Urszula Sadowska

Ranga bioindykacji w ekotoksykologii wód

Studia Ecologiae et Bioethicae 10/2, 33-52

2012

Artykuł został opracowany do udostępnienia w internecie przez Muzeum Historii Polski w ramach prac podejmowanych na rzecz zapewnienia otwartego, powszechnego i trwałego dostępu do polskiego dorobku naukowego i kulturalnego. Artykuł jest umieszczony w kolekcji cyfrowej bazhum.muzhp.pl, gromadzącej zawartość polskich czasopism humanistycznych i społecznych.

Tekst jest udostępniony do wykorzystania w ramach dozwolonego użytku.

MUZEUM HISTORII POLSKI

Studia Ecologiae et Bioethicae
UKSW
10(2012)2

URSZULA SADOWSKA
Instytut Ekologii i Bioetyki, UKSW, Warszawa

Ranga bioindykacji w ekotoksykologii wód

Słowa kluczowe: bioindykacja, bioindykator, ekotoksykologia, biotest, Ramowa Dyrektywa Wodna
Key words: bioindication, bioindicator, ecotoxicology, bioassey, Water Frame Directive

Ekosystemy wodne są cennym elementem środowiska. Wpływają na mikroklimat, retencję wody, utrzymanie odpowiedniego poziomu wód gruntowych, tworzą korytarze ekologiczne, poza tym spełniają wiele funkcji społeczno-gospodarczych. Ze względu na zróżnicowania warunków środowiskowych są siedliskiem wysoce różnorodnym biologicznie. Ważne jest, by utrzymać ten wysoki jeszcze wskaźnik naturalności i cenności biocenotycznej w Polsce. Bioindykacja wykorzystuje do swoich badań całe grupy organizmów zamieszkujących wodę, by poznawać jej parametry, nie tylko za pomocą urządzeń elektronicznych, mogących zawodzić. Poznanie charakterystycznych gatunków flory i fauny wodnej pozwala w prosty sposób sklasyfikować badane jezioro lub rzekę. Dlaczego tego nie wykorzystać?

Bioindykacja jest podstawowym narzędziem stosowanym przy monitoringu środowiska. W złożonym z wielu elementów systemie ekotoksykologia odgrywa również istotną rolę, gdyż badając organizmy wskaźnikowe dostarcza podstawowych informacji dotyczących stanu jakości danego zbiornika lub rzeki. By odpowiedzieć na pytanie, jaką rolę pełni bioindykacja w ekotoksykologii, niezbędna jest podstawowa wiedza z trzech dziedzin: hydrobiologii, toksykologii i ekologii oraz uwzględnienie obowiązującego prawa.

Bioindykacja jest zasadniczym narzędziem wykorzystywanym w tradycyjnej ochronie środowisk naturalnych. Metoda ta jako wskaź-

nik wykorzystuje pojedynczy organizm, zwany bioindykatorem lub układ złożony z kilku takich organizmów. Ekosystemy wodne zasiedlane są przez całe grupy organizmów – idealnych bioindykatorów. Na podstawie reakcji bioindykatora można ocenić ogólną aktywność biologiczną badanego układu. Umożliwia to poznanie toksyczności substancji chemicznych, często działających synergistycznie. Do analizy chemicznej wybiera się substancje, które w połączeniu z innymi badanymi dają pewne określone efekty jakościowe i ilościowe. Za taką substancję w przypadku metod biologicznych uważa się żywy organizm, wewnątrz którego przebiegają procesy fizjologiczne i biochemiczne, w efekcie dając obserwowalne symptomy. Stosując analizę bioindykacyjną oceniana jest toksyczność badanego układu w sensie ogólnym, bez wyróżnień poszczególnych związków toksycznych. Badane układy mogą być na różnym poziomie organizacji – od pojedynczych organizmów po całe ekosystemy (Web-01). Bioindykacja korzysta z dorobku wielu nauk, a między innymi z ekologii i toksykologii środowiska, co potwierdza ścisłą zależność tych dwóch specjalności w ramach coraz szerzej lansowanej, jednej dziedziny zwanej ekotoksykologią. Odgrywa istotną rolę w ocenie jakości wód, mimo stałego rozwoju metod chemicznych i fizycznych stosowanych do określania właściwości zbiorników wodnych. Połączenie analizy fizykochemicznej wód, dostarczającej informacji o emisji i koncentracji konkretnego związku chemicznego (pierwiastka, toksyny) z bioindykacją, umożliwiającą stwierdzenie sumarycznych efektów działania różnych czynników środowiskowych na dane organizmy, stanowi kompletny system oceny jakości środowiska (Krzemińska 2004: 20). W rozwoju bioindykacji bazowano na dwóch głównych prawach ekologicznych, których treść wyjaśnia możliwości wykorzystywania wielu organizmów żywych jako wskaźników stanu środowiska. Należy do nich prawo minimum Liebiga, mówiące o wpływie jednego czynnika, będącego w najmniejszej ilości, na wzrost organizmu, a nawet całej populacji. Liebig prowadził swoje badania na roślinach, u których niedobór jednego ze składników pokarmowych wywoływał ograniczenie wzrostu. Uzupełnieniem tego prawa jest zasada tolerancji Shelforda. Głosi ona, iż rozwój organizmu może zostać zaburzony zarówno przez brak, jak i nadmiar któregoś z czynni-

ków. Umożliwia to wyznaczenie zakresu tolerancji danego organizmu (Jankowski 1994: 10).

Stosowanie narzędzi analitycznych do oceny substancji chemicznych nie zapewnia kompleksowego przebadania złożonego ekosystemu. Dlatego dołączono badania biologiczne, które w przyszłości powinny umożliwić całkowitą ocenę wybranego jeziora lub rzeki, poprzez liczne biotesty i inne badania ekotoksykologiczne. Ich wartość tkwi w kalibracji i potwierdzaniu uzyskiwanych pomiarów aktywności biologicznej, co pozwala wyjaśniać stawiane hipotezy. Wybrane substancje chemiczne uznano za najbardziej zagrażające ekosystemom wodnym. Ramowa Dyrektywa Wodna wymusza badanie parametrów chemicznych w obrębie toksykologii. Wyznaczone są normy w odniesieniu do konkretnych substancji toksycznych, ich potencjalne wskaźniki, oceny ryzyka ekologicznego (Schmitt-Jansena et al. 2008: 343). By wzrosła świadomość w kwestii skali i złożoności możliwych zagrożeń środowisk wodnych należy pojmować zagadnienie wielodyscyplinarnie. Powiązanie ekologii z toksykologią środowiska jest nieuniknione. Dążą do tego samego celu – poznania występujących zaburzeń ekosystemów wodnych i planowania sposobów ich ochrony. Silna podstawa merytoryczna tkwiąca w ekologii, stanowi świetną bazę dla ekotoksykologii, wykorzystującej dane do prowadzonych badań i doświadczeń (Manahan 2006: 123-125). Ekosystemy są różnorodne, stąd niezbędne jest podejście zintegrowane w oparciu o kilka podstawowych, uniwersalnych testów laboratoryjnych, zasięgu monitoringu i systemów ostrzegania (Walker et al. 2002: 31).

