

ILOŚCIOWE UJĘCIE ZAGADNIENIA JAKOŚCI WÓD

Szeroka dyskusja oraz katastrofalne prognozy zanieczyszczenia wód w kraju są wynikiem ocen dokonywanych w kolejnych opracowaniach „Atlasu zanieczyszczenia rzek w Polsce” [1, 2]. Zwracanie uwagi społeczeństwa na konieczność właściwej kontroli oraz odpowiedniej ochrony zasobów wodnych jest ze wszech miar celowe, szczególnie obecnie, gdy możliwości ekonomiczne i gospodarcze kraju są ograniczone. Jednak podstawę wszelkich przedsięwzięć w tym zakresie powinien stanowić szczegółowy bilans posiadanych zasobów wodnych oraz dokładna ocena stopnia ich degradacji.

Wieloletnie badania kontrolne, wykonywane w około 1100 przekrojach pomiarowo-kontrolnych, zlokalizowanych na około 150 rzekach, pozwoliły na zgromadzenie ogromnej liczby wyników [2]. Roczny zbiór danych z pomiarów jakości wód szacuje się na ok. 13 200 analiz, tj 132 000 oznaczeń stężeń poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia.

Tak obszerne zbiory danych mogą stanowić podstawę oceny jakości posiadanych zasobów wodnych w poszczególnych latach oraz badań trendu zachodzących zmian jakościowych pod warunkiem, że interpretacja, dokonywana możliwie szybko i kompleksowo, znajdzie się w rocznikach statystycznych GUS — umożliwiając tym samym ocenę poczyniń w zakresie ochrony wód na tle całości planu gospodarczego.

Dotychczas pełne informacje o stanie zanieczyszczenia wód kraju są opracowywane w cyklach wieloletnich i tak dla przykładu: „Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce” z 1973 r., opracowany w IKS, wydany w 1975 r. — obejmował wyniki badań z lat 1971—1973. Aktualnie drukowany „Atlas”, stanowiący ocenę jakościową wód kraju z lat 1974—1977, ukaże się w całości dopiero w 1982 roku i wówczas będzie można uzyskać pełną informację o jakości wód sprzed pięciu lat. Tak długi czas interpretacji wyników oraz ich publikacji uniemożliwia podejmowanie prawidłowych decyzji z zakresu gospodarki wodnej. Szybka ocena będzie możliwa wówczas, gdy do opracowania zgromadzonego materiału analitycznego będą wykorzystywane maszyny cyfrowe.

Prawidłowa interpretacja oraz modelowanie podstawowych procesów zachodzących w wodach są zadaniami złożonymi, uzależnionymi od wielu czynników (geomorfologicznych, klimatycznych, sposobów zagospodarowania zlewni, metod wykonywania badań i pomiarów kontrolnych itp.), a ich wzajemne współdziałanie

nie może być opisane prostymi zależnościami matematycznymi w modelach dwuwymiarowych, ani też za pomocą prostej analizy statystycznej [14]. Wprowadzenie wielowymiarowych modeli stanu jakości wód jest zadaniem czasochłonnym i kosztownym, wymagającym informacji wstępnych (danych) o odpowiednim poziomie warygodności.

Aktualnie posiadane zbiory danych nie gwarantują takiego poziomu, ponieważ stosowane metody analityczne oraz pomiarowe cechuje niska precyzja i dokładność, a brak kontroli prac poszczególnych laboratoriów powodował, że względy partykularne danych województw decydowały o wynikach badań kontrolnych [30]. Propozycje nowych metod interpretacji wyników badań jakości wód powinny uwzględniać możliwość aktualnie posiadanej bazy danych wyjściowych.

Przegląd popularnych metod oceny jakości wód

W Polsce charakterystyki stanów czystości wód oraz oceny zachodzących zmian są opracowywane na podstawie trzech metod interpretacji:

- stężeń miarodajnych [1, 2, 15, 16]
- stężeń charakterystycznych [25]
- stężeń gwarantowanych [24, 26]

Najczęściej stosowana jest metoda stężeń miarodajnych, polegająca na obliczaniu, w każdym przekroju obserwacyjnym, wartości stężeń miarodajnych (kontrolowanych wskaźników zanieczyszczenia), wyznaczanych z zależności między stężeniem tego wskaźnika a wielkością przepływu, odniesionych do przepływu miarodajnego, tj. średniej niskiej wody z wielolecia [15, 16].

Do ustalenia zależności między stężeniem zanieczyszczeń a natężeniem przepływu zaleca się stosowanie następujących równań [1, 2]:

$$y = aQ + b; \quad y = aQ; \quad y = be^{aQ},$$

w których: Q — natężenie przepływu, $m^3 \cdot s^{-1}$. y — stężenia zanieczyszczeń w $g \cdot m^{-3}$.

Często trzy podstawowe równania nie opisują otrzymanych zależności i wówczas zaleca się stosowanie równań wielomianowych [17, 12]:

$$y = \frac{a}{Q} + b \cdot Q + c$$

$$y = a \cdot Q^b \cdot e^{c:Q}$$

Do obliczenia równań stosuje się odpowiednie programy na EMC.

Na podstawie stężeń miarodajnych sporządza się profile hydrochemiczne, obrazujące przebieg zmian poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia wzdłuż biegu rzeki. Zasada wrysowywania krzywych, charakteryzujących przebieg zmian stężeń miarodajnych, polega na subiektywnym wyborze krzywej, która zdaniem opracowującego wyniki jest najlepiej wpisana w punkty obliczone z równań regresji.

