95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych

TOM I – Zasoby ryb i rybołówstwo

95 LAT MORSKICH BADAŃ RYBACKICH W POLSCE

MIR MORSKI INSTYTUT RYBACKI PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

1921 - 2016

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych

Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

95 LAT MORSKICH BADAŃ RYBACKICH W POLSCE

MIR MORSKI INSTYTUT RYBACKI PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

1921-2016

Redakcja naukowa
dr hab. inż. Iwona Psuty

Koordynacja wydania
Anna Ochman

Skład, opracowanie graficzne, projekt okładki, przygotowanie do druku
Grzegorz Kozłowski (grazer24@poczta.onet.pl)

Wydawca
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
81-332 Gdynia, ul. Kołłątaja 1
tel. +48 58 73 56 232
sekretariat@mir.gdynia.pl
www.mir.gdynia.pl

Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/

Gdynia 2016

ISBN 978-83-61650-16-4

Spis treści

Iwona Psuty

Wstęp
(Introduction) 5

Jan Horbowy

Biologiczne i matematyczne podstawy zarządzania zasobami ryb – przegląd metod
(Biological and mathematical bases of fisheries management – review of methods) 7

Włodzimierz Grygiel, Krzysztof Radtke, Zuzanna Mirny, Mirosław Wyszyński

Bałtyckie rejsy badawcze jako podstawa oceny rozmieszczenia i liczebności rekrutujących pokoleń dorszy, śledzi, szprotów i storni
(Baltic research surveys as a basis for the evaluation of distribution and abundance of cod, herring, sprat and flounder from recruiting year-classes) 17

Tycjan Wodzinowski, Krzysztof Radtke, Katarzyna Nadolna-Ałtyn, Lena Szymanek, Bartosz Witalis

Wpływ wlewów z Morza Północnego do Morza Bałtyckiego na rozwój stada dorsza
(The impact of inflows from the North Sea to the Baltic Sea on the development of cod stocks) 33

Tomasz Nermer, Stanisław Robak, Łukasz Giedrojć

Plan gospodarowania zasobami węgorza w Polsce i Europie – wdrożenie i perspektywy
(Eel management plans in Poland and Europe) 41

Adam Mytlewski

Ekonomika polskiej floty rybołówstwa bałtyckiego w latach 2010-2014
(Economics of the Polish Baltic fishing fleet in 2010-2014) 49

Krzysztof Radtke, Henryk Dąbrowski

Dynamika dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego w wybranych portach polskiego wybrzeża w latach 1999-2014
(Dynamics of cod recreational fisheries in selected ports of the Polish coast during years 1999-2014) 59

Ryszard Bartel, Wojciech Pelczarski, Janina Kardela, Katarzyna Nadolna-Ałtyn, Adam M. Lejk

Restytucja łososia i troci w wodach Polski: przegląd i kalendarium działań
(Restitution of salmon and sea trout in Polish waters: a review and a chronology of activities) 69

Wstęp

Prace badawcze prowadzi w Morskim Instytucie Badawczym liczny zespół naukowców i ekspertów z różnych dziedzin związanych z ekosystemami morskimi i sektorem rybnym. Wyniki analiz są zazwyczaj publikowane w anglojęzycznych czasopismach naukowych, zdobywając uznanie w międzynarodowym gronie badaczy danej problematyki. Jednocześnie jako Państwowy Instytut Badawczy odpowiedzialny za Wieloletni Program Zbioru Danych Rybackich, a także realizując szereg innych prac badawczych i rozwojowych, w trakcie całego roku tworzymy setki opinii, ekspertyz i opracowań na rzecz organów administracji rządowej, podmiotów publicznych, organizacji pozarządowych i przemysłu. Żadne z powyższych źródeł informacji nie służy szerszemu odbiorcy w Polsce, który jest zainteresowany rzetelną, zweryfikowaną wiedzą naukową na temat Morza Bałtyckiego i sektora rybnego w Polsce. Dlatego właśnie, z okazji 95-lecia MIR – PIB, z przyjemnością oddaję w Państwa ręce tomy zawierające artykuły dotyczące trzech podstawowych działów aktualnych tematów badań naukowych, do których tworzenia zaprosiłam naszych najlepszych ekspertów.

Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo – zawiera prace przedstawiające podstawy metodyczne wnioskowania o dynamice najważniejszych stad ryb bałtyckich, ich rozmieszczeniu, uzupełnieniu i eksploatacji. Analizy takie bazują na wynikach powtarzalnego monitoringu stanu środowiska morskiego z istotnym wpływem wlewów z Morza Północnego, wynikach rejsów badawczych koordynowanych międzynarodowo i prowadzonych przez wszystkie państwa nadbałtyckie oraz określaniu składu połowów i wyników ekonomicznych polskiego rybołówstwa. Zaprezentowano tu również prace przedstawiające plan zarządzania węgorzem europejskim, historię zarybień rybami łososiowatymi oraz analizę intensywnie rozwijającego się w ostatnich dekadach dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego.

Tom II – Stan środowiska południowego Bałtyku – przedstawia wybór wyników badań z szerokiego zakresu analiz środowiskowych Morza Bałtyckiego realizowanych w MIR – PIB. Za najpoważniejszy problem Bałtyku uważa się jego eutrofizację, za którą według HELCOM to nadal Polska ponosi największą odpowiedzialność, wprowadzając ładunki biogenów pochodzących z nawozów rolniczych wodami Wisły i Odry. Kompleksowa analiza danych i parametrów modeli podważa taką tezę. W tomie przedstawione są również prace dotyczące innych parametrów środowiskowych (warunki tlenowe, zasolenie), biologicznych (sieć troficzna, zapasożycenie) i antropogenicznych (trwałe zanieczyszczenia organiczne) wpływających na funkcjonowanie ekosystemu Bałtyku lub uważanych za groźne (amunicja chemiczna).

Tom III – Produkty i przetwórstwo rybne – prezentuje prace dotyczące problemów tego sektora rybnego z uwzględnieniem jakości i bezpieczeństwa surowca, w szczególności ryb pelagicznych z Bałtyku, które mogą być w większym zakresie przetwarzane na cele konsumpcyjne. Duży wpływ na możliwości zwiększenia produkcji ma popyt konsumentów, którzy bywają wprowadzani w błąd doniesieniami medialnymi o substancjach niepożądanych w produktach rybnych. Z tego powodu w monografii przedstawiono dwie prace dotyczące wyników analiz chemicznych ryb i produktów rybnych dostępnych na polskim rynku. Cykl badań dopełniają analizy funkcjonowania łańcucha dostaw ryb bałtyckich, a także prezentacje niewykorzystanego potencjału gospodarki cyrkularnej, wykorzystującej do dalszej produkcji surowce odpadowe.

Zastępca Dyrektora ds. Naukowych

dr hab. inż. Iwona Psuty prof. nadzw.

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych
Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

strony (7-16) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4

Biologiczne i matematyczne podstawy zarządzania zasobami ryb – przegląd metod

(Biological and mathematical bases of fisheries management – review of methods)

Jan Horbowy*

Zakład Zasobów Rybackich
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

W pracy przedstawiono podstawowe metody i modele matematyczne stosowane do zarządzania stadami ryb, zwłaszcza w wodach objętych doradztwem naukowym Międzynarodowej Rady do Badań Morza (ICES). Uzasadniono potrzebę zarządzania zasobami, podając skrajne przykłady przełowienia dotyczące śledzia norweskiego i dorsza z rejonu Nowej Funlandii. Omówiono modele analityczne, syntetyczne, jedno- i wielogatunkowe. Przedstawiono zarządzanie zasobami na podstawie biologicznych punktów odniesienia, wyznaczonych przez zasadę przezorności i zasadę maksymalnych podtrzymywalnych połowów.

Słowa kluczowe: dynamika stada, modele matematyczne, zarządzanie zasobami, punkty odniesienia

Abstract

The paper presents the basic methods and mathematical models used for managing fish stocks, especially in the waters under scientific advice of the International Council for the Exploration of the Sea (ICES). The need for resource management was justified and extreme examples of overfishing concerning the Norwegian herring and cod from the area of Newfoundland were provided. The analytical, synthetic, single- and multi-species models were discussed. The management of resources based on biological reference points, defined within the precautionary principle and the principle of maximum sustainable yield was presented.

Key words: stock dynamics, mathematical models, resource management, reference points

Wprowadzenie

W latach 2007-2012 światowe rybołówstwo łowiło ok. 80 mln t ryb i owoców morza (FAO 2014). Wysokie, utrzymujące się przez dłuższy okres połowy nie byłyby możliwe, gdyby komisje rybackie czy państwa nadbrzeżne nie prowadziły odpowiedniego zarządzania wieloma z eksploatowanych stad poprzez wprowadzanie środków ochronnych i regulujących rybołówstwo. Do podstawowych sposobów zarządzania należy ustalanie (zwykle coroczne) kwot (limitów) połowowych lub ograniczanie nakładu połowowego. Inne często stosowane środki ochronne to: ustalenie minimalnej wielkości oczka w sieci, wprowadzanie narzędzi połowowych mających wysokie właściwości selektywne, ograniczanie przyłowu wybranych gatunków, wprowadzanie okresów i rejonów zamkniętych dla rybołówstwa.

Celem niniejszego rozdziału jest przegląd wybranych opcji zarządzania zasobami i pokazanie, że zarządzanie jest niezbędne – racjonalne zarządzanie zasobami powinno przynieść korzyści i to nie tylko przyrodzie (poprzez pozostawianie eksploatowanych stad w dobrym stanie), lecz także rybakom, poprzez umożliwienie im wydajnych i opłacalnych ekonomicznie połowów w dłuższej perspektywie. W opracowaniu przedstawiono wybrane opcje i modele zarządzania zasobami – są one celem, do którego zarządzający dąży. Jednakże racjonalne zarządzanie stadami wymaga znajomości ich aktualnego stanu (tzn. wielkości biomasy, potencjału reprodukcyjnego, struktury wiekowej czy wielkościowej) w celu określenia sposobu dojścia do stanu pożądanego – dlatego opisano również wybrane modele oceny stanu zasobów. Literatura przedmiotu jest o wiele szersza od zaprezentowanej w niniejszej pracy, jednakże postarano się tu przedstawić najważniejsze podejścia związane ze środowiskiem Bałtyku. Nie ogranicza to zakresu metod – te same bądź podobne są stosowane na wielu akwenach rejonu północnego Atlantyku.

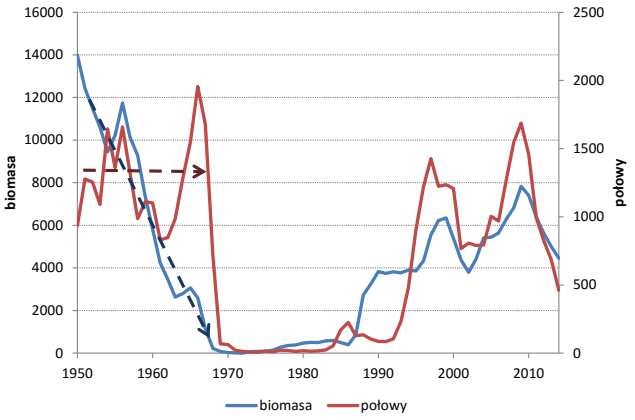
* *horbowy@mir.gdynia.pl*

Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/

Niekiedy można usłyszeć opinie: nam nie są potrzebne badania naukowe, my oceniamy stan stad na podstawie tego, co mamy w sieciach, i to nam wystarczy. To, co widać w połowach, to bardzo istotna informacja – jedna z podstawowych, na których opieramy się w ocenie stanu zasobów. Jednakże najczęściej jest to informacja niewystarczająca do oceny stanu stada, gdyż informacje wynikające jedynie z efektywności rybołówstwa mogą nie odzwierciedlać stanu zasobów – możliwe są dobre połowy i wydajności przy niskich zasobach, co w dalszej konsekwencji może prowadzić do załamania się stada, a tym samym i połowów. Podobnie mechanizmy ekonomiczne nie są wystarczające do regulacji rybołówstwa – zwykle na zmniejszone wydajności reaguje ono zwiększeniem swej intensywności (nakładu połowowego), a z czasem i wzrostem cen ryb. Należy pamiętać, że zasoby żywe, choć odnawialne (stado ma zdolność do odtwarzania się, pod warunkiem, że nie zostanie zredukowane poniżej pewnego poziomu progowego, niezbędnego do powodzenia rozrodu), to są i wyczerpywalne (istniejący potencjał techniczno-połowowy jest zdolny zredukować biomasę stada do bardzo niskiego poziomu i zagrozić jego istnieniu) – z tego ostatniego faktu zdano sobie sprawę stosunkowo niedawno.

Zacznijmy zatem od przykładów pokazujących historię eksploatacji stad i jej konsekwencje. Te przykłady uzasadniają potrzebę badań naukowych i zarządzania zasobami na podstawie wyników tych badań. Na rysunku 1 przedstawiono dynamikę biomasy i połowów śledzi norweskich wiosennego tarła. W latach 60. XX w. biomasa tego stada systematycznie się obniżała, ale mimo to prowadzono bardzo wysokie połowy, znacznie przekraczające ówczesną produktywność stada. W efekcie biomasa spadła niemal do zera i utrzymywała się na bardzo niskim poziomie przez ok. 20 lat – w tym czasie połowy stada zostały wstrzymane. Dopiero po 20 latach obserwowano początki odbudowy śledzia norweskiego – z tej lekcji wyciągnięto wnioski i obecnie stado jest odławiane zgodnie z racjonalnym planem zarządzania.

Innym przykładem wyczerpywalności zasobów jest dorsz kanadyjski z wód na wschód i północ od Nowej Funlandii (NAFO Divs. 2J3KL). Po wprowadzeniu 200-milowych stref ekonomicznych i wycofaniu obcych flot nastąpiła rozbudowa rybołówstwa kanadyjskiego, choć były sygnały o obniżającej się biomasie stada. W latach 80. XX w. odławiano ok. 250 tys. t tych dorszy rocznie, jednakże 1993 r. przyniósł katastrofę – biomasa okazała się bardzo niska (kilka tys. t) i wprowadzono (po raz pierwszy od 400 lat) zakaz połowów. W konsekwencji pracę straciło ponad 40 tys. osób, a sygnały o odbudowywaniu się zasobów zaobserwowano dopiero po prawie dwóch dekadach (DFO 2015, Rose i Rowe 2015). Myers i in. (1996) wykazali, że główną przyczyną załamania się tego stada była zbyt intensywna eksploatacja.



Rysunek 1. Biomasa stada rozrodczego (tys. t) i połowy (tys. t) śledzi norweskich wiosennego tarła w okresie 1950-2014

Matematyczne modele oceny stanu zasobów

Klasyfikacje modeli

Dynamika biomasy nieeksploatowanego stada ryb jest wypadkową trzech podstawowych czynników:

- uzupełnienia stada nowo urodzonymi pokoleniami ryb (tzw. rekrutacja),
- wzrostu osobniczego,
- śmiertelności naturalnej.

Uzupełnienie stada i wzrost osobniczy zwiększają jego biomasę, natomiast śmiertelność naturalna ją zmniejsza. To, wydawać by się mogło oczywiste, stwierdzenie zostało wyrażone przez Russela (1931) poniższym równaniem:

$$\Delta B = R + G - D \qquad [1]$$

gdzie: ΔB – zmiana wielkości biomasy w ciągu roku, *R* – biomasa zyskana w procesie uzupełniania stada, *G* – biomasa zyskana w procesie wzrostu osobniczego ryb, *D* – biomasa stracona wskutek śmiertelności naturalnej ryb.

W przypadku stada eksploatowanego od prawej strony równania [1] należy jeszcze odjąć biomasę ryb odłowionych *Y* – otrzymujemy równanie:

$$\Delta B = R + G - D - Y \qquad [2]$$

Wzór [2] stanowi dobry punkt wyjścia do modelowania dynamiki stada i klasyfikacji modeli matematycznych, opisujących jego dynamikę.

Model, w którym każdy z procesów przedstawionych po prawej stronie równania [2] opisujemy osobnym modelem (równaniem lub równaniami), nazywamy **modelem analitycznym**. Model taki zwykle składa się z układu równań o różnym stopniu złożoności. Prostym przykładem modelu analitycznego jest model Bevertona i Holta (1957). Jeżeli mamy niewielką wiedzę o ilościowej naturze procesów przedstawionych w równaniu [2], to możemy jego prawą stronę uzależnić od jednego czynnika, np. biomasy stada – taki model nazywamy **modelem syntetycznym**, a jego prostym (acz nadal użytecznym) przykładem jest model Schaefera (1954). Poza tym istnieją modele pośrednie, mające cechy modeli analitycznych i syntetycznych. Modele możemy też podzielić na jedno- i wielogatunkowe. **Model jednogatunkowy** nie uwzględnia oddziaływań troficznych, traktuje stado jako niezależne od innych elementów ekosystemu, np. drapieżników czy zasobów pokarmu. **Modele wielogatunkowe** takie powiązania opisują i w zależności od kompleksowości modelu uwzględniają wpływ drapieżców na śmiertelność naturalną ofiar lub zasobów pokarmowych na tempo wzrostu ryb.

Podstawowe równania modeli analitycznych

Do podstawowych równań modeli analitycznych należą: wykładnicze zmniejszanie się liczebności pokolenia, model wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego, równanie połowu Baranowa, zależności stado – uzupełnienie (np. równanie Bevertona i Holta (1957) czy równanie Rickera (1975)):

równanie wykładniczego spadku

$$N(t) = N(0)e^{-(M(t)+F(t))t} \quad [3]$$

równanie von Bertalanffy'ego

$$w(t) = W_{\inf}(1-e^{-Kt})^3 \quad [4]$$

równanie połowu Baranowa

$$C(t,t+1) = \frac{F(t)}{Z(t)}N(t)(1-e^{-Z(t)}) \quad [5]$$

równanie Bevertona i Holta

$$R = \frac{S}{a+bS} \quad [6a]$$

równanie Rickera

$$R = aSe^{-bS} \quad [6b]$$

gdzie: *t* – czas, *N(t)* – liczebność pokolenia w czasie t, *w(t)* – masa osobnicza w czasie *t*, *C(t,t+1)* – połów w przedziale (*t,t+1*), *R* – liczebność uzupełnienia, *M, F* i *Z* – odpowiednio współczynniki śmiertelności naturalnej, połowowej i całkowitej (*Z=M+F*), W_{inf} – masa asymptotyczna, *K* – współczynnik katabolizmu, *S* – biomasa stada rozrodczego, *a* i *b* parametry równań stado – uzupełnienie.

Powyższe równania występują w większości podstawowych analitycznych modeli oceny zasobów, przy czym w bardziej złożonych modelach są one odpowiednio rozbudowane (aby uwzględnić np. oddziaływania międzygatunkowe) lub obok nich występuje szereg innych równań, opisujących obserwowane zmienne biologiczne czy rybackie (te ostatnie to np. nakład połowowy czy wydajność połowowa). Wykładnik równy 3 w równaniu [4] jest wynikiem przyjęcia uproszczonego założenia, że masa jest proporcjonalna do długości w 3. potędze. Dla wielu gatunków ryb wykładnik tej zależności różni się nieco od 3, ale przyjęcie za wykładnik liczby 3 jest często dobrym przybliżeniem i ułatwia analityczne korzystanie z podanych wzorów.

Metoda analizy wirtualnej populacji (VPA)

Metodę tę zainicjował Gulland (1965), a jej uproszczoną wersję przedstawił Pope (1972). Podstawą VPA są równania [3] i [5], przy czym obok równania [5] występuje jego przekształcona forma, wiążąca liczebność w danym roku z połowami i śmiertelnością połowową w roku poprzednim (*a* oznacza wiek, *t* – rok).

$$\frac{C(a-1,t-1)}{N(a,t)} = \frac{F(a-1,t-1)}{M(a-1,t-1)+F(a-1,t-1)}(e^{F(a-1,t-1)+M(a-1,t-1)}-1) \quad [7]$$

Do obliczeń metodą VPA są potrzebne połowy w sztukach wg lat i wieku, oceny śmiertelności naturalnej oraz wartości współczynników śmiertelności połowowej w ostatnim roku danych, *T* (*terminal year*), czyli najbliższym nam roku, dla którego są dostępne dane połowowe (gdy ocenę prowadzimy w 2016 r., takim rokiem będzie 2015). Mając wartości *F* w wieku *a* i roku *T*, obliczamy liczebności *N* w wieku *a* oraz roku *T* wg wzoru:

$$N(a,T) = \frac{C(a,T)Z(a,T)}{F(a,T)(1-e^{-Z(a,T)})} \quad [8]$$

Następnie z równania [7] wyznaczamy śmiertelność połowową *F(a-1,t-1)*, tj. *F* w roku wcześniejszym i w wieku mniejszym o jeden. Równanie [7] jest nieliniowe i jego rozwiązanie wymaga zastosowania metod przybliżonych. Mając wyznaczone *F(a-1,t-1)*, możemy obliczyć liczebność pokolenia na początku roku *t*-1 w wieku *a*-1, korzystając z modyfikacji wzoru [3]:

$$N(a-1,t-1) = N(a,t)e^{F(a-1,t-1)+M(a-1,t-1)} \quad [9]$$

Równania [7] i [9] stosujemy rekurencyjnie do każdego pokolenia, zaczynając od najstarszego dostępnego w danych wieku analizowanego pokolenia. Mając wyznaczone liczebności stada wg wieku i lat, wyznaczamy biomasę stada, mnożąc liczebności przez odpowiadające im masy osobnicze i sumując tak wyznaczone iloczyny. Te biomasy, po uwzględnieniu frakcji ryb zdolnych do rozrodu, służą jako podstawa do wyciągania wniosków o dynamice stada i wielkości dopuszczalnych połowów.

W opisanym schemacie założono znajomość śmiertelności połowowej w ostatnim roku, tymczasem jest ona zwykle nieznana i trzeba ją ocenić. Służy do tego szereg tzw. metod kalibracyjnych (w literaturze ang. określanych zwykle jako *tuning*). W najprostszym przypadku polegają one na wyborze *F* w ostatnim roku na podstawie relacji pomiędzy śmiertelnością połowową a nakładem połowowym, bądź na podstawie zależności pomiędzy biomasą wg modelu a wskaźnikami wielkości biomasy otrzymanymi w rejsach badawczych czy na podstawie wydajności połowów. Prowadzi się w tym celu iteracje – estymatorami śmiertelności połowowej w ostatnim roku są punkty stałe przekształceń iteracyjnych. Prezentowany opis jest uproszczonym przedstawieniem metody – przedstawia głównie jej ideę. W praktyce obecnie są stosowane bardziej zaawansowane modele, ale często oparte na powyższym schemacie.

Model XSA

Model XSA (*Extended Survivors Analysis*) (Shepherd 1999) jest nadal najczęściej stosowanym modelem oceny zasobów w ICES, choć obecnie coraz większego znaczenia nabierają inne podejścia – metody specyficzne dla danego stada, a w przypadku Bałtyku np. modele opisujące śmiertelność połowową jako błądzenie przypadkowe (Nielsen i Berg 2014). Model XSA jest połączeniem klasycznej analizy VPA ze specyficznym sposobem kalibracji otrzymywanych wyników (wielkość stada w sztukach wg wieku) i wartości obserwowanych (standaryzowane wydajności połowów badawczych lub wydajności wybranych flot rybackich wg wieku).

Metoda XSA ma bardzo ważną zaletę w porównaniu z tzw. doraźnymi metodami kalibracyjnymi: do wyznaczenia F w roku ostatnim są używane bezpośrednio wydajności danego pokolenia z całego okresu jego życia, a nie tylko z ostatniego roku. Dzięki temu wyznaczona tą metodą śmiertelność połowowa w roku ostatnim jest znacznie mniej czuła na błędy danych kalibracyjnych (szczególnie w roku ostatnim) niż F obliczona za pomocą doraźnych metod kalibracyjnych.

Model XSA zawiera opcję tzw. *shrinkage*, która umożliwia ocenę śmiertelności w roku ostatnim jako wypadkowej śmiertelności wynikającej z wydajności połowów badawczych lub rybackich i średniej *F* z wybranego okresu. W konsekwencji, gdy wariancja danych wydajnościowych jest duża, mamy dodatkowy estymator śmiertelności, który może być użyteczny w przypadku informacji bardzo niepewnej lub braku informacji. Stosowanie opcji *shrinkage* wymaga doświadczenia i wiedzy odnośnie mechanizmów w modelu XSA.

Wadą metody XSA jest założenie, że znamy dokładną wartość połowów, co oczywiście nie jest prawdziwe. Jednakże oceny biomasy i śmiertelności połowowej w modelu XSA nie różnią się znacząco od ocen otrzymanych za pomocą metod zakładających losowy błąd połowów. Model XSA może zawodzić, gdy błąd połowów jest systematyczny i zmienny w czasie.

Modele zintegrowane lub modele statystyczne

W tych modelach zakładamy, że połowy są obarczone pewnym błędem losowym. Poza tym częstym założeniem jest rozdzielność śmiertelności połowowej na efekt wieku i efekt roku:

$$F(a,t) = s(a)f(t) \qquad [10]$$

gdzie: *s(a)* oznacza selektywność w wieku *a*, natomiast *f(t)* oznacza śmiertelność połowową w wieku referencyjnym, dla którego przyjmujemy *s(a)*=1. Dynamikę liczebności pokoleń i uzyskiwane połowy wyznaczamy za pomocą równań [3] i [5]. Parametry modelu otrzymujemy poprzez minimalizację funkcji celu, która zwykle jest sumą kwadratów różnic pomiędzy wielkościami modelowanymi a wielkościami obserwowanymi (np. połowami wg wieku i lat, wydajnością połowów, wskaźnikami wielkości stada na podstawie rejsów badawczych). Jeżeli błędy losowe mają rozkłady różne od rozkładu normalnego, to zwykle parametry modelu znajdujemy poprzez optymalizację funkcji wiarygodności prawdopodobieństwa, której postać zależy od założonych rozkładów prawdopodobieństwa zmiennych obserwowanych. Przykładem modelu zintegrowanego jest model CAGEAN (Deriso i in. 1985).

Bardziej złożonym modelem jest model SAM (Nielsen i Berg 2014), w którym śmiertelność połowową symuluje się jako błądzenie przypadkowe. Poza tym w modelu SAM można założyć, że śmiertelności połowowe poszczególnych grup wieku są skorelowane w czasie. Model SAM jest stosowany obecnie do oceny niektórych stad ryb bałtyckich (dorsz, śledź Zatoki Botnickiej). Ostatnio wdrażany jest model XSAM, w którym śmiertelność połowowa jest opisywana procesem bardziej złożonym od błądzenia przypadkowego – modelem autoregresyjnym pierwszego rzędu.

Wraz ze wzrostem mocy obliczeniowej komputerów popularność zyskały modele Bayesowskie. Modele te w zasadzie korzystają z podstawowych równań dynamiki populacji podobnych do podanych wyżej, jednak do estymacji parametrów wykorzystują dodatkowe informacje. Takimi informacjami mogą być np. rozkłady wielkości parametrów analogicznych jak szukane,

ale wyznaczonych dla innego stada, mającego charakterystykę podobną do stada modelowanego. Zatem ocenione parametry są pewną wypadkową parametrów wynikających z naszych obserwacji oraz wiedzy o podobnych parametrach znanej nam z innych źródeł.

Modele syntetyczne na przykładzie modelu Schaefera

Na wstępie wspomniano, że w modelach syntetycznych dynamika biomasy stada zależy tylko od jednego czynnika – wielkości biomasy. Rozważmy, jakie mogą być przyrosty biomasy w zależności od jej wielkości. Można założyć, że przyrost *dB* biomasy w czasie *dt* będzie mały dla niskiej biomasy, ale będzie początkowo szybko wzrastał wskutek dużej ilości pokarmu przypadającej na jednego osobnika. Przy pewnej wielkości biomasy osiągnie on wielkość maksymalną i w miarę dalszego wzrostu biomasy stada przyrost zacznie się zmniejszać z powodu rosnącej konkurencji o przestrzeń i pokarm. W rezultacie, po osiągnięciu pewnej wielkości wyznaczonej przez pojemność troficzną środowiska, biomasa stada już nie będzie się zwiększać. Najprostszą funkcją przedstawiającą takie zachowanie się tempa przyrostu biomasy jest funkcja kwadratowa (rys. 2a), będąca podstawą tzw. równania logistycznego:

$$dB / dt = rB(B_{\max} - B) \qquad [11]$$

gdzie: B_{max} oznacza maksymalną biomasę stada, wyznaczoną przez pojemność troficzną środowiska, a *r* jest teoretycznym tempem wzrostu biomasy przy nieograniczonych zasobach środowiska. Rozwiązaniem równania [11] jest funkcja logistyczna:

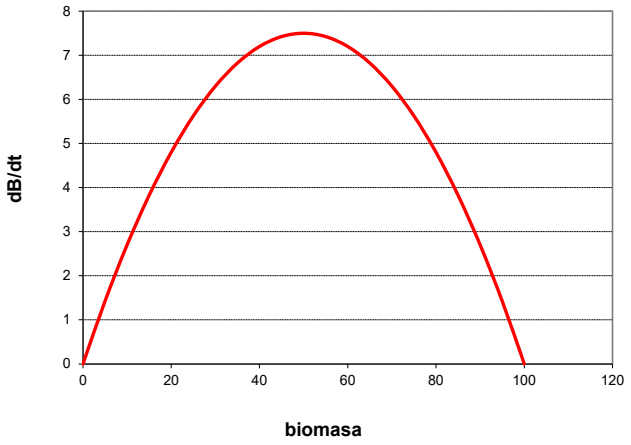
$$B(t) = \frac{B_{\max}}{1 + ae^{-bB_{\max}t}} \qquad [12]$$

mająca charakterystyczny esowaty kształt (rys. 2b), przy czym *a* i *b* oznaczają parametry powiązane z *r* i B_{max}. Gdy takie stado zaczniemy eksploatować, równanie [11] zmieni się o człon odpowiadający uzyskiwanym połowom, *Y*:

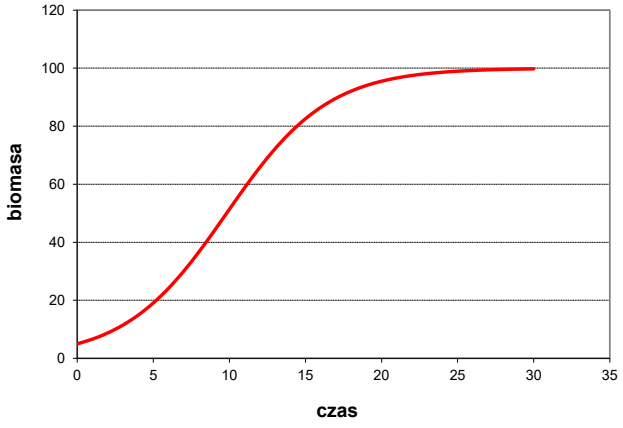
$$dB / dt = rB(B_{\max} - B) - dY / dt \qquad [13]$$

Ocenę parametrów modelu prowadzimy podobnie jak w przypadku modeli analitycznych: minimalizujemy sumę kwadratów różnic pomiędzy wielkościami obserwowanymi a wielkościami wynikającymi z modelu (lub optymalizujemy odpowiednią funkcję wiarygodności). Model Schaefera umożliwia nie tylko wyliczenie wielkości biomasy analizowanego stada, lecz także określenie zasad jego racjonalnej eksploatacji

a)



b)



Rysunek 2. a) Tempo przyrostu biomasy stada, *dB/dt*, jako funkcja jego biomasy w równaniu logistycznym; **b)** Wzrost biomasy stada w czasie (lata) w równaniu logistycznym (dane generowane z B_{max}=100 jednostek)

– śmiertelnością połowową maksymalizującą połowy oraz maksymalnym trwałym połowem są:

$$F_{\max} = rB_{\max} / 2 \qquad [14a]$$

$$Y_{\max} = rB_{\max}^2 / 4 \qquad [14b]$$

a optymalna biomasa to:

$$B_{\text{opt}} = B_{\max} / 2 \qquad [14c]$$

Model Schaefera jest oczywiście tylko przybliżeniem reakcji stada na tempo jego eksploatacji. Nie jest uwzględniana zmienność struktury wiekowej stada oraz zależność parametrów *r* i B_{max} od aktualnych warunków środowiska. Optymalne połowy według modelu

Schaefera należy interpretować jako średnie optymalne połowy, przy średnich warunkach środowiska. W poszczególnych latach, wskutek zaistnienia korzystnych lub niekorzystnych zmian w środowisku, połowy mogą znacznie się różnić od połowów wynikających z modelu przy stosowaniu śmiertelności F_{max}. Oprócz modelu Schaefera rozwinięto też inne modele syntetyczne, opisujące tempo zmian biomasy funkcją bardziej złożoną niż funkcja kwadratowa (Pella i Tomlinson 1969, Fox 1970, Deriso 1980), w wyniku czego model może lepiej odzwierciedlać modelowane stado, a parametry jego optymalnej eksploatacji są różne od tych, które wynikają z modelu Schaefera. Wybór odpowiedniego modelu zależy od cech dynamiki stada i dostępnych danych.

Horbowy (1992) wyprowadził model, w którym część parametrów jest traktowana jako parametry znane (jest oceniana „poza modelem" – te parametry to śmiertelność naturalna oraz współczynniki katabolizmu, *k*, i anabolizmu, *H*, z różniczkowej postaci równania von Beratalanffy'ego), a uzupełnienie stada jest przedstawiane jako zmienna zewnętrzna (może być modelowana):

$$B(t+1) = B(t)\exp(Hw(t)^{-1/3} - F(t) - M - k) + R(t+1) \quad [15]$$

gdzie *w* oznacza średnią masę w stadzie. Zaletą takiego podejścia jest możliwość modelowania uzupełnienia stada, które w znaczącym stopniu wpływa na dynamikę biomasy. Poza tym zredukowano liczbę parametrów ocenianych w ramach kalibracji modelu. Kosztem takiego podejścia jest występowanie w modelu parametrów wzrostu – zatem choć nie jest potrzebna wieloletnia struktura wiekowa, może być potrzebny skład wiekowy z okresu wzrostu reprezentatywnego dla danego stada, o ile te parametry nie są znane z literatury.

Modele wielogatunkowe

Modele jednogatunkowe mogły być użyteczne w okresie stosunkowo niskiej eksploatacji, gdy warunki zewnętrzne nie zmieniały się zbyt szybko, a intensywna działalność połowowa człowieka nie naruszała równowagi biologicznej ekosystemów. W warunkach dość intensywnej eksploatacji zasobów i przy szybkich zmianach stanu środowiska wymagane jest inne, subtelniejsze podejście do zagadnienia oceny i optymalnego odłowu zasobów żywych. Podejście takie umożliwiają modele wielogatunkowe, w których uwzględnia się związki pomiędzy występującymi w danym akwenie gatunkami użytkowymi i żerującymi na nich drapieżnikami.

Jednym z pierwszych, a jednocześnie kompleksowych modeli wielogatunkowych był model Andersena i Ursina (1977), będący wielogatunkowym rozszerzeniem modelu Bevertona i Holta. W tym modelu oddziaływania międzygatunkowe mają miejsce zarówno poprzez śmiertelność generowaną przez drapieżców, jak i tempo wzrostu ryb wyznaczone zasobami pokarmowymi i gęstością stada. Pewnym uproszczeniem modelu Andersona i Ursina był model wielogatunkowej wirtualnej populacji (MSVPA) (Helgason i Gislason 1979), będący uogólnieniem zwykłej VPA na układ wielogatunkowy. Obecnie w ramach ICES do oceny oddziaływań międzygatunkowych najczęściej jest stosowany model SMS (Levy i Vinther 2004). W modelach tych ważną rolę odgrywa śmiertelność naturalna spowodowana drapieżnictwem, oznaczana zwykle *M*2. Uproszczona forma tej zależności to:

$$M2 = \frac{a \times drapieżnik}{b \times ofiara + InnyPokarm} \quad [16]$$

gdzie: *drapieżnik* oznacza pewną funkcję biomasy drapieżnika, *ofiara* to biomasa populacji ofiar, *InnyPokarm* to biomasa zasobów pokarmowych poza biomasą ofiary, parametry *a* i *b* są powiązane ze wskaźnikami odpowiedniości danego pokarmu dla danego drapieżnika oraz z jego tempem anabolizmu.

Horbowy (1996, 2005) wyprowadził wielogatunkowy model typu stado – produkcja, który z jednej strony jest pewnym uproszczeniem modeli wielogatunkowych opartych na strukturze wieku, a z drugiej strony wymaga znacznie mniej danych od tych modeli. Model ten jest wielogatunkowym uogólnieniem modelu [15] (Horbowy 1992). Śmiertelność spowodowana drapieżnictwem ma formę zbliżoną do tej występującej w modelach opartych na strukturze wieku:

$$M2_s = \sum_{r=1}^{n} h_r w_r^{-1/3} \frac{G_r^s B_r}{\sum_{j=1}^{n} G_r^j B_j + OT} \quad [17]$$

a tempo zmian biomasy przedstawione jest wzorem:

$$\frac{dB_s}{dt} = (v_s h_s w_s^{-1/3} - k_s - F_s - M1_s - \sum_{r=1}^{n} h_r w_r^{-1/3} \frac{G_r^s B_r}{\sum_{j=1}^{n} G_r^j B_j + OT})B_s \quad [18]$$

gdzie: wskaźniki *s* i *r* oznaczają ofiarę i drapieżnika, parametry G_r^s to wskaźniki odpowiedniości ofiary *s* jako pokarmu dla drapieżnika *r*, *w* oznacza średnią masę w stadzie, *v*, *h* i *k* to parametry różniczkowej postaci równania wzrostu masy von Bertalanffy'ego, *OT* to inny pokarm.

Racjonalne zarządzanie zasobami

Biologiczne punkty odniesienia

W ramach ICES zarządzanie zasobami prowadzi się na podstawie tzw. biologicznych punktów odniesienia (BRP, *biological reference point*) – jego istotą jest takie

ustalanie kwot połowowych, aby nie przekraczać tzw. punktów ograniczających (*limit reference points*) i być blisko punktów wyznaczających cel zarządzania (*target reference points*) (ICES 2016). Punkty ograniczające zostały wyznaczone przez ICES na podstawie zasady przezorności (*precautionary approach*). Zasada ta została ogłoszona podczas Konferencji ONZ nt. Środowiska i Rozwoju w Rio de Janeiro w 1992 r. Jej istotą jest uwzględnienie w zarządzaniu zasobami braków w naszej wiedzy o procesach zachodzących w eksploatowanych stadach. Punkty ograniczające są oznaczane indeksem *lim* (od limit) i definiowane następująco:

- B_{lim} to wielkość biomasy stada rozrodczego, poniżej której stado nie powinno być obniżane wskutek eksploatacji, gdyż poniżej tej wielkości istotnie zmniejsza się uzupełnienie stada lub jego dynamika nie jest znana,

- F_{lim} to śmiertelność połowowa, której w eksploatacji stada nie powinno się przekraczać, gdyż w dłuższej perspektywie prowadzi to do zmniejszenia się biomasy stada do poziomu poniżej B_{lim}.

Jeśli oba punkty, biomasa stada i śmiertelność połowowa byłyby wyznaczone bezbłędnie, to powyższe punkty wystarczałyby do określenia stanu stad i ustalenia zasad racjonalnej eksploatacji. Jednakże zarówno oceny obu punktów, jak i aktualne biomasy i śmiertelność połowowa są zwykle obarczone pewnym błędem, wynikającym z losowego czy systematycznego błędu w zbieranych danych, a także z faktu, że stosowany do oceny model jest jedynie przybliżeniem złożonych procesów warunkujących dynamikę stad. Stąd są definiowane dwa dodatkowe punkty, które powyższe błędy uwzględniają. Są to:

- $B_{pa} = B_{lim}$+ potencjalny błąd, zarządzanie zasobami powinno być takie, aby nasze oceny biomasy nie były niższe od B_{pa},

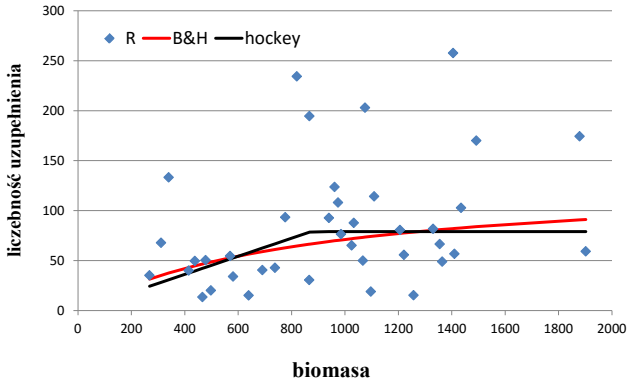
- $F_{pa} = F_{lim}$ – potencjalny błąd, dobór środków regulujących połowy powinien zapewniać wartości śmiertelności połowowej niższe od F_{pa}.

Powyższe dwa punkty odniesienia są wyznaczone w taki sposób, że jeżeli stado i jego eksploatacja nie przekroczą tych punktów, to istnieje wysokie prawdopodobieństwo (zwykle 90-95%), że biomasa stada tarłowego (*BST*) będzie większa od B_{lim}, a śmiertelność połowowa nie przekroczy F_{lim}. Mówimy wtedy, że stado ma pełną zdolność do odnawiania (*full reproductive capacity*) i jest odławiane w sposób zrównoważony (*harvested sustainably*). Zgodne z zasadą przezorności zalecenia odnośnie intensywności eksploatacji czy kwot połowowych dla poszczególnych stad mogą być, i na ogół są, bardziej restrykcyjne od zaleceń z lat przed wprowadzeniem zasady. Uwzględniają one jednak ewentualność przeszacowania stanu zasobów i potencjału produkcyjnego stad i niedoszacowania intensywności eksploatacji, co pociągnęłoby za sobą ustalenie zbyt wysokich limitów połowowych, mogących prowadzić do przełowienia stada. Tabela 1 zawiera klasyfikację stanu stad w stosunku do omówionych czterech biologicznych punktów odniesienia wg ICES (ICES 2016).

Tabela 1. Klasyfikacja stanu stad w stosunku do biologicznych punktów odniesienia (BST – biomasa stada tarłowego, F – śmiertelność połowowa, BRP – biologiczne punkty odniesienia)

Wielkość *BST* i F w stosunku do BRP	Określenie stanu stada i eksploatacji
$BST > B_{pa}$	pełna zdolność do odnawiania
$B_{pa} > BST > B_{lim}$	ryzyko zredukowanej zdolności do odnawiania
$BST < B_{lim}$	zredukowana zdolność do odnawiania
$F < F_{pa}$	eksploatowane w sposób zrównoważony
$F_{pa} < F < F_{lim}$	ryzyko eksploatacji niezrównoważonej
$F > F_{lim}$	eksploatowane w sposób niezrównoważony

Ocena wartości B_{lim} zwykle odbywa się na podstawie zależności stado – uzupełnienie. Myers i in. (1994) zaproponowali wyznaczenie B_{lim} jako takiej wartości biomasy stada rozrodczego, przy której uzyskujemy połowę maksymalnej wielkości uzupełnienia, wyznaczonej zależnością stado – uzupełnienie (rys. 3). Inna, ostatnio preferowana w ICES metoda, jest oparta na dopasowaniu do danych stado – uzupełnienie tzw. funkcji kija hokejowego (*hockey stick* lub *double linear*) (rys. 3), czyli najpierw funkcji przechodzącej przez początek układu współrzędnych i rosnącej liniowo, a następnie – od tzw. punktu złamania (*breaking point*) – funkcji stałej. W praktyce ICES punkt złamania bierze



Rysunek 3. Zależność liczebności uzupełnienia (biliony) od biomasy stada rozrodczego (tys. t) dla szprota bałtyckiego. Do obserwacji dopasowano zależność Bevertona i Holta i zależność „kija hokejowego"

się zwykle jako ocenę wartości B_{lim}. Zdaniem autora tak wyznaczone B_{lim} jest często zbyt wysokie.

Od 2010 r. ICES w doradztwie opiera się na zasadzie maksymalnych podtrzymywalnych połowów (*maximum sustainable yield,* MSY). Zgodnie z tą zasadą przy określonej selektywności rybołówstwa istnieje śmiertelność połowowa, która pozwala otrzymywać maksymalne średnie połowy w okresie wielolecia. W deklaracji johannesburskiej (UN 2002) strony zobowiązały się do takiej eksploatacji zasobów, która do 2015 r. umożliwi połowy zgodne z zasadą MSY – okres ten został przesunięty na 2020 r. W teorii otrzymujemy wtedy największe możliwe połowy w ujęciu wieloletnim, przy czym występuje nikłe ryzyko załamania się zasobów wskutek ich przełowienia, więc jest uwzględniona zasada przezorności. Śmiertelność połowowa odpowiadająca tym połowom oznaczana jest F_{msy}.

Oceny biologicznych punktów odniesienia (zarówno w stosunku do zasady przezorności, jak i MSY) mogą się zmieniać wraz ze zmianami zachodzącymi w stadach ryb i ich środowisku, a także wraz z pogłębianiem naszej wiedzy o dynamice rozważanych zasobów.

Obecnie ICES zaleca wielkość dopuszczalnych połowów (TAC) w hierarchii następujących opcji (ICES 2016):

1. TAC wynikające z planu zarządzania zasobami, o ile został oceniony jako zgodny z zasadą przezorności.

2. Jeśli takiego planu nie ma lub nie został on określony przez ICES jako zgodny z zasadą przezorności, to proponowane jest TAC wynikające z zasady MSY.

3. Jeśli nie ma ani planu zarządzania zasobami, ani nie zostały wyznaczone parametry prowadzące do MSY, to proponowane jest TAC określone zasadą przezorności.

Model Bevertona i Holta

Model Bevertona i Holta (1957) należy do modeli analitycznych (rozróżnijmy model Bevertona i Holta od wzoru [6a] przedstawiającego zależność stado – uzupełnienie wg Bevertona i Holta), zatem każdy z elementów dynamiki stada z osobna (wzór [1]) jest opisany pewnymi formułami. Rozważmy nowo urodzone pokolenie ryb. Liczebność tych ryb będzie przez cały czas zmniejszać się z powodu śmiertelności naturalnej (zakładamy, że stado nie jest eksploatowane). Z kolei średnia masa osobnicza będzie zwykle rosła – w pierwszych latach życia dość szybko, a później (w miarę starzenia się ryb) coraz wolniej. W efekcie biomasa tego pokolenia będzie początkowo rosła, gdyż tempo wzrostu osobniczego będzie przeważało nad tempem śmiertelności. W pewnym momencie biomasa pokolenia osiągnie swoją maksymalną wielkość, po czym zacznie się zmniejszać, gdy tempo śmiertelności ryb zacznie przeważać nad tempem wzrostu. Znalezienie wieku, w którym biomasa pokolenia osiąga największą wartość, ma duże znaczenie, gdyż ten wiek stanowić może dobry punkt odniesienia do właściwego gospodarowania zasobami. Przebieg opisanych wyżej procesów na przykładzie hipotetycznego pokolenia przedstawiono na rysunku 4. Załóżmy, że rozważane pokolenie chcemy odławiać. Wtedy wychodząc z wzoru określającego tempo zmian połowu jako:

$$\frac{dY}{dt} = FB = FNw \qquad [19]$$

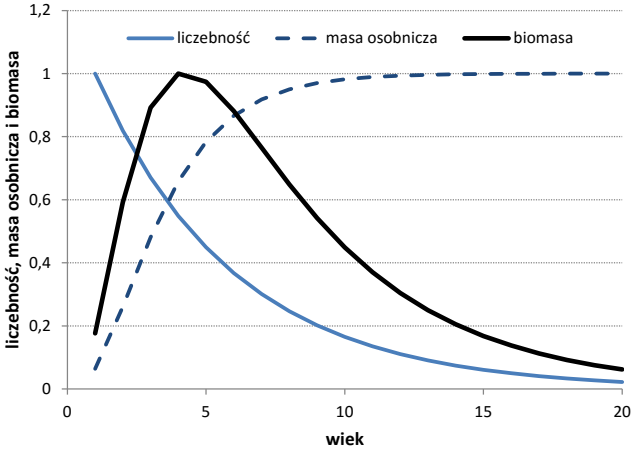
podstawiając do [19] za *N* i *w* wzory [3] i [4] oraz całkując tak przekształcone równanie w przedziale czasu < t_c, t_{max} >, otrzymamy wzór na połów z jednego pokolenia w ciągu całego okresu jego eksploatacji. Przyjmując dla uproszczenia *tmax* równe nieskończoności, otrzymamy:

$$Y(t_c,\infty) = \int_{t_c}^{\infty} FB(t)dt = FRW_{\inf} e^{-Mt_c} \sum_{n=0}^{3} a_n e^{-nKt_c} / (Z+nK) \qquad [20]$$

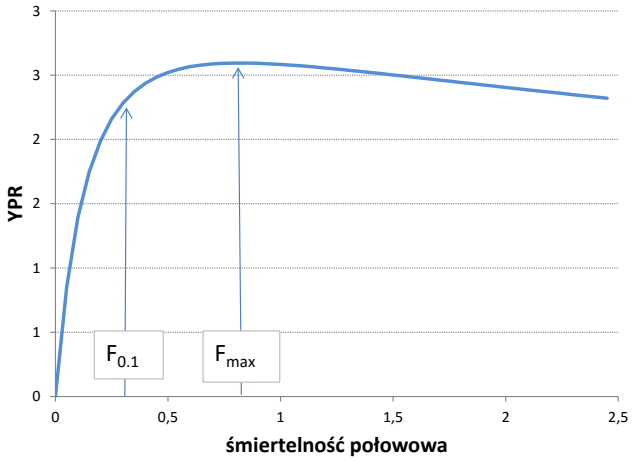
gdzie: t_c to wiek pierwszego odłowu, natomiast współczynniki *a* wynoszą: a_0 = 1, a_1 = -3, a_2 = 3, a_3 = -1. Dzieląc powyższe równanie przez *R*, otrzymamy wielkość połowu z jednej uzupełniającej stado ryby (zwykle oznaczane z angielska jako *YPR* od *yield per recruitment*):

$$YPR = Y(t_c,\infty)/R = FW_{\inf} e^{-Mt_c} \sum_{n=0}^{3} a_n e^{-nKt_c} / (Z+nK) \qquad [21]$$

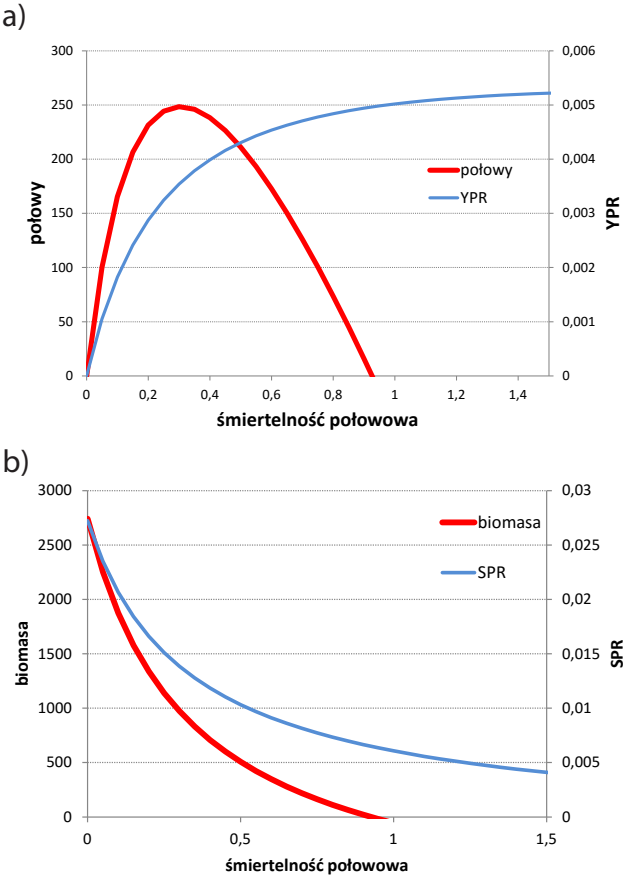
uniezależniając prawą stronę równania od liczebności uzupełnienia. Z występujących w równaniu [21] parametrów człowiek ma bezpośredni wpływ



Rysunek 4. Liczebność, masa osobnicza i biomasa pokolenia ryb jako funkcja wieku na przykładzie dorsza wschodniobałtyckiego. Wartości względne, dane z Horbowy (2005)



Rysunek 5. Odłów z jednej uzupełniającej stado ryby w zależności od śmiertelności połowowej (rok^{-1}) wg modelu Bevertona i Holta dla dorsza wschodniobałtyckiego (na podstawie danych z dekady 2001-2010)



Rysunek 6. a) Zrównoważony połów (tys. t) wyliczony wg metody Horbowego i Luzeńczyk (2012) w zależności od śmiertelności połowowej (rok^{-1}) dla szprota bałtyckiego. Dla porównania podano odłów z jednej uzupełniającej stado ryby, YPR (kg), wg modelu Bevertona i Holta. **b)** Zrównoważona biomasa (tys. t) stada rozrodczego wyliczona wg metody Horbowego i Luzeńczyk (2012) w zależności od śmiertelności połowowej (rok-1) dla szprota bałtyckiego. Dla porównania podano biomasę z jednej uzupełniającej stado ryby, SPR (kg), wg modelu Bevertona i Holta

na wysokość współczynnika śmiertelności połowowej oraz na wiek pierwszego odłowu ryb. Można zatem starać się tak dobierać F oraz t_c, aby osiągnąć maksymalny połów z jednego osobnika. Można też wyznaczać F maksymalizujące równanie [21] przy ustalonym t_c i odwrotnie. Wartość F maksymalizującą funkcję [21] przy ustalonym t_c nazywamy F_{max} (rys. 5). Należy przy tym zbadać, czy tak wyznaczone F oraz t_c nie prowadzą do takiego zmniejszenia się biomasy ryb zdolnych do tarła, które zagrażałoby powodzeniu rozrodu. Z tego względu wprowadzono też pojęcie tzw. śmiertelności połowowej $F_{0.1}$. Jest to taka śmiertelność połowowa, przy której wydajność połowowa jest równa 10% potencjalnej wydajności stada nieeksploatowanego (rys. 5). To dość arbitralnie przyjęte pojęcie jest używane jako punkt odniesienia racjonalnej eksploatacji zasobów, gdy nie znamy wartości F_{msy}. Zwykle $F_{0.1}$ umożliwia połowy na poziomie niewiele niższym niż połowy przy stosowaniu F_{max}, przy czym nakład połowowy jest istotnie mniejszy i mniejsze jest zagrożenie zbyt dużej redukcji stada ryb tarłowych.