To właśnie wzrastający poziom zanieczyszczeń w wodach, przekształcające się biocenozy i inne niekorzystne efekty wpływu toksycznych substancji w skali regionalnej i globalnej wpłynęły na rozwój ekotoksykologii. Wykorzystuje ona podstawową zasadę toksykologii – zależność dawka-reakcja do oceny i przewidywania skutków negatywnych oddziaływań na organizmy wodne. Podstawowym narzędziem ekotoksykologii jest test jednego gatunku, który umożliwia poznanie szerokiego spektrum działania danej substancji oraz określenie ryzyka ekologicznego, jednak coraz częściej zalecane są baterie testów (Schmitt-Jansena et al. 2008: 339). Biotesty stosowane są powszechnie przy przepro-

wadzanych ocenach toksyczności. Nazwa wskazuje na użycie organizmów żywych w próbie eksperymentalnej oraz badanie ich reakcji na wprowadzone do środowiska toksykanty. Organizmy żywe są dobrymi akumulatorami różnych substancji chemicznych. Testy te zwykle wykonywane są w laboratoriach, w specjalnych pojemnikach odtwarzających warunki naturalne (Pieczyńska, Spodniewska 1976: 132-133). Testy toksykologiczne prowadzone są na organizmach zasiedlających wody i osady denne w celu określenia toksyczności poszczególnych substancji chemicznych, ustalenia dopuszczalnych norm jakości i możliwych sposobów jej poprawy w wodach powierzchniowych, podziemnych i osadach (Web-02). Testy pozwalają wyznaczyć takie parametry jak: stężenia efektywne i progowe zanieczyszczeń, stężenia letalne, dopuszczalne stężenia związków chemicznych. Organizmy testowe powinny spełniać następujące kryteria: przynależność do ważnej ekologicznie grupy, tolerancja na badane związki, możliwość powtarzalnych reakcji na toksykancie, łatwość hodowli (Kalinowski 2007: 27-28). Badana toksyczność wywołana substancją toksyczną może być ostra lub chroniczna. Ostra występuje przy silnych działaniach substancji w krótkim okresie (minuty, godziny). Chroniczna pojawia się w przypadku długotrwałej ekspozycji, przez kumulowanie się toksykanta w organizmie, którego działanie ujawnia się dużo później (Piotrowski 2008: 31). Na podstawie tych dwóch głównych typów toksyczności wyszczególniono również dwie główne grupy metod biotestów: metody krótkotrwałe używane przy ocenach toksyczności ostrej rejestrujące między innymi wszelkie zmiany w organizmach (nawet w tkankach), procesy fizjologiczne, zachowania i odruchy oraz metody długotrwałe stosowane przy toksyczności chronicznej (Pieczyńska, Spodniewska 1976: 133). Podczas tych badań powinna być prowadzona kontrola kondycji bioindykatorów. Różne osobniki inaczej reagują na dawki toksykanta. A nieskażona woda w próbkach może poprawiać stan organizmów testowych (Piontek, Bednar 2008: 317). Przy testach toksyczności na organizmach wodnych pojawia się niejasność związana z podstawowymi drogami wnikania. Obok standardowego poboru z pokarmem, substancje trafiają także bezpośrednio z wody (skrzela, skóra) lub osadów dennych. Trudności zwykle wywołuje koniecz-

ność utrzymania stężenia toksykanta w wodzie. Stosuje się najczęściej jedną z dwóch metod, badanie w układach statycznych lub przy ciągłym przepływie (Walker et al. 2002: 135-136). Najczęstszymi i podstawowymi badaniami w ekotoksykologii są testy: toksyczności ostrej dla ryb, toksyczności ostrej dla rozwielitek, inhibicji wzrostu glonów, zahamowania aktywności mikrobiologicznej, biokoncentracji substancji toksycznej. Dodatkowo mogą być wykonywane badania przedłużonej toksyczności na wybranych gatunkach ryb, wpływu na ich wzrost i rozmnażanie, bioakumulacji oraz wpływu i kumulacji substancji u ptaków wodnych (Bielasik-Rosińska 2009: 71). Poza standardowymi testami, narodziły się także metody alternatywne, np. 3R zastępujące te dotychczas stosowane, ograniczające liczbę badanych zwierząt i zmniejszające ich poziom odczuwalności. Zasada 3R nakazuje: Replacing, Reducing, Refining, czyli wprowadzać alternatywne metody, ograniczać liczbę testowych zwierząt i poprawiać metody w celu zmniejszenia cierpienia badanych organizmów. Zasugerowano metody cytotoksyczności i testy na embrionach, zamiast na dorosłych osobnikach. Embriony wykazują większą wrażliwość na szerokie spektrum działania ksenobiotyków, stąd najczęściej wybieranie jako alternatywnej – metody embriotoksyczności (Fochtman 2007: 5-6). Badania te wspomagane są prognostycznymi modelami, między innymi programem QSAR. Ta ilościowa zależność pomiędzy strukturą a aktywnością stosowana jest do prognozowania toksyczności zanieczyszczeń środowiska w oparciu o ich własności fizykochemiczne (Dokulil 2003: 316). Testy ekotoksykologiczne zostały także wykorzystane przy określaniu oceny ryzyka. Przy ocenie ryzyka związanego z obecnością zanieczyszczenia w ekosystemie podaje się wartość stosunku: przewidywanego stężenia substancji w środowisku (PEC) do przewidywanego stężenia niewywołującego żadnej reakcji w organizmach (PNEC). Wartości PNEC opierają się na wynikach wielu badań ekotoksykologicznych określających podstawowe parametry toksykologiczne w organizmach (np. LC_{50}[1],

[1] LC_{50} – z ang. Lethal Concentration 50%, stężenie śmiertelne, stężenie toksykanta, które powoduje śmierć określonej liczby (wyrażonej w %) osobników w badanej populacji, w odniesieniu do czasu trwania ekspozycji.

NOEC[2], LOEC[3]). W ekosystemach wodnych przeprowadzane są na wrażliwych bioindykatorach, odgrywających istotną rolę w łańcuchach pokarmowych (Załęska-Radziwiłł 2007: 50).

Poszerzenie monitoringu o kompleksową toksykologiczną ocenę wód, osadów dennych i gleb terasy zalewowej pozwoli, nie tylko uzyskać całościowy obraz stanu jakości wód, ale także ocenę potencjalnych zagrożeń i ich wpływu na zmiany w ekosystemie. A umożliwi to i ułatwi używanie najbardziej odpowiednich w danym zbiorniku biotestów z wykorzystaniem roślin i zwierząt.

