

Karol Pietruczuk, Krzysztof Szoszkiewicz

Zależność między klasyfikacją rzek opartą na makrofitach a jakością fizyczno-chemiczną wody na przykładzie rzek województwa wielkopolskiego

W Polsce do 2007 r. badania jakości wód powierzchniowych oparte były na wskaźnikach fizyczno-chemicznych. Nowe podejście do oceny jakości oraz klasyfikacji wód zostało wprowadzone do praktyki monitoringu wraz z wdrożeniem tzw. Ramowej Dyrektywy Wodnej (Directive 2000/60/EC), która wprowadziła nowe zasady zarządzania wodami powierzchniowymi, m.in. takie jak:

- wykorzystanie żywych organizmów, które pozwalają na określenie tzw. stanu ekologicznego wód (lub potencjału ekologicznego w przypadku cieków sztucznych lub silnie zmienionych),
- wyznaczenie 5-stopniowych skal do oceny stanu ekologicznego,
- prowadzenie monitoringu w obszarach Jednolitych Części Wód (JCW),
- gospodarowanie wodami w obrębie dorzeczy,
- różne wymagania w odniesieniu do różnych typów wód.

Ocena stanu ekologicznego wód powierzchniowych opiera się na czterech grupach organizmów – makrofitach, fitoplanktonie, makrozoobentosie oraz ichtiofaunie, które są nadrzędne nad badaniami fizyczno-chemicznymi. Wprowadzono niestosowane wcześniej w monitoringu wód w Polsce badania hydromorfologiczne rzek, które mają dodatkowo wspomagać metody biologiczne, wykorzystujące różne wskaźniki biotyczne do oceny jakości wód [1, 2]. Metody biologiczne zakładają ocenę stanu ekologicznego badanych wód w odniesieniu do warunków referencyjnych, przy czym szczegółową ocenę stanu ekologicznego oraz klasyfikację wód zawiera rozporządzenie Ministra Środowiska z 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych (Dz. U. nr 162, poz. 1008).

Makrofity to rośliny wodne z grupy naczyniowych, mszaków oraz glonów makroskopowych. Wykorzystanie makrofitów w bioindykacji ma wieloletnią tradycję i jest to grupa organizmów uważana za czuły wskaźnik jakości środowiska. Szczególnie silna jest ich reakcja na światło, przekształcenia morfologiczne, pH, zasadowość, a także na obecność pierwiastków biogennych [3, 4]. Właściwości indykacyjne makrofitów wykorzystywane są w bioindykacji

w całej Europie. Na potrzeby monitoringu wykorzystuje się liczne wskaźniki oparte na roślinach wodnych [5–7].

Celem pracy było porównanie wskaźników fizyczno-chemicznych wód i wskaźnika makrofitowego (makrofitowy indeks rzeczny – MIR). W analizach uwzględniono zmienność wskaźników hydrochemicznych poprzez wykorzystanie wartości średnich rocznych, średnich w sezonie wegetacyjnym, wartości maksymalnych i minimalnych oraz kwartyli.

Materiał i metody

Zastosowana w badaniach makrofitowa metoda oceny rzek (MMOR) polega na ocenie jakościowej oraz ilościowej występujących na stanowisku badawczym makrofitów [3]. Zgodnie z tą metodą badania prowadzi się na odcinku 100 m, na którym oznacza się wszystkie rośliny zanurzone, pływające po powierzchni wody oraz zakorzenione pod wodą przez co najmniej 90% okresu wegetacji. Do oceny stanu ekologicznego wykorzystuje się 153 gatunki wskaźnikowe (103 rośliny nasienne, 3 paprotniki, 20 mchów, 10 wątrobowców i 17 taksonów glonów). Każdy gatunek wskaźnikowy ma wartość indykacyjną oraz współczynnik wagowy. Na podstawie występujących gatunków wskaźnikowych oraz zajmowanych przez nie powierzchni (które zostały oszacowane w 9-stopniowej skali w czasie badań) oblicza się syntetyczny wskaźnik makrofitowy, którego wartość pozwala sklasyfikować badany odcinek cieku do jednej z 5 klas stanu ekologicznego.

