Supplementa ad Acta Hydrobiologica, 1 (2001), 1–25. Kraków, grudzień 2001

Specjalistyczna gospodarka rybacka w zbiornikach wodociągowych

Janusz STARMACH i Marek JELONEK

Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha, Polska Akademia Nauk,
ul. Sławkowska 17, 31-016 Kraków

1. Charakterystyka zbiornika zaporowego

Zbiorniki zaporowe są ściśle związane z rzekami, na których są usytuowane. Ponieważ na mapach oraz często, nawet w literaturze hydrobiologicznej spotyka się wypowiedzi traktujące zbiornik zaporowy jak naturalne jezioro, należy wyraźnie określić różnice pomiędzy jeziorem a zbiornikiem zaporowym. Z punktu widzenia hydrobiologii zbiornik zaporowy jest to sztuczny rezerwuar wodny w zasadzie typu jeziora przepływowego, jednak ze względu na specyficzne ukształtowanie czaszy oraz silny wpływ wód rzecznych ma on cechy pośrednie pomiędzy rzeką i jeziorem. Od jeziora różni się przede wszystkim asymetrią dna, które jest najgłębsze przy tamie, a płytkie przy dopływie oraz zmiennym w zależności od ilości wód dopływających poziomem wody. Od rzeki różni się między innymi tym, że prąd wody nie obejmuje w nim całej masy wody. Wskutek połączenia się w zbiorniku cech rzecznych i jeziornych oraz zwykle swoistej gospodarki wodą, ujawniają się tam nie spotykane gdzie indziej zjawiska hydrologiczne. Gdy przykładowo z rzeki dopływa woda cieplejsza niż woda w zbiorniku, to prąd jej płynie po powierzchni zbiornika, nad zimniejszymi wodami przydennymi. Powierzchnia zbiornika ma wtedy charakter rzeki, a głębia jeziora. Kiedy w tamie działają upusty denne, zimne wody przydenne odprowadzane są do rzeki, a ich miejsce zajmują cieplejsze wody powierzchniowe. Zbiornik zaporowy jest ściśle związany z rzeką i pozostaje pod wpływem fizyko-chemicznych parametrów jej wody oraz świata roślinnego i zwierzęcego istniejącego powyżej zbiornika. Równocześnie jako zbiornik wody stojącej rzeki zahamowanej w biegu, podlega w dużym stopniu sedymentacji zawiesin niesionych z wodą rzeczną, szczególnie w czasie wezbrań. Mają na niego wpływ również miejscowe warunki klimatyczne. Odbija się to na cechach termicznych i chemicznych oraz na składzie flory i fauny zbiornika.

Na cechy fizyko-chemiczne zbiornika szczególnie silnie wpływa głębokość i asymetria dna zbiornika, wzajemny stosunek wód głębinowych, pelagicznych i przybrzeżnych. Warunki fizyko-chemiczne, obok wykształcenia misy zbiornika uzależnione są jeszcze od akumulacji substancji odżywczych dopływających z wodą rzeki. Czynnik ten działa przez całe życie zbiornika i określa jego rozwój i dalszy los. Asymetria zbiornika powoduje nierównomierny rozkład warunków fizyko-chemicznych, a w ślad za tym biologicznych. Występują regularne spłycenia wody od tamy do dopływu i w związku z tym zmienne obszary głębin i płycizn. Mamy więc z natury rzeczy

© 2001 Zakład Biologii Wód im. Karola Starmacha. Printed in Poland.

http://rcin.org.pl

szereg biotopów zmieniających się w miarę pogłębiania zbiornika w kierunku tamy oraz w miarę rozlewania się na boki. W płytkich obszarach górnej części występują warunki podobne do rzecznych, w głębokich do jeziorowych. Zbiornik zaporowy ma więc wyraźnie dwoisty charakter, rzeczny i jeziorny. Przewaga którejś z tych cech uzależniona jest od rozmiarów zbiornika i od szybkości wymiany wody.

Z typem zbiornika związany jest obieg materii w zbiorniku. Istnieją dwa typy obiegu materii w wodzie: zamknięty charakterystyczny dla wód stojących, a przede wszystkim jezior i otwarty, charakterystyczny dla rzek. Otwarty obieg materii w rzekach odznacza się ciągłym tranzytem wszelkiego rodzaju substancji nieorganicznych i organicznych, wychwytywania płynących soli pokarmowych przez rośliny i materii organicznej przez zwierzęta oraz rozkładu martwych ciał i ciągłe przesuwanie produktów rozkładu dalej z biegiem rzeki. Jeżeli przemianę materii jeziora można przedstawić w postaci zamkniętego koła, to przemianę materii rzek przedstawiamy w postaci spirali kołującej mniejszymi lub większymi skrętami w stronę ujścia rzeki. Mniejsze skręty oznaczają szybszy transport materii organicznej w płytkich wodach prądowych, większe zwolnione tempo tranzytu w głębokich i spokojnych miejscach. Zbiorniki zaporowe na rzekach mają w rozmaitym stopniu wyrażone cechy pośrednie pomiędzy rzekami i wodami stojącymi. Ich przemiana materii przebiega zasadniczo według typu spirali, podobnie jak w rzekach. Wielkość skrętów zależy jednak od tempa przepływu wody. Zasadnicza różnica pomiędzy obiegiem materii w rzekach i zbiornikach zaporowych polega jeszcze na wzmożonym osadzaniu substancji mineralnych i organicznych naniesionych z wodą. Doprowadzane stale, choćby nawet w minimalnych ilościach substancje pokarmowe kumulują się w zbiorniku przez cały okres jego życia i są przyczyną postępującego procesu eutrofizacji. Jest to zjawisko normalne tak jak dla wszystkich organizmów jest proces dojrzewania, starzenia się i śmierci. W sposób naturalny proces ten przebiega bardzo powoli, może on być jednak znacznie przyspieszony w wyniku działalności człowieka, tak zwanej eutrofizacji antropogenicznej. Powoduje ona zachwianie równowagi pomiędzy produkcją i biomasą, będącą podstawą normalnego funkcjonowania ekosystemów wodnych. Na skutek nadmiernych ilości odpadowych produktów przemiany materii wprowadzanych do wody w postaci ścieków, pyłów przemysłowych oraz spływających z pól uprawnych źle stosowanych nawozów sztucznych następuje znaczny wzrost produkcji prowadzący do degradacji środowiska. Aktualnie jest to już problem o zakresie światowym. Z postępującą eutrofizacji wiąże się wiele niekorzystnych, z punktu widzenia gospodarki ludzkiej zmian w ekosystemach wodnych, a mianowicie masowy rozwój fitoplanktonu zanieczyszczającego wodę i stanowiącego możliwość zatrucia toksynami, wydzielanymi przez niektóre glony oraz przez produkty rozkładu substancji organicznej. Rozkładające się obumarłe komórki glonów wywołują znaczne dobowe wahania koncentracji tlenu oraz jego okresowe zaniki, w skrajnych przypadkach obejmujące całą masę wody. Wydzielany w tych sytuacjach siarkowodór może stanowić ogromne niebezpieczeństwo dla środowiska. Wszystko to zmniejsza wartości użytkowe wody i to nie tylko do picia. Powoduje kłopoty przy poborze wody, zmusza do wprowadzenia specjalnych kosztownych technik i urządzeń umożliwiających użytkowanie wody. Czynnikiem decydującym o wzroście eutrofizacji jest fosfor. Może on dopływać do wód powierzchniowych punktowo, obszarowo lub liniowo. Może też dostawać się bezpośrednio na powierzchnię danego zbiornika wodnego wraz z opadem atmosferycznym. Dopływy punktowe to dopływ w ściśle określonych miejscach rurami i kanałami. Obszarowo, czyli przestrzennie dopływa fosfor ze spływem powierzchniowym na znacznych przestrzeniach z pól, łąk i lasów. Dopływy liniowe pochodzą ze źródeł przebiegających liniowo, z dróg, kolei, kanałów. Ścieki bytowo-gospodarcze i miejskie oraz

http://rcin.org.pl

z przemysłu rolno-spożywczego są głównym źródłem fosforu obciążającego wody powierzchniowe. 50–70% całej zawartości fosforu w ściekach pochodzi z detergentów wchodzących w skład środków czystości (Kajak 1979), reszta z funkcji fizjologicznych człowieka wynosząca według Giercuszkiewicz-Bajtlik (1990) 0,54 kg/os./rok. Zawartość fosforu w opadach atmosferycznych osiąga często wysokie wartości, tak, że jego roczna ilość spadająca na jednostkę powierzchni może być zbliżona do spływającej z łąk i pól. Rozrzut danych jest jednak bardzo duży: od 0 do 2 kg/ha/rok. Rozważając dopływ fosforu z atmosfery do wód powierzchniowych, należy mieć na uwadze, że opady te obciążają tylko powierzchnię danego zbiornika. Dopływ fosforu z innych źródeł obejmuje zwykle obszary wielokrotnie większe, a więc powoduje znaczny jego dopływ. Dlatego więc jesteśmy zmuszeni do podejmowania prób sterowania systemami ekologicznymi. Do tej pory przeważało wśród przyrodników konserwatorskie podejście w ochronie środowiska „przyroda sama się obroni", obecnie jest ono jednak nie wystarczające gdyż nie uwzględnia dynamicznego wzrostu liczebności populacji ludzkiej. Koniecznością jest, więc nie tylko bardzo racjonalne korzystanie z zasobów przyrody i ich ochrona, ale również modyfikowanie struktury ekosystemów oraz kontrola i regulacja procesów biologicznych w taki sposób, aby pomimo intensywnego użytkowania środowiska uchronić je od degradacji.

Ochrona wód zgromadzonych w zbiorniku zaporowym wymaga nie tylko korzystnego dla środowiska zagospodarowania zlewni, buforowych stref ekotonowych na granicy woda ląd działających na zasadzie biofiltra, ale również celowych działań dla poprawienia struktury zespołów roślin i zwierząt. Mogą one mieć dwojaki wpływ na jakość wody, dodatni, gdy przerabiają nadmiar pierwiastków pokarmowych spływających ze zlewni oraz ujemny, gdy liczebność ich wzrośnie do wielkiej liczby powodującej zakwity glonów. W każdym, bowiem układzie biotycznym (ekosystemie) działają dwa równoległe systemy: przepływ materii i energii, od najniższego do najwyższego poziomu troficznego, oraz przepływ informacji (sprzężenie zwrotne) w przeciwnym kierunku. Ten dwu kierunkowy przepływ odbywa się w obrębie określonej struktury ekosystemu podlegającej procesom samoregulacji i adaptacji do warunków środowiskowych. Coraz częściej jednak równowaga pomiędzy produkcją i biomasą, będąca podstawą normalnego funkcjonowania ekosystemów wodnych, zostaje zachwiana beztroską działalnością człowieka, wprowadzającego odpady produktów przemiany materii do wody w postaci ścieków, pyłów przemysłowych oraz spływających z pól uprawnych źle stosowanych nawozów sztucznych. Sprzyjają one masowemu rozwoju glonów pogarszających jakość wody do celów wodociągowych. Stwarzają ponadto niebezpieczeństwo przydennych zaników tlenowych na skutek rozkładu martwych komórek glonów opadłych na dno.

Obok specjalnej ochrony zlewni zbiornika oraz kosztownych technik i urządzeń umożliwiających użytkowanie zeutrofizowanych wód do celów wodociągowych istnieje jeszcze jedna metoda ochrony jakości wody, a mianowicie przy pomocy odpowiedniego składu gatunkowego ryb. Nie zastąpi ona zabezpieczenia zlewni, ale może znaczne pomóc w ochronie zbiornika przed nadmiernym rozwojem glonów planktonowych. Metoda tą pod nazwą biomanipulacja opisali po raz pierwszy Shapiro i in. (1975). Jej skuteczność została potwierdzona w Zbiorniku Dobczyckim oraz przez Holendrów w szeregu ich zbiorników wodnych o różnej powierzchni, a mianowicie: Zwelmust 1,5 ha, Way 4 ha, Duingermer 30 ha i Wolderwwijd 2700 ha (Meijer 2000). Metoda ta polega na umiejętnym wykorzystaniu do zwalczania glonów planktonowych, poszczególnych grup funkcyjnych naturalnego łańcucha pokarmowego środowiska wodnego.

