

Małgorzata Schmager

Efektywność uzdatniania zanieczyszczonych wód powierzchniowych w procesie koagulacji na przykładzie ZUW "Rudawa"

Znaczna część zanieczyszczeń chemicznych i bakterii jest sorbowana na różnych frakcjach zawiesin i koloidach; dlatego też wysoki stopień oczyszczania wody uzyskuje się usuwając zawiesiny w procesie koagulacji. Stąd też zaleca się, aby zanieczyszczone wody powierzchniowe oczyszczać w procesie stałej koagulacji (w przeciwieństwie do okresowej). Z drugiej jednak strony wieloletnie badania prowadzone przez IGPIK w Krakowie [1] wykazały, że sieć zakładów wodociągowych zaprojektowanych do prowadzenia okresowej koagulacji wody, a prowadzących ten proces w sposób stały, była zanieczyszczona cząstkami koagulantu, który ulegał w przewodach wodociągowych ponownej flokulacji, powodując wzrost mętności i pogorszenie właściwości organoleptycznych, chemicznych i biologicznych wody pitnej kierowanej do odbiorców. Ponadto stałe stosowanie koagulacji powodowało zwiększenie czasochłonności i kosztów uzdatniania [2] oraz nakładów na eksploatację systemów dystrybucji wody pitnej.

Celem niniejszej pracy była ocena efektywności uzdatniania zanieczyszczonych wód powierzchniowych (III klasa czystości) z zastosowaniem koagulacji prowadzonej w sposób stały.

