

CZY OCHRONA BRZEGÓW NISZCZY SIEDLISKA DENNE? STUDIUM PRZYPADKU – PROGI PODWODNE W GDYNI ORŁOWIE

DOES COAST PROTECTION DETERIORATE BOTTOM HABITATS ? CASE STUDY-UNDERWATER BREAKWATERS IN GDYNIA ORŁOWO

Lidia Kruk-Dowgiałło, Paulina Brzeska, Magdalena Błęńska, Radosław Opióła, Marek Kuliński, Andrzej Osowiecki

Instytut Morski w Gdańsku, Samodzielna Pracownia Ekologii, Długi Targ, Gdańsk, Polska
e-mail: ekologia@im.gda.pl

ABSTRACT

Coastal protection is a domain of contradictory interests of the economy and society to the necessity of nature conservation. The conflict is particularly distinct if techniques of coastal protection are applied to marine protected areas without prior assessment of the environmental threats. Two-year investigations of the impact of submerged breakwaters in Gdynia Orłowo (Gulf of Gdańsk) on the benthic communities of the Natura 2000 protected area showed no evident loss of natural values. The area of 0.39 hectare (1.3% of the potential eelgrass occurrence in Gdynia Orłowo area) occupied by the construction has been eliminated. Compensation for that loss ensues from introduction of a new hard substratum habitat for autochthonic epiphytes supporting the self-purification processes. The final balance proved that the protection method has more advantages and can be regarded as a pro-ecological coast protection technique in the marine protected areas.

Keywords: coastal protection, benthic habitats, submerged breakwaters.

1. WSTĘP

Zmiana kształtu linii brzegowej na skutek erozji wywołanej oddziaływaniem czynników hydrometeorologicznych jest procesem naturalnym, jednak często sprzecznym z interesami gospodarczymi i społecznymi. Prognozowany wzrost poziomu morza od 0,3 m do 1,0 m w okresie następnych 100 lat przyspieszy ten proces. Obliguje to podmioty zarządzające strefą kontaktu morza i lądu do wdrożenia efektywnego długookresowego systemu ochrony, minimalizującego ryzyko utraty wyjątkowo cennych obszarów strefy brzegowej (Dubrawski i Zawdzka-Kahlau 2006). W praktyce działania techniczne na brzegu lub w jego bezpośrednim sąsiedztwie prawie zawsze wynikają z potrzeby ochrony dóbr materialnych znajdujących się na zagrożonych obszarach zaplecza brzegów, rzadziej walorów przyrodniczych.

Różnorodność typów i form polskich brzegów morskich wymusza stosowanie różnych metod ich ochrony, od sztucznego zasilania, po różnego rodzaju budowle hydrotechniczne. Działania podejmowane w celu ochrony brzegów w mniejszym lub większym stopniu zaburzają naturalny układ prądów morskich, modyfikując bezpośrednio lub pośrednio kształt brzegu, a także morfologię dna strefy

przybrzeżnej (Semrau 1990, Dean i in. 1997, Silvester i Hsu 1997). Zmiany te wpływają na konfigurację, charakter i ciągłość siedlisk dennych, stanowiąc zagrożenie dla zasiedlających je biocenoz (Chou 1997, Connell i Glasby 1999, Martin i in. 2005, Martins i in. 2009). Jest to szczególnie istotne w obszarach chronionych, w których celem ochrony są siedliska np. w specjalnych obszarach ochrony siedlisk Natura 2000.

Do metod ochrony polskich brzegów Bałtyku zaliczyć należy:

- Sztuczne zasilanie brzegu – uzupełnianie ubytków brzegu piaskiem pobieranym z innych rejonów i wyprofilowanie brzegu w celu łagodnego wygaszenia fal sztormowych. Stosuje się stale lub okresowo na brzegu erodowanym (Basiński i in. 1993). Wadą metody jest niszczenie siedlisk dennych flory i fauny dennej zarówno w miejscach poboru urobku do zasilania, jak i na styku lądu i wody w miejscu zasilania piaskiem.
- Opaski brzegowe – budowle sytuowane równoległe do linii brzegowej, zabezpieczające przed rozmyciem dolnej części odwodnej skarpy wydmy, klifu lub sztucznego wału brzegowego. Mogą również przeciwdziałać procesom

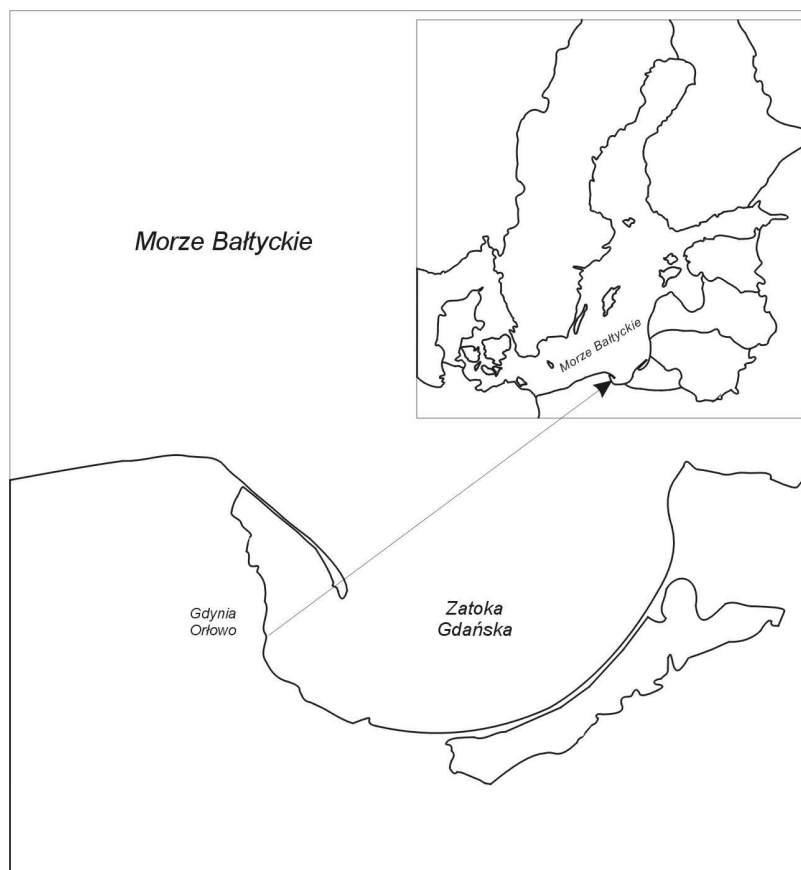
osuwickowym występującym na stromych zboczach wydm i klifów. Stosowaniu opaski brzegowej towarzyszą zwykle rozmycia na skrzydłach opaski, wymycie materiału z za opaski oraz lokalna erozja dna przed opaską w efekcie silnych prądów odrzutowych w odbitej fali (Basiński i in. 1993), co negatywnie wpływa na stan siedlisk dennych flory i fauny.

