i ⁹⁰Sr) zmierzone w ciągu dekady 2008–2018 w różnych komponentach Zatokı Gdańskieı. Ryby obejmują zasadniczo trzy gatunki: śledzia, dorsza bałtyckiego i stornie, natomiast ssaki – morswiny i fokı. * wyjątkowo wysokie stężenia metali zmierzone w osadach zebranych w pobliżu wraku statku Stuttgart; ** wyjątkowo wysokie stężenia Hg zmierzone w netkach dzikich fok. Piśmiennictwo wykorzystane do opracowania tabeli: (1) baza danych monitoringu WIOS; (2) baza danych monitoringu ICES; (3) Beldowska i in., 2010; (4) Beldowska i in., 2013; (5) Beldowska i in., 2015; (6) Beldowska, 2015; (7) Beldowska i in., 2016; (8) Beldowska i Falkowska, 2016; (9) Beldowska i Kobos, 2016; (10) Beldowska i Mudrak-Cegielko, 2017 (11) Beldowska i in., 2018; (12) Beldowski i in., 2014; (13) Beldowski i in., 2018; (15) Ciesielski i in., 2013; (16) Dąbrowska i in., 2013; (17) Dąbrowska i in., 2017; (18) Filipkowska i in., 2018; (19) Hendożko i in., 2010; (20) Jedruch i in., 2017; (21) Polak-Juszczak, 2013; (22) Polak-Juszczak, 2017; (23) Rogowska i in., 2015; (24) Saniewski i in., 2010; (25) Saniewski i Zalewska, 2017; (26) Saniewski i Zalewska, 2018; (27) Szczepańska i in., 2012; (28) Zaborska, 2014; (29) Zaborska i in., 2014; (30) Zalewska i Saniewski, 2011; (31) Zalewska, 2012a; (32) Zalewska, 2012b; (33) Zalewska i Suplińska, 2013a; (34) Zalewska i Suplińska, 2013b; (35) Zalewska i in., 2016; (36) Zalewska i Danowska, 2017

| Substancja | Hg | Cd | Pb | As | Zn | Cu | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr |
|----------------------------|--|--|--|--|--|--|--|---|
| Elementy abiotyczne | | | | | | | | |
| Woda morska | 0,0005–0,020 µg·l ⁻¹ (1,3,4,8,24) | 0,05–0,96 µg·l ⁻¹ (1,2,22) | 0,04–7,7 µg·l ⁻¹ (1,2,22) | 1–14,1 µg·l ⁻¹ (1,2) | 1–4 µg·l ⁻¹ (1) | 1,0–16,7 µg·l ⁻¹ (1,2) | 30–40 Bq·kg ⁻¹ (31,33,34) | 3,8–9,8 Bq·kg ⁻¹ (26,33) |
| SPM | 0,001–2,23 mg·kg ⁻¹ (3,20,24) | – | – | – | – | – | – | – |
| Osady | 0,005–0,45 mg·kg ⁻¹ (3,4,12,14,16,18) 4,79* mg·kg ⁻¹ (23) | 0,15–1,97 mg·kg ⁻¹ (2,16,18,22,28) 4,0* mg·kg ⁻¹ (23) | 4,4–91,3 mg·kg ⁻¹ (2,16,18,22,28) 2020* mg·kg ⁻¹ (23) | 0,01–0,28 mg·kg ⁻¹ (13) | 100–167,9 mg·kg ⁻¹ (16,28) 995* mg·kg ⁻¹ (23) | 25,1–54,3 mg·kg ⁻¹ (2,16,28) | 122,1–420 Bq·kg ⁻¹ (27,29,34) | 2,2–4,3 Bq·kg ⁻¹ (34) |
| Elementy biotyczne | | | | | | | | |
| Plankton | 10–600 µg·kg ⁻¹ (6,9,10,11, 24) | – | – | – | – | – | – | – |
| Fitobentos | 0,5–85 µg·kg ⁻¹ (1,3–5,7,24,36) | 0,01–3,7 mg·kg ⁻¹ (1,36) | 0,01–7,6 mg·kg ⁻¹ (1,36) | – | – | – | 1,2–49,1 Bq·kg ⁻¹ (1,30–32,34) | 0,7–6,6 Bq·kg ⁻¹ (25,26,34) |
| Zoobentos | 8–500 µg·kg ⁻¹ (1,3,4,6,7,16) | 0,13–3,5 mg·kg ⁻¹ (1,2,16,19,22) | 43–467 mg·kg ⁻¹ (1,2,16,22) | – | 110–800 mg·kg ⁻¹ (16,19) | 0,7–200 mg·kg ⁻¹ (2,16,19) | 1,0–7,3 Bq·kg ⁻¹ (34) | 0,6–1,2 Bq·kg ⁻¹ (34) |
| Ryby | 1–500 µg·kg ⁻¹ (3,8,17,21) | 2–946 µg·kg ⁻¹ (2,17,21,22) | 10–163 µg·kg ⁻¹ (2,17,21,22) | 4,42 ±0,73 mg·kg ⁻¹ (21) | 17,0–26,1 mg·kg ⁻¹ (17,21) | 0,25–10,5 mg·kg ⁻¹ (2,17,21) | 1–9,1 Bq·kg ⁻¹ (34) | 0,02–0,19 Bq·kg ⁻¹ (26,34,35) |
| Ssaki | 1–5,07 mg·kg ⁻¹ (3,8) 974,6** mg·kg ⁻¹ (8) | – | – | – | – | – | 3,8–52,5 Bq·kg ⁻¹ (15) | – |

Tabela Z3.3

Stężenia zanieczyszczeń organicznych: wielopierścieniowych węglodorodów aromatycznych (Σ16WWA), polichlorowanych bifenyli (Σ7PCB), heksachloroheksanu (HCH), heksachlorobenzenu (HCB), dichlorodifenylochloroetanu (DDT), polibromowanych eterów difenylowych (ΣPBDE), heksabromocykloheksanu (HBCDD), sulfonianu perfluorooktanu (PFOS), tributylowy (TBT), nonylofenoli (NP), oktylofenoli (OP) i bisfenolu A (BPA) zmierzone w ciągu dekady 2008–2018 w różnych elementach ekosystemu Zatoki Gdańskiej. Ryby obejmują ogólnie trzy gatunki: śledzia, dorsza bałtyckiego i stormię. * wyjątkowo wysokie stężenia WWA zmierzone w pobliżu wraku statku Stuttgart; ** wyjątkowo wysokie stężenia zmierzone w Porcie Gdynia; *** stężenia podane w przeliczeniu na masę lipidów; **** stężenie w mikrowarstwie. Pismienictwo wykorzystane do opracowania tabeli: (1) baza danych monitoringu WIOŚ; (2) baza danych monitoringu ICES; (3) Filipkowska i Lubecki, 2016; (4) Konięcki i in., 2014; (5) Lubecki, 2014; (6) Staniszewska i in., 2018; (13) Filipkowska i in., 2016; (14) Rybka, 2013; (15) Dąbrowska i in., 2017; (16) Olenycz i in., 2015; (17) Szlinder-Richert i in., 2012; (18) Dąbrowska i in., 2013; (19) Reindl i in., 2013; (20) Rogowska i in., 2015; (21) Dąbrowska i in., 2012; (22) Graca i in., 2016; (23) Pazikowska-Sapota, 2016; (24) Bogdaniuk i in., 2012; (25) Koppko i Dąbrowska, 2018; (26) Filipkowska i in., 2014

| Substancja | Σ16WVA | Σ7PCB | ΣHCH i HCB | DDT | ΣPBDE | HBCDD | PFOS | TBT | NP | OP | BPA |
|---------------------|---|---|--|--|--|--|------|--|--|--|--|
| Elementy abiotyczne | | | | | | | | | | | |
| Woda morska | 1–102 ng l ⁻¹ (1,2,20,24) 8 μg l ^{-1*} (20) | 1,0 ng l ⁻¹ (20,24) | HCH: 0,8–2 ng l ⁻¹ (1,2) HCB: 1–2 ng l ⁻¹ (1,2) | 1–4 ng l ⁻¹ (1,2) | 0,15 ng l ⁻¹ (1,2) | – | – | – | 4,0–172,1 (4,0–3660)*** ng l ⁻¹ (1,6,10,11) | 1,0–834,8 (1,0–178)*** ng l ⁻¹ (1,6,10,11) | 5,0–277,9 (31,6–713)*** ng l ⁻¹ (6,10) |
| Osady | 0,3–325 mg kg ⁻¹ s.m. (12,20,23,24) 2,6 mg kg ⁻¹ –75 g kg ^{-1*} (20) 2,6–14,7 mg kg ⁻¹ ** (23) | 0,8–42 μg kg ⁻¹ (17,18,20,24) od <50 do 354 μg kg ⁻¹ s.m.* (20) 0,479–3,693 mg kg ⁻¹ ** (23) | HCH: 0,3–2,6 μg kg ⁻¹ (17,18) 4–206 μg kg ⁻¹ ** (23) HCB: 0,1–1,0 μg kg ⁻¹ (17,23) | 2–20,0 μg kg ⁻¹ (17,18) | 0,010–0,156 μg kg ⁻¹ s.m. (9) | – | – | 0,61–28,5 μg Sn kg ⁻¹ s.m. (3,9,12,26) 0,89–4,40 mg Sn kg ⁻¹ s.m.** (23) | 0,08–1001 μg kg ⁻¹ s.m. (3–5,7,9,12,22) | 0,08–48,88 μg kg ⁻¹ s.m. (4,9,22) | 2,64–60,20 μg kg ⁻¹ s.m. (8,9) |
| Elementy biotyczne | | | | | | | | | | | |
| Plankton | – | – | – | – | – | – | – | – | 1–263,7 μg kg ⁻¹ s.m. (6,7) | 0,8–87 μg kg ⁻¹ s.m. (6,7) | 9,6–769,2 μg kg ⁻¹ s.m. (6,7) |
| Zoobentos | – | – | HCH: 0,03–48,4 μg kg ⁻¹ (2) 1,2–1,8 μg kg ⁻¹ (18) HCB: 0,01– 16,62 μg kg ⁻¹ (2) | 42,1 μg kg ⁻¹ (18) | 0,037–0,71 μg kg ⁻¹ m.m. (1,2) | 0,56–1,2 μg kg ⁻¹ m.m. (1,2) | – | 11–103 μg Sn kg ⁻¹ s.m. (1–3) | 18,8–111 μg kg ⁻¹ s.m. (3,6) | 0,8–6,4 μg kg ⁻¹ s.m. (6) | 6,8–197 μg kg ⁻¹ s.m. (6) |
| Ryby | – | 0,81–286 μg kg ⁻¹ (2,15,16) | HCH: 0,06–25,6 μg kg ⁻¹ (2) 1–23,2 μg kg ⁻¹ *** (19,25) HCB: 0,04–2,38 μg kg ⁻¹ (2) 5,4–36,5 μg kg ⁻¹ *** (19,25) | 42–91 μg kg ⁻¹ s.m. (15) 229–750 μg kg ⁻¹ *** (15,19,21,25) | 0,6–1,0 μg kg ⁻¹ s.m. (15) 0,13–0,7 μg kg ⁻¹ m.m. (1,2) | 0,08–0,42 μg kg ⁻¹ m.m. (1,2) | – | 1,4–503 μg kg ⁻¹ m.m. (1,2,13,14) | 5,0–76,6 μg kg ⁻¹ s.m. (6) | 0,8–89,2 μg kg ⁻¹ s.m. (6) | 6,2–798,4 μg kg ⁻¹ s.m. (6) |

Tabela Z3.4

Stężenia pozostałości farmaceutycznych: diklofenaku (DIC), sulfametoksazolu (SMX), 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2), trimetoprimu (TMP), tetracykliny (TC) i oksytetracykliny (OTC) zmierzone w ciągu dekady 2008–2018 w różnych elementach ekosystemu Zatoki Gdańskiej. Piśmiennictwo wykorzystane do opracowania tabeli: (1) baza danych monitoringu WIOŚ; (2) baza danych monitoringu ICES; (3) Konecko i in., 2014; (4) Caban i in., 2016; (5) Stedlewicz i in., 2014; (6) Siedlewicz i in., 2016; (7) Siedlewicz i in., 2018; (8) Borecka i in., 2013; (9) Borecka i in., 2015

| Substancja | DIC | SMX | EEA2 | TMP | TC | OTC |
|----------------------------|---|---|--|---|---|---|
| Elementy abiotyczne | | | | | | |
| Woda morska | 0,15–9,52 ng·l ⁻¹ (2,4,9) | 1,7–311 ng·l ⁻¹ (5,8,9) | 0,1–0,15 ng·l ⁻¹ (2–4) | 0,2–279 ng·l ⁻¹ (5,8,9) | – | – |
| Osady | – | 0,31–24,16 µg·kg ⁻¹ s.m. (5,6) | – | 0,34–35,72 µg·kg ⁻¹ s.m. (5,6) | 1,51–13,83 µg·kg ⁻¹ s.m. (5,7) | 1,23–698 µg·kg ⁻¹ s.m. (5,7) |
| Elementy biotyczne | | | | | | |
| Zoobentos | 1 µg·kg ⁻¹ s.m. (4) | – | 310 µg·kg ⁻¹ s.m. (4) | – | – | – |

Grzegorz Krzemień

Jacek Wittbrodt

ZRZESZENIE RYBAKÓW MORSKICH – ORGANIZACJA PRODUCENTÓW
WE WŁADYSŁAWOWIE

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: prezes@zrm-op.org

DOI: 10.26408/FindFISH-04

4. WYPRAWY RYBACKIE – REALIZACJA REJSÓW POMIAROWYCH PRZEZ KUTRY I ŁODZIE RYBACKIE

WPROWADZENIE

Rejsy pomiarowe odbywały się podczas połowów przemysłowych na obszarze Zatoki Gdańskiej. W badaniach brały udział kutry (połowy za pomocą ciągnionych narzędzi rybackich) oraz łodzie (połowy przy użyciu stawnych narzędzi rybackich) rybackie. Rybołówstwo kutrowe w Zatoce Gdańskiej jest ukierunkowane na połowy śledzia, szprota i dorsza (do 2021 r., odkąd wprowadzono całkowity zakaz połowu tego gatunku). Rybołówstwo przy wykorzystaniu łodzi rybackich koncentruje się na połowach dorsza (do 2021 r., odkąd wprowadzono całkowity połowu tego gatunku), storni, śledzia, troci, okonia. Podczas projektu Zrzeszenie Rybaków Morskich – Organizacja Producentów we Władysławowie odpowiedzialne było za zbieranie danych za pomocą sondy Midas CTD+. Wytypowano dziesięć kutrów oraz pięć łodzi rybackich. Ostatecznie w pomiarach udział wzięło siedem kutrów i cztery łodzie rybackie. Kutry: JAS-74, WŁA-22, WŁA-65, WŁA-196, WŁA-207, WSG-22 (jedna tura – armator sprzedał kuter), ZAG-17. Łodzie rybackie: JAS-10, SZT-1, WŁA-16, WŁA-53.

4.1. METODYKA

Podczas rejsów badawczych zbierane były dane środowiskowe na temat połowów w trakcie wypraw rybackich:

- fizykochemiczne w morzu;
- dotyczące szerokości i długości geograficznej;

- meteorologiczne;
- połowowe ilościowe i jakościowe.

4.2.1. Dane fizykochemiczne

Do pozyskiwania danych fizykochemicznych w morzu wykorzystano urządzenie Midas CTD+ firmy Valeport (rys. 4.1).



Rys. 4.1. Urządzenie Midas CTD+

Źródło: <http://www.salinometry.com>.

Urządzenie Midas CTD+ jest wyposażone w szeroki zakres standardowych czujników, a także w najnowszą elektronikę serii 400 firmy Valeport, CTD+ i charakteryzuje się:

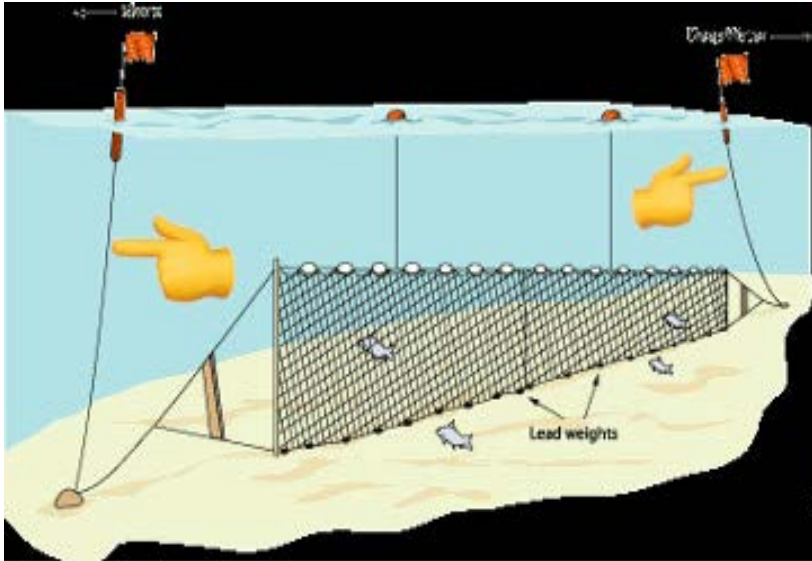
- możliwością pobierania próbki z różnych czujników w tej samej chwili z prędkością do 8 Hz;
- dużą pamięcią wewnętrzną 64 MB;
- łatwą komunikacją z komputerem;
- zasilaniem $8 \times$ LR20.

Zakres danych zbieranych przez sondy, a przydatnych z punktu widzenia rybołówstwa to:

- natlenienie;
- zasolenie;
- temperatura.

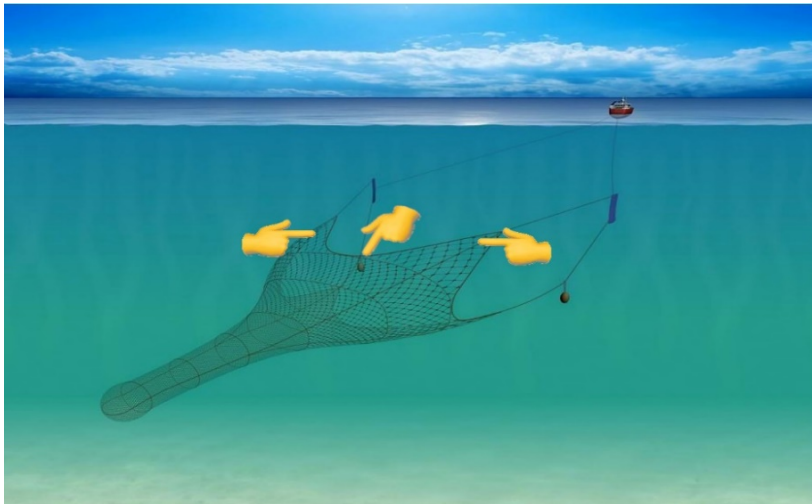
Załogi jednostek zostały przeszkolone z zakresu obsługi sondy Midas CDT+. Przed rozpoczęciem pomiaru należało podłączyć czujniki do sondy, w oznaczonych miejscach zamontować czujniki „pH” i „redox”, następnie odkręcić plastikowe osłony i ściągnąć gumowe kapturki z płynem do przechowywania czujników, a w dalszej kolejności przykręcić plastikowe osłony robocze. Po zakończeniu pomiarów należało odłączyć czujniki, następnie ściągnąć osłony robocze i założyć kapturki z płynem oraz osłony do przechowywania czujników. W przypadku narzędzi stawnych sondę należało zamocować do tyczki (rys. 4.2) za pomocą stalowej linki; podczas pomiaru sonda była uszłamniona pływakami i ołowianką. W przypadku

narzędzi ciągnionych sondę montowano do „nadbory” (w kieszeń z tkaniny sieciowej) lub przywiązywano do skrzydła włoka (rys. 4.3); podczas pomiaru sonda była uszłamwiona pływakami i ołowianką.



Rys. 4.2. Miejsce mocowania sondy Midas CTD+ do sieci stawnych

Źródło: <http://wwf.pl>, prezentacja „Klasyfikacja narzędzi połowowych oraz techniki połowowe” (rys. zmodyfikowany).



Rys. 4.3. Miejsce mocowania sondy Midas CTD+ do rybackich narzędzi ciągnionych

Źródło: <http://www.seafish.org/responsible-sourcing/fishing-gear-database/gear/pelagic-pair-trawl> (rys. zmodyfikowany).

4.2.2. Dane dotyczące szerokości i długości geograficznej

Podczas rejsów badawczych łodziami rybackimi zapisywano dane współrzędnych geograficznych wystawienia sieci stawnych. Podczas wypraw rybackich z użyciem narzędzi ciągnionych dokładnie monitorowano drogi pomiaru za pomocą urządzeń nawigacyjnych jednostek rybackich. Trasy rejsów nagrywane były za pomocą urządzenia Garmin GPS 73 (rys. 4.4) – łatwej w obsłudze nawigacji GPS.



Rys. 4.4. Garmin GPS 73 – urządzenie rejestrujące trasę rejsów badawczych

Źródło: <https://www.compass24.pl/>.

Urządzenie to charakteryzuje się:

- czułym odbiornikiem GPS;
- możliwością przechowywania w pamięci urządzenia do 1000 punktów i 100 śladów;
- zgodnością z protokołem komunikacji NMEA 0183, co pozwala na szybką komunikację z komputerem za pomocą kabla USB;
- automatycznym zapisem przy rozładowaniu baterii;
- zasilaniem 2 × AA LR6.

4.2.3. Dane meteorologiczne oraz połowowe

Do każdego rejsu należało wypełnić ankietę, do czego zobowiązane były załogi jednostek biorących udział w wyprawach rybackich. W ankietach poza wynikiem połowowym trzeba było uzupełnić następujące dane: nazwa statku, data i godzina wystawienia i zebrania narzędzia połowu (data i godzina początku zaciągu dla narzędzi ciągnionych), kwadrat rybacki, pozycja wystawienia narzędzia połowu (pozycje początkowa i końcowa zaciągu dla narzędzi ciągnionych), kod narzędzia, orientacyjna długość zestawu sieci dla narzędzi stawnych, siła i kierunek wiatru, zachmurzenie, opad, temperatura powietrza oraz wody powierzchniowej, stan morza (wysokość fali). Na rys. 4.5 i 4.6 przedstawiono ankiety dla narzędzi stawnych i narzędzi ciągnionych dotyczące wypraw rybackich na jednostkach JAS-10 i WŁA-22 w ramach projektu FindFISH.

20

Ankieta dla narzędzi ciągnionych (FindFish)

| | |
|--|-----------------------------|
| Nazwa statku | WŁA-22 |
| Data i godzina początku zaciągu | 10.03.2021 07 ⁰⁰ |
| Kwadrat rybacki (mały) | R-7 |
| Pozycja początkowa zaciągu | 54°58'20N 18°40'40E |
| Pozycja końcowa zaciągu | 54°59'30N 18°33'00E |
| Kod narzędzia (według aktualnego rozporządzenia) | 0T17 18 |
| Siła wiatru (0 – cisza, 12 – huragan) | 3 |
| Kierunek wiatru (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW) | SW |
| Zachmurzenie (0 – bezchmurnie, 8 – zachmurzenie całkowite) | 0 |
| Opad (0 – brak, 1 – mżawka, 2 – deszcz, 3 – ulewa) | 0 |
| Temperatura powietrza [st C] | 10° |
| Temperatura wody powierzchniowej [st C] | 5° |
| Stan morza (wysokość fali) (0 – 0 m; 1 – 0,0-0,1 m; 2 – 0,1-0,5 m; 3 – 0,5-1,25 m; 4 – 1,25-2,5 m; 5 – 2,5-4,0 m; 6 – 4,0-6,0 m; 7 – 6,0-9,0 m; 8 – 9,0-14,0 m; 9 – ponad 14 m) | 2 |
| Skład i masa połowu | SCAROT 9500kg ŚLEDZ 500 |

Rys. 4.5. Ankieta dla narzędzi ciągnionych na przykładzie kutra WŁA-22

Źródło: opracowanie własne.

02

Ankieta dla sieci stawnych (FindFish)

| | |
|--|-----------------------|
| Nazwa statku | JAS-10 |
| Data i godzina wystawienia narzędzia | 12.09.20 06.00 |
| Data i godzina zebrania narzędzia | 13.09.20 06.30 |
| Kwadrat rybacki (mały) | 55 |
| Pozycja wystawienia narzędzia | 57,39.942N 18,38.963E |
| Kod narzędzia (według aktualnego rozporządzenia) | 6WS |
| Orientacyjna długość zestawu sieci | 800 |
| Sila wiatru (0 – cisza, 12 – huragan) | 5 |
| Kierunek wiatru (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW) | SW |
| Zachmurzenie (0 – bezchmurnie, 8 – zachmurzenie całkowite) | 3 |
| Opad (0 – brak, 1 – mżawka, 2 – deszcz, 3 – ulewa) | 0 |
| Temperatura powietrza [st C] | 14,5°C |
| Temperatura wody powierzchniowej [st C] | 16,2°C |
| Stan morza (wysokość fali) (0 – 0 m; 1 – 0,0-0,1 m; 2 – 0,1-0,5 m; 3 – 0,5-1,25 m; 4 – 1,25-2,5 m; 5 – 2,5-4,0 m; 6 – 4,0-6,0 m; 7 – 6,0-9,0 m; 8 – 9,0-14,0 m; 9 – ponad 14 m) | 3 |
| Gatunek połowu | FLE |
| Masa połowu (orientacyjna) | 20kg |

Rys. 4.6. Ankieta dla sieci stawnych na przykładzie łodzi rybackiej JAS-10

Źródło: opracowanie własne.

4.3. WYPRAWY BADAWCZE

Zbieranie danych odbywało się podczas zwykłych połowów przemysłowych, to znaczy na kutrach za pomocą narzędzi ciągnionych (włoki denne oraz włoki pelagiczne), a na łodziach rybackich za pomocą narzędzi (sieci) stawnych. Założono coroczne wykonanie 100 jednodniowych rejsów pomiarowych na łodziach rybackich przy wykorzystaniu biernych narzędzi połowowych i 200 rejsów pomiarowych kutrami rybackimi przy wykorzystaniu czynnych narzędzi połowowych (włoki). Harmonogram pomiarów ustalano na bieżąco w odniesieniu do częstości występowania gatunków ryb będących obiektem połowu w stosunku do szerokości i długości geograficznej. Harmonogram ten był na bieżąco korygowany w zależności od występowania gatunków ryb będących obiektem połowu oraz prognozowanych warunków hydrometeorologicznych.

W tabeli 4.1 przedstawiono wykaz jednostek biorących udział w projekcie FindFISH w 2018 roku. Z analizy ankiet sieci stawnych oraz rybackich narzędzi ciągnionych wynika, że rejsy badawcze łodzią rybacką odbywały się w kwadracie BS5 we wrześniu i październiku. Kutry rybackie zbierały dane od północnej

przez centralną do południowej części Zatoki Gdańskiej w maju, a następnie od września do listopada.

Tabela 4.1

Wykaz jednostek wykonujących rejsy badawcze w 2018 roku

| Lp. | Jednostka | Poławiany gatunek | Narzędzie połowu | Termin wykonanych prac | Liczba zdarzeń połowowych |
|-----|-----------|-------------------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|
| 1 | JAS-10 | dorsz, stornia | narzędzia stawne | 13.09–15.10 | 20 |
| 2 | WŁA-22 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 18.09–16.10 | 21 |
| 3 | WŁA-65 | dorsz, stornia, szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 18.09–04.11 | 17 |
| 4 | WŁA-196 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 22.05–23.11 | 20 |
| 5 | WŁA-207 | dorsz, stornia | narzędzia, ciągnione | 16.09–11.10 | 20 |
| | | | | | RAZEM: 98 |

Źródło: opracowanie własne.

W roku 2018 wykonano 98 rejsów badawczych przy użyciu sond Midas CTD+, w tym 20 na łodzi rybackiej JAS-10 oraz 78 na kutrach rybackich: WŁA-22, WŁA-65, WŁA-196 i WŁA-207. Podczas wypraw łodzi rybackiej poławiano dorsza i stornię, na kutrach rybackich poławiano dorsza, stornię, szprota i śledzia.

W 2018 roku podczas wypraw rybackich z sondą Midas podczas 20 wypraw rybackich na łodzi rybackiej JAS-10 złowiono 733 kg storni i 52 kg dorszy. Z kolei na kutrach (tabela 4.2) podczas 78 zaciągów złowiono 192 480 kg śledzia, 165 675 kg szprota 11 685 kg, dorsza oraz 335 kg storni.

Tabela 4.2

Masa oraz gatunki ryb złowionych w 2018 roku przez kutry rybackie

| Jednostka rybacka | Śledź [kg] | Szprot [kg] | Dorsz [kg] | Stornia [kg] |
|-------------------|------------|-------------|------------|--------------|
| WŁA-22 | 63 350 | 250 | – | – |
| WŁA-65 | 29 690 | 32 525 | 2850 | 160 |
| WŁA-196 | 99 440 | 132 900 | – | – |
| WŁA-207 | – | – | 8835 | 175 |
| RAZEM | 192 480 | 165 675 | 11 685 | 335 |

Źródło: opracowanie własne.

Jak wynika z zestawienia zawartego w tabeli 4.3, w 2019 roku wykonano 136 rejsów badawczych. Na łodziach rybackich (JAS-10 i SZT-1) zbierano dane podczas połowów stornia i śledzia (40 rejsów). Kutry w tym czasie zbierały dane sondą Midas w trakcie 96 wypraw rybackich, które były ukierunkowane głównie na połowy szprota i śledzia. Dorsza poławiano podczas 22 rejsów, a stornię podczas jednego.

Tabela 4.3

Wykaz jednostek wykonujących rejsy badawcze w 2019 roku

| Lp. | Jednostka | Poławiany gatunek | Narzędzie połowu | Termin wykonanych prac | Liczba zdarzeń połowowych |
|------------|-----------|-------------------------------|---------------------|----------------------------|---------------------------|
| 1 | JAS-10 | stornia | narzędzia stawne | 07.09–02.10 | 20 |
| 2 | JAS-74 | dorsz, szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 15.02–26.04 20.05–26.06 | 29 |
| 3 | SZT-1 | stornia, śledź | narzędzia stawne | 01.08–26.08 | 20 |
| 4 | WŁA-65 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 09.01–12.01 | 3 |
| 5 | WŁA-196 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 17.12–22.12 | 4 |
| 6 | WŁA-207 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 25.08–27.09 | 20 |
| 7 | WSG-22 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 27.02–07.04 | 20 |
| 8 | ZAG-17 | dorsz, stornia, szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 16.04–29.06 | 20 |
| RAZEM: 136 | | | | | |

Źródło: opracowanie własne.

W tabelach 4.4 i 4.5 przedstawiono masę ryb złowionych w 2019 roku, poławianych stawnymi narzędziami połowowymi (łódzie rybackie – 40 rejsów) oraz ciągnionymi narzędziami połowowymi (kutry rybackie – 96 zaciągów).

Tabela 4.4

Masa oraz gatunki ryb złowionych w 2019 roku przez łódzie rybackie

| Jednostka rybacka | Stornia [kg] | Śledź [kg] |
|-------------------|--------------|------------|
| JAS-10 | 186 | – |
| SZT-1 | 530 | 10 |
| RAZEM | 716 | 10 |

Źródło: opracowanie własne.

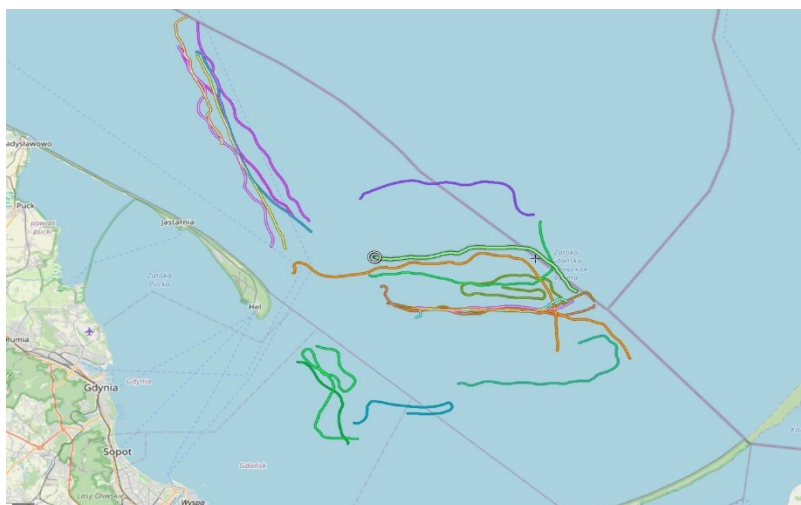
Tabela 4.5

Masa oraz gatunki ryb złowionych w 2019 roku przez kutry rybackie

| Jednostka rybacka | Śledź [kg] | Szprot [kg] | Dorsz [kg] | Stornia [kg] |
|-------------------|------------|-------------|------------|--------------|
| JAS-74 | 92 080 | 188 010 | 3486 | – |
| WŁA-65 | 4220 | 14 600 | – | – |
| WŁA-196 | 11 125 | 1150 | – | – |
| WŁA-207 | 47 600 | 3000 | – | – |
| WSG-22 | 110 080 | 23 040 | – | – |
| ZAG-17 | 10 850 | 19 280 | 6190 | 25 |
| RAZEM | 275 955 | 249 080 | 9676 | 25 |

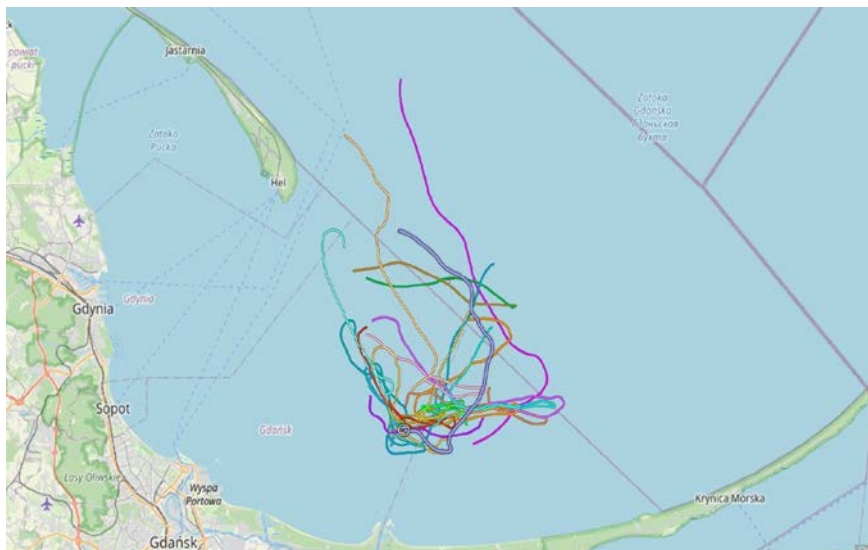
Źródło: opracowanie własne.

Jak wynika z tabel 4.4 i 4.5, w 2019 roku podczas wypraw rybackich z sondą Midas na łodziach rybackich JAS-10 oraz SZT-1 złowiono 716 kg storni i 10 kg śledzia. Z kolei na kutrach podczas 96 zdarzeń rybackich złowiono 275 955 kg śledzia, 249 080 kg szprota, 9676 kg dorsza oraz 25 kg storni. Łodzie rybackie poławiały w sierpniu i we wrześniu, a kutry w ciągu całego roku poza miesiącami letnimi. Na rys. 4.7–4.11 przedstawiono trasy rejsów badawczych wykonanych przez kutry rybackie w 2019 roku.



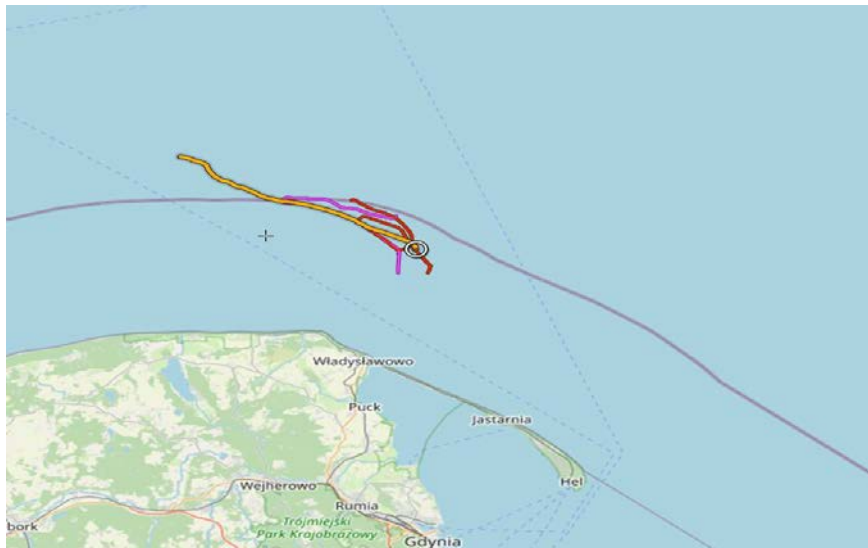
Rys. 4.7. Trasy rejsów ZAG-17 w 2019 roku

Źródło: opracowanie własne.



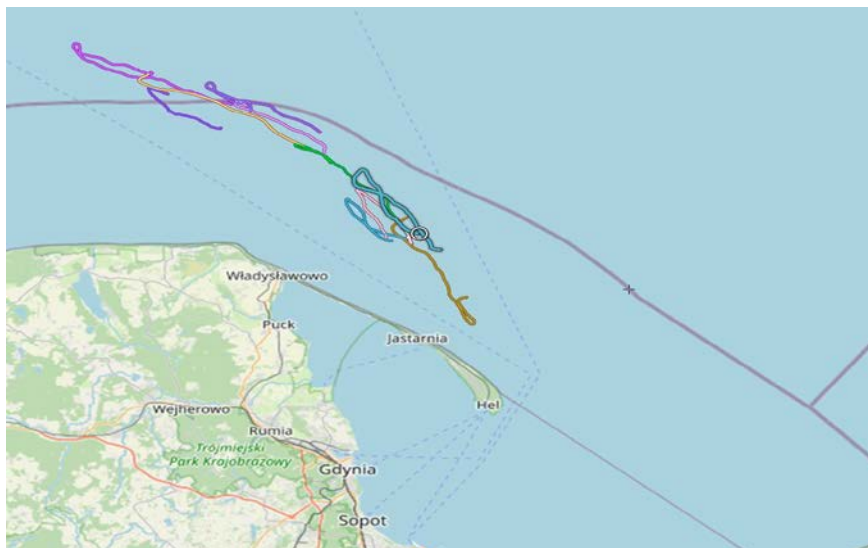
Rys. 4.8. Trasy rejsów WSG-22 w 2019 roku

Źródło: opracowanie własne.



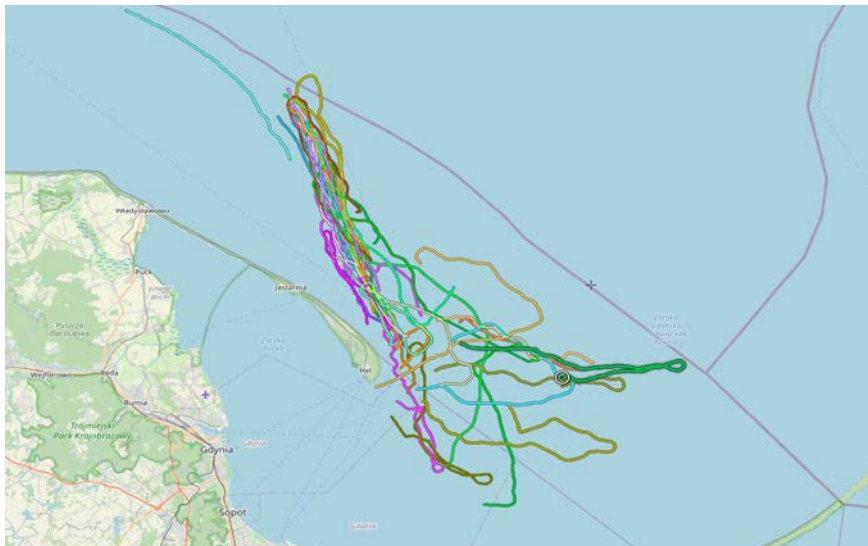
Rys. 4.9. Trasy rejsów WŁA-196 w 2019 roku

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 4.10. Trasy rejsów WŁA-207 w 2019 roku

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 4.11. Trasy rejsów JAS-74 w 2019 roku

Źródło: opracowanie własne.

Jak można zobaczyć, zbieranie danych podczas rejsów odbywało się na dużym obszarze Zatoki Gdańskiej. Najwięcej rejsów obejmowało centralną i północną część Zatoki, czyli kwadraty BS6, BS5, BT6 oraz BT5; zdarzały się również rejsy w południowej części Zatoki oraz na krańcach północnych. Jak wynika z ankiet dla sieci stawnych, łodzie rybackie wykonywały rejsy badawcze w kwadratach BU4 (SZT-1) oraz BS5 (JAS-10).

W tabeli 4.6 zestawiono liczby rejsów przeprowadzonych przez poszczególne jednostki rybackie w 2020 roku.

Tabela 4.6

Wykaz jednostek wykonujących rejsy badawcze w 2020 roku

| Lp. | Jednostka | Poławiany gatunek | Narzędzie połowu | Termin wykonanych prac | Liczba zdarzeń połowowych |
|------------|-----------|------------------------|---------------------|----------------------------|---------------------------|
| 1 | JAS-10 | stornia | narzędzia stawne | 11.09–01.10 | 20 |
| 2 | JAS-74 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 13.01–04.05 26.11–18.12 | 22 |
| 3 | WŁA-53 | stornia | narzędzia stawne | 08.10–09.11 | 20 |
| 4 | WŁA-65 | dorsz, szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 06.04–30.04 23.09–14.11 | 20 |
| 5 | WŁA-196 | dorsz, szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 09.01–07.03 | 16 |
| 6 | ZAG-17 | szprot, śledź, stornia | narzędzia ciągnione | 07.01–17.03 14.09–12.11 | 38 |
| RAZEM: 136 | | | | | |

Źródło: opracowanie własne.

Łodzie rybackie wykonały 40 wypraw rybackich z użyciem sond Midas, natomiast kutry rybackie (JAS-74, WŁA-65, WŁA-196 i ZAG-17) wykonały 96 rejsów, podczas których poławiano dorsza, stornię, szprota i śledzia. Łodzie rybackie skupione były na połowach storni i poławiały od września do listopada, natomiast kutry przez cały rok z wyłączeniem okresu maj–sierpień. Od stycznia 2020 roku został wprowadzony całkowity zakaz połowu dorsza, a zakaz połowu ryb pelagicznych obowiązywał od czerwca od sierpnia. Zakazy połowów oraz warunki hydrometeorologiczne wymuszały na bieżąco zmiany harmonogramu wypraw rybackich.

W 2020 roku podczas wypraw rybackich z sondą Midas na łodziach rybackich (40 rejsów) JAS-10 oraz WŁA-53 złowiono 128 kg storni. W związku z wprowadzeniem całkowitego zakazu połowu dorsza (dorsz mógł zostać złowiony jedynie

jako przyłów podczas połowu innych gatunków) połowy kutrami rybackimi skoncentrowane były na gatunkach pelagicznych (szprot – 665 072 kg, śledź – 330 113 kg); w większości były to tzw. połowy paszowe (tabela 4.7).

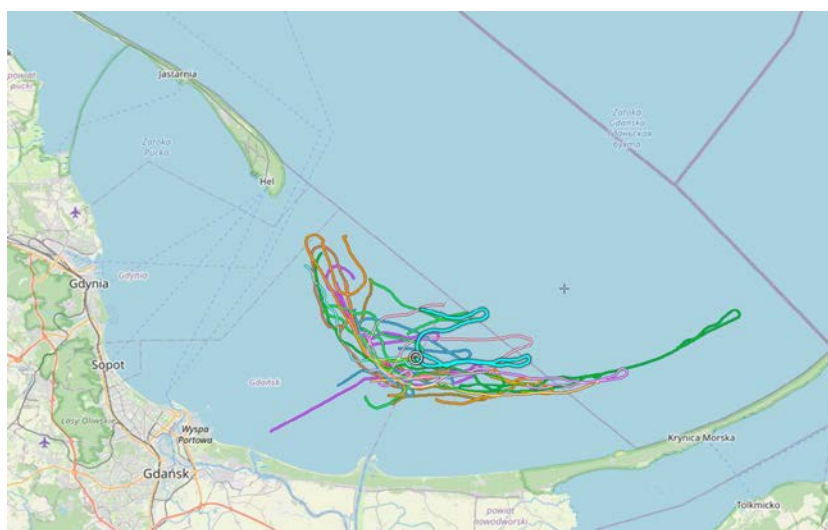
Tabela 4.7

Masa oraz gatunki ryb złowionych w 2020 roku przez kutry rybackie

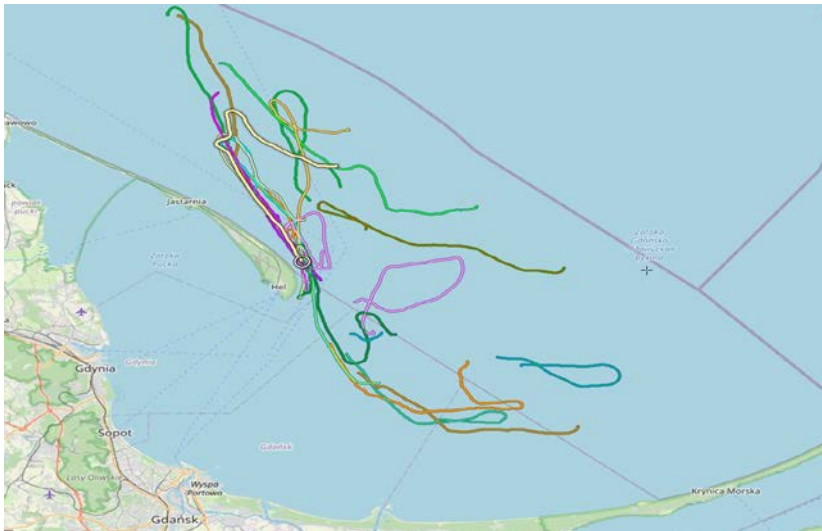
| Jednostka rybacka | Śledź [kg] | Szprot [kg] | Dorsz [kg] | Stornia [kg] |
|-------------------|------------|-------------|------------|--------------|
| JAS-74 | 122 405 | 100 848 | – | – |
| WŁA-65 | 31 970 | 212 500 | 1500 | – |
| WŁA-196 | 81 530 | 181 700 | – | – |
| ZAG-17 | 94 208 | 170 024 | – | 40 |
| RAZEM | 330 113 | 665 072 | 1500 | 40 |

Źródło: opracowanie własne.

Łodzie rybackie połowiły w kwadratach BS5 oraz BR6, natomiast kutry najczęściej połowiły w kwadratach BS6, BS5 BT5 oraz BT4 (rys. 4.12–4.15).

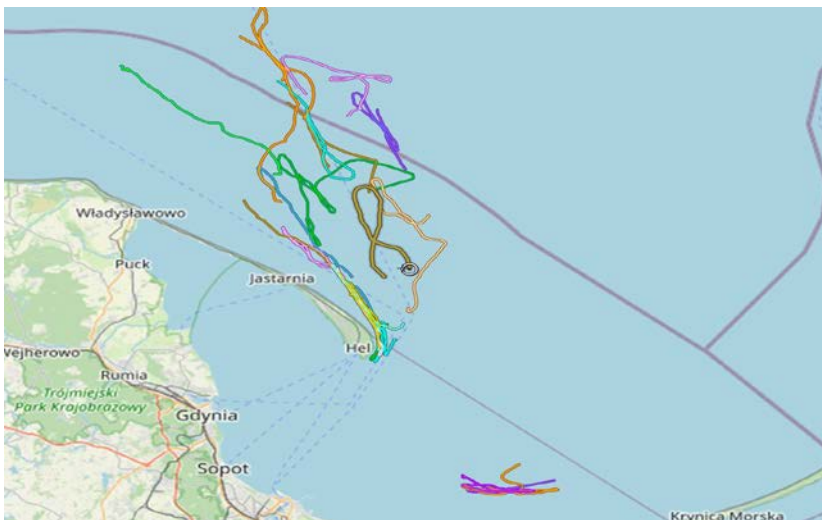
**Rys. 4.12.** Trasy rejsów ZAG-17 w 2020 roku

Źródło: opracowanie własne.



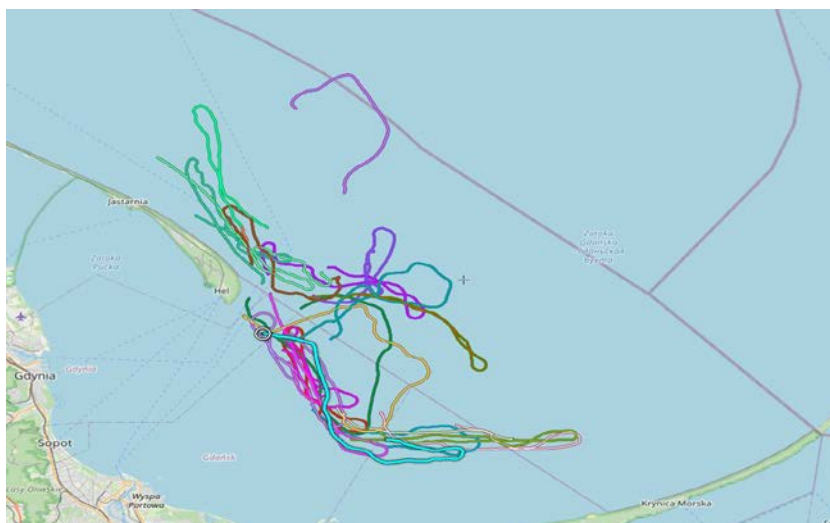
Rys. 4.13. Trasy rejsów WŁA-196 w 2020 roku

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 4.14. Trasy rejsów WŁA-65 w 2020 roku

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 4.15. Trasy rejsów JAS-74 w 2020 roku

Źródło: opracowanie własne.

Na harmonogram rejsów oraz jego realizację w 2021 roku największy wpływ miały „sztormowe” styczeń i luty, zakazy połowu dorsza (całkowity) i ryb pelagicznych (maj–sierpień) dla kutrów rybackich oraz zmniejszone kwoty połowowe w stosunku do lat poprzednich. Wobec tego większość prac przerzucono na łodzie rybackie (144 rejsy badawcze) – JAS-10, SZT-1, WŁA-16, WŁA-53. Łodzie rybackie połowiły głównie stornię, a w okresie jej niewystępowania na łowiskach również inne gatunki – okonia, śledzia, troć. Kutry rybackie połowiły ryby pelagiczne i wykonały 37 rejsów badawczych. Wykaz jednostek biorących udział w badawczych wyprawach rybackich w 2021 roku przedstawiono w tabeli 4.8.

Tabela 4.8

Wykaz jednostek wykonujących rejsy badawcze w 2021 roku

| Lp. | Jednostka | Poławiany gatunek | Narzędzie połowu | Termin wykonanych prac | Liczba zdarzeń połowowych |
|-----|-----------|---------------------|---------------------|------------------------|---------------------------|
| 1 | JAS-10 | stornia | narzędzia stawne | 08.07–20.08 | 40 |
| 2 | JAS-74 | szprot, śledź | narzędzia ciągnione | 07.01–09.03 | 15 |
| 3 | SZT-1 | śledź, troć | narzędzia stawne | 17.01–18.02 | 14 |
| 4 | WŁA-16 | okoń, stornia, troć | narzędzia stawne | 06.07–11.09 | 20 |

cd. tabeli 4.8

| | | | | | |
|---|--------|---------------|------------------------|-------------|------------|
| 5 | WŁA-22 | szprot, śledź | narzędzia ciągnięte | 17.01–10.03 | 20 |
| 6 | WŁA-53 | okoń, stornia | narzędzia stawne | 14.06–02.11 | 70 |
| 7 | ZAG-17 | śledź | narzędzia ciągnięte | 07.01–08.01 | 2 |
| | | | | | RAZEM: 181 |

Źródło: opracowanie własne.

W tabelach 4.9 i 4.10 przedstawiono masę ryb złowionych w 2021 roku, poławianych stawnymi narzędziami połowowymi (łódzie rybackie – 144 rejsów) oraz ciągniętymi narzędziami połowowymi (kutry rybackie – 37 zaciągów).

Tabela 4.9

Masa oraz gatunki ryb złowionych w 2021 roku przez łódzie rybackie

| Jednostka rybacka | Stornia [kg] | Śledź [kg] | Troć [kg] | Okoń [kg] |
|-------------------|--------------|------------|-----------|-----------|
| JAS-10 | 522 | – | – | – |
| SZT-1 | – | 470 | 160 | – |
| WŁA-16 | 495 | – | – | – |
| WŁA-53 | 1286 | – | – | 525 |
| RAZEM | 2303 | 470 | 160 | 525 |

Tabela 4.10

Masa oraz gatunki ryb złowionych w 2021 roku przez kutry rybackie

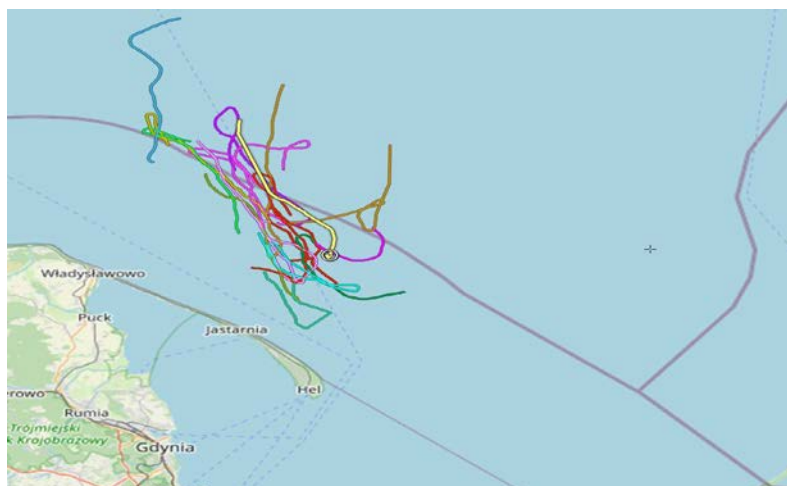
| Jednostka rybacka | Śledź [kg] | Szprot [kg] |
|-------------------|------------|-------------|
| JAS-74 | 30 029 | 133 731 |
| WŁA-22 | 10 850 | 227 400 |
| ZAG-17 | 11 000 | – |
| RAZEM | 51 879 | 361 131 |

Źródło: opracowanie własne.

W 2021 roku podczas wypraw rybackich z sondą Midas na łodziach rybackich złowiono 2303 kg stornii; w związku z brakiem występowania ryb płaskich w okresie, kiedy były zbierane dane, poławiano inne gatunki ryb: troć – 160 kg, okoń – 525 kg. W związku z wprowadzeniem zakazu połowu dorsza połowy kutrami

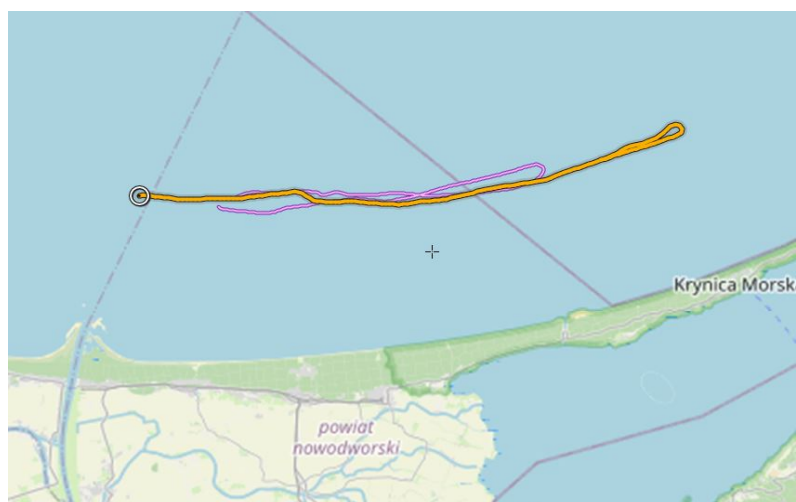
rybackimi skoncentrowane były na gatunkach pelagicznych (szprot – 361 131 kg, śledź – 51 879 kg); w większości były to tzw. połowy paszowe.

Na rys. 4.16–4.18 przedstawiono trasy rejsów kutrów rybackich zbierających dane za pomocą urządzeń Midas CTD+. Rejsy kutrami wykonywane były najczęściej w północnych regionach Zatoki Gdańskiej w kwadratach bałtyckich S6 i S5. Łodzie rybackie najczęściej poławiały w obszarach BR5, BR6 i BS5.



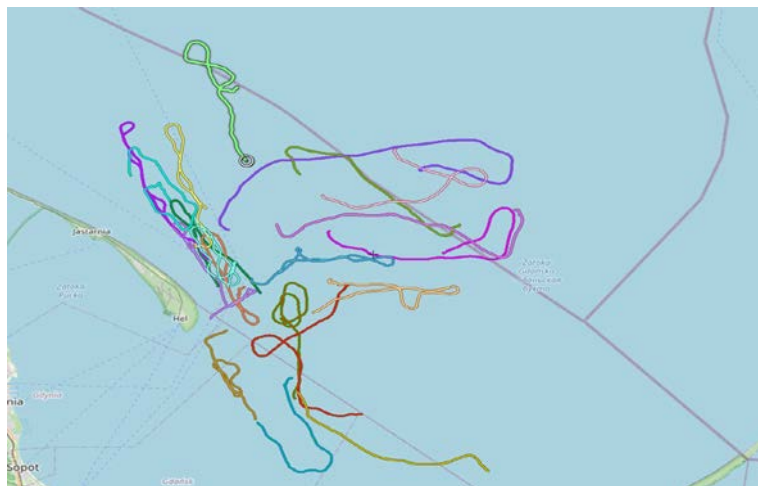
Rys. 4.16. Trasy rejsów WŁA-22 w 2021 roku

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 4.17. Trasy rejsów ZAG-17 w 2021 roku

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 4.18. Trasy rejsów JAS-74 w 2021 roku

Źródło: opracowanie własne.

W roku 2022 badania realizowane były tylko przez łodzie rybackie. W okresie od marca do maja wykonano 36 wypraw rybackich. W czasie rejsów poławiano troć oraz śledzia (tabela 4.11).

Tabela 4.11

Wykaz jednostek wykonujących rejsy badawcze w 2022 roku

| Lp. | Jednostka | Poławiany gatunek | Narzędzie połowu | Termin wykonanych prac | Liczba zdarzeń połowowych |
|-----|-----------|-------------------|------------------|------------------------|---------------------------|
| 1 | SZT-1 | śledź | narzędzia stawne | 12.03–18.03 | 6 |
| 2 | WŁA-53 | szprot, śledź | narzędzia stawne | 01.03–27.05 | 30 |
| | | | | | RAZEM: 36 |

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4.12

Masa oraz gatunki ryb złowionych w 2022 roku przez łodzie rybackie

| Jednostka rybacka | Troć [kg] | Śledź [kg] |
|-------------------|-----------|------------|
| SZT-1 | – | 39 |
| WŁA-53 | 18 | 375 |
| RAZEM | 18 | 414 |

Źródło: opracowanie własne.

W 2022 roku podczas wypraw rybackich (36 rejsów) z sondą Midas na łodziach rybackich SZT-1 oraz WŁA-53 złowiono 414 kg śledzia oraz 18 kg troci. Połowy odbyły się głównie w kwadracie rybackim BR6.

W tabeli 4.13 przedstawiono wykaz jednostek oraz liczbę zdarzeń połowowych w latach 2018–2022.

Tabela 4.13

Wykaz jednostek wykonujących rejsy badawcze w latach 2018–2022

| Lp. | Jednostka | Liczba zdarzeń połowowych |
|-----|-----------|---------------------------|
| 1 | JAS-10 | 100 |
| 2 | JAS-74 | 66 |
| 3 | SZT-1 | 40 |
| 4 | WŁA-16 | 20 |
| 5 | WŁA-22 | 41 |
| 6 | WŁA-53 | 120 |
| 7 | WŁA-65 | 40 |
| 8 | WŁA-196 | 40 |
| 9 | WŁA-207 | 40 |
| 10 | WSG-22 | 20 |
| 11 | ZAG-17 | 60 |
| | | RAZEM: 587 |

Źródło: opracowanie własne.

W latach 2018–2022 wykonano 587 wypraw rybackich z wykorzystaniem sond Midas. Łodzie rybackie w tym okresie wykonały 280 rejsów, kutry zaś 307. Połowy kutrami rybackimi skupiały się na gatunkach pelagicznych (szprot, śledź) oraz dorszu (do czasu wprowadzenia całkowitego zakazu jego połowu), natomiast łodzie rybackie poławiały głównie stornię, a w okresie jej niewystępowania na łowiskach – śledzia, troć i okonia (tabele 4.14, 4.15). Harmonogramy i realizację prac badawczych determinowało wiele czynników, takich jak: warunki hydrometeorologiczne, kwoty połowowe, zakazy połowowe, awarie czujników przy sondach, awarie i remonty jednostek pływających, pandemia COVID-19, sprzedaż kutra (WSG-22).

Tabela 4.14

Masa oraz gatunki ryb złowionych w latach 2018–2022 przez łodzie rybackie

| Dorsz [kg] | Stornia [kg] | Śledź [kg] | Troć [kg] | Okoń [kg] |
|------------|--------------|------------|-----------|-----------|
| 52 | 4780 | 894 | 178 | 525 |

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 4.15

Masa oraz gatunki ryb złowionych w latach 2018–2022 przez kutry rybackie

| Śledź [kg] | Szprot [kg] | Dorsz [kg] | Stornia [kg] |
|------------|-------------|------------|--------------|
| 850 427 | 1 440 958 | 22 861 | 400 |

Źródło: opracowanie własne.

W latach 2018–2022 prowadzono połowy z użyciem sond Midas na łodziach rybackich (JAS-10, SZT-1, WŁA-16, WŁA-53) oraz kutrach rybackich (JAS-74, WŁA-22, WŁA-65, WŁA-196, WŁA-207, WSG-22, ZAG-17). W okresie tym wykonano 280 wydań narzędzi stawnych przez łodzie rybackie oraz 307 zaciągów narzędzi ciągnionych przez kutry rybackie. Łącznie zrealizowano 587 zdarzeń rybackich, podczas których złowiono 4780 kg stornia przy użyciu narzędzi stawnych, a podczas badawczych połowów kutrowych złowiono 1 440 958 kg szprot, 850 427 kg śledzia oraz 22 861 kg dorsza (w okresie, kiedy można go było łowić).

PODSUMOWANIE

- Połowy kutrami rybackimi w Zatoce Gdańskiej opierają się na połowach ryb pelagicznych (szprot, śledź). Dominującą formą połowu są tzw. połowy paszowe, co znaczy, że ryba poławiana jest na mączkę. Jest to spowodowane względami ekonomicznymi (nie trzeba „szukać” ryby i wykonywać dalekich rejsów), wymaga też od załogi mniej pracy (rybę pompuje się specjalną pompą, nie trzeba układać jej do skrzynek), a więc jest wygodniejsze. W połowach za pomocą sieci stawnych dominującym gatunkiem jest stornia.
- Obszarami, na których najczęściej wykonywano zaciągi przy wykorzystaniu włoków pelagicznych, były kwadraty rybackie o oznaczeniach BS6, BS5, BT6, BT5, BT4. Łodzie rybackie najczęściej wystawiały narzędzia połowu w kwadratach BS5 i BR6.

- Poza czynnikami warunkującymi występowanie poszczególnych gatunków na danym obszarze na wynik połowowy wpływ mają również jakość i „kondycja” narzędzi rybackich oraz urządzeń ułatwiających połów, a w przypadku kutrów także umiejętności samego szypa.

LITERATURA

1. <http://www.compas24.pl>.
2. <http://www.salinometry.com>.
3. <http://www.seafish.org/responsible-sourcing/fishing-gear-database/gear/pelagic-pair-trawl>.
4. https://www.wwf.pl/sites/default/files/2017-07/Klasyfikacja%20narz%C4%99dzi%20po%C5%82owowych%20oraz%20techniki%20po%C5%82owowe_0.pdf.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Piotr Pieckiel  0000-0001-5021-0872

Tomasz Kuczyński  0000-0001-6242-2549

INSTYTUT MORSKI UNIWERSYTETU MORSKIEGO W GDYNI

adres e-mail do korespondencji: piotr.pieckiel@im.umg.edu.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-05

5. ANALIZA ISTNIEJĄCYCH I NOWYCH DANYCH ŚRODOWISKOWYCH POCHODZĄCYCH Z WYPRAW RYBACKICH W CELU OKREŚLENIA PREFERENCJI RYB POŁAWIANYCH PRZEMYSŁOWO W ZATOCE GDAŃSKIEJ

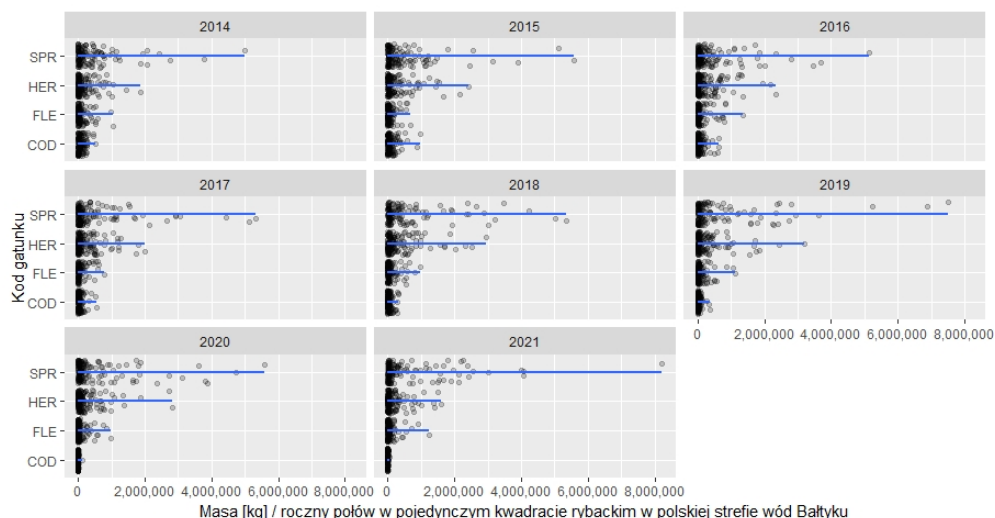
WPROWADZENIE

Jako gatunki modelowe zostały wybrane ryby najintensywniej eksploatowane przez polskie rybołówstwo w latach 2014–2021. Są to, w kolejności od najwyższego do najniższego tonażu wylądunku, według danych z Centrum Monitoringu Rybołówstwa w Gdyni:

- szprot (*Sprattus sprattus*);
- śledź (*Clupea harengus*);
- stornia (*Platichthys flesus*);
- dorsz (*Gadus morhua*) (rys. 5.1).

W analizowanym obszarze najintensywniej eksploatowanymi kwadratami rybackimi w ostatnich kilku latach były S5, S6 i S7, w których poławia się najwięcej szprota (*S. sprattus*) (5,5–8,2 tys. ton rocznie).

Zasolenie, temperatura oraz zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie są bardzo ważnymi czynnikami warunkującymi rozmieszczenie zasobów ryb w toni wodnej. W badanym obszarze parametry te okazały się szczególnie istotne dla modelowych ryb pelagicznych: śledzia i szprota (Akimova i in., 2016; Saraux i in., 2014), mniej wrażliwe na te czynniki są kolejne modelowane gatunki, jak dorsz (Gollock i in., 2006; Tirsgaard i in., 2015), a w szczególności przedstawiciel ryb płaskich – stornia (Cabral i in., 2021; Duthie i Houlihan, 1982; Fonds i in., 1992; Hutchinson i Hawkins, 2004; Martinho i in., 2009).



Rys. 5.1. Masa połowów dla najintensywniej eksploatowanych gatunków ryb w polskiej strefie wód Bałtyku w latach 2014–2021, na podstawie danych z Centrum Monitoringu Rybołówstwa w Gdyni bazujących na wszystkich złożonych deklaracjach rybaków.

Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*),
HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

Morze Bałtyckie jest nietypowym akwenem morskim, cechującym się najmniejszym zasoleniem w skali światowej, relatywnie niewielkimi głębokościami i wysoką dynamiką wód (ICES, 2018; Meier i in., 2022), co sprawia, że wyniki przeprowadzonych analiz stanowią materiał unikatowy w porównaniu z pozostałymi akwenami na świecie. Występujące tu typowo morskie gatunki ryb, pochodzące z obszaru atlantyckiego, do których zaliczają się wszystkie gatunki objęte badaniami, są zmuszone szukać w toni wodnej optymalnych warunków środowiskowych, często warunkujących ich przeżycie, zwłaszcza w okresie rozmnażania i rozwoju narybku (Parmanne i in., 1994). Tarliska każdego z badanych gatunków mają zupełnie inną charakterystykę – w przypadku śledzia są to dość dobrze rozpoznane obszary przybrzeżne z odpowiednim substratem występującym na dnie, znajdujące się w wielu lokalizacjach strefy przybrzeżnej Bałtyku do głębokości 10 m (Rajasilta i in., 2006), natomiast szprot rozmnaża się w toni wodnej w wodach otwartych z koncentracją stadium wieku 0+ w południowo-zachodnich wodach Bałtyku (Hinrichsen i in., 2005). W przypadku szprota, żyjącego na każdym etapie życia w pelagialu, w trakcie wykluwania ikry i we wczesnych stadiach rozwoju narybku parametry takie jak temperatura, zasolenie i zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie stanowią limitujące granice dla rozwoju (Karaseva i Ivanovich, 2010; Petereit i in., 2008, 2009). Dorsz rozradza się w Bałtyku na granicy swojej tolerancji,

gdzie szuka wody „dorszowej”, dostatecznie natlenionej i o najwyższym możliwym zasoleniu, jednakże znajduje te miejsca na dużych głębokościach, gdzie często występują niedobory tlenu (Hinrichsen i in., 2011). Przedstawiciel ryb płaskich – stornia – wykazuje większą tolerancję w stosunku do warunków środowiska dla rozrodu (Hutchinson i Hawkins, 2004). Jednak parametry środowiska – bardzo ważne dla wszystkich badanych gatunków ryb w fazie rozmnażania i rozwoju – nie były przedmiotem badań. Głównym celem projektu była bowiem parametryzacja badanych czynników dla koncentracji ławic ryb w formie dorosłej, będącej w rozmiarze dozwolonym do połowu komercyjnego.

