

## Makrofity

*Krzysztof Szoszkiewicz, Janina Zbierska, Agnieszka E. Ławniczak,  
Szymon Jusik, Marta Szwabińska*

### Wprowadzenie

Metoda oceny polskich rzek na podstawie makrofitów została opracowana w 2006 r. na zlecenie Ministerstwa Środowiska. System ten znany jako Makrofitowa Metoda Oceny Rzek (MMOR) wykorzystuje Makrofitowy Indeks Rzeczny (MIR), jako wskaźnik do oceny stanu ekologicznego wód płynących (Szoszkiewicz i in. 2010a, b). W 2008 roku indeks MIR wprowadzony został do Rozporządzenia Ministra Środowiska (2008) w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych i metoda MMOR uzyskała status oficjalnej krajowej metody oceny rzek.

Metoda MMOR opiera się na ilościowej i jakościowej ocenie składu gatunkowego makrofitów występujących w wodach. Pozwala na określenie stopnia degradacji rzek, przede wszystkim w odniesieniu do ich trofii. Jest to presja, która obecnie stanowi najważniejsze zagrożenie naszych wód powierzchniowych i jednocześnie czynnik, na który rośliny wodne najsilniej reagują (Caffrey 1985, Melzer 1999, Schaumburg 2004, Schneider 2000). Metoda ta stosowana jest w monitoringu rzek w Polsce od 2007 roku i szeroko wykorzystywana w pracach naukowych. Za jej pomocą oceniono w Polsce blisko 1000 rzek, udowadniając jej użyteczność na bardzo dużym materiale badawczym (Szoszkiewicz i in. 2010a).

Ocena stanu ekologicznego cieków na podstawie makrofitów w zlewni rzeki Wel, realizowana była w oparciu o metodę MMOR. Przeprowadzone badania pozwoliły na przetestowanie reakcji indeksu MIR na presję w zlewni rzeki Wel, a także na określenie

---

K. Szoszkiewicz [✉], J. Zbierska, A.E. Ławniczak, S. Jusik, M. Szwabińska  
Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska,  
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu  
ul. Piątkowska 94C, 60-649 Poznań  
E-mail: kszoszk@up.poznan.pl

jego związku z wybranymi parametrami środowiskowymi. Oszacowany został także stopień niepewności klasyfikacji części wód rzecznych w zlewni rzeki Wel. Dodatkowo analizie poddano również szereg innych wskaźników makrofitowych, które można było wyliczyć w oparciu o przeprowadzone badania botaniczne, w celu pełniejszego rozpoznania rozwoju makrofitów w warunkach badanej zlewni.

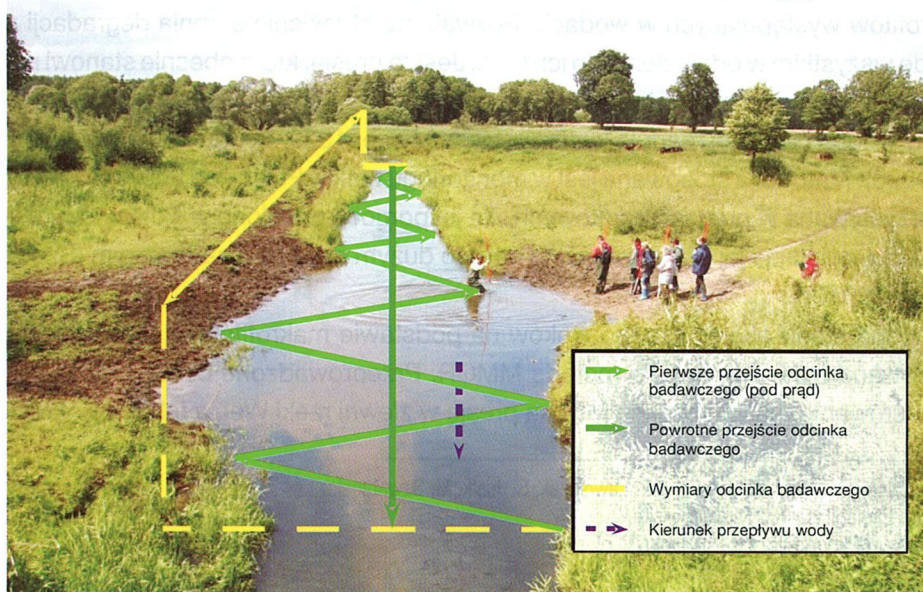
## Metody

### Metoda badań terenowych

Badania makrofitów prowadzono w lipcu 2009 roku. Był to optymalny okres pod względem zaawansowania rozwoju roślinności. Badania terenowe były realizowane podczas sprzyjających warunków pogodowo-hydrologicznych.

Badania przeprowadzono na 18 stanowiskach położonych w obrębie 15 jednolitych części wód. Zatem w granicach niektórych części wód badano makrofity na więcej niż jednym stanowisku. Długość odcinka badawczego wynosiła 100 metrów. Badania wykonano brodząc w korycie rzeki. Przemieszczano się kursem zygzakowatym, obejmując obserwacjami całą szerokość cieku (rys. 1). Do obserwacji podwodnych wykorzystano „skrzynkę oglądową”.

Oceniany odcinek rzeki spenetrowano dwukrotnie – cały dystans przemierzony był w dwóch kierunkach (rys. 1). Pozwoliło to na optymalne, zróżnicowane obserwacje dna rzeki oraz zakorzenionych tam makrofitów. Podczas eksploracji cieków wypełniano



Rys. 1. Schemat wykonania badań makrofitowych w terenie.

standardowy formularz terenowy, wprowadzając do niego dane botaniczne oraz dane siedliskowe i szkic planu sytuacyjnego.

