

Krzysztof Kukuła, Aneta Bylak, Elżbieta Hałoń
Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Rzeszowski
ul. Zelwerowicza 4, 35–601 Rzeszów
kkukula@ur.edu.pl; abyлак@ur.edu.pl; ehalon@ur.edu.pl

Received: 7.04.2021
Reviewed: 20.08.2021

PRZEKSZTAŁCENIA ICHTIOFAUNY POTOKU GÓRSKIEGO GENEROWANE PRZEZ WZMOŻONĄ EROZJĘ GLEBY

Transformations of the mountain stream ichthyofauna generated by
increased soil erosion

Abstract: The increase in the amount of anthropogenic sediments is one of the most important factors responsible for the degradation of flowing waters. Economic exploitation of the forest, right after agriculture and mining, is the main source of mineral suspension in rivers and streams. Accumulation of fine sediments can reduce the spawning efficiency of fish, inhibit their migration and interfere with feeding. This study was carried out on the fish community of the mountain stream, the catchment of which was subjected to increased soil erosion due to forest exploitation. It was found that the negative effects of the increase in the load of mineral suspension were evident in the populations of the brown trout and Siberian sculpin. The substantial reduction in the inflow of mineral suspension to the stream and restoring the ecological continuity of the Muczny stream by removing the threshold are strongly recommended.

Key words: Carpathians, ichthyofauna, brown trout, Siberian sculpin, endangered species, spawning habitats.

Wstęp

Wody słodkie zajmują ok. 1% powierzchni Ziemi (Helfman i in. 2009), a znaczna część tego ograniczonego obszaru podlega antropopresji (Dudgeon i in. 2006; Closs i in. 2015). Działania człowieka mogą mieć liczne, negatywne konsekwencje dla ryb (Darwall i Freyhof 2015). Ryby wymagają miejsc do żerowania, tarlisk, siedlisk odpowiednich do wzrostu narybku czy miejsc na zimowiska (Garbe i in. 2016; Matthews i Marsh-Matthews 2017). Siedliska sprzyjające poszczególnym etapom cyklu życiowego ryb często są rozmieszczone w różnych częściach systemu rzecznego, a dotarcie do odpowiednich siedlisk wymaga drożnych sieci rzecznych (Schlosser 1991). Czynnikiem ograniczającym przemieszczanie się ryb są m.in. przegradzanie koryt, rolnictwo czy gospodarcze użytkowanie lasu (Labbe i Fausch 2000; Bylak i Kukuła 2018a).

Zachowanie w dobrym stanie siedlisk dla ryb w obrębie górskich obszarów leśnych bywa trudne, gdyż leśnictwo może być jedyną możliwą formą użytkowania gruntów (Price 2005). Najpoważniejszym skutkiem gospodarczego użytkowania górskich lasów w odniesieniu do wód płynących jest zwiększony dopływ zawiesin mineralnych i zamulenie (Waters 1995; Walling 2006). Obecność zawiesin mineralnych w wodach płynących zależy od budowy geologicznej, nachylenia stoków, opadów atmosferycznych i struktury roślinności (Hauer i in. 2018). Dodatkowe źródła zawiesin są efektem np. działalności rolniczej czy gospodarczego użytkowania lasu (Labbe i Fausch 2000). Zwiększona dostawa łu i piasku ze zlewni niekiedy bywa korzystna dla niektórych grup organizmów (Richardson i Jowett 2002), ale na większość gatunków ryb litofilnych wpływa negatywnie (Carling i McCahon 1987; Keckeis i in. 1996).

W zlewniach przekształcanych przez człowieka, np. poprzez gospodarcze użytkowanie lasu, zawiesiny mineralne mogą utrzymywać się w wodzie znacznie dłużej niż w przypadku naturalnej mętności (Brown i Binkley 1994; Sing i in. 2018). Gospodarka leśna może obejmować duże części zlewni i w ten sposób wpływa na cały system sieci rzecznej (Zhang i in. 2009; Hauer i in. 2018). Taka forma zagospodarowania zlewni może przekształcać potoki poprzez transport zawiesiny mineralnej w dół rzeki, poza strefy objęte pracami leśnymi (Sweeney i in. 2004; Richardson 2008).