Ryby stanowią szczytowe ogniwo łańcuchów troficznych ekosystemów wodnych i są ważnym czynnikiem kształtującym strukturę zespołów planktonowych i den-

http://rcin.org.pl

nych. Odżywiające się fitoplanktonem duże formy zooplanktonu dominujące w zbiornikach przy małej presji ryb utrzymują biomasę glonów na poziomie znacznie niższym, od przewidywanego na modelach wiążących wiosenną koncentrację fosforu w wodzie z letnią biomasą fitoplanktonu. Duże wioślarki selektywnie usuwane przez ryby zjadają większe cząstki fitoplanktonu i w większych ilościach. Poddany presji ryb zooplankton zdominowany przez małe wioślarki, wrotki i pierwotniaki, eksploatuje tylko część obecnego w środowisku fitoplanktonu o dostatecznie małych komórkach lub koloniach.

O ile ryby planktonożerne wpływają bezpośrednio na strukturę fitoplanktonu, to ryby bentosożerne poprzez wyżeranie fauny dennej powiększają pulę fosforanów w toni wodnej. Zakumulowane w biomasie bentosu pierwiastki biofilne są stosunkowo szybko uwalniane do wody w zmineralizowanej formie, po przejściu nieprzyswajalnej frakcji pokarmu przez przewody pokarmowe ryb. Poza tym mieszanie wierzchniej warstwy osadów w poszukiwaniu pokarmu powoduje uwalnianie fosforu z wody interstycjalnej oraz jej zmętnienie sprzyjające rozwojowi sinic. Wielkość ładunku fosforu docierającego do wody z osadów, dzięki aktywności ryb bentosożernych wzrasta ze wzrostem ich zagęszczenia i może być jednym z głównych źródeł fosforu w warstwach powierzchniowych. Pula fosforu jest również znacznie powiększana przez gatunki roślinożerne np. płoć. Jest ona, bowiem głównym konsumentem makrofitów zawierających w tkankach duże ilości pierwiastków biogenicznych.

W przeciwieństwie do szkodliwego działania ryb karpiowatych i okonia w zbiorniku wodociągowym, w którym ryby mają być jednym z narzędzi ochrony wody, ryby drapieżne rybożerne spełniają bardzo ważną rolę. Są one niezastąpionym czynnikiem ograniczającym nadmierny rozwój ryb planktono- i bentosożernych. Należy w tym miejscu wyraźnie zaznaczyć, że w każdym zbiorniku wodnym, ogromne szkody w liczebności zooplanktonu, jak wiadomo ograniczającego nadmierny rozwój fitoplanktonu, powoduje narybek masowo rozwijających się ryb karpiowatych i okoni, które, pomimo, że są rybami drapieżnymi przez bardzo długi okres życia, bo około 7–8 lat aż do osiągnięcia 30–35 cm długości całkowitej odżywiają się zooplanktonem.

Reasumując przedstawioną pokrótce działalność poszczególnych gatunków ryb pod względem ich sposobu odżywiania wpływającego na jakość wody w zbiorniku należy stwierdzić, że niedrapieżne ryby są czynnikiem zwiększającym pulę pierwiastków biogennych w wodzie poprzez intensyfikacje tempa ich regeneracji z osadów oraz wywierania silnej presji na zooplankton. Natomiast duża liczebność ryb drapieżnych szybko przechodzących na pokarm rybi (szczupak, sandacz, sum, boleń) i małe zagęszczenie wylęgu karpiowatych i okonia, pozwala na utrzymanie równowagi pomiędzy fitoplanktonem, zooplanktonem, zoobentosem i rybami gwarantującej przepływ energii na poziomie oligotroficznym. Znaczne zmniejszenie liczebności ryb karpiowatych i okoni jest, więc zabiegiem bardzo pożądanym w celu powstrzymania eutrofizacji zbiornika i powinno być traktowane jako skuteczny i stosunkowo tani zabieg rekultywacji.

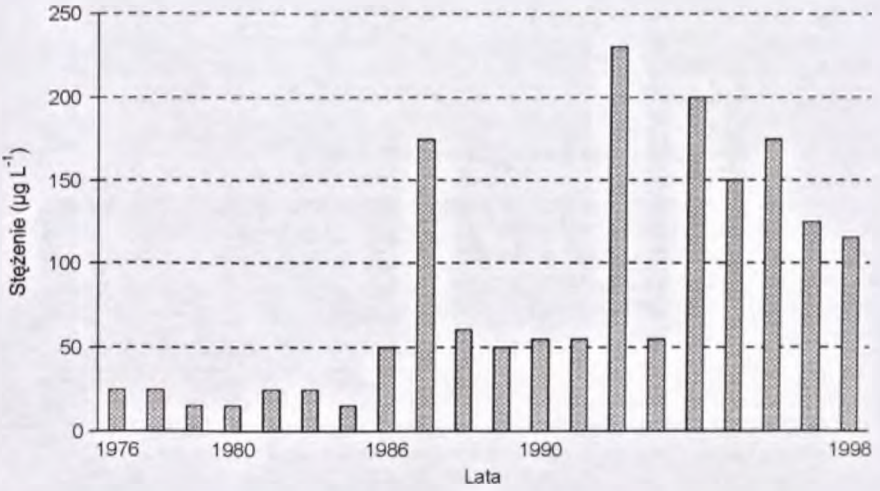
Przedstawione powyżej znaczenie ryb w utrzymaniu równowagi biologicznej w środowisku wskazuje na niebagatelną rolę racjonalnej, celowej gospodarki rybackiej, zarówno w popieraniu rozwoju ryb drapieżnych, jak i kształtowaniu składu gatunkowego i struktury wiekowej ryb niedrapieżnych czy wreszcie w eliminacji gatunków niepożądanych.

http://rcin.org.pl

2. Wodociągowy Zbiornik Goczałkowicki

2.1. Charakterystyka środowiska wodnego Zbiornika Goczałkowickiego

Wodociągowy Zbiornik Goczałkowicki jest płytkim zbiornikiem eutroficznym z lokalizacją tamy na 67 km rzeki Wisły. Powierzchnia zbiornika ma 3200 ha, średnia głębokości 5 m, a maksymalna 11 m woda wymienia się w nim 2–3 razy w roku. Zlewnia zbiornika o powierzchni 523 km^2 obejmuje teren górski, podgórski i równinny. W terenie górskim pozostaje ona pod wpływem turystyki i gospodarki leśnej, natomiast pozostała jej część wykorzystywana jest rolniczo. Na terenie zlewni położonych jest 8 gmin z 4 miastami. Dwa z nich mają charakter przemysłowy, a dwa turystyczny. Udział dopływów zasilających bezpośrednio zbiornik Goczałkowicki jest następujący: rzeka Wisła z dopływami wprowadza 82% wód, potok Bajerka ok. 4%, rowy odwadniające obrzeże około 10%, inne w tym głównie opady atmosferyczne (bezpośrednio do zbiornika) około 4%. Woda zgromadzona w Zbiorniku Goczałkowickim stanowi źródło zaopatrzenia ludności w wodę do picia. Z tej przyczyny jakość wód zasilających zbiornik winna odpowiadać normie I klasy czystości. Woda Wisły na prawie całej swej długości jest jednak w II i III klasie czystości. Po uwzględnieniu źródeł dopływu azotu i fosforu z rzeki Wisły i Bajerki, przepompowni usytuowanych przy obrzeżu zbiornika, opadu atmosferycznego suchego i mokrego oraz spływu z bezpośredniej zlewni do zbiornika dostaje się 652 tony azotu ogólnego i koło 23 tony fosforu ogólnego rocznie. Głównym źródłem dopływu związków biogennych jest rzeka Wisła. Dopływa nią 78% związków azotu ogólnego i 69% fosforu ogólnego. Stale powiększająca się zawartość pierwiastków biogennych w wodzie zbiornika, a szczególnie fosforu powoduje poczynając od 1986 roku szybką eutrofizację jego wody, czego świadectwem jest wzrastająca ilość chlorofilu a będącego wskaźnikiem produkcji glonów (ryc. 1). Na podstawie danych empirycznych o zawartości chlorofilu *a* w wodzie wiemy, że jego stężenia wyższe niż 50 mg dm^{-3} wskazują na zakwity glonów stwarzających dla wód zmagazynowanych w zbiorniku wodociągowym duże niebezpieczeństwo ze względu na pogorszenie jej jakości, nie tylko pod względem zapachowym, ale również w przypadku pojawienia się sinic i zdrowotnym (Berg et al. 1987, Sivonen et al. 1990, Rapala et al. 1993, Bucka 1998).



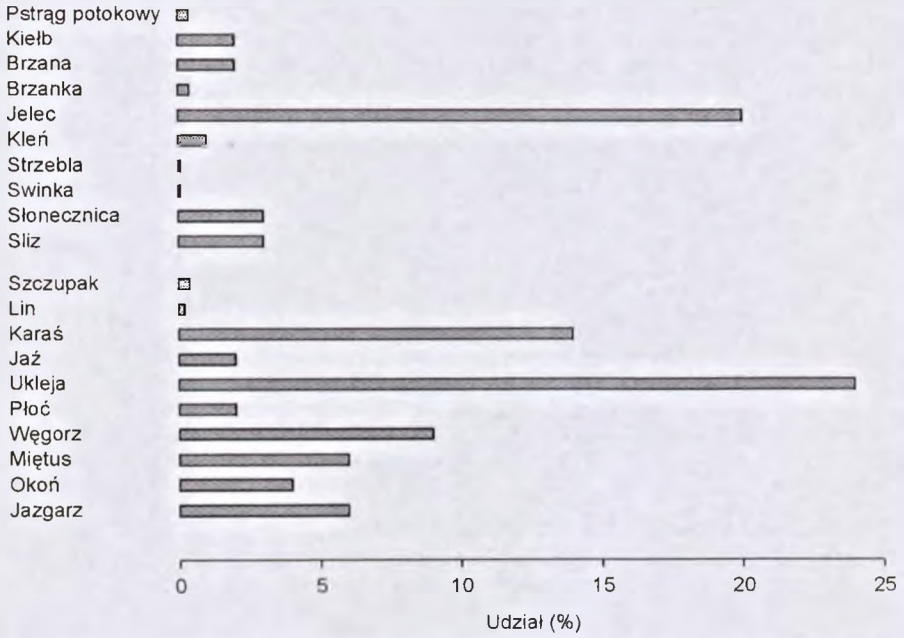
Ryc. 1. Maksymalne ilości chlorofilu *a* w wodzie Zbiornika Goczałkowickiego (wg Kaszy 1999).

http://rcin.org.pl

W procesie eutrofizacji Zbiornika Goczałkowickiego zachodziły nie tylko zmiany ilościowe biomasy glonów z tendencją wzrostu, lecz także zmiany struktury zespołów fitoplanktonu (Pająk 1986). Na podstawie monitoringowych badań prowadzonych w Stacji Hydrobiologicznej Zakładu Biologii Wód im. Karola Starmacha PAN stwierdzono, że wkrótce po jego napełnieniu i w okresie dochodzenia do stanu stabilizacji w lata 1956–1961 pojawiały się jednogatunkowe zakwity glonów, które wiązano głównie dopływem do wody nutrientów z zalanych gleb i rozkładającej się roślinności. Od 1962 roku, tj. od okresu dojścia dna zbiornika do stanu stabilizacji, obserwowano spadek rozwoju fitoplanktonu, który trwał do 1974 roku. Począwszy od 1976 r. ilość fitoplanktonu zwiększała się systematycznie, a w jego składzie gatunkowym coraz częściej dominowały sinice powodujące od 1986 roku katastroficzne zakwity (Krzyżanek et al. 1986, 1993, Bucka 1998). Aktualnie Zbiornik Goczałkowicki znajduje się w trzeciej fazie życia, czyli w okresie zaawansowanej eutrofizacji. Jakość wody Zbiornika Goczałkowickiego jest zła i utrzymanie jej w odpowiedniej normie do celów wyciągowych jest trudne do uzyskania (Tomiczek 1993).

