

WIESŁAW WIŚNIEWOLSKI*

**UWARUNKOWANIA I PROWADZENIE GOSPODARKI
RYBACKO-WĘDKARSKIEJ W ZBIORNIKACH ZAPOROWYCH**

**CONDITIONS FOR THE FISHERIES AND ANGLING MANAGEMENT
IN DAM RESERVOIRS**

Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza
Zakład Rybactwa Rzecznego w Żabieńcu
ul. Główna 48, 05-500 Piaseczno

ABSTRAKT

Specific conditions in dam reservoirs and the basis of their classification have been discussed. Regularities in the forming of ichthyofauna of the Włocławski, Zegrzyński and Siemianówka reservoirs were shown as an example. After 10 years of reservoir functioning the ichthyofauna is dominated by cyprinids (bream, white bream, roach and others), which constitute 70–90% of the total biomass. The biomass can be really high, reaching as much as 1000 kg ha⁻¹. The dominance of predatory fish is very low and does not exceed a few percent. It has been shown that fisheries and angling may play an important role in structuring the ichthyofauna. Stocking, fisheries exploitation and fish protection are the instruments that allow of the regulation of species abundance and dominance in fish assemblages. Attention has been paid to the effectiveness of stocking and relations between the artisanal and recreational fisheries.

Key words: lowland reservoirs, fish communities, long-term changes, fishery management.

* Autor do korespondencji: wieslaw.wisniewolski@gmail.com

1. WSTĘP

Zbiornikiem zaporowym określanym jest zalew powstały w wyniku spiętrzenia wód rzeki przegrodą. Jego cechami charakterystycznymi są: głębokość wody zwiększająca się w kierunku przegrody, przepływ wody, której szybkość wymiany w zbiorniku zależy od stosunku wielkości zasilającej zbiornik rzeki do pojemności zbiornika i okresowe znaczne wahania poziomu wody, uzależnione od przeznaczenia i sposobu użytkowania zbiornika. Z tą ostatnią cechą wiążą się zmiany powierzchni zbiornika, a w związku z tym wydzielić w nim można następujące, charakterystyczne części:

1. Dawne koryto rzeki, czyli jej koryto na odcinku od granicy cofki piętrzenia po obszar żelaznego zapasu. Cechą tej części zbiornika jest obecność stopniowo zanikającego prądu wody.

2. Obszar „żelaznego zapasu” wody. Część zbiornika przylegająca do zapory, pozostająca stale zalana pomimo występujących w nim wahań poziomu wody.

3. Obszar periodycznego zalewu, zmieniający się od stanu maksymalnego zalewu, poprzez stan normalny i minimalny aż do poziomu żelaznego zapasu (Wajdowicz 1961a).

Powierzchnię zbiorników zaporowych w Polsce przyjmuje się na około 60.000 ha. Magazynują one tylko około 5% sumarycznego średniorocznego odpływu z obszaru Polski. W porównaniu z ogromnymi zbiornikami zaporowymi leżącymi za naszą wschodnią granicą, zbiorniki u nas są na ogół małe, bowiem zaledwie 14 posiada powierzchnię powyżej 1000 ha.

Powszechnie ugruntowany jest pogląd o potrzebie indywidualnego traktowania każdego zbiornika, co stanowi konsekwencję obserwowanych odmienności środowiskowych tych akwenów (Backiel i inni 1956, Starmach 1994, Wundsch 1949). Prowadziło to do formułowania różnych kryteriów ich klasyfikacji. Podstawowym jest podział zbiorników na typy: górski, przejściowy, nizinny (Wajdowicz 1961a). Innym jest podział bazujący na głębokości zbiornika, w którym wyróżniane są dwa ich typy: płytkie, bez wykształcającej się stratyfikacji termicznej i głębokie ze stratyfikacją (Mastyński 1985). Starmach (1958), przyjmując szybkość wymiany wody, wyodrębnił zbiorniki przepływowe (reolimniczne) oraz mało przepływowe (limniczne). Wajdowicz (1968) kierując się fizjograficznym położeniem zbiornika i termiką wody wyróżnił zbiorniki: chłodne, umiarkowanie chłodne, umiarkowanie ciepłe i ciepłe. W pierwszych dwóch typach warunki sprzyjają występowaniu łososiowatych, pozostałe są domeną ryb karpiovatych.

W pewnym sensie temu ostatniemu podziałowi odpowiada klasyfikacja używana w nomenklaturze Polskiego Związku Wędkarskiego, według której wyróżnia się wody górskie i wody nizinne (Wiśniewolski 1995); kluczem są w tym przypadku zasiedlające je ryby łososiowate oraz ryby inne. Nawiązuje ona do podziału zastosowanego już w 1911 roku przez Thienemanna

przy okazji hydrobiologicznych badań prowadzonych w zbiornikach zaporowych Westfalii (Backiel i inni 1956). Inny system klasyfikacji przyjął Mastyński (1985). Ustanawiając arbitralnie granice wielkości podzielił on zbiorniki na: małe (20–300 ha), średnie (300–1000 ha) i duże (> 1000 ha).

Zbiorniki zaporowe budowane są zwykle na potrzeby energetyki, zabezpieczenia przeciwpowodziowego, żeglugi, jako rezerwuary wody pitnej oraz służącej do celów przemysłowych i nawodnień rolniczych. Mogą pełnić równocześnie kilka funkcji, a wówczas określane są mianem wielozadaniowych. Pomimo, że nie powstają dla gospodarki rybackiej, obok rekreacji stanowi ona z reguły ważną formę ich użytkowania. W niektórych sytuacjach może też być ona czynnikiem umożliwiającym, bądź uniemożliwiającym wykorzystywanie zbiornika do jego podstawowych celów (Starmach 1958, Klupp 1994, Wajdowicz 1995); odwrotnie, możliwości rybackiego użytkowania mogą być również znacznie ograniczane przez podstawowe funkcje zbiornika (Steinert 1992, Nusch 1993).

Celem pracy jest przedstawienie procesu formowania się ichtiofauny wybranych zbiorników zaporowych w Polsce oraz roli, jaką może odgrywać gospodarka rybacko-wędkarska w kontroli liczebności rozwijającego się pogłowia ryb i jakości środowiska wodnego.

2. MATERIAŁ I METODY

Praca przygotowana została w oparciu o publikowane wyniki własnych badań (Buras i inni 2007, Wiśniewolski 1992, 1995, 2000, 2002, Wiśniewolski i inni 2004 a, b, c, 2005, 2006, 2007) oraz przegląd literatury krajowej i zagranicznej traktującej o rozwoju ichtiofauny oraz gospodarce rybackiej w zbiornikach zaporowych.

3. WYNIKI I DYSKUSJA

3.1. Formowanie się zespołów ichtiofauny i ich struktura

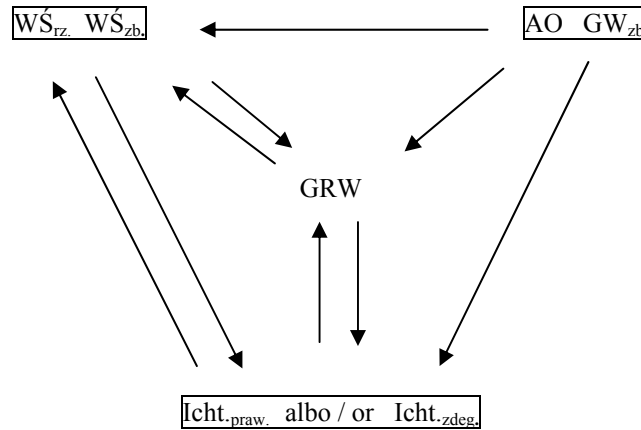
Struktura (gatunkowa, liczebna) formującego się w zbiornikach zaporowych zespołu ichtiofauny stanowi wypadkową oddziaływania wielu czynników: warunki środowiskowe panujące w rzece oraz w zbiorniku zaporowym, zanieczyszczenia dostające się do wody, manipulowanie jej poziomem, ograniczenie możliwości migracji ryb, gospodarka rybacka, a także inne nie wymienione tutaj oddziaływania (Jelonek i Amirowicz 1987a i 1987b, Mastyński 1985, Mheen 1993, Riss 1985a i 1985b, Steinert 1992, Volodin 1992, Wajdowicz 1995). Tym samym ichtiofauna pełni funkcję naturalnego wskaźnika biologicznego, informującego o kondycji wodnego ekosystemu. Obrazowo można przedstawić to w formie uogólnionego schematu (Rys. 1).