W myśl Prawa Wodnego [21] podstawą oceny wód są stężenia charakterystyczne, wyznaczone według metody CUGW [25], tj.:

— dla wszystkich wskaźników zanieczyszczenia, z wyjątkiem toksycznych, należy przyjmować średnią arytmetyczną z dwóch najbardziej niekorzystnych (w okresie roku). Jeżeli wynik ostatni (w uporządkowanym ciągu rosnącym) jest wyższy od poprzedniego o 200%, należy go odrzucić, a obliczyć średnią z 2 i 3 z maksymalnych;

— dla wskaźników toksycznych (metale ciężkie, wolny chlor, cyjanki, CS_2 , $HCHO$, insektycydy, substancje promieniotwórcze) przyjmuje się wartości najniekorzystniejsze [24].

Aktualne stężenia charakterystyczne są stosowane w ocenach wód kraju, wykonywanych przez OBRI w Płocku.

Oprócz dwu metod oficjalnie stosowanych wprowadza się statystyczną interpretację stężeń poszczególnych wskaźników zanieczyszczenia, polegającą na ustaleniu poziomu stężeń, który nie może być przekroczony. Podstawą tej metody jest podanie procentu czasu, w którym rzeka musi spełniać przyjęte kryteria jakości. W większości przypadków jest to granica 95%, jakkolwiek w niektórych opracowaniach podaje się wartości o gwarancji 50 i 90%. W doniesieniach literatury zachodniej oprócz podstawowego poziomu 95% można znaleźć koncepcję wartości stężenia maksymalnego o poziomie gwarancji nawet 99,9% [19].

W polskim piśmiennictwie technicznym z zakresu ochrony wód do statystycznej oceny stężeń zanieczyszczeń, o wymaganym poziomie gwarancji nieprzekraczalności założonych kryteriów, stosuje się uproszczoną metodę graficzną, opisaną w 1961 r. przez Eckenfeldera [6]. Odczytanie z wykresu przybliżonej wartości stężeń o wymaganym poziomie gwarancji jest prawidłowe jedynie wówczas, gdy w obraz z rozkładu prawdopodobieństwa występowania stężeń można jednoznacznie wpisać linię prostą. W badaniach jakości wód stwierdzono, że stężenia zanieczyszczeń podlegają zmiennym rozkładom: od normalnego do lognormalnego, przy czym ten ostatni najczęściej charakteryzuje zanieczyszczenia. Do zagwarantowania prawidłowości obliczeń statystycznych jest wymagana odpowiednia częstotliwość wykonywania badań [19, 24, 28].

W licznych pracach zagranicznych stwierdzono, że istnieje względnie stała zależność między ładunkiem niesionych zanieczyszczeń a przepływem chwilowym w rzece [3, 5, 7, 8, 13, 14, 22, 27]:

$$L = a \cdot Q^b, \quad (g \cdot s^{-1}),$$

gdzie

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

L — ładunek zanieczyszczeń płynących wraz z wodą, $g \cdot S^{-1}$;

a, b — stałe ustalone na podstawie wyników pomiarów.

W ostatnim okresie coraz częściej można spotkać prace, w których oceny jakości wód stosowano indeks jakości wód, stanowiących wskaźnikową ocenę jakości podlegającą podstawowym prawom kwantyfikacji stanów.

Kwantyfikacja stanów kryterialnych sprowadza się do wyrażenia ich (niezależnie od wartości bezwzględnych) za pomocą ułamków dziesiętnych, mieszczących się w przedziale zamkniętym liczbami 0 i 1 o równej osi liczbowej [9]. Koncepcja taka umożliwi zbiorcze uwzględnienie wpływu kryteriów wyrażonych różnymi jednostkami przez sumowanie ich stanów względnych.

Indeks jakości wód, zastosowany do ogólnej klasyfikacji stanów zanieczyszczenia wód, jest oceną wieloczynnikową, uwzględniającą równocześnie wszystkie badane wskaźniki zanieczyszczenia [4, 20, 32].

Próbę kryterialnego ujęcia stanów jakości wód jest metoda prof. M. Zajberta, wprowadzająca pojęcie zasobu dyspozycyjnego wód [29]. W metodzie tej przyjęto, iż miarodajną wielkością zasobu dyspozycyjnego jest przepływ $\dot{S}NQ$. Stopień zajęcia tego zasobu jest uzależniony od wielkości ładunku zanieczyszczeń przepływającego przez rozpatrywany przekrój bilansowy. Jeżeli w danym czasie t zanieczyszczenie wody w rzece odznacza się stężeniem S_i , wówczas stan zasobu dyspozycyjnego Q^D_i określa zależność:

$$Q^D_i = \frac{S_{dop} - S_i}{S_{dop}} \dot{S}NQ, \quad m^3 \cdot s^{-1}$$

w której:

S_{dop} — stężenie dopuszczalne, wynikające z obowiązujących norm danej klasy czystości, $g \cdot m^{-3}$;

S_i — stężenie odpowiadające przepływowi $\dot{S}NQ$ w i — tym przekroju, $g \cdot m^{-3}$.

Stopień zajęcia zasobu dyspozycyjnego zależy od wielkości S_{dop} i S_i :

$$Z = \frac{S_i}{S_{dop}}$$

W przypadku, gdy stężenie zanieczyszczenia w wodzie rozpatrywanego przekroju jest bliski 0, zasób dyspozycyjny jest bliski $\dot{S}NQ$; jeżeli $S_i = S_{dop}$, wówczas zasób dyspozycyjny uległ wyczerpaniu, jeśli natomiast $S_i > S_{dop}$, wtedy występuje deficyt wody.

