

# REKOMENDACJE ZWIĄZANE Z WYBRANYMI PROBLEMAMI GOSPODAROWANIA ZASOBAMI ICHTIOFAUNY WÓD ŚRÓDLĄDOWYCH W POLSCE, Z UWZGLĘDNIENIEM POŁOWÓW REKREACYJNYCH

ANDRZEJ KAPUSTA, TOMASZ KAJETAN CZARKOWSKI,  
ELŻBIETA BOGACKA-KAPUSTA

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza w Olsztynie

## Wstęp

Rybołówstwo śródlądowe może być obecnie wykonywane w pięciu podstawowych celach: poznawczych, regulacyjnych, zarybieniowych, spożywczych i rekreacyjnych (Czarkowski, Kapusta 2016a). Cele rybołówstwa śródlądowego oraz liczba poławiających ryby jest skorelowana z poziomem dobrobytu oraz stopniem rozwoju gospodarczego (Arlinghaus i in. 2002, Welcomme i in. 2010, Beard i in. 2011). W Polsce, tak jak w większości krajów, prowadzi się eksploatację ichtiofauny w wodach śródlądowych w zasadzie we wszystkich wymienionych celach, choć oczywiście dwa ostatnie, czyli spożywczy i rekreacyjny, są kluczowe. Wszystkie typy gospodarki rybackiej mogą generować problemy i konflikty natury ekologicznej oraz ekonomiczno-społecznej.

Korzystanie z żywych zasobów wód śródlądowych może odbywać się jedynie pod warunkiem, że zasoby te nie zostaną zniszczone bądź zdegradowane w wyniku działalności człowieka. Zasoby ichtiofauny słodkowodnej są bardzo wrażliwe i podatne na degradację. Fakt ten zauważono i omówiono już ponad czterdzieści lat temu, podczas kanadyjskiego sympozjum na temat zmian zachodzących w zespółach ryb jezior oligotroficznych, co opisała M. Nagięć (1973). Autorka wymieniła wtedy trzy grupy czynników antropogenicznych, które najmocniej oddziałują na populacje ryb w jeziorach, tj. introdukcje obcych gatunków, eutrofizacja i/lub inne zanieczyszczenia oraz eksploatacja. Wyróżniła również osiem sytuacji mogących występować w ekosystemach wodnych, mianowicie: (1) sytuacja bez oddziaływania; (2) tylko introdukcja; (3) tylko eutrofizacja; (4) tylko eksploatacja; (5) introdukcja w połączeniu z eutrofizacją; (6) introdukcja w połączeniu z eksploatacją; (7) eutrofizacja w połączeniu z eksploatacją i (8) introdukcja w połączeniu z eutrofizacją i eksploatacją.

Niestety, obecnie sytuacja, w której na populacje ryb i cały ekosystem nie oddziałuje żaden z wymienionych wyżej czynników w zasadzie nie ma miejsca. Najczęstszym natomiast przypadkiem jest sytuacja, w której na żywe zasoby wód oddziałuje cały zespół czynników antropogenicznych. Rybaków zarówno rekreacyjnych, jak i komercyjnych, najbardziej powinien interesować czynnik bezpośrednio związany z eksploatacją ryb. Wydaje się, że im presja eksploatacyjna jest wyższa, tym stan środowiska naturalnego i zasobów ulega pogorszeniu. Tak jak w przypadku niekontrolowanego rozwoju turystyki, po przekroczeniu pewnego progu, niekontrolowana eksploatacja może spowodować zmiany w strukturze i charakterystyce zasobów ichtiofauny, a tym samym również całego ekosystemu. Prawdopodobieństwo zaistnienia takiej sytuacji wzrasta, jeśli eksploatacja dotyczy tzw. gatunków kluczowych, którymi są np. gatunki drapieżne, takie jak szczupak i sandacz.

W związku z tym podjęto próbę zdiagnozowania głównych problemów dotyczących różnych form gospodarki rybackiej oraz wskazania niektórych możliwości ich rozwiązania, a w zasadzie kierunek, w którym należy podążać. Trzeba jednak zdawać sobie sprawę, że nie ma jednego, prostego i niezawodnego rozwiązania dla problemów nękających sektor rybactwa śródlądowego w Polsce. Z drugiej strony, nie można pozostawać obojętnym i twierdzić, że wszystko funkcjonuje idealnie, gdyż tak nie jest. Obecnie jedną z największych grup społecznych w kraju (zaraz po konsumentach ryb) bezpośrednio korzystającą z zasobów ichtiofauny są wędkarze, czyli rybacy rekreacyjni używający konkretnego narzędzia połowowego (wędkki) w celu eksploatacji zasobów ryb. W ostatnim czasie wśród tej grupy można zauważyć wiele osób niezadowolonych ze sposobu prowadzenia gospodarki rybackiej. Pomimo że rybacy rekreacyjni na całym świecie zgłaszają wiele skarg oraz uwag w kierunku zarządzających zasobami ichtiofauny i eksploatacją, zresztą nie zawsze słusznie, to nie należy ignorować tych głosów. Z drugiej strony, nie można ulegać populizmowi i nieracjonalnym żądaniom, lecz rozpocząć rzetelną, merytoryczną dyskusję nad problemami związanymi z eksploatacją wód śródlądowych (Czarkowski, Kapusta 2016b).

### **Konflikt obu środowisk eksploatujących zasoby ichtiofauny**

O konflikcie pomiędzy rybołówstwem rekreacyjnym a komercyjnym można znaleźć wzmianki zarówno w literaturze polskiej (Czarkowski, Kupren 2013, Czarkowski 2015, Trapszyc 2015), jak i światowej (EIFAC 2008, Sebi, Gerdeaux 2008, Salmi 2012). Jednak wydaje się, że problem ten w Polsce jest szczególnie widoczny, chociażby ze względu na spektakularne akcje niektórych środowisk

wędkarskich, włącznie z blokowaniem ulic i dróg publicznych. Rozwojowi sporu sprzyja również fakt, że w powiązaniu z zaistniałą sytuacją swój autonomiczny kapitał próbują zbijać nie tylko środowiska wędkarskie, ale również samorządowo-polityczno-biznesowe (Czarkowski, Kapusta 2016a). Jeśli doprowadzi się do spadku zasobów ryb, to w przyszłości konflikt ten może jeszcze bardziej przybrać na sile, zgodnie z tezą, że im bardziej kurczą się zasoby, tym konflikt pomiędzy różnymi grupami z nich korzystającymi rośnie, na zasadzie wzrostu konkurencji. Dlatego podstawą wszelkich działań powinno być zachowanie odpowiedniej ilości oraz struktury zasobów ichtiofauny w naszych wodach tak, aby eksploatacja była możliwa dla obu grup rybaków, rekreacyjnych oraz komercyjnych. W tym miejscu należy wyjaśnić, że zgodnie z koncepcją przedstawioną przez R. Arlinghousa i S.J. Cooke'a (2009), polscy wędkarze należą do grupy tzw. rybaków rekreacyjnych, czyli ludzi eksploatujących zasoby nie w celach komercyjnych ani utrzymaniowych, lecz głównie rekreacyjnych (Czarkowski i Kapusta 2016a).

Jedno i drugie środowisko rybackie oskarża stronę przeciwną o nadmierną presję eksploatacyjną, choć obiektywnie należy stwierdzić, że obecnie środowisko rybaków rekreacyjnych wydaje się być zdecydowanie bardziej agresywne w swoich działaniach. Przykładem mogą być uliczne demonstracje wędkarzy, które np. miały miejsce w Warszawie oraz na Mazurach. Ogólnie rzeczony konflikt w polskich warunkach charakteryzuje się narosłymi stereotypami oraz pewną mityzacją rzeczywistości (Trapszyc 2015). Dlatego bardzo ważna w tym momencie wydaje się rzeczowa dyskusja, prowadzona na podstawie rzetelnych argumentów naukowych oraz kompromisowe rozwiązywanie sporów pomiędzy obiema grupami eksploatującymi zasoby ichtiofauny (EIFAC 2008). Jedno jest pewne, należy ze sobą rozmawiać, dbając jednocześnie o wysoki poziom dyskusji, zarówno pod względem merytoryki, jak i kultury wypowiedzi.

Niebagatelną rolę w rzeczowej dyskusji powinno pełnić środowisko naukowe, które z jednej strony musi być źródłem wiarygodnej informacji badawczej, z drugiej, nie może w tym konflikcie stać po żadnej ze stron sporu. Niestety, argumenty naukowe nie zawsze przemawiają do zwaśnionych, często emocjonalnie reagujących stron skarżących się na złe zarządzanie żywymi zasobami wód śródlądowych. Idealnie byłoby gdyby w rolę rozjemców wraz z naukowcami wcielili się również niektórzy urzędnicy, samorządowcy oraz politycy wszystkich opcji. Należy mieć również świadomość, że zarzuty pod adresem odpowiedzialnych za stan oraz zarządzanie zasobami ichtiofauny są typowe dla wielu krajów (FAO 2012).

