PRACE ORYGINALNE ROCZNIKI BIESZCZADZKIE 32 (2024) str. 73–89

Aneta Bylak, Katarzyna Dudek,
Krzysztof Kukuła
Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Rzeszowski
Zelwerowicza 4, 35–601 Rzeszów
e-mail: abylak@ur.edu.pl, kd111423@stud.ur.edu.pl, kkukula@ur.edu.pl

Received: 11.04.2024
Reviewed: 28.05.2024

WPŁYW PRZEPUSTU BETONOWEGO NA ZESPOŁY MAKROBEZKRĘGOWCÓW BENTOSOWYCH W POTOKACH GÓRSKICH

Impact of concrete culvert on the benthic macroinvertebrate communities in mountain streams

Abstract: The research covered the Bobrowiec stream flowing through the Bieszczady National Park. The aim of the study was to assess the impact of the concrete culvert on in-stream habitats and the structure of macrozoobenthos. It was assumed that a concrete culvert interfering with the stream bottom leads to a partial homogenisation of the bottom and, consequently, causes a depression in the diversity of benthic macroinvertebrates. Four sampling sites were selected at the stream in the culvert's impact zone, taking into account all habitat types. At each site, habitat parameters were described and macrozoobenthos samples were collected. The physicochemical parameters of water had values typical for reference sites of mountain flysch streams. Overall, the ecological condition of the Bobrowiec stream was very good, as evidenced by habitat parameters, a high overall density of benthic invertebrates and biotic indices. The lowest densities and diversity of benthic invertebrates occurred in the section with a concrete culvert, where the extreme uniformity of the stream bottom resulted in habitat degradation, including the availability of a potential food base for macrozoobenthos. The presence of this type of hydrotechnical structures in the stream caused also changes in the stream bottom, both downstream the structure, where erosion processes intensified, and upstream, where finer material accumulated. Based on the conducted research, it was proposed to rebuild the concrete culvert into an arched culvert with a larger clearance that does not directly interfere with the stream bottom.

Key words: aquatic invertebrates, in-stream habitats, low-water crossing, sediment accumulation, transverse barriers, vertical drops.

Wstęp

Potoki karpackie od dekad podlegają przekształceniom wynikającym z działalności człowieka. Do najistotniejszych można zaliczyć regulacje czy pobór kruszywa z koryt, co skutkuje obniżaniem się poziomu dna (Wyżga i in. 2008). Zagrożeniem jest także dopływ wyerodowanej gleby z lasów eksploatowanych

gospodarczo (Bylak i Kukuła 2016; Kukuła i Bylak 2020; Bylak i Kukuła 2022). Na obszarach, gdzie prowadzona jest gospodarka leśna, transport drewna wymaga dość gęstej sieci dróg, a w efekcie drogi wielokrotnie przecinają koryta potoków i generują dopływ osadów mineralnych. Oprócz dróg konieczna jest odpowiednia infrastruktura ułatwiająca przekraczanie potoków. W odniesieniu do małych potoków, najczęściej stosowanymi rozwiązaniami są brody i przepusty (Bylak 2018; Bylak i in. 2023). Jeszcze do niedawna przepusty konstruowano w tradycyjny sposób (Bylak i in. 2023), umieszczając betonową rurę w korycie lub budując większy obiekt, np. przepust okularowy (Botset 1932).

Dotychczasowe badania wpływu przegród poprzecznych na ekosystemy wód płynących koncentrowały się głównie na dużych zaporach i wysokich progach, podkreślając między innymi ich negatywny wpływ na ryby wędrowne (Kukuła i Bylak 2011; Prus i in. 2016, 2018). Jednak nawet bardzo małe przeszkody zasadniczo zmieniają morfologię koryta (Mueller i in. 2011; Bylak i in. 2023). W przypadku brodów nieutwardzonych samochody przejeżdżają bezpośrednio przez koryto cieku. Ruch pojazdów powoduje odcinkowe mechaniczne utwardzenie dna, a brzegi są rozjeżdżane i często rozmywane. Pociąga to konieczność stosowania umocnień i w tym celu powszechnie stosowane są betonowe płyty (Clarkin i in. 2006). Jednakże poniżej brodu z płyt betonowych, podobnie jak poniżej betonowego przepustu rurowego czy okularowego, dno potoku eroduje. W konsekwencji, takie konstrukcje są przyczyną tworzenia się wodospadów erozyjnych poniżej (Gibson i in. 2005). Z biegiem czasu betonowe płyty brodu czy całe przepusty są coraz wyraźniej podmywane, a cała konstrukcja wymaga naprawy (Kukuła i Bylak 2022; Bylak i in. 2023).

Obecność brodów czy przepustów w korycie może mieć skutki przyrodnicze, m.in. ograniczając możliwości przemieszczania się w górę potoku ryb (Kukuła i Bylak 2022; Bylak i in. 2023) i bezkręgowców wodnych (Vaughan 2002). Brody są przeszkodą w wędrówkach zwierząt wodnych, ze względu na zwiększoną prędkość przepływu i niewielką głębokość wody na gładkich betonowych płytach. Właściwości przepustów i brodów jako barier migracyjnych, są szczególnie wyraźne przy niskich stanach wody (Bouska i Paukert 2009; Williams i in. 2012).

