

Małgorzata Szlachta, Wojciech Adamski

## Wpływ pylistego węgla aktywnego na usuwanie mało- i wielkocząsteczkowych związków organicznych w procesie koagulacji siarczanem glinu

Substancje organiczne naturalnie występujące w wodzie (NOM – natural organic matter) stanowią heterogeniczną mieszaninę związków organicznych, takich jak substancje humusowe, białka, lipidy, kwasy karboksylowe, polisacharydy, aminokwasy czy węglowodory [1]. Ponieważ substancje te znajdują się praktycznie we wszystkich wodach naturalnych i stanowią główny składnik ogólnego węgla organicznego (OWO), dlatego rozwiązanie problemu powstawania ubocznych produktów dezynfekcji/utleniania polega najczęściej na skutecznym usunięciu substancji organicznych z wody przed wprowadzeniem do niej dyzinfekanta/utleniacza.

Tradycyjnie stosowanym procesem, w wyniku którego część związków organicznych zostaje usunięta z wody, jest koagulacja. W zależności od specyfiki zanieczyszczeń organicznych występujących w oczyszczanej wodzie, skuteczność koagulacji w ich usuwaniu mieści się w szerokim zakresie – zmniejszenie zawartości rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) od kilku do nawet 80% [2]. W pracy [3] przedstawiono ocenę skuteczności koagulacji w usuwaniu z wody mało- i wielkocząsteczkowych substancji organicznych, różniących się hydrofobowością. Badania przeprowadzone w różnych rejonach Stanów Zjednoczonych wykazały, że absorbancja właściwa w nadfiolecie (SUVA – Specific UltraViolet Adsorbance) 31 wód naturalnych wynosiła 1,5-5,7 m<sup>3</sup>/gC-m, natomiast zawartość RWO była w zakresie 2,3-26,5 gC/m<sup>3</sup>, przy czym zawartość hydrofobowego RWO zmieniała się w przedziale 31+63%. Autorzy pracy [3] podają, że lepszą skuteczność koagulacji uzyskano w przypadku wody o większej wartości SUVA, a więc zawierającej więcej hydrofobowych wielkocząsteczkowych substancji organicznych. Podobną prawidłowość wykazano w pracach [4,5], w których stwierdzono skuteczność usunięcia RWO zmieniającą się w zakresie od 4% do 76% oraz większą sprawność koagulacji w przypadku wód o wskaźniku SUVA > 4 m<sup>3</sup>/gC-m.

Jeżeli skład ujmowanej wody nie wskazuje na jej podatność na oczyszczanie metodą koagulacji (SUVA < 3 m<sup>3</sup>/gC-m), to w celu intensyfikacji usuwania substancji organicznych proces ten można realizować łącznie z adsorpcją na pylistym węglu aktywnym (PWA). Wyniki badań opisane m.in. w pracy [6] wskazują na skuteczność PWA w usuwaniu prekursorów ubocznych produktów dezynfekcji wynoszącą prawie 100% (tab. 1).

Skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych w połączonym procesie koagulacji i adsorpcji na PWA jest ograniczona wartością stałej dysocjacji usuwanych związków

Tabela 1. Skuteczność usuwania prekursorów THM w układach technologicznych oczyszczania wody powierzchniowej [6]  
Table 1. THM precursors removal in surface water treatment trains [6]

Układ technologiczny	Skuteczność przy dawce PWA, %		
	5 g/m <sup>3</sup>	50 g/m <sup>3</sup>	500 g/m <sup>3</sup>
PWA-koagulacja- -sedymentacja-filtracja	0	31	84
PWA-koagulacja- -sedymentacja-chlorowanie- -filtracja	8	41	77
Koagulacja-sedymentacja- -PWA-chlorowanie-filtracja	0	27	90

organicznych, chemicznym charakterem powierzchni adsorbentu i jego strukturą porowatą, jak również rodzajem powstających produktów hydrolizy stosowanego koagulantu. Przykładowo w pracy [7] analizowano sprawność koagulacji siarczanem glinu wspomaganą PWA w usuwaniu rozpuszczonych związków organicznych z wody, w której zawartość RWO była równa 28,3 gC/m<sup>3</sup>, a wskaźnik SUVA wynosił 1,5 m<sup>3</sup>/gC-m. W badaniach wykorzystano trzy rodzaje węgla, różniące się strukturą porowatą (mikroporowaty, mezoporowaty i PWA o zróżnicowanych porach). Największy stopień usunięcia RWO (44%) i zmniejszenia SUVA (47%) uzyskano stosując węgiel o zróżnicowanej strukturze porowatej. W przypadku dwóch pozostałych adsorbentów skuteczność usuwania RWO i SUVA była mniejsza, a wartości SUVA zostały zmniejszone do takiego samego poziomu jak w koagulacji bez PWA. Ponadto zaobserwowano wzrost stopnia usunięcia związków organicznych o mniejszej masie cząsteczkowej po wprowadzeniu do układu z koagulacją adsorbentów węglowych.

