

Jolanta Gumińska

## Zastosowanie wstępnego utleniania i korekty pH do usuwania substancji organicznych z wód miękkich

Jedną z metod poprawy skuteczności usuwania substancji organicznych z wody jest wstępne utlenianie stosowane przed procesem koagulacji. W takich układach technologicznych zadaniem utleniaczy jest zwiększenie polarności koloidów organicznych oraz zniszczenie ochronnych koloidów organicznych, zwiększających charakter hydrofilowy zanieczyszczeń występujących w postaci koloidów [1]. Jednak z uwagi na zagrożenia wynikające z powstawania ubocznych produktów utleniania, stosowanie tej metody jest bardzo ograniczone. Wyniki wielu badań wskazują, że chlorowanie kwasów humusowych powoduje obniżenie intensywności barwy wody, przy nieznacznym obniżeniu jej utleniałości oraz zawartości kwasów humusowych. Oznacza to, że chlor powoduje jedynie rozbitcie dużych cząsteczek kwasów humusowych, wywołujących efekt barwy wody, na frakcje o mniejszych rozmiarach. Niekorzystny wpływ wstępnego chlorowania, przy jednoczesnym tworzeniu kancerogennych THM, potwierdza zasadność eliminacji chloru z procesu wstępnego utleniania.

Mając na uwadze niekorzystne skutki chlorowania, można rozpatrywać zastosowanie wstępnego utleniania zanieczyszczeń wody ozonem. W procesie ozonowania zmniejsza się masa cząsteczkowa związków organicznych i wzrasta zawartość kwasowych grup funkcyjnych. Reakcja związków organicznych z ozonem prowadzi do zerwania podwójnego wiązania węglowego oraz powstania kwasów organicznych i aldehydów [2], przy czym dominującym zidentyfikowanym kwasem organicznym, niezależnie od dawki ozonu, jest kwas szczawiowy. Powstający kwas ulega sorpcji przez powstające podczas koagulacji wodorotlenki glinu i/lub żelaza, powodując ich rozpuszczanie, w wyniku którego powstają przede wszystkim kompleksy szczawianowo-glinowe lub żelazowo-humusowe. Proces ten powoduje wzrost zawartości glinu i/lub żelaza w wodzie po koagulacji. Wszystkie te zjawiska, zachodzące podczas ozonowania wody, bezpośrednio wpływają na przebieg procesu koagulacji. Ponieważ ozonowanie zmniejsza masę cząsteczkową związków organicznych, dlatego można oczekiwać, że ich usuwanie w procesie strącania będzie bardzo ograniczone. Wpływ ozonu na skuteczność sorpcji zanieczyszczeń organicznych przez wytrącone wodorotlenki glinu czy żelaza jest trudniejszy do przewidzenia. Jakkolwiek wzrost zawartości kwasowych grup funkcyjnych wpływa pozytywnie na sorpcję związków organicznych, to jednak zmniejszenie ich masy cząsteczkowej będzie wywoływało efekty przeciwne. Ponieważ brak jest jednoznacznej oceny wpływu wstępnego ozonowania wody na skuteczność koagulacji, dlatego należy do zagadnienia podejść indywidualnie i oceniać przydatność tego procesu dla konkretnej wody.

W wypadku wód zawierających substancje organiczne można także rozważać utlenianie dwutlenkiem chloru. Jakkolwiek w reakcji dwutlenku chloru z substancjami humusowymi również powstają halogenopochodne metanu, to jednak ich ilość stanowi 1÷25% ilości THM powstających podczas chlorowania [3]. Stosując utlenianie dwutlenkiem chloru (w ilości 30÷50% w stosunku do wymaganej dawki) w wypadku, gdy dezynfekcja chlorem była procesem końcowym, uzyskano 50÷70% zmniejszenie zawartości THM. Dane literaturowe wskazują również, iż skuteczność usuwania związków organicznych jest największa w środowisku kwasowym (pH≈5) i maleje wraz ze wzrostem pH powyżej tej wartości lub wartości optymalnej dla danej wody. Zazwyczaj 50÷60% ogólnej ilości substancji organicznych w wodach nie ulega sorpcji bez względu na jej pH. Jest prawdopodobne, że cząstki te nie zawierają grup funkcyjnych, które zdolne są do sorpcji na powierzchni wodorotlenków glinu czy żelaza [2,4,5].

