

Jolanta Gumińska

## Wpływ temperatury na skuteczność uzdatniania wód górskich w procesie koagulacji

Wody górskie uważane są powszechnie jako wody o wysokiej jakości, lecz często charakteryzują się podwyższoną barwą oraz wysoką mętnością, szczególnie podczas intensywnych opadów deszczu oraz w okresach topnienia śniegu. Wody te mogą zawierać także znaczne stężenia rozpuszczonych związków organicznych, które w procesie dezynfekcji chlorem prowadzą do powstawania kancerogennych i mutagennych trihalometanów, często w stężeniach wielokrotnie przekraczających wartości dopuszczalne dla wody do picia. Obecność związków organicznych sprawia, że wody te nie mogą być wykorzystane do celów wodociągowych nawet wówczas, gdy ich podstawowe parametry spełniają wymagania jakościowe [1,2]. Z tego względu mogą wymagać uzdatniania w procesie koagulacji przez cały rok, między innymi w celu usuwania prekursorów THM. Jednak brak właściwości buforujących, niski stopień mineralizacji oraz wielomiesięczne okresy niskich temperatur powodują, że skuteczne uzdatnianie wód górskich metodą koagulacji jest niesłychanie trudne [3–9].

W niniejszej pracy przedstawiono wyniki badań mających na celu ocenę wpływu temperatury wody górskiej na skuteczność jej uzdatniania w procesie koagulacji konwencjonalnej. Podjęto także próbę wyjaśnienia przyczyn trudności prowadzenia koagulacji objętościowej w warunkach niskich temperatur wody.

### Metodyka badań

Badania przeprowadzono w skali ułamkowo-technicznej w układzie technologicznym, który odzwierciedlał sposób uzdatniania wody w istniejącej stacji wodociągowej. Układ ten składał się z wirowej komory flokulacji ze statycznym systemem łopat, osadnika pionowego oraz ciśnieniowego filtru pospiesznego. Wypełnienie filtru stanowiło złożo dwuwarstwowe o wysokości 1,1 m. Górną warstwę filtracyjną stanowił antracyt o uziarnieniu 0,6÷2,0 mm, natomiast dolną piasek kwarcowy o uziarnieniu 0,8÷1,2 mm. Wysokości obu warstw filtracyjnych były jednakowe. Wysokość warstwy podtrzymującej o uziarnieniu 2÷20 mm wynosiła 0,3 m. Poszczególne urządzenia stacji pilotowej wykonano ze szkła organicznego, co umożliwiło obserwacje zmian jakości wody w czasie uzdatniania, niezależnie od wykonywanych analiz fizyczno-chemicznych.

Podczas doświadczeń początkowo stosowano wartości parametrów technologicznych, które zostały określone w trakcie typowych testów w skali laboratoryjnej. Otrzymywane wyniki wstępnych badań w warunkach przepływowych stanowiły podstawę do zmian wartości parametrów technologicznych w układzie, których celem było zwiększenie efektywności usuwania zanieczyszczeń. Wprowadzone zmiany technologiczne

uwzględniały zarówno dobowe, jak i sezonowe wahania jakości wody surowej, Równocześnie dążono do ograniczenia ilości zużywanych reagentów, przy zachowaniu właściwej jakości uzdatnionej wody. Ze względu na wcześniej zaobserwowane trudności w prowadzeniu koagulacji objętościowej w wodzie o niskim stopniu mineralizacji, badania rozpoczęto w okresie letnim. Na wstępnym etapie badań założono takie parametry hydrauliczne, przy jakich pracują urządzenia na stacji wodociągowej, tj. prędkość przepływu w komorze flokulacji 2,8 mm/s (12-minutowy czas flokulacji), prędkość wznoszenia wody w osadniku 0,33 mm/s oraz prędkość filtracji 6 m/h. Następnie w celu określenia wpływu parametrów koagulacji objętościowej na efekty uzdatniania wody, ich wartości podczas badań zmieniano w następującym zakresie (tab. 1):

- czas wolnego mieszania: 12÷20 min,
- prędkość wznoszenia w strefie klarowania osadnika: 0,22÷0,33 mm/s,
- prędkość filtracji: 5÷8 m/h.

Tabela 1. Parametry pracy układu badawczego

Urządzenie	Parametr	Zakres	Wartość optymalna
Komora flokulacji	czas przetrzymania, min	12÷20	18
	prędkość przepływu, mm/s	1,7÷2,8	1,9
Osadnik	czas przetrzymania, min	106÷175	160
	prędkość wznoszenia w strefie klarowania, mm/s	0,2÷0,33	0,22
Filtr	prędkość filtracji, m/h	5÷8	6

Wodę surową do badań pobierano z sieci grawitacyjnej zasilającej stację wodociągową (woda ze zbiornika zaporowego) i pompą podawano do wirowej komory flokulacji, która była wyposażona w system króćców w umożliwiających pobór próbek wody z różnych głębokości. Z komory flokulacji woda grawitacyjnie przepływała do osadnika. Za pomocą przelewu umiejscowionego na całym obwodzie górnej krawędzi osadnika pionowego sklarowana woda była odprowadzana z osadnika do zbiornika pośredniego, skąd była kierowana na ciśnieniowy filtr pospieszny. Filtr zaopatrzony był również w szereg króćców zasilających i odprowadzających wodę, a także do poboru próbek wody z różnych głębokości filtru.