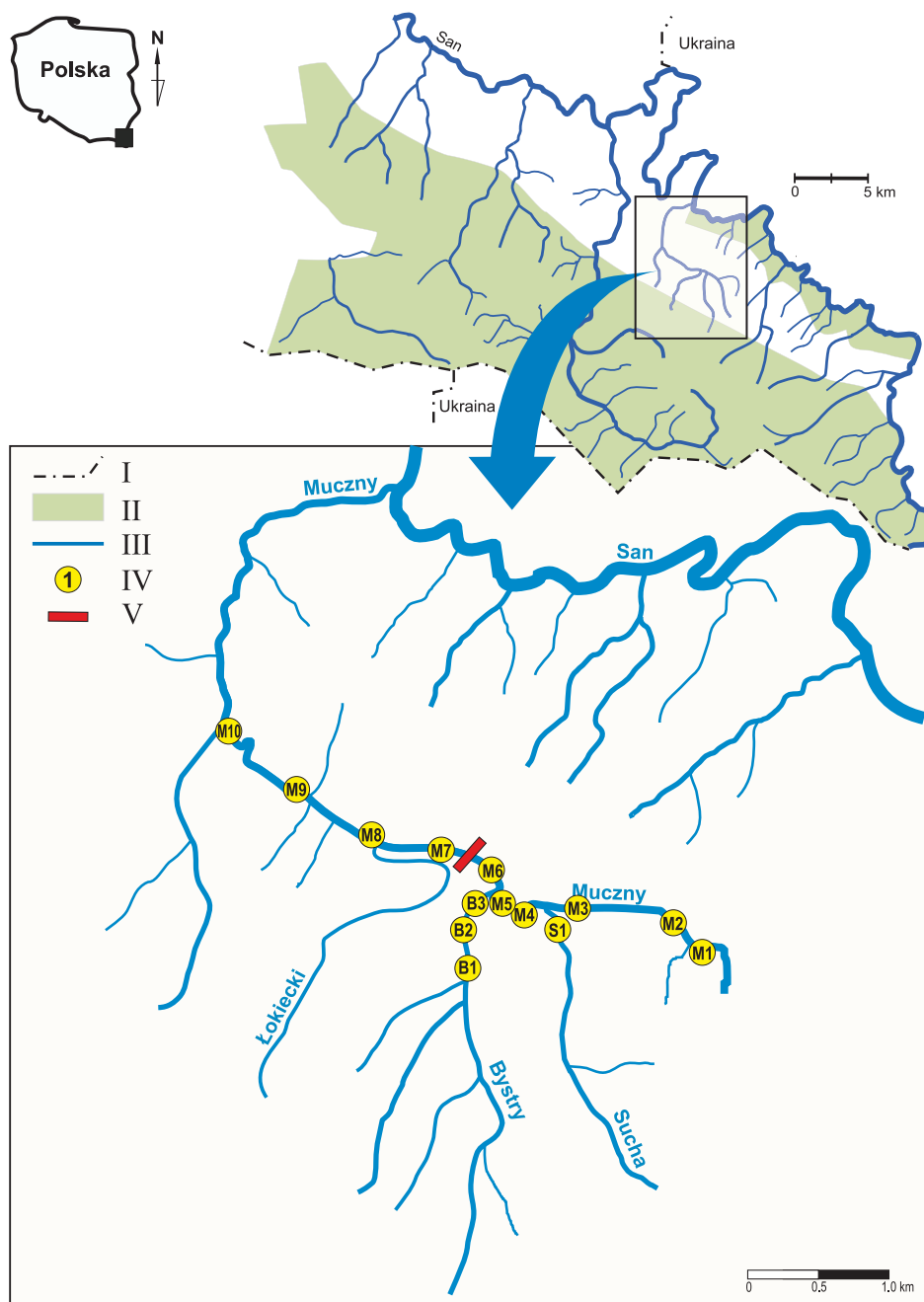
Zawiesina mineralna może bezpośrednio lub pośrednio wpływać na poszczególne stadia rozwojowe ryb (Carling i in. 1987; Bash i in. 2001), uszkadzając skrzelą ryb, a także uniemożliwiając prawidłowy rozwój ikry i jej zamieranie (Servizi i Martens 1991; Sutherland i Meyer 2007). Ekspozycja na zawiesiny zwiększa również podatność na choroby i pasożyty ryb dorosłych, a także zmniejsza ich tempo wzrostu (Wood i Armitage 1997). Dodatkowo, cząstki mineralne kumulując się na dnie potoku, przekształcają siedliska, uniemożliwiając skuteczne tarło, zakłócając żerowanie i migrację ryb (Mikołajczyk i Nawrocki 2019).

Celem pracy była ocena wpływu wzmożonej erozji gleby na ryby potoku górskiego. Postawiono hipotezę, iż gospodarcze użytkowanie lasu może przekształcać siedliska w potoku górskim i negatywnie wpływać na ichtiofaunę.

Teren badań

Potok Muczny jest częścią dorzecza górnego Sanu (Ryc. 1). Długość potoku wynosi 8,96 km, a powierzchnia zlewni 22,92 km². Charakteryzuje się wartkim nurtem i kamienistym dnem. Zlewnia Mucznego położona jest w otulinie Bieszczadzkiego Parku Narodowego i las jest tu użytkowany gospodarczo.

Stanowiska badawcze podzielono na trzy grupy, biorąc pod uwagę głównie parametry hydromorfologiczne. Grupa 1 obejmowała stanowiska M1–M6 w strefie intensywnej działalności leśnej w górnym odcinku potoku Muczny oraz dol-



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk badawczych w zlewni potoku Muczny; I – granica państwa, II – obszar Bieszczadzkiego Parku Narodowego, III – rzeki i potoki, IV – stanowiska badawcze z numeracją, V – próg.
Fig.1. Sampling sites localization in the Muczny Stream basin; I – state border, II – territory of the Bieszczady National Park, III – rivers and streams, IV – sampling sites with numbers, V – threshold.

ny odcinek potoku Sucha (stanowisko S1). Znaczna część koryta pokryta była tu piaskiem i żwirem (Tab. 1). W okresie badań, na odcinku potoku Muczny od stanowiska M2 do stanowiska M5 (Ryc. 1), obserwowano wysokie zmętnienie wody. Stanowisko M6 było zlokalizowane poniżej ujścia potoku Bystry, a udział drobnych cząstek mineralnych na dnie był tu niższy niż na odcinkach Mucznego zlokalizowanych wyżej (Tab. 1). W skład grupy 2 wchodziły stanowiska M7–M10. Na tym odcinku w okresie badań, nasilenie prac leśnych było umiarkowane. Odcinkami ilość drobnego materiału mineralnego na dnie była znaczna. Grupa 3 obejmowała stanowiska zlokalizowane w potoku Bystrym, który jest dopływem Mucznego (stanowiska B1–B3). W czasie prowadzenia badań intensywność prac leśnych była tu stosunkowo niska.

Tabela 1. Parametry morfologiczne stanowisk badawczych; Substrat dna: G – głązy, DK – duże kamienie, KP – kamienie pozostałe, Ż – żwir, P – piasek.

Table 1. Morphological characteristics of sampling sites; Bottom substratum: B – boulders, LC – large cobbles, CP – small cobbles and pebbles, G – gravel, S – sand.

Potok Stream	Grupa stanowisk Site group	Stanowisko Site	Szerokość (m) / Width (m)	Głębokość (m): średnia (maks.) / Depth (m): mean (max.)	Substrat dna (%): G/DK/KP/Ż/P / Bottom substratum (%):B/LC/CP/G/S
Sucha	1	S1	1,0-1,5	0,1 (0,3)	0/0/30/30/40
Muczny	1	M1	0,5-1,0	0,1 (0,2)	0/0/20/20/60
	1	M2	0,5-1,0	0,1 (0,2)	0/0/20/50/30
	1	M3	0,5-1,5	0,1 (0,5)	0/0/25/55/20
	1	M4	1,5-2,5	0,2 (0,5)	0/5/40/35/20
	1	M5	1,5-2,5	0,2 (0,7)	0/0/40/50/10
	1	M6	2,0-4,0	0,2 (0,5)	20/20/45/10/5
	2	M7	2,0-4,0	0,2 (0,5)	15/25/50/5/5
	2	M8	2,0-4,0	0,2 (0,5)	0/5/35/40/60
	2	M9	2,0-4,0	0,2 (0,8)	0/0/40/50/10
	2	M10	3,0-6,0	0,3 (0,8)	30/30/30/5/5
Bystry	3	B1	1,5-4,0	0,1 (0,6)	30/30/35/5/0
	3	B2	1,5-4,0	0,1 (0,5)	20/25/50/5/0
	3	B3	2,0-4,0	0,1 (0,4)	20/25/50/5/0

Cała górna część zlewni potoku Muczny (stanowiska M1–M6, S1 oraz B1–B3) była fizycznie oddzielona od części dolnej przez wysoki, kamienny próg (Ryc. 1).