2.2. Ichtiofauna Zbiornika Goczałkowickiego

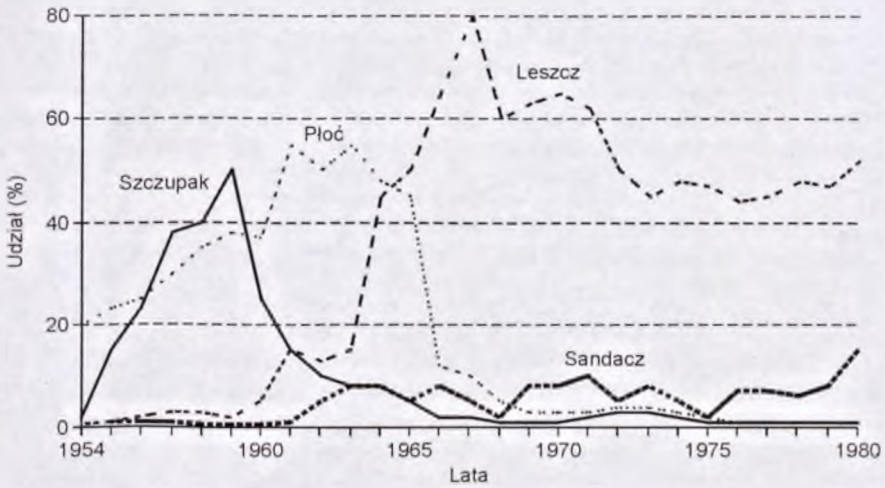
Prowadzone w latach 1953–1954 badania rybackie w Wiśle (Zarnecki i Kołder 1956), a więc jeszcze przed zalaniem zbiornika pozwoliły na sporządzenie listy gatunków ryb tej rzeki w rejonie powstającego Zbiornika Goczałkowickiego. Występowało tam w tym czasie 10 gatunków ryb typowo rzecznych oraz 10 gatunków ryb rzeczno-jeziorowych (ryc. 2). One to wraz z dwoma gatunkami wprowadzonymi do Wisły jeszcze przed zalaniem zbiornika, a mianowicie sandaczem i z niezrozumiałej przyczyny leszczem stanowiły podstawę zespołu gatunków ryb w zbiorniku.



Ryc. 2. Procentowy udział poszczególnych gatunków ryb w Wiśle w rejonie Zbiornika Goczałkowickiego przed jego napełnieniem w roku 1954 (wg Żarneckiego i Kołdera 1956).

http://rcin.org.pl

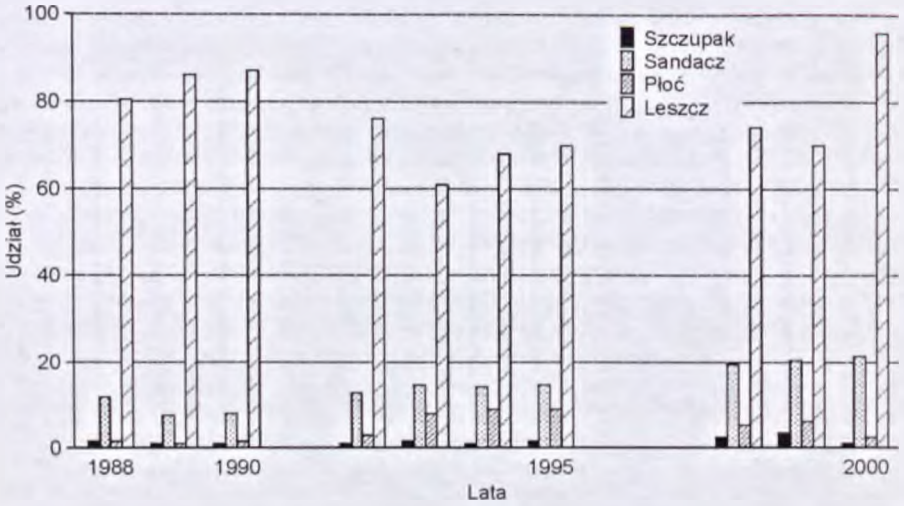
Badania stanu ichtiofauny Zbiornika Goczałkowickiego prowadzone od samego początku istnienia zbiornika (Starmach 1986) pozwoliły określić sukcesję gatunkową ryb w nowo powstałym rozlewisku rzecznym. Po szybkim wycofaniu się z terenów zalanych ryb typowo rzecznych, pozostałe gatunki rozprzestrzeniły się w zbiorniku. W pierwszym okresie nastąpił gwałtowny rozwój dwóch gatunków: płoci i szczupaka. Szczupaki z 2,5 procentowego udziału w Wiśle już w 1958 roku osiągnęły 50% udziału innych ryb w zbiorniku. W następnych latach zmniejszyły jednak szybko swoją liczebność do 1% w roku 1968. Prawdopodobnie przyczyną tego zjawiska było, z jednej strony zamulenie świeżo zalanych łąk, doskonałych terenów tarliskowych, a z drugiej strony dopuszczenie masowego wędkarstwa pomimo wodociągowego charakteru zbiornika, w którym ryby drapieżne powinny być całkowicie wyłączone z eksploatacji. Drugim gatunkiem również bardzo szybko mnożącym się w zbiorniku była płoć, która w 10 roku istnienia zbiornika stanowiła 55%, aby następnie gwałtownie zmniejszyć swój udział w rybostanie. Spadek ilości płoci nastąpił równolegle z szybkim rozwojem populacji leszcza dominującego w Zbiorniku Goczałkowickim od 1966 roku do dnia dzisiejszego. Wprowadzony do Wisły jeszcze przed rozpoczęciem budowy zbiornika sandacz pomału z biegiem lat zwiększał swoją liczebność osiągając w 1980 roku 18% udziału. Na podstawie obserwacji sukcesji czterech głównych gatunków ryb w Zbiorniku Goczałkowickim można stwierdzić, że po początkowych wahaniach ilości omawianych gatunków ryb (ryc. 3) w latach późniejszych ich procentowy udział ustabilizował się. Formowanie właściwej dla zbiornika ichtiofauny trwało 15 lat. Od tego czasu w rybostanie już nie występują większe wahania. W dalszym ciągu dominuje leszcz (ryc. 4).



Ryc. 3. Zmiany procentowego udziału 4 gatunków ryb w okresie formowania się ichtiofauny Zbiornika Goczałkowickiego (wg Starmacha 1986).

Niestety, prowadzona w Zbiorniku Goczałkowickim gospodarka rybacka ma charakter komercyjny, a więc jest nastawiona na pozyskiwanie cennych handlowo ryb (sandacza i szczupaka), oraz zezwala się tam na wędkowanie i to masowe, wydawane jest bowiem 3000 zezwoleń na połowy ryb. Nie sprzyja to ukształtowaniu się prawidłowej dla zbiornika wodociągowego struktury gatunkowej ryb. Według Leopolda

http://rcin.org.pl



Ryc. 4. Procentowy udział 4 gatunków ryb w odłowach gospodarczych w Zbiorniku Goczałkowickim w latach 1988–1994 i 1998–2000.

i Bnińskiej (1982) wędkarz rocznie wyławia 16,6 kg ryb, co w przypadku Zbiornika Goczałkowickiego daje 49 800 kg. Przyjmując, że struktura połowów wędkarskich jest podobna do struktury rybostanu (Mastyński 1985) z wyraźnie większym udziałem ryb drapieżnych, i zakładając, że odłowy gospodarcze odzwierciedlają stan ichtiofauny Zbiornika Goczałkowickiego, można ocenić, że wędkarze rocznie odławiają 5478 kg sandacza. Jeżeli do tego dodamy 3000 kg sandaczy stanowiących 11% 27 000 kg ryb wyławianych w ciągu roku przez zawodową ekipę rybacką, to wydaje się mało prawdopodobnym, aby można było w tej sytuacji utrzymać w zbiorniku odpowiednią ilość drapieżników, w tym przypadku sandaczy, bo szczupaki, gatunek drapieżny najskuteczniej regulujący nadmierny rozwój ryb karpiowatych, są w Zbiorniku Goczałkowickim nieliczne. Jest to więc typowa gospodarka komercyjna. W tej sytuacji ryby nie wspomagają działań zmierzających do polepszenia zeutrofizowanych wód zbiornika.

Analiza zmian rybostanu Zbiornika Goczałkowickiego w latach 1954–2000 została oparta na wynikach badań Starmacha (1986), Jelonka i Amirowicza (1987*a*) oraz Zakładu Biologii Wód im. K. Stramacha PAN w Krakowie (Maszynopis ZBW PAN 1994, 1996) oraz materiałach Gospodarki Rybackiej – Łąka Górnośląskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów w Katowicach.

3. Wodociągowy Zbiornik Dobczycki

Zbiornik Dobczycki napełniony w latach 1986–1987o pojemności maksymalnej 125 mln m^3 położony jest na pograniczu Pogórza Wielickiego i Wiśnickiego w dolinie Raby między Myślenicami i Dobczycami. Wody zbiornika piętrzy zapora o wysokości 30,6 m i długości 617 m zbudowana na 60-tym km biegu Raby w miejscu, gdzie rzeka tworzy przełom między górami Zamkową i Jałowcową. Spiętrzona woda wypełnia dolinę o przekroju trapezowym, o długości około 12 km i szerokości dochodzącej do 1 km (ryc. 5). Stosunkowo strome zbocza doliny zostały wycięte przez

http://rcin.org.pl

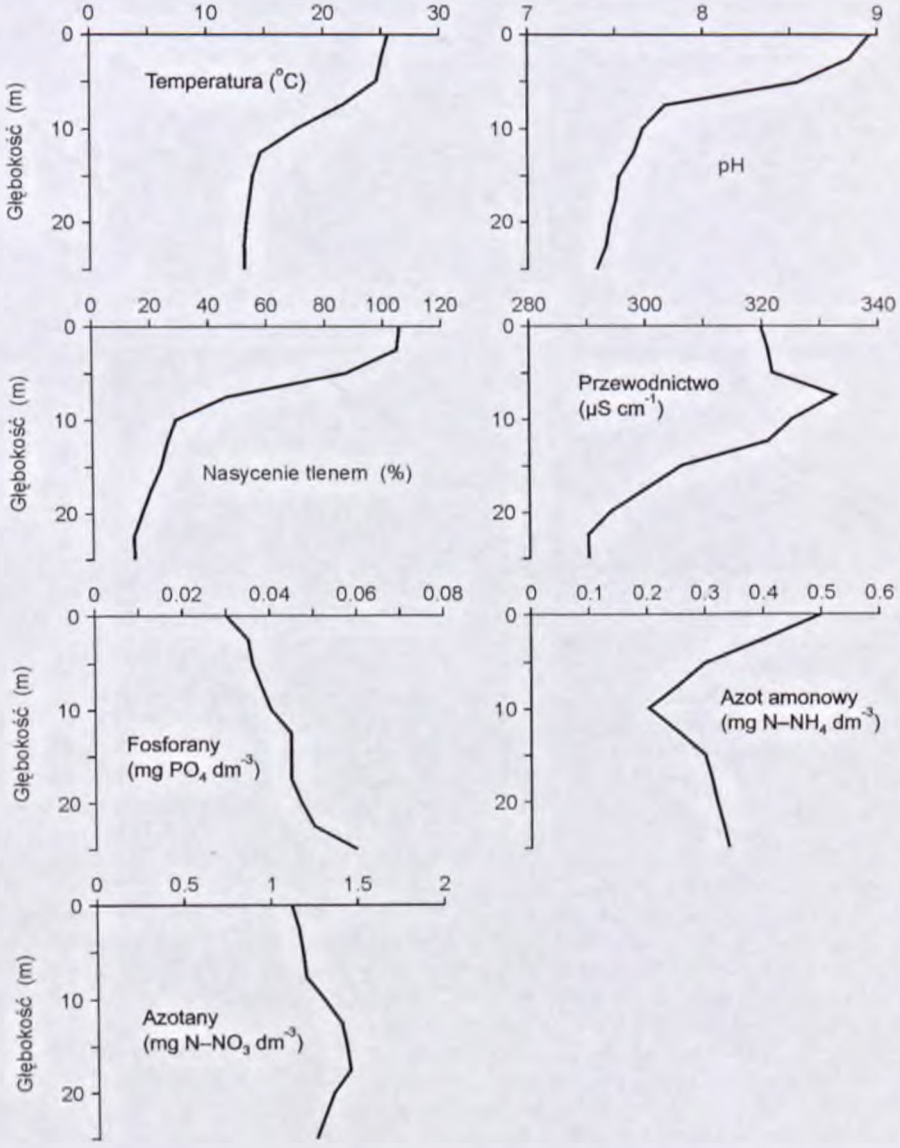
Ryc. 5. Zbiornik Dobczycki. Linia brzegowa i izobaty odpowiadają normalnemu poziomowi piętrzenia (269.9 m n.p.m.). Linie przerywane wyznaczają granice między częściami zbiornika (według Amirowicza 2000).

rzekę w fliszowych skałach płaszczowin śląskich, a płaskie dno jest wyłożone żwirowo piaszczysto gliniastymi aluwiami. Ponieważ Raba nie ma tu większych dopływów Zbiornik Dobczycki nie jest rozgałęziony. Wyjątkiem jest dolina lewobrzeżnego dopływu Wolnicy, którą zajmuje płytka zatoka o długości około 2 km. Zbocza tej doliny o charakterze obniżenia śródgórskiego są łagodne, zbudowane z osadów eluwialnych i eolicznych.