W niniejszej pracy omówiono wyniki badań w skali laboratoryjnej i pilotowej, które miały na celu ustalenie wpływu wstępnego utleniania i korekty (zmniejszenia) pH wody na usuwanie substancji organicznych w procesie koagulacji miękkich wód górskich.

### Zakres i metodyka badań

Badania wstępne wykonano w skali laboratoryjnej, a następnie w oparciu o ich wyniki przeprowadzono dalsze badania w skali pilotowej. Do badań laboratoryjnych wykorzystano wodę ze zbiornika zaporowego. Badania procesu koagulacji domieszek wody przeprowadzono w trzech seriach:

- koagulacja bez wstępnej korekty pH wody,
- koagulacja z wstępnym utlenianiem dwutlenkiem chloru,
- koagulacja z wstępną korektą pH wody.

Wszystkie testy procesu koagulacji wykonano w temperaturze pokojowej. W badaniach laboratoryjnych określono wpływ rodzaju i dawki reagentów, czasów reakcji oraz pH wody na przebieg i skuteczność procesu koagulacji.

Do wyboru koagulantu i jego dawki optymalnej wykorzystano cztery reagenty, zastosowane w dawkach w zakresie 10÷60 g/m<sup>3</sup>. Dla wyznaczonej w trakcie badań optymalnej dawki wybranego koagulantu, a także optymalnego pH procesu koagulacji, określono również wpływ wstępnego utleniania oraz wstępnej korekty pH na efektywność uzdatniania wody. W serii z wstępnym utlenianiem czas reakcji dwutlenku chloru z wodą był stały i wynosił 10 min, natomiast dawki utleniacza były zmienne (0,2+1,0 gClO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, co 0,2 gClO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>). Założono, że wstępne utlenianie dwutlenkiem chloru prowadzone będzie dawką nieprzekraczającą 30÷50% zapotrzebowania wody na ten utleniacz [5].

Ponieważ w środowisku kwasowym substancje organiczne występują głównie jako koloidy o ładunku ujemnym, dlatego w trzeciej serii badań, w celu przeprowadzenia rozpuszczonych związków organicznych w formy koloidalne przed procesem koagulacji, wstępnie zmniejszono pH wody. Powstające koloidy w wodach o niskiej mętności miały stanowić dodatkowe zarodki w procesie flokulacji. Dawkowanie koagulantu przy niskim pH, tzn. gdy w wodzie są dodatnio naładowane produkty jego hydrolizy, miało również pozwolić na wytworzenie trudno rozpuszczalnych kompleksów, które także powinny wspomagać flokulację prowadzoną po zwiększeniu pH do wartości umożliwiającej właściwy przebieg tego procesu.

W serii z wstępną korektą pH zmieniano zarówno czas reakcji kwasu z wodą, jak i jego dawkę, tak, aby zmniejszyć pH wody przed dodaniem koagulantu do 2,5÷4,0. Zastosowany czas reakcji wody z kwasem wynosił 2÷10 min (co 2 min). Po dodaniu koagulantu natychmiast zwiększono pH wody do wartości ustalonych w serii bez wstępnej korekty pH i kontynuowano proces flokulacji. Dla założonego zakresu doświadczeń badaniom poddano wodę surową o zmiennych wartościach wskaźników fizyczno-chemicznych.

Proces koagulacji przeprowadzono metodą testu naczyniowego w próbkach wody o objętości 1,5 dm<sup>3</sup>, stosując szybkie mieszanie w czasie 1 min (200 obr./min), wolne mieszanie w czasie 30 min (10 obr./min) oraz sedymentację w czasie 30 min.

Uzyskane efekty uzdatniania wody oceniono na podstawie wartości wybranych wskaźników w próbkach przesączonych przez sączki membranowe 0,45 μm (pH, barwa, utlenialność, absorbancja w UV<sub>254nm</sub><sup>1cm</sup>, zawartość pozostałego koagulantu), oznaczonych zgodnie ze Standard Methods.

