

Zmiany w ekosystemie Zatoki Gdańskiej wywołane działalnością człowieka

ANTHROPOGENIC CHANGES TO THE ECOSYSTEM OF THE GULF OF GDAŃSK

Zatokę Gdańską zalicza się do najsilniej zanieczyszczonych obszarów Morza Bałtyckiego (Majewski 1987). Zlewnia Basenu Gdańskiego należy do obszarów silnie uprzemysłowionych i zurbanizowanych. Zanieczyszczenia docierają do tego akwenu głównie wraz z wodami rzek, z ściekami bytowymi i przemysłowymi z licznych miast i portów położonych na jego wybrzeżach oraz opadami atmosferycznymi (Żmudziński 1990, Pliński 1994, Kruk-Dowgiałło i Dubrawski 1998, Rudlicka i in. 2003).

Postępujący proces zanieczyszczania wód Morza Bałtyckiego wpływa zarówno na abiotyczne jak i biotyczne składowe środowiska. Kompleksowe badania dowodzą, że największe zmiany warunków hydrologicznych i hydrochemicznych zaszły w okresie ostatnich pięćdziesięciu lat (Pliński i Wiktor 1987, Majewski 1994, Pliński 1994). Wszelkie notowane zmiany znajdują wyraz w składzie chemicznym osadów. Zwiększony dopływ soli biogenicznych i związany z tym proces eutrofizacji dobitnie dokumentują współczynniki wzbogacenia warstwy powierzchniowej mułów Basenu Gdańskiego w węgiel organiczny i fosfor. Znormalizowane względem glinu współczynniki wzbogacenia warstwy powierzchniowej mułów (0-1 cm) w te składniki, w stosunku do niezanieczyszczonych osadów zdeponowanych ok. 100-200 lat temu, wynoszą 1,4-3,2 dla węgla organicznego i 1,3-6,6 dla fosforu. Wartości te są jeszcze wyższe w mułach Zatoki Puckiej i wynoszą 3,0-6,4 dla węgla organicznego i 3,1-7,3 dla fosforu. Ponadto analiza składu chemicznego osadów dennych wykazuje między innymi wzbogacenie ich w groźne dla środowiska metale. Średnie wartości współczynników wzbogacenia

mułów Basenu Gdańskiego w metale kształtują się następująco (w nawiasach podano wartości maksymalne): As – 1,4 (2,7), Cd – 1,8 (3,7), Cr – 1,2 (1,6), Cu – 1,5 (2,2), Ni – 1,1 (1,6), Pb – 1,9 (5,1), Zn – 1,9 (3,0). Szczególnie dużo metali gromadzi się w mułach Zatoki Puckiej, gdzie średnie (w nawiasach maksymalne) wartości współczynników wzbogacenia wynoszą: As – 3,1 (4,6), Cd – 3,1 (5,1), Cr – 2,0 (2,6), Cu – 2,1 (3,4), Ni – 1,4 (1,6), Pb – 2,8 (4,6), Zn – 3,0 (3,9) (Uścińowicz 1997). Publikacje z ostatnich lat wskazują na ograniczenie dopływu soli biogenicznych oraz malejące koncentracje materii organicznej i metali w wodach Bałtyku, co przypisywane jest głównie deklaracjom państw nadbałtyckich w sprawie redukcji dopływu zanieczyszczeń i wspólnej polityce w dziedzinie ochrony środowiska (Trzosińska 1998, Kowalewska 2000, HELCOM 2002 i 2003, Rudlicka i in. 2003).

Zawartość tlenu w wodach Bałtyku jest wyraźnie związana z uwarstwieniem wód – powyżej halokliny nasycenie zmniejsza się stopniowo od około 100 % przy powierzchni do 70 % w warstwach głębszych i gwałtownie spada do wartości niższych niż 20 % poniżej halokliny (Majewski 1987). Pomiary wykonywane w ostatnich latach w wodach głębinowych Zatoki Gdańskiej wykazują naruszenie równowagi tlenowej oraz zmniejszenie gradientów gęstości wód w kolumnie wody (Majewski 1994). Deficyty tlenowe w Bałtyku Południowym zaczęły pogłębiać się z początkiem lat sześćdziesiątych. W wyniku wyczerpania zasobów tlenu w stagnujących warstwach przydennych pojawiły się tzw. pustynie biologiczne, czyli obszary pozbawione organizmów żywych. Zjawisko powiększania zasięgu pustyń przyspieszył proces tworzenia siarkowodoru w wyniku gnicia nie rozłożonej materii organicznej (Pliński 1994). Siarkowódór w Głębi Gdańskiej zarejestrowano po raz pierwszy na początku lat siedemdziesiątych. Od tego czasu na dużych obszarach Basenu Gdańskiego utrzymują się warunki beztlenowe (Majewski 1987, Żmudziński 1990).