Badane parametry basenu Morza Bałtyckiego ulegają obecnie zmianom związanym z ociepleniem klimatu – dotyczy to głównie temperatury (Meier i in., 2022). Wiele prac skupia się również na modelowaniu wpływu tych zmian w basenie Morza Bałtyckiego na główne zasoby ryb, takich jak śledź i szprot (Bauer i in., 2019; Harvey i in., 2003; Maravelias i in., 2000; Tamm i in., 2018; Voss i in., 2011). Wartości badanych parametrów w basenie Morza Bałtyckiego do tej pory nie zostały precyzyjnie określone, co uniemożliwia analizy porównawcze. Obecnie w wielu przypadkach wiedza tego rodzaju bazuje na modelach matematycznych opierających się głównie na temperaturze i korelacji temperatury w kolumnie wody z temperaturą powietrza, jak w przypadku badań Freitas i in. (2021), co sprawia, że wykorzystywane dane mają charakter innowacyjny.

5.1. CHARAKTERYSTYKA GATUNKÓW RYB MODELOWYCH

5.1.1. Dorsz (*Gadus morhua*)

Jest to drapieżna ryba morska, występująca w północnej części Oceanu Atlantyckiego i w morzach północnej Europy. Jest największym przedstawicielem rodziny dorszowatych – w Bałtyku odnotowywano osobniki o długości do 130 cm i masie 20 kg, dożywające do wieku ponad 20 lat, jednak aktualne dane wskazują na zmniejszenie się rozmiarów i skrócenie wieku życia dorsza. Ciało dorsza jest wrzecionowate, owalne w przekroju, głowa jest duża o zastrzonym pysku i przesłonej, uzębionej paszczy. Dorsz uważany jest za rybę euryhaliczną, jednak za granicę zasięgu tego gatunku na znanym obszarze jego występowania w Morzu Bałtyckim uznaje się zasolenie równe 7. Jest to gatunek typowo drapieżny i zazwyczaj trzyma się w mniejszych lub większych ławicach.

Preferencje siedliskowe

Żerowiska

Dorsz żeruje głównie w strefie demersalnej, a czynnikiem warunkującym jego obecność w danej warstwie wody jest zawartość tlenu. Wartością graniczną dla dorsza jest zawartość tlenu na poziomie $3,4 \text{ mg/dm}^3$ (40–50% natlenienia w temperaturze $5\text{--}10^\circ\text{C}$), ale okresowo w celu zdobycia pokarmu może on przebywać w warstwach o niższej zawartości tlenu. Dlatego w obszarach głębokowodnych żeruje pelagicznie, jednak nie schodząc poniżej warstw wody zawierających tlen w ilości mniejszej niż $2,5 \text{ mg/dm}^3$. Zakres temperatur, w jakich obserwuje się występowanie dorsza, to $0\text{--}15^\circ\text{C}$, przy czym preferowany zakres to $6\text{--}8^\circ\text{C}$.

Tarliska

Okres tarła dorsza w Bałtyku jest rozłożony w czasie i trwa od marca do października, ze szczytem w okresie letnim. Ikra dorsza jest pelagiczna i do prawidłowej inkubacji wymaga natlenienia wody powyżej 2 mg/dm^3 oraz zasolenia powyżej 11, zapobiegającego opadaniu rozwijających się jaj w wody, w których w Bałtyku często występuje niedotlenienie. Temperaturą optymalną do rozwoju ikry jest przedział $2\text{--}6^\circ\text{C}$. W Bałtyku takie warunki występują tylko w obszarze głębi poniżej halokliny, a przestrzenny zakres ich występowania jest zależny od intensywności wlewów słonej wody z Morza Północnego. Woda o parametrach zasolenia, natlenienia i temperatury mieszczących się w granicach sprzyjających prawidłowej inkubacji ikry dorsza jest nazywana „wodą dorszową”. Jej zasięg przestrzenny oraz miąższość są różne w poszczególnych latach, w zależności od sytuacji hydrologicznej. Ze względu na spadek intensywności wlewów do Bałtyku słonych wód pochodzenia atlantyckiego historyczne tarliska dorsza na Głębiach Gotlandzkiej i Gdańskiej utraciły na znaczeniu, a istotne dla zachowania zasobów dorszy tarliska obecnie znajdują się praktycznie wyłącznie w rejonie Głębi Bornholmskiej.

Preferencje pokarmowe

Dorośle osobniki dorsza w południowej części Bałtyku żywią się głównie rybami z rodziny śledziowatych, ale też rybami babkowatymi, dobijakowatymi, a także skorupiakami, takimi jak podwój i garnela. Przy czym preferencje pokarmowe dorsza zmieniają się wraz z wielkością osobniczą dorszy. W pokarmie małych, 30–40-centymetrowych dorszy dominują szprot i ryby babkowate, natomiast w pokarmie osobników większych najczęstszy jest śledź. Widoczne są również różnice sezonowe, wynikające z dostępności określonego rodzaju pokarmu. W okresach zimowych znaczącym składnikiem pokarmu są obok ryb także garnele.

Wędrówki sezonowe

Podstawowy wzorzec migracji obejmuje cykliczne przemieszczanie się dorosłych dorszy do głębokich basenów w celu tarła, które jest rozciągnięte w czasie od wiosny do lata. Po odbyciu tarła ryby migrują na żerowiska również w płytsze wody, jednak nie stwierdzono, żeby bałtyckie stada dorszy odbywały w okresie letnio-jesiennym dalsze migracje za podążającymi w tym czasie na północ ławicami szprotów.

5.1.2. Stornia (*Platichthys flesus*)

Dorośle osobniki stornia, jak wszystkie gatunki płastug, żyją przy dnie. Stornia występuje wzdłuż północno-wschodniego wybrzeża Atlantyku, od Morza Śródziemnego poprzez Morze Czarne do Morza Białego. Jej ciało jest mocno bocznie spłaszczone, ma owalny kształt, głowa jest mała, paszcza niewielka. Stornia może żyć do 15 lat i osiągnąć w Bałtyku maksymalną wielkość do 60 cm. Gatunek ten wykazuje wysoki zakres tolerancji na niskie zasolenie, zamieszkuje głównie wody przybrzeżne i słonawe, ale często spotykany jest też w ujściach i dolnych odcinkach rzek. Stornie mogą długo przebywać w siedliskach słodkowodnych, chociaż nie mogą się tam rozradzać. Preferują piaszczyste i muliste podłoże o głębokości do 100 m, ale najczęściej przebywają na głębokościach płytszych niż 50 m.

Preferencje siedliskowe

Żerowiska

Żerowiska dorosłych stornia to przede wszystkim piaszczyste dno w strefie przybrzeżnej, gdzie przebywają latem i jesienią na głębokościach do 20 m. Optymalna temperatura wody to 11–19°C, jednak gatunek ten toleruje dużo szerszy zakres – 5–25°C. Stornie tolerują niedobory tlenu i znoszą 20–40% zawartości tlenu w wodzie, a poziom letalny jest poniżej 10% natlenienia.

Tarliska

W obszarze południowo-wschodniego Bałtyku stornie odbywają tarło w okresie wczesnowiosennym, od marca do maja. Pelagiczna ikra jest składana na głębokościach 70–130 m, gdzie występuje zasolenie 10,6–12,0, które umożliwia utrzymanie zapłodnionych jaj w toni. Do prawidłowego rozwoju ikry potrzebna jest zawartość tlenu powyżej 1–2 mg/dm³.

Preferencje pokarmowe

Stornie żywią się w Bałtyku głównie małżami, takimi jak: *M. baltica* (preferowany) i *M. trossulus edulis*, w mniejszym stopniu pobierają również pokarm w postaci pozostałych bezkręgowców bentosowych oraz okazjonalnie żywią się małymi rybami.

Wędrówki sezonowe

Dorosłe stornie, po odbyciu tarła w głębokowodnych rejonach Bałtyku, migrują późną wiosną w rejony przybrzeżne, gdzie intensywnie żerują przez całe lato i wczesną jesień. Wraz z ochładzaniem się wody wędrują w głębsze partie wód, by w końcu zimy odbyć tarło w głębinie.

5.1.3. Śledź (*Clupea harengus*)

Śledź jest niewielką rybą pelagiczną osiągającą długość osobniczą 20–24 cm, żyjącą w ławicach. Ciało śledzia jest wydłużone, owalne w przekroju, dolna szczeka pyska jest wyraźnie wysunięta do przodu. Gatunek ten jest szeroko rozpowszechniony w rejonie Północnego Atlantyku. Ryba ta żyje do 20 lat, a dojrzałość płciową osiąga w 2.–3. roku życia. Śledź toleruje szeroki zakres zasolenia, nawet w dolnym zakresie do 3, i w Bałtyku występuje głównie na otwartej części morza, aż po Zatokę Fińską. W Morzu Bałtyckim rozróżnia się dwie populacje śledzia o odmiennych okresach rozrodu. Jedna odbywa tarło wiosną, druga – jesienią, przy czym na obszarze Bałtyku południowo-wschodniego występuje praktycznie wyłącznie populacja tarła wiosennego, w której wyróżnić można trzy grupy ryb, cechujące się zróżnicowanymi preferencjami odbywania tarła: przy brzegu, w zatokach oraz w otwartych wodach.

Preferencje siedliskowe

Żerowiska

Śledzie poza okresem tarła żerują zazwyczaj w otwartych wodach o temperaturze 1–18°C, często w warstwach przydennych, gdzie znajdują odpowiedni pokarm. Ryba ta może tolerować niskie natlenienie, nawet do 22%. Obecność pojedynczych śledzi stwierdza się w okresie letnim również w płytkowodnych rejonach Zatoki Puckiej, co sugeruje, że temperatura wody nie jest dla tego gatunku czynnikiem decydującym o wyborze żerowisk. Jednak w okresie letnim śledzie żerują najczęściej w warstwach wody o zakresie temperatur 3–15°C.

Tarliska

Śledź wiosenny rozpoczyna rozród najczęściej w marcu, przy temperaturze wody powyżej 6°C. Tarło odbywa się w strefie przybrzeżnej na głębokościach 2–10 m. Ikra jest składana na substracie twardym lub porośniętym roślinnością. Najważniejsze tarlisko śledzia wiosennego w rejonie Zatoki Gdańskiej to Zalew Wiślany. Mniejsze znane tarliska znajdują się także w rejonie ujścia Wisły Śmiałej, Portu Północnego i Orłowa.

Preferencje pokarmowe

Dorosłe śledzie preferują w zakresie zooplanktonu większy pokarm, jak widłonogi *Pseudocalanus sp.*, lasonogi *Mysidacea* oraz obunogi *Hyperia galba*, jak również inne organizmy nektobentosowe. Przy braku dostępu do większego pokarmu żerują też na mniejszym zooplanktonie, jak *Acartia spp.* i *Temora spp.*

Wędrówki sezonowe

Ogólny wzór migracji śledzia „wiosennego” obejmuje wędrówkę na tarło w rejon przybrzeżny wiosną, a następnie migrację starszych śledzi na żerowiska. Główne żerowiska w południowej części centralnego Bałtyku to Głębia Bornholmska i Głębia Gdańska, dokąd śledź przybywa w lipcu i gdzie przebywa do grudnia. Z końcem zimy śledzie znowu kierują się w stronę rejonów przybrzeżnych.

Wędrówki dobowe

W ciągu dnia śledzie mają tendencję do przebywania w zależności od głębokości akwenu w warstwach pośrednich (haloklina do zawartości tlenu >1,3 mg/dm³) lub w wodach płytszych przydennych, podczas gdy w nocy agregują się w wyższych warstwach toni wodnej.

5.1.4. Szprot (*Sprattus sprattus*)

Szprot jest niewielką rybą pelagiczną z rodziny śledziowatych, osiągającą 16–18 cm długości, żyjącą w ławicach. Ciało ma wydłużone, o owalnym przekroju, z wyraźnie zarysowanym kilem w części brzusznej. Gatunek ten jest szeroko rozpowszechniony w północnwschodnim Atlantyku, Morzu Śródziemnym i Bałtyku, który stanowi dla niego północną granicę zasięgu występowania. Jest to ryba krótko żyjąca, rzadko dożywa 5 lub więcej lat, a dojrzałość płciową osiąga już w drugim roku życia. Szprot toleruje szeroki zakres zasolenia, nawet do 4, i w Bałtyku występuje głównie na otwartej części morza aż po środkową część Zatoki Fińskiej. Jest to gatunek o ekologicznie kluczowym znaczeniu w bałtyckim

ekosystemie pelagicznym, stanowiący główny składnik diety dla ryb i ssaków drapieżnych. Jako najliczniej występujący organizm planktonożerny szprot może wpływać na rekrutację dorsza poprzez wyzerowywanie jego pelagicznej ikry.

Preferencje siedliskowe

Żerowiska

Szprot preferuje siedliska pelagiczne o zasoleniu wyższym niż 4, z cieplejszymi wodami o temperaturze powyżej 5,1°C i o zawartości rozpuszczonego tlenu wyższej niż 1,3 mg/dm³. Zaobserwowano, że przy dostępności w okresie letnim pokarmu w postaci widłonogów *Acartia spp.* i *Temora spp.* ławice szprotów przemieszczają się w wyższe, cieplejsze warstwy wody.

Tarliska

Głównymi tarliskami szpota są obszary głębokowodne w obrębie Głębi Bornholmskiej, Gdańskiej i Gotlandzkiej na głębokościach powyżej 60 m. Okres rozrodu szpota w Morzu Bałtyckim zwykle trwa od marca do sierpnia, tarło jest parcjalne, a jego nasilenie jest zależne od minimalnej temperatury i dostępności wysokokalorycznego pokarmu w tym czasie i największe przypada najczęściej na okres od maja do czerwca. Ikra szpota jest pelagiczna, jednak cechuje się większą pływalnością niż ikra dorsza, dlatego nie wymaga tak wysokiego zasolenia i występuje również powyżej halokliny.

Preferencje pokarmowe

Gatunek ten żywi się zooplanktonem, w tym w Bałtyku głównie widłonogami, takimi jak: *Pseudocalanus sp.*, *Acartia spp.* i *Temora longicornis*.

Wędrowki sezonowe

Latem i jesienią główne koncentracje szprotów są obserwowane w północnych rejonach Bałtyku Właściwego i w Zatoce Ryskiej. Wraz z ochłodzeniem wody ławice szprotów wczesną zimą migrują w głębsze baseny Morza Bałtyckiego (Basen Bornholmski, Głębia Gdańska i Basen Gotlandzki). Na tych obszarach koncentracje szpota znajdują się poniżej halokliny. Wczesnym latem, po tarle szproty przenoszą się do płytszych warstw wody i migrują do obszarów położonych bliżej wybrzeża. Przejście między tymi rejonami ma miejsce najczęściej w czerwcu (od obszarów otwartego morza w kierunku obszarów przybrzeżnych) i grudniu (od płytkich wód w kierunku głębszych obszarów).

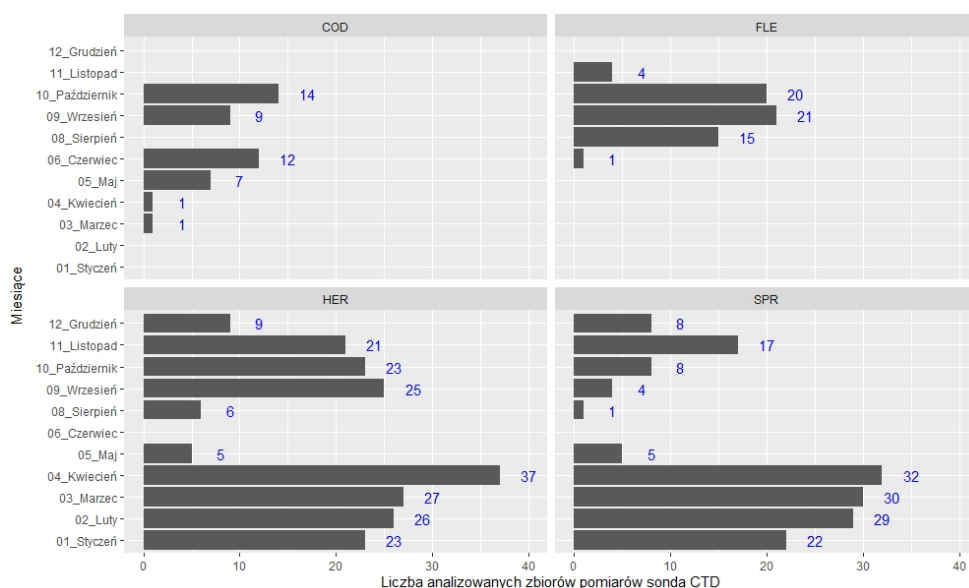
Wędrówki dobowe

W ciągu dnia szprot ma tendencję do przebywania w warstwach pośrednich i dolnych, podczas gdy w nocy agreguje się w warstwach powierzchniowych, gdzie ma ograniczony kontakt z dorszem.

5.2. CHARAKTERYSTYKA POZYSKANYCH DANYCH POCHODZĄCYCH Z POŁÓWÓW RYBACKICH ORAZ METODA ANALIZ

Do analiz wykorzystano łącznie 2 857 288 rekordów z sondy CTD, pochodzących z zestawów danych pozyskanych z pojedynczego wydania sondy, dla odpowiednich gatunków ryb w liczbie:

- 44 dla dorsza;
- 61 dla stornia;
- 202 dla śledzia;
- 156 dla szprot (rys. 5.2).



Rys. 5.2. Zestawienie analizowanych zestawów danych z sondy CTD, pochodzących z wypraw rybackich z lat 2018–2021. Zestawy danych zagregowano do poszczególnych miesięcy. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

Połowy rybackie z sondą CTD prowadzono w każdym miesiącu z wyłączeniem lipca, w zróżnicowanych okresach roku dla wybranych gatunków ryb (rys. 5.2). Największą częstotliwością dla miesięcy charakteryzowały się zestawienia danych dla ryb pelagicznych: śledzia (*C. harengus*) i szprota (*S. sprattus*), których połowy prowadzono we wszystkich miesiącach z wyłączeniem czerwca i lipca. Dla pozostałych gatunków częstotliwość była mniejsza, przy czym dla dorsza (*G. morhua*) było to 6 miesięcy, a dla storni (*P. flesus*) 5 miesięcy.

Parametry wody mierzono z użyciem sondy Midas CTD+ Valeport umieszczonej na włoku połowowym. Analizowane dane opierają się na czterech parametrach mierzonych przez sondę:

- ciśnieniu;
- przewodności;
- temperaturze;
- tlenie rozpuszczonym w wodzie (tabela 5.1).

Zasolenie zostało przeliczone przez oprogramowanie sondy Valeport Software Ltd. o rozdzielczości 0,01 z dokładnością na poziomie $\pm 0,02$.

Tabela 5.1

Specyfikacja czujników multiparametrycznej sondy Midas CTD+ Valeport, użytej do zbioru danych w trakcie połowów rybackich

| Czujnik | Typ | Zasięg | Dokładność | Rozdzielczość |
|--------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------------------|--------------------------|
| [A] Przewodnictwo | Inductive Cell | 0–80 mS/cm | $\pm 0,01$ mS/cm | 0,002 mS/cm |
| [B] Temperatura | PRT | od -5 do $+35^{\circ}\text{C}$ | $\pm 0,005^{\circ}\text{C}$ | 0,002 $^{\circ}\text{C}$ |
| [C] Ciśnienie | Piezo-Resistive | do 600 Bar | $\pm 0,01\%$ | 0,001% |
| [D] Tlen rozpuszczony w wodzie | Clark Cell | 0–16 ml/l | $\pm 0,07$ ml/l | 0,017 ml/l |

Dane z sondy CTD, uzyskane od rybaków komercyjnych i przekazane do analiz, podano obróbcie w celu usunięcia danych niekwalifikowalnych do analiz, takich jak:

- pomiary na świeżym powietrzu na pokładzie po włączeniu sondy;
- pomiary w trakcie wydawania narzędzia;
- pomiary w trakcie zbioru narzędzia;
- dane nieprawidłowo zapisane (różne błędy pomiarowe czujników i/lub oprogramowania);
- dane prawidłowo zapisane, lecz wybiegające poza zakres spodziewanych wartości dla poszczególnych badanych parametrów – w wielu przypadkach zaobserwowano błędne działanie wrażliwego na mechaniczne uszkodzenia sensora tlenowego Clark Cell ze wskazaniem np. 0% dla głębokości 0,5 m, 315% dla głębokości 40 m.

W pierwszej kolejności przeprowadzono analizy danych za pomocą metody pudełkowej „ramka-wąsy” (ang. *boxplots*) (Schwertman i in., 2004) dla wszystkich badanych parametrów, dokonując zróżnicowanej filtracji. Głębokość została odfiltrowana od 1 m, tak aby móc zaobserwować cały przebieg profilu sondy. Temperatura, zasolenie oraz zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie zostały poddane analizie po filtracji danych poniżej 15 m głębokości. Pomiary sondy poniżej tej głębokości w zakresie każdej analizowanej serii danych znajdowały się w przedziale <75% rekordów. Działanie to umożliwiło zwiększenie precyzji danych dla analizy porównawczej w każdym miesiącu dla całego zbioru. Dane dla tlenu rozpuszczonego w wodzie zostały poddane transformacji, w ramach której wydzielono, usunięto i zastąpiono błędne pomiary za pomocą ekstrapolacji wartości w przewidzianym zakresie z najbliższych poprawnych profili.

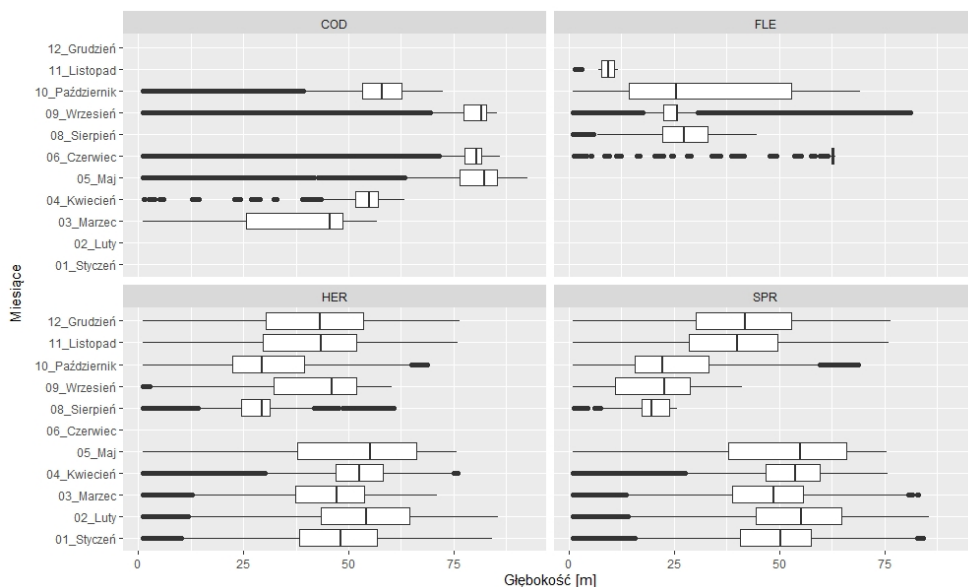
Kolejnym krokiem była analiza korelacji wartości badanych parametrów dla efektów (wielkości) połowu poszczególnych gatunków ryb. W tym celu w odniesieniu do każdego badanego parametru wyliczono medianę dla każdej serii połowu, wartość najczęściej pojawiającą się w zbiorze danych po filtracji każdej serii, która reprezentowała warunki, jakie panowały w miejscu koncentracji ryb. Analiza ta została przeprowadzana dla korelacji r Pearsona i analizie wariancji ANOVA.

Na zbiorze wszystkich danych wykonano analizę głównych składowych na podstawie testu PCA (ang. *principal component analysis*), który umożliwił wytypowanie najistotniejszych parametrów determinujących wykonywane połowy komercyjne. Do testu przygotowano zestawienie median dla każdego połowu rybackiego na danych wyfiltrowanych ze zbioru na podstawie głębokości połowu, która znajdowała się w obszarze badań poniżej 15 m. Dane poddano transformacji metodą Hellinger z pakietu Vegan w. 2.6-2.

Analizy wykonywano w programie R w. 4.1.2 (2021-11-01) – „Bird Hippie” Copyright © 2021 The R Foundation for Statistical Computing. Dodatkowo do filtracji i porządkowania danych użyto pakietów: ‘dplyr’ w. 1.0.7, ‘tidyverse’ w. 1.3.1, ‘tidyr’ w. 1.1.4, ‘purrr’ w. 0.3.4, ‘car’ w. a 3.0-12, do analiz graficznych wykorzystano pakiet ‘ggplot2’ w. 3.3.5 oraz oprogramowanie właściwe w R, a także pakiet Vegan wersja 2.6-2 do wykonania testu PCA.

5.3. ANALIZA DANYCH ŚRODOWISKOWYCH

Dane dotyczące głębokości połowów charakteryzowały się rozmieszczeniem zawsze poniżej 15 m, bez względu na badany gatunek. W połowach pominięto zatem strefę przybrzeżną. Głębokości połowu były zmienne w poszczególnych sezonach, a w przypadku ryb pelagicznych dużą zmienność obserwowano również w ciągu poszczególnych miesięcy (rys. 5.3).



Rys. 5.3. Rozkład zmienności głębokości w połowach rybackich dla poszczególnych gatunków ryb; zagregowane dla miesięcy. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*).
Boxplot: maks. = wartości skrajne maksymalne, Q3 = 75% wartości, Me = mediana, Q1 = 25% wartości, min. = wartości skrajne minimalne

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

Połowy dorsza odbywały się najgłębiej spośród wszystkich badanych gatunków; maksymalna głębokość wynosiła 92,5 m. Najczęściej połowy odbywały się poniżej 64,2 m, połowy narzędziami pasywnymi odbyły się na głębokości 25–50 m, natomiast wszystkie połowy narzędziami aktywnymi były prowadzone poniżej 50 m.

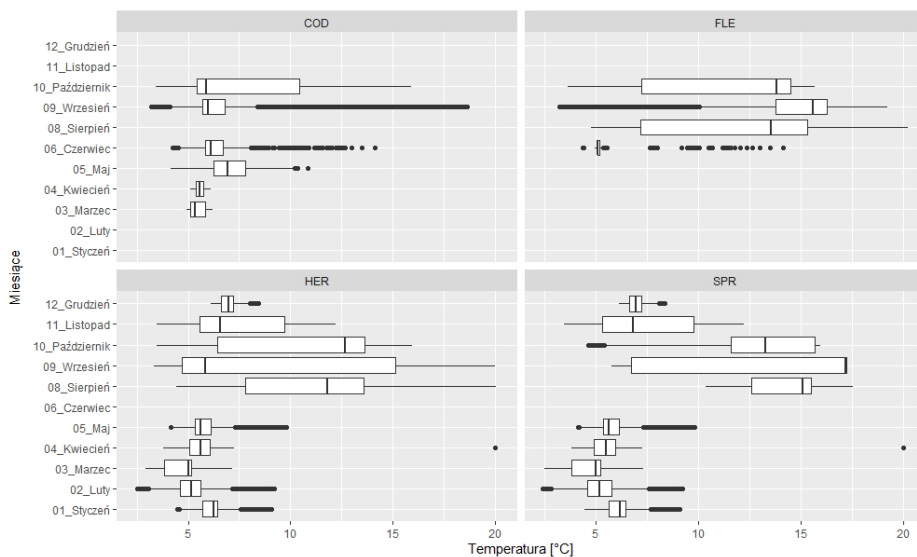
Stornia jest gatunkiem charakteryzującym się najmniejszymi głębokościami połowu za sprawą stosowania w większości przypadków narzędzi pasywnych. Najczęściej połowy odbywały się na głębokościach 20–25 m. Raz łowiono stornię również przy użyciu narzędzi aktywnych na głębokości 81,3 m.

Śledzia łowiono najczęściej na głębokości 46,4 m. Maksymalna głębokość połowu wyniosła nawet 85,67 m w sezonie zimowym. Jesienią średnie głębokości połowów spadały do 33 m. W przypadku tego gatunku nie wykonywano połowów na głębokościach poniżej 20 m.

Szprota łowiono najczęściej na głębokości 50,6 m. Maksymalna głębokość połowu wyniosła nawet 85,67 m w sezonie zimowym. Jesienią średnie głębokości połowów spadały do 39 m. W przypadku tego gatunku nie wykonywano połowów

na głębokościach poniżej 20 m. Połowy tego gatunku odbywały się często w połowach łączonych ze śledziem.

Temperatura połowów dla większości gatunków charakteryzowała się niskimi wartościami, poniżej 10°C (rys. 5.4). W sezonie jesiennym w większości prowadzonych pomiarów obserwowano wzrost temperatury w szerszym zakresie głębokości.



Rys. 5.4. Rozkład zmienności temperatury w połowach rybackich dla poszczególnych gatunków ryb; zagregowane dla miesięcy. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*).
Boxplot: maks. = wartości skrajne maksymalne, Q3 = 75% wartości, Me = mediana, Q1 = 25% wartości, min. = wartości skrajne minimalne

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

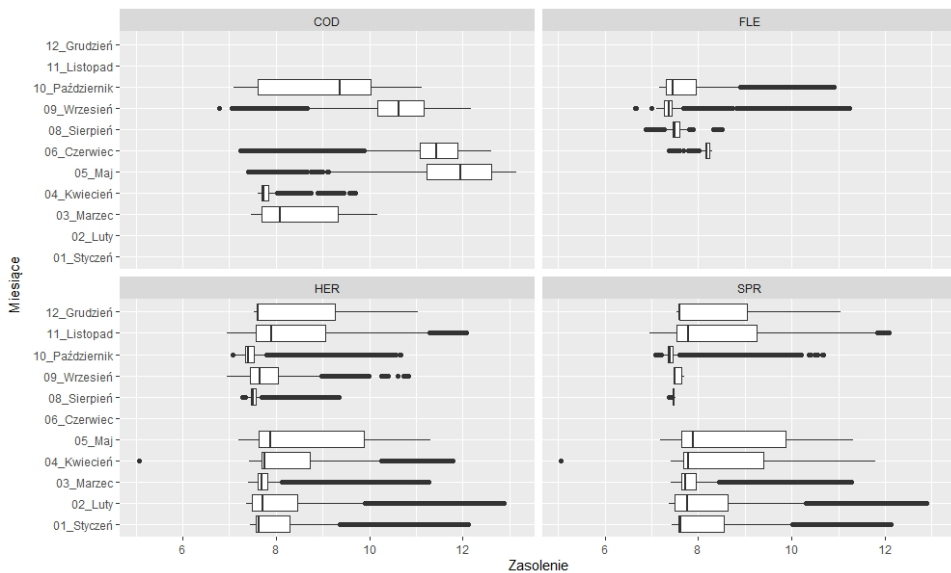
W przypadku dorsza temperatura wody podczas połowu najczęściej oscylowała wokół wartości 5,9°C. Skrajne minimalne wartości na najwyższych głębokościach osiągały 3,2°C. W październiku podczas połowu tego gatunku odnotowano wyższe temperatury, sięgające 10,1°C.

Stornię poławiano głównie w sezonach letnim i jesiennym na niskich głębokościach, stąd temperatura podczas połowu była dla tego gatunku najwyższa i najczęściej wynosiła 14,9°C. Niektóre połowy prowadzono na wysokich głębokościach, gdzie temperatura wyniosła 3,2°C.

Śledzia łowiono najczęściej w ciągu całego roku w temperaturze 5,9°C. Minimalna temperatura połowu wynosiła w lutym 2,5°C. Temperatura połowu w ciągu całego roku nie przekraczała w 75% przypadków 9,6°C. W sezonie jesiennym wystąpiła największa amplituda dla tego parametru.

Szprotę łowiono najczęściej w ciągu całego roku w temperaturze 5,5°C. Minimalna temperatura połowu wynosiła w lutym 2,4°C. Temperatura połowu w ciągu całego roku nie przekraczała w 75% przypadków 6,4°C. W sezonie jesiennym wystąpiła największa amplituda dla tego parametru. Połowy tego gatunku odbywały się często w łączonych połowach ze śledziem, występuje jednak pewna zmienność w kierunku preferencji tego gatunku do niższych temperatur.

Zasolenie charakteryzowało się najmniejszymi różnicami pomiędzy badanymi parametrami, gatunkami i sezonami, jednak za sprawą prowadzenia niektórych połowów na głębokościach poniżej 80 m wystąpiło różnicowanie pomiędzy maksymalnymi wartościami tego parametru oraz nastąpił ich nagły wzrost (rys. 5.5).



Rys. 5.5. Rozkład zmienności zasolenia w połowach rybackich dla poszczególnych gatunków ryb; zagregowane dla miesięcy. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*). *Boxplot*: maks. = wartości skrajne maksymalne, Q3 = 75% wartości, Me = mediana, Q1 = 25% wartości, min. = wartości skrajne minimalne

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

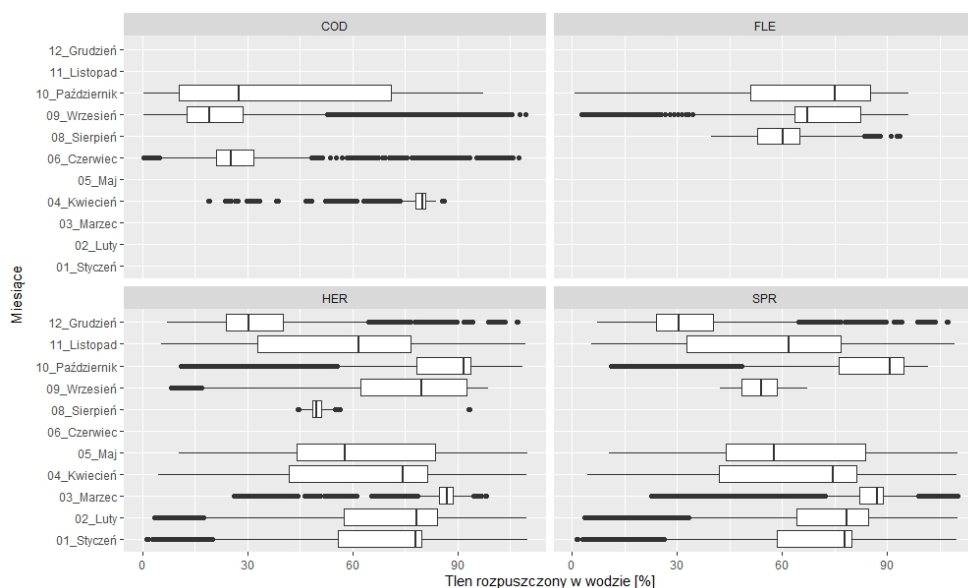
W przypadku dorsza wartości zasolenia, jakie wystąpiły podczas połowu, są najwyższe spośród modelowych gatunków ryb i oscyływały w granicach 6,8–13,4. Najczęściej pomiary prowadzone były dla wartości 10,1. Wysokie wartości zasolenia wystąpiły głównie za sprawą prowadzenia połowów tego gatunku na największych głębokościach.

Stornię poławiano głównie w zasoleniu 7,4 na podstawie wszystkich zebranych danych. Raz połów odbył się również w wyższym zasoleniu przekraczającym 11. Połowy odbywały się głównie przy użyciu narzędzi pasywnych, wystawianych na najmniejszych głębokościach w całym zestawieniu danych, gdzie nie odnotowano wzrostu wartości tego parametru.

Śledzia łowiono najczęściej w zasoleniu 7,6. Minimalne zasolenie wynosiło 5,0, a maksymalne w ciągu wszystkich miesięcy 12,8. Regularnie prowadzono połowy w granicach o niewielkim zróżnicowaniu tego parametru – 7,4–7,9.

Szprotka łowiono najczęściej w zasoleniu 7,7. Minimalne zasolenie wynosiło 5,0, a maksymalne w ciągu wszystkich miesięcy 12,8, jak w przypadku śledzia. Jednak zakres dla tego parametru zawiera się dla tego gatunku w wyższych granicach wartości – 7,5–8,6.

Rozkład zmienności tlenu rozpuszczonego w wodzie należy do najbardziej zmiennych analizowanych parametrów. Różnice pomiędzy gatunkami wynikają również z liczby analizowanych rekordów z poprawnymi wartościami dla tego parametru, stąd również dla storni i dorsza dane charakteryzują się największymi różnicami (rys. 5.6).



Rys. 5.6. Rozkład zmienności tlenu rozpuszczonego w wodzie w połowach rybackich dla poszczególnych gatunków ryb; zagregowane dla miesiące. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*). Boxplot: maks. = wartości skrajne maksymalne, Q3 = 75% wartości, Me = mediana, Q1 = 25% wartości, min. = wartości skrajne minimalne

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

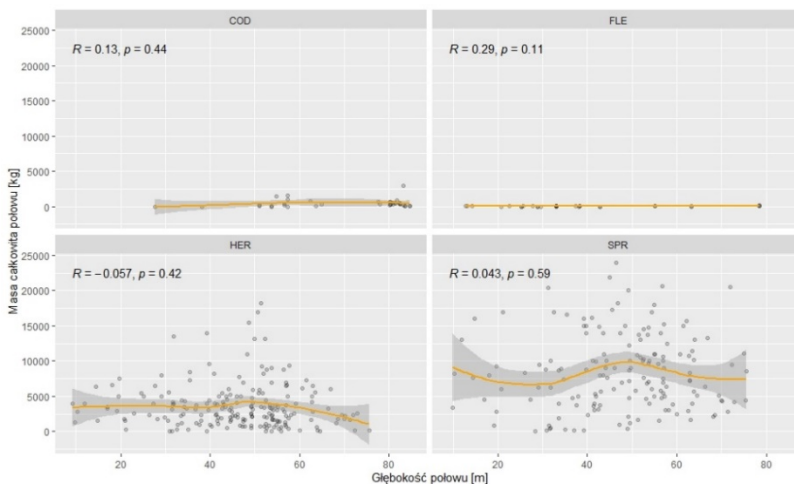
Połowy dorsza odbywały się na największych głębokościach, dlatego też wartości tlenu rozpuszczonego w wodzie były w tym przypadku najmniejsze i zawierały się w granicach ekstremalnie niskich – 0,3–12,2% dla 25% analizowanych tu połowów. Większość połowów prowadzona była dla wartości nasycenia wody tlenem 23%.

Stornię łowiono na małych głębokościach, najczęściej wartości nasycenia wody tlenem znajdowały się w okolicach 68,4%.

Śledzia łowiono przy najwyższych średnich wartościach nasycenia wody tlenem – 73,5%. Na początku zimy, w grudniu, raz przeprowadzono połów przy najniższych wartościach – w okolicach 30%. W październiku natomiast wartości te były najwyższe – 91,1%.

Wartości średnie nasycenia wody tlenem w trakcie połowów szprota były na poziomie 67,7%. Gatunek ten łowiono częściej na większych głębokościach niż śledzia, stąd też wartości tego parametru były zawsze dla szprota o kilka procent niższe. W październiku odnotowano najwyższe wartości nasycenia wody tlenem – na poziomie 85,9%.

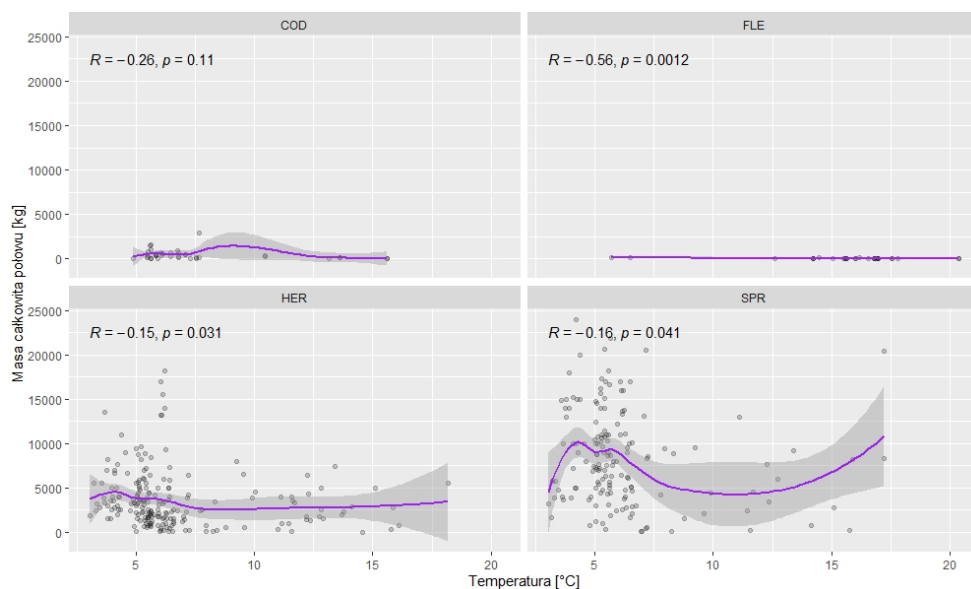
Biomasa połowów nie wykazała silnego związku z głębokością dla żadnego gatunku. Jedynie u storni stwierdzono statystycznie istotną zależność ($p = 0,11$, r Pearsona (R) 0,29) pomiędzy głębokością a uzyskaną masą połowu (rys. 5.7). Jednakże w analizowanych połowach stosowano różne narzędzia połowowe, co wpłynęło na tę różnicę.



Rys. 5.7. Zależność pomiędzy masą całkowitą połowu poszczególnych gatunków ryb a głębokością na podstawie współczynnika korelacji r Pearsona oraz analizy wariancji ANOVA. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

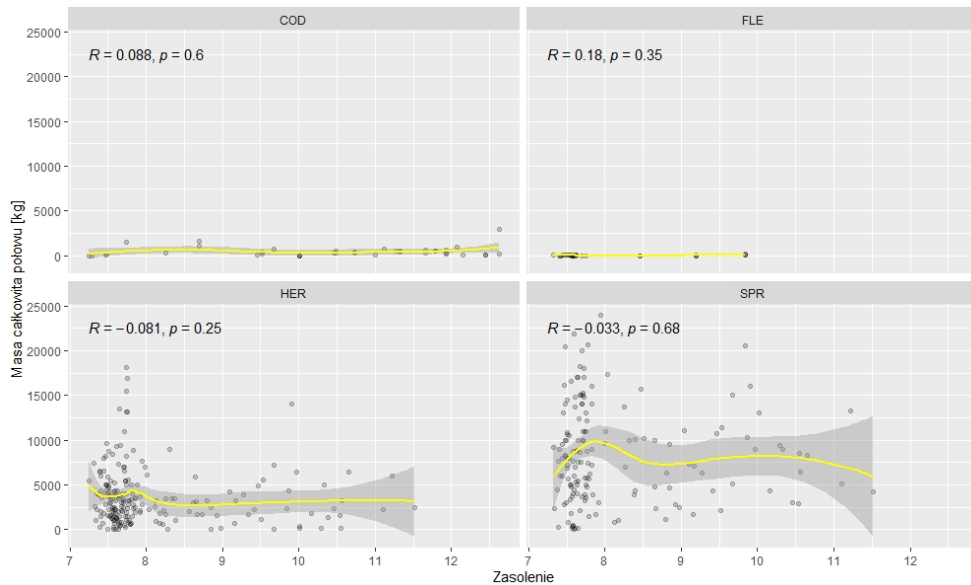
Wykazano statystycznie istotną korelację pomiędzy temperaturą i masą połowu dla każdego gatunku modelowego (rys. 5.8). Zależność ta jest dobrze uwierzytelniona dla ryb pelagicznych – śledzia i szprota, dla których istnieje największa liczba danych. Masa połowów wzrasta wraz ze spadkiem zakresu temperatury. Do obliczeń użyto wartości mediany wyliczonej po odfiltrowaniu powierzchniowych warstw morza do głębokości 20 m.



Rys. 5.8. Zależność pomiędzy masą całkowitą połowu poszczególnych gatunków ryb a temperaturą na podstawie współczynnika korelacji r Pearsona oraz analizy wariancji ANOVA. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

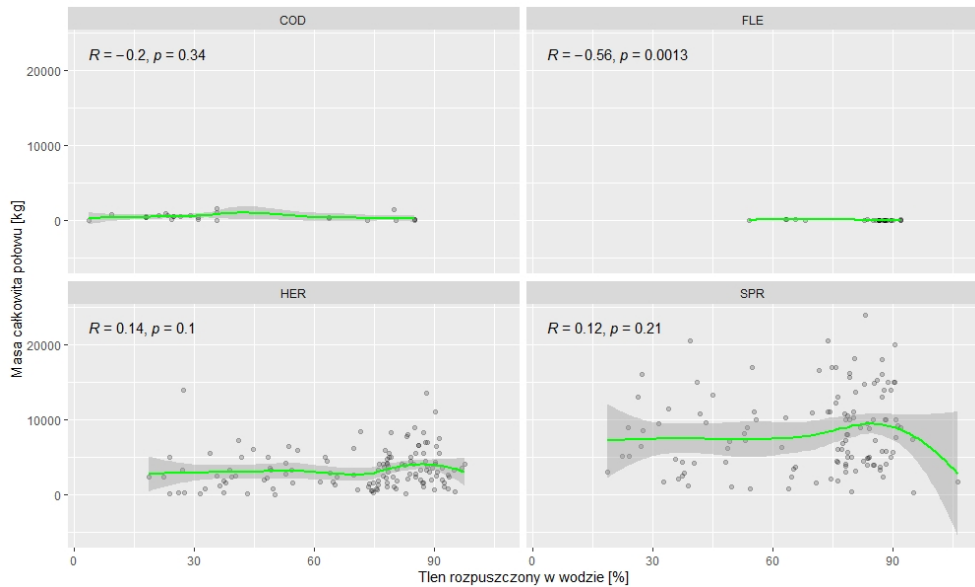
Nie wykazano statystycznie istotnej korelacji pomiędzy zasoleniem a masą połowu dla żadnego badanego gatunku (rys. 5.9).



Rys. 5.9. Zależność pomiędzy masą całkowitą połowu poszczególnych gatunków ryb a zasoleniem na podstawie współczynnika korelacji r Pearsona oraz analizy wariancji ANOVA. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

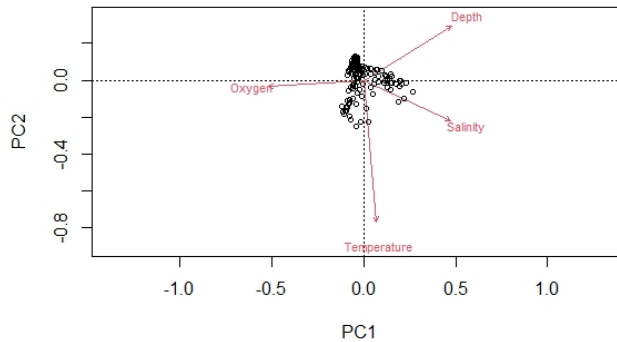
Wykazano statystycznie istotną zależność pomiędzy zawartością tlenu rozpuszczonego w wodzie a masą uzyskanego połowu, jednakże za wiarygodne należy uznać jedynie wyniki dla połowów ryb pelagicznych – śledzia i szprota, dla których istnieje największa liczba danych, a połowy miały powtarzalny przebieg. Dla śledzia odnotowano wartość $p = 0,1$, natomiast dla szprota wartość mniej istotną $p = 0,21$, co było uwarunkowane faktem, że połowy tego gatunku były prowadzone na większych głębokościach, na których występują niższe wartości nasycenia wody tlenem (rys. 5.10).



Rys. 5.10. Zależność pomiędzy masą całkowitą połowu poszczególnych gatunków ryb a tlenem rozpuszczonym w wodzie na podstawie współczynnika korelacji r Pearsona oraz analizy wariancji ANOVA. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

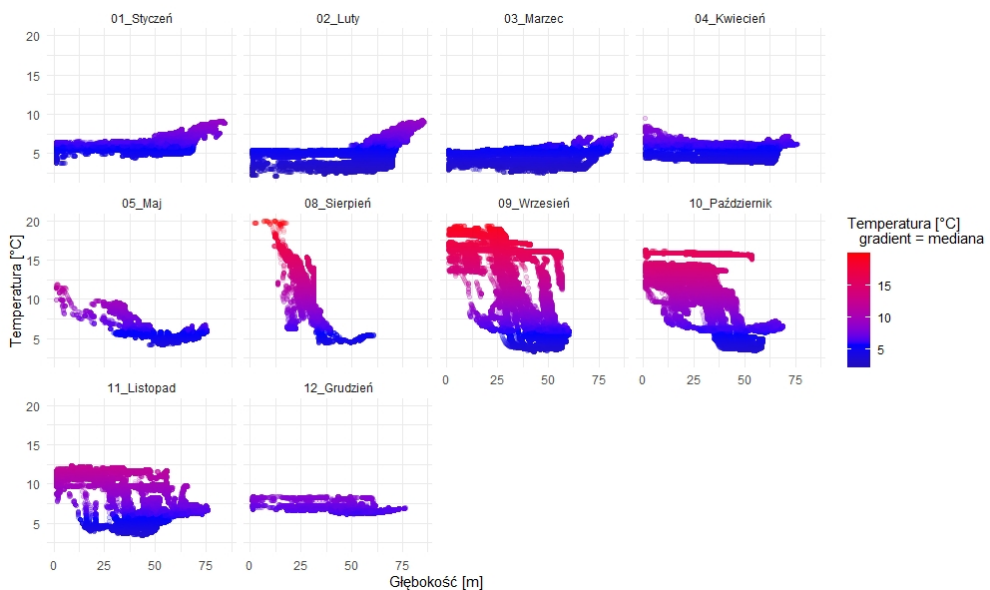
Źródło: opracowanie własne IM UMG.

Przeprowadzona analiza składowych głównych (PCA) wykazała, że wśród badanych parametrów głównymi czynnikami warunkującymi połowy były temperatura oraz zasolenie (rys. 5.11). Dużymi zmiennościami charakteryzowała się głębokość, na której znajdowano ławice ryb. Głębokość charakteryzowała się dużą zmiennością głównie z uwagi na dynamiczne zmiany występowania optymalnych warstw powiązanych z temperaturą i formowaniem się termokliny, która dobrze odznaczała swoją obecność nawet na surowych profilach sondy CTD (rys. 5.12).



Rys. 5.11. Analiza głównych składowych na podstawie testu PCA (*principal component analysis*) dla badanych parametrów. Dla pierwszej osi procent wariancji wynosi 65,99, dla osi drugiej zaś 29,29

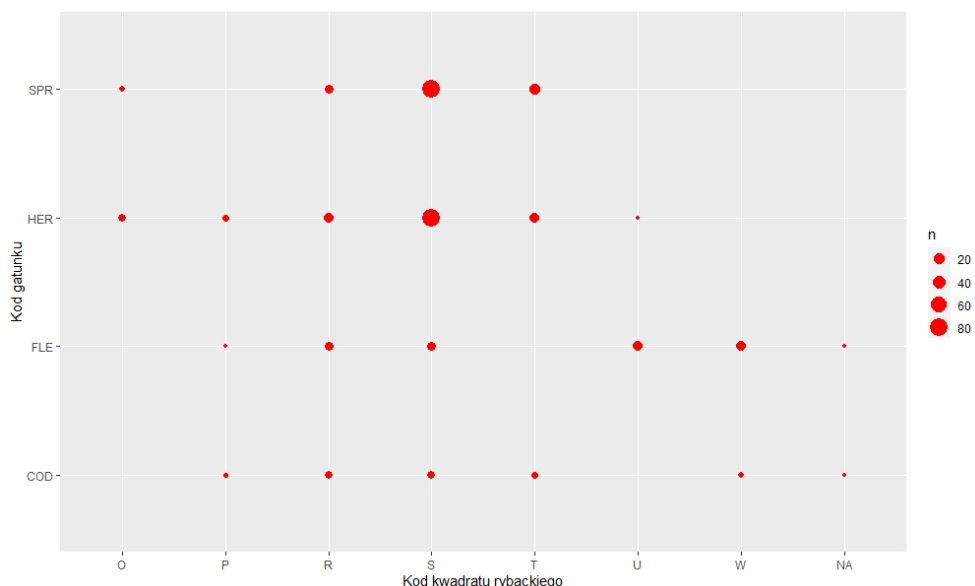
Źródło: opracowanie własne IM UMG.



Rys. 5.12. Warstwa wody wydzielona gradientem dzielonym wartością mediany temperatury = 5,768°C, na podstawie danych z połowów ryb pelagicznych – śledzia (*C. harengus*) i szprota (*S. sprattus*). Dane do obliczenia mediany zostały wyfiltrowane dla warstwy wód poniżej 20 m dla obu gatunków łącznie. Wykresy przedstawiają cały zakres danych

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

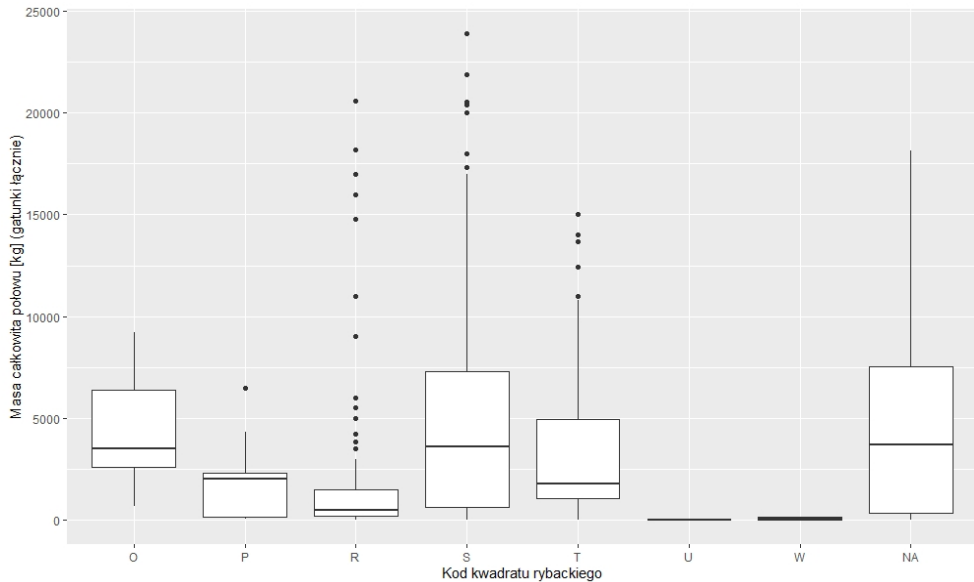
Największą liczbę pomiarów sondą CTD oraz połowów rybackich wykonano w linii kwadratów rybackich S, a najwięcej w kwadratach S6 i S7. Połowy realizowane w obszarach kwadratów w linii S były związane przede wszystkim z połowami ryb pelagicznych śledzia i szprota. Połowy pozostałych gatunków modelowych ryb były rozproszone od kwadratów rybackich P do W. Część połowów, w których dokonano pomiarów sondą CTD, nie została zaraportowana (kod kwadratu: NA) (rys. 5.13).



Rys. 5.13. Rozkład liczby odbytych rejsów w linii kwadratów rybackich w podziale na gatunki modelowe. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

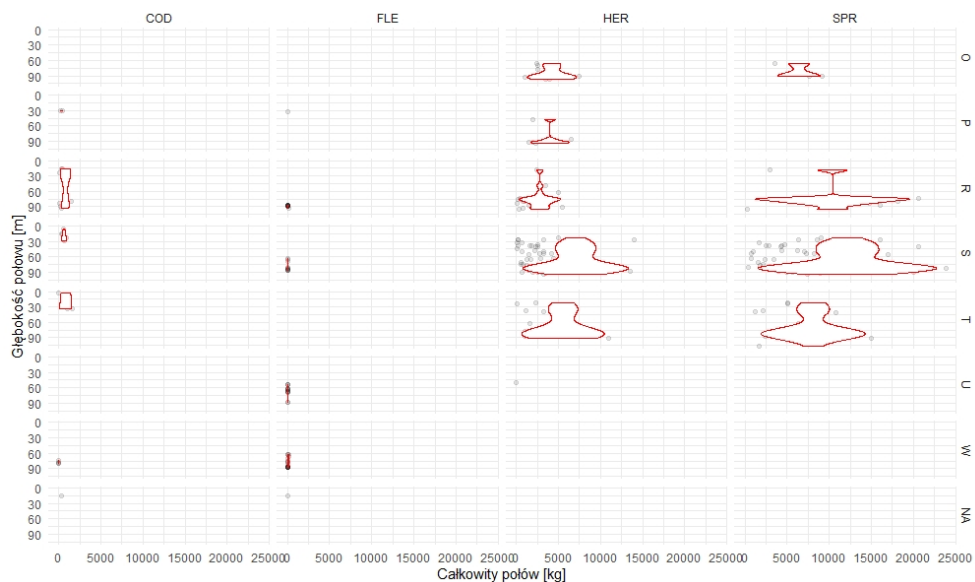
Największa masa złowionych ryb pochodziła z linii kwadratów R, S, T oraz O (rys. 5.14). Kwadraty z kategorii U i W miały najmniejszy udział w masie. Znaczny przedział masy połowów nie został zaraportowany pod względem lokalizacji.



Rys. 5.14. Całkowita masa raportowanych połowów rybackich z użyciem sondy CTD w linii kwadratów rybackich

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

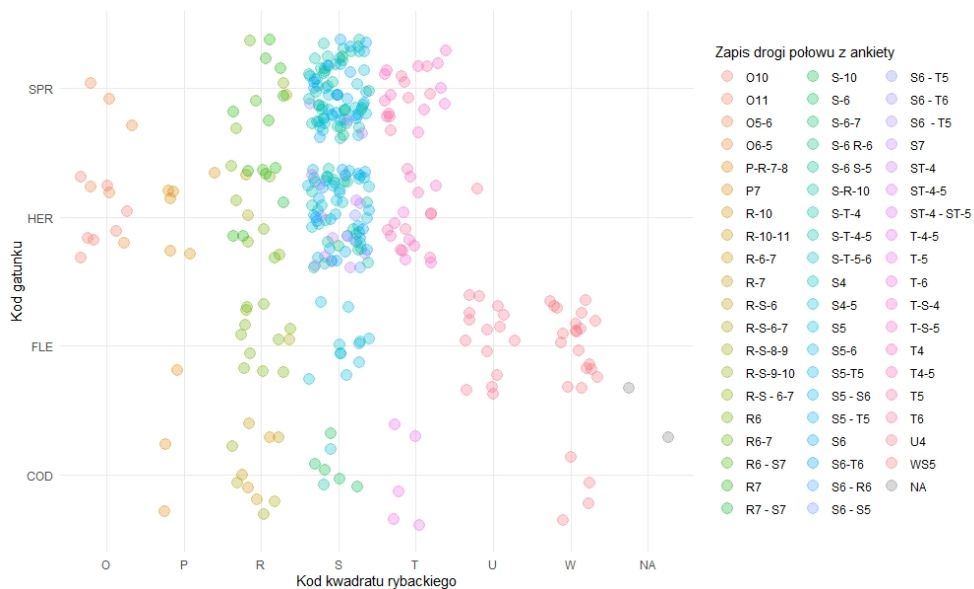
Masa połowów poszczególnych gatunków była bardzo zróżnicowana i zależna od użytego narzędzia połowowego. Dorsz w większości analizowanych połowów był łowiony narzędziami aktywnymi w zakresie 145–2925 kg (rys. 5.15). Najwydajniejsze realizowane połowy dla tego gatunku odbyły się w kwadracie R. Najlepsze wyniki połowowe dla ryb pelagicznych realizowano w kwadracie S. Śledź łowiony był w zakresie 1600–18 160 kg, natomiast szprot w zakresie 4230–23 910 kg. Stornia była łowiona najczęściej narzędziami pasywnymi, mniej wydajnymi, w zakresie 11–52 kg, głównie w kwadratach U i W.



Rys. 5.15. Masa raportowanych połowów poszczególnych gatunków ryb modelowych w linii kwadratów rybackich w rozkładzie głębokości. Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*), HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

Realizowane połowy rybackie w wielu przypadkach wykraczały poza pojedynczy kwadrat rybacki i przebiegały złożonym szlakiem. Połowy ryb pelagicznych śledzia i szprota realizowane były głównie pomiędzy kwadratami R, S i T oraz charakteryzowały się często przebiegiem wzdłuż kwadratów S (rys. 5.16).



Rys. 5.16. Lokalizacja pomiarów sondą CTD według rozmieszczenia kwadratów rybackich dla badanych gatunków na podstawie deklaracji rybaków – zapisu drogi połowu z ankiety.
Kody gatunków: COD – dorsz (*G. morhua*), FLE – stornia (*P. flesus*),
HER – śledź (*C. harengus*), SPR – szprot (*S. sprattus*)

Źródło: opracowanie własne IM UMG.

5.4. PODSUMOWANIE

Lokalizacje ławic ryb skupiały się głównie w warstwie toni wodnej o ustabilizowanych wartościach temperatury – dla ryb pelagicznych najczęściej były to warstwy termokliny, a dla pozostałych gatunków – rejonu poniżej niej. W rozdzielczości miesięcznej, w ciągu zmian sezonowych w trakcie całego roku, ten parametr charakteryzował się dużą powtarzalnością wartości: oscylowały one w okolicach 5,8°C. W miesiącach jesiennych parametr ten charakteryzował się największą zmiennością z uwagi na dużą dynamikę wód.

W Morzu Bałtyckim zasolenie wzrasta w rejonach głębokowodnych, co zaobserwowano też w trakcie prowadzonych połowów rybackich, podczas których niejednokrotnie przekroczono haloklinę i obserwowano zasolenie często powyżej 11, najczęściej jednak zasolenie miało wartość w okolicach 7,9. Parametr ten nie miał strategicznego znaczenia w wyborze łowisk.

Najczęstsza głębokość połowu wynosiła 48,09 m, parametr ten jednak był znacząco uzależniony od optymalnej temperatury i oscylował w całym roku aż do 65,7 m. Również wartości rozpuszczonego tlenu zmieniały się gwałtownie –

od pełnego natlenienia 100%, aż do wartości skrajnych spadających do 1%, jednak dla większości prowadzonych połowów natlenienie przyjmowało wartości w okolicach 78,1%. Oba parametry miały bardzo zmienne wartości w ciągu całego roku i nie były elementami strategicznymi w wyborze łowisk.


Sukces połowowy był uzależniony głównie od temperatury – odnotowano statystycznie istotną korelację pomiędzy spadkiem temperatury a wzrostem masy odłowionych ryb; korelacja ta była silna przede wszystkim dla śledzia i szprot. Pozostałe analizowane parametry nie wykazały takiej zależności.

LITERATURA


1. Akimova A., Núñez-Riboni I., Kempf A., Marc H. Taylor M.H., *Spatially-resolved influence of temperature and salinity on stock and recruitment variability of commercially important fishes in the North Sea*, red. G. Ottersen, PLOS ONE, 2016, 11(9), e0161917.
2. Bauer B., Horbowy J., Rahikainen M., Kulaska N., Müller-Karulis B., Tomczak M.T., Bartolino V., *Model uncertainty and simulated multispecies fisheries management advice in the Baltic Sea*, red. C.A. Ng, PLOS ONE, 2019, 14(1), e0211320.
3. Cabral H., Drouineau H., Teles-Machado A., Pierre M., Lepage M., Lobry J., Reis-Santos P., Tanner S.E., *Contrasting impacts of climate change on connectivity and larval recruitment to estuarine nursery areas*, Progress in Oceanography, 2021, 196, 102608.
4. Duthie G.G., Houlihan D.F., *The effect of single step and fluctuating temperature changes on the oxygen consumption of flounders, Platichthys flesus (L.): lack of temperature adaptation*, Journal of Fish Biology, 1982, 21(2), 1982, 215–226.
5. Fonds M., Cronie R., Vethaak A.D., van der Puyl P., *Metabolism, food consumption and growth of plaice (Pleuronectes platessa) and flounder (Platichthys flesus) in relation to fish size and temperature*, Netherlands Journal of Sea Research, 1992, 29(1–3), 1992, 127–143.
6. Freitas C., Villegas-Rios D., Moland E., Olsen E.M., *Sea temperature effects on depth use and habitat selection in a marine fish community*, Journal of Animal Ecology, 2021, 90(7), 1787–1800.
7. Gollock M.J., Currie S., Petersen L.H., Gamperl A.K., *Cardiovascular and haematological responses of Atlantic cod (Gadus morhua) to acute temperature increase*, Journal of Experimental Biology, 2006, 209(15), 2961–2970.
8. Harvey Ch.J., Cox S.P., Essington T.E., Hansson S., Kitchell J.F., *An ecosystem model of food web and fisheries interactions in the Baltic Sea*, ICES Journal of Marine Science, 2003, 60(5), 939–950.
9. Hinrichsen H.H., Huwer B., Makarchouk A., Peteret Ch., Schaber M., Voss R., *Climate-driven long-term trends in Baltic Sea oxygen concentrations and the potential consequences for Eastern Baltic cod (Gadus morhua)*, ICES Journal of Marine Science, 2011, 68(10), 2011, 2019–2028.
10. Hinrichsen H.H., Kraus G., Voss R., Stepputtis D., Baumann H., *The general distribution pattern and mixing probability of Baltic sprat juvenile populations*, Journal of Marine Systems, 2005, 58(1–2), 52–66.
11. Hutchinson S., Hawkins L.E., *The relationship between temperature and the size and age of larvae and peri-metamorphic stages of Pleuronectes flesus*, Journal of Fish Biology, 2004, 65(2), 448–459.

12. ICES, *Baltic Sea Ecoregion – Ecosystem Overview*, ICES Ecosystem Overviews, 2018, 2.
13. Karaseva E.M., Ivanovich V.M., *Vertical distribution of eggs and larvae of the Baltic sprat *Sprattus sprattus balticus* (Clupeidae) in relation to seasonal and diurnal variation*, Journal of Ichthyology, 2010, 50(3), 259–269.
14. Maravelias Ch.D., Reid D.G., Swartzman G., *Modelling spatio-temporal effects of environment on Atlantic herring, *Clupea harengus**, Environmental Biology of Fishes, 2000, 58(2), 157–172.
15. Markus Meier H.E., Kniebusch M., Dieterich Ch., Gröger M., Zorita E., Elmgren R., Myrberg K., Ahola M.P., Bartosova A., Bonsdorff E., Börgel F., Capell R., Carlén I., Carlund T., Carstensen J., Christensen O.B., Dierschke V., Frauen C., Frederiksen M., Gaget E., Galatius A., Haapala J.J., Halkka A., Hugelius G., Hünicke B., Jaagus J., Jüssi M., Käyhkö J., Kirchner N., Kjellström E., Kulinski K., Lehmann A., Lindström G., May W., Müller P.A., Mohrholz V., Müller-Karulis B., Pavón-Jordán D., Quante M., Reckermann M., Rutgersson A., Savchuk O.P., Stendel M., Tuomi L., Viitasalo M., Weisse R., Zhang W., *Climate change in the Baltic Sea region: a summary*, Earth System Dynamics, 2022, 13(1), 457–593.
16. Martinho F., Dolbeth M., Viegas I., Teixeira C.M., Cabral H.N., Pardal M.A., *Environmental effects on the recruitment variability of nursery species*, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2009, 83(4), 2009, 460–468.
17. Parmanne R., Rechlin O., Sjöstrand B., *Status and future of herring and sprat stocks in the Baltic Sea*, Dana, 1994, 10, 29–59.
18. Petereit C., Haslob H., Kraus G., Clemmesen C., *The influence of temperature on the development of Baltic Sea sprat (*Sprattus sprattus*) eggs and yolk sac larvae*, Marine Biology, 2008, 154(2), 295–306.
19. Petereit Ch., Hinrichsen H.H., Voss R., Kraus G., Freese M., Clemmesen C., *The influence of different salinity conditions on egg buoyancy and development and yolk sac larval survival and morphometric traits of Baltic Sea sprat (*Sprattus sprattus balticus* Schneider)*, Scientia Marina, 2009, 73(S1), 59–72.
20. Rajasilta M., Eklund J., Laine P., Jonsson N., Lorenz T., *Intensive monitoring of spawning populations of the Baltic herring (*Clupea harengus membras* L.)*, Final report of the study project ref. N. 96-068, 2006, 1997–1999, SEILI Archipelago Research Institute Publications No. 3.
21. Saraux C., Fromentin J.M., Bigot J.L., Bourdeix J.H., Morfin M., Roos D., van Beveren E., Bez N., *Spatial structure and distribution of small pelagic fish in the Northwestern Mediterranean Sea*, PLoS ONE, 2014, 9(11), e111211.
22. Schwertman N.C., Owens M.A., Adnan R., *A simple more general boxplot method for identifying outliers*, Computational Statistics and Data Analysis, 2004, 47(1), 165–174.
23. Tamm O., Maasikamäe S., Padari A., Tamm T., *Modelling the effects of land use and climate change on the water resources in the Eastern Baltic Sea region using the SWAT model*, Catena, 2018, 167, 78–89.
24. Tirsgaard B., Svendsen J.Ch., Steffensen J.F., *Effects of temperature on specific dynamic action in Atlantic cod *Gadus morhua**, Fish Physiology and Biochemistry, 2015, 41(1), 41–50.
25. Voss R., Hinrichsen H.H., Quaas M.F., Schmidt J.O., Tahvonen O., *Temperature change and Baltic sprat: from observations to ecological-economic modelling*, ICES Journal of Marine Science, 2011, 68(6), 1244–1256.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Maciej Janecki  0000-0002-8784-2862

Dawid Dybowski  0000-0001-6878-8250

Artur Nowicki  0000-0003-3801-8137

Jaromir Jakacki  0000-0001-7376-3090

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: mjanecki@iopan.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-06

6. ANALIZA PARAMETRÓW FIZYCZNYCH WÓD ZATOKI GDAŃSKIEJ ZA POMOCĄ MODELU NUMERYCZNEGO ECOFISH

WPROWADZENIE

Morze Bałtyckie jest płytkim morzem śródlądowym, połączonym z Morzem Północnym poprzez wąskie cieśniny. Topografia tych cieśnin, a w szczególności ich mała głębokość, utrudnia swobodną wymianę wód między Bałtykiem a Morzem Północnym, powodując, że znaczące wymiany wód między tymi morzami odbywają się jedynie podczas dużych wlewów (Fischer i Matthäus, 1996; Matthäus i Franck, 1992). Zatoka Gdańska stanowi południową część Morza Bałtyckiego i w mniejszym stopniu mają na nią wpływ wlewy, za to jest narażona na oddziaływania z lądu. Poza wodami dostającymi się do Zatoki Gdańskiej z Wisły ogromny wpływ na warunki środowiskowe Zatoki ma także silnie zurbanizowane i uprzemysłowione wybrzeże (Kowalkowski i in., 2012; Pastuszek i in., 2018). Dodatkowym utrudnieniem dla wymiany wód Zatoki z otwartym morzem jest Półwysep Helski stanowiący naturalną barierę lądową wyznaczającą granicę pomiędzy Zatoką Pucką i Basenem Gdańskim.