Podczas badań terenowych rejestrowano pokrycie wszystkich występujących makrofitów, w tym: roślin naczyniowych, mchów, wątrobowców i glonów makroskopowych. Uwzględniano wszystkie rośliny rosnące na stałe w wodzie, które przynajmniej 90% okresu wegetacji zakorzenione są pod wodą. Oznaczanie gatunków wykonano na miejscu w terenie. W kilku przypadkach pobrano próby roślin trudnych do identyfikacji, które oznaczono w laboratorium.

Dla każdego z gatunków określano stopień pokrycia dna 100 m odcinka rzeki, według dziewięciostopniowej skali:

Współczynnik pokrycia	Procentowy udział w pokryciu
1	<0,1%
2	0,1-1%
3	1-2,5%
4	2,5-5%
5	5-10%
6	10-25%
7	25-50%
8	50-75%
9	75-100%

### Analizy kameralne

Dla każdego stanowiska badawczego, oprócz polskiego wskaźnika oceny rzek MIR, wyliczono także dwa inne wskaźniki wykorzystywane szeroko w innych krajach: MTR, opracowany w Wielkiej Brytanii (Holmes i in. 2002) oraz IBMR, stosowany do oceny rzek we Francji (Hauri i in. 2006). Przedstawiono też trzy podstawowe wskaźniki różnorodności (bogactwo gatunkowe, indeks Shannona-Wienera i wskaźnik równomierności Pielou), a ponadto wyliczono udział w pokryciu różnych grup funkcjonalnych makrofitów: roślin zanurzonych (elodeidów), roślin zakorzenionych o liściach pływających (nimfeidów), gatunków wynurzonych (helofitów), ramienic oraz roślin inwazyjnych.

Przy obliczaniu indeksu MIR, poszczególnym gatunkom roślin wodnych przypisane są dwie liczby wskaźnikowe. Pierwsza, to tzw. liczba wartości wskaźnikowej – L, wskazująca na średni poziom trofii środowiska, w którym dany takson występuje. Wskaźnik L przyjmuje wartości w granicach od 1 dla zaawansowanej eutrofii do 10 dla oligotrofii. Druga liczba wskaźnikowa, to tzw. współczynnik wagowy – W. Jest on miarą tolerancji ekologicznej gatunku (od steno- do eurytopowości). Współczynnik wagowy W przyjmuje wartości od 1, dla gatunków eurytopowych (czyli roślin o szerokiej skali ekologicznej

i przez to o słabej wartości wskaźnikowej), do 3 dla stenotopowych (czyli roślin o wąskiej skali ekologicznej i przez to o dużej wartości wskaźnikowej). Makrofitowy Indeks Rzeczny wykorzystuje 153 taksony makrofitów, w tym 103 taksony roślin nasiennych, 3 taksony paprotników, 20 mchów, 10 wątrobowców oraz 17 glonów. Makrofitowy Indeks Rzeczny obliczono wg następującej formuły:

$$MIR = \frac{\sum (L_i \cdot W_i \cdot P_i)}{\sum (W_i \cdot P_i)} \cdot 10$$

gdzie:

MIR – Makrofitowy Indeks Rzeczny;

$L_i$  – liczba wartości wskaźnikowej dla stwierdzonego gatunku  $i$ ;

$W_i$  – współczynnik wagowy dla gatunku  $i$ ;

$P_i$  – współczynnik pokrycia dla gatunku  $i$ , według 9-stopniowej skali.

Wskaźnik MIR może przyjmować wartości od 10 (w ciekach najbardziej zdegradowanych) do 100 (w ciekach najmniej zdegradowanych).

Makrofitowa Metoda Oceny Rzek odnosi się w pełni do wszystkich typów rzek w Polsce, zarówno nizinnych, jak też wyżynnych i górskich. Można ją stosować do wszystkich grup wielkościowych, strumieni, potoków, jak i bardzo dużych rzek. Metoda może być wykorzystywana w ocenie silnie zmienionych cieków i kanałów oraz przyujściowych odcinków, będących pod częściowym wpływem wód morskich. Makrofitowy Indeks Rzeczny, odniesiony do wartości referencyjnych dla danego typu makrofitowego, pozwala na ocenę stanu ekologicznego w rozumieniu Ramowej Dyrektywy Wodnej.

Należy przy tym podkreślić, że zarówno procedura terenowa, jak i zasady obliczania indeksu MIR są identyczne dla wszystkich typów rzek występujących w Polsce. Przy klasyfikacji cieków różnego typu wykorzystuje się właściwe im wartości graniczne indeksu MIR dla pięciu klas jakości ekologicznej (tab. 1).

W ramach projektu przeprowadzono analizę zależności pomiędzy parametrami środowiska a wskaźnikami makrofitowymi. Wykorzystano do tego współczynnik korelacji  $r$  Pearsona.

W celu oszacowania ryzyka błędu w ocenie stanu ekologicznego rzek opartej na makrofitach, wyliczono prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji rzek dla pełnego zakresu Makrofitowego Indeksu Rzecznego występującego w ciekach naszego kraju. Obliczenia te przeprowadzono z wykorzystaniem programu STARBUGS (Clarke 2004) dla zmienności między badaczami. Analizy oparto na wynikach eksperymentu prowadzonego już wcześniej na rzekach typu piaszczystego i kamienisto-żwirowego, w którym badania makrofitowe prowadziło trzech badaczy (Szoszkiewicz i in. 2005). Obliczono też

Tabela 1. Wartości wskaźnika MIR dla czterech typów makrofitowych rzek nizinnych Polski

Klasa stanu ekologicznego	Wartości MIR dla makrofitowych typów rzek		
	nizinne rzeki piaszczyste i organiczne	nizinne rzeki kamienisto-żwirowe	duże rzeki nizinne
1 bardzo dobry	≥ 44,5	≥ 47,1	≥ 37,9
2 dobry	(44,5-35,0>	(47,1-36,8>	(37,9-35,0>
3 umiarkowany	(35,0-25,4>	(36,8-26,5>	(35,0-32,1>
4 słaby	(25,4-15,8>	(26,5-16,2>	(32,1-29,2>
5 zły	< 15,8	< 16,2	< 29,2

prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji dla wszystkich odcinków rzecznych badanych w zlewni rzeki Wel.