PORÓWNANIE STĘŻEŃ MIARODAJNYCH CHARAKTERYSTYCZNYCH I PRAWDOPODOBNYCH ZE STĘŻENIAMI OBLICZONYMI Z ŁADUNKÓW MIARODAJNYCH

Lp.	Wskaźnik	Jednostka	stężenia miarodajne				stężenie charakterystyczne (CUGW)	stężenie prawdopodobne 95%	c=	Lm ŚNQ
			$c=b \cdot e^{a \cdot Q}$	$c=a \cdot Q+b$	$c=\frac{a}{Q}+b \cdot Q+c$	$c=a \cdot Q$				
1.	BZT ₅	mg O ₂ ·dm ⁻³	5,8	10,2	6,8	13,4	11,0	11,4	7,1	
2.	ChZT—Mn	mg O ₂ ·dm ⁻³	11,8	10,8	15,1	10,6	16,9	17,7	11,4	
3.	ChZT—Cr	mg O ₂ ·dm ⁻³	39	75	62	67,7	70	61,4	46,6	
4.	chlorki	mg Cl·dm ⁻³	176	356	378	293	199	200	300	
5.	siarczany	mg SO ₄ ·dm ⁻³	122	217	244	193	145	135	160	
6.	wapń	mg Ca·dm ⁻³	81	113	121	98	90	90	93	
7.	sód	mg Na·dm ⁻³	96	203	197	174	115	113	165	
8.	potas	mg K·dm ⁻³	11	18	22	16	14,7	14,4	14,7	
9.	magnez	mg Mg·dm ⁻³	18	23	24	28	24	23,1	18,6	
10.	żelazo ogólne	mg Fe·dm ⁻³	1,5	-0,3	-9,7	0,51	4,45	3,7	1,1	
11.	miedź	mg Cu·dm ⁻³	0,011	0,008	-0,02	0,011	0,028	0,022	0,011	
12.	cynek	mg Zn·dm ⁻³	0,18	-0,13	0,24	0,137	0,475	0,53	0,12	
13.	olów	mg Pb·dm ⁻³	0,02	0,032	0,027	0,016	0,042	0,036	0,028	
14.	azot amonowy	mg N·dm ⁻³	3,4	10,0	11,1	8,95	6,1	7,1	9,6	
15.	azotyny	mg N·dm ⁻³	0,15	0,55	0,87	0,65	0,71	0,55	0,26	
16.	azotany	mg N·dm ⁻³	3,05	1,22	0,196	1,16	6,0	5,9	2,52	
17.	substancje rozpuszczone	mg·dm ⁻³	619	1162	1108	845	697	737	933	
18.	zawiesiny	mg·dm ⁻³	39	-29	-384	10,3	168	145	28,5	

Uzasadnienie wyboru metod oceny jakości wód

Z przytoczonego przeglądu metod interpretacji nasuwa się pytanie: jak dalece wybór metody interpretacji danych decyduje o ostatecznej ocenie stanu zanieczyszczenia?

Próbę odpowiedzi stanowią obliczenia wykonane w Zakładzie Badania Jakości Wód IMGW we Wrocławiu. Na podstawie wyników badań jakości wód rzeki Odry w km 391, które wykonano w roku 1980 (z częstotliwością $\bar{Q}=10 \pm 1$ dni) obliczono stężenia miarodajne, charakterystyczne, gwarantowane, jak również ilorazy ładunków miarodajnych i przepływów ŚNQ (tab. 1). Wyniki badań i obliczeń zilustrowano dla kilku wybranych wskaźników (rys. 1, 2, 3)

Z zestawienia wynika, że stężenia charakterystyczne i gwarantowane (95%) są do siebie zbliżone.

Stężenia obliczone z ładunków miarodajnych są zbliżone do wielkości wyznaczonych z równania wielomianowego: $S=a \cdot Q^b \cdot e^{c \cdot Q}$, natomiast stężenia miarodajne różnią się w sposób istotny w zależności od typu równania regresji (tab. 1). O wyborze równania decyduje zazwyczaj wyższy współczynnik korelacji. Należy jednak stwierdzić, że w większości przypadków współczynniki te są bardzo niskie. Dla przykładu w tab. 2 podano współczynniki korelacji równań regresji, charakteryzujących stan zanieczyszczenia wód rzeki Wieprz z lat 1973-1976 (11). Ocenę opracowano na podstawie wyników OBiKS z 14 przekrojów pomiarowo-kontrolnych. Podstawą wyboru typu równania opisującego wielkość stężenia miarodajnego była najwyższa wartość współczynnika korelacji oraz kształt krzywej na profilu. Wielkości tych współczynników podane w tab. 2 dowodzą bra-

ku korelacji między stężeniem a przepływem, co podważa wartość klasyfikacji.

Metoda stężeń miarodajnych opublikowana w czasopiśmie zachodnich [17] nie znalazła zastosowania. W publikacji WHO stwierdzono jedynie, że może pojawiać się trend zależności stężenia i przepływu [28].

Zaprzeczenie występowania zależności między przepływem a stężeniem w wodzie zanieczyszczeń takich, jak BZT₅ i azot amonowy, można znaleźć w pracy Ross'a [20].