## Łagodzenie konfliktu

Na złagodzenie konfliktu kluczowy wpływ może mieć kilka podstawowych elementów, związanych głównie z konkurencją o zasoby oraz z edukacją. Konkurencja o zasoby ryb jest podstawową i bezpośrednią przyczyną konfliktu rybołówstwa rekreacyjnego z komercyjnym. Sposobem na zmniejszenie konkurencji eksploatacyjnej może być poprawa stanu zasobów ichtiofauny przy tej samej presji, albo zmniejszenie presji połowowej przy zachowaniu zasobów w obecnym stanie. Wydaje się, że najlepiej zadziałać z obu kierunków równocześnie, czyli z jednej strony poprawiać stan zasobów, z drugiej, zmniejszać i łagodzić presję połowową.

Niestety, kierunek pierwszy jest zdecydowanie trudniejszy do realizacji niż kierunek drugi. Należy mieć świadomość, że stan zasobów ichtiofauny oraz jej bioróżnorodność w zdecydowanej mierze zależy od stanu środowiska, w którym ichtiofauna żyje (Colby i in. 1972, Czerwiński 2012). Od stanu siedlisk zależy przede wszystkim naturalna rekrutacja ryb, czyli efekty rozrodu naturalnego oraz przeżywalność i wzrost poszczególnych stadiów rozwojowych. Dlatego kluczem do sukcesu jest w pierwszej kolejności zadbanie o środowisko, aczkolwiek większość metod rekultywacji i renaturyzacji siedlisk wodnych jest stosunkowo droga oraz skomplikowana. Sama gospodarka rybacka może być też jednym z jej elementów, a dobrym przykładem mogą być działania związane z biomanipulacją najwyższymi poziomami troficznymi oraz połowami planktono- i bentofagów (Lampert, Sommer 2001, Mehner i in. 2004). W siedliskach zdegradowanych, gdzie naturalna rekrutacja jest niemożliwa lub niewystarczająca, można włączyć mechanizmy związane z tzw. zarybianiem, czyli wprowadzaniem mniej lub bardziej podchowanych stadiów ryb do środowiska. Mechanizm ten w teorii ma na celu poprawę stanu zasobów, jednak nieprofesjonalnie prowadzone zarybienia mogą być obciążone sporym ryzykiem ekologicznym (Cambrey 2003, Johnson i in. 2009).

Drugi kierunek wydaje się prostszy, choć niekoniecznie mniej kosztowny w zastosowaniu, a dotyczy on ograniczenia presji połowowej. Zarządzający zasobami ryb ma do dyspozycji wiele instrumentów o charakterze narzędzi regulacyjnych. Należy mieć jednak na uwadze, że nie wszystkie z nich spotykają się ze zrozumieniem i akceptacją środowisk rybackich, zarówno rekreacyjnych, jak i komercyjnych.

Ostatnim sposobem jest zupełne wyeliminowanie konkurencji w użytkowaniu zasobów ichtiofauny. Pomysł ten jest już dość stary, choć nigdy nie został wprowadzony w życie w polskich warunkach. M. Leopold i współautorzy (1980) wymienili sześć kategorii jezior, w zależności od głównego celu użytkowania,

mianowicie: (1) akweny retencyjne zabezpieczające i regulujące bilans wodny; (2) akweny zaopatrujące ludność w wodę dla celów spożywczych; (3) akweny będące unikalnymi siedliskami przyrodniczymi oraz matecznikami cennych gatunków, na których realizuje się cele ochronne; (4) akweny służące zaspokajaniu potrzeb związanych z aktywną rekreacją wodną niezwiązaną z połowami ryb, np. motorowodniactwo, żeglarstwo, kąpieliska itp.; (5); akweny służące połowom rekreacyjnym; (6) akweny służące połowom komercyjnym i produkcji ryb konsumpcyjnych. W założeniu z jednego akwenu wodnego mogłaby korzystać jedna konkretna grupa użytkowników zasobów, np. tylko wędkarze lub tylko rybacy komercyjni, ewentualnie tylko motorowodniacy. Takie rozwiązanie wydaje się trafione, choć obecnie na przeszkodzie stoją zapisy prawa wodnego, szczególnie te związane z powszechnym dostępem i korzystaniem z wód śródlądowych. Inną kwestią są potencjalne trudności w racjonalnym podziale zbiorników wodnych według celów użytkowania. Zgodnie z klasyczną koncepcją rozwoju zrównoważonego, kryteria tego podziału powinny być bezpieczne oraz wskazane ekologicznie, uzasadnione ekonomicznie oraz akceptowalne społecznie.

Przy wprowadzaniu rozwiązań mających na celu ograniczenie bądź wyeliminowanie konkurencji niezbędna jest edukacja społeczeństwa, w tym szczególnie rybaków rekreacyjnych oraz komercyjnych. Niektóre tezy oraz żądania stawiane przez środowiska wędkarskie lub rybackie są po prostu oderwane od rzeczywistości i często nie mają pokrycia w badaniach empirycznych oraz źródłach naukowych. Przyrodnicze tezy oraz diagnozy stawiane na podstawie obserwacji kilku czy kilkunastu osób, niemające potwierdzenia w nauce, nie mogą stanowić podstawy np. do zmiany prawa. Jedynie potwierdzone metody naukowe mogą być przyczynkiem do ewentualnych zmian. Dlatego droga zmian w systemie zarządzania zasobami ryb powinna być inna, zarządzający zasobami powinien odbierać sygnały i skargi społeczne, a następnie metodami naukowymi weryfikować ich słuszność. W zależności, czy badania naukowe potwierdzą daną tezę, czy też ją obalą, należy wprowadzać postulowane przez społeczeństwo zmiany bądź się od nich wstrzymać, aby przypadkowo pod wpływem presji społecznej nie zniszczyć środowiska (Kapusta, Czarkowski 2015, Czarkowski, Kapusta 2016a). W tym drugim przypadku należy koniecznie podjąć działania edukacyjne, aby wytłumaczyć postulującej grupie, dlaczego danych rozwiązań nie należy wprowadzać lub jakie ryzyko jest z tym związane. Absolutnie nie należy ignorować głosów obu środowisk rybackich, nawet w przypadku gdy ich twierdzenia nie mają pokrycia w rzeczywistości. Rolą i obowiązkiem zarządzającego zasobami oraz rybołówstwem jest merytorycznie odpowiadać na stawiane pytania, niestety nawet te najbardziej absurdalne.

## **Rodzaje problemów zgłaszanych przez rybaków rekreacyjnych oraz ich weryfikacja**

W opracowaniu FAO (2012) wymienia się i opisuje najczęstsze rodzaje skarg i zażaleń kierowanych przez rybaków rekreacyjnych w stronę instytucji zarządzających rybołówstwem i zasobami. W zasadzie wszystkie z nich występują również w polskich realiach (tab. 1). Zasadnicza różnica polega na tym, że w Polsce rybacy rekreacyjni dodatkowo od razu wymieniają winnych oraz podają gotową prostą receptę, niestety zazwyczaj nie do końca trafną. Rybacy rekreacyjni (głównie wędkarze) najczęściej skarżą się na zbyt niską liczebność ryb w łowisku, małe rozmiary łwionych osobników oraz ich słabą kondycję, a także nieodpowiednie gatunki występujące w łowisku (tab. 1)

W wyniku korzystania z selektywnych narzędzi połowowych, takich jak wędka, informacja na temat stanu zasobów przekazywana przez rybaków rekreacyjnych z reguły jest niepełna. Zazwyczaj też następuje niedoszacowanie lub zupełne pominięcie pewnych gatunków bądź sortymentów ichtiofauny. Dla najczęściej stosowanego w rybołówstwie rekreacyjnym narzędzia połowowego dodatkowym czynnikiem ograniczającym łowność jest fakt, że narzędzie to nie łowi wszystkich ryb znajdujących się w zasięgu jego działania, ale w zasadzie tylko te żerujące (Czarkowski, Kapusta 2016a). Choć zdarza się czasem, że niektóre ryby atakują przynętę również z innych przyczyn, np. w celu ochrony potomstwa lub odpędzenia potencjalnego intruza. Poza tym istnieje wiele gatunków ryb o wysokiej wartości przyrodniczej, o których występowaniu dowiedziono dopiero w czasie prowadzenia badań odpowiednimi narzędziami (Kapusta, Czarkowski 2007), pomimo prowadzonej tam wcześniej długoletniej statystyki połowów.