Analogicznie do pojęcia *YPR* można zdefiniować biomasę rozrodczą z jednej uzupełniającej stado ryby, *SPR* (*stock per recruitment*):

$$SPR = \int_0^{\infty} BST(t)dt / R \qquad [22]$$

BST oznacza biomasę stada rozrodczego.

Połów w stanie równowagi jako podstawa do wyznaczenia parametrów MSY

Horbowy i Luzeńczyk (2012) połączyli model Bevertona i Holta z zależnościami stado – uzupełnienie, w wyniku czego wielkości „biomasa i połów z jednej uzupełniającej stado ryby" z modelu Bevertona i Holta można zastąpić zrównoważonym połowem i biomasą jako funkcjami śmiertelności połowowej. Podstawą tego połączenia było wyprowadzenie wzorów na uzupełnienie stada w stanie równowagi w zależności od śmiertelności połowowej. Zrównoważony połów dla uzupełnienia stada wg wzoru Bevertona i Holta wyrażono jako:

$$Y_{eq}(F) = YPR(F)\frac{SPR(F) - a}{bSPR(F)} \qquad [23a]$$

a w przypadku uzupełnienia wg wzoru Rickera jako:

$$Y_{eq}(F) = YPR(F)\ln(aSPR(F))/bSPR(F) \qquad [23b]$$

gdzie: *YPR* jest określone wzorem [21] lub jego odpowiednikiem, natomiast a i b to parametry

zależności stado – uzupełnienie (wzory [6a] i [6b]). Wzory na zrównoważone biomasy jako funkcje śmiertelności połowowej są jeszcze prostsze, przyjmując dla uzupełnienia wg Bevertona i Holta postać:

$$B_{eq}(F) = (SPR(F) - a)/b \qquad [24a]$$

a dla wzoru Rickera formę:

$$B_{eq}(F) = \ln(aSPR(F))/b \qquad [24b]$$

Wartość F_{msy} wyznaczamy jako śmiertelność połowową maksymalizującą zrównoważony połów wyliczany wzorami [23a] lub [23b]. Krzywe *YPR*, *SPR* oraz krzywe zrównoważonego odłowu i biomasy wyznaczone na podstawie wzorów Horbowego i Luzeńczyk (2012) przedstawiono na rysunku 6. Krzywe zrównoważonego połowu i biomasy znacząco różnią się od krzywych *YPR* i *SPR*, co wskazuje na ważną rolę zależności stado – uzupełnienie w estymacji F_{msy} i określaniu racjonalnego zarządzania zasobami ryb.

Literatura

Andersen, K.P., Ursin, E. 1977. A multispecies extension to the Beverton and Holt theory of fishing with accounts of phosphorus circulation and primary production. Meddeleber Dan. Fisk. Havunders.7: 319-435.

Beverton, R.J.H., Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations. Series 2, Vol. 19. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. London, UK.

Deriso, R.B. 1980. Harvesting strategies and parameter estimation for an age-structured model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 268-282.

Deriso, R.B., Quinn II, T.J., Neal, P.R. 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 815-824.

DFO. 2015. Northern (NAFO Divs. 2J3KL) cod stock update. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2015/018.

FAO. 2014. The state of world fisheries and agriculture. FAO of the UN. Rome. 2914.

Fox, W.W. 1970. An exponential surplus yield model for optimizing exploited fish populations. Trans. Am. Fish. Soc. 99: 80-88.

Gulland, J.A. 1965. Estimation of mortality rates. Annex to Report Arctic Fish. Working Group. ICES 1965 (3).

Helgason, T., Gislason, H. 1979. VPA analysis with species interactions due to predation. ICES. 1979/G:52.

Horbowy, J. 1992. The differential alternative to the Deriso difference production model. ICES J. mar. Sci. 49: 167-174.

Horbowy, J. 1996. The dynamics of Baltic fish stocks on the basis of a multispecies stock-production model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 2115-2125.

Horbowy, J. 2005. The dynamics of Baltic fish stocks based of a multispecies stock production model. J. Appl. Ichthyol. 21: 198-204.

Horbowy, J., Luzeńczyk, A. 2012. The estimation and robustness of FMSY and alternative fishing mortality reference points associated with high long-term yield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69: 1468 – 1480.

ICES. 2016. General context of ICES advice. In Report of the ICES Advisory Committee, 2016. ICES Advice 2016. Book 1, Section 1.2.

Lewy, P., Vinther, M. 2004. A stochastic age-length-structured multi-species model applied to North Sea stocks. ICES CM 2004/FF:20.

Myers, R.A., Rosenberg, A.A., Mace, P.M., Barrowman, N., Restrepo, V.R. 1994. In search of thresholds for recruitment overfishing. ICES J. mar. Sci. 51: 191-205.

Myers, R.A., Barrowman, N.J., Hoenig, J.M., Qu, Z. 1996. The collapse off cod in Eastern Canada: the evidence from tagging data. ICES J. mar. Sci. 63: 629-640.

Nielsen, A., Berg, C.W. 2014. Estimation of time-varying selectivity in stock assessments using state-space models. Fish. Res. 158, 96-101.

Pella, J.J., Tomlinson, P.K. 1969. A generalized stock production model. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 13: 419-496.

Pope, J.G. 1972. An investigation of accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. Res. Bull. Int. Comm. Northw. Atl. Fish. 9: 65-74.

Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Board Can. No. 191.

Rose, G.A., Rowe, S. 2015. Northern cod comeback. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 72: 1789-1798 (2015) dx.doi.org/10.1139/cjfas-2015-0346.

Russel. E.S. 1931. Some theoretical consideration of the "overfishing" problem. J. Cons. Int. Explor. Mer. 6 (1): 3-20.

Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 1: 25-56.

Shepherd, J.G. 1999. Extended survivors analysis: An improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. ICES J. mar. Sci. 56: 584-591.

UN. 2002. World Summit on Sustainable Development (WSSD), Johannesburg, South Africa. http://www.un.org/jsummit/html/documents/summit_docs.html.

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych
Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

strony (17-32) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4

Bałtyckie rejsy badawcze jako podstawa oceny rozmieszczenia i liczebności rekrutujących pokoleń dorszy, śledzi, szprotów i storni

(Baltic research surveys as a basis for the evaluation of distribution and abundance of cod, herring, sprat and flounder from recruiting year-classes)

Włodzimierz Grygiel*, Krzysztof Radtke, Zuzanna Mirny, Mirosław Wyszyński

Zakład Zasobów Rybackich
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Urodzajność i rozmieszczenie bałtyckich dorszy, śledzi, szprotów i storni ulegają corocznym zmianom, przez co wpływają na liczebność (biomasę) stad i konieczność ich systematycznych badań. Z tego względu badania ryb wymagają okresowych powtórzeń w ramach systematycznie realizowanych rejsów typu BITS (Baltic International Trawl Survey) i BIAS (Baltic International Acoustic Survey). Materiały uzyskane w trakcie ww. rejsów pochodzą z niesortowanych wstępnie połowów (bez odrzutów), są niezależne od lokalnych i bieżących preferencji rybołówstwa komercyjnego. Pozyskiwane są mało selektywnymi narzędziami, a zatem obejmują większy zakres długości ryb niż w wyładunkach handlowych. Wydajność w połowach badawczych, w odróżnieniu od danych z połowów floty kutrowo-łodziowej, odzwierciedla zmiany urodzajności pokoleń już na wczesnym etapie rozwoju osobniczego ryb. Przedstawiono wyniki polskich (MIR – PIB) i częściowo międzynarodowych (ICES – WGBIFS, WGBFAS) rejsów typu BITS i BIAS, głównie w latach 2014-2015, dotyczące zmian liczebności nowych pokoleń i ich rozmieszczenia. Analizowano również względny udział młodych dorszy, śledzi, szprotów i storni poniżej minimalnego wymiaru handlowego (ochronnego) w liczebności prób z polskich połowów badawczych w latach 2005-2015. Wielkość przyłowu młodych ryb przyjęto jako przybliżony wskaźnik ich urodzajności. Zakres średniego udziału „niewymiaru" dorszy w grupie czterech omawianych gatunków był najwyższy i wynosił 52-90, 22-69 i 53-83% odpowiednio w lutym-marcu, wrześniu-październiku i listopadzie. Różnice w wartości ww. parametru między 25 i 26 podobszarem ICES w odniesieniu do dorszy nie były znaczące, natomiast były różne w kolejnych latach, co niewątpliwie miało związek z urodzajnością nowych pokoleń. W grupie rekrutujących pokoleń 1989-2013 dorszy dużą wydajnością połowową w 2 grupie wieku w Basenie Bornholmskim wyróżniały się roczniki 1991 i 2011-2012, a w Basenie Gdańskim – pokolenia z lat 2000, 2008 i 2010-2012. Wyniki badań MIR – PIB z 2014 r. wskazują, że uzupełnienie dorszy z rocznika 2012 jest oceniane jako bardzo urodzajne w porównaniu z liczebnością pokoleń z lat 1987-2005.

Słowa kluczowe: południowy Bałtyk, rejsy BITS i BIAS, młode ryby, występowanie, urodzajność pokoleń

Abstract

The abundance and distribution of the Baltic cod, herring, sprat and flounder are subjected to annual changes and hence they affect the size (biomass) of stocks and the need for their systematic research. Consequently, the studies of fishes require periodic repetitions within systematically conducted surveys, like BITS (Baltic International Trawl Survey) and BIAS (Baltic International Acoustic Survey). Materials obtained in the course of the above-mentioned surveys originate from unsorted catches (no discards), and are independent of local and current preferences of commercial fisheries. They are obtained with non-selective fishing gears, and therefore include a broader range of fish lengths than in case of commercial landings. The efficiency of research catches, in contrast to data from the small-scale fleet catches, reflects the changes in abundance of year-classes at an early stage of the individual development of the fishes. The results of Polish (NMFRI) and partly international (ICES – WGBIFS, WGBFAS) surveys of BITS and BIAS types, conducted mainly in 2014-2015, concerning changes in the abundance of new generations and their distribution have been presented. The relative numerical share of young cod, herring, sprat and flounder, below the minimum commercial size (protective size), in the samples from the Polish research catches in 2005-2015 were also analyzed. The share of young fishes' by-catch was assumed as an approximate indicator of new year-classes abundance. The range of the average share of cod below the minimum landing size in the group of the four discussed species was the highest and amounted to 52-90%, 22-69% and 53-83%, in February-March, September-October and November, respectively. The differences in the value of the above parameter between the ICES Sub-divisions 25 and 26, with respect to cod were not significant, but were different in the subsequent years, which undoubtedly was related to the fertility of new generations. In the group of cod recruits of 1989-2013, high catch efficiency for age group 2 in the Bornholm Basin was noted for year-classes 1991 and 2011-2012, and in the Gdańsk Basin for year-classes from years 2000, 2008 and 2010-2012. The results of the NMFRI studies from 2014 indicate that recruitment of cod from year-class 2012 is assessed as very abundant in comparison with the abundance of generations from years 1987-2005.

Key words: southern Baltic, BITS and BIAS surveys, young fishes, occurrence, abundance of recruits

* *wlodzimierz.grygiel@mir.gdynia.pl*

Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/

Wprowadzenie

Urodzajność i rozmieszczenie nowych pokoleń bałtyckich dorszy, śledzi, szprotów i storni ulegają corocznym zmianom, przez co wpływają na liczebność (biomasę) stad i konieczność ich systematycznych badań. Punktem wyjściowym do oceny zmian ww. parametrów są wyniki systematycznych badań ryb na wczesnym etapie ich rozwoju osobniczego, połączone z monitoringiem hydrologiczno-meteorologicznym. Prace te są realizowane corocznie w I i IV kwartale w ramach rejsów typu BITS (Baltic International Trawl Survey) i BIAS (Baltic International Acoustic Survey) (Grygiel 2014).

Wyniki ww. rejsów dotyczące wydajności połowów kontrolnych ryb w odróżnieniu od połowów floty komercyjnej pozwalają na stosunkowo szybkie uzyskanie wstępnych informacji o stanie i rozmieszczeniu zasobów oraz urodzajności najmłodszych pokoleń. Wydajność połowów przyjęto jako podstawowy wskaźnik dynamiki zmian uzupełnienia i rozmieszczenia ryb z najnowszych pokoleń. Pozyskanie miarodajnego i prostego wskaźnika przyłowu młodych ryb, złożonego zwykle z 1-2 pokoleń, umożliwiają kontrolne połowy badawcze z zastosowaniem narzędzia o małej selektywności. Wstępnym wskaźnikiem zmian uzupełnienia stada ryb analizowanym w każdym z ww. rejsów był przyłów osobników poniżej wymiaru handlowego/ochronnego („niewymiar").

Rejsy BITS i BIAS są ukierunkowane na monitoring biologiczno-rybacki młodych i dorosłych ryb, a różnią się miejscami i okresami połowów kontrolnych, rodzajem stosowanych narzędzi połowów, zakresem zadań rejsowych oraz metodami zbioru i opracowania danych (Grygiel 1997a, 1997b, 2010). Podstawowymi celami rejsów typu BITS są: analiza bioróżnorodności ichtiofauny oraz ocena czasowo-przestrzennych zmian wydajności połowów podstawowych gatunków ryb eksploatowanych w południowym Bałtyku, tj.: dorszy, storni, śledzi i szprotów. W wymienionych rejsach połowy kontrolne ryb wykonuje się w losowo wybranych miejscach strefy przydennej. Celem rejsów typu BIAS jest weryfikacja stanu zasobów (biomasy, liczebności) i rozmieszczenia geograficznego stad szprotów, śledzi i dorszy w toni wodnej jesienią każdego roku, m.in. w polskich obszarach morskich (POM), przy zastosowaniu metody makrosondażu akustycznego.

Rejsy typu BITS są prowadzone nieprzerwanie w polskiej części Bałtyku przez Morski Instytut Rybacki w Gdyni w I i IV kwartale roku, począwszy od 1976 r. (Schulz i Grygiel 1984, 1987, Grygiel 1997a, 1997b, 1999, 2004, 2010, Oeberst i Grygiel 2002, 2004). Polskie rejsy typu BIAS są prowadzone regularnie (wrzesień-październik) od 1994 r. do chwili obecnej, choć już wcześniej okazjonalnie realizowano takie rejsy w południowym Bałtyku (Elwertowski i Orłowski 1983, Grzebielec i in. 1995, Orłowski i in. 1996, Grygiel 2010). W ostatnim 20-leciu polskie rejsy typu BITS i BIAS są realizowane na statku badawczym „Baltica" (Grygiel 2014).

Rejsy badawcze typu BITS i BIAS są organizowane i realizowane przez wszystkie instytuty rybackie krajów nadbałtyckich, przy merytorycznej współpracy i koordynującej roli Grupy Roboczej Międzynarodowej Rady Badań Morza (International Council for the Exploration of the Sea, ICES) ds. Międzynarodowych Połowów Badawczych Ryb Bałtyckich (Baltic International Fish Survey Working Group, WGBIFS; Grygiel 2010, 2014, ICES 2014a, 2015a). Opracowane przez WGBIFS wyniki międzynarodowych rejsów badawczych są corocznie przekazywane Grupie Roboczej ICES ds. Oceny Rybołówstwa Bałtyckiego (Balic Fisheries Assessment Working Group, WGBFAS) jako dane wyjściowe do szacunków stanu zasobów ryb podstawowych gatunków użytkowych Bałtyku.

Celem opracowania jest przedstawienie wyników polskich (MIR – PIB) i międzynarodowych (ICES – WGBIFS, WGBFAS) badań dotyczących zmian liczebności i rozmieszczenia rekrutujących pokoleń dorszy, śledzi, szprotów i storni w polskiej części Bałtyku, ze szczególnym uwzględnieniem danych z lat 2014-2015. W opracowaniu zawarto również odniesienia do polskich danych z lat 2005-2013 dotyczących wydajności połowowej i wielkości przyłowu ryb poniżej wymiaru ochronnego/handlowego.

Metodyka

W opracowaniu użyto wyników polskich połowów kontrolnych ryb wykonanych podczas rejsów typu BITS na statku „Baltica", głównie w 2014 r. (tab. 1 i 2). Jako uzupełnienie uwzględniono wyniki z rejsów typu BIAS, w tym zwłaszcza z 2014 r. (tab. 3). Rejsy wykonywano w granicach POM, w częściach: 24, 25 i 26 podobszaru statystycznego ICES, tj. odpowiednio w basenach Arkońskim, Bornholmskim i Gdańskim. Miejsca poszczególnych połowów badawczych ryb w 2014 r. ilustrują mapy (rys. 1-4) przedstawiające rozkład geograficzny wydajności dorszy, śledzi, szprotów i storni z nowych pokoleń. Szczegółowe dane dotyczące wyników rejsów BITS-Q1 w lutym-marcu, BITS-Q4 w listopadzie i BIAS we wrześniu-październiku zestawiono w tabelach 1-3.

WGBIFS koordynuje terminy rejsów i realizację podstawowych zadań badawczych oraz corocznie dokonuje podziału nakładu pracy wg państw (statków), podobszarów i kwadratów statystycznych ICES (rejsy typu BIAS). Od 2001 r. (ICES 2001) ww. grupa robocza wskazuje losowo wybrane miejsca i głębokości połowów kontrolnych ryb (rejsy typu BITS). Od listopada 1999 r. wszystkie statki badawcze realizujące rejsy typu BITS stosują standardowy, duńskiej konstrukcji, denny włok dorszowy typu TV-3, o boku oczka w zakończeniu worka wynoszącym 10 mm (ICES 1998a). Na statku „Baltica" stosuje się model włoka TV-3#930 (Grygiel 2004). W polskich rejsach typu BIAS zaciągi kontrolne wykonuje się pelagicznym, drobnooczkowym

Tabela 1. Wyniki polskich połowów kontrolnych ryb wykonanych podczas rejsu BITS-Q1 w lutym-marcu 2014 r.

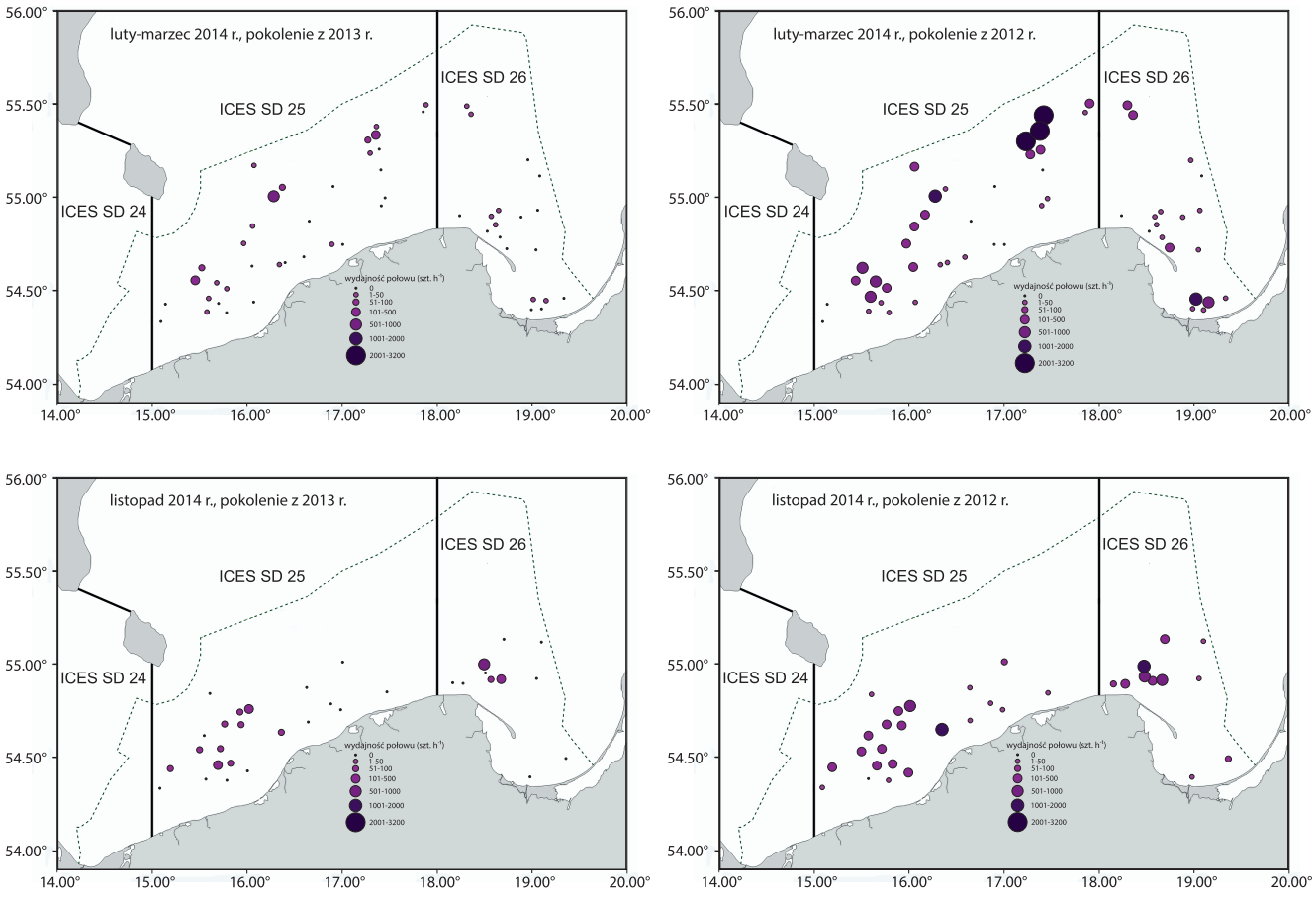
Nr zaciągu	Data połowu	Podobszar ICES	Głębokość połowu [m]	Pozycja początkowa zaciągu		Wydajność połowu ryb [kg h^{-1}]			
				szerokość N	długość E	dorsz	stornia	śledź	szprot
1	2014-02-11	26	102	54°55.4'	19°02.9'	13,38	12,96	0,05	1,31
2	2014-02-11	26	98	54°53.6'	18°53.5'	9,12	11,52	0,14	0,02
3	2014-02-11	26	76-73	54°55.2'	18°39.0'	30,14	24,26	251,18	3,78
4	2014-02-11	26	46	54°54.1'	18°36.8'	33,96	240,30	387,14	11,40
5	2014-02-12	26	30	54°51.0'	18°36.4'	9,70	13,34	26,60	5,82
6	2014-02-12	26	20	54°48.9'	18°31.8'	0,00	2,89	0,35	0,10
7	2014-02-12	26	33	54°46.8'	18°41.2'	51,90	57,00	0,14	2,84
8	2014-02-12	26	52	54°43.9'	18°44.9'	276,42	435,84	69,10	6,28
9	2014-02-12	26	92	54°42.9'	19°01.9'	5,08	3,75	0,32	0,24
10	2014-02-13	26	93	55°07.0'	19°05.0'	0,00	0,00	0,00	0,00
11	2014-02-13	26	87	55°11.6'	18°56.1'	5,11	1,39	0,09	0,01
12	2014-02-14	26	87-84	55°27.1'	18°20.6'	276,16	80,62	40,54	161,48
13	2014-02-14	26	85	55°28.8'	18°18.1'	278,32	87,44	36,86	227,58
14	2014-02-15	25	68	55°29.9'	17°53.8'	90,04	7,45	35,28	11,32
15	2014-02-15	25	70	55°27.7'	17°50.7'	4,83	0,92	13,76	41,28
16	2014-02-15	25	31-33	54°59.9'	17°27.1'	60,22	5,52	0,47	0,00
17	2014-02-15	25	26-28	54°57.4'	17°24.7'	16,12	14,02	0,22	0,00
18	2014-02-16	25	19	54°45.0'	17°00.1'	2,18	7,04	5,22	0,02
19	2014-02-16	25	29	54°44.9'	16°53.6'	7,92	20,04	73,16	0,10
20	2014-02-16	25	27	54°40.9'	16°35.4'	11,80	4,39	0,73	0,00
21	2014-02-16	25	29-33	54°38.6'	16°20.7'	3,04	4,49	0,00	0,00
22	2014-02-18	25	33	54°39.0'	16°23.6'	5,80	5,60	24,36	0,00
23	2014-02-18	25	48	54°37.8'	16°03.9'	235,84	17,76	643,42	0,26
24	2014-02-18	25	54	54°45.2'	15°57.0'	187,50	17,44	606,95	407,16
25	2014-02-18	25	50-52	54°50.8'	16°03.9'	141,48	8,98	40,62	272,39
26	2014-02-19	25	56	55°00.1'	16°17.1'	2114,02	64,04	268,43	108,60
27	2014-02-19	25	55	55°02.4'	16°23.1'	260,30	11,44	254,19	429,48
28	2014-02-19	25	89	55°09.7'	16°03.4'	326,57	126,40	49,46	1,24
29	2014-02-20	25	61-63	54°36.9'	15°31.1'	406,18	109,32	93,36	107,44
30	2014-02-20	25	58	54°33.1'	15°26.4'	176,94	37,34	299,30	119,18
31	2014-02-20	25	31	54°26.0'	15°08.9'	3,71	13,70	4,36	0,44
32	2014-02-20	25	19	54°20.1'	15°05.1'	7,00	6,82	0,00	0,00
33	2014-02-21	25	29	54°23.0'	15°34.6'	2,31	16,16	1,15	0,00
34	2014-02-21	25	50	54°27.4'	15°35.1'	310,38	27,02	255,90	7,46
35	2014-02-21	25	43-47	54°25.3'	15°41.7'	20,78	2,73	69,16	0,19
36	2014-02-21	25	30	54°23.0'	15°46.8'	16,74	4,54	0,49	0,00
37	2014-02-22	25	26	54°26.4'	16°03.9'	17,80	4,93	0,00	0,00
38	2014-02-22	25	58	54°32.6'	15°41.0'	244,49	17,46	212,36	113,80
39	2014-02-22	25	56	54°31.7'	15°47.1'	186,81	8,42	271,78	37,62
40	2014-02-23	25	20	54°52.4'	16°39.0'	3,92	0,51	0,00	0,00
41	2014-02-23	25	26	55°03.6'	16°53.9'	1,39	0,32	0,00	0,00
42A	2014-02-24	25	61	55°23.2'	17°21.7'	1044,58	13,06	85,82	28,02
43	2014-02-24	25	73	55°20.3'	17°19.1'	486,82	12,84	300,22	260,64
44	2014-02-25	25	77-74	55°18.8'	17°18.4'	873,72	87,08	280,66	197,98
45	2014-02-25	25	87	55°15.7'	17°23.0'	133,88	318,88	62,98	55,18
46	2014-02-26	25	92	55°14.0'	17°18.1'	128,74	249,60	9,74	25,86
47	2014-02-26	25	53	55°08.9'	17°25.0'	0,00	4,52	4,95	13,90
48	2014-02-27	26	25	54°54.1'	18°14.3'	5,22	0,32	0,17	0,19
49	2014-02-27	26	32-36	54°24.2'	19°05.8'	19,68	1,23	0,03	0,00
50	2014-02-28	26	63	54°27.4'	19°20.3'	17,84	7,68	9,00	0,90
51	2014-02-28	26	50	54°26.1'	19°05.6'	1107,28	207,84	330,68	149,98
52	2014-03-01	26	26-28	54°23.9'	19°00.4'	28,72	9,16	200,40	116,48
53	2014-03-01	26	50-57	54°26.1'	19°06.4'	409,08	266,74	163,50	156,84

Tabela 2. Wyniki polskich połowów kontrolnych ryb wykonanych podczas rejsu BITS-Q4 w listopadzie 2014 r.

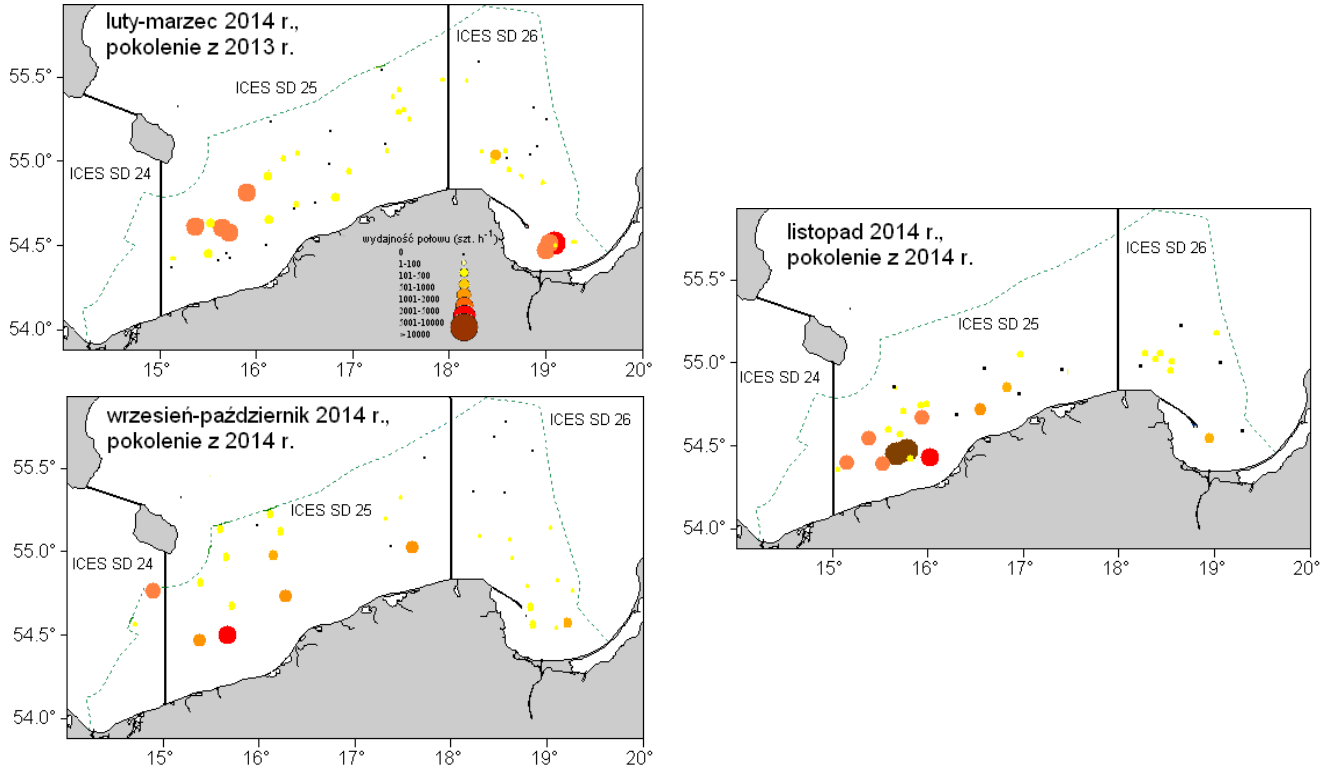
Nr zaciągu	Data połowu	Podobszar ICES	Głębokość połowu [m]	Pozycja początkowa zaciągu		Wydajność połowu ryb [kg h^{-1}]			
				szerokość N	długość E	dorsz	stornia	śledź	szprot
1	2014-11-17	25	18	54°45.4'	17°00.2'	21,44	4,28	0,00	0,00
2	2014-11-17	25	30	54°46.3'	16°51.8'	80,76	4,26	46,10	0,14
3	2014-11-17	25	29	54°41.4'	16°37.7'	64,48	53,52	88,64	0,10
4	2014-11-18	25	19	54°20.3'	15°04.8'	26,90	23,10	18,60	0,03
5	2014-11-18	25	30	54°26.2'	15°10.9'	142,10	66,52	126,80	7,68
6	2014-11-18	25	58	54°32.7'	15°28.4'	356,48	14,07	1036,88	608,96
7	2014-11-18	25	60	54°37.0'	15°31.4'	353,24	0,00	567,78	917,38
8	2014-11-19	25	57	54°33.3'	15°41.5'	330,64	4,20	366,92	72,87
9	2014-11-19	25	48	54°27.9'	15°48.2'	140,88	19,18	887,71	219,56
10	2014-11-19	25	49	54°27.4'	15°40.0'	239,76	35,36	364,38	748,80
11	2014-11-19	25	29	54°23.0'	15°34.7'	1,76	6,26	53,44	0,00
12	2014-11-19	25	30	54°23.0'	15°46.1'	2,65	37,76	4,53	0,00
13	2014-11-20	25	49	54°45.1'	15°59.7'	547,46	6,78	328,14	216,40
14	2014-11-20	25	52	54°44.7'	15°57.1'	215,50	13,25	167,40	115,86
15	2014-11-20	25	53	54°40.0'	15°55.4'	295,04	2,21	375,96	821,34
16	2014-11-20	25	61	54°41.6'	15°46.6'	372,60	5,73	134,00	19,32
17	2014-11-20	25	75	54°50.0'	15°39.6'	2,17	0,00	25,04	2,11
18	2014-11-22	25	27	54°25.6'	16°00.9'	224,60	7,35	231,92	0,00
19	2014-11-22	25	33	54°38.9'	16°21.9'	1110,12	7,52	0,24	0,00
20	2014-11-22	25	20	54°52.4'	16°38.8'	7,92	4,43	0,00	0,00
21	2014-11-23	25	24	55°01.1'	16°59.5'	72,08	8,25	1,50	0,07
22	2014-11-23	25	23	54°51.0'	17°28.6'	2,70	6,85	0,00	0,00
23	2014-11-23	26	25	54°54.1'	18°10.8'	52,30	13,13	0,06	0,06
24	2014-11-24	26	71	54°30.5'	19°21.4'	58,92	25,29	855,60	0,00
25	2014-11-24	26	30	54°23.7'	18°59.4'	2,27	17,91	91,68	0,46
26	2014-11-25	26	102	54°56.0'	19°03.3'	13,70	0,00	95,70	13,59
27	2014-11-25	26	93	55°07.4'	19°05.5'	6,66	0,00	160,06	47,60
28	2014-11-25	26	93	55°08.7'	18°43.2'	101,38	0,00	102,52	37,54
29	2014-11-26	26	71	54°59.2'	18°31.9'	1046,08	20,65	277,60	0,79
30	2014-11-26	26	46	54°55.4'	18°35.1'	169,52	13,78	209,84	0,00
31	2014-11-26	26	56	54°58.2'	18°31.2'	786,50	4,37	338,76	0,00
32	2014-11-27	26	22	54°54.1'	18°16.4'	115,44	6,40	0,00	0,00
33	2014-11-27	26	76	54°55.2'	18°39.0'	486,66	0,00	212,09	0,47

Tabela 3. Wyniki polskich połowów kontrolnych ryb wykonanych podczas rejsu BIAS we wrześniu-październiku 2014 r.

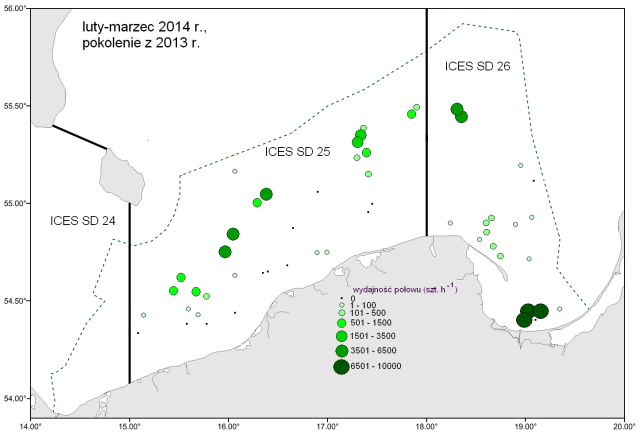
Nr zaciągu	Data połowu	Podobszar ICES	Głębokość połowu [m]	Pozycja początkowa zaciągu		Wydajność połowu ryb [kg h^{-1}]			
				szerokość N	długość E	dorsz	stornia	śledź	szprot
1	2014-09-17	26	62-82	55°07.93'	019°04.66'	10,40	0,00	526,46	0,00
2	2014-09-17	26	50-68	54°45.30'	019°13.36'	75,94	0,00	252,44	52,72
3	2014-09-17	26	58-75	54°39.48'	019°15.54'	3,06	0,00	463,96	5,60
4	2014-09-18	26	50-68	54°29.70'	019°19.25'	1,42	0,00	230,22	40,48
5	2014-09-19	26	25-44	54°25.27'	019°16.60'	3,40	0,91	111,20	21,36
6	2014-09-19	26	35-55	54°29.43'	018°54.51'	6,82	0,00	31,42	79,60
7	2014-09-19	26	40-58	54°33.06'	018°54.20'	3,86	0,00	14,54	753,32
8	2014-09-19	26	50-70	54°43.29'	018°58.60'	12,42	0,00	663,76	6,08
9	2014-09-20	26	10-29	55°36.47'	018°58.26'	0,00	0,39	0,00	183,38
10	2014-09-20	26	25-45	55°46.67'	018°40.09'	0,00	0,00	0,00	0,00
11	2014-09-21	26	67-85	55°12.90'	018°40.29'	5,20	0,00	703,42	0,90
12	2014-09-21	26	70-88	54°58.64'	018°40.32'	0,69	0,54	207,16	8,20
13	2014-09-21	26	12-30	55°00.32'	018°20.89'	0,00	0,00	45,92	924,00
14	2014-09-22	26	44-62	55°13.71'	018°16.84'	1,78	0,40	380,32	0,00
15	2014-09-24	26	15-35	55°38.65'	018°25.70'	1,28	0,00	0,00	181,04
16	2014-09-26	25	35-53	55°09.23'	017°19.70'	0,00	0,00	100,11	0,97
17	2014-09-26	25	4-23	54°58.44'	017°21.30'	0,00	0,00	0,00	45,98
18	2014-09-26	25	10-30	54°59.56'	017°34.07'	0,00	0,00	15,83	1033,13
19	2014-09-26	25	50-68	55°15.04'	017°40.58'	1,71	0,00	105,39	1,11
20	2014-09-26	25	40-58	55°30.13'	017°46.02'	0,00	0,00	194,14	0,00
21	2014-09-28	25	17-37	54°42.96'	016°19.00'	0,00	0,00	13,99	96,66
22	2014-09-28	25	25-45	54°56.69'	016°14.89'	0,00	0,00	198,61	15,04
23	2014-09-28	25	27-45	55°03.57'	016°20.95'	0,00	0,00	516,14	33,10
24	2014-09-29	25	45-62	55°16.66'	016°18.27'	2,36	0,00	233,71	386,11
25	2014-09-29	25	66-84	55°08.06'	015°58.36'	30,75	0,00	174,89	4,62
26	2014-09-30	25	35-55	54°29.70'	015°38.62'	0,61	0,00	204,76	195,70
27	2014-09-30	25	45-63	54°40.17'	015°40.16'	9,04	0,00	486,71	39,10
28	2014-09-30	25	45-63	54°54.18'	015°38.72'	9,38	0,00	198,23	90,29
29	2014-10-01	25	50-68	55°03.70'	015°36.58'	4,58	0,00	112,73	546,12
30	2014-10-01	25	45-62	54°46.06'	015°22.60'	24,20	0,00	609,45	32,03
31	2014-10-01	25	20-40	54°28.92'	015°23.21'	0,00	0,00	74,54	67,90
32	2014-10-02	24	35-55	54°45.03'	014°58.52'	0,00	0,64	120,11	108,02
33	2014-10-02	24	25-45	54°37.31'	014°46.86'	0,00	0,00	3,04	0,00

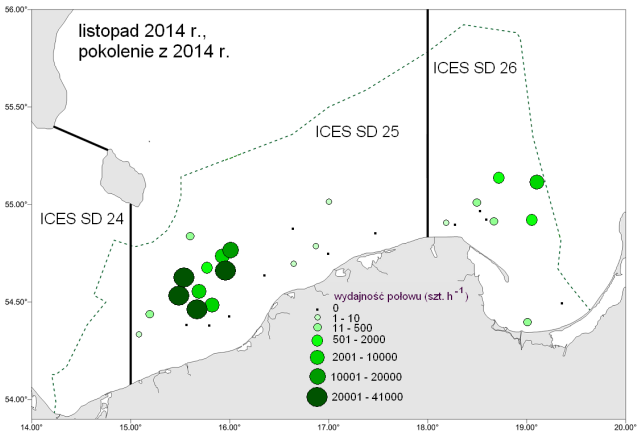


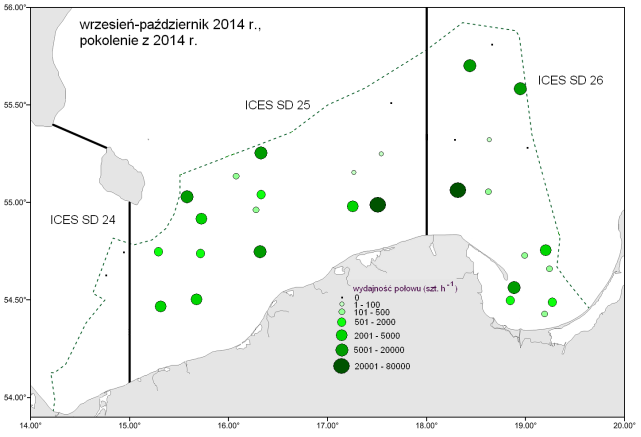
Rysunek 1. Rozkład geograficzny wydajności (szt. h^{-1}) dorszy z pokoleń 2013 i 2012 r. (w 1 i 2 grupie wieku), rekrutujących do stada eksploatowanego komercyjnie (dane z polskich rejsów badawczych typu BITS-Q1 i BITS-Q4 w 2014 r.)



Rysunek 2. Rozkład geograficzny wydajności (szt. h^{-1}) śledzi wiosennego tarła z pokoleń 2013 i 2014 r. (w 1 i 0 grupie wieku), rekrutujących do stada eksploatowanego komercyjnie (dane z polskich rejsów badawczych typu BITS-Q1, BIAS i BITS-Q4 w 2014 r.)





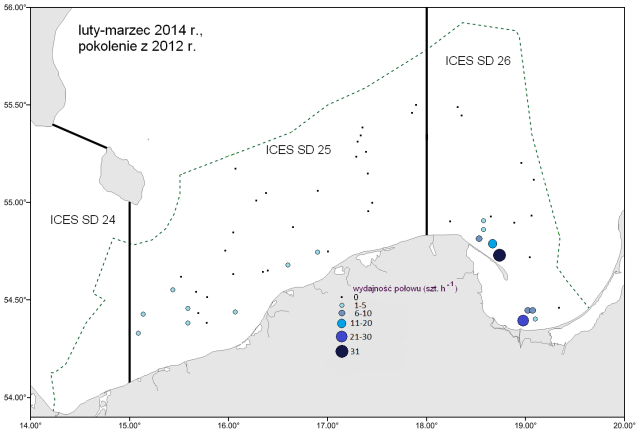


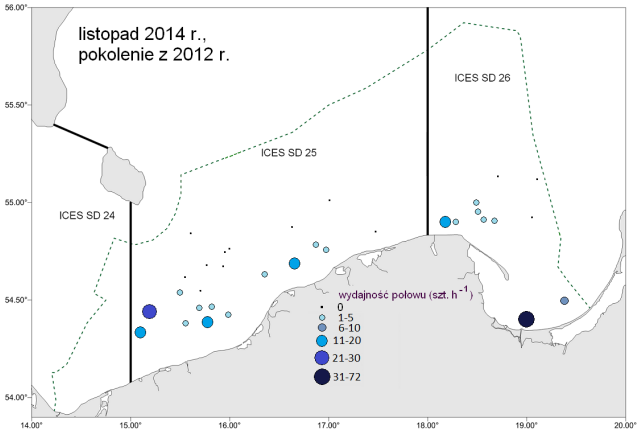
Rysunek 3. Rozkład geograficzny wydajności (szt. h^{-1}) szprotów (w 1 i 0 grupie wieku) z pokoleń 2013 i 2014 r., rekrutujących do stada eksploatowanego komercyjnie (dane z polskich rejsów badawczych typu BITS-Q1, BIAS i BITS-Q4 w 2014 r.)

włokiem śledziowym typu WP-53/64x4 (o boku oczka w zakończeniu worka wynoszącym 6 mm) w miejscach aktualnych koncentracji ławic ryb w toni wodnej. Miejsca te są rejestrowane przez echosondę badawczą EK-60 Simrad, przy częstotliwości 38 kHz. Od 2005 r. rejsy BIAS są wykonywane przez każde z państw w stałych rejonach Bałtyku.

