

Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)

Wskaźnik stanu

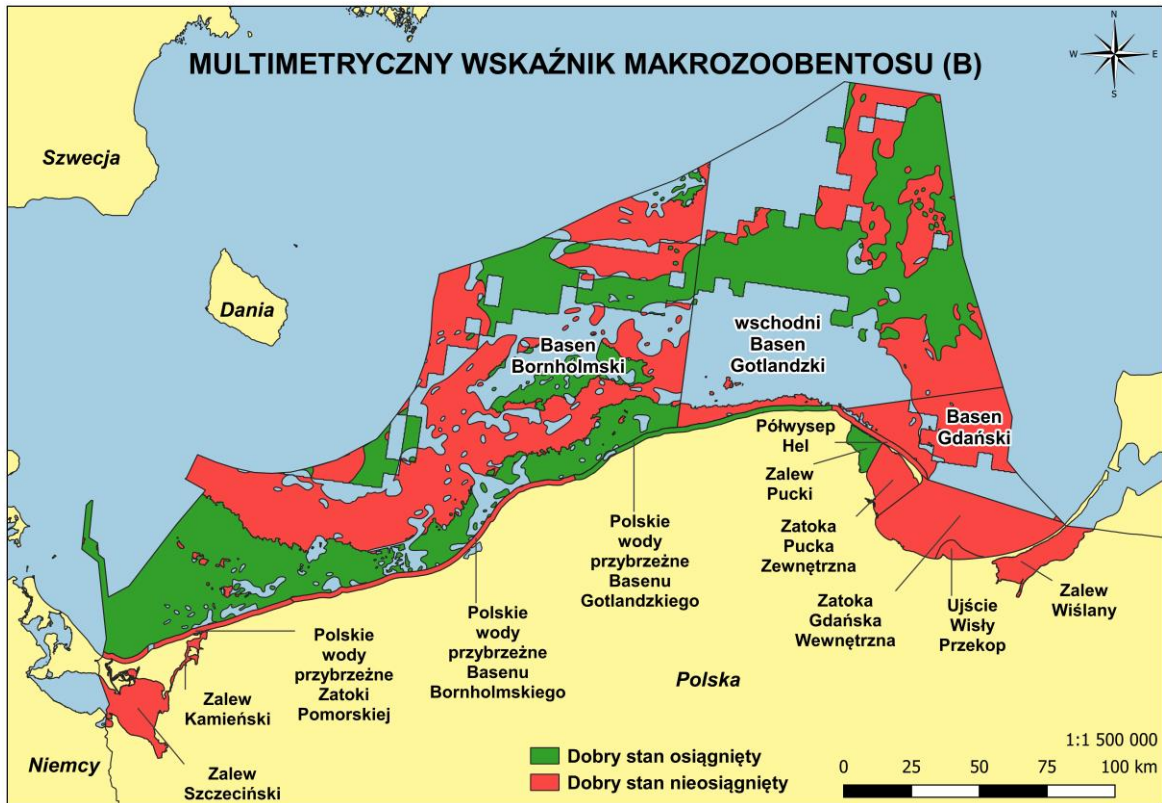
Podsumowanie oceny

Multimetryczny wskaźnik B określa stan ekologiczny miękkiego dna morskiego na podstawie makrozoobentosu (Osowiecki i in. 2012, Osowiecki i Błęńska 2020). Wskaźnik ten w swoim algorytmie zawiera najbardziej istotne kryteria oceny walorów zbiorowiska organizmów dennych, tj. różnorodność taksonomiczną, wyrażoną liczbą zidentyfikowanych taksonów i liczebnością osobników poszczególnych taksonów oraz jakościową informację o ekologicznej wrażliwości/tolerancji poszczególnych taksonów. Wskaźnik przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest różnorodność taksonomiczna i udział taksonów wrażliwych oraz im udział taksonów w strukturze całkowitej liczebności jest bardziej wyrównany.

Multimetryczny wskaźnik B spełnia kryterium podstawowe D6C5 w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego, kryterium podstawowe D4C1 w ramach cechy D4 – łańcuchy pokarmowe oraz kryterium drugorzędne D5C8 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z Decyzją Komisji 2017/848, a także jest stosowany na potrzeby oceny stanu ekologicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach ramowej dyrektywy wodnej (RDW), (Dyrektywa 2008/56/WE), (Osowiecki i in. 2012).

Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego wykonana dla lat 2016-2021 z zastosowaniem wskaźnika B dla 14 obszarów oceny w POM wykazała, że dwa podakweny otwartego morza, tj. Wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski oraz dwa JCWP – Zalew Pucki oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, charakteryzowały się dobrym stanem środowiska. Należy przy tym podkreślić, że w przypadku Wschodniego Basenu Gotlandzkiego GES uzyskano jedynie dla siedliska osadów mieszanych strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu, zaś w Basenie Bornholmskim dobry stan uzyskały siedliska: piaski infralitoralu oraz osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu (Rysunek 1).

W pozostałych obszarach oceny w POM stwierdzono stan poniżej dobrego (subGES). W przypadku basenów otwartego morza, jedynie Basen Gdański w całości pozostawał w stanie poniżej dobrego. Stacje monitoringowe w obrębie Basenu Gdańskiego zlokalizowane są na głębokościach większych niż 60 m. Życie makroskopowe na dnie jest ubogie pod względem taksonomicznym i ilościowym. Może pojawiać się okresowo, w następstwie napływu natlenionych wód z Morza Północnego i trwa do wyczerpania się tlenu w wodach przydennych. Wpływa to na stan jakości wód, który odzwierciedla niską wartość wskaźnika B. Stan poniżej dobrego – subGES stwierdzono również w badanych zalewach: Szczecińskim, Kamieńskim, a także w Zalewie Wiślanym. Są to akweny silnie zeutrofizowane, będące odbiornikami wód rzek wnoszących duży ładunek soli biogenicznych i pomimo swojej relatywnie płytkości, posiadające złe warunki tlenowe w wodach przydennych i osadach.



Rysunek 1. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B dla okresu 2016-2021 w obszarach oceny w POM przy uwzględnieniu ogólnych typów siedlisk w basenach otwartego morza oraz dla JCWP

Zgodnie z metodyką oceny wiarygodności (czasową, przestrzenną, klasyfikacji oraz metodyki), wiarygodność oceny dla siedlisk bentosowych na dnie miękkim przy zastosowaniu wskaźnika B wskazuje na status wysoki, zarówno w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk w basenach otwartego morza, jak i we wszystkich JCWP.

Opis wskaźnika

1. Charakterystyka wskaźnika

W swoim algorytmie wskaźnik B zawiera najbardziej istotne kryteria oceny walorów zbiorowiska, tj. różnorodność taksonomiczną i liczebność poszczególnych taksonów oraz jakościową informację o ekologicznej wrażliwości/tolerancji poszczególnych taksonów. Wskaźnik przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest różnorodność taksonomiczna i udział taksonów wrażliwych, a udział taksonów w strukturze całkowitej liczebności wyrównany. Wskaźnik wyznacza się wg równania:

$$B = \frac{\sum_{i=1}^3 (w_i Q_i s n_i)}{\sum_{i=1}^3 D_i} - \log \left(1 + \sum_{i=1}^3 D_i \right)$$

gdzie:

w_i – waga klas dominacji,

D_i - liczba taksonów należących do poszczególnych klas dominacji D_1, D_2, D_3 ,

$s n_i = \sum \text{sensi}$,

współczynnik $Q_i=0$ jeżeli $D_i=0$; $Q_i=1$ jeżeli $D_i \neq 0$,

sensi – współczynnik wrażliwości/tolerancji taksonów na stres wywołany antropopresją (3 – taksony wrażliwe, 2 – taksony pośrednie, 1 – taksony tolerancyjne) (Tabela 1).

W zależności od liczby klas dominacji, w_i może przyjmować wartości:

$w_1 = 3$ dla klasy dominacji D_1 (udział > 10%),

$w_2 = 2$ dla klasy dominacji D_2 ($5\% \leq$ udział $\leq 10\%$),

$w_3 = 1$ dla klasy dominacji D_3 (udział < 5%).

