

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

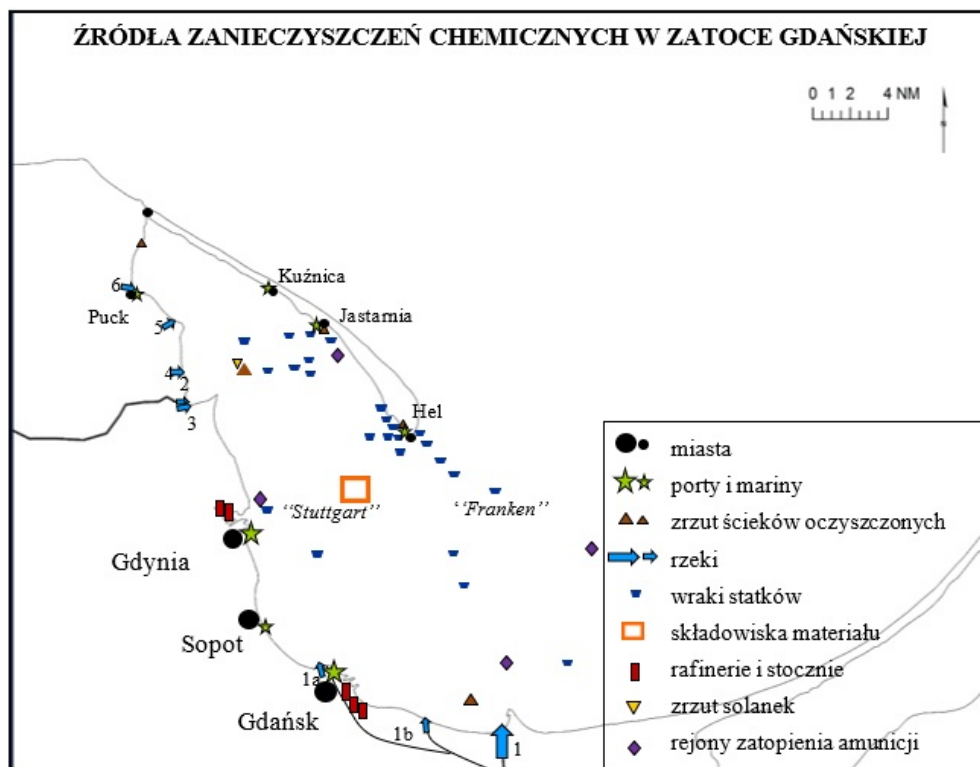
3. ANALIZA STANU CHEMICZNEGO ŚRODOWISKA ZATOKI GDAŃSKIEJ W ZAKRESIE STĘŻEŃ METALI ŚLADOWYCH, RADIONUKLIDÓW I ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH NA PODSTAWIE WIELOLETNICH DANYCH

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 zamieszkały 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 Błazdikowski, 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 biogennych. 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 zawieszanie 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, środki powierzchniowo czynne, pozostałości farmaceutyczne
Przeładunek 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 metodą 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 $0,3\text{--}1,6\ \mu\text{g dm}^{-3}$, stężenia Cd w zakresie $0,09\text{--}0,39\ \mu\text{g dm}^{-3}$ oraz stężenia WWA w zakresie $0,01\text{--}0,06\ \mu\text{g dm}^{-3}$ (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 $30,5\ \text{mg kg}^{-1}$, As do $1,25\ \text{mg kg}^{-1}$, Cd do $0,33\ \text{mg kg}^{-1}$, Hg do $0,06\ \text{mg kg}^{-1}$, $\Sigma 16\text{PAHs}$ do $0,62\ \text{mg kg}^{-1}$ oraz $\Sigma 7\text{PCB}$ do $0,078\ \text{mg kg}^{-1}$.

