

**„Ryby w naszych wodach – oczekiwania, rzeczywistość,
wyzwania”**

Referaty z konferencji



24.11.2018 r., Ośrodek Szkoleniowo – Edukacyjny w Serocku

dr hab. Piotr Hliwa, prof. UWM
Katedra Ichtiologii
Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie

Siedliska ryb oraz czynniki wpływające współcześnie na stan ichtiofauny polskich wód

Ogólna powierzchnia wód śródlądowych w Polsce, stanowiących naturalne i sztuczne siedliska ryb obejmuje niemal 600 tys. ha, z czego:

- rzeki i potoki stanowią ok. 139 tys. ha
- jeziora ok. 320 tys. ha
- stawy hodowlane – rybne ok. 71 tys. ha
- zbiorniki zaporowe (o powierzchni ponad 20 ha) ok. 55 tys. ha
- zalewiska i starorzecza ok. 40 tys. ha (Szczerbowski i in. 1993).

Wody płynące podzielono na odcinki, zależne od ich położenia w stosunku do źródeł lub ujścia. Najczęściej w biegu rzeki wyróżnia się tzw. bieg górny, środkowy i dolny, choć nie zawsze są one wyraźnie identyfikowalne. Rozmieszczenie ichtiofauny w ciekach cechuje podobna strefowość (Fig. 1). Powodem tego są zmiany, nie tylko szybkości przepływu, ale także temperatury i zawartości tlenu w wodzie. W miarę jak słabnie prąd (szybkość przepływu) wzrasta ilość osadzanych zawiesin i makrofitów, a rezultacie zwiększa się pula zasobów pokarmowych i samych ryb. Zróżnicowanie zespołów ryb na całej długości rzek, determinuje ich podział na tzw. krainy (strefy) rybne. Po raz pierwszy w Polsce ich podział opisał Franciszek Staff (1950), który wyróżnił krainę pstrąga, lipienia, brzany i leszcza. W klasyfikacji tej uznano, iż krainę pstrąga charakteryzuje obecność ryb łososiowatych, krainę lipienia – ichtiofauna mieszana z przewagą ryb łososiowatych, krainę brzany – ichtiofauna mieszana z przewagą ryb karpowatych, zaś krainę leszcza – ryby karpowate. Krainy te jednak nie są od siebie radykalnie oddzielone i mogą stopniowo się zmieniać. Podział ten należy zatem rozumieć w taki sposób, że gatunek ryby od której pochodzi jej nazwa znajduje w niej dobre warunki bytowania.

Sztuczne zbiorniki (jeziora) zaporowe tworzone są dla określonych celów gospodarczych, choć najczęściej mają wielozadaniowy charakter. Powstają one by przeciwdziałać powodziom, regulować prędkość spływu wody, zapewniać wodę pitną. Pełnią też często ważną rolę w hydroenergetyce, żegludze, rybactwie/wędkarstwie czy rekreacji.

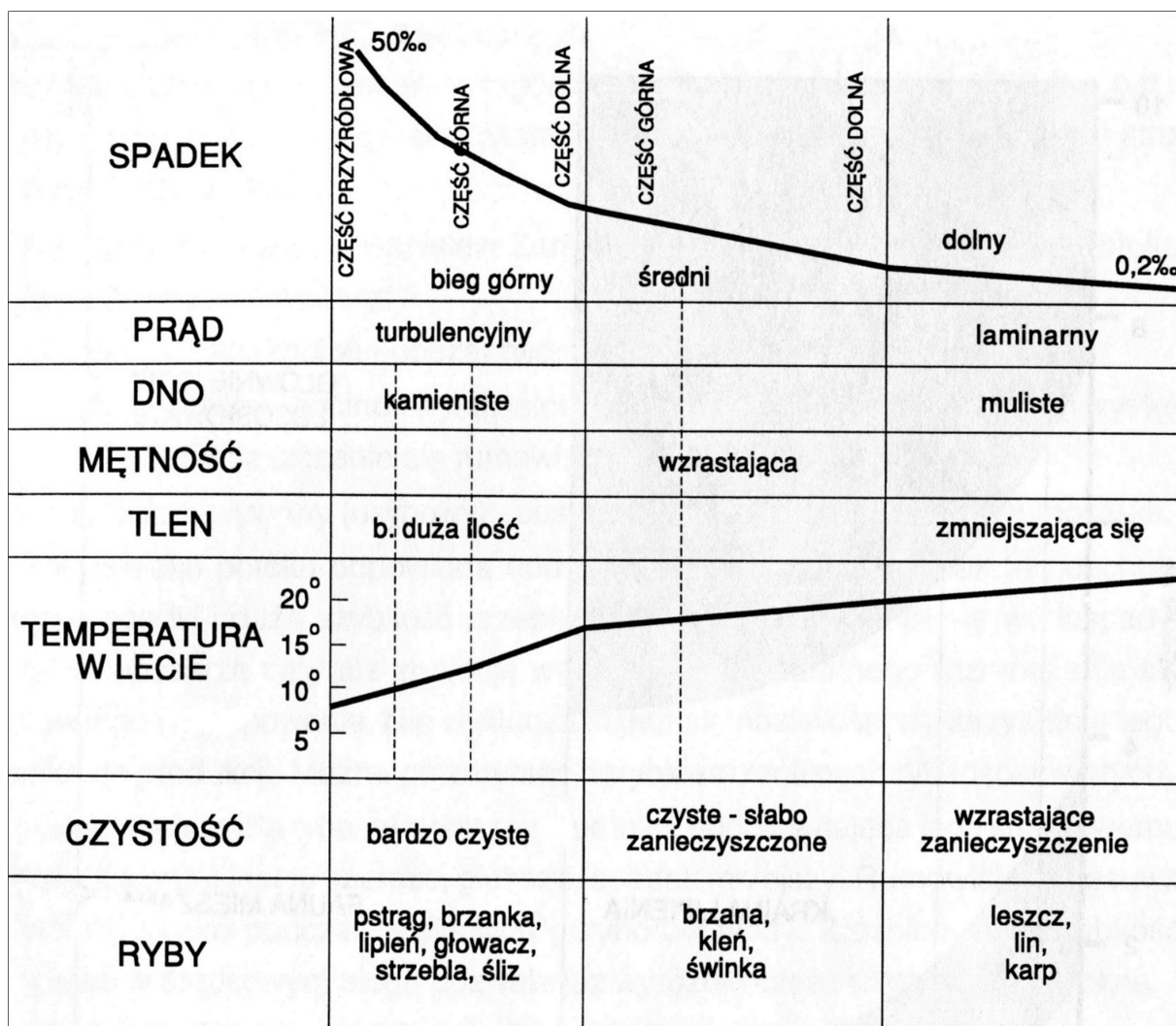


Fig. 1. Charakterystyka rzek w przekroju podłużnym (Starmach i in. 1976).

Zbiorniki zaporowe ze względu na ich położenie oraz charakter dzielone są w Polsce na górskie, nizinne i przejściowe (Wajdowicz 1961). Górskie, będące odpowiednikiem górskich jezior naturalnych to np. Czorsztyn, Wapienica. Zbiorniki przejściowe tj. Rożnów czy Besko lokowane są na terenach podgórszych, na rzekach zaliczanych do krainy lipienia i brzany, zaś nizinne (Zegrze, Włocławek) cechuje większa szerokość i niższe, opadające łagodnie brzegi. W ich obrębie prąd przepływu wód jest słaby, co umożliwia występowanie gatunków ryb charakterystycznych dla wód stojących (płoc, leszcz, okoń czy sandacz). Generalnie zbiorniki zaporowe modyfikują warunki środowiska bytujących w rzekach, na których powstały rybom reofilnym. Mogą też w dłuższej perspektywie przyczyniać się do zasadniczego wzrostu liczebności oraz biomasy ichtiofauny. Zmienia się też zazwyczaj radykalnie pierwotna struktura gatunkowa rybostanu takich akwenów. Po utworzeniu zbiornika ryby prądolubne – przede wszystkim gatunki rzeczne (łososiowate, brzana, świnka,

jelec, kleń czy boleń), stopniowo ustępują, a ich miejsce zajmują ryby stagnofilne – charakterystyczne dla wód stagnujących i wolno płynących. W przypadku zbiorników tworzonych na terenach nizinnych, w pierwszych 3-4 latach po oddaniu ich do eksploatacji, obserwowany jest wzrost liczebności ryb drapieżnych tj. szczupak, który znajduje dogodne warunki do tarła naturalnego i wzrostu stadiów młodocianych. Natomiast stopniowo zaczynają dominować gatunki ciepłolubnych karpiowatych, by po okresie około 8-12 lat od zalania zdominować strukturę ichtiofauny. Dlatego też w większości polskich nizinnych zbiorników zaporowych dominantem pod względem liczebności i biomasy stanowi zwykle leszcz, a także towarzyszące mu płoć czy krap.

Jeziora naturalne, których ogólna powierzchnia w naszym kraju szacowana jest na ok. 320 tys. ha, powstały w większości w wyniku działalności lodowca. Zdecydowana ich większość jest stosunkowo płytka i objęta stopniowym procesem powolnego zanikania. W zależności od parametrów batymetrycznych oraz cech fizyko-chemicznych wyróżnia się trzy główne typy limnologiczne jezior: oligotroficzne, eutroficzne i dystroficzne (Fig. 2).

Wybrane cechy jezior głównych typów limnologicznych

Cechy jeziora	Typ jeziora		
	oligotroficzny	eutroficzny	dystroficzny
Fizyczne: miąższość hypolimnionu w stosunku do epilimnionu, barwa wody	duża szafirowa niebieskozielona	zwykle mała zielonożółta żółtozielona	zwykle mała żółtobrunatna
przezroczystość	duża	mała	mała
Chemiczne: budżet tlenowy	wysoki; hypolimnion i metalimnion bogate w tlen	niski; spadek tlenu w metalimnionie i hypolimnionie; ilość tlenu w hypolimnionie mała, często brak tlenu	niski; podobnie jak w jeziorach typu eutroficznego
ilość substancji humusowych	mała	mała lub średnia	duża
osady głębinowe	ubogie w składniki organiczne	bogate w składniki organiczne pochodzenia jeziorowego	ubogie w składniki pochodzenia jeziorowego, bogate w składniki humusowe spoza jeziora
Roślinność przybrzeżna	skąpa	bogata	uboga
Plankton roślinny	ubogi; rzadkie zakwity	bogaty; częste zakwity	ubogi; zakwitów brak lub są rzadkie
Plankton zwierzęcy	ubogi	bogaty	ubogi
Fauna głębinowa	niezbyt bogata	bogata	uboga
Ewolucja zbiorników	przekształcają się w jeziora eutroficzne	przekształcają się w bagna łąkowe, stawy, torfowiska niskie	przekształcają się w torfowiska wysokie

Fig. 2. Główne typy limnologiczne jezior (wg Szczerbowskiego i in. 1993)

Najbardziej zbliżone do stanu pierwotnego są jeziora oligotroficzne, aktualnie nieliczne w Polsce. Należą do nich tylko niektóre jeziora tatrzańskie oraz jezioro Hańcza na Pojezierzu Suwalskim i jezioro Jasne w obrębie Pojezierza Iławskiego. Charakteryzują się one przeważnie dużą głębokością i minimalną ilością biogenów rozpuszczonych w wodzie, odczynem pH bliskim obojętnego i znaczną przezroczystością. Nasycenie tlenem wód takich zbiorników przy dnie nie spada poniżej 50-60%, a temperatura jest bliska 4°C. Zooplankton oraz fitoplankton występuje tu w niewielkiej ilości i rozmieszczony jest mniej więcej równomiernie w obrębie misy jeziora; bentos zaś jest gatunkowo urozmaicony, ale ubogi pod względem biomasy.

Jeziora eutroficzne, stanowiące ogromną większość zbiorników występujących w Polsce, to zwykle akweny dość płytkie i bogate w biogeny. Charakteryzują się znaczną ilością osadów organicznych (mulistych) na dnie, z zalegającymi w tej warstwie siarkowodorem i metanem. Duże zróżnicowanie warunków tlenowych w słupie wody wpływa na nierównomierne zagęszczenie formacji planktonowych. Plankton roślinny występuje najczęściej przy powierzchni tworząc tzw. „zakwity” – głównie sinicowe. Zoobentos w tych zbiornikach występuje w dużej ilości, lecz jest przeważnie reprezentowany przez nieliczne gatunki. Natomiast charakterystyczną formą zamierających zbiorników wodnych są płytkie jeziora dystroficzne. Woda w nich ma kwaśny odczyn, jest mało przezroczysta, zazwyczaj o barwie żółto-brunatnej, wynikającej z dużej zawartości humusu. Zimą poziom tlenu w większości z nich spada niemal do zera. Faunę denną reprezentują głównie przedstawiciele ochotkowatych (*Chironomidae*), a w rybostanie dominuje przeważnie karaś pospolity.

Proces eutrofizacji czyli starzenia się jezior (od oligotrofii do eutrofii) w ostatnich dekadach został zintensyfikowany poprzez antropopresję. Wzbogacanie wód w biogeny np. poprzez wprowadzanie ścieków, spływy powierzchniowe z nawożonych pól i łąk użytkowanych rolniczo, wpływa stopniowo na pogorszenie jakości wody, z powodu wzrostu produkcji pierwotnej oraz sukcesywnego nadmiernego rozwoju roślinności, czego namacalnym dowodem są intensywne zakwity sinic. Zbiorniki silnie zeutrofizowane, zarastające i wypływające się tracą swe walory przyrodnicze, stają się nieprzydatne do rekreacji, wyraźnie zmniejsza się też wędkarsko-rybackie znaczenie takich zbiorników, gdzie dominującą rolę pełnią eurytopowe ryby karpowate (Szczerbowski i in. 1993).

Pod względem typologii rybackiej powszechnie stosowany jest w Polsce podział jezior na pięć kategorii: sielawowe, leszczowe, sandaczowe, linowo-szczupakowe oraz karasiowe (Fig. 3). Podstawą tej klasyfikacji jest obecność dominujących gatunków ryb oraz wybrane cechy batymetryczne i środowiskowe danego zbiornika. Jeziora sielawowe – aktualnie

nieliczne, to akwenty o dużej przeciętnej głębokości (powyżej 20 m), posiadające w większości twarde, piaszczysto-kamieniste dno i wodę o niskiej zawartości soli mineralnych. Z kolei jeziora linowo-szczupakowe to zbiorniki przeważnie zeutrofizowane, o głębokości maksymalnej do 6 m, z mulistym dnem i gęsto porośnięte roślinnością (Fig. 4). Ich wydajność rybacka szacowana jest na minimum 40 kg/ha, a w zespole ichtiofauny oprócz dwóch wiodących taksonów bytują przede wszystkim przedstawiciele ryb karpiowatych (płoc, karasie, leszcz, ukleja) czy węgorz (Fig. 3).

Rybackie typy jezior						
Typ jeziora	Charakterystyczny skład gatunkowy	Głębokość	Charakter dna	Charakter roślinności	Orientacyjna wydajność rybacka	Uwagi
Sielawowe	sielawa, stynka, ukleja, sieja, płoc, okoń, leszcz, krąp, jazgarz, węgorz, szczupak, miętus, raki	przec. ponad 20 m	twarde, w partiach przybrzeżnych piaszczyste	brzegi rzadko zarośnięte lub w ogóle brak rośl. wynurz., rośl. zanurz. uboga, występuje wąskim pasem	34 kg/ha	do tego typu zalicza się też jeziora płytsze jeżeli występuje sielawa
Leszczowe	leszcz, lin, płoc, wzdręga, krąp, ukleja, czasami sielawa lub stynka, szczupak, sandacz, okoń, węgorz, jazgarz	najczęściej 12-20 m	pokryte większą ilością mułu	rośl. wynurz. silniej rozwinięta niż w typie sielawowym; rośl. zanurz. obfita ilościowo i gatunkowo; rozległe łąki podwodne	34 kg/ha	
Sandaczowe	leszcz, lin, ukleja, sandacz, węgorz, szczupak, płoc, wzdręga, jazgarz, karp	6-12 m	miejscami pokryte mułem; występują twarde partie dna	rośl. wynurz. b. silnie rozwinięta (zwł. trzcina); rośl. zanurz. raczej słabo rozwinięta	38 kg/ha	przezroczystość wody niewielka, co wpływa na słaby rozwój rośl.
Linowo-szczupakowe	lin, szczupak, płoc, węgorz, karas	do 6 m	bardzo muliste	rośl. wynurz. i zanurz. b. obfita	40 kg/ha,	
Karasiowe	karas	nieduża	zamulone, torfiaste	rośl. bujnie zarasta jezioro	20 kg/ha	inne gat. występujące w znikomej liczebności bez znaczenia; często występuje przyducha

Fig. 3. Charakterystyka rybackich typów jezior (wg Szczerbowskiego i in. 1993)

W obrębie jezior, niezależnie od ich typu rybackiego, wyróżnić można kilka stref. Są to litoral, pelagial oraz profundal. Litoral – sięgający do granicy występowania makrofitów, zajmuje przeważnie około 30% ogólnej powierzchni jeziora. Jest miejscem występowania podstawowego producenta materii organicznej czyli roślinności wyższej, siedliskiem licznych zwierząt bezkręgowych, podobnie jak większości larwalnych oraz młodocianych stadiów ryb.

Jest on też miejscem żerowania, gniazdowania i wychowu wielu gatunków ptaków, a także naturalnym habitatem płazów, gadów i ssaków ziemnowodnych. Pelagial czyli tzw. obszar otwartej wody, jest najbardziej zróżnicowanym pod względem termiki wód, dostępu światła i koncentracji tlenu strefą jezior. Powoduje to zmiany składu gatunkowego i relacji ilościowych fito- i zooplanktonu. Jest to też strefa bytowania natywnych dla naszych wód przedstawicieli ryb pelagicznych jak: sielawa, ukleja czy stynka (Szczerbowski i in. 1993).

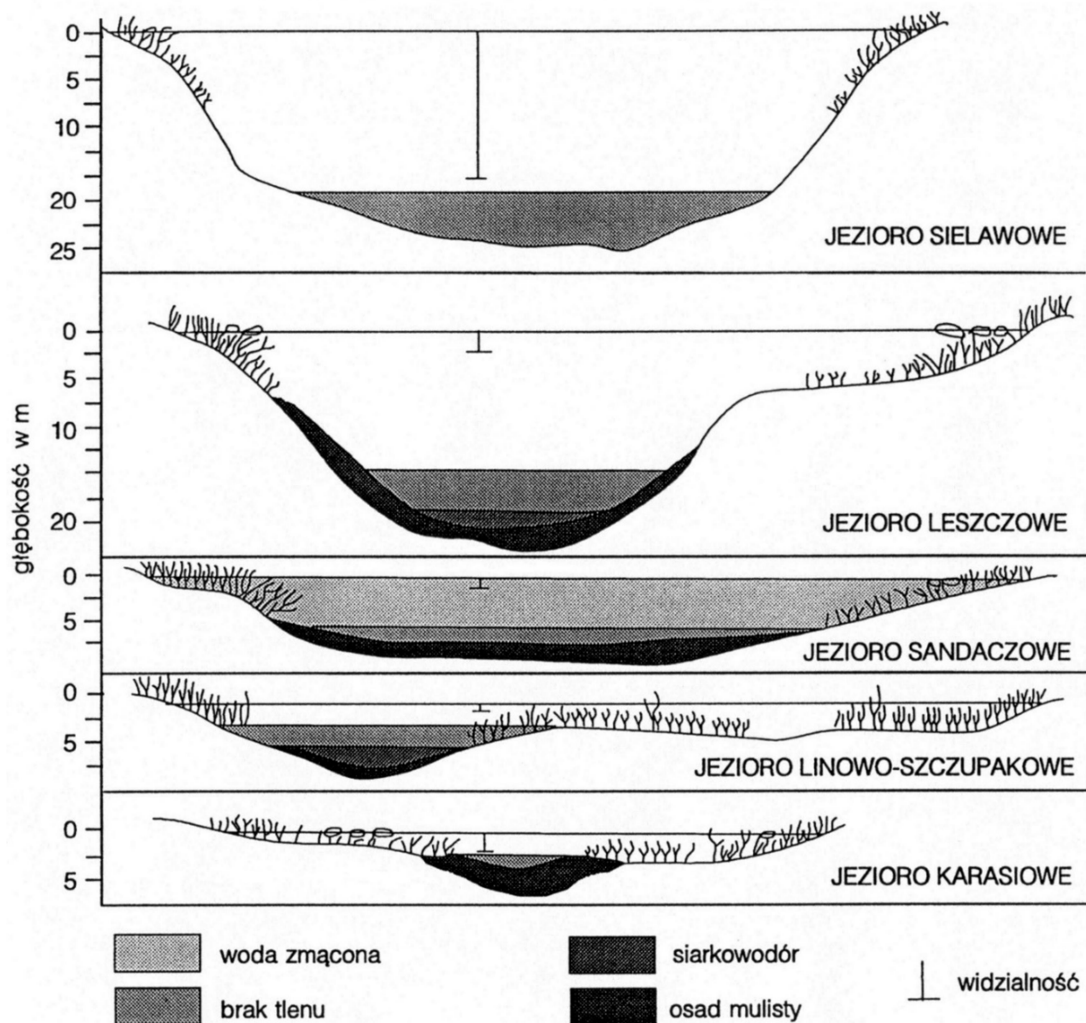


Fig. 4. Morfologiczno-batymetryczna charakterystyka rybackich typów jezior
(wg Szczerbowskiego i in. 1993)

Z kolei profundal jest strefą słabo zróżnicowaną pod względem parametrów abiotycznych. Nie dociera tu światło, a temperatura wody przez cały sezon oscyluje zwykle blisko 4°C. W profundalu występują często deficyty tlenu, co wynika pośrednio z obecności zalegających przy dnie osadów, których miąższość jest dodatnio skorelowana z żyznością jeziora.

