

Justyna Rybak, Barbara Umińska-Wasiluk

Wykorzystanie makrobezkręgowców bentosowych do oceny jakości wód powierzchniowych na przykładzie rzeki Piławy

Kompleksowa ocena jakości wód powierzchniowych powinna polegać nie tylko na analizie wyników badań fizyczno-chemicznego składu wody, ale powinna uwzględniać również wyniki badań biologicznych, ponieważ same badania chemiczne nie odzwierciedlają toksycznego oddziaływania zanieczyszczeń na osobnika, populację czy większe skupisko organizmów [1–3]. Ponieważ zwierzęta wodne są czułym narzędziem w ocenie zarówno krótko-, jak i długoterminowych zaburzeń zachodzących w ekosystemie, dlatego w krajach Unii Europejskiej degradację danego ekosystemu od dawna mierzy się wykorzystując systemy biotyczne oraz stosując ocenę struktury dominacji biocenozy poprzez oszacowanie ilościowego udziału poszczególnych gatunków, a także ich identyfikację za pomocą indeksów różnorodności oraz podobieństwa. Uważa się, że aż dwie trzecie systemów kontroli jakości wody rzecznej opiera się na zoobentosie [4].

W wielu krajach opracowano własne modyfikacje systemu biotycznego, opierające się na brytyjskiej metodzie Sumarycznego Wskaźnika Jakości Wody, zwanego inaczej systemem punktacji BMWP (Biological Monitoring Working Party), a także na Indeksie Biotycznym Trent (TBI – Trent Biotic Index) oraz systemie Chandlera (Indeks Jakości Wody Chandlera – modyfikacja TBI) [1]. Jest wiele regionalnych modyfikacji dostosowujących dany system do warunków lokalnych, zgodnie z zasadą, że system biotyczny jedynie wtedy spełnia dobrze swoją rolę, gdy wykorzystuje się go do oceny wód regionu, gdzie został stworzony. Z uwagi na wielość metod biotycznych, wybranie najlepszej z nich do stosowania w Polsce okazało się niezwykle trudne. Próbę oceny przydatności różnych systemów biotycznych do analizy jakości polskich rzek podjęto w 1999 r. [5]. Z oceny tej wynika, że wskaźnikiem, który najlepiej sprawdza się w polskich warunkach jest BMWP. Na jego bazie został utworzony polski system biotyczny – BMWP-PL [1], którego regionalne modyfikacje do dziś nie zostały skonstruowane.

Ponieważ badania jakości wody – oparte na analizie fauny bezkręgowcowej – nie należą do szeroko rozpowszechnionych w Polsce [6], w niniejszej pracy podjęto próbę analizy makrozoobentosu zasiedlającego Piławę, rzekę reprezentatywną dla regionu Dolnego Śląska. Celem badań była ocena stopnia zanieczyszczenia wód Piławy na podstawie analizy struktury zbiorowisk makrozoobezkręgowców. Jakość wody rzecznej została oceniona z zastosowaniem systemu biotycznego BMWP-PL, a także ASPT i OQR.

Materiał i metody

Badania przeprowadzono na ośmiu stanowiskach usytuowanych wzdłuż Piławy, od obszarów źródłiskowych aż po jej ujście do Bystrzycy (rys. 1). Próbkę wody i osadów dennych pobrano w trzech powtórzeniach w sierpniu 2004 r., przy czym próbki osadów pobrano z warstwy powierzchniowej (0+10 cm), odpowiadającej ryzosferze. Stanowiska badawcze zostały usytuowane w następujących miejscach rzeki:

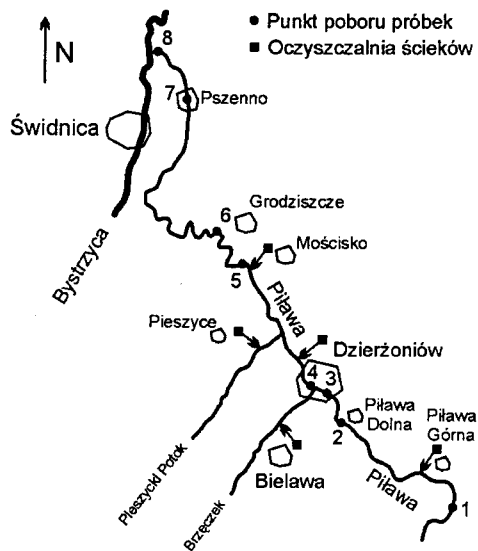
– stanowisko 1: 0,3 km od źródeł, powyżej miejscowości Piława Górna; w otoczeniu znajdują się pola uprawne,

– stanowisko 2: 10,2 km, na wysokości miejscowości Piława Dolna; brzegi rzeki są strome, porośnięte roślinnością trawiastą i turzycową, powyżej stanowiska znajdują się stawy hodowlane zasilane wodami rzeki, w bardzo niewielkiej odległości znajdują się gospodarstwa domowe,

– stanowisko 3: 14,2 km, Dzierżonów, przed ujściem potoku Brzęczek; brzegi rzeki są uregulowane, tworzą się łachy rzeczne, nurt jest spokojny,

