

WIESŁAW WIŚNIEWOLSKI*, ADAM GIEREJ**

REGULACJA RZEK A ICHTIOFAUNA – SKUTKI I ŚRODKI ZARADCZE

*Instytut Rybactwa Śródlądowego im. Stanisława Sakowicza
Zakład Rybactwa Rzecznego w Żabieńcu, ul. Główna 48, 05-500 Piaseczno
e-mail: wieslaw.wisniewolski@gmail.com

**Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Ciechanowie

Wstęp

Przeładunek i regulacja rzek prowadzi do zmiany warunków środowiskowych bytowania ryb. Towarzyszy temu zwykle zakłócenie warunków migracji tych zwierząt, a nierzadko również całkowite zamknięcie korytarza migracyjnego. Ograniczenie dostępu do siedlisk, w których realizowane są fazy cyklu życiowego gatunków prowadzi do zmniejszenia liczebności ich populacji, a w przypadku odcięcia tarlisk do ich wyginięcia [Backiel 1993, Bauch 1958, König 1969, Nolte 1968, Wiśniewolski 1987, Wiśniewolski, Engel 2006].

Przeprowadzona w XIX wieku regulacja dolnej Wisły (wykonano przekop do Zatoki Gdańskiej i zamknięto jazem Nogat) doprowadziła do załamania populacji jesiotra i ciosy. Dla troci i certy decydujące znaczenie miało wybudowanie zapory we Włocławku. Przerwano wówczas wędrówkę tych ryb na ich podkarpackie tarliska. W systemie całej rzeki ich połowy dramatycznie spadły [Bartel i in. 2007, Wiśniewolski 1992, Wiśniewolski, Engel 2006].

Regulacja rzeki Eckstockau oraz korekta niskimi progami (0,30 m), zmniejszyła długość jej koryta o jedną trzecią. Po czterech latach z ichtiofauny zniknęły koza, szczupak oraz płoć [König 1969]. W uregulowanych potokach likwidacji ulegają kryjówki pstrągów, a w efekcie liczebność tych ryb drastycznie spada [Rudek 1974]. W małych rzekach, pod wpływem zanieczyszczeń, bywa, że po regulacji spotykane są tylko dwa gatunki kielb i śliz [Błachuta i in. 1993] bądź w ponad 80% dominacje liczebności przejmują ryby ciernikowate [Penczak i in. 1991]. Regulacja niszczy bowiem naturalną strukturę dna i zmienia charakter przepływu wody. Prowadzi to do zubożenia zespołów flory i fauny. Pojawiające się nagłe przybory wody niszczą strukturę dna, a likwidacja obszarów zalewowych powoduje wzrost kulminacji spływu jednostkowego [Bless 1978, Kuhn 1976, Żelazo 1997].

Celem pracy jest przedstawienie wpływu na ichtiofaunę regulacji koryta rzecznej na przykładzie rzeki Łydynia, a także wskazanie możliwości podejmowania działań, pozwalających w tego typu przypadkach na minimalizację negatywnych skutków regulacji.

Material i metodyka badań

Łydynia jest lewobrzeżnym dopływem Wkry o długości 72 km, w północno-wschodniej części Niziny Mazowieckiej, przepływającym przez obszar Wyżyny Ciechanowskiej. Źródła rzeki znajdują się na Wzniesieniach Mławskich w okolicach wsi Budy Garlińskie. Rzeka uchodzi do Wkry w 48,4 km jej biegu, na północny zachód od Sochocina. Szerokość doliny rzeki wynosi od 100 do 1200 m. Miejscami dolina zanika, zaś koryto rzeki głęboko wcina się w otaczający je teren. Dno rzeki tworzą przeważnie piaski drobne. W dolinie przeważają grunty użytkowane rolniczo i użytki zielone. Jest to teren wybitnie rolniczy o bardzo małej lesistości.

Odcinek rzeki od 53,5 km, aż do jej źródeł w 73,0 km, uregulowany został w połowie XX wieku. Szerokość dna wynosi 1-3 m, a głębokość od 0,2-1,3 m. Średni spadek podłużny rzeki na tym odcinku wynosi 0,97‰. Upływ czasu, jaki minął od przeprowadzonej regulacji, sprawił, że rzeka w znacznym stopniu zdołała odzyskać cechy naturalności: kręty przebieg nurtu w obrębie uregulowanego koryta, zróżnicowana głębokość wody, podmyte burty brzegowe, koryto częściowo zacienione, osłonięte nadbrzeżną roślinnością [Wiśniewski, Borzęcka 2004]. Wykonanie w latach 2006-2007 regulacji pomiędzy km 51+650 a km 58+250, wpłynęło na zmianę warunków siedliskowych i bytowania ryb [Wiśniewski 2008].

Odłowy kontrolne przeprowadzone zostały w górnym odcinku rzeki Łydynia (pomiędzy 51 a 58 km), położonym pomiędzy miejscowościami Rosochy i Żmijewo Szawały. W 2005 roku wykonano je przed regulacją, natomiast w 2008 roku po zakończeniu regulacji rzeki. W 2005 roku odłowy przeprowadzono w dwóch terminach – 6 listopada oraz 4 grudnia, na stanowiskach o długości 300 i 250 m. Analizowano łączny wynik odłowu na tych stanowiskach. W roku 2008 odłowy przeprowadzono w kwietniu, odławiając stanowisko o długości 800 m. Średnia szerokość lustra wody na stanowiskach odłowu wynosiła 4,0 m.

Połowy prowadzono z użyciem plecakowego agregatu prądu impulsowego metodą brodenia pod prąd wody. Ryby podbierano anodo-czerpakiem oraz kasarem.

Półów przyżyciowo segregowano na gatunki, a w obrębie każdego z nich określano liczebność osobników oraz ich łączną masę. Klasyfikację taksonomiczną ryb przyjęto za Brylińską [2000], preferencje przepływu wody według Schiemer i Waidbacher [1991], a przynależność do ekologicznych grup rozrodczych za Balonem [1975]. Kategorie zagrożeń przyjęto za Witkowskim i in. [2009]. Po zakończeniu pomiarów ryby uwalniano w miejscu złowienia.