Warunki morfometryczne Zatoki Gdańskiej sprzyjają zróżnicowaniu zasolenia wody w jej obrębie. Widoczne różnice można zaobserwować między płytkim obszarem przybrzeżnym, należącym hydrologicznie do warstwy powierzchniowej Bałtyku, a pozostałą, głębszą strefą Zatoki (Jankowska i in., 1994; Kruk-Dowgiałło i Szaniawska, 2008). Mniejsze różnice występują natomiast między rejonem głębokowodnym Zatoki Gdańskiej a otwartym morzem, gdzie występuje typowa dla Bałtyku warstwowa struktura wód (Dargahi i in., 2017).

Kompleksowe zrozumienie i opisanie zjawisk i procesów zachodzących w wodzie oraz na jej granicy z lądem i atmosferą możliwe jest poprzez jednoczesne wykorzystanie modeli matematycznych, nowoczesnych badań *in situ*, a także technik obserwacyjnych w postaci teledetekcji satelitarnej (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2019; Konik i in., 2019; Woźniak i in., 2011a; Woźniak i in., 2011b).

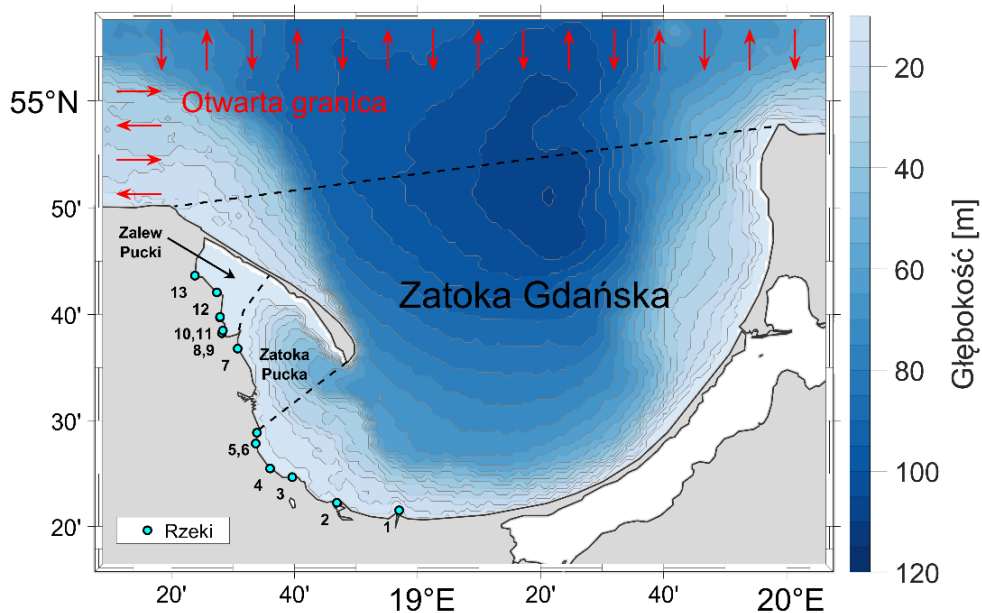
Aby zwiększyć intensywność transferu wiedzy i wykorzystanie potencjału naukowego przez rybaków, a w konsekwencji przyczynić się do zrównoważonego rozwoju rybołówstwa przy jednoczesnym zwiększeniu ochrony ekosystemu Zatoki, zbudowano trójwymiarowy, prognostyczny model ekohydrodynamiczny o nazwie EcoFish, który został skonfigurowany dla obszaru Zatoki Gdańskiej. Model EcoFish jest podstawowym narzędziem platformy, z której użytkownicy (w szczególności rybacy oraz naukowcy) mogą czerpać wiedzę i informacje o aktualnych i prognozowanych warunkach fizycznych i biologicznych Zatoki Gdańskiej.

6.1. MODEL ECOFISH

6.1.1. Domena modelu

Domena modelu EcoFish obejmuje rozszerzoną Zatokę Gdańską (rys. 6.1), która stanowi południową część akwenu Głębi Gdańskiej, znajdującego się w Basenie Gotlandzkim. Umowna linia prosta łącząca przylądek Rozewie z przylądkiem Taran wydziela właściwą Zatokę Gdańską. Linia ta przecina najgłębsze partie dna Głębi Gdańskiej, z maksymalną głębokością 118 m. Wzdłuż strefy przybrzeżnej ciągnie się szeroki pas płycizn rozszerzający się w rejonie leżącym na zachód od ujścia Wisły. Nachylenie dna w strefie brzegowej jest zróżnicowane. Największy spadek występuje przy Cyplu Helskim, osiągając głębokość 70 m (Majewski, 1972).

Zatoka Pucka to płytki obszar Zatoki Gdańskiej, znajdujący się w jej zachodniej części. Ze względu na położenie geograficzne i szczególne warunki hydrologiczne Zatoka Pucka jest akwenem unikalnym w skali całego Bałtyku. Swoją specyfikę zawdzięcza czynnikom naturalnym: izolacji od wód morskich przez Półwysep Helski i rozdzieleniu na dwie odmienne morfologicznie i przyrodniczo strefy – część zwaną zewnętrzną Zatoką Pucką oraz półzamkniętą część wewnętrzną, zwaną Zalewem Puckim, znajdującą się na północnym zachodzie (Bołałek i in., 1993; Osowiecki, 2000).



Rys. 6.1. Domena modelu EcoFish z batymetrią. Punkty 1–13 oznaczają ujścia rzek (listę rzek zawarto w podrozdziale 6.1.5)

Źródło: opracowanie własne.

6.1.2. Konfiguracja modelu

Model EcoFish wywodzi się z Community Earth System Model (CESM), który jest sprzężonym globalnym modelem klimatycznym opracowanym przez National Center for Atmospheric Research (NCAR)¹. CESM składa się z pięciu oddzielnych komponentów (modułów) z dodatkowym elementem łączącym, którego zadanie polega na kontroli kroku czasowego, sił wymuszających, domeny i wymianie informacji między modułami. Na potrzeby projektu FindFISH CESM został przeskalowany i przystosowany dla rejonu Zatoki Gdańskiej i rozwinięty w Instytucie Oceanologii PAN. Rozdzielczość pozioma modelu EcoFish wynosi 575 m ($1/192^\circ$). W pionie model EcoFish ma 26 warstw (poziomów), każda o grubości 5 m.

Model EcoFish składa się z dwóch komponentów aktywnych i dwóch pasywnych. Aktywne (prognostyczne) są model oceanu (Parallel Ocean Program, POP) i model zlodzenia (Community Ice CodeE, CICE). Moduły pasywne odpowiadają za dostarczanie wymuszeń atmosferycznych oraz wody słodkiej pochodzenia rzeczno-ego. Główną częścią modelu EcoFish jest model oceanu, w którym procesy

¹ <https://www.cesm.ucar.edu/models/cesm1.0>

mieszania poziomego są reprezentowane przez dyfuzję i adwekcję. Za dyssypację energii odpowiada operator biharmoniczny. Mieszanie pionowe stosowane w modelu EcoFish nosi nazwę „K-Profile-Parameterization” (KPP). Niestabilność związana z procesami ścinania jest parametryzowana za pomocą gradientu liczby Richardsona, natomiast dyfuzja i lepkość (w odniesieniu do temperatury i zasolenia) są realizowane prostopadle do izolinii gęstości. Każdy aktywny komponent ma swój własny krok czasowy. Krok czasowy modelu złodzenia wynosi 10 min i jest równy czasowi wymiany informacji między modelami. Model oceanu ma zazwyczaj dwa mody, a jego krok czasowy jest podzielony na dwie części. Część baroklinowa wykonuje jeden krok w ciągu 60 s. Ponieważ model ma liniowe przybliżenie powierzchni swobodnej, nie ma potrzeby wykonywania podkroków w części barotropowej. Równanie barotropowe zostało zmodyfikowane pod kątem możliwości asymilacji poziomu morza na granicy domeny.

6.1.3. Otwarta granica

Domena modelu EcoFish od zachodu i północy graniczy z otwartym Bałtykiem, co stwarza konieczność dostarczenia modelowi warunków brzegowych. W przypadku części hydrodynamicznej modelu poza temperaturą oraz zasoleniem konieczne jest przygotowanie danych wysokości powierzchni morza oraz składowych barotropowych prądów. Dane na granicę modelu dostarczane są z modelu 3D CEMBS o rozdzielczości horyzontalnej 2 km (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013a; Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013b). Należy tutaj zaznaczyć, że fakt wykorzystania wyników modelu 3D CEMBS jako źródła warunków brzegowych oznacza, że w warunkach operacyjnych 3D CEMBS musi skończyć obliczenia przed uruchomieniem modelu EcoFish.

6.1.4. Wymuszenia atmosferyczne

Na granicy woda–atmosfera model EcoFish jest zasilany meteorologicznymi siłami wymuszającymi. Wymuszenia te pochodzą z modelu UM (Unified Model) rozwijanego w Interdyscyplinarnym Centrum Modelowania Uniwersytetu Warszawskiego (ICM UW)². Część otrzymywanych parametrów po ówczesnej interpolacji na siatkę modelu EcoFish jest bezpośrednio używana jako wymuszenia. Są to:

- składowe wiatru na wysokości 10 m;
- temperatura powietrza na wysokości 2 m;
- wilgotność właściwa;
- ciśnienie atmosferyczne na poziomie morza;

² www.meteo.pl

- opad konwekcyjny i wielkoskalowy;
- składowe krótkofalowe i długofalowe promieniowania odgórne.

Brakujące parametry są natomiast wyliczane przez moduł danych atmosferycznych, stanowiący integralną część modelu EcoFish. W ten sposób wyznacza się gęstość powietrza, a także frakcje krótkofalowego promieniowania rozproszonego i bezpośredniego z zakresu fal widzialnych oraz bliskiej podczerwieni.

6.1.5. Rzeki

Modelowanie wód powierzchniowych wymaga zastosowania modelu hydrologicznego. W modelu EcoFish wykorzystano oprogramowanie SWAT (Kalinowska i in., 2018; Kalinowska i in., 2020; Wielgat i in., 2021), które rozwijane było w ramach projektu „Zintegrowany Serwis Informacyjno-Predykcyjny WaterPUCK” (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2019, 2022). Dane meteorologiczne (opady, wiatr, temperatura, ciśnienie atmosferyczne) są kluczowym elementem każdego modelu bilansu wodnego. Model hydrologiczny SWAT bazuje na obserwacji w czasie rzeczywistym (lokalna stacja meteorologiczna), a także na krótszych prognozach pogody (strona internetowa ICM UW). Przekształcenie danych opadów w sływy powierzchniowe jest realizowane za pomocą procedury SCS (Soil Conservation Service) Curve Number poprzez skumulowaną objętość sływu i czas koncentracji. SWAT obejmuje sedymentację w wodach powierzchniowych i gruntowych, a model transportu obejmuje również pokrywę śnieżną. Dodatkowo uwzględniono transport substancji biogenicznych wykorzystywanych w części biochemicznej modelu EcoFish (por. Janecki, Dybowski, Nowicki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023).

Model SWAT został stworzony dla sześciu rzek (numery 8–13) z opisywanej domeny (rys. 6.1 oraz tabela 6.1). Dla pozostałych siedmiu rzek (numery 1–7) wykorzystano informacje o przepływie pochodzące z modelu HYdrological Predictions for the Environment (HYPE). HYPE to częściowo rozproszony model zlewni oparty na fizyce, który symuluje przepływ wody i substancji na ich drodze od opadów atmosferycznych aż po ujście do morza. Autorzy wykorzystali historyczne szeregi czasowe z lat 1980–2010 dla domeny geograficznej Europy dostępnej w postaci średnich dziennych. Rozdzielczość przestrzenna jest określana przez podział obszaru lądowego na zlewnie, dla których dane HYPE reprezentują średnie wartości u ujścia. Objętości dla lat 2014–2020 zostały obliczone jako średnia wieloletnia z dostępnego okresu 30 lat.

Tabela 6.1

Cieki wodne uwzględnione w modelu EcoFish

| Lp. | Źródło | Rzeka | Długość geograficzna ujścia | Szerokość geograficzna ujścia | Średni przepływ [m ³ /s] |
|-----|--------|--------------------|-----------------------------|-------------------------------|-------------------------------------|
| 1 | HYPE | Wisła (Przekop) | 18.95 | 54.35 | 1064 |
| 2 | HYPE | Wisła (Śmiała) | 18.78 | 54.37 | 2,05 |
| 3 | HYPE | Wisła (Martwa) | 18.66 | 54.41 | 6,06 |
| 4 | HYPE | Potok Oliwski | 18.60 | 54.42 | 0,31 |
| 5 | HYPE | Potok Kolibkowski | 18.56 | 54.46 | 0,45 |
| 6 | HYPE | Kacza | 18.56 | 54.48 | 0,29 |
| 7 | HYPE | Kanał Ściekowy | 18.51 | 54.61 | 0,21 |
| 8 | SWAT | Kanał Łyski | 18.47 | 54.63 | 0,11 |
| 9 | SWAT | Reda | 18.47 | 54.64 | 0,48 |
| 10 | SWAT | Kanał Mrzezino | 18.46 | 54.66 | 0,20 |
| 11 | SWAT | Gizdepka | 18.46 | 54.66 | 0,30 |
| 12 | SWAT | Potok Bładzikowski | 18.45 | 54.70 | 0,17 |
| 13 | SWAT | Płutnica | 18.39 | 54.72 | 0,91 |

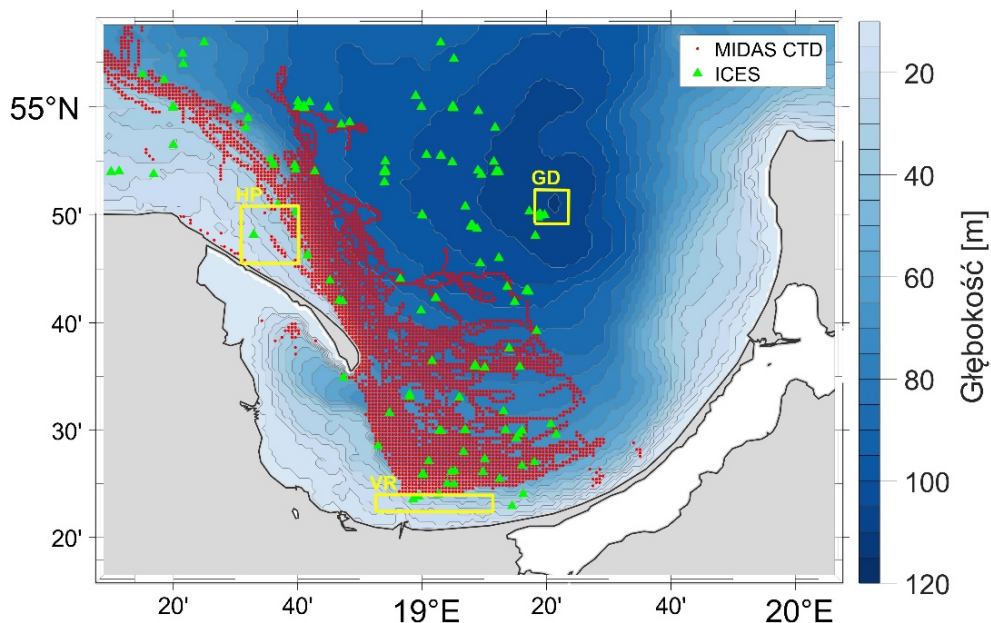
Źródło: opracowanie własne.

6.2. WALIDACJA MODELU ECOFISH

Do walidacji modelu EcoFish wykorzystano wyniki z 7-letniej symulacji, od 1 stycznia 2014 do 31 grudnia 2020 roku, poprzedzonej 2-letnim rozbiegiem. W symulacji zastosowano opisaną w podrozdziale 6.1 konfigurację z aktywną asymilacją danych satelitarnych dla temperatury powierzchniowej (por. Nowicki, Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023). Dane wyjściowe zapisywane były 4 razy na dzień w postaci średnich 6-godzinnych. Wyznaczono najważniejsze wielkości statystyczne, takie jak współczynnik korelacji Pearsona (r), błąd średniokwadratowy (RMSE), odchylenie standardowe (STD) oraz „bias” (w odniesieniu do średnich), który obrazuje tendencję modelu do systematycznego zawyżania lub zaniżania wyniku.

6.2.1. Dane eksperymentalne wykorzystane do walidacji

Główną bazą danych eksperymentalnych, która została wykorzystana do walidacji temperatury wody i zasolenia w modelu EcoFish, jest baza danych hydrochemicznych udostępniana online³ przez International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Do porównania wykorzystano 17 902 pomiary z lat 2014–2019. Dane dla roku 2020 nie były jeszcze dostępne w bazie w dniu przeprowadzania niniejszej walidacji. Pomiary ICES obejmowały prawie całą rozpatrywaną domenę (rys. 6.2) i były względnie jednorodnie rozłożone w całej kolumnie wody.



Rys. 6.2. Lokalizacje danych *in situ*. Dodatkowo prostokątami zaznaczono regiony (HP – Półwysep Helski, GD – Głębia Gdańska, VR – Wisła) wykorzystane przy opisie prądów

Źródło: opracowanie własne.

Dodatkową bazę danych wykorzystaną do walidacji modelu EcoFish stanowiły pomiary wykonane podczas wypraw rybackich prowadzonych w trakcie trwania projektu FindFISH. Do rejestracji parametrów wykorzystywane było urządzenie Valeport Midas CDT model 500 oraz Garmin GPS 73 Worldwide. Zapis danych fizykochemicznych w morzu wraz ze współrzędnymi geograficznymi prowadzony

³ <https://ocean.ices.dk/HydChem>

był podczas połowów narzędziami ciągnionymi oraz stawnymi. Dane z sondy Midas CTD zbierane były z obszaru na północ od ujścia Wisły oraz w pasie na otwartym morzu, ciągnącym się równolegle do Półwyspu Helskiego. Pomiaru cechowały się dużą rozdzielczością czasową i przestrzenną. W związku z tym zostały one uśrednione, tak aby odpowiadały siatce modelu. Po tej operacji autorzy dysponowali 15 312 pomiarami. Największa gęstość pomiarów pochodziła z warstwy 30–60 m głębokości. Było to ściśle związane z optymalną głębokością połowową. W trakcie rejsów rejestrowano także dane meteorologiczne, m.in. temperaturę powietrza, siłę i kierunek wiatru, zachmurzenie oraz stan morza, które były gromadzone w postaci ankiet wypełnianych przez szyprów.

6.2.2. Walidacja temperatury

Zdolność modelu EcoFish (z aktywnym modułem asymilacji danych satelitarnych SST) do poprawnego odwzorowania rzeczywistości zweryfikowano przez porównanie wyników modelu dla temperatury ze wszystkimi dostępnymi obserwacjami, na wszystkich głębokościach (rys. 6.2). Rezultaty tej walidacji zaprezentowano w tabeli 6.2 oraz na profilu pionowym (rys. 6.3).

Tabela 6.2

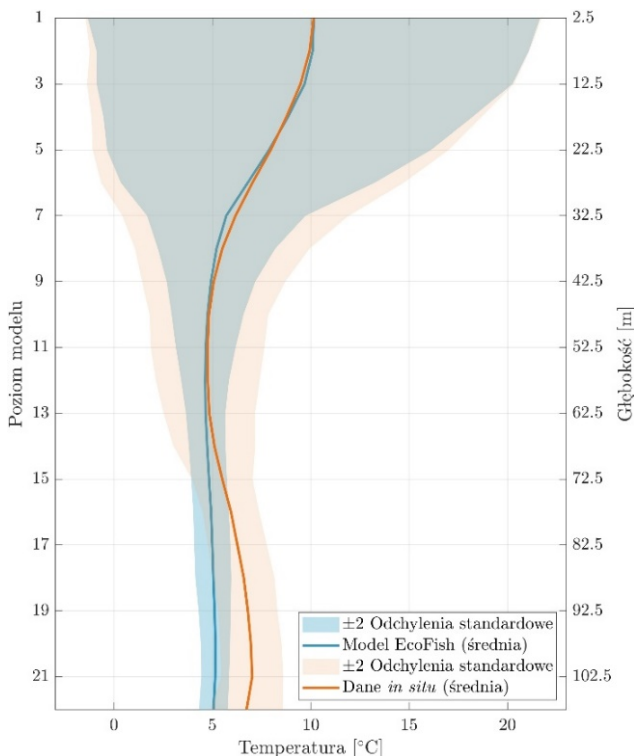
Porównanie statystyczne modelowanej temperatury z danymi eksperymentalnymi

| Baza danych | Współczynnik korelacji Pearsona (r) | RMSE [°C] | STD [°C] | Bias [°C] |
|-------------|---|-----------|----------|-----------|
| ICES | 0,94 | 1,33 | 3,66 | -0,36 |
| Midas | 0,87 | 1,83 | 3,57 | -0,34 |

Źródło: opracowanie własne

Współczynnik korelacji Pearsona obliczony między danymi modelowymi a danymi z bazy ICES wyniósł 0,94. Przy porównaniu z danymi z rejsów rybackich z użyciem sondy Midas przyjął on wartość 0,87. Spadek ten może mieć związek z różną gęstością danych eksperymentalnych od powierzchni do dna. Dane ICES były relatywnie jednorodnie rozłożone w kolumnie wody, natomiast dane rejsowe najczęściej występowały na głębokościach połowowych, tj. 30–60 m. W związku z zastosowaniem asymilacji temperatury powierzchniowej model lepiej odwzorowuje temperaturę bliżej powierzchni, na co wskazywały wysokie korelacje, które zmniejszały się wraz z głębokością, przy oddzielnym porównywaniu kolejnych poziomów. Błędy średniokwadratowe (RMSE) wynoszą 1,33°C przy porównaniu z danymi ICES oraz 1,83°C w przypadku danych rejsowych. Model ma zbliżony bias w przypadku obu baz danych, wynoszący odpowiednio -0,36°C i -0,34°C.

Oznacza to, że model EcoFish ma tendencję do niewielkiego systematycznego zaniżania temperatury wody. Odchylenie standardowe dla obu baz danych wykorzystanych podczas walidacji jest zbliżone i wynosi $3,66^{\circ}\text{C}$ dla danych ICES oraz $3,57^{\circ}\text{C}$ dla danych z sondy Midas.



Rys. 6.3. Profil pionowy temperatury dla wszystkich obserwacji ICES w porównaniu z wartościami z modelu EcoFish

Źródło: opracowanie własne.

Analizując profil pionowy (rys. 6.3), utworzony z uwzględnieniem wszystkich obserwacji z bazy danych ICES odniesionych do odpowiadających im wartości z modelu EcoFish, można zaobserwować bardzo wysoką korelację utrzymującą się od powierzchni aż do około 13. poziomu modelu (czyli do głębokości 80 m). Poniżej 13. poziomu dane są gorzej skorelowane i widoczna jest tendencja modelu EcoFish do systematycznego, nieznacznego zaniżania wyników. Najbardziej istotne jest jednak to, że model poprawnie odwzorowuje spadek temperatury w warstwie termokliny (średnio od 3. do 9. poziomu modelu), gdzie widoczne są nie tylko wysoka korelacja, ale także zbliżone i pokrywające się zakresy podwójnego

odchylenia standardowego. Dopiero poniżej 7. poziomu (poniżej głębokości 35 m) dane modelowe cechuje mniejsze odchylenie standardowe niż dane obserwacyjne z bazy ICES.

Mając to na uwadze, można stwierdzić, że mimo nieznacznych rozbieżności wyników modelu z obserwacjami (na większych głębokościach) mieszanie pionowe w modelu EcoFish zostało poprawnie zaimplementowane, a sam model wiernie odwzorowuje rzeczywistość.

6.2.3. Walidacja zasolenia

Kolejną zmienną fizyczną uzyskiwaną z modelu EcoFish, którą autorzy poddali walidacji, jest zasolenie. Zasolenie stanowi dobry parametr do sprawdzania, czy model odpowiednio przeprowadza symulacje w przypadku transportu mas wodnych, gdyż nie podlega ono żadnym transformacjom (zyski i straty) w środowisku morskim. Wyniki modelowe dla zasolenia zostały porównane z dostępnymi obserwacjami *in situ* z bazy danych ICES, pochodzącymi z tych samych lokalizacji jak w przypadku temperatury (rys. 6.2). Rezultaty tego porównania zaprezentowano w tabeli 6.3 oraz na profilu pionowym (rys. 6.4).

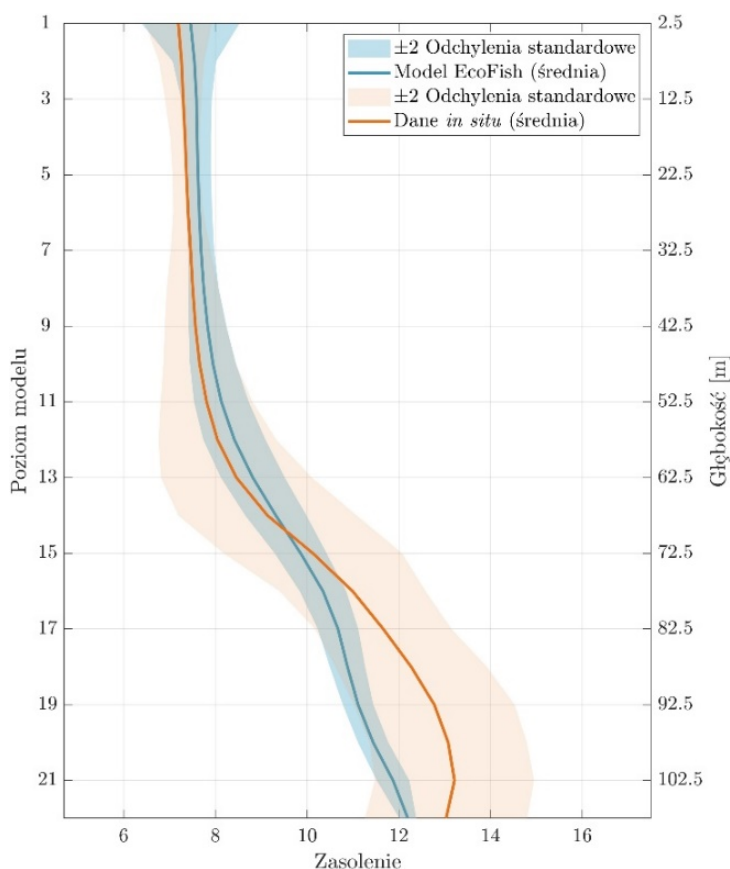
Tabela 6.3

Porównanie statystyczne modelowanego zasolenia z danymi eksperymentalnymi

| Baza danych | Współczynnik korelacji Pearsona (r) | RMSE | STD | Bias |
|-------------|---|------|------|-------|
| ICES | 0,94 | 0,80 | 1,27 | -0,01 |

Źródło: opracowanie własne.

Współczynnik korelacji Pearsona obliczony między danymi modelowymi a obserwacjami z bazy ICES przyjął wartość 0,94. Błąd średniokwadratowy (RMSE) wyniósł 0,8 i jest to zadowalający wynik przy jednoczesnym relatywnie dużym odchyleniu standardowym wynoszącym 1,27. Model ma bardzo niski ujemny średni bias wynoszący -0,01, co mogłoby oznaczać, że idealnie reaguje na zmiany zasolenia. Jest to jednak w dużej mierze efektem tego, że na niskich i średnich głębokościach (od powierzchni do około 14. poziomu głębokości, tj. około 70 m) wyniki z modelu dla zasolenia są nieznacznie wyższe niż wartości obserwacyjne ICES, po czym na wyższych głębokościach tendencja się odwraca i symulacje modelowe zaniżają zasolenie od około 0,5 do 2,0. Zostało to zaprezentowane na profilu pionowym zasolenia (rys. 6.4).



Rys. 6.4. Profil pionowy zasolenia dla wszystkich obserwacji ICES w porównaniu z wartościami z modelu EcoFish

Źródło: opracowanie własne.

Analizując profil pionowy (rys. 6.4), widać również kilka charakterystycznych stref w kolumnie wody. Na powierzchni obserwuje się zwiększone odchylenie standardowe od średniej, zarówno dla danych modelowych, jak i dla obserwacji. Jest to wynikiem mieszania się wód słodkich pochodzących ze spływu rzecznoego z wodami morskimi, co skutkuje zwiększoną dynamiką zasolenia na powierzchni. Dalej, między 10. a 40. m głębokości (w zależności od lokalizacji nawet do 60. m), rozciąga się warstwa izohalinowa, zauważalna zarówno przy stałym średnim zasoleniu wynoszącym około 7–8, jak i w odniesieniu do wielkości odchylenia standardowego, które jest w tej warstwie najmniejsze w całej kolumnie wody. Poniżej 35. m STD zaczyna stopniowo rosnać, osiągając wartość około 2 na 70. m i utrzymując się na tym poziomie aż do dna. Poniżej warstwy izohalinowej widać

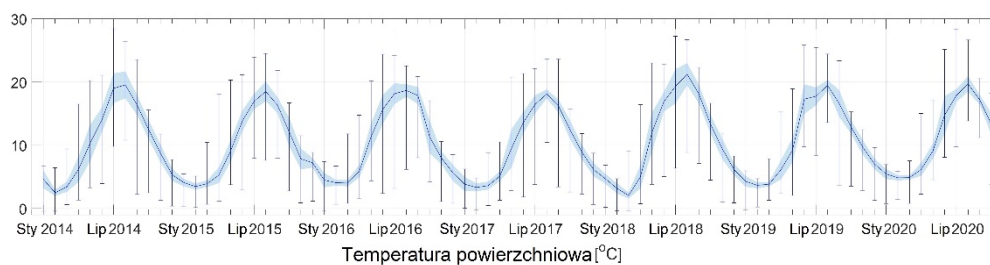
warstwę przejściową z wyraźnie zarysowaną halokliną, szczególnie dla krzywej wyznaczonej na podstawie obserwacji ICES. Średnie zasolenie zaczyna systematycznie rosnać od około 55 m (11. poziom) i stabilizuje się dopiero na głębokości 100 m (20. poziom). Na krzywej wyznaczonej na podstawie danych modelowych również widać obecność halokliny, jednak nie jest ona tak wyraźnie zaznaczona. Dane modelowe nie mają takiej zmienności jak dane *in situ*, na co szczególnie wskazuje znacznie mniejsze STD niż w przypadku obserwacji. Na największych głębokościach, osiągniętych w tej domenie jedynie w rejonie Głębi Gdańskiej, zasolenie wynosi średnio 12–13. Potrafi się ono jednak zwiększać do 14 w czasie wlewów i spadać do około 10 w okresach długotrwałej stagnacji.

6.3. WYNIKI MODELU ECOFISH

W niniejszym rozdziale zaprezentowano średnie miesięczne temperatury, zasolenia, wysokości powierzchni morza oraz prądów w warstwie powierzchniowej. Średnie odzwierciedlają rozpatrywany okres symulacji od 2014 do 2020 roku.

6.3.1. Temperatura

Temperatura powierzchniowa w obrębie domeny modelu EcoFish charakteryzuje się silną sezonową zmiennością (rys. 6.5). Największa dynamika występuje w południowej części domeny, która obejmuje południową część Zatoki Gdańskiej i Zatokę Pucką, gdzie występuje najwięcej płytkich obszarów przybrzeżnych, które szybko reagują na wymuszanie atmosferyczne. Pozostałe regiony charakteryzują się relatywnie mniejszą sezonową zmiennością temperatury powierzchniowej.



Rys. 6.5. Średnie miesięczne wartości temperatury powierzchniowej dla całej domeny modelu. Słupki błędów reprezentują ekstremalne wartości. Cieniowany obszar reprezentuje odchylenie standardowe

Źródło: opracowanie własne.

Średnia temperatura powierzchniowa wody dla całej rozpatrywanej domeny modelu wynosiła $10,43^{\circ}\text{C}$. Miesiące z najniższą średnią temperaturą to na ogół luty i marzec, a najzimniejszym miesiącem dla rozpatrywanego okresu czasu był marzec 2018 roku ze średnią temperaturą wynoszącą $2,05^{\circ}\text{C}$. Najcieplejsze miesiące to z reguły miesiące letnie, czyli lipiec i sierpień, przy czym rekordowy okazał się sierpień 2018 roku, w którym średnia temperatura wody w warstwie powierzchniowej osiągnęła $21,23^{\circ}\text{C}$.

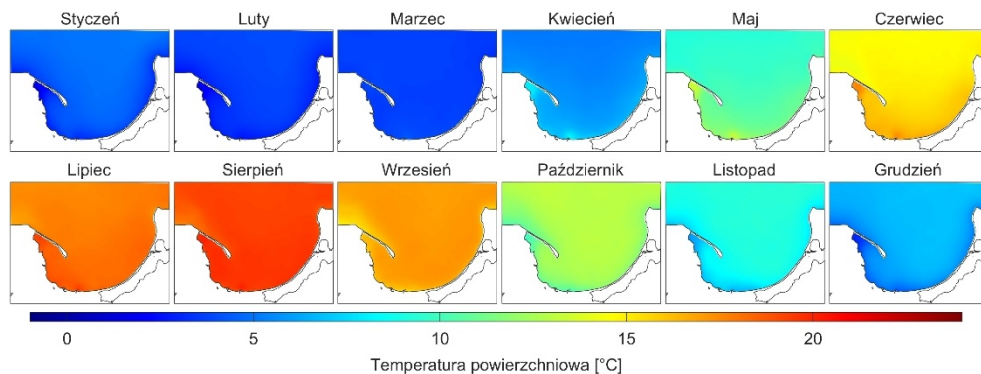
Ekstrema temperaturowe dla pojedynczych komórek modelu występowały najczęściej w płytkich rejonach przybrzeżnych. Najbardziej charakterystyczny jest tutaj bardzo płytki Zalew Pucki (rys. 6.1), który nie tylko jest oddzielony od otwartego morza przez Półwysep Helski, ale w części wschodniej występuje charakterystyczna anomalia batymetryczna w postaci płycizny między Cyplem Rewskim a Kuźnicą, która dodatkowo ogranicza wymianę mas wodnych z Zatoką Gdańską, wpływając na lokalne ekstrema temperaturowe. Najniższe temperatury występowały tam w styczniu i lutym 2014 roku, spadając do $-0,43^{\circ}\text{C}$, a najwyższe przypadały na lipiec w latach 2014 i 2018, kiedy temperatura przekraczała 28°C .

Najniższe odchylenia standardowe, wahające się w zakresie $0,34\text{--}0,81^{\circ}\text{C}$ (średnio $0,53^{\circ}\text{C}$), obserwowane są dla lutego i marca. Jest to okres między zimą a wiosną, kiedy warstwa powierzchniowa jest wychłodzona po zimie, a zarówno temperatura powietrza, jak i nasłonecznienie nie osiągają jeszcze tak wysokich wartości, aby powodować znaczące lokalne zmiany. Największe odchylenia od średniej temperatury powierzchniowej pojawiają się natomiast w maju i czerwcu ($1,22\text{--}3,11^{\circ}\text{C}$), z wartościami przekraczającymi 3°C w maju w latach 2017 i 2018.

Na rys. 6.6 przedstawione zostały średnie miesięczne wartości temperatury powierzchniowej dla okresu 2014–2020. Można zaobserwować, że w domenie występują cztery charakterystyczne okresy zmienności temperatury. Najdłuższy jest 5-miesięczny okres zimny, trwający od grudnia do kwietnia, kiedy średnia temperatura powierzchniowa jest niska i stosunkowo stabilna, wahając się jedynie w granicach od około 3°C do 7°C . Następnie występuje 4-miesięczny okres ciepły, trwający od czerwca do września, ze średnimi temperaturami w granicach od około 15°C do 19°C . Widoczne są także dwa okresy przejściowe. Pierwszym okresem przejściowym (wzrostowym) jest maj, kiedy temperatura gwałtownie rośnie z 5°C obserwowanych w kwietniu do 15°C rejestrowanych w czerwcu. Drugi okres przejściowy (spadkowy) to październik i listopad, gdy woda szybko się ochładza ze średnio 17°C osiągniętych we wrześniu do 6°C w grudniu.

Akwenem najszybciej reagującym na czynniki zewnętrzne jest wspomniana wcześniej Zatoka Pucka, która dzięki swojemu specyficznemu usytuowaniu oraz topografii dna charakteryzuje się największą zmiennością temperatury powierzchniowej oraz minimalną i maksymalną osiąganą temperaturą. W okresach zimowych obserwowane są w związku z tym lokalne zlodzenia, latem natomiast

Zatoka jest narażona na zakwity toksycznych glonów, stymulowane wysokimi temperaturami oraz depozycją substancji biogenicznych z uchodzących do niej rzek.

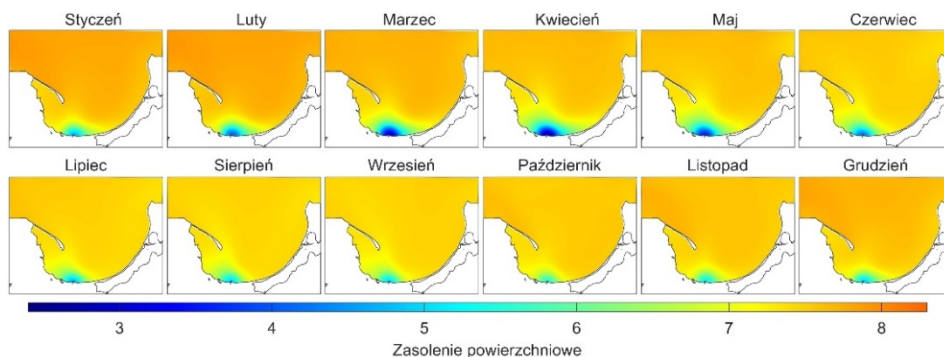


Rys. 6.6. Średnie miesięczne wartości temperatury wody dla warstwy powierzchniowej w latach 2014–2020

Źródło: opracowanie własne.

6.3.2. Zasolenie

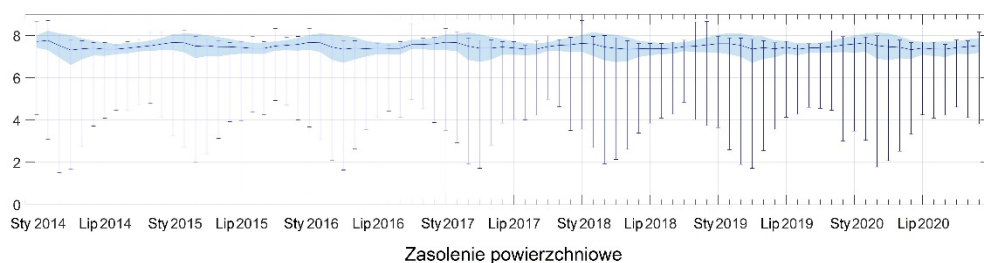
Podczas 7 lat symulacji modelu EcoFish średnie miesięczne zasolenia w warstwie powierzchniowej przyjmowały wartości w przedziale 7,31–7,76, co daje średnią 7,47 dla całego rozpatrywanego okresu (rys. 6.7, 6.8). Przebieg roczny zasolenia w badanym rejonie jest z reguły ustalony, z przyjęciem niższych wartości w miesiącach ciepłych/letnich (minimum dla kwietnia 2014 r.) oraz wyższych w półroczu zimnym/zimowym (maksimum w lutym 2014 r.).



Rys. 6.7. Średnie miesięczne wartości zasolenia dla warstwy powierzchniowej w latach 2014–2020

Źródło: opracowanie własne.

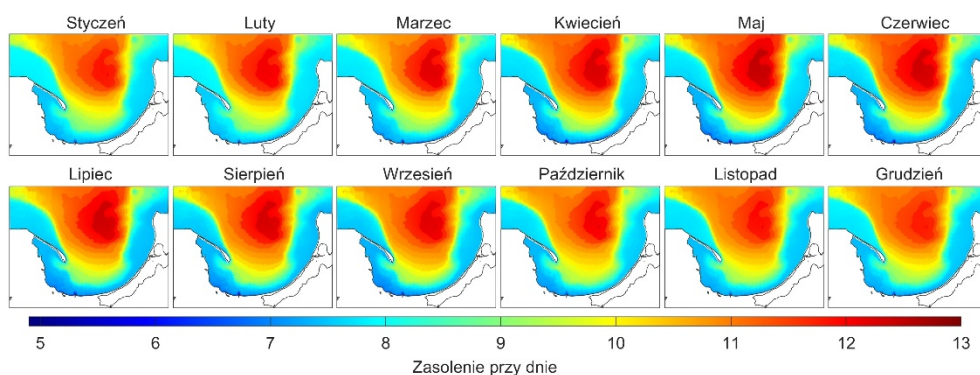
Najniższe sezonowe wahania zasolenia występują na otwartym morzu, co potwierdzają bardzo małe odchylenia standardowe, rzadko przekraczające 0,3. W południowej części domeny, która obejmuje ujście rzeki Wisły, zasolenie może fluktuować od około 2 do nawet 8 w miesiącach letnich (rys. 6.8). Najniższe zasolenie rejestrowane w modelu dla rozpatrywanego okresu, wynoszące 1,51, odnotowano w marcu 2014 roku. Było ono wynikiem wiosennego wezbrania i spływu z Wisły. Najwyższe zasolenie, wynoszące 8,70, zaobserwowano w styczniu 2018 roku na otwartym morzu.



Rys. 6.8. Średnie miesięczne wartości zasolenia w warstwie powierzchniowej dla całej domeny modelu. Słupki błędów reprezentują ekstremalne wartości. Cieniowany obszar reprezentuje odchylenia standardowe

Źródło: opracowanie własne.

Na dynamikę zmian zasolenia w warstwie powierzchniowej wpływa szereg czynników. Można tu wymienić m.in. wielkość spływu rzecznego, sezonowe zmiany struktury termicznej wody czy zmienne warunki meteorologiczne. W warstwie przydennej natomiast rozkład zasolenia na przestrzeni roku wydaje się relatywnie jednostajny, silnie związany z topografią dna (rys. 6.9).



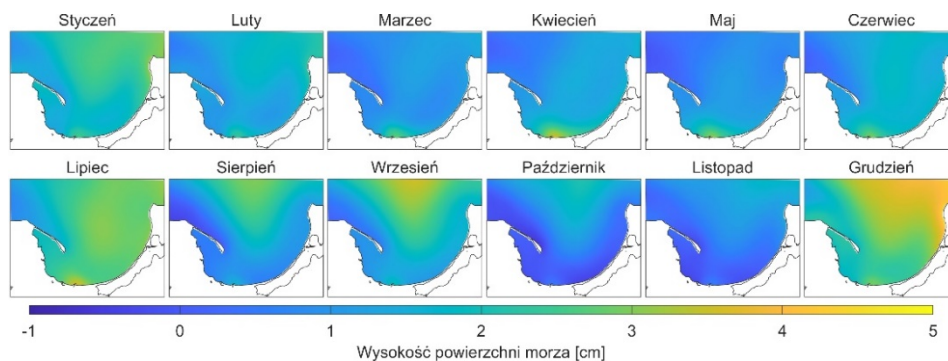
Rys. 6.9. Średnie miesięczne zasolenia dla warstwy przydennej w latach 2014–2020

Źródło: opracowanie własne.

Najwyższe zasolenia na dnie (średnio 12,66) występują w obszarach o dużej głębokości, w szczególności na Głębi Gdańskiej. Ewentualne wahania nie są tam już wynikiem cyklicznych procesów zachodzących z sezonową częstotliwością, a raczej nieregularnych zdarzeń, takich jak wlewy z Morza Północnego. Jedynie w 3 spośród 84 rozpatrywanych miesięcy średnie miesięczne zasolenie na dnie przekroczyło 13. Taka sytuacja wystąpiła w marcu 2014 roku (13,04), wrześniu 2017 roku (13,15) oraz listopadzie 2015 roku (13,19).

6.3.3. Wysokość powierzchni morza

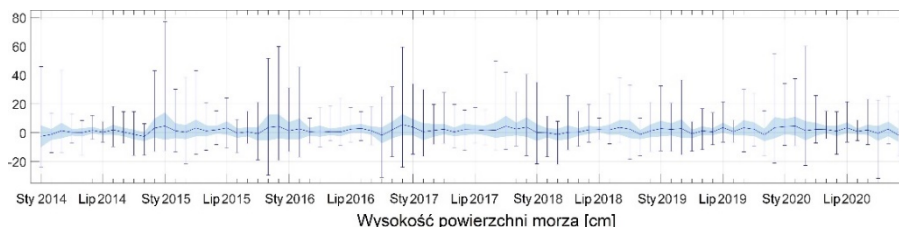
Średnia wysokość powierzchni morza w obrębie domeny modelu wyniosła 1,50 cm (rys. 6.10). Poszczególne miesięczne średnie cechują wyższe odchylenia standardowe (4,96–6,47 cm) w miesiącach od października do lutego.



Rys. 6.10. Średnie miesięczne wysokości powierzchni morza w latach 2014–2020

Źródło: opracowanie własne.

W pozostałych miesiącach średnie odchylenia standardowe są z reguły mniejsze i osiągają wartości około 3 cm (rys. 6.11).

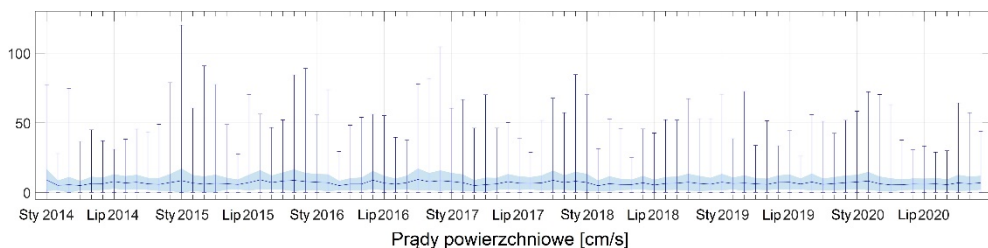


Rys. 6.11. Średnie miesięczne wysokości powierzchni morza dla całej domeny modelu. Słupki błędów reprezentują ekstremalne wartości. Cieniowany obszar reprezentuje odchylenia standardowe

Źródło: opracowanie własne.

6.3.4. Prądy

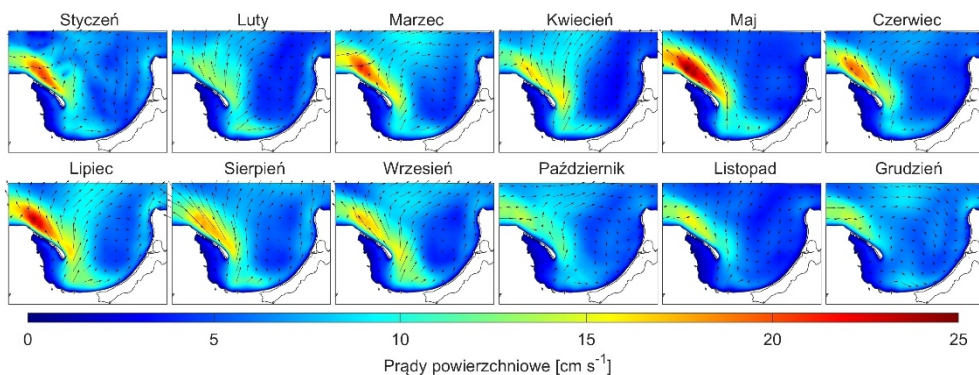
Znacznie bardziej charakterystyczny i powtarzalny niż w przypadku wysokości powierzchni morza jest rozkład przestrzenny kierunków i prędkości prądów morskich wewnątrz badanej domeny. Średnia prędkość w warstwie powierzchniowej dla lat 2014–2020 wyniosła $6,73 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ ze średnim odchyleniem standardowym wynoszącym $5,23 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (rys. 6.12). Najsilniejsze prądy zarejestrowano w styczniu 2015 oraz grudniu 2016 roku i osiągnęły one prędkość odpowiednio $120,09 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ i $104,45 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (rys. 6.12).



Rys. 6.12. Średnie miesięczne wartości prędkości prądów w warstwie powierzchniowej dla całej domeny modelu. Słupki błędów reprezentują ekstremalne wartości. Cieniowany obszar reprezentuje odchylenia standardowe

Źródło: opracowanie własne.

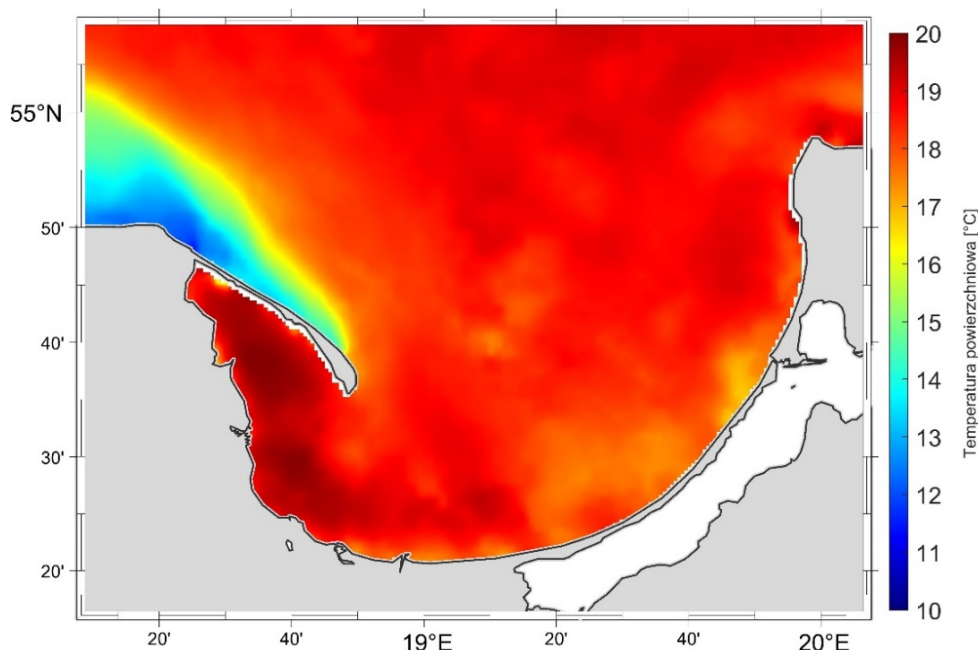
Wewnątrz domeny można wyróżnić charakterystyczny rejon, w którym rejestrowane są najsilniejsze prądy, o prędkościach przekraczających $20 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Jest to pas przybrzeżny rozciągający się wzdłuż całego Półwyspu Helskiego od strony otwartego morza (rys. 6.13).



Rys. 6.13. Średnie miesięczne prądy w warstwie powierzchniowej w latach 2014–2020

Źródło: opracowanie własne.

Jest to jednocześnie obszar częstego występowania upwellingu przybrzeżnego powodującego wynoszenie zimnych mas wody z dna na powierzchnię (Nowicki i in., 2019). Procesem odpowiedzialnym za to zjawisko jest transport Ekmana, związany z utrzymywaniem się południowo-wschodniego wiatru wiejącego wzdłuż Półwyspu Helskiego. Na mapie z 25 sierpnia 2015 roku (rys. 6.14) widoczny jest upwelling w postaci dużego horyzontalnego gradientu temperatury. W tym rejonie nierzadko występują gradienty do $5^{\circ}\text{C}\cdot\text{km}^{-1}$ (Krężel i in., 2005; Nowicki i in., 2019).



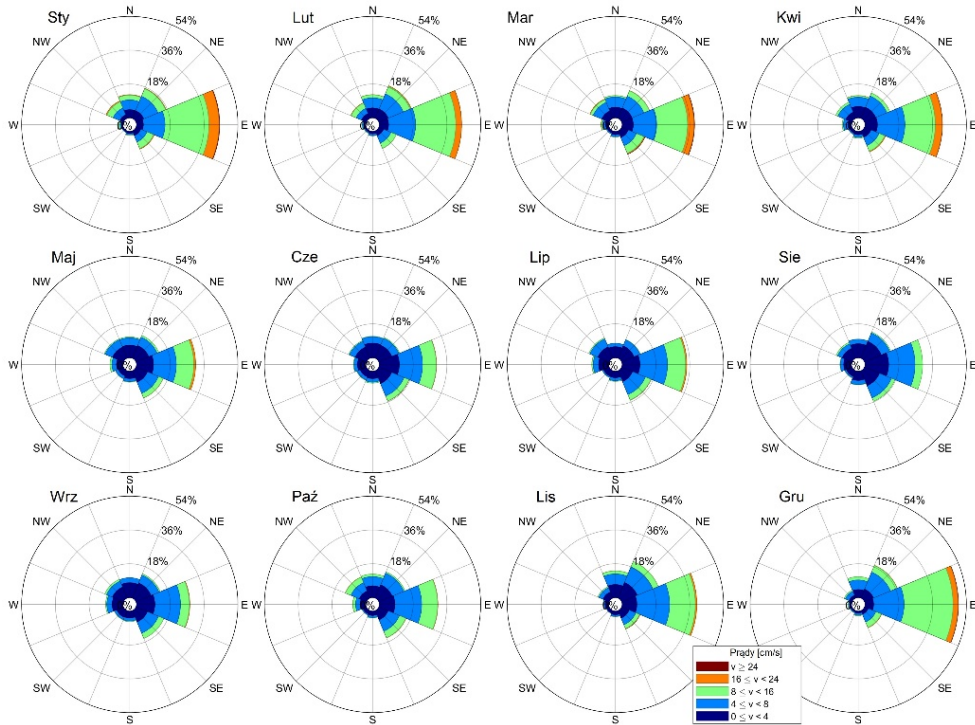
Rys. 6.14. Temperatura powierzchniowa 25 sierpnia 2015 roku z widocznym upwellingiem

Źródło: opracowanie własne.

Na rys. 6.15–6.17 przedstawiono róże prądów w warstwie powierzchniowej dla wybranych trzech charakterystycznych regionów (rys. 6.2) wewnątrz domeny modelu EcoFish.

W regionie VR (Vistula River – Rzeka Wisła), obejmującym swoim zasięgiem przybrzeżną i płytką południową część Zatoki Gdańskiej w obrębie ujścia rzeki Wisły, dominują prądy powierzchniowe o średnich prędkościach miesięcznych rzadko przekraczających $16\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (rys. 6.15). W tym regionie dominującą część kierunków stanowią prądy wschodnie. W miesiącach od grudnia do kwietnia mają one 39% i większy udział wśród wszystkich kierunków. Taki kierunek prądów powoduje, że woda uchodząca z Wisły ma utrudniony odpływ i jest rozprowadzana

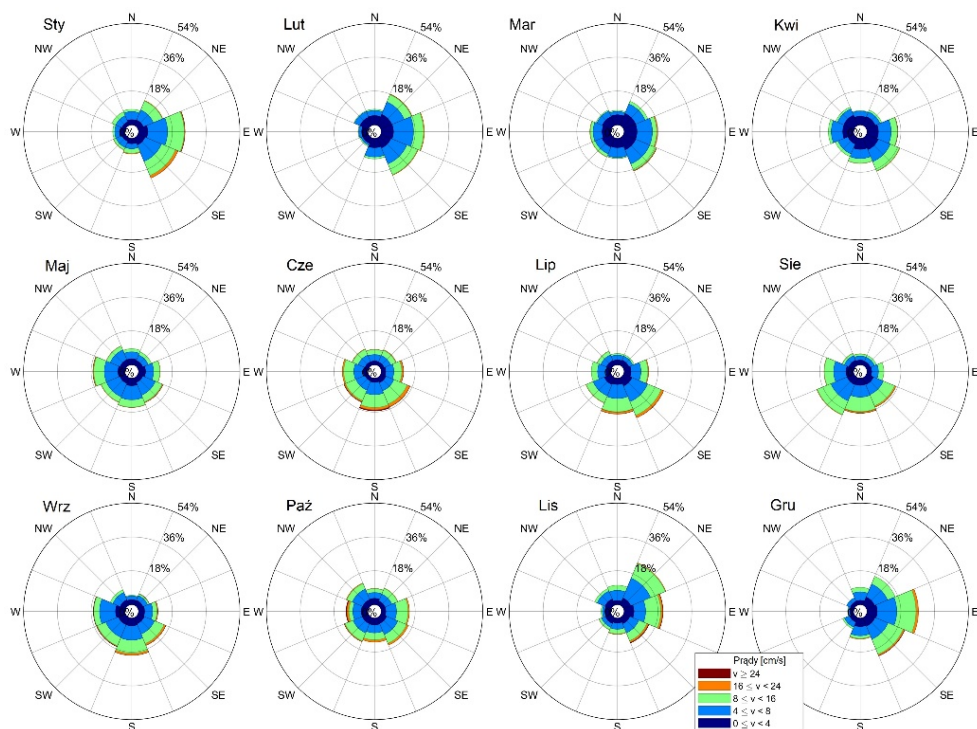
na wschód wzdłuż linii brzegowej Zatoki. Długotrwała obecność takich prądów ogranicza zasięg rozprzestrzeniania się wód rzecznych i zmniejsza strefę mieszania się wody słodkiej z wodą morską.



Rys. 6.15. Róża prądów morskich w warstwie powierzchniowej dla regionu VR (Vistula River) – średnie miesięczne

Źródło: opracowanie własne.

W regionie GD (Gdańsk Deep – Głębia Gdańska), obejmującym głębokowodny obszar domeny, zlokalizowany bezpośrednio nad Głębią Gdańską, rozkład zarówno średnich prędkości, jak i kierunków jest dużo bardziej jednorodny niż w przypadku pozostałych regionów (rys. 6.16).



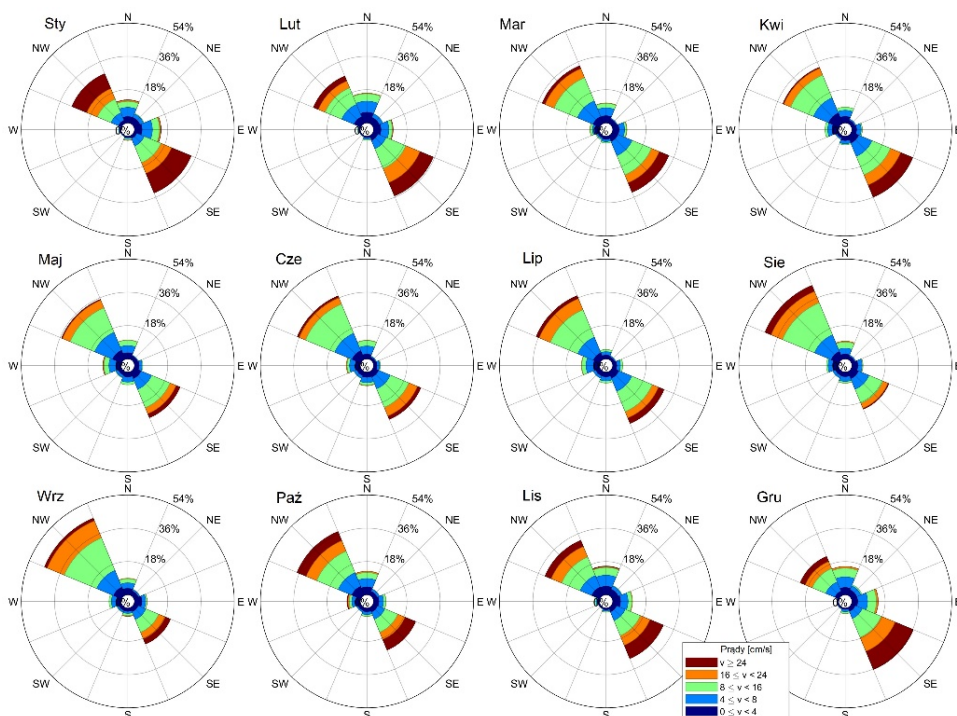
Rys. 6.16. Róża prądów morskich w warstwie powierzchniowej dla regionu GD (Gdańsk Deep) – średnie miesięczne

Źródło: opracowanie własne.

Od listopada do lutego statystycznie częściej pojawiają się tu prądy zmierzające w kierunkach wschodnich, północno- i południowo-wschodnich (około 60% przypadków), lecz w pozostałych miesiącach sytuacja jest dużo mniej zróżnicowana, i tak na przykład w miesiącach letnich, od czerwca do września dominującymi kierunkami są kierunki południowo-wschodnie, południowe i południowo-zachodnie. W czerwcu stanowią one 48,6%, w lipcu 57%, w sierpniu 58,3%, a we wrześniu 53,6%. W tym regionie średnie miesięczne prędkości prądów są porównywalne do tych występujących w regionie VR. Prędkości z przedziału $4\text{--}16\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ stanowią nierzadko nawet 60–70% wszystkich prędkości. Ponadto w każdym miesiącu można zaobserwować niewielki udział prędkości przekraczających $16\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$, a niekiedy nawet $24\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$.

W regionie HP (Hel Peninsula – Półwysep Helski) obserwuje się najwyższe średnie miesięczne prędkości prądów w całej domenie (rys. 6.17). Średnie wartości przekraczające $24\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ pojawiają się tutaj w każdym miesiącu i stanowią 3–22% wszystkich prędkości. Bardzo charakterystyczne w tym regionie są kierunki prądów

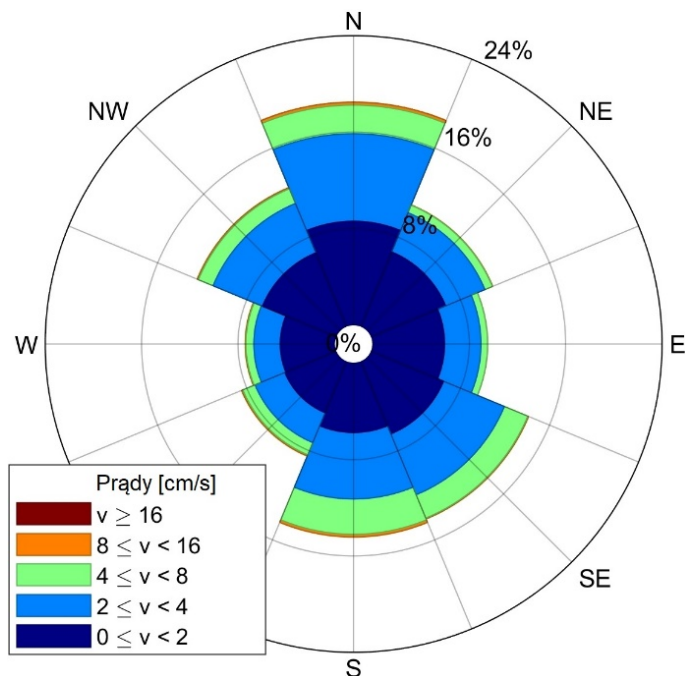
powierzchniowych. Dominują kierunki północno-zachodnie (przeważające w miesiącach ciepłych, od maja do listopada) oraz południowo-wschodnie (w pozostałych miesiącach). Stanowią one wspólnie ponad 60% wszystkich kierunków w każdym miesiącu. Taki układ prądów powierzchniowych umożliwia szybkie przemieszczanie mas wodnych wzdłuż Półwyspu Helskiego i mieszanie wód Zatoki Gdańskiej z wodami Bałtyku Właściwego.



Rys. 6.17. Róża prądów morskich w warstwie powierzchniowej dla regionu HP (Hel Peninsula) – średnie miesięczne

Źródło: opracowanie własne.

Prędkości prądów w warstwie przydennej w regionach VR oraz HP relatywnie rzadko przekraczają 4 cm s^{-1} . Jedynie w rejonie GD ich udział jest wyższy, kilkunastoprocentowy, szczególnie od października do lutego. Róża prądów dla Głębi Gdańskiej wskazuje na istnienie dominującego północnego prądu przydennej (rys. 6.18). Pozwala to przypuszczać, że wody znajdujące się na dnie są najczęściej wypychane w kierunku Basenu Gotlandzkiego.



Rys. 6.18. Róża prądów morskich w warstwie przydennej Głębi Gdańskiej – średnia roczna
Źródło: opracowanie własne.

6.4. ANALIZA ZMIENNOŚCI SEZONOWEJ STRUKTURY PIONOWEJ WÓD GŁĘBI GDAŃSKIEJ

Istnienie dobrze wymieszanej warstwy powierzchniowej, w której temperatura, zasolenie i gęstość są niemal jednorodne, jest charakterystyczną i niemal uniwersalną cechą zbiorników wodnych, takich jak morza czy oceany. W warstwie tej obserwowane są silne, turbulenty procesy mieszania, napędzane przez oddziaływania wiatrowe i wymianę strumieni ciepła na granicy woda–atmosfera.

Głębokość, do jakiej może sięgać ta silnie wymieszana warstwa, przejawia dużą zmienność sezonową. W ciepłych miesiącach letnich warstwa ta może się znajdować blisko powierzchni lub w ogóle nie występować. Zimą natomiast, na skutek głębokiej konwekcji stymulowanej powierzchnią utratą ciepła, granica warstwy wymieszanej obserwowana jest często na dużych głębokościach. W wybranych lokalizacjach w oceanach może to być nawet 2000 m (Marshall i Schott, 1999), natomiast w płytkich morzach, których przykładem może być Morze Bałtyckie, obserwuje się ją na głębokości kilkudziesięciu metrów (Leppäranta i Myrberg, 2009).

Poprawne wyznaczenie głębokości warstwy wymieszanej ma kluczowe znaczenie w badaniach oceanograficznych i modelowaniu numerycznym przy pracach związanych z walidacją i poprawkami w parametryzacji oraz rozwojem modeli ogólnej cyrkulacji oceanicznej, które są wykorzystywane do symulowania procesów fizycznych i termodynamicznych zachodzących w oceanie (Chen i in., 1994; Kara i in., 2003; Masson i in., 2002; Noh i in., 2002; Zhang i Zebiak, 2002). Ponadto w związku z tym, że znaczna część aktywności biologicznej występuje w górnej części oceanu (w strefie eufotycznej), warstwa wymieszana jest również istotna przy pracach związanych z procesami biologicznymi zachodzącymi w wodzie.

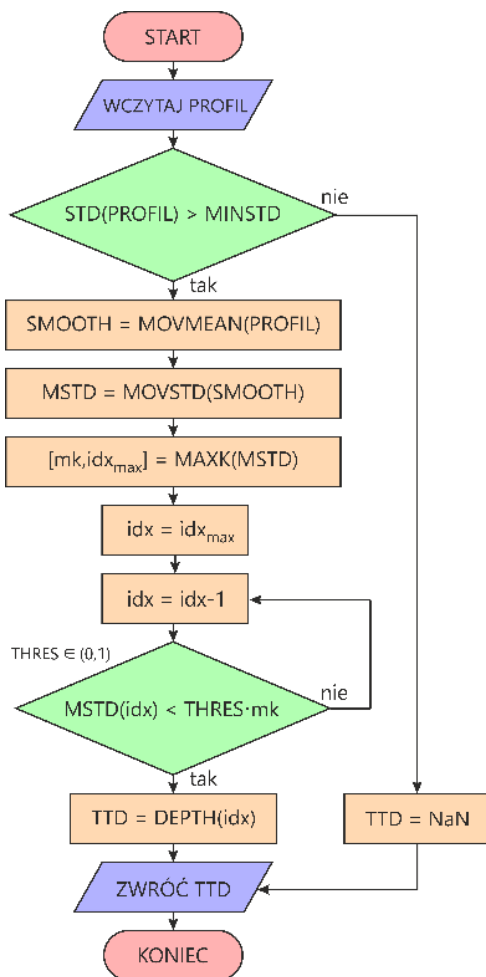
Aby móc przeanalizować zmienność sezonową struktury pionowej wód Głębi Gdańskiej, potrzebne były metody pozwalające na poprawne określenie głębokości warstwy mieszanej poprzez wyznaczenie głębokości termokliny i halokliny.

6.4.1. Algorytm MovSTD

Metody progowe czy gradientowe, które są powszechnie wykorzystywane do określania głębokości warstwy mieszania, halokliny czy termokliny, sprawdzają się dobrze w przypadku oceanu globalnego, gdzie stratyfikacja nie ulega tak znacznym zmianom jak w półzamkniętym Morzu Bałtyckim. Autorzy zdecydowali się zatem na wypracowanie własnego algorytmu do określenia szczytu termokliny (*top of thermocline depth*, TTD) i halokliny (*top of halocline depth*, THD) (Janecki i in., 2022). Pierwszym z dwóch głównych założeń opracowanej metody była jej mała złożoność obliczeniowa, tak aby można było ją wykorzystać dla dużej liczby profili pionowych i otrzymać odpowiedź w sensownym czasie. Drugim głównym założeniem była możliwość zastosowania algorytmu zarówno dla danych środowiskowych, jak i modelowych.

Opracowany algorytm można z powodzeniem wykorzystywać zarówno dla profili temperaturowych, jak i dla zasolenia. Autorzy nadali metodzie (algorytmowi) nazwę MovSTD, jako że wykorzystuje działania skupione wokół średniej kroczącej z odchylenia standardowego danych w badanym profilu.

Pierwszym krokiem (rys. 6.19) jest załadowanie do pamięci podręcznej profilu pionowego analizowanej zmiennej (temperatury lub zasolenia). Jeżeli rozdzielczość danych w profilu jest zbyt mała, przeprowadza się interpolację. To, z jaką dokładnością algorytm MovSTD jest w stanie wyznaczyć szukaną głębokość, ściśle wiąże się z rozdzielczością danych w profilu. W niniejszej pracy autorzy poddali interpolacji zarówno profile pochodzące z modelu EcoFish, jak i dane *in situ*, tak aby miały one rozdzielczość 0,2 m.



Rys. 6.19. Schemat blokowy działania algorytmu MovSTD

Źródło: opracowanie własne.

Następnie sprawdzany jest warunek na odchylenie standardowe w całym profilu. Jeśli jest ono mniejsze niż MINSTD, algorytm zwraca wartość Not A Number (NaN), co sygnalizuje, że profil jest homogeniczny (izotermiczny lub izohalinowy) i zgodnie z przyjętą przez autorów metodyką jest całkowicie wymieszany bądź też nie występuje tam termoklina/haloklina. Próba zastosowania algorytmu MovSTD do wyznaczenia kliny może spowodować podanie błędnej wartości związanej z lokalną zmianą temperatury/zasolenia, a nie z faktem istnienia kliny w analizowanym profilu. Jeżeli STD profilu jest większe niż MINSTD,

przechodzimy do wygładzenia profilu z wykorzystaniem średniej kroczącej, z krokiem określonym przez parametr FRAME. Na tak wygładzonym profilu pionowym obliczamy kroczące odchylenie standardowe (MSTD) i jest to najważniejsza operacja w prezentowanej metodzie. Jej wynik służy do określenia miejsca, w którym zachodzą największe zmiany wartości w badanym profilu.

