

Krzysztof Kukula, Aneta Bylak
Katedra Biologii Środowiska
Uniwersytet Rzeszowski
ul. Zelwerowicza 4
35–601 Rzeszów
kkukula@univ.rzeszow.pl

Received: 6.02.2011
Reviewed: 8.04.2011

WPLYW CZYNNIKÓW ANTROPOGENICZNYCH NA FAUNĘ KARPACKICH DOPLYWÓW WISŁY

**Impact of anthropogenic factors on fauna of Carpathian tributaries
of Vistula river**

Abstract: Anthropogenic transformations of the Carpathian tributaries of Vistula are caused by water pollution, change of management type as well as technical modifications of watercourses. Decrease of quality of surface waters is caused mainly by improper communal sewage management, agricultural pollutions, deforestation of catchment area and development of tourism. Particularly important is technical development of river beds. Disturbances in species composition of fish communities observed in many drainage basins are the results of development of artificial barriers and reservoirs. The range of influence of large dam reservoirs on river ecosystem is significant and visible even several dozen kilometres from the dam. Numerous in the Carpathians small river bars cause similar changes although in smaller scale. Very important negative factor for fish population is its exploitation by people.

Słowa kluczowe: Carpathian rivers, fish, benthos, dam reservoirs, water pollutions, river regulation.

Wstęp

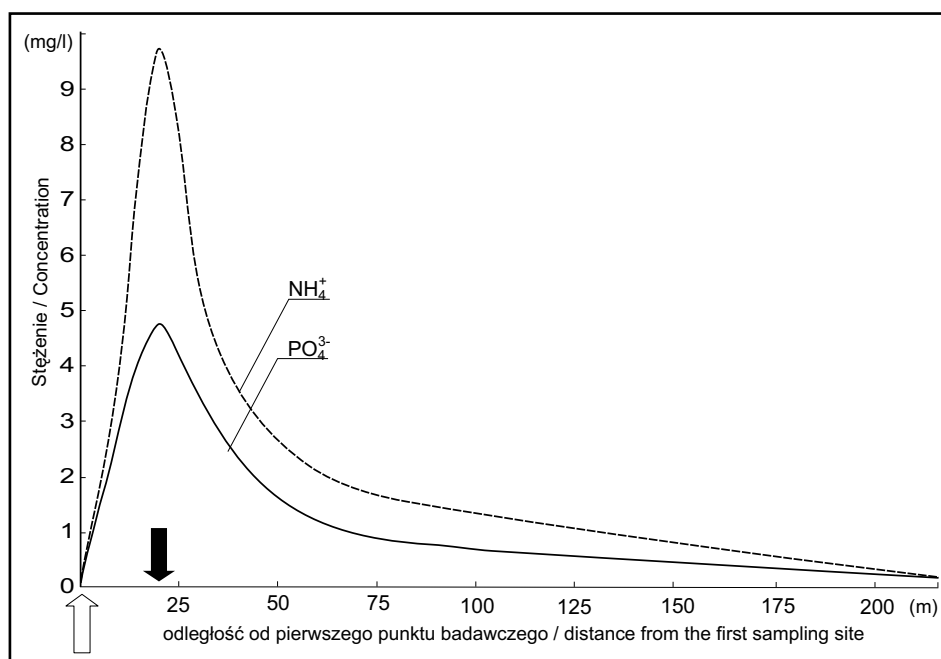
W wyniku działań człowieka ekosystemy wodne podlegają abiotycznym i biotycznym stresom zaburzającym biologię gatunków (Welcomme i in. 1989). Najważniejsze czynniki antropogeniczne wywołujące zmiany w środowisku wodnym to zanieczyszczenia wód, zmiany sposobu gospodarowania w zlewni, zabudowa cieków, regulacje, pobór kruszywa, a także eksploatacja populacji ryb. W karpackich dopływach Wisły pogorszenie jakości wód powierzchniowych to efekt sumowania się wielu źródeł zanieczyszczeń punktowych związanych z produkcją przemysłową i nieuporządkowaną gospodarką ściekami komunalnymi, a także zanieczyszczeń obszarowych z terenów rolniczych (Chelmicki 2001). Poszerzenie terenów rolniczych kosztem wylesienia zlewni, szczególnie w górach, znacząco obniżyło jakość wody. Rozwój turystyki spowodował, że wiele rzek jest zanieczyszczanych prawie od źródeł (Bombówna 1975, 1977; Kownacki 2010). Znaczącą rolę w degradacji wód ma gospodarka leśna. Koryta bardzo wielu pot-

ków zniszczono w trakcie transportu ściętych drzew. Zniszczeniu uległy naturalne kryjówki ryb i siedliska bezkręgowców. Intensywna gospodarka leśna wiąże się też ze wzrostem erozji gleby, wzrostem spadku koryta czy zmianą składu chemicznego wody. Degradacja koryt potoków wynika również z wydobywania kruszywa z koryt rzecznych, co powoduje zmiany ilościowe i jakościowe w zgrupowaniach bezkręgowców wodnych i ryb (Kukuła i Szczęśny 2000; Wyżga i in. 2008, 2009).

Szczególne znaczenie wśród zagrożeń ma zabudowa hydrotechniczna. Zaburzenia w składzie zespołów ryb, zauważalne w wielu zlewniach, są wynikiem powstania barier technicznych w korycie rzeki. Powstaniu zbiorników zaporowych towarzyszą zmiany środowiskowe zarówno poniżej, jak i powyżej zbiornika (Allan, Flecker 1993). Poniżej zapór dochodzi do zmian w reżimie przepływu wody, zmian jej temperatury i składu chemicznego. Wpływa to na przebieg cykli życiowych organizmów wodnych. Zasięg oddziaływania zbiornika zaporowego na ekosystem rzeki jest bardzo duży i w przypadku dużych zapór widoczny jest nawet kilkadziesiąt kilometrów poniżej (Kukuła 2003a). Liczne w Karpatach małe progi piętrzące powodują podobne zmiany, choć w mniejszej skali (Kukuła i in. 2008; Wiśniewolski i in. 2004). Bardzo ważnym czynnikiem dla ryb jest eksploatacja ich populacji przez człowieka. W całym dorzeczu powszechne jest kłusownictwo, a presja wędkarstwa jest znaczna (Kukuła 2002; 2003a; Knutelski 2010).

