

mgr inż. Rafalina A. Korol

Zakład Badania Jakości Zasobów Wodnych  
IMGW — Wrocław

## PORÓWNANIE OCEN JAKOŚCI WÓD ODRY

### Uwagi o dotychczasowych ocenach jakości wód

Najpełniejsze opracowania, jakie ukazały się w ostatnim dziesięcioleciu na temat czystości wód w kraju, stanowią kolejne cztery edycje „Atlasu zanieczyszczenia rzek polskich” [1, 2, 3, 4].

Podstawę do tych opracowań dały:

- wyniki badań składu wód w przekrojach pomiarowo-kontrolnych, wykonane przez pracowników Ośrodków Badań i Kontroli Środowiska urzędów wojewódzkich, oraz
- wielkości przepływów chwilowych, towarzyszących poborom prób, określone przez odpowiednie służby IMGW.

Wyboru kontrolowanych składników wód dokonują poszczególne ośrodki zależnie od potrzeb i możliwości lokalnych. Taki system organizacyjny spowodował, że zbiory wyników kontroli składu wód odznaczają się niejednorodnością. Jest to szczególnie rażące w przypadku kontroli jakości wód w rzekach płynących przez obszary kilku województw. Brak właściwego nadzoru i pomocy w zorganizowaniu prac poszczególnych laboratoriów — szczególnie tych, które utworzono w nowych województwach po reformie administracyjnej — doprowadził do tego, iż wyniki analiz chemicznych składu wód cechuje niska precyzja i dokładność [25]. Również częstotliwość poboru prób kontrolnych była uwarunkowana trudnościami obiektywnymi (brak środków transportu, braki kadrowe), wskutek czego w badaniach nie zawsze udało się uwzględnić cały zakres zmienności przepływów w ciągu roku. Fakty powyższe nie pozwalają na stosowanie do oceny jakości wód wielu metod matematycznych, cytowanych w literaturze fachowej. W większości prac krajowych do oceny stanu czystości wód służy metoda stężeń miarodajnych, polegająca na:

obliczeniu, w każdym przekroju obserwacyjnym, wartości stężeń miarodajnych (kontrolowanych wskaźników zanieczyszczenia), wyznaczonych z funkcyjnej zależności między stężeniem tego wskaźnika i wielkością przepływu, odniesionych do przepływu miarodajnego, tj. średniej niskiej wody z wielolecia [16, 17, 18].

Zasady i metoda oceny jakości wód według stężeń miarodajnych były wielokrotnie opisywane, a skrótowe ich omówienie podano w każdym kolejnym wydaniu „Atlasu” [1, 2, 3, 4]. Porównanie wyników ocen jakości wód, opracowane na podstawie danych z „Atlasów” dowiodło, że zarówno liczba badanych rzek, jak i długości odcinków kontrolowanych różniły się znacznie. Stwierdzono również, że w każdym z omawianych okresów zmieniano liczbę badanych składników wód. Istotne różnice dotyczyły wielkości przepływów charakterystycznych ( $S_{NQ}$ ), stanowiących podstawę oceny jakości wód. Do roku 1974 — zarówno w zlewni Odry, jak i Wisły — przepływy normatywne ( $S_{NQ}$ ) były niższe, a po roku 1975 podwyższono je znacznie. Taka zmiana uniemożliwia porównywanie wyników ocen z okresu do roku 1975 bez przeliczenia równań regresji — co praktycznie zawęży zbiory danych o jakości wód do ostatniego dziesięciolecia. Dodatkowe wątpliwości nasuwają oceny jakości wód opracowane dla rzek nie posiadających wodowskazów, ponieważ określenie przepływów chwilowych w takich rzekach jest obarczone dużym błędem, a ocena stanu zanieczyszczenia wód z regresyjnej zależności między stężeniem składnika a przepływem nie jest możliwa. [13, 14].

Poważne zastrzeżenia budzą lokalizacje przekrojów pomiarowo-kontrolnych poniżej źródeł zanieczyszczeń [12]. Wydaje się, że w wielu przypadkach punkty poboru prób zlokalizowano w strefie niepełnego wymieszania wody rzecznej ze ściekami odpływającymi ze źródeł punktowych — co w ocenach stanu zanieczyszczenia, uwiódłoby się bardzo wysokim wzrostem stężeń w rzece, po dopływie zanieczyszczeń, gwałtownie malejących wraz z biegiem rzeki. Obliczenia bilansów zanieczyszczeń, wprowadzonych ze źródeł punktowych i masy dopływającej z górnego odcinka rzeki nie potwierdziły możliwości występowania tak dużych przyrostów stężeń.

