

Ocena stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców bentosowych.

INDEKS BMWP-PL

Opracowanie: dr Piotr Klimaszyk

Adam Trawiński

POZNAŃ 2007

Wstęp

Wskaźnikami biologicznymi (bioindykatorami) mogą być wszelkie wodne organizmy roślinne i zwierzęce, których obecność lub brak, a także poziom liczebności w danym biotopie, świadczą o określonych właściwościach abiotycznych badanego ekosystemu (Gorzel, Kornijów 2004 za Persoone i De Pauw 1979, Żmudziński i inni, 2002). Organizmy wskaźnikowe według Kownackiego (2000) powinny spełniać następujące kryteria:

- 1) mieć wąski oraz specyficzny zakres wymagań ekologicznych,
- 2) posiadać szerokie rozmieszczenie geograficzne,
- 3) występować w środowisku w dużych liczebnościach,
- 4) mieć długi cykl życiowy - optymalnie roczny lub kilkanaście pokoleń następujących kolejno po sobie w ciągu roku,
- 5) być łatwo rozpoznawalne i mieć ograniczony poziom zmienności osobniczej utrudniającej ewentualną identyfikację.

Do oceny jakości wód rzecznych używa się wielu różnych grup organizmów, od bakterii i glonów po ryby. Bakterią najczęściej stosowaną do oceny jakości wód niemal na całym świecie jest *Escherichia coli*, której obecność wskazuje na zanieczyszczenie wody bakteriami kałowymi. Oprócz bakterii wskaźnikami biologicznymi mogą być także pierwotniaki, których ilość świadczy o poziomie zanieczyszczenia substancjami organicznymi. Z grupy glonów jako wskaźników stanu troficznego używa się głównie euglenin, zielenic i złotowiciowców. W krajach Unii Europejskiej istnieją indeksy oparte także na roślinach wyższych, Polska jednak nie posiada takiego indeksu do monitoringu rzek. Można jednak stosować w Polsce indeksy francuski (IBMR) i brytyjski (MTR). Ze względu na dużą zgodność list taksonów wskaźnikowych (Szoszkievicz 2005). Głównymi kręgowcami używanymi do oceny jakości wody są ryby. Ich zalety to przede wszystkim cykl życiowy w całości przebiegający w wodzie, zróżnicowana tolerancja poszczególnych gatunków, łatwość odłowu i oznaczania w terenie (Gorzel, Kornijów 2004). Organizmami szczególnie dobrze nadającymi się do analizy jakości wody w rzekach są makrobezkręgowce bentosowe. De Pauw i Hawkes (1993) oszacowali, że ok. dwie trzecie systemów kontroli jakości wody rzecznej opiera się na zoobentosie. Wynika to stąd, że część wchodzących w jego skład gatunków spełnia wymogi tak zwanego „idealnego organizmu wskaźnikowego”, wymienione w drugim akapicie wg. Kownackiego (2000)(Gorzel, Kornijów 2004).

Pierwszą i zarazem najstarszą biologiczną metodą oceny jakości wód jest system saprobów. W metodzie tej, która powstała na początku XX wieku (w latach 1902-1909 opracowali ją Kolkwitz i Marson, wyróżniając około 1000 gatunków wskaźnikowych) przyjęto, że organizmy wodne różnią się tolerancją na zanieczyszczenia i w związku z tym każdy gatunek ma jakąś wartość wskaźnikową (jest wskaźnikiem stanu zanieczyszczeń). Modyfikacje tej metody przeprowadzili m.in. w roku 1955 Pantle i Buck (1955), w latach 1966 i 1973 Sladeczek, w roku 1956 Hanuska, w roku 1961 Zelinka i Marvan oraz w roku 1968 Gołwin, zwiększając bądź ograniczając listę gatunków wskaźnikowych. W systemach saprobów wykorzystywane są jako gatunki wskaźnikowe organizmy z bardzo różnych grup taksonomicznych. Dla obliczenia indeksu saprobowości (S) wymagana jest znajomość zarówno składu gatunkowego, jak i liczebności, lub frekwencji, ewentualnie względnej częstości występowania (h) poszczególnych gatunków. Następnie do wzoru podstawia się te wartości oraz wskaźnik saprobowości danego gatunku (s), a w niektórych modyfikacjach metody jego wartość wskaźnikową (g), odczytaną z odpowiednich tabel. System saprobów ma jednak wiele wad. W momencie powstawania był opracowany tylko dla wód zanieczyszczonych związkami organicznymi (łatwo rozkładalnymi), podczas gdy obecnie mamy najczęściej do czynienia z całymi kompleksami zanieczyszczeń. System uwzględnia nie tylko organizmy heterotroficzne, ale także pewne gatunki roślin, glonów i sinic. Poza tym listy gatunków wskaźnikowych zostały opracowane empirycznie, bez znajomości fizjologicznych granic tolerancji poszczególnych gatunków. Nie znamy wymagań ekologicznych większości organizmów wodnych, nieznane są także granice ich adaptacji. Warunki środowiskowe dobrze charakteryzują przy tym jedynie gatunki o skrajnych wymaganiach (saprobionty i saprokseny). Wartość wskaźnikowa (g) jest dla większości gatunków przeważnie średnia lub niska; jest to efektem dominacji gatunków o dużej tolerancji ekologicznej (o średnim s). W efekcie, nawet w wypadku wód niezanieczyszczonych, wskaźniki saprobowości często skupiają się wokół klasy jakości wód II-III. Warto też pamiętać o dosyć uznaniowych kryteriach przypisywania poszczególnym gatunkom ich wartości wskaźnikowej. Praktyczna trudność stosowania tego systemu to bezwzględna konieczność oznaczania do gatunku, wobec niekiedy różnego zakresu tolerancji nawet blisko spokrewnionych organizmów. Oznacza to w praktyce konieczność oznaczenia każdego znajdującego w próbce zwierzęcia i rośliny, co wobec dużej liczby branych pod uwagę grup systematycznych jest niezwykle trudne, pracochłonne i w praktyce wymaga zaangażowania dużej grupy specjalistów, nie

wspominając już o tym, że nie istnieją kompletne opracowania (klucze) dla wszystkich grup systematycznych danego obszaru (np. dla Polski brak jest kluczy do oznaczania wielu grup taksonomicznych lub są one przestarzałe) (za www.wigry.win.pl).