Materiał i metody

Każde stanowisko badawcze obejmowało 100-metrowy odcinek cieku. Na każdym odcinku w latach 2014–2017 czterokrotnie prowadzono odłowy ryb. Połowy odbywały się pod koniec lata lub na początku jesieni (tj. 21.08.2014, 02.09.2015, 15.09.2016, 23.08.2017), aby możliwe było zidentyfikowanie osobników z najmłodszych klas wiekowych. Ryby były odławiane przy użyciu plecakowego urządzenia połowowego (IG600T; Hans Grassl GmbH; 650 W DC; 1200 W AC; 115–565 V). Ryby po zidentyfikowaniu podzielono na klasy wiekowe: dorosłe, młodociane i tegoroczny narybek. Następnie zwierzęta były wypuszczane w miejscu złowienia. Liczebność ryb przedstawiono, jako liczbę złowionych osobników na 100 m² powierzchni potoku (osobn. 100 m⁻²).

Każde stanowisko opisano z uwzględnieniem jego parametrów hydromorfologicznych (Tab. 1). Frakcje podłoża podzielono na: głązy, duże kamienie, średnie kamienie, małe kamienie, żwir i piasek. Kategorie te zostały przypisane zgodnie z kryteriami zaproponowanymi przez Baina i in. (1985). Parametry fizyko-chemiczne wody mierzono przy użyciu sondy wieloparametrowej YSI 6600 V2. Na każdym stanowisku co najmniej 5 razy w roku mierzono temperaturę, przewodność, tlen rozpuszczony, natlenienie wody i mętność.

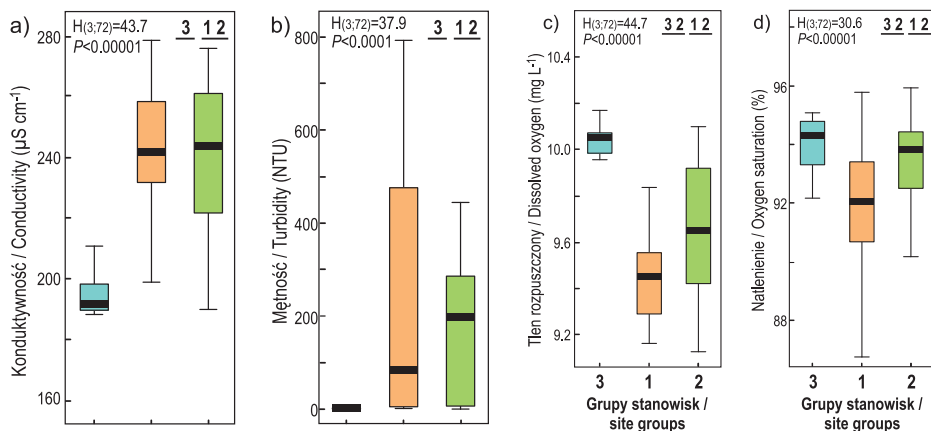
Analizy statystyczne przeprowadzono w programie STATISTICA v. 13 (Stanisz 1998). Różnice pomiędzy grupami stanowisk pod względem parametrów fizykochemicznych analizowano za pomocą testu Kruskala-Wallisa, czyli nieparametrycznej jednoczynnikowej analizy wariancji (ANOVA I) i testów post hoc Dunna. Frekwencje gatunków ryb w grupach stanowisk porównywano z wykorzystaniem analizy tabeli wielodzzielczej (Stanisz 1998).

Do porządkowania zespołów ryb z poszczególnych stanowisk zastosowano metodę pośredniej analizy gradientowej, tj. niemetryczne skalowanie wielowymiarowe (nMDS). Wykorzystano wartości średnich zagęszczeń gatunków/klas wiekowych na stanowiskach, a ordynacja została wykonana na podstawie macierzy podobieństwa Bray-Curtisa. Położenie próby blisko siebie na wykresie ordynacyjnym nMDS oznacza, że skład zespołów ryb na stanowiskach jest podobny (Clarke i Gorley 2015).

Wyniki

Stwierdzono istotne różnice pomiędzy stanowiskami ($P < 0,001$), pod względem konduktywności, mętności, stężenia tlenu rozpuszczonego i natlenienia wody (Ryc. 2a–d). Stężenie tlenu rozpuszczonego i natlenienie wody było wysokie

na wszystkich stanowiskach. Przy czym z uwagi na parametry tlenowe w teście *post hoc* wyodrębnione zostały dwie podgrupy – 3 i 2 oraz 1 i 2 (Ryc. 2c i 2d). Z kolei przewodność i mętność wody były istotnie ($P < 0,0001$) niższe dla grupy 3, w porównaniu do pozostałych dwóch grup (Ryc. 2a i 2b). Średnia mętność wody na stanowiskach M3–M10 i S1 była o dwa rzędy wielkości wyższa niż na pozostałych odcinkach (Ryc. 2a i 2b).