Po napełnieniu komory flokulacji i osadnika wodą surową rozpoczęto dawkowanie reagentów ze wstępnie ustalonymi dawkami, utrzymując pH wody w zakresie 6,0÷7,0. Reagenty dawkowano bezpośrednio do przewodu doprowadzającego wodę do komory flokulacji (przepływ zapewniał wymieszanie wody surowej z reagentami). Ponieważ decydującym parametrem uzdatniania wody było pH, dlatego co pół godziny prowadzono jego kontrolę, pobierając próbki wody z komory flokulacji. Uwzględniając hydrauliczny czas przetrzymania

wody w osadniku, filtr włączono po około 3 godz. od momentu rozpoczęcia dawkowania reagentów. Proces uzdatniania kontynuowano aż do momentu pogorszenia jakości wody po filtrze, tzn. do czasu, gdy jakość wody nie spełniała założonych wymagań (mętność  $1 \text{ g/m}^3$ , barwa  $5 \text{ gPt/m}^3$ ). W seriach, w których proces koagulacji nie dawał zadowalających efektów, przerywano pracę układu po kilku godzinach. Próbki wody do analiz pobierano po komorze flokulacji, osadniku oraz po filtrze w odstępach 30-minutowych. Po każdej serii badawczej płukano złożę filtracyjne. Okresowo usuwano również osad z komory osadowej osadnika.

Na podstawie wyników testów przeprowadzonych w skali laboratoryjnej zdecydowano, że proces koagulacji będzie prowadzony przy pomocy siarczanu glinu ze wstępną dawką  $4,8 \text{ gAl/m}^3$ . Jednak dla potwierdzenia właściwego wyboru dawki przed każdą serią badawczą w układzie przepływowym przeprowadzono skrócone testy laboratoryjne bezpośrednio na stacji uzdatniania. Dawkę dobierano na podstawie obserwacji wizualnych i wyników analizy wody uzdatnionej. Takie postępowanie było konieczne przede wszystkim ze względu na częste wahania składu fizyczno-chemicznego wody surowej. Potrzebne dawki węgla sodu do uzyskania pH wody w zakresie  $6,0+7,0$  wynosiły  $24+40 \text{ gNa}_2\text{CO}_3/\text{m}^3$ .

### Kryteria oceny procesu uzdatniania wody

Przed rozpoczęciem badań nad uzdatnianiem wody należało rozstrzygnąć, jakimi parametrami powinna charakteryzować się woda uzdatniona. Odnosząc się do formalnych wymogów (rozporządzenie Ministra Zdrowia z 4 września 2000 r.) można założyć, że barwa wody nie powinna przekraczać  $15 \text{ gPt/m}^3$ , a mętność  $1 \text{ g/m}^3$ . Proces uzdatniania powinien jednak również zapobiec pojawianiu się ubocznych produktów dezynfekcji wody chlorem. Dlatego założono, że intensywność barwy wody należy obniżyć do  $5 \text{ gPt/m}^3$ , a mętność do  $1 \text{ g/m}^3$ . Tak przyjęty poziom oczyszczania wody powinien w wystarczającym stopniu zapewnić usunięcie rozpuszczonych związków organicznych, w tym prekursorów THM.

Jakość wody uzdatnionej w stacji pilotowej oceniano w oparciu o następujące wskaźniki: pH, kwasowość ogólna, zasadowość ogólna, barwa, mętność, stężenie pozostałości glinu, utlenialność oraz absorbancja w nadfioletcie przy długości fali  $254 \text{ nm}$ . Pomiar absorbancji wykonano dla próbek niesączonych i przesączonych przez sączek membranowy  $0,45 \mu\text{m}$ . Oznaczenie absorbancji w próbkach sączonych traktowano jako wskaźnik zawartości rozpuszczonych związków organicznych w wodzie. Okresowo dla wybranych próbek wody oznaczono również stężenie ogólnego węgla organicznego oraz rozpuszczonego węgla organicznego.