Dzisiaj powszechnie na świecie stosuje się metody biotycznych indeksów makrobezkręgowców bentosowych. Metody te łączą w sobie ilościowe pomiary różnorodności gatunkowej z jakościową informacją o ekologicznej tolerancji poszczególnych taksonów; są więc swoistym połączeniem pewnych elementów pochodzących z koncepcji saprobów i bioróżnorodności (Gorzela, Kornijów 2004). Główną cechą przemawiającą za przydatnością tych metod w monitoringu jest wyznaczanie taksonów wskaźnikowych wyższych rzędów, dzięki czemu unika się uciążliwego, we wcześniejszych metodach, oznaczania do gatunku wszystkich znalezionych organizmów.

Pierwszym indeksem biotycznym stosowanym w ocenie jakości wód rzecznych był Indeks Biotyczny Rzeki „Trent” (ang. Trent Biotic Index, TBI) (Gorzela, Kornijów 2004 za Woodiwiss 1964). Indeks ten oparty o analizę zoobentosu po raz pierwszy zastosowano w Belgii do badania czystości rzeki Trent. TBI w początkowej postaci nie brał on pod uwagę względnego zagęszczenia organizmów, za co wielokrotnie go krytykowano (Gorzela, Kornijów 2004 za Grzybkowska 1999). Przypadkowa obecność w próbie na przykład organizmu dryfującego może diametralnie zmienić wartość wskaźnika (Gorzela, Kornijów 2004). Kilka lat po ogłoszeniu, TBI zaczęto modyfikować. Główne zmiany polegały na rozszerzeniu listy taksonów wskaźnikowych, zmianie poziomu identyfikacji taksonomicznej, rewizji punktacji poszczególnych taksonów. Na bazie TBI powstały inne indeksy biotyczne stosowane w różnych krajach. Obecnie w Belgii stosuje się dwa biologiczne indeksy. Pierwszym z nich jest Belgijski Wskaźnik Biotyczny (ang. Belgian Biotic Index, BBI). Wskaźnik ten przyjmuje wartości od 0 – 10 (0 – woda mocno zanieczyszczona, 10 – woda czysta) i na jego podstawie wody podzielono na 5 klas jakości i wody pozaklasowe, tak zwana „martwa woda” gdzie nie stwierdzono żadnych organizmów wskaźnikowych (Kudelska, Soszka 1996). BBI uważany jest za jeden z najlepiej rozwiniętych i dopracowanych indeksów biotycznych. Od 1984 r. stosuje się go jako standardowy w Belgii i innych krajach Europy. Testowany jest także w Algierii i Indonezji. Jako wskaźnika dodatkowego używa się Indeksu Jakości Wody. Polega on na wyborze gatunków wskaźnikowych zgrupowanych w pięć grup, z których każda ma przypisany charakterystyczny współczynnik zanieczyszczenia. Wartość indeksu wylicza się mnożąc % liczebności każdej wykrytej w próbce grupy taksonomicznej przez odpowiedni współczynnik zanieczyszczenia; suma wartości dla każdej grupy stanowi wartość indeksu. Przyjmuje on wartości od 100 dla wód bardzo zanieczyszczonych do 500 dla wód czystych (Kudelska, Soszka 1999). Innym indeksem opracowanym na bazie TBI jest stosowany we Włoszech Rozszerzony Indeks Biotyczny (ang. Extended Biotic Index, EBI). Pomimo, że ustawodawstwo tego kraju nie wymaga biologicznej kontroli jakości wód, ponad 30 prowincji na podstawie EBI stworzyło mapy jakości wód swoich rzek (Gorzela, Kornijów 2004 za De Pauw, Hawkes 1993). Kolejnym a jednocześnie zbliżonym do TBI indeksem jest Danish Fauna Index, znany bardziej jako indeks Viborg’a. Jest to kompleksowo opracowana metoda, opisująca bardzo dokładnie schemat pobierania próbek, prosty i tani (jedynym przyrządem jest tutaj kasarek o określonych wymiarach), oraz metody ich opracowania. Dzieli on wody na 7 klas czystości. Wśród makrofauny wyróżnia się grupy pozytywne i negatywne (Tabela 1), a dla niektórych grup bierze się pod uwagę ogólną liczbę zebranych osobników co sprawia, że schemat postępowania jest podobny, ale bardziej skomplikowany niż w TBI. (<http://www.wigry.win.pl>).

Naukowcy z Wielkiej Brytanii skupieni w Grupie Roboczej do Spraw Monitoringu Biologicznego (ang. Biological Monitoring Working Party - BMWP) opracowali Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody (zwany również BMWP). Na ten system oceny biologicznej składa się około 80 różnych taksonów, którym przypisuje się punkty od 0 do 10 w zależności od ich wrażliwości na zanieczyszczenia (Tabela 2). I tak na przykład skąposzczety jako najmniej wrażliwe otrzymują 1 punkt, podczas gdy larwy widelnic, najbardziej wrażliwe na zanieczyszczenia otrzymują 10 punktów (Kudelska, Soszka 1996). Wartość indeksu BMWP stanowi sumę punktów przypisanych poszczególnym taksonom znalezionym w próbce. Wynika z tego, że wartość BMWP jest zależna od ilości taksonów, a co za tym idzie sposobu pobierania prób, dokładności poboru oraz wielkości prób. Aby zniwelować te zależności opracowano system o nazwie Uśredniony Wskaźnik Jakości Wody (ang. Average Score Per Taxon, ASPT). Wartość ASPT obliczamy dzieląc wartość BMWP przez ilość taksonów znalezionych w danej próbce.

$$ASPT = \frac{\text{Indeks}_{BMWP}}{\text{liczba}_{taksonów}}$$

Tabela 1. Grupy taksonomiczne makrofauny bezkręgowej wykorzystywane w Danish Fauna Index (<http://www.wigry.win.pl/makrofauna/7.htm>)