Badania zostały wykonane zgodnie z planem monitoringu województwa wielkopolskiego określonym na lata 2007–2009. Prace badawcze przeprowadzono w optymalnym czasie rozwoju roślin, tzn. od czerwca do końca września. Polegały one na wykonaniu badań w terenie oraz uzupełniająco w laboratorium biologicznym. W latach 2007–2009 przebadano 153 stanowiska rozmieszczonych na ciekach wodnych w województwie wielkopolskim (rys. 1). Pełny wykaz stanowisk badawczych oraz szczegółowe informacje na ich temat znajdują się w corocznych raportach Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Poznaniu [8]. Analizy wykonano z uwzględnieniem podziału na cztery typy makrofitowe wyróżnione w rzekach nizinnych w Polsce (tab. 1) [3].

Wartości wskaźnika makrofitowego porównano z wynikami oceny hydrochemicznej. Próbkę wody były analizowane w cyklu miesięcznym, od stycznia do grudnia. Badania fizyczno-chemiczne obejmowały 11 wskaźników.

Mgr inż. K. Pietruczuk: Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu, ul. Czarna Rola 4, 61-625 Poznań
k.pietruczuk@poznan.wios.gov.pl

Prof. dr hab. inż. K. Szoszkiewicz: Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Melioracji i Inżynierii Środowiska, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska, ul. Wojska Polskiego 28, 60-637 Poznań
kszoszk@up.poznan.pl

Tabela 1. Typy makrofitowe rzek
Table 1. Macrophyte types of rivers

Typ makrofitowy	Wielkość zlewni	Typ geologiczny	Liczba stanowisk badawczych
Rzeki piaszczyste	<1000 km ²	krzemianowy	79
Rzeki kamienisto-żwirowe	<1000 km ²	krzemianowy	32
Duże rzeki krzemianowe	>1000 km ²	krzemianowy	17
Rzeki organiczne	wszystkie	organiczny	25



Rys. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych na rzekach województwa wielkopolskiego
Fig. 1. Location of monitoring stations along the rivers of Wielkopolska

Macierz wskaźników została oceniona pod względem ich rozkładu z wykorzystaniem testu Shapiro-Wilka przy pomocy pakietu Statistica 9.0. Wartości poszczególnych wskaźników (oprócz węgla organicznego i twardości) zostały poddane odpowiednim przekształceniom (pierwiastkowanie lub logarytmowanie) w celu osiągnięcia rozkładu możliwie zbliżonego do normalnego (tab. 2).

Przeprowadzono analizy statystyczne, które obejmowały ocenę zależności wskaźnika makrofitowego od wskaźników fizyczno-chemicznych w różnych przedziałach czasu. Analizy te oparto na wskaźniku korelacji r-Pearsona. Badane wskaźniki jakości wody uwzględniły wartości średnioroczne oraz średnie w sezonie wegetacyjnym (od czerwca do września). Dodatkowo badano powiązanie wskaźnika makrofitowego z najmniejszą i największą roczną wartością oraz kwartylem pierwszym (Q₁) i kwartylem czwartym (Q₄).

Wyniki badań

Badane rzeki reprezentowały szeroki gradient jakości ekologicznej: 9 (6%) stanowisk cechował stan bardzo dobry, 86 (56%) – dobry, 43 (28%) – umiarkowany, 11 (7%)

Tabela 2. Wskaźniki fizyczno-chemiczne wykorzystane w badaniach
Table 2. Physico-chemical parameters used in the study

Wskaźnik, jednostka	Transformacja
Azot amonowy, gNH ₄ ⁺ /m ³	√x
Azotany, gNO ₃ ⁻ /m ³	ln(x+1)
Azot Kjeldahla, gN/m ³	ln(x+1)
Fosfor ogólny, gP/m ³	√x
Fosfor reaktywny, gPO ₄ ³⁻ /m ³	√x
BZT ₅ , gO ₂ /m ³	ln x
Ogólny węgiel organiczny, gC/m ³	–
Przewodność właściwa, μS/cm	ln x
Chlorofil a, mg/m ³	ln x
pH	ln x
Twardość ogólna, gCaCO ₃ /m ³	–