- Ostrogi brzegowe – budowle hydrotechniczne posadowione prostopadle do linii brzegowej, akumulujące i utrzymujące możliwie szeroką i wysoką plażę, na której stoku powinny wygaszać się wszystkie wielkości fal. Stosuje się je w rejonach gdzie istnieje silny wzdłużbrzegowy transport osadów (Basiński i in. 1993).
- Progi podwodne – budowle hydrotechniczne na dnie posadowione równoległe i w pewnej odległości od brzegu w celu rozproszenia energii falowania przez selektywne wymuszanie załamania najwyższych fal i wytworzenie w obszarze osłoniętym korzystnych warunków do odkładania się materiału dennego. Pozwalają uniknąć niekorzystnych zjawisk powodowanych

przez falochrony brzegowe (Aminti i in. 1983). Umożliwiają także lepszą wymianę wody w obszarze osłoniętym, nie naruszają walorów krajobrazowych strefy przybrzeżnej i są tańsze od falochronów brzegowych (Basiński i in. 1993).

1.1. Studium przypadku – progi podwodne

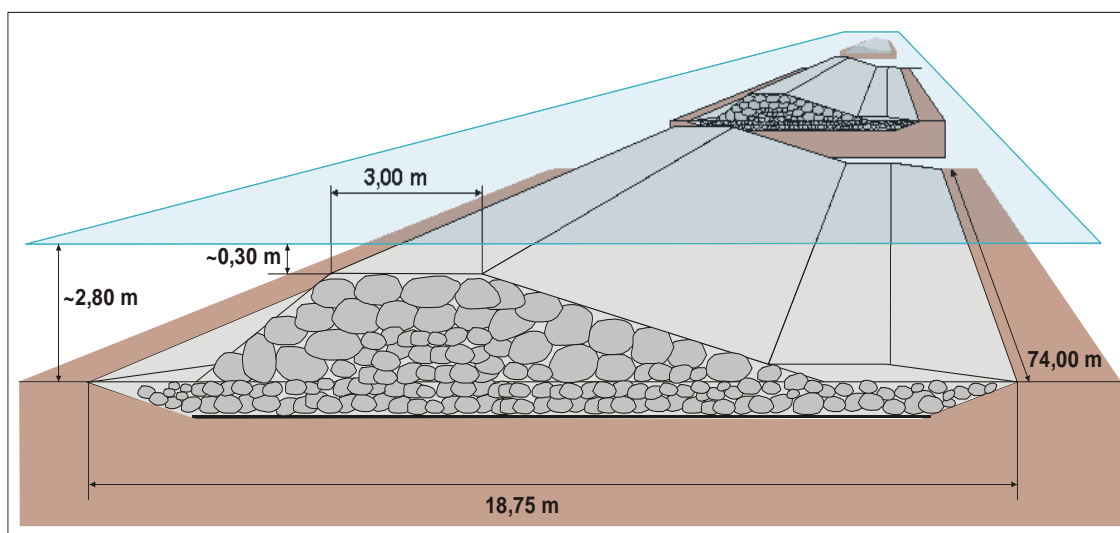
Konstrukcję hydrotechniczną – progi podwodne, po raz pierwszy w polskich wodach morskich zastosowano w 2006 roku. Konstrukcję tworzyły trzy progi posadowione na dnie w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej (morskie wody wewnętrzne), na głębokości 3 m, pomiędzy klifem orłowskim na północy, a mołem spacerowym w Gdyni Orłowie na południu (rys. 1). Uznano, że ze względu na przyrodniczy charakter rejonu, najskuteczniejszym zabezpieczeniem osuwającego się brzegu, będzie posadowienie na dnie progów podwodnych, gdyż dotychczas stosowana refulacja piasku na plażę przylegającą do ww. zagrożonej infrastruktury nie dała pozytywnych rezultatów. System progów podwodnych miał osłabić nabiegające fale oraz ograniczać transport odrzutowy osadów.



Rys. 1. Lokalizacja posadowienia progów podwodnych i rejonu badań.

Odległość poszczególnych progów od linii brzegowej waha się od 160 do 190 metrów. Wykonane zostały z trzech podstawowych frakcji kamiennych: I warstwa o miąższości 20 cm – tłuczeń \varnothing 5-8 cm, II warstwa – kamień \varnothing 20-30 cm, III warstwa – kamień \varnothing 70-150 cm. Warstwy narzutów kamiennych ułożone są na geowłókninie technicznej położonej na dnie.

Długość progów wynosi odpowiednio: południowego – 70,5 m, środkowego – 73,8 m, północnego – 73,8 m. Odstępy między progami wynoszą: 45,3 m pomiędzy progiem południowym i środkowym oraz 55,2 m pomiędzy progiem środkowym i północnym. Łącznie trzy progi podwodne trwale zajęły około 0,39 ha powierzchni dna morskiego (Rys. 2).



Rys. 2. Schemat progów podwodnych w akwenu przy Gdyni Orłowie (na podstawie projektu budowlanego) (rys. R. Opióła).

1.2. Przyrodnicza charakterystyka rejonu badań

Dno w rejonie progów podwodnych pokrywają osady piaszczyste z zalegającymi na powierzchni lub zagłębionymi w nich kamieniami – pojedynczo lub bardzo licznie rozmieszczonymi na dnie. Wielkość kamieni nie przekracza średnicy 50 cm. Większe kamienie (0,5-3 m średnicy) występują na północ od klifu orłowskiego (Przyrodnicza waloryzacja... 2000).

Płytke, piaszczysto-kamieniste dno w rejonie Gdyni Orłowa wyróżnia się na tle innych obszarów dna morskiego południowej części Bałtyku wysokim stopniem różnorodności biologicznej. Występują tu rośliny typowe dla dna kamienistego: makroglony (Thallophyta) – krasnorost *Polysiphonia fucoides* oraz zielenice z rodzajów *Enteromorpha* i *Cladophora*. Pomiędzy kamieniami i głazami na dnie piaszczystym rozwijają się rośliny okrytonasienne (Angiospermae), głównie objęta ścisłą ochroną *Zostera marina* i w mniejszych ilościach pospolita *Zannichellia palustris*, tworząc cenne pod względem przyrodniczym łąki podwodne. W rejonie klifu orłowskiego występuje jedyny dotychczas zidentyfikowany

w Zatoce Gdańskiej stanowisko przytwierdzonego do podłoża krasnorostu *Furcellaria lumbricalis* (widlika), objętego ścisłą ochroną gatunkową. Występują tu również częściowo chronione krasnorosty *Ceramium diaphanum*, *Ceramium tenuicorne* i rzadko notowane w polskiej strefie krasnorosty *Coccotylus truncatus* i *Hildenbrandia rubra* oraz brunatnica *Sphacellaria radicans* (Kowalczyk 1996). Wymienione chronione i rzadko występujące rośliny są wrażliwe na zanieczyszczenia, dlatego też ich obecność może wskazywać na dobre warunki do ich rozwoju w tym rejonie (Przyrodnicza waloryzacja... 2000).

W skład zespołów fauny dennej wchodzi gatunki typowe dla piaszczystego i piaszczysto-mulistego dna. Zespołom zwierząt trwale przytwierdzonych do twardego, kamiennego podłoża (omulek, pąkla, mszywioly) towarzyszą zawsze liczne drobne skorupiaki. Podwodne łąki trawy morskiej zasiedlają zespoły makrobezkręgowców fitofilnych, dla których łądy i liście roślin naczyniowych są naturalnym siedliskiem.