W tym miejscu warto wyjaśnić używane w testach współczynniki określające kumulację toksyn w organizmach, takie jak bioakumulacja, biokoncentracja, czy też biomagnifikacja. Kiedy substancja chemiczna jest absorbowana i dochodzi do koncentracji w organizmie, tzn. stężenie toksykanta w tkankach przewyższa jego stężenie w środowisku, mówi się o biokoncentracji. Określa się ją wyłącznie w środowiskach wodnych. Do szacowania wielkości skażeń w łańcuchach troficznych służy wskaźnik biokoncentracji (BCF), który wykorzystuje informacje o stężeniu substancji w organizmie i w środowisku zewnętrznym. Wskaźnik często stosowany jest w przypadku zwierząt wodnych (np. ryby). Jego wartość jest zwykle różna dla różnych toksykantów, nawet w obrębie jednego gatunku. Wysoki współczynnik biokoncentracji świadczyć może także o podwyższonej dostępności biologicznej danej substancji dla tego organizmu. Gdy brane są pod uwagę inne przedziały środowiskowe, tj. powietrze i gleba oraz kontakt drogą pokarmową – mówi się wtedy o bioakumulacji (Web-03). Organizmy wodne, przebywając w skażonym środowisku, z łatwością chłoną substancje toksyczne i biogenne, nawet w przypadku niewielkich stężeń. Kumulują się one w ciele zwierząt lub roślin. Najwyższą bioakumulację odnotowuje się przy metalach ciężkich przez ich wolny metabolizm w or-

[2] NOEC – z ang. No Observed Effect Concentration, najwyższe stężenie (dawka) toksykanta, które w określonym czasie trwania badań nie powoduje żadnych spostrzegalnych zmian w organizmach testowych.

[3] LOEC – z ang. Lowest Observed Effect Concentration, najniższe stężenie toksykanta, które w określonym czasie trwania badań toksyczności chronicznej lub subchronicznej wywołuje zmiany w organizmach testowych.

ganizmie. Zwiększa się ona, gdy producent zostanie zjedzony przez konsumenta (Landrum et al. 1996: 86). Wzrastający poziom stężenia substancji chemicznej w sieci troficznej, dotykający bezpośrednio organizmów wyższego rzędu określa się biomagnifikacją (Barron 2003: 882).

Przy badaniu skutków wywoływanych działaniem substancji toksycznej w odniesieniu do organizmów zamieszkujących dany ekosystem, stosuje się bioznaczniki (biomarkery). Umożliwiają dokładną obserwację wszystkich biologicznych zmian jako reakcje biochemiczne, fizjologiczne lub morfologiczne, podając tym samym odchylenia od stanu standardowego (Manahan 2006: 138-139). Powinny mieć biologiczne i mechaniczne potwierdzenia na modelach eksperymentalnych. Wyróżnia się bioznaczniki ekspozycji, efektu i podatności (Templeton 2006: 75-77). Głównym powodem stosowania biomarkerów przy ocenie ryzyka środowiskowego jest uzyskiwana dzięki nim informacja o zanieczyszczeniu. Wykorzystywane są one często w monitoringu biologicznym, do oznaczania i przewidywania skutków działania toksykantów, jak też ich pozostałości w ekosystemie. W związku z ograniczeniami klasycznej oceny zagrożenia – biomarkery również spełniają istotną rolę. Pozwalają określić ilość substancji chemicznej oraz jej wpływ na organizmy żywe, od razu, bez wykonywania dodatkowych doświadczeń. Dlatego monitoring biologiczny powinien uzupełniać chemiczny i odwrotnie, by uzyskać najefektywniejsze wyniki badań (Walker et al. 2002: 221-223).

Ekosystemy wodne, w porównaniu do lądowych są znacznie bardziej stabilne. Występujące w nich układy biocenotyczne cechuje przystosowanie do środowiska o niewielkich zmianach dotyczących m.in. gęstości wód, poziomu rozpuszczonych gazów, zasobności w substancje biogenne, przezroczystości. Nagłe odchylenia w którymkolwiek z parametrów mogą wywołać zmiany w składzie populacyjnym biocenoz wodnych (Zimny 2006: 143).

Głównym zadaniem monitoringu wód jest określanie gwałtownych zmian zachodzących w tym środowisku. Monitoring ocenia zasięg zmian i możliwe negatywne skutki na podstawie obserwacji przeprowadzonych na organizmach żywych. Organizmy stanowią podstawo-

wy wskaźnik wszelkich procesów przebiegających w wodzie. Stosuje się wiele metod badawczych w monitoringu biologicznych. W środowisku wodnym dominującą jest analiza składu gatunkowego zespołów organizmów występujących w kolejnych warstwach zbiornika (Jankowski 1994: 81). Grupy te reprezentują: makrofity, fitobentos, zoobentos i ichtiofauna. Obowiązek przeprowadzania monitoringu wód wprowadzono w Ramowej Dyrektywie Wodnej, aby umożliwić ujednoliconą kontrolę stanu jakości wód Europy i utrzymanie ich na odpowiednim poziomie (Pietruczuk, Szoszkiewicz 2009: 2).

Powstało wiele klasyfikacji zarówno zbiorników wodnych, jak i organizmów je zasiedlających, między innymi pod kątem troficznym i saprobowym. Zależności saprobowe związane są z rozkładem materii organicznej, troficznej – z produkcją pierwotną i żyznością wód (Olszewski 1971: 5-13). Pierwszą klasyfikację stworzyli w 1908 roku R. Kolkwitz i M. Marrson, wyróżniając 4 grupy: polisaprobów (występujących w wodach bardzo zanieczyszczonych), α-mezosaprobów (w zbiornikach średnio zanieczyszczonych), β-mezosaprobów (analogicznie jak przy grupie α-mezosaprobów) oraz oligosaprobów (preferujących wody mało zanieczyszczone). Wodom bardzo czystym przypisano grupę katarobów. System ten wykorzystywano przez ponad 50 lat (Zimny 2006: 144; Starmach et al. 1976: 534-536). Poza nimi swoje metody klasyfikacji stworzyli m.in. Pantle i Buck, Zelinka i Marvan, Liebmann, Patrick, Kothe, Gołowin (Gorzel, Kornijów 2004: 185; Turoboyski 1979: 26; Starmach et al. 1976: 536-540). W praktyce monitoringu jezior i rzek wyróżniono osiem stref saprobowych, przy czym dla sześciu z nich podane są charakterystyczne organizmy wskaźnikowe (Żmudziński 1997: 63; Pawlaczyk-Szpilowa 1997: 327-328; Adamiak et al. 2005: 66).