Celem pracy była ocena wpływu wspomaganego koagulacji objętościowej adsorpcją na pylistym węglu aktywnym na stopień usunięcia substancji organicznych naturalnie występujących w wodzie. Analizowano zarówno wpływ dawki siarczanu glinu, jak i dawki pylistego węgla aktywnego na przebieg procesu oczyszczania wody oraz określono skuteczność koagulacji-adsorpcji w usuwaniu mało- i wielkocząsteczkowych substancji organicznych z badanej wody naturalnej.

### Metody badawcze

Skuteczność koagulacji siarczanem glinu wspomaganą adsorpcją na PWA określono na podstawie pomiaru zawartości substancji organicznych w próbkach wody z Odry przed i po procesie oczyszczania. Charakterystykę zanieczyszczenia organicznego wody odrzańskiej przedstawiono tabeli 2. Próbkę wody

przesączone przez sącdek membranowy o średnicy porów 0,45  $\mu\text{m}$  i oznaczono w nich RWO, wykorzystując do tego celu analizator TOC-5050 (Shimadzu), natomiast przy użyciu spektrofotometru UV-1202 (Shimadzu) oznaczono absorbancję w UV przy długości fali 254 nm. Analizę rozkładu mas cząsteczkowych związków organicznych wykonano metodą chromatografii wykluczenia (HPSEC), przy czym procedurę wykonanych rozdzielów chromatograficznych opisano w pracach [8,9].

Tabela 2. Wybrane wskaźniki zanieczyszczenia organicznego wody  
Table 2. Some of the organic pollutants of the water being treated

Wskaźnik, jednostka	Zakres
RWO, $\text{gC}/\text{m}^3$	3,07÷3,45
Absorbancja w $\text{UV}_{254\text{nm}}^1$	10,28÷13,10
SUVA, $\text{m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$	3,35÷3,95

W badaniach zastosowano pylisty węgiel aktywny Norit SA Super, którego charakterystykę zawiera tabela 3. Punkt izoelektryczny ( $\text{pH}_{\text{IEP}}$ ) PWA wyznaczono za pomocą analizatora Zetameter 2000 (Malvern).

Tabela 3. Charakterystyka pylistego węgla aktywnego Norit SA Super  
Table 3. Characteristics of the powdered active carbon Norit SA Super

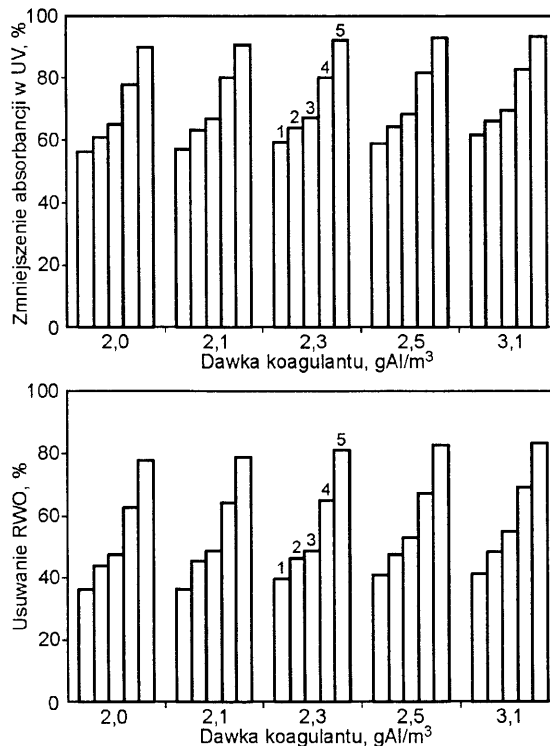
Parametr, jednostka	Wartość
Powierzchnia porów ( $S_{\text{BET}}$ ), $\text{m}^2/\text{g}$	1016
Całkowita objętość porów, $\text{cm}^3/\text{g}$	0,719
Objętość mezoporów, %	45,5
Objętość mikroporów, %	54,5
$\text{pH}_{\text{IEP}}$	6,2

Oprócz badań procesu koagulacji–adsorpcji – w celach porównawczych – wykonano testy koagulacji bez PWA. W obu rodzajach testów zastosowano następujące czasy kontaktu i warunki mieszania: szybkie mieszanie – 3 min z gradientem prędkości 180 1/s, wolne mieszanie – 30 min z gradientem prędkości 10 1/s. Próbkę wody po flokulacji poddano dwugodzinnej sedymentacji. W badaniach, w których proces koagulacji realizowano łącznie z adsorpcją na PWA zastosowano jednoczesne dawkowanie koagulantu ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) i PWA.