– słaby oraz 4 (3%) – zły. Przeprowadzone analizy zależności pomiędzy wartością wskaźnika MIR a jakością wód płynących wykazały duże zróżnicowanie w poszczególnych typach rzek (tab. 3 i 4). Wartości wskaźnika korelacji r-Pearsona były istotne w przypadku większości wskaźników fizyczno-chemicznych oznaczonych w wodzie pobranej z rzek piaszczystych i kamienisto-żwirowych. W rzekach organicznych wykryto istotne zależności jedynie w przypadku fosforu reaktywnego i BZT₅, natomiast w przypadku dużych rzek nie stwierdzono istotnych zależności między wskaźnikami fizyczno-chemicznymi a wskaźnikiem makrofitowym. Zależności pomiędzy wskaźnikiem makrofitowym a jakością wód rzecznych były istotne w przypadku wszystkich analizowanych form biogenów (tab. 3) oraz BZT₅, węgla organicznego, chlorofilu a i przewodności właściwej (tab. 4). Nie stwierdzono natomiast związku pomiędzy wskaźnikiem makrofitowym a pH wody oraz jej twardością (poza jednym przypadkiem) (tab. 4). Obliczony współczynnik korelacji w przypadku rzek piaszczystych i kamienisto-żwirowych miał istotne wartości w odniesieniu do azotu amonowego, azotu Kjeldahla, fosforu ogólnego i reaktywnego (tab. 3), natomiast zawartość azotanów była istotnie powiązana ze wskaźnikiem makrofitowym jedynie w rzekach piaszczystych.

Stwierdzone zależności dotyczyły zarówno średnich rocznych zawartości poszczególnych form biogenów, jak i ilości tych pierwiastków w okresie wegetacyjnym. Wartość wskaźnika korelacji wykazała, że te zależności były bardzo zbliżone. Największą różnicę wykazano w przypadku związku wskaźnika makrofitowego z fosforem reaktywnym w rzekach organicznych, gdzie stwierdzono wyraźnie większą wartość współczynnika korelacji w przypadku średniej zawartości fosforanów w okresie wegetacyjnym (r=-0,57) niż w przypadku średniej rocznej (r=-0,47). Dalsze analizy wykazały, że wskaźnik makrofitowy silniej

Tabela 3. Korelacja pomiędzy wskaźnikiem makrofitowym a zawartością biogenów w wodzie rzecznej
Table 3. Correlation between macrophyte index and nutrient content of riverine water