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 przeciwpiorostowej 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 zrzućeniem 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 wyciekiem 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, ksylenu 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 ksylenu 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 $0,1\text{--}10,4\text{ ng m}^{-3}$ (poziom dopuszczalny – 6 ng m^{-3}), Cd o stężeniach $0,1\text{--}4,6\text{ ng m}^{-3}$ (poziom dopuszczalny – 5 ng m^{-3}) oraz Pb o stężeniach $1\text{--}390\text{ ng dm}^{-3}$ (poziom dopuszczalny – 500 ng m^{-3}) (raporty GIOŚ). Powietrze nad Zatoką Gdańską jest raczej mało zanieczyszczone przez Hg, której stężenie wynosi $0,002\text{--}0,142\text{ ng m}^{-3}$, 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 ^{137}Cs (82%) w Morzu Bałtyckim jest zdecydowanie wypadek w Czarnobylu, podczas gdy ^{90}Sr 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 $193\,960\text{ km}^2$, obejmującego 12% zlewni całego Morza Bałtyckiego. Wisła to druga co do wielkości rzeka uchodząca do Bałtyku, o średnim natężeniu przepływu $1080\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ 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 ^{90}Sr (1234 GBq) oraz 95,8% całkowitego ładunku ^{137}Cs (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) ($97,18\text{ ng l}^{-1}$) i naproksenu ($93,44\text{ ng l}^{-1}$) (Kudlak, 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 przesiekanie 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. Ocieki 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 ocieku 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, chloropirifos, 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 szczególnym 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 (Węśławski 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 Krzymiński, 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 przeciwpiorostowych 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 nieznany. 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 dennego, 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 dennego 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 turbotów. 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 dennie 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).

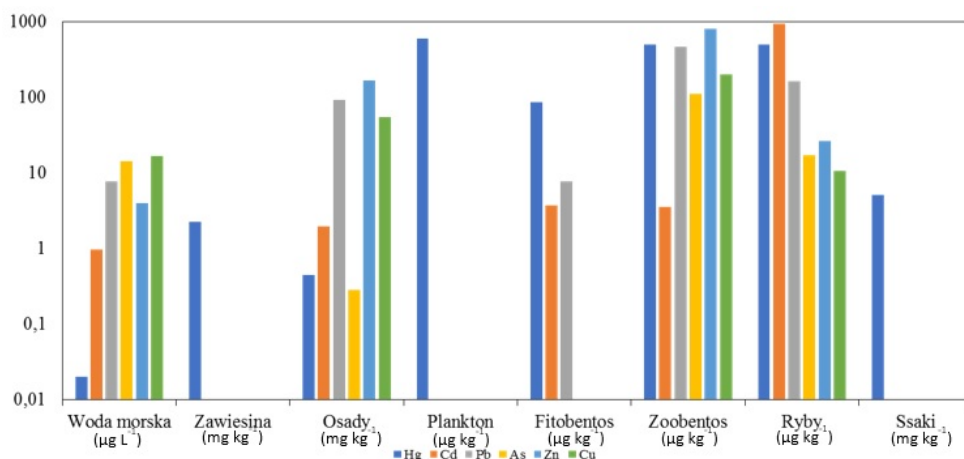
3.2. STĘŻENIA ZANIECZYSZCZEŃ W ZATOCE GDAŃSKIEJ

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 ołowiowej, 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 dekadę 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 µg 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 µg 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 µg 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 µg kg⁻¹ s.m. (tabela Z3.2). Stężenia Hg

w wątrobie ryb pozostają na tym samym poziomie ($1\text{--}500\text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) jak pod koniec XX wieku (Szefer, 2002). U fok stwierdzono stężenia Hg w zakresie $1\text{--}3000\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ 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 $0,004\text{--}0,016\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$, przy czym najwyższe stężenia odnotowano w Zatoce Puckiej (tabela Z3.2). Brak jest danych historycznych dla Zatoki Gdańskiej, ale Szefer (2002) podaje zakres $0,008\text{--}0,018\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ stwierdzany w latach 80. minionego wieku w Bałtyku Właściwym. Stężenie As w osadach waha się w zakresie $5\text{--}29\text{ mg kg}^{-1}$ (Bełdowski i in., 2016) i jest również zbliżone do stężeń historycznych ($4\text{--}23\text{ mg kg}^{-1}$; Szefer, 2002). U ryb stężenie As osiąga wartość $4,4\text{ mg kg}^{-1}$ s.m. (tabela Z3.2), natomiast dane historyczne dla ryb złowionych w otwartym Morzu Bałtyckim wskazywały wartość $0,95\text{ mg kg}^{-1}$ s.m. (Szefer, 2002).