Unikalność i bogactwo flory dennej omawianego rejonu była jednym z powodów zgłoszenia go do ochrony prawnej w formie rezerwatu podmorskiego przy Rezerwacie Przyrody Kępa Redłowska (Przyrodnicza waloryzacja... 2000). Omawiany rejon stanowi fragment obszaru specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 – Zatoka Pucka (kod obszaru: PLB220005). Posadowienie na dnie trzech progów podwodnych spowodowało wprowadzenie do środowiska morskiego dodatkowego twardego podłoża – kamieni tworzących, w odróżnieniu od kamieni naturalnie rozmieszczonych na dnie, zwartą, przestrzenną konstrukcję. Progi podwodne, przyjmując definicję Dyrektywy Siedliskowej UE, należy uznać za sztuczną rafę, na której rozwijające się makroglony są czynnikiem deeutrofizacji wód, źródłem tlenu i pokarmu dla zwierząt roślinożernych, substratem do składania ikry, a także schronieniem dla ryb. Badania eksperymentalne w środowisku wykazały, że kamienie są najlepszym podłożem dla rozwoju organizmów poroślowych (Ciszewska i Ciszewski 1994).

W związku z obawami, że progi podwodne zniszczą cenne siedliska flory i fauny dennej w rejonie obszaru Natura 2000 oraz planowanego rezerwatu podmorskiego (Zarzycki i in. 2007), mimo pozytywnej oceny oddziaływania na środowisko tego przedsięwzięcia, autorzy niniejszej pracy podjęli się zbadania, czy posadowienie progów:

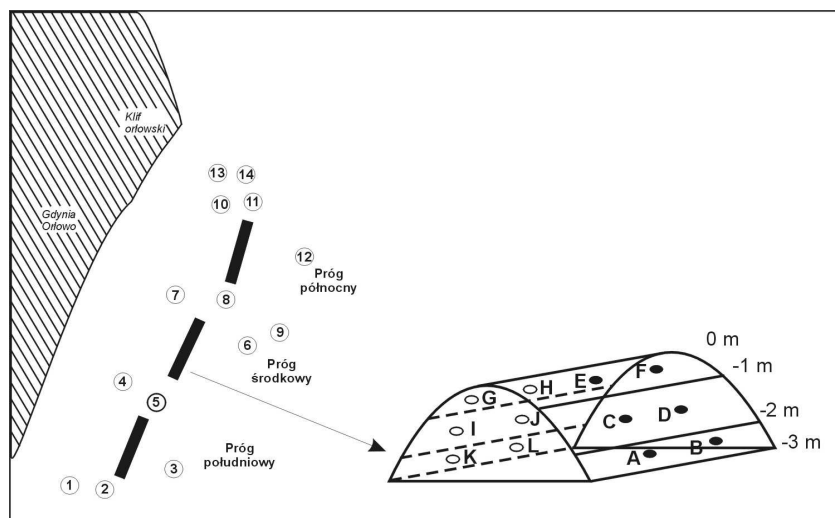
- spowodowało zniszczenie siedlisk i degradację autochtonicznej flory i fauny dennej, jeśli tak, to na jaką skalę,
- wpłynęło na zmianę struktury flory i fauny dennej, włącznie z pojawieniem się obcych gatunków,
- jest proekologiczną metodą ochrony brzegów w morskich obszarach chronionych.

2. MATERIAŁ I METODA

2.1. Pobór prób

Badania biologiczne wykonano w drugim i trzecim roku od czasu posadowienia progów. Przeprowadzono je w sezonach letnim i jesiennym 2007 i 2008 r. Stacje badawcze rozmieszczono w sposób umożliwiający określenie: (i) oddziaływania progów podwodnych na florę i faunę denną w rejonie wokół inwestycji, (ii) sukcesji biologicznej na jednym z trzech progów, tzw. progów środkowym.

Poboru prób ilościowych flory i fauny dennej na stacjach badawczych zlokalizowanych na dnie kamienistym dokonywał płetwonurek za pomocą zmodyfikowanego przyrządu Kautsky'ego „DAK” o powierzchni 400 cm²; (Andrulewicz i in. 2004) lub w przypadku poboru fauny dennej na dnie piaszczystym za pomocą próbnika rdzeniowego o średnicy 7 cm. Próby jakościowe flory i fauny dennej były zbierane przez płetwonurka bezpośrednio do worka siatkowego. Dodatkowo płetwonurek wykonywał rekonesans podwodny określając stopień pokrycia dna roślinami, obecność kamieni i charakter osadów oraz dokumentację fotograficzną i filmową charakterystycznych elementów środowiska w obrębie miejsca poboru. Próby pobrano ze stanowisk w rejonie wokół progów, tj. z dna piaszczysto-kamienistego, powierzchni kamieni progów środkowego (dalej nazywanego „progiem”), z powierzchni kamieni w rejonie oraz próbę jakościową z pala podtrzymującego molo w Orłowie. Dodatkowo próbnikami rdzeniowymi pobrano po trzy próby fauny dennej na ośmiu stacjach (3, 4, 6, 7, 10, 12, 13, 14) z fragmentów dna niepokrytych roślinnością (Rys. 3). Łącznie, w całym okresie badań pobrano: 172 próby, w tym: 102 próby flory dennej i 91 próby fauny dennej.



Rys. 3. Rozmieszczenie stacji poboru prób makroflory i makrofauny dennej w rejonie wokół inwestycji i na progach.

2.2. Analiza prób makroflory i makrofauny

Próby flory dennej oznaczano pod mikroskopem na podstawie struktury komórek plech lub okorowania. Analizę ilościową (określanie biomasy) oraz jakościową (taksonomiczną) wykonano zgodnie z procedurą rekomendowaną przez HELCOM (Guidelines for monitoring... 1999). W przypadku glonów taśmowatych i nitkowatych, np. z rodzaju *Enteromorpha*, *Ceramium* i *Acrochaetium* nie było możliwe rozdzielenie poszczególnych gatunków w próbie. Ich biomasę określono łącznie, jako masę rodzaju. Biomasę wyrażono w gramach suchej masy na metr kwadratowy [$\text{g sm}\cdot\text{m}^{-2}$]. Próby fauny dennej analizowano pod kątem składu taksonomicznego, liczebności poszczególnych taksonów oraz określano mokrą masę formalinową z dokładnością do 0,001g. Pobór i analizy ilościowe wykonywano zgodnie z metodyką przyjętą w międzynarodowym monitoringu Bałtyku (Guidelines for monitoring... 1999). Zgodnie z nią analiza ilościowa nie obejmowała określenia liczebności i biomasy organizmów żyjących w koloniach (*Balanus improvisus*, *Electra crustulenta*), odnotowano tylko ich obecność. Skąposzczety i larwy owadów oznaczono do gromady. Ślimaki z rodziny Hydrobiidae oraz kielże Gammaridae oznaczono do rodzaju. W analizie ilościowej traktowano każdą z wymienionych grup jako jeden takson.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

3.1 Ocena stanu flory i bezkręgowej fauny dennej rejonu progów podwodnych

W badanym rejonie stwierdzono łącznie występowanie 34 taksonów tworzących zespoły bentosowe (12 taksonów makroflory i 22 taksony makrofauny dennej), (Tab. 1). Wyniki uzyskane w 2007 r. i 2008 r. potwierdziły utrzymującą się od końca lat trzydziestych wysoką różnorodność biologiczną omawianego akwenu. Nie stwierdzono znaczących różnic w składzie taksonicznym w porównaniu do wyników badań w latach poprzednich (Kowalczyk 1996, Przyrodnicza waloryzacja... 2000, Kruk-Dowgiałło i Opióła 2001, Chrobak 2004).