Dla rybołówstwa rekreacyjnego charakterystyczny jest wysoki nakład połowowy oraz stosunkowo niska łowność w porównaniu z rybołówstwem komercyjnym (Pereira, Hansen 2003). Wskaźnik CPUE w połowach rekreacyjnych mierzony jest zazwyczaj jako liczba bądź masa ryb złowiona w określonej jednostce czasu przypadająca na jednego łowiącego, bądź pojedyncze narzędzie w przypadku połowów wędkarskich (Heermann i in. 2013). Z uwagi na stosunkowo niską wydajność stosowanych narzędzi połowowych, najlepsze wyniki uzyskuje się przy dużym zagęszczeniu ryb w łowisku.

**Tabela 1.** Najczęstsze skargi rekreacyjnych rybaków na temat łowisk i sugerowane rozwiązania problemów przez zarządzającego łowiskiem

Zgłaszany problem (skarga)	Dowód	Diagnoza	Sugerowane rozwiązania
Zbyt małe zasoby ryb	ankietowanie: niski CPUE ( <i>catch per unit effort</i> – połów na jednostkę nakładu)	niska łowność: chwilowe słabe wyniki w połowie danego gatunku	edukacja wędkarzy: wskaźniki połowu nie zawsze ukazują realną obfitość ryb
		niska łowność: duże rozproszenie ryb	spowodowanie większej koncentracji ryb
	pobieranie prób metodami naukowymi: niski CPUE, niska obfitość ryb	niska obfitość: niewystarczająca rekrutacja	polepszenie siedliska, ochrona tarlaków, wzmacnianie docelowego gatunku, np. przez zarybianie
		niska obfitość: nadmierna naturalna śmiertelność	polepszenie siedliska, powstrzymanie drapieżnictwa, przejście na gatunek alternatywny
		niska obfitość: nadmierna śmiertelność połowowa/zbyt duża liczba rybaków rekreacyjnych	wprowadzanie ograniczeń dotyczących rozmiarów, limitów i nakładu połowowego, wzmacnianie docelowego gatunku
Zbyt małe rozmiary ryb	ankietowanie: rozmiary wynikające z połowów wędkarskich. Pobieranie prób metodami naukowymi: rozmiary wynikające z połowów kontrolnych	niskie tempo wzrostu	polepszenie siedliska, wzmocnienie bazy pokarmowej, zwalczanie konkurentów pokarmowych, zachęcanie do wyższych połowów
		nadmierna naturalna śmiertelność	polepszenie siedliska, przejście na gatunek alternatywny
		przełowienie wzrostowe (przełowienie dużych ryb)	wprowadzanie ograniczeń dotyczących rozmiarów, limitów i nakładu połowowego, wzmacnianie docelowego gatunku
Słaba kondycja ryb	ankietowanie: pomiary kondycji Pobieranie prób metodami naukowymi: pomiary kondycji	słaby wzrost	polepszenie siedliska, wzmocnienie bazy pokarmowej, zachęcanie do połowów
		nieodpowiednie środowisko	polepszenie siedliska, przejście na gatunek alternatywny
Nieodpowiedni rodzaj ryb	poszukiwany przez wędkarzy gatunek nie występuje w połowach	gatunek nie jest rodzimy dla tej wody	edukacja rybaków rekreacyjnych: przejście na inny, alternatywny gatunek
		ograniczenia środowiskowe dla gatunku	polepszenie siedliska, wzmacnianie docelowego gatunku, np. przez zarybianie, przejście na inny gatunek
Każdy z powyższych (wszystkie razem)	historyczne informacje, zapisy, przekazy	nierealistyczne oczekiwania, niedokładne wspomnienia sukcesów połowowych z przeszłości	edukacja rybaków rekreacyjnych: zapewnienie dostępu do realnych, rzetelnych danych

Źródło: (FAO 2012, za Kapusta, Czarkowski 2015, zmodyfikowane)

## Określenie stanu zasobów

Jednym z głównych problemów w polskim systemie zarządzania zasobami ichtiofauny oraz rybołówstwem śródlądowym (rekreacyjnym i komercyjnym) jest brak odpowiedniego stałego systemu monitoringu zasobów. Pomimo że wie się, ile ryb łowią rybacy komercyjni (Wołos i in. 2016) oraz rekreacyjni (Wołos i in. 2015), a nawet ile ryb zjadają kormorany (Traczuk i in. 2016), to nie można określić, ile tak naprawdę ryb pływa w naszych wodach. Niewiele daje poznanie wielkości połowów, jeśli wcześniej nie pozna się rzeczywistej wielkości oraz struktury zasobów ichtiofauny. Bez tego nie sposób dokładnie określić bezpiecznego dla populacji i środowiska poziomu ogólnej eksploatacji rybackiej, prowadzonej w obu typach: rekreacyjnym (głównie wędkarskim) oraz komercyjnym. Połowy ryb w celach poznawczych, oprócz roli czysto naukowej, powinny być również integralnym oraz stałym elementem zarządzania żywymi zasobami wód, niezależnie od modelu prowadzonej gospodarki rybackiej (Czarkowski, Kapusta 2016a). Dodatkowo połowy prowadzone przez naukowców dostarczają materiału do badań laboratoryjnych, związanych chociażby z określaniem tempa wzrostu, kondycji, stanu zdrowotnego, składu pokarmu, wybiórczości pokarmowej, intensywności żerowania, konkurencji wewnątrz- i międzygatunkowej.

Na podstawie odpowiednio prowadzonych badań w środowisku, można z pewnym przybliżeniem określić zarówno biomasę, jak również strukturę gatunkową oraz wielkościowo-wiekową zasobów (Heese i in. 2014). W badaniach naukowych, monitoringu ichtiofauny i zarządzaniu żywymi zasobami wód śródlądowych stosuje się wiele metod, które pozwalają oszacować stan zasobów. Niektóre z nich są już stałym elementem monitoringu stanu środowiska wodnego, np. europejska norma EN14757 czy europejski wskaźnik ichtiologiczny EFI+. Wszelkie stosowane na świecie metody szacowania zasobów ichtiofauny mają swoje korzenie w technikach połowu stosowanych w rybołówstwie komercyjnym, głównie ze względu na niższą selektywność połowów komercyjnych niż rekreacyjnych. Chociaż w niektórych przypadkach informacje na temat połowów rekreacyjnych mogą być przydatne w procesie wnioskowania na temat zmian zachodzących w dynamice populacji ryb (Lehtonen i in. 2009). Jednak do interpretowania tych informacji należy podchodzić z ostrożnością i właściwie formułować wnioski (Heermann i in. 2013).

W jeziorach i zbiornikach zaporowych najczęściej stosuje się metody oparte o stosowanie sieci skrzelowych oplątujących, czyli tzw. wontonów. Chociaż niektórzy, zresztą z całkiem obiecującymi wynikami, stosują wontony używane w połowach komercyjnych (Heese i in. 2014), to w pracach badawczych i monitoringowych w Europie zastosowanie mają przede wszystkim tzw. wontony



wieloooczkowe, zwane również zestawami nordyckimi (Appelberg 2000, Kapusta, Czarkowski 2007, Mehner i in. 2007). Niekiedy też połowy badawcze wontonami wieloooczkowymi uzupełniane są innymi metodami, np. połowami prądem elektrycznym (Sutela i in. 2008). Ogólnie elektropułowy są metodą zalecaną i wykorzystywaną w całej Europie do monitorowania i badania ichtiofauny wód płynących. W głębokich i dużych jeziorach do szacowania zasobów (szczególnie ryb pelagicznych) stosuje się z powodzeniem również metody hydroakustyczne (George, Winfield 2000, Mehner, Schultz 2002, Świerzowski, Doroszczyk 2005). Wydaje się, że właśnie hydroakustyka ma obecnie największy potencjał rozwoju, profesjonalne echosondy stają się coraz czulsze i bardziej zaawansowane technicznie.

