

MAŁGORZATA GORZEL<sup>1</sup> i RYSZARD KORNIJÓW<sup>2</sup>

*Katedra Hydrobiologii i Ichtiologii*

*Akademia Rolnicza w Lublinie*

*Akademicka 13, 20-950 Lublin*

*E-mail: <sup>1</sup>mgorzal@tenbit.pl*

*<sup>2</sup>rkorn@ursus.ar.lublin.pl*

## BIOLOGICZNE METODY OCENY JAKOŚCI WÓD RZECZNYCH

### WSTĘP

Degradacja ekosystemów wodnych stanowi jeden z ważniejszych problemów środowiskowych, z którymi boryka się nie tylko Polska, ale również inne kraje. Stosowana u nas dotychczas klasyfikacja jakości wód rzecznych (Rozp. MOŚZNiL z 5 listopada 1991 r; Dz. U. Nr 116 poz. 503, ze zm.), oparta głównie o analizy właściwości fizyczno-chemicznych wody, poddawana była wzmożonej krytyce. Uwzględnianie aż 57 parametrów fizyczno-chemicznych sprawia, że z dużym prawdopodobieństwem przynajmniej jeden z czynników przekroczy zalecaną normę przewidzianą dla III klasy czystości i cały badany odcinek rzeki zostanie zakwalifikowany do wód pozaklasowych. GIZIŃSKI i FALKOWSKA (2003) zwraca uwagę także na inny mankament obowiązujących przepisów, a mianowicie zbyt małą rozpiętość skali klas czystości (zanieczyszczenia) wód. Wyróżnienie tylko jednej grupy wód zanieczyszczonych, tj. wód pozaklasowych, w praktyce określanych jako wody IV klasy czystości, sprawia, że do grupy tej zalicza się rzeki o bardzo różnym stopniu zanieczyszczenia, zarówno te, w których jeden z wielu badanych parametrów w niewielkim stopniu przekroczył normy III klasy czystości, jak i te, w których większość z parametrów wielokrotnie

przekroczyła zalecane normy. Prowadzi to do sytuacji, że wody pozaklasowe obejmują rzeki o bardzo różnym stopniu zanieczyszczenia, co nie daje faktycznego wglądu w stan ich jakości.

W związku ze zbliżającą się chwilą akcesji Polski do UE nieuniknionym będzie przyjęcie w naszym kraju norm systemów oceny jakości wód nawiązujących do wymagań tzw. Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) UE z dnia 23 października 2000 r. RDW wyróżnia V różnych klas jakości opartych o analizę wyników monitoringu biologicznego, fizycznego i chemicznego. Priorytetowymi elementami uwzględnianymi przy ocenie stanu ekologicznego rzek są badania biologiczne różnych zespołów organizmów wodnych: fitoplanktonu, makrofitów, zoobentosu i ryb. Elementy analizy biologicznej mają być wspierane szczegółową analizą chemiczną, fizyczną, a także elementami analizy hydromorfologicznej (reżim hydrologiczny, ciągłość rzeki, morfologia koryta rzecznej). Dyrektywa nie określa metod (narzędzi), jakie powinny być stosowane w czasie uwzględniania organizmów żywych przy ocenie jakości wód rzecznych. Potrzeba dokonania przeglądu takich metod stała się podstawą napisania niniejszego artykułu.

## WSKAŹNIKI JAKOŚCI WODY

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 (PERSOONE i DE PAUW 1979, ŻMUDZIŃSKI i współaut. 2002).

Zdaniem KOWNACKIEGO (2000) organizmy wskaźnikowe 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 jedno po drugim w czasie roku, (5) być łatwo rozpoznawalne i mieć ograniczony poziom zmienności osobniczej utrudniającej ewentualną identyfikację. Warto również przytoczyć opinię WIEGLEBA (2002), że gatunki mogą pełnić rolę wskaźników biologicznych jeśli ich autekologia<sup>1</sup>, rozwój osobniczy i dynamika populacji są dobrze poznane.

Do oceny jakości wód rzecznych używa się wielu różnych grup organizmów, od bakterii i glonów po ryby (TUROBOYSKI 1979, <http://www.epa.gov/bioindicators/html/fish.html>). Najczęściej stosowaną bakterią do oceny jakości wód niemal na całym świecie, w tym także w Polsce, jest pałeczka okrężnicy (*Escherichia coli*), której obecność wskazuje na zanieczyszczenie wody bakteriami pochodzenia kałowego. Innymi wskaźnikami mikrobiologicznymi używanymi w ocenie stanu jakości wód mogą być m.in. bakterie mezo- i psychrofilne oraz fekalne mikroorganizmy chorobotwórcze (MIZERA 2002). WHO zaleca analizy na obecność tych mikroorganizmów szczególnie przy badaniu jakości wody pitnej ([http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/en/)). Oprócz bakterii dobrymi wskaźnikami biologicznymi mogą być pierwotniaki, których obecność wiąże się z zanieczyszczeniem wód substancjami organicznymi. Często używanymi wskaźnikami stanu troficznego wód są glony, a wśród nich szczególnie: eugleniny, zielenice i złotowiciowce (KAWECKA i ELORANTA 1994). Rośliny naczyniowe stosowane są stosunkowo rzadko, niekiedy tylko w lokalnej ocenie stanu wód.