W oparciu o makrofitową bazę danych projektu można było ocenić zmienność wskaźnika MIR w obrębie tych samych jednolitych części wód. Na badanym obszarze były trzy sytuacje, kiedy zbadano po dwa stanowiska w obrębie jednej jednolitej części wód (PLRW2000202869-A, PLRW2000202869-B oraz PLRW20001728689-B).

## Wyniki

### Charakterystyka makrofitów w ciekach zlewni rzeki Wel

Przeprowadzone kompleksowe badania hydrobiologiczne wód płynących na obszarze zlewni rzeki Wel (18 stanowisk) wykazały stosunkowo wysoką różnorodność gatunkową makrofitów. W obrębie badanych stanowisk odnotowano obecność 104 gatunków makrofitów, z czego 87 należało do roślin naczyniowych (68 wynurzonych i 19 zanurzonych), a pozostałe to paprotniki (3), mchy (9) i glony (5). Średnia liczba gatunków na 100-metrowym odcinku badawczym wynosiła ok. 21 (tab. 2), co wskazuje na poziom bogactwa gatunkowego porównywalny z innymi rzekami w Polsce (Szoszkiewicz i in. 2006, 2010a, Zbierska i in. 2002).

Gatunki najczęściej występujące w ekosystemach rzecznych to przede wszystkim rośliny nasienne, wśród których szczególnie rozpowszechnione gatunki to: *Lemna minor* występująca na 14 stanowiskach oraz *Carex acutiformis* odnotowany 12-krotnie w obszarze zlewni. Duża częstotliwość występowania zarejestrowana była również w przypadku: *Myosotis palustris* (11), *Veronica anagallis-aquatica* (11), *Phalaris arundinacea* (11) oraz nieco rzadziej (poniżej 10 wystąpień) *Berula erecta*, *Mentha aquatica*, *Ranunculus circinatus*, *Scrophularia umbrosa*, *V. beccabunga*, *Elodea canadensis*, *Glyceria fluitans*, *G. maxima*, *Scirpus sylvaticus*, *Sparganium emersum*, *Spirodela polyrhiza* oraz *Typha latifolia*. Oprócz roślin nasiennych stwierdzano przedstawiciela paprotników

– *Equisetum fluviatile* (6 wystąpień), należącego do mchów – *Brachythecium rivulare* (8 wystąpień) oraz glony z rodzaju *Cladophora* (11 wystąpień).

Przeprowadzone badania florystyczne wykazały grupę makrofitów, które zidentyfikowano wyłącznie w rzekach (nie stwierdzono ich w jeziorach). Były to 42 taksony, wśród których najczęściej występowały: *Cladophora sp.*, *Brachythecium rivulare*, *Batrachium circinatum*, *Carex acuta*, *Callitriche cophocarpa*, *Phormidium*, *Polygonum hydropiper* oraz *Stachys palustris*.

Analiza różnorodności poszczególnych stanowisk badawczych wykazała dość duże zróżnicowanie pod względem bogactwa gatunkowego makrofitów. Największą różnorodnością gatunkową wyróżniało się stanowisko na Welu powyżej Lidzarka (PLRW200024286573-B), na którym zidentyfikowano aż 51 gatunków. Na trzech innych stanowiskach liczba ta przekraczała 30. Najmniejszą liczbę gatunków stwierdzono na stanowisku badawczym na rzece Katlewce (PLRW200018286769) – jedynie 6 taksonów.

Zakres wartości poszczególnych wskaźników makrofitowych w ciekach zlewni rzeki Wel był bardzo zróżnicowany (tab. 2 i 3). Szczególnie wysoki zakres zmienności został stwierdzony w odniesieniu do udziału różnych grup funkcjonalnych makrofitów: ramienic, roślin inwazyjnych oraz nimfeidów. W przypadku ramienic, wahania te jednak dotyczyły bardzo niewielkich udziałów w pokryciu (średnie pokrycie wynosiło zaledwie 0,1% i odnosiło się jedynie do udziału *Chara fragilis*).

Tabela 2. Charakterystyka podstawowych wskaźników makrofitowych w ciekach zlewni rzeki Wel

Wskaźnik makrofitowy	Akronim	Średnia	Odchylenie standardowe	Współczynnik zmienności
Indeks MIR	MIR	41,3	7,76	18,8
Indeks MTR	MTR	37,7	8,04	21,4
Indeks IBMR	IBMR	10,2	1,40	13,7
Liczba gatunków	N	20,7	11,97	57,9
Wskaźnik Shannona-Wienera	H'	0,8	0,56	74,4
Wskaźnik równomierności Pielou	J	0,2	0,17	68,1
Udział gat. inwazyjnych	Inwazyjne	0,1	0,11	183,7
Udział ramienic (% pokrycia)	Ramienice	0,1	0,24	424,3
Udział elodeidów (% pokrycia)	Elodeidy	23,5	22,87	97,4
Udział nimfeidów (% pokrycia)	Nimfeidy	4,4	12,80	289,3
Udział helofitów (% pokrycia)	Helofity	52,5	25,53	48,6

Tabela 3. Wartości podstawowych wskaźników makrofitowych w ciekach zlewni rzeki Wel. Objasnienia akronimów wskaźników makrofitowych podano w tabeli 2