Odpowiednie rozpoznanie struktury oraz zagęszczenia ichtiofauny ma kluczowe znaczenie dla podejmowania lub niepodejmowania wszelakich działań zarządzająco-regulacyjnych, zarówno jeśli chodzi o kwestie związane z ewentualną poprawą stanu zasobów, np. w postaci zarybień, jak i regulacji presji połowowej. Tylko i wyłącznie na podstawie badań naukowych opartych o wyżej wymienione metody można odpowiadać na ewentualne skargi i zażalenia rybaków rekreacyjnych lub komercyjnych. Badania litoralu niektórych dużych, głębokich jezior potwierdzają tezę, że wyniki połowów rekreacyjnych oraz komercyjnych wcale nie muszą być zbieżne z wynikami połowów badawczych (Kapusta, Czarkowski 2007). Jeszcze raz należy dobitnie powtórzyć, że sytuacja w której wędkarze nie są zadowoleni z wyników swoich połowów, wcale nie musi świadczyć o słabym stanie zasobów ichtiofauny w danym zbiorniku. Jednakże sygnały płynące od rybaków rekreacyjnych nie powinny być ignorowane, ale właśnie na bieżąco sprawdzane i weryfikowane metodami naukowymi, stosowanymi przecież na całym świecie. Ogólnie wydaje się, że podstawową i pilną sprawą jest obecnie dokładne zbadanie większości polskich jezior pod kątem stanu zasobów ryb. Dopiero na tej podstawie można śledzić dalsze zmiany następujące w strukturze i obfitości ichtiofauny oraz wyciągnąć wnioski na temat jakości prowadzonej gospodarki rybacko-wędkarskiej.

### **Zarybienia i połowy tarlaków**

Zarybienia są jednym z mechanizmów potencjalnie mogących poprawiać stan zasobów ichtiofauny, a co za tym idzie również zmniejszać konkurencję o zasoby ryb między rybakami rekreacyjnymi a komercyjnymi. Zarybienia są narzędziem często stosowanym w systemie zarządzania rybołówstwem rekreacyjnym i komercyjnym (Cox 1994, Halverson 2008, Mickiewicz 2013). Ich rola znacząco wzra-

sta w sytuacji, gdy naturalna rekrutacja ryb jest silnie ograniczona (Lorenzen 2005, Wanke i in. 2016). Problem zarybień jest bardzo ważnym, ale i skomplikowanym zagadnieniem, szczególnie w kontekście zagrożenia bioróżnorodności, dlatego decyzje podejmowane w tym zakresie muszą być racjonalne, przemyślane oraz pozytywnie ocenione przez specjalistów (Kapusta 2015). Bezpośrednie motywy zarybień mogą być różne, najczęściej zarybienia prowadzi się w celu: odbudowy populacji, wzmocnienia populacji, łagodzenia skutków przelowienia i degradacji siedlisk, kształtowania struktury troficznej, wprowadzenia nowych gatunków oraz zaspokojenia oczekiwań społecznych (FAO 2012).

Niestety, nieodpowiedzialnie prowadzone zarybienia mogą powodować niekorzystne zmiany w ekosystemach wodnych (Cambray 2003, Johnson i in. 2009). Zarybienia muszą być przede wszystkim uzasadnione ekologicznie, a nie motywowane presją czy życzeniami, nawet tak licznej grupy użytkującej zasoby ryb, jak np. rybacy rekreacyjni (Rahel 2004). Należy podkreślić, że pomimo doskonalenia technik wylęgarnicznych i dostarczania coraz większej ilości ryb na zarybienia, efektywność zarybień może spadać, a odsetek ryb osiągających stadium dojrzałości płciowej może się zmniejszać (Brown, Day 2002). Istnieją również badania, które zdają się podważać celowość zarybień w niektórych sytuacjach, szczególnie wtedy, gdy warunki środowiskowe oraz stan populacji sprzyja naturalnej reprodukcji i rekrutacji, co może mieć miejsce np. u szczupaka (Hühn i in. 2014). Podobnie kontrowersyjne są zarybienia prowadzone w sytuacji, gdy występują lokalne adaptacje do warunków środowiskowych w subpopulacjach izolowanych w czasie rozrodu i rozwoju embrionalnego. Lokalne adaptacje w rozdzielonych przestrzennie lub siedliskowo populacjach są bardzo ważne w zakresie zarządzania zasobami i ochroną bioróżnorodności, gdyż mogą mieć negatywny wpływ na efektywność zarybień oraz suplementację populacji (Berggren i in. 2016).

W Polsce zarybienia jezior odbywają się na masową skalę (Mickiewicz, Wołos 2012). Przykładowym gatunkiem może być szczupak, który wpuszczany jest do śródlądowych wód publicznych w olbrzymich dawkach. W skali kraju są to ilości na poziomie prawie 200 mln szt. wylęgu, ponad 18 mln narybku letniego i ponad 115 ton narybku jesiennego rocznie (nie licząc innych, starszych form materiału zarybieniowego) (Mickiewicz i in. 2016). Należy również pamiętać, że jest to tylko jeden z katalogu 27 gatunków wpuszczanych do śródlądowych wód publicznych, aczkolwiek jego wprowadzanie jest na tyle masowe, że dotyczy aż 85% całkowitej powierzchni tych wód (Mickiewicz i in. 2016).

Z masowymi zarybieniami praktykowane jest nierozważne mieszanie lokalnych populacji. Taka praktyka gospodarcza może niekorzystnie wpływać na zachowanie zmienności genetycznej na poziomie poszczególnych populacji przystosowanych do lokalnych warunków środowiskowych (Araki, Schmid 2010).

J. Sadowski i J. Kempter (2011) wprost pisali, że tak duże środki zaangażowane obecnie w krajowy system zarybień nie mają żadnego uzasadnienia ekonomicznego, a „potencjalny bałagan jaki zostaje wywołany w puli genowej jest olbrzymi”. Zjawisko to oczywiście nie musi dotyczyć wszystkich gatunków ryb wprowadzanych do wód otwartych. Dlatego też pilną sprawą jest podjęcie badań na temat interakcji środowiskowych i genetycznych populacji ryb z różnych ekosystemów wód śródlądowych Polski (Czarkowski, Kapusta 2016b). Autorzy ci twierdzili, że w obecnym czasie istnieje potrzeba dokładniejszej weryfikacji efektywności powszechnie stosowanych zarybień w stosunku do naturalnej rekrutacji, szczególnie jeśli chodzi o gatunki drapieżne, kluczowe dla prawidłowego funkcjonowania ekosystemów wodnych. Metody znakowania i weryfikacji efektywności zarybień stosowane w badaniach naukowych z powodzeniem mogą być transponowane do praktyki rybackiej (Zakęś i in. 2015). Oczywiście otwarta i dyskusyjna pozostaje kwestia kosztów wyżej wymienionych badań, które są drogie. Wydaje się jednak, że w kosztach tych powinno partycypować państwo, gdyż w jego żywotnych interesie leży zachowanie odpowiedniego stanu ekosystemów wodnych. Być może warto też, przynajmniej niewielką część tych olbrzymich środków przeznaczanych na gospodarkę zarybieniową skierować w stronę ochrony tarła naturalnego oraz badań naukowych dotyczących wyżej wymienionych problemów.

Uzyskanie materiału zarybieniowego wiąże się najczęściej z wcześniejszym pozyskaniem reproduktorów, które zwykle łowione są w tzw. okresie ochronnym. Taki sposób eksploatacji populacji, szczególnie tzw. kluczowych gatunków drapieżnych, może budzić wiele kontrowersji. Szczególnie, jeśli tarlaki łowione są w nadmiarze, może to rodzić uzasadnione podejrzenia co do prawdziwych intencji łowiącego. T.K. Czarkowski i A. Kapusta (2016b) dokonali opisu oraz merytorycznej analizy sposobu gospodarowania populacjami szczupaka w Polsce, ze szczególnym uwzględnieniem połowu tarlaków tego gatunku. Autorzy wykazali, że obecne zarządzanie zasobami szczupaka w Polsce, szczególnie w okresie tarła, nie jest prowadzone w sposób idealny oraz że istnieje realne niebezpieczeństwo degradacji zasobów. Zasugerowali też pewne alternatywne rozwiązania, które z powodzeniem mogą być zastosowane, aby lepiej chronić populacje ryb drapieżnych przed nadmierną eksploatacją. Można to robić na wiele sposobów, jednak w obecnym systemie zarządzania zasobami ryb oraz konkretnym stanie administracyjno-prawnym najskuteczniejsze wydaje się uwalnianie tarlaków po kontrolowanym tarle, niewprowadzanie na rynek ryb w okresie ochronnym, poprawa efektywności rozrodu kontrolowanego oraz określenie tzw. niezbędnej liczby tarlaków (Czarkowski, Kapusta 2016b).