Do oceny jakości wód rzecznych szczególnie dobrze nadają się makrobezkręgowce bentosowe zamieszkujące osady dennie (DE PAUW i HAWKES 1993, ROSENBERG i RESH 1993, GRZYBKOWSKA i GALICKA 1998, GRZYBKOWSKA 1999). Szacuje się, że aż dwie trzecie systemów kontroli jakości wody rzecznej opiera się właśnie na zoobentosie (DE PAUW i HAWKES 1993). Wynika to stąd, że część wchodzących w jego skład gatunków spełnia w/w wymogi tzw. „idealnego organizmu wskaźnikowego”.

Spośród kręgowców wodnych dobrymi indykatorami są ryby, zwłaszcza łososiowate (<http://www.epa.gov/bioindicators/html/fish.html>). Ich wysoka przydatność wynika stąd, że: (1) całe swoje życie spędzają w wodzie, a ich rozwój osobniczy trwa wiele lat, (2) poszczególne gatunki wykazują różną tolerancję na zanieczyszczenia oraz, że (3) są łatwe do pozyskania za pomocą odpowiednich narzędzi i nietrudne do identyfikacji w terenie.

Przy ocenie jakości wód bierze się pod uwagę obecność lub brak wskaźników w danym środowisku, ich liczebność, a także zmiany zachodzące w strukturach całych zespołów i zbiorowisk organizmów.

Jednym z parametrów biocenotycznych uwzględnianych w czasie analizy jakości wód jest struktura dominacji, określająca wielkość wpływu wywieranego przez dany gatunek na pozostałe gatunki zespołu (zoo- lub fitocenozy) bądź gildii troficznej, w wyniku osiągniętej liczebności, wielkości osobniczej, ewentualnie produkcji. Stopień dominacji poszczególnych gatunków z jednej strony jest efektem zdolności do skutecznej konkurencji z innymi gatunkami, z drugiej zaś odzwierciedla stosunki pomiędzy wymaganiami tych gatunków a warunkami jakie znajdują w zamieszkiwanym przez siebie biotopie.

W czystej rzece zazwyczaj współdominuje kilka gatunków (grup organizmów). W miarę przekształcania środowiska wodnego, związanego z jego zanieczyszczeniem, liczba gatunków (grup) dominujących zwykle maleje (KOWNACKI 2000, KOWNACKI i współaut. 2003).

Następnym parametrem strukturalnym, który może świadczyć o stanie zanieczyszczenia wód płynących jest zagęszczenie. Oznacza ono liczbę osobników danego gatunku (zgru-

<sup>1</sup> autekologia – ekologia danego gatunku (w przeciwieństwie do synekologii – ekologii zbiorowisk, populacji)

powania) przypadającą na jednostkę przestrzeni. Zagęszczenie populacji hydrobiontów w rzekach zależy nie tylko od zanieczyszczeń, ale też od wielu innych czynników, zarówno abiotycznych (szybkość nurtu i związane z tym natlenienie wody, temperatura, typ osadów dennych, zanieczyszczenia), jak i biotycznych (np. presja drapieżników, liczebność konkurentów pokarmowych, itd.). Poszczególne grupy orga-

nizmów, w zależności od stopnia tolerancji na zanieczyszczenie, mogą reagować na nie spadkiem bądź wzrostem zagęszczenia.

Coraz częściej oceniając jakość wód rzecznych wykorzystuje się też charakterystyki bioróżnorodności na poziomie populacji. Metody te zostaną omówione w dalszej części artykułu dotyczącej indeksów biotycznych.

## SYSTEM SAPROBOWY

Najstarszą metodą biologiczną oceny jakości wód rzecznych jest system saprobów (gr. *sapros* – gnilny). System ten określa stopień zanieczyszczenia organicznego wody bazując na tolerancji na zanieczyszczenia różnych gatunków wskaźnikowych pochodzących z wielu grup systematycznych, m.in. bakterii, glonów, mchów, grzybów, pierwotniaków, wrotków, skorupiaków, owadów i mięczaków (TUROBOYSKI 1979).

Początki rozwoju idei systemu saprobów sięgają połowy XIX w., a u jej podstaw leżą obserwacje, że wody zanieczyszczone są zasiedlane przez specyficzne zespoły organizmów (PERSOONE i DE PAUW 1979). Pierwszy system saprobowy został opublikowany przez KOLKWITZA i MARSSONA (1902). Autorzy wydzielili w rzekach trzy główne strefy: (1) polisaprobowa – najbardziej zanieczyszczoną, (2) mezosaprobowa – strefę wód nieznacznie zanieczyszczonych, (3) oligosaprobowa – strefę wody czystej. Każdej z tych stref odpowiadały właściwe im organizmy wskaźnikowe.

System saprobów przez dziesięciolecia był poprawiany i udoskonalany, zarówno przez swych twórców, jak i następców. Oprócz zmian w listach gatunków wskaźnikowych przypisanych kolejnym strefom, zostało dodanych kilka nowych stref, np. strefa katarobowa – wód najczystszych, koprozoiczna – zawierająca substancje pochodzenia kałowego oraz hipersaprobowa - wód silnie zanieczyszczonych, w której są w stanie przetrwać określone gatunki grzybów, bakterii, bezbarwnych wiciowców i orzęsków (PERSOONE i DE PAUW 1979).

