

Krystian Obolewski

Ocena jakości wód powierzchniowych na obszarach zurbanizowanych z wykorzystaniem makrobezkręgowców bentosowych na przykładzie rzeki Słupi

Wraz z rozwojem cywilizacyjnym presja człowieka na rzeki, szczególnie na terenach zurbanizowanych, stawała się coraz większa. Traciły one z czasem naturalny charakter, stając się w wielu przypadkach – szczególnie w dużych miastach – zabudowanymi kanałami ściekowymi. W mniejszych aglomeracjach, takich jak Słupsk i przepływająca przez to miasto Słupia, tak drastyczne przekształcenia nie miały miejsca, chociaż i tak widoczna jest na niektórych obszarach silna presja antropogeniczna [1]. Ze względu na duże zmiany poziomu wody w Słupi i częste zalewanie przez nią nisko położonych miejsc w mieście, prowadzone są stałe prace hydrotechniczne, mające ograniczyć te niekorzystne zjawiska [1]. Cel ten realizowany jest poprzez faszynowanie i palowanie brzegów, kanalizowanie znacznej długości rzeki na obszarze miasta oraz przegrodzenie jej jazem w celu odprowadzenia części wody do kanału zasilającego kompleks młynów.

Ze względu na to, że w zlewni Słupi znajduje się tylko jedna duża aglomeracja miejska – Słupsk, można podjąć próbę wykazania jej wpływu na jakość ekosystemu rzeczno-ekologicznego. Zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej, oceny takiej należy dokonać w oparciu o badania biologiczne, uzupełnione o analizy chemiczne, jako tła do ostatecznej oceny stanu ekologicznego rzeki na terenie miasta [2]. Do takiej oceny w wielu krajach Unii Europejskiej wykorzystuje się głównie makrobezkręgowce bentosowe, których przedstawiciele spełniają wszystkie założenia tzw. idealnego organizmu wskaźnikowego [3–7]. Obecność lub też brak, a także liczebność poszczególnych grup taksonomicznych tej formacji w danym ekosystemie wodnym, świadczy o określonych właściwościach abiotycznych badanego ekosystemu [5]. Jednak w naszym kraju badania prowadzone w taki sposób nie są jeszcze stosowane, jak również nieliczne są szczegółowe analizy bioindykacyjne jakości ekosystemów lotycznych na obszarach poddanych antropopresji [8–10]. Z tego też powodu w niniejszej pracy podjęto próbę oceny stanu ekologicznego rzeki na odcinku zurbanizowanym, potraktowanym jako punktowe źródło zanieczyszczenia, z wykorzystaniem makrobezkręgowców wodnych. Jakość środowiska rzeczno-ekologicznego została oceniona z zastosowaniem systemów biotycznych BMWP-PL (Biological Monitoring Working Party index, zaadaptowany do warunków polskich), ASPT (Average Score Per Taxon) i OQR (Overall Quality Rating). Dokonano także porównania wartości zastosowanych wskaźników biomonitoringu w celu weryfikacji uzyskanych rezultatów.

Materiał i metoda

Badania makrozoobentosu przeprowadzono w odstępach trzymiesięcznych, obejmujących cztery sezony w 2007 r. Wytypowano 11 punktów badawczych na Słupi usytuowanych na terenie Słupska w oparciu o subiektywną ocenę stopnia ich przekształcenia, zakwalifikowanego jako mały (brak ingerencji ludzkiej), umiarkowany (faszynowanie i palowanie) i duży (betonowanie brzegów) (rys. 1).

Próbki do analiz biologicznych pobrano skrobakiem dna z warstwy powierzchniowej (0±10 cm), odpowiadającej ryzosferze, z powierzchni 95 cm², a następnie przesiano na sicie bentologicznym o średnicy oczek 300 μm. Zebrany materiał przeniesiono do szklanych pojemników i utrwalono na miejscu 4% roztworem formaldehydu. Następnie w laboratorium oddzielono substancje nieorganiczne i drobny detrytus od organizmów bentosowych. Znalezione organizmy należące do bentofauny oznaczono do gatunku lub rodzaju z wyjątkiem Oligochaeta, które – ze względu na trudność w identyfikacji – oznaczono jedynie do gromady. Zagęszczenie organizmów przeliczono na 1 m² powierzchni dna. Podczas ustalania liczebności Oligochaeta brano pod uwagę tylko te osobniki, u których zachowany był płąt głowowy. W celu usystematyzowania wyników obliczono wartości wskaźnika dominacji (D) uwzględniającego zagęszczenie, a następnie analizowano go zgodnie z przyjętą klasyfikacją [10]. Wyliczono również wartości wskaźnika bioróżnorodności (d) według zmodyfikowanego wzoru Margalefa:

$$d = s/\log N \quad (1)$$

w którym:

d – wskaźnik bioróżnorodności

s – liczba rodzin występujących na stanowisku

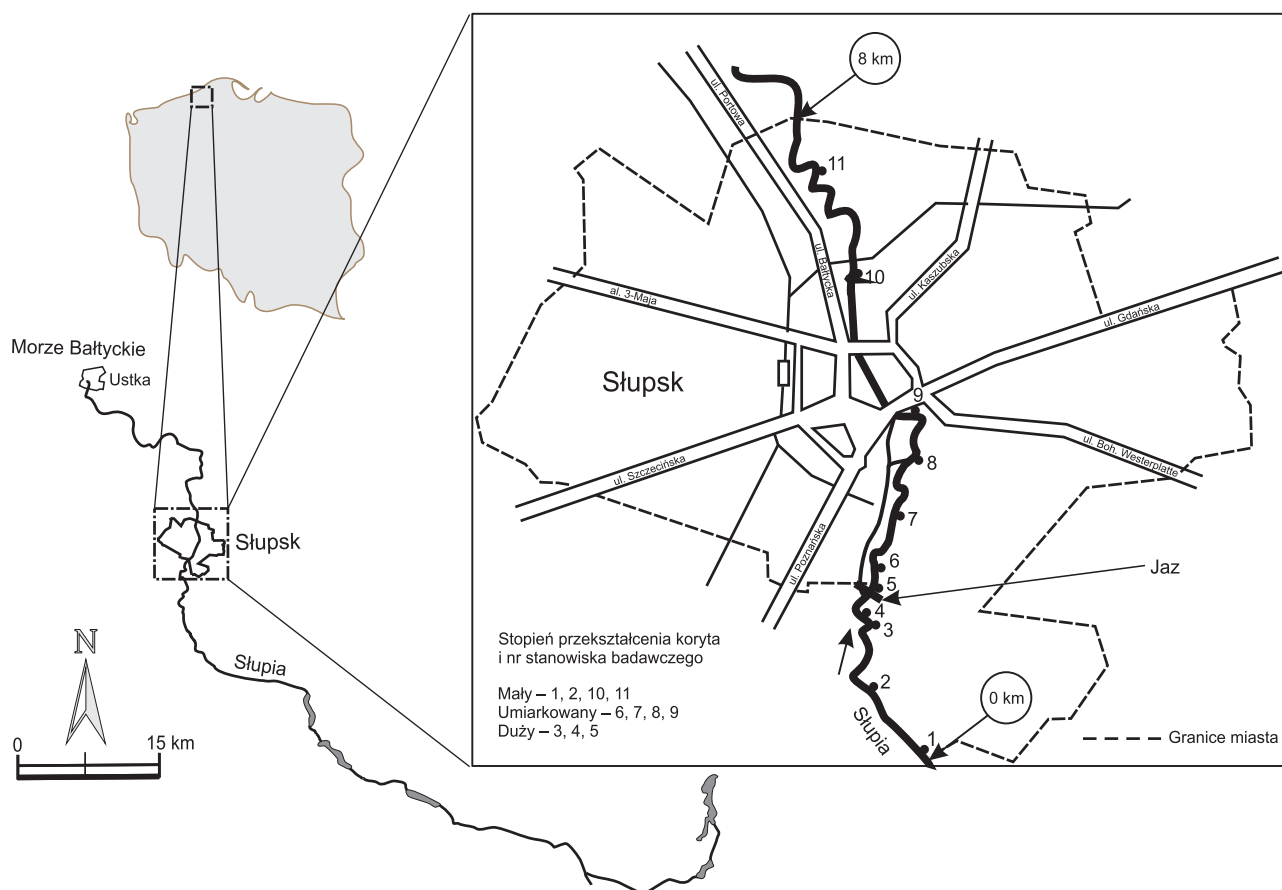
N – całkowite średnie zagęszczenie fauny na stanowisku w przeliczeniu na 1 m² powierzchni

Jakość środowiska wodnego z wykorzystaniem bezkręgowców określono zgodnie z polskim systemem biotycznym BMWP-PL [5]. Wskaźnik ten oblicza się sumując punkty przypisane zidentyfikowanym rodzinom bentosu. W badaniach wyznaczono również wartość wskaźnika ASPT, czyli określono przeciętną wrażliwość poszczególnych taksonów:

$$ASPT = BMWP/\text{liczba taksonów} \quad (2)$$

Uzyskane wartości obu wskaźników, po przypisaniu im odpowiednich rang X i Y, posłużyły do oceny ogólnej jakości wody OQR:

$$OQR = X + Y/2 \quad (3)$$



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych na Słupii na obszarze Słupska
 Fig. 1. Location of sampling sites along the Slupia River within the city of Słupsk

W celu interpretacji wyników zastosowano następującą klasyfikację tego indeksu: $OQR \geq 5$ – jakość wody doskonała, $OQR = 4,9 \div 4,0$ – dobra, $OQR = 3,9 \div 3,0$ – umiarkowana, $OQR = 2,9 \div 2,0$ – zła, $OQR = 1,9 \div 1,0$ – bardzo zła [9].

Ponadto określono także udział w zespole grup wrażliwych na zanieczyszczenie, tj. jętek (Ephemeroptera), widelnic (Plecoptera) i chrzączków (Trichoptera), obliczając wartość wskaźnika $\%EPT_{TAX}$ (udział procentowy taksonów reprezentujących jętki, widelnice i chrzączki) oraz $\%EPT$ (udział osobników).

Analiza fizyczno-chemiczna próbek wody obejmowała zasolenie, temperaturę, azot amonowy, azotanowy, azot ogólny, BZT_5 , fosforany i fosfor ogólny z wykorzystaniem spektrofotometru Hach Lange DR 2800.

Dyskusja wyników badań

Charakterystykę stanowisk, jak również wartości wybranych wskaźników jakości wody przedstawiono w tabeli 1. Spośród 11 badanych stanowisk 3 miały umiarkowany, a 4 mały i duży stopień przekształcenia koryta rzeki przez człowieka. Miejsca o charakterze koryta zbliżonym do naturalnego znajdowały się przy wpływie rzeki do miasta oraz jej wypływie z obszaru zabudowanego. Różniły się one jedynie rodzajem dna, gdyż na początkowych stanowiskach dno tworzyły osady muliste, a przy wypływie kamienisto-żwirowe. Badany obszar w centrum miasta miał umiarkowanie i silnie przekształcone koryto rzeczne. Na stanowiskach o umiarkowanym przekształceniu (faszynowanie i palowanie) dominowało dno piaszczyste, natomiast na stanowiskach o silnej ingerencji człowieka dno pokryte było betonem lub jego pozostałościami (tab. 1).

Analiza chemiczna wody w Słupii na obszarze Słupska wskazała na jej umiarkowane i niewielkie zanieczyszczenie. Jakość wody w Słupii, tak jak i w większości polskich rzek, ulega systematycznej poprawie z uwagi na zmniejszanie zawartości substancji biogennej [11–13]. Występujący w granicach miasta jaz dzieli rzekę na dwie części, przy czym przed przeszkodą ma ona charakter zbliżony do naturalnego, natomiast tuż przed nią i za nią występuje betonowa zabudowa koryta.

Zarówno pH wody, jak i zawartość związków azotu (z wyjątkiem st. 1), nie wykraczały poza granice I klasy czystości (wody bardzo dobrej jakości) wg rozporządzenia Ministra Środowiska z 20 sierpnia 2008 r. (Dz. U. nr 162, poz. 1008). Zawartość azotanów na stanowisku 1 była w II klasie czystości. Podobna sytuacja została zanotowana w stosunku do fosforu ogólnego. Wszystkie badane formy azotu charakteryzowały się znacznymi wartościami wskaźnika zmienności, a w przypadku azotanów – dużymi ($CV=67$).