Opracowano wiele indeksów określających różne cechy wód: indeks saprobowy, biologiczny, bioróżnorodności i wskaźniki biotyczne. Ich użycie umożliwiało ocenę jakości wód, pod kątem biologicznym, w oparciu o występujące zbiorowiska flory i fauny. Zastosowanie biotycznych indeksów w biologicznej ocenie jakości wód łączy dwie ważne cechy biocenoz: różnorodność strukturalną danych grup organizmów oraz właściwości wskaźnikowe należących do tych grup ga-

tunków lub wyższych jednostek systematycznych. Indeks biotyczny, zwany także Trent Index (TBI) to wskaźnik kompleksowy, gdyż obejmuje jednocześnie cechy typowe dla systemu saprobów, (wrażliwość gatunkowa) i te wykorzystywane przez indeks różnorodności (zmiany grup taksonomicznych w wyniku zanieczyszczeń) (Soszka, Kudelska 2000: 265). Bioindykatory zostały sklasyfikowane pod kątem stopnia ich tolerancji na wybrane zanieczyszczenia (Czerniawska-Kusza, Szoszkiewicz 2007: 18). Dzięki temu uzyskał wyższość nad pozostałymi indeksami. Obok TBI powstał także Sumaryczny Wskaźnik Jakości Wody (BMWP) (Soszka, Kudelska 1996: 7). BMWP podobnie jak TBI stało się punktem wyjściowym dla wielu powstałych na świecie wskaźników badających stopień zanieczyszczenia wody (Soszka, Kudelska 2000: 267-271).

Należy podkreślić, że poprzez analizę poszczególnych grup organizmów wodnych otrzymuje się bardzo ważne wyniki przydatne w określaniu stanu jakości wód, jej użyteczności oraz rodzaju trafiających do nich zanieczyszczeń, np. w badaniach eutrofizacji i acidofizacji. Badania fitoplanktonu, makrofitów, makrofauny bezkręgowej i ryb zostały narzucone przez Ramową Dyrektywę Wodną. Były prowadzone już wcześniej, a dzięki niej na stałe dołączyły do programów monitoringu w krajach europejskich.

Przy monitoringu jezior sporządzano do niedawna System Oceny Jakości Jezior, który łączył w sobie ocenę czystości wód oraz określenie podatności zbiornika na czynniki degradujące (Soszka, Cydzik 2006: 4). W Polsce kwestię stanu jakości wód w jeziorach omówiono i dokładnie opracowano dopiero w latach siedemdziesiątych (Kudelska et al. 1997: 85). Według Ramowej Dyrektywy Wodnej system ten jest niewystarczający przy ocenie jakości wód w jeziorach. Dlatego dołączono do niego kilka biologicznych wskaźników jako uzupełnienie monitoringu (Soszka 2002: 41). Badania w ramach monitoringu przeprowadzane są dwa razy w roku, w czasie cyrkulacji wiosennej oraz stagnacji letniej. Dodatkowo określane są: wskaźnik sanitarny (miano *coli*), zawartość substancji toksycznych w wodach oraz terenowe obserwacje biologiczne. Monitoring ekologiczny zakłada badania zarówno biocenoz, jak i biotopu. Kontroli podlegają wszystkie grupy organizmów żywych

w wodzie, na jej powierzchni i brzegu, ale także warunki morfologiczne i reżim hydrologiczny. Sporządzono szereg klasyfikacji na podstawie organizmów żywych zamieszkujących jeziora, dotyczyły między innymi rodzaju litoralu, dominujących grup makrofitów i występującej ichtiofauny. Wskaźnikami litoralu są konkretne gatunki roślin lub ich zbiorowiska. Typ i charakter litoralu wskazuje na procesy i zjawiska przebiegające w danych typach jezior. Podziału na podstawie długoletnich badań jezior północno-wschodniej Polski dokonał Bernatowicz i Zachwieja (1966: 524). Badanie litoralu jest podstawą metody makrofitoindykacji (MFI), niezbędnej według Ramowej Dyrektywy Wodnej do ekologicznej oceny stanu jakości wód w jeziorach. Bada całe układy strukturalno-przestrzenne roślinności w obrębie litoralu. Ważna jest ilość zbiorowisk i powierzchnia, jaką zajmują (Ciecierska 2005:10). Makrofity są od lat wykorzystywane w bioindykacji ekosystemów wodnych. Ich budowa jest przystosowana do ciągłego kontaktu z wodą. Mają szeroko rozbudowany system wchłaniania różnych mikroelementów ze środowiska, zarówno tych niezbędnych do życia, jak i szkodliwych (Rabajczyk, Jóźwiak 2008: 22). Na podstawie analizy florystycznej wyróżniono kilka gatunków wskaźnikowych roślin, których zbiorowiska wyznaczyły kolejne typy jezior. Wśród tych roślin sklasyfikowano trzy różne gatunki rdestnic (połyskująca, przeszyta i pływająca) pojawiające się w rożnego typu jeziorach, tolerujące środowisko eutroficzne. Także lobelia, ramienice i wywłócznik stanowią charakterystyczne wyznaczniki (Szoszkiewicz et al. 2009: 19). Gatunkom tym przypisano odpowiednie cechy morfotyczne jeziora, jego przezroczystość, zasobność w substancje biogenne oraz występujące w nim gatunki ryb (Jankowski 1994: 149). Podziału takiego dokonał Bernatowicz (1966) i oznaczył 6 zbiorowisk roślinnych występujących w jeziorach: *Lobelietum*, *Potamogetonetum lucentis, Potamogetonetum perfoliati, Characetum, Myriophylletum, Potamogeton natantis.* W ostatnich latach zgodnie z zaleceniami Ramowej Dyrektywy Wodnej sporządzono ocenę stanu ekologicznego jezior w oparciu o występujące w nim makrofity. Różni się od powyższej. Badania zostały przeprowadzone na 156 jeziorach w Polsce dla uzyskania, jak najdokładniejszej klasyfikacji. Wprowadzono makrofitowy indeks stanu ekologicznego (ESMI). Uwzględnia skład