Charakterystyka obiektu badań

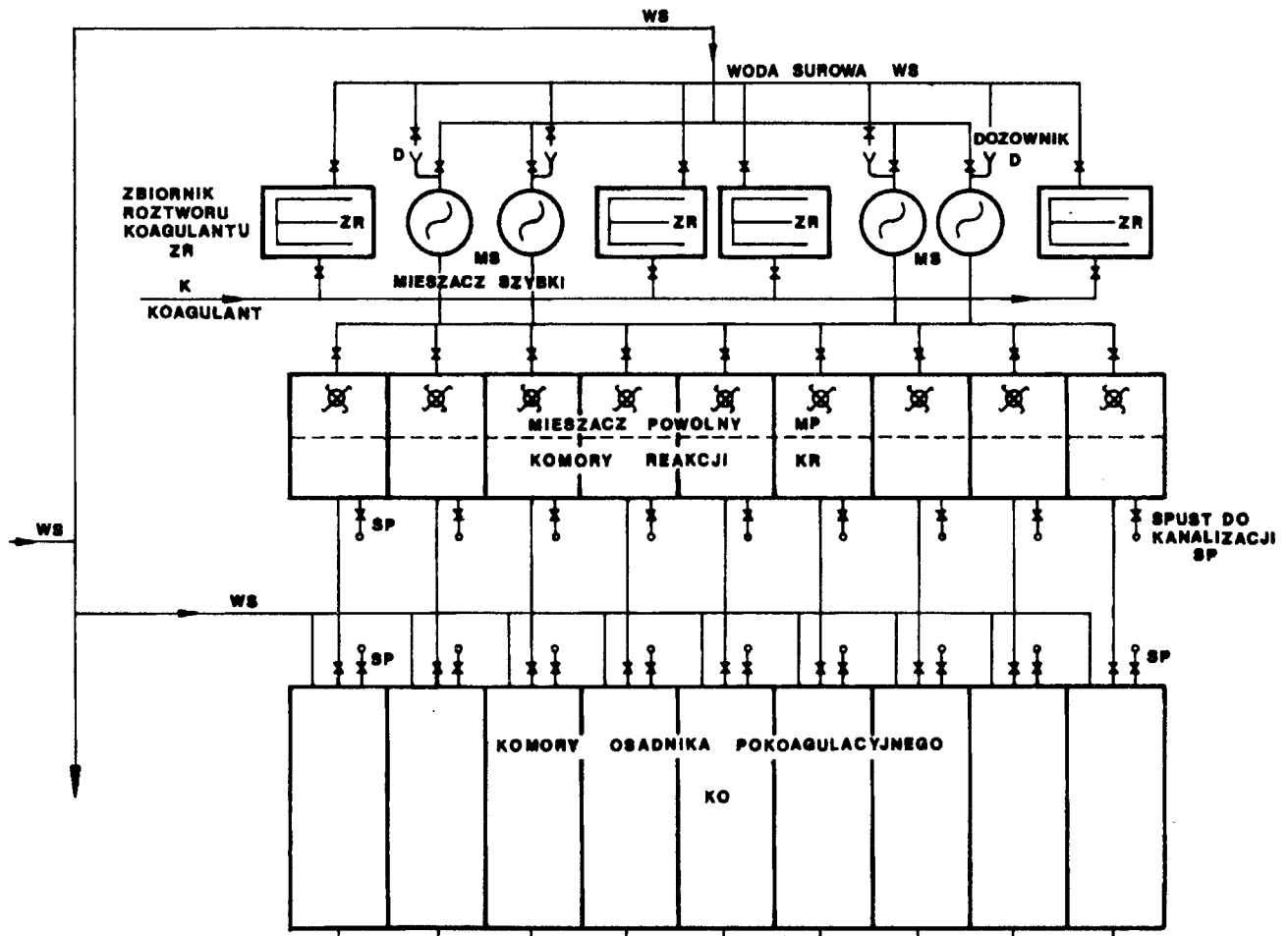
ZUW "Rudawa" zaopatrujący w wodę do picia znaczną część aglomeracji krakowskiej, o średniej wydajności około 60 tys. m³/d, został oddany do eksploatacji w 1955 r. Ujmuje on wody Rudawy, które są eutroficzne, wyraźnie zanieczyszczone zawiesinami i substancjami ekstrahującymi się eterem naftowym oraz zawierają ponadnormatywną liczbę kolonii bakterii. Wodę z ujęcia typu brzegowego wprowadza się do osadników wstępnych, a następnie do studni zbiorczej, skąd przez pompownię wodę kieruje się na filtry pospieszne lub do komór koagulacji. Do lipca 1990 r. prowadzona była okresowa koagulacja przy mętnościach wody około 60 g/m³ lub wyższych. W okresie pomiędzy lipcem 1990 r. a styczniem 1991 r. prowadzono stałą koagulację, a obecnie proces ten stosowany jest ponownie okresowo. Średnia dawka siarczynu glinu dla koagulacji okresowej wynosiła 22,5 g/m³, a podczas koagulacji prowadzonej w sposób stały stosowano wyższe dawki – średnio około 30 g/m³. Schemat układu koagulacji wody przedstawiono na rysunku 1.

Roztwór koagulantu o stężeniu 5+10 % dozowany był ze zbiorników (ZR) do czterech okrągłych mieszaczy szybkich (MS), gdzie przy pomocy mieszadeł mechanicznych pracujących z prędkością 33 obr./min następowało jego wymieszanie z całą objętością pobieranej wody. Następnie woda przepływała do dziewięciu hydraulicznych mieszaczy powolnych (MP) i następnie do komór reakcji (KR), w których następowała flokulacja oraz powstawały duże kłaczkowate zawiesiny. Koagulacja właściwa przebiegała w komorach reakcji, skąd woda przepływała do osadnika pokoagulacyjnego (KO). Osadnik, stanowiący oddzielną budowlę, jest hydraulicznym przedłużeniem komór reakcji i składa się z równolegle ułożonych dziewięciu zbiorników o długości 85 m. Osad pokoagulacyjny sedymentował w osadniku o czasie przetrzymania około 4 godzin. Po osadnikach woda była kierowana na filtry pospieszne otwarte, a następnie dezynfekowana chlorem gazowym i pompowana do sieci.