Stan zbiorowisk makrozoobentosu mierzony wskaźnikiem B określa się dla każdej stacji. W przypadku poboru kilku próbek lub dokonania powtórzeń na stacji wartość wskaźnika uśrednia się.

Zakres tolerancji i wrażliwości taksonów na stres wywołany nadmierną zawartością materii organicznej w osadzie, będącej wynikiem postępującej eutrofizacji, określono metodą oceny eksperckiej, na podstawie danych literaturowych (Leppäkoski 1975, Pearson i Rosenberg 1978, Ostrowski 1985, Okoń 1985, Żmudziński 1990, Rumohr i in. 1996, Janas 1998, Rosenberg i in. 2004, Blomqvist i in. 2006, Osowiecki i in. 2008) oraz wyników badań nad stałością występowania taksonów w poszczególnych typach biotycznych w polskiej strefie Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2012). Gatunkom obcym lub inwazyjnym nadano najniższą wartość wrażliwości. Nie wszystkie gatunki wchodzące w skład biocenozy jednakowo kształtują jej charakter i funkcjonowanie (Odum 1982). W związku z tym, podstawą algorytmu wskaźnika jest założenie, że gatunki dominujące w większym stopniu kształtują stan jakości zoocenoz dennych, niż gatunki występujące nielicznie. We wskaźniku zastosowano klasyfikację dominacji Trojana (1980), według której gatunki występujące w danym zespole podzielono na: dominanty (D_1) – najliczniejsze, influenty (D_2) – średnioliczne oraz gatunki akcesoryczne (D_3) – małowieliczne. Każdej z klas dominacji przypisano wagę odpowiadającą roli, jaką pełnią w środowisku. Dominantom (stanowiącym więcej niż 10% całkowitej liczebności w próbce) nadano wagę 3, gdyż to one w największym stopniu kształtują charakter zoocenoz dennych. Influentom, stanowiącym od 5 do 10% całkowitej liczebności w próbce, nadano wagę odpowiednio niższą – 2, a gatunkom akcesorycznym, najmniej licznym (stanowiącym mniej niż 5% całkowitej liczebności) – przypisano wagę 1.

Zastosowano trzystopniową skalę tolerancji i wrażliwości, według której podzielono taksony notowane w polskiej strefie Bałtyku (Tabela 1) na:

- 1) taksony o wąskim zakresie tolerancji, tzw. gatunki wskaźnikowe dna czystego (Sensi=3);
- 2) taksony pośrednie, których występowanie nie jest ściśle skorelowane z zawartością materii organicznej w osadach dennych (Sensi=2);
- 3) taksony o szerokim zakresie tolerancji, odporne na znaczną zawartość materii organicznej w osadzie (Sensi=1).

Tabela 1. Wrażliwości taksonów zoobentosu stosowanych w wyliczaniu wskaźnika B

Taksony wrażliwe (Sensi = 3)	Taksony wrażliwe (Sensi = 2)	Taksony wrażliwe (Sensi = 1)
<i>Anodonta anatina</i>	Ampharete	<i>Bylgides sarsi</i>
<i>Astarte borealis</i>	<i>Ampharete finmarchica</i>	<i>Capitella capitata</i>
<i>Astarte elliptica</i>	<i>Ampharete baltica</i>	Chironomidae
Astartidae	<i>Apocorophium lacustre</i>	Chironomini
<i>Bathyporeia pilosa</i>	<i>Aricidea (Acmira) cerrutii</i>	<i>Chironomus plumosus</i>
<i>Calliopius laeviusculus</i>	Bezzia	<i>Corophium multisetosum</i>
<i>Cerastoderma glaucum</i>	<i>Bithynia tentaculata</i>	<i>Corophium volutator</i>
<i>Cyathura carinata</i>	Chelicerata	<i>Crassikorophium crassicorne</i>
<i>Ecrobia ventrosa</i>	<i>Cyanophthalma obscura</i>	<i>Gammarus tigrinus</i>
<i>Eurydice pulchra</i>	<i>Dendrocoelum</i>	<i>Hediste diversicolor</i>
<i>Fabricia stellaris</i>	<i>Diastylis rathkei</i>	Insecta
<i>Heterotanais oerstedii</i>	Diptera	<i>Marenzelleria</i>
Hydrozoa	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Marenzelleria neglecta</i>
Idotea	<i>Dyopedos monacanthus</i>	<i>Marenzelleria viridis</i>
<i>Idotea balthica</i>	<i>Ephydatia fluviatilis</i>	<i>Mya arenaria</i>
<i>Idotea chelipes</i>	<i>Gammarus</i>	Oligochaeta
<i>Idotea granulosa</i>	<i>Gammarus duebeni</i>	<i>Pholoe minuta</i>
<i>Jaera (Jaera) albifrons</i>	<i>Gammarus inaequicauda</i>	<i>Macoma balthica</i>
<i>Leptocheirus pilosus</i>	<i>Gammarus locusta</i>	<i>Rangia cuneata</i>
<i>Monoporeia affinis</i>	<i>Gammarus oceanicus</i>	<i>Rhithropanopeus harrisii</i>
<i>Nymphon brevirostre</i>	<i>Gammarus salinus</i>	<i>Saduria entomon</i>
<i>Piscicola</i>	<i>Gammarus zaddachi</i>	<i>Scoloplos armiger</i>
<i>Pontoporeia femorata</i>	<i>Halicryptus spinulosus</i>	<i>Streblospio shrubsolii</i>
<i>Priapulus caudatus</i>	<i>Halitholus cirratus</i>	<i>Trochochaeta multisetosa</i>
<i>Pygospio elegans</i>	<i>Hydrobia</i>	
<i>Travisia forbesii</i>	<i>Lekanesphaera hookeri</i>	
Unio	<i>Manayunkia aestuarina</i>	
	<i>Mytilus edulis</i>	
	<i>Mytilus trossulus</i>	
	Nemertea	-
	<i>Peringia ulvae</i>	-
-	Pisidium	-
-	<i>Planaria torva</i>	-
-	<i>Potamopyrgus</i>	-
-	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-
-	<i>Praunus flexuosus</i>	-
-	<i>Procerodes littoralis</i>	-
-	<i>Radix labiata</i>	-
-	Sphaerium	-
-	Tanypodinae	-
-	Tanytarsini	-
-	<i>Terebellides stroemii</i>	-
-	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	-
-	<i>Valvata piscinalis</i>	-
-	<i>Viviparus viviparus</i>	-

Źródło: opracowanie własne; nazwy taksonów przyjęto za: World Register od Marine Species, <http://www.marinespecies.org>, data wejścia na stronę: 02.08.2022

2. Odniesienie do prawodawstwa, planów działań i celów

Multimetryczny wskaźnik B, spełniając kryteria podstawowe: D6C5 i D4C1 oraz kryterium drugorzędowego D5C8, wypełnia wymagania prawodawstwa UE, w tym Decyzji Komisji 2017/848 oraz prawodawstwa krajowego (Tabela 2).

Tabela 2. Powiązania wskaźnika B z prawodawstwem UE

Wymagania i rekomendacje legislacyjne	
<p>Ramowa Dyrektywa w sprawie Strategii Morskiej (Dyrektywa 2008/56/WE, Dyrektywa 2017/845)</p>	<p>Cecha D1/D6 – Siedliska bentosowe; utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego/Integralność dna morskiego utrzymuje się na poziomie gwarantującym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz brak niekorzystnego wpływu zwłaszcza na ekosystemy bentosowe.</p> <p>Kryterium D6C5 - Zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan danego siedliska, w tym na zmiany jego biotycznej i abiotycznej struktury oraz funkcji (np. typowy skład gatunków, ich względna liczebność, braku szczególnie wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, struktura wielkościowa gatunku), nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze.</p>
	<p>Cecha D4 – Ekosystemy, w tym sieć pokarmowa.</p> <p>Kryterium D4C1 - Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.</p>
	<p>Cecha D5 – Do minimum ogranicza się eutrofizację wywołaną przez działalność człowieka, a w szczególności jej niekorzystne skutki, takie jak utrata różnorodności biologicznej, degradacja ekosystemu, szkodliwe zakwity glonów oraz niedobór tlenu w dolnych partiach wód .</p> <p>Kryterium D5C8 - Skład gatunkowy i względne rozpowszechnienie skupisk makrofauny osiągają wartości, które wskazują na brak negatywnych skutków nadmiaru substancji biogennych i organicznych, w następujący sposób: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości dla bentosowych biologicznych elementów jakości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.</p>
<p>Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 13.08.2021 r. (Dz.U. z 2021 r. poz. 1475) 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</p>	<p>Multimetryczny wskaźnik B jest wskaźnikiem jakości wód powierzchniowych dla jednolitych wód przybrzeżnych i przejściowych.</p>
<p>Ramowa Dyrektywa Wodna(RDW) (Dyrektywa 2000/60/WE)</p>	<p>Ustalenie ram dla ochrony wód przejściowych i przybrzeżnych.</p>

3. Powiązanie z presjami

W Tabeli 3 zestawiono listę presji wymienionych w tabeli 2 w Załączniku III do Dyrektywy 2017/845 wraz z przypisanym wpływem tychże presji na funkcjonowanie wskaźnika.