Wskaźnik makrofitowy	PLRW20002528653-A	PLRW20002528653-B	PLRW20002528653-C	PLRW20002528653-D	PLRW20002528653-E	PLRW200024286573-A	PLRW200018286669	PLRW200024286573-B	PLRW20002028669-A	PLRW2000172866	PLRW20001728672	PLRW20002028669-B	PLRW2000182866769	PLRW20001728669-A	PLRW20001728669-B
MIR	48,3	51,7	43,0	44,7	34,5	50,8	38,0	40,1	42,5	37,1	40,0	34,5	26,9	45,9	38,5
MTR	41,8	54,0	35,1	43,2	31,7	46,9	37,9	35,4	41,2	39,0	30,0	29,7	31,7	46,7	29,3
IBMR	11,1	12,1	9,8	11,3	11,1	12,0	10,9	10,1	10,4	10,8	8,8	7,6	11,1	10,3	9,9
N	21	9	31	19	13	34	24	51	27	18	9	27	6	10	10
H'	0,86	0,20	1,76	0,82	1,03	0,20	1,13	1,32	0,71	1,40	0,33	1,30	0,09	0,06	0,18
J	0,28	0,09	0,51	0,28	0,40	0,06	0,36	0,34	0,22	0,49	0,15	0,40	0,05	0,03	0,07
Inwazyjne	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
Ramienice	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Elodeidy	57,5	10,9	2,1	35,9	1,2	1,6	25,6	54,8	24,5	26,3	34,0	48,9	0,0	0,0	13,1
Nimfeidy	0,0	0,0	43,7	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	41,2	0,7	0,0	17,5	0,0	0,0	0,0
Helofity	40,4	4,0	53,1	57,0	90,5	91,8	62,5	42,5	37,8	60,1	64,8	31,0	66,7	79,0	48,3

Wartości wskaźników różnorodności były dość zróżnicowane, a szczególnie duża zmienność dotyczyła wskaźnika Shannona-Wienera (tab. 2 i 3). Należy jednak podkreślić, że zmienność wartości tego parametru w małym stopniu wynikała z dysproporcji w pokryciu przez poszczególne gatunki, a głównie ze zróżnicowania pod względem bogactwa gatunkowego. Bardzo niskie wartości tego wskaźnika odnotowano na małych dopływach Welu (Prątnica, Katlewka, Struga), które porośnięte były niewielką liczbą gatunków odznaczających się jednocześnie małym pokryciem.

Przeprowadzona analiza zależności pomiędzy wskaźnikami makrofitowymi a parametrami środowiskowymi wykazała zależność (istotna wartość współczynnika korelacji r Pearsona) pomiędzy indeksem MIR a fosforem ogólnym w wodzie (tab. 4). Inne zależności nie były istotne statystycznie, jednak należy stwierdzić, że badana zlewnia nie wykazywała szerokiego gradientu stężeń hydrochemicznych w wodach, a liczba stanowisk nie była wysoka (18), toteż dokonana ocena korelacji powinna być potraktowana jako orientacyjna.

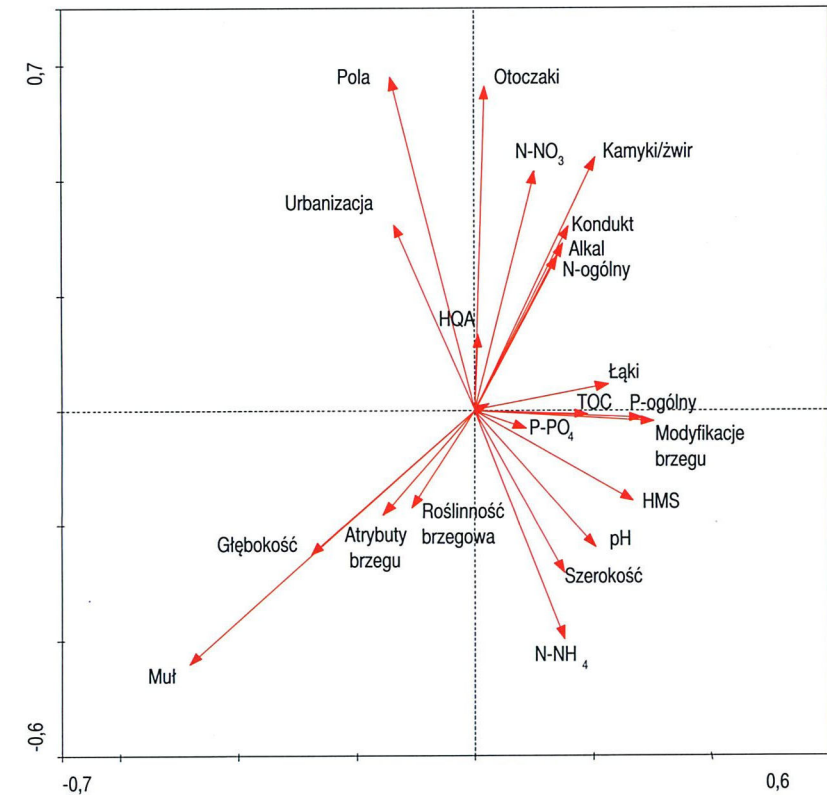
Badania wykazały ponadto silny związek wskaźników różnorodności z niektórymi parametrami środowiskowymi. Szczególnie wysokie wartości wskaźnika korelacji stwierdzono w odniesieniu do bogactwa gatunkowego (N), które wykazało znaczny związek z parametrami fizyczno-chemicznymi wody oraz materiałem podłoża. Wskaźnik równomierności zależał silnie od materiału podłoża oraz sposobu użytkowania strefy przybrzeżnej. Stwierdzono też bardzo istotną zależność pomiędzy występowaniem

makrofitów o liściach pływających zakorzenionych w dnie (nimfeidów) i podłożem mulistym. Duża rola czynników abiotycznych w rozwoju makrofitów została potwierdzona we wcześniejszych badaniach naukowych (np. Schaumburg i in. 2004, Szoszkiewicz i in. 2006).