Grupa taksonomiczna	Dokładność oznaczenia
Grupy pozytywne	
Tricladida	-
Gammarus sp.	-
Plecoptera	Rodzaje
Ephemeroptera	Rodziny
Elmis aenea	-
Limnius volckmari	-
Helodes sp.	-
Rhyacophila sp.	-
Trichoptera domkowe	Rodziny
Ancylus fluviatilis	-
Grupy negatywne	
Ologochaeta >100	-
Helobdella stagnalis	-
Erpobdella sp.	-
Aselus aquaticus	-
Sialis sp.	-
Psychodidae	-
Chironomus sp.	-
Eristalis sp.	-
Sphaerium sp.	-
Lymnaea sp.	-

Dzięki takiemu przeliczeniu wynik nie zależy od ilości taksonów (Kudelska, Soszka 1996). Ze względu na duże zróżnicowanie ekosystemów wód płynących w Wielkiej Brytanii utrudnione było porównywanie wartości zarówno BMWP jak i ASPT uzyskanych w różnych rzekach.

Tabela 2. System punktowy oceny biologicznej według metody BMWP (Kudelska, Soszka 1996).

Taksony	Punktacja
<i>Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Ephemerellidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Georidae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae,</i>	10
<i>Astacidae, Lestidae, Agriidae, Gompidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Cordullidae, Libellulidae, Psychomyiidae (Ecnomidae), Philopotamidae,</i>	8
<i>Caenidae, Nemouridae, Rhyacophilidae (Glossosomatidae), Polycentropodidae, Limnephilidae,</i>	7
<i>Neritidae, Viviparidae, Ancylidae (Acroloxidae), Hydroptilidae, Unionidae, Corophiidae, Gammaridae (Crangonyctidae), Platycnemididae, Coenagriidae,</i>	6
<i>Mesovelidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae (Noteridae), Gyrinidae, Hydrophilidae (Hydraenidae), Clambidae, Scritidae, Dryopidae, Elmidae, Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planaridae (Dogesiidae), Dendrocoelidae,</i>	5
<i>Beatidae, Sialidae, Piscicolidae,</i>	4
<i>Valvatidae, Hydrobiidae (Bithyniidae), Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Sphaeriidae Glossiphoniidae, Hirudinidae, Erpobdellidae, Asellidae,</i>	3
<i>Chironomidae</i>	2
<i>Oligochaeta</i>	1

Zbiorowiska bezkręgowców są kształtowane nie tylko przez zanieczyszczenia docierające do ekosystemu ale także przez naturalne warunki jakie dany ekosystem stwarza. I tak dwa naturalne, czyste cieki wodne mogą posiadać znacznie różniące się wartości BMWP i ASPT, co spowodowane może być tylko i wyłącznie czynnikami naturalnymi. Problem ten rozwiązało opracowanie komputerowego systemu przewidywania jakości i klasyfikacji rzek na podstawie analizy bezkręgowców (River Invertebrate Prediction and Classification System, RIVPACS, Kudelska, Soszka 1996). Najpierw opracowano metodę przewidywania możliwego składu gatunkowego i struktury makrofauny na podstawie danych fizyczno-chemicznych. Dzięki temu możliwe jest ustalenie hipotetycznego stanu makrofauny zanim została ona zmieniona przez człowieka. Następnie opracowano metodę porównania tego stanu ze stanem aktualnym. Wynikiem jest współczynnik antropogenicznego zaburzenia środowiska, który jest obrazem zanieczyszczenia rzeki. Współczynnik ten o nazwie Ekologiczny Wskaźnik Jakości (ang. Ecological Quality Index, EQI) na podstawie BMWP oblicza się w następujący sposób (Kudelska, Soszka 1996):

$$EQI_{BMWP} = \frac{\text{Indeks}_{BMWP} \text{ _uzyskany _w _monitoringu}}{\text{Indeks}_{BMWP} \text{ _przewidywany _przez _RIVAPACS}}$$

EQI można również obliczyć w oparciu o ASPT lub liczbę taksonów znalezionych w próbie. Wartości EQI bliskie jedności wskazują na pierwotny charakter badanego zbiorowiska, natomiast wartości niższe wskazują na obecność jakiegoś czynnika wpływającego negatywnie na dane zbiorowisko (Kudelska, Soszka 1996).

Na podstawie BMWP wiele krajów opracowało własne metody oceny jakości wody w rzekach za pomocą makrobezkręgowców bentosowych. Jednym z bardziej rozwiniętych systemów jest South African Scoring System (SASS, Chutter 1998). System ten był modyfikowany wielokrotnie. Głównym celem modyfikacji było przede wszystkim ściślejsze określenie metod i technik poboru oraz analizowania prób, a także wprowadzenie systemu kontroli jakości badań. Piąta wersja tej metody (Gorzal, Kornijów 2004 za Dickens, Graham 2002) jest dużo mniej czasochłonna i łatwiejsza w stosowaniu od poprzednich. Dzięki temu stała się standardową metodą szybkiej oceny jakości wody rzek w RPA i jest podstawą Narodowego Programu Zdrowia Rzek w tym kraju. Aby ustalić SASS należy pobrać próby osobno z każdego rodzaju podłoża. Przeliczając według instrukcji stopień wrażliwości poszczególnych taksonów i sumę wszystkich oznaczonych rodzin w biotopach otrzymujemy SASS. Dzieliąc SASS przez liczbę zidentyfikowanych taksonów otrzymujemy ASPT.

Polski system oceny jakości wód płynących BMWP-PL również jest wzorowany na brytyjskim BMWP, jego dokładny opis zostanie zamieszczony w dalszej części.