Naturalne procesy zachodzące w morzu tylko w niewielkim

stopniu przyczyniają się do zmian obserwowanych w ekosystemie Zatoki Gdańskiej. Największy wpływ na obecny stan biotycznej części środowiska przypisuje się eutrofizacji wód i towarzyszącym jej zmianom różnorodnych parametrów chemicznych (Pliński i Wiktor 1987, Renk 1990a, Trzosińska 1990, Trzosińska 1994, Łysiak-Pastuszek i in. 2000, Nehring 2001). Zjawisko eutrofizacji przejawia się między innymi w przeobrażeniu biocenoz, a mianowicie w zubożeniu składu gatunkowego z jednoczesnym wzrostem liczebności najczęściej jednego lub zaledwie kilku gatunków (Pliński 1979, Majewski 1987, Żmudziński 1987, Wiktor i Pliński 1992, Żmudziński 1994). Szczególnie duże nasilenie tego zjawiska notuje się w rejonach przyujściowych i przybrzeżnych (Pliński 1987, Renk 1993, 2000, Rudlicka i in. 2003).

Szacuje się, że w okresie zaledwie dwudziestu lat, tj. od lat sześćdziesiątych do osiemdziesiątych XX wieku, stężenie azotanów w wodzie bałtyckiej wzrosło o 400 %, a fosforanów prawie o 100 % (Pliński 1994). Z przeprowadzonych kalkulacji wynika, że średni roczny wzrost produkcji pierwotnej i wzrost koncentracji chlorofilu w Zatoce Gdańskiej wynosiły około 2-3 % rocznie (Renk 1990a, 1990b, 1993, 2000), a biomasa planktonu w tym czasie zwiększyła się ponad dwukrotnie (Pliński 1994).

Wyraźnym symptomem eutrofizacji akwenu notowanym na przestrzeni ostatnich pięćdziesięciu lat jest zubożenie składu gatunkowego fitoplanktonu przy jednoczesnym nasileniu i zmianie w strukturze zakwitów. Zjawiska te odnoszą się przede wszystkim do otwartych rejonów zatoki (Pliński 1993, 1994). Hipotezę zubożenia gatunkowego Pliński (1993) popiera przytaczając dane liczbowe zaczerpnięte z pracy Rumek (1948) i wyników badań własnych. W latach 1946-47 w fitoplanktonie zatoki stwierdzono obecność 260 taksonów, w latach osiemdziesiątych identyfikowano około 200. Zmniejszenie liczby gatunków najwyraźniej zaznaczyło się wśród bruzdnic – redukcja liczby taksonów z 36 do około 10. Ubytek jednych gatunków jest rekompensowany przez wzrost liczebności komórek innych

gatunków, dawniej występujących sporadycznie; takie masowe pojawy notowane są coraz częściej (Pliński 1994, Pliński 1995, Witek i Pliński 1998, Pliński i Józwiak 1999, Witek i Pliński 2000). Niemkiewicz i Wrzołek (1998) szacują, iż liczebność fitoplanktonu (bez uwzględnienia wiciowców) w latach 1970-1995 wzrosła

pięćdziesięciokrotnie. W przypadku, gdy głównym składnikiem zakwitów są sinice, można mówić o daleko zaawansowanym stadium procesu eutrofizacji, określanym przez niektórych autorów pojęciem hypertrofizacji (Pliński 1987). Niepokojącym zjawiskiem jest praktycznie rokroczne występowanie toksycznych i potencjalnie toksycznych zakwitów cyjanobakterii w Zatoce Gdańskiej (Pliński i in. 1998, Mazur i Pliński 2001, Mazur i in. 2003).

Ujemne skutki niepożądanego wzrostu żyzności Morza Bałtyckiego widoczne są również w jego głębszych warstwach. W zbiorowiskach okrzemek występujących w mikrofitobentosie Zatoki Gdańskiej obserwuje się zmniejszenie liczby gatunków bentosowych na korzyść gatunków planktonowych i zastąpienie gatunków autochtonicznych przez tzw. zespół antropogeniczny, który tworzą taksony najbardziej tolerancyjne względem zanieczyszczenia, takie jak: *Actinocyclus normanii* (Gregory) Hustedt, *Cyclotella choctawhatcheeana* Prasad, *C. meneghiniana* Kutzing, *Stephanodiscus hantzschii* Grunow, *Thalassiosira levanderi* Van Goor (Witkowski 1994, Witkowski i Pempkowiak 1995, Stachura i Witkowski 1997, Stachura-Suchoples 2001, Dziengo i Bogaczewicz-Adamczak 2003).