Tabela 4. Zależność między parametrami środowiskowymi a wskaźnikami makrofitowymi. Wartości w tabeli oznaczają współczynniki korelacji r Pearsona, kolor czerwony - istotne statystycznie, objaśnienia skrótów wskaźników botanicznych podano w tabeli 2

Parametry środowiskowe	Akronim	MIR	MTR	IBMR	N	H	J	Inwazyjne	Ramienice	Elodeidy	Nimfeidy	Helofity
Zasadowość	Alkal	-0,04	-0,03	0,21	-0,59	-0,34	-0,07	0,13	0,43	0,39	-0,25	-0,43
pH	pH	-0,40	-0,42	-0,53	-0,23	-0,30	-0,46	0,29	-0,03	-0,12	-0,29	0,50
Węgiel organiczny	TOC	-0,21	0,28	0,51	-0,23	-0,03	-0,17	-0,40	-0,09	-0,21	-0,23	0,10
Azot amonowy	N-NH <sub>4</sub>	-0,53	-0,13	0,33	-0,12	0,21	0,11	0,05	-0,25	-0,09	-0,17	0,24
Azot azotanowy	N-NO <sub>3</sub>	-0,19	-0,06	0,06	-0,63	-0,55	-0,37	-0,05	0,49	0,14	-0,40	-0,07
Azot ogólny	N-ogólny	-0,28	-0,08	0,09	-0,61	-0,47	-0,33	0,01	0,40	0,14	-0,43	0,02
Fosforany	P-PO <sub>4</sub>	-0,24	-0,37	-0,36	-0,46	-0,07	-0,04	0,42	-0,08	-0,04	0,08	0,19
Fosfor ogólny	P-ogólny	-0,59	-0,17	0,09	-0,75	-0,31	-0,48	-0,12	-0,03	-0,43	-0,20	0,18
Przewodność elektrolityczna właściwa	Kondukt	-0,34	-0,08	0,26	-0,63	-0,41	-0,33	-0,19	0,48	-0,01	-0,33	-0,12
Hydromorfologiczny wskaźnik naturalności	HQA	0,02	-0,41	-0,03	-0,01	-0,10	-0,12	0,09	0,08	-0,27	-0,02	0,02
Hydromorfologiczny wskaźnik przekształcenia	HMS	0,21	0,20	0,06	-0,18	0,12	0,07	0,27	0,24	0,10	-0,18	-0,15
Szerokość rzeki	Szerokość	-0,08	-0,07	-0,25	0,55	0,50	0,35	-0,11	-0,15	0,07	0,23	0,08
Głębokość rzeki	Głębokość	0,09	0,02	-0,02	0,55	0,52	0,46	0,02	0,03	0,12	0,26	-0,13
Rozwój roślinności brzegowej	Roślinność brzegowa	0,06	-0,15	-0,09	0,23	0,13	0,04	-0,09	-0,24	-0,23	-0,03	0,33
Naturalne elementy brzegu	Atrybuty brzegu	0,05	-0,12	0,02	0,10	-0,07	-0,10	0,05	-0,21	-0,15	-0,24	0,32
Modyfikacje brzegu	Modyfikacje brzegu	0,13	0,09	0,01	-0,16	0,15	0,13	0,33	0,26	0,05	-0,18	-0,08
Udział otoczek w pokryciu dna (%)	Otoczaki	0,38	0,48	0,12	-0,07	-0,18	-0,29	-0,15	-0,10	-0,27	-0,14	-0,13
Udział żwiru i kamyków w pokryciu dna (%)	Kamyki/żwir	-0,18	-0,18	0,06	-0,57	-0,56	-0,37	-0,32	0,08	-0,12	-0,44	0,21
Udział piasku w pokryciu dna (%)	Piasek	0,10	0,19	0,07	0,39	0,25	0,11	0,49	-0,05	0,39	-0,19	-0,17
Udział mułu w pokryciu dna (%)	Muł	-0,04	-0,23	-0,24	0,31	0,54	0,52	-0,16	-0,01	-0,25	0,98	-0,02
Użytkowanie przybrzeżne - łąki (%)	Łąki	-0,12	0,12	0,19	-0,14	-0,05	-0,02	0,22	0,09	0,25	0,02	-0,44
Użytkowanie przybrzeżne - tereny zurbaniz. (%)	Urbanizacja	0,03	0,23	0,29	-0,13	-0,32	-0,49	-0,27	-0,16	-0,40	-0,24	0,22
Użytkowanie przybrzeżne - grunty orne (%)	Pola	0,03	-0,06	0,10	-0,33	-0,40	-0,19	-0,10	0,39	-0,05	-0,23	-0,03

Różnicowanie się roślinności w zależności od warunków środowiskowych można było ocenić wykorzystując kanoniczną analizę korespondencji – CCA (rys. 2). Analiza wykazała, że zróżnicowanie gatunkowe roślin wodnych w rzekach zależy w największym stopniu od podłoża (substratu dna) oraz zagospodarowania strefy przybrzeżnej cieków.



Rys. 2. Kanoniczna analiza korespondencji CCA dla parametrów środowiskowych względem macierzy danych botanicznych (objaśnienia skrótów wskaźników środowiskowych podane w tab. 4)

Szczególnie silny gradient uwidocznił się w odniesieniu do podłoża, gdzie na jednym biegunie dostrzec można było gruboziarnisty materiał denny (otoczaki i kamyki/żwir), a na drugim biegunie uwidoczniło się podłoże muliste. W odniesieniu do użytkowania strefy przybrzeżnej dostrzec można gradient wyznaczony poprzez intensywne oddziaływanie pól i terenów zurbanizowanych.