Indeksem biotycznym bazującym na analizie zgrupowań ryb jest Indeks Integralności Biotycznej (ang. Index of Biotic Integrity, IBI). IBI uwzględnia 12 cech metrycznych dotyczących zgrupowań ryb, w tym m.in. ich składu i bogactwa gatunkowego, liczebności gatunków wskaźnikowych, behawioru rozrodczego i kondycji zdrowotnej. Indeks ma odzwierciedlać integralność biologiczną ekosystemu, definiowaną jako jego zdolność do utrzymywania względnie zrównoważonego zbiorowiska organizmów o składzie gatunkowym, różnorodności oraz funkcjonalnej organizacji jakich można się spodziewać w środowisku wolnym od wpływów antropogenicznych (Gorzal, Kornijów 2004 za Karr, Dudley 1981). IBI powstał w celu oceny warunków środowiskowych małych potoków zachodnich stanów USA. Następnie, po dokonaniu odpowiednich modyfikacji, stosowany był także do badania stanu ekologicznego innych typów wód płynących, a nawet estuariów i jezior (Gorzal, Kornijów 2004 za <http://www.epa.gov/bioindicators/html/ibihist.html>).

Jako indeksy biotyczne uznawane są również wskaźniki, za pomocą których określa się bioróżnorodność biocenoz. Aby ocenić różnorodność biocenozy należy poznać charakterystyki trzech parametrów. Są to: liczba występujących gatunków, struktura dominacji i zagęszczenie. Biocenozy naturalnych cieków wodnych charakteryzują się dużym bogactwem gatunkowym, wyrównanym poziomem liczebności poszczególnych gatunków, stosunkowo niskim poziomem liczebności poszczególnych gatunków. Zanieczyszczenie natomiast powoduje stopniowe ubożenie składu gatunkowego i przebudowywanie struktury gatunkowej na korzyść organizmów bardziej odpornych. Różnorodność biologiczną obliczyć można za pomocą wielu indeksów, które określają reakcje całych zespołów organizmów, nie biorąc jednak pod uwagę reakcji taksonów wskaźnikowych. Najpowszechniej stosowanym wskaźnikiem, będącym miarą bioróżnorodności jest wskaźnik H' Shannona-Weavera (Lampert, Sommer 1996).

$$H' = -\sum (p_i \cdot \log p_i)$$

Gdzie: p_i – udział gatunku i w łącznej liczbie osobników (N_i/N – liczba osobników gatunku i / liczba wszystkich osobników).

Stosowanie indeksów bioróżnorodności obwarowane jest wieloma ograniczeniami. Ich wartości ściśle zależą od czasu i sposobu pobierania prób. Zależą istotnie również od położenia rzeki nad poziomem morza, rodzaju podłoża i osadów dennych. Największą jednak wadą tego typu indeksów, podobnie jak w przypadku systemu saprobów, jest konieczność oznaczania organizmów do poziomu gatunku (Gorzal, Kornijów 2004).

Polski system oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców bentosowych BMWP-PL.

(Opracowano na podstawie Kownacki, Soszka 2004)

Opracowany przez brytyjskich naukowców Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody, zwany również BMWP, posłużył do opracowania polskiego systemu biologicznej oceny jakości wody na podstawie makrobezkręgowców bentosowych. Na system ten składa się polski indeks biotyczny, BMWP-PL, oraz indeks bioróżnorodności. BMWP-PL oparty jest o oznaczenie do poziomu rodziny (w większości przypadków) taksonów występujących w badanej rzece, a następnie przypisanie im odpowiedniej punktacji i wyliczenie wartości indeksu. Indeks bioróżnorodności oblicza się na podstawie wzoru Margalefa. „Wytyczne do oceny stanu rzek na podstawie makrobezkręgowców” autorstwa Kownackiego i Soszki zawierają dokładne informacje dotyczące zarówno sprzętu jak i metodyki przeprowadzania takiej oceny.

1 Prace terenowe.

Fauna makrobezkręgowców w rzekach jest bardzo bogata i zróżnicowana. Możemy podzielić ją na dwie podstawowe grupy. Pierwsza zawiera organizmy ściśle wodne takie jak wirki, skąposzczety, pijawki, mięczaki, skorupiaki, które spędzają całe swoje życie w wodzie. Drugą grupę stanowią organizmy, które tylko część swojego życia, najczęściej fazę młodocianą, spędzają w środowisku wodnym i są to głównie larwy i poczwarki owadów (jętki, widelnice, chrzączki, pluskwiaki, chrząszcze, muchówki). Owady żyjące w okresie wiosennym w wodzie, latem wylatują już w postaci stadiów imaginalnych. Jest to przyczyną naturalnego zmniejszania się różnorodności tej grupy organizmów w okresie letnim. Z tego powodu podstawowym i obligatoryjnym okresem poboru prób do biologicznej oceny stanu rzek jest wiosna (najlepiej maj). Dodatkowy termin można wyznaczyć jesienią (wrzesień, październik). W próbach pobranych latem brak niektórych taksonów nie wskazuje na stan jakości środowiska, lecz wskazuje na zmiany fenologiczne. W ostatnich latach obserwuje się częste zmiany przepływów wody (powódzie, susze). Należy pamiętać aby nie pobierać prób w okresie powodzi lub suszy, a po takim zdarzeniu powinno się odczekać minimum 2 tygodnie.

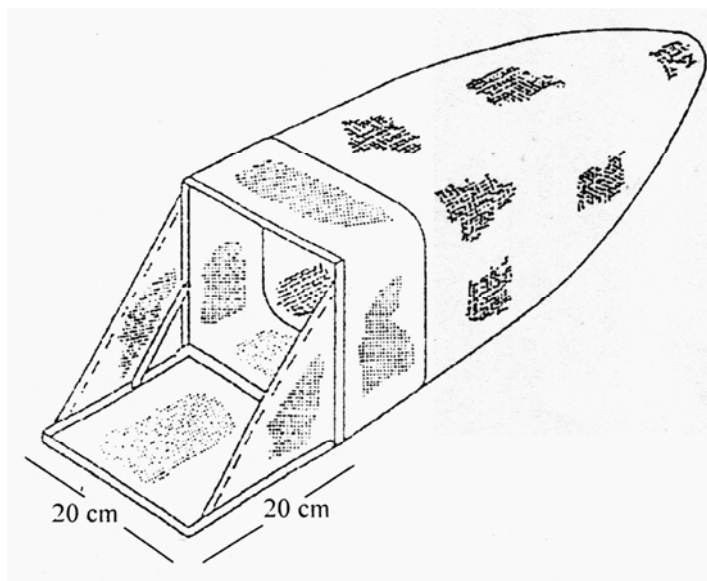
Próby należy pobierać ze starannie wybranego stanowiska. Stanowisko takie jest to 100 metrowy odcinek rzeki, który obejmuje najbardziej typowe siedliska danego odcinka. Ważne jest także aby stanowisko takie w jak najmniejszym stopniu podlegało zabudowie hydrotechnicznej, w celu uniknięcia zmian prędkości przepływu, czy głębokości.

