

Oliwia Delimata, Monika Jakielaszek, Aneta Bylak
Zakład Ekologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Rzeszowski
Zelwerowicza 4, 35–601 Rzeszów
e-mail: o.delimata@pngs.com.pl, monikatri@o2.pl, abylak@ur.edu.pl

Received: 01.05.2025

Reviewed: 09.06.2025

OCENA STANU EKOLOGICZNEGO RZEKI PODGÓRSKIEJ NA ODCINKU O NASILONEJ PRESJI CZŁOWIEKA

Assessment of the ecological status of a submountain river
in the segment with intensive human pressure

Abstract: Nowadays, rivers are increasingly modified by human activity, which affects water quality and the functioning of the entire river system. In the 20th century, significant changes occurred in the morphology of the Biała River (Biała Tarnowska River), mainly as a result of their regulation and excessive exploitation of gravel. The aim of the study was to assess the ecological status of a submontane river subjected to various types of anthropogenic pressure, based on the analysis of selected habitat parameters, macrozoobenthos structure and biotic indices. It was assumed that the transformation of macrozoobenthos would be most visible in sections where there is a synergistic effect of water pollution, the presence of ford-crossings, and local gravel collection. As a result, the share of the most sensitive taxa will decrease. Benthic samples were collected from 18 sites. Invertebrate communities from individual sites were grouped using the non-metric multidimensional scaling (nMDS). For each site group, the percentage share of invertebrates from the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (%EPT) and Oligochaeta and Diptera groups (%OD) were calculated. Based on the scores of the BMWP-PL index (a Polish equivalent of the British Biological Monitoring Working Party score system), groups of sensitivity to anthropogenic factors were distinguished. Despite the impact of various anthropogenic factors on the studied section, more than half of the analysed sites were characterized by a diverse invertebrate fauna with a large share of litho-rheophilic taxa, i.e. indicators of good habitat condition. The factor with the strongest impact on the benthic invertebrate communities was the ford-crossing. Pollutants and fine sediments reaching the river contributed to the decrease of abundance and taxonomic diversity of the most sensitive benthic organisms. However, the preservation of the natural riffle-pool sequence and the presence of coarse woody debris and turbulent flow favored good water oxygenation, washing out fine mineral sediments and maintaining microhabitats for litho-rheophilic invertebrate fauna.

Key words: benthic invertebrates, assemblage composition, freshwater ecosystems, human impact, Carpathian Mts., Water Framework Directive

Wstęp

Ekosystemy rzeczne stanowią funkcjonalnie spójną całość (Vannote i in. 1980). Oprócz wpływu na klimat i krajobraz, są siedliskiem wielu organizmów wodnych (Bryl i Wiśniewski 2017). Od początków cywilizacji wody powierzchniowe kształtowały rozwój społeczeństw, sprzyjając osadnictwu i gospodarce (Mikulski i Sysiak 2023). Pierwsze miasta powstawały głównie nad rzekami, które dostarczały nie tylko wody, ale także szeregu korzyści ekosystemowych (Grimm i in. 2008). Współcześnie rzeki są coraz silniej modyfikowane przez działalność człowieka, która wpływa na jakość wody oraz funkcjonowanie całego systemu rzecznego (Prus i in. 2018). Pod względem przebiegu koryta wyróżnia się m.in. rzeki jednokorytowe proste, kręte czy roztokowe (Kalicki i Szymańda 2006). Jeszcze w drugiej połowie XIX wieku rzeki roztokowe w całej Europie, w tym także w Karpatach, płynęły szerokimi i najczęściej wielonurtowymi korytami (Gurnell i in. 2009; Rinaldi i in. 2013; Hajdukiewicz i Wyźga 2022). Jednak już w XX wieku większość europejskich rzek podgórskich uległa znacznym przekształceniom na skutek regulacji koryta, zmian w użytkowaniu zlewni, zanieczyszczeń oraz eksploatacji kamieni i żwiru (Jeleński i Mikuś 2019; Rinaldi i in. 2013; Bylak i in. 2022).

Wydobywanie żwiru z rzek prowadzi do wcinania się koryta oraz obniżenia poziomu wód gruntowych (Sear i Archer 1998; Kondolf 1994; Rinaldi i in. 2005). Może to skutkować negatywnymi zmianami dla roślinności przybrzeżnej, co poza utratą siedlisk, powoduje również zmniejszenie tzw. osłony koryta (Girel i Doche 1983). Dodatkowo, niszczenie wysp oraz odsypów, a także usuwanie rumoszu drzewnego, zmniejsza różnorodność morfologiczną rzek (Erskine 1997). Naruszenie naturalnej imbrykacji dna rzek żwirowodnych i kamienistych prowadzi do pionowej i poziomej destabilizacji koryta (Czajka i Wyźga 2005; Wyźga 2005). Mimo tego, nielegalna eksploatacja żwiru nadal jest częstą praktyką (Wyźga 2001; Radecki-Pawlik 2002; Czajka i Wyźga 2005). Zagrożeniem jest także dopływ wyerodowanej gleby, szczególnie w strefie intensywnej gospodarczej eksploatacji lasu (Kukuła i Bylak 2020; Bylak i Kukuła 2022).

Regulacje rzek obejmowały zarówno prostowanie, jak i zwężanie koryt, co skutkowało ograniczaniu ich poprzecznej mobilności (Wyźga 2001; Wyźga i in. 2008, 2009). Z kolei efektem zabudowy progowej jest przerwanie ciągłości ekologicznej cieku (Penczak 1994; Bylak i in. 2017), jak również erozja wgłębna koryta, która powoduje zakłócenie naturalnej łączności rzek (Goda i in. 2007; Ellis i Jones 2013; Li 2018). Przy niskim poziomie wody nawet niewielkie przeszkody powodują powstanie efektu bariery (Warren i Pardew 1998) i oddziałują nie tylko w wymiarze podłużnym (wymiar koryto – koryto), ale także poprzecznym (wymiar koryto – teren zalewowy) i pionowym (wymiar koryto – strefy wodonośne – powietrze) (Ward 1989, Kukuła i Bylak 2022). Zlewnie karpaccich rzek od

dekad podlegają przekształceniom wynikającym z działalności człowieka. Do najważniejszych można zaliczyć dopływ zanieczyszczeń, regulacje czy pobór kruszywa z koryt oraz zabudowę progową (Kukuła i Bylak 2011; Wyźga i in. 2014). Negatywne konsekwencje działań antropogenicznych są wzmacniane w okresie niskich stanów wód (Durance i Ormerod 2009; Kiedrzyńska i in. 2015).

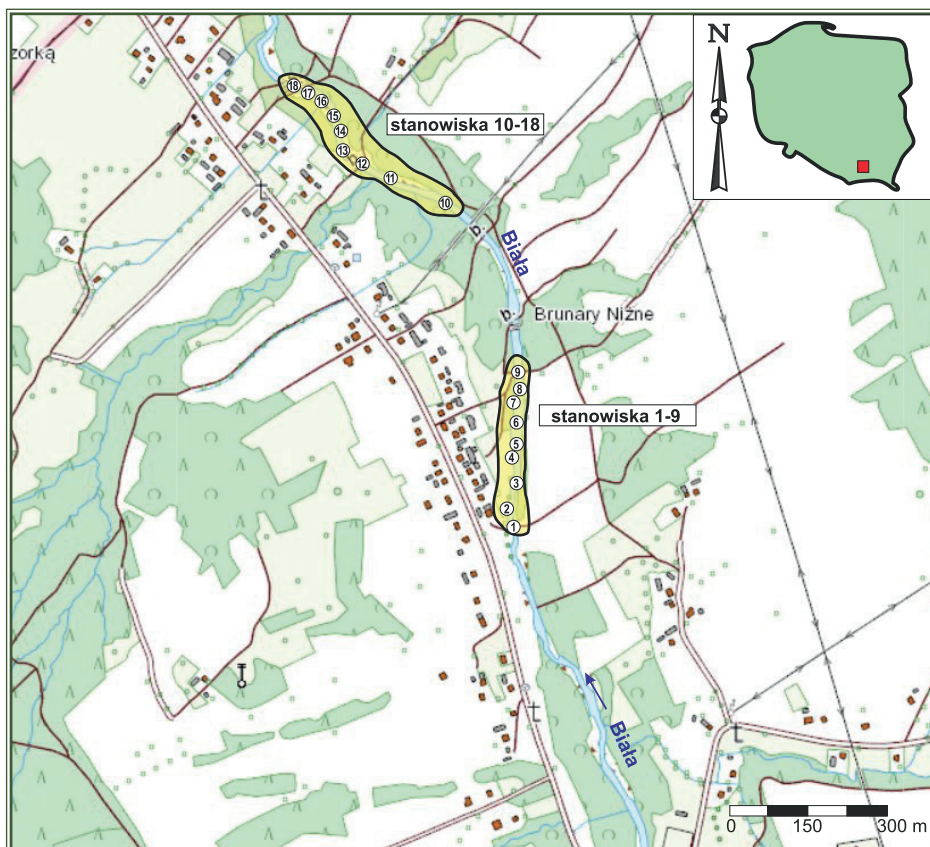
Adaptacje organizmów rzecznych pozwalają im funkcjonować w dynamicznym środowisku (Soluk i Craig 1990). Wiele z nich jest silnie wyspecjalizowana co sprawia, że są podatne na antropogeniczne zmiany w ekosystemie (Tockner i in. 2009). Grupą wykorzystywaną w bioindykacji stanu ekosystemów wód płynących są bezkręgowce bentosowe (Bis i in. 2020). Makrozoobentos pełni kluczową rolę w ekosystemach słodkowodnych, ponieważ z jednej strony odżywia się martwą materią organiczną oraz peryfitonem, a z drugiej stanowi pokarm dla organizmów wyższych poziomów w łańcuchu troficznym, tj. ryb (Mermillod-Blondin 2011; Nery i Schmera 2016). Często klasyfikuje się makrobezkręgowce do funkcjonalnych grup troficznych, uwzględniając ich rolę w procesach rozkładu materii organicznej (Cummins 1973, 1974; Cummins i Klug 1979).