– stanowisko 4: 16,8 km, Dzierżonów, poniżej ujścia potoku Brzęczek (pod mostem); brzegi są uregulowane wysokim murem granitowym, niekiedy tworzą się łachy rzeczne, stanowisko jest mocno zanieczyszczone – bardzo ciemna barwa wpływającego potoku,

– stanowisko 5: 27,0 km, na wysokości miejscowości Mościsko; w otoczeniu są łąki kośne i budynki mieszkalne, brzegi są częściowo uregulowane, porośnięte roślinnością trawiastą,



Rys. 1. Mapa terenu badań

– stanowisko 6: 34,6 km, na wysokości miejscowości Grodziszczce, zakole rzeki; w otoczeniu są łąki kośne i pola uprawne oraz główna ulica i budynki mieszkalne, brzegi rzeki są nieuregulowane, strome,

– stanowisko 7: 39,8 km, centrum miejscowości Pszenno; brzegi rzeki są uregulowane,

– stanowisko 8: 45,6 km, ujście Piławy do Bystrzycy; w otoczeniu znajdują się pola uprawne i tereny leśne, brzegi są łagodne.

Głównymi źródłami zanieczyszczenia wód Piławy są (rys. 1):

– mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Piławie Górnej (770 m³/d),

– mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków z podwyższonym stopniem usuwania biogenów w Dzierżoniowie (7647 m³/d),

– mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Biławie, odprowadzająca ścieki do potoku Brzęczek (22 tys. m³/d),

– mechaniczno-biologiczna oczyszczalnia ścieków w Pieszycach, odprowadzająca ścieki do Pieszycyckiego Potoku (350 m³/d),

– grupowa oczyszczalnia ścieków w Mościsku, odprowadzająca ścieki do potoku Gniędo (225 m³/d).

W próbkach wody i osadów dennych oznaczono pH, azot amonowy, azotyny i azotany, fosforany, siarczany, sód i potas, wapń i magnez, żelazo ogólne, cynk, kadm, mangan, miedź, nikiel. Ponadto w osadach dennych oznaczono zawartość wymiennych form kationów, tj. żelaza, sodu, potasu, wapnia i magnezu. Oznaczono również zawartość azotu ogólnego i siarki ogólnej.

Makrobezkręgowce pobrano na ośmiu stanowiskach badawczych dwukrotnie, tj. w czerwcu i sierpniu 2004 r. Do poboru makrofauny bentosowej wykorzystano czerpak o otworach ok. 154 µm (liczba próbek pobranych jednorazowo na stanowisku wynosiła 10 na obszarze 0,25 m²). Zastosowano metodę poboru próbek tzw. kopnięciem (Danish Fauna Index) przy pomocy czerpaka [8,9]. Zebrane gatunki zostały utrwalone w alkoholu (60%), ponumerowane i oznaczone z użyciem odpowiednich kluczy za pomocą mikroskopu stereoskopowego. Zagęszczenie osobników wyrażono jako ich liczebność na powierzchni 0,25 m². Do oceny jakości wody zastosowano indeksy BMWP-PL i ASPT (Average Score Per Taxon) oraz obliczono ogólną jakość wody OQR (Overall Quality Rating) [10–12]. Zebrane organizmy posłużyły do analizy trzech składowych struktury biocenozy, tj. bogactwa gatunkowego (liczba występujących gatunków), struktury dominacji (jednolitość rozkładu osobników każdego gatunku) oraz zagęszczenia.

Dyskusja wyników badań

Charakterystykę wybranych wskaźników jakości wody i osadów dennych przedstawiono odpowiednio w tabelach 1 i 2. Wody Piławy charakteryzują się silnym i umiarkowanym zanieczyszczeniem. Ujście potoku Brzęczek do Piławy w naturalny sposób dzieli ją na dwa odcinki, przy czym powyżej ujścia potoku rzeka jest zanieczyszczona w niewielkim stopniu, z kolei poniżej stwierdzono bardzo wysokie stężenia zanieczyszczeń (tam odprowadzane są ścieki z mechaniczno-biologicznej oczyszczalni w Biławie, która odbiera ścieki z Zakładu Przemysłu Bawełnianego BIELBAW SA). W porównaniu do lat ubiegłych, jakość wody w rzece uległa pogorszeniu z uwagi na substancje biogenne, związki organiczne i ogólny stopień zasolenia [7].