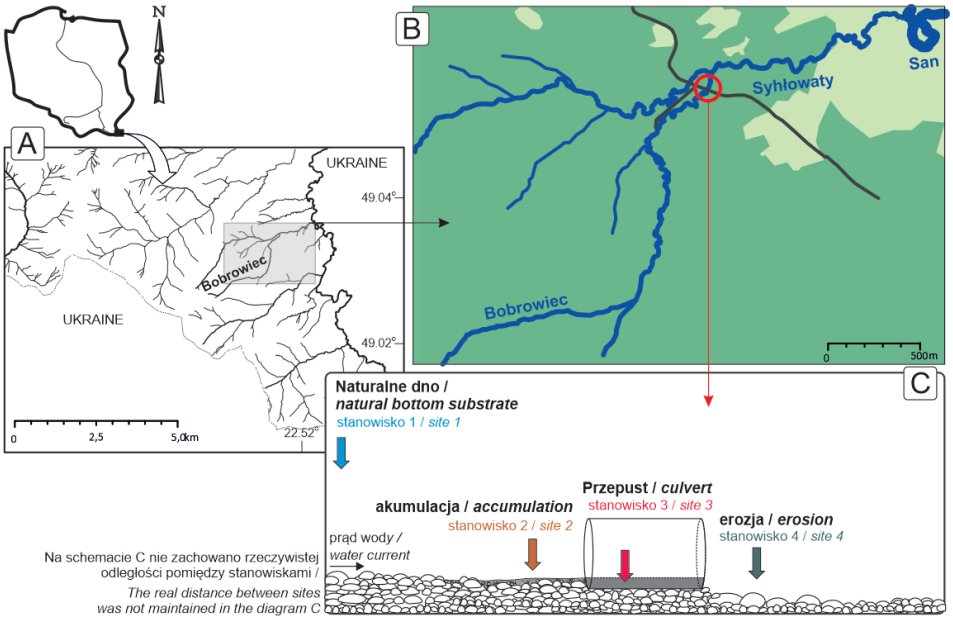
Poza istotnym wpływem na drożność całego potoku, na krótszych odcinkach brody przyczyniają się do zmiany charakteru podłoża. Powyżej powierzchni będących przejazdem z płyt betonowych lub dnem betonowego przepustu, zwykle wyniesionych ponad powierzchnię dna potoku, deponowane są drobniejsze frakcje podłoża i tworzą się zastoiska (Clarkin i in. 2006). Dodatkowo, krzyżujące się z potokiem drogi czy trasy turystyczne, są źródłem wyerodowanej gleby, co w konsekwencji może mieć negatywny wpływ na jakość siedlisk w potoku (Kidd i in. 2014). Oddziaływanie przepustów ingerujących w dno na faunę bezkręgową potoku wydaje się oczywiste, jednakże niewiele jest danych potwierdzających

te przypuszczenia (Alexandre i Almeida 2010; Kidd i in. 2014) i skupiają się one głównie na wpływie tych obiektów na jakość wody poniżej (Neal i in. 2007; Wear i in. 2013).

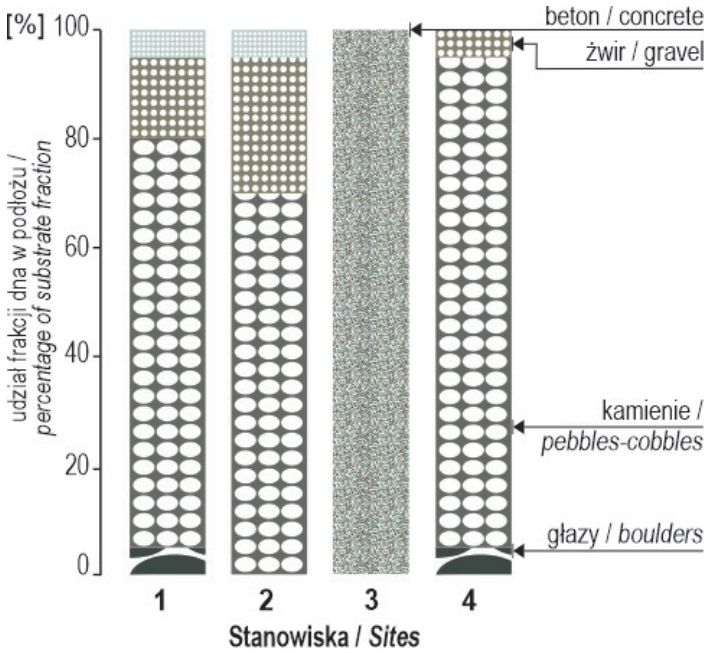
Celem pracy była ocena wpływu betonowego przepustu na faunę bezkręgową potoku górskiego. Hipotezą badawczą było założenie, że zespół bezkręgowców bentosowych, zasiedlający dno przepustu oraz odcinki w strefie bezpośredniego oddziaływania przepustu, różni się istotnie od zespołu naturalnej części koryta. Założono, że w zespole bezkręgowców odcinka potoku pod bezpośrednim wpływem niewielkiego obiektu infrastruktury drogowej zmniejszy się zróżnicowanie taksonomiczne i spadnie udział typowych dla potoku fliszowego taksonów reofilnych.

Teren badań

Potok Bobrowiec płynie przez Bieszczadzki Park Narodowy. Jest dopływem potoku Syhłowaty, który z kolei jest jednym z małych, lewostronnych dopływów górnego Sanu. Potok Bobrowiec ma ok. 4 km długości, a powierzchnia jego zlewni obejmuje obszar ok. 2,0 km^2. W przeważającej części potok przepływa przez tereny leśne (Ryc. 1A,B), a jedynie niewielkie odcinki zlokalizowane są na obszarach łąkowych, gdzie bobry *Castor fiber* utworzyły tamy, stawy i rozlewiska (Bylak i in.



Ryc. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych w potoku Bobrowiec: położenie w zlewni górnego Sanu (A), w zlewni Syhłowatego (B), schemat prezentujący układ stanowisk w Bobrowcu (C).
Fig. 1. Sampling sites in the Bobrowiec stream; location in the upper San river catchment (A), in the Syhłowaty stream catchment (B), diagram presenting the location of sites in the Bobrowiec stream (C).



Ryc. 2. Udział frakcji substratu dna na stanowiskach potoku Bobrowiec.
Fig. 2. The share of bottom substrate fractions at sites in the Bobrowiec stream.

2014). W dolnej części potoku, żwirowa droga krzyżuje się z potokiem i w tym miejscu wybudowano betonowy przepust okularowy.

Wyznaczono cztery stanowiska badawcze (Ryc. 1C).

Stanowisko 1 obejmowało odcinek referencyjny, kilkadziesiąt metrów powyżej przepustu. Maksymalna głębokość wody w plosach dochodziła do 20 cm. Dominującym typem przepływu wody na bystrzach był przepływ rwący i wartki. Podłoże w głównej mierze składało się z kamieni różnej wielkości (75%) oraz żwiru (15%) (Ryc. 2). Charakteryzowało się dużą ilością nagromadzonych na dnie opadłych liści i detrytusu.

Stanowisko 2 wyznaczono tuż powyżej betonowego przepustu. Przepust stanowił niską barierę dla unoszonego materiału skalnego, stąd ten odcinek stał się strefą akumulacji. W podłożu żwir i piasek stanowił ok. 30% powierzchni dna (Ryc. 2).