Tabela 1. Zarybianie zbiornika Siemianówka w latach 1990–2003 (wg Wiśniewolski i inni 2004b, 2006).
Table 1. Fish stocking in the Siemianówka reservoir in 1990–2003 (Wiśniewolski et al. 2004b, 2006).

Rok / Year	Karp / Carp		Karaś / Crucian carp		Lin / Tench		Ikra / Eggs		Wylęg / Larvae		Szczupak / Pike		Węgorz / Eel		Sum / Wells		Jaź / Ide		
	Krocze k/2 years old	Kg	Krocze k/2 years old	Kg	Krocze k/2 years old	Kg	Szt. Ind.	Szt. Ind.	Szt. Ind.	Szt. Ind.	Narybek letni / Summer fry	Szt. Ind.	Szt. Ind.	Szt. Ind.	Szt. Ind.	Krocze k/2 years old, Narybek letni / Summer fry * /2 years old	Szt. Ind.	Kg	
1990	43000	10250	2000	200	830	70													
1991	1951	380	800	100	198	40													
1992																			
1993	15480	3870										2030	325						
1994							300000	60000				2770	428	102500	41	70	58		
1995	5300	1775	360	60	2200	160	700000				290	58	78600	26,2					
1996							1540000					305				94	30		
1997	365		3540	460			1430000	210000			400				122	71			100
1998	800	264	13350	1735	10580	1270	790000				855								60
1999	495	160	3460	450	13500	1620	145000			4100	1370				1980	1150			
2000							1610000	1410000		5500	1293					1293			
2001								2980000			2092					10000*			
2002						120		3020000			2016					1050*			
2003								2270000			1650					7000**			
Razem / Total	67391	16699	23510	3005	27308	3160	4905000	2700000	96000	5090	10792	181100	67,2	2266	1309	160			

Tabela 2. Zarybianie Zbiornika Zegrzyńskiego w latach 1989-2003 (wg Wisniewolski i inni 2004a).
Table 2. Fish stocking in the Zegrzyński reservoir in 1989-2003 (Wisniewolski et al. 2004a).

Rok / Year	Karp / Carp	Karás / Crucian carp	Lin / Tench	Szczupak / Pike	Okoń / Perch	Sandacz / Pikeperch	Amur / Grass carp	Tołpyga / Silver carp	Sum / Wels		
	Kg	Kg	Kg Szt. / Ind.	Kg	Kg Szt. / Ind.	Kg	Kg	Kg	Kg		
1989	450	3300	1.800 tys.		200 tys.		1620	2860			
1990	950	800	135	235		25		2510			
1991			3220	520							
1992	420		1000	512					110		
1993	700		1000	930							
1994	915		2770	1775	655,5 tys.				215 tys.		
1995	500		1000	1400	810 tys.				530		
1996	600	180	1722	1705	820 tys.	730			250		
1997	900	1500	3100	3681	2.050 tys.	1590			1885		
1998	800	2910	3815	4460	2.476 tys.	600	21		3510		
1999	1370	1760	2700	5180	1.990 tys.	630			3820		
2000	1000	1880	2620	5175	2.855 tys.	1090			3200		
2001	1900	2935	2530	4155	3.057 tys.	1600			2580		
2002	1015	1000	1800	2000	2.002 tys.	1000			2000		
2003	2165	1300	1400	2000	1.735 tys.	1125			1200		
Razem / Total	13685	17565	28812	3728	18.650,5 tys.	8365	46	18.459,8 tys.	1620	5370	15315



Rys. 1. Schematyczne przedstawienie różnorodnych uwarunkowań i oddziaływań, decydujących o stanie ichtiofauny zbiorników zaporowych (wg Wiśniewolski 2002).

Fig. 1. Various conditions deciding about the quality of fish fauna in dam reservoirs (Wiśniewolski 2002).

WŚ_{rz.} – Warunki środowiskowe rzeki / Environmental conditions of the river

WŚ_{zb.} – Warunki środowiskowe zbiornika / Environmental conditions of the reservoir

AO – Antropogeniczne oddziaływania (zwłaszcza zanieczyszczenia) / Anthropogenic pressure (especially pollution)

GW_{zb.} – Gospodarka wodą na zbiorniku / Water management in the reservoir

GRW – Gospodarka rybacko-wędkarska / Fisheries management (commercial and angling)

Icht._{praw.} – Prawidłowy, zrównoważony zespół ichtiofauny / Sustainable assemblage of fishes

Icht._{zdeg.} – Zdegradowany zespół ichtiofauny / Degraded assemblage of fishes

Formujące się w zbiornikach zaporowych zespoły ryb, wraz ze wzrostem swej liczebności coraz silniej zaczynają oddziaływać na środowisko zbiornika. W efekcie tych interakcji obserwowane są zmiany jakości jego wody. Nie bez znaczenia pozostaje tutaj gospodarka rybacka (rybacko-wędkarska). Mimo że ograniczana jest warunkami środowiskowymi i technicznymi zbiornika zaporowego, kryje w sobie ogromne możliwości oddziaływania na ekosystem, przyczyniając się do niszczenia lub budowania jego chwiejnej równowagi biologicznej. Stanowić może skuteczny instrument ochrony środowiska wodnego, jest przy tym źródłem informacji o jego kondycji, której odzwierciedleniem jest struktura gatunkowa i ilościowa uformowanego w zbiorniku zespołu ryb. Gospodarka rybacka w zbiornikach zaporowych napotyka szereg trudności, wynikających ze specyfiki przyrodniczej tych środowisk. Stałe zasilanie wysokimi ładunkami związków biogennych, brak możliwości stosowania skutecznych technik połowowych, częste i znaczne wahania poziomu wody oraz oddziaływanie szeroko pojętej rekreacji sprawia, że nierzadko możliwość prowadzenia w nich racjonalnej gospodarki rybackiej, staje pod znakiem zapytania.

Znajomość naturalnych mechanizmów formowania się zespołów ryb w zbiornikach zaporowych jest ważna dla prowadzenia właściwej gospo-

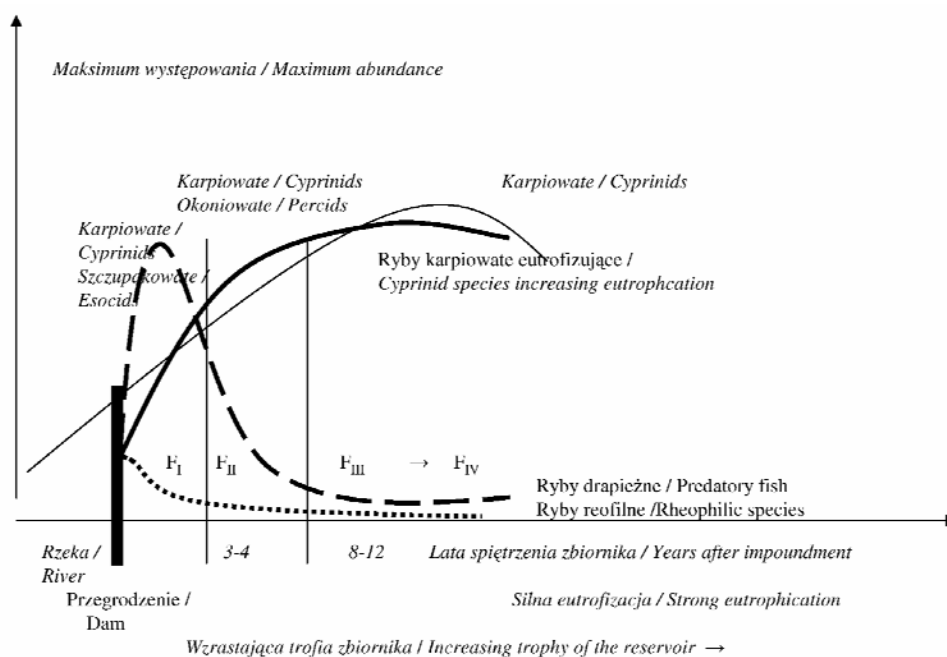
darki rybackiej i możliwości wpływania na jakość wody tych zbiorników. Zmiany w składzie ichtiofauny przebiegają w nich szybko, co ma uzasadnienie w diametralnej zmianie środowiskowych warunków. W spiętrzonej odcinku rzeki zachodzą w wodzie procesy fizykochemiczne i biologiczne, wpływające na zmianę warunków bytowania ryb (Penczak 1992). Reofilne gatunki (pstrąg, brzana, świnka, kleń, jelec, jaź, boleń i inne) ustępują, a ich miejsce zajmują gatunki eurytopowe i stagnofilne, typowe dla wód wolno płynących i stojących (leszcz, płóc, krap, okoń, szczupak i inne), które mogą także opanowywać rzekę powyżej i poniżej zalewu i konkurować z właściwymi dla niej gatunkami ryb reofilnych (Penczak i inni 1998, Penczak i Kruk 2005).

