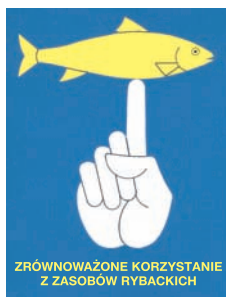


Zasady i uwarunkowania
zrównoważonego korzystania
z zasobów rybackich – część II

Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich – część II

pod redakcją
Macieja Mickiewicza i Arkadiusza Wołosa



Unia Europejska
Europejski
Fundusz
Rybacki



Olsztyn 2014

Recenzent: prof. dr hab. Ryszard Kolman

Redakcja techniczna: Henryk Chmielewski

Projekt okładki: Arkadiusz Wołos, Henryk Chmielewski

Zdjęcie na okładce: rybacy na jeziorze Siecino (fot. Arkadiusz Wołos)

Skład, łamanie, grafika: Jarmila Grzegorzczuk, Henryk Chmielewski

*Wydanie monografii współfinansowano ze środków Unii Europejskiej
z funduszy Programu Operacyjnego „Ryby 2007-2013” w ramach projektu pt.
„Opracowanie i wdrażanie zasad zrównoważonego korzystania z zasobów
rybackich oraz rozwój współpracy przedstawicieli sektora rybactwa śródlądowego”*

© Copyright by
Instytut Rybactwa Śródlądowego
Olsztyn 2014

ISBN 978-83-60111-78-9

Wydawnictwo Instytutu Rybactwa Śródlądowego
10-719 Olsztyn-Kortowo, ul. Oczapowskiego 10
tel. (089) 524 01 71, fax (089) 524 05 05
E-mail: wydawnictwo@infish.com.pl

Druk: Agencja Reklamowo-Wydawnicza, 05-082 Stare Babice, ul. Kutrzeby 15

Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich – część II

Autorzy:

dr hab. Konrad Turkowski, prof. UWM, dr inż. Maciej Mickiewicz, mgr inż. Tomasz Czerwiński,
mgr inż. Marek Trella, prof. dr hab. Arkadiusz Wotos, dr inż. Andrzej Lirski,
prof. dr hab. Andrzej Hutorowicz, mgr inż. Piotr Traczuk, dr hab. Łucjan Chybowski, prof. IRS,
dr inż. Dariusz Ulikowski, prof. dr hab. Wiesław Wiśniewolski, dr inż. Irena Borzęcka,
dr Paweł Prus, mgr inż. Mikołaj Adamczyk, mgr inż. Janusz Ligęza,
dr hab. Mirosław Szczepkowski, prof. IRS, dr inż. Bożena Szczepkowska

Spis treści

Rybackie użytkowanie jezior – wybrane aspekty prawne, ekonomiczne i społeczne	9
Konrad Turkowski	
Operat rybacki jako podstawa racjonalnej gospodarki rybackiej	25
Maciej Mickiewicz	
Porównanie rybactwa i wędkarstwa jako dwóch form eksploatacji ichtiofauny	41
Tomasz Czerwiński	
Alternatywne modele wędkarskiego zagospodarowania łowisk – Catch and Release, No Kill, górne wymiary ochronne	53
Marek Trella, Arkadiusz Wołos	
Dobrostan ryb w kontekście zrównoważonego rozwoju	69
Andrzej Lirski	
Czy ustanawianie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 musi wiązać się z ograniczaniem działalności rybackiej? Przykład jezior ramienicowych	83
Andrzej Hutorowicz	
Kormoran czarny – zarys biologii, występowanie na terenie Polski i wpływ na zrównoważoną gospodarkę rybacką	99
Piotr Traczuk, Łucjan Chybowski, Dariusz Ulikowski	
Zagrożenia ichtiofauny przy realizacji inwestycji wodnych i sposoby minimalizowania ich skutków	115
Wiesław Wiśniewolski, Irena Borzęcka, Paweł Prus, Mikołaj Adamczyk, Janusz Ligęza	
Ogólne zasady postępowania z rybami i doboru urządzeń hodowlanych przy produkcji materiału zarybieniowego	139
Mirosław Szczepkowski, Bożena Szczepkowska	

Rybackie użytkowanie jezior – wybrane aspekty prawne, ekonomiczne i społeczne

Konrad Turkowski

Katedra Ekonomiki Przestrzennej i Środowiskowej, Wydział Nauk Ekonomicznych,
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Wprowadzenie

Podstawowym celem europejskiej wspólnej polityki rybackiej jest zapewnienie zrównoważonej eksploatacji żywych zasobów wód w kontekście stałego rozwoju, uwzględniając w sposób wyważony aspekty środowiskowe, gospodarcze i społeczne¹. Wymóg prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej² zobowiązuje uprawnionych do rybactwa w obwodach rybackich do realizacji tego samego celu.

Realizacja celów polityki rybackiej z jednej strony zależy od intencji, wiedzy i efektywności ekonomicznej podmiotów rybackich, z drugiej zaś od regulacji prawnych, zakresu praw własności oraz sprawności instytucji, które wyznaczają ramy i warunki korzystania z zasobów wodnych, z których, poza podmiotami rybackimi, najczęściej korzysta wielu innych użytkowników. Tak złożonym, zarówno pod względem prawnym, jak i funkcjonalnym zasobem są jeziora³. W świetle regulacji prawnych jeziora, jako tzw. wody płynące, stanowią własność publiczną i nie podlegają obrotowi cywilnoprawnemu, czyli, podobnie jak grunty pod tymi wodami, nie można ich sprzedawać i kupować. Gospodarka rybacka na tych wodach prowadzona jest na zasadzie rybackiego korzystania z ustanowionych na nich i oddanych do użytkowania obwodów rybackich⁴.

¹ rozporządzenie Rady (WE) NR 2371/2002) z dnia 20 grudnia 2002 r. w sprawie ochrony i zrównoważonej eksploatacji zasobów rybołówstwa w ramach Wspólnej Polityki Rybołówstwa.

² art. 6.1 i 6.2 ustawy z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz.U. z 2009 r. nr 189, poz. 1471 z późn. zm.).

³ rozdział poświęcony jest przede wszystkim jeziorom, sklasyfikowanym jako wody płynące zgodnie z art. 5.3. ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (tekst jednolity z 2012 r., Dz. U. nr 145 z późn. zm.)

⁴ art. 12.1. ustawy z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz.U. z 2009 r. nr 189, poz. 1471 z późn. zm.).

Dobra publiczne

W ekonomii mianem dóbr określa się wszelkie środki, zarówno materialne, jak i niematerialne, powstałe w sposób naturalny (np. woda, powietrze), lub stanowiące dzieło człowieka (np. artykuły, usługi), służące zaspokajaniu potrzeb ludzi. Przyjmuje się, że dobrem jest wszystko to, czemu ludzie są skłonni przypisać pozytywną wartość. Dobro publiczne musi spełniać przynajmniej dwa warunki (Holcombe 1997, Fijor 2011):

- jest niekonkurujące (ang. *non-rivalry*), co oznacza, że z chwilą pojawienia się na rynku może być ono wykorzystywane (konsumowane) przez dowolną osobę bez potrzeby ponoszenia opłat,
- jest niewykluczające (ang. *non-excludable*), co oznacza, że potencjalni użytkownicy tego dobra nie mogą być wyłączeni (wykluczeni) albo, że równocześnie wykorzystane może być ono przez więcej niż jednego użytkownika.

Innymi słowy dobro publiczne:

- pełni funkcję użyteczności dla poszczególnych osób,
- nikt nie jest wyłączany z korzyści wynikających z jego użytkowania,
- może być użytkowane przez wiele podmiotów, a zwiększenie liczby użytkowników nie eliminuje, ani nie pomniejsza możliwości korzystania z tego dobra przez kolejnych użytkowników.

Tak więc dobra publiczne to przede wszystkim ogólnodostępne dobra, z faktu istnienia których potencjalnie wszyscy mogą czerpać określone korzyści. Część ekonomistów traktuje je jako przejaw niedoskonałości rynku (ang. *market failures*), ponieważ dobra te nie podlegają rynkowym mechanizmom regulowania podaży i popytu, które decydują o ilości i podziale dóbr trafiających na rynek. Brak konkurencyjności i niewykluczalność powoduje, że wolny rynek najczęściej nie jest w stanie dostarczyć optymalnej ilości dóbr publicznych. Wynika to również z „otwartego” charakteru większości dóbr publicznych. Nawet jeśli dopuści się mechanizm indywidualnej zdolności opłacenia dostępu przez wybranego odbiorcę, to i tak nie da się zarezerwować wyłączności korzystania z dobra publicznego dla tej osoby, gdyż najczęściej trudno jest je wydzielić (albo jest to fizycznie niemożliwe, albo byłoby to zbyt kosztowne z ekonomicznego, społecznego lub politycznego punktu widzenia, np. powietrze, krajobraz, fragment jeziora).

Najczęściej dobra publiczne dla indywidualnego odbiorcy dostarczane są bezpłatnie, natomiast ich finansowanie jest zbiorowe, przede wszystkim z dochodów budżetowych państwa lub samorządów, czyli opłacane przez ogół podatników. Możliwe jest zatem, że ktoś kto wcale nie płaci podatków korzysta z dobra publicznego. Ekonomiści kogoś takiego określają mianem *free-rider*, czyli „pasażera na gapę” (Shechter 1996).

Możliwe kombinacje spełniania i niespełniania warunków konkurencyjności i wykluczalności stanowią podstawę wyodrębniania czterech podstawowych w ekonomii rodzajów dóbr: publicznych, prywatnych, klubowych i wspólnych zasobów (tab. 1).

Tabela 1

Ekonomiczny podział dóbr ze względu na możliwość wyłączenia ich z konsumpcji (korzystania) oraz z uwagi na ich konkurencyjność w konsumpcji (korzystaniu)

Konkurencyjność w konsumpcji	Możliwość wyłączenia	
	Tak	Nie
Tak	Dobra prywatne żywność, odzież/obuwie, samochody, telefony, książki itp.	Wspólne zasoby powietrze, lasy, dzika przyroda, krajobraz
Nie	Dobra klubowe kina, kluby, prywatne szkoły, elektroniczne informacyjne bazy danych, telewizja kablowa	Dobra publiczne oświetlenie ulic, obrona narodowa, straż pożarna, publiczne media, publiczna edukacja, publiczna ochrona zdrowia

Źródło: na podstawie Bryła (2013), zmodyfikowano

Dobra publiczne nie muszą być dostarczane wyłącznie przez sektor publiczny, wystarczy, że znajdzie się inny podmiot, który sfinansuje wytwarzanie i dostarczanie tych dóbr.

Warto podkreślić, że rodzaj dobra, np. prywatne czy publiczne, nie jest tożsamy z typem jego dostawcy, ponieważ zarówno dostawcy prywatni, jak i sektor publiczny (państwo, samorząd), mogą dostarczać oba rodzaje dóbr. To cechy samego dobra, a nie typ dostawcy, decydują o tym, czy ma ono charakter publiczny, prywatny, klubowy czy wspólny. Cechy te mogą z czasem ulegać zmianie, np. w wyniku postępu technicznego sygnał telewizyjny może być kodowany, w wyniku pojawienia się nowej regulacji prawnej korzystanie z danego zasobu przestaje być darmowe. Powoduje to przekształcenie dotychczasowego dobra publicznego w dobro prywatne lub klubowe (przykładem dobra klubowego mogą być ryby w jeziorze, które są do dyspozycji wszystkich wędkarzy, którzy wykupili pozwolenie na połów, nie istnieje natomiast możliwość dokładnego przydziału partii ryb pływających w jeziorze dla konkretnego wędkarza).

Przekonanie o powszechnej dostępności dóbr publicznych wynika z poglądu, że zapewniają one podstawowe potrzeby (np. powietrze i woda) i że są one niewyczerpywalne. W dłuższej perspektywie istnieje ryzyko, że niedofinansowanie niektórych dóbr będzie prowadziło do ich wyczerpania – przede wszystkim jakościowego, np. braku czystej wody, czystego powietrza.

Zapewnienie powszechnego, nieograniczonego dostępu do dobra publicznego, wymaga w praktyce spełnienia warunku jego niewyczerpalności, a tego warunku

w dłuższym okresie nie jest w stanie współcześnie spełnić żadne dobro (nawet dostęp do energii słonecznej wymaga zajęcia określonej przestrzeni, która ze swojej natury jest ograniczona). Jeśli ryby w wodach otwartych⁵ w sensie fizycznym można uznać za zasób „trudno wykluczalny” (niemożliwa jest pełna kontrola odłowu ryb przez wędkarzy, turystów, zwierzęta i eliminacja kłusowników), to tym bardziej jest to zasób wyczerpywalny (ograniczony ilościowo i kurczący się). Regulacje prawne (ograniczenia, zakazy i nakazy) oraz ceny z jednej strony chronią takie zasoby, z drugiej zaś stanowią narzędzie wykluczania i przekształcają je w dobra klubowe lub prywatne (tab. 1).

Same mechanizmy rynkowe nie są skuteczne w zaspokajaniu zapotrzebowania na dobra publiczne. Konsumenci odczuwają pokusę, by korzystać z dóbr nie płacąc za ich wytwarzanie, dostarczanie czy utrzymanie. Wprowadza to w błąd potencjalnych dostawców, co do faktycznego poziomu zapotrzebowania na dane dobro, jak również zniechęca do jego wytwarzania. W efekcie zakłócona zostaje równowaga między dostarczaniem a wytwarzaniem dóbr publicznych. O ile więc mechanizmy rynkowe są efektywne w dostarczaniu dóbr prywatnych (gdzie działa równowaga podaży i popytu), to efektywne wytwarzanie dóbr publicznych wymaga dodatkowych mechanizmów, takich jak współfinansowanie, kooperacja, kolektywne regulowanie zasad dostępu, tak aby nie dopuścić do „przeciążenia”, w tym zakłócenia zdolności naturalnego samooczyszczania się, regeneracji i reprodukcji danych zasobów.

Funkcje użytkowe i wartość jezior

Użyteczność to zdolność danego dobra do zaspokajania potrzeb człowieka lub, w szerszym znaczeniu, całego środowiska. Wartość użytkowa istnieje niezależnie od dostępności danego dobra na rynku i indywidualnych preferencji jego uczestników. Dobro może posiadać bardzo wysoką wartość użytkową i jednocześnie względnie niską lub zerową wartość rynkową, wynikającą z dużej jego dostępności na rynku (powietrze) i odwrotnie – przy małej dostępności dobro o niskiej wartości użytkowej może osiągać znaczne wartości rynkowe. Oczywiście najwyższe wartości rynkowe posiadać będą dobra o wysokiej wartości użytkowej, a jednocześnie rzadkie i trudno dostępne, na przykład diamenty. Jednak brak wartości użytkowych eliminuje jakiejkolwiek wartości ekonomiczne. Innymi słowy wartość użytkowa warunkuje istnienie wartości ekonomicznej danego dobra, ale nie podlega działaniu prawa popytu i podaży, które kształtuje wartości rynkowe.

⁵ potoczne określenie, stosowane zwłaszcza przez wędkarzy, odnoszące się do wód publicznych.

W praktycznym ujęciu wartość użytkowa stanowi pochodną funkcji lub użyteczności danego zasobu. Jeziora publiczne, podobnie jak większość zasobów naturalnych, są źródłem szeregu dóbr i usług społecznych oraz środowiskowych, których wartości nie ujawniają ceny transakcyjne, gdyż w większości nie stanowią one przedmiotu wymiany rynkowej. Jeziora dostarczają większość usług ekosystemowych (ang. *ecosystem services*), wymienionych w programie *Millenium Ecosystem Assessement*⁶, który wyróżnia: (1) usługi zaopatrzeniowe, (2) usługi regulacyjne, (3) podtrzymywanie procesów ekologicznych i (4) usługi kulturowe.

Usługi zaopatrzeniowe obejmują wszystkie usługi związane z dostarczaniem dóbr lub materiałów produkowanych przez ekosystemy (żywność, woda, surowce etc.). Dobra te lub materiały wykorzystuje się bezpośrednio, albo jako źródła pożywienia, albo jako surowce do wytwarzania bardziej złożonych produktów. Do tej kategorii usług ekosystemowych zalicza się wszelką działalność związaną z pozyskiwaniem surowców, w tym pozyskiwania ryb oraz innych pożytków z wód.

Usługi regulacji wynikają z działań ekosystemów jako regulatorów środowiska, w tym stabilizacji klimatu, utrzymania odpowiedniej jakości wody i powietrza, zapobiegania skrajnym zjawiskom pogodowym itd. Są to usługi wspierające/umożliwiające rozwój większości innych rodzajów działalności, w związku z czym mają podstawowe znaczenie. Korzyści płynące z tych usług zwykle mają charakter pośredni i z tego powodu często są one ignorowane. Do usług regulacyjnych jezior należy zaliczyć m.in. działania w zakresie stabilizacji gospodarki wodnej, w tym przeciwdziałanie lokalnym powodziom i udział w kształtowaniu mikroklimatu.

Usługi podtrzymywania procesów ekologicznych, zwane też usługami siedliska są skomplikowane i obejmują różnorodne korzyści umożliwiające rozwój życia: obieg materii, produkcję pierwotną, polegają również na zapewnieniu przez ekosystemy różnym formom biologicznym niezbędnej przestrzeni życiowej. W przypadku jezior wiążą się one ze zdolnością do ich samooczyszczania się, retencją wodną, tworzeniem warunków do zachowania potencjału biologicznego gatunków i wartości genetycznych organizmów, w tym udziałem we wzbogacaniu różnorodności biologicznej.

Usługi kulturowe to niematerialne korzyści związane z ekosystemami, obejmujące doświadczenia rekreacyjne, duchowe lub estetyczne. Korzyści zapewniane przez te usługi nie są związane z żadnymi namacalnymi aspektami, lecz głównie przejawiają się w doświadczeniach ludzi w ich interakcji ze środowiskiem. Wiążą się z tworzeniem korzystnych warunków zdrowotnych i rekreacyjnych, wspomaganie rozwoju kultury, oświaty i nauki oraz edukacji ekologicznej społeczeństwa.

⁶ Millennium Ecosystem Assessment 2005.<http://www.millenniumassessment.org/en/index.html>

Wymienione usługi mogą być wykorzystane w różny sposób, przez różne podmioty i w związku z tym mogą mieć odpowiednio różną wartość użytkową. Nie zagłębiając się zbyt w zagadnienie wartości zasobów środowiska naturalnego, powyższym usługom ekosystemowym jezior można przypisać trzy główne rodzaje wartości: bezpośrednią wartość użytkową, pośrednią wartość użytkową i wartość pozaużytkową (tab. 2).

Tabela 2

Rodzaje usług ekosystemowych i powiązanych z nimi wartości użytkowych i pozaużytkowych

	Usługi zaopatrzenia	Usługi regulacji	Usługi siedliska	Usługi kulturowe
Bezpośrednia wartość użytkowa	+++ np. wartość dóbr produkowanych/ konsumowanych (ryby, woda pitna, do nawodnień, przeciwpożarowa itd.), czyli wykorzystanie konsumpcyjne	nie dotyczy każde wykorzystanie usług regulacji ma charakter pośredni	nie dotyczy każde wykorzystanie usług siedliska ma charakter pośredni	+++ np. turystyka, rekreacja, w tym wędkarstwo, żeglarstwo, kajakarstwo, pływanie, nurkowanie itd., czyli wykorzystanie niekonsumpcyjne
	nie dotyczy	+++ np. wykorzystanie do sadzowego podchowu materiału zarybieniowego osłony zapewnianej przez zatokę jeziora, retencja jeziora chroniąca przed lokalną powodzią, procesy oczyszczania	+++ obejmują podstawowe funkcje podtrzymywania procesów ekologicznych niezbędnych do podtrzymywania życia; wartość siedliska dla danego gatunku, np. wartość strefy litoralowej jeziora jako miejsca tarła, żerowania i schronienia narybku	nie dotyczy każde wykorzystanie usług kulturowych ma charakter bezpośredni lub pozaużytkowy
Wartość pozaużytkowa	nie dotyczy	nie dotyczy	nie dotyczy	+++ np. wartość wiedzy o istnieniu danego gatunku, np. sandacza, miętusa, węgorza, perkoza, istnienia jezior oligotroficznym itd.
	każde wykorzystanie usług zaopatrzenia ma charakter bezpośredni	każde wykorzystanie usług regulacji ma charakter pośredni	każde wykorzystanie usług siedliska ma charakter pośredni	

Źródło: zaadaptowano dla jezior na podstawie Farnet Przewodnik nr 6 (2013)

Bezpośrednia wartość użytkowa usługi wynika z jej faktycznego bezpośredniego wykorzystania przez ludzi. Takie bezpośrednie użytkowanie zasobu może mieć charakter konsumpcyjny (ryby jako żywność) lub niekonsumpcyjny, gdzie korzystanie z zasobu dostarcza

jedynie wrażeń, bez czynienia zmian w samym zasobie (ryby obserwowane podczas nurkowania). Tego rodzaju wartość środowiska powiązana jest głównie z usługami zaopatrzenia (wykorzystanie konsumpcyjne) i kulturowymi (wykorzystanie niekonsumpcyjne).

Pośrednia wartość użytkowa związana jest z usługą zapewnianą przez środowisko w sposób wspierający bezpośrednie użytkowanie lub umożliwiający pośrednie czerpanie pozytywnych wrażeń z usług środowiskowych. Wartość ta jest efektem usług siedliska, kulturowych i regulacyjnych. Przykładowo, hodowca narybku podchowyanego w sadzach podświetlanych potrzebuje odpowiedniego, osłoniętego miejsca, jakim jest zatoka jeziora, chroniąca jego zestaw sadzowy przed gwałtownym falowaniem wody. Innym przykładem jest czerpanie pozytywnych wrażeń zapewnianych przez naturę, w sposób pośredni, np. podczas oglądania filmów przyrodniczych.

Wartość pozaużytkowa ma związek z samym istnieniem środowiska. Dla niektórych osób bowiem samo istnienie zwierzęcia w danych wodach (np. troci jeziorowej) stanowi samoistną wartość, powiązaną z usługami kulturowymi.

Całkowita wartość gospodarcza zasobu środowiskowego lub usługi to suma wymienionych wyżej wartości użytkowych i pozaużytkowych.

W zależności od zakresu pełnionych funkcji, jeziora mogą być nośnikiem różnych wartości, których uzewnętrznienie wymaga stosowania różnych, często zupełnie odmiennych, metod ich wyceny. To, która z wymienionych funkcji stanowi podstawę



wyceny, zależy od celu tej wyceny, z reguły zdeterminowanej przeznaczeniem, typem i lokalizacją danego zbiornika. Z praktycznego punktu widzenia istotna może okazać się wartość funkcji wiodącej jeziora lub jeziora jako nieruchomości. Wymienionym funkcjom można przypisać szereg funkcji szczegółowych (użyteczności), które łącznie determinują wartość ekonomiczną jezior (tab. 3).

Tabela 3

Funkcje podstawowe i wybrane funkcje szczegółowe jezior

Funkcje szczegółowe/użyteczności (element wyceny)	Podstawowe funkcje jezior		
	Zasób wody gospodarczej	Nieruchomość	Zasób naturalny
Rybacktwo/wędkarstwo	nie*	tak	tak
Rekreacja	nie	tak	tak
Retencja/zapas wody/regulacja stosunków wodnych	tak	nie	tak
Woda do konsumpcji/gospodarcza	tak	nie/tak	tak
Element krajobrazu	nie	tak	tak
Bioróżnorodność	nie	nie**	tak
Odbiór i rozkład zanieczyszczeń***	nie	nie	tak

*w określonych warunkach zabiegi rybackie mogą być stosowane jako jeden z elementów ochrony jakości wód (Falkowski 2006).

**w normalnych warunkach bioróżnorodność nie stanowi dominującej cechy cenotwórczej jezior jako nieruchomości. W szczególnych przypadkach może powodować obniżenie wartości rynkowej jeziora, np. jeśli z racji ochrony zasobów przyrody ograniczeniu podlegają prawa potencjalnego właściciela jeziora, np. zakaz odłowów ryb z jeziora położonego w obrębie rezerwatu przyrody.

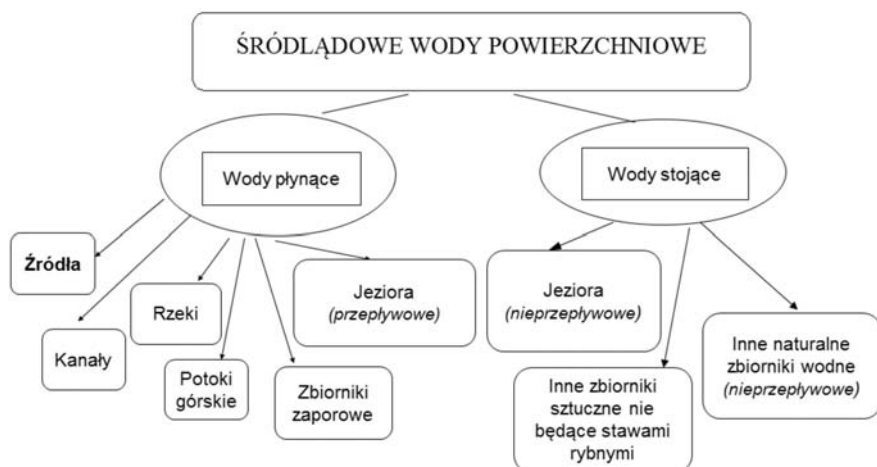
***użyteczność jeziora polegająca na odbiorze i rozkładzie zanieczyszczeń w przypadku funkcji zbiornika wody pitnej/gospodarczej oraz nieruchomości jest neutralna dopóki nie powoduje obniżenia jakości wód zbiornika. W przypadku jeziora jako elementu zasobu naturalnego użyteczność ta jest pozytywna (jezioro bierze udział w obiegu materii i energii w danym środowisku), o ile ładunek zanieczyszczeń nie zakłóca naturalnych zdolności samooczyszczania się zbiornika. Więcej informacji na temat zdolności jezior do asymilacji zanieczyszczeń i ich podatności na wpływy antropogeniczne można znaleźć w publikacji Kudelskiej i in. (1991).

Źródło: Turkowski 2011

Jeziora publiczne w świetle krajowych uregulowań prawnych

Zgodnie z uregulowaniami prawnymi⁷, wody stanowiące własność Skarbu Państwa lub jednostek samorządu terytorialnego są wodami publicznymi. Własność Skarbu Państwa stanowią wody morza terytorialnego, morskie wody wewnętrzne, śródlądowe wody powierzchniowe płynące oraz wody podziemne. Przepisy o śródlądowych wodach płynących mają zastosowanie również do jezior oraz innych zbiorników wodnych o ciągłym bądź okresowym naturalnym dopływie lub odpływie wód powierzchniowych,

⁷ Art. 9.19. ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (tekst jednolity z 2012 r., Dz. U. nr 145 z późn. zm.)



Rys. 1. Śródlądowe wody powierzchniowe wg ustawy Prawo wodne.

a także do wód znajdujących się w sztucznych zbiornikach wodnych usytuowanych na wodach płynących (rys. 1).

Grunty pokryte wodami powierzchniowymi stanowią własność właściciela tych wód. Grunty te tworzą dna i brzegi cieków naturalnych, jezior oraz innych naturalnych zbiorników wodnych, w granicach linii brzegu. Płynące wody publiczne oraz grunty pod tymi wodami nie podlegają obrotowi cywilnoprawnemu, z wyjątkiem przypadków określonych w ustawie.

Centralnym organem administracji rządowej właściwym w sprawach gospodarowania wodami, a w szczególności w sprawach zarządzania wodami oraz korzystania z wód jest Prezes Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej.

Prawa właścicielskie w stosunku do jezior płynących, przez które przepływają cieki o średnim przepływie z wielolecia równym lub wyższym od $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ w przekroju ujściowym, wykonuje Prezes Krajowego Zarządu Gospodarki Wodnej, natomiast w stosunku do jezior, w przypadku których cieki charakteryzują się mniejszym przepływem, prawa te wykonuje marszałek województwa lub dyrektor parku narodowego, jeśli jeziora te zlokalizowane są na terenie parku⁸.

Utrzymywanie wód publicznych stanowi obowiązek ich właściciela i obejmuje działania:

- wynikające z planu utrzymania wód;
- niewynikające z planu utrzymania wód, jeżeli zachodzi pilna i uzasadniona konieczność realizacji tych działań z uwagi na zapewnienie ochrony przed powodzią lub w związku z koniecznością usunięcia skutków powodzi.

⁸ Art. 11 ustawy z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (tekst jednolity z 2012 r., Dz. U. nr 145 z późn. zm.)

Utrzymywanie publicznych śródlądowych wód powierzchniowych oraz morskich wód wewnętrznych polega także na zachowaniu stanu dna lub brzegów oraz na remoncie lub konserwacji istniejących budowli regulacyjnych.

Zadania związane z utrzymywaniem śródlądowych wód powierzchniowych lub urządzeń wodnych oraz funkcję inwestora w zakresie gospodarki wodnej w regionie wodnym, w imieniu Prezesa Krajowego Zarządu, pełni dyrektor regionalnego zarządu gospodarki wodnej.

Organem opiniodawczo-doradczym Prezesa Krajowego Zarządu jest Krajowa Rada Gospodarki Wodnej. Krajowa Rada składa się z 30 członków zgłoszonych przez ogólnopolskie organizacje zrzeszające jednostki samorządu terytorialnego, uczelnie, jednostki naukowo-badawcze i organizacje społeczne, gospodarcze i ekologiczne, związane z gospodarką wodną, powoływanych na okres 4 lat. Podobnie organem opiniodawczo-doradczym dyrektora regionalnego zarządu gospodarki wodnej jest rada gospodarki wodnej regionów wodnych. Rada regionu składa się również z 30 członków zgłoszonych przez organy samorządu terytorialnego, organizacje gospodarcze, rolnicze, rybackie oraz społeczne związane z gospodarką wodną, a także przez zakłady korzystające z wód oraz właścicieli wód nienależących do Skarbu Państwa, powoływanych na okres 4 lat.

Każdemu przysługuje prawo do powszechnego korzystania z jezior jako wód płynących, podobnie jak z innych wód publicznych, jeżeli przepisy nie stanowią inaczej. Korzystanie to służy zaspokajaniu potrzeb osobistych, gospodarstwa domowego lub rolnego, bez stosowania specjalnych urządzeń technicznych, a także do wypoczynku, uprawiania turystyki, sportów wodnych oraz, na zasadach określonych w przepisach odrębnych, amatorskiego połowu ryb.

Korzystanie z wód wykraczające poza korzystanie powszechne, polegające w szczególności na:

- poborze oraz odprowadzaniu wód powierzchniowych lub podziemnych;
- wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi;
- przerzutach wody oraz sztucznym zasilaniu wód podziemnych;
- piętrzeniu oraz retencjonowaniu śródlądowych wód powierzchniowych;
- korzystaniu z wód do celów energetycznych;
- korzystaniu z wód do celów żeglugi oraz spławu;
- wydobywaniu z wód kamienia, żwiru, piasku oraz innych materiałów, a także wycinaniu roślin z wód lub brzegu;
- rybackim korzystaniu ze śródlądowych wód powierzchniowych,

stanowi szczególne korzystanie z wód. Korzystanie to wiąże się z reguły z koniecznością uzyskania pozwolenia wodnoprawnego, natomiast korzystanie rybackie odbywa się na

zasadzie oddania w użytkowanie obwodu rybackiego ustanowionego na podstawie ustawy o rybactwie śródlądowym⁹.

Prawa własności wód i prawa do rybackiego użytkowania jezior

W przedwojennej Polsce jeziora nie były prawnie wyłączone z obrotu rynkowego i wszystkie mogły stanowić własność prywatną. Stan taki utrzymał się również w okresie powojennym, aż do roku 1962, w którym przeprowadzono nacjonalizację wód płynących¹⁰, w tym tzw. jezior przepływowych (rys. 1). Obecnie w Polsce własność prywatną mogą stanowić jedynie nieduże jeziora o charakterze wód stojących. Prawo do rybackiego korzystania z wód stojących przysługuje ich właścicielom. Na wodach tych nie ustanawia się obwodów rybackich.

Rybackie korzystanie z publicznych śródlądowych wód powierzchniowych płynących w Polsce przybierało różne formy. Trzydzieści lat temu uprawnionym do rybactwa był ten, kto otrzymał pozwolenie wodnoprawne na szczególne korzystanie z wód śródlądowych do celów rybackich¹¹. Wraz z nową ustawą wodną¹² dotychczasowe pozwolenia na szczególne korzystanie z wód do celów rybackich (wydawane w drodze decyzji administracyjnych) zostały zastąpione umowami cywilnoprawnymi zawierającymi między właścicielem wody, reprezentowanym przez dyrektora regionalnego zarządu gospodarki wodnej, a zwycięzcami konkursu ofert na oddanie w użytkowanie obwodów rybackich. Z początkiem lat dziewięćdziesiątych podstawą prawną rybackiego użytkowania jezior, na których gospodarkę rybacką prowadziły dawne państwowe gospodarstwa rybackie, były umowy dzierżawy w rozumieniu kodeksu cywilnego¹³, w których w miejsce reprezentującej Skarb Państwa Agencji Nieruchomości Rolnych, z dniem 1 stycznia 2006 r. wstąpili z mocy prawa właściwi dyrektorzy RZGW (Radecki 2014).

Powszechnie przyjmuje się, że wprowadzenie określonych praw własności stanowi wstępny warunek poprawy efektywności gospodarowania nie tylko w rybactwie, ale we wszystkich dziedzinach działalności gospodarczej człowieka. Skrajny pogląd w tej sprawie obrazuje stwierdzenie Fridmana, że *„nie ma wolnej społeczności bez własności pry-*

⁹ art. 12.1. ustawy z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz.U. z 2009 r. nr 189, poz. 1471 z późn. zm.)

¹⁰ Na mocy ustawy z dnia 30 maja 1962 roku Prawo wodne (Dz. U. nr 34, poz. 158)

¹¹ dawna ustawa z dnia 24 października 1974 r. Prawo wodne (Dz. U. z 1974. nr 38 poz. 230 ze zm.)

¹² ustawa z 18 lipca 2001 r. Prawo wodne (tekst jednolity Dz. U. z 2012 r. poz. 145 ze zm.)

¹³ na mocy ustawy z 19 października 1991 r. o gospodarowaniu nieruchomościami rolnymi Skarbu Państwa (tekst jednolity Dz. U. z 2012 r. poz. 1187 ze zm.)

watnej” (Anderson i Huggins 2003). Wśród ekonomistów rybackich również panuje ogólne przekonanie, że prywatyzacja praw rybackich powinna przyczynić się do wzrostu ekonomicznej efektywności przedsiębiorstw rybackich, a z drugiej strony zmniejszenia wysiłku organizacyjnego i finansowego ze strony instytucji publicznych (Campling i Havice 2014). System zarządzania opierający się na prawach własności powinien złagodzić problemy w gospodarowaniu zasobami rybackimi, a wprowadzenie takich instrumentów jak indywidualne, zbywalne kwoty połowowe (*ITQs – Individual Transferable Quotas*)¹⁴ powinno przyczynić się do zwiększenia ochrony zasobów rybnych i jednocześnie poprawy rentowności sektora rybackiego (OECD 2013).

Jednakże pojęcie „praw własności” jest dość pojemne. Własność zasobów rybnych stanowi „wiązkę” praw właściciela, którą najczęściej trudno jest porównywać z prawami własności do innych zasobów, np. gruntów, czy ogólnie nieruchomości. W wielu krajach występują złożone, często głęboko uwarunkowane historycznie, relacje dotyczące praw do korzystania z zasobów ryb i praw właścicieli wód.

Prywatna własność jezior może przyczynić się do skomplikowania usankcjonowanego prawnie systemu zarządzania zasobami rybackimi, w którym z jednej strony dąży się do uszanowania własności prywatnej jezior, z drugiej zaś do zagwarantowania jak najszerszego dostępu do tych wód dla ogółu społeczeństwa. Dobrym przykładem może być rybactwo śródlądowe w Finlandii¹⁵.

Wody śródlądowe w Finlandii stanowią własność prywatną, na zasadzie przynależności do otaczających gruntów. Nieduże jeziora najczęściej należą do jednego właściciela gruntów zlokalizowanych wokół tych jezior. Natomiast większe najczęściej stanowią współwłasność wielu właścicieli gruntów wokół tych jezior. Z tego też powodu są one wspólnie zarządzane przez współwłaścicieli. Często są nimi rolnicy pochodzący z tej samej wsi. Wraz ze sprzedażą gruntów zmienia się również właściciel prawnie przynależnej do gruntu części jeziora.

Decyzje dotyczące rybactwa jeziorowego w Finlandii podejmowane są wspólnie, w ramach stowarzyszeń rybackich, reprezentujących interesy współwłaścicieli jezior. Niezależnie od stowarzyszeń, znaczna liczba jezior zarządzana jest przez pojedynczych, indywidualnych właścicieli. Stowarzyszenia rybackie wcześniej były dobrowolne, a od 1951 roku stały się obowiązkowe. Tak więc jeziora w Finlandii stanowią własność pry-

¹⁴ jedno z rozwiązań mających na celu racjonalizację połowów polegające na przydzielaniu odpłatnie lub bezpłatnie w ramach ogólnie dostępnych połowów (TAC) lub kwot narodowych poszczególnym rybakom lub firmom połowowym zbywalnych kwot połowowych, których istotą jest możliwość swobodnego transferu; poszczególne firmy połowowe i rybacy mogą sprzedać lub kupić zbędne lub dodatkowe kwoty. Firmy, które mają najniższe koszty, będą dążyły do zakupu kwot połowowych, co ostatecznie będzie powodować eliminację z branży najmniej efektywnych rybaków.

¹⁵ zagadnienia te przedstawiono w oparciu o opracowania: Pekka Salmi & Riku Varjopuro „Private Water Ownership and Fisheries Governance in Finland” z 2000 roku oraz Pekka Salmi „The social in change: property rights contradictions in Finland” z 2012 roku.

watną, ale w większości są wspólnie zarządzane. Stowarzyszenia organizują coroczne zebrania członków i wspólnie prowadzą księgowość. Zwykle całość dochodów ze sprzedaży zezwoleń wędkarskich i rybackich przeznaczana jest na utrzymanie pogłowia ryb i koszty związane z utrzymaniem poszczególnych stowarzyszeń. Nadzór nad całością spraw rybackich sprawuje Ministerstwo Rolnictwa i Leśnictwa, głównie w zakresie przestrzegania obowiązujących przepisów. Taki dwustopniowy stan zarządzania rybactwem śródlądowym, z przewagą decyzyjną lokalnych właścicieli jezior, utrzymał się w Finlandii do lat osiemdziesiątych. Ryby z jezior odławiane były przez właścicieli głównie na własne potrzeby, natomiast połowy prowadzone przez rybaków komercyjnych oraz połowy rekreacyjne wymagały uzyskania odpowiednich pozwoleń wydawanych przez stowarzyszenia lokalnych właścicieli jezior.

W drugiej połowie XX wieku Finlandia przeszła, podobnie jak inne europejskie kraje, w tym Polska, szybki proces urbanizacji. Jeśli w 1950 roku większość populacji wciąż mieszkała na wsi, to już od 1970 roku większość Finów zamieszkiwała w miastach. Większość z nich wciąż odczuwała silny związek z wsią, gdzie tradycyjnie spędzano większość wolnego czasu. Domki letniskowe budowane przy jeziorach i lasach stały się bardzo popularne, a wraz z nimi rosła też liczba osób łowiących amatorsko ryby. Szacuje się, że współcześnie około 2 milionów Finów (40% populacji) łowi ryby przynajmniej raz w roku. Tu warto zaznaczyć, że określenie „wędkarz” w stosunku do Finów może być mylące, gdyż poza wędką w połowach rekreacyjnych prawo zezwala na stosowanie wontonów, z czego aktywnie korzysta prawie połowa fińskich wędkarzy. Rosnąca presja rybactwa rekreacyjnego oraz spadek efektywności działań stowarzyszeń lokalnych właścicieli jezior (m.in. spowodowanych sprzedażą gruntów i tym samym praw własności do jezior, nabywanych przez ludzi spoza społeczności lokalnej) spowodował ogólne niezadowolenie z dotychczasowego systemu zarządzania zasobami rybackimi w jeziorach. Nowe fińskie prawo rybackie z 1982 roku wprowadziło istotne zmiany. Wzrosła rola instytucji państwowych, która polegała na utworzeniu regionów rybackich, obejmujących również jeziora prywatne. Do dotychczasowego dwustopniowego systemu zarządzania, opierającego się na lokalnej prywatnej własności jezior, został dodany nowy regionalny poziom decyzyjny. W skład zarządu regionów, poza stowarzyszeniami rybackimi (które stanowią większość) wchodzi również reprezentanci rybactwa komercyjnego i rekreacyjnego. W ten sposób część kompetencji decyzyjnych w sprawach rybactwa przeszła do tych grup użytkowników jezior, którzy nie są ich właścicielami. Rola właścicieli jezior osłabiona została ponownie w 1997 roku, kiedy to wprowadzono tzw. prowincjonalne opłaty rybackie. W rezultacie tych uregulowań prawnych pozwolenia na użytkowanie rybackie jezior są sprzedawane przez instytucje państwowe, a uzyskane w ten sposób dochody częściowo są przekazywane do lokalnych stowarzyszeń rybac-

kich (reprezentujących współwłaścicieli jezior), lub indywidualnych właścicieli wód. Rozwiązanie to istotnie ograniczyło prywatne prawo do lokalnego dysponowania jeziorami, a przez właścicieli jezior zostało uznane za formę nacjonalizacji ich własności. Co więcej, wcześniej od dawna obowiązywał prawnie usankcjonowany, powszechny skandynawski zwyczaj „prawa każdego człowieka”¹⁶, polegający m.in. na możliwości połowu wędką ryb spod lodu oraz wędką z naturalną przynętą w każdych wodach, niezależnie od charakteru ich własności i bez ponoszenia opłat. Prawo to nie dotyczy stosowania innych narzędzi połowu oraz, z oczywistych względów, wód objętych ochroną lub o innym specjalnym przeznaczeniu.

Przykład jezior fińskich pokazuje, że własność prywatna nie gwarantuje wyłączności do korzystania i dysponowania danym zasobem. Wzrastająca presja rekreacyjnych użytkowników zasobów rybackich dążących do zwiększenia dostępu do jezior z jednej strony oraz opór właścicieli pragnących zachować pełną kontrolę nad posiadanymi jeziorami doprowadził do złożonego systemu zarządzania tymi zasobami, w szczególności wielopoziomowego systemu pozwoleń i opłat. Z kolei przykład polski pokazuje, że jeziora i ich pożytki, prawnie określone jako publiczne, w sensie ekonomicznym w wąskim zakresie odpowiadają istocie dobra publicznego, a bliższe są kategorii dobra wspólnego (powszechne korzystanie z wód), prywatnego (zasoby ryb oddane w użytkowanie rybackie w obwodach rybackich) i klubowego (zasoby ryb w połowach amatorskich) (tab. 4).

Tabela 4

Przykłady rodzajów dóbr dostarczanych przez polskie jeziora publiczne
wg klasyfikacji ekonomicznej

Konkurencyjność w korzystaniu (konsumpcji)	Możliwość wyłączenia z korzystania (konsumpcji) innych użytkowników	
	Tak	Nie
Tak	Dobra prywatne Pomosty i inne urządzenia wodne zrealizowane zgodnie z wydanym pozwoleniem wodnoprawnym i użytkowane na zasadzie szczególnego korzystania z wód Zasoby ryb w oddanych w użytkowanie rybackie obwodach rybackich*	Wspólne zasoby wody, linia brzegowa i brzeg o szerokości do 1,5 m objęte powszechnym korzystaniem z wód (<i>w świetle regulacji prawnych grunt w pasie 1,5 m stanowi własność właściciela gruntów graniczących z jeziorem</i>)
Nie	Dobra klubowe Zasoby ryb podlegające połowom amatorskim* (<i>pod warunkiem przestrzegania zasad zrównoważonego, odpowiedzialnego korzystania z tych zasobów</i>)	Dobra publiczne Jezioro m.in. jako element krajobrazu, motyw w fotografii, przedmiot edukacji ekologicznej

*w sensie prawnym – po ich odłowieniu

¹⁶ Everyman's right in Finland. The Finnish Ministry of the Environment, Helsinki, February 1999

Cechą szczególną dóbr publicznych nie jest to, że są one dostarczane przez państwo czy samorząd, ale to, że prawo do ich użytkowania i czerpanie z tego tytułu korzyści nie są ograniczone do jednej osoby, czy jednej grupy społecznej lub zawodowej, ale służą ogółowi społeczeństwa. Niezależnie od powyższych teoretycznych wywodów i stopnia racjonalności działań jedno wydaje się pewne: każda zmiana charakteru praw własności jezior i ich zasobów spotka się ze społecznymi protestami, gdyż dla większości Polaków jeziora publiczne, podobnie jak lasy, stanowią wartość samą w sobie.

Literatura

- Anderson T.L., Huggins L.E. 2003 – The property rights to sustainable development – Property And Environmental Research Center / www.perc.org/.
- Bryła J. 2013 – Bezpieczeństwo państwa w świetle teorii dóbr publicznych – Przegląd Strategiczny 1: 13-38.
- Campling L.E. Havice E. 2014 – The problem of property in industrial fisheries – The Journal of Peasant Studies: 1-21.
- Falkowski S. 2006 – Gospodarka rybacko-wędkarska w zbiornikach wodociągowych na przykładzie zbiornika zaporowego Goczałkowice – W: Rybactwo, wędkarstwo, ekorozwój (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 135-149.
- Farnet Przewodnik nr 6 2013 – Zielony wzrost gospodarczy w obszarach rybackich Europy – Wyd. Unia Europejska, Bruksela.
- Fijor J.M. 2011 – Czy dobra publiczne są naprawdę publiczne? – Studia Ekonomiczne, Miscellanea, 1(LXVIII): 87-100.
- Holcombe R.G. 1997 – A theory of the public goods – Review of Austrian Economics 10, 1: 1-22.
- Kudelska D., Cydzik D., Soszka H. 1991 – Monitoring podstawowy jezior polskich – Gospodarka Wodna 6:127-130.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. <http://www.millenniumassessment.org/>.
- OECD. 2013 – The OECD Handbook for Fisheries Managers: Principles and Practice for Policy Design – OECD Publishing.
- Radecki W. 2014 – Kompendium prawa rybackiego – Wyd. V. Polskie Towarzystwo Rybackie.
- Salmi P. 2012 – The social in change: property rights contradictions in Finland – Maritime Studies 11, 2: 14.
- Salmi P., Varjopuro R. 2000 – Private Water Ownership and Fisheries Governance in Finland – IIFET Conference Proceedings: 8 p.
- Shechter M. 1996 – Wycena środowiska – W: Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych (Red.) T. Żylicz, Wyd. Krupski i S-ka, Warszawa: ss. 194.
- Turkowski K. 2011 – Utility and market value of lakes – In: Fish management in a variable water environment (Eds.) M. Jankun, G. Furgala-Selezniow, M. Woźniak, A.M. Wiśniewska, Agencja Wyd. "Argi" SC R. Błaszak, P. Pacholec, J. Prorok, Olsztyn: 87-104.
- Rozporządzenie Rady (WE) nr 2371/2002) z dnia 20 grudnia 2002 r. w sprawie ochrony i zrównoważonej eksploatacji zasobów rybołówstwa w ramach Wspólnej Polityki Rybołówstwa.

Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne (tekst jednolity z 2012 r., Dz. U. nr 145 z późn. zm.).
Ustawa z dnia 18 kwietnia 1985 r. o rybactwie śródlądowym (Dz. U. z 2009 r. nr 189, poz. 1471 z późn. zm.).
Ustawa z 19 października 1991 r. o gospodarowaniu nieruchomościami rolnymi Skarbu Państwa (tekst jednolity Dz. U. z 2012 r. poz. 1187 ze zm.).

Operat rybacki jako podstawa racjonalnej gospodarki rybackiej

Maciej Mickiewicz

Zakład Bioekonomiki Rybackiej, Instytut Rybackiego Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Definicja prawna racjonalnej gospodarki rybackiej, według art. 6 pkt. 2 ustawy o rybnactwie śródlądowym z dnia 18 kwietnia 1985 r. (z późniejszymi zmianami), nosi brzmienie, cyt.: „*Racjonalna gospodarka rybacka polega na wykorzystywaniu produkcyjnych możliwości wód, **zgodnie z operatem rybackim**, w sposób nienaruszający interesów uprawnionych do rybnactwa w tym samym dorzeczu, z zachowaniem zasobów ryb w równowadze biologicznej i na poziomie umożliwiającym gospodarcze korzystanie z nich przyszłym uprawnionym do rybnactwa*”.