Każdy typ zbiornika, w zależności od warunków morfologicznych, stopnia eutrofizacji, zasobności bazy pokarmowej posiada charakterystyczny skład gatunkowy ichtiofauny, jak i określony naturalny pułap naturalnych możliwości produkcyjnych. Jednocześnie struktura rybostanu zmienia się w czasie, a wydajność jezior podlega dużym wahaniom, uzależnionym nie tylko od warunków naturalnych, lecz także od rodzaju i intensywności eksploatacji wędkarsko-rybackiej oraz przyjętego modelu zarządzania zasobami ichtiofaunistycznymi. Zgodnie z art.6 ust.2a Ustawy o rybactwie śródlądowym (Dz.U. z 2018 r. poz. 1476), każdy Użytkownik rybacki winien prowadzić racjonalną gospodarkę rybacką, która *„polega na wykorzystywaniu produkcyjnych możliwości wód, zgodnie z operatem rybackim, w sposób nienaruszający interesów uprawnionych do rybactwa w tym samym dorzeczu, z zachowaniem zasobów ryb w równowadze biologicznej i na poziomie umożliwiającym gospodarcze korzystanie z nich przyszłym uprawnionym do rybactwa”*. Bazując na przytoczonej definicji i analizując aktualnie realizowane modele gospodarowania rybackiego w obrębie jezior w Polsce, należy wymienić wśród nich dwa podstawowe: model rybacko-wędkarski (Fig. 5A), gdzie eksploatacja zasobów ichtiofaunistycznych dokonywana jest drogą równorzędnych sobie połowów gospodarczych i amatorskich oraz model wędkarski (Fig. 5B), w którym presja na ryby wynika wyłącznie z połowów amatorskich.

Biorąc pod uwagę, iż na strukturę rybostanu najistotniejszy wpływ mają trzy elementy: warunki środowiskowe, ogólnie pojęta antropopresja oraz model zarządzania rybackiego, ten ostatni czynnik jest kluczowy dla spełnienia warunków gospodarki racjonalnej. Porównanie strategii realizowanych w modelu rybacko-wędkarskim i typowo wędkarskim, w kontekście struktury ilościowej ichtiofauny, uwidacznia dysproporcję w presji na drobne ryby zooplanktonożerne – stanowiące zazwyczaj najliczniejszą grupę w jeziorach i dominujące procentowo w biomacie populacji. Taka sytuacja, przy jednoczesnym intensywnym odławianiu ryb ze szczytu piramidy troficznej (szczupak, sandacz, okoń) oraz dużych ryb karpiowatych, skutkuje przyspieszeniem procesu eutrofizacji i generuje wtórne, negatywne skutki związane z przegęszczeniem populacji ryb, tj. pogorszenie parametrów jakości wody skutkujące zakwitami sinicowymi i okresowymi przyduchami, ustępowanie ryb o wysokich wymaganiach środowiskowych (zwłaszcza drapieźnych), obniżenie tempa ich wzrostu, a w ekstremalnych przypadkach karłowacenie populacji czy zwiększoną podatność na inwazje pasożytnicze czy choroby o różnej etiologii.

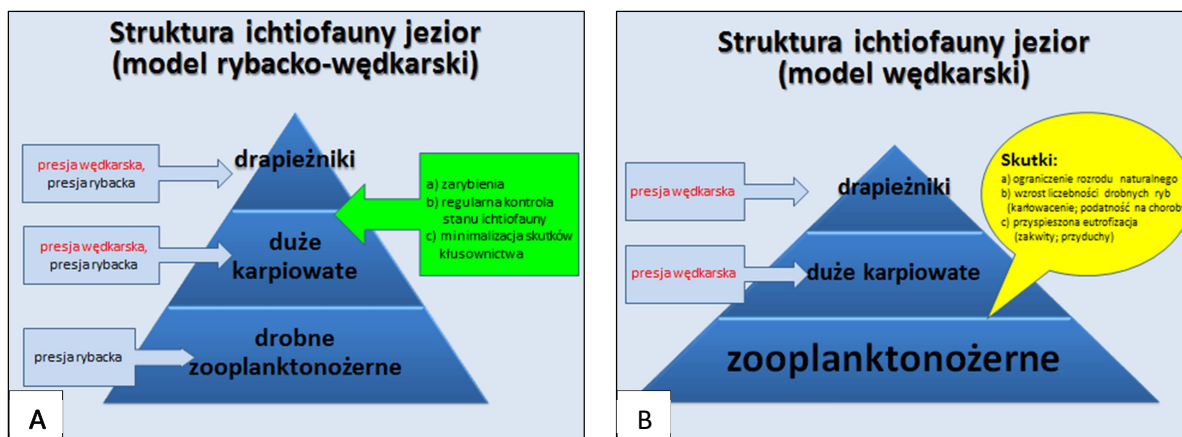


Fig. 5. Struktura ichtiofauny jezior a podstawowe modele gospodarowania rybackiego.

Zachowanie równowagi biologicznej i utrzymanie odpowiedniej struktury ilościowej i jakościowej rybostanu jezior, wymaga zatem przestrzegania przez Użytkownika rybackiego kilku istotnych zasad, do których zaliczyć można:

- konieczność stosowania różnorodnych metod regulujących strukturę ichtiofauny w związku z postępującą eutrofizacją wód, sprzyjającą wzrostowi biomasy gatunków eurytopowych (ryb karpiołatych – np. leszcz, płoć, krap, ukleja) i naturalnemu ustępowaniu gatunków stenotopowych (o wysokich wymaganiach środowiskowych);
- promowanie gatunków ryb drapieżnych – dążenie do minimalnego ich udziału w ichtiofaunie zbiorników szacowanego na poziomie 25-30%;
- równoważne stosowanie filarów działań gospodarczych w postaci akcji zarybieniowych (wyłącznie z udziałem rodzimych gatunków), wyważonej, rzetelnie rejestrowanej eksploatacji połowowej oraz ochronę zagrożonych oraz cennych gospodarczo/przyrodniczo taksonów;
- eksploatację połowową różnymi systemami (drogą połowów gospodarczych i wędkarskich), jako podstawowe narzędzie skutecznego regulowania składu gatunkowego i biomasy ryb;
- eksploatację połowową skorelowaną ściśle z polityką zarybieniową oraz ochroną promowanych gatunków jako warunku ukształtowania stabilnego i silnego zespołu ryb drapieżnych;

- eksploatację połowową stanowiącą ważny instrument ochrony środowiska (jakości wód ekosystemów wodnych) poprzez limitowanie liczebności zespołów drobnych ryb zooplanktonożernych.

Zmiany stanu ekosystemów wodnych, wynikające m.in. z postępującej eutrofizacji, niosą ze sobą potencjalne ryzyko zwiększenia zagrożeń wobec coraz szerszej grupy ryb rodzimych, trudno adaptujących się do nowych warunków. Z drugiej strony sprzyja to rozprzestrzenianiu obcych ryb inwazyjnych. W kontekście racjonalnego gospodarowania wędkarsko-rybackiego jest to trend niezwykle niebezpieczny, zagrażający podstawowym celom działań ukierunkowanych na zachowanie cennych z przyrodniczego i gospodarczego punktu widzenia zasobów ichtiofauny naszego kraju (Hliwa 2010).

Na przełomie XX i XXI wieku w wodach śródlądowych Polski odnotowano drastyczny wzrost niekontrolowanych, często przypadkowych transferów ryb babkowatych z rejonu ponto-kaspijskiego (babka bycza, babka szczupła, babka łysa, babka rurkonosa) czy też taksonów natywnych dla obszaru środkowo-wschodniej Azji tj. trawianka i czebaczek amurski. Wymienione taksony wraz z bytującymi od dziesiątków lat, w wodach naszego kraju karasiem srebrzystym czy sumikiem karłowatym określane są mianem „bioinwazyjnych”, bowiem wykazując wysoki potencjał reprodukcyjny i niebywałą plastyczność morfologiczną oraz fizjologiczną, stają się w krótkim czasie zagrożeniem zarówno o charakterze ekologicznym, jak i gospodarczo-ekonomicznym (Grabowska i in. 2010).

Konsekwencje wynikające z obecności obcych ryb inwazyjnych mają różnorodną naturę. Związane są m.in. z konkurencją siedliskową, pokarmową oraz rozrodczą wykazywaną wobec taksonów autochtonicznych, transferem nowych patogenów i pasożytów, potencjalną możliwością hybrydyzacji z rybami rodzimymi czy wreszcie wymiernymi stratami ekonomicznymi gospodarstw rybackich (Mills i in. 2004). Generalnie ryby te postrzegane są jako zagrożenie dla zasobów rodzimej ichtiofauny i stabilności ekologicznej ekosystemów wodnych, a w ujęciu globalnym dla zrównoważonej gospodarki rybackiej i wędkarskiej (Hliwa 2011).

Podstawą sukcesji wszystkich przedstawicieli ichtiofauny określanych jako gatunki obce/inwazyjne jest ich stosunkowo duża zmienność genetyczna oraz niebywała plastyczność morfologiczna i fizjologiczna (Kováč i Siryová 2005; Záhorská i in. 2009). Cechuje je na ogół krótki cykl życiowy, szybkie tempo wzrostu i rozwoju stadiów młodocianych oraz oportunistyczne strategie żerowania włącznie z polifagią (Hliwa i in. 2002; Kostrzewa i Grabowski 2003). Wykazany behawior rozrodczy związany z porcyjnością tarła, a także

aktywną opieką samców nad ikrą oraz wyklutymi larwami, ułatwia im kolonizowanie nowych siedlisk, stanowiąc jednocześnie istotny element różnicujący wobec taksonów rodzimych (Adámek i Siddiqui 1997; Grabowska 2005).

Konsekwencje pojawienia się gatunków obcych dla zasobów rodzimej ichtiofauny są niezwykle trudne do oceny. Generalnie jednak takie ryby, należy postrzegać jako zagrożenie dla stabilności ekologicznej ekosystemów wodnych, różnorodności gatunkowej w naszym kraju czy wreszcie jako potencjalna przyczyna strat ekonomicznych gospodarstw zajmujących się chowem i hodowlą ryb (Musil i in. 2014). Niewątpliwie negatywne skutki translokacji ryb obcych, związane są m.in. z nieuniknionym transferem nowych, nieznanych dotychczas w naszej strefie klimatycznej patogenów czy pasożytów. Przykładami takich udokumentowanych transferów może być *Gyrodactylus protherorhini* Ergens, 1967 – przedstawiciel przywr monogenetycznych, której obecność została potwierdzona u babki łysej i szczupłej ze Zbiornika Włocławskiego (Mierzejewska i in. 2011), czy nowy gatunek tasiemca *Nippotaenia* (syn. *Amurotaenia*) *mogurdnae* Yamaguti and Miyata, 1940, którego nosicielem jest z kolei trawianka (Mierzejewska i in. 2010). Schorzenia wywołane przez takie pasożyty mogą być przyczyną śnięć, a w ekstremalnych sytuacjach dziesiątkować gatunki rodzime, które dotychczas nigdy nie miały z nimi kontaktu.

Niezwykle istotnym elementem jaki wiąże się z obecnością ryb inwazyjnych w wodach otwartych jest potencjalne zagrożenie hybrydyzacją międzygatunkową, między gatunkami obcymi i rodzimymi. Znane są interakcje rozrodcze np. między wsiedlanymi do jezior tatrzańskich pstrągami źródlanymi *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814) a rodzimymi pstrągami potokowymi *Salmo trutta* m. *fario* (L.), skutkujące drastycznym zmniejszeniem ich liczebności. Dochodziło też w przeszłości do zamierzonych bądź niekontrolowanych hybrydyzacji między introdukowaną pelugą *Coregonus peled* (Gmelin, 1789) i autochtoniczną sieją *Coregonus lavaretus* (L.), skutkujących słabszym wzrostem oraz produkcją gorszej jakości gamet przez osobniki potomne (Mamcarz 1992; Witkowski 2002).

Masowe występowanie ryb obcych w ekosystemach skutkuje zmianami w łańcuchach troficznych, a zastąpienie naturalnych zespołów ryb gatunkami obcymi prowadzi z reguły do spadku produkcji biologicznej, wzmożonych interakcji w obrębie poszczególnych poziomów kaskady pokarmowej czy zmian w obiegu pierwiastków w zbiornikach (Mills i in. 2004; Witkowski i Grabowska 2012). Zachowanie naturalnej bioróżnorodności siedliskowej, przy postępującej antropopresji i ekspansji organizmów poza naturalne zasięgi występowania, jest dużym wyzwaniem i powinno być sprawą priorytetową dla środowisk wędkarskich i rybackich (Gozlan i in. 2010). Jest to zadanie szczególnie trudne w przypadku drobnych ryb

babkowatych czy karpiowatych, nie posiadających znaczenia gospodarczego, będących obiektem zainteresowania ze strony wędkarzy jedynie z racji wykorzystywania ich w formie żywych ryb-przynęt. Inwazjom ichtiofaunistycznym trzeba przeciwdziałać, o ile biologia danego gatunku i zasięg przestrzenny jego rozszedlenia umożliwiają podjęcie efektywnych działań. Zazwyczaj jednorazowe/incydentalne akcje nie przynoszą trwałego efektu, bowiem zwalczanie obcych ryb inwazyjnych musi mieć zapewnione stałe i długoterminowe finansowanie oraz akceptację wszystkich zainteresowanych stron (użytkowników wód, administracji państwowej i samorządowej, środowisk wędkarskich, organizacji ekologicznych itd.). Najważniejszym działaniem jest jednak przede wszystkim zapobieganie wprowadzaniu obcych gatunków do środowiska. Można to osiągnąć m.in. poprzez:

- zakaz transferów ryb obcych między akwenami/podmiotami wędkarskimi i rybackimi,
- zakaz stosowania ryb obcych jako żywe przynęty,
- konieczność uśmiercania takich osobników po ewentualnym złowieniu,
- rzetelna weryfikacja pod względem taksonomicznym wprowadzanego materiału zarybieniowego,
- zapobieganie wwożeniu gatunków znanych z inwazyjności,
- stały monitoring składu gatunkowego ekosystemów wodnych, pozwalający na ewentualne szybkie rozpoznawanie zagrożeń i skuteczne im przeciwdziałanie.

Jeśli ryby obce pojawią się w ekosystemie, należy bezwzględnie monitorować ich rozszedlenie oraz weryfikować dane biologiczne, aby móc ewentualnie kontrolować dalszą ekspansję. Stopień rozpoznania informacji odnośnie zasięgu i liczebności ryb obcych, preferencji pokarmowych czy specyfiki ich rozrodu pozwalają bowiem prognozować konsekwencje oraz kierunek zmian w nowo zasiedlonych zbiornikach (Kraszewski 2006; Hliwa 2010).

Literatura

- Adámek Z. Siddiqui M.A. 1997. Reproduction parameters in a natural population of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, and its condition and food characteristics with respect to sex dissimilarities. Pol. Arch. Hydrobiol., 44(1-2), 145-152.
- Gozlan R.E. Britton J.R. Cowx I. Copp G.H. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. J. Fish Biol., 76, 751-786.
- Grabowska J. 2005. Reproductive biology of racer goby *Neogobius gymnotrachelus* in the

- Włocławski Reservoir (Vistula River, Poland). J. Appl. Ichthyol., 21, 296-299.
- Grabowska J. Kotusz J. Witkowski A. 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. Folia Zool., 59(1), 73-85.
- Hliwa P. 2010. Elementy biologii rozrodu przedstawicieli obcej inwazyjnej ichtiofauny, babki łysej *Neogobius gymnotrachelus* (Kessler, 1857) i czebaczka amurskiego *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). Rozprawy i monografie, nr 156, Wyd. UWM Olsztyn, s. 1-98.
- Hliwa P. 2011. Obce inwazyjne gatunki ryb jako zagrożenie dla zrównoważonego rozwoju. W: „Ocena i ochrona bioróżnorodności wód”. Wydawnictwo – Agencja Wydawnicza „Argi” Wrocław [Red. M. Jankun, G. Furgała-Selezniow, M. Woźniak, A. Wiśniewska] s. 191-196.
- Hliwa P. Martyniak A. Kucharczyk D. Sebestyén A. 2002. Food preferences of juvenile *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) from Kis-Balaton Reservoir. Arch. Pol. Fish., 10, 121-127.
- Kostrzewa J. Grabowski M. 2003. Opportunistic feeding strategy as a factor promoting the expansion of razer goby (*Neogobius gymnotrachelus* Kessler, 1857) in the Vistula basin. Lauterbornia, 48, 91-100.
- Kováč V. Sírjová S. 2005. Ontogenetic variability in external morphology of bighead goby *Neogobius kessleri* from the Middle Danube, Slovakia. J. Appl. Ichthyol., 21, 312-315.
- Kraszewski A. 2006. Ekspansje obcych gatunków w ekosystemach wodnych – zagrożenie czy szansa zwiększenia bioróżnorodności? Komun. Ryb., 3, 14-17.
- Mamcarz A. 1992. Effect of introductions of *Coregonus peled* Gmel. on native *C. lavaretus* L. stocks in Poland. Pol. Arch. Hydrobiol., 3, 847-852.
- Mierzejewska K. Martyniak A. Kakareko T. Dzika E. Stańczak K. Hliwa P. 2011. *Gyrodactylus proterorhini* Ergens, 1967 (Monogenoidea, Gyrodactylidae) in gobiids from the Vistula River - the first record of the parasite in Poland. Parasitol. Res., 108, 1147-1151.
- Mierzejewska K. Martyniak A. Kakareko T. Hliwa P. 2010. First record of *Nippotaenia mogurndae* Yamaguti and Miyata, 1940 (Cestoda, Nippotaeniidae), a parasite introduced with Chinese sleeper to Poland. Parasitol. Res., 106, 451-456.
- Mills M.D. Rader R.B. Belk M.C. 2004. Complex interactions between native and invasive fish: the simultaneous effects of multiple negative interactions. Oecologia, 141, 713-721.
- Musil M. Novotná K. Potužák J. Hůda J. Pechar L. 2014. Impact of topmouth gudgeon

- (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural food structure. *Biologia*, 69(12), 1757-1769.
- Staff F. 1950. Ryby słodkowodne Polski i krajów ościennych. Wyd. PWM Warszawa.
- Starmach K., Wróbel, Pasternak K. 1976. *Hydrobiologia*. Wyd. PWN Warszawa.
- Szczerbowski J.A. (red.) 1993. Rybactwo śródlądowe. Wyd. IRS, Olsztyn.
- Witkowski A. 2002. Introduction of fishes into Poland: benefaction or plague? *Nature Conserv.*, 59, 41-52.
- Witkowski A. Grabowska J. 2012. Non-indigenous freshwater fishes of Poland: threats to the native ichthyofauna and consequences for the fishery: a review. *Acta Ichthyol. Piscat.*, 42 (2), 77-87.
- Záhorská E. Kovác V. Falka I. Beyer K. Katina S. Copp G.H. Gozlan R.E. 2009. Morphological variability of the Asian cyprinid, topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*, in its introduced European range. *J. Fish Biol.*, 74, 167-185.

Charakterystyka i biologiczne podstawy eksploatacji wędkarskiej i rybackiej wód śródlądowych w Polsce

Andrzej Kapusta

Zakład Hydrobiologii, Instytut Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

e-mail: a.kapusta@infish.com.pl

Wstęp

Wody powierzchniowe są narodowym bogactwem Polski. Dostępność wody, w odpowiedniej ilości i jakości, jest niezbędna do podtrzymania życia i do wszelkiej aktywności człowieka. Wody powierzchniowe śródlądowe dzieli się na płynące w ciekach naturalnych, kanałach oraz w źródłach, z których cieką biorą początek, znajdujące się w jeziorach oraz innych naturalnych zbiornikach wodnych o ciągłym bądź okresowym naturalnym dopływie lub odpływie wód powierzchniowych, znajdujące się w sztucznych zbiornikach wodnych usytuowanych na wodach płynących oraz stojące, które znajdują się w jeziorach oraz innych naturalnych zbiornikach wodnych niezwiązanych bezpośrednio, w sposób naturalny, z powierzchniowymi wodami płynącymi. Wody powierzchniowe stanowią jedyne około 2% powierzchni kraju (Jokiel 2004). Jezior o powierzchni ponad 1 ha jest 7085, ale ogromna większość to zbiorniki małe. Jezior o powierzchni ponad 10 ha jest tylko 2856. Powierzchniowe wody płynące podzielone są na obwody rybackie. Obwód rybacki, w obszarze którego wykonywane jest rybactwo, ustanawiany jest okresowo, z uwzględnieniem przede wszystkim aktualnego stanu prawnego nieruchomości oraz istniejących stosunków hydrologicznych.

Połowry ryb są jednym ze sposobów wykorzystania wód. jednym z najstarszych zajęć człowieka jest rybołówstwo. Było jednym z pierwszych sposobów zdobywania pokarmu, na długo przed pojawieniem się rolnictwa i razem z łowiectwem oraz zbieractwem stanowiło podstawę tzw. gospodarki przyswajającej (Trapszyc 2015). Rybołówstwo zawsze było i w przewidywanej przyszłości pozostanie głównym źródłem żywności i dochodów społeczeństwa (Cowx 2015). Współcześnie rybactwo charakteryzuje wiele form użytkowania ryb oraz innych organizmów wodnych, tj. skorupiaki, mięczaki (King 2007). Współcześnie

rybactwo obejmuje najstarsze i najprostsze formy eksploatacji żywych zasobów wód (rybołówstwo) aż po intensywną akwakulturę, czyli zaawansowany technologicznie chów organizmów wodnych. Z rybactwem może być również związany monitoring i ochrona ichtiofauny, gospodarka zarybieniowa, czy też zarządzanie presją połowową (Kapusta i Czarkowski 2016). W wodach śródlądowych rybołówstwo uprawiane jest w pięciu podstawowych celach: poznawczych, regulacyjnych, zarybieniowych, spożywczych i rekreacyjnych (Czarkowski i Kapusta 2016a). Zmiany społeczne związane z rozwojem cywilizacyjnym i bogaceniem się społeczeństw sprawiły, że znaczenie utrzymaniowe i komercyjne rybołówstwa spada, a wzrasta znaczenie funkcji rekreacyjnej (Wołos 2006). W krajach rozwiniętych rybołówstwo w coraz większym stopniu spełnia funkcje rekreacyjne, a nawet rozrywkowe (Arlinghaus i in. 2002). Dlatego też podstawowy podział sektora rybackiego uwzględnia rybołówstwo komercyjne oraz rybołówstwo rekreacyjne (Cooke i Cowx 2006, Welcomme i in. 2010).

W Polsce gospodarka rybacka obecna jest w większości wód śródlądowych, choć występuje w różnych formach. Dawniej prowadzona była głównie w celach komercyjnych, a obecnie dominuje użytkowanie rekreacyjne (Bnińska i Wołos 2001, Wołos i in. 2015). Odłowy sieciowe ryb pomimo ciągłego spadku w wodach śródlądowych, stały się zarzewiem konfliktu z częścią środowiska wędkarskiego. Artykuł ma na celu przedstawienie problematyki związanej z eksploatacją wędkarską i rybacką wód śródlądowych w Polsce.