### Dyskusja wyników

Badana woda należała do wód miękkich, a twardość wody w całym okresie badań nie przekroczyła  $60 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$  (tab.2). Woda charakteryzowała się bardzo niską zasadowością, wynoszącą  $0,4+0,5 \text{ val/m}^3$ . Podobne wartości przyjmowała również kwasowość wody. Przewodność elektrolityczna wody wynosiła  $45+90 \mu\text{S/cm}$ . Skład wody surowej świadczył o bardzo niewielkich właściwościach buforujących wody, co stanowiło poważne utrudnienie w utrzymaniu właściwych parametrów technologicznych procesu koagulacji. Niezwykle

Tabela 2. Wartości wybranych parametrów fizyczno-chemicznych wody surowej dla różnych temperatur

Parametr, jednostka	T=16 °C	T=8 °C	T=6 °C	T=2 °C
pH, –	5,6+6,1	6,9+7,0	5,5+5,9	6,2+6,3
Barwa (pozoma), gPt/m <sup>3</sup>	20+25	10+30	20	8
Mętność, g/m <sup>3</sup>	4+10	4+19	1	2
Zasadowość ogólna, val/m <sup>3</sup>	0,4	0,5	0,5	0,5
Twardość ogólna, gCaCO <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	55	60	50	60
Utlenialność, gO <sub>2</sub> /m <sup>3</sup>	3,0+3,7	1,3+2,0	2,7+2,8	2,4+3,1
Glin, gAl/m <sup>3</sup>	0,0	0,0	0,0	0,47
Absorbancja (pr. sącz.), 1/cm	0,08	0,04+0,05	0,09	0,04
Absorbancja (pr. niesącz.), 1/cm	0,09	0,05+0,1	0,09+0,11	0,04
OWO, gC/m <sup>3</sup>	4,5	2,3	2,4	1,5

istotne było bardzo dokładne dawkowanie reagentów, gdyż wszelkie niedokładności powodowały w konsekwencji znaczne wahania pH wody, które było parametrem decydującym o skuteczności procesu koagulacji.

Biorąc pod uwagę podstawowe wskaźniki, badana woda góraska mogłaby zostać uznana za wodę o wysokiej jakości, a usunięcie ponadnormatywnych wartości barwy i mętności, które odnotowano przede wszystkim w okresie letnim, nie powinno stanowić trudności. Jednak wysoka barwa oraz mętność występowały również w okresie niskich temperatur, w czasie wiosennych roztopów śniegu. Ponadto nawet w okresach, kiedy spełnione były podstawowe wymagania jakości wody przeznaczonej do picia, przede wszystkim w okresie jesiennym, woda wymagała uzdatniania ze względu na obecność w niej związków organicznych. Oznaczona wówczas ilość chloroformu w wodzie surowej poddawanej chlorowaniu kilkakrotnie przekraczała wartość dopuszczalną dla wody do picia, osiągając po półgodzinnym czasie kontaktu z chlorem wartość  $113 \text{ mg/m}^3$ , a po 24 godz. –  $210 \text{ mg/m}^3$ .

### Wpływ temperatury wody na skuteczność koagulacji

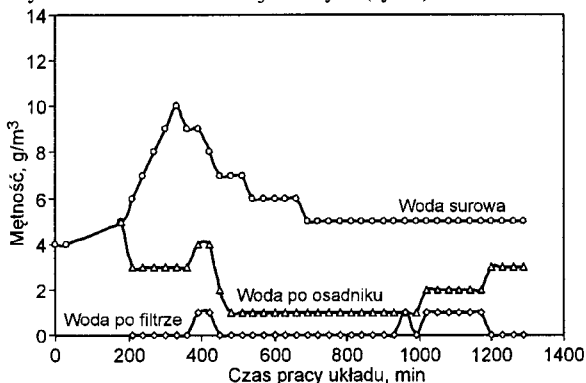
Ponieważ niska temperatura wody powoduje duże utrudnienia w prowadzeniu koagulacji objętościowej, dlatego też badania rozpoczęto w okresie letnim, kiedy temperatura wody (ok.  $13+20 \text{ °C}$ ) ułatwiała przebieg i skuteczność procesu koagulacji. Zgodnie z wynikami testów przeprowadzonych w skali laboratoryjnej, w warunkach przepływowych utrzymywano pH wody w zakresie  $6,0+7,0$ . Wstępnie przyjęte parametry hydrauliczne koagulacji objętościowej, tzn. 12-minutowy czas flokulacji oraz prędkość wznoszenia w strefie klarowania osadnika  $0,33 \text{ mm/s}$  nie pozwoliły na skuteczne uzdatnienie wody. Stwierdzono, że taki czas flokulacji był zbyt krótki, a w komorze flokulacji nie zaobserwowano nawet drobnych kłaczków. Wydłużenie czasu flokulacji do 18 min oraz obniżenie prędkości wznoszenia w osadniku do  $0,22 \text{ mm/s}$  umożliwiło powstanie kłaczków w komorze flokulacji. Wytworzone kłaczkki sedymentowały w osadniku. Dalsze wydłużanie czasu flokulacji nie wpłynęło na poprawę efektów uzdatniania wody. Stosując powyższe parametry technologiczne uzdatniania wody, której mętność wynosiła  $27 \text{ g/m}^3$ , barwa  $35 \text{ gPt/m}^3$ , utlenialność  $4,0 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ , a absorbancja  $0,13 \text{ 1/cm}$ , już po osadniku uzyskano bardzo wysoki stopień usunięcia zanieczyszczeń. Mętność obniżono aż w 90%, intensywność barwy w  $40+50\%$ , utlenialność w  $40+60\%$  i absorbancję w 65%. Woda po filtrze była całkowicie pozbawiona mętności, intensywność barwy i absorbancję obniżono o dalsze 30% w stosunku do wody surowej, a utlenialność o 10%.