Analizując problematykę związaną z zarybieniami i odłowami tarlaków warto wspomnieć o koncepcji ochrony dużych i starszych samic. W biologicznych

naukach rybackich stosowany jest termin BOFFFF (*Big Old Fat Fecund Female Fish*), który odnosi się do hipotezy, która zakłada, że duże, starsze samice przynoszą większe korzyści populacyjne w porównaniu do mniejszych samic (Scott i in. 1999, Francis i in. 2007). U wielu gatunków ryb stwierdzono, że rozmiary samic mają istotny wpływ na rekrutację, głównie dlatego, że liczba i przeżywalność larw skorelowana jest z wiekiem i rozmiarami samic (Marshall i in. 2008). Większe samice charakteryzują się większą płodnością, a ich ikra ma większą średnicę, co w sumie skutkuje zwiększoną przeżywalnością i większą liczbą larw w porównaniu do potomstwa mniejszych i młodszych samic. Dodatkowo stwierdzono, że behavior rozrodczy wielu gatunków ryb związany jest z wiekiem. Większe i starsze samice mogą przystępować do rozrodu w innym okresie niż młodsze, a dzięki temu zwiększać szanse na przeżycie własnego potomstwa (Berkeley i in. 2004, Wright, Trippel 2009). Przez lata dominował pogląd zakładający, że dla zapewnienia odtworzenia zasobów wystarczy, gdy samice przynajmniej raz w życiu przystąpią do rozrodu. Współcześnie przeważa opinia, że dla wielu gatunków najlepszym sposobem na zagwarantowanie długoterminowego sukcesu reprodukcyjnego jest ochrona dużych i starszych samic (Francis i in. 2007), co w niektórych przypadkach może również przynosić benefity w postaci wzrostu atrakcyjności łowisk śródlądowych (Arlinghaus i in. 2010).

### **Regulacja eksploatacji zasobów ichtiofauny**

Zarządzający łowiskami oraz rybołówstwem, zarówno w typie rekreacyjnym jak i komercyjnym mają do dyspozycji wiele narzędzi, które służą regulacji presji połowowej (Kapusta, Czarkowski 2015). Dość popularny wydaje się podział na narzędzia działające na tzw. „wejściu” (*input controls*), czyli jeszcze przed rozpoczęciem łowienia oraz na tzw. „wyjściu” (*output controls*), które działają dopiero po złowieniu ryby (FAO 2012). Do tych pierwszych zaliczyć można przede wszystkim regulacje oparte o licencjonowanie, koncesjonowanie oraz wszelkie opłaty połowowe. Zalicza się do nich również wiele regulacji dotyczących metod, technik i narzędzi połowowych, jak i okresy ochronne, wyłączenie całych zbiorników lub ich części z łowienia oraz ograniczenie nakładu połowowego (np. przez limitowanie wejścia na łowisko, ograniczenie ilości wędek lub haczyków w jednym zestawie). Jeśli zaś chodzi o regulacje działające na „wyjściu”, są to przede wszystkim limity ilości i/lub biomasy ryb poszczególnych gatunków, które można zabrać z łowiska oraz limity wielkości ryb, które można zabrać (tzw. wymiary ochronne).

K. Opuszyński (1983) narzędzia regulacyjne podzielił na tzw. narzędzia wyłączone oraz narzędzia ograniczające. Wyłączenia z eksploatacji mogą dotyczyć określonych gatunków ryb lub konkretnych populacji. Przykładem takiego wyłączenia z eksploatacji jest np. całkowita ochrona gatunkowa dotycząca wielu gatunków ryb. Wyłączenia mogą również dotyczyć całych zbiorników wodnych lub ich części, przykładem są tu tzw. obręby ochronne, niestety obecnie coraz rzadziej stosowane. Wydaje się, że wyłączenie z eksploatacji wybranych zbiorników bądź ich części stanowiących naturalne tarliska i/lub refugia odrostowe, może sprzyjać naturalnej rekrutacji ryb. S.M. Garcia i K.L. Cochrane (2005) zdecydowanie zalecali stosowanie takiego rozwiązania w kontekście koncepcji ekosystemowego zarządzania rybołówstwem. Wyłączenia mogą skupiać się także na określonych okresach w życiu ryb (tzw. okresy ochronne), które najczęściej dotyczą okresów naturalnego rozrodu. Jednym z najbardziej powszechnych mechanizmów wyłączających są tzw. wymiary ochronne, których celem jest wyłączenie z eksploatacji ryb określonej wielkości. Wyłączenia mogą też dotyczyć niektórych narzędzi i technik połowu. Natomiast jeśli chodzi o ograniczenia, to można ograniczać zarówno ilość i/lub biomasę łowionych ryb, co jest stosowane zazwyczaj pod postacią tzw. limitów ilościowych. Drugim elementem, który najczęściej podlega ograniczeniu jest tzw. wysiłek rybacki, którego kontrola polega na ograniczeniu liczby narzędzi połowowych (np. ilości wędek) bądź czasu ich pracy (Kapusta, Czarkowski 2015).

Jednym z najczęściej stosowanych oraz budzących najwięcej kontrowersji wyłączających narzędzi regulacyjnych, które działają na „wyjściu” są wymiary ochronne. Mają one na celu bezpośrednią ochronę osobników konkretnego gatunku o określonych rozmiarach. Jest to cel bezpośredni, a cele pośrednie stosowania wymiarów ochronnych mogą być różne, w zależności od typu stosowanego wymiaru ochronnego (Kapusta, Czarkowski 2015). Obecnie na świecie stosowanych jest pięć podstawowych typów wymiarów ochronnych: (1) minimalny (dolny); (2) maksymalny (górnny); (3) widelkowy otwarty; (4) widelkowy zamknięty i (5) tzw. całkowity (tab. 2). Minimalne wymiary ochronne znane są od wielu lat, z kolei maksymalne (górne) mają znacznie krótszą tradycję (Kapusta 2015). Wymiary widelkowe obejmują obie formy limitów wielkościowych. Najczęściej stosowane są wymiary widelkowe otwarte zabraniające zabierania ryb o długości mniejszej od wymiaru minimalnego oraz większej od wymiaru maksymalnego. Rzadziej spotykane są wymiary widelkowe zamknięte będące odwrotnością wymiarów widelkowych otwartych.

Najczęściej stosowany jest minimalny wymiar ochronny, zwany również wymiarem dolnym. Ten typ wymiaru ochronnego teoretycznie powinien zapewnić odpowiedni czas na wzrost i rozwój młodych ryb, żeby mogły przynajmniej raz w życiu przystąpić do tarła (Kapusta 2015). Wymiar ten spełnia swoją rolę przy

**Tabela 2.** Podstawowe typy wymiarów ochronnych stosowane w zarządzaniu rekreacyjnym rybołówstwem, ukazane wraz z celem zarządzania i warunkami demograficznymi w populacji, które powinny zaistnieć, aby dane narzędzie regulacyjne było efektywne

Typ wymiaru	Które ryby są chronione	Główny cel	Warunki demograficzne w populacji
Minimalny	mniejsze niż ten wymiar	ochrona rekrutacji, umożliwienie rybom osiągnięcia dojrzałości i większych rozmiarów dla potrzeb reprodukcji i połowu	niska rekrutacja, szybkie tempo wzrostu, niska śmiertelność naturalna
Maksymalny	większe niż ten wymiar	zmniejszenie liczebności małych ryb i konkurencji między nimi, zachowanie dużych ryb atrakcyjnych jako trofea oraz płodne duże tarlaki	wysoka rekrutacja, wolne tempo wzrostu, umiarkowana śmiertelność naturalna
Widelkowy otwarty (kombinacja wymiarów minimalnego i maksymalnego)	poniżej minimalnego i powyżej maksymalnego wymiaru	ochrona młodych rekrutów i pierwszych tarlaków, utrzymanie wydajności i CPUE, ochrona dużych płodnych tarlaków i trofeów	niska rekrutacja, szybkie tempo wzrostu, niska śmiertelność naturalna, szczególnie użyteczne, jeśli duże rozmiary tarlaków przekładają się na rekrutację i gdy połowy mogą wyczerpywać zasoby tarlaków
Widelkowy zamknięty (odwrotność otwartego)	wewnątrz widełek	redukcja liczebności i konkurencji, dopuszczenie zabierania dużych ryb	wysoka rekrutacja, niskie tempo wzrostu, wysoka śmiertelność naturalna
Totalny C&R	wszystkie	poprawa CPUE, rozmiarów, utrzymanie stada w „naturalnej” kondycji, zakaz zabierania i zjadania	wysoka śmiertelność połowowa, wrażliwa populacja, duży negatywny wpływ połowów na populację

Źródło: (FAO 2012, za Kapusta, Czarkowski 2015, zmodyfikowane)

stosunkowo niskiej rekrutacji w populacji i jednoczesnym dość szybkim tempie wzrostu osobniczego ryb oraz niskiej śmiertelności naturalnej (FAO 2012). Maksymalny wymiar ochronny ma na celu ochronę dużych osobników, które u niektórych gatunków są potencjalnie najwartościowszymi tarlakami, co zresztą uwzględnia też tzw. koncepcja ekosystemowego podejścia do rybołówstwa (Francis i in. 2007). Takie zjawisko ma miejsce, gdy u danego gatunku lub populacji występuje wpływ wielkości matek na liczbę i jakość potomstwa. Tak dzieje się zazwyczaj u szczupaka, u którego badacze stwierdzili, że większe samice produkują więcej jaj o większych rozmiarach i lepszej jakości (Hubenova i in. 2007, Szczepkowski, Szczepkowska 2008). Jednak stosowanie samego górnego wymiaru ochronnego (jako jedynej regulacji połowów) ma sens w populacjach o niższym tempie wzrostu i umiarkowanej śmiertelności naturalnej, charakteryzujących się przy tym dość wysoką rekrutacją (FAO 2012).