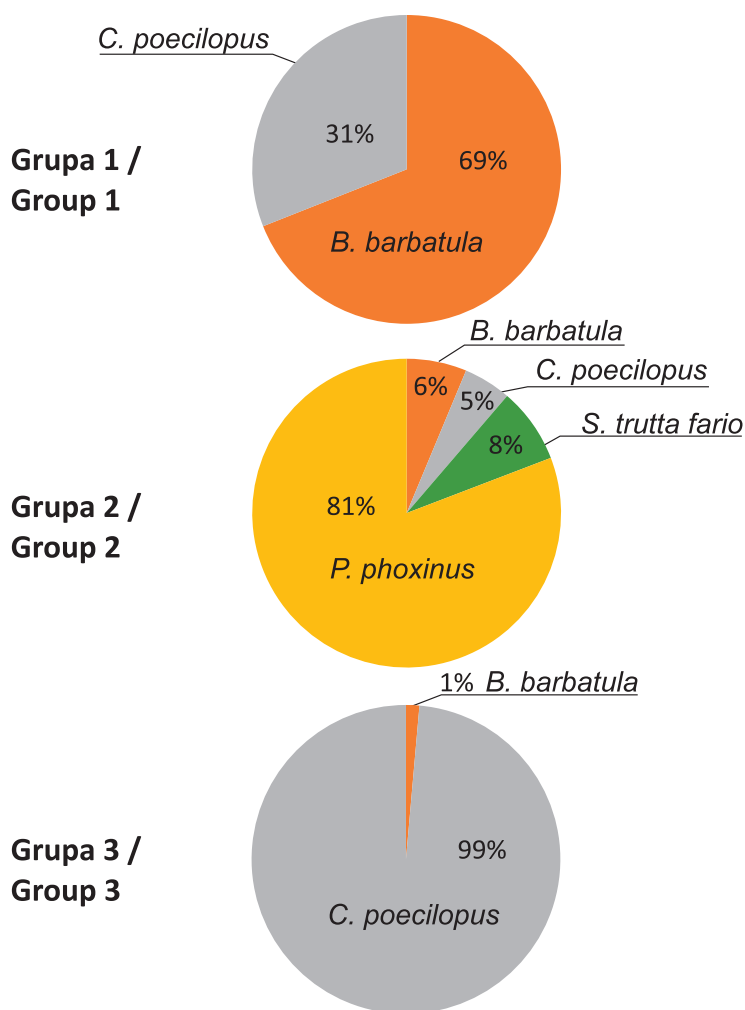
Ryc. 2. Zróżnicowanie parametrów fizykochemicznych grup stanowisk w zlewni potoku Muczny. Skrzynki: pierwszy kwartył – trzeci kwartył, pozioma linia wewnątrz skrzynki: mediana, wąsy: minimum-maksimum. Podkreślono grupy jednorodne, wynikające z testów *post-hoc*. Grupa 1 – górny bieg potoku Muczny i potok Sucha; grupa 2 – dolny bieg potoku Muczny; grupa 3 – stanowiska w potoku Bystry.

Fig. 2. Differentiation of physicochemical parameters of site groups in the catchment area of the Muczny stream. Boxes show interquartile range. Median value indicated by horizontal line; whiskers indicate minima and maxima. Homogeneous groups are underlined. Group 1 – the upstream course of the Muczny stream and the Sucha stream; group 2 – downstream course of the Muczny stream; group 3 – sites in the Bystry stream.

W zlewni potoku Muczny złowiono prawie 5000 ryb. Stwierdzono obecność czterech gatunków, tj.: strzeblę potokową *Phoxinus phoxinus* (L., 1758), głowacza pręgopłetwego *Cottus poecilopus* (Heckel, 1840), pstrąga potokowego *Salmo trutta m. fario* (L., 1758) i śliza *Barbatula barbatula* (L., 1758). Nie odnotowano ryb w górnym biegu potoku Muczny (stanowiska M1 i M2) oraz w jego dopływie – potoku Sucha (stanowisko S1). Na stanowiskach M3–M6 występowały nieliczne głowacze pręgopłetwe i ślize. Na tych stanowiskach, średnie zagęszczenie każdej klasy wiekowej ryb wynosiło ≤ 1 osobn. 100 m^{-2} . W przypadku dorosłych głowaczy pręgopłetwych średnie zagęszczenie w grupie 1 wyniosło 0,58 osobn. 100 m^{-2}

(odchylenie standardowe SD wyniosło 0.63). Przy czym na stanowisku M6 zagęszczenie dorosłych głowaczy było wyższe i wynosiło $\leq 1,5$ osobn. 100 m^{-2} ($SD = 0.92$)

Na stanowiskach z grupy 1 dominował ślíz, który stanowił prawie 70% ogólnej liczby złowionych ryb (Ryc. 3). W potoku Bystry (stanowiska B1–B3) licznie występowały głowacze pręgopełtwe z wszystkich klas wiekowych. Najliczniej wy-



Ryc. 3. Procentowy udział gatunków w liczbie ryb złowionych na stanowiskach w zlewni potoku Muczny; grupa 1 – górny bieg potoku Muczny i potok Sucha; grupa 2 – dolny bieg potoku Muczny; grupa 3 – stanowiska w potoku Bystry.

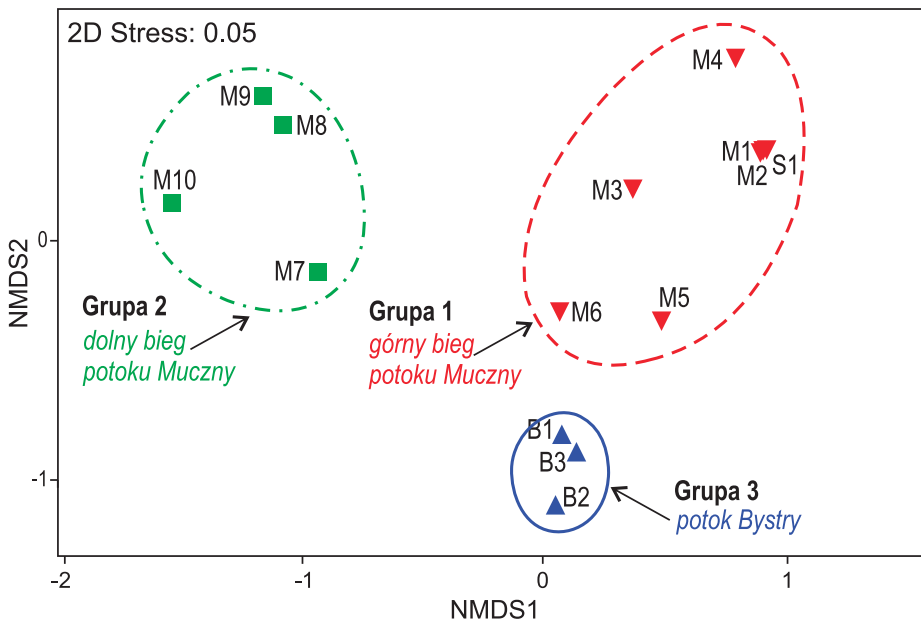
Fig. 3. Percentage share of fish species caught at sites in the Muczny stream catchment area; group 1 – the upstream course of the Muczny stream and the Sucha stream; group 2 – downstream course of the Muczny stream; group 3 – sites in the Bystry stream.

stępowały one na stanowisku B2. Średnie zagęszczenie dorosłych głowaczy wynosiło tam 5,8 osobn. 100 m⁻² ($SD=1,43$), a średnie zagęszczenie narybku równe było 7,2 osobn. 100 m⁻² ($SD=10,68$).

