

SAMOOCZYSZCZANIE SIĘ RZEK POLSKI W ŚWIEŁLE DOTYCHCZASOWYCH WYNIKÓW BADAŃ

Samooczyszczanie się wód powierzchniowych jest kompleksowym procesem, przez który rozumie się naturalne, bez udziału człowieka, zmniejszanie w wodzie zawartości zanieczyszczeń. Proces samooczyszczania ocenia się najczęściej w oparciu o kryterium fizyczno-chemiczne, które polega na ocenie szybkości zaniku zanieczyszczeń, podlegających rozkładowi oraz na ocenie zmian wskaźników określających warunki tlenowe. Te ostatnie wskaźniki często wyodrębnia się jako tzw. kryterium tlenowe, które w ogólnym zarysie opiera się na analizie dwóch przeciwstawnych sobie procesów, zachodzących równocześnie a związanych z zużyciem tlenu na biochemiczny rozkład materii organicznej i z uzupełnieniem jego zawartości w wodzie przez pobór z atmosfery lub z innych źródeł.

Podstawą liczbowego wywartościowania procesu samooczyszczania się wód wg kryterium tlenowego, jest krzywa zawartości rozpuszczonego tlenu oraz krzywa zużycia tlenu. Przebieg linii tlenowej dla rzek swobodnie płynących, w których nie zachodzą procesy sedymentacji zawiesin oraz fotosynteza, określa równanie Streetera i Phelps'a (1925) oraz Streetera (1935a, 1935b):

$$D_t = \frac{k_1}{k_2 - k_1} L_a (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + D_a \cdot 10^{-k_2 t} \quad (1)$$

Wpływ napowietrzania wyrażony wielkością deficytu tlenowego w danym punkcie przedstawia dla wody czystej wyrażenie:

$$D_t = D_a \cdot 10^{-k_2 t} \quad (2)$$

natomiast wielkość pozostałego po czasie t zapotrzebowania tlenu określa równanie:

$$L_t = L_a \cdot 10^{-k_1 t} \quad (3)$$

W równaniach tych oznaczają:

L_a, L_t — biochemiczne zapotrzebowanie tlenu w punkcie początkowym i po upływie czasu t w g O_2/m^3

D_a, D_t — deficyt tlenu w punkcie początkowym i po upływie czasu t w g O_2/m^3

k_1 — współczynnik szybkości biochemicznego zużycia tlenu w dobach⁻¹

k_2 — współczynnik szybkości pobierania tlenu z atmosfery w dobach⁻¹

t — czas przepływu wody na rozpatrywanym odcinku w dobach.

Jak wynika z powyższych równań, intensywność zużycia tlenu na biochemiczny rozkład materii organicznej oraz intensywność poboru tlenu z atmosfery ocenia się wielkością współczynników k_1 i k_2 .

Zdolność samooczyszczania wód, Fair (1935) określa za pomocą współczynnika samooczyszczania środowiska wodnego, który wyraża stosunkiem $\frac{k_2}{k_1}$.

Przy ocenie procesu samooczyszczania nie jest konieczne wyznaczanie poszczególnych współczynników i wielkości charakteryzujących ten proces. Można opierać się na łącznym badaniu zjawiska samooczyszczania, polegającym na wyznaczeniu współczynników $k_{1(rz)}$, $k_{2(rz)}$ oraz $f(rz)$. Zależność pomiędzy tymi współczynnikami a współczynnikami k_1 , k_2 , k_3 , k_4 oraz a przedstawia się następująco (Mańczak 1966):

$$k_1 + k_3 - k_4 = k_{1(rz)},$$

$$k_2 + a = k_{2(rz)}$$

k_3 — współczynnik szybkości zmniejszania się zużycia tlenu na skutek procesu sedymentacji zawiesin w dobach⁻¹,

k_4 — współczynnik zużycia tlenu przez osady denne.

W świetle tych zależności współczynniki $k_{1(rz)}$ i $k_{2(rz)}$ charakteryzują:

$k_{1(rz)}$ — współczynnik szybkości zużycia tlenu w rzece uwzględniający zarówno zmniejszenie BZT, wynikające z procesów biochemicznych oraz sedymentacji i flokulacji zawiesin, jak i zwiększenie BZT, wywołane rozkładem osadów dennych;

$k_{2(rz)}$ — współczynnik szybkości pobierania tlenu, uwzględniający zarówno proces reakeracji jak i fotosyntezy.

Stosunek $\frac{k_{2(rz)}}{k_{1(rz)}}$ stanowi współczynnik szybkości samooczyszczania się rzeki — $f(rz)$.

Uproszczona metoda oceny procesu samooczyszczania się rzek, oparta na łącznym badaniu tego procesu znalazła w praktyce znacznie szersze zastosowanie od metody, polegającej na ocenie poszczególnych procesów cząstkowych. Ponad-

to jest ona mniej uciążliwa do przeprowadzenia w warunkach rzeczywistych — terenowych.

Proces samooczyszczania się wód oparty na kryterium tlenowym został opisany szeregiem różnych modeli matematycznych zarówno deterministycznych jak i probabilistycznych jedno- i dwuwymiarowych, w których intensywność zużycia tlenu na biochemiczny rozkład i intensywność poboru tlenu z atmosfery ocenia się wielkością współczynników k_1 i k_2 , w szczególnych przypadkach intensywność innych procesów cząstkowych wyraża się innymi współczynnikami, np. k_3 , k_4 i a . Możliwość stosowania modeli opisujących dynamikę procesu samooczyszczania wymaga znajomości tych współczynników oraz czynników warunkujących ich wielkość.