Rzadko spotkać można sytuację, gdy zbiornik pozostawiony zostaje sam sobie, a początek zespołom formującej się w nim ichtiofauny dają ryby bytujące w odcinku nie spiętrzonej rzeki (Mastyński 1993). Zwykle wprowadzane są do niego od samego początku gatunki ryb, których zadaniem jest uformowanie rybostanu zgodnie z oczekiwaniami użytkownika. W taki właśnie sposób trafiły do Zbiornika Solińskiego leszcz i sandacz, które wcześniej nie występowały w zalanych wodami tego zbiornika odcinku Sanu (Wajdowicz 1966, 1979, 1988). Podobnie formowano ichtiofaunę Zbiornika Goczałkowickiego (Wajdowicz 1958, 1959, 1961b, Kołder 1968), zbiornika Siemianówka (Wiśniewolski 2002), czy też zbiornika Breitenbachtalsperre (Schmidt 1975). Naturalny proces formowania się zespołu ryb zbiorników zaporowych bywa więc zwykle zakłócany, co obok odmienności ich warunków środowiskowych rzutuje na jego przebieg.

W Polsce formowanie się ichtiofauny można było prześledzić na przykładach zbiorników: Rożnowskiego, Goczałkowickiego, Zegrzyńskiego, Solińskiego, Włocławskiego, Siemianówka i innych. Na ogół w 3–4 roku zalewu nizinnych zbiorników zaporowych gwałtownie wzrasta liczebność szczupaka (np. Goczałkowice 46%, Włocławek 40% ichtiomasy). W pierwszych 7 latach liczny jest lin (Zbiornik Zegrzyński 19%, Siemianówka 15%), oraz systematycznie wzrasta pogłowie leszcza. Po 10 latach gatunek ten staje się dominantem stanowiąc około 70% ichtiomasy (Zbiornik Zegrzyński, Włocławek, Goczałkowice). Rozwojowi leszcza towarzyszy wzrost liczebności płoci stającej się drugim dominującym gatunkiem. Pojawiają się licznie krap i okoń, zaś liczebność szczupaka stale spada. Zastępuje go sandacz. Ostatecznie powstaje monotony układ z leszczem, krapem i płocią oraz nielicznym sandaczem i kilkoma innymi gatunkami, tak jak na przykład obserwujemy to w Zbiorniku Włocławskim (Wiśniewolski 2002). W zbiorniku Malta, gdzie w ciągu 12 lat ichtiofauna kształtowała się samorzutnie, okazało się po opuszczeniu wody, że 76% ichtiomasy tworzyły leszcz i płóc (Mastyński 1993).

Zmiany składu gatunkowego zespołów ryb w zbiornikach zaporowych, dokonujące się w miarę ich starzenia i zmian trofii, przebiegają podobnie do zmian struktury ichtiofauny obserwowanych w podlegających procesom

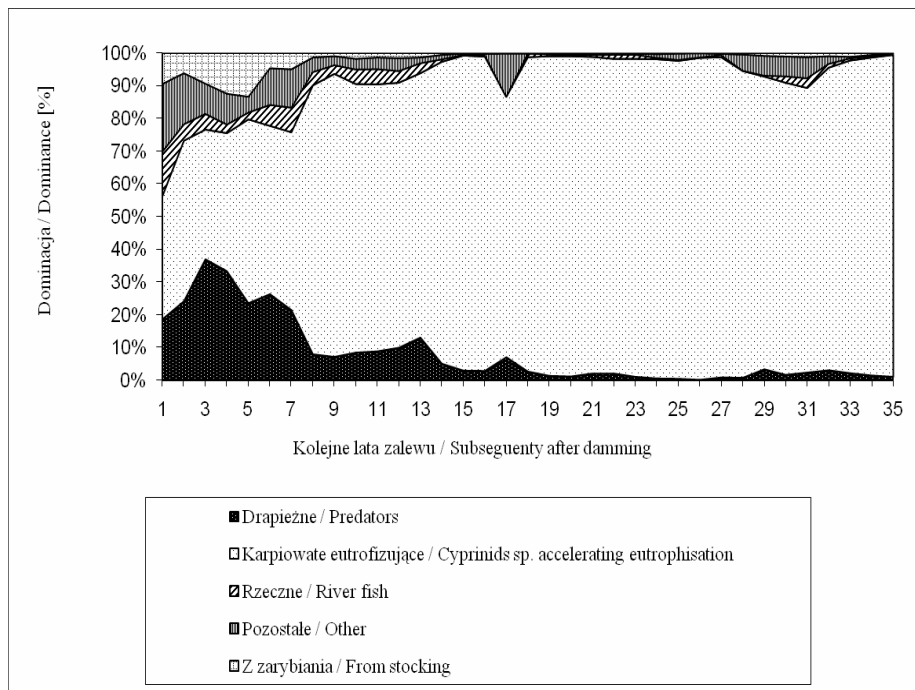
eutrofizacji północnoamerykańskich oraz europejskich oligotroficznych jeziorach (Colby i inni 1972, Hartmann 1977, 1979). Fazy rozwoju ichtiofauny w dużych nizinnych zbiornikach zaporowych, można na przykładzie zbiorników Zegrzyńskiego, Włocławskiego i Siemianówka przedstawić graficznie według schematu zmian obserwowanych w jeziorach. Poprzez następujące po sobie fazy: dominacji szczupaka i okonia (I), przejściową charakteryzującą się spadkiem liczebności ryb drapieżnych i reofilnych (II), względnej stabilizacji z całkowitą dominacją eurytopowych gatunków ryb karpioatych (III); w ciągu 10–12 lat w dużym, nizinnym zbiorniku zaporowym formuje się zespół ryb zdominowany przez leszcza, płoć i krapia, którym towarzyszyć może karaś srebrzysty (Rys. 2). Istnieją wyraźne przesłanki, że w miarę dalszej eutrofizacji wód zbiornika pogłębia się monotonia gatunkowa zespołu ichtiofauny, zaś sygnałem wkraczania w tę niebezpieczną dla niego fazę (IV), wydaje się być wzrost dominacji krapia, płoci i karasia srebrzystego (Wiśniewolski 2002).



Rys. 2. Schematyczne przedstawienie kolejnych faz formowania się ichtiofauny nizinnych zbiorników zaporowych, wraz ze starzeniem się zbiorników i wzrostem ich żyzności (wg Wiśniewolski 2002).

Fig. 2. The succession of fish communities in lowland reservoirs in response to the reservoir maturing and the increase of fertility (Wiśniewolski 2002).

Jak już wspomniano, proces zmian struktury ichtiofauny zbiorników zaporowych wykazuje duże podobieństwo do zmian obserwowanych w podlegających eutrofizacji jeziorach (Barthelmes 1977, Colby i inni 1972, Hartmann 1977, 1979, Preis 1978). W zbiornikach zaporowych przebiega zdecydowanie szybciej, co wydaje się wynikać z większej niestabilności środowiskowych warunków tych ekosystemów wodnych, będących konsekwencją silnego wpływu zasilającej zbiornik rzeki (Kubecka i Bohm 1991, Penczak 1994). Kierunek tych zmian dokładnie prześledzić można na przykładzie relacji w masie odłowów całkowitych, procentowego udziału charakterystycznych grup ryb w zbiornikach Siemianówka, Włocławskim i Zegrzyńskim (Rys. 3).



Rys. 3. Sukcesja zmian w strukturze ichtiofauny nizinnych zbiorników zaporowych (wg Wiśniewolski 2002 zmienione).

Drapieżne: sandacz, sum, szczupak. Karpowate eutrofizujące: leszcz, płóc, krap, karaś srebrzysty. Rieczne: boleń, brzana, jaź, świnka, kleń. Pozostałe: karaś posp., lin, okoń, wzdregę, ukleja. Z zarybiania: karp, tołpyga, amur, węgorz.

Fig. 3. The succession of fish species in lowland dam reservoirs (Wiśniewolski 2002 modified).

Predators: pikeperch, wels, pike. Cyprinids: common bream, roach, silver bream, prussian carp. River fish: asp, barbel, ide, nase, chub. Others: crucian carp, tench, perch, rudd, bleak. From stocking: common carp, silver carp, grass carp, eel.