W procesie koagulacji w skali laboratoryjnej w pierwszej serii zastosowano siarczan glinu (Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·18H<sub>2</sub>O), polichlorek glinu (PAX-16), koagulant glinowo-żelazowy (ALF) oraz chlorek żelaza (FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O). W drugiej serii proces koagulacji uzupełniono o wstępne utlenianie dwutlenkiem chloru, natomiast w trzeciej serii do wstępnej korekty pH zastosowano kwas solny lub siarkowy (2%). Do zwiększenia pH zastosowano wapno (1% CaO), sodę (1% Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) lub ług sodowy (1% NaOH).

## Jakość wody surowej

Woda zastosowana w badaniach pochodziła ze zbiornika zaporowego. Była to miękka woda góraska o pH w granicach 6,3÷7,4, twardości 40÷75 gCaCO<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>, zasadowości ogólnej 0,2÷0,6 val/m<sup>3</sup> i kwasowości ogólnej 0,2÷0,9 val/m<sup>3</sup>. Wartości te wskazują, że woda charakteryzuje się bardzo niskimi właściwościami buforującymi. Zawartość suchej pozostałości wynosiła 114 g/m<sup>3</sup>, a substancji rozpuszczonych 95 g/m<sup>3</sup>. Utlenialność wody zmieniała się w zakresie 2,0÷5,9 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, absorbancja w UV<sub>254nm</sub><sup>1cm</sup> wynosiła w próbkach niesączonych 0,08±0,21 oraz 0,02±0,17 w próbkach sączonych (0,45 μm). Barwa wody przyjmowała wartości 5÷35 gPt/m<sup>3</sup>, a jej mętność wynosiła 0÷3,5 NTU. Jednak zawartość związków organicznych, mierzonych jako absorbancja w UV, nie korespondowała z intensywnością barwy czy utlenialnością wody. Przykładowo dla próbki wody, której barwa wynosiła 35 gPt/m<sup>3</sup>, a utlenialność 4,8 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, absorbancja w UV<sub>254nm</sub><sup>1cm</sup> wynosiła 0,10, natomiast dla wody o znacznie niższych wartościach wskaźników zanieczyszczeń (barwa 10 gPt/m<sup>3</sup>, utlenialność 3,6 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>) absorbancja w UV<sub>254nm</sub><sup>1cm</sup> utrzymywała się na znacznie wyższym poziomie, tj. 0,17.

## Ocena skuteczności koagulantów

W pierwszych seriach badań ustalono optymalną dawkę każdego koagulantu oraz optymalny zakres pH wody, natomiast w końcowym etapie dokonano analizy porównawczej koagulantów. Na podstawie uzyskanych wyników zdecydowano, że do dalszych badań będzie zastosowany siarczan glinu. Rozważano również możliwość zastosowania koagulantu PAX, ale niższa dawka oraz niższa wartość optymalnego pH w wypadku siarczanu glinu dla kilkunastu przetestowanych próbek wody surowej zdecydowała o wykluczeniu polichloru glinu (tab. 1).

Tabela 1. Skuteczność koagulacji przy optymalnej dawce koagulantu i optymalnym pH

Koagulant dawka, g/m <sup>3</sup>	pH	Stopień zmniejszenia, %		
		barwa	utlenialność	absorb. w UV (próbki sączone)
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O 4,0 gFe/m <sup>3</sup>	6,0	50	75	60
ALF 1,5 g(Al+Fe)/m <sup>3</sup>	6,2	75	26	21
PAX-16 5,0 gAl/m <sup>3</sup>	7,0	75	38	30
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·18H <sub>2</sub> O 3,2 gAl/m <sup>3</sup>	6,0	75	40	68