Połowy komercyjne ryb w wodach śródlądowych Polski

W wodach śródlądowych Polski w latach 2009-2017 profesjonalne połowy komercyjne wyniosły około 2200 ton. W porównaniu do okresu lat 1970-1980 spadły około czterokrotnie, ze średniego poziomu około 8000 ton. Tylko w kilku zbiornikach zaporowych prowadzone są komercyjne odłowy ryb, a ich poziom w ostatnich kilku latach nieznacznie przekracza 100 ton. Największą część połowów komercyjnych stanowi leszcz, którego odłowy wynoszą około 780 ton. Odłowy kilku kolejnych gatunków tj. płoć, szczupak i sielawa, wynoszą około 250 ton.

Zarządzanie rybactwem śródlądowym

Zarządzanie rybołówstwem śródlądowym jest koniecznym elementem dbałości o zasoby ryb. Ustawa o rybactwie śródlądowym oraz w mniejszym zakresie Prawo wodne regulują prowadzenie gospodarki rybackiej w wodach śródlądowych. Koncepcja gospodarki rybackiej

opartej na tych aktach prawnych coraz częściej jest krytykowana (Żurek i Mikołajczyk 2015, Czarkowski i Kapusta 2016a). Nie podzielając wielu argumentów, które przytoczyli (Żurek i Mikołajczyk 2015), wypada przyznać autorom rację, że pomimo pozornej dbałości o środowisko, w rzeczywistości ustawa o rybactwie śródlądowym ukierunkowuje gospodarkę rybacką na maksymalizację produkcji ryb słodkowodnych. Ograniczone zasoby ryb w wodach śródlądowych oraz zmiany socjologiczne wśród eksploatujących te zasoby prawdopodobnie będą głównymi czynnikami wymuszającymi reformę zarządzania rybołówstwem śródlądowym w naszym kraju. W ciągłej pogoni za innowacyjnymi produktami nie dostrzegamy, że zarządzanie zasobami naturalnymi wymaga zdecydowanej modernizacji, a zgodnie z tym co napisali Żurek i Mikołajczyk (2015) środowisko decydenckie wydaje się być odporne na wiedzę i naukowe argumenty. W tym aspekcie rybactwo śródlądowe wymaga największych zmian. Bylejakość powinniśmy zastąpić wiedzą i merytorycznymi argumentami, uwzględniając aspekty socjologiczne, ekologiczne i ekonomiczne przy podejmowaniu politycznych decyzji dotyczących prawa kształtującego rybactwo śródlądowe. Ponieważ zasoby ryb w wodach płynących stanowią jej pożytki, a wody płynące są państwową własnością, potrzeby jest państwowy monitoring ich zasobów. Prowadzony od kilku lat monitoring ichtiofauny w rzekach i jeziorach, ma na celu ocenę stanu ekologicznego i może być niewystarczający do szacowania zasobów ryb. Potrzebny jest monitoring zasobów ryb w wodach śródlądowych oparty na sprawdzonych metodach.

Wędkarstwo – śródlądowe rybołówstwo rekreacyjne

Zasoby wód są ograniczone, a im stają się mniejsze, tym konflikt pomiędzy różnymi grupami z nich korzystającymi przybiera na sile. Funkcje rybołówstwa rekreacyjnego oraz liczba użytkowników wód związane są z poziomem rozwoju gospodarczego społeczeństw (Cox i in. 2010, Welcomme i in. 2010). W najuboższych społeczeństwach funkcja spożywcza jest funkcją przewodnią. Wraz ze wzrostem zamożności społeczeństwa zwiększa się liczba korzystających z zasobów wód oraz zdecydowanie wzrasta znaczenie funkcji rekreacyjnej. W społeczeństwach najbardziej rozwiniętych, przewodnią rolę rybołówstwa śródlądowego staje się funkcja ochronna, związana z zachowaniem odpowiedniego stanu środowiska. Oczywiście pozostałe funkcje gospodarki rybackiej zostają zachowane, jednak na niższym poziomie. Nie istnieją dokładne dane na temat ilości osób rekreacyjnie poławiających ryby i inne organizmy w wodach morskich i śródlądowych, ale niektóre szacunki mówią nawet o ok. 700 mln osób

(Cooke i in. 2016). Ostrożne szacunki zakładają że wędkarze stanowią około 10% społeczeństwa, a w Norwegii nawet 40% dorosłych rekreacyjnie poławia ryby (Arlinghaus i Cooke 2009, Cooke i in. 2016).

Rybołówstwo rekreacyjne w naszym kraju kojarzone jest z wędkarstwem, chociaż prawo dopuszcza również łowiectwo podwodne. Pierwsza metoda połowów ryb jest wielokrotnie popularniejsza i spotykana w większości wód otwartych. Należy jednak powtórzyć, że w innych krajach rybołówstwo rekreacyjne dysponuje wieloma innymi narzędziami połowowymi, w tym takimi które w Polsce zastrzeżone są dla rybołówstwa komercyjnego. W krajach uprzemysłowionych i rozwijających się wędkarstwo stanowi dominujący sektor rybackich połowów ryb w wodach śródlądowych (Cooke i in. 2016). Użytkowanie zasobów ryb w polskich wodach śródlądowych nie odbiega od tego schematu. Wędkarze są grupą wykazującą zainteresowanie stanem zasobów ryb oraz chętnie podejmują działania związane z ich ochroną. Mniej oczywistym wnioskiem z badań dotyczących wędkarstwa było wykazanie zmian behawioralnych i populacyjnych wywołanych połowami wędkarskimi.

Śródlądowe rybołówstwo rekreacyjne największe znaczenie ma nadal w krajach rozwiniętych. W Europie bezwzględna liczba osób uprawiających różne formy śródlądowego rybołówstwa rekreacyjnego, przede wszystkim wędkarstwa, sięga ok. 21,3 mln osób (Cooke i Cowx 2006). Duża ilość rybaków rekreacyjnych przekłada się również na ogromną ilość łowionych ryb. W Kanadzie oszacowano, że rybacy rekreacyjni potrafią złowić ok. 215 mln szt. ryb w ciągu roku, aczkolwiek aż 66% z nich wraca z powrotem do wody (Cooke i Murchie 2015). Polska jest krajem, gdzie wędkarstwo nie jest tak popularną formą wypoczynku jak w innych krajach i regionach świata. W Polsce wędkarstwo uprawia około 3,9% społeczeństwa, przy średniej światowej wynoszącej 10,6%. Ten stosunkowo niewielki odsetek polskiego społeczeństwa odpowiada za odłów około 80% ryb słodkowodnych w kraju (Czerwiński 2014, Lirski i Hryszko 2014). Polska jest krajem o stosunkowo niewielkich zasobach wód słodkich, a to, pomimo niskiego udziału wędkarzy w społeczeństwie, wpływa na poziom presji antropogenicznej na ryby żyjące w wodach śródlądowych. Odzwierciedleniem presji jaką wywierają wędkarze na zasoby ryb może być porównanie liczny wędkujących w Polsce i Finlandii (Czarkowski i Kapusta 2016b). W tym skandynawskim kraju na ok. 3,3 mln ha wód śródlądowych przypada 1,7 mln wędkarzy, natomiast w Polsce na niemalże sześciokrotnie mniejszą powierzchnię wód przypada niewiele niższa ich liczba.

Sposoby regulacji wymiarów ochronnych

Główne cele wędkarstwa związane z aktywnym wypoczynkiem i przeżyciem przygody na wodzie powodują, że pierwotne zajęcie polegające na zdobyciu pokarmu, obecnie jest przede wszystkim hobby. Dlatego jest nasiąknięte największym ładunkiem emocjonalnym, a środowisko wędkarskie jest podatne na specyficzne koncepcje i idee. Jedną z nich jest zasada wypuszczania złowionych ryb (C&R), która przez wiele lat była marginalizowana i niedoceniana przez zarządzających rybaństwem śródlądowym (Trella i Wołos 2013, Kapusta i Czarkowski 2015). W ostatnich latach C&R stał się popularnym obiektem badań naukowych oraz istotnym elementem uwzględnianym w planach gospodarowania niektórymi z gatunków ryb. Z założenia C&R ma na celu zmniejszenie śmiertelności połowowej, bez nieprzyjemnych dla łowiących regulacji dotyczących zmniejszenia presji połowowej. W większości przypadków C&R jest autonomicznym wyborem poszczególnych osób, choć może być również stosowany obligatoryjnie.

Pomimo, że stosowane w odpowiedni sposób C&R z ekologicznego punktu widzenia jest uzasadnione, to z punktu widzenia etyki oraz dobrostanu ryb budzi wiele kontrowersji. Stresowanie zwierzęcia, tylko i wyłącznie w celu zaspokojenia swej wędkarskiej przyjemności, teoretycznie kłóci się chociażby ze Światową Deklaracją Praw Zwierząt. Zauważyli to działacze tzw. organizacji broniących praw zwierząt i w ekstremalnych przypadkach domagają się ogólnego zakazu połowów rekreacyjnych, które nie służą zdobywaniu pożywienia, dlatego rekreacyjne rybołówstwo jest pod coraz większą presją organizacji broniących praw zwierząt. Stosowanie C&R przy łowieniu niektórych gatunków ryb może tracić swój ekologiczny sens. Sytuacja taka ma miejsce kiedy zdobyczą są ryby należące do gatunków obcych, często też inwazyjnych, których nie powinno się wypuszczać. Dlatego C&R w stosunku np. do karpia, amura białego, pstrąga tęczowego, czy karasia srebrzystego złowionego w jeziorze czy rzece nie jest rozsądne. W takim wypadku lepiej promować ideę zjedzenia złowionych ryb.

Wymiary ochronne mają na celu bezpośrednią ochronę osobników konkretnego gatunku o określonych rozmiarach (Kapusta i Czarkowski 2015). Najczęściej stosowany jest jeden z pięciu podstawowych typów wymiarów ochronnych. Wprowadzenie odpowiedniego typu wymiaru ochronnego powinno być poparte wiedzą biologiczną, m.in. dotyczącą wieku przystępowania pierwszy raz do tarła, tempa wzrostu, płodności oraz śmiertelności naturalnej

i połowowej. W polskim prawodawstwie stosowane są minimalne wymiary ochronne, a w odniesieniu do niektórych gatunków wprowadzone są również limity ilościowe. W okresie kilku ostatnich lat można zauważyć bardzo dużą aktywność uprawnionych do rybactwa do wprowadzania różnorodnych wymiarów ochronnych, chociaż trudno doszukać się szczegółowych opracowań wyjaśniających przesłanki stosowania konkretnych wymiarów (Kapusta i Czarkowski 2015). Prawdopodobnie wprowadzone zostały dla zaspokojenia presji wędkarzy, a w niektórych przypadkach w faktycznej o gatunki wymagające ochrony.

Mając na względzie coraz większą popularność wymiarów ochronnych ryb, warto przybliżyć podstawowe informacje na ich temat. Minimalne wymiary ochronne znane są od wielu lat, z kolei maksymalne (górne) wymiary ochronne mają znacznie krótszą tradycję. Wymiary widełkowe obejmują obie formy limitów wielkościowych. Najczęściej stosowane są wymiary widełkowe otwarte zabraniające zabierania ryb o długości mniejszej od wymiaru minimalnego oraz większej od wymiaru maksymalnego. Rzadziej spotykane są wymiary widełkowe zamknięte będące odwrotnością wymiarów widełkowych otwartych. Najczęściej stosowanym typem wymiaru ochronnego na świecie 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. Niestety, nie zawsze zapewnia on ochronę osobnikom o bardzo szybkim tempie wzrostu, które osiągają wielkość pozwalającą na zabranie złowionej ryby, jeszcze przed osiągnięciem dojrzałości płciowej. W takich przypadkach minimalny wymiar ochronny nie spełnia zakładanej roli ochronnej.

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 rybactwa (Francis i in. 2007). Takie zjawisko ma miejsce, kiedy u danego gatunku lub populacji występuje wpływ wielkości matek na ilość i jakość potomstwa. Tak dzieje się zazwyczaj np. u szczupaka, gdzie większe samice produkują więcej jaj o większych rozmiarach i lepszej jakości. Jednakże, stosowanie tylko górnego wymiaru ochronnego ma sens w populacjach o niższym tempie wzrostu i umiarkowanej śmiertelności naturalnej, charakteryzujących się przy tym dość wysoką rekrutacją. W niektórych przypadkach lepszym rozwiązaniem może być wprowadzenie widełkowych wymiarów ochronnych, szczególnie wymiaru o charakterze otwartych widełek. Zamknięty wymiar widełkowy bywa stosowany w populacjach o niskim tempie wzrostu, stosunkowo wysokiej rekrutacji i śmiertelności naturalnej. Przykładem może wymiar

ochronny szczupaków w jednej z kanadyjskich prowincji, w której nie wolno zabierać szczupaków o całkowitej długości ciała zawierającej się między 30 a 41 cali, (75 a 105 cm). Mniejsze ryby można zabierać, natomiast z większych od 41 cali można zabrać tylko jedną sztukę

Populacje ryb w których rekrutacja zależy od wielkości tarlaków powinny być chronione za pomocą otwartych wymiarów widełkowych lub metody złów i wypuść. Kolejnymi warunkami które powinny być spełnione w takiej sytuacji, są szybkie tempo wzrostu oraz niska rekrutacja naturalna. 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. Poziom kłusownictwa oraz przekształcenia ekosystemów wodnych są czynnikami znacznie wpływającymi na gospodarowanie populacjami ryb w Polsce. W wielu krajach, których przykłady chcemy naśladować oba czynniki odgrywają zdecydowanie mniejszą rolę.

Motywy wprowadzenia dodatkowych maksymalnych wymiarów ochronnych było spostrzeżenie, że wymiar minimalny nie chroni przed zmianami demograficznymi w populacji ryb (Pierce 2010), a jego zwiększanie nie zawsze przynosi pożądany efekt (Coggins i in. 2007, Arlinghaus i in. 2010). U takich gatunków jak szczupak, stwierdzono, że minimalne wymiary ochronne wynoszące 45-50 cm, w przypadku intensywnych połowów wędkarskich nie ograniczają niekorzystnych zmian struktury wielkościowej populacji. Odpowiednio dobrany minimalny wymiar ochronny zapewnia ochronę potencjału rozrodczego i liczebność, jednak nie chroni w odpowiedniej ilości największych ryb. Logicznym rozwiązaniem tego problemu było zastosowanie otwartych wymiarów widełkowych.

W porównaniu do tradycyjnych metod, ochrona dużych osobników przynosi dodatkowe korzyści wynikające ze zwiększenia szansy zaspokojenia potrzeb wędkarskich ukierunkowanych na złowienie okazów o ponadprzeciętnej długości. Zastosowanie otwartych wymiarów widełkowych zdecydowanie wpływa na jakość amatorskich połowów ryb. 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, pamiętajmy, że stan fizjologiczny i

jakość produktów płciowych najstarszych osobników maleje, a tempo wzrostu u większości gatunków ryb jest najszybsze w kilku pierwszych latach życia.

Szczegółowe badania naukowe wykazały, że wprowadzenie otwartych widełkowych rozmiarów ochronnych wpłynęło znacząco na strukturę wielkościową chronionej w ten sposób populacji ryb. Jednakże w przypadku gatunków rybożernych tj. szczupak, czy sandacz, odznaczających się znacznym kanibalizmem, mogły rodzić się obawy, że ochrona dużych osobników wpłynie niekorzystnie na ich liczebność (Czarkowski i Kapusta 2016c). Obawy takie okazały się bezzasadne, gdyż stwierdzono, że wymiar widełkowy nie wpływa na liczebność, która pozostaje podobna jak przy stosowaniu tylko minimalnego wymiaru ochronnego (Pierce 2010, Arlinghaus i in. 2010). W przypadku szczupaka wytłumaczeniem takiego stanu jest wybieranie innych siedlisk przez osobniki mniejsze, które preferują litoral oraz większe spędzające większość życia w pelagialu. Wybieranie odmiennych siedlisk przez zróżnicowane wielkościami osobniki zmniejsza ryzyko bezpośredniego kontaktu i ogranicza kanibalizm.

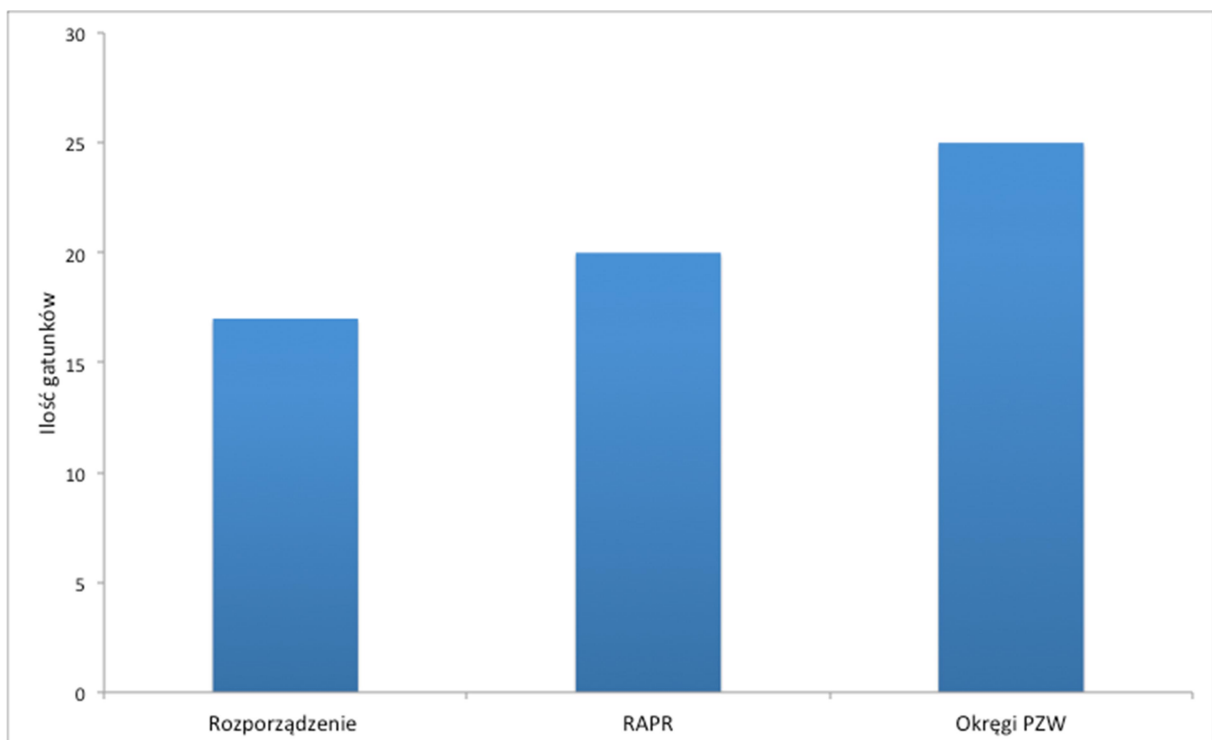
W niektórych zbiornikach wodnych oraz w przypadku niektórych gatunków wprowadzenie wymiarów widełkowych nie przyniosło spodziewanych rezultatów. W USA wprowadzenie takiego sposobu ochrony szczupaka tylko w niektórych jeziorach wpłynęło na wzrost udziału dużych osobników w populacji (Pierce 2010), chociaż taki sam efekt osiągnięto stosując minimalny wymiar ochronny oraz zwiększone limity ilościowe (Oele i in. 2016). Widełkowy wymiar ochronny sprzyja zabieraniu osobników odznaczających się najszybszym tempem wzrostu, które o rok lub dwa wcześniej osiągną wymiar pozwalający na legalne zabranie z łowiska. W łowiskach o dużej presji połowowej, widełkowy wymiar ochronny okazał się zbyt mało restrykcyjnym sposobem ochrony ryb. Dodatkowo należy pamiętać, że całkowita śmiertelność ryb chronionych za pomocą wymiarów widełkowych składa się ze śmiertelności połowowej legalnie złowionych osobników, śmiertelności osobników wypuszczonych po złowieniu oraz śmiertelności osobników złowionych nielegalnie i zabranych przez kłusowników. Dlatego chcąc zwiększyć udział ryb o rozmiarach np. większych niż 80 cm, powinien zostać ustalony maksymalny wymiar wynoszący 85 lub 90 cm.

Limity połowów i wymiary ochronne ryb w Polsce

Rozporządzenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie (Rozporządzenie 2001)

określa minimalne długości całkowite ryb poniżej których połów ryb jest zabroniony. Wprowadza również okresy ochronne, w których połów ryb również jest zabroniony. Użytkownicy rybaccy wód powszechnie korzystają z przytoczonych regulacji. W rozporządzeniu ujętych jest mniej gatunków ryb niż Regulaminie Amatorskich Połowów Ryb (RAPR) PZW (Rys. 1). Poszczególne okręgi PZW wprowadziły okresy ochronne dla kolejnych pięciu gatunków ryb. Okresy ochronne okonia, jazia oraz klenia wprowadzono w terminie tarła tych gatunków. Natomiast stosowane w bardzo ograniczonej liczbie wód okresy ochronne karpia oraz amura przypadają na jesień i zimę, co można wiązać z chęcią ochrony ryb po jesiennych zarybieniach oraz zimujących.

Rys. 1. Porównanie ilości gatunków ryb chronionych za pomocą okresów ochronnych w Rozporządzeniu Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi w sprawie połowu ryb oraz warunków chowu, hodowli i połowu innych organizmów żyjących w wodzie (Rozporządzenie), Regulaminie Amatorskich Połowów Ryb (RAPR) oraz dodatkowych regulacjach zasad wędkowania poszczególnych Okręgów PZW.