Metoda saprobowa została zaadaptowana do polskich warunków przez TUROBOYSKIEGO (1979). W Europie Zachodniej stosuje się wiele systemów stanowiących modyfikacje indeksu

saprobowego. W Niemczech na przykład, oprócz indeksu saprobowego, stosuje się jego modyfikację o nazwie „efektywny materiał organiczny” (biologically effective organic load, BEOL), w Holandii – „Index-K” lub „Index Jakości”. Odmiany indeksu saprobowego stosowane są również w Danii.

Na bazie indeksu saprobowego ZELINKA i MARAVAN (1961) opracowali system oparty na analizie wyłącznie organizmów bentosowych. Stworzyli własne listy taksonów wskaźnikowych przypisując im wartości saprobowe w pięciu klasach czystości.

Uważa się, że metody oceny jakości wód oparte na systemie saprobów należą do najlepiej dopracowanych metod biologicznych (KOWNACKI 2000, PERSOONE i DE PAUW 1979). Nie są jednak wolne od pewnych wad, które podkreślane były zwłaszcza przez hydrobiologów z Wielkiej Brytanii i USA (KOWNACKI i współaut., dane niepublikowane). Największą chyba jest konieczność poznania ogromnej liczby organizmów wskaźnikowych, których taksonomia jest bardzo trudna. Może to prowadzić do błędów w oznaczaniu organizmów do rangi gatunku, a w konsekwencji do wyciągania niewłaściwych wniosków. Ponadto, pomimo znacznej liczby wskaźników biologicznych wchodzących w skład systemu saprobowego, stosunkowo mało jest gatunków charakterystycznych wyłącznie dla poszczególnych stref czystości wód. Zazwyczaj występują one w co najmniej dwóch sąsiadujących strefach. Często również sama interpretacja otrzymanych wartości indeksu sprawia duże trudności, głównie przy porównywaniu różnych typów rzek: górskich czy nizinnych, a także różnych typów zanieczyszczeń, w tym przemysłowych i organicznych.

## SKALE WRAŻLIWOŚCI GATUNKÓW

Skale wskaźnikowe określając stopień wrażliwość wybranych gatunków organizmów względem różnych zanieczyszczeń wody (ang. scales of sensitivity of species), stanowią odmianę systemu sprobów. Opierają się one na znajomości określonej grupy systematycznej zwierząt, z której wybiera się gatunki szczególnie wrażliwe na zanieczyszczenia. Pierwszym systemem tego typu była „skala mięczaków” opracowana przez MOUTHONA i CHARVETA (1999) do badania rzek francuskich. Bazuje ona na występowaniu 47 gatunków mięczaków wskaźnikowych, podzielonych na 13

grup, charakteryzujących się różną odpornością na stężenia tlenu, fosforanów, azotanów, azotynów oraz amoniaku.

Oprócz mięczaków do tworzenia skal można stosować także inne bezkręgowce o wąskim zakresie tolerancji na zanieczyszczenia, np. ważki (Odonata), jętki (Ephemeroptera), widelnice (Plecoptera) i chruściki (Trichoptera) (WIELGOSZ 1979), a także pijawki (Hirudinea) (KOPERSKI i ŚLEPOWROŃSKI 2003). Dodatkową zaletą tworzenia skal jest możliwość otrzymania wielu danych i informacji dotyczących ekologii wód rzecznych.

## METODY INDEKSÓW BIOTYCZNYCH

Metody indeksów biotycznych łączą w sobie ilościowe pomiary różnorodności gatunkowej z jakościową informacją o ekologicznej tolerancji poszczególnych taksonów (DE PAUW i HAWKES 1993); są więc swoistym połączeniem pewnych elementów pochodzących z koncepcji sprobów i bioróżnorodności. Ocena jakości rzek oparta na stosowaniu indeksów biotycznych wydaje się być jedną z lepszych dla celów monitoringu. Zaletą tych metod jest m.in. łatwość oznaczania organizmów do rzędów lub rodzin, w przeciwieństwie do metody sprobów, w której wymagana jest identyfikacja organizmów do poziomu gatunków.

Pierwszym indeksem biotycznym stosowanym w ocenie stanu jakości wód rzecznych był Indeks Biotyczny Rzeki „Trent” (ang. Trent Biotic Index, TBI) (WOODIWISS 1964). Indeks ten, oparty o analizę zoobentosu, pochodzi z Belgii, gdzie po raz pierwszy zastosowany był do badania czystości rzeki Trent. Obecnie jest używany w kilku krajach Europy Zachodniej do rutynowej oceny stanu jakości wód płynących (Tabela 1). Wskaźnik przyjmuje wartości od 0 do 10. TBI nie bierze pod uwagę względnego zagęszczenia organizmów, za co wielokrotnie był krytykowany (GRZYBKOWSKA 1999). Przypadkowa obecność w próbie np. organizmu dryfującego, może diametralnie zmienić wartość wskaźnika. Kilka lat później pojawiły się pierwsze modyfikacje indeksu, polegające głównie na rozszerzeniu listy gatunków wskaźnikowych, zmianie poziomu identyfikacji taksonomicznej (niektóre wskaźniki biorą pod uwagę organizmy zaliczane do najniższej kategorii gatunkowej, niektóre preferują rangę rodziny

czy rzędu, inne zaś grupy organizmów zaliczanych do różnych kategorii taksonomicznych), odpowiednim przydzielaniu punktów każdej grupie organizmów wskaźnikowych, uwzględnianiu organizmów ze wszystkich bądź tylko z wybranych mikrosiedlisk.