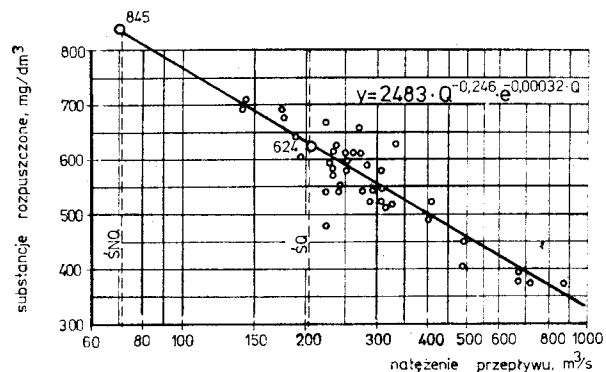
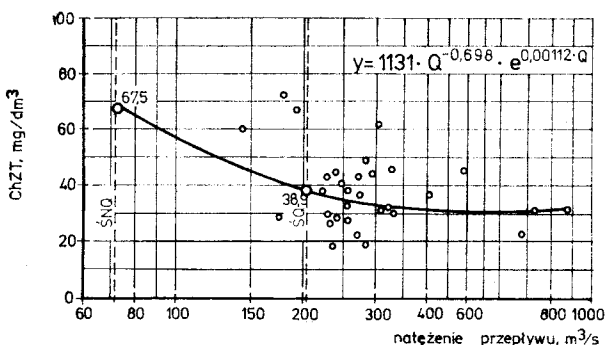
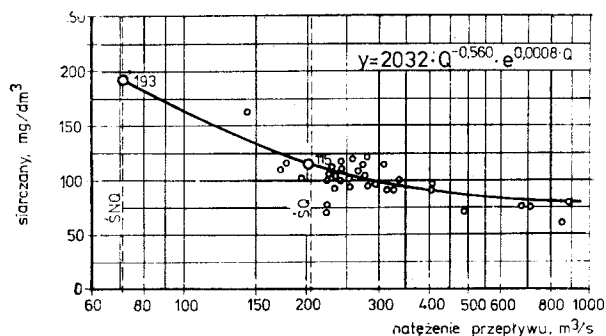
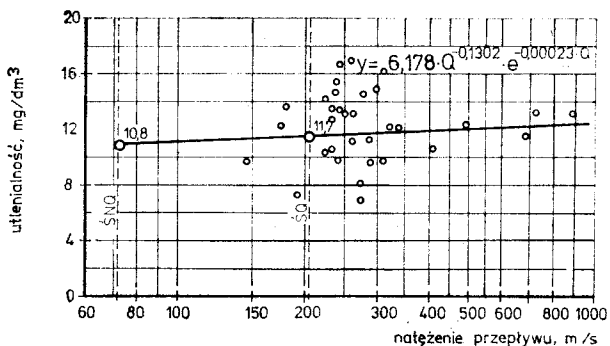
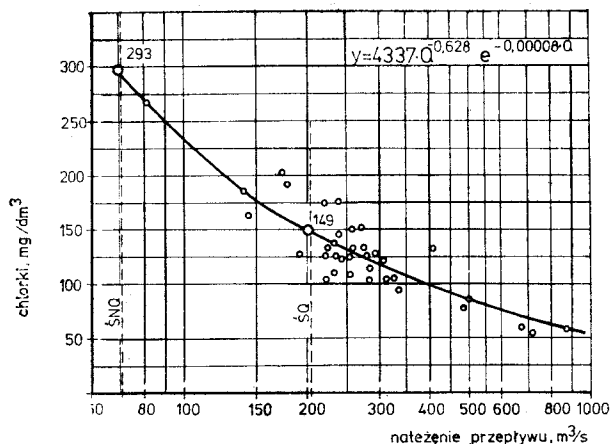
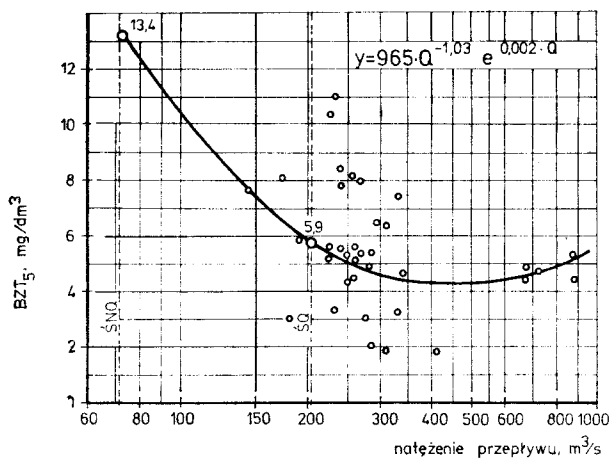
Smith i Steward po wykonaniu badań wielu rzek i potoków w Stanach Zjednoczonych nie stwierdzili występowania zależności między stężeniem zanieczyszczeń w wodzie rzek a natężeniami przepływów, lecz jedynie wyraźną korelację ładunku zanieczyszczeń i natężenia przepływu [22].

W polskim piśmiennictwie również pojawiły się prace podające w wątpliwość ocenę jakości wód opracowaną z zastosowaniem metody stężeń miarodajnych [18].

Powyzsze wątpliwości zadecydowały o konieczności zaproponowania metod oceny jakości wód, które są stosowane dość powszechnie, a mianowicie: metody ładunku miarodajnego i stężenia gwarantowego (o 95% poziomie gwarancji). Należy jednak podkreślić, że tak wysoki poziom gwarancji jest możliwy tylko wówczas, gdy badania jakości wód są wykonywane z odpowiednią częstotliwością [28].