W kolejnym kroku znajdujemy maksimum z MSTD i odpowiadający mu indeks idx_{max} . Numer tego indeksu zostaje wykorzystany jako miejsce rozpoczęcia przeszukiwania krzywej MSTD. Na tym etapie algorytm rozpoczyna w pętli sprawdzanie warunku odcięcia w kierunku malejących indeksów (głębokości). Dla każdego kolejnego indeksu sprawdzane jest, czy wartość MSTD dla kolejnego indeksu spadła poniżej wartości iloczynu maksimum MSTD (mk) i parametru progowego THRES według poniższego wzoru:

$$MSTD(idx) < THRES \times mk \quad (6.1)$$

Pierwszy znaleziony w pętli indeks spełniający powyższą zależność (równanie 6.1) wskazuje na numer warstwy w profilu pionowym, na którym znajduje się szczyt głębokości termokliny lub halokliny. Po odniesieniu tego indeksu do stowarzyszonego z profilem wektora głębokości DEPTH dostajemy szukaną wartość TTD/THD.

Podczas kalibracji metody ustalono następujące wartości parametrów wejściowych:

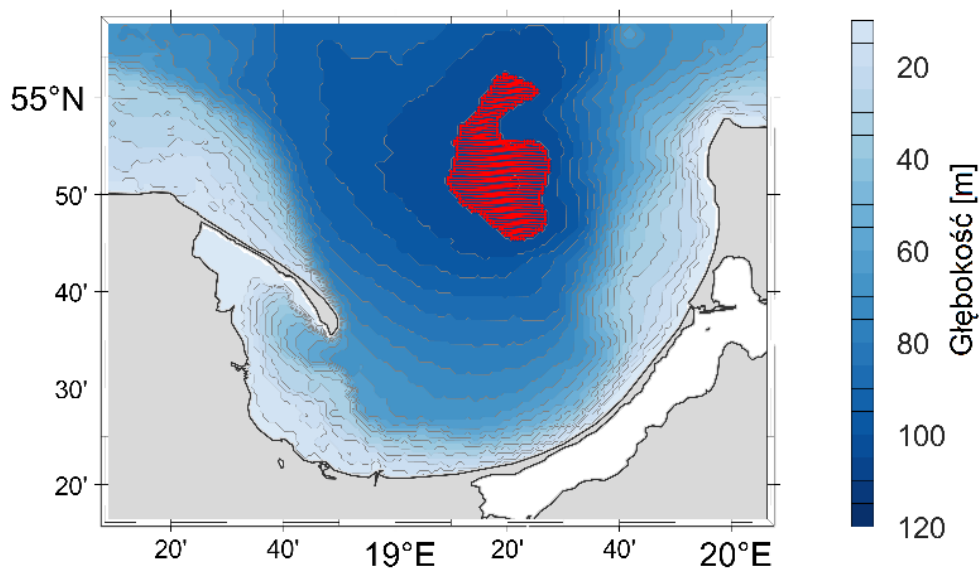
- FRAME = 30 (co odpowiada 6 m);
- MINSTD = 0,7 dla TTD oraz 0,6 dla THD;
- THRES = 0,3 dla TTD oraz 0,2 dla THD.

Do walidacji algorytmu MovSTD wykorzystano dane *in situ* pozyskane przez Instytut Oceanologii PAN podczas regularnych rejsów prowadzonych na jednostce s/y Oceania. Walidacja potwierdziła, że algorytm poprawnie wyznacza TTD i THD w miesiącach zimowych (styczeń/luty), gdy w warstwie mieszania znajduje się zimna woda o strukturze zbliżonej do izotermalnej, a następnie występuje termoklina, gdzie temperatura zaczyna rosnać, aby ustalić się przy dnie. Bardzo dobre wyniki uzyskuje się także dla profili październikowych, gdy ciepła, wymieszana woda, która nagrzała się latem, znajduje się w górnych warstwach, a następnie obserwowany jest szybki spadek temperatury ze stosunkowo wąską termokliną. Metoda daje również zadowalające wyniki późną wiosną (maj), kiedy zaczyna powstawać termoklina sezonowa na skutek ogrzewania się warstwy powierzchniowej, trzeba jednak zauważyć, że w tych miesiącach obserwowana jest największa dobowa dynamika zmienności temperatury, co powoduje czasem niedoszacowanie lub przeszacowanie głębokości termokliny (widoczne duże skoki wyznaczonej TTD na obrazku dla maja). Haloklina nie ma takiej charakterystyki sezonowej

jak termoklina. Jest stosunkowo stała dla całej sekcji w każdym miesiącu, w którym odbywały się rejsy statku, i metoda bardzo dobrze ją wyznacza. Wzrosty zasolenia w analizowanych rejsach są na tyle silne i jednorodne, że algorytm praktycznie się nie myli i daje bardzo dobre wyniki. Walidacji poświęcono odrębną sekcję w pracy Janeckiego i in. (2022).

6.4.2. Wyniki

Po ustaleniu odpowiednich wartości parametrów sterujących działaniem algorytmu MovSTD i przeprowadzeniu walidacji metody na danych *in situ*, przechodzimy do analizy sezonowej zmienności struktury pionowej dla temperatury wody i zasolenia z regionu Głębi Gdańskiej z wykorzystaniem danych modelowych. Analizowane pola temperatury i zasolenia pochodziły z 7-letniej symulacji modelu EcoFish dla okresu od 1 stycznia 2014 do 31 grudnia 2020 roku.

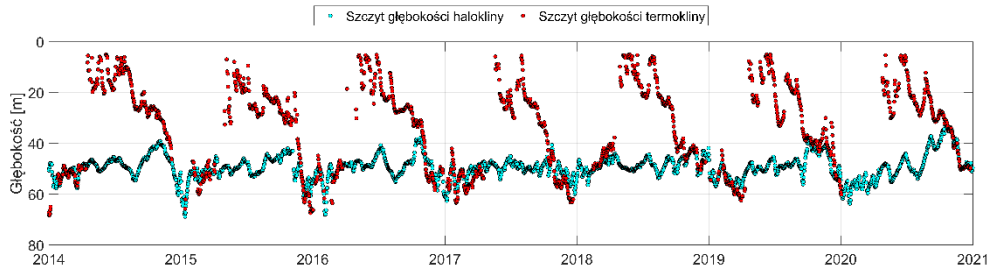


Rys. 6.20. Domena modelu EcoFish z zaznaczonym regionem, dla którego przeprowadzona została analiza zmienności sezonowej struktury pionowej wód

Źródło: opracowanie własne.

Analizowany region (rys. 6.20) obejmuje 1123 indywidualne profile pionowe; 9 spośród nich to profile ze ścisłej Głębi Gdańskiej o głębokości 115 m, pozostałe 1114 profili ma 110 m głębokości. Algorytm MovSTD został wykorzystany do obliczenia TTD i THD dla wszystkich indywidualnych profili w analizowanym okresie.

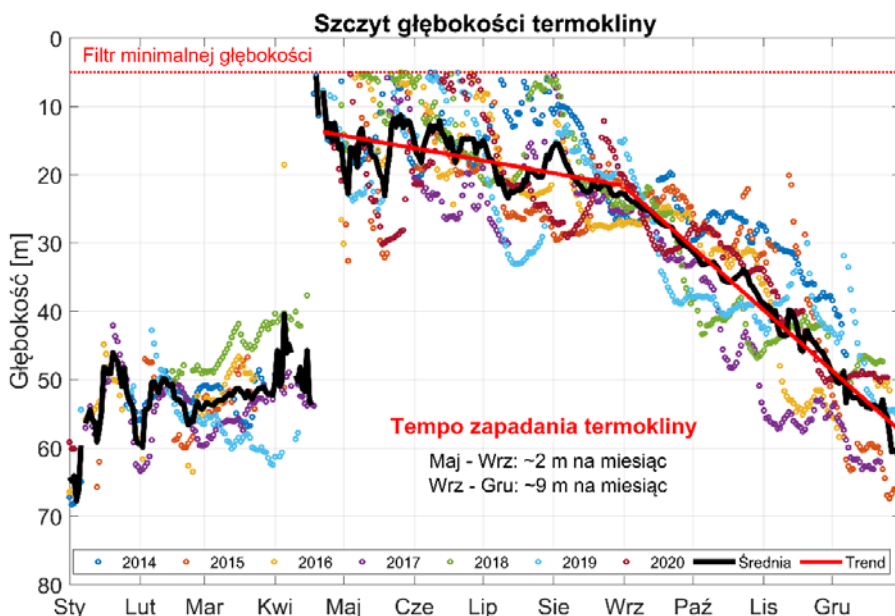
Następnie obliczone zostało średnie TTD/THD, aby uzyskać jedną wartość na dzień dla całego regionu. W wyniku tych operacji powstała 7-letnia seria czasowa dla szczytu termokliny i halokliny (rys. 6.21).



Rys. 6.21. Seria czasowa uzyskanych z algorytmu MovSTD wartości TTD i THD dla rejonu Głębi Gdańskiej

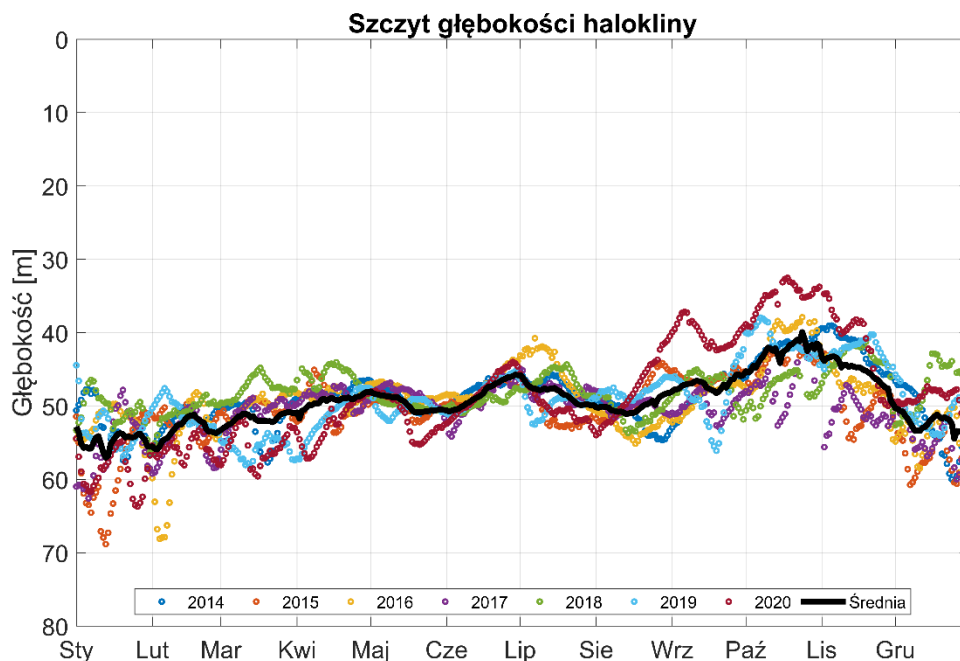
Źródło: opracowanie własne.

Aby prześledzić zmienność sezonową, wyniki przedstawiono na jednym wykresie ze skalą miesięczną osobno dla termokliny (rys. 6.22) i halokliny (rys. 6.23).



Rys. 6.22. Sezonowa zmienność średnich wartości szczytu głębokości termokliny (TTD) wyznaczonej na podstawie algorytmu MovSTD dla regionu Głębi Gdańskiej (2014–2020)

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 6.23. Sezonowa zmienność średnich wartości szczytu głębokości halokliny (THD) wyznaczonej na podstawie algorytmu MovSTD dla regionu Głębi Gdańskiej (2014–2020)

Źródło: opracowanie własne.

Z wykresu TTD (rys. 6.22) odfiltrowano wyniki z głębokości 0–5 m, które pojawiały się w początkowym okresie formowania się termokliny sezonowej. Zabieg ten jest związany z rozdzielczością pionową modelu EcoFish. Skrajnym przypowierzchniowym węzłem interpolacji była wartość dla głębokości 2,5 m. Wartości z warstwy 0–2,5 m uzyskano przy wykorzystaniu ekstrapolacji liniowej. Z tego względu oszacowanie przez algorytm tak płytkiego TTD było raczej błędem metody związanym z poekstrapolacyjnym dużym gradientem temperatury w tej mikrowarstwie, niż świadczyło o występowaniu tam rzeczywistej termokliny.

Dostarczanie energii do górnych warstw morza poprzez ogrzewanie powoduje powstanie termokliny (rys. 6.22). W Bałtyku Południowym termoklina powstaje w maju. Wskutek dalszego ogrzewania górnych warstw i procesów mieszania termoklina systematycznie się zapada, aż do osiągnięcia maksymalnej głębokości wyznaczonej przez haloklinę, którą to osiąga w grudniu (rys. 6.21). Prędkość, z jaką odbywa się zapadanie termokliny, nie jest stała.

Ze względu na powolne nagrzewanie górnych warstw oraz wpływ *cold intermediate layer* (CIL) początkowe zapadanie odbywa się z prędkością około 2 m na miesiąc. Od września do grudnia, po osiągnięciu głębokości zalegania CIL,

zapadanie termokliny przyspiesza i odbywa się z prędkością około 9 m na miesiąc. Poprzez mieszanie górnych warstw, wzmożonych przez zimowe sztormy, dochodzi do ujednorodnienia górnej warstwy. Dlatego od stycznia do połowy kwietnia można się spodziewać dwuwarstwowej struktury pionowej morza.

Górna granica halokliny, która wyznacza maksymalną głębokość termokliny oraz stanowi dolną granicę CIL, jest najbardziej stabilna w miesiącach letnich od maja do września. Jednak wraz ze wzrostem natężenia i siły wiatrów, stanowiących siłę wymuszającą procesów adwekcji, haloklina staje się niestabilna, gwałtownie zmieniając swoją głębokość. Zmiana głębokości górnej granicy halokliny w Głębi Gdańskiej wynosi około 50 ± 15 m (rys. 6.23).

PODSUMOWANIE

Niniejszy rozdział prezentuje część hydrodynamiczną trójwymiarowego numerycznego modelu ekosystemu EcoFish, która jest odpowiedzialna za symulację głównych zmiennych fizycznych środowiska morskiego, takich jak: temperatura wody, zasolenie, prądy oraz wysokość powierzchni morza. W modelu zaimplementowano moduł asymilacji w celu poprawy wyników symulacji, co umożliwiła lepsze określanie dynamiki zmian parametrów fizycznych wewnątrz domeny modelu (więcej informacji o module asymilacji zawarto w opracowaniu Nowickiego, Janeckiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023)).

Model EcoFish obejmuje swoim zasięgiem całą Zatokę Gdańską wraz z Zatoką Pucką. Domena modelu od zachodu i północy graniczy z otwartym Bałtykiem. Bardziej szczegółowe informacje na temat wyników modelu EcoFish oraz walidacji parametrów fizycznych można znaleźć w opracowaniu Janeckiego i in. (2021).

W podrozdziale 6.2 przeprowadzona została walidacja statystyczna modelu EcoFish, która pozwoliła zweryfikować poprawność otrzymywanych z niego wyników pod kątem zmienności sezonowej i przestrzennej symulowanej temperatury wody i zasolenia. W tym celu wykorzystano dostępne obserwacje *in situ* z baz danych ICES oraz bazy danych powstałej podczas rejsów rybackich realizowanych w ramach zadań projektu.

Walidacja pokazała, że wyniki symulacji modelu EcoFish dla temperatury wody cechuje duża zgodność z obserwacjami *in situ*. Aby to potwierdzić, wykorzystano dwie bazy danych eksperymentalnych. W bazie ICES dostępnych było prawie 18 tysięcy pomiarów, rozłożonych stosunkowo równomiernie w obrębie całej domeny, z pominięciem płytkiego rejonu wzdłuż wybrzeża, w którym nie był prowadzony monitoring, a przynajmniej dane z tego regionu nie były publicznie dostępne (rys. 6.2). Korelacja modelu EcoFish względem tych danych (ICES) wyniosła 0,94 przy błędzie średniokwadratowym (RMSE) na poziomie $1,33^{\circ}\text{C}$. Na skutek porównania modelowanej temperatury z danymi pochodzącymi z bazy

powstałej podczas rejsów rybackich uzyskano współczynnik korelacji równy 0,87. Jest to wynik zadowalający, jeśli wziąć pod uwagę silne skupienie danych rejsowych w pasie od ujścia rzeki Wisły w kierunku północno-zachodnim. Dane pochodzą zatem zarówno z rejonu, w którym występuje mieszanie się wód rzecznych (z Wisły) z wodami Zatoki, jak i z obszaru, w którym występują najsilniejsze prądy w całej domenie (pas wzdłuż Półwyspu Helskiego). Należy również zauważyć, że większość tych danych pochodziła z głębokości połowowych, tj. 30–60 m, na których nie widać już wpływu działania asymilacji danych satelitarnych SST.

Korelacja danych modelowych dla zasolenia z danymi ICES na poziomie 0,94 oraz niski błąd średniokwadratowy wynoszący 0,8 pozwalają sądzić, że model dobrze sobie radzi z transportem mas wodnych. Dowodzi to też, że rzeki zostały poprawnie zaimplementowane w modelu, a model poprawnie odwzorowuje mieszanie uchodzącej z nich wody słodkiej ze słonymi wodami Zatoki i jej roznoszenie przez prądy w obszarze Zatoki. Dodatkowo, analizując profil pionowy (rys. 6.4), widać zarówno występowanie warstwy izohalinowej, jak i tworzenie się halokliny na niższych poziomach głębokości, co dowodzi, że model poprawnie odwzorowuje dynamikę zmian zasolenia w kolumnie wody.

Analizując 7-letni okres symulacji modelu EcoFish (od stycznia 2014 do grudnia 2020 r.), można dostrzec, że temperatura wód Zatoki Gdańskiej podlega silnym zmianom sezonowym i zależy w głównej mierze od zmian temperatury powietrza i nasłonecznienia. W dużym stopniu są one również kształtowane przez procesy konwekcji i mieszanie wywołane działaniem wiatrów. W zmianach temperatury wody Zatoki widać też wpływ Wisły, której wody podwyższają temperaturę w Zatoce w okresie wiosenno-letnim i obniżają ją jesienią. Najniższe średnie wartości temperatury wody powierzchniowej w całej domenie występują w lutym. W tym miesiącu wody powierzchniowe całego akwenu cechują się zbliżoną temperaturą, a różnice nie przekraczają 2,5°C. W kolejnych miesiącach temperatura wód powierzchniowych wzrasta, najszybciej w strefie przybrzeżnej. Najwyższe zróżnicowanie przestrzenne obserwowane jest w maju i czerwcu (różnice wynoszące do około 7°C). Najwyższe średnie temperatury wód powierzchniowych występują natomiast w sierpniu.

Umieszczenie Zatoki Gdańskiej i jej specyficzna topografia dna sprzyjają zróżnicowania zasolenia. Istotne różnice w jego rozkładzie zachodzą między płytkim obszarem przybrzeżnym a głębszą częścią Zatoki, która warunkami przypomina wody otwartego morza z typową dla Bałtyku strukturą warstwową (z występowaniem halokliny i termokliny). Płytkowodna strefa przybrzeżna Zatoki Gdańskiej znajduje się pod wpływem słodkich wód dostających się do niej z rzek i innego rodzaju spływów powierzchniowych. Największy wpływ na zmiany zasolenia ma Wisła, z której uchodzą ogromne objętości wody słodkiej (średni przepływ przekraczający $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$), powodując spadki zasolenia poniżej 7. Jej wpływ zauważalny jest również w warstwie powierzchniowej głębokowodnej części Zatoki

Gdańskiej, głównie w okresie wiosennym, kiedy to na skutek prądów wody rzeczne mieszają się z wodami morskimi i są wynoszone w głąb Zatoki.

Analizując rozkład prądów w badanej domenie, można wyróżnić charakterystyczny obszar, rozciągający się wzdłuż Półwyspu Helskiego od strony otwartego morza, w obrębie którego występują najsilniejsze prądy powierzchniowe, nierzadko przekraczające $20 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Dominują tutaj dwa kierunki, w zależności od pory roku. Prądy północno-zachodnie obserwowane są przeważnie w miesiącach letnich, powodują wypychanie wody z Basenu Gdańskiego w kierunku otwartego morza i towarzyszy im powstawanie upwellingów przybrzeżnych. W pozostałych miesiącach w tym rejonie przeważają prądy południowo-wschodnie, niosące wody w kierunku wewnętrznej Zatoki Gdańskiej. Osobliwy jest także rozkład prądów powierzchniowych w okolicach ujścia Wisły, gdzie najczęściej występuje prąd wschodni, rozprzeczający wody uchodzące z Wisły wzdłuż brzegu Zatoki. Jego długotrwała obecność ogranicza zasięg rozprzeczania się wód Wisły i zmniejsza strefę mieszania się wody słodkiej z wodą morską.

W związku z tym, że na wysokość powierzchni morza największy wpływ ma oddziaływanie wiatrowe, trudno jest mówić o charakterystycznych obszarach wewnątrz domeny, w których SSH przyjmuje wartości tylko dodatnie lub ujemne. Można natomiast wyróżnić obszary, które mają tendencję do przyjmowania wartości ekstremalnych, w zależności od warunków meteorologicznych. Są to rejony przybrzeżne, w szczególności okolice Półwyspu Helskiego, południowe wybrzeże ciągnące się od Zatoki Puckiej, wzdłuż Mierzei Wiślanej, a także wschodni brzeg Zatoki Gdańskiej.

Wyniki działania algorytmu MovSTD na danych modelowych z regionu Głębi Gdańskiej pokazały, że szczyt głębokości halokliny jest tam ustalony i znajduje się na około 50 m. Zauważalne zmiany w dynamice w analizowanym 7-letnim okresie widać jednak od sierpnia do listopada, kiedy to THD zaczyna pojawiać się wyżej, na głębokościach 35–50 m, oraz między styczniem a lutym, kiedy w latach 2015 i 2016 osiągnął wartości chwilowe sięgające 70 m głębokości. Można jednak powiedzieć, że THD nie wykazuje dużej zmienności sezonowej i struktura pionowa zasolenia na Głębi Gdańskiej jest dość stabilna.

Sytuacja wygląda inaczej w przypadku termokliny. Widać tu wyraźną zmienność sezonową. Świeża termoklina zaczyna się formować w maju w związku z nagrzewaniem się warstwy powierzchniowej na skutek warunków atmosferycznych (wysokie temperatury powietrza i nasłonecznienie). Prędkość jej zapadania w miesiącach od maja do września wynosi około 2 m na miesiąc. W kolejnych miesiącach, na skutek mieszania się wód i wzmożonych oddziaływań wiatrowych, zapadanie się termokliny przyspiesza, osiągając większe głębokości z prędkością około 9 m na miesiąc. Na przełomie roku opadanie termokliny zatrzymuje się i do kwietnia znajduje się ona na tej samej głębokości co haloklina.

LITERATURA


1. Bolałek J., Falkowska L., Korzeniewski K., *Hydrochemia Zatoki*, w: *Zatoka Pucka*, red. K. Korzeniewski, Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk 1993, 222–281.
2. Chen D., Busalacchi AJ., Rothstein LM., *The roles of vertical mixing, solar radiation, and wind stress in a model simulation of the sea surface temperature seasonal cycle in the tropical Pacific Ocean*, *Journal of Geophysical Research*, 1994, 99(C10), 20345–20359. <https://doi.org/10.1029/94JC01621>.
3. Dargahi B., Kolluru V., Cvetkovic V., *Multi-layered stratification in the Baltic Sea: insight from a modeling study with reference to environmental conditions*, *Journal of Marine Science and Engineering*, 2017, 5(1), 2. <http://dx.doi.org/10.3390/jmse5010002>.
4. Dzierzbicka-Głowacka L., Dybowski D., Janecki M., Wojciechowska E., Szymczycha B., Potrykus D., Nowicki A., Szymkiewicz A., Zima P., Jaworska-Szulc B., Pietrzak S., Pazikowska-Sapota G., Kalinowska D., Nawrot N., Wielgat P., Dembska G., Matej-Lukowicz K., Szczepańska K., Puszkarczuk T., *Modelling the impact of the agricultural holdings and land-use structure on the quality of inland and coastal waters with an innovative and interdisciplinary toolkit*, *Agricultural Water Management*, 2022, 263, 107438. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107438>.
5. Dzierzbicka-Głowacka L., Jakacki J., Janecki M., Nowicki A., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the hydrodynamic part*, *Oceanologia*, 2013a, 55(3), 519–541. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.519>.
6. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Dybowski D., Szymczycha B., Obarska-Pempkowiak H., Wojciechowska E., Zima P., Pietrzak S., Pazikowska-Sapota G., Jaworska-Szulc B., Nowicki A., Kłostowska Ż., Szymkiewicz A., Galer-Tatarowicz K., Wichorowski M., Białoskórski M., Puszkarczuk T., *A new approach for investigating the impact of pesticides and nutrient flux from agricultural holdings and land-use structures on Baltic Sea coastal waters*, *Polish Journal of Environmental Studies*, 2019, 28(4), 2531–2539. <http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/92524>.
7. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Nowicki A., Jakacki J., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the ecosystem module*, *Oceanologia*, 2013b, 55(3), 543–572. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.543>.
8. Fischer H., Matthäus W., *The importance of the Drogden Sill in the Sound for major Baltic inflows*, *Journal of Marine Systems*, 1996, 9(3), 137–157. [http://dx.doi.org/10.1016/S0924-7963\(96\)00046-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0924-7963(96)00046-2).
9. Janecki M., Dybowski D., Jakacki J., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *The use of satellite data to determine the changes of hydrodynamic parameters in the Gulf of Gdańsk via EcoFish Model*, *Remote Sensing*, 2021, 13, 3572. <https://doi.org/10.3390/rs13183572>.
10. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza dynamiki zmienności parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu EcoFish (rozdział 7)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 179–204.
11. Janecki M., Dybowski D., Rak D., Dzierzbicka-Głowacka L., *A new method for thermocline and halocline depth determination at shallow seas*, *Journal of Physical Oceanography*, 2022, 52(9), 2205–2218. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-22-0008.1>.
12. Jankowska H., Matciak M., Nowacki J., *Salinity variations as an effect of groundwater seepage through the seabed (Puck Bay, Poland)*, *Oceanologia*, 1994, 36(1), 33–46.

13. Kalinowska D., Wielgat P., Kolerski T., Zima P., *Effect of GIS parameters on modelling runoff from river basin. The case study of catchment in the Puck District*, E3S Web Conference, 2018, 63, 00005. <http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/20186300005>.
14. Kalinowska D., Wielgat P., Kolerski T., Zima P., *Model of nutrient and pesticide outflow with surface water to Puck Bay (Southern Baltic Sea)*, Water, 2020, 12, 809. <http://dx.doi.org/10.3390/w12030809>.
15. Kara A.B., Wallcraft A.J., Hurlburt H.E., *Climatological SST and MLD predictions from a global layered ocean model with an embedded mixed layer*, Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, 2003, 20, 1616–1632. [https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2003\)020<1616:CSAMPF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2003)020<1616:CSAMPF>2.0.CO;2).
16. Konik M., Kowalewski M., Bradtke K., Darecki M., *The operational method of filling information gaps in satellite imagery using numerical models*, International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 2019, 75, 68–82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jag.2018.09.002>.
17. Kowalkowski T., Pastuszek M., Igras J., Buszewski B., *Differences in emission of nitrogen and phosphorus into the Vistula and Oder basins in 1995–2008 – Natural and anthropogenic causes (MONERIS model)*, Journal of Marine Systems, 2012, 89(1), 48–60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2011.07.011>.
18. Krężel A., Ostrowski M., Szymelfenig M., *Sea surface temperature distribution during upwelling along the Polish Baltic coast*, Oceanologia, 2005, 47, 415–432.
19. Kruk-Dowgiało L., Szaniawska A., *Gulf of Gdańsk and Puck Bay*, w: *Ecology of Baltic coastal waters*, red. U. Schiewer, Ecological Studies, 2008, 197, 139–165. https://doi.org/10.1007/978-3-540-73524-3_7.
20. Leppäranta M., Myrberg K., *Topography and hydrography of the Baltic Sea*, w: *Physical oceanography of the Baltic Sea*, Springer: Berlin, Heidelberg, 2009, 41–88. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79703-6_3.
21. Majewski A., *Hydrological characteristics of estuarine waters at the Polish Coast*, Prace PIHM, 105, Warszawa, 1972, 3–40.
22. Marshall J., Schott F., *Open-ocean convection: observations, theory, and models*, Reviews of Geophysics, 1999, 37, 1–64. <https://doi.org/10.1029/98RG02739>.
23. Masson S., Delecluse P., Boulanger J.P., Menkes C., *A model study of the seasonal variability and formation mechanisms of the barrier layer in the eastern equatorial Indian Ocean*, Journal of Geophysical Research, 2002, 107, 8017. <https://doi.org/10.1029/2001JC000832>.
24. Matthäus W., Franck H., *Characteristics of major Baltic inflows – a statistical analysis*, Continental Shelf Research, 1992, 12, 1375–1400. [http://doi.org/10.1016/0278-4343\(92\)90060-W](http://doi.org/10.1016/0278-4343(92)90060-W).
25. Noh Y., Jang C.J., Yamagata T., Chu P.C., Kim C.H., *Simulation of more realistic upper-ocean processes from an OGCM with a New Ocean Mixed Layer Model*, Journal of Physical Oceanography, 2002, 32, 1284–1307. [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(2002\)032%3C1284:SOMRUO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(2002)032%3C1284:SOMRUO%3E2.0.CO;2).
26. Nowicki A., Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Asymilacja danych satelitarnych oraz środowiskowych w modelu EcoFish (rozdział 8)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 205–219.
27. Nowicki A., Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Operational system for automatic coastal upwelling detection in the Baltic Sea based on the 3D CEMBS Model*, Journal of Operational Oceanography, 2019, 12, 104–115. <https://doi.org/10.1080/1755876X.2019.1569748>.


28. Osowiecki A., *Kierunki wieloletnich zmian w strukturze makrozoobentosu Zatoki Puckiej*, Centrum Biologii Morza PAN, Gdynia, Polska, 2000, 134.
29. Pastuszek M., Kowalkowski T., Kopiński J., Doroszewski A., Jurga B., Buszewski B., *Long-term changes in nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder catchments (Poland) – modeling (MONERIS) studies*, Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25, 29734–29751. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2945-7>.
30. Wielgat P., Kalinowska D., Szymkiewicz A., Zima P., Jaworska-Szulc B., Wojciechowska E., Nawrot N., Matej-Lukowicz K., Dzierzbicka-Głowacka L.A., *Towards a multi-basin SWAT model for the migration of nutrients and pesticides to Puck Bay (Southern Baltic Sea)*, PeerJ, 2021, 9, e10938. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.10938>.
31. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowalewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., *SatBałtyk – A Baltic environmental satellite remote sensing system – An ongoing project in Poland. Part 1: Assumptions, scope and operating range*, Oceanologia, 2011a, 53, s. 897–924. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.53-4.897>.
32. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowalewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., *SatBałtyk – a Baltic environmental satellite remote sensing system – an ongoing project in Poland. Part 2: practical applicability and preliminary results*, Oceanologia, 2011b, 53, 925–958. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.53-4.925>.
33. Zhang R.H., Zebiak S.E., *Effect of penetrating momentum flux over the surface boundary/mixed layer in a z-coordinate OGCM of the Tropical Pacific*, Journal of Physical Oceanography, 2002, 32, 3616–3637. [https://doi.org/10.1175/1520-0485\(2002\)032%3C3616:EOPMFO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(2002)032%3C3616:EOPMFO%3E2.0.CO;2).

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem komputerów Centrum Informatycznego Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej.

Maciej Janecki  0000-0002-8784-2862

Dawid Dybowski  0000-0001-6878-8250

Artur Nowicki  0000-0003-3801-8137

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: mjanecki@iopan.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-07

7. ANALIZA DYNAMIKI ZMIENNOŚCI PARAMETRÓW BIOCHEMICZNYCH W REJONIE ZATOKI GDAŃSKIEJ ZA POMOCĄ MODELU ECOFISH

WPROWADZENIE

Morze Bałtyckie jest unikalnym ekosystemem, który charakteryzuje się szczególnymi warunkami, co sprawia zarazem, że jest podatny na określone presje. Jego śródlądowy charakter, złożona topografia dna, duży obszar zlewni, ograniczona wymiana wód morskich z Atlantykiem przez wąskie cieśniny duńskie oraz bardzo mały zakres pływów sprawiają, że Bałtyk jest bardzo wrażliwy na zachodzące zmiany naturalne i antropogeniczne (Leppäranta i Myrberg, 2009). Czynniki te wraz z gęstym zaludnieniem i przewagą użytków rolnych w południowej zlewni tworzą szczególne warunki biogeochemiczne. Strefa przybrzeżna, w tym Zatoka Gdańska, jest szczególnie narażona na skutki zmian zachodzących w ekosystemie (Nixon, 1995). Zachodnią część Zatoki Gdańskiej można podzielić na płytką część, zwaną Zatoką Pucką, i położony dalej na zachód półzamknięty Zalew Pucki (Majewski, 1972). Na hydrologię Zatoki Gdańskiej duży wpływ ma Wisła, która jest największą rzeką wpływającą do Zatoki, niosącą składniki biogenne i inne substancje pochodzące z przemysłu oraz z innych działań prowadzonych przez człowieka (Voss i in., 2005; Witek i in., 1997). Nad Zatoką Gdańską znajdują się również największe polskie porty, takie jak Gdańsk i Gdynia, które ze względu na emitowane zanieczyszczenia, transport morski i rybołówstwo wywierają znaczący wpływ na jej środowisko (HELCOM, 2010). Mimo to rejon Zatoki zaliczany jest do siedlisk morskich o najwyższej produktywności biologicznej (Tomczak i in., 2016). Odgrywa ważną rolę ekologiczną, oferując różnorodne typy siedlisk dla wielu

gatunków, dając schronienie zwierzętom oraz funkcjonując jako rejonny tarliskowe i żerowiska wielu ryb morskich i skorupiaków.

W dobie zachodzących zmian klimatycznych szczególną uwagę należy zwrócić na możliwe zmiany parametrów zachodzące w ekosystemie, takie jak: ocieplenie, zakwaszenie i natlenienie zbiorników morskich oraz zmiany w ładunku substancji odżywczych i cyrkulacji wody, co może mieć bezpośredni wpływ na procesy biologiczne (Brierley i Kingsford, 2009; Henson i in., 2017). Konsekwencje biologiczne tych zmian mogą dotyczyć zmienności liczebności i rozmieszczenia gatunków, modyfikacji interakcji między gatunkami, zaburzenia sieci pokarmowej oraz spadku produktywności ekosystemu (Burrows i in., 2019; Hoegh-Guldberg i Bruno, 2010).

Kontrola parametrów biochemicznych *in situ* jest procesem wymagającym długotrwałych i kompleksowych prac oraz dużych nakładów ludzkich i finansowych, podlegającym jednocześnie ograniczeniom związanym zarówno z warunkami meteorologicznymi (pomiar z pokładów statków), jak i z brakiem dostatecznie kompleksowych rezultatów podczas rejestracji obserwowanych parametrów (pomiar satelitarne). Ze względu na fakt, że w środowisku zachodzą bardzo dynamiczne zmiany, tylko równoczesne badania środowiskowe i modelowe mogą dać najbardziej wiarygodny obraz rzeczywistego stanu badanego akwenu. Model numeryczny jest bowiem narzędziem, które z zadowalającą dokładnością pozwala na prognozowanie zarówno krótko-, jak i długoterminowych charakterystyk ekosystemu w czasie i przestrzeni, testowanie hipotez, założeń i wielokrotne powtarzanie eksperymentu numerycznego.

Modele hydrodynamiczne umożliwiają szacowanie głównych parametrów fizycznych charakteryzujących akwen morski, takich jak: prądy, temperatura wody, zasolenie, ale też wielu innych, jak np. głębokość warstwy mieszania, współczynnik turbulentnej dyfuzji lub wysokość powierzchni morza (SSH). Analogiczna sytuacja zachodzi dla modeli biochemicznych. Pozwalają one określać stan ekosystemu w badanym akwenu dzięki uwzględnieniu dodatkowych parametrów oraz ich wzajemnych oddziaływań.

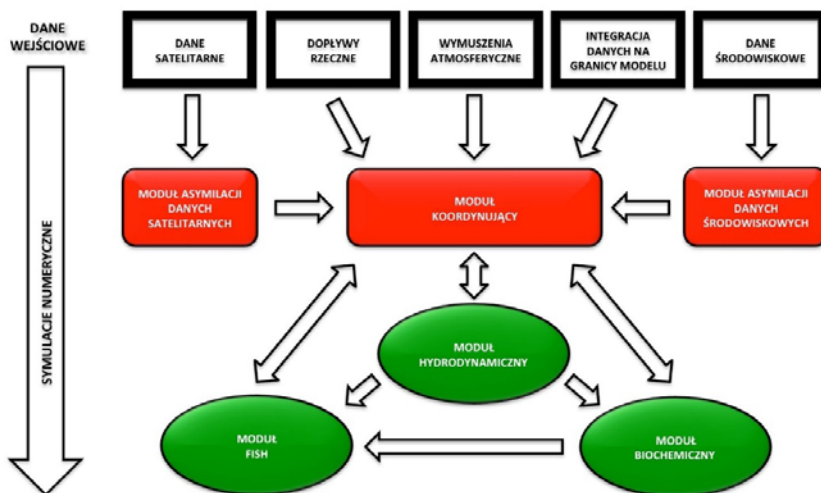
Wychodząc od globalnego modelu ekosystemu (Moore i in., 2001) oraz bazując na regionalnym modelu dla Morza Bałtyckiego (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013b), przeprowadzono implementację części biochemicznej w modelu EcoFish dla Zatoki Gdańskiej. Określone zostały podstawowe parametry ekosystemu morskiego, m.in.: koncentracja fitoplanktonu i zooplanktonu, produkcja pierwotna, żywa i martwa materia organiczna, stężenie chlorofilu *a*, koncentracja rozpuszczonego tlenu (O_2) oraz parametry chemiczne, m.in. stężenia substancji biogennych, takich jak azotany (NO_3), fosforany (PO_4) i krzemiany (SiO_3).

7.1. MODEL ECOFISH

Trójwymiarowy prognostyczny model EcoFish dla Zatoki Gdańskiej składa się z trzech głównych części (modułów):

- hydrodynamicznej – Janecki, Dybowski, Nowicki, Jakacki, Dzierzbicka-Głowacka (2023);
- biochemicznej – rozdział niniejszy;
- modułu Fish – Janecki, Dzierzbicka-Głowacka (2023).

Poza trzema częściami głównymi, w których prowadzone są symulacje, w skład modelu EcoFish wchodzi specjalistyczne moduły przetwarzania danych wejściowych i wyjściowych, moduły asymilacji danych (Nowicki, Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) oraz moduł kordynujący pracę modelu EcoFish w trybie operacyjnym (Nowicki, Janecki, Dybowski, Dzierzbicka-Głowacka, 2023). Jego zadania obejmują kontrolę pracy poszczególnych modułów, obsługę błędów, przekazywanie danych pomiędzy modułami oraz raportowanie wyników ich pracy w formie dziennika. Schemat modelu EcoFish z uwzględnieniem wszystkich jego głównych elementów i wymuszeń przedstawiono na rys. 7.1.



Rys. 7.1. Ogólny schemat modelu ekohydrodynamicznego EcoFish

Źródło: opracowanie własne.

Model EcoFish jest kluczowym elementem platformy transferu wiedzy FindFISH, która umożliwi monitorowanie stanu środowiska morskiego rejonu Zatoki Gdańskiej oraz śledzenie i przewidywanie zachodzących w nim zmian.

Dzięki modułowi Fish (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) model pozwala również tworzyć mapy najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej.

Część biochemiczna modelu EcoFish potrzebuje informacji o stanie i warunkach fizycznych ekosystemu, który odwzorowuje. Jest zatem zależna od części hydrodynamicznej i działa na tej samej domenie (por. rys. 6.1). Szczegóły konfiguracji części hydrodynamicznej modelu EcoFish zostały opisane w opracowaniu Janeckiego, Dybowskiego, Nowickiego, Jakackiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023).

7.1.1. Granica woda–atmosfera

Na granicy woda–atmosfera model EcoFish jest zasilany meteorologicznymi siłami wymuszającymi. Wymuszenia te pochodzą z modelu UM (Unified Model) rozwijanego w Interdyscyplinarnym Centrum Modelowania Uniwersytetu Warszawskiego (ICM UW)⁴. Część spośród otrzymywanych parametrów po ówczesnej interpolacji na siatkę modelu EcoFish jest bezpośrednio używana jako wymuszenia. Są to:

- składowe wiatru na wysokości 10 m;
- temperatura powietrza na wysokości 2 m;
- wilgotność właściwa;
- ciśnienie atmosferyczne na poziomie morza;
- opad konwekcyjny i wielkoskalowy;
- składowe krótkofalowe i długofalowe promieniowania odgórnego.

Brakujące parametry są natomiast wyliczane przez moduł danych atmosferycznych, stanowiący integralną część modelu EcoFish. W ten sposób wyznacza się gęstość powietrza, a także frakcje krótkofalowego promieniowania rozproszonego i bezpośredniego z zakresu fal widzialnych oraz bliskiej podczerwieni.

7.1.2. Granica woda–woda

Domena modelu EcoFish od północy i północnego zachodu graniczy z otwartym Bałtykiem, co stwarza konieczność dostarczenia modelowi warunków brzegowych (otwarta granica). Analogicznie do wymuszeń fizycznych wymaganych przez część hydrodynamiczną modelu EcoFish, wymuszenia biochemiczne są również pobierane z modelu 3D CEMBS o rozdzielczości horyzontalnej 2 km (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013a; 2013b).

⁴ www.meteo.pl

7.1.3. Granica woda-ląd

W modelu EcoFish uwzględniono 13 rzek uchodzących do Zatoki Gdańskiej w obrębie domeny. Informacje o objętości wody słodkiej (przepływ) oraz depozycji substancji biogennych dla 6 rzek, których ujścia znajdują się w rejonie Gminy Puck, pochodzą z modelu SWAT (Kalinowska i in., 2018; Kalinowska i in., 2020; Wielgat i in., 2021), który był rozwijany w ramach projektu „Zintegrowany Serwis Informacyjno-Przyrodniczy WaterPUCK” (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2019; 2022). Pozostałe 7 rzek wykorzystuje dane o przepływach, które pochodzą z modelu HYPE – HYdrological Predictions for the Environment (Arheimer i in., 2012; Donnelly i in., 2016). Dane dotyczące ilości substancji biogennych w modelu HYPE dostępne były jedynie w postaci średnich miesięcznych z okresu 1980–2010. W wyniku obowiązujących dyrektyw HELCOM rzeczywiste ilości tych substancji dostających się do Bałtyku z terytorium Rzeczypospolitej Polskiej zostały w ciągu ostatnich 30 lat znacząco zredukowane (Pastuszek i in., 2018). Zastosowanie 30-letnich średnich doprowadziłoby do przeszacowania i zniekształcenia rzeczywistego spływu. Wobec tego depozycję substancji biogennych dla rzek pochodzących z modelu HYPE ustalono na podstawie pracy Pastuszek i in., 2018. Przyjęto stężenia azotanów na poziomie $0,9 \text{ mg dm}^{-3}$, amoniaku $0,07 \text{ mg dm}^{-3}$, fosforanów $0,07 \text{ mg dm}^{-3}$ oraz krzemianów $1,1 \text{ mg dm}^{-3}$. Stężenia te zostały powiązane ze średnimi dziennymi objętościami wody słodkiej wprowadzanymi przez te rzeki, co umożliwiło uzyskanie zadowalającego oszacowania depozycji.

7.2. MODEL BIOCHEMICZNY TYPU NPZD

Przez każdy ekosystem energia przepływa w procesie jednokierunkowym, ulegając stopniowo rozproszeniu (zużyciu na funkcje życiowe). Materia natomiast krąży w ekosystemie, przechodząc z postaci nieorganicznej w organiczną i odwrotnie. Organizmy samożywne (fitoplankton) pobierają na swoje potrzeby budulcowe i energetyczne rozpuszczone w wodzie pierwiastki i związki nieorganiczne, przetwarzając je na białka, węglowodany, lipidy itp.

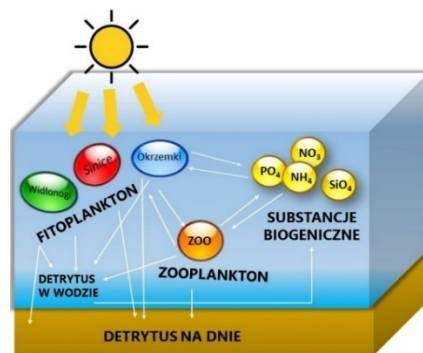
Heterotroficzni konsumenci (np. zooplankton), odżywiający się zarówno żywą (fitoplankton i mniejszy zooplankton), jak i martwą materią organiczną (detrytus pelagiczny) powstałą na kolejnych poziomach troficznych, budują z niej swoje ciało, ale też usuwają ją z organizmu jako niestrawione resztki pokarmu i produkty przemiany materii (fekalia, wydzieliny). Drobne, mikroskopijne organizmy, głównie bakterie, dokonują rozkładu martwej materii organicznej (szczątki fauny i flory oraz fekalia) do postaci prostych związków nieorganicznych. Odzyskane w ten sposób substancje biogenne (NO_3 , NH_4 , PO_4 , SiO_3) wchodzą, w procesie produkcji pierwotnej, w kolejny cykl obiegu materii.

Implementacja zmiennych środowiskowych w modelu EcoFish przebiegała poprzez określenie funkcji źródeł i strat dla czterech typów substancji biogennych (fosforanów PO_4 , azotanów NO_3 , amoniaku NH_4 oraz krzemianów SiO_3) fitoplanktonu i zooplanktonu. Równaniem opisującym dynamikę zmian stężeń parametrów uwzględnianych w modelu EcoFish, a jednocześnie miejscem, w którym następuje przekazywanie wymuszeń pomiędzy częścią hydrodynamiczną i biochemiczną, jest ogólne równanie dyfuzji turbulentnej ze składnikiem adwekcyjnym:

$$\frac{\partial S}{\partial t} + (V + w_s) \cdot \nabla S = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial S}{\partial z} \right) + \sum_{i=1}^2 \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{x_i} \frac{\partial S}{\partial x_i} \right) + F_S \quad (7.1)$$

gdzie S jest stężeniem badanej substancji, a F_S jest funkcją reprezentującą źródła i straty dla każdej badanej zmiennej dyfundującej substancji S zaimplementowanej w części biochemicznej.

Kod źródłowy części biochemicznej został wypełniony powiązanymi ze sobą zależnościami opisującymi zmienność produkcji pierwotnej biomasy fitoplanktonu, a także koncentracji chlorofilu a , biomasy zooplanktonu, stężeń substancji biogennych (fosforanów, azotanów, amoniaku i krzemianów), koncentracji rozpuszczonego tlenu, złoża detrytusu pelagicznego oraz bentosowego (dla NO_3 i PO_4). Funkcje źródeł i strat zostały określone na podstawie znajomości procesów biologicznych i chemicznych zachodzących w środowisku morskim i ich wzajemnych powiązań (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013b; Moore i in., 2001). Na rys. 7.2 wskazano najważniejsze elementy modelu biochemicznego typu NPZD (*Nutrients* (N) – biogeny, *Phytoplankton* (P) – fitoplankton, *Zooplankton* (Z) – zooplankton, *Detritus* (D) – detrytus). Wszystkie grupy są ze sobą ściśle powiązane, a fitoplankton z uwagi na zawartość chlorofilu a przy udziale energii słonecznej przeprowadza fotosyntezę, której produktem jest tlen.



Rys. 7.2. Schemat zależności w części biochemicznej (NPZD) w modelu EcoFish

Źródło: opracowanie własne.

7.3. WYNIKI

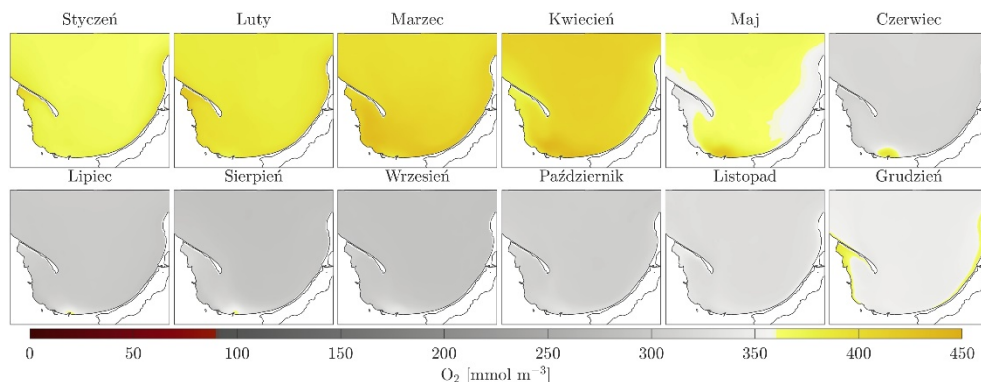
W tym podrozdziale zaprezentowano wyniki symulacji modelu EcoFish dla parametrów biochemicznych. Średnie miesięczne koncentracje rozpuszczonego tlenu (O_2), stężenia azotanów (NO_3), fosforanów (PO_4), krzemianów (SiO_3) oraz fitoplanktonu (w postaci stężenia chlorofilu a) przedstawiono dla okresu 4 lat, od 1 stycznia 2017 do 31 grudnia 2020 roku.

7.3.1. Rozpuszczony tlen O_2

Źródłem tlenu w wodzie morskiej jest fotosynteza, a także natlenianie w wyniku wymiany gazowej z atmosferą. W trakcie destrukcji materii organicznej tlen jest zużywany, co może prowadzić do jego deficytu. W związku z ograniczoną wymianą wód z Morzem Północnym oraz stałą, silną stratyfikacją halinową w centralnej części Bałtyku na wodach głębinowych występują regularne okresy stagnacji. Takie okresy charakteryzują się wyczerpywaniem się azotanów, rosnącymi stężeniami fosforanów i amoniaku, a także obniżeniem się zasolenia i zawartości rozpuszczonego tlenu na dużych głębokościach, co często skutkuje pojawianiem się trującego siarkowodoru. Poprawa tej sytuacji może nastąpić jedynie podczas ekstremalnych zjawisk napływu słonych i bogatych w tlen wód z Morza Północnego. Takie silne wlewy występują jednak bardzo rzadko (pojedyncze zjawiska w ciągu dekady). Hipoksja, czyli spadek stężenia tlenu w wodach głębinowych poniżej 2 mg dm^{-3} , lub anoksja (całkowite wyczerpanie tlenu) silnie postępowały w minionym stuleciu, obejmując coraz większe rejony Morza Bałtyckiego i prowadząc do zaniku obecności wyższych form życia w strefach głębinowych. Prognozuje się, że spadek nasycenia tlenem będzie narastał wraz z rosnącymi temperaturami mórz spowodowanymi zmianami klimatycznymi.

Na sezonowe zmiany natlenienia wody mają wpływ zarówno czynniki klimatyczne, jak i produkcja pierwotna. Maksymalne koncentracje rozpuszczonego tlenu występują w sezonie zimowo-wiosennym, przy połączeniu niskiej temperatury wody i rozpoczynającego się okresu zakwitów fitoplanktonu (rys. 7.3). Maksymalna średnia miesięczna koncentracja rozpuszczonego tlenu w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczona dla całego obszaru domeny) wystąpiła w marcu i kwietniu i wyniosła odpowiednio $398,79$ i $401,03 \text{ mmol m}^{-3}$. W kolejnych miesiącach, wraz ze wzrostem temperatury, rozpuszczalność maleje, więc koncentracja tlenu w wodzie spada, ale występują też obszary, gdzie na skutek intensywnej produkcji pierwotnej zauważalny jest jej wzrost. Minimalna koncentracja rozpuszczonego tlenu w wodzie wystąpiła w sierpniu ze średnią wartością $269,50 \text{ mmol m}^{-3}$. Średnia roczna koncentracja rozpuszczonego tlenu w warstwie powierzchniowej

(liczona dla całego obszaru domeny) wyniosła $344,07 \text{ mmol m}^{-3}$ z odchyleniem standardowym $40,33 \text{ mmol m}^{-3}$.



Rys. 7.3. Średnie miesięczne koncentracje rozpuszczonego tlenu (O_2) w warstwie powierzchniowej

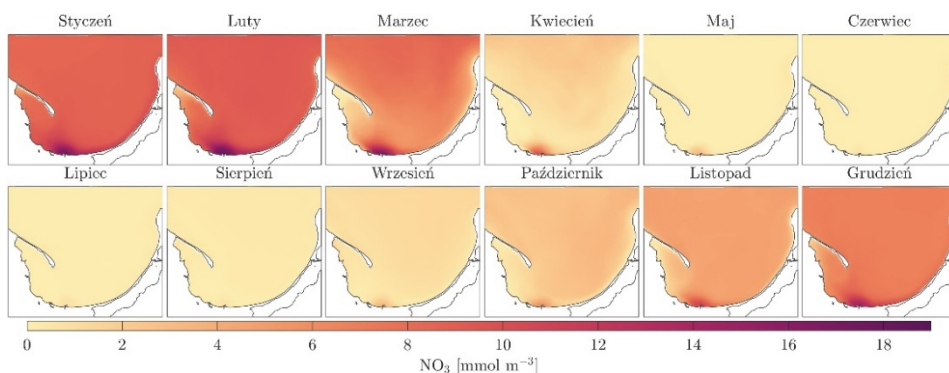
Źródło: opracowanie własne.

7.3.2. Azotany NO_3

Azot (wraz z fosforem) jest głównym pierwiastkiem powodującym wzrost eutrofizacji środowiska morskiego i limitującym rozwój fitoplanktonu. W toni wodnej jest obecny pod postacią związków takich jak azotany (NO_3), azotyny (NO_2), oraz amoniak (NH_4). Jego stężenia w wodach powierzchniowych Zatoki Gduńskiej zmieniają się przestrzennie – wyższe występują przy ujściu Wisły, a niższe w centralnej części Zatoki. Zawartość tych substancji cechuje się silnie zaznaczoną sezonowością. Najwyższe stężenia notowane są wczesną wiosną (marzec), kiedy do Zatoki uchodzą wody roztopowe Wisły. Następnie, w wyniku zużywania azotu przez fitoplankton i roślinność podwodną, stężenia związków azotu obniżają się, aż poniżej możliwości pomiarowych stosowanych metod.

Podstawowa różnica między azotem i fosforem polega na tym, że najbardziej przyswajalne przez rośliny formy azotu – azotany i azotyny – nie są tak łatwo regenerowane jak fosforany, dlatego każdego roku praktycznie od maja do końca września woda morska jest pozbawiona azotanów i azotynów, co powinno limitować rozwój fitoplanktonu latem. Jednak istniejące zasoby fosforanów sprzyjają rozwojowi gatunków fitoplanktonu, które mogą wykorzystywać azot cząsteczkowy (N_2) bezpośrednio z atmosfery. Są nimi cyjanobakterie (sinice), organizmy potencjalnie niebezpieczne, ponieważ wśród nich występują gatunki produkujące toksyny, np. *Nodularia spumigena* i *Aphanizomenon flos-aquae*, stanowiące potencjalne zagrożenie dla innych organizmów bytujących w Zatoce Gduńskiej.

Najwyższe stężenia azotanów w modelu EcoFish obserwowane były zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, najniższe natomiast w miesiącach letnich (rys. 7.4). Najwyższe średnie miesięczne stężenie azotanów w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczone dla całego obszaru domeny) wystąpiło w lutym ($8,66 \text{ mmol m}^{-3}$), a najniższe w czerwcu ($0,03 \text{ mmol m}^{-3}$).

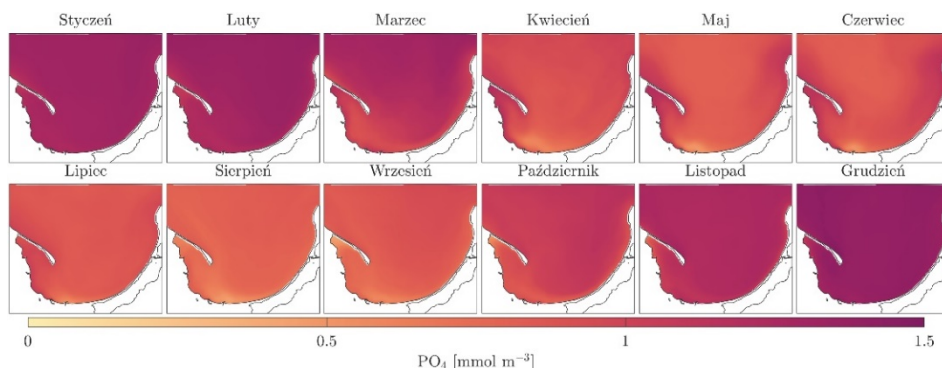


Rys. 7.4. Średnie miesięczne stężenia azotanów (NO_3) w warstwie powierzchniowej

Źródło: opracowanie własne.

7.3.3. Fosforany PO_4

Fosfor jest obok azotu głównym pierwiastkiem powodującym wzrost eutrofizacji środowiska morskiego. Zawartość fosforanów w wodach powierzchniowych Zatoki Gdańskiej jest zróżnicowana przestrzennie – wyższe stężenia występują przy ujściu Wisły, a niższe w centralnej części Zatoki. Zawartość fosforanów cechuje się także silnie zaznaczoną sezonowością (rys. 7.5).



Rys. 7.5. Średnie miesięczne stężenia fosforanów (PO_4) w warstwie powierzchniowej

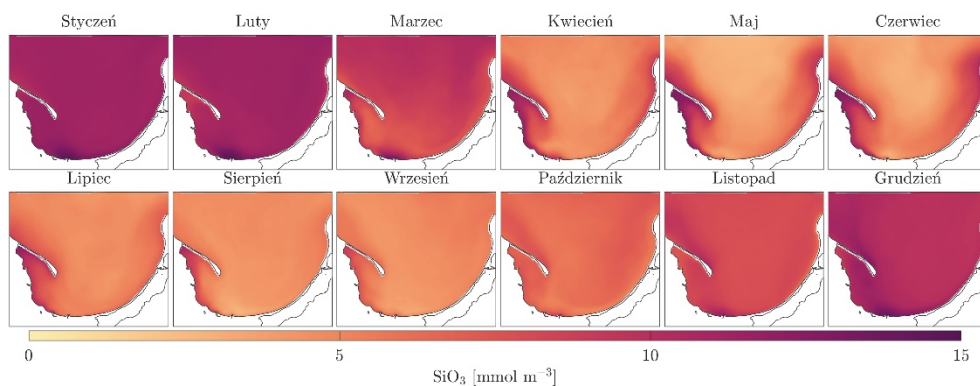
Źródło: opracowanie własne.

Najwyższe stężenia fosforanów notowane są zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, kiedy do Zatoki uchodzą wody roztopowe Wisły. Następnie, w wyniku zużycia fosforu przez fitoplankton oraz roślinność podwodną, stężenia fosforanów obniżają się, często poniżej możliwości pomiarowych. Fosforany należą do związków o krótkim okresie regeneracji, tzn. są łatwo i szybko uwalniane przez mikroorganizmy (bakterie) z obumarłej materii organicznej. Dlatego tuż po wiosennym zakwicie fitoplanktonu (w czerwcu) pojawiają się w wodach morskich w ilościach wystarczających dla zapewnienia bazy pokarmowej dla gatunków fitoplanktonu rozwijających się latem (np. sinice).

Najwyższe średnie miesięczne stężenie fosforanów w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczone dla całego obszaru domeny) wystąpiło w grudniu ($1,34 \text{ mmol m}^{-3}$), natomiast najniższe w sierpniu ($0,89 \text{ mmol m}^{-3}$).

7.3.4. Krzemiany SiO_3

Azot i fosfor są głównymi czynnikami ograniczającymi produkcję biologiczną, jednak produkcja pierwotna okrzemek jest limitowana również przez krzemiany. Najwyższe stężenia krzemianów w modelu EcoFish obserwowane są zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego. W kwietniu, kiedy zaczyna się wiosenny zakwit okrzemek, stężenia krzemianów zaczynają spadać i utrzymują się na niższych poziomach aż do jesieni (rys. 7.6).



Rys. 7.6. Średnie miesięczne stężenia krzemianów (SiO_3) w warstwie powierzchniowej

Źródło: opracowanie własne.

Najwyższe średnie miesięczne stężenie krzemianów w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczone dla całego obszaru domeny) wystąpiło w lutym ($10,69 \text{ mmol m}^{-3}$) i styczniu ($10,67 \text{ mmol m}^{-3}$), natomiast najniższe w maju ($6,49 \text{ mmol m}^{-3}$).

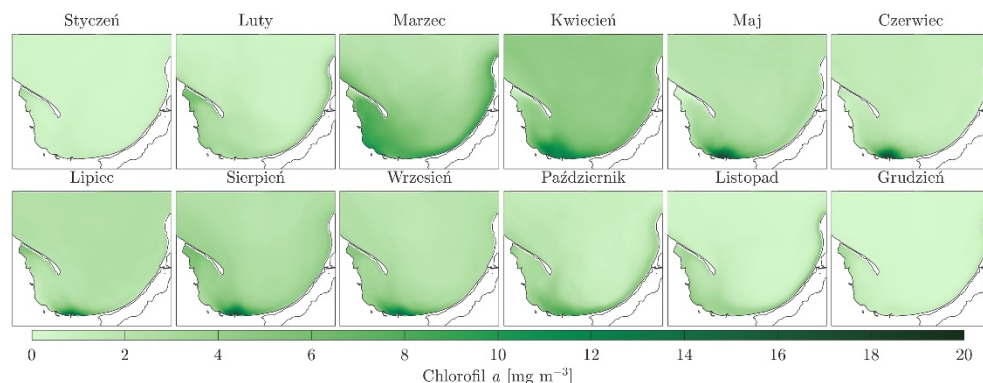
7.3.5. Fitoplankton (chlorofil *a*)

Fitoplankton w modelu EcoFish został podzielony na trzy grupy:

- okrzemki – reprezentujące gatunki o dużych rozmiarach;
- wiciowce – reprezentujące grupę małego fitoplanktonu;
- sinice – ze względu na ich zdolność wiązania azotu z atmosfery.

Przyrost biomasy fitoplanktonu w wodach Zatoki Gdańskiej cechuje się charakterystyczną sezonowością. Etapy rozwoju fitoplanktonu są podobne na całym akwenu. Cykl zaczyna się wczesną wiosną przy wysokich stężeniach azotanów i temperaturze wody morskiej rzędu kilku stopni Celsjusza. Tempo produkcji pierwotnej fitoplanktonu w tym okresie jest zwykle bardzo wysokie. Dzięki krótkiej żywotności tych mikroskopijnych roślin i wysokiej produktywności warstwy eufotycznej fitoplankton jest głównym źródłem energii dla innych elementów ekosystemu. Część fitoplanktonu jest spożywana bezpośrednio przez roślinożerny zooplankton, ale duża część fitoplanktonu opada na dno. Biomasa fitoplanktonu określa się poprzez obliczenie ilości węgla organicznego zawartego w komórce, wartości charakterystycznej dla poszczególnych grup glonów. Jako wskaźnik wielkości biomasy wykorzystuje się także koncentrację chlorofilu *a* w wodzie.

Najwyższe stężenia chlorofilu *a* obserwuje się stosunkowo blisko brzegu, gdzie dostęp do składników pokarmowych jest największy. Najniższą średnią miesięczną stężenia chlorofilu *a* w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczoną dla całego obszaru domeny) zaobserwowano w grudniu i wyniosła ona $0,29 \text{ mg m}^{-3}$, natomiast najwyższa średnia miesięczna stężenia chlorofilu *a* wystąpiła w kwietniu i wyniosła $3,91 \text{ mg m}^{-3}$ (rys. 7.7).

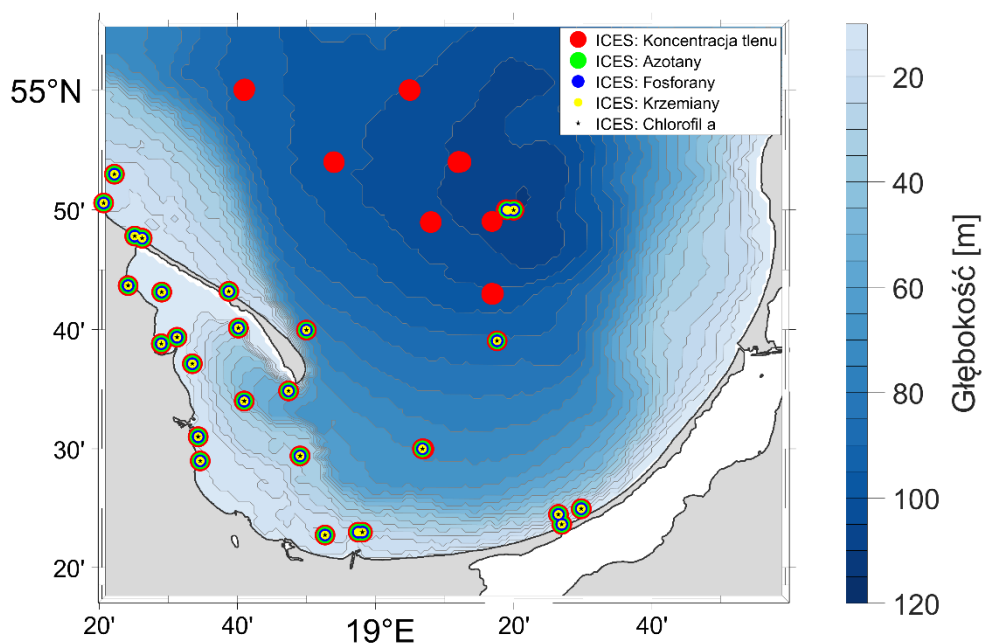


Rys. 7.7. Średnie miesięczne stężenia chlorofilu *a* w warstwie powierzchniowej

Źródło: opracowanie własne.

7.4. WALIDACJA

Poprawność wyników uzyskiwanych z części biochemicznej modelu EcoFish zweryfikowano poprzez porównanie ich z serią danych *in situ*. W tym celu wykorzystano bazę ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Większość danych ICES dla lat 2017–2020 pochodziła z płytkowodnego pasa w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej. Tylko niewielka część (głównie dotycząca koncentracji tlenu) odnosiła się do większych głębokości otwartego morza (rys. 7.8).



Rys. 7.8. Lokalizacje punktów pomiarowych z bazy ICES z lat 2017–2020 wykorzystane do walidacji zmiennych biochemicznych pochodzących z modelu EcoFish

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Aby ocenić jakość wyników, w ramach niniejszej walidacji wyznaczono podstawowe miary statystyczne, tzn. średnie, odchylenia standardowe (STD), współczynniki korelacji Pearsona (r), błędy średniokwadratowe (RMSE).

Najważniejszą zmienną, która należało poddać walidacji, była koncentracja rozpuszczonego tlenu (O_2), w związku z tym, że jest ona wykorzystywana jako parametr wejściowy do modułu Fish (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023), dodatkowo jednak zostały zweryfikowane azotany (NO_3), fosforany (PO_4),

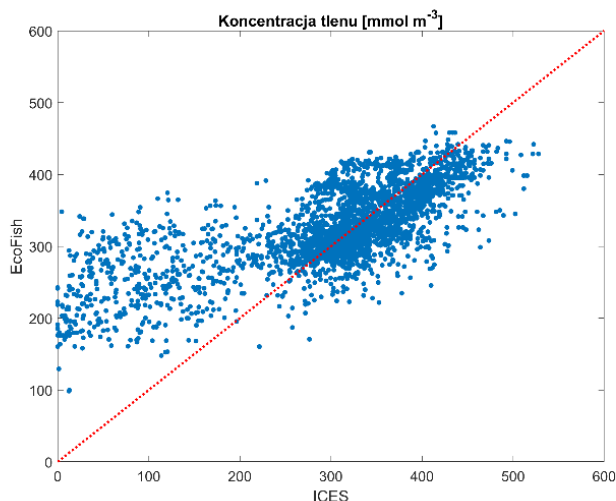
krzemiany (SiO_3) oraz stężenie chlorofilu *a* w postaci sumy stężeń chlorofilu dla trzech grup fitoplanktonu zaimplementowanych w modelu EcoFish. Symulacja modelu, dla której przeprowadzono walidację, pochodziła z okresu 2017–2020.

W modelu EcoFish wszystkie poziomy głębokości mają 5 m grubości. Specyfika danych eksperymentalnych ICES była natomiast taka, że gęstość próbkowania w kolumnie wody była niejednorodna (np. 0 m, 1 m, 2,5 m, 4 m, 5 m, 10 m, 20 m). Skutkowało to tym, że kilku różniącym się od siebie pomiarom ICES odpowiadała ta sama wartość modelu EcoFish lub pomiar ICES był z głębokości na granicy dwóch sąsiednich poziomów modelu. Powodowało to nienaturalne wyznaczanie wyników walidacji. Aby wyeliminować negatywny wpływ niejednorodnej gęstości danych eksperymentalnych, zastosowano interpolację (i ekstrapolację) między poziomami modelu EcoFish z krokiem 0,1 m. Spośród dostępnych metod interpolacji i ekstrapolacji wybrano metodę uproszczonego wielomianu Hermite'a 3. stopnia (PCHIP), który interpoluje zarówno funkcję, jak i jej pierwszą pochodną.

7.4.1. Rozpuszczony tlen O_2

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępnych było 3329 punktów pomiarowych koncentracji tlenu (O_2) pochodzących z różnych poziomów głębokości. Większość z nich pochodziła z rejonu Zatoki Puckiej oraz z południowej części Zatoki Gdańskiej. Tylko niewielka część była zlokalizowana na otwartym morzu, w okolicach Głębi Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model dobrze odwzorowuje dynamikę koncentracji tlenu w obszarze domeny dla wysokich wartości koncentracji (rys. 7.9). Pewne zastrzeżenia można mieć jedynie w odniesieniu do pomiarów pochodzących z dużych głębokości z koncentracjami spadającymi poniżej 200 mmol m^{-3} , gdzie model EcoFish zawyża wyniki.



Rys. 7.9. Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla koncentracji tlenu (O_2). Okres 01.01.2017–31.12.2020

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla koncentracji tlenu zestawiono w tabeli 7.1. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,70–0,80, a błędy średniokwadratowe – 61,14–86,85 $mmol\ m^{-3}$. Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,75 oraz błąd średniokwadratowy 70,86 $mmol\ m^{-3}$.