Na bazie indeksu TBI powstały inne indeksy biotyczne stosowane w Europie (DE PAUW i HAWKES 1993). Jeden z nich to Rozszerzony Indeks Biotyczny (ang. Extended Biotic Index, EBI). Stosuje się go obecnie we Włoszech, mimo iż ustawodawstwo tego kraju nie wymaga stosowania biologicznej kontroli jakości wód. Ponad 30 włoskich prowincji utworzyło mapy jakości wód swoich rzek oparte na tym wskaźniku. Doświadczenia włoskie wyraźnie dowodzą, iż jest on świetnym uzupełnieniem metod fizyczno-chemicznych stosowanych w tym kraju (DE PAUW i HAWKES 1993).

Innym zbliżonym do TBI indeksem jest Danish Fauna Index, znany również jako Viborg Index. Zalicza on wodę do jednej z 7 klas czystości. Wśród makrofauny wyróżnia tzw. grupy „pozytywne” i „negatywne”. Ponadto dla niektórych grup bierze pod uwagę liczebność stwierdzonych taksonów co sprawia, iż jest bardzo podobny, ale bardziej skomplikowany niż sam indeks TBI (KOŁODZIEJCZYK i współaut. 1998).

Następną modyfikacją TBI jest Indeks Jakości Wody Chandlera (ang. Chandler Biotic Score) (CHANDLER 1970). Indeks ten, w odróżnieniu od TBI bierze pod uwagę względne zagęszczenia poszczególnych organizmów. Określa się go w oparciu o sumę wartości liczbowych przypisanych poszczególnym taksonom bez-

kręgowców bentosowych. Wartości te zależą od przynależności gatunkowej zwierzęcia oraz od jego liczebności względnej w danym odcinku rzeki. Indeks ten charakteryzuje szeroka „skala wrażliwości”, zawierająca się w przedziale od 0 do 100 (PERSOONE i DE PAUW 1979).

Jeszcze inną modyfikacją indeksu TBI jest Belgijski Wskaźnik Biotyczny (ang. Belgian Biotic Index, BBI). Modyfikacje tego indeksu dotyczyły głównie sposobów pobierania prób i poziomów identyfikacji organizmów na poziomie rodzaju lub rodziny (DE PAUW i HAWKES 1993). Wartości wskaźnika BBI mogą wahać się od 0 do 10 i dzielą wody na 5 klas jakości. Metoda oparta na indeksie BBI została przyjęta jako standard w Belgii w 1984 r. Obecnie indeks ten uznawany jest za jeden z najlepszych wskaźników określających jakość wody. Omawiany jest w szkołach wyższych i uniwersytetach, a laboratoria kontrolne mogą otrzymywać certyfikaty na stosowanie BBI. Metoda ta została przyjęta w wielu krajach Europejskich. Testuje się ją też w Algierii i Indonezji.

W Wielkiej Brytanii dużą popularność zdobywa inny typ indeksu biotycznego, a mianowicie Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody (ang. Biological Monitoring Working Party, BMWP) (DE PAUW i HAWKES 1993, KUDELSKA i SOSZKA 1996). Indeks oparty jest o analizę występowania 80 taksonów makrobezkręgowców, którym, w zależności od ich wrażliwości na zanieczyszczenia, przypisuje się punkty od 0 do 10. Wartość indeksu BMWP stanowi sumę poszczególnych punktów przypisanych taksonom znalezionym w próbie standardowej. Zależy on od liczby stwierdzonych taksonów, a więc także od wielkości próby, oraz sposobu i dokładności poboru prób. Z powyższego względu niektórzy preferują stosowanie kolejnego indeksu jakim jest Uśredniony Wskaźnik Jakości Wody (ang. Average Score Per Taxon, ASPT) (KUDELSKA i SOSZKA 1996, DUMNICKA 1998). Wartości tego wskaźnika, w przeciwieństwie do BMWP, nie zależą od liczby taksonów, są też mniej wrażliwe na sezonowe zmiany liczebności fauny (DE PAUW i HAWKES 1993). Otrzymuje się je dzieląc indeks BMWP przez liczbę zidentyfikowanych taksonów bezkręgowców.