Wyniki badań

W 1961 r. T. Sędzikowski dokonał uogólnienia krajowych wyników badań procesów samooczyszczania się rzek. Podsumowanie objęło badania rzek Prosny, Strawy, Pichny, Łupii [24, 25, 26], Czerniawki [20] oraz Czarnej Hańcy [18]. Na podstawie przeprowadzonej analizy T. Sędzikowski wysuwa wniosek, że współczynniki k_1 , przy zachowaniu warunków tlenowych w rzece są tym większe, im „świeższe” i mniej zmineralizowane są zanieczyszczenia organiczne zawarte w odprowadzanych do rzeki ściekach, a współczynniki k_2 wyraźnie maleją wraz ze zmniejszającym się zanieczyszczeniem oraz malejącym deficytem tlenowym, co tłumaczy faktem, że przy deficycie mniejszym od 40—50%, szybko maleje wielkość OC.

W dalszych pracach podano następujące wartości współczynników k_1 dla różnych rzek Polski.

Tabela 1

WSPÓŁCZYNNIKI k_1 DLA RZEK POLSKI BADANYCH W LATACH 1959—64

R z e k a	k_1	A u t o r
Lutynia	0,11—1,04	Kołaczkowski, Kniat 1959
Wełna	0,53—3,30	Kołaczkowski i in. 1960
Jeziora, Utrata, Supraśl	0,22—33,8	Koziorowski 1960
Kanał Bachorze	0,404	Kołaczkowski, Kniat 1961
Nysa Kł., Stobrawa, Mała Panew, Stupia, Widawa	0,10—0,58	Mańczak 1964
Łomnica, Jedlina, Scinawka Kł.	0,89—1,57	Mańczak 1964
Bystrzyca, Bóbr	1,15—6,74	Mańczak 1964

Wielkości k_1 podane przez H. Mańczaka [21] mogą sugerować, że współczynniki zbliżone do 1,0 i wyższe charakteryzują rzeki górskie, natomiast niższe są typowe dla rzek nizinnych.

Dla rzeki Czerniawki H. Mańczak (1964), na podstawie przeprowadzonych badań, podaje następujące wartości współczynników: k_1 0,13—6,40, k_2 2,10—62,0, f = 5,5—55,6. Z wyprowadzonych zależności pomiędzy początkową wartością BZT₅ a współczynnikiem $k_{1(rz)20^\circ C}$ wynika, że wartość k_1 = 0,10 może charakteryzować

prędkość biochemicznego rozkładu przy BZT₅ początkowym 33,0 i 79,0 mg O₂/dm³ a wartość k_1 = 4,00 może wystąpić zarówno przy BZT₅ początkowym 59,0 jak i 92,0 mg O₂/dm³. Brak zależności pomiędzy początkowym niedoborem tlenu a wielkością współczynnika k_2 autor tłumaczy tym, że w potokach górskich z korekcją progową, wartość tego współczynnika zależy nie tylko od początkowego niedoboru tlenu, lecz i od czynników, których równania Streetera i Phelps'a nie uwzględniają. Jednoznaczność zależności autor stwierdza natomiast, pomiędzy początkowymi wartościami BZT₅ a wielkością współczynnika f .

W latach 1963—1964 H. Mańczak (1966, 1970) przeprowadził 4-krotne badania zdolności samooczyszczania się rzeki Odry na odcinku od przekroju granicznego w Chałupkach do Brzegu Dolnego w następujących okresach: pozażeglugowym zimowym z pokrywą lodową, pozażeglugowym zimowym bez pokrywy lodowej, żeglugi letniej oraz żeglugi jesiennej. Dla tych okresów przyjętych za charakterystyczne, autor wyznaczył wielkości współczynników samooczyszczania $k_{1(rz)}$, $k_{2(rz)}$ i $f_{(rz)}$, wyróżniające odcinki skanalizowane i swobodnie płynące oraz warunki aerobowe i anaerobowe. Na podstawie dokonanej interpretacji wyników, autor wyznaczył dla wytypowanych odcinków w poszczególnych okresach, zależności pomiędzy wartościami początkowymi BZT₅ a wielkościami współczynników $k_{1(rz)}$, pomiędzy wprowadzonym przez siebie współczynnikiem równowagi tlenowej R a współczynnikiem $k_{2(rz)}$ oraz pomiędzy początkową wartością BZT₅ a współczynnikiem samooczyszczania $f_{(rz)}$, jak również pomiędzy początkową wartością BZT₅ a poszczególnymi parametrami A. Szniolisa (1960). W oparciu o dokonaną ocenę intensywności samooczyszczania się wód badanego odcinka Odry, autor wyciąga wniosek, że kanalizacja wpływa negatywnie na wielkość współczynnika $k_{1(rz)20^\circ C}$. Przy początkowym BZT₅ = 15 mg O₂/dm³, współczynnik ten w okresie trwania żeglugi wynosił 0,07 i był prawie 3-krotnie mniejszy w porównaniu do okresu pozażeglugowego. Wartości $k_{2(rz)20^\circ C}$ określone dla odcinków swobodnie płynących, były 1,5—2,5-krotnie większe niż na odcinkach skanalizowanych, co autor przypisuje negatywnemu wpływowi spiętrzeń w obrębie zbiorników jazowych, na przebieg procesu reaeracji. Autor stwierdza również, że współczynnik $f_{(rz)}$ był większy na odcinkach swobodnie płynących niż na skanalizowanych, pokrytych lodem.

