

Rafalina A. Korol

WSKAŹNIKOWE METODY OCENY JAKOŚCI WÓD

Popularność metod kwalitonomicznych, stosowanych w wielu dziedzinach techniki, zadecydowała o zastosowaniu tych metod także do oceny jakości wód. Jakość wód jako pewna właściwość ogólna, której pomierzyć nie można, jest zazwyczaj wyznaczona pośrednio, poprzez pomiary opisujących ją cech. Pośrednie wyznaczenie jakości wód polega na wyrażeniu jej za pomocą wskaźników liczbowych, uwzględniających stan kryteriów, przyjętych do określania tej jakości.

Ogólne zasady wyznaczania wartości wskaźników jakości omawia kwalitowerystyka, przy czym najczęściej stosuje się jedną z ośmiu podstawowych metod [5]:

— multiplikacyjną
$$I_1 = A \cdot B \cdot C \cdot \dots \cdot X \quad (1)$$

— multiplikacyjno-korelacyjną
$$I_2 = \alpha A \cdot \beta B \cdot \gamma C \cdot \dots \cdot \varepsilon X \quad (2)$$

— multiplikacyjno-wykładniczą
$$I_3 = A^a \cdot B^b \cdot C^c \cdot \dots \cdot X^x \quad (3)$$

— multiplikacyjno-wykładniczą korygowaną
$$I_4 = \alpha A^a \cdot \beta B^b \cdot \gamma C^c \cdot \dots \cdot \varepsilon X^x \quad (4)$$

— addytywną
$$I_5 = \frac{1}{n} (A + B + C + \dots + X) \quad (5)$$

— addytywną korygowaną
$$I_6 = \frac{1}{n} (\alpha A + \beta B + \gamma C + \dots + \varepsilon X) \quad (6)$$

— addytywno-wykładniczą
$$I_7 = \frac{1}{n} (A^a + B^b + C^c + \dots + X^x) \quad (7)$$

— addytywno-wykładniczą korygowaną
$$I_8 = \frac{1}{n} (\alpha A^a + \beta B^b + \gamma C^c + \dots + \varepsilon X^x) \quad (8)$$

gdzie:

A, B, C, ..., X — liczbowe wyróżniki jakości poszczególnych grup kryteriów jakości (składników wód),

a, b, c, ..., x — wykładniki potęgowe,

$\alpha, \beta, \gamma, \dots, \varepsilon$ — współczynniki,

n — liczba grup, na które podzielono kryteria jakości.

Indeks jakości wód

Wskaźnikowa ocena stanu jakości znana jest w dziedzinie ochrony wód pod nazwą Indeks Jakości Wód (IJW). Prekursorem tej metody był Hutchinson, który w 1957 roku wprowadził

pojęcie indeksu troficzności [4]. Pojęcie wskaźnika jakości wód (Water Quality Index — WQI) wprowadził Horton [4], który przy definiowaniu tego wskaźnika poczynił następujące założenia:

— istnieje potrzeba opracowania takiego systemu oceny jakości wód, który można stosować w sposób porównywalny,

— system powinien być tak opracowany, aby eliminował pojęcia wielkości abstrakcyjnych, takich jak: zanieczyszczona, czysta, właściwa, niewłaściwa.

Tak więc wskaźnik jakości wody jest klasyfikacją uwarunkowaną sumarycznym (wypadkowym) oddziaływaniem wielu pojedynczych cech jakości na jedną jakość ogólną. Obliczenia tego wskaźnika powinny być poprzedzone:

— wyborem cech jakości (parametrów) stanowiących podstawę obliczeń.

— ustaleniem skali wartościowania każdej cechy (metryzacja parametrów),

— ważeniem cech (określenie współczynników charakteryzujących środowiskową szkodliwość każdego parametru).