Tabela 3. Powiązania wskaźnika B z presjami z tabeli 2 z Załącznika III do Dyrektywy 2017/845

Powiązane źródła presji lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2a i 2b, Dyrektywa 2017/845)	Wpływ
Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna; Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe; Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia.	Wskaźnik B dobrze charakteryzuje stan zbiorowiska makrozoobentosu w polskiej strefie Bałtyku – wykazuje zróżnicowanie między obszarami płytkowodnymi i głębokowodnymi oraz silniej i słabiej narażonymi na wpływ eutrofizacji. Wykazuje także silne powiązanie z czynnikami presji – stężeniami substancji biogennych i natlenieniem wód przydennych. W strefie płytkowodnej Bałtyku w POM, w ramach badania zależności wskaźnika B od wskaźników eutrofizacji, w serii danych z lat 1987–2016, statystycznie istotną zależność stwierdzono pomiędzy wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego. Stan zoobentosu w strefie płytkiego dna limituje przede wszystkim dostępność materii organicznej dla organizmów filtrujących i odżywiających się materią organiczną zdeponowaną na powierzchni osadów dna morskiego. W strefie głębokowodnej Morza Bałtyckiego w POM najsilniejsza to zależność między wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego w miesiącach letnich.
Zakłócenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne); Straty fizyczne (spowodowane trwałymi zmianami podłoża dna morskiego lub morfologii oraz eksploatacją substratu dna morskiego); Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowu ryb) komercyjnych i rekreacyjnych.	Obniżona wartość wskaźnika B.
Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych.	

4. Powiązanie ze zmianą klimatu

Zmiany klimatu, m.in. poprzez wzrost temperatury wody, zmianę poziomu morza i zmniejszenie pokrywy lodowej, będą miały wpływ na ekosystem bałtycki. Zwłaszcza, gdy organizmy bentosowe występują na granicy swojego zasięgu, niewielkie zmiany temperatury i zasolenia mogą mieć wpływ na zmianę ich liczebności, biomasy i rozmieszczenia. Mimo że wskaźnik B nie został przetestowany bezpośrednio pod kątem różnych parametrów fizykochemicznych powiązanych ze zmianami klimatu, to poniżej dokonano ich przeglądu i opisano potencjalny wpływ na siedliska bentosowe. Zmiany klimatu bezpośrednio wpływające na parametry fizykochemiczne, takie jak temperatura wody, zasolenie, dopływ słonej wody, obieg węgla, pH wody, średni poziom morza, klimat falowy, mogą

oddziaływać na wrażliwość siedlisk bentosowych poprzez zmianę wrażliwości gatunków z nimi związanych (HELCOM 2021).

Temperatura wód powierzchniowych Morza Bałtyckiego wzrosła bardziej niż średnia dla oceanu światowego i będzie nadal rosła w całym Bałtyku we wszystkich porach roku. Ocieplenie to spowodowało najprawdopodobniej wzmocnienie pionowej stratyfikacji w kolumnie wody w porze letniej. Gatunki bentosowe o niskiej tolerancji termicznej i żyjące powyżej termokliny są bardziej wrażliwe na ocieplenie. W rezultacie biotopy znajdujące się powyżej termokliny potencjalnie stają się bardziej wrażliwe.

Nie stwierdzono żadnych statystycznie istotnych trendów w zakresie zmian zasolenia, a niepewność co do przyszłych prognoz jest wysoka. Jednakże większość symulacji sugeruje, że zwiększony napływ słodkiej wody może powodować wahania zasolenia, wpływając na rozmnażanie i przetrwanie gatunków oraz zwiększając w ten sposób wrażliwość organizmów w ekosystemach przybrzeżnych. W rezultacie przybrzeżne biotopy infralitoralne mogą stać się bardziej wrażliwe.

Wzrost CO_2 w atmosferze wpłynie na wzrost stężenia CO_2 w wodzie morskiej i spowoduje spadek pH (zakwaszenie oceanów). W dłuższej perspektywie czasowej gatunki bentosowe stają się mniej skuteczne w budowaniu ochronnych struktur węglanowych (muszli) przy niższym pH. Zmniejszając odporność i wytrzymałość gatunków na presję fizyczną, biotopy bentosowe potencjalnie stają się bardziej wrażliwe.

Poziom Morza Bałtyckiego stale podnosi się. W rezultacie dostępność strefy fotycznej biotopów bentosowych może ulec zmniejszeniu, co potencjalnie spowoduje zmniejszenie produktywności bentosu zasiedlającego infralitoralne.

Klimat falowy Morza Bałtyckiego jest silnie zależny od pola wiatrowego i wykazuje dużą zmienność długoterminową. Fale potencjalnie wpływają na homogeniczność słupa wody w niektórych obszarach płytkich wód lub częściowo w obszarach głębokowodnych, w ten sposób napowietrzając wody wcześniej uwarstwione. Zwiększone stężenie tlenu może powodować zmniejszenie wrażliwości organizmów bentosowych, a w konsekwencji obniżyć wrażliwość biotopu.

Zmiany klimatu, które pośrednio wpływają na parametry fizykochemiczne, takie jak stężenie tlenu i biogenów w wodzie oraz efekt eutrofizacji, tym samym mają wpływ na wrażliwość siedlisk bentosowych poprzez zmianę wrażliwości gatunków z nimi związanych (HELCOM 2021).

Niedobór tlenu w wodach naddennych obserwowany jest na większym obszarze Morza Bałtyckiego jako konsekwencja stratyfikacji w kolumnie wody oraz eutrofizacji. Prognozowane ocieplenie może zwiększyć spadek stężenia tlenu w Morzu Bałtyckim poprzez ograniczenia w transporcie tlenu na granicy powietrze-morze, jak również transporcie pionowym tlenu oraz poprzez nasilenie eutrofizacji. Przyszłe uwarunkowania tlenowe w obszarach głębokowodnych Bałtyku Właściwego będą zależały głównie od scenariusza dotyczącego ładunku biogenów. Jeżeli będzie wysoki, wpływ ocieplenia będzie znaczny i negatywny, a jeśli niski – efekt będzie niewielki. Zmniejszone stężenie tlenu może zwiększyć wrażliwość organizmów i ogólną wrażliwość biotopów.

Ocena stanu środowiska wód morskich

Ocenę stanu siedliska bentosowego dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B dla okresu oceny 2016-2021 przedstawiono w tabeli (Tabela 4) oraz na rysunku (Rysunek 1).

W niniejszym opracowaniu przedstawiono wyniki wskaźnika B dla wszystkich stacji monitoringowych. Należy zwrócić uwagę, że stacje P2 (Wschodni Basen Gotlandzki) oraz stacja P3 (Basen Bornholmski) są głębsze niż 60 m, ale są zlokalizowane na stokach Rynny Słupskiej, gdzie panują dobre warunki środowiskowe (GES). Ponadto w kolumnie „Uwagi” wskazano, które ogólne typy siedlisk zgodnie z wiedzą literaturową uważane są za inne niż te wskazane na mapie EUSeaMap 2021 lub w ogóle zostały sklasyfikowane na podstawie wiedzy literaturowej. Wartość wskaźnika B dla wielolecia 2016-2021 w obszarze oceny otwartych basenów to średnia ze wszystkich wartości wskaźnika B wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach dla danego ogólnego typu siedliska. Dla wód przejściowych i przybrzeżnych podano ostateczną wartość w tych jednostkach oceny jako uśrednioną wartość wskaźnika B.

Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego wykonana z zastosowaniem wskaźnika B dla 14 obszarów oceny w POM wykazała, że dwa podakweny otwartego morza, tj. Wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski oraz dwa JCWP – Zalew Pucki oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, charakteryzowały się dobrym stanem środowiska. Należy przy tym podkreślić, że w przypadku Wschodniego Basenu Gotlandzkiego GES uzyskano jedynie dla siedliska osadów mieszanych strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu, zaś w Basenie Bornholmskim dobry stan uzyskały siedliska: piaski infralitoralu oraz osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu (Rysunek 1). W pozostałych obszarach oceny w POM stwierdzono stan poniżej dobrego (subGES). W przypadku basenów otwartego morza, jedynie Basen Gdański w całości pozostawał w stanie poniżej dobrego. Stacje monitoringowe w obrębie Basenu Gdańskiego zlokalizowane są na głębokościach większych niż 60 m. Życie makroskopowe na dnie głębi jest ubogie pod względem taksonomicznym i ilościowym. Może pojawiać się okresowo, w następstwie napływu natlenionych wód z Morza Północnego i trwa do wyczerpania się tlenu w wodach przydennych. Wpływa to na stan jakości wód, który odzwierciedla niska wartość wskaźnika B. Stan poniżej dobrego – subGES stwierdzono również w badanych zalewach: Szczecińskim, Kamieńskim, a także w Zalewie Wiślanym. Są to akweny silnie zeutrofizowane, będące odbiornikami wód rzek wnoszących duży ładunek soli biogenicznych i pomimo swojej relatywnej płytkości, posiadające złe warunki tlenowe w wodach przydennych i osadach.

Tabela 4. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B dla okresu 2016-2021 w obszarach oceny w POM (GES, subGES)

Obszar oceny	Ogólny typ siedlisk (BHT)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Wieloletnie 2016-2021 dla BHT w obszarach oceny	Wieloletnie 2016-2021 dla JCWP	Wiarygodność	Uwagi (ocena literaturowa/ekspercka)
		Wartość wskaźnika B									
Basen Gdański	Piaski circalitoralne	2,72	2,90	2,53	2,59	2,39	2,69	2,64	–	wysoka	wartość otrzymana na podstawie danych ze stacji głębszej niż 60 m
	Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	1,01	0,96	0	0	0	0	0,33	–		wartość otrzymana na podstawie danych ze stacji głębszej niż 60 m
Wschodni Basen Gotlandzki	Piaski infralitoralne	3,21	2,99	2,61	3,38	3,35	3,35	3,15	–		–
	Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	1,47	1,96	0,00	0,00	0,54	0,54	0,75	–		wartość otrzymana na podstawie danych ze stacji głębszej niż 60 m
	Osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	4,06	3,60	3,23	2,75	4,34	4,28	3,71	–	wartość otrzymana na podstawie danych ze stacji głębszej niż 60 m	
Basen Bornholmski	Piaski infralitoralne	2,96	2,93	3,27	3,21	3,33	3,52	3,23	–	–	
	Piaski circalitoralne	2,54	2,84	2,62	2,95	2,76	2,61	2,72	–	–	
	Osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	3,47	4,25	4,10	3,55	3,04	3,07	3,58	–	wartość otrzymana na podstawie danych ze stacji głębszej niż 60 m	
	Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	1,24	0	0	0	1,95	0	0,53	–	wartość otrzymana na podstawie danych ze stacji głębszej niż 60 m	
Zalew Wiślany	Muły lub piaski infralitoralne		1,56			0,99		–	1,28	–	

Obszar oceny	Ogólny typ siedlisk (BHT)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Wieloletnie 2016-2021 dla BHT w obszarach oceny	Wieloletnie 2016-2021 dla JCWP	Wiarygodność	Uwagi (ocena literaturowa/ekspercka)
		Wartość wskaźnika B									
Ujście Wisły Przekop	Muły circalitoralu		3,1			1,85		–	2,48		–
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Piaski circalitoralu*										*piaski infralitoralu, 8 m głębokości
	Piaski circalitoralu	2,15	3,05	1,32	1,9	1,86	1,57	–	1,97		–
	Muły circalitoralu										w tym dane z jednej stacji głębszej niż 60 m
Zatoka Pucka Zewnętrzna	Muły circalitoralu	2,07			1,52			–	1,80		–
Zalew Pucki	Piaski infralitoralu										–
	Osady gruboziarniste infralitoralu	2,65	3,51	3,02	3,33	3,99	3,23	–	3,28		–
Półwysep Hel	Piaski infralitoralu										–
	Piaski circalitoralu*	2,96	2,21		3,06	3,27		–	2,87		*piaski infralitoralu, 8 m głębokości
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	Piaski infralitoralu	3,94	3,9			3,22		–	3,69		–
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Piaski infralitoralu		3,39			2,26		–	2,96		–
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	Piaski infralitoralu										–
	Osady gruboziarniste infralitoralu	2,17	1,64		2,45	3,14	3,54	–	2,81		–

Obszar oceny	Ogólny typ siedlisk (BHT)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Wielolecie 2016-2021 dla BHT w obszarach oceny	Wielolecie 2016-2021 dla JCWP	Wiarygodność	Uwagi (ocena literaturowa/ekspercka)
		Wartość wskaźnika B									
Zalew Kamieński	Ogólny typ siedliska nieoznaczony na EUSeaMap	2,08			2,43			–	2,26		*muły infralitoralu
Zalew Szczeciński	Ogólny typ siedliska nieoznaczony na EUSeaMap	1,92	1,48		1,95			–	1,78		*muły infralitoralu

* Majewski A., Lauer Z. (red.) Atlas Morza Bałtyckiego, 1994; Łomniewski (red.) Morze Bałtyckie, 1975, Uściłowicz (red.) Geochemia osadów powierzchniowych Morza Bałtyckiego, 2011

Zgodnie z metodyką oceny wiarygodności (czasową, przestrzenną, klasyfikacji oraz metodyki), wiarygodność oceny dla siedlisk bentosowych na dnie miękkim przy zastosowaniu wskaźnika B wskazuje na status wysoki, zarówno w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk w basenach otwartego morza, jak i we wszystkich JCWP (Tabela 4).

Porównanie bieżącej oceny (2016-2021) z poprzednią (2011-2016)

Określenie kierunku zmian jakości środowiska mierzonego wskaźnikiem B, jakie zaszły w okresie od aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2011-2016 (GIOŚ 2018) do końca niniejszej, drugiej aktualizacji wstępnej oceny dla wielolecia 2016-2021 jest utrudnione, gdyż obszary oceny wyznaczone w aktualizacji wstępnej oceny (22 podakweny) różnią się w stosunku do obszarów oceny wyznaczonych w aktualnej ocenie (14 podakwenów). Ponadto zasadne jest przedstawienie stanu ekologicznego siedlisk bentosowych w basenach otwartego morza w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk. W poniższej tabeli (Tabela 5) przedstawiono porównanie ocenianych JCWP w latach 2011-2016 oraz w wieloleciu 2016-2021.