W latach 1966—69 przeprowadzono badania zdolności samooczyszczania się wód rzeki Bystrzycy na długości 12,3 km, powyżej zbiornika Lubachów [5, 6, 9]. Do wyznaczenia wartości współczynników $k_{1(rz)}$, $k_{2(rz)}$ i $f_{(rz)}$ wytypowano 3 odcinki: 1 — będący pod wpływem zanieczyszczeń odprowadzanych z zakładów przemysłu bawełnianego i ścieków komunalnych m. Głuszyca; 2 — na stan czystości którego oddziałują zanieczyszczenia wprowadzane z wodami rzeki Jedlinki, będącej odbiornikiem ścieków garbarskich; 3 — znajdujący się pod wpływem

zanieczyszczeń, wpływających z wodami Walimki, prowadzącej ścieki z zakładów przemysłu Inniarskiego i osiedla Walim. Badania przeprowadzono 7-krotnie (w tym 2 badania wykonano w okresie zimowym, 4 — w okresie letnim i 1 — jesienią), przy szerokim zakresie obciążeń początkowych związkami organicznymi i znacznej rozpiętości niedoboru tlenu. Ustalone wartości współczynników zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2

WYNIKI BADAŃ ZDOLNOŚCI SAMOOCZYSZCZANIA SIĘ RZĘKI BYSTRZYCY

Wskaźnik	o d c i n e k		
	1	2	3
BZT ₅ /mg O ₂ /dm ³ / k _{1(rz)} ^{20°C}	9,1—20,3 0,323—2,812	6,4—21,2 0,820—1,378	4,6—14,0 0,066—0,846
niedobór O ₂ /mg O ₂ /dm ³ / k _{2(rz)} ^{20°C}	1,02—4,95 0,632—4,160	1,59—8,64 6,441—17,839	0,83—2,93 2,571—7,111
f /rz/	1,008—10,761	4,107—19,355	3,039—26,509
utlenialność /mg O ₂ /dm ³ / k _{1(rz)} ^{20°C}	5,7—17,1 0,289—1,281	6,0—30,3 0,279—1,252	6,8—15,9 0,054—0,459
ChZT/mg O ₂ /dm ³ / k _{1(rz)} ^{20°C}	20,7—79,2 0,056—0,748	22,0—102,8 0,255—0,917	23,5—74,5 0,127—0,475

Analiza zależności otrzymanych dla poszczególnych odcinków, pomiędzy początkową wartością związków organicznych, określonych wskaźnikami BZT₅, utlenialność i ChZT a wielkością, odpowiadających im współczynników k_{1(rz)}^{20°C} wykazała, że zależności te mogą być uogólnione dla całego badanego biegu rzeki Bystrzycy, jakkolwiek otrzymuje się wówczas duży rozrzut punktów wyznaczających tę zależność. Jest to prawdopodobnie spowodowane faktem, że wielkość tego współczynnika zależna jest od stopnia podatności związków organicznych na biochemiczny rozkład. Przemawia za tym fakt, że największe wartości współczynnika k_{1(rz)}^{20°C} otrzymano dla związków określonych wartością BZT₅, niższe dla określonych utlenialnością a najniższe dla ChZT. Nie uzyskano jednoznacznych zależności pomiędzy początkowym niedoborem tlenu a odpowiadającą mu wartością współczynnika k_{2(rz)}, ani pomiędzy początkową wartością BZT₅ a współczynnikiem f_(rz); nie stwierdzono też jednoznacznej zależności pomiędzy współczynnikiem f_(rz) a początkowym obciążeniem związkami organicznymi, ocenianymi wartościami ChZT i utlenialności.

Dla rzeki Wisły, na odcinku bezpośredniego oddziaływania wód podgrzanych, wprowadzanych przez Skawinkę [10], przy początkowych wartościach BZT₅ w granicach 2,4—8,7 mg O₂/dm³, wartość k_{1(rz)}^{20°C} mieściła się w granicach 0,133—0,551 a dla związków fenolowych przy początkowych stężeniach w zakresie 0,086—

—0,220 mg/dm³, wahała się od 0,059 do 1,389. W latach 1968—69 przeprowadzono 4-krotnie (3- w okresie letnim i 1- zimowym) badania procesu samooczyszczania na 135-kilometrowym odcinku rzeki Wisły, od ujścia Przemszy do dopływu Raby [9]. Odcinek ten jest silnie zanieczyszczony ściekami wprowadzanymi przez dopływy. Rzeka Biała wprowadza zanieczyszczenia z okręgu przemysłowego Bielsko-Biała, rzeki Gostynia i Mleczna prowadzą wody o dużej zawartości substancji organicznych i fenoli, pochodzących z kopalni i z zakładów przemysłowych, rzeka Przemsza wprowadza znaczne ilości fenoli i substancji ekstrahowanych eterem, pochodzące z terenu GOP, tj. z kopalni węgla i rudy, do rzek Kaskada i Włosienica wprowadzane są zanieczyszczenia z Zakładów Chemicznych Oświęcim (głównie fenole i nekal), rzeki Wilga, Dłubnia, Drwina, Długa i Suchy Jar prowadzą ścieki miejskie Krakowa i Nowej Huty [3]. Przy przepływie SNQ, wody Wisły na tym odcinku nie odpowiadają obowiązującym normom, na skutek przekroczenia dopuszczalnych wartości takich wskaźników, jak BZT₅, fenole, związki rozpuszczone, azot amonowy i zawiesiny.