gatunkowy (zróżnicowanie fitocenotyczne) oraz obfitość roślin (zagęszczenie). Skala od 1 do 0, oznaczała 1 stan bardzo dobry, a 0 – zły. Na podstawie wskaźnika sklasyfikowano 4 typy jezior: lobeliowe (w wodach miękkich), ramienicowe głębokie (w wodach zasobnych w wapń), ramienicowe płytkie (również zbiorniki bogate w wapń) oraz jeziora łęczyńsko-włodawskie. Czynnikiem mającym znaczący wpływ na zmiany wartości indeksu jest działanie antropogeniczne, przede wszystkim eutrofizacja (Ciecierska et al. 2009: 23). Opracowano także Makrofitowy Wskaźnik Stanu Ekologicznego, który również spełniał warunki stawiane przez RDW przy klasyfikacji jakości wód. W skali od 0 do 1, 1 oznaczał wynik bardzo dobry (Kolada 2008: 32). W Polsce przy wyliczaniu wskaźnika ESMI wykorzystuje się metodę transektów (Kolada, Ciecierska 2008: 11-14). O właściwościach wód jeziornych dowiedzieć się można także na podstawie występujących w nim zoocenoz. Spośród bogatej w jeziorach ichtiofauny, kilka gatunków najlepiej wskazuje jakość zbiornika. Należą do nich: sielawa (*Coregonus albula*), stynka (*Osmerus eperlanus*), ukleja (*Alburnus alburnus*), okoń (*Perca fluviatilis*) i płoć (*Rutilus rutilus*). Wszystkie te gatunki mogą pojawić się wyłącznie w zbiornikach o niskim zanieczyszczeniu (Starmach et al. 1976: 421-422). Uwzględniając bogactwo ryb w jeziorach powstał ich rybacki podział. I mimo praktycznego ujęcia, ujmuje wiele istotnych informacji dotyczących danego ekosystemu wodnego. Istotna rola bioindykacji w przypadku jezior pojawia się w momencie zakwitów, co związane jest z masowym pojawieniem się sinic lub okrzemek. Dzięki niej można określić gatunek wywołujący zakwit i rodzaj wytwarzanej przez niego toksyny przez organizmy, co jest ważne przy ostrzeganiu ludzi na kąpieliskach.

Inaczej przedstawia się monitoring biologiczny rzek. Cieki charakteryzuje ciągły przepływ wody i jej wymiana, stąd inny przebieg, lecz zakres ten sam monitoringu. Intensywne mieszanie masy wodnej umożliwia odnawianie się środowiska w ekosystemach rzecznych oraz stałą wymianę substancji między ich kolejnymi składnikami. Wahania tych składników w istotnej mierze kształtują warunki życia i jego przebieg w ciekach. Prąd, temperatura i rodzaj podłoża wpływają na mozaikowość zbiorowisk flory i fauny (Kajak 1998: 62-65). Analogicznie jak

w wodach stojących pod uwagę brane są parametry biologiczne, fizyko-chemiczne i hydromorfologiczne (Adynkiewicz – Piragas 2008: 75). W 2007 roku powstała Makrofitowa Metoda Oceny Rzek (MMOR) oraz Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR), dzięki którym otrzymano informacje dotyczące trofii wód oraz stopnia ich degradacji (Szoszkiewicz et al. 2009: 33). Pozwala także określić stan zakwaszenia i obecność metali ciężkich. Stosowany jest przede wszystkim jeden wskaźnik – Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR). Zwany potocznie metriksem, wykorzystuje on właściwości wskaźnikowe 149 taksonów makrofitów, które przez swoje zakresy tolerancji wiążą się z określonymi środowiskami (Szczepański et al. 2009: 138-139). Pod kątem praktycznym bardzo dobrze sprawdza się także ocena jakości wody poprzez badanie bezkręgowców zamieszkujących bentos. Makrobezkręgowce (organizmy widoczne gołym okiem, o wielkości powyżej 2 cm) występują licznie we wszystkich potokach i rzekach. Są na tyle pospolite, że z łatwością można je porównać w różnych ciekach. Mają dość ograniczone możliwości poruszania się. Żyją wystarczająco długo, by móc zaobserwować długofalowe skutki działania substancji zanieczyszczających i zachodzące w środowisku zmiany. Wiele gatunków wykazuje bardzo prostą korelację między obecnością toksykanta w ich ciele, a średnimi stężeniami w rzekach, w różnych warunkach (Kownacki et al. 2002: 8). Organizmy żyjące w rzekach pojawiają się w zależności od jej nurtu, podłoża oraz momentu biegu rzeki. Dlatego nurt musi być również uwzględniany we wszelkich ekspertyzach (Podbielkowski, Tomaszewicz 1996: 482-482). Na szczególne wyróżnienie przy klasyfikacji rzek zasługują ryby, które są idealnymi bioindykatorami środowiska. Na przykładzie amerykańskiego Wskaźnika Integralności Biotycznej (IBI) łączącego w sobie 3 elementy: różnorodność i skład gatunkowy, skład troficzny oraz kondycję i liczebność ryb (Breine et al. 2005: 9), stworzono europejski odpowiednik – Europejski Wskaźnik Ichtiologiczny (EFI), a następnie udoskonalono go, rozszerzono i mianowano EFI+. W Polsce zastosowanie tych wskaźników wykazało pewne ograniczenia w użyciu EFI i EFI+ w przypadku rzek nizinnych, jednakże może być stosowany jako wiarygodne źródło oceny (Szlakowski et al. 2009: 32).

Wszystkie te elementy pozwalają przeprowadzić pełny, dokładny monitoring biologiczny rzek.

Aktualnie wszystkie badania wód muszą przebiegać w zgodzie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej. Jest to pierwszy taki dokument, który obejmuje kompleksowo zagadnienia związane z wodą, jej jakością, ochroną i zrównoważonym gospodarowaniem (Woods 2004: 8). Wprowadza kilka nowatorskich cech. Dyrektywa objęła ochroną wszystkie rodzaje wód powierzchniowych (śródlądowe, przybrzeżne i przejściowe) i wody podziemne. Narzucone zostało zarządzanie na obszarze zlewni, w tym także transgranicznej. Włączono do gospodarki wodnej aspekt ekonomiczny w postaci zwrotu kosztów za usługi wodne. Dyrektywa uwzględnia zaangażowanie społeczeństwa od konsultacji społecznych do czynnego udziału w ochronie wód (Web-04). RDW przewiduje sprawiedliwy rozdział wód dla użytkowników pochodzących z różnych sektorów gospodarki. Prowadzona musi być ochrona wód jakościowa i ilościowa, a dodatkowo obejmuje swym działaniem całe ekosystemy powiązane z wodami (Tyczko 2005: 5). W Polsce w życie weszła dopiero 1. kwietnia 2004 roku. Ustalenia zawarte w dyrektywie umieszczone w kilku istotnych dokumentach prawa polskiego: Prawo Wodne (18.07.2001), Prawo Ochrony Środowiska (27.04.2001), Ustawa o odpadach (27.04.2001), Ustawa o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków wraz z rozporządzeniami wykonawczymi do tych ustaw (07.06.2001) oraz liczne rozporządzenia (m.in. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 31 grudnia 2002 w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych) (Błaszczak 2005: 88). Poza transpozycją do prawa powstało wiele programów w nawiązaniu do RDW. Należą do nich m.in. Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych, programy ochrony wód przed azotanami pochodzenia rolniczego, programy poprawy jakości wód przeznaczonych do zaopatrzenia ludności w wodę do picia, programy monitoringu wód w obszarach dorzeczy oraz ogólnie programy monitoringu dla każdego typu wód (Web-05). Zobowiązuje ona wszystkie objęte nią kraje do przeprowadzania regularnych badań jakości wody według ogólnie ustanowionego systemu. Monitoring musi uwzględniać następu-