Stanowisko 3 obejmowało betonowe dno przepustu. Głębokość wody w przepuście była niewielka i w terminach poboru prób wynosiła od 1 do 5 cm, a w pęknięciach betonu – do 10 cm. Przepust zbudowany był z kilku betonowych elementów, między którymi utworzyły się szczeliny i pęknięcia. W szczelinach gromadziły się rozdrobnione liście oraz drobny rumosz drzewny.

Stanowisko 4 usytułowane było tuż poniżej przepustu, gdzie obserwowano wzmożone procesy erozyjne. Maksymalna głębokość wody dochodziła do 20 cm. Podłoże składało się przede wszystkim z kamieni i głazów, a ilość grubego rumoszu drzewnego była znaczna (Ryc. 2).

Metodyka

Badania przeprowadzone zostały w wiosną, latem i jesienią 2020 roku. W każdym terminie opisywano parametry morfometryczne stanowisk i wykonano pomiary temperatury, konduktywności wody oraz stężenia tlenu rozpuszczonego (sonda *YSI 6600 V2*). W poszczególnych terminach z każdego stanowiska pobierano po 10–15 prób ilościowych makrozoobentosu. Próby pobierano z powierzchni 0,05 m^2 za pomocą czerpaka dna obszytego siatką o średnicy oczek 340 µm. W terenie próby konserwowano 4% roztworem formaliny. W laboratorium wybrane z prób organizmy przenoszono do 75% etanolu i klasyfikowano do odpowiednich taksonów, wykorzystując prace: Nilsson 1996, 1997; Tachet i in. 2002. Poszczególne taksony przyporządkowano do odpowiednich grup troficzych (wg Moog 2002; Merritt i in. 2019). Na podstawie analizy tabeli wielodzielczej opartej o test $\chi 2$ (Stanisz 2006), porównano frekwencje głównych taksonów oraz głównych grup troficznych na poszczególnych stanowiskach. Dla każdego stanowiska obliczono również wybrane indeksy biotyczne, tj. Polski Indeks Biotyczny (BMWP-PL), wskaźnik Margalefa (d) oraz %EPT (Gorzel i Kornijów 2004; Galas i in. 2014; Kolada 2020).

Wyniki

Średnie wartości parametrów fizykochemicznych wody nie różniły się istotnie pomiędzy stanowiskami. Średnia temperatura wody wynosiła ok. 14,5°C, a przewodnictwo elektrolityczne od 196 na stanowisku 1 do 194 µS cm^{-1} na stanowisku 4. Średnie stężenie tlenu rozpuszczonego zawierało się w przedziale od 9,1 do 9,6 mgO2 L^{-1}.

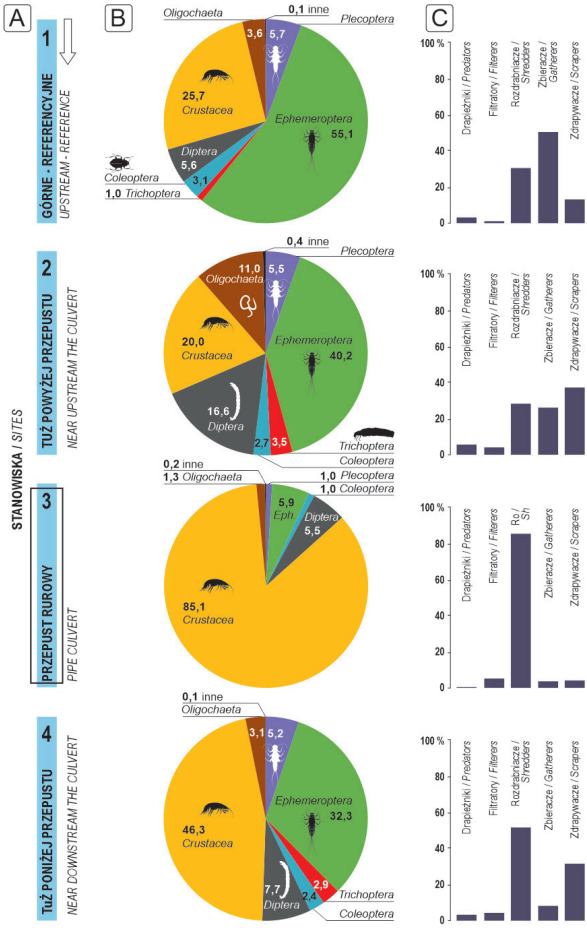
Największe średnie zagęszczenie bezkręgowców bentosowych odnotowano na stanowisku 1 (ponad 7400 osobn. m^{-2}). Na stanowiskach 2 i 4 ogólne zagęszczenie było ponad dwukrotnie niższe. Na stanowisku 3 wartość ta była niska – 413 osobn. m^{-2}. Zespół bezkręgowców stanowiska 3 był najmniej zróżnicowany taksonomicznie. Zagęszczenie larw widelnic Plecoptera i jętek Ephemeroptera było największe na stanowisku 1, ponad 2-krotnie wyższe niż na stanowisku 2 oraz ponad 3-krotnie wyższe niż na stanowisku 4 (Tabela 1).

Zróżnicowanie taksonomiczne zespołu jętek było największe na stanowisku 1 (Tabela 1), a jętki miały 55% udziału w zespole bezkręgowców (Ryc. 3). Stwierdzono tam występowanie pięciu rodzin. Spośród jętek płaskich z rodziny Heptageniidae

Tabela 1. Średnie zagęszczenie (osobn. m^{-2}) bezkręgowców bentosowych w potoku Bobrowiec.
Table 1. Mean density (ind. m^{-2}) of benthic invertebrates in the Bobrowiec stream.