W odniesieniu do zespołów ryb zidentyfikowanych przed i po regulacji wyznaczono wskaźnik różnorodności ogólnej Shannona-Wiennera [Odum 1982].

Możliwości przeciwdziałania niekorzystnym skutkom przeprowadzonej regulacji rzek, przez wprowadzenie elementów zabudowy koryta zwiększających jego różnorodność siedliskową, przedstawiono na podstawie literatury [Adam et al. 1996, Gebler 1991, 2005, River Restoring Centre 2006].

Wyniki

Wpływ regulacji na ichtiofaunę

Struktura ichtiofauny ustalona na podstawie odłowów kontrolnych, przeprowadzonych w listopadzie 2005 roku, pomiędzy km 51+650 a km 58+250, przed regulacją rzeki, przedstawiono w tabeli 1. Łącznie zarejestrowano 852 ryby, reprezentujące 13 gatunków. Ich łączna masa wyniosła 7,369 kg, tj. 33,459 kg/ha. W zespole występowało 6 reofilnych gatunków ryb rzecznych, pięć eurytopowych o dużych zdolnościach przystosowawczych do zmiennych warunków środowiska oraz dwa gatunki limnofilne, typowe dla wód stojących. Zwraca uwagę dominacja drobnych gatunków – kielbia, kozy, cierniczka (łącznie 86,6 % n). Gatunki użytkowe reprezentowały szczupak, płoć, jelec, jaź, okoń oraz pstrąg potokowy. Pozostałymi gatunkami były: kiełb, śliz, cierniczek, słonecznica, piskorz, koza i minóg strumieniowy. Spośród nich minóg strumieniowy, piskorz oraz koza znajdują się w Załączniku II Dyrektywy Siedliskowej i chronione są w ramach sieci Natura 2000, a także objęte są całkowitą ochroną gatunkową (Dz.U. z 2011 r. Nr 237, poz. 1419).

Tabela 1. Struktura zespołu ichtiofauny rzeki Łydynia na stanowiskach Żmijewo Ponki i Rosochy, stwierdzona 11 listopada oraz 4 grudnia 2005 roku (długość stanowiska 550 m, powierzchnia 2200 m²)

Gatunek	Liczba osobników (n)	% n	Masa (kg) (w)	% w	Średnia masa osobnicza (kg)	Grupy ekologiczne	
						rozrodzce	przepływu
<i>Esox lucius</i>	18	2,12	1,126	15,28	0,063	F	E
<i>Rutilus rutilus</i>	15	1,76	0,830	11,26	0,056	F	E
<i>Gobio gobio</i>	441	51,76	3,375	45,80	0,008	P	R
<i>Leuciscus leuciscus</i>	3	0,35	0,220	2,99	0,073	L-F	R
<i>Leuciscus idus</i>	3	0,35	0,032	0,43	0,011	L-F	R
<i>Barbatula barbatula</i>	37	4,34	0,229	3,11	0,006	Ps	R
<i>Pungitius pungitius</i>	122	14,32	0,131	1,78	0,001	F	E
<i>Leucaspis delineatus</i>	27	3,17	0,051	0,69	0,002	F	L
<i>Perca fluviatilis</i>	1	0,12	0,010	0,14	0,010	L-F	E
<i>Salmo trutta m. fario</i>	2	0,23	0,830	11,26	0,415	L	R
<i>Misgurnus fossilis</i>	1	0,12	0,030	0,41	0,030	L-F	L
<i>Cobitis taenia</i>	175	20,54	0,470	6,38	0,003	F	E
<i>Lampetra planeri</i>	7	0,82	0,035	0,47	0,005	L	R
Razem	852	100,00	7,369	100,00	0,009		

Grupy ekologiczne – rozrodzca: L – litofilne, L-F – lito-fitofilne, F – fitofilne, P – psammofilne (wg Balon 1975), wymagania siedliskowe: R – reofilne, E – eurytopowe, L – limnofilne (wg Schiemer i Waidbacher 1992)

Tabela 2. Struktura ichtiofauny rzeki Łydynia na stanowisku Żmijewo Ponki – Żmijewo Szawały, stwierdzona w dniu 23 kwietnia 2008 roku (długość stanowiska 800 m, pow. 3200 m²)

Gatunek	Liczba osobników (n)	% n	Masa (kg) (w)	% w	Średnia masa osobnicza (kg)	Grupy ekologiczne	
						roz-rodzce	prze-pływu
<i>Gobio gobio</i>	28	82,35	0,115	73,23	0,004	Ps	Re
<i>Leuciscus cephalus</i>	1	2,94	0,010	6,29	0,010	L	Re
<i>Barbatula barbatula</i>	2	5,88	0,030	18,86	0,015	Ps	Re
<i>Pungitius pungitius</i>	3	8,83	0,004	2,52	0,001	F	Eu
Razem	34	100,00	0,159	100,00	0,005		

Obraz ichtiofauny zarejestrowany 23 kwietnia 2008 roku po przeprowadzonej regulacji przedstawiono w tabeli 2. W 800 metrowej długości odcinka rzeki stwierdzono obecność 34 ryb należących do 4 gatunków. Łączna masa złowionych ryb wyniosła 0,159 kg, co w przeliczeniu na 1 ha powierzchni odpowiada masie 0,497 kg. Gatunki użytkowe reprezentowane były tylko przez klenia. Pozostałe to gatunki nieużytkowe: kielb, śliz oraz ciemniczek. Zniknęły licznie występujące przed regulacją gatunki z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej i chronione w ramach sieci Natura 2000, natomiast z tych objętych całkowitą ochroną gatunkową pozostał jedynie śliz.

Destrukcyjność zespołu ryb dobrze oddają wartości wskaźnika różnorodności ogólnej Shannona-Wiennera, wyliczonego dla zespołu ichtiofauny – przed regulacją $H'_n = 2,094$, $H'_w = 2,469$ oraz po jej przeprowadzeniu $H'_n = 0,930$, $H'_w = 1,177$. Po regulacji są one ponad dwukrotnie niższe.