Na podstawie danych literaturowych [10–12] oraz wyników badań własnych [13], jako optymalne do realizacji procesów koagulacji i koagulacji–adsorpcji, w których jako koagulant stosowany jest siarczan glinu, przyjęto  $\text{pH}=6,0$ . Z tego względu prezentowane w pracy wyniki badań dotyczą testów, w których początkowe  $\text{pH}$  wody korygowano do 6,0 za pomocą  $\text{HCl}$  lub  $\text{NaOH}$  ( $0,1 \text{ mol}/\text{dm}^3$ ).

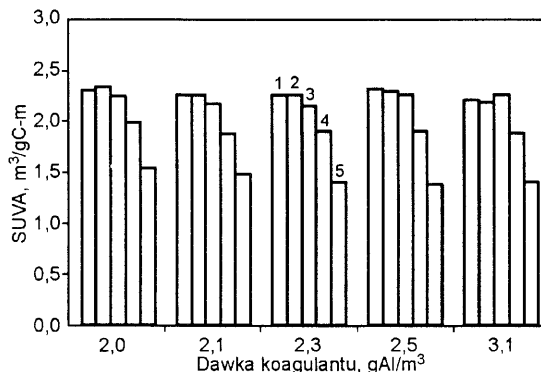
## Dyskusja wyników badań

Analizy skuteczności koagulacji wspomaganą adsorpcją na PWA w usuwaniu substancji organicznych, mierzonych zawartością RWO i absorbancją w UV, dokonano na podstawie porównania sprawności tego procesu ze sprawnością koagulacji realizowanej bez adsorbentu. Wyniki badań, w których stopień zanieczyszczenia organicznego wody oczyszczonej zmieniał się w zależności od ilości dawkowanego koagulantu przedstawiono na rysunku 1. W prezentowanej serii badań adsorbent zastosowano w ilościach  $5\text{--}75 \text{ g}/\text{m}^3$ , natomiast testowane dawki koagulantu wynosiły  $2,0 \text{ gAl}/\text{m}^3$ ,  $2,1 \text{ gAl}/\text{m}^3$ ,  $2,3 \text{ gAl}/\text{m}^3$ ,  $2,5 \text{ gAl}/\text{m}^3$  i  $3,1 \text{ gAl}/\text{m}^3$ .



Rys. 1. Skuteczność koagulacji (1) i koagulacji wspomaganą PWA (2 –  $5 \text{ g}/\text{m}^3$ , 3 –  $10 \text{ g}/\text{m}^3$ , 4 –  $30 \text{ g}/\text{m}^3$ , 5 –  $75 \text{ g}/\text{m}^3$ ) w zmniejszeniu absorbancji w  $\text{UV}_{254\text{nm}}$  i usuwaniu RWO  
Fig. 1. Efficiency of coagulation alone (1) and PAC-aided coagulation (2 –  $5 \text{ g}/\text{m}^3$ , 3 –  $10 \text{ g}/\text{m}^3$ , 4 –  $30 \text{ g}/\text{m}^3$ , 5 –  $75 \text{ g}/\text{m}^3$ ) in  $\text{UV}_{254\text{nm}}$  absorbance and DOC removal

Niezależnie od dawki PWA, zwiększenie dawki koagulantu skutkowało większą sprawnością procesu. Jak podaje literatura [14], skuteczność koagulacji w zmniejszeniu zawartości RWO w wodach charakteryzujących się wskaźnikiem SUVA z zakresu  $2\text{--}4 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$  mieści się w przedziale  $25\text{--}50\%$ . Podobne rezultaty uzyskano w niniejszej pracy – zawartość RWO po koagulacji siarczanem glinu w ilości  $2,0\text{--}3,1 \text{ gAl}/\text{m}^3$  zmniejszono odpowiednio o  $36,2\%$  i  $41,4\%$ , przy czym zarówno w koagulacji konwencjonalnej, jak i wspomaganą PWA, skuteczniej usuwane były z wody substancje organiczne wykazujące absorbancję przy 254 nm, a więc charakteryzujące się dużą aromatywnością, a tym samym dużym potencjałem tworzenia obocznych produktów dezynfekcji. Zmiany zawartości RWO i absorbancji w UV pociągały za sobą zmiany wartości wskaźnika SUVA po procesie (rys. 3).