Taksony / Taxa	Stanowiska / Sites			
	1	2	3	4
PLECOPTERA Σ	**421,1**	**154,9**	**4,0**	**105,1**
Leuctra	311,3	116,9	3,2	89,3
Amphinemura	7,1	3,2	–	–
Nemoura	31,6	24,5	0,8	1,6
Perla	71,1	10,3	–	15,8
EPHEMEROPTERA Σ	**4 111,0**	**1 129,1**	**23,7**	**645,5**
Baetidae	3 131,3	290,8	7,9	33,2
Ecdyonurus	243,4	211,0	–	40,3
Heptagenia	36,3	–	4,0	0,8
Rhithrogena	14,2	–	–	–
Ephemera	21,3	15,8	–	19,0
Ephemerellidae	355,6	90,9	2,4	44,2
Habrophlebia	308,9	520,7	9,5	508,8
TRICHOPTERA Σ	**64,0**	**113,0**	**–**	**58,5**
Hydropsyche	6,3	–	–	2,4
Limnephilidae	35,5	12,6	–	19,8
Sericostomatidae	3,2	79,0	–	9,5
Odontocerum	7,1	21,3	–	29,2
Psychomyia	3,2	–	–	–
Rhyacophila	8,7	–	–	–
COLEOPTERA Σ	**233,1**	**76,6**	**4,0**	**49,0**
Elmis	61,6	46,6	4,0	3,2
Esolus	18,2	–	–	4,0
Limnius	135,9	–	–	32,4
Helodes	1,6	21,3	–	0,8
Hydraena	17,4	8,7	–	9,5
DIPTERA Σ	**422,7**	**477,2**	**22,9**	**159,6**
Atherix	4,7	–	–	–
Bezzia	–	11,9	–	5,5
Dicranota	4,8	–	–	4,7
Limoniidae	19,8	4,7	–	–
Psychodidae	6,3	20,5	–	6,3
Simuliidae	61,6	96,4	20,5	75,1
Chironomini	–	2,4	–	–
Orthocladiinae	161,2	238,6	–	40,3
Tanypodinae	129,6	91,7	–	12,6
Tanytarsini	34,8	11,1	2,4	15,0
COLLEMBOLA – *Isotomidae*	**–**	**1,6**	**–**	**0,8**
CRUSTACEA – *Gammarus*	**1 918,4**	**562,6**	**352,4**	**927,6**
HYDRACARINA	**11,1**	**11,9**	**0,8**	**1,6**
OLIGOCHAETA	**266,3**	**309,7**	**5,5**	**62,4**
RAZEM / TOTAL	**7 447,7**	**2 836,5**	**413,2**	**2 010,1**

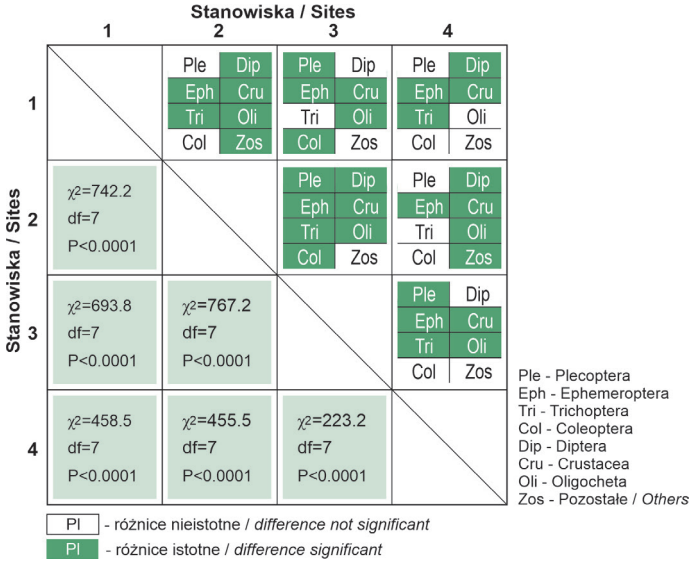
obecne były larwy reprezentujące trzy rodzaje: *Ecdyonurus*, *Heptagenia* i *Rhithrogena*. Na stanowisku 1 liczne były również chruściki Trichoptera i reprezentowane były przez sześć rodzin, choć chruściki najliczniejsze były na stanowisku 2 (>90 osobn. m^{-2}). Na stanowisku 2 stwierdzono obecność larw chruścików należących do rodziny Limnephilidae, Sericostomatidae i Odontoceridae. Chrząszcze, w tym rodzina Elmidae, miały kilkukrotnie większe zagęszczenie na stanowisku 1, w porównaniu do pozostałych stanowisk. Z kolei zagęszczenie larw muchówek było najwyższe na stanowiskach 2 i 1. Wśród muchówek na obu tych stanowiskach dominowały larwy ochotkowatych Chironomidae, liczne były również meszki Simuliidae. Na stanowisku 1 występowała także rodzina Athericidae (Tabela 1, Ryc. 3).



Ryc. 3. Stanowiska badawcze w profilu podłużnym potoku (A). Udział procentowy głównych grup taksonomicznych (B) oraz funkcjonalnych grup troficznych (C) w zespołach makrobezkręgowców bentosowych w potoku Bobrowiec.

Fig. 3. Sampling sites in the longitudinal profile of the stream (A). Percentage of main taxonomic (B) and functional feeding (C) group of macroinvertebrates community in the Bobrowiec stream.

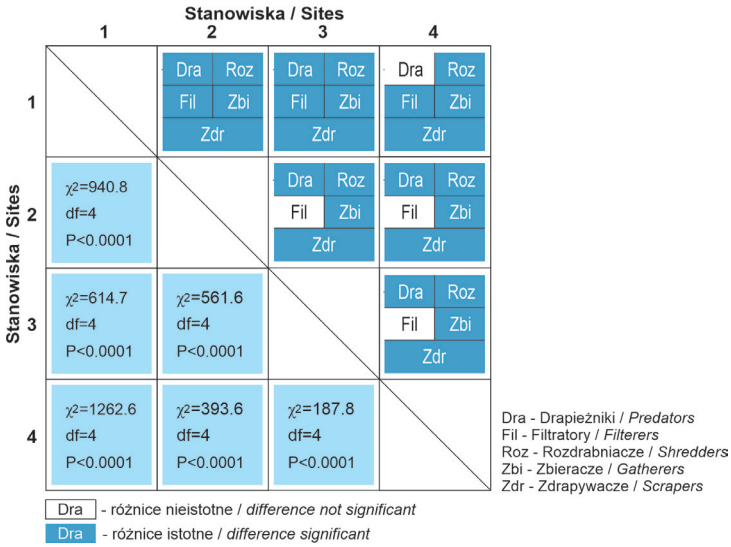
Skorupiaki Crustacea, reprezentowane przez kiełże *Gammarus*, miały największe zagęszczenie na stanowisku 1 (ponad 1900 osobn. m^{-2}, 26% udziału w zespole). Była to grupa dominująca na stanowisku 3 (85% udziału), choć ich średnie zagęszczenie było małe i wynosiło około 350 osobn. m^{-2}. Z kolei skąposzczety Oligochaeta były najliczniejsze na stanowisku 2 (Tabela 1, Ryc. 3). Różnice frekwencji głównych taksonów dla każdej porównywanej pary stanowisk były istotne (Ryc. 4).