Wyniki uzyskane w czasie badań przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3

WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKÓW k₁ DLA RZĘKI WISŁY

Wskaźnik	Wartość początkowa	k ₁ /rz/20°C
BZT ₅	3,0—6,8	0,289—0,981
	7,0—22,9	0,137—1,645
	15,2—20,3	0,122—0,649
	2,8—6,5	0,000—1,022
Utlenialność	8,7—12,9	0,046—0,199
	17,9—27,0	0,089—0,423
	12,2—20,9	0,134—0,502
	10,7—15,0	0,000—0,782
ChZT	25,7—40,1	0,179—0,395
	124,0	0,657
	34,6—156,0	0,259—1,451
	29,7—44,9	0,522—0,788

Z układu zależności pomiędzy początkową wielkością BZT₅ a k₁ można wnioskować, że intensywność procesu rozkładu związków organicznych w okresie zimowym przeliczona na 20°C jest znacznie mniejsza niż w okresie letnim, przy temperaturach wody ok. 20°C. Analiza otrzymanego układu punktów, nie wykazała na badanym odcinku Wisły widocznego wpływu spiętrzenia wód na intensywność procesu rozkładu związków organicznych, ocenioną współczynnikiem k_{1(rz)}^{20°C}.

Wielkości współczynników k_{2(rz)}^{20°C} mieszczące się w okresie letnim w granicach 0,090—1,431 przy niedoborach tlenu od 1,99 do 4,78 mg O₂/dm³ i w granicach 0,208—3,206 w okresie zimowym, przy niedoborach tlenu od 4,23 do 6,72 mg O₂/dm³, zależne były od początkowego niedoboru tlenu, przy czym wartości wyższe od 1,00 z reguły przypadały na odcinki swobodnie płynące. Również największe wartości współczynnika f_(rz)^{20°C} odnosiły się do swobodnie płynących odcinków, przy czym stwierdzo-

no wyraźną zależność wielkości tego współczynnika, wahającej się w zakresie 0,462—3,557, od początkowego obciążenia wyrażonego BZT₅. H. Bierwagen i in. [1], dla 55-kilometrowego odcinka Wisły powyżej stopnia wodnego we Włocławku, określili wielkość współczynnika $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ która przy początkowych wartościach BZT₅ rzędu 4,0 mg O₂/dm³ mieściła się wiosną w granicach 0,0041—0,084 a jesienią przy BZT₅ ok. 7,0 mg O₂/dm³ wahała się od 0,060 do 0,074. Ujemne wartości k_1 , na 6-kilometrowym odcinku bezpośrednio powyżej zapory i wzrost wartości BZT₅, autorzy tłumaczą wtórnym zanieczyszczeniem w wyniku zwolnionego przepływu i spiętrzenia w rejonie zapory.

H. Florczyk i M. Wasilewski [13], opracowując perspektywiczny plan ochrony wód dorzecza Bugu przed zanieczyszczeniem, do wyznaczenia współczynników $k_{1(rz)}$ posłużyli się metodą pośrednią. W tym celu wykorzystali miarodajne wartości BZT₅ i utlenialności, charakteryzujące stan zanieczyszczenia przy przepływie miarodajnym, tj. odniesione do SNQ. Podstawę do wyznaczenia współczynnika $k_{1(rz)}$ stanowiły krzywe zmian miarodajnych wartości BZT₅ i utlenialności, przedstawione w skali czasu przepływu przy przepływie miarodajnym. Opierając się na otrzymanym przebiegu krzywych, autorzy przyjmują, że $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ dla rzeki Bug waha się od 0,05 do 0,115 przy początkowych wartościach utlenialności w zakresie 14,0—25,0 mg O₂/dm³ wartość $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ wynosi dla tego wskaźnika 0,010—0,012.

Według tej metody, H. Blezel [2], dla potrzeb programu inwestycyjnego ochrony wód przed

zanieczyszczeniem, ustaliła dla rzek dorzecza Odry i rzek Przymorza, wielkości współczynników k_1 , charakteryzujące szybkość rozkładu związków organicznych, ocenianych wielkością BZT₅ utlenialności oraz związków fenolowych. Autorka wykorzystała w tym celu profile hydrochemiczne z Atlasów Czystości Wód Kraju [11, 12]. Ustalone w ten sposób wielkości współczynników k_1 , przy początkowych wartościach BZT₅=10,0 mg O₂/dm³ są dla rozpatrywanych rzek następujące: rzeki Przymorza 0,60—2,30, rz. górskie 0,30—0,68, rz. nizinne 0,054—0,300. W latach 1973—74, przeprowadzono badania procesu samooczyszczania się rzek, skażonych metalami ciężkimi na obszarze województwa legnickiego [14, 8]. Badania objęły 10 rzek: Pawłówkę, Czarną Wodę, Zimnicę, Bobrzycę, Zielenicę, Kalinkę, Skłobę, Moskorzynkę, Kaczawę i Szprotawę. Rzeki te, za wyjątkiem Kaczawy i Czarnej Wody, są małymi ciekami o przepływach nie przekraczających 0,73 m³/s i prędkościach wahaących się od 0,13 do 0,51 m/s, przy średnich głębokościach w zakresie 0,06—0,60 m. Wyniki przeprowadzonych badań oraz obliczone na ich podstawie współczynniki charakteryzujące przebieg procesu samooczyszczania podano w tab. 4.