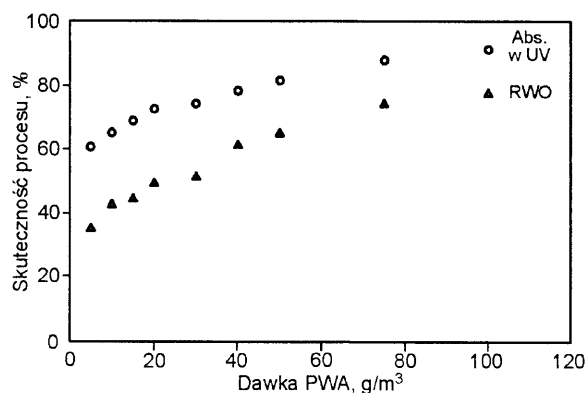
Rys. 2. Wpływ dawki koagulantu na zmiany wartości SUVA po koagulacji (1) i koagulacji wspomaganą pylistym węglem aktywnym (2 –  $5 \text{ g}/\text{m}^3$ , 3 –  $10 \text{ g}/\text{m}^3$ , 4 –  $30 \text{ g}/\text{m}^3$ , 5 –  $75 \text{ g}/\text{m}^3$ )  
Fig. 2. Contribution of coagulant dose to the changes in the SUVA value after coagulation (1) and PAC-aided coagulation (2 –  $5 \text{ g}/\text{m}^3$ , 3 –  $10 \text{ g}/\text{m}^3$ , 4 –  $30 \text{ g}/\text{m}^3$ , 5 –  $75 \text{ g}/\text{m}^3$ )

Wartość SUVA po koagulacji w zakresie stosowanych dawek koagulantu wynosiła  $2,2+2,3 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ , co świadczyło o pozostaniu w wodzie substancji organicznych charakteryzujących się mniejszą hydrofobowością i aromatywnością. Wprowadzenie do układu z koagulacją adsorpcji na PWA pozwoliło natomiast na uzyskanie lepszej skuteczności, nawet w przypadku mniejszych dawek koagulantu. Przykładowo, stosując najmniejszą dawkę siarczanu glinu ( $2,0 \text{ gAl}/\text{m}^3$ ) i najmniejszą ilość węgla aktywnego ( $5,0 \text{ g}/\text{m}^3$ ), zarówno zawartość RWO, jak i absorbancja w UV w przypadku wody po procesie była mniejsza niż po koagulacji konwencjonalnej realizowanej przy tej samej dawce koagulantu. Uzyskanie porównywalnej skuteczności koagulacji w usuwaniu związków organicznych było możliwe dzięki dawkowaniu koagulantu w ilości większej o około 54%, a więc równej  $3,1 \text{ gAl}/\text{m}^3$  (tab. 4).

Tabela 4. Skuteczność usuwania substancji organicznych w procesie koagulacji i koagulacji–adsorpcji  
Table 4. Efficiency of organic matter removal by coagulation and coagulation–adsorption

Proces	Skuteczność, %	
	Abs. w UV	RWO
Koagulacja ( $3,1 \text{ gAl}/\text{m}^3$ )	61,5	41,4
Koagulacja ( $2,0 \text{ gAl}/\text{m}^3$ ) + PWA ( $5 \text{ g}/\text{m}^3$ )	61,1	44,0

Jednocześnie stwierdzono, że skuteczność procesu przy poszczególnych dawkach koagulantu zmieniała się w funkcji dawki PWA. Analizę wpływu ilości dawkowanego adsorbentu na sprawność procesu koagulacji–adsorpcji przeprowadzono w oparciu o serię testów, w których dawki PWA wynosiły  $5+100 \text{ g}/\text{m}^3$ , a koagulant dawkowano w ilości  $2,56 \text{ g}/\text{m}^3$ . Otrzymane wyniki badań przedstawiono na rysunku 3.