Podstawę do obliczeń wskaźnika jakości wód może stanowić dowolny zestaw cech, jednakże przy następujących zastrzeżeniach:

— wody zawierające substancje toksyczne nie mogą być oceniane za pomocą wskaźnika jakości,

— sposoby użytkowania wód nie korelują z wielkościami wskaźnika jakości.

Z podstawowej definicji indeksu jakości wynika, że jest to uśredniona ocena stanu jakości danej próby. Metoda ta znalazła licznych zwolenników, a dowolność wyboru cech oraz sposobów obliczania dawała możliwość formułowania nowych indeksów.

Szczegółowy przegląd i ocenę metod obliczania indeksów wraz z niektórymi wynikami podał Landwehr [8, 9]. W polskim piśmiennictwie technicznym metody obliczania indeksów jakości omówił Dojlido [1, 2], jednak w przeglądzie tym brak jest szerszej prezentacji polskich metod, proponowanych zarówno do oceny wyników badań hydrobiologicznych jak i chemicznych, a także metod obliczania wspólnego indeksu biologiczno-chemicznego. Nie wspomniano również o metodzie Zajberta, uwzględniającej zasobność (wodność) ocenianych rzek.

Wektorowa analiza stanu jakości wód

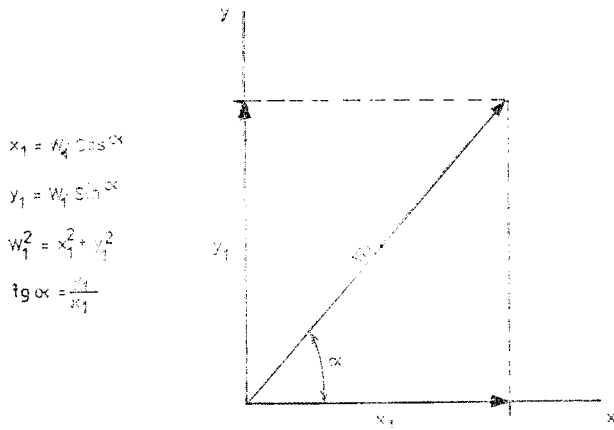
Prekursorem kwalitonomicznych metod oceny stanu czystości wód w Polsce jest Gołwin, który zaproponował koncepcję wektorowego

modelu stanu jakości [3]. Ogólny zapis wektora jakości ma następującą postać (rys. 1):

$$W^2 = W_x^2 + W_y^2 \quad (9)$$

$$W_x = W \cdot \cos \alpha \quad (10)$$

$$W_y = W \cdot \sin \alpha \quad (11)$$



Rys. 1 Zasada sumowania wektorów

Z rachunku wektorowego wynika, że wielkość wektora wypadkowego można obliczyć z zależności:

$$W^2 = \left(\sum_{i=1}^n x_i \right)^2 + \left(\sum_{i=1}^n y_i \right)^2 \quad (12)$$

natomiast kąt nachylenia tego wektora opisuje równanie:

$$\cos \alpha = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{W} \quad (13)$$

Do hydrobiologicznej oceny czystości wód Gółwin zaproponował oryginalną metodę wektorowego modelu stanu, a mianowicie wektor saprobowości oraz kąt jego nachylenia (kąt saprobowości). Metoda ta jest znana w postaci wykresalnej i zakłada czterostopniową skalę jakości wód, opartą na systemie saprobowości. Przedziały skali ograniczają wielkość kątów, charakteryzujących poszczególne strefy saprobowości (rys. 2):

- I — polisaprobowa (od 0° do 45°)
- II — a—mezoprobowa (od 45° do 90°)
- III — beta—mezoprobowa (od 90° do 135°)
- IV — oligosaprobowa (od 135° do 180°)