Zarówno pH wody, jak i zawartość azotynów i azotanów (z wyjątkiem stanowiska 3), azotu amonowego (z wyjątkiem stanowisk 2 i 4), fosforanów (z wyjątkiem stanowisk 4–8) i żelaza (z wyjątkiem stanowisk 4 i 8) nie wykraczały poza granice II klasy czystości (wody dobrej jakości) wg rozporządzenia Ministra Środowiska z 11 lutego 2004 r. (DzURP nr 32, poz. 284). Zawartość azotynów na stanowisku 3 i azotu amonowego na stanowisku 2 była na poziomie III klasy czystości. Zdecydowanie charakterystyczne pod względem zawartości azotu amonowego było stanowisko 4, które niesło wody IV klasy czystości (wody niezadawalającej jakości). Tak duża ilość azotu amonowego w wodzie, przy stosunkowo małej ilości azotanów i azotynów wskazuje na przeciążenie ściekami (zakłócenia procesu nityfikacji w oczyszczalniach ścieków), co wpłynęło niekorzystnie zarówno na roślinność wodną, jak i na skład fauny makrobezkręgowców. Źródłem azotu amonowego są przede wszystkim ścieki, a także produkty rozkładu organicznych związków azotu pochodzenia roślinnego i zwierzęcego [13]. Począwszy od stanowiska 4, wody Piławy zaliczono do V klasy pod względem zawartości fosforanów. Związki fosforu, podobnie jak związki azotu, mogą pochodzić z wylugowania gleby nawożonej nawozami fosforanowymi, bądź z rozkładu związków organicznych zawartych w ściekach. Również stanowisko 4 było jedynym, w którym zawartość żelaza odpowiadała IV klasie czystości. Zawartość potasu na wszystkich stanowiskach przekroczyła niemal dziesięciokrotnie wartość określoną przez Stanberga w niezanieczyszczonych wodach płynących [14] (z wyjątkiem stanowiska 1).

Podobnie jak w wodzie, tak i w osadach dennych, zawartość azotu (zdecydowany wzrost odnotowano w punkcie ujściowym rzeki), fosforu, potasu i sodu (wartość zmienna, wzrastająca na stanowiskach 7 i 8) była zróżnicowana na poszczególnych stanowiskach. Wszystkie analizowane pierwiastki występowały w ilościach niższych od wartości przeciętnych podawanych przez Markerta [15] (fosfor – 200+800 mgP/kg, azot – 2000 mgN/kg, potas – 2000+2200 mgK/kg, sód – 35+1000 mgNa/kg), co sugeruje, że osady były ubogie w składniki odżywcze. Zawartość siarki na wszystkich stanowiskach znacznie przekroczyła wartości podawane przez Markerta [15] (200+2000 mgS/kg). Na stanowisku 4 wartość ta była przekroczona ponaddwukrotnie, a na stanowisku 8 – trzykrotnie. Zawartość cynku i żelaza wzrosła na stanowisku 3, natomiast zawartość manganu i niklu w punkcie ujściowym Piławy, jednak nie przekroczyła wartości przeciętnych podawanych przez Markerta [15], podobnie było z zawartością ołowiu i żelaza. Według norm duńskich [16], dotyczących zawartości metali ciężkich w osadach dennych, zawartość dwóch metali – kadmu (0,8 mgCd/kg) i ołowiu (85 mgPb/kg) została przekroczona (stanowisko 8 i 5). Najniższe stężenia metali (cynk, mangan, miedź, ołów i żelazo) były charakterystyczne na stanowisku 1, czyli w pobliżu obszarów źródłiskowych, z dala od zabudowań. Stosunek Fe/P we wszystkich stanowiskach znacznie przekroczył wartość 15, podawaną przez Vincenta w przypadku niezanieczyszczonych wód płynących [17], a na stanowiskach 2 i 4 był piętnastokrotnie wyższy.

Rozmieszczenie makrobezkręgowców było bezpośrednio związane z charakterem siedliska i stopniem zanieczyszczenia wody. Ponadto na ich obecność i skład gatunkowy mają także wpływ takie czynniki, jak pH [18], odległość od źródła, charakter dna [19] oraz obecność makrofitów wodnych [20]. Rzeka charakteryzuje się obecnością różnych grup troficznych,

Tabela 1. Właściwości fizyczno-chemiczne wody z rzeki Piławy

Stanowisko	pH	Azot amonowy gNH ₄ ⁺ /m ³	Azotyny gNO ₂ ⁻ /m ³	Azotany gNO ₃ ⁻ /m ³	Fosforany gPO ₄ ³⁻ /m ³	Sód gNa/m ³	Potas gK/m ³	Wapń gCa/m ³	Magnez gMg/m ³
1	7,10	0,06	0,030	3,3	0,11	24,4	4,5	7,6	11,1
2	6,82	1,95	0,084	2,8	0,14	43,9	25,8	30,9	14,7
3	6,73	0,20	0,337	3,8	0,02	39,4	24,9	33,1	13,7
4	6,72	3,35	0,012	1,9	1,16	60,4	27,5	32,5	13,5
5	6,95	0,19	0,004	7,8	1,82	66,8	30,6	32,7	16,6
6	6,85	0,22	0,006	8,8	1,34	73,6	32,2	34,4	18,2
7	6,86	0,15	0,005	8,6	1,54	70,2	27,6	32,4	15,0
8	6,66	0,16	0,007	8,4	1,66	72,1	28,5	31,6	15,0
NIR	0,06	1,84	0,34	1,7	1,50	1,32	2,05	1,66	0,47
F obl.	–	23739,3	10126,7	2157,9	1136,7	5166,6	38313,8	9239,5	–
F _(0,05; 7; 16)	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66