Przy zachowaniu optymalnego pH wody (6,0±7,0) i optymalnej dawki koagulacja siarczanem glinu dawała bardzo dobre efekty usuwania zanieczyszczeń. Dla dawki 3,2 gAl/m<sup>3</sup> (40 gAl<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·18H<sub>2</sub>O/m<sup>3</sup>) przy pH=6,0 uzyskano obniżenie intensywności barwy, utlenialności oraz absorbancji w UV odpowiednio o 75%, 40% oraz 68%. W trakcie koagulacji kilku próbek wody należało podwyższyć dawkę tego koagulantu do 4,8 gAl/m<sup>3</sup>, gdyż niższa dawka była niewystarczająca, co potwierdziła zarówno jakość wody po procesie uzdatniania, jak i zawartość pozostałego glinu. Zbyt niska dawka powodowała przede wszystkim brak efektu zmniejszenia utlenialności wody oraz wzrost zawartości glinu pozostałego. Koagulacja dawką powyżej wartości optymalnej nie pogarszała efektów usuwania zanieczyszczeń z wody, jednak wpływała na wzrost zawartości glinu w wodzie, co było jednym z kryteriów oceny skuteczności koagulacji. Analiza jakości wody surowej oraz po procesie uzdatniania wskazywała na konieczność stosowania wyższych dawek koagulantu dla wód o niższym poziomie zanieczyszczeń. Stwierdzono, że pH wody w zakresie 6,0÷7,0 było czynnikiem sprzyjającym usuwaniu zanieczyszczeń organicznych, co potwierdziły wyniki absorbancji w UV. W tym zakresie pH odnotowano również najniższą zawartość glinu pozostałego. Wprawdzie w oczyszczaniu wody metodą koagulacji obserwuje się tendencje do prowadzenia tego procesu w wyższym zakresie pH, aby równocześnie przeprowadzić stabilizację wody, lecz w wypadku badanej wody wiązałoby się to ze znacznie gorszą skutecznością usuwania zanieczyszczeń.

## Wpływ wstępnego utleniania na skuteczność koagulacji

Wstępne utlenianie domieszek wody dwutlenkiem chloru przed dawkowaniem siarczanu glinu w ilości 4,8 gAl/m<sup>3</sup> nie wpłynęło znacząco na przebieg i skuteczność koagulacji, a jej efekty były niewystarczające. Dlatego też zrezygnowano z dalszych testów z zastosowaniem tej metody w skali pilotowej.

Wprowadzenie wstępne utlenianie nieznacznie przyspieszyło flokulację, jednak nie miało to znaczącego wpływu na skuteczność usuwania zanieczyszczeń. Zaobserwowano natomiast wpływ dwutlenku chloru na efektywność koagulacji wód o niskim poziomie zanieczyszczeń przy dawce koagulantu mniejszej niż optymalna  $4,8 \text{ gAl/m}^3$  (tab. 2).

Tabela 2. Wpływ wstępnego utleniania na skuteczność koagulacji siarczanem glinu

Dawka dwutlenku chloru $\text{gClO}_2/\text{m}^3$	Dawka koagulantu $\text{gAl/m}^3$	Stopień zmniejszenia, %		
		barwa	utlenialność	absorbancja w UV (próbki sączone)
–	4,8	75	40	68
0,6	4,8	75	47	72
–	3,2	0	12	15
0,6	3,2	0	42	66

Przykładowo, dla dawki  $3,2 \text{ gAl/m}^3$  proces flokulacji, zarówno w serii bez wstępnego utleniania jak i z wstępnym utlenianiem dwutlenkiem chloru, miał podobny przebieg (powstawały średnie kłaczkki), ale uzyskane wyniki uzdatniania były zupełnie rozbieżne. Koagulacja samym siarczanem glinu zapewniła jedynie niewielkie zmniejszenie utlenialności oraz absorbancji w UV, pozostawiając znaczne ilości glinu. Natomiast wstępne utlenianie dawką  $0,6 \text{ gClO}_2/\text{m}^3$  zdecydowanie poprawiło skuteczność usuwania zanieczyszczeń. Przy  $\text{pH}=6,6$  uzyskano obniżenie utlenialności o 42% oraz absorbancji w UV o 66%, natomiast barwa wody pozostała na poziomie barwy wody surowej ( $10 \text{ gPt/m}^3$ ). Można stąd wnioskować, że proces wstępnego utleniania pozwolił na zmniejszenie dawki optymalnej koagulantu.