Uderza niski udział gatunków drapieżnych, które w kilkanaście lat po utworzeniu zbiornika, stanowią w nim zaledwie kilka procent ogólnej biomasy oraz przytłaczająca dominacja charakterystycznych dla wód zeutrofizowanych ryb karpiowatych, osiągających udział rzędu 80–90% całkowitej biomasy ryb.

Przedstawiony mechanizm formowania się ichtiofauny zbiorników zaporowych wskazuje, że monotonne, ubogie pod względem bogactwa gatunkowego zespoły ryb, stanowią naturalną konsekwencją dokonujących się w tych środowiskach przekształceń. Procesowi temu towarzyszy wzrost liczebności i biomasy ryb, która w nizinnych zbiornikach zaporowych osiągać może poziom rzędu 112 do nawet 1350 kg ha⁻¹ (Mastyński 1984, 1985, Girsztowtt 1987, 1989, Sych 1997, Andrzejewski i Mastyński 2000, Wiśniewolski 2002). Tak wysoka biomasa ichtiofauny, przy strukturze zdominowanej przez eurytopowe gatunki ryb karpiowatych stanowi zagrożenie dla ekosystemu zbiornika i przyczynia się do pogłębiania procesu eutrofizacji. Nadmierny wzrost liczebności ryb planktonożernych prowadzi bowiem do zwiększonego ryzyka rozwoju glonów planktonowych i pojawienia się kwitnienia wody (Preis 1978, Opuszyński 1987). W tych uwarunkowaniach duże znaczenie, w ograniczaniu negatywnych skutków eutrofizacji pełnić musi właściwie prowadzona gospodarka rybacka, wspomagająca efektywność podejmowanych równoległe innych działań.

3.2. Gospodarka rybacka jako instrument kształtowania struktury ichtiofauny

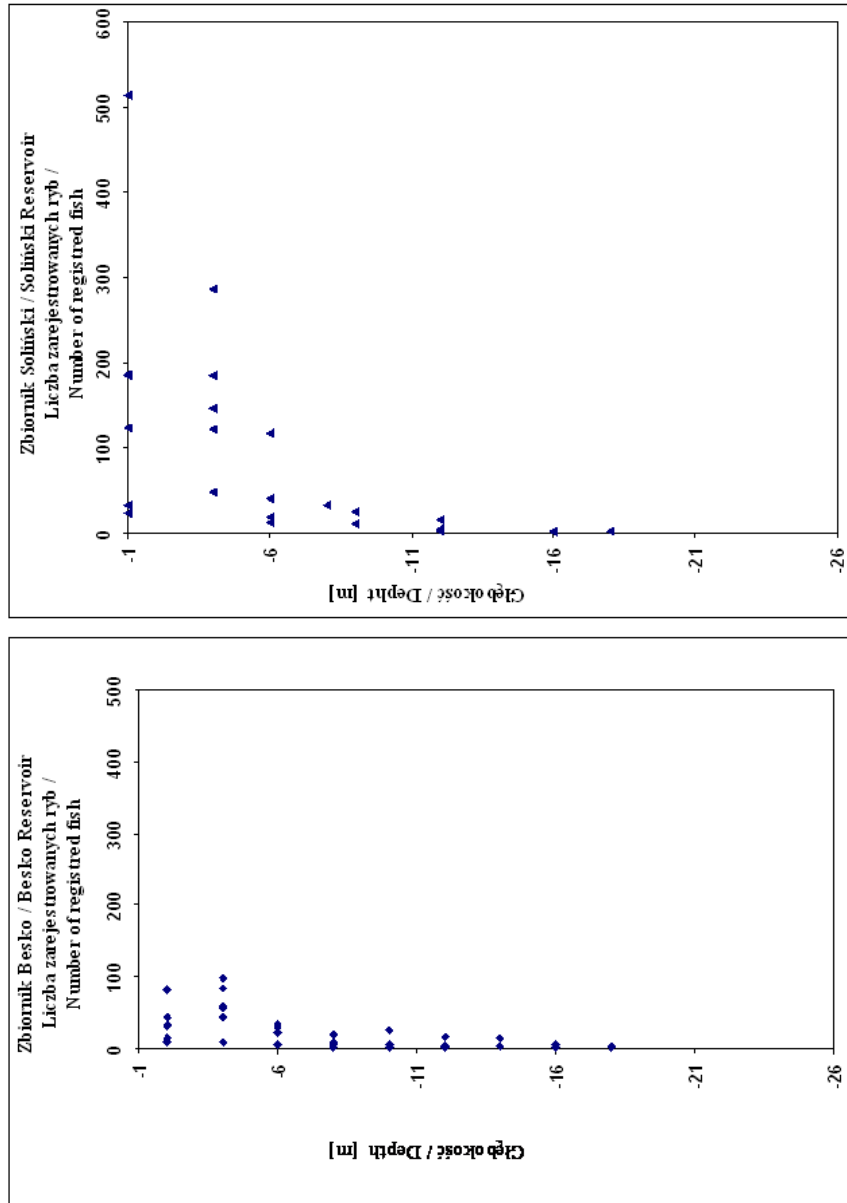
Z chwilą powstania zbiornika zaporowego zazwyczaj obserwowane są tendencje kształtowania zespołów ryb zgodnie z wyobrażeniami użytkownika zbiornika, nierzadko nie uwzględniającego biologicznych uwarunkowań środowiska wodnego. Przykładem może być tutaj kaskada Sanu.

Do utworzonego w krainie ryb łososiowatych zbiornika Myczkowce, w 1961 roku wsiedlono leszcza, który wcześniej w rzece nie występował. Jeszcze przed spiętrzeniem Zbiornika Solińskiego, gatunek ten osiągnął w Sanie powyżej Myczkowiec 25% ichtiomasy. Brak koncepcji zagospodarowania widoczny był po utworzeniu Zbiornika Solińskiego. Do tego umiarkowanie chłodnego zbiornika równoległe z rybami łososiowatymi wprowadzano w dużych ilościach szczupaka, sandacza i karpiowate właściwe ciepłym wodom (Wajdowicz 1966, 1979, 1988). Podobnie było w zbiorniku Besko. W efekcie pomimo dużych nakładów na zarybianie i utworzenia się w początkowych latach silnych populacji troci jeziorowej, udział łososiowatych i siejowatych stanowi obecnie w obydwu zbiornikach zaledwie ułamek procenta ogólnej ichtiomasy (Wiśniewolski i inni 2005, Wiśniewolski 2007). W zbiorniku Besko, zgodnie z zaleceniem Grupy Roboczej d/s Rybactwa w Zbiornikach Zaporowych przy Zarządzie Głównym Polskiego Związku Wędkarskiego, protegując troć jeziorową i sieję prowadzono odłowy regulacyjne. Celem było zredukowanie populacji

okonia, klenia i wprowadzonego razem z karpem sandacza. Po czterech latach uzyskano obniżenie liczebności klenia, natomiast pogłowia sandacza i okonia nie udało się zredukować, co jest doskonałym przykładem jak trudno jest zmienić strukturę ukształtowanego już zespołu ryb. Przeprowadzone za pomocą echosondy obserwacje rozmieszczenia i zagęszczenia ryb w Zbiorniku Solińskim oraz zbiorniku Besko wykazały, że ryby zasiedlały w nich warstwy wody głównie do głębokości 10–12 m (Rys. 4). Poniżej rejestrowano jedynie pojedyncze ryby, co przy dobrych warunkach tlenowych (Zbiornik Soliński) wskazuje na możliwości dodatkowego rybackiego zagospodarowania tych niewykorzystywanych nisz ekologicznych (Wiśniewolski 2002, 2007, Wiśniewolski i inni 2005).

Można również znaleźć zbiorniki, w których lepiej udało się pokierować zarybianiem. W zbiorniku Turawa systematycznie zarybianym sandaczem i węgorzem, które uzupełniały silną autochtoniczną populację sandacza, udało się utrzymać udział leszcza w ogólnej ichtiomacie na poziomie niecałych 50% (Mastyński 1985). Zbiornik Siemianówka, by wykorzystać od początku jego możliwości produkcyjne, zarybiono kroczkami karpia i lina w pierwszym roku zalewu. W następnych czterech latach udział karpia stanowił od 80% do 18% gospodarczych połowów, zmniejszając się na korzyść lina oraz prężnie rozwijającego się leszcza. Równocześnie silna populacja szczupaka, która rozwinęła się w tym zbiorniku sprawiła, że zarybianie karpem od trzeciego roku istnienia zbiornika już nie przynosiło efektów. W miarę starzenia się zbiornika, pomimo naturalnego trendu ustępowania szczupaka na korzyść innych gatunków, silną populację tej ryby utrzymano dzięki wspieraniu jej rokrocznie dodatkowymi zarybieniami. Tą samą metodą doprowadzono tutaj również do ukształtowania silnej populacji suma europejskiego oraz wprowadzono węgorza (Wiśniewolski i inni 2006) (Tab. 1). Warto zwrócić uwagę na fakt stosowania przy zarybianiu szczupakiem zróżnicowanych asortymentów – od ikry po narybek jesienny. Pozwala to skutecznie oddziaływać na różne frakcje wielkościowe ryb karpowatych i okonia, poczynając już od ich najmłodszych stadiów rozwoju.