Tabela 7.1

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla rozpuszczonego tlenu O_2

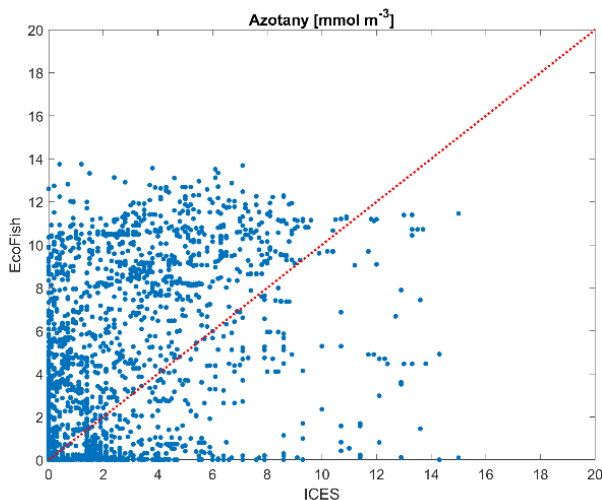
| Rok | ICES | | | EcoFish | | Porównanie | |
|-----------|-----------------|----------------------------|------------------------|----------------------------|------------------------|-------------------------|------|
| | Liczba pomiarów | Średnia [$mmol\ m^{-3}$] | STD [$mmol\ m^{-3}$] | Średnia [$mmol\ m^{-3}$] | STD [$mmol\ m^{-3}$] | RMSE [$mmol\ m^{-3}$] | r |
| 2017 | 865 | 302,08 | 98,44 | 329,99 | 56,43 | 63,25 | 0,80 |
| 2018 | 916 | 305,57 | 116,61 | 326,69 | 56,49 | 86,85 | 0,70 |
| 2019 | 903 | 308,35 | 98,34 | 323,71 | 60,38 | 64,68 | 0,77 |
| 2020 | 645 | 310,21 | 91,75 | 318,57 | 51,52 | 61,14 | 0,78 |
| 2017–2020 | 3329 | 306,32 | 102,58 | 325,17 | 56,78 | 70,86 | 0,75 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

7.4.2. Azotany NO_3

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępnych było 2370 punktów pomiarowych stężenia azotanów (NO_3) z różnych poziomów głębokości, ale z wyraźną dominacją pomiarów pochodzących z płytkiej strefy przybrzeżnej. Większość z nich zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model umiarkowanie dobrze radzi sobie z odwzorowaniem dynamiki stężeń azotanów (rys. 7.10). Jest to spowodowane tym, że pomiary eksperymentalne ICES w większości pochodziły z lokalizacji, które są poddawane silnej presji z lądu w postaci depozycji substancji biogennych pochodzących z rzek uchodzących do Zatoki Puckiej i Zatoki Gdańskiej.



Rys. 7.10. Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla stężenia azotanów (NO_3). Okres 01.01.2017–31.12.2020

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla azotanów zestawiono w tabeli 7.2. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,40–0,59, a błędy średniokwadratowe – 3,28–4,02 mmol m⁻³. Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,46 oraz błąd średniokwadratowy 3,77 mmol m⁻³.

Tabela 7.2

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla azotanów NO₃

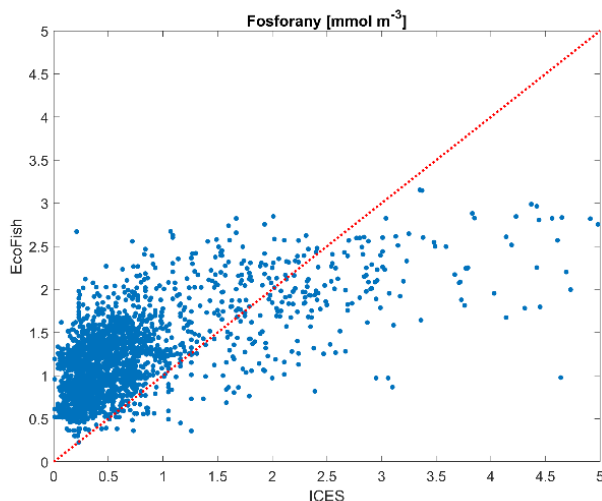
| Rok | ICES | | | EcoFish | | Porównanie | |
|-----------|-----------------|---------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------|
| | Liczba pomiarów | Średnia [mmol m ⁻³] | STD [mmol m ⁻³] | Średnia [mmol m ⁻³] | STD [mmol m ⁻³] | RMSE [mmol m ⁻³] | <i>r</i> |
| 2017 | 609 | 3,06 | 3,45 | 3,83 | 3,78 | 3,28 | 0,59 |
| 2018 | 579 | 2,07 | 2,63 | 3,51 | 3,93 | 3,75 | 0,40 |
| 2019 | 627 | 2,47 | 2,50 | 4,61 | 4,01 | 3,70 | 0,43 |
| 2020 | 555 | 2,26 | 2,35 | 5,06 | 4,60 | 4,02 | 0,49 |
| 2017–2020 | 2370 | 2,47 | 2,80 | 4,25 | 4,12 | 3,77 | 0,46 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

7.4.3. Fosforany PO₄

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępne były 2592 punkty pomiarowe stężenia fosforanów (PO₄) z różnych poziomów głębokości, ale z wyraźną dominacją pomiarów pochodzących z płytkiej strefy przybrzeżnej. Większość z nich zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model systematycznie zawyża stężenia fosforanów w obszarze domeny (rys. 7.11). Mimo to korelacje w poszczególnych latach są wysokie, a błędy średniokwadratowe niskie.



Rys. 7.11. Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla stężenia fosforanów (PO_4). Okres 01.01.2017–31.12.2020

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla fosforanów zestawiono w tabeli 7.3. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,66–0,77, a błędy średniokwadratowe – 0,37–0,75 mmol m^{-3} . Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,65 oraz błąd średniokwadratowy 0,63 mmol m^{-3} .

Tabela 7.3

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla fosforanów PO_4

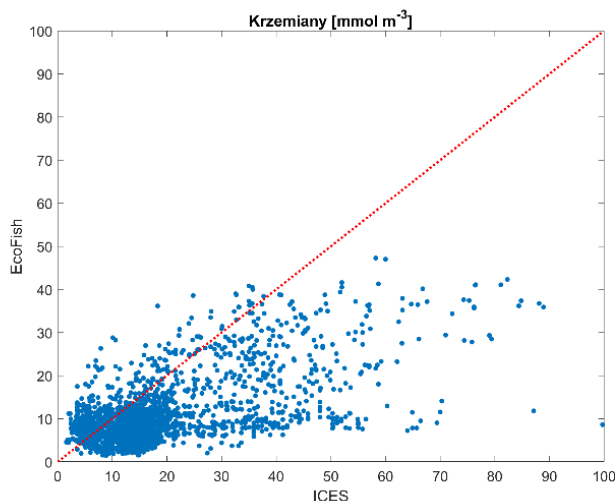
| Rok | ICES | | | EcoFish | | Porównanie | |
|-----------|-----------------|----------------------------------|------------------------------|----------------------------------|------------------------------|-------------------------------|------|
| | Liczba pomiarów | Średnia [mmol m^{-3}] | STD [mmol m^{-3}] | Średnia [mmol m^{-3}] | STD [mmol m^{-3}] | RMSE [mmol m^{-3}] | r |
| 2017 | 635 | 0,65 | 0,57 | 0,91 | 0,36 | 0,37 | 0,77 |
| 2018 | 646 | 0,71 | 0,99 | 1,11 | 0,46 | 0,75 | 0,69 |
| 2019 | 669 | 0,68 | 0,82 | 1,29 | 0,45 | 0,62 | 0,66 |
| 2020 | 642 | 0,74 | 0,82 | 1,50 | 0,44 | 0,57 | 0,75 |
| 2017–2020 | 2592 | 0,69 | 0,82 | 1,21 | 0,48 | 0,63 | 0,65 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

7.4.4. Krzemiany SiO_3

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępnych było 2610 punktów pomiarowych stężenia krzemianów (SiO_3) z różnych poziomów głębokości, ale z wyraźną dominacją pomiarów pochodzących z płytkiej strefy przybrzeżnej. Większość z nich zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model dobrze radzi sobie z odwzorowaniem dynamiki stężeń krzemianów, chociaż zauważalna jest lekka tendencja do zaniżania wyników, szczególnie przy wysokich stężeniach SiO_3 , powyżej 40 mmol m^{-3} (rys. 7.12).



Rys. 7.12. Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla stężenia krzemianów (SiO_3). Okres 01.01.2017–31.12.2020

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla krzemianów zestawiono w tabeli 7.4. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,51–0,74, a błędy średniokwadratowe – $7,45$ – $12,58 \text{ mmol m}^{-3}$. Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,62 oraz błąd średniokwadratowy $10,32 \text{ mmol m}^{-3}$.

Tabela 7.4

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla krzemianów SiO_3

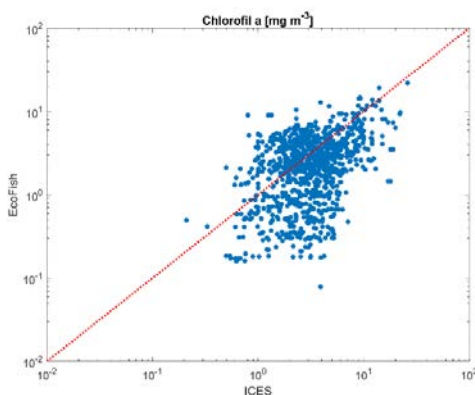
| Rok | ICES | | | EcoFish | | Porównanie | |
|-----------|-----------------|---------------------------------|-----------------------------|---------------------------------|-----------------------------|------------------------------|----------|
| | Liczba pomiarów | Średnia [mmol m ⁻³] | STD [mmol m ⁻³] | Średnia [mmol m ⁻³] | STD [mmol m ⁻³] | RMSE [mmol m ⁻³] | <i>r</i> |
| 2017 | 633 | 15,86 | 9,81 | 9,89 | 6,86 | 7,45 | 0,65 |
| 2018 | 646 | 16,58 | 12,60 | 10,04 | 7,29 | 8,99 | 0,71 |
| 2019 | 670 | 14,37 | 11,89 | 11,31 | 7,43 | 8,14 | 0,74 |
| 2020 | 661 | 25,09 | 14,63 | 11,25 | 7,00 | 12,58 | 0,51 |
| 2017–2020 | 2610 | 17,99 | 13,07 | 10,64 | 7,18 | 10,32 | 0,62 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

7.4.5. Fitoplankton (chlorofil *a*)

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępne były jedynie 972 punkty pomiarowe stężenia chlorofilu *a* z głębokości 0–10 m. W wykorzystanej bazie danych nie było pomiarów z większych głębokości. Większość pomiarów eksperymentalnych zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej, w bliskiej odległości wybrzeża (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model radzi sobie umiarkowanie dobrze z odwzorowaniem dynamiki stężenia chlorofilu *a* (rys. 7.13).



Rys. 7.13. Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla stężenia chlorofilu *a*. Okres 01.01.2017–31.12.2020

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla chlorofilu *a* zestawiono w tabeli 7.5. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,50–0,63, a błędy średniokwadratowe – 1,77–3,63 mg m⁻³. Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,50 oraz błąd średniokwadratowy 2,77 mg m⁻³.

Tabela 7.5

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla chlorofilu *a*

| Rok | ICES | | | EcoFish | | Porównanie | |
|-----------|-----------------|-------------------------------|---------------------------|-------------------------------|---------------------------|----------------------------|----------|
| | Liczba pomiarów | Średnia [mg m ⁻³] | STD [mg m ⁻³] | Średnia [mg m ⁻³] | STD [mg m ⁻³] | RMSE [mg m ⁻³] | <i>r</i> |
| 2017 | 189 | 3,75 | 1,97 | 2,51 | 2,41 | 2,11 | 0,55 |
| 2018 | 261 | 4,49 | 4,19 | 3,15 | 2,16 | 3,63 | 0,50 |
| 2019 | 285 | 3,67 | 2,86 | 3,44 | 2,78 | 2,79 | 0,51 |
| 2020 | 237 | 3,40 | 2,05 | 2,24 | 2,08 | 1,77 | 0,63 |
| 2017–2020 | 972 | 3,84 | 3,01 | 2,89 | 2,44 | 2,77 | 0,50 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Model EcoFish został też dodatkowo porównany z danymi satelitarnymi chlorofilu *a* wykorzystanymi do asymilacji dla badanego okresu 2017–2020. W wyniku tego porównania dla wszystkich dostępnych zdjęć satelitarnych z obszaru domeny modelu EcoFish otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,65 oraz błąd średniokwadratowy 1,14 mg m⁻³.

7.4.6. Omówienie

W tabeli 7.6 zestawiono końcowe wyniki porównania modelu EcoFish z dostępnymi danymi eksperymentalnymi ICES dla lat 2017–2020.

Tabela 7.6

Podsumowanie porównania statystycznego zmiennych biochemicznych pochodzących z modelu EcoFish z danymi ICES dla okresu 2017–2020

| Zmienna | ICES | | | EcoFish | | Porównanie | |
|---|-----------------|---------|--------|---------|-------|------------|----------|
| | Liczba pomiarów | Średnia | STD | Średnia | STD | RMSE | <i>r</i> |
| O ₂ [mmol m ⁻³] | 3329 | 306,32 | 102,58 | 325,17 | 56,78 | 70,86 | 0,75 |
| NO ₃ [mmol m ⁻³] | 2370 | 2,47 | 2,80 | 4,25 | 4,12 | 3,77 | 0,46 |

cd. tabeli 7.6

| | | | | | | | |
|--|------|-------|-------|-------|------|-------|------|
| PO₄ [mmol m⁻³] | 2592 | 0,69 | 0,82 | 1,21 | 0,48 | 0,63 | 0,65 |
| SiO₃ [mmol m⁻³] | 2610 | 17,99 | 13,07 | 10,64 | 7,18 | 10,32 | 0,62 |
| Chlorofil a [mmol m⁻³] | 972 | 3,84 | 3,01 | 2,89 | 2,44 | 2,77 | 0,50 |

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Model EcoFish wykazuje pewną tendencję do systematycznego zawyżenia (dla tlenu, azotanów i fosforanów) oraz zaniżenia (dla chlorofilu *a* i krzemianów) wyników. Nie są to jednak wartości znacząco odbiegające od danych eksperymentalnych i są akceptowalne po dokładnym przyjrzeniu się przyczynom tej sytuacji.

Głównym powodem słabszych korelacji, widocznych przede wszystkim przy walidacji chlorofilu *a* i azotanów, jest specyfika samej bazy danych eksperymentalnych ICES. Na mapie z rozmieszczeniem pomiarów dla poszczególnych zmiennych (rys. 7.8) widać, że ich dominująca większość pochodzi z płytkowodnych obszarów przybrzeżnych o głębokościach nieprzekraczających zazwyczaj 30 m. Około 50% wszystkich pomiarów zostało zebranych w odległości do 2 km od brzegu. Jedynie niewielka liczba punktów zlokalizowana jest na otwartym morzu lub na większych głębokościach. Większą liczbę pomiarów z otwartego morza w bazie ICES można znaleźć jedynie dla koncentracji tlenu, co przełożyło się na najwyższą korelację (wynoszącą 0,75) spośród wszystkich analizowanych zmiennych biochemicznych.

Kolejną przyczyną jest konstrukcja samego modelu numerycznego. Model EcoFish jest modelem typu *z*. Oznacza to, że zachowuje grubość poziomów w komórce, a nie ich liczbę, w przeciwieństwie do modeli typu *sigma*, w których w każdym punkcie występuje taka sama liczba poziomów, różnią się natomiast ich grubości. Powoduje to gorsze odwzorowanie obszarów płytkowodnych, gdzie często zdarza się, że kolumna wody składa się z zaledwie 2 lub 3 poziomów. Taka konfiguracja modelu w połączeniu z bazą danych eksperymentalnych, w której większość pomiarów pochodzi z płytkich lokalizacji przybrzeżnych, negatywnie wpływa na wyniki walidacji.

Gorsze wyniki przy walidacji substancji biogennych mogą też być związane z niedokładnymi danymi dla przepływu rzek (w szczególności Wisły) oraz przyjętymi ich stałymi koncentracjami w wodach rzecznych. Objętość wody słodkiej niesionej do Zatoki Gdańskiej przez rzeki została określona na podstawie średnich wieloletnich, co może powodować niedostatecznie dokładne odwzorowanie depozycji, szczególnie w okresach dużej zmienności dobowej. Aby zapewnić stabilność numeryczną modelu EcoFish, duże rzeki zostały poddane dystrybucji, tj. objętość wody słodkiej wraz z niesionymi przez nie substancjami biogennymi została rozdzielona na kilka oczek modelu (kilkanaście dla Wisły).

Współczynnik korelacji Pearsona na poziomie 0,50 oraz błąd średniokwadratowy wynoszący $2,77 \text{ mg m}^{-3}$ dla chlorofilu *a* mogą być również związane (poza przyczynami opisanymi powyżej) z niedokładnym odwzorowaniem koncentracji chlorofilu *a*, który jest wskaźnikiem biomasy fitoplanktonu. Zależność między biomasa fitoplanktonu określoną przez ilość węgla organicznego zawartego w komórce a koncentracją chlorofilu *a* może być odmienna w zależności od gatunku.

Zestawiając model EcoFish (tabela 7.6) z produktem BALTICSEA ANALYSIS FORECAST BGC_003_007, pochodzącym z modelu ERGOM (tabela 7.7) rozwijanego w Leibniz Institute for Baltic Sea Research, można zauważyć, że podczas walidacji modelu ERGOM uzyskano wyniki zbliżone (dla chlorofilu *a*, koncentracji tlenu i fosforanów), a niekiedy nawet gorsze (dla azotanów).

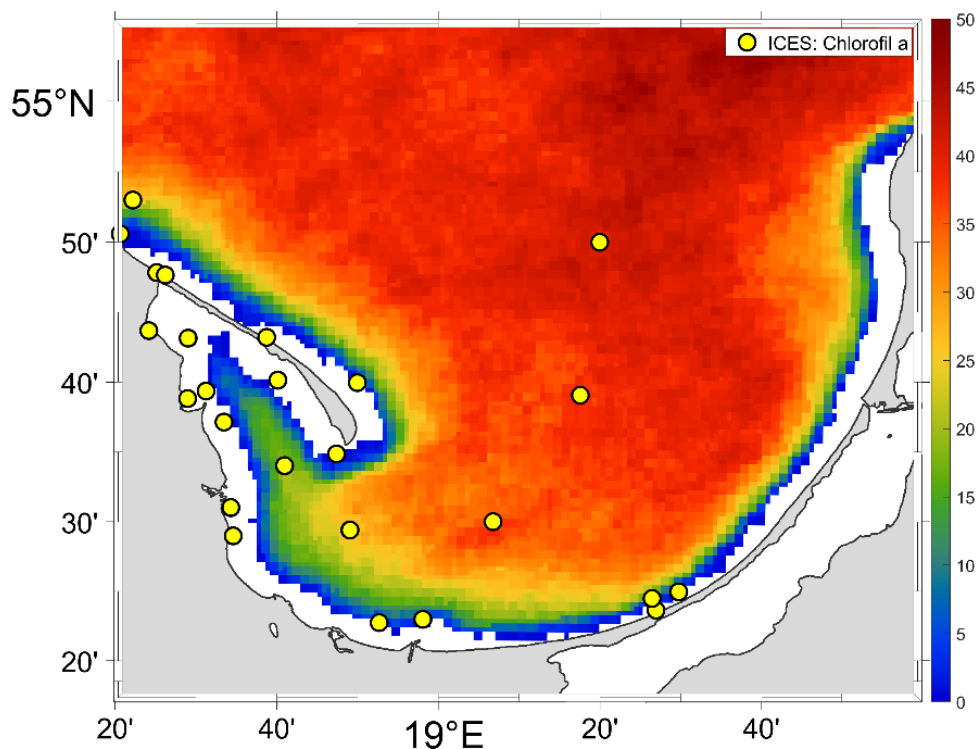
Tabela 7.7

Wyniki porównania modelu ERGOM z danymi eksperymentalnymi dla okresu 01.10.2014–30.09.2016

| RMSD | Kolumna wody | Głębokość 0–5 m | Głębokość 5–30 m | Głębokość 30–80 m | Głębokość 80–200 m | Głębokość 200–400 m |
|--|--------------|-----------------|------------------|-------------------|--------------------|---------------------|
| Tlen [mmol m ⁻³] | – | 30 | 30 | 68 | 122 | 134 |
| Azotany [mmol m ⁻³] | – | 4,73 | 5,79 | 4,9 | 4,86 | 1,98 |
| Fosforany [mmol m ⁻³] | – | 0,21 | 0,22 | 0,39 | 0,62 | 0,29 |
| Chlorofil <i>a</i> [mmol m ⁻³] | – | 2,74 | 2,16 | 0,84 | – | – |

Źródło: Marine Copernicus, Quality Information Document – BALTICSEA_ANALYSISFORECAST_BGC_003_007.

Należy również zwrócić uwagę na mapę gęstości pokrycia siatki modelu EcoFish przez dane satelitarne, które są wykorzystywane do asymilacji chlorofilu *a* w modelu (rys. 7.14). Dane te pochodzą ze spektrometru MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectrometer), zamontowanego na satelicie AQUA. Mimo że w modelu EcoFish występuje aktywny moduł asymilacji danych satelitarnych, to w pasie ciągnącym się wzdłuż południowego wybrzeża Zatoki Gdańskiej dane dotyczące chlorofilu *a* w obrazach satelitarnych były znikome, nieobecne lub odfiltrowywane w związku z częstymi błędami (duże lokalne gradienty parametru), które pojawiały się na granicy woda–ląd. Taka sytuacja nie zdarza się na otwartym morzu, gdzie dostępnych jest nawet do 50 scen (*snapshots*)/danych w ciągu roku.



Rys. 7.14. Mapa gęstości pokrycia siatki modelu EcoFish przez dane satelitarne dla chlorofilu a w okresie 01.01.2017–31.12.2020. Skala – liczba danych w roku

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych dostarczonych przez dr A. Nowickiego.

PODSUMOWANIE

Model numeryczny EcoFish jest kluczowym elementem usługi „Platforma transferu wiedzy – FindFISH”, który dostarcza informacji o zmiennych hydrodynamicznych i biochemicznych dla rejonu Zatoki Gdańskiej. Dzięki symulacjom numerycznym pochodzącym z modelu EcoFish i wynikom dla temperatury, zasolenia i koncentracji tlenu możliwe jest działanie modułu Fish (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023), który przy wykorzystaniu tych zmiennych i zastosowaniu metody logiki rozmytej daje możliwość tworzenia map najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej, tj. śledzia, szprota, dorsza i storni.

Prezentacja najważniejszych zmiennych biochemicznych (i fizycznych – Janecki, Dybowski, Nowicki, Jakacki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) modelu

EcoFish oraz ich przeprowadzona walidacja pozwoliły się upewnić, że wyniki symulacji numerycznych są zgodne z danymi pomiarowymi i będą stanowić wiarygodny zbiór danych wejściowych do modułu Fish, który został opisany w opracowaniu Janeckiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023).

LITERATURA


1. Arheimer B., Dahné J., Donnelly C., Lindström G., Strömqvist J., *Water and nutrient simulations using the HYPE model for Sweden vs. the Baltic Sea Basin – influence of input-data quality and scale*, Hydrology Research, 2012, 43, 315–329. <https://doi.org/10.2166/nh.2012.010>.
2. Brierley A.S., Kingsford M.J., *Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems*, Current Biology, 2009, 19, 14. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.046>.
3. Burrows M.T., Bates A.E., Costello M.J., Edwards M., Edgar G.J., Fox C.J., Halpern B.S., Hiddink J.G., Pinsky M.L., Batt R.D., Molinos J.G., Payne B.L., Schoeman D.S., Stuart-Smith R.D., Poloczanska E.S., *Ocean community warming responses explained by thermal affinities and temperature gradients*, Nature Climate Change, 2019, 9, 959–963. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0631-5>.
4. Donnelly C., Andersson J.C.M., Arheimer B., *Using flow signatures and catchment similarities to evaluate the E-HYPE multi-basin model across Europe*, Hydrological Sciences Journal, 2016, 61, 255–273. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1027710>.
5. Dzierzbicka-Głowacka L., Dybowski D., Janecki M., Wojciechowska E., Szymczycha B., Potrykus D., Nowicki A., Szymkiewicz A., Zima P., Jaworska-Szulc B., Pietrzak S., Pazikowska-Sapota G., Kalinowska D., Nawrot N., Wielgat P., Dembska G., Matej-Lukowicz K., Szczepańska K., Puszkarczuk T., *Modelling the impact of the agricultural holdings and land-use structure on the quality of inland and coastal waters with an innovative and interdisciplinary toolkit*, Agricultural Water Management, 2022, 263, 107438. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107438>.
6. Dzierzbicka-Głowacka L., Jakacki J., Janecki M., Nowicki A., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the hydrodynamic part*, Oceanologia, 2013a, 55(3), 519–541. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.519>.
7. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Dybowski D., Szymczycha B., Obarska-Pempkowiak H., Wojciechowska E., Zima P., Pietrzak S., Pazikowska-Sapota G., Jaworska-Szulc B., Nowicki A., Kłostowska Ż., Szymkiewicz A., Galer-Tatarowicz K., Wichorowski M., Białoskórski M., Puszkarczuk T., *A new approach for investigating the impact of pesticides and nutrient flux from agricultural holdings and land-use structures on Baltic Sea coastal waters*, Polish Journal of Environmental Studies, 2019, 28(4), 2531–2539. <http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/92524>.
8. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Nowicki A., Jakacki J., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the ecosystem module*, Oceanologia, 2013b, 55(3), 543–572. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.543>.
9. HELCOM, *Ecosystem health of the Baltic Sea 2003–2007*, HELCOM Initial Holistic Assessment, Baltic Sea Environment Proceedings No. 122, 2010.
10. Henson S.A., Beaulieu C., Ilyina T., John J.G., Long M., Seferian R., Tjiputra J., Sarmiento J.L., *Rapid emergence of climate change in environmental drivers of marine ecosystems*, Nature Communications, 2017, 8, 14682. <https://doi.org/10.1038/ncomms14682>.


11. Hoegh-Guldberg O., Bruno J.F., *The impact of climate change on the world's marine ecosystems*, Science, 2010, 328, 1523–1528. <https://doi.org/10.1126/science.1189930>.
12. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Jakacki J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish (rozdział 6)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 145–178.
13. Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Moduł Fish – mapowanie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb badanych gatunków poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej (rozdział 9)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 220–239.
14. Kalinowska D., Wielgat P., Kolerski T., Zima P., *Effect of GIS parameters on modelling runoff from river basin. The case study of catchment in the Puck District*, E3S Web Conference, 2018, 63, 00005. <http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/20186300005>.
15. Kalinowska D., Wielgat P., Kolerski T., Zima P., *Model of nutrient and pesticide outflow with surface water to Puck Bay (Southern Baltic Sea)*, Water, 2020, 12, 809. <http://dx.doi.org/10.3390/w12030809>.
16. Leppäranta M., Myrberg K., *Topography and hydrography of the Baltic Sea*, w: *Physical oceanography of the Baltic Sea*, Springer: Berlin, Heidelberg, 2009, 41–88. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79703-6_3.
17. Majewski A., *Hydrological characteristics of estuarine waters at the Polish Coast*, Prace PIHM, 105, Warszawa, 1972.
18. Moore J.K., Doney S.C., Kleypas J.A., Glover D.M., Fung I.Y., *An intermediate complexity marine ecosystem model for the global domain*, *Deep Sea Research Part II, Topical Studies in Oceanography*, 2001, 49(1–3), 403–462. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(01\)00108-4](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(01)00108-4).
19. Nixon S.W., *Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns*, *Ophelia*, 1995, 41, 199–219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>.
20. Nowicki A., Janecki M., Dybowski D., Dzierzbicka-Głowacka L., *Automatyczny system kontroli modelu EcoFish w trybie operacyjnym (rozdział 10)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 240–260.
21. Nowicki A., Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Asymilacja danych satelitarnych oraz środowiskowych w modelu EcoFish (rozdział 8)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 205–219.
22. Pastuszek M., Bryhn A.C., Håkanson L., Stålnacke P., Zalewski M., Wodzinowski T., *Reduction of nutrient emission from Polish territory into the Baltic Sea (1988–2014) confronted with real environmental needs and international requirements*, *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2018, 47(2), 140–166. <https://doi.org/10.1515/ohs-2018-0015>.
23. Tomczak M.T., Szymanek L., Pastuszek M., Grygiel W., Zalewski M., Gromisz S., Ameryk A., Kownacka J., Psuty I., Kuzebski E., Grzebielec R., Margoński P., *Evaluation of trends and changes*

- in the Gulf of Gdańsk ecosystem – an integrated approach*, Estuaries and Coasts, 2016, 39(3), 593–604. <https://doi.org/10.1007/s12237-015-0026-4>.
24. Voss M., Liskow I., Pastuszak M., Rüb D., Schulte U., Dippner J.W., *Riverine discharge into a coastal bay: a stable isotope study in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea*, Journal of Marine Systems, 2005, 57, 127–145. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2005.04.002>.
25. Wielgat P., Kalinowska D., Szymkiewicz A., Zima P., Jaworska-Szulc B., Wojciechowska E., Nawrot N., Matej-Lukowicz K., Dzierzbicka-Głowacka L.A., *Towards a multi-basin SWAT model for the migration of nutrients and pesticides to Puck Bay (Southern Baltic Sea)*, PeerJ, 2021, 9, e10938. <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.10938>.
26. Witek Z., Ochocki S., Maciejowska M., Pastuszak M., Nakonieczny J., Podgórska B., Kownacka J.M., Mackiewicz T., Wrzesińska-Kwiecień M., *Phytoplankton primary production and its utilization by the pelagic community in the coastal zone of the Gulf of Gdansk (southern Baltic)*, Marine Ecology Progress Series, 1997, 148, 169–186. <https://doi.org/10.3354/meps148169>.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem komputerów Centrum Informatycznego Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej.

Artur Nowicki  0000-0003-3801-8137

Maciej Janecki  0000-0002-8784-2862

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: anowicki@iopan.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-08

8. ASYMILACJA DANYCH SATELITARNYCH ORAZ ŚRODOWISKOWYCH W MODELU ECOFISH

EcoFish

Zatoka Gdańska to akwen w południowo-wschodniej części Bałtyku o powierzchni około 6300 km², średniej głębokości około 50 m i maksymalnej 118 m. Zasolenie w Zatoce wynosi około 7–8. Niewielka wartość zasolenia oraz eutrofizacja Zatoki wynikają z jej zasilania dopływami słodkich, bogatych w substancje odżywcze wód rzecznych. Z drugiej strony obserwuje się wlewy wód z Morza Północnego. Warunki atmosferyczne nad Bałtykiem także są zmienne, zarówno w czasie, jak i w przestrzeni. Wszystkie te czynniki powodują dużą dynamikę zjawisk hydrodynamicznych, chemicznych i biologicznych w tym akwenu, co sprawia, że ich modelowanie jest skomplikowane, a osiągnięcie poprawnych wyników wymaga odpowiedniej konfiguracji oraz precyzyjnej parametryzacji modelu. Ponadto dane wykorzystywane przez model, m.in. dane meteorologiczne, dane na granicy oraz dane dotyczące dopływów rzecznych, muszą się cechować dużą dokładnością, aby nie prowadzić do niepoprawnych kalkulacji. Spełnienie tych wszystkich warunków jest bardzo trudne, a czasami wręcz niemożliwe ze względu na brak dostępu do danych, ograniczenia związane z mocą obliczeniową lub zbyt długi czas obliczeń uniemożliwiający przetestowanie wielu różnych kombinacji parametrów modelu. Jednym ze sposobów polepszenia wyników modelu jest asymilacja danych pomiarowych z różnych źródeł, co pozwala niwelować ewentualne odchylenia modelu od rzeczywistych warunków, które ma symulować. Proces ten pozwala na uzyskanie wyników modelowych bardziej zgodnych ze stanem danego ekosystemu wynikającym z pomiarów. Dostępnych jest wiele różnych metod asymilacji, wykazujących się różnego rodzaju właściwościami. Do prostszych należą m.in. metoda optymalnej interpolacji (Gandin, 1963) lub metoda wykorzystująca schemat Cressmana (Cressman, 1959), zastosowana do asymilacji danych

satelitarnych w modelu 3D CEMBS (Nowicki i in., 2015, 2016), który jest źródłem danych na granicę modelu EcoFish. Bardziej złożone metody to metody wariacyjne 3D-Var (Courtier i in., 2006; Rabier i in., 2006; Andersson i in., 1998) czy też 4D-Var oraz filtry Kalmana i ich modyfikacje (Fisher i Andersson, 2001). Aby poprawić jakość wyników otrzymywanych z modelu EcoFish, a jednocześnie zachować dobrą wydajność modelu, opracowano nowe moduły asymilacji oparte na mechanizmach wymuszeń dostępnych w modelu Community Earth System Model (CESM). Moduły te umożliwiają asymilacje różnych parametrów, takich jak temperatura, koncentracja chlorofilu *a*, rozpuszczony tlen oraz stężenia biogenów NH_4 , NO_3 i PO_4 . Dane do asymilacji pochodzą z pomiarów satelitarnych przetworzonych oraz udostępnionych w ramach projektu SatBałtyk (Woźniak i in., 2011a, 2011b), pomiarów *in situ* wykonywanych przez WIOŚ oraz pomiarów wykonywanych sondą Valeport Midas CTD zakupioną w ramach projektu FindFISH (Dzierzbicka i in., 2018) i wykorzystywaną w czasie rejsów rybackich. W związku z tym dane te mają różnorodny charakter i wymagają zastosowania różnych procesów przygotowania, tak aby mogły zostać wykorzystane przez model w procesie asymilacji. W kolejnych podrozdziałach skupiono się na procesie asymilacji oraz na uzyskanych dzięki niemu rezultatach. Przedstawiono zastosowaną w modelu EcoFish metodę asymilacji oraz weryfikację jej działania. Walidacja otrzymanych wyników modelowych została omówiona w opracowaniach Janeckiego, Dybowskiego, Nowickiego, Jakackiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023) oraz Janeckiego, Dybowskiego, Nowickiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023).

Proces pozyskiwania i przetwarzania danych wykorzystanych do asymilacji szerzej opisano w opracowaniu Nowickiego, Janeckiego, Dybowskiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023).

8.1. METODY

8.1.1. Opis modułu asymilacji danych satelitarnych

Asymilacja danych w modelu EcoFish polega na wprowadzeniu do niego informacji pochodzących z różnych źródeł zewnętrznych, takich jak zdalne pomiary satelitarne i środowiskowe dokonywane *in situ*. Celem zastosowania asymilacji było zwiększenie poprawności otrzymanych wyników obliczeń modelowych. Za asymilację każdego z parametrów w modelu EcoFish odpowiadają oddzielne moduły, dzięki czemu każdy z nich można niezależnie parametryzować, włączać lub wyłączać, a w przyszłości w razie potrzeby pozwoli to na łatwe dołączenie kolejnych modułów. Każdy z tych modułów oparty jest na zmodyfikowanych i rozbudowanych komponentach wchodzących w skład modelu POP (Smith i Gent, 2004) będącego

częścią CESM. Moduły te są integralną częścią modelu EcoFish. Najważniejsze modyfikacje modułów dotyczyły wprowadzenia możliwości asymilacji danych powierzchniowych i danych z różnych głębokości w jednym wspólnym module oraz sposobu wyznaczania obecności danych przy pomocy dynamicznych masek binarnych. Posłużenie się już istniejącymi komponentami pozwoliło na użycie wielu dostępnych już w modelu ustawień umożliwiających parametryzację m.in. długości okna asymilacji czy częstości asymilacji oraz na wykorzystanie przez model wbudowanych modułów odczytu danych. Zaimplementowana w modelu EcoFish metoda asymilacji (Janecki i in., 2021) daje możliwość wprowadzania do modelu asymilowanych zmiennych z określoną, konfigurowalną częstotliwością, np. co każdy krok obliczeniowy modelu, raz na godzinę itp. Pozwala to zachować ciągłość zmienności asymilowanych zmiennych. Jako dane wejściowe moduł asymilacji przyjmuje wartości danej zmiennej otrzymane z obliczeń modelu V_{mod} oraz z pomiarów V_r . Ponadto metoda wykorzystuje szereg parametrów kontrolujących jej zachowanie i opisujących źródło danych. Oto najważniejsze z nich:

- *data_type* – częstotliwość pojawiania się danych – pozwala określić, z jaką częstotliwością pojawiają się dane do asymilacji, np. co rok, co miesiąc, co N godzin;
- *data_inc* – w przypadku danych pojawiających się co N godzin określa liczbę N ;
- *interp_freq* – określa, jak często informacja z danych asymilowanych jest wprowadzana do wyników modelowych, np. co N godzin, co każdy krok czasowy;
- *interp_type* – określa sposób, w jaki dane asymilacyjne są interpolowane pomiędzy częstotliwością wynikającą z *data_type* a tą wynikającą z *interp_freq*. Możliwymi opcjami są: algorytm najbliższego sąsiada, interpolacja liniowa oraz interpolacja wielomianowa trzeciego rzędu z wykorzystaniem czterech najbliższych punktów na osi czasu;
- *interp_inc* – określa, z jaką częstotliwością obliczane są różnice pomiędzy danymi modelowymi i pomiarowymi;
- *restore_tau* – określa, po jakim czasie wyniki modelu powinny osiągnąć wartość zgodną z wprowadzonymi danymi pomiarowymi.

Z każdym krokiem obliczeniowym każdy moduł asymilacji sprawdza, na podstawie parametrów *data_type* oraz *data_inc*, czy w danym kroku powinny się pojawić nowe dane asymilacyjne. Jeśli tak, to wczytuje kolejny plik z danymi asymilowanymi V_r i wylicza różnicę dV między tymi danymi a danymi modelowymi V_{mod} . Załóżmy przykładowo, że dane pojawiają się raz dziennie. Oczywiście wyliczona różnica dV nie powinna zostać wprowadzona do modelu na raz, w jednym kroku czasowym, gdyż zachwiałoby to ciągłość obliczeń oraz równowagę systemu. Stąd też przy pomocy parametru *interp_freq* można ustalić, żeby dane były wprowadzane stopniowo, co określony czas. Z kolei za pomocą parametru *restore_tau* można określić, po jakim okresie od rozpoczęcia asymilacji model powinien

osiągnąć wartości asymilowane. Mając te parametry, moduł dzieli aktualną różnicę dV na liczbę kroków wynikających z $interp_freq$, które mieszczą się w okresie $restore_tau$. W ten sposób otrzymuje się parametr dV_{step} , będący częściowym przyrostem wartości danej zmiennej, który zostanie wprowadzony do modelu w danym kroku asymilacyjnym.

$$dV_{step} = \frac{interp_freq}{restore_tau} (V_r - V_{mod}) = \frac{interp_freq}{restore_tau} dV \quad (8.1)$$

Wartość danej zmiennej modelowej zależy od wielu czynników, np. transportu, promieniowania, procesów biologicznych itp. W związku z tym wyliczona na początku różnica dV pomiędzy danymi modelowymi i pomiarowymi musi być cały czas korygowana, tak aby na końcu okna asymilacyjnego otrzymać oczekiwaną wartość. Stąd też jest ona aktualizowana według wzoru (8.1) z częstotliwością określoną poprzez parametr $interp_inc$. Wynikową wartość asymilowanej zmiennej w danym kroku czasowym oblicza się poprzez dodanie obliczonego przyrostu do wyniku modelowego.

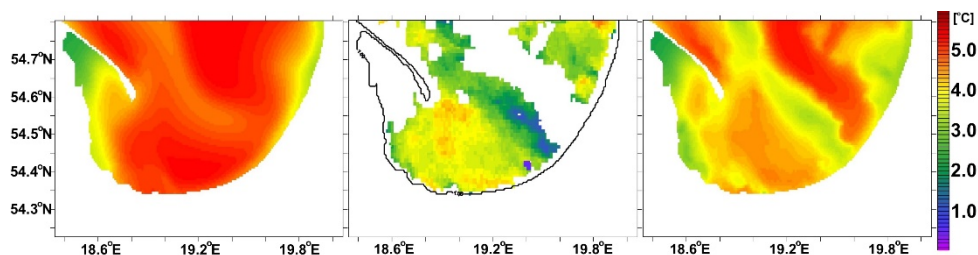
$$V_{assim} = V_{mod} + dV_{step} \quad (8.2)$$

8.2. REZULTATY

8.2.1. Weryfikacja metody asymilacji danych

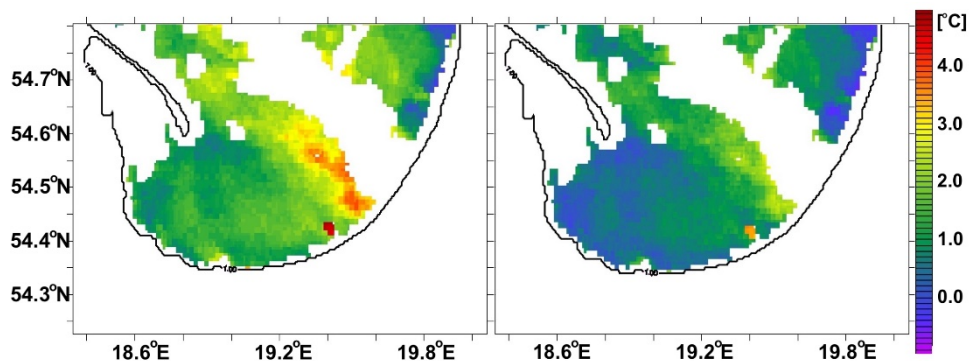
W celu sprawdzenia poprawności działania zastosowanej metody asymilacji przeprowadzono weryfikację wyników modelu. Polegała ona na porównaniu wyników modelu bez asymilacji i modelu z asymilacją względem danych, które zostały wykorzystane do asymilacji. Jeśli metoda asymilacji działa poprawnie, to wyniki modelu z asymilacją powinny być bliższe wynikom satelitarnym niż dane modelu bez asymilacji. W przypadku danych satelitarnych weryfikację przeprowadzono dla pomiarów zarówno temperatury powierzchniowej, jak i koncentracji chlorofilu a . W przypadku danych środowiskowych weryfikację otrzymanych wyników przeprowadzono w analogiczny sposób dla temperatury mierzonej przy użyciu sondy Midas oraz dla rozpuszczonego tlenu i substancji biogenicznych pochodzących z pomiarów wykonanych przez WIOŚ. Aby wyniki asymilacji z poszczególnych źródeł wzajemnie na siebie nie wpływały, do weryfikacji każdego z parametrów wykorzystano oddzielny model asymilujący tylko dane satelitarne lub środowiskowe. Przedstawione wyniki weryfikacji oparto na przebiegach modelu na danych z roku 2018. Pierwszym krokiem weryfikacji było wizualne porównanie przykładowych wyników. Kolejne rysunki przedstawiają wyniki weryfikacji.

Na rys. 8.1 widać przykładowe wyniki weryfikacji asymilacji temperatury satelitarnej. Po lewej stronie przedstawiono wyniki modelu bez asymilacji, w środku pomiary satelitarne, a po prawej wyniki modelu z asymilacją. Na tym przykładzie widać wyraźnie wpływ temperatury z pomiarów satelitarnych na wyniki modelu. Temperatura w środkowej części Zatoki Gdańskiej, w miejscu, gdzie dostępne są dane satelitarne, jest znacznie niższa. Rys. 8.2 przedstawia różnicę między modelem bez asymilacji i z asymilacją a danymi satelitarnymi. Zgodnie z oczekiwaniami różnica ta jest niższa na prawym rysunku, który przedstawia wyniki dla modelu z asymilacją. Na podstawie wskazanych przykładów można zatem wnioskować, że algorytm asymilacji działa poprawnie, gdyż wyniki modelu z włączoną asymilacją są bliższe wynikom satelitarnym niż wyniki modelu bez asymilacji.



Rys. 8.1. Porównanie danych SST z różnych źródeł. Lewa strona – model bez asymilacji, środek – dane satelitarne, prawa strona – model z asymilacją

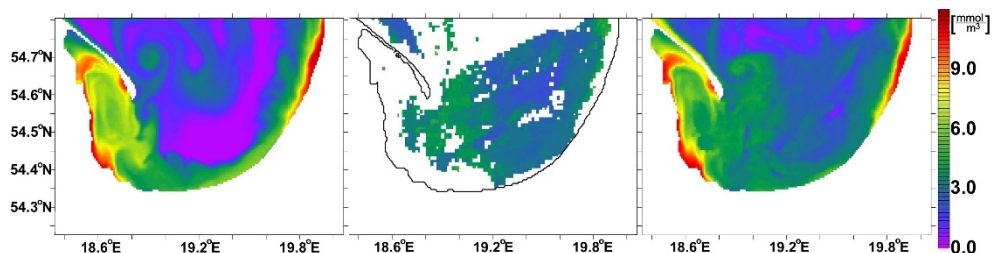
Źródło: opracowanie własne IO PAN.



Rys. 8.2. Różnica SST między modelem bez asymilacji i z asymilacją a danymi satelitarnymi. Lewa strona – model bez asymilacji, prawa strona – model z asymilacją

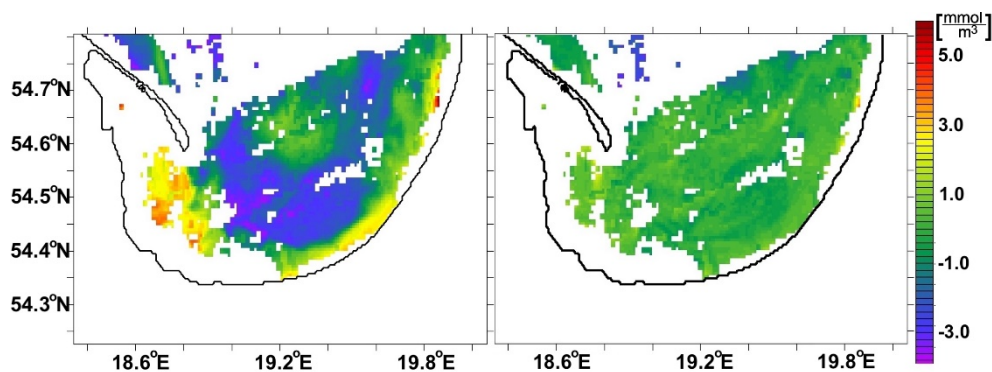
Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Analogiczne wyniki dla koncentracji chlorofilu *a* mierzonej z satelity przedstawiają rys. 8.3 oraz 8.4. W tym wypadku również widać, że – analogicznie do poprzedniego przykładu – wyniki modelu z asymilacją dobrze odwzorowują wyniki pomiarów satelitarnych, a różnice pomiędzy modelem z asymilacją a danymi satelitarnymi są mniejsze niż między modelem bez asymilacji a tymi danymi. Można zatem przyjąć, że algorytm asymilacji działa poprawnie również w przypadku danych dotyczących chlorofilu *a*.



Rys. 8.3. Porównanie danych dotyczących chlorofilu *a* z różnych źródeł. Lewa strona – model bez asymilacji, środek – dane satelitarne, prawa strona – model z asymilacją

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

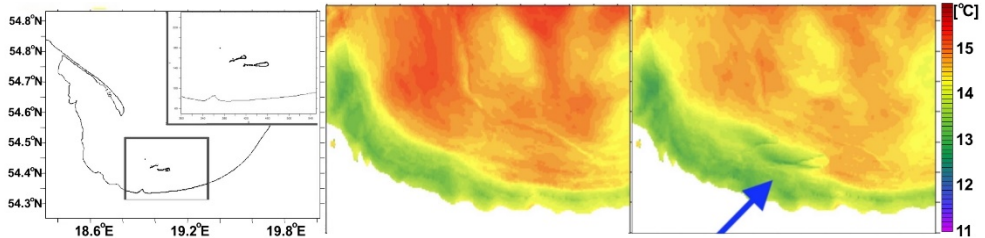


Rys. 8.4. Różnica stężeń chlorofilu *a* między modelem bez asymilacji i z asymilacją a danymi satelitarnymi. Lewa strona – model bez asymilacji, prawa strona – model z asymilacją

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Na rys. 8.5 zaprezentowano przykładowe wyniki asymilacji temperatury mierzonej przy pomocy sondy Midas w trakcie jednego z rejsów. Lewa część ukazuje trasę rejsu, z kolei środkowa i prawa przedstawiają odpowiednio wyniki modelu bez asymilacji i z asymilacją. W tym przypadku wartości danych rejsowych nie zostały pokazane, gdyż i tak nie byłyby widoczne na rysunku. Weryfikację liczbową natomiast przedstawiono w dalszej części tego rozdziału. Niemniej

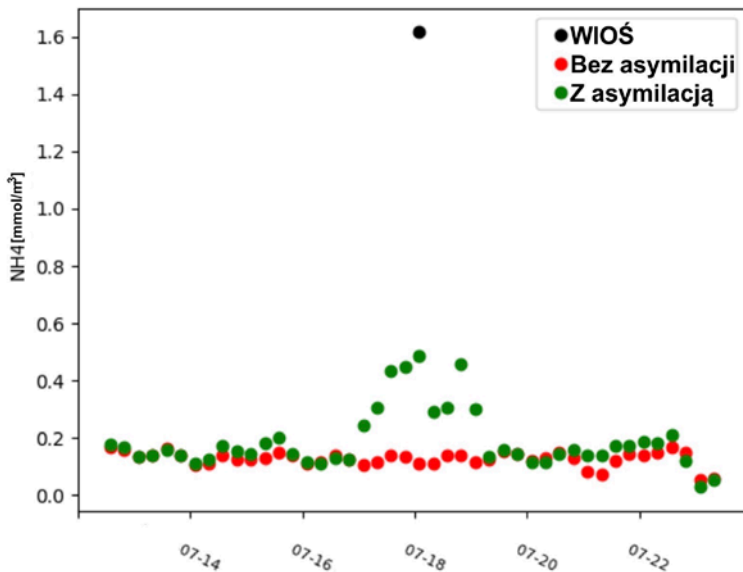
na mapie modelu z asymilacją widać zmianę temperatury wzdłuż trasy rejsu. Wprawdzie zmiana ta jest niewielka, ale wystarczająca, by stwierdzić, że model i w tym przypadku asymilował dane środowiskowe.



Rys. 8.5. Trasa sondy pomiarowej na głębokości 3 m z dnia 22.09.2018. Lewa strona – trasa sondy, środek – model bez asymilacji, prawa strona – model z asymilacją

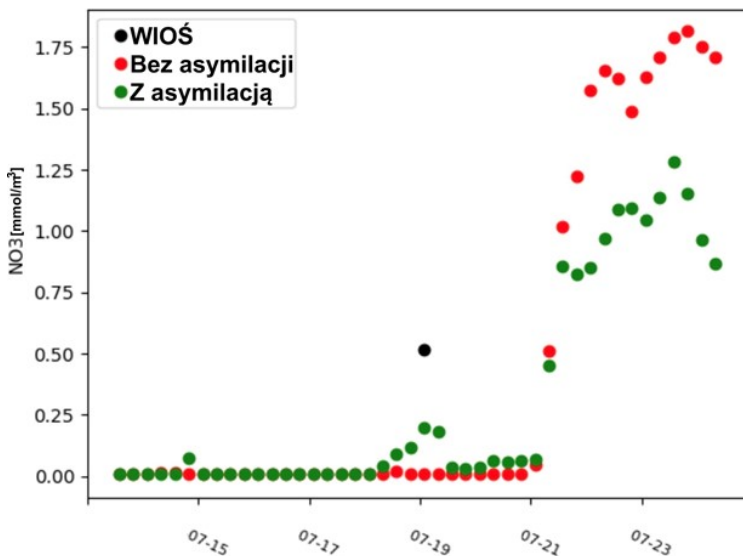
Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Kolejnym źródłem danych środowiskowych po pomiarach z sondy Midas są wyniki pomiarów zgromadzonych przez WIOŚ. Dane te mają charakter punktowych pomiarów wykonywanych kilka razy w ciągu roku. W związku z tym nie można ich przedstawić w postaci map, gdyż nie będą one na nich widoczne. Aby jednak pokazać, że sam mechanizm asymilacji działa poprawnie, na rys. 8.6–8.9 zamieszczono kilka przykładowych wykresów prezentujących zmierzone wartości poszczególnych parametrów oraz przebiegi czasowe obliczone przez model bez asymilacji i z asymilacją w punkcie dokonania pomiaru. Na każdym z wykresów dane pomiarowe przedstawione są kolorem czarnym, wyniki modelu bez asymilacji – kolorem czerwonym, a modelu z asymilacją – kolorem zielonym.



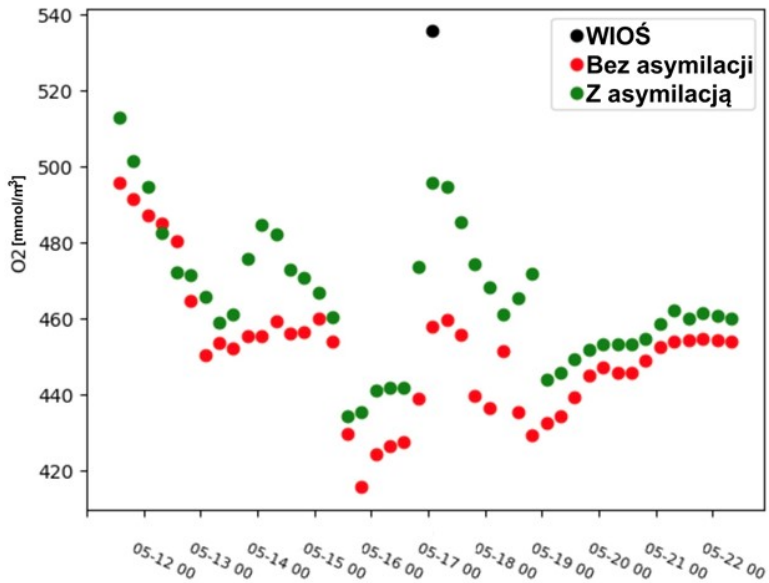
Rys. 8.6. Przykładowy przebieg modelu dla NH_4

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



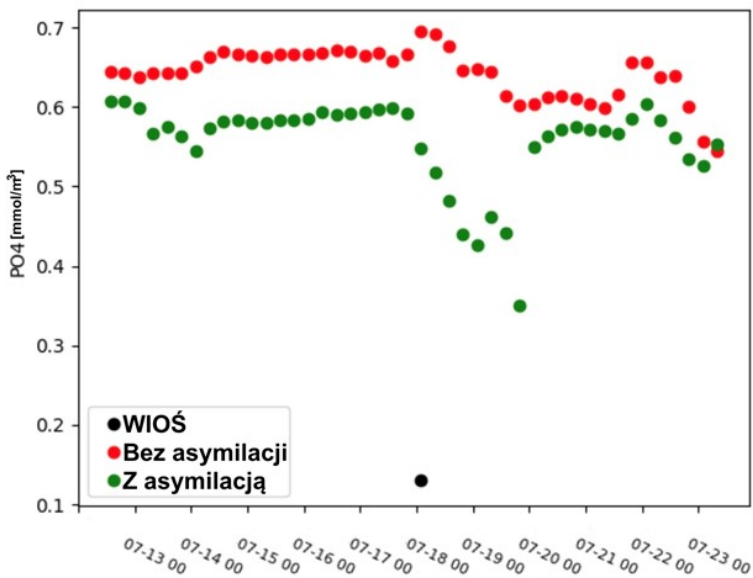
Rys. 8.7. Przykładowy przebieg modelu dla NO_3

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



Rys. 8.8. Przykładowy przebieg modelu dla O_2

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



Rys. 8.9. Przykładowy przebieg modelu dla PO_4

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

Jak widać na powyższych wykresach, wartości obliczone z wykorzystaniem modelu z asymilacją w każdym przypadku są bliższe pomiarom środowiskowym. Można jednak zauważyć, że efekt asymilacji nie jest bardzo duży, wyniki modelu nie zrównują się z danymi pomiarowymi, a efekt, jaki powoduje asymilacja, nie pozostaje długo zauważalny i po zaledwie kilku dniach wartości modelowe wracają w pobliże wartości sprzed asymilacji. Jest to spowodowane kilkoma czynnikami. Po pierwsze, ustawienia modułów asymilacji nie wymuszają zrównania wyników modelowych z pomiarowymi, a jedynie ich zbliżenie. Jest to działanie celowe, wynikające z faktu, że pomiary z WIOŚ i wyniki modelowe nie powinny być traktowane równorzędnie. Pomiary środowiskowe mają charakter punktowy oraz chwilowy, wyniki modelowe reprezentują z kolei średnią czasoprzestrzenną danej zmiennej. Są one uśrednione w czasie, po zadanym przedziale czasowym, np. 1 godzina lub 6 godzin. Długość tego przedziału jest konfigurowalna w modelu. W przestrzeni wartość modelowa reprezentuje wartość średnią z danej komórki przestrzennej zdefiniowanej przez siatkę modelu, która w przypadku EcoFish ma rozmiar $575 \times 575 \times 5$ m. Po drugie, dane z WIOŚ reprezentują chwilową wartość pomiaru w danym punkcie, a zmienne asymilowane podlegają transportowi przez prądy morskie. Zatem jeśli informacja o wartościach z pomiarów środowiskowych zostaje wprowadzona w danej komórce modelu, jest ona rozpraszana przez prądy do sąsiednich komórek w kolejnych krokach obliczeniowych.

Do dokładniejszej weryfikacji otrzymanych wyników asymilacji wykorzystano trzy podstawowe miary statystyczne opisane wzorami (8.3)–(8.5). W przypadku chlorofilu *a* mamy do czynienia z logarytmicznie normalnym rozkładem otrzymanych wartości. W związku z tym do weryfikacji wyników tego parametru wykorzystano bardziej zaawansowane miary statystyczne, odpowiednie dla tego typu rozkładów, opisane dalej przy pomocy wzorów (8.6)–(8.8). We wszystkich poniższych wzorach x oznacza zmienne modelowe, y – zmienne środowiskowe, pozioma linia nad zmienną oznacza zaś jej wartość średnią.

- r – współczynnik korelacji Pearsona określający poziom zależności liniowej pomiędzy dwiema zmiennymi:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (8.3)$$

- MBE (*mean bias error*) – miara pozwalająca na określenie systematycznego odchylenia (błędu) modelu od wartości pomiarowych. Wartość dodatnia oznacza, że model systematycznie zawyża wyniki względem danych referencyjnych, wartość ujemna oznacza, że je zaniża:

$$MBE = N^{-1} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i) \quad (8.4)$$

- RMSE (*root-mean-square error*) – średnia kwadratowa błędów, czyli miara pozwalająca określić wielkość błędu statystycznego modelu względem wartości pomiarowych:

$$RMSE = \sqrt{N^{-1} \sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2} \quad (8.5)$$

- Średni błąd logarytmiczny (*mean logarithmic error*):

$$\langle \epsilon \rangle_g = 10^{\overline{\log(x/y)}} - 1 \quad (8.6)$$

- Standardowy współczynnik błędu (*standard error factor*):

$$\chi = 10^{\sqrt{N^{-1} \sum_{i=1}^n (\log(x/y) - \log(x/y))^2}} \quad (8.7)$$

- Statystyczny błąd logarytmiczny (*statistical logarithmic error*):

$$\sigma_- = \frac{1}{\chi} - 1, \sigma_+ = \chi - 1 \quad (8.8)$$

W tabelach 8.1–8.3 przedstawiono wyniki weryfikacji. Tabela 8.1 zawiera wyniki dla danych dotyczących temperatury wody powierzchniowej z pomiarów satelitarnych, w tabeli 8.2 ujęto analogiczne wyniki dla modelu asymilującego temperaturę mierzoną przez sondę Midas, natomiast tabela 8.3 prezentuje wyniki dla asymilacji chlorofilu *a* z pomiarów satelitarnych. Otrzymane wyniki są zgodne z oczekiwaniami. Zarówno w przypadku temperatury, jak i koncentracji chlorofilu *a* dla modelu z asymilacją otrzymano wyniki bliższe danym satelitarnym. W przypadku asymilacji temperatury z pomiarów satelitarnych, jak również środowiskowych korelacja temperatury powierzchniowej, błąd systematyczny oraz błąd statystyczny uległy poprawie względem modeli bez asymilacji.

Warto zwrócić uwagę, że wyniki zawarte w tabeli 8.2 są nieco słabsze niż te w tabeli 8.1. Wynika to z faktu, że ze względu na dostępność danych model był kalibrowany głównie względem danych temperatury powierzchniowej, natomiast tabela 8.2 przedstawia wyniki porównania dla całej kolumny wody, wszędzie tam, gdzie były dostępne dane pomiarowe z sondy Midas. Koncentracja chlorofilu *a* również asymilowana jest poprawnie. Zarówno statystyki liniowe, jak i logarytmiczne pokazują, że wyniki otrzymane z modelu z asymilacją są bliższe danym

satelitarnym niż te z modelu bez asymilacji. Wyjątkiem jest tu błąd systematyczny MBE, który nieznacznie wzrósł, jednak jego wartości są wciąż bardzo małe.

Tabela 8.1

Weryfikacja temperatury powierzchniowej z modeli względem danych satelitarnych

| Źródło danych | r | MBE [°C] | RMSE [°C] |
|------------------------|------|----------|-----------|
| EcoFish bez asymilacji | 0,95 | -1,2 | 2,4 |
| EcoFish z asymilacją | 0,98 | -0,56 | 1,5 |

Tabela 8.2

Weryfikacja temperatury z modeli względem danych środowiskowych z sondy Midas

| Źródło danych | r | MBE [°C] | RMSE [°C] |
|------------------------|------|----------|-----------|
| EcoFish bez asymilacji | 0,77 | -0,34 | 3,2 |
| EcoFish z asymilacją | 0,83 | -0,25 | 2,7 |

Tabela 8.3

Weryfikacja powierzchniowej koncentracji chlorofilu a z modeli względem danych satelitarnych

| Źródło danych | r | MBE [mg/m ³] | RMSE [mg/m ³] | $\langle \epsilon \rangle_g$ [%] | x | σ_- [%] | σ_+ [%] |
|------------------------|------|--------------------------|---------------------------|----------------------------------|-----|----------------|----------------|
| EcoFish bez asymilacji | 0,31 | 0,10 | 2,0 | -30 | 2,6 | -61 | 160 |
| EcoFish z asymilacją | 0,56 | -0,05 | 1,3 | -18 | 1,5 | -35 | 54 |

Należy zwrócić uwagę, że przedstawione wyniki nie mają na celu oceny jakości obliczeń modelowych, a jedynie ocenę poprawności działania metody asymilacji. Ocena jakości otrzymanych wyników, jak wspomniano we wstępie, została przedstawiona dla dłuższych przebiegów czasowych w opracowaniach Janeckiego, Dybowskiego, Nowickiego, Jakackiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023) oraz Janeckiego, Dybowskiego, Nowickiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023).

W związku z małą liczbą danych pomiarowych z WIOŚ oraz ich punktowym i chwilowym charakterem nie było możliwe przygotowanie statystycznie istotnych wyników weryfikacji biogenów oraz rozpuszczonego tlenu. Dlatego w tym przypadku ograniczono się do przedstawionej wcześniej weryfikacji wizualnej.

PODSUMOWANIE

Zastosowana w modelu EcoFish asymilacja danych pomiarowych wpłynęła pozytywnie na otrzymywane wyniki. Różnica wartości pomiędzy modelami bez asymilacji i z asymilacją jest wyraźna, zwłaszcza w przypadku danych satelitarnych dotyczących powierzchniowej temperatury oraz koncentracji chlorofilu *a*. Znacznie mniejszy wpływ na wyniki modelu mają dane środowiskowe, co wynika przede wszystkim z niewielkiej liczby tych danych oraz ich chwilowego i lokalnego charakteru. W przypadku każdej z asymilowanych zmiennych wykazano, że system asymilacji działa poprawnie. W sytuacjach, gdy weryfikacja liczbowa nie była możliwa, przedstawiono przykłady działania systemu w postaci wykresów czasowych, które zademonstrowały wpływ asymilacji na wyniki modelu w danym punkcie, w którym dokonany był pomiar wykorzystany do asymilacji.

Wpływ asymilacji na wyniki modelu jest znaczący, zwłaszcza w przypadku danych satelitarnych. Należy zwrócić uwagę, że badany akwen jest niewielki, a zatem dostępność danych na tym obszarze jest ograniczona. Mimo że mapy satelitarne z obszaru całego Bałtyku generowane są niemal codziennie, to mapy pokrywające badany obszar pojawiają się znacznie rzadziej i nawet wtedy zazwyczaj pokrywają go tylko częściowo. Ponadto przy asymilacji tego typu danych trzeba pamiętać, że porównuje się dane o innym charakterze. Dane satelitarne oraz dane z modelu są to dane obszarowe o zadanej rozdzielczości, gdzie każdy punkt zawiera informację o wartości średniej z danego obszaru i danego przedziału czasowego. W przypadku danych satelitarnych jest to 1 km² i są one mierzone w bardzo cienkiej warstwie powierzchniowej wody. Dodatkowo są to wartości uśrednione ze wszystkich dostępnych pomiarów danego dnia. Z kolei wielkość komórki przedstawiającej jeden punkt na siatce modelu wynosi 575×575 m, a jej głębokość to 5 m. Ponadto dane te są zapisywane w postaci średnich z 1 godziny lub 6 godzin obliczeń, zależnie od ustawień modelu. Zmienność przestrzenna i czasowa parametrów, w szczególności stężenia chlorofilu *a*, może być na takim obszarze i w takim czasie bardzo duża. Biorąc pod uwagę powyższe argumenty, można uznać, że otrzymane wyniki są zadowalające. Zastosowanie asymilacji danych satelitarnych ma wyraźny wpływ na wyniki modelu w przypadku zarówno temperatury powierzchniowej, jak i stężenia chlorofilu *a*.

W odniesieniu do danych środowiskowych wpływ asymilacji danych pomiarowych na wyniki modelu jest znacznie mniejszy. Wynika to głównie z małej liczby

danych do asymilacji oraz – podobnie jak w przypadku danych satelitarnych – z innego charakteru danych pomiarowych i modelowych. Dane z rejsów i pomiarów WIOŚ są danymi *in situ*, a więc są to dane z konkretnych punktów i z konkretnej chwili. W związku z tym nie należy dążyć do dokładnego odwzorowania tych wartości przez wyniki modelu, które reprezentują średnią czasoprzestrzenną. Jak wynika z rys. 8.5–8.9, w samych punktach dokonywania pomiaru danych środowiskowych różnice między modelem bez asymilacji i z asymilacją są znaczące. Sam system został przygotowany w taki sposób, aby można go było z łatwością rozszerzyć o kolejne dane z innych rejsów, boi stacjonarnych, pływaków i innych, dowolnych, dostępnych źródeł. Większa liczba źródeł zwiększy pokrycie obszaru modelowego danymi, a w związku z tym wzrośnie wpływ asymilacji na wyniki. Uwzględniając wskazane argumenty, można zatem stwierdzić, że otrzymane rezultaty są zadowalające.


LITERATURA

1. Andersson E., Haseler J., Undén P., Courtier P., Kelly G., Vasiljevic D., Brankovic C., Gaffard C., Hollingsworth A., Jakob C., Janssen P., Klinker E., Lanzinger A., Miller M., Rabier F., Simmons A., Strauss B., Viterbo P., Cardinali C., Thépaut J., *The ECMWF implementation of three-dimensional variational assimilation (3D-Var). III: Experimental results*, Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, Reading 1998, 124, 1831–1860. doi:10.1002/qj.49712455004.
2. Courtier P., Andersson E., Heckley W., Vasiljevic D., Hamrud M., Hollingsworth A., Rabier F., Fisher M., Pailleux J., *The ECMWF implementation of three-dimensional variational assimilation (3D-Var). I: Formulation*, Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, Reading 2006, 124, 1783–1807. doi:10.1002/qj.49712455002.
3. Cressman G.P., *An operational objective analysis system*, Monthly Weather Review, Boston, MA 1959, 87, 367–374. doi: 10.1175/1520-0493(1959)087<0367:AOOAS>2.0.CO;2.
4. Dzierzbicka-Głowacka L., Nowicki A., Janecki M., Szymczycha B., Piotrowski P., Piekiel P., Łukasiewicz G., *Structure of the FindFISH Knowledge Transfer Platform*, Fisheries and Aquatic Life, Archives of Polish Fisheries, 2018, 26, 193–197. doi: 10.2478/aopf-2018-0021.
5. Fisher M., Andersson E., *Developments in 4D-Var and Kalman filtering*, ECMWF Research Department, Reading, UK 2001.
6. Gandin L.S., *Objective analysis of meteorological fields*, Israel Program for Scientific Translation, Jerozolima 1963.
7. Janecki M., Dybowski D., Jakacki J., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *The use of satellite data to determine the changes of hydrodynamic parameters in the Gulf of Gdańsk via EcoFish Model*, Remote Sensing, 2021, 13, 3572. doi: <https://doi.org/10.3390/rs13183572>.
8. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza dynamiki zmienności parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu EcoFish (rozdział 7)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 179–204.

9. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Jakacki J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish* (rozdział 6), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 145–178.
10. Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Kałas M., *Assimilation of the satellite SST data in the 3D CEMBS model*, *Oceanologia*, 2015, 57(1), 17–24. doi:10.1016/j.oceano.2014.07.001.
11. Nowicki A., Janecki M., Darecki M., Piotrowski P., Dzierzbicka-Głowacka L., *The use of satellite data in the operational 3D Coupled Ecosystem Model of the Baltic Sea 3D CEMBS*, *Polish Maritime Research*, 2016, 23(1), 20–24. doi:10.1515/pomr-2016-0003.
12. Nowicki A., Janecki M., Dybowski D., Dzierzbicka-Głowacka L., *Automatyczny system kontroli modelu EcoFish w trybie operacyjnym* (rozdział 10), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 240–260.
13. Rabier F., McNally A., Andersson E., Courtier P., Undén P., Eyre J., Hollingsworth A., Bouttier F., *The ECMWF implementation of three-dimensional variational assimilation (3D-Var). II: structure functions*, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 2006, 124(550), 1809–1829. doi:10.1002/qj.49712455003.
14. Smith R., Gent P., *Reference manual for the Parallel Ocean Program (POP)*, Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, NM, USA 2004.
15. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowalewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., *SatBałtyk – a Baltic environmental satellite remote sensing system – an ongoing project in Poland. Part 1: assumptions, scope and operating range*, *Oceanologia*, 2011a, 53(4), 897–924.
16. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowalewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., *SatBałtyk – a Baltic environmental satellite remote sensing system – an ongoing project in Poland. Part 2: Practical applicability and preliminary results*, *Oceanologia*, 2011b, 53(4), 925–958.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem komputerów Centrum Informatycznego Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej.