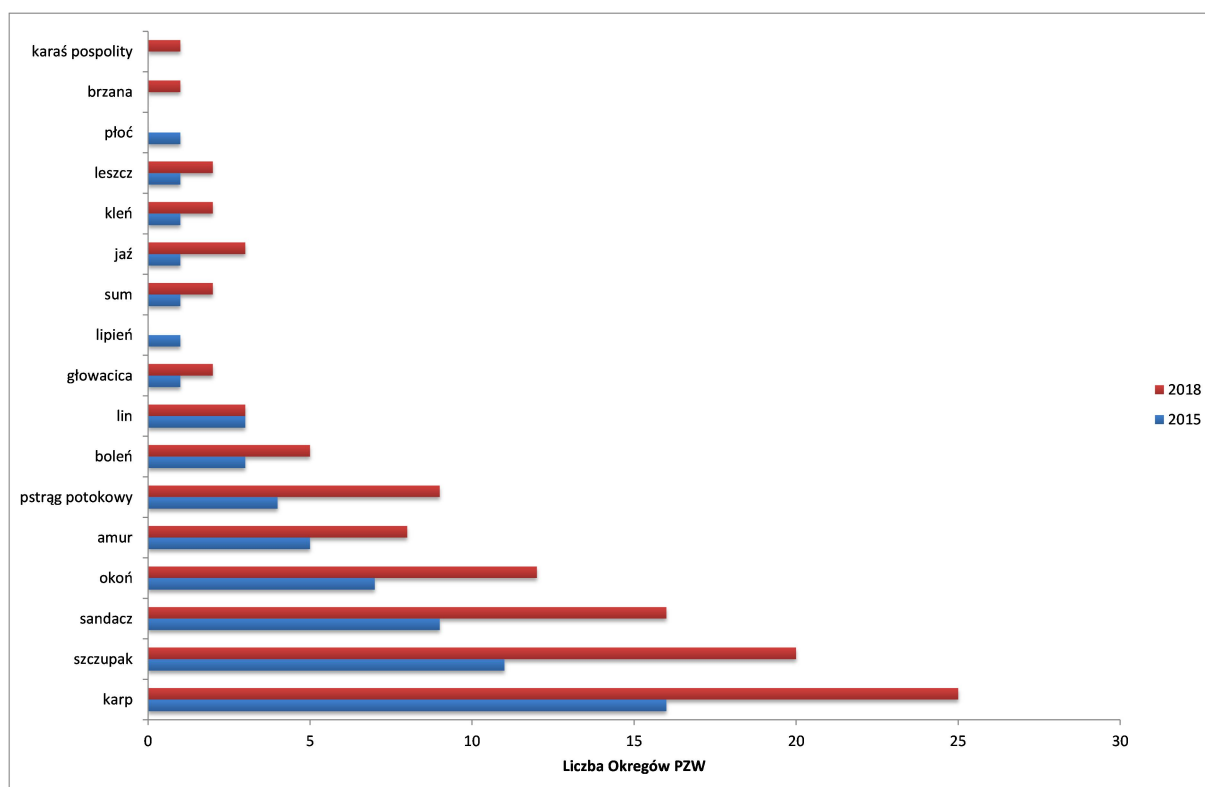
Limity określające ilość lub masę ryb możliwych do złowienia stosowane są powszechnie jako narzędzie regulacji presji połowowej (FAO 2012, Kapusta i Czarkowski 2015). Rozporządzenie (2001) nie zawiera tego sposobu regulacji presji połowowej, ale już w RAPR

znajdują się limity ilości dotyczące 16 gatunków oraz limity biomasy kolejnych 15 gatunków. Poszczególne Okręgi PZW są jeszcze bardziej restrykcyjne pod tym względem i wprowadzają dodatkowe limity ilościowe dla kolejnych pięciu gatunków. W tej grupie znalazły się amur, pstrąg tęczowy, pstrąg źródlany oraz jesiotry. W przypadku tych ostatnich nie sprecyzowano gatunków, jednak rodzimy jesiotr ostronosy podlega całorocznej ochronie gatunkowej, dlatego limity ilościowe odnoszące się do jesiotrów mogą dotyczyć tylko gatunków obcego pochodzenia. Warto odnotować, że znane dotychczas limity dobowe zostały wzbogacone o dodatkowe limity obowiązujące w ciągu miesiąca lub roku.

Wymiary ochronne są limitami wielkości łowionych ryb, które mają na celu bezpośrednią ochronę osobników konkretnego gatunku o określonych rozmiarach. Jest to cel bezpośredni, zaś cele pośrednie stosowania wymiarów ochronnych mogą być różne, w zależności od typu stosowanego wymiaru ochronnego (Kapusta i Czarkowski 2015). Poszczególne typy wymiarów ochronnych stosowane są z różną częstotliwością.

Od kilku lat użytkownicy rybacy bardzo chętnie stosują widełkowe otwarte wymiary ochronne. W 2015 r. na wodach użytkowanych przez wszystkie okręgi PZW widełkowe wymiary ochronne stosowane dla 15 gatunków ryb. Dla takiej samej liczby gatunków stosowany jest ten typ wymiaru ochronnego na początku 2018 r. (Rys. 2). W tym czasie zrezygnowano z widełkowego otwartego wymiaru ochronnego dla lipienia i płoci, a wprowadzono dla brzany i karasia pospolitego. Okręg PZW stosujący widełkowy otwarty wymiar ochronny dla lipienia prowadził na swoich wodach całkowity zakaz zabierania tego gatunku (C&R).

Rys. 1. Liczba Okręgów PZW stosujących widełkowe otwarte wymiary ochronne ryb dla poszczególnych gatunków w 2015 i 2018 r.



Najpopularniejszymi gatunkami dla których stosowany jest widełkowy wymiar ochronny są karp, szczupak, sandacz i okoń. Ten sposób ochrony zasobów jest stosowany w 12 (okoń), aż po 25 (karp) Okręgów PZW. Pozostałe gatunki cieszą się mniejszą popularnością stosowania widełkowego otwartego wymiaru ochronnego. Należy zaznaczyć, że całkowity wymiar ochronny, stosowany jako zasada złów i wypuść, dotyczy aż 14 gatunków na wybranych łowiskach. Warta podkreślenia jest różnorodność gatunków oraz stosowanych wymiarów ochronnych. Niektóre Okręgi PZW stosują ten typ wymiaru ochronnego z dużym zróżnicowaniem minimalnego i maksymalnego wymiaru. Obawy budzi jednak częsta chęć ochrony obcych gatunków ryb. Obecnie wymiary widełkowe dla karpia oraz amura stosuje więcej Okręgów PZW niż w 2015 r. Oba gatunki nie rozradzają się naturalnie w naszych wodach, jednak ich liczne występowanie niekorzystnie wpływa na siedliska i liczebność rodzimych gatunków ryb. Oba gatunki żerując doprowadzają do uwalniania biogenów skumulowanych w osadach dennych i wzrostu trofii. Z ich obecnością wiąże się mechaniczne niszczenie makrofitów i degradacja środowiska. O ile ochrona tych gatunków w zamkniętych hydrologicznie łowiskach specjalnych przygotowanych do połowu okazów ryb karpioatych nie jest zbyt kontrowersyjna, to ochrona wymiarem widełkowym karpia lub amura w wodach przepływowych może przynieść więcej strat środowiskowych niż korzyści.

Podsumowanie

Obecnie rybactwo śródlądowe w wielu krajach lub regionach nie jest priorytetem dla rządzących. Często jest pomijane i niedoceniane przez decydentów. Rybactwo śródlądowe jako tradycyjne zajęcie związane z komercyjnym połowem ryb jest zagrożone zarówno w krajach rozwijających się, jak i rozwiniętych (Cooke i in. 2016b). W skali globalnej rybactwo śródlądowe nigdy nie miało takiej rangi jak rybołówstwo morskie, a politycy i opinia publiczna w dużej mierze są nieświadomi losu ekosystemów słodkowodnych. Dlatego tak istotne jest uświadomienie jak ważną rolę socjoekonomiczną spełnia rybactwo śródlądowe, zarówno w formie rekreacyjnego wędkarstwa, jak też tradycyjnych połowów gospodarczych. Należy wyeksponować, że komercyjne rybactwo śródlądowe jest ważne z punktu bezpieczeństwa żywności i dobrobytu lokalnych społeczności, a wędkarstwo spełnia istotną rolę jako forma rekreacji. Zmiany struktury i wielkości połowów ryb w wodach śródlądowych Polski dokumentują jak ważną funkcję spełnia i jaką presję wywierają rekreacyjne połowy ryb. Warto być świadomym konsekwencji zmian jakie zaszły w zakresie eksploatacji ryb w wodach śródlądowych. W naszym kraju potrzebna jest wielka odpowiedzialność w zarządzaniu zasobami ryb oraz rybołówstwem, zarówno rekreacyjnym, jak też komercyjnym. Rybactwo i wędkarstwo na wodach otwartych powinno uwzględniać ograniczenia gospodarcze, społeczne i biologiczne. Decyzje dotyczące sposobów ochrony ichtiofauny powinny zostać oparte na wiedzy i naukowych argumentach.

Literatura

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: 39-58.

Arlinghaus R., Mehner T., Cowx I.G. 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries* 3: 261-316.

Arlinghaus R., Matsumura S., Dieckmann U. 2010. The conservation and fishery benefits of protecting large pike (*Esox lucius* L.) by harvest regulations fishing. *Biological Conservation* 143: 1444-1459.

Bnińska W., Wołos A. 2001. Management of selected Polish commercial and recreational lake fisheries activities. *Fisheries Management and Ecology* 8: 333-343.

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 and Fisheries* 8: 196-210.

Cooke S.J., Cowx I.G. 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation* 128: 93-108.

Cooke S.J., Murchie K.J. 2015. Status of aboriginal, commercial and recreational inland fisheries in North America: past, present and future. *Fisheries Management and Ecology* 22: 1-13.

Cooke S.J., Arlinghaus R., Johnson B.M., Cowx I.G. 2016a. Recreational fisheries in inland waters. W: *Freshwater fisheries ecology* (Red.) J.F. Craig, Wiley Blackwell: 449-465.

Cooke S.J., Allison E.H., Beard T.D., Arlinghaus R., Arthington A.H., Bartley D.M., Cowx I.G., Fuentesvilla C., Leonard N.J., Lorenzen K., Lynch A.J., Nguyen V.M., Youn S.-J., Taylor W.W., Welcomme R.L. 2016b. On the sustainability of inland fisheries: finding a future for the forgotten. *Ambio* 45: 753-764.

Cowx I.G. 2015. Characterisation of inland fisheries in Europe. *Fisheries Management and Ecology* 22: 78-87.

Cowx I.G., Arlinghaus R., Cooke S.J. 2010. Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. *Journal of Fish Biology* 76: 2194-2215.

Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016a. Wędkarstwo czy rybołówstwo? W: *Rybacko i wędkarstwo w 2015 roku* (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 63-87.

Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016b. Dlaczego warto rozwijać badania związane z rybołówstwem rekreacyjnym? *Komunikaty Rybackie*, 5(154): 18-22.

Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016c. Przegląd problematyki związanej z gospodarowaniem populacjami szczupaka (*Esox lucius* L.), ze szczególnym uwzględnieniem połowów tarlaków. *Komunikaty Rybackie* 3(152): 13-19.

FAO 2012. Recreational Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 13, Rome.

Jokiel P. 2004. Zasoby wodne środkowej Polski na progu XXI wieku. Wyd. UŁ, Łódź.

Kapusta A., Czarkowski T.K. 2015. Gospodarowanie populacjami ryb w rybołówstwie rekreacyjnym: metody regulowania eksploatacji, ze szczególnym uwzględnieniem wymiarów ochronnych. *Komunikaty Rybackie* 1(144): 24-29.

Kapusta A., Czarkowski T.K. 2016. Gospodarka rybacka w jeziorach lobeliowych. W: Jeziora lobeliowe w drugiej dekadzie XXI wieku. Program kompleksowej ochrony jezior lobeliowych w Polsce. Etap 1. Podstawy, modelowe rozwiązania (Red.) K. Bociąg, D. Borowiak, Wydawnictwo FRUG, Gdańsk: 161-169.

King M. 2007. *Fisheries Biology, Assessment and Management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, s. 381.

Oele D.L., Rypel A.L., Lyons J., Cunningham P., Simonson T. 2016. Do Higher Size and Reduced Bag Limits Improve Northern Pike Size Structure in Wisconsin Lakes? *North American Journal of Fisheries Management* 36: 982-994

Pierce R.B. 2010. Long term evaluations of length limit regulations for northern pike in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* 30: 412-432.

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, Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 111-123.

Trella M., Wołos A. 2013. Alternatywne modele wędkarskiego zagospodarowania łowisk – Catch and Release, No Kill, górne wymiary ochronne. W: *Zasady i uwarunkowania*

zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich – część II (Red.) Mickiewicz M., Wołos A., Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 53-68.

Welcomme R.L., Cowx I.G., Coates D., Bene Ch., Funge-Smith S., Halls A., Lorenzen K. 2010. Inland capture fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 2881-2896.

Wołos A. 2006. Społeczne, ekonomiczne i ekologiczne znaczenie wędkarstwa. W: *Rybacko, wędkarstwo, ekorozwój* (Red.) A. Wołos, Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 57-71.

Wołos A., Draszkiewicz-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, Wydawnictwo IRS, Olsztyn: 159-171.

Żurek R., Mikołajczyk T. 2015. Nieracjonalna racjonalna gospodarka rybacka. *Gospodarka Wodna* 11: 313-319.

Wpływ połowów wędkarskich (nie tylko) na środowisko

Tomasz Kajetan Czarkowski

Zakład Bioekonomiki Rybactwa Instytutu Rybactwa Śródlądowego w Olsztynie

Zamiast wstępu

Na początku pragnę wyjaśnić, iż spojrzenie na zagadnienia, które przedstawiam w niniejszej pracy, choć oparte na wielu naukowych źródłach oraz ichtiologicznym doświadczeniu, jest jednak spojrzeniem subiektywnym. Poniższe problemy przedstawiam z pozycji zarówno ichtiologa i pracownika naukowego, ale także czynnego wędkarza oraz byłego pracownika gospodarstw rybackich. Dodam również, iż niniejszy tekst powstał w oparciu o wcześniejsze nasze publikacje o podobnej tematyce (Czarkowski i Nowosad 2016, Czarkowski i Kapusta 2016a, Czarkowski i Kapusta 2016b, Czarkowski i in. 2018a, Kapusta i in. 2017).

Korzystanie z zasobów ryb 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 zespołach ryb jezior oligotroficznym, co opisała Nagiéc (1973). Wymieniono wtedy trzy grupy czynników antropogenicznych, które najmocniej oddziałują na populacje ryb w jeziorach: introdukcje obcych gatunków, eutrofizację oraz eksploatację. Wszystkie te trzy czynniki są równie ważne, jednakże w niniejszej pracy skupimy się głównie na eksploatacji czyli połowach ryb. Połowy w wodach śródlądowych mogą być wykonywane w pięciu podstawowych celach: poznawczych, regulacyjnych, zarybieniowych, spożywczych i rekreacyjnych (Czarkowski i Kapusta 2016a). Badania wielu autorów potwierdzają koncepcję Smitha (1986) prezentującą związek pomiędzy poziomem dobrobytu oraz stopniem rozwoju gospodarczego społeczeństw, a celami rybołówstwa śródlądowego (Arlinghaus i in. 2002; Cowx i in. 2010; FAO 2012). W najuboższych społeczeństwach funkcja spożywcza jest funkcją przewodnią. Wraz ze wzrostem zamożności społeczeństwa wzrasta znaczenie funkcji rekreacyjnej. W społeczeństwach najbardziej rozwiniętych, przewodnią rolę staje się funkcja ochronno-monitoringowa, związana z zachowaniem odpowiedniego stanu środowiska. Dlatego śmiem twierdzić, że obowiązująca ciągle ustawa o Rybactwie Śródlądowym z 1985

roku, powstała jeszcze w poprzednim ustroju i pomimo wielu aktów ją nowelizujących nie przystoi już do obecnych czasów. Zgodnie z tezą przytoczoną powyżej, w czasie kiedy ustawa ta powstawała, kwestia wyżywienia Polaków była kwestią kluczową. Wydaje się, że obecnie stać nas na więcej, dlatego jestem orędownikiem tego, aby obecnie również w Polsce zasoby ryb były eksploatowane w nieco inny sposób. Potrzebę zmian obecnego, niewydolnego systemu zarządzania gospodarką rybacko-wędkarską opisują nasze publikacje (Czarkowski i Kapusta 2016b, Kapusta i in. 2017, Czarkowski i in. 2018a). W Polsce swego czasu dość niefortunnie wprowadzono instytucję tzw. użytkownika rybackiego, na którego państwo zepchnęło dużą część problemów i obowiązków związanych z zarządzaniem zasobami ryb. Jednocześnie umożliwiono mu prowadzenie działalności gospodarczej na majątku Skarbu Państwa, którymi są wody publiczne i zasoby ryb, czerpanie dochodów zarówno z połowów komercyjnych, jak również pobierania opłat od wędkarzy. Takie podejście może rodzić wiele problemów i konfliktów społeczno-ekologicznych.

Problem wpływu rybołówstwa na ichtiofaunę oraz całe ekosystemy wodne został dostrzeżony już kilkaset lat temu. W swym wiekopomnym dziele Walton i Cotton (1676) zawarli nawet pewne konkretne wskazówki na temat zrównoważonych połowów, przestrzegając chociażby przed eksploatacją ryb w czasie tarła: „...*zabieranie ryb w okresie tarła jest aktem przeciw naturze. Jest to jak zabranie samicy z gniazda w momencie, kiedy ona wysiaduje swe jaja. Jest to grzechem przeciw naturze...*”. O ile uczciwe połowy komercyjne, prowadzone w sposób zrównoważony i transparentny, a nakierowane na odpowiednie gatunki i sortymenty ryb, jak najbardziej wpisują się w koncepcję zrównoważonego korzystania z zasobów, to ciężko mówić o takiej eksploatacji w przypadku masowych połowów ryb drapieżnych w okresie ochronnym. Swego czasu dokonaliśmy analizy obecnego sposobu gospodarowania populacjami szczupaka w Polsce (Czarkowski i Kapusta 2016b). Wykazaliśmy, że obecne zarządzanie zasobami, nie jest prowadzone w sposób dobry oraz, że istnieje realne niebezpieczeństwo degradacji zasobów. Zasugerowaliśmy też pewne alternatywne rozwiązania, które z powodzeniem mogą być zastosowane, by lepiej chronić populacje ryb drapieżnych przed nadmierną eksploatacją. W obecnym systemie administracyjno-prawnym możliwe i najskuteczniejsze wydaje się: uwalnianie ryb po tarle, zakaz wprowadzania na rynek ryb w okresie ochronnym, poprawa efektywności rozrodu kontrolowanego oraz określenie niezbędnej ilości tarlaków (Czarkowski i Kapusta 2016b).

Problem ten jednak nie powstał w próżni, lecz jest pokłosiem takiego, a nie innego systemu. Obecne wybieranie użytkownika rybackiego na podstawie konkursu złożonych

ofert, gdzie pierwszoplanową rolę grają deklarowane ilości materiału zarybieniowego jest nieodpowiedzialne. Często te deklarowane ilości są na tyle duże, że ich dostępność wydaje się być kontrowersyjna. Po drugie, sensowność tych deklarowanych zarybień, przede wszystkim biologiczna, ale też ekonomiczna, stoi często pod znakiem zapytania. Deklarowane przez użytkowników dawki zarybieniowe w żaden sposób nie wynikają z badań naukowych oraz możliwości środowiskowych ekosystemu, ale z chęci wygrania konkursu. Niestety, muszą przyznać, że również obecne opinie do operatorów są często wykonywane przez osoby, które nigdy takich badań nie prowadziły. Wraz z określoną planowaną presją eksploatacyjną, ewentualne zarybienia muszą stanowić spójny system opisany w operacie rybackim. W sprzyjających warunkach środowiskowo-populacyjnych i kontrolowanej presji, zarybienia mogą okazać się zbędne. Zresztą istnieją badania, które zdają się podważać celowość zarybień, szczególnie wtedy gdy warunki środowiskowe oraz stan populacji sprzyja naturalnej reprodukcji i rekrutacji (Hühn i in. 2014). Zarybieniowa praktyka gospodarcza może też niekorzystnie wpływać na zachowanie zmienności genetycznej na poziomie poszczególnych populacji przystosowanych do lokalnych warunków środowiskowych (Araki i Schmid 2010).

Czym jest wędkarstwo i połowy rekreacyjne?

W Polsce, tak jak w większości krajów prowadzi się eksploatację ichtiofauny w wodach śródlądowych, w zasadzie we wszystkich wymienionych we wstępie celach, choć dwa ostatnie, czyli spożywczy i rekreacyjny są kluczowe. Obecnie komercyjne połowy na śródlądziu, zarówno na świecie, jak również w Polsce, stanowią zdecydowanie mniej popularną formę eksploatacji zasobów, niż połowy rekreacyjne. Jednakże ich znaczenie, szczególnie lokalnie może być duże (Welcomme i in. 2010, FAO 2016). Zdecydowanie największe znaczenie gospodarcze mają w biedniejszych krajach Azji i Afryki, aczkolwiek uprawiane są także w wysoko rozwiniętych krajach Ameryki Północnej: Kanadzie i USA (Cooke i Murchie 2015), czy w wielu krajach europejskich (Cowx 2015). Natomiast, jakbyśmy nie zaklinali rzeczywistości, to obecnie rekreacyjne połowy wędkarskie stanowią kluczową formę eksploatacji zasobów ryb w wodach śródlądowych (Arlinghaus and Cooke 2009, Cowx 2015, Cooke i in. 2018). Dzieje się tak za sprawą rozwoju społeczno-gospodarczego, zgodnie z teorią, którą przytoczyłem we wstępie. Co jednak różni połowy rekreacyjne od połowów komercyjnych? Wbrew pozorom, nie jest to nasze ulubione narzędzie, którym poławiamy ryby, czyli wędkę.

W Polsce połowy rekreacyjne nazywane są w dokumentacji i prawodawstwie tzw. amatorskim połowem ryb, który definiuje art. 7 ustawy o rybactwie śródlądowym jako „*pozyskiwanie ryb wędką lub kuszą*”. Wędką oraz kuszą nie są narzędziami zarezerwowanymi jedynie dla połowów amatorskich, gdyż są z powodzeniem stosowane także w połowach komercyjnych (Smith i Nakaya 2002, Sokimi 2014). Swego czasu pisaliśmy, że to nie narzędzie połowu czyni z wędkarza łowcę (rybaka) rekreacyjnego lecz cel, który przyświeca połowom (Czarkowski i Kapusta 2016a). W odróżnieniu od rybaka komercyjnego i utrzymaniowego celem (rybaka) rekreacyjnego nie powinna być chęć zysku, ani zaspokojenie głodu, lecz odczucie przyjemności oraz przeżycie przygody i emocji, czyli ogólnie pojęty aktywny wypoczynek i rekreacja. Dopiero wtedy mamy do czynienia z połowem rekreacyjnym. Polscy wędkarze często nie zdają sobie sprawy, że na świecie rekreacyjnie łowi się również za pomocą innych narzędzi połowowych, m.in.: kuszy, ościenia, harpuna, łuku, różnych rodzajów sieci stawnych i ciągnionych, narzędzi nakrywających, podrywających i pułapkowych, a także gołych rąk (Salazar 2002, Arlinghaus i Cooke 2009, FAO 2012). EIFAC (2008) oraz FAO (2012) definiują połowy rekreacyjne jako połowy zwierząt wodnych, dodając, że połowy te: „*nie stanowią głównego sposobu zaspokajania podstawowych potrzeb żywieniowych i z reguły nie są sprzedawane oraz nie są przedmiotem obrotu*”.