Z zacytowanej definicji jasno wynika, jak ogromne, a wręcz zasadnicze znaczenie ma dla racjonalnej gospodarki rybackiej operat rybacki. Powinien on być opracowany dla każdego obwodu rybackiego, a już z całą pewnością dla obwodów w jakikolwiek sposób użytkowanych rybacko, choć niestety tak nie jest (patrz „Informacja o wynikach kontroli Najwyższej Izby Kontroli – Gospodarka rybacka na jeziorach Skarbu Państwa w województwie warmińsko-mazurskim”, <http://www.nik.gov.pl/plik/id,6414,vp,8183.pdf>). Kształt formalny i zawartość merytoryczną operatu rybackiego, a także procedurę jego opiniowania określa rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 29 marca 2002 r. w sprawie operatu rybackiego (DzU nr 44 poz. 414). W 2013 roku zostało ono zmienione rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 22 maja 2013 r. zmieniającym rozporządzenie w sprawie operatu rybackiego (DzU z dnia 14 czerwca 2013 r., poz. 676), które weszło w życie 15 grudnia 2013 r., a więc ponad rok temu.

Zmiany te były na tyle istotne, że wydaje się potrzebna ich – choćby krótka – analiza i ocena, zwłaszcza że już od ponad roku operaty rybackie są opracowywane i opiniowane z uwzględnieniem tych zmian. Oczywiście owa krótka analiza i ocena, która zostanie

przedstawiona w dalszej części opracowania, nie będzie miała charakteru *sensu stricto* prawnego, bo do przeprowadzenia takowej autor nie ma odpowiednich kompetencji, ale raczej charakter praktyczny – przeprowadzony z punktu widzenia kierownika Zespołu Opiniującego Operaty Rybackie w Instytucie Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie. Poniżej przedstawione rozważania są tylko wyrazem osobistych odczuć autora i w żaden sposób nie wolno ich traktować jako „instrukcji” tworzenia czy oceniania operatów rybackich.

Zanim przejdziemy do praktycznego funkcjonowania zapisów zmienionego rozporządzenia w sprawie operatu rybackiego, spróbuję odpowiedzieć na pytanie, co teoretycznie rozumiemy pod pojęciem racjonalności.

Pojęcie racjonalności

Pojęcie „racjonalny” możemy zdefiniować jako: rozumny, rozsądny, przemyślany, oparty na nowoczesnych, naukowych metodach, dających dobre wyniki. Natomiast „racjonalność” jest to cecha świadomej i celowej działalności ludzkiej polegająca na dobieraniu – w wyniku zastosowanego rozumowania – odpowiednich środków do osiągnięcia zamierzonych celów.

Na podstawie wyżej wymienionych pojęć należy przyjąć, że racjonalną gospodarkę rybacką, jak zresztą każdą inną, powinny cechować przede wszystkim świadomość i celowość podejmowanych działań. Ich realizacja oparta na wiedzy (nowoczesne, naukowe metody, dające dobre wyniki) powinna prowadzić do osiągania wyznaczonych celów, w sposób maksymalnie możliwy wykluczając przypadkowość.

Aby prowadzona gospodarka rybacka była rzeczywiście racjonalna, należy wcześniej dokładnie poznać warunki środowiskowe (hydrologiczne, fizykochemiczne i hydrobiologiczne) konkretnego obwodu rybackiego. Następnie, równie ważne będzie określenie jakościowego i ilościowego składu ichtiofauny oraz wzajemnych relacji pomiędzy poszczególnymi zespołami i gatunkami ryb oraz poznanie zasad i kierunków wcześniej prowadzonej gospodarki rybackiej. Dopiero zgromadzenie takiej wiedzy pozwoli na określenie właściwych zasad rybackiego zagospodarowania.

W każdym indywidualnym przypadku rzeki, jeziora czy zbiornika zaporowego, kryteria świadczące o racjonalności prowadzonej gospodarki rybackiej, mogą być i najczęściej są, zgoła odmienne. Wybranemu typowi gospodarowania muszą zostać podporządkowane podstawowe zabiegi gospodarcze, takie jak odłowy (towarowe, regulacyjne i wędkarskie), zarybienia (gatunkowe, ilościowe i jakościowe) oraz cała filozofia przyjętego sposobu prowadzenia gospodarki rybackiej. Ten sam zabieg gospodarczy w przypadku zupełnie odmiennych wód może być posunięciem racjonalnym lub niepożądanym.

Informacje, które należy uwzględnić sporządzając operat rybacki

Niestety, część tych informacji, które w myśl omawianego rozporządzenia należy uwzględnić sporządzając operat rybacki, jest albo niedostępnych dla autora operatu, albo nie istnieje – przynajmniej w chwili obecnej. Przykładowo, starający się o uprawnienie do rybactwa w danym obwodzie rybackim, który nie jest już użytkowany przez poprzedniego uprawnionego, nie ma dostępu do dotychczasowego operatu rybackiego ani dokumentacji rybackiej – chyba że poprzedni uprawniony mu je udostępni, co zależy od jego dobrej woli. Kolejnym przykładem mogą być plany ochrony i zdań ochronnych obszarów chronionych – często nie zostały one jeszcze opracowane, bądź znajdują się na etapie opracowywania, konsultacji społecznych, procedury publikacji etc. Z podobną sytuacją spotykamy się w przypadku katastru wodnego. Informacje w nim zawarte są z reguły niepełne lub wręcz szczątkowe. W większości katastrów brak nawet powierzchni wód obwodów rybackich, których dotyczą, a jeżeli już takowa się znajduje, to różni się tak znacząco od powierzchni zapisanych w umowach rybackiego korzystania z wód, że regionalne zarządy gospodarki wodnej uznają za obowiązujące te wielkości powierzchni, które zostały zapisane w umowach. O takich danych, które winny znaleźć się w katastrze według analizowanego rozporządzenia w sprawie operatu, jak ilość i jakość zasobów wód powierzchniowych i ich rybacka przydatność (bonitacja), czy dane dotyczące użytkowania wód wraz z charakterystyką korzystania z wód, jak na razie nawet nie warto wspominać.

Jak zatem można opracować dziesięcioletni (bo jest to okres obowiązywania operatu rybackiego) plan racjonalnej gospodarki rybackiej w obwodzie rybackim (bo takim w istocie jest lub być powinien operat rybacki) na podstawie tak niepełnych danych? Na to pytanie nie potrafię udzielić odpowiedzi. Pozostaje tylko mieć nadzieję, że z biegiem lat sytuacja ta ulegnie zmianie, tzn. brakujące, a wymagane przez rozporządzenie dane, zostaną uzupełnione. W tym momencie jednak rodzi się kolejne pytanie – czy obowiązujące operaty będą wtedy wymagały aneksowania? Czy uprawnieni do rybactwa będą musieli ponieść kolejne, dodatkowe koszty związane z aneksowaniem operatu? Czy urzędnicy odpowiedzialni za rybactwo śródlądowe przewidzieli takie sytuacje i sposoby ich rozwiązania? Wydaje się, że bardziej racjonalnym działaniem byłoby najpierw uzupełnić wszelkie brakujące informacje, a dopiero potem wymagać ich uwzględnienia w operacie rybackim.

Ocena oddziaływania rybactwa na obszary chronione

Problem ten został szeroko omówiony w jednym z opracowań znajdujących się w niniejszej monografii. Przedstawiony został w nim przykład tzw. jezior ramienicowych oraz możliwego wpływu gospodarki rybacko-wędkarskiej na te chronione zbiorowiska roślinne. Pamiętać jednak trzeba, że przykłady takie można mnożyć, żeby tylko powiedzieć o chronionych gatunkach ryb, takich jak strzeble i głowacze np. w potokach górskich, gdzie za sprawą ich występowania ogranicza się zarybienia pstrągiem potokowym (którego populacje są tam najczęściej mniej liczne, niż chronionych strzebli czy głowaczy), czy o bołeniu, którego zabrania się łowić w niektórych obwodach rybackich, podczas gdy według oficjalnych ogólnopolskich danych statystycznych, tylko narzędziami rybackimi poławia się kilkanaście ton rocznie tego gatunku (nie wspominając o połowach wędkarskich).

W planach zadań ochronnych często ogranicza się, bądź wręcz zabrania prowadzenia odłowów rybackich i/lub wędkarskich. W niektórych obwodach rybackich, posiadających zresztą uprawnionych do rybactwa i podpisane umowy na rybackie z nich korzystanie, planuje się całkowicie zabronić gospodarki rybackiej, w tym również zarybień. Rodzi to zasadne pytanie, czy w opracowywaniu tych planów ochrony brały udział osoby zajmujące się zawodowo gospodarką rybacką? Czy ochrona jednych gatunków, np. ptaków wodnych czy płazów jest ważniejsza, niż ochrona ryb? Taką bowiem rolę, tj. ochrony ichtiofauny, w chwili obecnej pełni gospodarka rybacko-wędkarska. Owszem, korzysta z zasobów ryb, ale również je odnawia i chroni.

Tak więc można postawić pytanie, czy nieuzasadniona, przesadna ochrona jednych gatunków nie zaszkodzi innym, a niejako „przy okazji”, zrównoważonemu rozwojowi gospodarczemu? Można powiedzieć, że co do zasady, ocena oddziaływania gospodarki rybackiej na obszary chronione słusznie powinna znaleźć się w operacie rybackim, ale nie powinna ona zdominować operatu. Tym bardziej że w chwili obecnej gospodarka rybacko-wędkarska prowadzona jest z reguły w sposób ekstensywny i nikt już, jak w poprzedniej epoce polityczno-gospodarczej, nie chce np. zamieniać jezior w stawy produkcyjne, ani prowadzić w nich sadzowego tuczu pstrąga tęczowego.

To prawda, że gospodarka rybacka i wędkarstwo wpływają na środowisko wód, ale jest wiele innych rodzajów aktywności ludzkiej, zarówno gospodarczej, jak i rekreacyjnej, które na to środowisko wpływają znacznie bardziej, i to właśnie tym rodzajom aktywności szeroko rozumiana ochrona wód winna poświęcać znacznie więcej uwagi, niż rybactwu i wędkarstwu. Wystarczy wymienić tutaj jako przykłady niekontrolowaną zabudowę i grodzenie brzegów, nieuregulowaną gospodarkę ściekami, czy stale rozwijającą się turystykę wodną (łódzie silnikowe, motorówki, skutery wodne, żeglarstwo, spływy kajakowe).

Z praktycznego punktu widzenia należy wspomnieć, że informacji na temat obszarów chronionych oraz planów i zadań ochronnych należy najlepiej poszukiwać na stronach internetowych administrowanych przez generalną i regionalne dyrekcje ochrony środowiska.

Założenia ochrony i połowów ryb i raków

1) Typ prowadzonej gospodarki rybackiej

Choć obecnie wyróżnia się cztery typy gospodarki rybackiej – towarową, rybacko-wędkarską, wędkarską i wyspecjalizowaną, to w znakomitej większości obwodów rybackich prowadzona jest gospodarka rybacka typu rybacko-wędkarskiego (gdzie zakłada się równouprawnienie obu form eksploatacji ichtiofauny) oraz typu wędkarskiego (gdzie dominującą formą jest wędkarstwo, ale niewykluczone, a wręcz konieczne, jest prowadzenie typowych zabiegów rybackich, jak odłowy kontrolne i regulacyjne, czy zarybienia).

Większość operatów rybackich uwzględnia ten podział, określając w sposób jasny „swój” typ gospodarowania jako jeden z powyżej wyróżnionych. Zdarzają się jednak opracowania, gdzie w sposób rozwlekły, niepotrzebnie opisywane są dopuszczalne sposoby gospodarowania, a nawet sposoby połowu poszczególnych gatunków ryb i ich biologia. Te informacje w operacie są niepotrzebne, gdyż winne być one znane każdemu specjalście w dziedzinie rybactwa śródlądowego, natomiast słusznie w operacie powinna znaleźć się informacja o zakładanym typie prowadzonej gospodarki rybackiej.

2) Wymiary gospodarcze ryb

Wymiar gospodarczy to taki wymiar, który zastrza obowiązujący prawnie wymiar ochronny. Może on dotyczyć zarówno rybaków, jak i wędkarzy. Zapis o wymiarze gospodarczym w rozporządzeniu w sprawie operatu nie wydaje się potrzebny – może on ograniczyć elastyczność, a zatem i racjonalność gospodarowania. Jest on na szczęście tak skonstruowany, że autor operatu może dostosować zapis o nim tak, aby uprawniony do rybactwa mógł wymiar gospodarczy danego gatunku ryby zmieniać lub wprowadzać na bieżąco, bez konieczności kosztownego aneksowania operatu.

3) Przewidywana wielkość połowów gospodarczych lub amatorskich

Ten zapis również można uznać za bezpieczny dla racjonalnego gospodarowania (*połowów gospodarczych **lub** amatorskich*), pamiętać należy jedynie o jego elastycznym skonstruowaniu, uwzględniającym różne możliwości (możliwość pojawienia się tzw. sil-

nych pokoleń populacji danego gatunku, możliwość podjęcia decyzji o odłowach regulacyjnych, możliwość zwiększenia presji wędkarskiej etc.).

4) Maksymalna dzienna liczba wędkarzy

W praktyce jest to martwy zapis. Brak bowiem instytucji, która mogłaby ten zapis wyegzekwować, mało tego, sam uprawniony do rybactwa na ogół nie ma możliwości egzekwowania tego zapisu. Nadanie sensu temu zapisowi wymagałoby całkowitej zmiany systemu sprzedaży zezwoleń wędkarskich (który najczęściej dobrze funkcjonuje), a to niosłoby za sobą poważne konsekwencje zarówno ekonomiczne, jak i społeczne.

Maksymalną dzienną liczbę wędkarzy można jedynie z grubsza oszacować i w zasadzie każda liczba w granicach rozsądku będzie tutaj na miejscu. Najprościej taki szacunek mogą przeprowadzić uprawnieni do rybactwa okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego, gdyż mogą oprzeć go na minimalnych odległościach między wędkarzami zapisanych w "regulaminie amatorskiego połowu ryb PZW". Pozostali uprawnieni do rybactwa swoje szacunki oprzeć muszą po prostu na zdrowym rozsądku, ewentualnie wprowadzać do swoich regulaminów wędkowania zapisy precyzujące minimalne odległości między wędkarzami.

5) Limity wędkarskich połowów ryb

Jest to kolejny zapis w pewien sposób ograniczający elastyczność gospodarowania. Limity wędkarskich połowów ryb powinny bowiem zależeć od decyzji uprawnionego do rybactwa, niekoniecznie muszą być ustalone na jednakowym poziomie raz na dziesięć lat (taki jest okres obowiązywania operatu rybackiego). Dlatego tworząc operat rybacki należy do tego punktu również podejść w sposób elastyczny i pozostawić uprawnionemu do rybactwa możliwość wprowadzenia zmian limitów wędkarskich połowów ryb, bez konieczności aneksowania operatu.

Ponadto, wprowadzając limity wędkarskich połowów ryb poszczególnych gatunków pamiętać trzeba, że obowiązuje limit amatorskiego połowu węgorza do 2 sztuk na dobę (rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 11 czerwca 2010 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie – DzU nr 104, poz. 654).

6) Sposób regulacji wielkości i struktury populacji ryb drapieżnych i karpiowatych

Zapis ten w rozporządzeniu w sprawie operatu rybackiego w zasadzie również nie jest konieczny. Uprawniony do rybactwa ma bowiem do dyspozycji ograniczoną liczbę narzędzi gospodarczych służących regulacji wielkości i struktury ichtiofauny. Są to

przede wszystkim zarybienia, odłowy regulacyjne oraz wszelkie działania ochronne, typu limity wędkarskich połowów ryb czy ich wymiary gospodarcze, a także ograniczenia czasowe w połowach (np. w okresie letnim powstrzymanie się od eksploatacji rybackiej i dopuszczenie tylko eksploatacji wędkarskiej).

7) Rodzaje i zakres działań prowadzonych w ramach racjonalnej gospodarki rybackiej

W punkcie tym w zasadzie można by przedstawić większość istotnych założeń tworzonego operatu rybackiego. W praktyce powinny się w nim znaleźć tylko te działania, które nie są ujęte w pozostałych punktach rozdz. Założenia ochrony i połowów ryb i raków.

8) Nakłady rzeczowe na zarybienia; minimalna i maksymalna ilość materiału zarybieniowego oraz jego rodzaj

Biorąc pod uwagę fakt, że przeprowadzanie zarybień jest obecnie najważniejszym narzędziem gospodarczym uprawnionego do rybactwa, można założyć, że jest to również najważniejszy element operatu rybackiego.

Dobrze stało się, że zrezygnowano z określenia finansowego zakresu planowanych zarybień – cenniki materiału zarybieniowego publikowane przez regionalne zarządy gospodarki wodnej odbiegają niestety od jego cen rynkowych, żeby sięgnąć tylko do cen materiału zarybieniowego węgorza określanego w kilku cennikach RZGW na około 400 zł/kg, podczas gdy obecnie cena rynkowa podchowanego materiału zarybieniowego tego gatunku sięga 250-300 zł/kg przy stosunkowo niskiej wadze jednostkowej wprowadzanych węgorzy (5-10 g/szt.), a w przypadku sortymentów cięższych (np. 50-100 g/szt.) jest jeszcze niższa i sięga 100-150 zł/kg. W wypadku innych gatunków, zwłaszcza produkowanych bezpośrednio przez uprawnionego do rybactwa, te rozbieżności cenowe mogą być równie wysokie. Dlatego przy planowaniu zarybień trzeba zakładać odpowiednie ilości materiału zarybieniowego, a nie jego wartość.

Planowana gospodarka zarybieniowa musi uwzględniać wiele czynników wpływających na tę gospodarkę, żeby wymienić tylko najważniejsze:

- stan ekosystemu jeziora, rzeki, czy zbiornika zaporowego,
- strukturę gatunkową populacji ryb,
- wielkość odłowów rybackich i wielkość presji wędkarskiej,
- efektywność tarła naturalnego,
- czynniki o charakterze rynkowym (ceny ryb, ceny materiału zarybieniowego, podaż i popyt na poszczególne gatunki).

Z tego powodu gospodarkę zarybieniową w operacie rybackim należy zaplanować z odpowiednią dozą elastyczności, aby uprawniony do rybactwa miał możliwość zmian w tym zakresie.

Najlepiej jest zaplanowane zarybienia podzielić na obligatoryjne (obowiązkowe) i fakultatywne (dodatkowe), przy czym te drugie należy potraktować jako zarybienia, których dokonywanie zależne jest od decyzji uprawnionego do rybactwa. Należy przy tym zapewnić uprawnionemu do rybactwa możliwość zmiany wybranego, podstawowego sortymentu materiału zarybieniowego, na jego rodzaj alternatywny (np. zamiana wylęgu żerującego szczupaka na jego narybek jesienny), tak aby w czasie braku danego sortymentu materiału można było wprowadzić inny jego rodzaj.

Warto też przy planowaniu zarybień uwzględnić możliwość zmian czasowych w jego ilości, tzn. planować średnią roczną ilość materiału zarybieniowego dla okresu 3-5 lat. Wtedy w razie braku danego materiału zarybieniowego w danym roku można uzupełnić jego ilość w roku następnym.

Warto też zaplanować w operacie rybackim możliwość dokonywania przerzutów ryb – w wypadku pojawienia się zjawiska przyduszy w niektórych jeziorach zaistnieje wtedy możliwość przeniesienia ryb z jeziora dotkniętego tym zjawiskiem do innych jezior użytkowanych przez uprawnionego do rybactwa.

Trzeba również przy planowaniu zarybień pamiętać o tzw. gatunkach obcych, zwłaszcza w przypadku karpia, uznanego przez polskie prawodawstwo za gatunek obcy. Dawki zarybieniowe tego gatunku należy zaplanować zgodnie z rozporządzeniem Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 16 listopada 2012r. w sprawie wykazu gatunków ryb uznanych za nierodzące i wykazu gatunków ryb uznanych za rodzime oraz warunków wprowadzania gatunków ryb uznanych za nierodzące, dla których nie jest wymagane zezwolenie na wprowadzenie (DzU z dnia 3 grudnia 2012r., poz. 1355), choć rozporządzenie to jest w pewien sposób niejasne (np. czy uwzględnienie tylko krocza karpia w rozporządzeniu oznacza nieograniczoną możliwość wprowadzania jego narybku jesiennego czy też ryby o wielkości handlowej, czy odwrotnie – zakaz wprowadzania tego rodzaju materiału zarybieniowego?).

Ponadto trzeba zaznaczyć, że stosowanie nadmiernie sztywnych zaleceń dotyczących na przykład dawek materiału zarybieniowego, miejsc zarybiania, jego częstotliwości, czy form materiału zarybieniowego może okazać się w szerokiej perspektywie, zarówno środowiskowej, jak i czasowej, zgubne. Szczegółowa polityka zarybieniowa powinna być więc ustalana na bieżąco przez gospodarującego, oczywiście posiadającego fachową wiedzę z zakresu śródlądowej gospodarki rybackiej i mającego dostęp do najbardziej aktualnych informacji o stanie środowiska, warunkach hydrobiologicznych obwodu rybackiego, czy wreszcie aktualnej podaży i cenach materiału zarybie-

niowego. Tylko taka kompleksowa wiedza pozwala na racjonalne gospodarowanie środkami finansowymi przeznaczonymi na zarybienia, a przez to prowadzenie takiej gospodarki zarybieniowej, która byłaby ekologicznie bezpieczna, społecznie pożądana i ekonomicznie uzasadniona, a więc spełniałaby wszystkie wymogi rozwoju zrównoważonego i racjonalnej gospodarki rybackiej.

Część graficzna – zaznaczanie na szkicu obwodu rybackiego miejsca usytuowania sadzów rybackich, przepławek, pomostów i innych budowli

Ze względu na fakt, że miejsca usytuowania mniejszych pomostów i kładek wędkarskich mogą i z reguły są zmienne, najlepiej jest zaznaczać jedynie mola i duże pomosty rekreacyjno-wędkarskie, co do których istnieje szansa, że będą one funkcjonować w okresie obowiązywania tworzonego operatu (zwłaszcza w przypadku dużych obwodów rybackich, w skład których wchodzi duże jeziora, na których często występuje od kilkunastu do kilkudziesięciu, a nawet więcej różnego rodzaju pomostów).

Dołączanie do operatu kopii operatu rybackiego i ksiąg gospodarczych

Punkt ten znalazł się w rozporządzeniu w sprawie operatu niepotrzebnie – dane z ksiąg gospodarczych i tak są w nim przedstawiane i analizowane, natomiast poprzedni operat jest wykorzystywany w takim stopniu, w jakim uprawniony uzna za stosowne i przydatne. Konieczność dołączania kopii dokumentacji znacznie zwiększa objętość operatu, co utrudnia np. jego przesłanie do zaopiniowania i powoduje utrudnienie dla opiniującego związane z koniecznością parafowania każdej strony operatu. Ponadto, gdy operat jest wykonywany przez starającego się o uzyskanie uprawnienia do rybactwa, nie ma on dostępu do dokumentacji prowadzonej przez poprzedniego uprawnionego, z wyjątkiem, gdy ten mu ją udostępni, co wiąże się tylko z jego dobrą wolą. Pomijam tu już kwestię marnotrawstwa papieru w dobie walki o dobry stan środowiska (patrz punkty związane z obszarami ochronnymi – rygorystycznie analizuje się wpływ rybactwa na obszary ochronione, jednocześnie zużywając niepotrzebnie papier na kopie dokumentacji, a zatem środowisko naturalne jakim są lasy). A wszystko to tylko w tym celu, aby opiniujący mógł sprawdzić zgodność danych podanych w operacie z danymi zawartymi w dotychczas prowadzonej dokumentacji.

Opiniowanie operatów rybackich

Rozporządzenie zmieniające rozporządzenie w sprawie operatu rybackiego z 2013 roku wprowadziło szereg utrudnień formalnych związanych z procesem opiniowania operatów, co znacznie wydłużyło i skomplikowało ten proces.

Po pierwsze, konieczność powoływania zespołów opiniujących zmusza do organizowania ich posiedzeń, które z przyczyn związanych z innymi obowiązkami opiniujących mogą być organizowane tylko raz na określony czas, np. raz w miesiącu lub raz na dwa miesiące. Opiniowanie operatów nie jest jedynym i podstawowym obowiązkiem pracowników naukowych jednostek uprawnionych do opiniowania operatów rybackich.

Po drugie przedstawiciel Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska musi zapoznać się z zawartością operatu przedstawioną w sporządzanej opinii, co w sposób oczywisty wydłuża czas potrzebny na zaopiniowanie.

Po trzecie, możliwość wzięcia udziału w opiniowaniu operatu osobom „z zewnątrz” (uprawniony do rybactwa lub biegły przez niego wyznaczony, przedstawiciel właściwego miejscowo urzędu marszałkowskiego i regionalnej dyrekcji ochrony środowiska, zarządca obszarowych form ochrony przyrody, na które mogą mieć wpływ działania zaplanowane w operacie) nie jest potrzebna, gdyż nie mają oni możliwości podważenia decyzji zespołów opiniujących. Zapewne dlatego w dotychczasowych posiedzeniach Zespołu Opiniującego Operaty Rybackie w Instytucie Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie tylko raz wzięł udział przedstawiciel jednego z urzędów marszałkowskich, z pozostałych osób wymienionych w rozporządzeniu nikt nie wyraził zainteresowania opiniowaniem operatów.

Po czwarte, termin 3 miesięcy na zaopiniowanie wydaje się terminem zbyt krótkim, zwłaszcza w odniesieniu do konieczności organizowania posiedzeń zespołów opiniujących, których członkowie mają przecież również bardzo liczne inne obowiązki, związane z ich pracą naukową i dydaktyczną. Dlatego nie ma możliwości organizowania posiedzeń zespołów opiniujących np. raz na tydzień czy raz na dwa tygodnie. Z jednej strony, kiedy pojawia się konieczność wniesienia poprawek do operatu, a jest tak bardzo często, 3-miesięczny termin opiniowania okazuje się zbyt krótki, z drugiej zaś, zespół opiniujący nie jest powołany po to, aby wydawać opinie negatywne (bo termin upływa), tylko po to, aby operat poprawić i uzupełnić, tak, aby spełniał on wymagania stawiane w rozporządzeniu i mógł być zaopiniowany pozytywnie.

Wreszcie po piąte, przysyłanie operatów wraz z opiniami z jednych jednostek opiniujących do innych mija się z celem, gdyż jedna jednostka opiniująca nie ma prawa zakwestionować opinii wydanej przez inną.

Wydaje się zatem, że najprościej byłoby powołać instytucję biegłego w zakresie opiniowania operatów rybackich przy Ministerstwie Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Usprawniłoby to proces opiniowania, a co za tym idzie, znacznie obniżyło jego koszty.

W kwestii praktycznej trzeba wspomnieć, że regulaminy opiniowania w poszczególnych jednostkach do tego uprawnionych znajdują się na stronach internetowych administrowanych przez te jednostki.

Podsumowanie

Jak wynika z powyżej przedstawionych obserwacji i przemyśleń, nowelizacja rozporządzenia w sprawie operatu rybackiego przyniosła wiele komplikacji i utrudnień w procesie tworzenia i opiniowania operatów rybackich. Oczywiście jest to tylko i wyłącznie moja opinia, z którą szanowni Czytelnicy mogą się zgodzić, lub nie. Jednak bezdyskusyjnym jest fakt znacznej rozbudowy biurokracji związanej z opracowywaniem i opiniowaniem operatów rybackich. Czy biurokracja ta jest potrzebna? W mojej opinii nie – powinniśmy raczej dążyć do maksymalnego uproszczenia i urealnienia zarówno operatów rybackich, jak i procesu ich opiniowania, czego życzę zarówno wszystkim uprawnionym do rybactwa, jak i urzędnikom odpowiedzialnym za racjonalną gospodarkę rybacką w obwodach rybackich.

Dodatek: Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi w sprawie operatu rybackiego – tekst jednolity

Opracowano na podstawie:

- 1) Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 29 marca 2002 r. w sprawie operatu rybackiego (DzU Nr 44 poz. 414).
- 2) Rozporządzenia Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 22 maja 2013 r. zmieniającego rozporządzenie w sprawie operatu rybackiego (DzU z dnia 14 czerwca 2013 r. poz. 676).

§ 1. Rozporządzenie określa:

- 1) sposoby sporządzania operatu rybackiego,
- 2) szczegółowe wymagania, jakim powinien odpowiadać operat rybacki,
- 3) jednostki uprawnione do opiniowania operatów rybackich,
- 4) sposoby opiniowania operatu rybackiego.

§ 2. 1. Operat rybacki, zwany dalej „operatem”, sporządza się z uwzględnieniem informacji zawartych w:

1) dotychczasowym operacie oraz dokumentacji, do której prowadzenia uprawniony do rybactwa jest obowiązany na podstawie przepisów o rybactwie śródlądowym,

2) strategiach, politykach, planach lub programach w dziedzinie rybactwa śródlądowego, w tym w programie ochrony i odbudowy zasobów ryb, opracowanych przez organy administracji publicznej na podstawie odrębnych przepisów,

3) planie ochrony, zadaniach ochronnych lub planie zadań ochronnych, tworzonych dla form ochrony przyrody, o których mowa w przepisach o ochronie przyrody, jeżeli operat sporządza się dla obwodu rybackiego znajdującego się:

a) w granicach parku narodowego, rezerwatu przyrody, parku krajobrazowego lub obszaru Natura 2000,

b) poza granicami obszaru Natura 2000, jeżeli założenia sporządzanego dla tego obwodu rybackiego operatu mogą oddziaływać na cele ochrony obszaru Natura 2000,

4) katastrze wodnym.

2. Do sporządzenia operatu z uwzględnieniem informacji zawartych w katastrze wodnym wykorzystuje się w szczególności:

1) plany gospodarowania wodami na obszarach dorzeczy,

2) dane dotyczące:

a) ilości i jakości zasobów wód powierzchniowych i ich rybackiej przydatności (bonitacji),

b) źródeł i charakterystyki zanieczyszczeń punktowych oraz obszarowych,

c) stanu biologicznego środowiska wodnego, stref i obszarów ochronnych,

d) urządzeń wodnych,

e) pozwoleń wodnoprawnych,

f) użytkowania wód wraz z charakterystyką korzystania z wód

– o których mowa w przepisach prawa wodnego.

3. Do sporządzenia operatu wykorzystuje się także inne niż wymienione w ust. 1 informacje dotyczące obwodu rybackiego lub informacje mające wpływ na prowadzenie rybactwa w obwodzie rybackim, w szczególności zawierające dane o środowisku i jego ochronie oraz o korzystaniu z wód.

§ 3. Część opisową operatu sporządza się w formie:

1) pisemnej lub

2) zapisu na nośniku informatycznym zabezpieczonym przed wprowadzeniem zmian.

§ 4. Część opisowa operatu zawiera:

1) imię i nazwisko oraz adres i miejsce zamieszkania albo nazwę i adres siedziby uprawnionego do rybactwa,

- 2) nazwę i numer obwodu rybackiego, dla którego sporządza się operat,
- 3) nazwy i informacje dotyczące powierzchni rzek, jezior lub innych zbiorników wodnych, wraz ze wskazaniem ich dopływów wchodzących w skład obwodu rybackiego, a także sposób ich połączenia z innymi wodami,
- 4) powierzchnię zasadniczego obwodu rybackiego ustaloną przy średnim niskim stanie wody z wielolecia obliczoną na podstawie informacji państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej,
- 5) ocenę oddziaływania:
 - a) obrębów ochronnych ustanowionych na podstawie przepisów o rybactwie śródlądowym na sposób prowadzenia gospodarki rybackiej,
 - b) sposobu prowadzenia gospodarki rybackiej na formy ochrony przyrody, o których mowa w przepisach o ochronie przyrody,
- 5a) opis działań bezpośrednio związanych:
 - a) z celami ochrony obszarów Natura 2000 lub pozostałymi formami ochrony przyrody, lub
 - b) ze sposobem dostosowania prowadzonej gospodarki rybackiej do innych działań przewidzianych w planie ochrony, zadaniach ochronnych lub planie zadań ochronnych parku narodowego, rezerwatu przyrody lub obszaru Natura 2000, o których mowa w przepisach o ochronie przyrody– lub wynikających z tych celów lub z tego sposobu,
- 6) określenie występujących źródeł i rodzajów zanieczyszczeń wód oraz innych czynników mających wpływ na prowadzenie racjonalnej gospodarki rybackiej w obwodzie rybackim,
- 7) określenie rodzaju, zakresu i wpływu kłusownictwa oraz szkód wyrządzanych przez zwierzęta wolno żyjące na prowadzenie racjonalnej gospodarki rybackiej w obwodzie rybackim,
- 8) opis warunków hydrobiologicznych obwodu rybackiego,
- 9) charakterystykę ichtiofauny obwodu rybackiego, w tym skład gatunkowy ryb i strukturę ich populacji,
- 10) założenia dotyczące ochrony i połowów ryb i raków,
- 11) spis dokumentów źródłowych wykorzystanych przy sporządzaniu operatu,
- 12) datę sporządzenia operatu i podpis uprawnionego do rybactwa.

§ 5.1. W założeniach dotyczących ochrony i połowów ryb i raków, o których mowa w § 4 pkt 10, podaje się:

- 1) typ prowadzonej gospodarki rybackiej,

2) wymiary gospodarcze ryb – gdy w obwodzie rybackim wystąpiły zmiany mające niekorzystny wpływ na wielkość lub strukturę populacji ryb będących przedmiotem eksploatacji lub w innych przypadkach uzasadnionych przez uprawnionego do rybactwa,

3) przewidywaną wielkość połowów gospodarczych lub amatorskich,

4) maksymalną liczbę osób, które jednego dnia mogą uprawiać amatorski połów ryb w obwodzie rybackim,

5) limity połowu ryb w ramach prowadzenia amatorskiego połowu ryb,

6) sposób regulacji wielkości i struktury populacji ryb drapieżnych oraz ryb karpiowatych,

7) rodzaje i zakres działań prowadzonych w ramach racjonalnej gospodarki rybackiej, w tym zabiegów ochronnych, niezbędnych do ochrony zasobów ryb i raków lub poprawy warunków ich bytowania w wodach, ze wskazaniem sposobu i warunków odtwarzania poławianych zasobów ryb i raków, w tym ryb z gatunków wędrownych lub zagrożonych pogarszającymi się warunkami rozrodu naturalnego w wodach obwodu rybackiego,

8) nakłady rzeczowe przewidziane na zarybienia, w szczególności minimalną i maksymalną ilość materiału zarybieniowego oraz jego rodzaj.

2. Rodzaj materiału zarybieniowego służącego do odtwarzania populacji ryb wymagających ochrony ze względu na konieczność zachowania różnorodności biologicznej, a w szczególności populacji:

1) karpiowatych ryb reofilnych,

2) lipienia,

3) łososia,

4) pstrąga potokowego,

5) siei,

6) troci jeziorowej i wędrownej,

7) węgorza,

8) jesiotra,

podaje się z uwzględnieniem miejsc pochodzenia materiału zarybieniowego, jego przydatności do zarybień oraz informacji zawartych w charakterystyce ichtiofauny, o której mowa w § 4 pkt 9.

§ 6. Część graficzna operatu zawiera szkic sytuacyjny wód wchodzących w skład obwodu rybackiego, wykonany na mapie lub jej kopii zgodnie z obowiązującym stanem faktycznym, wraz z naniesionymi na nim:

1) granicami zasadniczego i uzupełniającego obwodu rybackiego,

2) granicami obrębów hodowlanych i ochronnych oraz obszarów, które zostały objęte formami ochrony przyrody na podstawie przepisów o ochronie przyrody,

3) granicami wód uznanych za nieprzydatne do prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej,

4) wyspami,

5) miejscami usytuowania sadzów rybackich, przepławek, pomostów i innych budowli mających wpływ na prowadzenie racjonalnej gospodarki rybackiej w obwodzie rybackim,

6) miejscami stałego połowu ryb narzędziami lub urządzeniami rybackimi,

7) miejscami gromadnego przebywania kormoranów czarnych (*Phalacrocorax carbo*), o ile występują.

§ 7. Uprawniony do rybactwa dołącza do operatu kopię dokumentacji, o której mowa w § 2 ust. 1 pkt 1, z wyłączeniem przypadku, gdy dla danego obwodu rybackiego operat sporządza się po raz pierwszy.

§ 8. Jednostkami uprawnionymi do opiniowania operatów, zwanymi dalej „jednostkami uprawnionymi”, są:

1) Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie,

2) Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie,

3) Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie.

§ 9. Opiniowaniu podlegają elementy operatu, o których mowa w § 4 pkt 3-10 oraz w § 6.

§ 10. Jednostka uprawniona:

1) w opracowanym regulaminie opiniowania operatów, udostępnionym do wglądu w siedzibie tej jednostki oraz na administrowanej przez tę jednostkę stronie internetowej:

a) określa skład opiniujący operaty, zapewniając w nim udział przedstawiciela Generalnego Dyrektora Ochrony Środowiska,

b) określa tryb podejmowania rozstrzygnięć przez skład opiniujący operaty i sposób dokumentowania tych rozstrzygnięć,

c) zapewnia możliwość wzięcia udziału w opiniowaniu operatu uprawnionemu do rybactwa lub biegłym powołanym przez tego uprawnionego, a także właściwym miejscowo przedstawicielom urzędów marszałkowskich oraz regionalnych dyrekcji ochrony środowiska lub zarządców obszarowych form ochrony przyrody, na które mogą mieć wpływ działania zaplanowane w operacie,

2) zamieszcza na administrowanej przez tę jednostkę stronie internetowej informację o miejscu i terminie posiedzenia składu opiniującego operaty oraz wykaz operatów podlegających opiniowaniu.

§ 11. 1. Jednostka uprawniona sporządza opinię o operacie na piśmie, w terminie 3 miesięcy od dnia otrzymania operatu.

2. Jednostka uprawniona, sporządzając opinię, o której mowa w ust. 1:

1) sprawdza zgodność informacji podanych w operacie przez uprawnionego do rybactwa z informacjami zawartymi w dokumentach, o których mowa w § 2 ust. 1 i 3,

2) ocenia celowość założeń operatu w zakresie wykorzystywania produkcyjnych możliwości wód z zachowaniem zasobów ryb w równowadze biologicznej i na poziomie umożliwiającym gospodarcze korzystanie z nich w przyszłości,

3) przeprowadza ocenę zgodności założeń operatu z wymaganiami ochrony obszaru Natura 2000 lub pozostałych form ochrony przyrody, o których mowa w przepisach o ochronie przyrody, w szczególności rozważa, czy gospodarka rybacka prowadzona zgodnie z założeniami operatu może potencjalnie znacząco oddziaływać na obszar Natura 2000, uwzględniając skumulowane oddziaływanie z innymi przedsięwzięciami, zwłaszcza w odniesieniu do integralności i spójności tych obszarów.

3. Jednostka uprawniona wydaje negatywną opinię o operacie, jeżeli operat nie spełnia chociażby jednego z kryteriów, o których mowa w ust. 2.

§ 12. 1. Opinia dotycząca operatu zawiera:

1) oznaczenie jednostki uprawnionej,

2) uchylony

3) imię i nazwisko oraz adres i miejsce zamieszkania albo nazwę i adres siedziby uprawnionego do rybactwa, który sporządził operat,

4) uzasadnienie,

5) datę sporządzenia opinii,

6) podpis osoby reprezentującej jednostkę uprawnioną,

7) sygnaturę identyfikującą zaopiniowany operat.

2. W uzasadnieniu, o którym mowa w ust. 1 pkt 4, podaje się przyczyny, z powodu których jednostka uprawniona wydała pozytywną albo negatywną opinię.

3. Sygnatura, o której mowa w ust. 1 pkt 7, składa się z literowego skrótu nazwy jednostki uprawnionej, z numeru, który nadano operatowi, kolejnego numeru opinii oraz roku jej sporządzenia.

4. Jednostka uprawniona przekazuje pozostałym jednostkom uprawnionym kopię zaopiniowanego operatu oraz kopię opinii o tym operacie, w terminie 14 dni od dnia sporządzenia tej opinii.

Porównanie rybactwa i wędkarstwa jako dwóch form eksploatacji ichtiofauny

Tomasz Czerwiński

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Rybactwo, podobnie jak wiele pokrewnych dziedzin (np. leśnictwo i rolnictwo), w głównej mierze opiera się na eksploatacji zasobów naturalnych, w tym przypadku pogłowia ryb. Immanentną cechą zasobów naturalnych jest ich wyczerpywalność, której poziom determinowany jest przez wiele czynników: wielkość zasobów, intensywność eksploatacji, możliwości odtwarzania. Zjawisko to nabiera szczególnego znaczenia w przypadku nieodnawialnych surowców naturalnych (np. złoża ropy naftowej, metali, węgla), od których współczesna cywilizacja jest mocno uzależniona, a ich wyczerpanie jest jedynie odroczone w czasie. Ekonomiczna teoria wykorzystania zasobów naturalnych, zajmująca się badaniem optymalnego rozłożenia w czasie pozyskiwania odnawialnych zasobów naturalnych i wyczerpywania zasobów nieodnawialnych, z uwzględnieniem potrzeby ich zachowania dla przyszłych pokoleń, a także tempa ich eksploatacji, obejmuje m.in. problematykę postępującej degradacji środowiska i zjawisk ekologicznych w skali globalnej.

Problem wyczerpywania się bogactw dotyczy również źródeł odnawialnych (np. surowiec drzewny, płody rolne). Wody wraz z żyjącymi w nich populacjami ryb należą do bogactw naturalnych odnawialnych, czyli w pewnym stopniu niewyczerpywalnych, a korzystanie z nich teoretycznie może się odbywać w nieograniczonym horyzoncie czasowym. Woda może krążyć w obiegu o wymiarze geologicznym, a żywe zasoby przyrody, w tym populacje ryb posiadają biologiczną cechę, jaką jest rozmnażanie się i wzrost. W przypadku zbyt intensywnej eksploatacji wszystkie źródła zasobów, zarówno nieodnawialnych, jak i odnawialnych ulegną wyczerpaniu. Kluczem do racjonalnego, czyli zrównoważonego korzystania z odnawialnych zasobów naturalnych jest zrozumienie

procesów regulujących ich odtwarzanie się oraz zoptymalizowanie eksploatacji do granicy zapewniającej odnawialność.

Perspektywa ograniczoności oraz wyczerpywania się w relatywnie krótkim okresie zasobów naturalnych jest czynnikiem podnoszącym potrzebę definiowania oraz wdrażania zasad zrównoważonego korzystania z zasobów naturalnych. Oczywiście jest, że problem ten również pojawia się w dyskusji o szeroko rozumianej gospodarce rybackiej prowadzonej w wodach śródlądowych.

Rybactwo śródlądowe charakteryzuje się dużym stopieniem wzajemnych zależności z innymi użytkownikami zasobów wodnych (FAO 1997). Ze schematu wzajemnych relacji między poszczególnymi czynnikami wpływającymi na rybactwo wynika, że większość z nich to czynniki zewnętrzne, np. rekreacja wodna i lądowa, energetyka, rolnictwo, leśnictwo, przemysł (Turkowski 2012). Czynniki te z reguły wpływają negatywnie na ekosystemy wód, a pośrednio również na populacje ryb. Problem ten pogłębia brak holistycznego podejścia do modeli zarządzania środowiskiem naturalnym oraz zintegrowanych planów gospodarowania obszarami wodnymi. Przykładem takiego wybiórczego traktowania elementów ekosystemów może być projekt „Strategii zarządzania populacją kormorana czarnego” (Bzoma 2011).

Rybactwo śródlądowe posiada nieliczne instrumenty i środki, które mogą być wykorzystane do ochrony zasobów ryb oraz ich siedlisk. Jednym z najważniejszych jest prowadzenie racjonalnej (zrównoważonej) gospodarki rybackiej, czyli w myśl definicji: „...zachowanie zasobów ryb w równowadze biologicznej i na poziomie umożliwiającym gospodarcze korzystanie z nich przyszłym uprawnionym do rybactwa”. Jak już wcześniej wspomniano, by prowadzić skuteczną gospodarkę rybacką należy zidentyfikować system zależności oraz czynników mających wpływ na jej funkcjonowanie. Pomijając wiele aspektów, na które zarządzający rybactwem nie mają znaczącego wpływu (np. rekreacja, zabudowa brzegów, zwierzęta rybożerne), najważniejszymi czynnikami są połowy ryb oraz zarybienia.

Specyfika rybactwa i wędkarstwa

Najprościej ujmując, połowy ryb w wodach śródlądowych podzielić można na profesjonalne, dokonywane przez uprawnionych do tego rybaków, oraz na amatorskie, czyli prowadzone przez wędkarzy. Połowy kłusownicze mogą stanowić istotny czynnik mający wpływ na zasoby ryb, ale ze względu na brak wiarygodnych danych o ich wielkości i strukturze zostały w tym rozdziale pominięte. Dwie wyróżnione formy eksploatacji zasobów ryb różnią się zasadniczo metodami, uzyskiwaną strukturą oraz wielkością połowów. W związku z tym niosą one różne konsekwencje dla środowiska naturalnego

i zasobów ichtiofauny. W tabeli 1 przedstawiono wybrane cechy gospodarczej oraz amatorskiej eksploatacji populacji ryb.

Profesjonalne	Amatorskie
Rybacy	Wędkarze
Wielkość połowów	
838 Liczba zatrudnionych rybaków (etatów) w 2011 roku w Polsce – tj. 0,0022% społeczeństwa	1500000 Liczba wędkarzy (w tym ok. 630 tys. zrzeszonych w PZW) – tj. 4% społeczeństwa
Cel połowów	
Gospodarczy, zarobkowy, ekologiczny	Rekreacyjny, konsumpcyjny, sportowy i zarobkowy
2991 ton – połowy komercyjne w Polsce w 2011 roku; 22 mln zł wartość złowionych ryb; 19% odłowu ryb słodkowodnych w Polsce; 1994 kg/rok na etat w Polsce; 6342 kg/rok na 1 rybaka w regionie "Mazury";	13000 ton – całkowite odłowy wędkarskie w Polsce w 2011 roku (szacunek); 95 mln zł – wartość złowionych ryb (szacunek); 81% odłowu ryb słodkowodnych w Polsce; 43-47 kg/rok/wędkarza – wędkarskie połowy z jezior (licencja całoroczna);
Charakter presji na wody	
Ograniczona głównie do jezior oraz niektórych odcinków dużych rzek i kilku zbiorników zaporowych; 1 rybak na 450 ha wody; Połowy mogą odbywać się cały rok; Umowy prawa rybackiego użytkowania na okres min 10 lat;	Rozproszona, praktycznie na wszystkie wody śródlądowe w Polsce; 1 wędkarz na 0,36 ha wody; Najsilniejsza presja w miesiącach letnich; Czas wędkowania zależny od kupionej licencji (1-, 2-, 3-dniowe, 1-2-tygodniowe, okresowe lub całoroczne); 37 dni w roku na wędkarza (towiska jeziorowe), w tym głównie miesiące letnie;
Najważniejsze efekty działalności	
Wprowadzanie na rynek zdrowej i ekologicznej żywności; Działanie ochronne i prośrodowiskowe; Regulacja pogłowia ryb małowcennych; Ochrona dziedzictwa kulturowego regionów; Zarybienia kompensujące presję połowową – wartość materiału zarybieniowego obwodów rybackich około 34 mln zł;	Rekreacyjny i turystyczny charakter wędkarstwa wiąże się z generowaniem szeregu pozarynkowych korzyści społecznych i ekonomicznych; Regulacja pogłowia ryb małowcennych; Sprzedaż licencji o wartości 90 mln zł; Całkowity obrót generowany przez wędkarstwo około 1,2 mld zł;
Potencjalne negatywne efekty działalności	
Przełowienie wód powodujące, że liczebność poławianych ryb obniża się poniżej poziomu bezpiecznego dla ich odnowienia; Wprowadzanie do wód gatunków obcych; Szkody wynikające z pozostawienia sieci rybackich w zbiornikach wodnych;	Przełowienie wód powodujące, że liczebność poławianych ryb obniża się poniżej poziomu bezpiecznego dla ich odnowienia; Wprowadzanie do wód gatunków obcych; Wprowadzanie do wód zanieczyszczeń w postaci zanęt wędkarskich 20-50 kg/rok/wędkarza; Całkowita ilość zanęty 30-75 tys. ton; Wprowadzanie znacznych ilości ołowiu do wód; Dewastacja strefy brzegowej i litoralowej;
Organy kontrolne i regulacje prawne	
Użytkownik rybacki w znacznym stopniu kontrolowany jest przez regionalne zarządy gospodarki wodnej, urzędy marszałkowskie, w ograniczonym stopniu przez Policję, Straż Rybacką, Straż Leśną. Może również podlegać kontroli NIK, US, SANEPID, PIP, PIH, RDOŚ, inspekcji weterynaryjnej etc. Podlega ustawie o rybactwie śródlądowym oraz innym przepisom regulującym funkcjonowanie ww. instytucji. Istnieje ścisły obowiązek ewidencji wszystkich zabiegów gospodarczych. Może odławiać ryby w okresach ochronnych pod warunkiem udzielenia stosowanego pozwolenia przez odpowiedni organ. Może wprowadzać ryby i przetwory do handlu w okresie ochronnym.	Kontrolowani przez Policję, Państwową Straż Rybacką, Straż Leśną oraz przez użytkownika rybackiego. Podlega ustawie o rybactwie śródlądowym oraz ewentualnym dodatkowym regulacjom wprowadzonym przez użytkownika rybackiego (np. regulamin amatorskiego połowu ryb). W większości przypadków brak obowiązku ewidencji połowów.