Celem pracy była ocena stanu ekologicznego podgórskiej rzeki na odcinku poddanym różnego rodzaju antropopresji, oparta o analizę wybranych parametrów siedliskowych, ocenę struktury makrozoobentosu oraz indeksy biotyczne. Hipotezą badawczą było założenie, że zespół bezkręgowców bentosowych zasiedlający badany odcinek rzeki podgórskiej będzie różnił się w zależności od stopnia i rodzaju presji człowieka. Założono również, że przekształcenia makrozoobentosu będą najbardziej widoczne na odcinkach z synergicznym oddziaływaniem zanieczyszczenia wody, obecności dróg i przejazdów przez rzekę oraz lokalnego poboru żwiru. W efekcie tych oddziaływań spadnie udział taksonów najbardziej wrażliwych.

Teren badań

Rzeka Biała (Biała Tarnowska) jest prawobrzeżnym dopływem Dunajca, a jej długość wynosi 102 km. Źródła Białej znajdują się w na stokach Lackowej na wysokości 730 m n.p.m. Dominującą część zlewni stanowią tereny użytkowane rolniczo (Czech i in. 2015; Hajdukiewicz i Wyźga 2022). W efekcie działań człowieka, głównie regulacji, koryto Białej mocno się zawężyło. Rzeka została także w znacznym stopniu dotknięta przez zmiany form zagospodarowania zlewni, eksploatację żwiru oraz zanieczyszczenia (Wyźga i in. 2008, 2009, 2014; Policht-Latawiec i in. 2015).

Materiał do badań pobrano z 18 stanowisk na odcinku w miejscowości Brunary Niżne (Ryc. 1). Szerokość koryta na badanym odcinku wahała się od 5,5 m do 12 m. W najgłębszym miejscu poboru prób głębokość dochodziła do 50 cm. Prędkość prądu wody była zróżnicowana, a dno było kamienisto-żwirowe, miejscami



Ryc. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych w rzece Biała.

Fig. 1. Sampling sites in the Biała River.

ze znacznym udziałem piasku i osadu. Na ekosystem rzeki mogły wpływać zanieczyszczenia z lokalnej drogi oraz spływy powierzchniowe z pól uprawnych. Lokalnie obserwowano duże ilości śmieci w korycie. W kilku lokalizacjach stwierdzono też wyraźne ślady poboru żwiru z koryta.

Metodyka

Badania przeprowadzone zostały w czerwcu 2023 roku. Na badanym odcinku wykonano pomiary temperatury, konduktywności wody, mętności i stężenia tlenu rozpuszczonego (sonda YSI 6600 V2) oraz opisano parametry morfometryczne stanowisk. Na każdym stanowisku pobierano po 8 prób ilościowych makrozoobentosu. Próby z powierzchni $0,05 \text{ m}^2$ pobierano za pomocą czepaka dna obszytego siatką o średnicy oczek $340 \mu\text{m}$. 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, Merritt i in. 2019.

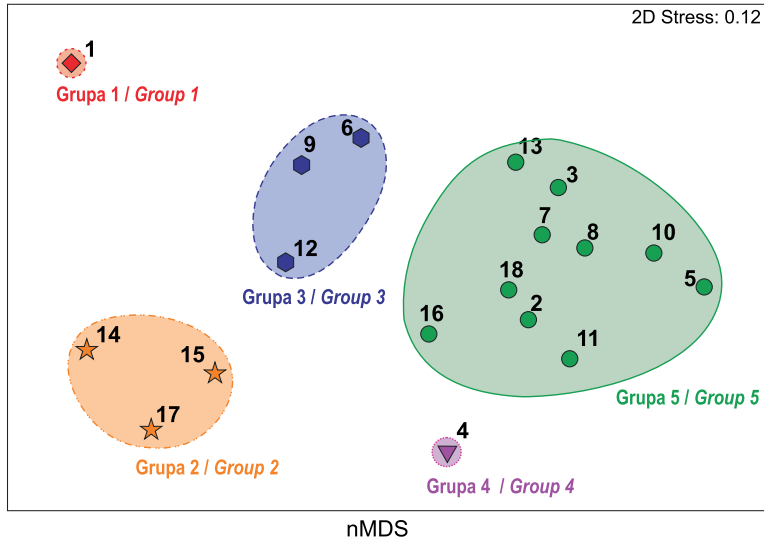
Obliczono zagęszczenie poszczególnych taksonów na stanowiskach. Następnie pogrupowano stanowiska w oparciu o strukturę zespołów bezkręgowców bentosowych stosując metodę pośredniej analizy gradientowej, tj. niometryczne skalowanie wielowymiarowe (nMDS). Ordynacja została wykonana na podstawie macierzy podobieństwa Bray-Curtisa. Punkty położone blisko siebie na wykresie ordynacyjnym nMDS obrazują stanowiska o podobnym składzie zgrupowania bezkręgowców bentosowych. (Clarke i Gorley 2015). Na podstawie analizy tabeli wielodzielczej, opartej o test χ^2 (Stanisz 2006), porównano frekwencje głównych taksonów w poszczególnych grupach stanowisk.

Dla każdej grupy stanowisk obliczono wskaźniki %EPT i %OD, tj. odpowiednio: udział procentowy bezkręgowców należących do rzędów Ephemeroptera, Plecoptera i Trichoptera oraz udział procentowy bezkręgowców należących do taksonów Oligochaeta i Diptera, w całkowitym zagęszczeniu makrozoobentosu. W badaniach brano również pod uwagę stopień wrażliwości bezkręgowców bentosowych w stosunku do czynników antropogenicznych. W oparciu o punktację Polskiego Indeksu Biotycznego (BMWP-PL) przyporządkowaną odpowiednim taksonom, wyróżniono wśród bezkręgowców cztery grupy wrażliwości na czynniki antropogeniczne, tj. wrażliwe (bezkregowce z punktacją 7–10), dość wrażliwe (punktacja 4–6), tolerancyjne (1–3 punkty) oraz należące do kategorii „brak punktacji”. Obliczono również wybrane indeksy biotyczne, tj. Polski Indeks Biotyczny (BMWP-PL) oraz wskaźnik Margalefa (d) dla wyróżnionych grup stanowisk (Gorzal i Kornijów 2004; Galas i in. 2014; Kolada 2020).