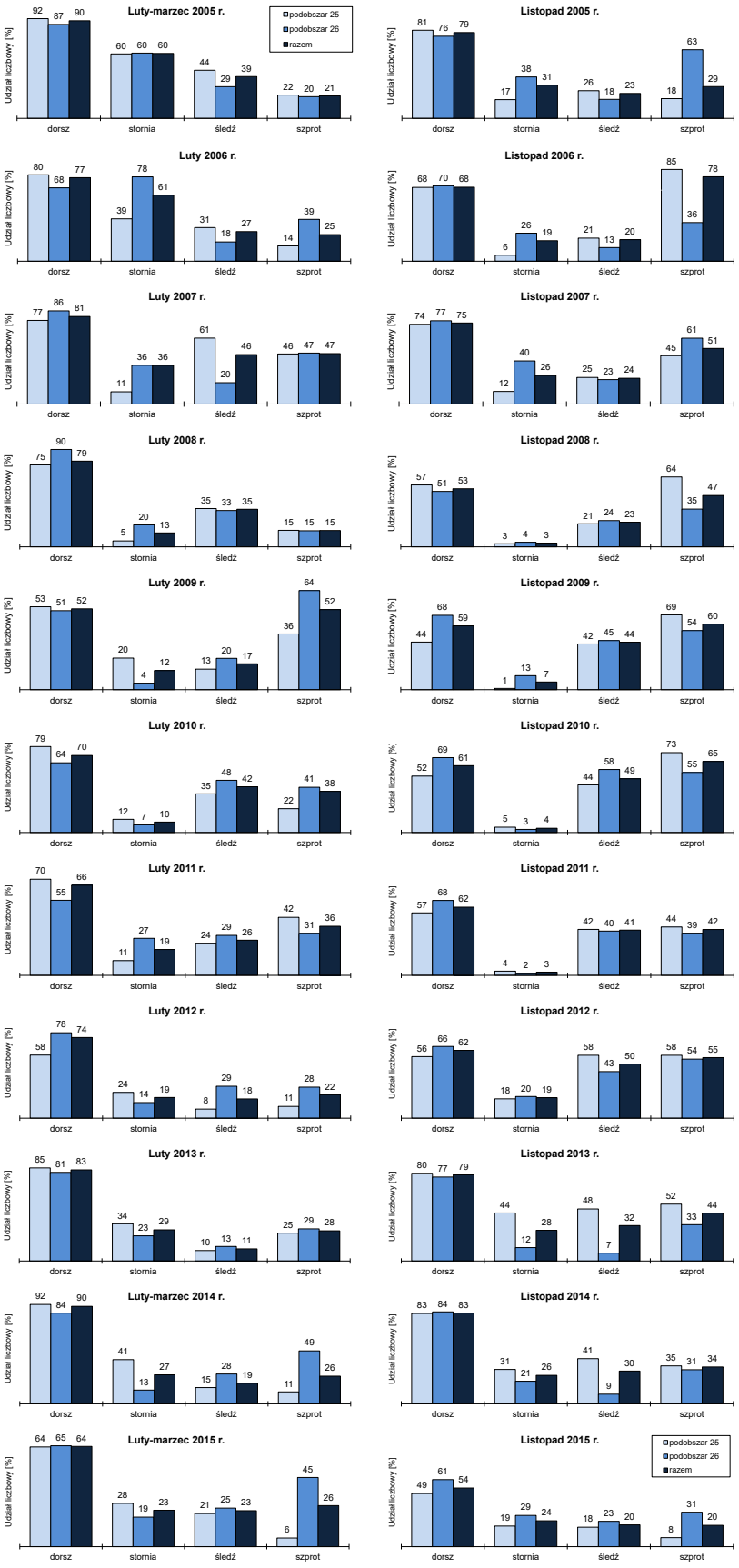
Standardowy, jednostkowy czas połowu w każdym z rejsów wynosi 30 minut, a kiedy koncentracje ryb są duże (S_A ≥1500 m^2/nmi^2), czas ten zmniejsza się do 10-15 minut. Wartości parametru akustycznego S_A (średni powierzchniowy współczynnik rozpraszania; Nautical Area Scattering Coefficient, NASC) są rejestrowane także w rejsach typu BITS. W toku wielokrotnych porównań wielkości połowu ryb i wartości ww. parametru rejestrowanej podczas zaciągów kontrolnych, poziom S_A 1500 m^2/nmi^2 przyjęto za progowy do wyznaczenia czasu trwania połowu. W końcowych obliczeniach wydajności czas każdego połowu standaryzowano do 1 godziny pracy włoka. Podstawowym, wstępnym wskaźnikiem zmian urodzajności (liczebności) ryb z rekrutujących pokoleń i ich rozmieszczenia w południowym Bałtyku przyjętym w tym opracowaniu była wydajność połowów badawczych wyrażona w sztukach h^{-1}.

Ryby z każdego zaciągu sortowano i ważono z dokładnością do 100 g, oddzielnie według gatunków, celem określenia udziału ich masy w połowie i wydajności. Następnie pobierano próby losowe dorszy, śledzi, szprotów i storni do pomiarów długości





Rysunek 4. Rozkład geograficzny wydajności (szt. h^{-1}) storni z pokolenia 2012 r. (w 2 grupie wieku), rekrutujących do stada eksploatowanego komercyjnie (dane z polskich rejsów badawczych typu BITS-Q1 i BITS-Q4 w 2014 r.)



Rysunek 5. Średni udział niewymiarowych dorszy, storni, śledzi i szprotów w liczebności prób z polskich połowów badawczych włokiem dennym (rejsy typu BITS) w 25 i 26 podobszarze ICES, w lutym-marcu oraz listopadzie lat 2005-2015

całkowitej i masy (z dokładnością do 1 g) oraz szczegółowych analiz biologicznych. Przyjęto powszechnie stosowany sposób zaokrąglania zmierzonej długości ryb w dół do półcentymetrowych (w odniesieniu do ryb śledziowatych) lub jednocentymetrowych (w odniesieniu do pozostałych gatunków ryb) klas. W trakcie szczegółowych analiz biologicznych określano następujące parametry: długość ryb w ww. klasach, masę osobniczą, płeć, stadium dojrzałości płciowej według 8-stopniowej skali Maiera, stopień napełnienia żołądków pokarmem w skali od 0 do 4 oraz pobierano otolity do określenia wieku ryb.

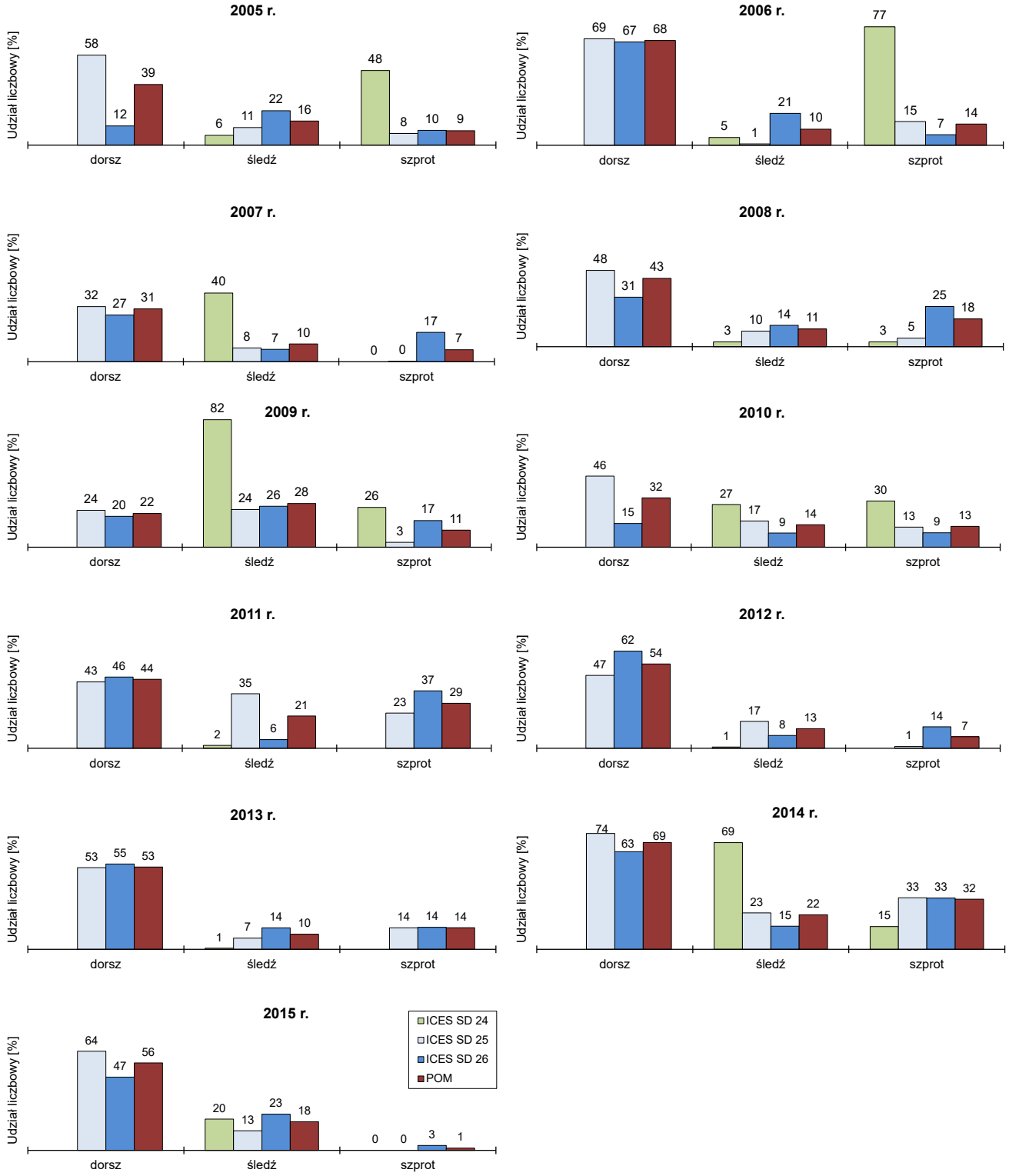
Wyniki pomiarów długości dorszy, śledzi, szprotów i storni pochodzących z polskich połowów badawczych w rejsach BITS i BIAS w latach 2005-2015 posłużyły także do obliczenia średniego udziału procentowego liczebności młodych, niewymiarowych osobników, tj. ryb o długości mniejszej niż minimalny wymiar handlowy (ochronny; tab. 4, rys. 5 i 6). Udział pokoleń (roczników) we frakcji „niewymiar" był określany na podstawie analizy struktury wieku ryb. Należy zaznaczyć, że względna wielkość przyłowu ryb niewymiarowych nie jest równoznaczna z wydajnością połowów. Zgodnie z zaleceniami WGBFAS (ICES 1998b) dorsze i stornie z 2 grupy wieku uznano za frakcję ryb rekrutujących do eksploatowanych stad na Bałtyku, a dla śledzi i szprotów były to grupy wieku 0 i 1.

Wyniki połowów badawczych i analiz biologicznych dorszy, śledzi, szprotów i storni zebrane w trakcie rejsów badawczych opracowano według zunifikowanych formatów międzynarodowych baz danych (DATRAS, BIAS_DB.mdb, TowDatabase) i przesłano do Sekretariatu ICES – zarządzającego tymi bazami oraz zgromadzono we własnych (MIR – PIB) bazach danych.

Wyniki międzynarodowych szacunków stanu zasobów bałtyckich śledzi i szprotów wykonane przez WGBFAS w 2014 i 2015 r. (ICES 2014b, 2015b) oraz WGBIFS (ICES 2015a) stanowiły źródło danych o dynamice zmian liczebności (w 1 grupie wieku)

Tabela 4. Wymiary handlowe (ochronne) ryb (w cm) wg polskich norm technologicznych

Dorsz	Śledź	Szprot	Stornia
38 (od 01.01.2015 r. – 35)	16	10	23 (Basen Bornholmski), 21 (Basen Gdański)



Rysunek 6. Średni udział niewymiarowych dorszy, śledzi i szprotów w liczebności prób z polskich połowów badawczych włokiem pelagicznym (rejsy typu BIAS) w 24, 25 i 26 podobszarze ICES we wrześniu-październiku lat 2005-2015

tych ryb z pokoleń urodzonych w latach 1973-2014 w Bałtyku. Wobec trudności związanych z zastosowaniem analitycznych modeli do oceny stanu zasobów stada dorszy wschodniobałtyckich i oceny liczebności ich pokoleń, WGBFAS (ICES 2015b) nie przedstawiła nowych wyników obliczeń w 2015 r. Z tego względu w niniejszym opracowaniu nie odniesiono się do liczebności pokoleń stada dorszy z ostatnich lat. WGBFAS nie dokonała końcowej oceny stanu zasobów stad storni, stąd przywołanie tych wyników i porównanie z polskimi danymi jest niemożliwe.

Wyniki

Przyłów młodych ryb jako wskaźnik ich urodzajności i rozmieszczenia

Wielkość (udział liczebności) frakcji „niewymiar" stanowi ważny wskaźnik dynamiki ilościowych zmian w procesie rekrutacji bałtyckich dorszy, śledzi, szprotów i storni. W polskich rejsach badawczych zrealizowanych w ostatnich 11 latach w grupie czterech analizowanych gatunków ryb dorsz zwykle zajmował pierwsze miejsce pod względem wielkości średniego udziału niewymiarowych osobników, wyrażonego w procentach liczebności. W latach 2005-2015 w całym obszarze badań zakres średniego udziału „niewymiaru" dorszy wynosił 52-90, 53-83 i 22-69% odpowiednio w lutym-marcu i listopadzie (rys. 5) oraz we wrześniu-październiku (rys. 6). Wartości tego udziału były różne w kolejnych latach, co niewątpliwie miało związek z urodzajnością nowych pokoleń. Na przykład w lutym-marcu i listopadzie 2014 r. przyłów niewymiarowych dorszy w Basenie Bornholmskim wynosił odpowiednio 92 i 83% liczebności (rys. 5). Przyłów dorszy poniżej wymiaru ochronnego we wrześniu-październiku 2014 r. w 25 podobszarze ICES wynosił średnio 75% (rys. 6). Przyłów „niewymiaru" dorszy w ww. rejsach był zdeterminowany udziałem ryb z rocznika 2012. Dla porównania w lutym-marcu, wrześniu-październiku i listopadzie 2015 r. średni udział dorszy niewymiarowych, przy dominacji ryb z mniej urodzajnego rocznika 2013, w Basenie Bornholmskim wynosił odpowiednio 64, 64 i 49% liczebności (rys. 5 i 6).

W lutym-marcu 2014 r. średni udział śledzi poniżej wymiaru ochronnego w próbach z 25 i 26 podobszaru ICES wyniósł odpowiednio 15 i 28% (rys. 5); w przyłowie dominowało pokolenie z 2013 r. W próbach z września-października 2014 r. znajdowano śledzie z pokolenia 2014 r., choć ich koncentracje w POM ograniczały się tylko do niewielkiej części 24 i 25 podobszaru ICES, gdzie średni udział „niewymiaru" wynosił odpowiednio 69 i 23% liczebności. W listopadzie 2014 r. przyłów niewymiarowych śledzi w 25 podobszarze ICES wynosił średnio 41%, a w Basenie Gdańskim tylko 9% liczebności. W latach 2005-2015 w całym monitorowanym obszarze POM zakres średniego udziału „niewymiaru" śledzi wynosił 11-46, 10-28 i 20-50% liczebności odpowiednio w lutym-marcu, wrześniu-październiku i listopadzie (rys. 5 i 6).

W lutym-marcu 2014 r. udział szprotów o długości całkowitej poniżej minimalnego wymiaru handlowego, przy zdecydowanej dominacji ryb z rekrutującego pokolenia 2013 r., w próbach z 25 podobszaru ICES wynosił średnio 11% liczebności, a w 26 podobszarze – 49% (rys. 5). W tym samym okresie 2015 r., przy dominacji szprotów z rocznika 2014, średni udział niewymiarowych osobników w połowach pochodzących z ww. podobszarów ICES był także zróżnicowany i wynosił odpowiednio 6 i 45% liczebności. We wrześniu-październiku 2014 r. średni udział niewymiarowych szprotów, przy wyraźnej dominacji ryb z pokolenia 2014 r., był identyczny w polskiej części 25 i 26 podobszaru ICES, gdzie wynosił 33% liczebności (rys. 6). Udział ten był w przybliżeniu 3-krotnie większy niż w analogicznym okresie 2013 r. Średni udział „niewymiaru" szprotów złowionych w listopadzie 2014 r. w 25 i 26 podobszarze ICES wynosił odpowiednio 35 i 31% (rys. 5). W analogicznym rejsie w 2015 r. udział szprotów, głównie z rocznika 2015, w ww. podobszarach ICES wynosił odpowiednio – 8 i 31% liczebności. W latach 2005-2015 w badanym obszarze POM zakres średniego przyłowu niewymiarowych szprotów wynosił 15-52, 1-32, 20-78% odpowiednio w lutym-marcu, wrześniu-październiku i listopadzie (rys. 5 i 6).

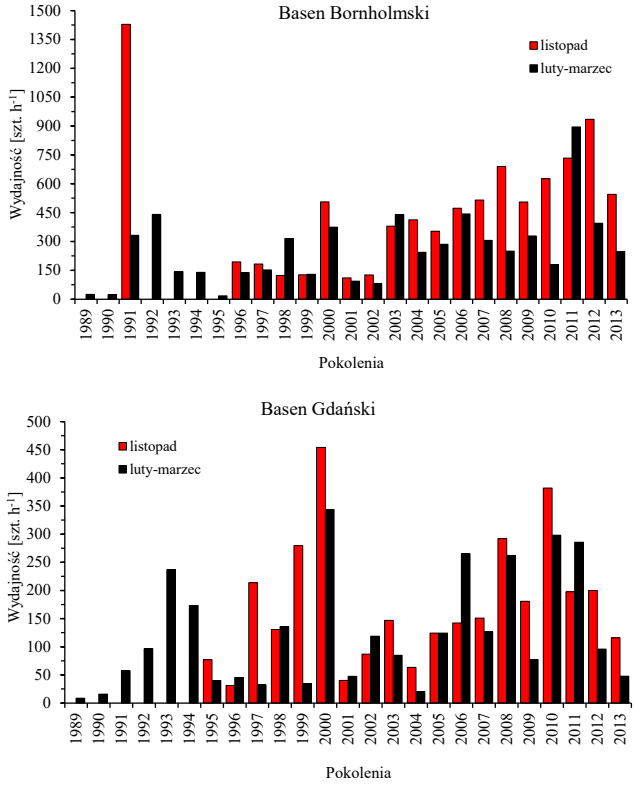
W lutym-marcu 2014 r. przyłów niewymiarowych storni w 25 i 26 podobszarze ICES wynosił odpowiednio 41 i 13% liczebności (rys. 5). W latach 2005-2015 zakres średniego udziału „niewymiaru" storni w badanym obszarze POM wynosił 10-61 i 3-31% (rys. 5) odpowiednio w lutym-marcu i listopadzie. Największy w tych latach średni udział niewymiarowych storni, tj. 78 i 60% liczebności stwierdzono w Basenie Gdańskim w próbach z lutego-marca odpowiednio 2006 i 2005 r.

Wydajność połowów jako wskaźnik rozmieszczenia ryb rekrutujących do eksploatowanego stada

Dorsze, śledzie, szproty i stornie łącznie stanowiły średnio od 98,0 do 99,8% masy wszystkich ryb złowionych w latach 2014-2015 podczas każdego z rejsów typu BITS i BIAS w polskiej części wód Bałtyku. Rozkład geograficzny wydajności połowów badawczych młodych ryb z ww. gatunków według poszczególnych zaciągów kontrolnych wykonanych w POM podczas rejsów typu BITS i BIAS przedstawiono na przykładzie danych z 2014 r. (rys. 1-4). Natomiast analizę wieloletnich zmian urodzajności rekrutujących pokoleń ww. ryb opartą na wynikach polskich i międzynarodowych badań wydajności połowów przedstawiono w następnym rozdziale.

Dorsze z pokolenia 2013 r. w lutym-marcu i listopadzie 2014 r. nie tworzyły żadnych stabilnych agregacji w badanych akwenach POM (rys. 1). Największą wydajność połowów ryb z ww. pokolenia, rzędu 501-1000 sztuk h^{-1}, zanotowano w pojedynczym zaciągu

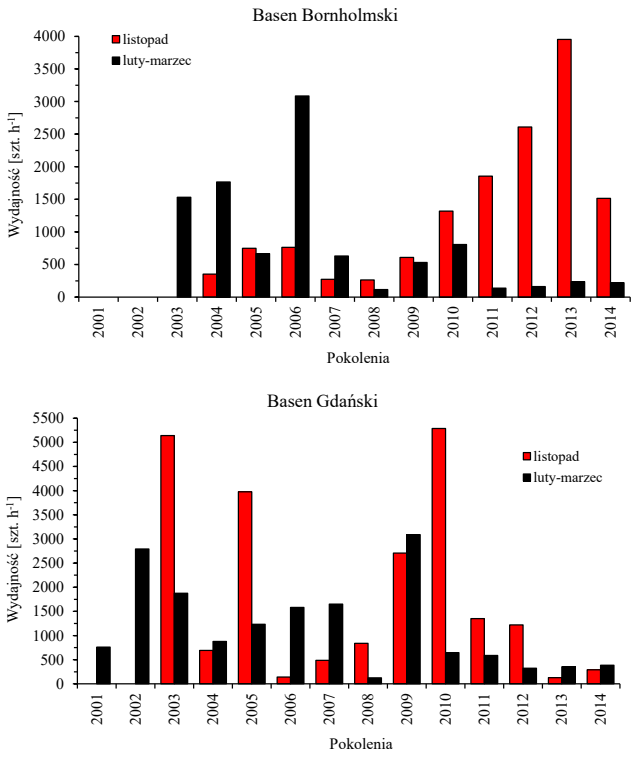
zrealizowanym w lutym-marcu w północnej części łowisk kołobrzesko-darłowskich na głębokości 56 m, gdzie również zanotowano rekordowy pod względem masy połów dorszy ze wszystkich roczników, tj. 2574,2 kg h^{-1} (tab. 1). W listopadzie 2014 r. największą wydajność połowu dorszy z pokolenia urodzonego w 2013 r., rzędu 101-500 sztuk h^{-1}, stwierdzono w zaciągu wykonanym na łowisku władysławowskim (rys. 1) na głębokości 71 m, gdzie wydajność połowu wszystkich dorszy wynosiła 1346,6 kg h^{-1} (tab. 2). Wyraźnie większe niż powyżej wspomniane wydajności połowowe młodych dorszy zanotowano w odniesieniu do rocznika 2012 (rys. 7), którego agregacje były rozmieszczone w znacznie większym obszarze południowego Bałtyku (rys. 1). W lutym-marcu 2014 r. największe wydajności dorszy z 2 grupy wieku, tj. 2001-3200 szt. h^{-1}, stwierdzono w trzech zaciągach wykonanych w Rynnie Słupskiej na głębokości 61-77 m. Nieco mniejsze wydajności dorszy z pokolenia 2012 r., na poziomie 1001-2000 sztuk h^{-1}, uzyskano na łowisku kołobrzesko-darłowskim (głębokość połowu 50-63 m) i na wschód od Wisłoujścia na głębokościa 50-57 m. W listopadzie 2014 r. największe wydajności dorszy z rocznika 2012, na poziomie 1001-2000 szt. h^{-1}, uzyskano niemal w całym rejonie kołobrzesko-darłowskim oraz w południowej części łowiska władysławowskiego.



Rysunek 7. Zmiany liczebności dorszy (w 2 grupie wieku) w basenach Bornholmskim i Gdańskim, z pokoleń urodzonych w latach 1989-2013, określone na podstawie średniej wydajności międzynarodowych, w tym polskich połowów badawczych w rejsach typu BITS-Q1 i BITS-Q4 (dane z ICES Data-Center, DATRAS database)

Śledzie z pokolenia 2013 r. w lutym-marcu 2014 r. były nierównomiernie rozmieszczone w badanej części POM, a jedyne koncentracje zimowiskowe tych ryb znaleziono w wewnętrznych wodach Zatoki Gdańskiej i nad południowymi stokami Głębi Bornholmskiej, między izobatami 50-58 m (rys. 2, tab. 1). Maksymalna wydajność w ww. akwenach wynosiła odpowiednio, 6,1 i 4,3 tys. szt. h^{-1} połowu. Średnia wydajność połowów śledzi z rocznika 2013 w 25 i 26 podobszarze ICES w ww. okresie wynosiła odpowiednio 237 i 352 szt. h^{-1} i była równie mała, jak wydajność połowu ryb z roczników 2011 i 2012 (rys. 8). W lutym-marcu 2014 r. odnotowano znaczny spadek średniej wydajności śledzi wiosennego tarła z pokolenia 2013 r. złowionych w Basenie Bornholmskim w stosunku do jego wydajności w 0 grupie wieku badanej w listopadzie 2013 r., kiedy wynosiła 3954 szt. h^{-1}. Do większej śmiertelności młodych śledzi najprawdopodobniej przyczyniły się połowy paszowe ryb śledziowatych. Pokolenie śledzi wiosennych urodzone w 2014 r. we wrześniu-październiku występowało w POM w stosunkowo dużym rozproszeniu i na niskim poziomie liczebności (rys. 2). Wyjątek od powyższego stanowi jeden zaciąg kontrolny wykonany w rejonie Kołobrzegu, gdzie wydajność połowu tych śledzi przekroczyła 5 tys. szt. h^{-1}. We wrześniu-październiku 2014 r. średnia wydajność połowu śledzi wiosennych z pokolenia 2014 r. w podobszarach 25 i 26 wyniosła odpowiednio 800 i 198 szt. h^{-1}. W listopadzie 2014 r. koncentracje śledzi z 0 grupy wieku odnotowano na stosunkowo rozległym łowisku kołobrzesko-darłowskim, głównie nad izobatami 48-49 m, gdzie uzyskano największe w ww. rejsie wydajności, tj. 21 tys. szt. h^{-1} (rys. 2). W ww. okresie średnia wydajność połowu śledzi wiosennych z rocznika 2014 w 25 i 26 podobszarze ICES wyniosła odpowiednio 1515 i 291 szt. h^{-1} (rys. 8).

Szproty z pokolenia 2013 r. w lutym-marcu 2014 r. w porównaniu z poprzednimi latami były nierównomiernie i dość nietypowo rozmieszczone przy dnie w polskiej części Bałtyku. W wodach wewnętrznych Zatoki Gdańskiej na przełomie zimy i wiosny zwykle odnotowywano największe koncentracje młodych szprotów; w lutym-marcu 2014 r. maksymalny ich połów wahał się od 6501 do 10000 szt. h^{-1} (rys. 3) między izobatami 26-57 m (tab. 1). Mniejsze, choć równie znaczące wydajności połowu młodych szprotów, tj. 3501-6500 szt. h^{-1}, zanotowano w niewielkiej, północnej części Głębi Gdańskiej, północnej części łowiska kołobrzeskiego (głębokości 50-55 m) oraz w środkowej części Rynny Słupskiej (głębokości 73-77 m), lecz w tym ostatnim rejonie wydajności wynosiły do 1501-3500 szt. h^{-1}. We wrześniu-październiku 2014 r. niebywale duże wydajności połowu (79588 szt. h^{-1}; rys. 3) szprotów z rocznika 2014 zanotowano w toni wodnej w rejonie Łeby na 10 m głębokości, a następnie nieco na północ od Rozewia (wydajność 20129 szt. h^{-1}) na głębokości połowu 12 m. Mniejsze wydajności szprotów z 0 grupy wieku, tj. 12874-16840 szt. h^{-1}, zarejestrowano



Rysunek 8. Zmiany liczebności śledzi wiosennego tarła (w 0 i badanej w następnym roku 1 grupie wieku tego pokolenia) w basenach Bornholmskim i Gdańskim, z pokoleń urodzonych w latach 2001-2014, określone na podstawie średniej wydajności polskich połowów badawczych w rejsach typu BITS-Q1 i BITS-Q4

na południowy-wschód od Półwyspu Helskiego, w północnej części Głębi Gdańskiej i na wschód od Bornholmu. Dwu- do czterokrotnie mniejsze wydajności szprotów z rocznika 2014 uzyskano w połowach na północ od Darłowa i w pobliżu Kołobrzegu. W listopadzie 2014 r. duże koncentracje szprotów z pokolenia 2014 r., których wydajność połowu wahała się od 11193 do 40372 szt. h^{-1}, były notowane przy dnie w rejonie całego łowiska kołobrzeskiego (rys. 3) na głębokościach od 49 do 60 m. Mniejsze wydajności (1108-2176 szt. h^{-1}) uzyskano w nietypowym rejonie skupiania się młodych szprotów, tj. w Głębi Gdańskiej na głębokości 93 m. W pozostałych miejscach południowego Bałtyku monitorowanych w listopadzie 2014 r. wydajność połowu szprotów z 0 grupy wieku wahała się od kilku do kilkuset szt. h^{-1}.

W lutym-marcu 2014 r. zasadniczym rejonem agregacji storni z pokolenia 2012 r. była Zatoka Gdańska (nieco na północny wschód od Półwyspu Helskiego i Wisłoujście), gdzie na głębokości 52 m złowiono maksymalnie 31 szt. h^{-1} tych ryb (rys. 4). W listopadzie 2014 r. stornie z 1 grupy wieku (wydajność 56 szt. h^{-1}) odnotowano tylko w jednym zaciągu kontrolnym na głębokości 30 m w rejonie Wisłoujścia. Stornie z 2 grupy wieku pojawiały się w połowach kontrolnych częściej w listopadzie niż w lutym-marcu 2014 r. Największe zagęszczenie storni z pokolenia 2012 r. obserwowano w miejscach najbliższych linii brzegowej, szczególnie w wodach płytkich (30 m) w rejonie Wisłoujścia, gdzie wydajność połowu w jednym zaciągu wynosiła 72 szt. h^{-1} (rys. 4). Z mniejszą wydajnością, rzędu 21-30 szt. h^{-1}, poławiano stornie z ww. rocznika w niewielkim rejonie na północny zachód od Kołobrzegu.

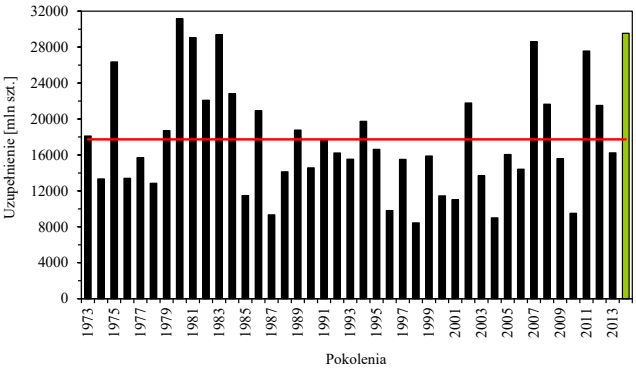
Liczebność pokoleń ryb rekrutujących do stada eksploatowanego

Na podstawie wyników międzynarodowych, w tym polskich połowów badawczych ryb w rejsach typu BITS, uzyskanych z bazy danych DATRAS (ICES Data-Center) sporządzono wykres urodzajności pokoleń dorszy (w 2 grupie wieku) urodzonych w latach 1989-2013 (rys. 7). Liczba osobników złowionych w ciągu 1 godziny pracy włoka dennego była wskaźnikowym parametrem do analizy zmian liczebności. W grupie pokoleń 1989-2013 dużą wydajnością połowową, a pośrednio liczebnością, w Basenie Bornholmskim wyróżniały się dorsze z roczników 1991 i 2011-2012, natomiast w Basenie Gdańskim – pokolenia z 2000, 2008 i 2010-2012 r. W grupie roczników 2004-2013 z reguły mniejsze wydajności połowowe dorszy z tego samego pokolenia uzyskiwano w lutym-marcu niż listopadzie tego samego roku (rys. 7). Na przykład w Basenie Bornholmskim wydajność połowu dorszy z pokolenia 2013 r. w lutym-marcu i listopadzie wynosiła odpowiednio 247 i 545 szt. h^{-1}, a w Basenie Gdańskim – odpowiednio 48 i 116 szt. h^{-1} (rys. 7). Wydajność połowu dorszy z tego samego pokolenia była większa w Basenie Bornholmskim niż Basenie Gdańskim, np. w grupie pokoleń 2004-2013, badanych w listopadzie w 2 grupie wieku, o 229-735 szt. h^{-1}, tj. o 39-85%.

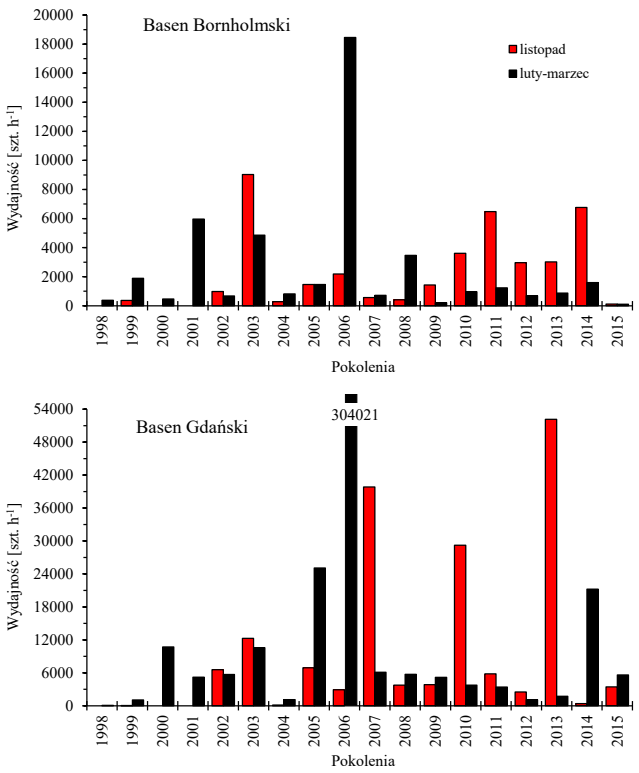
Powyżej wspomniany wskaźnikowy parametr zastosowany do analizy zmian liczebności dorszy z pokoleń rekrutujących do eksploatowanego stada był również przyjęty dla śledzi wiosennego tarła, szprotów i storni. Wyniki polskich badań (z rejsów typu BITS) zmian wydajności połowów śledzi z 0 i badanej w następnym roku 1 grupie wieku tego pokolenia wskazują na duże fluktuacje liczebności nowych pokoleń urodzonych w latach 2000-2015 (rys. 8). W Basenie Bornholmskim notowano wzrost liczebności śledzi (badanych w 0 grupie wieku) kolejnych pokoleń urodzonych w latach 2008-2013. Natomiast w Basenie Gdańskim od pokolenia z roku 2010 notowano tendencję spadkową liczebności (rys. 8). W grupie roczników 2010-2014 mniejsze wydajności połowów śledzi wiosennego tarła z tego samego pokolenia uzyskiwano w lutym-marcu niż listopadzie poprzedniego roku (rys. 8). Tendencja ta była częściej notowana w Basenie Bornholmskim niż Basenie Gdańskim. Na przykład w Basenie Bornholmskim wydajność połowu śledzi z pokolenia 2013 r. w listopadzie i lutym-marcu

wynosiła odpowiednio 3954 i 237 szt. h^{-1} (rys. 8). Liczebność śledzi z pokolenia 2014 r. (w 1 grupie wieku wg danych ICES 2015a, 2015b) ze stada centralnego Bałtyku (podobszary ICES 25-29, 32 bez Zatoki Ryskiej) oceniono na poziomie 29,548 mld szt. i była to największa wartość w grupie roczników 1991-2014 (rys. 9).

Wydajności polskich połowów (dane z rejsów typu BITS) młodych szprotów zmieniały się niemal z roku na rok, co pośrednio wskazuje na duże fluktuacje liczebności pokoleń urodzonych w latach 1998-2015 (rys. 10). Na przykład w Basenie Gdańskim wydajność połowu szprotów z pokoleń 2014 i 2015 r. (dane z lutego-marca) wynosiła odpowiednio 21235 i 5613 szt. h^{-1} natomiast w Basenie Bornholmskim kolejno 1589 i 109 szt. h^{-1}. Maksimum wydajności – 304021 i 18455 szt. h^{-1} odnotowanym w lutym-marcu 2007 r. dla rocznika 2006 odpowiednio w basenach Gdańskim i Bornholmskim. Mniejsze wydajności połowów szprotów z danego pokolenia uzyskiwano w lutym-marcu niż listopadzie poprzedniego roku (rys. 10). Na przykład w Basenie Bornholmskim wydajność połowu szprotów z pokolenia 2013 r. w listopadzie i lutym-marcu wynosiła odpowiednio 3015 i 876 szt. h^{-1} (rys. 10). W grupie pokoleń urodzonych w latach 2009-2015 tendencja ta była częściej notowana w Basenie Bornholmskim niż Basenie Gdańskim. Wydajność połowu szprotów z tego samego pokolenia była większa w Basenie Gdańskim niż Basenie Bornholmskim, np. w grupie pokoleń 2002-2015 badanych w 1 grupie wieku w lutym-marcu o 302-285567 szt. h^{-1}, tj. o 27-98%. Wyniki szacunków liczebności pokoleń szprotów (w 1 grupie wieku) ze stada całego Bałtyku (dane WGBFAS; ICES 2015b) wskazują, że roczniki 2011, 2012, 2013 i 2014 są odpowiednio 21% liczniejsze od średniej wieloletniej (1973-2013) uzupełnienia (81137,2 mln szt.), równe tej średniej, 20% poniżej średniej liczebności i o 82% liczniejsze niż ww. średnia (rys. 11).



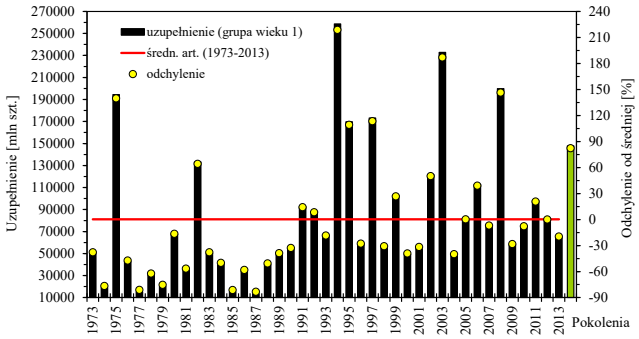
Rysunek 9. Liczebność pokoleń (1973-2014) śledzi ze stada podobszarów 25-29, 32 bez Zatoki Ryskiej (z wszystkich populacji w 1 grupie wieku) na tle średniej wieloletniej (1973-2014) liczebności uzupełnienia (czerwona linia; na podstawie danych WGBFAS z 2015 r., ICES 2015; wartość prognozowaną zaznaczono kolorem zielonym)



Rysunek 10. Zmiany liczebności szprotów (w 0 i badanej w następnym roku 1 grupie wieku tego pokolenia) w basenach Bornholmskim i Gdańskim, z pokoleń urodzonych w latach 1998-2015, określone na podstawie średniej wydajności polskich połowów badawczych w rejsach typu BITS-Q1 i BITS-Q4

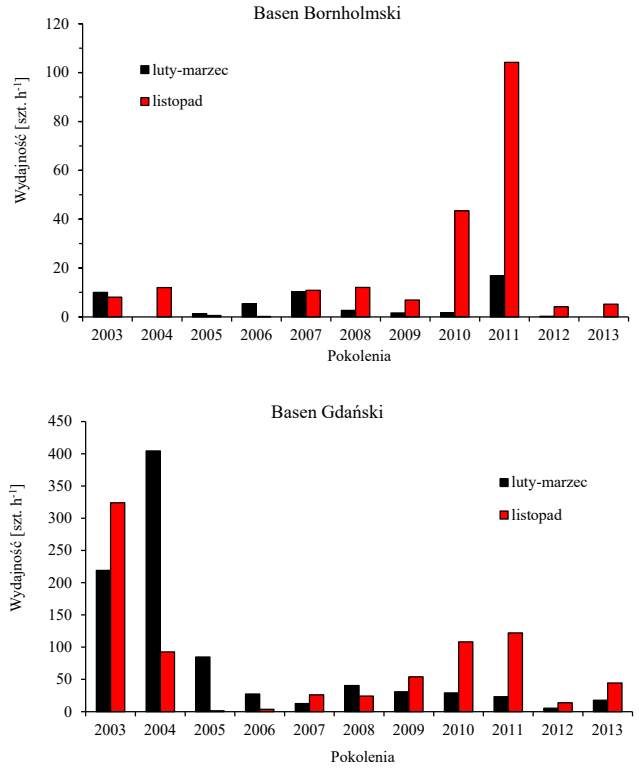
Wyniki polskich połowów kontrolnych ryb (rejsy typu BITS) dowodzą, że w grupie lat 2001-2015, stornie z 0 grupy wieku były obecne jedynie w listopadzie 2015 r. Wówczas tylko w jednym zaciągu wykonanym w pobliżu Wisłoujścia złowiono 4 osobniki (0,6% liczebności) z pokolenia 2015 r. Jesienią stornie z najmłodszego pokolenia występują zasadniczo w płytkich wodach przybrzeżnych niedostępnych dla połowów kontrolnych ze statku „Baltica". W 2014 r. stornie z 1 grupy wieku (pokolenie z 2013 r.) wystąpiły tylko w połowach w listopadzie w podobszarze 26, stanowiąc 12% liczebności złowionych ryb. Pokolenia rekrutujące do eksploatowanego stada w rejsach badawczych są reprezentowane głównie przez stornie z 2 grupy wieku, które w lutym-marcu 2014 r. stanowiły niecały 1% liczebności w podobszarze 25 i 6% w podobszarze 26. W listopadzie 2014 r. udział storni z tej grupy wieku w podobszarach 25 i 26 wzrósł do odpowiednio 6 i 23% liczebności.

Wydajność połowu storni z tego samego pokolenia była większa w Basenie Gdańskim niż Basenie Bornholmskim, np. w grupie pokoleń 2003-2013 badanych w listopadzie (2 grupa wieku) o 2-82 szt. h^{-1}, tj. o 25-95% (rys. 12). Największe wartości wydajności storni zanotowano w Basenie Gdańskim dla roczników



Rysunek 11. Liczebność pokoleń (1973-2014) szprotów z podobszarów ICES 22-32 (w 1 grupie wieku) na tle średniej wieloletniej (1973-2013) liczebności uzupełnienia oraz odchylenie od ww. średniej w kolejnych pokoleniach (na podstawie międzynarodowych danych WGBFAS; ICES 2015b, dla pokolenia z 2014 r. wartość prognozowana)

2003 i 2004. Wydajność połowu storni z ww. pokoleń wynosiła średnio 219, 324 i 404 szt. h^{-1} odpowiednio, w lutym-marcu i listopadzie 2005 r. oraz lutym 2006 r. (rys. 12). W podobszarze 25 największe wydajności połowowe storni z rekrutujących pokoleń uzyskano w listopadzie lat 2012 i 2013, odpowiednio 43 i 104 szt. h^{-1} (rys. 12). W tym czasie również w podobszarze



Rysunek 12. Zmiany liczebności storni (w 2 grupie wieku) w basenach Bornholmskim i Gdańskim, z pokoleń urodzonych w latach 2003-2013, określone na podstawie średniej wydajności polskich połowów badawczych w rejsach typu BITS-Q1 i BITS-Q4

26 zanotowano duże wydajności storni, odpowiednio 108 i 122 szt. h^{-1}. W latach 2014-2015 wydajności połowowe dwulatków w obydwu podobszarach ICES osiągały jedne z najniższych wartości w ciągu analizowanych pokoleń. Zaznaczyć należy, że podobnie jak u śledzi i szprotów, także u storni w grupie roczników 2009-2013 mniejsze wydajności połowów ryb z tego samego pokolenia uzyskiwano w lutym-marcu niż listopadzie (rys. 12). Tendencja ta była zauważalna w obydwu basenach południowego Bałtyku. Na przykład w Basenie Bornholmskim wydajność połowu storni z pokolenia 2011 r. w lutym-marcu i listopadzie wynosiła odpowiednio 17 i 104 szt. h^{-1}, a w Basenie Gdańskim – odpowiednio 23 i 122 szt. h^{-1} (rys. 12).

Dyskusja

Coroczne fluktuacje urodzajności i rozmieszczenia geograficznego nowych pokoleń dorszy, śledzi, szprotów i storni wynikały z wielu czynników, m.in.: stanu zasobów stada tarłowego, nieregularnych zmian hydrologicznych, zasobów i dostępności pokarmu, presji drapieżników, aktualnego poziomu eksploatacji rybackiej, konkurencji między- i wewnątrzgatunkowej (Grygiel 1999). Powyższe spostrzeżenie potwierdzają wyniki wieloletnich badań monitoringowych młodych ryb bałtyckich realizowanych przez MIR – PIB w ramach rejsów typu BITS i BIAS oraz prace grup roboczych ICES (WGBIFS i WGBFAS). Jednakże przyczyny stosunkowo częstych zmian liczebności uzupełnienia stad ww. gatunków w całym Bałtyku nie zawsze były wywołane działaniem jednego czynnika łatwego do identyfikacji. Za przykłady podtrzymujące powyższe spostrzeżenie uznano niezinterpretowane przyczyny urodzenia się wyjątkowo licznych pokoleń dorszy, śledzi oraz szprotów. Pojawienie się urodzajnego pokolenia dorszy wschodniobałtyckich w 2012 r. nie było poprzedzone poprawą warunków hydrologicznych w Bałtyku. Natomiast dwa kolejne masowe wlewy wody typowo morskiej, zainicjowane w dniach 12-26.12. 2014 r. i 14-22.11. 2015 r. (B. Hentzsch, Leibniz-Institut für Ostseeforschung, Warnemünde), poprawiły kondycję hydrologiczną wód przydennych w głębszych częściach południowego Bałtyku, jednakże bardziej lokalnie jak oczekiwano, i nie wpłynęły na urodzenie się nowego licznego pokolenia dorszy. Dodać należy, że duże wydajności połowowe dorszy z rocznika 2012 (w polskim rejsie typu BITS-Q1 w 2014 r.) w Basenie Bornholmskim, lokalnie do 2001-3200 szt. h^{-1} (rys. 1), oraz fakt występowania dużego średniego udziału „niewymiaru" dorszy w próbach, tj. 90 i 83% liczebności odpowiednio w lutym-marcu i listopadzie 2014 r. oraz 69% we wrześniu-październiku (rys. 5 i 6), świadczą o dużej urodzajności ryb z tego pokolenia. Wyniki badań przeprowadzonych przez MIR – PIB w 2014 r. w Basenie Bornholmskim wskazują na bardzo dużą liczebność dorszy z pokolenia 2012 r. w porównaniu z liczebnością

pokoleń z lat 1987-2005 i dużą w stosunku do liczebności roczników 1964-2011.

Kolejny przykład braku sformułowanych hipotez wyjaśniających przyczyny urodzenia się wyjątkowo licznych pokoleń bałtyckich ryb pochodzi z 2014 r. i dotyczy zarówno śledzi, jak i szprotów. Według WGBFAS (ICES 2015b) liczebność śledzi z pokolenia 2014 r. w centralnym Bałtyku oceniono na poziomie 29,548 mld szt. (o 69% powyżej średniej liczebności równej 17,456 mld szt. dla pokoleń z lat 1973-2013) i była to największa wartość w grupie roczników 1991-2014 (rys. 9). Według tego samego źródła danych liczebność szprotów z pokolenia 2014 r. w całym Bałtyku oceniono na poziomie 147,864 mld szt. (o 82% powyżej średniej liczebności równej 81,137 mld szt. dla pokoleń z lat 1973-2013) i była to druga największa wartość w grupie roczników 2004-2014 (rys. 11). Analiza na forum grupy WGBIFS rozmieszczenia śledzi i szprotów z rocznika 2014 na obszarze występowania stad (dane z rejsów BIAS) wykazała, że ich bardzo duża urodzajność dotyczyła głównie wód łotewskich, fińskich i estońskich, tj. od Głębi Gotlandzkiej do Archipelagu Alandzkiego i wschodniej części Zatoki Fińskiej oraz Botniku Południowego (ICES 2015a, Grygiel 2015). Wyniki polskich badań dotyczące wydajności połowów ryb w rejsach BITS w Basenie Gdańskim wskazują, że urodzajność śledzi wiosennych z roczników 2011-2014 należała do najniższych w grupie pokoleń z lat 2001-2014 (rys. 8). Pokolenie śledzi wiosennych i szprotów urodzone w 2014 r. we wrześniu-październiku występowało w POM w stosunkowo dużym rozproszeniu, przy czym śledź na stosunkowo niskim poziomie wydajności połowowej (zwykle 101-500 szt. h^{-1}), która punktowo sięgała do 10 tys. szt. h^{-1}, natomiast wydajność połowów szprotów tylko lokalnie (na północ od Łeby i Rozewia) sięgała do 80 tys. szt. h^{-1} (rys. 2 i 3). We wrześniu-październiku 2014 r. średnia wydajność polskich połowów śledzi wiosennych z pokolenia 2014 r. w podobszarach 25 i 26 wyniosła odpowiednio 800 i 198 szt. h^{-1}, a w listopadzie 2014 r. odpowiednio 1515 i 291 szt. h^{-1} (rys. 8). Duża dysproporcja ww. wyników między podobszarami 25 i 26 wynikała m.in. z braku (rejs BIAS) lub niedostatecznej liczby zaciągów (tylko dwa w rejsie BITS-Q4) w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (tab. 2, rys. 2).

Z wcześniejszych polskich badań (Grygiel 1999) wynika, że młode śledzie i szproty zwykle na początku jesieni zaczynają formować duże ławice, zwłaszcza w naturalnie osłoniętych rejonach przybrzeżnych morza, sąsiadujących z ujściem dużych rzek. W latach 1976-1991 największe wydajności połowów ww. ryb w POM uzyskiwano na północ od Krynicy Morskiej i Wisłoujścia oraz w Zatoce Puckiej, gdzie dno było płytkie lub średnio głębokie. Proporcja częstości złowienia młodych szprotów na łowiskach wewnętrznych Zatoki Gdańskiej i poza nią była stosunkowo niewielka i wynosiła 2:1, ale proporcja średniej wydajności połowów była już 34-krotnie wyższa w tym pierwszym rejonie niż w otwartych wodach Bałtyku (Grygiel 1999). U młodych śledzi powyżej porównywane proporcje nie były aż tak wyraźnie zróżnicowane. Przy analizie rozmieszczenia ławic szprotów, np. z pokolenia 2013 r. badanego w lutym-marcu 2014 r. (rys. 3), należy uwzględnić jako czynnik determinujący warunki meteorologiczne. Jedną z możliwych przyczyn przemieszczenia się ławic młodych szprotów poza typowy w sezonie zimowym rejon bytowania (wody płytkie i średnio głębokie Basenu Gdańskiego) były długotrwałe wiatry z kierunków południowych i względnie duża temperatura wody przy dnie w otwartych wodach Bałtyku (Grygiel i Witalis 2014). Stosunkowo duże wydajności połowu młodych szprotów z pokolenia 2013 r. – na poziomie 3501-6500 szt. h^{-1} zanotowano w lutym-marcu 2014 r. w niewielkiej, północnej części Głębi Gdańskiej, północnej części łowiska kołobrzeskiego (głębokości 50-55 m) oraz w środkowej części Rynny Słupskiej (głębokości 73-77 m), lecz w tym ostatnim rejonie wydajności połowu wynosiły 1501-3500 szt. h^{-1} (rys. 3).