Tabela 2. Właściwości fizyczno-chemiczne osadów dennych z rzeki Piławy

Stanowisko	pH	Azot mgN/kg	Fosfor mgP/kg	Sód mgNa/kg	Potas mgK/kg	Wapń mgCa/kg	Magnez mgMg/kg	Siarka mgS/kg
1	6,89	378	57,4	1260	1599	24038	177	3708
2	6,66	289	7,7	2014	1222	6153	70,8	4890
3	6,62	168	27,2	1763	600	7142	38,6	3314
4	6,58	119	4,6	2552	586	8479	38,6	5061
5	6,81	72	47,2	2301	369	4068	35,4	1954
6	6,60	180	30	2552	704	3747	30	2534
7	6,68	310	39,4	2803	907	7410	63,3	2738
8	6,2	581	19,1	2480	1096	9041	89,1	6560
NIR	0,09	2,33	2,92	0,90	1,65	1,98	2,04	1,38
F obl.	–	46,5	48,6	7,9	13,7	104	60,4	18,7
F _(0,05; 7; 16)	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66	2,66

w zależności od obecności makrofitów wodnych. Drapieżne taksony to *Odonata*, *Coleoptera*, *Trichoptera* (*Odontoceridae*, *Policentropodidae*) oraz niektóre gatunki *Chironomidae*. Dla tych gatunków obecność makrofitów nie ma znaczenia. Z kolei takie taksony, jak *Ephemeroptera* (*Baetidae*), niektóre gatunki *Chironomidae*, *Trichoptera* (*Hydropsychidae*) i *Mollusca* swoje zapotrzebowanie pokarmowe uzależniają od dostępności peryfitonu i detrytus. Rośliny wodne *Elodea canadensis*, *Polygonum amphibium f. decumbens* i *Potamogeton crispus*, znane ze swych zdolności do kumulowania metali ciężkich, były obecne na stanowiskach badawczych, mogły więc mieć znaczący wpływ na zmniejszenie się zawartości tych pierwiastków w osadzie, a tym samym wpływać na skład i liczebność gatunkową makrobezkęgowców.

Na badanym obszarze zidentyfikowano 64 taksony zwierząt bezkręgowych (tab. 3), przy czym liczba ta nie zawiera stadiów juwenilnych, które są bardzo trudne w identyfikacji. Duże zróżnicowanie zaobserwowano porównując poszczególne stanowiska pod względem zagęszczenia fauny zoobentosu i struktury dominacji. Dominacja i zagęszczenie są mierzalnymi cechami różnorodności gatunkowej danego zespołu, stanowiącymi podstawowe narzędzia stosowane w ocenie bioróżnorodności. Różnice w sezonie pobierania próbek (czerwiec i sierpień) nie miały wpływu na strukturę tych grupowań, co zgadza się z obserwacjami innych autorów [5]. Na poszczególnych stanowiskach odnotowano zróżnicowane bogactwo gatunkowe (najwyższe na stanowisku 8 – rys. 2). W najczystszej wodzie (wg OQR doskonała jakość wody – stanowisko 1) bogactwo gatunkowe było stosunkowo wysokie (10 taksonów), ale na stanowisku 8 (jedynie dobra jakość wody wg OQR) było ono najwyższe (15 taksonów). Na taki wynik może mieć wpływ charakter podłoża, różniący oba stanowiska. Na stanowisku 1 dno było muliste, z kolei na stanowisku 8 dno było w przeważającej części kamieniste, co sprzyja

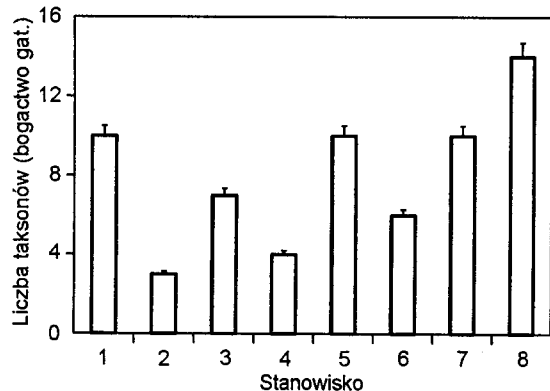
większej różnorodności fauny. Wpływ charakteru podłoża na różnorodność grupowań fauny makrobezkęgowej był wielokrotnie odnotowywany w pracach innych autorów [5]. Różnice w zagęszczeniu między poszczególnymi stanowiskami były znaczące (rys. 3), najwyższe zagęszczenie osobników (głównie larwy *Chironomidae*) odnotowano na stanowisku 4, a z kolei najniższe było na stanowisku 2 (oba stanowiska cechowała bardzo zła jakość wody wg QQR oraz najniższe bogactwo gatunkowe). O ile najwyższe zagęszczenie larw *Chironomidae* na stanowisku 4 znajduje odzwierciedlenie w charakterystyce chemicznej wody i osadów – stanowisko 4 to miejsce ujścia potoku Brzęczek do Piławy, który niesie wody zanieczyszczone ściekami przemysłowymi – o tyle wyniki uzyskane na stanowisku 2 nie znajdują odzwierciedlenia w wartościach wskaźników chemicznych, wg których stanowisko 2 charakteryzowało się umiarkowaną czystością, a nie – jak wynika z analizy makrozoobentosu – bardzo złą jakością wody. Obecność tych organizmów wskazuje na okazjonalne odprowadzanie ścieków, które mają duży wpływ na skład i liczebność makrobezkęgowców, ale nie znajdują odzwierciedlenia w analizach chemicznych [2,5].