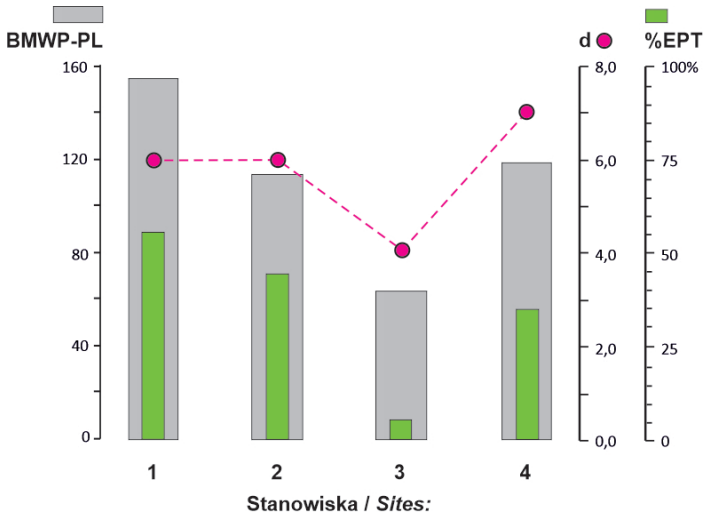
Ryc. 4. Istotność (test χ2) różnic frekwencji (średnie zagęszczenie) makrobezkręgowców bentosowych pomiędzy stanowiskami potoku Bobrowiec.
Fig. 4. Significance (χ2-test) of the differences in the composition (mean density) of benthic macroinvertebrates between the sites in the Bobrowiec stream.

Na każdym stanowisku obecni byli przedstawiciele wszystkich funkcjonalnych grup troficznych. Na stanowisku 1 dominowała grupa zbieraczy (51% udziału), choć liczne były też rozdrabniacze (31%). Na stanowisku 2 najliczniejsze były organizmy reprezentujące grupę zdrapywaczy (37%). W zespole stanowisk 3 i 4 dominowały rozdrabniacze, których udział wynosił odpowiednio 86% i 52%. Drapieżniki na każdym ze stanowisk, z wyjątkiem stanowiska 3, miały kilkuprocentowy udział w zespole (Ryc. 3C). Wykazano istotne różnice dotyczące frekwencji poszczególnych grup troficznych dla każdej porównywanej pary stanowisk (Ryc. 5).

Wartość indeksu BMWP-PL na stanowisku 3 wynosiła nieco ponad 60 pkt., natomiast na pozostałych stanowiskach wyraźnie przekraczała 100 pkt. Średnia wartość wskaźnika Margalefa (d) na stanowiskach przekraczała 6,2, jedynie na stanowisku 3 wynosiła 4,2. Procentowy udział jętek, widelnic i chruścików w zespole (%EPT) na stanowisku 1 i 2 przekraczał 40%, a na stanowisku 3 wynosił niecałe 6% (Ryc. 6).



Ryc. 5. Istotność (test χ2) różnic frekwencji (średnie zagęszczenie) funkcjonalnych grup troficznych pomiędzy stanowiskami potoku Bobrowiec.
Fig. 5. Significance (χ2-test) of the differences in the composition (mean density) of functional feeding groups between the sites in the Bobrowiec stream.



Ryc. 6. Wartości indeksów biotycznych dla poszczególnych stanowisk w potoku Bobrowiec; BMWP-PL – Polski Indeks Biotyczny, d – indeks Margalefa, %EPT – udział procentowy jętek, widelnic i chruścików.
Fig. 6. Values of biotic indices for the particular sampling sites along Bobrowiec stream; BMWP-PL – Biological Monitoring Working Party index adapted to the Polish conditions, d – Margalef Diversity Index, %EPT – percentage of mayflies, stoneflies and caddisflies.

Dyskusja

Potoki górskie podlegają naturalnym zmianom, niekiedy bardzo dynamicznym, jednak zmiany powodowane działalnością człowieka są znacznie bardziej radykalne (Welcomme i in. 1989). Szczególne znaczenie wśród zagrożeń antropogenicznych ma zabudowa hydrotechniczna koryt (Allan i Flecker 1993), w tym infrastruktura związana z siecią dróg (Bylak i in. 2023). Liczne w Karpatach małe progi piętrzące oraz inne niskie bariery poprzeczne powodują podobne zmiany jak duże zapory, choć w mniejszej skali (Kukuła 2003). Dość rzadko podkreślany jest natomiast wpływ innych obiektów obecnych w korytach rzek i potoków, takich jak przepusty pod drogami (Clarkin i in. 2006; Peterson 2010). Poza negatywnym wpływem przepustów jako barier dla przemieszczających się ryb (Bylak i in. 2023), archaiczna konstrukcja wielu z nich może prowadzić do zmian charakteru dna na relatywnie długich odcinkach (Clarkin i in. 2006; Pugh i Gill 2021).

W zlewni górnego Sanu częstym elementem infrastruktury drogowej na obszarach leśnych są brody i przepusty (Kukuła i Bylak 2011). W potoku Bobrowiec głównym obiektem hydrotechnicznym ingerującym w koryto był betonowy przepust osadzony na dnie przyujściowego odcinka (Ryc. 2). Bobrowiec to typowy potok górski z dużym spadkiem koryta oraz kamienistym dnem, szybkim prądem wody, niską temperaturą wody i dużą ilością tlenu rozpuszczonego. Na dnie pod kamieniami lub między nimi, pomimo silnego prądu wody, gromadziła się materia organiczna oraz drobny materiał skalny. Duża heterogenność siedlisk w naturalnych odcinkach (stanowisko 1) sprzyjała dużemu zróżnicowaniu taksonomicznemu i zagęszczeniu bezkręgowców (Tabela 1). W potoku Bobrowiec, podobnie jak w innych górskich i podgórskich potokach, które zachowały naturalne dno (Sowa 1975; Fiałkowski 2000; Tachet i in. 2002; Elliott 2008; Kłonowska-Olejnik i in. 2009, 2012; Cheney i in. 2019; Bylak i Kukuła 2022), w bentosie liczne były jętki Heptageniidae i Baetidae, widelnice Perlidae, Nemouridae i Leuctridae oraz chruściki Hydropsychidae, Limnephilidae czy Rhyacophilidae. Chrząszcze z kolei są głównie reprezentowane przez rodziny Elmidae i Hydraenidae, natomiast skorupiaki przez kiełże.