Badane rzeki można podzielić na dwie grupy. Grupa pierwsza obejmuje 8 rzek, w których zanieczyszczenia organiczne tylko sporadycznie przekraczają wartości dopuszczalne dla wód II kl. (BZT₅≤8 mg O₂/dm³) a obciążenie metalami ciężkimi jest różne. Drugą grupę stanowią 2 rzeki: Kalinka i Zimnica, bardzo silnie obciążone związkami organicznymi, metalami ciężkimi i silnie lub w podwyższonym stopniu

Tabela 4

WYNIKI BADAŃ ZDOLNOŚCI SAMOOCZYSZCZANIA SIĘ RZEK OBCIĄŻONYCH METALAMI CIĘŻKIMI

Wskaźnik	Rzeka	Pawłówka	Czarna Woda	Kaczawa	Zimnica	Bobrzyca	Zielonica	Kalinka	Skłoba	Szprotawa	Moskorzynka
Cu/mg/dm ³		1,000— —10,000	<0,100	0,062— —0,180	0,112— —0,375	0,060— —0,362	0,100— —0,250	0,275— —15,200	0,020— —0,181	0,080— —0,860	0,020— —0,080
Zn/mg/dm ³		0,400— —0,800	<0,100	0,100— —0,200	0,060— —0,420	0,060— —0,160	0,120— 0,225	0,025— —0,662	0,100— —0,112	0,100— —0,275	0,040— —0,162
Ni/mg/dm ³		0,400— —3,500	<1,000	0,100— —0,575	0,150— —0,200	0,060— —0,110	0,075— —0,350	0,050— —0,321	0,025— —0,050	0,060— —0,100	0,075— —0,200
Pb/mg/dm ³		0,300— —0,400	0,100— —0,300	0,150— —0,250	0,080— —0,250	0,080— —0,137	0,060— —0,250	0,250— —0,500	0,015— —0,150	0,066— —0,110	0,081— —0,312
BZT ₅ /mg O ₂ /dm ³		3,8— —9,9	3,7— —16,1	3,1— —11,8	23,1— —63,5	3,3— —4,2	3,9— —51,4	16,2— —51,4	3,0— —4,5	2,1— —9,4	1,7— —3,4
k_1 20°C		0,25— —2,04	1,09— —1,51	0,00— —2,04	0,030— —0,51	0,38— —0,93	0,31— —0,27	0,76— —2,20	0,17— —0,25	0,00— —1,77	0,30— —0,74
Deficyt O ₂ (‰)		<18	<18	17—31	100	<14	22—39	60—100	2—23	<30	<15
k_2 20°C		0,81— —10,74	1,69— —2,50	0,76— —25,52	1,43— —2,44	0,00— —4,77	0,10— —0,53	5,79— —7,84	0,49— —1,01	0,41— —2,60	0,83— —5,44
t		1,10— —8,20	1,69— —2,50	1,07— —11,75	8,10— —4,70	0,00— —5,10	0,27— —1,70	3,56— —8,35	2,90— —4,04	0,41— —2,22	2,70— —8,40
utlenialność /mg O ₂ /dm ³		4,5— —6,6	11,4— —25,1	3,0— —10,2	15,3— —32,6	4,6— —5,5	4,6— —4,7	13,9— —39,2	3,4— —11,8	3,5— —8,0	4,0— —6,6
k_1 20°C		0,01— —0,78	1,01— —1,59	0,00— —2,01	0,29— —0,36	0,11— —0,79	0,18— —0,18	0,62— —1,79	0,00— —0,04	0,36— —0,61	0,09— —1,26
ChZT/mg O ₂ /dm ³		16,4— —20,0	29,6— —65,2	17,2— —51,0	39,8— —143,9	29,2— —35,1	17,8— —37,5	75,1— —259,1	29,8— —48,1	26,7— —58,1	16,8— —49,1
k_1 20°C		0,00— —0,72	1,15— —0,03	0,00— —0,82	0,00— —0,42	0,07— —0,51	0,09— —0,30	0,34— —2,21	0,00— —0,005	0,24— —0,26	0,00— —0,99

zasolone. Proces samooczyszczania się rzek grupy pierwszej, mimo zbliżonego obciążenia ich wód związkami organicznymi, charakteryzuje się bardzo różną intensywnością, co oddaje duża rozpiętość wartości współczynników $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ i $k_{2(rz)20^{\circ}\text{C}}$ i f. Wielkości tych współczynników dla rzek Kalinka i Zimnica uzależnione były przede wszystkim od warunków tlenowych (aerobowe, anaerobowe) i od wielkości początkowego niedoboru tlenu.

Próba ustalenia zależności pomiędzy początkowym obciążeniem wód związkami organicznymi a wartością współczynnika $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ wykazała, że punkty układają się w 5 odrębnych grup. Grupa I obejmuje rzeki lub odcinki stosunkowo słabo obciążone zanieczyszczeniami organicznymi, ze znikomym udziałem zanieczyszczeń odprowadzanych z zakładów Kombinatu Górniczo-Hutniczego Miedzi (Moskorzynka, Czarna Woda na odcinku powyżej dopływu Pawłówki oraz Kaczawa w okresie zimowym, kiedy prze-ważały w niej zanieczyszczenia komunalne). Grupa II dotyczy rzek lub ich odcinków, obciążonych wyłącznie zanieczyszczeniami odprowadzanymi z zakładów KGHM, lub w których zanieczyszczenia te dominowały przy stosunkowo słabym obciążeniu związkami organicznymi. Grupy III i IV obejmują wyniki badań rzek Kalinka i Zimnica, przy czym grupa IV obejmuje wyniki z okresu całkowitego odtlenienia wód lub bardzo silnego deficytu tlenowego. Grupa V odnosi się do przypadków bardzo niskiego obciążenia związkami organicznymi, trudno podatnymi na biochemiczny rozkład.