Przed przystąpieniem do poboru prób należy wypełnić protokół terenowy (Załącznik 1). Integralną częścią takiego protokołu jest szkic badanego odcinka z zaznaczonymi cechami charakterystycznymi koryta, brzegu, czy strefy przybrzeżnej. Na szkicu należy zaznaczyć również miejsca poboru prób. W najniższej położonym (w biegu rzeki) punkcie poboru prób ustalamy współrzędne geograficzne i wpisujemy je w odpowiednie miejsce protokołu. Przy sporządzaniu protokołu nie można naruszyć struktury dna badanego odcinka, a dane które tego wymagają należy ustalić po poborze prób.

Aby pobrać reprezentatywną próbę z tak różnorodnego siedliska jakim jest dno rzeki należy zastosować określone urządzenia do tego przeznaczone. Ważnym czynnikiem decydującym o wyborze konkretnego urządzenia jest powszechność jego stosowania. Tylko wyniki uzyskane przez różnych badaczy takimi samymi metodami mogą być porównywane. Ogólnie aparaty do poboru prób można podzielić na dwie grupy. Pierwsze służą do poboru prób ilościowych, drugie do poboru prób jakościowych. Najbardziej rozpowszechnione aparaty do poboru prób ilościowych to Siatka Surbera, chwytacz dna typu Ekmana-Birge'a, rurowe chwytacze dna. Do poboru prób jakościowych najczęściej stosuje się kasarek (siatka ręczna).

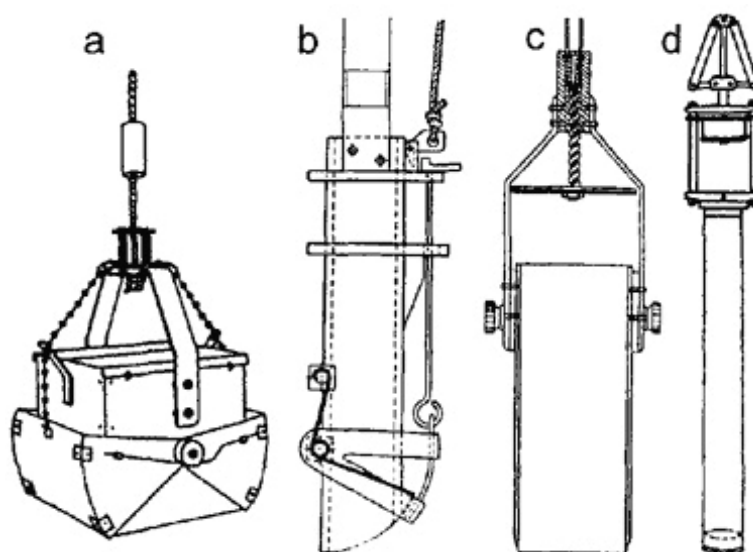
Siatka Surber'a służy do poboru prób z podłoża gruboziarnistego i zbudowana jest z dwóch ram, połączonych jedną krawędzią pod kątem prostym. Do ramy pionowej przymocowana jest siatka, a rama pozioma, leżąc płasko na dnie wyznacza powierzchnię do poboru próby. Rama, wyznaczająca powierzchnię do poboru próby ma zazwyczaj wymiary 20x20 lub 30x30 cm. Siatka powinna mieć kształt stożkowy i długość około 50 – 70 cm. Siatka powinna mieć oczka o średnicy 0,3 mm (Rys.1).

Chwytnacz dna Ekmana-Birge'a znajduje zastosowanie przy pobieraniu prób z podłoża drobnoziarnistego. Jest to metalowa skrzynka o krawędziach dolnych długości 15 cm i wysokości około 20 cm. Od dołu aparat zamykany jest półokrągłymi szczękami, które uruchamiane są silnymi sprężynami. Taka konstrukcja umożliwia pobranie wycinka dna o powierzchni 225 cm². Od góry urządzenie zamknięte jest metalowymi kłapkami lub siatką, co zapobiega wypłukiwaniu pobranego materiału podczas wyciągania urządzenia na powierzchnię lub ucieczce organizmów (Rys.2).



Rys.1. Siatka Surber'a (Kownacki, Soszka 2004).

Rurowe chwytnacze dna są to zazwyczaj rury wykonane z przezroczystego tworzywa zaopatrzone na końcu w zastrzony, metalowy pierścień, ułatwiający wycinanie dna (Rys.2)

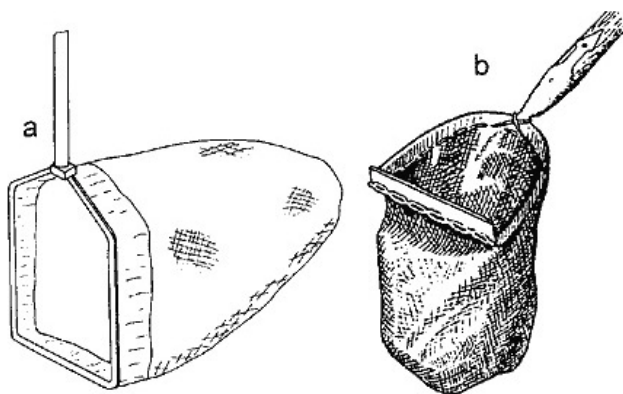


Rys.2. Przyrządy do pobierania ilościowych próbek makrofauny bezkręgowej:

a) chwytnacz dna Ekmana-Birge'a; b) chwytnacz rurowy Szczepańskiego; c) chwytnacz rurowy Morduchaja-Bołtowskiego; d) chwytnacz rurowy Kajaka; (<http://www.wigry.win.pl/makrofauna/13.htm>).