Zanieczyszczenia wód

Odprowadzanie ścieków przemysłowych i wzrost ilości ścieków komunalnych jest przyczyną daleko idących zmian w biocenozach wód śródlądowych. Obok zanieczyszczeń punktowych ogromne znaczenie miały zanieczyszczenia obszarowe dostające się do wód z terenów rolniczych (Chełmicki 2001). Do II wojny światowej duże karpackie dopływy Wisły miały wodę czystą (Kamiński i Wróbel 1991). Potem jednak bardzo szybko jakość wód uległa pogorszeniu, głównie za sprawą zanieczyszczeń przemysłowych. Współcześnie tylko górne odcinki głównych dopływów Wisły mają wodę I klasy czystości. Istotnym źródłem ścieków są też położone w dolinach rzek ośrodki miejskie z nieuporządkowaną gospodarką ściekową, a także zanieczyszczenia obszarowe z terenów rolniczych. Także rozwój turystyki spowodował, że wiele rzek zostało zanieczyszczonych prawie od źródeł (Bombówna 1975; 1977; Kownacki 2010). Nawet z pozoru niewielkie źródła zanieczyszczeń istotnie zwiększały ilość biogenów w wodzie (Ryc. 1). Stosunkowo nieduży obiekt, jak np. oczyszczalnia obok Hotelu „Górskiego” w Ustrzykach Górnych, przy złym funkcjonowaniu, może powodować znaczącą zmianę chemizmu wody, a w konsekwencji degradację zespołów fauny wodnej (Dumnicka i Kukuła 1990; Kukuła i Stachowicz-Kawalec 1996; Kukuła 1998). Bezkręgowce rzek górskich i potoków karpackich to w dużej mierze taksony wrażliwe na zanieczyszczenia, reagujące na pogorszenie jakości wody bardzo



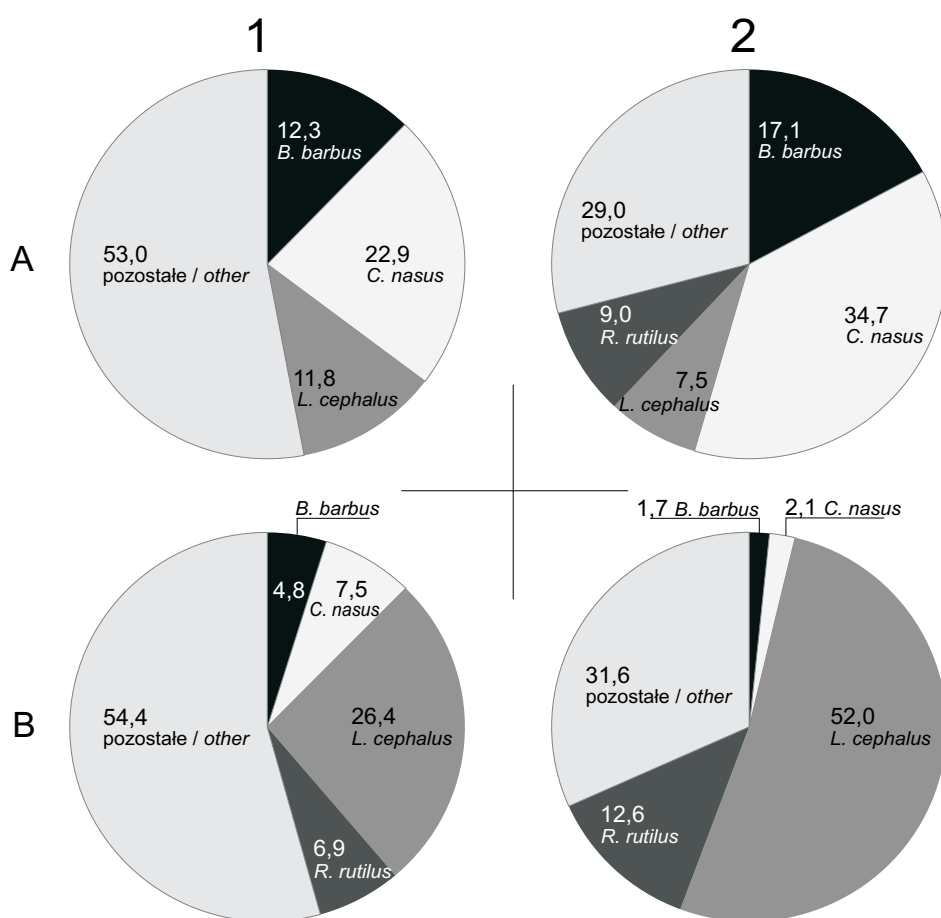
Ryc. 1. Średnia zawartość azotu amonowego i fosforanów w potoku Wołosaty poniżej ujścia ścieków (wg Kukuły i Stachowicz-Kawalec 1996): czarna strzałka – ujście ścieków, biała strzałka – pierwszy punkt badawczy.

Fig. 1. Average content of ammonium nitrogen and phosphates in Wołosaty stream beneath the outlet of sewage (after Kukuła and Stachowicz-Kawalec 1996); black arrow – outlet of sewage, white arrow – first sample point.

wyraźnie (Szczęsny 1995). W Tatrach w latach 70. XX w. stwierdzono w Rybim Potoku zanik większości gatunków jętek *Ephemeroptera*, widelnic *Plecoptera* i chrzączek *Trichoptera* poniżej ujścia ścieków ze schroniska (Kownacki 1977). Wzrost trofii skutkowało przebudową zespołów bezkręgowców w małych dopływach Raby. Zanikały jętki, widelnice, chrzączki, a wzrastała liczebność muchówek *Diptera* i skąposzczetów *Oligochaeta* (Fleituch 2000). Na terenie Tatrzańskiego Parku Narodowego dopływ ścieków bytowych w istotny sposób wpływał na liczebność, różnorodność i strukturę zespołów fauny bezkręgowców bentosowych. Zanikały charakterystyczne dla danej strefy potoku gatunki i pojawiały się inne ze stref niżej położonych lub taksony obce dla fauny Tatr, np. muchówki *Psychoda* lub *Chironomus* sp. (gr. *riparius*) (Kownacki 2010).