Maciej Janecki  0000-0002-8784-2862

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: mjanecki@iopan.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-09

9. MODUŁ FISH – MAPOWANIE NAJKORZYSTNIEJSZYCH WARUNKÓW ŚRODOWISKOWYCH DLA BYTOWANIA RYB BADANYCH GATUNKÓW POŁAWIANYCH PRZEMYSŁOWO W REJONIE ZATOKI GDAŃSKIEJ

WPROWADZENIE

Ocena przydatności siedlisk jest ważnym aspektem ochrony siedlisk znajdujących się blisko ujść rzecznych. W celu obliczenia wskaźnika przydatności siedlisk (*habitat suitability index*, HSI) zastosowano metodologię wartości minimalnej (Beecher i in., 2002; Bovee, 1986), metodologię sumowania ważonego (Poulos i in., 2012) oraz metodologię ważonej średniej geometrycznej (Inglis i in., 2006). Metody te wymagają dobrej znajomości preferencji analizowanego gatunku. Ponadto potrzebują dużej liczby bardzo dokładnych danych. W ekologii występuje wiele niepewności, w tym istnienie zmiennych losowych, niekompletne lub niedokładne pomiary oraz wykorzystywanie wyników szacunkowych zamiast pomiarów bezpośrednich.

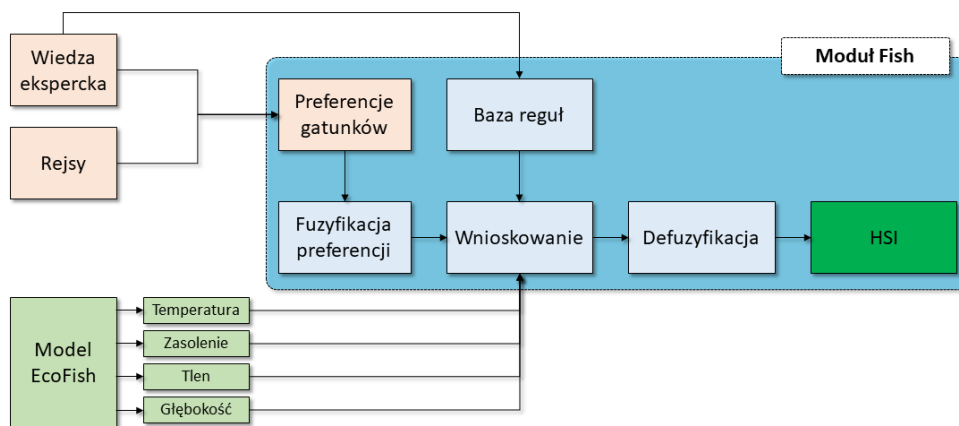
Ograniczenia wymienionych metod doprowadziły do zainteresowania logiką rozmytą, czyli metodą, która może przetwarzać niepewności. Ważną zaletą logiki rozmytej jest lepsze wykorzystanie nieprecyzyjnych i niepewnych wyników pomiarów oraz rozmytej wiedzy eksperckiej. Podstawowymi elementami logiki rozmytej są zbiory i reguły rozmyte. Wyrażając niepewność symulacji siedliska, zbiory rozmyte wykorzystują nieprecyzyjne lub niejasne informacje. Dostępna wiedza ekspercka jest wyrażona jako zestaw danych preferencji (Fraternali i in., 2012; Prato, 2007). Rozumując za pomocą rozmytych zbiorów i reguł, możemy sformułować granice przejściowe lub wiedzę jakościową, a następnie dokonać rozmytego, kompleksowego osądu, który jest podobny do ludzkiego procesu myślowego. W ten sposób możemy rozwiązywać oparte na regułach problemy rozmyte, które są trudne dla metod ogólnych (Van Broekhoven i in., 2006). Modele oparte

na regułach rozmytych zostały zastosowane w licznych badaniach, dzięki temu, że są zaprojektowane z wykorzystaniem wiedzy jakościowej i mają strukturę, która sprzyja interpretacji wyników (Chou i in., 2007; Fukuda i in., 2011; Legleiter i Goodchild, 2005; Mouton i in., 2009; Rüger i in., 2005; Zhang i in., 2016).

Ze względu na założenia i cele projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH” wykorzystanie zalet logiki rozmytej stało się naturalnym wyborem podczas projektowania modułu Fish. Jest to finalny i najważniejszy element systemu, który przy zastosowaniu logiki rozmytej pozwala na tworzenie map najkorzystniejszych warunków środowiskowych (HSI) do bytowania ryb poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej, tj. śledzia, szprota, dorsza i storni. Dzięki takiemu narzędziu, działającemu w trybie operacyjnym, możliwe jest zwiększenie intensywności transferu wiedzy i wykorzystania potencjału naukowego przez rybaków, a w konsekwencji przyczynienie się do zrównoważonego rozwoju rybołówstwa morskiego i zwiększenia ochrony ekosystemu Zatoki Gdańskiej.

9.1. IMPLEMENTACJA MODUŁU FISH

Przed stworzeniem kodu źródłowego modułu Fish (rys. 9.1) i jego implementacją na serwerze obliczeniowym przeprowadzono szereg prac poprzedzających.



Rys. 9.1. Ogólny schemat modułu Fish

Źródło: opracowanie własne.

W pierwszej kolejności należało ustalić graniczne wartości parametrów określających optymalne warunki dla bytowania badanych gatunków ryb: śledzia, szprota, dorsza oraz storni. Do tego celu wykorzystano dane opisujące preferencje środowiskowe ryb w badanym obszarze (Zatoka Gdańska), które zostały

sprecyzowane w ramach projektu (Pieckiel, Kuczyński, 2023) na podstawie połowów rybackich, danych literaturowych i wiedzy eksperckiej. Są to informacje na temat zarejestrowanych miejsc i czasu występowania łowisk oraz wielkości połowów połączone z danymi dotyczącymi wartości parametrów środowiska (temperatury, zasolenia, głębokości i zawartości tlenu w wodzie).

Następnie przeprowadzona została walidacja w celu zweryfikowania, czy temperatura, zasolenie i tlen pochodzące z modelu EcoFish cechują się wystarczającą zgodnością z danymi pomiarowymi, aby mogły służyć jako pola wejściowe do modułu Fish. Szczegóły dotyczące walidacji zmiennych fizycznych (tj. temperatury i zasolenia) zostały przedstawione w opracowaniach Janeckiego, Dybowskiego, Nowickiego, Jakackiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023) oraz Janeckiego i in. (2021). Szczegóły dotyczące walidacji zawartości tlenu w wodzie przedstawili Janecki, Dybowski, Nowicki i Dzierzbicka-Głowacka (2023).

W kolejnym etapie prace prowadzone były w ramach samego modułu Fish. Powstała baza reguł wykorzystywana przy wnioskowaniu w systemie rozmytym oraz stworzono zestaw funkcji przynależności dla każdego rozpatrywanego gatunku. Po parametryzacji i kalibracji całego systemu należało sprawdzić poprawność wyników dostarczanych przez moduł Fish. W tym celu przeprowadzono walidację parametru HSI poprzez graficzne porównanie wartości otrzymanych z modułu Fish z wynikami wydajności połowowych, pochodzącymi z rejsów oceanograficzno-rybackich prowadzonych na statku r.v. Baltica przez Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy (Radtko i in., 2017; 2018a; 2018b; 2019a; 2019b; 2020a; 2020b; 2021).

9.1.1. Logika rozmyta

Prace nad implementacją modułu Fish wymagały wykorzystania logiki wielowartościowej (rozmytej). Logika rozmyta stanowi uogólnienie klasycznej dwuwartościowej logiki, w której między stanem 0 (fałsz) a stanem 1 (prawda) rozciąga się szereg wartości pośrednich, określających stopień przynależności elementu do zbioru. Na systemy rozmyte składają się te techniki i metody, które służą do obrazowania informacji nieprecyzyjnych, nieokreślonych bądź niekonkretnych. Pozwalają one opisywać zjawiska o charakterze wieloznacznym, których nie są w stanie ująć teoria klasyczna i logika dwuwartościowa. Charakteryzują się tym, że wiedza jest przetwarzana w postaci symbolicznej i zapisywana w postaci rozmytych reguł. System rozmyty znajduje zastosowanie w tym wypadku, gdyż na występowanie ryb wpływa wiele wzajemnie powiązanych czynników i nie można bazować osobno na poszczególnych parametrach środowiskowych.

Prace programistyczne przy tworzeniu modułu Fish były prowadzone przy wykorzystaniu oprogramowania ze środowiska Matlab, a w szczególności rozszerzenia *Fuzzy Logic Toolbox*.

9.1.2. Fuzyfikacja

Fuzyfikacja (rozmywanie) polega na określeniu stopnia przynależności zmiennych lingwistycznych do każdego ze zbiorów rozmytych. W module Fish wykorzystano do tego celu stabelaryzowane dane, określające zakresy optymalnych wartości poszczególnych parametrów dla bytowania śledzia, szprota, dorsza oraz storni. W pierwszej wersji modułu Fish zastosowano podział na cztery pory roku (wiosna, lato, jesień i zima) oraz porę dnia (dzień i noc) dla następujących parametrów środowiskowych:

- temperatura;
- zasolenie;
- natlenienie;
- głębokość.

Po wstępnej analizie wyników szybko okazało się jednak, że podział na pory roku nie jest wystarczająco szczegółowy, i podjęto działania w celu zwiększenia rozdzielczości danych do miesięcznej (rys. 9.2, 9.3). Na podstawie tych danych stworzone zostały odpowiadające im wykresy zmienności. W pierwszym podejściu jako przedział optymalnych wartości parametrów wykorzystywano 25. i 75. percentyl.

| Gatunek | Miesiąc | Temperatura | | | | Zasolenie | | | | Głębokość | | | | Saturacja | | | |
|---------|-------------|-------------|---------|---------|------|-----------|---------|---------|------|-----------|---------|---------|------|-----------|---------|---------|------|
| | | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX |
| Śledź | Styczeń | 4,5 | 5,7 | 6,5 | 9,1 | 7,4 | 7,6 | 8,3 | 12,1 | 15,0 | 38,7 | 57,1 | 84,2 | 15,0 | 38,7 | 57,1 | 84,2 |
| | Luty | 2,5 | 4,6 | 5,6 | 9,2 | 7,4 | 7,5 | 8,5 | 12,9 | 15,0 | 44,3 | 64,9 | 85,7 | 15,0 | 44,3 | 64,9 | 85,7 |
| | Marzec | 2,5 | 5,1 | 6,8 | 17,5 | 7,4 | 7,5 | 8,8 | 12,9 | 15,0 | 36,5 | 57,3 | 85,7 | 15,0 | 36,5 | 57,3 | 85,7 |
| | Kwiecień | 3,8 | 5,1 | 6,1 | 20,0 | 5,1 | 7,7 | 8,7 | 11,8 | 15,0 | 48,1 | 58,5 | 75,9 | 15,0 | 48,1 | 58,5 | 75,9 |
| | Maj | 4,1 | 5,3 | 6,1 | 9,8 | 7,2 | 7,6 | 9,9 | 11,3 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 |
| | Czerwiec | 4,1 | 5,3 | 6,1 | 9,8 | 7,2 | 7,6 | 9,9 | 11,3 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 |
| | Lipiec | 4,4 | 7,8 | 13,6 | 20,1 | 7,3 | 7,5 | 7,6 | 9,4 | 15,0 | 25,0 | 31,4 | 60,7 | 15,0 | 25,0 | 31,4 | 60,7 |
| | Sierpień | 4,4 | 7,8 | 13,6 | 20,1 | 7,3 | 7,5 | 7,6 | 9,4 | 15,0 | 25,0 | 31,4 | 60,7 | 15,0 | 25,0 | 31,4 | 60,7 |
| | Wrzesień | 3,3 | 4,7 | 15,1 | 20,0 | 7,0 | 7,4 | 8,1 | 10,8 | 15,0 | 35,4 | 52,2 | 60,3 | 15,0 | 35,4 | 52,2 | 60,3 |
| | Październik | 3,5 | 6,4 | 13,6 | 16,0 | 7,1 | 7,4 | 7,5 | 10,7 | 15,0 | 23,8 | 41,0 | 68,8 | 15,0 | 23,8 | 41,0 | 68,8 |
| | Listopad | 3,5 | 5,6 | 9,7 | 12,2 | 7,0 | 7,6 | 9,1 | 12,1 | 15,0 | 35,4 | 52,6 | 76,0 | 15,0 | 35,4 | 52,6 | 76,0 |
| | Grudzień | 6,1 | 6,6 | 7,2 | 8,4 | 7,5 | 7,6 | 9,3 | 11,1 | 15,1 | 30,7 | 53,6 | 76,5 | 15,1 | 30,7 | 53,6 | 76,5 |
| Szprot | Styczeń | 4,5 | 5,6 | 6,5 | 9,1 | 7,4 | 7,6 | 8,5 | 12,1 | 15,0 | 41,9 | 57,9 | 84,2 | 15,0 | 41,9 | 57,9 | 84,2 |
| | Luty | 2,4 | 4,6 | 5,8 | 9,2 | 7,4 | 7,5 | 8,6 | 12,9 | 15,0 | 45,9 | 65,0 | 85,7 | 15,0 | 45,9 | 65,0 | 85,7 |
| | Marzec | 2,5 | 3,8 | 5,2 | 7,3 | 7,4 | 7,6 | 8,0 | 11,3 | 15,0 | 39,8 | 55,7 | 83,0 | 15,0 | 39,8 | 55,7 | 83,0 |
| | Kwiecień | 3,8 | 4,9 | 5,9 | 20,0 | 5,1 | 7,7 | 9,4 | 11,8 | 15,0 | 47,9 | 59,9 | 75,9 | 15,0 | 47,9 | 59,9 | 75,9 |
| | Maj | 4,1 | 5,3 | 6,1 | 9,8 | 7,2 | 7,6 | 9,9 | 11,3 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 |
| | Czerwiec | 4,1 | 5,3 | 6,1 | 9,8 | 7,2 | 7,6 | 9,9 | 11,3 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 | 15,1 | 38,3 | 66,1 | 75,6 |
| | Lipiec | 10,4 | 12,6 | 15,5 | 17,6 | 7,4 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 15,4 | 17,8 | 24,4 | 25,7 | 15,4 | 17,8 | 24,4 | 25,7 |
| | Sierpień | 10,4 | 12,6 | 15,5 | 17,6 | 7,4 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 15,4 | 17,8 | 24,4 | 25,7 | 15,4 | 17,8 | 24,4 | 25,7 |
| | Wrzesień | 5,8 | 8,7 | 17,2 | 17,3 | 7,5 | 7,5 | 7,6 | 7,7 | 15,0 | 23,7 | 31,3 | 41,2 | 15,0 | 23,7 | 31,3 | 41,2 |
| | Październik | 4,6 | 11,6 | 15,7 | 16,0 | 7,1 | 7,4 | 7,5 | 10,7 | 15,0 | 18,8 | 35,4 | 68,8 | 15,0 | 18,8 | 35,4 | 68,8 |
| | Listopad | 3,5 | 5,3 | 9,8 | 12,2 | 7,0 | 7,5 | 9,3 | 12,1 | 15,0 | 33,5 | 50,8 | 76,0 | 15,0 | 33,5 | 50,8 | 76,0 |
| | Grudzień | 6,1 | 6,6 | 7,2 | 8,4 | 7,5 | 7,6 | 9,0 | 11,1 | 15,1 | 30,4 | 53,0 | 76,5 | 15,1 | 30,4 | 53,0 | 76,5 |

Rys. 9.2. Stabelaryzowane dane preferencji dla śledzia i szprota. OPT-MIN i OPT-MAX to odpowiednio 25. i 75. percentyl

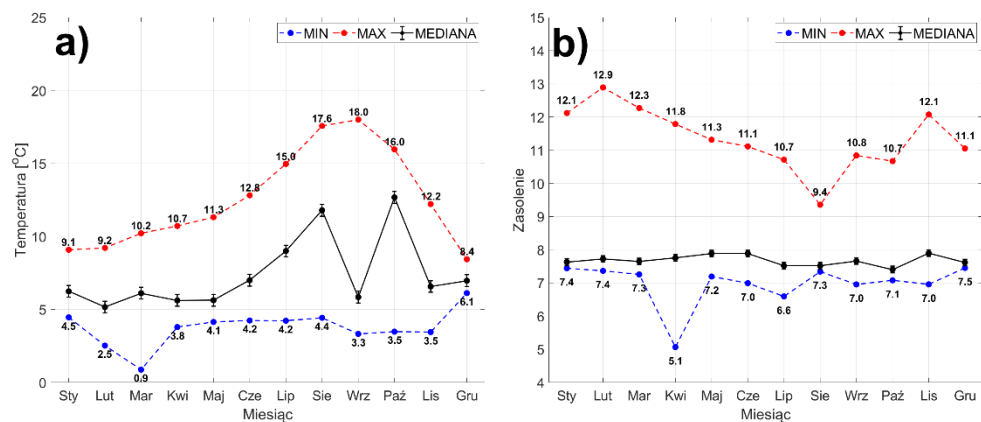
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych zebranych w ramach projektu i opracowanych przez dr. P. Piekiela.

| Gatunek | Miesiąc | Temperatura | | | | Zasolenie | | | | Głębokość | | | | Saturacja | | | |
|---------|-------------|-------------|---------|---------|------|-----------|---------|---------|------|-----------|---------|---------|------|-----------|---------|---------|-------|
| | | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX | MIN | OPT-MIN | OPT-MAX | MAX |
| Dorsz | Styczeń | 4,1 | 4,9 | 5,6 | 6,0 | 6,9 | 7,4 | 7,8 | 11,5 | 18,0 | 38,0 | 49,0 | 55,0 | 64,0 | 77,0 | 89,0 | 95,0 |
| | Luty | 4,3 | 5,0 | 5,7 | 6,1 | 6,9 | 7,6 | 9,5 | 10,9 | 9,0 | 32,0 | 49,0 | 57,0 | 66,0 | 78,0 | 86,0 | 92,0 |
| | Marzec | 4,8 | 5,1 | 5,8 | 6,2 | 7,5 | 7,7 | 9,3 | 10,2 | 0,7 | 25,4 | 48,5 | 56,8 | 70,0 | 79,0 | 83,0 | 90,0 |
| | Kwiecień | 5,1 | 5,4 | 5,8 | 6,4 | 7,6 | 7,7 | 7,8 | 8,1 | 42,9 | 51,4 | 56,9 | 63,3 | 73,2 | 77,6 | 81,0 | 85,5 |
| | Maj | 4,2 | 6,2 | 7,9 | 10,3 | 9,1 | 11,2 | 12,6 | 13,1 | 62,5 | 76,2 | 85,3 | 92,6 | 37,0 | 45,0 | 52,0 | 66,0 |
| | Czerwiec | 4,4 | 5,8 | 6,8 | 8,1 | 9,8 | 11,0 | 11,9 | 12,6 | 71,2 | 76,7 | 81,6 | 86,1 | 5,0 | 21,3 | 32,2 | 48,8 |
| | Lipiec | 4,1 | 5,8 | 6,9 | 8,2 | 9,5 | 10,8 | 11,6 | 12,5 | 72,0 | 77,0 | 83,0 | 87,0 | 5,0 | 17,0 | 35,0 | 53,0 |
| | Sierpień | 4,0 | 5,8 | 6,9 | 8,3 | 8,8 | 10,3 | 11,5 | 12,3 | 71,0 | 76,0 | 84,0 | 86,0 | 2,0 | 16,0 | 32,0 | 54,0 |
| | Wrzesień | 3,8 | 5,7 | 6,9 | 8,8 | 8,4 | 10,1 | 11,1 | 12,2 | 67,8 | 76,9 | 82,7 | 85,4 | 0,3 | 13,2 | 30,1 | 55,5 |
| | Październik | 3,4 | 5,5 | 13,1 | 15,9 | 4,1 | 7,5 | 10,0 | 11,1 | 38,5 | 52,9 | 62,6 | 72,4 | 0,4 | 11,5 | 77,1 | 102,4 |
| | Listopad | 3,7 | 5,2 | 10,0 | 12,0 | 4,9 | 7,6 | 10,0 | 11,4 | 30,0 | 47,0 | 58,0 | 65,0 | 15,0 | 28,0 | 80,0 | 102,0 |
| | Grudzień | 3,9 | 5,1 | 7,0 | 8,0 | 5,5 | 7,4 | 10,0 | 11,8 | 23,0 | 42,0 | 53,0 | 57,0 | 29,0 | 42,0 | 83,0 | 101,0 |
| Stornia | Styczeń | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Luty | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Marzec | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Kwiecień | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Maj | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Czerwiec | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | Lipiec | 8,6 | 14,9 | 21,1 | 24,7 | 7,2 | 7,4 | 7,6 | 7,8 | 12,8 | 14,1 | 14,8 | 15,5 | - | - | - | - |
| | Sierpień | 4,8 | 13,3 | 20,2 | 21,0 | 7,3 | 7,4 | 7,5 | 7,7 | 0,1 | 15,2 | 28,6 | 44,6 | 39,7 | 53,5 | 65,8 | 84,4 |
| | Wrzesień | 11,6 | 14,7 | 16,4 | 19,3 | 7,1 | 7,3 | 7,4 | 7,7 | 19,1 | 23,1 | 25,7 | 29,5 | 49,8 | 64,1 | 82,4 | 99,8 |
| | Październik | 8,8 | 12,3 | 14,6 | 16,9 | 7,2 | 7,3 | 7,6 | 7,9 | 0,1 | 13,2 | 25,5 | 40,4 | 56,3 | 74,5 | 86,5 | 98,2 |
| | Listopad | 10,3 | 11,0 | 11,6 | 12,0 | 7,4 | 7,5 | 7,5 | 7,6 | 7,0 | 7,7 | 10,8 | 11,6 | 87,4 | 89,0 | 89,7 | 91,0 |
| | Grudzień | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

Rys. 9.3. Stabelaryzowane dane preferencji dla dorsza i storni. OPT-MIN i OPT-MAX to odpowiednio 25. i 75. percentyl

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych zebranych w ramach projektu i opracowanych przez dr. P. Piekiela.

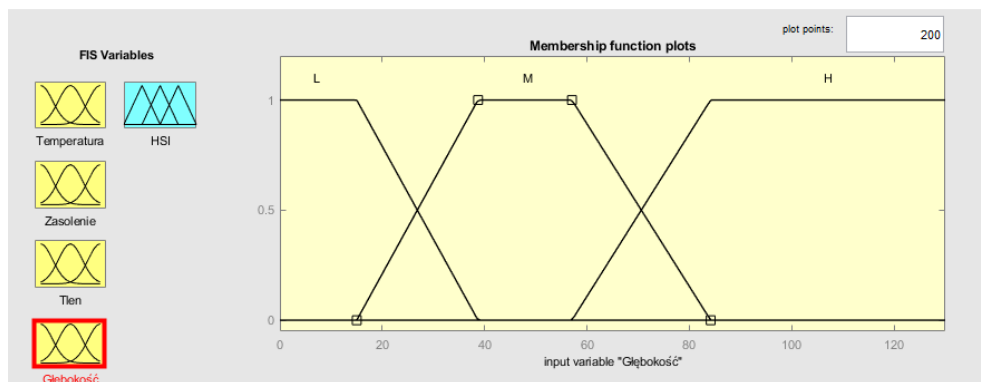
Przedział ten okazał się jednak zbyt szeroki, nie pozwalając na szczegółowe określenie najlepszej wartości parametru dla bytowania danego gatunku w danym miesiącu, co wpływało na małą zmienność HSI. W związku z tym zastosowano medianę optymalnej wartości o stałym odchyleniu. Przykładowe wykresy wartości temperatury (rys. 9.4a) i zasolenia (rys. 9.4b) preferowanych przez śledzia zostały przedstawione na rys. 9.4.



Rys. 9.4. Zmienność preferowanych przez śledzia wartości a) temperatury, b) zasolenia

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych zebranych w ramach projektu i opracowanych przez dr. P. Piekiela.

Przy tworzeniu funkcji przynależności zdecydowano się na wybór systemu rozmytego opartego na regułach Mamdaniego. Jest to intuicyjna, powszechnie wykorzystywana i akceptowalna metoda, która dobrze dopasowuje się do opisanych wejść. W celu wykreślenia funkcji przynależności należało ustalić zakres wartości i charakterystyczne punkty wykresu takiej funkcji, tzn. podać optymalne wartości każdego parametru biorącego udział w fuzyfikacji, wybrać typ funkcji i jej kształt (trójkątna, trapezowa, klasy S/Z/Pi, gaussowska, dzwonowa, sinusoidalna etc.). Na rys. 9.5 zaprezentowano przykładową funkcję przynależności dla głębokości bytowania szprota w styczniu.



Rys. 9.5. Krzywa przynależności dla głębokości bytowania szprota w styczniu

Źródło: opracowanie własne.

Takie funkcje przynależności ustalono dla każdego z czterech gatunków w każdym miesiącu, dla temperatury, zasolenia i zawartości tlenu w wodzie oraz głębokości występowania gatunku. Każda z funkcji składa się z trzech krzywych. Funkcje przynależności zostały skonstruowane w taki sposób, aby krzywa MEDIUM (M) zawsze odpowiadała optymalnym warunkom środowiskowym przy rozpatrywanym parametrze, a dwie odstające krzywe LOW (L) i HIGH (H) określały wartości parametru rzadziej preferowane przez dany gatunek. Dzięki temu reguły wnioskowania można było przygotować tak, aby były wspólne dla wszystkich gatunków. Wynikowa funkcja przynależności jest rozdzielona na stany określające pięć typów warunków środowiskowych: złe (L = low), niekorzystne (ML = medium-low), neutralne (M = medium), korzystne (MH = medium-high) oraz dobre (H = high).

9.1.3. Reguły wnioskowania

Reguły wnioskowania łączą zmienne wejściowe (temperaturę, zasolenie, tlen i głębokość) z warunkami środowiskowymi dla bytowania gatunku (HSI) za pomocą szeregu instrukcji warunkowych „JEŚLI-TO”. Reguły rozmyte są definiowane na podstawie wiedzy eksperckiej, a rozmyte dane wejściowe można przekształcić za pomocą tych reguł w rozmyte dane wyjściowe (tabela 9.1).

Tabela 9.1

Fragment arkusza z regułami wnioskowania w module Fish. Stany L, ML, M, MH, H oznaczają kolejno: niski, średnio niski, średni, średnio wysoki oraz wysoki

| Lp. | Temperatura | Zasolenie | Tlen | Głębokość | HSI |
|-----|-------------|-----------|------|-----------|-----|
| 1 | H | H | L | H | L |
| 2 | M | M | L | H | ML |
| 3 | L | H | H | H | L |
| 4 | M | M | H | H | M |
| 5 | L | M | M | H | MH |
| 6 | H | H | L | L | L |
| 7 | M | M | H | L | MH |
| 8 | M | M | M | M | H |
| 9 | M | L | M | M | MH |
| 10 | H | M | M | M | L |
| 11 | M | L | H | H | ML |
| 12 | L | H | M | L | L |

Źródło: opracowanie własne na podstawie wiedzy eksperckiej pracowników Instytutu Morskiego.

Na podstawie arkusza zaimplementowano szereg reguł poprzez zaznaczenie zbioru rozmytego dla wejścia w przesłance reguły oraz odpowiadającego mu zbioru wyjścia w konkluzji reguły. Określono $3^4 = 81$ reguł z wykorzystaniem operatora logicznego „I” (AND). Przykładowe reguły:

- Reguła 2: **JEŚLI** Temperatura Średnia **I** Zasolenie Średnie **I** Natlenienie Niskie **I** Głębokość Wysoka **TO** Warunki środowiskowe Niekorzystne;
- Reguła 5: **JEŚLI** Temperatura Niska **I** Zasolenie Średnie **I** Natlenienie Średnie **I** Głębokość Wysoka **TO** Warunki środowiskowe Korzystne.

W odniesieniu do bazy reguł rozmytych oblicza się wynikową funkcję przynależności, a następnie w procesie defuzyfikacji (ostrzenia) uzyskiwany jest wynik w postaci jednej wartości liczbowej dla HSI. Defuzyfikację przeprowadzono metodą centroidy.

9.1.4. Opis kodu źródłowego

Obliczenia w module Fish przebiegają według następującego algorytmu. Najpierw ładowane są stałe. Później określana jest lista plików wyjściowych z modelu EcoFish i następuje wczytywanie pól temperatury, zasolenia i koncentracji tlenu na wszystkich głębokościach (poziomach). Sprawdzany jest aktualny miesiąc, aby można było wczytać odpowiedni plik z rozmytymi funkcjami przynależności. Po tym etapie koncentracja tlenu jest konwertowana na saturację. Następnie wyznaczane są wartości HSI. Ostatnia część kodu odpowiada za zapisywanie wyznaczonych wartości do plików wyjściowych netCDF. Poza mapami HSI w skrypcie wyznaczane są również dodatkowe informacje, potencjalnie przydatne użytkownikom portalu, na którym dane będą umieszczane. Są to macierze z głębokościami, na których w danej lokalizacji obserwowane są HSI większe niż 0,7, 0,8 oraz 0,9. Ten zabieg ma na celu prezentację wyników w formie przystępniejszej dla użytkowników, którzy chcą wyświetlić jedynie miejsca cechujące się najlepszymi warunkami środowiskowymi dla bytowania danego gatunku, przy założonym zakresie 0,7–0,9.

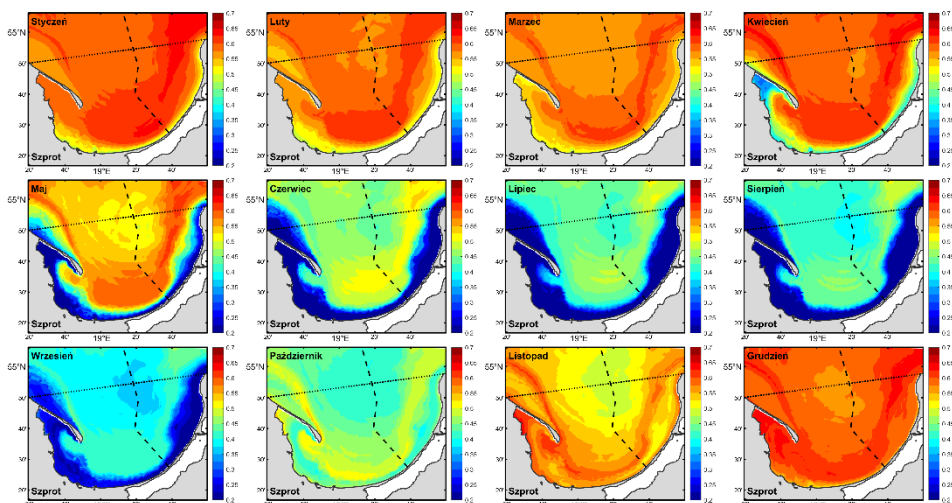
9.2. WYNIKI Z MODUŁU FISH

Po etapie implementacji, parametryzacji i testów moduł Fish został uruchomiony na serwerze projektowym, co w połączeniu z działającym operacyjnie modelem EcoFish pozwoliło na tworzenie prognoz (i reanaliz) najkorzystniejszych warunków środowiskowych (HSI) dla wszystkich rozpatrywanych w projekcie gatunków – z pewnymi ograniczeniami dla storni (tylko od lipca do listopada). Poniżej przedstawiono średnie miesięczne dla median HSI z okresu 2017–2020 dla szprota, dorsza, śledzia i storni. Zostały one przygotowane w następujący sposób:

- w każdym oczku siatki modelu wyznaczona została mediana HSI w kolumnie wody, we wszystkich dniach z rozpatrywanego okresu;
- z tak przygotowanego obrazu wyznaczono średnie mediany dla miesięcy;
- następnie przygotowano średnie miesięczne wieloletnie poprzez uśrednienie median z każdego miesiąca w kolejnych latach, tzn. średnia miesięczna HSI dla stycznia to średnia z median HSI ze stycznia lat 2017, 2018, 2019 i 2020.

9.2.1. Szprot

Na mapie (rys. 9.6) z wieloletnimi średnimi miesięcznymi median HSI dla szprot widać, że najkorzystniejsze warunki środowiskowe dla tego gatunku wyznaczone z modułu Fish obserwowane są w miesiącach zimowych (grudzień, styczeń, luty) oraz wiosną (marzec, kwiecień). Warunki środowiskowe od maja do września cechuje układ strefowy z podziałem na dwa sektory o odmiennych własnościach. W płytkowodnej strefie przybrzeżnej panują wyraźnie gorsze warunki środowiskowe niż na obszarach głębokowodnych. Odmienna sytuacja ma miejsce w listopadzie, kiedy to korzystniejsze warunki środowiskowe obserwowane są na wodach płytkich.

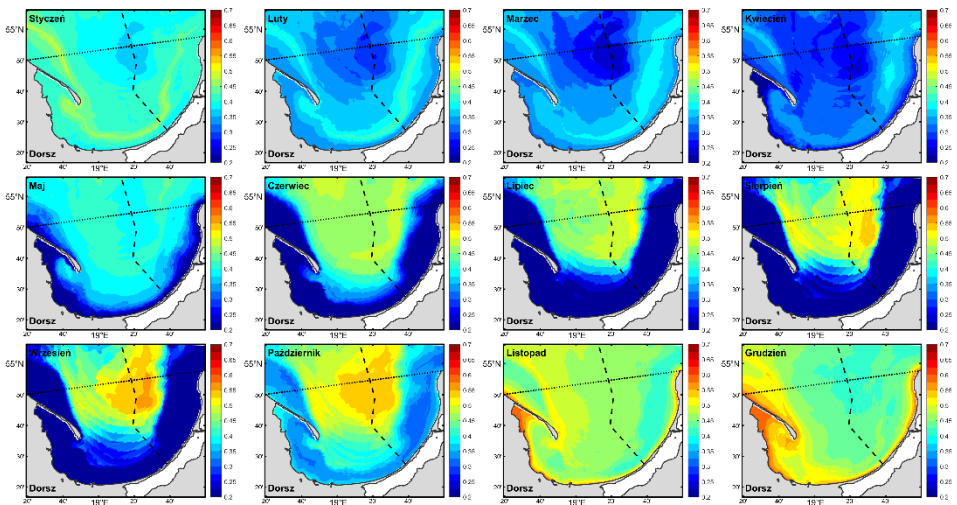


Rys. 9.6. Szprot. Wieloletnie (2017–2020) średnie miesięczne median HSI

Źródło: opracowanie własne.

9.2.2. Dorsz

Na mapie (rys. 9.7) z wieloletnimi średnimi miesięcznymi median HSI dla dorsza widać, że najkorzystniejsze warunki środowiskowe dla tego gatunku wyznaczone z modułu Fish obserwowane są jesienią (październik, listopad, grudzień). W sezonie letnim od maja do września widać również zwiększone HSI, ale w głębokowodnym obszarze z okolic Głębi Gdańskiej. W płytkowodnej strefie przybrzeżnej oraz na średnich głębokościach panują w tych miesiącach niekorzystne warunki środowiskowe dla bytowania dorsza.

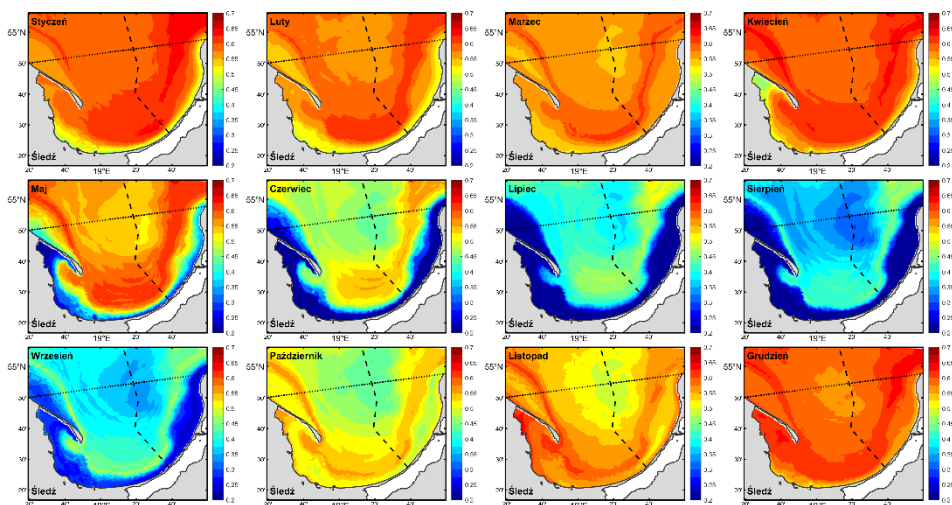


Rys. 9.7. Dorsz. Wieloletnie (2017–2020) średnie miesięczne median HSI

Źródło: opracowanie własne.

9.2.3. Śledź

Na mapie (rys. 9.8) z wieloletnimi średnimi miesięcznymi median HSI dla śledzia widać, że najkorzystniejsze warunki środowiskowe dla tego gatunku wyznaczone z modułu Fish obserwowane są od grudnia do kwietnia. Miesiące od maja do września cechuje strefowy rozkład warunków środowiskowych. W płytkowodnej strefie przybrzeżnej panują gorsze warunki środowiskowe niż na obszarach głębokowodnych. W październiku i listopadzie sytuacja jest odwrócona i obszary płytkowodne i przejściowe są korzystniejsze dla bytowania śledzia niż otwarte morze z dużymi głębokościami.



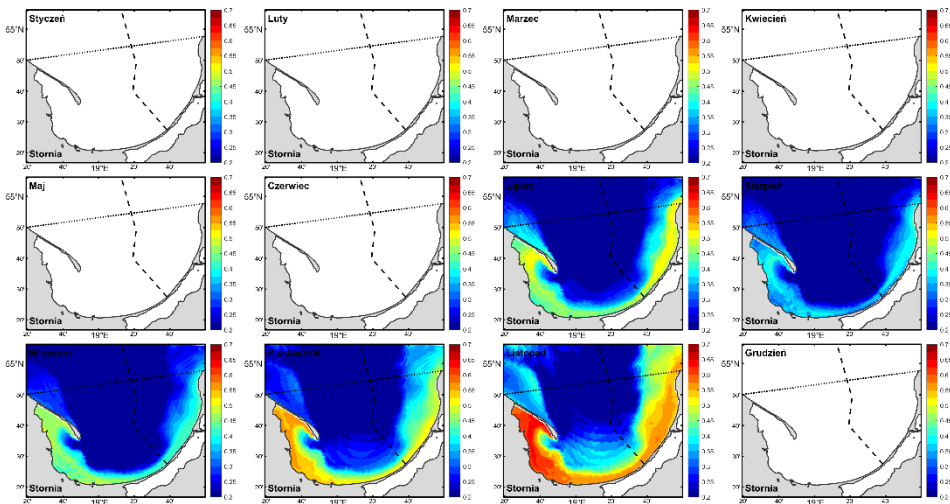
Rys. 9.8. Śledź. Wieloletnie (2017–2020) średnie miesięczne median HSI

Źródło: opracowanie własne.

9.2.4. Stornia

W tej chwili moduł Fish generuje wyniki HSI dla stornia jedynie dla okresu od 1 lipca do 30 listopada. Jest to związane z brakiem danych połowowych niezbędnych do określenia preferencji stornia w pozostałych miesiącach, a próba ich interpolacji z posiadanych danych mogłaby doprowadzić do zwracania złych wyników. Brakujący okres zostanie uzupełniony na podstawie wiedzy eksperckiej.

Na mapie (rys. 9.9) z wieloletnimi średnimi miesięcznymi median HSI dla stornia widać, że najkorzystniejsze warunki środowiskowe dla tego gatunku wyznaczone z modułu Fish dla miesięcy w których produkuje on wyniki, obserwowane są w październiku i listopadzie w płytkowodnej strefie przybrzeżnej południowej części Zatoki Gdańskiej oraz w obszarze na północ od Półwyspu Helskiego. Na otwartym morzu, gdzie występują duże głębokości, obserwowane są niekorzystne warunki środowiskowe dla stornia.



Rys. 9.9. Stornia. Wieloletnie (2017–2020) średnie miesięczne median HSI

Źródło: opracowanie własne.

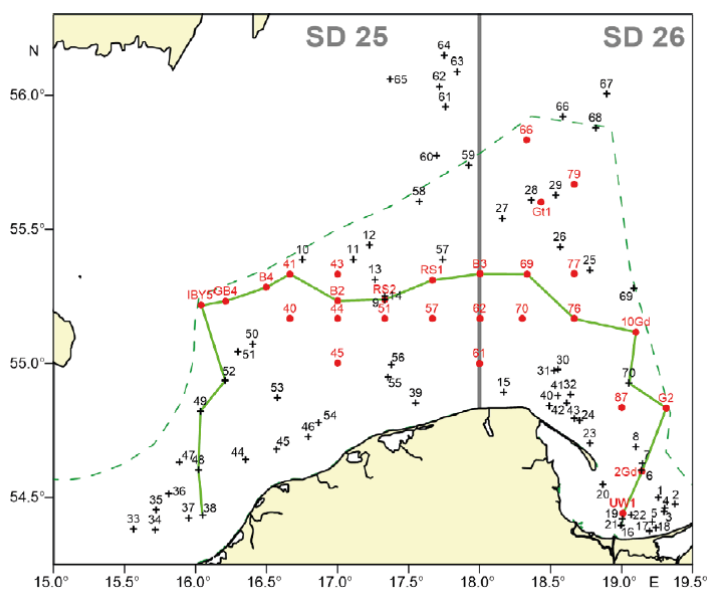
9.3. WALIDACJA MODUŁU FISH

W związku z brakiem dostępu do szczegółowych danych liczbowych dotyczących połowów śledzia, szprota, dorsza i stornia w rejonie Zatoki Gdańskiej (innych niż zebrane w projekcie) walidację przeprowadzono poprzez graficzne porównanie (wraz z opisem) wyników HSI uzyskiwanych z modułu Fish z mapami wydajności połowowych dla tych czterech gatunków prezentowanymi w dwumiesięcznikach „Wiadomości Rybackie” przez Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy (Radtke i in., 2017; 2018a; 2018b; 2019a; 2019b; 2020a; 2020b; 2021).

Mapy wydajności połowowych zostały opracowane przy wykorzystaniu danych pochodzących z rejsów oceanograficzno-rybackich prowadzonych na statku r.v. Baltica, na którym zrealizowano badania dotyczące rozmieszczenia i biologii ryb w polskich obszarach morskich i w części wód wyłącznej strefy ekonomicznej Szwecji, z uwzględnieniem warunków hydrologicznych.

Były to rejsy typu BITS (*Baltic International Trawl Survey* – Bałtycki Międzynarodowy Rejs Włokowy), które przeprowadzają instytucje badawcze krajów nadbałtyckich, przy merytorycznej współpracy i koordynującej roli Grupy Roboczej Międzynarodowej Rady Badań Morza ds. Bałtyckich Międzynarodowych Połowów Badawczych Ryb (International Council for the Exploration of the Sea Baltic International Fish Survey Working Group, ICES WGBIFS). Głównym celem tych rejsów jest uzyskanie danych do oceny biomasy i liczebności dorszy i płastug

oraz ich rozmieszczenia geograficznego i batymetrycznego w warstwie przydennej morza, na tle warunków hydrologicznych. Ryby gatunków innych niż wcześniej wymienione, które występują w połowach rejsów BITS, są elementem oceny bioróżnorodności oraz liczebności i rozmieszczenia ichtiofauny. Rejsy BITS są organizowane dwa razy w roku. Wyprawy zimowe (luty/marzec) przeprowadza się, aby zbadać występowanie dorszy i storni w okresie poprzedzającym ich rozród oraz aby ocenić udział ryb dojrzałych płciowo, które w roku badań przystąpią do tarła (jako jeden z czynników niezbędnych do oceny biomasy stada tarłowego). Rejsy jesienne (listopad/grudzień) mają na celu zbadanie występowania dorszy i płastug po tarle oraz dokonanie wstępnej oceny występowania dorszy i płastug z pokolenia urodzonego w roku przeprowadzonych badań. Rejsy zimowe oznacza się akronimem BITS-1Q, a jesienne – BITS-4Q. Połowy ryb w czasie rejsów BITS prowadzone są przez wszystkie bałtyckie statki badawcze na dnie za pomocą standardowego włoka dorszowego TV3 zakończonym workiem o boku oczka 10 mm. Zgodnie z rekomendacjami ICES czas trwania zaciągu wynosi pół godziny, a wyniki badań połowów prezentowane są standardowo jako wydajności połowów w przeliczeniu na godzinę zaciągu. Na rys. 9.10 przedstawiono rozmieszczenie miejsc zaciągów kontrolnych podczas rejsu, który odbywał się w okresie 4.02–3.03.2020.



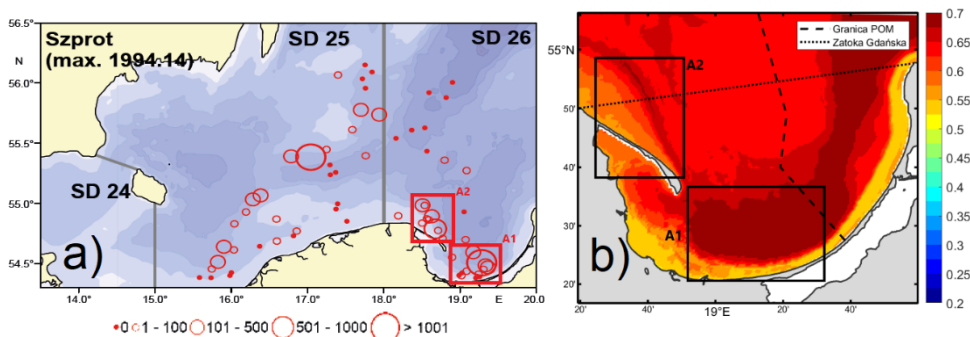
Rys. 9.10. Rozmieszczenie miejsc zaciągów kontrolnych (krzyżki), standardowych stacji hydrologicznych (czerwone punkty) i przebieg profilu hydrologicznego (zielona linia) w rejsie badawczym r.v. Baltica (luty/marzec 2020)

Źródło: „Wiadomości Rybackie”, MIR-PIB (Radtke i in., 2020b).

Rozmieszczenie i liczba zaciągów w rejsach mogą się różnić, jednak w rejonie Zatoki Gdańskiej można było wyróżnić dwa obszary, w których zawsze prowadzono zaciągi: płytkowodny obszar południowej Zatoki Gdańskiej od ujścia Przekopu Wisły w kierunku wschodnim oraz obszar ciągnący się wzdłuż Półwyspu Helskiego. Walidację przeprowadzono dla wszystkich gatunków ryb i wszystkich ośmiu rejsów, które odbyły się w okresie 1.01.2017–31.12.2020. Jedynie dla storni przeprowadzono walidację tylko dla rejsów jesiennych (BITS-4Q) w związku z brakiem danych z modułu Fish dla tego gatunku w miesiącach zimowych. Z uwagi na ograniczenia dotyczące objętości rozdziału w dalszej jego części zaprezentowano walidację z wybranych rejsów, po jednym dla każdego gatunku. Pełne wyniki walidacji znajdują się w podsumowaniu.

9.3.1. Szprot

Podczas rejsu 2020-1Q, który odbywał się w okresie 4.02–3.03.2020, zarejestrowano wysokie wydajności połowowe dla szprota w północnej i wschodniej części obszaru A1 oraz niskie lub zerowe w jego południowej, płytkowodnej części (rys. 9.11a). W granicach obszaru A2 odnotowano głównie średnie i wysokie wydajności połowowe oraz kilka lokalizacji w których były one niskie.



Rys. 9.11. Wydajność połowowa szprota (kg/h) w rejsie badawczym 2020-1Q (4.02–3.03.2020) (a) oraz mediany HSI dla szprota w tym okresie (b)

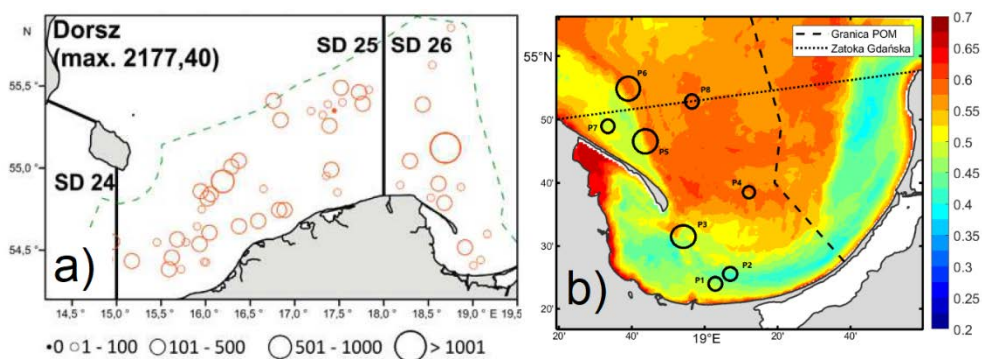
Źródło: a) „Wiadomości Rybackie”, MIR-PIB (Radtke i in., 2020b); b) opracowanie własne.

Pochodzące z modułu Fish mediany HSI dla tego okresu są bardzo wysokie (powyżej 0,65) w całej domenie modelu poza płytkowodną strefą przybrzeżną, gdzie przyjmują wartości zbliżone do 0,55 (rys. 9.11b). Wskazuje to na bardzo dobre warunki środowiskowe dla bytowania szprota w obszarze domeny modelu. Odnosząc to do wydajności połowowych, można uznać, że wartości HSI są ogólnie zgodne w obu analizowanych obszarach A1 i A2. Lekko przeszacowana może być

strefa przybrzeżna, w której mimo że panowały korzystne warunki środowiskowe, odnotowano niskie lub zerowe wydajności połowowe. Wynik walidacji modułu Fish dla szprota w tym okresie można uznać za dobry.

9.3.2. Dorsz

Podczas rejsu 2017-4Q, który odbywał się w okresie 13.11–3.12.2017, zarejestrowano niskie (do 100 kg/h) oraz średnie (101–500 kg/h) wydajności połowowe dla dorsza (rys. 9.12a).



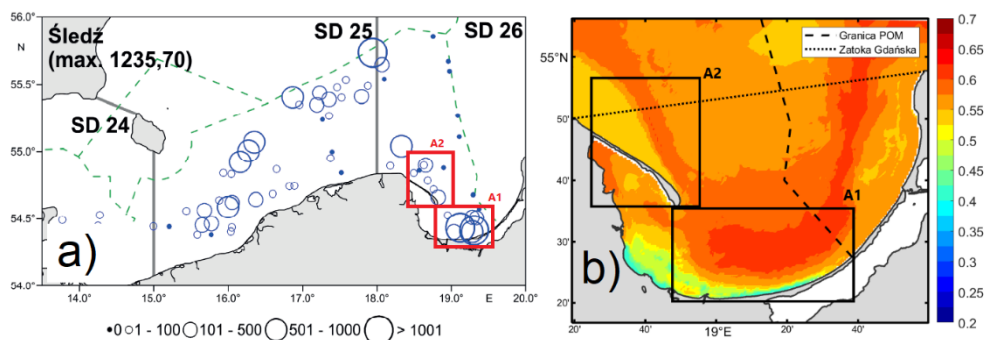
Rys. 9.12. Wydajność połowowa dorsza (kg/h) w rejsie badawczym 2017-4Q (13.11–3.12.2017) (a) oraz mediany HSI dla dorsza w tym okresie (b)

Źródło: a) „Wiadomości Rybackie”, MIR-PIB (Radtke i in., 2018a); b) opracowanie własne.

Mediany HSI dla tego okresu przyjmują niskie wartości (poniżej 0,5) w płytkiej strefie przybrzeżnej oraz wyższe (powyżej 0,5) na otwartym morzu oraz w Zatoce Puckiej. Mediany HSI pochodzące z modułu Fish są zgodne z wydajnością połowową dorszy we wszystkich punktach poza P4 i P8, gdzie zostały przeszacowane (rys. 9.12b). W związku z brakiem zgodności w jedynie dwóch z ośmiu lokalizacji wynik walidacji należy uznać za dobry.

9.3.3. Śledź

Podczas rejsu 2018-1Q, który odbywał się w okresie 7.02–2.03.2018, zarejestrowano głównie wysokie (501–1000 kg/h) i bardzo wysokie (powyżej 1001 kg/h) wydajności połowowe dla śledzia w obszarze A1 (rys. 9.13a). W obszarze A2 wydajności połowowe były wyraźnie niższe, a w niektórych lokalizacjach nawet zerowe.



Rys. 9.13. Wydajność połowowa śledzia (kg/h) w rejsie badawczym 2018-1Q (7.02–2.03.2018) (a) oraz mediany HSI dla śledzia w tym okresie (b)

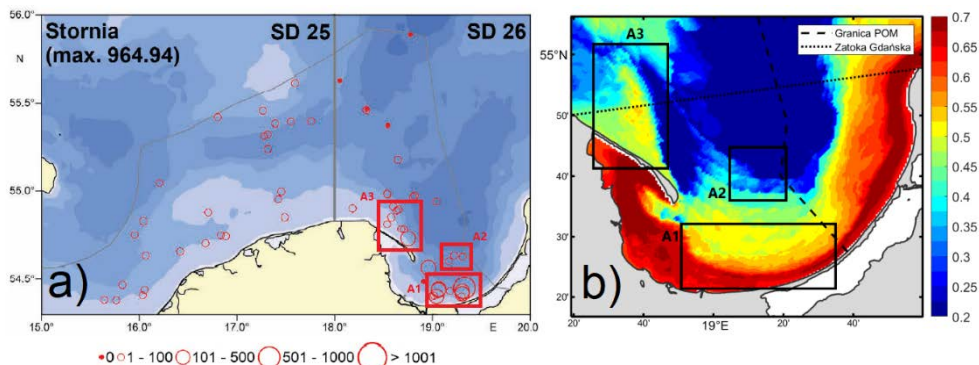
Źródło: a) „Wiadomości Rybackie”, MIR-PIB (Radtke i in., 2018b); b) opracowanie własne.

Pochodzące z modułu Fish mediany HSI dla tego okresu są głównie wysokie (powyżej 0,6) w obszarze A1 oraz średnio wysokie (0,5–0,6) w obszarze A2. Widoczne są również niższe wartości HSI dla płytkowodnej strefy przybrzeżnej od okolic Gdyni aż po polską część Mierzei Wiślanej (rys. 9.13b). Wskazuje to na korzystne warunki dla bytowania śledzia na otwartym morzu. Odnosząc to do wydajności połowowych, można uznać, że wartości HSI są z nimi zgodne w granicach obszaru A1 oraz zbliżone w obszarze A2. Mimo pewnego przeszacowania HSI w obszarze A2 wynik walidacji modułu Fish dla śledzia w tym okresie należy uznać za dobry.

9.3.4. Stornia

Podczas rejsu 2019-4Q, który odbywał się w okresie 11–29.11.2019, zarejestrowano wysokie wydajności połowowe dla stornia w granicach obszaru A1, niskie w obszarze A2 oraz niskie i średnie w obszarze A3 (rys. 9.14a).

Mediany HSI dla tego okresu przyjmują wysokie wartości (0,55–0,7) w Zatoce Puckiej oraz w płytkowodnej strefie przybrzeżnej i przejściowej południowej i wschodniej Zatoki Gdańskiej (rys. 9.14b). Na większych głębokościach wartości HSI są niskie lub bardzo niskie (0,4 i poniżej). Mediany HSI pochodzące z modułu Fish są zgodne z wydajnością połowową stornia we wszystkich lokalizacjach, w których prowadzono połowy. W związku z dobrą zgodnością wartości HSI z wydajnościami połowowymi wynik walidacji należy uznać za bardzo dobry.



Rys. 9.14. Wydajność połowowa stornia (kg/h) w rejsie badawczym 2019-4Q (11–29.11.2019) (a) oraz mediany HSI dla stornia w tym okresie (b)

Źródło: a) „Wiadomości Rybackie”, MIR-PIB (Radtke i in., 2020a); b) opracowanie własne.

PODSUMOWANIE

Aby w przystępny sposób ocenić zgodność wyników HSI z modułu Fish ze wszystkimi rejsami oceanograficzno-rybackimi, które odbyły się w latach 2017–2020, wyniki walidacji zestawiono w tabeli 9.2. Kolory wskazują, czy zgodność dla porównania poszczególnych rejsów i gatunków ryb jest dobra/bardzo dobra (kolor zielony), zadowalająca (kolor żółty) czy niezadowalająca/zła (kolor czerwony).

Tabela 9.2

Tabela zgodności dla porównania wyników uzyskanych z modułu Fish z rejsami oceanograficzno-rybackimi

| Rejs | Data | Szprot | Dorsz | Śledź | Stornia |
|---------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|
| 2017-1Q | 9.02–8.03.2017 | zła | bardzo dobra | bardzo dobra | |
| 2017-4Q | 13.11–3.12.2017 | niezadowalająca | dobra | zadowalająca | zadowalająca |
| 2018-1Q | 7.02–2.03.2018 | zadowalająca | dobra | dobra | |
| 2018-4Q | 14.11–1.12.2018 | dobra | dobra | bardzo dobra | bardzo dobra |
| 2019-1Q | 12.02–7.03.2019 | dobra | bardzo dobra | bardzo dobra | |

cd. tabeli 9.2

| | | | | | |
|---------|---------------------|-------|--------------|--------------|--------------|
| 2019-4Q | 11– 29.11.2019 | dobra | zadowalająca | bardzo dobra | bardzo dobra |
| 2020-1Q | 4.02– 3.03.2020 | dobra | zadowalająca | bardzo dobra | |
| 2020-4Q | 12.11– 2.12.2020 | dobra | dobra | dobra | zadowalająca |

Źródło: opracowanie własne.

Sumaryczny wynik walidacji przeprowadzonej dla lat 2017–2020 można uznać za bardzo dobry. Oznacza to, że dla dominującej liczby rejsów warunki środowiskowe wyznaczone z modułu Fish odpowiadają wydajnościom połowowym. Najlepsze wyniki uzyskano dla śledzia oraz dorsza. W związku z brakiem preferencji od grudnia do czerwca dla storni niemożliwe było sprawdzenie poprawności działania modułu Fish dla tego gatunku w rejsach zimowych (BITS-1Q). Jednak podczas rejsów jesiennych wyniki były co najmniej zadowalające. Jedynie w dwóch rejsach w roku 2017 dla szprota uzyskano złą i niezadowalającą zgodność ze zmierzonymi wydajnościami połowowymi. Nie powinno to jednak wpłynąć na ogólną ocenę procesu walidacji, gdyż połowy podczas rejsów oceanograficzno-rybackich prowadzone były przy dnie, a preferencje głębokościowe gatunków rozpatrywanych w projekcie są zróżnicowane. Wykorzystanie mediany preferencji dla kolumny wody zamiast maksimum miało zwiększyć pewność wyników uzyskiwanych z modułu Fish. Po otrzymaniu wysokiej mediany HSI w kolumnie wody rybak ma większą pewność połowów w korzystnych warunkach niż przy takiej samej wartości maksimum HSI. Maksimum HSI może pochodzić tylko z jednej, cienkiej warstwy wody w kolumnie, podczas gdy na pozostałych głębokościach mogą panować złe warunki środowiskowe. Gorsze wyniki dla szprota w rejsach z 2017 roku mogą być dodatkowo związane z tym, że rejsy rybackie w projekcie FindFISH, na podstawie których oszacowano preferencje ryb, rozpoczęły się po 2017 roku. W tym roku mogły panować inne warunki środowiskowe podczas połowów niż w latach kolejnych. Brak informacji o nich nie pozwolił na doprecyzowanie (rozszerzenie) krzywych preferencji i „zasymilowanie” tych danych przez moduł Fish.

LITERATURA


1. Bovee K.D., *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*, National Ecology Center, Division of Wildlife and Contaminant Research, Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior, U.S.A. 1986.
2. Chou W.C., Lin W.T., Lin C.Y., *Application of fuzzy theory and PROMETHEE technique to evaluate suitable ecotechnology method: a case study in Shihmen Reservoir Watershed, Taiwan*, Ecological Engineering, 2007, 31(4), 269–280. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.08.004>.


3. Fraternali P., Castelletti A., Soncini-Sessa R., Vaca Ruiz C., Rizzoli A.E., *Putting humans in the loop: social computing for water resources management*, Environmental Modelling & Software, 2012, 37, 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.002>.
4. Fukuda S., De Baets B., Mouton A.M., Waegeman W., Nakajima J., Mukai T., *Effect of model formulation on the optimization of a genetic Takagi–Sugeno fuzzy system for fish habitat suitability evaluation*, Ecological Modelling, 2011, 222(8), 1401–1413. <https://doi.org/10.1016/j.eco-model.2011.01.023>.
5. Inglis G.J., Hurren H., Oldman J., Haskew R., *Using habitat suitability index and particle dispersion models for early detection of marine invaders*, Ecological Applications, 2006, 16(4), 1377–1390. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1377:uhsiap\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1377:uhsiap]2.0.co;2).
6. Janecki M., Dybowski D., Jakacki J., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *The use of satellite data to determine the changes of hydrodynamic parameters in the Gulf of Gdańsk via EcoFish Model*, Remote Sensing, 2021, 13, 3572. <https://doi.org/10.3390/rs13183572>.
7. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza dynamiki zmienności parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu EcoFish (rozdział 7)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 179–204.
8. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Jakacki J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish (rozdział 6)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 145–178.
9. Legleiter C.J., Goodchild M.F., *Alternative representations of instream habitat: classification using remote sensing, hydraulic modeling, and fuzzy logic*, International Journal of Geographical Information Science, 2005, 19(1), 29–50. <https://doi.org/10.1080/13658810412331280220>.
10. Mouton A.M., De Baets B., Goethals P.L.M., *Knowledge-based versus data-driven fuzzy habitat suitability models for river management*, Environmental Modelling & Software, 2009, 24(8), 982–993. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.02.005>.
11. Pieckiel P., Kuczyński T., *Analiza istniejących i nowych danych środowiskowych pochodzących z wypraw rybackich w celu określenia preferencji ryb poławianych przemysłowo w Zatoce Gdańskiej (rozdział 5)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 118–144.
12. Poulos H.M., Chernoff B., Fuller P.L., Butman D., *Ensemble forecasting of potential habitat for three invasive fishes*, Aquatic Invasions, 2012, 7(1), 59–72. <https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.1.007>.
13. Prato T., *Assessing ecosystem sustainability and management using fuzzy logic*, Ecological Economics, 2007, 61(1), 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.08.004>.
14. Radtke K., Wodzinowski T., Ścis I., *Najnowsze wyniki badań z rejsu r.v. Baltica (09.02–08.03. 2017 r.)*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, marzec–kwiecień (216), 2017.
15. Radtke K., Wodzinowski T., Wójcik I., *Podsumowanie oceanograficzno-rybackich wyników z rejsu zimowego r.v. Baltica w 2018 roku*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, marzec–kwiecień (222), 2018b.

16. Radtke K., Wodzinowski T., Wójcik I., *Wyniki badań oceanograficzno-rybackich r.v. Baltica w rejsie jesiennym 2019 r.*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, styczeń–luty (233), 2020a.
17. Radtke K., Wodzinowski T., Wójcik I., *Wyniki badań oceanograficzno-rybackich r.v. Baltica w rejsie jesiennym w 2018 r.*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, styczeń–luty (227), Gdynia, 2019a.
18. Radtke K., Wodzinowski T., Wójcik I., *Wyniki badań oceanograficzno-rybackich r.v. Baltica w rejsie zimowym 2020 r.*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, marzec–kwiecień (234), 2020b.
19. Radtke K., Wodzinowski T., Wójcik I., *Wyniki badań oceanograficzno-rybackiego rejsu r.v. Baltica na przełomie listopada i grudnia 2020 roku*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, styczeń–luty (239), 2021.
20. Radtke K., Wodzinowski T., Wójcik I., *Wyniki oceanograficzno-rybackiego rejsu r.v. Baltica zrealizowanego w lutym i marcu 2019 r.*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, marzec–kwiecień (228), 2019b.
21. Radtke K., Wodzinowski T., Wójcik I., Šics I., *Wyniki badań demersalnego rejsu r.v. Baltica – jesień 2017*, Wiadomości Rybackie MIR-PIB, styczeń–luty (221), 2018a.
22. Rüger N., Schlüter M., Matthies M., *A fuzzy habitat suitability index for Populus euphratica in the Northern Amudarya delta (Uzbekistan)*, Ecological Modelling, 2005, 184(2–4), 313–328. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.10.010>.
23. Van Broekhoven E., Adriaenssens V., De Baets B., Verdonshot P.F.M., *Fuzzy rule-based macro-invertebrate habitat suitability models for running waters*, Ecological Modelling, 2006, 198(1–2), 71–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.04.006>.
24. Zhang H., Sun T., Shao D., Yang W., *Fuzzy logic method for evaluating habitat suitability in an estuary affected by land reclamation*, Wetlands, 2016, 36, 19–30. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0606-2>.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem komputerów Centrum Informatycznego Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej.

Artur Nowicki  0000-0003-3801-8137

Maciej Janecki  0000-0002-8784-2862

Dawid Dybowski  0000-0001-6878-8250

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

adres e-mail do korespondencji: anowicki@iopan.pl

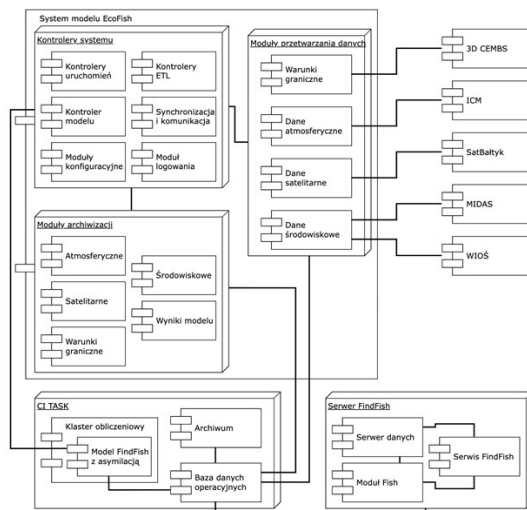
DOI: 10.26408/FindFISH-10

10. AUTOMATYCZNY SYSTEM KONTROLI MODELU ECOFISH W TRYBIE OPERACYJNYM

WPROWADZENIE

Model EcoFish to model numeryczny Zatoki Gdańskiej opracowany na potrzeby projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa”. Został on wykorzystany w ramach projektu FindFISH (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2018) jako podstawa platformy dostarczającej rybakom i naukowcom aktualnych oraz prognozowanych warunków hydrodynamicznych, chemicznych i biologicznych Zatoki Gdańskiej oraz prognoz określających czasowe i przestrzenne występowanie warunków najkorzystniejszych dla bytowania ryb z gatunków poławianych przemysłowo w rejonie Południowego Bałtyku. Model EcoFish składa się z kilku modułów: hydrodynamicznego, biochemicznego, danych dopływów rzecznych, danych atmosferycznych, obliczeń warunków siedliskowych dla ryb oraz modułów asymilacji danych z kilku źródeł (Janecki, Dybowski, Nowicki, Jakacki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023; Janecki, Dybowski, Nowicki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023; Nowicki, Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023). Ponadto system zarządzający modelem w trybie operacyjnym składa się z modułów odpowiedzialnych za pozyskiwanie i przygotowanie danych wejściowych do modelu, obsługę i kontrolę operacyjności oraz modułów archiwizujących dane. Jako informacje wejściowe model wykorzystuje dane z różnych źródeł, m.in.: dane atmosferyczne z modelu Universal Model z Interdyscyplinarnego Centrum Modelowania Matematycznego (ICM) (Herman-Iżycki i in., 2002), warunki brzegowe na granicę z modelu 3D CEMBS (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013a, 2013b), pomiary satelitarne z projektu SatBałtyk (Woźniak i in., 2011a, 2011b)

oraz pomiary środowiskowe pochodzące np. z sond Midas umieszczonych na statkach rybackich w ramach projektu FindFISH (Krzemień i in., 2023). System kontroli modelu EcoFish w trybie operacyjnym jest niezbędnym elementem projektu FindFISH, umożliwiającym zautomatyzowanie pracy modelu oraz ułatwiającym zarządzanie i monitorowanie modelu EcoFish i współpracujących z nim modułów. System ten składa się z wielu komponentów, które można podzielić na trzy kategorie, odpowiedzialnych za różne aspekty jego pracy. Pierwsza kategoria to komponenty kontrolujące pracę całego systemu w trybie operacyjnym. Są to kontrolery uruchomień poszczególnych modułów obsługi danych oraz modelu EcoFish, moduły konfiguracyjne, moduły odpowiedzialne za synchronizację i komunikację pomiędzy komponentami oraz moduł logowania. Dane z różnych źródeł, oraz różne zmienne z tego samego źródła często muszą zostać poddane różnym procesom przetwarzania, np. interpolacji, filtrowaniu, rotacji itp., zanim mogą zostać wykorzystane przez model. Druga kategoria to komponenty odpowiedzialne właśnie za przetwarzanie danych takich, jak dane atmosferyczne, dane na granicę oraz dane do asymilacji. Ostatnia, trzecia kategoria to moduły odpowiedzialne za archiwizację przetworzonych danych wejściowych i wyników modelu. Wykorzystane już dane historyczne po upływie odpowiedniego czasu przesyłane są do archiwum. Niektóre z nich, w zależności od typu, są dodatkowo poddawane konwersji lub kompresji w celu oszczędności przestrzeni dyskowej. Na rys. 10.1 przedstawiono komponenty wchodzące w skład systemu EcoFish wraz z najważniejszymi systemami zewnętrznymi, z którymi się on komunikuje. W kolejnych podrozdziałach opisano działanie wymienionych elementów systemu.



Rys. 10.1. Komponenty wchodzące w skład systemu EcoFish

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

10.1. MODUŁ KONTROLUJĄCY PRACĘ SYSTEMU W TRYBIE OPERACYJNYM

Moduł koordynujący pracę modelu EcoFish w trybie operacyjnym składa się z kilku komponentów. Każdy z komponentów jest odpowiedzialny za uruchamianie i kontrolę modułów wykorzystywanych w kolejnych etapach przetwarzania i archiwizacji danych z poszczególnych źródeł. Dodatkowo jeden z komponentów odpowiada za uruchomienie i kontrolę modelu EcoFish. Ponadto system operacyjny, jak również wszystkie moduły przetwarzania danych korzystają ze wspólnych komponentów odpowiedzialnych za synchronizację i komunikację pomiędzy elementami systemu oraz komponentu służącego do zapisu logów umożliwiających administratorowi monitorowanie pracy systemu. Wyjątkiem jest tutaj sam model EcoFish, który posiada własny wbudowany system logowania. W kolejnych podrozdziałach opisano poszczególne elementy modułu.