Wskaźnik	Wartość	Typ makrofitowy rzek			
		duże krzemianowe	piaszczyste	kamienisto-żwirowe	organiczne
Azot amonowy	średnia roczna	-0,12	-0,50	-0,42	-0,20
	średnia VI-IX	-0,21	-0,50	-0,42	-0,14
	minimalna	0,13	-0,42	-0,24	-0,10
	maksymalna	0,07	-0,48	-0,42	-0,21
	kwartyl Q ₁	-0,28	-0,46	-0,33	-0,22
	kwartyl Q ₄	0,07	-0,48	-0,42	-0,21
Azotany	średnia roczna	-0,42	-0,23	-0,30	-0,16
	średnia VI-IX	-0,26	-0,11	-0,22	-0,27
	minimalna	-0,39	0,12	-0,14	-0,03
	maksymalna	-0,42	-0,26	-0,29	-0,17
	kwartyl Q ₁	-0,27	-0,02	-0,20	-0,19
	kwartyl Q ₄	-0,42	-0,26	-0,29	-0,17
Azot Kjeldahla	średnia roczna	-0,41	-0,58	-0,52	-0,17
	średnia VI-IX	-0,43	-0,57	-0,49	-0,10
	minimalna	-0,32	-0,51	-0,54	0,02
	maksymalna	0,07	-0,54	-0,45	-0,16
	kwartyl Q ₁	-0,48	-0,57	-0,54	-0,18
	kwartyl Q ₄	0,07	-0,54	-0,45	-0,16
Fosfor ogólny	średnia roczna	0,15	-0,47	-0,47	-0,21
	średnia VI-IX	-0,27	-0,42	-0,52	-0,25
	minimalna	0,43	-0,21	-0,34	-0,23
	maksymalna	0,07	-0,45	-0,42	-0,23
	kwartyl Q ₁	0,33	-0,39	-0,44	-0,18
	kwartyl Q ₄	0,07	-0,45	-0,42	-0,23
Fosfor reaktywny	średnia roczna	-0,04	-0,37	-0,51	-0,47
	średnia VI-IX	-0,06	-0,38	-0,54	-0,57
	minimalna	0,01	-0,03	-0,01	-0,25
	maksymalna	-0,16	-0,38	-0,53	-0,61
	kwartyl Q ₁	0,07	-0,24	-0,33	-0,41
	kwartyl Q ₄	-0,16	-0,38	-0,53	-0,61

odzwierciedlał maksymalną roczną zawartość biogenów niż najmniejsze wartości roczne (wyjątek – azot Kjeldahla w rzekach kamienisto-żwirowych). Wskaźnik korelacji w przypadku maksymalnej wartości rocznej był nieco mniejszy od wartości średniorocznej w rzekach dużych i kamienisto-żwirowych. Podobnie (także z wyjątkiem azotu Kjeldahla) stwierdzono silniejszy związek kwartylu Q₄ badanych form biogenów niż kwartylu Q₁.

Przeprowadzona analiza korelacji pomiędzy wskaźnikiem makrofitowym a BZT₅, węglem organicznym, przewodnością właściwą oraz chlorofilem *a* w małych rzekach piaszczystych oraz kamienisto-żwirowych wykazała podobne powiązania jak w przypadku biogenów, tj. zbliżony poziom korelacji w przypadku wartości średniorocznych oraz średnich z okresu wegetacyjnego. Co więcej, analogicznie jak w przypadku biogenów, w większości przypadków maksymalne wartości roczne były silniej związane ze wskaźnikami makrofitowymi niż minimalne wartości roczne. Ponadto stwierdzono silniejszy związek kwartylu Q₄ badanych parametrów niż kwartylu Q₁ ze wskaźnikiem makrofitowym (tab. 4).

Dyskusja wyników

Badania makrofitowe, wykonywane przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska od 2007 r., pozwoliły na zebranie obszernego materiału badawczego. W Wielkopolsce objęły one 153 odcinki rzek, na których wykonano zunifikowane pod względem metodycznym badania botaniczne [3]. Wcześniejsze analizy wykazały, że wszystkie typy cieków w Wielkopolsce mogą być poddane ocenie bioindykacyjnej opartej na makrofitach, gdyż są one bogate we wskaźnikowe gatunki roślin wodnych [9]. Poszczególne wskaźniki fizyczno-chemiczne badanych wód powierzchniowych były w różnym stopniu powiązane ze wskaźnikiem makrofitowym (MIR). Największe wartości wskaźnika korelacji stwierdzono w odniesieniu do BZT₅, chlorofilu *a* i węgla organicznego. Wśród badanych form pierwiastków biogenych szczególnie istotną zależność wskaźnika makrofitowego stwierdzono w odniesieniu do azotu Kjeldahla. Duża rola azotu w zróżnicowaniu flory wodnej jest powszechnie znana [4, 5, 10], jednak dotychczas

Tabela 4. Korelacja pomiędzy wskaźnikiem makrofitowym a jakością fizyczno-chemiczną wody rzecznej
 Table 4. Correlation between macrophyte index and physico-chemical quality of riverine water