Na stanowiskach z grupy 2 występowały cztery gatunki ryb (Ryc. 3). Dominantem była strzebla potokowa, reprezentowana zarówno przez osobniki dorosłe, jak i juwenilne. Na stanowisku M10, średnie zagęszczenie dorosłych strzebli potokowych wynosiło 29 osobn. 100 m⁻² ($SD=7,16$). Średnie zagęszczenie dorosłych ślizów było na tym stanowisku wyższe (8,5 osobn. 100 m⁻², $SD=3,52$) niż na pozostałych odcinkach. Nie stwierdzono tam jednak żadnych ślizów z najmłodszych klas wieku, tj. tegorocznego narybku. Dorosłe pstrągi potokowe występowały nieznacznie, a ich średnie zagęszczenie wynosiło $\leq 0,4$ osobn. 100 m⁻² ($SD=0,4$).

Wyniki analizy nMDS oparte na średnich zagęszczeniach gatunków/klas wiekowych ryb na stanowiskach wykazały istnienie trzech grup stanowisk, różniących się strukturą zasiedlających je zespołów ryb (Ryc. 4).

Frekwencje gatunków były istotnie różne w każdej z porównanych par grup stanowisk, przy czym różnice dotyczyły wszystkich gatunków (Tabela 2).



Ryc. 4. Diagram niemetrycznego skalowania ordynacyjnego (nMDS) stanowisk, oparty o strukturę ichtiofauny; grupa 1 – górny bieg potoku Muczny i potok Sucha; grupa 2 – dolny bieg potoku Muczny; grupa 3 – stanowiska w potoku Bystry.

Fig. 4. Diagram of non-metric ordination scaling (nMDS) of sites, based on the structure of ichthyofauna; group 1 – the upstream course of the Muczny stream and the Sucha stream; group 2 – downstream course of the Muczny stream; group 3 – sites in the Bystry stream.

Tabela 2. Istotność różnic w składzie zespołów ryb między grupami stanowisk w potoku Muczny (* - $P < 0,01$; ** - $P < 0,001$; bg – brak gatunku).

Table 2. Significance (χ^2 -test) of the differences in the composition of fish communities between the site groups in the Muczny stream (* - $P < 0,01$; ** - $P < 0,001$; sa – species absent).

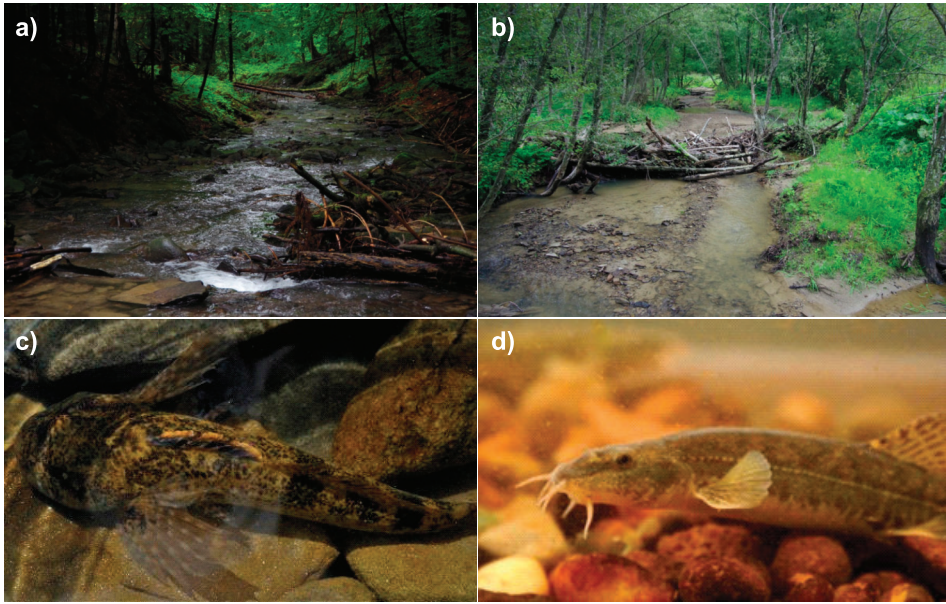
Gatunek / Species	gr. 1 vs. gr. 2	gr. 1 vs. gr. 3	gr. 2 vs. gr. 3
<i>C. poecilopus</i>	**	**	**
<i>S. trutta m. fario</i>	*	bg / sa	**
<i>P. phoxinus</i>	**	bg / sa	**
<i>B. barbatula</i>	**	**	*
	$\chi^2 = 581,3$ df=3 $P < 0,0001$	$\chi^2 = 205,1$ df=1 $P < 0,0001$	$\chi^2 = 1432,7$ df=3 $P < 0,0001$

Dyskusja

Zlewnia potoku Muczny jest zlokalizowana poza granicami Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Ryc. 1). Analizowany fragment tego dorzecza znajdował się w obrębie zalesionej zlewni, jednak jej poszczególne fragmenty różniły się między sobą pod względem aktualnej intensywności prowadzonej gospodarki leśnej (Ryc. 5 a, b; Kukuła i Bylak 2020). W strefach, w których intensywność gospodarki była znaczna, przewodność wody w potoku Muczny była wyższa niż w przypadku potoku Bystry (Ryc. 2a) choć nie przekraczała wartości notowanych dla innych naturalnych potoków fliszowych (Bylak i Kukuła 2018b). Nie dochodziło do obniżenia zawartości tlenu rozpuszczonego (Ryc. 2c, d), a w odniesieniu do tych parametrów badane potoki były w bardzo dobrym stanie ekologicznym.