Stwierdzono również, że w wielu rzekach zbyt długie odcinki — między źródłami zanieczyszczenia lub w dolnych przy ujściowych partiach rzek — nie zostały objęte kontrolą. W tych przypadkach brak podstaw do oceny jakości wód na odcinkach nie badanych.

Mimo tych zastrzeżeń, „Atlasy” [1, 2, 3, 4] — opracowane początkowo w IGW, a następnie

w IKS — są pracami ważkimi, ponieważ stanowią jedyne zbiory danych o jakości wód zinterpretowane w sposób jednorodny.

Należy zatem żałować, że publikowano je z tak znacznym opóźnieniem (najnowszy „Atlas”, stanowiący ocenę jakości wód kraju za lata 1974—1977 ukazał się w całości dopiero w 1982 roku, dając informację o stanie zanieczyszczenia wód sprzed pięciu lat). Tak długi okres interpretacji wyników oraz publikacji oceny uniemożliwia podejmowanie prawidłowych decyzji w dziedzinie gospodarowania zasobami wodnymi. Stąd wynika konieczność, aby opracować szybko, operacyjną metodę interpretacji zgromadzonego materiału analitycznego. Próba rozwiązania tego problemu jest metoda bilansowania zasobów wodnych, zaproponowana przez prof. M. Zajberta. Część dotycząca oceny jakości wód opracowano w Zakładzie Badania Jakości Zasobów Wodnych wspólnie z pracownikami Samodzielnej Pracowni Modeli Matematycznych oddziału IMGW we Wrocławiu [7, 13, 15].

## Proponowane metody oceny jakości wód

### Metoda ładunku miarodajnego

Na podstawie licznych doniesień literaturowych oraz badań własnych stwierdzono, że lepszą korelację uzyskuje się na podstawie zależności między masą niesionych zanieczyszczeń a przepływem [5, 6, 10, 11, 15, 21], aniżeli z zależności między stężeniem składnika a przepływem [16, 17, 18].

Za podstawę obliczenia jakości wód przyjęto zależność funkcyjną:

$$L = a \cdot Q^b$$

w której:

$L$  — ładunek (masa) składnika wody przepływającego przez badany przekrój w danej chwili,  $g \cdot s^{-1}$ ;

$Q$  — przepływ chwilowy, towarzyszący poborowi próby,  $m^3 \cdot s^{-1}$ ;

$a$  i  $b$  — współczynniki regresji wyznaczone empirycznie.

Dla powyższej funkcji wstępnie obliczono macierze korelacyjne między przepływem a każdym badanym składnikiem wody oraz między poszczególnymi składnikami, a następnie macierze korelacyjne między masami poszczególnych składników oraz pomiędzy masami kolejnych składników i przepływami. Stwierdzono, że jedynie w sporadycznych przypadkach, w przekrojach poniżej zrzutu ścieków z dużych źródeł zanieczyszczeń nie zachodziła druga korelacja. Następnie przebadano funkcję w zlinearyzowanej postaci, obliczając współczynnik regresji i korelacji liniowej — jako pewien miernik stopnia zależności między zmiennymi losowymi.

Do oceny różnic między wynikami pomiarów a estymowanymi wartościami zastosowano badanie zmiennych resztowych. Ocenę stopnia „dobroci” dopasowanie funkcji regresyj-

nej:  $L : a \cdot Q^b$  uzyskano przez przyjęcie współczynnika określoności Pearsona.

Współczynnik ten wyjaśnia w jakim stopniu zmienność ogólna ładunku została wyjaśniona (opisana) zmiennością przepływu [8].

Na podstawie wykonanych obliczeń (zbiór danych z 81 przekrojów) stwierdzono, że wielkości współczynników regresji „ $a$ ” zmieniają się w bardzo szerokim zakresie:

dla BZT<sub>5</sub> od 4 do 6

dla utlenialności od 10 do 20

dla substancji rozpuszczonych od 300 do 400

dla zawiesin od 10 do 20

dla chlorków od 10 do 30.