Kadm (Cd)

Stężenie Cd w wodach Zatoki Gdańskiej w dekadzie 2008–2018 wahało się w zakresie $0,05\text{--}0,96\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ (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 ($0,02\text{--}0,04\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$; Szefer 2002). W ostatnio zdeponowanych osadach stężenie Cd wahało się w przedziale $0,3\text{--}2,0\text{ mg kg}^{-1}$ (tabela Z3.2) i do $4,0\text{ mg kg}^{-1}$ w pobliżu wraku Stuttgart (Rogowska i in., 2010). W ostatnich latach stężenie Cd w makroglonach było wyższe ($0,5\text{--}5,5\text{ mg kg}^{-1}$ s.m.; dane z monitoringu PMS) niż w przypadku pomiarów dokonywanych w latach 80. ($0,3\text{--}2,3\text{ mg kg}^{-1}$ s.m.; Szefer, 2002). Stężenia Cd zmierzone ostatnio w małżach bentosowych ($0,05\text{--}3,5\text{ mg kg}^{-1}$ s.m.; tabela Z3.2) były niższe od wartości historycznych ($2,2\text{--}15,7\text{ mg kg}^{-1}$ s.m.; Szefer, 2002). W wątrobie ryb stężenia Cd wynosiły w dekadzie 2008–2018 $2\text{--}946\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m., czyli znacznie mniej niż w latach 70. i 80. ubiegłego wieku ($10\text{--}130\text{ mg kg}^{-1}$ s.m.; Szefer 2002).

Ołów (Pb)

Stężenie Pb w wodach morskich Zatoki Gdańskiej w dekadzie 2008–2018 wahało się w zakresie $0,1\text{--}7,7\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ (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 ($0,01\text{--}0,31\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$; 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 mg kg^{-1} – stwierdzono w pobliżu wraku Stuttgart (Rogowska i in., 2015). W makroglonach stężenie Pb mierzone w dekadzie 2008–2018 jest niższe ($0,001\text{--}15,0\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$; tabela Z3.2) niż w latach 80. ($3\text{--}29\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$; Szefer, 2002). Największy wzrost stężenia Pb zaobserwowano w przypadku omułek: ostatnio jego wartości wyniosły $43\text{--}467\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$, podczas gdy wartości historyczne wynosiły $0,2\text{--}21,1\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$ (Szefer, 2002). W wątrobie ryb mierzone ostatnio stężenia Pb wahały się w zakresie $10\text{--}163\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$, 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 $0,1\text{--}4\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ (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 $1,2\text{--}7,0\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ (Szefer, 2002). Stężenia osadu Zn są nieco niższe niż mierzone historycznie. Ostatnio w osadach Zatoki Gdańskiej odnotowano wartości $100\text{--}168\text{ mg kg}^{-1}\text{ Zn}$, natomiast w latach 80. XX wieku stężenie to sięgało 190 mg kg^{-1} (Szefer, 2002). Brak jest danych dla stężeń Zn w makroglonach w latach 2008–2018. Dla małży podano stężenia rzędu $110\text{--}800\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$. Zmierzone ostatnio stężenia Zn w rybach są porównywalne z historycznymi (odpowiednio $17,6\text{--}27,1\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$ i $4,7\text{--}20\text{ mg kg}^{-1}\text{ s.m.}$; tabela Z3.2; Szefer, 2002).