Na odcinkach, gdzie w bliskim sąsiedztwie koryta działalność gospodarcza była najbardziej intensywna, notowano bardzo wysokie zmętnienie wody w potoku (Ryc. 2b), trwające często kilka godzin. Aby potok fliszowy mógł zostać zakwalifikowany do bardzo dobrego stanu ekologicznego, jego średnia mętność powinna wynosić ≤ 7 NTU (Rozporządzenie 2016). Tymczasem średnia mętność w potoku Sucha i górnym odcinku Muczny była 100–200 razy większa niż w przypadku potoków bez antropogenicznego dopływu drobnych osadów ze zlewni. Mętność ta przekraczała wartości progowe określone nawet dla dobrego stanu ekologicznego (Rozporządzenie 2016).

Intensywny wzrost zawiesiny w potoku (Ryc. 5b) pojawiał się po ulewnych deszczach. Zmętnienie związane z działalnością antropogeniczną i zwiększonym ładunkiem zawiesin utrzymuje się i może trwać znacznie dłużej niż mętność wód naturalnych (Brown i Binkley 1994; Davies-Colley i Smith 2007). Ciężki



Ryc. 5. Odcinki objęte badaniami: a) potok Bystry, b) potok Muczny oraz wybrane gatunki ryb występujące w zlewni potoku Muczny: c) głowacz przęgopłety *Cottus poecilopus*; d) śliz *Barbatula barbatula* (fot. K. Kukuła).

Fig. 5. Sampling sites: a) Bystry stream, b) Muczny stream and selected fish species occurring in the Muczny stream catchment area: c) Siberian sculpin *Cottus poecilopus*; d) stone loach *Barbatula barbatula* (photo K. Kukuła).

sprzęt, używany przy eksploatacji lasu ułatwia pracę w trudnym górskim terenie, ale silnie narusza pokrywę glebową. Szlaki zrywkowe były liczne na całym odcinku Mucznego i jego dopływów, zaś niektóre z nich znajdowały się na stromych zboczach i były niemal prostopadłe do osi koryta (Kukuła i Bylak 2020). Umożliwiają one spływ erodowanej gleby do potoku. W wyniku eksploatacji lasu, do koryta potoku trafia również grubszy materiał, taki jak żwir czy piasek (Waters 1995; Walling 2006; Dudgeon i in. 2006).

Prace leśne zwiększające erozję gleby występowały jednocześnie w różnych punktach zlewni Mucznego. Działania takie przekształcają siedliska potoków nawet na odcinkach oddalonych od strefy objętej gospodarką leśną (Richardson 2008; Sweeney i in. 2004). Analizowana zlewnia obejmowała kilkanaście stref, które były źródłami dopływu osadów mineralnych. Niektóre z nich były czynne przez krótki okres, podczas gdy inne dostarczały zawiesinę przez cały okres badań. Pomimo tych różnic w intensywności erozji w różnych punktach zlewni Mucznego, prawie cały potok znajdował się pod wpływem działalności skutkującej dostarczaniem drobnych osadów do koryta potoku.

Dopływ drobnych cząstek mineralnych do potoku górskiego, może negatywnie wpłynąć na występowanie bezkręgowców dennych i w efekcie zubożyć bazę pokarmową ryb dennych, tj. główacza czy śliza (Hershey i McDonald 1985; Fleituch i Amirowicz 2005). Także gatunki z toni wodnej, tj. pstrąg potokowy i strzebla potokowa, mogą mieć trudności z wychwytywaniem ofiar w mętnej wodzie (Bjornn i Reiser 1991; Watz i in. 2014).

W zlewni Muczego, która była poddawana intensywnej eksploatacji lasu, w korycie potoku gromadziły się drobne osady mineralne. Litofilne gatunki ryb, w tym łososiowate, ale także główacz przęgopletwy czy strzebla potokowa, wymagają „czystego”, tj. pozbawionego osadów, żwirowo-kamienistego dna, na którym składają ikrę (Keckeis i in. 1996; Richardson i Jowett 2002). Do prawidłowej inkubacji ikry niezbędny jest również stały dopływ zimnej, dobrze natlenionej wody, a to jest możliwe, kiedy przestrzenie pomiędzy ziarnami żwiru nie są wypełnione drobnoziarnistym substratem (Bjornn i Reiser 1991; Garbe i in. 2016).

Ogólne zagęszczenie ryb w potoku Mucznym było niskie, a na niektórych stanowiskach ryb nie stwierdzono. Ponadprzeciętnie wysoka zawartość zawiesiny mineralnej w wodzie negatywnie wpływa również na starsze ryby, głównie poprzez uszkodzanie ich skrzeli (Sutherland i Meyer 2007). O ile w górskich potokach Bieszczadów główacz przęgopletwy był bardzo liczny (Kukuła 1999), to w potoku Mucznym występował rzadko (Kukuła i Bylak 2020). Jedynie stanowisko M6 i M7 charakteryzowały się większym zagęszczeniem główacza. Dominujące tam osobniki dorosłe mają nieco mniejszą wrażliwość na zawiesinę mineralną. W niektórych ciekach z relatywnie wysoką mętnością wody ryby występowały, ale były reprezentowane jedynie przez starsze osobniki (Mebane 2001; Gray i in. 2005).

Na stanowisku M6 i M7 tarło główacza przęgopletwego (Ryc. 5 c) mogło być nieefektywne, z powodu szkodliwego wpływu osadów na ikrę i narybek (Wood i Armitage 1997; Mebane 2001). Stanowisko M6 znajdowało się poniżej ujścia potoku Bystry i hydromorfologicznie było podobne do stanowisk z grupy 3. Niemniej jednak, stanowisko to różniło się ładunkiem zawiesin. Prawdopodobne jest, że główacze stwierdzone w potoku Muczny na stanowisku M6 pochodziły z dopływu (Ryc. 5 a).

Potoki, które nie są obciążone zwiększonym dopływem zawiesiny mineralnej, są zasiedlane przez główacze przęgopletwe. Cykl życiowy tych ryb nie jest związany z migracją na duże odległości. Dlatego też w potoku Bystry, mimo braku ekologicznej łączności z dolną częścią zlewni, wynikającej z obecności kamiennego progu (Tabela 1), główacze występowały licznie. Najważniejszym warunkiem dla przetrwania główacza przęgopletwego jest dostępność do odpowiedniego podłoża, zdominowanego przez kamienie, oraz czysta dobrze natleniona woda, wolna od zawiesin (Bylak i Kukuła 2018b).