Wprowadzenie zmian prędkości filtracji w zakresie 5-8 m/h nie zmieniło efektów usuwania zanieczyszczeń. Konsekwencją zmian była tylko zmiana czasu trwania cyklu filtracyjnego. Dlatego też w dalszych badaniach w układzie badawczym zastosowano prędkość filtracji wynoszącą 6 m/h.

### Wpływ temperatury na mętność wody

W celu ustalenia przyczyn trudności w uzdatnianiu wody w układzie konwencjonalnym, przeanalizowano zmiany zachodzące w pracy osadnika i filtru przy różnych temperaturach wody surowej, tj. 16 °C, 15 °C, 14 °C, 10 °C, 8 °C, 6 °C i 2 °C. Ze względu na podobny przebieg koagulacji w zakresie temperatur 10-16 °C omówiono jedynie zjawiska zachodzące podczas koagulacji domieszek wody w temperaturach 16 °C, 8 °C, 6 °C i 2 °C. W analizie wyników pominięto pierwszy 6-godzinny okres niezbędny do ustalenia się założonych parametrów pracy układu (czas wpracowania układu). Dopiero po upływie tak długiego czasu osadnik mógł zapewnić najwyższe efekty uzdatniania wody. Był to czas ponaddwukrotnie dłuższy (360 min), niż wynikający z czasu przetrzymania w tym urządzeniu (160 min). W komorze flokulacji czas ustalenia się wymaganych parametrów technologicznych (pH, dawki reagentów) także był znacznie dłuższy (60 min) od czasu przetrzymania (18 min).

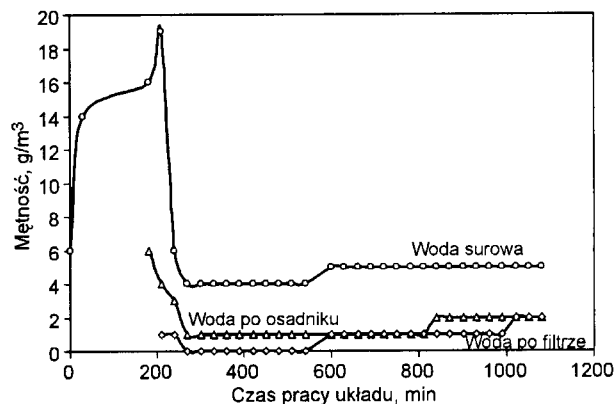
W temperaturze 16 °C, gdy mętność wody surowej zmieniała się w zakresie 4-10 g/m<sup>3</sup>, osadnik zapewnił jej obniżenie do 1-4 g/m<sup>3</sup>, przy czym najwyższe wartości spowodowane były reakcją na nagły wzrost mętności wody surowej. Po filtrze mętność wody nie przekraczała 1 g/m<sup>3</sup>. Tak wysoka skuteczność obniżania mętności wody obserwowana była aż do zakończenia pracy układu, tj. po 22 godz. Uzyskane wyniki uznano za wystarczające do właściwej oceny uzdatniania wody w układzie konwencjonalnym (rys.1).



Fys. 1. Skuteczność koagulacji w obniżaniu mętności wody o temperaturze 16 °C

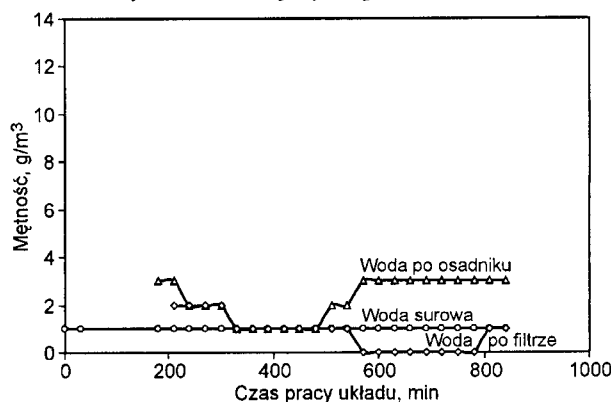
W temperaturze około 8 °C woda uzdatniana charakteryzowała się mętnością 4-19 g/m<sup>3</sup>, jednak najwyższe wartości zanotowano tylko przez 3 godz. Pomijając ten czas, mętność wody mieściła się w zakresie 4-6 g/m<sup>3</sup>. W osadniku nastąpiło obniżenie mętności do 1-2 g/m<sup>3</sup>, a po filtrze mętność wody nie przekraczała 1 g/m<sup>3</sup> aż do 17 godziny pracy układu, kiedy nastąpił wzrost wartości tego parametru do 2 g/m<sup>3</sup> (rys.2).