Możliwości przeciwdziałania skutkom regulacji

Przedstawiony przykład rzeki Łydynia dobrze uzasadnia konieczność ograniczania ingerencji w ekosystem rzeki, w przypadku podejmowania prac regulacyjnych i utrzymaniowych w jej korycie. W oparciu o wybrane pozycje literatury, zaproponować można zastosowanie rozwiązań pozwalających na ograniczenie negatywnych skutków regulacji.

Podstawowym warunkiem współcześnie prowadzonych prac regulacyjno-utrzymaniowych w korycie rzeki, musi być przestrzeganie ograniczeń zakresu ingerencji. Dzięki temu możliwe jest zachowanie odpowiednich warunków dla bytowania ryb oraz ich licznego pogłowia. W ogólnym zarysie ograniczenia te dotyczyć muszą:

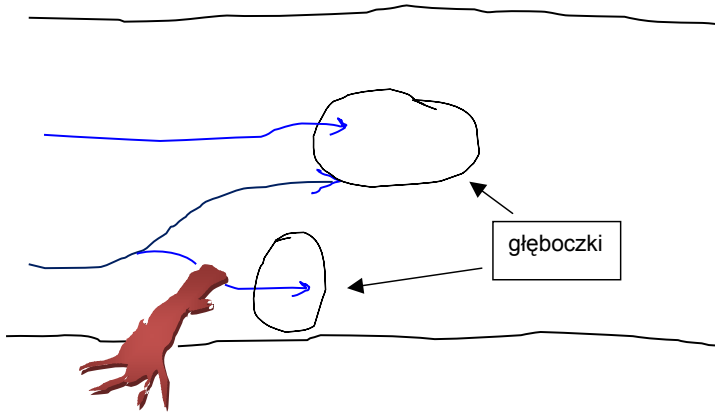
- odcinkowego umacniania brzegów tylko w miejscach, gdzie erozja zagraża istniejącej infrastrukturze technicznej,
- pozostawiania naturalnego, krętego biegu koryta rzeki oraz jego połączeń ze starorzeczami,

- pozostawiania drzew i krzewów ocieniających i umacniających brzegi rzeki pod korzeniami, w których znajdują się kryjówki ryb i innych organizmów oraz stałej łączności tych miejsc ze strefą nurtową,
- stabilizacji dna za pomocą odpowiednio skonstruowanych bystrzy, w które powinny być przebudowane istniejące niskie stopnie i progi,
- zachowanie naturalnej zmienności profilu dna, która różnicuje głębokość wody w różnych partiach rzecznej koryta,
- wprowadzania w uregulowanych, jednorodnych fragmentach koryta rzecznej specjalnych urządzeń (deflektory koncentrujące nurt, głazy i duże kamienie, schrony dla ryb z pni drzew, ich karp i głazów, ławy żwirowo kamieniste), zwiększających pojemność siedliskową rzecznej ekosystemu.

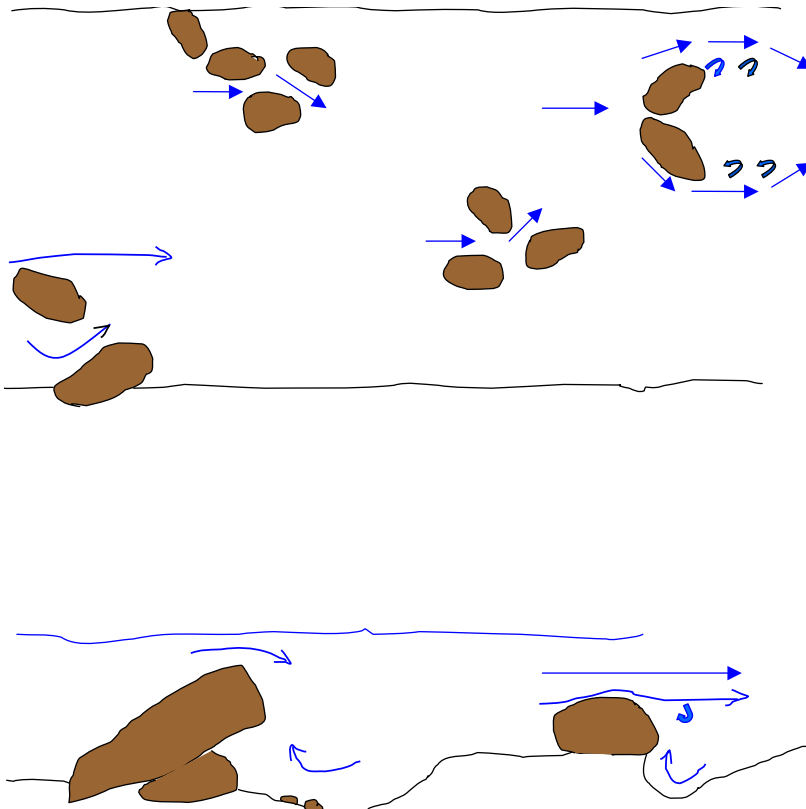
Zabezpieczenie przed erozją brzegów oraz zróżnicowanej struktury dna

Wykonując zabezpieczenie brzegu przed erozją, należy pamiętać, że o przyrodniczej wartości cieków jako środowiska życiowego ryb oraz innych organizmów decyduje zróżnicowanie siedliskowe koryta rzeki. Ingerując w koryto rzeki na odcinkach wymagających prowadzenia w nich robót, należy je zatem przeprowadzić w sposób pozwalający na zachowanie/stworzenie zróżnicowania siedliskowego – pozostawienie zróżnicowanej głębokości oraz miejsc schronienia dla ryb. Bez interwencji muszą pozostać natomiast odcinki rzeki, na których nie prowadzi się umocnienia brzegów. Oznacza to, że w obszarze tym nie można prowadzić prac polegających na pogłębianiu i wyrównywaniu dna, wykasaniu roślinności wodnej rosnącej w korycie rzeki, poza miejscami gdzie zarasta całą jego szerokość oraz wycinania drzew i krzewów porastających brzegi. W przypadku istniejących przetamowań koryta, co ma zwykle miejsce w następstwie jego zatarasowania zwalonymi w poprzek drzewami, nie powinno się usuwać z wody całych pni. Przy jednym z brzegów pozostawić należy karpę z fragmentem pnia, sięgającym do około 1/4-1/5 szerokości cieków. Oprócz tego, że pozostawiony fragment pnia, nie tamując przepływu, pełni rolę kryjówki dla ryb, jego działanie porównać można z działaniem ostrogi koncentrującej nurt i powodującej powstawanie za nią przegłębień dna (głęboczków), niezbędnych dla bytowania ryb (rys. 1).