Podobne reakcje na zanieczyszczenia występują u ryb. W Skawie, do niedawna ostatnim dużym dopływem Wisły bez dużych obiektów hydrotechnicznych, zmiany w zespołach ryb powodowane były przede wszystkim przez zanieczyszczenia. W latach 80. i 90. XX w. nastąpiło wyraźne pogorszenie jakości wody w dorzeczu. W środkowej i dolnej Skawie nastąpił drastyczny spadek

udziału świnki *Chondrostoma nasus* (L.) (Ryc. 2), która w odłowach z lat 60. XX w. stanowiła nawet 99% biomasy (Kołder 1961). Podobny regres nastąpił w przypadku brzany *Barbus barbus* (L.). Jednocześnie wyraźnie wzrósł udział klenia *Leuciscus cephalus* (L.) i płoci *Rutilus rutilus* (L.). Przy czym płoć dodatkowo poszerzyła swój zasięg (Kukuła 2000a). Wzrost udziału klenia, a przede wszystkim płoci i okonia *Perca fluviatilis* L. oraz zwiększenie zasięgu tych gatunków miał miejsce także w innych karpackich rzekach i zwykle wiązało się to ze spadkiem liczebności świnki i brzany (Augustyn i Bieniarz 1995; Starmach 1998; Włodek i Skóra 1999; Kukuła 2003a).



Ryc. 2. Procentowe udziały wybranych gatunków w ichtiofaunie rzeki Skawy: A – lata 70. i 80. XIX w. (wg Skóry i Włodka 1991), B – druga połowa lat 90. XX w. (wg Kukuły 2000a), 1 – środkowy odcinek rzeki, 2 – dolny odcinek rzeki.

Fig. 2. Percentage of selected species in the ichthyofauna of Skawa river: A – 1970s and 1980s (after Skóra and Włodek 1991), B – second half of 1990s (after Kukuła 2000a); 1 – middle part of the river, 2 – lower part of the river.

Zbiorniki zaporowe

Szczególne znaczenie wśród zagrożeń ichtiofauny ma zabudowa hydrotechniczna. W karpackiej części dorzecza Wisły powstało po II wojnie światowej kilkanaście dużych zapór oraz setki mniejszych progów i przegród (Hennig i in. 1991; Wiśniewolski i in. 2004; Kukuła i in. 2008). Konstrukcje te najczęściej nie posiadają urządzeń umożliwiających wędrówki ryb lub przydatność istniejących jest niewielka (Wiśniewolski 2003). Powstaniu zbiorników zaporowych towarzyszą zmiany w składzie ichtiofauny zarówno poniżej jak i powyżej zbiornika. Poniżej zapór dochodzi przede wszystkim do zmian charakteru dna, zmian reżimu przepływu wody, jej temperatury i składu chemicznego. Naturalne wahania poziomu wody, charakterystyczne dla rzek, stają się teraz bardziej wyrównane, co wpływa na przebieg cykli życiowych całej wodnej fauny (Welcomme i in. 1989; Kukuła 2003a).

Skutki zmian hydrologicznych i hydrochemicznych wywołane powstaniem zbiorników zaporowych bardzo wyraźnie widoczne są w zespołach bentosu. W Dunajcu poniżej zbiorników Czorsztyń/Sromowce Wyżne zanotowano wyraźny spadek liczebności skąposzczetów, jętek, chruścików i chrząszczy *Coleoptera*, a wzrosła liczebność muchówek i widelnic. Po powstaniu zbiorników nastąpiła także regresja malakofauny. Skład zespołu skąposzczetów na tym odcinku Dunajca wskazuje na eutrofizację wód spływających ze zbiorników zaporowych (Knutelski 2010). Na odcinku Dunajca w Sromowcach Niżnych zaobserwowano bardzo duży spadek ogólnej liczby bentosu, z jednoczesną przebudową składu całego zespołu bezkręgowców (Szczęsny 1995).

Powstanie zapór na rzekach jest główną przyczyną zaniku ryb dwuśrodowiskowych w Karpatach. W efekcie do karpackich dopływów Wisły przestał docierać łosoś *Salmo salar* L. i troć wędrowna *S. trutta* m. *trutta* L., które miały swoje tarliska w Sole, Skawie, Rabie, Dunajcu, Wisłoce i Sanie (Bartel 2000a, 2000b). Od lat 70. i 80. minionego wieku coraz częściej obserwowano spadek liczebności pospolitych kiedyś gatunków, szczególnie reofilnych ryb karpiowatych. Uważa się, że przegrodzenie rzek stało się bardzo ważnym czynnikiem ograniczającym ich liczebność (Skóra i Włodek 1988, 1989, 1991; Włodek i Skóra 1999; Amirowicz 2001; Kukuła 2003a, 2003b).

Analizując ichtiofaunę Sanu i jego dopływów poniżej Zbiornika Solińskiego stwierdzono zmiany w udziale ważniejszych gatunków ryb. Obniżenie temperatury wody poniżej zbiornika zaporowego spowodowało zmianę naturalnego zespołu ryb z dominującą brzaną i świnką (Rolik 1971) na zespół z pstrągiem potokowym *S. trutta* m. *fario* L. i lipieniem *Thymallus thymallus* (L.). Zmiana termiki rzeki poniżej zbiornika Solina – Myczkowce spowodowała przesunięcie stref liczniejszego występowania brzany znacznie w dół (Kukuła 2003a). W Wisłoku poniżej zbiornika zaporowego w Besku także

zmienił się skład zespołu ryb. W stosunku do danych Rolik (1971) oraz Pasternaka i Wajdowicza (1983), poniżej zbiornika wzrósł udział płoci i klenia. Spadła wyraźnie liczebność brzany i świnki (Tab. 1).

Tabela 1. Procentowe udziały gatunków w ogólnej liczebności ichtiofauny rzeki Wisłok w okolicach zbiornika Besko: A – przed powstaniem zbiornika Besko (wg Rolik 1971, Pasternaka i Wajdowicza 1983); B – z lat 2002 i 2003 (wg Kukuły 2003a); C – z roku 2009 (wg Kukuły i Bylak, mat. niepubl.).

Table 1. Percentage of particular species in total number of fish in Wisłok river in the vicinity of Besko reservoir: A – before creating reservoir (after Rolik 1971, Pasternak and Wajdowicz 1983), B – from 2002 and 2003 (after Kukuła 2003a); C – from 2009 (wg Kukuła and Bylak, unpublished data).