Negatywne skutki spowodowane gwałtownym wzrostem osadów mineralnych w innych odcinkach zlewni Mucznego były potęgowane przez obecność kamiennego progu. Bariera ta uniemożliwiała potamodromicznym gatunkom ryb podpływającym z dolnej części potoku, przedostanie się do jego górnej części, gdzie odbywają tarło. W konsekwencji, pstrąg potokowy zniknął z górnego odcinka Mucznego. Ryby te odbywały wcześniej tarło w potoku Bystrym. Kluczową rolę drożności całego systemu wód płynących w zachowaniu populacji ryb wskazał przykład potoku Łokieckiego, lewostronnego dopływu potoku Muczny uchodzącego poniżej ujścia potoku Bystry (Kukuła i Bylak 2020). Potok ten nie był narażony na intensywny dopływ zawiesiny mineralnej, a skład jego podłoża zbliżony był do naturalnych cieków. Dlatego też, przy utrzymaniu jego łączności ekologicznej z potokiem Muczny, Łokiecki był dostępny dla pstrąga potokowego, co umożliwiało jego tarło (Kukuła i Bylak 2020).

Z powodu braku drożności w zlewni Mucznego także strzebla potokowa nie występowała w górnej części jego zlewni. Dzięki inicjatywie zarządców lasów, w 2019 roku rozpoczęto prace nad usunięciem progu na potoku Muczny. Pierwszy etap prac został zakończony, a piętrzenie zostało obniżone o ok. 1/3 swojej wysokości. Docelowo planowane jest całkowite usunięcie i przywrócenie łączności ekologicznej wzdłuż potoku. Możliwym środkiem zaradczym, w przypadku niekorzystnego wpływu eksploatacji lasu na ekosystemy potoków, jest usuwanie przeszkód w ciekach w celu przywrócenia ich ciągłości oraz usunięcia barier migracyjnych dla ryb (de Leaniz 2008).

Podsumowanie

Przywrócenie integralności całego systemu zlewni potoku Muczny pozwoli na rekolonizację odcinków potoku częściowo zniszczonych przez nadmierny dopływ drobnoziarnistych osadów generowanych przez gospodarkę leśną. Ponadto, obciążenie osadami może być w znacznym stopniu złagodzone poprzez wdrażanie różnych metod i rozwiązań, które są stosowane poza obszarem Karpat (Mikołajczyk i Nawrocki 2019). Między innymi dla niektórych regionów rekomendowane są skuteczne i ekonomiczne rozwiązania, jak np. zbiorniki sedymentacyjne czy płotki odcinające dopływ erodowanej gleby do potoków (Aust 1994; Waters 1995; Aust i in. 2011; Edwards i in. 2016).

Zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną, należy podjąć działania mające na celu poprawę stanu ekologicznego wód płynących. Łączna powierzchnia użytków leśnych stanowi 30% powierzchni Polski, a znaczna jej część położona jest w rejonach górskich. Zamulanie rzek dotyczy zarówno polskich Karpat, a także obszarów górskich w dużej części Europy i części Ameryki Północnej i Południowej oraz Nowej Zelandii (Richardson i Jowett 2002; Garcia-Chevesich i in. 2017). Dlatego należy podjąć działania zapobiegawcze i naprawcze w celu złagodzenia

negatywnego wpływu eksploatacji lasów na zespoły ryb słodkowodnych, które są już zagrożone przez inne czynniki antropogeniczne. Szczególnie ważne jest zachowanie leśnych potoków górskich, jako potencjalnych refugium dla fauny zimnowodnej (Closs i in. 2015).

Literatura

- Aust W.M. 1994. Best management practices for forested wetlands in the south Appalachian region. *Water Air Soil Poll* 77: 457–458.
- Aust W.M., Carroll, M.B., Bolding M.C., Dolloff C.A. 2011. Operational forest stream crossings effects on water quality in the Virginia Piedmont. *South. J. Appl. For.* 35: 123–130.
- Bain M.B., Finn, J.T., Booke H.E. 1985. Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. *N. Am. J. Fish. Manage.* 5: 499–500.
- Bash J., Berman C., Bolton S. 2001. Effects of turbidity and suspended solids on salmonids. Final Research Report Research Project T1803, Task 42. Effects of Turbidity on Salmon.
- Bjornn T.C., Reiser D.W. 1991. Habitat requirements of salmonids in streams. In: Meehan, W.R. (eds), Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. American Fisheries Society, Bethesda, MD, p.: 83–138.
- Brown T.C., Binkley D. 1994. Effect of management on water quality in north American forests. USDA Forest Services General Technical Report RM-248.
- Bylak A., Kukuła, K. 2018a. Importance of peripheral basins: implications for the conservation of fish assemblages. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 28: 1055–1066.
- Bylak A., Kukuła K. 2018b. Living with an engineer: fish metacommunities in dynamic patchy environments. *Mar. Freshw. Res.* 69: 883–893.
- Carling P.A., McCahon C.P. 1987. Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during lowflow conditions. In: Craig, J.F., Kemper, J.B. (eds), Regulated Streams: Advances in Ecology. Plenum Press, New York, p.: 229–244.
- Clarke K.R., Gorley R.N. 2015. PRIMER v.7: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Closs G.P., Angermeier P.L., Darwall W.R.T., Balcombe S.R. 2015. Why are freshwater fish so threatened? In: Closs G., Krkosek M., Olden J. (eds), Conservation of Fresh-water Fishes. Cambridge University Press, Cambridge, p.: 38–75
- Darwall W.R.T., Freyhof J. 2015. Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity. In: Closs, G., Krkosek, M., Olden, J.