Zmiany liczebności pokoleń śledzi i szprotów rekrutujących w latach 2000-2015 do stada eksploatowanego, oceniane przez ICES (WGBFAS, WGBIFS) i MIR – PIB przy użyciu różnych metod i dla różnych akwenów Bałtyku, nie zawsze były z sobą zbieżne (rys. 8-11). Przyczyną rozbieżności ocen liczebności ryb śledziowatych z pokoleń rekrutujących do eksploatowanych stad było m.in. stosowanie w połowach badawczych (rejsy BITS, BIAS) odmiennych typów narzędzi połowu, tj. włoka pelagicznego i włoka dennego oraz inne rejony, głębokości i okresy połowu ryb. Praca m.in. Grygiela i Orłowskiego (2009) wskazuje również na inne przyczyny rozbieżności ocen liczebności pokoleń ryb śledziowatych. We wrześniu-październiku w latach 2005-2007 podczas rejsów typu BIAS stwierdzono, że są to różne warunki hydrologiczne sprzyjające powtarzającemu się intensywnemu grupowaniu stad śledzi i szprotów w północno-wschodnim Bałtyku, daleko poza POM. W polskich badaniach oceny zmian liczebności (wydajności połowowej) dokonano tylko dla lokalnych śledzi wiosennego tarła południowego wybrzeża Bałtyku (rys. 8), natomiast dane ICES odnoszą się do wszystkich populacji bytujących w rozległym akwenie południowego, środkowego i północnego Bałtyku (podobszary ICES 25-29 i 32; rys. 9). Uzyskiwane oceny wielkości rekrutacji śledzi wiosennych południowego wybrzeża Bałtyku po roku 2000 dobrze tłumaczą spadek udziału lokalnej populacji śledzi wiosennych w ogólnej liczebności polskich połowów komercyjnych tego gatunku. Lokalne stada tarłowe śledzi w różnych rejonach Bałtyku uzyskują inną biomasę i rozradzając się w odmiennych warunkach środowiska, mogą charakteryzować się różną dynamiką rekrutacji. Mimo powyższych rozbieżności metodycznych dane MIR – PIB w zakresie badań rekrutacji śledzi mają wartość porównawczą, zwłaszcza dla śledzi lokalnych południowego Bałtyku rozradzających się wiosną, jak również

z uwagi na długi ciąg historyczny gromadzenia danych.

Wyniki polskich połowów badawczych uzyskane przy użyciu włoka dennego (rejsy BITS) pozwalają na możliwie szybkie uzyskanie wstępnych wskaźników zmian geograficznych i czasowych liczebności oraz rozmieszczenia dorszy, storni i ryb śledziowatych z pokoleń rekrutujących do eksploatowanych stad już na wczesnym etapie rozwoju osobniczego tych ryb. Wyniki tych rejsów są użyteczne do analiz retrospektywnych.

Wnioski

- W Basenie Bornholmskim notowano wzrost, a w Basenie Gdańskim – spadek liczebności młodych śledzi wiosennego tarła z populacji południowych wybrzeży Bałtyku, lecz tylko z pokoleń 2008-2013. Wydajność połowów (w szt. h^{-1}) młodych dorszy z tego samego pokolenia, przeciwnie niż szprotów i storni, była większa w Basenie Bornholmskim niż w Basenie Gdańskim, co wskazuje na geograficznie różną liczebność każdego z tych gatunków w południowym Bałtyku w odniesieniu do rekrutujących pokoleń.

- Z reguły mniejsze wydajności połowowe młodych dorszy z tego samego pokolenia (2009-2014) uzyskiwano w lutym-marcu niż listopadzie. Analogiczna tendencja wystąpiła u śledzi, szprotów i storni.

- Wyniki polskich badań zmian wydajności połowów młodych śledzi i szprotów wskazują na duże fluktuacje liczebności kolejnych pokoleń urodzonych w latach 2000-2015 i rekrutujących do eksploatowanych stad.

- Wyniki wieloletnich połowów badawczych dorszy, śledzi, szprotów i storni z pokoleń rekrutujących do eksploatowanych stad są użyteczne do analiz retrospektywnych zmian geograficznych i czasowych liczebności oraz ich rozmieszczenia w POM. Ponadto pozwalają na możliwie szybkie uzyskanie wstępnych wskaźników tych zmian już na wczesnym etapie rozwoju osobniczego ww. ryb.

Podziękowania

Autorzy dziękują pracownikom naukowo-technicznym MIR – PIB w Gdyni, uczestnikom polskich rejsów badawczych typu BITS i BIAS na statku „Baltica" za współpracę przy zbieraniu materiałów badawczych służących za podstawę opracowania. Dane wykorzystane w opracowaniu zostały zebrane w ramach Wieloletniego Programu Zbioru Danych Rybackich oraz tematu statutowego P6-1 „Stan zasobów ważniejszych morskich i dwuśrodowiskowych ryb użytkowych eksploatowanych przez Polskę".

Literatura

ICES. 1998a. Report of the 2nd Workshop on Standard Trawls for Baltic International Fish Surveys. ICES CM 1998/H:1.

ICES. 1998b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group. ICES C.M. 1998/ACFM:16.

ICES. 2001. Report of the Baltic International Fish Survey Working Group. ICES CM 2001/H:2, Ref.: D.

ICES. 2014a. Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS). ICES CM 2014/SSGESST:13; REF. SCICOM, Gdynia, 24-28.03.2014. pp. 437.

ICES. 2014b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES CM 2014/ACOM:10; 03-10.04.2014, Copenhagen. pp. 829.

ICES. 2015a. First Interim Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS). ICES CM 2015/SSGIEOM:07; REF. SCICOM, ACOM; Öregrund, 23-27.03.2015. Praca zespołowa pod redakcją W. Grygiela. pp. 622.

ICES. 2015b. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES CM 2015\ACOM:10, ref. ACOM, ICES HQ, Copenhagen 14-21 April 2015. pp. 816.

Elwertowski, J., Orłowski, A. 1983. Distribution of juvenile sprat in May, 1983 in the southern Baltic. ICES C.M. 1983/J:10, B.F.C.

Grygiel, W. 1997a. Metody badań rozmieszczenia ryb śledziowatych Bałtyku. W: Wiadomości Rybackie, 10, pismo Stow. Rozw. Ryb. Gdynia. s. 11-12.

Grygiel, W. 1997b. Retrospektywny przegląd badań dotyczących rozmieszczenia i liczebności rekrutujących pokoleń ryb śledziowatych Bałtyku. W: Raporty Mor. Inst. Ryb. 1996, Gdynia. s. 142-149.

Grygiel, W. 1999. Rozmieszczenie i liczebność młodych śledzi i szprotów w południowym Bałtyku (lata 1976-1991). Monografia; Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia. s. 166.

Grygiel, W. 2004. Analysis of variation in the fishing efficiency (CPUE) of the TV-3#930 bottom trawl using the alternate hauls method. Bulletin of the Sea Fish. Inst. Gdynia. No. 2(162): 3-12.

Grygiel, W., Orłowski, A. 2009. The clupeoid stocks size and distribution in the southern and eastern Baltic (autumn 2005-2007), determined by the acoustic method. Poster at the scientific session: "Fisheries and environmental impacts on stock structure, reproductive potential and recruitment dynamics" of the ICES/PICES/UNCOVER Symposium (3-6 November 2009, Warnemünde/Rostock); http://www.uncover.eu/index.php?id=195; http://www.uncover.eu/fileadmin/exchange/symposium_2009/ UNCOVER_Book_of_Abstra-cts.pdf.

Grygiel, W. 2010. Rejsy badawcze typu BIAS i BITS na statku „Baltica" w 2009 roku – cele, zadania, realizacja i zarys wyników. Wiadomości Rybackie, 5-6(175), Pismo MIR Gdynia. s. 16-20.

Grygiel, W. 2014. Udział i znaczenie statku „Baltica" w badaniach ichtiologicznych (lata 1993-2014). Wiadomości Rybackie. nr 11-12 (202). Pismo MIR – PIB. Gdynia. s. 17-25.

Grygiel, W. 2015. Zasoby i liczebność rekrutujących pokoleń bałtyckich śledzi, szprotów i dorszy, na podstawie rejsów badawczych. Wiadomości Rybackie. nr 9-10 (207). Pismo MIR – PIB, Gdynia. s. 19-23.

Grygiel, W., Witalis, B. 2014. Research report from the Baltic International Trawl Survey (BITS-1Q) in the Polish marine waters (r.v. "Baltica"; 10.02.-02.03.2014). Working paper, WGBIFS Report, ICES CM 2014/SSGESST:13, Annex 7. 162-181.

Grzebielec, R., Paciorkowski, A., Wyszyński M., Grygiel W. 1995. Polish hydroacoustic assessment survey of herring, sprat and cod stocks in ICES Sub-divisions 25 and 26 of the Baltic conducted in October 1994. ICES C.M. 1995/J:18, B.F.C.

Oeberst, R., Grygiel W. 2002. Analyses of conversion factors. Working paper. In: Report of the WGBIFS, ICES CM 2002/G:05, Ref. H. 108-118.

Oeberst, R., Grygiel W. 2004. Estimates of the fishing power of bottom trawls applied in the Baltic fish surveys. Bulletin of the Sea Fish. Inst. Gdynia. 1(161): 29-41.

Orłowski, A., Grygiel, W., Grzebielec, R., Wyszyński M. 1996. Polish acoustic survey of fish stock abundance in ICES Sub-divisions 25, 26 and 27 of the Baltic Sea carried out in October 1995. ICES C.M. 1996/J:34, B.F.C.

Schulz, N., Grygiel W. 1984. First results of intercalibration of young fish trawls used in the Baltic Sea by GDR and Poland. ICES C.M. 1984/J:6, B.F.C. 30 pp.

Schulz, N., Grygiel W. 1987. Fängigkeitsvergleich zwischen den von der DDR und der VR Polen in der Ostsee eingesetzten Jungfischnetzen. Fisch.-Forsch. 25, 2; 36-51.

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych
Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

strony (33-39) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4

Wpływ wlewów z Morza Północnego do Morza Bałtyckiego na rozwój stada dorsza

(The impact of inflows from the North Sea to the Baltic Sea on the development of a cod stock)

Tycjan Wodzinowski[1,*], Krzysztof Radtke[2], Katarzyna Nadolna-Ałtyn[2], Lena Szymanek[1], Bartosz Witalis[1]

[1]Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza
[2]Zakład Zasobów Rybackich
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Wlewy słonej wody z Morza Północnego są zjawiskiem o dużym znaczeniu dla Morza Bałtyckiego. Decydują o zmianie stosunków zasoleniowych i tlenowych, często także temperaturowych na obszarach i głębokościach zasiedlonych przez dorsza. Mogą wpływać na sukces reprodukcyjny ryb tego gatunku, nie są jednak jedynym czynnikiem wpływającym na sam proces reprodukcji. Porównując zapisy historyczne, widać, że od połowy lat 90. XX w. wlewy zaczęły być zjawiskami incydentalnymi. Brak wlewów prowadzi do utrwalenia pionowej stratyfikacji gęstościowej, a co za tym idzie – do stagnacji wody, szczególnie przy dnie, na głębokościach poniżej halokliny. W konsekwencji następuje zmniejszenie się zawartości rozpuszczonego tlenu w tej warstwie wód Morza Bałtyckiego. W obecnej chwili można stan taki uznać za sytuację normalną. Skutkiem stagnacji wody poniżej halokliny w dłuższym okresie jest zwiększenie się obszarów hipoksji, a nawet anoksji. Następstwem tego zjawiska jest zmniejszanie się zasięgu bytowania dorszy w Bałtyku, co w konsekwencji prowadzi do zagęszczenia stada i wzrostu konkurencji o pokarm, mających wpływ na kondycję ryb tego gatunku. W odniesieniu do postępu stagnacji wody nie bez znaczenia dla sukcesu rozrodczego dorszy jest również przesuwanie w czasie występowania szczytu tarła z maja i pierwszej połowy czerwca na koniec lipca i sierpień.

Słowa kluczowe: wlew słonych wód, Morze Bałtyckie, tarło dorsza

Abstract

The inflows of saline water from the North Sea are a phenomenon of great importance to the Baltic Sea. They decide about the salinity and oxygen relations, often also about the temperature in the areas and depths inhabited by cod. They may affect the reproduction success of fish of this species, but they are not the only factor influencing the very process of reproduction. Comparing the historical records, it can be seen that since the mid-90s inflows began to be incidental phenomena. The lack of inflows leads to consolidation of the vertical density stratification, and thus the stagnation of water especially at the bottom at depths below the halocline. As a consequence, a reduction in the dissolved oxygen content in this layer of the Baltic Sea occurs. At the moment, such a state can be considered a normal situation. The stagnant water below the halocline in the long term results in the expansion of areas of hypoxia, or even anoxia. The consequence of this phenomenon is a limited range of cod distribution in the Baltic Sea, which in turn leads to the stock concentration in these areas and increased competition for food, affecting the condition of fish. With respect to the progress of water stagnation, shifting the time of the spawning peak from May and the first half of June to the end of July and August is not without significance for the reproduction success of cod.

Key words: inflow of saline water, Baltic Sea, cod spawning

Wprowadzenie

Odnawianie stad i rekrutacja dorsza bałtyckiego zależy od wielu czynników, zarówno biotycznych, jak i abiotycznych. Jest to proces bardzo złożony, a zrozumienie go jest potrzebą i naukowców, i zwykłych użytkowników morza.

Do czynników biotycznych zaliczamy potencjał rozrodczy osobników, możliwości dyspersyjne larw w środowisku, współzawodnictwo o miejsce bytowania oraz konkurencję pokarmową. Abiotyczne czynniki to m.in.: zasolenie, temperatura i stężenie tlenu. Nie bez znaczenia jest również dynamika środowiska morskiego. Procesy związane z rozrodem oraz warunki, jakich potrzebują dorsze do podtrzymania ciągłości populacji, są już dobrze poznane i udokumentowane (Aro 2000, Bagge i in. 1994, Westin i Nissling 1991). Zmieniającymi się w tym wypadku są warunki hydrologiczne, a jednym z ważniejszych czynników generujących zmiany są wlewy wody z Morza Północnego, „odświeżające" wody Bałtyku.

Wlewy wód słonych a sytuacja hydrologiczna

Cechą charakterystyczną Morza Bałtyckiego jest

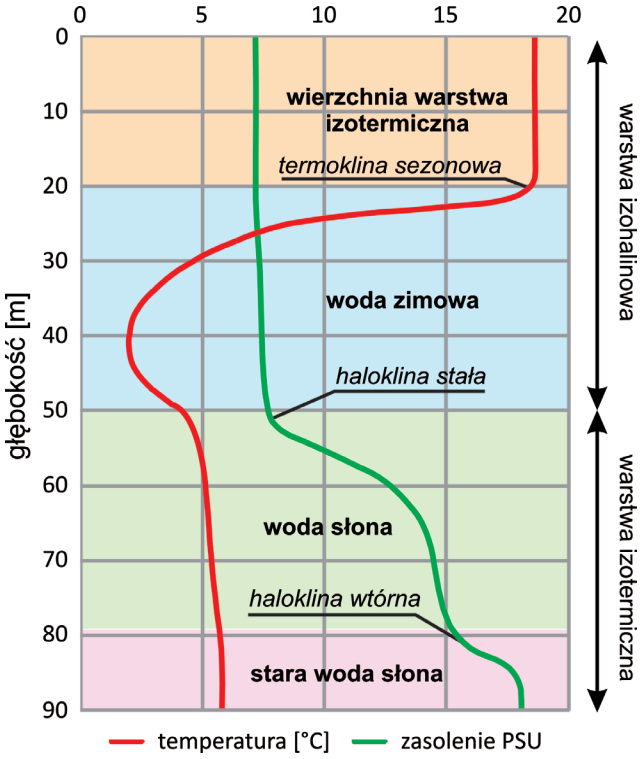
* *twodzinowski@mir.gdynia.pl*

Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/

warstwowy podział jego toni (Łomniewski 1975). W pewnych okolicznościach najniżej zalega tzw. stara woda słona, nad nią może znajdować się wtórna haloklina (głębokość 70-400 m), m.in. w rejonie Głębi Landsort, a powyżej woda słona, której górną granicę stanowi haloklina stała (Łomniewski 1975) (rys. 1). Te dwie strefy razem stanowią warstwę izotermiczną. Nad halokliną stałą zalega warstwa izohalinowa, gdzie znajduje się woda mniej słona w porównaniu z wodą przydenną. Pod względem temperaturowym w obrębie tej warstwy wyróżniamy warstwę pośrednią z minimum temperatury, czyli wodę zimową z poprzedniego sezonu (Majewski 1987), termoklinę sezonową – letnią, której głębokość występowania dochodzi do kilkudziesięciu metrów (Majewski 1992) i wierzchnią warstwę izotermiczną.

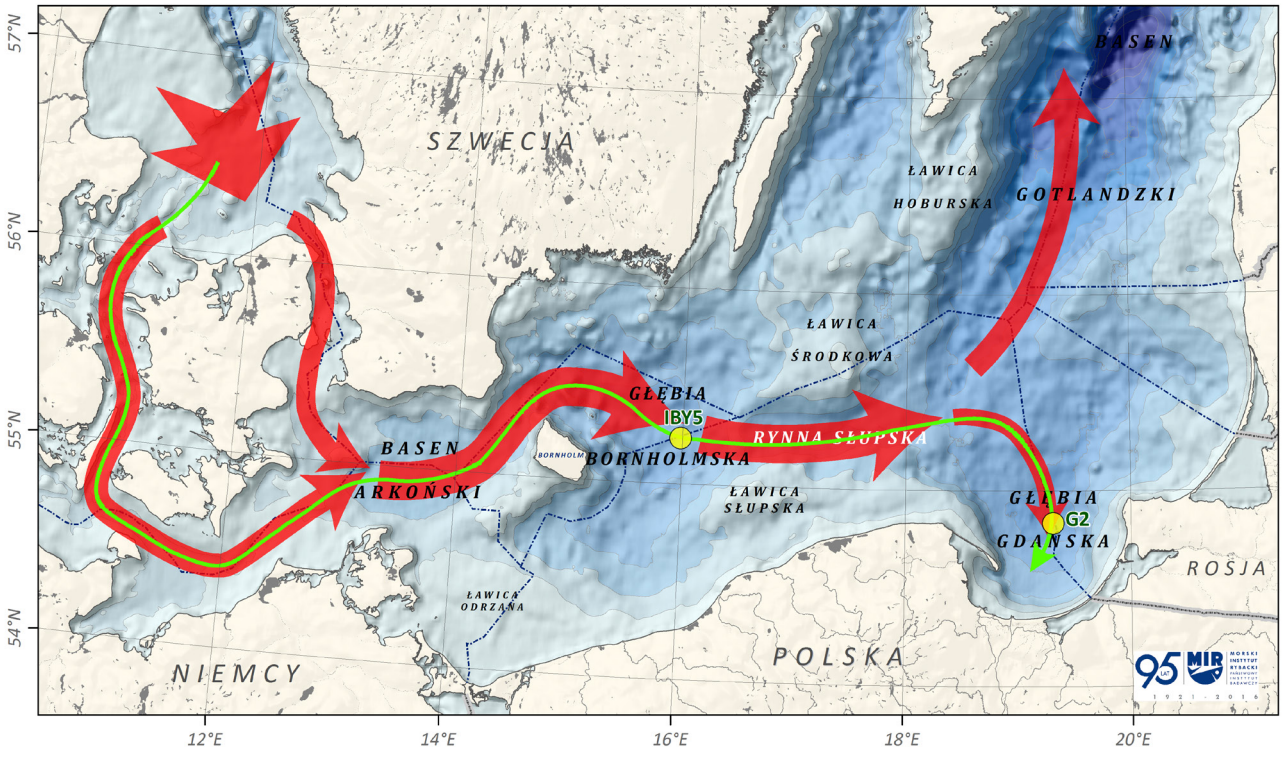
Taki schemat uwarstwienia wody w znacznym stopniu utrudnia mieszanie się jej w pionie. Prowadzi to do stagnacji wód przydennych, czego konsekwencją jest pogarszająca się stopniowo sytuacja tlenowa w niżej położonych warstwach. Z czasem zasolenie wód przydennych może ulec zmniejszeniu, ale w stopniu niewystarczającym do przerwania halokliny w okresach wiosennego i jesiennego mieszania wody. Dla Morza Bałtyckiego jest to sytuacja normalna (Majewski 1987). Warstwa pod halokliną bywa jednak „odświeżana" dzięki wlewom wody o większym zasoleniu i gęstości z Morza Północnego (rys. 2).

Wlewy wód z Morza Północnego do Bałtyku są najczęściej wynikiem następujących po sobie zjawisk atmosferycznych. Proces prowadzący do powstania wlewów można podzielić na dwie fazy



Rysunek 1. Podział na strefy toni wodnej w Morzu Bałtyckim

(Shinke i Matthäus 1998). W pierwszej fazie w przeciągu miesiąca lub dwóch przed wlewem, głównie na skutek oddziaływania wiatru wschodniego, obniża się poziom morza. Dzieje się tak najczęściej we wrześniu i październiku. W następnej fazie następują silne sztormy z dominacją wiatru zachodniego. W tym czasie do



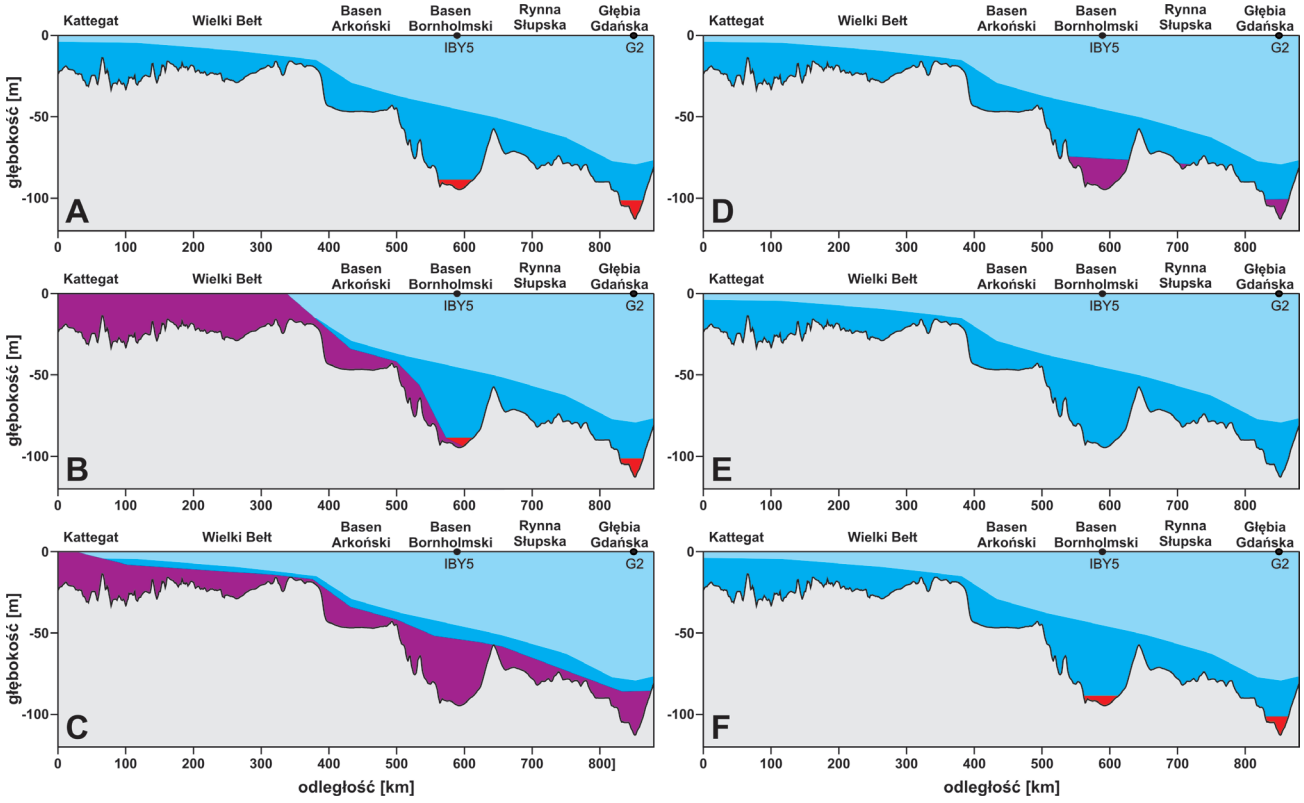
Rysunek 2. Przebieg wlewu przez Bałtyk Południowy. Zielona cienka strzałka – profil poglądowy (rys. 3)

Morza Bałtyckiego napływają masy słonej wody z Morza Północnego. Czasami wystarczy wystąpienie tylko jednej z tych faz, jednak aby wlewy były duże, potrzebne jest wystąpienie ich obu.

W trakcie wlewów słona i gęsta woda wtłaczana przez Cieśniny Duńskie napływa w warstwie przydennej przez Basen Arkoński do Basenu Bornholmskiego i dalej Rynną Słupską w odleglejsze rejony Morza Bałtyckiego. Zdarza się również, że woda wlewowa dopływa do Głębi Gdańskiej. W każdym kolejnym basenie docierająca woda przydenna jest coraz bardziej wysłodzona, a wpływ wlewu dotyczy warstw wody o coraz mniejszej miąższości (rys. 3). Woda wlewowa poza dodatkowym ładunkiem soli wnosi również rozpuszczony w niej tlen. Jest to główny czynnik „odświeżający" wody izotermiczne, w szczególności warstwę przydenną. W wyniku napływu świeżej wody redukcji ulega powierzchnia stref anoksji (strefy beztlenowe) i hipoksji, gdzie zawartość tlenu jest mniejsza niż 2 ml/l (Conley i in. 2002), co jest wartością uznawaną za niesprzyjającą organizmom morskim i w rezultacie mogącą doprowadzić do ich śmierci (Diaz i Rosenberg 1995, 2008). Dodatkowo w zależności od pory roku, podczas której wystąpił wlew, z Morza Północnego może dostać się bardziej lub mniej ogrzana woda w stosunku do wody Morza Bałtyckiego, co również, ze względu na rozpuszczalność tlenu, ma wpływ na jego zawartość w wodzie. Z upływem czasu wpływ wlewu maleje, tlen ulega zużyciu w procesach biochemicznych i ponownie pojawia się stagnacja, a z nią mogą odbudować się rejony, gdzie zawartość rozpuszczonego w wodzie tlenu jest mniejsza niż 2 ml/l.

Od lat 60. XX w. miały miejsce dwa bardzo duże wlewy i pięć dużych. Częstotliwość i siła wlewów zmieniały się, a od połowy lat 90. stały się one zjawiskiem sporadycznym (Hansson i Andersson 2015). Biorąc pod uwagę ilość wniesionej soli, do największych historycznych wlewów należą (Morholtz i in. 2015):

- przełom listopada i grudnia 1951 r., kiedy wpłynęło do Bałtyku 225 km^3 wody wnoszącej 5,17 gigaton (Gt) soli;
- przełom grudnia 1921 r. i stycznia 1922 r. – 258 km^3 wody wnoszącej 5,12 Gt soli;
- grudzień 2014 r. – 198 km^3 wody wnoszącej 3,98 Gt soli;
- przełom listopada i grudnia 1913 r. – 174 km^3 wody wnoszącej 3,80 Gt soli;
- styczeń 1993 r. – 159 km^3 wody wnoszącej 3,40 Gt soli;
- przełom listopada i grudnia 1897 r. – 177 km^3 wody wnoszącej 3,35 Gt soli.

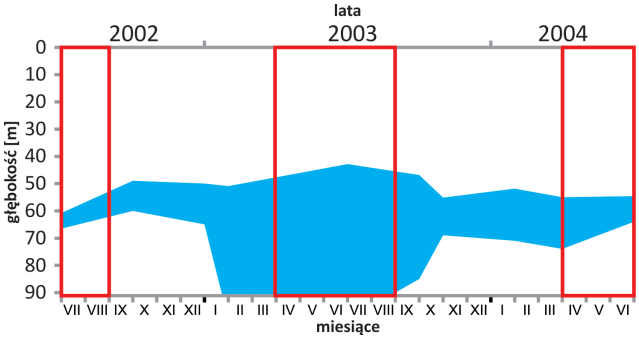


Rysunek 3. Przebieg wlewu w toni wodnej Południowego Bałtyku. Kolejne etapy wlewu oznaczono alfabetycznie od A do F. Kolor jasnoniebieski – strefa izohalinowa, kolor ciemnoniebieski – strefa izotermiczna, kolor czerwony – strefa anoksji, kolor fioletowy – woda z Morza Północnego. Lokalizacja profilu uwidoczniona na rys. 2

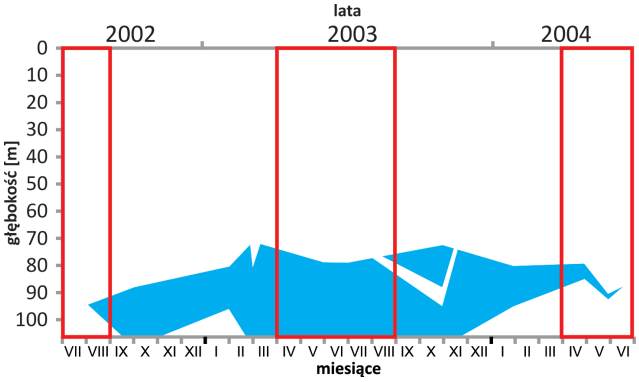
Wlewy wód słonych a skuteczność tarła dorsza

Dorsz to jeden z gatunków, którego funkcjonowanie w Bałtyku jest szczególnie uzależnione od wlewów (Nissling i in. 1994). Odpowiednie warunki abiotyczne (m.in.: zasolenie, zawartość tlenu, temperatura) na tarliskach dorszy są niezbędne do zapłodnienia ikry i prawidłowego rozwoju młodocianych stadiów dorsza. Mobilność plemników dorszy jest największa w wodzie o zasoleniu 15,5-26 PSU, a przy wartości poniżej 12,5 PSU plemniki tracą pływalność (Westin i Nissling 1991). Badano również eksperymentalnie śmiertelność jaj i tempo wykluwania się larw dorsza bałtyckiego w różnych warunkach zasolenia (5 PSU; 7 PSU; 10 PSU i 15 PSU). U poszczególnych testowanych grup wykazano zależności pomiędzy śmiertelnością podczas wykluwania się larw, a zasoleniem: 5 PSU – nie zaobserwowano wykluwania się larw; 7 PSU – niewielki procent larw, które przeżyły po wykluciu; 10 i 15 PSU – niewielki procent śmiertelności larw (Nissling i Westin 1991). Badania Bagge i in. (1993) wskazują, że optymalne warunki dla rozwoju ikry dorsza bałtyckiego to zasolenie nie mniejsze niż 11 PSU i natlenienie wody nie mniejsze niż 2,3 ml/l. Nie należy również zapominać o pośrednim wpływie wody zasolonej (wraz ze wzrostem zasolenia wody wzrasta jej gęstość) na przeżywalność ikry dorsza. Pływalność ikry dorsza jest bowiem istotnym czynnikiem warunkującym jej przeżywalność (decyduje o umiejscowieniu ikry w uwarstwionym słupie wody) i zależy ona zarówno od wielkości, ciężaru właściwego ikry, jak i gęstości wody, w której ikra się rozwija. Wykazano, że w przypadku dorsza bałtyckiego ikra osiąga neutralną pływalność w wodzie o zasoleniu 14,5 +/- 1,2 PSU (Nissling i in. 1994). Testowano także przeżywalność jaj i larw dorszy w zależności od temperatury wody w zakresie 1-11°C i nie wykazano różnic przeżywalności w zakresie temp. 3-9°C, a stwierdzono spadek żywotności larw w temperaturze 11°C (Nissling 2004). Nie wykazano wpływu intensywności światła na tempo wzrostu larw (Meeren i in. 2007). W związku ze specyficznymi warunkami hydrologicznymi, jakie muszą być spełnione w Bałtyku dla prawidłowego rozwoju ikry dorsza, wprowadzono nawet pojęcie „woda dorszowa", czyli woda morska, w której zasolenie jest większe niż 11 PSU (Nissling i Westin 1997), zawartość tlenu większa niż 2 ml/l i temperatura wyższa niż 2°C (Wieland i in. 1994).

Przykłady zmian miąższości wody dorszowej pod wpływem wlewów są dobrze rozpoznane w rejonach Basenu Bornholmskiego (stacja pomiarowa IBY5) i Głębi Gdańskiej (reprezentowanej przez stację G2) od połowy 2002 r. do połowy 2004 r. (rys. 4 i 5). W 2003 r. miał miejsce, przytoczony przykładowo, dobrze udokumentowany wlew, chociaż niezaliczający się do największych (Piechura i Beszczyńska-Möller 2003). Wlew ten w znacznym stopniu przyczynił się do zwiększenia miąższości warstwy wody dorszowej, szczególnie w okresie tarła 2003 r. Po tym czasie nastąpiła stagnacja



Rysunek 4. Zmiany miąższości wody dorszowej w okresie od lipca 2002 r. do lipca 2004 r. w rejonie Basenu Bronholmskiego (stacja IBY5) – na podstawie danych MIR – PIB. Kolor niebieski – warstwa „wody dorszowej", czerwona ramka – okres tarła dorsza



Rysunek 5. Zmiany miąższości wody dorszowej w okresie od lipca 2002 r. do lipca 2004 r. w rejonie Głębi Gdańskiej (stacja G2) – na podstawie danych MIR – PIB. Opis – jak w rys. 4

wody, prowadząca w przypadku Głębi Gdańskiej do ponownego zaniku dobrych dla rozwoju dorsza warunków praktycznie w całej toni wodnej.

Niestety nawet poprawa warunków środowiska, występowanie odpowiednich parametrów abiotycznych na tarliskach bałtyckich, może nie przekładać się na wzrost rekrutacji dorszy – co zostało udokumentowane dla rozrodu dorsza w latach 90. XX w. (Nissling i in. 1998). Wyniki badań wskazują, że przeżywalność larw jest związana z wielkością jaja, a zatem na rekrutację mają wpływ kondycja samic i ich wiek/długość w chwili przystępowania do tarła (Nissling i in. 1998), co potwierdzają również badania islandzkie (Marteinsdottir i Steinarsson 1998). Ważnym parametrem określającym kondycję ryb jest współczynnik kondycji, który po raz pierwszy został zdefiniowany przez Fultona (1904). Współczynnik kondycji jest wyliczany na podstawie masy i długości osobników. Obserwowany w drugim dziesięcioleciu XXI w. niski współczynnik kondycji dorszy bałtyckich oraz znaczne odmłodzenie stada są ważnymi (Svedäng i Hornborg 2014) (ICES 2014), oprócz czynników abiotycznych, elementami wpływającymi na niewielki sukcesu reprodukcyjny dorszy (Eero i in. 2015). Znaczne odmłodzenie stada oznacza, że zmniejszył się udział tarlaków kilkakrotnie przystępujących do tarła

na rzecz dorszy przystępujących do tarła po raz pierwszy. Wiadomo, że osobniki starsze najwięcej wnoszą do rekrutacji, gdyż ich płodność jest wyższa od płodności osobników młodszych grup wieku (1-3) (Vallin i Nissling 2000). Ikra ryb starszych jest większa (Kjesbu 1989, Nissling i in. 1998), przez co larwy wylęgnięte z takich jaj mają większe zapasy substancji odżywczych w woreczku żółtkowym, co zwiększa ich przeżywalność. Większa ikra oznacza również, że jej zdolność do unoszenia się w wodzie jest wyższa, co zmniejsza ryzyko zetknięcia się z warstwami o niskiej zawartości tlenu (wspomniany wyżej wpływ pływalności na przeżywalność) (Wieland i in. 2000, Köster i in. 2003, MacKenzie i in. 2007). Wynika to z ogólnie znanego faktu, zgodnie z którym im głębiej, tym niższa zawartość tlenu, ale teoretycznie również większa gęstość wody wynikająca z odpowiednio wysokiego zasolenia zapewniającego ikrze pływalność (Nissling i in. 1994, Horbowa i Fey 2013). Ważną cechą dużych ryb jest też i to, że produkują więcej porcji ikry w czasie sezonu tarłowego i przez dłuższy czas niż ryby mniejsze (Vallin i Nissling 2000). Poza tym duże samice przystępują do rozrodu wcześniej w okresie tarła (Baranova 1995, Bleil i Oeberst 1997), a ikra rozwija się w korzystniejszych warunkach hydrologicznych, które przeważają wcześniej w ciągu roku (Wieland i in. 2000). W historii badań nad dorszem bałtyckim obserwowano, co prawda, niski stan zasobów ryb tego gatunku, ale nie występowało równocześnie zjawisko spadku współczynnika kondycji i tempa wzrostu (Köster i in. 2003, Eero i in. 2015). Istnieje wiele hipotez na temat przyczyn spadku kondycji i tempa wzrostu dorszy m.in. nieodpowiednia baza pokarmowa (Bagge i in. 1994), obecność zanieczyszczeń chemicznych (Bang i in. 2008) czy wzrost występowania pasożytów (Horbowy i in. 2016). Przytoczone powyżej rozważania dotyczące ekologii rozrodu dorszy i obserwowanej kondycji ryb tego gatunku prowadzą do konkluzji, że poprawa obecnej sytuacji dorszy będzie zależeć nie tylko od wlewów, lecz także od poprawy kondycji osobniczej.

Brak wlewów skutkuje zwiększaniem się obszarów hipoksji spowodowanych stagnacją wody przydennej, a tym samym zmniejszaniem zasięgu bytowania dorszy w Bałtyku. Powoduje to efekt zagęszczenia stada na małym obszarze (głównie południowy Bałtyk), co uważane jest również za ważny element wpływający na spadek kondycji dorszy (wzrost wewnątrzgatunkowej konkurencji o pokarm) (Eero i in. 2015, Svedäng i Hornborg 2015). W pierwszej połowie lat 80. XX w., kiedy obserwowano najwyższy stan zasobów dorszy, nie stwierdzono zjawiska spadku kondycji, gdyż stado na skutek licznych wlewów w latach 70. i zwiększonego zasięgu wód dorszowych występowało na całym obszarze Morza Bałtyckiego łącznie z Zatokami Fińską i Botnicką (Aro 2000, Aro i Sjöblom 1983, Köster i in. 2003). Rozproszone stado, mimo jego znaczących zasobów, nie było narażone na zjawisko wewnątrzgatunkowej konkurencji o pokarm, chociaż zasoby szprotów w tamtym okresie były niższe niż obecnie (Köster i in. 2003, ICES 2014).

Nie bez znaczenia dla sukcesu rozrodczego dorszy jest również przesuwanie w czasie występowania szczytu tarła. Stwierdzono, że najwyższa aktywność rozrodcza w latach 70. i 80. XX w. przypadała na maj i pierwszą połowę czerwca (Bagge 1981, Wieland i in. 2000). Od początku lat 90. szczyt tarła przesunął się na koniec lipca i sierpień (Wieland i inni 2000). Późniejsze w ciągu roku występowanie szczytu tarła dorszy jest niekorzystne w kontekście wyczerpywania się zasobów tlenu wprowadzonego do Bałtyku wraz z wlewami. Im większa różnica czasowa dzieli wlew od szczytu tarła, tym rośnie prawdopodobieństwo pogorszenia się warunków tlenowych. Powyższe zmiany w występowaniu szczytu tarła były uwarunkowane zmianami w strukturze wiekowej stada (znaczny wzrost udziału dorszy młodszych grup wieku – po raz pierwszy przystępujących do tarła) i obserwowaną w latach 1990-1996 malejącą temperaturą toni wodnej w przedziale głębokości 40-60 m zasiedlaną przez dorsze w okresie skupisk przedtarłowych w okresie dojrzewania gonad (Wieland i in. 2000).

Wnioski

Podsumowując omawiane zagadnienie, można stwierdzić, co następuje:

- stagnacja wody w Morzu Bałtyckim jest sytuacją normalną, prowadzi ona do powiększania się powierzchni stref hipoksji i anoksji w wodach przydennych, a na skutek przedłużających się przerw między wlewami wydłuża się również czas ich występowania;
- wlewy są wydarzeniami incydentalnymi, zdarzającymi się coraz rzadziej;
- wystąpienie zjawiska wlewu nie prognozuje jednoznacznie zmiany parametrów wody w takim stopniu, aby trwale poprawiły się warunki dla efektywnego tarła dorsza;
- czynniki abiotyczne odgrywają dużą rolę w skuteczności tarła dorsza bałtyckiego, jednak sukces reprodukcji dorszy zależy również od kondycji biologicznej ryb.

Literatura

Aro, E. 2000. The Spatial and Temporal Distribution Patterns of Cod (*Gadusmorhuacallarias* L.) in the Baltic Sea and Their Dependence on Environmental Variability – Implications for Fishery Management. Finnish Game and Fisheries Research Institute. Academic Dissertation. Helsinki.

Aro, E., Sjöblom V. 1983. Cod off the Coast of Finland in 1974-1982. ICES C.M. 1983/J:25

Bang, A., Gronkjer, P., Lorenzen, B. 2008 The relation between concentrations of ovarian trace elements and the body size of Atlantis cod *Gadus morhua*. ICES J. Mar. Sci. 65 (7): 1191-1197

Bagge, O. 1981. Demersal fishes. In: Voipio, A. (ed.). The Baltic Sea. Elsevier Oceanogrphic Series No. 30. Amsterdam-Oxford-New York: Elsevier Scientific Publishing Company. pp. 311-333.

Bagge O., Bay J., Steffensen E. 1993. Fluctuations in Abundance of the Baltic Cod (*Gadus morhua*) Stock in Relation to Changes in the Environment and the Fishery. NAFO Sci. Coun. Studies. 18, 35-42.

Bagge, O., Thurow, F., Steffensen, E., Bay, J. 1994. The Baltic cod. Dana. Vol. 10, 1-28.

Baranova, T. 1995. The structure of spawning cod stock in the eastern Baltic during 1972-1995. ICES CM 1995/J:9.

Bleil, M., Oeberst, R. 1997. The timing of the reproduction of cod (*Gadus morhua morhua*) in the Western Baltic and adjacent areas. ICES CM 1997/CC:02.

Conley D., Humborg C., Rahm L., Savchuk O., Wulff F. 2002. Hypoxia in the Baltic Sea and Basin-Scale Changes in Phosphorus Biogeochemistry. Environ. Sci. Technol. 36, 5315-5320.

Diaz, R., Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review. 33:245-303.

Diaz, R.J., Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. Science. 321: 926–929.

Eero, M., Hjelm, J., Behrens, J.,Buchmann, K., Cardinale, M., Casini, M., Gasyukov, P., Holmgren, N., Horbowy, J., Hüssy, K., Kirkegaard, E., Kornilovs, G., Krumme, U., Köster, F.W., Oeberst, R., Plikshs, M., Radtke, K., Raid, T., Schmidt, J., Tomczak, M.T., Vinther, M., Zimmermann, C., Storr-Paulsen, M. 2015. Eastern Baltic cod in distress: biological changes and challenges for stock assessment. ICES Journal of Marine Science. doi: 10.1093/icesjms/fsv109.

Fulton, T.W. 1904. The rate of growth of fishes. Fisheries Board of Scotland Annual Report. 22, 141-241.

Hansson M., Andersson L. 2015. REPORT OCEANOGRAPHY No. 53, 2015, Oxygen Survey in the Baltic Sea 2015. - Extent of Anoxia and Hypoxia, 1960-2015- The major inflow in December 2014. Göteborg: Swedish Meteorological and Hydrological Institute. Dostępny w: http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.99733!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Oxygen_timeseries_1960_2015_final.pdf.

Horbowa, K., Fey, D. 2013. Atlas wczesnych stadiów rozwojowych ryb. Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy. Gdynia.

Horbowy, J., Podolska, M., Nadolna-Ałtyn, K. 2016. Increasing occurence of anisakid nematodes in the liver of cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea: Does infection affect the condition and mortality of fish? Fisheries research, 179: 98-103.

ICES. 2014. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 3-10 April 2014 ICES HQ. ICES Document C. M. 2014/ACOM: 10. Copenhagen, Denmark.

Kjesbu, O.S. 1989. The spawning activity of cod. (*Gadus morhua* L.) J. Fish Biol. 34, 195-206.

Köster, F.W., Möllmann, C., Neuenfeldt, S., Vinther, M., St. John, M.A., Tomkiewicz, J. Voss, R., Hinrichsen H.-H., MacKenzie, B., Kraus, G., Schnack, D. 2003. Fish stock development in the Central Baltic Sea (1974-1999) in relation to variability in the environment. ICES Marine Science Symposia. 219: 294-306.

Łomniewski K. 1975. Stosunki termohaliczne w Morzu Bałtyckim. W: Łomniewski, K., Mańkowski, W., Zaleski J., Morze Bałtyckie. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN. s. 156-183.

MacKenzie, R.B., Gislason, H., Möllmann, C., Köster, W.F. 2007. Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. Global Change Biology. 13, 1348–1367, doi: 10.1111/j.1365-2486.2007.01369.

Majewski, A. 1987. Charakterystyka wód. w: Augustowski B. (red.) Bałtyk południowy. Wrocław, Warszawa, Kraków, Gdańsk, Łódź: Ossolineum, wydawnictwo PAN. s. 179-217.

Majewski, A. 1992. Oceany i morza. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe PWN.

Marteinsdottir, G., Steinarsson, A. 1998. Maternal influence on the size and viability of Iceland cod *Gadus morhua* eggs and larvae. Journal of Fish Biology. 52, 1241-1258.

Meeren, T., Mangor-Jensen, A., Pickova, J. 2007. The effect of green water and light intensity on survival, growth and lipid composition in Atlantic cod (*Gadus morhua*) during intensive larval rearing. Aquaculture. 265 (1-4), 206-217.

Mohrholz, V., Naumann, M., Nausch, G., Krüger, S., Gräwe, U. 2015. Fresh oxygen for the Baltic Sea – An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. Journal of Marine Systems. 148, 152-166.

Nissling, A. 2004. Effects of temperature on egg and larval survival of cod (*Gadus morhua*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea – implications for stock development. Hydrobiologia. 514, 115-123.

Nissling, A., Kryvi, H., Vallin, L., 1994. Variation in egg buoyancy of Baltic cod *Gadus morhua* and its implications for egg survival in prevailing conditions in the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 110, 67-74.

Nissling, A., Larsson, R., Vallin, L., Frohlund, K. 1998. Assessment of egg and larval viability in cod, *Gadus morhua*: methods and results from an experimental study. Fisheries Research. 38 (2), 169-186.

Nissling, A., Westin, L. 1991. Egg mortality and hatching rate of Baltic cod (*Gadus morhua*) in different salinities. Marine Biology. 111, 29-32.

Nissling, A., Westin, L., 1997. Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt Sea cod and the potential for cod stock interaction in the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 152, 261-271.

Piechura, J., Beszczyńska-Möller, A. 2003. Inflow waters in the deep regions of the southern Baltic Sea – transport and transformations. Oceanologia. 45 (4), 593-621.

Schinke, H., Matthäus, W. 1998. On the causes of major Baltic inflows – an analysis of long time series. Continental Shelf Research. 18, 67-97.

Svedäng, H., Hornborg, S. 2014. Fishing induces density-dependent growth. Nature Communications. 5: 4152.

Svedäng, H., Hornborg, S. 2015. Waiting for a flourishing Baltic cod (*Gadus morhua*) fishery that never comes: old truths and new perspectives. ICES J. Mar. Sci. (September/October 2015) 72 (8): 2197-2208. doi: 10.1093/icesjms/fsv112 First published online: June 18.

Vallin, L., Nissling, A. 2000. Maternal effects on egg size and egg buoyancy of Baltic cod, *Gadus morhua* Implications for stock structure effects on recruitment. Fisheries Research. 49, 21-37

Westin, L., Nissling, A. 1991. Effects of salinity on spermatozoa motility, percentage of fertilized eggs and egg development of Baltic cod (*Gadus morhua*), and implications for cod stock fluctuations in the Baltic. Marine Biology. 108, 5-9.

Wieland, K., Jarre-Teichmann, A., Horbowa, K. 2000. Changes in the timing of spawning of Baltic cod: possible causes and implications for recruitment. ICES Journal of Marine Science. 57, 452-464.

Wieland, K., Waller, U., Schnack, D. 1994. Development of Baltic cod eggs at different levels of temperature and oxygen content. Dana. 10, 163-177.

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych
Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

strony (41-48) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4

Plan gospodarowania zasobami węgorza w Polsce i Europie – wdrożenie i perspektywy

(Eel management plans in Poland and Europe)

Tomasz Nermer[1,*], Stanisław Robak[2], Łukasz Giedrojć[1]

[1]*Zakład Logistyki i Monitoringu*
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

[2]*Zakład Ichtiologii*
Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie
ul. Oczapowskiego 10, 10-719 Olsztyn

Streszczenie

Praca zwiera przegląd aktualnych informacji na temat stanu zasobów węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.), wliczając obligatoryjne wskaźniki biomasy i śmiertelności raportowane do Komisji Europejskiej w ramach wdrażania planów gospodarowania zasobami węgorza oraz wartość indeksu rekrutacji. Przedstawiono środki gospodarowania zapisane w Polskim Planie Gospodarowania Zasobami Węgorza oraz w państwach poławiających węgorze migrujące z dorzeczy leżących na terytorium Polski. Najnowsze dane wskazują na zły stan zasobów w większości państw członkowskich raportujących wskaźniki biomasy, jednakże efektów wdrożenia rozporządzenia 1100/2007 w postaci zwiększonego spływu węgorzy srebrzystych możemy się spodziewać po upływie jednego pokolenia węgorzy (średnio 10 lat) w wodach śródlądowych.

Słowa kluczowe: węgorz europejski, stan zasobów węgorza, plan gospodarowania zasobami

Abstract

The paper contains an overview of current information on the status of the European eel *Anguilla anguilla* (L.), including obligatory indicators of biomass and mortality rates reported to the European Commission within the framework of implementation of the Eel Management Plans, as well as the value of the recruitment index. Management measures described in the Polish Eel Management Plan, and in countries fishing for eels migrating from the river basins lying on the Polish territory were presented. The most recent data indicate the poor state of resources in the majority of Member States reporting indicators of biomass, but the effects of implementation of Regulation 1100/2007 in the form of increased silver eel escapement can be expected after one generation of eels (average 10 years) in inland waters.

Key words: European eel, state of eel stocks, management plan

Wprowadzenie

Rejestrowany od 30 lat trwały trend malejącego uzupełnienia populacji węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.) przyciągnął uwagę nie tylko administracji rybołówstwa. Efektem szerszego zainteresowania była weryfikacja obowiązujących od lat 70. XX w. zasad gospodarowania populacją ryb tego gatunku i wprowadzenie Rozporządzeniem Rady (WE) Nr 1100/2007 (Rozporządzenie 2007) nowych, mających zapobiec zmniejszeniu populacji jednego z najwyżej cenionych na rynku konsumenta gatunków ryb. Środki przewidziane w tym akcie prawnym mają zapewnić większe prawdopodobieństwo liczniejszego uzupełnienia populacji węgorza. Celem każdego planu jest zmniejszenie aktywności powodującej śmiertelność węgorzy, podejmowanej przez państwa członkowskie Unii Europejskiej. Ma to zapewnić wysokie prawdopodobieństwo spływu do morza przynajmniej 40% liczby węgorzy srebrzystych (faza migrująca następująca po fazie węgorza żółtego – żerującego i rezydentnego – rys. 1), które trafiłyby do morza w warunkach zerowego wpływu czynników antropogenicznych.