Metodyka opracowania danych analitycznych

Bazę danych stanowiły analizy organoleptyczne, fizyczno-chemiczne i bakteriologiczne wody wykonywane codziennie przez laboratorium ZUW "Rudawa" w okresie od lipca 1989 do października 1991 r. Z codziennych pomiarów mętności wody i dawek siarczynu glinu obliczono wielkości średnie dobowe, włączając je do dalszej analizy statystycznej. Z bazy danych wyeliminowano próby o mętności wody surowej powyżej 60 g/m³, gdyż zgodnie z reżimem technologicznym ZUW "Rudawa" wodę tę zawsze poddawano koagulacji. Następnym etapem było posortowanie wyników w celu stworzenia (z tych samych miesięcy w kolejnych latach) dwu zbiorów dla wód nie koagulowanych oraz uzdatnianych z zastosowaniem stałej koagulacji. Obliczenia wykonano z wykorzystaniem powszechnie stosowanych pakietów statystyczno-graficznych. Ponadto obliczono współczynniki korelacji pomiędzy poszczególnymi parametrami wody. Siłę związku oceniano w oparciu o wartość współczynnika korelacji z próby (r). Ocena istotności różnic pomiędzy średnimi z obydwu zbiorów wykonano przy pomocy testu t Studenta.

Wyniki testu wykazały, że uzdatnianie wodę o istotnie różnych właściwościach, co w połączeniu ze stwierdzoną dodatnią korelacją pomiędzy jakością wody surowej i uzdatnionej utrudniło wykonanie założonego programu badawczego [2]. Obliczone dla obydwu zbiorów stopnie usuwania zanieczyszczeń wskazywały na brak podstaw do postawienia hipotezy o lepszym efekcie uzdatniania wody na drodze stałej koagulacji w przypadku wód o niskiej mętności. W związku z tym oba zbiory przedstawiono



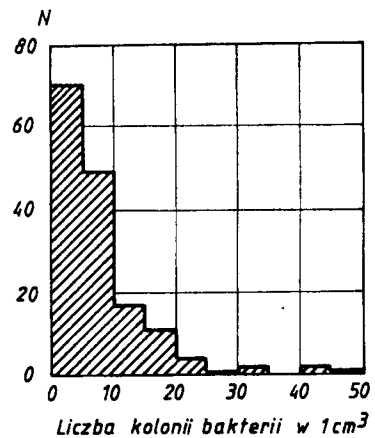
Rys.1. Schemat układu koagulacji w ZUW "Rudawa"

w formie rosnących ciągów wyników analiz wody surowej wybierając kolejno pary o identycznej lub bardzo zbliżonej mętności, utlenialności, zawartości azotu azotanowego i zasadowości. Wyselekcjonowane w ten sposób podzbiory o liczebności od 70 do 93 opracowano i porównano stosując omówione poprzednio metody statystyczne. Dodatkowo utworzono podzbiór dla wody koagulowanej w sposób stały w optymalnych warunkach (w temperaturze wyższej od 10 °C i przy dawce siarczanu glinu większej od 30 g/m³) dla sprawdzenia, czy efekty uzdatniania wody nie są wówczas znacząco lepsze.

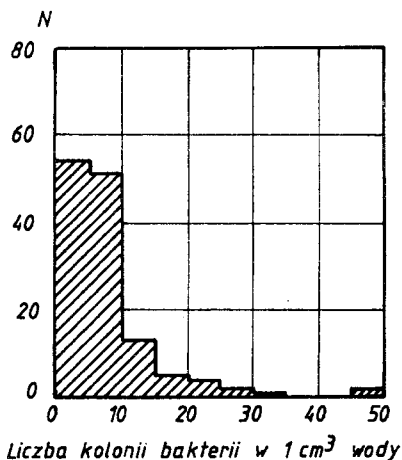
Jakość wody uzdatnionej w układach z koagulacją i bez koagulacji

Analiza statystyczna wykazała, że wskaźnikami wykazującymi wyraźny związek ($r > 0,5$) z mętnością ujmowanej wody były: barwa, stężenie żelaza ogólnego i azotu amonowego. Porównanie testem *t* Studenta wartości średnich dla badanych wskaźników jakości wód ujmowanych i uzdatnionych bez procesu koagulacji z odpowiadającymi im wielkościami w próbach koagulowanych wykazało, że istotnie nie różniły się tylko: temperatura wody, stężenie azotu amonowego oraz właściwości bakteriologiczne. W związku z tym podstawowym kryterium oceny był stopień usuwania zanieczyszczeń (tab.1). Porównanie uśrednionych stopni usuwania zanieczyszczeń wykazało, że stała koagulacja wo-