Ponieważ większość rzek angielskich była już zanieczyszczona w momencie badań, opracowano specjalną metodę, dzięki której możliwe jest przewidywanie składu taksonomicznego i struktury ilościowej fauny dennej, jaka występowałaby na danym stanowisku w warun-

kach wolnych od presji człowieka. Ten hipotetyczny stan fauny, występującej w warunkach „niezakłóconych” antropogenicznie otrzymano dzięki zastosowaniu komputerowego Systemu Przewidywania Jakości Wód (ang. River Invertebrate Prediction Classification System, RIVPACS), który obecnie stosowany jest w Wielkiej Brytanii, Australii i Irlandii (KUDELSKA i SOSZKA 1993, DUMNICKA 1998, WRIGHT i współaut. 1998). Następnie opracowano sposób porównania tego hipotetycznego stanu fauny ze stanem rzeczywistym, otrzymując współczynnik antropogenicznego zanieczyszczenia środowiska zwany Ekologicznym Wskaźnikiem Jakości Wody (ang. Ecological Quality Index, EQI) (DE PAUW i HAWKES 1993, KUDELSKA i SOSZKA 1996).

$$EQI = \frac{\text{Indeks BMWP uzyskany z monitoringu}}{\text{Indeks BMWP otrzymany z RIVPACS}}$$

Wartości EQI bliskie jedności wskazują, iż skład zoobentosu w danej rzece jest taki jakiego można by się spodziewać w warunkach naturalnych, wartości mniejsze świadczą o tym, iż biocenozą została poddana działaniu zanieczyszczeń.

W wielu krajach na świecie opracowano własne metody opierające się na brytyjskiej metodzie BMWP. Przykładem może być bazujący na zoobentosie South African Scoring System (SASS), opracowany przez CHUTTERA (1998). Metoda SASS była kilkakrotnie udoskonalana. Obecnie w RPA stosuje się już 5. wersję tego systemu (DICKENS i GRAHAM 2002). Główne kierunki zmian to ściślejsze zdefiniowanie technik i metod pobierania oraz analizowania prób, a także wprowadzenie procedur kontroli jakości badań. Metoda SASS w 5. wersji jest mniej czasochłonna i łatwiejsza w stosowaniu od poprzednich. Stała się standardową metodą szybkiej oceny rzek w RPA i jest podstawą Narodowego Programu Zdrowia Rzek w tym kraju. W celu określenia wskaźnika pobiera się oddzielnie próby z różnych typów dna: kamiennego, żwirowego, piaskowego lub mulistego, a także z makrofitów. Wynik SASS jest otrzymywany w wyniku przetworzenia dwóch parametrów, a mianowicie stopnia wrażliwości na zanieczyszczenia poszczególnych taksonów i sumy wszystkich zidentyfikowanych rodzin w biotopach. Podzielenie wartości SASS przez całkowitą liczbę stwierdzonych taksonów daje ASPT. Wyniki można obliczyć oddzielnie dla każdego biotopu. Zdaniem DICKENSA i GRAHAMA (2002) SASS to metoda uniwersalna, umożliwiająca nie tylko ocenę jakości wód

rzecznych, ale także ocenę stanu ekologicznego innych ekosystemów wodnych

Na zasadzie podobnej do zastosowanej w RIVPACS, oparto konstrukcję techniki (ang. fuzzy logic), która na podstawie niepełnych danych przewiduje brak lub obecność taksonów makrobezkręgowców na danym terenie. Metoda ta wykorzystuje charakterystykę strukturalną środowiska oraz dane fizyczno-chemiczne (ADRIAENSSENS i współaut. 2002).

Do indeksów biotycznych bazujących na analizie zgrupowań ryb można zaliczyć Indeks Integralności Biotycznej (ang. Index of Biotic Integrity, IBI) (KARR 1981). 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 (KARR i 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 (<http://www.epa.gov/bioindicators/html/ibi-hist.html>)

Do indeksów biotycznych należą również wskaźniki, za pomocą których określa się bioróżnorodność biocenoz. Ocena różnorodności biologicznej wymaga znajomości charakterystyk trzech składowych struktury biocenoz wodnych: bogactwa gatunkowego, czyli liczby występujących gatunków, struktury dominacji oraz zagęszczenia. Rzeczne biocenozy naturalne, nie podlegające przekształceniom, charakteryzują się wysokim bogactwem gatunkowym, równym rozłożeniem osobników pomiędzy gatunkami oraz tym, że cechują je niskie do umiarkowanych poziomy liczebności (DE PAUW i HAWKES 1993, ALLAN 1998). Zanieczyszczenie prowadzi do ubożenia składu gatunkowego zespołów, ograniczonego czasami do jednego tylko gatunku, który jest w stanie tolerować skrajne warunki środowiskowe. Biocenozy rzeczne podlegające wpływom antro-

pogenicznym narażone są więc na ciągle zmniejszanie różnorodności biologicznej. Do obliczania różnorodności biologicznej służy szereg indeksów (LAMPERT i SOMMER 1996). Określają one reakcje struktury całych zespołów (zgrupowań) organizmów, nie uwzględniając jednak reakcji gatunków wskaźnikowych (DE PAUW i HAWKES 1993). Stosowanie indeksów bioróżnorodności obarczone jest także innymi ograniczeniami. Ich wartości zmieniają się bowiem w zależności od czasu i sposobów pobierania prób, uwzględniania różnych kategorii taksonomicznych i cech morfologiczno-hydrologicznych badanej rzeki (ALLAN 1998, GRZYBKOWSKA 1999, PIJANOWSKA 1999). Zależą one także istotnie od usytuowania rzeki ponad poziomem morza i rodzaju osadów dennych na danym stanowisku. I tak, paradoksalnie, mniej gatunków spotyka się w czystych nizinnych rzekach o podłożu piaszczystym, niż w znacznie zanieczyszczonych rzekach podgórskich z podłożem kamienistym (KOWNACKI 2000). Należy również pamiętać, iż nie wszystkie zanieczyszczone środowiska cechuje niska bioróżnorodność. Umiarkowane zanieczyszczenie może bowiem powodować przejściowy wzrost liczby taksonów i bardziej równomierny rozkład pomiędzy nie osobników, a w konsekwencji wzrost wartości wskaźników (KORNIJÓW i LACHOWSKA 2003, KOWNACKI i współaut. 2003). Największe chyba ograniczenia stosowania wskaźników bioróżnorodności wynikają z tego, że do ich obliczenia niezbędne jest oznaczenie organizmów do poziomu gatunku, a to wymaga zaawansowanej wiedzy z zakresu taksonomii danej grupy. Sposobem na uniknięcie tego warunku może być Sequential Comparison Index, SCI (CAIRNS i współaut. 1968). Jego stosowanie jest bardzo proste i polega na losowym wybraniu z próby kilkudziesięciu bezkręgowców, a następnie porównaniu ich morfologii celem ustalenia tzw. serii. Aby ustalić serie wylosowane okazy należy ułożyć w szeregu i porównywać ich budowę. Jeśli dwa leżące obok siebie wyglądają tak samo to uważa się je za jedną serię, jeżeli natomiast różnią się od siebie to szereg ten rozpoczyna następną serię, np.:

XX O XXX OOOO

I s II s III s IV s

Nową serię rozpoczyna zawsze okaz różny od poprzedniego. Liczbę serii oblicza się od dzielnie dla każdego stanowiska badawczego.

SCI oblicza się z następującego wzoru:

$$SCI = \frac{\text{liczba serii}}{\text{ilość okazów wylosowanych z badanej próby}}$$

Skala indeksu waha się od 0,1 do 1,0. Im wyższa wartość indeksu tym wyższa różnorodność badanego ekosystemu wodnego. Aby otrzymać wiarygodne dane należy pobierać próby z reprezentatywnych dla danego ekosystemu stanowisk w tych samych sezonach (CAIRNS i współaut. 1968).

#### METODA OPARTA O RETROSPEKCJĘ I ANALIZĘ STANU AKTUALNEGO – PROGRAM „AMOEBBA”

System „AMOEBBA” pochodzi z Holandii, a głównym celem jego utworzenia było przywrócenie i podtrzymanie wartości ekologicznych rzek holenderskich (TEN BRINK i współaut. 1991).

Polega on na porównaniu struktury wybranych biocenoz, względnie naturalnych ekosystemów wodnych, występujących w przeszłości, z biocenozami teraźniejszymi, przekształconymi antropogenicznie. Program „AMOEBBA” po raz pierwszy zastosowano dla wód Morza Północnego oraz Renu i Mozy. Za punkt odniesienia przyjęto warunki panujące w 1930 r., uznanym za „niezakłócony” antropogenicznie okres, kiedy zanieczyszczenie było

stosunkowo niewielkie, znaczna natomiast była wiedza o stanie środowiska. Wybrano 60 gatunków modelowych występujących w porównywanych okresach. Zmiany liczebności, powstałe na przestrzeni czasu, pokazano na specjalnym diagramie kołowym, gdzie odległości od brzegów koła do środka reprezentowały wartości w sytuacji odniesienia, natomiast od brzegów na zewnątrz powstałe zmiany. Z połączenia punktów powstała figura podobna do ameby, skąd zapożyczono nazwę całego systemu. Program „AMOEBBA” daje dokładny obraz stopniowo pojawiających się przekształceń środowiska.

#### PODSUMOWANIE

Z dokonanego przeglądu metod stosowanych obecnie na świecie do oceny jakości wód rzecznych wynika, że niemal każdy kraj stosuje własne systemy wypracowane przez swoich naukowców. Zdarza się też, iż w jednym państwie stosuje się kilka systemów o zasięgu regionalnym. Z jednej strony może to być podyktowane koniecznością uwzględnienia specyfiki lokalnych uwarunkowań środowiskowych, z drugiej zaś wyrazem aktywności rodzimych pracowników naukowych. Na tę drugą przyczynę zwracał uwagę już Śladecek w 1973 r. (cyt. za PERSOONE i DE PAUW 1979) podkreślając, że „wielki indywidualizm hydrobiologów uniemożliwia jakakolwiek standaryzację procedur, klasyfikacji czy też schematów”. Utrudnia to porównywanie rzek położonych w różnych krajach i częściach świata pod względem jakości wód. Dlatego też postulowany jest rozwój badań mających na celu wypracowanie zunifikowanych systemów, pozwalających osiągnąć wyniki, które dadzą się porównać (KOWNACKI 2000). Pozwalałoby to na stworzenie światowej mapy jakości wód rzecznych. Pierwsze takie próby w skali makroregionów

już się pojawiły (np. DOLÉDEC i współaut. 1999, DE WILDE 2002).

Większość istniejących systemów kontroli biologicznej opiera się na analizie makroorganizmów bentosowych (DE PAUW i HAWKES 1993). Dają one wszechstronny obraz ekosystemu wodnego i są szczególnie dogodnie w biomonitoringu wód. Ocena jakości wody w oparciu o zoobentos w praktyce wymaga stosowania indeksów, dających w końcowym efekcie porównywalne dane liczbowe, charakteryzujące określony stan rzeki. Wnioskowanie o jakości wody na podstawie analizy elementów strukturalnych populacji, takich jak struktura dominacji, czy zagęszczenie organizmów, jest wprawdzie możliwe, ale pozwala na znaczną dowolność interpretacji uzyskanych wyników (KORNIJÓW i LACHOWSKA 2003).