Kolejnym, ważnym przejawem degradacji zbiorowisk fitobentosu Zatoki Gdańskiej jest zmniejszenie w ciągu ostatnich siedemdziesięciu lat ich składu gatunkowego o prawie 40 % oraz ograniczenie występowania roślinności przybrzeżnej.

Przebudowa składu zbiorowisk fitobentosu przejawia się wyraźną ekspansją gatunków z rodziny Ectocarpaceae, a szczególnie gatunku o nitkowatych plechach *Pilayella littoralis* (Lyngbye)

Kjellman. W wielu rejonach, zwłaszcza w Zatoce Puckiej, zanotowano ustępowanie niektórych gatunków krasnorostów, m.in. *Furcellaria fastigiata* (Linnaeus) Lamour i z rodzaju *Ceramium* Roth. oraz brunatnic – *Fucus vesiculosus* Linnaeus. Różnice w zasięgu i biomasie są dość znaczne porównując stan aktualny z danymi z końca lat sześćdziesiątych (Przybyłek 1968; cyt. za Pliński 1987, Klekot 1980), a w porównaniu z danymi z lat pięćdziesiątych są wręcz drastyczne (Ciszewski i in. 1962, Błędzki i Kruk-Dowgiałło 1982). W latach dwudziestych ubiegłego stulecia rośliny zasiedlały szeroki pas wybrzeża do głębokości 25 m. Aktualnie stwierdza się ich obecność zaledwie do głębokości 6 m (Klekot 1980, Pliński 1982, Pliński i Florczyk 1984). Szacuje się, że ogólna biomasa makroflory w obszarze wewnętrznej Zatoki Puckiej zmalała około ośmiokrotnie, a około 80 % biomasy fitobentosu Zatoki Gdańskiej stanowią nitkowate brunatnice z rodzaju *Pilayella* Bory i *Ectocarpus* Lyngbye (Kruk-Dowgiałło 1998, Kruk-Dowgiałło i Dubrawski 1998). Żmudziński (1994) podaje, iż obecnie spotyka się w zasadzie już tylko jednogatunkowe łąki złożone głównie z roślin nasiennych (*Zanichella palustris* Linnaeus) i znacznie rzadziej trawy morskiej (*Zostera marina* Linnaeus), a makroglony morszczyń (*Fucus vesiculosus* Linnaeus) i widlik (*Furcellaria lumbricalis* Linnaeus) zniknęły z akwenu Zatoki Puckiej u schyłku lat siedemdziesiątych. Bezpośrednią przyczyną tego zjawiska jest wzmożona produkcja materii organicznej, która zawieszona w wodzie ogranicza zasięg penetracji światła, co hamuje fotosyntezę i nie pozwala roślinności dennej na rozwój. Z drugiej strony, nie rozłożona materia opadając na dno zmienia jego strukturę. Z piaszczystego dna robi się muliste, niesprzyjające rozwojowi roślin (Pliński 1987, Pliński 1994).

Ujemne skutki niepożądanego wzrostu żyzności wód Morza Bałtyckiego można również prześledzić analizując zmiany liczebności, różnorodności, biomasy i rozmieszczenia zwierząt. Badania zooplanktonu wykazały zwiększenie dominacji organizmów żerujących na fitoplanktonie i zawieszanej materii organicznej

m.in. *Acartia bifilosa* Giesbrecht, *A. tonsa* Dana i *Temora longicornis* Muller, zmniejszenie liczebności niektórych taksonów zwłaszcza w obrębie Zatoki Puckiej, takich jak *Eurytemora* sp. Giesbrecht, *Bosmina coregoni maritima* Muller oraz stopniowy wzrost liczebności pierwotniaków Tintinnoidea. Za niepokojący uznaje się fakt wzrastającej liczebności pierwotniaków epibiontycznych Zoothamidae i pasożytniczych Ellobiopsidae atakujących widłonogi Copepoda Milne-Edwards (Wiktor 1993a, Wolska-Pyś 1998). Zjawisko to w latach 1986-1991 przybrało tak masową formę, że do 90 % dorosłych osobników oraz starszych stadiów copepoditowych (TV-V) nosiło na swym ciele od kilku do kilkunastu kolonii tych pierwotniaków (Wiktor 1993a). Według Żmudzińskiego (1990, 1994) zmalała różnorodność gatunkowa zespołów zooplanktonowych w wewnętrznej Zatoce Puckiej. Jednak większość autorów (Ciszewska 1990, Wiktor 1993a, Witek i in. 1993, Wolska-Pyś 1998, Żmijewska i in. 2000, Józefczuk i in. 2003, Pliński i in. 2003) podaje, iż w zooplanktonie Zatoki Gdańskiej żadnych dramatycznych zmian nie udało się stwierdzić, a różnice w ogólnej liczebności zooplanktonu i poszczególnych składników interpretują jako odpowiedź na zmiany klimatyczne. Wyjątek stanowi publikacja Ciszewskiego (1985) wykazująca począwszy od lat 50-tych stały trend wzrostu biomasy mezozooplanktonu.