Z powodu morfologii czaszy Zbiornik Dobczycki musi być rozpatrywany jako układ trzech akwenów: Basenu Myślenickiego, Dobczyckiego i Zatoki Wolnicy. Basen Myślenicki typu rzeczno-jeziorowego płytszy, podlegający częstemu mieszaniu stanowi rodzaj przedzbiornika głębokiego Basenu Dobczyckiego (maksymalna głębokość 28 m). Dostarczona przez Rabę i inne drobne dopływy woda zalega w układzie tych dwóch basenów przez około 100 dni i podlega procesom biologicznym właściwym dla ekosystemu, w którym główną rolę odgrywa pelagial, ponieważ tak Basen Myślenicki jak i Dobczycki mają bardzo wąski litoral. Trzeci akwen, Zatoka Wolnicy jedyna część zbiornika Dobczyckiego z dobrze wykształconym litoralem pozostaje z boku głównego kierunku przemieszczania się wód zbiornika.

W Basenie Dobczyckim woda miesza się dwukrotnie w ciągu roku na wiosnę i w jesieni. Cyrkulacja wiosenna występuje pomiędzy pierwszą dekadą marca, a drugą dekadą kwietnia, homotermia jesienna pomiędzy pierwszą dekada listopada, a ostatnią grudnia (ryc. 6). W okresie tym woda w Basenie Dobczyckim wykazuje klasyczne uwarstwienie (epilimnion, metalimnion i hypolimnion). W Basenie Myślenickim natomiast uwarstwienie termiczne jest nietrwałe, a woda w cofce ma temperaturę dopływającej wody Raby. W czasie stagnacji letniej wykształca się pionowy profil stężenia tlenu. W epilimnionie dochodzi do przesycenia wody tlenem, a w hypolimnionie po ustąpieniu zakwitów wiosennych do znacznego obniżenia jego stężenia (Mazurkiewicz-Boroń 2000).

http://rcin.org.pl



Ryc. 6. Zróżnicowanie parametrów fizyko-chemicznych w przekroju pionowym Basenu Dobczyckiego w szczycie stagnacji letniej (1994) (według Mazurkiewicz-Boroń 2000).

Zadaniem Zbiornika Dobczyckiego jest magazynowanie wody stanowiącej surowiec dla produkcji wody do picia dla aglomeracji krakowskiej. Aby jakość tej wody była jak najlepsza pomimo stosunkowo już znacznego zeutrofizowania mającego wpływ na nadmierny rozwoju glonów niekorzystnych dla jej jakości, prowadzona jest specjalistyczna gospodarka rybacka mająca hamować eutrofizację zgodnie z zasadami biomanipulacji.

http://rcin.org.pl

Termin ten i koncepcja pojawiła się po raz pierwszy w latach siedemdziesiątych w Stanach Zjednoczonych, jako pomysł na przeciwdziałanie uciążliwym objawom nadmiernej eutrofizacji wód. W owym czasie największym problemem hydrobiologów-ekologów były „zakwity" wody, z którymi walczono objawowo, np. poprzez miedziowanie wód otwartych. Koncepcja biomanipulacji zasadzająca się na stwierdzeniu, że wielkość biomasy glonów planktonowych jest zależna zarówno, od żyzności środowiska jak i od siły oddziaływania odżywiających się glonami zwierząt planktonowych pomogła spojrzeć z innej perspektywy na cały problem. Okazało się bowiem, że hamowanie rozwoju glonów planktonowych, poza ochroną akwenów przed spływem biogenów produkowanych w zlewni pośredniej i bezpośredniej zbiorników, może się również odbywać na drodze biologicznej manipulacji poprzez wyżerowywanie fitoplanktonu przez filtrujące zwierzęta planktonowe – zooplankton. Klasyczna metoda biomanipulacji sprowadza się do działań na wierzchołku piramidy troficznej, czyli na zespole ryb drapieżnych, w celu wykształcenia odpowiedniej liczebności i struktury gatunkowej drapieżników, które wspomagane przez selekcyjne połowy rybackie ograniczą liczbę ryb planktonożernych do takiego poziomu, że ich słaba presja pokarmowa na zooplankton, pozwoli na silny rozwój zwierząt planktonowych. Silny i różnorodny zooplankton zaś może utrzymywać biomasę fitoplanktonu na wymaganym dla czystości wody niskim poziomie. Oczekiwane efekty biomanipulacji są zwykle zbyt duże, a dodatkowo podsycane są powszechnym przekonaniem, że wieloletnie zaniedbania można przekreślić kilkoma prostymi i tanimi zabiegami. Taki mechaniczny i nieomal mistyczny sposób pojmowania środowiska wychodzi naprzeciw oczekiwaniom zarówno społeczeństwa jak i władzy. Tymczasem skuteczność biomanipulacji warunkowana jest przez wiele czynników dodatkowych, z których dwa wydają się najbardziej istotne:

(1) zawartość fosforanów w zbiorniku, czynnika decydującego o rozwoju glonów podlega cyklicznym zmianom, waha się w granicach od 0,1 do 0,436 mg PO_4 dm^{-3}, wynosi średnio w ciągu roku 0,220 mg PO_4 dm^{-3} (Mazurkiewicz-Boroń 2000). Trzeba wyraźnie w tym miejscu zaznaczyć, że do Zbiornika Dobczyckiego wraz z wodą jego dopływów, z bezpośredniej zlewni dopływa 20 ton PO_4 daje to obciążenie powierzchniowe zbiornika fosforem mineralnym w ilości 2,1 g m^{-2} r^{-1}. Jest to bardzo duża ilość, bowiem obliczone wg kryteriów Volenweidera (1976) bezpieczne obciążenie tego zbiornika fosforem wynosi 0,6 g m^{-2} r^{-1}, a krytyczne 1,1 g m^{-2} r^{-1}. Zatem obciążenie powierzchniowe Zbiornika Dobczyckiego 3,5 krotnie przekracza poziom bezpieczny i 2 krotnie krytyczny (Mazurkiewicz 1985).

(2) stan zaplecza i przygotowania zbiornika do prowadzenia racjonalnej gospodarki rybackiej, czyli możliwości wpływania na skład gatunkowy ichtiofauny i strukturę populacji poszczególnych gatunków ryb. Dlatego też w niniejszym artykule przyjęto następujące nazewnictwo: konsekwentne działania rybackie prowadzone od momentu napełnienia zbiornika nazwano biomanipulacją, działania rozpoczęte po napełnieniu zbiornika, często doraźne, lub wymuszone pojawieniem się niekorzystnych objawów eutrofizacji nazwano renaturalizacją.

3.1. Biomanipulacja

Fundamentem działań biomanipulacyjnych są założenia teoretyczne, z których wyłania się plan i harmonogram działań praktycznych, a więc połowów gospodarczych, zarybień i ochrony kluczowych gatunków ryb. Metody połowu ryb zależą głownie od fizjografii zbiornika. Płytki zbiornik, o charakterze nizinnym, umieszczony w szerokiej dolinie rzecznej z dnem łagodnie opadającym w partiach brzegowych jest nieco łatwiejszy do eksploatacji rybackiej, aniżeli głęboki zbiornik, o charakterze

http://rcin.org.pl

podgórskim, wybudowany w wąskiej dolinie rzecznej ze stromymi brzegami. Żaden z nich natomiast nie ma porównania nawet do jeziora naturalnego, gdzie warunki fizjograficzne do prowadzenia połowów gospodarczych są, z punktu widzenia „rybaka zbiornikowego", doskonałe. Przy eksploatacji rybackiej zbiorników zaporowych stosuje się następujące typy narzędzi rybackich: (1) narzędzia ciągnione dobrzeżne, (2) narzędzia ciągnione trałowe, (3) narzędzia pułapkowe, i (4) narzędzia uchwytujące i oplątujące.

3.1.2. Narzędzia ciągnione

Do prowadzenia połowów sprzętem ciągnionym do nie dawna uważano, że niezbędne jest do tego celu przygotowanie łowisk w okresie jeszcze przed napełnieniem zbiornika. Pogląd ten jednak okazał się niesłusznym. Założono bowiem, że tonie zaciągowe trzeba wykonywać niejako od nowa, stąd zamiast wykorzystywać istniejące ukształtowanie terenu, przepychano masy ziemi, zasypywano rowy odwadniające oraz wycinano drzewa i krzewy. Już po zalaniu zbiornika okazywało się, że przemieszczona, luźno nasypana i wyrównana ziemia jest szybko rozmywana w wyniku falowania wody, co powoduje, że w miejscu wykonywanej toni zostają wolno stojące głazy i kamienie, zasypane rowy się udrażniają a roślinność, w okresie pomiędzy zakończeniem robót a napełnieniem zbiornika, odrasta. Efektem takich działań są plany wykonanych i nieużywanych, z podanych powyżej powodów, toni zaciągowych. Lepsze efekty, oraz zmniejszenie kosztów, niemal o rząd wielkości, uzyskuje się inwentaryzując przydatne tereny w czaszy zbiornika przy założeniu, że teren przeznaczony na toń zaciągową powinna mieć następujące cechy:

1) łagodny stok ławicy,

2) nie więcej niż 5% powierzchni wymagającej wyrównania,

3) nie więcej niż 10% powierzchni zadrzewionej lub zakrzaczonej, ponieważ cały porost trzeba wykarczować – a nie tylko wyciąć,

4) pokrycie wieloletnią trawą – w przypadku gruntów ornych trzy sezony przed terminem zalania zbiornika, teren przyszłego łowiska powinien być użytkowany jako koszona łąka.

Podczas budowy zbiornika Dobczyckiego zastosowano obydwie opisane metody. Rycina 7 przedstawia tonie wykonane i zinwentaryzowane z zaznaczeniem miejsc, które po napełnieniu zbiornika odławiano sprzętem ciągnionym częściej niż 10 razy w roku.

Przy eksploatacji rybackiej zbiorników zaporowych, zależnie od ich głębokości, powinny być stosowane w płytkich zbiornikach dwa, a w głębokich zbiornikach trzy podstawowe narzędzia ciągnione, których wymiary powinny być dobrane do parametrów toni zaciągowych. W obu przypadkach powinny to być: przywłoka mała długości do łowienia płytkich, zwykle niewielkich zatok i partii cofkowych zbiornika oraz duża przywłoka lub niewód o długości do łowienia basenu głównego. Przy zbiornikach głębokich istnieje potrzeba posiadania dodatkowej przywłoki (niewodu) o większej głębokości pracy, koniecznie uzbrojonego w falbanę, do łowienia najgłębszych partii basenu głównego. Do połowu ryb stosowane są raczej krótkie narzędzia ciągnione (do 300 m długości) o dużej głębokości pracy, dochodzącej do 15 m. Praca narzędziami ciągnionym, w głębokich zbiornikach zaporowych, polega na ustawieniu sieci równolegle do brzegu w odległości nie większej niż 1/ 3 jej długości i jak najszybszym zamknięciu zaciągu przez wybranie skrzydeł.

Czynne narzędzia połowu można stosować na zbiornikach zaporowych praktycznie przez cały czas kiedy nie ma pokrywy lodowej z wyłączeniem okresu, w którym Ustawa o rybactwie śródlądowym nie zezwala na połów narzędziami ciągnionymi

http://rcin.org.pl

Ryc. 7. Mapa toni zaciągowych wykonanych przed napełnieniem zbiornika Dobczyckiego i ich wykorzystanie w eksploatacji rybackiej zbiornika.