Teraz zadajmy sobie pytanie, czy faktycznie jesteśmy prawdziwymi wędkarzami – łowcami (rybakami) rekreacyjnymi? Spytajmy siebie, po co faktycznie jedziemy na ryby? Może najwłaściwsze byłoby po prostu pytanie: czy jedziemy „*na ryby*”, czy może „*po ryby*”? Jeśli odpowiedzią, która pierwsza przyszła Ci do głowy jest ta druga opcja: „*po ryby*”, to myślę, iż czytanie dalszej części tekstu nie ma sensu. Aczkolwiek mam nadzieję, iż większa część czytelników wybrała opcję pierwszą. Za takim postrzeganiem przemawiają ostatnie badania, z których wynika, że polskie wędkarstwo staje się coraz bardziej „cywilizowane”, pozytywnie zmieniając swój charakter (Czarkowski i in. 2018a). Badania te wskazują, że najważniejszy dla polskich wędkarzy jest po prostu odpoczynek nad wodą oraz w nieco mniejszym stopniu walory sportowe wędkarstwa. Zdecydowanie mniej istotne dla wędkarzy okazały się walory konsumpcyjne ryb oraz ich połów dla spożycia.

Pomiędzy rybołówstwem komercyjnym a rekreacyjnym jest jeszcze jedna dość istotna różnica, jednakże wynikająca z uwarunkowań technicznych. Dla rybołówstwa komercyjnego charakterystyczna jest wysoka łowność oraz stosunkowo niski nakład połowowy. Jest to związane ze stosowaniem narzędzi połowowych o większej wydajności, dlatego wskaźnik

CPUE jest zazwyczaj wyższy niż w przypadku rybołówstwa rekreacyjnego. Czym jest CPUE szczegółowiej wyjaśnię w dalszej części tekstu. Natomiast dla rybołówstwa rekreacyjnego, w szczególności wędkarstwa, charakterystyczny jest wysoki nakład połowowy oraz stosunkowo niska łowność w porównaniu z rybołówstwem komercyjnym.

Czy nasze hobby wpływa na środowisko?

Jak wspomniałem na początku, każda działalność człowieka wywiera wpływ na środowisko naturalne. Szczególnie jeśli działalność ta ma bezpośredni związek z żywymi zasobami planety, do których możemy zaliczyć ryby. Taką działalnością są z pewnością połowy ryb i niezależnie od faktu, czy są prowadzone w celach komercyjnych, czy też rekreacyjnych, mają olbrzymi wpływ na te organizmy oraz na środowisko ich życia. Wędkarze oprócz bezpośredniego indukowania śmiertelności połowowej, przełowienia i nadmiernej eksploatacji (Post i in. 2002), mogą brać udział w niekontrolowanym przenoszeniu obcych gatunków ryb i patogenów, co może być katastrofalne w skutkach (Cambray 2003). Niebezpieczna dla populacji ryb oraz funkcjonowania całych ekosystemów jest również wysoka selektywność połowów wędkarskich, związana ze zwiększoną presją na duże, szybko rosnące osobniki i gatunki drapieżne oraz niektóre fenotypy (Lewin i in. 2006, Arlinghaus i Cooke 2009). Niektórzy zwracają również uwagę na potencjalnie negatywny wpływ połowów rekreacyjnych na rozród niektórych gatunków oraz subletalne skutki związane z uszkodzeniami ciała i zmianami fizjologicznymi zwracanych ryb oraz osobników, którym udaje się uciec w czasie holu (Ostrand i in. 2004, Casselman 2005).

Wędkarze mogą oddziaływać negatywnie również na samo środowisko wodne przez wprowadzanie substancji biogenych w postaci zanęt (Niesar i in. 2004). Negatywne zmiany do których przyczyniają się wędkarze mogą dotyczyć także niszczenia siedlisk dla ważnych środowiskowo zwierząt (Mueller i in. 2003). Widocznym nad wodą problemem związanym z wędkarstwem jest także zaśmiecenie i degradacja linii brzegowej (Czarkowski i in. 2016). Jak widać, tych potencjalnie niebezpiecznych zachowań wędkarzy jest całkiem sporo. Czy znaczy to jednak, że mamy zrezygnować z naszego ulubionego zajęcia? Absolutnie nie. Musimy być jednak świadomi zagrożeń, które możemy stwarzać dla ryb oraz środowiska i je minimalizować, zachowując się mądrze i odpowiedzialnie. Z uwagi na ograniczone możliwości objętościowe niniejszej pozycji, skupię się tylko na kilku wybranych problemach środowiskowych związanych z naszym hobby. Wybór ten jednak nie jest przypadkowy, gdyż

przeglądając fora internetowe oraz rozmawiając nad wodą z wędkarzami stale przewijają się podobne wątki.

Śmiertelność połowowa i efektywność połowów

Generalnie każde połowy ryb już z założenia powodują uszczuplenie zasobów, gdyż polegają na „wyjmowaniu ryb z wody” i późniejszym ich zabiciu, bezpośrednio przyczyniając się do tzw. śmiertelności połowowej. Wyjątkiem są tu oczywiście połowy typu C&R, gdzie założenie jest inne, ale o tych połowach szczegółowo napiszę w następnej części tekstu. Dla sprawnego zarządzania łowiskami kluczową sprawą jest wiedza na temat poziomu śmiertelności połowowej. Dlatego tak ważne jest dzisiaj raportowanie każdego połowu. Wiedza na ten temat stanowi podstawę do podejmowania właściwych decyzji w zakresie wprowadzania odpowiednich regulacji i przepisów dotyczących połowu, kształtowania polityki zarybieniowej, czy dopuszczalnej presji wędkarskiej (FAO 2012, Kerns i in. 2015, Kapusta i in. 2017). Jeśli pozyskamy tę bezcenną wiedzę, to wraz z rzetelną informacją na temat stanu zasobów ryb (struktura gatunkowa i wielkościowo-wiekowa, liczebność i biomasa, tempo wzrostu, śmiertelność naturalna, płodność, rekrutacja) uzyskaną w wyniku badań naukowych, będziemy mogli sprawnie zarządzać łowiskiem.

Wędkarze czasem dość sceptycznie odnoszą się do tego obowiązku, ale wynika to głównie z braku świadomości i odpowiedzialności za stan populacji ryb oraz braku zaufania (często zresztą słusznego) do osób zarządzających gospodarką rybacko-wędkarską. Osobiście uważam, że powinien być to wymóg na wszystkich łowiskach. Ponieważ ludzka pamięć jest zawodna, raport połowowy należy tworzyć w czasie połowu lub bezpośrednio po nim. To drugie rozwiązanie jest nieco lepsze, gdyż pozwala wędkarzowi spokojnie zająć się połowem, natomiast po zakończeniu połowu nasza pamięć jest jeszcze w stanie dość dokładnie przekazać informację na temat tego co łowiliśmy. Zaznaczyć trzeba, że większość obecnych systemów rejestracji połowów w Polsce nie jest idealna. Często brakuje chociażby rubryki na temat ryb złowionych i nie zabranych – wypuszczonych, co może zaburzać pogląd na stan zasobów. Pamiętajmy, że użytkowników rybackich (czyli podmiotów, które *de facto* zarządzają zasobami) w Polsce oprócz okręgów PZW jest bardzo dużo i każdy z nich zgodnie z prawem może wprowadzać swoje dodatkowe regulacje połowowe, w tym system raportowania połowów. Obecnie dobrym przykładem sprawnego zarządzania łowiskiem jest system obowiązujący na odcinku rzeki Pasłęki w województwie warmińsko-mazurskim,

gdzie obowiązuje zakaz zabierania ryb. Taki bezpośredni i szczegółowy system raportowania wraz z odpowiednimi regulacjami, w tym tzw. total C&R, spowodował udokumentowany wzrost udziału w połowach pstrągów potokowych o długości powyżej 50 cm (Kapusta i in. 2018). Łowisko to jest obecnie jednym z lepszych łowisk pstrągowych w Polsce.

Ze śmiertelnością połowową bezpośrednio związana jest tzw. efektywność połowów, najczęściej przedstawiana jako tzw. CPUE (Catch Per Unit Effort – połów na jednostkę nakładu połowowego). CPUE jest zazwyczaj podawane jako średnia liczba ryb złowiona przez jednego wędkarza w czasie jednej godziny (Heermann i in. 2013), ewentualnie liczba ryb złowiona na jedną wędkę (Rapp i in. 2008) lub jeden haczyk (Garner i in. 2016), w podobnych jednostkach czasu. W kontekście wędkarstwa kwestia efektywności połowów może być kluczowa (Cooke i Suski 2004, Rapp i in. 2008). Wydaje się, że ma to szczególne znaczenie podczas rywalizacji sportowej, gdzie każda złowiona ryba jest na wagę złota (w przenośni i dosłownie). Na efektywność połowów wpływ może mieć zarówno zastosowana metoda i rodzaj sprzętu, a szczególnie rodzaj i rozmiar stosowanego haka (Alós i in. 2009, Rapp i in. 2008), jak też inne czynniki. Kluczowy wpływ na CPUE może mieć inny parametr, tzw. skuteczność holu, wyrażana jako procentowy udział ryb, które po zacięciu udało się wyholować (Prince et al. 2002). Na skuteczność holu znowu może mieć wpływ rodzaj sprzętu, szczególnie typ haka oraz doświadczenie wędkarza. Np. w badaniach Czarkowskiego i in. (2018b, w druku) skuteczność holu wahała się od 71,2% w przypadku niedoświadczonego wędkarza łowiącego hakiem bezzadziorem, aż do 85,8% w przypadku wędkarza doświadczonego łowiącego hakiem z zadziorem.

C&R

Pamiętajmy, że nie wszystkie ryby musimy zabierać i zabijać, choć do niedawna właśnie taki pogląd był lansowany nawet przez niektóre osoby zajmujące się zarządzaniem gospodarką rybacko-wędkarską. Ogólne twierdzenie, że ryby nie przeżywają spotkania z wędkarzem jest nieprawdziwe. Oczywiście stopień przeżywalności może być różny, a czynników, które wpływają na ten parametr jest wiele. Z założenia C&R (Catch-and-Release – złów i wypuść) ma na celu zmniejszenie tzw. śmiertelności połowowej, bez nieprzyjemnych dla wędkarzy regulacji dotyczących zmniejszenia presji połowowej. W większości przypadków C&R jest autonomicznym wyborem poszczególnych osób, choć może być również stosowane obligatoryjnie jako tzw. total C&R (FAO 2012). W bardziej rozwiniętych

społeczeństwach C&R jest bardzo często stosowaną praktyką (Bartholomew and Bohnsack 2005, Brownscombe et al. 2017). Na przykład w Kanadzie aż 66% ryb wraca do wody (Cooke i Murchie 2015). Uzyskuje również coraz większą akceptację wędkarzy w krajach rozwijających się (Freire et al. 2012). Jest to pewna strategia zarządzania populacjami ryb i śmiał twierdzić, że w niektórych łowiskach, szczególnie tych poddanych olbrzymiej presji, strategia ta będzie koniecznością. Tak stanie się już niebawem również w Polsce. Ma na to wpływ wiele czynników, a jednym z nich jest opinia wędkarzy na temat stanu zasobów ryb w kraju. Według Czarkowskiego i in. (2018a) prawie 80% wędkarzy uważa, iż stan pogłowia ryb w ostatnich latach uległ pogorszeniu. Według ankietowanych za taki stan obok zmian środowiskowych, kłusownictwa, rybactwa komercyjnego oraz złej gospodarki zarybieniowej odpowiada również duża presja wędkarska. Najciekawsze jest jednak to, że już ponad 55% polskich wędkarzy deklaruje, iż często stosuje C&R (Czarkowski i in. 2018a).

Przeżywalność ryb łowionych na wędkę i wypuszczanych do wody jest różna, w zależności od gatunku, metody połowu, używanego sprzętu, temperatury, głębokości oraz szeregu innych czynników. Ponieważ publikacji naukowych związanych z C&R i przeżywalnością ryb są setki, najlepiej sięgać do prac przeglądowych, które w pewien sposób systematyzują wiedzę na ten temat. Jedną z takich prac jest publikacja autorów Bartholomew i Bohnsack (2005), którzy dogłębnie przestudiowali kilkaset badań, próbując wyciągnąć pewne ogólne wnioski. Według tych analiz średnia przeżywalność (w różnych warunkach) wszystkich zwracanych ryb należących do kilkudziesięciu różnych gatunków wynosi 82%. Choć tak naprawdę istnieją spore różnice jeśli chodzi o różne gatunki ryb. Jedne są dość delikatne, inne wręcz „pancerne”. Posłużmy się przykładem dwóch gatunków drapieżnych: szczupaka i sandacza. Ten pierwszy gatunek bardzo dobrze znosi C&R i przeżywalność często sięga 100% (Arlinghaus i in. 2009), natomiast przeżywalność sandacza w podobnych warunkach często może już być o połowę niższa (Arlinghaus i Hallermann 2007). Nasze badania potwierdzają stosunkowo wysokie przeżywalności oraz niską połowową śmiertelność krótkoterminową dla gatunków karpiowatych. Taka śmiertelność waha się od 1,1% w przypadku użycia haka bezzadziornego przez doświadczonego wędkarza, do 9,8% przy użyciu haka z zadziorem przez wędkarza początkującego (Czarkowski i in. 2018b, w druku). Co ciekawe, nasze prace badawcze wskazują, że ryby bezpiecznie można również wypuszczać łowiąc z lodu, gdyż śmiertelność jest wtedy tylko incydentalna (Czarkowski i Kapusta, w przygotowaniu).

Nie ma tu miejsca na szczegółowy opis jak należy postępować z rybami, które złowiliśmy i chcemy wypuścić, jednakże można skorzystać z wielu publikacji na ten temat. Ja polecam publikacje naukowców, oparte na rzetelnych pracach badawczych oraz przeglądzie literatury naukowej: Bartholomew i Bohnsack (2005), Casselman (2005) oraz Brownscombe i in. (2017), a także opracowania EIFAC (2008) i FAO (2012). Wszystkie te prace wskazują jednak na pewne uniwersalne zasady przy C&R: o ile to możliwe używać przynęt sztucznych zamiast naturalnych; nie zwlekać z zacięciem; stosować haki bezzadziorowe i tzw. okrągłe (circle hooks); stosować mocniejszy sprzęt i skracać czas holu do minimum; nie stosować C&R przy wysokich temperaturach; nie stosować C&R przy łowieniu na dużych głębokościach; uwalniać ryby jeszcze w wodzie; jeśli już musimy wyjąć rybę z wody to ekspozycja na powietrzu powinna być jak najkrótsza. Dodam, że haki okrągłe (gdzie grot haka jest ustawiony zupełnie prostopadle do trzonka), które w Polsce są praktycznie nieznanne, powodują zdecydowanie mniej uszkodzeń niż haki tradycyjne (Cooke i Suski 2004). W naszych warunkach sprawdzają się świetnie przy połowie prawie wszystkich ryb karpiowatych oraz okoni, silnie redukując głębokie połknięcia i praktycznie eliminując potrzebę używania wypychacza (Czarkowski i Kapusta, w przygotowaniu).

Nie zawsze jesteśmy do końca przekonani czy ryba przeżyje, szczególnie po długim holu. W takich przypadkach możemy skorzystać z tzw. oceny RAMP (Reflex Action Mortality Predictors – prognozowana śmiertelność na podstawie odruchów). RAMP pierwotnie został stworzony dla morskiego rybołówstwa komercyjnego, do oceny przeżywalności wypuszczanego przyłowu (Davis 2007, Raby i in. 2012). Później z tej procedury zaczęło korzystać również wędkarstwo (Brownscombe i in. 2017). Dla większości gatunków charakterystyczne są pewne odruchy, które wskazują na odpowiednio dobry stan organizmu. Procedura oceny RAMP przewiduje badanie pięciu reakcji: VOR (Vestibular-Ocular Response – odruch przedsionkowo-gałkowy), kompleks oddechowy (regularne ruchy wentylacyjne pyska i pokryw skrzelowych), zachowanie elastyczności ciała, odpowiedź na chwyt za ogon oraz odpowiedź na zaburzenie równowagi czyli powrót do właściwej pozycji ciała (Raby i in. 2012). Dla naszych potrzeb często wystarczy przeprowadzenie oceny na podstawie tylko wybranych testów, np. zachowania równowagi i chwytu za ogon. Z dużym prawdopodobieństwem możemy przyjąć, że ryba, która wykazuje właściwe reakcję na te bodźce, przeżyje.

Pomimo, że stosowane w odpowiedni sposób C&R z ekologicznego punktu widzenia jest uzasadnione, to z punktu widzenia etyki oraz dobrostanu ryb budzi wiele kontrowersji.

Zauważyli to działacze tzw. organizacji broniących praw zwierząt i w ekstremalnych przypadkach domagają się ogólnego zakazu połowów rekreacyjnych. Niektórzy badacze krytykują połowy wędkarskie, szczególnie C&R, twierdząc, iż jest to metoda niehumanitarna, nie służąca zdobywaniu pożywienia (Huntingford i in. 2006). Inni natomiast jej bronią twierdząc, iż pozytywne skutki ekologiczne i społeczne przewyższają ewentualne negatywne skutki etyczne (Arlinghaus i in. 2007). Stosowanie C&R przy łowieniu niektórych gatunków ryb może jednak tracić swój ekologiczny sens. Sytuacja taka ma miejsce kiedy zdobyczą są ryby należące do gatunków obcych, często też inwazyjnych, których nie powinno się wypuszczać. Dlatego C&R w stosunku np. do karpia, amura, czy karasia srebrzystego złowionego w ekosystemie naturalnym, jakim jest np. jezioro lobeliowe nie jest rozsądne.

Degradacja i zaśmiecenie linii brzegowej

Wędkarze sami zauważają wpływ niekontrolowanej presji wędkarskiej nie tylko na środowisko, ale również na sam komfort wędkowania. W czasie badań ankietowani wymienili szereg czynników, które w ich opinii stanowią problem nad wodą i przeszkadzają w uprawianiu wędkarstwa (Czarkowski i in. 2018a). Jako najbardziej przeszkadzający czynnik, jak się okazuje nie tylko natury estetycznej, wędkarze uznali wszechobecne zaśmiecenie polskich łowisk i linii brzegowej. Dodatkowo prawie 80% badanych spotkało się ze śladami zaśmiecania i niszczenia linii brzegowej przez innych wędkarzy. Niszczenie litoralu odbywa się przede wszystkim przez niekontrolowaną zabudowę wszelakiego rodzaju pomostami i kładkami rekreacyjno-wędkarskimi. Niszczenie roślinności wodnej i nadbrzeżnej występuje również w związku z tworzeniem tzw. stanowisk wędkarskich. Mechaniczne niszczenie fitolitoralu powoduje ograniczenie powierzchni tarlisk dla ryb fitofilnych, w tym tak cennych gatunków jak szczupak, czy lin. Dobrym przykładem obrazującym ww. presję na linię brzegową jest inwentaryzacja stanowisk wędkarskich przeprowadzona w czasie badań poziomu zaśmiecenia warmińsko-mazurskich wód. W czasie badań lokalizowano średnio 27 stanowisk na 1000m, na niektórych badanych akwenach wartość ta dochodziła do 57/1000m (Czarkowski i in. 2016).

Jednym z bardziej wstydlivych problemów związanych z połowami rekreacyjnymi jest ten wynikający z zaśmiecania linii brzegowej (O'Toole i in. 2009, Skłodowski i Lipka 2011, Czarkowski i in. 2016). W miejscach charakterystycznych dla zwiększonej presji wędkarskiej ilości śmieci mogą być nadzwyczaj duże i stanowić grupę dominującą w ogólnej

masie odpadów (Skłodowski i Lipka 2011). Przykładowo, na terenie niewielkiej przystani zlokalizowanej nad jednym z mazurskich jezior (Rezerwat Przyrody), ilość zdeponowanych śmieci, zostawionych w ciągu jednego sezonu przez wędkarzy, wyniosła 1311 szt., z czego samych opakowań po przynętach i zanętach było 313 szt. (Czarkowski i in. 2016), w przeliczeniu na powierzchnię terenu linii brzegowej są to zatrważające ilości na poziomie 6555 szt./ha oraz 323 kg/ha. Z wyżej wymienionych powodów Czarkowski i in. (2016) w swoim badaniu osobno liczyli śmieci bezpośrednio związane z połowami wędkarskimi (opakowania po zanętach, pudełka po robakach i opakowania po innych przynętach, drobny sprzęt wędkarski i opakowania po nim, plastikowe wiaderka). Te typowo wędkarskie śmieci stanowiły od 0,0 do 24,7% udziału liczbowego, w zależności od badanego jeziora/cieku i pory roku. Łącznie dla wszystkich fragmentów linii brzegowej badanych akwenów śmieci te stanowiły od 10,6% przed sezonem do 12,6% po sezonie, a szczególnie zauważalny był udział pudełek po robakach i opakowań po innych przynętach (do 8,1% ogółu). Ogólna ilość opakowań po przynętach, w przeliczeniu na łączną długość badanych fragmentów linii brzegowej, wyniosła od 10,4 przed sezonem do 13,3 szt./km po sezonie. Niestety, w przypadku innych rodzajów odpadów takich jak puszki po piwie, butelki, worki foliowe, itp., które nie są bezpośrednio związane z połowami, trudno jest jednoznacznie stwierdzić kto te śmieci zostawił, gdyż mogli to zrobić zarówno wędkarze, jak również inni ludzie przebywający nad wodą. Stąd mój osobisty apel: koledzy, zabierajmy ze sobą z powrotem wszystko co przynieśliśmy nad wodę.