Kasarek jest to siatka zamocowana na metalowej obręczy. Dobrze jak dolna krawędź kasarka jest prosta, ułatwia to przyłożenie go do dna. Krawędź ta powinna mieć 30 cm długości. Oczka siatki powinny mieć średnicę 0,3 mm a jej optymalna długość to 40 – 50 cm. Dolna krawędź może być zaokrąglona, wtedy może on służyć jak skrobak dna (Rys.3)

Pierwszym etapem poboru prób jest wyznaczenie dwóch punktów na stanowisku. Jeden zlokalizowany powinien być przy brzegu na głębokości nie większej niż 40 cm, przy czym nie może być to miejsce okresowo odsłaniane. Drugi natomiast musi obejmować dno w głównym nurcie rzeki jednak nie głębiej niż 1 m. Pobór prób należy zacząć w dole badanego odcinka rzeki i przesuwając się w górę. W obydwu punktach pobieramy dwie próby ilościowe siatką Surber'a o powierzchni 400 cm² każda, lub trzy próby chwytaczem dna Ekmana-Birge'a, każda o powierzchni 225 cm². Przy użyciu aparatu rurowego należy pobrać tyle prób aby łączna powierzchnia wynosiła **około 675 cm²**. Ponadto na badanym stanowisku pobieramy jedną próbę jakościową, która obejmować powinna wszystkie charakterystyczne siedliska na badanym stanowisku.



Rys.3. Przyrządy do pobierania jakościowych próbek makrofauny bezkręgowcej:
a) kasarek; b) skrobak dna; (<http://www.wigry.win.pl/makrofauna/12.htm>)

Organizmy pobrane w terenie należy oznaczyć. Osobniki chronionych taksonów, lub też duże okazy, które można oznaczyć do wymaganego poziomu w terenie należy pozostawić w miejscu skąd zostały pobrane. W zeszycie terenowym odnotowujemy tylko ich wystąpienie. Pozostałe organizmy w celu przewiezienia do laboratorium najlepiej jest utrwalić 2 – 4 % formaliną. Formalina powoduje odkształcenia niektórych organizmów co należy uwzględnić przy oznaczaniu. Jeżeli jest taka możliwość organizmy można też przewozić żywe. Łatwiej się je wtedy oznacza a po oznaczeniu można je wypuścić.

Każdą pobraną próbę należy odpowiednio oznaczyć i opisać. Do każdego pojemnika z próbą należy włożyć etykietę zawierającą następujące informacje: nazwa rzeki, nazwa stanowiska, data poboru próby, numer próby. Dodatkowo te same informacje umieszczamy na pojemniku z próbą, dodając informację o sposobie konserwacji, a także każdą próbę opisujemy w protokole terenowym.

2 Laboratoryjne opracowanie prób.

Pierwszym etapem opracowywania pobranych prób jest ich dokładne przejrzanie. Podczas segregacji należy z próby wybrać wszystkie organizmy bezkręgowce większe niż 2 mm, które następnie umieszczamy w oddzielnym pojemniku. W przypadku kiedy w próbce jest bardzo duże zagęszczenie osobników (kilkaset do kilku tysięcy) możemy zastosować wybieranie z podprób. Przed przystąpieniem do podziału próby na mniejsze podpróby należy wybrać wszystkie większe okazy i umieścić w osobnym pojemniku. Następnie na dnie kuwety rysujemy siatkę kwadratów (ewentualnie podział koła) i równomiernie rozprowadzamy próbę. Przy ilości osobników kilkuset należy przebrać połowę próby. Gdy jest ich parę tysięcy próbę dzielimy np. na 20 podprób (im mniej tym lepiej) i przeglądamy jedną losowo wybraną podpróbę. Uzyskany wynik mnożymy przez odpowiedni współczynnik, w tym przypadku 20, co daje nam liczebność organizmów w całej próbce. Do uzyskanego wyniku dodajemy liczebność wybranych wcześniej większych okazów i całość umieszczamy w odpowiednio

opisanym pojemniku. Etykieta oprócz podstawowych danych powinna zawierać informację z jakiej części całej próby wybierano bezkręgowce.

Z prób jakościowych staramy się wybrać w miarę możliwości wszystkie taksony tak aby uzyskać jak najpełniejszy obraz różnorodności zoobentosu na danym stanowisku. W przypadku opisywanej metody są to generalnie przedstawiciele wszystkich rodzin. Wyjątek stanowią *Oligochaeta*, które traktujemy jako jeden takson (bez rozbicia na rodziny), oraz rodzina Heptageniidae, w ramach której należy wyodrębnić rodzaje Epeorus i Rhithrogena. Jeżeli jest możliwość wybieramy po kilka okazów każdego taksonu w celu ułatwienia sobie późniejszego oznaczania. Okazy występujące pojedynczo także bierzemy pod uwagę. Przebieranie próby można zakończyć gdy ma się pewność, że przedstawiciele wszystkich rodzin są już wybrani. Wybrane bezkręgowce przenosimy do pojemnika z 40 % alkoholem etylowym lub płynem konserwującym.

Następnie wybrane organizmy należy oznaczyć do wymaganego poziomu taksonomicznego.

Tabela 3. Standardowa tabela wyznaczania BMWP-PL (Kownacki, Soszka 2004)