Stopień zanieczyszczenia wody w rzece miał największy wpływ na strukturę dominacji zbiorowisk makrobezkęgowców (rys. 3). Na stanowisku 1 dominującą grupą były larwy *Diptera* (rodziny inne niż *Chironomidae*), stanowiły one 44%. Stosunkowo liczne były także *Crustacea* (17,6%) i *Trichoptera* (12,5%). Na stanowisku 2 dominowali przedstawiciele *Hirudinea* (59,0%) oraz *Oligochaeta* (22,7%) i *Chironomidae* (18,2%). Na stanowisku 3 struktura dominacji była podobna – najliczniejsza była gromada *Hirudinea* (42,0%), ponadto licznie reprezentowane były *Crustacea* (29,0%) oraz *Coleoptera*, *Heteroptera* i *Odonata* (20,7%) (na rys. 4 oznaczone razem jako inne jednostki taksonomiczne). Stanowisko 4 odznaczało się bardzo silną dominacją *Chironomidae* (87,5%),

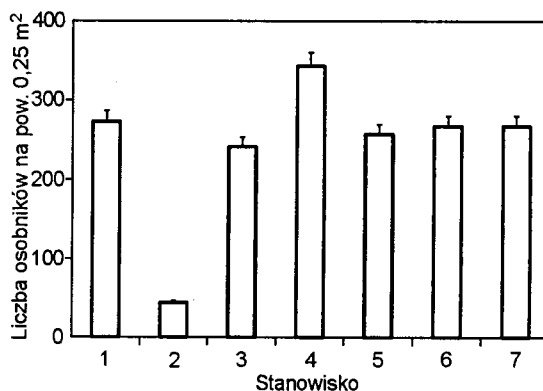
Tabela 3. Skład zgrupowań makrozoobentosu oraz wartości wskaźników biotycznych jakości wody (BNWP-PL, ASPT oraz OQR) na ośmiu stanowiskach badawczych wzdłuż Pilawy

Grupa taksonomiczna	Liczba taksonów/liczba osobników na ośmiu stanowiskach badawczych								
	1	2	3	4	5	6	7	8	Razem
<i>Amphipoda</i>	-	-	-	-	-	1/10	-	-	1/10
<i>Gammaridae</i>	-	-	-	-	-	10	-	-	-
<i>Isopoda</i>	1/48	-	1/70	-	1/12	1/6	-	-	4/136
<i>Asellidae</i>	48	-	70	-	12	6	-	-	-
<i>Gastropoda</i>	2/13	-	-	-	-	-	1/9	1/7	4/29
<i>Hydrobiidae</i>	6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Planorbidae</i>	7	-	-	-	-	-	9	7	-
<i>Bivalvia</i>	-	-	-	-	1/6	-	-	1/8	2/14
<i>Sphaeriidae</i>	-	-	-	-	6	-	-	8	-
<i>Oligochaeta</i>	-	1/10	-	1/12	-	-	1/11	1/16	4/49
<i>Lumbriculidae</i>	-	10	-	12	-	-	-	-	-
<i>Tubificidae</i>	-	-	-	-	-	-	11	16	-
<i>Hirudinea</i>	2/21	1/26	2/101	1/11	3/100	2/81	3/92	3/20	17/452
<i>Erpobdellidae</i>	11	26	91	11	58	66	2/80	8	-
<i>Glossiphoniidae</i>	10	-	10	-	35	15	12	2/12	-
<i>Hirudinidae</i>	-	-	-	-	7	-	-	-	-
<i>Coleoptera</i>	-	-	2/40	-	-	-	1/7	-	3/47
<i>Dytiscidae</i>	-	-	10	-	-	-	7	-	-
<i>Halophilidae</i>	-	-	30	-	-	-	-	-	-
<i>Diptera</i>	2/145	1/8	-	1/300	3/117	1/158	-	1/8	9/736
<i>Chironomidae</i>	25	8	-	300	100	158	-	-	-
<i>Tipulidae</i>	120	-	-	-	8	-	-	8	-
<i>Culcidae</i>	-	-	-	-	9	-	-	-	-
<i>Trichoptera</i>	2/34	-	-	1/20	1/10	1/12	3/145	3/57	11/278
<i>Odontoceridae</i>	17	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psychomyiidae</i>	-	-	-	-	-	12	-	-	-
<i>Polycentropodidae</i>	-	-	-	-	-	-	10	-	-
<i>Hydropsychidae</i>	-	-	-	20	10	-	-	33	-
<i>Limnephilidae</i>	17	-	-	-	-	-	120	14	-
<i>Ryacophilidae</i>	-	-	-	-	-	-	15	10	-
<i>Heteroptera</i>	-	-	-	-	1/12	-	-	1/10	2/22
<i>Nepidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	10	-
<i>Corixidae</i>	-	-	-	-	12	-	-	-	-
<i>Ephemeroptera</i>	1/12	-	1/20	-	-	-	1/3	3/127	6/162
<i>Caenidae</i>	12	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Baetidae</i>	-	-	20	-	-	-	-	71	-
<i>Ephemereilidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	2/56	-
<i>Odonata</i>	-	-	1/10	-	-	-	-	-	1/10
<i>Coenagriidae</i>	-	-	10	-	-	-	-	-	-
Razem	10/273	3/44	7/241	4/343	10/257	6/267	10/267	14/253	64/1945
BMWP-PL	43	6	32	11	37	25	43	53	-
ASPT	4,3	2	4,5	2,7	3,7	4,1	4,3	3,7	-
OQR*	5,5	1,5	4,5	2	4,5	3,5	4,5	4,5	-