10.1.1. Kontroler uruchomień

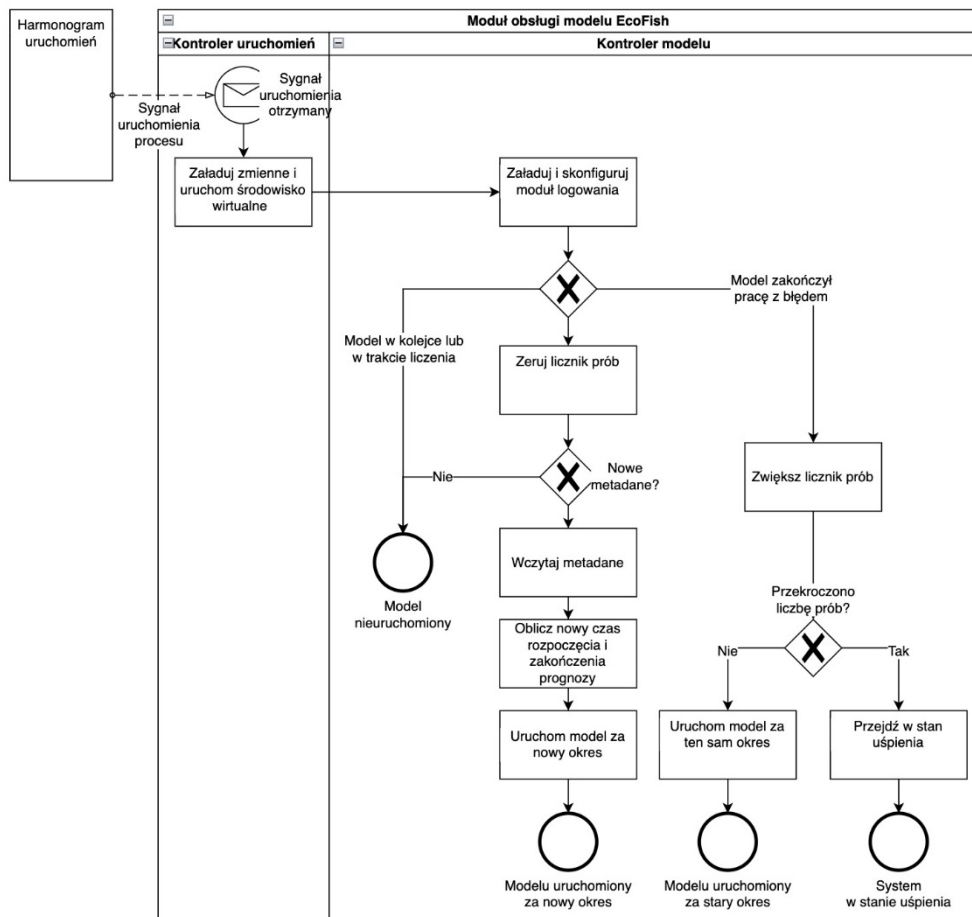
Kontrolery uruchomień w systemie zarządzającym pracą modelu EcoFish to cała klasa niewielkich i bardzo istotnych komponentów odpowiedzialnych za poprawną konfigurację zmiennych środowiskowych, uruchomienie środowiska wirtualnego oraz uruchomienie poszczególnych modułów obsługi danych lub kontrolera modelu EcoFish. W zależności od rodzaju zadań wykonywanych przez uruchamiane moduły kontrolery zostały podzielone na dwa typy. Pierwszy typ kontrolerów obsługuje moduły wykonujące skomplikowane zadania typu ETL (*extract, transform and load*) polegające na przetwarzaniu danych. Są to zadania wymagające dużej mocy obliczeniowej i często czerpiące duże korzyści z możliwości równoległego przetwarzania kilku strumieni danych na wielu procesorach jednocześnie. Tego typu kontrolery wykorzystują do uruchomienia środowisk wirtualnych i modułów ETL system kolejkowania SLURM (Yoo i in., 2003). Jest to menedżer zasobów systemowych dostępny na maszynach z systemami operacyjnymi z rodziny UNIX, skonfigurowany na klastrze komputerowym, na którym dokonywane są obliczenia. W związku z tym każdy taki kontroler musi w pierwszej kolejności załadować odpowiednie zmienne środowiskowe oraz parametry konfiguracyjne dla zadań dodawanych do kolejki SLURM. Najważniejsze z parametrów używane w obecnej konfiguracji to: typ kolejki, typ rezerwacji, maksymalny czas rezerwacji oraz liczba wykorzystywanych węzłów obliczeniowych. Drugi typ kontrolerów obsługuje mniejsze zadania, niewymagające dużej mocy obliczeniowej, odpowiedzialne za nasłuchiwanie i przesyłanie danych. Tego typu kontrolery działają niemal identycznie jak kontrolery typu pierwszego, jednak nie wykorzystują systemu SLURM.

10.1.2. Kontroler modelu EcoFish

Kontroler modelu EcoFish jest odpowiedzialny za wszystkie czynności związane z ustaleniem aktualnego stanu modelu, zebranie informacji na temat dostępnych nowych danych wejściowych, ustalenie na tej podstawie parametrów uruchomieniowych modelu oraz uruchomienie modelu. Model EcoFish bazuje na modelu CESM (Community Earth System Model). Jego działanie jest w dużej mierze obsługiwane przez skrypty dostarczone razem z CESM i monitorowane przez wewnętrzne moduły logowania. Narzędzia te pozwalają na szczegółową konfigurację parametrów uruchomieniowych modelu oraz dokładne śledzenie logów opisujących każdy krok pracy poszczególnych komponentów modelu, skupiają się jednak na pojedynczych uruchomieniach modelu i jego wewnętrznych obliczeniach. W przypadku wykorzystania modelu w trybie operacyjnym konieczna była integracja tych narzędzi z systemem stworzonym w ramach projektu FindFISH. Komunikacja między modelem a systemem odbywa się dwukierunkowo. Z jednej strony konieczna była modyfikacja istniejących skryptów CESM, tak aby mogły dostarczać dodatkowych informacji niezbędnych do poprawnej komunikacji z kontrolerem modelu w trybie operacyjnym. Z drugiej strony kontroler musiał zostać zaprojektowany tak, by mógł przysyłać niezbędne informacje i automatycznie konfigurować model CESM, wykorzystując jego wewnętrzne narzędzia.

Kontroler modelu startuje w regularnych interwałach czasowych zgodnie z harmonogramem uruchomień. Podobnie jak inne programy wchodzące w skład systemu, w pierwszej kolejności uruchamia on moduł logowania, tak aby wszystkie jego kroki można było w razie konieczności prześledzić. Następnie sprawdzany jest status modelu wskazujący, czy model oczekuje w kolejce SLURM, czy jest w trakcie obliczeń, czy poprawnie zakończył obliczenia lub czy wystąpił jakiś błąd, który przerwał obliczenia. Podstawowym stanem jest stan zakończenia wcześniejszych obliczeń sukcesem. Oznacza to, że model działa poprawnie, zakończył obliczenia i jest gotowy do ponownego uruchomienia. W takim przypadku kontroler wczytuje metadane dla danych wejściowych ze wszystkich możliwych źródeł i na ich podstawie ustala zakres dat nowej prognozy modelu. Niektóre typy danych wejściowych są konieczne do obliczenia prognoz, np. dane atmosferyczne i dane na granicę. Inne, takie jak dane satelitarne lub środowiskowe, są opcjonalne. Prognoza może być obliczona z nimi lub bez nich. Ten podział jest istotny przy ustalaniu nowego czasu przebiegu modelu, a obsługująca go logika stanowi integralną część kontrolera modelu. Jeśli zakres nowych dat jest taki jak dla poprzedniej prognozy lub, w przypadku gdy nie pojawiły się nowe dane, nie jest możliwy do obliczenia, kontroler kończy działanie. Jeśli zakres dat jest nowszy niż ten z poprzedniej prognozy, kontroler aktualizuje pliki konfiguracyjne modelu i dodaje go do kolejki SLURM. Model przechodzi wtedy do statusu oczekiwania w kolejce, a następnie

do wykonywania obliczeń. Jeśli w momencie uruchomienia kontrolera model już znajduje się w kolejce lub jest w trakcie obliczeń, kontroler kończy działanie. Jeśli model zakończył działanie sukcesem, cały cykl zaczyna się od nowa. W przypadku wystąpienia błędu kontroler próbuje uruchomić model po raz kolejny dla tego samego zakresu dat prognozy. Próba taka jest podejmowana z góry zadaną liczbę razy. Jeśli po tej liczbie prób model nadal zwraca błąd, kontroler przechodzi w stan uśpienia do momentu rozwiązania problemu przez administratora i ręcznego przywrócenia operacyjności systemu. Na rys. 10.2 przedstawiono proces uruchamiania modelu EcoFish.



Rys. 10.2. Proces uruchamiania modelu EcoFish

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

10.1.3. Synchronizacja komponentów systemu

Praca poszczególnych modułów musi być zsynchronizowana z pozostałymi modułami. Rolę synchronizatora pełni harmonogram uruchomień. Jest to oparty na czasie program komputerowy do harmonogramowania zadań uruchamianych na danej maszynie. W tym przypadku wykorzystano program Cron, dostępny na maszynach z systemami operacyjnymi z rodziny UNIX. Cron może być użyty do uruchamiania zadań (programów, komend, skryptów) w określonych godzinach, datach albo regularnie, zgodnie z określonym interwałem. Reguły czasowe, według których Cron ma uruchamiać poszczególne procesy, zapisuje się w pliku konfiguracyjnym. Każdemu komponentowi modułów przetwarzania danych oraz obsługi modelu odpowiada osobny wpis w pliku konfiguracyjnym. Czas uruchamiania poszczególnych procesów jest dostosowany do specyfiki danego modułu. Przykładowo dane ICM pojawiają się cztery razy dziennie, jednak godziny ich dostarczenia mogą się nieznacznie różnić. Dlatego moduł nasłuchujący pojawienia się nowych danych jest uruchamiany co godzinę. Z kolei dane satelitarne pojawiają się raz dziennie, zazwyczaj w okolicach południa. Z tego względu program nasłuchujący ich pojawienia się jest uruchamiany raz dziennie, po południu. Proces zarządzający uruchamianiem modelu EcoFish jest inicjowany co godzinę. Podobne konfiguracje są zapisane dla wszystkich modułów kontrolowanych przez system. Nie są one jednak ustalone na stałe, gdyż zależą od czasu wykonywania poszczególnych operacji, który może się zmieniać z uwagi na zmianę wydajności maszyny, na której są przeprowadzane, zmiany w implementacji kodu, które zwiększają jego wydajność, lub dodanie kolejnych kroków, np. polepszających jakość danych kosztem czasu obliczeń. W przypadku niektórych procesów, w których kolejne kroki są ze sobą ściśle powiązane, kolejny krok uruchamiany jest w momencie zakończenia poprzedniego, zamiast na podstawie zadanego interwału czasowego.

Poza synchronizacją czasów uruchomień poszczególnych modułów konieczne jest też zapewnienie komunikacji pomiędzy tymi modułami, zwłaszcza w przypadkach gdy są one od siebie zależne, czyli odpowiadają za kolejne etapy przetwarzania tych samych danych. Komunikacja pomiędzy modułami odbywa się poprzez dwa kanały informacji: pliki metadanych oraz kolejki zawierające listę plików do przetworzenia.

Pliki metadanych zawierają informację na temat źródła oraz zakresu czasowego przetwarzanych danych. Dane wejściowe dostarczane są z zewnętrznych źródeł, dlatego ich nazewnictwo i formaty nie są ustandaryzowane. W zależności od źródła danych czas, jaki obejmują dane znajdujące się w jednym pliku, może być rozpoznany na podstawie nazwy lub zawartości plików. W niektórych przypadkach w jednym pliku znajdują się dane z jednej godziny, w innych – z całego dnia, z kilku dni lub nawet z całego roku. Przetworzone już dane wejściowe wykorzystywane

przez różne grupy modułów modelu EcoFish również wymagają różnych formatów i standardów nazewnictwa. Wynika to ze sposobu skonfigurowania modelu EcoFish. Dlatego też konieczne było dodanie ustandaryzowanych plików czasu, tak aby różne komponenty przetwarzania danych oraz kontroler uruchamiający model mogły korzystać ze wspólnych bibliotek do obsługi czasu, napisanych na potrzeby systemu. Pliki metadanych dla każdego komponentu wyglądają tak samo i zawierają informacje na temat źródła danych oraz czas startu i końca przetworzonej serii danych. W momencie pojawienia się danych wejściowych z dowolnego źródła bądź też danych wynikowych modelu odpowiedni obsługujący je komponent sprawdza oraz zapisuje do pliku powyższy zestaw informacji w formacie JSON. Ważne jest też zwrócenie uwagi na fakt, że w danym momencie funkcjonowania systemu dane pojawiające się z różnych źródeł mogą dotyczyć zupełnie innego przedziału czasowego. Przykładowo dane atmosferyczne to prognozy obejmujące kilkadziesiąt godzin w przyszłości, z kolei dane z satelit to chwilowe mapy zapisane na konkretną godzinę, zazwyczaj sprzed jednego lub kilku dni. Dzięki zunifikowanym plikom czasu kontroler modelu EcoFish może w łatwy i spójny sposób ustalać wynikający z tych informacji zakres czasowy prognoz modelu. Również tworzone przez system logi zawierające informacje o aktualnych zakresach czasowych prognoz są dzięki temu spójne i łatwiejsze do śledzenia przez administratora systemu.

Drugim kanałem wymiany informacji pomiędzy komponentami działającymi w trybie operacyjnym są kolejki plików. Jak już wcześniej wspomniano, dane z różnych źródeł cechują się różnymi standardami nazewnictwa oraz przechowywania danych. W związku z tym przy użyciu tylko plików z zakresem czasowym nie jest możliwe stworzenie spójnej metody identyfikacji plików, które powinny zostać przetworzone. Dlatego konieczne było dodanie kolejek zawierających nazwy plików do przetworzenia przez dany moduł dla danego zakresu czasowego. Każdy moduł posiada kolejkę wejściową, wyjściową oraz kolejkę błędów. Kolejka wejściowa zawiera nazwy plików gotowych do przetworzenia przy kolejnym uruchomieniu modułu. Jest ona tworzona przez moduł sprawdzający pojawienie się nowych danych lub moduł wykonujący poprzedni krok w procesie przetwarzania. Kolejka wyjściowa z nazwami plików już przetworzonych zapobiega ponownemu przetwarzaniu tych samych danych oraz w razie potrzeby pozwala administratorowi śledzić listę przetworzonych plików. Kolejka błędów zawiera nazwy plików, które nie zostały przetworzone z powodu błędów. Dzięki niej w razie wystąpienia błędów wiadomo, które pliki trzeba będzie przetworzyć ponownie po usunięciu usterki. Opisany tutaj spójny system kolejek umożliwia również wykorzystanie przez wszystkie moduły przetwarzania danych wspólnego komponentu obsługującego te kolejki. W celu ułatwienia przeglądania zawartości tych kolejek bez potrzeby wykorzystywania specjalnych narzędzi na zewnątrz systemu są one reprezentowane jako pliki tekstowe, jednak wewnątrz systemu wczytywane z nich listy plików

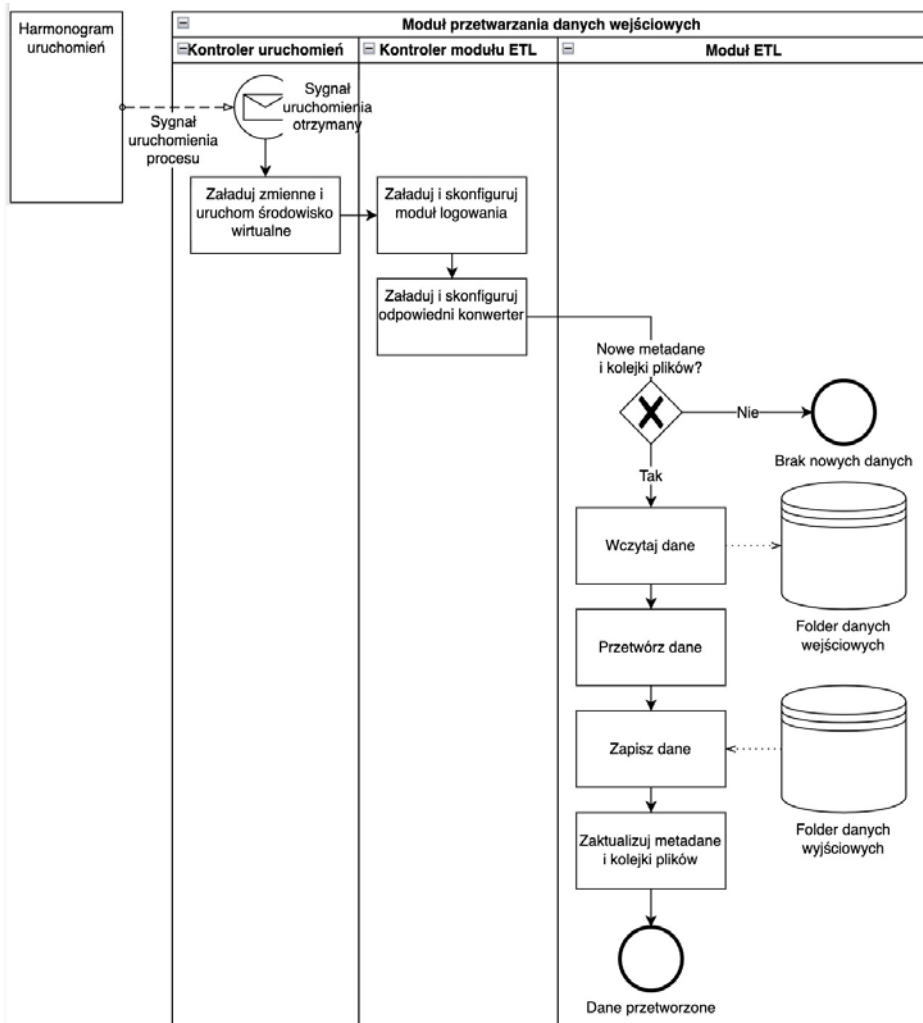
są wieloprocessorowymi równoległymi kolejkami. Ponieważ prawie żadna z operacji wykonywanych na przetwarzanych zmiennych nie wymaga informacji z pozostałych plików, każdy plik może być przetwarzany niezależnie, co w połączeniu z zastosowaniem wieloprocessorowych kolejek i uruchamianiem zadań na wielu procesorach poprzez system SLURM umożliwia równoległe przetwarzanie wielu plików jednocześnie, niezależnie od źródła, formatu czy też rodzaju transformacji.

10.1.4. Moduł logowania

Moduł logowania jest komponentem wspólnym, wykorzystywanym w każdym programie wchodzącym w skład systemu operacyjnego. Moduł ten jest odpowiedzialny za konfigurację parametrów logowania informacji, takich jak poziom dokładności logowania, nazwy plików, do których logi powinny być zapisane, oraz format tych logów. Wraz z rozpoczęciem pracy któregośkolwiek z komponentów systemu moduł logowania jest uruchamiany i konfigurowany. Dzięki temu w trakcie działania danego komponentu możliwy jest zapis przebiegu procesu obsługiwanego przez ten komponent, a także zapis informacji o ewentualnych błędach lub o poprawnym zakończeniu procesu. W trakcie pisania poszczególnych komponentów zapewniona została wysoka dokładność logowanych informacji, która pozwala na łatwe administrowanie systemem i diagnozowanie przyczyn ewentualnych błędów. Logi systemowe przechowywane są w oddzielnym folderze, a każdy moduł systemu ma przypisany oddzielny plik z logami, dzięki czemu administrator może w łatwy sposób odnaleźć interesujące go informacje. Nazwy plików z logami są jednoznacznie powiązane z nazwami poszczególnych modułów, co umożliwia ich łatwe rozpoznanie. Daty ostatnich aktualizacji zawarte w logach dają obraz, czy wszystkie moduły uruchamiają się na bieżąco. Trzeba tu zaznaczyć, że niektóre źródła danych, np. te z sond ze statków rybackich, dostarczane są raz na kilka miesięcy i czasami wymagają wcześniejszej ręcznej obróbki. W związku z tym przetwarzające je moduły nie są uruchamiane automatycznie, tylko ręcznie, w zależności od potrzeby, więc i logi tych modułów nie zawsze muszą mieć aktualne daty. Wgląd w zawartość danego pliku z logami dostarcza większej ilości szczegółowych informacji na temat aktualnego statusu danego komponentu oraz historii jego pracy. Każdy wpis, poza datą i godziną powstania, zaopatrzone jest też w poziom dokładności, nazwę programu, z którego pochodzi, linię kodu, w której został wywołany w danym programie, nazwę procesu oraz wiadomość do użytkownika. Taki format informacji daje możliwość bardzo dokładnego śledzenia pracy systemu.

10.2. PRZETWARZANIE DANYCH WEJŚCIOWYCH

Pracę każdego z modułów przetwarzania danych wejściowych można opisać przy pomocy procesu przedstawionego na rys. 10.3. Zgodnie ze zdefiniowanym harmonogramem uruchomień uruchamiany jest kontroler, który ładuje zmienne środowiskowe, uruchamia środowisko wirtualne, a następnie uruchamia kontroler modułu przetwarzania danych ETL.



Rys. 10.3. Proces przetwarzania danych wejściowych w systemie FindFISH

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

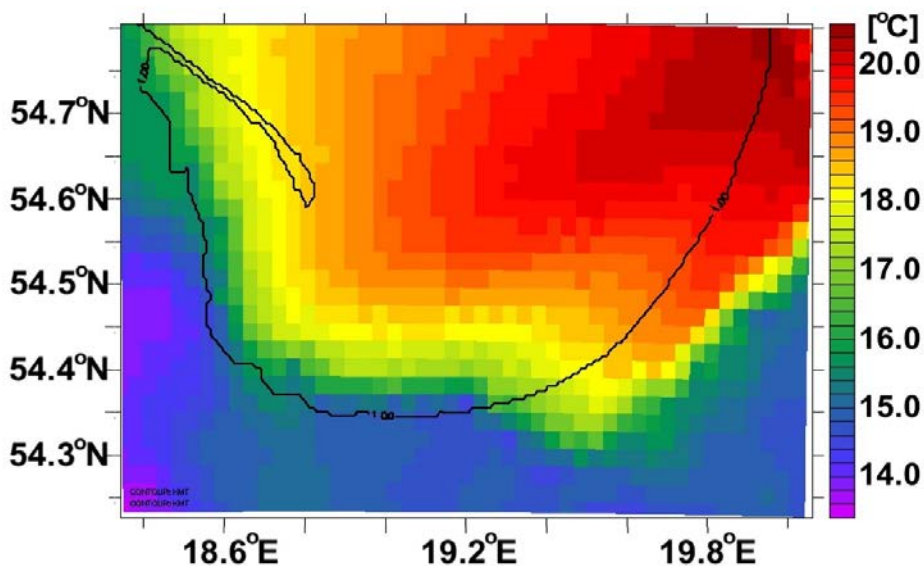
10.2.1. Dane wymuszające na granicę

Jak widać na rys. 6.1, domena obliczeń w projekcie FindFISH graniczy od zachodu i północy z otwartym Bałtykiem. Stwarza to konieczność dostarczenia do modelu EcoFish warunków brzegowych na ich granicach. W przypadku procesów hydrodynamicznych potrzebne są wartości temperatury i zasolenia zarówno na powierzchni, jak i w całej kolumnie pionowej wody oraz wysokość powierzchni morza. Obliczenie wyników biochemicznych wymaga dodatkowo danych dotyczących rozpuszczonych w wodzie tlenu, amoniaku, azotanów, fosforanów i krzemianów. Dane na granicę modelu dostarczane są z modelu 3D CEMBS w plikach formatu NetCDF (Rew i Davis, 1990), wykorzystywanych powszechnie w tego typu obliczeniach modelowych. Ponieważ dokładne ustalenie zasięgu danych na granicy w głąb modelu wymagało prób z różnymi ustawieniami, przygotowane dane obejmują całą domenę modelu EcoFish, nie tylko okolice jej granicy. Umożliwia to wykorzystanie tych samych danych w razie zmiany wybranych ustawień. Zasięg oraz siła oddziaływania danych na granicy są kontrolowane przez plik z maską zawierającą wartości rzeczywiste z zakresu $\langle 0,1 \rangle$. Im niższa wartość, tym mniejszy wpływ danych z modelu 3D CEMBS. Wszystkie parametry brzegowe poddawane są kilku transformacjom, zanim mogą zostać wykorzystane przez model EcoFish. Model 3D CEMBS operuje na siatce o rozdzielczości około 2 km, z kolei FindFISH – na siatce 575 m. Wyższa rozdzielczość oznacza lepsze odwzorowanie batymetrii oraz linii brzegowej, co może doprowadzić do sytuacji, że w danym miejscu, gdzie model FindFISH wskazuje wodę, model 3D CEMBS wskazuje łąd lub dno. Aby uniknąć braku danych w takich miejscach, wyniki 3D CEMBS są przy pomocy solwera Poissona rozlewane na całą domenę, pokrywając również punkty, gdzie powinien być łąd lub dno. Następnie dane są interpolowane na siatkę modelu EcoFish oraz zapisywane do plików binarnych. Moduł, kończąc działanie, zapisuje metadane przetworzonych danych i usuwa przetworzone pliki z kolejki.

10.2.2. Dane atmosferyczne

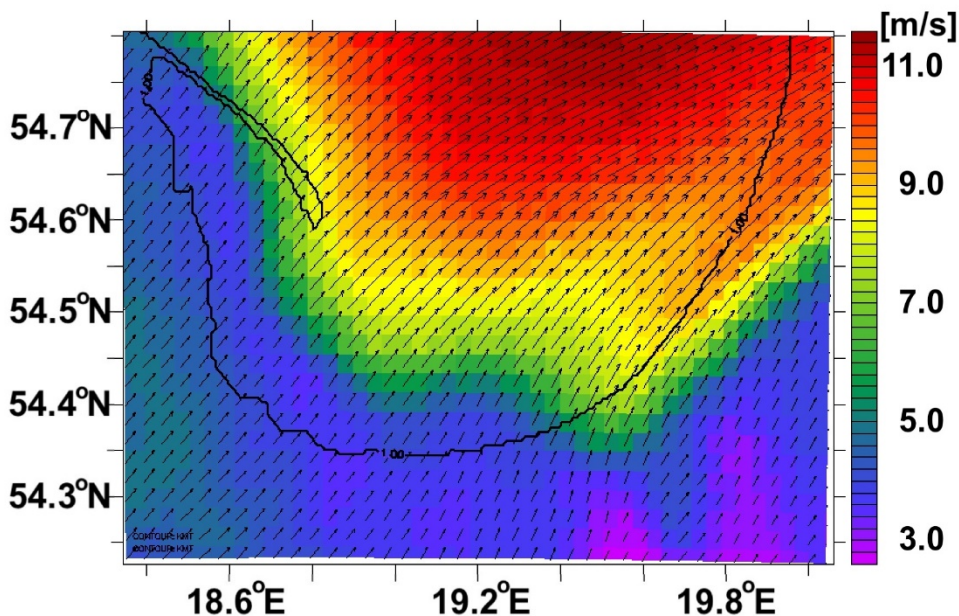
Podobnie jak na granicy domeny systemu FindFISH z resztą Bałtyku, tak i na granicy morza z atmosferą konieczne jest dostarczenie warunków brzegowych, działających jako siły wymuszające. Do tego celu postanowiono wykorzystać wyniki obliczeń modelu meteorologicznego UM (Unified Model) rozwijanego w ICM UW. Model ten dostarcza prognozy meteorologiczne cztery razy dziennie w równych odstępach czasowych. Dane z ICM dostarczane są w postaci trzech paczek zawierających różne zestawy parametrów. Lista tych parametrów obejmuje m.in.: składowe wiatru na wysokości 10 m, temperaturę,

wilgotność właściwą, temperaturę punktu rosy na wysokości 1,5 m, ciśnienie atmosferyczne na poziomie morza, informacje dotyczące opadów deszczu i śniegu oraz składowe krótko- i długofalowe promieniowania odgórne. Wyniki te są przetwarzane przez moduł danych meteorologicznych, który na podstawie otrzymanych zmiennych wylicza brakujące parametry, niezbędne do uruchomienia modelu hydrodynamicznego oraz biochemicznego. Są to gęstość powietrza oraz frakcje krótkofalowego promieniowania rozproszonego i bezpośredniego z zakresu fal widzialnych i bliskiej podczerwieni. Dane te są następnie interpolowane na siatkę modelu FindFISH. Wartości wektorowe są obracane z siatki modelu meteorologicznego. Gotowe dane są zapisywane w plikach NetCDF z godziną rozdzielczością czasową. Każdy plik NetCDF zawiera dane z 24 godzin dla wszystkich wymienionych wcześniej parametrów meteorologicznych. Model wymaga do uruchomienia pełnego zestawu plików, na których ma prowadzić obliczenia. W związku z tym przygotowano listę 365 plików dziennych obejmujących jeden rok obliczeń. W trybie operacyjnym lista plików pozostaje stała, natomiast ich zawartość jest aktualizowana na bieżąco najnowszymi prognozami, dane historyczne są zaś archiwizowane. Na rys. 10.4 i 10.5 przedstawiono przykładowe wyniki dla temperatury powietrza oraz prędkości i kierunków wiatrów na siatce modelu EcoFish uzyskane przy pomocy opisanego modułu.



Rys. 10.4. Przykładowa mapa temperatury z modelu ICM na wysokości 2 m

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



Rys. 10.5. Przykładowa mapa wiatrów z modelu ICM na wysokości 10 m

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

10.2.3. Dane do asymilacji

Dane wykorzystywane do asymilacji w modelu EcoFish można podzielić na dwie grupy: satelitarne oraz środowiskowe. Dane z każdej z tych grup obejmują inny zestaw parametrów, są też pozyskiwane, przetwarzane oraz wykorzystywane w odmienny sposób. Każda asymilowana zmienna otrzymana dla danego dnia pomiarowego przechowywana jest w oddzielnym pliku. Jeśli na przykład mieliśmy dane pomiarowe 5 dowolnych parametrów mierzonych przez boję pomiarową w ciągu 10 dni, to będą one przechowywane w 50 plikach. Dane na granicy oraz dane atmosferyczne są dostępne zawsze w każdym punkcie domeny modelu. Inaczej jest w przypadku danych do asymilacji. Ich dostępność zależy od różnych czynników. W przypadku danych satelitarnych możliwy jest ich brak w przypadku dużego zachmurzenia, awarii satelit itp. Pomiarów środowiskowe mają charakter lokalny, więc przez większość dni i na większości obszaru nie będą one dostępne. W związku z tym poza plikami z samymi danymi konieczne jest też przygotowanie plików z maską, dzięki którym model wie, w których miejscach siatki znajdują się dane.

Dane satelitarne wykorzystywane w projekcie FindFISH pochodzą z bazy danych projektu SatBałtyk i bazują na pomiarach pochodzących ze spektrometru obrazującego średniej rozdzielczości (MODIS-Aqua) oraz zaawansowanego radiometru o bardzo dużej rozdzielczości (AVHRR). Są to dane dotyczące temperatury powierzchni morza oraz stężenia chlorofilu *a*. Dane te są skalibrowane do lokalnych warunków panujących w rejonie Bałtyku i poddane odpowiedniej korekcji atmosferycznej i filtracji. Przetworzenie map do wartości temperatury oraz stężenia chlorofilu *a* z uwzględnieniem specyfiki Morza Bałtyckiego jest zapewniane przez serwis SatBałtyk (Woźniak i in., 2008). Dane w systemie SatBałtyk mają rozdzielczość poziomą 1 km i obejmują cały obszar Morza Bałtyckiego. W związku z tym po otrzymaniu nowych danych system zawęża je do obszaru Zatoki Gdańskiej oraz interpoluje na siatkę o rozdzielczości 575 m wykorzystywaną w projekcie FindFISH. Do asymilacji wykorzystywane są średnie wartości dzienne uzyskane z połączenia wszystkich dostępnych danego dnia zdjęć satelitarnych. Asymilacja odbywa się codziennie w 24-godzinym oknie asymilacyjnym, którego środek przypada na godzinę 12.00. Jest to uwzględniane podczas procesu łączenia danych w jedną całość poprzez zastosowanie odpowiednich wag uwzględniających różnicę czasu pomiarów satelitarnych względem godziny 12.00. Moduł zarządzający pozyskiwaniem danych automatycznie wykrywa obecność nowych danych, pobiera je z serwera SatBałtyk, następnie przetwarza oraz zapisuje w plikach binarnych. Dodatkowo system zapisuje metadane przetworzonych plików. Przetwarzanie danych polega przede wszystkim na ich interpolacji na siatkę modelu oraz odfiltrowaniu wartości poniżej 5. i powyżej 95. percentyla w celu eliminacji błędnych danych. W przypadku chlorofilu *a* dane otrzymane z pomiarów satelitarnych stanowią sumaryczną koncentrację tego parametru. Model wyraża całkowitą wartość chlorofilu *a* w postaci koncentracji tego składnika w poszczególnych grupach fitoplanktonu: okrzemki, wiciowce, sinice. W związku z tym wyniki satelitarne są przed asymilacją proporcjonalnie rozdzielane na te składowe. Proporcje poszczególnych składowych są wyznaczane na podstawie wcześniejszych wyników modelu. W odniesieniu do tych samych trzech grup fitoplanktonu wyrażana jest też w modelu koncentracja węgla. Wykorzystując proporcje stężenia chlorofilu *a* do stężenia węgla w tych grupach oraz proporcje pomiędzy grupami, można użyć danych satelitarnych dotyczących stężenia chlorofilu *a* do asymilacji stężeń węgla.

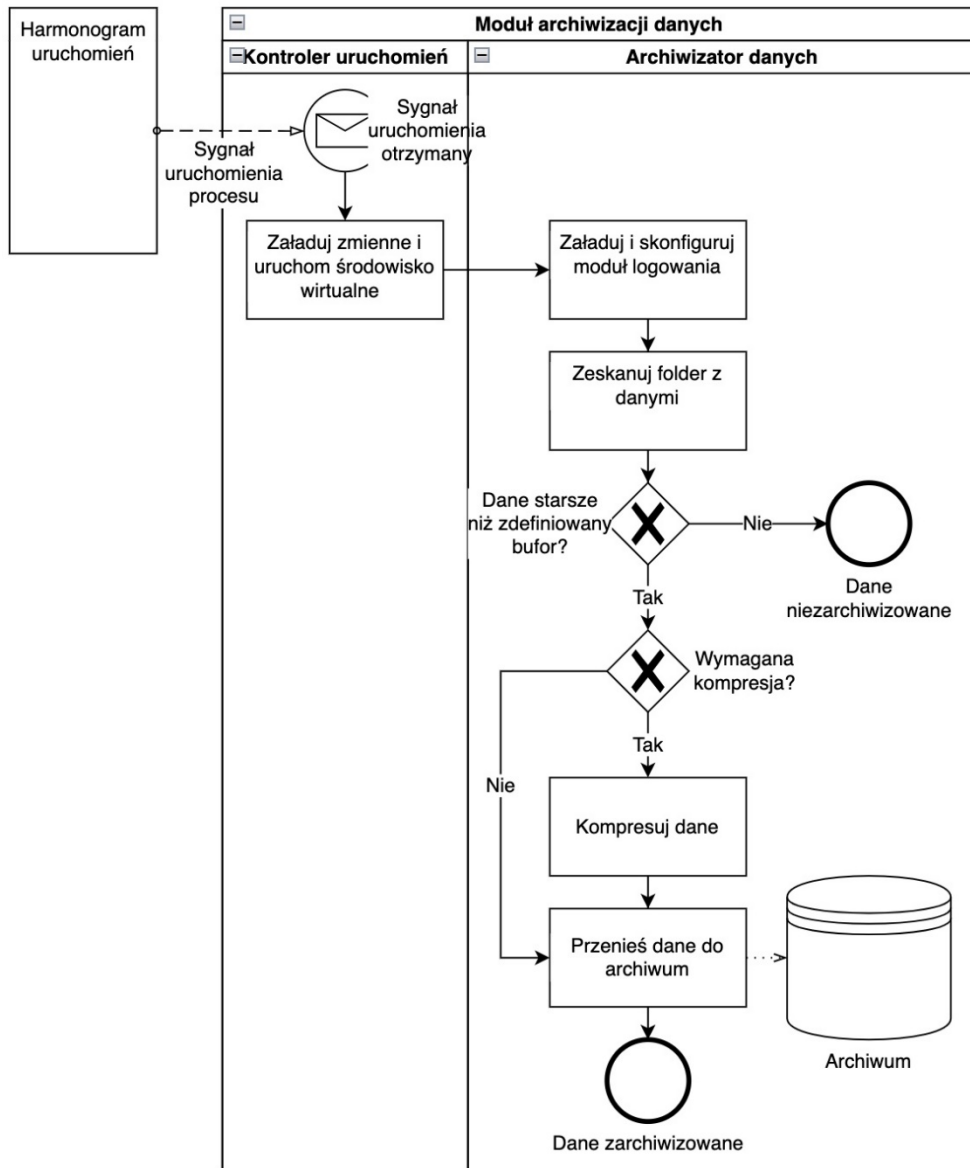
Dane środowiskowe wykorzystane w projekcie FindFISH pochodzą z pomiarów wykonanych w ramach projektu w czasie połowów rybackich przy pomocy sondy Midas oraz z bazy danych WIOŚ. Zestaw danych środowiskowych obejmuje temperaturę, stężenia tlenu i biogenów. Surowe dane z sond ze statków rybackich, jak również z pomiarów wykonanych przez WIOŚ dostarczane są w formie pliku CSV raz lub kilka razy w roku i obejmują dane pomiarowe z całego poprzedniego okresu. Plik z danymi każdego roku może mieć nieco inną strukturę, dlatego

w pierwszym kroku istnieje konieczność jego manualnej inspekcji oraz modyfikacji do z góry zadanej struktury. Pliki CSV zajmują stosunkowo niewiele miejsca i dobrze nadają się do przechowywania tego typu pomiarów. Każdy pomiar, poza wartością zmierzonego parametru, musi również zawierać datę oraz godzinę pomiaru, a także miejsce dokonania pomiaru zapisane w postaci współrzędnych geograficznych i głębokość, na której dokonano pomiaru. Moduł asymilacji wymaga dostarczenia pliku z danymi raz dziennie, w związku z tym pliki wejściowe też muszą zawierać jedną mapę pomiarów dziennie. W przypadku danych z WIOŚ mamy do czynienia z pomiarami punktowymi. W przypadku danych z sond pomiaru wykonywane są w sposób ciągły w trakcie całego rejsu. Czasami w ciągu jednego dnia dostępne są dane z więcej niż jednego rejsu. W związku z tym istnieje konieczność ich pogrupowania i uśrednienia dla poszczególnych dni. Rozdzielczość czasowa pomiarów z sond wynosi 1 s, co sprawia, że liczba pomiarów w serii jest bardzo duża. W zależności od liczby rejsów w danym miesiącu liczba punktów pomiarowych sięga nawet pół miliona. Jako że dane pomiarowe nie są osadzone na żadnej siatce i nie ma żadnych stałych tras, zastosowanie wydajnych algorytmów interpolacji na siatkę modelu nie jest możliwe, a przetworzenie wszystkich danych historycznych według wstępnych szacunków trwałoby kilka tygodni. Aby więc ograniczyć czas potrzebny na przygotowanie danych, zamiast uśrednić i dopasować dane do siatki modelu w procesie interpolacji, jeszcze przed właściwą interpolacją system dokonuje wstępnego uśrednienia danych położonych względem siebie w odległościach mniejszych niż rozmiar komórki modelowej. Pozwala to zmniejszyć wyjściową liczbę punktów do zaledwie kilku procent w stosunku do surowych danych, a czas przygotowania plików wyjściowych skraca się dzięki temu kilkunastokrotnie. Aby moduł asymilacji mógł poprawnie odczytać dane, muszą one być zapisane w formacie binarnym i powinny być naniesione w odpowiednich miejscach na trójwymiarową siatkę modelu. W tym celu moduł przetwarzania danych pobiera zapisane w pliku CSV informacje o położeniu miejsca pomiarów i na ich podstawie wyznacza na siatce modelu odpowiedni punkt, w którym umieszczany jest wynik pomiaru, a następnie zapisuje wyniki w pliku binarnym. Niektóre dane otrzymywane z pomiarów mają inne jednostki niż te, które są wymagane przez model do obliczeń. Moduł przetwarzania danych jest odpowiedzialny również za ich przeliczenie.

10.3. ARCHIWIZACJA

Dane przetwarzane w projekcie FindFISH można podzielić logicznie na dwie grupy. Pierwszą grupę stanowią dane pozyskiwane z zewnątrz i wykorzystywane jako dane wejściowe do modeli wyliczających kolejne parametry. Z kolei druga grupa to dane wyjściowe, będące wynikiem obliczeń modelu EcoFish i modelu Fish. Dane wejściowe, zanim będą mogły zostać wykorzystane w modelu, muszą zostać odpowiednio przetworzone i zapisane we właściwym formacie. Jeśli wziąć pod uwagę wszystkie źródła danych, funkcjonowanie systemu wymaga przetwarzania kilkunastu GB danych na każdy dzień obliczeniowy, co powoduje bardzo duże zapotrzebowanie na przestrzeń dyskową. W celu ograniczenia zużywanego miejsca zastosowano kilka mechanizmów, takich jak: konwersja, kompresja, archiwizacja, usuwanie czy też nadpisywanie niektórych danych. Sam proces kompresji i archiwizacji wygląda podobnie dla każdego typu danych i przedstawiono go na rys. 10.6.

Pierwsze kroki systemu archiwizacji są takie same jak w dwóch poprzednich rodzajach procesów, tj. kontroler uruchomień jest uruchamiany zgodnie z harmonogramem i uruchamia środowisko wirtualne. Następnie archiwizator ładuje moduł logowania i skanuje folder z danymi w poszukiwaniu plików starszych niż zdefiniowany okres, np. jednego miesiąca. Jeśli archiwizator znajdzie starsze pliki, w zależności od zdefiniowanych opcji, poddaje je kompresji, a następnie zostają one przeniesione do archiwum. Opcjonalna kompresja, foldery z plikami wejściowymi oraz docelowe foldery w archiwum są konfigurowane osobno dla każdego źródła danych. Część danych produkowanych przez system, np. niektóre pliki wspomagające pracę modelu, znajduje się w tych samych folderach co dane wyjściowe, ale nie powinny zostać poddane archiwizacji, gdyż nie są już przydatne. Filtrowanie plików istotnych z punktu widzenia archiwizacji jest obsługiwane dzięki możliwości zdefiniowania wzorców nazewnictwa plików, które powinny zostać zarchiwizowane. W trakcie pracy archiwizator, skanując foldery, wybiera tylko pliki pasujące do jednego z zadanych wzorców.



Rys. 10.6. Proces archiwizacji danych w systemie FindFISH

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

10.3.1. Dane atmosferyczne

Dane atmosferyczne przechowywane są w dziennych plikach w formacie NetCDF. Każdy taki plik zawiera 24 średnie godzinne wartości wszystkich parametrów atmosferycznych wykorzystywanych przez model. Rozmiar jednego pliku to 1,9 GB. W celu zmniejszenia zapotrzebowania na miejsce w trybie operacyjnym wykorzystuje się 365 plików zawierających dane na każdy dzień roku, przy czym nowe dane nie są zapisywane do nowych plików, lecz nadpisywane w plikach już istniejących. Aby nie utracić danych historycznych, dane starsze niż zadany okres, nie dłuższy niż rok, są kopiowane do archiwum i kompresowane do plików Gnu Zipped Archive, dzięki czemu są dostępne w razie potrzeby przeprowadzenia wieloletnich symulacji historycznych. Utrzymywanie serii 365 plików ma dodatkową zaletę, niezwiązaną bezpośrednio z modułem operacyjnym, ale również wartą wspomnienia. Możliwe jest bowiem skonfigurowanie modelu w taki sposób, aby ścieżki do danych atmosferycznych wskazywały na linki do plików zamiast właściwych plików. W tym przypadku można odnosić model do różnych lat, podmieniając jedynie same linki, tak aby wskazywały inne pliki, dzięki czemu nie ma potrzeby każdorazowej zmiany konfiguracji modelu.

10.3.2. Dane wymuszające na granicę

Dane na granicę przechowywane są w plikach binarnych. Każdy parametr przechowywany jest w oddzielnym pliku. Dane te dzielą się na dane powierzchniowe oraz dane głębokościowe. Pliki powierzchniowe mają rozmiar 4,9 MB, z kolei pliki głębokościowe – około 127 MB. Moduł hydrodynamiczny wymaga dostarczania danych co 6 godzin, co daje 4 pliki dziennie dla każdego parametru. Moduł biochemiczny wymaga dostarczania nowych danych raz dziennie. Dodatkowo, w celu zapewnienia płynnego przejścia na granicy modelu, konieczne jest wykorzystanie plików z maską, która określa, z jaką siłą dane na granicę powinny wpływać na wyniki modelu w każdym jego punkcie. Podobnie jak w przypadku danych atmosferycznych, starsze dane na granicę również są kompresowane do plików Gnu Zipped Archive i przenoszone do archiwum. W tym jednak przypadku nowe dane z kolejnego roku są zapisywane do nowych plików, a nie nadpisywane na poprzednich, ponieważ nazwa pliku musi zawierać rok, z którego pochodzą dane. Dzięki temu, że siła, z jaką dane na granicę wpływają na model, jest stała, możliwe jest wykorzystanie jednego wspólnego pliku maski dla wszystkich parametrów.

10.3.3. Dane do asymilacji

Dane asymilacyjne z różnych źródeł są przechowywane, podobnie jak dane na granicę, w formie binarnej i – również podobnie – każdy parametr musi być przechowywany w oddzielnym pliku o rozmiarze 127 MB dostarczanym raz dziennie. Tak jak w przypadku danych na granicę konieczne są też pliki maski wskazujące, gdzie model ma asymilować dane. Natomiast w odróżnieniu od danych na granicę, które są zawsze dostępne na całej domenie i które zawsze są asymilowane z taką samą siłą w tych samych miejscach, rozmieszczenie danych asymilowanych pochodzących np. z pomiarów satelitarnych lub z sond pomiarowych na statkach rybackich ma charakter losowy i zależy m.in. od trasy przelotu satelity, aktualnego zachmurzenia lub od trasy danego rejsu. W związku z tym maska danych musi być tworzona dynamicznie do każdego pliku z danymi. Z tych samych powodów możemy mieć do czynienia z brakiem danych do asymilacji dla pojedynczych dni lub całych okresów. Mimo to konfiguracja modelu wymusza obecność plików z każdego dnia, ponieważ nie wiadomo z góry, kiedy takie dane będą dostępne. W celu zaoszczędzenia miejsca w trybie operacyjnym pliki w dniach, dla których nie ma danych, są zastępowane linkami do jednego wspólnego pliku reprezentującego brak danych. Dokładniej mówiąc, linki do tego pustego pliku są tworzone z wyprzedzeniem i tylko w przypadku jeśli za dany dzień pojawią się dane do asymilacji, link jest usuwany, a w jego miejsce wprowadzany jest rzeczywisty plik z danymi. Archiwizacja starszych danych odbywa się tak samo jak w przypadku danych na granicę, tj. są one kompresowane i przenoszone do archiwum.

10.3.4. Wyniki modelu

Dane wyjściowe są przechowywane w plikach NetCDF, z których każdy ma rozmiar 8,7 GB i zawiera pełen zestaw parametrów na dany dzień w formie 4 średnich 6-godzinnych. W związku z tym, że dane te mają być dostępne online z poziomu serwisu, są one przechowywane bez kompresji i bez przenoszenia do archiwum przez długi czas. Wskazany rozmiar mają pliki zawierające pełen zestaw danych modelowych bezpośrednio po wykonaniu obliczeń. Możliwe jest jednak zmniejszenie rozmiaru pliku poprzez usunięcie z niego zmiennych nieistotnych z punktu widzenia projektu. Pozwala to na zmniejszenie jego rozmiaru o około 30%. Dodatkowo pliki z modelu zapisywane są oryginalnie w formacie NetCDF3. Dzięki ich konwersji do formatu NetCDF4 możliwe jest zmniejszenie ich rozmiaru o kolejne 60%.

PODSUMOWANIE

Przedstawiony w tym rozdziale system kontrolujący model EcoFish w trybie operacyjnym składa się z szeregu modułów, które można podzielić logicznie na trzy kategorie komponentów. Każda z nich odpowiada za inny aspekt pracy systemu.

Pierwsza kategoria to komponenty kontrolujące pracę całego systemu w trybie operacyjnym. Kontrolery uruchomień poszczególnych modułów odpowiadają za uruchamianie oraz kontrolę statusu wykonania modułów przetwarzających dane, modułów archiwizujących i kontrolera modelu EcoFish. Moduły konfiguracyjne przechowują i dostarczają informacje na temat parametrów uruchomieniowych oraz zmiennych środowiskowych każdego z procesów. Harmonogram uruchomień, pliki metadanych i kolejki zapewniają synchronizację i komunikację pomiędzy komponentami. Ostatni moduł w tej kategorii, moduł logowania, zapewnia szczegółowy wgląd w przebieg pracy wszystkich pozostałych elementów systemu, pozwalając na sprawdzenie aktualnego stanu systemu, jak również łatwą identyfikację problemów, które mogą zakłócić działanie systemu w trybie operacyjnym.

Druuga kategoria komponentów to moduły przetwarzania danych wejściowych, takich jak dane atmosferyczne, dane na granicę oraz dane do asymilacji. Moduły te odpowiadają za sprawdzanie, czy pojawiły się nowe dane, ich pobieranie na serwer, a także zapewniają przetworzenie danych do formatu zdatnego do użycia przez model EcoFish poprzez m.in. ich interpolację, filtrowanie, przeliczanie jednostek czy wyliczanie dodatkowych zmiennych.

Trzecia kategoria to moduły odpowiedzialne za archiwizację przetworzonych danych wejściowych oraz wyników modelu. Wykorzystane już dane wejściowe i wyniki modelu po upływie odpowiedniego czasu są przesyłane do archiwum oraz poddawane kompresji lub konwersji do innych formatów, co pozwala znacznie zaoszczędzić przestrzeń dyskową.

Wszystkie opisane komponenty łącznie tworzą system zapewniający płynną i stabilną pracę modelu EcoFish w trybie operacyjnym, a co za tym idzie umożliwiają dostarczenie wyników modelu na potrzeby kolejnych komponentów rozwijanych w ramach projektu FindFISH. Ponadto umożliwiają łatwą obsługę systemu przez administratora poprzez dostarczenie plików z logami i metadanymi przedstawiającymi historię pracy systemu oraz jego aktualny stan.

LITERATURA

1. Dzierzbicka-Głowacka L., Jakacki J., Janecki M., Nowicki A., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the hydrodynamic part*, Oceanologia, 2013a, 55, 519–541. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.519>.
2. Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Nowicki A., Jakacki J., *Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the ecosystem module*, Oceanologia, 2013b, 55, 543–572. <http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.543>.
3. Dzierzbicka-Głowacka L., Nowicki A., Janecki M., Szymczycha B., Piotrowski P., Piekiel P., Łukasiewicz G., *Structure of the FindFISH Knowledge Transfer Platform*. Fisheries & Aquatic Life, 2018, 26, 193–197. <http://dx.doi.org/10.2478/aopf-2018-0021>.
4. Herman-Iżycki L., Jakubiak B., Nowiński K., Niezgódka B., *UMPL – the numerical weather prediction system for operational applications. Research works based on the ICMs UML numerical weather prediction system results*, ICM Publishing, Warszawa 2002, 14–27.
5. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza dynamiki zmienności parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu EcoFish (rozdział 7)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 179–204.
6. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Jakacki J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish (rozdział 6)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 145–178.
7. Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Moduł Fish – mapowanie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb badanych gatunków poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej (rozdział 9)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 220–239.
8. Krzemień G., Wittbrodt J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Wyprawy rybackie – realizacja rejsów pomiarowych przez kutry i łodzie rybackie (rozdział 4)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 97–117.
9. Nowicki A., Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Asymilacja danych satelitarnych oraz środowiskowych w modelu EcoFish (rozdział 8)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 205–219.
10. Rew R., Davis G., *NetCDF: an interface for scientific data access*, IEEE Computer Graphics and Applications, 1990, 10(4), 76–82. DOI: 10.1109/38.56302.

11. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowaewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., *SatBałtyk – a Baltic environmental satellite remote sensing system – an ongoing project in Poland. Part 1: Assumptions, scope and operating range*, *Oceanologia*, 2011a, 53(4), 897–924.
12. Woźniak B., Bradtke K., Darecki M., Dera J., Dudzińska-Nowak J., Dzierzbicka-Głowacka L., Ficek D., Furmańczyk K., Kowalewski M., Krężel A., Majchrowski R., Ostrowska M., Paszkuta M., Stoń-Egiert J., Stramska M., Zapadka T., *SatBałtyk – a Baltic environmental satellite remote sensing system – an ongoing project in Poland. Part 2: Practical applicability and preliminary results*, *Oceanologia*, 2011b, 53(4), 925–958.
13. Woźniak B., Krężel A., Darecki M., Woźniak S.B., Majchrowski R., Ostrowska M., Kozłowski Ł., Ficek D., Olszewski J., Dera J., *Algorithm for the remote sensing of the Baltic ecosystem (DESAMBEM). Part 1: Mathematical apparatus*, *Oceanologia*, 2008, 50(4), 451–508.
14. Yoo A.B., Jette M.A., Grondona M., *SLURM: Simple Linux Utility for Resource Management. Job scheduling strategies for parallel processing*, *JSSPP 2003. Lecture Notes in Computer Science*, 2003, 2862, 44–60. DOI: https://doi.org/10.1007/10968987_3.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem komputerów Centrum Informatycznego Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej.


Jakub Biernaczyk

Robert Głowacki

Krystian Kubiak

Piotr Piotrowski

Sławomir Wosek

Michał Wójcik  0000-0002-0934-7815

INSTYTUT MORSKI UNIwersYTETU MORSKIEGO W GDYNI

adres e-mail do korespondencji: michal.wojcik@im.umg.edu.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-11

11. ARCHITEKTURA ORAZ TECHNOLOGIE WYKORZYSTANE PODCZAS TWORZENIA PLATFORMY FINDFISH

WPROWADZENIE

W niniejszym rozdziale przedstawiono szczegółowy opis architektury systemu odpowiedzialnego za udostępnianie danych pomiarowych i modelowych w ramach platformy transferu wiedzy FindFISH. Głównymi założeniami dla architektury zrealizowanego systemu było wykorzystanie nowoczesnych technologii internetowych w złożonej wielomodułowej aplikacji opartej na rozwiązaniach dostępnych bezpłatnie na licencjach otwartego oprogramowania. System został skonstruowany w postaci kilku niezależnie uruchamianych modułów, z których każdy jest odpowiedzialny za inny zbiór funkcjonalności wymaganych od systemu. Moduły systemu zostały oparte na gotowych rozwiązaniach lub w całości zaimplementowane przez zespół projektowy. Zarówno gotowe rozwiązania, jak i biblioteki programistyczne użyte we własnych rozwiązaniach są dostępne bezpłatnie na otwartych licencjach. Cały system jest dostępny dla użytkowników za pośrednictwem interfejsu graficznego działającego z poziomu przeglądarki internetowej.

11.1. KOMPONENTY SYSTEMU

System realizujący udostępnianie danych pomiarowych i modelowych został zaprojektowany w taki sposób, aby składał się z kilku niezależnie uruchamianych komponentów (modułów) komunikujących się ze sobą za pomocą odpowiednich

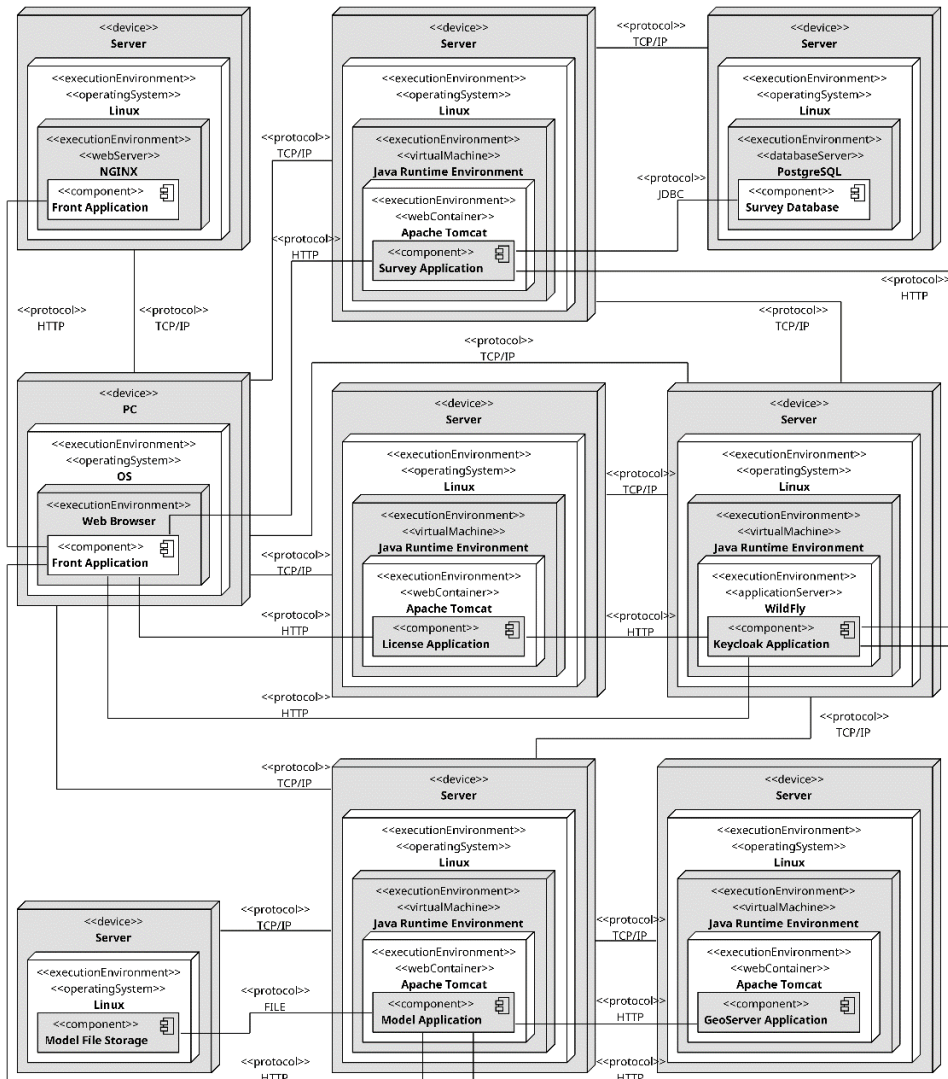
protokołów sieciowych. W założeniu każdy z komponentów realizuje inny zbiór logicznie powiązanych ze sobą funkcjonalności.

Podczas wyboru stosu technologicznego dla poszczególnych modułów kierowano się tym, aby były to rozwiązania oparte na technologiach bazujących na językach programowania Java (Gosling i in., 2018) oraz TypeScript (Microsoft Corporation, 2022a). Język Java jest powszechnie używany do implementacji aplikacji internetowych, zwłaszcza aplikacji serwerowych dostarczających logikę biznesową do systemu. Język TypeScript umożliwia przygotowanie kodu źródłowego wykorzystującego typowe wzorce obiektowe, który jest kompilowany do języka JavaScript (Mozilla Corporation, 2022). Z kolei język JavaScript jest powszechnie używany do tworzenia interaktywnych graficznych interfejsów użytkownika dostępnych z poziomu przeglądarek internetowych.

Drugim kryterium wyboru stosu technologicznego było wykorzystanie zarówno bibliotek programistycznych, jak i gotowych rozwiązań dostępnych bezpłatnie na licencjach otwartego oprogramowania (The Open Source Definition) (Open Source Initiative, 2007). Wykorzystanie otwartego oprogramowania daje możliwość dostosowania oprogramowania pod konkretne potrzeby (np. poprzez modyfikację kodu źródłowego) bez generowania dodatkowych kosztów w projekcie.

Na rys. 11.1 przedstawiono architekturę systemu w postaci diagramu wdrożenia. Zostały na nim zaznaczone wszystkie komponenty systemu udostępniania danych:

- Front Application – zapewnia graficzny interfejs użytkownika dostępny przez przeglądarkę internetową;
- License Application – pozwala na zarządzanie licencjami dostępu do danych;
- Survey Application – udostępnia dane pomiarowe w formacie prezentowanym za pomocą wykresów i tabel;
- Model Application – udostępnia dane modelowe w postaci warstw mapy oraz w formacie prezentowanym za pomocą wykresów i tabel;
- Survey Database – baza danych, w której przechowywane są dane pomiarowe;
- Model File Storage – zasób dyskowy, gdzie przechowywane są dane modelowe;
- GeoServer Application – udostępnia warstwy mapy;
- Keycloak Application – centralny serwer uwierzytelniania użytkowników.



Rys. 11.1. Diagram architektury systemu

Źródło: opracowanie własne.

11.1.1. Interfejs użytkownika

Komponent Front Application (aplikacja Front) został wykonany w całości przez zespół projektowy w technologii Angular (Google LLC, 2022a), która jest dostępna bezpłatnie na licencji otwartego oprogramowania The MIT License

(Massachusetts Institute of Technology, 1980). Aplikacja została opracowana z wykorzystaniem komponentów i serwisów zaimplementowanych w języku TypeScript oraz szablonów opisanych za pomocą języka znaczników HTML (HyperText Markup Language) (Web Hypertext Application Technology Working Group, 2022) oraz języka arkusza stylów CSS (Cascading Style Sheets) (World Wide Web Consortium (W3C), 2008). Serwisy odpowiadają za logikę aplikacji, w szczególności za pobieranie danych oraz przekazywanie żądań z/do pozostałych aplikacji (License, Survey i Model). Komponenty są odpowiedzialne za przygotowanie danych prezentowanych w ramach interfejsu graficznego (potencjalnie danych pobranych za pomocą serwisu z innej aplikacji) oraz obsługę akcji użytkownika (np. kliknięcie przycisku pobierającego lub wysyłającego dane). Szablony definiują wygląd i układ graficznego interfejsu użytkownika.

Aplikacja jest automatycznie budowana (kompilacja źródeł w języku TypeScript do języka JavaScript, wykonanie testów jednostkowych i integracyjnych) za pomocą otwartego narzędzia npm (npm, Inc., 2022). Oznacza to, że aplikacja nie jest zależna od żadnego konkretnego zintegrowanego środowiska programistycznego (Integrated Development Environment, IDE) i może być w całości zbudowana z poziomu wiersza poleceń.

Aplikacje webowe wymagają środowiska uruchomieniowego w postaci serwera webowego udostępniającego aplikację za pośrednictwem protokołu HTTP (Hypertext Transfer Protocol) (Fielding i Reschke, 2014). Zastosowano tutaj bezpłatne rozwiązanie w postaci aplikacji NGINX Open Source (Nginx, Inc., 2022). Aplikacja NGINX została uruchomiona na serwerze w systemie operacyjnym Linux, ale może być uruchomiona także w innych systemach (Microsoft Windows, macOS).

Aplikacja Front jest w całości realizowana po stronie klienta (użytkownika) w ramach przeglądarki internetowej. Oznacza to, że klient za pomocą protokołu HTTP pobiera kod HTML, JavaScript i CSS, który jest następnie wykonywany w dowolnej nowoczesnej przeglądarce internetowej na dowolnym systemie operacyjnym. To właśnie z poziomu przeglądarki internetowej wysyłane są kolejne żądania do pozostałych aplikacji (License, Survey, Model i Keycloak) w celu pobrania danych, które zostaną zaprezentowane użytkownikowi.

Do implementacji elementów interfejsu użytkownika wykorzystano bibliotekę Angular Material (Google LLC, 2022b). Aplikacja pozwala na zaprezentowanie danych zarówno pomiarowych, jak i modelowych (w wybranym punkcie) za pomocą tabel i wykresów. Do implementacji mechanizmów prezentowania danych za pomocą wykresów została wykorzystana biblioteka ng2-charts (Valor Software, 2022). Główną funkcjonalnością jest prezentowanie danych modelowych w postaci warstw mapy. W celu zaimplementowania mechanizmu wyświetlania warstw wykorzystano bibliotekę OpenLayers (Open Source Geospatial Foundation, 2022c).

Użytkownik wybiera model, zmienną, punkt w czasie oraz głębokość (jeśli zmienna modelu posiada wymiar głębokości), a odpowiednia warstwa jest pobierana za pomocą usługi WMS (Web Map Service) (Open Geospatial Consortium (OGC), 2006) będącej standardową usługą OGC (Open Geospatial Consortium (OGC), 2022). Użytkownikom z uprawnieniami administratora aplikacja umożliwia dodatkowo zarządzanie licencjami dostępu do danych.

Widoki wyświetlające dane zostały zabezpieczone na poziomie aplikacji na podstawie poświadczeń pobieranych z komponentu Keycloak Application. Oczywiście wszelkie zabezpieczenia na poziomie warstwy widoku służą głównie poprawnemu wyświetleniu interfejsu zawierającego elementy, do których użytkownik posiada odpowiednie uprawnienia.

11.1.2. Aplikacje udostępniające dane

Komponenty License Application, Model Application i Survey Application zostały wykonane w całości przez zespół projektowy w technologii Spring Boot (VMware, Inc., 2022a), która jest dostępna bezpłatnie na licencji otwartego oprogramowania Apache License 2.0 (The Apache Software Foundation, 2004). Aplikacje zostały zrealizowane z wykorzystaniem kontrolerów, serwisów i repozytoriów zaimplementowanych w języku Java. Kontrolery implementują usługi sieciowe zgodne ze stylem architektonicznym REST (Representational State Transfer) (Richardson i Ruby, 2007) przy użyciu biblioteki Spring MVC (VMware, Inc., 2022e). Zadanie kontrolerów polega na odebraniu żądania wysłanego za pomocą protokołu HTTP, przetłumaczeniu go na model danych wykorzystywany w logice biznesowej i przekazaniu do odpowiedniego serwisu. Serwisy realizują logikę biznesową aplikacji. W przypadku gdy jakaś operacja wymaga interakcji z zewnętrznym komponentem (inna aplikacja, baza danych, system plików itd.), sterowanie jest przekazywane do odpowiedniego repozytorium realizującego operacje na zewnętrznych danych.

Wszystkie operacje w aplikacjach zostały zabezpieczone, tak aby dostęp do danych mieli tylko użytkownicy z ważnymi licencjami, a dostęp do informacji o użytkownikach i przypisanych do nich licencjach miał tylko administrator. Informacje o użytkownikach są pobierane z komponentu Keycloak Application. Do mechanizmów uwierzytelniania i autoryzacji wykorzystano bibliotekę Spring Security (VMware, Inc., 2022d).

Aplikacje są automatycznie budowane (kompilacja źródeł w języku Java do kodu maszynowego, wykonanie testów jednostkowych i integracyjnych, przygotowanie paczki dystrybucyjnej w formacie JAR) za pomocą otwartego narzędzia Apache Maven (The Apache Software Foundation, 2022b). Oznacza to, że aplikacja nie jest zależna od żadnego konkretnego zintegrowanego środowiska

programistycznego (IDE) i może być w całości zbudowana z poziomu wiersza poleceń.

Aplikacje webowe wykonane w technologii Spring Boot potrzebują środowiska uruchomieniowego w postaci kontenera webowego. Zastosowano tutaj rozwiązanie dostępne na licencji otwartego oprogramowania Apache Tomcat (The Apache Software Foundation, 2022c). Nie ma potrzeby instalacji ani konfiguracji kontenera webowego, ponieważ zostaje on zintegrowany w paczkę dystrybucyjną na etapie budowania projektu. Podobnie jak opisywane aplikacje, aplikacja Apache Tomcat jest napisana w języku Java i wymaga do działania środowiska uruchomieniowego w postaci maszyny wirtualnej języka Java (Java Virtual Machine, JVM) (Lindholm i in., 2018). W projekcie wykorzystano implementację OpenJDK (Oracle Corporation, 2022). Maszynę wirtualną uruchomiono w systemie operacyjnym Linux, ale może ona być uruchomiona także w innych wspieranych systemach operacyjnych (Microsoft Windows, macOS).

Komponent License Application (aplikacja License) służy do zarządzania licencjami użytkowników. Licencja użytkownika umożliwia dostęp do danych modelowych i pomiarowych. Oznacza to, że użytkownik po rejestracji nie ma od razu dostępu do danych i musi poczekać na przydzielenie odpowiedniej licencji przez administratora. Wszystkie licencje na dostęp do danych w systemie są czasowe, co oznacza, że wymagają od administratora zdefiniowania końcowej daty ważności. Informacje o użytkownikach i licencjach są przechowywane w komponentie Keycloak Application, będącym centralnym serwerem uwierzytelniania i autoryzacji, a sama aplikacja License dostarcza usługi sieciowe do zarządzania licencjami. Oznacza to, że zadaniem aplikacji License jest udostępnienie usług sieciowych spójnych z pozostałymi komponentami udostępniającymi dane (Model Application i Survey Application), które mogą być konsumowane w komponentie Front Application.

Komponent Survey Application (aplikacja Survey) służy do zarządzania danymi pomiarowymi zebranymi podczas wypraw rybackich. Komplet danych zebranych podczas pojedynczej wyprawy składa się z trzech plików: danych źródłowych zebranych sondą CTD (*Conductivity, Temperature, Depth*) (podczas realizacji projektu wykorzystano sondę Midas CTD+ 300), ścieżki GPS (Global Positioning System) (Blewitt, 2016) kutra rybackiego w formacie XML – Extensible Markup Language (World Wide Web Consortium (W3C), 2008) z wykorzystaniem schematu GPX – GPS Exchange Format (TopoGrafix, 2004) oraz ankiety rybackiej opisującej warunki pogodowe, stan morza, lokalizację i wielkość połowu w formacie DOCX – Word Extensions to the Office Open XML (Microsoft Corporation, 2022b). Dane zebrane podczas wypraw mogą być wprowadzone za pomocą graficznego interfejsu użytkownika z poziomu aplikacji Front.

Po wprowadzeniu i przetworzeniu przez aplikację dane są przechowywane w relacyjnej bazie danych. Dostęp do bazy danych jest realizowany z użyciem technologii JPA (Java Persistence API) (VMware, Inc., 2022c) umożliwiającej automatyczne odwzorowanie obiektów języka Java na wiersze w bazie danych i przesyłanie ich za pomocą sterownika JDBC (Java Database Connectivity) (Oracle Corporation, 2017). Rola sterownika JDBC polega na tłumaczeniu wywołań programistycznych na natywne zapytania odpowiednie dla konkretnego serwera baz danych. Do implementacji repozytoriów przesyłających żądania do bazy danych wykorzystano bibliotekę Spring Data (VMware, Inc., 2022b). Dane przechowywane w bazie danych są dostępne za pomocą usług sieciowych zgodnych ze stylem architektonicznym REST.