Nęcenie

Polscy wędkarze w czasie połowu stosują tzw. nęcanie ryb, służące wabieniu ich i utrzymaniu w łowisku. Zabieg ten ma na celu przede wszystkim kreować wyższe CPUE (Czarkowski i in. 2018a). Nęcanie stosuje się głównie podczas połowów ryb karpiowatych metodami spławikowymi: zestawem skróconym, zestawem pełnym, klasyczną metodą angielską, czy metodą bolońską. Nęcanie stosuje się również podczas połowu ryb karpiowatych metodami gruntowymi z użyciem podajnika lub bez. Rodzaj i sposób umieszczania zanęty w łowisku w głównej mierze zależy od metody połowu, gatunku ryb oraz rodzaju łowiska. Stosowanie gotowych zanęt firmowych zadeklarowało 80,4% badanych, zdecydowanie mniej wędkarzy stosuje obecnie zanęty przygotowywane samemu w domu (Czarkowski i in. 2018a). Ilość zanęty zużywanej w ciągu 1 dnia wędkowania może

być różna, od minimalnych w postaci garści kukurydzy, pelletu, czy białych robaków wystrzelonych z procy, zaserwowanych z kubka, bądź w podajniku, aż do kilkudziesięciu kilogramów profesjonalnej zawodniczej mieszanki. Jednakże średnia masa zanęty zużywana przez wędkarza w ciągu dnia to obecnie ok. 2,7 kg (Czarkowski i in. 2018a). Z danych uzyskanych w latach 80-tych wynikało, że zanęt używało tylko ok. 50% wędkarzy (Wołos 1984). Następne badania pokazały, że zanęty stosowało 53,4% wędkujących, w ilości średnio 1 kg dziennie na wędkarza (Wołos i in. 1992). Dziesięć lat później ilość ta osiągnęła 2,2 kg, a zanęty stosowało 66% badanej populacji wędkarzy (Wołos i Mioduszevska 2003). Nasze badania wskazują na kolejny wzrost ilości stosowanych zanęt do poziomu 2,7 kg oraz wzrost udziału wędkarzy stosujących nęcenie do ponad 80%.

Dane te z jednej strony wskazują na postępujący wzrost ilości stosowanych zanęt, z drugiej zaś na zmiany jakościowe na rzecz gotowych mieszanek firmowych. Nerozsądne stosowanie zanęt może się wiązać z niekorzystnym oddziaływaniem wędkarzy na ekosystemy wodne, szczególnie w kontekście postępującej eutrofizacji wód (Wołos i Mioduszevska 2003, Niesar i in. 2004). Jednakże należy pamiętać, że wędkarze (tym razem ci, którzy zabierają ryby), również usuwają biogeny z ekosystemu. Niesar i in. (2004) stwierdzili, że jeden niemiecki wędkarz specjalizujący się w połowie karpia wprowadza do wody średnio ok. 215 kg zanęty rocznie, co przekłada się na 839 g wprowadzonego do wody fosforu. Teoretycznie, aby zrównoważyć ten niekorzystny wpływ każdy wędkarz rocznie powinien odłowić do 225 kg ryb, co pozwoliłoby wycofać wprowadzone biogeny (Niesar i in. 2004). Nasze badania wykazały, że ilość stosowanej zanęty miała tylko nieznaczny wpływ na wielkość rocznego połowu (Czarkowski i in. 2018a). Wołos i Mioduszevska (2003) stwierdzili, że wzrost CPUE następuje wraz ze wzrostem ilości zanęty tylko do pewnego momentu. Za wartość progową uznali 4 kg zanęty dziennie, powyżej tej ilości efektywność połowu przestaje wzrastać. Uznali również, że zasadnym jest nie tyle zakaz nęcenia, co jego limitowanie, gdyż do pewnego momentu bilans biogenów może okazać się korzystny, jednakże tylko przy założeniu, że zabiera się złowione ryby (Wołos i Mioduszevska 2003).

Obecnie korzystnym może wydawać się fakt, że coraz więcej osób, szczególnie zawodników, pomimo sporej ilości zużywanej zanęty, jako głównego komponentu używa substancji mineralnych typu glina i ziemia z dodatkiem tzw. robaków zanętowych w postaci larw ochotkowatych, larw i poczwarek much, czy ciętych czerwonych robaków. Natomiast warta zainteresowania i dalszego monitorowania wydaje się być rosnąca tendencja do nęcenia tzw. pelletem, który w zasadzie niewiele różni się od komercyjnych pasz ekstrudowanych

(tzw. granulatów) używanych przez naszych kolegów hodowców przy intensywnej produkcji ryb w akwakulturze. Bywa, że są to identyczne produkty kupowane przez małe firmy od dużych firm paszowych, pakowane w mniejsze opakowania i sprzedawane na rynku wędkarskim. Pamiętajmy, że zazwyczaj są to produkty o bardzo wysokiej zawartości azotu i fosforu, gdyż najczęściej powstają na bazie wysokobiałkowych mączek rybnych. Na szczęście wędkarze używają ich raczej w niewielkich ilościach, głównie na tzw. łowiskach komercyjnych, a zdecydowanie rzadziej w naturalnych ekosystemach wodnych. Zresztą z mojego doświadczenia wynika, że ich skuteczność na wodach naturalnych jest zdecydowanie niższa.

Zamiast zakończenia

Opisanie tych wszystkich potencjalnych zagrożeń, które stwarzamy dla ryb i środowiska jako wędkarze, ma na celu kreowanie odpowiedzialnej postawy nad wodą. Absolutnie praca ta nie jest próbą wykazania, że wędkarstwo jest przyczyną tego „całego nieszczęścia” dotyczącego naszych wód w formie tzw. przełowienia ekosystemowego, czy eutrofizacji. Wiemy, że główne przyczyny tkwią gdzie indziej, głównie w niewłaściwym zarządzaniu gospodarką rybacko-wędkarską. Jednakże musimy być świadomi również tych potencjalnych zagrożeń, które sami stwarzamy nad wodą. Wędkarstwo jest pięknym hobby, które dodatkowo generuje wiele korzyści natury ekonomicznej, o czym często się zapomina. Cooke i Murchie (2015) szacują, że wędkarstwo w Ameryce Północnej wnosi łącznie do gospodarki ok. 102,5 miliardów dolarów rocznie. Są to głównie pieniądze generowane przez operatorów zewnętrznych, czyli takie sektory jak: turystyka, produkcja i sprzedaż sprzętu wędkarskiego, handel, gastronomia, sprzedaż paliw, etc. Starsze dane z 10 krajów Europy Zachodniej mówią o kwocie ok. 10 miliardów dolarów (Cooke i Cowx 2006). Również w Polsce istnieje duży potencjał, by połowy wędkarskie generowały wysokie przychody, jednocześnie kreując rozwój gospodarki.

Nasze badania wskazują, że statystyczny polski wędkarz na swe hobby przeznacza średnio 1745 zł rocznie (Czarkowski i in. 2018a). Z tego najwyższy udział (40,5%) mają wydatki związane z zakupem sprzętu i ekwipunku wędkarskiego. Warto również podkreślić, że polski wędkarz dysponuje sprzętem o średniej wartości wynoszącej 5946 zł. Dlatego to właśnie producenci i dystrybutorzy sprzętu wędkarskiego mogą liczyć na największy rozwój. Polscy wędkarze jeżdżąc na ryby dosyć często (choć nie koniecznie daleko) na pewno

stymulują wzrost sprzedaży paliw. Natomiast opłaty wędkarskie stanowią trzeci co do ważności element w ogólnych wydatkach (Czarkowski i in. 2018a). Dane uzyskane przez Wołosa i Mickiewicza (2017) wskazują, że opłaty wnoszone przez wędkarzy stanowiły 25,7% całkowitych przychodów gospodarstw rybackich. Jest to znacząca wartość, która wręcz pozwala niektórym podmiotom na funkcjonowanie. Jeśli ktoś jeszcze ma wątpliwości co do faktu, że wędkarstwo w Polsce istotnie wpływa na rozwój gospodarki, podam pewne zestawienie. Nie jest to żadna analiza ekonomiczna, ale jedynie prosta próba pokazania skali wartości wędkarstwa w Polsce. Według Wołosa i in. (2016) szacowana liczba wędkarzy w Polsce to ok. 1,5 mln osób (z czego ok. 630 tys. zrzeszona jest w PZW). Gdy liczbę tę przemnożymy przez wyżej wspomnianą wartość 1745 zł, uzyskamy niebagatelną kwotę ok. 2,620 mld zł rocznie. Według Wołosa i Mickiewicza (2018) przychody wszystkich jeziorowych gospodarstw rybackich w Polsce to tylko ok. 0,180 mld zł rocznie, z czego przychody z komercyjnych połowów ryb nie stanowią nawet 40% tej kwoty. Na sam koniec, jako podsumowanie moich wywodów, w szczególności dotyczących kwestii C&R, dedykuję wszystkim wędkarzom fraszkę pt. „*Panie tu nie ma ryb*”:

*Poszedłem raz z wędką nad stawek nieduży,
niewiele był większy od dużej kałuży,
lecz wody w nim stało co najmniej po pas,
nad brzegiem szuwary, a obok rósł las.*

*Usiadłem na kładce samotnej wśród trzciny,
może weźmie karaś, a może i lin...
zestaw ze splotnikiem zmontowałem szybko,
zarzuciłem wędkę, myślę: weź no rybko...*

*Tak godzinę dobrą siedziałem z tym batem,
a mogłem pić piwo z kolegą i bratem,
czekałem na branie dorodnego lina,
taki staw to w końcu lina jest kraina.*

Czekam tak i czekam... i nic się nie dzieje,

*w końcu słyszę głosy... i że ktoś się śmieje,
nawet nie wiem... ze mnie? czy ot tak po prostu?
ktoś się głośno śmieje z drugiego pomostu.*

*Patrzę ja na kładkę z lewej mojej strony,
stoi na niej człowiek i rży jak szalony,
człeku co się dzieje? - pytam, o co chodzi,
- Panie tu ryb nie ma, więc po co tu łowić!?*

*Nagle zniknął sptawik, kijem aż szarpnęło,
szybko więc zaciąłem, wędkę w łuk wygięto,
po kilku minutach dramatycznej walki
olbrzymiego lina przykładam do miarki.*

*Daję mu buziaka i wypuszczam w wodę,
gość już się nie śmieje, tylko pluje w brodę,
i z zawiścią patrzy jak ryba odpływa,
machając ogonem, płynie dalej żywa.*

*- Miało ryb tu nie być - mówię ja do człeka,
co się ze mnie tak śmiał, a teraz ucieka,
w pośpiechu, zmieszany, składa wędki swoje,
składa także sadzyk, a w nim linią troje...*

*Wsiadł do samochodu, ryby zabierając,
oddala się szybko, jak spłoszony zając,
i tak sobie myślę o tej sytuacji...
która miała miejsce pod koniec wakacji.*

Jeśli każdy wędkarz ryby pozabiera,
to faktycznie stan ich, będzie bliski zera,
wtedy już na pewno to nie będzie ściema,
kiedy ktoś mi powie: Panie tu ryb niema!

Literatura

Alós, J., Mateu-Vicens G., Palmer, M., Grau, A.M., Cabanellas-Reboredo M., Box A. 2009 – Performance of circle hooks in a mixed-species recreational fishery – J. Appl. Ichthyol. 25: 565–570.

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: 39-58

Arlinghaus R., Cooke S.J., Schwab A., Cowx I.G 2007 – Fish welfare: a challenge to the feelings-based approach, with implications for recreational fishing – Fish Fish. 8: 57-71.

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: 261-316.

Arlinghaus R., Hallermann J. 2007 – Effects of air exposure on mortality and growth of undersized pikeperch, *Sander lucioperca*, at low water temperatures with implications for catch-and-release fishing – Fish. Manage. Ecol. 14: 155-160.

Arlinghaus R., Klefoth T., Cooke S.J., Gingerich A., Suski C. 2009 – Physiological and behavioural consequences of catch-and-release angling on northern pike (*Esox lucius* L.) – Fish. Res. 97: 223-233.

Araki H., Schmid C. 2010 – Is hatchery stocking a help or harm?: evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys – Aquaculture 308: S2-S11.

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.

Brownscombe, J.W., Danylchuk, A.J., Chapman, J.M., Gutowsky, L. F.G., Cooke, S.J., 2017. Best practices for catch-and-release recreational fisheries – angling tools and tactics. *Fish. Res.* 186, 693–705.

Cambray J.A. 2003 – Impact of indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries – *Aquatic Biodiversity*, series: *Developments in Hydrobiologia*, 171: 217-230.

Casselman S.J. 2005 – Catch-and-release angling: a review with guidelines for proper fish handling practices – Fish and Wildlife Branch. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, Ontario, s. 26

Cooke S.J., Cowx I.G. 2004 – The role of recreational fisheries in global fish crises – *BioScience* 54: 857–859.

Cooke S.J., Cowx I.G. 2006 – Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments – *Biol. Conserv.* 128: 93-108

Cooke S.J., Murchie K.J. 2015 – Status of aboriginal, commercial and recreational inland fisheries in North America: past, present and future – *Fish. Manage. Ecol.* 22: 1-13

Cooke, S.J., Suski C.D., 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 14, 299–326.

Cooke, S.J., Twardek, W.M., Lennox, R.J., Zoldero A.J., Bower, S.D., Gutowsky, L.F.G., Danylchuk, A.J., Arlinghaus, R., Beard, D., 2018. The nexus of fun and nutrition: Recreational fishing is also about food. *Fish Fish.* 19, 201–224.

Cowx I.G. 2015 – Characterisation of inland fisheries in Europe – *Fish. Manage. Ecol.* 22: 78-87

Cowx I.G., Arlinghaus R., Cooke S.J. 2010 – Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters – *J. Fish Biol.* 76: 2194-2215.

Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016a – Wędkarstwo czy rybołówstwo? – W: Rybactwo i wędkarstwo w 2015 roku (Red.) M. Mickiewicz, A. Wołos, Wyd. IRS, Olsztyn: 63-87.

Czarkowski T.K., Kapusta A. 2016b – Przegląd problematyki związanej z gospodarowaniem populacjami szczupaka ze szczególnym uwzględnieniem połowów tarlaków – Komun. Ryb. 3: 13-19.

Czarkowski T.K., Kapusta A., Kupren K., Bogacka-Kapusta E., Kozłowski K. 2016 – Composition and seasonal changes of litter along the shorelines of selected water bodies in Warmia and Mazury region (north-eastern Poland) – Pol. J. Nat. Sci. 31 (1): 123-135.

Czarkowski T.K., Kapusta A., Czarnecki B., Pyka J. 2018b – The impact of angling experience on the effects of float fishing using different types of hook – Fisheries & Aquatic Life (w druku)

Czarkowski T.K., Kapusta A. – Effects of terminal tackle type and size in catch-and-release ice fishing with a mormyshka for roach (*Rutilus rutilus*) and Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) – (w przygotowaniu)

Czarkowski T.K., Kapusta A. – Use of different types of hook in float fishing – (w przygotowaniu)

Czarkowski T.K., Nowosad J. 2016 – Wpływ różnych rodzajów gospodarki rybackiej, w tym akwakultury, na środowisko – W: (red.) D. Kucharczyk, M. J. Łuczyński, J. Nowosad, Zamknięte obiegi recykulacyjne w praktyce rybackiej – część I. Wyd. GUSTAW Fish, Szczecin: 17-32.

Czarkowski T.K., Wołos A., Kapusta A., Kupren K., Mickiewicz M. 2018a – Zmiany w polskim wędkarstwie na przestrzeni ostatnich 40 lat: połowy, opinie i preferencje oraz aspekty socjoekonomiczne współczesnego wędkarza. In: Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2017 roku (Ed. M. Mickiewicz i A. Wołos) – Wyd. IRS, Olsztyn: 99-121.

Davis, M., 2007. Simulated fishing experiments for predicting delayed mortality rates using reflex impairment in restrained fish. ICES J. Mar. Sci. 64, 1535–1542.

EIFAC 2008 – FAO European Inland Fisheries Advisory Commission. EIFAC Code of Practice for Recreational Fisheries – EIFAC Occasional Paper, No 42, Rome, s. 45

FAO 2012 – Recreational Fisheries – FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, Rome, 13: 176.

FAO 2016 – The Rome Declaration: Ten Steps to Responsible Inland Fisheries – FAO and Michigan State University, Rome, s 12.

Freire, K.M., Machado, M.L., Crepaldi, D., 2012. Overview of inland recreational fisheries in Brazil. *Fisheries* 37, 484–494

Garner S. B., Dahl K. A., Patterson W. F. III. 2016. Hook performance and selectivity of Eurasian perch, *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) in the Åland Archipelago, Finland. *J. Appl. Ichthyol.* 32, 1065–1071.

Heermann L., Emmrich M., Heynen M., Dorow M., König U., Borcherdig J., Arlinghaus R. 2013 – Explaining recreational angling catch rates of Eurasian perch, *Perca fluviatilis*: the role of natural and fishing-related environmental factors – *Fish. Manage. Ecol.* 20: 187-200.

Huntingford F.A., Adams C., Braithwaite V.A. 2006 – Current issues in fish welfare – *J. Fish Biol.* 68: 332-372.

Hühn D., Lübke K., Skov Ch., 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: 1508-1519.

Kapusta A., Czarkowski T.K., Bogacka-Kapusta E. 2017 – Rekomendacje związane z wybranymi problemami gospodarowania zasobami ichtiofauny wód śródlądowych w Polsce, z uwzględnieniem połowów rekreacyjnych. In: *Użytkownik wędkarski 2016. Rola gospodarki wędkarskiej na wodach PZW w świetle zasad zrównoważonego rozwoju* (Ed. M. Mizielewski) – Wyd. “Wieś Jutra”, Warszawa: 94-115.

Kapusta A., Czarnecki B., Czarkowski T.K. 2018 – Wymiary ochronne ryb w ujęciu populacyjnym, ekologii ryb oraz oczekiwaniach wędkujących. In: *Działania środowiskowe w racjonalnej gospodarce rybackiej* (Ed. A. Wołos) – Wyd. IRS, Olsztyn: 69-79.

Kerns J.A., Allen M.S., Dotson J.R., Hightower J.E. 2015 – Estimating Regional Fishing Mortality for Freshwater Systems: a Florida Largemouth Bass Example – *N. Am. J. Fish. Manage.* 35: 681-689.

Lewin W.C., Arlinghaus R., Mehner T. 2006 – Documented and potential biological impacts of recreational fishing: Insights for management and conservation – *Rev. Fish. Sci.* 14: 305–367.

Mueller Z., Jakab T., Toth A., Devai G., Szallassy N., Kiss B., Horvath R. 2003 – Effect of sports fisherman activities on dragonfly assemblages on a Hungarian river floodplain – *Biodiversity and Conservation* 12: 167–179.

Nagięc M. 1973 – Sympozjum na temat „Zespoły salmonidów w jeziorach oligotroficznym” (Genewa Park, Kanada, VII 1971 r.) – *Wiad. Hydrobiol.* Tom XIX, Zeszyt 3:312-317.

Niesar M., Arlinghaus R., Rennert B., Mehner T. 2004 – Coupling insights from a carp, *Cyprinus carpio*, angler survey with feeding experiments to evaluate composition, quality and phosphorus input of groundbait in coarse fishing – *Fish. Manage. Ecol.* 11: 225–235.

Ostrand K.G., Cooke S.J., Wahl D.H. 2004 – Effects of stress on largemouth bass reproduction – *N. Am. J. Fish. Manage.* 24: 1038–1045

O’Toole A.C., Hanson K.C., Cooke S.J. 2009 – The effect of shoreline recreational angling activities on aquatic and riparian habitat within an urban environment: implications for conservation and management – *Environmental Management* 44: 324–334

Prince E. D., Ortiz M., Venizelos A. 2002. A Comparison of Circle Hook and “J” Hook Performance in Recreational Catch-and-Release Fisheries for Billfish. *Am. Fish. Soc. Symp.* 30, 66–79.

Post J.R., Sullivan M., Cox S., Lester N.P., Walters C.J., Parkinson E.A., Paul A.J., Jackson L., Shuter B.J. 2002 – Canada’s recreational fishery: the invisible collapse? – *Fisheries* 27: 6–17.

Raby, G.D., Donaldson, M.R., Hinch, S.G., Patterson, D.A., Lotto, A.G., Robichaud, D., English, K.K., Willmore, W.G., Farrell, A.P., Davis, M.W., 2012 – Validation of reflex indicators for measuring vitality and predicting the delayed mortality of wild coho salmon bycatch released from fishing gears – *J. Appl. Ecol.* 49: 90–98.

Rapp, T., Cooke, S.J., Arlinghaus, R., 2008 – Exploitation of specialised fisheries resources: the importance of hook size in recreational angling for large common carp (*Cyprinus carpio* L.) – *Fish. Res.* 94: 79–83.

Salazar D.A. 2002 – Noodling: An American Folk Fishing Technique – *J. Pop. Cult.* 35: 145–155.

Skłodowski J., Lipka D. 2011 – Wędkarstwo rekreacyjne a zaśmiecanie ekotonów nabrzeżnych na przykładzie wybranych odcinków Doliny Środkowej Wisły – *Studia i Materiały CEPL w Rogowie, R. 13. Zeszyt 3(28)/2011: 181-187*

Smith, C.L., 1986 – The life cycle of fisheries – *Fisheries* 11:20-25.

Smith A., Nakaya S. 2002 – Spearfishing – is it ecologically sustainable? – 3rd World Recreational Fishing Conference 21-24 may 2002, Northern Territory, Australia: 19-22.

Sokimi W. 2014 – *Bagan* and pole-and-line fishing trials in Kavieng , Papua New Guinea – *SPC Fisheries Newsletter* 145: 11-14.

Walton I., Cotton Ch. 1676 – *The Universal Angler* – Wyd. Marriott i Brome, London.

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: 2881-2896.

Wołos A. 1984 – Nęcić czy nie nęcić – *Wiadomości Wędkarskie* 11: 13.

Wołos A., Kapusta A., Mickiewicz M., Czerwiński T. 2016 – Aktualne problemy gospodarki rybacko-wędkarskiej i wędkarskiej w pytaniach i odpowiedziach – *Komun. Ryb.* 3: 27-32.

Wołos A., Mickiewicz M. 2017 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2016 roku. W: *Działalność gospodarstw rybackich w 2016 roku – uwarunkowania ekonomiczne, prawne i ekologiczne* (red. M. Mickiewicz i A. Wołos) – Wyd. IRS, Olsztyn: 21-30.

Wołos A., Mickiewicz M. 2018 – Sytuacja ekonomiczno-finansowa podmiotów uprawnionych do rybackiego użytkowania jezior w 2017 roku. W: *Działalność podmiotów rybackich i wędkarskich w 2017 roku* (red. M. Mickiewicz i A. Wołos) – Wyd. IRS, Olsztyn: 21-30.

Wołos A., Mioduszevska H. 2003 – Wpływ stosowania przez wędkarzy zanęt na efekty wędkowania i bilans miogenów ekosystemów wodnych – Komun. Ryb. 1: 23-27.

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 – Aquacult. Fish. Manage. 23: 499-509.