W oparciu o stwierdzone zależności można wnioskować, że przy niskim stopniu obciążenia wód materią organiczną rzędu BZT₅ ok. 4,0 mg O₂/dm³, proces rozkładu związków organicznych, odprowadzanych przez zakłady KGHM lub przy znacznym ich udziale, a tym samym przy dużej zawartości metali ciężkich, przebiega z 4-krotnie mniejszą intensywnością w stosunku do zanieczyszczeń łatwo rozkładalnych, odprowadzanych przez osiedla lub ośrodki miejskie. W rzekach o bardzo wysokim stopniu zanieczyszczenia związkami organicznymi, podatnymi na biochemiczny rozkład, wpływ metali ciężkich wyraża się tym, że pomimo dobrze rozwiniętej biocenozy, proces rozkładu przebiega z podobną intensywnością jak przy 10-krotnie niższym obciążeniu w rzekach nie skażonych metalami ciężkimi. W rzekach silnie zanieczyszczonych, proces rozkładu jest jeszcze mniej intensywny gdy wprowadzony ładunek związków organicznych przekracza zdolność przetwórczą rzeki, powodując odtlenienie wód. Przy związkach organicznych o wysoce zaawansowanym stopniu rozkładu, co czyni je mało podatnymi na biochemiczny rozkład, lub przy odprowadzaniu materii organicznych mało podatnych na rozkład, dalsza ich redukcja w rzece przebiega z bardzo małą intensywnością, a w niektórych przypadkach może być całkowicie zahamowana.

Nie udało się wyznaczyć wspólnej zależności pomiędzy początkowym niedoborem tlenu a wartością $k_{2(rz)20^{\circ}\text{C}}$ co uznano za uzasadnione,

gdyż szybkość poboru tlenu z atmosfery uzależniona jest w dużym stopniu również od charakterystyki poszczególnych rzek.

Zależność pomiędzy początkowymi wartościami utlenialności i odpowiadającymi im wartościami współczynników $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ dała układ nieco odmienny niż dla BZT₅, ponieważ nie wyodrębniła się grupa punktów dla rzek o małym udziale zanieczyszczeń, odprowadzanych z KGHM. Może to świadczyć o tym, że w procesie samooczyszczania, podatność na rozkład zanieczyszczeń, określanych tym wskaźnikiem była podobna dla KGHM i innych źródeł.

Badaniami rzeki Nysy Kłodzkiej [31] objęto odcinek rzeki o długości ok. 8 km, powyżej ujścia rzeki Wilczy w rejonie m. Opolnica, znajdujący się pod bezpośrednim wpływem ścieków odprowadzanych z fabryki papieru w Młynowie i ścieków z obszaru m. Kłodzko. Wypytowany odcinek, na którym ustalono 8 przekrojów pomiarowo-kontrolnych, badano po 2 razy w okresach letnim, zimowym i wiosennym oraz 1-krotnie jesienią. Ustalono wielkości współczynnika $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ dla rozpatrywanych wskaźników: BZT₅, utlenialność, fenole, detergenty anionowoaktywne, azot amonowy i fosforany przedstawia tab. 5.

Tabela 5

WARTOŚCI WSPÓŁCZYNNIKÓW $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ DLA NYSY KŁODZKIEJ

Wskaźnik	Wartość początkowa	$k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$
BZT ₅	4,5—9,8 mg O ₂ /dm ³	0,680—2,170
utlenialność	4,8—7,8 mg O ₂ /dm ³	0,143—1,010
fenole	0,023—0,075 mg/dm ³	0,577—5,820
detergenty anion.	0,089—0,182 mg/dm ³	0,317—1,210
NH ₄ -N	1,265—1,334 mg/dm ³	0,009—2,850
fosforany	0,453—0,604 mg/dm ³	0,000—0,531

Zależność pomiędzy wartościami rozpatrywanych wskaźników, a odpowiadającymi im wielkościami $k_{1(rz)20^{\circ}\text{C}}$ posiada największe współczynniki korelacji dla BZT₅ i utlenialności, bardzo niskie dla fenoli i detergentów anionowych, a dla azotu amonowego i fosforanów zależności tej nie stwierdzono.

Podsumowanie

Zgromadzony materiał dokumentujący dotychczasowe, krajowe wyniki badań zdolności samooczyszczania się rzek o różnej charakterystyce hydrotechnicznej oraz o różnym rodzaju i stopniu zanieczyszczenia, nie upoważnia do dokonania szerszych uogólnień. Wynika to nie tylko z bardzo złożonego charakteru samego procesu, ale również z faktu, że badania i interpretacja wyników nie były prowadzone według jednolitej metodyki.

Wyniki uzyskane przez różnych autorów wskazują, że przy obciążeniu wód materią organiczną, wyrażonym BZT₅, w zakresie od kilku do kilkudziesięciu mg/dm³, wielkości współczynnika szybkości biochemicznego rozkładu $k_{1(rz)}$ mogą się zmieniać w przedziale wartości od 0,0041 do 6,74. W większości analizowanych przypadków wartości $k_{1(rz)}$ niższe od 1,0 charak-

teryzowały rzeki nizinne, natomiast wyższe od 1,0 potoki i rzeki górskie. Najniższe wartości współczynnika $k_{1(rz)}$, stwierdzono w przypadku rzeki Wisły w rejonie zbiornika Włocławek [1], a najwyższe dla potoku górskiego Czerniawki [21].