Podobnym przykładem oddziaływania poprzez gospodarkę zarybieniową, może być także Zbiornik Zegrzyński (Tab. 2). W latach osiemdziesiątych zbiornik zarybiano przede wszystkim materiałem zarybieniowym ryb karpowatych. Dominował karaś srebrzysty, którym zarybiano corocznie, duży był też udział lina, karpia i płoci. Sporadycznie natomiast gatunkami drapieżnymi, szczupakiem i sandaczem. Po roku 1991 zmieniono strukturę zarybiania, koncentrując się na rybach drapieżnych – szczupaku i sandaczu oraz wprowadzając suma i okonia. Wielkość zarybiania drapieżnikami wzrastała systematycznie każdego roku, np. w przypadku szczupaka zwiększyła się z 235 kg w 1990 r. do ponad 5000 kg w roku 2000. Zaniechano przy tym zarybiania amurem i tołpygą, a zarybienie innymi rybami karpowatymi ograniczono (Wiśniewolski i inni 2004a).



Rys. 4. Pionowe rozmieszczenie ryb w zbiornikach Besko i Solina (wg Wiśniewolski i inni 2005).
Fig. 4. The vertical distribution of fish in the Besko and Solina dam reservoirs (Wiśniewolski *et al.* 2005).

W efekcie Zbiornik Zegrzyński uznawany jest obecnie w opiniach wędkarzy za jedno z lepszych łowisk ryb drapieżnych w skali ogólnopolskiej. Oddziaływać niekorzystnie na ichtiofaunę zbiorników zaporowych można nie tylko przez niewłaściwy dobór wprowadzanych gatunków, lecz również zaniechawszy zarybiania. Przykładem może być Zbiornik Włocławski, gdzie przy braku systematycznego zarybiania drapieżnikami w latach 70–80 ubiegłego wieku, ponad 95% ichtiomasy połowy lat 80. tworzyły leszcz i płóc (Wiśniewolski 2002).

Gospodarka zarybieniowa uwzględniając specyfikę środowiskową zbiorników zaporowych, musi również stanowić odpowiedź na eksploatację połowową. Tylko wówczas możliwe jest bowiem zachowanie/odbudowa silnego pogłowia ryb drapieżnych. Ideałem byłoby osiągnięcie ich udziału rzędu 25–30% w ogólnej strukturze ilościowej zespołu ichtiofauny. Nie jest to możliwe bez właściwej eksploatacji połowowej oraz zwiększonej ochrony tych ryb (Starmach i Jelonek 2000).

Regulacja pogłowia ryb, a tym samym usuwanie nadmiaru biomasy, jest w zbiornikach zaporowych zadaniem trudnym, czasami wręcz niemożliwym bez opuszczenia wody. Wynika to z warunków technicznych (podwodne przeszkody), pozwalających na stosowanie w tych zbiornikach jedynie mało efektywnych, pasywnych metod połowu. Nie sprzyjają im również znaczne wahania poziomu wody. Duże znaczenie odgrywają niestety względy natury społecznej, to jest naciski wywierane stale przez wędkarzy, aby eliminować ze zbiorników połowy sieciowe jako zagrażające wędkarstwu. Pouczająca jest w tym względzie porównawcza analiza struktury gatunkowej ryb w odłowach sieciowych, prowadzonych w dziewięciu zbiornikach zaporowych, w różnych rejonach Polski (Rys. 5).

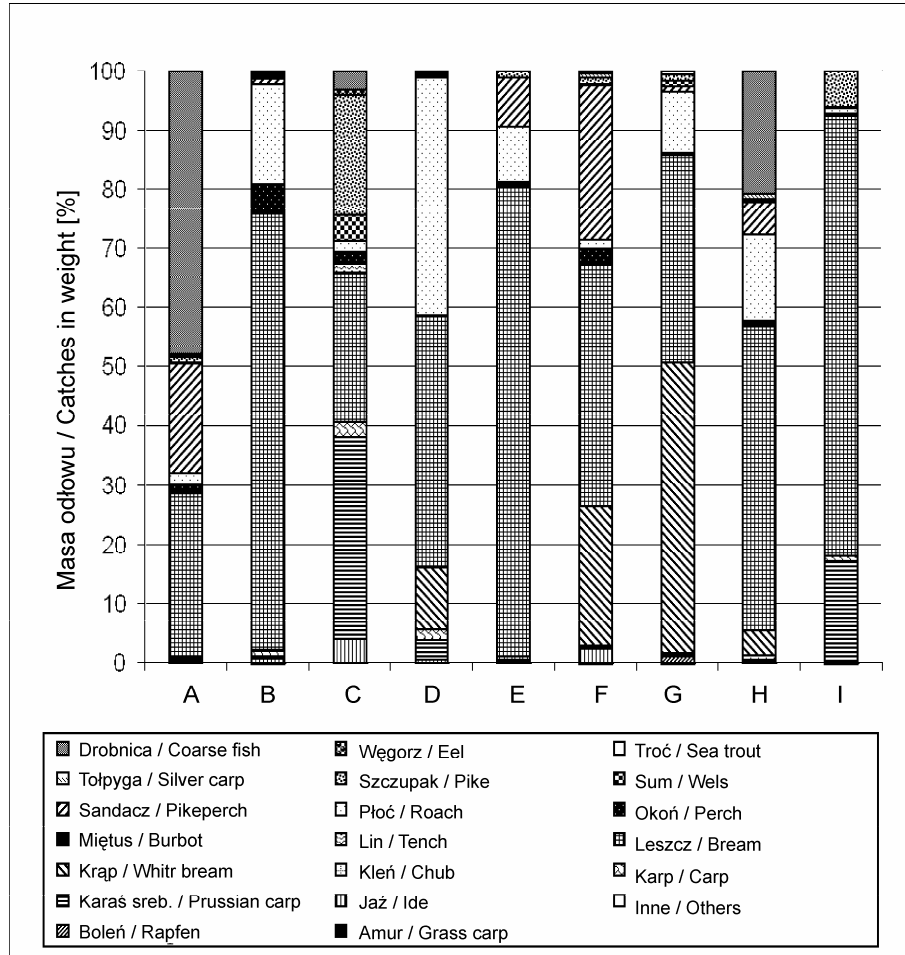
Pomimo zróżnicowanej wielkości i geograficznej lokalizacji obejmującej praktycznie obszar całego kraju (od nizin po pogórze), wspólną cechą tych zbiorników jest silna dominacja w eksploatowanym zespole ichtiofauny gatunków wskaźnikowych, charakterystycznych dla daleko posuniętych procesów eutrofizacji, tj. leszcza, krapia, płoci, karasia srebrzystego oraz okonia. W strukturze odłowu ich łączny udział sięga od około 70% do około 95%. Tendencja ta nie ominęła również zbiorników: Dobczyce i Goczałkowice, użytkowanych jako zbiorniki wodociągowe. Należy jednak zwrócić uwagę, że zaledwie w trzech zbiornikach (Goczałkowice, Otmuchów, Siemianówka), liczącą się część odłowów sieciowych stanowi drobnica, którą tworzą mały leszcz, płóc, krap, okoń; grupa wielkościowa odpowiedzialna za wyżerowywanie grubych form zooplanktonu. W przypadku Goczałkowic udział prawie 50% drobnicy w globalnym odłowie, stanowi warunek realizacji funkcji wodociągowych zbiornika (Erdmański 2000). Regulacyjną funkcję odłowów wspiera tutaj silna populacja ryb drapieżnych, które licznie występują w odłowach gospodarczych jeszcze tylko w zbiornikach Siemianówka, Głębinów i Turawa, co stanowi potwierdzenie właściwie prowadzonej gospodarki zarybieniowej; potwierdzeniem tego są również

wyniki odłowów wędkarskich. Warto przy tym wskazać na przykładzie zbiornika Siemianówka, czy też Zbiornika Zegrzyńskiego, że nawet silna ingerencja zarybieniowa oraz promowanie ryb drapieżnych, nie były w stanie zapobiec powstawaniu układu z silną dominacją ryb karpowatych eutrofizujących.