Jakość wody w Słupii na obszarze Słupska z uwagi na BZT_5 na wszystkich stanowiskach należała do II klasy czystości. Zawartość chlorków w wodzie na całym obszarze miasta mieściła się w I klasie czystości.

Rozmieszczenie makrozoobentosu w Słupii na obszarze miasta było związane z charakterem siedliska i stopniem przekształcenia koryta rzeki. Największą liczbę gatunków stwierdzono w centrum miasta (st. 8), a najmniejszą w miejscu przegrodzenia rzeki jazem i pokrycia brzegów płytami betonowymi (st. 4), czemu towarzyszył brak roślinności (tab. 2). Obserwacja ta potwierdza wpływ obecności roślin wodnych oraz charakteru dna na występowanie odpowiednich grup zwierząt dennych [9, 14].

Presja człowieka na obszarze miejskim powoduje, że rzeka ma różnorodnie siedliska, które zamieszkują odmienne grupy troficzne. Wśród zidentyfikowanych zwierząt dennych do drapieżników zalicza się larwy Coleoptera, Trichoptera oraz niektóre gatunki larw Chironomidae, przy czym ich obecność nie jest uwarunkowana obecnością makrofitów [9]. Odmierna sytuacja dotyczy występowania takich taksonów, jak larwy Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera i pozostałych gatunków larw Chironomidae oraz Mollusca, które odżywiają się periftonem [15] i detrytusem [16]. O obecności niektórych taksonów, szczególnie bioindykatorów (larwy Ephemeroptera, Trichoptera i Plecoptera), może decydować obecność na badanych miejscach zbiorowisk roślinnych [17], głównie *Ass. Elo-deetum canadensis* (Ping. 1953) Pass. 1965 (st. 1, 8 i 9), *Ass. Typhetum latifoliae* Soó 1927 (st. 8), *Ass. Glycerietum maximae* Hueck 1931 (st. 3 i 7–9) i *Ass. Caricetum ripariae* Soó 1928 (st. 2), [18]. Rośliny mają naturalną zdolność biokumulacji metali ciężkich, które w większej ilości wpływają szkodliwie na odżywiający się nimi zwierzęta [14].

Na badanym terenie zidentyfikowano 30 taksonów zwierząt bezkręgowych (tab. 2). Jednak mimo tak znacznej bioróżnorodności, najczęściej stwierdzono obecność przedstawicieli bentofauny o małych wymaganiach środowiskowych: Oligochaeta (skąposzczety) i larw Chironomidae (muchówki) [16]. Dominują one zarówno w bentofaunie zanieczyszczonych ekosystemów lotycznych, np. w rzece Piławie [9], jak i lenicznych, np. w jeziorze Jamno [19]. Zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej UE, jeśli w ekosystemach wodnych bentofauna budowana jest głównie przez skąposzczety i muchówki, to przedstawiają one zły stan ekologiczny [19]. W Słupi w różnych częściach miasta zaobserwowano znaczne różnice pod względem dominacji i zagęszczenia bezkręgowej fauny rzecznej. Oba te wskaźniki zoocenotyczne pozwalają wnioskować o bioróżnorodności występującej na badanym terenie. Największe bogactwo biologiczne stwierdzono w samym centrum miasta (st. 8) i było ono porównywalne do obszarów na przedmieściach Słupska (st. 1–10, tab. 2). Wynikowi temu towarzyszyły znaczne wartości wskaźnika OQR, wskazującego na wody o dobrej jakości, a na stanowisku 1 nawet doskonałej, przy wysokiej bioróżnorodności. Na taki wynik mogła mieć wpływ niewielka ingerencja człowieka na tym fragmencie rzeki. Podobne wyniki uzyskano w czasie badań Piławy, gdzie najmniejsze wartości wskaźnika OQR zanotowano w miejscach narażonych na wpływ czynników antropogenicznych [9].