jące elementy biotyczne: zespoły gatunków zamieszkujące wody, ich klasyfikacje, piramidy wieku ryb, biomasę zoobentosu, fitoplanktonu oraz makrofitów. Zebrane informacje dotyczą nie tylko samej jakości zbiornika, ale też stanu całego środowiska (Lampart - Kałużniacka et al. 2009: 63-67). Wraz z wdrożeniem RDW w kraju wiązało się przygotowanie strategii gospodarki wodnej w naszym kraju. Strategia zawiera informacje dotyczące nie tylko proponowanej polityki wodnej, ale także wyznaczenia funduszy ze Skarbu Państwa na gospodarkę wodną, uregulowania kwestii związanych z zagrożeniami w wyniku powodzi lub suszy oraz umieszczeniu społeczeństwa w procesie decyzyjnym w tym zakresie (Błaszczak 2005: 88). Treść RDW zawiera także propozycje możliwych klasyfikacji stanu wód: ekologicznego – 5 klas, potencjału ekologicznego – 4 klasy, jak też stanu chemicznego – 2 klasy. Podany jest sposób prezentacji wyników przeprowadzonego monitoringu (Woyciechowska, Dojlido 2004: 11). Zgodnie z RDW, celem programów monitoringu jest ustanowienie spójnego i porównywalnego przeglądu stanu wód w obrębie każdego obszaru dorzecza, pozwalającego na przypisanie wszystkich części wód powierzchniowych do jednej z pięciu klas (w przypadku wód podziemnych – do jednej z dwóch klas). W Polsce prowadzony jest Państwowy Monitoring Środowiska, obejmujący w trzech podsystemach badania wód powierzchniowych (rzek i jezior), wód podziemnych oraz wód przybrzeżnych i morskich. Przygotowywane programy monitoringu muszą zgadzać się z funkcjonującą na danym obszarze gospodarką wodną, która zostaje określona przez Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej. Podsumowując, monitoring prowadzony na ekosystemach wodnych (rzek i jezior) związany jest z ich kontrolą i oceną aktualnego stanu, przewidywaniem zachodzących zmian biocenotycznych oraz oceną wielkości odkształceń w ich funkcjonowaniu w różnych przedziałach czasowych. Obejmuje on:

- określenie stanu wód powierzchniowych,
- zbadanie parametrów chemicznych,
- analiza biologicznych grup wskaźnikowych, ocena stanu jakościowego i ilościowego flory (fitoplanktonu, makrofitów) i fauny wodnej (makrobezkręgowców i ryb),

– określenie głównych czynników abiotycznych (fizycznych i chemicznych) w wodzie i osadzie dennym,
– podanie aktualnego stanu ilościowego wód,
– określenie stopnia pokrycia przybrzeżnej roślinności: wynurzonej, pływającej i zanurzonej,
– określenie wielkości zmian w jakości wód w porównaniu do poprzednich badań,
– określenie rodzaju, źródeł i wielkości zagrożeń dla ekosystemów wodnych (np.: eutrofizacja, skażenie metalami ciężkimi, zakwaszenie),
– odniesienie się do zasad obowiązujących na obszarach chronionych w przypadku wód położonych na takich terenach,
– określenie przyczyn nieosiągnięcia celów przy sytuacjach niedotrzymania warunków (European Commission 2003: 31-34).

Określenie tych głównych cech zbiorników i związanych z nimi zjawisk pozwala stworzyć kompletny monitoring wybranego ekosystemu wodnego.

Podsumowując rozważania, należy zwrócić szczególną uwagę na monitoring jezior i rzek, który jest częścią monitoringu środowiskowego prowadzonego w każdym kraju. Liczne metody badawcze, pozwalające określić stan ekologiczny wód opierają się na bioindykacji i badaniach ekotoksykologicznych. Bioindykacja jest metodą dostarczającą organizmów wskaźnikowych, a ekotoksykologia nauką odczytującą najważniejsze parametry pod kątem stanu środowiska. Dla uzyskania całościowej oceny zagrożeń zdrowotnych i środowiskowych, do monitoringu muszą być dołączone badania toksykologiczne, w postaci bioindykacji na zasadzie reakcji przeżyciowych i letalnych różnych organizmów wodnych. Umożliwia to poznanie działania zanieczyszczenia na organizm żywy, a następnie wybór odpowiedniego biotestu lub kilku różnych w formie baterii testów. Zebrane w tej pracy materiały udowadniają, iż prowadzenie monitoringu jest istotne pod wieloma względami. Dostarcza ważnych informacji o środowisku, pozwala je chronić, zapobiegać dalszemu pogarszaniu, a tym samym pozwala człowiekowi żyć w czystym środowisku. Należy mieć nadzieję, że w niedługim czasie w Polsce zostanie opracowany kompletny system monitoringu i działań zapobiegawczych w kwestii wód oraz speł-

nione zostaną pozostałe warunki Ramowej Dyrektywy Wodnej, a także iż polskie wody utrzymywać będą się w przedziale klas wód dobrej jakości, społeczeństwo będzie miało stały dostęp do wód pitnych i rekreacyjnych, jak również nie będzie czuło zagrożenia w postaci klęsk żywiołowych, dzięki dobrze opracowanym planom i strategiom gospodarki wodnej. Aktualnie w naszym kraju nie ma obwiązującej Strategii Gospodarki Wodnej. Strategia opierać się powinna na idei trwałego i zrównoważonego rozwoju w gospodarowaniu zasobami wodnymi. Przy opracowywaniu jej muszą zostać uwzględnione wytyczne dyrektyw unijnych, normy prawne pochodzące z polskich dokumentów wiążących – m.in. Ustawy Prawo Wodne oraz przyjętej polityki ekologicznej. Połączenie tego wszystkiego wraz z wyzwaniami obecnych uwarunkowań społeczno-gospodarczych Polski narzuca konieczność nowego spojrzenia na sprawy związane z gospodarowaniem wodami. Ramowa Dyrektywa Wodna zmusiła wszystkie kraje Unii Europejskiej do zmiany podejścia w tej kwestii. Oprócz uwzględnienia dotychczasowego ujęcia, mającego na celu ochronę jakościową i terytorialną wód, stworzyła silne ramy prawne mające na celu ochronę zasobów wodnych, w oparciu o rozwój społeczno-gospodarczy i ochronę środowiska. Tak określone cele powinny przyczynić się do rozsądnego i racjonalnego wykorzystywania zasobów wodnych. Dlatego tak ważne jest stworzenie racjonalnej strategii gospodarki wodnej. Przy opracowywaniu jej brane są pod uwagę aspekty prawne, organizacyjne, finansowe i techniczne. Wzbogacenie badań nad jakością o metody ekotoksykologiczne, może przydać się przy badaniu zmian zachodzących w środowisku wodnym i innych ekosystemach. Może warto by przebadać także negatywny wpływ człowieka na ekosystemy wodne i włączyć jego przestrzeń życiową wraz z nim do obszaru badań ekotoksykologii. Te ściśle połączone ze sobą elementy, jakimi są człowiek i jego działalność oraz środowisko powinny być podstawą dla racjonalnego zarządzania środowiskiem, zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju.