Jak wynika z tabeli 1, między wyróżnionymi formami eksploatacji pogłowia ryb istnieją zasadnicze różnice w globalnej wielkości i wartości odłowów ryb. Odłowy profesjonalne w jeziorach były ponad 4 razy mniejsze niż amatorskie, co oznacza że 4%

społeczeństwa korzystało z około 81% zasobów legalnie poławianych ryb. Wynik ten zbliżony był do średniej uzyskanej w krajach należących do Unii Europejskiej (Raport EU 2007). Nie tylko w masie poławianych ryb, ale również w strukturze gatunkowej uwidoczniły się różnice. Szczególną uwagę trzeba zwrócić na większy udział cennych ekologicznie drapieżników w połowach wędkarskich, niż gospodarczych (Wołos i in. 2014). W koszyku wędkarskim szczupaka było ponad trzykrotnie więcej, a okonia ponad pięć razy, niż w odłowach rybackim. Tak duże dysproporcje wynikają ze skumulowanego efektu presji ogromnej liczby wędkarzy. Wędkarski jednostkowy połów bywa niewielki i bardzo często niezadowalający dla samych wędkujących, jednak globalnie może stanowić znaczny uszczerbek w populacji cennych gatunków ryb.

Silne rozproszenie presji wędkarskiej oraz duża mobilność wędkarzy, przy stosunkowo niewielkiej liczbie jednostek uprawnionych do kontroli, zdecydowanie utrudnia egzekwowanie zapisów prawa przez wędkujących. Mało skuteczny system nadzoru oraz trudność z globalną oceną presji wędkarskiej na zbiornik wodny, może przyczynić się do zachwiania równowagi w ekosystemie. Nawet działanie zgodnie z regulaminem wędkarskim niesie ryzyko przetłowienia. W przypadku amatorskich połowów najczęściej ustala

się indywidualny limit dzienny dla poszczególnych gatunków lub grup gatunków, bez względu na presję w ciągu całego sezonu. Wydaje się jednak, że bardziej racjonalny byłby limit uwzględniający bezpieczną liczebność populacji danego gatunku dla całości zbiornika w ciągu całego sezonu.

Poza presją na same ryby, połowy amatorskie wiążą się z czynnikami stanowiącymi dodatkowe obciążenie dla ekosystemów zbiorników wodnych, i są to: stosowanie zanęt oraz degradacja strefy nadbrzeżnej i litoralu. Problem zanęt polega na wprowadzaniu wraz z nimi do wody znacznych ilości biogenów, głównie fosforu oraz azotu w formach łatwo dostępnych dla glonów. Przy optymalnym stosowaniu, tj. około 1 kg/dzień, bilans fosforu w zbiorniku może być korzystny (Wołos i in. 1992),



gdyż wraz z odłowem ryb spora jego część jest usuwana. Należy jednak pamiętać, że usuwany jest fosfor relatywnie trwale związany w tkankach ryb, a w jego miejsce trafia postać aktywna indukująca zakwity glonów.

Innym negatywnym aspektem uprawiania nie tylko wędkarstwa, ale również pozostałych form rekreacji wodnej jest niszczenie strefy nadbrzeżnej wraz z litoralem. Masowe tworzenie stanowisk wędkarskich lub miejsc rekreacji poprzez wycinanie zakrzazzeń, szuwarów, usuwanie roślinności wodnej, stanowi poważną ingerencję w środowisko wodne i pośrednio przyczynia się do pogłębiania procesów eutroficznych (Murphy i Pearce 1987). Osobnym problemem jest pozostawianie szeregu zanieczyszczeń w strefie brzegowej (Edwards i Cryer 1987), a nawet zatrucia ptactwa wodnego ołowiem stosowanym przez wędkarzy (Thomas i in. 1987). Trudno wskazać jaki jest jednoznaczny bilans zysków i strat uprawiania wędkarstwa, bardzo często jest to cecha specyficzna dla danego kraju, regionu, a nawet poszczególnych łowisk wędkarskich.

Poza aspektem ekologicznym, często pomijanym w dyskusjach na ten temat, trzeba rozważyć również znaczenie ekonomiczne wędkarstwa. O randze ekonomicznej tej dyscypliny szeroko pisze Wołos (2006). Reasumując, rekreacyjny i turystyczny charakter wędkarstwa wiąże się z generowaniem szeregu pozarynkowych korzyści społecznych i ekonomicznych. Należy również podkreślić, iż przychody uzyskiwane z tytułu uprawiania wędkarstwa dla użytkowników rybackich oraz innych podmiotów wiążą się z relatywnie niskimi nakładami i kosztami działalności.

Ważną cechą wędkarstwa jest duża sezonowość presji. W zależności od charakteru zbiornika lub rzeki szczyt presji wędkarskiej może przypadać na miesiące letnie, jak to ma miejsce w przypadku łowisk jeziorowych, czyli jest zbieżny z sezonem turystycznym. W przypadku np. rzek przymorskich, najlepszy sezon połowów troci i łososia rozpoczyna się od pierwszego stycznia i trwa do końca marca. Znaczna część gatunków atrakcyjnych wędkarsko



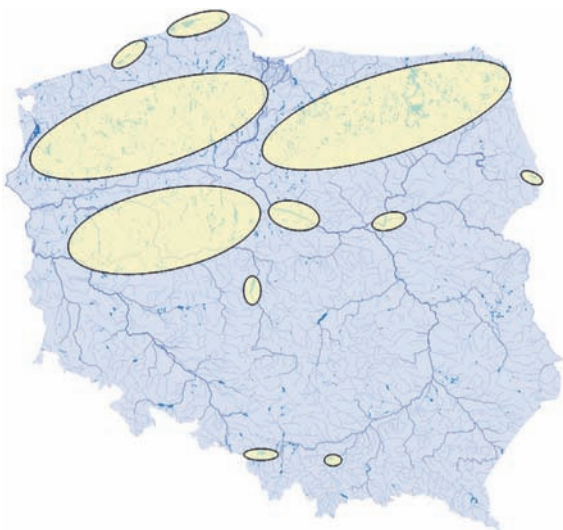
i cennych ekologicznie odbywa tarło w miesiącach wiosennych i letnich, w tym czasie ryby te objęte są okresem ochronnym, co wiąże się z zakazem połowów. W praktyce oznacza to możliwość wprowadzenia nowej usługi lub ewentualnego przedłużenia sezonu turystycznego tylko w określonych miesiącach w roku.

Pokrywanie się sezonu turystycznego z wędkarskim wiąże się z dużymi niedogodnościami dla wędkujących, gdyż w tym samym czasie na akwenach wodnych może przebywać znaczna liczba osób uprawiających różne formy rekreacji (np. sporty motorowodne, żeglarstwo, etc.).

O atrakcyjności łowiska może świadczyć obecność gatunków ryb szczególnie poszukiwanych, do których najczęściej zaliczane są drapieżniki (np. szczupak, sandacz i okoń). W naszych warunkach klimatycznych najlepsze wyniki w połowach tych ryb przypadają na okres jesienny – od września do listopada, a więc już poza sezonem urlopowym. Przy projektowaniu usług lub tworzeniu strategii rozwoju wędkarstwa na danym obszarze należy zatem uwzględniać sezonowość połowów oraz okresy ochronne ryb.

Rybacktwo profesjonalne – zmiany, wyzwania i perspektywy

W kontekście zmian nie tylko o charakterze lokalnym, ale również globalnym, pojawia się pytanie o kierunek, w jakim powinno podążać współczesne rybactwo śródlądowe. Według danych pochodzących z kwestionariuszy RRW-23 w 2011 roku zatrudnionych na stanowisku rybaka było 838 osób, a łączny komercyjny odłów wynosił blisko 3000 ton ryb słodkowodnych (Wołos i in. 2013). Obszar, na którym uprawiana jest tradycyjna forma rybactwa ogranicza się zasadniczo do obszarów pojezierzy północnej Polski i kilku zbiorników zaporowych i stanowi od 30 do 40% powierzchni wód śródlądowych (rys. 1). Tylko w ostatnich latach (2004-2013) liczba rybaków jeziorowych w spółkach spadła o 12,5%, a w obiektach PZW aż



Rys. 1. Regiony Polski w których prowadzone są profesjonalne połowy rybactwie.

o 26%, obniżyła się również powierzchnia jezior eksploatowanych rybacko (np. PZW Toruń – ok. 8000 ha wód nieeksploatowanych rybacko).

Regres rybactwa tradycyjnego nie oznacza jednak, że potrzeba prowadzenia gospodarki rybackiej również zaniknie. Obecnie obserwuje się zmianę modelu gospodarowania z gospodarki towarowej na prośrodowiskową gospodarkę rybacko-wędkarską. Zjawisku temu towarzyszą pojawiające się coraz częściej postulaty radykalnych środowisk wędkarskich i ekologicznych całkowitego zaprzestania jakiejkolwiek formy połowów profesjonalnych, a nawet całkowitego wyeliminowania zarybień. Koronnym argumentem środowisk przemawiającym za „odebraniem” obwodów rybackich jest absurdałne twierdzenie, że za degradację ekosystemów wodnych i pogłowia ryb odpowiedzialni są użytkownicy rybaccy. Niestety, pogląd ten oparty przede wszystkim jest na opiniach niezadowolonych wędkarzy, a w nikłym stopniu na empirycznych badaniach (Wołos 2013).

Jak już wcześniej wspomniano, połowy profesjonalne prowadzone są na 30-40% powierzchni wód Polski, a zatem na pozostałym areale zasoby ryb powinny być zdecydowanie bogatsze. Zastanawiające jest również to, iż na znacznym areale jezior, w których w ostatnich 20 latach mocno ograniczono lub wręcz zaprzestano połowów komercyjnych, pogłowie ryb nie stanowi większej atrakcji dla wędkujących. I nie wpłynęło to również na zwiększenie ruchu turystycznego związanego z wędkarstwem. Powierzchnia takich wód może obecnie przekraczać nawet 30 tys. ha.

Łańcuch przyczynowo-skutkowy zmian w środowisku jest bardzo złożony i wiele czynników wpływa na dynamikę procesów zachodzących na różnych poziomach troficznych ekosystemów. Wśród wielu czynników, których wpływ na pogłowie ryb jest dość dobrze poznany i udokumentowany, są m.in.: przezroczystość wody, nasycenie tlenem, występowanie roślinności wodnej. Ogólnie rzecz ujmując, to stan środowiska wodnego w dużej mierze determinuje strukturę oraz jakość zasobów ryb w środowisku, a w dalszej kolejności sposób gospodarowania.

Ograniczenie czy zupełna likwidacja rybactwa profesjonalnego ma również wymiar społeczny i gospodarczy. Wielkość połowów, a co za tym idzie skala ingerencji rybactwa w środowisko wodne jest wielokrotnie mniejsza, niż eksploatacji wędkarskiej. Połowy te, choć relatywnie do całkowitej produkcji ryb w kraju niewielkie, dostarczają głównie na rynki lokalne produkty o dużych walorach spożywczych. Według badań Czarkowskiego 90% klientów gospodarstw agroturystycznych na Warmii i Mazurach uważa ryby za główną atrakcję (Czarkowski 2014). Lokalne produkty mogą stanowić nie tylko o atrakcyjności turystycznej, ale podtrzymują jednocześnie tożsamość społeczną i kulturową regionu.

Rozwój tradycyjnej i nowoczesnej żywności opartej na lokalnych zasobach surowców aktywnie wpisuje się w koncepcję Europejskiej Sieci Regionalnego Dziedzictwa



Kulinarnego. Sieć ta powstała po to, by ułatwić konsumentom i turystom odnalezienie oraz spróbowanie lokalnej i regionalnej żywności w całej Europie. Tradycyjne produkty rybactwa mogą również stanowić swoisty wkład w realizację idei Slow Food, czyli ruchu społecznego skupiającego osoby zainteresowane ochroną tradycyjnej kuchni różnych regionów świata i związanych z tym upraw rolnych i nasion, zwierząt hodowlanych i metod prowadzenia gospodarstw, charakterystycznych dla tych regionów.

Jedną z konsekwencji całkowitej likwidacji rybactwa może okazać się utrata kontroli nad rynkiem dzikich ryb słodkowodnych. Ograniczanie połowów profesjonalnych, a tym samym brak podaży na rynku mogą powodować wzrost cen ryb. Brak oferty produktów rybnych pochodzących z profesjonal-

nych połowów nie wpłynie na szybką zmianę postaw konsumentów powodującą obniżenie popytu na ryby. Może zatem pojawić się sytuacja, że luka w podaży może być szybko wypełniona przez produkty pochodzące z nielegalnego połowu lub też mogą zostać wprowadzane do obrotu ryby pochodzące z połowów amatorskich. Z takim procederem spotykamy się również obecnie, ale na zdecydowanie mniejszą skalę. Można zatem sądzić, że w skrajnych przypadkach nastąpi zauważalny wzrost kłusownictwa.

Należy również mieć na uwadze kwestie zapewnienia sprawiedliwości społecznej w dostępie do zasobów ryb w naszych wodach. Może bowiem okazać się, że wyłączność na korzystanie z tych zasobów przez wąską grupę społeczną byłaby pogwałceniem elementarnego prawa o równym dostępie do dóbr naturalnych. Innym słowy, tylko wędkarz posiadałby prawo korzystania z ryb do celów sportowych lub spożywczych. Pozostała część społeczeństwa byłaby pozbawiona tego przywileju.

Poza skutkami społecznymi, likwidacja profesjonalnego rybactwa niesie ze sobą implikacje gospodarcze. Zdecydowana większość ekosystemów wodnych w naszym kraju to zbiorniki o zaawansowanej eutrofii, poddane jednocześnie silnej presji antropo-

genicznej. Korzystanie z tych bogactw odbywa się na różnych poziomach, głównie w formie eksploatacji zasobów lub głębokiej ingerencji w stan środowiska. Do tych czynników stresowych należą m.in.: eksploatacja populacji ryb za pomocą połowów profesjonalnych i amatorskich, wykorzystanie rekreacyjne i turystyczne, wykorzystanie przemysłowe i komunikacyjne, zabudowa obszarów wokół akwenów wodnych.

Działania te mają charakter bezpośredniego lub częściej skumulowanego oddziaływania na środowisko naturalne. W większości przypadków wywołują one negatywne zmiany w środowisku oraz pogarszają ogólne warunki bytowania dla wielu organizmów związanych z tymi biotopami. Odejście od profesjonalnej gospodarki rybackiej nie oznacza wyeliminowania pozostałych czynników stresowych. Rybactwo odznacza się jednym z najmniejszych oddziaływań na środowisko naturalne oraz dysponuje szeregiem zabiegów gospodarczych mogących rekompensować straty oraz przywracać właściwą dla danego typu wód strukturę pogłowia ryb. Jednym z ważniejszych instrumentów regulacji pogłowia ryb jest zarybianie. Zabieg ten ma na celu m.in. rekompensatę strat w środowisku będących skutkiem olbrzymiej presji wędkarskiej oraz drapieżniczej (kormoran czarny). Zarybianie przyczynia się również do utrzymania połowów lub pogłowia ryb na niezmiennym poziomie w sytuacjach niekorzystnych zmian wywołanych stanem środowiska. Dotyczy to przede wszystkim sielawy i siei, których obecność w naszych wodach zawdzięczamy li tylko sztucznemu rozrodowi w warunkach kontrolowanych.

Ponadto podmioty sektora rybactwa śródlądowego prowadzone są z reguły przez wykwalifikowaną i doświadczoną kadrę, co rzutuje na prawidłowość i skuteczność przeprowadzonych zabiegów gospodarczych. Specjalistyczna wiedza konieczna jest również do oceny stanu środowiska oraz monitoringu zasobów ryb, dzięki czemu możliwe jest wdrażanie modelu zarządzania środowiskiem wodnym opartym na zasadach ekorozwoju.

Budzącym najwięcej kontrowersji wśród wędkarzy zabiegiem są połowy rybackie prowadzone za pomocą sieci. Z pewnością większość rybackich narzędzi połowowych charakteryzuje się dużo większą efektywnością, niż amatorskie narzędzia, ale obie formy presji połowowej w równy sposób mogą przyczynić się do zachwiania równowagi w środowisku wodnym. O ile w przypadku w gospodarczych połowów istnieje obowiązek prowadzenia ścisłej ewidencji zabiegów gospodarczych (połowów i zarybień), to w wypadku połowów amatorskich, poza nielicznymi przypadkami nie istnieje sprawozdawczy system zbierania danych. Postrzeganie zatem globalnej presji wędkarskiej przez pryzmat wyników i opinii pojedynczych wędkarzy prowadzić może do niedoszacowania efektywności amatorskich połowów. Z ekologicznego punktu widzenia nie ma znacze-



nia, jakimi narzędziami prowadzi się eksploatację populacji ryb, istotna jest natomiast jej wielkość w stosunku do granicy zapewniającej odnawialność zasobów.

Połowy rybackie jako główne narzędzie racjonalnej gospodarki rybackiej mogą być wykorzystywane do kilku celów: regulacji pogłowia ryb karpiowatych, połowów ryb nieeksploatowanych wędkarsko (np. sielawa), połowów kontrolnych, sanitarnych oraz tarlaków i ryb towarowych. Czy istnieje konieczność ich stosowania? W wielu wypadkach połowy profesjonalne mogą być uzupełnieniem połowów amatorskich, zwłaszcza w sztucznych zbiornikach zaporowych lub silnie zeutrofizowanych jeziorach, gdzie bardzo często pojawia się problem przegęszczenia eurytopowych gatunków karpiowatych. Umiejętnie wykorzystane profesjonalne techniki połowów gwarantują bezpieczne pozyskanie ryb w stanie żywym do celów sztucznego rozrodu. Zastosowanie narzędzi selekcyjnych pozwala prowadzić połowy wysoce wybiórcze np. w celach sanitarnych, regulacyjnych i połowów wybranych gatunków.

Reasumując, rezygnacja z profesjonalnej gospodarki rybackiej na wodach płynących Skarbu Państwa pociąga za sobą szereg skutków ekologicznych, społecznych i gospodarczych. Do najważniejszych z nich należą:

- pozbawianie wód fachowego nadzoru i zarządzania;
- brak zarybień i innych zabiegów gospodarczych;
- brak monitoringu zasobów ryb;

- wzrost kłusownictwa i nielegalnego obrotu rybami;
- zanik tradycji oraz wartości kulturowych.

Obecnie promuje się model gospodarki typu rybacko-wędkarskiego. Oznacza to, że obie istniejące formy eksploatacji pogłowia ryb, tj. eksploatacja narzędziami rybackimi i wędkarskimi mają status równoprawny. Priorytetowe funkcje gospodarki typu rybacko-wędkarskiego to pozyskiwanie ryb poprzez połowy gospodarcze oraz zaspokajanie potrzeb wędkarskich, a więc realizacja możliwości produkcyjnych jezior poprzez odłowy ryb narzędziami rybackimi oraz wędkarskimi.

Obecne warunki środowiskowe wymagają stosowania wielu zabiegów rybackich, przede wszystkim zarybiania, a także prowadzenia odłowów o charakterze komercyjnym, kontrolnym czy regulacyjnym, a w wypadku zaistnienia takiej potrzeby również o charakterze sanitarnym. Warunkiem prowadzenia racjonalnej gospodarki wykorzystującej zasoby ryb na poziomie umożliwiającym korzystanie przyszłym uprawnionym do rybactwa są profesjonalny nadzór nad presją połowową (w tym również amatorską) wraz z systematycznie prowadzoną bazą danych środowiskowych i gospodarczych.

Literatura

- Bzoma Sz. 2011 – Program ochrony kormorana *Phalacrocorax carbo* w Polsce. Strategia zarządzania populacją kormorana w Polsce – Projekt.
- Edwards R.W., Cryer M. 1987 – Angler litter – In: Angling and wildlife in fresh waters (Eds.) P.S. Maitland, A.K. Turner. Institute of Terrestrial Ecology: 7-14.
- FAO 1997 – FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Inland Fisheries No. 6 Rome, FAO.
- Murphy K.J., Pearce H.G. 1987 – Habitat modification associated with freshwater angling – In: Angling and wildlife in fresh waters (Eds.) P.S. Maitland, A.K. Turner. Institute of Terrestrial Ecology: 31-46.
- Raport „EU intervention in inland fisheries” opublikowany w dniu 14.12.2011 r. na stronach internetowych Komisji Europejskiej: http://ec.europa.eu/fisheries/documentation/studies/inland_fisheries_en.pdf.
- Raport EIFAC “Commercial inland fishing in member countries of the European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC): Operational environments, property rights regimes and socio-economic indicators – Country Profiles, May 2010”: opublikowany na stronie internetowej FAO: <http://www.fao.org/docrep/015/an222e/an222e.pdf>.
- Thomas G.J., Perrins C.M., Sears J. 1987 – Lead poisoning and waterfowl – In: Angling and wildlife in fresh waters (Eds.) P.S. Maitland, A.K. Turner. Institute of Terrestrial Ecology: 5-6.
- Turkowski K. 2012 – Pojęcie rozwoju zrównoważonego a gospodarka rybacka – W: Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 29-51.

- Wołos A., Teodorowicz M., Grabowska K. 1992 – Effect of ground-baiting on anglers' catches and nutrient budget of water bodies as exemplified by Polish lakes – *Aquaculture and Fish. Mgmt.* 23: 499-509.
- Wołos A. 2006 – Społeczne, ekonomiczne i ekologiczne znaczenie wędkarstwa – W: *Rybacko, wędkarstwo, ekorozwój* (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 57-72.
- Wołos A., Leopold M. 2006 – Podstawowe wyróżniki gospodarki rybacko-wędkarskiej w procesie ekorozwoju – W: *Rybacko, wędkarstwo, ekorozwój* (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-26.
- Wołos A. 2013 – Porównanie efektów wędkowania w wodach użytkowanych przez wybrane okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego i gospodarstwa rybackie – *Komun. Ryb.* 5: 1-7.
- Wołos A., Mickiewicz M., Draszkiewicz-Mioduszevska H. 2013 – Gospodarka rybacka w śródlądowych wodach płynących w 2011 roku. Cz. 1. Uprawnieni do rybactwa, obwody rybackie, połowy gospodarcze i zatrudnienie – *Komun. Ryb.* 1: 16.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Trella M. 2014 – Presja i połowy wędkarskie w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2012 roku – W: *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku* (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 155-164.

Alternatywne modele wędkarskiego zagospodarowania łowisk – Catch and Release, No Kill, górne wymiary ochronne

Marek Trella, Arkadiusz Wołos

Zakład Bioekonomiki Rybactwa, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Wędkarstwo zaliczane jest do jednych z najstarszych czynności znanych człowiekowi, które z niewielkimi zmianami wykonuje się do dziś. Początkowo zarezerwowane tylko dla najbogatszej części społeczeństwa, na przestrzeni wieków stało się masowym hobby na świecie, skupiającym ludzi ze wszystkich grup społecznych. Dynamiczny rozwój wędkarstwa przyczynił się do ulepszenia technik połowu, sprzętu wędkarskiego, rozwinęła się także turystyka wędkarska, a wszystko to stworzyło bardzo dochodowy przemysł wędkarski. Poza ekonomicznym i technologicznym rozwojem wędkarstwa, rozwijały się także tradycje wędkarskie, które później ewoluowały do różnych filozofii i idei wędkarskich m.in. do takich, jak obchodzić się ze złowioną rybą.

Od wielu setek lat istniały restrykcje w łowieniu ryb. Zakazy, okresy ochronne i limity dla wielu gatunków ryb dotyczyły nie tylko rybaków, ale też całego społeczeństwa. Malejące zasoby ryb oraz późniejsza troska o ochronę środowiska przyczyniły się do powstania wielu przepisów, które miały



chronić ryby przed zbyt intensywną eksploatacją oraz niekorzystnymi zmianami w środowisku. Powstały różnego rodzaju programy zarybieniowe, które miały rekompensować presję nie tylko rybacką, ale i coraz silniejszą presję wędkarską. Poza tym powstały różnego rodzaju inicjatywy, bądź idee, które miały przyczynić się do ogólnego doskonalenia wędkarstwa.

Catch and Release (złów i wypuść)

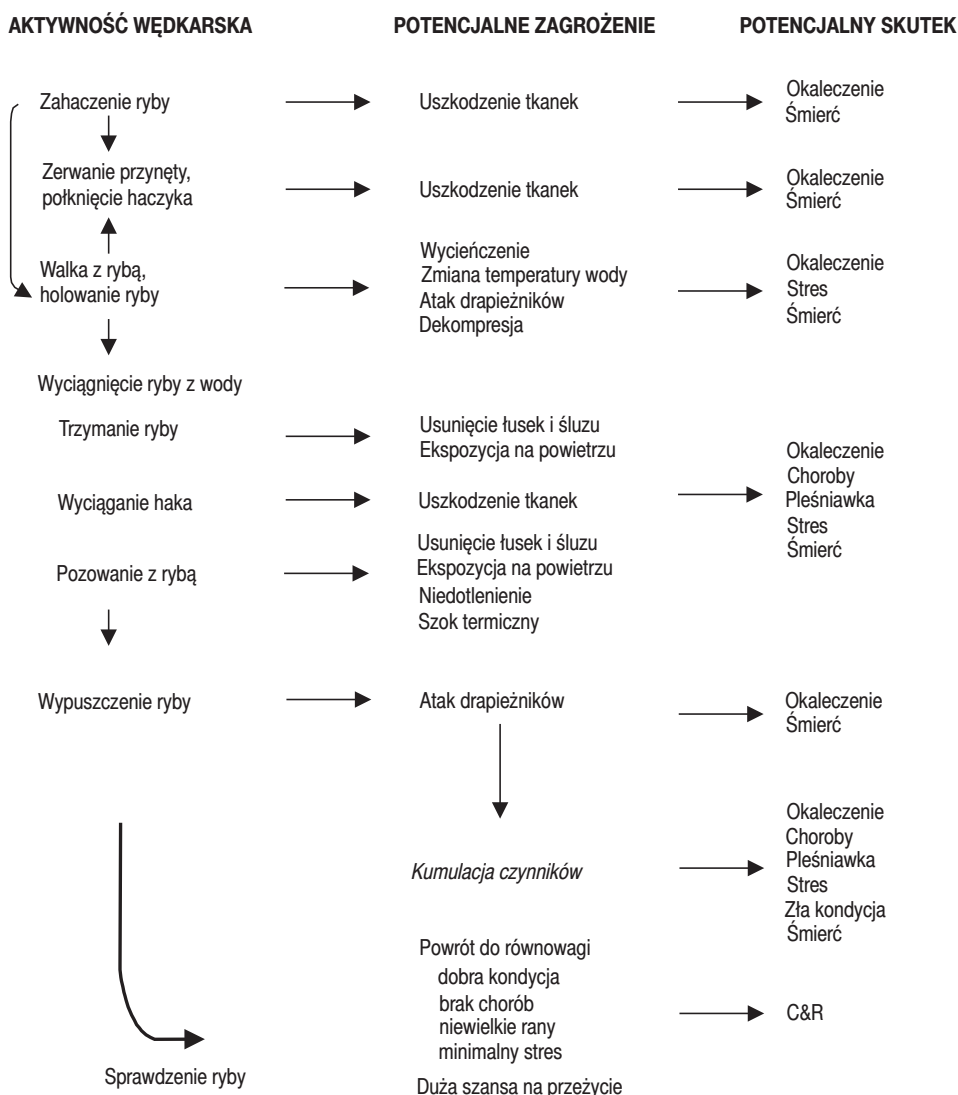
W połowie XX wieku Albert S. Hazzard promował pogląd Fishing For Fun. Hazzard uważał, że wprowadzanie limitów wielkości ryb i ograniczeń w stosowaniu sztucznych przynęt, są najlepszą drogą do poprawy jakości łowisk łososiowych, lepszą niż programy zarybieniowe. Plan Hazzarda polegał na wypuszczaniu wszystkich złowionych ryb, z wyjątkiem dużych okazów, które wędkarz mógł dobrowolnie zabierać jako trofeum. W 1954 roku w rzekach Parku Narodowego Great Smoky Mountains powstały pierwsze odcinki Fishing For Fun. Wskutek wprowadzonych zasad wędkowania zwiększyła się 4-krotnie liczba „*brań na wędkę*”, a taka metoda zarządzania łowiskami stała się bardzo popularna w USA (Barnhart 1989). Tak narodziła się filozofia wędkarska, która później ewoluowała do modelu Catch and Release (C&R), znajdując wielu zwolenników nie tylko wśród wędkarzy, ale także naukowców.

Idea Catch and Release stała się dość powszechną praktyką wśród wędkarzy na całym świecie – przyjmuje się, że ok. 60% wędkarzy wypuszcza złowione ryby (Cooke i Cowx 2004), a to równoważne jest z wypuszczeniem 60 mld ryb rocznie (Ferber i in. 2013). W Stanach Zjednoczonych w 2000 roku 11 mln wędkarzy morskich złowiło 445 milionów ryb, z czego wypuścili 57% (Bartholomew i Bohnsack, 2005). Jednak nie wszyscy wędkarze zdają sobie w ogóle sprawę, czym jest ta filozofia. C&R jest to bardzo szerokie pojęcie, wielu wędkarzy uważa, że idea ta polega wyłącznie na złowieniu i późniejszym wypuszczeniu ryby, czyli odczytuje tę metodę wędkowania wprost z nazwy. Jednak wytyczne C&R wyraźnie mówią, że model ten polega na wypuszczeniu ryby tak, aby miała szanse na przeżycie, i to możliwie jak największe. Dlatego przez C&R możemy rozumieć także „*złap i zabij*”, w określonych przypadkach, jako czynność dobrowolną lub obligatoryjną, narzuconą przepisami (Quinn 1996, Policansky 2002), do najbardziej ekstremalnej, czyli wypuść wszystko co złowisz (total C&R) (Arlinghaus i in. 2007a).

Aby uprościć zrozumienie filozofii C&R powstały wspomniane wcześniej, specjalne wytyczne dla wędkarzy. Wśród wytycznych tych znalazły się szczegółowe informacje dotyczące technik wędkowania, traktowania ryb po złowieniu, odhaczania ryb, dekompresji ryb oraz przywracania sprawności tak, aby ryba miała jak największe szanse na przeżycie. Wszystkie te zabiegi służą ograniczeniu stresu, jakiego ryba doznaje w trakcie walki

z wędkarzem. Stosowanie tych wytycznych zmniejsza śmiertelność ryb w wyniku stosowania C&R (Casselman 2005). Wraz z rozwojem badań naukowych wytyczne te na pewno będą poszerzone o następne cenne informacje i instrukcje dla wędkarzy. Schemat procedury postępowania z rybami i jego ewentualnych efektów w przypadku stosowania zasad C&R przedstawiono na rys. 1.

Jak widać, do pojęcia C&R trzeba podchodzić kompleksowo, gdyż istnieje szereg potencjalnych zagrożeń, które mogą skutkować okaleczeniem, a nawet śmiercią ryby po



Rys. 1. Przegląd różnych źródeł oddziaływania na ryby w kontekście C&R (Arlinghaus 2007a, zmienione).

jej wypuszczeniu. Wiele potencjalnych zagrożeń jest obecnie badanych, dlatego trudno mówić o sztywnych zasadach C&R, a raczej o zagadnieniu etycznym, czy filozoficznym, które jest cały czas rozwijane i ma swoje praktyczne zastosowanie.

Aspekt śmiertelności ryb w wyniku C&R jest często pomijany przez zwolenników tej filozofii wędkarskiej, czy też metody zarządzania łowiskami. Średnia śmiertelność dla wszystkich (274 badania) zbadanych gatunków ryb wynosiła 18%, gdzie mediana to 11%, a rozstęp zawiera się od 0 do 95%. Tak duża rozpiętość spowodowana jest wieloma czynnikami wpływającymi na śmiertelność. Do czynników, które powodują najwyższą śmiertelność zaliczono: zahaczanie powodujące uszkodzenie tkanek/narządów, używanie żywej przynęty, usuwanie połkniętego haczyka, wyciąganie ryby z dużej głębokości, temperaturę wody (gdzie wyższa śmiertelność notowana jest w wodzie cieplej), stosowanie haczyków z zadziorem, długie holowanie ryb oraz stres (Bartholomew i Bohnsack 2005). Wszystkie te czynniki zostały opisane dość szczegółowo w literaturze oraz zostały zbadane inne, które podejrzane były o wysoką śmiertelność (Casselman 2005). W literaturze światowej nie ma prac, które opisywałyby, jaki wpływ na śmiertelność mogą mieć skumulowane czynniki. Założyć jednak można, że wpływ taki istnieje (Bartholomew i Bohnsack 2005). Według badań Muoneke i Childress (1994) ryby, które wyglądały na zdrowe w momencie wypuszczenia, później wykazywały objawy uszkodzeń w postaci zaburzeń, które w konsekwencji prowadziły do śmierci. Na duże ryzyko śmierci na pewno narażone są ryby długo żyjące i gatunki ryb, na które wywierana jest największa presja wędkarska (Musick 1999).

Śmiertelność w wyniku C&R zależy także od gatunku; część gatunków lepiej znosi stres związany z wędkowaniem i szybciej wraca do równowagi jak np. bass czerwonooki (*Ambloplites rupestris*), gdzie śmiertelność w wyniku C&R jest bliska zeru, ale także są gatunki bardzo wrażliwe np. bass żółty (*Morone mississippiensis*), gdzie śmiertelność bliska jest 60% (Bartholomew i Bohnsack 2005). Jak widać, ryby nawet podobne mogą mieć zupełnie inną tolerancję na C&R. Z ryb, które występują w Polsce zbadano śmiertelność następujących gatunków: szczupak – śmiertelność na poziomie 0-33% (Burkholder 1992, Dubois 1994), pstrąg tęczowy 1-95% (Mason i Hunt 1967, Jenkins 2003), łosoś atlantycki 0-40% (Warner 1978, Warner i Johnson 1978, Booth i in. 1994, Muniz 1997), pstrąg źródlany 0-57% (Shetter i Allison 1955, Barwick 1985). Trzeba jednak zaznaczyć, że badania były prowadzone w krajach, gdzie C&R był już znany oraz badano sporą grupę wędkarzy, dlatego rozstęp procentowy jest dość znaczny. Śmiertelność w przypadku niestosowania się do wytycznych C&R może być znacznie wyższa.

Dużym problemem w przypadku wędkarstwa oraz C&R jest aspekt dobrostanu ryb, w wielu krajach jest to kwestia sporna, czy takie wędkarstwo naprawdę służy rybnom (Huntingford i in. 2006, Arlinghaus i in. 2007b), czy jest tylko wymówką wędkarzy. Pojęcie

dobrostanu możemy definiować jako dobry stan zdrowia zwierząt zarówno ten fizyczny, jak i psychiczny osiągany przez zwierzęta w danym środowisku, a także związane z tym bezpośrednio zaspokajanie potrzeb, w tym schronienia oraz optymalnych warunków do życia. Nie jest ważne czy uważamy, że ryby mogą cierpieć lub odczuwać ból w trakcie walki z wędkarzem, ponieważ każda ryba, niezależnie od gatunku, jej wrażliwości osobniczej, będzie doświadczać stresu (Rose 2007). C&R dodatkowo naraża ryby na ponowny stres, gdyż gatunki poddane silnej presji wędkarskiej, mogą przeżywać ten stres wielokrotnie zanim wrócą do stanu równowagi (Bartholomew i Bohnsack 2005). Zapewnienie odpowiedniego poziomu dobrostanu chroni ryby przed negatywnymi skutkami stresu. Dlatego też, z pragmatycznego punktu widzenia każdego wędkarza, uzasadnione są wszelkie działania, które minimalizują lub pozwalają unikać sytuacji stresowych dla ryb w trakcie połowu, zabicia lub zastosowania C&R (Arlinghaus i in. 2009, Cooke i Sneddon 2007). Wypuszczenie wycieńczonej, czy pokaleczonej ryby na pewną śmierć na pewno takim działaniem nie jest.

Duże kontrowersje C&R budzi w obrońcach praw zwierząt, Greenpeace i WWF nie wypowiedziały się wprost na temat tego modelu, choć prowadzą wiele akcji związanych z szeroko pojętym rybactwem (assets.wwfpl.panda.org). Natomiast dość wyraźne zdanie na temat C&R wypowiedziała organizacja People for the Ethical Treatment of Animals (PETA). Ich zdaniem C&R to okrucieństwo w przebraniu „sportu”. Są wyraźnie przeciwni tej filozofii wędkarskiej (www.peta.org). Jak wielkim zagrożeniem dla C&R może być PETA świadczy fakt, że według oficjalnej strony należą do niej ponad 3 miliony osób, co czyni ją jedną z największych na świecie organizacji zajmującą się prawami zwierząt. PETA działa poprzez edukację społeczną, tropi okrucieństwa wobec zwierząt, prowadzi własne badania, angażuje się w ratowanie zwierząt oraz prawa zwierząt. Dodatkowo do swoich akcji angażuje gwiazdy oraz prowadzi kampanie protestacyjne. Wiele akcji PETA odnosi skutek (www.peta.org). Możliwe, że to właśnie działania ekologów doprowadziły do tego, że w krajach takich jak Niemcy czy Szwajcaria (www.fishing.about.com, www.washingtontimes.com) model C&R jest traktowany jako niehumanitarny i został zakazany. Wspomniane organizacje nie są przypadkowe. Wielu wędkarzy atakując rybaków komercyjnych stara się angażować organizacje walczące o prawa zwierząt, nie wiedząc o tym, że wędkarze w ich oczach są większym problemem niż rybak komercyjny, a sama zasada C&R nie jest przez nie popierana.

Czy w Polsce model C&R ma szanse przyjąć się szerzej? Mimo licznych zapewnień, że coraz większy odsetek wędkarzy stosuje się do jego zasad, dane w światowej literaturze temu przeczą. Według badań ICES (tab. 1) mniej niż 1% polskich wędkarzy wypuszcza dorsze, przy jednych z największych połowów tych ryb na wędkę. Stawia to pod dużym znakiem zapytania możliwość szerszej adaptacji tej idei w Polsce, chociaż rzecz

jasna jej nie przekreśla, gdyż zmiana mentalności w zakresie spojrzenia na idee C&R wymaga czasu.

Tabela 1

Liczba złowionych ryb i procent ryb wypuszczonych przez morskich wędkarzy w Europie w przypadku dorsza (*Gadus morhua*) oraz labraksa (*Dicentrarchus labrax*)*

Kraj	Liczba złowionych ryb (szt.)	Procent ryb wypuszczonych (%)
Norwegia	529633	66
Dania	986267	61
Szwecja	371698	48
Niemcy	2479569	29
Holandia	522000	24
Polska	1366754	<1
Francja*	1576526	54
Holandia*	227000	36
Portugalia*	15444	19

Na podstawie Ferter i in. (2013) zmienione

No Kill

C&R często nazywane jest No-Kill, czyli nie zabijaj. Istnieje oczywiście wspomniany wcześniej total C&R, który nazywany jest też C&R (No-Kill) bądź C&R „Zero Kill”, ale No-Kill jest terminem odnoszącym się do znanych na całym świecie stref „no-kill zone”, gdzie jest obligatoryjny zakaz zabijania ryb, nawet jak stosujemy wytyczne C&R. Często też No-Kill tyczy się konkretnych gatunków w danej strefie, gdzie nie ma zakazu zabijania pozostałych taksonów. Z racji tego, że jest to strefa, najczęściej dotyczy to odcinków rzek, w których mamy bardzo cenne ryby szlachetne, bądź jest to łowisko, w którym podmiot rybacki zakazał zabierania ryb pod żadnym pozorem. Mylenie tych nazw doprowadza do niepotrzebnych problemów. Nazwanie odcinka rzeki No-Kill nie sprawia większości wędkarzy problemów, jest to termin znany na całym świecie. Gorzej jak odcinek nazywamy odcinkiem C&R, albo mamy napisane, że na tym odcinku stosujemy zasady C&R. Wędkarz ma wtedy problem, czy ma stosować wytyczne C&R, czy też jest to odcinek No-Kill i właściwie nie wie jakie gatunki są pod szczególną ochroną. W przypadku odcinków rzecznych wędkarz jeszcze sam może się domyślić, że jest to źle nazwany odcinek No-Kill, ale co ma zrobić, jak taki nakaz zobaczy na jeziorze czy zbiorniku zaporowym, gdyż mylenie w tym przypadku C&R z No-Kill może już wprowadzić naprawdę niezłe zamieszanie. Uporczywe równanie C&R z No-Kill nie tylko na forach czy w czasopiśmie wędkarskich, ale także przez użytkowników rybackich, doprowadza do tego, że wielu

wędkarzy zapomina o wytycznych C&R i tak naprawdę nie pomaga, a wręcz szkodzi rybom i środowisku, stosując tylko total C&R.

Strefy, odcinki No-Kill w USA już od czasów pierwszych pomysłów Hazzarda przyniosły oczekiwany skutek, natomiast w Europie jako jedni z pierwszych wprowadzili te zasady wędkowania Włosi. Jednak nie był to zbyt dobrze przemyślany pomysł, gdyż na jednym brzegu tej samej rzeki obowiązywało No-Kill, natomiast na drugim można było swobodnie łowić, nie wprowadzono przy tym żadnej gospodarki zarybieniowej. Zakaz obowiązywał na wszystkie złowione ryby, przez co stawał się czasem martwym zapisem. Na odcinkach No-Kill można było tylko łowić na muchę. W kraju, gdzie większość wędkujących stosowała przynęty naturalne, ta metoda niestety nie przyniosła oczekiwanego rezultatu (Cios 1993). Dlatego tak ważne w tworzeniu stref No-Kill jest ich precyzyjne zbadanie, czy na pewno No-Kill przyniesie zamierzony efekt. Samo stworzenie odcinka No-Kill nie spowoduje, że nagle będzie tam się łatwiej łowić, czy pojawi się więcej ryb. Tworzenie łowisk No-Kill czy total C&R może być też szkodliwe, gdy będą one obowiązywać w miejscach, gdzie ich wprowadzenie nie będzie ekologicznie lub ekonomicznie uzasadnione, gdyż może doprowadzić do permanentnego łamania tych zapisów regulaminu wędkarskiego.

W Polsce został zbadany odcinek No-Kill stworzony na 7-kilometrowym odcinku rzeki San przez Okręg PZW w Krośnie (Cieśla i Konieczny 2005) oraz na rzece Dunajec użytkowanej przez Okręg PZW w Nowym Sączu (Augustyn 2014). Informacje zawarte w tych opracowaniach potwierdzają pozytywny wpływ utworzenia łowisk specjalnych w formule No Kill na efektywność wędkowania, co przekłada się na poprawę jakości wędkarstwa w tamtych regionach.



Górne wymiary ochronne

Ostatnio propagowaną przez niektóre środowiska wędkarskie metodą zarządzania łowiskami jest wprowadzanie górnych wymiarów ochronnych. Jest to propozycja ciekawa, jednak budzi ona kontrowersje w samym środowisku wędkarskim oraz pozawędkarskim. Ta metoda zarządzania łowiskami ma polegać na wprowadzeniu wymiarów ochronnych dla dużych ryb, czyli ryb starszych, w szczególności dla ryb drapieżnych. Wiele środowisk prosi o konsultację ichtiologiczną w tej sprawie, aby móc wprowadzić taki zapis w prawie albo chociaż wymusić taki zapis w regulaminach wędkarskich oraz pyta, czy to w ogóle ma sens?

Idea ochrony dużych (starszych) ryb drapieżnych jest słuszna, bo tych ryb rzeczywiście w środowisku jest mało, jednak ich niewielka liczba na ogół jest związana z silną presją wędkarską na duże osobniki. W wodach stoją one na szczycie piramidy pokarmowej i są dobrym regulatorem ryb karpiowatych, co przyczynia się do zmniejszenia tempa eutrofizacji, więc jest to ekologiczne uzasadnienie tego modelu. Poza tym duże ryby są atrakcyjne wędkarsko, i można zrozumieć, że idea ta popierana jest przez część wędkarzy. Często przez zwolenników tej regulacji stawiana jest też teza, że starsze ryby drapieżne są cenniejsze dla środowiska z racji tego, że dostarczają środowisku lepszy materiał zarybieniowy. Jednak badania nie potwierdzają tezy, jakoby starsze osobniki były „dostawcą” najlepszego materiału zarybieniowego. Według najnowszych badań starsze osobniki nie są tak cenne z punktu widzenia dalszej rekrutacji, czy wręcz jako metody zastępującej zarybienia; oczywiście teza ta nie dotyczy ryb długowiecznych lub tych, które osiągną bardzo późno dojrzałość płciową.

Przez wiele lat prowadzono różnorakie badania wielu gatunków, aby określić jak wpływ wielu czynników wpływa na sukces rozrodczy, w tym jak wiek ryb wpływa na jakość ikry (Brooks i in. 1997, Martensdottir i Thorarinsson 1998, Morgan i in. 2007, Venturelli i in. 2009, Zakęś i in. 2013). Już jedno z pierwszych badań Brooksa wykazały, że ikra pstrąga tęczowego najwyższą jakość miała w pierwszym tarle. Według wielu badań można postawić hipotezę, że wiele gatunków ryb najlepszą ikrę, jeśli chodzi o jej jakość oraz przeżywalność i wielkość wylęgu, osiąga w czasie od 2 do 3-5 tarła, później jakość ikry spada (Brooks 1997, Bobe i Labbe 2010, Shelton 2012, Murray i David 2012), choć nie jest to jednak tak drastyczny spadek jak w przypadku samic ssaków, które mają naturalne mechanizmy blokujące możliwość dalszego rozrodu (Koenig i Stormshak 1993, Navot i in. 1994). Z przyczyny braku szerszej zakrojonych badań (wymagających wielu lat) trudno tę hipotezę jednoznacznie potwierdzić (Bobe i Labbe 2010), jednak są wyraźne przesłanki do stwierdzenia, że ryby które już wielokrotnie odbyły tarło nie są cennymi – ze względów dalszej rekrutacji – osobnikami wymagającymi szczególnej ochrony. Z infor-

macji na temat badań nad sandaczem wiemy, że tarlaki tego gatunku mogą być efektywnie wykorzystane przez 4-6 sezonów od pierwszej dojrzałości (Zakeš i in. 2012, Szczepkowski 2012). Nie można jednak zaprzeczyć, że starsze ryby produkują dużo więcej ikry, niż ryby młodsze (Marteinsdottir i Begg 2002, Scott i in. 2006), ma to jednak związek z ich rozmiarem, a nie wiekiem. Dużo ważniejszymi czynnikami powodującymi, że ikra jest dobrej jakości są dieta oraz środowisko, w którym żyje dana ryba (Brookes 1997, Bobe i Labbe 2010, Murray i David 2012).