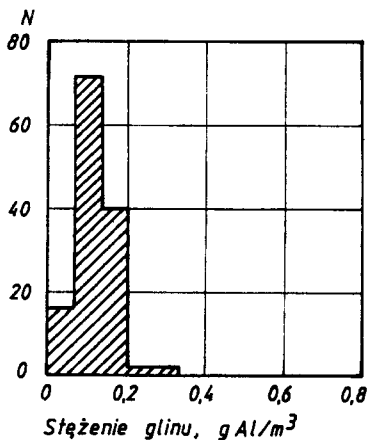
dy przyczyniała się jedynie do lepszego usuwania mętności i właściwości wyraźnie z nią skorelowanych. Ponadto stosowanie stałej koagulacji powodowało istotne obniżenie pH i zasadowości wody oraz liczby kolonii bakterii psychrofilnych. Pozostałe właściwości wody: utlenialność, azot azotanowy, chlorki oraz liczba kolonii bakterii mezofilnych (rys.2, 3) miały zbliżone stopnie usuwania lub wartości średnie (tab.1).

Rys.2. Histogram liczebności kolonii bakterii mezofilnych w wodzie uzdatnionej bez procesu koagulacji (liczebność próby 166, $\bar{x}=8,4$)

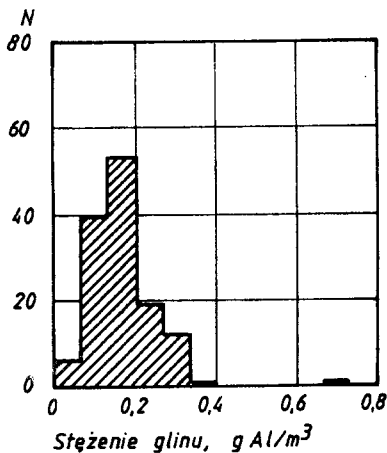
W wodzie uzdatnionej liczba kolonii bakterii grupy *coli* typu kałowego sporadycznie przekraczała wartości dopuszczalne, zarówno w próbach bez koagulacji jak i koagulowanych. W trakcie prowadzenia ciągłej koagulacji obserwowano wyraźny wzrost stężeń glinu, okresowo przekraczający wartości dopuszczalne dla wody pitnej (rys.4, 5).



Rys.3. Histogram liczby kolonii bakterii mezofilnych w wodzie uzdatnionej z zastosowaniem stałej koagulacji (liczebność próby 142, $\bar{x}=7,9$)



Rys. 4. Histogram stężeń glinu w wodzie surowej ($\bar{x}=0,12$ gAl/m³, S=0,05)

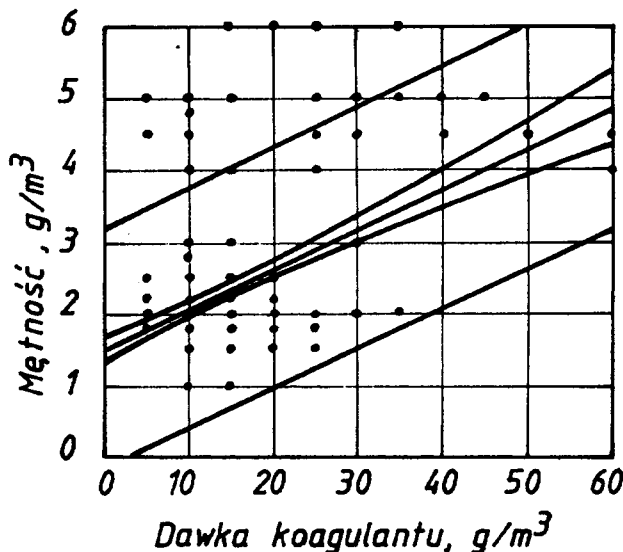


Rys. 5. Histogram stężeń glinu w wodzie uzdatnionej z zastosowaniem stałej koagulacji ($\bar{x}=0,17$ gAl/m³, S=0,08)