Wskaźnik	Wartość	Typ makrofitowy rzek			
		duże krzemianowe	piaszczyste	kamienisto-żwirowe	organiczne
BZT ₅	średnia. roczna	0,00	-0,64	-0,52	-0,40
	średnia VI-IX	-0,08	-0,54	-0,37	-0,10
	minimalna	-0,27	-0,21	-0,44	-0,30
	maksymalna	0,27	-0,63	-0,54	-0,35
	kwartyl Q ₁	-0,28	-0,53	-0,45	-0,42
	kwartyl Q ₄	0,27	-0,63	-0,54	-0,35
Węgiel organiczny	średnia roczna	-0,29	-0,48	-0,57	0,00
	średnia VI-IX	-0,31	-0,50	-0,51	0,02
	minimalna	-0,48	-0,22	-0,47	0,02
	maksymalna	0,06	-0,51	-0,44	-0,08
	kwartyl Q ₁	-0,40	-0,39	-0,56	0,11
	kwartyl Q ₄	0,06	-0,51	-0,44	-0,08
Przewodność właściwa	średnia roczna	-0,35	-0,31	-0,40	-0,24
	średnia VI-IX	-0,35	-0,27	-0,44	-0,29
	minimalna	-0,43	-0,05	-0,37	-0,09
	maksymalna	-0,14	-0,23	-0,43	-0,25
	kwartyl Q ₁	-0,37	-0,33	-0,39	-0,27
	kwartyl Q ₄	-0,14	-0,23	-0,43	-0,25
Chlorofil a	średnia roczna	-0,30	-0,59	-0,43	-0,28
	średnia VI-IX	-0,33	-0,62	-0,29	-0,29
	minimalna	-0,42	-0,41	-0,29	-0,26
	maksymalna	-0,02	-0,53	-0,40	-0,28
	kwartyl Q ₁	-0,48	-0,57	-0,31	-0,33
	kwartyl Q ₄	-0,02	-0,53	-0,40	-0,28
pH	średnia roczna	-0,24	0,01	0,23	-0,18
	średnia VI-IX	-0,14	0,06	0,35	-0,22
	minimalna	-0,22	0,03	0,18	-0,02
	maksymalna	-0,28	0,03	0,02	-0,15
	kwartyl Q ₁	-0,16	0,05	0,34	-0,20
	kwartyl Q ₄	-0,28	0,03	0,02	-0,15
Twardość ogólna	średnia roczna	-0,07	-0,21	-0,35	-0,24
	średnia IV-IX	0,06	-0,18	-0,36	-0,23
	minimalna	-0,21	-0,11	-0,34	0,08
	maksymalna	-0,03	-0,20	-0,35	-0,28
	kwartyl Q ₁	0,10	-0,20	-0,34	-0,18
	kwartyl Q ₄	-0,03	-0,20	-0,35	-0,28

w literaturze nie podkreślano szczególnie silnej zależności w odniesieniu to tej frakcji azotu.

Analiza wyników statystycznych prowadzona w podziale badanych rzek na różne typy makrofitowe wykazała najsilniejsze powiązania pomiędzy zawartością pierwiastków biogennych w wodzie a wskaźnikiem makrofitowym w ciekach piaszczystych oraz kamienisto-żwirowych. Rzeki tego typu w Wielkopolsce są najbardziej rozpowszechnione i są bardzo narażone na zanieczyszczenie fosforem i azotem pochodzenia rolniczego oraz komunalnego [11-13]. W typie organicznym rzeki zależność pomiędzy formami biogenów a wskaźnikiem makrofitowym była dużo mniejsza

i jedynie w przypadku fosforu reaktywnego wykazano istotne korelacje. Stosunkowo małą zależność rozwoju makrofitów od zawartości biogenów w wodzie można wytłumaczyć znaczną naturalną ilością tych pierwiastków w rzekach tego typu. Biogeny obficie docierają wraz ze spływami z pobliskich terenów bagiennych, szczególnie intensywnie na wiosnę [14, 15].