Komponent Model Application (aplikacja Model) służy do zarządzania danymi pochodzącymi z modeli dostępnych w ramach platformy (model Fish dla każdego poławianego gatunku oraz model EcoFish złożony z modeli hydrodynamicznego i biochemicznego). Dane modelowe są przechowywane w systemie plików w plikach binarnych w formacie NetCDF (Network Common Data Form) (Unidata, 2022a). Na podstawie plików modelowych aplikacja Model za pomocą usług sieciowych zgodnych ze stylem architektonicznym REST udostępnia informacje o dostępnych modelach, zmiennych, zakresach dat oraz głębokości. Dla każdej zmiennej możliwe jest pobranie danych ze wskazanego punktu (współrzędnych geograficznych) oraz okresu w celu zaprezentowania ich za pomocą tabeli lub wykresu. Do odczytywania danych z plików w formacie NetCDF wykorzystano bibliotekę programistyczną netCDF-Java (Unidata, 2022b).

Główną funkcjonalnością aplikacji jest udostępnianie warstw mapy za pomocą usługi sieciowej WMS (Web Map Service). Sama implementacja usługi WMS znajduje się w komponencie GeoSever Application a aplikacja Model pełni rolę pośrednika w przekazywaniu żądań. W przypadku gdy warstwa żądana przez klienta istnieje w aplikacji GeoServer, jest ona zwraca. W przeciwnym wypadku aplikacja Model na podstawie odpowiedniego pliku w formacie NetCDF tworzy obraz w formacie GeoTiff i rejestruje go w aplikacji GeoServer. Do generowania obrazów w formacie GeoTiff wykorzystano bibliotekę GeoTools (Open Source Geospatial Foundation, 2022b).

11.1.3. Gotowe rozwiązania

Komponent Survey Database (baza Survey) jest relacyjną bazą danych uruchomioną na otwartym serwerze baz danych PostgreSQL (The PostgreSQL Global Development Group, 2022) dostępnym na licencji PostgreSQL License (The PostgreSQL Global Development Group, 2010). Serwer PostgreSQL to powszechnie wykorzystywany serwer baz danych wyposażony w wydajne wsparcie

dla danych przestrzennych dzięki rozszerzeniu PostGIS 3.3.2dev Manual (Open Source Geospatial Foundation, 2022d).

Komponent Model File Storage reprezentuje przestrzeń dyskową, na której dostępne są dane modelowe w postaci plików binarnych w formacie NetCDF. Przestrzeń dyskowa może się znajdować na tym samym urządzeniu (serwerze) co aplikacja Model albo w przestrzeni masowej (np. macierz dyskowa) i być podmontowana jako zasób w systemie plików systemu operacyjnego, na którym jest uruchomiona aplikacja Model.

Komponent GeoServer Application (aplikacja GeoServer) służy do udostępniania warstw mapy za pomocą usługi WMS. Wykorzystano tutaj gotowe rozwiązanie w postaci aplikacji GeoServer (Open Source Geospatial Foundation, 2022a), dostępne na otwartej licencji GNU General Public License 2.0 (Stallman, 1991) i napisane w języku Java. Podobnie jak aplikacje License, Survey i Model, wymaga ona do działania środowiska wykonawczego w postaci kontenera webowego. Analogicznie jak w aplikacjach wytworzonych przez zespół projektowy, zastosowano tutaj kontener webowy Apache Tomcat.

Aplikacja GeoServer nie jest udostępniona klientom bezpośrednio, ale za pośrednictwem aplikacji Model. Oznacza to, że aplikacja Front nie łączy się bezpośrednio z aplikacją GeoServer, a zamiast tego wysyła za pośrednictwem protokołu HTTP żądania zgodne z usługą WMS do aplikacji Model. Dopiero aplikacja Model przekazuje żądanie do aplikacji GeoServer, a w przypadku gdy żądana warstwa mapy nie istnieje, najpierw tworzy obraz w formacie GeoTiff i rejestruje go jako nową warstwę w aplikacji GeoServer.

Komponent Keycloak Application (aplikacja Keycloak) jest centralnym modułem jednokrotnego logowania (Single Sign On, SSO). Wykorzystano tutaj gotowe rozwiązanie w postaci aplikacji Keycloak (RedHat, 2022), dostępne na otwartej licencji Apache License 2.0 (The Apache Software Foundation, 2004) i napisane w języku Java. Aplikacja Keycloak ze względu na wykorzystanie technologii Jakarta EE Platform (Jakarta Enterprise Edition), wcześniej Java EE (Java Enterprise Edition) (Eclipse Foundation, 2019), wymaga pełnego serwera aplikacji, w przeciwieństwie do wcześniej omawianych aplikacji, które wymagały jedynie kontenera webowego. Jako serwer aplikacji został wykorzystany serwer WildFly zintegrowany z aplikacją Keycloak.

Aplikacja Keycloak jest odpowiedzialna za proces rejestracji i uwierzytelniania użytkowników. W celu zachowania kompatybilności z aplikacją Front interfejs użytkownika wykonany w technologii Apache FreeMarker (The Apache Software Foundation, 2022a) został odpowiednio zmodyfikowany przez zespół projektowy. Dzięki integracji aplikacji Keycloak z technologiami Spring Boot i Angular wystarczy, że użytkownik zaloguje się raz, a przez czas trwania sesji użytkownika będzie miał dostęp do wszystkich komponentów systemu. Aplikacja może być

również zintegrowana z aplikacją GeoServer, w sytuacji gdyby konieczne było udostępnienie jej bezpośrednio użytkownikom.

11.2. UDOSTĘPNIANIE DANYCH

System udostępniania danych modelowych i pomiarowych realizuje udostępnianie danych na kilka sposobów:

- licencje użytkowników – zarządzanie za pomocą zaprojektowanej usługi typu REST,
- dane pomiarowe – udostępnianie za pomocą zaprojektowanej usługi typu REST;
- dane modelowe – udostępnianie za pomocą zaprojektowanej usługi typu REST;
- warstwy mapy – udostępnianie za pomocą usługi Web Map Service.

Dzięki zastosowaniu usług sieciowych zgodnych ze stylem architektonicznym REST, dostępnych za pośrednictwem protokołu http, nie ma konieczności korzystania z graficznego interfejsu użytkownika udostępnianego przez aplikację Front do pobierania danych udostępnianych przez system. Po uwierzytelnieniu w aplikacji Keycloak zgodnie ze standardowym protokołem uwierzytelniania OAuth 2.0 (Parecki, 2020) użytkownik może skorzystać z dowolnej usługi sieciowej udostępnianej w ramach systemu. W szczególności użytkownik może przygotować własne skrypty pobierające dane lub własny interfejs graficzny wyświetlający wyłącznie interesującą go prognozę dla konkretnego modelu i zmiennej w formie warstwy mapy.

Aplikacja License udostępnia usługi sieciowe pozwalające na pobranie wszystkich użytkowników zarejestrowanych w systemie i skonfigurowanie dla każdego z osobna daty wygaśnięcia licencji dostępu do danych. Dane wysyłane i pobierane do i z usługi sieciowej są w formacie JSON – JavaScript Object Notation (Bray, 2017). Opis usług udostępnionych przez aplikację License znajduje się w tabeli 11.1. Struktury żądania i odpowiedzi zostały przedstawione na rysunkach wskazanych w tabeli.

Tabela 11.1

Usługi sieciowe udostępnione przez aplikację License

| Metoda | Zasób | Opis | Struktura |
|--------|------------------------------|---|-----------|
| GET | /users | Pobranie listy wszystkich użytkowników | Rys. 11.2 |
| PUT | /users/{uuid}/expirationDate | Ustawienie ważności licencji dostępu do danych dla konkretnego użytkownika, przy czym {uuid} to identyfikator konkretnego użytkownika | Rys. 11.3 |



Rys. 11.2. Struktura odpowiedzi z listą użytkowników

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 11.3. Struktura żądania wydłużenia licencji

Źródło: opracowanie własne.

Aplikacja Survey udostępnia usługi sieciowe pozwalające na przesyłanie nowych oraz pobieranie istniejących danych pomiarowych. Opis usług udostępnionych przez aplikację Survey znajduje się w tabeli 11.2. Struktury żądania i odpowiedzi zostały przedstawione na rysunkach wskazanych w tabeli.

Tabela 11.2

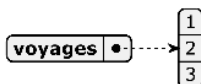
Usługi sieciowe udostępnione przez aplikację Survey

| Metoda | Zasób | Opis | Struktura |
|--------|-----------------------|--|-----------|
| GET | /voyages/count | Pobranie liczby wszystkich wypraw rybackich | Rys. 11.4 |
| GET | /voyages | Pobranie identyfikatorów wypraw rybackich. Zasób wspiera stronicowanie (parametry żądania limit i offset) | Rys. 11.5 |
| GET | /voyages/{id} | Pobranie informacji o konkretnej wyprawie, przy czym {id} to identyfikator wyprawy. Odpowiedź zawiera zawartość wypełnionej ankiety rybackiej, a także daty i współrzędne odczytane z plików przesłanych razem z ankietą | Rys. 11.6 |
| GET | /voyages/{id}/surveys | Pobranie danych zebranych przez sondę CTD dla konkretnej wyprawy | Rys. 11.7 |
| GET | /voyages/{id}/track | Pobranie śladu GPS dla konkretnej wyprawy rybackiej | Rys. 11.8 |
| POST | /voyages | Wgranie nowych danych w postaci pliku źródłowego z sondy CTD, pliku XML ze śladem GPS oraz pliku DOCX z ankietą rybacką | |

| | |
|-------|---|
| count | 3 |
|-------|---|

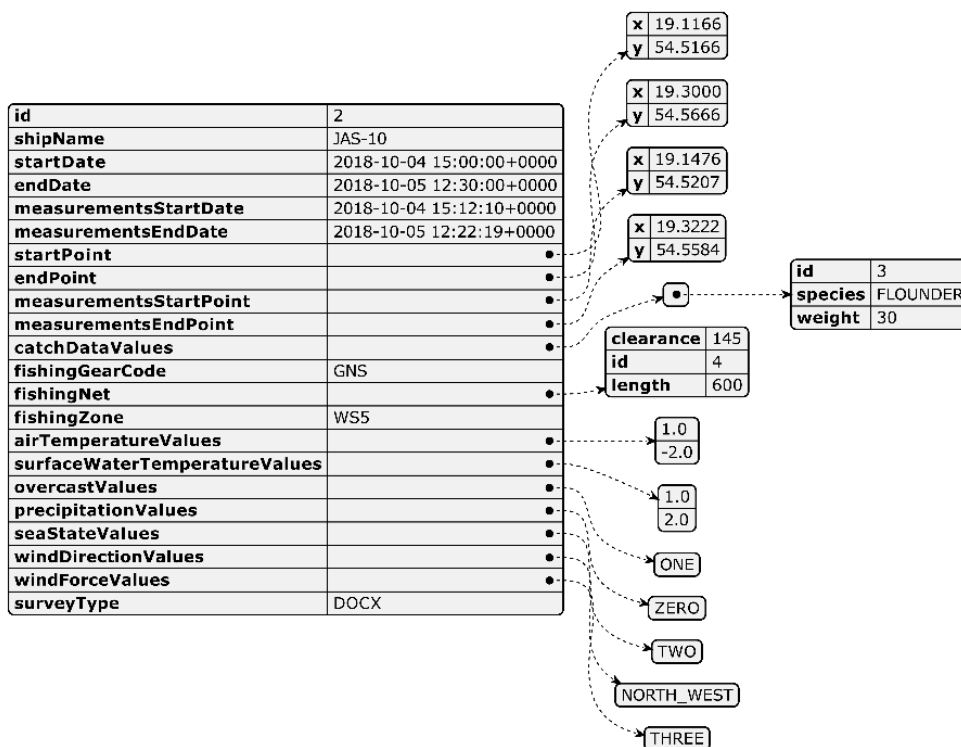
Rys. 11.4. Struktura odpowiedzi z liczbą wypraw rybackich

Źródło: opracowanie własne.



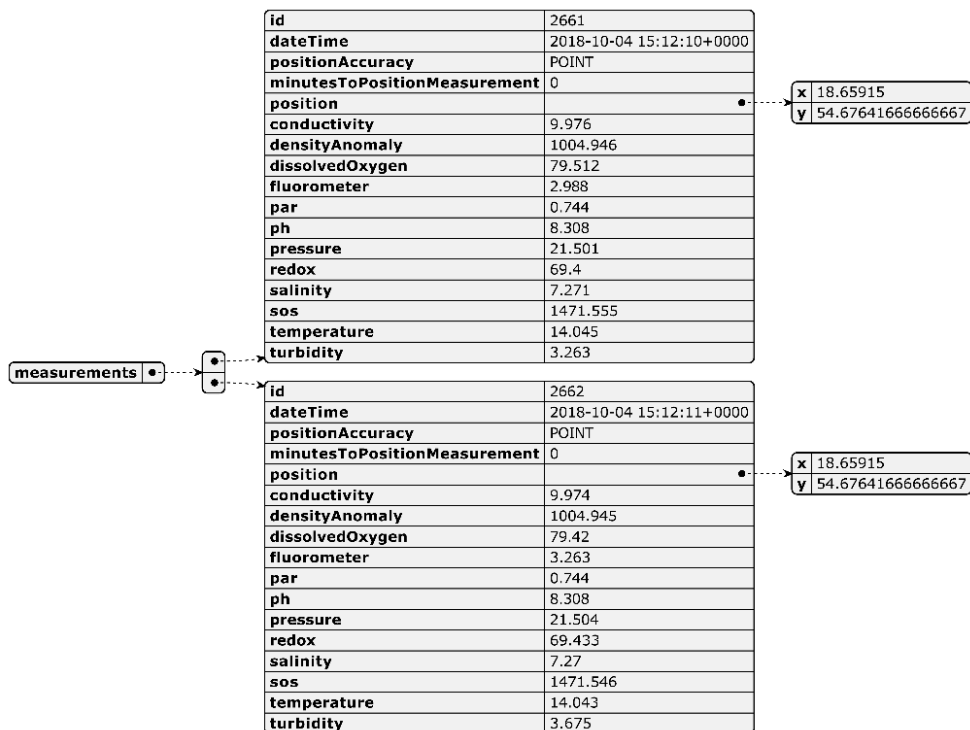
Rys. 11.5. Struktura odpowiedzi z listą identyfikatorów wypraw rybackich

Źródło: opracowanie własne.



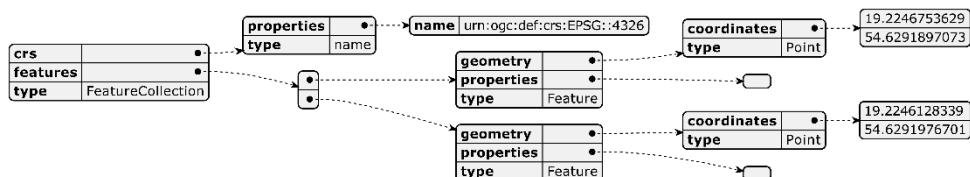
Rys. 11.6. Struktura odpowiedzi z informacjami o konkretnej wyprawie rybackiej

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 11.7. Struktura odpowiedzi z danymi zebranymi przez sondę CTD

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 11.8. Struktura odpowiedzi ze śladem GPS

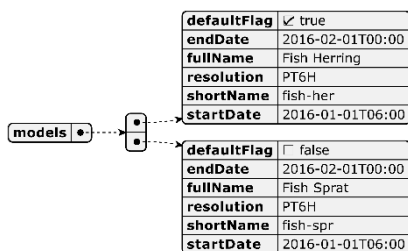
Źródło: opracowanie własne.

Aplikacja Model udostępnia usługi sieciowe pozwalające na pobieranie danych modelowych. Opis usług udostępnionych przez aplikację Model znajduje się w tabeli 11.3. Struktury żądania i odpowiedzi zostały przedstawione na rysunkach wskazanych w tabeli.

Tabela 11.3

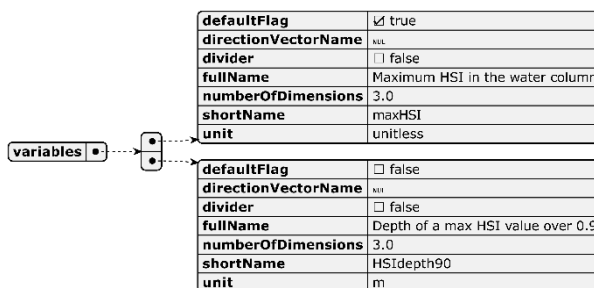
Usługi sieciowe udostępnione przez aplikację Model

| Metoda | Zasób | Opis | Struktura |
|--------|--------------------------------------|--|------------|
| GET | /models | Pobranie listy wszystkich dostępnych modeli. Odpowiedź zawiera informacje o zakresie dat i rozdzielczości czasowej modelu | Rys. 11.9 |
| GET | /models/{model}/variables | Pobranie listy zmiennych wybranego modelu, przy czym {model} to skrócona nazwa modelu. Odpowiedź zawiera informację o wymiarach i jednostce parametru | Rys. 11.10 |
| GET | /models/{model}/variables/{var}/data | Wartości dla wskazanego parametru modelu we wskazanym punkcie, przy czym {model} to skrócona nazwa modelu, a {var} to skrócona nazwa parametru. Parametry żądania: kat, lon, from, to, elevation | Rys. 11.11 |
| GET | /models/{model}/wms | Adres usługi WMS dla wybranego modelu. Parametry żądania zgodnie z dokumentacją usługi OGC WMS. Nazwa zmiennej modelu przekazywana jako nazwa warstwy | |



Rys. 11.9. Struktura odpowiedzi z listą dostępnych modeli

Źródło: opracowanie własne.



Rys. 11.10. Struktura odpowiedzi z listą dostępnych zmiennych modelu

Źródło: opracowanie własne.

| | | | |
|-----------|--------------------|-------------------|---------------------|
| elevation | 250.0 | | |
| lat | 54.685585021972656 | | |
| lon | 18.50717544555664 | | |
| values | | 2016-01-01T06:00Z | 0.44771111011505127 |
| | | 2016-01-01T12:00Z | 0.44633749127388 |

Rys. 11.11. Struktura odpowiedzi z danymi modelowymi dla konkretnego punktu

Źródło: opracowanie własne.

Powyżej zostały opisane usługi sieciowe udostępniane przez system udostępniania danych modelowych i pomiarowych w ramach platformy FindFISH. Pokazuje to, że system został przygotowany zgodnie z architekturą mikrousług – cały system składa się z wielu luźno powiązanych, mniejszych usług, które można wdrażać niezależnie od siebie (Richardson, 2018). Pozwala to na niezależne rozwijanie konkretnych funkcjonalności bez ingerencji w pozostałe elementy systemu. Ponadto zastosowanie usług sieciowych (zarówno zaprojektowanych usług typu REST, jak i standardowych usług OGC WMS) umożliwia zintegrowanie systemu z innymi systemami, a także pozwala użytkownikom na wykorzystanie własnych narzędzi pobierania i prezentacji danych.

11.3. KONTENERYZACJA

W celu usprawnienia procesów zarówno wytwarzania, jak i wdrażania systemu wykorzystano mechanizm konteneryzacji. Kontenerami nazywa się wykonywalne jednostki oprogramowania. Aplikacja wraz ze swoimi zależnościami (bibliotekami programistycznymi) jest umieszczona w kontenerze w taki sposób, aby umożliwić uruchomienie w dowolnym środowisku (komputer klasy PC, serwer, chmura itd.) (IBM Cloud Education, 2021). Do tworzenia i uruchamiania kontenerów wykorzystano darmowe narzędzie Docker CE (Docker Inc., 2022). Dla każdego komponentu systemu (Front Application, License Application, Survey Application, Model Application, Keycloak Application, GeoServer Application i Survey Database) tworzony jest obraz kontenera, który następnie jest umieszczany w repozytorium obrazów. Jako repozytorium obrazów wykorzystano aplikację Nexus (Sonatype, 2022). W celu uruchomienia konkretnego modułu wystarczy za pomocą poleceń narzędzia Docker CE pobrać odpowiedni obraz z repozytorium i uruchomić kontener.

Oprócz kontenerów przygotowano także konfigurację wdrożenia całego systemu za pomocą pliku YAML (YAML Ain't Markup Language) (Ben-Kiki i in., 2009), korzystając ze składni narzędzia Docker Compose (Docker Inc., 2022). Dzięki temu cała konfiguracja aplikacji tworzących system oraz zależności między nimi zawarta jest w pojedynczym pliku konfiguracyjnym całe wdrożenie. Taka konfiguracja jest wykorzystywana w środowisku zarówno deweloperskim, jak i produkcyjnym.

PODSUMOWANIE

W rozdziale zaprezentowano szczegółowy opis architektury systemu odpowiedzialnego za udostępnianie danych pomiarowych i modelowych w ramach platformy transferu wiedzy FindFISH. W szczególności zostały opisane wszystkie komponenty systemu, zarówno te zaimplementowane w całości przez zespół projektowy, jak i te oparte na gotowych rozwiązaniach. Dla każdego komponentu podano wykorzystane języki programowania, gotowe aplikacje oraz najistotniejsze biblioteki programistyczne.

Mimo że system jest dostępny przede wszystkim z poziomu przeglądarki internetowej, to dane mogą być też pobierane automatycznie za pomocą odpowiednich usług sieciowych. W rozdziale opisano zarówno wykorzystanie standardowych usług OGC, jak i dokładną strukturę usług zaimplementowanych na potrzeby systemu przez zespół projektowy.

Zastosowanie gotowych rozwiązań oraz bibliotek programistycznych dostępnych bezpłatnie na licencjach otwartego oprogramowania umożliwi łatwy rozwój systemu w przyszłości bez konieczności inwestowania środków finansowych w zakup odpowiednich licencji oprogramowania. Dodatkowo zastosowanie architektury opartej na mikrousługach pozwoli na niezależne rozwijanie poszczególnych komponentów, a także dodawanie nowych. Ponadto zastosowanie mechanizmów konteneryzacji zapewni łatwe uruchomienie systemu w dowolnej infrastrukturze informatycznej.

LITERATURA


1. Ben-Kiki O., Evans C., dot Net I., *YAML Ain't Markup Language (YAML™) version 1.2* [online], 2009, <https://yaml.org/spec/1.2/spec.html> [30.09.2022].
2. Blewitt G., *GPS, reference systems* [online], Springer International Publishing, Switzerland 2016, https://nbnmg.unr.edu/staff/pdfs/Blewitt_Encyclopedia_of_Geodesy.html [30.09.2022].
3. Bray T., *The JavaScript Object Notation (JSON) Data Interchange Format* [online], RFC Editor, 2017, <https://rfc-editor.org/rfc/rfc8259.txt> [30.09.2022].
4. Docker Inc., *Docker Reference documentation* [online], 2022, <https://docs.docker.com/reference/> [30.09.2022].
5. Eclipse Foundation, *Jakarta EE Platform, version 8* [online], 2019, <https://jakarta.ee/specifications/platform/8/platform-spec-8.html> [30.09.2022].
6. Fielding R.T., Reschke J., *Hypertext Transfer Protocol (HTTP/1.1): semantics and content* [online], RFC Editor, 2014, <https://rfc-editor.org/rfc/rfc7231.txt> [30.09.2022].
7. Google LLC, *Angular Docs* [online], 2022a, <https://angular.io/docs> [30.09.2022].
8. Google LLC, *Angular Material* [online], 2022b, <https://material.angular.io/> [30.09.2022].

9. Gosling J., Joy B., Steele G., Bracha G., Buckley A., Smith D., *The Java[®] Language Specification Java SE 11 Edition* [online], 2018, <https://docs.oracle.com/javase/specs/jls/se11/html/index.html> [30.09.2022].
10. IBM Cloud Education, *Containerization* [online], 2021, <https://www.ibm.com/cloud/learn/containerization> [30.09.2022].
11. Lindholm T., Yellin F., Bracha G., Buckley A., Smith D., *The Java[®] Virtual Machine Specification Java SE 11 Edition* [online], 2018, <https://docs.oracle.com/javase/specs/jvms/se11/html/> [30.09.2022].
12. Massachusetts Institute of Technology, *MIT License* [online], 1980, <https://choosealicense.com/licenses/mit/> [30.09.2022].
13. Microsoft Corporation, *TypeScript Documentation* [online], 2022a, <https://www.typescriptlang.org/docs/> [30.09.2022].
14. Microsoft Corporation, *Word Extensions to the Office Open XML (.docx) File Format* [online], 2022b, <https://interoperability.blob.core.windows.net/files/MS-DOCX/%5bMS-DOCX%5d.pdf> [30.09.2022].
15. Mozilla Corporation, *JavaScript* [online], 2022, <https://developer.mozilla.org/en-US/docs/Web/JavaScript> [30.09.2022].
16. Nginx, Inc., *nginx documentation* [online], 2022, <https://nginx.org/en/docs/> [30.09.2022].
17. npm, Inc., *npm Docs* [online], 2022, <https://docs.npmjs.com/> [30.09.2022].
18. Open Geospatial Consortium (OGC), *About OGC* [online], 2022, <https://www.ogc.org/about> [30.09.2022].
19. Open Geospatial Consortium (OGC), *Web Map Service* [online], 2006, <https://www.ogc.org/standards/wms> [30.09.2022].
20. Open Source Geospatial Foundation, *GeoServer documentation* [online], 2022a, <https://docs.geoserver.org/> [30.09.2022].
21. Open Source Geospatial Foundation, *GeoTools documentation* [online], 2022b, <https://docs.geotools.org/> [30.09.2022].
22. Open Source Geospatial Foundation, *OpenLayers documentation* [online], 2022c, <https://openlayers.org/doc/> [30.09.2022].
23. Open Source Geospatial Foundation, *PostGIS 3.3.2dev Manual* [online], 2022d, <https://postgis.net/docs/manual-3.3/> [30.09.2022].
24. Open Source Initiative, *The Open Source definition* [online], 2007, <https://opensource.org/osd> [30.09.2022].
25. Oracle Corporation, *JDBC[™] 4.3 Specification* [online], 2017, https://download.oracle.com/otn-pub/jcp/jdbc-4_3-mrel3-spec/jdbc4.3-fr-spec.pdf [30.09.2022].
26. Oracle Corporation, *OpenJDK* [online], 2022, <https://openjdk.org/> [30.09.2022].
27. Parecki A., *The Little Book of OAuth 2.0 RFCs*, 2020.
28. RedHat, *Keycloak 12.0 documentation* [online], 2020, <https://www.keycloak.org/archive/documentation-12.0.html> [30.09.2022].
29. Richardson C., *Microservices patterns with examples in Java*, Manning, 2018.
30. Richardson L., Ruby S., *Restful Web Services*, O'Reilly, 2007.
31. Sonatype, *Repository Manager 3* [online], 2022, <https://help.sonatype.com/repomanager3> [30.09.2022].

32. Stallman R., *GNU General public license v2.0* [online], 1991, <https://choosealicense.com/licenses/gpl-2.0/> [30.09.2022].
33. The Apache Software Foundation, *Apache FreeMarker tutorial* [online], 2022a, <https://freemarker.apache.org/docs/index.html> [30.09.2022].
34. The Apache Software Foundation, *Apache license 2.0* [online], 2004, <https://choosealicense.com/licenses/apache-2.0/> [30.09.2022].
35. The Apache Software Foundation, *Apache Maven Project – documentation* [online], 2022b, <https://maven.apache.org/guides/index.html> [30.09.2022].
36. The Apache Software Foundation, *Apache Tomcat 9 – documentation* [online], 2022c, <https://tomcat.apache.org/tomcat-9.0-doc/index.html> [30.09.2022].
37. The PostgreSQL Global Development Group, *PostgreSQL 13.8 documentation* [online], 2022, <https://www.postgresql.org/docs/13/index.html> [30.09.2022].
38. The PostgreSQL Global Development Group, *PostgreSQL license* [online], 2010, <https://choosealicense.com/licenses/postgresql/> [30.09.2022].
39. TopoGrafix, *GPX 1.1 Schema documentation* [online], 2004, <https://www.topografix.com/GPX/1/1/> [30.09.2022].
40. Unidata, *NetCDF 4.9.0* [online], 2022a, <https://docs.unidata.ucar.edu/netcdf-c/current/> [30.09.2022].
41. Unidata, *NetCDF-Java tutorial and reference documentation 5.5* [online], 2022b, <https://docs.unidata.ucar.edu/netcdf-java/current/userguide/index.html> [30.09.2022].
42. Valor Software, *ng2-charts* [online], 2022, <https://valor-software.com/ng2-charts/> [30.09.2022].
43. VMware, Inc., *Spring Boot reference documentation* [online], 2022a, <https://docs.spring.io/spring-boot/docs/current/reference/htmlsingle/> [30.09.2022].
44. VMware, Inc., *Spring Data Commons – reference documentation* [online], 2022b, <https://docs.spring.io/spring-data/commons/docs/current/reference/html/> [30.09.2022].
45. VMware, Inc., *Spring Data JPA – reference documentation* [online], 2022c, <https://docs.spring.io/spring-data/jpa/docs/current/reference/html/> [30.09.2022].
46. VMware, Inc., *Spring Security* [online], 2022d, <https://docs.spring.io/spring-security/reference/index.html> [30.09.2022].
47. VMware, Inc., *Web on Servlet Stack* [online], 2022e, <https://docs.spring.io/spring-framework/docs/current/reference/html/web.html> [30.09.2022].
48. Web Hypertext Application Technology Working Group, *HTML living standard* [online], 2022, <https://html.spec.whatwg.org/multipage/> [30.09.2022].
49. World Wide Web Consortium (W3C), *CSS Snapshot 2021 W3C Working Group Note* [online], 2021, <https://www.w3.org/TR/css-2021/> [30.09.2022].
50. World Wide Web Consortium (W3C), *Extensible Markup Language (XML) 1.0 (Fifth Edition)* [online], 2008, <https://www.w3.org/TR/xml/> [30.09.2022].

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Lidia Dzierzbicka-Głowacka  0000-0001-6151-2390

Maciej Janecki  0000-0002-8784-2862

Dawid Dybowski  0000-0001-6878-8250

INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE

Jacek Wittbrodt

Grzegorz Łukasiewicz

ZRZESZENIE RYBAKÓW MORSKICH – ORGANIZACJA PRODUCENTÓW
WE WŁADYSŁAWOWIE

adres e-mail do korespondencji: dzierzb@iopan.pl

DOI: 10.26408/FindFISH-12

12. OCENA DZIAŁANIA USŁUGI FINDFISH

WPROWADZENIE

Udany połów to dosyć złożone przedsięwzięcie, gdyż zależy od wielu czynników zewnętrznych oraz od ciągu następujących po sobie wyborów dokonywanych przez załogę. Pytania, na które wychodzący w morze rybak musi sobie odpowiedzieć, są następujące: Gdzie się udać konkretnego dnia? Jakie będą warunki na morzu? Gdzie można się spodziewać najlepszych połowów?

Decyzje, jakie zostają podjęte przez kapitana, warunkują to, czy jego łódź bezpiecznie powróci do portu na czas i czy połów okaże się obfity. Decyzje muszą zostać podjęte w sposób optymalny, tak aby zysk był możliwie największy, a straty jak najmniejsze.

Platforma FindFISH zakłada możliwość udzielenia odpowiedzi na wszystkie postawione powyżej pytania, gdyż jest systemem dostarczającym informacji, który ma być przydatny rybakom w ich codziennej pracy na morzu. Decyzje, jakie podejmują rybacy, mają również poważne konsekwencje wpływające na funkcjonowanie całego ekosystemu morskiego. Dzięki zastosowaniu systemu FindFISH możliwe będzie zwiększenie rentowności rybołówstwa przy jednoczesnym zmniejszeniu negatywnego wpływu na środowisko za sprawą większej selektywności i wydajności połowów.

Do tej pory nie odnotowano istnienia tego typu narzędzia – czyli metody numerycznej jako systemu działającego w trybie operacyjnym – które miałyby możliwość jednoczesnego diagnozowania i prognozowania stanu środowiska morskiego Zatoki

Gdańskiej pod względem parametrów hydrodynamicznych i biochemicznych oraz wskazywania miejsc, w których powinny występować łowiska konkretnych gatunków ryb poławianych przemysłowo w badanym akwenie.

Zaprezentowane informacje pozwolą udzielić odpowiedzi na poniższe pytania:

- Czy system ułatwi pracę rybakom?
- Czy uzyskane z systemu FindFISH dane o środowisku morskim są pomocnym źródłem informacji dla rybaków, naukowców i administracji rybackiej?
- Czy łowiska rejestrowane przez rybaków pokrywają się z miejscami określanymi przez platformę FindFISH lub są usytuowane w ich pobliżu?

12.1. ZAPOTRZEBOWANIE NA USŁUGĘ FINDFISH

Platforma transferu wiedzy FindFISH ma być pomocnym, łatwo dostępnym narzędziem, stosowanym dodatkowo (obok specjalistycznych urządzeń elektronicznych) dla ułatwienia codziennej pracy rybaków. Szacuje się, że dzięki użyciu platformy FindFISH koszty ponoszone przez rybaków podczas każdej planowanej wyprawy przy poszukiwaniu ryb będą się zmniejszać sukcesywnie o 5–15% w zależności od rejonu łowisk. Informacje pozyskane z usługi FindFISH na temat potencjalnych rejonów występowania skupisk ryb, ich zasobów i kierunków przemieszczania się, jak również o stanie wód, pozwolą kapitanowi i załodze na podejmowanie trafnych decyzji dotyczących wyboru łowiska i prowadzenia właściwej nawigacji pozwalającej na maksymalne wykorzystanie możliwości połowowych w danych warunkach.

Szacuje się, że wykorzystanie technik sonarowych pozwala na redukcję kosztów związanych z przemysłowym łowieniem ryb rzędu 25% (European Commission, 2009). Techniki te są jednak kosztowne (kilkadziesiąt tysięcy złotych za sztukę) i tym samym nie są powszechnie dostępne. Dodatkowo wprowadzają one w środowisku zakłócenia, na które bardzo wrażliwe są ssaki morskie i ptaki, co powoduje trudne do oszacowania straty. Zastosowanie usługi FindFISH umożliwi osiągnięcie znacznych oszczędności bez konieczności zakupu kosztownych, specjalistycznych urządzeń elektronicznych. System będzie dostępny dla każdej osoby mającej dostęp do sieci Internet po zakupie dostępu do danych.

Zrzeszenie Rybaków Morskich – Organizacja Producentów we Władysławowie zgłosiło zapotrzebowanie na realizację projektu ze względu na prognozowane korzyści ekonomiczne (ekonomiczność połowów) wynikające z prowadzenia połowów z wykorzystaniem platformy FindFISH na podstawie wstępnych oszacowań autorów:

- oszczędność paliwa – jeśli jeden duży kuter (powyżej 25 m) spala 70 kg paliwa na godzinę, a koszt 1 kg to 6,50 zł, przy założeniu, że jeden kuter poławia średnio 1 tys. ton ryb rocznie i spala przy tym 100 ton paliwa, daje to koszt paliwa około

650 tys. zł rocznie na jeden kuter. W przypadku jednostki o długości 20,5–25 m i 17,5–20,5 m należy przyjąć, że koszt ten wyniesie odpowiednio 50% i 30% tej wartości, czyli 325 tys. i około 215 tys. zł rocznie;

- oszczędność czasu – czas pracy jednostki, co wiąże się z kosztem paliwa, rozkłada się na dwie składowe: czas na poławianie ryb i czas na ich poszukiwanie. W zależności od rejonu łowisk proporcje pomiędzy tymi składowymi są różne, i tak dla łowisk helskich przyjmuje się 70% czasu na poławianie ryb, a 30% na ich poszukiwanie (tj. około 215 tys. zł rocznie na poszukiwanie ryb przez jeden duży kuter), a dla łowisk w okolicach Kołobrzegu są to wartości rzędu 40% czasu na poławianie ryb, a 60% na ich poszukiwanie (tj. około 390 tys. zł rocznie na poszukiwanie ryb przez jeden duży kuter) (według informacji udostępnionych przez rybaków z ZMR-OP);
- oszczędność ogólnych kosztów prowadzenia działalności – szacuje się, że system FindFISH może pomóc obniżyć koszty poszukiwania ryb od 5% w wariancie sceptycznym do 15% w wariancie optymistycznym, co daje 10,5–32 tys. zł rocznie na zakup paliwa na jeden kuter dla ławic położonych blisko miejsca wypłynięcia i 19,5–58,5 tys. zł dla ławic odległych od tego miejsca;
- opłacalność działalności/półowów – wprowadzenie modelowania matematycznego z wykorzystaniem logiki rozmytej w celu wyznaczania funkcji przynależności konkretnego gatunku ryb do warunków środowiskowych najkorzystniejszych dla ich bytowania na podstawie pomiarów *in situ* i rzeczywistych połowów (ocena jakościowa i ilościowa) pozwoli w pewnym stopniu wpłynąć na opłacalność połowów. Przy ograniczonych kwotach połowowych rybacy są zainteresowani połowem jakościowym, a nie ilościowym; wdrożenie platformy FindFISH poskutkuje lepszymi połowami.

Zakłada się, że korzystanie z platformy FindFISH umożliwi osiągnięcie następujących korzyści:

- zmniejszenie presji połowowej na środowisko morskie – skrócony okres trałowania (ciągnięcia sieci po dnie) pozwoli zredukować negatywne oddziaływanie narzędzi (włoków) na ekosystemy dna morskiego. Skrócenie czasu trałowania o 25% pozwoli zmniejszyć ilość przetrałowanego dna morskiego o około 24 200 Mm. Dodatkowo obniżona zostanie presja połowów pelagicznych włokami wielkostropowymi, powodującymi m.in. zaburzenia rozrodu nie będących celem połowu ryb w epipelagialu;
- poprawa świeżości złowionej ryby wynikająca ze znacznego (blisko 20%) skrócenia czasu od momentu jej złowienia do wyładowania w porcie (zmniejszenie liczby punktów krytycznych);
- blisko dwukrotna poprawa świeżości ryb wynikająca z dodatkowej możliwości ukierunkowania połowu pod konkretnego odbiorcę. Dotychczas prowadzone

połowy w 80% muszą zostać przesortowane, co skutkuje pogorszeniem charakterystyk technologicznych złowionych ryb;

- mniejsza liczba przyłówów i nieukierunkowanych połowów;
- zwiększenie współpracy pomiędzy polskimi przedsiębiorstwami a naukowcami.

Od 1 stycznia 2015 roku w rybołówstwie bałtyckim obowiązuje Nowa Wspólna Polityka Rybacka, w ramach której wprowadzono zakaz odrzutu, co wiąże się z koniecznością przywożenia do portu całego połowu, niezależnie od jego wielkości i asortymentu. Armator statku rybackiego będzie zainteresowany jedynie połowem ukierunkowanym na ryby z gatunków komercyjnych o odpowiednich wymiarach, za które otrzyma najwyższą cenę. Przyłów, sprzedawany za 15–30% ceny, musi zostać wyładowany i odjęty od indywidualnych kwot połowowych, co zmniejsza efektywność i ekonomiczność pracy rybaków, a co za tym idzie ich konkurencyjność na rynku.

Prognozuje się, że większość przedsiębiorstw zainteresowanych poprawą sytuacji ekonomiczno-finansowej wyrazi chęć skorzystania z platformy FindFISH, gdyż dzięki wdrożeniu takiego rozwiązania zyskają znaczną przewagę konkurencyjną.

12.2. KONKURENCJA

Przedmiot projektu z jednej strony jest ukierunkowany na przedsiębiorców – rybaków, z drugiej zaś koncentruje się na działaniach po stronie podaży wiedzy przez jednostki naukowe. Model FindFISH opiera się na założeniu, że poprzez udrożnienie współpracy po stronie jednostek naukowych możliwy będzie wzrost innowacyjności i konkurencyjności ZRM-OP we Władysławowie. Efektywne korzystanie z usługi FindFISH przyczyni się także do zrównoważonego rozwoju rybołówstwa morskiego i ochrony ekosystemu Zatoki Gdańskiej. To z kolei przełoży się na większą innowacyjność regionalnej gospodarki morskiej i rybołówstwa oraz wzrost konkurencyjności regionu w tym zakresie działań.

Nie odnotowano istnienia oprogramowania zbliżonego do platformy FindFISH – systemu dla celów monitorowania rejonu Zatoki Gdańskiej. Istnieją wprawdzie różne możliwości sprawdzania przez rybaków czy wędkarzy prognoz pogody, zarówno krótko-, jak i długoterminowych, nie jest to jednak wykładnikiem udanych połowów.

Jako konkurencję dla platformy FindFISH można by określić urządzenia, które są dostępne na rynku i za pomocą których możliwa jest lokalizacja łowisk ryb. Taki konkurencyjny sprzęt to sonary i sondy. Jednak na zakup tego typu sprzętu stać mało którą jednostkę rybacką realizującą połowy na Zatoce Gdańskiej. Jest to właściwie wydatek tak wysokiego rzędu, że praktycznie nierealny do zrealizowania.

Urządzenia te stanowią zatem alternatywę dla platformy FindFISH, jednak mało dostępną ze względów ekonomicznych.

Za konkurencję dla platformy można by uznać również, wspomniany już wcześniej w monografii, system amerykański Sea Star Fisheries Information Service, który między innymi zajmuje się poszukiwaniem łowisk w strefie pelagialu na Oceanie Atlantyckim, tworząc mapy na bieżąco, ale przy użyciu zdalnych pomiarów satelitarnych, z czym wiążą się istotne ograniczenia. Dotyczą one dostępu do danych tylko z powierzchniowej/eufotycznej warstwy wody i tylko dla dni bezchmurnych. W pozostałych przypadkach dane uzyskuje się poprzez interpolację wyników z pomiarów satelitarnych. W przypadku Bałtyku i Zatoki Gdańskiej, które posiadają silnie uwarstwowaną strukturę pionową i charakteryzują się dużą zmiennością parametrów środowiska w czasie, nawet umiejętna interpolacja obciążona jest znaczącym błędem.

Mając na uwadze powyższe względy, można z całą pewnością stwierdzić, że nie istnieje rozwiązanie konkurencyjne dla platformy FindFISH. Stworzona na podstawie transferu wiedzy pomiędzy dwiema grupami użytkowników, tj. naukowcami i rybakami, baza danych obejmuje: badania *in situ*, dane środowiskowe (fizykochemiczne i hydrometeorologiczne), dane dotyczące połowów ilościowych i jakościowych, a także dane wyjściowe z modelowania numerycznego parametrów hydrodynamicznych, fizykochemicznych i biologicznych rejonu Zatoki Gdańskiej. Tak bogata wiedza umożliwiła stworzenie modułu Fish dostarczającego prognoz online dotyczących występowania najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania w Zatoce Gdańskiej ryb konkretnego gatunku: śledzia, szprota, dorsza i storni.

12.3. WYPRAWY RYBACKIE REALIZOWANE W CELU SPRAWDZENIA FUNKCJONOWANIA SYSTEMU FINDFISH

Szacuje się, że stworzona usługa w postaci platformy FindFISH będzie z powodzeniem stosowana przez służby informacji rybołówstwa i sukcesywnie wykorzystywana między innymi przez kapitanów statków, tak aby skrócić do minimum czas poszukiwania łowisk, obniżyć koszty ponoszone przez flotę lub inwestora, zmaksymalizować sukces połowowy, a także poprawić rentowność inwestycji w sektorze rybołówstwa.

Uzgodnienie stopniowego wdrożenia zakazu odrzutów, zwanego także obowiązkiem wyładunkowym, jest uznawane za jedną z największych i najważniejszych zmian wprowadzonych w ramach reformy Wspólnej Polityki Rybackiej. Stanowi ono odpowiedź na powszechne w całej Unii Europejskiej przekonanie, że wyrzucanie złowionych ryb do morza, gdzie najczęściej giną, stanowi nieakceptowalne marnotrawstwo – z moralnego, biologiczno-ekologicznego, a także gospodarczego

punktu widzenia. Choć wszyscy się zgadzają, że unikanie marnowania złowionej ryby jest oczywistością, to wdrożenie zakazu dokonywania odrzutów przez rybaków jest bardzo trudne. Platforma FindFISH docelowo może spowodować zmniejszenie ilości odrzutów poprzez wykorzystanie wyników prac numerycznych mających na celu ukierunkowanie rybaków w sposób jednoznaczny na obszary, w których warunki środowiskowe sprzyjają bytowaniu ryb konkretnego gatunku.

Zastosowanie platformy FindFISH umożliwi zwiększenie efektywności pracy na morzu nie tylko rybaków, ale również innych podmiotów, które będą korzystać z tego systemu, takich jak podmioty z obszaru turystyki, służby morskie, naukowcy i ekolodzy czy jednostki administracji państwowej. Ponadto platforma FindFISH będzie wspierać zrównoważone rybołówstwo oraz tworzenie inteligentnej gospodarki w sektorach morskich (tzw. niebieskiej gospodarki).

Wprowadzenie systemu modelowania matematycznego w odniesieniu do jak najwyższego stopnia zgodności warunków meteorologicznych, hydrologicznych i fizykochemicznych wody na podstawie rzeczywistych połowów (ocena jakościowa i ilościowa – zadanie realizowane przez ZRM-OP) pozwoli zwiększyć opłacalność połowów. Przy ograniczonych kwotach połowowych rybacy są zainteresowani połowem jakościowym, a nie ilościowym; zdaniem autorów, wykorzystanie platformy pozwoli zwiększyć trafność i jakość połowów o około 40% w wariancie pesymistycznym, a co za tym idzie pozwoli proporcjonalnie zwiększyć oczekiwane zyski.

Piąty etap prac wykonanych w ramach projektu obejmował testowanie działania systemu numerycznego FindFISH. W celu sprawdzenia funkcjonowania systemu zrealizowano wyprawę rybackie polegające na zebraniu ocen indywidualnych wystawianych przez szyprow i kierowników jednostek. Porównywano efektywność rejsów z wykorzystaniem oraz bez wykorzystania systemu numerycznego FindFISH poprzez odniesienie wyników modelu Fish do rzeczywistych wyników połowów. Na podstawie tych badań – rejsów rybackich – ustalono, w zależności od poławianych gatunków ryb i miejsca połowu, że łowiska rejestrowane przez rybaków w rejonie otwartych wód Zatoki Gdańskiej pokrywają się z miejscami określanymi przez platformę FindFISH lub są usytuowane w ich pobliżu (rejsy wykonane ciągnionymi narzędziami rybackimi) w 50–70% przypadków, a w wodach przejściowych (rejsy przy użyciu stawnych narzędzi rybackich) sytuacja taka ma miejsce tylko w 40–50% przypadków.

Rejon wód przejściowych/strefy przybrzeżnej jest obszarem bardzo trudnym do modelowania z powodu dużej dynamiki procesów hydrodynamicznych i biochemicznych, na którą znaczny wpływ mają warunki początkowe i brzegowe modelu, jak również mikroskalowe struktury powstające w tego typu akwenach częściowo ograniczonych.

Dokonano sprawdzenia automatycznego tworzenia w serwisie internetowym (www.findfish.pl) map parametrów hydrodynamicznych i biochemicznych środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej modelu EcoFish oraz parametrów opisujących wskaźnik przydatności siedliska (*habitat suitability index*, HSI), tj. miejsc występowania najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla potencjalnych łowisk konkretnych gatunków ryb poławianych przemysłowo w badanym rejonie na podstawie modelu numerycznego EcoFish z modułem Fish działającym w trybie operacyjnym.

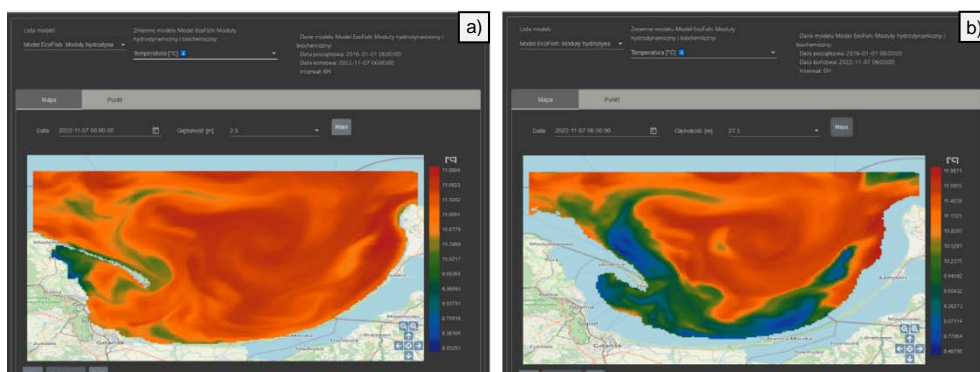
W serwisie FindFISH dostępne są następujące sposoby prezentacji danych:

- rozkład przestrzenny (mapa) – domyślna forma prezentacji wyników dostępna w zakładce „Mapa”;
- rozkład przestrzenny (wykres) – opcja dostępna w zakładce „Mapa”. Przycisk „Profil” pozwala na wybranie dwóch lokalizacji na mapie. Po wyborze następuje tworzenie wykresu ze zmiennością przestrzenną parametru między wybranymi lokalizacjami;
- punktowa seria czasowa (wykres) – opcja dostępna w zakładce „Punkt”. Należy wybrać lokalizację, głębokość, datę początkową i końcową oraz wcisnąć przycisk „Wykres”. Następuje tworzenie wykresu przedstawiającego zmienność parametru w punkcie w wybranym przedziale czasowym;
- punktowa seria czasowa (tabela) – opcja dostępna w zakładce „Punkt”. Należy wybrać lokalizację, głębokość, datę początkową i końcową oraz wcisnąć przycisk „Tabela”. Następuje tworzenie tabeli z wartościami parametru w punkcie dla kolejnych dni w wybranym przedziale czasowym.

Poprzez usługę „EcoFish – Moduł hydrodynamiczny” (Janecki, Dybowski, Nowicki, Jakacki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) dostępne są prognozy następujących parametrów: temperatura wody ($^{\circ}\text{C}$), zasolenie (PSU), poziom powierzchni morza (cm) i prądy (cm s^{-1}) – wartość i kierunek, z 48-godzinną prognozą tych parametrów. Dla przykładu na rys. 12.1a, b oraz 12.2a, b zaprezentowano mapy dla dwóch zmiennych hydrodynamicznych: temperatury i prądów na wybranych głębokościach: 2,5 m i 27,5 m.

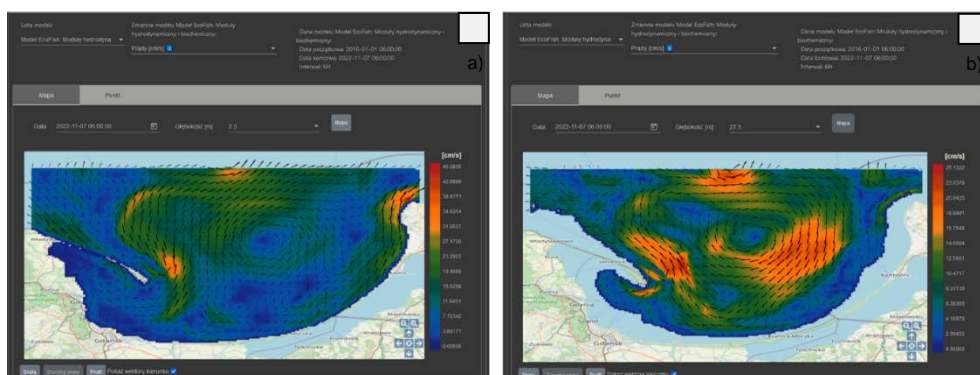
Poprzez usługę „EcoFish – Moduł biochemiczny” (Janecki, Dybowski, Nowicki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) dostępne są prognozy następujących parametrów: stężenia chlorofilu *a* (mg m^{-3}), azotanów (mmol m^{-3}), amoniaku (mmol m^{-3}), fosforanów (mmol m^{-3}) i krzemianów (mmol m^{-3}), rozpuszczonego tlenu (mmol m^{-3}), rozpuszczonego węgla organicznego (mmol m^{-3}) oraz biomasy fitoplanktonu (mmol m^{-3}) i mikrozooplanktonu (mmol m^{-3}). W ramach przykładu w dalszej części rozdziału zamieszczono mapy dla trzech zmiennych biochemicznych: stężenia chlorofilu *a* (rys. 12.3a), biomasy mikrozooplanktonu (rys. 12.3b) i stężenia azotanów na głębokości 2,5 m (rys. 12.4a) i 82,5 m (rys. 12.4b).

Poprzez usługę „Moduł Fish” (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) dla czterech gatunków ryb poławianych przemysłowo: śledzia, szprota, dorsza i storni dostępne są dane: maksymalny HSI w kolumnie w wody, głębokość dla maksymalnego HSI $> 0,9$, głębokość dla maksymalnego HSI $> 0,8$, głębokość dla maksymalnego HSI $> 0,7$, głębokość dla maksymalnego HSI w kolumnie wody i HSI na wybranej głębokości – z 48-godzinną prognozą tych parametrów. Dla przykładu w dalszej części rozdziału zamieszczono mapy dla trzech zmiennych dla śledzia: HSI na głębokości 2,5 m (rys. 12.5a) i 47,5 m (rys. 12.5b), maksymalny HSI w kolumnie wody (rys. 12.6a) i głębokość maksymalnego HSI w kolumnie wody (rys. 12.6b).



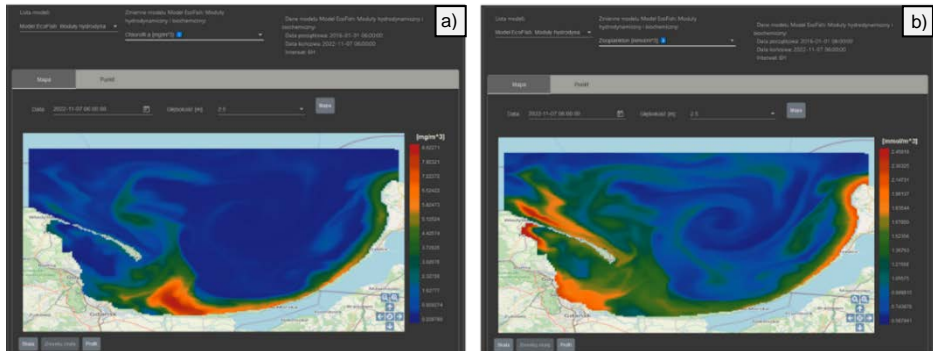
Rys. 12.1. Zrzut ekranu dla usługi portalu internetowego „EcoFish – Moduł hydrodynamiczny” dla zmiennej: temperatura na głębokości 2,5 m (a) i 27,5 m (b)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



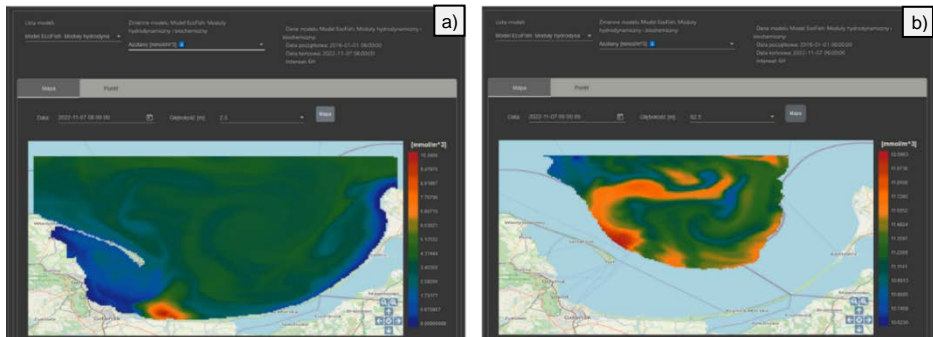
Rys. 12.2. Zrzut ekranu dla usługi portalu internetowego „EcoFish – Moduł hydrodynamiczny” dla zmiennej: prądy na głębokości 2,5 m (a) i 27,5 m (b)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



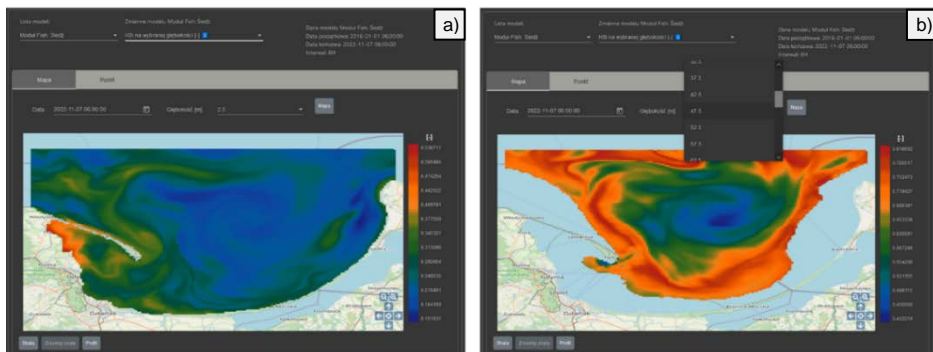
Rys. 12.3. Zrzut ekranu dla usługi portalu internetowego „EcoFish – Moduł biochemiczny” dla dwóch zmiennych: stężenie chlorofilu a (a) i biomasy mikrozooplanktonu (b)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



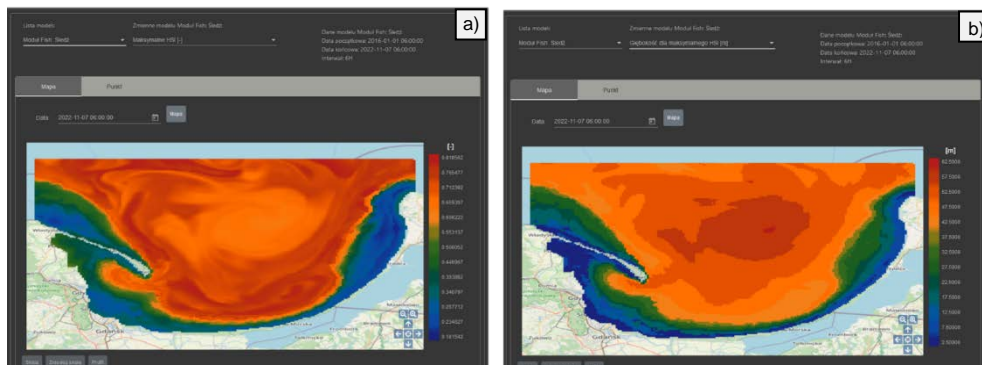
Rys. 12.4. Zrzut ekranu dla usługi portalu internetowego „EcoFish – Moduł biochemiczny” dla zmiennej: stężenie azotanów na głębokości 2,5 m (a) i 82,5 m (b)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



Rys. 12.5. Zrzut ekranu dla usługi portalu internetowego „Moduł Fish” dla śledzia dla zmiennej: HIS na głębokości 2,5 m (a) i 47,5 m (b)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.



Rys. 12.6. Zrzut ekranu dla usługi portalu internetowego „Moduł Fish” dla śledzia dla dwóch zmiennych: maksymalny HSI w kolumnie wody (a) i głębokość maksymalnego HSI w kolumnie wody (b)

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

PODSUMOWANIE

Zakłada się, że popyt na produkt zostanie odnotowany na rynku docelowym wśród podmiotów, dla których platforma FindFISH będzie źródłem cennych informacji. Szacuje się, że rynek docelowy stanowić będą:

- przedsiębiorstwa połowowe – informacja o zasobach i ich lokalizacji;
- przedsiębiorstwa przetwórstwa rybnego – korelacja linii produkcyjnych z dostępnymi najlepszymi zasobami ryb;
- przedsiębiorstwa transportowe – szeroko rozumiana informacja o stanie środowiska morskiego;
- akademickie jednostki naukowe – szeroko rozumiana informacja o stanie środowiska morskiego;
- wędkarstwo przybrzeżne i morskie – stan wód morskich;
- instytucje zajmujące się ekologią – stan środowiska morskiego, zagrożenia;
- jednostki związane z turystyką – stan wód morskich;
- służby morskie – stan środowiska morskiego, zagrożenia;
- jednostki administracji państwowej, decydenci – informacje wspierające proces planowania przestrzennego obszarów morskich (PPOM);
- szkoły – narzędzie edukacyjne.

Platforma FindFISH jako usługa (Dzierzbicka-Głowacka, 2023) jest innowacyjnym narzędziem opartym na modelowaniu numerycznym, dającym możliwość diagnozowania i prognozowania m.in., w jakich rejonach, w jakim czasie i w jakich warunkach hydrologicznych łowiska poławianych przemysłowo badanych gatunków ryb powinny być największe.

Z punktu widzenia coraz niższych kwot połowowych istotne było opracowanie parametrów połowowych najbardziej optymalnych do osiągnięcia zakładanego celu, tj. możliwie najwyższej opłacalności prowadzonej przez rybaków działalności gospodarczej i najbardziej efektywnego wykorzystania dostępnych kwot połowowych, a więc uzyskania jak najwyższych cen za produkty rybołówstwa przy jak najniższych kosztach prowadzonej działalności połowowej. W chwili obecnej koszty pracy załóg sięgają nawet 40% przychodów, podobnie jak nakłady na paliwa i środki smarne. Ze względu na ograniczone limity połowowe nie ma możliwości zwiększenia przychodu poprzez zwiększenie ilości poławianych ryb, jedyną możliwością poprawy opłacalności ekonomicznej jest więc osiągnięcie wyższych cen poprzez poprawę ich jakości, a więc skrócenie drogi z łowiska do portu, krótsze rejsy połowowe, połowy ukierunkowane ściśle pod konkretnego odbiorcę. Wprowadzenie systemu modelowania matematycznego w odniesieniu do jak najwyższego stopnia korelacji warunków hydrometeorologicznych i fizykochemicznych wody na podstawie rzeczywistych połowów (badania i ocena jakościowa i ilościowa) przy zastosowaniu metody HSI (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) pozwoli zwiększyć opłacalność połowów. Przy ograniczonych kwotach połowowych rybacy są zainteresowani połowem jakościowym, a nie ilościowym.

Dzięki zastosowaniu platformy FindFISH możliwe będzie najbardziej ekonomiczne wykorzystanie dostępnych limitów połowowych. Wartość dodaną realizacji projektu będzie stanowić poprawa bezpieczeństwa na morzu i poprawa warunków pracy. Złowienie tej samej ilości ryb podczas krótszego rejsu połowowego odciąży załogę statku, a tym samym zwiększy jej bezpieczeństwo. Zmniejszy się również zużycie paliwa, co doprowadzi do mniejszego zanieczyszczenia środowiska. Decyzje podejmowane przez kapitana warunkują, czy jego łódź bezpiecznie powróci na czas do portu i czy połów okaże się obfity. Decyzje muszą być podejmowane w sposób optymalny, tak aby zysk był możliwie największy, a straty najmniejsze. Dostęp do platformy FindFISH spowoduje wzrost trafności decyzji.

Rozwiązanie wszystkich zdiagnozowanych problemów przyniósł projekt FindFISH zrealizowany w partnerstwie dwóch instytutów naukowych: Instytutu Oceanologii Polskiej Akademii Nauk w Sopocie oraz Instytutu Morskiego Uniwersytetu Morskiego w Gdyni i przedsiębiorstwa Zrzeszenie Rybaków Morskich – Organizacja Producentów we Władysławowie. W wyniku projektu stworzono system informacji, jakim jest platforma FindFISH, wspierający rybaków w ich

codziennej pracy. Zamierzenie to wymagało wzmożonej pracy zarówno naukowców, jak i rybaków na każdym etapie działań w projekcie.

Informacje pozyskane w trakcie szkoleń rybaków dowodzą, że platforma będzie z powodzeniem stosowana przez służby informacji rybołówstwa i sukcesywnie wykorzystywana między innymi przez kapitanów do tego, aby skrócić do minimum czas poszukiwania łowisk, obniżyć koszty ponoszone przez flotę lub inwestora, zwiększyć do maksimum sukces połowowy, a także poprawić zwrot kosztów inwestycji.

Dane platformy FindFISH są przetwarzane cztery razy dziennie oraz udostępniane poprzez stronę internetową (www.findfish.pl), tak aby w jak najkrótszym czasie mogły dotrzeć bezpośrednio do najbardziej produktywnych obszarów połowowych.

Platforma FindFISH została opracowana przy zastosowaniu innowacyjnego podejścia, opartego głównie na budowie trójwymiarowego numerycznego modelu ekohydrodynamicznego Zatoki Gdańskiej EcoFish z modułem Fish oraz z modułem asymilującym dane satelitarne i pomiarowe, generującym prognozy dotyczące zależności między badanymi gatunkami a warunkami siedliskowymi konkretnego obszaru dla ryb poławianych przemysłowo, na bazie danych środowiskowych oraz przy wykorzystaniu wspólnych rozwiązań na drodze współpracy naukowców i rybaków. Rozwiązań takich, według wiedzy autorów, obecnie nie praktykuje się w badanym obszarze Bałtyku.

Uwzględniając aspekt oddziaływania rybołówstwa na środowisko morskie, zakłada się osiągnięcie następujących dodatkowych efektów po wdrożeniu platformy FindFISH przez Zrzeszenie Rybaków Morskich:

- spadek śmiertelności ryb z powodu ograniczenia niechcianych połowów;
- zrównoważony rozwój rybołówstwa morskiego;
- ochrona ekosystemu morskiego Zatoki Gdańskiej, obszarów chronionych i objętych programem Natura 2000;
- wzmocnienie własnej kontroli działalności połowowej przez rybaków – samoopowiedzialność środowisk rybackich za dostępne zasoby;
- obniżenie kosztów zużycia paliwa na poszukiwanie ryb przez kutry rybackie;
- skrócenie czasu pracy rybaków na poszukiwanie ryb.

Istotny efekt na poziomie wpływu na środowisko i rybołówstwo będzie można zaobserwować w okresie 5–10 lat po zakończeniu projektu. Pierwsze zmiany powinny być jednak dostrzegalne wcześniej. Platforma FindFISH może się okazać przydatna nie tylko dla samych rybaków i naukowców, ale też dla producentów, importerów, konsumentów, analityków rynkowych i osób odpowiedzialnych za kształtowanie polityki morskiej i rybołówstwa, a także dla administracji rybackiej, dając możliwość wprowadzenia dodatkowych środków ochronnych na łowiska,

w których bytują ryby w stadiach młodocianych czy też gatunki ryb niechcianych i niepotrzebnie eksploatowanych.

Wdrożenie platformy FindFISH umożliwi:

- numeryczne prognozowanie warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej, warunków hydrodynamicznych, fizykochemicznych i biologicznych oraz struktury warunków siedliskowych dla poławianych przemysłowo ryb konkretnych gatunków: śledzia, szprota, dorsza i storni;
- szybki dostęp do informacji o środowisku Zatoki Gdańskiej;
- ograniczenie niepożądanych połowów;
- wybór miejsca połowu ze względów jakościowych, a nie ilościowych;
- prowadzenie w systemie ewidencji zapisywanych danych;
- łatwą obsługę systemu z poziomu przeglądarki internetowej.

Wyniki testów pomogły ustalić, że system jest użytecznym źródłem informacji dla rybaków, naukowców i administratorów rybołówstwa, a jego wykorzystanie prowadzi do poprawy wydajności połowów i wyższej konkurencyjności.

Prace badawczo-rozwojowe, które doprowadziły do opracowania usługi – platformy FindFISH, zostały przedstawione w kolejnych rozdziałach niniejszej monografii. Zaprezentowane badania są pracami pilotażowymi dotyczącymi tego typu zagadnień i wymagają dalszego nakładu pracy ze strony naukowców we współpracy z głównymi odbiorcami usługi – rybakami. Autorzy mają świadomość pewnych niedoskonałości swojego dzieła, jak choćby brak uwzględnienia w opisie preferencji badanych gatunków ryb bardzo ważnego parametru, jakim jest baza pokarmowa, co z kolei przekłada się na nieuwzględnienie tego parametru w module Fish, symulującym najkorzystniejsze warunki środowiskowe dla bytowania objętych badaniami poławianych przemysłowo ryb konkretnych gatunków.

Obecnie w obszarze wspierania rozwoju gospodarki morskiej i regionalnej południowego Bałtyku brak jest rozwiązań oferujących na bieżąco dostęp do danych modelowych na temat siedlisk ryb, stref życia badanych gatunków w Zatoce Gdańskiej.

Pomysłodawcy i twórcy projektu FindFISH wierzą, że we współpracy z innymi jednostkami naukowymi możliwa będzie kontynuacja rozpoczętych prac, tak aby powstał jeszcze lepszy produkt dla rejonu polskich obszarów morskich, który parametrami znacznie przewyższy rozwiązanie opisane w niniejszej monografii.

LITERATURA

1. Biernaczyk J., Głowacki R., Kubiak K., Piotrowski P., Wosek S., Wójcik M., *Architektura oraz technologie wykorzystane podczas tworzenia platformy FindFISH* (rozdział 11), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 261–277.
2. Dzierzbicka-Głowacka L., *Platforma transferu wiedzy FindFISH – usługa* (rozdział 1), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 7–20.
3. European Commission, *Wspólna polityka rybołówstwa – podręcznik użytkownika*, Urząd Oficjalnych Publikacji Wspólnot Europejskich, Luksemburg 2009, ISBN 978-92-79-09886-4 (in Polish) (ec.europa.eu/fisheries).
4. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza dynamiki zmienności parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu EcoFish* (rozdział 7), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 179–204.
5. Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Jakacki J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish* (rozdział 6), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 145–178.
6. Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Moduł Fish – mapowanie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb badanych gatunków poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej* (rozdział 9), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 220–239.
7. Krzemień G., Wittbrodt J., Dzierzbicka-Głowacka L., *Wyprawy rybackie – realizacja rejsów pomiarowych przez kutry i łodzie rybackie* (rozdział 4), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 97–117.
8. Kuczyński T., Pieckiel P., Barańska A., Olenycz M., *Analiza stanu ekologicznego Zatoki Gdańskiej na podstawie stanu ichtiofauny* (rozdział 2), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 21–46.
9. Nowicki A., Janecki M., Dybowski D., Dzierzbicka-Głowacka L., *Automatyczny system kontroli modelu EcoFish w trybie operacyjnym* (rozdział 10), w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, s. 240–260.

10. Nowicki A., Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., *Asymilacja danych satelitarnych oraz środowiskowych w modelu EcoFish (rozdział 8)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 205–219.
11. Pieckiel P., Kuczyński T., *Analiza istniejących i nowych danych środowiskowych pochodzących z wypraw rybackich w celu określenia preferencji ryb poławianych przemysłowo w Zatoce Gdańskiej (rozdział 5)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 118–144.
12. Zaborska A., Szymczycha B., Siedlewicz G., Saghravani S.R., Pajda B., Pazdro K., *Analiza stanu chemicznego środowiska Zatoki Gdańskiej w zakresie stężeń metali śladowych, radionuklidów i zanieczyszczeń organicznych na podstawie wieloletnich danych (rozdział 3)*, w: *Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa*, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 47–96.
13. Strona internetowa projektu FindFISH www.findfish.pl.

Praca wykonana w ramach projektu „Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa” (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.