Podobnie ważną rolę w różnicowaniu struktury dna, pełnią znajdujące się w korycie rzeki głazy i kamienie. Nie należy ich z niego usuwać, zaś w przypadku uregulowanego odcinka cieków, wprowadzenie do koryta głazów stanowi podstawę zapoczątkowania w nich samorzutnych procesów renaturyzacji. Rozmieszczenie tych głazów nie może być jednak przypadkowe, bowiem muszą one wpływać na kierunek przepływu wody, inicjując powstawanie przegłębień dna. Przy odpowiednim rozmieszczeniu koncentrują one strugę nurtu, nadając mu kręty bieg, przerzucający się z jednego brzegu na drugi, jak również powodują różnicowanie się głębokości wody. Powstające za głazami głęboczki, stanowią doskonale miejsca schronienia ryb. Na



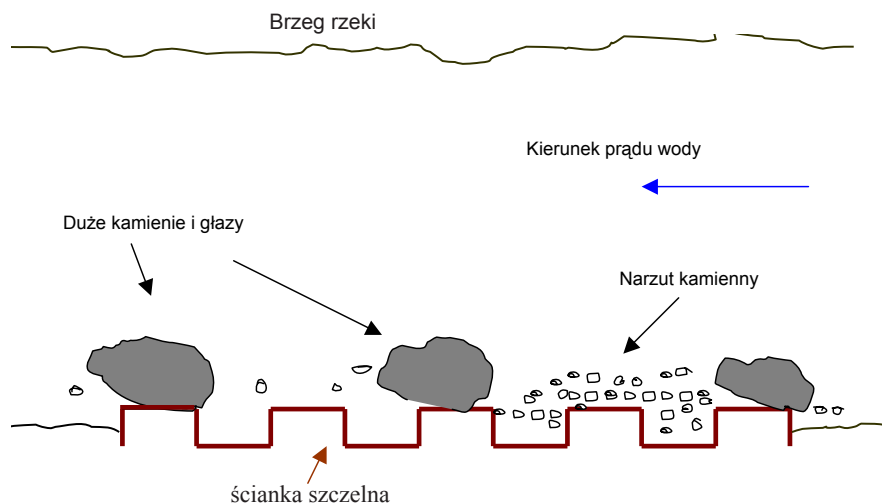
Rys. 1. Przykład korzystnego dla tworzenia siedlisk ichtiofauny oddziaływania pozostawionego w korycie rzeki fragmentu zwalonego pnia (wg Gebler 2005 zmienione)



Rys. 2. Przykłady rozmieszczania w rzece kamieni, zapewniających odpowiednie ukierunkowanie przepływu wody oraz powstawanie kryjówek dla ryb (wg Gebler 2005 zmienione)

rysunku 2 przedstawiono przykładowo zalecany sposób układania kamieni, tak aby pełniły one oczekiwane funkcje.

Głazy i kamienie wykorzystać także można w sytuacji, gdy konieczne jest trwałe zabezpieczenie brzegu przed rozmywaniem poprzez zastosowanie ścianki szczelnej. Sposób uformowania z nich miejsc ukrycia ryb przedstawiono na rysunku 3.

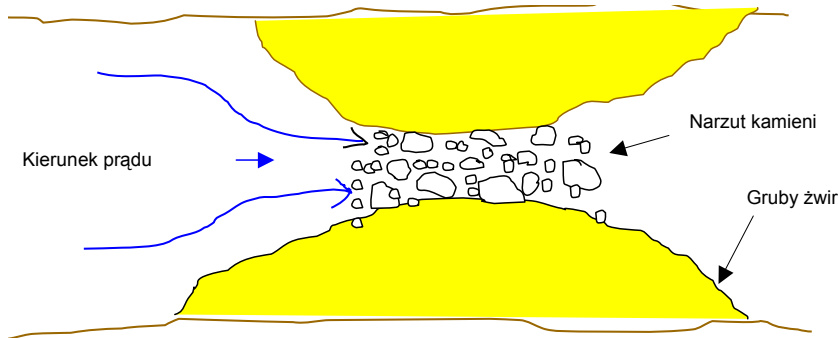


Rys. 3. Przykład wykorzystania głazów i kamieni do stworzenia kryjówek ryb przy brzegu umacnianym ścianką szczelną z larsenów

W podobny sposób można także wykorzystać głazy i kamienie, układając je w uregulowanym korycie naprzemianlegle co 10-20 m, przy umacniających brzegi opaskach faszynowych. Ważne jest, aby pomiędzy układanymi wiązkami faszyny formowane były szczeliny o szerokości około 0,20-0,30 m i długości 1-2 m. Dzięki temu powstaną kryjówki niezbędne dla bytowania dużych osobników, użytkowych gatunków ryb. Jest to istotne dla możliwości prowadzenia racjonalnej gospodarki rybacko-wędkarskiej w niedużych, silnie morfologicznie przekształconych rzekach.

W odcinkach cieku, w których wymagane jest skoncentrowanie nurtu w środkowej części koryta celem ochrony brzegów przed erozją, naturalnym rozwiązaniem pozwalającym na osiągnięcie zamierzonego efektu jest ścieśnienie nurtu poprzez obustronne uformowanie na dnie ław wykonanych z otoczków i grubego żwiru (rys. 4).