W okresie prowadzenia koagulacji w sposób stały uzdatniano wody o istotnie różniących się właściwościach w porównaniu z próbami niekoagulowanymi. W związku z tym wyselekcjonowano dwa podzbiory wód surowych o zbliżonej mętności, utlenialności, stężeniach azotu azotanowego i zasadowości. Ocena statystyczna wyników wykazała, że proces koagulacji powodował jedynie lepsze usuwanie mętności wody (tab.1). Ocena efektywności koagulacji w warunkach zbliżonych do optymalnych (temp. wody >10 °C, dawka koagulantu >30 g/m³) wykazała, że uzyskiwany stopień usuwania zanieczyszczeń był nieznacznie wyższy od danych obliczonych dla całego okresu obejmującego również miesiące zimowe (tab.1).

Efektywność stałej koagulacji

W przypadku ZUW "Rudawa" stała koagulacja przyczyniała się do lepszego usuwania mętności, barwy i zawartości żelaza ogólnego z wody. Pozostałe badane parametry wody nie ulegały pod względem jakościowym istotnym zmianom. Nie obserwowano poprawy wśród wskaźników (liczba kolonii bakterii mezofilnych azot azotanowy i utlenialność), które powinny być skuteczniej usuwane z uwagi na dość częste przekroczenia wartości dopuszczalnych dla wody wodociągowej lub też wielkości zalecanych. Stwierdzono, że podczas stałej koagulacji do wody pitnej przedostawały się cząstki koagulantu, o czym świadczył zarówno wzrost stężeń glinu (tab.1), jak i dodatnia korelacja pomiędzy dawką koagulantu a mętnością wody uzdatnionej, wyraźniejsza w okresie zimowym (rys.6).



Rys.6. Linia regresji ($y=1,49+0,06x$; $r=0,45$) dla mętności wody uzdatnionej w zależności od dawki koagulantu (okres zimowy)

Analiza ekonomiczna wykazała [2], że stosowanie stałej koagulacji powodowało ponad 6-krotny wzrost kosztów produkcji wody pitnej, co w połączeniu z jej niską efektywnością przemawia za wyłączeniem tego procesu z reżimu technologicznego ZUW "Rudawa". W związku z tym uznano, że władze sanitarne lub terenowe nie powinny wydawać zaleceń eksploatacyjnych bez przeprowadzenia odpowiednich badań, gdyż oprócz wyżej wymienionych skutków mogą one nieść ze sobą również niewymierne szkody społeczne, jak np. dostarczanie ludności wody pitnej o nieprzyjemnym smaku i zapachu, mętnej, zawierającej trihalometany oraz zanieczyszczonej cząstkami koagulantu, na

Tabela 1. Wielkości średnie (\bar{x}) i procenty usuwania zanieczyszczeń w pełnym zbiorze danych (1), w podzbiorze wyselekcjonowanym (2) i w wodach koagulowanych w optymalnych warunkach (3)

Wskaźnik	Woda uzdatniona					
	1		2		3	
	bez koagulacji		z koagulacją		z koagulacją	
Mętność, g/m ³	\bar{x}	2,2	1,3	2,3	1,2	0,9
	%	92,3	96,4	92,8	96,2	97,2
Barwa, gPt/m ³	\bar{x}	6,0	6,0	–	–	6,0
	%	62,0	69,2	–	–	71,0
pH	\bar{x}	8,0	7,4	–	–	7,3
	%	2,0	5,8	–	–	5,4
Utlenialność, gO ₂ /m ³	\bar{x}	3,0	4,0	3,5	3,6	3,6
	%	31,5	31,5	33,1	31,2	34,5
Azot amonowy, gN/m ³	\bar{x}	0,014	0,007	–	–	0,003
	%	92,2	93,6	–	–	96,1
Azot azotanowy, gN/m ³	\bar{x}	4,1	3,6	3,9	3,8	3,8
	%	19,4	19,9	18,5	21,4	22,8
Chlorki, gCl ⁻ /m ³	\bar{x}	17,6	20,8	–	–	19,6
	%	-4,8	-4,7	–	–	-4,3
Żelazo ogólne, gFe/m ³	\bar{x}	0,07	0,07	–	–	0,05
	%	72,5	81,9	–	–	83,2
Glin, gAl/m ³	\bar{x}	0,07	0,17	–	–	0,16
	%	49,2	-41,7	–	–	-66,8
Zasadowość, val/m ³	\bar{x}	4,4	4,6	4,4	4,4	4,5
	%	1,3	3,4	2,2	2,2	3,7
Bakt. 37 °C, 24 h w 1 cm ³	\bar{x}	8	8	–	–	7
	%					
Bakt. 20 °C, 72 h w 1 cm ³	\bar{x}	15	10	–	–	10
	%					