Powyżej betonowego przepustu prąd wody spowalniał, następowała akumulacja rumowiska, w tym żwiru, piasku, a często również drobnoziarnistego osadu mineralnego (Ryc. 2), co może prowadzić do zamulania siedlisk reofilnych bezkręgowców (Bylak i Kukuła 2022; Bylak i in. 2024). W Bobrowcu, w strefie akumulacji (stanowisko 2), w porównaniu do stanowiska nieprzekształconego, wzrósł udział żwiru. Jednak przestrzenie między ziarnami żwiru czy kamieniami nie były zmulone, co sprzyjało utrzymaniu się dużego zróżnicowania zespołu bezkręgowców wodnych. Liczne były tu jętki, chruściki i widelnice. Natomiast w miejscach gdzie znajduje się więcej drobnego substratu, liczniej pojawiały się skąposzczety czy muchówki (Kasprzak 1979, 1981; Dumnicka i Kukuła 1990; Klasa i in. 2000). Stąd, zagęszczenia tych dwóch grup były największe na stanowisku 2 (Tabela 1).

Najbardziej radykalna zmiana charakteru podłoża potoku Bobrowiec dotyczyła odcinka zajmowanego przez przepust. Płytka woda oraz homogenne, betonowe dno, to warunki, do których tylko nieliczne grupy bezkręgowców wodnych są przystosowane (Bylak i Kukuła 2018; Pugh i Gill 2021). W przepustach woda ma niewielką głębokość, a w suchych miesiącach może całkowicie wysychać (Clarkin i in. 2006; Pugh i Gill 2021). Na stanowisku 3 obecne były larwy meszek Simuliidae (Tabela 1), które w potokach górskich mogą zasiedlać np. gładką powierzchnię wychodni skalnych (Klasa i in. 2000). Z kolei relatywnie liczne kiełże korzystały z kryjówek w szczelinach między betonowymi kręgami przepustu i pęknięciami, gdzie gromadziły się opadłe liście.

Procesy erozyjne na odcinkach poniżej betonowych brodów czy przepustów ulegają przyspieszeniu i dochodzi do uruchomienia osadów dennych (Clarkin i in. 2006; Pugh i Gill 2021). Drobniejszy materiał dna zostaje wypłukiwany, a koryto głębiej wcina się w podłoże (Khan i Colbo 2008; Bylak i in. 2023). Przyspieszony spływ wody, a także brak drobniejszego materiału jest niekorzystny dla niektórych grup bezkręgowców (Bylak i in. 2009; Wyżga i in. 2009). W tej części potoku wyraźniej mniej liczne były larwy widelnic czy jętek (Tabela 1). Z drugiej strony, gruby rumosz drzewny nagromadzony poniżej przepustu zwiększał różnorodność siedlisk i sprzyjał zatrzymywaniu opadłych liści. Zwiększało to możliwości zasiedlenia dna przez larwy niektórych gatunków jętek oraz chruścików, a także przyczyniało się do wzrostu liczebności kiełży.

Bezkręgowce w wodach płynących wykorzystują jako pokarm różne formy materii organicznej (Moog 2002; Merritt i in. 2019). W potoku Bobrowiec, wśród fauny bezkręgowej stwierdzono przedstawicieli wszystkich grup troficznych. Na badanych stanowiskach udział procentowy zdrapywaczy był stosunkowo nieduży (Ryc. 3). Znaczny udział tej grupy stwierdzono w strefie akumulacji (Ryc. 3C) i wynikał on z obecności larw ochotkowatych z podrodziny Orthocladiinae zdrapujących glony z dna (Tabela 1, Grzybkowska i in. 2003; Lik i in. 2014). Natomiast rozdrabniacze korzystające z allochtonicznej grubocząstkowej materii organicznej (Merritt i in. 2019), występowały najliczniej na stanowiskach 3 i 4 (Ryc. 3C). W grupie tej dominowały kiełże, tj. organizmy mniej wrażliwe na przekształcenia siedlisk w porównaniu do widelnic czy chruścików (Tachet i in. 2002; Kolada 2020).

Uzyskane wyniki pokazują, że oprócz utraty drożności dla ryb, podkreślanej jako efekt obecności przepustów betonowych (Bylak i in. 2023), dochodzi do odcinkowych zmian w strukturze podłoża i w konsekwencji, przekształceń fauny bezkręgowej i obniżenia wartości indeksów biotycznych (Ryc. 6). Mała skala oddziaływania pojedynczych przepustów może być spotęgowana, gdy na relatywnie małych potokach znajduje się więcej tego typu obiektów (Kukuła i Bylak 2022; Bylak i in. 2023). Dlatego dobrym kierunkiem działań jest przebudowanie nawet pojedynczych przepustów o starych rozwiązaniach na przepusty łukowe o dużym

świetle, których krawędzie są umocowane poza korytem. Przy takiej konstrukcji przepustu dno cieku zachowuje naturalny charakter, a siedliska fauny bezkręgowej nie ulegają zniekształceniu.

Podsumowanie

Współcześnie swój naturalny charakter zachowały jedynie nieliczne potoki górskie. Przeprowadzone badania pokazały, że nawet pojedyncze obiekty hydrotechniczne, takie jak betonowe przepusty, mogą doprowadzić do zmian charakteru dna zarówno poniżej obiektu, gdzie dochodzi do nasilenia procesów erozyjnych jak i powyżej – gdzie następuje akumulacja żwiru i drobnego osadu. Obecność betonowego przepustu prowadziła do okresowego przerywania ciągłości ekologicznej badanego potoku, co uwidaczniało się w okresie niżówek i negatywnie wpływało na stan ekologiczny potoku na badanym odcinku. Najniższe zagęszczenie i różnorodność bezkręgowców bentosowych odnotowano na stanowisku obejmującym betonowy przepust, gdzie doszło do odcinkowego ujednolicenia dna oraz degradacji naturalnych siedlisk, w tym dostępności potencjalnej bazy pokarmowej dla makrozoobentosu. W ujęciu całościowym, stan ekologiczny potoku Bobrowiec był bardzo dobry, o czym świadczyło wysokie całkowite zagęszczenie bezkręgowców bentosowych oraz indeksy biotyczne, jednak betonowy przepust okularowy powinien zostać przebudowany na przepust łukowy o większym świetle, który nie ingeruje bezpośrednio w dno potoku.