*OQR≥5 – jakość wody doskonała, OQR=4,9÷4,0 – dobra, OQR=3,9÷3,0 – umiarkowana, OQR=2,9÷2,0 – zła, OQR=1,9÷1,0 – bardzo zła



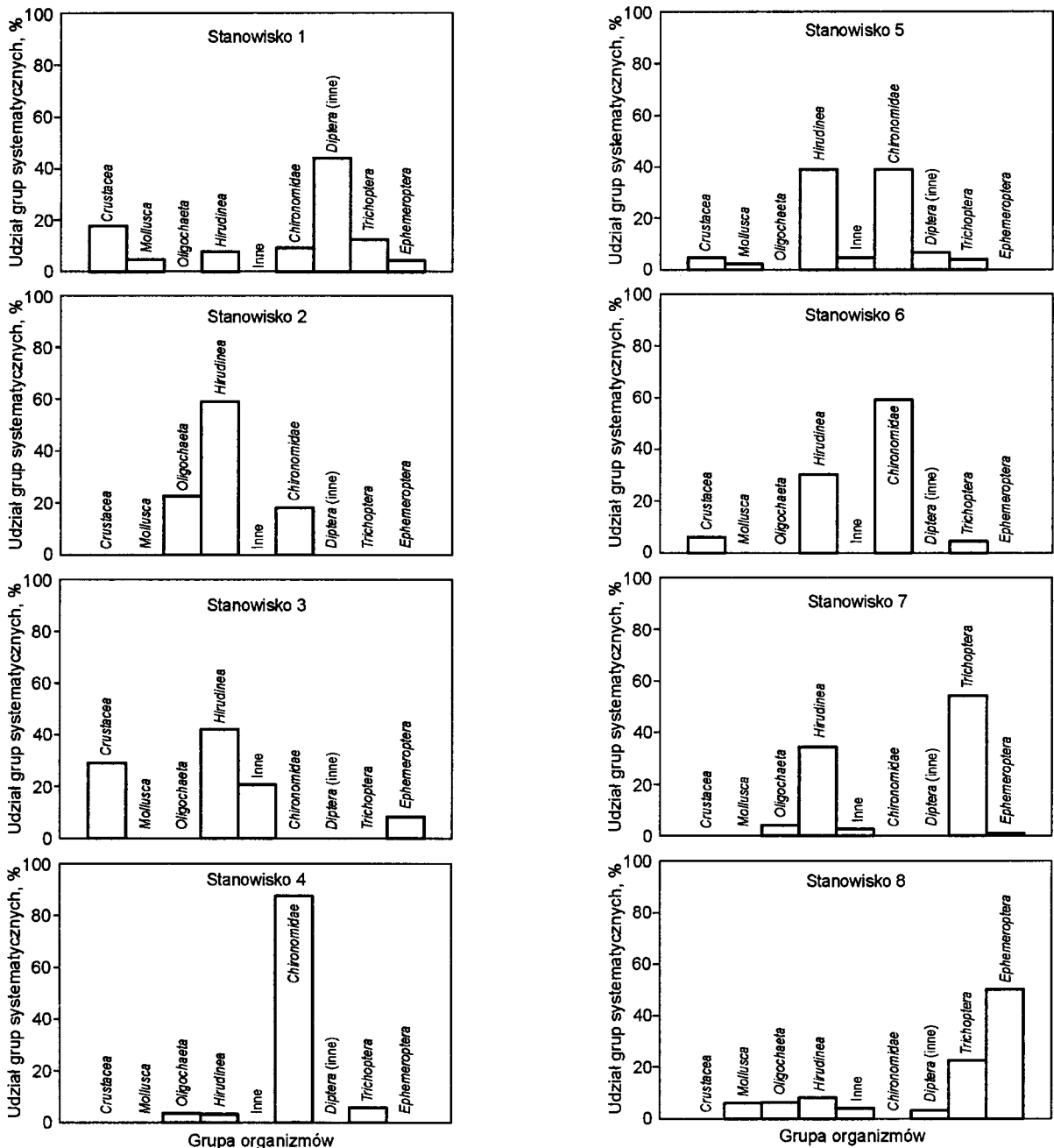
Rys. 2. Bogactwo gatunkowe na poszczególnych stanowiskach badawczych