W okresie jesiennym, gdy temperatura wody surowej obniżyła się do 6 °C, mętność wody nie przekraczała 1 g/m<sup>3</sup>, tzn. była na poziomie dopuszczalnym dla wody uzdatnionej. Jednak ze względu na przekroczone wartości innych wskaźników jakości wody (ponadnormatywne stężenie chloroformu po procesie dezynfekcji chlorem), uzdatnianie wody było konieczne. Podczas 14-godzinnej pracy układu nie wystąpił proces flokulacji, zaobserwowano natomiast okresowo wzrost



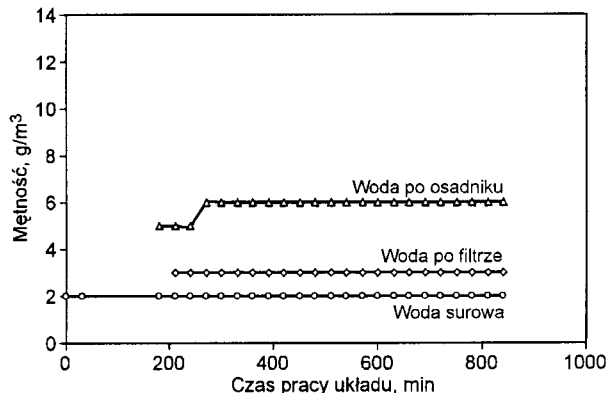
Fys. 2. Skuteczność koagulacji w obniżaniu mętności wody o temperaturze 8 °C

mętności wody po osadniku. Woda po filtrze charakteryzowała się mętnością na poziomie wody surowej. Całkowite składowanie wody zanotowano jedynie przez 4 godz. (rys.3).



Fys. 3. Skuteczność koagulacji w obniżaniu mętności wody o temperaturze 6 °C

W temperaturze 2 °C, w czasie 14-godzinnego uzdatniania, zaobserwowano wzrost mętności wody surowej z 2 g/m<sup>3</sup> do 6 g/m<sup>3</sup> po osadniku oraz do 3 g/m<sup>3</sup> po filtrze. Podobnie jak w okresie jesiennym, tak niska temperatura wody zupełnie zahamowała proces flokulacji, co przyczyniło się do wzrostu mętności wody (rys.4).

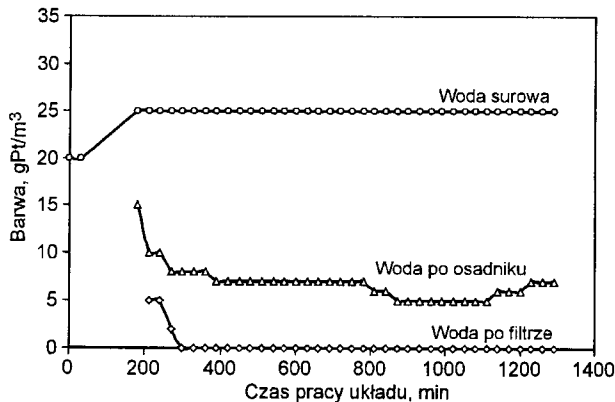


Fys. 4. Skuteczność koagulacji w obniżaniu mętności wody o temperaturze 2 °C

Wyniki te wskazują, że aby zapewnić skuteczne obniżenie mętności, temperatura wody uzdatnianej podczas koagulacji metodą konwencjonalną nie może być niższa niż 8 °C. Spadek temperatury wody surowej poniżej tej wartości nie tylko nie pozwolił na obniżenie mętności, ale nawet spowodował jej wzrost. Analiza zmian mętności wody po osadniku i filtrze wskazuje, że wraz z obniżeniem temperatury wody surowej obniżała się skuteczność osadnika w obniżaniu mętności aż do temperatury 6 °C, kiedy to osadnik i filtr przestały spełniać funkcje technologiczne.

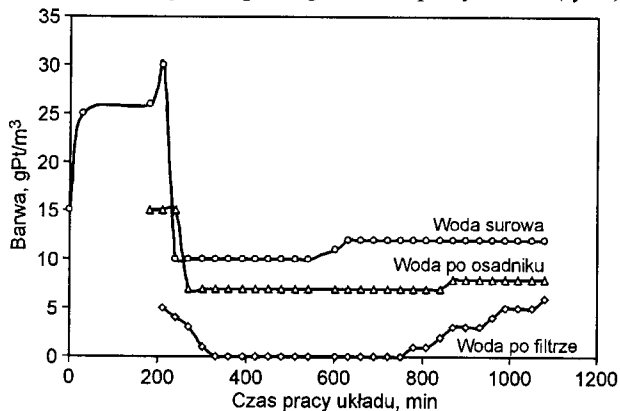
### Wpływ temperatury na barwę wody

Wpływ temperatury na skuteczność obniżania intensywności barwy wody po osadniku i filtrze był taki sam jak w wypadku mętności. Spadek temperatury poniżej granicznej wartości  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$  hamował proces koagulacji, a tym samym obniżanie intensywności barwy wody (rys.5–8). W najwyższej badanej temperaturze  $16\text{ }^{\circ}\text{C}$  (pomijając tzw. fazę wpracowania układu), zanotowano obniżenie intensywności barwy wody z  $20+25\text{ gPt/m}^3$  do  $5+8\text{ gPt/m}^3$  po osadniku oraz całkowite odbarwienie wody po filtrze. Barwa wody uzdatnionej na poziomie zera utrzymywała się przez 16 godz., aż do przerwania pracy układu (rys.5).