Obydwie zaproponowane metody mogą być stosowane w obliczeniach wykonywanych na EMC. We Wrocławskim oddziale IMGW napisano specjalny program [33].

Zastosowanie tych metod interpretacji ocen jakości wód pozwala na pełne oprogramowanie obliczeń bilansu posiadanych zasobów dyspozy-



Rys. 1 Zależność pomiędzy stężeniem i przepływem określone dla BZT₅, utlenialności, ChZT, chlorków, siarczanów, substancji rozpuszczonych

cyjnych z wód płynących. Przykład algorytmu obliczeń zasobów wód podano na rys. 4 (szczegółowy opis algorytmów można uzyskać w IMGW).

Tabela 2

ZAKRES ZMIAN WSPÓŁCZYNNIKÓW KORELACJI RÓWNAŃ REGRESJI KTÓRE STANOWIŁY PODSTAWĘ OCENY JAKOŚCI WÓD RZEKI WIEPRZ (12)

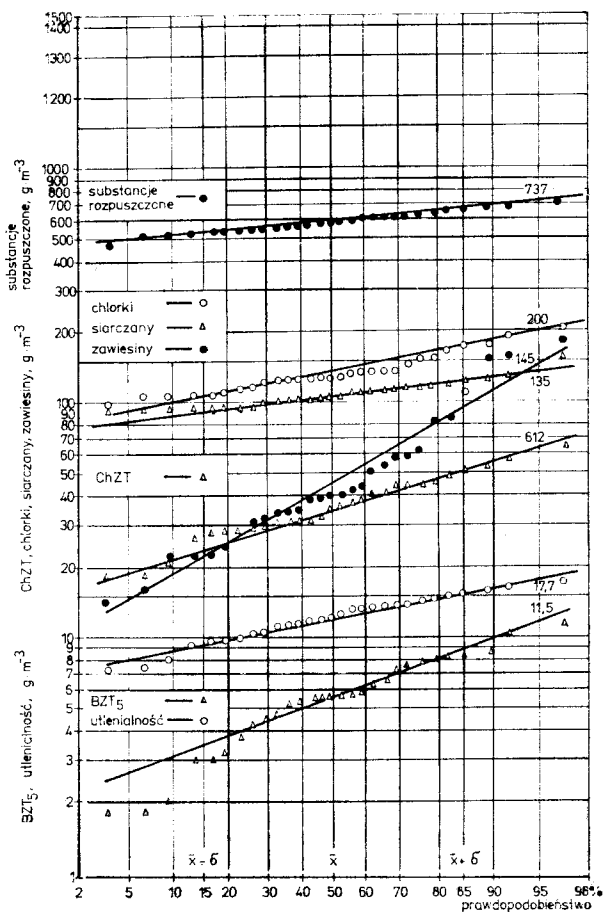
wskaznik	wartość współczynnika korelacji							
	typ równania							
	y=ax+b			ln y=ln b+ax				
BZT ₅	0,07	0,15	0,26	0,1	0,24	0,28	0,31	
	0,33	0,43		0,38	0,38	0,39	0,4	0,4
chlorki	0,09	0,411	0,37	0,04	0,1	0,07	0,18	0,2
				0,29	0,27	0,23	0,3	0,55
				0,57				
zawiesiny	0,05	0,09	0,11	0,06	0,1	0,13	0,14	0,25
	0,54			0,27	0,3	0,31	0,37	0,52

Wnioski

1. Z omówienia podstawowych metod oceny jakości wód wynika, że najbardziej przydatne są: metoda ładunku miarodajnego i metoda stężenia gwarantowanego. Metody te mogą być stosowane do przybliżonej interpretacji graficznej bądź w obliczeniach bezpośrednich. Można je także stosować w elektrolitycznej technice obliczeniowej.

2. Określenie stopnia zajęcia zasobu dyspozycyjnego pozwala obliczyć posiadane zasoby wód czystych, a w przypadku ich braku — wielkość deficytu wody na każdym odcinku biegu rzeki.

3. Zaproponowana interpretacja wyników badań pozwala na pełne oprogramowanie obliczeń, a tym samym dokonywanie analiz zmian jakości wód w dowolnym czasie.