Wielkości współczynnika szybkości poboru tlenu z atmosfery $k_{2(rz)20^{\circ}C}$ zmieniają się w granicach od 0,0 do 62,0 w zależności od stopnia i rodzaju zanieczyszczenia oraz zależnie od wielkości początkowego niedoboru tlenu rozpuszczonego, przy czym w większości przypadków, współczynnik $k_{2(rz)20^{\circ}C}$ nie przekracza 1,0 dla dużych rzek nizinnych (Odra, Wisła) oraz 10,0 dla małych rzek nizinnych. Dla rzek i potoków górskich zakres zmienności tego współczynnika jest znacznie szerszy a jego wartości przekraczają nawet 60,0.

Przeprowadzone badania zdolności samooczyszczania się rzek: Czerniawki i Odry [21, 23], Nysy Kłodzkiej na wybranym odcinku [31], rzek woj. legnickiego [7], Bystrzycy [5, 6] oraz Wisły [9, 10], wykonane zbliżoną metodyką, pozwalają na stwierdzenie, że głównym czynnikiem, wpływającym na intensywność procesu samooczyszczania się rzek jest stopień początkowego ich obciążenia materią organiczną. Drugim ważnym czynnikiem jest rodzaj wprowadzanych zanieczyszczeń, tj. ich podatność na biochemiczny rozkład w środowisku wodnym. Pierwsze stwierdzenie uzasadniają zależności wyprowadzone pomiędzy początkowym obciążeniem wód materią organiczną a wielkością współczynnika $k_{1(rz)}$ i $f_{(rz)}$. Drugie stwierdzenie uzasadniają natomiast rozbieżne wartości współczynników $k_{1(rz)}$, jakie otrzymywano dla tej samej rzeki przy zbliżonych początkowych obciążeniach związkami organicznymi i przy zbliżonych warunkach termicznych oraz hydrologicznych. Z wniosku drugiego wynika potrzeba wprowadzenia do badań, oceniających proces samooczyszczania, współczynnika charakteryzującego stopień podatności zanieczyszczeń na rozkład biochemiczny. Współczynnik taki powinien być wypracowany, bądź w oparciu o ocenę współczynnika k_1 , bądź też jako stosunek frakcji związków organicznych w odprowadzanych ściekach, oceniany np., wzajemną relacją testów: BZT₅, utlenialności, CZT czy też C org.

Duże rozbieżności wartości współczynników samooczyszczania się stwierdzone, dla tej samej rzeki lub jej odcinka, przy zbliżonym poziomie obciążenia wód materią organiczną, świadczą o równie istotnym wpływie pozostałych czynników na przebieg procesu samooczyszczania.

Z tych też względów, prognozowanie jakości wód w oparciu o dane ujmujące całokształt procesów cząstkowych, zachodzących w rozpatrywanym odbiorniku wydaje się być ryzykowne. Współczynniki $k_{1(rz)}$, $k_{2(rz)}$ i $f_{(rz)}$, charakteryzujące globalne procesy, warunkujące samooczyszczanie się wód, mogą być stosowane zdaniem autorów wyłącznie dla rzek lub ich odcinków, dla których posiada się dane oparte na wynikach bezpośrednich badań, nie powinny być natomiast przenoszone na inne rzeki nawet

gdyby ich charakter, stopień i rodzaj zanieczyszczenia był zbliżony.

Dla potrzeb perspektywicznego planowania jakości wód, w rzekach nie objętych badaniami, bardziej bezpiecznym byłoby opieranie się na współczynnikach, charakteryzujących proces samooczyszczania, określonych w warunkach laboratoryjnych, uwzględniających rodzaj odprowadzanych zanieczyszczeń, stopień ich podatności na rozkład biochemiczny, wielkość początkowego obciążenia oraz warunki realizacji zbliżone do rzeki o danej charakterystyce hydrotechnicznej.

Przy prognozowaniu jakości wód dla celów bieżących, pomocne mogą być również wartości współczynników samooczyszczania się, wyznaczone na podstawie profilów hydrochemicznych, opartych na wynikach badań kontrolnych, oczywiście tylko w tych przypadkach gdy w danym odbiorniku, po przeprowadzeniu kontrolnych badań jakości wód, nie zaszły istotne zmiany.