(tabela I). Jednak zbiorniki zaporowe o charakterze wodociągowym powinny być na specjalnych prawach, np. cały zbiornik lub jego części powinny być traktowane jako obręby hodowlane, co zezwala użytkownikowi rybackiemu na odstępstwo od wspomnianych zakazów. W okresie wiosny sprzęt ciągniony ma dobrą efektywność w porze dziennej, więc może być stosowany do ograniczania liczebności ryb karpiowatych leszcza i krąpia na tarliskach. Latem i jesienią, kiedy ewidentnie spada efektywność połowów w dzień, narzędzia czynne stosowane nocą służą do ograniczania liczebności ryb karpiowatych, podchodzących do powierzchni lub zbierających się w partiach przybrzeżnych, co wykazały hydroakustyczne badania zbiornika Dobczyckiego prowadzone przez Godlewską i Jelonka (ryc. 8). Na rycinie 9 przedstawiono schematyczny przekrój podłużny przez toń zaciągową w głębokim zbiorniku zaporowym, co wyjaśnia jak pracuje niewód lub przywłoka bez kontaktu z dnem i uzasadnia potrzebę stosowania falbany.

Narzędzia ciągnione nadają się doskonale do selekcyjnych połowów ryb. Dają możliwość sortowania złowionych ryb w matni niewodu, jeszcze na łowisku, co pozwala zmniejszyć nieunikniony połów ryb drapieżnych do poziomu 2–3%. Warunkiem niezbędnym do prowadzenia takiej selekcji bez większych strat jest wyposażenie typowego narzędzia w matnię typu pierścieniowego, wykonaną z bezwęzłowego płótna i zastosowanie w końcowej części matni i w kutlu płótna o długości boku oka poniżej 18 mm. Pierścieniowa konstrukcja matni pozwala „łagodnie zgubić" wielkość oka pomiędzy skrzydłami i kutlem, a małe oka w końcu matni zapobiegają wplątywaniu się w sieć ryb drapieżnych i ograniczają uszkodzenia mechaniczne powstające podczas połowu. Opisana przez Mastyńskiego i Wajdowicza (1991) „zatiahova sit" przypominająca konstrukcją wysoki niewód bezmatniowy jest mniej efektywna w głębokich zbiornikach o stromo opadającym dnie, niż wysoki niewód matniowy. Matnia, bowiem zapobiega przemieszczaniu się ryb wzdłuż ścian niewodu

http://rcin.org.pl

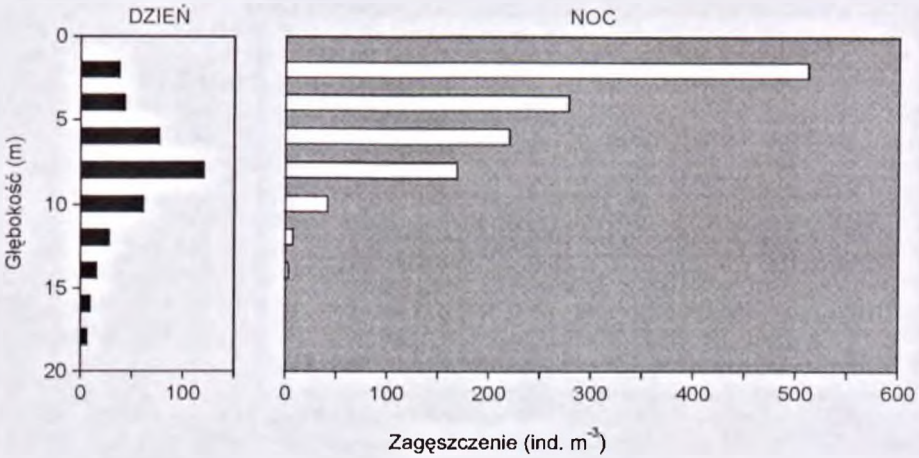
Tabela I. Parametry narzędzi rybackich, okresy stosowania i udział w eksploatacji Zbiornika Dobczyckiego w latach 1983–2000.

Narzędzie	Parametry	Okres stosowania	Udział narzędzia w eksploatacji rybackiej	Uwagi
Mieroża poleska	M-80 – dwu- lub trójgardzielowa	wiosna, jesień	13	połów tarlaków ryb drapieżnych, połów okonia i ryb karpiowatych
Kozaki	na planie budowy mieroży	wiosna	2	połów okonia i ryb karpiowatych
Przestawy i żaki klatkowe	z przedsionkiem, prostokątnym wlotem, siedmioobręczowe	wiosna, lato, jesień	11	połów okonia i ryb karpiowatych
Przywłoka mała	skrzydło 70 m, wysokość w sadzie 4,5 m	wiosna, lato	22	połów tarlaków ryb drapieżnych i ryb karpiowatych
Przywłoka	skrzydło 110 m, wysokość w sadzie 9 m	lato, jesień	32	połów ryb karpiowatych
Niewód	skrzydło 140 m, wysokość w sadzie 12 m	jesień	9	połów ryb karpiowatych
Trał	wlot 6 m^2	lato, jesień	2	karpiowate, drapieżne, narzędzie w trakcie prób
Wontony	wysokość w sadzie 2,5 m, współczynnik sadu 0,35, długość boku oka 55, 60, 65 mm	wczesna wiosna, koniec lata, jesień	9	mały współczynnik sadu i wybór miejsc połowu dobrany do połowu leszcza, udział ryb drapieżnych 5–15%

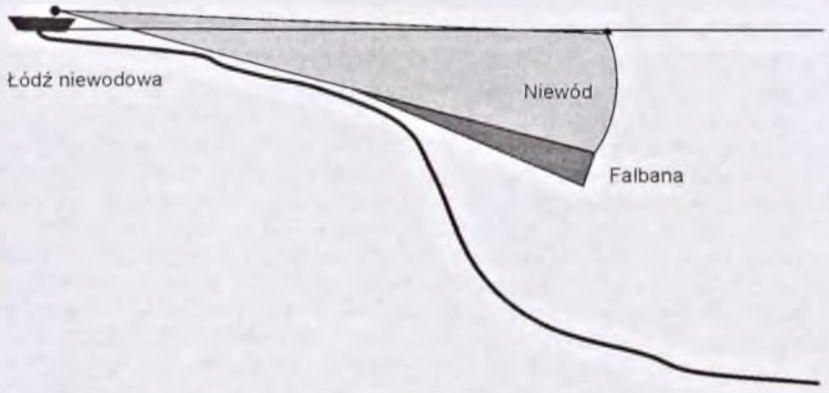
i ogranicza niebezpieczeństwo ucieczki ryb z zaciągu w przypadku nierównomiernego dociągania skrzydeł.

Doskonałym i niesłychanie rzadko stosowanym w wodach śródlądowych narzędziem jest trał wleczony za statkiem. Efektywność tego narzędzia w warunkach nocnych a dodatkowo w wersji elektrycznej jest bardzo duża. Inne zalety trału to brak kontaktu z dnem, co jest istotne zwłaszcza w przypadku zbiorników zaporowych, oraz wykorzystywanie naturalnych zachowań ryb migrujących nocą do powierzchni wody (ryc. 8). Wadą tej metody połowów jest konieczność posiadania dużej i mocnej jednostki pływającej, która jest w stanie nadać narzędziu wymaganą

http://rcin.org.pl



Ryc. 8. Wertykalne rozmieszczenie ryb wg danych hydroakustycznych (Jelonek i Godlewska dane niepublikowane).



Ryc. 9. Schemat pracy dobrzeżnych narzędzi ciągnionych w głębokim zbiorniku zaporowym.

prędkość. Wydaje się, że wzorem krajów Europy Zachodniej trał powinien zostać wprowadzony na stałe jako narzędzie do ekspedycyjnych połowów ryb na głębokich i słabo eksploatowanych rybacko zbiornikach zaporowych w celu ograniczenia liczebności małocennych ryb karpiowatych i okonia.

3.1.3. Narzędzia pułapkowe

Wszystkie typy narzędzi pułapkowych można stosować na zbiornikach zaporowych. Nie można używać żaków z okrągłym wlotem, zarówno ściankowych jak i dwuskrzydłowych. Narzędzia te nie pracują dobrze na akwenach o nierównym lub silnie opadającym dnie a brak makrofitów, częsty na zbiornikach zaporowych, nie pozwala stabilizować tych narzędzi w pionie, co w przypadku falowania wody powoduje przekręcanie się sieci i podnoszenie ścianek kierujących. Najbardziej uniwersalnym narzędziem pułapkowym na zbiornikach zaporowych jest mieroża. Wlot

http://rcin.org.pl

narzędzia o kształcie półkola opartego na podstawie wykonanej ze stalowego pręta umożliwia stawianie mieroży na głębokości powyżej 10 metrów, a dodatkowo czyni je odpornym na falowanie wody. W płytkich i równych partiach zbiorników można stosować zmodyfikowane, zbudowane na systemie mieroży, kozaki. Doskonałe efekty można uzyskać też za pomocą niesymetrycznych przestaw przybrzeżnych do połowu ryb migrujących wzdłuż brzegu zbiornika, żaków klatkowych używanych ostatnio z powodzeniem na zbiorniku Jeziorsko, a także niewodu stawnego systemu Chabarowa konstrukcji Korzynka zastosowanego na zbiorniku Goczałkowickim w latach 60-tych. Warto podkreślić, że ostatnio wymienione narzędzia pozwalają na efektywne połowy wszystkich gatunków ryb zbiornikowych, nawet leszcza i krąpia, podczas gdy mieroże i kozaki służą głównie do połowu szczupaka, sandacza oraz węgorza. Obfite połowy okonia i ryb karpiowatych przy użyciu mieroży obserwowano tylko w okresie tarła tych gatunków.

Kryteria jakim powinny odpowiadać zbiornikowe narzędzia pułapkowe to: możliwość pracy na głębokiej i płytkiej wodzie, wzdłuż i w poprzek stromo opadającego brzegu, odporność na falowanie, możliwość szybkiego stawiania i wybierania, ważna zwłaszcza przy nagłych przyborach wody związanych z powodziami. Narzędzia pułapkowe nadają się zwłaszcza do połowów tarlaków i połowów selekcyjnych ryb idących na tarło. Czas ich stosowalności to praktycznie cały okres bez pokrywy lodowej na zbiorniku (tabela I).

3.1.4. Narzędzia uchwytujące

Wontony należące do grupy narzędzi uchwytujących są w Polsce powszechnie stosowane do eksploatacji rybackiej zbiorników zaporowych. Zaletą tych narzędzi jest niski koszt produkcji i napraw, małe wymagania logistyczne i możliwość zatrudniania osób przyuczonych do zawodu rybaka. Wadą jest wysoka selektywność wontonu i wynikająca z niej niemożność używania go do połowów selekcyjnych.

Wontony powinny być stosowane na zbiornikach zaporowych, gdzie główny ciężar eksploatacji spoczywa na narzędziach ciągnionych i pułapkowych, jako narzędzia dodatkowe (tabela I). Minimalna długość boku oka wontonu nie powinna być mniejsza niż 55 mm, ponieważ łowią się wówczas młode osobniki ryb drapieżnych: szczupaka i sandacza. Jako że „zmorą" zbiorników zaporowych Polski jest nadmierny rozwój leszcza i krąpia, które za względu na wygrzbiecony i silnie bocznie spłaszczony kształt ciała stosunkowo szybko wypadają spod presji drapieżników należy w wontonach stosować małe współczynniki sadu, najlepiej mieszczące się w granicach 0,30–0,35, a wysokość narzędzia w sadzie ustalać na maksimum 3 metry. Dodatkową zaletą opisanych narzędzi, w porównaniu do powszechnie stosowanych wysokich wontonów o współczynniku sadu 0,45 jest ich wyraźnie mniejsza łowność w odniesieniu do ryb drapieżnych, które charakteryzują się wrzecionowatym i słabo bocznie spłaszczonym kształtem ciała. Warto podkreślić, że przy stosowaniu narzędzi oplątujących nie da się uniknąć całkowicie przyłowu ryb drapieżnych, ponieważ łowią się często za wystające części ciała lub zęby podczas ataku na ryby wplątane w sieci. Wontony doskonale nadają się zwłaszcza do wczesnowiosennych i jesiennych połowów dobrze zagospodarowanych zbiorników zaporowych ze znaczną ilością dużego leszcza, który przebywa w głębokich partiach zbiornika i poza okresem tarłowym jest niedostępny dla innych metod połowu. Do budowy wontonów najlepiej używać monofilamentowego płótna żyłkowego, które charakteryzuje się lepszą łownością i jest łatwiejsze do dezynfekcji aniżeli klasyczna tkanina stylonowa, co jest istotne zwłaszcza dla użytkowników rybackich eksploatujących kilka zbiorników zaporowych (Polski Związek Wędkarski).

http://rcin.org.pl

Racjonalną eksploatacją rybacką opartą na opisanych powyżej narzędziach i technikach połowu (tabela I) można ograniczyć konieczny przyłów ryb drapieżnych do poziomu 5% całkowitego połowu.