Rys. 5. Skuteczność koagulacji w obniżaniu intensywności barwy wody o temperaturze  $16\text{ }^{\circ}\text{C}$

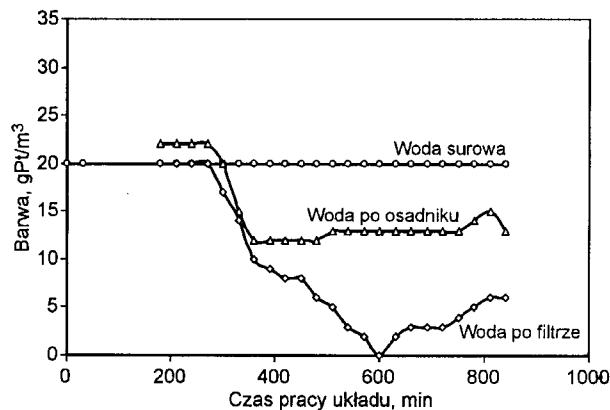
Obniżanie intensywności barwy z wody o temperaturze  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$  do wymaganego poziomu przebiegało do 17 godziny prowadzenia procesu uzdatniania wody w osadniku i filtrze. Po osadniku intensywność barwy obniżyła się z  $10+30\text{ gPt/m}^3$  w wodzie surowej do  $7+8\text{ gPt/m}^3$ . Filtracja pozwoliła na dalsze obniżenie intensywności barwy wody do  $0+5\text{ gPt/m}^3$ , wzrastając do  $6\text{ gPt/m}^3$  po 18 godzinach pracy układu (rys.6).



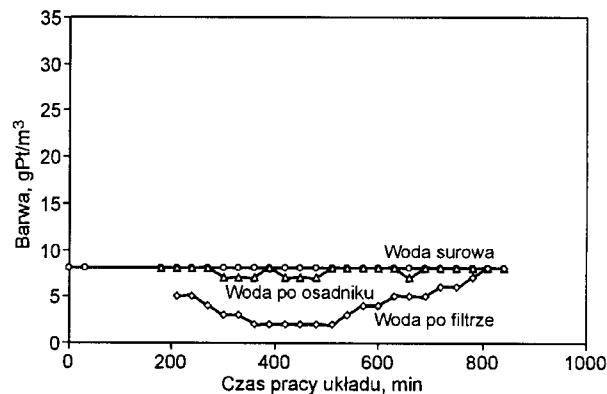
Rys. 6. Skuteczność koagulacji w obniżaniu intensywności barwy wody o temperaturze  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$

Podczas koagulacji domieszek wody o temperaturze  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$  stwierdzono jedynie okresowe obniżenie intensywności barwy z  $20\text{ gPt/m}^3$  w wodzie surowej do  $12+15\text{ gPt/dm}^3$  po osadniku. Po filtrze jedynie przez 4,5 godziny uzyskano wodę uzdatnioną, która spełniała założone kryteria (rys.7). Jednak nie można mówić o skuteczności koagulacji objętościowej w obniżaniu intensywności barwy wody, gdyż wzrost mętności w osadniku świadczył o nieprawidłowym przebiegu procesu.

Dalszy spadek temperatury wody surowej do około  $2\text{ }^{\circ}\text{C}$  nie spowodował wprawdzie całkowitego zahamowania obniżania intensywności barwy wody, ale przebieg procesu flokulacji i sedymentacji nie pozwolił na uzyskanie poprawnych



Rys. 7. Skuteczność koagulacji w obniżaniu intensywności barwy wody o temperaturze  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$



Rys. 8. Skuteczność koagulacji w obniżaniu intensywności barwy wody o temperaturze  $2\text{ }^{\circ}\text{C}$

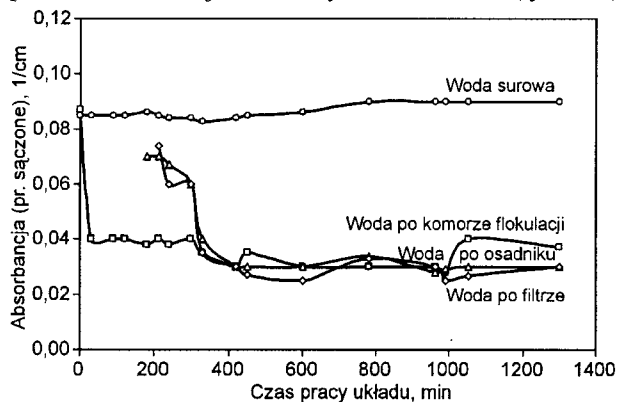
efektów uzdatniania wody (rys.8). Wprawdzie po 6 godzinach uzdatniania wody w układzie koagulacji konwencjonalnej barwa filtratu wynosiła  $2\text{ gPt/m}^3$ , ale nie był to trwały efekt (barwa wody surowej utrzymywała się na stałym poziomie  $8\text{ gPt/m}^3$ ). Po 10-godzinnej filtracji intensywność barwy wzrosła do poziomu w wodzie surowej. Należy jednak zauważyć, że obniżenie intensywności barwy wody miało miejsce przede wszystkim na filtrze, który praktycznie całkowicie przejął funkcję osadnika. Osadnik obniżył jedynie okresowo intensywność barwy wody do  $7\text{ gPt/m}^3$ . Wyniki te nie mogą być podstawą do pozytywnej oceny skuteczności koagulacji objętościowej, gdyż wartości mętności oraz stężenia glinu pozostałego świadczyły o nieprawidłowym przebiegu procesów flokulacji i sedymentacji.

