

Małgorzata Szlachta, Wojciech Adamski

## Wykorzystanie adsorpcji na pylistym węglu aktywnym do usuwania rozpuszczonych substancji organicznych z wody

Adsorpcja, jako zjawisko powierzchniowe, jest proporcjonalna do pola specyficznej powierzchni adsorbentu. Z tego powodu najlepszymi adsorbentami są ciała porowate o dużej powierzchni właściwej, od setek do kilku tysięcy  $m^2/g$ . W technologii oczyszczania wody najczęściej wykorzystywanym adsorbentem jest węgiel aktywny. Pylisty węgiel aktywny (PWA) zastosowany w układzie oczyszczania wody stwarza możliwość szybkiego reagowania na zmiany jakości ujmowanej wody, dlatego też stosuje się go głównie w przypadkach, gdy w ujmowanej wodzie pojawia się nagły lub cykliczny wzrost stopnia zanieczyszczenia. Pylisty węgiel aktywny z powodzeniem jest wykorzystywany do usuwania z wody szkodliwych związków organicznych, w tym wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, pestycydów, środków powierzchniowo czynnych, fenoli i ich pochodnych, jak również innych zanieczyszczeń, stwarzających wiele problemów, np. biotoksyn pochodzenia sinicowego [1].

Doniesienia literaturowe wskazują na bardzo szeroki zakres (0÷100%) skuteczności pylistego węgla aktywnego w usuwaniu rozpuszczonych substancji organicznych naturalnie występujących w wodzie (DOM – Dissolved Organic Matter). Autorzy pracy [2] osiągnęli skuteczność usuwania prekursorów ubocznych produktów dezynfekcji równą 90%, stosując dawkę PWA 500  $g/m^3$ . Wykazano, że do znacznego zmniejszenia zawartości tych związków konieczne było dawkowanie bardzo dużych ilości PWA, co często bywa ekonomicznie nieuzasadnione. Autorzy badań [3] zaobserwowali, że stopień zmniejszenia potencjału tworzenia trihalometanów wynosił od 2% do 51% przy dawkach PWA z zakresu od 4  $g/m^3$  do 100  $g/m^3$ . Z kolei w pracy [4] podano, że skuteczność usunięcia substancji organicznych wynosiła od 7,9% do 29%, przy zastosowaniu PWA w ilości od 75  $g/m^3$  do 125  $g/m^3$ , natomiast w badaniach [5] uzyskano 20% usunięcie tych związków już przy dawce PWA równej 10  $g/m^3$ .

Duża różnorodność składu i budowy adsorbentu w wodzie sprawia, że w procesie adsorpcji występuje zjawisko konkurencyjności oraz efekt niepełnego wykorzystania pojemności sorpcyjnej węgla aktywnego. Porowatość i powierzchnia właściwa węgla aktywnego są jednymi z podstawowych czynników decydujących o wydajności adsorpcji zanieczyszczeń o różnej wielkości [6]. Adsorpcja najbardziej skutecznie zachodzi w porach o wymiarach zbliżonych do wielkości adsorbowanej cząsteczki, ponieważ

oddziaływania między adsorbentem a powierzchnią ścianek porów są wówczas najsilniejsze. W przypadku cząsteczek o rozmiarach większych niż średnica porów może dochodzić do ich adsorpcji na zewnętrznej powierzchni adsorbentu i u wejścia do makroporów lub większych mezoporów. Może to blokować dostęp do miejsc aktywnych cząsteczkom mniejszym i prowadzić do niepełnego wykorzystania zdolności adsorpcyjnych węgla.

Analiza związku między rozkładem porów adsorbentu i konkurencyjnością zanieczyszczeń względem jego miejsc aktywnych i zjawiskiem blokowania porów była przedmiotem badań wielu autorów [7–10]. Autorzy pracy [7] zaobserwowali, że gdy pory węgla były dostatecznie duże w stosunku do mikrozanieczyszczeń, ale za małe w stosunku do substancji organicznych naturalnie występujących w wodzie (NOM – Natural Organic Matter), to wówczas dominowało zjawisko ich blokowania. Gdy pory węgla były natomiast wystarczająco duże w stosunku do obu rodzajów zanieczyszczeń, to o skuteczności procesu adsorpcji decydował mechanizm bezpośredniej konkurencyjności o miejsca aktywne węgla.