Tabela 5. Porównanie obszarów oceny w JCWP dla wielolecia 2011-2016 oraz wielolecia 2016-2021

Obszary oceny dla wielolecia 2011-2016	Obszary oceny dla wielolecia 2016-2021
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Zatoka Gdańska Wewnętrzna
Mierzeja Wiślana	
Półwysep Hel	Półwysep Hel
Port Władysławowo	
Władysławowo-Jastrzębia Góra	
Jastrzębia Góra-Rowy	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego
Rowy-Jarosławiec Wschód	
Rowy-Jarosławiec Zachód	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego
Jarosławiec-Sarbinowo	
Ujście Dziwny	
Ujście Świny	Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej
Sarbinowo-Dziwna	
Dziwna-Świna	

W tabeli (Tabela 6) zamieszczono informacje o zmianie stanu (poprawa lub pogorszenie) w podakwenach POM pomiędzy porównywanymi okresami oceny. W basenach otwartego morza, w stosunku do ogólnych typów siedlisk, nastąpiła poprawa stanu jakości środowiska mierzonego wskaźnikiem B jedynie w przypadku piasków infralitoralu w Basenie Bornholmskim, gdzie dla wielolecia 2016-2021 stwierdzono tam dobry stan środowiska. W siedlisku osadów mieszanych strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu, zarówno w Basenie Bornholmskim, jak i Wschodnim Basenie Gotlandzkim stan ekologiczny nie zmienił się, tzn. nadal utrzymuje się tam dobry stan środowiska. W pozostałych przypadkach siedlisk w otwartych basenach, mimo nieznacznych wahań wartości wskaźnika B (poprawa lub pogorszenie stanu), wszystkie z nich reprezentują nadal stan poniżej dobrego. Odnośnie JCWP, jedynie w Zalewie Puckim nastąpiła zmiana klasy jakości z subGES na GES. Pozostałe JCWP reprezentują stan poniżej dobrego.

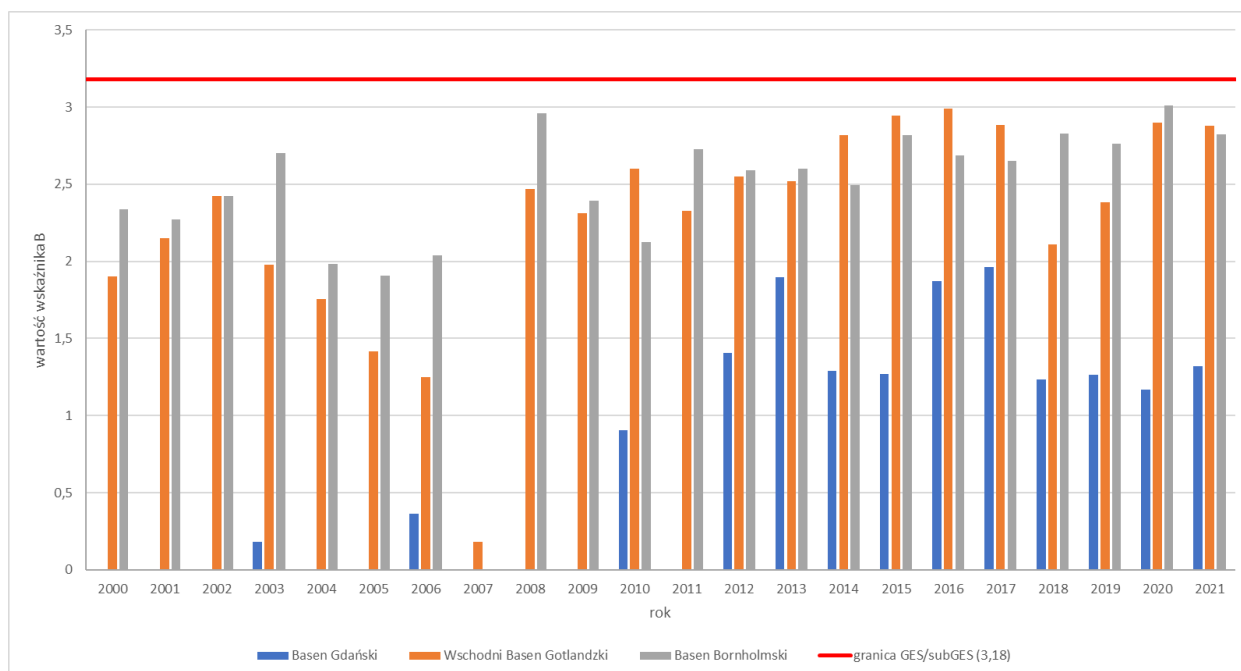
Tabela 6. Porównanie wyników oceny stanu środowiska w latach 2011-2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) oraz w latach 2016-2021 (druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika B w obszarach oceny wyznaczonych w POM

Obszar oceny	Ogólny typ siedlisk (BHT)/JCWP	Aktualizacja wstępnej oceny (2011-2016)	Druga aktualizacja wstępnej oceny (2016-2021)	Kierunek zmian ↗ poprawa stanu ↘ pogorszenie stanu
Basen Gdański	Piaski circalitoralne	2,57	2,64	↗ (nadal subGES)
	Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	0,62	0,33	↘ (nadal subGES)
Wschodni Basen Gotlandzki	Piaski infralitoralne	3,23	3,15	↘ (nadal subGES)
	Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	1,17	0,75	↘ (nadal subGES)
	Osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	3,82	3,71	↘ (nadal GES)
Basen Bornholmski	Piaski infralitoralne	2,93	3,23	↗ (z subGES na GES)
	Piaski circalitoralne	3,01	2,72	↘ (nadal subGES)
	Osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	3,22	3,58	↗ (nadal GES)
	Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	1,17	0,53	↘ (nadal subGES)
Zalew Wiślany	JCWP	1,15	1,28	↗ (nadal subGES)
Ujście Wisły Przekop	JCWP	2,32	2,48	↗ (nadal subGES)
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	JCWP	2,41	1,95	↘ (nadal subGES)
Zatoka Pucka Zewnętrzna	JCWP	2,69	1,80	↘ (nadal subGES)
Zalew Pucki	JCWP	2,92	3,28	↗ (z subGES na GES)
Półwysep Hel	JCWP	2,91	2,87	↘ (nadal subGES)
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	JCWP	3,45	3,69	↘ (nadal GES)
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	JCWP	2,06	2,96	↗ (nadal subGES)
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	JCWP	2,39	2,81	↗ (nadal subGES)
Zalew Kamieński	JCWP	2,52	2,26	↘ (nadal subGES)
Zalew Szczeciński	JCWP	2,25	1,78	↘ (nadal subGES)

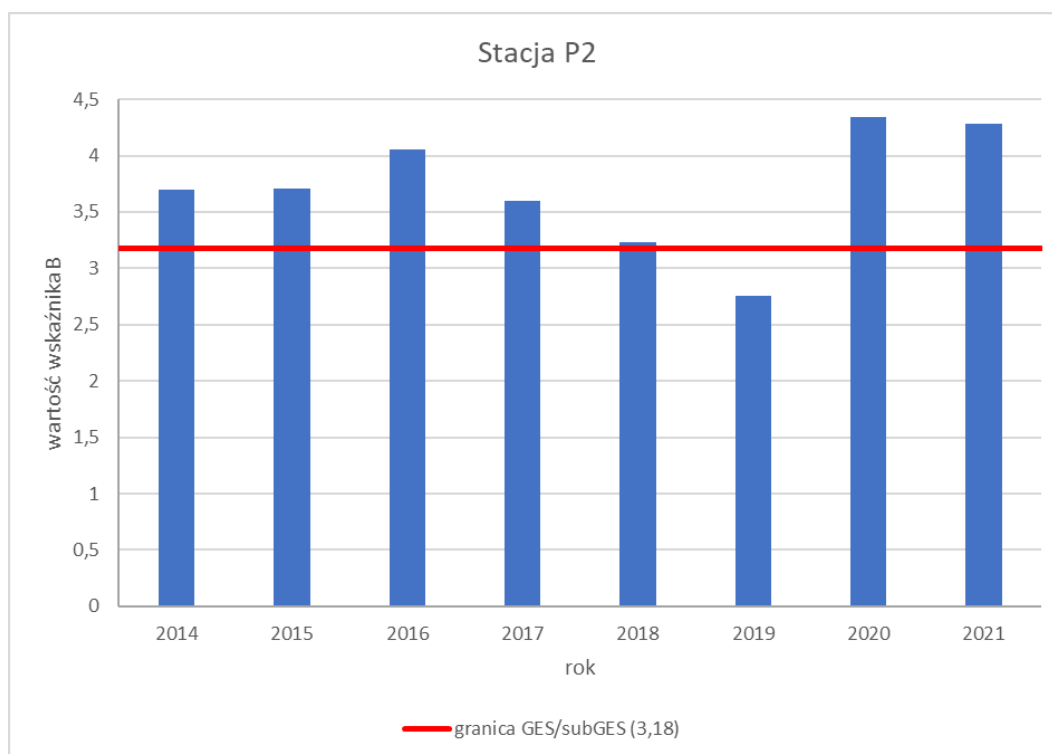
Wieloletnie trendy zmienności

Wieloletnie trendy zmienności stanu ekologicznego w otwartych wodach POM w latach 2000-2021 na podstawie wskaźnika B dla uśrednionych wartości z wszystkich stacji w danym roku w obrębie obszarów oceny oraz dla wybranych głębokowodnych stacji (P2, P3), przedstawiono na poniższych wykresach (Rysunek 2, Rysunek 3 i Rysunek 4). Średnia wartość wskaźnika B dla całych ocenianych obszarów oceny nigdy nie przekroczyła granicy GES/subGES od 2000 r. do 2021 r. Najwyższe średnie wartości wskaźnika B w ocenianym wieloleciu stwierdzono w Basenie Bornholmskim, trochę niższe –