Pogarszające się warunki tlenowe, z okresowymi deficytami tlenu w wodach przydennych, doprowadziły do selekcji gatunków, z przejściowymi zanikami życia z wyjątkiem mikroorganizmów beztlenowych. W drugiej połowie XX wieku skutek okresowo występujących deficytów tlenowych w centralnych częściach głębi bałtyckich w zasadzie całkowicie wyginęły małże, zwłaszcza: *Macoma calcarea* Chemnitz i *Astarte borealis* Schumacher (Żmudziński 1987). Gatunkami obecnymi wyłącznie do połowy lat osiemdziesiątych były *Priapulus caudatus* Lamarck, *Mysis relicta* Loven oraz małże *Mytilus trossulus* Linnaeus, *Mya arenaria* Linnaeus. Na początku lat dziewięćdziesiątych w skład gatunkowy makrofauny dennej rejonów głębi weszły skorupiaki *Saduria* (*Mesidotea*) *entomon* Linnaeus i *Pontoporeia affinis*

Lindstrom (Rudlicka i in. 2003, Janas i in. 2004).

W latach pięćdziesiątych i sześćdziesiątych stwierdzono obecność pustyni bentosowej na obszarze Głębi Gdańskiej, której średni zasięg wynosił około 3000 km². W latach siedemdziesiątych i osiemdziesiątych średni zasięg pustyń makrobentosowych wzrósł do około 5000 km² (Żmudziński 1987, 1990). Według ostatnich prognoz obszar pustyń może powiększyć się jeszcze bardziej, obejmując dno nie tylko całej warstwy wód głębokich, i zajmować do 45 % dna Bałtyku (Pliński 1994). Obecnie na wielu obszarach jedynymi składnikami makrofauny dennej są wieloszczety: *Bylgides sarsi* Kinberg (żyjący zarówno w toni wodnej jak i w osadach) i *Scoloplos armiger* Muller.

Szacuje się, iż na obszarach głębokowodnych średnia liczebność i biomasa zoobentosu od drugiej połowy ubiegłego wieku spadły przeszło czterokrotnie. Natomiast powyżej halokliny, tj. średnio powyżej głębokości 70 m, notuje się wyraźny wzrost średnich wartości biomasy zoobentosu spowodowany głównie ponad trzykrotnym wzrostem (dane na lata osiemdziesiąte XX wieku) biomasy *Mytilus trossulus* i *Macoma baltica* Linnaeus (Majewski 1987, Żmudziński 1987, 1990, Wiktor 1993b, Witek i in. 1993, Żmudziński 1994, Szaniawska i in. 1999, Janas i in. 2004). Badania Osowieckiego (1998) wskazują, że trend ten utrzymywał się również w latach dziewięćdziesiątych XX wieku.

Degradacja łąk podwodnych w strefie płytkowodnej doprowadziła do ustąpienia fauny fitofilnej związanej z tym biotopem. Dotyczy to zwłaszcza skorupiaków, których udział w faunie dennej i biomasa obniżyły się z 10,2 % i 20,6 g·m⁻² w 1962 roku do zaledwie 1,0 % i 4,3 g·m⁻² w 1987 roku (Żmudziński 1967, Wiktor 1993b, Wołowicz i in. 1993, Szaniawska i in. 1999). Obecnie najpowszechniejszymi gatunkami strefy przybrzeżnej są cztery gatunki małży: *Mytilus trossulus*, *Macoma baltica*, *Mya arenaria* i *Cerastoderma glaucum* Poiret, skąposzczety (*Oligochaeta*), wieloszczet – *Nereis diversicolor* Muller,

ślimaki z rodzaju *Hydrobia* Hartmann i skorupiak *Diastylis rathkei* Kroyer. W latach pięćdziesiątych XX wieku pojawiły się gatunki poprzednio nie notowane: gatunek wieloszczeta północnoamerykańskiego – *Marenzelleria viridis* Verrill i skorupiaci *Cercopagis pengoi* Ostroumov, *Eriocheir sinensis* Milne-Edwards, *Gammarus tigrinus* Sexton, *Idotea granulosa* Rathke, *Jaera syei* Bocquet, *J. ischiosetosa* Forsman (Bielecka i in. 2000, Jęczmień i Szaniawska 2000, 2002, Normant i in. 2000, 2002, Szaniawska i in. 2003, Rudlicka i in. 2003, Janas i in. 2004).