3.2. Metody zwiększania liczebności ryb drapieżnych

Metoda biomanipulacji rybackiej polegająca na odgórnej regulacji zależności troficznych (top down) w zbiornikach zaporowych i jeziorach, bazująca na zespole ryb drapieżnych, ma w założeniu wpływać na niższe poziomy troficzne (do fitoplanktonu włącznie) wywołując tzw. efekt kaskadowy, którego oddziaływanie ulega zwiększeniu o rząd wielkości na kolejnym niższym poziomie. Jej praktyczna realizacja w przypadku klasycznej biomanipulacji polega na utrzymywaniu dużej biomasy dynamicznie rozwijających się, w okresie po napełnieniu zbiornika, ryb drapieżnych – zwykle szczupaka, oraz na ewentualnej introdukcji innych ryb drapieżnych – takich jak sandacz, sum czy boleń. W ramach zagospodarowania rybackiego zbiornika Dobczyckiego w 1983 roku, na dwa lata przed jego napełnieniem, dokonano jednorazowego zarybienia żerującym wylęgiem szczupaka. Jednocześnie od początku istnienia tego zbiornika znacznie ograniczono połowy gospodarcze najważniejszych gatunków ryb drapieżnych: szczupaka, sandacza i bolenia. Poniżej przedstawiono szczegółowo metody zwiększania liczebności ryb drapieżnych.

3.2.1. Wspomaganie naturalnego rozrodu

Wielkość uzupełnienia tarłowego ryb drapieżnych zależy od czynników środowiskowych, populacyjnych oraz kłusownictwa. Czynniki środowiskowe kształtowane są najczęściej przez poziom wody zbiornika, jego wahania w okresie tarła oraz fizjografię zbiornika tj. rozwinięcie linii brzegowej, wzrost głębokości w partiach przybrzeżnych i występowanie makrofitów (substrat tarłowy) a nawet pogodę. Sytuację komplikują odmienne wymagania tarłowe różnych gatunków ryb drapieżnych i mało zróżnicowane warunki środowiskowe zbiorników, które oferują dobre miejsca tarłowe rybom eurytopowym jednocześnie eliminując z zespołu gatunki stenotopowe. Takim typowym gatunkiem stenotopowym, pod względem wymagań tarłowych, jest ustępujący ze zbiorników fitofilny szczupak. Kolejna sprawa to przeżywalność młodocianych stadiów ryb drapieżnych, których początkowy okres życia zależy od dostępności dużego planktonu zwierzęcego. Często ma to duży wpływ na przeżywalność narybku drapieżników na skutek presji pokarmowej na zooplankton licznych ryb spokojnego żeru, powodującą zmniejszenie jego zagęszczenia i zmianę składu gatunkowego planktonu w kierunku drobnych wrotków, co pogarsza warunki pokarmowe i zwalnia wzrost narybku ryb drapieżnych. Powoduje to przymusowe przechodzenie na pokarm rybny i wzrost śmiertelności w wyniku wzajemnego wycinania się narybku ryb drapieżnych lub dławienia się przy próbach zjadania ofiar o rozmiarach przekraczających 50% wielkości drapieżnika. Czynniki populacyjne są zależne głównie od liczebności i struktury wiekowej populacji tarłowych i wiążą się z zagęszczeniem danego gatunku. Kolejny poważny problem powodujący zmniejszenie efektów naturalnego rozrodu ryb drapieżnych to kłusownictwo, które zwłaszcza w okresie tarłowym przybiera znaczne rozmiary. Wyławiane są nie tylko dorosłe tarlaki, ale również młodociane, niewymiarowe ryby przebywające na tarliskach. Problem ten występuje szczególnie ostro na zbiorniku Dobczyckim oraz innych zbiornikach zaporowych z licznymi populacjami ryb drapieżnych, gdzie do tarła przystępuje wiele osobników i gdzie niezwykle łatwo jest je nielegalnie złowić.

Metody zwiększania efektywności naturalnego rozrodu ryb drapieżnych są stosunkowo proste, wymagają tylko konsekwencji działania. Wahania wody w czasie tarła można i trzeba minimalizować współdziałając z administratorem zbiornika.

http://rcin.org.pl

Ubogie warunki tarłowe zbiorników warto wspomagać pływającymi krześliskami wykonanymi z gałązek drzew iglastych służącymi głównie jako podłoże tarłowe dla szczupaka. Materiał do budowy krześlisk (jałowiec, świerk, sosna) przyjęto na podstawie badań Frankiewicza (1998) testującego preferencje okonia i płoci w stosunku do różnych substratów tarłowych. Krześliska należy zakładać po zejściu lodów i usuwać nie później niż miesiąc po tarle szczupaka, najlepiej wraz z ikrą ryb karpiowatych i okonia. W celu ochrony tarlisk przed kłusownictwem użytkownik rybacki powinien czynnie współpracować z Policją i Państwową Strażą Rybacką. Modelowe naturalne uzupełnienie tarłowe powinno w jak największym stopniu kompensować naturalną i połowową śmiertelność osobników.

3.2.2. Zarybienia i introdukcje

Zarybienia i introdukcje wodociągowych zbiorników zaporowych powinny być prowadzone głównie rodzimymi gatunkami ryb drapieżnych: szczupakiem, następnie sandaczem, sumem i boleniem. Gatunki obce dla naszej ichtiofauny, posiadające pożądane zalety w swoim naturalnym środowisku, zwykle nie sprawdzają się w warunkach Polski.

Dobry przykład stanowi tu historia zarybień zbiornika Dobczyckiego, gdzie jednorazowo wprowadzono ciepłolubne ryby roślinożerne tołpygę białą i tołpygę pstrą. Ryby te w naszych wyraźnie chłodniejszych wodach zmieniają spektrum pokarmowe z fitoplanktonu na zooplankton i detritus, co w efekcie może stymulować rozwój fitoplanktonu i niekorzystnie wpływać na jakość wody zbiornika. Udowodnił to w eksperymencie przeprowadzonym w stawach Opuszyński (1979). Przy ogromnych zagęszczeniach tołpygi dochodzących do 12 tys. osobników na hektar nastąpił wzrost biomasy fitoplanktonu o 33%, w porównaniu do stawu kontrolnego. Przytoczone dane pokazują niekorzystny wpływ tołpygi na środowisko wodne, ale też ustalają wielkość zagęszczenia ryb, które może mieć wpływ na jakość wody. Wynika z tego, że podana w tabeli II ilość materiału zarybieniowego tołpygi wprowadzona eksperymentalnie do zbiornika Dobczyckiego nie miała wpływu na jakość jego wód. Pierwsze zarybienia szczupakiem rzeki Raby przeprowadzono w 1983 roku jeszcze przed napełnieniem zbiornika Dobczyckiego, kolejne dopiero w 1997 roku materiałem zarybieniowym pochodzącym z własnej, nowo wybudowanej wylęgarni ryb. Następne zarybienia wylęgiem żerującym i narybkiem szczupaka prowadzono corocznie, stale zwiększając dawkę zarybieniową aż do poziomu 460 szt. ha^{-1} w 2001 roku. Zarybienia szczupakiem w połączeniu z ograniczonymi połowami tego gatunku utrzymały liczebność jego populacji na poziomie pozwalającym m.in. na stosunkowo łatwe pozyskanie tarlaków do wylęgarni ryb. Kolejnym gatunkiem introdukowanym do zbiornika Dobczyckiego jest sum europejski. Zarybienia tym gatunkiem rozpoczęte w 1992 roku są nadal kontynuowane (tabela II). W następnej kolejności planuje się zarybienia boleniem w oparciu o produkty płciowe pozyskane od tarlaków ze zbiornika Dobczyckiego, uzupełnionych tarlakami z Dunajca lub z Wisły. Inkubacja ikry i wstępny podchów wylęgu zostaną przeprowadzone we własnej wylęgarni ryb.

Niezwykle ważnym zagadnieniem wpływającym bezpośrednio na efekt zarybień zbiorników zaporowych jest sortyment materiału zarybieniowego oraz czas i sposób prowadzenia zarybień. Z obserwacji poczynionych na zbiorniku Dobczyckim wynika, że nagminne stosowane w zbiornikach zaporowych w Polsce zarybienia starszym i dorosłym materiałem zarybieniowym można z powodzeniem zastąpić wylęgiem żerującym lub narybkiem. Należy tylko unikać zarybień jesiennych ze względu na zmniejszanie się tempa metabolizmu ryb, związane z obniżeniem temperatury wody, co ogranicza zdolności regeneracji uszkodzeń manipulacyjnych i skraca niezbędny

http://rcin.org.pl

Tabela II. Zarybienia Zbiornika Dobczyckiego w latach 1983–2000.

Gatunek	Data zarybienia	Sortyment	Ilość (szt.)
Szczupak	kwiecień 1983	wylęg	30 000
Tołpyga biała	październik 1986	kroczki, tarlaki	4 600
Tołpyga pstra	październik 1986	kroczki, tarlaki	4 400
Sum europejski	lipiec 1992	narybek letni	5 000
Sum europejski	październik 1994	narybek jesienny	2 000
Sum europejski	sierpień 1996	tarlaki	150
Szczupak	maj 1997	wylęg, narybek	25 000
Szczupak	maj 1998	wylęg, narybek	30 000
Szczupak	maj 1999	wylęg, narybek	55 000
Szczupak	maj 2000	wylęg, narybek	100 000
Sum europejski	lipiec 2000	wylęg	2 000
Szczupak	maj 2001	wylęg, narybek	450 000
Sum europejski	lipiec 2001	wylęg, narybek letni	30 000

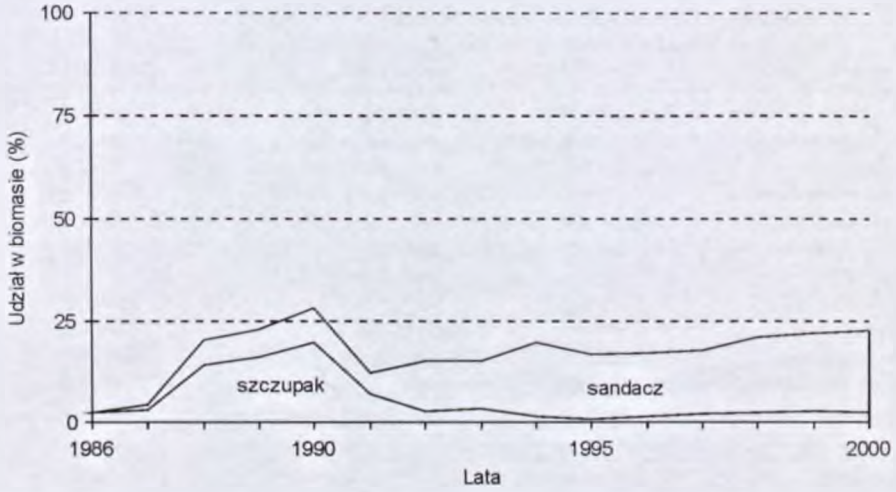
okres adaptacji do nowych warunków środowiskowych. Tak więc najlepszy okres na zarybianie zbiorników zaporowych to wiosna i lato, a w awaryjnych przypadkach początek jesieni, nie później jednak niż do połowy września. Zarybienia winny być prowadzone nocą, blisko brzegu, najlepiej z łodzi. Materiał zarybieniowy należy rozmieszczać po kilka osobników w sporych odstępach wzdłuż linii brzegowej blisko kęp roślinności naczyniowej lub innych naturalnych kryjówek. Zaletą nocnych zarybień są: możliwość ich prowadzenia w okresie letnim przy wyższej temperaturze wody, ograniczanie strat materiału zarybieniowego powstających w wyniku drapieżnictwa. Należy również systematycznie kontrolować efektywność zarybienia co pozwoli zweryfikować ewentualne błędy i dopasować sposób zarybień do indywidualnych warunków zbiornika.