Celem przeprowadzonych badań było określenie możliwości wykorzystania adsorpcji na pylistym węglu aktywnym do usuwania naturalnych rozpuszczonych substancji organicznych z wody. Analizowano wydajność adsorpcji w zależności od dawki i czasu kontaktu adsorbentu z wodą oraz oceniono wpływ jakości wody (woda surowa i wstępnie oczyszczona) na skuteczność procesu.

### Materiały i metodyka badań

Przedmiotem badań była woda powierzchniowa z Odry, której charakterystykę zanieczyszczenia organicznego przedstawiano w tabeli 1.

Tabela. 1. Wskaźniki zawartości substancji organicznych w wodzie  
Table 1. Parameters of organic matter concentration in water

Wskaźnik, jednostka	Zakres
RWO, $gC/m^3$	3,15+4,36
Absorbancja w $UV_{254}^{1m}$	10,36+12,65
SUVA, $m^3/gC\cdot m$	2,84+3,41

W badaniach wykorzystano pylisty węgiel aktywny Norit SA Super, wytwarzany z wyselekcjonowanych materiałów pochodzenia roślinnego i aktywowany parą wodną. Węgłe aktywne aktywowane w ten sposób charakteryzują się dobrze rozwiniętym układem mikroporów i zwiększonym udziałem mezoporów [11], co znalazło potwierdzenie w analizie układu kapilarnego stosowanego adsorbentu.

Analizę wielkości ziaren adsorbentu wykonano za pomocą analizatora Mastersizer 2000 (Malvern), z przystawką dyspergującą Hydro 2000MU.

W testach, w których analizowano wpływ czasu kontaktu adsorbentu z wodą na skuteczność procesu, adsorpcję realizowano przez 3 h. Próbkę wody pobrano w odstępach godzinnych, natomiast w pierwszej godzinie trwania procesu dodatkowo po 15 min, 30 min i 45 min. W seriach badawczych, w których określono skuteczność usuwania rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) i zmniejszenia absorbancji w UV ( $\lambda=254$  nm) w zależności od ilości dawkowanego adsorbentu, czas kontaktu PWA z oczyszczaną wodą wynosił 1 h. Badania wykonano przy naturalnym pH wody (7,9), stosując gradient prędkości mieszania równy 54 1/s.

W testach, których celem było porównanie wydajności adsorpcji zanieczyszczeń z wody surowej i po jej oczyszczeniu, jako metodę wstępnego oczyszczania zastosowano koagulację objętościową, której optymalne parametry wyznaczono w pracy [12]. Wodę po koagulacji i dwugodzinnej sedimentacji zdekantowano i poddano procesowi adsorpcji. Ponieważ woda po procesie koagulacji charakteryzowała się pH równym 5,92, to w badaniach z wykorzystaniem wody surowej bez wstępnego oczyszczania pH skorygowano do tej samej wartości. Dawka koagulantu wynosiła 2,0 gAl/m<sup>3</sup>.

Do opisu oddziaływania adsorbentu z adsorbentem zastosowano równanie izotermi Langmuira w postaci:

$$x = \frac{x_m b c_R}{1 + b c_R} \quad (1)$$

w której:

$x$  – wartość adsorpcji

$x_m$  – pojemność monowarstwy

$b$  – parametr izotermi Langmuira

$c_R$  – stężenie równowagowe adsorbentu

Analizując adsorpcję rozpuszczonych związków organicznych mierzonych zawartością RWO, wartość adsorpcji ( $x$ ) wyrażono w jednostkach masy adsorbentu na jednostkę masy adsorbentu (gC/g), natomiast w przypadku związków wykazujących absorbancję przy długości fali 254 nm adsorpcję wyrażono w m<sup>3</sup>/g-m.