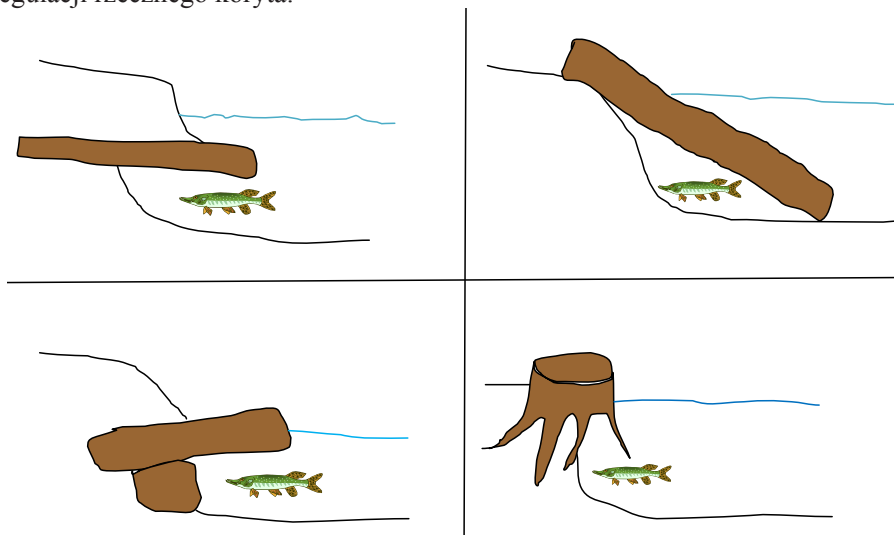
Rozwiązanie to nie tylko pozwala na koncentrację nurtu, pełniąc rolę obustronnie usytuowanych ostróg, lecz równocześnie powoduje odcinkowe przyspieszenie prędkości przepływu wody. Aby zredukować w tym miejscu przyspieszenie prądu wody zwiększające erozję dna, można dno umocnić przez wysypanie narzutu z polnego lub łamanego kamienia (ostatni mniej korzystny). W ten sposób na uformowanych ławach kamienno-żwirowych powstają dobre warunki do rozrodu reofilnych gatunków ryb.



Rys. 4. Przykład wykorzystania obustronnie uformowanych ław żwirowych do koncentracji nurtu (wg Gebler 2005 zmienione)

W miejscach ubezpieczania brzegów rzeki przed erozją proponowane jest wykorzystanie palisady, faszyny i narzutu kamienia polnego w płotkach. Stosując ten sposób ubezpieczenia brzegów należy pamiętać, aby w ubezpieczonym brzegu stworzyć miejsca ukrycia ryb. W tym względzie stosowane są na świecie różne rozwiązania z wykorzystaniem kłód drewnianych, pali oraz różnej wielkości kamieni. Można także zaproponować proste rozwiązania kryjówek dla ryb, których wykonanie powinno być powiązane z umocnieniami brzegu. Przykłady ich rozwiązań przedstawiono na rysunku 5.

Proponowane rozwiązania, służące urozmaiceniu zróżnicowania siedliskowego koryta rzeki i tym samym zwiększeniu liczby habitatów odpowiednich dla bytowania ryb, muszą być zawsze jednym z elementów prac prowadzonych w celu modernizacji/regulacji rzecznej koryta.

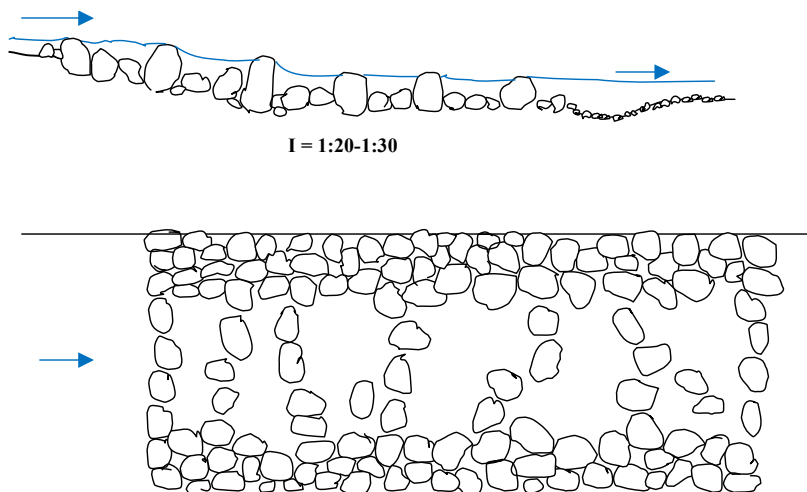


Rys. 5. Przykłady schronów dla ryb, które można zastosować do wbudowania w umocnienia brzegowe (wg Gebler 2005 zmienione)

Przebudowa istniejących stopni i wykonanie nowych

Przebudowa istniejących stopni oraz wykonanie nowych stanowi istotny element modernizacji/regulacji rzek. Celem, do którego osiągnięcia dąży się w tym przypadku, jest zarówno zapewnienie bezpieczeństwa istniejących budowli, zachowanie ich funkcji działania przeciwerozyjnego i piętrzącego, przy równoczesnym odtworzenia możliwości migracji ryb na tych budowlach. W przypadku konieczności rozebrania istniejących starych budowli i wykonania nowych stopni, a równocześnie zachowania dotychczasowej rzędnej piętrzenia, stopnie należy wykonać w formie bystrotoków o odpowiednio łagodnym nachyleniu, dostosowanym do możliwości migracyjnych ryb. Poszczególne gatunki ryb odznaczają się silnie zróżnicowanymi możliwościami pokonywania prądu wody [Adam i in. 1996, Gebler 1991, Jens et al. 1997]. Do możliwości pokonywania prądu wody przez poszczególne gatunki ryb tworzących ichtiofaunę rzeki, dostosowana musi być konstrukcja bystrotoku. Uwzględnione powinny być wymagania wszystkich gatunków ryb, bowiem w wyniku przebudowy stopni powinien zostać osiągnięty zakładany efekt przywrócenia drożności dla migracji ryb, co jest jednym z podstawowych warunków umożliwiających zachowanie i odbudowę ichtiofauny rzecznej.