3.2.3. Praktyka biomanipulacji

Podział na biomanipulację i renaturalizację zaproponowany na początku artykułu ustala diametralnie odmienne preliminarze działań. Na rycinie 10 przedstawiono udział procentowy biomasy ryb drapieżnych w zbiorniku Dobczyckim w okresie od jego napełnienia do chwili obecnej. Widać wyraźnie, że łączna biomasa szczupaka i sandacza od czwartego roku istnienia zbiornika tj. od 1988 roku nie spada poniżej 15%. Jedynym objawem sukcesji gatunków jest tu zmiana dominanta w obrębie zespołu ryb drapieżnych. Widać zatem wyraźnie, że rola gospodarki rybackiej, jako narzędzia biomanipulacji, polega przede wszystkim na utrzymaniu *status quo*. Jest to sytuacja jak na warunki Polski wyjątkowo komfortowa, lecz niestety stosunkowo rzadko spotykana.

Podstawą wszelkich ingerencji w środowisko powinna być rzetelna wiedza. W przypadku biomanipulacji muszą być to informacje wyjściowe o wielkości ładunku biogenów dopływających do zbiornika, rocznych wahaniach zawartości tlenu i substancji biogennych w wodzie zbiornika oraz dane o zmianach jakościowych i ilościowych w obrębie zespołów fitoplanktonu, zooplanktonu, bentosu i ryb. Dodatkowe dane, w celu stwierdzenia jak eksploatacja rybacka wykorzystuje możliwości produkcyjne danego zbiornika i jak kształtuje strukturę ichtiofauny, powinien zbierać użytkownik rybacki. Informacje te nazywane analizą eksploatacji (Leopold 1968) powinny zawierać analizę wyników połowu oraz analizę intensywności i efektywności eksploatacji. Do ich skonstruowania niezbędne są następujące dane:

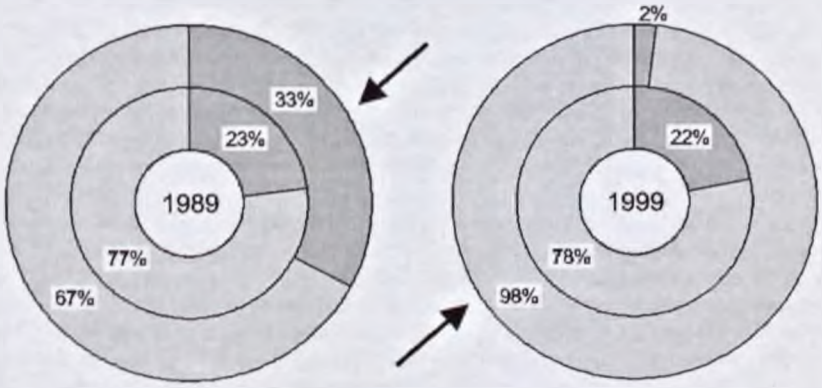
http://rcin.org.pl



Ryc. 10. Udział procentowy ryb drapieżnych w biomasie ichtiofauny zbiornika Dobczyckiego w latach 1986–2001.

wielkość i struktura gatunkowa łowionych ryb,
rodzaj, liczba i czas pracy stosowanych narzędzi połowowych,
zagęszczenie populacji ryb danego gatunku,
gospodarcze i techniczno-organizacyjne warunki połowu.

Dane te opisujące działanie „narzędzia" jakim są połowy gospodarcze powinny, na podstawie porównań z danymi badawczymi, pozwolić na ustalenie kierunków dalszych działań. Dodatkowym plusem takiej dokumentacji jest łatwość określania efektywności prowadzonych zarybień i introdukcji. Na rycinie 11 przedstawiono przykładowe dane z połowów badawczych i rocznych połowów gospodarczych zbiornika Dobczyckiego pokazujące kierunek działania połowów selekcyjnych ryb.



Ryc. 11. Porównanie udziału procentowego ryb drapieżnych w biomasie ichtiofauny zbiornika Dobczyckiego oraz w połowach gospodarczych – wpływ specjalistycznej gospodarki rybackiej na strukturę ichtiofauny.

http://rcin.org.pl

Problem, z jakim boryka się często prowadzący biomanipulację w zbiornikach zaporowych są wzajemne stosunki liczbowe w obrębie zespołu ryb drapieżnych i zespołu ryb karpiowatych oraz pomiędzy tymi zespołami. Można, bowiem posiadać doskonałe narzędzia do sterowania biocenozą, ale nie wiedzieć, co jest jeszcze normą, a co już odkształceniem od stanu naturalnego. Ponieważ metoda biomanipulacji opiera się na poziomie troficznym ryb drapieżnych, wypada zacząć od tej grupy gatunków. Niewątpliwie najważniejszym gatunkiem drapieżnym z punktu widzenia praktyki biomanipulacji jest szczupak. Jest to jednocześnie najbardziej zagrożony przez eutrofizację wód gatunek zbiornikowy. Jego występowanie w naszych zbiornikach zaporowych zależy głównie od stałych zarybień. Wg danych Johnsona (1949) widoczny wpływ szczupaka na liczebność ofiar zaznacza się przy jego 25–30% udziale w biomasie rybostanu. W niezwykle ciekawym eksperymencie przeprowadzonym na jeziorze Wirbel przez Prejsa i in. (1994*a*, 1994*b*), po trzyletnich intensywnych zarybieniach narybkiem szczupaka, wszystkie ryby wytruto rotenonem i stwierdzono, że ich całkowita biomasa wynosiła 230 kg ha^{-1}, w tym biomasa samego szczupaka aż 40 kg ha^{-1}, czyli 17,4%. Rotenon użyto, ponieważ zarybienia szczupakiem nie przyniosły spodziewanej poprawy jakości wody. Jednak liczna populacja szczupaka silnie wpłynęła na strukturę populacji ofiar, prawie 11 razy zmniejszając liczebność młodszych roczników płoci (do trzeciego roku życia) w stosunku do starszych roczników (od czwartego roku życia), które były poza presja pokarmową młodego szczupaka. Eksperyment ten pokazuje jak silny może być wpływ drapieżnika na populacje ofiar oraz determinuje rolę szczupaka w metodzie biomanipulacji, jako drapieżnika żerującego na równowiekowym narybku ryb karpiowatych.

Kolejnym ważnym drapieżnikiem jest sandacz, żerujący w strefie pełnej wody na rybach karpiowatych i okoniu. Jego późniejsze tarło nie pozwala mu tak efektywnie jak szczupakowi ograniczać liczebność wylęgu ryb karpiowatych. Ogromną zaletą sandacza jest za to naturalne uzupełnienie populacji w większości zbiorników zaporowych Polski, tak, że utrzymanie pożądanej liczebności tego niezwykle łownego gatunku polega częściej na racjonalnym ograniczaniu presji połowowej, niż na intensywnych zarybieniach jak w przypadku szczupaka. Dla zapewnienia odpowiednio silnej presji ryb drapieżnych na szybko rozradzające się ryby karpiowate i okonia w racjonalnie zagospodarowanym zbiorniku powinny występować równocześnie oba wymienione powyżej gatunki. Podawany w większości opracowań antagonizm szczupaka i sandacza, gatunków zajmujących w zbiorniku różne nisze ekologiczne, w świetle danych z eksperymentów akwaryjnych Frankiewicza (1998), wygląda mało prawdopodobnie. Do akwarium wpuszczono głodzony narybek sandacza, a jako ofiary wylęg karpia i szczupaka pochodzące ze sztucznego tarła. Sandacz wyraźnie chętniej atakował karpia, a dopiero po zjedzeniu karpi zaczynał żerować na szczupaku. Inne gatunki drapieżne takie, jak sum europejski czy boleń, ze względu na małą liczebności populacji, mają mniejsze znaczenie w biomanipulacji ale powinny być wprowadzane do zbiorników w celu zwiększenia bioróżnorodności oraz elastyczności poziomu troficznego ryb drapieżnych, co może być niezwykle przydatne przy ewentualnych zmianach warunków środowiskowych.

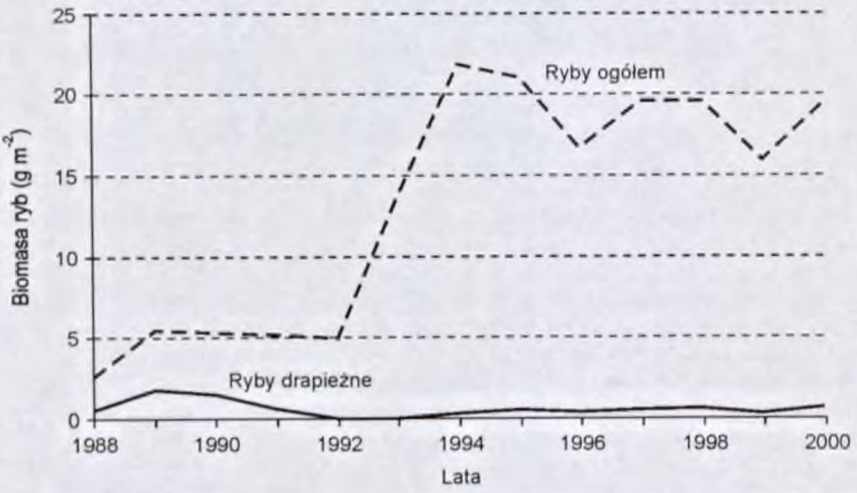
W obrębie zespołu ryb karpiowatych i okonia w okresie po napełnieniu zbiornika licznie rozwija się płoć i okoń, a następnie po kilkunastu latach istnienia zbiornika zaczyna dominować leszcz wraz z krąpiem i okoniem. Zespół typowego biernie zagospodarowanego zbiornika zaporowego Polski składa się praktycznie z trzech gatunków: nielicznego sandacza reprezentującego ryby drapieżne, leszcza (krąpia) z biomasą sięgającą 50–90% ichtiofauny i okonia. Taka struktura ichtiofauny powstaje zwykle w zbiornikach użytkowanych wyłącznie wędkarsko, lub w zbiornikach z bierną gospodarką rybacką (Mastyński 1985), gdzie czynnikiem kształtującym

http://rcin.org.pl

skład rybostanu są cechy przystosowawcze gatunku, preferujące rozwój populacji leszcza. Eksperymentalne badania Winfielda i in. (1983) dotyczące wybiórczości pokarmowej narybku płoci i leszcza wykazały, że narybek leszcza tak samo efektywnie wyjada powoli poruszające się wioślarki i znacznie efektywniej niż płoć zjada szybko poruszające się widłonogi. Jednocześnie dorosły leszcz może dzięki budowie pyska głębiej penetrować dno niż płoć, co daje mu przewagę w okresie sezonowego zmniejszania się liczebności planktonu.

Z kwestią wpływu eksploatacji rybackiej na poszczególne populacje ryb w zbiorniku nierozerwalnie wiąże się wielkość rocznego połowu, czyli plon. Jego wartość powinna być tak dobrana, żeby nie naruszać stada podstawowego i nie ograniczać możliwości produkcyjnych populacji. Wg Manna (1969) połowy nie powinny przekraczać 25% całkowitej produkcji populacji. Z kolei stosunek produkcji do biomasy (P/B) dla ryb drapieżnych i ryb karpiowatych wg Szczerbowskiego (1981) wynosi odpowiednio około 0,5 i około 1,0. Określenie wielkości biomasy ichtiofauny w zbiorniku Dobczyckim, na razie można przeprowadzić na podstawie porównań do innych wód tego typu. Przyjmując jako dane wyjściowe biomasy zbiorników Rożnów i Goczałkowice wg danych Jelonka i Amirowicza, (1987*a*, 1987*b*), które określono odpowiednio na 162,7 i 181,4 kg ha^{-1} można wyliczyć, że wydajność rybacka zbiornika powinna wynosić około 40 kg ha^{-1}, co przy aktualnej wydajności rybackiej rzędu 19–20 kg ha^{-1} może oznaczać niedostateczną eksploatacje ichtiofauny. Warto jednak pamiętać, że zbiornik Dobczycki jest zbiornikiem młodym. Jeszcze do roku 1997 obserwowano latem oksyklinę na głębokości 10–15 m, która znacznie ograniczała powierzchnię żerowisk dla bentofagów i wpływała limitująco na produkcję rybacką.