Bibliografia

Literatura

Adamiak W., Grabas K., Kołwzan B., Pawelczyk A., 2005, *Podstawy mikrobiologii w ochronie środowiska*, Wydawnictwo Politechniki *Wrocławskiej,* Wrocław.

Adynkiewicz - Piragas M., 2008, *Ocena hydromorfologiczna koryt rzecznych w aspekcie oceny stanu ekologicznego zgodnie z wymaganiami RDW*, w: Dubicki A. (red.), „Meteorologia. Hydrologia. Ochrona środowiska. Kierunki badań i problemy", IMiGW, Warszawa, 70-78.

Barron M., 2003, *Bioaccumulation and bioconcetration in Aquatic Organisms*, in: Hoffman D., Rattner B., Burton Jr G., Cairns Jr J. (eds.), "Handbook of toxicology. Second edition", CRC Press, Nowy Jork, 845-890.

Bernatowicz S., Zachwieja J., 1966, *Typy litoralu jezior Pojezierza Mazurskiego i Suwalskiego*, Ekologia Polska, Seria A, nr 14, 519-545.

Bielasik-Rosińska M., 2009, *Badania ekotoksykologiczne w ocenie produktów biobójczych przed ich wprowadzeniem do obrotu*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Nr 39, 67-74.

Błaszczak T., 2005, *Ramowa Dyrektywa Wodna: Strategia wdrażania*, Coastline Reports. Integrated Coastal Zone Management at the Szczecin Lagoon: Exchange of experiences in the region, nr 6, 87-99.

Breine J., Simoens I., Haidvogl G., Melcher A., Pont D., Schmutz S., 2005, *Manual for the application of the European Fish Index – EFI*, Bruksela 2005.

Ciecierska H., 2005, *Ocena stanu ekologicznego jezior metodą makrofitoindykacji (MFI)*, w: „Ogólnopolska konferencja - Wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej. Ocena stanu ekologicznego wód w Polsce. Materiały konferencyjne", Łódź, s. 10-11.

Ciecierska H., Kolada A., Soszka H., Gołub M., 2009, *Metoda oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego jezior na podstawie makrofitów*, w: „21. Zjazd hydrobiologów polskich (materiały zjazdowe). Lublin 9-12 wrzesień 2009", Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Lublin, s. 23-25.

Czerniawska-Kusza I., Szoszkiewicz K., 2007, *Biologiczna i hydromorfologiczna ocena wód płynących na przykładzie rzeki Mała Panew*, Wyd. Katedra Ochrony Powierzchni Ziemi UO, Opole.

Dokulil M. T., 2003, *Algae as ecological bio-indicators*, Trace Metals and other Contaminants in the Environment, Vol. 6, 285-327.

European Commission, 2003, *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)*, *Guidance Document No 7 Monitoring under the Water Framework Directive*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg.

Fochtman P., 2007, *Przegląd metod badania toksyczności dla ryb ze szczególnych uwzględnieniem strategii 3R (metody alternatywne),* w: „Ekotoksykologia w ochronie środowiska glebowego i wodnego. Materiały konferencyjne. Pierwsza Krajowa Konferencja i Warsztaty Naukowe", JUNG – PIB, Puławy, 4-9.

Gorzel M., Kornijów R., 2004, *Biologiczne metody oceny jakości wód rzecznych*, Kosmos. Problemy nauk biologicznych, T. 53, Nr 2, 183-191.

Jankowski W., 1994, *Zastosowanie bioindykacji w praktyce monitoring środowiska na przykładzie północno-wschodniej Polski*, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.

Kajak Z., 1998, *Hydrologia-Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*, Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.

Kalinowski R., 2007, *Badania toksykologiczne zanieczyszczeń w osadach dennych*, w: „Ekotoksykologia w ochronie środowiska glebowego i wodnego. Materiały konferencyjne. Pierwsza Krajowa Konferencja i Warsztaty Naukowe", JUNG – PIB, Puławy, 27-28.

Kolada A., 2008, *Wykorzystanie makrofitów w ocenie jakości jezior w Europie w świetle wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej – przegląd zagadnienia*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Nr 37, 24-57.

Kolada A., Ciecierska H., 2008, *Terenowe metody badania makrofitów w jeziorach w świetle monitoringu biologicznego wód zgodnego z Ramową Dyrektywą Wodną*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Nr 37, 9-23.

Kownacki A., Soszka H., Flejtuch T., Kudelska D., 2002, *River biomonitoring and benthic invertebrate communities*, Inst. Env. Protection -Karol Starmach, Warszawa.

Krzemińska A., 2004, *Testy ekotoksykologiczne, czyli nowe trendy w monitoringu jakości wód powierzchniowych i podziemnych. Nadgorliwość, czy konieczność?,* Gospodarka Wodna, nr 1, 19-23.

Kudelska D., Soszka H., Cydzik D., 1997, *Ekosystemowe podejście do oceny jakości jezior w Polsce*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Nr 11, 85-92.

Lampart – Kałużniacka M., Zdoliński P., Chrzanowski K., Górajek A., 2009, *Masian Assessment of Quality of Various Water Types Based on Macrobenthic Bioindicators*, Rocznik Ochrony Środowiska, Tom 11, 63-75.

Landrum P., Harkey G., Kukkonen J., 1996, *Evaluation of organic contaminant exposure in aquatic organisms: The significance of bioconcentration adn bioaccumulation*, in: Newman M. C., Jagoe C. H. (eds.) "Ecotoxicology. A hierarchical treatment", CRC/ Lewis Publishers, Nowy Jork, 85-131.

Manahan S. E., 2006, *Toksykologia środowiska. Aspekty chemiczne i biochemiczne*, Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.

Olszewski P., 1971, *Trofia i saprobia,* Zeszyty Naukowe WSR Olsztyn, Seria C, Supl. 3, *5-14.*

Pawlaczyk - Szpilowa M., 1997, *Biologia i ekologia*, Wydawnictwo Politechniki *Wrocławskiej,* Wrocław.

Pieczyńska E., Spodniewska I., 1976, *Ekologia a ochrona środowiska człowieka*, Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa.

Pietruczuk K., Szoszkiewicz K., 2009, *Ocena stanu ekologicznego rzek i jezior w Wielkopolsce na podstawie makrolitów zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej*, Nauka Przyroda Technologie, T. 3, Zeszyt 3, 1-8.