W procesie przebudowy istniejących progów, w miejsce niecki wypadowej progu proponowane jest wykonanie bystrza (bystrotoku) o nachyleniu $\geq 1:20$ (lepiej $1:30$), którego początek oparty będzie o istniejący stary próg. Bystrze wykonać należy w formie przepławki ryglowej obliczonej na średnią i niską wodę. Ze względu na konieczność uzyskanie wymaganej prędkości przepływu wody na progach bystrza $V \leq 1,0$ m/s, niezbędne jest dla stopnia o wysokości piętrzenia np. 0,5 m, wykonanie 6 rygli tworzonych z ustawionych na sztorc głazów o orientacyjnych wyjściowych wymiarach 1,0 x 0,40 x 0,40-0,60 m. Wymiary głazów muszą zostać dostosowane do wysokości poszczególnych stopni według zasady: mniejsza różnica wysokości mniejsza średnica głazów. Pomiędzy zabetonowanymi w podłożu głazami rygla pozostawione muszą być szczeliny o szerokości od około 0,05 m do 0,50 cm, a także większej, co wynika ze struktury gatunkowej ichtiofauny – większe rozmiary dorosłych ryb, większa szerokość maksymalna szczeliny. Sumaryczna szerokość szczelin wynikać musi z wielkości średniego niskiego przepływu rzeki. Bystrze stopnia o wysokości piętrzenia np. 0,50 m, będzie miało pomiędzy ryglami 5 komór spoczynkowych, a różnica poziomów pomiędzy sąsiadującymi ze sobą komorami wyniesie około 0,08 m. Odchodzące na obydwa brzegi boki bystrza, powinny być nachylone do środka rzeki w stosunku jak 1:2-3. Mogą być one wykonane zgodnie z przyjętą powszechnie technologią umacniania brzegów (narzut kamienny w koszach siatkowych). Te fragmenty bystrza są zalewane tylko podczas przepływu wysokich wód. Ze względu na wymaganą dla ichtiofauny obecność luźnej struktury żwirowo-kamienistego dna, niedopuszczalne jest przykrycie z wierzchu koszy (gabionów), umacniających dno bystrza siatką metalową. Przy przyjęciu długości basenów na 3,0 m, długość bystrza dla przykładowego stopnia 0,5 m, wynosić będzie około 20 m (brutto). Bardzo ważne jest wykonanie pierwszego i ostatniego rygla w sposób pozwalający na łagodne powiązanie bystrotoku z dnem rzeki stanowiska górnego i



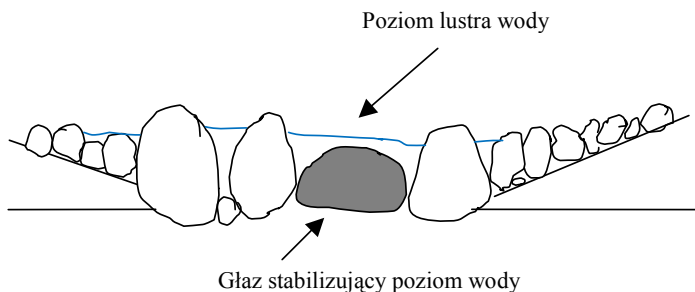
Rys. 6. Schematycznie przedstawiona propozycja przebudowy progów na bystrze (wg Gebler 1991 zmienione)

dolnego. Na dolnym stanowisku konieczne jest wyprofilowanie przegłębionej niecki wypadowej, która pełni funkcję schronienia dla ryby oraz stanowi ubezpieczenie przed erozją dna dolnego stanowiska. Od punktu przegłębienia dno niecki powinno łagodnie przechodzić w dno rzeki, wznosząc się z odwrotnym nachyleniem w stosunku do bystrza. Długość niecki i jej łagodnego połączenia z dnem rzeki powinna być około 7-10-krotnie większa od głębokości w niecce wypadowej. Schemat konstrukcji bystrza przedstawiono w rzucie bocznym i z góry na rysunku 6.

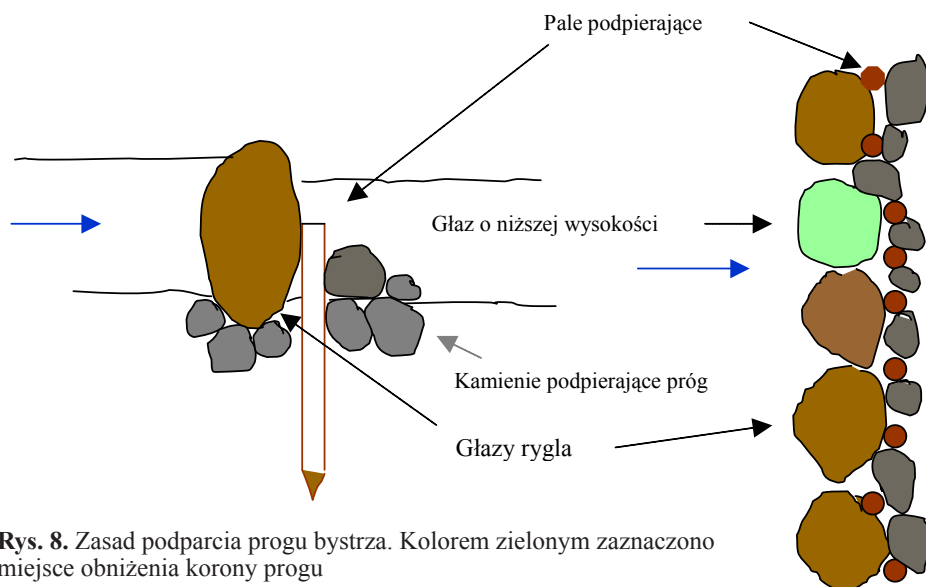
Długość bystrza i liczba rygli zależą od wysokości przebudowywanego progów oraz gatunków ryb, dla migracji których ma ono służyć. Zasadą jest, że długość basenu powinna być co najmniej 3-krotnie większa od całkowitej długości ryb dorosłych. Rzędy rygli bystrza powinny wykazywać budowę nieregularną, co sprzyja zróżnicowaniu prędkości przepływu wody, natomiast wysokość poszczególnych głazów rygla być zmienna w granicach do 0,20 m (rys. 7).