Współczynniki „ $b$ ” charakteryzujące szybkość wzrostu ( $\log Q$ ) logarytmu wartości przepływu, cechowała mniejsza zmienność. Najczęściej występującymi wartościami były:

BZT<sub>5</sub> od 0,9 do 1,0

utlenialność od 1,1 do 1,2

substancje rozpuszczone od 0,8 do 1,0

zawiesiny od 1,1 do 1,3

chlorki od 1,0 do 1,1

Z powyższego porównania widać, że przeciętna szybkość wzrostu  $\log Q$  jest podobna dla większości badanych zbiorów, co potwierdza hipotezę Smitha o istnieniu ogólnego trendu zależności funkcyjnej dla całej rzeki [13, 19]. Analiza współczynników korelacji wykazała, że wartości wyższe niż 0,7 stanowią od 70 do 95% wyników badań podzbiorów, obejmujących poszczególne składniki. Jednak współczynniki Pearsona wskazują, iż prawdopodobieństwo wyjaśnienia zmienności ładunku zmiennością przepływu nie jest zadowalające w przekrojach poniżej zrzutu ścieków, jeżeli nie nastąpiło pełne wymieszanie wprowadzonych zanieczyszczeń i wód odbiornika.

Na podstawie szczegółowej analizy lokalizacji przekrojów pomiarowo-kontrolnych oraz rozmieszczenia sieci wodowskazowej [15] stwierdzono, że warunki te nie zawsze były spełnione. Przekroje, w których nie można określić wiarygodnych przepływów chwilowych, wymagają odmiennego sposobu oceny jakości wód. Temu celowi może służyć analiza statystyczna rozkładu stężeń.

### Metoda stężeń gwarantowanych

Analizę zmienności stężeń składników wody można uzyskać stosując ocenę statystyczną, prognozującą prawdopodobieństwo pojawienia się danego stężenia na podstawie znajomości typu rozkładu prawdopodobieństwa [13, 15, 19, 20].

Na potrzeby bilansowania zasobów wód kraju przyjęto hipotezę o logarytmiczno-normalnym rozkładzie stężeń składników wody. Prawdziwość tej hipotezy sprawdzono za pomocą testu zgodności Gliwienki, natomiast do porównywania wyników testu w poszczególnych przekrojach lub dla poszczególnych badanych składników wody stosowano analizy dopełnienia funkcji Kołmogorowa [9].

Badania testowe wykonano stosując odpowiedni program na EMC [7]. Wyniki obliczeń wykazały, iż log — normalna postać funkcji dystrybuanty, opisującej zmienność składników wody nie jest prawdziwa jedynie w sporadycznych przypadkach.

W zbiorach danych liczbowych po 400 prób stwierdzono, że w 1977 roku odrzucenie hipotezy o log-normalnym rozkładzie nastąpiło:

w 1,9%, jeżeli poziom istotności  $\alpha=0,1$   
i w 1,2%, jeżeli poziom istotności  $\alpha=0,05$

Na podstawie metryk Kołmogorowa hipoteza o log-normalnym rozkładzie (dla całego zbioru 400 prób) była odrzucona w 4% prób. Dotyczyło to przekrojów, zlokalizowanych poniżej rzutu dużych ładunków zanieczyszczeń.

W wyniku testów stwierdzono, że hipoteza o log-normalnym rozkładzie jest prawdziwa, jeżeli wody cechuje skład zbliżony do naturalnego i jeżeli próby pobierane są w przekrojach „pełnego wymieszania”. Podobny wniosek wpływa również z badania funkcyjnej zależności między masą składników wody a natężeniem jej przepływu.

## Zasady określania zasobów wód

Szczegółowe analizy zależności funkcyjnych między ładunkiem a przepływem czy też statystyczna interpretacja pomierzonych stężeń dają pojedynczy wniosek, charakteryzujący dany składnik lub badaną cechę. Takie pojedyncze wyniki wymagają oceny względnej, odniesionej do wartości określonych normą. Do porównania wyników ocen uzyskanych dla każdego składnika wody zastosowano pojęcie wskaźnika zajęcia zasobów jako względną miarę wielkości przekroczenia normatywnego stężenia, dopuszczalnego dla wymaganej klasy czystości wód.

Matematycznym obrazem wskaźnika zajęcia zasobu  $W_z$  jest iloraz ładunku miarodajnego  $\bar{L}_m$  i dopuszczalnego  $\bar{L}_d$ , w rozpatrywanym przekroju pomiarowo-kontrolnym [23, 24]:

$$W_z = \frac{\bar{L}_m}{\bar{L}_d}$$

lub w postaci procentowej:

$$W_z = \frac{\bar{L}_m}{\bar{L}_d} \cdot 100, \%$$

Zastosowanie bezwymiarowej cechy, jaką jest wskaźnik zajęcia zasobu ( $W_z$ ) określony dla każdego składnika wód w danym przekroju, pozwala na przetransponowanie wyników interpretacji poszczególnych składników wód do nowej postaci, wspólnej dla wszystkich badanych składników wody i umożliwia bezpośrednie porównanie ze sobą wielkości dowolnych składników wody.