Eksploatacja połowowa jest działaniem niezbędnym dla ukształtowania i utrzymywania właściwego zagęszczenia i struktury ichtiofauny zbiornika zaporowego (Erdmański 2000, Sych 1997, Wiśniewolski 2002). Niewłaściwie prowadzona może jednak promować nadmierny rozwój populacji ryb karpowatych, sprzyjając pogłębianiu procesów eutrofizacji. Niezmiernie ważne staje się więc prowadzenie odłowów różnymi systemami eksploatacji, pozwalającymi oddziaływać na różne gatunki i grupy ryb, a równocześnie uzupełniającymi swe oddziaływanie. Jako przykład przytoczyć można wyniki eksploatacji połowowej w Zbiorniku Zegrzyńskim oraz zbiorniku Siemianówka.

W latach 1986–1989, w Zbiorniku Zegrzyńskim masę odłowów sieciowych stanowiły w 97,9% leszcz, płóc i krap. W odłowach wędkarskich tworzyły one 13,4%, natomiast ryby drapieżne 78,0% masy. W 2000 roku leszcze, płocie i krapie stanowiły 97,1%, zaś ryby drapieżne 2,2% masy sieciowych odłowów. W odłowach wędkarzy udział leszcza wynosił 61,3%, natomiast ryb drapieżnych 33,7% ogólnej masy. Płóc i krap stanowiły 4,2% w ich odłowach, co wskazuje na brak zainteresowania wędkarzy łowieniem tych gatunków. Udział krapia i płoci w masie odłowów sieciowych wynosił natomiast 51,6% (Wiśniewolski 2002).

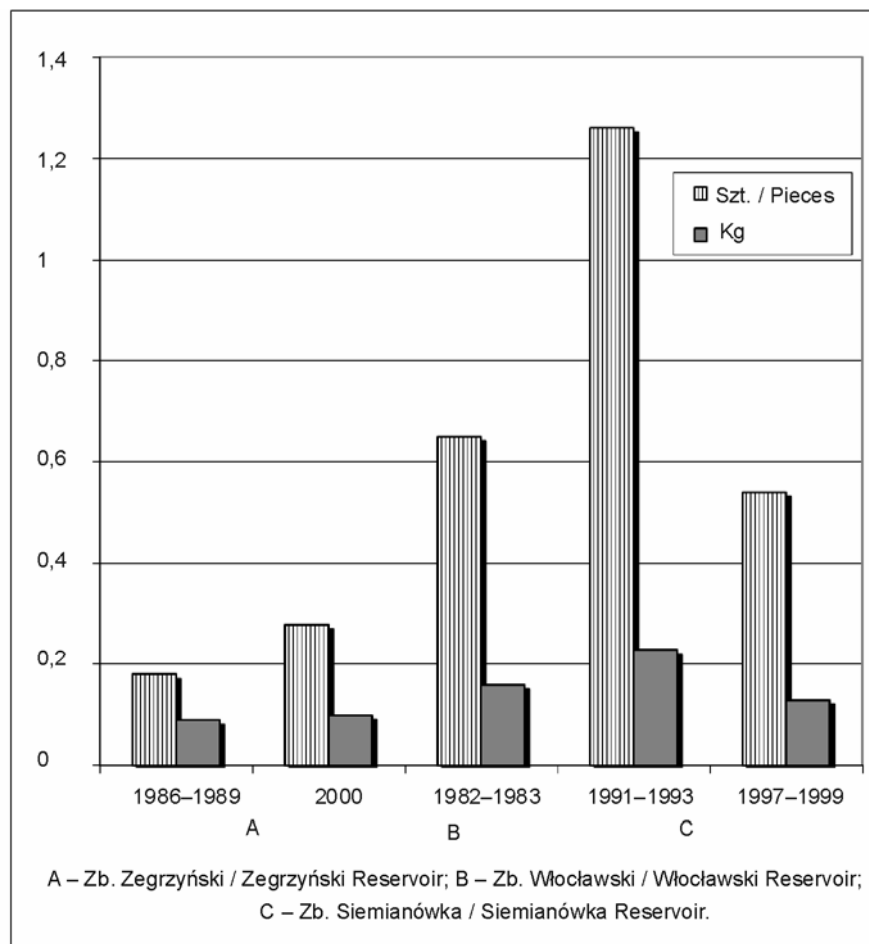
W pierwszych latach istnienia zbiornika Siemianówka, w odłowach sieciowych dominowały karp i lin (70–90% masy), podczas gdy wędkarze łowili głównie szczupaka i okonia (80–90%). W miarę przebudowy zespołu ryb, w odłowach sieciowych dominującą pozycję zajęły karaś srebrzysty i leszcz (około 70%) oraz wzrósł udział szczupaka do 15–20%. W odłowach wędkarskich przy nadal wysokim udziale szczupaka (około 20%), blisko 50% masy zaczęły tworzyć leszcz, płóc (prawie nie eksploatowana sieciami) oraz karaś srebrzysty (Wiśniewolski 2002, Wiśniewolski i inni 2006). Warto również zwrócić uwagę na fakt znacznej zmienności w kolejnych latach wysokości wędkarskiego odłowu. Przyjmując jako miarę odłow na jednostkę nakładu połowowego wędkarza ($\text{kg}/\text{wędkarz}^{-1}/\text{godz.}^{-1}$) okazuje się, że wysokość tego odłowu różni się pomiędzy kolejnymi latami oraz zbiornikami (Rys. 6). Wynika to ze zmieniającego się w kolejnych latach zainteresowania wędkarzy łowieniem w zbiorniku (zmienna liczba wędkujących), choć nie bez znaczenia pozostaje również lokalizacja samego zbiornika w stosunku do aglomeracji miejskich (Wiśniewolski 2002, Wrona i Guziur 2006).



A – Zb. Goczałkowice / Goczałkowice Reservoir; B – Zb. Jeziorsko / Jeziorsko Reservoir; C – Zb. Siemianówka / Siemianówka Reservoir; D – Zb. Włocławski / Włocławski Reservoir; E – Zb. Głębinów / Głębinów Reservoir; F – Zb. Turawa / Turawa Reservoir; G – Zb. Zegrzyński / Zegrzyński Reservoir; H – Zb. Otmuchów / Otmuchów Reservoir; I – Zb. Dobczyce / Dobczyce Reservoir.

Rys. 5. Struktura gatunkowa ryb w odłowach sieciowych (% masy) w 9. wybranych zbiornikach zaporowych, w latach 2002–2003 (wg Wiśniewolski i inni 2004c).
 Drobnica / Coarse fish; Węgorz / Eel; Troć / Sea trout; Tołpyga / Silver carp; Szczupak / Pike; Sum / Wels; Sandacz / Pikeperch; Płoć / Roach; Okoń / Perch; Miętus / Burbot; Lin / Tench; Leszcz / Bream; Krap / White bream; Kleń / Chub; Karp / Carp; Karaś / Crucian carp; Jaź / Ide; Inne / Others; Boleń / Rapfen; Amur / Grass carp.

Fig. 5. Fish species composition in commercial catches (in the percentage of weight) in nine selected dam reservoirs in 2002 and 2003 (Wiśniewolski *et al.* 2004c).



Rys. 6. Wielkość odłowu (szt. i kg) przypadającego na jednego wędkarza w czasie jednej godziny (wg Wiśniewolski 2002).

Fig. 6. The catch size (in numbers and kg) per one angler and per one hour (Wiśniewolski 2002).

Podane przykłady wskazują jak silne i zróżnicowane może być oddziaływanie eksploatacji połowowej na poszczególne gatunki i grupy ryb. W przypadku ryb drapieżnych szczególnie wybiórcze okazują się być odłowu wędkarskie, które ze względu na wysoką zmienność presji połowowej i preferencji wędkujących nie mogą być stabilnym instrumentem regulacji pogłowia ryb.