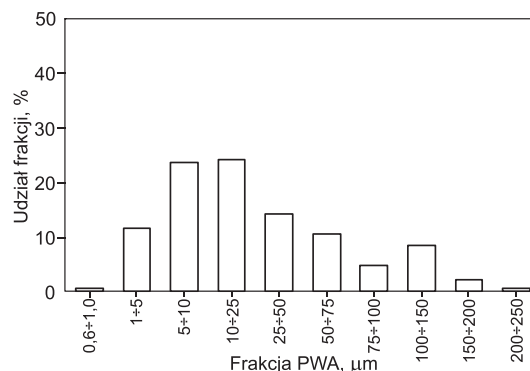
## Omówienie wyników badań

Skuteczność adsorpcji, a tym samym związana z nią powierzchnia wewnętrzna adsorbentu dostępna do adsorpcji, w dużym stopniu jest uzależniona od wielkości cząstek adsorbentu i struktury porowatej adsorbentu. Użyty w badaniach PWA charakteryzował się dużym udziałem mikroporów (54,5%), jak również dobrze rozwiniętą powierzchnią mezoporów (45,5%), których szerokość mieściła się w przedziale od 2 nm do 50 nm.

Absorbancja właściwa w UV (SUVA) wody naturalnej wynosiła 2,84÷3,41 m<sup>3</sup>/gC-m (tab. 1), co sugerowało, że w badanej wodzie występuje mieszanina hydrofilowych i hydrofobowych substancji humusowych oraz innych związków organicznych zarówno o małej, jak i dużej masie cząsteczkowej [13]. Ze względu na fakt, że średnia wielkość substancji organicznych, określona przy zastosowaniu różnorodnych technik pomiarowych, waha się w granicach od 0,5 nm do 5 nm i więcej [14], można mówić o zgodności dwóch istotnych parametrów wpływających na skuteczność usuwania zanieczyszczeń z roztworu wodnego, a więc szerokości porów zastosowanego w badaniach PWA

i rozmiarów cząstek usuwanych związków organicznych. Na tej podstawie można sądzić, że w odpowiednich warunkach obecne w wodzie naturalnej substancje organiczne o mniejszych rozmiarach będą adsorbowane w dostępnych im mikroporach, podczas gdy związki charakteryzujące się większymi rozmiarami będą penetrować głównie mezopory adsorbentu węglowego.

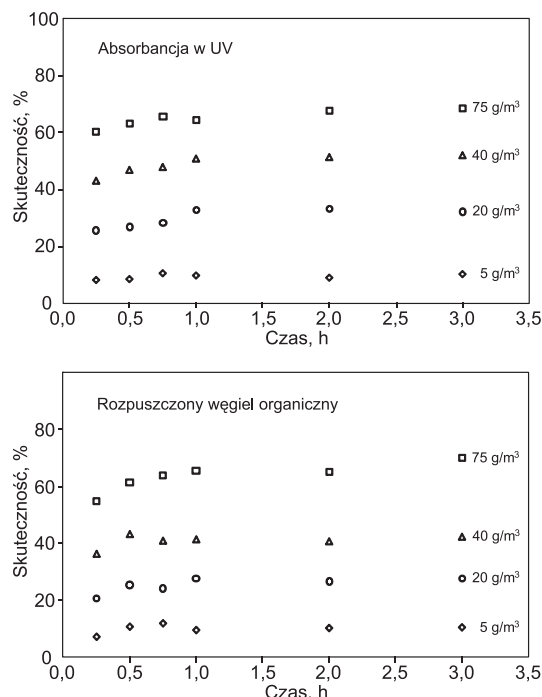
Oprócz struktury porowatej PWA, równie istotnym parametrem, od którego zależy wydajność adsorpcji związków organicznych, jest uziarnienie adsorbentu, wiadomo bowiem, że wraz ze wzrostem średnicy ziaren adsorbentu maleje szybkość adsorpcji. Rozkład wielkości ziaren PWA przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Procentowy udział frakcji pylistego węgla aktywnego  
Fig. 1. Proportions of particulate grain size fractions in the PAC