Wynikiem końcowym pracy jest ocena stanu zanieczyszczenia wód oraz wpływający zeń bilans jakościowy wód, opracowane na podsta-

wie metody M. Zajberta [23, 24]. W myśl założeń tego autora, miarodajną wielkością zasobu dyspozycyjnego może być dowolnie wybrany przepływ charakterystyczny, np.  $\bar{S}NQ$ ,  $Q_{95\%}$ ,  $\bar{S}Q$ .

Odprowadzenie zanieczyszczeń do odbiornika ma cechę potrzeby wodnej o charakterze poboru bezzwrotnego, którą można określić jako zajmowanie zasobu dyspozycyjnego dla odprowadzenia ścieków [23, 24].

Do oceny stanu zasobu dyspozycyjnego należy stosować odpowiednie kryterium w postaci stopnia zajęcia zasobu danej klasy czystości. Stopień zajęcia tego zasobu (w danym przekroju) jest uzależniony od wielkości ładunku zanieczyszczeń przepływających przez rozpatrywany przekrój bilansowy, którą to wielkość charakteryzuje wskaźnik  $W_z$ .

Miarą zajęcia zasobu wód podczas danego przepływu charakterystycznego jest iloczyn:

$$Q_{ch}^z = W_z \cdot Q_{ch}$$

w którym:

$Q_{ch}^z$  — zajęcie zasobu charakterystycznego np.  $\bar{S}NQ$ ,  $Q_{95\%}$ ;  
 $W_z$  — wskaźnik zajęcia zasobu;  
 $Q_{ch}$  — wielkość przepływu charakterystycznego,  $m^3 \cdot s^{-1}$ .

Różnicę między zasobem dyspozycyjnym a zajęciem zasobu stanowi zasób użyteczny:

$$Q_{ch}^u = Q_{ch} - (W_z \cdot Q_{ch}), m^3 \cdot s^{-1}$$

Wielkość zasobu użytecznego jest miarą przydatności wód do przyjmowania zanieczyszczeń, czyli chłonności.

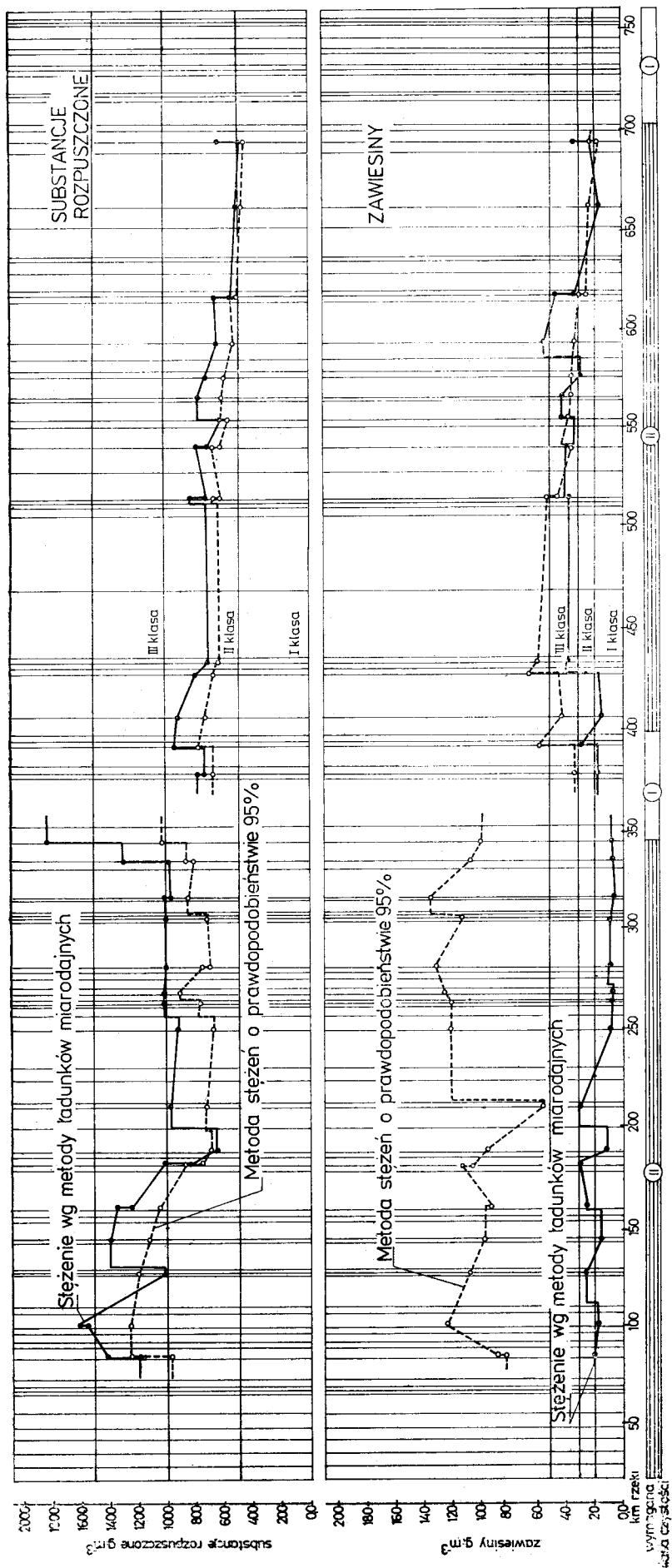
Do porównania jakości wód i uwidocznienia różnic — wynikających ze stosowania omówionych ocen włączono również metodę stężeń miarodajnych. Wielkości stężeń miarodajnych w przekrojach pomiarowo-kontrolnych obliczono w IKS na zlecenie IMGW [22]. Oceny porównawcze opracowano dla roku 1977, ponieważ ten okres ujęto w ostatniej edycji „Atlasu” [4]. Wszystkie obliczenia wykonano na EMC [7].