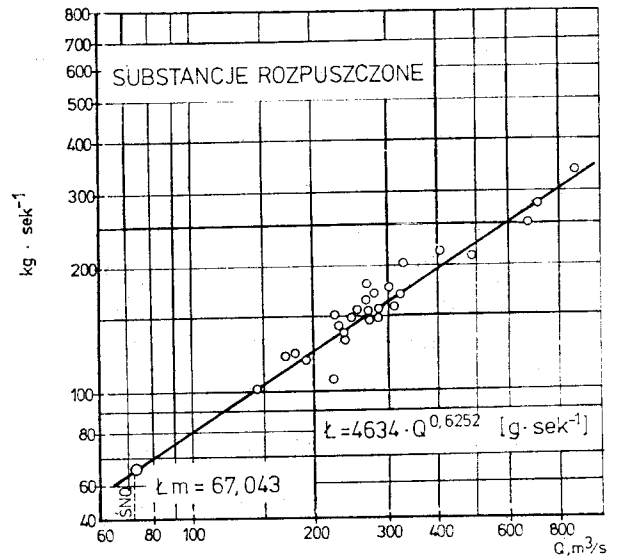
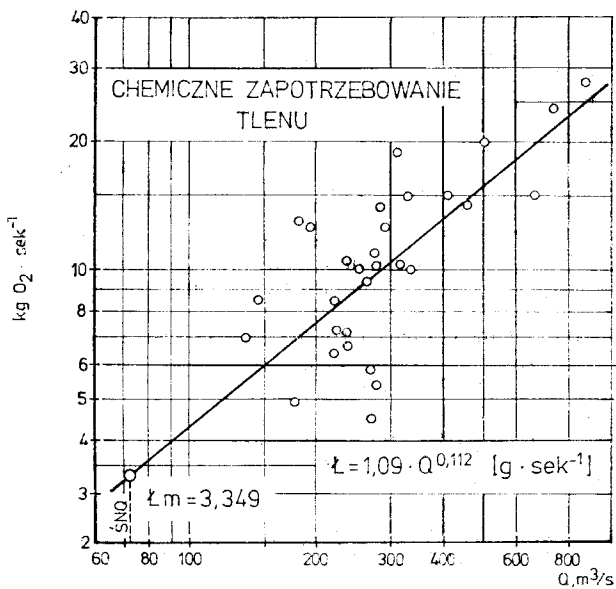
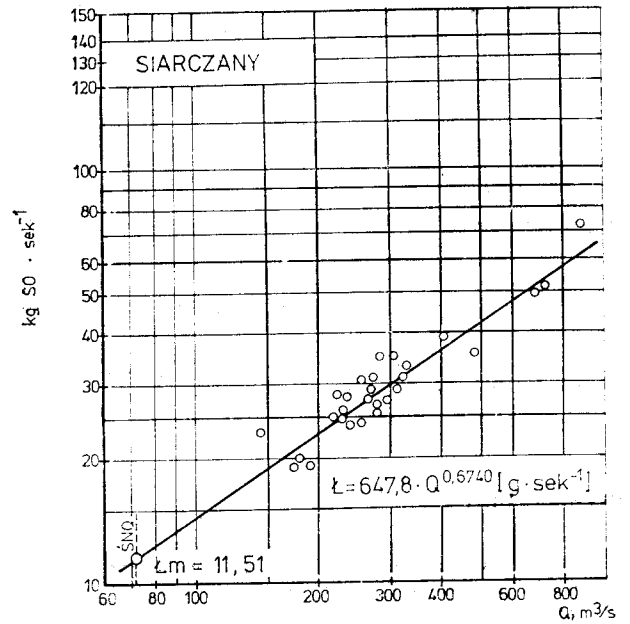
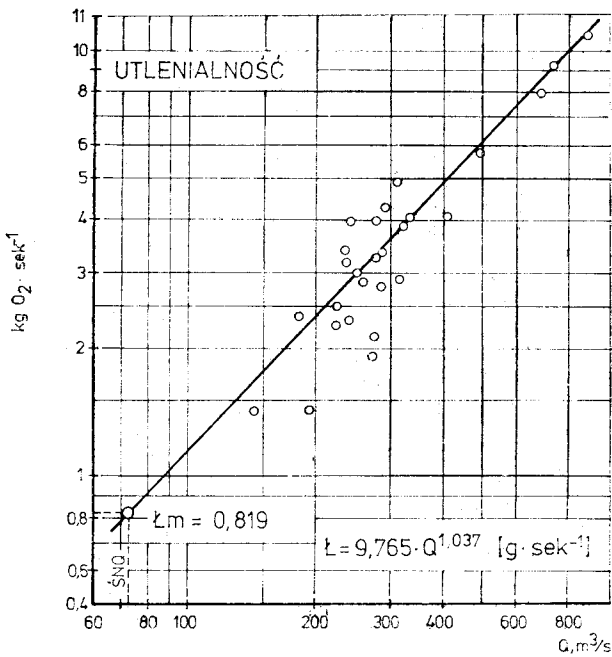
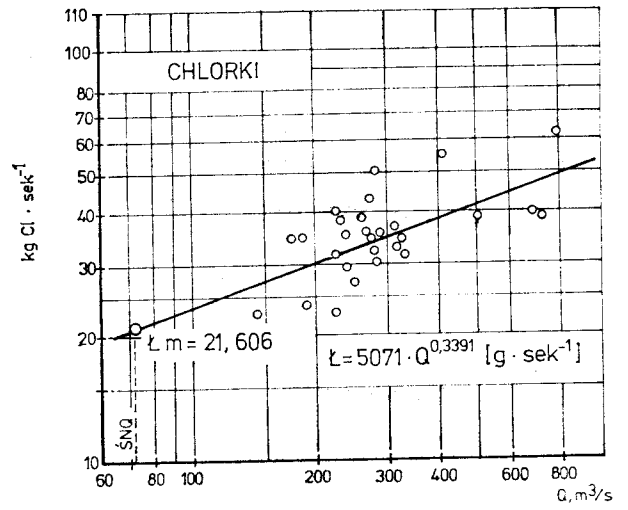
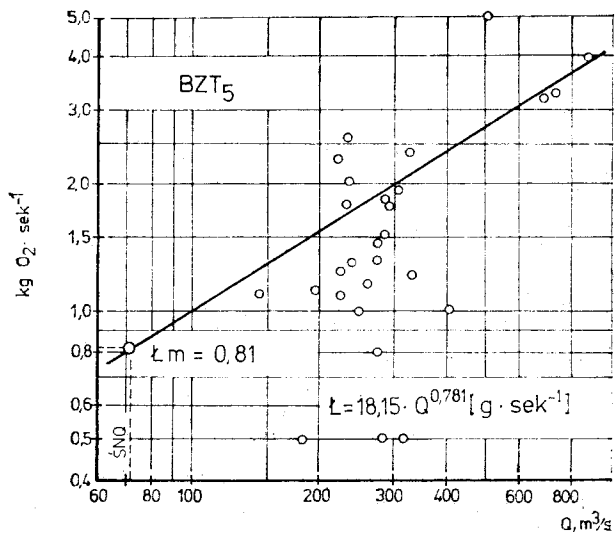