- (eds), Conservation of Freshwater Fishes. Cambridge University Press, Cambridge, p.: 1–36.
- Davies-Colley R.J., Smith D.G. 2007. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: a review. *J. Am. Water Res. Assoc.* 37: 1085–1101.
- de Leaniz G. C. 2008. Weir removal in salmonid streams: implications, challenges and practicalities. *Hydrobiologia* 609: 83–96.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.H., Soto D., Stiassny M.L., Sullivan C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81: 163–182.
- Edwards P.J., Wood F., Quinlivan R.L. 2016. Effectiveness of best management practices that have application to Forest roads: a literature synthesis. Available at: USDA FS Northern Research Station https://www.fs.fed.us/nrs/pubs/gtr/gtr_nrs163.pdf.
- Fleituch T., Amirowicz A. 2005. Stream habitats, benthic macroinvertebrates, lotic fish and their relationships: a multiscale approach. *Pol. J. Ecol.* 53: 81–95.
- Garbe J., Beevers L., Pender G. 2016. The interaction of low flow conditions and spawning brown trout (*Salmo trutta*) habitat availability. *Ecol. Eng.* 88: 53–63.
- Garcia-Chevesich P.A., Neary D.G., Scott D.F., Benyon T.R. 2017. Forest management and the impact on water resources: A Review of 13 Countries (No. Technical Document No. 37), IHP-VIII. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), International Hydrological Program, Paris.
- Gray M.A., Curry R.A., Munkittrick K.R. 2005. Impacts of nonpoint inputs from potato farming on populations of slimy Sculpin (*Cottus cognatus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 2291–2298.
- Hauer C., Leitner P., Unfer G., Pulg U., Habersack H., Graf W. 2018. The role of sediment and sediment dynamics in the aquatic environment. In: Schmutz, S., Sendzimir, J. (eds), Riverine ecosystem management: Science for governing towards a sustainable future 8. Springer, Cham, Switzerland: 151–169.
- Helfman, G.S., Collette, B.B., Fracey, D.E., Bowen, B.W. 2009. The diversity of fishes. Biology, Evolution, and Ecology. John Wiley and Sons Ltd, Chichester.
- Hershey A.E., McDonald M.E. 1985. Diet and digestion rates of slimy Sculpin, *Cottus cognatus*, in an Alaskan Arctic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 483–487.
- Keckeis H., Bauer-Nemeschkal E., Kamler E. 1996. Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *J. Fish Biol.* 49: 430–440.
- Kukuła K. 1999. Ichthyofauna of the upper San drainage basin. *Arch. Pol. Fish.* 7: 307–319.

- Kukuła K., Bylak A. 2020. Synergistic impacts of sediment generation and hydro-technical structures related to forestry on stream fish communities. *Sci. Total Environ.* 737: 139751.
- Labbe T.R., Fausch, K.D. 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. *Ecol. Appl.* 10: 1774–1791.
- Matthews W.J., Marsh-Matthews E. 2017. *Stream fish community dynamics: A Critical Synthesis*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Mebane C.A. 2001. Testing bioassessment metrics: macroinvertebrates, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. *Environ. Mon. Assess.* 67: 293–322.
- Mikołajczyk T., Nawrocki P. 2019. Forest management practices and the occurrence of suspended solids in rivers and streams and their influence on ichthyofauna and river ecosystems. *For. Res. Pap.* 80: 269–276.
- Price M.F. 2005. Forests in sustainable mountain development. In: Huber, U.M., Bugmann, H.K.M., Reasoner, M.A. (eds), *Global Change and Mountain Regions*. vol.23. Springer, Dordrecht, p. 521–529.
- Richardson J.S. 2008. Aquatic arthropods and forestry: largescale landuse effects on aquatic systems in nearctic temperate regions. *Can. Entomol.* 140: 495–509.
- Richardson J., Jowett I.G. 2002. Effects of sediment on fish communities in East Cape streams North Island, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Fresh.* 36: 431–442.
- Rozporządzenie 2016. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. *Dz.U.* 2016 poz. 1187.
- Schlösser I.J. 1991. Stream fish ecology: a landscape perspective. *Bioscience* 41: 704–712.
- Servizi J.A., Martens D.W. 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 493–497.
- Sing L., Metzger M.J., Paterson J.S., Ray D. 2018. A review of the effects of forest management intensity on ecosystem services for northern European temperate forests with a focus on the UK. *Forestry* 91: 151–164.
- Stanisz A. 1998. *Przystępny kurs statystyki w oparciu o program Statistica pl. na przykładach z medycyny. Tom 1. Statystyki podstawowe*. Kraków: 532 ss.
- Sutherland A.B. Meyer J.L. 2007. Effects of increased suspended sediment on growthrate and gill condition of two southern Appalachian minnows. *Environ. Biol. Fish* 80: 389–403.
- Sweeney B.W., Bott T.L., Jackson J.K., Kaplan L.A., Newbold J.D., Standley L.J., Hession W.C., Horwitz R.J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *PNAS* 101: 14132–14137.

- Walling D.E. 2006. Human impact on landocean sediment transfer by the world's river. *Geomorphology* 79: 192–216.
- Waters T. 1995. *Sediment in streams: Sources, Biological Effects and Control*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland Monograph 7.
- Watz J., Piccolo J., Bergman E., Greenberg L. 2014. Day and night driftfeeding by juvenile salmonids at low water temperatures. *Environ. Biol. Fish* 97: 505–513.
- Wood P.J., Armitage P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ. Manag.* 21: 203–217.
- Zhang Y., Richardson J.S., Pinto X. 2009. Catchment scale effects of forestry practices on benthic invertebrate communities in Pacific coastal streams. *J. Appl. Ecol.* 46: 1292–1303.

Summary

The increase in the amount of anthropogenic sediments is one of the most important factors responsible for the degradation of flowing waters. Economic exploitation of the forest, right after agriculture and mining, is the main source of mineral suspension in rivers and streams. The accumulation of fine sediments reduces the efficiency of spawning, inhibits migration and disrupts the feeding of the fish. Streams degraded by the influx of anthropogenic sediments may be re-inhabited by fish, provided that the ecological continuity of the river network is maintained. This study concerned fish communities of mountain stream, the catchment of which was subject to increased soil erosion. The research was carried out in the catchment area of the Muczny stream, in the area covered by the exploitation of the forest. It was found that the negative effects of the increase in the load of mineral suspension were visible in the populations of the brown trout and Siberian sculpin. The threshold on the Muczny stream was a factor blocking the natural processes of ichthyofauna regeneration in the upper part of the catchment, which is most endangered by the inflow of fine-particle mineral suspension. Forest mountain streams need to be protected because of their important role in providing refuges for cold-water fauna. The substantial reduction in the inflow of mineral suspension to the stream and restoring the ecological continuity of the Muczny stream by removing the threshold are strongly recommended.