Miedź (Cu)

Stężenie Cu w wodach morskich Zatoki Gdańskiej w dekadzie 2008–2018 wahało się w zakresie $1,5\text{--}16,7\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ (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 $0,3\text{--}0,6\text{ }\mu\text{g l}^{-1}$ (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

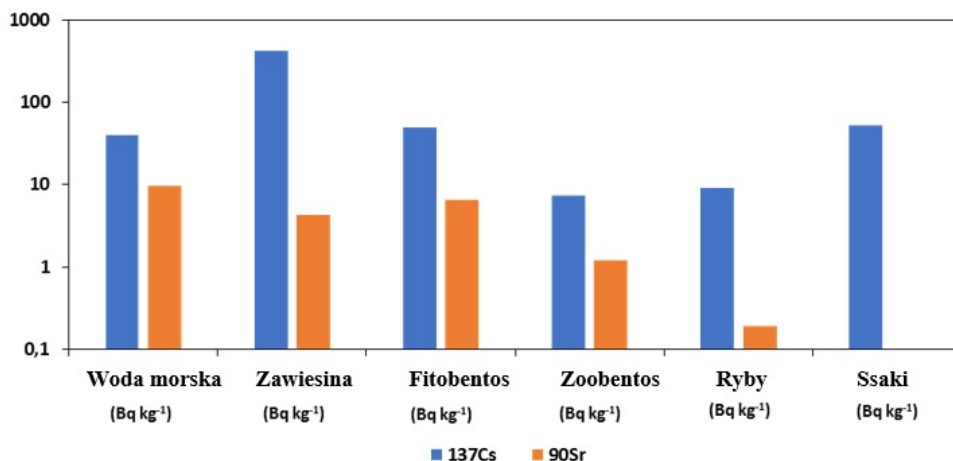
w porównaniu z latami 80. XX wieku, kiedy osiągały 90 mg kg^{-1} (Szefer, 2002). Stężenia Cu w przedziale $0,7\text{--}200 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. zostały odnotowane w zoobentosie, podczas gdy ryby były mniej skażone – stężenia zmierzone w wątrobie rybniej wahały się w zakresie $0,25\text{--}10,5 \text{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

Radionuklidy antropogeniczne

Obecne w środowisku Morza Bałtyckiego radionuklidy pochodzenia antropogenicznego to przede wszystkim ^{137}Cs (okres półtrwania 30 lat) i ^{90}Sr (okres półtrwania 28 lat). Aktywność ^{137}Cs i ^{90}Sr 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 ^{137}Cs i ^{90}Sr w różnych komponentach Morza Bałtyckiego pokazano na rys. 3.3. Normy dla aktywności ^{137}Cs w ekosystemie Morza Bałtyckiego podano w tabeli Z3.1.

^{137}Cs

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 ^{137}Cs jest zgromadzona w osadach morskich. Według danych z monitoringu aktywność ^{137}Cs w dekadzie 2008–2018 wahała się w granicach $20\text{--}40 \text{ Bq m}^{-3}$ (tabela Z3.2). W obecnych czasach aktywność ^{137}Cs 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 ^{137}Cs w powierzchniowych warstwach osadów wahała się w zakresie $122\text{--}180 \text{ Bq kg}^{-1}$ (tabela Z3.2). Całkowitą aktywność zdeponowanego ^{137}Cs szacuje się na $5451 \pm 26 \text{ Bq m}^{-2}$ (Zalewska i Suplińska, 2013a). Aktywność ^{137}Cs w makroglonach (*Polysiphonia fucooides*, *Furcellaria lumbricalis*, *Cladophora glomerata*) wahała się w przedziale $4\text{--}40 \text{ Bq kg}^{-1}$. U omułków aktywność radionuklidów była znacznie niższa i dla ^{137}Cs zawierała się w granicach $1\text{--}5 \text{ Bq kg}^{-1}$. Z monitoringu wynika, że aktywność ^{137}Cs w rybach jest również niska i wynosi $3\text{--}7,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ w zależności od gatunku (największe stężenia zmierzono u dorsza, następnie storni i śledzia; tabela Z3.2). Aktywność ^{137}Cs wynoszącą $3,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ i $52,5 \text{ Bq kg}^{-1}$ 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 ^{137}Cs 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