Oddziaływanie kormorana na wody użytkowane przez Okręg Mazowiecki Polskiego Związku Wędkarskiego – analiza presji drapieżniczej na ichtiofaunę oraz działań ograniczających populację kormorana czarnego na Włocławskim Zbiorniku Zaporowym

Prof. dr hab. Andrzej Martyniak*, dr hab. Piotr Hliwa prof. UWM**, dr inż. Urszula Szymańska***, dr inż. Katarzyna Stańczak****

*Katedra Biologii i Hodowli Ryb, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski

**Katedra Ichtiologii, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski

***Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Olsztynie

****Katedra Pielęgniarstwa, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski

Od lat 80. ubiegłego wieku w całej Europie obserwowany jest gwałtowny wzrost liczebności kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo* (L.) (Bzoma 2011). Jego populacja także w Polsce jest aktualnie wielokrotnie większa liczebnie wobec stanu notowanego przed 30-40 laty. Ptak ten coraz częściej uznawany jest za dominującego „rybackiego użytkownika” jezior, gdzie m.in. coroczne wprowadzanie materiału zarybieniowego, dokonywane przez gospodarujących w obwodach rybackich, staje się w pewnym sensie swoistą formą dokarmiania tego obligatoryjnego rybożercy. Sytuacja taka prowadzi do obniżenia walorów przyrodniczych wód oraz generuje istotne problemy podmiotów sektora rybacko-wędkarskiego, w zakresie utrzymania pożądanego stanu ichtiofauny, jak również kompensacji strat powodowanych przez kormorany.

Nasilający się na obszarze Polski od kilkadziesiąt lat konflikt między dynamicznie rozwijającą się populacją kormorana czarnego, a interesami rybackich i wędkarskich użytkowników wód, wymaga szybkiego i racjonalnego rozwiązania. Szereg autorów (Füllner i George 2007, Stiehler 2007, Görner 2008, Wagner i in. 2008, Emmrich i Düttmann 2011, Krzywosz i Kamiński 2011, Krzywosz i Traczuk 2012, Martyniak i in. 2014) dokumentuje straty, jakie ponoszą podmioty gospodarcze (gospodarstwa rybackie, okręgi Polskiego Związku Wędkarskiego), wynikające z intensywnej presji kormorana na ichtiofaunę zbiorników wodnych. Dotyczy to zarówno rybostanu jezior i rzek, jak również obiektów stawowych, gdzie prowadzone są chów i hodowla ryb. Zagrożone wyzerowywaniem przez ptaki są zatem nie tylko gatunki cenne gospodarczo, w tym szczególnie ryby drapieżne, lecz także taksony często objęte ochroną w ramach unijnej Dyrektywy Siedliskowej (tj. boleń i brzana) (Wziątek 2013). Jednocześnie np. w oparciu o wyniki badań przeprowadzonych na

terenie Wigierskiego Parku Narodowego ustalono, że kormorany żerując w obrębie tego chronionego obszaru, eliminowały każdego roku ok. 10 ton sielawy, rodzimego pelagicznego gatunku ustępującego z naszych jezior (Martyniak 2011 – niepubl.).

Aktualnie wszyscy użytkownicy wód zobowiązani są na mocy obowiązującego prawa do prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej i wędkarskiej. Wiąże się to z koniecznością dbałości o stan rybostanu poprzez przewidziane w operatach rybackich zarybienia oraz przestrzeganie limitów połowowych, stosowanie wymiarów i okresów ochronnych dla ryb, jak również ochronę ich tarlisk. Zrozumiałe są zatem ich obawy dotyczące rentowności tych zabiegów szczególnie, że część wprowadzonych do zbiorników ryb w postaci materiału zarybieniowego jest konsumowana przez kormorany. Udokumentowano, iż populacja kormorana czarnego eliminowała ze Zbiornika Włocławskiego około 370 ton ryb rocznie o wartości rzędu 730 tys. zł (Martyniak i in. 2007). Natomiast z terenu Polski północno-wschodniej, gdzie znajduje się ok. 30% populacji lęgowej kormorana, ogólną biomasę zjedzonych ryb określono na poziomie 1160 ton rocznie (Traczuk i in. 2016).

W 2010 roku liczebność par lęgowych kormoranów na terenie Polski ustalono na około 27 tys. 110 par, zaś oszacowana na tej podstawie masa zjedzonych przez nie ryb wyniosła 12 tys. ton (Bzoma 2011). Naszym zdaniem, wykazane dane dotyczące biomasy konsumowanych przez te ptaki ryb są zaniżone. Jednocześnie w ciągu ostatnich lat stwierdzono istotny wzrost populacji nielęgowej kormorana czarnego. Szacuje się, że jej liczebność wahała się w przedziale od 5 do 8 tys. sztuk rocznie. Ponadto przez teren naszego kraju przebiegają trasy migracji tych ptaków, które żerują u nas przede wszystkim w miesiącach wczesnowiosennych i jesiennozimowych. Część ptaków zimuje też w Polsce, korzystając

z obecności niezamarzających zbiorników wodnych, zlokalizowanych np. przy hydroelektrowniach. Liczebność tych ptaków ustalono na poziomie około 100 tys. osobników (Bzoma 2011). Biorąc pod uwagę przytoczone powyżej fakty, uważamy iż realnie globalne straty ekonomiczne w ichtiofaunie naszego kraju, można w wymiarze finansowym szacować na poziomie około 60 mln zł rocznie.

Kormoran czarny będący oportunistycznym ichtiofagiem, wybiera zazwyczaj najliczniejsze i teoretycznie najłatwiejsze do zdobycia ryby-ofiary. Różnice w składzie pokarmu dla poszczególnych siedlisk (jeziora, zbiorniki zaporowe, obiekty stawowe), wynikają z odmiennej liczebności poszczególnych gatunków ryb, na których żerują ptaki. Dieta kormoranów zmienia się także w ciągu roku, co wynika z fluktuacji zasobów rybostanu. Liczba osobników danego gatunku schwytych przez kormorana w jednostce czasu jest

zależna

m.in. od zagęszczenia populacji ofiary, w stosunku do innych potencjalnych ryb-ofiar bytujących w danym akwenie (Carss 1997).

Głównym pokarmem kormorana czarnego żerującego w wodach jezior śródlądowych, zbiorników zaporowych oraz siedlisk rzecznych są zwykle dwa rodzime gatunki: okoń i płóc. Częstymi jego ofiarami stają się również ważne ekologicznie i gospodarczo taksony ryb drapieżnych, tj. szczupak czy sandacz. Żerując w rzekach kormoran wywiera zaś presję na gatunki reofilne, niekiedy objęte ochroną w ramach Dyrektywy Siedliskowej, takie jak boleń czy brzana (Wziątek 2013).

Dynamiczny wzrost liczebności populacji kormorana czarnego spowodował istotne zagrożenie dla rentowności prowadzonej gospodarki rybackiej i wędkarskiej, zwłaszcza na obszarach gdzie od wieków tradycyjne rybołówstwo oraz stawowa hodowla ryb miały i nadal mają duże znaczenie gospodarcze, społeczne i kulturowe. Taki stan zaburza preferowane na tych terenach ekstensywne formy hodowli ryb, sprzyjające zachowaniu siedlisk wielu cennych przyrodniczo gatunków zwierząt (płazów, gadów, ptaków czy ssaków) związanych ze środowiskiem wodnym, które podlegają bardzo często ochronie prawnej (Martyniak i in. 2014).

Istnieje szereg metod ograniczania liczebności populacji kormoranów czarnych, stosowanych przez człowieka, do których można zaliczyć:

- niszczenie kolonii,
- niszczenie gniazd (nie całych kolonii),
- niszczenie jaj lub ich olejowanie,
- zabijanie piskląt,
- zabijanie dorosłych w sezonie lęgowym,
- zabijanie dorosłych poza sezonem lęgowym (Goc 2012).

Z kolei Krzywosz i Kamiński (2011) w ramach działań ukierunkowanych na limitowanie liczebności tych ptaków proponują:

- polepszanie siedlisk ryb (renaturalizacja siedlisk, wprowadzanie sztucznych schronień),
- działania z zakresu gospodarowania populacjami ryb (zmiany w sposobie zarybień, wpływ na strukturę gatunkową, zmiana zagęszczenia obsad w stawach, lokowanie najbardziej wrażliwych stad w pobliżu miejsc o zwiększonej aktywności ludzi),

- utrudnianie kormoranom dostępu do wody (całkowite pokrycie stawów drobną siatką lub równoległymi linami, całkowite pokrycie stawów siatką o dużym oczku, częściowe pokrycie stawów siatką o gęstym oczku lub zanurzone klatki jako kryjówki dla ryb),
- płoszenie kormoranów bez ich zabijania (patrowanie terenu, metody akustyczne, metody wizualne, metody kombinowane),
- odstrzał kormoranów (odstrzał i płoszenie, odstrzał w celu zmniejszenia populacji kormoranów),
- działania skierowane przeciwko lęgom (zapobieganie powstawania nowych kolonii, zabijanie lub zamiana jaj, redukcja lokalnej populacji lęgowej przez niszczenia gniazd – wycinanie drzew lub strącanie gniazd np. strumieniem wody, albo zabijanie części dorosłych ptaków),
- inne środki służące redukcji populacji kormoranów (schładzanie jaj w gniazdach poprzez odstraszanie rodziców, strącanie gniazd za pomocą helikoptera).

Spośród przytoczonych powyżej metod olejowanie jaj, wydaje się być techniką najbardziej humanitarną - najmniej zakłócającą życie ptaków w kolonii, jak i sam proces lęgowy.

Pokrywanie jaj olejem ograniczając sukces rozrodczy kormoranów, nie zmienia *de facto* wielkości populacji lęgowej. Gniazda, w których złożone uprzednio jaja są zaolejowane, są zazwyczaj nadal wysiadywane (Bregnballe i Sterup 2011). Jednak z powodu obumierania rozwijających się zarodków, skutkuje to w danym sezonie brakiem sukcesu lęgowego. Dzięki temu ptaki nie podejmują też prób ponownego gniazdowania. Olejowanie traktowane jest jako stosunkowo humanitarna metoda ograniczania sukcesu lęgowego ptaków i była dotychczas stosowana na dużą skalę w naziemnych koloniach kormoranów np. w Danii. Bregnballe i Eskildsen (2011) podsumowując kilkunastoletnie doświadczenia, uznali olejowanie za metodę skutecznie ograniczającą rozród kormoranów i wzrost nowopowstałych kolonii, która po kilku latach stosowania może doprowadzić do ich całkowitego zaniku. Koniecznym warunkiem jest jednak objęcie zabiegiem dużej części gniazd i prowadzenie programu systematycznie w kolejnych sezonach.

Polskie doświadczenia w stosowaniu tej metody są skromniejsze, m. in. dlatego, że kormorany gnieźdzą się u nas w koloniach nadrzewnych - preferując drzewostan iglasty, gdzie olejowanie jaj jest bardzo praco- i czasochłonne, wymaga specjalistów od prac wysokościowych, co utrudnia wykonanie zabiegu w dużej skali. W latach 2005-2006, w największej europejskiej kolonii lęgowej kormoranów w Kątach Rybackich,

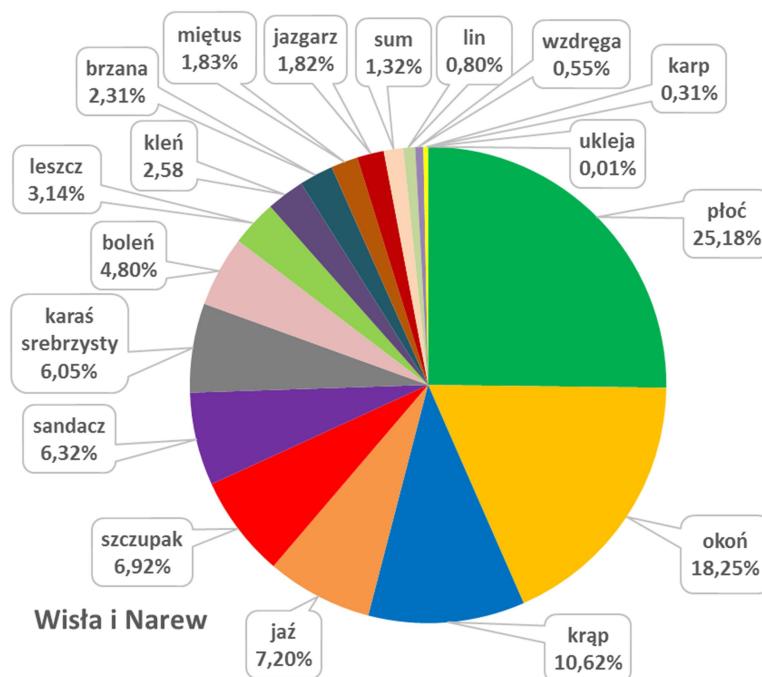
przeprowadzano olejowanie w skrajnej części kolonii, w miejscu gdzie zbliżyła się ona do położonego w lesie ośrodka wypoczynkowego. W lokalnej skali objęte zabiegiem gniazda stanowiły duży odsetek i kormorany opuściły konfliktowy obszar. Zabiegi stosowane w następnych latach w podobnej skali, ale w większym rozproszeniu, nie przyniosły już wyraźnych efektów (Goc 2012).

Olejowanie jaj nie tylko wpływa na sukces rozrodczy w danym sezonie, ale może także limitować rekrutację nowych ptaków, ponieważ dla potencjalnych imigrantów kolonia, w której sukces lęgowy jest niewielki, jest mniej atrakcyjna (Schjørringet i in. 1999). Stosowane systematycznie w wielu koloniach może jednak mieć istotny wpływ na regionalną populację. Generalnie jest to zabieg wykonywany lokalnie, wobec określonej kolonii lub jej wybranej części. Dlatego właśnie tę metodę zdecydowano się zastosować w celu ograniczenia liczebności kormoranów czarnych bytujących w kolonii lęgowej, usytuowanej na wyspie w obrębie Włocławskiego Zbiornika Zaporowego.

1. Presja kormorana czarnego na wody użytkowane przez Okręg Mazowiecki PZW

1.1. Skład pokarmu kormoranów czarnych z Wisły i Narwi w rejonie Nowego Dworu Mazowieckiego (obwód rybacki nr 7 – Zbiornik Zegrzyński, obwód rybacki 3 i 4 – Wisła)

Kormoran czarny odżywiał się dziewiętnastoma gatunkami ryb. W pokarmie dominowała płoć (25,28%) przed okoniem (18,25%). Presja kormorana czarnego na gatunki cenne wędkarsko dotyczyła szczupaka (6,92%), sandacza (6,32%), jazia (7,20%) oraz boleń (4,8%) (rys. 1).

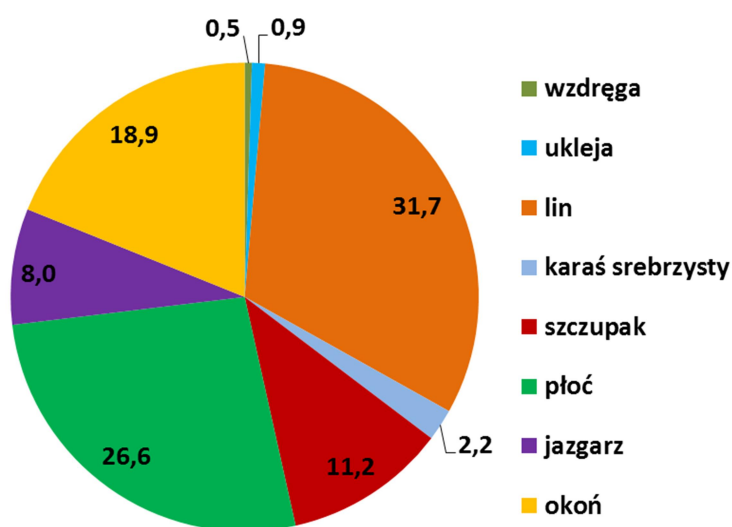


Rys. 1. Skład pokarmu kormoranów czarnych z rejonu Wisły i Narwi.

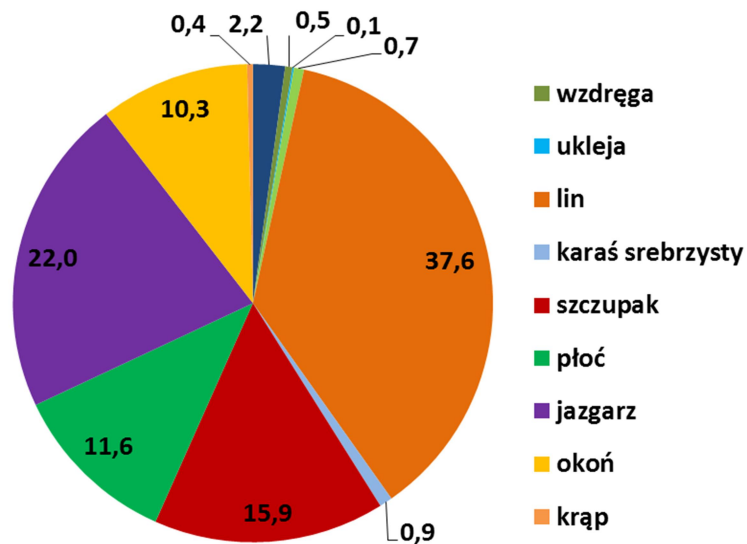
Ogólną masę pokarmu wyjadanego przez kormorany czarne w ciągu dwóch lat ustalono na poziomie 193738 kg ryb. W obu latach kormorany czarne zjadały najczęściej ryb w okresie jesiennym – wrześniu i październiku. W pozostałych miesiącach masa zjedzonych ryb była zdecydowanie mniejsza. Związane to było z niższą liczebnością kormoranów czarnych w okresie wiosny i lata. Wartość pozyskanych przez kormorany czarne ryb ustalono na poziomie 500 tys. zł (Wziętek i Martyniak 2011).

1.2. Skład pokarmu kormorana czarnego z kolonii lęgowej oraz noclegowisk usytuowanych nad jeziorami Sasek Wielki (obwód rybacki nr 6 – w zlewni rzeki Omulew) i Sasek Mały (obwód rybacki nr 9 – w zlewni rzeki Omulew)

W sezonie 2015 w pokarmie kormorana czarnego z kolonii lęgowej usytuowanej nad jeziorem Sasek Wielki dominował lin (31,7%) przed płocią (26,6%) i okoniem (18,9%). Istotny okazał się również, zarówno z punktu widzenia wędkarskiego, jak i rybackiego, udział szczupaka wynoszący 11,2% biomasy wszystkich skonsumowanych ryb (rys. 2).

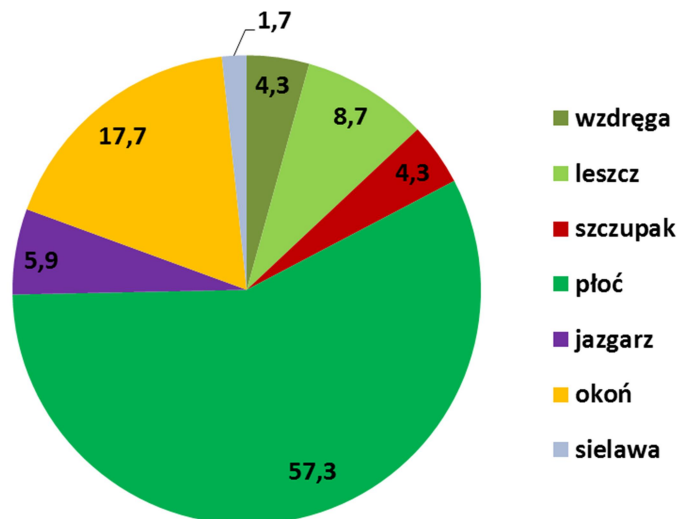


Rys. 2. Udział ryb-ofiar kormoranów czarnych z kolonii lęgowej nad jeziorem Sasek Wielki w 2015 roku.

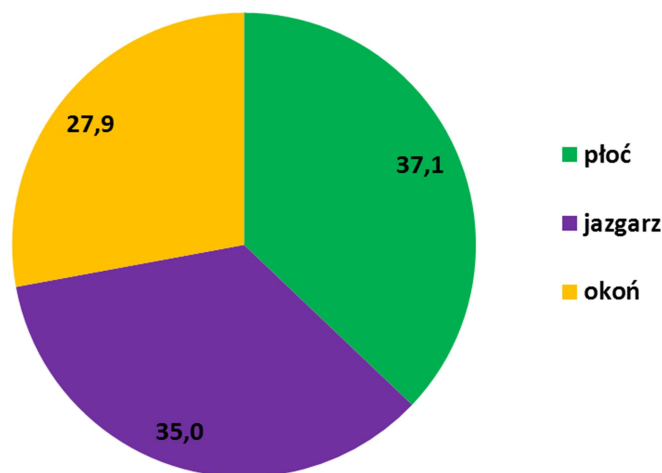


Rys. 3. Udział ryb-ofiar kormoranów czarnych z kolonii lęgowej nad jeziorem Sasek Mały w 2015 roku.

W przypadku kolonii lęgowej usytuowanej nad jeziorem Sasek Mały, dominantem w diecie ptaków także okazał się lin (37,6%), zaś kolejne pozycje zajęły jazgarz (22,0%) i szczupak (15,9%) – rys. 3. W składzie pokarmu kormorana czarnego z noclegowiska usytuowanego nad jeziorem Sasek Wielki dominowała płoć (57,3%), przed okoniem (17,7%) oraz jazgarzem (5,9%) – rys. 4. W przypadku noclegowiska usytuowanego nad jeziorem Sasek Mały komponentami pokarmu ptaków okazały się jedynie 3 gatunki ryb, identyczne z określonymi na poprzednim stanowisku. Ponownie dominowała płoć (37,1%), przed jazgarzem (35,0%) i okoniem (27,9%) – rys. 5.



Rys. 4. Udział ryb-ofiar kormoranów czarnych z noclegowiska nad jeziorem Sasek Wielki w 2015 roku.



Rys. 5. Udział ryb-ofiar kormoranów czarnych z noclegowiska nad jeziorem Sasek Mały w 2015 roku.

Ogólna oszacowana masa ryb zjedzonych przez kormorana czarnego z kolonii lęgowych i noclegowisk usytuowanych nad jeziorami Sasek Wielki i Sasek Mały, w okresie od 1 marca do 31 października 2015 r. wyniosła 64,9 tony. W tym czasie ptaki wyłowiły ze zbiorników 14,4 t okonia, 14,3 t płoci, 13,2 t lina i 9,3 t szczupaka. Udział pozostałych gatunków ryb-ofiar był zdecydowanie mniejszy (tab. 1).

Tabela 1. Masa i wartość ryb zjedzonych przez kormorany czarne z kolonii lęgowych i noclegowisk usytuowanych nad jeziorami Sasek Wielki i Sasek Mały.