### Wpływ wstępnej korekty pH na skuteczność koagulacji

W początkowym etapie badań dla wszystkich badanych próbek założono dawkę siarczanu glinu  $4,8 \text{ g/m}^3$  oraz 10 min czas reakcji kwasu z wodą. Wstępne zmniejszenie pH wpłynęło nie efektywność procesu, ale pozwoliło na znaczne rozszerzenie zakresu optymalnego pH wody. Zaobserwowano proces flokulacji już przy  $\text{pH}=5,5$ , a powstające kłaczkki były bardziej stabilne niż w seriach bez wstępnego zakwaszania. Decydujący wpływ na przebieg i efektywność procesu koagulacji miało wstępne zmniejszenie pH do 2,9 w serii, w której dawka optymalna siarczanu glinu wynosiła  $3,2 \text{ g/m}^3$ . Wstępna korekta pH wpłynęła na szybkość tworzenia się kłaczków. Już po 15 min flokulacji, a więc w czasie dwukrotnie krótszym, w porównaniu z procesem koagulacji bez wstępnego wprowadzania kwasu, powstały bardzo duże kłaczkki. Wstępne zmniejszenie pH wody wyraźnie poprawiło skuteczność usuwania związków organicznych mierzonych jako absorbancja w UV. Zanotowano 83% obniżenie wartości absorbancji dla wody poddawanej koagulacji po wstępnym zakwaszeniu, podczas gdy dla wody uzdatnianej w procesie koagulacji bez wstępnej korekty pH uzyskano jedynie 68% usunięcie związków organicznych (tab. 3).

Przeprowadzone badania dotyczące wpływu czasu wstępnego zakwaszania wody surowej na skuteczność i przebieg procesu flokulacji wykazały, że minimalny czas nie powinien być krótszy niż 4 min (tab. 3). Wydłużanie czasu nie poprawiło flokulacji, nie wpłynęło również na stopień usunięcia zanieczyszczeń.

Tabela 3. Wpływ wstępnej korekty pH na skuteczność koagulacji siarczanem glinu dawką optymalną  $3,2 \text{ gAl/m}^3$

Czas reakcji kwasu z wodą min	pH	Stopień zmniejszenia, %		
		barwa	utlenialność	absorb. w UV (próbki sączone)
–	–	75	40	68
2	2,9	50	32	80
4	2,9	75	45	83
6	2,9	75	43	83
8	2,9	75	47	85
10	2,9	75	47	83

W ostatnim etapie badań dokonano wyboru reagenta do końcowej korekty pH. Celowym wydawać by się mogło zastosowanie wapna, gdyż wpłynęłoby to korzystnie na jakość wody. Jednak napotkano na bardzo duże trudności z ustaleniem pH na wymaganym poziomie. Dawkując te same objętości mleka wapiennego uzyskano pH wody o zmiennych wartościach. Wynikało to z faktu, że wymagany był dość długi czas niezbędny do przereagowania wapna z wodą, w porównaniu z ługiem sodowym i sodą. Dodatkowym problemem był brak możliwości utrzymania stałej temperatury wody surowej w trakcie badań w warunkach laboratoryjnych, co utrudniało ustalenie wymaganego pH dla prawidłowego przebiegu koagulacji. Dlatego też ze względu na trudności z uzyskaniem wymaganego pH przy pomocy tego reagenta podjęto decyzję o wyborze innego środka do podwyższania pH wody.

W tym celu wykonano testy porównawcze dla serii bez wstępnego zakwaszenia wody, a także dla serii ze wstępną korektą pH sodą oraz ługiem sodowym. Wszystkie badania wykazały znaczącą przewagę sody. Korekta pH wody sodą, a tym samym wzrost zawartości jonów  $\text{HCO}_3^-$ , zdecydowanie poprawiła przebieg flokulacji. W serii, w której zobszowano powstawanie średnich kłaczków podczas korekty pH sodą, wprowadzenie ługu sodowego pozwoliło jedynie na wytworzenie bardzo drobnych kłaczków, co miało bezpośredni wpływ na jakość uzdatnianej wody.

### Wyniki badań w skali pilotowej

Badania przeprowadzone w skali laboratoryjnej wskazywały, że wstępne zakwaszenie wody przed wprowadzeniem koagulantu pozwala na wytworzenie kłaczków bardziej trwałych, a tym samym pozwalających na skuteczną separację w procesie sedymentacji. Przypuszczano, że prowadzenie takiego procesu będzie istotne w okresie niskich temperatur, kiedy koagulacja w układzie konwencjonalnym nie jest skuteczna. Jednak ze względu na niski poziom zanieczyszczeń w wodzie surowej zrezygnowano z wstępnego zakwaszania wody w procesie koagulacji objętościowej, a badania wykonano tylko w układzie koagulacji powierzchniowej.