Zgodnie z przyjętymi w rozporządzeniu założeniami środki służące realizacji planów dotyczyć mają w szczególności redukcji śmiertelności połowowej, zarybień, udrażnianiu szlaków migracji, zwalczaniu drapieżników czy poprawy jakości siedlisk. Określone są w nim wymogi raportowania przez państwa członkowskie (art. 9) wyników i efektów wdrażania założeń

* *tomasz.nermer@mir.gdynia.pl*

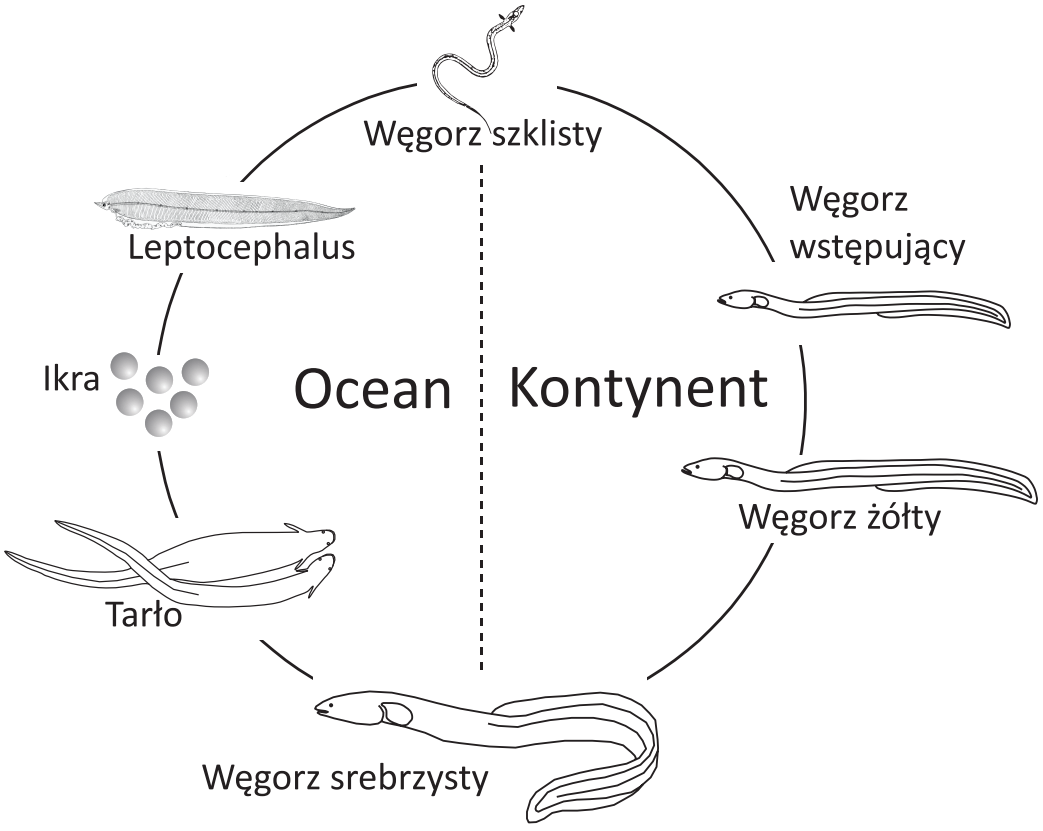
Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/

planów w sposób umożliwiający jego ewaluację. Wliczyć w to należy stosunek biomasy węgorza srebrzystego spływającego do morza na tarło lub opuszczającego krajowe terytorium do docelowego poziomu spływu, poziom nakładu połowowego dla każdego roku, poziom czynników śmiertelności spoza rybołówstwa oraz ilości złowionych węgorzy o długości poniżej 12 cm i proporcji wykorzystywania ich do zarybień bądź podchowu z przeznaczeniem konsumpcyjnym. Wymogi raportowania zostały na przełomie lat 2011/2012 opublikowane przez Komisję Europejską (KE) w postaci przewodnika do opracowania raportów sprawozdawczych zawierających wskaźniki biomasy i śmiertelności ryb, w tym:

2) śmiertelności antropogenicznej:

- wskaźnik śmiertelności połowowej ΣF,
- wskaźnik śmiertelności antropogenicznej poza rybołówstwem ΣH,
- suma śmiertelności antropogenicznych ΣA, tj. ΣA = ΣF + ΣH.

Poniższe opracowanie przedstawia informacje uzyskane ze sprawozdań z realizacji planów gospodarowania zasobami węgorza przekazanych przez państwa



Rysunek 1. Cykl życiowy węgorza europejskiego (WGEEL 2013)

1) produkcji węgorza srebrzystego (biomasy):

- wielkość biomasy węgorza srebrzystego, jaka mogłaby istnieć bez wpływu czynników antropogenicznych (B_0),
- wielkość biomasy węgorza srebrzystego podejmującego wędrówkę do miejsc rozrodu ($B_{current}$),
- wielkość biomasy węgorza srebrzystego, jaka mogłaby istnieć bez wpływu czynników antropogenicznych, wliczając zarybienia oraz śmiertelność naturalną (B_{best});

członkowskie do KE w 2012 i 2015 r. W międzyczasie w ramach podsumowania dotychczasowych działań obradowały grupy doradcze ICES Advisory Comitte (Komitet Doradczy Międzynarodowej Rady Badań Morza):

- WKEPEMP 2013 – Workshop on Evaluation Progress Eel Management Plans (Warsztat na temat oceny wdrażania planów gospodarowania zasobami węgorzy),
- ICES/EIFAC WGEEL 2013 – 2015 – Working Group on Eels (Grupa robocza ds. węgorza 2013-2015).

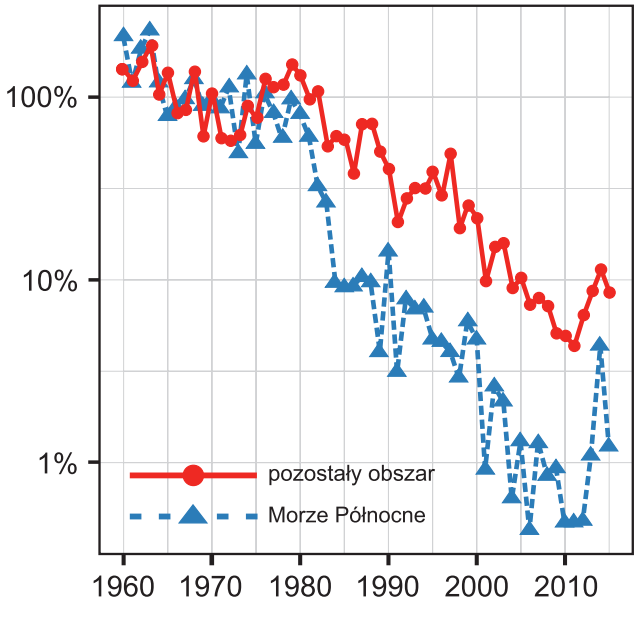
Podczas obrad poruszano zagadnienia dotyczące wskaźników rekrutacji oraz opis środków technicznych wdrożonych w celu realizacji planów przez wybrane państwa leżące w zlewni Morza Bałtyckiego.

Stan zasobów węgorza europejskiego w Europie na podstawie indeksu rekrutacji

Indeks rekrutacji określany na podstawie oceny ilości młodocianych węgorzy występujących u wybrzeży Europy Zachodniej i Afryki, a także w Cieśninach Duńskich i Bałtyku jest niezależnym wskaźnikiem pozwalającym ocenić aktualny stan i zmiany populacji węgorza. Trendy rekrutacji są badane na podstawie wyników połowowych uzyskanych w 36 rzekach lub ich estuariach. Są to dane zarówno generowane przez rybołówstwo (połów całkowity, trend wydajności), jak i niezależne, uzyskane na podstawie połowów badawczych (Nermer, Psuty 2009). Połowy badawcze to ocena liczebności węgorzy szklistych (młodych, niepigmentowanych rekrutujących z oceanu) oraz wstępujących (w 1 roku życia kontynentalnego, po pigmentacji) łowionych w specjalnych pułapkach ulokowanych na urządzeniach hydrotechnicznych.

Według wyliczeń poziom rekrutacji w 2015 r. osiągnął w Morzu Północnym 1,2%, a poza tym obszarem – 8,4% w stosunku do średniej z lat 1960-1979 (ICES 2016).

Ze względu na uznanie za niewiarygodne przez naukowców z grupy WGEEL danych uzyskanych od państw członkowskich w zakresie wskaźników stada obecna opinia o zasobach węgorza na świecie opiera się wyłącznie na indeksie rekrutacji (ICES 2015a, 2015b). Jego wartość jest tak niska, że ICES wskazuje na konieczność ograniczenia śmiertelności antropogenicznej (rybołówstwo, wędkarstwo, przeszkody na trasach migracji, zanieczyszczenia) do jak najniższego poziomu, bliskiego zeru. Podobnie brzmiące zalecenia są publikowane już od 2000 r. (ICES 2000).



Rysunek 2. Wartości indeksu rekrutacji węgorza europejskiego na podstawie danych grupy roboczej WGEEL (2016). Seria skalowana do średniej z lat 1960-1979 (100% na osi Y)

Wskaźniki stada i postęp realizacji Planu gospodarowania zasobami węgorza w Polsce (2008)

Plan gospodarowania zasobami węgorza w Polsce (PGZWP) jest realizowany na obszarze Polski w dwóch dorzeczach – Odry i Wisły. Ponadto w 2013 r. opracowano polsko-rosyjski transgraniczny plan dla dorzecza Pregoły i Zalewu Wiślanego, który aktualnie (2016) przechodzi proces zatwierdzenia przez ograny KE (Walker i in. 2016).

W ramach wdrażania PGZWP w latach 2012-2014 przyjęto działania mające na celu utrzymanie zarybiania wód dorzecza Odry i Wisły, rocznie na poziomie 2,6 mln szt. narybku obsadowego oraz redukcji śmiertelności rybackiej i pozarybackiej. W celu oceny efektów wdrażania PGZWP rozpoczęto badania monitoringowe, które realizowały placówki naukowe oraz użytkownicy obwodów rybackich. W ramach prowadzonych badań oceniano poziom odłowów gospodarczych, ilość i jakość sprowadzanego materiału zarybieniowego, analizowano cechy i struktury populacji bytujących w wodach Polski, stan i kondycję zdrowotną ryb, dynamikę i efektywność migracji tarłowej osobników srebrzystych, śmiertelność powodowaną urządzeniami hydrotechnicznymi, presję drapieżniczą kormorana czarnego oraz dynamikę i efektywność rekrutacji naturalnej. Węgorze były poddawane badaniom składu oraz zanieczyszczenia chemicznego ciała (sprawozdanie z realizacji PGZWP 2015).

Wyniki badań (Robak 2006) stanowiły podstawę do ujednolicenia wymiaru ochronnego węgorza występującego w wodach Polski, przez co wprowadzono zakaz połowu węgorza o długości całkowitej Lt mniejszej od 50 cm.

Wprowadzony wymiar ochronny gwarantuje możliwość odłowów gospodarczych i wędkarskich samic przed rozpoczęciem ich metamorfozy. Oprócz efektów biologicznych i gospodarczych ujednolicenie wymiaru ochronnego miało przyczynić się do ułatwienia kontroli obrotu gospodarczego węgorzem przez służby inspekcyjne w całej Polsce.

Przyjęto, że działania zmierzające do redukcji śmiertelności połowowej powinny w większym stopniu skupiać się na ochronie węgorza żółtego, będącego zapleczem rekrutacji osobników srebrzystych. W opinii specjalistów przygotowujących PGZWP wystarczająca dla osiągnięcia tego celu jest redukcja śmiertelności połowowej o 25%. Wspomniany poziom redukcji osiągany jest m.in. przez ustanowienie na terenie Polski **okresu ochronnego od 15 czerwca do 15 lipca** (Robak 2011).

Realizacja ustanowienia jednolitego dla wszystkich wód wymiaru ochronnego węgorza wynoszącego

50 cm jako środka redukcji połowów węgorza wymaga przebudowy narzędzi rybackich w sposób, który umożliwia chwytanie ryb wyłącznie o wymiarach większych od wymiaru ochronnego. Dlatego wraz ze zmianą wymiaru ochronnego węgorza wprowadzono obowiązek zastosowania w rybackich narzędziach służących do jego połowu sieci lub sit selektywnych o boku oczka **minimum 20 mm.**

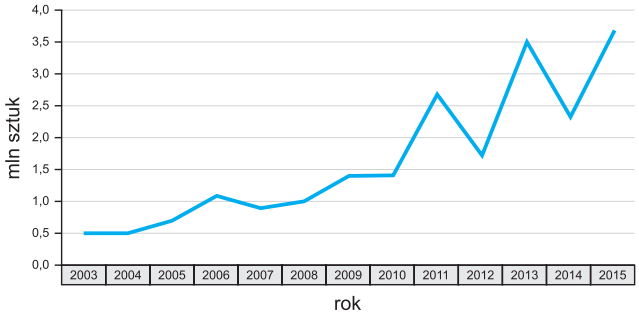
Zarybienia finansowane ze środków publicznych i dotacji unijnych były realizowane wyłącznie w strefie wód pozbawionych przeszkód hydrotechnicznych – głównie w Zalewie Szczecińskim, Zalewie Wiślanym i Zatoce Puckiej, a także w mniejszym stopniu w kilku akwenach jeziornych i rzekach północnej Polski.

Zarybienie jest jedynym środkiem zapewniającym realizację planu w Polsce i w krajach, w których nie stwierdza się już rekrutacji naturalnej. Wyniki prac eksperymentalnych Bramick i in. (2015) realizowanych w dorzeczu rzeki Havel dowodzą, iż w przypadku braku zarybień cele rozporządzenia 1100/2007 nie zostaną zrealizowane w dorzeczach o niskiej rekrutacji, nawet jeśli całkowicie wyeliminuje się śmiertelność antropogeniczną.

Rysunek 3. Zarybienia węgorzem podchowanym Zalewu Wiślanego w 2015 r.

W latach 2003-2015 wprowadzono w Polsce do wód powierzchniowych ponad 20 mln szt. narybku podchowanego, z tego 70% od czasu wdrożenia PGZWP (rys. 4).

W znikomym stopniu miały zastosowanie środki przewidziane planem, takie jak: ograniczenie drapieżniczej presji kormorana czarnego, ograniczenie nieraportowanych połowów oraz udrożnienie szklaków migracji. Kluczowe znaczenie dla realizacji planu będzie miało udrożnienie szklaków migracji, które zaplanowano do końca 2019 r. Jeśli fizyczne udrożnienie (likwidacja barier) nie będzie możliwe, istnieje możliwość działań zastępczych, takich jak: przerzucanie tarlaków, czasowe wyłączenie turbin.



Rysunek 4. Wielkość zarybień w Polsce w latach 2003-2015

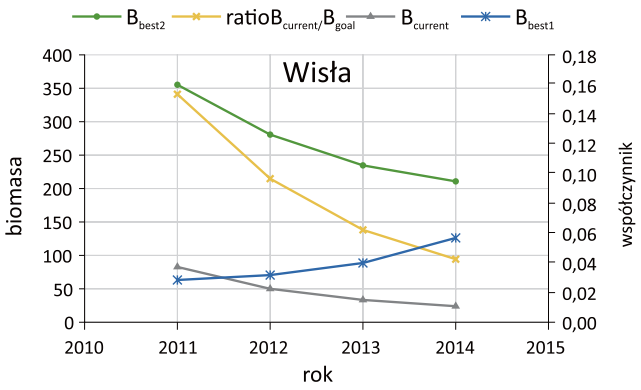
Dynamikę stada węgorza w dorzeczach Odry i Wisły zaprezentowano w Report on the implementation of the Polish Eel Management Plan in 2012-2014 (Raport wdrażania PPGZW w latach 2012-2014), stosując odpowiednio zaadaptowany model przyjęty w PPGZW, który został dopasowany do danych obejmujących okres od 1960 do 2014 r., w tym:

- odłowy rybackie i rekreacyjne dla całego okresu,
- intensywność zarybiania,
- strukturę wiekową i wielkościową osobników,
- presję drapieżniczą kormorana czarnego.

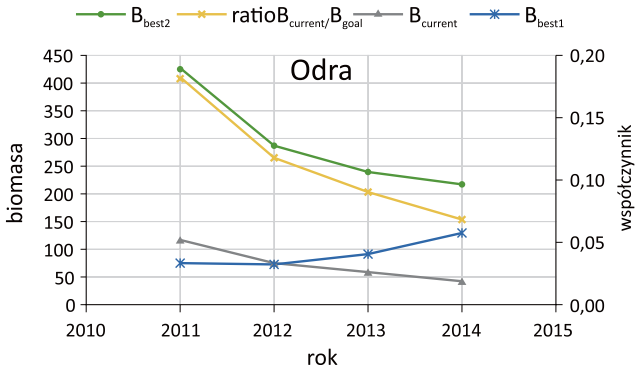
Prezentowane dane wskazują na obniżane się wskaźników biomasy węgorzy srebrzystych. Na fakt ten ma wpływ niska rekrutacja (zarybienia) w poprzedniej dekadzie oraz zbyt wolny spadek śmiertelności antropogenicznej.

Należy jednak przyjąć, że efektów w postaci zwiększonego spływu węgorza srebrzystego można oczekiwać po okresie (10 lat) odpowiadającym jednemu cyklowi życia ryby w wodach śródlądowych. Należy wliczyć w to przede wszystkim intensywne zarybienia rozpoczęte w 2011 r., których wynikiem w następnej dekadzie będzie zwiększony spływ węgorzy, o ile zmniejszone zostaną czynniki śmiertelności antropogenicznej.

W 2014 r. opracowano wspólnie ze stroną rosyjską dokument Transgraniczny plan gospodarowania zasobami węgorza europejskiego *Anguilla anguilla* (L.) w polsko-rosyjskiej strefie dorzecza Pregoły i Zalewu Wiślanego. Po przeprowadzonych konsultacjach plan został zaakceptowany przez przedstawicieli obu państw na XIV sesji Polsko-Rosyjskiej Komisji Mieszanej ds. Gospodarki Rybnej, która obradowała w dniach 26-28 listopada 2014 r. w Olsztynie. Strony uzgodniły, że przygotują i przekażą do Komisji Europejskiej i Biura CITES materiały niezbędne do otrzymania zezwolenia na eksport z Unii Europejskiej do Federacji Rosyjskiej narybku węgorza w ustalonych w dokumencie ilościach i rozmiarach.



Rysunek 5. Dynamika zmian biomasy stada węgorzy srebrzystych spływających z dorzecza Wisły wyrażona na podstawie wybranych wskaźników (Report on the implementation of the Polish Eel Management Plan in 2012-2014)



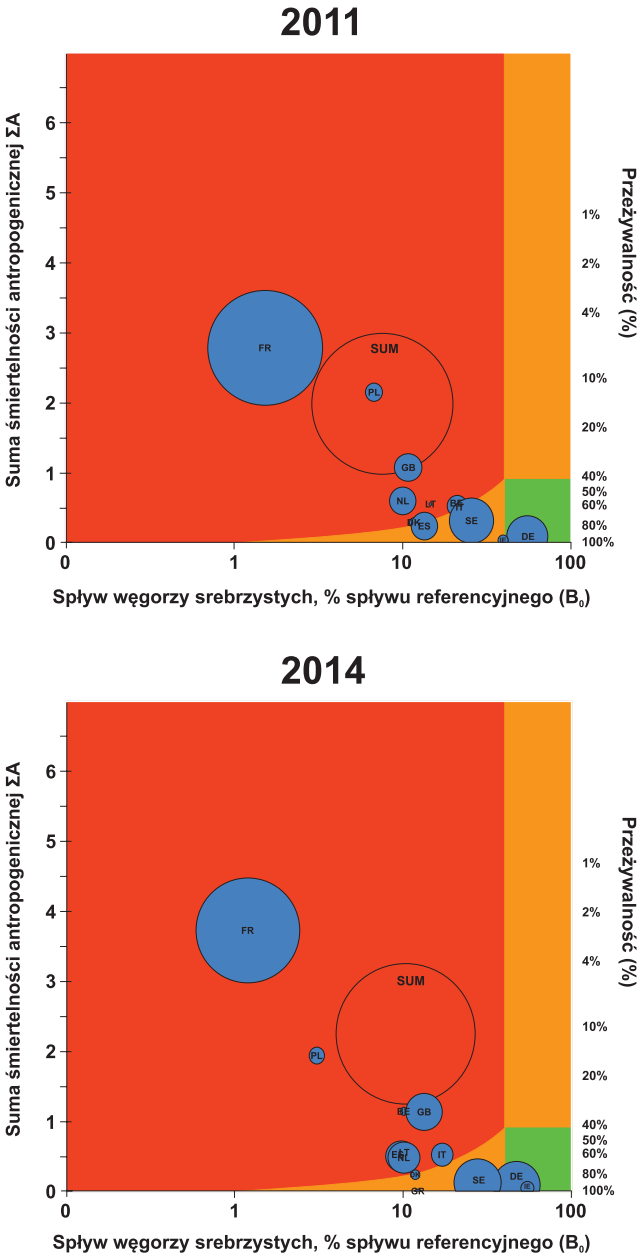
Rysunek 6. Dynamika zmian biomasy stada węgorzy srebrzystych spływających z dorzecza Odry wyrażona na podstawie wybranych wskaźników (Report on the implementation of the Polish Eel Management Plan in 2012-2014)

Wskaźniki stada i postęp realizacji planów w Europie

Na podstawie dotychczas zebranych danych w 2015 r. udostępniono informację dotyczącą wskaźników śmiertelności (ΣF, ΣH, ΣA) dla 50 europejskich dorzeczy (ICES 2015). Stwierdzono obniżenie śmiertelności w przypadku 36, a wzrost w przypadku 14 dorzeczy. Wskaźniki spływu węgorzy srebrzystych ($B_{current}$) opracowano dla 59 dorzeczy. Z przeprowadzonej analizy wynika, że w 29 dorzeczach spływ węgorzy srebrzystych się zwiększył, a w 30 – zmniejszył.

Grupa robocza ds. węgorza konkluduje, że zasoby węgorza w większości państw członkowskich nie mieszczą się w limicie biomasy zapisanej w rozporządzeniu 1100/2007 oraz że obecny poziom śmiertelności antropogenicznej nie jest na poziomie, który mógłby prowadzić do odnowienia zasobów. Podobny wniosek można wysnuć, kreśląc tzw. diagram ostrożnościowy (używany w ICES w celach wizualizacji celów i poziomów śmiertelności) (rys. 7).

Diagram przedstawia stan zasobów w 2011 i 2014 r. w postaci spływu węgorza srebrzystego jako procent spływu w okresie referencyjnym (oś pozioma) oraz śmiertelność antropogeniczną (oś pionowa). Kolory tła odpowiadają aktualnemu stanowi zasobów raportowanych przez państwa członkowskie. Kolor zielony – stan zasobów zgodny z celem rozporządzenia 1100/2007, kolor pomarańczowy – cel został osiągnięty tylko w jednym ze wskaźników, kolor czerwony – żaden z celów nie został osiągnięty (jeśli ΣA<1, $B_{current}$ < 40% B_0). Średnica pola okręgu wskazuje na wielkość biomasy węgorza srebrzystego, jaka mogłaby istnieć bez wpływu czynników antropogenicznych, wliczając zarybienia oraz śmiertelność naturalną (B_{best}) w poszczególnych państwach członkowskich, które raportowały ten



Rysunek 7. Zmodyfikowany diagram ostrożnościowy (wg ICES 2016) sporządzony na podstawie wskaźników zsumowanych z raportów ewaluacyjnych przesłanych przez państwa członkowskie w 2012 i 2015 r.

wskaźnik. Dane z diagramu pochodzą z raportu ICES 2016.

Głównym celem rozporządzenia 1100/2007 jest odnowienie zasobów, przez co niezbędne staje się ustalenie górnej granicy śmiertelności antropogenicznej (ICES 2016b). Według Dekkera (2010) 40% limit biomasy spływających węgorzy srebrzystych odpowiada limitowi śmiertelności w ciągu całego życia na poziomie ΣA = 0,92. Takiego określenia dopuszczalnego poziomu można się spodziewać w przyszłych zaleceniach ICES lub w legislacji unijnej. Dla Polski tak niski limit wiązałby się z koniecznością podjęcia natychmiastowych akcji, w szczególności ze znacznym obniżeniem śmiertelności antropogenicznej. Przykładowo: przy aktualnym stanie drożności szlaków migracji węgorza należałoby zakazać połowów w dorzeczu Wisły, a w dorzeczu Odry obniżyć nakład połowowy o ok. 50%. Całkowite udrożnienie rzek umożliwiłoby połowy w dorzeczu Odry bez konieczności wprowadzania większych zmian, natomiast w dorzeczu Wisły wymagałoby znacznej redukcji połowów. Ponadto nadal sporną kwestią pozostaje migracja ryb pomiędzy dorzeczami poszczególnych państw członkowskich znajdujących się w jednym zlewisku. Brak koordynacji może powodować, iż pomimo pojedynczo podejmowanych działań ochronnych uwolnione węgorze będą odławiane przez inne państwa, przez które przebiegają trasy migracji.

Przegląd stanu zasobów oraz sposobów gospodarowania zasobami w trzech państwach poławiających węgorze migrujące z wód Polski

Węgorze spływające z dorzeczy głównych rzek Polski, kierują się wzdłuż wybrzeży w kierunku Cieśnin Duńskich. Na ich szlakach migracji od wielu lat są wystawiane przez rybaków z Niemiec, Szwecji i Danii różnego typu narzędzia pułapkowe. Sezon połowowy węgorzy srebrzystych trwa od jesieni do wiosny, osiągając szczyt w listopadzie lub grudniu. Poniżej przedstawiono opis zarządzania oraz wdrażania planów gospodarowania zasobami węgorza w państwach, których wody morskie znajdują się na szlakach migracji węgorzy spływających z wód polskich.

Niemcy

Zarządzanie zasobami węgorza odbywa się w obrębie 9 jednostek administracyjnych (EMU), w tym w dwóch graniczących z Polską (Odra i Warnow/Penne).

Obecnie migracja węgorza srebrzystego ($B_{current}$) ze wszystkich niemieckich wód wynosi w sumie 49% w stosunku do okresu referencyjnego (B_0). W poszczególnych dorzeczach różnice są jednak dość istotne, przyjmując wartości od 4 do 123%. W pięciu dorzeczach, w których śmiertelność antropogeniczna jest bardzo niska, a zarybienia bardzo intensywne, w połączeniu z istniejącą rekrutacją naturalną przekroczono poziomy wyznaczone rozporządzeniem 1100/2007.

W dorzeczu Odry wskaźniki pozostają jednak bardzo niskie, zbliżone do raportowanych przez stronę polską. Spływ węgorzy srebrzystych systematycznie się zmniejsza, a w 2013 r. osiągnął wartość poniżej 10% okresu referencyjnego. W dorzeczu Odry funkcjonuje 89 rybaków/przedsiębiorstw rybackich, posiadających ponad 2 tysiące żaków, 7 przestaw rzecznych i 5 stałych pułapek. Według Fladunga i Bramicka (2015) w 2013 r. łącznie łowiło w dorzeczu 34 807 wędkarzy. W dorzeczu Odry zwiększono wymiar ochronny do 50 cm, wprowadzono od 1 grudnia do 28 lutego okres ochronny oraz zarybienia węgorzem szklistym i podchowanym. Do wdrożenia pozostaje likwidacja stałych przestaw rybackich. Należy dodać, że po stronie niemieckiej nie występują zapory hydrotechniczne.

Jednostka Warnow/Penne to przede wszystkim rybołówstwo przybrzeżne w wodach Rugii, graniczącej z Polską wodami terytorialnymi w Zatoce Pomorskiej. Rybołówstwo rugijskie poławia m.in. węgorze srebrzyste spływające z wód polskich.

Dania

Władze duńskie wdrożyły system kontroli i monitorowania połowów zgodnie z duńskim Planem gospodarowania zasobami węgorza. Zatem dynamika nakładu połowowego oraz poziom wyładunków węgorza są ściśle monitorowane. Rezultatem zmian przepisów było stopniowe obniżenie liczby licencji na komercyjne połowy węgorza z 406 na 289, co zaowocowało zmniejszeniem nakładu połowowego w stosunku do średniego nakładu z lat 2004-2006 o 37,3% w przypadku żaków oraz o 82,2% w przypadku sznurów haczykowych.

W ślad za redukcją nakładu połowowego odłowy węgorzy srebrzystych w wodach przybrzeżnych spadły z 427 (2006 r.) do 251 t (2014), czyli o 40%. Wciąż jednak jest to większa ilość niż teoretyczny spływ węgorzy z polskich dorzeczy.

Na wodach morskich w okresie od 10 maja do 31 lipca połowy są możliwe tylko dla rybaków komercyjnych. Poza tym nie obowiązuje okres ochronny w szczytach migracji. Redukcje w ramach rybołówstwa rekreacyjnego weszły w życie 1 lutego 2009 r. Rekreacyjne rybołówstwo węgorzowe w wodach morskich według szacunków zostało zmniejszone o 50% poprzez ustanowienie okresów ochronnych dla połowów przy użyciu żaków i sznurów haczykowych. Połowy nieprofesjonalne oszacowano na około 100 t w 2009 r. i sadzi się, że zostały zredukowane do około 55 t w 2014 r. Szacunki są wynikiem ankiet telefonicznych i internetowych dokonanych przez Narodowy Instytut Statystyki i Zasobów Wodnych Danii spośród około 10% z ok. 34 tys. zarejestrowanych wędkarzy z wymaganym zezwoleniem na prowadzenie połowów przy użyciu różnych narzędzi typu rybackiego. Rybołówstwo rekreacyjne w wodach śródlądowych zredukowano o 87,5% z poziomu ok. 16 do 2 t w 2014 r. poprzez wprowadzenie okresu ochronnego. Sezon otwarty

dla połowów na wodach śródlądowych obowiązuje przez 2,5 miesiąca, tj. od 1 sierpnia do 15 października. Wskaźniki stada na wodach śródlądowych wskazują, że niezakłócony spływ węgorzy srebrzystych wynosi około 10% spływu zakładanego w okresie referencyjnym.

Szwecja

Według statystyk komercyjne połowy morskie osiągnęły w 2014 r. ok. 210 t. Jest to dwukrotny spadek w porównaniu z 2006 r. Obecnie większość połowów koncentruje się w wodach przybrzeżnych południowej Szwecji odkąd zakazano wykonywania rybołówstwa w cieśninach Kattegat i Skagerrak. Połowy rekreacyjne w morzu zostały zakazane w 2007 r. W ramach planu gospodarowania zasobami węgorzy Szwecja corocznie kupuje narybek szklisty, który podlega kwarantannie w ośrodku hodowlanym na terenie Szwecji. W sumie w 2014 r. zarybiono wody Szwecji 3 mln szt. węgorza szklistego.

Wskaźniki biomasy w wodach śródlądowych wskazują na zły stan zasobów sięgający 15% spływu docelowego z perspektywą negatywną do 2020 r. Podobnie jak w Polsce bez zarybień, bez ograniczenia rybołówstwa i udrożnienia szlaków migracji realizacja celu przyjętego narodowym planem ochrony nie będzie możliwa.

Podsumowanie

Efekt wdrażania rozporządzenia 1100/2007 widoczny w postaci raportowanych wskaźników biomasy wskazuje, że środki podjęte przez państwa członkowskie UE w celu ochrony węgorza europejskiego są niewystarczające. Prognozy naukowców wskazują, że utrzymanie dotychczasowego poziomu śmiertelności węgorzy spowoduje dalsze negatywne implikacje dla stada. Stąd w najbliższym czasie należy spodziewać się próby ustalenia górnej granicy dopuszczalnego wskaźnika śmiertelności antropogenicznej. Wydaje się to bardzo prawdopodobne, zważywszy, że po nagłym i istotnie statystycznym wzroście poziomu rekrutacji w sezonie 2013/2014 w kolejnym roku zanotowano ponowny spadek rekrutacji naturalnej.

Polski Plan gospodarowania zasobami węgorza przewiduje zwiększenie spływu węgorzy srebrzystych od 2019 r. pod warunkiem udrożnienia szlaków migracji, co w perspektywie 3 lat wydaje się być trudnym i wymagającym zadaniem. Niewątpliwie istnieje potrzeba aktualizacji planu o badania naukowe przeprowadzone w trakcie jego realizacji, w tym weryfikację założonych wskaźników śmiertelności węgorzy podczas spływu przez elektrownie wodne.

Kolejnym elementem wymagającym pilnych rozwiązań jest koordynacja gospodarowania zasobami węgorza w zlewni Morza Bałtyckiego i Morza Śródziemnego, której brak prowadzi do niwelowania wysiłków poszczególnych państw. Należy założyć, że w przypadku braku widocznych efektów wdrażania narodowych planów ochrony gatunku czeka nas w najbliższym czasie znacząca reorganizacja gospodarki rybackiej tym gatunkiem, szczególnie w wodach naturalnych i akwakulturze.

Literatura

Brämick, U., Fladung, E., Simon, J. 2015. Stocking is essential to meet the silver eel escapement target in a river system with currently low natural recruitment. ICES Journal of Marine Science. Doi:10.1093/icesjms/fsv113.

Dekker, W. 2010. Post-evaluation of eel stock management: a methodology under construc-tion. IMARES report C056/10. pp. 69.

Deriso, R.B., Quinn, T.J., Neal, P.R. 1985. Catch-age analysis with auxiliary information. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 42: 815-824.

Fladung, E., Brämick, U. 2015. Umsetzungsbericht 2015 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. Auftraggeber: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz und Landesentwicklung. pp. 48. http://www.portalfischerei.de/fileadmin/redaktion/dokumente/fischerei/Bund/Umsetzungsbericht_deutsche_Aalbewirtschaftungsplaene_2015.pdf.

ICES. 2000. International Council for the Exploration of the Sea. ICES cooperative research report N°8 236. Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management, 1999. 237-241.

ICES. 2013. Report of the Workshop on Evaluation Progress Eel Management Plans (WKEPEMP), 13-15 May 2013, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:32. pp. 757. ICES. 2014. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCMWorking Group on Eels (WGEEL), 3-7 November in Rome, Italy. International Council for the Exploration of the Sea, ICES CM 2014/ACOM: 18. pp. 203 + 704.

ICES. 2015a. European eel (*Anguilla anguilla*) throughout its natural range. In Report of the ICES Advisory Committee. 2015. ICES Advice 2015. Book 9, Section 9.3.10

ICES. 2015b. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCMWorking Group on Eels (WGEEL), 3-7 November in Rome, Italy. International Council for the Exploration of the Sea, ICES CM 2014/ACOM: 18. pp. 203 + 704.

ICES. 2016. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEEL), 24 November – 2 December 2015, Antalya, Turkey. ICES CM 2015/ACOM:18. pp. 130.

Nermer, T., Psuty, I. 2009. Węgorz w Europie w przeddzień wprowadzenia planów gospodarowania jego populacją. Stan rybactwa w jeziorach, rzekach i zbiornikach zaporowych w 2008 roku. Wyd. IRŚ. Olsztyn.

Nermer T., Robak, S. 2014. Postęp realizacji planów gospodarowania zasobami węgorza w Europie. Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku. Wyd. IRŚ. ISBN 978-83-60111-75-8. s. 105-113.

Plan Gospodarowania Zasobami Węgorzy w Polsce. 2008. https://www.mgm.gov.pl/images/rybolowstwo/Wydzia%C5%82_RS/EMP_Polska_II_wersja_polska_

maj_2009.pdfReport on the implementation of the Polish Eel Management Plan in 2012-2014 (Raport wdrażania PPGZW w latach 2012-2014). 2015. MINROL, IRS, MIR.

Robak, S. 2006. Propozycja zmiany wymiaru ochronnego węgorza. Komunikaty Rybackie. 2: 13-16.

Robak, S. 2011. Plan gospodarowania zasobami węgorza w Polsce – przesłanki wprowadzenia okresu ochronnego. Rybacki użytkownik – kondycja polskiego rybactwa śródlądowego. Konferencja PZW, Spała 2011. 66-71.

Rozporządzenie Rady (WE) 1100/2007 ustanawiające środki służące odbudowie zasobów węgorza europejskiego.

Walker, A., Dekker, W., Poole, R. 2016. Review of the Trans-border management plan for European eel, *Anguilla anguilla*, in the Polish–Russian zone of the Pregola River basin and Vistula Lagoon (TEMPP). ICES CM 2016/ACOM:49. pp. 14.

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych
Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

strony (49-57) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4

Ekonomika polskiej floty rybołówstwa bałtyckiego w latach 2010-2014

(Economics of the Polish Baltic fishing fleet in 2010-2014)

Adam Mytlewski*

Zakład Ekonomiki Rybackiej
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

W ramach niniejszego opracowania dokonano systematyki podstawowych komponentów ekonomiki rybackiej oraz przedstawiono wielopłaszczyznowe wyniki badań tej branży w okresie od 2010 do 2014 r., dokonując jednocześnie ocen cząstkowych i syntetycznych. Problematykę opracowania ujęto w trzech płaszczyznach: badań potencjału, badań procesów połowowych oraz badań efektów połowowych i efektywności floty bałtyckiej. W ramach pierwszego zagadnienia oceniono zdolność połowową floty oraz jej wykorzystanie. W kategorii procesów połowowych badaniu poddano nakłady połowowe i uzyskaną pracochłonność tych procesów. W ostatnim aspekcie przeprowadzono badanie wyników operacyjnych i finansowych floty. W efekcie przeprowadzone analizy pozwoliły na zidentyfikowanie podstawowych problemów branży oraz na zaproponowanie kierunków działań rozwojowych.

Słowa kluczowe: ekonomika, rybołówstwo, flota rybacka, efektywność, potencjał połowowy, procesy połowowe

Abstract

The following article systematizes the concept of fisheries economics and performs multidimensional studies of the sector during 2010-2014, while conducting partial and synthetic assessments. The research issue was presented in three characteristic areas: studies on the capacity, studies on the fishing processes, as well as studies on the fishing efficiency and the Baltic fleet efficiency. In the first issue, the fleet capacity and its usage were rated. In the category of study processes, the fishing effort and the obtained workload of processes were examined. In the last aspect, the study of operational and financial results of the fleet was conducted. Consequently, the performed analyses led to the definition of basic problems of the sector and suggestions for directions of development activities.

Key words: economics, fisheries, fishing fleet, efficiency, fishing capacity, fishing processes

Wprowadzenie

Rybołówstwo bałtyckie stanowi tradycyjny i najstarszy element gospodarki morskiej w Polsce. Od setek lat stanowi źródło zaopatrzenia polskich konsumentów w ryby i jednocześnie miejsce pracy dla tysięcy pracowników. W warunkach otwartej, globalnej gospodarki ta branża jest poddana typowym wyzwaniom płynącym z nasilającej się konkurencji i rosnących wymagań klientów. Współcześnie wymaga się od rybołówstwa dostarczenia surowca dobrej jakości, na czas i w korzystnej cenie. Specyfika branży narzuca naturalne ograniczenia, takie jak: dostępność zasobów morskich i ich jakość, warunki pogodowe i możliwości technologiczne. To naturalnie przekłada się na reakcje podmiotów branży w postaci adaptacji mechanizmów rynkowych oraz presji na właściwą regulację państwa. Te czynniki determinują ekonomikę przedsiębiorstw połowowych i ekonomikę branży. Presji dostosowania do zmieniających się wymogów są poddane zarówno potencjał połowowy, procesy połowowe, jak i efektywność połowów. Te elementy z kolei przekładają się w ostatecznym wymiarze na wyniki finansowe.

Celem niniejszej publikacji jest określenie kondycji ekonomicznej polskiej floty rybołówstwa bałtyckiego na podstawie wyników w okresie 5 lat, tj. 2010-2014 oraz przedstawienie kierunków działań, jakie powinny być podjęte w celu dalszego rozwoju. Pomiar i analizę przeprowadzono w stosunku do całej branży, nie różnicując rozważań w stosunku do poszczególnych segmentów. Taki typ badań miał doprowadzić do syntetycznych wniosków nt. kondycji ekonomicznej i kierunków rozwoju.

* *amytlewski@mir.gdynia.pl*

Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/

Podstawowe mierniki operacyjne i ekonomiczne floty rybołówstwa

Badania ekonomiki floty rybołówstwa wymagają szerokiej kwantyfikacji zjawisk o charakterze zasobowym, ekonomicznymi i operacyjnym. Takie opomiarowanie stanowi podstawę podejmowania decyzji i długookresowej regulacji branży. Specyfika produkcji rybołówstwa morskiego polega na ograniczoności zasobów, jakie są dostępne w ramach eksploatowanych mórz, stąd parametry biologiczne stanowią wyjściowe założenia budowy i zarządzania flotą. Należy zwrócić uwagę, że podaż zasobów ryb należy traktować w wymiarze długoterminowym i stanowi to podstawową determinantę zarządzania potencjałem i wynikami ekonomicznymi rybołówstwa. Dalsze postępowanie jest odpowiedzią przedsiębiorstw rybackich na udostępnione zasoby. Działania te mogą być kwantyfikowane i analizowane na dwóch poziomach: operacyjnym (ilościowym) i finansowym (wartościowym) za pomocą następujących miar operacyjnych:

1. limity produkcji – TAC (ang. *Total Allowable Catches*) określające ogólną masę organizmów morskich (kwoty połowowe) dopuszczoną do odłowienia w ramach poszczególnych gatunków; te wielkości są wyrażone tonach masy lub w sztukach; te kwoty stanowią ilościowy budżet produkcji potencjalnej do wykonania;

2. potencjał floty i zatrudnienie – potencjał floty jest określony za pomocą miar globalnej pojemności GT oraz KW (Ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r.); te wartości są limitowane regulacjami unijnymi dla poszczególnych krajów; zatrudnienie stanowi drugi niezbędny element potencjału floty wyrażony w osobach lub etatach, ma ono charakter parametru ciągnionego w stosunku do potencjału i nakładu;

3. nakład połowowy – wyrażoną w KWdniach i GTdniach aktywność statków rybołówstwa w danym okresie; ta miara jest sumą iloczynów KW (lub GT) i ilości dni, w których dana jednostka przebywała w morzu, poławiając dany gatunek (gatunki); nakład może być liczony również poprzez sumowanie liczby rejsów;

4. połowy – określają masę (lub sztuki) złowionych organizmów morskich przez jednostki rybołówstwa w danym okresie; są rejestrowane na podstawie dzienników połowowych na statkach.

Efektywność operacyjna rybołówstwa może więc być mierzona w wielu aspektach porównawczych zarówno w przekroju jednego parametru (badania szeregów czasowych), jak i pomiędzy nimi w postaci wskaźników. Pomiar operacyjny może także być wyrażony w postaci wartościowej. Wówczas przedstawione wyżej parametry ulegają przekształceniu w wartości pieniężne. Do elementarnych kategorii finansowych opisujących branżę zaliczyć można:

1. wartościowy limit połowów – określający wartość sprzedaży, jaką mogą uzyskać rybacy, realizując pełne wykorzystanie kwot połowowych; ta wartość powstaje z przemnożenia limitu i średniej ceny danego gatunku ryb w analizowanym okresie;

2. kapitał lub aktywa zaangażowane w połowy – stanowią sumę wartości księgowej lub ubezpieczeniowej) aktywów (statków oraz urządzeń), jakie wchodziły w skład potencjału połowowego i wykonywały połowy w okresie lub wartość kapitałów własnych; te wartości są deklarowane przez właścicieli w sprawozdaniach RRW-19;

3. koszty działalności rybackiej – stanowią efekt realizacji nakładu połowowego; obejmują wyrażone wartościowo rodzaje nakładów, jakie poniosły statki rybackie w związku z realizowanymi połowami;

4. przychody i zyski z działalności rybackiej – stanowiące kwantyfikację wartościową sprzedanych połowów oraz efekty finansowe całej działalności; te wartości, podobnie jak i informacje kosztowe, są szacowane na podstawie deklaracji RRW-19.

Przedstawione charakterystyki operacyjne i finansowe można pogrupować do postaci macierzy danych niezbędnych do kwantyfikacji i analiz rybołówstwa. Na podstawie danych jest możliwe przeprowadzenie analiz operacyjnych, finansowych i mieszanych opisujących efektywność tych elementów. Wzór takiej tablicy został przedstawiony w tabeli 1.

Przedstawiona w tabeli 1 macierz wskaźników pozwala na ustalenie podstawowych obszarów badań analiz ekonomicznych w zakresie rybołówstwa morskiego. Zaprezentowana makieta wskaźników i mierników stanowi metodyczny punkt wyjścia dla rozważań nad ekonomiką branży.

Ekonomika rybołówstwa morskiego – istota i komponenty

Ekonomika rybołówstwa może być zdefiniowana jako nauka badająca skuteczność i efektywność zależności ekonomicznych między poszczególnymi czynnikami produkcji potrzebnymi do pozyskania organizmów morskich i świadczenia usług rybackich oraz nauka dokonująca ewaluacji zasad regulacji branży. Spektrum badań ekonomiki przedstawiono na rysunku 1.

Interpretując spektrum przedmiotowe w szerszym ujęciu, badania ekonomiki należy traktować jako zespół czynności mających na celu określenie kondycji

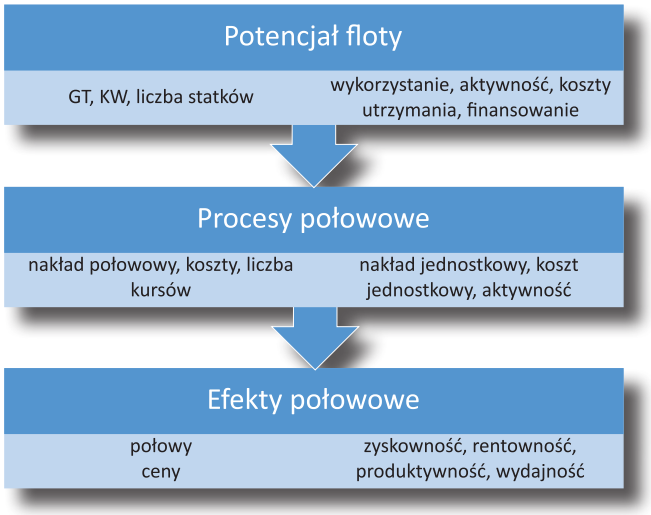
Tabela 1. Zakres mierników ekonomicznych w rybołówstwie morskim

Specyfikacja	Mierniki		Miary względne
	operacyjne	finansowe	
Limity produkcji	T – TAC	M – maksymalna wartość połowów (przychodów)	Średnie ceny sprzedaży (M/T) Struktura i dynamika limitów i cen
Potencjał	Zp – zdolność połowowa maksymalna Zr – zdolność połowowa zrealizowana Zt – zatrudnienie	Kp – zaangażowane kapitały A – aktywa	Wykorzystanie zdolności połowowej Średnia jednostkowa wartość KW i wartość GT Struktura i dynamika potencjału Zatrudnienie
Procesy połowowe	N – nakład połowowy (GT, KW, L – liczba rejsów)	K – poniesione koszty działalności	Średni jednostkowy nakład (Koszt kW – dnia i GT dnia) Struktura i dynamika produkcji
Efekty połowowe	R – połowy	Ps – zrealizowane przychody Z – zrealizowane zyski	Średnia wartość połowu Struktura i dynamika efektów Krańcowy przychód i koszt
Wskaźniki mieszane	Wykorzystanie limitów (R/T) Nakład połowowy na tonę połowu (N/R)	Produktywność kosztów (Ps/K) Rentowność sprzedaży ROS (Z/Ps) Rentowność aktywów ROI (Z/A)	Średni koszt jednostkowy nakładu (K/N) Średni jednostkowy przychód (P/N)

ekonomicznej branży czy też segmentu rybackiego. Przedmiotem takich badań będą:

1. sprawność operacyjna rybołówstwa morskiego, która może być definiowana jako zdolność do osiągania założonych celów wskazanych dla segmentów branży, a w szczególności:
   - badania potencjału floty,
   - badania nakładu połowowego,
   - badania wykorzystania potencjału i efekty połowowe.

   Determinantami sprawności operacyjnej rybołówstwa morskiego są technika i technologia wykorzystywana w procesach połowowych, zastosowane systemy przechowalnicze i wyładunkowe oraz systemy zarządzania stadami oraz ich odłowem (limity).



Rysunek 1. Przedmiotowe spektrum badań ekonomicznych w rybołówstwie (opracowanie własne)

2. efektywność finansowa rybołówstwa morskiego; prezentowane wcześniej efekty operacyjne znajdują swój wyraz w parametrach finansowych; finanse stanowią wyrażony wartościowo efekt pracy (nakładów i rezultatów) rybołówstwa morskiego; do podstawowych badań w tym zakresie można zaliczyć:
   - badania rentowności łodzi, segmentów i przedsiębiorstw rybackich,
   - badania płynności przedsiębiorstwa i branży opisującej zdolność do generowania nadwyżek gotówkowych,
   - badania obrotowości finansowej wyrażającej aktywność obrotu majątkiem,
   - badania zadłużenia.

   Przedstawione kryteria stanowią klasyczne płaszczyzny badań ekonomicznych i ich powodzenie zależy wyłącznie od jakości danych zebranych formularzach RRW. Podstawowymi determinantami są tu takie czynniki, jak: rynki zbytu i ich pojemność oraz elastyczność, rynki finansowe (możliwości finansowania), regulacje prawne oraz zakres pomocy państwa.

3. efektywność i skuteczność społeczna rybołówstwa morskiego; badania ekonomiczne branży nie powinny ograniczać się wyłącznie do kwestii finansowych, ale powinny także uwzględniać skutki społeczne i wartość dodaną wypracowaną przez branżę; w tak zdefiniowanym obszarze niezbędne jest prowadzenie:
   - badania zatrudnienia bezpośredniego i pośredniego zaangażowanego w branży,
   - badania wartości dodanej zarówno w wymiarze segmentowym, jak i łańcuchowym.