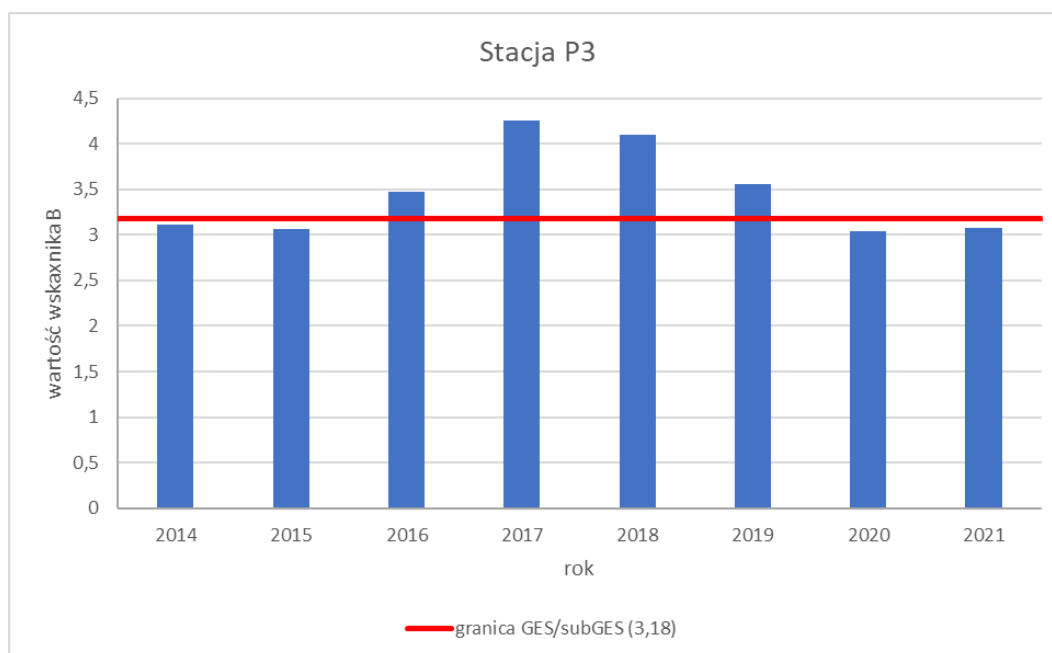
we Wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz dużo niższe – w Basenie Gdańskim. Biorąc pod uwagę jedynie średnie wartości wskaźnika B z głębokowodnych stacji (P2 i P3) zlokalizowanych na stokach Rynny Słupskiej, należy zauważyć, że od 2014 r. stan ekologiczny wskazywał tam na dobry stan środowiska lub był bliski temu stanowi.



Rysunek 2. Wieloletnie trendy zmienności (2000-2021) dla wskaźnika B w obrębie Basenu Gdańskiego, Wschodniego basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego



Rysunek 3. Wieloletnie trendy zmienności (2014-2021) dla wskaźnika B na stacji P2 w obrębie Wschodniego Basenu Gotlandzkiego



Rysunek 4. Wieloletnie trendy zmienności (2014-2021) dla wskaźnika B na stacji P3 w obrębie Basenu Bornholmskiego

Metodyka przeprowadzenia oceny

1. Obszary oceny

Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik B, uwzględniającą dane PMŚ (https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Anglojezyczne_streszczenia_metodyk.pdf), w zakresie makrozoobentosu zebranego w okresie oceny (2016-2021), wykonano na poziomie 4 podziału HELCOM, tj. dla 14 obszarów oceny w POM, obejmujących zarówno wody otwarte (3 baseny), jak i wody przejściowe i przybrzeżne (11 JCWP) (Tabela 7, Rysunek 5). Ocenę wskaźnika B w obszarach oceny przeprowadzono dla ogólnych typów siedlisk bentosowych (3. poziom EUNIS), w związku z czym w tabeli (Tabela 7) oraz na rysunku (Rysunek 6) przedstawiono również ogólne typy siedlisk uwzględnione w ocenie siedlisk bentosowych wraz ze stacjami monitoringowymi z których pochodzą dane.

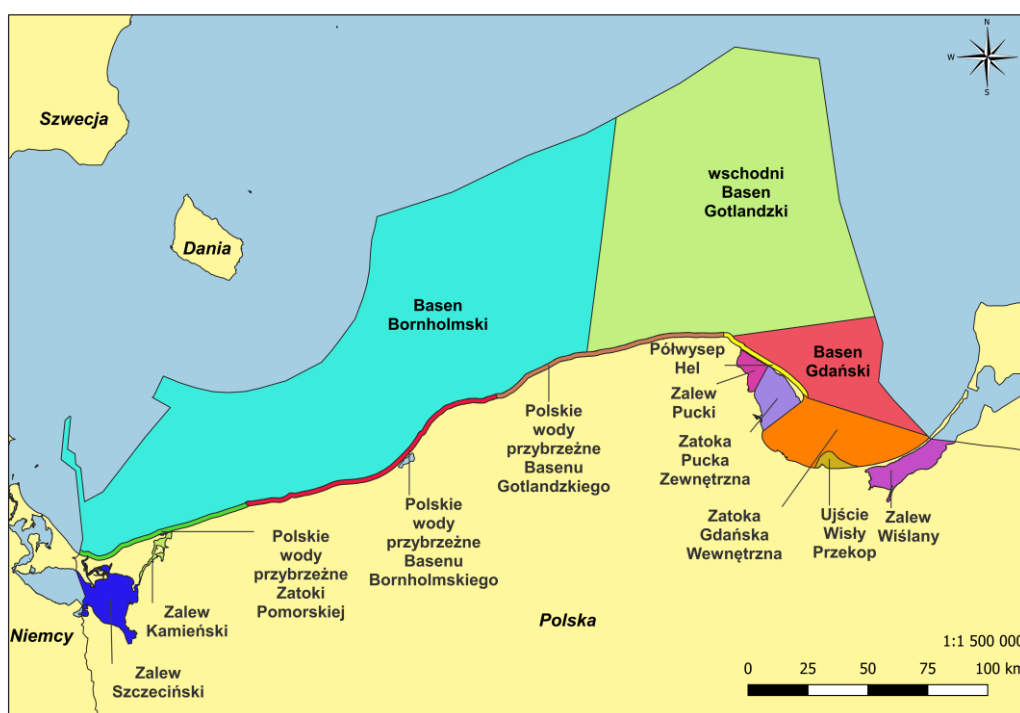
Tabela 7. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrozoobentosie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika B za okres 2016-2021

Obszar oceny	Kod MRU/Kod JCWP	Ogólne typy siedlisk (na podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska	Stacja	Typ monitoringu
Basen Gdański	SEA-008	Piaski circalitoralne	MC5	ZN4*	HELCOM COMBINE
		Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	P1*	
Wschodni Basen	SEA-009	Piaski infralitoralne	MB5	Ł7, Z	HELCOM