Górne wymiary ochronne nie spowodują, że zmniejszy się presja wędkarska na największe okazy, a wręcz narażają ryby na negatywne efekty silniejszej presji, co dotyczy głównie gatunków drapieżnych. Jak już wspomniano, stres jest jedną z głównych przyczyn śmiertelności ryb wypuszczanych przez wędkarzy, a silne czynniki stresogenne mogą powodować szkodliwe następstwa (Casselman 2005). Czapp i Clark (1989) wykazali, że bass małogębowy złowiony na haczyk rósł wolniej niż osobnik nie złowiony. Cooke i in. (2000) opisali przypadek pożerania własnego wylęgu w przypadku bassa wielkogębowego oraz porzucania tarłisk przez te ryby. Niektóre z efektów stresu spowodowanego wędkarstwem obejmują ograniczenie wzrostu, zaburzony sukces rozrodczy i zwiększoną podatność na choroby i patogeny (Casselman 2005).

Obligatoryjna ochrona ryb starszych mogłaby spowodować też potencjalne problemy ekologiczne i ekonomiczne. Osobniki starsze i większe mogłyby nie tylko wywierać presję na ryby karpioвате, co jest pożyteczne ekologicznie, ale też mogłyby atakować inne mniejsze drapieżniki oraz osobniki własnego gatunku, w tym własne potomstwo. Gdy dodamy do tego presję wędkarską, która obligatoryjnie skierowana byłaby na ryby mniejsze, niż górny wymiar ochronny oraz presję kormorana na ryby młodsze, mogłoby dojść do zachwiania równowagi w strukturze populacji. Ryby drapieżne również mogłyby wywierać większą presję na ryby cenne ekonomicznie, np. sielawę. Problematyczne byłoby powszechne wprowadzenie górnych wymiarów ochronnych, kiedy w Polsce notuje się taką skalę kłusownictwa wędkarskiego (Kucyk 2011). Warto także dodać, że zarówno modele C&R, No Kill, jak i górne wymiary ochronne ze swojego założenia nie mogą mieć pozytywnego wpływu na bilans biogenów zbiorników wodnych, bowiem w przeciwieństwie do tradycyjnego, i najbardziej powszechnego w Polsce zwyczaju zabijania i spożywania złowionych przez wędkarzy ryb, nie prowadzą do usuwania wraz z odłowem pokazańnych ładunków fosforu i azotu (Wołos 2001).

Propagatorzy wprowadzenia górnych wymiarów ochronnych często jako argument podają zwiększenie puli genowej w środowisku. Otóż wprowadzenie ochrony dla osobników, które już wielokrotnie odbyły tarło, a w konsekwencji bardziej nasilona presja na osobniki młodsze, które odbyły dopiero pierwsze tarła, mogłoby doprowadzić do zmniejszenia tej puli genowej, bo regulacje takie spowodowałyby, że szanse przystąpienia do

tarła miałyby osobniki, które już tarło odbyły i to wielokrotnie. To mogłoby spowodować, że doszłoby do zjawiska inbredu w mniejszych akwenach. Brak monitoringu genetycznego starszych osobników doprowadziłby do efektu wąskiego gardła (bottleneck) (Masatoshi 1975), szczególnie w przypadku zachwianej struktury populacji, podobnie jak brak takiego monitoringu w przypadku zarybień. Konsekwencje wąskiego gardła doprowadziłyby do tego, że konieczne byłyby nie tylko wieloletnie badania, ale także dodatkowe drogie zarybienia, aby zwiększyć pulę genową.

Sami wędkarze też są podzieleni w tej kwestii. Część uznaje, że górne wymiary ochronne mogłyby mieć sens tylko w rzekach lub dużych akwenach, ale już nie za bardzo w małych zbiornikach. Obawiają się także tego, że przepisy będą dotyczyć tylko ich, a nie np. rybaków komercyjnych, którzy będą mogli uzyskiwać pozwolenie na odłów starszych osobników z wielu różnych, dobrze uzasadnionych powodów. Przy tak dużej skali kłusownictwa wędkarz, który opłaca zezwolenie na wędkowanie czułby się oszukany, że te cenne ryby zabiera mu rybak, albo kłusownik.

Wyżej wymienione argumenty oraz podzielone stanowisko wielu wędkarzy w tej kwestii stawia pod dużym znakiem zapytania nie tylko sens wprowadzenia górnych wymiarów, ale też skuteczność respektowania tych nakazów. Przepisy, które nie mają mocnego, zarówno ekologicznego, jak i ekonomicznego uzasadnienia – poza chęcią złowienia dużego osobnika – nie będą raczej akceptowane przez większość wędkarzy. Do tego stwarzają szereg problemów prawnych i ekonomicznych oraz wymuszają konieczność wprowadzania innych regulacji.

Etyczne wyzwania stojące przed wędkarstwem

Arlinghaus i Schwab w 2011 postawili tezę, że wędkarstwo stanęło przed 5 etycznymi wyzwaniami, a są nimi wspomniany już wcześniej dobrostan zwierząt, ale także wyzwolenie zwierząt (animal liberation) i prawa zwierząt oraz ekocentryzm (biocentryzm). Te cztery dotyczą bezpośrednio ryb, a ostatnim wyzwaniem, przed którym stanęło wędkarstwo jest etyka wędkarska, czyli zachowanie samego wędkarza (Arlinghaus i Schwab 2011).

Wyzwolenie zwierząt – jest to filozofia wymyślona i propagowana przez Petera Singera. Rozgłos przyniosła mu książka *Animal Liberation* (Wyzwolenie zwierząt), w której argumentuje, iż normy moralne nie są jedynie domeną ludzi i nie powinny odnosić się jedynie do ludzi, lecz do wszystkich istot, które zdolne są odczuwać cierpienie. Zdaniem tego autora nie ma żadnych racjonalnych powodów pozwalających wykorzystywać zwierzęta do zaspokajania naszych potrzeb, dlatego że wszystkie zwierzęta są sobie równe. Człowiek, gdy odrzuci doktryny religijne zobaczy, że niczym się od zwierząt nie

różni (Singer 2004). Książka ta stała się swego rodzaju biblią wielu obrońców praw zwierząt m.in. wspomnianej wcześniej organizacji PETA i vegetarian. Takie nurty filozoficzne pojawiają się także w Polsce i stają się coraz modniejsze, np. kampania „Jeszcze żywy KARP” była wspierana przez wielu znanych ludzi świata mediów (<http://www.klubgaja.pl>).

Prawa zwierząt według Encyklopedii Britannica (www.britannica.com) to idea, zgodnie z którą zwierzęta mają fundamentalne prawa, które powinny być uszanowane tak samo, jak to się dzieje w przypadku podstawowych praw ludzi. Prawa zwierząt to moralne lub legalne prawa przypisywane zwierzętom, zazwyczaj ze względu na złożoność ich życia w sferze poznawczej, emocjonalnej i społecznej oraz ich zdolności do odczuwania fizycznego bądź emocjonalnego bólu lub przyjemności. Do zasadniczych praw zwierząt zalicza się najczęściej prawo do życia i prawo do wolności od cierpienia. Promotorem tej idei jest Tom Regan – amerykański filozof specjalizujący się w teorii praw zwierząt. Jest zwolennikiem teorii praw zwierząt opartej na prawach, w przeciwieństwie do Petera Singera korzystającego z filozofii utilitarystycznej (www.tomregan.info).

Ekocentryzm jest to pogląd uznający, że cała natura, zarówno jej część ożywiona, jak i nieożywiona, posiada wartość przyrodzoną, gdyż jako całość umożliwia istnienie życia (Ganowicz-Bączyk 2008). Ekocentryzm podważa wartość podstawowych dóbr człowieka. Wartość ekosystemu w tej filozofii jest wyższa niż życie człowieka (Łozowski 2007).

Wymienione trzy filozofie traktują człowieka jak intruza w środowisku naturalnym, są przeciwieństwem antropocentryzmu (tab. 2). Te prądy etyczne szeroko propagowane jako panaceum na wszystkie problemy związane z ochroną środowiska przez wiele organizacji ekologicznych, mają zwolenników nie tylko w mediach, ale także w kręgach akademickich (Łozowski 2007).

Tabela 2

Stosunek poszczególnych prądów etycznych do wybranych kwestii

	Dobrostan zwierząt	Wyzwolenie zwierząt	Prawa zwierząt	Ekocentryzm
Ryby posiadają wartość (rynkową, rzeczywistą)	Tak/Nie	Nie	Tak	Nie
Ryby mają swoje prawa (analogiczne jak człowiek)	Nie	Nie	Tak	Tak
Jesteśmy odpowiedzialni za ryby	Tak	Tak	Tak	Tak
Złów, zabij i zjedz	Tak	Nie	Nie	Nie
Obowiązkowy C&R	Tak	Nie	Nie	Nie
Dobrowolny C&R	Tak	Nie	Nie	Nie
Wędkarstwo (ogółem)	Tak	Nie	Nie	Nie
Gospodarka rybacka	Tak	Nie	Nie	Nie
Użytkowanie zwierząt (pokarm, praca, rozrywka, nauka)	Tak	Nie	Nie	Nie

Na podstawie Arlinghaus i in. (2007a) (zmienione)

Rozwiązaniem kompromisowym, które najskuteczniej oddala wizję przejęcia wód przez różnej maści ekologów jest rozwój zrównoważony, który spełnia także wszystkie wymagania dotyczące dobrostanu zwierząt. Przykładem takiego rozwoju jest właśnie zrównoważona gospodarka rybacka, która godzi interesy obu stron. Zarówno wędkarzom, jak i rybakom zależy na rybach (ich dobrostanie), gdyż w ich interesie jest zachowanie korzyści generowanych przez cały sektor rybacki, czyli zachowania określonej wielkości pogłowia ryb i właściwego stanu ekosystemów wodnych (Wołos i Leopold 2006). Dążenie do zrównoważonego rozwoju stanowi strategiczny cel szeroko pojętego rybactwa, w tym rybactwa śródlądowego (Turkowski 2012). Gospodarka ta będzie zrównoważona, gdy z dóbr jakie oferują nam wody, będą mogli korzystać wszyscy użytkownicy oraz żadni użytkownicy wód nie będą na straconej lub na uprzywilejowanej pozycji.

Temat etyki wędkarskiej jest dość zawiły i trudno tu o sztywne zasady. Każdy wędkarz jest inny. Jak wędkarz nie łamie prawa lub regulaminu, jego osobistym wyborem powinno być, co robi ze złowioną rybą, wymuszanie na kimś określonych zachowań nie przynosi zamierzonego skutku, a wręcz sprawia, że człowiek buntuje się nawet przeciwko słusznym racjom innych. Wędkarze, którzy w rozsądnym zakresie stosują zasadę złów i zabij wcale nie są gorsi od tych co stosują, zgodną z wytycznymi C&R, zasadę złów i wypuść. Etyka wędkarska powinna w głównej mierze skupiać się na dobru złowionych ryb, a nie kłótni, która metoda wędkowania jest lepsza. Stosowanie wytycznych C&R to jedna z dobrych dróg, ale nie jedyna. Warto godzić interesy wielu stron aniżeli dążyć do konfliktu, w którym legislacyjnie jedna grupa byłaby wykluczona albo pokrzywdzona, co wprowadziłoby kolejny konflikt tym razem na linii wędkarz-wędkarz.

Podsumowanie

Podsumowując rozważania na temat różnych koncepcji zarządzania łowiskami warto przypomnieć najważniejsze kwestie. Przy stosowaniu C&R należy nie zapominać o prawie lokalnym, regulaminach łowisk wędkarskich i dobrostanie ryb. Strefy No-Kill, o ile będą tworzone sensownie, ich nazewnictwo będzie prawidłowe oraz zasady połowów na danym łowisku będą racjonalne i przejrzyste, mają duże szanse być skuteczne. Górne wymiary ochronne raczej nie mają większych szans na powodzenie w Polsce, gdyż nie są akceptowane przez znaczną część środowiska wędkarskiego i niewędkarskiego, a sens ich wprowadzenia jest dyskusyjny i nie ma poparcia w praktyce oraz literaturze naukowej.

Literatura

- Arlinghaus R., Schwab A., Cooke S.J., Cowx I.G. 2009 – Contrasting pragmatic and suffering-centred approaches to fish welfare in recreational angling – J. Fish Biol. 75: 2448-2463.
- Arlinghaus R., Schwab A. 2011 – Five ethical challenges to recreational fishing: what they are and what they mean – W: T.D. Beard Jr., R. Arlinghaus, and S.G. Sutton, (Eds.). The angler in the environment: social, economic, biological and ethical dimensions. Proceedings from the fifth world recreational fishing conference. American Fisheries Society, Symposium 75: 219-234.
- Arlinghaus R., Cooke S.J., Schwab A., Cowx I.G. 2007b – Fish welfare: a challenge to the feelings-based approach, with implications for recreational fishing – Fish Fish. 8: 57-71.
- Arlinghaus R., Cooke S.J., Lyman J., Policansky D., Schwab A., Suski C., Sutton S.G., Thorstad E.B. 2007a – Understanding the complexity of catch and release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical social and biological perspectives – Rev. Fish. Sci., 15 (1-2): 75-167.
- Augustyn L. 2014 – Wpływ utworzenia łowiska specjalnego na jakość wędkowania w Dunajcu – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybactw na tle ich stanu w 2013 roku. (Red.) M. Mickiewicz i A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 165-180.
- Barnhart R.A. 1989 – Symposium review: catch-and-release fishing, a decade of experience – N. Am. J. Fish. Manage. 9: 74-80.
- Bartholomew A., Bohnsack J.A. 2005 – A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves – Rev. Fish Biol. Fish. 15: 129-154.
- Barwick D.H. 1985 – Stocking and hooking mortality of planted rainbow trout in Jocassee Reservoir, South Carolina – N. Am. J. Fish. Manage. 5: 580-583.
- Bobe J., Labbe C. 2010 – Egg and sperm quality in fish – Gen. Comp. Endocrinol., 165: (3) 535-548.
- Booth R.K., Kieffer J.D., Davidson K., Bielak A.T., Tufts B.L. 1994 – Effects of late season catch and release angling on anaerobic metabolism, acid-base status, survival, and gamete viability in wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 283-290.
- Brooks S., Tyler C.R., Sumpter J.P. 1997 – Egg quality in fish: what makes a good egg? – Rev. Fish Biol. Fish. 7: (4) 387-416.
- Burkholder A. 1992 – Mortality of northern pike captured and released with sport fishing gear. Alaska Department of Fish and Game – Fisheries Data Series No. 92-3.
- Casselman S.J. 2005 – Catch-and-release angling: a review with guidelines for proper fish handling practices – Fish & Wildlife Branch. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 26 p.
- Cieśla M., Konieczny P. 2005 – Wpływ utworzenia łowiska specjalnego na liczebność i strukturę populacji pstrąga potokowego (*Salmo trutta* m. *fario* L.) i lipienia (*Thymallus thymallus* L.) w rzece San w okolicach Zwierzyńca – W: Rybactwo w jeziorach, rzekach i zbiornikach zaporowych w 2004 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 111-117.
- Cios S. 1997 – No Kill i Catch & Release – W: Pstrąg i Lipień 1/93 Maj. Red. (S. Cios): 4-11.
- Clapp D.F., Clark R.D. Jr. 1989 – Hooking mortality of smallmouth bass caught on live minnows and artificial spinners – N. Am. J. Fish. Manage. 9: 81-85.
- Cooke S.J., Cowx I.G. 2004 – The role of recreational fisheries in global fish crises – BioScience, 54: 857-859.
- Cooke S.J., Sneddon L.U. 2007 – Animal welfare perspectives on recreational angling – Appl. Anim. Behav. Sci. 104:176-198.

- Cooke S.J., Philipp D.P., Schreer J.F., McKinley R.S. 2000 – Locomotory impairment of nesting male largemouth bass following catch-and-release angling – *N. Am. J. Fish. Manage.* 20: 968-977.
- DuBois R.B., Margenau T.L., Stewart R.S., Cunningham P.K., Rasmussen P.W. 1994 – Hooking mortality of northern pike angled through ice – *N. Am. J. Fish. Manage.* 14: 769-775.
- Ferter K., Weltersbach M.S., Strehlow H.V., Vølstad J.H., Alós J., Arlinghaus R., Armstrong M., Dorow M., de Graaf M., van der Hammen T., Hyder K., Levrel H., Paulrud A., Radtke K., Rocklin D., Sparrevohn C. R., Veiga P. 2013 – Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management. – *ICES J. Mar. Sci.*
- Ganowicz-Bącznyk A. 2008 – Ekocentryzm – W: Słownik bioetyki, biopolityki i ekofilozofii, M. Ciszek (Red.), Polskie Towarzystwo Filozoficzne, Warszawa, s. 68.
- Huntingford F.A., Adams C., Braithwaite V.A., Kadri S., Pottinger T.G., Sandre P., Turnbull J.F. 2006 – Current issues in fish welfare – *J. Fish Biol.* 68: 332-372.
- Jenkins Jr. T.M. 2003 – Evaluating recent innovations in bait fishing tackle and technique for catch and release of rainbow trout – *N. Am. J. Fish. Manage.* 23: 1098-1107.
- Koenig J.L.F., Stormshak F. 1993 – Cytogenetic evaluation of ova from pubertal and 3rd-estrous gilts – *Biol. Reprod.* 49: 1158-1162.
- Kucyk R. 2011 – Ocena stanu zagrożeń kłusownictwem rybackim na wodach śródlądowych Polski – W: Użytkownik Rybacki 2011. Kondycja polskiego rybactwa śródlądowego (Red.) M. Mizeliński, Warszawa: 37-44.
- Łozowski B. 2007 – Bio- i ekocentryzm jako źródło deprecjacji życia ludzkiego w świetle refleksji etycznej i chrześcijańskiej wizji człowieka – *Problemy Ekologii* 11(4):177-180.
- Marteinsdottir G., Begg G.A. 2002 – Essential relationships incorporating the influence of age, size, and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua* – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 235: 235-256.
- Nei M., Maruyama T., Chakraborty R. 1975 – Evolution – Vol. 29 No. 1: 1-10.
- Mason J.W., Hunt R.L. 1967 – Mortality rates of deeply hooked rainbow trout – *The Progressive Fish-Culturist* 29: 87-91.
- Morgan M.J., Shelton P.A., Bratley J. 2007 – Age composition of the spawning stock does not always influence recruitment – *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 38: 1-12.
- Muniz I.P. 1997 – Management measures related to recreational fishing for anadromous salmonids. A literature review on the 'catch and release'-concept – *NINA Oppdragsmelding* 482: 1-28.
- Muoneke M., Childress I., Michael W. 1994 – Hooking mortality: A review for recreational fisheries – *Rev. Fish. Sci.* 2: 123-156.
- Murray D.S. 2012 – The role of physical structure and micronutrient provisioning in determining egg quality and performance in fish – PhD thesis, University of Glasgow. (<http://theses.gla.ac.uk/3563/1/2012MurrayPhD.pdf>).
- Musick J.A. 1999 – Life in the slow lane: ecology and conservation of long-lived marine animals – *Am. Fish. Soc. Symp.* 23: 265 pp.
- Navot D., Drews M.R., Bergh P.A., Guzman I., Karstaedt A., Scott R.T., Garrisi G.J., Hofmann G.E. 1994 – Age-related decline in female fertility is not due to diminished capacity of the uterus to sustain embryo implantation – *Fertility and Sterility* 61: 97-101.

- Policansky D. 2002 – Catch-and-release recreational fishing: A historical perspective – W: Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation (Eds.) T.J. Pitcher, C.E. Hollingworth. Blackwell Science, Oxford: 74–93.
- Quinn S. 1996 – Trends in regulatory and voluntary catch-and-release fishing – Am. Fish. Soc. Symp. 16: 152-162.
- Rose JD. 2007 – Anthropomorphism and 'mental welfare' of fishes – Dis. Aquat. Org. 75:139-54.
- Scott B.E., Marteinsdottir G., Begg G.A., Wright P.J., Kjesbu O.S. 2006 – Effects of population size/age structure, condition and temporal dynamics of spawning on reproductive output in Atlantic cod (*Gadus morhua*) – Ecol. Model. 191(3-4): 383-415.
- Shelton A., Munch S.B. 2012 – Maternal age, fecundity, egg quality, and recruitment: linking stock structure to recruitment using an age-structured Ricker model – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1641: 1631-1641.
- Shetter D.S., Allison L.N. 1955 – Comparison of mortality between fly-hooked and worm-hooked trout in Michigan streams – Michigan Department of Conservation, Institute Fisheries Research Miscellaneous Publication No. 9.
- Singer 2004 – Wyzwolenie zwierząt – Wyd. Państwowy Instytut Wydawniczy, Warszawa.
- Szczepkowski M. 2013 – Racjonalne gospodarowanie populacjami ginących lub zagrożonych gatunków ryb – W: Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich. (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 123-136.
- Turkowski K. 2013 – Pojęcie rozwoju zrównoważonego a gospodarka rybacka – W: Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich (Red.) M. Mickiewicz Wyd. IRS, Olsztyn: 29-51.
- Venturelli P.A., Shuter B.J., Murphy C.A. 2009 – Evidence for harvest-induced maternal influences on the reproductive rates of fish populations – Proc. Biol. Sci. 276(1658): 919–924.
- Warner K. 1978 – Mortality of lake-dwelling landlocked Atlantic salmon, *Salmo salar* – Trans. Am. Fish. Soc. 107: 518-522.
- Warner K., Johnson P.R. 1978 – Mortality of landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar*) hooked on flies and worms in a river nursery area – Trans. Amer. Fish. Soc. 107: 772-775.
- Wołos A. 2001 – Znaczenie wędkarstwa w przeciwdziałaniu skutkom procesu eutrofizacji – W: Wybrane aspekty gospodarki rybacko-wędkarskiej w warunkach procesu eutrofizacji (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 32-58.
- Wołos A., Leopold M. 2006 – Podstawowe wyróżniki gospodarki rybacko-wędkarskiej w procesie ekorozwoju – W: Rybactwo Wędkarstwo Ekorozwój (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 21-26.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Hopko M., Partyka K., Wunderlich K. 2012 – Wpływ wieku hodowlanych tarlaków sandacza (*Sander lucioperca*) i preparatów hormonalnych na efekty pozasezonowego rozrodu – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych – osiągnięcia, wyzwania i perspektywy (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 203-216.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Partyka K., Wunderlich K. 2013 – Effect of gonadotropin hormonal stimulation on out-of-season propagation success of different year classes of indoor-reared pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) – Aquacult. Int. 21: 801-810.

Źródła internetowe:

- http://assets.wwfpl.panda.org/downloads/jaka_ryba_na_obiad.pdf
- <http://www.britannica.com/EBchecked/topic/25760/animal-rights>

http://fishing.about.com/od/fishingonthebank/a/Swiss_Catch.htm
<http://www.klubgaja.pl/pomagamy-zwierzetom/pomagamy-zwierzetom/hodowlane/karpie>
<http://www.peta.org/about-peta/why-peta/catch-and-release-fishing>
<http://www.peta.org/about-peta>
<http://www.washingtontimes.com/blog/inside-outside/2008/aug/1/old-europe-no-catch-and-release>
<http://tomregan.info/about-tom-regan>

Dobrostan ryb w kontekście zrównoważonego rozwoju

Andrzej Lirski

Zakład Rybactwa Stawowego, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Określenie „zrównoważony rozwój” pojawia się w niemal wszystkich funkcjonujących obecnie strategiach i koncepcjach rozwoju sektora akwakultury w Unii Europejskiej (Lirski 2012). Wzrost zainteresowania akwakulturą jest nieprzypadkowy, gdyż jest ona najszybciej rosnącym sektorem produkcji żywności na świecie. O ile w 1980 roku z akwakultury pochodziło około 9% produkowanych ryb, małży, skorupiaków i roślin wodnych, to w 2010 roku było to około 47%. Szacuje się, że do 2030 roku produkcja ryb, małży i skorupiaków przekroczy wielkość połowów w wodach otwartych i sięgnie 62% ogólnej podaży tych organizmów. Powyższe fakty sprawiają, że w akwakulturze, podobnie jak w innych działach produkcji zwierzęcej coraz większy nacisk kładzie się na jeden z istotnych aspektów chowu, mianowicie kwestie dobrostanu. Pojawiają się nawet sformułowania, że dobrostan ryb jest rozstrzygającym zagadnieniem zrównoważonego rozwoju akwakultury w Unii Europejskiej¹.

W teoretycznym ujęciu, warunkiem utrzymania zrównoważonego rozwoju jest zaspokojenie potrzeb obecnych i przyszłych pokoleń, dzięki harmonijnemu połączeniu trzech czynników, mianowicie ekologicznego, społecznego i ekonomicznego. Elementem zrównoważonego rozwoju rolnictwa, obok bezpieczeństwa żywności, bezpieczeństwa zdrowotnego ludzi, ochrony środowiska i wsparcia finansowego jest dobrostan zwierząt (Bartkowiak i in. 2012). Wymóg zapewnienia dobrostanu dotyczy wszystkich grup zwierząt hodowlanych, zarówno stałocieplnych lądowych, jak i ryb. Wysoką rangę dobrostanowi zwierząt hodowanych na obszarze unijnym nadaje Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady i Europejskiego Komitetu Ekonomicz-

¹ <http://www.lucasarianero.com/fish-welfare-is-crucial-to-ensure-the-sustainable-development-of-EU-aquaculture>.

no-Społecznego². W swym Komunikacie, w analizie głównych czynników warunkujących dobrostan zwierząt w Unii Europejskiej określono podstawowe problemy z tego zakresu:

1. Nadal powszechny jest w wielu dziedzinach brak egzekwowania przepisów UE dotyczących dobrostanu zwierząt przez państwa członkowskie;
2. Niedostateczne jest informowanie konsumentów w kwestiach dobrostanu zwierząt;
3. Wśród zainteresowanych stron brak jest wystarczającej wiedzy na temat dobrostanu zwierząt;
4. Istnieje potrzeba uproszczenia i opracowania reguł w odniesieniu do dobrostanu zwierząt.

Krytycznie oceniając dotychczas funkcjonującą praktykę, Komisja Europejska planuje wiele działań (Bartkowiak i in. 2012), w tym:

- Uproszczenie przepisów UE z zakresu dobrostanu zwierząt;
- Wspieranie państw członkowskich w podejmowaniu działań mających na celu poprawę przestrzegania prawa;
- Wspieranie współpracy międzynarodowej z wykorzystaniem dostępnych środków w celu dostosowania wszystkich działań zwiększających konkurencyjność europejskich producentów zwierząt gospodarskich w zglobalizowanym świecie;
- Przekazywanie konsumentom i opinii publicznej odpowiednich informacji o sposobach postępowania ze zwierzętami gospodarskimi;
- Optymalizowanie efektów synergii wspólnej polityki rolnej, dotyczących zasad wzajemnej zgodności, rozwoju obszarów wiejskich, działań promocyjnych, polityki jakości, rolnictwa ekologicznego;
- Zbadanie dobrostanu ryb utrzymywanych w gospodarstwie rybackim oraz opracowanie szczegółowych przepisów w tym zakresie.

Przedstawione powyżej strategiczne działania muszą być w najbliższej przyszłości wdrożone w sposób uwzględniający różnorodność zagadnień i możliwości wprowadzania naukowych wskaźników dobrostanu. Powyższe wnioski w znacznym stopniu dotyczą także ryb pochodzących z akwakultury.

Dobrostan ryb w dokumentach unijnych

Wysoką rangę dobrostanowi nadała „konstytucja europejska”, czyli Traktat o Unii Europejskiej i Traktat o funkcjonowaniu Unii Europejskiej³. W tym dokumencie znalazło

² Komunikat Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady i Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego w sprawie strategii Unii Europejskiej w zakresie ochrony i dobrostanu zwierząt na lata 2012-2015 COM (2012) 6 final/2.

³ Traktat o Unii Europejskiej i Traktat o funkcjonowaniu Unii Europejskiej (Dz. Urz. UE 2012 C 326).

się sformułowanie, że „przy formułowaniu i wykonywaniu polityki rolnej, rybołówstwa i transportu Unii oraz jej polityk dotyczących rynku wewnętrznego, badań i rozwoju technologicznego oraz przestrzeni kosmicznej, Unia i Państwa Członkowskie w pełni uwzględniają wymagania w zakresie dobrostanu zwierząt jako istot zdolnych do odczuwania, przy równoczesnym przestrzeganiu przepisów prawnych i administracyjnych oraz zwyczajów Państw Członkowskich związanych w szczególności z obyczajami religijnymi, tradycjami kulturowymi i dziedzictwem regionalnym”.

Powołując się na powyższy zapis, Parlament Europejski⁴ potwierdza, że ryby są istotami zdolnymi do odczuwania i stwierdza, że tworząc i wdrażając swoje strategie polityczne dotyczące rybołówstwa, Unia i jej państwa członkowskie powinny w pełni uwzględniać wymogi w zakresie dobrostanu zwierząt. Ustala się również, że środki służące sprzyjaniu rozwojowi zrównoważonej akwakultury muszą uwzględniać w niektórych przypadkach potrzebę ograniczania do minimum poziomu stresu spowodowanego intensywnością hodowli lub transportem oraz poszukiwać mniej brutalnych metod uboju, a także ogólnie sprzyjać dobrostanowi ryb.

Problemem jest jednak fakt, że w prawodawstwie unijnym oraz większości krajów członkowskich nie określono jeszcze całościowego zestawu minimalnych warunków chowu i hodowli ryb, tak jak to ma miejsce dla innych grup zwierząt. Trudności wynikają z kilku przyczyn, wśród których do podstawowych należy zaliczyć specyfikę budowy, fizjologii i środowiska życia ryb, zdecydowanie odmienną od stałocieplnych zwierząt lądowych. Różnorodność wymagań środowiskowych poszczególnych gatunków ryb, na przykład termicznych i tlenowych, oraz akceptowalnego zagęszczenia powoduje, że stworzenie jednego zunifikowanego kodeksu dobrostanu dla ryb jest zadaniem praktycznie niewykonalnym, gdyż wymaga podejścia uwzględniającego specyfikę poszczególnych gatunków. Rozporządzenie Rady (WE) nr 1099/2009⁵ wskazuje w punkcie 11, że „ryby wykazują znaczne różnice fizjologiczne w porównaniu ze zwierzętami lądowymi, a ubój i uśmiercanie ryb utrzymywanych w warunkach fermowych odbywa się w zupełnie innym kontekście, w szczególności w odniesieniu do procesu kontroli. Ponadto badania nad ogłuszaniem ryb są znacznie mniej zaawansowane niż w przypadku innych gatunków utrzymywanych w warunkach fermowych. Powinny zostać ustanowione odrębne normy dotyczące ochrony ryb podczas uśmiercania. Dlatego też przepisy mające zastosowanie do ryb powinny zostać obecnie ograniczone do najważniejszej zasady. Dalsze inicjatywy wspólnotowe powinny się opierać na naukowej ocenie ryzyka dotyczącej uboju i uśmiercania ryb, przeprowadzonej przez EFSA (Europejska Agencja Bezpieczeń-

⁴ Rezolucja Parlamentu Europejskiego z dnia 17 czerwca 2010 roku w sprawie nowego impulsu dla strategii zrównoważonego rozwoju europejskiej akwakultury [2009/2017(INI)] (2011/C 236 E/24).

⁵ Rozporządzenie Rady (WE) nr 1099/2009 z dnia 24 września 2009 r. w sprawie ochrony zwierząt podczas ich uśmiercania.

stwa Żywności) i powinny uwzględniać konsekwencje społeczne, ekonomiczne i administracyjne”.

Zapis opisywanych trudności w stworzeniu spójnego ustawodawstwa w zakresie dobrostanu ryb odnaleźć można także w Komunikacie Komisji do Parlamentu Europejskiego, Rady i Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego w sprawie strategii Unii Europejskiej w zakresie ochrony i dobrostanu zwierząt na lata 2012-2015. W tym dokumencie przypomina się, że ryby utrzymywane w gospodarstwie rybackim są objęte prawodawstwem UE w sprawie ochrony zwierząt podczas transportu lub ich uśmiercania, jednak brak jest w dalszym ciągu szczegółowych przepisów w odniesieniu do tych ryb. Uwzględniając fakt niedostatecznej jeszcze wiedzy naukowej umożliwiającej stworzenie ram prawnych, Komisja w dalszym ciągu zbiera opinie naukowe dotyczące poszczególnych gatunków i oceny dobrostanu w akwakulturze. Załącznik do Komunikatu w sprawie strategii Unii Europejskiej w zakresie ochrony i dobrostanu zwierząt na lata 2012-2015 w harmonogramie przewidzianych działań zakładał, że badania nad dobrostanem ryb utrzymywanych w gospodarstwie rybackim podczas ich uśmiercania zostaną przeprowadzone do 2012 roku, badania dotyczące dobrostanu ryb utrzymywanych w gospodarstwie rybackim podczas transportu do 2013 roku, natomiast w 2015 roku do Parlamentu Europejskiego i Rady ma trafić sprawozdanie na temat możliwości wprowadzenia określonych wymogów dotyczących ochrony ryb podczas ich uśmiercania. Według rozporządzenia Rady (WE) nr 1099/2009 obowiązującego od 1 stycznia 2013 roku, nie później niż dnia 8 grudnia 2014 roku Komisja ma złożyć Parlamentowi Europejskiemu i Radzie sprawozdanie dotyczące możliwości wprowadzenia pewnych wymogów dotyczących ochrony ryb podczas ich uśmiercania, z uwzględnieniem aspektów dobrostanu zwierząt oraz skutków społeczno-ekonomicznych i środowiskowych. Sprawozdaniu mają towarzyszyć, jeżeli będzie to zasadne, wnioski legislacyjne mające na celu zmianę rozporządzenia 1099/2009 przez włączenie szczególnych przepisów dotyczących ochrony ryb podczas ich uśmiercania. Do chwili przyjęcia tych zapisów, państwa członkowskie mogą utrzymywać propozycje szczególnych przepisów dotyczących ochrony ryb podczas ich uśmiercania, o czym powiadamiają Komisję Europejską.

Niektóre kraje członkowskie, w tym Wlk. Brytania stworzyły już swoje opinie w tej sprawie⁶. Dokument brytyjski został opracowany przez FAWC (Farm Animal Welfare Committee) jako opinia sformułowana przez ekspertów z instytucji naukowych, agend rządowych oraz przedstawicieli praktyki. Dokument ten zajmuje się w kontekście uśmiercania ryb hodowlanych czterema gatunkami: łososiem atlantyckim, pstrągiem tęczowym, halibutem i tilapią, pomijając hodowane w Wlk. Brytanii karpie i okonie morskie.

⁶ Opinion on the Welfare of Farmed Fish at the Time of Killing, May 2014, Farm Animal Welfare Committee, Area 5 E, Nobel House.

Aktualna produkcja halibuta i tilapii w Wlk. Brytanii jest niższa niż produkcja karpia, dlatego zastanawiający jest fakt pominięcia tego ostatniego gatunku. Może to pośrednio świadczyć o braku możliwości zastosowania dla karpia rekomendowanych metod uśmiercania czterech wymienionych w dokumencie gatunków ryb.

Ustawodawstwo unijne (Rozporządzenie Rady nr 1099/2009) eliminuje z rozważań problem uśmiercania ryb odbywającego się podczas rekreacyjnych połowów, jako znacznie różniącego się od warunków chowu ryb w gospodarstwach rybackich. Także Komunikat Komisji Europejskiej w ocenie wykonalności wprowadzania uproszczonych przepisów dotyczących dobrostanu zwierząt wyklucza bezkręgowce wykorzystywane w akwakulturze, jak również komercyjną działalność połowową. Tak więc ocenie dobrostanu w obszarze Unii Europejskiej podlegają wyłącznie ryby utrzymywane w gospodarstwach rybackich.

Dobrostan ryb w warunkach naturalnych jest odrębnym zagadnieniem – powszechnie uważa się, że są to warunki optymalne dla ryb. W wodach naturalnych ryby napotykają jednak na typowe, zróżnicowane sytuacje stresowe, do których zaliczyć należy między innymi okres rozrodu, w trakcie którego duży wydatek energii prowadzić może u wielu gatunków ryb do obniżenia ich kondycji, porażeń, a nawet zwiększonej śmiertelności (Huntingford i in. 2006). Dużym problemem dla użytkowników rybackich jezior, rzek i zbiorników zaporowych jest także drapieżnictwo zwierząt rybożernych, szczególnie kormorana czarnego i wydry. Ataki tych zwierząt, oprócz wyzerowywania dużych ilości różnych, także cennych gatunków ryb, niewątpliwie powodują u nich stres i kaleczenie nieupolowanych osobników. Działalność człowieka, polegająca między innymi na przebudowie koryt rzecznych, zmianie naturalnego poziomu wód w wodach otwartych przyczyniająca się do zmiany termiki, szybkości przepływu, zmian bazy pokarmowej, ekspozycja na gwałtowne i subletalne zanieczyszczenia, presja turystyki może przyczyniać się do powstania reakcji stresowych u ryb. Także wprowadzanie obcych gatunków ryb do ekosystemów wodnych może być również traktowane jako element naruszenia dobrostanu gatunków rodzimych. Podobnie specyfika zawodowych połowów ryb oraz wędkarstwa w wodach morskich i śródlądowych powoduje, że problematyka dobrostanu musi być odrębnie rozpatrywana (Huntingford i in. 2006).

Szczegółowe zapisy dotyczące dobrostanu zawarte w dokumentach unijnych

Oprócz ogólnych zapisów dotyczących konieczności zachowania dobrostanu ryb, w rozporządzeniach unijnych znajdują się również szczegółowe zapisy charakteryzujące

spojrzenie organów Unii Europejskiej na niektóre aspekty chowu i hodowli. Na przykład w Rezolucji Parlamentu Europejskiego (2011/C 236 E/24) zwraca się uwagę na problem ochrony ryb podczas transportu ryb na długich dystansach. Jako możliwe do zastosowania rozwiązanie ograniczające wielogodzinny transport, sugeruje się wspieranie lokalnej produkcji ikry i narybku zaopatrującej poszczególne centra akwakultury. Czas trwania transportu żywych ryb przeznaczonych do konsumpcji można według zapisów rezolucji zdecydowanie skrócić poprzez budowę zakładów uboju/przetwórnictwa w pobliżu gospodarstw rybackich. Wydaje się, że na obszarze Unii Europejskiej, w warunkach wolnego handlu, administracyjne narzucanie konkretnych rozwiązań gospodarczych, w tym miejsc zakupu materiału obsadowego i zarybieniowego oraz przetwórstwa ryb, będzie mało efektywne, decydować będzie rachunek ekonomiczny.

Rezolucja wzywa również Komisję, by zadbała o unikanie stosowania praktyk przedubojowych, które EFSA (European Food Safety Authority) uznała szkodliwe dla dobrostanu ryb. Należy między innymi zabronić metod uśmiercania prowadzących według EFSA do sytuacji, gdy ryby przed śmiercią długo zachowują świadomość. Wyklucza to między innymi stosowanie jako metody uśmiercania ryb, szoku termicznego w zawiesinie lodowej. Szok termiczny używany jest zazwyczaj nie tylko jako metoda uśmiercania, lecz jednocześnie jako zabezpieczenie surowca rybnego w celu uzyskania jego najwyższej jakości. Brak propozycji możliwej do zastosowania i praktycznej nowej metody uśmiercania ryb z akwakultury w strefie gorącej naszego kontynentu sprawi, że rezygnacja z metody szoku termicznego będzie utrudniona.

Cytowane szczegółowe zapisy z rozporządzeń unijnych nie znalazły jeszcze kontynuacji w stworzeniu całościowego, podobnie jak w przypadku innych grup zwierząt, systemu obiektywnej oceny dobrostanu. Przyczyny trudności są złożone, wynikają, jak już wspomniano, między innymi z mnogości gatunków ryb z akwakultury o zróżnicowanych wymaganiach środowiskowych, różnorodności systemów produkcji oraz niedostatku wyników badań naukowych, bądź niejednoznaczności ich interpretacji.

Badania naukowe w zakresie dobrostanu ryb a tworzone prawodawstwo

Niezakończony jeszcze proces legislacyjny w zakresie dobrostanu ryb w Unii Europejskiej i w poszczególnych krajach członkowskich może być uzasadniony między innymi znacznie późniejszym, niż w przypadku innych grup zwierząt rozpoczęciem badań i opóźnienie to można szacować na jedną, dwie dekady (Pilarczyk 2011).

Pierwszy oficjalny dokument dotyczący dobrostanu ryb pochodzących z akwakultury został opublikowany dopiero 5 grudnia 2005 roku. Naukowe raporty przygotowane przez EFSA dotyczyły transportu ryb oraz ich ogłuszania i zabijania. Komisja Europejska zwróciła się do EFSA o zebranie dotychczasowych wyników badań naukowych dobrostanu dotyczących najważniejszych gatunków ryb europejskiej akwakultury: łososia atlantyckiego, pstrąga tęczowego, labraksa, dorady, karpia i węgorza. Informacje miały dotyczyć jakości wody, gęstości obsad (intensyfikacji produkcji), karmienia i zachowań populacji.

W październiku 2008 roku opublikowano raport naukowy dotyczący wybranych aspektów chowu karpia⁷, natomiast w marcu 2009 roku raport opisujący metody ogłuszania i uboju karpi⁸. Pierwszy raport stanowi aneks do większego opracowania dotyczącego dobrostanu ryb w akwakulturze obejmującego sześć wymienionych wyżej gatunków. Znajduje się tam między innymi opis różnych aspektów chowu karpia ze szczególnym uwzględnieniem czynników obniżających dobrostan: abiotycznych, środowiskowych, żywieniowych, związanych z chorobami ryb i zarządzania produkcją. Newralgiczne z punktu widzenia dobrostanu momenty w trakcie chowu ryb to: niewłaściwe



Fot. Janusz Preuhs

⁷ Animal welfare aspects of husbandry systems for farmed fish: carp, Scientific Opinion of the Panel on Animal Health and Welfare. The EFSA Journal (2008) 843: 1-28.

⁸ Scientific Opinion, Species-specific welfare aspects of the main systems of stunning and killing of farmed carp. The EFSA Journal (2009) 1013: 1-37.



Fot. Janusz Preuhs

warunki środowiskowe, błędy hodowlane, odłów, załadunek i rozładunek, transport, sortowanie i ważenie, przetrzymywanie w związku ze sprzedażą.

Najpoważniejsze uchybienia wymienione w dokumencie to: obniżenie poziomu tlenu w wodzie (przyduchy w stawach, przegęszczenie ryb w łowiskach, transporcie), wahania temperatury (podczas przeładunku i odłowów), brak pokarmu we wczesnych stadiach rozwojowych oraz zastosowanie niewłaściwych metody ogłuszania i uśmiercania ryb.

Dla wszystkich omawianych gatunków w rekomendacjach zaleca się opracowanie spójnych metod pomiaru, kwantyfikacji i oceny dobrostanu ryb w akwakulturze. Sugeruje się również opracowanie nowych metod uśmiercania karpia i dopracowania istniejących, ponieważ nieumiejętne ogłuszanie i uśmiercanie, lub też zbyt długie przetrzymywanie ryb na powietrzu mają kluczowy wpływ na poziom dobrostanu.

Miarą trudności w interpretowaniu wyników badań naukowych jest dyskusja na temat jednego z najbardziej kontrowersyjnych elementów dobrostanu ryb, mianowicie problematyka odczuwania bólu przez ryby. Wyniki niektórych badań naukowych (Braithwaite i Huntingford 2004) jednoznacznie wskazują, że również u ryb, podobnie jak u innych grup zwierząt występują reakcje fizjologiczne na stres i ból. Pogląd ten był podstawą do forsowania restrykcyjnych projektów rozwiązań w zakresie dobrostanu. O ile poglądy na temat odczuwania stresu przez ryby nie zostały gruntownie zmienione, to problematyka odczuwania przez nie bólu jest obecnie przedstawiana w innym ujęciu,

a samo odczuwanie bólu przez ryby jest kwestionowane. Wykonany ostatnio (Rose i in. 2012) przegląd literatury dowodzącej odczuwania bólu przez ryby, „wykazał znaczące braki metodyczne i interpretacyjne, co czyni bezpodstawnym jednoznaczne twierdzenie, że ryby odczuwają ból”. W konkluzji autorzy stwierdzają, że „wszystkie przedstawione przez nich dowody behawioralne i neurobiologiczne wskazują, że ryby wykazują ograniczone zdolności do odczuwania bodźców nocyceptywnych i jest mało prawdopodobne, by były zdolne do odczuwania bólu tak jak ma to miejsce w przypadku ssaków”.

W cytowanej pracy wymienia się pięć kategorii relacji człowiek – ryby, na które niezwyfikowane naukowo, błędne poglądy na temat bólu i cierpienia u ryb mogą mieć negatywny wpływ. Są to następujące zależności:

- właściwe rozumienie samej natury i wymogów dobrostanu ryb,
- badania naukowe ryb,
- akwakultura i komercyjne rybołówstwo,
- bezpośredni kontakt ludzi z rybami poprzez wędkarstwo i akwarystykę,
- zarządzanie gospodarką rybacką.

Niewłaściwa interpretacja wyników badań naukowych, wykorzystywanych także do tworzenia restrykcyjnych zapisów prawnych w zakresie dobrostanu, może mieć powa-



Fot. Wiktor Niemczuk

żne konsekwencje gospodarcze. Dotyczy to nie tylko najbardziej kontrowersyjnej problematyki sprzedaży żywych ryb i ich uśmiercania, lecz także pewnych aspektów technologii produkcji ryb, w tym odłowów, sortowania, transportu.

Czy dobrostan ryb jest mierzalny?

Według jednej z definicji (Huntingford i Kadri 2008) dla zachowania dobrostanu musi być spełniony co najmniej jeden z trzech niżej podanych warunków:

- zwierzę jest w stanie zaadaptować się do swojego środowiska, jest w dobrej kondycji i jego układy ustrojowe działają prawidłowo (definicja oparta na funkcjach),
- zwierzę jest zdolne realizować naturalny cykl życiowy, zgodny w niektórych aspektach z życiem na wolności (definicja oparta na „naturalności”),
- zwierzę nie podlega negatywnym doświadczeniom, takim jak ból, strach i głód (definicja oparta na odczuciach).

Określanie i pomiar dobrostanu ryb jest zagadaniem przysparzającym wiele trudności w zobiektywizowaniu metod. Dobrostan jest pojęciem kompleksowym, definiowanym na różne sposoby, a więc także mierzonym na różne sposoby, w zależności od zastosowanej definicji. Większość metod określających dobrostan wykorzystuje więcej niż jeden parametr. Mierzenie dobrostanu na podstawie analizy kilku wybranych parametrów można wykonywać zarówno na poziomie laboratoryjnym, jak i produkcyjnym.

Na poziomie produkcyjnym dobrostan mierzy się najczęściej na podstawie oceny możliwości rozmnażania się ryb, współczynnika kondycji, tempa wzrostu, stopnia deformacji ciała, uszkodzeń płetw itd. Z założenia metody na poziomie produkcyjnym są proste i nieskomplikowane. Na etapie laboratoryjnym dobrostan oceniany jest najczęściej na podstawie badań jakości wody, poziomu kortyzolu, surowicy, mleczanów w surowicy krwi, odczynu tkanki mięśniowej itd. W warunkach laboratoryjnych określić można elementy stanu fizjologicznego, badając hormony, biochemię mózgu czy ekspresję genów.

Każdy z określanych parametrów otrzymuje odpowiednią liczbę punktów wg skali, którą przyjmuje osoba mierząca dobrostan. Suma punktów dwóch parametrów w odniesieniu do maksymalnej daje obraz stanu dobrostanu.

Istotne znaczenie ma fakt, że do oceny dobrostanu pojedyncza obserwacja wybranego parametru jest niewystarczająca. O dobrostanie informuje dynamika zmian badanego parametru w określonym czasie, na przykład wielkość przyrostu dobowego czy też w sezonie. Zmiennocieplność ryb sprawia, że niektóre parametry mogą wykazywać nawet wartości ujemne, na przykład wielkość przyrostu w okresie zimowym. Z tych względów analiza dobrostanu ryb musi uwzględniać wiele zmiennych, w tym:

- specyfikę i wymagania danego gatunku,
- porę roku,
- warunki klimatyczne panujące w danym rejonie,
- warunki lokalne.