Przeprowadzone analizy wykazały wpływ wielu badanych parametrów hydromorfologicznych i fizyczno-chemicznych wód na występowanie i różnorodność roślin wodnych oraz parametry makrofitowe. Wśród stwierdzonych zależności jedynie część uzyskała potwierdzenie statystyczne. W porównaniu z innymi rzekami nizinnymi, rzeka Wel wraz z dopływami charakteryzuje się wyższą zmiennością analizowanych parametrów, między innymi ze względu na jej pojezierny charakter, jednak dla większości tych zmiennych gradient jest nadal zbyt wąski do prowadzenia analiz weryfikujących właściwości ekologiczne roślin. Walidacja metody MMOR na dużej bazie rzek z włączeniem danych rzeki Wel i jej dopływów wykazała zasadność stosowania metody MMOR z wykorzystaniem makrofitów w ocenie stanu ekologicznego rzek w Polsce (Szoszkiewicz i in. 2010a).

## Ocena stanu ekologicznego cieków w zlewni rzeki Wel na podstawie makrofitów

Ocena stanu ekologicznego jednolitej części wód na podstawie makrofitów była wynikiem uśrednienia wartości indeksu MIR na stanowiskach badawczych położonych w jej obrębie. Na podstawie klasyfikacji makrofitowej ustalono, że badane rzeki należą do trzech klas stanu ekologicznego. Stan bardzo dobry wykazały 4 stanowiska, dobry 12, a umiarkowany 5 odcinków rzecznych.

Wartości indeksu MIR wyliczone dla poszczególnych jednolitych części wód w zlewni rzeki Wel wahały się w stosunkowo wąskim zakresie, od 32,5 do 56,8. Są to w większości wartości odpowiadające dobremu stanowi ekologicznemu. Jedynie 3 stanowiska zostały zakwalifikowane jako reprezentujące stan bardzo dobry, a 3 inne umiarkowany (tab. 5).

Tabela 5. Ocena stanu ekologicznego cieków w zlewni rzeki Wel na podstawie makrofitów

Część wód	Klasa stanu ekologicznego
PLRW20002528653-A	1
PLRW20002528653-B	1
PLRW20002528653-C	2
PLRW20002528653-D	2
PLRW20002528653-E	3
PLRW200024286573-A	1
PLRW200018286569	2
PLRW200024286573-B	2
PLRW2000202869-A	2
PLRW2000172866	2
PLRW20001728672	2
PLRW2000202869-B	3
PLRW200018286769	3
PLRW20001728689-A	2
PLRW20001728689-B	2

## Oszacowanie ryzyka błędnej klasyfikacji rzek w oparciu o MIR

Oszacowanie błędu wynikającego ze zmienności między badaczami wyliczone zostało na podstawie wskaźników zmienności – wariancji i błędu standardowego (tab. 5 i 6). Zadanie to wykonano opierając się na wynikach eksperymentu prowadzonego w latach poprzednich, w którym na 22 odcinkach rzek typu piaszczystego oraz 6 typu kamienisto-żwirowego badania makrofitowe prowadziło 3 badacze (Szoszkiewicz i in.

2005). W oparciu o dane tego eksperymentu, w ramach niniejszego projektu wyliczono wskaźniki zmienności dla indeksu MIR.

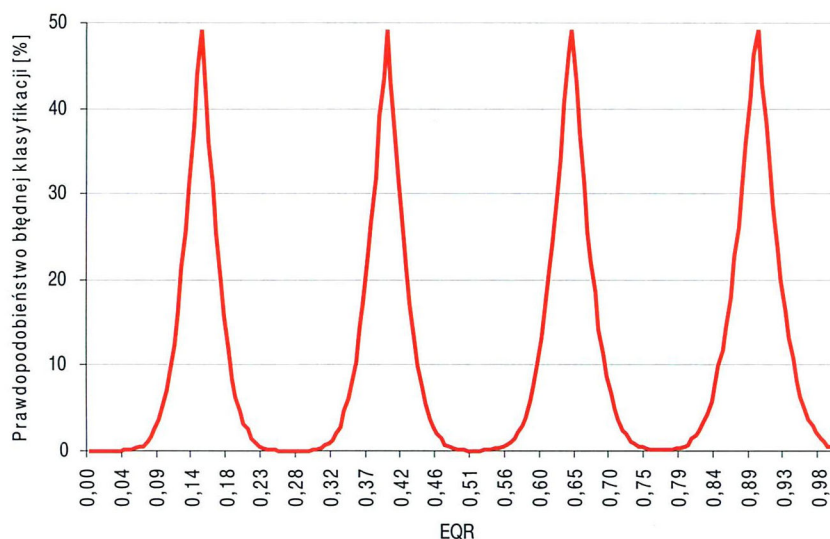
Tabela 6. Zmienność wskaźnika makrofitowego MIR w rzekach piaszczystych przy wykonywaniu badań przez różnych badaczy. MIR SD – odchylenie standardowe, MIR CV – współczynnik zmienności

Stanowisko	MIR			MIR SD	MIR CV
	Badacz 1	Badacz 2	Badacz 3		
1	47,13	45,66	45,48	0,91	0,82
2	42,24	42,32	40,19	1,21	1,46
3	32,97	32,86	32,73	0,12	0,01
4	37,73	37,62	35,79	1,09	1,19
5	39,61	39,01	40,20	0,60	0,35
6	28,63	26,52	24,12	2,26	5,09
7	42,80	39,89	40,10	1,62	2,63
8	34,79	33,64	38,11	2,32	5,39
9	29,62	25,84	25,34	2,34	5,48
10	33,50	33,33	33,07	0,22	0,05
11	41,33	39,34	41,49	1,20	1,43
12	42,54	39,83	42,08	1,45	2,10
13	41,83	39,59	41,27	1,17	1,36
14	41,79	44,12	43,58	1,22	1,49
15	40,38	41,13	40,63	0,38	0,15
16	37,37	32,67	33,82	2,45	6,00
17	38,16	38,24	41,25	1,76	3,10
18	38,92	36,00	37,97	1,49	2,22
19	33,87	32,31	35,80	1,75	3,06
20	32,90	32,00	33,19	0,62	0,39
21	32,90	31,84	32,43	0,53	0,28
22	43,92	44,75	45,66	0,87	0,76
Średnia				1,25	2,04