Wyniki

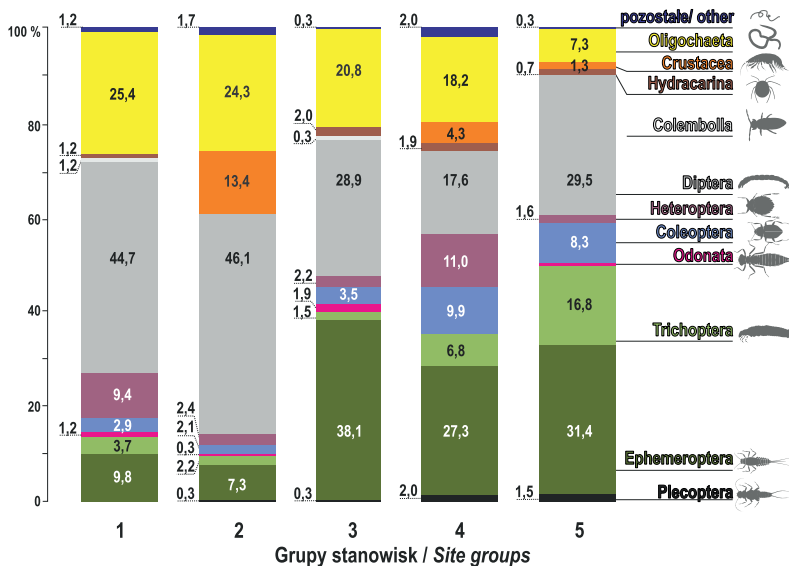
Średnie wartości parametrów fizykochemicznych wody nie różniły się istotnie pomiędzy stanowiskami. Średnia temperatura wody wynosiła ok. 17,3°C, a przewodnictwo elektrolityczne od 330 na stanowisku 1 do 267 $\mu\text{S cm}^{-1}$ na stanowisku 10. Średnie wartości stężenia tlenu rozpuszczonego mieściły się w przedziale od 8,3 do 10,4 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ a mętność wody wahała się od 0,07 do 6,5 NTU.

Niometryczne skalowanie wielowymiarowe (nMDS), oparte na zagęszczeniu poszczególnych taksonów makrozoobentosu 18 analizowanych stanowisk, wyodrębniło pięć grup stanowisk, różniących się strukturą zasiedlających je zespołów bezkręgowców bentosowych (Ryc. 2). W Grupie 1 znalazło się tylko stanowisko 1. Grupę 2 tworzyły stanowiska 14, 15 oraz 17. Grupa 3 składała się ze stanowisk 6, 9 i 12. Do grupy 4 należało tylko stanowisko 4, natomiast pozostałe stanowiska, tj. stanowisko 2, 3, 5, 7, 8, 10, 11, 13, 16 i 18 utworzyły grupę 5 (Ryc. 2).



Ryc. 2. Diagram niemetrycznego skalowania ordynacyjnego (nMDS) stanowisk, oparty o strukturę zespołów bezkręgowców bentosowych na stanowiskach w rzece Biała.

Fig. 2. Diagram of non-metric ordination scaling (nMDS) of sites, based on the structure of benthic invertebrates at sites in the Biała River.



Ryc. 3. Udział procentowy głównych taksonów makrobezkręgowców bentosowych dla poszczególnych grup stanowisk w rzece Biała.

Fig. 3. Percentage of main taxonomic group of macroinvertebrates community for groups of sites in the Biała River.

Ogólne, średnie zagęszczenie makrozoobentosu było najwyższe w grupie 5 (5067 osobn. m⁻²) oraz grupie 3 (3534 osobn. m⁻²) a najniższe w grupie 1 (804 osobn. m⁻²). W grupie 1 larw widelnic (Plecoptera) nie stwierdzono. Najwyższe średnie zagęszczenie widelnic odnotowano w grupie 5 (76 osobn. m⁻²). W grupie 5 najliczniejsze spośród wszystkich stanowisk były larwy jętek (Ephemeroptera), chruścików (Trichoptera), chrząszczy (Coleoptera) i muchówek (Diptera) (Ryc. 3, Tabela 1). W grupie 3 najliczniejsze były, w porównaniu do pozostałych grup, skąposzczety (Oligochaeta) oraz ważki (Odonata), liczne były również muchówki. Grupa 2 charakteryzowała się dość dużym zagęszczeniem skąposzczetów (517 osobn. m⁻²), licznymi ślimakami (Gastropoda) oraz skorupiakami (Crustacea), reprezentowanymi przez małżoraczki (Ostracoda), liczne były również muchówki. W grupie 2 udział muchówek i skąposzczetów w całkowitym zagęszczeniu bezkręgowców bentosowych był najwyższy (Ryc. 3, Tabela 1). Ponad 70% udział muchówek i skąposzczetów odnotowano również dla grupy 1. W tej grupie ogólne zagęszczenie makrozoobentosu było najniższe spośród wszystkich analizowanych grup (ponad 800 osobn. m⁻²). W grupie 1 stwierdzono również najmniejszą różnorodność jętek i chruścików (Tabela 1). W grupach 3, 4 i 5 największy udział procentowy w bentofaunie miały larwy jętek, przy czym skąposzczety i muchówki miały również duży udział. W grupie 4 wyróżniał się dość duży udział pluskwiaków (Heteroptera) (202 osobn. m⁻²) i chrząszczy (Ryc. 3, Tabela 1). Różnice frekwencji głównych taksonów dla każdej porównywanej pary stanowisk były istotne (Ryc. 4).

Grupa 1 i 2 charakteryzowały się wysokim wskaźnikiem %OD wynoszącym ponad 70%. W grupie 3 wskaźnik %OD wyniósł niecałe 40%, a %EPT prawie 50%. W grupie 2 oba wskaźniki wynosiły około 35%, natomiast w grupie 4 %OD stanowił prawie 50% (Ryc. 5). Spośród wszystkich grup stanowisk, biorąc pod uwagę zagęszczenie, grupa 3 wyróżniała się wysokim udziałem organizmów dość wrażliwych (50%) i bardzo niskim udziałem taksonów tolerancyjnych (<1%). Natomiast w grupie 1 i 2 zdecydowanie przeważały organizmy odporne na zanieczyszczanie. W grupach 4 i 5 dominowały taksony wrażliwe na zanieczyszczanie (>35%) i dość wrażliwe (ok. 20%) (Ryc. 6a). W każdej z analizowanych grup stanowisk, biorąc pod uwagę liczbę taksonów, liczne były taksony wrażliwe lub dość wrażliwe na zanieczyszczenia. Liczba taksonów reprezentujących grupę organizmów tolerancyjnych stanowiła niewielki odsetek, z wyjątkiem grupy 2, gdzie ich udział był nieco większy (Ryc. 6b).

Polski Indeks Biotyczny (BMWP-PL) osiągnął najniższą wartość w grupie 1 – poniżej 80 pkt. Natomiast w pozostałych przypadkach jego wartość była bliska 100 lub wyższa, przy czym najwyższy wynik, wynoszący ok. 150 pkt, odnotowano w grupie 5. W przypadku wskaźnika Margalefa najwyższą wartość – bliską 8 odnotowano w grupie 4 i 5 (Ryc. 7).

Tabela 1. Średnie zagęszczenie (osobn. m⁻²) bezkręgowców bentosowych dla poszczególnych grup stanowisk w rzece Biała.

Table 1. Mean density (ind. m⁻²) of benthic invertebrates in the Biała River.

| Taksony / Taxa | Grupy stanowisk / Site groups | | | | |
|-------------------------------|-------------------------------|------------|-------------|------------|-------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| PLECOPTERA Σ | 0 | 5 | 10 | 23 | 76 |
| Leuctridae | - | 4 | 10 | 7 | 53 |
| Nemouridae | - | 1 | - | - | - |
| Perlidae | - | - | - | 16 | 23 |
| EPHEMEROPTERA Σ | 79 | 155 | 1345 | 500 | 1589 |
| Baetidae | 33 | 9 | 15 | 16 | 107 |
| <i>Caenis</i> | 43 | 136 | 1248 | 418 | 1066 |
| <i>Ecdyonurus</i> | - | - | 4 | 7 | 71 |
| <i>Ephemer</i> | - | - | 35 | - | 21 |
| Leptophlebiidae | - | 1 | 19 | 3 | 16 |
| Ephemerellidae | 3 | 9 | 24 | 56 | 308 |
| TRICHOPTERA Σ | 30 | 46 | 52 | 125 | 853 |
| Hydropsychidae | 30 | 24 | 9 | 69 | 612 |
| Hydroptilidae | - | 15 | 6 | 46 | 111 |
| Leptoceridae | - | 3 | 22 | 3 | 24 |
| Limnephilidae | - | - | 7 | 4 | 4 |
| Odontoceridae | - | - | - | - | 1 |
| Philopotamidae | - | - | 1 | - | 5 |
| Polycentropodidae | - | - | - | - | 4 |
| Psychomyiidae | - | 2 | - | - | 69 |
| Rhyacophilidae | - | - | - | - | 10 |
| Sericostomatidae | - | 2 | 7 | 3 | 13 |
| ODONATA Σ | 10 | 5 | 67 | - | 36 |
| Gomphidae | 10 | 5 | 65 | - | 36 |
| Libellulidae | - | - | 2 | - | - |
| MEGALOPTERA - Sialidae | - | - | - | - | 1 |
| COLEOPTERA Σ | 23 | 45 | 125 | 182 | 420 |
| Dytiscidae | 7 | - | 3 | - | 1 |
| Elmidae | 10 | 45 | 114 | 162 | 365 |
| Gyrindae | 3 | - | - | 10 | 30 |
| Haliplidae | - | - | - | - | 1 |
| Hydraenidae | 3 | - | 1 | 10 | 21 |