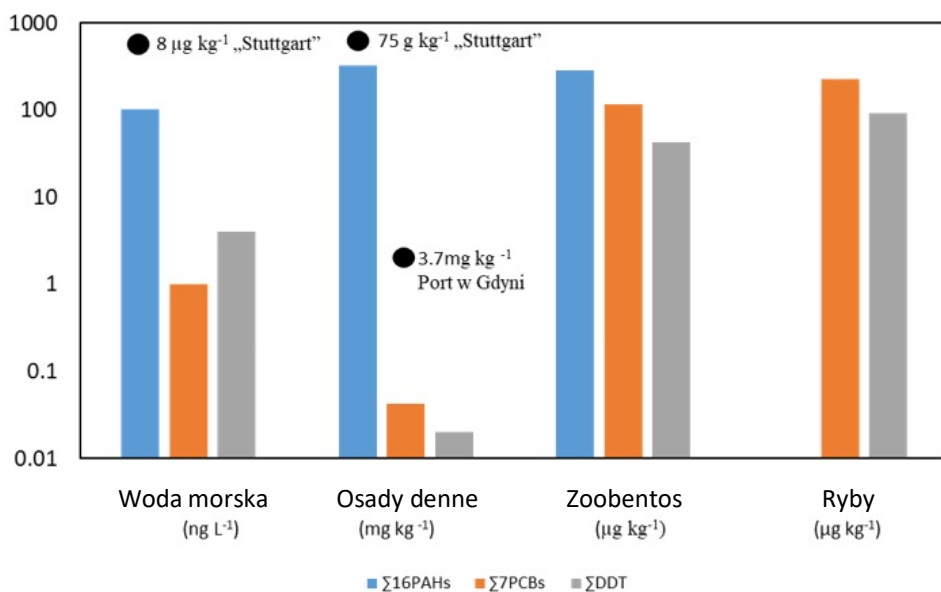
Polichlorowane bifenyle (PCB)

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 $2,8\text{--}3,2\ \mu\text{g kg}^{-1}$ oraz $2\text{--}11\ \mu\text{g kg}^{-1}$ (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 $5\text{--}42\ \mu\text{g kg}^{-1}$, 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 $0,3\text{--}2,58\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$ i $0,1\text{--}1,0\text{ }\mu\text{g}^{-1}\text{ s.m.}$ (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 $1,2\text{--}1,8\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$ Według Reindla i in. (2013) w rybach z Zatoki Gdańskiej stężenia γHCH (lindanu) wynosiły $9,2\text{--}23,2\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$, a stężenia HCB zawierały się w przedziale $8,1\text{--}36,4\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$ (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 ($\Sigma 16\text{WAA}$), polichlorowanych bifenyli ($\Sigma 7\text{PCB}$), dichlorodifenylotrichloroetanu (DDT), zmierzone w ciągu dekad 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. (Szlinger-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).

Dioksyiny

Istnieje niewiele informacji dotyczących stężeń dioksyin dla składowych abiotycznych ekosystemu Zatoki Gdańskiej, a jedyne dostępne dane odnoszące się do analizowanego okresu pochodzą z publikacji Szlinger-Richert i in. (2012). Zgodnie z tymi danymi stężenie dioksyin 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 dioksyin 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 dioksyin 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 wahają 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 difenylowe – 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 $0,010\text{--}0,156\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ (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 $0,04\text{--}0,71\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. i $0,67\text{--}1,18\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. odpowiednio dla $\Sigma 6\text{PBDE}$ s i HBCDD (tabela Z3.3), dla storni było to zaś odpowiednio $0,13\text{--}0,22\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. i $0,05\text{--}0,42\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. (GIOŚ, 2013–2017; ICES, 2018). Pomimo relatywnie niskich wartości stężenia te przekraczają wartość progową ($0,085\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ 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 $28,5\text{ }\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. (Filipkowska i in., 2018) (tabela Z3.3). Stosunkowo wysokie stężenie TBT zaobserwowano również w organizmach