W celach porównawczych badania wykonano w układzie równoległym, w którym pierwszy układ obejmował koagulację powierzchniową, natomiast drugi był również układem koagulacji powierzchniowej, który w celu wstępnego zmniejszenia pH wody przed dawkowaniem koagulantu rozbudowano o dodatkowy zbiornik o czasie przetrzymania 10 min. Do przewodu przed zbiornikiem najpierw dawkowano kwas solny w ilości  $9,0 \text{ gHCl/m}^3$ , zmniejszając pH wody surowej do około 3,0, a następnie wodę skierowano do zbiornika pośredniego,

z którego przepływała na ciśnieniowy filtr pospieszny. Przed filtrem do przewodu dawковано koagulant i reagent alkalinizujący wodę. Próbki do analiz pobierano co 30 min. Dwuwarstwowe wypełnienie filtru ciśnieniowego stanowił antracyt o uziarnieniu 0,6+2,0 mm oraz piasek kwarcowy o uziarnieniu 0,8+1,2 mm. Wysokości obu warstw filtracyjnych były takie same i wynosiły po 0,55 m każda. Wysokość warstwy podtrzymującej o uziarnieniu 2+20 mm wynosiła 0,3 m. Filtry wykonano ze szkła organicznego, co umożliwiała obserwacje zmian jakości wody w czasie uzdatniania, niezależnie od wykonywanych analiz fizyczno-chemicznych.

Wstępne zmniejszanie pH zastosowano jedynie w okresie jesiennym, kiedy zanotowano bardzo wysoką zawartość chloroformu w wodzie po dezynfekcji, a koagulacja powierzchniowa nie zapewniła w wystarczającym stopniu usunięcia prekursorów chlorowanych związków organicznych. W trakcie tej sesji badawczej temperatura wody wynosiła około 6 °C, barwa wody wynosiła 20 gPt/m<sup>3</sup>, mętność nie przekraczała 0,7 NTU, czyli na poziomie dopuszczalnym w wodzie uzdatnionej. Utleńalność wody była na prawie stałym poziomie 2,7±2,9 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Absorbancja w UV<sub>254nm</sub> wynosiła 0,09±0,10 w próbce niesączonej, a w sączonej 0,08. Pomimo pozornie tak dobrej jakości wody surowej, zanotowano bardzo wysoką zawartość trihalometanów w wodzie po chlorowaniu, która po 24 godz. reakcji z chlorem wynosiła 210 mg/m<sup>3</sup>.

Po przeprowadzeniu serii badań ustalono, że stosując prędkość filtracji 6 m/h optymalna dawka koagulantu dla koagulacji powierzchniowej wynosiła 1,2 gAl/m<sup>3</sup>. O trafności doboru dawki koagulantu świadczył również brak glinu w filtracie. Po 30 min od momentu uruchomienia pierwszego układu zanotowano gwałtowny spadek poziomu wszystkich zanieczyszczeń. Mętność została całkowicie usunięta już po 30 min pracy układu. Należy jednak zwrócić uwagę, że mętność wody surowej wynosiła (tak jak podczas koagulacji objętościowej) jedynie 0,7 NTU. Woda uzdatniona charakteryzowała się zerową mętnością przez cały czas trwania cyklu filtracyjnego. Dopiero po około 14 godz. zanotowano wartość tego parametru na poziomie 0,7 NTU. Intensywność barwy wody po 0,5 godz. koagulacji uległa obniżeniu z 20 gPt/m<sup>3</sup> do 2 gPt/m<sup>3</sup>, natomiast całkowite odbarwienie wody nastąpiło po około godzinnej pracy układu. Zerowa intensywność barwy wody uzdatnionej utrzymywała się przez 13,5 godz., po czym nastąpił nagły wzrost intensywności barwy do około 10 gPt/m<sup>3</sup> po 14 godz. trwania procesu. Podobnie przebiegały zmiany absorbancji w UV. Przez cały czas trwania cyklu filtracyjnego w wodzie uzdatnionej absorbancja w UV<sub>254nm</sub> wynosiła 0,03, wzrastając po 14 godz. pracy w układzie koagulacji powierzchniowej do 0,07. Równocześnie nastąpiło obniżenie