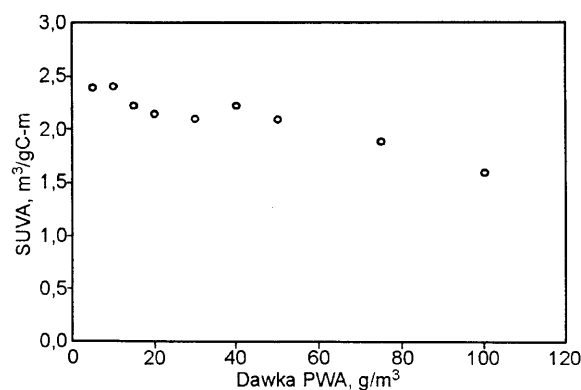


Rys. 3. Skuteczność usuwania związków organicznych w procesie koagulacji–adsorpcji w zależności od dawki PWA  
Fig. 3. Efficiency of DOC removal during coagulation–adsorption, related to PAC dose

Wzrost skuteczności procesu był wynikiem dawkowania większej ilości adsorbentu, a różnice w skuteczności poszczególnych dawek wskazywały na dobre wykorzystanie wewnętrznej powierzchni węgla dostępnej do adsorpcji. W zakresie testowanych dawek adsorbentu, tj.  $5+100 \text{ g}/\text{m}^3$ , zawartość RWO w wodzie zmniejszono odpowiednio o  $35,2+77,7\%$ , natomiast zmniejszenie absorbancji w UV było w zakresie  $60,8+91,0\%$ . Obserwowany znaczny stopień usunięcia substancji organicznych można tłumaczyć z jednej strony obecnością w analizowanych próbkach wody dużej ilości związków podatnych na usuwanie metodą koagulacji i adsorpcji oraz odpowiednią, w stosunku do usuwanych zanieczyszczeń, strukturą porowatą adsorbentu, a ponadto warunkami, w jakich realizowano proces. Badając proces przy  $\text{pH}=6,0$  w wodzie

pojawiają się duże ilości dodatnio naładowanych produktów hydrolizy siarczanu glinu, które sprawnie mogą destabilizować substancje organiczne. Ponadto wiadomo, że węgle aktywne wykazują amfoteryczny charakter w roztworach wodnych. Przy dużych wartościach pH ładunek powierzchniowy większości stosowanych w praktyce węgli aktywnych przyjmuje wartość ujemną. W takich warunkach należy spodziewać się mniejszej wydajności adsorpcji spowodowanej wzrostem stopnia dysocjacji związków organicznych, pojawieniem się sił odpychania między anionowymi frakcjami zdysocjowanych substancji organicznych i ujemnie naładowaną powierzchnią węgla, jak również wzajemnym odpychaniem się anionów cząstek organicznych w roztworze. Z kolei prowadzenie procesu przy  $\text{pH}=6,0$  (mniejszym od  $\text{pH}_{\text{IEP}}$ ) powodowało, że ładunek powierzchniowy stosowanego adsorbentu węglowego był dodatni, dlatego też pojawiające się korzystne oddziaływanie między powierzchnią adsorbentu a anionowymi frakcjami organicznymi mogły sprzyjać ich adsorpcji.

W całym zakresie stosowanych dawek PWA odnotowano wyraźne zmniejszenie wartości SUVA, co przedstawiono na rysunku 4.

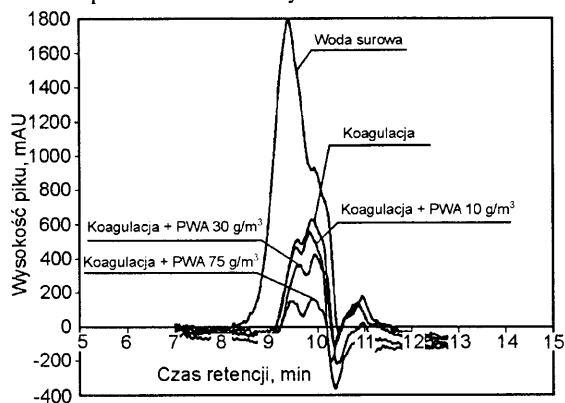


Rys. 4. Wpływ dawki adsorbentu na zmiany wartości SUVA po procesie koagulacji–adsorpcji na PWA  
Fig. 4. Contribution of adsorbent dose to the changes in the SUVA value after coagulation–PAC adsorption