Literatura

Alexandre C.M., Almeida P.R. 2010. The impact of small physical obstacles on the structure of freshwater fish assemblages. Riv. Res. Appl. 26: 977–994.

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.

Botset J.W. 1932. Design and construction of concrete culverts. Purdue University (Bepress) Report: 136–140.

Bouska W.W., Paukert C.P. 2009. Road crossing designs and their impact on fish assemblages of Great Plains streams. Trans. Am. Fish. Soc. 139: 214–222.

Bylak A. 2018. Wpływ niskich barier na ichtiofaunę – przykłady z potoków karpackich. Sci. Ann. Pol. Angl. Assoc. 31: 5–19.

Bylak A., Kukuła, K. 2016. Makrobezkręgowce wodne. W: A. Górecki B. Zemanek (red.). Bieszczadzki Park Narodowy–40 lat ochrony. Bieszczadzki Park Narodowy, Ustrzyki Górne: 261–272.

Bylak A., Kukuła K. 2018. Concrete slab ford crossing – An anthropogenic factor modifying aquatic invertebrate communities. Aquat. Ecosys. Health Manag. 21: 41–49.

Bylak A., Kukuła K. 2022. Impact of fine-grained sediment on mountain stream macroinvertebrate communities: forestry activities and beaver-induced sediment management. Sci. Total Environ. 832: 155079.

Bylak A., Kukuła K., Kukuła E. 2009. Influence of regulation on ichthyofauna and benthos of the Różanka stream. Ecohydrol. Hydrobiol. 9: 211–223.

Bylak A., Kukuła K., Mitka J. 2014. Beaver impact on stream fish life histories: the role of landscape and local attributes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71: 1603–1615.

Bylak A., Szmuc J., Kukuła K. 2023. Assessment of the viable effects of structural reconstruction of habitats in a mountain stream: a long-term study. Sci. Total Environ. 905: 167230.

Bylak A., Kochman-Kędziora N., Kukuła E., Kukuła K. 2024. Beaver-related restoration: An opportunity for sandy lowland streams in a human-dominated landscape. J. Environ. Manage. 351: 119799.

Cheney K.N., Roy A.H., Smith R.F., DeWalt R.E. 2019. Effects of stream temperature and substrate type on emergence patterns of Plecoptera and Trichoptera from northeastern United States headwater streams. Environ. Entomol. 48: 1349–1359.

Clarkin K., Keller G., Warhol T., Hixson S. 2006. Low-water crossings, geomorphic, biological, and engineering design considerations. San Dimas, CA, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, National Technology and Development Program, San Dimas Technology and Development Center: 363.

Dumnicka E., Kukuła K. 1990. The communities of oligochaetes of the Wołosatka and Terebowiec streams (the Bieszczady National Park, southern Poland). Acta Hydrobiol. 32: 423–435.

Elliott J. M. 2008. The ecology of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae). Freshw. Rev. 1: 189–203.

Fiałkowski W. 2000. Widelnice (Plecoptera) Bieszczadów. Monogr. Bieszcz. 7: 165–172.

Galas J., Dumnicka E., Galus-Barchan A. 2014. A comparison of various indices based on benthic macrofauna for the assessment of the ecological status of selected Carpathian streams. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 43: 123–130.

Gibson J.R., Haedrich R. L., Wernerheim C.M. 2005. Loss of fish habitat as a consequence of inappropriately constructed stream crossings. Fisheries 30: 10–17.

Gorzel M., Kornijów R. 2004. Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. Kosmos 53: 183–191.

Grzybkowska M., Dukowska M., Takeda M., Majecki J., Kucharski L. 2003. Seasonal dynamics of macroinvertebrates associated with submersed macrophytes

in a lowland river downstream of a dam reservoir. Ecohydrol. Hydrobiol. 3: 255–264.

Kasprzak K. 1979. Skąposzczety (Oligochaeta) Pienin, 2. Naididae, Tubificidae, Haplotaxidae, Lumbriculidae, Branchiobdellidae. Fragm. Faunist. 24: 57–80.

Kasprzak K. 1981. Skąposzczety wodne 1, Rodziny: Aeolosomatidae, Potamodrilidae, Naididae, Tubificidae, Dorydrilidae, Lumbriculidae, Haplotaxidae, Glossoscolecidae, Branchiobdellidae. Klucze do Oznaczania Bezkręgowców Polski. Polska Akademia Nauk, Warszawa.

Khan B., Colbo M.H. 2008. The impact of physical disturbance on stream communities–Lessons from road culverts. Hydrobiologia 600: 229–235.

Kidd K.R., Aust W.M., Copenheaver C.A., 2014. Recreational stream crossing effects on sediment delivery and macroinvertebrates in Southwestern Virginia, USA. Environ. Manage. 54: 505–516.

Klasa A., Palaczyk A., Soczyński B. 2000. Muchówki (Diptera) Bieszczadów. Monogr. Bieszcz. 8: 305–369.

Kłonowska-Olejnik M., Górecki A., Zemanka B. (red) 2009. Makrobezkręgowce wodne Magurskiego Parku Narodowego. Magurski Park Narodowy- monografia przyrodnicza, Krempna-Kraków: 132–147.

Kłonowska-Olejnik M., Stoch T., Skalski T. 2012. Zgrupowania jętek (Ephemeroptera) w górnej części zlewni Koniny w Gorczańskim Parku Narodowym (Karpaty Zachodnie). Ochrona Beskidów Zachodnich 4: 57–68.

Kolada A. (red.), 2020. Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.

Kukuła K. 2003. 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., Bylak A. 2011. Wpływ czynników antropogenicznych na faunę karpackich dopływów Wisły. Roczniki Bieszczadzkie 11: 207–222.