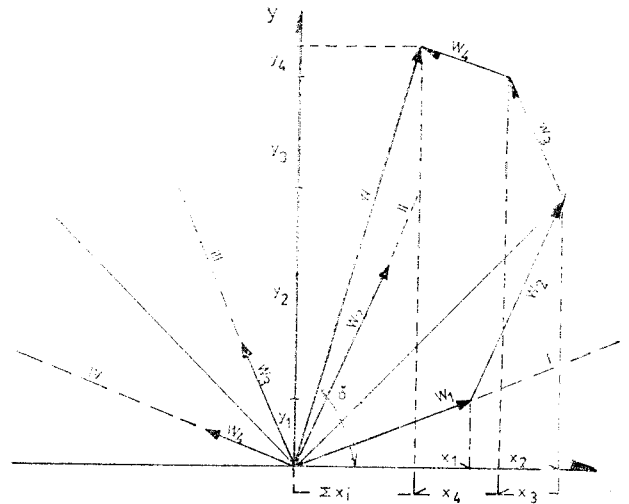
Wyznaczenie wektora saprobowości, charakteryzującego daną próbę wymaga:

- określenia liczebności organizmów wskaźnikowych w próbie, charakteryzujących każdą ze stref saprobowości,
- metryzacji, polegającej na określeniu procentowego udziału organizmów wskaźnikowych każdej ze stref saprobowości w odniesieniu do ogólnej liczby organizmów wskaźnikowych w próbie, oraz na przyporządkowaniu tym procentom odpowiednich długości wektorów składowych,
- naniesieniu wyznaczonych długości wektorów składowych na środkowe kątów saprobowości odpowiednich stref i zaznaczeniu

zwrotu (zawsze dodatniego) wektorów składowych,

— geometrycznym wyznaczeniu wektora wypadkowego metodą równoległoboku,

— odczytaniu kąta saprobowości, tj. kąta nachylenia wektora wypadkowego do osi X.



Rys. 2 Zasada wyznaczania wektora saprobowości

Wielkość kąta saprobowości jest miarą jakości próby, tj. jej saprobowości oraz klasyfikacji wód:

- od 0° do 45° woda nie odpowiada normom,
- od 45° do 67°30' woda III klasy czystości,
- od 67°30' do 112°30' woda II klasy czystości,
- od 112°30' do 180° woda I klasy czystości.

Brak zapisu numerycznego jest znacznym utrudnieniem popularyzacji tej metody, ponieważ ocena stanu czystości wód miarą kątową nie przemawia do wyobraźni. Wprowadzenie natomiast zapisu numerycznego, pozwala na szybkie obliczenie saprobowości próby. Przykład takich obliczeń wg równań (10) i (11) podano w tabeli 1.

Tabela 1
PRZYKŁAD OBLICZEŃ SKŁADOWYCH WEKTORA SAPROBOWOŚCI

| Strefa saprobowości | Organizmy | | Wartość | | Wielkość | |
|---------------------|-------------|--------------|-----------|-----------|----------------|----------------|
| | liczba | % | sin delta | cos delta | y _i | x _i |
| polisaprobowa | 20 | 0,4 | 0,383 | 0,924 | 0,153 | 0,369 |
| alpha—mezoprobowa | 3540 | 74,7 | 0,924 | 0,383 | 69,020 | 28,610 |
| beta—mezoprobowa | 910 | 19,2 | 0,924 | -0,383 | 17,740 | -7,538 |
| oligosaprobowa | 270 | 5,7 | 0,383 | -0,924 | 2,180 | -5,266 |
| Suma | 4740 | 100,0 | — | — | 89,09 | 16,36 |

Wielkość wektora saprobowości próby, wyznaczona z równania (12) wynosi: $W^2 = 8206$. Wielkości wektora wypadkowego nie przyporządkowano cech charakteryzujących jakość wód, lecz jedynie wykorzystano go do wyznaczenia kierunku zmian, tj. kąta saprobowości, który wg równania (13) wynosi: $\cos \delta = 0,180$. Na podstawie wartości funkcji $\cos \delta$ można określić następującą jakość wody:

- od 1,0 do 0,701 woda nie odpowiada normom,

- od 0,701 do 0,383 woda III klasy czystości,
- od 0,383 do —0,383 woda II klasy czystości,
- od —0,383 do —1,0 woda I klasy czystości.