Obliczone parametry charakteryzujące zmienność wskaźnika MIR w odniesieniu do czynnika personalnego (zmienność między badaczami) pozwoliły wykonać symulację prawdopodobieństwa popełnienia błędu dla całego zakresu indeksu MIR – od najgorszej możliwej wartości MIR, wynoszącej 10 (co odpowiada wartości wskaźnika jakości ekologicznej EQR=0), do poziomu stwierdzanego w rzekach referencyjnych. Mediana wartości MIR w referencyjnych rzekach piaszczystych wynosiła 48,4, a w kamienisto-żwirowych 51,3 (co odpowiada wartości wskaźnika jakości ekologicznej EQR=1). Graficzny obraz wykonanych obliczeń przedstawiono na rys. 3 i 4.

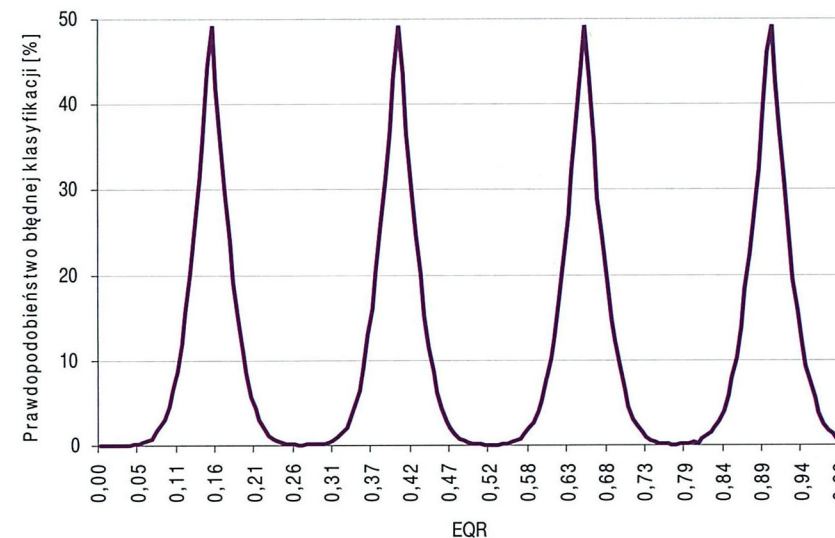
Tabela 7. Zmienność wskaźnika makrofitowego MIR w rzekach kamienisto-żwirowych przy wykonywaniu badań przez różnych badaczy. Objaśnienia jak w tab. 6.

Numer próby	MIR			MIR SD	MIR CV
	Badacz 1	Badacz 2	Badacz 3		
1	40,86	40,53	41,82	0,67	0,45
2	31,67	28,57	24,44	3,63	13,16
3	18,18	17,78	14,29	2,14	4,58
4	42,50	42,18	41,32	0,61	0,37
5	30,65	26,76	30,51	2,21	4,87
6	48,18	47,14	47,84	0,53	0,28
Średnia				1,63	3,95



Rys. 3. Prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji rzek w oparciu o indeks makrofitowy MIR w rzekach piaszczystych.

Przeprowadzona symulacja wykazała dużą odporność wskaźnika MIR na błędne klasyfikowanie stanu ekologicznego rzek. Ryzyko to jest niższe niż w przypadku innych wskaźników, które były testowane w naszym kraju, jak MTR, IBMR, TIM, RI oraz MIS (Szozkiewicz i in. 2007, 2009). Wysoki stopień pewności klasyfikacji rzek prowadzonej w oparciu o MIR, wynika głównie z dużej liczby gatunków uwzględnionych w systemie jako bioindykatory. Pominięcie któregoś z gatunków przez badającego lub błędne oszacowanie jego pokrycia ma stosunkowo mały wpływ na końcowy wynik w sytuacji, gdy jest on wypadkową oceny pokrycia ok. 20 gatunków, jak to było w przypadku cieków zlewni rzeki Wel. Wysoki stopień niepewności klasyfikacji rzek prowadzonej w oparciu



Rys. 4. Prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji rzek w oparciu o indeks makrofitowy MIR w rzekach kamienisto-żwirowych.

o indeksy zagraniczne wynikają w dużym stopniu z mniejszej liczby gatunków wskaźnikowych występujących w naszych rzekach (Szozkiewicz i in. 2007, 2009).

Prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji stanu ekologicznego dla każdej z wyróżnionych w zlewni rzeki Wel jednolitej części wód przedstawia tab. 8. Wyniki potwierdzają zakres prawdopodobieństwa błędnej klasyfikacji, jaki oszacowany został w symulacjach przedstawionych na rys. 3 i 4. W większości badanych jednolitej części wód wartość ta była bardzo niska, często na poziomie zaledwie kilku procent. Maksymalne prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji wyniosło 39,9%.

### Zmienność wskaźnika MIR w obrębie jednolitych części wód w zlewni rzeki Wel – zmienność przestrzenna wskaźnika makrofitowego

Makrofitowa baza danych projektu obejmowała trzy jednolite części wód rzecznych, w obrębie których oceny stanu ekologicznego dokonano w oparciu o więcej niż jedno stanowisko badawcze. Stwierdzono duży stopień zróżnicowania wskaźnika makrofitowego w obrębie jednej jednolitej części wód. Badania wykazały, że poszczególne stanowiska różniły się jednak istotnie pod względem ekologicznym w odniesieniu do warunków hydromorfologicznych, użytkowania terenu przybrzeżnego oraz parametrów hydrochemicznych, mimo że reprezentują tę samą jednolitą część wód.