Średnia liczba taksonów makroflory dennej w rejonie utrzymywała się na zbliżonym poziomie w dwóch latach badań (Tab. 2). W 2007 r. biomasa całkowita flory dennej oscylowała w

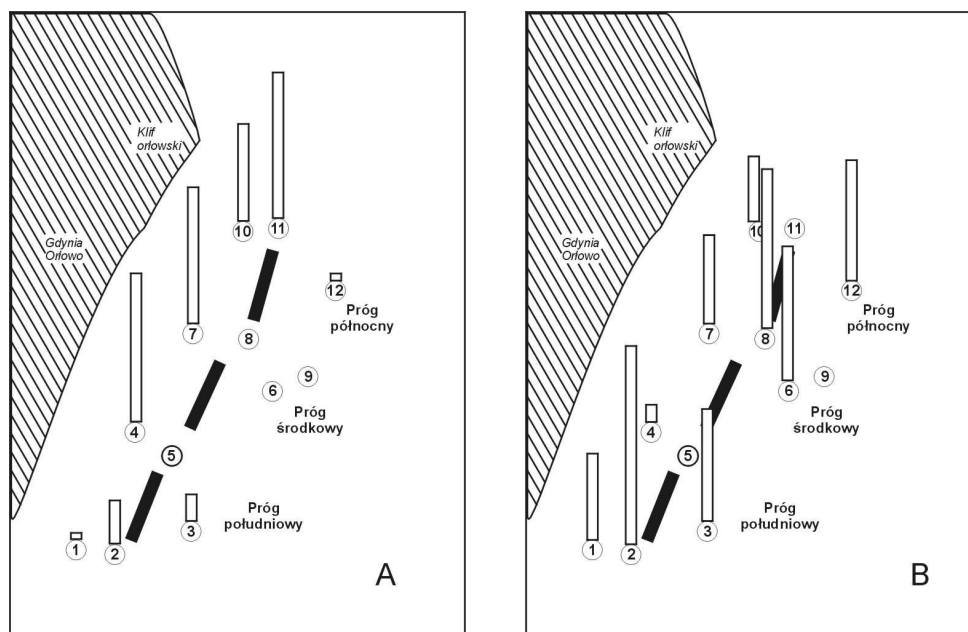
zakresie od 8,0 (st. 5) do 238,4 $\text{g sm}\cdot\text{m}^{-2}$ (st. 4), natomiast w 2008 r. od 54,9 (st. 4) do 403,8 $\text{g sm}\cdot\text{m}^{-2}$ (st. 3). Wartości biomasy całkowitej w latach 2007-2008 zbliżone były do wartości stwierdzonych w 1993 r. przez Kowalczyka (1996) w rejonie klifu orłowskiego i przy moło. W obu latach badań dominantami w biomacie całkowitej makroflory dennej były *Zostera marina* na dnie piaszczystym i *Polysiphonia fucoides* na kamienistym (Tab. 2). Pojawienie się *Furcellaria lumbricalis* w grupie dominantów w 2008 r. wynikało z wysokiej biomasy tego gatunku na stacji 3 (250,3 $\text{g sm}\cdot\text{m}^{-2}$), (rys. 3).

Istotnym walorem przyrodniczym omawianego rejonu są łąki podwodne *Zostera marina* porastające piaszczyste fragmenty dna w zakresie głębokości od 2 m do 4 m, co pokrywa się z przedziałem głębokości występowania tego gatunku w badanym rejonie w latach poprzednich (Kruk-Dowgiałło i Opióła 2001, Chrobak 2004). W 2007 r. średnia biomasa *Zostera marina* porastającej dno między łądem a progami podmorskimi była 79% wyższa od średniej biomasy na dnie za progami (Rys. 4). W 2008 r. rozkład biomasy *Zostera marina* był stosunkowo równomierny w całym analizowanym obszarze. Nie stwierdzono istotnych różnic pomiędzy stroną odmorską i odlądową progów. Można zatem przyjąć, że oddziaływanie progów przez dwa lata na łąki podwodne było nieistotne, ale proces ten wymaga potwierdzenia w latach następnych.

Zróżnicowanie taksonomiczne makrofauny dennej w badanym rejonie było wysokie. W latach 2007-2008 zanotowano występowanie odpowiednio 21-22 taksonów (Tab. 1) Porównanie uzyskanych wyników z danymi z lat poprzednich (Przyrodnicza waloryzacja... 2000) wskazuje, że w omawianym akwenu utrzymała się wysoka różnorodność taksonomiczna. Pod względem występowania gatunków wskaźnikowych (Leppäkoski 1975) badany akwen należy zaklasyfikować jako średnio czysty lub średnio zanieczyszczony. Obok gatunków wskaźnikowych środowiska czystego, wrażliwych na zanieczyszczenia organiczne, takich jak mszywioly *E. crustulenta*, czy przedstawicieli rzędu Mysidacea, odnotowano również gatunki odporne i bardzo odporne, takie jak przedstawiciele skąposzczetów Oligochaeta, nereida *Hediste diversicolor*, czy pąkle *Balanus improvisus* (Blomqvist i in., 2006).

Tabela 1. Skład taksonomiczny makroflory i bezkręgowej makrofauny stwierdzony na progach i na dnie wokół nich jesienią i latem 2007 i 2008 roku w rejonie Gdynia Orłowo w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej.