Ze strefy płytkowodnej na skutek zaniku miejsc tarliskowych i braku odpowiedniej bazy pokarmowej ustąpiło również wiele gatunków ichtiofauny – m.in. *Coregonus lavaretus* Linnaeus, *Esox lucius* Linnaeus, *Abramis brama* Linnaeus, *Belone belone* Linnaeus, *Perca fluviatilis* Linnaeus natomiast z powodu utraty miejsc kryjówek – *Syngnathus typhle* Linnaeus i *Nerophis ophidion* Linnaeus (Wołowicz i in. 1993). Gatunki te zostały zastąpione przez taksony plastyczne w przystosowaniach troficznych i odporne na zaawansowaną degradację środowiska. Są to głównie ryby ciernikowate *Gasterosteidae* i babkowate *Gobiidae* (Morawski 1982, Skóra 1993, Rudlicka i in. 2003).

Jakościowe zubożenie fauny obserwowano również lokalnie w przybrzeżnej strefie tj. na przedpolach ujść ścieków do środowiska morskiego (Żmudziński 1987, Ostrowski 1985, Wołowicz i in. 1993). Podwyższenie stężeń soli biogenicznych początkowo dało doskonałe efekty gospodarcze objawiające się kilkakrotnym wzrostem połowów ryb, ze 150 tysięcy ton w latach pięćdziesiątych do prawie 900 tysięcy ton w 1985 roku. Od tego roku mimo wzrostu żyzności notuje się wyraźny spadek połowów wskazujący na zachwianie równowagi ekologicznej (Pliński 1994, Żmudziński 1994).

Fauna ssaków morskich Morza Bałtyckiego jest stosunkowo mało zróżnicowana. Do stałych przedstawicieli należą jedynie: trzy gatunki fok – *Halichoerus grypus* Fabricius, *Phoca vitulina* Linnaeus i *Pusa hispida* Schreber oraz jeden niewielki waleń –

Phocaenaphocaena Linnaeus. Obecnie ssaki morskie odwiedzają brzegi Zatoki Gdańskiej sporadycznie (Rudlicka i in. 2003).

Kolejne poważne niebezpieczeństwo dla ekosystemu Zatoki Gdańskiej stwarzają ścieki bytowe, które wnoszą do wody nie tylko chorobotwórcze bakterie, ale i najróżniejsze chorobotwórcze organizmy, na przykład: wirusy, grzyby drożdżoidalne, pierwotniaki i jaja robaków pasożytniczych. Efektem tego są nie tylko zamknięte plaże, ale również zły stan zdrowotny ryb. W latach osiemdziesiątych, w następstwie wzrastającego skażenia wód morskich zaczęły chorować ryby użytkowe, zwłaszcza dorsze. Epidemiczne rozmiary w Zatoce Gdańskiej przybrał pomór węgorzy, które giną wskutek powstawania głębokich, nie gojących się ran (Żmudziński 1990, Pliński 1994, Grawiński i in. 1998).

Innym zagrożeniem jest postępujące zanieczyszczenie wód i osadów Zatoki Gdańskiej substancjami toksycznymi, w tym również związkami metali ciężkich (rtęci, ołowiu, kadmu itp.) i promieniotwórczymi spowodowane odprowadzaniem do morza różnego rodzaju ścieków i odpadów przemysłowych oraz atmosferycznym transportem dymów i pyłów (Żmudziński 1990, Pliński 1994). Część z tych substancji ulega bioakumulacji, trafiając poprzez ryby do ostatecznych konsumentów: ptaków, fok i człowieka. Wskutek nadmiernego nagromadzenia się w tkankach, a zwłaszcza jajach rybożernego orła bielika związków rtęci i innych substancji trujących, jego bałtycka populacja może wkrótce zaginąć bezpowrotnie (Żmudziński 1990).

Bibliografię do tej pracy można znaleźć na stronie [Ocena wpływu potoków na stan środowiska w przybrzeżnej strefie Zatoki Gdańskiej](#)

Jeśli szukają Państwo pomocy w napisaniu własnej pracy - potrzebują Państwo fachowych konsultacji to polecamy stronę [pisanie prac](#) - profesjonalna pomoc w pisaniu prac w granicach prawa.