Rodziny		Punktacja
<i>Ephemeroptera</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i>	Ameletidae, Glossosomatidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Blephariceridae, Thaumaleidae,	10
<i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i>	Behningiidae, Taeniopterygidae, Cordulegastridae, Goeridae, Lepidostomatidae,	9
<i>Crustacea</i> <i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i>	Astacidae, Oligoneuriidae, Heptageniidae (rodzaje Epeorus, Rhithrogena), Capniidae, Perlidae, Chloroperlidae, Philopotamiidae, Athericidae,	8
<i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i> <i>Coleoptera</i> <i>Heteroptera</i> <i>Gastropoda</i> <i>Bivalvia</i>	Siphonuridae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemerellidae, Ephemeridae, Caenidae, Perlodidae, Leucridae, Calopterygidae, Gomphidae, Rhyacophilidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Limnephilidae, Elmidae, Aphelocheiridae, Viviparidae Unionidae, Dreissenidae,	7
<i>Hirudinea</i> <i>Crustacea</i> <i>Ephemeroptera</i> <i>Plecoptera</i> <i>Odonata</i> <i>Trichoptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Piscicolidae, Gammaridae, Corophiidae, Baetidae, Heptageniidae (z wyjątkiem rodzajów Epeorus i Rhithrogena), Nemouridae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Hydroptilidae, Polycentropodidae, Limoniidae, Simuliidae, Empididae, Neritidae, Bithyniidae,	6
<i>Crustacea</i> <i>Trichoptera</i> <i>Coleoptera</i> <i>Heteroptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Cambaridae Hydropsychidae, Psychomyidae, Gyrinidae, Dytiscidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Mesoveliidae, Veliidae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae, Tipuliidae, Hydrobiidae	5
<i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i> <i>Bivalvia</i>	Ceratopogonidae, Valvatidae, Planorbidae, Sphaeriidae,	4
<i>Hirudinea</i> <i>Crustacea</i> <i>Megaloptera</i> <i>Diptera</i> <i>Gastropoda</i>	Glossiphoniidae, Erpobdellidae, Hirudinidae, Asellidae, Sialidae, Chironomidae, Ancyliidae, Physidae, Lymnaeidae,	3
<i>Oligochaeta</i> <i>Diptera</i>	wszystkie Oligochaeta, Culicidae,	2
<i>Diptera</i>	Syrphidae, Psychodidae.	1

Tak uzyskane wyniki z prób ilościowych i próby jakościowej umieszczamy w tabeli (Załącznik 2). Wyniki z prób ilościowych należy przeliczyć na powierzchnię 1 m². Ta wartość jest punktem wyjścia do obliczenia średniej liczebności

poszczególnych taksonów a także całej fauny na powierzchnię 1 m². Średnie zagęszczenie poszczególnych taksonów obliczmy z prób ilościowych pobranych w obu punktach: przy brzegu i w nurcie. Zagęszczenie całej fauny jest sumą średnich zagęszczeń poszczególnych taksonów.

Taksony znalezione w próbie jakościowej również umieszczamy w tabeli, jeżeli nie wystąpiły w próbach ilościowych. Taksonom z próby jakościowej w rubryce „średnia ze wszystkich prób ilościowych” wpisujemy wartość 1. Wyniki zostaną w ten sposób nieznacznie zmodyfikowane, ale ułatwi to komputerową obróbkę danych.

Ocena jakości wód przeprowadzana jest w oparciu o 2 kryteria: wartość indeksu BMWP-PL, oraz wartość indeksu bioróżnorodności. Wartość indeksu BMWP-PL uzyskujemy, sumując punkty przypisane poszczególnym taksonom znalezionym zarówno w próbie jakościowej jak i w próbach ilościowych (Tabela 3). Tak uzyskaną wartość należy odnieść do zakresów BMWP-PL dla pięciu klas jakości (Tabela 4).

Tabela 4. Zakresy punktacji klas BMWP-PL (Kownacki, Soszka 2004).

Klasa BMWP-PL	Zakres punktacji
I	Powyżej 100
II	70 - 99
III	40 - 69
IV	10 - 39
V	Poniżej 10

Kolejnym etapem jest obliczenie wskaźnika bioróżnorodności (d) według zmodyfikowanego wzoru Margalefa:

$$d = \frac{s}{\log N}$$

Gdzie:

d – wskaźnik bioróżnorodności,

s – liczba rodzin występujących na stanowisku (również te nie ujęte w tabeli BMWP-PL),

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

Uzyskaną wartość indeksu bioróżnorodności należy odnieść do pięciostopniowej skali wartości (Tabela 5)

Tabela 5. Zakresy wartości klas indeksu bioróżnorodności (Kownacki, Soszka 2004).

Klasa jakości	Zakres wartości
I	Powyżej 5,50
II	4,00 – 5,49
III	2,50 – 3,99
IV	1,00 – 2,49
V	Poniżej 1,00

Jeżeli klasa wskazana przez indeks BMWP-PL i klasa wskazana przez indeks bioróżnorodności są takie same to ostateczna klasyfikacja wód na danym stanowisku jest taka, na jaką wskazują indeksy. Jeżeli klasy wskazane przez indeksy różnią się, to jako ostateczną przyjmuje się klasę niższą. Jeżeli jakość wody wskazana na podstawie BMWP-PL i wartość d różnią się o dwie klasy to za końcową klasę przyjmujemy wartość średnią.

Biologiczne metody oceny jakości rzek na podstawie indeksów biotycznych dają uproszczony obraz sytuacji biologicznej w badanym odcinku rzeki. Są one kompromisem pomiędzy niezbędną do oceny stanu rzeki ilością informacji i możliwością wyrażenia uzyskanych wyników w prosty i zrozumiały sposób. Wynik uzyskany na podstawie tych indeksów warto wzbogacić o klasyczną, opisową interpretację biologiczną.

Tabela 6. Kolory oznaczające poszczególne klasy jakości (Kownacki, Soszka 2004).

Klasa jakości	Kolor
I	Niebieski
II	Zielony
III	Żółty
IV	Pomarańczowy
V	Czerwony

Wynik biologicznej oceny jakości rzek należy przedstawić na mapie odpowiednimi kolorami zgodnie z europejską normą EN ISO 8689-2 (2000) oraz Ramową Dyrektywą Wodną (Tabela 6). Dopuszcza się zastosowanie koloru czarnego w przypadku braku fauny (np. z powodu toksyczności wody). Nie oznacza to jednak dodatkowej klasy jakości.

**Protokół terenowy
z badań makrobezkręgowców w rzekach.**

1. Dane o rzece:

Nazwa rzeki.....
Dorzecze.....
Makroregion.....
Ekoregion.....