Gatunki/ <i>Species</i>	Rudawka Rymanowska			Besko			Haczów		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	10-15	<5	-	20-25	10-15	5-10	15-20	20-25	>25
<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	-	5-10	-	<5	<5	<5
<i>Barbatula barbatula</i>	5-10	<5	5-10	<5	<5	20-25	-	<5	<5
<i>Barbus barbus</i>	-	-	-	10-15	<5	<5	20-25	<5	<5
<i>Barbus cyclolepis</i>	-	-	-	<5	-	-	5-10	-	-
<i>Barbus carpathicus</i>	>25	-	-	15-20	<5	5-10	-	<5	<5
<i>Chondrostoma nasus</i>	-	-	<5	20-25	-	<5	<5	<5	<5
<i>Cottus gobio</i>	-	-	-	-	<5	<5	10-15	<5	<5
<i>Gobio gobio</i>	-	10-15	15-20	5-10	10-15	10-15	20-25	10-15	10-15
<i>Gobio kessleri</i>	-	-	-	<5	-	-	<5	-	-
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	-	-	<5	-	<5	-	-	-	-
<i>Leuciscus cephalus</i>	20-25	10-15	20-25	<5	>25	20-25	5-10	10-15	10-15
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	20-25	-	<5	<5	<5	10-15	<5
<i>Perca fluviatilis</i>	-	>25	<5	-	<5	<5	-	-	<5
<i>Phoxinus phoxinus</i>	20-25	<5	<5	5-10	20-25	10-15	<5	-	-
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	<5	-	5-10	5-10	<5	5-10	20-25
<i>Salmo trutta m. fario</i>	<5	-	-	<5	<5	5-10	-	-	<5
<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	-	-	<5	-	-	-	-
Liczba gatunków <i>Number of species</i>	6	6	9	11	15	13	12	9	13

Zespoły ryb aktualnie występujące powyżej zbiorników zaporowych Solina i Besko różnią się bardzo wyraźnie od opisanych w latach 50. i 60. XX w. (Solewski 1964; Rolik 1971; Skóra 1972; Wajdowicz 1979; Pasternak i Wajdowicz 1983). W górnym Sanie w trakcie badań prowadzonych przez ostatnie 15 lat nie złowiono brzany, która przed wybudowaniem zapory tu występowała (Rolik

1971). Od powstania zapory w Solinie liczebność świnki szybko spadała i w latach 90. występowała ona tylko na kilku odcinkach Sanu i w dolnej Solince. Obecnie populacja tego gatunku stopniowo się odbudowuje i jest liczniejsza (Tab. 2).

Tabela 2. Zmiany liczebności gatunków ryb w zlewni górnego Sanu: A – przed powstaniem zbiornika Solina (wg Solewskiego 1964, Rolik 1971, Skóry 1972, Wajdowicza 1979), B – lata 90. XX w. (wg Kukuły 2003a, 2003b), C – lata 2005–2010 (wg Kukuły, Bylak, mat. niepubl.); *gatunek*: + - rzadki; ++ - liczny; +++ - bardzo liczny.

Table 2. Changes in number of fish species in the upper San river drainage basin: A – before creating Solina reservoir (after Solewski 1964, Rolik 1971, Skóra 1972, Wajdowicz 1979), B – in 1990s (after Kukuła 2003a, 2003b), C – in 2005-2010 (after Kukuła and Bylak, unpublished data); *species*: + - rare; ++ - numerous; +++ - common.

Gatunki / Species	Małe potoki Small streams			Duże potoki Large streams			San i dolna Solinka San and lower Solinka river		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C
<i>Alburnoides bipunctatus</i>				++	+	+	+++	+	+
<i>Alburnus alburnus</i>				+	+	+	++	++	++
<i>Barbatula barbatula</i>		+	+	+++	++	++	++	+++	+++
<i>Barbus barbus</i>							+		
<i>Barbus carpathicus</i>				++	+	++	+++	+++	+++
<i>Chondrostoma nasus</i>							++	+	++
<i>Cottus gobio</i>				+	+	+	+	+	+
<i>Cottus poecilopus</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+	++	++
<i>Gobio gobio</i>				+			+	+	+
<i>Leuciscus cephalus</i>				+	++	++	++	+++	+++
<i>Oncorhynchus mykiss</i>			+		+	+		+	+
<i>Perca fluviatilis</i>					+	++		++	++
<i>Phoxinus phoxinus</i>	++	++	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Rutilus rutilus</i>					+	+		+	+
<i>Salmo salar</i>							+		
<i>Salmo trutta m. fario</i>	+++	+++	+++	+++	++	+++	+	+	+
<i>Salmo trutta m. lacustris</i>								+	+
<i>Salmo trutta m. trutta</i>							+		
<i>Thymallus thymallus</i>		+	+		+	++		+	+
<i>Lampetra planeri</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Liczba gatunków / Number of species	4	6	7	11	14	14	15	17	17

Zapory, przerywając ciągłość systemu rzecznoego sprawiają, że zbyt krótkie fragmenty rzeki są niewystarczające do zaspokojenia wszystkich potrzeb wynikających z biologii wielu gatunków (Kukuła 2003c). Odcięta przez zaporę populacja zasiedlająca obszar przy górnej granicy wzdłużnego zasięgu stopniowo zanika, co w górnym Sanie najwyraźniej widać w przypadku brzany i piekielnicy *Alburnoides bipunctatus* (Bloch), a w górnym Wisłoku w odniesieniu do piekielnicy i brzanki *Barbus carpathicus* Kotlík i in. (Tab. 2).

W Dunajcu w efekcie powstania zapór wodnych zanikły populacje głowacicy *Hucho hucho* (L.) i piekielnicy. Wyraźnie zmniejszyła się liczebność lipienia, pstrąga potokowego i brzanki. Natomiast wzrosła liczebność: klenia, uklei *Alburnus alburnus* (L.), płoci i leszcza *Abramis brama* (L.). Obecnie najbardziej zagrożone są reofilne ryby karpowate, szczególnie świnka i brzana (Augustyn 2010).

Zbiorniki zaporowe wpływają na ichtiofaunę zlewni nie tylko jako uniemożliwiająca wędrówkę ryb konstrukcja hydrotechniczna, ale także poprzez zespół ryb kształtujący się w samym zbiorniku. Ichtyofauna zbiornika tworzy się z części gatunków rzecznych zasiedlających przegrodzone rzeki oraz z gatunków wprowadzonych przez człowieka. W większości zbiorników zaporowych w Karpatach zachodzące stopniowo zmiany sukcesyjne doprowadziły do uformowania się jeziornego zespołu ryb, z dużym udziałem leszcza, okonia i płoci (Holčík 1966; Mastyrński 1985; Jelonek i Amirowicz 1987; Skóra i Włodek 1988, 1989; Starmach 1998). Zasięg oddziaływania zbiornika zaporowego na ichtiofaunę zlewni może być duży. W górnym Sanie wpływ zbiornika solińskiego zaznacza się nawet w górskich potokach Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Kukuła 2000b).