Podobną efektywność koagulacji zaobserwowano w usuwaniu związków organicznych, oznaczonych jako utlenialność oraz absorbancja. Ustalono, że ogólna skuteczność osadnika i filtru w usuwaniu zanieczyszczeń malała wraz ze spadkiem temperatury wody. W zakresie temperatur  $8+16\text{ }^{\circ}\text{C}$  największy udział w usuwaniu zanieczyszczeń miał osadnik. Im niższa była temperatura wody surowej, tym bardziej zmniejszała się rola osadnika w obniżaniu intensywności barwy, mętności, utlenialności oraz absorbancji. Skracał się również czas efektywnego uzdatniania wody w układzie koagulacji objętościowej aż do temperatury  $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ , przy której proces koagulacji w układzie konwencjonalnym nie tylko nie obniżał mętności, ale powodował jej wzrost w osadniku. O nieprawidłowości zachodzących procesów w niskich temperaturach świadczyły znaczne stężenia glinu pozostałego, zarówno w wodzie po osadniku, jak i po filtrze. Przyjęto, że minimalna temperatura wody surowej dla skutecznego prowadzenia procesu koagulacji objętościowej nie powinna być niższa niż  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ .

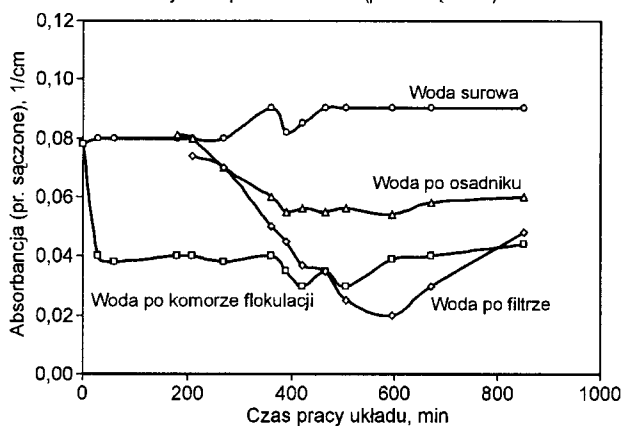
### Starzenie się kłaczków podczas koagulacji

W celu wyjaśnienia znacznego obniżenia skuteczności koagulacji objętościowej w niskich temperaturach dokonano pomiarów absorpcji zarówno w komorze flokulacji (próbki pobrano z różnych głębokości), jak i po komorze flokulacji, a także po osadniku oraz po filtrze. Równocześnie kontrolowano stężenie glinu pozostałego w próbkach sączonych. Badania przeprowadzono dla wody surowej w szerokim zakresie temperatur, tj. 2+16 °C. Do oceny wykorzystano wyniki badań dla temperatur 16 °C i 6 °C. Nie brano pod uwagę najniższej temperatury, tj. 2 °C, gdyż stężenie związków organicznych mierzone jako absorpcja było tak niskie, że wszelkie jego zmiany nie pozwoliłyby na wiarygodną ocenę wyników.

Uzyskane wyniki badań wyraźnie wykazały, że niezależnie od temperatury wody surowej prawie natychmiast następowała hydroliza koagulantu i powstały mikroklaczki wodorotlenku glinu. Potwierdziły to wyniki absorpcji próbek sączonych, pobranych z komory flokulacji (z różnych głębokości) i po komorze flokulacji, które miały zbliżone wartości (rys.9 i 10).



Rys. 9. Przebieg zmian absorpcji podczas koagulacji domieszek wody o temperaturze 16 °C (próbki sączone)



Rys. 10. Przebieg zmian absorpcji podczas koagulacji domieszek wody o temperaturze 6 °C (próbki sączone)