Dzięki takiemu ustawieniu woda przez różne miejsca (szczeliny) rygla przepływać będzie strugami różnej grubości oraz z różną prędkością. Taka konstrukcja sprzyja zachowaniu odpowiedniej głębokości w basenach w okresie niskich przepływów. Pozwala bowiem na przydławianie (zastawienie kamieniami) zbyt szerokich szczelin i podpiętrzenie wody. Wówczas najniższy głaz rygla określał będzie głębokość wody w basenie. W celu zwiększenia stabilności bystrza jego ostatni dolny rygiel podparty może być palami (np. drewniane lub larseny), bitymi w dno w odległości $\leq \frac{2}{3}$ od średnicy głazów tworzących rygiel (rys. 8).

W sytuacjach, gdy konieczne jest zwiększenie głębokości wody w rzece, w której nie istnieje zabudowa progowa, żądany efekt podniesienia poziomu wody można uzyskać przez budowę kaskady progów wykonanych z głazów, kamieni oraz gliniastego żwiru. Wykonywane z niego progi w postaci nasypów, opancerzane są



Rys. 7. Schemat rygla z zaznaczonym sposobem zróżnicowania wysokości tworzących go poszczególnych głazów (wg Adam i in. 1996 zmienione)

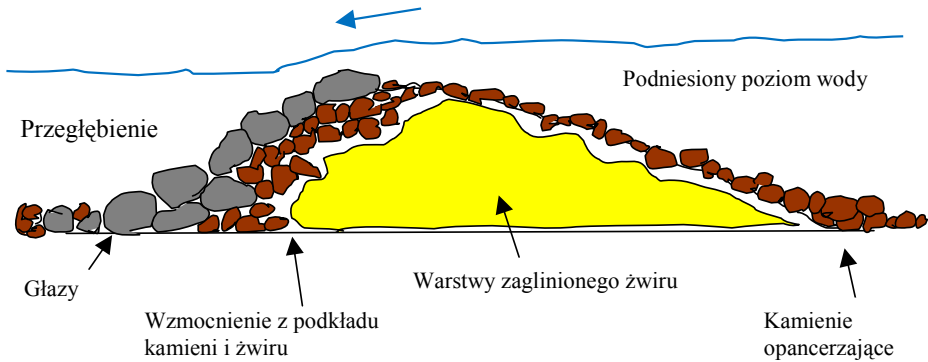


Rys. 8. Zasad podparcia progu bystrza. Kolorem zielonym zaznaczono miejsce obniżenia korony progu

narzutem kamiennym oraz od strony wody dolnej wzmocnione brukiem kamiennym i żwirem, na którym układane są głazy tworzące bystrze w dolnej części wykonanego nasypu. Ideowy schemat konstrukcji takiego progu przedstawiona na rysunku 9.

Budowa jazów

Częstym elementem przeprowadzanych regulacji/modernizacji rzek, których wody wykorzystywane są do nawodnień rolniczych, są jazy służące okresowemu piętrzeniu wody (fot. 1). Przy takim sposobie użytkowania jaz zamknięty będzie tylko w okresie nawodnień, natomiast w pozostałych porach roku będzie otwarty. Rozpatrując tę konstrukcję w aspekcie zapewnienia swobody migracji ryb, stwierdzić należy, że przy takiej formie użytkowania nie zachodzi potrzeba wykonania przepławki. Spełnione być jednak muszą następujące warunki:



Rys. 9. Schemat konstrukcji progu wykonanego z zaglinionego żwiru, żwiru, kamieni oraz głazów (wg River Restoring Centre 2006 zmienione)



Fot. 1. Zmodernizowany jaz do nawodnień rolniczych na rzece Mławka. Przy podniesionych zasuwach nie stanowi przeszkody w migracji ryb. Poniżej widoczna niecka wypadowa oraz betonowe szyki (fot. W. Wiśniewolski)

- różnica poziomów rzędnej progu jazu przy otwartych zasuwach oraz rzędnej dna dolnego stanowiska nie może przekraczać 10-15 cm, aby w okresie otwarcia jazu nie stanowił on utrudnienia w migracji ryb.
- z uwagi na strukturę gatunkową zespołu ryb, jaz musi być otwarty w okresie, w którym ma miejsce nasilenie migracji ryb na tarliska i zimowiska.
- piętrzenia wody na jazu musi odbywać się w taki sposób, aby w okresie gromadzenia na nim wody, w rzece poniżej zagwarantowane było zachowanie przepływu biologicznego (najlepiej w granicach SNQ).

Podsumowanie i wnioski

Potrzeba ochrony naturalnych zasobów przyrodniczych i pozostawienia ich przyszłym pokoleniom, wskazuje sposób podejścia do prac regulacyjno-utrzymaniowych wykonywanych w korycie rzeki. Musi to być podejście racjonalne, oparte o analizę oddziaływań na ekosystem rzeczny i jego biocenozy. Ocena korzyści i strat związanych z realizacją zakładanych celów (np. ochrony przed powodzią, nawodnienia, innych), stanowi zatem podstawę podejmowania decyzji o realizacji lub zaniechaniu planowanej inwestycji regulacji/modernizacji koryta rzeki. Z chwilą podjęcia decyzji o realizacji, warunkiem musi być wybór rozwiązań kompromisowych, które pozwalając na osiągnięcie (pełne lub częściowe) zakładanych celów, umożliwią ochronę zasobów przyrodniczych, tutaj zasobów ryb. Wymaga to ograniczenia zakresu ingerencji w ekosystem rzeki, a także podejmowania działań minimalizacji i kompensacji szkodliwych oddziaływań. Dzięki temu możliwe jest zachowanie odpowiednich warunków dla bytowania ryb oraz utrzymania ich licznego поголовia. Wytyczne, którymi należy się kierować dotyczą m.in.:

- odcinkowego umacniania brzegów tylko w miejscach, gdzie erozja zagraża istniejącej infrastrukturze technicznej,
- pozostawiania naturalnego, krętego biegu koryta rzeki oraz jego połączeń ze starorzeczami,
- pozostawiania drzew i krzewów ocieniających i umacniających brzegi rzeki, pod korzeniami których znajdują się kryjówki ryb i innych organizmów oraz stałej łączności tych miejsc ze strefą nurtową,
- stabilizacji dna za pomocą odpowiednio skonstruowanych bystrzy, w które powinny być przebudowane istniejące niskie stopnie i progi,
- zachowania naturalnej zmienności profilu dna, która różnicuje głębokość wody w różnych partiach rzecznoego koryta,
- wprowadzania w uregulowanych, jednorodnych fragmentach koryta rzecznoego, specjalnych urządzeń (deflektory koncentrujące nurt, głazy i duże kamienie, schrony dla ryb z pni drzew, ich karp i głazów, ławy żwirowo kamieniste), zwiększających pojemność siedliskową rzecznoego ekosystemu,
- przy wykonywaniu jazów do nawodnień, różnica poziomów rzędnej progu jazu przy otwartych zasuwach oraz rzędnej dna dolnego stanowiska, nie może przekraczać 10-15 cm, aby w okresie otwarcia jazu nie stanowił on utrudnienia w migracji ryb,
- w okresie, w którym ma miejsce nasilenie migracji ryb na tarliska i zimowiska, jaz musi być otwarty,
- piętrzenie wody na jазie musi odbywać się w taki sposób, aby w okresie gromadzenia na nim wody, w rzece poniżej zagwarantowane było zachowanie przepływu biologicznego (najlepiej w granicach SNQ).

Literatura

- Adam B., Bosse R., Dumont U., Gebler R. J., Geitner V., Hass H., Krüger F., Rapp R., Sanzin W., Schaa W., Schwevers U., Steinberg L.** 1996: Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. DVWK Merkbl. z. Wasserwirtsch, 232, s. 144.
- Backiel T.** 1993: Ichtiofauna dużych rzek – trendy i możliwości ochrony. [W:] Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski (red. L. Tomiałojć). Wydawnictwo Instytutu Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 39-48.
- Balon E. K.** 1975: Reproductive guilds of fishes – a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32, 821-864.
- Bartel R., Wiśniewolski W., Prus P.** 2007: Impact of the Włocławek dam on migratory fish In the Vistula River. *Archives of Polish Fisheries*, vol. 15, Fasc. 2, 141-156.
- Bauch G.** 1958: Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. *Z. Fisch.*, 7, 161-438.
- Bless R.** 1978: Bestandsänderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland – Ursachen. Zustand und Schutzmassnahmen. Kilda Verlag, Greven, Deutschland, s. 66.
- Blachuta J., Kuszewski J., Kuszniierz J., Witkowski A.** 1993: Ichtiofauna dorzecza Baryczy. *Rocz. Nauk PZW*, 6, 19-48.
- Brylińska M.** (ed.). 2000: Ryby słodkowodne Polski. PWN Warszawa, s. 521.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (tzw. Ramowa Dyrektywa Wodna).
- Dyrektywa Rady 92/43/EWG w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywa Siedliskowa) wraz z Europejską Siecią Ekologiczną „Natura 2000”.
- Gebler R.J.** 1991: Sohlrampen und Fischaufstiege. Eigenverlag Gebler, Walzbachtal, s. 145.
- Gebler R.J.** 2005: Entwicklung naturnaher Bäche und Flüsse. Maßnahmen zur Strukturverbesserung. Verlag Wasser - Umwelt, Walzbachtal, s. 139.
- Jens G., Born O., Hohlstein R., Kämmerleit M., Klupp R., Labatzki P., Mau G., Seifert K., Wondrak P.** 1997. Fischwanderhilfen. Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Schriftenreihe, Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter u. Fischereiwissenschaftler e. V., 11, s. 114.
- König D.** 1969: Biologisch-landschaftliche Aspekte bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen an Fließgewässern. *Deutsch. Gewässkundl. Mitteil.*, Sonderheft.
- Kuhn G.** 1976: Die Fischerei am Oberrhein. Hohenheimer Arbeiten. Schr.-R. Univ. Hohenheim, 83, 7-193.
- Nolte W.** 1968: Die Küstenfischerei in der Unter- und Außenweser und die Abwasserbedrohung. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 17, 156-167.
- Odum E.P.** 1982: Podstawy ekologii. PWRiL Warszawa, wyd. III.
- Penczak T., Zaczyński A., Koszaliński H., Koszalińska M., Ulańska M.** 1991: Ichtiofauna dorzecza Narwi. Część IV. Lewobrzeżne dopływy Narwi, 4, 83-99.
- River Restoring Centre. 2006: Przyjazne naturze kształtowanie rzek i potoków. Praktyczny podręcznik. Polska Zielona Sieć. Wrocław-Kraków.
- Rudek J.H.** 1974: Gefährdete Wierbeltierarten – Fische – Ursachen und Auswege. *Landschaftspf. u. Naturschutz in Thüringen*, 11, 1, 3-11.
- Schiemer F., Waidbacher H.** 1991: Strategies of conservation of a Danubian fish fauna. – River Conversation and Management. Wiley and Sons Ltd, London, 365-382.
- Wiśniewolski W.** 1987: Gospodarze połowy ryb w Wiśle, Odrze i Warcie w latach 1953-1978. *Rocz. Nauk Roln.*, H. 101, 71-114.
- Wiśniewolski W.** 1992: Ochrona ryb wędrownych w Wiśle. *Aura*, 3, 92-94.
- Wiśniewolski W.** 2008: Ocena wpływu na ichtiofaunę rzeki Łydynia regulacji koryta na odcinku od km 51+650 do km 58+250, na terenie gmin Stupsk i Szydłowo w powiecie mławskim oraz gminy Grudusk w powiecie ciechanowskim. Opracowanie dla Polskiego Związku Wędkarskiego Okręgu w Ciechanowie.
- Wiśniewolski W., Borzęcka I.** 2004: Operat rybacki rzeki Łydynia nr 1. Okręg Polskiego Związku Wędkarskiego w Ciechanowie.
- Wiśniewolski W., Engel J.** (ed.). 2006: Restoring migratory fish and connectivity of rivers in Poland. Monographic. Wydawnictwo IRS Olsztyn. ss. 82.
- Witkowski A., Kotusz J., Przybylski M.** 2009: Stopień zagrożenia słodkowodnej ichtiofauny Polski: Czerwona lista minogów i ryb – stan 2009. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 65, 33-52.
- Żelazo J.** 1997. Renaturyzacja rzek – potrzeby i możliwości. *NOT, Aura*, 1, 2.