Już w pierwszych latach istnienia zbiorników na Sanie notowano w ichtiofaunie duży udział narybku okonia i klenia, potem szybko zwiększała się liczebność leszcza, płoci i okonia (Wajdowicz 1979; Bieniarz i Epler 1993). Okoń i płoć zaczęły pojawiać się w górnym Sanie i miały w niektórych ciekach stosunkowo duży udział w zespołach ryb (Kukuła 2000b). Podobnie jak w górnym Sanie również w Wisłoku pospolity w zbiorniku Besko okoń jest liczny powyżej zalewu (Tab. 1). Licznie występujący powyżej zbiorników zaporowych okoń może stanowić zagrożenie dla rodzimej ichtiofauny. Podobną tendencję do przemieszczania się okonia czy płoci ze zbiorników zaporowych w górę rzek obserwowano m.in. w Sole (Skóra i Włodek 1988) i w Dunajcu (Starmach 1998).

Modyfikacje przebiegu koryta

Wśród czynników istotnie wpływających na zanik naturalnych zespołów ryb wymieniane są także modyfikacje przebiegu i struktury koryta. Prowadzone od ponad 100 lat regulacje dużych i małych dopływów górnej Wisły spowodowały przyspieszenie erozji i obniżenie poziomu wód. Nadal wiele odcinków dużych dopływów jest regulowana, trwa także eksploatacja kamieni i żwiru

z koryt (Pasternak i Skóra 1982; Hennig 1991a, 1991b; Punzet 1994; Kukuła 2003a, Wiśniewolski i in. 2004; Wyżga i in. 2008, 2009). Skutki regulacji rzutują na skład fauny, prowadząc do spadku różnorodności gatunkowej i liczebności ryb (Bylak i in. 2009). W potoku Różanka na Pogórzu Strzyżowskim ichtiofauna ponad 150 m badanego odcinka z uregulowanym korytem składała się z kilku kielbi i jednej (sic!) strzebli potokowej. W sumie na trzech uregulowanych stanowiskach złowiono jedynie 18 ryb. Natomiast nieuregulowany fragment potoku miał liczną ichtiofaunę składającą się z kilkunastu gatunków (Tab. 3).

Tabela 3. Ichtyofauna potoku Różanka: N – liczba (osobn.), B – biomasa (g).

Table 3. Ichthyofauna of Różanka stream: N – number of individuals, B – biomass (g).

Gatunki / <i>Species</i>	Część potoku / <i>Part of the stream</i>			
	Uregulowana / <i>Regulated</i>		Naturalna / <i>Natural</i>	
	N	B	N	B
<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	79	931,2
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	-	-	6	69,0
<i>Gobio gobio</i>	10	151,1	78	1225,1
<i>Leuciscus cephalus</i>	2	84,0	69	3451,0
<i>Leuciscus leuciscus</i>	-	-	62	4107,0
<i>Rutilus rutilus</i>	-	-	76	2018,2
<i>Phoxinus phoxinus</i>	6	11,4	25	85,0
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	10	95,1
<i>Aspius aspius</i>	-	-	1	27,0
<i>Salmo trutta m. fario</i>	-	-	6	213,2
<i>Perca fluviatilis</i>	-	-	17	573,0
Razem / <i>Total</i>	18	246,5	429	12794,8

W karpackiej części dorzecza Wisły znaczącą rolę w gospodarce ma leśnictwo. W trudnych górskich warunkach terenowych ścięte drzewa transportowano również śródleśnymi potokami. Koryta bardzo wielu potoków zostały w ten sposób zniszczone. Nastąpiła znaczna redukcja zalegającego w korycie potoków rumoszu skalnego i materii organicznej. Zniszczeniu uległy naturalne kryjówki ryb i siedliska bezkręgowców stanowiących ich pokarm (Kukuła i Szczesny 2000). W potoku, gdzie zdewastowano koryto przy pracach leśnych, stwierdzono tylko głowacza przegopletwego, przy czym średnia biomasa i średnia liczebność

były tu znacznie niższe w stosunku do blisko położonego stanowiska o naturalnym charakterze koryta (Kukuła 2003a). Wiele potoków leśnych poprzegradzano przegrodami przeciwrumowiskowymi oraz wybudowano brody i przejazdy. Konstrukcje te uniemożliwiają migracje ryb (Kukuła 2006), a także ułatwiają dopływ wyerodowanej gleby do koryta potoków. W potoku Pechnów (Pogórze Przemyskie) odcinek silnie zmieniony przez gospodarkę leśną miał bardzo ubogą ichtiofaunę. Stwierdzono tam pojedyncze strzeble potokowe i pstrągi potokowe, gdy tymczasem w części naturalnej potoku zagęszczenie i biomasa ryb były znacznie większe, jakkolwiek niewiele różniące się pod względem liczby gatunków (Tab. 4). Podobne dramatyczne różnice obserwowano tu w zespołach bezkręgowców bentosowych (Kukuła i Bylak, mat. niepubl.)

Tabela 4. Ichtyofauna potoku Pechnów: N – liczba (osobn.), B – biomasa (g).

Table 4. Ichtyofauna of Pechnów stream: N – number of individuals, B – biomass (g).

Gatunki / <i>Species</i>	Część potoku / <i>Part of the stream</i>			
	Przekształcona / <i>Modified</i>		Naturalna / <i>Natural</i>	
	N	B	N	B
<i>Salmo trutta m. fario</i>	1	82,2	2	96,7
<i>Phoxinus phoxinus</i>	5	22,6	146	665,6
<i>Gobio gobio</i>	-	-	2	26,6
Razem / <i>Total</i>	6	104,8	150	788,9

Podobnie jak źle prowadzona gospodarka leśna, przyczyną niekorzystnych zmian jest powszechnie występująca eksploatacja żwiru z koryt rzecznych (Punzet 1994; Wyżga i in. 2009). Degradacja koryt potoków związana z wydobywaniem kruszywa czy regulacją biegu potoku powoduje zmiany ilościowe i jakościowe w zgrupowaniach bezkręgowców wodnych oraz w ichtiofaunie. W konsekwencji następuje spadek ilości dostępnego dla ryb pokarmu, zniszczenie ikry, narybku, czy też istotnych dla przeżycia ryb kryjówek (Kukuła 2003a, Wyżga i in. 2009).