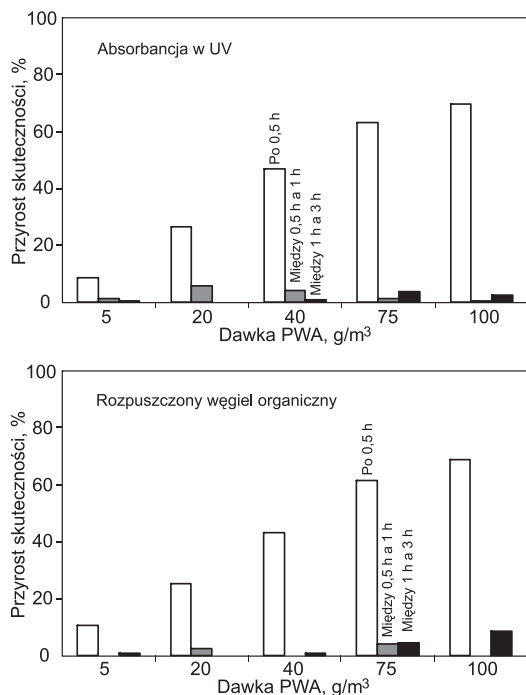
Wielkość ziaren badanego adsorbentu zmieniała się w bardzo szerokim zakresie, tj. od 0,6 μm do 250 μm. Jednak najwięcej, bo nieco ponad 35%, stanowiły cząstki najmniejsze z zakresu 0÷10 μm. Ziaren węgla o rozmiarach 10÷25 μm i 25÷50 μm było odpowiednio 24,1% i 14,1%, natomiast cząstek największych o rozmiarach >150 μm było najmniej, bo około 2,8%.

Skuteczność procesu adsorpcji, zmieniającą się w funkcji czasu kontaktu adsorbentu z wodą naturalną, przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Zależność skuteczności usuwania rozpuszczonych substancji organicznych z wody od czasu procesu i dawki PWA  
Fig. 2. Efficiency of DOM removal from water related to the duration of the process and PAC dose

Z przedstawionych zależności wynika, że sprawność adsorpcji rosła wraz z czasem kontaktu wody z adsorbentem, przy czym w ciągu 30 min procesu sorbowała się zdecydowana większość rozpuszczonych substancji organicznych. W całym zakresie dawek PWA adsorpcja była skuteczna do pewnego momentu, przy czym po pierwszych kilkunastu minutach jej szybkość gwałtownie spadła, proces przebiegał znacznie wolniej i jego kontynuacja nie wpływała w istotny sposób na skuteczność. Zmiany przyrostu skuteczności adsorpcji w trakcie 3 h procesu przy wybranych dawkach PWA obrazuje rysunek 3.



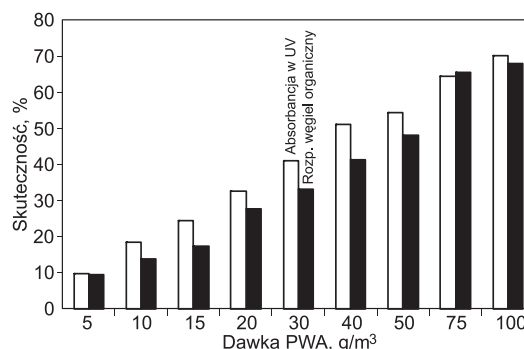
Rys. 3. Zależność skuteczności adsorpcji od dawki PWA podczas 3 godz. procesu

Fig. 3. Adsorption efficiency related to PAC dose within three hours of the process

Na przykład, stosując dawkę PWA równą 20 g/m<sup>3</sup> po 30 min procesu skuteczność usuwania rozpuszczonych substancji organicznych mierzonych zawartością RWO wynosiła 25,3%, natomiast absorbancję w UV zmniejszono o 26,8%. W próbkach wody pobranych po godzinie przyrost skuteczności procesu wynosił 2,4% (RWO) i 5,9% (absorbancja w UV). Wydłużenie czasu kontaktu PWA z wodą o następne dwie godziny skutkowało brakiem przyrostu usuwania związków organicznych, natomiast kiedy zastosowano dawkę węgla 5 g/m<sup>3</sup>, zwiększenie adsorpcji między 30 min a pierwszą godziną oraz pierwszą i trzecią godziną było minimalne (ok. 1%) i mieściło się w granicach błędów analitycznych. Większy przyrost sprawności procesu między pierwszą i trzecią godziną uzyskano w przypadku dawek 75 g/m<sup>3</sup> i 100 g/m<sup>3</sup>, który wynosił odpowiednio 4% i 2,4% (absorbancja w UV) oraz 4,5% i 8% (RWO).