## Omówienie wyników obliczeń

### Dane wejściowe

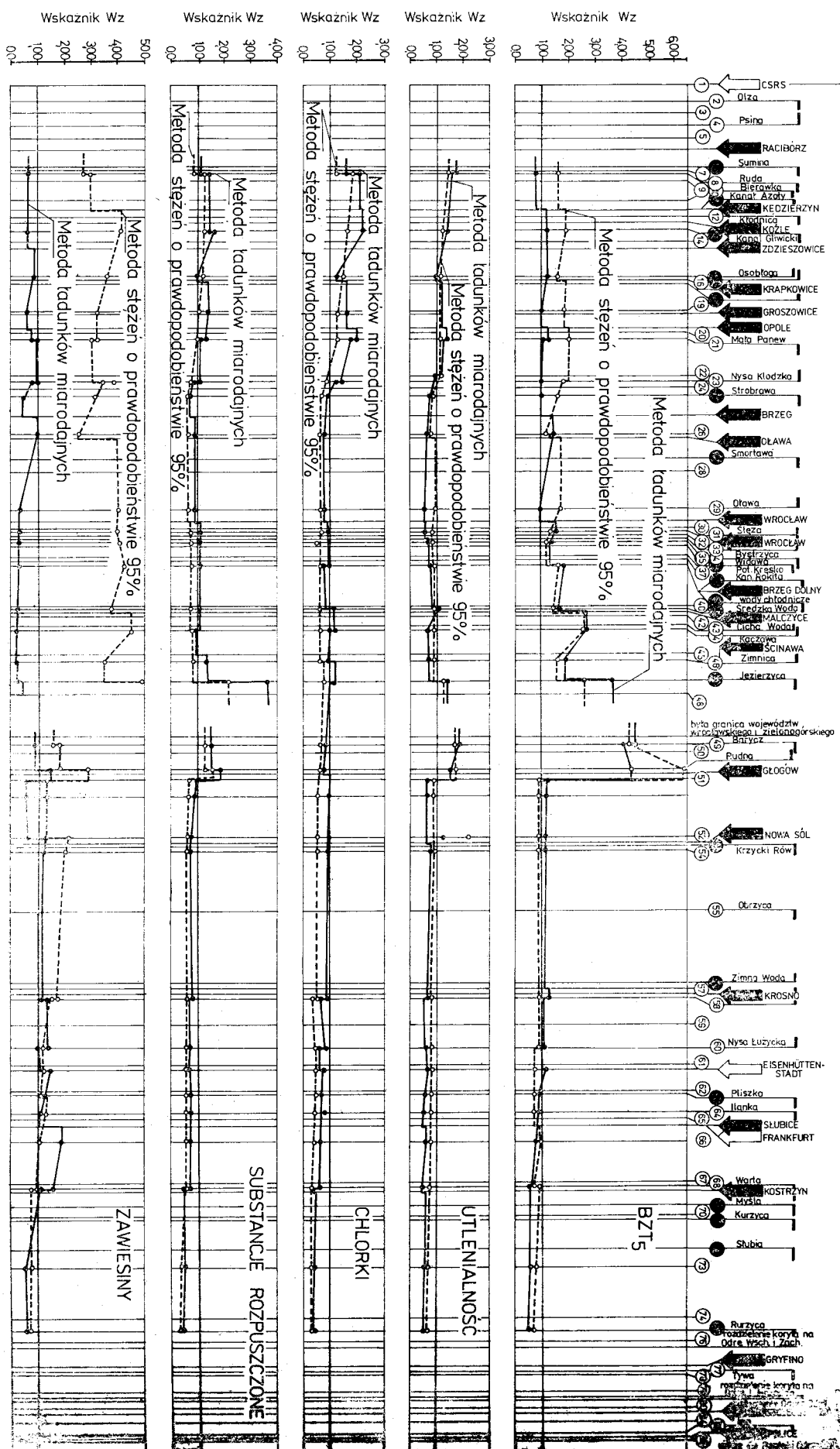
Podstawę oceny jakości wód oraz bilansu zasobów dyspozycyjnych Odry stanowiły historyczne zbiory wyników badań kontrolnych, wykonanych w 1977 r. w Ośrodkach Badań i Kontroli Środowiska: Katowic, Legnicy, Opolu, Szczecinie, Wrocławiu i Zielonej Górze. Oceną objęto Odrę od 82,4 do 695 km wraz z następującymi dopływami: Oławą, Bystrzycą i Nysą Łużycką (łączna liczba przekrojów: 81). O wyborze rzek zdecydował warunek, aby w przekrojach pomiarowo-kontrolnych były wykonane badania w roku 1977, a liczba wyników w każdym przekroju nie była mniejsza niż 10 analiz w roku. W przypadkach gdy badania wykonywano z większą częstotliwością, uwzględniono jedynie 12 prób pobranych w równomiernych przedziałach czasowych.