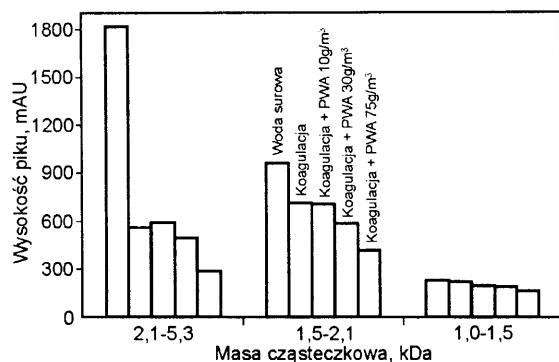
Wartość SUVA w przypadku badanej wody surowej wynosiła  $3,95 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ . Po procesie koagulacji–adsorpcji wartość tego wskaźnika wynosiła od  $2,39 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$  przy dawce PWA  $5 \text{ g}/\text{m}^3$  do  $1,59 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$  przy dawce PWA  $100 \text{ g}/\text{m}^3$ . Większe wartości SUVA przy zastosowaniu mniejszych dawek adsorbentu świadczyły o pozostawianiu w oczyszczonej wodzie większej ilości aromatycznych, hydrofobowych form naturalnych związków organicznych. W przedmiotowych badaniach dawkowanie PWA w dużych ilościach ( $\geq 75 \text{ g}/\text{m}^3$ ) skutkowało zmniejszeniem SUVA do wartości poniżej  $2,0 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ . Wody o małej wartości SUVA ( $< 2,0 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ ) wykazują niewielkie możliwości zmniejszania wartości tego wskaźnika, dlatego jej dalsze oczyszczanie ma już niewielkie znaczenie praktyczne. Na tej podstawie można mówić o możliwości dawkowania znacznie mniejszej ilości adsorbentu (przy dawce PWA  $50 \text{ g}/\text{m}^3$  wartość SUVA wynosiła  $2,09 \text{ m}^3/\text{gC}\cdot\text{m}$ ) i zmniejszenia udziału reaktywnych form RWO do wartości, która zminimalizuje ryzyko powstawania ubocznych produktów dezynfekcji.

Analizy HPSEC pozwoliły na bardziej precyzyjne określenie zmian w rozkładzie mas cząsteczkowych substancji organicznych w wodzie po koagulacji i koagulacji–adsorpcji. W zakresie czasu retencji od około 8 min do 12 min wyróżniono trzy piki. Wysokości poszczególnych pików na chromatogramie korespondowały z ilością związków organicznych

o określonych masach cząsteczkowych, natomiast suma wysokości wszystkich pików odpowiadała sumarycznej ilości substancji obecnych w badanej próbce wody. Uzyskane wyniki badań przedstawiono na rysunkach 5 i 6.



Rys. 5. Chromatogramy wykluczenia substancji organicznych w wodzie surowej, po procesie koagulacji i koagulacji-adsorpcji  
Fig. 5. Exclusion chromatograms of organic matter in raw water, after coagulation and coagulation-adsorption



Rys. 6. Wysokości pików odpowiadające zawartości substancji organicznych w wodzie surowej, po procesie koagulacji i koagulacji-adsorpcji

Fig. 6. Heights of peaks corresponding with the content of organic substances in raw water, after coagulation and coagulation-adsorption

Na podstawie otrzymanych chromatogramów dokonano porównania skuteczności koagulacji wspomaganiej PWA i koagulacji realizowanej jako samodzielny proces w usuwaniu substancji organicznych o poszczególnych masach cząsteczkowych. Otrzymane wyniki zestawiono w tabeli 5.

W próbkach wody naturalnej przesączonej przez sączonej membranowy o średnicy porów 0,45  $\mu\text{m}$  występowały frakcje o masach cząsteczkowych z zakresu od około 1,0 kDa do ponad 5,0 kDa. Najwięcej (ok. 60%) było cząstek o masie wynoszącej ponad 2,0 kDa, natomiast najmniej (ok. 7,6%) było cząstek najmniejszych, o masie cząsteczkowej z zakresu

Tabela 5. Skuteczność usuwania substancji organicznych o danej masie cząsteczkowej w procesie koagulacji i koagulacji-adsorpcji  
Table 5. Efficiency of coagulation and coagulation-adsorption in removing organic substances of defined molecular weight

Proces	Skuteczność w zakresie masy cząsteczkowej, %		
	2,1÷5,3 kDa	2,1÷1,5 kDa	1,0÷1,5 kDa
Koagulacja	69,1	25,9	3,5
Koagulacja + PWA (10 g/m <sup>3</sup> )	67,5	26,1	12,7
Koagulacja + PWA (30 g/m <sup>3</sup> )	72,8	38,8	17,5
Koagulacja + PWA (75 g/m <sup>3</sup> )	84,2	57,1	27,1

1,0÷1,5 kDa. Koagulacja, czego należało się spodziewać, była najbardziej skuteczna w usuwaniu cząstek o największych masach, których zawartość została zmniejszona o blisko 70%. Substancji organicznych o mniejszych masach cząsteczkowych w wodzie po koagulacji pozostawało znacznie więcej (tab. 5), dopiero wspomaganie koagulacji adsorpcją na PWA zwiększyło stopień ich usunięcia.