Zestawienie ocenianych wskaźników dobrostanu przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1

Zestawienie wybranych wskaźników dobrostanu oraz jak odnoszą się one do różnych definicji dobrostanu (za Huntingford i Kadri 2008)

Parametry określające dobrostan	Definicje oparte na:		
	funkcjach	naturalności	odczuciach
KONDYCJA FIZYCZNA			
uszkodzenia i choroby	X		
funkcjonowanie systemu odpornościowego	X		
warunki pokarmowe	X		
wzrost	X	X	
rozmnażanie	X	X	
STAN FIZJOLOGICZNY			
stan metaboliczny	X	X	
hormony	X	X	
biochemia mózgu	X	X	X
ekspresja genów	X	X	
STAN BEHAWIORALNY			
oznaki stresu/strachu	X	X	X
naturalne zachowania		X	X
stereotypy		X	X

Wyniki niektórych prac naukowych dotyczących odczuwania bólu przez ryby wskazują na nadrzędność analizy opierającej się na funkcjach i naturalności w porównaniu z metodami opartymi na analizie odczuć (Rose i in. 2012). Dwie pierwsze analizy nie negują rzeczywistości, nie zachęcają również do stosowania podwójnych standardów i jednocześnie nie są sprzeczne z osiągnięciami nauki w tej dziedzinie. Rose opowiada się za wyższością funkcjonalnej oceny dobrostanu ryb, abstrahującej od rozważań na temat świadomości, odczuwania bólu, cierpień i posiadania uczuć przez ryby. Stosując metodę funkcjonalną można zmierzyć i oceniać fakty, korzystając z nauki empirycznej. Według autorów jasno zdefiniowane parametry dobrostanu, takie jak możliwość rozmnażania, reakcje na stres, wzrost ryb, odporność na choroby, zaburzenia zachowań, wykonywane bez antropomorfizujących rozważań o rzekomych uczuciach pozwalają na szybką identyfikację środowiskowych lub innych warunków szkodzących dobrostanowi.

Ponadto tego typu analiza może dostarczyć najlepszych wskazówek o dobrostanie w zależności od gatunku ryb. Wydaje się, że proste przełożenie metod oceny dobrostanu stosowanych w chowie zwierząt stałocieplnych w odniesieniu do ryb w wielu przypadkach jest mało przydatne.

Podsumowanie

Należy zwrócić uwagę na fakt, że dobrostan ryb dotyczy w równym stopniu hodowców, konsumentów, jak i ustawodawców. Według wielu analiz spożycie ryb w nadchodzących latach będzie wzrastało i częstą motywacją wyborów konsumenckich oprócz aspektów prozdrowotnych ryb będą również względy etyczne. Ryby traktowane są zazwyczaj jako synonim zdrowej żywności i coraz bardziej popularne systemy certyfikacji żywności obejmują ostatnio także ryby i produkty rybne. Zainteresowanie konsumentów budzą także informacje na temat dobrostanu kupowanych przez nich ryb.

Hodowcy ryb zazwyczaj bardzo nieufnie traktują nową dla większości problematykę dobrostanu, argumentując, że w ich odczuciu zarówno tradycyjne, jak i od niedawna funkcjonujące technologie chowu i hodowli nie przynoszą żadnych tego typu zagrożeń, a wiedza fachowa rybaków gwarantuje dobre obchodzenie się z rybami. Istotne praktyczne znaczenie ma fakt, że zapewnienie wysokiego poziomu dobrostanu ryb w chowie w wielu przypadkach umożliwia uzyskanie wysokiej produkcji i jakości produktu. Ważny jest również wizerunek własnego gospodarstwa, jako miejsca dochowującego formalnych zasad przepisów dobrostanowych. Brak troski o dobrostan ryb w newralgicznych momentach cyklu produkcyjnego może natomiast negatywnie odbić się zarówno na jakości ryb, wielkości produkcji, jak i na nie najlepszym odbiorze medialnym.

Dobrostan musi być zapewniony w każdym momencie cyklu produkcyjnego ryb, szczególniej uwadze muszą być poświęcone momenty newralgiczne, do których zaliczają się: odłów ryb, manipulacje rybami (sortowanie, załadunek, wyładunek, ważenie), transport, sprzedaż żywych ryb i ich uśmiercanie. Według ostatnio wydanej informacji, w odpowiedzi na liczne petycje obywateli, dotyczące dobrostanu w gospodarstwach rybackich Komisja Europejska⁹ wyjaśnia, że zdrowie i dobrostan ryb w hodowlach są bardzo istotne w krajach unijnych. Komisja uważa, że jedynie zagwarantowanie dobrego traktowania ryb w ciągu całego ich życia udowadnia wysoką jakość unijnych produktów rybnych trafiających na nasze talerze. Osiągnięcie tego celu leży w gestii poszczególnych krajów członkowskich, wraz z wymogiem wprowadzania zarówno unijnych, jak i krajowych zasad prawnych dotyczących dobrostanu.

⁹ Animal welfare in EU aquaculture, komunikat z 25.06.2014; ec.europa.eu/fisheries/cfp/aquaculture/facts/index_pl.htm

Komisja Europejska biorąc pod uwagę napływające opinie i informacje prasowe, relacjonujące dobrostan ryb hodowlanych, kontynuuje monitorowanie sytuacji i planuje wysłanie w 2015 roku misji kontrolnych sektora akwakultury do wielu krajów członkowskich. Dobrostan ryb będzie jednym z priorytetów w trakcie prac tych misji.

Dążenie do sformalizowanej transparentności wszystkich etapów cyklu produkcyjnego powoduje, że według założeń unijnych na etykietach produktów rybnych oprócz informacji na temat systemów chowu, mają być także w przyszłości podane komunikaty o metodach uśmiercania ryb. Troska o prawidłowe i uwzględniające zasady dobrostanu traktowanie ryb nie może oznaczać bezkrytycznego wprowadzania do praktyki gospodarczej niezwyfikowanych naukowo procedur utrudniających, bądź w niektórych sytuacjach uniemożliwiających stosowanie sprawdzonych i zweryfikowanych wieloletnią praktyką metod. Tworzone pod kątem dobrostanu prawo powinno zawierać sformułowania poparte rzetelnymi wynikami naukowymi, nie wpływając jednocześnie restrykcyjnie na praktykę rybacką bez widocznego korzystnego wpływu na ryby. Należy mieć świadomość, że koszty błędnych definicji z zakresu dobrostanu i niewłaściwe regulacje prawne, mogą mieć ogromne negatywne znaczenie społeczne i ekonomiczne dla sektora akwakultury. Jest to bardzo mocny argument przemawiający za aktywnym udziałem wszystkich zainteresowanych i kompetentnych gremiów, czyli administracji, hodowców oraz naukowców w tworzeniu krajowych i unijnych przepisów dobrostanowych.

Literatura

- Bartkowiak A., Namyślak Ł., Mielcarek P. 2012 – Działania strategiczne w zakresie dobrostanu zwierząt jako element zrównoważonego rozwoju rolnictwa – Problemy inżynierii rolniczej (I-III):z: 1 (75): 99-104.
- Braithwaite V.A., Huntingford F. A. 2004 – Fish welfare: do fish have the capacity for pain perception and suffering? – *Anim. Welfare*, 13: 87-92.
- Huntingford F.A., Kadri S. 2008 – Welfare and fish – In: *Fish welfare*, (Red.) E. Branson, Blackwell Publishing, Oxford: 19-31.
- Huntingford F.A., Adams C., Braithwaite V.A., Kadri S., Pottinger T.G., Sandoe P., Turnbull J.F. 2006 – Current issues in fish welfare – *J. Fish Biol.* 68: 332-372.
- Lirski A. 2012 – Akwakultura słodkowodna w kontekście zrównoważonego rozwoju – W: *Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich*. Wyd. IRS Olsztyn: 65-79.
- Pilarczyk M. 2011 – Dobrostan w rybackiej produkcji stawowej - jak to ugryźć? – W: *Chów karpia w Europie, Stan obecny, trudności perspektywy* (Red.) A. Lirski, A. Pyć, Wyd. IRS, Olsztyn: 3-153.
- Rose J.D., Arlinghaus R., Cooke S.J., Diggles B.K., Sawynok W., Stevens E.D., Wynne C.D. 2012 – Can fish really feel pain? – *Fish and Fisheries*. Blackwell Publishing Ltd.: 3-37.

Czy ustanawianie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 musi wiązać się z ograniczaniem działalności rybackiej? Przykład jezior ramienicowych

Andrzej Hutorowicz

Zakład Hydrobiologii, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie – zarys problemu

W 2014 finalizowane jest sporządzanie¹ wielu planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000. Ostateczną ich wersję zgodnie z zapisami ustawy o ochronie przyrody ustanawiają regionalni dyrektorzy ochrony środowiska, w drodze aktu prawa miejscowego w formie zarządzenia (art. 28 pkt. 5 ustawy o ochronie przyrody Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880). Wśród tych aktów uwagę zwraca zarządzenie wydane dla obszaru Natura 2000 Jezioro Wukśniki PLH280038, w którym szczególną uwagę poświęcono ochronie siedliska 3140 – *Twardowodne oligo- i mezotroficzne zbiorniki wodne z podwodnymi łąkami ramienic*. Poświęcono im aż 11 (z ogólnej liczby 14) działań ochronnych zawartych w załączniku nr 5. Wśród nich dwie grupy działań dotyczą gospodarki rybackiej. Pierwsza z nich (oznaczona l.p. 3) obejmuje trzy działania, które wprowadzają zakaz stosowania przez wędkarzy zanęt na całej powierzchni jeziora, nakaz wprowadzenia stref wyłączonych z użytkowania wędkarskiego metodą spinningowania i trollingu oraz wyznaczenie stref wyłączonych z odłowów rybackich. W drugiej grupie obejmującej działania związane z utrzymaniem lub modyfikacją metod gospodarowania powtórzono nakaz wyznaczenia strefy wyłączonej z rybackich połowów ryb wyraźnie sugerując sposób trwałego oznaczenia tej strefy (np. bojami), wskazując równocześnie, że konieczne jest zaprzestanie połowów sprzętem rybackim (sieciami ciągnionymi i panelowymi), które mogą powodować mechaniczne niszczenie roślinności zanurzonej

¹ Plany są sporządzane w ramach projektu POIS.05.03.00-00-186/09 pn. „Opracowanie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 na obszarze Polski”, współfinansowanego przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach działania 5.3 priorytetu V Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2007-2013.

w całym fitolitoralu jeziora (l.p. 7). Lektura tekstu załącznika nr 5 prowokuje wręcz pytanie postawione w tytule niniejszego tekstu. Czy z punktu widzenia ogólnego celu tworzenia obszarów Natura 2000, a więc dążenia do zachowania bioróżnorodności biologicznej, ochrona siedlisk ramienic w jeziorach musi się łączyć z ograniczeniem połowów rybackich? Odpowiedź twierdząca na to pytanie może jawić się, odwołując się do sformułowań używanych w czasach realnego socjalizmu, jako jedynie możliwa. Przecież stosowanie rybackich narzędzi ciągnionych musi niszczyć (wrywać) ramienice. Stąd taki zakaz wydaje się być w pełni uzasadniony. Czy jednak rzeczywiście odpowiedź na to pytanie jest tak nieskomplikowana i czy nie ma żadnych przesłanek sugerujących potrzebę przeprowadzenia wnikliwej analizy problemu? Nawet kilka uwag związanych z konstrukcją i zasadami użytkowania wspomnianych wyżej narzędzi do połowu sugeruje, że problem istnieje i należy go rozważyć. Tego typu narzędzi używa się do połowów w zbiornikach, gdzie nie mogą być użyte narzędzia typu biernego, a więc zbiornikach głębokich ze stosunkowo wąską strefą płytkiego fitolitoralu. W praktyce rybackiej powinno się je stosować przede wszystkim w okresie jesienno-zimowym, po obumarciu roślin podwodnych. Wśród powodów wskazujących, że używanie ich w innym czasie nie jest wskazane podręczniki rybackie wymieniają, poza wzmiankowanym już niszczeniem roślin, małą selektywność w stosunku do wielkości ryb oraz działanie płoszące w okresie tarła i żerowania (Rudnicki i in. 1971). Ponadto, tego typu narzędzia zawsze muszą być dobrze przygotowane do połowów, a więc rybacy muszą umieścić właściwą liczbę pławów w matni i na skrzydłach oraz równomiernie obciążyć podbory. Dodatkowo sieć powinna być zabezpieczona przed grzęźnięciem w mule poprzez przyczepienie tzw. wiechy, najczęściej wykonywanej z zielonych gałązek drzew szpilkowych, ze słomy, trzciny lub sitowia (Rudnicki i in. 1971, fot. 1). Takie wiechy umożliwiają też „ślizganie się” podbory po podwodnych łakach.



Fot. 1. Połów niewodem – z prawej widać swierkową wiechę.

Idea i cel utworzenia sieci oraz ochrona obszarów Natura 2000 – analiza dokumentów

Wskazanie argumentów związanych z praktyką rybacką nie wyczerpuje jednak całego problemu. Zasadna wydaje się analiza dokumentów prawnych związanych z ustanawianiem obszarów Natura 2000 i sporządzaniem planów zadań ochronnych.

Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000 została utworzona na podstawie Dyrektywy Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa (Dz.U. L 103 z 25.4.1979) oraz Dyrektywy Rady 43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej flory i fauny (Dz.U. L 206 z 22.7.1992). Sieć tę tworzą tereny, na których znajdują się siedliska przyrodnicze wymienione w załączniku I i siedliska gatunków wymienione w załączniku II (art. 3 pkt. 1 Dyrektywy Rady 43/EWG). Art. 3 pkt. 2 dyrektywy z 1992 r. nakłada na państwa członkowskie UE obowiązek tworzenia sieci ekologicznej specjalnych obszarów ochrony, przy czym udział tych państw w tworzeniu sieci Natura 2000 ma być proporcjonalny do występowania wymienionych w załączniku II siedlisk na jego terytorium. Od tej zasady przewidziano wyjątek. Jeżeli tereny obejmujące jeden lub więcej typów siedlisk lub jeden lub więcej gatunków o znaczeniu priorytetowym stanowią więcej niż 5% powierzchni kraju, to państwa te mogą wnosić o specjalne traktowanie podczas oceny znaczenia tych terenów dla Wspólnoty (art. 4 pkt. 2).

Cel ochrony siedlisk został już określony w preambule dyrektywy. Wskazano w nim, że jest to *„...wspieranie zachowania różnorodności biologicznej przy uwzględnieniu wymagań gospodarczych, społecznych, kulturowych i regionalnych...”*. Dalej podkreślono, że *„... dyrektywa przyczynia się do realizacji ogólnego celu polegającego na trwałym rozwoju, a zachowanie różnorodności biologicznej może w niektórych przypadkach wymagać utrzymania lub wręcz pobudzania działalności człowieka”*. Problem ten unormowany został w art. 6 pkt 3 dyrektywy. Wskazuje on konieczność przeprowadzania oceny skutków wszelkich planów lub przedsięwzięć, które nie są *„bezpośrednio związane lub konieczne do zagospodarowania terenu”*, ale które mogą w istotny sposób oddziaływać na tereny objęte ochroną. Zgoda na realizację tych planów lub przedsięwzięć może być wydana przez właściwe organy władz krajowych po upewnieniu się, że nie wpłyną one niekorzystnie na dany teren. W stosownych przypadkach zgoda władz krajowych powinna być podejmowana po uzyskaniu opinii całego społeczeństwa, chociaż pkt. 3 nie precyzuje, jakie *„stosowne przypadki”* nakładają obowiązek uzyskania takiej zgody. Dyrektywa przewiduje jednak możliwość realizacji planu, który według oceny wywoła negatywne skutki dla danego terenu (art. 6 pkt 4). Musi to jednak wynikać z powodów *„o charakterze zasadniczym wynikających z nadrzędnego interesu publicz-*

nego, w tym interesów mających charakter społeczny lub gospodarczy”. Z pewnością wśród względów uzasadniających taką decyzję może być zdrowie ludzkie, bezpieczeństwo publiczne, korzystne skutki o podstawowym znaczeniu dla środowiska lub inne powody o charakterze zasadniczym wynikające z nadrzędnego interesu publicznego. Taki bowiem katalog zamknięty względów wymieniony został w pkt. 4 art. 6 dyrektywy w odniesieniu do terenu obejmującego priorytetowe gatunki i/lub typy siedlisk.

Zapisy dyrektywy musiały zostać przeniesione do prawa krajowego państw UE (art. 23 pkt. 1), w Polsce zawierają je ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880) oraz ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2008 nr 199 poz. 1227, z późn. zm.) oraz szereg aktów wykonawczych. W prawie krajowym jedyny zakaz, jaki obowiązuje na obszarach sieci Natura 2000 zawarty jest art. 33 pkt. 1 ustawy o ochronie środowiska. Wprowadza on zakaz *„podejmowania działań mogących, osobno lub w połączeniu z innymi działaniami, znacząco negatywnie oddziaływać na cele ochrony obszaru Natura 2000, w tym w szczególności:*

- 1) pogorszyć stan siedlisk przyrodniczych lub siedlisk gatunków roślin i zwierząt, dla których ochrony wyznaczono obszar Natura 2000 lub*
- 2) wpłynąć negatywnie na gatunki, dla których ochrony został wyznaczony obszar Natura 2000, lub*
- 3) pogorszyć integralność obszaru Natura 2000 lub jego powiązania z innymi obszarami.”*

Z powyższych zapisów jasno wynika, że ustanowienie na danym terenie obszaru Natura 2000 nie powinno łączyć się z wymogiem zmiany dotychczasowej gospodarki, jeżeli nie przyczynia się ona do pogorszenia stanu chronionych siedlisk lub gatunków. Taką interpretację przepisów można znaleźć w opracowaniach omawiających formy ochrony na obszarach Natura 2000 (m.in. Hołdyński i Krupa 2009, Wiśniewska i Chylarecki 2009). Podkreśla się, że obszar Natura 2000 *„nic nie zmienia w obecnym prowadzeniu gospodarki, jeżeli nie zagraża ona chronionym siedliskom oraz gatunkom roślin i zwierząt”,* co więcej *„...zakłada się harmonijną koegzystencję człowieka i przyrody, dążąc do kompromisu pomiędzy doraźnymi korzyściami ekonomicznymi a ochroną środowiska przyrodniczego”* (Hołdyński i Krupa 2009), a *„osiągnięcie docelowego stanu ochrony, przy zachowaniu możliwości zrównoważonego gospodarowania – jest odmienne od filozofii ochrony przyrody, praktykowanej dotychczas w rezerwach czy parkach narodowych”* (Wiśniewska i Chylarecki 2009). Podkreśla się, że ochrona siedlisk i gatunków powinna być realizowana poprzez podjęcie działań (forma aktywna ochrony), których celem jest zachowanie *„struktur i procesów, warunkujących funkcjonowanie lokalnych ekosystemów”* (Wiśniewska i Chylarecki 2009). Warunkiem podjęcia inwestycji

o potencjalnie szkodliwym wpływie na obszar Natura 2000 jest przeprowadzenie oceny wpływu tej inwestycji na siedliska przyrodnicze oraz gatunki chronione na terenach sieci. Obowiązek ten wynika z art. 33 ust. 3 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 o ochronie przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880).

W okresie 6 lat od ustanowienia obszaru specjalnej ochrony ptaków lub zatwierdzenia przez Komisję Europejską obszaru mającego znaczenie dla Wspólnoty powinien być sporządzony plan działań ochronnych. Podstawą prawną w tych działaniach jest rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (Dz. U. 2010 nr 34 poz. 186). Plan zadań ochronnych powinien zawierać m.in.:

- identyfikację istniejących i potencjalnych zagrożeń dla zachowania właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt i ich siedlisk będących przedmiotami ochrony;
- cele działań ochronnych;
- określenie działań ochronnych ze wskazaniem podmiotów odpowiedzialnych za ich wykonanie i obszarów ich wdrażania, w tym w szczególności działań dotyczących: ochrony czynnej siedlisk przyrodniczych, gatunków roślin i zwierząt oraz ich siedlisk.

Można zakładać, że identyfikacja potencjalnych i istniejących zagrożeń powinna być przeprowadzona z zachowaniem zasady zawartej w art. 6 ust. 3 dyrektywy siedliskowej, która ustanawia procedurę udzielania pozwoleń na plan lub przedsięwzięcie, po przeprowadzeniu uprzedniego badania w trakcie prowadzenia odpowiedniej oceny. Stanowisko takie potwierdza też orzecznictwo Trybunału Sprawiedliwości Wspólnot Europejskich podejmowane podczas procedowania spraw związanych z dyrektywą siedliskową. W wyroku z dnia 7.9.2004 r. w sprawie C-127/02 Trybunał (wielka izba) rozpatrywał m.in. problem braku definicji pojęć „plan” i „przedsięwzięcie”. Definicji tych pojęć nie można bowiem znaleźć w dyrektywie siedliskowej. Trybunał rozpatrując ten problem odwołał się do dyrektywy Rady z dnia 27 czerwca 1985 r. w sprawie oceny skutków wywieranych przez niektóre przedsięwzięcia publiczne i prywatne na środowisko naturalne 85/337/EWG (Dz.U. L 175, str. 40) i ostatecznie stwierdził, że prowadzony przez wiele lat, a procesowany w sprawie C-127/02, „mechaniczny połów sercówek” na obszarze Natura 2000 wchodzi w zakres pojęcia „przedsięwzięcia” zgodnie z definicją zawartą w art. 1 ust. 2 tiret drugie dyrektywy 85/337/EWG. W związku z tym Trybunał uznał, że „wchodzi również w zakres pojęcia planu lub przedsięwzięcia zawartych w art. 6 ust. 3 dyrektywy siedliskowej”. Okoliczność, że połów sercówek był prowadzony regularnie przez wiele lat, a każdego roku konieczne było „uzyskanie pozwolenia, przy czym za każdym razem dokonuje się nowej oceny kwestii, czy działalność ta może być wykonywana i, jeżeli tak,

na jakiej części terenu, nie stanowi jako taka przeszkody, aby działalność tę traktować przy każdym wniosku, jako odrębny plan lub przedsięwzięcie w rozumieniu dyrektywy siedliskowej”. Jednak z punktu widzenia problemu przeprowadzenia rzetelnej oceny oddziaływania na środowisko połowu ryb w jeziorach ramienicowych szczególnie ważne są stwierdzenia zawarte w pkt. 43 i 44 wyroku z dnia 7 września 2004 r. w sprawie C-127/02. W pierwszym z nich Trybunał stwierdził, że „art. 6 ust. 3 zdanie pierwsze dyrektywy siedliskowej uzależnia wymóg dokonania odpowiedniej oceny planu lub przedsięwzięcia od przesłanki polegającej na zaistnieniu prawdopodobieństwa lub ryzyka, że ten plan lub przedsięwzięcie będzie oddziaływać na dany teren w istotny sposób”, a w drugim „Mając w szczególności na uwadze zasadę ostrożności, będącą jedną z podstaw polityki Wspólnoty w dziedzinie środowiska naturalnego, stawiającej sobie za cel wysoki poziom ochrony zgodnie z art. 174 ust. 2 zdanie pierwsze WE, w świetle którego należy dokonywać wykładni dyrektywy siedliskowej, ryzyko takie ma miejsce wówczas, gdy na podstawie obiektywnych informacji nie można wykluczyć, że przedmiotowy plan lub przedsięwzięcie będzie oddziaływać na dany teren w istotny sposób (zob. analogicznie w szczególności wyrok z dnia 5 maja 1998 r. w sprawie C-180/96 Zjednoczone Królestwo przeciwko Komisji, Rec. str. I-2265, pkt 50, 105 i 107). Taka wykładnia przesłanki, od zaistnienia której uzależnione jest przeprowadzenie odpowiedniej oceny skutków planu lub przedsięwzięcia dla danego terenu, na podstawie której, w przypadku wątpliwości co do niewystąpienia ewentualnych istotnych oddziaływań należy dokonać takiej oceny, umożliwia w sposób skuteczny uniknięcie udzielania pozwoleń na plany lub przedsięwzięcia wpływające niekorzystnie na dany teren i przyczynia się w ten sposób do urzeczywistnienia głównego celu dyrektywy siedliskowej [...]”. Ze stwierdzeń tych wynika jasno, że na obszarze Unii powinna być stosowana zasada ostrożności, ale nie może być ona rozumiana, jako permanentne stosowanie zakazu podejmowania przedsięwzięć w rozumieniu art. 6 ust. 3 dyrektywy siedliskowej, ale nawet w przypadku prawdopodobieństwa zaistnienia związku pomiędzy danym przedsięwzięciem a stanem środowiska należy „za pomocą uprzedniego badania” określić, „zgodnie z najlepszą wiedzą naukową w tej dziedzinie” wszystkie aspekty planu lub przedsięwzięcia, mogące osobno lub w połączeniu z innymi planami i przedsięwzięciami oddziaływać na przedmiotowe założenia (pkt. 54 wyroku). Nie wydaje się przesadne, aby tak rozumianą zasadę ostrożności stosować przy formułowaniu zakazu lub ograniczania możliwości realizacji przedsięwzięć, także poprzez zapis w planie zadań ochronnych.

Przykłady ochrony obszarów Natura 2000

Jezioro Woszczelskie

Istnieje zaś wiele przesłanek wskazujących, że prowadzenie połowów w jeziorach, także ramienicowych, nie musi się jednoznacznie przyczyniać do pogorszenia stanu tych siedlisk przyrodniczych. Jedną z nich może być inne jezioro ramienicowe – Jezioro Woszczelskie. Jest to naturalny, płytki (głębokość maksymalna 10,6 m, średnia 3,4 m) zbiornik wodny, o powierzchni 172,6 ha. Powierzchnia dna znajdująca się poniżej 5 m głębokości to zaledwie 40 ha, czyli jedynie około 23% powierzchni jeziora. Badania prowadzone w pierwszej połowie lat sześćdziesiątych ubiegłego wieku wykazały, że w tamtym czasie roślinność zanurzona zajmowała około 74 ha, tj. 50% powierzchni zbiornika. Tworzyła ona miejscami gęste łąki podwodne budowane głównie przez wywłócznik. Licznie występowały również rdestnice, moczarka kanadyjska, rogatek oraz ramienice. Spośród roślin o liściach pływających notowano w niewielkiej ilości osokę aloesową i rdestnicę pływającą. Roślinność wynurzona zajmowała powierzchnię około 30 ha (17% powierzchni jeziora). Najliczniej występowały trzcina i sitowie. Mniej licznie spotykano skrzypy, pałkę wąsko- i szerokolistną oraz tatarak. Dane archiwalne dokumentują fakt systematycznego prowadzenia oraz wielkość odłowów w tym jeziorze nieprzerwanie od 1951 do 2013 roku. Minimalna wielkość odłowów (w przeliczeniu na powierzchnię jeziora według planów batymetrycznych IRS – 172,6 ha) wynosiła 9,4 kg/ha, maksymalna 106,3 kg/ha w 1977 roku. Średnia połowów to 37 kg/ha. W odłowach dominowała płoć (34% odłowów ogólnych w latach 1951-2013), karp (17%), leszcz (13%), szczupak (11%). Pozostałe gatunki stanowiły około 29% odłowów. Dane archiwalne wskazują też, że jezioro dość często zarybiano krocziem karpia, szczególnie w latach 1956-1979, kiedy to zabieg ten przeprowadzono 13 razy (na 19 zarybień). Od 1992 roku jezioro systematycznie, corocznie zarybiano zaś wylęgiem szczupaka. Zarybianie szczupakiem prowadzono również w latach 1951-1955. Założenia do projektu rybackiego zagospodarowania jeziora Woszczele (1965) wskazują, że intensywność eksploatacji rybackiej jeziora w latach 1959-1964 była stosunkowo wysoka – średnia intensywność eksploatacji w latach 1959-1964 wynosiła około 48 UJ/ha i wahała się od 38 do 71 UJ/ha. Na efektywność eksploatacji znacząco wpływał wtedy udział narzędzi ciągnionych, który w latach 1959-1964 wahał się w zakresie od 23% do 85%, a średnio wynosił 54%. Stosowano wtedy głównie niewód i przywłokę, a sporadycznie także przywłokę uklejową. Pomimo tego, inwentaryzacja przeprowadzona przez Dziedzica i Dynowskiego (2009) wskazała, że te wieloletnie odłowy rybackie i zarybianie jeziora nie spowodowały ustąpienia hydrofitów zanurzonych, w tym także ramienic. Jezioro Woszczelskie w połowie pierwszej

dekady XXI wieku nadal było „*bogate w łąki ramienicowe oraz rzadkie gatunki roślin zanurzonych*”. W czasie inwentaryzacji stwierdzono obecność zbiorowisk ramienic budowanych przez 5 gatunków: ramienicę przeciwstawną *Chara contraria*, ramienicę kruchą *Chara fragilis*, ramienicę zwyczajną *Chara rudis*, ramienicę omszoną *Chara tomentosa* oraz krynicznicę tępą *Nitellopsis obtusa*.

Interesujące z punktu widzenia podstawowego problemu niniejszego tekstu, że projekt zarządzenia planu działań ochronnych dla tego jeziora (Projekt zarządzenia Regionalnego Dyrektora PLH280034 Jezioro Woszczelskie) formułuje 4 działania dotyczące utrzymania lub modyfikacji metod gospodarowania związanych z siedliskiem łąk ramienicowych. Wśród zadań, których realizacją obciąża użytkownika (dzierżawcę lub właściciela wody) jest nakaz wyłączenia z odłowów urządzeniami ciągnionymi powierzchni dna o głębokości do 1,5 m oraz porośniętej łąkami ramienicowymi, zalecenie stosowania do odłowów urządzeń elektrycznych w całym jeziorze (choć w szczegółowym opisie działania wskazano, że takie odłowy powinno prowadzić się szczególnie w strefie fitolitoralu), zakaz zarybiania obcymi gatunkami ryb w tym: karp, karaś srebrzysty, tołpyga i amur. Natomiast wśród 5 zadań związanych z ochroną czynną siedliska łąk ramienicowych tylko jedno dotyczy wędkarstwa. Jest to wprowadzenie zakazu stosowania zanęt w całym jeziorze, obciążające Regionalną Dyрекcję Ochrony Środowiska w Olsztynie oraz użytkownika wody. W projekcie zarządzenia nie ma natomiast wymogu trwałego wyznaczenia strefy wyłączonej z rybackich połowów ryb (oznakowania bojami).

Jezioro Wukśniki

Położone na południowy-wschód od Miłakowa jezioro Wukśniki (PLH280038) jest odmiennym zbiornikiem. Jest to najgłębsze jezioro na Pojezierzu Mazurskim (głębokość maksymalna 68,0 m, a głębokość średnia 23,3 m – dane IRS z 1963 r.). Powierzchnia zwierciadła wody, według pomiarów batymetrycznych z 1963 roku, wynosi 117,1 ha. W cytowanym już na wstępie tego artykułu zarządzeniu Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie, które ustanawia plan zadań ochronnych dla tego obszaru (DzU WW-M poz. 2808 z 21 sierpnia 2014 r.), określony wykaz zagrożeń, mogących przyczynić się do pogorszenia stanu siedlisk przyrodniczych (załącznik 2), w odniesieniu do siedliska 3140 katalog ten zawiera 8 zagrożeń istniejących i 2 potencjalne, które zostały wskazane według „Listy referencyjnej zagrożeń, presji i działań,” opracowanej przez Dyрекcję Generalną ds. Środowiska i Europejską Agencję Środowiska (EEA). Wśród nich, poza wędkarstwem i stosowaniem zanęt oraz wędkowaniem metodą spinningu i trollingu w miejscach występowania ramienic, wymienia się eutrofizację wód, zanieczyszczanie wód ze źródeł rozproszonych (rolnictwo, ścieki z gospodarstw domowych), wypas bydła nad brzegiem jeziora, pozbywanie się odpadów z gospodarstw

domowych oraz uprawianie różnych sportów, w tym także nurkowanie. Wśród zagrożeń potencjalnych wymienia się natomiast intensywną hodowlę ryb i intensyfikację gospodarowania rybackiego, a w objaśnieniach zaznacza się szkodliwy wpływ ryb roślinożernych i transgenicznych. Na podstawie tak określonych zagrożeń dla siedliska ramienic w załączniku 4 zarządzenia Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie określono cele działań ochronnych. Obejmują one 6 punktów. Wśród nich wymieniono zachowanie lub poprawę trofii jeziora, zachowanie różnorodności biologicznej jeziora, ograniczenie eutrofizacji zbiornika, ograniczenie dopływu biogenów, unaturalnienie strefy brzegowej jeziora, osiągnięcie dobrego stanu ekologicznego siedliska oraz ograniczenie mechanicznego niszczenia łąk ramienicowych/makrofitów. Cele te mają być osiągnięte poprzez podjęcie wspomnianych już na początku aż 14 działań ochronnych zawartych w załączniku nr 5 zarządzenia.

Tymczasem inwentaryzacja roślinności wodnej w tym jeziorze, która została zawarta w opracowaniu Ciecierskiej (2008) wyraźnie wskazuje, że w strukturze fitolitoralu ważną rolę odgrywały zbiorowiska budowane przez *Ceratophyllum demersum*, *Fontinalis antipyretica*, a typ florystyczny fitolitoralu określono mianem *Ceratophyllum demersum*. W jeziorze znaleziono tylko jedno zbiorowisko budowane przez ramienicę – *Nitella flexilis*. Na podstawie zawartych w tym opracowaniu danych trudno jest jednoznacznie określić jaką powierzchnię faktycznie zajmowały płaty z krynicznicą, jednak z prezentowanych w zestawieniu tabelarycznym danych (tab. 18 na str. 62-65) wynika, że mogły one



zajmować od 1 do 5% całkowitej powierzchni fitolitoralu, który stanowił wtedy zaledwie nieco ponad 20% powierzchni jeziora. Powierzchnia zajmowana przez ramienice zawierała się w tym przypadku w granicach 0,2-1% powierzchni jeziora. O małym udziale ramienic w tym jeziorze świadczy też uwaga zawarta na str. 58 opracowania Ciecierskiej (2008), w której wskazano, że w m.in. w tym jeziorze „*łaki ramienicowe rozwinęły się słabo*”. Założenia do projektu rybackiego zagospodarowania jeziora Wukśniki (1967) potwierdzają, że ramienice w zasadzie nigdy nie odgrywały znaczącej roli w tym jeziorze. W połowie lat sześćdziesiątych ubiegłego wieku roślinność zanurzona zajmowała powierzchnię około 19 ha i rosła do głębokości 7,5 m. Wśród gatunków dominujących wymieniono jedynie moczarkę kanadyjską, wywłócznika i rogatka. Pas szuwaru zajmował wtedy około 4 ha (3,4% powierzchni jeziora) i okalał około 66% długości linii brzegowej jeziora. Budowały go przeważnie trzcina pospolita i skrzypy (bez wyszczególnienia gatunku). Niewielka powierzchnia zajmowana przez ramienice nie może mieć oczywiście wpływu na zakres działań ochronnych wskazanych na podstawie rzetelnej oceny zagrożeń, chociaż sprawia, że skuteczna ochrona siedliska ramienic może okazać się zadaniem trudnym.

Spośród wymienionych w zarządzeniu zagrożeń istotnym wydaje się eutrofizacja wód jeziora. Badania wykazują, że występowanie różnych gatunków ramienic w jeziorach zależy w dużej mierze od przezroczystości wody (por. Gąbka i in. 2010 i cyt. literatura). Stopniową eutrofizację jeziora potwierdzają natomiast dane archiwalne. Założenia do projektu rybackiego zagospodarowania jeziora Wukśniki (1967) podają, że w 1963 roku woda w jeziorze była dobrze natleniona do dna. W czerwcu i sierpniu tego roku nasycenie wody tlenem na głębokości 66-68 m wynosiło 52-53%. Widzialność krążka Secchiego zmieniała się w tym okresie od 6,0 do 7,0 m. Badania OBiKŚ w Olsztynie przeprowadzone w 1976 roku wskazywały na I klasę czystości. Warunki tlenowe zimą i latem były bardzo dobre. Obszerny hypolimnion posiadał duże zasoby tlenu, nawet przy dnie. Zawartość substancji organicznych, stężenie azotu i fosforu całkowitego było niewielkie (Cydzik i in. 1982). Ponowna ocena, przeprowadzona w 1986 roku, wykazała oznaki pogorszenia jakości wody w jeziorze. Zaobserwowano zwiększenie stężenia fosforu całkowitego i fosforanów w głębszych warstwach jeziora, o prawie połowę mniejsze stężenie tlenu nad dnem ($5,2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w 1976 roku i $3,0 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ w 1986 roku) oraz stosunkowo małą przezroczystość wody latem – widzialność krążka Secchiego wynosiła 2,3 m. Według kryteriów Systemu Oceny Jakości Jezior (SOJJ) jezioro należałoby zaliczyć wtedy do II klasy ze względu na zawartość fosforanów nad dnem (po pominięciu deklasującego wskaźnika tlenowego). Zawartość chlorofilu w wodzie powierzchniowej wynosiła w tym czasie $1,3 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ (Cydzik i in. 1992). Badania monitoringowe przeprowadzone w 2008 wykazały, że jezioro znajduje się w dobrym stanie ekologicznym. Jed-

nak przedstawione w raporcie „Wyniki monitoringowych badań jezior w 2008 r.” zestawienia graficzne wykazują, że w latach 1999-2008 średnia zawartość chlorofilu wynosiła około $6 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, a w tym okresie zanotowano minimalnie około $4 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, a maksymalnie około $8 \mu\text{g}/\text{dm}^3$. Była więc kilkakrotnie większa niż w 1986 roku. Przynajmniej jednokrotnie odnotowano bardzo małą, jak na to jezioro, widzialność krążka Secchiego – 2,5 m, chociaż wartość średnia w latach 1999-2008 wynosiła 4,5 m. Jednak maksymalna stwierdzona widzialność (5,3 m) była już mniejsza niż średnia widzialność w 1963 roku (5,8 m z 3 terminów badań prowadzonych na dwóch stanowiskach). Można więc stwierdzić, że istnieją wyraźne przesłanki wskazujące na postępującą eutrofizację tego jeziora. Sugeruje to znaczenie działań służących zachowaniu obecnego stanu troficznego.

Otwarte jednak pozostaje pytanie, czy połowy rybackie mają istotny wpływ na stan łąg ramienicowych w tym jeziorze. Dane archiwalne wskazują, że w jeziorze Wukśniki, podobnie w Jeziorze Woszczelskim, połowy prowadzono z pewnością w połowie lat 50. ubiegłego wieku (Założenia do projektu rybackiego zagospodarowania jeziora Wukśniki, 1967). W latach 1955-1965 pozyskiwano średnio $7,4 \text{ kg}/\text{ha}$, przy czym w odłowach dominowały sielawa (59%) i płoć (24%). Połowy były też prowadzone w latach 70. ubiegłego wieku. „Atlas stanu czystości jezior Polski badanych w latach 1974-1978” podaje, że rocznie w tamtym okresie odławiano około 3 ton ryb, głównie siei i sielawy (Cydzik i in. 1982). Istnieją również dane o połowach gospodarczych prowadzonych nieprzerwanie od 1969 roku. Wykazują one, że w latach 1975-1992 odławiano średnio około 1,2 tony ryb, natomiast od 1993 roku do 2013 średnio 440 kg. W związku z tym, podobnie jak w przypadku Jeziora Woszczelskiego, twierdzenie o znaczącym wpływie prowadzonych podobnymi metodami od wielu lat połowów rybackich na ramienice w jeziorze Wukśniki nie wydaje się być w pełni uzasadnione.

Niezależnie od powyższego, można uznać, iż stawiany wśród zadań ochronnych dla tego jeziora wymóg trwałego wyznaczenia strefy wyłączzonej z rybackich połowów ryb (oznakowanie bojami), którym obciążono przede wszystkim użytkownika jeziora, należy uznać za nadmierne obciążenia generujące koszty przestrzegania tego przepisu, związane z ustawieniem i utrzymaniem tego oznakowania. Nie budzi raczej wątpliwości, że tego typu oznakowanie dotyczy przecież wyłącznie użytkownika, a więc jedynego upoważnionego do prowadzenia legalnych połowów w tym jeziorze. Trudno jest przecież zakładać, że zakaz połowu w wyłączonych strefach jeziora będzie rygorystycznie przestrzegany przez kłusowników. Dlatego należy uznać, że jest to nakaz mieszczący się w kategorii „szczególnie kłopotliwych dla przedsiębiorstw”. Tego typu nakazy jedynie utrudniają osiągnięcie równowagi pomiędzy zachowaniem właściwego poziomu ochrony siedlisk oraz ograniczaniem nadmiernych, nieuzasadnionych obciążeń administracyjnych i kosztów ponoszonych przez podmioty prowadzące legalną działalność gospo-

darczą (por. z ustawą z dnia 16 listopada 2012 r. o redukcji niektórych obciążeń administracyjnych w gospodarce) na obszarach Natura 2000.

Ochrona procesów, którym podlegają chronione gatunki i podsumowanie

Skuteczna ochrona zbiorowisk roślinnych i ich siedlisk, w rozumieniu dyrektywy siedliskowej, wymaga przede wszystkim zidentyfikowania i wiedzy o zasadach „współwystępowania gatunków, ich amplitudy ekologicznej, a także procesów, którym podlegają„ (Falińska 2004). Wśród tych procesów istotne znaczenie ma również wiedza o czynnikach antropogenicznych „inicjujących przemiany roślinności oraz decydujących o jej zagrożeniu” (tamże). Dotyczy to szczególnie siedlisk zmienionych, których trwałość „jest uzależniona od działań człowieka”.

Wagę utrzymania aktywności gospodarczej człowieka w wielu unikatowych siedliskach lądowych dostrzeżono już w XX wieku. W literaturze wskazuje się, że np. łąkarstwo i ekstensywny wypas niejednokrotnie pomagają zachować cenne siedliska oraz stanowiska roślin i zwierząt (Hołdyński i Krupa 2009). Przykłady zmiany roślinności na skutek zaniechania dawniejszych sposobów użytkowania terenu opisywano już w ubiegłym stuleciu, m.in. w kompleksie torfowisk nakredowych, źródliskowych i mszarnych w Sulęczynie oraz na mokrych łąkach nad Jeziorem Patulskim. Stopniowe (w okresie 15 lat) zaprzestanie koszenia spowodowało inwazję *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, w mniejszym stopniu *Carex acutiformis* w północnej i centralnej części kompleksu torfowiskowego w Sulęczynie. W konsekwencji wzrost zacienienia i coroczna akumulacja ścioty przyczyniły się do ograniczenia możliwości rozwoju gatunków budujących płaty fitocenoz mechowiskowych (Herbichowa i Herbich 1998). Z kolei bardzo silne przeobrażenia zbiorowisk mokrych łąk nad Jeziorem Patulskim były efektem intensyfikacji gospodarki na terenach stosunkowo dużych i łatwiej dostępnych dla maszyn, a jednocześnie odznaczających się podatnością na kształtowanie warunków wodnych. Zamiana mokrej łąki w użytek rolny spowodowała tak głębokie zmiany siedliska i roślinności, że uznana została za nieodwracalną. Natomiast na siedliskach bardziej mokrych, które tradycyjnie wykaszano kosą, a siano wywożono wozem konnym lub wynoszono i suszono na mniej wilgotnych miejscach, zaobserwowane zmiany roślinności wywołało zaniechanie ich użytkowania, które spowodowało rozwój wysokich traw, turzyc, bylin dwuliściennych, krzewów lub drzew. Z czasem prowadziło to do rozwoju wtórnych szuwarów lub lasu olsowego lub łęgowego albo zarośli wierzbowych (Herbich 1998).

Oczywiście nie można bezpośrednio przenosić tamtego szeregu wydarzeń na jeziora ramienicowe, jednak można rozważyć strukturotwórczą rolę rybactwa w ekosystemach jezior oraz czy w przyszłości nie może okazać się, że ograniczenie dotychczasowej

aktywności rybaków nie okaże się „przedsięwzięciem w rozumieniu dyrektywy siedliskowej” o istotnym wpływie na stan zachowania siedliska?

Chociaż ekosystemy jeziorne są naturalnym elementem przyrody w naszej strefie klimatycznej i trudno je uznać, za powstałe w wyniku działalności człowieka, to jednak aktywność ludzka od wielu już dziesięcioleci znacząco wpływa na pierwotną strukturę tych ekosystemów, szczególnie na strukturę ichtiofauny. Połowy mają przecież istotny wpływ na wiek osobników populacji gatunków ryb (poprzez zwiększenie śmiertelności ogólnej przyczyniają się do odmłodzenia populacji, poprzez zmianę liczebności pokolenia rodzicielskiego przyczyniają się do zmiany liczebności pokoleń potomnych), a zmiany te mają wpływ na populacje ryb przez długi okres (Szczerbowski 1981). Niemniej istotnym czynnikiem antropogenicznym są również zarybienia. Można założyć, że zachowanie zmienionej struktury ichtiofauny w jeziorach, ale przede wszystkim pożądanego w wielu przypadkach przywrócenie właściwej dla danego typu rybackiego jeziora (co jest niezwykle ważne, ze względu na możliwość zachowania mezotroficznych siedlisk jezior ramienicowych), wymagać może utrzymania nawet dotychczasowej aktywności gospodarczej (połowów i zarybień, które powinny być realizowane w celu zachowania zasobów ryb w równowadze biologicznej, między innymi poprzez ochronę i wspomaganie rzadkich oraz zagrożonych gatunków ryb, wzmacnianie populacji ryb drapieżnych oraz ograniczanie występowania gatunków ekspansywnych oraz dostosowanie struktury zarybień do typu rybackiego jezior).



Podsumowując można z pewnością stwierdzić, że wieloletnia gospodarka rybacka na takich jeziorach jest ważnym czynnikiem strukturotwórczym i należy „*działalność tę traktować [...], jako odrębny plan lub przedsięwzięcie w rozumieniu dyrektywy siedliskowej*”, a wszelkie jej zmiany muszą być poprzedzone szczegółową „*oceną kwestii, czy działalność ta może być wykonywana i, jeżeli tak, to na jakiej części terenu*”. Ocena taka, w myśl prawa i jego wykładni, powinna być każdorazowo dokonywana indywidualnie dla każdego ekosystemu, a poprzedzać ją powinno „*uprzednie badanie*” przeprowadzone „*zgodnie z najlepszą wiedzą naukową w tej dziedzinie*”, zaś w tej ocenie muszą być uwzględnione wszystkie aspekty planu lub przedsięwzięcia, mogące osobno lub w połączeniu z innymi planami i przedsięwzięciami oddziaływać na przedmiotowe założenia.

Literatura

- Cydzik D., Kudelska D., Soszka H. 1982 – Atlas stanu czystości jezior Polski badanych w latach 1974-1978 – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Cydzik D., Kudelska D., Soszka H. 1992 – Atlas stanu czystości jezior Polski badanych w latach 1984-1988 – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Dziedzic J., Dynowski P. 2009 – Jezioro Woszczelskie. Specjalny obszar Ochrony Siedlisk „Jezioro Woszczelskie (PLH280034) – W: Hołdyński C., Krupa M. (Red.) Obszary Natura 2000 w województwie warmińsko-mazurskim. Wydawnictwo Mantys. Olsztyn: 161-163.
- Ciecierska H. 2008 – Makrofity jako wskaźniki stanu ekologicznego jezior – Wydawnictwo Uniwersytetu Warmińsko-Mazurskiego, Olsztyn, ISBN978-83-7299-539-1.
- Ciecierska H., Boroń A. Cichocka M. 2009 – Jezioro Wukśniki. Specjalny obszar Ochrony Siedlisk „Jezioro Wukśniki (PLH280038) – W: Hołdyński C., Krupa M. (Red.) Obszary Natura 2000 w województwie warmińsko-mazurskim. Wydawnictwo Mantys. Olsztyn: 164-166.
- Falińska K. 2004 – Ekologia roślin – Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ISBN 83-01-14222-7.
- Gąbka M., Owsiany P.M., Burchardt L. 2010 – The influence of co-occurring vegetation and habitat variables on distribution of rare charophyte species *Lychnothamnus barbatus* in lakes of Western Poland – Pol. J. Ecol. 58: 13-25.
- Herbach J. 1998 – Łąki nad Jeziorem Patulskim – przykład problemu aktywnej ochrony szaty roślinnej mokrych łąk – W: J. Herbach, M. Herbichowa (Red.) Szata roślinna Pomorza – zróżnicowanie, dynamika, zagrożenia, ochrona. Przewodnik sesji terenowych 51. Zjazdu PTB 15-19 IX 1998: 193-198.
- Herbichowa M., Herbach J. 1998 – Kompleks torfowisk nakredowych, źródliskowych i mszarnych w Sulęcynie – W: J. Herbach, M. Herbichowa (Red.) Szata roślinna Pomorza – zróżnicowanie, dynamika, zagrożenia, ochrona. Przewodnik sesji terenowych 51. Zjazdu PTB 15-19 IX 1998: 213-216.
- Hołdyński C., Krupa M. (Red.) 2009 – Obszary Natura 2000 w województwie warmińsko-mazurskim – Wydawnictwo Mantys. Olsztyn.