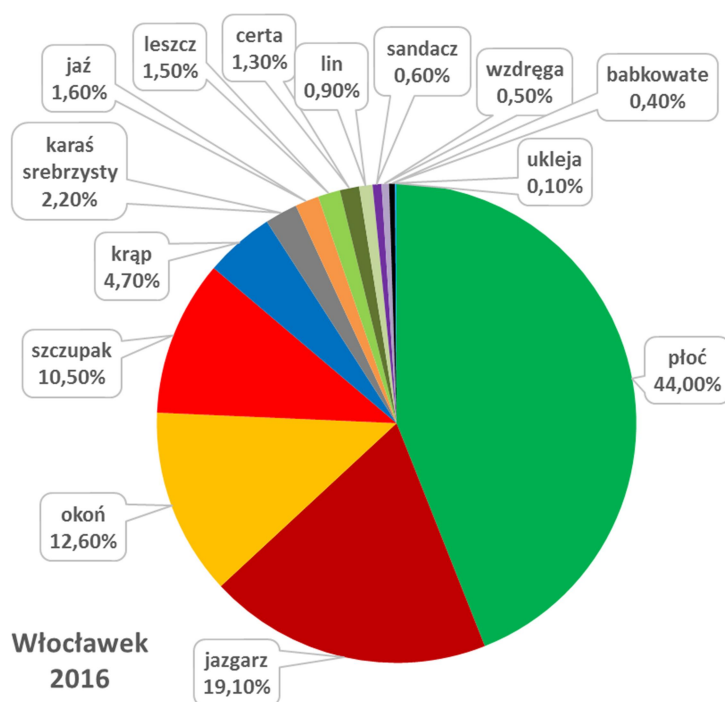
Gatunek	Masa (t)	Wartość (zł)
okoń	14,370	129 900
płoć	14,336	716 800
lin	13,178	171 314
jazgarz	12,271	-
szczupak	9,285	91 340
karaś srebrzysty	0,710	2 130
leszcz	0,276	552
wzdreęga	0,204	1 020
ukleja	0,159	-
krąp	0,089	-
karaś pospolity	0,052	520
sielawa	0,019	473
Razem	64,949	1 114 049

Wartość ryb-ofiar upolowanych przez kormorana czarnego w 2015 r. oszacowano na 1 mln 114 tys. zł. Największą wartość miały najcenniejsze, z punktu widzenia

użytkownika rybacko-wędkarskiego, gatunki, tj. płoć (716,8 tys. zł), lin (171,3 tys. zł), okoń (129,9 tys. zł) oraz szczupak (91,3 tys. zł) – tab. 1.

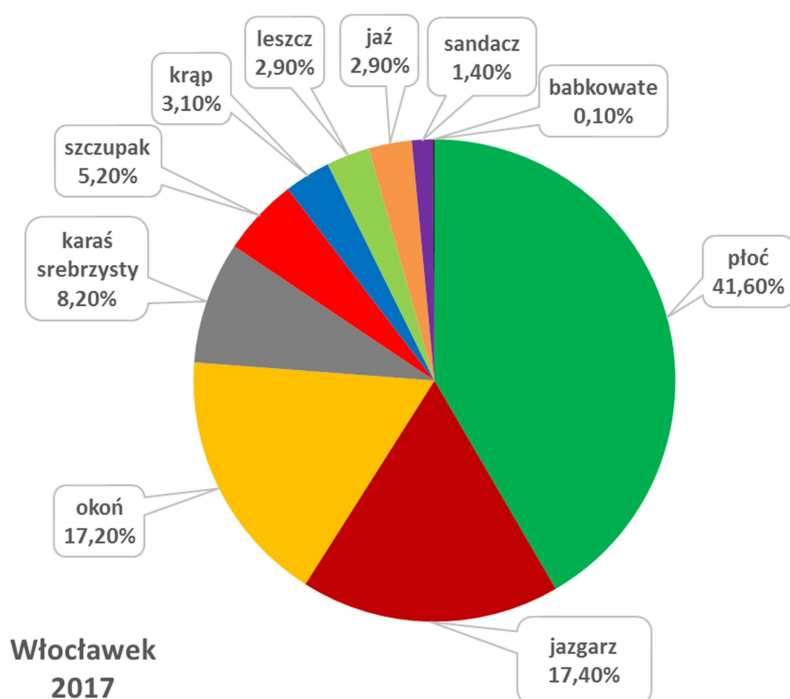
1.3. Skład pokarmu kormorana czarnego z kolonii lęgowej usytuowanej na Włocławskim Zbiorniku Zaporowym (obwód rybacki nr 5 – Włocławski Zbiornik Zaporowy na rzece Wiśle)

Badania dotyczące odżywiania się kormorana czarnego na Włocławskim Zbiorniku Zaporowym prowadzono w latach 2016-2017, w związku z rozpoczęciem projektu ograniczenia liczebności jego populacji. Są one i będą kontynuowane w kolejnych latach. W 2016 roku kormoran czarny odżywiał się trzynastoma gatunkami ryb oraz przedstawicielami obcych inwazyjnych gatunków ryb z rodziny babkowatych. W składzie pokarmu dominowała płoć (44,00%) przed jazgarzem (19,10%) (rys. 6).



Rys. 6. Udział ryb-ofiar kormoranów czarnych z Włocławskiego Zbiornika Zaporowego w 2016 roku.

W 2017 roku w pokarmie kormorana czarnego stwierdzono dziewięć gatunków ryb oraz przedstawicieli obcych inwazyjnych gatunków ryb z rodziny babkowatych (rys. 7). Dominowała płoć (41,60%). Udział jazgarza (17,40%) oraz okonia (17,20%) były zbliżone (rys. 7).



Rys. 7. Udział ryb-ofiar kormoranów czarnych z Włocławskiego Zbiornika Zaporowego w 2017 roku.

2. Ograniczanie liczebności populacji kormoranów czarnych

Według Steffensa (2012) interwencje w fazie rozrodczej ptaków, a więc osłabienie ich sukcesu rozrodczego, mogą zapewnić zrównoważone zarządzanie populacją kormoranów, w tym redukcję ich liczebności. Ponieważ kormorany migrują na znacznych dystansach, pojedyncze lub krajowe środki zarządzania przynoszą ograniczone skutki. Niezbędne jest jednak rozpoczęcie takich działań ukierunkowanych na skuteczną ochronę naturalnych populacji ryb i niwelowanie strat podmiotów sektora rybacko-wędkarskiego, wynikających z obecności tego prawem chronionego ptaka. W ostatniej pracy, dotyczącej strat powodowanych przez kormorany czarne w ichtiofaunie, napisaliśmy: „*W trosce o przyszłość zasobów rodzimej ichtiofauny konieczne jest możliwie szybkie ograniczenie liczebności populacji tych obligatoryjnych rybożerców z zastosowaniem humanitarnych, zgodnych z obowiązującym prawem metod*” (Hliwa i in. 2018). Jedną z takich humanitarnych metod tj. olejowanie jaj, zastosowały służby Okręgu Mazowieckiego Polskiego Związku Wędkarskiego, pod kierunkiem dyrektora Zbigniewa Gasińskiego.

Na obiekt działań wybrano kolonię lęgową, usytuowaną na wyspie Włocławskiego Zbiornika Zaporowego (okolice miejscowości Murzynowo). Istniejąca od kilkudziesięciu lat

kolonia lęgowa kormoranów czarnych, zwiększała sukcesywnie swoją liczebność. Według ostatnich badań terenowych, wykonanych w latach 2016-2017, liczebność ptaków lęgowych ustalono na poziomie 3000 par. Dlatego też Służby Okręgu Mazowieckiego PZW, po wcześniejszym uzyskaniu odpowiednich pozwoleń ze strony Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Warszawie znak sprawy: WSTII-P.6401.32.2015.AK.4 z 9 marca 2016 r., podjęły działania w zakresie ograniczenia liczebności populacji kormorana czarnego. Zabieg związany był z interwencją Użytkownika w okresie lęgowym, polegającą na zaolejowaniu złożonych przez ptaki jaj, za pomocą przystosowanych do tego celu, urządzeń stosowanych podczas zabiegów ogrodniczych. Dodatkowym argumentem za podjęciem tych prac są wyniki badań diety ptaków, z których wynika, że kormorany czarne eliminują przeciętnie z wód Włocławskiego Zbiornika Zaporowego 50 kg ryb z hektara, podczas gdy wędkarze wyławiają jedynie 4,2 kg/ha, zaś rybacy w ramach połowów gospodarczych ok. 10 kg/ha (Martyniak, Szymańska, dane niepubl.).

Prace związane z ograniczeniem liczebności populacji kormorana czarnego rozpoczęto wiosną 2016 roku i kontynuowano w 2017 roku. Ogółem zaolejowano jaja znajdujące się w 532 gniazdach w 2016 roku oraz w 550 gniazdach w 2017 roku. Z naszych ustaleń wynika, że pisklęta od końca kwietnia do końca sierpnia, których liczebność w kolonii ustalono na poziomie 7,5 tys. szt, rocznie generują straty w ichtiofaunie w wysokości 200 ton, co daje wartość 400 ton w ciągu dwóch lat. Generalnie w latach 2016-2017 w wyniku olejowania, ograniczono sukces lęgowy w kolonii, zapobiegając wykluciu 2705 sztuk piskląt. Gdyby te pisklęta przeżyły, skonsumowałyby 107 ton ryb, zatem ich eliminacja obniżyła straty w rybostanie zbiornika z 400 do 293 ton.

Szacunkowa biomasa ryb, które nie zostały skonsumowane przez pisklęta kormorana czarnego w 2016 roku, wyniosła 52 tony 602 kg (tab. 2), natomiast w 2017 roku 54 tony 381 kg (tab.3).

Ogólna wartość ryb, które ocalały, dzięki ograniczeniu liczebności piskląt kormoranów czarnych, w dwóch sezonach lęgowych (2016-2017) wyniosła 614 530 zł. Najwyższe wartości dotyczyły gatunków takich jak płoć (225 878 zł), okoń (150 084 zł), szczupak (148 099 zł). Dużą wartość odnotowano także w przypadku jazia (41 348 zł) i sandacza (22 781 zł) (tab. 4).

Tabela 2. Szacunkowa biomasa ryb (kg), które nie zostały skonsumowane przez pisklęta kormorana czarnego w 2016 roku, wskutek ograniczenia liczebności ptaków techniką olejowania.

Gatunek	Kwiecień	Maj	Czerwiec	Lipiec i sierpień	Razem
Jazgarz	363	1814	826	7764	10766
Płoc	715	4546	4345	12930	22536
Wzdreęga	28	-	-	-	28
Szczupak	133	1618	1101	2280	5133
Okoń	133	1412	1616	4012	7173
Krap	20	763	1209	-	1992
Karaś	70	-	467	-	537
Karaś pospolity	-	-	96	-	96
Babkowate	-	155	24	-	179
Ukleja	-	-	36	-	36
Lin	-	-	419	-	419
Certa	-	-	622	-	622
Leszcz	-	-	730	-	730
Sandacz	-	-	275	-	275
Boleń	-	-	203	-	203
Jaź	-	-	-	1876	1876
OGÓLEM	1463	10308	11970	28861	52602

Tabela 3. Szacunkowa biomasa ryb (kg), które nie zostały skonsumowane przez pisklęta kormorana czarnego w 2017 roku, wskutek ograniczenia liczebności ptaków techniką olejowania.

Gatunek	Kwiecień	Maj	Czerwiec	Lipiec i sierpień	Razem
Jazgarz	157	1396	2698	7280	11531
Płoc	659	4401	4839	12741	22640
Szczupak	222	213	-	1164	1599
Okoń	260	906	3205	5132	9503
Krap	-	1172	186	-	1358
Karaś srebrzysty	186	394	990	2566	4136
Babkowate	-	11	-	-	11
Leszcz	-	1236	-	-	1236
Sandacz	27	160	297	-	484
Jaź	-	767	161	955	1883
OGÓLEM	1513	10656	12375	29838	54381

Tabela 4. Wartość ryb (zł), które nie zostały skonsumowane przez pisklęta kormorana czarnego w latach 2016-2017, wskutek ograniczenia liczebności ptaków po zastosowaniu techniki olejowania jaj.

Gatunek	Kwiecień	Maj	Czerwiec	Lipiec i sierpień	Razem
Płoc	6874	44733	45919	128352	225878
Wzdreęga	139	-	-	-	139
Szczupak	7820	40291	24227	75761	148099
Okoń	3540	20861	43390	82294	150084
Karaś srebrzysty	769	1183	4370	7698	14020
Karaś pospolity	-	-	958	-	958
Lin	-	-	5446	-	5446
Certa	-	-	622	-	622
Leszcz	-	2472	1460	-	3933
Sandacz	817	4795	17169	-	22781
Boleń	-	-	1221	-	1221
Jaź	-	8440	1770	31138	41348
OGÓLEM	19959	122775	146553	325243	614530

Należy ocenić, iż działania podjęte przez służby Okręgu Mazowieckiego PZW na przestrzeni dwóch lat przyniosły pozytywne skutki dla zasobów ichtiofaunistycznych Włocławskiego Zbiornika Zaporowego. Wymiernym tego efektem jest ustalona wartość ryb, które nie zostały zjedzone przez pisklęta kormoranów, wynosząca ok. 614,5 tys. zł. Jednocześnie pragniemy zauważyć, że zgodnie z uzyskanym z RDOŚ pozwoleniem, zaolejowana została, z przyczyn technicznych i niezależnych od Użytkownika rybackiego, tylko połowa przewidzianych do tego zabiegu gniazd.

Zaprezentowane przez nas analizy uzasadniają konieczność kontynuacji zabiegu w kolejnych sezonach. Efekty poczynań, mających wpływ na liczebność kormoranów czarnych w kolonii lęgowej, mogą być bowiem wyraźnie widoczne dopiero po dwóch, trzech latach, gdy mniejsza liczba ptaków uzyskujących dojrzałość płciową uzupełni bytującą tam populację, tworząc pary i przystępując do ewentualnych lęgów.

Uważamy, że przedstawiona rzetelna analiza wpływu kormoranów czarnych na ichtiofaunę Włocławskiego Zbiornika Zaporowego, stwarza podstawę do ubiegania się o kolejne pozwolenia na prowadzenie zabiegów olejowania. Jednocześnie uzyskane wcześniej informacje (Martyniak i in. 2007) oraz wyniki badań związanych z presją ptaków na rybostan z lat 2016-2017, stwarzają realne możliwości wystąpienia Użytkownika o odszkodowanie

za straty powodowane przez kormorany czarne w rybostanie Włocławskiego Zbiornika Zaporowego.

3. Propozycje dotyczące użytkowania wędkarskiego i rybackiego wód poddanych presji kormorana czarnego

3.1. Amatorskie połowy ryb

1. Proponujemy zniesienie limitów dobowych płoci. Połowy tego gatunku, podobnie jak w przypadku krąpia i leszcza, powinny się odbywać bez ograniczeń.
2. Gatunki obce inwazyjne takie jak: karaś srebrzysty, trawianka, babka szczupła, babka rurkonosa i babka łysa muszą być bezwzględnie eliminowane w przypadku złowienia w ramach amatorskiego połowu ryb. Powinien być wprowadzony zakaz wpuszczania tych gatunków do wody.
3. Wprowadzenie zakazu wpuszczania do wody uprzednio złowionych gatunków ryb: płoć, krąp, leszcz. Osłabione ryby mogą się stać łatwą ofiarą dla ptaków drapieżnych, w tym kormorana czarnego oraz są podatne na wszelkiego rodzaju infekcje.

3.2. Połowy ryb za pomocą urządzeń rybackich

1. Proponujemy zwiększenie połowów do 150 t na rok. Zwiększenie połowów sieciowych do 150 t zmniejszy bazę pokarmową kormorana czarnego, co może ograniczyć jego populację. Zbyt mała eksploatacja biomasy ryb jest jednym z głównych czynników przyczyniających się do zwiększania liczebności kormorana czarnego na Zbiorniku Włocławskim.
2. Proponujemy, aby połowy rybackie były prowadzone w ciągu całego roku.
3. Prowadzenie przez służby ichtiologiczne Okręgu odłowu obcych gatunków ryb za pomocą narzędzi rybackich, ponieważ połowy kontrolne przeprowadzone w strefie przybrzeżnej wykazały, iż obce gatunki stanowią około 50% udziału (były to głównie babkowate) (Martyniak i in. 2018).

3.3. Aspekty społeczne użytkowania Włocławskiego Zbiornika Zaporowego

Wody użytkowane przez Okręg Mazowiecki PZW są wodami publicznymi, do których korzystania mają szczególne uprawnienia wędkarze zrzeszeni w PZW. Natomiast połowy rybackie prowadzone na zbiorniku mają ważny aspekt społeczny, z uwagi na to, że poszerzają krąg korzystających z zasobów ryb, ponieważ poławiany jest różnorodny

asortyment ryb, które mogą być nabywane również przez osoby spoza PZW. Ponadto należy zauważyć, że w połowach rybackich pozyskiwane są także gatunki mniej cenne, których cena rynkowa jest niska. W ten sposób osoby mniej zamożne uzyskują dostęp do zasobów ryb, pozyskanych z wód publicznych.

3.4. Presja kormorana czarnego na ichtiofaunę Zbiornika

1. Kontrola i ograniczanie liczebności kormorana czarnego. W latach 2016-2017 przeprowadzono pod kierunkiem Dyrektora Zbigniewa Gasińskiego olejowanie jaj złożonych przez kormorany czarne w kolonii lęgowej na Zbiorniku. Zabieg okazał się skuteczny i ta metoda ograniczania liczebności populacji kormoranów czarnych na Zbiorniku powinna być kontynuowana w kolejnych latach.

Przyjęcie zaproponowanych rozwiązań przez Mazowiecki Okręg PZW zmniejszy presję kormorana czarnego na ichtiofaunę Zbiornika oraz sprawi, że głównym użytkownikiem zbiornika nie będzie kormoran czarny, jak to ma miejsce obecnie.

Literatura

- Bregnballe T., Eskildsen J. (2011). Oiling of cormorant eggs in Denmark, 1994-2008. In: Van Eerden M. R., van Rijn S., Keller V. (eds.) 2011. Proceedings 7th International Conference on Cormorants, Villeneuve, Switzerland 23-26 November 2005. Wetlands International-IUCN Cormorant Research Group, Lelystad. Pp.190-193.
- Bregnballe T., Sterup J. (2011). Behavioural responses of cormorants to oiling of eggs In: Van Eerden M. R., van Rijn S., Keller V. (eds.) 2011. Proceedings 7th International Conference on Cormorants.
- Bzoma S. (2011). Program ochrony kormorana *Phalacrocorax carbo* w Polsce. Strategia zarządzania populacją kormorana w Polsce. Wyd. SGGW, Warszawa.
- Carss D.N. (1997). Techniques for assessing Cormorant diet and food intake: towards a consensus view. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXVI: 197-230.
- Emmrich M., Düttmann H. (2011). Seasonal shifts in diet composition of great cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* foraging at a shallow eutrophic lake. Ardea 99: 207-216.
- Füllner, G., and George, V. (2007). Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf den Fischbestand der Mulde. Fischer und Teichwirt 58: 290-294.
- Goc M. (2012) Naturalna regulacja liczebności populacji kormorana i metody jej ograniczania stosowane przez człowieka. [w:] Kormoran w aspekcie zrównoważonego korzystania

z zasobów rybackich, Gdynia 15 listopada 2012 Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy, str. 96-104.

Görner M. (2008). Zum Verhalten des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) an und in Fließgewässern des Binnenlandes. Acta Ornithoecologica 6: 131-142.

Hliwa P., Martyniak A., Szymańska U., Stańczak K., Król J., Gomułka P. (2018). Wpływ kormorana czarnego (*Phalacrocorax carbo* L.) na racjonalną gospodarkę rybacko-wędkarską. Ogólnopolska Konferencja. [w:] Straty i szkody wyrządzane przez dzikie zwierzęta w gospodarce rolnej, leśnej i rybackiej, pod red. D. Zalewskiego, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn, s. 95-105.

Krzywosz T., Kamiński M. (2011). Wpływ kormorana na populacje ryb w zbiornikach wodnych na obszarze LSROR „Pojezierze Suwalsko-Augustowskie”. LGR „Pojezierze Suwalsko-Augustowskie”, s. 1-43.

Krzywosz T., Traczuk P. (2012). Kormoran na jeziorach Warmii i Mazur - liczebność, dieta oraz wpływ na rybostan i rybactwo. Kormoran w aspekcie zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich. MIR-PIB Gdynia, s. 19-28.

Martyniak A., Hliwa P., Perkowski J., Błażejowski M. (2018) Struktura gatunkowa ryb w strefie przybrzeżnej Włocławskiego Zbiornika Zaporowego. Maszynopis.

Martyniak A., Hliwa P., Szymańska U., Stańczak K., Gomułka P., Król J. (2014). Próba oszacowania presji kormorana czarnego *Phalacrocorax carbo* (L. 1758) na ichtiofaunę wód na terenie Stowarzyszenia Lokalna Grupa Rybacka "Opolszczyzna" oraz Stowarzyszenia Lokalna Grupa Rybacka "Żabi Kraj", ISBN 97-83-939958-0-6, str. 53.

Martyniak A., Wziętek B., Hliwa P. (2007), Ocena presji kormorana czarnego na ichtiofaunę Zbiornika Włocławskiego. Maszynopis, 14 s.

Schjørring S., Gregersen J., Bregnballe T. (1999). Prospecting enhances breeding success of the first-time breeders in the Great Cormorant, *Phalacrocorax carbo sinensis*. Animal Behaviour 57: 647-654.

Steffens W. (2012). Sytuacja kormorana w Niemczech. Kormoran w aspekcie zrównoważonego korzystania z zasobów rybackich. MIR-PIB, Gdynia, s. 60-70.

Stiehler W. (2007). Schäden durch Kormorane an Fischbeständen und Fischerei in der Teichwirtschaft. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 84: 103-113.

Traczuk P., Chybowski Ł., Ulikowski D., Kapusta A. (2016) Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) w północno-wschodniej Polsce – podsumowanie dziesięciu lat badań. [w:] Mickiewicz M, Wołos A. (red.), Rybactwo i wędkarstwo w 2015 roku. IRS 2016, s. 89-102,

Wagner F., Schmalz W., Görner M. (2008). Zum Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf den Fischbestand der Ulster (Thüringen). Artenschutzreport 22: 1-10.

Wziątek B., Martyniak A. (2011). Kormoran a ryby. Materiały Konferencji „Gatunki inwazyjne na obszarze wód użytkowanych przez Okręg Mazowiecki Polskiego Związku Wędkarskiego, Nowy Dwór Mazowiecki listopad 2011, s. 19-26.

Wziątek 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. Rozprawy i Monografie, Wydawnictwo UWM, Olsztyn, s. 68.