Piontek M., Bednar K., 2008, *Stała kontrola stanu fizjologicznego bioindykatorów w badaniach toksykologicznych. Test kondycyjny*, w: Kołwzan B., Grabas K. (red.) „Ekotoksykologia w ochronie środowiska", PZiTS, Wrocław, 313-318.

Piotrowski J. K. (red.), 2008, *Podstawy toksykologii*, Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa.

Podbielkowski Z., Tomaszewicz H., 1996, *Zarys hydrobotaniki*, Warszawa.

Rabajczyk A., Jóźwiak A. M., 2008, *Możliwości wykorzystania makrofitów jako bioindykatorów metali ciężkich zdeponowanych w osadach dennych*, Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Kielce, nr 9, s. 19-26.

Schmitt-Jansena M., Veitb U., Dudelc G., Altenburgera R., 2008, *An ecological perspective in aquatic ecotoxicology: Approaches and challenges*, Basic and Applied Ecology, nr 9, 337–345.

Soszka H., 2002, *Ocena i klasyfikacja wód powierzchniowych – ewolucja podejścia do zagadnienia*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, Nr 23/24, 33-46.

Soszka H., Cydzik D. (red.), 2006, Stan *czystości jezior Polski badanych w latach 1999-2004*, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.

Soszka H., Kudelska D., 1996, *Przegląd stosowanych w różnych krajach sposobów oceny i klasyfikacji wód powierzchniowych*, Państwowy Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa.

Soszka H., Kudelska D., 2000, *Macroinvertebrate-based biological methods of assessing river quality applied widely in European countries*, Acta Hydrobiologica, 42, 263-272.

Starmach K., Wróbel S., Pasternak K., 1976, *Hydrobiologia. Limnologia*, Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.

Szczepański W., Jarosiński W., Dudek R., Iwaniak M., Moryc E., Musioł J., Pniak G., Rusek D., Sokolowska E., Wajda B., 2009, *Stan czystości rzek na podstawie wyników badań wykonanych w ramach państwowego monitoringu środowiska w latach 2007-2008*, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa 2009.

Szlakowski J., Buras P., Wiśniewolski W., Prus P., Borzęcka I., Kostrzewska-Szlakowska I., Ligięza J., 2009, *Ocena stanu ekologicznego rzek w oparciu o ichtiofaunę na przykładzie zlewni Narwi*, w: „21. Zjazd hydrobiologów polskich (materiały zjazdowe). Lublin 9-12 wrzesień 2009", Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Lublin, s. 32-34.

Szoszkiewicz K., Jusik S., Zgoła T., 2008, *Klucz do oznaczania makrofitów dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych w Polsce*, Warszawa.

Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła T., 2009, *Klasyfikacja wód płynących w Polsce z zastosowaniem makrofitowej metody oceny rzek*, w: „21. Zjazd hydrobiologów polskich (materiały zjazdowe). Lublin 9-12 wrzesień 2009", Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego, Lublin, 33-34.

Templeton D., 2006, *Exposure and Monitoring*, in: Duffus J., Worth H. (eds.), "Fundamental Toxicology", The Royal Society of Chemistry, Cambridge, 70-78.

Turoboyski L., 1979, *Hydrobiologia techniczna*, Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.

Tyczko K. (red.), 2005, *Porozmawiajmy o wodzie*, RZGW, Warszawa.

Walker C., Hopkin S., Sibly R., Peakall D., 2002, *Podstawy ekotoksykologii,* Wydawnictwo naukowe PWN, Warszawa.

Woods D., 2004, *The EC Water Framework Directive. An introductory guide*, Marlow.

Woyciechowska J., Dojlido J., 2004, *Jakość wód powierzchniowych w świetle dyrektyw Unii Europejskiej i polskich rozporządzeń*, Gazeta Obserwatora IMGiW, nr 6, 9-12.

Załęska-Radziwiłł M., 2007, *Metody oceny ryzyka na podstawie testów ekotoksykologicznych*, w: „Ekotoksykologia w ochronie środowiska glebowego i wodnego. Materiały konferencyjne. Pierwsza Krajowa Konferencja i Warsztaty Naukowe", JUNG – PIB, Puławy, s. 49-57.

Zimny H., 2006, *Ekologiczna ocena stanu środowiska. Bioindykacja i biomonitoring*, Agencja Reklamowo-Wydawnicza Arkadiusz Grzegorczyk, Warszawa.
Żmudziński L., 1997, *Hydrobiologia. Życie wód słodkich i morskich*, Wyższa Szkoła Pedagogiczna *w Słupsku,* Słupsk.

Witryny internetowe:

(Web-01) Nałęcz-Jawecki G., *Badanie toksyczności środowiska wodnego metodą bioindykacji*, <http://biuletynfarmacji.wum.edu.pl/0302Jawecki.html>, dostęp: 10.02.2012.
(Web-02) CSIRO, *Aquatic Ecotoxicology Fact Sheet, Toxicity tests (bioassays) using a range of sensitive biota are available to assess contaminant impacts in marine and freshwater ecosystems*, <http://www.clw.csiro.au/cecr/documents/Fact_Sheet_Aquatic_Ecotoxicology.pdf> dostęp: 08.05.2011.
(Web-03) Hayse J., *Ecorisk Fundamentals: Fundamentals of Ecology and Ecotoxicology*, <http://web.ead.anl.gov/ecorisk/fundamentals/pdf/ecofund.pdf>, dostęp: 02.06.2011.
(Web-04) Soszka H., *Ocena wód powierzchniowych w świetle polityki wodnej UE*, <http://*www.ucbs.uw.edu.pl/prezentacja_H_Soszka_14_05.ppt>, dostęp: 12.02.2012.*
(Web-05) Instytut Ochrony Przyrody, Kraków, *Zintegrowana gospodarka wodna, wdrażanie Ramowej Dyrektywy Wodnej*, <http://www.iop.krakow.pl/files%5CPrezentacje%20WYKLADY%20UJ%202009_2010%5C5.%20Zintegrowana%20gospodarka%20wodna.pdf> dostęp: 20.09.2011.

The importance of bioindication in water ecotoxicology

SUMMARY

Bioindication methods are applied in ecotoxicological studies which in turn are widely used in the biological monitoring of surface water. Bioindication has been applied for a long time and so far it has created a multiple classification based on diagnosis groups of organisms. Bioindicators play a significant role in bioindication; they are species used to monitor the health of the environment or ecosystem. Some of them are standard test organisms used in ecotoxicology in the so-called bioassays, which provide a great deal of information about the type and influence of pollution. These studies are vital nowadays, as compounds have been found to be the greatest threat to aquatic ecosystems. In relation to ecotoxicology, research allows us to determine bioconcentration, bioaccumulation and biomagnification factors, and to assess the ecological status of water used in many different indexes so as to determine such relevant parameters as saprobic, biological bio-diversity and biotic indexes. Poland is preparing for the extension of monitoring systems that take into account all the necessary elements of the environment, even the sediments. It is required by the Water Frame Directive.