Badania wykazały, że w przypadku grupy największych cieków (duże rzeki krzemianowe) nie stwierdzono istotnych korelacji pomiędzy pierwiastkami biogennymi a wskaźnikiem makrofitowym. Gradient zmienności jakości fizyczno-chemicznej wody był jednak bardzo mały

w przypadku tych rzek. Wszystkie badane rzeki charakteryzowały się dużą zlewnią, przez co woda cechowała się znacznie zmodyfikowanym składem chemicznym w stosunku do odcinków źródłowych. Ponadto dopływające zanieczyszczenia były szybko rozcieńczane w dużej objętości wody, na skutek czego nie napotkano w tego typu rzekach odcinków o szczególnie dużej zawartości biogenów. Mały gradient zanieczyszczeń w dużych rzekach Wielkopolski o dość zaawansowanej eutrofii był typowy w przypadku tego typu cieków w kraju i za granicą [16] – średnia ilość biogenów w dużych rzekach wielokrotnie przekraczała poziom spotykany w rzekach referencyjnych [17, 18]. Należy także zaznaczyć, że liczba badanych odcinków rzek była znacznie mniejsza zarówno w przypadku rzek dużych, jak i organicznych i nie można wykluczyć, że w przypadku większej liczby danych zależności między wskaźnikami fizyczno-chemicznymi a wskaźnikiem makrofitowym mogą być bardziej istotne.

Korelacja pomiędzy wskaźnikiem makrofitowym a BZT₅, węglem organicznym, przewodnością właściwą oraz chlorofilem *a* była szczególnie istotna w typie makrofitowym piaszczystym oraz kamienisto-żwirowym rzeki. Podobnie jak w przypadku biogenów, te wskaźniki fizyczno-chemiczne były powiązane ze wskaźnikiem makrofitowym w mniejszym stopniu w rzekach typu organicznego oraz w dużych rzekach krzemianowych. Zmiana pH wody nie miała istotnego wpływu na wartość wskaźnika makrofitowego. W odniesieniu do twardości wody wykazano istotną reakcję wskaźnika makrofitowego na jej wartość, przy czym była ona istotna jedynie w rzekach kamienisto-żwirowych. Zarówno pH, jak i twardość wody uważane są za czynniki istotnie wpływające na zróżnicowanie roślinności wodnej [19], przy czym przeprowadzone badania w Wielkopolsce były zrealizowane w warunkach małego gradientu tych czynników, co mogło się przyczynić do braku istotnej reakcji w większości typów rzek.

Przeprowadzone analizy wykazały, że wskaźnik makrofitowy był w różnym stopniu powiązany z jakością fizyczno-chemiczną wody, określoną w różnych przedziałach czasu. Wskaźnik makrofitowy najsilniej odzwierciedlał średnie stężenia roczne i w bardzo zbliżony sposób średnie stężenia z okresu wegetacji oraz najwyższe wartości w roku (maksymalna roczna i kwartył Q₄). Mniejszą korelację dostrzeżono w większości przypadków dla niższych wartości rocznych, jak i kwartyłu Q₁. Tego typu zależności pomiędzy wskaźnikami botanicznymi a fizyczno-chemicznymi wody, z uwzględnieniem różnych przedziałów czasu, nie były jeszcze publikowane w literaturze. Zależności te pozwalają na dokładniejszą oceny jakości wód powierzchniowych opartej na żywych organizmach. Należy podkreślić, że tego typu badania mają duże znaczenie praktyczne, gdyż obecnie klasyfikacja rzek oparta na elementach biologicznych została wprowadzona szeroko do monitoringu wód powierzchniowych. Przedstawione wyniki należy traktować jako wstępne, gdyż analizowana liczba danych nie była zbyt duża, szczególnie w odniesieniu do rzek dużych i organicznych. Co więcej, gradient ekologiczny (zróżnicowanie) rzek wielkopolskich jest stosunkowo mały. Na tym terenie występuje nadreprezentatywność cieków o średniej i zaawansowanej degradacji, szczególnie spowodowanej eutrofizacją [13]. Można się spodziewać, że w przypadku badania większej liczby bardziej zróżnicowanych cieków, zależności między jakością fizyczną-chemiczną wody a wskaźnikiem makrofitowym będą istotniejsze.