Z przedstawionych przykładów formowania się zespołów ichtiofauny w zbiornikach zaporowych oraz wpływu na przebieg tego procesu oddziaływania szeregu czynników, wylania się skala problemów związanych

z prowadzoną tutaj gospodarką rybacką. Musi być ona dostosowana do istniejących uwarunkowań przyrodniczych oraz funkcji zbiornika, wykorzystywać możliwości jego produkcji rybackiej, lecz przy tym tak być prowadzona, aby nie pogarszała jakości wody, lecz służyła kultywowaniu i ochronie wodnego środowiska. By warunki te możliwe były do spełnienia, gospodarka rybacka prowadzona w zbiornikach zaporowych kierować się musi następującymi, podstawowymi zasadami.

1. Ze względu na szczególne narażenie zbiorników zaporowych na eutrofizację wywoływaną stałym dopływem biogennych związków, co sprzyja niekontrolowanemu wzrostowi biomasy ryb karpiowatych (leszcz, płóc, krap i inne) i naturalnemu ustępowaniu ryb drapieżnych, gospodarka rybacka od samego początku powstania zbiornika musi ingerować w procesy formowania się w nim zespołu ichtiofauny.
2. Proces ten poprzez promowanie ryb drapieżnych oraz ograniczanie nadmiernego wzrostu pogłowia ryb karpiowatych sprzyjających pogłębianiu procesu eutrofizacji powinien wpływać na naturalną sukcesję gatunków i ostateczną strukturę zespołu ichtiofauny zbiornika.
3. Działania gospodarki rybackiej realizowane być muszą drogą zarybiania, eksploatacji połowowej oraz ochrony.
4. Prowadzenie eksploatacji połowowej różnymi systemami (odłowy sieciowe i wędkarskie), posiada podstawowe znaczenie dla możliwości skutecznego regulowania składu gatunkowego i biomasy ryb.
5. Eksploatacja połowowa musi współdziałać z gospodarką zarybieniową oraz ochroną promowanych gatunków. Jest to warunek uformowania i utrzymania silnego zespołu ryb drapieżnych. Dążyć się powinno do ich udziału na poziomie około 20–30%, co w warunkach zbiorników zaporowych jest bardzo trudne do spełnienia.
6. Racjonalna gospodarka rybacka jest bardzo ważnym i skutecznym instrumentem ochrony, ingerującym poprzez zespoły ryb w jakość środowiska wodnego zbiorników zaporowych. Pełni jednak rolę pomocniczą, wspierającą efektywność podejmowanych innych działań, których priorytetem musi być eliminacja dopływu do zbiornika biogennych związków.

4. SUMMARY

Environmental conditions in a river and those forming in a reservoir built on its course, together with pollution brought-in by the river, water level changes, fish migration obstacles, fishery management and other not mentioned above conditions, decide reservoir characteristics and species structure of fish assemblages forming in dam reservoirs (Fig. 1). Factors mentioned above are also a base for attempts at reservoir classification. Using large, lowland reservoirs: the Włocławski, Zegrzyński and Siemianówka as examples a regularity of homogenous fish assemblage

forming in such water bodies was determined. After about 10 years after reservoir construction a domination of cyprinids (bream, white bream, roach, and others) in fish assemblages establishes. These species form up to 70–90% of exploited fish stock biomass (Fig. 3). This biomass may be very high, reaching 1000 kg/ha. Predatory fish share is very low, reaching only a few percent. In deep reservoirs, like the Besko or Solina, lack of fish in deeper water parts, below 12–14 m is observed (Fig. 4), despite good oxygen conditions. This suggests a need for fishery management practices leading to fill these niche environments. Fishery (or angling-fishery) management serves as an instrument of fish assemblage formation. Means to attain this goal are: correctly planned stocking, promoting predatory species, and taking into account environmental conditions and species preferences (Tab. 1 and 2), as well as exploitation reducing too high numbers of cyprinid fish (Fig. 5) and protection of valuable and endangered species. Proportions of particular species and specified ecological groups shares in net and angling catches indicate the necessity to sustain both exploitation forms in dam reservoirs. Angling exploitation is characterised by high variability of fish catch per catching effort unit. This, together with anglers' frequency changing between seasons and years, makes unrealistic any planning of too high cyprinid fish numbers reduction exclusively by means of angling exploitation.

5. LITERATURA

- Andrzejewski W., Mastyński J. 2000. Efekty całkowitego odwodnienia zbiornika zaporowego Gołuchów. ss. 16–22 (W: Wybrane aspekty gospodarki rybackiej w zbiornikach zaporowych). Materiały Konferencji Międzynarodowej Gołysz, 15–16 maja 2000 r.
- Backiel T., Kossakowski J., Rudnicki A., 1956. Gospodarstwo rybackie na zbiornikach zaporowych (Zarys projektowania). Rocz. Nauk Rol. B. 71, 1, 65–138.
- Barthelmes D. 1977. Fischereibiologische Grundlagen der Produktion von Pflanzenfressenden Fischen in Seen und einige daraus ableitbare Empfehlungen. Z. Binnenfischerei DDR, 24, 10, 291–294.
- Buras P., Prus P., Szlakowski J., Wiśniewolski W., Ligieża J. 2007. Wpływ zbiornika zaporowego na ichtiofaunę i ekosystem rzeki – przykład zbiornika Wióry. ss. 121–143 (W: Bezpieczeństwo walorów przyrodniczych i turystycznych doliny Sanu). Materiały IV Konferencji Naukowo-Technicznej „Błękitny San”, Nozdrzec 20–21 kwietnia 2007 r. Związek Gmin Turystycznych Pogórza Dynowskiego.
- Colby P.J., Spangler G.R., Hurley D.A., McCombie A.M. 1972. Effects of Eutrophication on Salmonid Communities in Oligotrophic Lakes. J. Fish. Res. Bd Can., 29, 975–983.
- Erdmański J. 2000. Zbiornik Goczałkowicki – gospodarka rybacka. ss. 41–43 (W: Wybrane aspekty gospodarki rybackiej w zbiornikach zaporowych). Materiały Konferencji Międzynarodowej Gołysz, 15–16 maja 2000 r.

- Girsztowtt Z. 1987. O wynikach odłowu opróżnionego zbiornika zaporowego Majdan Sopocki. Dokument na III-cie spotkanie Grupy Roboczej ds. Rybactwa w Zbiornikach Zaporowych przy ZG PZW, Warszawa.
- Girsztowtt Z. 1989. O wynikach odłowów zbiornika zaporowego Józefów. Dokument na IV-te spotkanie Grupy Roboczej ds. Rybactwa w Zbiornikach Zaporowych przy ZG PZW, Warszawa.
- Hartmann J. 1977. Fischereiliche Veränderungen in kulturbedingt eutrophierenden Seen. Schweiz. Z. Hydrol., 39, 2, 243–254.
- Hartmann J. 1979. Unterschiedliche Adaptionfähigkeit der Fische an Eutrophierung. Schweiz. Z. Hydrol., 41, 2, 374–382.
- Jelonek M., Amirowicz A. 1987a. Composition, density and biomass of the ichthyofauna of the Goczałkowice Reservoir. Acta Hydrob., 29, 2, 253–259.
- Jelonek M., Amirowicz A. 1987b. Density and biomass of fish in the Rożnów Reservoir (Southern Poland). Acta. Hydrob., 29, 2, 243–251.
- Klupp R. 1994. Biomanipulation – Entnahme von zooplanktonfressenden Fischen – im Weissenstaedter See und Trebgast See. Fischer Teichwirt., 45, 7, 258–260.
- Kołder W. 1968. Rybackie zagospodarowanie zbiorników zaporowych w południowej Polsce. ss. 53 (W: Referaty Krajowej Konferencji Naukowo-Technicznej „Gospodarka rybacka na zbiornikach zaporowych”. 25–27 czerwca 1968, Bielsko Biała.
- Kubecka J., Bohm M. 1991. The fish fauna of the Jordan reservoir, one of the oldest man-made lakes in the central Europe. J. Fish. Biol., 38, 6, 935–950.
- Mastyński J. 1984. Fish biomass of drained small reservoirs. Pol. Arch. Hydrob., 31, 1, 69–76.
- Mastyński J. 1985. Gospodarka rybacka i możliwości produkcyjne wybranych zbiorników zaporowych Polski. Roczn. Nauk. AR w Poznaniu, Rozprawy Naukowe 146, ss. 91.
- Mastyński J. 1993. Badania ichtiofauny odwadnianego zbiornika zaporowego Malta w Poznaniu. Opracowanie na IV spotkanie Grupy Roboczej ds. Rybactwa w Zbiornikach Zaporowych Przy Zarządzie Głównym PZW w Warszawie, 17 czerwca 1993 r.
- Mheen H. van der. 1993. Assessment of fishing pressure in reservoirs. Alcom News, 10. 17–22.
- Nusch E. A. 1993. Water quantity and quality in lakes and reservoirs for human uses. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 52, 237–255.
- Opuszyński K. 1987. Sprzężenie zwrotne między procesem eutrofizacji a zmianami zespołu ryb. Teoria ichtioeutrofizacji. Wiad. Ekol., XXXIII, 1, 21–30.
- Penczak T. 1992. Fish production in the Warta River: postimpoundment study. Hydrobiologia 242, 87–93.
- Penczak T. (red.). 1994. Wpływ zbiornika Jeziorsko na populacje ryb rzeki Warty. ss. 42 (W: Materiały z Konferencji Naukowej w Łodzi 14–15 marca 1994). Wydawnictwo PZW Warszawa.
- Penczak T., Głowacki Ł., Galicka W., Koszaliński H. 1998. A long-term study (1985–1995) of fish populations in the impounded Warta River, Poland. Hydrobiologia 368, 157–173.
- Penczak T., Kruk A. 2005. Patternizing of impoundment impact (1985–2002) on fish assemblages in a lowland river using the Kohonen algorithm. J. Appl. Ichthyol., 21, 169–177.