W analizowanych warunkach czas kontaktu PWA z wodą wynoszący około 30 min pozwolił na skuteczne wykorzystanie powierzchni węgla dostępnej do adsorpcji, co jest szczególnie istotne w przypadku, gdy adsorpcja realizowana jest łącznie z koagulacją [15,16]. Obserwowana zmiana skuteczności adsorpcji w ciągu 3 h trwania procesu uwarunkowana była m.in. wielkością usuwanych zanieczyszczeń. Związkowi organicznemu o małej masie cząsteczkowej potrzeba mniej czasu na osiągnięcie miejsc aktywnych adsorbentu, w porównaniu ze związkami wielkocząsteczkowymi, które wolniej dyfundują do powierzchni

rozdziela faz oraz w strukturze porowatej cząstek PWA. Dlatego też w ciągu pierwszych kilkunastu minut procesu szybko musiała sorbować się większość substancji organicznych o mniejszych rozmiarach. Skuteczność procesu adsorpcji substancji organicznych zależała również od ilości stosowanego adsorbentu. Ze względu na niewielkie zmiany w kinetyce adsorpcji po czasie dłuższym niż 1 h, na rysunku 4 przedstawiono wyniki badań uzyskane po pierwszej godzinie procesu.



Rys. 4. Wpływ dawki PWA na skuteczność adsorpcji zanieczyszczeń (próbki wody po 1 h procesu)

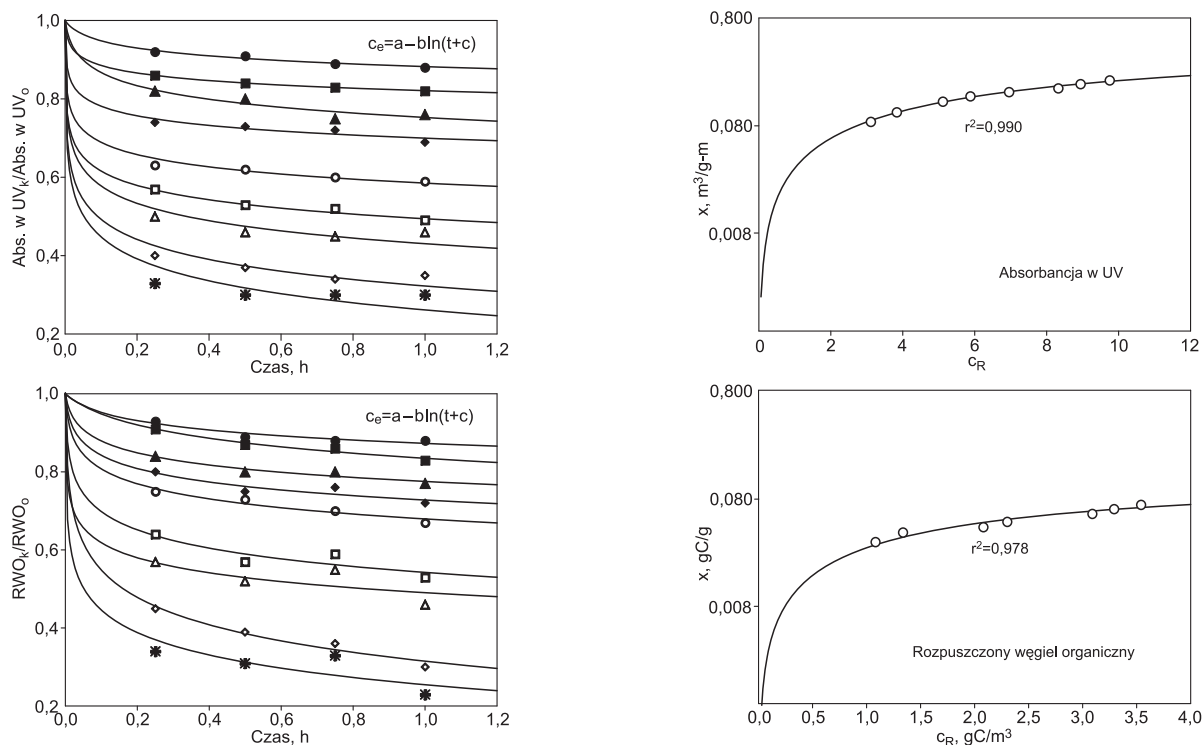
Fig. 4. Effect of PAC dose on the efficiency of DOM adsorption (water samples collected after 1 h of the process)