| Taksony / Taxa | Grupy stanowisk / Site groups | | | | |
|--|-------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Hydrophilidae | - | - | 7 | - | 2 |
| HETEROPTERA - <i>Micronecta</i> | 76 | 51 | 79 | 202 | 82 |
| DIPTERA Σ | 359 | 981 | 1024 | 322 | 1495 |
| Athericidae | - | - | - | - | 1 |
| Ceratopogonidae | 16 | 26 | 13 | - | 25 |
| Chironomidae | 300 | 943 | 994 | 319 | 1371 |
| Pediciidae | - | 1 | - | 3 | 15 |
| Limoniidae | 10 | - | 1 | - | 11 |
| Psychodidae | - | - | - | - | 1 |
| Ptychopteridae | - | - | - | - | 1 |
| Stratiomyidae | - | - | 1 | - | 1 |
| Tabanidae | 3 | - | - | - | 55 |
| Tipulidae | 30 | 11 | 15 | - | 14 |
| COLLEMBOLA | 0 | 0 | 1 | 13 | 3 |
| HYDRACARINA | 3 | 3 | 14 | 30 | 69 |
| CRUSTACEA - Ostracoda | 10 | 285 | 72 | 79 | 65 |
| BIVALVIA - Sphaeriidae | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 |
| GASTROPODA Σ | 0 | 20 | 6 | 0 | 3 |
| Hydrobiidae | - | 1 | 3 | - | 1 |
| Physiidae | - | 19 | 1 | - | 2 |
| Planorbidae | - | - | 2 | - | - |
| HIRUDINEA - <i>Haemopsis</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| OLIGOCHAETA | 204 | 517 | 736 | 332 | 369 |
| NEMATOMORPHA - <i>Gordius</i> | 0 | 3 | 0 | 3 | 1 |
| NEMATODA | 0 | 10 | 1 | 0 | 2 |
| TURBELLARIA - <i>Dugesiidae</i> | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 |
| CNIDARIA - <i>Chlorohydra</i> | 10 | 0 | 0 | 16 | 1 |
| Razem / Total | 804 | 2131 | 3534 | 1830 | 5067 |

| | | Grupy stanowisk / Site groups | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|-----|-------------------------------------|-------------|-----|------------------------------------|-------------|-----|------------------------------------|-------------|-----|-------------|-------------|-----|-----|
| | | 1 | | | 2 | | | 3 | | | 4 | | | 5 | | |
| Grupy stanowisk / Site groups | 1 | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | |
| | | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het |
| | | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth |
| | 2 | $\chi^2=168,8$ df=8 P<0.0001 | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | |
| | | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het |
| | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | |
| 3 | $\chi^2=333,9$ df=8 P<0.0001 | | | $\chi^2=878,1$ df=8 P<0.0001 | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | |
| | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | |
| | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | |
| 4 | $\chi^2=322,9$ df=8 P<0.0001 | | | $\chi^2=877,1$ df=8 P<0.0001 | | | $\chi^2=518,9$ df=8 P<0.0001 | | | Ple Eph Tri | | | Ple Eph Tri | | | |
| | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | |
| | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | |
| 5 | $\chi^2=673,7$ df=8 P<0.0001 | | | $\chi^2=1653,9$ df=8 P<0.0001 | | | $\chi^2=910,3$ df=8 P<0.0001 | | | $\chi^2=688,7$ df=8 P<0.0001 | | | Ple Eph Tri | | | |
| | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | Col | Dip | Het | |
| | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | Cru | Oli | Oth | |

Ple - Plecoptera Col - Coleoptera Cru - Crustacea
 Eph - Ephemeroptera Dip - Diptera Oli - Oligocheta
 Tri - Trichoptera Het - Heteroptera Oth - Pozostale / Others

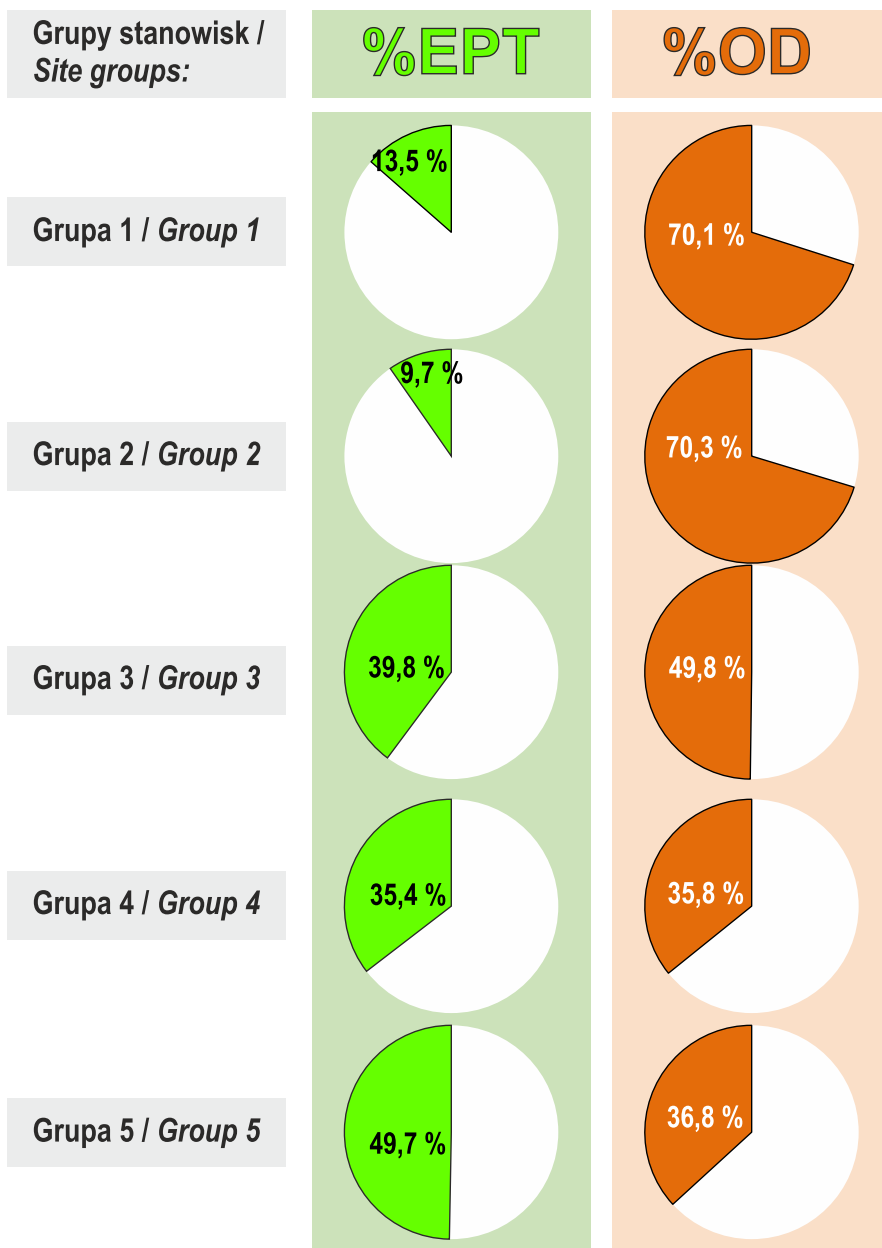
PI - różnice nieistotne / difference not significant
 PI - różnice istotne / difference significant

Ryc. 4. Istotność (test χ^2) różnic frekwencji (średnie zagęszczenie) makrobezkręgowców bentosowych pomiędzy grupami stanowisk w rzece Biała.

Fig. 4. Significance (χ^2 -test) of the differences in the composition (mean density) of benthic macroinvertebrates between the site groups in the Biała River.