Efekty społeczne stanowią ważną płaszczyznę badań ekonomicznych rybołówstwa. Zatrudnienie ciągnione, podtrzymywanie tradycji i wartość dodana to aspekty badań, jakie powinny uzupełniać spektrum płaszczyzn zrównoważonego rozwoju. Ten często zaniedbywany w analizach aspekt ukazuje nie tylko zdolność do przynoszenia zysku, lecz także poszerzający horyzont analiz do wypracowanych wartości dla gospodarki (zyski – zatrudnienie – podatki).

Badania potencjału rybołówstwa morskiego w Polsce w latach 2010-2014

Potencjał floty rybackiej, nazywany zdolnością połowową, określa się jako zdolność statku lub grupy statków do połowu ryb (Greboval 1999). Istnieją dwa podejścia do kwantyfikacji zdolności połowowej. Podejście ekonomiczne stawia znak równości pomiędzy zdolnością połowową statku lub grupy statków a maksymalną produkcją czy też maksymalną ilością ryb, które mogą potencjalnie być złowione w określonym czasie pod warunkiem, że statki są w pełni wykorzystywane, a zasoby rybne pozostają w dobrym stanie (Marciniak 2014). Najczęściej stosowaną w statystyce publicznej krajów UE jest kwantyfikacja zdolności połowowej na podstawie pojemności ładowni statku (w GT) oraz mocy silnika statku (KW).

Inne podejście powszechnie stosowane dla celów gospodarki rybackiej opiera klasyfikację zdolności połowowej na potencjale flot do dokonania wkładu w rybołówstwo pod względem powodowania śmiertelności połowowej. Ta kwantyfikacja maksymalnego potencjalnego wkładu może być oparta na charakterystyce statku lub narzędzi połowowych. Tę charakterystykę można również określić mianem parametrów zdolności połowowej (Marciniak 2014).

Zgodnie z zaleceniami KE (Wytyczne 2014) zarządzanie zdolnością połowową flot rybackich krajów należących do Wspólnoty ma na celu osiągnięcie z biegiem czasu równowagi między zdolnością połowową flot a ich uprawnieniami do połowów. Wobec tego także w Polsce zaczęły obowiązywać wspólnotowe ograniczenia w zakresie kształtowania potencjału floty i został wprowadzony poziom referencyjny oraz tzw. system wejścia/wyjścia dający możliwość wprowadzenia nowego statku pod warunkiem wcześniejszego wycofania bez pomocy publicznej podobnej wielkości jednostki (Kuzebski i Marciniak 2009).

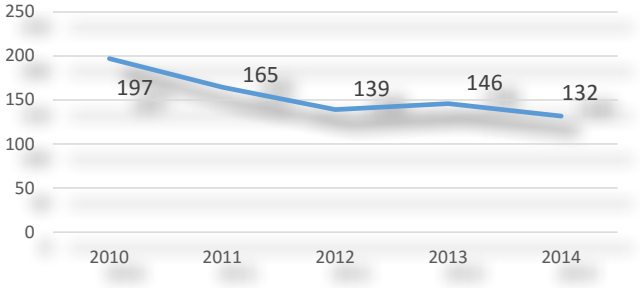
Funkcjonowanie floty i określanie jej potencjału jest związane z dwoma kategoriami ograniczeń: zewnętrznych i wewnętrznych. Do pierwszej grupy ograniczeń można zaliczyć przede wszystkim kwoty połowowe, które wyznaczają maksymalną ilość (tony, sztuki) oraz wyłączenia sezonowe. Drugą grupę wyznaczają czynniki wewnętrzne, takie jak: liczebność floty oraz parametry techniczne (GT i KW). Czynniki te limitują zdolność połowową polskiej floty bałtyckiej.

Pierwszym czynnikiem ograniczającym poddanym analizie są kwoty połowowe. Ograniczają one możliwości połowów, jakie mogą realizować statki floty rybackiej. Najniższy koszt jednostkowy połowu (pod warunkiem stałości technologii) jest osiągany w sytuacji, gdy:

$$Lp = Zp$$

gdzie:
Lp – limity połowowe
Zp – zdolność połowowa floty bałtyckiej

Niewątpliwie pomiędzy kwotami połowowymi a zdolnościami połowowymi powinna zachodzić zależność zbliżona do równości, ponieważ ta gwarantuje wspomniany wcześniej efekt kosztowy. Ze względu na długoterminowy charakter działań dotyczących kształtowania potencjału jest wskazane utrzymywanie pewnej nadwyżki zdolności połowowych w wysokości 20-30%. Podobna sytuacja ma miejsce w innych usługach, np. w transporcie (który wykazuje wiele cech pokrewnych).

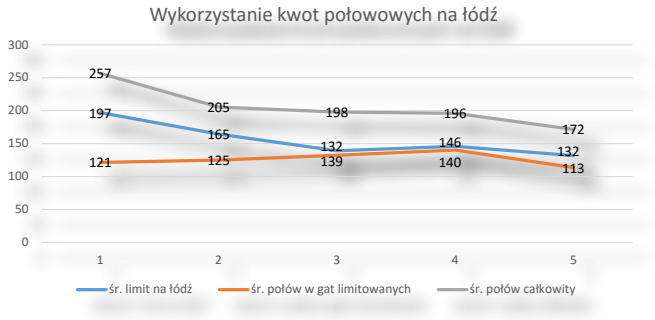


Rysunek 2. Przyznane kwoty połowowe w tonach na jednostkę floty w latach 2010-2014

W badanym okresie nastąpiła postępująca dekoncentracja kwot połowowych w przeliczeniu na jednostkę floty. Oznacza to dla każdej z łodzi mniejszy rynek i mniejsze możliwości podnoszenia efektywności oraz długookresowego rozwoju. Z drugiej strony mniejsze jednostkowe kwoty połowowe spowodowały lepsze dopasowanie połowów jednostkowych do przyznanych limitów (rys. 3).

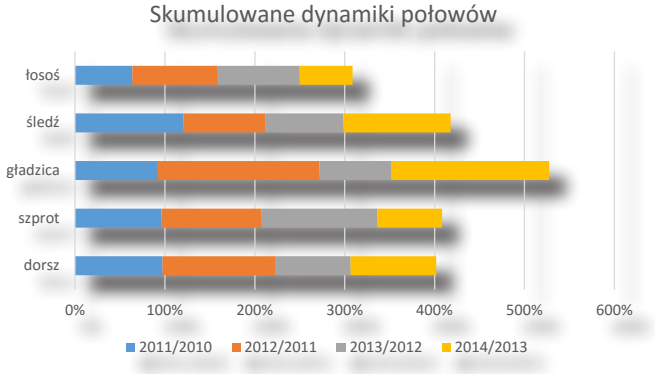
Przedstawione na rysunku 3 parametry jednostkowe wykazują w każdym przypadku tendencje spadkowe, co jest czynnikiem obniżającym efektywność i wpływającym negatywnie na koszty rybołówstwa. Postępująca atomizacja może być właściwą strategią w warunkach malejącego rynku (taką sytuację przedstawia M. Porter w przypadku rynku lamp RTV, Porter 2000) i spadających zasobów naturalnych, jednak zawsze takie postępowanie przekłada się na koszty funkcjonowania i na ceny ryb.

Schyłkowość rynku połowowego może być wyznaczona dynamiką poławianych gatunków.



Rysunek 3. Jednostkowe kwoty połowowe i połowy (limitowane i całkowite) w tys. t w latach 2010-2014

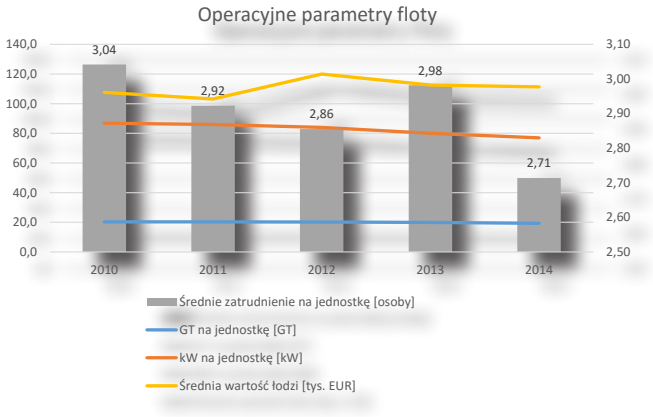
Należy tu zaznaczyć, że mimo iż większość z nich jest limitowana, nie nastąpiło w badanym okresie (poza pewnymi incydentami) pełne wykorzystanie kwot połowowych. Świadczy to o słabnącym potencjale zasobów lub o niskiej motywacji do realizacji połowów. Obraz słabnięcia potencjału poszczególnych gatunków przedstawiono na rysunku 4 z wykorzystaniem skumulowanych dynamik.



Rysunek 4. Skumulowane dynamiki poławianych ryb bałtyckich

Jak wynika z rysunku 4, tylko segment gładzicy wykazał dynamikę przekraczającą nieznacznie 500% w okresie pięcioletnim. W przypadku dorsza, szprota i śledzia wartości te osiągnęły okolice 400%, co oznacza nieutrzymywanie dotychczasowej produkcji średnio o 25% w stosunku do 2010 r. Taka sytuacja oznacza ograniczanie efektów skali w analizowanych segmentach, a tym samym presję na wzrost cen.

Drugą grupą czynników warunkujących potencjał floty są posiadane przez rybaków zasoby w postaci środków pracy oraz samej pracy. Pierwszym wymiarem potencjału jest tu majątek, tj. jego parametry operacyjne (zdolność) oraz wartość. Zdolność połowowa, jak wcześniej określono, jest prezentowana w postaci dwóch parametrów, tj.: GT oraz kW. Parametry te opisują łączną wyporność lub moc jednostek floty rybackiej. W analizowanym okresie parametry te kształtowały się na względnie stabilnym poziomie (z lekką tendencją spadkową), co wynikało z braku złomowania i wzrostu liczby drobnych jednostek. Podstawowe informacje o kształtowaniu się parametrów operacyjnych opisujących flotę bałtycką przedstawiono na rysunku 5.



Rysunek 5. Parametry operacyjne floty bałtyckiej w latach 2010-2015

Ograniczające się możliwości połowów (rynki słabnące) nie przełożyły się na zdolności połowowe floty. Co więcej mimo niekorzystnych zjawisk w zasobach naturalnych rybacy nadal zwiększali w analizowanym okresie wartości łodzi – średnio wynosiła ona 111 tys. EUR. Mimo corocznych odliczeń umorzeniowych wartość łodzi nie spada, a okresowo można zaobserwować istotne przyrosty (w 2012 r. wartość wzrosła o 14 mln EUR). W badanym okresie zarówno wartości GT, jak i kW kształtowały się na stabilnych poziomach, nie wykazując skłonności do adaptacji. Obniżeniu ulegało średnie zatrudnienie na łodzi, jednak w 2014 r. wynikała ona przede wszystkim ze wzrostu ilości łodzi, co może świadczyć o postępującej atomizacji produkcji.

Badania procesów połowowych

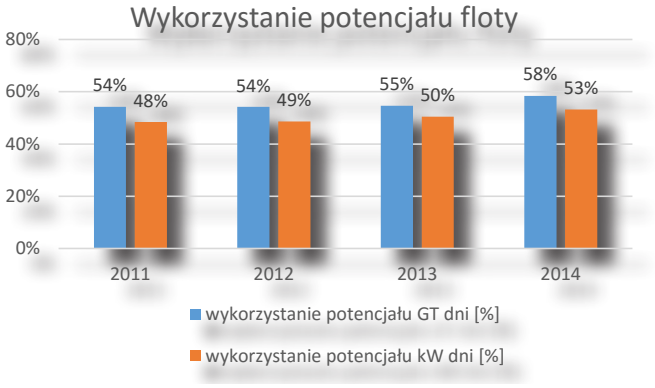
Potencjał połowowy determinuje możliwości realizacji procesów połowowych. W zależności od struktury, wielkości, narzędzi oraz technologii są kształtowane możliwości realizacji procesów połowowych. Procesy połowowe to „zaprojektowane grupy działań skierowane na osiągnięcie określonego efektu połowowego". Te zaprojektowane grupy działań tworzą fazy procesu, takie jak: przygotowanie, wypłynięcie z portu, dojście na łowisko, połów, powrót do portu, zawinięcie do nabrzeża. Sprawność procesów połowowych może być mierzona w dwóch aspektach:

1. operacyjnym – poprzez analizy struktury nakładu połowowego, zestawienia i analizy nakładów połowowych i efektów połowowych, np. GTdni;

2. finansowym – poprzez wycenę parametrów operacyjnych procesów w jednostkach pieniężnych, np. koszt kWdnia.

Pierwszym wymiarem badań procesów jest badanie nakładu połowowego. Poprzez nakład połowowy należy rozumieć wyrażane w wielkościach bezwzględnych iloczyny GT (lub kW) oraz zarejestrowanego przez CMR czasu pracy łodzi związanego z danym procesem. Miarami nakładu połowowego są więc GTdni i kWdni. W wyniku wprowadzenia tych miar można określić dwa stany tego nakładu: maksymalny i faktycznie zrealizowany w danym okresie. Nakład maksymalny (potencjalny) może być oszacowany na dwa sposoby – poprzez założenie 365 dni pracy w roku lub poprzez benchmarking w stosunku do najaktywniejszego statku w roku (liczba jego GTdni = 100%).

W dalszych rozważaniach nt. nakładu połowowego przyjęto drugą zasadę pomiaru potencjalnego nakładu. Wyniki badań jego wykorzystania przedstawiono na rysunku 6.



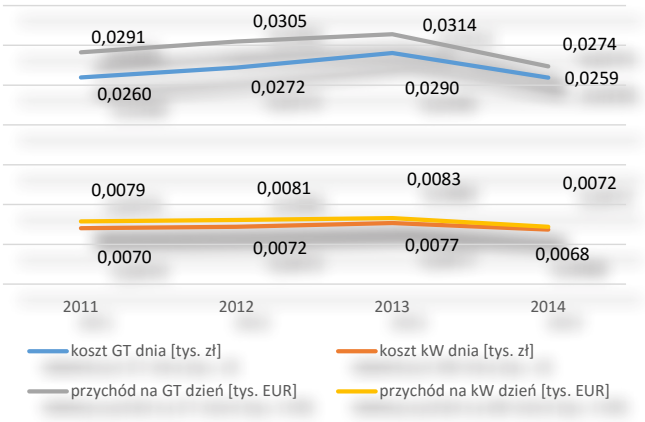
Rysunek 6. Współczynniki wykorzystania floty w odniesieniu do najaktywniejszego statku

Biorąc pod uwagę kryterium biznesowe, celem każdego racjonalnego posiadacza łodzi jest maksymalizacja wykorzystania potencjalnego maksymalnego nakładu połowowego. Ten postulat jest jednak ograniczany licznymi czynnikami, takimi jak pogoda, okresy ochronne, limity połowowe i inne. W przypadku polskiej floty bałtyckiej wykorzystanie nakładu oscyluje w okolicach 50% w przypadku pomiaru GTdniach i 55% w przypadku kWdni. Wartości te są stosunkowo stabilne, co oznacza przy spadających połowach zwiększanie się nakładu na tonę złowionych ryb. Sytuację tę przedstawiono w tabeli 2.

Przedstawione w tabeli 2 wartości wskazują na tendencję wzrostu nakładu połowowego w stosunku do tony złowionych ryb. To niekorzystne dla branży zjawisko świadczy o zwiększaniu pracochłonności połowu, co niewątpliwie przełoży się na pogorszenie wyników ekonomicznych lub wywoła wzrost cen.

Drugim aspektem badań procesów połowowych jest aspekt finansowy. Badania finansowe rybołówstwa morskiego wiążą się z koniecznością corocznego zebrania przez organy statystyki publicznej danych ekonomicznych o wynikach łodzi rybackich (formularze RRW). Na podstawie tych danych jest możliwa kwantyfikacja zjawisk w procesach.

Zaprezentowane na rysunku 7 średnie parametry finansowe nakładu połowowego potwierdzają w części opisane wcześniej wyniki operacyjne. Wprawdzie do 2013 r. średnie koszty nakładu połowowego zachowywały się podobnie do średnich przychodów, świadczy to o zmianach cen proporcjonalnych do zmian dynamiki kosztów. W 2013 r. nastąpiło jednak przełamanie tej tendencji i zmniejszyła się różnica pomiędzy przychodem i kosztem. Analizując cały okres, dynamika przychodów ze sprzedaży na GTdzień (lub kw dzień) była o 2% niższa niż dynamika kosztów GTdnia, co powodowało zmniejszanie się marży zysku.



Rysunek 7. Średnie wartości finansowe zrealizowanego nakładu połowowego (na 1 GT dzień i 1 kW dzień w latach 2010-2014

Efekty procesów połowowych

Efekty procesów połowowych to wyniki, jakie uzyskały jednostki floty w danym okresie wyrażone zarówno w jednostkach naturalnych, jak i wartościach pieniężnych. W badanym okresie połowy ulegały

Tabela 2. Nakłady połowowe na jedną tonę połowu w latach 2011-2014

Specyfikacja	2011	2012	2013	2014
Nakład połowowy na tonę połowu (GTdni)	9,9	11,6	11,0	11,8
Nakład połowowy na tonę połowu (kWdni)	36,4	43,8	41,7	44,9

systematycznemu ograniczaniu – zarówno administracyjnemu (kwoty połowowe), jak i rynkowemu (ograniczoność zasobów i ich jakość) (Kuzebski). Wartości połowów zrealizowanych w badanym okresie przedstawiono w tabeli 3.

W ramach przedstawionych wartości wskaźnika ROI można zauważyć silny trend spadkowy z 7% w 2010 r. do blisko 3% w 2014 r. Tak silne ograniczanie zysku w branży było wywołane wcześniej opisywanymi czynnikami – wzrostem pracochłonności, atomizacją produkcji oraz

Tabela 3. Zestawienie podstawowych efektów pracy rybołówstwa bałtyckiego w latach 2010-2014

Wyszczególnienie/Rok	2010	2011	2012	2013	2014
Połowy (t)	202627	161711	157253	163566	149256
Przychody bez subwencji (tys. EUR)	40 160	46 414	55 477	56 632	48 397
Subwencje (tys. EUR)	14692	16874	15333	11613	6727
Zysk (tys. EUR)	6139	5013	5964	4293	2528
Zatrudnienie (n)	2400	2300	2270	2490	2361

W przedstawionych danych nie uwzględniono subwencji dla zachowania czystości rachunku ekonomicznego. Poza tym obecne wytyczne związane z obliczaniem wskaźników ekonomicznych dotyczących floty również nie dopuszczają wliczania tych przychodów do kalkulacji. W ramach tak zidentyfikowanych mierników efektów procesów połowowych przyjęto następujące płaszczyzny oceny funkcjonowania floty rybackiej:

1. badania struktur i zależności w obrębie wyników ekonomicznych – tu kluczowymi wskaźnikami są rentowności: ROI (rentowność inwestycji) oraz ROS (rentowność sprzedaży);

2. badanie wielkości krańcowych – w szczególności dotyczyć to będzie badania średniego przychodu, kosztu i zysku w odniesieniu do 1 tony połowu i jednego zatrudnionego.

Pierwszym przyjętym w niniejszej analizie miernikiem atrakcyjności inwestycyjnej branży jest zwrot z inwestycji (ROI). Miernik ten informuje o tempie zwrotu z zainwestowanych w aktywa środków i należy go odnosić do obowiązujących w danym roku stóp zwrotu z tzw. bezpiecznych alternatyw – w szczególności obligacji skarbu państwa (Luzeńczyk, Kuzebski i Mytlewski 2015). W analizowanym okresie współczynnik ROI kształtował się na zróżnicowanym poziomie, jednak z wyraźną tendencją spadkową. Dane szczegółowe zawarto w tabeli 4.

zwiększaniem kosztu jednostkowego. Czynnikami niwelującymi negatywne efekty były wzrosty cen (i przychodów), jednak nie można oczekiwać dalszych wzrostów cen ryb bez poprawy jakości oferty. Mimo tych wszystkich czynników średni zwrot z inwestycji (ROI) w badanym okresie był umiarkowany i wyniósł blisko 5,4%, jednak z wyraźną tendencją spadkową. Dalsze utrzymywanie się niekorzystnych tendencji może doprowadzić w najbliższych latach wejścia branży w obszar deficytowości inwestycyjnej branży.

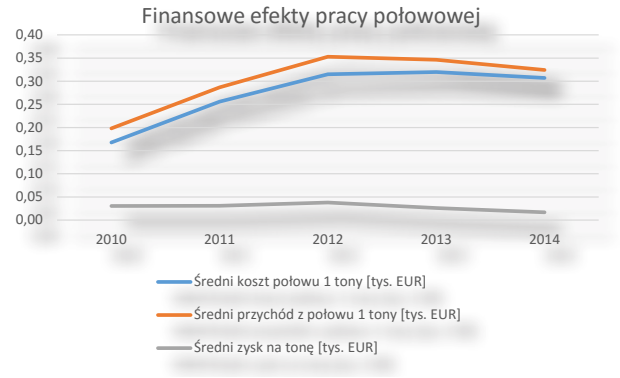
Drugim miernikiem atrakcyjności jest rentowność sprzedaży. W tym zakresie rybołówstwo bałtyckie osiągało ponadprzeciętne wyniki (nawet bez uwzględniania subwencji). Mimo jednoznacznie spadkowej tendencji tego współczynnika średni zysk przypadający na euro sprzedaży wyniósł w badanym okresie blisko 10%. Dla porównania średnia rentowność sprzedaży w transporcie drogowym wyniosła w 2014 r. 3% (Monitor branżowy PKO BP).

Efekty pracy połowowej można również analizować, porównując wielkości krańcowe. Podstawowe parametry poddane analizie to średni koszt połowu jednej tony ryb, średni przychód z jednej tony oraz zysk z jednej tony złowionych ryb. Wyniki porównania tych wielkości w latach 2010-2014 przedstawiono na rysunku 8.

W przedstawionych danych jednostkowych można zaobserwować wyraźne tendencje związane z kształtowaniem się poszczególnych kategorii ekonomicznych rybołówstwa. Przede wszystkim w badanym okresie wyraźnie wzrosła wartość poławianego surowca, co wpłynęło na przychód krańcowy (wzrost z 0,2 do

Tabela 4. Wskaźniki finansowe rybołówstwa

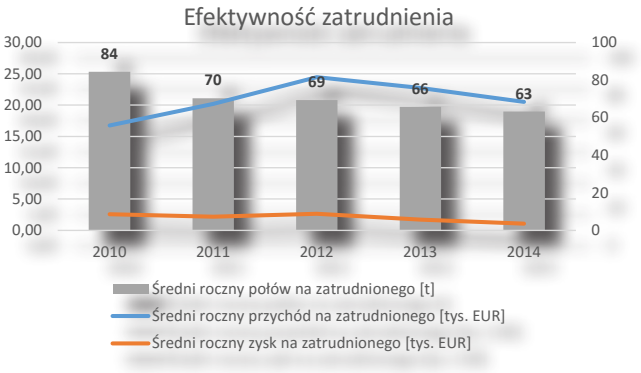
Wskaźniki względne	2010	2011	2012	2013	2014
Przychodowość majątku (%)	47	57	58	60	50
Średnia rentowność sprzedaży ROS (%)	15	11	11	8	5
Średnia rentowność inwestycji ROI (%)	7	6	6	5	3



Rysunek 8. Wartości krańcowe w połowach floty bałtyckiej w latach 2010-2014

0,31 tys. EUR w 2014 r.). Dalszy wzrost w kolejnych okresach ze względu na silną konkurencję substytutów, słabą jakość surowca i słabą ofertę niedostosowaną do wymogów rynkowych (Baranowska-Skimma 2015) wydaje się być niemożliwy. Jednocześnie wzrostowi cen nie towarzyszyły efekty skali – początkowo zyski wzrosły z 0,3 do 0,4 tys. EUR, by jednak w kolejnych okresach obniżyć się do 0,2 tys. EUR w 2014 r. Wnioski te są zbieżne z prowadzonymi wcześniej badaniami sprawności operacyjnej. Można zatem powiedzieć, że w badanym okresie mimo wzrostu średniego przychodu z 1 tony o ponad 60% nie nastąpiła poprawa struktury kosztów i przełożyło się to na zmniejszającą się stopę zysku. Przyczyn tego stanu należy poszukiwać w niedostosowaniu potencjału do długoterminowych możliwości połowu oraz we wzrastającym poziomie nakładu połowowego na 1 tonę połowu. Trzeciej przyczyny poszukiwać należy w subwencjach, które nie skłaniają do podnoszenia efektywności i obniżają motywację biznesową.

Wyniki ekonomiczne działalności połowowej można również przyrównać do zatrudnienia. Liczba zatrudnionych w badanym okresie była dość stabilna i oscylowała w przedziale 2,3-2,4 tys. zatrudnionych, co plasuje branżę rybołówstwa jako branżę marginalną w skali gospodarki kraju (0,001 PKB) (Luzeńczyk, Mytlewski i Kuzebski). Wartości krańcowe ekonomiki zatrudnienia przedstawiono na rysunku 9.



Rysunek 9. Wartości krańcowe efektów rybołówstwa w stosunku do zatrudnienia

Zaprezentowane dane obrazują spadającą produktywność zatrudnienia w rybołówstwie w wymiarze ilościowym (tony). Jak zaprezentowano, najwyższą wydajność na zatrudnionego w wymiarze ilościowym odnotowano w 2010 r. Można zauważyć, że wzrost przychodu z 1 tony opisywany wcześniej nie był skorelowany z produktywnością przychodową pracy. W efekcie produktywność wyrażona w tonach spadała, a produktywność wyrażona w przychodzie *per capita* rosła proporcjonalnie do średniego poziomu cen. Najważniejszą konkluzją jest jednak fakt, że wzrost produktywności przychodowej nie przełożył się na wzrost średniego zysku, co wynikało z obniżania sprawności operacyjnej i zwiększenia nakładu jednostkowego.

Reasumując, należy powiedzieć, że ekonomika rybołówstwa w badanym okresie charakteryzowała się dobrą kondycją i dodatnimi wynikami, jednak okres ten należy uznać za okres wyraźnego pogarszania się kondycji. Bezpieczeństwo ekonomiczne nadal jest wspierane subwencjami, których wysokość jednak będzie systematycznie malała. Stąd niezbędne są decyzje przede wszystkim dotyczące modelu funkcjonowania branży z uwzględnieniem warunków rynkowych (ceny, substytuty) oraz możliwości budżetowych państwa.

Wnioski wyznaczające kierunki rozwoju rybołówstwa bałtyckiego

Na podstawie przeprowadzonych badań długookresowych stwierdzić można dobrą kondycję polskiej floty bałtyckiej w szczególności przy uwzględnieniu subwencji. O ile sytuację ekonomiczną można określić jako dobrą, to z pewnością za niepokojące należy uznać tendencje i problemy, jakie zaobserwowano w toku niniejszych badań. Do problemów tych zaliczyć należy:

1. **degradację zasobów** – ten problem znajduje odzwierciedlenie w skumulowanej dynamice połowów, niewykorzystywaniu kwot połowowych oraz wzrastającym nakładzie połowowym; dodatkowo jest pogłębiany pogarszającą się jakością i dostępnością surowca bałtyckiego, sposobem zagospodarowania (cele paszowe) i rozwojem rynku substytutów (akwakultura i marikultura);

2. **nadmierny potencjał floty** – obecnie wykorzystanie floty mierzonej do najaktywniejszego statku wynosi ok. 50%; gdyby zastosować metody pomiaru oparte na dostępnym w ciągu roku potencjale łodzi, wskaźnik ten spadłby do poziomu 25% GTdni lub kWdni; takie wykorzystanie potencjału produkcyjnego w rybołówstwie czy jakiejkolwiek innej branży wiązałoby się z koniecznością natychmiastowej restrukturyzacji lub wsparcia ze strony państwa;

3. **słabnąca efektywność operacyjna** – jak zostało uwidocznione w badaniu, polskie rybołówstwo morskie ewoluuje w kierunku mniej wydajnego i kosztowniejszego dla konsumentów ryb modelu funkcjonowania; w warunkach ograniczoności zasobów taki model wydaje się być uzasadniony tylko przy założeniu znalezienia grupy odbiorców gotowych kupić takie ryby po wyższych cenach, ewentualnie poprzez zmiany organizacyjne dostaw czy też związane z innym zagospodarowaniem ryb (innowacje technologiczne);

4. **pogarszające się wyniki finansowe floty** – analizowany okres 2010-2014 można uznać za pozytywny finansowo i atrakcyjny dla inwestorów branży; wskaźniki finansowe nawet bez uwzględniania dotacji utrzymują branżę na korzystnym poziomie rentowności sprzedaży czy zwrotu z inwestycji; po uwzględnieniu dotacji obraz finansów rybołówstwa poprawia się znacząco; niepokojąca jest jednak systematyczna tendencja spadkowa i stałe pogarszanie się wyników w stosunku do alternatyw, co w najbliższej perspektywie może powodować degradację ekonomiczną – zwłaszcza niektórych segmentów.

Przedstawione problemy stanowią realne wyzwania, jakim będą musieli stawić czoła rybacy oraz instytucje zarządzające rybołówstwem w kolejnych okresach. Po pierwsze istotnym aspektem działań staje się przyjęcie strategii, która definiowałaby kluczowe kierunki rozwoju. Takim kierunkiem jest z pewnością właściwa stratyfikacja rybołówstwa i wskazanie modeli intensywności, jakie dedykowane byłyby danemu segmentowi rybołówstwa. Po drugie – tak zdefiniowanym segmentom należałoby wyznaczyć optymalne limity połowów (najlepiej zbywalne) oraz potencjału (zdolności), jaki jest niezbędny do osiągnięcia zakładanych wyników finansowych. Po trzecie – niezbędnym kierunkiem działania jest również wsparcie promocji jedzenia ryb bałtyckich (np. jego prozdrowotnych aspektów) oraz wsparcie poszukiwań nowych zastosowań konsumpcyjnych (Horbowy, Kuzebski i Mytlewski 2015) w celu zwiększania wartości produktów z ryb bałtyckich (innowacje technologiczne, nowe produkty). Takie pakiety działań, zorientowane długookresowo, powinny się przyczynić do dalszego rozwoju i wzmocnienia ekonomiki rybołówstwa bałtyckiego w Polsce.

Literatura

Baranowska-Skimma, A. Tempo życia Polaków wzrasta. http://www.egospodarka.pl/98725,Tempo-zycia-Polakow-wzrasta,1,39,1.htmlz,dostęp: 29.07.2015.

Gréboval, D. (ed.). 1999. Managing fishing capacity. Selected papers on underlying papers and issues. FAO, no. 386. FAO, Rome.

Horbowy, J., Kuzebski, E., Mytlewski, A. 2015. Uwarunkowania środowiskowe i ekonomiczne rozwoju rybołówstwa morskiego w Polsce. W: Badania naukowe w procesie kształtowania polskiej wizji Wspólnej Polityki Rolnej i Wspólnej Polityki Rybackiej. Praca zbiorowa pod redakcją E. Chyłek i M. Pietrasa. Wyd. Pascal. Warszawa.

Kuzebski, E. 2015. Efektywność ekonomiczna polskiej floty bałtyckiej w 2013 r. i 2014 r. Wiadomości Rybackie. Gdynia. nr 7-8. s. 206.

Kuzebski, E., Marciniak, B. 2009. Mniej statków – więcej ryb? Społeczno-ekonomiczne skutki redukcji floty rybackiej na Morzu Bałtyckim. WWF.

Luzeńczyk, A., Kuzebski, E., Mytlewski, A. Wskaźniki ekonomiczne, techniczne i socjalne do raportu za 2014 r. pt. „Raport dotyczący działań Polski, mających na celu osiągnięcie równowagi między zdolnościami połowowymi a wielkościami dopuszczalnych połowów". Raport MIR – PIB z dnia 18 maja 2015.

Marciniak, M. 2014. Wpływ zmian potencjału polskiej floty rybackiej na wyniki gospodarki rybnej. http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/205173/2/16-4-Marciniak.pdf. Ageconsearch.

Porter, M. 2000. Porter o konkurencji. PWE. Warszawa.

Szostak, S. Rakowski, M., Budny, T. 2015. Morska gospodarka rybna w 2014 r. MIR – PIB. Gdynia.

Raport branżowy PKO BP: http://www.pkobp.pl/media_files/6550c53c-6795-4859-9b09-bbb7c77cace1.pdf.

Spowolnienie w transporcie drogowym towarów (PKD 49.4) Monitor branżowy PKO BP. http://www.pkobp.pl/media_files/6550c53c-6795-4859-9b09-bbb7c77cace1.pdf.

Ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, Dz.U. 2015 poz. 222.

Wytyczne dotyczące analizy równowagi między zdolnością połowową a uprawnieniami do połowów zgodnie z art. 22 rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1380/2013 w sprawie wspólnej polityki rybołówstwa. Bruksela, dnia 2.9.2014 r. COM(2014) 545 final.

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych
Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

strony (59-68) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4

Dynamika dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego w wybranych portach polskiego wybrzeża w latach 1999-2014

(Dynamics of cod recreational fisheries in selected ports of the Polish coast during years 1999-2014)

Krzysztof Radtke[1,*], Henryk Dąbrowski[2]

[1]*Zakład Zasobów Rybackich*
[2]*Zakład Logistyki i Monitoringu*
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Celem pracy jest przedstawienie zmian rozwoju dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego w Polsce na podstawie analizy aktywności jednostek rekreacyjnych zarejestrowanych przez kapitanaty portów w latach 1999-2014. Analizie poddano dane o liczbie rejsów jednostek rekreacyjnych oraz liczbie wędkujących uczestniczących w rejsach z głównych portów dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego polskiego wybrzeża (Kołobrzeg, Darłowo, Ustka, Łeba, Władysławowo, Jastarnia, Hel). Liczba rejsów rekreacyjnych wskazuje na bardzo dynamiczny i nieprzerwany okres rozwoju rybołówstwa rekreacyjnego w latach 1999-2009. W kolejnych latach obserwowano zmniejszanie się liczby rejsów, a w 2014 r. nastąpił ich wzrost. Oprócz zmian liczebności stwierdzono również zmiany jakościowe, którym ulegało rybołówstwo rekreacyjne. Dotyczyły one zwiększenia udziału rejsów rekreacyjnych realizowanych na kilkumetrowych łodziach motorowych. Zmiany dotyczyły również sezonowości rejsów w kontekście analizowanych lat, a także realokacji aktywności połowów rekreacyjnych pomiędzy poszczególnymi portami. Prezentowane wyniki badań prowadzą jednak do konkluzji, że dorszowe rybołówstwo rekreacyjne uprawiane z jednostek pływających osiągnęło kres swojego rozwoju, wynikający głównie ze spadku zainteresowania tymi połowami.

Słowa kluczowe: morskie rybołówstwo rekreacyjne, wędkujący, kapitanaty portów

Abstract

The aim of the study is to present changes in the development of cod recreational fisheries in Poland, based on the analysis of the activity of recreational vessels registered by harbour master's offices during years 1999-2014. Data on the number of cruises performed by recreational vessels and the number of anglers participating in cruises from major ports of cod recreational fisheries of the Polish coast have been analyzed (Kołobrzeg, Darłowo, Ustka, Łeba, Władysławowo, Jastarnia, Hel). The number of recreational cruises indicates a very dynamic and continuous period of development of recreational fisheries during years 1999-2009. In subsequent years, the number of cruises decreased and in 2014 their increase was observed. In addition to quantitative changes of recreational fisheries, qualitative changes have also been observed. They concerned an increase in the participation of recreational cruises performed at several-meters motorboats. The changes related also the seasonality of cruises in the context of the analyzed years, as well as the reallocation of the activity of recreational fisheries between particular ports. The presented research results, however, lead to the conclusion that cod recreational fisheries performed from vessels reached the end of its development, resulting mainly from a decrease in interest in these catches.

Key words: sea recreational fisheries, sea anglers, harbour master's offices

Wprowadzenie

W celu scharakteryzowania pojęcia „rybołówstwo rekreacyjne", którym będziemy posługiwać się w niniejszej pracy, odwołaliśmy się do definicji połowów rekreacyjnych zaproponowanej przez Pitcher i Hollingworth (2002). Według tej definicji „Połowy rekreacyjne można zdefiniować jako łowienie ryb dla zabawy. Dodane do zabawy, mogą wystąpić dodatkowe korzyści, takie jak zysk, pożywienie i sport. Niemniej jednak, część związana z zabawą ma charakter obowiązkowy. Z drugiej strony, rybołówstwo komercyjne lub rybołówstwo zapewniające utrzymanie się przy życiu jest pracą, ale nawet poprzez pracę może być (czasami) zabawą, nie jest to jednak podstawowa motywacja". Przedstawiając w niniejszej pracy dorszowe rybołówstwo rekreacyjne, zawęziliśmy je do połowów uprawianych za pomocą wędki na jednostkach pływających. Tego typu rybołówstwo rekreacyjne zaczęło rozwijać się w Polsce na masową skalę w drugiej połowie lat 90. XX w. Powyższe stwierdzenie poparte jest udokumentowanymi zapisami wypłynięć statków rekreacyjnych

* *kradtke@mir.gdynia.pl*

Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/

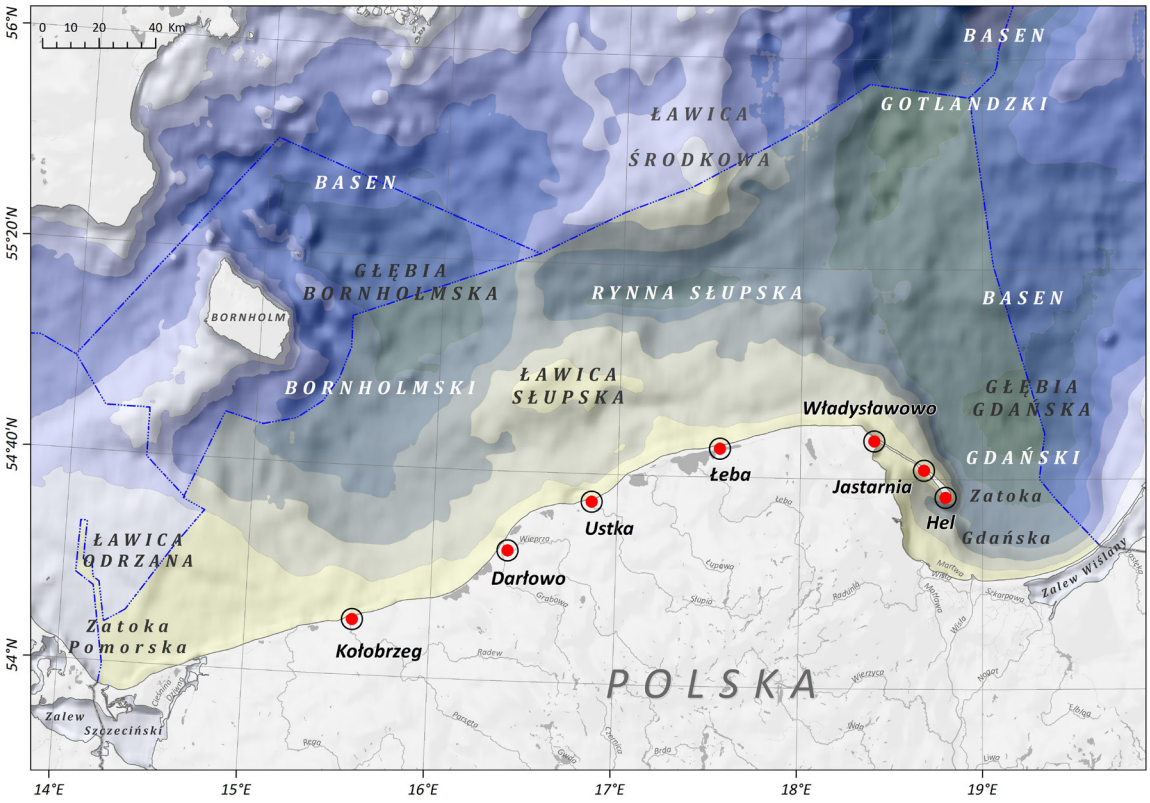
w kapitanatach portów polskiego wybrzeża. Niewątpliwie, znacznie wcześniej mogły mieć miejsce wypłynięcia rekreacyjne, jednak miały one charakter incydentalny. Jedną z najwcześniej udokumentowanych prób połowów rekreacyjnych było rozpoczęcie w 1987 r. przez Klub Wędkarstwa Morskiego z Koszalina eksploatacji dwóch 17-metrowych kutrów, które zostały przystosowane na potrzeby wędkarzy (Hesse 1995). Pomimo dużego zainteresowania połowami rekreacyjnymi Klub był zmuszony sprzedać jednostki rybakom z powodu rosnących kosztów utrzymania. Kolejny etap rozwoju tych połowów przypadł na pierwszą połowę lat 90. XX w., kiedy obserwowano najniższe połowy dorszy na Bałtyku. Ustalane niskie limity na połowy dorszy i ich szybkie odławianie (pierwsze czasowe wstrzymanie połowów dorszy w 1993 r. w celu obliczenia stopnia wykonania polskiego limitu nastąpiło już 31 marca) skłoniło kilku armatorów z Kołobrzegu i Łeby do oferowania w okresie letnim usługowych rejsów rekreacyjnych. Ważnym czynnikiem ograniczającym rozwój morskiego rybołówstwa rekreacyjnego był wysoki koszt za usługę, a także niezbyt jeszcze wysoki w tym czasie stopień zamożności społeczeństwa, uważany za bardzo istotny element decydujący o rozwoju połowów rekreacyjnych (Cowx 2002). Sytuacja zainteresowanych dorszowymi połowami rekreacyjnymi zdecydowanie się poprawiła w drugiej połowie lat 90. XX w. Od tego bowiem okresu był obserwowany systematyczny wzrost zainteresowania tymi połowami, trwający aż do 2010 r. W tym samym czasie stan zasobów tego gatunku charakteryzował się odmienną, od zainteresowania połowami rekreacyjnymi, dynamiką zmian. W latach 1995-2005 następowało zmniejszanie się zasobów dorszy do najniższych wartości obserwowanych w okresie 1966-2012 (ICES 2013). Począwszy od 2006 r. następował wzrost zasobów tego gatunku.

Zainteresowanie rybołówstwem rekreacyjnym jest ogromne i od początku rejestracji danych charakteryzowało się dużą dynamiką rozwoju. Świadczą o tym dane dotyczące liczby rejsów rekreacyjnych oraz liczby wędkujących uczestniczących w rejsach statków eksploatowanych w połowach rekreacyjnych (Radtke i Dąbrowski 2015). Dynamiczny rozwój morskiego rybołówstwa rekreacyjnego uznawany za swego rodzaju konkurencję w stosunku do floty komercyjnej przyczynił się do wprowadzenia nowych uregulowań połowów rekreacyjnych przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi odpowiedzialne wówczas za zarządzanie zasobami ryb, w postaci nowelizacji Ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (dokument ogłoszono 17 lutego 2015 r.). Nowelizacja ustawy jest jak najbardziej uzasadniona, tym bardziej że w wielu krajach morskich charakteryzujących się wysokim standardem życia i tradycjami kulturowymi połowy rekreacyjne przynoszą znaczące dochody państwu oraz – co jest niezwykle ważne – wraz z połowami komercyjnymi stanowią znaczący element w dynamice stad ryb poprzez zwiększanie śmiertelności połowowej (Draganik 1997, Cowx 2002). Do głównych zmian w zakresie regulacji rybołówstwa rekreacyjnego należy zaliczyć zniesienie obowiązku posiadania pozwolenia na wykonywanie rybołówstwa rekreacyjnego przez osoby fizyczne, wprowadzenie obowiązku sporządzania raportów z połowów rekreacyjnych prowadzonych przez armatorów statków i organizatorów zawodów sportowych, wprowadzenie rejestru wydawanych pozwoleń na wykonywanie rybołówstwa rekreacyjnego i podwyższenie opłat za wykonywanie rybołówstwa rekreacyjnego.

W polskiej literaturze publikacje dotyczące morskiego rybołówstwa rekreacyjnego są bardzo nieliczne. Nie obejmują one tak szerokiego i specjalistycznego zakresu danych dotyczących tylko rybołówstwa rekreacyjnego jak w niniejszym opracowaniu. Na przykład Jackowski (2005) zbadał wykorzystanie portów w kontekście przewozu pasażerów, wliczając również rejsy rekreacyjne, ale nie dokonał ich wyróżnienia, a samo zestawienie dotyczyło tylko portów wschodniego wybrzeża. Tematykę morskich połowów rekreacyjnych podjęto po raz pierwszy w Morskim Instytucie Rybackim – Państwowym Instytucie Badawczym w 2004 r., realizując pilotażowy projekt badawczy zatytułowany „Połowy sportowo-rekreacyjne jako nowy element rybołówstwa morskiego". Projekt miał na celu zbadanie dostępności danych, które umożliwiłyby MIR – PIB opracowanie i wdrożenie metod badawczych umożliwiających monitorowanie połowów rybołówstwa rekreacyjnego w ramach Narodowego Programu Zbioru Danych Rybackich. Polska, wraz z przystąpieniem do Unii Europejskiej, ma obowiązek realizacji ww. programu zbioru danych zgodnie z regulacjami Komisji Europejskiej (Commission Regulation (EC) No 1639/2001). W punkcie H(f) zacytowanej regulacji zapisano: „Połowy rekreacyjne i sportowe. Dla zasobów określonych w dodatku XI, Państwa Członkowskie przeprowadzają badania pilotażowe zgodne z podziałem określonym w tym dodatku. Badania te muszą umożliwiać ustalenie poziomów precyzji wyników wymaganych w przyszłości. Wnioski z tych badań powinny być przekazywane do Komisji". Aktualne przepisy Komisji i Rady Europejskiej również nakładają na kraje członkowskie obowiązek prowadzenia badań połowów rekreacyjnych (Commission Regulation (EC) No 665/2008, Council Regulation (EC) No 199/2008).

Metodyka

Podstawowe dane, które zostały wykorzystane do scharakteryzowania rozwoju morskiego rybołówstwa rekreacyjnego, uzyskano w kapitanatach portów polskiego wybrzeża (Kołobrzeg, Darłowo, Ustka, Łeba, Władysławowo, Jastarnia, Hel) (rys. 1). W tych instytucjach jest prowadzona w dziennikach portowych lub w księgach ruchu statków rejestracja wychodzących w morze jednostek rekreacyjnych, a także jest



Rysunek 1. Kapitanaty portów, w których zbierano dane o rybołówstwie rekreacyjnym (mapa opracowana przez Lenę Szymanek, MIR – PIB)

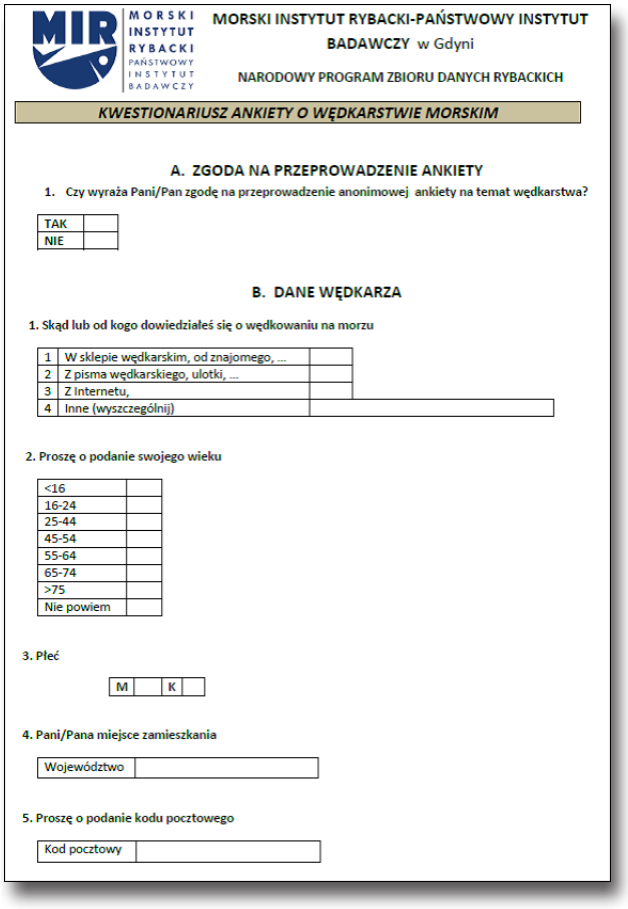
odnotowywana liczba uczestników rejsu rekreacyjnego. Zatem przedstawiona w niniejszym opracowaniu analiza rybołówstwa rekreacyjnego obejmuje tylko sektor związany z wykorzystaniem jednostek pływających. Udostępnione zapisy są co roku rejestrowane w formie elektronicznej bazy danych przez delegowanych do kapitanatów portów pracowników MIR – PIB. Pojedynczy rekord rejsu rekreacyjnego obejmuje nazwę jednostki rekreacyjnej, datę wypłynięcia i powrotu, godzinę wypłynięcia i powrotu oraz liczbę osób uczestniczących w rejsie. Pierwsza elektroniczna rejestracja danych prowadzona przez kapitanaty portów została przez MIR – PIB rozpoczęta w 2005 r. Na koniec 2014 r. baza danych zewidencjonowanych jednostek rekreacyjnych obejmowała 98862 rekordów. Ewidencja pierwszych rejsów rekreacyjnych odnotowana przez kapitanaty portów sięga początku 1999 r. Przyjęta metodyka badań wynika przede wszystkim z dostępności tego typu danych. Warto podkreślić, że podobnej ewidencji rejsów rekreacyjnych nie prowadzi się w żadnym innym kraju europejskim, a stosowana przez MIR – PIB metoda ewaluacji dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego została pozytywnie oceniona przez Grupę Roboczą do Oceny Rybołówstwa Rekreacyjnego (ICES 2014). W pracy wykorzystano również wyniki prowadzonego w ograniczonym stopniu ankietowania wędkujących, w trakcie udziału pracowników MIR – PIB w rejsach rekreacyjnych. Na rysunku 2 przedstawiono pierwszą stronę ankiety, zawierającej pytania o miejsce zamieszkania osoby ankietowanej, łącznie ankieta liczy siedem stron. Metoda ankietowa wciąż jednak znajduje się w trakcie rozwoju, a ze względu na niewielką liczbę ankietowanych (w latach 2013-2014 odpowiednio 35 i 23 wędkujących) wnioski z niej płynące nie są w pełni reprezentatywne dla całego sektora morskiego rybołówstwa rekreacyjnego.