Większa ilość adsorbentu dawała lepszą końcową skuteczność adsorpcji. W całym zakresie testowanych dawek skuteczniej usuwane były związki organiczne o charakterze aromatycznym, co znalazło potwierdzenie w większej zdolności PWA do adsorpcji tego rodzaju zanieczyszczeń. Skuteczność adsorpcji w usuwaniu RWO zmieniała się w granicach od 9,4% do 67,9%, natomiast związki o charakterze aromatycznym usuwane były w 9,8÷70,2%. Ponadto zmniejszenie zawartości substancji organicznych, wynikające ze wzrostu dawki adsorbentu, korespondowało ze spadkiem wartości SUVA. Wartość tego wskaźnika w zakresie dawek PWA od 5 g/m<sup>3</sup> do 100 g/m<sup>3</sup> zmieniała się w granicach od około 2,6 m<sup>3</sup>/gC·m do 2,8 m<sup>3</sup>/gC·m (po 1 h procesu). Odnotowane różnice w skuteczności usuwania rozpuszczonych substancji organicznych między poszczególnymi dawkami węgla wskazywały na bardzo dobre wykorzystanie wewnętrznej powierzchni struktury porowatej adsorbentu.

Uzyskane wyniki badań przedstawiono w postaci krzywych kinetycznych. Stwierdzono dobre dopasowanie równania funkcji do danych doświadczalnych, co potwierdzają uzyskane wartości współczynnika determinacji ( $r^2=0,982\div 0,999$ ). Krzywe kinetyczne oraz izotermy adsorpcji obrazuje rysunek 5.

Kształt izoterm wskazywał na bardzo dobre właściwości adsorpcyjne użytego w badaniach pylistego węgla aktywnego wobec organicznych domieszek badanej wody naturalnej. Izotermy te miały podobny przebieg, a ich cechą charakterystyczną był szybki wzrost ilości adsorbentu zaadsorbowanego przy małych stężeniach równowagowych i zbliżanie się do osiągnięcia stanu wysycenia przy większych stężeniach. Pojemność monowarstwowa na zanieczyszczenia wykazujące absorbancję w UV wynosiła  $x_m=0,536$  m<sup>3</sup>/gC·m, a stała  $b=0,064$ . Z kolei w przypadku RWO wartości tych parametrów wynosiły  $x_m=0,128$  gC/g i  $b=0,273$ .

W kolejnej serii badawczej przeanalizowano wydajność adsorpcji rozpuszczonych związków organicznych z wody surowej i poddanej wstępnemu oczyszczaniu. Zmiany skuteczności adsorpcji zanieczyszczeń z wody oczyszczonej



Rys. 5. Krzywe kinetyczne i izotermy adsorpcji rozpuszczonych substancji organicznych  
Fig. 5. Kinetic curves and isotherms of dissolved organic matter adsorption

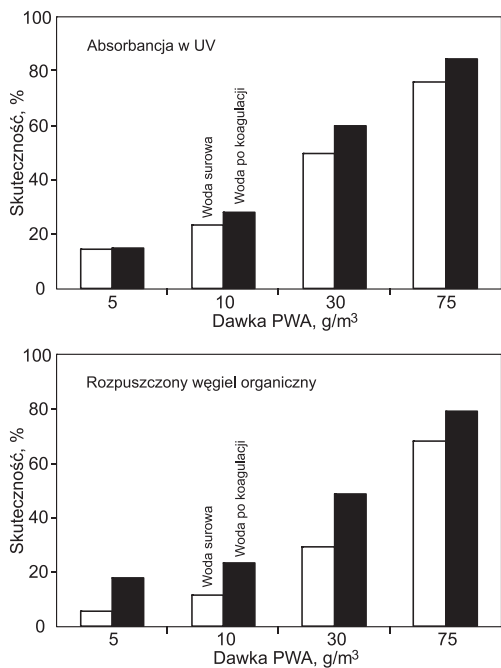
metodą koagulacji i z wody surowej bez wstępnego oczyszczenia, przy dawkach PWA w zakresie  $5\text{--}75\text{ g/m}^3$  przedstawiono na rysunku 6. Początkowa zawartość RWO w wodzie surowej wynosiła  $3,96\text{ gC/m}^3$ , natomiast w wodzie po koagulacji była równa  $2,80\text{ gC/m}^3$ . Z kolei absorbancja w  $UV_{254\text{ nm}}$  była równa  $12,65$  i  $6,26$ , odpowiednio w wodzie bez wstępnego oczyszczenia i po koagulacji.