Rys. 2 Rozkład prawdopodobieństwa występowania stężeń BZT₅, utlenialności, ChZT, siarczanów, chlorków, zawiesin i substancji rozpuszczonych

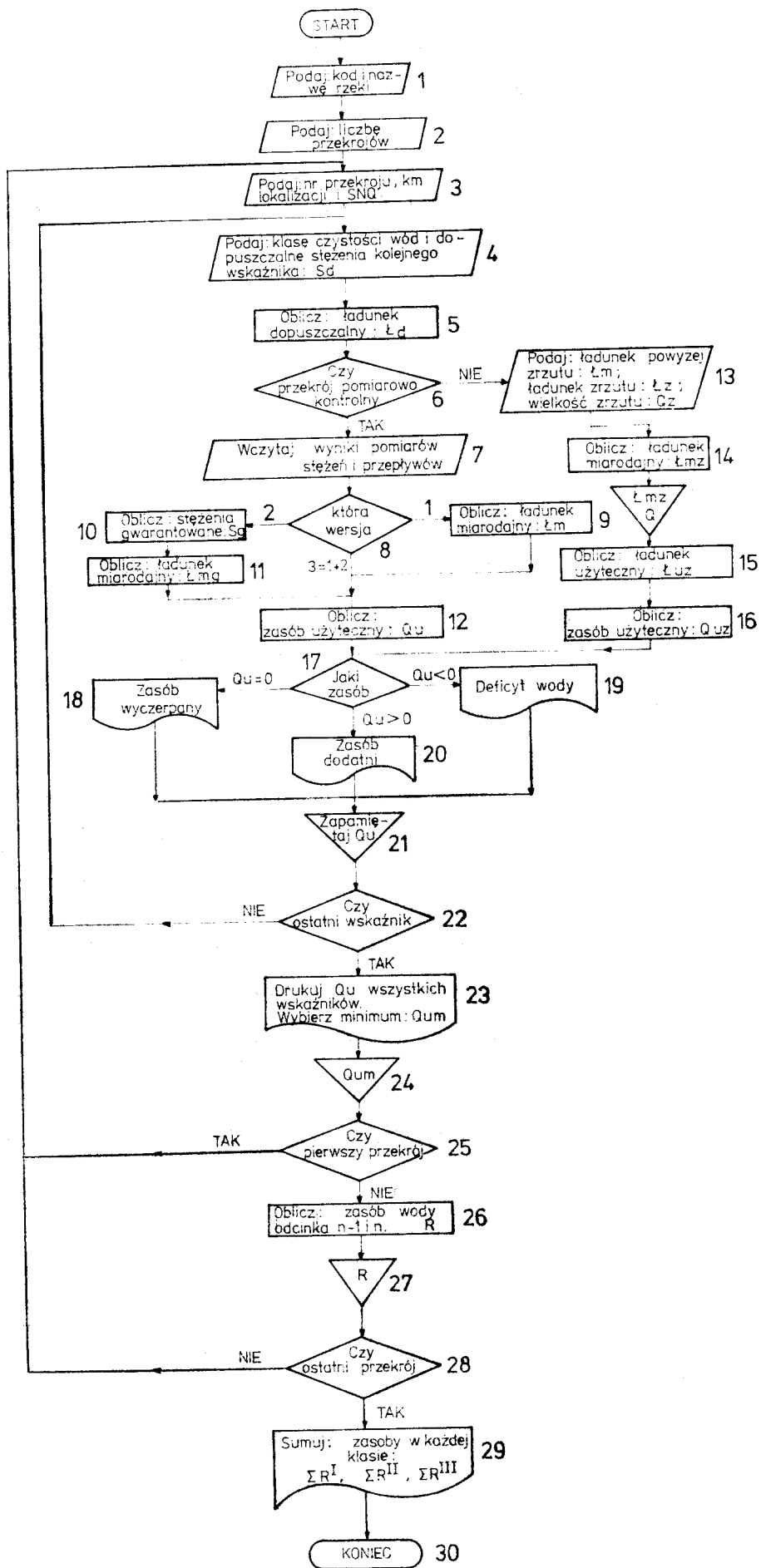
LITERATURA

1. Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce. 1973. Praca zbiorowa IKS Wrocław. 1975.
2. Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce. 1977. Praca zbiorowa IKS Wrocław. 1981.
3. R. BETSON, W. M. Mc MASTER: Nonpoint sources mineral water quality model. JWPCF vol. 47, No 10, pp. 2461—2473. 1975.
4. P. W. BOLTON i inni: An Index to improve water quality classification. Wat. Poll. Contr. Vol. 77, No 2, pp. 271—284. 1978.
5. A. CALDERONI, R. MOSELLO: Apporti chimici al Lago Maggiore attraverso il fiume loco. Mem. Inst. Ital. Idrobiol. 33, pp. 125—159. 1976.
6. W. W. ECKENFELDER, D. J. O'Connor: Biological waste treatment. Pergamon Press. New York. 1961.
7. A. D. HAMER, P. G. SOULSBY: An approach to chemical and biological river monitoring systems. Wat. Poll. Contr. Vol. 79, No 1, pp. 56—59. 1980.
8. B. D. HUGHES, R. W. EDWARDS: Flows of sodium, potassium, magnesium and calcium in the R. Cymon. S. Wales Wat. Res. Vol. 11, No 7, pp. 563—566. 1977.
9. R. KOLMAN: Ilościowe określenie jakości. PWE Warszawa. 1973.
10. R. A. KOROL: Ocena skutków zrzutu do Odry podgrzanych wód z elektrowni „Dolna Odra”. Ochrona środowiska. Informator Dolnośląskiego Oddziału PZiTS Tom II. Str. 34—43. 1980.
11. R. A. KOROL: Statystyczna ocena dyspozycyjnych zasobów uwzględniająca stan zanieczyszczenia wód. Maszynopis. IMGW Warszawa. 1979.

12. R. A. KOROL: Przygotowanie danych i opracowanie algorytmu oceny zasobów dyspozycyjnych, uwzględniających stan ich zanieczyszczenia. Temat PR-7-02-0506. Maszynopis. Biblioteka IMGW Warszawa. 1981.
13. W. K. LIA, H. M. Mc Crimmon: Assessment of particulate organic matter in river waters. Inst. Revue. Ges. Hydrob. Vol. 62, No 4, pp. 445—463. 1977.
14. J. L. MAHLOCH: Graphical interpretation of water quality data. Water, Air and Soil Poll. No 3, pp. 217—236, 1974.
15. H. MAŃCZAK, K. JARMOLIŃSKA: Jakość wód Wisły i jej dorzecza. Aura Nr 10, str. 5—7. 1979.
16. H. MAŃCZAK: Badanie stanu zanieczyszczenia wód za pomocą automatycznych stacji pomiarowo-kontrolnych. Prace Nauk. Inst. Inż. San. Wod. Politechnika Wroclawska Nr 10, str. 91—118. 1971.
17. H. MAŃCZAK, H. FLORCZYK: Interpretation of results from the studies of pollution of surface flowing waters. Wat. Research. Vol. 5, pp. 575—584. 1971.