Innym i wydaje się, że w wielu przypadkach lepszym rozwiązaniem może być wprowadzenie widełkowych wymiarów ochronnych, szczególnie wymiaru o charakterze otwartych widełek (Kapusta, Czarkowski 2015). Zamknięty wymiar widełkowy bywa stosowany w populacjach o niskim tempie wzrostu i stosunkowo wysokiej rekrutacji oraz śmiertelności naturalnej. Wydaje się, że populacje ryb, w których rekrutacja zależy od wielkości tarlaków powinny być chronione za pomocą otwartych wymiarów widełkowych lub metody złów i wypuść (C&R). Warunkami które powinny być spełnione w takiej sytuacji, są szybkie tempo wzrostu oraz niska rekrutacja naturalna (FAO 2012). Efekty populacyjne związane z wprowadzeniem górnych i widełkowych wymiarów ochronnych doczekały się teoretycznych modeli oraz empirycznych przykładów (Pierce 2010, Arlinghaus i in. 2010). Niestety, w Polsce pomimo coraz częstszego stosowania wymiarów widełkowych, nikt nie sprawdził efektów ich wprowadzenia (Kapusta 2015).

Motywy wprowadzenia dodatkowych maksymalnych wymiarów ochronnych było spostrzeżenie, że wymiar minimalny nie chroni przed zmianami demograficznymi w populacji ryb (Pierce 2010, Garcia-Asorey i in. 2011), a jego zwiększanie nie zawsze przynosi pożądany efekt (Coggins i in. 2007, Rogers i in. 2010). W przypadku szczupaka stwierdzono, że minimalne wymiary ochronne wynoszące 45-50 cm, w wyniku intensywnych połowów wędkarskich nie ograniczają niekorzystnych zmian struktury wielkościowej populacji (Arlinghaus i in. 2010). Odpowiednio dobrany minimalny wymiar ochronny zapewnia ochronę potencjału rozrodczego i odpowiednią liczebność populacji, jednak nie chroni w odpowiedniej ilości największych ryb. Logicznym rozwiązaniem tego problemu jest zastosowanie otwartych wymiarów widełkowych. Biologiczną korzyścią związaną z ochroną dużych ryb może być wzrost płodności populacyjnej, potomstwo takich samic może mieć większe szanse na przeżycie i osiągnięcie dojrzałości płciowej.

Jednak taki stan nie jest regułą, gdyż stan fizjologiczny i jakość produktów płciowych najstarszych osobników maleje, a tempo wzrostu u większości gatunków ryb jest najszybsze w kilku pierwszych latach życia (Kapusta, Czarkowski 2015).

### **Zarządzanie zasobami ichtiofauny i rybołówstwem w oparciu o EAF**

Sposób w jaki zarządza się rybołówstwem zarówno rekreacyjnym, jak i komercyjnym ma kluczowy wpływ nie tylko na stan zasobów ichtiofauny, ale również całych ekosystemów wód śródlądowych (Cowx, Gerdeaux 2004). Dlatego zarządzający rybołówstwem nie może wprowadzać konkretnych wymiarów ochronnych oraz innych regulacji na żądanie społeczne, gdyż każda regulacja spotka się z odpowiednią reakcją populacji oraz całego ekosystemu. Nie zawsze można przewidzieć jak zachowa się populacja w konkretnym środowisku, a tym bardziej, jakie konsekwencje będą udziałem całego ekosystemu. Przed każdym wprowadzeniem nowej regulacji należy przeprowadzić szczegółowe badania warunków demograficznych w populacji, a następnie po wprowadzeniu narzędzia na bieżąco monitorować dynamikę zmian, które w niej zachodzą.

Stan zasobów ichtiofauny zależy od wielu różnych elementów, powiązanych ze sobą gęstą siecią wzajemnych interakcji. Należy wśród nich wymienić: stan środowiska, zwierzęta rybożerne, rybołówstwo rekreacyjne, rybołówstwo komercyjne, akwakulturę, gospodarkę zarybieniową, rynek ryb, system prawno-administracyjny, turystykę i rekreację oraz infrastrukturę i zabudowę. Dopiero takie interdyscyplinarne i całościowe spojrzenie obejmujące nie tylko gospodarkę rybacko-wędkarską, ale też środowisko przyrodnicze oraz inne elementy, daje pełny ogląd sytuacji oraz pozwala właściwie formułować wnioski i postawić trafną diagnozę. Takie komplementarne, holistyczne postrzeganie spraw związanych z eksploatacją rybacką nazywane jest w literaturze anglojęzycznej tzw. ekosystemowym podejściem do rybołówstwa – EAF (*Ecosystem Approach to Fisheries*).

Według FAO (2003) EAF to: „(...) sposób realizacji zrównoważonego rozwoju w kontekście rybołówstwa (...)”. Według wytycznych FAO, odpowiedzialne zarządzanie rybołówstwem w kontekście zrównoważonego rozwoju, musi brać pod uwagę zdecydowanie szerszy wpływ eksploatacji rybackiej na ekosystem jako całość, a nie tylko docelowe gatunki ryb. Natomiast S.M. Garcia i K.L. Cochrane (2005) wymienili środki, które powinny być brane pod uwagę w celu wprowadzania EAF. Należą do nich: modyfikacja metod oraz narzędzi połowowych, wyznaczanie obszarów zamkniętych w celu ochrony zagrożonych siedlisk, różnorodności biologicznej oraz tarlisk, poprawa stanu technicznego sprzętu pływającego, kontrola połowów, nakładu oraz zdolności połowowej, poprawa stanu



siedlisk oraz renaturyzacja, poprawa jakości zarybień, kontrola stanu populacji wszystkich gatunków ryb, kontrola manipulacji gatunkami obcymi, ustanowienie jasnych praw połowowych, zachęty do zmieniania praktyk połowowych. R.C. Francis i współautorzy (2007) opracowali swoisty dekalog odpowiedzialnego rybołówstwa opartego na podejściu ekosystemowym:

Zarządzaj żywymi zasobami wód i rybołówstwem w sposób holistyczny, ostrożny i adaptacyjny.

1. Odpowiednio identyfikuj główne problemy i właściwie sformułuj kluczowe hipotezy i koncepcje odnośnie zarządzania zasobami.
2. Utrzymuj zdrową i naturalną strukturę wielkościowo-wiekową w populacjach ryb, której niezbędnym elementem są duże, starsze i masywne ryby, gdyż one okazują się być najlepszymi reproduktorami, niestety są one podatne na przełowienie.
3. Identyfikuj i utrzymuj naturalną strukturę przestrzenną zasobów rybnych.
4. Monitoruj i utrzymuj w odpowiedniej kondycji siedliska wodne, aby zapewnić rybom bazę pokarmową, schronienie i wszystkie inne elementy niezbędne do życia.
5. Identyfikuj i utrzymuj odporność ekosystemów na ewentualne „wstrząsy” okolicznościowe, np. zanieczyszczenia i katastrofy ekologiczne.
6. Identyfikuj i utrzymuj kluczowe połączenia oraz gatunki w sieci troficznej, w tym drapieżniki, ofiary i inne.
7. Bierz pod uwagę oraz dostosuj zarządzanie do zmian ekosystemów w czasie, zarówno krótkoterminowych, jak i w dłuższej perspektywie, w tym do zmian klimatycznych.
8. Zwracaj uwagę na zmiany ewolucyjne w populacjach ryb powodowane eksploatacją, która jest nakierowana na usuwanie dużych ryb.
9. Stosuj podejście, które jest interdyscyplinarne, zintegrowane i uwzględniające nie tylko zagadnienia ekologiczne, ale też ekonomiczne i społeczne.