Rozporządzenie Ministra Środowiska z 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji wód powierzchniowych, dostosowujące przepisy krajowe do wymogów Dyrektywy Wodnej UE (KUŁAKOWSKI i BIENIEK 2003), przewiduje określanie wartości indeksu saprobowości fitoplanktonu i peryfitonu, a w przypadku zo-

obentosu indeksu bioróżnorodności oraz indeksu biotycznego. Nie precyzuje natomiast, które z wielu dostępnych wskaźników powinny być stosowane. Z uwagi na dużą ilość indeksów biotycznych wybranie najlepszego z nich do stosowania w Polsce będzie niezwykle trudne. Próbę oceny przydatności różnych indeksów do oceny jakości rzek w naszym kraju podjęto w 1999 r. (KOWNACKI i współaut. 2003, 2004). Wskaźnikami, które według wymienionych autorów najlepiej sprawdzają się w pol-

skich warunkach są Biological Monitoring Working Party oraz zmodyfikowany wskaźnik bioróżnorodności Margalefa. Na bazie BMWP utworzono Polski Index Biotyczny (BMWP-PI) (KOWNACKI i współaut. 2004). Przy ocenie jakości wody autorzy proponują uwzględniać wartości obydwu wskaźników, przy czym o ostatecznej klasyfikacji wody ma decydować wskaźnik sugerujący jej gorszą jakość.

## BIOLOGICAL METHODS FOR EVALUATION OF RIVER WATER QUALITY

### S u m m a r y

Biological indicators, i.e. plant and animal aquatic organisms, are widely used to determine water quality of rivers in all over the world. Information about water quality can be derived from the presence/absence of bioindicators, their density, frequency of occurrence, as well as from analyses of biocenotic parameters, such as: dominance structure, total density and biodiversity of various assemblages. Some of these parameters are being taken into account by complex systems of water quality evaluation, like: saprobic system, scale of spe-

cies sensitivity, biotic indexes, and methods based on the present and reconstructed states. Amongst the listed and described in the present paper methods the saprobic system based on periphyton and phytoplankton as well as not yet defined biotic indexes using zoobenthos are going to be applied in the new Polish system of river water evaluation, which tries to meet requirements of EU Framework Directive.

### LITERATURA

- ADRIAENSSENS V., GOETHALS P., DE PAUW N., 2002. *Effect of input variable selection on the performance of macroinvertebrate taxa prediction in the Zwalm River basin by means of fuzzy logic*. <http://www.fundp.ac.be/paeqann/abs1>
- ALLAN J. D. 1998. *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa.
- CAIRNS J., DOUGLAS W. A., BUSEYF., CHANEY M. D., 1968. *The sequential comparison index – a simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversities in stream pollution studies*. J. Wat. Pollut. Control Fed. 40, 1607–1613.
- CHANDLER J.R., 1970. *A biological approach to water quality management*. Water Poll. Control 69, 415–422.
- CHUTTER F. M., 1998. *Research on the Rapid Biological Assessment of Water Research Commission*. Pretoria, WRC Report No. 422/1/98.
- DE PAUW N., HAWKES H. A., 1993. *Biological monitoring of river water quality*. [W:] *River Water Quality Monitoring and Control*. WALLEY W. J., JUDD S. (red.). Aston University, Birmingham, 87–111.
- DE WILDE A. J. 2002. *Setting Classboundaries for the classification of rivers and lakes in Europe*. [http://www.nrciws.slu.se/REFCOND/Eval\\_Setting\\_.pdf](http://www.nrciws.slu.se/REFCOND/Eval_Setting_.pdf).
- DICKENS C. W. S., GRAHAM P. M., 2002. *The South African scoring System (SASS) Version 5 Rapid Bioassessment Method for Rivers*. Afr. J. Aquat. Sci. 27, 1–10.
- DOLÉDEC S., STATZNER B., BOURNARD M. 1999. *Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river*. Freshwater Biol. 42, 737–758.
- DUMNICKA E., 1998. *Ustalanie indeksów biotycznych na podstawie organizmów makrobentosu*. PIOŚ, Kraków, Warszawa.
- GIZIŃSKI A., FALKOWSKA E., 2003. *Hydrobiologia stosowana: ochrona wód powierzchniowych*. Wyższa Szkoła Humanistyczno-Ekonomiczna, Włocławek.
- GRZYBKOWSKA M., 1999. *Makrobezkręgowce w ocenie jakości wody rzek*. [W:] *Ochrona środowiska i żywych zasobów przyrody*. Wybrane zagadnienia. OLACZEK R. i WARCHOLIŃSKA A. W. (red.). Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 237–299.
- GRZYBKOWSKA M., GALICKA W., 1998. *Metody oceny jakości wód na przykładzie rzeki Warty*. [W:] *Bory Tucholskie – ochrona biosfery*. GABRYELAK T. (red.). Interdruk, Łódź, 43–52. Biological Indicators of Watershed Health. A Brief History of the Index of Biotic Integrity. Biological Indicators of Watershed Health.
- KAWECKA B., ELORANTA P. V. 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. PWN, Warszawa.
- KARR, J. R., 1981. *Assessment of biological integrity using fish communities*. Fisheries 6, 21–27.
- KARR, J. R., DUDLEY D. R., 1981. *Ecological perspectives on water quality goals*. 5, 55–68.
- KOLKWITZ R., MARSSON M., 1902. *Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner*