W niniejszej pracy konsekwentnie posługujemy się terminem „wędkujący" zamiast „wędkarze". Wynika to z faktu, iż w posiadanym rejestrze bezosobowym ta sama osoba (wędkarz) mogła w danym roku wielokrotnie uczestniczyć w rejsach rekreacyjnych. Zatem przytoczone w wynikach liczby wędkujących nie są tożsame z liczbą wędkarzy (różnych osób) w Polsce, którzy w danym roku wzięli udział w morskich połowach rekreacyjnych.

Wyniki

Liczba rejsów rekreacyjnych

Z danych dotyczących zestawienia wszystkich wyjść w morze jednostek rekreacyjnych zaewidencjonowanych przez kapitanaty portów wynika, że w latach 1999-2009 obserwowano dynamiczny i nieprzerwany wzrost zainteresowania tymi połowami, wyrażony rosnącą liczbą rejsów rekreacyjnych (rys. 3, tab. 1). W latach 2010-2013 stwierdzono zmniejszanie się sumarycznej liczby rejsów rekreacyjnych. Redukcja był znacząca, gdyż liczba rejsów w 2013 r. była o 32% mniejsza niż w 2009 r. Jednak w 2014 r. nastąpił wzrost



MORSKI INSTYTUT RYBACKI-PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY w Gdyni

NARODOWY PROGRAM ZBIORU DANYCH RYBACKICH

KWESTIONARIUSZ ANKIETY O WĘDKARSTWIE MORSKIM

A. ZGODA NA PRZEPROWADZENIE ANKIETY

1. Czy wyraża Pani/Pan zgodę na przeprowadzenie anonimowej ankiety na temat wędkarstwa?

TAK	
NIE	

B. DANE WĘDKARZA

1. Skąd lub od kogo dowiedziałeś się o wędkowaniu na morzu

1	W sklepie wędkarskim, od znajomego, ...	
2	Z pisma wędkarskiego, ulotki, ...	
3	Z Internetu,	
4	Inne (wyszczególnij)	

2. Proszę o podanie swojego wieku

<16	
16-24	
25-44	
45-54	
55-64	
65-74	
>75	
Nie powiem	

3. Płeć

M		K	

4. Pani/Pana miejsce zamieszkania

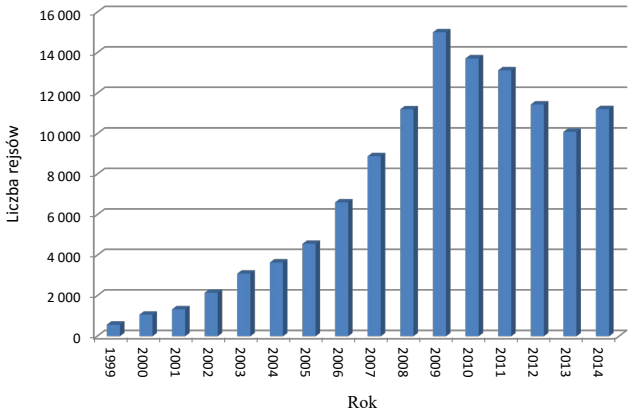
Województwo	

5. Proszę o podanie kodu pocztowego

Kod pocztowy	

Rysunek 2. Pierwsza strona ankiety

o 11% i tym samym powrót do wartości z 2008 r. i 2012 r. Rozpatrując liczbę rejsów rekreacyjnych w poszczególnych portach, stwierdzono, że w przypadku Kołobrzegu, Darłowa, Ustki i Łeby zaobserwowano taki sam trend zmian (rys. 4, tab. 1). Tylko w przypadku Władysławowa przyrost liczby rejsów



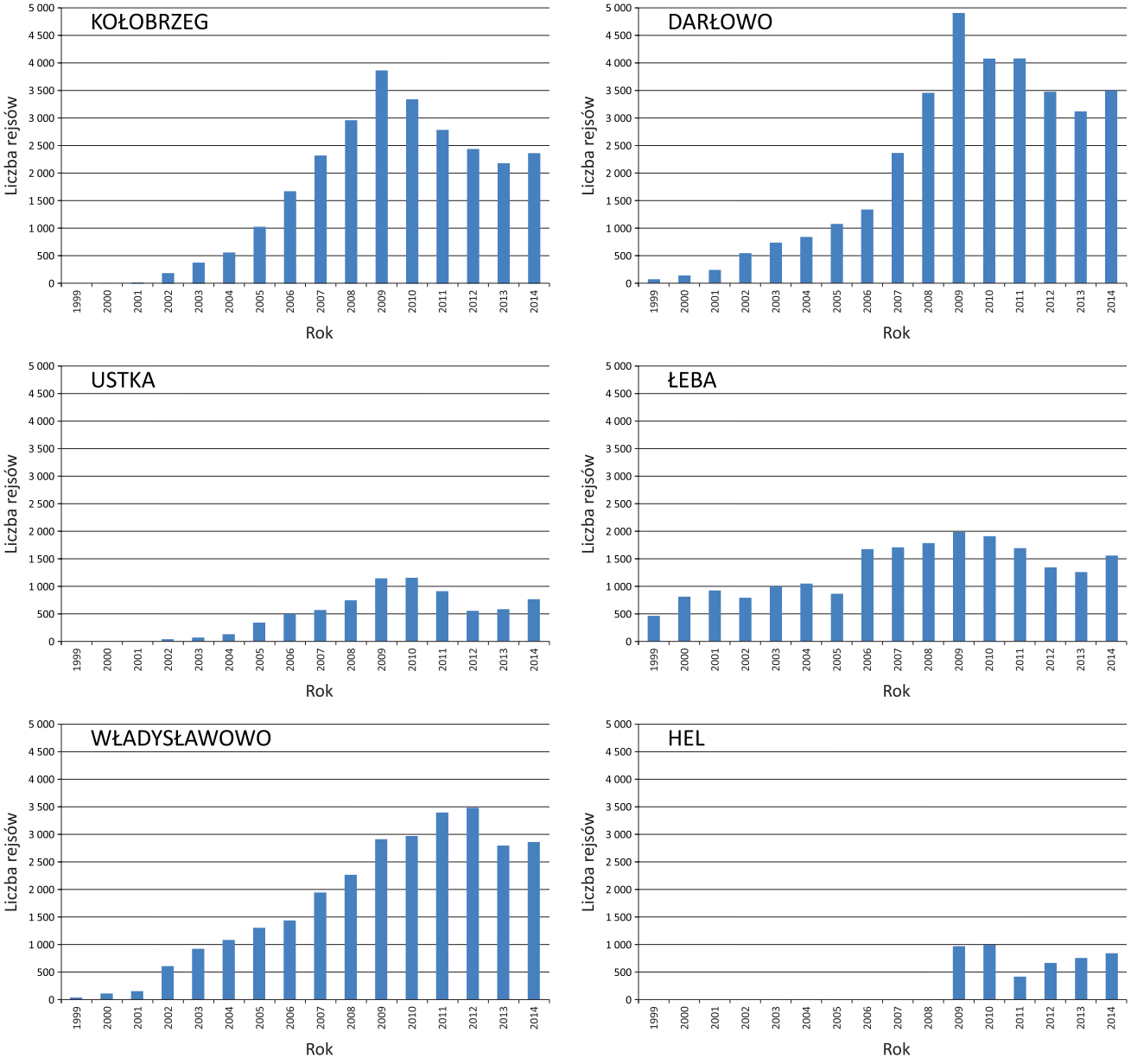
Rysunek 3. Liczba rejsów rekreacyjnych zaewidencjonowana przez kapitanaty portów

rekreacyjnych był kontynuowany do 2013 r., po czym zanotowano ich zmniejszenie, a w 2014 r. analogicznie jak we wszystkich pozostałych portach nastąpił wzrost liczby rejsów. Hel jako znacząco mniejszy port pod względem wykorzystania rybołówstwa rekreacyjnego w najmniejszym stopniu odzwierciedla ogólny trend zmian liczebności rejsów wymieniony w pozostałych portach. W zestawieniu nie ujęto Jastarni, gdyż wypłynięcia rekreacyjne z tego portu mają w znacznej mierze charakter epizodyczny, a nie systematyczny (roczna liczba wypłynięć wahała się od 12 do maksymalnie 176). Przechodząc do analizy wielkości spadku liczby rejsów (liczonego pomiędzy 2009 r. a 2013 r.), stwierdzono, że był on największy w Ustce (o 49%), a następnie kolejno w Kołobrzegu (o 44%), Łebie (o 37%) i Darłowie (o 36%). Rozpatrując dalej liczbę rejsów rekreacyjnych w ujęciu poszczególnych portów, zanotowano znacznie wyższe wartości liczby rejsów rekreacyjnych w Łebie w latach 1999-2001 w porównaniu z pozostałymi portami. Najdynamiczniej rozwijające się pod względem liczby rejsów

Tabela 1. Liczba rejsów zaewidencjonowana przez kapitanaty portów w latach 1999-2014

Rok	Kołobrzeg	Darłowo	Ustka	Łeba	Władysławowo	Jastarnia	Hel	RAZEM
1999	b.d.	71	b.d.	463	36	b.d.	b.d.	570
2000	1	139	1	814	109	b.d.	b.d.	1064
2001	20	241	5	927	151	b.d.	b.d.	1327
2002	190	544	41	793	608	b.d.	b.d.	2145
2003	380	734	71	1003	922	b.d.	b.d.	3093
2004	565	839	131	1052	1081	b.d.	b.d.	3640
2005	1032	1074	342	866	1303	b.d.	b.d.	4564
2006	1677	1336	500	1678	1436	b.d.	b.d.	6613
2007	2326	2361	569	1710	1944	b.d.	b.d.	8890
2008	2967	3453	745	1787	2267	b.d.	b.d.	11205
2009	3873	4899	1145	1990	2912	b.d.	194	15010
2010	3347	4072	1155	1913	2969	65	199	13720
2011	2790	4075	913	1696	3398	176	83	13131
2012	2444	3473	554	1345	3483	12	133	11444
2013	2185	3115	585	1262	2795	b.d.	151	10093
2014	2369	3494	765	1560	2861	b.d.	168	11217

b.d. - brak danych



Rysunek 4. Liczba rejsów rekreacyjnych w poszczególnych portach

rekreacyjnych porty Kołobrzeg, Darłowo i Władysławowo osiągnęły te wartości dopiero w latach 2003-2005. Jednocześnie Łeba i Ustka charakteryzowały się najmniej dynamicznym przyrostem liczby rejsów w całym zakresie analizowanych lat. Ponadto w Ustce zauważalny przyrost liczby rejsów (w ujęciu do tej samej skali przedstawionej na poszczególnych wykresach) zaobserwowano dopiero w 2004 r. Z porównania liczby rejsów rekreacyjnych wynika, że porty w Darłowie, Kołobrzegu i Władysławowie są zdecydowanymi liderami rankingu największej liczby rejsów rekreacyjnych organizowanych z portów polskiego wybrzeża.

Liczba wędkujących

Wyniki dotyczące sumarycznej liczby wędkujących w rejsach rekreacyjnych zarejestrowanych w kapitanatach portów zaprezentowano w tabeli 2. Analogicznie jak w przypadku liczby rejsów rekreacyjnych liczba wędkujących odzwierciedlała ten sam czasowy trend zmian. W rekordowym 2009 r. zaewidencjonowano łącznie 163,7 tys. wędkujących, którzy wzięli udział w morskich rejsach rekreacyjnych. W 2013 r. liczba ta zmniejszyła się do 126,3 tys. wędkujących, a w 2014 r. nastąpił wzrost do 133,9 tys. Również pod względem liczby wędkujących zarejestrowanych w poszczególnych portach (tab. 2) uwidacznia się analogiczny czasowy trend zmian, jaki opisano odnośnie liczby rejsów z portów. Najwięcej wędkujących przyjeżdża do Kołobrzegu (rekord w 2009 r. – 58,3 tys.) i do Władysławowa (rekord w 2012 r. – 49,7 tys.). Swoistymi rekordami są również liczby wędkujących uczestniczących w rejsach w jednym dniu. I tak we Władysławowie najwięcej odnotowano 692 wędkujących

Tabela 2. Liczba wędkujących zaewidencjonowana przez kapitanaty portów w latach 1999-2014

Rok	Kołobrzeg	Darłowo	Ustka	Łeba	Władysławowo	Jastarnia	Hel	RAZEM
1999	b.d.	746	b.d.	6079	373	b.d.	b.d.	7198
2000	b.d.	1472	8	10626	1107	b.d.	b.d.	13213
2001	b.d.	2583	47	12692	1642	b.d.	b.d.	16964
2002	41	6345	416	9833	6606	b.d.	b.d.	23241
2003	111	9482	725	13098	10212	b.d.	b.d.	33628
2004	b.d.	11240	1426	14647	12338	b.d.	b.d.	39651
2005	98	13916	3723	12025	14373	b.d.	b.d.	44135
2006	7755	18689	5892	25987	12015	b.d.	b.d.	70338
2007	34399	21887	6607	26263	20989	b.d.	b.d.	110145
2008	47553	26497	8871	27194	24305	b.d.	b.d.	134420
2009	58274	29419	12752	30072	30622	b.d.	2522	163661
2010	51227	23699	13069	30455	34077	852	2233	155612
2011	45200	21881	11331	28564	42471	1997	988	152432
2012	39552	20213	8125	21938	49744	134	1387	141093
2013	36121	21305	7009	19003	41737	b.d.	1172	126347
2014	38712	22439	8922	21115	41593	b.d.	1167	133948

b.d. - brak danych

(niedziela). Natomiast w Kołobrzegu rekord wyniósł 639 wędkujących i był odnotowany w sobotę. W odniesieniu do Kołobrzegu liczba wędkujących za lata 2000-2006 jest niekompletna, gdyż dla tych lat w większości rekordów zabrakło wpisów dotyczących liczby wędkujących. Systematyczna rejestracja rozpoczęła się w 2007 r. Natomiast w przypadku Darłowa nie objęto rejestracją liczby wędkujących uczestniczących w rejsach na łodziach motorowych. Zatem wyniki z tego portu za lata 2007-2014 należy uznać za poważnie zaniżone w kontekście wartości bezwzględnych. Mimo to trend zmian liczby wędkujących odzwierciedla faktyczne zainteresowanie tymi połowami obserwowane w latach 1999-2014.

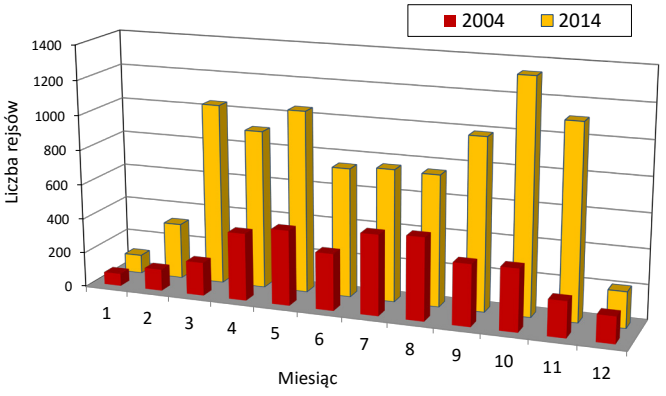
Charakter zmian morskiego rybołówstwa rekreacyjnego

W początkowych latach rozwoju rybołówstwa rekreacyjnego z jednostek pływających najwięcej rejsów odnotowywano w miesiącach letnich – lipcu i sierpniu. Jednakże w ostatnich latach na znaczeniu zyskiwały dwa główne sezony obejmujące następujące miesiące: marzec – maj i wrzesień – listopad, a więc poza latem. W celu zilustrowania wyżej opisanej zmiany sezonowości rybołówstwa rekreacyjnego przedstawiono na rysunku 5 liczbę rejsów rekreacyjnych w ujęciu miesięcy z początków pełnej dokumentacji tych rejsów (2004 r.) i na podstawie najnowszych danych z 2014 r. Niezmiennie jednak najmniej rejsów rekreacyjnych niezależnie od roku i portu obserwowano zimą – w grudniu, styczniu i lutym (rys. 5).

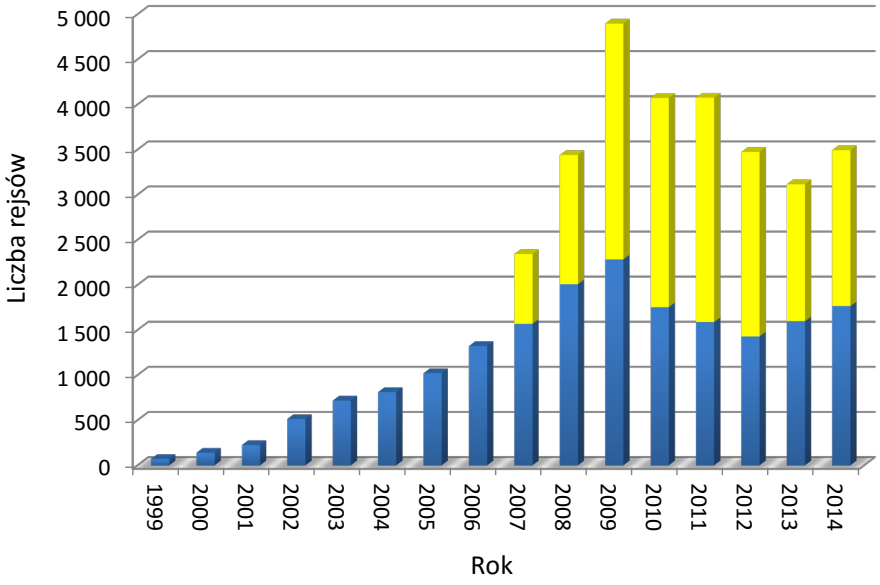
W ujęciu dni tygodnia, niezmiennie od początku badań, najwięcej rejsów rekreacyjnych występuje w sobotę i w niedzielę. Łączny udział rejsów rekreacyjnych w tych dwóch dniach tygodnia za wszystkie lata badań wyniósł 46%. Udział ten spada w lecie (lipiec, sierpień) – do 41% wszystkich rejsów.

Inną zmianą jakościową, jakiej ulegało dorszowe rybołówstwo rekreacyjne w Polsce, było również rosnące wykorzystanie małych, kilkumetrowych łodzi motorowych w rejsach rekreacyjnych. Znamienny pod tym względem jest udział tych jednostek wypływających z portu w Darłowie (rys. 6). Rejsy na motorówkach stanowiły w latach 2007-2014 od 33% do 61% udziału wszystkich zarejestrowanych rejsów rekreacyjnych w Darłowie. W latach 2013-2014 stanowiły one połowę zrealizowanych z tamtego portu rejsów (odpowiednio 49% i 50%). Wyjścia w morze łodzi motorowych początkowo obejmowały głównie lato. W ostatnich latach jednak przybywało również rejsów rekreacyjnych, które realizowano już w marcu, a także w październiku. Pomimo niewielkich rozmiarów tych łodzi zasięg ich operowania w morzu wynosi nawet kilkanaście mil.

Historycznymi zmianami, jakie dokonały się w rybołówstwie rekreacyjnym, oprócz wspomnianego rosnącego udziału łodzi było zwiększanie się



Rysunek 5. Liczba rejsów rekreacyjnych zaewidencjonowana przez kapitanaty portów w 2004 r. i w 2014 r. (przykład sezonowej zmiany aktywności jednostek rekreacyjnych)



Rysunek 6. Liczba rejsów rekreacyjnych zaewidencjonowana przez Kapitanat Portu Darłowo (kolorem żółtym na słupkach wykresu zaznaczono rejsy łodzi motorowych)

udziału jednostek rekreacyjnych, których pierwotne przeznaczenie nie obejmowało jakiejkolwiek działalności połowowej. O ile w początkowych latach rozwoju rybołówstwa rekreacyjnego (głównie lata 2000-2005) armatorzy kutrów rybackich przystosowywali je do przewożenia pasażerów, przede wszystkim w okresie letniego sezonu zakazu połowów dorszy, to z chwilą przystąpienia do UE i rozpoczęcia kasacji floty rybackiej nastąpił przyśpieszony rozwój morskich połowów rekreacyjnych poprzez m.in. włączanie do tych połowów różnego typu statków, które wcześniej nie były eksploatowane w jakiejkolwiek formie połowów: dawne pilotówki, jednostki patrolowe, statki pomocnicze żeglugi portowej i mniejsze jednostki pomocnicze Marynarki Wojennej i floty handlowej. W ostatnich kilku latach zaobserwowano również rosnące wykorzystanie w połowach rekreacyjnych statków sprowadzonych z zagranicy, których najczęściej nie eksploatowano wcześniej w połowach.

Dyskusja

Przedstawione wyniki badań dotyczące zarówno liczby rejsów rekreacyjnych, jak i liczby wędkujących wskazują na osiągnięcie przez dorszowe rybołówstwo rekreacyjne uprawiane z jednostek pływających granic swojego rozwoju. Należy podkreślić, że wyniki badań obu ww. parametrów z każdego portu niezależnie dały taką samą, bardzo spójną informację, co dodatkowo utwierdza w przekonaniu o wiarygodności przyjętej metody badawczej opartej na danych rejestrowanych przez kapitanaty portów i o realności uzyskanych wyników. Dotychczas nie objęto badaniami wypłynięć z Gdańska. Sądząc po liczbie stacjonujących tam jednostek (rotacyjnie ok. 25, z których część okresowo wypływa najczęściej z Władysławowa lub rzadziej z Helu, a wówczas są ujęte w rejestrze kapitanatów tych portów), szacowana liczba rejsów wydaje się być na poziomie zbliżonym do Ustki. Zatem uwzględnienie rejsów z Gdańska zwiększyłoby niewątpliwie sumaryczną liczbę rejsów, jednak należy sądzić, że trend zmian byłby taki sam, jak opisany w wynikach dla wszystkich portów. Obserwowana różna dynamika rozwoju rybołówstwa rekreacyjnego w poszczególnych portach wynika z wielu przyczyn. Charakterystyczna w tym przypadku jest znacznie większa liczba rejsów rekreacyjnych z portu w Łebie w latach 1999-2002 w porównaniu z pozostałymi portami dla tego samego okresu. Świadczy to o dominującym znaczeniu Łeby w początkowych latach rozwoju morskiego rybołówstwa rekreacyjnego w Polsce. Również informacje uzyskane od armatorów statków rekreacyjnych z Łeby przemawiają za powyższym faktem. Jednak w kolejnych latach głównie w Kołobrzegu, Darłowie i we Władysławowie następował szybki przyrost liczby wędkujących, podczas gdy w Łebie był on niewielki. Za jedną z przyczyn zdecydowanie mniejszej dynamiki wzrostu liczby rejsów w Łebie, ale i również w Ustce, uważa się istnienie konkurencji pomiędzy portami i samymi armatorami pod względem jakości oferowanych usług i atrakcyjności rejsu oraz atrakcyjności pobytu w danej miejscowości (np. w Łebie „Festiwal Pomuchla", we Władysławowie zawody o „Puchar Szkunera", „Bursztynowy Dorsz" i „Festiwal Dorsza"). Dodatkowym elementem powodującym realokacje wędkujących pomiędzy portami jest atrakcyjność i dostępność łowisk (głównie do połowów dorszy). W odniesieniu do Łeby i Ustki dominują głównie wody płytsze, tym

samym dostęp do wydajniejszych, głębszych łowisk wymaga wydłużenia czasu płynięcia statku, co skraca efektywny czas poświęcony na połowy. Natomiast łowiska władysławowskie charakteryzują się bliskością głębszych łowisk, co zwiększa szansę złowienia dorszy o większych rozmiarach, stanowiących ważne trofeum wędkarskie. Z portu w Kołobrzegu wypływa z kolei najwięcej wędkujących, którzy pochodzą z Niemiec, głównie z uwagi na bliskość granicy. Dodatkową atrakcją dla wędkujących z Niemiec jest niższa cena za rejs w Polsce. Niewątpliwie fakt, że główne centra rejsów rekreacyjnych mieszczą się w najważniejszych portach polskiego wybrzeża wynika z uwarunkowań związanych z logistyką tych miejsc – łatwy dojazd, rozwinięte zaplecze gastronomiczno-noclegowe, dostępność sklepów wędkarskich i wreszcie duży wybór jednostek rekreacyjnych znajdujących się w ofercie tych portów. Ułatwiony dojazd jest ważnym czynnikiem, gdyż większość wędkujących w latach 2013-2014 pochodziła spoza województw nadmorskich (pomorskie i zachodniopomorskie; 2013-2014 odpowiednio 66% i 61% wędkujących). Dane te uzyskano na podstawie analizy pytania dotyczącego województwa, w którym wędkujący zamieszkuje, zawartego w ankietach przeprowadzonych przez pracowników MIR – PIB w trakcie rejsów rekreacyjnych. Należy oczekiwać, że morskie rybołówstwo rekreacyjne uprawiane z jednostek pływających nie zaniknie, a zainteresowanie nim wyrażone jako liczba rejsów rekreacyjnych będzie w kolejnych latach fluktuować, utrzymując się jednak na wysokim poziomie. Rozwojowi rybołówstwa rekreacyjnego na pewno będą sprzyjać najnowsze uregulowania prawne dopuszczające w odniesieniu do armatora statku oferującego odpłatne rejsy rekreacyjne, nielimitowane połowy dorszy dla każdego z uczestników rejsu, pod warunkiem sporządzania przez kapitana statku dziennego raportu z połowów rekreacyjnych (rozporządzenie w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich poławianych przy wykonywaniu rybołówstwa rekreacyjnego oraz szczegółowego sposobu i warunków wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego). Ułatwieniem jest również zniesienie dla osób fizycznych (wędkarzy) obowiązku posiadania pozwolenia na połowy rekreacyjne, a połowy dla tych osób dopuszcza się na podstawie dowodu uiszczonej opłaty. Limit połowowy dorszy w takim wypadku wynosi 14 sztuk (nierejestrowany).

Współistnienie na tym samym obszarze i eksploatowanie przez rybołówstwo rekreacyjne i komercyjne tych samych zasobów dorszy rodzi na tym tle konflikty. Wzajemne oskarżenia dotyczą nadmiernych połowów, wyławiania tarlaków i dorszy młodocianych oraz nielegalnej sprzedaży połowu. Prowadzenie rybołówstwa w tych samych miejscach skutkuje czasami zahaczaniem narzędzi połowów. Znane są przypadki wyciągnięcia wraz dorszowymi netami kilkudziesięciu pilkerów (sztucznej przynęty rybołówstwa rekreacyjnego) zahaczonych w oczkach tego stawnego narzędzia połowowego rybołówstwa komercyjnego. W odniesieniu do obowiązującego prawa duże zastrzeżenia ze strony rybaków budzi fakt nieobjęcia rybołówstwa rekreacyjnego corocznie obowiązującym letnim (lipiec – sierpień) okresem ochronnym na połowy dorszy wschodniobałtyckich (Council Regulation (EC) No 1098/2007).

Zagadnieniem budzącym również kontrowersje wśród rybaków był realizowany od 2004 r. program kasacji polskiej floty rybackiej współfinansowany ze środków Unii Europejskiej. Wynikał on ze zbyt wielkiego potencjału połowowego polskiej floty rybackiej w Morzu Bałtyckim w stosunku do wielkości zasobów, szczególnie dorszy (Horbowy i Kuzebski 2006). Jednocześnie gdy złomowano statki rybackie, następował – jak to można stwierdzić na podstawie niniejszego opracowania – dynamiczny rozwój rybołówstwa rekreacyjnego. Zatem z jednej strony redukowano flotę rybacką, a z drugiej strony rósł nakład połowowy dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego, co uwidoczniło się w postaci wzrastającej w kolejnych latach liczby rejsów rekreacyjnych. Przyjmuje się, że wielkość połowu, jaką można uzyskać za pomocą statku rybackiego, jest wyższa niż w odniesieniu do statku rekreacyjnego. Tym samym znaczenie rybołówstwa rekreacyjnego może być lekceważone, gdyż pozornie w niewielkim tylko stopniu oddziałuje na zasoby ryb. Jednak przykład dorszy stada zachodniobałtyckiego pokazuje, że w szczególności gdy stado charakteryzuje się niskimi zasobami, presja rybołówstwa rekreacyjnego może w sposób znaczący oddziaływać na ich stan, a zatem powinno być uwzględniane w ocenie wielkości zasobów, a także w zarządzaniu nimi (Strehlow i in. 2012).

Omówione w rozdziale zmiany, jakim ulegało rybołówstwo rekreacyjne – wzrost udziału rejsów rekreacyjnych na łodziach motorowych, przyczyniają się do podtrzymywania rozwoju morskiego rybołówstwa rekreacyjnego poprzez wzrost jego atrakcyjności. Rejsy na łodziach ze względu na maksymalnie kilkuosobowy udział wędkujących tworzą bliższą więź pomiędzy uczestnikami rejsu, którzy często są członkami rodzin lub kilkuosobowymi grupami przyjaciół. Ponadto tak niewielka jednostka jest bardziej mobilna. Łatwiej również osiągnąć kompromis pomiędzy wędkującymi (wybór łowiska, czas pozostawania na nim, wydłużenie czasu trwania rejsów) niż na statkach rekreacyjnych, na których najczęściej przebywa kilkunastu, a niejednokrotnie kilkudziesięciu, często obcych sobie wędkujących. Niezależnie od zmian, jakim ulegało morskie rybołówstwo rekreacyjne, aby uczynić je atrakcyjniejszym i tym samym sprostać rosnącym wymaganiom wędkarzy, dalszy wzrost ponad maksymalne obserwowane wartości jest mało prawdopodobny. Pewną konkurencję w stosunku do rybołówstwa rekreacyjnego dorszy stanowić będzie rozwijające się rybołówstwo rekreacyjne polegające na holowaniu przynęty za płynącą łodzią (trolling) (Ramutkowski 2013). Połowy tą metodą dotyczą głównie ryb łososiowatych

(łosoś, troć), ale także belon i sandaczy. Na podstawie artykułu Ramutkowskiego (2013) można wnioskować, że ta metoda połowów rekreacyjnych charakteryzuje się ograniczoną konkurencyjnością w stosunku do dorszowych połowów rekreacyjnych i raczej nie odciągnie zbyt wielu wędkujących od połowów dorszy. Wynika to głównie z krótszego w ciągu roku okresu połowów (łososi od jesieni do wiosny – w czasie żerowania, belon w okresie maj – czerwiec – tarło na Zatoce Puckiej), ograniczonego rejonu połowów (głównie Zatoka Gdańska), wyższego kosztu rejsu rekreacyjnego i wysokiego kosztu budowy łodzi trollingowej, zaprojektowanej według surowych wymagań (zapas mocy, uzyskiwane duże prędkości, połowy zimą). Pewną rolę w kontynuowaniu rozwoju dorszowego rybołówstwa, chociaż uważaną za nieznaczną, mogą odegrać łodzie wodowane prosto z brzegu z ciągnionych przyczep. Ten rodzaj połowów rekreacyjnych nie jest objęty ewidencją kapitanatów portów, gdyż jest dokonywany z różnych miejsc linii brzegowej, często poza przystaniami rybackimi. To rybołówstwo rekreacyjne jest jednak limitowane warunkami pogodowymi i ogranicza się do kilku miesięcy w roku. Mimo wszystko zaprezentowane wyniki badań skłaniają do stwierdzenia, że okres dynamicznego rozwoju dorszowe rybołówstwo rekreacyjne uprawiane z jednostek pływających ma już za sobą.

Wnioski

Okres dynamicznego rozwoju dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego został zakończony.

Rybołówstwo rekreacyjne ulegało zmianom jakościowym, które objęły wzrost wykorzystania łodzi motorowych w rejsach rekreacyjnych oraz przesunięcie głównej aktywności rekreacyjnej z miesięcy letnich na wiosenne i jesienne.

Monitorowanie zmian rybołówstwa rekreacyjnego jest konieczne w kontekście istniejących konfliktów z rybołówstwem komercyjnym i oceną wpływu tego rybołówstwa na stan zasobów dorszy bałtyckich.

Rybołówstwo rekreacyjne jest uważane za ważny czynnik w rozwoju gospodarczym obszaru pasa nadmorskiego.

Podziękowania

Autorzy składają serdeczne podziękowania Kapitanom i Bosmanom Portów za udostępnienie dokumentacji oraz wszechstronną i życzliwą pomoc okazywaną autorom niniejszego opracowania w trakcie delegacji w podległym Kapitanom placówkach.

Dane wykorzystane w opracowaniu zostały zebrane w ramach Wieloletniego Programu Zbioru Danych Rybackich.

Literatura

Commission Regulation (EC) No 1639/2001 of 25 July 2001 establishing the minimum and extended Community programmes for the collection of data in the fisheries sector and laying down detailed rules for the application of Council Regulation (EC) No 1543/2000. Official Journal of the European Communities L 222/53, 17.8.2001.

Commission Regulation (EC) No 665/2008 of 14 July 2008 laying down detailed rules for the application of Council Regulation (EC) No 199/2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. Official Journal of the European Union L 186/3, 15.7.2008.

Council Regulation (EC) No 1098/2007 of 18 September 2007 establishing a multiannual plan for the cod stocks in the Baltic Sea and the fisheries exploiting those stocks, amending Regulation (EEC) No 2847/93 and repealing Regulation (EC) No 779/97.

Council Regulation (EC) No 199/2008 of 25 February 2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. Official Journal of the European Union L 60/1, 5.3.2008.

Cowx, I.G. 2002. Recreational Fishing. W: Hart, J.B., Reynolds, J.D. [ed.] Handbook of fish biology and fisheries. Vol. 2. Fisheries. Blackwell Publishing Oxford. 367-390.

Draganik, B. 1997. Recreational fishery – an alternative to commercial fishing. Bull. Sea Fish. Inst. Gdynia. 3 (142): 85-95.

Hesse, T. 1995. Próby przystosowania kutrów rybackich do celów wędkarstwa sportowego. W: Abstrakty seminarium Wędkarstwo w polskich obszarach morskich – stan obecny i perspektywy. Morski Instytut Rybacki. Gdynia. 6-8.

Horbowy, J., Kuzebski, E. 2006. Wpływ funduszy strukturalnych UE na stan floty i zasobów w rybołówstwie bałtyckim. WWF Polska. Morski Instytut Rybacki. Gdynia.

ICES. 2013. Report of the ICES Advisory Committee 2013. ICES Advice, 2013. Book 8. Baltic Sea. pp. 1-149.

ICES. 2014. Report of the Working Group on Recreational Fisheries Surveys (WGRFS), 2-6 June 2014. ICES CM 2014\ ACOM:37.

Jackowski, E. Porty i przystanie rybackie wschodniego wybrzeża – stan i perspektywy rozwoju. Cz. I. Wiadomości Rybackie. Nr 5-6 (145) Maj-Czerwiec.

Pitcher, T.J., Hollingworth, C.E. 2002. Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation. Fish and Aquatic Resources Series No 8, Blackwell Science, Oxford, UK. p. 288.

Radtke, K., Dąbrowski, H. 2015. Nowa ustawa o rybołówstwie morskim i jej implikacje dla rybołówstwa rekreacyjnego. Wiadomości Rybackie. Nr 7-8 (206) Lipiec-Sierpień.

Ramutkowski, M. 2013. Polskie połowy rekreacyjne łososi metodą trollingową w Bałtyku. Wiadomości Rybackie. Nr 7-8 (195) Lipiec-Sierpień.

Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 6 lipca 2015 r. w sprawie wymiarów i okresów ochronnych organizmów morskich poławianych przy wykonywaniu rybołówstwa rekreacyjnego oraz szczegółowego sposobu i warunków wykonywania rybołówstwa rekreacyjnego, Dz.U. 2015 poz. 1015.

Strehlow, H.V., Schultz, N., Zimmermann, C., Hammer, C. 2012. Cod catches taken by the German recreational fishery in the western Baltic Sea, 2005-2010: implications for stock assessment and management. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil. 69, 1769-1780.

Ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim, Dz.U. 2015 poz. 222.

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych
Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo

strony (69-80) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4

Restytucja łososia i troci w wodach Polski: przegląd i kalendarium działań

(Restitution of salmon and sea trout in Polish waters: a review and a chronology of activities)

Ryszard Bartel[1], Wojciech Pelczarski[1,*], Janina Kardela[1], Katarzyna Nadolna-Ałtyn[1], Adam M. Lejk[2]

[1]Zakład Zasobów Rybackich
[2]Zakład Logistyki i Monitoringu
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

W Polsce występują dwa gatunki anadromicznych ryb łososiowatych: łosoś atlantycki *Salmo salar* L. i troć wędrowna morska *Salmo trutta* m. *trutta* L., które są rozsiedlone w rzekach pomorskich oraz w dorzeczu Odry i Wisły. Pogarszające się warunki środowiska i nadmierna eksploatacja bez rekompensacyjnych zarybień prowadziły do zmniejszania się liczebności łososia w rzekach, aż do całkowitego wyginięcia rodzimych populacji, co miało miejsce w latach 60. XX w. w dorzeczu Wisły i w latach 70. XX w. w dorzeczu Odry. W celu odbudowy populacji łososi i troci pierwsze działania podjęto już pod koniec XIX w. W pracy przedstawiono szczegółowo historię różnych działań restytucyjnych prowadzonych w Polsce, z uwzględnieniem udziału Morskiego Instytutu Rybackiego w tych działaniach, m.in. prowadzenie hodowli tarlaków łososia w sadzach morskich w Jastarni. Przedstawiono wielkość i rozmieszczenie dotychczasowych zarybień łososia i troci prowadzonych z funduszy państwowych.

Słowa kluczowe: łosoś, troć, restytucja, zarybianie, sadze morskie

Abstract

In Poland, there are two species of anadromous salmonids: Atlantic salmon *Salmo salar* L. and sea trout *Salmo trutta* m. *trutta* L., which are distributed in the Pomeranian rivers and in the Oder R. and Vistula R. basins. The deteriorating environmental conditions and overexploitation without compensatory restocking actions have led to a decrease in the abundance of salmon in the rivers, until the total extinction of native populations, which occurred in the 1960s in the Vistula River basin and in the 1970s in the Oder River basin. First steps to restore the populations of salmon and sea trout had already been taken at the end of the nineteenth century. The study presents the detailed history of various recovery efforts conducted in Poland, involving the participation of the National Marine Fisheries Research Institute in these activities, including farming of the salmon spawners in sea cages in Jastarnia. The size and distribution of existing restocking of salmon and sea trout carried out from the national funds have been presented.

Key words: salmon, sea trout, restitution, restocking, sea cages

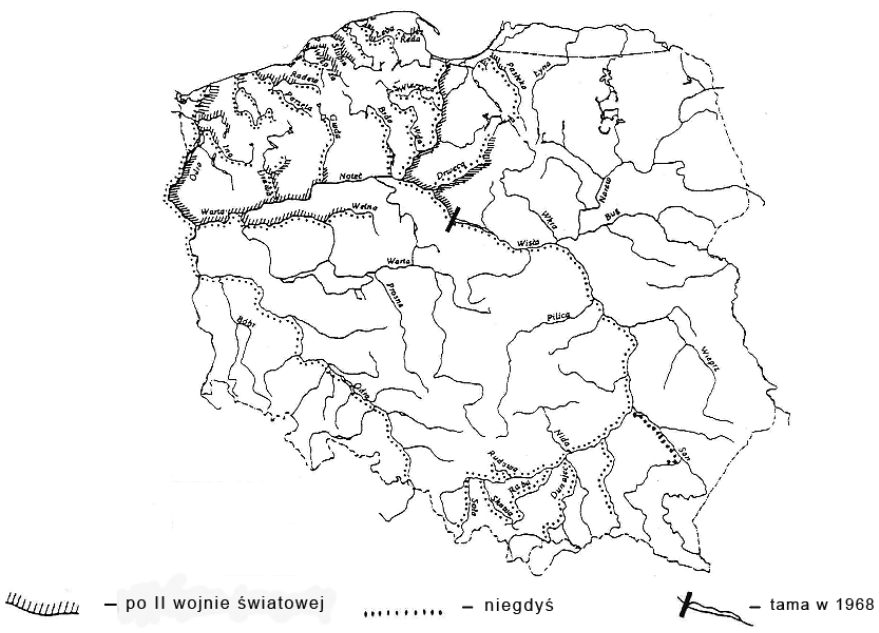
Wprowadzenie

W Polsce występują dwa gatunki wędrownych ryb łososiowatych – łosoś atlantycki *Salmo salar* L. i troć wędrowna morska *Salmo trutta* m. *trutta* L. Są one rozsiedlone w rzekach pomorskich oraz w dorzeczu Odry i Wisły (rys. 1) (Sych 1996, Bartel 2000a, b). Łosoś był znacznie mniej liczny niż troć. U obu gatunków z Wisły i jej dorzecza wyróżniano dwie populacje – letnią i zimową. Różniły się one okresem wstępowania do rzeki, stopniem rozwoju gonad (gotowością do przystąpienia do tarła) i rozwojem szaty godowej (Żarnecki 1963a, 1963b, 1964), zatem termin tarła był zróżnicowany, co uniemożliwiało krzyżowanie się tych subpopulacji.

W latach 1953-1955 połowy łososia w Wiśle i rejonie Zatoki Gdańskiej stanowiły 8,4% w porównaniu z połowami troci (Jokiel 1958). Pogarszające się warunki środowiska i nadmierna eksploatacja bez rekompensacyjnych zarybień prowadziły do zmniejszania się liczebności łososia w rzekach. Ostatnie łososie w górnym fragmencie zlewni Wisły złowiono w 1952 r. w Skawie i w Sole w 1956 r. (Łysak i Bieniarz 1975), natomiast w dolnej Wiśle ostatnie łososie poławiano w latach 50. i 60. XX w. (Jokiel i Bartel 1984, Bartel i Jokiel 1985). W rzekach pomorskich łosoś był spotykany nielicznie i jego udział w porównaniu do liczebności troci wynosił do 0,64% (Chełkowski 1966). Jedynie w Drawie i Gwdzie

* *wojciech.pelczarski@mir.gdynia.pl*

Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.
Treść licencji jest dostępna na stronie http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/



Rysunek 1. Historyczne występowanie łososia i troci w polskich rzekach

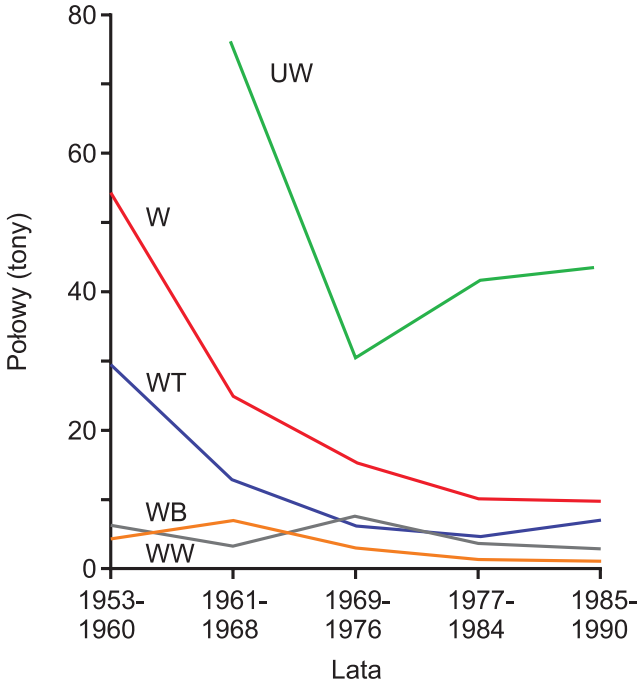
przeważały łososie, według Chełkowskiego (1966) w Drawie sięgały 92,6% spośród ryb łososiowatych, a według Iwaszkiewicza (1966) w Drawie stanowiły 86,6%, a w Gwdzie – 62,5%.

W latach 1970-1972 w Gwdzie, Bukówce, Smolnicy i Kończaku (zlewnia Noteci i Warty), zaobserwowano 18 łososi i 52 trocie (Przybył 1974). Przeprowadzone w latach 1982-1983 prace czyszczące zbiornik elektrowni Kamienna z osadów spowodowały, że tarliska łososia zostały pokryte piaskiem oraz mułem, co zlikwidowało tym samym możliwości naturalnego tarła (Chełkowski 1986). W 1986 r. złowiono jedynie 9 szt. (Chełkowski 1987), a w 1987 r. – jedynie 7 szt. narybku łososia (Chełkowski 1988). Przyjmuje się, że ostatnia populacja łososia w Polsce w Drawie zaginęła w połowie lat 80. XX wieku.

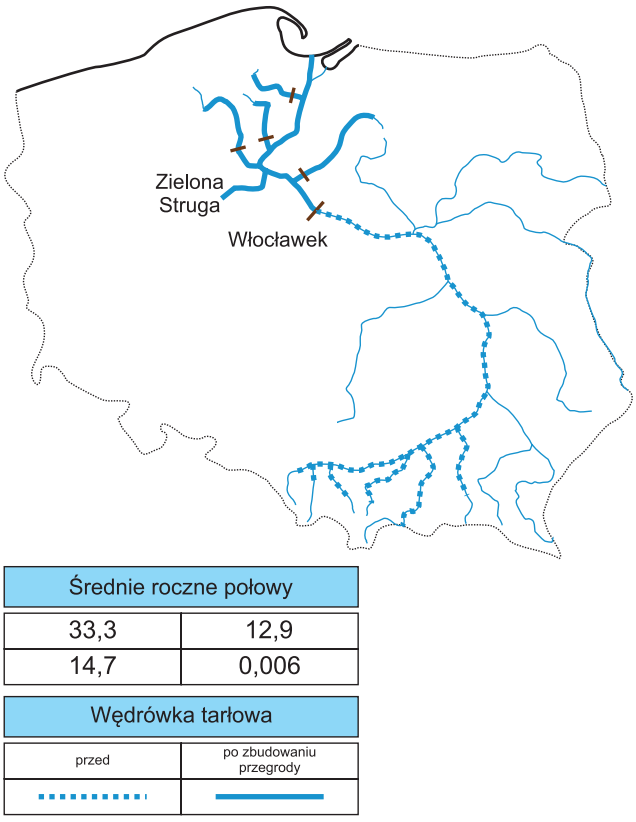
Pogarszające się warunki środowiska, zanieczyszczenie, przegradzanie oraz regulacje rzek i prace melioracyjne doprowadziły także do likwidacji niektórych tarlisk troci lub zamknęły do nich dostęp uniemożliwiając troci naturalny rozród, a trasy wędrówek troci uległy znacznemu skróceniu (rys. 1). Jeszcze w latach 50. XX w. średnioroczne połowy troci w Wiśle przekraczały 50 t, a połowy w rejonie ujścia Wisły przekraczały 70 t. W kolejnych latach połowy tego gatunku w Wiśle systematycznie zmniejszały się (rys. 2 za Bartel 1993). Przed wybudowaniem stopnia wodnego na Wiśle we Włocławku połowy troci w jej dolnym odcinku od Włocławka do ujścia Wisły rocznie wynosiły średnio 33,3 t, a w Wiśle powyżej Włocławka – 14,7 t. Po wybudowaniu przegrody z przepławką (bardzo źle działającą) średnie roczne połowy troci spadły odpowiednio do 12,9 t i 6 kg powyżej piętrzenia (rys. 3 za Bartel 1993). Ostatnie tarlaki troci w Dunajcu i Rabie złowiono w 1968 r. W następnym roku tarlaków na tarliskach już nie obserwowano (Bartel 2006).

O potrzebie wsparcia niedostatecznego tarła naturalnego łososi i troci dyskutowano jeszcze pod koniec XIX w. Pierwsze zarybienia przeprowadzono w 1879 r. i 1880 r., wypuszczając wylęg łososia i troci. Do pierwszych zarybień wykorzystywano materiał sprowadzany z zagranicy. W późniejszych latach wykorzystywano materiał z polskich rzek, jednak dalej sporadycznie sprowadzano ikrę łososia bądź troci z Łotwy, Litwy i Finlandii. Początkowo zarybiano wylęgiem, a w późniejszych latach – starszymi formami materiału zarybieniowego (Kołder 1958). Po II wojnie światowej zarybiano głównie wylęgiem i narybkiem jesiennym, jednak na podstawie wyników prac bazujących na bardzo licznych znakowaniach smoltów i presmoltów zarybienia zostały zdominowane przez wypuszczanie smoltów, wylęgu i narybku letniego.

Dyskusje na temat metod poprawy sytuacji zostały podsumowane w opracowanym programie restytucji ryb wędrownych (Sych 1996). Program ten został pozytywnie zaopiniowany przez Państwową Radę Ochrony Przyrody i zaakceptowany przez Ministerstwo Ochrony Środowiska.