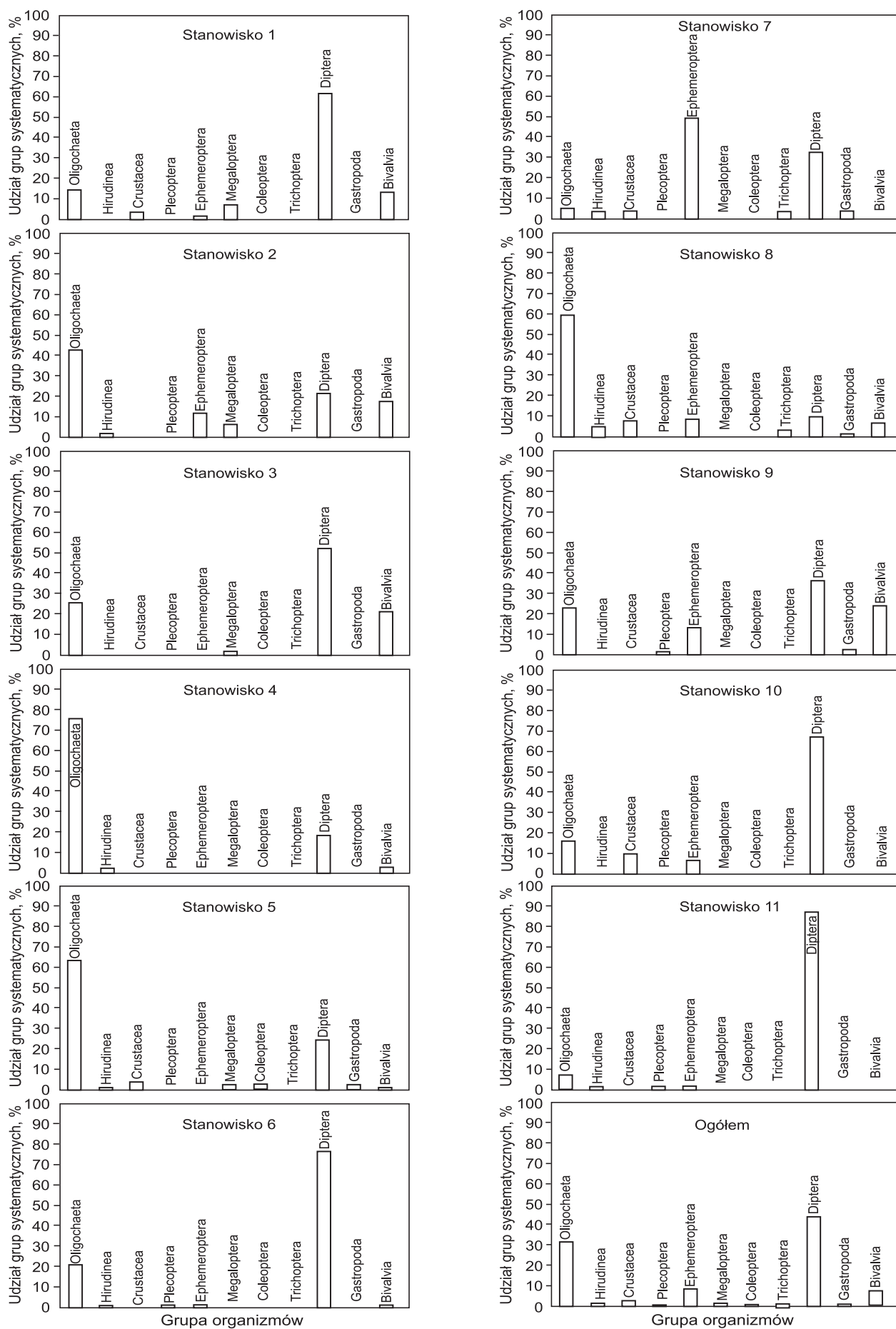
Na poszczególnych stanowiskach wzdłuż rzeki na obszarze miasta zaobserwowano różnorodny udział procentowy zidentyfikowanych grup taksonomicznych. W strukturze zagęszczenia największy udział wśród makrozoobentosu miały Oligochaeta oraz larwy Diptera, stanowiące około 70% ogółu bentofauny (rys. 2). Wśród skąposzczetów występujących w naszym kraju w Słupi obserwowano rodzinę Nanidae, typową w strefie przybrzeżnej oraz pospolite Tubificidae [13]. Ich znaczenie w zbiornikach związane jest głównie z przekształceniem i tworzeniem nowej struktury dna, są one również pokarmem ryb bentosożernych. Oligochaeta stanowiły 31% ogółu zagęszczenia bentofauny Słupi na obszarze miasta, przy czym największe znaczenie osiągnęły na stanowiskach 4 (D=76%) i 8 (D=60%). Przed

Tabela 1. Charakterystyka stanowisk badawczych i jakość wody w Słupi na obszarze Słupska
Table 1. Characteristics of the sampling sites and water quality along the Słupia River within the city of Słupsk

Stanowisko badawcze	Stożek przekształcenia koryta rzeki	Typ podłoża	Temperatura °C	pH	Utlenialność gO ₂ /m ³	BZT ₅ gO ₂ /m ³	Azotany gNO ₃ ⁻ /m ³	Azotyny gNO ₂ ⁻ /m ³	Azot amonowy gNH ₄ ⁺ /m ³	Azot ogólny gN/m ³	Fosforany gPO ₄ ³⁻ /m ³	Fosfor ogólny gP/m ³	Chlorki gCl ⁻ /m ³
1	mały	muł	2,5±18,6	7,21	3,5	4,0	2,6	0,011	0,56	1,43	0,16	0,23	171
2	mały	muł	1,9±19,1	6,66	3,9	4,3	1,5	0,010	0,49	1,26	0,17	0,23	168
3	duży	beton	3,9±18,2	7,02	4,1	4,1	1,6	0,031	0,45	2,51	0,16	0,24	172
4	duży	beton	4,1±16,1	6,93	3,9	4,3	1,6	0,021	0,44	1,82	0,16	0,24	174
5	duży	żwir+muł	4,4±16,1	7,05	4,1	4,4	1,8	0,015	0,50	1,82	0,16	0,25	167
6	umiarkowany	gruby żwir	4,3±13,2	7,11	3,9	3,9	1,5	0,006	0,41	1,54	0,16	0,23	165
7	umiarkowany	piasek	5,2±18,5	6,69	3,8	3,5	1,5	0,002	0,31	1,77	0,15	0,24	176
8	umiarkowany	piasek	4,8±19,6	6,87	3,8	3,7	1,7	0,002	0,43	1,65	0,17	0,24	179
9	umiarkowany	piasek	4,6±18,0	6,66	3,7	3,5	1,5	0,011	0,56	1,87	0,16	0,22	169
10	mały	kamienie	5,0±19,4	6,98	3,8	4,0	1,6	0,011	0,43	1,67	0,17	0,23	173
11	mały	piasek	3,9±20,2	6,85	3,8	4,0	1,7	0,010	0,44	1,32	0,18	0,22	175
Srednia				–	3,9	4,0	1,7	0,012	0,46	1,70	0,16	0,23	172
Odchylenie standardowe (SD)				0,19	0,17	0,31	0,32	0,01	0,07	0,34	0,01	0,01	4,22
Wskaźnik zmienności (CV)				2,7	4,4	7,7	18,8	67,0	15,5	20,1	4,9	4,0	2,5

Tabela 2. Skład zgrupowań makrofauny dennej oraz wartości biotycznych wskaźników jakości wody w Słupi na obszarze Słupska
 Table 2. Composition of the groups of bottom macrofauna and biotic indices of water quality along the Słupia River within the city of Słupsk