- Lista referencyjna zagrożeń, presji i działań. Dyrekcja Generalna ds. Środowiska, Europejska Agencja Środowiska (EEA), ostatnia aktualizacja: 12.04.2011.
<http://archiwumbip.warszawa.rdos.gov.pl/images/stories/zam/11/11%20-%20z.1.8.pdf>
- Projekt zarządzenia Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 PLH280034 Jezioro Woszczelskie.
http://bip.olsztyn.rdos.gov.pl/files/obwieszczenia/21991/projekt_zarzadzenia_jez_woszczelskie.pdf.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (Dz. U. 2010 nr 34 poz. 186).
- Rudnicki A., Waluga J. Waluś T. 1971 – Rybactwo jeziorowe – PWRiL, Warszawa.
- Szczerbowski J. 1981 – Rybactwo jeziorowe i rzeczne – PWRiL, Warszawa. ISBN 83-09-00313-7.
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880).
- Ustawa z dnia 3 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2008 nr 199 poz. 1227, z późn. zm.).
- Wiśniewska M. M., Chylarecki P. 2009 – Jaki jest cel ochrony obszarowej w ramach sieci Natura 2000? – W: U źródeł Natury. Natura 2000 i inne formy ochrony przyrody. Materiały dla nauczycieli". Łódź
<http://www.natura2000.edu.pl/cel-ochrony-obszarowej-w-ramach-sieci-natura-2000/>
- Wyrok Trybunału (wielka izba) z dnia 7 września 2004 r. – sprawa C-127/02 w postępowaniu: Landelijke Vereniging tot Behoud van de Waddenzee, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van Vogels przeciwko Staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.
- Ustawa z dnia 16 listopada 2012 r. o redukcji niektórych obciążeń administracyjnych w gospodarce (Dz.U. 2012 poz. 1342).
- Założenia do projektu rybackiego zagospodarowania Jeziora Woszczelskiego. 1965. Manuskrypt, IRS.
- Założenia do projektu rybackiego zagospodarowania Jeziora Wukśniki. 1967. Manuskrypt, IRS.
- Zarządzenie Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Olsztynie z dnia 14 sierpnia 2014 r. w sprawie ustanowienia planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Jezioro Wukśniki PLH280038, Dz. U WW-M, poz. 2808.

Kormoran czarny – zarys biologii, występowanie na terenie Polski i wpływ na zrównoważoną gospodarkę rybacką

Piotr Traczuk, Łucjan Chybowski, Dariusz Ulikowski

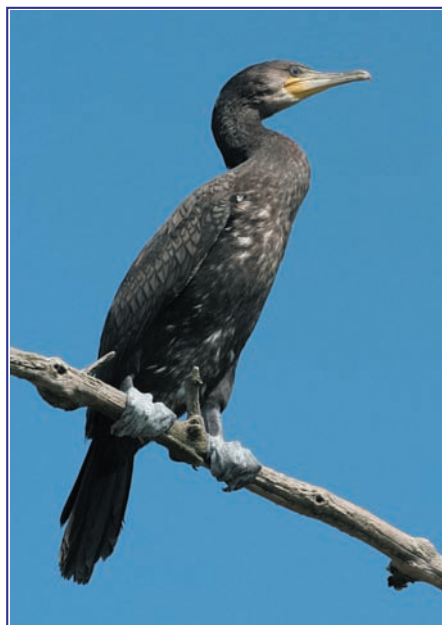
Zakład Rybactwa Jeziorowego, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Kormoran czarny (*Phalacrocorax carbo* (L.)) to odżywiający się rybami, duży ptak związany ze środowiskiem wodno-lądowym. W Polsce cykliczną obecność kormorana czarnego stwierdzono pod koniec XIX wieku. W 1941 roku Tischler podał informacje o kolonii lęgowej kormorana na Wyspie Lipowej na jeziorze Marąg oraz o występowaniu niewielkiej liczby kormoranów w okolicy Jeziora Dobskiego na Mazurach. W 1954 roku Włodzimierz Puchalski (1954) szczegółowo opisał kolonię lęgową zasiedlającą Wysoki Ostrów, jedną z wysp Jeziora Dobskiego, a Mierzwiński (1954) podał informację o kolonii kormoranów na dwóch wyspach na jeziorze Rydzówka. W kolejnych latach pojawiały się doniesienia o koloniach lęgowych kormorana na jeziorach: Czerwica, Wulpińskie, Łuknajno i Gielądzkie.

W połowie XX wieku populacja kormorana czarnego była nieliczna, co mogło być powodem podjęcia decyzji o objęciu kormoranów ochroną prawną i w konsekwencji w 1952 roku kormoran czarny został wpisany na listę gatunków podlegających ścisłej ochronie gatunkowej.

Przez pewien czas liczebność kormoranów była dość stabilna; w 1959 r. stwierdzono obec-



ność około 1800 par kormoranów, w 1973 roku gniazdowało w Polsce 1244 par, a w 1984 roku stwierdzono 2200 par kormoranów lęgowych (Przybysz i in. 1985, Przybysz 1997). Po tym okresie zaczął się gwałtowny wzrost liczebności kormoranów i ich miejsc lęgowych. Podczas inwentaryzacji w 1992 roku stwierdzono w Polsce 8077 par kormorana czarnego (Gromadzka 1986, Przybysz i in. 1997), a w 1995 roku liczebność kormoranów oszacowano na 11000 par (Dobrowolski 1997). Monitoring rozmieszczenia kolonii kormoranów i liczebności par lęgowych przeprowadzony w 2010 roku wykazał 60 kolonii lęgowych, zasiedlanych przez 27000 par kormoranów (Bzoma 2011).

Część opisywanych w poprzednim wieku kolonii lęgowych przetrwała do dziś, niektóre zanikły lub zostały opuszczone, a jednocześnie pojawiły się nowe na terenach dotychczas nie zajmowanych. Nieliczne i nieregularne badania liczebności kormoranów i ich rozsiedlenia w kraju nie wyjaśniły przyczyn zanikania istniejących kolonii, natomiast dostarczyły informacji wskazujących na wyraźny i postępujący wzrost liczby kolonii lęgowych oraz gniazdujących tam ptaków.

Obecnie kormoran czarny nie jest gatunkiem zagrożonym, a wręcz odwrotnie: jest szeroko rozpowszechniony na świecie i tworzy w wielu miejscach liczne populacje lęgowe i nielęgowe. Duża liczebność kormoranów w Europie i Polsce sprawia, że populacja tych ptaków ma istotny wpływ na zrównoważoną gospodarkę rybacką oraz na aspekty ekologiczno-przyrodnicze ekosystemów wodno-lądowych.





Celem opracowania jest próba przedstawienia dowodów naukowych na poparcie postawionej tezy, że populacja tych ptaków może istotnie oddziaływać na rybactwo oraz na różne aspekty ekologiczno-przyrodnicze na terenach przez nie zajmowanych.

Biologia kormorana czarnego

Kormoran czarny (*Phalacrocorax carbo* (L.)) należy do rzędu ptaków pełnopłetwych (Pelecaniformes) i rodziny kormoranów (Phalacrocoracidae). Na terenie Europy spotykane są dwa podgatunki kormorana czarnego: *Phalacrocorax carbo carbo* oraz *Phalacrocorax carbo sinensis*. Teren Polski zasiedla prawie wyłącznie podgatunek *P. sinensis*, natomiast *P. carbo* obserwowany jest nielicznie i nieregularnie, głównie zimą. Kormoran czarny jest ptakiem migrującym, ale bezwzględnie związanym ze środowiskiem wodno-lądowym. Buduje gniazda najczęściej na drzewach, niekiedy na krzewach, a sporadycznie lokuje gniazda bezpośrednio na ziemi. Na terenie Polski kormorany preferują siedliska usytuowane na wyspach (Traczuk 2013), co powoduje, że ptaki mogą polować w bezpośrednim sąsiedztwie kolonii lęgowych lub kolonii noclegowych.

Kormoran czarny do rozrodu przystępuje w 3-4 roku życia. W zależności od warunków pogodowych jaja składane są w marcu lub kwietniu. Liczba jaj w gnieździe waha się w granicach 2-6 szt., a inkubacja jaj trwa 23-24 dni. Wysiadywaniem zajmuje się zarówno



samica, jak i samiec. Pisklęta są nagie i ślepe, wymagają ochrony ze strony rodziców i karmienia przez cały okres lęgowy. Przeciętny sukces lęgowy wynosi 2,2 pisklęcia na jedno gniazdo (Nitecki i Kopcewicz 1997, Przybysz 1997), natomiast obserwacje przeprowadzone w kilku koloniach w latach 2012-2013 wykazały, że sukces lęgowy wynosił od 1 do 5 młodych na jedno gniazdo, przy średniej 3,7 szt. pisklęcia/gniazdo (Krzywosz i Traczuk; dane niepublikowane).

W pełni upierzone młode kormorany potrafią samodzielnie polować, ale czasami są dokarmiane przez rodziców. Na terenie Polski młode kormorany przebywają w gniazdach do połowy czerwca lub początku lipca, a później przez pewien czas bytują w pobliżu kolonii lęgowej.

Kormoran czarny jest ptakiem odżywiającym się wyłącznie rybami, a jego codzienne zapotrzebowanie pokarmowe równoważne jest porcji 390-690 g ryb (Dam 1995, Keller i Visser 1999, Grémillet i in. 2000).

Kormoran czarny poluje we wszystkich typach wód: rzekach, jeziorach, stawach, zbiornikach zaporowych, zalewach słonowodnych oraz wodach morskich. W poszukiwaniu pokarmu potrafi podążać na żerowiska odległe do 20-30 km od kolonii lęgowej lub noclegowiska, a polując może nurkować do głębokości 30 metrów (Bzoma 2011). Schwyte ryby połyka w całości. Podczas wychowywania młodych znacząco wzrasta liczba polowań, co związane jest z dostarczaniem pokarmu dla piskląt. Obserwacje ornitologiczne wskazują na dużą sprawność łowiecką kormoranów i wysoką skuteczność polowań. Jednocześnie potwierdzono, że część ryb, które usiłują upolować kormorany jest przez ptaki kaleczona i potencjalne ofiary uciekają. Zmusza to ptaki do powtórzenia polowania, zwłaszcza podczas trwania sezonu lęgowego.

Doskonałe przystosowanie do polowania w środowisku wodnym (nasiąkające pióra i opływowa sylwetka ptaka) sprzyjają skutecznym polowaniom, a jednocześnie obniżają wydatek energetyczny podczas polowania. Kormorany wykazują także istotną zdolność przystosowawczą, którą można obserwować, gdy kormorany tworzą stada prowadzące zbiorowe polowanie z podziałem na konkretne role (tzw. polowanie socjalne).

Pomimo dość dużych gabarytów, kormorany wykazują się „oszczędnym” metabolizmem, co związane jest ze sprawnością w polowaniach podwodnych oraz wykorzystaniem „energii słonecznej” do osuszenia i ogrzania ciała.

Kormoran przed wylotem na polowanie pozbywa się resztek niestrawionego pokarmu i formuje tzw. „wyplawkę”, która zawiera ości zjedzonych wcześniej ryb. Niekiedy pod wpływem stresu, nieostrożności lub błędów podczas karmienia piskląt, kormoran wykrztusza lub upuszcza przyniesione ryby i leżą one w pobliżu gniazda lub miejsca odpoczynku. Wymienione powyżej resztki ryb stanowią cenne źródło wiedzy przy ocenie odżywiania kormoranów.





Zgromadzone materiały i zastosowane metody badawcze

W latach 2005-2013 przeprowadzono monitoring rozmieszczenia kolonii lęgowych i liczebności gniazdujących kormoranów czarnych. W trakcie wyjazdów w okresie maj-czerwiec prowadzono liczenie gniazd w koloniach lęgowych, a w miarę możliwości zbierano informacje o sukcesie lęgowym.

W 2013 roku przeprowadzono rekonesans wśród gospodarstw stawowych zlokalizowanych w południowo-wschodniej Polsce, podczas którego uzyskano dane o występowaniu kormoranów na omawianym terenie.

Skład diety kormoranów ustalono na podstawie zebranych ryb wykrztuszonych oraz analizy elementów kostnych zawartych w wyplawkach.

Podczas prowadzonych badań zbierano wypluwki z miejsc pobytu kormoranów (kolonie lęgowe, noclegowiska), a próby pozyskiwano jednokrotnie lub wielokrotnie w zależności od możliwości technicznych. Zebrane wypluwki oczyszczano, a następnie analizowano znalezione elementy kostne (najczęściej otolitów, niekiedy kości szczęk). Po rozpoznaniu gatunku ryby, dokonywano pomiarów otolitu i wykorzystując odpowiednie wzory matematyczne, obliczano długość i masę ryby (Martyniak i in. 1997, 2007, Wziętek 2013, Bzoma 2011). W trakcie pobytu w kolonii zbierano także ryby wykrztuszone, które niezwłocznie oznaczono do gatunku i mierzono ich długość ciała (l.c.). Stosując wzory matematyczne opisujące zależność długości ciała do masy ciała, obliczano masę znalezionych ryb (Krzywosz i Traczuk 2009, 2010, 2011).

Przyjmując opisywane w literaturze zapotrzebowanie energetyczne kormorana, obliczono skład diety kormorana czarnego i oszacowano dzienne spożycie ryb przez ptaki obecne w kolonii.

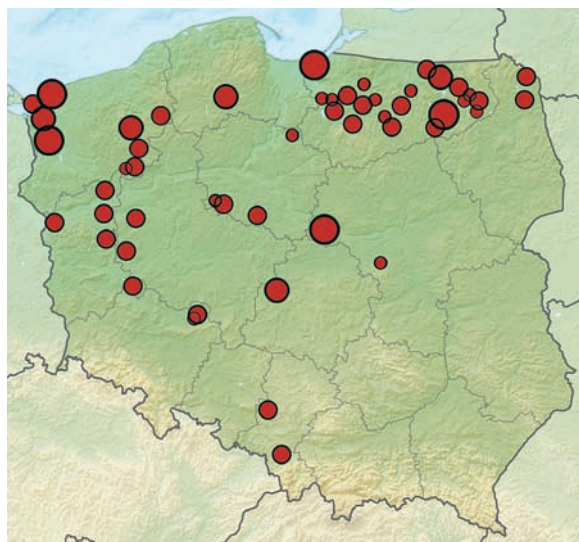
Długotrwałe i cykliczne obserwacje terenowe dostarczały informacji o czasie pobytu kormoranów w konkretnej kolonii, a łącząc poszczególne dane szacowano liczbę i masę ryb zjedzonych przez kormorany.

Wykorzystano informacje dotyczące gospodarki rybackiej (Mickiewicz 2012, Wołos i in. 2013, 2014).

Wyniki

Rozmieszczenie, liczebność i wielkość kolonii

Podczas przeprowadzonego w 2013 roku „monitoringu kolonii lęgowych kormoranów w Polsce” stwierdzono istnienie 55 kolonii lęgowych kormorana czarnego (rys. 1).



Rys. 1. Rozmieszczenie i wielkość kolonii lęgowych kormorana czarnego w Polsce w 2010 r.

Przeprowadzony w 2011 roku „monitoring kolonii lęgowych kormoranów” wykazał w północno-wschodniej Polsce 21 kolonii lęgowych, w których gniazdowało 6446 par kormoranów. Kolejna inwentaryzacja miejsc gniazdowania kormoranów dokonana w 2013 roku dostarczyła podobnych informacji, przy czym w kilku koloniach istotnie zmieniła się liczba gniazdujących ptaków (Bzoma 2013, Krzywosz i Traczuk 2013). (tab. 1)

Tabela 1

Liczebność gniazd kormoranów w poszczególnych koloniach lęgowych

Lp.	Nazwa jeziora	Rok			
		1992	2005	2011	2013
1	Czerwica	170	215	-	-
2	Dobskie	680	567	588	700
3	Druglin	-	-	-	9
4	Gaładuś	146	548	451	385
5	Gawlik	26	50	2	106
6	Gołdopiwo	-	-	176	115
7	Inulec	-	17	-	-
8	Jaśkowskie	-	112	268	184
9	Klebarskie	-	-	123	25
10	Niegocin	86	-	-	-
11	Kurki	-	40	-	-
12	Limajno	-	47	93	132
13	Łasińskie	-	79	62	67
14	Łaśmiady	-	317	413	4
15	Marąg	434	431	485	474
16	Mielno	133	42	-	-
17	Nidzkie	-	-	337	482
18	Omulew	-	-	155	103
19	Pilwąg	-	37	-	-

Lp.	Nazwa jeziora	Rok			
		1992	2005	2011	2013
20	Płaskie	-	-	-	-
21	Rańskie	134	100	249	398
22	Rucewo Wielkie	-	-	95	46
23	Rydzówka	310	646	576	549
24	Sasek Mały	115	100	224	201
25	Sasek Wielki	47	50	104	169
26	Selęt Wielki	-	-	65	36
27	Selmęt Wielki	80	-	-	-
28	Serwy	13	62	172	177
29	Warnoły	-	295	1447	1377
30	Wulpińskie	18	345	361	334
Razem		2392	4100	6446	6073

Dotychczasowe obserwacje wskazują, że kormorany pojawiają się w Polsce jeszcze podczas trwania pokrywy lodowej, co przypada na okres lutego/marca i pozostają na terenie Polski przez cały okres lęgowy, a na przełomie lata/jesieni przemieszczają się w inne rejony.

Informacje uzyskane w 2013 roku ze stawowych gospodarstw rybnych i okręgów Polskiego Związku Wędkarskiego z południowo-wschodniej Polski potwierdzają dwuetapową obecność kormoranów na omawianych terenach. W kilku gospodarstwach stawowych w okolicach miejscowości Kock, Siemień, Jedlanka, Starzawa, stada kormoranów (100-300 szt.) cyklicznie pojawiają się wczesną wiosną i przebywają aż do jesieni. W innych gospodarstwach stawowych, w pobliżu miejscowości Sosnowica, Buda Stalowska oraz w okolicy zbiorników zaporowych Mokrzec i Solina, kormorany pojawiają się wczesną wiosną i na początku kwietnia odlatują. Wraz z ochłodzeniem, około połowy sierpnia / początku września pojawiają się ponownie duże stada kormoranów, które przebywają w pobliżu stawów i zbiorników wodnych aż do października/listopada. W żadnym z opisywanych powyżej gospodarstw nie odnotowano istnienia kolonii lęgowej. Opisywana sytuacja wynika z charakteru migracji kormoranów, które wiosną poszukują terenów lęgowych, natomiast jesienią opuszczają zajmowane dotychczas lęgowskie i migrują w cieplejsze rejony Polski lub Europy.

Aktualna populacja lęgowa liczy w Polsce ponad 52000 dorosłych kormoranów. Pod koniec sezonu lęgowego, na terenie kraju przebywa populacja kormoranów licząca powyżej 100000 szt. ptaków (uwzględniając ptaki dorosłe wraz z pisklętami oraz kormorany niegniazdujące).



Źródło: GIOS/OTOP, Państwowy Monitoring Środowiska, www.monitoringptakow.gios.gov.pl

Rys. 2. Rozmieszczenie i wielkość stad kormoranów obserwowanych w styczniu 2011 roku.

Nieokreślone dotąd przyczyny, a jednocześnie potwierdzone migracje kormoranów z „zimniejszych” części Europy (Skandynawia, północna Rosja), mogły spowodować, że w ostatnich latach na terenie Polski obserwowano coraz liczniejsze grupy zimujących kormoranów. W oparciu o raport Państwowego Monitoringu Środowiska, zawierający dane z Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych, w styczniu 2011 roku w Polsce zimowało ponad 15000 kormoranów (rys. 2).

Pokarm kormorana

W kolonii lęgowej w Kątach Rybackich, w latach 2000-2003, jazgarz stanowił około 60% masy wszystkich zjedzonych ryb (Traczuk 2001, Martyniak i in. 2003, Wziątek 2013). Wśród pozostałych ofiar notowano: babkę byczą, okonia, płoć, sandacza, węgorza. W kolejnych latach wraz z ekspansją ryb z rodziny babkowatych, zmienił się skład ryb-ofiar kormorana, znacząco wzrosła presja na babkę byczą, natomiast zmniejszył się udział jazgarza w diecie kormorana.

Badania prowadzone w kolonii lęgowej usytuowanej na zbiorniku zaporowym we Włocławku (Martyniak i in. 2013) wykazały, że w diecie kormoranów największy udział wagowy przypadał na jazgarza (29,7%) i okonia (24,4%), a kolejnymi gatunkami w hierarchii ofiar były płoć (11,9%) i karaś srebrzysty (10,9%).

W koloniach lęgowych na jeziorach: Dobskie, Warnoły i Marąg zebrane materiały (ryby wykrztuszone oraz wypluwki) wykazały, że w diecie kormoranów największy udział wagowy stanowiły ryby z gatunków: płoć, leszcz, lin, szczupak, okoń (tab. 2).

Pod względem wielkości ofiar kormorana czarnego, zauważalna jest preferencja ryb o niewielkich rozmiarach, ale zakres wielkości ofiar jest bardzo zróżnicowany (Krzywosz i Traczuk 2009, 2012, 2014), (tab. 3).

Tabela 2

Skład diety (udział wagowy wyrażony w %) kormoranów w trzech koloniach lęgowych z terenu północno-wschodniej Polski

Gatunek	Kolonia			Średnio
	Dobskie	Warnoły	Marąg	
płóć	50,28	28,23	20,54	33,02
lin	13,16	9,85	23,86	15,62
leszcz	6,29	27,10	6,07	13,15
szczupak	11,51	8,64	13,17	11,11
okoń	8,70	9,99	12,31	10,33
ukleja	2,96	8,77	5,24	5,65
sandacz	0,36	3,99	4,84	3,06
krąp	2,39	0,69	2,49	1,86
karp	0,84	0,00	4,51	1,78
karaś	1,23	0,11	3,78	1,71
wzdreğa	0,84	1,08	1,58	1,17
węgorz	0,17	0,87	1,09	0,71
jazgarz	0,60	0,45	0,14	0,40
miętus	0,56	0,00	0,21	0,26
inne	0,11	0,23	0,17	0,17
Razem	100,00	100,00	100,00	100,00

Tabela 3

Liczebność, długość i masa ciała głównych ofiar kormoranów w zebranej próbie (19759 szt.)

Gatunek	Liczba (szt.)	min.		średnia		maks.	
		cm (l.c.)	g	cm (l.c.)	g	cm (l.c.)	g
płóć	6703	4,4	1,14	12,2	39,88	26,2	369,40
okoń	4622	4,8	1,68	9,5	17,18	26,5	354,49
ukleja	4557	5,0	1,32	9,9	11,41	13,7	30,12
leszcz	1768	5,2	1,43	16,7	88,67	29,3	493,69
jazgarz	513	2,3	0,30	7,1	7,20	16,5	66,97
krąp	448	5,5	3,35	10,7	24,26	19,6	114,64
lin	412	6,0	4,68	20,3	240,02	29,5	662,44
szczupak	304	9,8	14,87	26,3	258,53	44,3	956,39
karaś	153	5,6	5,91	10,7	41,96	23,1	287,05
sandacz	76	16,9	69,02	27,3	324,60	42,5	1097,75
wzdreğa	63	8,3	11,86	16,7	139,14	24,6	387,93
karp	41	10,7	26,07	16,6	136,15	23,5	391,61
węgorz	30	23,7	20,94	46,0	197,16	71,2	647,96
inne	69						

Wielkość spożycia ryb

Drapieżnicza presja kormorana czarnego wywiera znaczny wpływ na rybostan. Licząca kilkaset par kolonia kormoranów w trakcie sezonu zjada duże ilości ryb:

- Zbiornik zaporowy we Włocławku, kolonia licząca ponad 2000 par kormoranów (2010 r.) – roczny odłów ryb przez kormorany to około 370 ton.
- Kąty Rybackie nad Zalewem Wiślanym, kolonia licząca 8000 par kormoranów (2000 r.) – roczny odłów ryb przez kormorany to ponad 1500 ton.
- Kolonie jeziorowe w północno-wschodniej Polsce – zasiedlane przez ponad 6000 par kormoranów (2010-2013 r.), wraz z pisklętami i ptakami niełęgowymi – roczny odłów ryb przez kormorany to około 2000 ton ryb.

Szacunkowy coroczny odłów ryb przez kormorany przebywające na terenie Polski (przyjmując dotychczasową liczebność około 26000 par + pisklęta + ptaki niełęgowe) przekracza 10000 ton ryb.

Podsumowanie

- Prawdopodobnie ochrona prawna kormorana oraz redukcja stosowania niektórych pestycydów (pestycydy wpływały na obniżenie sukcesu lęgowego – Stępniewicz 1977), a także wysoka adaptacja kormorana do zmian zachodzących w środowisku wodnym (sukcesja zbiorników wodnych, zmiana sposobu gospodarowania rybackiego), mogły sprzyjać gwałtownemu wzrostowi liczebności kormorana czarnego w Polsce i całej Europie.
- Kormorany zimują na terenach, które pomimo panujących niskich temperatur otoczenia mogą zapewnić im pokarm. Takie warunki spełniają niektóre odcinki rzek, zbiorniki zaporowe, fragmenty zbiorników poniżej elektrowni (zarówno konwencjonalnych, jak i wodnych) oraz strefa przymorska/morska, gdzie zasolenie wód długotrwale lub skutecznie ogranicza powstawanie pokrywy lodowej.
- W opisywanych gospodarstwach stawowych, zbiornikach zaporowych i rzekach potwierdzano żerowanie kormoranów w różnych okresach roku, pomimo braku kolonii lęgowych w sąsiedztwie tych zbiorników.
- Łączna masa zjadanych przez kormorany ryb znacznie przekracza wielkość połowów gospodarczych.
- W zależności od usytuowania kolonii lęgowej, skład diety kormorana czarnego jest znacznie zróżnicowany w poszczególnych koloniach.

- Znaczący udział ryb drapieżnych w diecie kormorana skutkuje wyławianiem znacznej ilości cennych dla ekosystemu drapieżników (np. szczupaka, którego średni udział wyniósł około 11% w ujęciu wagowym).
- Ofiarami kormorana czarnego padają głównie ryby niewielkich rozmiarów, co powoduje, że znaczna ich część to osobniki młodociane, które nie przystępowały jeszcze do rozrodu.
- Znaczna część zjadanych ryb to osobniki, które nie osiągnęły wymiarów gospodarczych (pozwalających na eksploatację rybacką i/lub wędkarską).
- Długotrwały pobyt w koloniach lęgowych oraz znaczna liczba polujących ptaków może powodować niekorzystne oddziaływanie na strukturę ichtiofauny, skuteczność gospodarowania rybackiego, a także na stan środowiska wodno-lądowego.
- Objęcie kormorana czarnego ścisłą ochroną gatunkową (1952 r.), powiązane było z niewielką wówczas populacją kormorana w Polsce. Obecnie kormoran jest bardzo liczny i nie jest zagrożony, a ciągle obowiązujący status ochronny utrudnia podejmowanie działań ograniczających konflikt kormoran – rybactwo/wędkarstwo.
- Brak jest rozwiązań prawnych i działań, które pozwoliłyby zrekompensować drapieżniczą presję kormorana na ichtiofaunę wód śródlądowych, przybrzeżnych oraz gospodarkę stawową.

Literatura

- Bzoma Sz. 2011 – Program ochrony kormorana *Phalacrocorax carbo* w Polsce. Strategia zarządzania populacją kormorana w Polsce – Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa: 120.
- Bzoma S., Krzywosz T., Betleja J., Orłowska B., Antczak J., Traczk P., Witkowski J. 2013 – Status of the breeding population of Great Cormorants in Poland in 2012. – In: Bregnballe T., Lynch J., Parz-Gollner R., Marion L., Volponi S., Paquet J-Y., van Eerden M.R. (Eds.) 2013. National reports from the 2012 breeding census of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in parts of the Western Palearctic. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 22: 79-81.
- Dobrowolski K.A., Dejtrowski R. 1997 – Conflict between fisherman and cormorants *Phalacrocorax carbo* in Poland – Ekol. pol., Vol. XLV, No. 1.
- Dam A.D., Buijse W., Dekker M.R., Eerden J.G.P., Breteler K., Velddkamp R. 1995 – Cormorant and commercial fisheries – Raport IKC 19, Wageningen.
- Grémillet D., Stoeck S., Peters G. 2000 – Determining food requirements in marine top predators: a comparison of three independent techniques in great Cormorants, *Phalacrocorax carbo carbo* – Can. J. Zool. 78, 9: 1567-1579.

- Gromadzka J. 1986 – General report on Cormorants breeding in Poland – In: Cormorants in northern Europe. Proc. Meeting at Falsterbo, Sweden. National Environ. Protection Board Report 3211, Solna, 33-37.
- Keller T.M., Visser G.H. 1999 – Daily energy expenditure of great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* wintering at Lake Chiemsee, southern Germany – *Ardea*, 87, 1: 61-69.
- Krzywosz T., Tracuk P. 2009 – Skład diety kolonii kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo sinensis* (L.) na Jeziorze Dobskim – *Komun. Ryb.* 2: 15-19.
- Krzywosz T., Tracuk P. 2010 – Wpływ kormorana czarnego na jeziora w rejonie Mazur – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2009 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 133-142.
- Krzywosz T., Tracuk P. 2011 – Dla kogo hodujemy materiał zarybieniowy? – W: Nowe gatunki w akwakulturze – rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska, Wyd. IRS, Olsztyn: 325-333.
- Krzywosz T., Tracuk P. 2013 – Populacja lęgowa kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo* w Polsce w 2013 r. – *Komun. Ryb.* 4: 25-27.
- Martyniak A., Mellin M., Stachowiak P., Wittke A. 1997 – Food composition of cormorants *Phalacrocorax carbo* in two colonies in Nord-East Poland – *Ekol. pol.* 45, 1: 245.
- Martyniak A., Wziątek B., Szymańska U., Hliwa P., Terlecki J. 2003 – Diet composition of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at Kąty Rybackie, NE Poland, as assessed by pellets and regurgitated prey (1996 and 1997) – *Vogelwelt*, 123: 217-226.
- Martyniak A., Wziątek B., Hliwa P. 2007 – Ocena presji kormorana czarnego na ichtiofaunę Zbiornika Włocławskiego – maszynopis: 14.
- Mickiewicz M. 2012 – Porównanie średnich cen ryb towarowych i materiału zarybieniowego stosowanych przez podmioty prowadzące gospodarkę rybacką w obwodach rybackich w 2009 i 2011 roku – *Komun. Ryb.* 1: 2-6.
- Mierzwiński W. 1954 – Ciąg dzikich gęsi na Mazurach – *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 10, 3-4:75-76.
- Nitecki Cz., Kopcewicz P. 1997 – Ocena podstawowych parametrów sukcesu lęgowego kormoranów – W: Ocena presji kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo sinensis* na ichtiofaunę Zalewu Wiślanego, (Red.) L. Stempniewicz – Raport nr 3.
- Przybysz A., Przybysz J., Przybysz K. 1985 – Kormoran (*Phalacrocorax carbo* L.) w Polsce w latach 1980 i 1981 – *Przegl. Zool.* 29: 199-213.
- Przybysz J. 1997 – Kormoran – Wyd. Lubelskiego Klubu Przyrodników, Świebodzin: 108.
- Puchalski F. 1954 – Wyspa kormoranów – Nasza Księgarnia, Warszawa.
- Stempniewicz L. 1997 – Miejsce i rola kormorana w strukturze troficznej ekosystemu Zalewu Wiślanego – Raport nr 3, Gdańsk.
- Tischler F. 1941 – Die Vögel Ostpreussens u. seiner Nachbargebiete – Königsberg-Berlin.
- Tracuk P. 2001 – Odżywianie się kormorana czarnego (*Phalacrocorax carbo sinensis* L.) w kolonii lęgowej w Kątach Rybackich – Praca magisterska, UWM Olsztyn.
- Tracuk P. 2013 – Charakterystyka kolonii lęgowych kormorana czarnego w północno-wschodniej Polsce – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 r. (Red.) M. Mickiewicz, Wyd. IRS, Olsztyn: 81-92.
- Wołos A., Draszkiewicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2014 – Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2013 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku (Red.) M. Mickiewicz i A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 9-21.

- Wołos A., Mickiewicz M., Czerwiński T. 2013 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2013 roku – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku (Red.) M. Mickiewicz i A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 39-49.
- Wziętek B. 2013 – Udział w pokarmie kormorana (*Phalacrocorax carbo sinensis* (L.)) zagrożonych i cennych gospodarczo gatunków ryb w różnych typach żerowisk na obszarze Polski północnej, centralnej i wschodniej – Wyd. UWM, Olsztyn.

Zagrożenia ichtiofauny przy realizacji inwestycji wodnych i sposoby minimalizowania ich skutków

*Wiesław Wiśniewolski, Irena Borzęcka, Paweł Prus,
Mikołaj Adamczyk, Janusz Ligięza*

Zakład Rybactwa Rzecznego, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wprowadzenie

Każda inwestycja realizowana w środowisku wodnym – rzekach, jeziorach, zbiornikach zaporowych wiąże się z oddziaływaniem na zasiedlające je zespoły flory i fauny. Przegradzanie rzeki zaporą, zabudowa niskimi stopniami, regulacja jej koryta, prace przy umacnianiu brzegów, konserwacja już wykonanych urządzeń wodnych służących zabezpieczeniu koryta oraz zlokalizowanej na brzegu infrastruktury, budowa mostów, ujęć poboru wody, przystani lub pomostów – wszystkie te działania wpływają wielokierunkowo i w różnym zakresie na ichtiofaunę. Jest to zależne od rodzaju inwestycji, zajmowanego nią obszaru, skali ingerowania w koryto rzeki czy misę zbiornika wodnego, a także okresu jej realizacji. Przy każdym z wymienionych wyżej rodzajów inwestycji konieczne jest wykonywanie prac bezpośrednio w wodzie, z następstwem w najlepszym razie przejściowego, a najczęściej trwałego przekształcenia ekosystemu i zmian w biocenozach (ichtiocenozach) wód. Stąd sposób realizacji inwestycji i związany z tym zakres ingerencji w środowisko oraz pora wykonywania prac posiadają decydujące znaczenie dla możliwości minimalizowania niekorzystnych oddziaływań i ich skutków.

Jednym z elementów postępującej urbanizacji i uprzemysłowienia jest rosnąca antropopresja na ekosystemy przyrodnicze, w tym wody powierzchniowe. Dlatego tak ważne jest przedstawienie specyficznych potrzeb środowiskowych ryb, w szczególności związanych z rozrodem, żerowaniem, migracjami oraz siedliskiem. Znajomość niezbędnych wymagań i preferencji poszczególnych gatunków tworzących ichtiofaunę, umożliwia zdefiniowanie newralgicznych okresów szczególnej wrażliwości ryb należących do

różnorodnych gildii ekologicznych na oddziaływanie prac wykonywanych w środowisku wodnym. Wiedza ta stanowić powinna podstawę podejmowanych skutecznych środków minimalizacji negatywnego oddziaływania, czego pierwszym warunkiem jest ograniczenie/przerwanie wykonywania prac w okresach szczególnej wrażliwości zasiedlającego ekosystemu wodny zespołu ryb.

Przewidywany zakres negatywnego oddziaływania inwestycji na ichtiofaunę

Realizacja różnorodnych inwestycji ingerujących w ekosystem wodny prowadzi do zmiany warunków środowiskowych bytowania ryb. Towarzyszy temu zwykle zakłócenie warunków migracji tych zwierząt, a nierzadko również całkowite zamknięcie korytarza migracyjnego. Ograniczenie dostępu do siedlisk, w których realizowane są kolejne fazy cyklu życiowego gatunków oraz pogorszenie jakości środowiska prowadzą do zmniejszenia liczebności ich populacji, a w przypadku odcięcia tarlisk do ich wyginięcia (Bauch 1958, Nolte 1968, König 1969, Wiśniewolski 1987, Backiel 1993, Wiśniewolski i Engel 2006).

Wszelkie prace realizowane w środowisku wodnym rzek i jezior oddziałują szczególnie silnie i bezpośrednio zwłaszcza na migracje i rozród ryb (Wiśniewolski i Engel 2006, Bartel i in. 2007), jednak w perspektywie długofalowej nie mniej groźne stają się trwałe przekształcenie zróżnicowania morfologicznego koryta rzecznego, prowadzące do monotonii siedliskowej i spadku różnorodności oraz obfitości pogłowia ryb (Bless 1978, Wiśniewolski i Gierej 2011). W odniesieniu do zbiorników wodnych (jezior) podobne skutki niesie przekształcenie strefy litoralowej (Zakęś 2000). Szczególnie groźne jest przy tym usuwanie strefy szuwarów, zaś dla tworzącej podwodne „łąki” roślinności zanurzonej, będącej miejscem tarła i wychowu potomstwa wielu gatunków zabójczy stają się długotrwały spadek przezroczystości wody. W konsekwencji ustępują cenne, związane z litoralem gatunki takie jak lin, karaś, szczupak. Ich miejsce zajmują natomiast leszcz, krąp i płoć – gatunki ryb karpiowatych charakteryzujące się dużą plastycznością i odpornością na niekorzystne zmiany w środowisku (Czerwiński i Wołos 2003, 2005, 2006).

Sygnalizowane powyżej negatywne wpływy i wywoływane nimi zmiany w środowisku wodnym oraz zasiedlających je zespołach ryb, powodowane są różnymi rodzajami działań ingerujących w ekosystemy. Rozpatrując je uwzględnić należy zarówno wpływ bezpośredni, jak i pośredni prowadzonej działalności.

Wpływ bezpośredni

Jako najważniejsze oddziaływanie w tej kategorii wpływu, uznać należy bezpośrednie niszczenie siedlisk i fizyczne uszkodzenia ryb następujące w miejscu wykonywania

prac w wodzie, a także składowania urobku ziemnego. Często jest bowiem praktyka wykorzystywania go do zasypywania środowisk przyrzecznych/przyjeziornych, takich jak starorzecza, oczka wodne, boczne odnogi. Prace te będące zazwyczaj elementem prac regulacyjnych i utrzymaniowych w oczywisty sposób burzą naturalny układ w rzece. Powodują zniszczenie tarlisk, kryjówek oraz żerowisk ryb w miejscu ich wykonywania (Klausewitz i in. 1973). Usunięcie z potoku dużych głazów i kamieni prowadzi do drastycznego spadku liczebności pstrąga potokowego, który traci swoje kryjówki (Rudek 1974). Do tego samego prowadzi likwidacja podwodnej roślinności, a także nadbrzeżnych zadrzewień. Niszczono są w ten sposób nie tylko siedliska ryb i fauny bezkręgowej, lecz również naturalna ochrona brzegów koryta rzecznego przed erozją (Lohmeyer i Krause 1975). Spada liczebność takich drobnych gatunków jak głowacz białopłetwy, śliz i strzebla potokowa, lecz również odbija się to na pogłowiu ryb użytkowych. Nadmierne wydobywanie żwiru z koryta Dunaju doprowadziło do zniszczenia wielu tarlisk gatunków reofilnych i w następstwie wywołało spadek liczebności brzozy i świnki (Reichenbach-Klinke 1968).

Różna jest wrażliwość poszczególnych stadiów rozwojowych (wielkościowych) oraz poszczególnych gatunków na te oddziaływania. W najwyższym stopniu zagrożone są pod tym względem stadia młodociane (ikra, wylęg, narybek). W odniesieniu do nich przyjąć należy, że 100% populacji w miejscu prowadzenia prac (bagrowanie, refulacja) zagrożona jest zniszczeniem. Ryby starsze są pod tym względem mniej narażone, z wyjątkiem sytuacji, gdy niszczone jest całe siedlisko (np. całkowita przebudowa koryta rzeki, zasypianie odnogi, starorzecza). Jednakże ze względu na charakterystyczne zachowania ryb, przejawiające się szukaniem w chwili zagrożenia schronienia w kryjówekach przybrzeżnych oraz wśród podwodnej roślinności, również one mogą być w wysokim stopniu zagrożone – szczególnie odnosi się to do prac prowadzonych w małych rzekach. W dużych rzekach i zbiornikach znaczna część dorosłych osobników zasiedlających strefę otwartej wody (nurt rzeczny, płoślo jeziorne) jest jednak w stanie uciec z rejonu, gdzie wystąpiło zagrożenie ich życia. Należy jednak liczyć się z tym, że ofiarą prac mogą stać się ryby obce napływające z innych rejonów rzeki, w tym podejmujące wędrówki rozrodcze gatunki dwuśrodowiskowe, a zwłaszcza spływające do morza potomstwo łososia i troci (smolty).

Wpływ pośredni

Oddziaływaniem groźniejszym w skali wieloletniej bywa oddziaływanie pośrednie. Pojawia się ono w trakcie realizacji inwestycji, nierzadko oddziałując jeszcze wiele lat po ich zakończeniu. Takim oddziaływaniem, najpierw bezpośrednim, a potem pośrednim jest pojawienie się przeszkody na szlaku migracji ryb (np. stopień, próg, zaporą). Wpływa

ona na zakłócenie lub przerwanie ciągłości ekologicznej cieków, prowadząc w konsekwencji do redukcji liczebności populacji migrującej, a nawet jej wyginięcia (Błachuta i in. 2010). Dla łososia, troci i certy z Wisły decydujące znaczenie miało wybudowanie zapory we Włocławku. Przerwano wówczas wędrówkę tych gatunków ryb na ich podkarpackie tarliska, w górnym dorzeczu rzeki. W całym systemie Wisły ich połowy dramatycznie spadły (Wiśniewolski 1992, Wiśniewolski i Engel 2006, Bartel i in. 2007).

Konsekwencją prac prowadzonych w wodzie (wykonywanie budowli hydrotechnicznych, regulacja koryt rzecznych i ich utrzymanie, pobór kruszywa i in.) jest pojawienie się zmętnienia, zawiesiny. Występuje ona w miejscu przemieszczania materiału ziemnego budującego dno oraz strefę brzegową rzek i zbiorników wodnych. W wodach stojących zwykle rozchodzi się ona równomiernie na dość ograniczonym obszarze. W rzekach zasięg jej oddziaływania jest znacznie szerszy, bowiem przenoszona może być z miejsca prowadzonych prac wiele kilometrów w dół rzeki. Zmętnienie pojawiać się może także w następstwie prowadzenia prac poza korytem rzeki, do którego spływa woda zanieczyszczona zawiesiną.

Szczególnie groźna jest zawiesina podrywana podczas prac prowadzonych w okresie składania ikry, ponieważ osiadając na złożonych ziarnach ikry powoduje jej bardzo wysoką śmiertelność (Shapovalov 1937, Shapovalov i Berrian 1940, Campbell 1954). Zwiększająca się i utrzymująca przez dłuższy czas wysoka koncentracja zawiesiny w wodzie (zmętnienie), może mieć wpływ na zdrowotność ryb, a także powodować ich zwiększoną śmiertelność (Griffin 1938, Herbert i Merckens 1961). Przejściowo występująca zawiesina bywa nieszkodliwa dla ryb nawet w ilościach powyżej paru tysięcy mg/l, ale lokalnie ogranicza ich żerowanie oraz zasoby pokarmowe (Liepolt 1961), zaś w okresie tarła powoduje obumieranie złożonej ikry. Podczas osiadania pokrywa roślinność podwodną, zalepia porowate struktury dna, powodując obumieranie organizmów bezkręgowych. Przyczynia się tym samym do zmniejszenia bazy pokarmowej ryb. Długotrwale występująca zawiesina przyczynia się natomiast do obniżenia stanu pogłowia ryb i pogorszenia warunków gospodarki rybackiej (Herbert i Richards 1963).

Wydobywanie piasku w rejonie zimowania ryb powoduje ich niepokojenie, może nawet doprowadzić do opuszczenia przez nie zimowisk, co również przyczynia się do ich zwiększonej śmiertelności. W specyficznych warunkach atmosferycznych przy wysokiej temperaturze wody i niskiej zawartości rozpuszczonego w niej tlenu, wydobywanie kruszywa, czy też prowadzenie refulacji w miejscach z nagromadzonymi warstwami organicznych osadów dennych, może doprowadzić do gwałtownego wyczerpywania tlenu w wodzie i powstawania przyduszy. W efekcie następuje śnięcie ryb, które w szczególnie niekorzystnych warunkach przybierać może masowy charakter – tak jak miało to miejsce w 1986 roku w Zbiorniku Włocławskim (Wiśniewolski 2000). Działania te przyczyniają się

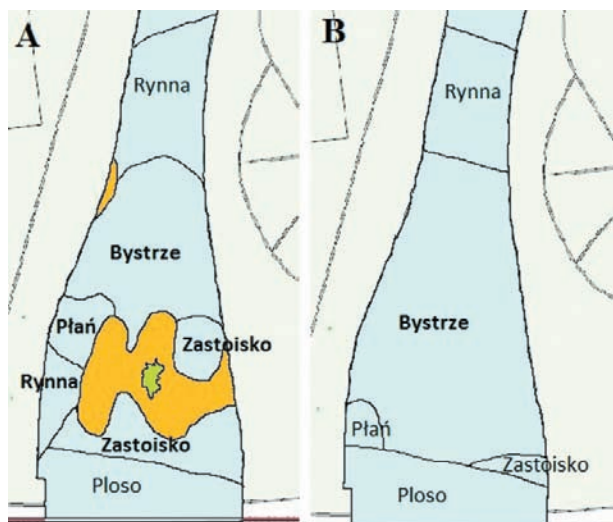
do zubażania różnorodności siedliskowej, niezbędnej do zachowania gatunkowego bogactwa i obfitości zespołu ryb.

Zmętnienie wody jest zjawiskiem naturalnym, cyklicznie obserwowanym w rzekach po przejściu większych opadów. Jeśli występuje krótkotrwale, nawet przy większych koncentracjach nie stanowi śmiertelnego zagrożenia dla ichtiofauny, choć także w normalnych warunkach może być przyczyną zwiększonej śmiertelności najmłodszych stadiów rozwojowych (ikra, wylęg). Zawiesina staje się groźna, gdy jej wysoka koncentracja utrzymuje się przez dłuższy okres. Przyjmuje się, że dla ichtiofauny niebezpieczna staje się długotrwale utrzymująca się zawiesina o koncentracji powyżej 80 mg/l.

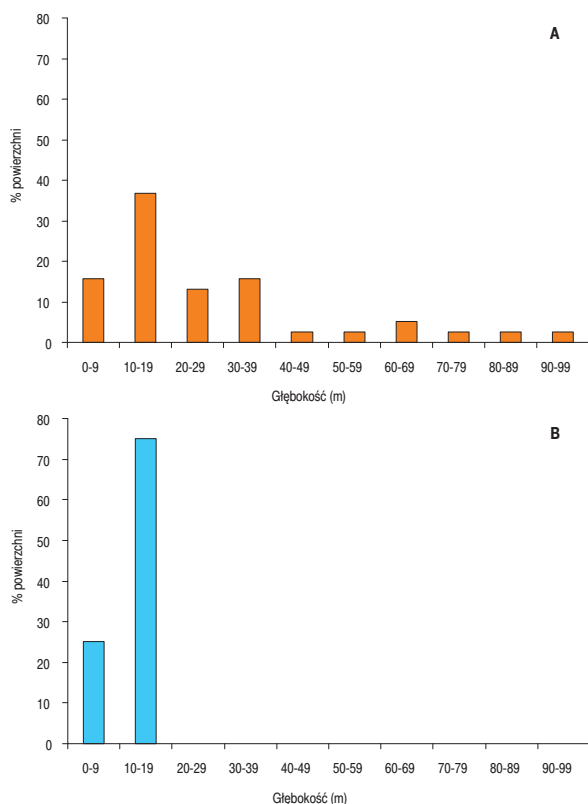
Przykładem negatywnego wpływu prac utrzymaniowych na dostępność siedlisk ryb oraz skład ichtiofauny może być usunięcie niewielkiej, żwirowej wyspy na Wiśloku (fot. 1). Omawiany odcinek rzeki położony jest bezpośrednio poniżej jazu zbiornika w Rzeszowie, w terenie zurbanizowanym, toteż jest poddany bardzo silnej antropopresji. Mimo to wokół wyspy wytworzyły się różnorodne siedliska: zastoiska, bystrze, płań i rynna (rys. 1A), o zróżnicowanym zakresie głębokości: od kilku do ponad 90 cm (rys. 2A). W siedliskach tych podczas prac badawczych 3 września 2013 r. rejestrowano zmienne prędkości wody – od zupełnego braku przepływu w zastoiskach do kilkudziesięciu cm s^{-1} w rynnach. Występowało tam również znaczne zróżnicowanie substratu dennego – od



Fot. 1. Odcinek Wiśloka poniżej jazu w Rzeszowie przed wykonaniem prac utrzymaniowych (03. 09. 2013 r.) (fot. M. Adamczyk).