Eksploatacja populacji ryb

Bardzo ważnym czynnikiem dla wielu gatunków ryb jest eksploatacja ich populacji przez człowieka. W niektórych przypadkach może to być czynnik wpływający na liczebność gatunku bardziej niż zanieczyszczenia czy regulacja (Allan i Flecker 1993; Penczak i Kruk 2000; Kukuła 2003a). W Dunajcu silna presja wędkarska zagraża populacji lipienia (Knutelski 2010). Natomiast powszechnie występujące w Karpatach kłusownictwo przyczyniło się m.in. do zaburzeń struk-

tury wiekowej populacji pstrąga potokowego (Włodek 1975; Skóra i Włodek 1988, 1989, 1991). W górnej Wisłoce spowodowało obniżenie liczebności ryb (Kukuła i in. 2009), a w górnym Sanie jest to główna przyczyna małej liczebności starszych roczników pstrąga (Kukuła 2003a). Działania kłusowników doprowadziły również do załamania się populacji troci jeziorowej w zbiorniku Solina, natomiast w środkowym Sanie i Wisłoce do nieproporcjonalnie małego udziału dużych drapieżnych gatunków w zespołach ryb (Włodek i Skóra 1999; Kukuła 2001). W dorzeczu górnego Sanu istotnie wyższe średnie masy ciała i długości całkowite pstrągów potokowych stwierdzono na stanowiskach nie podlegających presji kłusownictwa. W potokach Babiogórskiego Parku Narodowego zdecydowanie największe zagęszczenie pstrąga potokowego stwierdzono w objętych ochroną potokach położonych w głębi Parku (Kukuła 2003c).

Podsumowanie i komentarz końcowy

Naturalna dynamika czynników środowiskowych w karpaccich rzekach została w znacznym stopniu naruszona przez człowieka. Modyfikacje parametrów fizycznych i chemicznych spowodowały zmiany w składzie i rozmieszczeniu, a często degradację fauny wód płynących (Allan i Flecker 1993). Dotyczy to także zlewni uważanych za „naturalne”, jak np. dorzecze górnego Sanu (Kukuła 2003b).

Zachodzące w minionym wieku antropogeniczne przekształcenia karpaccich dopływów Wisły miały różny stopień nasilenia w poszczególnych okresach, a zlewnie rzek różniły się dominującym typem oddziaływań. Ścieki przemysłowe, ze względu na lokalizację zakładów przemysłowych wpłynęły przede wszystkim na stan środkowych i dolnych odcinków rzek (Kukuła 2003a). Postęp technologiczny spowodował jednak, że zagrożenie z tej strony stopniowo malało. Źródłem zanieczyszczeń, których ranga znacząco wzrosła, są obecnie ścieki bytowo-gospodarcze. W związku ze wzrostem zużycia wody, szczególnie na wsi, i ciągle nieuporządkowaną gospodarką ściekami komunalnymi, w wielu zlewniach jest to najbardziej destrukcyjny typ oddziaływań dla biocenoz. Ze względu na spadek produkcji rolnej spływy zanieczyszczeń z pól uprawnych zmniejszyły się, natomiast zwiększył się udział zanieczyszczeń z powietrza, które wraz z opadami docierają do rzek. Bardzo istotne są także zmiany sposobu gospodarowania w zlewniach, w szczególności wylesienia zlewni. Wycinka lasu, odbywająca się głównie pod uprawy rolne i zabudowę, obniżyła retencję wody oraz przyspieszyła spływ powierzchniowy i erozję. Od połowy XX wieku dużą rolę odgrywa eksploatacja kruszywa z koryt i dolin rzecznych, doprowadzająca do znaczących zmian ilościowych i jakościowych fauny wodnej (Wyźga i in. 2008). Jednak wydaje się, że współcześnie najszerze zmiany w środowisku wodnym spowodowała zabudowa hydrotechniczna rzek i potoków (Błachuta i in. 2010).

Powstały bariery utrudniające lub uniemożliwiające migracje fauny. Nastąpiły zmiany przepływu, temperatury wody i jej składu chemicznego poniżej zapór. W wyniku zmiany charakteru rzeki w obrębie spiętrzenia utworzyły się bariery ekologiczne (Kukuła 2003a).

Te wielokierunkowe niekorzystne przekształcenia rzek skłaniają do działań prowadzących do ich renaturyzacji. Jednak odtworzenie całkowicie naturalnych układów w środowisku rzeczonym jest niemożliwe. Zaszły bowiem zbyt duże zmiany strukturalne w korytach rzek (Wyźga i in. 2008) i nie ma aktualnie możliwości by je cofnąć. Istnieją jednak szanse częściowej poprawy sytuacji. Pierwszym krokiem w tym kierunku powinna być poprawa jakości wody. W przypadku bezkręgowców wodnych możliwe, że to wystarczy. Dla ichtiofauny proces odbudowy ekosystemów jest długotrwały i nie ma pewności czy w końcowym efekcie utworzą się zespoły ryb zbliżone do naturalnych. Zdarza się, że mimo spadku ilości zanieczyszczeń nie następuje odbudowa populacji (Kukuła 2003a). Dzieje się tak, gdyż działanie innych czynników antropogenicznych, a w szczególności obiekty hydrotechniczne, uniemożliwiają poprawę sytuacji. Bez systemowych działań renaturyzacja się nie powiedzie. Obok ograniczenia dopływu zanieczyszczeń, działań przywracających zdolności retencyjne zlewni, dla poprawy stanu fauny karpackich rzek konieczna jest budowa w już istniejących obiektach hydrotechnicznych konstrukcji umożliwiających pokonywanie przez ryby sztucznych progów i zapór oraz zaniechanie budowy kolejnych obiektów przegradzających rzeki (Wiśniewolski i in. 2004).

Literatura

- Allan J. D., Flecker S.A. 1993. Biodiversity conservation in running waters. Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience* 43: 32–43.
- Amirowicz A. 2001. Threatened species of fish and lampreys in southeastern Poland. *Rocz. Nauk. PZW* 14: 249–296.
- Augustyn L. 2010. Wpływ hydroelektrowni w Czorsztynie-Niedzicy i Sromowcach Wyżnych na ichtiofaunę Dunajca w Pieninach. W: R. Soja, S. Knutelski, J. Bodziarczyk (red.), *Pieniny – Zapora – Zmiany*. Monogr. Pienińskie 2: 227–239.
- Augustyn L., Bieniarz K. 1995. Ichtyofauna Dunajca na obszarze Zbiornika Zaporowego Czorsztyn – Niedzica. *Komunikaty Rybackie* 6: 25–27.
- Bartel R. 2000a. Atlantic salmon *Salmo salar*. W: Brylińska M. (red.) *Ryby słodkowodne Polski*. Warszawa, PWN: 408–415.
- Bartel R. 2000b. Sea trout *Salmo trutta trutta* m. *trutta*. W: Brylińska M. (red.) *Ryby słodkowodne Polski*. Warszawa, PWN: 415–427.
- Bieniarz K., Epler P. 1993. Fish catching by anglers in the Solina Dam Reservoir. *Rocz. Nauk. PZW* 6: 5-18.