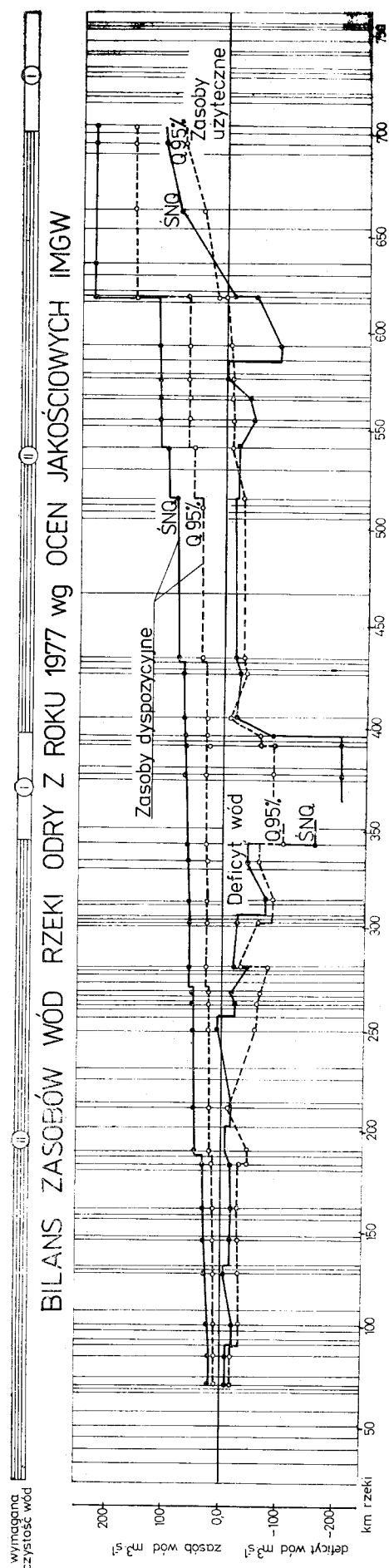




Rys. 1 Stan czystości wód Odry z roku 1977 wg metod IMGW

WSKAZNIKI ZASOBU WZ WÓD RZEKI ODRY W ROKU 1977 wg METOD IMGW





Rys. 2 Porównanie wskaźników oraz bilansów zasobów wód Odry, obliczonych na podstawie różnych metod określania stężeń charakterystycznych

## Oceny jakości wód i porównanie bilansów

Charakterystyka jakości wód Odry, opracowana z zastosowaniem trzech odmiennych metod interpretacji wyników, wykazała istotne różnice. Według metody ładunków miarodajnych stan zanieczyszczenia wód Odry był następujący: na odcinkach od ujścia rzeki Bierawki do ujścia Nysy Kłodzkiej oraz od 261 do 400 km i od 594 do 617 km — wody nie odpowiadały normom jakości III klasy czystości (rys. 1).

Odcinki od ujścia Nysy Kłodzkiej do 261 km oraz od 400 do 594 km cechowało zanieczyszczenie w granicach norm klasy III, natomiast w dolnym, przyujściowym odcinku poniżej ujścia Warty (km 615) jakość wody odrzańskiej odpowiadała wymaganiom II klasy czystości.