utleniałości z 2,8 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> dla wody surowej do 1,0 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> po 30 min filtracji. W czasie trwania cyklu filtracyjnego wartość tego wskaźnika w wodzie uzdatnionej wahała się w granicach 0,8+1,1 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>, wzrastając do 1,5 gO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> w końcowej fazie pracy filtru.

Otrzymane wyniki wskazują na bardzo wysoką skuteczność oczyszczania wody w układzie koagulacji powierzchniowej, jednak zakwaszenie wody przed koagulacją dodatkowo znacząco poprawiło efekt usuwania związków organicznych mierzonych jako absorbancja w UV<sub>254nm</sub>. Wstępne zmniejszenie pH pozwoliło na obniżenie wartości tego wskaźnika do 0,015+0,017. W konsekwencji zawartość chloroformu po dezynfekcji wody chlorem wyniosła 44 mg/m<sup>3</sup>, podczas gdy w wodzie uzdatnianej w procesie koagulacji powierzchniowej bez wstępnej korekty pH jego zawartość wynosiła 55 mg/m<sup>3</sup>.

## Podsumowanie

W oczyszczaniu wód zawierających znaczne ilości substancji organicznych należy je usunąć przed procesem dezynfekcji. Związki organiczne występujące między innymi w miękkich wodach górskich, ze względu na obecność innych zanieczyszczeń, powinny być usunięte w procesie koagulacji. Ponieważ substancje te pojawiają się szczególnie w okresie jesiennym, a pozostałe wskaźniki jakości wody nieznacznie przekraczają wartości dopuszczalne dla wody przeznaczonej do spożycia, możliwe jest ich usunięcie w procesie koagulacji powierzchniowej, którego skuteczność można zintensyfikować przez wstępne zmniejszenie pH wody przed dawkowaniem koagulantu, zapewniając tym samym znaczne obniżenie zawartości prekursorów THM w wodzie.

## LITERATURA

1. A. L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Oczyszczanie wody. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa-Wrocław 1996.
2. A. MAGGILO: Ozone Radicals and Ionic Mechanisms of Reaction with Organic Compounds in Water. Ozone Press Intl., Cleveland 1978.
3. T. KOWALSKI: Proces utleniania w technologii oczyszczania wody. Ochrona Środowiska, 1993, nr 3, ss. 32–36.
4. G. A. EDWARDS, A. AMIRTHARAJAH: Removing color caused by humic acids. Journal AWWA, 1985, No. 5, pp. 50–57.
5. J. A. DAVIS: Adsorption of natural dissolved organic matter at the oxide-water interface. Geochim. et. Cosmochim. Acta, 1982.

### Gumińska, J. Enhancement of Organic Matter Removal from Soft Water by Applying Pre-Oxidation and pH Adjustment as Prior Step to the Coagulation Process. *Ochrona Środowiska* 2004, Vol. 26, No. 4, pp. 9–12.

**Abstract:** To enhance the removal of organic pollutants some treatment plants include pre-oxidation into the treatment train as a prior step to coagulation. There is a risk that the oxidation reaction may yield undesired by-products. It is therefore essential to choose the right oxidant and its dosage. If chlorine increases the concentration of disinfection by-products (THM, ozone or chlorine dioxide should be considered. Although the reaction of chlorine dioxide with humic substances also produces THMs,

the amount of the THMs produced constitutes 1 to 25% of the amount generated during chlorination. Organic matter removal by coagulation is the highest at pH≈5. The objective of our study was to establish whether or not the inclusion of pre-oxidation, or pH adjustment into the treatment train has a desirable effect on the removal of organic compounds from soft water by coagulation. It was found that direct coagulation enabled the removal of THM precursors and that the efficiency of the process can be enhanced by the pH adjustment before treating the water with the coagulant.

**Keywords:** Soft water, organic compounds, coagulation, pre-oxidation, pH adjustment.