2. Dane o stanowisku:

Nazwa.....
Położenie.....
Km b.rz.
Typ badanego odcinka rzeki zgodnie z typologią krajową.....
.....
Szerokość geograficzna.....
Długość geograficzna.....
Wysokość n.p.m.
Odległość od źródeł (km)
Szerokość cieku.....
Charakter koryta rzecznego (obecność zapór, przegród, umocnień brzegu).....
.....
Charakterystyka substratu dna.....
.....
Natężenie przepływu.....
Obecność makrofitów (skład jakościowy, % pokrycia dna).....
.....
Obecność glonów.....
.....
Zacienienie.....
Średni spadek doliny rzecznej.....
Powierzchnia zlewni (km²) do badanego przekroju.....
Powierzchniowe utwory geologiczne w zlewni.....
.....
Użytkowanie zlewni
Lasy (%).....Pola uprawne (%).....
Łąki i pastwiska (%).....Wody powierzchniowe(%).....
Podmokłości (%).....Tereny zurbanizowane (%).....
Zagospodarowanie terenów przybrzeżnych:
 Brzeg lewy.....
 Brzeg prawy.....

Charakterystyka punktowych źródeł zanieczyszczeń powyżej badanego przekroju

.....
.....
.....

Chemizm wód.....

.....
.....

3. Dane o pobranych próbach makrofauny:

Data poboru prób.....

Poziom wody.....

Próba.....(ilościowa)

Szybkość prądu.....

Głębokość poboru próby.....

Aparat do poboru próby.....

Powierzchnia zbioru próby.....

Rodzaj podłoża, z którego pobrano próbę.....

.....

Próba.....(ilościowa)

Szybkość prądu.....

Głębokość poboru próby.....

Aparat do poboru próby.....

Powierzchnia zbioru próby.....

Rodzaj podłoża, z którego pobrano próbę.....

.....

Próba 3 (ilościowa)

Szybkość prądu.....

Głębokość poboru próby.....

Aparat do poboru próby.....

Powierzchnia zbioru próby.....

Rodzaj podłoża, z którego pobrano próbę.....

.....

Próba jakościowa.....

.....

.....

.....

Uwagi dodatkowe.....

.....

.....

Integralną częścią protokołu jest szkic badanego odcinka rzeki.

(Źródło: Kownacki, Soszka 2004)

Komentarz

do protokołu terenowego z badań makrobezkręgowców w rzekach.

(Opracowano na podstawie Kownacki, Soszka 2004)

Protokół terenowy zawiera informacje o badanej rzece, stanowisku, pobranych próbach. Dzięki niemu możemy w przyszłości zlokalizować dane stanowisko w terenie.

1. Dane o rzece:

Nazwa rzeki – powinna być zgodna z nazewnictwem stosowanym w „Podziale hydrograficznym Polski” opracowanym przez IMGW, dodatkowo w nawiasie można podać inne nazwy lokalne lub zwyczajowe.

Dorzecze – należy wymienić cały ciąg rzek, rozpoczynając od nazwy badanej rzeki, a kończąc od rzeki uchodzącej do morza.

Makroregion – według „Podziału hydrograficznego Polski” Kondracki J. 1998 (lub 2000), PWN, Warszawa.

Ekoregion – według mapy z załącznika XI Ramowej Dyrektywy Wodnej (wg Illies 1978).

2. Dane o stanowisku:

Nazwa – nazwa miejscowości lub innego charakterystycznego punktu orientacyjnego.

Położenie – uszczegółowienie lokalizacji stanowiska (jeśli możliwe i potrzebne).

Km b.rz. – z zaznaczeniem czy liczony od źródeł czy od ujścia.

Typ badanego odcinka rzeki zgodnie z typologią krajową – możliwy będzie do wskazania **po opracowaniu ostatecznej typologii rzek w Polsce**.

Szerokość geograficzna – stopnie, minuty, sekundy wg wskazań GPS w punkcie poboru próby najdalej w dół wybranego odcinka rzeki, lub na podstawie mapy.

Długość geograficzna - stopnie, minuty, sekundy wg wskazań GPS w punkcie poboru próby najdalej w dół wybranego odcinka rzeki, lub na podstawie mapy.

Wysokość n.p.m. – z mapy 1:50 000 (ewentualnie wg wskazań GPS).

Odległość od źródeł (km) – z mapy 1-50 000.

Szerokość cieku (m) – pomiar w terenie.

Charakter koryta rzecznego – na podstawie mapy oraz obserwacji w terenie.

Charakterystyka substratu dna – obserwacje w terenie: % pokrycia różnymi frakcjami.

Obecność makrofitów – skład jakościowy, % pokrycia dna.

Obecność glonów – obserwacje w terenie.

Zacienienie – w skali pięciostopniowej: 1 – 0%, 2 – poniżej 25%, 3 – poniżej 50%, 4 – poniżej 75%, 5 – poniżej 100%.

Średni spadek doliny rzecznej – wyliczony na podstawie map.

Powierzchnia zlewni (km²) zamknięta w przekroju badanego stanowiska – na podstawie „Podziału hydrograficznego Polski”.

Powierzchniowe utwory geologiczne w zlewni (zamkniętej w przekroju badanego stanowiska) – udział procentowy poszczególnych formacji, z zaznaczeniem które przeważają w bezpośrednim sąsiedztwie koryta rzecznego.

Użytkowanie zlewni – na podstawie map udział procentowy głównych form użytkowania gruntów zlewni (zamkniętej w przekroju badanego stanowiska).

Zagospodarowanie terenów przybrzeżnych – obserwacje w terenie zagospodarowania lewego i prawego brzegu koryta rzecznego.

Charakterystyka punktowych źródeł zanieczyszczeń powyżej badanego stanowiska – liczba i charakter punktowych źródeł zanieczyszczeń, mogących oddziaływać na jakość wód badanego odcinka rzeki.

Chemizm wód – zalecane jest podanie podstawowych wskaźników jakości wody badanego odcinka rzeki (pH, barwa, przewodność, zasadowość, O₂, BZT₅, ChZT, związki P, N, Ca).

3. Dane o pobranych próbach makrofauny:

Po wpisaniu daty poboru oraz stanu rzeki należy szczegółowo opisać każdą z pobranych prób. Opis taki powinien zawierać dane o szybkości prądu, głębokości poboru. Aparatu użytego do poboru, powierzchnię zbioru, rodzaj podłoża.

Uwagi dodatkowe – należy podać wszystkie informacje, które mogą pomóc w interpretacji uzyskanych wyników.