Tempo eksploatacji ryb drapieżnych i karpiowatych liczone w stosunku do ich biomasy musi być różne. Udział ryb drapieżnych w ichtiofaunie zbiornika Dobczyckiego wynosił, w ostatnich latach, wg danych badawczych ponad 20% biomasy (ryc. 12). Oznacza to, że aby skutecznie popierać ryby drapieżne i ograniczać ryby karpiowate, udział ryb drapieżnych w połowach gospodarczych nie powinien przekroczyć 10%, a biorąc pod uwagę połowy kłusownicze 5% całkowitego rocznego połowu.



Ryc. 12. Udział procentowy ryb drapieżnych w połowach gospodarczych zbiornika Dobczyckiego w latach 1986–2001.

http://rcin.org.pl

Efektywność działań biomanipulacyjnych zależy od szeregu czynników zewnętrznych. Najistotniejsze z nich to wspomniane już kłusownictwo rybackie i wędkarskie, nastawione na rabunkowy połów ryb drapieżnych i niweczące efekty zarybień oraz połowów selekcyjnych. Kolejna kwestia to konieczność częściowego finansowania tak prowadzonej specjalistycznej gospodarki rybackiej i niemal powszechne przekonanie o nieopłacalności metody biomanipulacji mierzonej wartością złowionych, najczęściej tzw. małocennych ryb karpiowatych: płoci, leszcza lub krąpia i przeciwstawiania jej ogromnych korzyści rzekomo płynących z rekreacyjnego użytkowania wód zbiorników wody pitnej. Sprawa jest o tyle trudna, że adwersarze używają szacunków w rodzaju „więcej pieniędzy", „ogromne korzyści" czy też „niewymierne wartości społeczne i rekreacyjne". Tymczasem nie ma w Polsce ani w innych krajach Europy opracowań typu „biznes plan" pozwalającego te „nieprawdopodobne" zyski oszacować. Jest natomiast wiele opracowań na temat rzeczywiście ogromnych kosztów uzdatniania wody pitnej, kosztów rekultywacji lub renaturalizacji zbiorników. Wydaje się, że niekorzystny bilans wodny Polski i stale rosnące zapotrzebowanie na wodę jako surowiec do produkcji wody pitnej w niedługim czasie wymusi konieczność regulacji prawnych w zakresie dofinansowywania racjonalnej gospodarki rybackiej na zbiornikach wodociągowych.

3.3. Renaturalizacja

Renaturalizacja zbiorników zaporowych to osobny problem przekraczający ramy tego artykułu. Najczęściej zbiornik poddawany jest zabiegom renaturalizacyjnym wtedy, gdy niekorzystne objawy eutrofizacji utrudniają lub wręcz uniemożliwiają korzystanie z jego zasobów, a rybostan zdominowany jest przez drobne ryby karpiowate, których biomasa sięga 1000 kg ha^{-1}.Wówczas to stosuje się bogato opisane w literaturze fachowej działania, które mają mniej wspólnego z delikatną manipulacją a więcej z brutalną interwencją. Prowadzi się strącanie biogenów, napowietrzanie hypolimnionu zbiorników zaporowych i jezior, usuwanie osadów dennych lub intensywne połowy trałowe, usuwające do 800 kg ryb ha^{-1} np. jezioro Vesijarvi w Finlandii (Horppila and Peltonen 1991) a nawet trucie ryb ichtiotoksykantami (rotenon) (Livingstone and Osman 1991, Shapiro i Wright 1984). Równolegle z usuwaniem dominujących ryb karpiowatych prowadzone są intensywne zarybienia gatunkami drapieżnymi, co w opisywanych przypadkach doprowadziło do poprawy jakości wody. Koszty tych przedsięwzięć są niewyobrażalnie wysokie a efekty nie do końca przewidywalne.

3.4. Generalne założenia gospodarki rybackiej w zbiorniku wody pitnej

1. Bezwzględna ochrona populacji ryb drapieżnych, za wyjątkiem starszych roczników, mało efektywnie żerujących na drobnych rybach planktonożernych.
2. Ochrona naturalnych tarlisk ryb drapieżnych.
3. Zarybianie rybami drapieżnymi występującymi naturalnie w zbiorniku (szczupak, sandacz).
4. Wprowadzanie drapieżnych gatunków nowych dla ichtiofauny zbiornika (sum europejski, boleń).
5. Selektywny odłów drobnych małocennych ryb karpiowatych, co w konsekwencji powinno osłabić uzupełnienie tarłowe tych populacji i doprowadzić do ograniczenia ich liczebności.
6. Maksymalne, biologicznie tolerowalne zwiększanie wielkości połowów gospodarczych (zwłaszcza ryb karpiowatych) w celu przyspieszenia rotacji biomasy.

http://rcin.org.pl

Literatura

Amirowicz A. 2000. 7.Morfologia zbiornika. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. (red.) Zbiornik Dobczycki. Ekologia–eutrofizacja–ochrona. Kraków, ZBW PAN, 57–62.

Berg K., Carmichael W.W., Skulberg O.M., Benestad C. i Underdal B. 1987. Investigation of a toxic water bloom of *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) in Lake Akersvatn, Norway. Hydrobiologia,144, 97–103.

Bucka H. 1998. The mass invasion of several blue-green algae in two drinking water supply reservoirs of southern Poland. In: George D.G. et al. (eds) Management of Lakes and Reservoirs during Global Climate Change. Dodrecht, Boston, London. Kluwer Academic Publisher. NATO ASI Series, 2. E

Frankiewicz P. 1998. Mechanizmy regulacyjne w obrębie zespołu ryb i ich wpływ, poprzez efekt kaskadowy, na jakość wody w nizinnym zbiorniku zaporowym. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź. 126 ss.

Giercuszkiewicz-Bajtlik M. 1990. Przestrzenne źródła zanieczyszczeń w Polsce. Aura, 10, 14–15.

Horppila J. i Peltonen H. 1991. The effects of mass removal on the roach stock of Lake Vesijarvi estimated with seasonal vpa. Abstracts Internacional Seminar on Mass removal of (Unwanted) Fish in Large Inland Waters, Lahti, Finland, June 10–12.

Jelonek M. i Amirowicz A. 1987*a*. Composition, density and biomass of the ichthyofauna of the Goczałkowice Reservoir (Southern Poland). Acta Hydrobiol., 29, 253–259.

Jelonek M. i Amirowicz A. 1987*b*. Density and biomass of fish in the Rożnów Reservoir (Southern Poland). Acta Hydrobiol., 29, 243–251.

Johnson R.E. 1949. Maintenance of natural population balance. Assoc. Game Fish Conserv. Comm. Conv. 38, 34–42.

Kajak Z. 1979. Eutrofizacja jezior. Warszawa, PWN, 1–323.

Kasza H. 1999. Antropopresja a trofia wody w zbiornikach zaporowych Śląska. Natura Silesiae Superioris, 3, 97–105.

Krzyzanek E., Kasza H., Krzanowski W., Kuflikowski T. i Pająk G. 1986. Succesion of communities in Goczałkowice dam reservoir in period 1955–1982. Arch. Hydrobiol., 106, 21–43.

Krzyżanek E., Kasza H. i Pająk G. 1993. The effect of water blooms caused by blue-green algae on the bottom macrofauna in the Goczałkowice Reservoir (southern Poland) in 1992. Acta Hydrobiol., 35, 221–230.

Leopold M. 1968. Zasady przeprowadzania analizy eksploatacji rybackiej jezior i jej efektów. Oprac. brosz. Część I – nr 28, Część II – nr 29, IRŚ, Olsztyn.

Leopold M. i Bnińska M. 1982. Ocena presji wędkarskiej na pogłowie poszczególnych gatunków ryb w wodach Polski – konsekwencje gospodarcze. Rocz. Nauk Roln., Seria H, 101, 2, 43–69.

Livingstome A.M. i Osman G. 1991. Tifa fish management technique for mass removal of undesirable fish from inland waters. Abstracts Internacional Seminar on Mass removal of (Unwanted) Fish in Large Inland Waters, Lahti, Finland, June 10–12.

Mann K.H. 1969. The dynamics of aquatic ecosystems. Adv. Ecol. Res., 6. 1–81.

Mastyński J. 1985. Gospodarka rybacka i możliwości produkcyjne wybranych zbiorników zaporowych Polski. Roczn. Akad. Roln. w Poznaniu, 146, 1–91.

Mastynski J. i Wajdowicz Z. 1991. Gospodarka rybacka w zbiornikach zaporowych. Akad. Roln. w Poznaniu, 1–91.

Mazurkiewicz G. 1985. Obciążenie azotem i fosforem mineralnym Zbiornika Dobczyckiego. W: Zbiornik Dobczyce –Zagrożenia środowiska naturalnego. Mat. ZBW im K. Starmacha PAN w Krakowie, 23–24.

Mazurkiewicz-Boroń G. 2000. 8. Parametry siedliskowe i troficzne. W: Starmach J. i Mazurkiewicz-Boroń G. Zbiornik Dobczycki. Ekologia–eutrofizacja–ochrona. Kraków, ZBW PAN, 63–80.

Meijer M. L. 2000. Biomanipulation in the Netherlands. 15 years of experience. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA) Lelystad, The Netherlands, 1–208 (ISBN 90-5808226-1).

Opuszyński K. 1979. Podstawy biologii ryb. Warszawa, PWRiL, 1–589.

Pająk G. 1986. Development and structure of the Goczałkowice Reservoir ecosystem. VIII Phytoplankton. Ekol. Polska, 34, 397–413.

Prejs A., Martyniak A., Boron S., Hliwa P., i Koperski P. 1994*a*. Food web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel, Poland: effect of stocking with juvenile pike on planktivorous fish. Hydrobiologia, 275/276, 65–70.

http://rcin.org.pl

Prejs A., Pijanowska J., Koperski P., Martyniak A., Boroń S. i Hliwa P. 1994*b*. Food web manipulation in a small, eutrophic Lake Wirbel (Poland): long term changes in fish biomass and basic measures of water quality. A case study. International Conference of Trophic Cascades in Shallow Freshwater and Brackish Lakes (Book of Abstracts) Oficyna Wydawnicza, Instytut Ekologii PAN, 1–71.

Rapala J., Sivonen K., Luukkainen R. i Niemel S.J. 1993. Anatoxin – a concentration in *Anabaena* and *Aphanizomenon* under different environmental conditions and comparison of growth by toxic and non - toxic *Anabaena* - strains – a laboratory study. J. Appl. Phycol., 5, 581–591.

Shapiro J., Lamar V. i Lynch M. 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restauration (W: Proc. Symp. on water quality management through biological control. Red. P.L. Brezonik, J.L.Fox) Rep. No ENV-07-75-1, University of Florida, Gainsville, 85–96.

Shapiro J. i Wright D.I. 1984. Lake restauration by biomanipulation – Round Lake, Minnesota. Freshwat. Biology, 14, 371–383.

Sivonen K., Niemela S.I., Niemi R.M., Lepisto L., Luoma T.H. i L. Rasanen A. 1990. Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in Finnish fresh and coastal water. Hydrobiologia, 190, 267–275.

Starmach J. 1986. Development and structure of the Goczałkowice reservoir ecosystem. XV. Ichtiofauna. Ekol. pol. 34, 515–521.

Szczerbowski J. 1981. Rybactwo jeziorowe i rzeczne. Warszawa, PWRiL, 1–274.

Tomiczek F. 1993. Mała Wisła i problemy zbiornika wodnego w Goczałkowicach. Materiały z sympozjum „Projekt Mała Wisła", Bielsko-Biała 21.06.1993.

Wajdowicz Z. 1958. Obserwacje nad formowaniem się stada ryb w Zbiorniku Goczałkowickim. Mat. IV Zjazd. Hydrobiol. Pol., Kraków, 24–27 wrzesień 1958. Warszawa, Kom. Hydrobiol. PAN, 44–45.

Winfield I.J., Peirson G., Cryer M. i Townsend C.R. 1983. The behavioral basis of prey selective by underyearling bream (*Abramis brama* (L)) and roach (*Rutilus rutilus* (L)). Freshwater Biology, 13, 139–149.

Żarnecki S. i Kołder W. 1956. Ichtiofauna Wisły Śląskiej. Biul. Zakł. Biolog. Stawów, PAN 3, 19–45.

http://rcin.org.pl