Lp.	Takson	Próg		Rejon	
		2007	2008	2007	2008
MAKROFLORA					
1.	<i>Chaetomorpha linum</i> (O.F. Müll) Kütz.			+	
2.	<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	+	+	+	+
3.	<i>Enteromorpha clathrata</i> (Roth.) Grev.	+	+	+	+
4.	<i>Enteromorpha prolifera</i> Kütz.			+	
5.	<i>Enteromorpha</i> sp.		+		
6.	<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillw.) Lyng.	+	+	+	+
7.	<i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellm.	+	+	+	+
8.	<i>Acrochaetium</i> sp.	+	+	+	+
9.	<i>Ceramium diaphanum</i> (Lightf.) Roth	+	+	+	+
10.	<i>Coccolytus truncatus</i> (Pall.) M. J. Wynne & J.M Heine	+			
11.	<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) J.V. Lamour.	+		+	+
12.	<i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev.	+	+	+	+
13.	<i>Zannichellia palustris</i> L.			+	+
14.	<i>Zostera marina</i> L.			+	+
	liczba taksonów	9	8	12	10
	Łączna liczba taksonów	10		12	
MAKROFAUNA					
15.	<i>Balanus improvisus</i>	+	+	+	+
16.	<i>Mytilus edulis trossulus</i>	+	+	+	+
17.	<i>Electra crustulenta</i>	+	+	+	+
18.	<i>Heterotanais oerstedii</i>	+	+	+	+
19.	<i>Jaera</i> sp.	+	+		
20.	<i>Idotea chelipes</i>	+	+	+	+
21.	<i>Leptocheirus pilosus</i>	+	+	+	+
22.	<i>Gammarus</i> spp.	+	+	+	+
23.	<i>Hydrobia</i> sp.	+		+	+
24.	<i>Cerastoderma glaucum</i>		+	+	
25.	<i>Hediste diversicolor</i>		+	+	+
26.	<i>Pygospio elegans</i>	+		+	+
27.	<i>Fabricia sabella</i>	+	+	+	+
28.	<i>Marenzelleria neglecta</i>	+		+	+
29.	Oligochaeta	+	+	+	+
30.	<i>Corophium crassicornes</i>	+	+		+
31.	<i>Corophium volutator</i>		+	+	+
32.	Insecta-larvae	+	+	+	+
33.	<i>Cyathura carinata</i>		+	+	+
34.	<i>Potamopyrgus jenkinsi</i>			+	+
35.	<i>Theodoxus fluviatilis</i>			+	
36.	<i>Macoma balthica</i>			+	+
37.	<i>Mya arenaria</i>			+	+
	liczba taksonów	15	16	21	20
	Łączna liczba taksonów	19		22	



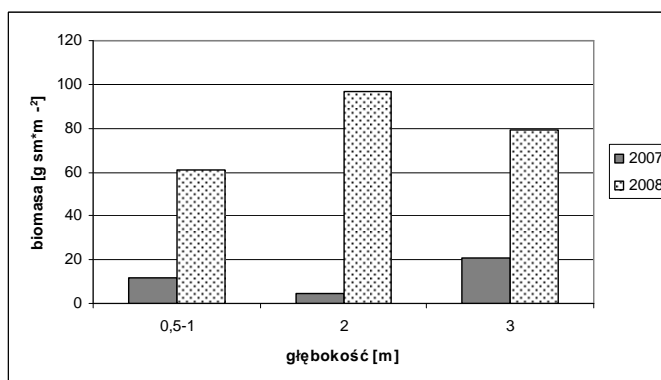
Rys. 4. Biomasa *Zostera marina* na poszczególnych stacjach w rejonie wokół progów w 2007 (A) i 2008 (B) roku.

3.2. Flora i bezkręgową fauną denną na progu podwodnym

W skład makroflory porastającej próg (Tab.1) wchodziło 10 autochtonicznych taksonów m.in. *Enteromorpha* spp., *Cladophora glomerata* czy *Ceramium diaphanum*, makroglony typowe dla podłoża kamienistego, występującego wokół progów. Wyjątek stanowiły dwa gatunki: rzadki w polskiej strefie Bałtyku krasnorost *Coccolytus truncatus*, stwierdzony wyłącznie na progach oraz zielenica *Chaetomorpha linum* występująca tylko na dnie wokół progów. Średnia liczba taksonów na progu w 2008 roku nie uległa większej zmianie, w stosunku do roku 2007 (Tab. 2). Niewielkie różnice w składzie taksonomicznym między progami, a rejonem wokół nich wskazują, że wprowadzenie do środowiska progów podwodnych nie

spowodowało istotnych zmian struktury jakościowej flory dennej rejonu (Tab. 1).

Wystąpiły różnice w strukturze ilościowej makroflory na podłożu wprowadzonym – próg podwodny i na naturalnym – dno piaszczysto-kamieniste. Średnia biomasa makroglonów na progu była w 2007 r. 3,5-krotnie niższa niż w rejonie, a w 2008 r. niższa zaledwie o połowę (Tab. 2). Przyrost biomasy z roku na rok może świadczyć, że sukcesja na progu znajduje się w początkowej fazie. Średnia biomasa makroglonów na progu wzrosła o 84% w 2008 w stosunku do 2007 r. (Tab. 2, Rys. 5). Jest to konsekwencją dominacji w biomacie całkowitej zielenic *Enteromorpha* spp. i *Cladophora glomerata*, które w warunkach wysokiej temperatury oraz dużej przezroczystości wody (do dna w 2008 r.) rozwijały się bardzo intensywnie na całej powierzchni progów.



Rys. 5. Średnia biomasa makroglonów na poszczególnych głębokościach na progu jesienią 2007 i 2008.

Strefowość głębokościowa zasiedlenia progów jest typowa dla flory poroślowej podłoża twardego (Szatybełko i in. 1995, Przyrodnicza waloryzacja... 2000). W szczytowych partiach progów w biomacie całkowitej flory dominowały zielenice (Tab. 2) preferujące dobrze

prześwietlone wody ustępując wraz ze wzrostem głębokości krasnorostom. Potwierdzają to wyniki analiz materiału roślinnego zebranego z kamieni w rejonie wokół progów, które porośnięte były głównie przez krasnorost *Polysiphonia fucoides*.

Tabela 2. Charakterystyka makroflory i makrofauny bezkręgowej na progach podwodnych oraz na dnie wokół nich w rejonie Gdynia Orłowo w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej latem i jesienią 2007 i 2008 roku. (N – liczba stacji).

Wskaźniki	makroflora			
	2007		2008	
	Próg (n=12)	Rejon (n=12)	Próg (n=12)	Rejon (n=12)
Średnia liczba taksonów ± SD	4,1±1,3	6,1±1,4 w tym: <i>Thallophyta</i> 5,4±1,0 <i>Angiospermae</i> 0,8±0,7	4,8±0,7	6,3±1,6 w tym: <i>Thallophyta</i> 5,5±1,3 <i>Angiospermae</i> 0,8±0,6
Średnia biomasa ± SD [g·m ⁻²]	6,2±5,8	85,2±76,2 w tym: <i>Thallophyta</i> 27,0±22,1 <i>Angiospermae</i> 87,3±70,0	39,4±20,5	151,6±95,0 w tym: <i>Thallophyta</i> 57,2±81,8 <i>Angiospermae</i> 113,3±65,5
Taksony dominujące w strukturze biomasy	<i>P. fucoides</i> 39% <i>Acrochaetium</i> sp. 35% <i>E. clathrata</i> 23%	<i>Z. marina</i> 68%, <i>P. fucoides</i> 23%,	<i>Enteromorpha</i> spp. 53% <i>C. glomerata</i> 21% <i>P. fucoides</i> 17% <i>Acrochaetium</i> sp. 6%	<i>Z. marina</i> 61%, <i>F. lumbricalis</i> 14%, <i>P. fucoides</i> 13%
Gatunki chronione	<i>C. diaphanum</i> , <i>F. lumbricalis</i>	<i>C. dipahanum</i> , <i>F. lumbricalis</i> , <i>Z. marina</i>	<i>C. diaphanum</i>	<i>C. dipahanum</i> , <i>F. lumbricalis</i> , <i>Z. marina</i>
Gatunki rzadkie	<i>P. fucoides</i> , <i>C. truncatus</i>	<i>P. fucoides</i>	<i>P. fucoides</i>	<i>P. fucoides</i>

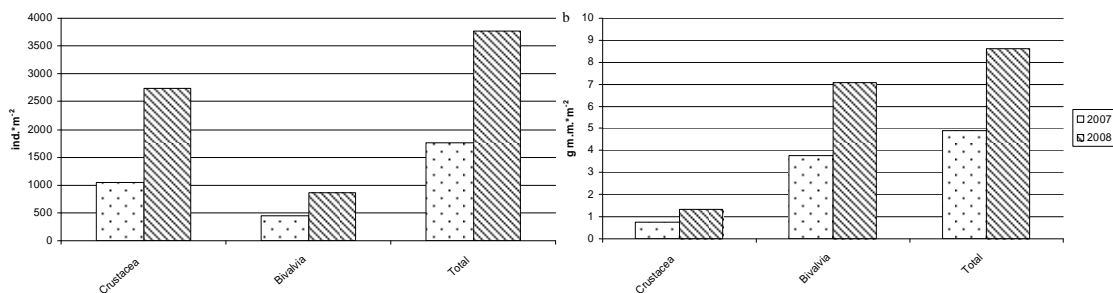
Wskaźniki	makrofauna bezkręgową			
	2007		2008	
	Próg (n=12)	Rejon (n=12)	Próg (n=12)	Rejon (n=8)
Średnia liczba taksonów ± SD	7,5±2,4	14,3±2,4	8,6±2,6	9,7±4,9
Średnia biomasa ± SD [g·m ⁻²]	4,9±8,4	33,1±54,9	9,6±23,5	682,3±823,2
Średnia liczebność ± SD [N·m ⁻²]	1 766,7±1 063,4	38 397,0±53 650,0	3 768,8±6 605,4	10 746,7±12 506,9
Taksony dominujące w strukturze biomasy	<i>M. edulis trossulus</i> 77% <i>L. pilosus</i> 9% <i>Hydrobia</i> spp. 7%	<i>M. edulis trossulus</i> 55% <i>M. arenaria</i> 25% <i>H. diversicolor</i> 10%	<i>M. edulis trossulus</i> 73% <i>L. pilosus</i> 11% <i>Gammarus</i> spp. 9%	<i>M. arenaria</i> 67% <i>M. edulis trossulus</i> 19% <i>C. carinata</i> 9%
Taksony dominujące w strukturze liczebności	<i>M. edulis trossulus</i> 26% <i>L. pilosus</i> 41% <i>H. oerstedii</i> 11% <i>Hydrobia</i> spp. 9%	<i>M. edulis trossulus</i> 91%	<i>L. pilosus</i> 54% <i>M. edulis trossulus</i> 23% <i>Gammarus</i> spp. 8%	Oligochaeta 24% <i>Corophium</i> spp. 14% <i>Hydrobia</i> sp. 12% <i>L. pilosus</i> 14%

Niemal wszystkie taksony makrofauny dennej odnotowane na progu stwierdzono na naturalnym podłożu kamienistym rejonu (Tab. 1). Wyjątek stanowiły osobniki z rodzaju *Jaera*, stwierdzone wyłącznie na progu. Jednak dane literaturowe wskazują na obecność tego taksonu w rejonie w poprzednich latach (Przyrodnicza waloryzacja ... 2000). Stwierdzono, że wszystkie badane kamienie tworzące próg, niezależnie od miejsca poboru prób były pokryte przez faunę poroślową należącą do trzech gatunków: *Mytilus edulis trossulus*, *Balanus improvisus* i *Electra crustulenta*. Pomędzy osobnikami omułka tworzącymi przestrzenne agregacje odnotowano również faunę towarzyszącą o znacznym zróżnicowaniu gatunkowym. Wśród tworzących ją 16 taksonów stwierdzono 7 taksonów skorupiaków. Zaobserwowano zróżnicowanie wielkości osobników omułka *Mytilus edulis trossulus* w przedziale od 1 do 20 mm. Największe osobniki należały do części populacji, której larwy osiadły w pierwszym sezonie wegetacyjnym, zaś najmniejsze były wynikiem rozrodu w drugim sezonie ekspozycji – 2008 roku.

W celu określenia etapu sukcesji na jakim znajduje się makrozoobentos na progu podwodnym porównano jego skład taksonomiczny z występującym w niezmodyfikowanym środowisku – na kamieniach i drewnianym palu stanowiącym element konstrukcji mola spacerowego w

Orłowie. Stwierdzono, że zespoły makrozoobentosu bytujące na progu odznaczają się podobnym zróżnicowaniem taksonomicznym z bytującymi na naturalnie występujących kamieniach (w obu przypadkach 15 taksonów) oraz nieznacznie większą niż porastające pal (12 taksonów).

Na podstawie badań przeprowadzonych w dwóch sezonach wegetacyjnych stwierdzono znaczny przyrost biomasy i liczebności makrozoobentosu zasiedlającego próg w 2008 r. w stosunku do 2007 r. (Rys. 6). W kolejnych latach liczebność i biomasa będzie prawdopodobnie wzrastać aż do momentu, gdy organizmy osiągną docelową wielkość. Wziąwszy pod uwagę fakt, że największy z notowanych w rejonie badań gatunek filtratora przytwierdzający się trwale do twardego podłoża – omułek *Mytilus edulis trossulus* osiąga maksymalne rozmiary w czwartym – piątym roku życia, należy przyjąć tezę, że biomasa organizmów poroślowych na progach znacznie wzrosło. Na podwodnym progu prawdopodobnie wzrosło również liczebność i biomasa drobnych skorupiaków, szczególnie z rzędu Amphipoda, dla których zwarte agregacje omułka stanowią najbardziej dogodne miejsce bytowania. Kamienie tworzące progi stanowią przestrzenną strukturę zapewniającą miejsce bytowania i schronienie organizmom również w przestrzeniach między kamieniami, a nie tylko na ich powierzchni.



Rys. 6. Średnia liczebność (a) i biomasa (b) skorupiaków (Crustacea) i małży (Bivalvia) na tle ogólnej liczebności (a) i biomasy (b) makrozoobentosu na progu w roku 2007 i 2008.

3.3. Wpływ progów podwodnych na środowisko przyrodnicze

Ze względu, że rejon posadowienia progów podwodnych w Gdyni-Orłowie znajduje się w obrębie obszaru chronionego w sieci Natura 2000, wszelkie podejmowane tu działania techniczne wymagają ograniczenia ich negatywnego wpływu na stan siedlisk przyrodniczych oraz gatunki dla ochrony których obszar Natura 2000 wyznaczono.

Istotnym oddziaływaniem progów podwodnych jest utrata pierwotnego siedliska flory i fauny dennej w miejscu ich posadowienia.

W przypadku łąk podwodnych *Zostera marina* jest to tylko potencjalna utrata, gdyż jak wykazał rekonesans podwodny wykonany podczas pomiarów batymetrycznych, w miejscu gdzie zaplanowano posadowienie progów nie było naturalnych stanowisk trawy morskiej. Zatem ubytek powierzchni dna nie wpłynął na zniszczenie łąk podwodnych *Zostera marina*, a jedynie zbiorowisk zoobentosu. Zakładając jednak, że zajęta przez progi powierzchnia dna 0,39 ha mogła stanowić w przyszłości potencjalne miejsce jej rozwoju, to posadowienie progów spowodowałoby potencjalną stratę około 415,6 kg suchej masy

(tj. 2,0 t mokrej masy). Przyjmując średnie zagęszczenie makrozoobentosu na 1 m² dna, oszacowana biomasa fauny dennej utracona w wyniku posadowienia podwodnych falochronów, wynosi około 204 kg mokrej masy. W skali badanego obszaru przybrzeżnego, pomiędzy mołem w Orłowie, klifem orłowskim i izobatą 5 m, ubytek biocenozy dennej (potencjalny i rzeczywisty) na powierzchni 1,3% uznać należy za nieistotny z punktu widzenia funkcjonowania ekosystemu i nie narusza ciągłości siedlisk flory i fauny dennej. Nie oddziałuje również negatywnie na ptaki chronione w tym obszarze, gdyż nie narusza w znaczący sposób ich zerowiska.

Straty w biocenozy, wynikające z zajętej przez progi powierzchni zostały zrekompensowane rozwojem autochtonicznej flory i fauny poroślowej. Na zajętej przez progi powierzchni dna powstała przestrzenna bryła o powierzchni większej o około 600 m² stanowiąca dodatkowe podłoże dla organizmów poroślowych (Bacchiocchi i Airolidi 2003). O taką też wartość powiększona została powierzchnia biologicznie czynna, wykorzystywana przez organizmy poroślowe – filtratory, które przyspieszają samooczyszczanie zbiornika z zawiesiny cząsteczek unoszących się w toni wodnej (Chojnacki 1993, 2000, Chojnacki i Ceronik 1997). Porastające progi makroglony, głównie z rodzaju *Enteromorpha* wykazują zdolność do wychwytywania substancji biogenicznych z wody, dzięki czemu przyczyniają się do deeutrofizacji i samooczyszczania wód morskich, a więc do poprawy stanu środowiska (Houvenaghel i Mathot 1983, Kruk-Dowgiałło i Dubrawski 1998, Cohen i in. 2004, McAvoy i Klug 2005). Do mankamentów zastosowania progów podwodnych do ochrony brzegów należy zaliczyć pojawienie się między kamieniami progów inwazyjnego gatunku ryby – babki

byczej *Neogobius melanostomus*, które odnotowano dopiero w trzecim roku od momentu posadowienia (2008 r.). W pierwszym roku po ich posadowieniu obecności tego gatunku nie stwierdzono (Bałazy 2006). Ten inwazyjny gatunek ryby, często zaliczany do „chwastu rybiego” może powodować straty w zasobach innych ryb, gdyż odżywia się ich ikrą przyklejoną do roślin i kamieni na dnie. Występuje licznie i powszechnie w całym akwenu Zatoki Puckiej, dlatego też fakt pojawienia się tego gatunku nie jest spowodowany obecnością progów podwodnych, lecz dużymi możliwościami ekspansji tego gatunku (Wandzel 2000).

Z analizy danych uzyskanych w wyniku badań 2007 r. i 2008 r. oraz danych literaturowych wynika, że oddziaływanie progów podwodnych na siedliska flory i fauny dennej jest znikome (Tab. 3). Jedynym znaczącym negatywnym efektem wybudowania progów jest lokalna utrata siedlisk w miejscu ich posadowienia. Mimo to, strata ta rekompensowana jest w pewnym stopniu przez rozwijającą się na powierzchni progów biocenozę poroślową. Odpowiednie podłoże do rozwoju znajdują tu gatunki chronione i unikatowe w polskich obszarach morskich oraz zieleńce obniżające stan trofii wód w rejonie. Mimo obiecujących wyników uzyskanych w czasie dwóch lat badań nad oddziaływaniem progów podwodnych na siedliska flory i fauny dennej, badania powinny być powtórzone w następnych latach.

Należy podkreślić, że progi, jako rozwiązanie techniczne również spełniło swój cel, gdyż przeprowadzone w latach 2006 i 2007 badania wykazały, że proces erozji brzegu i usypywania się klifu orłowskiego został zatrzymany. Ciągłość tego procesu będzie monitorowana w latach następnych (Rudowski i Łęczyński 2009).

Tabela 3. Ocena wpływu progów na środowisko w rejonie Gdynia Orłowo w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej na podstawie wyników badań wykonanych latem i jesienią 2007 i 2008 roku oraz danych literaturowych.

	Skutki pozytywne	Skutki negatywne
Istotne	Na progu rozwinęły się gatunki chronione <i>Furcellaria lumbricalis</i> , <i>Ceramium diaphanum</i> oraz rzadkie w polskiej strefie Bałtyku <i>Coccolytus truncatus</i> , <i>Polysiphonia fucoides</i> . Brak gatunków inwazyjnych flory i fauny dennej. Zielenice porastające próg intensyfikują proces deeutrofizacji wód rejonu. Zahamowanie erozji klifu orłowskiego.	Eliminacja zespołów fauny dennej na powierzchni dna zajętej przez progi.
Nieistotne	Na progu rozwinęły się głównie gatunki autochtoniczne. Sukcesja porastania progów przebiega w sposób typowy dla sukcesji podłoża kamienistego. Fauna poroślowa bytująca na progu intensyfikuje proces samooczyszczania zbiornika.	Pojawienie się na progach powszechnej w Zatoce Gdańskiej babki byczej <i>Neogobius melanostomus</i> .

4. WNIOSEK

Progi podwodne można uznać za rozwiązanie sprzyjające zrównoważonemu i proekologicznemu działaniu w ochronie brzegów. Wskazuje na to bilans korzyści i strat wynikających z posadowienia progów w Orłowie uwzględniający skutki lokalnych przekształceń siedlisk dennych, brak wizualnych ingerencji w krajobrazie tej części wybrzeża, ale również korzyści wynikające z efektywnej ochrony brzegu (plaży i klifu). Całościową ocenę oddziaływania systemów progów podwodnych na biocenozę rejonu Gdynia Orłowo, obszaru chronionego i planowanego do ochrony, będzie można przeprowadzić dopiero po zakończeniu sukcesji porostania progów, tj. po 4-5 latach od momentu ich posadowienia.

LITERATURA

- AMINTI P., LAMBERTI A., LIBERATORE G., 1983, Experimental studies on submerged barriers as shore protection structures, *Conf. On Coastal and Port Engineering in Developing Countries*, Colombo.
- ANDRULEWICZ E., KRUK-DOWGIAŁŁO L., OSOWIECKI A., 2004, Phytobenthos and macrozoobenthos of the Slupsk Bank stony reefs, Baltic Sea, *Hydrobiologia*, vol. 514, s. 163-170.
- BACCHIOCCHI F., AIROLDI L., 2003, Distribution and dynamics of epibiota on hard structures for coastal protection, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 56, s. 1157-1166.
- BALAZY P., 2006, Wielkość i rozmieszczenie gniazd babki byczej (*Neogobius melanostomus*) w różnych rejonach Zatoki Puckiej – obserwacje podwodne, praca magisterska IO UG, s. 56.
- BASIŃSKI T., PRUSZAK Z., TARNOWSKA M., ZEIDLER R., 1993, Ochrona brzegów morskich, *Biblioteka Naukowa Hydrotechnika*, No 17, IBW PAN, Gdańsk, s. 536.
- BLOMQUIST M., CEDERWALL H., LEONARDSSON K., ROSENBERG R., 2006, Bedömningsgrunder för kust och hav. Bentiska evertebrater 2006, Rapport till Naturvårdsverket 2006-03-14, s. 70.
- CHOJNACKI J.C., 1993, Man made reefs, An alternative for recultivation and protection of the Pomeranian Bay, *Aura*, vol. 6, s. 11-13.
- CHOJNACKI J.C., 2000, Environmental effects of artificial reefs in the southern Baltic (Pomeranian Bay); w: *Artificial reefs in European Seas*, s. 307-317, red. Jensen A.C., Collins K.J. i Lockwood A.P.M., Kluwer, s. 508.
- CHOJNACKI J.C., CERONIK E.J., 1997, Artificial reefs in the Pomeranian Bay (Southern Baltic) as biofiltration sites, *Proceedings of the 13 th Baltic Marine Biologists Symposium 31 st August 3 rd September, Riga*.
- CHOU L.M., 1997, Artificial reefs of southeast Asia – do they enhance or degrade the marine environment?, *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 44, s. 45-52.
- CHROBAK M., 2004, Fitobentos; w: *Warunki środowiskowe polskiej strefy południowego Bałtyku w 2001 roku*, IMGW, s. 151-154.
- CISZEWSKA I., CISZEWSKI P., 1994, Porostanie naturalnego i sztucznego podłoża przez makrofaunę denną wewnętrznej Zatoki Puckiej; w: *Zatoka Pucka – możliwości rewitalizacji*, red. Kruk-Dowgiałło L. i Ciszewski P., Instytut Ochrony Środowiska, s. 155-162.
- COHEN R., A, FONG P., 2004, Nitrogen uptake and assimilation in *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link (*Chlorophyta*): using ¹⁵N to determine preference during simultaneous pulses of nitrate and ammonium, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 309, s. 67-77.
- CONNEL S.D, GLASBY T.M., 1999, Do urban structures influence the local abundance and diversity of subtidal epibiota? A case study from Sydney harbour, Australia, *Marine Environmental Research*, vol. 47, s. 373-387.
- DEAN R., CHEN R., BROWDER A.E., 1997, Full scale monitoring study of a submerge breakwater, Palm Beach, Florida, USA, *Coastal Engineering*, vol. 29, s. 291-315.
- DUBRAWSKI R., ZAWADZKA-KAHLAU E., 2006, Przyszłość ochrony polskich brzegów morskich, *Wydawnictwa Wewnętrzne Instytutu Morskiego w Gdańsku*, Gdańsk, s. 302.
- Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea, 1999, Annex for HELCOM COMBINE programme, Annex C-9, Compiled by Saara Bäck, Finnish Environmental Institute, s. 12. http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/en_GB/Contents/
- HOUVENAGHEL G.T., MATHOT I.F, 1983, The production of marine algae in coastal waters and their culture in ponds enriched with

waste waters, *Energy from biomass, Conference 2, International conference on biomass 2*, N.Y., Plenu Press, s. 308-312.

KOWALCZUK N., 1996, Distribution and species composition of benthic macroalgae community in the littoral zone at the Orłowo Cliff (the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea), red. Styczyńska-Jurewicz E., *Estuarine ecosystems and species, Proceedings of the 2-nd International Estuary Symposium held in Gdańsk, October 18-22, 1993*, s. 143-149.

KRUK-DOWGIAŁŁO L., DUBRAWSKI R., 1998, A system of protection and restoration of the Gulf of Gdańsk, *Bulletin of the Maritime Institute*, vol. 25, Nr 1, Gdańsk, s. 45-67.

KRUK-DOWGIAŁŁO L., OPIOŁA R., 2001, Makrofitobentos; w: *Warunki środowiskowe polskiej strefy południowego Bałtyku w 2000 roku*, red. Krzyżmiński W., Łysiak-Pastuszek E., Miętus M., IMGW, Gdynia, s. 160-167.

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

MARTIN D., BERTASI F., COLANGELO M.A., DE VRIES M., FROST M., HAWKINS S.J., MACPHERSON E., MOSCHELLA P.S., SATTA M.P., THOMPSON R.C., CECCHERELLI V.U., 2005, Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats, *Coastal Engineering*, vol. 52, s. 1027-1051.

MARTINS G.M., AMARAL A.F., WALLENSTEIN F.M., NETO A.I., 2009, Influence of a breakwater on nearby rocky intertidal community structure, *Marine Environmental Research* (w druku).

MCAVOY K.M., KLUG J.L., 2005, Positive and negative effects of riverine input on the estuarine green alga *Ulva intestinalis* (syn. *Enteromorpha intestinalis*) (Linneaus), *Hydrobiologia*, vol. 545, s. 1-9.

Przyrodnicza waloryzacja morskich części obszarów chronionych HELCOM BSPA województwa pomorskiego, vol. 2, Rezerwat przyrody Kępa Redłowska, Osowiecki A., Żmudziński L. (red.), 2000, CRANGON 6, CBM PAN, Gdynia, s. 81.

RUDOWSKI S. ŁĘCZYŃSKI L., 2009, Surveys of the shore and seafloor of the Kępa Redłowska conducted by the Division of Marine Geology between 1997 and 2007, *Oceanological and Hydrobiological Studies*, vol. XXXVIII, s. 135-146.

SEMRAU I., 1990, Wpływ budowli hydrotechnicznych na brzeg morski, Brzeg morski (1), *Studia i Materiały Oceanologiczne*, Nr 55, PAN Komitet Badań Morza, s. 185-200.

SILVESTER R., HSU J.R.C., 1997, Coastal stabilization, vol. 14, *Advanced Series on Ocean Engineering*, Singapore: World scientific, s. 578.

SZATYBEŁKO M., DUBRAWSKI R., MATULANIEC M., 1995, Możliwość wspomaganie samoczyszczania środowiska morskiego, *Raporty Morskiego Instytutu Rybackiego*, Gdynia, s. 20-35.

WANDZEL T., 2000, Round Goby, *Neogobius melanostomus* Pallas, 1811 in the catches of R/V Baltica, *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, vol. 30, Nr 1, s. 81-91.

ZARZYCKI T., JANAS U., ŁĄDKOWSKA H., 2007, Values of, and threats to, marine and coastal habitats in the southern Baltic – Redłowo area case study, *Marbef Newsletter*, Nr 6, s. 17-18.