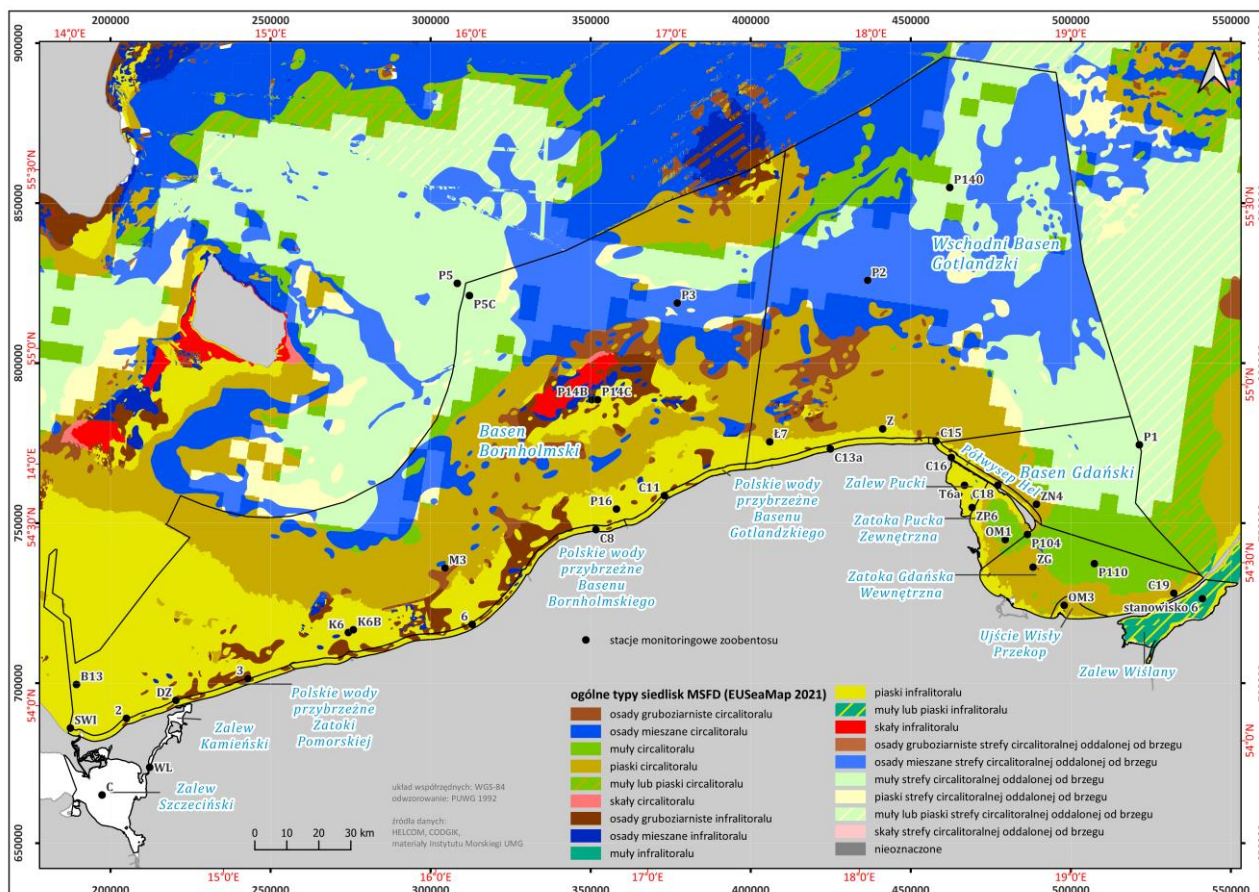
Obszar oceny	Kod MRU/Kod JCWP	Ogólne typy siedlisk (na podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska	Stacja	Typ monitoringu
Gotlandzki		Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	P140*	COMBINE
		Osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD4	P2*	
Basen Bornholmski	SEA-007	Piaski infralitoralne	MB5	B13, K6 (K6B), P16, P14B (P14C)	HELCOM COMBINE
		Piaski circalitoralne	MC5	M3	
		Osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD4	P3*	
		Muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	P5* (P5C*)	
Zalew Wiślany	PLTW20001WB1	Muły lub piaski infralitoralne	MB5/MB6	stanowisko 6	RDW
Ujście Wisły Przekop	PLTW20005WB7	Muły circalitoralne	MB6	OM3	RDW
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PLTWIVWB4	Piaski circalitoralne	MC5	C19, ZG	P104, P110-HELCOM COMBINE; C19, ZG-RDW
		Muły circalitoralne	MB6	P104, P110*	
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PLTWIIIB3	Muły circalitoralne	MB6	OM1	RDW
Zalew Pucki	PLTWIIB2	Piaski infralitoralne	MB5	T6a	ZP6-HELCOM COMBINE; T6a-RDW
		Osady gruboziarniste infralitoralne	MB3	ZP6	
Półwysep Hel	PLCW20001WB1	Piaski infralitoralne	MB5	C16, C18	RDW
		Piaski circalitoralne	MC5	C15	
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	PLCW20001WB2	Piaski infralitoralne	MB5	C11, C13a	RDW
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	PLCW60001WB3	Piaski infralitoralne	MB5	6, C8	RDW
Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	PLCW60001WB4	Piaski infralitoralne	MB5	2, DZ, SWI	RDW
		Osady gruboziarniste infralitoralne	MB3	3	
Zalew Kamieński	PLTWIWB9	Ogólny typ siedliska nieoznaczony na	–	WL	RDW

Obszar oceny	Kod MRU/Kod JCWP	Ogólne typy siedlisk (na podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska	Stacja	Typ monitoringu
		EUSeaMap			
Zalew Szczeciński	PLTWIWB8	Ogólny typ siedliska nieoznaczony na EUSeaMap	–	C	RDW

* stacja o głębokości powyżej 60 m



Rysunek 5. Obszary oceny do oceny siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika B



Rysunek 6. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrozoobentosie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika B za okres 2016-2021 na tle ogólnych typów siedłisk (mapa EUSeaMap 2021, www.emodnet-seabedhabitats.eu) w obszarach oceny POM (otwarte baseny, wody przybrzeżne i przejściowe)

2. Opis przeprowadzenia oceny

Stan jakości zbiorowisk makrozoobentosu dna miękkiego określany jest w pięciostopniowej klasyfikacji zgodnie z *Rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych* (Dz.U. 2021 poz. 1475). Warunki referencyjne dla Polskich Obszarów Morskich na podstawie makrozoobentosu z zastosowaniem multimetrycznego indeksu B określono na podstawie analizy zbioru 904 wartości indeksu B obliczonego dla próbek makrozoobentosu pobranych w latach 1999-2009. Wartością referencyjną jest największa wartość indeksu 4,9 równoważna wartości EQR = 1. Metoda oceny stanu ekologicznego na podstawie makrozoobentosu z wykorzystaniem multimetrycznego indeksu B została wykorzystana w ćwiczeniu interkalibracyjnym, przeprowadzonym w typie wód BT 1 – Zalew Wiślany w Polsce i Zalew Kuroński w Litwie i opisana w dokumentach Baltic GIG (np.: Problem Documentation BT1 PL LT Macrozoobenthos - Intercalibration BT1 – PL/LT – BQE Macrozoobenthos, 2015).

3. Wartości progowe

Wartość referencyjna wskaźnika B jest tożsama z najwyższą wartością wskaźnika wyliczoną w serii danych historycznych. W przypadku, gdy w kolejnym okresie oceny zostanie uzyskana wyższa wartość wskaźnika B, staje się ona nową (zaktualizowaną) wartością referencyjną. Zalecane jest wówczas zaktualizowanie klasyfikacji stanu jakości ekologicznej metodą Jenks i Caspall (1971).

Wartość progową według RDSM – granicę między dobrym stanem środowiska a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) – przyjęto na poziomie wartości granicznej między stanem dobrym a umiarkowanym definiowanym dla potrzeb oceny RDW.

Stosuje się pięciostopniową klasyfikację, która została wprowadzona do systemu prawnego w rozporządzeniu Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 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. 2021 poz. 1475) (Tabela 8).