Wnioski

◆ Badania makrofitowe i fizyczno-chemiczne wód powierzchniowych, wykonywane przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska w latach 2007–2009, pozwoliły na zebranie homogenicznej bazy danych, pozwalającej na ocenę zmienności wskaźnika makrofitowego (MIR) w odniesieniu do jakości płynących wód powierzchniowych.

◆ Wykazano istotne powiązania pomiędzy wskaźnikiem makrofitowym a zawartością pierwiastków biogenych w wodzie oraz BZT₅, węglem organicznym, przewodnością właściwą i chlorofilem *a* w przypadku małych rzek piaszczystych oraz kamienisto-żwirowych.

◆ Zmiana pH wody nie miała istotnego wpływu na wartość wskaźnika makrofitowego, natomiast zmiana twardości wody miała jedynie istotne znaczenie w przypadku rzek kamienisto-żwirowych.

◆ Poszczególne wskaźniki fizyczno-chemiczne wody były w różnym stopniu powiązane ze wskaźnikiem makrofitowym. Najwyższe wartości korelacji wskaźnika makrofitowego wykazano w odniesieniu do BZT₅, chlorofilu *a*, węgla organicznego i azotu Kjeldahla.

◆ Wskaźnik makrofitowy w zróżnicowanym stopniu był powiązany ze wskaźnikami fizyczno-chemicznymi wody określonymi w różnych przedziałach czasu. Wskaźnik ten najsilniej odzwierciedlał średnie wartości roczne i w bardzo zbliżony sposób średnie z okresu wegetacji oraz największe wartości w roku (maksymalna roczna i kwartył Q₄).

LITERATURA

1. J. RYBAK, G. PASTERNAK: Wykorzystanie makrobezkręgowców do oceny biologicznej jakości wody na terenach wodonośnych we Wrocławiu. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 2, ss. 27–34.
2. K. OBOLEWSKI: Ocena jakości wód powierzchniowych na obszarach zurbanizowanych z wykorzystaniem makrobezkręgowców bentosowych na przykładzie rzeki Słupi. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 2, ss. 35–42.
3. K. SZOSZKIEWICZ, J. ZBIERSKA, S. JUSIK, T. ZGOŁA: Makrofitowa metoda oceny rzek. Podręcznik do oceny i klasyfikacji rzek opartej na roślinach wodnych. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań 2010.
4. G. THIEBAUT, S. MULLER: A macrophyte communities sequence as an indicator of eutrophication and acidification levels in weakly mineralised streams in north-eastern France. *Hydrobiologia* 1999, Vol. 410, pp. 17–24.
5. J. HAURY, M.C. PELTRE, M. TRÉMOLIÈRES, J. BARBE, G. THIÉBAUT, I. BERNEZ, H. DANIEL, P. CHATENET, G. HAAN-ARCHIPOF, S. MULLER, A. DUTARTRE, C. LAPLACE-TREYTURE, A. CAZAUBON, E. LAMBERT-SERVIER: A new method to assess water trophy and organic pollution – the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia* 2006, Vol. 570, pp. 153–158.
6. N.T.H. HOLMES, J.R. NEWMAN, S. CHADD, K.J. ROUEN, L. SAINT, F.H. DAWSON: Mean Trophic Rank: A users manual. R & D Technical Report E38, Environmental Agency of England & Wales. Bristol 1999.
7. J. SCHAUMBURG, C. SCHRANZ, J. FOERSTER, A. GUTOWSKI, G. HOFMANN, P. MEILINGER, S. SCHNEIDER, U. SCHMEDITJE: Ecological classification of macrophytes and phytobenthos for rivers in Germany according to the Water Framework Directive. *Limnologica* 2004, Vol. 34, pp. 283–301.