- Błachuta J., Rosa J., Wiśniewolski W., Zgrabczyński J., Bartel R., Białokoz W., Borzęcka I., Chybowski L., Depowski R., Dębowski P., Domagała J., Drozdzyński K., Hausa P., Kukuła K., Kubacka D., Klesza K., Ligieza J., Ludwiczak M. 2010. Ocena potrzeb i priorytetów udroźnienia ciągłości morfologicznej rzek w kontekście osiągnięcia dobrego stanu i potencjału części wód w Polsce. Krajowy Zarząd Gosp. Wodnej Warszawa: 1–56.
- Bombówna M. 1975. Nutrient content in the Carpathian rivers and the management of a catchment basin. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* 162: 265–280.
- Bombówna M. 1977. Biocenosis of high mountain stream under the influence of tourism. 1. Chemism of the Rybi Potok waters and the chlorophyll content in attached algae and seston in relation to the pollution. *Acta Hydrobiol.* 19: 243–255.
- Bylak A., Kukuła K., Kukuła E. 2009. Influence of regulation on ichthyofauna and benthos of the Różanka stream. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 9: 211–223.
- Chełmicki W. 2001. Woda. Zasoby, degradacja, ochrona. Warszawa, PWN, 306 ss.
- Dumnicka E., Kukuła K. 1990. The communities of oligochaetes of the Wołosatka and Terebowiec streams (the Bieszczady National Park, southeastern Poland). *Acta Hydrobiol.* 32: 423–435.
- Fleituch T. 2000. Fauna denna. W: Starmach J., Boroń-Mazurkiewicz G. (red.). *Zbiornik Dobczycki. Ekologia – eutrofizacja-ochrona*. PAN Kraków, 121–136.
- Hennig I. 1991a. Regulacja rzek. W: Dynowska I. and Maciejewski M. (red.). *Dorzecze górnej Wisły. Part II*. Warszawa, Kraków, PWN, 154–157.
- Hennig I. 1991b. Zabudowa potoków i rzek górskich. W: Dynowska I. and Maciejewski M. (red.). *Dorzecze górnej Wisły. Part II*. Warszawa, Kraków, PWN: 158–161.
- Hennig J., Hennig I., Roszkowski A. 1991. *Zbiorniki zaporowe*. W: Dynowska I. and Maciejewski M. (red.). *Dorzecze górnej Wisły. Part II*. Warszawa, Kraków, PWN: 121–143.
- Holčík J. 1966. The development and forming of the fishfauna in the Orava water valley reservoir. *Biologické Práce* 12: 5–75.
- Jelonek M., Amirowicz A. 1987. Density and biomass of fish in the Rożnów Reservoir (Southern Poland). *Acta Hydrobiol.* 29: 243–251.
- Kamiński B., Wróbel S. 1991. Zanieczyszczenia wód. In: Dynowska I. and Maciejewski M. (red.). *Dorzecze górnej Wisły. Part II*. Warszawa, Kraków, PWN: 27–42.
- Knutelski S. 2010. Przemiany fauny rejonu Zespołu Zbiorników Wodnych Czorsztyn-Niedzica i Sromowce Wyżne od stanu przed ich powstaniem do czasu napelnienia wodą oraz ocena przyczyn tego zjawiska. *Pieniny – Zapora – Zmiany. Monografie Pienińskie* 2: 173–184.
- Kolder W. 1961. Obecny stan rybactwa w dorzeczu górnej Wisły. *Gosp. Ryb.* 5: 11–12.
- Kownacki A. 1977. Biocenosis of a high mountain stream under the influence of tourism. 4. The bottom fauna of the stream Rybi Potok (the High Tatra Mts.). *Acta Hydrobiol.* 19: 293–312.
- Kownacki A. 2010. Makrofauna denna w wodach Tatrzańskiego Parku Narodowego – stan aktualny, zagrożenia, ochrona. W: Joniak T. (red.). *Bezkręgowce denne wód parków narodowych Polski*, Poznań 2010, Wyd. UAM w Poznaniu .

- Kukuła K. 1998. Alterations of the bottom macrofauna of a mountain stream (Wołosaty stream, Bieszczady National Park, southeastern Poland) caused by the tourist hotel. *Acta Hydrobiol.* 40: 277–286.
- Kukuła K. 2000a. Description and projected changes in the ichthyofauna of the River Skawa in the area of the future dam reservoir in Świnna Poręba (southern Poland). *Acta Hydrobiol.* 42: 120–136.
- Kukuła K. 2000b. Fauna ryb rzek i potoków bieszczadzkich. *Monogr. Bieszcz.* 9: 9–28.
- Kukuła K. 2001. Threatened species of fish and lampreys in southeastern Poland. *Rocz. Nauk. PZW* 14: 235–248.
- Kukuła K. 2002. Threats to the ichthyofauna of the Magurski National Park and its surroundings. *Archiv. Pol. Fish.* 10: 97–108.
- Kukuła K. 2003a. Structural changes in the ichthyofauna of the Carpathian tributaries of the River Vistula caused by anthropogenic factors. *Suppl. ad Acta Hydrobiol.* 4: 1–63.
- Kukuła K. 2003b. Ichthyofauna of a mountain river upstream from a big dam reservoir (the upper San River, South-eastern Poland). *Archiv Hydrobiol.* 157: 413–431.
- Kukuła K. 2003a. Ichthyofauna of Mt. Babia Góra. W: Wołoszyn B. W., Wołoszyn D. and Celary W. (red.). *Fauna of Mt. Babia Góra, Poland*. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 399–408.
- Kukuła K. 2006. A low stone weir as a barrier for the fish in a mountain stream. *Polish Journal of Environmental Studies* 15: 132–137.
- Kukuła K., Stachowicz-Kawalec R. 1996. Zanieczyszczenia wód potoku Wołosaty. *Rocz. Bieszcz.* 5: 155–163.
- Kukuła K., Szczęsny B. 2000. Ecological characteristics and conservation of aquatic ecosystems in Western Bieszczady Mountains. W: Michalik S., Pawłowski J. (red.). *Monogr. Bieszcz.* 10: 79–114.
- Kukuła K., Kukuła E., Kulesza K. 2008. Niska zabudowa poprzeczna jako czynnik zagrożający ichtiofaunie. W: Mokwa M., Wiśniewolski W. (red.) *Ochrona ichtiofauny w rzekach z zabudową hydrotechniczną*. Dolnośląskie Wydawnictwo Edukacyjne, Wrocław: 60–65.
- Kukuła K., Bylak A., Amirowicz A. 2009. Ryby. W: Górecki A., Zemanek B. (red.) *Przyroda Magurskiego Parku Narodowego*. Magurski Park Narodowy, Uniwersytet Jagielloński, Krempna–Kraków: 181–187.
- Mastyński J. 1985. Fish farming economy and production possibilities of selected barrage reservoirs in Poland. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Rozprawy Nauk.* 146: 1–99.
- Pasternak K., Skóra S. 1982. Środowisko wodne i stan ichtiofauny w rejonie Pienin. W: Zarzycki K. (red.). *Przyroda Pienin w obliczu zmian*. Zakł. Ochrony Przyrody i Zasobów Naturalnych PAN, Warszawa – Kraków, PWN: 367–378.
- Pasternak K., Wajdowicz Z. 1983. Recreation and water-supply economy and fish management of the Besko dam-reservoir. *Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich* 23: 223–231.
- Penczak T., Kruk A. 2000. Threatened obligatory riverine fishes in human – modified Polish rivers. *Ecol. Freshw. Fish* 9: 109–117.
- Punzet J. 1994. Podsumowanie wykonanych badań nad zmiennością koryt rzek karpaccich w XX wieku. *Gosp. Wodna* 7: 157–162.