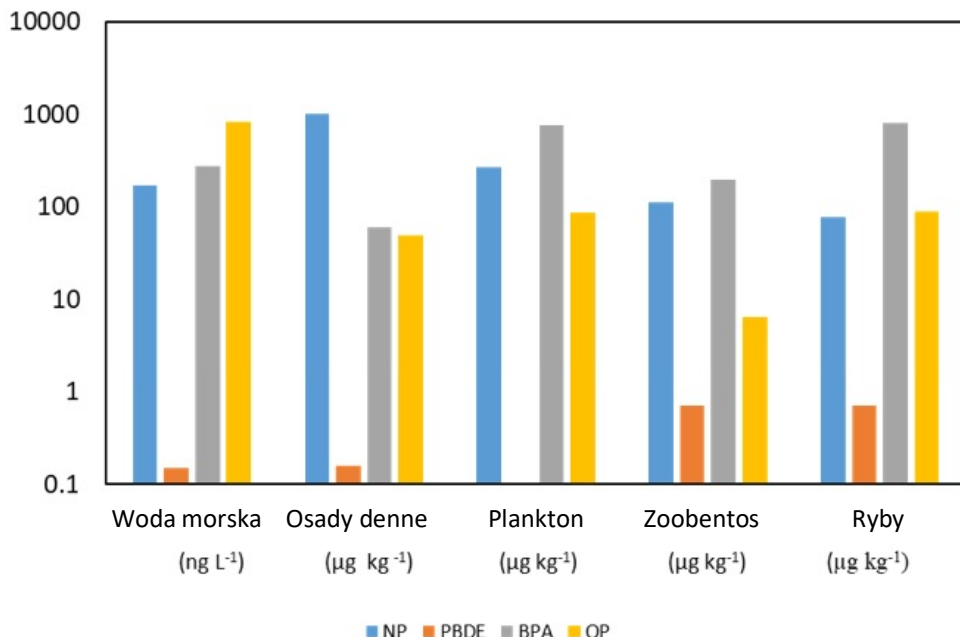
(zoobentos i ryby). Zmierzone wartości ($6,92\text{--}503\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$) mogą być niebezpieczne dla organizmów i w odniesieniu do poziomów progowych zaklasyfikowano Zatokę Gdańską jako obszar charakteryzujący się niezadowalającym stanem środowiska (GIOŚ, 2013–2017; ICES, 2018).

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 $1,8\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$) (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 $0,68\text{--}1,34\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$ (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 ($0,08\text{--}1001\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$) i w organizmach ($0,8\text{--}264\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$) 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 ($1001\ \mu\text{g kg}^{-1}\text{ s.m.}$) (Ruczyńska i in., 2016), a w przypadku stężeń OP zaobserwowano przekroczenia bezpiecznej wartości granicznej ($10\ \text{ng l}^{-1}$) dla wód Zatoki Gdańskiej (Staniszevska i Falkowska, 2011).



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

Źródło: opracowanie własne IO PAN.