Kukuła K., Bylak A. 2020. Synergistic impacts of sediment generation and hydrotechnical structures related to forestry on stream fish communities, Sci. Total Environ. 737: 139751.

Kukuła K., Bylak A. 2022. Barrier removal and dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence and structure of fish community. Sci. Rep. 12: 1512.

Lik J., Leszczyńska J., Dukowska M., Szczerkowska-Majchrzak E., Grzybkowska M. 2014. Biocenoza zanurzonych makrofitów w warcie poniżej tamy. Sci. Ann. Pol. Angl. Assoc. 2: 103–127.

Merritt R.W., Cummins K.W., Berg M.B. 2019. An introduction to the aquatic insects of North America. 5th ed. Kendall/ Hunt Publ. Co., Dubuque, Iowa, USA.

Moog O. 2002. Fauna Aquatica Austriaca—Catalogue for Autecological Classification of Austrian Aquatic Organisms. Austrian Federal Ministry of Agriculture Forestry Environment and Water Management, Vienna.

Mueller M., Pander J., Geist J. 2011. The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. J. Appl. Ecol. 48: 1450–1461.

Neal J.W., Harris N.J., Kumaran S., Behler D.A., Lang T.J., Port P.R., Melandri M., Batten B.G. 2007. Comparison of aquatic-insect habitat and diversity above and below road crossings in low-order streams. J. Ark. Acad. Sci. 61: 78–83.

Nilsson A. (red.), 1996. Aquatic insects of North Europe: a taxonomic handbook. In: Epheroptera, Plecoptera, Heteroptera, Megaloptera, Neuroptera, Coleoptera, Trichoptera and Lepidoptera, vol. I. Apollo Books, Stenstrup.

Nilsson A. (red.), 1997. Aquatic Insects of North Europe: A Taxonomic Handbook. Odonata, Diptera, vol. II. Apollo Books, Stenstrup.

Peterson T. 2010. The effect of road culverts on the benthic macroinvertebrate community in wadeable lotic ecosystems. State University McNair Scholars Online Journal 4: 52–74.

Prus P., Ligięza J., Adamczyk M., Szlakowski J., Wiśniewolski W. 2016. Udrożnienie systemu Sanu dla migracji ryb dwuśrodowiskowych szansą aktywizacji turystycznej regionu. W: Problemy ochrony środowiska przyrodniczego i kulturowego Pogórza Dynowskiego w rozwoju turystyki (red. Krupa J.). XII Konferencji Naukowo-Technicznej „Błękitny San", Dynów, 123–141.

Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P. 2018. Dobre praktyki utrzymania rzek. WWF Polska, Warszawa.

Pugh A.L., Gill A.C. 2021. Effects of culvert construction on streams and macroinvertebrate communities at selected sites in the East Gulf Coastal Plain of Alabama, 2010–19. U.S. Scientific Investigations Report 2021–5096. Geological Survey.

Sowa R. 1975. Ecology and biogeography of mayflies (Ephemeroptera) of running waters in the Polish part of the Carpathians. I. Distribution and quantitative analysis. Acta Hydrobiol. 17: 223—297.

Stanisz A. 2006. Przystępny kurs statystyki w oparciu o program Statistica pl. na przykładach z medycyny. Tom 1. Statystyki podstawowe. Kraków.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polaterra P. 2002. Invertebres d'eau douce, systematique, biologie, ecologie. CNRS Editions, Paris.

Vaughan D.M. 2002. Potential impact of road-stream crossing (culverts) on the upstream passage of aquatic macroinvertebrates. US Forest Service Report.

Wear L.R., Aust W.M., Bolding C.M., Strahm B.D., Dolloff C.A. 2013. Effectiveness of best management practices for sediment reduction at operational forest stream crossings. For. Ecol. Manage. 289: 551–561.

Welcomme R.L., Ryder R.A., Sedell J.A. 1989. Dynamics of fish assemblages in river systems – a synthesis. In: Dodge D.P. (ed.). Proceeding of the Interna-

tional Large River Symposium (LARS). Can. Spec. Publ. Fish. aquat. Sci. 106: 569–577.

Williams J.G., Armstrong G., Katopodis C., Larinier M., Travade F. 2012. Thinking like a fish: A key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions. Riv. Res. Appl. 28: 407–417.

Wyżga 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: L. Tomiałojć, A. Drabiński (red.). Środowiskowe aspekty gospodarki wodnej. Komitet Ochrony Przyrody PAN, Wrocław: 191–208.

Wyżga 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. Appl. 25: 517–536.

Summary

Currently, only a few mountain streams have retained their natural character. Even single hydrotechnical structures, such as concrete culverts, may lead to changes in the character of the bottom both downstream the culvert, where erosion processes intensify, and upstream, where sediments accumulate. The research covered the Bobrowiec stream flowing through the Bieszczady National Park. The aim of the study was to assess the impact of the concrete culvert on in-stream habitats and the structure of macrozoobenthos. It was assumed that a concrete culvert interfering with the stream bottom leads to a partial homogenisation of the bottom and, consequently, causes a depression in the diversity of benthic macroinvertebrates. Four sampling sites were designated on the stream in the culvert's impact zone, taking into account all habitat types. At each site, habitat parameters were described and macrozoobenthos samples were collected. The physicochemical parameters of water had values typical for reference sites of mountain flysch streams. The lowest density and diversity of benthic invertebrates was in the section including the concrete culvert, where the bottom was extremely uniform. This led to habitat degradation and limited availability of a potential food base for macrozoobenthos. The presence of this type of hydrotechnical structure in the stream bed led to changes in the nature of the bottom in its immediate vicinity. Downstream the object, as a result of intensified erosion, the finer substrate was washed away, while upstream the finer substrate was accumulated. The presence of a concrete culvert during low discharges also caused a periodic interruption of the ecological continuity of the stream, which adversely affected the ecological status of the stream in the examined section. The lowest densities and diversity of benthic invertebrates occurred in the section with a concrete culvert, where the

extreme uniformity of the stream bottom resulted in habitat degradation, including the availability of a potential food base for macrozoobenthos. Overall, the ecological condition of the Bobrowiec stream was very good, as evidenced by habitat parameters, a high overall density of benthic invertebrates and biotic indices. However, the concrete culvert should be rebuilt into an arch culvert with a larger clearance that does not directly interfere with the stream bottom.