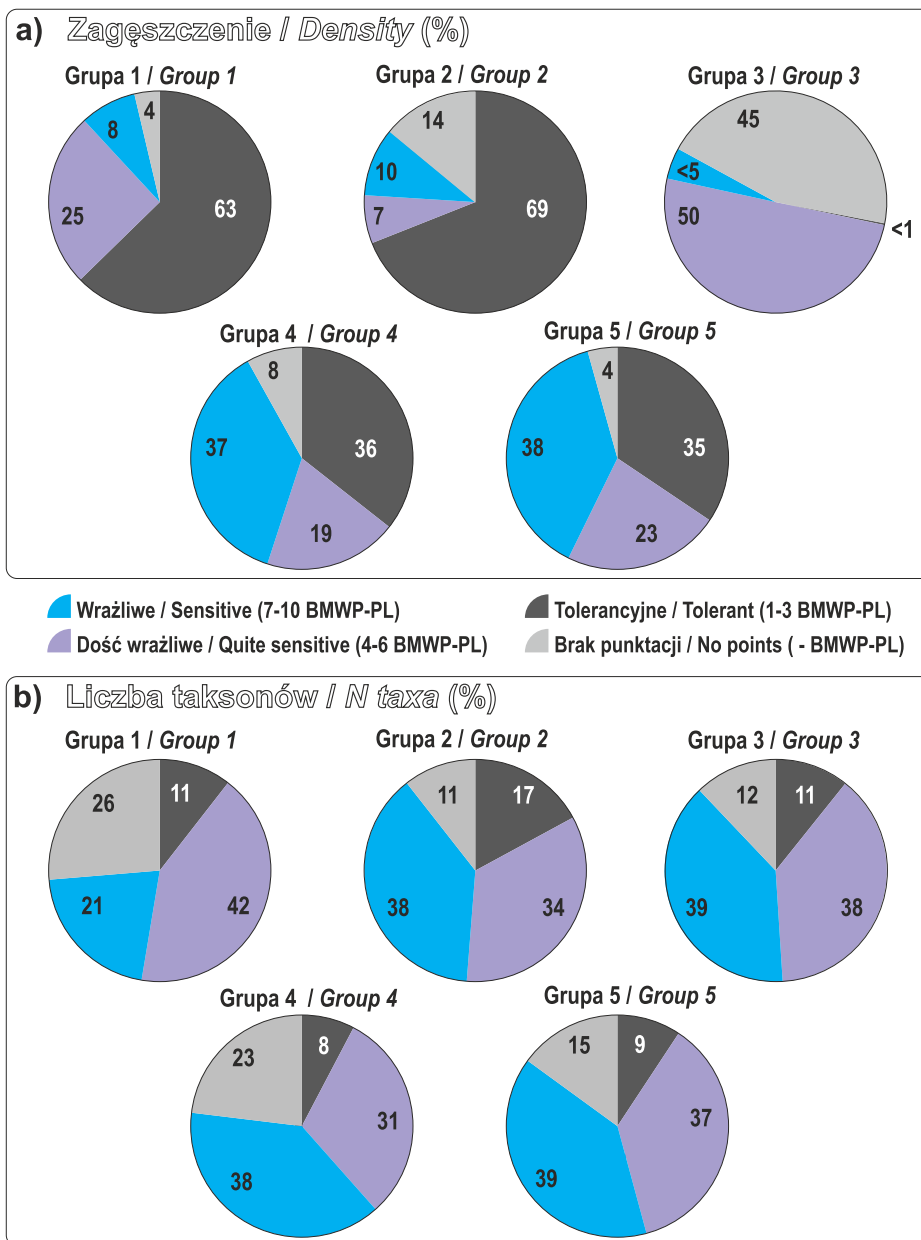
Dyskusja

W XX wieku doszło do istotnych zmian morfologii koryt rzek karpackich, w tym rzeki Biała, głównie w wyniku ich regulacji oraz nadmiernej eksploatacji żwiru (Hajdukiewicz i in. 2019; Hajdukiewicz 2021). W istniejących systemach oceny stanu ekologicznego rzek zakłada się, że różnorodność bezkręgowców wodnych zmniejsza się w sytuacji wzrostu antropopresji, a w wyniku zakłóceń zmniejsza się różnorodność i zagęszczenie grup najbardziej wrażliwych (Gorzel i Kornijów 2004; Galas i in. 2014). Do grup najbardziej wrażliwych w ciekach



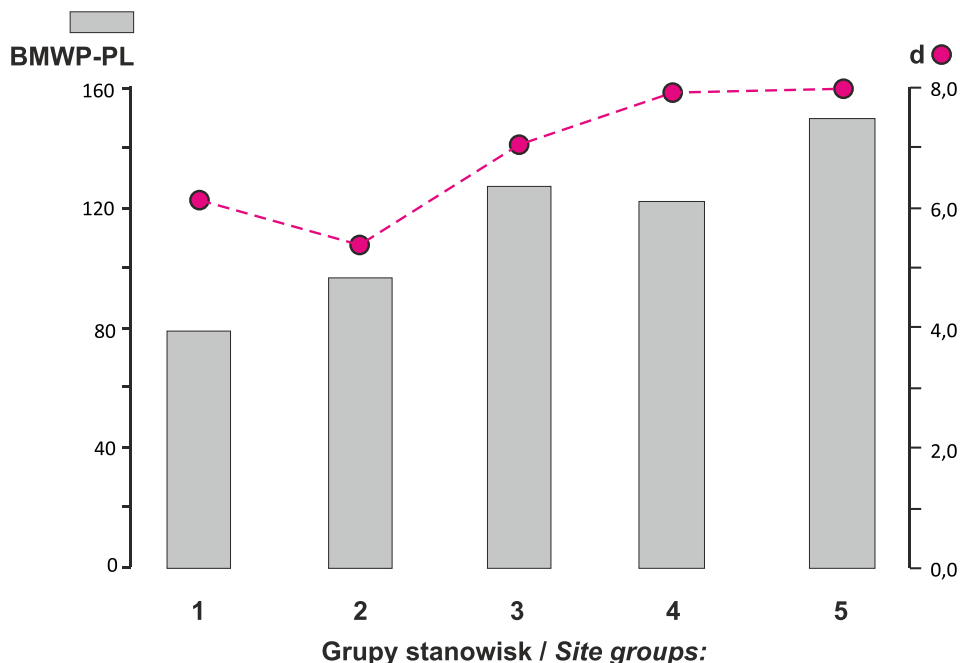
Ryc. 5. Wartości %EPT, tj. udział procentowy jętek (Ephemeroptera), widelnic (Plecoptera) i chrzączek (Trichoptera) oraz %OD, tj. udział procentowy skąposzczetów (Oligochaeta) i muchówek (Diptera) w zespołach bezkręgowców bentosowych dla poszczególnych grup stanowisk w rzece Biała.

Fig. 5. Values of %EPT, i.e., percentage of mayflies (Ephemeroptera), stoneflies (Plecoptera) and caddisflies (Trichoptera), and %OD, i.e., percentage of oligochaetes (Oligochaeta) and dipterans (Diptera) in benthic invertebrate communities for site groups in the Biała River.



Ryc. 6. Udział procentowy grup wrażliwości bezkręgowców bentosowych na czynniki antropogeniczne (w oparciu o punktację BMWP-PL) w całkowitym zagęszczeniu (a) i liczbie taksonów (b) w zespołach bentosowych dla poszczególnych grup stanowisk w rzece Biała.

Fig. 6. Percentage of sensitivity groups to anthropogenic factors (based on the BMWP-PL scores) among invertebrates for groups of sites in the Biała River.



Ryc. 7. Wartości indeksów biotycznych dla poszczególnych grup stanowisk w rzece Biała; BMWP-PL – Polski Indeks Biotyczny, d – indeks Margalefa – Margalef Diversity Index,

Fig. 7. Values of biotic indices for site groups in the Biała River; BMWP-PL – Biological Monitoring Working Party index adapted to the Polish conditions, d – Margalef Diversity Index.

górskich i podgórskich zaliczane są taksony litoreofilne z grupy EPT oraz te, którym przypisano najwięcej punktów (7–10 pkt.) w Polskim Indeksie Biotycznym (Kolada 2020). Na stanowiskach z grupy 5 dość liczne były właśnie te taksony. Wśród widelnic odnotowano przedstawicieli z rodziny Perlidae i Leuctridae, wśród jętek (rodzaj *Ecdyonurus*), chrzączków (Hydropsychidae, Leptoceridae, Odontoceridae, Philopotamidae, Polycentropodidae czy Rhyacophilidae), ważek (Gomphidae), chrząszczy (Elmidae, Hydraenidae) oraz muchówek (Athericidae) (Tabela 1, Ryc. 4). Występowanie i zróżnicowanie taksomomiczne tej ekologicznej grupy organizmów świadczy o zachowaniu dobrych warunków siedliskowych, charakteryzujących się twardym kamienistym podłożem, wartkim przepływem wody i dobrym jej natlenieniem (Nilsson 1996, 1997; Tachet i in. 2002; Elliott 2008; Kłonowska-Olejnik i in. 2012; Bylak i Kukuła 2022).