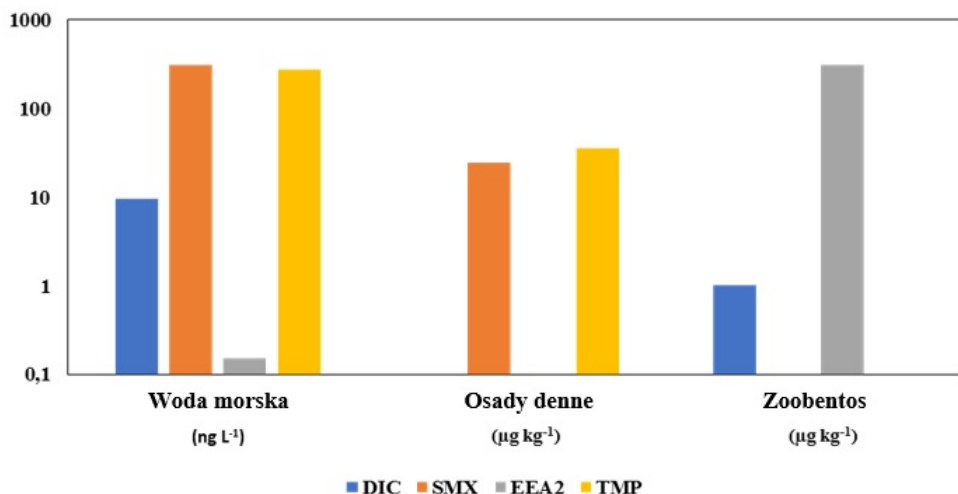
Bisfenol A

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 endokrynnny 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 oczyszczalnie 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 etynyloestradiolu (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 etynyloestradiolu (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 omułek 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 rejonry 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 cynoorganiczne 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). Powódzie 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. Częsteczki 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 zawieszone 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., Albrechtsen 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. Cieślakiewicz W., Paplińska-Swerpel 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., Góra 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., Antoniuk 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., Jarzyńska 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., Wanek 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., Goutx 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. Hendożko 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., Zarzeckańska 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. Kudlak 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., Grahm 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., Trzcińska 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. Niemirycz 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., Białk-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., Bełdowska M., Bełdowski 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., Przedziecki 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. Węśławski 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 ^{137}Cs 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 ^{137}Cs 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., *^{90}Sr 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 ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem*, Oceanologia, 2013a, 55, 485–517.
179. Zalewska T., Suplińska M., *Fish pollution with anthropogenic ^{137}Cs 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 pogłębiania 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 Zatoki Gdańskiej. Ryby obejmują zasadniczo trzy gatunki: śledzia, dorsza bałtyckiego i stornię, natomiast ssaki – morswiny i fok. * wyjątkowo wysokie stężenia metali zmierzone w osadach zebranych w pobliżu wraku statku Stuttgart; ** wyjątkowo wysokie stężenia Hg zmierzone w nerkach 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., 2016; (14) 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) Jędruch i in., 2017; (21) Polak-Juszczak, 2013; (22) Polak-Juszczak, 2017; (23) Rogowska i in., 2015; (24) Saniewska 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 węglowodorów aromatycznych (Σ16WWA), polichlorowanych bifenyli (Σ7PCB), heksachloroheksanu (HCH), heksachlorobenzeno (HCB), dichlorodifenylochloroetanu (DDT), polibromowanych eterów difenylowych (ΣPBDE), heksabromocykloodekanu (HBCDD), sulfonianu perfluorooktanu (PFOS), tributylocyny (TBT), nonylofenoli (NP), oktylofenoli (OP) i bisfenolu A (BPA) zmierzone w ciągu dekad 2008–2018 w różnych elementach ekosystemu Zatoki Gdańskiej. Ryby obejmują ogólnie trzy gatunki: śledzia, dorsza bałtyckiego i stornię. * 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) Stanisławska i in., 2018; (7) Stanisławska i in., 2016a; (8) Stanisławska i in., 2016b; (9) Ruczyńska i in., 2016; (10) Stanisławska i in., 2015; (11) Stanisławska i Falkowska, 2011; (12) Filipkowska 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) Kopko i Dąbrowska, 2018; (26) Filipkowska i in., 2014

Substancja	Σ16WWA	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 ^{-3a} (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 ^{-1a} (20) 2.6–14.7 mg kg ^{-1a} – (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 ^{-1a} – (23)	HCH: 0.3–2.6 μg kg ⁻¹ (17,18) 4–206 μg kg ^{-1a} – (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	–	–	HCH: 0.03–48.4 μg kg ⁻¹ (2)	–	–	–	–	–	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	0.81–286 μg kg ⁻¹ (2,15,16)	0.3–114.94 μg kg ⁻¹ (1,2,15,16)	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	–	3.3–229.0 μg kg ⁻¹ (1,2,15,16) 207–393 μg kg ^{-1a} – (21,25)	HCH: 0.06–25.6 μg kg ⁻¹ (2) 1–23.2 μg kg ^{-1a} – (19,25) HCB: 0.04–2.38 μg kg ⁻¹ (2) 5.4–36.5 μg kg ^{-1a} – (19,25)	42–91 μg kg ⁻¹ s.m. (15) 229–750 μg kg ^{-1a} – (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)	0.682–1.339 μg kg ⁻¹ m.m. (1,2)	1.4–503 μg kg ⁻¹ s.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 dekad 2008–2018 w różnych elementach ekosystemu Zatoki Gdańskiej. Piśmiennictwo wykorzystane do opracowania tabeli: (1) baza danych monitoringu WIOŚ; (2) baza danych monitoringu ICES; (3) Koniecko 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)	–	–	–