których mogą być transportowane żywe organizmy, stanowiące zagrożenie sanitarne.

W pracy [3] podano, że przy obecnym zanieczyszczeniu wody surowej wyraźną poprawę jakości wody pitnej można uzyskać po gruntownej modernizacji ZUW "Rudawa", obejmującej przebudowę urządzeń i zmianę profilu technologicznego procesu koagulacji. W podobnej sytuacji znajduje się w Polsce wiele zakładów wodociągowych, dlatego też należy opracować wytyczne do ich modernizacji (zwłaszcza ujmujących wody zanieczyszczone i eutroficzne). W pełni skutecznym sposobem usuwania resztkowych zanieczyszczeń organicznych, związków azotu oraz glonów jest stosowanie uzdatniania naturalnego, wspomaganego metodami fizyczno-chemicznymi [4]. Przykład takiego układu technologicznego stanowi zmodernizowana stacja uzdatniania wody dla Paryża, gdzie zastosowano następujący układ technologiczny: wstępne ozonowanie, trzydniowe przetrzymywanie wody w basenach, flokulacja, dekantacja, filtracja powolna, ozonowanie wi-

rusobójcze i chlorowanie końcowe zabezpieczające sieć wodociągową przed rozwojem mikroorganizmów.

LITERATURA

1. M. SCHMAGER, K. MARKIEŁOWSKA: Kompleksowe opracowanie danych literaturowych oraz wyników badań nad wpływem zbiorników sieciowych na jakość wody pitnej. IGPIK, Kraków 1990 (praca nie publikowana).
2. M. SCHMAGER, K. ŁUSZCZEK, J. SCHMAGER: Ocena zależności jakości wody surowej i uzdatnionej na przykładzie ZUW "Rudawa". Ochrona Środowiska, 1993, nr 4(51), ss. 43–46.
3. S. A. RYBICKI: Wodociąg dla Krakowa "Rudawa"; Koncepcja ozonowania i koagulacji. BPBK, Kraków 1990 (praca nie publikowana).
4. F. DAMEZ: Evolution de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution. Techniques et Sciences Municipales – L'Eau, 1982, No. 1, pp. 11–21.

TREATMENT OF POLLUTED SURFACE WATER BY COAGULATION: EFFICIENCY ANALYSIS

The object under study was the Water Treatment Plant "Rudawa" which supplies municipal water to the agglomeration of Cracow. The taken-in water comes from a polluted river, the Rudawa, which is characterized by episodes of increased turbidity. The plant was designed to treat surface water with low pollution level and episodic occurrence of high turbidity. Because of the noticeable deterioration of the river water quality, the Treatment Plant "Rudawa" included continuous alum coagulation into the technological system in the time span of June 1990 to January 1991. The aluminium sulphate dose varied from 10 to 60 g/m³ (av. 30g/m³). Considering the results obtained, the following generalizations

can be made: Continuous coagulation accounted only for a slightly better removal of turbidity, along with its positively correlated parameters (colour, iron, ammonia nitrogen). There was no improvement of the other quality indicators, including bacteriological properties. In the time span in question, aluminium concentration in drinking water increased considerably. No rational reason can be given to justify the utility of continuous coagulation – the process was little effective, and brought about serious pollution of the pipes by alum particles, to say nothing of the rise in the costs of drinking water production.