18. W. MIRONIUK: Aktualne problemy ochrony wód. Biuletyn Informacyjny Sekcji Badań i Ochrony Środowiska PZiTS Nr 2. Wrocław, NOT. 1976.
19. D. R. PRICE, M. J. PEARSON: The derivation of quality conditions for effluents discharged to freshwater. Wat. Poll. Contr. Vol. 78, No 1 pp. 118—138. 1979.
20. L. S. ROSS: An index system for classifying river water quality. Wat. Poll. Contr. Vol. 76, No 1, pp. 113—117. 1977.
21. Rozporządzenie Rady Ministrów z dnia 29 listopada 1975 w sprawie klasyfikacji wód ... Dz. U. nr 41 poz. 214.
22. R. V. SMITH, D. A. Steward: Statistical models of river loadings of nitrogen and phosphorus in the Lough Neagh System. Wat. Research Vol. 11, No 8 pp. 631—636. 1977.
23. R. V. SMITH: Domestic and agricultural contribution of the inputs of phosphorus and nitrogen to Lough Neagh. Wat. Research. Vol. II. No 5, pp. 453—459. 1977.
24. A. STOJDA. Analiza statystycznych metod oceny jakości wody. Rozprawa Doktorska. IMGW. Warszawa 1979.
25. Tymczasowa instrukcja prowadzenia pomiarów oraz oceny stanu czystości wód powierzchniowych płynących. CUGW. Warszawa 1967.
26. Uściślenie jednolitych kryteriów jakości wód. Protokół z posiedzenia Rady Naukowo-Technicznej RWPG w temacie 1A — 2.08. Lubniewice 1979.
27. M. P. WANIELISTA i inni: Nonpoint sources effects on water quality. JWPCF. Vol 49, No 3, pp. 441—451. 1977.
28. Water quality surveys. UNESCO WHO/1980 ISBN 92-3-10/473-0.
29. M. ZAJBERT: Ilościowe ujęcie tzw. zagadnienia jakości (zanieczyszczenia) wód w bilansie wodno-gospodarczym. Maszynopis. IMGW. Warszawa 1980.
30. Zaktualizowana koncepcja systemu kontroli jakości wód powierzchniowych (Synteza).. Program Rządowy PR-7. Podtemat 02.02.02.01. Maszynopis IMGW. 1980.
31. Zarządzenie Prezesa CUGW z dn. 15 lutego 1972 r. w sprawie zaliczenia do klas czystości niektórych rzek. M.P. nr 15 poz. 103.
32. K. ZDUNKIEWICZ: Zastosowanie uogólnionego wskaźnika „WQI” do oceny jakości wody powierzchniowej. Ochrona Środowiska Tom 3 (IX) wrzesień 1981. Wyd. PZiTS Nr 365. NOT Warszawa 1981.
33. J. PEISERT, M. CZAPLIŃSKI: Program na EMC do obliczania ładunków miarodajnych i stężeń gwarantowanych. Maszynopis. IMGW Wrocław, 1981.



Rys. 3 Wykresy zależności przepływów i ładunków zanieczyszczeń BZT₅, utlenialności, ChZT, chlorków, siarczanów i substancji rozpuszczonych



Rys. 4 Schemat blokowy obliczeń zasobów dyspozycyjnych i strumieni wód