Z przedstawionego porównania wynika, że niezależnie od ilości dawkowanego adsorbentu sprawniej przebiegała adsorpcja zanieczyszczeń z wody wstępnie oczyszczonej metodą koagulacji niż z wody surowej. W zakresie

badanych dawek PWA zwiększenie skuteczności usuwania RWO z wody po koagulacji mieściło się w granicach od 11% do 19,6%, a absorbancji w UV od 4,5% do 10,2%. Przyczyną mniejszej sprawności adsorpcji w usuwaniu aromatycznych frakcji substancji organicznych z wody wstępnie oczyszczonej, w porównaniu ze skutecznością usuwania RWO, leżała w znacznie mniejszej ilości tych zanieczyszczeń po procesie koagulacji, co spowodowało, że ich adsorpcja nie była już tak skuteczna. Z kolei zaobserwowana gorsza skuteczność adsorpcji z wody surowej mogła wynikać z obecności w niej cząstek koloidalnych charakteryzujących się większymi rozmiarami i zajmujących miejsca aktywne na zewnętrznej powierzchni PWA, co w konsekwencji mogło ograniczyć dostęp mniejszym frakcjom do wewnętrznej struktury porowatej adsorbentu. Usunięcie z wody związków wielkocząsteczkowych sprawiło, że pozostałe po procesie koagulacji mniejsze frakcje mogły bez przeszkód penetrować dostępne dla nich mikropory i mniejsze mezopory, co doprowadziło do wzrostu adsorpcji.

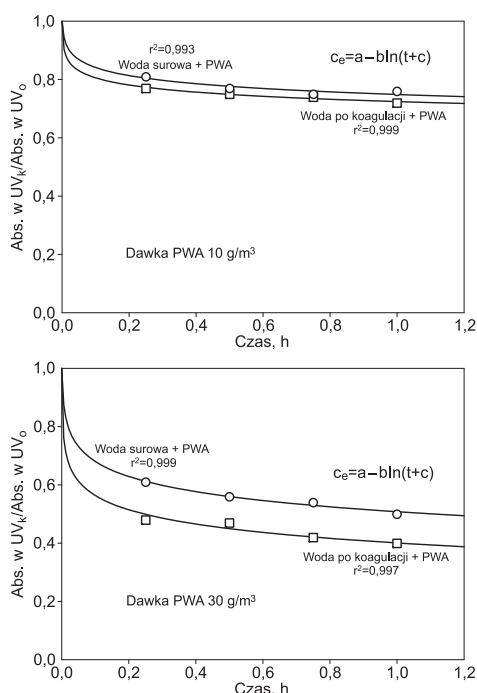
W celu określenia szybkości adsorpcji sporządzono krzywe kinetyczne (przykłady krzywych przy dawkach PWA równych  $10\text{ g/m}^3$  i  $30\text{ g/m}^3$ ) i wyznaczono izotermy adsorpcji. Przebieg krzywych kinetycznych i izoterm adsorpcji substancji organicznych z wody po koagulacji i z wody surowej bez wstępnego oczyszczenia przedstawiono na rysunkach 7–9, natomiast wartości parametrów  $x_m$  i  $b$  zestawiono w tabeli 2.

Kształt wyznaczonych izoterm świadczył o bardzo dobrych właściwościach adsorpcyjnych PWA oraz o dużym powinowactwie do adsorbentu organicznych domieszek obecnych w wodzie zarówno po koagulacji, jak i w wodzie surowej. Mimo że sprawność adsorpcji związków organicznych z wody po koagulacji była większa niż z wody surowej, to masa adsorbentu zaadsorbowana w jednostce masy adsorbentu była mniejsza, co wynikało z mniejszego zanieczyszczenia wody po koagulacji. Taką prawidłowość zaobserwowano w przypadku usuwania zanieczyszczeń