Pierwotnie EAF został opracowany głównie z myślą o wodach morskich, jednak obecnie prowadzi się prace nad ekosystemowym podejściem do rybołówstwa śródlądowego (Beard i in. 2011). Dziś już wiadomo, że większość z elementów morskiego EAF można transponować na wody śródlądowe. Co więcej, wydaje się, że ekosystemowe podejście do zarządzania rybołówstwem (komercyjnym i rekreacyjnym) będzie łatwiejsze w wodach śródlądowych, szczególnie stojących. Ocean ma to do siebie, że trudno w nim rozpoznać i wytyczyć granice ekosystemów, a co się z tym wiąże, ciężko zarządzać ekosystemami, które nie mają wyraźnych granic (Draganik 2011). Wodne ekosystemy śródlądowe, w szczególności jeziora, mają dość wyraźne granice, dlatego wydaje się, że wdrożenie EAF na śródlądziu będzie napotykało nawet mniejsze problemy niż w wodach morskich.

## Podsumowanie

Wskazano możliwości gospodarowania populacjami ryb i zarządzania zróżnicowanymi formami rybactwa na wodach śródlądowych. Obecnie potrzebna jest wielka odpowiedzialność w zarządzaniu zasobami ichtiofauny oraz rybołówstwem, zarówno rekreacyjnym, jak i komercyjnym, gdyż obie te formy są istotne, aby zachować tzw. pluralizm połowowy. W nowoczesnym systemie zarządczym nie może być miejsca na partykularne interesy tylko jednej wybranej grupy. Być może warto spojrzeć na inne modele tzw. rozwiązań systemowych, gdzie zarządzanie zasobami ryb jest silniej związane z czynnikiem państwowym oraz nauką.

W Polsce na pogodzie, polityce i rybach znają się niemal wszyscy, począwszy od wędkarzy i rybaków, a na lokalnych samorządowcach i biznesmenach kończąc, niestety w konfrontacji z realnym problemem ichtiologicznym nie wystarczy wiedzieć, jak ryba wygląda i jak się ją łowi. Eksperti odpowiedzialni za przygotowanie naukowego kompendium o śródlądowym rybołówstwie rekreacyjnym (FAO 2012) zwrócili uwagę, że: „niezależnie od pragnień wędkarzy ograniczenia gospodarcze, społeczne i biologiczne wykluczają pewne strategie zarządzania”. Puentą rozważań może być również trafne stwierdzenie M. Mickiewicza (2016), który tak podsumował niektóre głosy w dyskusji dotyczącej relacji pomiędzy rybołówstwem komercyjnym i rekreacyjnym: „nauka to nie demokracja – tu nie ma racji większość, tu rację ma ten, kto potrafi ją udowodnić na podstawie wyników naukowych badań”.

## Literatura

- Appelberg M. 2000. *Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets*. Fiskeriverket Information, 1, s. 3-32.
- Araki H., Schmid C. 2010. *Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys*. *Aquaculture*, 308, s. 2-11.
- Arlinghaus R., Cooke S.J. 2009. Recreational fisheries, socioeconomic importance, conservation issues and management challenges. [W] *Recreational hunting, conservation and rural livelihoods, science and practice*, red. B. Dickson, J. Hutton, W.M. Adams. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, s. 39-58.
- Arlinghaus R., Matsumura S., Dieckmann U. 2010. *The conservation and fishery benefits of protecting large pike (Esox lucius L.) by harvest regulations in recreational fishing*. *Biol. Conserv.*, 143, s. 1444-1459.
- Arlinghaus R., Mehner T., Cowx I.G. 2002. *Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe*. *Fish Fish.*, 3, s. 261-316.
- Beard T.D., Arlinghaus R., Cooke S.J., McIntyre P.B., De Silva S., Bartley D., Cowx I.G. 2011. *Ecosystem approach to inland fisheries – research needs and implementation strategies*. *Biology Letters*, 7, s. 481-483.

- Berkeley S.A., Hixon M.A., Larson R.J., Love M.S. 2004. *Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations*. Fisheries, 29 (8), s. 24-32.
- Berggren H., Nordahl O., Tibblin P., Larsson P., Forsman A. 2016. *Testing for local adaptation to spawning habitat in sympatric subpopulations of pike by reciprocal translocation of embryos*. PLoS One, 11 (5), e0154488.
- Brown C., Day R.L. 2002. *The future of stock enhancements: lessons for hatchery practice from conservation biology*. Fish Fish., 3, s. 79-94.
- Cambray J.A. 2003. *Impact of indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries*. Aquatic Biod., series Dev. Hydrobiol., 171, s. 217-230.
- Coggins Jr. L.G., Catalano M.J., Allen M.S., Pine W.E., Walters C.J. 2007. *Effects of cryptic mortality and the hidden costs of using length limits in fishery management*. Fish Fish., 8, s. 196-210.
- Colby P.J., Spangler G.R., Hurley D.A., McCombie A.M. 1972. *Effects of Eutrophication on Salmonid Communities in Oligotrophic Lakes*. J. Fish. Res. Board Can., 29 (6), s. 975-983.
- Cowx I. G. 1994. *Stocking strategies*. Fish. Manage. Ecol., 1, s. 15-30.
- Cowx I. G., Gerdeaux D. 2004. *The effects of fisheries management practices on freshwater ecosystems*. Fish. Manage. Ecol., 11, s. 145-151.
- Czarkowski T.K. 2015. Rybactwo, agroturystyka i konsumpcja ryb oraz ich wzajemne powiązania w kontekście zrównoważonego rozwoju pojezierzy. [W] *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 145-157.
- Czarkowski T.K., Kupren K. 2013. *Wędkarstwo kontra rybactwo. niepotrzebny konflikt*. Przeg. Ryb., 129, s. 17-23.
- Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016a. Wędkarstwo czy rybołówstwo? [W] *Rybactwo i wędkarstwo w 2015 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 63-87.
- Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016b. *Przegląd problematyki związanej z gospodarowaniem populacjami szczupaka ze szczególnym uwzględnieniem połowów tarlaków*. Komun. Ryb., 3, s. 13-19.
- Czerwiński T. 2012. Wpływ jakości ekosystemów wodnych na populacje cennych gatunków ryb i gospodarkę rybacką. [W] *Zasady i uwarunkowania zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich*, red. M. Mickiewicz. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 93-106.
- Draganik B. 2011. *Zarządzanie morskim ekosystemem czy rybołówstwem?* Wiad. Ryb., 9-10 (183), s. 14-19.
- EIFAC 2008. *FAO European Inland Fisheries Advisory Commission. EIFAC Code of Practice for Recreational Fisheries*. EIFAC Occasional Paper, Rome, 42, s. 45.
- FAO 2003. *Fisheries management. 2. The ecosystem approach to fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 4 (2), s. 112.
- FAO 2012. *Recreational Fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, 13, s. 176.
- Francis R.C., Hixon M.A., Clarke M.E., Murawski S.A., Ralston S. 2007. *Ten commandments for ecosystem-based fisheries scientists*. Fisheries, 32 (5), s. 217-233.

- Garcia S.M., Cochrane K.L. 2005. *Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines*. ICES J. Mar. Sci., 62 (3), s. 311-318.
- Garcia-Asorey M.I., Escati-Peñaloza G., Parma A.M., Pascual M.A. 2011. *Conflicting objectives in trophy trout recreational fisheries: evaluating trade-offs using an individual-based model*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 68, s. 1892-1904.
- George D.G., Winfield I.J. 2000. *Factors influencing the spatial distribution of zooplankton and fish in Loch Ness, UK*. Freshwater Biol., 43, s. 557-570.
- Halverson M.A. 2008. *Stocking trends, s. a quantitative review of governmental fish stocking in the United States, 1931 to 2004*. Fisheries, 33, s. 69-75.
- Heermann L., Emmrich M., Heynen M., Dorow M., König U., Borchering J., Arlinghaus R. 2013. *Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, s. the role of natural and fishing-related environmental factors*. Fish. Manage. Ecol., 20, s. 187-200.
- Heese T., Perkowski J., Komorowski J., Strzałkowski L. 2014. Wstępne wyniki monitoringu ichtiofauny jezior i zbiorników zaporowych z zastosowaniem zestawów wontonów jako narzędzia prowadzenia racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej. [W] *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2013 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 83-95.
- Hubenova T., Zaikov A., Vasileva P. 2007. *Investigation on fecundity, follicles and free embryo size of pond-reared pike (*Esox lucius*) of different age and size*. Aquacult. Int., 15, s. 235-240.
- Hühn D., Lübke K., Skov C., Arlinghaus R. 2014. *Natural recruitment, density-dependent juvenile survival, and the potential for additive effects of stock enhancement: an experimental evaluation of stocking northern pike (*Esox lucius*) fry*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 71, s. 1508-1519.
- Johnson B.M., Arlinghaus R., Martinez P.J. 2009. *Are we doing all we can to stem the tide of illegal fish stocking?* Fisheries, 34, s. 389-394.
- Kapusta A. 2015. Alternatywne metody zarządzania łowiskami wędkarskimi: potrzeby i konsekwencje biologiczne odpowiedzialnego zarządzania zrównoważonym rybactwem rekreacyjnym. [W] *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 173-182.
- Kapusta A., Czarkowski T.K. 2007. *Multi-mesh gillnets in investigations of the ichthyofauna of different littoral habitats in deep lake*. EJPAU, series Fisheries, 10 (4), 29.
- Kapusta A., Czarkowski T.K. 2015. *Gospodarowanie populacjami ryb w rybolóstwie rekreacyjnym: metody regulowania eksploatacji, ze szczególnym uwzględnieniem wymiarów ochronnych*. Komun. Ryb., 1, s. 24-29.
- Lampert W., Sommer U. 2001. *Ekologia wód śródlądowych*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, s. 415.
- Lehtonen H., Leskinen E., Selén R., Reinikainen M. 2009. *Potential reasons for the changes in the abundance of pike, *Esox lucius*, in the western Gulf of Finland, 1939-2007*. Fish. Manage. Ecol., 16, s. 484-491.
- Leopold M., Bninska M., Hus M. 1980. Angling, recreation, commercial fisheries and problems of water resources allocation. [W] *Allocation of Fishery Resources. Proceedings of the Technical Consultation on Allocation of Fishery Resources held in Vichy*, red. J.H. Grover, France, 20-23 April 1980. FAO, Rome, s. 212-221.