LITERATURA

1. H. BIERWAGEN, E. GANTZ, A. PRASZKIEWICZ 1970: Badania procesów samooczyszczania Wisły na odcinku od Wykova do Włocławka. IGW — Warszawa (maszynopis).
2. H. BLEZEL: Przedstawienie istniejącego stanu zanieczyszczenia rzek oraz przebiegu procesów samooczyszczania się rzek w dorzeczu Odry i rzek Przymorza w oparciu o wyniki badań z lat 1964, 1967 i 1970. IGW — Wrocław (maszynopis).
3. J. DOJLIDO, J. WOYCIECHOWSKA, M. METLER 1969: Porównanie stanu czystości wód rzeki Wisły w latach 1964 i 1967. Gospodarka Wodna, Nr 6, 203—207.
4. C. K. FAIR 1935: The dissolved oxygen Sag. An analysis Sewage Works J., 11, 445—461.
5. H. FLORCZYK 1971: Badania zdolności samooczyszczania się wód rzeki Bystrzycy (Investigations of self-purification capacity of Bystrzyca river). Ochrona wód przed zanieczyszczeniem — Wybrane zagadnienia Programu Polska 3101. IGW W-wa.
6. H. FLORCZYK, 1974: Ogólna charakterystyka hydrograficzno-sanitarna rzeki Bystrzycy Górnej (w dorzeczu Odry) Prace IMGW, 1, 77—126.
7. H. FLORCZYK, S. GOŁOWIN 1974: Stan zanieczyszczenia rzek na obszarze LGOM. IMGW — Wrocław (maszynopis).
8. H. FLORCZYK, S. GOŁOWIN 1979: Self-purification of rivers polluted with heavy metals. Pol. Arch. Hydrobiol. 26, 3, 457—473.
9. H. FLORCZYK, S. GOŁOWIN 1980: Podsumowanie dotychczasowych wyników badań samooczyszczania rzek polskich. Opracowanie końcowe zadania PR-7.01.04.11.1/01. IMGW — Wrocław.
10. H. FLORCZYK, S. GOŁOWIN, A. SOLSKI 1970: Wpływ zrzutów wód podgrzanych na chemizm i biocenozę wód rzeki Wisły na odcinku poniżej ujścia rzeki Skawinki. IGW — Wrocław.
11. H. FLORCZYK i inni 1979: Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce 1967. IGW — Warszawa.
12. H. FLORCZYK, K. JARMOLIŃSKA, I. GRABSKA 1972: Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce — 1970. IGW — Warszawa.
13. H. FLORCZYK, M. WASILEWSKI 1970—71: Plan perspektywiczny kompleksowego wykorzystania i ochrony zasobów wodnych dorzecza rzeki Bug. Ochrona wód przed zanieczyszczeniem CBS i PBW „Hydroprojekt” Warszawa (maszynopis). Tom IV, V, XII.

14. S. GOŁOWIN, H. FLORCZYK, M. WASILEWSKI, 1975: Określenie zdolności samooczyszczania się rzek w rejonie LGOM. IMGW — Wrocław.
15. S. KOŁACZKOWSKI K. JANKOWSKI, I. IGNA-SIAK 1960: Rzeka Węlna i jej dopływy — stan źródła zanieczyszczenia oraz środki zaradcze. IGK, Poznań-Warszawa.
16. S. KOŁACZKOWSKI, J. KNIAT, 1959: Rzeka Lutynia i jej dopływy. Pr. Inst. Gosp. Wodn., 13, 9—68.
17. S. KOŁACZKOWSKI, J. KNIAT 1961: Górna Noteć i jej dopływy na odcinku od źródeł do jeziora Mielno łącznie. IGK, Poznań. Seria „Klasyfikacja rzek”. Zeszyt 4.
18. B. KOZIOROWSKI 1959: Sprawozdanie z badań nad zdolnością samooczyszczania rz. Czarnej Hań-czy poniżej Suwałk. IGK — Warszawa.
19. B. KOZIOROWSKI 1960: Badania zdolności samo-oczyszczania na pewnych odcinkach rzeki Jezior-ki, Utraty i Supraśli. Gosp. Wodna, 6, 254—256.
20. H. MAŃCZAK 1959: Wpływ korekcji progowej potoków górskich na zwiększenie zdolności samo-oczyszczania wody. Materiały II Konferencji Nauk-Tech. Postęp techniczny w dziedzinie oczyszczania ścieków. Katowice. Cz. II 31-38.
21. H. MAŃCZAK 1964: Poprawa warunków tleno-owych potoków górskich za pomocą zabiegów hy-drotechnicznych na przykładzie rzeki Czerniawki. Pr Inst. Gosp. Wodn. 2/3/, 3—146.
22. H. MAŃCZAK 1966: Ocena przebiegu procesu sa-mooczyszczania rzek skanalizowanych na podsta-wie kryterium tlenowego i wyników badań rzeki Odry. Zesz. nauk. Politechn. Wrocł., 34, 3—48.
23. H. MAŃCZAK 1970: Przebieg procesu samo-oczyszczania się rzek skanalizowanych na podsta-wie kryterium tlenowego i wyników badań rzeki Odry. Pr. Inst. Gosp. Wodn. 3/4/, 5—180.
24. T. SĘDZIKOWSKI 1957: Uwagi o redukcji BZT i warunkach tlenowych rzeki na podstawie bada-nia rzeki Prosnicy. Gaz, Woda, Techn. Sanit. 31, 402—407.
25. T. SĘDZIKOWSKI 1959: Uwagi o redukcji ła-dunku BZT i warunkach tlenowych rzeki na pod-stawie badań rzeki Strawy. Gaz, Woda, Tech, Sa-nit., 33, 356—360.
26. T. SĘDZIKOWSKI: Uwagi o redukcji BZT i wa-runkach tlenowych na podstawie badania małych rzek nizinnych. Gaz, Woda, Techn. Sanit. 35, 334—338.
27. H. W. STREETER 1935a: Measures of natural oxidation in polluted streams. 1. The oxygen demand factor. Sewage Works J., 1, 251—279.
28. H. W. STREETER 1935b: Measures of natural oxidation in polluted streams. 2. The reaeration factor and oxygen balance. Sewage Works J., 7, 534—552.
29. H. W. STREETER, E. B. PHELPS 1925: Study of the pollution and natural purification of the Ohio River Public Health Bull., 146.
30. A. SZNOLIS 1960: Ocena zdolności samooczyszczania rzek za pomocą parametrów opartych na wartościach rzeczywistych. Gaz, Woda i Techn. Sanit. 6.
31. M. WASILEWSKI, K. SZUFLICKA, I. TRACZUK 1974: Ocena stanu zanieczyszczenia wód rzeki Ny-sy Kłodzkiej, jej parametrów samooczyszczania oraz bilans związków biogenych IMGW — Wro-cław (maszynopis).