Metoda Gołowina może znaleźć szerokie zastosowanie w obliczeniach wskaźnika jakości wód na podstawie wyników badań hydrobiologicznych. Wektorowa postać zapisu tej metody umożliwi opracowanie odpowiedniego programu na emc, co pozwoli na szybką i pełną ocenę wskaźnikową jakości wód.

Wskaźnik jakości Kolmana

Nieco odmienny sposób określania wskaźnika jakości wód zaproponował Kolman [5, 6]. Podstawowe różnice wynikające z porównań z innymi metodami polegają na:

- odmiennym sposobie obliczania kryteriów jakości,
- braku wag charakteryzujących oddziaływanie na środowisko,
- uwzględnieniu w obliczeniach wszystkich badanych cech,
- możliwości uwzględnienia wyników badań hydrobiologicznych.

Kryteriami jakości wód są w tej metodzie wszystkie badane cechy wyrażające właściwości fizyczne oraz składniki wód. Ze względu na fakt, iż cechy wyrażają stany bezwzględne, których porównywać ze sobą nie można, należy te cechy sprowadzić do wspólnego obszaru zmienności przez transformację do przedziału liczbowego od 0 do 1 [5]. Transformacja wartości zmierzonej lub stwierdzonej obserwacjami (reprezentującej aktualny stan jakiejś cechy lub wielkości) do jednej skali stanów, obejmującej następujące czynności:

- określenie obszaru zmienności danej wielkości, przyjmując wielkości normatywne jako wartości graniczne tego obszaru,
- określenie rodzaju kryterium (z przyję-

tego podziału wynika, że kryterium może być walorem, optymentem lub mankamentem),

— określenie części obszaru zmienności, zajętej przez zmierzoną wielkość lub ocenianą cechę,

— właściwą transformację, czyli obliczenie wartości, określającej poziom stanu (natężenie oddziaływania rozpatrywanej cechy lub kryterium obliczone jako iloraz zajmowanej części obszaru zmienności oraz jego wartości całkowitej).

Zasady transformacji stanów oraz sposoby obliczania wyróżników kryterialnych podano w tabeli 2.

W ten sposób można zakodować wyniki różnych analiz chemicznych lub biologicznych, czyli wyrazić te wyniki jako wyróżniki kryterialne o jednolitej skali zmienności od 0 do 1. Wskaźnik jakości wód jest następnie obliczany przez uśrednienie wyróżników kryterialnych:

$$J = \frac{1}{n} (A+B+C+ \dots +X) \quad (14)$$

gdzie:

n — liczba uwzględnionych zmian jakości,
A, B, ..., X — wyróżniki znamionowe.

Ostateczny wynik obliczeń, wyrażony w skali od 0 do 1, interpretuje się na podstawie przyjętej skali o jednostopniowym podziale: od 1 (doskonała) do 0,01 (zła). Zasady obliczania wskaźnika jakości Kolmana oraz interpretację i powiązania z wynikami badań hydrobiologicznych podają również prace [11, 12].

Wskaźnik zajęcia zasobu

Pojęcie wskaźnika zajęcia zasobu wprowadził Zajbert [14, 15]. Wskaźnik ten jest nieważoną oceną jakości wód, uwzględniającą wszystkie normowane cechy jakości, przetransponowane do wspólnego obszaru zmienności, ograniczonego przedziałem od 0 do 1. Transformacja poszczególnych (zmierzonych lub stwierdzonych) wielkości do jednej skali stanów wymaga:

Tabela 2

ZASADY TRANSFORMACJI STANÓW ORAZ OBLICZEŃ WYRÓZNIKÓW KRYTERIALNYCH [5,12]

| Rodzaj kryterium | Zależność | O b j a ś n i e n i a | |
|------------------|---|-----------------------|---|
| | | symbol | |
| Waler | $W_w = \frac{Kwz - Kwi}{Kwa - Kwi}$ | W_w | wyróżnik waloru |
| | | $\frac{Kwz}{Kwa}$ | wartość waloru |
| | | $\frac{Kwi}{Kwa}$ | zmierzona największa najmniejsza |
| Mankament | $W_m = 1 - \frac{Kma - Kmz}{Kma - Kmi}$ | W_m | wyróżnik mankamentu |
| | | $\frac{Kmz}{Kma}$ | wartość mankamentu |
| | | $\frac{Kmi}{Kma}$ | zmierzona największa najmniejsza |
| Optyment | $S_o = \frac{Koz - Koi}{Koa - Koi}$ | S_o | stan optymentu |
| | | $\frac{Koz}{Koa}$ | wartość optymalna |
| | | $\frac{Koi}{Koa}$ | zmierzona największa najmniejsza |
| | $W_{or} = 2 \cdot S_o$ | W_{or} | wyróżnik optymentu w przedziale rosnącym |
| | $W_{om} = 2 (1 - S_o)$ | W_{om} | wyróżnik optymentu w przedziale malejącym |

- określenia poziomu czystości wód (klasy czystości wg obowiązujących przepisów),
- podania stężeń granicznych w każdej klasie czystości,
- określenia części, jaką w danej klasie czystości zajmuje pomierzona wielkość,
- obliczenia wielkości określających iloraz części obszaru zmienności i jego wartości całkowitej dla każdej badanej cechy,
- wyboru stanu najniekorzystniejszego, tj. najmniejszej wartości ilorazu.

Miarodajna wielkość zajęcia zasobu, czyli **wskaźnik zasobu** jest stanem najniekorzystniejszym. Matematycznym obrazem wskaźnika zajęcia zasobu jest zależność:

$$W_z = \frac{L_i}{L_d} \quad (15)$$

gdzie:

- L_i — ładunek zanieczyszczeń, g/s
- L_d — dopuszczalny ładunek zanieczyszczeń w danym przekroju rzeki, g/s.

Zgodnie z polskim prawodawstwem [10] podstawę do oceny jakości wód stanowi cecha lub parametr o najwyższej wartości. Transformacja wyników pomiarów do wspólnego stanu bezwymiarowego (wskaźnika zasobu) pozwala ustalić jednoznacznie, który parametr wykazuje maksymalną wielkość przekroczenia normatywnej wartości. W ocenie jakości wód bardziej przekonuje analiza zasobów użytecznych, czyli tej ilości wody, która nie została zanieczyszczona, tj. wskaźnik użyteczności zasobu:

$$W_u = 1 - W_z \quad (16)$$

Najniższa wartość wskaźnika użyteczności zasobu jest miarą jakości wód. Zarówno wskaźnik zasobu użytecznego, jak i wskaźnik zajęcia zasobu można wykorzystać do badań trendu zmian jakości wód, stosując analizę wartości średnich:

$$W_z^{sr} = \frac{W_z^i}{n} \quad (17)$$

gdzie:

- W_z^{sr} — średni wskaźnik zajęcia zasobu (z danej próby),
- W_z^i — wskaźnik zajęcia zasobu, obliczony dla każdej badanej cechy,
- n — liczba badanych cech.

W praktyce ocenę jakości wód według wskaźnika zajęcia zasobu odnosi się do przepływu charakterystycznego ($\dot{S}NQ$ lub Q_{95}), a jako wynik końcowy podaje się wielkość zanieczyszczonego przepływu charakterystycznego, który wynosi:

$$Q_u = \dot{S}NQ (1 - W_z), \text{ m}^3/\text{s} \quad (18)$$

Tak wyrażone oceny jakości wód wykorzystuje się do bilansowania zasobów użytecznych w całym biegu rzeki, obszarze zlewni lub regionie wodno-gospodarczym.