- Rolik H. 1971. Fishes of upper and middle San River and its tributaries. *Fragm. Faun.* 21: 559–584.
- Skóra S. 1972. The cyprinid *Alburnus bipunctatus* Bloch from the basins of the rivers Upper San and Dunajec. *Acta Hydrobiol.* 14: 173–204.
- Skóra S., Włodek J.M. 1988. Ichthyofauna of the Soła River and its tributaries. *Rocz. Nauk. PZW* 1: 97–121.
- Skóra S., Włodek J. M. 1989. Ichthyofauna of the upper Wisłok catchment area. *Studia Ośrodka Dokumentacji Fizjograficznej* 17: 321–344.
- Skóra S., Włodek J. M. 1991. Ichthyofauna of the Skawa River drainage basin. *Rocz. Nauk. PZW* 4: 47–64.
- Solewski W. 1964. *Salmo trutta* morpha *fario* L. of some Carpathian rivers in Poland. *Acta Hydrobiol.* 6: 227–253.
- Starmach J. 1998. Ichthyofauna of the River Dunajec in the region of the Czorsztyn – Niedzica and Sromowce Wyżne dam reservoirs (southern Poland). *Acta Hydrobiol.* 40: 199–205.
- Szczęsny B. (red.). 1995. Degradacja fauny bezkręgowców bentosowych Dunajca w rejonie Pienińskiego Parku Narodowego.— *Ochrona Przyrody* 52: 207–224.
- Wajdowicz Z. 1979. Development of the ichthyofauna in the cascade of the River San. *Acta Hydrobiol.* 21: 73–90.
- Welcomme R.L., Ryder R.A., Sedell J.A. 1989. Dynamics of fish assemblages in river systems – a synthesis. W: Dodge D. P. (red.) *Proc. International Large River Symp., Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 569–577.
- Wiśniewski W. 2003. Możliwości przeciwdziałania skutkom przegradzania rzek i odtworzenia szlaków migracji ryb. *Suppl. ad Acta Hydrobiol.* 6: 45–64.
- Wiśniewski W., Augustyn L., Bartel R., Depowski R., Dębowski P., Klich M., Kolman R., Witkowski A. 2004. Restytucja ryb wędrownych a drożność polskich rzek. *WWF Polska*, 42 ss.
- Włodek J.M. 1975. Initial results of investigations of ichthyofauna of three drainage basins in Western Małopolska (Raba, Skawa, Soła rivers). *Postępy Nauk Rol.* 75: 107–121.
- Włodek J.M., Skóra S. 1999. Ichthyofaunistic investigations in the river and catchment area of Wisłoka in the years 1994 – 1995. *Rocz. Nauk. PZW* 12: 29–60.
- Wyźga B., Bojarski A., Jeleński J., Jelonek M., Litewka T., Zalewski J. 2008. Ocena stanu istniejącego cieków z karpackiej części dorzecza górnej Wisły i możliwości jego poprawy w świetle “Zasad dobrej praktyki w utrzymaniu rzek i potoków górskich”. W: Tomiałojć L., Drabiński A. (red.). *Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej.* Komitet Ochrony Przyrody PAN, Wrocław: 191–208.
- Wyźga B., Amirowicz A., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J. 2009. Hydromorphological conditions, potential fish habitats and the fish community in a mountain river subjected to variable human impacts, the Czarny Dunajec, Polish Carpathians. *River. Res. Applic.* 25: 517–536.

Summary

The most important anthropogenic factors causing changes in water environment in the Carpathians are: water pollutions, changes in management in whole drainage basins, regulation of water courses, and exploitation of fish population. Deterioration in water quality in the whole catchment area is connected with industrial production and improper sewage management, but also with pollutions flowing down from agricultural areas. Increase of cultivated areas and deforestation of drainage basins, especially in the mountains, significantly decreased water quality. Development of tourism caused that many rivers is polluted almost from sources. Important part in water deterioration has forest management. Many stream beds were damaged during transportation of timber. Natural hiding places of fish and habitats of invertebrates were destroyed. Intensive forest management is connected sometimes with the increase of erosion, change of slope of river bed or chemical constitution of water. Another cause of unfavourable changes is exploitation of gravel from river beds. Degradation of stream beds connected with extraction of gravel aggregate causes quantitative and qualitative changes in water invertebrate communities. Particularly important is technical development of river beds. Disturbances in species composition of fish communities observed in many drainage basins are the results of development of artificial barriers and reservoirs. Creation of dam reservoir causes environmental changes up and down the river. Downstream of the dams there occur changes in water flow regime, temperature and chemical composition. It affects the life cycles of the whole water fauna. The range of influence of large dam reservoirs on river ecosystem is significant and visible even several dozen kilometres from the dam. Numerous in the Carpathians small river bars cause similar changes although in smaller scale. Very important negative factor for fish population is its exploitation by people. Poaching is very common but pressure from anglers is also significant.