Tabela 8. Klasyfikacja stanu jakości zbiorowisk zoobentosu dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B według RDW i RDSM (GIOŚ 2018)

Wartość wskaźnika B	Wartość EQR	Stan ekologiczny	
		według RDW	według RDSM
> 3,72	> 0,765	bardzo dobry (I)	GES
≥ 3,18	≥ 0,647	dobry (II)	
≥ 2,70	≥ 0,546	umiarkowany (III)	subGES
≥ 1,91	≥ 0,395	słaby (IV)	
< 1,91	< 0,395	zły (V)	

4. Metodyka określenia wiarygodności oceny

Metoda wiarygodności oceny siedliska bentosowego na podstawie pojedynczego wskaźnika dla ogólnego typu siedliska lub JCWP w obszarze oceny w okresie 2016-2021 należy wykonać na podstawie 4 składowych:

- wiarygodności czasowej wykonywanej oceny dla wielolecia,
- wiarygodności przestrzennej wyznaczonych stacji badawczych w obrębie ogólnego typu siedliska,
- wiarygodności klasyfikacji wskaźnika,
- wiarygodności metodyki wskaźnika,

poprzez przypisanie każdej z tych składowych klasy: niskiej lub średniej lub wysokiej i odpowiadających im wartości liczbowych, które należy uśrednić, aby uzyskać jedną wartość wiarygodności wskaźnika. W celu określenia wiarygodności wskaźnika należy odpowiedzieć na pytania podane w poniższej tabeli (Tabela 9).

Tabela 9. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności oceny z użyciem danego wskaźnika dla jednego ogólnego typu siedliska lub dla danej JCWP

Składowe wiarygodności	Klasy		
	Wysoka	Średnia	Niska
Wiarygodność czasowa wykonywanej oceny dla wielolecia	Czy dane monitoringowe pokrywają w pełni okres oceny: 2016-2021? Czy są spełnione wymagania czasowej częstotliwości monitoringu (np. monitoring makrozoobentosu i fitobentosu w wodach JCWP jeden raz na 3 lata; monitoring makrofitów w zalewach raz na 3 lata)?	Czy dane monitoringowe pokrywają większą część okresu oceny: 2016-2021? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 3 do 4 lat są uwzględnione (z wyłączeniem przypadku wymaganej minimalnej częstotliwości czasowej monitoringu, np. w wodach JCWP)?	Czy dane monitoringowe z okresu oceny: 2016-2021 są niewystarczające? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 1 do 2 lat są uwzględnione (z wyłączeniem przypadku wymaganej minimalnej częstotliwości czasowej monitoringu, np. w wodach JCWP)?
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności czasowej	1	0,5	0
Wiarygodność przestrzenna wyznaczonych stacji badawczych w obrębie ogólnego typu siedliska	Czy stacje monitoringowe są reprezentatywnie rozmieszczone w ogólnym typie siedlisk w obszarze oceny lub w JCWP?	Czy stacje monitoringowe przynajmniej w części pokrywają ogólne typy siedlisk w obszarze oceny lub w JCWP?	Czy stacje monitoringowe nie pokrywają w sposób właściwy w stosunku do powierzchni ogólnego typu siedliska w obszarze oceny lub w JCWP?
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności przestrzennej	1	0,5	0
Wiarygodność klasyfikacji wskaźnika	Czy dany wskaźnik przeszedł proces interkalibracji w każdym typie wód w POM?	Czy proces interkalibracji wskaźnika, nie został zakończony we wszystkich typach wód w POM?	Czy dany wskaźnik nie został zinterkalibrowany?
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności klasyfikacji	1	0,5	0
Wiarygodność metodyki wskaźnika	Czy parametry, na podstawie których obliczany jest wskaźnik i dla których istnieje przewodnik metodyczny, były monitorowane wg wytycznych tego przewodnika? Czy kontrola jakości pomiarów i analiz była prowadzona wg zasad tego przewodnika?	Czy parametry, na podstawie których obliczany jest wskaźnik i dla których istnieje przewodnik metodyczny, były przynajmniej częściowo monitorowane wg wytycznych tego przewodnika? Czy kontrola jakości pomiarów i analiz była prowadzona wg zasad tego	Dla parametrów, na podstawie których obliczany jest wskaźnik nie opracowano wskaźnika lub nie kontrola jakości pomiarów i analiz nie była przeprowadzona.

Składowe wiarygodności	Klasy		
		przewodnika?	
Wskaż odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej lub średniej lub niskiej dla wiarygodności metodyki	1	0,5	0
Uśredniona wartość wiarygodności – uśrednij wartości, dla których wskazano „TAK”	przykład: $(1+1+0,5+0,5)/4=0,75$		

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

W rezultacie uzyskuje się wynik statusu wiarygodności dla danego ogólnego typu siedliska lub JCWP obszaru oceny zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli (Tabela 10).

Tabela 10. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności (kolory oznaczają status wiarygodności stosowany do przedstawienia oceny na mapach)

Wartość wiarygodności	Status wiarygodności
$\geq 0,75$	wysoka
0,5 – 0,74	średnia
$< 0,5$	niska

5. Źródła danych

<http://dome.ices.dk/browse/>

https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Anglojezyczne_streszczenia_metodyk.pdf

Autorzy

Diana Dziaduch

Literatura

Blomqvist M., Cederwall H., Leonardsson K., Rosenberg R. 2006. Bedömningsgrunder för kust och hav. Bentiska evertebrater 2006. Rapport till Naturvårdsverket 2006-03-14: 70 s

Decyzja Komisji 2017/848. DECYZJA KOMISJI (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednoczone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE

Dyrektywa 2000/60/WE. DYREKTYWA PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej

Dyrektywa 2017/845. DYREKTYWA KOMISJI (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. zmieniająca dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich

EUSeaMap 2021, www.emodnet-seabedhabitats.eu

GIOŚ 2018. Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, Warszawa, s. 865, Dostęp z: https://rdsm.gios.gov.pl/images/aktualizacja_wstepnej_oceny_stanu_srodowiska_wod_morskich.pdf

GIOŚ. 2012. Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. <https://rdsm.gios.gov.pl/index.php/pl/popzednie-oceny/2005-2010>

HELCOM (2021) Climate Change in the Baltic Sea. 2021 Fact Sheet. Baltic Sea Environment Proceedings n°180. HELCOM/Baltic Earth

Janas U. 1998. Wpływ niedoboru tlenu i obecności siarkowodoru na makrozoobentos Zatoki Gdańskiej. Praca doktorska wykonana pod kierunkiem A. Szaniawskiej, maszynopis Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, Gdynia: 154 s

Jenks G.F., Caspall F.C. 1971. Error on choroplethic maps: Definition, measurement, reductions. *Annals of the Association of American Geographers* 61 (2): 217-244

Leppäkoski E. 1975. Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis* 35: 1-96

Odum E. 1982. *Podstawy ekologii*. Wydanie III. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa: 661 s

Okolotowicz G. 1985. Biomasa makrozoobentosu polskiej strefy Bałtyku wskaźnikiem jej zanieczyszczenia. *Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego* 5-6: 27-39

Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Kruk-Dowgiałło L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzemiński W. 2012. Development of tools for ecological quality assessment in the Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – preliminary assessment. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. Vol. 41(3): 1-10

Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Piątkowska Z. 2008. Testic biotic indices for marine zoobenthos quality assessment in the Polish sector of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 74:124-132

Osowiecki i Błęńska 2020. Osowiecki A., Błęńska M., *Makrobezkręgowce bentosowe*, [w:] *Przewodniki metodyczne do badań terenowych i analiz laboratoryjnych elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 65–84, 2020

Ostrowski J. 1985. Wpływ zanieczyszczeń na zoobentos Zatoki Gdańskiej ze szczególnym uwzględnieniem określenia gatunków wskaźnikowych. *Studia i Materiały Morskiego Instytutu Rybackiego* 26 A: 5-20

Pearson T.H., Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 16: 229-311

Rosenberg R., Blomquist M., Nilsson H., Cederwall H., Dimming A. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49, 728-739

Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 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. 2021 poz. 1475)

Rumohr H., Bonsdorf E., Pearson T.H. 1996. Zoobenthic successions in Baltic sedimentary habitats. *Archive of Fishery and Marine Research* 44 (3): 179-214

Trojan P. 1980. *Ekologia ogólna*. Wydanie IV. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa: 419 s

World Register of Marine Species, <http://www.marinespecies.org>

Żmudziński L. 1990. Świat zwierzęcy Bałtyku. Atlas makrofauny. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 195 s



Sfinansowano ze środków
Narodowego Funduszu
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej