

ROŚLINNOŚĆ BENTOSOWA JAKO INDYKATOR STANU ŚRODOWISKA MORZA BAŁTYCKIEGO

MACROPHYTOBENTHOS AS AN INDICATOR OF THE ENVIRONMENTAL STATUS OF THE BALTIC SEA

Michał Saniewski

Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy
Oddział Morski w Gdyni
Ul. Waszyngtona 42
81-342 Gdynia
Tel. (58) 6288265
e-mail: michal.saniewski@imgw.pl

Roślinność denna może być wykorzystana do oceny stanu ekologicznego środowiska morskiego poprzez analizy gatunkowe, analizy biomasy oraz określenie wskaźnika stanu makrofitów opartego na stosunku biomasy taksonów pozytywnych do biomasy taksonów negatywnych. Makroglony ze względu na swoją zdolność do bioakumulacji zanieczyszczeń mogą być również wykorzystane do oceny stanu środowiska pod kątem skażeń substancjami niebezpiecznymi. Przykładem może być wykorzystanie fitobentosu do oceny poziomu skażenia wody substancjami radioaktywnymi. Najwyższe średnie aktywności ^{90}Sr pomierzono w tkankach roślin w akwenach, w których stan ekologiczny określony na podstawie makrofitobentosu był najgorszy.

Słowa kluczowe: makrofitobentos, indykator, ^{90}Sr , Morze Bałtyckie.

„Autor jest laureatem stypendium Naukowego im. Antoniego Dębskiego przyznanego w roku 2012 przez Polskie Towarzystwo Medycyny i Techniki Hiperbarycznej”.

Phytobenthos can be used to assess the ecological status of the marine environment by the analyses of species, the analyses of biomass and the determination of the macrophyte index based on the ratio of the biomass in negative and positive species. On account of their ability to bioaccumulate, macroalgae can also be used to assess the contamination of the sea by hazardous substances. Phytobenthos is used to assess the level of the radioactive substances in water. The highest average activity of ^{90}Sr was measured in plant tissues in the areas where the ecological status determined using macrophytobentos was by far the poorest.

Keywords: Marine macroalgae, indicator, ^{90}Sr , the Baltic Sea.

"The author is a recipient of the Antoni Dębski Scholarship awarded in 2012 by the Polish Hyperbaric Medicine and Technology Society".

WSTĘP

Przystąpienie Polski do Unii Europejskiej nałożyło obowiązek wdrożenia Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE. Dyrektywa ta nakłada wymóg oceny stanu ekologicznego wód na podstawie elementów biologicznych i wspomagających elementów fizykochemicznych. Roślinność denna może być wykorzystana do oceny stanu ekologicznego środowiska morskiego poprzez określenie składu gatunkowego lub określenie wskaźnika stanu makrofitów opartego na stosunku biomasy taksonów pozytywnych do biomasy taksonów negatywnych. Makroglony ze względu na powszechność występowania oraz zdolność do bioakumulacji zanieczyszczeń mogą być również wykorzystane do oceny stanu środowiska pod kątem skażeń substancjami niebezpiecznymi [1, 2, 3]. Makroglony szczególnie dobrze sprawdzają się jako bioindykatory rozpuszczonych form metali i pierwiastków śladowych [1]. Organizmy te efektywnie akumulują niektóre pierwiastki promieniotwórcze [2, 3], w tym radioizotopy pochodzenia antropogenicznego, np. ^{90}Sr , które mogą być absorbowane przez komórki aktywnie i pasywnie [4]. Dlatego właśnie fitobentos wykorzystywany jest także do oceny poziomu skażenia substancjami radioaktywnymi [5, 6].

Morze Bałtyckie jest jednym z bardziej zanieczyszczonych mórz izotopem ^{90}Sr [7]. Głównym źródłem tego izotopu był opad atmosferyczny z testów broni jądrowej w latach 50 i na początku lat 60 [8, 9]. Prawie 90% całkowitego ładunku ^{90}Sr uległo uwolnieniu przed rokiem 1963 i tylko 1% pochodził z testów broni jądrowej w okresie 1976-1980 [8, 9]. Szacuje się, że w Morzu Bałtyckim, całkowita aktywność izotopu ^{90}Sr pochodzącego z testów broni jądrowej wynosiła 500TBq [7]. Drugim źródłem tego izotopu była awaria elektrowni atomowej w Czarnobylu, dostarczając do Bałtyku 80TBq tego radioizotopu [10]. 40 TBq ^{90}Sr zdeponowanego w Bałtyku pochodzi z zakładów przerobu paliwa jądrowego w Sellafield (Anglia) i La Hague (Francja) [11]. Zrzuty z 9 elektrowni atomowych zlokalizowanych w obrębie zlewni Morza Bałtyckiego dostarczyły około 1,03TBq ^{90}Sr i były mało istotne w porównaniu do wymienionych wyżej trzech podstawowych źródeł [12].

MATERIAŁ I METODY

W roku 2011 dokonano poboru flory dennej, w skład której wchodzi rośliny naczyniowe zakorzenione w dnie oraz makroglony, na czterech transektach pomiarowych: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Ławica Słupska oraz Głazowisko Rowy (rys.1.). Pobór prób przeprowadzono w okresie szczytu rozwoju zarówno roślin zakorzenionych jak i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie spowolnionego wzrostu makroglonów (wrzesień). W przypadku transektów Klif Orłowski i Jama Kuźnicka prace podwodne obejmowały pobór prób makrofitobentosu od głębokości 1 metr do maksymalnej głębokości występowania roślin. Na pozostałych dwóch transektach - Ławica Słupska oraz Głazowisko Rowy, na skutek braku stałej zmiany głębokości, poboru prób dokonano na wcześniej wyznaczonych punktach.

Rodzaj dna określono na podstawie bezpośrednich obserwacji podwodnych i opisano wg. kategorii podanych przez HELCOM dla programu COMBINE [13], który uwzględnia występowanie takich elementów, jak: skały, głązy >30 cm, kamienie >10 cm, żwir, piasek, piasek (dno ubite), dno luźne, muszle, małże (*Mytilus edulis*), oraz inne (torf, glina, muł). Materiał roślinny zbierano z powierzchni wyznaczonej przy pomocy rozmieszczonej trzykrotnie, losowo na każdej głębokości ramki o wymiarach 0,5 m x 0,5 m do worków siatkowych.

INTRODUCTION

Polish accession to the European Union imposed the obligation of implementing the Water Framework Directive 2000/60/EC. This directive imposes a requirement to assess the ecological status in waters based on biological and supporting physicochemical elements. Benthic vegetation may be used to assess the ecological status of the maritime environment through defining the composition of its species or by determining the macrophyte index based on the ratio of biomass in positive and negative species. On account of their prevalence and ability to bioaccumulate contamination, macroalgae may be used to assess environmental status as regards contamination with hazardous substances. Macroalgae turn out to be particularly useful as bioindicators for dissolved metals and trace elements [1]. These organisms effectively accumulate some radioactive elements [2, 3], including anthropogenic radioisotopes such as ^{90}Sr , which may be actively or passively absorbed by cells [4]. For this reason phytobenthos is used to make an assessment of radioactive contamination levels.

The Baltic Sea is among the most ^{90}Sr isotope contaminated seas [7]. The main source of the isotope was the fallout as an aftermath of nuclear weapons tests in the 1950s and early 1960s [8, 9]. Nearly 90% of the total ^{90}Sr charge was released before 1963 and only 1% came from nuclear tests in the years 1976 and 1980 [8, 9]. It is estimated that the total quantity of nuclear test related ^{90}Sr isotope in the Baltic Sea amounts to 500TBq [7]. The second largest source of the isotope came from the disaster in the Chernobyl Power Plant, which was responsible for the deposition of another 80TBq of the isotope [10]. Yet another 40 TBq deposited in the Baltic comes from the nuclear reprocessing plants in Sellafield, England [11] and La Hague, France [11]. Discharges from the nine nuclear plants located in the area of the Baltic reception basins have been responsible for 1.03TBq of ^{90}Sr and are but negligible compared with the said main sources [12].

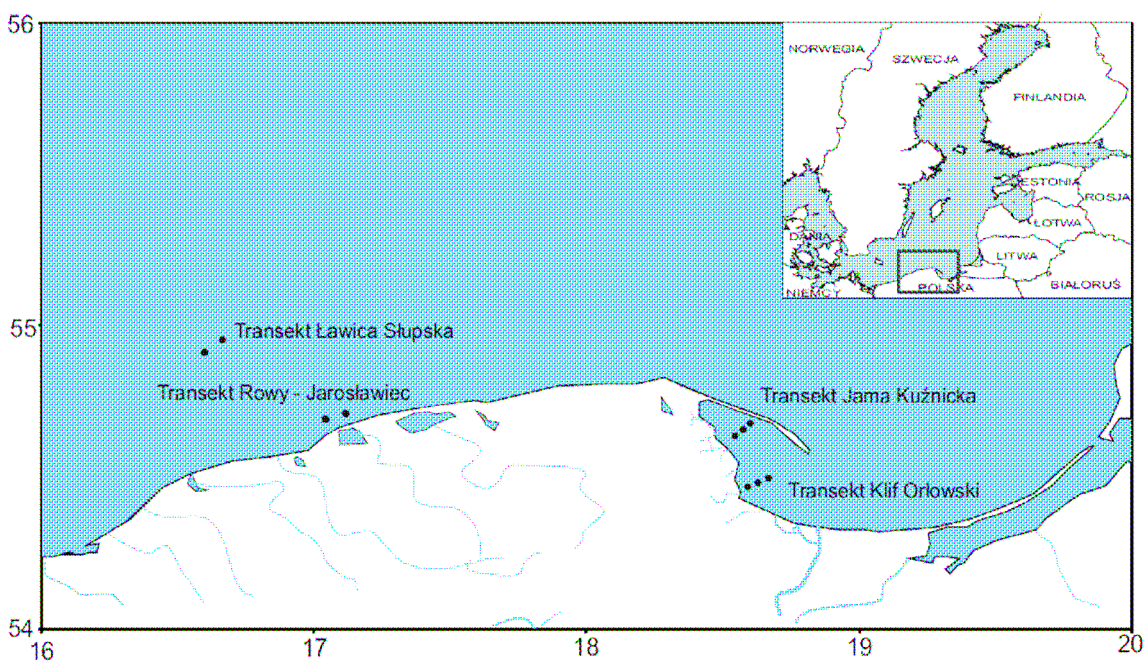
MATERIALS AND METHODS

In 2011, samples of benthic flora were collected, including vascular plants rooted in the bottom as well as macroalgae. The samples were collected in four transects: Klif Orłowski (The Orłowski Cliff), Jama Kuźnicka (The Depth of Kuznica), Ławica Słupska (The Słupsk Bank) and Głazowisko Rowy (the Rowy boulder deposit area) (fig. 1). Samples were collected in the peak of development of both macroalgae and anchored plants (June), as well as in the period of slow developmental for macroalgae (September). In the case of Klif Orłowski and Jama Kuźnicka transects, underwater works encompassed macrophytobenthos sample collection at the depth of 1 metre up to the maximum depth of the plants' occurrence. In the two remaining transects – Ławica Słupska and Głazowisko Rowy, as the changes in depth are not constant, the collection of samples was carried out in places fixed in advance. Seabed types were determined on the basis of direct underwater observations and were characterised by the categories given by HELCOM for the COMBINE programme [13] which allows for the occurrence of the following elements: rocks, boulders >30 cm, stones >10, gravel, sand, sand [14] (firm bottom), soft substrate, shells, common mussels (*Mytilus edulis*), as well as many others (peat, clay, silt). Plant material was collected into net bags from the area which had been marked out by placing a 0.5 m x 0.5 m frame in three randomly chosen spots on each depth interval. In the case of a firm bottom, organisms were removed from the surface of boulders and stones with a scraper. From loose seabed on the other hand, benthic flora with roots was scooped into net bags using bare hands. Pebbles and small stones were also scooped up, provided they were no danger to the structure of the net bag.

W przypadku dna twardego, do usuwania organizmów z powierzchni głazów i kamieni używana była szpachelka. W przypadku dna miękkiego, flora denna wraz z korzeniami (w przypadku roślin zakorzenionych) pobierana była do worków siatkowych dłonią. Drobne kamienie, które nie stanowiły zagrożenia dla siatki pobierane były w całości.

Pobrano materiał po dotarciu na ląd przechowywany był do czasu analiz w stanie zamrożonym, w temperaturze -18°C [13]. Stopień pokrycia dna przez makrofitobentos oceniano na podstawie analizy materiału filmowego i fotograficznego uzyskanego podczas poboru prób.

Do oceny pokrycia dna wykorzystano siedmiostopniową skalę, rekomendowaną przez HELCOM COMBINE [13]. Stopień pokrycia dna oceniano osobno dla dna twardego (kamienistego) i miękkiego (piaszczystego) na każdym punkcie pomiarowym transektu. Do analizy ilościowej i jakościowej próby rozmrażano, a taksony makrofitobentosu oznaczano makroskopowo oraz pod mikroskopem. Rozdzielony materiał suszono w suszarce w temperaturze 60°C - 80°C do osiągnięcia stałej wagi. Następnie określano suchą masę poszczególnych taksonów, którą wyrażono w gramach [$\text{g}_{\text{s.m.}}$] i przeliczano na 1 m^2 powierzchni dna.



Rys. 1. Lokalizacja profili Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Ławica Słupska oraz Głazowisko Rowy.

Na podstawie zebranych próbek wyliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM), oparty na stosunku biomasy taksonów pozytywnych (Bp) w przeliczeniu na % pokrycia dna z oznaczeń w czerwcu i wrześniu do biomasy taksonów negatywnych (Bn) w przeliczeniu na % pokrycia dna z oznaczeń w czerwcu i wrześniu ($\text{SM} = \text{Bp}/\text{Bn}$). Za gatunki pozytywne uznaje się taksony występujące w akwenach niezanieczyszczonych, np: (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccolytus truncatus*, *Polysiphonia fucoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara spp.*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton spp.*, *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*) [14]. Do gatunków negatywnych zaliczono taksony uznawane za wskaźniki eutrofizacji, np: (*Cladophora glomerata*, *Enteromorpha spp.*, *Pilayella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus*) [14].

When on surface, the collected material was kept frozen in -18°C until the analyses were undertaken [13].

The degree to which the seabed was covered with macrophytobenthos was determined after the analysis of films and photographs taken while the samples were being collected. The assessment of the seabed coverage was made with the use of a seven-degree scale recommended by HELCOM COMBINE [13]. The degree of the seabed coverage was estimated for the firm bottom (stony) and soft substrate (sandy) individually on each measurable point along the transect. For the purpose of quantitative and qualitative analyses, the samples were defrosted, whereas the macrophytobenthos species were marked macro and microscopically. The separated material was dried in 60°C - 80°C until a constant weight was reached. Then the dried weight of separate species was established (expressed in grammes [$\text{g}_{\text{s.m.}}$] and calculated per 1m^2 of the bottom area.

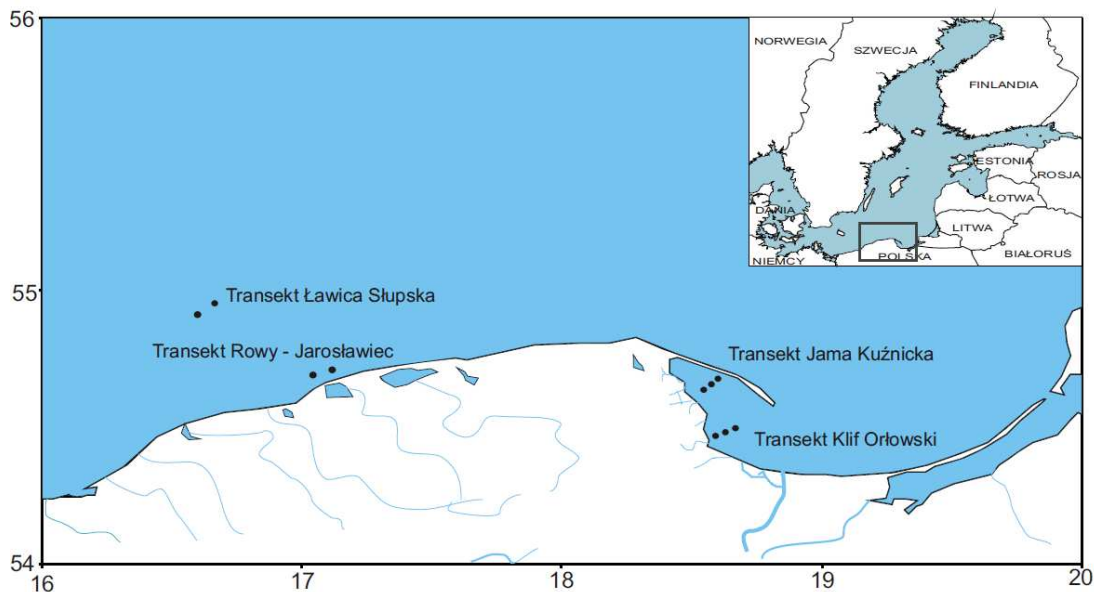


Fig. 1 The profiles location: Klif Orłowski (The Orłowski Cliff), Jama Kuźnicka (the Kuznica Depth), Ławica Słupska (the Słupsk Bank) and Głazowisko Rowy (the Rowy boulder deposit area).

Having analysed the collected samples, the macrophyte index (SM) was calculated based on the ratio of positive species biomass (B_p), as calculated in the percentage of bottom coverage from the June and September markings, to the biomass of negative species (B_n), as calculated in the percentage of bottom coverage in June and September ($SM = B_p/B_n$). Under the category of positive species were the denizens of uncontaminated waters, such as: (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccytylus truncatus*, *Polysiphonia fucoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara spp.*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton spp.*, *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*) [14].

Among negative species were species known to be indicators of eutrophication, such as: (*Cladophora glomerata*, *Enteromorpha spp.*, *Pilayella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus*) [14]. The calculated macrophyte indices were compared with reference values outlined on the basis of a 1950's bibliography from the southern Baltic. On the grounds of this comparison, ecological quality of the waters was estimated ($EQR = SM/\text{ref.}$) [14].

Wyliczone wskaźniki stanu makrofitów porównano z wartościami referencyjnymi wyznaczonymi na podstawie danych literaturowych z lat 50 dla rejonu południowego Bałtyku. Na tej podstawie oceniono jakość ekologiczną wód (EQR=SM/ref.) [14].

W celu oznaczenia ^{90}Sr w próbkach roślinnych, wysuszony materiał spalano przez 8 godzin w temperaturze 450°C . Próbę przenoszono następnie do zlewki, dodawano 100 ml HNO_3 i ogrzewano przez 8 godzin. Ostudzone próbki przesączono, wypłukując pozostałość wodą destylowaną. Do 150 ml próby dodawano 100 ml roztworu kwasu szczawowego (8%) i 1 ml nośnika strontu (20 mg Sr/1 ml). Dodając amoniaku do pH 4,0-4,5 wytrącano szczawiany strontu. Wysuszone szczawiany strontu przenoszono na sączku do tygla i spalano przez 5 godzin w temperaturze 650°C . W temperaturze 650°C następuje rozkład szczawianów do węglanów, które następnie rozpuszcza się w kwasie azotowym. W wyniku utleniania osadu następuje uwolnienie jonów Ca^{2+} i Sr^{2+} . Dzięki znikomej rozpuszczalności $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$, dokonuje się rozdzielenie Sr od Ca, który pozostaje w roztworze. Usuwanie jonów, które mogłyby zwiększyć aktywność końcową preparatu przeprowadzono przez dodanie Fe^{3+} w środowisku alkalicznym. Wytrącony $\text{Fe}(\text{OH})_3$ absorbuje z roztworu wszystkie łatwo hydrolizujące jony (Th^{4+} , UO_2^{2+} , Ru^{3+} , Ce^{3+}). Następnie do roztworu dodawano dziesięć miligramów stabilnego itru i pozostawiano na 21 dni do osiągnięcia równowagi ^{90}Sr z ^{90}Y w roztworze [15]. Pomiar aktywności ^{90}Y równoważnej aktywności ^{90}Sr mierzono w Beta Counter FHT 7700T (ESM Eberline).

WYNIKI I DYSKUSJA

KLIF ORŁOWSKI

W 2011 roku na profilu Klif Orłowski odnotowano występowanie łącznie 13 gatunków makrofitobentosu. W skład zbiorowisk roślinnych wchodziło 12 taksonów makroglonów i 1 gatunek rośliny zakorzenionej. Makroglony reprezentowane były najliczniej przez *Chlorophyceae* i *Bangiophyceae* - po 5 taksonów, a wśród *Fucophyceae* zidentyfikowano tylko 2 gatunki. Latem, przy wyższej temperaturze wody, intensywniej rozwijały się *Chlorophyceae*. Również glony nitkowate *Pilayella littoralis* i *Ectocarpus siliculosus* pojawiły się w czerwcu (11% całkowitej biomasy). Zdecydowanym dominatem w biomacie, rzędu 52%, charakteryzowała się *Cladophora glomerata*, która pod koniec sezonu wegetacyjnego ustąpiła miejsca *Polysiphonia fucoides*, stanowiącej aż 83% całkowitej biomasy. Układ ten spowodowany był typową strefowością występowania makroglonów. W czerwcu na płytkich głębokościach 1-3 m dominowały *Chlorophyceae*, które wraz ze wzrostem głębokości ustępowały miejsca *Bangiophyceae*. Pod koniec sezonu wegetacyjnego, we wrześniu, *Chlorophyceae* dominowały już tylko w najpłytszej strefie - 1 m, podczas gdy na pozostałych głębokościach zdecydowanym dominatem były *Bangiophyceae*. W obu badanych miesiącach w rejonie Klifu Orłowskiego największą różnorodność gatunkową makrofitobentosu stwierdzono na głębokościach od 1m do 5 m w czerwcu (średnio 50% wszystkich taksonów) oraz od 2 m do 5 m we wrześniu (średnio 55% wszystkich taksonów). W czerwcu 2011 roku, ze względu na dogodne dla rozwoju roślin warunki fizykochemiczne, na płytszych głębokościach (1-4 m) masowo występowała *Cladophora glomerata*, która pokrywała dno kamieniste aż w 60-95%. Na większych głębokościach, tj. 5-8 m, dominowała *Polysiphonia fucoides*, porastająca od 20-90% kamieni. W okresie letnim, gatunki nieprzytwierdzone do dna, tj. *Pilayella littoralis* i *Ectocarpus siliculosus*, pokrywały dno oraz inne gatunki przytwierdzone do podłoża w 10%. We wrześniu dominowała *Polysiphonia fucoides* całkowicie porastająca substrat kamienisty na głębokościach od 2-7 m, natomiast *Chlorophyceae* występowały w znikomych ilościach.

In order to mark ^{90}Sr in plant samples, the dried material was placed in a furnace [54] for 8 hours at a temperature of 450°C . The sample was then placed in a beaker and heated for 8 hours with the addition of 100 ml of HNO_3 . The cooled samples were filtered with the remainder having been rinsed out with distilled water. To a 150 ml sample was then added 100 ml of oxalic acid solution (8%) and 1 ml of strontium carrier (20 mg Sr/1 ml). Strontium oxalate was precipitated with the addition of ammonia to pH 4.0 - 4.5. Dried strontium oxalates were carried on a filter to a crucible and was placed in a furnace [55] for 5 hours at a temperature of 650°C . In this temperature oxalates are resolved into carbonates which are later dissolved in nitric acid. As a result of the sediment oxidation the Ca^{2+} and Sr^{2+} ions are released. Due to low solubility of $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$, the Sr is separated from Ca, the latter of which remains in the solution. The removal of ions, which might increase the preparation's activity, was effected by adding Fe^{3+} in an alkaline environment. The precipitated $\text{Fe}(\text{OH})_3$ absorbs all the hydrolysing ions (Th^{4+} , UO_2^{2+} , Ru^{3+} , Ce^{3+}) from the solution. Next, 10 milligrammes of stable yttrium was added to the solution and left for 21 days to create a balance between the ^{90}Sr and ^{90}Y in the solution [15]. The ^{90}Y activity equivalent to ^{90}Sr activity was measured in Beta Counter FHT 7700T (ESM Eberline).

RESULTS AND DISCUSSION

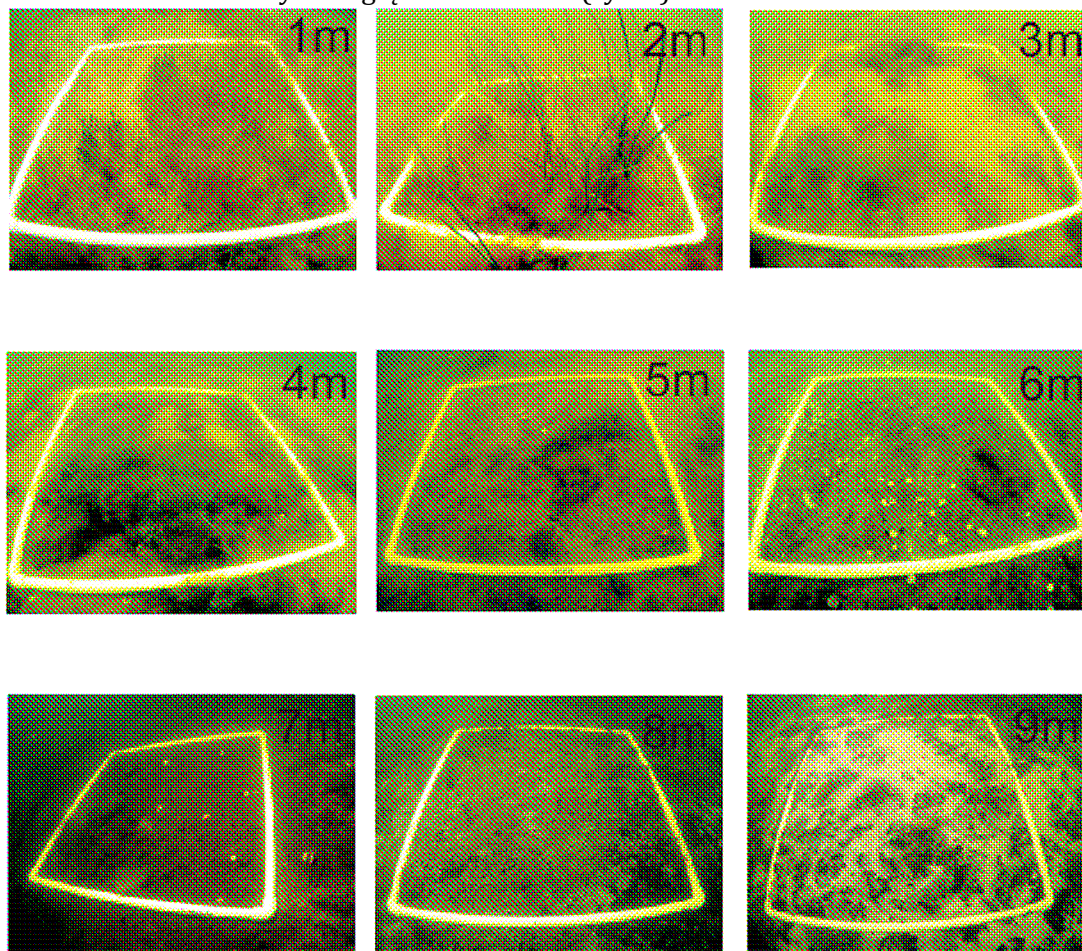
KLIF ORŁOWSKI

In 2011 the total of 13 macrophytobenthos species were recorded on the profile of the Klif Orłowski. The vegetation included 12 species of macroalgae and one species of an anchored plant. The most numerous representatives of macroalgae were *Chlorophyceae* and *Bangiophyceae* - 5 species apiece, whereas only 2 species were identified among the *Fucophyceae*. In summer, with increased water temperatures, the *Chlorophyceae* were developing the most intensely. Also the filamentous algae *Pilayella littoralis* and *Ectocarpus siliculosus* made an appearance in June (11% of biomass). A dominant role in the biomass (52%) was occupied by *Cladophora glomerata* which gave the lead to *Polysiphonia fucooides* at the end of the vegetation period, which then constituted 83% of the total biomass. Such a proportion was a result of a typical zoning of the macroalgae. In June, the shallow areas (1-3 m) were dominated by the *Chlorophyceae* which later gave way to the *Bangiophyceae* as the depth increased.

At the end of the vegetation period, in September, the *Chlorophyceae* dominated only in the shallowest zone - 1 m, whereas the *Bangiophyceae* predominated in the remaining depths. In both investigated months near the Klif Orłowski, the macrophytobenthos was most varied at the depth of 1 to 5 metres in June (the average of 50% of all species), and 2 to 5 metres in September (the average of 55% of all species). In June 2011, on account of favourable physicochemical conditions for vegetation, shallow regions were abundantly inhabited by *Cladophora glomerata* which covered the stony bottom in as much as 60-95%. Deeper regions, i.e. 5-8 m, were dominated by *Polysiphonia fucooides*, which covered 20-90% of the stones. In summer the species that are not anchored to the seabed, such as *Pilayella littoralis* and *Ectocarpus siliculosus*, along with the anchored ones, covered 10% of the seabed. September was when the *Polysiphonia fucooides* predominated, having thoroughly overgrown the stony substrate at a depth of 2-7 m, whereas the *Chlorophyceae* were scarce.

JAMA KUŹNICKA

W 2011 roku na profilu Jama Kuźnicka zidentyfikowano 14 taksonów makrofitobentosu, w tym 4 taksony *Chlorophyceae*, 2 gatunki *Fucophyceae*, 2 gatunki *Bangiophyceae* i 6 gatunków *Angiospermae*. W czerwcu, zdecydowanym dominantem były nitkowate *Fucophyceae*: *Pilayella littoralis* i *Ectocarpus siliculosus*, tworzące na dnie zwarte maty pokrywające rośliny naczyniowe. Pod koniec sezonu wegetacyjnego ich biomasa zmalała z 69% do 11%, dając tym samym przewagę *Angiospermae* w biomacie, które latem stanowiły 20% całkowitej masy zebranych makroglonów. W okresie jesiennym ich udział w biomacie wzrósł do 70%. W czerwcu, w zakresie głębokości 1-3 m, zbiorowiska makrofitobentosu zajmowały największe obszary dna piaszczystego, które średnio pokrywały ponad 50% dna. Charakterystycznym zjawiskiem w tym rejonie było intensywne porastanie roślin naczyniowych, zwłaszcza *Potamogeton pectinatus*, przez *Ceramium diaphanum*, a także obfite występowanie nitkowatych *Fucophyceae*, które oplatały łodygi roślin *Angiospermae* (rys. 2). We wrześniu procent pokrycia dna przez gatunki makrofitobentosu był większy niż w czerwcu w całym zakresie głębokości występowania roślin, tj. od 1m do 4 m. Gatunkami występującymi najobficiej były *Potamogeton pectinatus* i *Zannichellia palustris*. W obu badanych miesiącach w 2011 roku procent pokrycia dna przez zbiorowiska makrofitobentosu malał generalnie wraz ze wzrostem głębokości. Poniżej głębokości 4 m nie odnotowano makrofitobentosu, wzrastała natomiast ilość materii organicznej pokrywającej powierzchnię dna, z obszarami beztlenowym na głębokości 8-9 m (rys. 2).



Rys. 2. Rozkład makrofitobentosu wraz z wzrostem głębokości na profilu Jama Kuźnicka.

JAMA KUŹNICKA

In 2011, in the profile of Jama Kuźnicka, 14 species of macrophytobenthos were identified, including 2 species of *Bangiophyceae* and 6 species of *Angiospermae*. June was largely dominated by the filamentous *Fucophyceae*: *Pilayella littoralis* and *Ectocarpus siliculosus*, which made up tightly pressed mats covering vascular plants below. At the end of the vegetation season their biomass dropped from 69% to 11%, which gave advantage to *Angiospermae* in biomass, which by summer had constituted 20% of all collected macroalgae. By autumn, their share in the biomass had grown to 70%. In June, at a depth of 1-3 m, the macrophytobenthos community spread over the sandy bottom which took up an average of 50% of the seabed. The typical occurrence in this region was for vascular plants, most commonly *Potamogeton pectinatus*, to be overgrown by *Ceramium diaphanum*, as well as an abundance of the filamentous *Fucophyceae* that coiled around the stems of *Angiospermae* (fig. 2). In September, the seabed was covered with macrophytobenthos in a degree far exceeding the status quo from June in the entire spectrum of plant-supporting depths, i.e. from 1 metre to 4 metres, the dominant species being *Potamogeton pectinatus* and *Zannichellia palustris*. In both investigated months in 2011, the percentage of macrophytobenthos seabed coverage decreased with depth. Below the level of 4 metres no macrophytobenthos traces were ever recorded. What *did* increase, however, was the amount of organic matter covering the seabed along with anaerobic zones at 8-9 m (fig. 2).

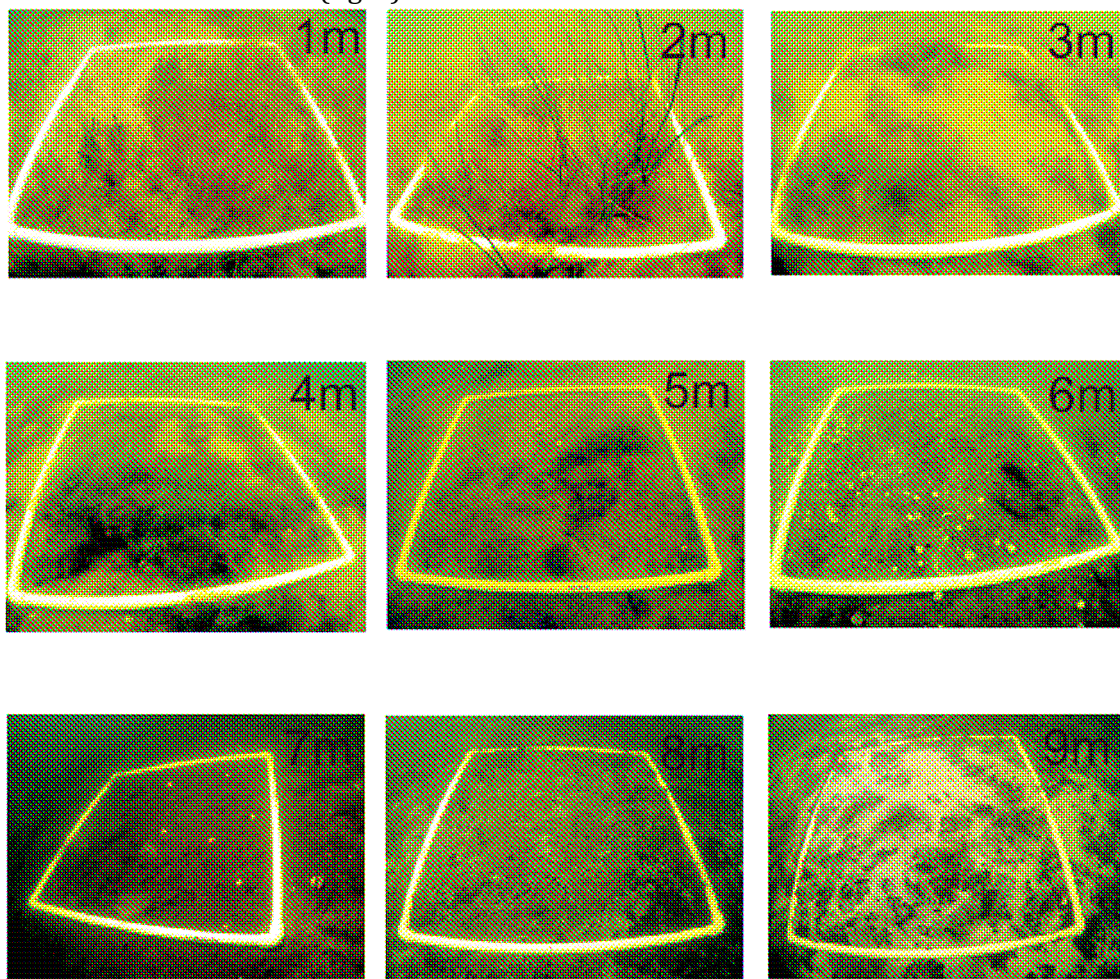


Fig. 2. Distribution of macrophytes along depth profile in Jama Kuznicka in 2011.

ŁAWICA SŁUPSKA

W obszarze głazowiska Ławicy Słupskiej w 2011 roku odnotowano ogółem 7 gatunków makroglonów, wśród których najliczniejsze były *Bangiophyceae* (5 gatunków). W wrześniu liczba gatunków zmalała w porównaniu do czerwca do 4 - nie stwierdzono występowania nitkowatych *Fucophyceae*: *Pilayella littoralis* i *Ectocarpus siliculosus*, które szczyt rozwoju osiągają na początku sezonu wegetacyjnego oraz *Bangiophyceae*: *Rhodomela confervoides*. W całym sezonie wegetacyjnym gatunkiem o największym udziale w biomacie całkowitej zbiorowisk makroglonów był *Furcellaria lumbricalis*, który latem stanowił 60% odnotowanej masy wszystkich glonów, a w okresie jesiennym aż 85%. W czerwcu znaczny udział miały również *Pilayella littoralis* i *Ectocarpus siliculosus* (28% biomasy). W 2011 roku makroglony porastały rejon głazowiska zaledwie w 18%. W czerwcu dno porastały najobficiej *Fucophyceae*, natomiast we wrześniu *Bangiophyceae*.

GŁAZOWISKO ROWY

W 2011 roku na głazowisku Rowy stwierdzono łącznie 9 taksonów makroglonów, w tym 2 gatunki *Chlorophyceae*, 2 gatunki *Fucophyceae* i 5 gatunków *Bangiophyceae*. Gatunkiem dominującym w całym sezonie wegetacyjnym był *Bangiophyceae*: *Polysiphonia fucoides*, która latem stanowiła 49% masy wszystkich glonów, a w okresie jesiennym jej udział w biomacie był jeszcze wyższy i stanowił 89%. W czerwcu znaczny udział miał również *Ectocarpus siliculosus* (*Fucophyceae*) (39% biomasy). Największe obszary dna kamienistego makroglony porastały w czerwcu (średnio 75% dna). We wrześniu występowały jedynie w rzadkich, pojedynczych kępkach, osiągając zaledwie 10% średniego pokrycia dna.

W porównaniu do poprzedniego roku, w 2011 roku odnotowano podobną liczbę gatunków na profilach Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Ławica Słupska (rys. 3a, b, c) [16]. Na trzech transektach pomiarowych w roku 2011 stwierdzono mniejszą ilość gatunków glonów uważanych za wskaźniki eutrofizacji (*Chlorophyceae*, *Fucophyceae*) (rys. 3a, b, c). Na profilu Klif Orłowski liczba *Chlorophyceae* i *Fucophyceae* w stosunku do roku poprzedniego zmalała z 9 taksonów do 7, przy zachowaniu takiej samej liczby *Bangiophyceae* oraz *Angiospermae* (rys. 3a). Podobna sytuacja wystąpiła na profilu Jama Kuźnicka, gdzie w roku 2010 suma taksonów *Chlorophyceae* i *Fucophyceae* wynosiła 6 gatunków, a w roku 2011 te same gromady reprezentowane były przez 4 gatunki, odnotowano również o jednego przedstawiciela *Angiospermae* więcej (rys. 3b).

Na profilu w rejonie głazowiska Ławicy Słupskiej w roku 2011 nie odnotowano żadnych *Chlorophyceae* oraz dwa gatunki *Fucophyceae*, podczas gdy w 2010 roku na tych samych punktach pomiarowych występowały zarówno *Chlorophyceae* jak i *Fucophyceae* (rys. 3c). W roku 2011 na transekcie w rejonie głazowiska Rowy odnotowano o jeden gatunek więcej *Bangiophyceae* (rys. 3d). W roku 2010 pomiary na transekcie przeprowadzone były jedynie w okresie jesiennym, przez co nie znaleziono już *Chlorophyceae* i *Fucophyceae* (gatunków preferujących wyższe temperatury wody). W roku 2011 *Chlorophyceae* i *Fucophyceae* występowały jedynie w okresie letnim, natomiast w okresie jesiennym glony te stanowiły zaledwie ułamek promila biomasy *Bangiophyceae* (rys. 3b). Odnotowanie takiej samej liczby taksonów na wszystkich transektach pomiarowych przy jednoczesnym spadku liczby *Chlorophyceae* i *Fucophyceae* może świadczyć o poprawiających się warunkach fizykochemicznych w wodach Morza Bałtyckiego (rys. 3a, b, c, d). Natomiast analizując zmiany zachodzące na transektach Klif Orłowski, Jama Kuźnicka oraz głazowisko Ławicy Słupskiej można sądzić, iż sytuacja na głazowisku w rejonie Rowów w okresie letnim w roku poprzednim była porównywalna lub nieco gorsza niż w roku bieżącym.

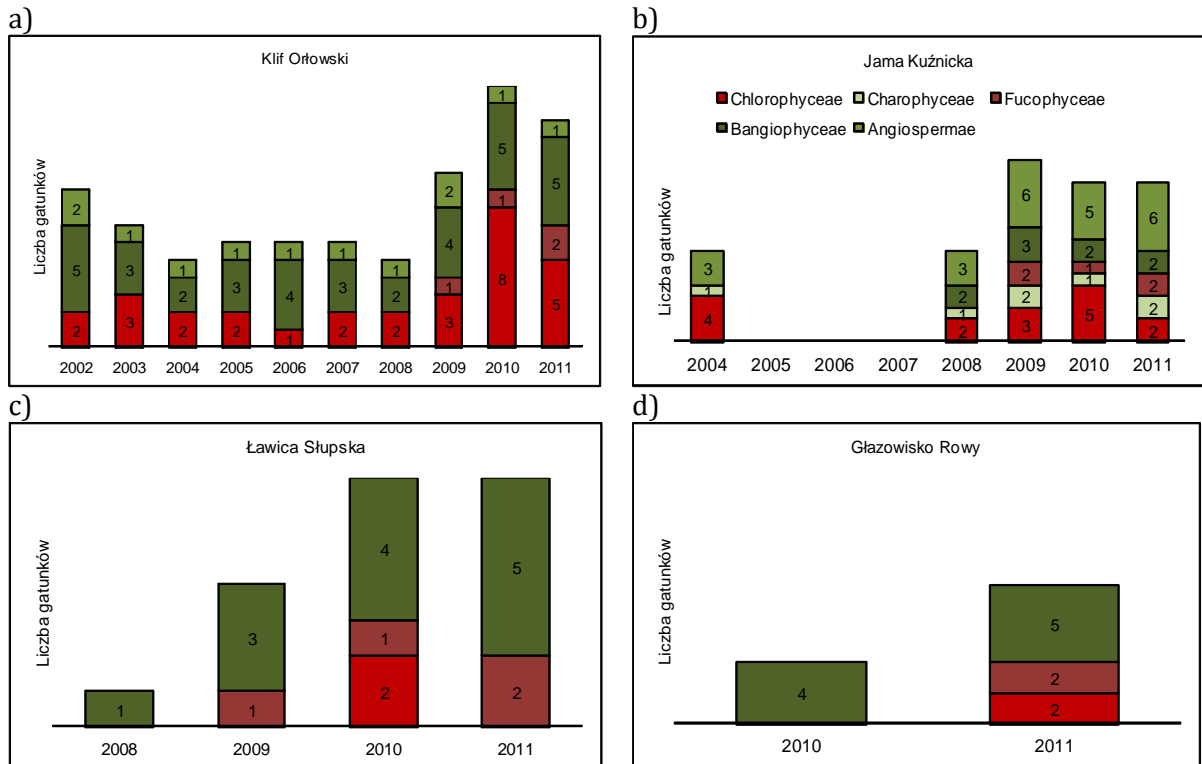
ŁAWICA SŁUPSKA

In the boulder deposit area of the Ławica Słupska, 7 species of macroalgae were recorded, *Bangiophyceae* being the most numerous (5 species). In September, the number of species was reduced to 4 as compared with June - the record showed an absence of filamentous *Fucophyceae*: the *Pilayella littoralis* and *Ectocarpus siliculosus*, which reach their prime at the beginning of the vegetation season, as well as the *Bangiophyceae*: *Rhodomela confervoides*. In the entire vegetation period, the species that contributed to the biomass in the largest degree was *Furcellaria lumbricalis*, which constituted respectively 60% of the total biomass in summer, and as much as 85% in autumn. In June the total biomass was complemented with the occurrence of *Pilayella littoralis* i *Ectocarpus siliculosus* (28% of biomass). In 2011 the macroalgae overgrew the boulder deposit area by a mere 18%. In June the seabed was most densely inhabited by *Fucophyceae*, whereas in September by *Bangiophyceae*.

GŁAZOWISKO ROWY

In Głazowisko Rowy in 2011, a total of 9 species of macroalgae were recorded, including 2 species of *Chlorophyceae*, 2 species of *Fucophyceae* and 5 species of *Bangiophyceae*. The species that was dominant all along the vegetation season was *Bangiophyceae*: *Polysiphonia fucooides* which constituted 49% of the entire algae population, while by autumn its contribution in the biomass had risen to 89%. In June the total biomass was complemented with the *Ectocarpus siliculosus* (*Fucophyceae*) (39% of biomass). The largest stretches of stony bottom were overgrown with macroalgae in June (75% of the bottom on average). In September their population was reduced to occasional single tufts that covered an area of just 10% of the bottom.

In 2011, compared with the previous year, a similar number of species was recorded in the Klif Orłowski, Jama Kuznicka and Ławica Słupska profiles (fig. 3a, b, c) [16]. On three of the measuring transects in 2011, a decreasing number of the algae regarded as indicators of eutrophication (*Chlorophyceae*, *Fucophyceae*) was recorded (fig. 3a, b, c). On the Klif Orłowski profile the number of *Chlorophyceae* and *Fucophyceae* was reduced from 9 to 7 species compared to the previous year, with the number of *Bangiophyceae* and *Angiospermae* remaining constant (fig. 3a). The Jama Kuznicka profile was a venue of a similar occurrence where the number of *Chlorophyceae* and *Fucophyceae* species amounted to 6 in 2010, to be reduced to 4 species in the following year, with the addition of one more species of *Angiospermae* (fig. 3b). On the profile of the Ławica Słupska boulder deposit area in 2011, two species of *Fucophyceae* and no *Chlorophyceae* were recorded, whereas in 2010 the same measuring transect showed the occurrence of both (fig. 3c). In 2011 an additional *Bangiophyceae* species was recorded on the transect near Głazowisko Rowy (fig. 3d). In 2010, the surveying on the transect was done only in autumn which meant that *Chlorophyceae* and *Fucophyceae* were no longer to be found (the species with predilections to warmer water temperatures). In 2011 the *Chlorophyceae* and *Fucophyceae* were prevalent only in summer, whereas in autumn these algae constituted but a thousandth of the total *Bangiophyceae* biomass (fig. 3b). The same number of species on all transects with the concurrent decline of *Chlorophyceae* and *Fucophyceae* may testify to the improving physicochemical conditions in the waters of the Baltic (fig. 3a, b, c, d). The diagrams below demonstrate the analysis of changes along the transects of the Klif Orłowski, Jama Kuznicka and the boulder deposit area of Ławica Słupska.



Rys. 3. Zmiany liczby gatunków makrofitobentosu na profilu a) Klif Orłowski b) Jama Kuźnicka c) Ławica Słupska d) Głazowisko Rowy [16].

Zmienność gatunkowa odzwierciedlała się poprzez udział poszczególnych gromad w całkowitej biomasy makrofitobentosu. Wzdłuż profilu Klif Orłowski biomasa glonów pozytywnych latem i jesienią w 2010 roku wynosiła odpowiednio 30% i 83% [16], natomiast w 2011 roku wynosiła 36% i 83%. W Jamie Kuźnickiej w roku 2010 masa glonów pozytywnych w czerwcu i wrześniu wynosiła 23% oraz 93% [16], a w tych samych miesiącach następnego roku była odpowiednio 30% oraz 88%. Również na transekcie w obrębie głazowiska Ławica Słupska odnotowano wzrost biomasy glonów pozytywnych, w roku 2010 glony te stanowiły odpowiednio latem i jesienią 47% oraz 88% [16] a w roku 2011 70% i 100%. W okresie jesiennym, zarówno w 2010 jak i 2011 glony pozytywne stanowiły 100% biomasy odnotowanej na transekcie w rejonie głazowiska Rowy, podczas gdy w lecie 2011 roku glony pozytywne stanowiły jedynie 57% całkowitej masy makrofitów.

Stan ekologiczny przedstawionych regionów oceniany, na podstawie roślinności dennej, jest dobry w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (Głazowisko Rowy), słaby w Zalewie Puckim (Jama Kuźnicka) oraz umiarkowany w Zewnętrznej Zatoce Puckiej (Klif Orłowski) (tab. 1,2,3). Oceny Ławicy Słupskiej nie przeprowadzono ze względu na małą ilość danych literaturowych.

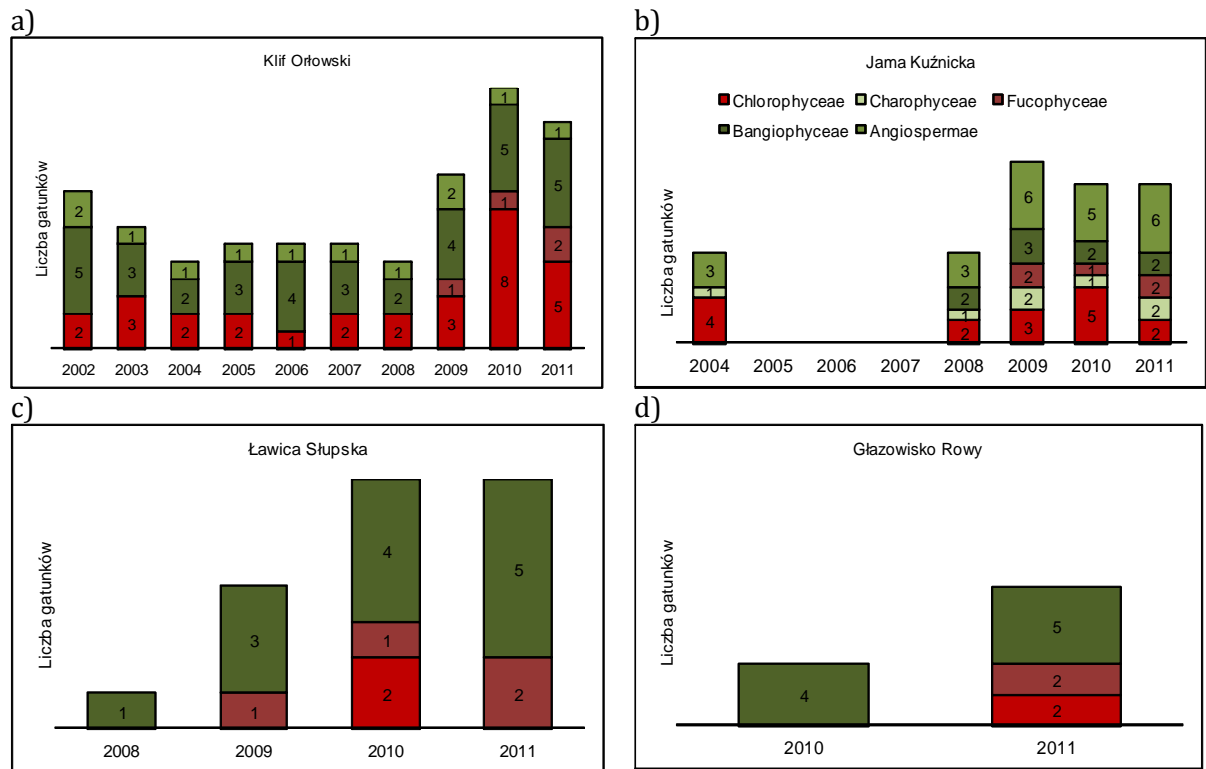


Fig. 3. Long-term and interannual changes in the number of macrophyte species along a) Klif Orłowski b) Jama Kuźnicka c) Ławica Słupska d) Głazowisko Rowy.

The variability of species was reflected through the contribution of individual classes in the total biomass of macrophytobenthos. Along the Klif Orłowski profile, the positive algae biomass in summer and autumn 2010 amounted to 30% and 83% respectively, whereas in 2011 - 36% and 83%. In Jama Kuźnicka in 2010, the positive algae biomass in June and September amounted to 23% and 93% [16], whereas in the following year in the very same months, it amounted to 30% and 88% respectively. Likewise, the transect in the area of a boulder deposit on the Ławica Słupska recorded an increase of positive algae biomass; in the summer of 2010 the proportion of these algae amounted to 47% and 88% [16], while in 2011 - 70% and 100%. In autumn, both in 2010 and 2011, positive algae comprised 100% of the biomass recorded on the transect near Głazowisko Rowy, whereas in summer 2011 positive algae comprised merely 57% of the total macrophyte biomass.

The ecological status of the presented regions assessed on the basis of benthic vegetation is good in the shallow waters of the middle coast (Głazowisko Rowy), poor in the Puck Lagoon (Jama Kuźnicka), and moderate in the Outer Puck Bay (Klif Orłowski) (tab. 1, 2, 3,). The assessment of Ławica Słupska was not carried out due to insufficient data.

Tabela 1.

Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego na podstawie makroglonów i okrytozależkowych.

	Stan						Wskaźnik	2011	Ocena
	ref.	b. dobry	dobry	umiarkowany	słaby	zły			
Granica	3,3	2,97	1,98	0,99	0,33	<0,33	SM	0,45	
EQR	1	>0,9	0,6	0,3	0,1	<0,1		0,14	słaby

ref. – wartość referencyjna; bardzo dobry, dobry, umiarkowany, słaby, zły- wartości graniczne klasyfikacji; kod kolorystyczny wg RDW.

Tabela 2.

Ocena stanu środowiska Zewnętrznej Zatoki Puckiej na podstawie makroglonów i okrytozależkowych.

	Stan						Wskaźnik	2011	Ocena
	ref.	b. dobry	dobry	umiarkowany	słaby	zły			
Granica	4,9	4,41	3,43	1,96	0,98	<0,98	SM	3	
EQR	1	>0,9	0,7	0,4	0,2	<0,2		0,612	umiarkowany

Tabela 3.

Ocena stanu środowiska strefy płytkowodna środkowego wybrzeża na podstawie makroglonów i okrytozależkowych.

	Stan						Wskaźnik	2011	Ocena
	ref.	b. dobry	dobry	umiarkowany	słaby	zły			
Granica	4,9	4,41	3,43	1,96	0,98	<0,98	SM	3,62	
EQR	1	>0,9	0,7	0,4	0,2	<0,2		0,739	dobry

Stan ekologiczny określony na podstawie biomasy taksonów pokrywał się z aktywnością ^{90}Sr zmierzoną w tych roślinach na poszczególnych transektach pomiarowych (rys. 4). Najwyższą aktywność ^{90}Sr w roślinności bentosowej stwierdzono w Jamie Kuźnickiej (mediana $4,23 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$), a następnie w okolicy Klifu Orłowskiego (mediana $2,8 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$), natomiast najniższą w obszarze Głazowiska Rowy (mediana $1,53 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$) i Ławicy Słupskiej (mediana $0,91 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$) (rys. 4). Fakt ten spowodowany był dominacją *Fucophyceae* w Jamie Kuźnickiej i *Bangiophyceae* w okolicach Klifu Orłowskiego, w których średnia aktywność ^{90}Sr wynosiła odpowiednio $4,66 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$ i $3,56 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs , porównanie aktywności ^{90}Sr w tkankach glonów do aktywności tego izotopu w wodzie (współczynnik koncentracji) wskazuje, że najbardziej intensywnie procesy bioakumulacji zachodzą w *Bangiophyceae* i *Fucophyceae* [4, 5]. W przypadku ^{90}Sr współczynnik koncentracji był najwyższy w *Pilayella littoralis* i wynosił 750 i był prawie 2 razy wyższy niż współczynnik biokoncentracji w *Polysiphonia fucoides*. Jednak ze względu na zdecydowanie częstsze występowanie *Polysiphonia fucoides* w różnych regionach Morza Bałtyckiego, to właśnie ten gatunek można rekomendować jako bioindykator stanu ekosystemu morskiego.

Table 1.

Assessment of the environmental status in Puck Lagoon based on macroalgae and angiosperms.

	Status						Indicator	2011	Assessment
	ref.	Very good	Good	Moderate	Poor	Bad			
Borderline	3.3	2.97	1.98	0.99	0.33	<0.33	SM	0.45	
EQR	1	>0.9	0.6	0.3	0.1	<0.1		0.14	Poor

ref. - reference value; very good, good, moderate, poor, bad- borderline values; the colour code with the requirements of the Water Framework Directive.

Table 2.

Assessment of the environmental status in Outer Puck Bay based on macroalgae and angiosperms.

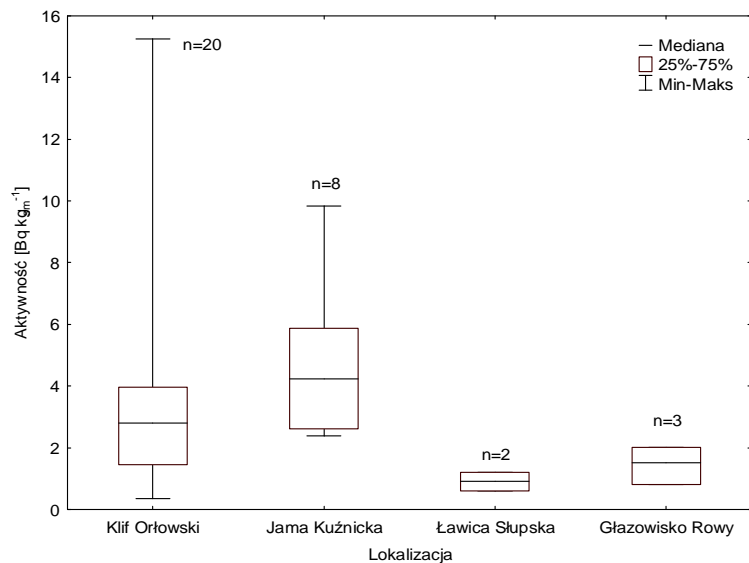
	Status						Indicator	2011	Assessment
	ref.	Very good	Good	Moderate	Poor	Bad			
Borderline	4.9	4.41	3.43	1.96	0.98	<0.98	SM	3	
EQR	1	>0.9	0.7	0.4	0.2	<0.2		0.612	Moderate

Table 3.

Assessment of the environmental status in shallow coastal zone along the central Polish coast based on macroalgae and angiosperms.

	Status						Indicator	2011	Assessment
	ref.	Very good	Good	Moderate	Poor	Bad			
Borderline	4.9	4.41	3.43	1.96	0.98	<0.98	SM	3.62	
EQR	1	>0.9	0.7	0.4	0.2	<0.2		0.739	Good

The ecological status defined on the basis of species biomass corresponded to the ^{90}Sr activity gauged in plants on respective transects. The highest ^{90}Sr activity in benthic vegetation was detected in Jama Kuźnicka (median $4.23 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$), the second highest near the Klif Orłowski (median $2.8 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$); the lowest ^{90}Sr activity was detected near Głazowisko Rowy (median $1.53 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$) and Ławica Słupska (median $0.91 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$) (fig. 4). Such a distribution was due to the dominant presence of *Fucophyceae* in Jama Kuźnicka and *Bangiophyceae* near the Klif Orłowski where the average ^{90}Sr activity amounted to $4.66 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$ and $3.56 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$ respectively. Similar to ^{137}Cs , the comparison of ^{90}Sr activity in the algae tissue with its activity in water (concentration index) reveal that the *Bangiophyceae* and *Fucophyceae* show the most intense bioaccumulation properties [4, 5]. In the case of ^{90}Sr the concentration index was the highest in *Pilayella littoralis* and amounted to 750, which made it twice as high as the index in *Polysiphonia fucooides*. However, on account of a significantly more frequent occurrence of *Polysiphonia fucooides* in various regions of the Baltic, it is *the* species to be recommended as a bioindicator of maritime ecosystem status.



Rys. 4. Aktywność ^{90}Sr w makrofitobentosie na poszczególnych transektach w 2011.

Analizując zmiany sezonowe, można zaobserwować identyczną tendencję, jak w przypadku zmian przestrzennych - w okresie letnim na wszystkich transektach w większym lub mniejszym stopniu występowały glony negatywne, a w okresie jesiennym ich udział był znacznie niższy. Średnia aktywność ^{90}Sr w tkankach makrofitobentosu w okresie letnim wynosiła $3,9 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$ i była o około 25% wyższa niż w okresie jesiennym. Spowodowane to było głównie zwolnieniem tempa wzrostu makrofitów, a w związku z tym ograniczeniem tempa akumulacji ^{90}Sr w tkankach [17].

WNIOSKI

- Najbardziej intensywny proces bioakumulacji ^{90}Sr zachodzi w krasnorostach (*Bangiophyceae*) i brunatnicach (*Fucophyceae*).
- Stan ekologiczny akwenu określony na podstawie biomasy makrofitobentosu pokrywa się z klasyfikacją na podstawie aktywności ^{90}Sr zmierzonej w roślinach.

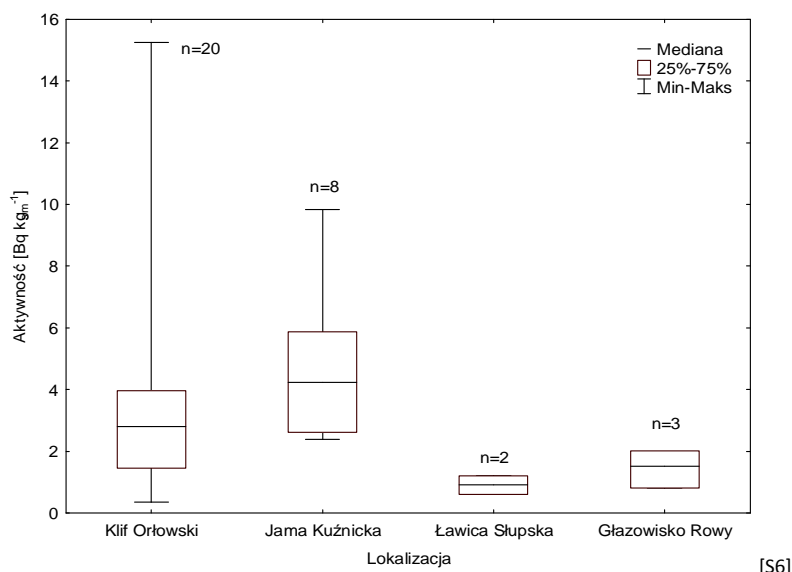


Fig 4. ^{90}Sr activity in macrophytes at monitoring transects in 2011(*Vertical axis-activity, horizontal axis-location). [S6]

The analysis of seasonal changes brings to light a tendency which is identical to spatial changes - the prevalence of negative algae on all transects, in smaller or larger numbers, in summer, and their decline in autumn. The average ^{90}Sr activity in macrophytobenthos tissue in summer amounted to $3.9 \text{ Bq g}_{\text{s.m.}}^{-1}$, 25% higher than in autumn. The cause for this change lay in a slower growth rate of macrophytes, and the consequent hampering of the ^{90}Sr accumulation rate in the tissue.

CONCLUSIONS

- The most intense process of ^{90}Sr bioaccumulation takes place in red algae (*Bangiophyceae*) and brown algae (*Fucophyceae*).
- The ecological status of any body of water defined on the basis of the macrophytobenthos biomass corresponds to the classification of ^{90}Sr activity in plants.

LITERATURA/ BIBLIOGRAPHY

1. Szefer P.; Metal pollutants and radionuclides in the Baltic Sea - an overview; *Oceanologia*, 2 (44) 2002, 129-178;
2. Burger J., Gochfeld M., Kosson D.S., Powers C.W., Jewett S., Friedlander B., Chenelot H., Volz, C.D., Jeitner C.; Radionuclides from Amchitka and Kiska Islands in the Aleutians: establishing a baseline for future biomonitoring; *Journal of Environmental Radioactivity*, 1-2 (91) 2006; 27-40;
3. Pinder J.E., Hinton T.G., Whicker F.W.; Foliar uptake of cesium from the water column by aquatic macrophytes; *Journal of Environmental Radioactivity*, 1 (85) 2006, 23-47; DOI: 10.1016/j.jenvrad.2005.05.005;
4. Lobban C. S., Harrison P. J.; *Seaweed ecology and physiology*; Cambridge University Press, ISBN 0-521-40897-0, New York 1997, 366 pp; <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511626210>;
5. Zalewska T., Saniewski M.; Bioaccumulation of gamma emitting radionuclides in red algae from the Baltic Sea under laboratory conditions; *Oceanologia*, 2 (53) 2011, 631-650; doi:10.5697/oc.53-2.631
6. Zalewska T, Saniewski M.; Bioaccumulation of ¹³⁷Cs by benthic plants and macroinvertebrates; *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 3 (40) 2011,1-8; doi:10.2478/s13545-011-0023-6;
7. HELCOM; Radioactivity in the Baltic Sea 1999-2006; HELCOM thematic assessment, Baltic Sea Environment Proceedings No. 117 2009, 64pp.;
8. HELCOM; Long-lived radionuclides in the seabed of the Baltic Sea; Report of the Sediment Baseline Study of HELCOM MORS-PRO in 2000-2005, Baltic Sea Environment Proceedings No. 110 2007, 44pp.;
9. UNSCEAR; Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York 1982, 773 pp; DOI: 10.1118/1.595436. ISSN: 0094-2405;
10. Nielsen S. P., Bengtson U. P., Bojanowsky R., Hageld P., Herrmanne J., Ilus E., Jakobsong E., Motiejunash S., Panteleev Y., Skujinaj A., Suplinskak M.; The radiological exposure of man from radioactivity in the Baltic Sea, *The Science of the Total Environment*, 10 (237/238) 1999, 133-141; DOI:10.1016/S0048-9697(99)00130-8;
11. HELCOM; Radioactivity in the Baltic Sea 1984-1991; Baltic Sea Environment Proceedings No. 61 1995, 187pp.;
12. Vesa-Pekka V., STUK - Radiation and Nuclear Safety Authority, Finland; Liquid discharges of Cs-137, Sr-90 and Co-60 into the Baltic Sea from local nuclear installations; HELCOM Indicator Fact Sheets 2008; Online (http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/ifs2011/en_GB/Cs137Discharges/) [visited 12.02.2012]
13. HELCOM; Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea, Annex for HELCOM COMBINE programme, Annex C-9, 1999,12pp.;
14. Osowiecki A., Krzysiński W., Nowicki W., Kruk-Dowgiałło L., Błęńska M., Brzeska P., Michałek-Pogorzelska M., Dubiński M., Łysiak-Pastuszek E., Góralski J., Chojnacki W., Marcinkow A., Kazała P.; Opracowanie metodyki badania i klasyfikacji elementów biologicznych w procedurze oceny stanu ekologicznego jednolitych części morskich wód przejściowych i przybrzeżnych wraz z udziałem w europejskim ćwiczeniu interkalibracyjnym; IM, Gdańsk 2009, 99pp.;
15. Han-Soeb Y., Dong-Woon H., Haeng-Pil L., Guebuem K.; Distribution of ⁹⁰Sr in coastal seawater, sediments and organisms off two atomic power stations in Korea; *Journal of Environmental Radioactivity*, 1 (59) 2002, 105-112; [http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00040-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00040-6)

16. Brzeska P., Saniewski M.; Fitobentos, 120-128, „w” T. Zalewska, E. Jakusik, E. Łysiak-Pastuszak, W. Krzymiński, Bałtyk Południowy w 2011 roku - Charakterystyka wybranych elementów środowiska, IMGW-PIB, ISBN 978-83-61102-73-1, Warszawa 2012;
17. Entry J. A., Watrud L. S.; Potential remediation of 137Cs and 90Sr contaminated soil by accumulation in Alamo Switchgrass; Water, Air, and Soil Pollution, 3-4 (104) 1998, 339-352, DOI:10.1023/A:1004994123880.

БЕНТИЧЕСКАЯ РАСТИТЕЛЬНОСТЬ КАК ИНДИКАТОР ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

Донные растительности могут быть использованы для оценки экологического состояния морской среды на основе анализа видов, анализа биомассы и определения показателя состояния макрофитов, основанного на соотношении биомассы таксонов положительных к биомассе таксонов отрицательных. Макроводоросли, благодаря своей способности к биоаккумуляции загрязнений, также могут быть использованы для оценки состояния окружающей среды с точки зрения загрязнения опасными веществами. Примером может служить использование фитобентоса для оценки уровня загрязнения воды радиоактивными веществами. Самая высокая средняя активность 90Sr была измерена в тканях растений в водоемах, в которых экологическое состояние определенное на основе макрофитов было самым слабым.

Ключевые слова: макрофиты, индикатор, 90Sr, Балтийское море.