Mimo działania różnorodnych czynników antropogenicznych na badanym odcinku (Tabela 2), połowa z analizowanych stanowisk charakteryzowała się zróżnicowaną fauną bezkręgowców z licznym udziałem widelnic, jętek i chrzączków (Ryc. 3), tj. bioindykatorów dobrego stanu siedlisk i odpowiednich parametrów fizykochemicznych wody (Nilsson 1996, 1997; Merritt i in. 2019; Kolada 2020).

Tabela 2. Charakterystyki siedlisk dla poszczególnych grup stanowisk w rzece Biała; K – kamienie, Z – żwir, P – piasek, O – osad drobnoziarnisty, – brak, * mało/niskie, ** średnio/średnie, *** dużo/duże.

Table 2. Habitat characteristics for site groups in the Biała River; K – pebbles and cobbles, Z – gravel, P – sand, O – fine sediments, – none, * little/low, ** average/medium, *** a lot/large.

| Parametry środowiskowe/ Environmental parameters | Grupy stanowisk / Site groups | | | | |
|--|-------------------------------|-----------------------|---------------------------|---------------------------|------------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Szerokość [m] <i>Wetted width [m]</i> | 9-10 | 9-12 | 7-9 | 7-8 | 4-11 |
| Głębokość wody [cm] <i>Water depth [cm]</i> | 5-15 | 15-50 | 25-35 | 25-50 | 10-40 |
| Przeważający prąd wody/ <i>The prevailing water current</i> | średni/ <i>average</i> | wolny/ <i>slow</i> | średni/ <i>average</i> | średni/ <i>average</i> | szybki/ <i>fast</i> |
| Substrat dna <i>Bottom substrate: K/Z/P/O [%]</i> | 10/40/30/20 | 10/40/30/20 | 30/40/20/10 | 30/40/25/5 | 60/30/10/0 |
| Gruby rumosz drzewny <i>Large woody debris</i> | - | * | * | ** | *** |
| Opadłe liście <i>Leaf litter</i> | - | * | * | * | ** |
| Detrytus <i>Fine-grained organic matter</i> | * | ** | ** | * | * |
| Okrzemki <i>Diatoms</i> | ** | * | * | ** | * |
| Głony nitkowate <i>Filamentous algae</i> | * | ** | ** | * | * |
| Natężenie czynników antropogenicznych / Intensity of anthropogenic factors: | | | | | |
| Przejazdy przez rzekę <i>River ford crossings</i> | *** | - | - | - | - |
| Spływy z powierzchni dróg <i>Runoff from road surfaces</i> | *** | * | ** | - | * |
| Zanieczyszczenia z obszarów rolniczych <i>Pollution from agricultural areas</i> | * | ** | ** | * | * |
| Pobór kruszywa z koryta <i>Collection of aggregate from the river bed</i> | - | *** | * | - | * |

Na stanowiskach z grupy 5, mimo odnotowanego niskiego wskaźnika %EPT, największy udział, zarówno w zagęszczeniu organizmów bentosowych, jak i liczbie stwierdzonych taksonów, miały taksony wrażliwe (Ryc. 6). Poza jętkami, chrząszczami i widelnicami, do taksonów wrażliwych zalicza się niektóre chrząszcze, ważki a nawet muchówki (Kolada 2020). To przełożyło się na wysokie wartości indeksu BMWP-PL (tj. >100 pkt).

W rzekach z dnem zwirowo-kamienistym siedliskami odpowiednimi dla taksonów litoreofilnych są bystrza (Rinella i Feminella 2005; Merritt i in. 2019). Dodatkowo, obecny w korycie gruby rumosz drzewny zwiększa heterogenność habitatów. Duże fragmenty gałęzi i konarów, ze względu na swoją dużą powierzchnię i zróżnicowaną strukturę morfologiczną, tworzą dogodne siedliska dla makrobezkręgowców wodnych, także z grup wrażliwych (Anderson i in. 1978; Drury i Kelso 2000; Kolada 2020). Wzrost zagęszczenia, jak i zróżnicowania taksonów EPT może mieć związek z obecnością zalesionej strefy buforowej, co sprzyja heterogeniczności siedlisk, obecności stabilnego substratu do kolonizacji i dostawy allochtonicznej grubocząstkowej materii organicznej (Lenat i Crawford 1994; Genito i in. 2002). Na stanowiskach z grupy 5 liczne były muchówki z rodziny ochotkowatych (Chironomidae), które były reprezentowane przez reofilne larwy z plemienia Tanytarsini oraz zdrapywaczy z podrodziny Orthoclaadiinae (Tabela 1, Lik i in. 2014). Szybki prąd wody oraz cenne, naturalne elementy morfologiczne, jakie zachowały się w korycie rzeki Biała na stanowiskach z grupy 5 (Tabela 2), sprzyjały zachowaniu zróżnicowanej taksonomicznie i funkcjonalnie fauny bezkręgowców.

Czynnikiem, który najsilniej wpływał na jednostanowiskową grupę 1 (stanowisko 1) był przejazd przez rzekę (Tabela 2). Odcinkowe utwardzenie dna na skutek przejeżdżania pojazdów mechanicznych spowodowało zanik przestrzeni pod kamieniami, odcinkowe ujednoczenie i zubożenie siedlisk i w konsekwencji spadek zagęszczenia i różnorodności makrozoobentosu (Bylak i Kukuła 2018; Merritt i in. 2019). Fauna bezkręgowców grupy 1 była najuboższa, a chrzączki i ważki reprezentowane były tylko przez pojedyncze taksony. Dla zwierząt z grupy EPT oraz reofilnych ważek w rzekach podgórskich ogromne znaczenie mają kryjówki w postaci szczelin pod kamieniami (Nilsson 1996, 1997), jak również obecność grubego rumoszu drzewnego (Anderson i in. 1978; Drury i Kelso 2000) oraz materii organicznej w postaci opadłych liści czy detrytus (Merritt i in. 2019). W wyniku silnej antropopresji te naturalne atrybuty środowiska w grupie 1 były stwierdzone w śladowych ilościach. Należy podkreślić, że utwardzenie dna i homogenizacja siedlisk w obrębie przejazdu przez rzekę, przy niskim poziomie wody powodują powstanie bariery i blokują możliwość przemieszczania się zwierząt wodnych w górę potoku (Warren i Pardew 1998; Adamson i in. 2009; Bylak i Kukuła 2018).

Stanowiska z grup 2 i 3 charakteryzowały się dość dużym zagęszczeniem skąposzczetów oraz larw ochotkowatych (Tabela 1). Skąposzczety są uważane za najbardziej odporne na zanieczyszczenia i dostawę drobnoziarnistego osadu do koryta rzeki (Armitage i in. 1983). Z kolei wśród jętek w obu grupach stanowisk dominował rodzaj *Caenis* (Tabela 1). Larwy należące do tego rodzaju preferują wolno płynące lub stojące wody, z dużą ilością mułu i luźnego drobnego osadu oraz obecność roślin naczyniowych i glonów nitkowatych (Merrit i in. 2019). Dopływ wyerodowanej gleby do koryta rzeki Biała w obrębie stanowisk z grupy 2 i 3 oraz rozwój glonów nitkowatych będących efektem dopływu zanieczyszczeń (Tabela 2), nie sprzyjały taksonom litofilnym, dając jednocześnie możliwość zdominowania siedliska przez bardziej odporne na osady i zanieczyszczenia organizmy (Bylak i in. 2020). W grupie 2 i 3 udział taksonów wrażliwych na te czynniki antropogeniczne w liczbie wszystkich zwierząt wynosił $\leq 10\%$ (Tabela 1). Wśród grup wrażliwych dość liczne były chrząszcze Elmidae, których obecność mogła być związana z płatami mikrosiedlisk z czystym podłożem żwirowo-kamienistym oraz ze średnio obfitym na stanowiskach grubym rumoszem drzewnym (Anderson i in. 1978). Z kolei w grupie 4 (stanowisko 4), tj. w strefie rozległego zastoiska, poza taksonami występującymi na innych stanowiskach, liczne były parzydełkowce z rodzaju *Chlorohydra* (Tabela 1). Typowe siedliska dla stułbi obejmują stawy, ale także wolno płynące odcinki rzek z roślinnością wodną (Tachet i in. 2002; Kolada 2020). W obrębie stanowiska 4 producenci byli reprezentowani głównie przez glony nitkowate.