Rys. 1. Rozmieszczenie siedlisk w korycie Wisłoka wokół wyspy 03.09.2013 r. (A) i po jej likwidacji 23.10.2013 r. (B). Siedliska, które uległy przekształceniu



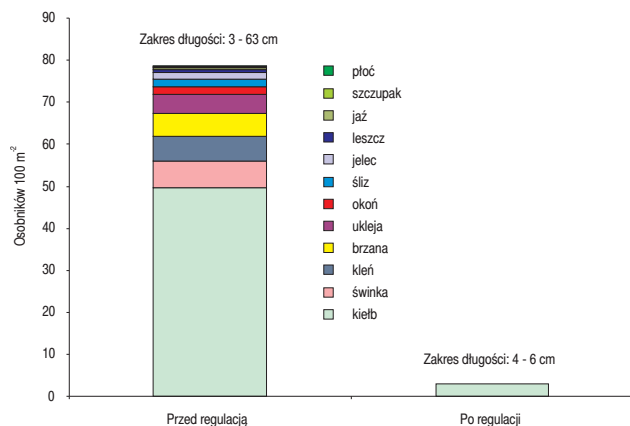
Rys. 2. Rozkład głębokości w siedliskach wokół wyspy przed jej likwidacją (A) oraz w siedlisku powstałym po likwidacji wyspy (B).

mu, przez piasek do żwiru i większych kamieni. Niwelacja wyspy, przeprowadzona w końcu września 2013 r. spowodowała istotne zubożenie zróżnicowania hydro-morfologicznego tego fragmentu rzeki (fot. 2). W miejscu kilku siedlisk powstało jedno bystrze (rys. 1B), o głębokości nie przekraczającej 20 cm (rys. 2B), wyrównanej prędkości wody i jednorodnym, żwirowym substracie dennym. Kartowanie tego siedliska przeprowadzono dnia 23 października 2013 r. Należy podkreślić, że badania rozmieszczenia siedlisk w Wisłoku w obu terminach prowadzono przy bardzo niskim przepływie – około $2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a więc w zbliżonych warunkach hydrologicznych. Porównanie wyniku elektropotłów w wyróżnionym fragmencie rzeki przed usunięciem wyspy i po wykonaniu prac utrzymaniowych jednoznacznie wykazało negatywny wpływ tych prac na zróżnicowanie i liczebność ichtiofauny. We wrześniu zagęszczenie ryb na 100 m^2 sięgało blisko 80 osobników, podczas gdy w październiku na tym samym obszarze stwierdzono zaledwie 3 osobniki (rys. 3). Skład gatunkowy również uległ drastycznemu zubożeniu. Wokół wyspy występowało 12 gatunków ryb. Domi-



Fot. 2. Odcinek Wisłoka poniżej jazu w Rzeszowie po usunięciu wyspy w ramach prac utrzymaniowych (23. 10. 2013 r.) (fot. M. Adamczyk).

nowań kiełb, licznie występowały: świnka, kleń, brzana i ukleja, notowano również: okonia, śliza, jelca, leszcza, jazia, szczupaka i płoć. Zakres długości (lt) ryb złowionych na omawianym stanowisku wynosił od 3 do 63 cm. Po przeprowadzeniu prac hydrotechnicznych w korycie rzeki na analogicznym obszarze stwierdzono jedynie występowanie kiełbia, w zakresie długości 4-6 cm (rys. 3).



Rys. 3. Zagęszczenie i skład ichtiofauny w siedliskach wokół wyspy przed jej likwidacją i po przeprowadzeniu prac utrzymaniowych. Podano zakres długości całkowitej (lt) ryb.

Przykład ten jednoznacznie potwierdza negatywny wpływ zubożenia siedlisk w korycie rzeki na ichtiofaunę. Przekształcenie nawet niewielkiego fragmentu rzeki może prowadzić do znacznego pogorszenia warunków bytowania ryb i w konsekwencji do ograniczenia występowania

na przekształconym obszarze szeregu gatunków. Należy dodatkowo podkreślić, że przekształcony odcinek rzeki znajduje się bezpośrednio poniżej wejścia do przepławki przy jazie w Rzeszowie. Rozkład głębokości, nie przekraczających na całej szerokości koryta 20 cm, może istotnie utrudniać większym rybom dotarcie do przepławki, szczególnie przy niskich stanach wód. Przekłada się to na ograniczenie możliwości migracji gatunków ryb występujących w Wiśloku. Potwierdza to fakt, że prowadzenie prac utrzymaniowych, które zgodnie z przepisami nie wymagają sporządzania oceny oddziaływania na środowisko, może mieć istotny negatywny wpływ na zasiedlające rzeki zespoły ryb.

Ingerencje w ekosystemy wodne stanowią wysokie zagrożenie dla bytującej w nich ichtiofauny. Ważne są zwłaszcza dwa etapy cyklu życiowego poszczególnych gatunków ryb, które trzeba mieć na uwadze przy podejmowaniu działań w środowisku wodnym, są to – wędrówki rozrodcze w poszukiwaniu właściwych dla poszczególnych gatunków miejsc tarłowych oraz sama faza tarła i wychowu potomstwa w pierwszym okresie życia.

Obszary oddziaływania

Migracje ryb

Ryby, tak jak inne żywe organizmy wymagają w różnych fazach swojego życia różnych, ściśle określonych warunków środowiskowych, odpowiednich do złożenia ikry, wylęgu i wzrostu czy przetrwania trudnego okresu zimowego. Aby dotrzeć do właściwych dla danego gatunku siedlisk, ryby bytujące w wodach śródlądowych stale przemieszczają się na krótszym lub dłuższym dystansie w obrębie jednego akwenu, np. w rodzimej rzece, lub poza nim, np. rzeka-jezioro, rzeka-morze. Możliwość swobodnego dostępu do odpowiednich w danej fazie cyklu życiowego ekosystemów, zwłaszcza związanych z rozrodem jest dla wszystkich gatunków ryb warunkiem ciągłego rozwoju populacji. Jednak dla kilku bytujących w naszych wodach gatunków ryb i minogów konieczność podejmowania wędrówek tarłowych jest wpisana w ich behawioryzm i stanowi podstawę istnienia całego gatunku. Dotyczy to ryb dwuśrodowiskowych, które część swojego życia spędzają w wodach słodkich, część zaś – w wodach słonych, muszą więc przynajmniej dwukrotnie w ciągu swojego życia zmienić środowisko. Podejmują związane z okresem rozrodczym tzw. **wędrówki diadromiczne** (dwuśrodowiskowe), które dzielimy na anadromiczne (wstępujące) i katadromiczne (zstępujące).

Migracje rozrodcze gatunków generatywnie słodkowodnych, a troficznie słonowodnych nazywane są wędrówkami anadromicznymi. Wiele gatunków podejmujących wędrówkę rozrodczą gromadzi się w stada tworząc tzw. ciągi tarłowe. Kierowane instynktem powrotu do miejsca urodzenia (home-instinct) opuszczają środowisko mor-

skie, wstępują do rzek i płyną wiele kilometrów do właściwych danemu gatunkowi miejsc tarliskowych w rodzimych rzekach. W Polsce przykładem dużej rzeki, która w wielu swoich fragmentach zachowała naturalny charakter i na długości prawie 1000 km nadal stwarza dogodne warunki dla zamieszkujących ją roślin i zwierząt jest Wisła. Prowadzi też nią główny szlak wędrówek ryb anadromicznych występujących w Polsce, należących do takich rodzin jak: jesiotrowate – jesiotr bałtycki *Acipenser oxyrhynchus oxyrhynchus* (Mitchil, 1815), łososiowate – łosoś atlantycki *Salmo salar* (Linnaeus, 1758), troć wędrowna *Salmo trutta trutta* m. *trutta* (Linnaeus, 1758), forma wędrowna siei *Coregonus lavaretus lavaretus* (Linnaeus, 1758), karpiozłoty – wędrowna forma certy *Vimba vimba* (Linnaeus, 1758), śledziowate – alosa *Alosa alosa* (Linnaeus, 1758), parposz *Alosa fallax* (Lacepède, 1803), a także należąca do rodziny stynkowatych – stynka *Osmerus eperlanus* (Linnaeus, 1758) oraz przedstawiciele rodziny minogowatych – minóg morski *Petromyzon marinus* (Linnaeus, 1758) i minóg rzeczny *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus, 1758).

Przedstawicielem ryb dwuśrodowiskowych bytujących w wodach śródlądowych Polski jest także **węgorz** *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). W odróżnieniu od wymienionych wyżej ryb anadromicznych jest gatunkiem generatywnie morskim, zaś troficznie słodkowodnym, odbywającym tzw. **wędrówki katadromiczne**: z żerowisk na śródlądziu migruje w celach rozrodu do morza. Obecnie populacja tego gatunku utrzymywana jest dzięki regularnemu zarybianiu wód śródlądowych. Młode węgorze, pochodzące z rozrodu naturalnego w Morzu Sargassowym wstępują do Wisły od kwietnia do sierpnia, z nasileniem migracji na przełomie czerwca i lipca. Powrotna wędrówka tarłowa do morza dorosłych węgorzy trwa w Wiśle w ciągu całego roku, gdyż spływają one z obszaru obejmującego całą zlewnię tej rzeki. Nasilenie migracji obserwowane jest w dwóch okresach – jesienią i wiosną. Dla Wisły dolnej przypada ono w okresie od kwietnia do końca czerwca oraz od września do końca października.

Prócz tych najbardziej spektakularnych i najważniejszych dla istnienia gatunku migracji diadromicznych, wśród rodzimej ichtiofauny istnieją gatunki i populacje ryb podejmujące wędrówki, nieraz na znaczne odległości, w innych niż rozrodcze celach: w poszukiwaniu bogatszych żerowisk, miejsc o odpowiedniej termice wody, miejsc zimowania. Mogą przy tym zmieniać środowisko ze słodkowodnego na słonawe przybrzeżne wody Bałtyku, lub pozostawać w środowisku wód słodkich. Są to, wśród ryb zamieszkujących wody Polski przede wszystkim gatunki należące do rodziny karpiozłotych (*Cyprinidae*), której wszystkie gatunki rozradzają się obligatoryjnie w wodach słodkich. Większość z nich również wzrasta i żeruje w środowisku wód słodkich. Jednak niektóre populacje przystosowały się do środowiska wód słonych i słonawych przy ujściach rzek, estuariach, w pasie przybrzeżnym Bałtyku, gdzie intensywnie żerują. Nazy-

wane są gatunkami **amfidromicznymi**, półwędrownymi. Są to: **boleń** *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), **leszcz** *Abramis brama* (Linnaeus, 1758), **krąp** *Abramis bjoerkna* (Linnaeus, 1758), **rozpiór** *Abramis ballerus* (Linnaeus, 1758), **płoc** *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758). Również należący do rodziny okoniowatych, **sandacz** *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) jest gatunkiem uważanym za półwędrowny. Przystosowany do żerowania i bytowania w wodach słonawych i słonych, jako gatunek generatywnie słodkowodny musi podjąć wędrówkę tartową do tarlisk w wodach śródlądowych.

Wiele rodzimych gatunków ryb przemieszczając się w poszukiwaniu odpowiednich miejsc żerowania, tarła lub przezimowania nie opuszcza środowiska rodzimej rzeki. Takie wędrówki w obrębie wód śródlądowych to tzw. **migracje potamodromiczne**. Podejmuje je w naszych wodach szereg gatunków. **Lipień** *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758) występuje w podgórskich potokach i szybko płynących rzekach nizinnych. W okresie rozrodu płynie na tarło w górę rzeki na dystansie od kilkunastu do kilkudziesięciu km (Witkowski i Kowalewski 1988). Tarło odbywa w marcu i kwietniu, w płytkiej wodzie o temperaturze 5-6°C, na żwirowym lub kamienistym podłożu. W okresie troficznym przemieszcza się w zależności od temperatury wody z rejonów bystrza do strefy wolniejszego prądu. **Pstrąg potokowy** *Salmo trutta* m. *fario* (Linnaeus, 1758) – jako gatunek stenotermiczny jest silnie uzależniony od warunków termicznych rzek. Zamieszkuje podgórskie potoki oraz wyżynne i nizinne rzeki o bystrym prądzie i chłodnej wodzie. Na czas tarła może przemieszczać się na dystansie kilkudziesięciu kilometrów. Tarło rozpoczyna w końcu września, przy temperaturze wody 8-9°C na kamienistym lub żwirowym podłożu. Odbywa też krótsze lub dłuższe wędrówki w ramach systemu rodzimej rzeki w poszukiwaniu żerowisk. **Brzana** *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) żyje w dużych szybko płynących rzekach o spadku do 0,5‰, kamienistym, żwirowym lub piaszczysto-kamienistym dnie. Dorosłe ryby trzymają się nurtu głębszych partii rzeki, natomiast młode osobniki mają lepsze warunki wzrostu w górnych, płytszych odcinkach rzek. Gotowe do rozrodu ryby płyną na tarło w górę rzeki na dystansie od 10 do nawet 300 km (Steinmann i in. 1937). Poza okresem rozrodczym brzana przemieszcza się w obrębie rzeki w poszukiwaniu odpowiednich miejsc żerowania. **Świnka** *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) podejmuje wędrówki między obszarami żerowisk a tarliskami wzdłuż biegu rzeki, na dystansie 140 km w górę rzeki i 446 km w dół rzeki (Steinmann i in., 1937). Tarło ma miejsce w płytkich wodach szybko płynących rzek z dnem piaszczysto-kamienistym w kwietniu i maju. **Jaź** *Leuciscus idus* (Linnaeus, 1758) – zamieszkuje nizinne, wolno płynące rzeki, jeziora, zalewy, z dużą ilością roślinności wodnej. Tarło odbywa w kwietniu i maju przy temperaturze wody 6-9°C w partiach rzeki o piaszczystym twardej dnie, na roślinności wodnej. W poszukiwaniu odpowiednich miejsc tartowych może

podejmować wędrówki do 100 km. Poza okresem rozrodczym nie wykazuje tendencji do dalekich wędrówek – w rzekach przemieszcza się na dystansie kilku kilometrów (Bon-temps 1966). **Szczupak** *Esox lucius* (Linnaeus, 1758) aktywnie przemieszcza się na dalekim dystansie w poszukiwaniu pokarmu. Rozród odbywa się wczesną wiosną, podczas wiosennych wylewów rzek. Wędrówkę na pokryte roślinnością rozlewiska rzeczne rozpoczynają samce, zaraz po ustąpieniu lodu. Tarło odbywa w marcu i kwietniu. Przebiega ono w temperaturze 6-12°C. Ikra osiada na zatopionej roślinności.

Pozostałe, nie wymienione powyżej rodzime gatunki ryb występujące w wodach śródlądowych Polski również podejmują wędrówki, których długość jest znacznie zróżnicowana. Zwykle mają one lokalny zasięg, odbywane w obrębie zasiedlanego akwenu na niewielkich dystansach. Związane są one z rozrodem, poszukiwaniem pokarmu, kryjówek czy miejsc zimowania. Na przykład **strzebla potokowa** *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758) przemieszcza się latem w poszukiwaniu pokarmu z chłodniejszej strefy nurtu do partii wód cieplejszych. Dobrze poznane są także pionowe wędrówki **sielawy** *Coregonus albula* (Linnaeus, 1758) w jeziorach (dobowe, sezonowe), związane z temperaturą wody, zawartością tlenu, obecnością i rozmieszczeniem planktonu. Natomiast gatunkiem o wąskim zakresie zmienności parametrów środowiska jest **różanka** *Rhodeus sericeus* (Pallas, 1776), gatunek o wyspecjalizowanym zachowaniu rozrodczym. Jako ryba należąca do gildii rozrodzkiej ostrakofilów jest ściśle powiązana z występowaniem kilku gatunków małży, zwłaszcza szczeżui i skójkii.

Obok konieczności zapewnienia rybom możliwości przemieszczania się ważna jest znajomość terminów tarła poszczególnych gatunków wraz z okresami wędrówek tarłowych dla ryb migrujących i uwzględnienie ich podczas prac w środowisku wodnym. Obok samego aktu rozrodu możliwość dotarcia na tarliska w określonym terminie stanowi bowiem nieodzowny warunek sukcesu populacji, mierzonego pojawieniem się następnych pokoleń. W generalnym ujęciu główne okresy migracji tarłowych ryb słodkowodnych Polski, przedstawiono w tabeli 1.

Przedstawione syntetycznie w tabeli 1 okresy podejmowania głównych migracji rozrodczych słodkowodnych gatunków ryb Polski, pozwalają na pogrupowanie gatunków stosownie do terminu migracji. Można zatem wyróżnić pewne charakterystyczne okresy: zimowy, wczesnowiosenny, wiosenny, letni, jesienny. Przyporządkowując do tych okresów poszczególne gatunki ryb, jako kryterium przyjęto główne miesiące, w których migracja odbywa się intensywnie. Często zdarza się bowiem, że pomimo tego, iż większość populacji odbywa tarło np. w kwietniu, pojedyncze osobniki kończą je dopiero w maju. Gdyby zmienności nasilenia rozrodu w różnych okresach tarła nie uwzględniono, nie byłoby możliwe postawienie granic stanowiących wytyczne czasu prowadzenia

Tabela 1

Główne okresy migracji tarłowych ryb słodkowodnych (wg Jens i in. 1997, Brylińska i in. 2000)

Gatunek	Pora głównych migracji tarłowych (miesiące)											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Boleń												
Brzana, brzanka												
Certa												
Ciernik												
Ciosa												
Głowacze: białopłetwy, pręgopłetwy												
Głowacica, jaź, lipień												
Jelec												
Jesiotr bałtycki												
Karasie: pospolity, srebrzysty												
Kiełbie: krótkowąsy, białopłetwy												
Kiełb Kesslera												
Kleń												
Koza, koza złotawa												
Leszcz, krąp, sapa												
Lin												
Miętus												
Minóg morski												
Minóg rzeczny												
Minogi: strumieniowy, ukraiński												
Okoń, jazgarz												
Piekielnica, ukleja												
Płoc												
Pstrąg potokowy												
Rozpiór, różanka												
Sandacz												
Strzebla potokowa												
Sum												
Szczupak												
Śliz, piskorz												
Troć wędrowną / łosoś ¹												
Węgorz (migracje wstępujące i zstępujące)												
Wzdreńga												

¹ Okres migracji łącznie dla populacji letniej i zimowej. Odmiennym kolorem zaznaczono okres spływu smoltów

prac. Dokonując zatem podziału według przyjętego klucza, z wyróżnionymi okresami migracji rozrodczych związane są następujące gatunki.

1. Okres zimowy (XII-II): miętus.

2. Okres wczesnowiosenny (III-IV/V): aloza, boleń, głowacica, głowacz białopłetwy, głowacz przęgopłetwy, jaź, lipień, minóg morski, minóg rzeczny, stynka, szczupak.

3. Okres wiosenny (VI/V-VI): brzana, brzanka, cierniczek, ciernik, certa, ciosa, jazgarz, jelec, jesiotr bałtycki kiełb krótkowąsy, kiełb białopłetwy, kleń, koza, koza złota-wa, krąp, leszcz, minóg strumieniowy, minóg ukraiński, okoń, parposz, piekielnica, piskorz, płoć, rozpiór, różanka, sandacz, sapa, słonecznica, strzebla błotna, strzebla potokowa, sum, śliz, świnka, ukleja, węgorz, wzdręga.

4. Okres letni (VI/VII-VII): karaś pospolity, karaś srebrzysty, lin, kiełb Kesslera.

5. Okres jesienny (IX-XI): certa, łosoś atlantycki, minóg morski, minóg rzeczny, pstrąg potokowy, sieja, sielawa, troć jeziorowa, troć wędrowną, węgorz.

Tarło i faza wczesnego rozwoju

Z aktywnością migracyjną ichtiofauny ściśle wiążą się preferencje poszczególnych gatunków dotyczące pory tarła oraz miejsca/substratu, na którym składana jest ikra. Rozród i zapewnienie potomstwu odpowiednich warunków życia i wzrostu w pierwszym okresie rozwoju jest najważniejszą, obok odżywiania potrzebą żywych organizmów. Dlatego też konieczność znalezienia optymalnych dla każdego gatunku ryb miejsc rozrodu jest ściśle powiązana z określonym zestawem parametrów środowiska wodnego, takich jak: temperatura wody, jej poziom (niżówki lub wezbrania), natlenienie, przejrzystość i przede wszystkim rodzaj podłoża, na którym jest składana ikra. Ze względu na ten ostatni warunek klasyfikuje się ryby do odpowiednich ekologicznych grup rozrodczych. W ichtiofaunie Polski występują przedstawiciele 7 ekologicznych grup preferencji rozrodczych. Wśród nich najliczniejsze są trzy grupy ryb: litofilnych – składających ikrę na podłożu kamienistym, w wodzie bogatej w tlen; fitofilnych – składających ikrę na roślinach wodnych w wodzie stojącej lub wolno płynącej oraz fitolitofilnych – składających ikrę zarówno na dnie kamienistym, jak i na roślinach zanurzonych. Wymagania poszczególnych gatunków ryb dotyczące pory i miejsca składania ikry przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2

Terminy tarła i wymagania rozrodcze ryb w wodach śródlądowych Polski (opracowano na podstawie zamieszczonych w spisie pozycji literatury)

Lp.	Nazwa gatunkowa	Termin tarła i temperatura wody (°C)	Tarłisko	Gildia rozrodcza	Gildia siedliskowa	Status ochrony	Uwagi
KARPIOWATE (CYPRINIDAE)							
1	Brzana <i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Maj-czerwiec Temp. 16-17,5	Dno kamieniste lub żwirowo-kamieniste	L	Re	DS V, URŚ	
2	Brzanka <i>Barbus peloponnesius</i> , Valenciennes, 1842	Maj-lipiec Temp. 15-18	Kamieniste dno	L	Re	OG, DS II, DS V	

Lp.	Nazwa gatunkowa	Termin tarła i temperatura wody (°C)	Tarłisko	Gildia rozrodcza	Gildia siedliskowa	Status ochrony	Uwagi
3	Boleń <i>Aspius aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Od marca do maja Temp. 5-12	Dno kamieniste lub żwirowe, szybki nurt	L	Re	DS II, DS V, URŚ	
4	Cerć <i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	Od połowy maja do I dekady lipca Temp. 14-18	Żwirowe i kamieniste dno, szybki nurt	L	Re	URŚ	Wędrówki anadromiczne
5	Ciosa <i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Maj-lipiec	W korycie rzeki na prądzie wody	L-P	Re	OG – poza Zalewem Wiślanym, DS II	Ikra pelagiczna
6	Jaź <i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Kwiecień – maj Temp. 6-8	Ikra na roślinności wodnej w miejscach piaszczystych lub kamienistych	L-F	Lm	URŚ	
7	Jelec <i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Od II połowy maja do czerwca Temp. 10-12	Na żwirowym i kamienistym dnie, niekiedy na roślinach	L-F	Re	URŚ	
8	Karaś pospolity <i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Od maja do końca lipca Temp. > 14	Na roślinach wodnych, w przybrzeżnej strefie akwenu	F	St	Brak	
9	Karaś srebrzysty <i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1783)	Od maja do końca lipca Temp. 18	Na pływaczach, wśród roślinności wodnej	F	Lm	Gatunek obcy	Występuje zjawisko gynogenety
10	Kiełb <i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	Od końca kwietnia Temp. 13,5-16,5	Na piasku, kamieniach, korzeniach	Ps	Re	Brak	
11	Kiełb białopłetwy <i>Romanogobio albipinnatus</i> Lukasz, 1933	Maj-czerwiec	Na podłożu piaszczystym	Ps	Re	OG, DS II	
12	Kiełb Kesslera <i>Romanogobio kessleri</i> Dybowski, 1862	Czerwiec, do połowy lipca	Dno piaszczyste lub żwirowe	Ps	Re	OG, DS II, Ch	
13	Kleń <i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Maj-czerwiec Temp. > 18	Na żwirowym i piaszczystym dnie	L	Re	URŚ	
14	Krąp <i>Abramis bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Koniec maja – początek czerwca	Strefa przybrzeżna, na roślinach wodnych	F	Eu	Brak	
15	Leszcz <i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	II dekada maja do I dekady czerwca Temp. 17-20	Muliste starorzeczca, zastoiska, spokojne zatamia z roślinnością, w jeziorach podwodne łąki	F	Eu	Brak	
16	Lin <i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Maj-czerwiec Temp. 19-20	Płytkie, muliste wody, na roślinach wodnych	F	Lm	URŚ	
17	Piekielnica <i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	Koniec kwietnia do końca czerwca	W miejscach piaszczystych lub żwirowych, na dużym przepływie	L	Re	OG	
18	Płoc <i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Przełom kwietnia i maja Temp. 12-14	W płytkiej wodzie na podłożu roślinnym	L-F	Eu	Brak	
19	Rozpiór <i>Abramis ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	I dekada kwietnia do początków maja Temp. > 12	Na roślinności podwodnej i kamieniach	F	Lm	URŚ	Trze się najwcześniej ze wszystkich karpiowatych
20	Różanka <i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	Od końca kwietnia do końca lipca	W miejscach bytowania małży – szczeżui i skójkii	Os	Eu	OG, DS. II	Ikra składana do jamy skrzelowej małża
21	Sapa <i>Abramis sapa</i> (Pallas, 1811)	Druga połowa kwietnia i początki maja Temp. 10-16	W rozlewiskach wiosennych, na roślinności, zatopionych korzeniach, gałęziach	F	Re/Lm	URŚ	
22	Słonecznica <i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Maj – czerwiec Temp. > 18	Na roślinności wodnej,	F	Lm	Brak	
23	Strzebla błotna <i>Eupallasella percunus</i> (Pallas, 1811)	Czerwiec-lipiec Temp. 15-20	Trze się wśród roślinności wodnej	F	St	OG, DS II, Ch	
24	Strzebla potokowa <i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	Maj-sierpień	Dno kamieniste lub żwirowe	L	Re		
25	Świnka <i>Chondrostoma nasus</i> (Linnaeus, 1758)	II połowa kwietnia do końca maja Temp. 12-18	Płytkie partie rzeki o żwirowym lub piaszczystym dnie	L	Re	URŚ	
26	Ukleja <i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Czerwiec – lipiec Temp. 18-20	Kamienie i inne obiekty obmywane przez wodę	F	Eu	Brak	
27	Wzdręga <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Koniec maja Temp. 18	Ikra przylepiona do roślin wodnych i glonów nitkowatych	F	Lm	URŚ	

Lp.	Nazwa gatunkowa	Termin tarła i temperatura wody (°C)	Tarłisko	Gildia rozrodcza	Gildia siedliskowa	Status ochrony	Uwagi
OKONIOWATE (PERCIDAE)							
28	Okoń <i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	II połowa kwietnia do końca maja Temp. 6-22	Na roślinności podwodnej, zatopionych korzeniach, lub na żwirowym dnie	L-F	Eu	Brak	
29	Sandacz <i>Stizostedion lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Maj – czerwiec Temp. 12-17	W partiach rzeki lub jeziora o twardym, piaszczystym dnie, na roślinach lub łozynie	L-F	Lm	URS	Ochronia ikrę i pilnuje gniazda
30	Jazgarz <i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758)	II połowa kwietnia do końca maja Temp. 6-14	Na roślinności podwodnej, lub na żwirowym dnie	L-F	Lm	Brak	
SZCZUPAKOWATE (ESOCIDAE)							
31	Szczupak <i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	Marzec-maj Temp. 5-14	Rozlewiska wiosenne, strefy leniwcze, na roślinach, płytko	F	Eu	URS	Najważniejszy gatunek drapieżny w Polsce
SUMOWATE (SILURIDAE)							
32	Sum <i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	Czerwiec-lipiec Temp. > 18	Na podłożu roślinnym, między trzciną, w prymitywnym gnieździe	F	Lm	URS	Ochronia ikrę i pilnuje gniazda
DORSZOWATE (GADIDAE)							
33	Mięgus <i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Od grudnia do marca Temp. 0-4	Dno piaszczyste, muliste, porośnięte roślinnością	L-P	Re	URS	Ikra pelagiczna, unosi się nad dnem
PISKORZOWATE (COBITIDAE)							
34	Koza <i>Cobitis toenia complex</i> Linnaeus, 1758	Od maja do początku czerwca Temp. 16-18	Wśród roślin wodnych	Ps	Lm	OG, DS. II	
35	Koza złotawa <i>Sabanajewia aurata</i> (Filippi, 1865)	W połowie czerwca	Na twardym dnie, słabo porośniętym roślinnością	Ps	Re	OG, DS II	
36	Piskorz <i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Od kwietnia do czerwca	Na roślinach wodnych, na mulistym dnie	F	Lm	OG, DS. II	
GŁOWACZOWATE (COTTIDAE)							
37	Głowacz białopłetwy <i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	Pod koniec marca lub na początku kwietnia Temp. 7,5-13,5	Ikra składana pod oczyszczonymi przez samca kamieniami – speleofile	L	Re	OG, DS II, Ch	Ikra i larwy pilnowane przez samca
38	Głowacz przegopłetwy <i>Cottus poecilopus</i> Heckel, 1840	Pod koniec marca lub na początku kwietnia Temp. 5-10	Ikra składana pod oczyszczonymi przez samca kamieniami – speleofile	L	Re	OG, Ch	Ikra i larwy pilnowane przez samca
ŁOSOSIOWATE (SALMONIDAE)							
39	Sieja <i>Coregonus lavaretus f. lavaretus</i> (Linnaeus, 1758)	Jesień i wczesną zimą, w listopadzie i początku grudnia Temp. 6-2	Na głębokości poniżej 2 m, dno kamieniste lub żwirowo-piaszczyste, w dobrze natlenionej wodzie	L	Lm	DS V, URS	Forma wędrowna i osiadła
40	Sielawa <i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758)	W pierwszej połowie listopada Temp. 7-2,5	Na głębokości 3-17 m, na podłożu mineralnym z roślinnością podwodną, w dobrze natlenionej wodzie	L-F	Lm	DS V, URS	Początek tarła w okresie homotermii wody jeziora, koniec – zimowa stratyfikacja termiczna
41	Głowacica <i>Hucho hucho</i> (Linnaeus, 1758)	Koniec marca – początek kwietnia Temp. 6-10	Gniazda w płytkich żwirowych odcinkach rzeki	L	Re	DS II, DS V, URS	Gatunek rodzimy tylko w Czarnej Orawie z dopływami
42	Lipień <i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	Od połowy marca do końca kwietnia Temp. wody 7	Twarde, żwirowe dno	L	Re	URS, DS. V	
43	Łosoś atlantycki <i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	Poździemnik-styczeń Temp. 6-5	W potokach o brystem prądzie i kamienistym lub żwirowym dnie – w gniazdach	L	Re	DS II, DS V, URS	Wędrówki tarłowe anadromiczne. Wylęg opuszcza gniazdo na przełomie marca i kwietnia
44	Pstrąg potokowy <i>Salmo trutta m. fario</i> Linnaeus, 1758	Od końca września – do stycznia Temp. 9-8	Gniazda w potokach o żwirowym, kamienistym dnie	L	Re	URS	Wylęg opuszcza gniazdo na przełomie marca i kwietnia
45	Troć jeziorowa <i>Salmo trutta m. lacustris</i> Linnaeus, 1758	Od połowy września do końca listopada Temp. 9-6	Gniazda w dopływach lub odpływach jezior, wykopywane w substracie żwirowo-kamienistym	L	Re	URS	Wylęg opuszcza gniazdo na przełomie marca i kwietnia

Lp.	Nazwa gatunkowa	Termin tarła i temperatura wody (°C)	Tarłisko	Gildia rozrodcza	Gildia siedliskowa	Status ochrony	Uwagi
46	Tróć wędrowna <i>Salmo trutta m. trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Wrzesień – grudzień Temp. 10-8	Gniazda w potokach o białym prądzie i kamienistym lub żwirowym dnie	L	Re	URŚ	Wędrówki tarłowe anadromiczne. Wylęg opuszcza gniazdo na przełomie marca i kwietnia
PRZYLGOWATE (BALITORIDAE)							
47	Śliz <i>Barbatula barbatula</i> (Linnaeus, 1758)	Pod koniec maja i w czerwcu Temp. 18-20	Przy dnie ,na piasku, żwirze lub korzeniach	Ps	Re	OG	
CIERNIKOWATE (GASTEROSTEIDAE)							
48	Ciemik <i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	Od maja do sierpnia Temp. 18-19	Ikra składana do gniazda budowanego z materiału roślinnego	F	Lm	Brak	Ikra pilnowana przez samca
49	Ciemiczek <i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	Od końca kwietnia do sierpnia	Ikra składana do gniazda budowanego z materiału roślinnego	F	Lm	Brak	Ikra pilnowana przez samca
STYNKOWATE (OSMERIDAE)							
50	Stynka <i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	Od marca do maja Temp. 4-6	W płytkim litoralu na piaszczystym lub kamienistym dnie	Ps	Lm	Brak	
ŚLEDZIOWATE (CLUPEIDAE)							
51	Aloza <i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	Od marca do czerwca Temp. 15-19	W ujściu rzek, na podłożu kamienistym, w szybkim prądzie	L	Lm	OG, DS II, DS V	Wędrówki tarłowe anadromiczne
52	Parposz <i>Alosa fallax</i> (Lacepede, 1803)	Głównie w maju, do końca czerwca Temp. 13-17	W ujściu rzek, w spokojnym nurcie, na piasku	Ps	Lm	OG, DS II, DS V	Wędrówki tarłowe anadromiczne
WĘGORZOWATE (ANGUILLIDAE)							
53	Węgorez <i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Nasilenie spływu ryb do morza późnym latem i jesienią, w dni burzowe i ciepłe	Rozród na tarłiskach w Morzu Sargassowym na obszarze Atlantyku		Lm	URŚ	Wędrówki tarłowe katadromiczne
MINOGOWATE (PETROMYZONTIDAE)							
54	Minóg rzeczny <i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Od końca kwietnia do czerwca Temp. 9-12	W ujściu, dolnym biegu rzek lub innym odcinku, w gniazdach budowanych w piaszczysto-żwirowym podłożu	L	Re	Ch, DS, II, DS V, OG	Wędrówki anadromiczne, dwusezonowe ciągi tarłowe
55	Minóg morski <i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758						
56	Minóg strumieniowy <i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	Od końca kwietnia do połowy maja Temp. 11-15				OG, DS II OG, DS II	Lokalne wędrówki na odległość kilkuset metrów
57	Minóg ukraiński <i>Eudontomyzon mariae</i> (Berg, 1931)						
JESIOTROWATE (ACIPENSERIDAE)							
58	Jesiotr bałtycki (j. ostroń) <i>Acipenser oxyrinchus</i> Mitchell, 1815	Czerwiec do początków lipca Temp. 14,5-23,4	Na dnie kamienistym, w silnym prądzie wody	L	Re		Wędrówki anadromiczne. Etap początkowy restrykcji gatunku

L – gatunki litoofilne; L-P – gatunki lito-pelagofilne; L-F – gatunki litofitofilne; F – gatunki fitofilne; Ps – gatunki psammofilne; Os – gatunki ostrakofilne; Re – gatunki reofilne, Lm – gatunki limnofilne, Eu – gatunki eurytopowe, St – gatunki stagonofilne

Status ochrony gatunków określano: Ch – ochrona czynna; OG – ścisła ochrona gatunkowa, oba na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 12 października 2011 r. (Dz. U. 2011 nr 237, poz. 1419); DS. II – gatunki z Załącznika II, DS V – gatunki z Załącznika V Dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej flory i fauny (Dz. U. L 206/7 z 22.7.1992); URŚ – Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi z dnia 12 listopada 2001 r. w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie (Dz. U. 2001, nr 138, poz. 1559 ze zm.)

Okresy wrażliwości

Zachowanie różnorodności biologicznej, a więc bogactwa gatunkowego ichtiofauny oraz jej obfitości, uzależnione jest od skuteczności ochrony gatunków i ich siedlisk. Aby

możliwe było spełnienie tego warunku, konieczne jest dostosowanie podejmowanych w ekosystemach wodnych działań inwestycyjnych do wymagań życiowych ryb. Dotyczy to ochrony ściśle powiązanych ze sobą faz – migracji tarłowych oraz rozrodu ryb. Z tarłem ryb wiążą się specyficzne zachowania i wymagania, stąd jako fundamentalne podstawy ochrony ryb wskazać należy oprócz ochrony szlaków migracji, ochronę miejsc ich rozrodu i wychowu potomstwa w pierwszych tygodniach życia. Ich powodzenie decyduje bowiem o istnieniu populacji poszczególnych gatunków.

Obydwie wymienione fazy cyklu życiowego poszczególnych gatunków ryb cechuje wysoka wrażliwość na pojawiające się antropogeniczne zakłócenia. Z tych też względów właśnie w oparciu o wymienione fazy wyznaczono okresy szczególnej wrażliwości ichtiofauny. Wskazują one, w których miesiącach roku ze względu na potrzebę ochrony wędrówek oraz rozrodu ryb prace prowadzone w ekosystemach wodnych muszą być przerywane, względnie ich intensywność bardzo silnie ograniczona (tab. 3).

Tabela 3

Główne okresy szczególnej wrażliwości migracyjnej i rozrodczej gatunków słodkowodnych ryb Polski na prowadzenie prac ingerujących w ekosystemy wodne

Lp.	Gatunek/grupa	Okres wrażliwości	
		migracyjnej	rozrodczej
1	Miętus	Grudzień – styczeń	Od połowy stycznia do końca lutego
2	Boleń, głowacica, głowacz białopłetwy, głowacz przegopłetwy, jaź, lipień, stynka, szczupak	Marzec – kwiecień	Od połowy marca do połowy maja
3	Minóg morski, minóg rzeczny	Marzec – kwiecień, sierpień – listopad	Od połowy kwietnia do końca maja
4	Aloza, brzana, brzanka, cierniczek, ciernik, ciosa, jazgarz, jelec, kielb krótkowąsy, kielb białopłetwy, kielb, koza, koza złotawa, krąp, leszcz, minóg strumieniowy, minóg ukraiński, okoń, parposz, piekielnica, piskorz, płoć, rozpiór, różanka, sandacz, sapa, słonecznica, strzebla błotna, strzebla potokowa, ukleja, śliz, świnka, wzdręga	Marzec – czerwiec	Od połowy kwietnia do połowy czerwca
5	Certa	Sierpień – październik, marzec – czerwiec	Maj – czerwiec
6	Węgorz	Maj – lipiec (migracja wstępująca); kwiecień – czerwiec, wrzesień – październik (migracja zstępująca)	Nie dotyczy
7	Sum	Maj – czerwiec	Od ostatniej dekady maja do początków lipca
8	Karaś pospolity, karaś srebrzysty, lin, kielb Kesslera	Czerwiec – lipiec	Od połowy czerwca do końca lipca
9	Pstrąg potokowy, troć jeziorowa, sieja, sielawa	Wrzesień – styczeń	Od października do końca marca Od października do końca grudnia
10	Troć wędrowną, tosoś atlantycki	Wisła: od czerwca do października – ciąg letni; od listopada do marca – ciąg zimowy; Rzeki pozostałe: wrzesień – styczeń; Spływy smółtów: od połowy kwietnia do końca maja	Od końca września do końca marca
11	Jesiotr bałtycki (j. ostronosy)	Od połowy kwietnia do początku lipca	Od połowy maja do końca czerwca

Wymagania migracyjne i rozrodcze, a także preferencje pokarmowe oraz bytowe gatunków ryb zasiedlających wody śródlądowe jednoznacznie wskazują, w których miesiącach ichtiofauna jest szczególnie wrażliwa na zakłócenia i ingerencje w ekosystemy wód. W generalnej ocenie niewrażliwe, wykluczające możliwość prowadzenia prac ingerujących w ekosystemy wodne są okresy:

- wiosenny – od początku kwietnia do końca czerwca;
- jesienny – od początku września do połowy grudnia.

Sformułowane w odniesieniu do poszczególnych gatunków ryb oraz ich grup okresy wrażliwości, umożliwiają indywidualne ustalanie dla każdego przypadku inwestycyjnego, rzeczywistych okresów wrażliwości ichtiofauny. W celu ich ustalenia konieczne jest wykonanie przed rozpoczęciem inwestycji inwentaryzacji stanu pogłowia ryb.

Działania ochronne oraz minimalizacji skutków

Potrzeba ochrony naturalnych zasobów ichtiofauny oraz zachowania środowiska przyrodniczego w bliskim naturalnym, możliwie mało zmienionym stanie, wyznacza sposób planowania prac ingerujących w ekosystemy wodne. Dotyczy to wszelkich działań, także regulacyjno-utrzymawczych koryt rzecznych. Prócz czynników ekonomicznych i technicznych należy w planie działań uwzględnić analizę oddziaływań na ekosystem wodny i jego biocenozę. Ocena korzyści i strat związanych z realizacją zakładanych celów (np. ochrona przed powodzią, nawadnianie, retencja i in.) powinna być podstawą przy podejmowaniu decyzji o realizacji lub zaniechaniu planowanej inwestycji ingerującej w systemy wód płynących lub jeziornych. W przypadku realizacji warunkiem musi być wybór rozwiązań kompromisowych, które pozwalając na osiągnięcie (pełne lub częściowe) zakładanych celów umożliwią jednocześnie ochronę zasobów przyrodniczych, w tym wypadku – zasobów ryb. Wiąże się to z koniecznością podejmowania działań minimalizujących szkody i kompensujących nieuniknione straty. Mając na względzie wymagania biologiczne tworzących ichtiofaunę gatunków ryb i określone w oparciu o nie okresy szczególnej wrażliwości na ingerowanie w wodny ekosystem, przypomnieć należy podstawowe ograniczenia, których respektowanie ma podstawowe znaczenie dla skuteczności podejmowanych działań ochrony ryb. A mianowicie będzie to:

1. Odcinkowe umacnianie brzegów tylko w miejscach, gdzie erozja zagraża istniejącej infrastrukturze technicznej.
2. Pozostawianie naturalnego, krętego biegu koryta rzeki oraz jego połączeń ze starorzeczami.
3. Pozostawianie drzew i krzewów ocieniających i umacniających brzegi rzeki, pod korzeniami których znajdują się kryjówki ryb i innych organizmów oraz stałej łączności tych miejsc ze strefą nurtową.

4. Stabilizowanie dna za pomocą odpowiednio skonstruowanych bystrzy, w które powinny być przebudowane istniejące niskie stopnie i progi.
5. Zachowanie naturalnej zmienności profilu dna, która różnicuje głębokość wody w różnych partiach rzecznej koryta.
6. Wprowadzanie w uregulowanych, jednorodnych fragmentach koryta rzecznej, specjalnych urządzeń (deflektory koncentrujące nurt, głazy i duże kamienie, schrony dla ryb z pní drzew i ich karp oraz głazów, ławy żwirowo-kamieniste), zwiększających pojemność siedliskową oraz różnorodność siedliskową rzecznej ekosystemu.
7. Takie wykonywanie jazów do nawodnień, aby przy otwartych zasuwach nie stanowiły one bariery migracyjnej dla ryb.
8. Otwieranie jazów w okresie masowych migracji ryb na tarliska i zimowiska.
9. Piętrzenie wody na jazie w taki sposób, aby w rzece poniżej zagwarantowane było zachowanie przepływu biologicznego co najmniej w granicach SNQ (Wiśniewolski i Gierej 2011 – zmienione).

Literatura

- Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (Red.) 2004 – Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków) – Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000. Podręcznik Metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Backiel T. 1993 – Ichtiofauna dużych rzek – trendy i możliwości ochrony – W: (Red.) L. Tomiałojć Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski. Wydawnictwo Instytutu Ochrony Przyrody PAN Kraków: 39-48.
- Baggerman B. 1960 – Salinity preference, thyroid activity and the seaward migration of four species of Pacific salmon (*Oncorhynchus*) – J. Fish. Res. Bd Can. 17: 295-322.
- Balon E.K. 1975 – Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition – J. Fish. Res. Bd Can. 32(6): 821-864.
- Bartel R. 1993 – Present situation of the Vistula sea trout – Arch. Pol. Fish. 1(2): 101-111.
- Bartel R., Wiśniewolski W., Prus P. 2007 – Impact of the Włocławek dam on migratory fish In the Vistula River – Arch. Pol. Fish. 15(2): 141-156.
- Bauch G. 1958 – Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg – Z. Fisch. 7: 161-438.
- Bernatowicz S., Dembiński W., Radziej J. 1975 – Sielawa – PWRiL, Warszawa: 284 ss.
- Bless R. 1978 – Bestandsänderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland – Ursachen, Zustand und Schutzmassnahmen – Kilda Verlag, Greven, Deutschland: 66 ss.
- Błachuta J., Kuszewski J., Kuszniarz J., Witkowski A. 1993 – Ichtiofauna dorzecza Baryczy – Rocz. Nauk PZW 6: 19-48.
- Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J., Bartel R., Białokoz W., Borzęcka I., Chybowski Ł., Depowski R., Dębowski P., Domagała J., Drożdżyński K., Hausa P., Kukuła K., Kubacka D., Kulesza K., Ligęza J., Ludwiczak M., Pawłowski M., Picińska-Faltynowicz J., Lisiński K., Witkowski A., Zgrabczyński D., Zgrabczyńska M. 2010 – Ocena potrzeb

- i priorytetów udroźnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce – Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa: 56 ss.
- Bontemps S. 1966 – Znakowanie ryb w Bugu, Narwi i w Zbiorniku Zegrzyńskim – Gosp. Ryb. 12: 16-19.
- Bontemps S. 1969 – Wędrówki rozrodcze stada certy (*Vimba vimba* L) w systemie Wisły – Rocz. Nauk Rol., H, 90, 4: 607-638.
- Bontemps S. 1971 – Certy – PWRiL, Warszawa: 216 ss.
- Bontemps S., Buras P. 1998 – Restytucja ryb wędrownych w Polsce. Część I - ocena aktualnego stanu występowania certy, *Vimba vimba*, w systemie Wisły – Ekspertyza wykonana dla MOŚZNiL, nr Opid-13-6/98.
- Borzęcka I. 1999 – The age of migrating Vistula sea trout and the variability of smolt recruitment to the sea before damming the river – Bull. Sea Fish. Inst. Gdynia, 3 (148): 3-21.
- Borzęcka I. 1998 – The Historical picture of summer and winter sea trout occurrence in the Vistula River – Bull. Sea Fish. Inst. Gdynia, 3 (145): 51-56.
- Brenner T. (Red.) 2005 – Der Lachs Kehrt Zurück. Stand der Wiederansiedlung in Rheinland-Pfalz – Ministerium Für Umwelt Und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz: 63 ss.
- Brett J.R.I., Mackinnon D. 1953 – Preliminary experiments using lights and bubbles to deflect migrating young spring salmon – J. Fish. Res. Bd Can. 10: 548-559.
- Brylińska M., Bryliński E. 1970 – Wędrówki leszcza (*Abramis brama*) w kompleksie jeziorowym Wdzydze – Rocz. Nauk Rol. H, 92, 2: 7-33.
- Brylińska M. i in. 2000 – Ryby słodkowodne Polski – Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 521 ss.
- Buras P., Gasiński Z. 2000 – Zespoły ryb i ich zasoby w dorzeczu rzeki Długa – Dla Okręgu Warszawskiego PZW, Maszynopis.
- Buras P., Woźniewski M., Szlakowski J., Wiśniewolski W. 2001 – Ryby Systemu Nidy – W: Stan aktualny, zagrożenia i możliwości ochrony. Rocz. Nauk. PZW 14: Supl. 213-233.
- Campbell H.J. 1954 – The effect on siltation from gold dredging on the survival on rainbow trout and eyed eggs in Powder River. Oregon – Oregon St. Game Comm: 3 s.
- Chełkowski Z. 1974 – Studia nad biologią troci (*Salmo trutta* L.) rzeki Regi – Akademia Rolnicza w Szczecinie, Rozprawy nr 37: 70 ss.
- Czerwiński T., Wołos A. 2003 – Ocena stanu czystości jezior z punktu widzenia ich rybackiego użytkowania – W: Stan rybactwa jeziorowego w 2002 roku (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 67-79.
- Czerwiński T., Wołos A. 2005 – Wpływ stanu środowiska na pogłowie ryb w Jeziorach Raduńskich i Szczycieńskich w aspekcie ich wędkarskiego i rekreacyjnego użytkowania – W: Stan rybactwa jeziorowego w 2004 roku (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 67-94.
- Czerwiński T., Wołos A. 2006 – Gospodarka rybacko-wędkarska w Jeziorach Raduńskich – W: Jeziora Raduńskie. Antropogeniczne przemiany i kierunki ochrony (Red.) A. Wołos, B. Niedożytko, Wyd. IRS, Olsztyn: 61-72.
- Danilkiewicz Z. 1997 – Rozmieszczenie i zmienność kielbja krótkowąsego – *Gobio gobio* (L.) w dorzeczu Wieprza – Annales Universitatis Mariae Curie Skłodowska Lublin - Polonia, Vol. LII Sectio C: 169-182.
- Głowaciński Z. (Red.) 2001 – Polska Czerwona Księga Zwierząt. Kręgowce – PWRiL, Warszawa.
- Grabowska J., Kotusz J., Witkowski A. 2010 – Alien invasive fish species in polish waters: An Overview – Folia Zool. 59(1): 73-85.
- Griffin L.E. 1938 – Experiments on the tolerance of young trout and salmon for suspended sediment in water – Bull. Ore. Dep. Geol., 10 App. B: 28-31.