- Preis A. 1978. Eutrofizacja jezior a ichtiofauna. *Wiad. Ekol.*, XXIV, 3, 201–208.
- Riss J. 1985a. Gospodarka rybacka w niektórych zbiornikach zaporowych Polski Południowej (część 1). *Gosp. Ryb.* 37, 11, 10–14.
- Riss J. 1985b. Gospodarka rybacka w niektórych zbiornikach zaporowych Polski Południowej (część 2). *Gosp. Ryb.* 37, 12, 5–6.
- Schmidt G.W. 1975. Fischerträge einer westdeutschen Trinkwassertalsperre (Breitenbachtalsperre, Kreis Siegen) nach mehrjährigen Fangberichten von Sportanglern. *Gewässer und Abwässer*, 57/58, 79–116.
- Starmach K. 1958. Hydrobiologiczne podstawy użytkowania przez wodociągi wód płytkich zbiorników rzecznych. *Pol. Arch. Hydrob.* 4, 17, 10–67.
- Starmach J. 1994. Struktura zespołów ryb w zbiornikach zaporowych o różnym stopniu eutrofizacji. ss. 91–101 (W: *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych*. Red. M. Zalewski) Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź.
- Starmach J., Jelonek M. 2000. Specjalistyczna gospodarka rybacka – jeden z czynników ochrony jakości wody. ss. 233–240 (W: *Zbiornik Dobczycki Ekologia–Eutrofizacja–Ochrona*. Red. J. Starmach, G. Mazurkiewicz-Boroń). Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN. Kraków.
- Steinert V. 1992. Fischereiliche Nutzung von Kraftwerksspeichen. *Öster. Fisch.*, 45, 2–3, 58–69.
- Sych R. 1997. Kilka rozważań nad zagęszczeniem ryb, przykłady ze zbiorników zaporowych. ss. 53–66 (W: *Wędkarstwo w ochronie wód i rybostanów*. Red. H. Jakucewicz). Wydawnictwo PZW, Warszawa. Materiały uzupełniające *Rocz. Nauk PZW*.
- Volodin V. M. 1992. Nekotorye osobennosti formirovanija struktury populacji leshha Rybinskogo vodokhranilishha. *Biol. Vnutr. Vod. Inf. Bjul.*, 94, 73–79.
- Wajdowicz Z. 1958. Zbiornik Goczałkowicki jako obiekt gospodarki rybackiej. II. Formowanie się stada ryb w początkowym okresie istnienia zbiornika. *Biul. Zakł. Biol. Stawów PAN, Kraków*, 7, 67–87.
- Wajdowicz Z. 1959. Formowanie się stada ryb w zbiorniku Goczałkowice. *Gosp. Ryb.*, 4, 1–4.
- Wajdowicz Z. 1961a. Rybactwo w zbiornikach zaporowych. *PZW ZG. Warszawa*, ss. 110.
- Wajdowicz Z. 1961b. Zbiornik Goczałkowicki jako obiekt gospodarki rybackiej. III. Dalsze formowanie się stada ryb. *Acta Hydrob.*, 3, 225–239.
- Wajdowicz Z. 1966. Zmiany ichtiofauny w rejonie zbiornika w Myczkowcach. *Acta Hydrob.*, 3, 1, 411–424.
- Wajdowicz Z. 1968. Zasady rybackiego zagospodarowywania zbiorników zaporowych. ss. 1–21 (W: *Gospodarka rybacka na zbiornikach zaporowych*), Kraj. Konf. Nauk. Tech. Bielsko-Biała, SiTR NOT, Warszawa,.
- Wajdowicz Z. 1979. Rozwój ichtiofauny w kaskadzie Sanu. *Acta Hydrob.*, 21, 1, 73–90.
- Wajdowicz Z. 1988. Formowanie się rybostanów w zbiornikach zaporowych. IV. Rozwój ichtiofauny w kaskadzie Sanu. *Gosp. Ryb.*, 12, 5–7.
- Wajdowicz Z., 1995. Zbiornik zaporowy Sulejów. *Prz. Ryb. R.* 20, 6, 26–30.
- Wiśniewolski W. 1992. Wyniki zarybiania Zbiornika Zegrzyńskiego znakowanymi: tołpygą pstrą, karpem i karasiem srebrzystym. *Rocz. Nauk. PZW.*, 5, 105–118.

- Wiśniewolski W. 1995. Zagadnienia gospodarki rybackiej w zbiornikach zaporowych. *Kom. Ryb.*, 6, 22–25.
- Wiśniewolski W. 2000. Eksploatowane zespoły ryb Zbiornika Włocławskiego przed i po katastrofie ekologicznej. ss. 152–165 (W: *Wybrane aspekty gospodarki rybackiej na zbiornikach zaporowych.*). Materiały Konferencji Międzynarodowej Gołysz, 15–16 maj 2000 r.
- Wiśniewolski W. 2002. Zmiany w składzie ichtiofauny, jej biomasa oraz odłowy w wybranych zbiornikach zaporowych Polski. *Arch. Pol. Fish.*, 10, Suppl. 2, 5–73.
- Wiśniewolski W. 2007. Zbiorniki Zaporowe na Sanie – Ichtyofauna Zbiornika Solińskiego. *Karpacki Magazyn Ekologiczny. Ekoregion, Zima 2006/7*, 43–47.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I. 2004a. Operat rybacki, rzeki Narew. Obwód rybacki Zbiornika Zegrzyńskiego na rzece Narew Nr 7. *Polski Związek Wędkarski Warszawa*, ss. 67.
- Wiśniewolski W., Szlakowski J., Borzęcka I., Buras P., Prus P. 2004b. Uwarunkowania i wytyczne prowadzenia gospodarki rybackiej w zbiorniku Siemianówka. *Polski Związek Wędkarski Zarząd Okręgu Białystok*, ss. 54.
- Wiśniewolski W., Wołos A., Falkowski S. 2004c. Ichtyofauna jako wskaźnik stanu troficznego zbiorników zaporowych. ss. 71–78 (W: *Stan uwarunkowania funkcjonowania rybactwa w 2003 r.*). Wyd. IRS Olsztyn.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I., Buras P., Prus P., Szlakowski J. 2005. Ichtyofauna bieszczadzkich zbiorników zaporowych, a gospodarka rybacka i potrzeby ochrony środowiska. ss. 127–147 (W: *Ochrona środowiska, walory przyrodnicze i rozwój turystyki w dolinie Sanu.*) Materiały II Konferencji Naukowo-Technicznej "Błękitny San", Dynów 21–23 kwietnia 2005. *Związek Gmin Turystycznych Pogórza Dynowskiego*.
- Wiśniewolski W., Buras P., Szlakowski J., Borzęcka I. 2006. Ichtyofauna zbiornika Siemianówka i gospodarka rybacka w latach 1990–1999. ss. 102–106 (W: *Ekosystem zbiornika Siemianówka w latach 1990–2004 i jego rekultywacja*. Red. A. Górniak). Uniwersytet w Białymstoku, Białystok 2006.
- Wrona J., Guziur J. 2006. Uwarunkowania wędkarskiego użytkowania Zbiornika Zaporowego Poraj. Część I. Połowy wędkarskie. *Rocz. Nauk. PZW.*, 19, 123–140.
- Wundsch H. H., 1949. Grundlagen der Fischwirtschaft in den Grossstaubecken. *Abhandl. Fisch. Hilfswiss.*, 42, 1: 17–186.