Podsumowanie

Procesy zachodzące w rzekach są wynikiem skomplikowanej interakcji czynników naturalnych i antropogenicznych (Worrall i in. 2004; Elmore i Kausshal 2008; Gurnell i in. 2009). Docierające do rzek karpackich zanieczyszczenia, w niektórych zlewniach stają się głównym czynnikiem powodującym degradację biocenoz (Vörösmarty i in. 2013; Wojtasik i Czerniawska-Kusza 2023). Zanieczyszczenia były także jedną z głównych presji oddziałujących na bezkręgowce wodne zasiedlające badany odcinek rzeki Biała. Choć mechanizm samooczyszczania wód płynących, oparty na reakcjach biochemicznych, pozwala na rozkład związków organicznych (Mikulski 2021), to jednak długotrwała kumulacja zanieczyszczeń sprawia, że zdolność ekosystemów rzecznych do samooczyszczania stopniowo osłabia się (Wojtasik 2020). To przekłada się na zmniejszenie zagęszczenia i różnorodności taksonomicznej najbardziej wrażliwych organizmów bentosowych (Gorzel i Kornijów 2004; Galas i in. 2014), co obserwowano na badanych stanowiskach w rzece Biała. Bezkręgowce bentosowe są także wskaźnikami zmian warunków siedliskowych rzek, zachodzących w efekcie dostawy drobnych osadów do koryta (Bylak i Kukuła 2022; Kolada 2020). W strefach badanego

odcinka, gdzie odnotowano przekształcenia dna związane z lokalną kumulacją piasku i drobnych osadów, liczne były przede wszystkim skąposzczety i larwy ochotkowatych, tj. organizmy tolerujące takie przekształcenia siedlisk. Zespoły bezkręgowców bentosowych, zasiedlające badany odcinek rzeki podgórskiej, różniły się w zależności od natężenia i form antropopresji. Przekształcenia makrozoobentosu były najbardziej widoczne na odcinkach z synergicznym oddziaływaniem czynników antropogenicznych, co przełożyło się na spadek liczby taksonów najbardziej wrażliwych. Jednak zachowanie naturalnego układu bystrze-płoso oraz obecność w korycie grubego rumoszu drzewnego sprzyjały dobremu natlenieniu wody, wypłukiwaniu drobnych osadów mineralnych i zachowaniu siedlisk dla fauny litoreofilnej.

Literatura

- Anderson N.H., Sedell J.R., Roberts L.M., Triska F. J. 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *American Midland Naturalist*: 64–82.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F., Furse M. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Res.* 17: 333–347.
- Bis B., Mikulec A., Bielczyńska A. 2020. Makrozoobentos w rzekach. W: Kolada A. (red.), *Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod*. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 113–159.
- Bryl Ł., Wiśniewski R. 2017. Rzeka, ciek, jezioro. Interakcje i skutki wzajemnego oddziaływania na przykładzie Jeziora Wolsztyńskiego i jego zlewni. W: Czerniawski R., Bliski P. (red.), *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Wyd. volumina.pl, Szczecin, s. 245–256.
- 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. *Science of the Total Environment*, 832: 155079.
- Bylak A., Kukuła K., Plesiński K., Radecki-Pawlik A. 2017. Effect of a baffled chute on stream habitat conditions and biological communities. *Ecological Engineering* 106: 263–272.
- Bylak A., Kukuła K., Ortyl B., Hałoń E., Demczyk A., Janora-Hołyśzko K., Maternia J., Szczurowski Ł., Ziobro J. 2022. Small stream catchments in a developing city context: The importance of land cover changes on the ecological sta-

- tus of streams and the possibilities for providing ecosystem services. *Science of The Total Environment* 815, 151974.
- Clarke K.R., Gorley R.N. 2015. PRIMER v.7: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Cummins K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual review of entomology* 18(1): 183–206.
- Cummins K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience* 24(11): 631–641.
- Cummins K.W., Klug M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual review of ecology and systematics* 10: 147–172.
- Czajka A., Wyzga B. 2005. Broszura – Eksploatacja osadów z koryt rzek. W: Ry-marowicz P. (red.), Wyd. Towarzystwo na Rzecz Ziemi, Kraków.
- Czech W., Radecki-Pawlik A., Wyzga B., Hajdukiewicz H. 2015. Modelling the flooding capacity of a Polish Carpathian river: A comparison of constrained and free channel conditions. *Geomorphology* 272: 32–42.
- Drury, D. M., Kelso, W. E. 2000. Invertebrate colonization of woody debris in coastal plain streams. *Hydrobiologia* 434: 63–72.
- Durance I., Ormerod S.J. 2009. Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 54(2): 388–405.
- Ellis L. E., Jones N. E. 2013. Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews* 21: 136–148.
- Elliott J. M. 2008. The ecology of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae). *Freshw. Rev.* 1: 189–203.
- Elmore A.J., Kaushal S.S. 2008. Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, s. 308–312.
- Erskine W.D. 1997. The real environmental costs of sand and soil mining on the Nepean River, NSW. W: Riley S.J., Erskine W.D., Shreshta S. (red.), *Science and Technology in the Environmental Management of the Hawkesbury-Nepean*. Wyd. Geographical Society of New South Wales Conference Papers, South Wales, s. 29–35.
- 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.
- Genito D., Gburek W. J., Sharpley A. N. 2002. Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed. *Journal of Freshwater Ecology* 17(1): 109–119.
- Girel J., Doche B. 1983. Influence des activités humaines sur la genèse, l'évolution et la disparition de groupements végétaux alluviaux. *Revue de géographie alpine* 71(4): 343–351.

- Goda L., Kalocsa B., Tamás E. A. 2007. River bed erosion on the Hungarian section of the Danube. *Journal of Environmental Science for Sustainable Society* 1: 47–54.
- Gorzal M., Kornijów R. 2004. Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. *Kosmos* 53: 183–191.
- Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X., Briggs J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.
- Gurnell A., Surian N., Zanoni L. 2009. Multi-thread river channels: A perspective on changing European alpine river systems. *Aquatic Sciences* 71: 253–265.
- Hajdukiewicz H. 2021. Rozwój lasów nadrzecznych na tle transformacji koryt rzek karpaccich w XX wieku. W: *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Czerniawski R., Bilski P. (red.). Wyd. volumina.pl, Szczecin, s. 85–100.
- Hajdukiewicz H., Wyźga B. 2022. Twentieth-century development of floodplain forests in Polish Carpathian valleys: The by-product of transformation of river channels? *Science of the Total Environment* 802: 2–12.
- Hajdukiewicz H., Wyźga B., Zawiejska J. 2019. Twentieth-century hydromorphological degradation of Polish Carpathian rivers. *Quaternary International*. 504: 181–194
- Jeleński J., Mikuś P. 2019. Rewitalizacja koryt żwirowodnych przez przywracanie sekwencji bystrza – plosa, ich rola środowiskowa i zastosowanie. W: *Czer-niawski R., Bliski P. (red.), Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Wyd. volumina.pl, Szczecin, s. 221–238.
- Kalicki T., Szymańda J.B., 2009. Litologia, wiek i geneza mad wiślanych w Kotlinie Sandomierskiej i Kotlinie Toruńskiej. *Geneza, Litologia i Stratygrafia Utworów Czwartorzędowych* 5, Ser. Geogr. 88: 165–186.
- Kiedrzyńska E., Kiedrzyński M., Zalewski M. 2015. Sustainable floodplain management for flood prevention and water quality improvement. *Natural Hazards* 76: 955–977.
- Kolada A. (red.), 2020. *Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych*. Aktualizacja metod. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Kondolf G.M. 1994. Geomorphic and environmental effects of instream gravel mining. *Landscape and Urban Planning* 28: 225–243.
- 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.
- Kukuła K., Bylak A. 2011. Wpływ czynników antropogenicznych na faunę karpaccich dopływów Wisły. *Roczniki Bieszczadzkie* 19: 207–222.
- Kukuła K., Bylak A. 2020. Synergistic impacts of sediment generation and hydro-technical structures related to forestry on stream fish communities, *Science of The Total Environment* 737: 139751.