Taksony	Stanowisko badawcze											Razem
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
Oligochaeta	24	110	80	153	290	178	35	285	82	31	32	1301
Hirudinea	–	1/5	–	1/5	1/5	1/5	1/24	1/20	–	–	1/6	7/71
Erpobdellidae	–	5	–	5	5	5	–	20	–	–	6	47
Glossiphoniidae	–	–	–	–	–	–	24	–	–	–	–	24
Crustacea	1/5	–	–	–	1/15	–	1/24	1/35	–	1/19	–	2/98
Asellidae	–	–	–	–	15	–	–	–	–	–	–	15
Gammaridae	5	–	–	–	–	–	24	35	–	19	–	83
Plecoptera	–	–	–	–	–	1/5	–	–	1/5	–	1/6	1/16
Nemouridae	–	–	–	–	–	5	–	–	5	–	6	16
Ephemeroptera	2/3	1/30	–	–	–	1/5	2/342	1/40	1/48	1/12	1/6	4/486
Baetidae	2	30	–	–	–	–	202	–	–	–	–	234
Ephemeridae	–	–	–	–	–	–	–	–	–	12	6	18
Caenidae	1	–	–	–	–	–	140	40	–	–	–	181
Ephemerellidae	–	–	–	–	–	5	–	–	48	–	–	53
Megaloptera	1/11	1/15	1/5	–	1/10	–	–	–	–	–	–	1/41
Sialidae	11	15	5	–	10	–	–	–	–	–	–	41
Coleoptera	–	–	–	–	1/10	–	–	–	–	–	–	1/10
Dytiscidae	–	–	–	–	10	–	–	–	–	–	–	10
Trichoptera	–	–	–	–	–	–	1/24	1/15	–	–	–	2/39
Limnephilidae	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	–	15
Sericostomidae	–	–	–	–	–	–	24	–	–	–	–	24
Diptera	2/62	3/22	2/53	1/18	1/24	1/77	1/32	3/9	2/36	2/67	3/88	5/489
Ceratopogonidae	–	9	–	–	–	–	–	–	14	–	–	23
Chironomidae	31	10	30	18	24	77	32	4	22	61	72	381
Psychodidae	–	–	23	–	–	–	–	–	–	–	4	27
Culicidae	–	–	–	–	–	–	–	1	–	6	–	8
Tipulidae	31	3	–	–	–	–	–	4	–	–	12	50
Gastropoda	–	–	–	–	2/2	–	2/3	1/1	2/2	–	–	5/9
Bithynidae	–	–	–	–	–	–	1	1	1	–	–	4
Limnaeidae	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	2
Planorbidae	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1
Viviparidae	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	1
Neritidae	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	1
Bivalvia	1/13	1/17	1/21	1/3	1/1	1/1	–	1/6	1/24	–	–	1/86
Sphaeriidae	13	17	21	3	1	1	–	6	24	–	–	86
Razem	8/118	8/198	5/158	4/179	9/357	6/271	9/485	10/412	8/197	5/130	7/139	30/2645
BMWP-PL	33	23	12	10	30	27	42	43	36	21	29	–
ASPT	4,7	2,6	2,4	2,5	3,0	3,9	4,2	4,3	4,0	4,2	4,1	–
d	3,58	3,31	2,00	1,74	3,39	2,04	3,17	3,74	3,13	2,18	2,64	3,58
%EPT	2,5	15,2	0,0	0,0	0,0	3,7	75,5	13,3	24,4	9,2	8,6	–
EPT _{TAX}	2	1	0	0	0	2	4	2	2	1	2	–
%EPT _{TAX}	25,0	12,5	0,0	0,0	0,0	33,3	44,4	20,0	25,0	20,0	28,6	–
OQR	5	3	1,5	1,5	3	3,5	4,5	4,5	4,5	3,5	3,5	–



Rys. 2. Udział grup systematycznych makrobezkręgowców na poszczególnych stanowiskach badawczych
 Fig. 2. Percentage of systematic groups of macrozoobenthos at particular sampling sites

miastem (st. 1) dominującą grupą były larwy Diptera, stanowiły one bowiem blisko 70% ogółu makrofauny dennej. Stosunkowo liczne były również Oligochaeta (D=14,3%) i Bivalvia (D=13%). Te ostatnie reprezentowane były przez *Sphaerium corneum* L. i *Pisidium* sp., co wskazuje na wody umiarkowanie zanieczyszczone [16]. Na stanowisku 2 przeważały Oligochaeta (D=42%), którym towarzyszyły Diptera (D=21%), Bivalvia (D=17%) i larwy Ephemeroptera (D=12%). Na kolejnym stanowisku ponownie dominowały Diptera, stanowiące ponad 50% ogólnego zagęszczenia makrobezkręgowców. Znaczną liczebność osiągnęły w tym miejscu także Oligochaeta (D=25,4%) i Bivalvia (D=20,6%). Stanowisko 4 zostało prawie całkowicie zdominowane przez Oligochaeta (D=76,3%), które tworzyły grupę zdecydowanych eudominantów, a z pozostałych grup w istotnej ilości towarzyszyły im jedynie Diptera (D=18,4%). W środku miasta (st. 5) utrzymywała się dominacja Oligochaeta (D=63,7%), z którymi w dalszym ciągu współwystępowały larwy Diptera (D=24,2%). Pozostałe taksony stanowiły niewielki udział procentowy fauny dennej. Na stanowisku 6 dominujące do tej pory grupy taksonomiczne zamieniły się pozycjami. Eudominantami były larwy Diptera (D=76,8%), a towarzyszyły im Oligochaeta (20,6%). Kolejne badane miejsce (st. 7) różniło się zasadniczo strukturą procentową makrobezkręgowców, gdyż przeważały bioindykatory wskazujące na dobrą jakość wód [16]. Znalaziono tu przedstawicieli larw Ephemeroptera (*Ephemera* sp., *Caenis* sp., łącznie D=49,3%) oraz larwy Diptera (D=32,2%). Na stanowisku 8 ponownie dominowały Oligochaeta (D=60%), a pozostałe oznaczone taksony nie przekroczyły 10% udziału w badanej formacji ekologicznej. Stanowisko 9 zostało zdominowane przez Diptera (D=36,2%) i Oligochaeta (22,7%), licznie obserwowano również larwy Ephemeroptera (D=13,2%). Wyniki te zostały powtórzone na stanowisku 10, przy czym na znaczeniu zyskały Diptera (67,8%), a zmalał udział Oligochaeta (16,1%). Tym dwóm taksonom towarzyszyły Crustacea (*Asellus aquaticus* L., *Gammarus fossarum* Koch., łącznie D=9,8%) i Ephemeroptera (D=6,3%). Na ostatnim badanym stanowisku 11 na obszarze Słupska w dalszym ciągu swoją dominację zwiększały Diptera (D=88,6%), natomiast inne taksony nie przekroczyły 10% ogólnego udziału w strukturze makrobezkręgowców.