O wielkości przekroczeń dopuszczalnego poziomu zanieczyszczeń decydowały różne składniki: wskaźniki zasolenia (chlorki i substancje rozpuszczalne) dominowały w górnym biegu Odry, w części środkowej przeważały zanieczyszczenia organiczne, charakteryzowane wielkością BZT<sub>5</sub>. W dolnym, przyujściowym odcinku najwyższe przekroczenie norm jakości wykazywały zawiesiny (rys. 1).

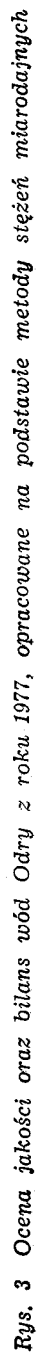
Zastosowanie metody stężeń gwarantowanych (95%) do interpretacji stanu czystości wód dało gorszy obraz jakości wody odrzańskiej, przekroczenie bowiem norm dopuszczalnych dla III klasy czystości wystąpiło na odcinku o długości 433,7 km. Poniżej ujścia Bobru stan czystości wód Odry odpowiadał normom III klasy, a począwszy od ujścia Warty uległ dalszej wyraźnej poprawie, spełniając warunki klasy II.

Wyniki bezpośredniego porównania ocen uzyskanych za pomocą dwóch metod IMGW pokazano na rys. 2.

Pokazanie każdego ze składników wody za pośrednictwem bezwymiarowej wielkości względnej tj. wskaźnika zajęcia zasobu, Wz, dowodzi, że w odniesieniu do zanieczyszczeń organicznych oraz zawiesiny metoda ładunków miarodajnych daje gorszy obraz jakości wód, natomiast interpretacja stanu zasolenia wód metodą stężeń gwarantowanych (95%) pozwala na uzyskanie łagodniejszej oceny jakości wód (rys. 2).

Ocena uzyskana na podstawie stężeń miarodajnych, obliczonych w IKŚ, nie wykazywała istotnych różnic w porównaniu z dwiema poprzednimi. Stan zanieczyszczenia przekroczył poziom dopuszczalnych stężeń na odcinku górnym i środkowym, natomiast w dolnej części biegu Odry nastąpiła poprawa jakości wód, co wyraziło się zakwalifikowaniem wód Odry do III i II klasy czystości (rys. 3).

Porównanie bilansów zasobów wód Odry, obliczonych na podstawie każdej z trzech metod wykazuje wyraźnie, że — niezależnie od stosowanego sposobu interpretacji danych wejściowych — w Odrze występuje głęboki niedobór wód w danej klasie czystości. Najmniejszy deficyt uzyskano stosując metodę ładunków miarodajnych. Największy niedobór wód dały



obliczenia wykonane metodą prawdopodobieństwa występowania stężeń (rys. 1 i 2). Zasadniczym powodem tak znacznych różnic ocen jakości wód oraz obliczonych bilansów wód Odry są ilości unoszonych zawieszin, które w statystycznej interpretacji wyników badań spowodowały największe przekroczenia dopuszczalnych norm (rys. 2).

Składnik ten gwałtownie wzrasta wraz ze wzrostem przepływu w rzece — co jest zjawiskiem naturalnym (spływy powierzchniowe, porywanie osadów itp.). Jednak w zbiorze wyników analiz liczba prób okresu podwyższonych przepływów jest znacząca, co uwidoczniło się wysokimi wartościami, odpowiadającymi prawdopodobieństwu 95%. W metodzie ładunków miarodajnych lub stężeń miarodajnych wielkości towarzyszące wysokim przepływom nie są tak istotne, bowiem przedmiot (analizy) oceny stanowią przepływy najniższe.

## Wnioski

1. Zaproponowany przez M. Zajberta sposób bilansowania zasobów wód, uwzględniający ocenę jakościową, jest szybką operacyjną metodą ilościowo-jakościową, która może stanowić podstawę zarządzania gospodarką wodną kraju.
2. Metody oceny jakości wód, zaproponowane przez IMGW (stanowiące podstawę obliczenia bilansu), mogą być stosowane do oceny jakości wód i obliczania zasobów dyspozycyjnych z wykorzystaniem programów na EMC.
3. Programy obliczeń jakości i ilości wód opracowane w IMGW mogą stosować inni użytkownicy, jeżeli zbiory danych o jakości wód gromadzą oni według systemu „Płock”.
4. Prawdopodobieństwo ocen jakości wód kraju wymaga następujących działań o charakterze ogólnokrajowym:

— badania jakości wód w punktach pomiarowo-kontrolnych powinny być koordynowane w całej zlewni (liczba badanych składników i częstotliwości badań);

— lokalizacje przekrojów pomiarowo-kontrolnych należy przeanalizować pod kątem poprawności wykonywania pomiarów przepływów oraz możliwości pełnego wymieszania zanieczyszczeń ze źródeł punktowych z wodami odbiornika;

— aktualnie obowiązujące wielkości przepływów charakterystycznych dla rzek w Polsce powinny opracować i opublikować odpowiednie służby IMGW.