Rys. 3. Zagęszczenie osobników na poszczególnych stanowiskach badawczych

natomiast inne jednostki taksonomiczne były reprezentowane jedynie przez kilkanaście osobników. Z kolei stanowisko 5 charakteryzował równy udział *Hirudinea* (39%) i *Chironomidae* (39%), pozostałe jednostki systematyczne stanowiły niewielki odsetek całkowitej liczebności zoobentosu. Stanowisko 6 cechowała dominacja *Chironomidae* (59,2%) (wartość niższa

w porównaniu do stanowiska 4). Na stanowisku 7 najliczniejszą grupę stanowiły *Trichoptera* (54,2%), również gromada *Hirudinea* (34,4%) odznaczała się stosunkowo wysoką liczebnością. Na stanowisku 8 stwierdzono dominację *Trichoptera* (50,2%), udział pozostałych taksonów był stosunkowo równomierny, przy jednoczesnym dużym zróżnicowaniu gatunkowym.



Rys. 4. Procentowy udział grup systematycznych na poszczególnych stanowiskach badawczych

Struktura zagęszczenia bioindykatorów wód czystych była następująca: nie stwierdzono obecności *Plecoptera*, z kolei *Ephemeroptera* obecne były jedynie na czterech stanowiskach, przy czym najwyższe zagęszczenie odnotowano na stanowisku 8 (127 os./m²), złowiono tam przedstawicieli z rodziny *Ephemerellidae* (*Ephemeroptera*), obecność *Trichoptera* zaobserwowano na wszystkich stanowiskach oprócz 2 i 3, przy czym największe zagęszczenie odnotowano na stanowisku 7 (145 os./m²), na stanowisku 8 złowiono przedstawicieli *Limnephilidae* i *Ryacophilidae* (*Trichoptera*). Gatunki z tych rodzin są bardzo wrażliwe na zanieczyszczenia. W najczystszej wodzie (stanowisko 1) odnotowano obecność *Ephemeroptera* (*Caenidae*) oraz *Trichoptera* (rodzina *Limnephilidae* i *Odontoceridae*). Takie wskaźniki zanieczyszczeń (odznaczające się wysoką odpornością na zanieczyszczenia), jak *Tubifex tubifex*, *Asellus aquaticus* czy *Chironomus* sp. występowały licznie na stanowiskach 2, 4 i 6 charakteryzujących

się złą jakością wody. Z kolei na stanowiskach o wysokim zanieczyszczeniu taksony uznawane za wskaźniki czystej wody nie występowały wcale lub były obecne w grupach o bardzo niskiej liczebności. Wpływ zanieczyszczeń na makrobezkręgowce jest znacznie większy na obszarze nizinny niż w rzekach górskich, co wiąże się bezpośrednio z dużym natlenieniem wody i kamienistym charakterem dna górskich rzek. Odzwierciedlenie tej zależności znalazło również potwierdzenie w uzyskanych wynikach.

Wnioski

♦ Wody Piławy pod względem zawartości azotanów (I klasa na stanowiskach 1–4), azotynów (z wyjątkiem stanowiska 3), azotu amonowego (z wyjątkiem stanowiska 2 i 4), fosforanów (z wyjątkiem stanowiska 4–8) nie wykazywały poza

granice II klasy czystości wód powierzchniowych. Od stanowiska 4 do 8 wody Piławy zakwalifikowano do V klasy pod względem zawartości fosforanów. Stanowisko 4 (ujście potoku Brzeczek do Piławy) odznaczało się wysokim stopniem zanieczyszczenia azotem amonowym, fosforanami, cynkiem, miedzią, niklem i żelazem (V klasa czystości).

♦ Bardzo dobra jakość wody w oparciu o skład zoobentosu wg OQR charakteryzowała stanowisko 1, a bardzo zła jakość wody występowała na stanowiskach 2 i 4, co znajduje odzwierciedlenie w jej składzie chemicznym (wyjątek stanowisko 2).

♦ Największe bogactwo gatunkowe fauny makrobezkręgowej stwierdzono na stanowisku 8, duże na stanowiskach 1, 5 i 7, najmniejsze natomiast na stanowiskach 2 i 4, gdzie dominowały larwy *Diptera* (*Chironimidae*) oraz przedstawiciele *Oligochaeta* i *Hirudinea*. Największe zagęszczenie osobników cechowało stanowisko 4, a najmniejsze stanowisko 2.

♦ Analiza jakości wody w Piławie z uwzględnieniem fauny makrobezkręgowej powinna znaleźć szersze zastosowanie w ocenie jakości wód powierzchniowych, ponieważ umożliwia ona ocenę zarówno krótkoterminowych, jak i długoterminowych zaburzeń w funkcjonowaniu ekosystemu, może być więc doskonałym uzupełnieniem badań fizyczno-chemicznych.