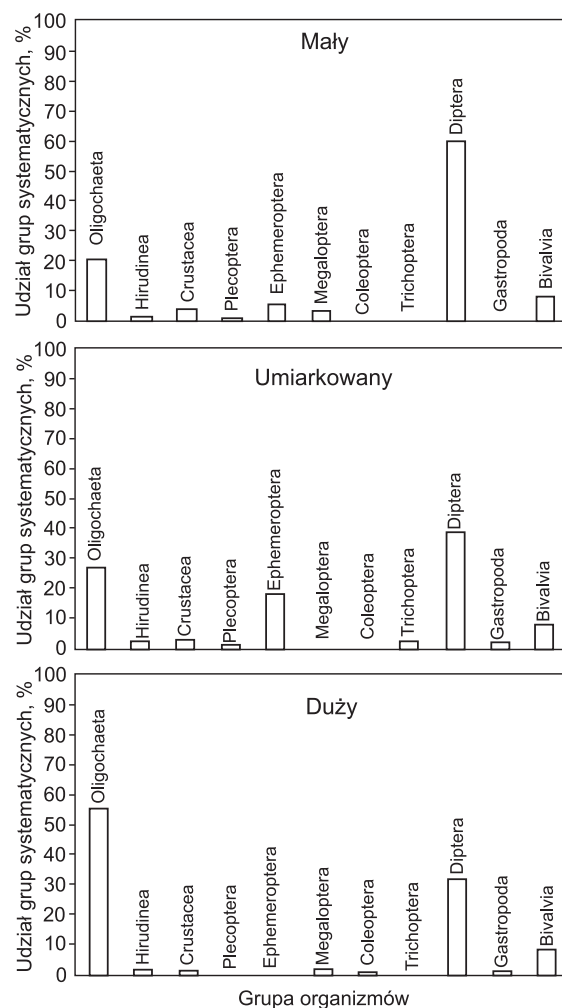
Dokonano również oceny stanu jakości wody ze względu na poziom przekształcenia koryta rzeki z wykorzystaniem wskaźników stosowanych w biomonitoringu. Wszystkie zastosowane wskaźniki wykazały, że najlepszy ekologicznie stan Słupi na obszarze Słupska panuje na stanowiskach o umiarkowanym stopniu przekształcenia (faszynowanie), następnie małym (brak oddziaływania ludzi) i najgorszy na bardzo przekształconych stanowiskach (betonowanie), (tab. 3). Największe zróżnicowanie stanowisk pod względem jakości wody uzyskano stosując metodę BMWP-PL, co potwierdza jej właściwy wybór do biomonitoringu na terenie Polski [9, 19, 20]. Również wskaźnik EPT, czyli udział w zagęszczeniu bioindykatorów wód czystych (larw Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) wykazał, że przy dużej presji antropogenicznej taksony te nie występują. Obliczony wskaźnik jakości wody (OQR) wskazuje, że dobra jakość występowała tylko na stanowiskach umiarkowanie przekształconych. Na obszarze o małym oddziaływaniu człowieka wody miały umiarkowaną jakość, a na stanowiskach o dużym stopniu przekształcenia – złą. Wprowadzenie do koryta rzeki naturalnych elementów (faszyna lub pnie) stworzyło dodatkowe siedliska dla

Tabela 3. Średnie wartości biotycznych wskaźników jakości wody w Słupi na obszarze Słupska w odniesieniu do stopnia przekształcenia koryta rzeki
Table 3. Average values of water quality indices along the Słupia River within the city of Słupsk related to the extent of anthropogenic changes in the river bed

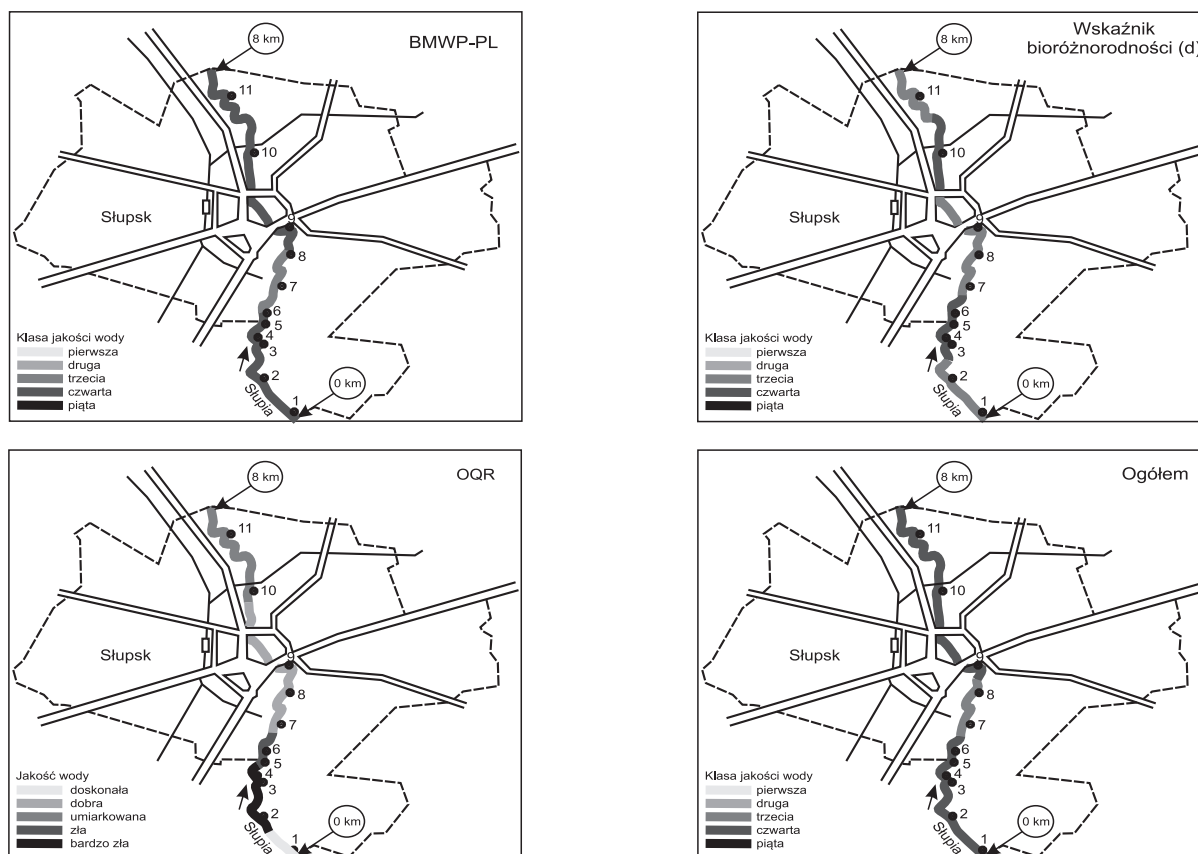
Wskaźnik biotyczny	Stopień przekształcenia koryta rzeki		
	mały (n=16)	umiarkowany (n=12)	duży (n=16)
BMWP-PL	27	37	17
ASPT	3,9	4,1	2,6
Wskaźnik bioróżnorodności Margalefa (d)	2,93	3,02	2,38
%EPT	9,5	29,2	0,0
EPT _{TAX}	2	3	0
%EPT _{TAX}	21,5	30,7	0,0
OQR	3,8	4,3	2,0