- Kukuła K., Bylak A. 2022. Barrier removal and dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence and structure of fish community. *Scientific Reports* 12(1): 1512
- Lenat D. R., Crawford J. K. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294: 185–199.
- Lik J., Leszczyńska J., Dukowska M., Szczerkowska-Majchrzak E., Grzybkowska M. 2014. Biocenoza zanurzonych makrofitów w Warcie poniżej tamy. *Rocz. Nauk. PZW* 27: 103–128.
- 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.
- Mermillod-Blondin F. 2011. The functional significance of bioturbation and biodeposition on biogeochemical processes at the water–sediment interface in freshwater and marine ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 30(3): 770–778.
- Mikulski A. 2021. Ekologiczne aspekty samooczyszczania rzek. W: Czerniawski R., Bliski P. (red.), *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Wyd. volumina.pl, Szczecin, s. 177–204.
- Mikulski A., Sysiak M. 2023. Na przekór syndromowi rzeki miejskiej, czyli o renaturyzacji niewielkich rzek w mieście. W: Czerniawski R., Bliski P. (red.), *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Wyd. volumina.pl, Szczecin, s. 105–120.
- Nery T., Schmera D. 2016. The effects of top-down and bottom-up controls on macroinvertebrate assemblages in headwater streams. *Hydrobiologia* 763: 173–181.
- Nilsson A. (red.), 1996. *Aquatic insects of North Europe: a taxonomic handbook*. In: Ephemeroptera, 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.
- Penczak T. 1994. Fish recruitment in the Warta River (1985–1992): Impoundment study. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 41: 293–300.
- Policht-Latawiec A., Żarnowiec W., Majewska M. 2015. Analiza zmienności parametrów jakościowych wody w rzece Biała Tarnowska. *Inżynieria Ekologiczna* 44: 217–226.
- Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P. 2018. *Dobre praktyki utrzymania rzek*. WWF Polska, Warszawa.
- Radecki-Pawlik A. 2002. Pobór żwiru i otoczków z dna potoków górskich. *Aura* 03: 17–19.

- Rinaldi M., Wyżga B., Surian N. 2005. Sediment mining in alluvial channels: physical effects and management perspectives. *River Research and Applications* 21: 805–828.
- Rinaldi M., Wyżga B., Dufour S., Bertoldi W., Gurnell A. 2013. River processes and implications for fluvial ecogeomorphology: a european perspective. W: Shroder J., Butler D., Hupp C.R. (red.), *Treatise on Geomorphology*. Wyd. Academic Press, San Diego, s. 37–52.
- Rinella D.J., Feminella J.W. 2005. Comparison of benthic macroinvertebrates colonizing sand, wood, and artificial substrates in a low-gradient stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 20(2), 209–220.
- Sear D.A., Archer D. 1998. Effects of gravel extraction on stability of gravel-bed rivers: the Wooler Water, Northumberland, UK. W: Klingeman P.C., Beschta R.L., Komar P.D., Bradley J.B. (red.), *Gravel-Bed Rivers in the Environment*. Wyd. Water Resources Publications, USA, s. 415–432.
- Soluk D.A., Craig D.A. 1990. Digging with a vortex: flow manipulation facilitates prey capture by a predatory stream mayfly. *Limnology and Oceanography* 35(5): 1201–1206.
- 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-Polatera P. 2002. *Invertebres d'eau douce, systematique, biologie, ecologie*. CNRS Editions, Paris.
- Tockner K., Uehlinger U., Robinson C.T. 2009. *Rivers of Europe*. Academic Press, London, s. 7–28.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 130–137.
- Vörösmarty C.J., Pahl-Wostl C., Bhaduri A. 2013. Water in the anthropocene: New perspectives for global sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5(6): 535–538.
- Ward J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1): 2–8.
- Warren M.L., Pardew M.G. 1998. Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Transactions of the American Fisheries Society* 127(4): 637–644.
- Wojtasik B. 2020. Rekultywacja zdegradowanego środowiska oraz nowoczesna gospodarka odpadami jako działania strategiczne w podniesieniu bezpieczeństwa państwa, w szczególności w sytuacji zagrożenia epidemicznego. W: Jureńczyk Ł., Reczkowski R. (red.), *Wyzwania dla Polski w kontekście zmian w środowisku bezpieczeństwa*. Wyd. Centrum Doktryn i Szkolenia Sił Zbrojnych, Bydgoszcz, s. 249–273.

- Wojtasik B., Czerniawska-Kusza I. 2023. Stan meio – i makrofauny Odry w rejonie Opola, sierpień 2022 rok. W: Czerniawski R., Bliski P. (red.), *Funkcjonowanie i ochrona wód płynących*. Wyd. volumina.pl, Szczecin, s. 229–241.
- Worrall F., Burt T., Adamson J. 2004. Can climate change explain increases in DOC flux from upland peat catchments? *Science of the Total Environment* 326: 95–112.
- Wyźga B. 2001. A geomorphologist's criticism of the engineering approach to channelization of gravel-bed rivers: case study of the Raba River, Polish Carpathians. *Environmental Management* 28: 341–358.
- Wyźga B. 2005. Wpływ eksploatacji osadów z koryt na systemy rzeczne. W: Kortarba A., Krzemień K., Świąchowicz J. (red.), *Współczesna ewolucja rzeźby Polski*. Wyd. Instytutu Geografii i Gospodarki Przestrzennej Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków, s. 531–536.
- 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: L. Tomiałojć, A. Drabiński (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. Appl.* 25: 517–536.
- Wyźga B., Amirowicz A., Oglęcki P., Hajdukiewicz H., Radecki-Pawlik A., Zawiejska J., Mikuś P. 2014. Response of fish and benthic invertebrate communities to constrained channel conditions in a mountain river: Case study of the Biała, Polish Carpathians. *Limnologia* 46: 58–69.

Summary

In the 20th century, significant changes occurred in the morphology of Carpathian riverbeds, including the Biała River, mainly as a result of their regulation and excessive exploitation of gravel. The most important ones include the inflow of pollutants, fine-grained sediments, regulations or collection of aggregate from riverbeds. In the systems of assessing the ecological status of rivers, it is assumed that the diversity of aquatic invertebrates decreases in the case of increasing anthropogenic pressure, and as a result of disturbances, the diversity and density of the most sensitive groups decrease. The aim of the study was to assess the ecological status of a submontane river subjected to various types of anthropogenic pressure, based on the analysis of selected habitat parameters, assessment of macrozoobenthos structure and biotic indices. The research hypothesis was that the benthic invertebrate community inhabiting the studied section of the foothill

river would be diversified depending on the degree of anthropogenic pressure. It was also assumed that the transformation of macrozoobenthos would be most visible in sections where there is a synergistic effect of water pollution, the presence of roads and river crossings, and local gravel collection. As a result, the share of the most sensitive taxa will decrease. The Biała River (Biała Tarnowska River) is a right-bank tributary of the Dunajec River. The catchment area is dominated by agricultural land. Samples were collected from 18 sites. The water current velocity was varied, and the bottom was rocky and gravel, in places with a significant share of sand and fine sediments. The river ecosystem could be affected by pollution from the local road and surface runoff from agricultural fields. In several places, remains of gravel collection from the riverbed were also found. Eight quantitative samples of macrozoobenthos were collected at each site. Invertebrate communities from individual sites were grouped using the non-metric multidimensional scaling (nMDS). For each site group, the percentage share of invertebrates from the orders Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (%EPT) and Oligochaeta and Diptera groups (%OD) were calculated. Based on the scores of the BMWP-PL index (a Polish equivalent of the British Biological Monitoring Working Party score system), groups of sensitivity to anthropogenic factors were distinguished. Despite the impact of various anthropogenic factors on the studied section, more than half of the analysed sites were characterized by a diverse invertebrate fauna with a large share of litho-rheophilic taxa, i.e. indicators of good habitat condition. The factor with the strongest impact on the benthic invertebrate communities was the ford-crossing. The disappearance of the niches under the stones and the hardening of the bottom due to passing vehicles resulted in the uniformity of habitats. In turn, in the zones of soil erosion and fine sediments input to the riverbed, and places with filamentous algae development, organisms more resistant to sediments and pollution to dominated. In summary, pollutants and fine sediments reaching the river contributed to the decrease of abundance and taxonomic diversity of the most sensitive benthic organisms. However, the preservation of the natural riffle-pool sequence and the presence of coarse woody debris and turbulent flow favored good water oxygenation, washing out fine mineral sediments and maintaining microhabitats for litho-rheophilic invertebrate fauna.