Rysunek 2. Połowy troci w latach 1953-1990, gdzie UW – ujście Wisły, W – Wisła (całość), WB – Wisła Bydgoszcz, WT – Wisła Tczew, WW – Wisła Włocławek (za Bartel 1993)



Rysunek 3. Występowanie troci w systemie Wisły i połowy troci w Wiśle poniżej i powyżej zapory we Włocławku (za Bartel 1993)

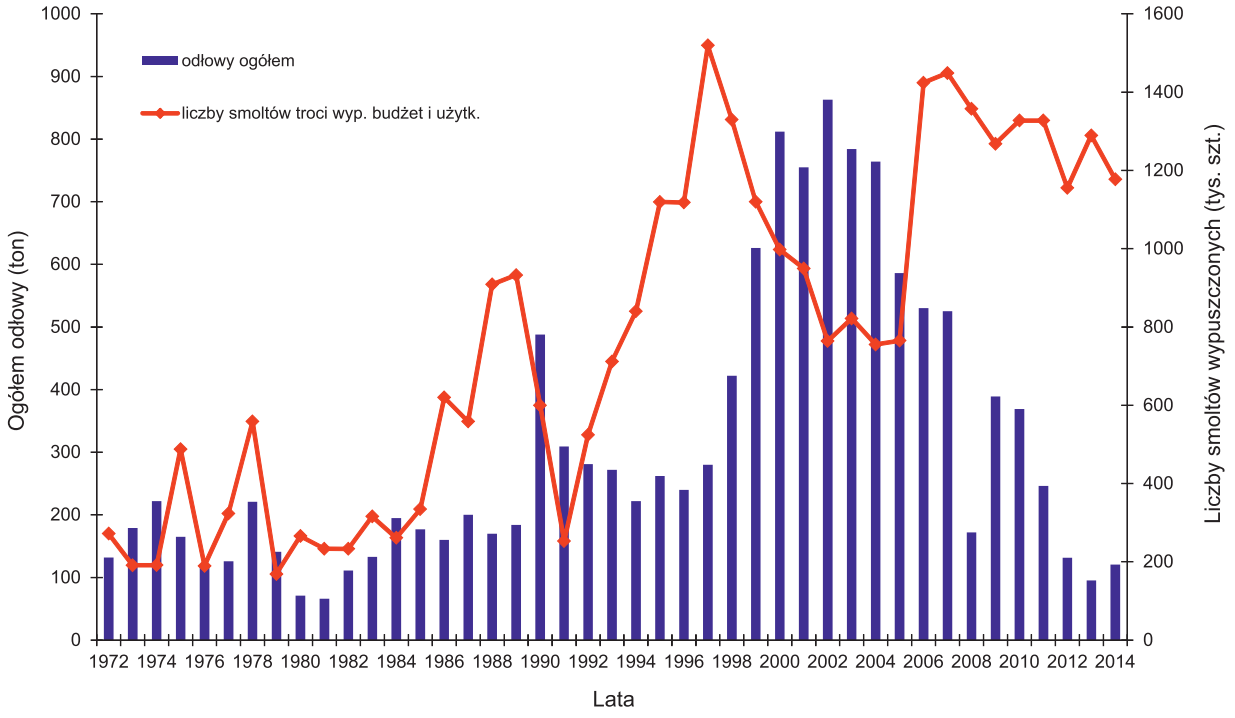
Próby połączenia wyników prac naukowych z działaniami łososiowej praktyki rybackiej znalazły też odbicie w powołaniu w Instytucie Rybactwa Śródlądowego (IRS) we wrześniu 1951 r. Komisji Łososiowej, której przewodniczącym został prof. dr Franciszek Staff. Członkami Komisji byli m.in.: prof. dr Stanisław Sakowicz (IRS), dr Feliks Chrzan (Morski Instytut Rybacki, MIR), dr Stanisław Żarnecki (IRS), dr Józef Kaj (IRS). Na zebraniach komisji prezentowano referaty omawiające problematykę gospodarowania populacjami łososi i troci w Polsce i sugerowano zalecenia dla praktyki rybackiej. W 1962 r. powołano Komisję ds. Gospodarki Łososiowej, w skład której weszli m.in. przedstawiciele MIR, IRS i innych ośrodków naukowych oraz Ministerstwa Rolnictwa i organizacji rybackich. W pracach Komisji coraz częściej podnoszono aspekty gospodarcze. W 1968 r. powołano podkomisję działającą przy Zjednoczeniu Gospodarki Rybnej (ZGR) w Szczecinie, której przewodniczącym został prof. dr Tadeusz Backiel. Podkomisja zmieniła nazwę na Komisję ds. Zarybiania i Gospodarki Łososiowej i działała do 1985 r. przy ZGR w Szczecinie, kiedy to przeniesiono ją do Zrzeszenia Przedsiębiorstw Gospodarki Rybnej. Do 1993 r. Komisja działała przy Spółce Rybex w Szczecinie, a w latach 1993-1999 przy Morskim Instytucie Rybackim w Gdyni. W 1999 r. Komisja przeszła do Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi, gdzie w jej miejsce w 2000 r. powołano Zespół ds. Zarybiania jako organ doradczo-opiniodawczy Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Stałym członkiem zespołu został dr Wojciech Pelczarski z MIR, a w pracach Zespołu uczestniczyli również inni pracownicy tego instytutu.

Wykonawcą zarybiania Polskich Obszarów Morskich (POM) do 2015 r. (z wyjątkiem lat 1993-1999, kiedy Komisja działała przy MIR i wykonawcą zarybień był MIR) był Instytut Rybactwa Śródlądowego (IRS) w Olsztynie (Bartel 2002). W związku ze zmianami administracyjnymi w 2015 r. Zespół przeszedł do Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej, a realizację zarybiania POM w 2016 r. prowadził Morski Instytut Rybacki – PIB.

Środki finansowe na zarybianie Polskich Obszarów Morskich pochodziły głównie (ponad 90%) z dotacji rządowych, a w pewnym okresie pochodziły również od rybaków. Dodatkowo niewielkie środki pochodziły od organizacji proekologicznych, Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska, a także od innych drobnych sponsorów. Od 2004 r. użytkownicy obwodów rybackich w ramach umów zawartych z Regionalnymi Zarządami Gospodarki Wodnej zobowiązani są do zarybiania i zgodnie z deklaracjami corocznie w latach 2006-2014 wypuszczali od 176,5 tys. do 568,6 tys. smoltów łososia i troci (rys. 4). Od 2000 r. Zespół do Spraw Zarybiania dysponował budżetem od 2,7 mln do 5 mln zł. Z tej sumy od 70 do 80% przeznaczano na materiał zarybieniowy łososia i troci. Pozostałe 20 do 30% przeznaczano na materiał zarybieniowy certy, siei i jesiotra ostronosego oraz transport i badania nad oceną efektów zarybień za pomocą znakowania ryb oraz wykorzystania markerów genetycznych.

TROĆ WĘDROWNA *Salmo trutta* m. *trutta* L.

W XX. w populacje troci w wielu rzekach w znacznym stopniu zmniejszyły się, co w bezpośredni sposób przekładało się na liczbę osobników wstępujących do rzek na tarło oraz obserwacje pojedynczych tarlaków na naturalnych tarliskach. (Przybył 1976). Jedynie w rzekach pomorskich poławiano tarlaki i pozyskiwano ikrę troci do dalszej inkubacji. W Wiśle pozyskiwano ikrę troci w jej górnych dopływach, głównie w Dunajcu i Rabie. Jednak ilości pozyskiwanej ikry były zbyt małe i dla zwiększenia liczby wypuszczanego materiału zarybieniowego do Wisły zdecydowano się na uzupełnienie tych braków ikrą pozyskiwaną od tarlaków poławianych w rzekach pomorskich. Przegrodzenie w 1968 r. Wisły zaporą we Włocławku odcięło możliwość dotarcia na tarliska tarlakom troci stada zimowego. W dolnej Wiśle podejmowano próby przetrzymywania tarlaków troci złowionych okolicach Nieszawy i powyżej. Złowione tarlaki przetrzymywano w stawach ziemnych w Nieszawie. Ze względu na trudności organizacyjne i niewielkie efekty podjętych działań zrezygnowano z tej koncepcji. Pozostała jeszcze możliwość poławiania tarlaków troci w Drwęcy poniżej piętrzenia w Lubiczu.



Rysunek 4. Liczba wypuszczonych smoltów troci oraz masa odłowionych troci w latach 1972-2014

Niemniej jednak ilość pozyskiwanej w ten sposób ikry była zbyt mała, aby zapewnić zapotrzebowanie na wychów materiału zarybieniowego.

W 1968 r. zakończono budowę Bazy Tarlakowej Spółdzielni „Wyzwolenie" w Świbnie. W 1969 r. pozyskano tu ponad 1,5 mln ziaren ikry (Bartel i Kossakowski 1971). W kolejnych latach zwiększały się ilości pozyskiwanej ikry troci nawet do 2,5 mln ziaren ikry. W Świbnie poławiano troć letnią, natomiast były trudności z połowami tarlakami troci zimowej i ich dalszym przetrzymywaniem. Tarlaki troci zimowej postanowiono hodować w wodzie słodkiej w hodowli ryb AQUAMAR w Miastku. Hodowla ta zdała egzamin i w niektórych latach liczby pozyskiwanej ikry tej troci przekraczały 3 mln ziaren (Bartel 2001). Podjęto również decyzję o hodowli tarlaków troci stada letniego. Hodowlę tę prowadzi się w Wylęgarni Dąbie. Liczby pozyskiwanej rocznie ikry przekraczają 2 mln ziaren.

Do końca lat 60. XX wieku w zarybieniach troci dominował narybek jesienny i presmolty. Udział smoltów był niewielki. Prowadzone przez IRS w latach 60. i 70. XX w. liczne eksperymenty znakowania smoltów i presmoltów wykazały, że ze smoltów wypuszczonych wiosną uzyskuje się 8-, 10-krotnie wyższe zwroty niż z ryb wypuszczanych jesienią (Bartel 1965, 1988, Backiel i Bartel 1967). Oznacza to, że skuteczność zarybień i przeżywalność ryb była wyższa w przypadku zarybiania smoltami wiosennymi.

Na podstawie powyższych wyników Komisja Łososiowa/Zarybieniowa postanowiła zmienić profil zarybiania. Ograniczano i stopniowo zlikwidowano zarybiania narybkiem jesiennym i presmoltami, a preferowano zarybiania smoltami. Od końca lat 70. XX w. w ramach zarybiania POM nie wypuszcza się łososia i troci na jesieni.

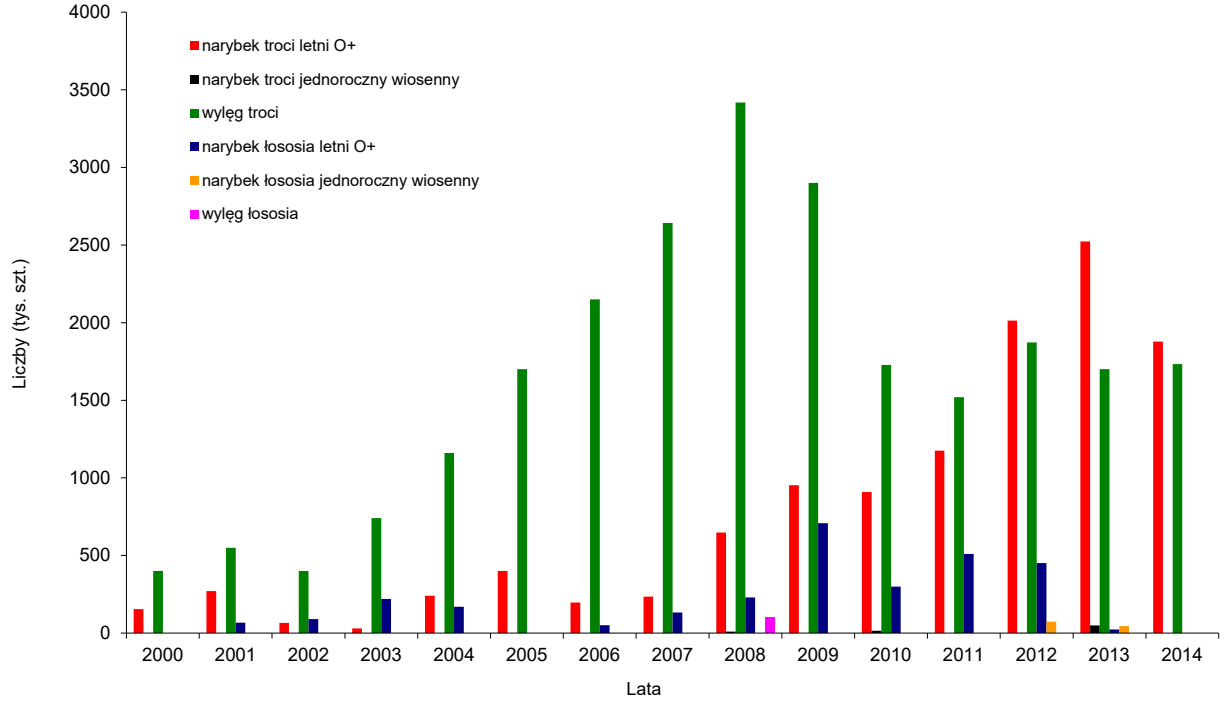
W latach 1972-2014 wypuszczano od 168,7 tys. w 1979 r. do 1,519 mln smoltów w 1997 r. (rys. 4). Liczby wypuszczanych smoltów stopniowo rosły. W latach 1972-1976 średniorocznie wypuszczano 266,3 tys. smoltów i presmoltów. W latach 1977-1981 średnioroczne wypuszczano 309,9 tys. smoltów, a w kolejnych trzech pięcioleciach zarybienia osiągały wielkości odpowiednio 352,8 tys., 650,4 tys. i 862,6 tys. smoltów. Od 1997 r. liczby wypuszczanych smoltów wahały się od 763,8 tys. w 2002 r. do 1,519 mln w 1997 r. Od 2006 r. liczby wypuszczanych smoltów troci corocznie przekraczały wielkość 1,1 mln szt. (rys. 5). W okresie 2002-2015 łącznie wypuszczono do polskich rzek 12,722 mln smoltów troci (rys. 6). Najwięcej smoltów wypuszczono do głównego koryta Wisły 43,7% (ponad 5,5 mln szt.). Licznie była zarybiana Drwęca – prawie 1,5 mln smoltów (11,3%). Do Brdy, Wdy i Wierzycy wsiedlono ponad milion smoltów (8,6%). Do rzek pomorskich wypuszczono ponad 4 mln szt. (32,5%), a najliczniej była zarybiana Słupia – ponad milion smoltów do 2013 r., kiedy to Okręg PZW Słupsk, jako gospodarz wody, wystąpił do Zespołu ds. Zarybiania o zaniechanie zarybiania, gdyż według ich opinii zarybianie hodowlanym materiałem zarybieniowym przyczyniało się do zwiększonego występowania jednostki chorobowej UDN/wrzodzienica.

Ponadto zarybiano smoltami dopływy górnej Wisły – Dunajec, San i Wisłokę (1,9% ogólnej liczby wypuszczonych smoltów troci) oraz dopływy zlewni środkowej Odry, głównie Gwdę. Prowadzono również zarybiania

Rysunek 5. Zarybianie smoltami troci (tys. szt.) w latach 2006-2014

młodszymi stadiami rozwojowymi: narybkiem letnim i wylęgiem. Tego pierwszego w latach 2002-2015 wypuszczono prawie 15 mln. Najwięcej narybku letniego wypuszczono w latach 2009-2014 (rys. 6). Najintensywniej zarybiano rzeki pomorskie – prawie 2,5 mln narybku letniego (16,2% ogólnej liczby wypuszczonego narybku). Podobne liczby narybku wypuszczono do Drwęcy ponad 2,3 mln (15,6%) i do dopływów górnej Wisły ponad 3,4 mln (23,1%). Znacznie mniej intensywnie tym rodzajem materiału zarybiano dopływy dolnej i środkowej Odry.

W latach 2002-2015 wypuszczono ponad 25 mln wylęgu troci. Najintensywniej wylęgiem były zarybiane rzeki pomorskie ponad 16 mln (63,1%), a do Drwęcy



Rysunek 6. Zarybianie narybkiem i wylęgiem troci oraz łososia w latach 2000-2014

wypuszczono 4,8 mln oraz do Wierzycy, Brdy i Wdy ponad 4,5 mln (17,5%) (rys. 6). Miejsca wpuszczenia różnego rodzaju materiału zarybieniowego troci do rzek polskich prezentują rys. 7a i 7b.

Do 1989 r. morskie połowy troci nie przekraczały 221 t. W okresie 1990-1997 połowy troci wzrosły i wahały się od 222 do 309 t. Niespodziewane wysokie połowy troci notowano w latach 1998-2007 od 422 do 863 t. Ten wzrost połowów tłumaczono wadliwym raportowaniem, zaliczaniem łososi do połowów troci. Po tym okresie odłowy zaczęły spadać, osiągając najniższą wielkość 95,2 t w 2013 r. (rys. 8). Również rzeczne połowy troci podlegały znacznym wahaniom. Zdecydowanie najniższe – 7,6 t – notowano w 2013 r., a najwyższe – 100 t – w 1990 r. (rys. 8), w którym w Wieprzy złowiono 19,4 tys. troci o masie 49,9 t (Bartel i in. 1993). Te wahania połowów troci znalazły odbicie w wyliczonej efektywności zarybiania wyrażonej masą (kg) złowionej troci przeliczonej na 1000 szt. wypuszczonych smoltów. W latach 1975-1998 efektywność zarybień wahała się od 147,6 do 506,4 kg. W latach 1999-2006 efektywność osiągała wartości: od 425 do 821,3 kg (rys. 9). W ostatnich 3 latach 2012-2014 zarówno połowy troci, jak i efektywność bardzo spadły, odpowiednio 95,2-131,5 t. i 75,7-103,6 kg (rys. 8). Być może na takie niskie wyniki obu parametrów wpływ mogła mieć choroba UDN/wrzodzienica, której nasilenie obserwuje się w polskich rzekach od 2007 r. (Bartel i in. 2009, Grudniewska i in. 2011). Nie można również wykluczyć, że presja chronionych gatunków, np. fok i kormoranów, wpływała negatywnie na efekty prowadzonych zarybień (Dunin-Kwinta 2016).

ŁOSOŚ ATLANTYCKI *Salmo salar* L.

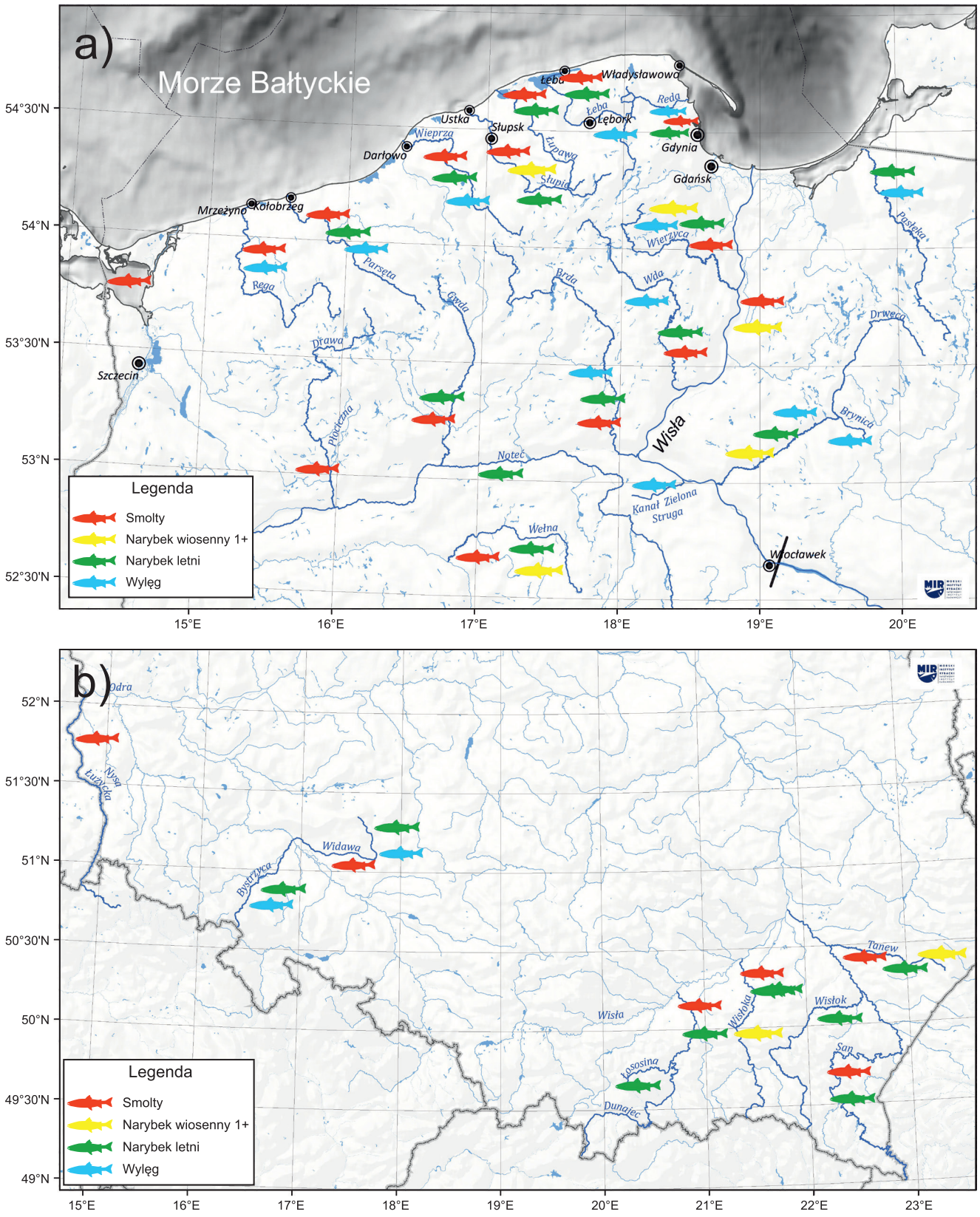
Dyskusję na temat konieczności restytucji łososia prowadzono jeszcze w latach 70. XX w. Po wyginięciu ostatniej populacji łososia w Drawie podjęto decyzję o sprowadzeniu zaoczkowanej ikry łososia z Daugavy (Dźwiny Zachodniej), rzeki położonej najbliżej granic Polski, w której znajduje się naturalna liczna populacja łososi. W ramach tych działań w 1985 i 1987 r. MIR w Gdyni sprowadził odpowiednio 50 000 i 30 000 ziaren zaoczkowanej ikry łososia. Ikrę inkubowano w Pracowni Hodowli Ryb Łososiowatych (PHRŁ) IRS w Rutkach. Ponadto w 1985 r. PHRŁ w Rutkach otrzymała z Instytutu Badawczego Łowiectwa i Rybactwa w Finlandii 10 000 ziaren ikry łososia newskiego. Z tej ikry, na jesieni 1986 r. przekazano do Ośrodka Zarybieniowego MIR w Jastarni 1410 szt. narybku. Wychowane smolty przekazywano do powstałego w latach 80. XX w. Ośrodka Zarybieniowego MIR w Jastarni (Wiktor 1989, Grudniewska i Grudniewski 1990) (rys. 10). Dodatkowo w ramach prowadzonych prac w 1986 r. wypuszczono do Słupi 840 smoltów łososia newskiego (Grudniewska i Grudniewski 1990, Bartel 2001).

Ryby były przetrzymywane w sadzach zakotwiczonych w Zatoce Puckiej (rys. 11 i rys. 12) na głębokości ok. 18 m. Sadze były na okres zimy cumowane w porcie Jastarnia dla zabezpieczenia przed silnym falowaniem czy przemieszczaniem się lodu. Ryby karmiono w zależności od pory roku odpowiednim rodzajem paszy granulowanej lub paszą mokrą (np. mrożonym szprotem). Liczba tarlaków wahała się od 614 szt. w 1992 r. do 275 szt. w 1995 r. (tab. 1). Równolegle hodowano po kilkaset selektów, którymi po uzyskaniu dojrzałości, w kolejnych latach uzupełniano stado tarłowe. Od wiosny 1995 r. prowadzono również w sadzach hodowlę ponad 1000 szt. smoltów łososia przeznaczonych do przedłużonej aklimatyzacji (*delayed release*) i wypuszczenia jesienią do morza.

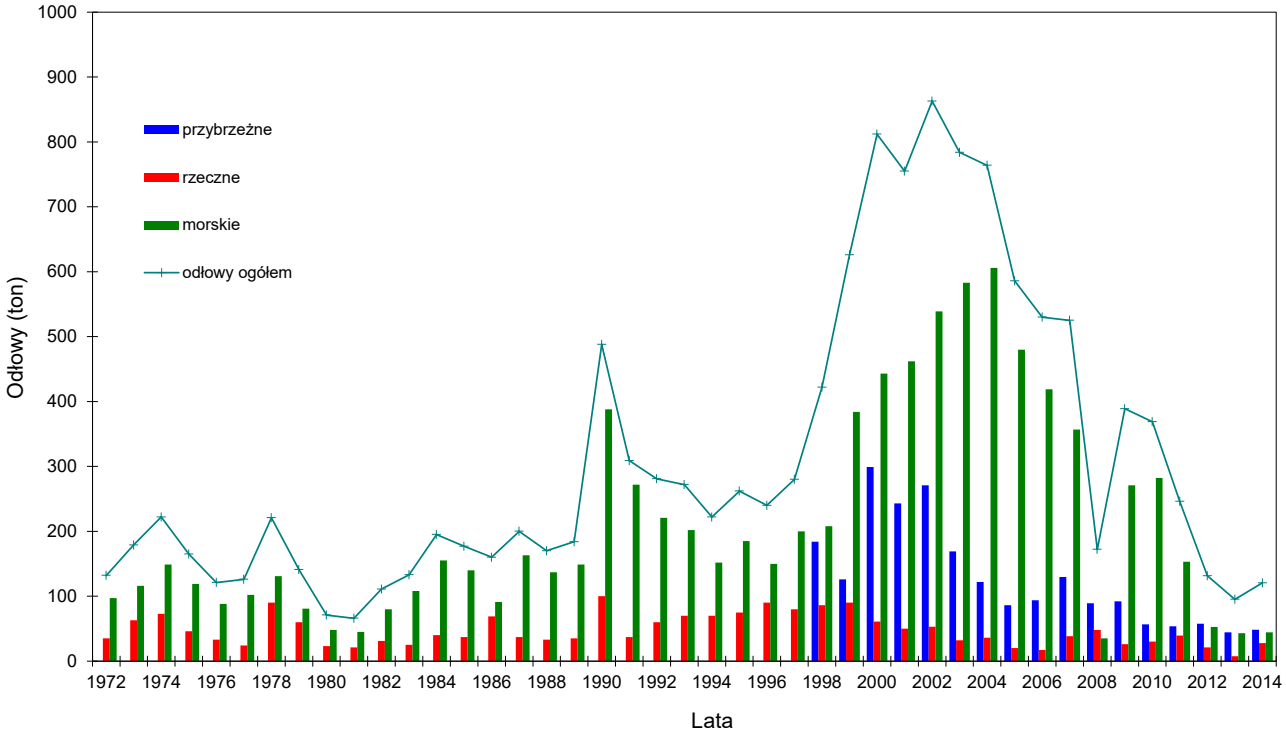
Według stanu na 1 grudnia 1995 r. stado tarlaków liczyło łącznie 275 szt. (93 samce i 182 samice). Ryby trzymane były w dwóch sadzach, z czego w jednym były ryby starsze – 100 szt. (pokolenia 1986-1988), a w drugim ryby młodsze – 175 szt. (pokolenia 1989 i 1990). Stado selektów liczyło łącznie 387 szt. (174 samce i 213 samic). Ryby trzymane były w dwóch sadzach, z czego w jednym sadzu – ryby w wieku 1.1+ (pokolenie 1993) wyhodowane w PHRŁ IRS Rutki, a w drugim – ryby w wieku 2.1+ wyhodowane w Państwowym Gospodarstwie Rybackim Miastko (obecnie PPH AQUAMAR Sp. z o.o.). Wszystkie selekty były oznakowane znaczkami PIT (*Passive Integrated Transponder*), co umożliwiało bieżącą, indywidualną kontrolę tempa wzrostu, śmiertelności oraz płodności osobniczej. Zaobserwowano zróżnicowanie tego parametru wśród kolejnych obsad. Stwierdzono wyraźny związek pomiędzy

Tabela 1. Liczba i rozmiary tarlaków łososi hodowanych w sadzach Ośrodka Zarybieniowego MIR w Zatoce Puckiej w latach 1992-1995 oraz ilości pozyskanej ikry

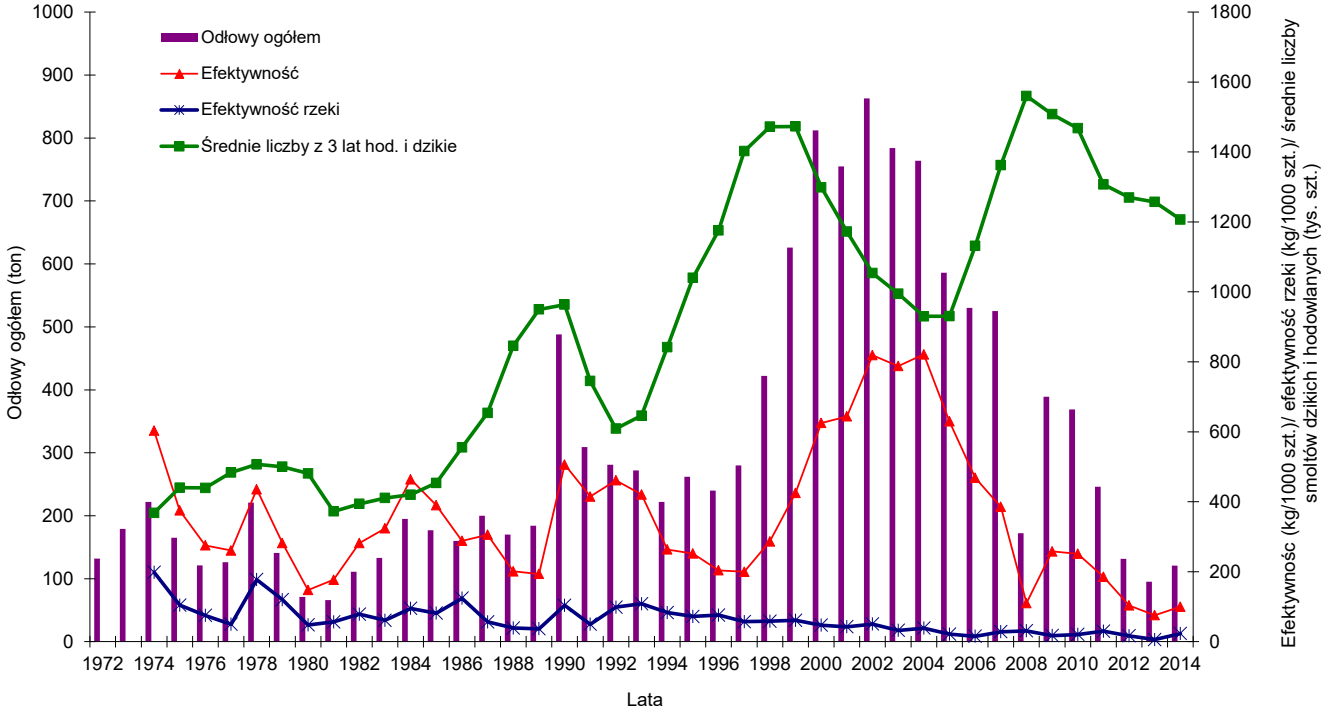
Rok	Liczba ryb (stan na 31 XII)	Rok pochodzenia	Średnia masa (g)	Przedział długości (cm)	Uzyskana ilość ikry (szt.)
1992	614	1985-1990	1970	38-62	1 300 000
1993	538	1985-1990	2044	40-100	1 430 000
1994	363	1986-1990	2230	46-105	895 000
1995	275	1987-1990	3850	50-95	1 240 000
Razem					4 865 000



Rysunek 7. a) Przestrzenne rozmieszczenie zarybień różnymi stadiami rozwojowymi troci zrealizowanych w północnej części Polski w obrębie poszczególnych dorzeczy w latach 1986-2015; **b)** Przestrzenne rozmieszczenie zarybień różnymi stadiami rozwojowymi troci zrealizowanych w południowej części Polski w obrębie poszczególnych dorzeczy w latach 1986-2015

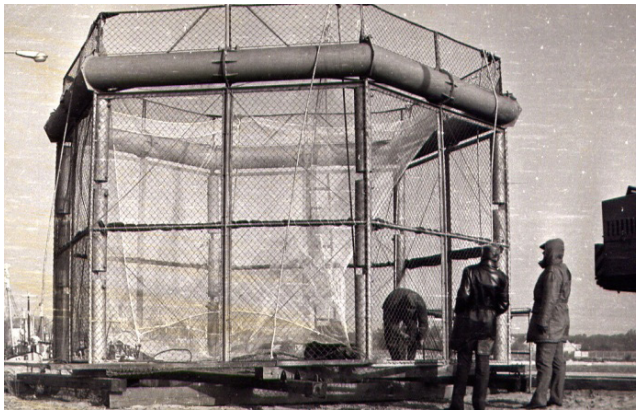


Rysunek 8. Odłowy troci (tony) w latach 1972-2014, morskie i przybrzeżne (notowane łącznie w latach 1972-1997, a od 1998 oddzielnie) oraz połowy rzeczne

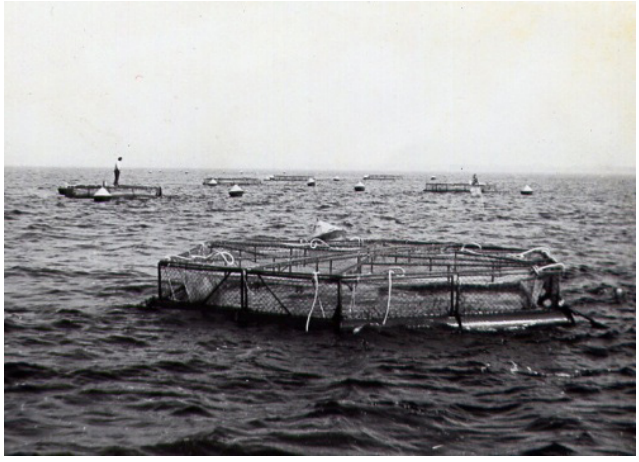


Rysunek 9. Efektywność zarybiania ogółem rzek smoltami troci (hodowlanymi oraz dzikimi) z zarybiania wylęgiem w latach 1974-2014, średnie liczby smoltów w okresie 3-letnim w latach 1974-2013 oraz masa odłowionych troci w Polsce w latach 1972-2014

Rysunek 10. Miejsce hodowli łososi w sadzach morskich w Zatoce Puckiej (czerwone koło)



Rysunek 11. Sadz postawiony na brzegu



Rysunek 12. Sadze zakotwiczone w Zatoce Puckiej

płodnością osobniczą, a długością ciała oraz pośrednio – wiekiem ryb. Najniższą płodność osobniczą, od 100 do 580 ml, średnio 322 ml, zaobserwowano wśród samic w wieku 2.1+, pierwszy raz odbywających tarło. Większą płodnością osobniczą, od 150 do 1400 ml, średnio 772 ml, charakteryzowały się samice pięcio- i sześcioletnie. Najwyższą płodność, do 1850 ml, średnio 1140 ml, osiągały samice siedmio- i ośmioletnie. Pozyskiwana ikra była przekazywana bezpłatnie hodowcom z dwóch ośrodków, którzy produkowali z tej ikry smolty na coroczne programy zarybiania POM.

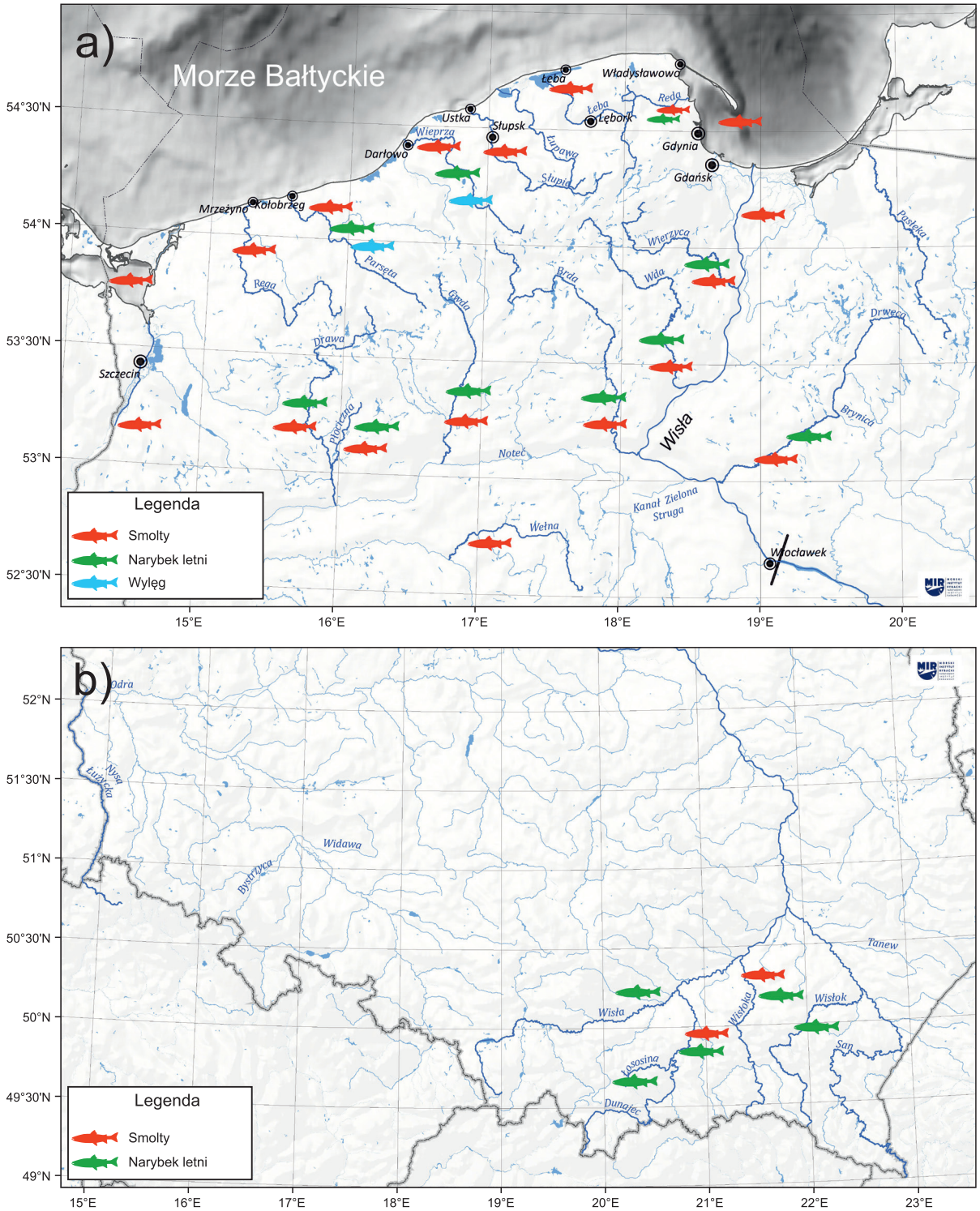
W dniu 14 grudnia 1995 r. wszystkie łososie (tarlaki i selekty) z sadzów w Jastarni decyzją Dyrekcji MIR zostały przekazane do PPH AQUAMAR w Miastku celem dalszej ich hodowli w stawach z wodą słodką. Niestety, w lecie 1996 r., wskutek braku dopływu wody do stawów, wszystkie tarlaki usnęły. Od pozostałych selektów, po osiągnięciu dojrzałości, pozyskiwano ikrę na potrzeby zarybieniowe.

Wychowany wylęg wypuszczono do Redy, Wieprzy i Parsęty. W 1994 r. wypuszczono do Wieprzy 44,3 tys. jednorocznych i 1,1 tys. dwurocznych łososi. W następnym roku wypuszczono 228,8 tys. łososi. W kolejnych latach zwiększały się liczby wypuszczanych smoltów. W 1998 r. wypuszczono największą liczbę 537,9 tys. smoltów. Od 1994 r. łączna liczba wypuszczonych smoltów łososia przekroczyła 5,5 mln. Najwięcej smoltów łososia w latach 1994-2015 wypuszczono do głównego koryta Wisły – ponad 7 mln (13,1%) i do Drwęcy ponad 600 tys. (10,9%). Licznie zarybiano również dopływy Wisły, tj. Brdę, Wdę i Wierzycę, w sumie ponad 1,5 mln smoltów (21,7%). Ponad połowę liczby smoltów wypuszczono do rzek pomorskich, m.in. do: Słupi, Wieprzy, Regi i Parsęty. Oprócz tego wypuszczono smolty do Drawy (ponad 370 tys. szt.), do dopływów górnej Wisły Dunajca i Wisłoki (ponad 70 tys. szt.), do dopływów zlewni Odry, głównie Gwdy, ponad 156 tys. smoltów. Oprócz smoltów zarybiano narybkiem letnim, którego wypuszczono ponad 2,3 mln szt. z czego ponad 25% do dopływów górnej Wisły, ponad 50% do dopływów dolnej Wisły, do Drawy 215 tys., a do Gwdy 225 tys. Ponadto wypuszczono 100 tys. wylęgu i prawie 129 tys. narybku wiosennego jednorocznego (rys. 6). Miejsca wpuszczenia różnego rodzaju materiału zarybieniowego łososi do rzek polskich prezentują rysunki 13a i 13b.

W 1994 r. dla bezpieczeństwa, na wypadek zmniejszonych możliwości pozyskania ikry z tarlaków złowionych w rzekach, postanowiono w PPH AQUAMAR zatrzymać partię wychowanych dwurocznych smoltów i przeznaczyć je na wyhodowanie tarlaków w stawach w wodzie słodkiej. Okazało się to w przyszłości bardzo owocnym zabiegiem. W 1996 r. wytarto 184 samice, pozyskując 160 tys. szt. ikry. W kolejnych latach zwiększały się liczby wycieranych samic – do 1168 szt. w 2000 r. i 3,3 mln ziaren ikry. Pozyskana ikra miała średnicę między 3,71 a 6,01 mm i była mniejsza niż średnica ikry pozyskanej od dzikich tarlaków

poławianych w rzekach, której średnica oscylowała między 5,18 a 6,53 mm.

Po pierwszym zarybieniu w 1994 efekty restytucji łososia widoczne już były w 1997 r., kiedy w Wieprzy z Grabową złowiono 31 samic i 7 samców, w Parsęcie – 4 samice, w Redze – 1 samicę, a w Drwęcy – 7 samic i 3 samce. Długość łososi wahała się od 72 do 113 cm, a masa wynosiła od 3 do 16,5 kg. Pozyskano z nich około 382 000 ziaren ikry. W 1998 r. od 108 samic złowionych w Wieprzy, Drwęcy i ujściu Wisły w Świbnie pozyskano około 1,293 mln ziaren ikry. Największy złowiony samiec miał długość 120 cm i masę 16,5 kg. W 1999 r. uzyskano o 320 tys. jaj mniej niż rok wcześniej. W Drwęcy złowiono tylko 1 samca, dlatego też w celu zapłodnienia użyto



Rysunek 13. a) Przestrzenne rozmieszczenie zarybień różnymi stadiami rozwojowymi łososi zrealizowanych w północnej części Polski w obrębie poszczególnych dorzeczy w latach 1986-2015; **b)** Przestrzenne rozmieszczenie zarybień różnymi stadiami rozwojowymi łososi zrealizowanych w południowej części Polski w obrębie poszczególnych dorzeczy w latach 1986-2015

mlecz od samców hodowanych w stawach AQUAMAR w Miastku. W 2000 r. pozyskano 2,260 mln ziaren ikry łososia. Najwięcej tarlaków – 249 szt. złowiono w Świbnie, w tym 182 samice (Bartel 2001).

Wypuszczone łososie wędrowały po całym Bałtyku, jednak głównie były poławiane w jego południowej części w podrejonie ICES 26 (38,6%) i podrejonie ICES 25 (19,6%) (Bartel 2001). Łososie pochodzące z restytucji miały bardzo dobre tempo wzrostu, po pierwszym roku pobytu w morzu osiągnęły średnią długość 59,4 cm i średnią masę 2583 g, po drugim – 81,8 cm i 6255 g, a po trzecim – 102,4 cm i 11 800 g. Największy znakowany łosoś został złowiony 7.11.2000 r. w Zatoce Gdańskiej i osiągnął masę 20 kg przy długości 132 cm. Został on wypuszczony jako smolt o długości 32 cm do Drwęcy 9.04.1998 r.

Połowy komercyjne tarlaków łososia w rzekach pomorskich w 1997 r. wyniosły 413 kg, a w latach 1998-2000 połowy tarlaków i komercyjne w Wiśle oraz tarlaków w rzekach pomorskich osiągnęły wielkość prawie 10 t. Następnie zaczęły stopniowo zmniejszać się i w ostatnich latach w rzekach pomorskich łososie są poławiane sporadycznie, a liczby pozyskanej ikry są znikome. Jedynie połowy tarlaków łososia w Drwęcy zapewniają możliwość otrzymania większej liczby ikry, co i tak nie pokrywa zapotrzebowania w celu wyhodowania odpowiedniej ilości materiału zarybieniowego. Obecnie ikrę do produkcji materiału zarybieniowego można zapewnić jedynie od tarlaków łososia hodowanego w stawach AQUAMAR w wodzie słodkiej.

Literatura

Backiel, T., Bartel, R. 1967. O efektach zarybiania smoltami troci na tle wyników ich znakowania. Rocz. Nauk Rol. 90-H-3: 365-388.

Bartel, R. 1965. Okres zarybiania trocią. Gosp. Ryb. 9: 18-19.

Bartel, R. 1988. Variability of sea trout returns as ahown from long-term tagging experiments with hatchery – reared parr and smolts. Biul. MIR. 5-6: 27-36.

Bartel, R. 1993. Anadromous fishes in Poland. Biul. MIR. 1: 3-15.

Bartel, R. 2000a. Łosoś, *Salmo salar* Linnaeus, 1758. W: Ryby słodkowodne Polski. (Red. M. Brylińska. Wydawnictwa Naukowe PWN. 408-415.

Bartel, R. 2000b. Troć morska wędrowna *Salmo trutta trutta morpha trutta* Linnaeus, 1758. W: Ryby słodkowodne Polski. Red. M. Brylińska. Wydawnictwa Naukowe PWN. 415-420.

Bartel, R. 2001. Return of salmon back to Polis waters. Ecology & Hydrob. 1: 377-392.

Bartel R. 2002. Komisja Łososiowa – to już minęło 50 lat. Komun. Ryb. 2: 31-33.

Bartel, R. 2006. Ekologiczne uwarunkowania rozrodu łososia (*Salmo salar* L.) i troci (*Salmo trutta* L.). PAU. Prace Komisji Nauk Roln. Leśnych i Weterynar. 7: 71-90.

Bartel R. 2007. Finansowanie zarybień łososiami i trociami w latach 1994-2003. Komun. Ryb. 2: 9-11.

Bartel, R., Bernaś, R., Grudniewska, J., Jesiołowska, M., Kacperska, B., Marczyński, A., Pazda, R., Pender, R., Połomski, S., Skóra, M., Sobocki, M., Terach-Majewska, E., Wołyński, P. 2009. Wrzodzienica u łososi (*Salmo salar*) i troci (*Salmo trutta trutta*) w Polsce w latach 2007-2008. Komun. Ryb. 3: 7-13.

Bartel, R., Jokiel, J. 1985. Wspomnienie o łososiu wiślanym. Gosp. Ryb. 11: 9-10.

Bartel, R. Kopania, J., Dziurzyński, Z., Wypych, M. 1993. Odłowy troci w Słupi, Wieprzy i Redze w 1990 roku. Wędkarz Polski. 2: 11-13.

Bartel, R., Kossakowski, Z. 1971. Drugi rok eksploatacji Bazy Tarlakowej w Świbnie. Gosp. Ryb. 5: 10-11.

Chełkowski, Z. 1966. The quantities of trout (*Salmo trutta morpha trutta* L.) and salmon (*Salmo salar* L.) in the rivers of West Pomerania. ICES C.M.50.1.

Chełkowski, Z. 1986. Łosoś w Drawie (XX). Gosp. Ryb. 10: 18-20.

Chełkowski, Z. 1987. Łosoś w Drawie (XXI). Gosp. Ryb. 10: 20-22.

Chełkowski, Z. 1988. Łosoś w Drawie (XXII). Gosp. Ryb. 6: 17-18.

Dunin-Kwinta, I. 2016. Ile zła w ekosystemie może wyrządzić rezerwat umiejscowiony niefortunnie. Wiad. Ryb. 3-4: 15-17.

Grudniewska, J. Bartel, R., Bernaś, R., Ciżmowski, Ł., Jesiołowski, M., Kacperska, B., Kazuń, B., Marczyński, A., Sarabura, T., Pender, R., Połomski, S., Skóra, M., Sobocki, KM., Terach-Majewska, E., Wołyński, P., Siwicki, A.K. 2011. Zmiany patologiczne w skórze tarlaków łososia (*Salmo salar*) i troci (*Salmo trutta m. trutta*) z niektórych pomorskich rzek w 2009 roku. Komun. Ryb. 2: 7-12.

Grudniewska, J., Grudniewski, T. 1990. Próby odbudowy stada rodzimego łososia bałtyckiego. Gosp. Ryb. 1-3: 3-4.

Iwaszkiewicz, M. 1966. Łosoś i troć w dorzeczu dolnej Warty. Gosp. Ryb. 8: 8-9.

Jokiel, J. 1958. Łosoś (*Salmo salar* L.). Rocz. Nauk Rol. 73-B-2: 159-213.

Jokiel, J., Bartel, R. 1984. Body growth and migrations of the Vistula salmon (*Salmo salar*). Rocz. Nauk Rol. 100-H-4: 53-70.

Kołder, W. 1958. Zarybianie łososiami i trociami w górnej części systemu rzecznego Wisły w latach 1879-1954. Rocz. Nauk Roln. 73-B-2: 215-279.

Łysak, A., Bieniarz, K. 1975. Oddziaływanie człowieka na środowisko wodne i ichtiofaunę w Polsce południowej. Gosp. Ryb. 1: 6-9.

Przybył, A. 1974. O zachowanie łososia i troci w zlewni środkowej Warty. Gosp. Ryb. Gosp. Ryb. 12: 3-4.

Przybył, A. 1976. Ochrona ryb łososiowatych w dorzeczu Warty w okresie Wielkiego Księstwa Poznańskiego. Gosp. Ryb. 12: 14-16.

Sych, R. 1996. O projekcie restytucji ryb wędrownych w Polsce. Zoologica Poloniae. Suplement. 41: 47-59.

Wiktor, J. 1989. Zarybianie Bałtyku łososiem w świetle polskich doświadczeń hodowli reproduktorów tych ryb w sadzach. Tech. Gosp. Mor. 7: 317-319.

Żarnecki, S. 1963a. Times of Entering into the Vistula River of Summer and Winter Populations of Sea-Trout and Atlantic Salmon in the 1962 Year-cycle. ICES C.M. 1963 Salmon and Trout Comm. No. 29.

Żarnecki, S. 1963b. Występowanie populacji sezonowych u łososia atlantyckiego (*Salmo salar* L.) oraz u troci (*Salmo*

trutta L.) w rzece Wiśle. Acta Hydrobiol. 5: 255-294.

Żarnecki, S. 1964. Czasy wstępowania do Wisły letnich i zimowych form łososia w cyklu rocznym 1952. Acta Hydrobiol. 6: 255-267.

Wydawca
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia
tel.: +48 587-356-232
fax: +48 587-356-110
sekretariat@mir.gdynia.pl
www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-16-4