LITERATURA

1. M. GORZEL, R. KORNIJÓW: Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. Kosmos, 2004, nr 53 (2), ss. 183–191.
2. M. CRANE, I. JOHNSON, L. MALTBY: In situ assays for monitoring toxic impacts of waste in rivers. [In:] J.F. TAPP, S. M. HUNT, J.R. WHARFE [Eds.]: Toxic Impacts of Wastes on the Aquatic Environment. The Royal Society of Chemistry, Cambridge 1996.
3. M. SOLDNER, I. STEPHEN, L. RAMOS, R. ANGUS, N.C. WELLS, A. GROSSO, M. CRANE: Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of Dominican Republic. Water Research, 2004, Vol. 38, pp. 863–874.
4. N. de PAUW, H.A. HOWKES: Biological monitoring of river water quality. In: W.J. WALLEY, S. JUDD [Eds.]: River Water Quality Monitoring and Control. Aston University, Birmingham 1993.
5. A. KOWNACKI, H. SOSZKA, T. FLAITUCH, D. KUDELSKA: The ecological assessment of river quality in Poland on the basis of communities of benthic invertebrates. In: A. KOWNACKI, H. SOSZKA, T. FLAITUCH, D. KUDELSKA [Eds.]: River Bio-monitoring and Benthic Invertebrate Communities. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences Warsaw–Cracow 2004.
6. S. CZACHOROWSKI, E. BIESIADKA: Monitoring of water macroinvertebrates fauna exchanges in protected areas. In: M.A. HERMAN [Ed.]: Ecology and Eco-Technologies. Proceedings of the Review Conference on the scientific cooperation between Austria and Poland, Vienna 2002, Section 2, pp. 349–353.
7. A. SAMECKA-CYMMERMAN, A.J. KEMPERS: Aquatic macrophytes as biomonitors of pollution by textile industry. Bull. Environ. Contamination Toxicology, 2002, Vol. 69, pp. 82–96.
8. P.D. ARMITAGE: Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in the Tees below Cow Green Reservoir and an unregulated tributary, Maize Beck, in the first five years after impoundment. Hydrobiologia, 1978, Vol. 58, pp. 145–56.
9. D.R. LENAT, D.L. PENROSE, K.W. EAGLESON: Variable effects of sediment addition on stream benthos. Hydrobiologia, 1981, Vol. 79, pp. 187–94.
10. D. KUDELSKA, H. SOSZKA: Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych. PIOŚ – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1996.
11. D. KUDELSKA, J. ZERBE: Normalizacja europejska metod badania i oceny jakości wody. Normalizacja, 1999, nr 4, ss. 3–5.
12. A. OBIDZIŃSKI, J. ŻELAZO: Inwentaryzacja i waloryzacja przyrodnicza. Przewodnik do ćwiczeń terenowych. SGGW, Warszawa 2004.
13. W. HERMANOWICZ, J. DOJLIDO, W. DOŻAŃSKA, B. KOZIOROWSKI, J. ZERBE: Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 1999.
14. Z. KAJAK: Hydrobiologia – Limnologia, Ekosystemy wód śródlądowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1998.
15. B. MARKERT: Presence and significance of naturally occurring chemical elements of the periodic system in the plant organism and consequences for future investigations on inorganic environmental chemistry in ecosystems. Vegetatio, 1992, Vol. 103, pp. 1–30.
16. MINISTERIE VAN VROM: Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer, Vergaderjaar 1991–1992, 21. 990 en 21.250, nr. 3 SDU Publisher, The Hague 1992.
17. A. KABATA-PENDIAS, H. PENDIAS: Biogeochemia pierwiastków śladowych. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1999.
18. A. MANLEY *et al.*: Species assemblages of *Chironomidae* (*Diptera*) in acidic Welsh streams. Archives für Hydrobiologie, 2001, Vol. 150, pp. 597–627.
19. R. CEREGHINO *et al.*: Predicting the species richness of aquatic richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. Journal of North American Benthological Society, 2003, Vol. 22, pp. 442–456.
20. J.F. WRIGHT *et al.*: Response of the flora and macroinvertebrate fauna of a chalk stream site to changes in management. Freshwater Biology, 2003, Vol. 48, pp. 894–911.

Rybak, J., Umińska-Wasiluk, B. The Use of Benthic Macroinvertebrates for the Assessment of Surface Water Quality. *Ochrona Środowiska* 2007, Vol. 29, No. 2, pp. 55–60.

Abstract: The investigations were conducted on the Piława, a tributary to the river Bystrzyca (Lower Silesia), at 8 sampling sites located along the river of interest from the riverhead to the point of confluence with the Bystrzyca. The sites were planned in such a way that made them differ in the level of water pollution. Riverine water and bottom sediments were made subject to analysis for the content of heavy metals (Cr, Zn, Cd, Co, Mn, Cu, Ni, Pb and Fe) and the presence of nitrogen, phosphorus, sodium, potassium, calcium, magnesium and sulfur compounds,

followed by the analysis of the problem of how the type and quantity of the pollutants affected the macroinvertebrates' biocoenosis. The quality of riverine water was assessed using the biotic systems BMWP-PL, ASPT and OQR. Three components of the biocoenosis structure were analyzed, taxa richness, dominance structure, and density. The results have revealed considerable differences in the taxa of the macroinvertebrates' fauna between the sampling sites, which depended on the physicochemical quality of the water sampled.

Keywords: Biomonitoring, bioindicator, macroinvertebrates, heavy metals.