Odnotowany przyrost skuteczności usuwania z wody małych cząsteczkowych związków organicznych był większy przy większych dawkach węgla aktywnego, a co za tym idzie – większej powierzchni dostępnej do adsorpcji. Niezależnie od dawki PWA, zaobserwowany wzrost skuteczności usunięcia substancji organicznych o najmniejszych masach cząsteczkowych mógł być spowodowany ich większą dyfuzyjnością. Cząstki te mogły szybciej zajmować dostępne miejsca aktywne adsorbentu w porównaniu do większych frakcji, potrzebujących więcej czasu na dotarcie do powierzchni rozdziału faz. Jednakże dostęp do wewnętrznej struktury porowatej węgla związków o masie cząsteczkowej <1,5 kDa mógł być w pewnym stopniu utrudniony. Świadczyć o tym może zaledwie 24% przyrost skuteczności procesu w usuwaniu tej frakcji przy dawce adsorbentu 75 g/m<sup>3</sup>, w stosunku do skuteczności koagulacji realizowanej bez adsorbentu. Utrudnienie to mogło wynikać z faktu, iż większe cząstki organiczne o większej masie wykazują większe powinowactwo do powierzchni węgla aktywnego [15]. Ponadto cząstki te – ze względu na swoje rozmiary – mogły sorbować się jedynie w najszerzych mezoporach, które pełnią rolę arterii transportujących mniejsze frakcje do wnętrza ziarna węgla, bądź też zajmować miejsca aktywne na zewnętrznej powierzchni adsorbentu, blokując tym samym dostęp do wnętrza węgla mniejszym cząstkom adsorbentu.

## Wnioski

◆ Wspomaganie procesu koagulacji siarczanem glinu adsorpcją na pylistym węglu aktywnym umożliwia intensyfikację usuwania substancji organicznych (mierzonych zawartością RWO i absorbcją w UV) naturalnie występujących w wodzie.

◆ Wraz ze wzrostem dawki koagulantu wyraźnie zwiększyła się skuteczność usuwania substancji organicznych w procesie koagulacji-adsorpcji z udziałem PWA. W wyniku wspomaganie koagulacji niewielką ilością pylistego węgla aktywnego (5 g/m<sup>3</sup>) wymaganą dawkę koagulantu zmniejszono o ponad 50% i równocześnie uzyskano wysoką sprawność procesu.

◆ Związki organiczne o charakterze hydrofobowym, zawierające w swoim składzie liczne struktury aromatyczne, były podatniejsze na usuwanie z wody metodą koagulacji-adsorpcji. Zmniejszenie ilości substancji organicznych wykazujących absorbcję w UV, a tym samym obniżenie wartości SUVA, świadczyło o ograniczeniu ryzyka powstawania w wodzie ubocznych produktów dezynfekcji.

◆ Zmiany w skuteczności usuwania organicznych domieszek wody zależały również od dawki adsorbentu. Większa dawka PWA zapewniła większy stopień usunięcia RWO i absorbcji w UV, co wynikało z większej dostępności powierzchni wewnętrznej węgla.

◆ W zakresie testowanych dawek PWA zaobserwowano wzrost skuteczności procesu koagulacji-adsorpcji w usuwaniu zarówno związków o największych masach cząsteczkowych

(2,1÷5,3 kDa), jak i tych o najmniejszych masach (1,0÷1,5 kDa). Jednakże mimo stosowania dużych dawek PWA ( $\geq 75 \text{ g/m}^3$ ) w wodzie pozostała jednak pewna ilość substancji organicznych, które były niepodatne na usuwanie zarówno metodą koagulacji, jak i adsorpcji.

Praca naukowa została sfinansowana ze środków przeznaczonych na naukę w latach 2005–2007, jako projekt badawczy nr 3 T09D 026 28.