- Lorenzen K. 2005. *Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement, s. practical theory for assessment and policy analysis*. Phil. Trans. R. Soc. B., 360 (1453), s. 171-189.
- Marshall D.J., Allen R.M., Crean A.J. 2008. *The ecological and evolutionary importance of maternal effects in the sea*. Ocean. Marine Biol. Annual Rev., 46, s. 203-205.
- Mehner T., Schultz M. 2002. *Monthly variability of hydroacoustic fish stock estimates in a deep lake and its correlation to gillnet catches*. J. Fish. Biol., 61, s. 1109-1121.
- Mehner T., Arlinghaus R., Berg S., Dörner H., Jacobsen L., Kasprzak P., Koschel R., Schulze T., Skov C., Wolter C., Wysujack K. 2004. *How to link biomanipulation and sustainable fisheries management, s. a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone*. Fish. Manage. Ecol., 11, s. 261-275.
- Mehner T., Holmgren K., Lauridsen T.L., Jeppesen E., Diekmann M. 2007. *Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion*. Freshwater Biol., 52, s. 2285-2297.
- Mickiewicz M. 2013. *Economic effectiveness of stocking lakes in Poland*. Arch. Pol. Fish., 21, s. 323-329.
- Mickiewicz M. 2016. *Ekologiczne, ekonomiczne i społeczne aspekty rybacko-wędkarskiego gospodarowania szczupakiem *Esox lucius* L.*. Komun. Ryb., 3, s. 20-26.
- Mickiewicz M., Wołos A. 2012. *Economic ranking of the importance of fish species to lake fisheries stocking management in Poland*. Arch. Pol. Fish., 20, s. 11-18.
- Mickiewicz M., Wołos A., Draszkievicz-Mioduszewska H. 2016. *Gospodarka rybacka w źródłowych wodach płynących w 2014 roku. Cz. 2. Zarybienia*. Komun. Ryb., 2, s. 16-21.
- Nagięć M. 1973. *Symposium na temat „Zespoły salmonidów w jeziorach oligotroficznycych”*, Genewa Park, Kanada, VII 1971 r. Wiad. Hydrobiol., t. XIX, z. 3, s. 312-317.
- Opuszyński K. 1983. *Podstawy biologii ryb*. Wyd. PWRiL, Warszawa, ss. 590.
- Pereira D.L., Hansen M.J. 2003. *A perspective on challenges to recreational fisheries management, s. summary of the symposium on active management of recreational fisheries*. N. Am. J. Fish. Manage., 23, s. 1276-1282.
- Pierce R.B. 2010. *Long term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota*. N. Am. J. Fish. Manage., 30, s. 412-432.
- Rahel F.J. 2004. *Unauthorized fish introductions, s. fisheries management of the people, for the people, or by the people?* American Fisheries Society Symposium, 44, s. 431-443.
- Rogers M.W., Allen M.S., Brown P., Hunt T., Fulton W., Ingram B.A. 2010. *A simulation model to explore the relative value of stock enhancement versus harvest regulations for fishery sustainability*. Ecol. Model., 221, s. 919-926.
- Sadowski J., Kempter J. 2011. *Gospodarka zarybieniowa a bioróżnorodność, s. pokojowe współistnienie czy nieustający konflikt?* [W] *Gospodarowanie ichtiofauną w warunkach zróżnicowanego środowiska wodnego*, red. M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, A.M. Wiśniewska. Wyd. Agencja Wydawnicza „Argi” s.c., Olsztyn, s. 59-70.
- Salmi P. 2012. *The social in change, s. property rights contradictions in Finland*. Marit. Stud., 11, s. 2.

- Scott B.E., Marteinsdottir G., Wright P.J. 1999. *Potential effects of maternal factors on spawning stock–recruitment relationships under varying fishing pressure*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 56, s. 1882-1890.
- Sebi G., Gerdeaux D. 2008. *Conflict of interests between commercial and recreational fishing in Annecy Lake (France)*. FAO Proceedings of the EIFAC Symposium on Interactions Between Social, Economic and Ecological Objectives of Inland Commercial and Recreational Fisheries and Aquaculture, Antalya, Rome, FAO. EIFAC Occasional Paper, no. 44, s. 179-188.
- Sutela T., Rask M., Vehanen T., Westermarck A. 2008. *Comparison of electrofishing and NORDIC gillnets for sampling littoral fish in boreal lakes*. Lakes & Reservoirs, Res. Manage., 13, s. 215-220.
- Szczepkowski M., Szczepkowska B. 2008. Rozród i przetrzymywanie wylęgu szczupaka. [W] *Elementy nowoczesnej akwakultury. rozród, inkubacja ikry i profilaktyka*, red. M.J. Łuczyński, A. Szczerbowski, M. Szkudlarek. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 135-153.
- Świerzowski A., Doroszczyk L. 2005. *Spatial variation in the occurrence and density of pelagic fish in lake Lansk: monitoring with hydroacoustics and catch methods*. Hydroacoustics, 8, s. 209-216.
- Tracuk P., Chybowski Ł., Ulikowski D., Kapusta A. 2016. Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) w północno-wschodniej Polsce. podsumowanie dziesięciu lat badań. [W] *Rybnictwo i wędkarstwo w 2015 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 89-102.
- Trapszyc A. 2015. Rybak i wędkarz, swój i obcy. odwieczna opozycja czy przemijający stereotyp? Refleksje antropologa kultury. [W] *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 111-123.
- Wanke T., Brämick U., Mehner T. 2016. *Early detection of reproduction deficits and the compensatory potential of enhancement stocking for vendace, Coregonus albula, fisheries in German lakes*. Fish. Manage. Ecol., 23, s. 55-65.
- Welcomme R.L., Cowx I.G., Coates D., Bene Ch., Funge-Smith S., Halls A., Lorenzen K. 2010. *Inland capture fisheries*. Phil. Trans. R. Soc. B., 365, s. 2881-2896.
- Wołos A., Draszkievicz-Mioduszevska H., Mickiewicz M. 2016. Wielkość i charakterystyka jeziorowej produkcji rybackiej w 2015 roku. [W] *Rybnictwo i wędkarstwo w 2015 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 9-19.
- Wołos A., Draszkievicz-Mioduszevska H., Trella M. 2015. Charakterystyka presji i połowów wędkarskich w jeziorach użytkowanych przez gospodarstwa rybackie w 2013 roku. [W] *Zrównoważone korzystanie z zasobów rybackich na tle ich stanu w 2014 roku*, red. M. Mickiewicz, A. Wołos. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 159-171.
- Wright P.J., Trippel E.A. 2009. *Fishery-induced demographic changes in the timing of spawning: consequences for reproductive success*. Fish and Fisheries, 10, s. 283-304.
- Zakęś Z., Szczepkowski M., Kapusta A., Rożyński M., Stawecki K., Pyka J., Szczepkowska B., Wunderlich K., Kozłowski M., Kowalska A., Hopko M. 2015. Z akwakultury do natury. [W] *Opracowanie alternatywnych metod zarządzania rybolowstwem drapieżnych ryb jeziorowych*, red. Z. Zakęś, M. Szczepkowski. Wyd. IRS, Olsztyn, s. 224.