- Flora and Fauna. Mitt. Prüfungsanst. Wasserver-sorg. Abwasserreinig.* 1, 33–72.
- KOŁODZIEJCZYK A., KOPERSKI P., KAMIŃSKI M., 1998. *Klucz do oznaczania stódkowodnej makrofauny bezkręgowej dla potrzeb bioindykacji stanu środowiska*. PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- KOPERSKI P., ŚLEPOWROŃSKI A., 2003. *Pijawki (Hirudinea: Clitellata) jako bioindykatory jakości środowiska drobnych cieków*. VIX Zjazd Hydrobiologów Polskich, 9–12.09.2003, Warszawa.
- KORNJÓW R., LACHOWSKA G., 2003. *Effect of treated sewage on benthic invertebrate communities in the upland Bystrzyca River (Easter Poland)*. [W:] *River biomonitoring and benthic invertebrate communities*. KOWNACKI A., SOSZKA H., FLAITUCH T., KOWNACKI A., KUDELSKA D. (red.). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Warszawa–Kraków, 71–88.
- KOWNACKI A., 2000. *The use of benthic macroinvertebrates in the biomonitoring of river water quality – how do we interpret faunistic data?* Acta Hydrobiol. 42, 187–206.
- KOWNACKI A., SOSZKA H., FLAITUCH T., KUDELSKA D., 2003. *The Ecological assessment of river quality in Poland on the basis of communities of benthic invertebrates*. [W:] *River biomonitoring and benthic invertebrate communities*. KOWNACKI A., SOSZKA H., FLAITUCH T., KUDELSKA D. (red.). W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Warszawa–Kraków, 71–88.
- KUDELSKA D., SOSZKA H., 1996. *Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych*. PIOŚ. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- KUŁAKOWSKI P., BIENIEK P., 2003. *Nowe metody klasyfikacji wód powierzchniowych w Polsce*. Czasopismo Techniczne z. 4-Ś, 200, 9–21.
- LAMPERT W., SOMMER U., 1996. *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- MIZERA A., 2002. *Woda do picia i na potrzeby gospodarstwa*. Aura 2/02, 10–11.
- MOUThON J., CHARVET S., 1999. *Compared sensitivity of species, genera and families of molluscs to biodegradable pollution*. Annlis Limnol. 35, 31–39.
- PERSOONE G., DE PAUW N., 1979. *Systems of Biological Indicators for Water Quality Assessment*. [W:] *Biological Aspects of Freshwater Pollution*. RAVERA O (red.). Commission of the European Communities, Pergamon Press, 39–75.
- PIJANOWSKA J., 1999. *Różnorodność biologiczna jako wskaźnik stanu ekosystemów wodnych. Głos w obronie rygorów metodycznych*. (W:) *Współczesne kierunki badań hydrobiologicznych*. GÓRNIAK A. (red.). Materiały Ogólnopolskiej Konferencji Naukowej, Supraśl, 22–24 września 1999, 37–38.
- ROSENBERG D. M., RESH V.H., 1993. *Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. [W:] *Macroinvertebrates*. ROSENBERG D. M., RESH V.H. (red.). Chapman, Hall, New York, 1–9.
- TEN BRINK B. J. E., HOSPER S. H., COLIJN F., 1991. *A Quantitative Method for Description, Assessment of Ecosystems: the AMOEBA – approach*. Marine Pollution Bulletin 23, 265–270.
- THANH N. C., TAM D. M., 1990. *Water Quality Management* [W:] *Environmentally-sound Water Management*. THANH N. C., BISWAS A. K. (red.). Oxford University. Press, Delhi.
- TUROBOYSKI L., 1979. *Hydrobiologia techniczna*. PWN, Warszawa.
- WIEGLEB G. 2002. *Lecture notes on bioindication*. <http://www.erm.tu-cottbus.de/Bord/old/scripts/WIEGLEB/PDF/bioindicator-2.pdf>
- WIELGOSZ S., 1979. *Zbiorowiska makrofauny bezkręgowej w problemach badania rzek zanieczyszczonych*. Kosmos 6, 585–591.
- WRIGHT J. F., FURSE M. T., MOSS D., 1998. *River classification using invertebrates: RIVPACS applications*. Aquatic Conservation 8, 617–631.
- WOODIWISS F. S., 1964. *The biological system of stream classification used by Trent River Board*. Chemistry and Industry 83, 443–447.
- ZELINKA M., MARAVAN P., 1961. *Zur Prazisierung der biologischen klassifikation der Reinheit fließender Gewässer*. Arch. Hydrobiol. 57, 389–407.
- ŻMUDZIŃSKI L., KORNJÓW R., BOŁAŁEK J., GÓRNIAK A., OLAŃCZUK-NEYMANN K., PEĆZALSKA A., 2002. *Słownik Hydrobiologiczny (ochrona wód, terminy, pojęcia i interpretacje)*. PWN, Warszawa.