n – liczba próbek

zwierząt bezkręgowych, gdyż znajdują one w nich schronienie i miejsca do żerowania [6]. Również obecność roślinności sprzyja pojawianiu się zwierząt bezkręgowych, co potwierdzają wyniki badań przeprowadzonych w innych ekosystemach lotycznych i lenitycznych [9, 19].



Rys. 3. Udział grup taksonomicznych makrobezkręgowców na stanowiskach badawczych w odniesieniu do stopnia przekształcenia koryta rzeki
Fig. 3. Percentage of taxonomic groups of macrozoobenthos at the sampling sites related to the extent of anthropogenic changes in the river bed



Rys. 4. Ocena jakości wody w Słupiu na obszarze Słupska z zastosowaniem różnych metod bioindykacji opartych na makrofaunie dennej
 Fig. 4. Assessment of water quality along the Słupia River within the city of Slupsk by different bioindicative methods involving bottom macrofauna

Na stanowiskach o małym stopniu przekształcenia koryta rzeki dominującą grupą były larwy Diptera, stanowiące 59,8% ogółu bentofauny. Stosunkowo liczne były także Oligochaeta (D=20%). Pozostałe zidentyfikowane grupy taksonomiczne nie miały istotnego wpływu na zagęszczenie makrobezkręgowców (rys. 3). Punkty o umiarkowanym stopniu przekształcenia koryta były zasiedlane przez największą liczbę grup taksonomicznych, wśród których dominowali przedstawiciele larw Diptera (D=38,7%), Oligochaeta (D=27,1%) i Ephemeroptera (D=17,9%). Na stanowiskach poddanych silnej antropopresji zdecydowanie dominowały Oligochaeta (D=38,7%) i Diptera (D=27,1%), podczas gdy inne taksony nie miały większego wpływu na liczebność bentofauny. Podobne obserwacje zanotowano w czasie badań Piławy, gdzie w miejscach poddanych silnej antropopresji w jeszcze większym stopniu przeważały larwy Diptera (Chironomidae), stanowiąc 90% bentofauny [9].

Przeprowadzone analizy pozwoliły na przedstawienie jakości wody w Słupiu na obszarze Słupsk zgodnie z europejską normą EN ISO 8689-2 [21] oraz Ramową Dyrektywą Wodną (rys. 4). Spośród trzech wykorzystanych wskaźników, tylko OQR wykazał znaczne różnice w jakości wody w Słupiu. Niewielki odcinek na przedmieściach miasta sklasyfikowany został nawet jako doskonałej jakości, a w centrum Słupska – dobrej. Po przepłynięciu przez aglomerację miejską jakość wody w rzece uległa pogorszeniu do umiarkowanej. Nieco inny obraz przedstawił indeks bioróżnorodności (d), który podzielił rzekę na obszarze miasta na odcinki należące do trzeciej i czwartej klasy czystości, przy czym najgorsze warunki panowały na odcinku od stanowiska 3 do 6 oraz za miastem (st. 10). Obie metody wskazują, że najgorszy stan ekologiczny rzeki występuje pomiędzy stanowiskami 3 i 4 (przed jazem). Bardziej

jednoznaczny rezultat biomonitoringu uzyskano przy zastosowaniu metody BMWP-PL, gdzie tylko niewielki odcinek rzeki za przeszkodą hydrotechniczną sklasyfikowano do trzeciej klasy czystości, a pozostałe fragmenty rzeki do klasy czwartej. Jest to też ogólny wynik stanu ekologicznego tej rzeki na obszarze Słupska, zgodnie z przyjętymi w Polsce założeniami biomonitoringu [20].

Wnioski

♦ Jakość fizyczno-chemiczna wody w Słupiu na zurbanizowanym obszarze Słupska, z uwagi na większość badanych wskaźników, nie wykraczała poza I klasę czystości. Jedynie na niektórych odcinkach zawartość azotanów (stanowisko 1) i fosforu ogólnego (na całym obszarze badań) była w II klasie czystości, natomiast wartości BZT₅ mieściły się w II klasie czystości.

♦ W badaniach hydrobiologicznych zidentyfikowano w Słupiu 30 taksonów reprezentujących bezkręgowce denne (makrozoobentos). Pod względem liczebności dominującą rolę odgrywały mało wrażliwe na presję antropogeniczną grupy Oligochaeta i Diptera. Jedynie w środku miasta pojawiały się w znacznej ilości indykatory czystych wód w postaci larw Ephemeroptera.

♦ Analiza wpływu przekształcenia koryta na uzyskane wyniki stanu Słupia wskazała, że jego umiarkowane zmiany (faszynowanie i palowanie) miały korzystny wpływ na obecność makrobezkręgowców w rzece.

♦ W oparciu o wartości wskaźników bioindykacyjnych (OQR, BMWP-PL, indeks bioróżnorodności) ustalono, że jakość wody w Słupiu na obszarze Słupska jest o wiele gorsza niż by na to wskazywały wskaźniki fizyczno-chemiczne.

♦ Analiza jakości wód powierzchniowych z wykorzystaniem bezkręgowców dennych powinna w najbliższym czasie stać się stałym elementem monitoringu. Należy przy tym zwrócić szczególną uwagę na wpływ terenów zurbanizowanych na stan ekologiczny ekosystemów lotycznych, także z uwzględnieniem zmian jakości wody w różnych częściach miasta.