Stwierdzona zmienność wskaźników makrofitowych w obrębie jednolitej części wód wskazuje na konieczność odpowiedniego doboru stanowisk badawczych na potrzeby monitoringu wód płynących. Stanowisko takie musi być reprezentatywne dla całego

Tabela 8. Prawdopodobieństwo zaklasyfikowania jednolitych części wód rzecznych w zlewni rzeki Wel do jednej z pięciu klas stanu ekologicznego

Kod jednolitej części wód	EQR	Sumaryczne prawdopodobieństwo błędnej klasyfikacji [%]	Prawdopodobieństwo zaklasyfikowania do jednej z pięciu klas stanu ekologicznego [%]				
			Stan bardzo dobry	Stan dobry	Stan umiarkowany	Stan słaby	Stan zły
PLRW20002528653-A	0,927	22,2	77,8	22,2	0,0	0,0	0,0
PLRW20002528653-B	1,219	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PLRW20002528653-C	0,859	16,2	16,2	83,8	0,0	0,0	0,0
PLRW20002528653-D	0,840	5,2	5,2	94,8	0,0	0,0	0,0
PLRW20002528653-E	0,593	5,3	0,0	5,3	94,7	0,0	0,0
PLRW200024286573-A	1,062	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0
PLRW200018286569	0,729	1,3	0,0	98,7	1,3	0,0	0,0
PLRW200024286573-B	0,784	0,1	0,1	99,9	0,0	0,0	0,0
PLRW2000202869-A	0,833	3,4	3,4	96,6	0,0	0,0	0,0
PLRW2000172866	0,706	5,9	0,0	94,1	5,9	0,0	0,0
PLRW20001728672	0,726	1,5	0,0	98,5	1,5	0,0	0,0
PLRW2000202869-B	0,638	36,9	0,0	36,9	63,1	0,0	0,0
PLRW200018286769	0,409	39,9	0,0	0,0	60,1	39,9	0,0
PLRW20001728689-A	0,862	14,2	14,2	85,8	0,0	0,0	0,0
PLRW20001728689-B	0,690	12,5	0,0	87,5	12,5	0,0	0,0

odcinka, z uwzględnieniem nie tylko źródeł zanieczyszczeń hydrochemicznych, ale także cech hydromorfologicznych i użytkowania terenu przyległego do rzeki. W przypadku dużego zróżnicowania warunków środowiskowych określonej jednolitej części wód należy rozważyć wydzielenie dwóch oddzielnych części wód lub wykonanie więcej niż jednego badania makrofitowego w jej obrębie i przeprowadzenie klasyfikacji w oparciu o wypadkową wszystkich wykonanych badań.

**Literatura**

Caffrey J.M. 1985. A scheme for assessment of water quality using aquatic macrophytes as indicator. *Journal of Life Science*, 5: 105-111.  
 Clarke R. T. 2004. STARBUGS 1.1 (STAR Bioassessment Uncertainty Guidance Software). Error/Uncertainty module software, Centre for Hydrology and Ecology in Dorset (CEH).  
 Haury J., Peltre M.C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-. Archipof G., Muller S., Dutartre A., Laplace-Treuture C. 2006. 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* 570: 153-158.  
 Holmes N.T.H., Newman J.R., Chadd S., Rouen K.J., Saint L., Dawson F.H. 1999. Mean Trophic Rank. A users manual. R&D Technical Report E38, Environment Agency, Bristol.  
 Meilinger P., Schneider S., Meltzer A. 2005. The Reference Index Method for the Macrophyte-Based Assessment of Rivers - a Contribution to the Implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 90 (3): 322-342.  
 Melzer A. 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia* 395/396: 181-190.  
 Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych. *Dziennik Ustaw* 2008 nr 162.  
 Schaumburg J., Schranz Ch., Hofmann G., Stelzer., Schneider S. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution of the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica* 34: 302-314.  
 Schneider S. 2000. Entwicklung eines Makrophytenindex zur Triphienindication in Flusgewässern. Shaker Verlag, Aachen.  
 Szoszkiewicz K., Ferreira T., Korte T., Baattrup-Pedersen A., Davy-Bowker J., O'Hare M. 2006. European river plant communities: the importance of organic pollution and the usefulness of existing macrophyte metrics. *Hydrobiologia* 566: 211-234.  
 Szoszkiewicz K., Jusik S., Zgola T., Czechowska M., Hryc B. 2007. Uncertainty of macrophyte-based monitoring for different types of lowland rivers. *Belg. J. Bot.*, 140 (1): 7-16.  
 Szoszkiewicz K., Zbierska J., Staniszewski R., Jusik Sz. 2009. The variability of macrophyte metrics used in river monitoring. *Oceanol. Hydrobiol. Stud.*, 38: 117-126.  
 Szoszkiewicz K., Zbierska J., Staniszewski R., Jusik S., Zgoła T., Kupiec J. 2005. Errors and variation associated with field protocols for the collection and application of macrophyte and hydro-morphological data. STAR Deliverable N4.  
 Szoszkiewicz K., Jusik Sz., Ławniczak A.E., Zgola T. 2010a. Macrophyte development in unimpacted lowland rivers in Poland. *Hydrobiologia*, 656: 117-131.  
 Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik Sz., Zgoła T. 2010b. Makrofitowa Metoda Oceny Rzek – Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.  
 Zbierska J., Murat-Błażejewska S., Szoszkiewicz K., Ławniczak A. 2002. Bilans biogenów w agroekosystemach Wielkopolski w aspekcie ochrony jakości wód na przykładzie zlewni Samicy Sześzewskiej. *Wyd. AR Poznań*.