- Herbert D.W.M., Merkens J.C. 1961 – The effect of suspended mineral solids on the survival of trout – Int. J. Air Wat. Poll. 5: 46-55.
- Herbert D.W.M., Richards J.M. 1963 – The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin – Int. J., Air. Wat. Poll. 7: 297-302.
- Heese T. 1981 – Morphology of *Phoxinus phoxinus* (L., 1758) (*Pisces, Cyprinidae*) from the River Skawa – Acta Ichthyologica et Piscatoria Vol. XI Fasc. 2: 68-77.
- Heese T. 1988 – Some aspects of the biology of the whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), from the Pomeranian Bay – Finn. Fish. Res. 9: 165-174.
- Jonsson B., Ruud-Hansen J. 1985 – Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of atlantic salmon (*Salmo Salar*) smolts – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 593-595.
- Jungwirth M. 1998 – River continuum and fish migration – going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. Fish migration and fish bypasses – Fish. News Books: 19-32.
- Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. 1998 – Fish migration and fish bypasses – Department Of Hydrobiology, Fisheries And Aquaculture, University Of Agricultural Sciences, Vienna, Austria: 438 ss.
- Kapusta A., Duda A., Kolman R., 2007 – Metody badania wędrówek juvenilnych osobników jesiota bałtyckiego, *Acipenser oxyrinchus* Mitchill w rzekach Drwęca i Drawa – W: Restytucja jesiota bałtyckiego (Red.) R. Kolman, Wyd. IRS, Olsztyn: 37-53.
- Klausewitz W., Schäfer W., Tobias W. 1973 – Umwelt 2000. Kleine Senckenberg Reihe nr 3.
- Kołder W. 1965 – Provisional results of research on the migration of fish in the upper basin of the River Vistula – Ekol. Pol. A, 13: 33-37.
- Korycki A. 1953 – Występowanie siei (*Coregonus lavaretus* L.) w jeziorach mazurskich i suwalskich – Rocz. Nauk Roln. T 67-B-1: 101-109.
- König D. 1969 – Biologisch-landschaftliche Aspekte bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen an Fließgewässern – Deutsch. Gewässkundl. Mitteil., Sonderheft.
- Liepert R. 1961 – Biologische Auswirkung der Entschlammung eines Hochgebirgesstausees in einem alpinem Fließgewässer – Wass. u. Abwass: 110-113.
- Lohmeyer W., Krause A. 1975 – Über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer – Schr.-R. Vegetationskunde, 9: 7-105.
- Marszał L., Zięba G., Przybylski M., Grabowska J., Kaczkowski Z. 2004 – Monitoring ichtiofauny systemu rzecznoego Skrzy Prawej – Rocz. Nauk. PZW 17: 77-98.
- Marszał L., Zięba G., Przybylski M., Grabowska J., Pietraszewski D., Gmur J. 2006 – Ichtiofauna systemu rzeki Liwiec – Rocz. Nauk. PZW 19: 47-70.
- Morawska B. 1968 – Ryby i rybactwo w Wiśle pod Włocławkiem – Zeszyty Naukowe SGGW, Zootechnika, Z. 7, Rybactwo 3: 25-56.
- Nabiątek J. 1984 – Wpływ ciepłych wód zrzutowych z elektrowni Kozienice na ichtiofaunę przybrzeżnej strefy Wisły – Rocz. Nauk Roln. H, T. 100 Z. 4.
- Nabiątek J. 1984 – Przemieszczanie się ryb w rejonie zrzutu wód podgrzanych z elektrowni Kozienice – Rocz. Nauk Roln. H, 100, 4: 71-82.
- Opuszyński K. 1983 – Podstawy biologii ryb – PWRiL, Warszawa: 591 ss.
- Penczak T., Marszał L., Kruk A., Koszaliński H., Zaczynski A. 1996 – Monitoring ichtiofauny dorzecza Pilicy. Część II. Pilica – Rocz. Nauk. PZW 9: 91-104.
- Penczak T. 1988 – Ichtiofauna dorzecza Pilicy. Część I. przed utworzeniem zbiornika – Rocz. Nauk. PZW 1: 25-59.

- Penczak T., Kruk A., Koszaliński H., Zięba G. 2000 – Ichtiofauna rzeki Bzury – Rocz. Nauk. PZW 13: 23-33.
- Penczak T., Zaczynski A., Koszaliński H., Koszalińska M., Ułańska M. 1991 – Ichtiofauna dorzecza Narwi. Część IV. Lewobrzeżne dopływy Narwi – Rocz. Nauk. PZW 4: 83-99.
- Penczalska A. 1962 – Badania nad sieją (*C. lavaretus lavaretus* L.) Zatoki Pomorskiej i Zalewu Szczecińskiego w latach 1956-1958 – Prace MIR, 11/A: 287-320, Gdynia.
- Pliszka F. 1951 – Wyniki badań nad wędrówkami ryb w Wiśle – Rocz. Nauk Rol. 57: 273-283.
- Reichenbach-Klinke H. 1968 – Fischerei und Fischfauna in der Donau – Arch. Hydrobiol., Suppl. 34: 12-23.
- Rembiszewski J.M. 1964 – Ryby rzeki Jeziorki i Czarnej Strugi koło Warszawy – Fragm. Faun. 11, 7: 83-102
- Rolik H., Rembiszewski J.M. 1987 – Ryby i krągłousty (*Pisces et Cyclostomata*) – Wyd. Polskie Towarzystwo Hydrobiol. PWN, Warszawa: 316 ss.
- Rudek J.H. 1974 – Gefährdete Wierbeltierarten – Fische – Ursachen und Auswege. Landschaftspfl. u. Naturschutz in Thüringen 11, 1: 3-11.
- Shapovalov L. 1937 – Experiments in hatching steelhead eggs in gravel – Calif. Fish. Game 23: 208-214.
- Shapovalov L., Berrian W. 1940 – An experiment in hatching silver salmon (*Oncorhynchus kisutch*) eggs in gravel – Trans. Amer. Fish. Soc. 169: 135-140.
- Sobocki M. 1997 – Obserwacje węgorza wstępującego do Łupawy – Prz. Ryb. 1: 55-56.
- Spiczakow T. 1936 – Biologiczne podstawy budowy przepławek dla ryb na zaporach dolinowych – Prz. Ryb. 4: 150-158.
- Starmach J. 2003 – Ryby i ich środowisko – Suppl. Ad Acta Hydrobiologica 6: 1-2, Kraków.
- Starmach K. 1964 – Rybacka i biologiczna charakterystyczna rzek – Pol. Arch. Hydrobiol. 3: 307-332.
- Steinmann P., Scheuring L., Koch W. 1937 – Die Wanderungen unserer Süßwasserfische dargestellt auf Grund von Markierungsversuchen – Zeitung f. Fisch. u. deren Hilfswiss., 35, Verlag J. Neumann-Neudamm, Berlin.
- Sych R. 1998 – Program restytucji ryb wędrownych w Polsce - od genezy do początków realizacji – Idee Ekologiczne, 13, Seria Szkice, 7: 71-86.
- Szmitd P. 1950 – Wędrówki ryb – Książka i Wiedza, Warszawa: 375 ss.
- Taft E.P. 1986 – Assessment Of Downstream Migrant Fish Protection Technologies For Hydro-electric Application – EPRI, Research Project 2694-1, Report AP-4711, Palo Alto, California.
- Wilkońska H. 1967 – Wędrówka tarłowa płoci (*Rutilus rutilus* L.) w jeziorze Śniardwy – Rocz. Nauk Rol., H, 90, 3: 517-538.
- Wiśniewolski W. 1987 – Gospodarcze połowy ryb w Wiśle, Odrze i Warcie w latach 1953-1978 – Rocz. Nauk Roln. H, 101: 71-114.
- Wiśniewolski W. 1992a – Ochrona ryb wędrownych w Wiśle – Aura 3: 92-94.
- Wiśniewolski W. 1997 – Ekologiczne przejścia dla ryb, czyli możliwości przeciwdziałania niekorzystnym dla ichtiocenozy skutkom progowej zabudowy rzek. Materiały uzupełniające – Rocz. Nauk. PZW. Wędkarstwo w ochronie rybostanów: 127-136.
- Wiśniewolski W. 2000 – Eksploatowane zespoły ryb Zbiornika Włocławskiego przed i po katastrofie ekologicznej – W: „Wybrane aspekty gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych”. Materiały Konferencji Międzynarodowej Gołysz, 15-16 maj 2000 r.: 152-165.
- Wiśniewolski W. 2002 – Czynniki sprzyjające i szkodliwe dla rozwoju i utrzymania populacji ryb w wodach płynących – Suppl. Ad Acta Hydrobiologica, Vol. 3: 1-28, Kraków.

- Wiśniewolski W. 2003 – Możliwości przeciwdziałania skutkom przegradzania rzek i odtwarzania szlaków migracji ryb – Suppl. Ad Acta Hydrobiologica 6: 45-64, Kraków.
- Wiśniewolski W. 2006 – Ekologiczna ciągłość rzek i restytucje ryb jako warunek ekorozwoju – W: Rybactwo, Wędkarstwo, Ekorozwój. (Red.) A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 115-126.
- Wiśniewolski W., Augustyn L., Bartel R., Depowski R., Dębowski P., Klich M., Kolman R., Witkowski A. 2004 – Restytucja ryb wędrownych a drożność polskich rzek. WWF Polska Warszawa: 42 ss.
- Wiśniewolski W., Engel J. (Ed.) 2006 – Restoring migratory fish and connectivity of rivers in Poland – Wyd. IRS, Olsztyn: 82 ss.
- Wiśniewolski W., Gieriej A. 2011 – Regulacja rzek i ichtiofauna - skutki i środki zaradcze – W: Użytkownik rybacki 2011. Kondycja polskiego rybactwa śródlądowego. M. Mizieliński (Red.). Wyd. PZW Warszawa: 109-123.
- Witkowski A. 1996 – Zmiany w ichtiofaunie polskich rzek: gatunki rodzime i introdukowane – Zoologica Poloniae 41 Suppl.: 29-40.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M. 2009 – Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: Czerwona lista minogów i ryb – Stan 2009 – Chrońmy Przyr. Ojcz. 65 (1): 33-52.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M., Marszał L., Heese T., Amirowicz A., Buras P., Kukuła K. 2004a – Pochodzenie, skład gatunkowy i aktualny stopień zagrożenia ichtiofauny w dorzeczu Wisły i Odry – Arch. Pol. Fish. 12 (Supl. 2): 70-20.
- Witkowski A., Kowalewski M. 1988 – Głowacica w Polsce – stan obecny i perspektywy – Gosp. Ryb. 11: 9-11.
- Witkowski A., Kowalewski M. 1988 – Migration and structure of a spawning population of European grayling *Thymallus thymallus* (L.) in the Dunajec Basin – Archiv Fur Hydrobiologie, 112 (2): 279-97.
- Witkowski A., Kowalewski M., Kokurewicz B. 1984 – Lipień – PWRiL, Warszawa: 214 ss.
- Witkowski A., Penczak T., Kotusz J., Przybylski M., Kruk A., Błachuta J. 2007b – Reofilne ryby karpioate Dorzecza Odry – Roczn. Nauk. PZW 20: 5-33.
- Wolnicki J. 2004 – *Eupallasella percunurus* (Pallas, 1811) – Strzebla błotna (przekopowa) – W: Adamski P., Bartel R., Bereszyński A., Kepel A., Witkowski Z. (Red.). Gatunki Zwierząt (z wyjątkiem ptaków). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – Podręcznik Metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 229-233.
- Zakęś Z. 2000 – Gospodarka rybacka a pomosty – aspekty negatywnego i pozytywnego oddziaływania – W: Stan rybactwa jeziorowego w 1999 roku. Wpływ innych użytkowników jezior na środowisko i gospodarkę rybacką (Red.) A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 45-65.
- Zalewski M., Naiman R.J. 1985 – The Regulation of riverine fish communities by a continuum of abiotic-biotic factors – In: Habitat modification and freshwater fisheries: J.S. Alabaster (Ed.): Butterworths Scientific Ltd. London: 3-9.
- Załachowski W. 1997 – Ryby – Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 528 ss.
- Żarnecki S. 1963 – Differentiation of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta* L.) from the Vistula River into seasonal populations – Acta Hydrob. 5: 254-294.
- Żbikowski A., Żelazo J. 1993 – Ochrona środowiska w budownictwie wodnym – Agencja Wydawnicza Falstaff Warszawa: 154 ss.
- Żuromska H. 1982 – Conditions of natural reproduction of *Coregonus albula* (L.) and *Coregonus lavaretus* (L.) – Pol. Arch. Hydrobiol. 29(1): 1-28.

Ogólne zasady postępowania z rybami i doboru urządzeń hodowlanych przy produkcji materiału zarybieniowego

Mirosław Szczepkowski, Bożena Szczepkowska

Zakład Hodowli Ryb Jesiotrowatych, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Wstęp

Zrównoważony rozwój rybactwa w coraz większym stopniu wymaga uwzględniania niekorzystnych zmian w jego otoczeniu. Wśród zmian środowiskowych, należy tu wymienić rosnący stale wpływ kormorana czarnego. Biorąc dodatkowo pod uwagę istniejącą presję połowową ze strony rybactwa komercyjnego i wędkarstwa, konsekwencją zachodzących zmian jest konieczność wspomagania naturalnych populacji ryb. W tym celu podejmuje się szereg działań z zakresu ochrony środowiska wodnego, regulacji dotyczących połowów rybackich i wędkarskich, a także uzupełniania naturalnych zasobów ryb poprzez wprowadzanie materiału zarybieniowego. To ostatnie zagadnienie obecnie zyskuje na znaczeniu, ze względu na coraz powszechniejsze ograniczenie możliwości naturalnego rozrodu. Dotyczy to szczególnie gatunków o wysokich wymagach środowiskowych (koregonidy), związanych rozrodczo z kurczącą się strefą litoralową (szczupak), czy też podejmujących wędrówki rozrodcze (np. łososiowate, cęta, węgorz).

W ostatnich latach ma miejsce gwałtowny rozwój technologii intensywnego chowu większości gatunków ryb, zwłaszcza z wykorzystaniem systemów recyrkulacyjnych (Zakęś i Partyka 2013). Wykorzystuje się w nich pasze komponowane o odpowiednim składzie chemicznym i zbilansowane pod względem energetycznym. Są one przeznaczone dla różnych gatunków i różnych ich stadiów rozwojowych, w tym również do zarybień wód otwartych. Chociaż stosowanie zarybień jest powszechne w gospodarce rybacko-wędkarskiej, to zwraca się także uwagę na czasem niejednoznaczne ich efekty (Ciereszko 2014). Często jest to wynikiem braku wiedzy na temat efektywności wykorzystywa-

nia różnych form materiału zarybieniowego, szczególnie pochodzących z nowych, obecnie rozwijanych technologii chowu. Bardzo duże znaczenie w całym procesie, począwszy od rozrodu, poprzez podchów, a na zarybieniach kończąc, ma sposób przygotowania materiału zarybieniowego. Bez wątpienia zapewnienie na wszystkich etapach właściwych warunków jest kluczowym elementem umożliwiającym osiągnięcie końcowego celu, jakim jest zaadaptowanie się wychowanych ryb do warunków naturalnych.

Poniżej omówiono najważniejsze czynniki i sposoby postępowania mogące mieć wpływ na jakość materiału przeznaczonego do zarybień i jego losy w środowisku naturalnym.

Zasady postępowania z rybami w trakcie podchowu oraz dobór urządzeń hodowlanych

Najważniejszym czynnikiem warunkującym możliwość przeprowadzenia podchowu jest zapewnienie właściwych, tolerowanych przez dany gatunek i stadium rozwojowe warunków fizykochemicznych wody. Do najważniejszych należą temperatura i koncentracja tlenu. Najkorzystniejsza sytuacja z punktu widzenia efektywności podchowu ma miejsce, gdy temperatura wody jest optymalna dla danego gatunku, tzn. taka, w której osiąga on największe przyrosty i przeżywalność (tab. 1). Mając jednak na uwadze, że temperatury w środowisku naturalnym mogą się znacząco różnić od utrzymywanych w podchowalniach należy zadbać o odpowiedni czas adaptacji ryb. Trzeba również pamiętać, że znaczenie ma nie tylko różnica, ale także kierunek zmiany. U narybku szczupaka o masie ciała 2,1 g wykazano, że gwałtowne obniżenie temperatury z 28°C do 3°C spowodowało widoczne objawy szoku termicznego, natomiast zmiana w odwrotnym kierunku, z 3 do 28°C nie wywołała takiej reakcji (Hubenowa i Zaikov 2013). Potwierdza to zasadę, że ryby ciepłolubne lepiej tolerują zmiany w kierunku wzrostu temperatur,

TABELA 1

Optymalne temperatury wychowu i wzrostu wybranych gatunków ryb

Gatunek	Stadium rozwojowe	Optymalne temperatury (°C)	Źródło
Miętusz	narybek	15	Wolnicki i in. (2002)
Sandacz	larwy	20	Szkudlarek i Zakęś (2001)
Sandacz	narybek letni	22	Zakęś (1999)
Sieja	larwy	19,3-20,6	Koskela i Eskelinen (1992)
Sieja	narybek	22	Szczepkowski i in. (2006a)
Sum	narybek	25-28	Hilge (1985)
Szczupak	larwy	24	Wolnicki i Górny (1997)
Szczupak	narybek	28	Szczepkowski (2006)

a zimnolubne odwrotnie. Praktycznym przejawem tego zjawiska jest fakt, że zarybienia sięgają są bardzo trudne do realizacji w okresie letnim i znacznie łatwiejsze wiosną i jesienią, podczas gdy u sumy jest odwrotnie.

Ważnym elementem podchowu ryb jest dobór odpowiednich basenów (kolor, wielkość, głębokość, kształt). Rodzaj basenów może wpływać m.in. na zachowanie się ryb i częstotliwość wykonywania manipulacji hodowlanych. U szczupaka o masie ciała od 0,12 do 5,5 g stwierdzono, że rozmieszczenie przestrzenne ryb w basenach o przekroju okrągłym i kwadratowym różniło się. Ryby w basenach okrągłych zajmowały stanowiska bardziej równomiernie aniżeli w basenach kwadratowych, co sprzyjało wzrostowi kanibalizmu, który w basenach okrągłych był o 8-14% większy (Szczepkowski i in. 2006b). Kształt basenów może wpływać na pracochłonność podchowu. W basenach rotacyjnych oczyszczanie dna trwa krócej w porównaniu z basenami o kształtach wydłużonych (korytach), ponieważ osady (odchody, niezjedzone resztki, martwe osobniki) gromadzą się na znacznie mniejszej powierzchni. Tym samym negatywny wpływ i stres odczuwany przez obsadę ryb jest mniejszy. Dzięki temu obniża się również zagrożenie chorobami bakteryjnymi, ponieważ pole kontaktu z potencjalnie niebezpiecznymi osadami, będącymi często ich źródłem, jest mniejsze.

U niektórych gatunków dużą rolę mogą odgrywać takie parametry basenów, jak głębokość i kolor wewnętrznych ścian. U narybku letniego sandacza odłowionego ze stawów zauważono, że jego zdolność do pobierania paszy była słabsza w basenach o kolorze szarym i znacznie lepsza w basenach zielonych (obserwacje własne). Zaobserwowano również dostosowywanie się ryb ubarwieniem do koloru basenów (Szczepkowski i Szczepkowska 2011), co może potencjalnie mieć wpływ na ich los w początkowym okresie po wypuszczeniu do środowiska naturalnego. Ponieważ różne gatunki ryb mają odmienne preferencje pod tym względem, w podchowalniach planujących wychów kilku gatunków lub stadiów powinno się dobierać baseny najbardziej uniwersalne. Generalnie wymagania te spełniają w największym stopniu baseny szare i zielone o objętościach 1-2 m³, przy czym kolor szary jest wygodniejszy przy większości czynności związanych z chowem, ze względu na lepszą widoczność ryb, czy też zalegających na dnie nieczystości. Znaczenie doboru odpowiednich basenów jest największe u stadiów młodocianych, które początkowo słabo sobie radzą z chwytaniem podawanej paszy oraz u gatunków pobierających pokarm wyłącznie w toni wodnej, takich jak szczupak czy sandacz (Kozłowski i in. 2009).

Istotną różnicą dla ryb hodowlanych w stosunku do warunków naturalnych jest obecność człowieka. Jest ona wynikiem wykonywania rozmaitych czynności związanych z chowem ryb, a dla ryb jest często źródłem silnego stresu. Poszczególne gatunki reagują w różnym stopniu na kontakt z człowiekiem. Niektóre, jak np. pstrąg tęczowy,

sieja, płyną gwałtownie w kierunku zauważonego ruchu, u wielu innych reakcją jest ucieczka lub próby wyskakiwania z basenów. Reakcje te w pewnym stopniu są pochodną stopnia rozwoju poszczególnych zmysłów u różnych gatunków ryb. U jesiotrowatych, które mają słabo rozwinięte narządy wzroku, wizualna obecność człowieka nie wywołuje zazwyczaj żadnej zauważalnej reakcji. Reakcja na wizualne bodźce pochodzące z zewnątrz może się zmieniać u różnych stadiów rozwojowych danego gatunku. U młodocianych szczupaków (o masie ciała 0,1-1 g) brak jest widocznego wpływu działania zewnętrznych bodźców wizualnych, natomiast ryby starsze reagują na takie same bodźce gwałtowną ucieczką. Należy jednak pamiętać, że odseparowanie od środowiska zewnętrznego może mieć także negatywne skutki. Stwierdzono to w podchowcie juwenalnego szczupaka, u którego większy kanibalizm występował w basenach nakrytych siatką (Szczepkowski 2009).

Podchowiywane ryby bardzo często negatywnie reagują na zmiany oświetlenia. Jednym z najbardziej czułych pod tym względem jest okoń, u którego w warunkach hodowlanych silne i niespodziewane oświetlanie basenów skutkuje gwałtowną, paniczną reakcją i próbami ucieczki. Należy zatem unikać raptownych zmian oświetlenia, a w razie konieczności, np. przy włączaniu oświetlenia na noc wskazane jest, by uczynić to odpowiednio wcześniej.

Oprócz bodźców wizualnych, ryby są często poddawane silnym bodźcom dźwiękowym, pochodzącym m. in. z pracy pomp i innych urządzeń albo będących efektem uderzeń w podłoże lub ściany basenów. Do jednostajnego, ciągłego hałasu urządzeń ryby przyzwyczajają się i nie wywołuje on widocznych, niepożądanych skutków. Silna reakcja ryb występuje podczas nagłych uderzeń i jest bardzo niebezpieczna szczególnie dla starszych ryb. U siei, sielawy i jesiotrów obserwowano straty wśród selektów i tarlaków utrzymywanych w basenach, będące wynikiem uderzania spłoszonych hałasem ryb w ściany (Szczepkowski i Szczepkowska 2012). Z kolei u karpia podchowiywanego w systemie recyrkulacyjnym wykazano pozytywny wpływ muzyki na efekty chowu, przejawiający się lepszą efektywnością wykorzystania paszy (Papoutsoglou i in. 2010).

Jednym z kluczowych momentów w podchowcie ryb są manipulacje hodowlane. Są one niezbędnym elementem racjonalnej technologii chowu, będąc jednocześnie źródłem silnego stresu dla ryb i często zwiększonej śmiertelności. Stosowane zabiegi mają na celu m.in. zmniejszenie zagrożenia chorobotwórczego (kąpiele lecznicze i profilaktyczne, oczyszczanie basenów), obniżenie kanibalizmu (sortowanie; fot. 1) czy poprawę efektywności wykorzystania pokarmu (sortowanie, ważenia kontrolne). Częstotliwość ich stosowania zależy od technologii wychowu danego gatunku i stadium rozwojowego, ogólną zasadą zaś jest ich minimalizowanie. W przypadku stadiów szczególnie wrażliwych lub braku odpowiednich warunków chowu, należy rozważyć, czy bardziej



Fot. 1. Nowoczesna sortownica umożliwiająca jednocześnie rozdzielanie sortowanych ryb na cztery grupy wielkościowe.

celowe jest przeprowadzanie danego zabiegu, czy też przeznaczenie ryb do zarybiń. Przykładem może być celowość dalszego podchowu larw szczupaka z wykorzystaniem pasz w momencie pojawienia się kaniibalizmu. Przeżywalność w tym okresie chowu jest wysoka i sięga często 90% (Wolnicki i Kamiński 1998). Dalszy podchów jest możliwy tylko po przeprowadzeniu sortowania, jednak istnieje ryzyko wzrostu strat ryb, które nie zawsze mogą być zrekompenso- wane większą masą ciała podchowywane- go dłużej narybku. W takiej sytuacji może okazać się korzystniejszym wcześniejsze wykorzystanie ryb do zarybienia. Kanonem postępowania podczas podchowu powinno być również przerwanie żywienia ryb przy użyciu karmników automatycznych pod- czas oczyszczania dna basenów, ponieważ

większość ryb zaprzestaje pobierania pokarmu w tym okresie.

Trudnym zadaniem jest przeprowadzanie kąpieli profilaktycznych i leczniczych, które często muszą być wykonywane u osłabionych ryb, dodatkowo w warunkach nieopty- malnych dla danego gatunku, co może być źródłem dodatkowych strat. Dlatego bardzo ważne jest wykorzystywanie metod jak najmniej inwazyjnych. Takim rozwiązaniem jest stosowanie w systemie recyrkulacyjnym podczas chowu siei i szczupaka kąpieli w chlo- raminie T, podawanej nie tylko w basenach podchowowych, ale w całej objętości syste- mu recyrkulacyjnego. Zabieg ten pozwolił na radykalne zmniejszenie strat u tych gatun- ków w następstwie chorób grzybiczych i bakteryjnych skrzeli (Szczepkowski i Szczep- kowska 2013). Podobne znaczenie ma zastosowanie szczepionek wzmacniających odporność ryb w immersji w basenach, bez konieczności odławiania obsady, co znacz- nie zmniejsza ryzyko strat (Szczepkowska i in. 2014).

Bardzo wiele problemów podczas intensywnego podchowu związanych jest z żywie- niem ryb. Powszechnie znany jest wpływ niewłaściwej diety na powstawanie rozmaitych deformacji licznych gatunków ryb m.in. lina, klenia, szczupaka, sandacza (Sikorska 2012, Szczepkowski i in. 2012), utrudniających lub wręcz uniemożliwiających wykorzy- stanie wychowanych ryb do zarybiń. W skrajnych przypadkach, u szczególnie wyma- gających gatunków, liczebność zdeformowanych ryb może sięgać 95-98% (Wach i in.

2013). Poprawę sytuacji można uzyskać poprzez suplementację diety pokarmem naturalnym (solowiec, ochotka) lub dodatkami witaminowo-mineralnymi (Wunderlich i in. 2010, Sikorska 2013).

W warunkach hodowlanych ryby otrzymują pokarm w sposób ciągły lub w regularnych odstępach czasu w określonych miejscach. Przyzwyczajają to ryby do określonych zachowań pokarmowych. Może to jednak później utrudniać im przystosowanie się do zdobywania pokarmu w warunkach naturalnych. U suma podchowyanego w basenach i żywionego paszą (peletkami) obserwowano trudności w adaptowaniu się do chwytania ryb (Szczepkowski i Szczepkowska 2004), chociaż u innych drapieźników (sandacza i szczupaka), traktowanych podobnie, po przeniesieniu ich do stawów stwierdzono wysoki stopień przechodzenia na pokarm naturalny. Jednocześnie zauważono, że wydłużenie okresu podchowu i żywienia paszą wpływa negatywnie na możliwości adaptacyjne ryb (Szczepkowski i in. 2014). Sposób podawania pokarmu w czasie podchowu determinowany jest specyficznym behawiorem podchowanych ryb. Gatunki stadne, np. sieja, z łatwością mogą być karmione ręcznie, co pozwala osiągnąć lepszą dostępność pokarmu dla większej liczby osobników i ma pozytywny wpływ na zmniejszenie zróżnicowania wielkościowego. Ryby drapieżne, w większości przypadków muszą być żywione za pomocą karmników automatycznych, ze względu na płochliwość i dość nieporadny, powolny sposób pobierania granulek paszy. Negatywnym skutkiem tego sposobu żywienia może być gromadzenie się najsilniejszych osobników pod karmnikiem, monopolizowanie pokarmu i powstawanie niekorzystnych stosunków hierarchii, co w konsekwencji może prowadzić do wzrostu kanibalizmu.

Sposób żywienia może również wpływać na cechy biometryczne (kształt ciała) podchowanych ryb. Karasie pospolite karmione paszą i pokarmem naturalnym różniły się morfologicznie. W warunkach naturalnych karaś wykazuje przystosowanie kształtu ciała do określonych warunków i występowania drapieźników (Holopainen i in. 1997), dlatego też istotne zmiany powstałe pod wpływem żywienia mogą mieć negatywne skutki dla ryb przeznaczonych do zarybienia. Z tego powodu żywienie takich ryb powinno się różnić od żywienia ryb przeznaczonych do dalszej hodowli, przede wszystkim pod względem wielkości racji pokarmowych, które powinny być niższe u potencjalnego materiału zarybieniowego.

Zasady postępowania z rybami przed zarybieniem

Okres pomiędzy zakończeniem intensywnego chowu a umieszczeniem wychowanych ryb w środowisku naturalnym jest równie ważny jak wcześniejszy podchów. Zdarza się, że długotrwały wysiłek hodowcy jest niweczony błędami podczas transportu lub zarybienia, wynikającymi z niewłaściwego wyboru pory lub miejsca zarybienia, czy przy-

gotowania ryb do zachodzących zmian. Zmiany te dotyczą warunków środowiskowych, rodzaju pokarmu, sposobu odżywiania się, narażenia na presję drapieżników.

Bardzo poważnym problemem praktycznym jest oszacowanie liczebności ryb przeznaczonych do zarybienia. Zgodnie z istniejącymi wymogami prawnymi przedmiotem zarybienia wód obwodów rybackich może być tylko ściśle określona ilość ryb, zgodna z założeniami operatu rybackiego dla danego obwodu rybackiego. Zabieg określania ilości, najczęściej w postaci bezpośredniego ważenia biomasy ryb, jest dla nich wysoce uciążliwy. W warunkach hodowlanych po takich zabiegach obserwuje się często śnięcia ryb, tym większe i bardziej długotrwałe, im bardziej wrażliwy na manipulacje jest dany gatunek. Do najbardziej wrażliwych zaliczają się niestety te najcenniejsze, takie jak sieja czy sandacz. U narybku wprowadzonego do wód otwartych nie jesteśmy w stanie zaobserwować tych śnięć, ale nie ma wątpliwości, że śmiertelność związana z manipulacjami (ważenia, odławianie z basenów transportowych) może być ważnym czynnikiem zmniejszającym efekty zarybienia. Pewne możliwości zmniejszenia tego negatywnego wpływu dają nowoczesne metody szacowania liczebności ryb, np. stosowanie automatycznych liczników. Ich podstawową zaletą jest fakt, że większość manipulacji może odbywać się przy znacznie mniejszych zagęszczeniach ryb i w stałym kontakcie z wodą, dzięki czemu są one w niewielkim stopniu narażone na utratę śluzu i otarcia. Obecnie istniejące urządzenia umożliwiają precyzyjne szacowanie (z błędem 2-3%) różnych stadiów, od larw do ciężkich form narybku (fot. 2 i 3). Ich wadą jest duży koszt, w związku z czym mogą być stosowane jedynie w bardzo dużych obiektach.



Fot. 2. Liczenie larw siei.



Fot. 3. Licznik narybku z wykorzystaniem analizy obrazu.

Podczas podchowu ryb w warunkach kontrolowanych mogą wykształcać się u nich niekorzystne zachowania, które mogą uniemożliwiać ich adaptację w środowisku naturalnym. Problemy te narastają w miarę wydłużania się okresu chowu i mogą być jedną z istotnych przyczyn uzyskiwania gorszych rezultatów przy wykorzystaniu starszych form materiału zarybieniowego pochodzącego z intensywnego chowu (Szczepkowski i in. 2012). Jednym z najbardziej zauważalnych widocznych przejawów jest zachowanie się narybku siei w basenach rotacyjnych. Ryby nieustannie w jednostajny sposób pływają wzdłuż ścian basenów, wykazując gwałtowne przyspieszenia jedynie w momencie podawania paszy. Po wypuszczeniu takich ryb do jezior obserwowano podobne zachowanie. Ryby poruszały się na małej przestrzeni, wokół miejsca, gdzie zostały wypuszczone. W tym czasie są one bardzo narażone na ataki drapieżników. W skrajnych wypadkach ryby utrzymywały się w miejscu zarybienia nawet przez 2-3 dni (obserwacje własne). W celu zapobiegania takiej sytuacji, przed wypuszczeniem ryb do zbiorników naturalnych podjęto próby wstępnej ich adaptacji w stawach betonowych lub ziemnych. To drugie rozwiązanie wydaje się zdecydowanie korzystniejsze, chociaż wiąże się z dodatkową pracochłonnością uciążliwego odłowu ryb.

Zasady postępowania z tarlakami i prowadzenia sztucznego rozrodu

Bardzo wiele problemów stosowania materiału zarybieniowego pochodzącego z chowu w warunkach kontrolowanych może wynikać z ignorowania zasad genetyki. Materiał zarybieniowy pochodzący z podchowalni może powodować zmiany struktury genetycznej naturalnych populacji i utratę niektórych genotypów. Największe możliwości kształtowania struktury genetycznej występują podczas sztucznego rozrodu. Podstawowymi elementami są liczebność tarlaków użytych do rozrodu i ich dobór. Złą praktyką jest produkowanie materiału zarybieniowego na bazie kilku samic, czy też ograniczanie liczebności samców wykorzystywanych w rozrodzie. Należy również zauważyć, że zubażanie puli genowej może być wynikiem niewłaściwej techniki przeprowadzania sztucznego rozrodu. Wykazano, że przy używaniu mlecza wielu samców, nasienie poszczególnych osobników bierze udział w zapłodnieniu w nierównomierny sposób, w efekcie czego część genów może nie zostać przekazana do kolejnego pokolenia (Ciereszko i in. 2011). Ma to szczególne znaczenie w populacjach o niskiej liczebności tarlaków. W takich przypadkach porcje ikry powinny być zapładniane oddzielnie mleczem od różnych samców i dopiero po tym procesie mogą być zmieszane.

Znajomość statusu genetycznego ma ogromne znaczenie wśród ryb zagrożonych hybrydyzacją. Należą do nich koregonidy, u których naturalna i będąca efektem działań człowieka hybrydyzacja występowała powszechnie i była uważana za jeden z czynników zmniejszania się ich populacji (Łuczyński i in. 1992). Ostatnie badania wykazują, że u części populacji siei, wykorzystywanych do reprodukcji w Polsce nie spotyka się krzyżówek z pelugą, co może potwierdzać ich niską zdolność do adaptacji w środowisku naturalnym (Popović i in. 2014). W przypadku ryb siejowatych problem doboru tarlaków jest o tyle złożony, że gatunek ten wytworzył lokalne, odrębne populacje, różniące się pod względem genetycznym. Wydaje się wskazane, aby tworzenie stad tarłowych siei opierało się na rybach z lokalnych populacji i było poprzedzone badaniami genetycznymi.

Coraz większe znaczenie w sztucznym rozrodzie zyskuje kriokonserwacja nasienia, która umożliwia rozdzielenie procesu pobierania ikry i mlecza oraz wymianę materiału genetycznego pomiędzy różnymi ośrodkami hodowlanymi. Ma to istotne znaczenie praktyczne, ponieważ u wielu gatunków często obserwowanym zjawiskiem jest wcześniejsze dojrzewanie samców niż samic oraz brak odpowiedniej jakości nasienia pod koniec sezonu tarła. Kriokonserwacja jest również narzędziem przechowywania genomów cennych populacji w celu ich długotrwałej ochrony (Glogowski i Ciereszko 2008). W praktyce węlgarnicznej coraz powszechniej stosowane jest także krótkookresowe

przechowywanie nasienia (Sarosiek i in. 2012). Ma to głęboki sens u gatunków takich jak np. sum, u którego pozyskanie nasienia wiąże się z koniecznością uśmiercenia ryby i wypreparowania gonady.

Pozyskiwanie tarlaków z wód naturalnych wiąże się najczęściej z ich ubytkiem ze środowiska, ponieważ po przeprowadzonym rozrodzie nie są przywracane do wód, w których zostały złowione, ze względu na dużą śmiertelność pomanipulacyjną. Badania z zastosowaniem technik telemetrii wykazały jednak, że ryby uczestniczące w sztucznym rozrodzie mogą, przy zachowaniu dobrych praktyk, przeżywać w środowisku naturalnym (Kapusta i in. 2014). Należy jednak nadmienić, że dotyczy to sztucznego rozrodu przeprowadzanego w niewielkiej skali – wyniki te nie zostały zweryfikowane w skali w pełni produkcyjnej. Sposobem ograniczenia presji na naturalne populacje może być tworzenie stad tarłowych w warunkach kontrolowanych (fot. 4). Wykazano, że jest to możliwe nawet w przypadku ryb bardzo wrażliwych na manipulacje. Tarlaki sandacza wychowane w warunkach kontrolowanych mogą być wykorzystywane w rozrodzie przez wiele lat, przy śmiertelności potarłowej nieprzekraczającej kilku procent (Zakęś 2009), podczas gdy śmiertelność potarłowa ryb dzikich tego gatunku sięga niekiedy 100%. Tak duże różnice są związane z faktem, że tarlaki w warunkach kontrolowanych przez cały



Fot. 4. Tarlaki sandacza wychowane w basenach systemu recyrkulacyjnego.

okres do osiągnięcia dojrzałości są poddawane manipulacjom hodowlanym, przez co stają się na nie odporne.

Podsumowanie

Wykorzystanie materiału zarybieniowego pochodzącego z intensywnego chowu jest bardzo złożonym zagadnieniem. Podejście ukierunkowane na uzyskanie możliwie dużej liczby jak największych ryb, jest z gruntu założeniem błędnym. Co więcej, nieodwracalne błędy mogą zostać popełnione jeszcze przed rozpoczęciem właściwego wychowu ryb, np. na etapie doboru tarlaków. Podczas podchowu należy poprzez odpowiednie warunki i postępowanie kształtować zachowania ryb umożliwiające im dostosowanie się do warunków naturalnych. Są one odmienne dla różnych gatunków, a nawet ich stadiów rozwojowych, ponadto w wielu przypadkach brakuje nam takiej wiedzy dla nowo rozwijanych technologii chowu. Dlatego uzupełnieniem prac związanych z chowem materiału zarybieniowego musi być ocena efektów jego wykorzystania, w tym w oparciu o nowoczesne techniki znakowań.

Literatura

- Ciereszko A. 2014 – Kontrowersje związane z wpływem zarybiania na naturalne populacje ryb – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 27-40.
- Glogowski J., Ciereszko A. 2008 – Kriokonserwacja nasienia ryb - znaczenie, specyfika oraz krajowe osiągnięcia w ostatnim dziesięcioleciu – Medycyna Wet. 64 (4B): 551-554.
- Hilge V. 1985 – The influence of temperature on the growth of the European catfish (*Silurus glanis* L.) – J. Appl. Ichthyol. 1: 27-31.
- Holopainen I.J., Tonn W.M., Paszkowski C.A. 1997 – Tales of two fish: The dichotomous biology of crucian carp (*Carassius carassius* (L)) in Northern Europe – Ann. Zool. Fennici 34: 1-22.
- Hubenova T., Zaikov A. 2013 – Investigation on the thermal shock in pike (*Esox lucius* L.) fingerlings – Bulg. J. Agric. Sci. 19 (1): 114-117.
- Kapusta A., Szczepkowski M., Zakęś Z. 2014 – Zastosowanie biotelemetrii do gospodarowania populacjami ryb drapieżnych w jeziorach – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 137-147.
- Koskela J., Eskelinen U. 1992 – Growth of larval European whitefish (*Coregonus lavaretus*) at different temperatures – In: Biology and Management of Coregonid Fishes 1990 (Eds.) T.N. Todd, M. Łuczynski. 39, 3-4: 677-682.
- Kozłowski M., Szczepkowski M., Wunderlich K., Piotrowska I., Szczepkowska B., Zakęś Z. 2009 – Wpływ wysokości słupa wody w basenach podchowowych na wskaźniki chowu narybku sandacza (*Sander lucioperca*) – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb łososiowatych i innych gatunków (Red.) Z. Zakęś i in. Wyd. IRS, Olsztyn: 287-293.

- Łuczyński M., Falkowski S., Vuorinen J., Jankun M. 1992 – Genetic identification of European whitefish (*Coregonus lavaretus*), peled (*C. peled*) and their hybrids in spawning stocks of ten Polish lakes – Pol. Arch. Hydrobiol. 39 (3-4): 571-577.
- Papoutsoglou S.E., Karakatsouli N., Papoutsoglou E.S., Vasilikos G. 2010 – Common carp (*Cyprinus carpio*) response to two pieces of music („Eine Kleine Nachtmusik“ and „Romanza“) combined with light intensity, using recirculating water system – Fish Physiol. Biochem. 36(3): 539-54.
- Popović D., Szczepkowski M., Heese T., Węgleński P., Stanković A. 2014 – Ocena stopnia hybrydyzacji siei (*Coregonus lavaretus*) z pelugą (*Coregonus peled*) w Polsce – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 103-112.
- Sarosiek B., Cejko B.I., Krejszef S., Glogowski J., Targońska K., Kucharczyk D., Żarski D., Kowalski R.K. 2012 – Nasienie szczupaka (*Esox lucius* L.) – możliwości przechowywania plemników w warunkach chłodniczych – Komun. Ryb. 1: 7-10.
- Sikorska J. 2012 – Zróżnicowana reakcja młodocianych ryb karpiowatych na intensywne żywienie paszą w warunkach kontrolowanych – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych – osiągnięcia, wyzwania i perspektywy (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 179-185.
- Sikorska J. 2013 – Ocena skuteczności metod zapobiegania negatywnym skutkom stosowania pasz w podchowie młodocianych ryb karpiowatych – W: Innowacje w wylęgarnictwie organizmów wodnych (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 209-218.
- Szczepkowska B., Terech-Majewska E., Piotrowska I., Siwicki A.K., Stabiński R., Szczepkowski M. 2014 – Zastosowanie bezinwazyjnej metody szczepienia siei (*Coregonus lavaretus*) w systemie recyrkulacyjnym – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 309-314.
- Szczepkowski M. 2006 – The impact of water temperature on the growth and survival of juvenile northern pike (*Esox lucius* L.) reared on formulated feed – Arch. Pol. Fish. 14 (1): 85-93.
- Szczepkowski M. 2009 – Impact of selected abiotic and biotic factors on the results of rearing juvenile stages of northern pike (*Esox lucius* L.) in recirculating systems – Arch. Pol. Fish. 17 (3): 107-147.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2004 – Próba oceny przejścia na pokarm naturalny narybku ryb drapieżnych pochodzących z intensywnego chowu na paszach sztucznych – W: Stan i uwarunkowania rybactwa w 2003 roku, red. M. Mickiewicz i A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn: 55-63.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2011 – Wpływ koloru wewnętrznych ścian basenów na wyniki podchowu juwenalnego szczupaka (*Esox lucius*) – W: Nowe gatunki w akwakulturze - rozród, podchów, profilaktyka (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 153-160.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2012 – Możliwości intensywnego chowu sielawy w systemie recyrkulacyjnym – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2011 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 143-151.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2013 – Podchów szczupaka w warunkach kontrolowanych - aktualne metody i nowe możliwości – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 117-126.

- Szczepkowski M., Szczepkowska B., Krzywosz T. 2006a – The impact of water temperature on selected rearing indices of juvenile whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) in a recirculating system – Arch. Pol. Fish. 14 (1): 95-104.
- Szczepkowski M., Wunderlich K., Szczepkowska B. 2006b – Podchów młodocianych stadiów szczupaka (*Esox lucius*) w różnych typach basenów – W: Rozród, podchów, profilaktyka ryb karpiowatych i innych gatunków (Red.) Z. Zakęś i in. Wyd. IRS, Olsztyn: 301-305.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Kapusta A., Szczepkowska B., Hopko M., Jarołowicz S., Kowalska A., Kozłowski M., Partyka K., Piotrowska I., Wunderlich K. 2012 – Growth and survival in earthen ponds of different sizes of juvenile pike reared in recirculating aquaculture systems – Arch. Pol. Fish. 20: 267-274.
- Szczepkowski M., Zakęś Z., Kapusta A., Szczepkowska B., Hopko M., Jarołowicz S., Kowalska A., Kozłowski M., Partyka K., Piotrowska I., Wunderlich K. 2014 – Efektywność zarybień stawów ziemnych różnymi grupami wielkości narybku szczupaka (*Esox lucius*) i sandacza (*Sander lucioperca*) wychowanymi w systemach recyrkulacyjnych - wyniki wstępne – W: Wylęgarnictwo organizmów wodnych a bioróżnorodność (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 59-66.
- Szkuclarek M., Zakęś Z. 2001 – Wpływ temperatury wody na efekty podchowu larw sandacza w obiegach recyrkulacyjnych – Komun. Ryb. 6: 24-27.
- Wach S., Sikorska J., Kamiński R., Kamiński M., Wolnicki J. 2013 – Wpływ suplementacji starteru pokarmem naturalnym na wyniki podchowu młodocianego karasia pospolitego (*Carassius carassius*) w warunkach kontrolowanych – W: Innowacje w wylęgarnictwie organizmów wodnych (Red.) Z. Zakęś, K. Demska-Zakęś, A. Kowalska. Wyd. IRS, Olsztyn: 201-208.
- Wolnicki J., Górny W. 1997 – Effects of commercial dry diets and water temperature on growth and survival of northern pike, *Esox lucius* L., larvae – Pol. Arch. Hydrobiol. 44 (3): 377-383.
- Wolnicki J., Kamiński R. 1998 – Masowy podchów wylęgu szczupaka z zastosowaniem starterów – W: Rybactwo jeziorowe. Rozwój, zmiany, trudności. Wyd. IRS, Olsztyn: 83-90.
- Wolnicki J., Kamiński R., Myszkowski L. 2002 – Temperature-influenced growth and survival of burbot *Lota lota* (L.) larvae fed live food under controlled conditions – Arch. Pol. Fish. 10: 109-113.
- Wunderlich K., Szczepkowski M., Kozłowski M., Szczepkowska B., Piotrowska I. 2010 – Wpływ dodatku paszowego MIK-1 na wybrane wskaźniki hodowlane młodocianej siei (*Coregonus lavaretus* L.) – Komun. Ryb. 5: 9-12.
- Zakęś Z. 1999 – The effect of body size and water temperature on the results of intensive rearing of pike-perch, *Stizostedion lucioperca* (L.) fry under controlled conditions – Arch. Pol. Fish. 7:187-199.
- Zakęś Z. 2009 – Sandacz. Chów i hodowla. Poradnik hodowcy. Wyd. IRS, Olsztyn: 203 ss.
- Zakęś Z., Partyka K. 2013 – Systemy recyrkulacyjne – możliwości wykorzystania w produkcji materiału zarybieniowego ryb jeziorowych – W: Zrównoważone korzystanie z zasobów rybactwa na tle ich stanu w 2012 roku (Red.) M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn: 103-115.