## LITERATURA

1. E.M. THURMAN: Organic Geochemistry of Natural Waters. Nijhoff/Junk Publishers, Boston 1985.
2. J.K. EDZWALD, J.E. VAN BENSCHOTEN: Aluminum coagulation of natural organic matter. *Chemical Water and Wastewater Treatment*, Springer-Verlag, 1990, pp. 341–359.
3. M.C. WHITE, J.D. THOMPSON, G.W. HARRINGTON, P.C. SINGER: Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance. *Journal of the American Water Works Association* 1997, Vol. 89, No. 5, pp. 64–77.
4. C. VOLK, K. BELL, E. IBRAHIM, D. VERGES, G. AMY, M. LECHEVALLIER: Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. *Water Research* 2000, Vol. 34, No. 12, pp. 3247–3257.
5. R.C. CHENG, S.W. KRASNER, J.F. GREEN, K.L. WATTIER: Enhanced coagulation: A preliminary evaluation. *Journal of the American Water Works Association* 1995, Vol. 87, No. 2, pp. 91–103.
6. I.N. NAJM, V.L. SNOEYINK, B.W. LYKINS, J.Q. ADAMS: Using powdered activated carbon: A critical review. *Journal of the American Water Works Association* 1991, Vol. 83, No. 1, pp. 65–76.
7. R. FABRIS, C.W.K. CHOW, M. DRIKAS: Practical application of a combined treatment process for removal of recalcitrant NOM-alum and PAC. *Water Science and Technology: Water Supply* 2004, Vol. 4, No. 4, pp. 89–94.
8. M. SZLACHTA, W. ADAMSKI: Ocena skuteczności usuwania naturalnych związków organicznych z wody w procesie koagulacji objętościowej. *Ochrona Środowiska* 2008, vol. 30, nr 3, ss. 9–13.
9. M. SZLACHTA, W. ADAMSKI: Effects of NOM removal by integrated processes – alum coagulation and PAC-adsorption. 4th International Water Association Young Water Professionals Conference, University of California, Berkeley 2008.
10. K. BELL-AJY, M. ABBASZADEGAN, E. IBRAHIM, D. VERGES, M. LECHEVALLIER: Conventional and optimized coagulation for NOM removal. *Journal of the American Water Works Association* 2000, Vol. 92, No. 10, pp. 44–58.
11. J.J. QIN, M.H. OO, K.A. KEKRE, F. KNOPS, P. MILLER: Impact of coagulation pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water. *Separation and Purification Technology* 2006, Vol. 49, No. 3, pp. 295–298.
12. J. GUMIŃSKA, M. KŁOS: Wpływ recyrkulacji osadu pokoagulacyjnego na skuteczność oczyszczania wody o dużej intensywności barwy. *Ochrona Środowiska* 2008, vol. 30, nr 1, ss. 9–12.
13. M. SZLACHTA: Analiza zjawisk w koagulacji objętościowej wspomaganą pylistym węglem aktywnym. Rozprawa doktorska, Politechnika Wrocławska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Wrocław 2007 (praca niepublikowana).
14. J.K. EDZWALD, J.E. TOBIASON: Enhanced coagulation: USA requirements and a broader view. *Water Science and Technology* 1999, Vol. 40, No. 9, pp. 63–70.
15. J. CHOMA, M. JARONIEC, M. KLOSKE: Zastosowanie uporządkowanych nanomateriałów krzemionkowych i węglowych w inżynierii środowiska. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 3, ss. 3–12.

**Szlachta, M., Adamski, W. Effect of Powdered Active Carbon on the Removal of Low- and High-molecular-weight Organic Compounds by Alum Coagulation. *Ochrona Środowiska* 2008, Vol. 30, No. 4, pp. 39–43.**

**Abstract:** Experiments were conducted to assess the efficiency of the coagulation–adsorption process in removing low- and high-molecular-weight organic compounds from natural water. The extent of removal achieved in the combined process, where alum coagulation was aided by adsorption on powdered active carbon (PAC), was related to the quantity of the coagulant dose applied. The study has produced the following findings. The increase in the coagulant dose was concomitant with an enhancement of the removal efficiency; when the quantity of the coagulant dose increased, this led to an improvement in the quality of the treated water; the combined process of alum coagulation and PAC adsorption made it possible to reduce substantially the coagulant dose and attain a high efficiency of organic matter removal; the removal efficiency of the combined process was not only comparable with that of the conventional coagulation, but had been achieved with a notably

lower coagulant dose than the one required for the conventional process. The removal of organic substances expressed in terms of dissolved organic carbon (DOC) and UV absorbance also depended on the quantity of the PAC dosed; as the PAC dose increased, so did the efficiency of the process. Over the entire range of the PAC doses tested, a substantial decrease in the SUVA value was observed after the process. This is an indication that the proportion of the reactive DOC forms has been reduced and, consequently, the risk that disinfection by-products will form. A comparison of the removal efficiency of the alum coagulation–PAC adsorption process with that of the coagulation conducted without an adsorbent has revealed that coagulation as a single process provides efficient removal of high-molecular-weight organic substances (2.1 to 5.3 kDa); an enhanced extent of low-molecular-weight fraction removal (1.0 to 1.5 kDa) was only observed during coagulation combined with PAC adsorption.

**Keywords:** Surface water, natural organic matter, coagulation, alum, adsorption, powdered active carbon, molecular weight.