8. M. PUŁYK [red.]: Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2007, 2008, 2009. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Poznań 2008, 2009, 2010.
9. K. PIETRUCZUK, K. SZOSZKIEWICZ: Ecological status of rivers and lakes according to macrophyte based methods in the Wielkopolska Province – Central Poland. 2010.
10. K. SZOSZKIEWICZ, J. ZBIERSKA, S. JUSIK, T. ZGOŁA: Opracowanie podstaw metodycznych dla monitoringu biologicznego wód powierzchniowych w zakresie makrofitów i pilotowe ich zastosowanie dla części wód reprezentujących wybrane kategorie i typy. Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Poznań 2006 (praca niepublikowana).
11. B. MOTYL: Zanieczyszczenie wód województwa kaliskiego. *Ochrona Środowiska* 1995, vol. 17, nr 1, ss. 45–46.
12. M. SOJKA, S. MURAT-BŁAŻEJEWSKA: Stan fizykochemiczny i hydromorfologiczny małej rzeki nizinnej. *Rocznik Ochrony Środowiska* 2009, t. 11.
13. J. ZBIERSKA, S. MURAT-BŁAŻEJEWSKA, K. SZOSZKIEWICZ, A. ŁAWNICZAK: Bilans biogenów w agroekosystemach Wielkopolski w aspekcie ochrony jakości wód na przykładzie zlewni Samicy Sęszewskiej. Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego, Poznań 2002.
14. M. FRAK, I. KARDEL, M. STELMASZCZYK: Phytoseston biodiversity of the Biebrza River against the background of selected water quality parameters – pilot study. Adam Mickiewicz University, Poznan 2008.
15. W.P. BALCERZAK, S.M. RYBICKI: Ocena stopnia zagrożenia wody eutrofizacją na przykładzie zbiornika zaporowego w Świnnej Porębie. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 4, ss. 67–69.
16. K. GÓRECKI: Zmiany stężenia i ładunku składników biogennych w wodzie rzeki warty między przekrojami Oborniki i Skwierzyna. *Acta Scientiarum Polonorum Formatio Circum-ictus* 2007, vol. 6, nr 3, ss. 29–42.
17. J.D. ALLAN: Ekologia wód płynących. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 1998.
18. M. MEYBECK: C, N, P and S in rivers: From sources to global inputs. In: R. WOLLAST, F.L. MACKENZIE, L. CHOU [Eds.]: Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change. NATO ASI, Springer, Berlin 1993, pp. 163–193.
19. I. DODKINS, B. RIPPEY, P. HALE: An application of canonical correspondence analysis for developing ecological quality assessment metrics for river macrophytes. *Freshwater Biology* 2005, Vol. 50, pp. 891–904.

Pietruczuk, K., Szoszkiewicz, K. Relation Between Macrophyte-based Classification of Rivers and Physico-chemical Quality of Riverine Water, Exemplified in the Rivers of Wielkopolska. *Ochrona Srodowiska* 2012, Vol. 34, No. 1, pp. 41–46.

Abstract: In the time span of 2007–2009, assessments were carried out for 153 monitoring stations located along the rivers of Wielkopolska, which were classified according to the 5-class system of ecological status. Their classification was based on the Macrophyte Index for Rivers (MIR). The MIR values were then compared with the results obtained from physico-chemical analysis of water samples taken at different types of rivers. Statistical analysis included

the following hydrochemical parameters: annual averages, growth season averages (June–September), annual maximum and minimum values and quartiles. The study revealed a significant relation between the macrophyte index and nutrient content of the water, as well as BOD₅, organic carbon, conductivity and chlorophyll *a* in sandy rivers and stone-and-gravel rivers. The highest correlation values of the macrophyte index were observed with BOD₅, chlorophyll *a*, organic carbon and Kjeldahl nitrogen. The macrophyte index most accurately reflects annual average values and, in a very similar way, the average values of the growth season and the highest values in a year.

Keywords: Macrophytes, monitoring, ecological status.