Badania zostały sfinansowane przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego jako projekt badawczy N N305 3247 33.

LITERATURA

1. K. OBOLEWSKI: *Lampetra planeri* (Bloch, 1784) of the Slupia River in the Slupsk city area. *Baltic Coastal Zone* 2008, Vol. 12, pp. 69–74.
2. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 Oct. 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. OJEC L 327/1.
3. J. BIGGS, A. CORFIELD, P. GRØN, H.O. HANSEN, D. WALKER, M. WHITFIELD, P. WILLIAMS: Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: A joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V – Short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrates and macrophyte assemblages. *Aquatic Conservation* 1998, Vol. 8, pp. 241–254.
4. N. DE PAUW, H.A. HOWKES: Biological monitoring of river water quality. In: W.J. WALLEES, S. JUDD [Eds.]: *River Water Quality Monitoring and Control*. Aston University, Birmingham 1993.
5. M. GORZEL, R. KORNÍJÓW: Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych. *Kosmos* 2004, nr 53 (2), ss. 183–191.
6. N. FRIBERG, B. KRONVANG, L.M. SVENDSEN, H.O. HANSEN, M.B. NIELSEN: Restoration of a channelized reach of the River Gelsaa, Denmark: Effects on the macroinvertebrate community. *Aquatic Conservation* 1994, Vol. 4, pp. 289–296.
7. B. KRONVANG, L.M. SVENDSEN, N. FRIBERG, J. DØRGE: Stream restoration in Denmark: Assessment of the ecological benefits. *Zbl. Geol. Paläont.* 1997, Teil I, Vol. 10, pp. 969–981.
8. 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.
9. J. RYBAK, B. UMIŃSKA-WASILUK: Wykorzystanie makrobezkręgowców bentosowych do oceny jakości wód powierzchniowych na przykładzie rzeki Pilawy. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 28, nr 2, ss. 55–60.
10. K. KASPRZAK, W. NIEDBAŁA: Wskaźniki biocenotyczne stosowane przy porządkowaniu i analizie danych w badaniach ilościowych. W: M. GÓRNY, L. GRÜM [red.]: *Metody stosowane w zoologii gleby*. PWN, Warszawa 1981, ss. 397–402.
11. A. MOCZULSKA, J. ANTONOWICZ, K. KRZYK: Wpływ aglomeracji Słupsk na stan jakościowy wód rzeki Słupi. *Słupskie Prace Biologiczne* 2006, nr 3, ss. 45–56.
12. M. MYŚIAK: Zmiany jakości wód rzecznych w Polsce w dwudziestopięciolecie 1964–1990. *Ochrona Środowiska* 1994, vol. 16, nr 1, ss. 9–10.
13. A. ZAŁUPKA [red.]: Stan czystości wód płynących zlewni rzeki Słupi na podstawie badań przeprowadzonych w 2003 roku. WIOŚ w Gdańsku, Delegatura w Słupsku, Słupsk 2004.
14. K. OBOLEWSKI, K. GLIŃSKA-LEWCZUK: Contents of heavy metals in bottom sediments of oxbow lakes and the Slupia River. *Polish Journal of Environmental Studies* 2006, vol. 15 (2a), part II, pp. 440–444.
15. K. OBOLEWSKI, K. GLIŃSKA-LEWCZUK, S. KOBUS: An attempt at evaluating the influence of water quality on the qualitative and quantitative structure of epiphytic fauna dwelling on *Stratiotes aloides* L.: A case study on an oxbow lake of the Łyna river. *Journal of Elementology* 2009, Vol. 14 (1), pp. 119–135.
16. L. TUROBOYSKI: *Hydrobiologia techniczna*. PWN, Warszawa 1979.
17. J.F. WRIGHT, R.T. CLARKE, R.J.M. GUNN, J.M. WINDER, N.T. KNEEBONE, J. DAVY-BOWKER: Response of the flora and macroinvertebrate fauna of a chalk stream site to changes in management. *Freshwater Biology* 2003, Vol. 48, pp. 894–911.
18. Z. OSADOWSKI, K. OBOLEWSKI, A. STRZELCZAK: Influence of anthropogenic factors on microhabitats inhabited by riverine hydrobionts – assessment with MRT method. *Ecology Questions* 2008, Vol. 10, pp. 41–50.
19. K. OBOLEWSKI: Wykorzystanie makrozoobentosu do oceny stanu ekologicznego estuariowego jeziora Jamno. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 2, ss. 17–24.
20. A. KOWNACKI, H. SOSZKA: Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców oraz do pobierania prób makrobezkręgowców w jeziorach. IOŚ, Warszawa 2004.
21. PN-EN ISO 8689-2: Jakość wody. Biologiczna klasyfikacja rzek. Część 2: Wytyczne do prezentacji danych o jakości biologicznej na podstawie badań makrobezkręgowców dennych.

Obolewski, K. Use of Macroinvertebrates as Bioindicators for the Assessment of Surface Water Quality in Urban Areas: A Case Study. *Ochrona Środowiska* 2010, Vol. 32, No. 2, pp. 35–42.

Abstract: Water quality was assessed using samples collected at 11 sites, which were located along the Slupia River within the city of Slupsk and differed in the extent of riverbed transformations. The ecological state of the river section examined was determined using biological and chemical analyses in compliance with the biomonitoring guidelines. Water quality was found to be good (class I) as regards the pH and the concentrations of biogenic substances and chlorides. BOD₅ alone showed increased levels at sampling sites with major transformations in the riverbed. Water quality was also assessed by analyzing

the macrozoobenthos with the aid of such bioindicators as BMWP-PL, ASPT, OQR and the Margalef biodiversity index (d). The comparison of these bioindicators revealed that within the urban area the ecological state of the river water was not as good as could have been inferred from the values of its chemical quality parameters. The investigated section of the Slupia River was characterized by waters of class III and class IV quality, which substantiates the negative influence of urbanization on riverine ecosystems. The study has demonstrated that riverbed transformations due to partitioning or placing concrete elements inhibit the growth of hydrobionts and thus deteriorate the ecological state of the river.

Keywords: River water, biomonitoring, bioindicator, macrozoobenthos.