Podsumowanie

Niezależnie od stosowanych metod interpretacji, praktyczne wykorzystanie wskaźnika jakości wód (indeksu jakości wód) ogranicza się do następujących dziedzin:

- porównywanie zmian jakości wód danej rzeki w określonym przedziale czasowym.
- badanie kierunku zachodzących zmian jakości wód danej rzeki w określonym czasie (tzw. badanie trendu),
- określenie efektywności poniesionych nakładów finansowych na poprawę jakości wód,
- bilansowanie zasobów wód z uwzględnieniem stanu ich czystości.

LITERATURA

1. J. DOJLIDO, J. WOYCIECHOWSKA, A. STOJDA: Indeks jakości wody. *Gospodarka Wodna*, Nr 10 (422), 1983.
2. J. DOJLIDO, A. STOJDA, J. WOYCIECHOWSKA: Zastosowanie indeksu jakości wody do oceny stanu czystości wód płynących. *Mat. konf. „Metody oceny zasobów wód ...”* NOT, Warszawa 1985.
3. S. GOŁOWIN: Die Bezeichnung des Vektors der Saprobität S als eine neue Methode der Interpretation der hydrobiologischen Forschungen bei Schatzung des Standes der Wasserwarrreinigung. *Pol. Archiw. Hydrobiol.* 15, 1968.
4. R. K. HORTON: An Index — Number System for Rating Water Quality. *J.W.P.C.F.*, vol. 37, No 3, 1965.
5. R. KOLMAN: Ilościowe określenie jakości. *PWE*, Warszawa 1973.
6. R. KOLMAN: Koncepcja wektorowego modelu stanu. *Zeszyty Naukowe Politechniki Gdańskiej*, Nr 208, *Mechanika*, 1974.
7. R. A. KOROL: Instrukcja zasad i metod bilansowania wód z uwzględnieniem ich jakości. Cz. I. *Maszynopis IMGW*, Wrocław 1985.
8. J. M. LANDWEHR: Water Quality Indices — Construction and Analysis. PhD-thesis, Univ. Ann Arbor, Michigan, 1974.
9. J. M. LANDWEHR, R. A. DENINGER: A Comparison of Several Water Quality Indices. *J.W.P.C.F.*, vol. 48, No 5, 1976.
10. Prawo Wodne. Ustawa z dnia 24 października 1974 r. *Dz. U.* nr 38, 1974.
11. H. E. SZTRANTOWICZ: Bioindykacja jakości wody i wybranych substancji chemicznych przy użyciu protozoa. *Pr. dokt. Inst. Ekol. PAN*. Dziekanów Leśny, 1980.
12. H. E. SZTRANTOWICZ, M. KANIEWSKA-PRUS: Zastosowanie analizy jakościowej do opracowania wyników biologicznych badań procesu uzdatniania wody. *Maszynopis Inst. Ekol. PAN*. Dziekanów Leśny 1980.
13. T. M. WALSKI, F. L. PARKER: Consumers Water Quality Index. *JEE Div. ASCE*, vol. 100, No EE3, 1974.
14. M. ZAJBERT: Ilościowe ujęcie tzw. zagadnienia jakości (zanieczyszczenia) wód w bilansie wodno-gospodarczym. *Wiadomości IMGW*, Tom VII, *Zeszyty 1—2*, 1981.
15. M. ZAJBERT: Ocena bilansu dyspozycyjnych wód powierzchniowych płynących, uwzględniająca stan zanieczyszczenia tych wód. *Mat. konf. NOT*, Warszawa 1985.

R. A. Korol

APPLICATION OF TRACER TECHNIQUES TO WATER QUALITY ESTIMATIONS

A critical account of tracer methods when applied to the estimation of water quality in rivers and

streams is given. A comparative analysis was carried out for the indirect indices of water quality (WQI, and many other reported by Kolman, Golowin and Zajbert). In practice, the application of water quality indices is limited to the investigation of variability trends or to the analysis of water resources balance (by taking into account the purity level).