W obu temperaturach w komorze flokulacji nastąpiło obniżenie absorpcji próbki sączonej z 0,08+0,09 1/cm do 0,03+0,04 1/cm. Takie zmiany świadczyły o tym, że już w pierwszych minutach procesu koagulacji powstały mikroklaczki, które zasorbowały rozpuszczone związki organiczne znajdujące się w wodzie. Natomiast zupełnie inaczej przedstawiały się wyniki analiz wody uzdatnianej po osadniku, przy tak dużej różnicy temperatur wody surowej. W temperaturze 6 °C podczas przepływu wody przez osadnik, w porównaniu z wynikami próbek sączonych pobranych z komory flokulacji, nastąpił wzrost stężenia rozpuszczonych związków organicznych w wodzie. Absorbancja w próbkach sączonych pobranych

z odpływu z osadnika wzrosła z 0,03+0,04 1/cm do 0,06 1/cm. Można więc przyjąć, że w niskiej temperaturze wraz z upływem czasu nastąpiła desorpcja rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych do wody i rozpad mikroklaczków. Wynika z tego, że przy tak niskiej temperaturze wody surowej powstające mikroklaczki wodorotlenków glinu nie były trwałe. Potwierdziły to pomiary stężenia glinu pozostałego, które po osadniku przyjmowały nawet kilkakrotnie wyższe wartości przy temperaturze 6 °C, w porównaniu z wynikami uzyskanymi w temperaturze 16 °C. W temperaturze 16 °C zjawisko desorpcji zanieczyszczeń w osadniku nie wystąpiło. Ponadto stężenie glinu pozostałego już w osadniku utrzymywało się na poziomie dopuszczalnym dla wody do picia (0,3 gAl/m<sup>3</sup>) lub nieznacznie tę wartość przekraczało. Po osadniku obecne były w wodzie widoczne kłaczkki, które utrzymywały wcześniej zasorbowane w komorze flokulacji rozpuszczone związki organiczne. Poziom absorpcji próbek sączonych pozostał bez zmian. Można stąd wnioskować, że spadek temperatury wody poniżej pewnej krytycznej wartości spowodował proces starzenia się kłaczków, a w związku z tym negatywnie wpływał na efektywność procesu koagulacji. Wprawdzie na filtrze zanotowano chwilowe obniżenie stężenia związków organicznych, ale można to wytłumaczyć zdolnością sorpcyjną wypłukanego złoża. Takie zmiany świadczą o tym, że w niskiej temperaturze powstające kłaczkki w komorze flokulacji ulegały procesowi starzenia.

### Wnioski

♦ Wody górskie często wymagają uzdatniania metodą tzw. głębokiej koagulacji, ze względu na obecność w nich rozpuszczonych związków organicznych, które w procesie chlorynowania prowadzą do powstawania THM w stężeniach wielokrotnie przekraczających wartości dopuszczalne dla wody przeznaczonej do picia.

♦ Zastosowanie procesu koagulacji konwencjonalnej do uzdatniania wód górskich może nie zapewnić uzyskania wody o wymaganej jakości przez cały rok.

♦ Niska temperatura wody nie tylko hamuje aglomeracje powstałych kłaczków wodorotlenku glinu, ale powoduje rozpuszczanie już powstałych. Następuje także proces starzenia się kłaczków, który prowadzi do desorpcji rozpuszczonych związków organicznych, wcześniej zasorbowanych na kłaczkach wodorotlenku glinu.

### LITERATURA

1. EPA Guidance Manual. Alternative Disinfectants and Oxidants, 1999.
2. EPA Guidance Manual. Manual for Enhanced Coagulation and Precipitative Softening, 1999.
3. G. A. EDWARDS, A. AMIRTHARAJAH: Removing color caused by humic acids. Journal AWWA, 1985, No. 5, pp. 50-57.
4. J. K. EDZWALD: Coagulation in drinking water treatment: particles, organics, and coagulants. Water Science & Technology, 1993, No. 11.
5. R. J. Franois, N. V. BEKAERT: Ageing of aluminium hydroxide flocs. Water Research, 1987, No. 5, pp. 523-531.
6. R. J. Franois, N. V. BEKAERT: Strength of aluminium hydroxide flocs. Water Research, 1989, No. 9, pp. 1023-1030.
7. A. L. KOWAL, T. KOWALSKI: Oczyszczanie wód miękkich z potoków górskich. Ochrona Środowiska, 1991, nr 2(43), ss. 11-14.

8. A. L. KOWAL, J. MAĆKIEWICZ: Wpływ odczynu na niektóre procesy oczyszczania wody. *Gospodarka Wodna*, 1976, nr 7, ss. 203–207.

9. J. MAĆKIEWICZ: *Flokulacja w procesach koagulacji i filtracji wód*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa 1987.

---

### **Influence of Temperature on the Effectiveness of Mountain Water Treatment by Coagulation**

*Natural waters in mountain areas are characterized by a high coloured matter content and turbidity, especially during heavy rains and snow melting. A conventional treatment train for mountain water, which consists of filtration and disinfection, is insufficient to provide drinking water of appropriate quality. To eliminate this drawback it is necessary to include coagulation as a unit process. The present paper describes a pilot-scale study into the influence of temperature on the efficiency of conventio-*

*nal treatment. The paper also shows an attempt to explain the difficulties encountered when carrying out volume coagulation at decreased temperatures. Winter temperatures have an adverse effect on the coagulation process. Although they do not inhibit the hydrolysis of the alum coagulant, and even though the alum hydroxide flocs are able to remove organic substances from water – the flocs themselves have a short life and dissolve.*