## LITERATURA

1. **Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce — 1967.** Praca zbiorowa, IMGW, Warszawa 1971.
2. **Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce — 1970.** Praca zbiorowa, IMGW, Warszawa 1972.
3. **Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce — 1973.** Praca zbiorowa. IKS, Wrocław 1975.
4. **Atlas zanieczyszczenia rzek polskich — 1977.** Praca zbiorowa. IKS, Wrocław 1981.
5. R. P. BETSON, W. M. Mc MASTER: Nonpoint sources mineral water quality model. J.W.P.C.F. vol. 47, No 10, 1975.
6. A. CALDERONI, R. MOSELLO: Apperti chimici al Large Maggiore attraverso il fiume toce. Mem Inst. Idrebiel. 33, 1976.
7. A. DĄBROWSKI, M. CZAPLIŃSKI: Techniczny opis programów na EMC. Maszynopis IMGW, Wrocław 1983.
8. N. R. Drapper, H. SMITH: Analiza regresji stosowanej: PWN, Warszawa 1973.
9. M. FISZ: Rachunek prawdopodobieństwa i statystyka matematyczna. PWN Warszawa 1968.
10. A. D. HAMER, P. G. SOULSBY: An approach to chemical and biological river monitoring systems. Wat. Poll. Constr. Vol. 79, No 1, 1980.
11. B.D. HUGHES, R.N. EDWARDS: Flows of sodium, potassium, magnesium and calcium in the R. Cymon. S. Wales. Wat. Res. Vol. 11, No 7, 1977.
12. **Katalog Przekrojów Pomiarowo-Kontrolnych** zlokalizowanych na rzekach objętych badaniem jakości wody. IKS, Wrocław.
13. R. A. KOROL: Weryfikacja założeń modelu obliczeń zasobów dyspozycyjnych. Maszynopis. IMGW. 1983.
14. R. A. KOROL: O potrzebie nowelizacji przepisów Prawa Wodnego. Ochrona Środowiska. Informator Dolnośląskiego Oddziału PZiTS. Tom III, Wrocław 1983.
15. R. A. KOROL: Ilościowe ujęcie zagadnienia jakości wód. Ochrona Środowiska. Informator Dolnośląskiego Oddziału PZiTS. Tom IV (X) 1981 Wrocław.
16. H. MAŃCZAK: Techniczne podstawy ochrony wód przed zanieczyszczeniem. Skrypt. Politechnika Wrocławska, Wrocław 1972.
17. H. MAŃCZAK, H. SZYMAŃSKA: Nowe normatywy jakości powierzchniowych wód płynących w krajach członkowskich RWPG. Ochrona Środowiska. Informator Dolnośląskiego Oddziału PZiTS. Tom IV (X). Wrocław, 1981.
18. H. MAŃCZAK, H. SZYMAŃSKA: Nowe metody pomiaru i oceny jakości wód powierzchniowych płynących oraz ich normatywów w RWPG. Gospodarka Wodna. Nr 11, 1983.
19. R. V. SMITH, D. A. STEWARD: Statistical model of river loadings of nitrogen and phosphorus in the Lough Neagh System. Wat. Research Vol. 11, No 8, 1977.
20. A. STOJDA: Analiza statystyczna metod oceny jakości wód. Rozprawa doktorska. Maszynopis. IMGW. Warszawa 1979.
21. M. P. WANIELISTA i inni: Nonpoint sources effects on water quality. J.W.P.C.F. Vol. 49, No 3, 1977.
22. **Wartości stężeń miarodajnych, obliczonych do oceny jakości wód, dla rzek kontrolowanych w latach 1973—1977.** IKS (Praca wykonana w ramach umowy 42/D). Wrocław, Maszynopis 1981.
23. M. ZAJBERT: Ilościowe ujęcie tzw. zagadnienia jakości zanieczyszczenia wód w bilansie wodno-gospodarczym. Wiadomości IMGW. Tom VII (XXVIII), Zeszyt 1—2, 1981.
24. M. ZAJBERT: Ilościowe ujęcie tzw. zagadnienia jakości wód w bilansie wodno-gospodarczym. Maszynopis. IMGW. Warszawa 1980.