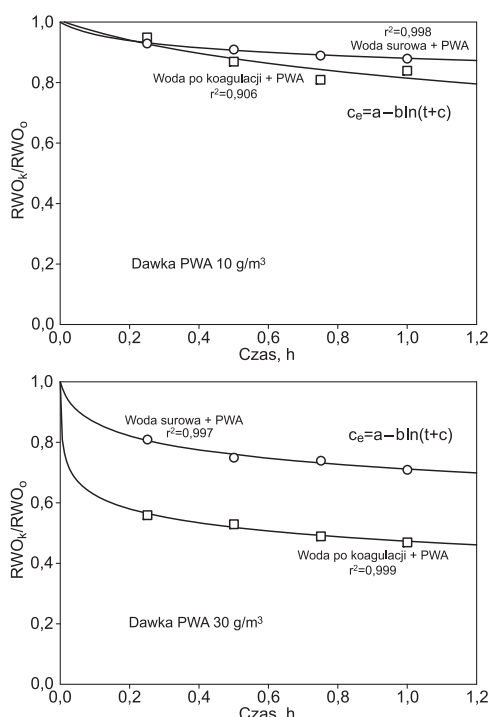
Rys. 6. Skuteczność adsorpcji zanieczyszczeń organicznych z wody surowej i po koagulacji (próbki wody po 1 h procesu)  
Fig. 6. Efficiency of DOM adsorption before and after coagulation (water samples collected after 1 h of the process)





Rys. 7. Krzywe kinetyczne adsorpcji zanieczyszczeń organicznych wykazujących absorbancją w UV ( $\lambda=254$  nm) z wody surowej i po koagulacji

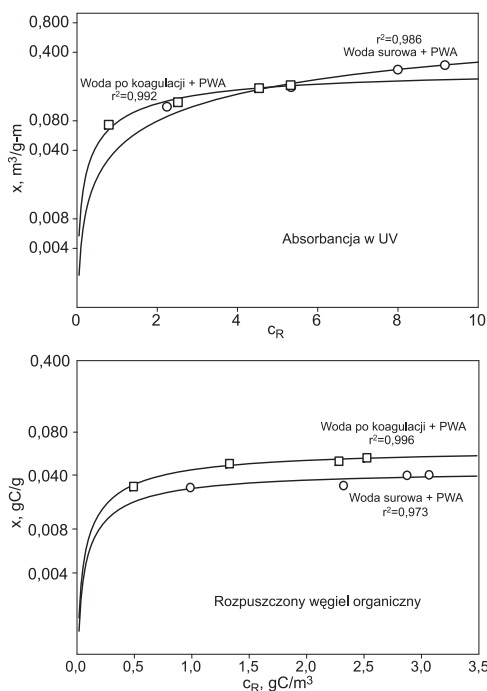
Fig. 7. Kinetic curves of adsorption for organic pollutants with absorbance at UV ( $\lambda=254$  nm), before and after coagulation



Rys. 8. Krzywe kinetyczne adsorpcji RWO z wody surowej i po koagulacji

Fig. 8. Kinetic curves of DOC adsorption before and after coagulation

o charakterze aromatycznym. Stosując dawki adsorbentu z zakresu  $5\div 75$  g/m<sup>3</sup> jego zdolność do adsorpcji tych substancji (oznaczonych jako absorbancja w UV) wynosiła  $0,187\div 0,073$  m<sup>3</sup>/g-m oraz  $0,302\div 0,111$  m<sup>3</sup>/g-m, odpowiednio w przypadku wody po koagulacji i wody surowej. Inną sytuację zaobserwowano w przypadku rozpuszczonego węgla organicznego. Wydajność adsorpcji zanieczyszczeń organicznych mierzonych zawartością RWO z wody po koagulacji i stopień wykorzystania powierzchni struktury



Rys. 9. Izotermi adsorpcji zanieczyszczeń organicznych z wody surowej i po koagulacji

Fig. 9. Isotherms of organic pollutant adsorption before and after coagulation

Tabela 2. Parametry izotermi Langmuira  
Table 2. Parameters of Langmuir isotherm

Wskaźnik	Próbka wody	$x_m$	$b$
Absorbancja w UV <sub>254</sub> nm	woda surowa + PWA	1,255	0,034
	woda po koagulacji + PWA	0,266	0,409
RWO	woda surowa + PWA	0,043	2,209
	woda po koagulacji + PWA	0,066	1,861

wewnętrznej węgla był większy. Ilość RWO zaadsorbowana w jednostce masy adsorbentu mieściła się w zakresie  $0,055\div 0,031$  g/g oraz  $0,039\div 0,030$  g/g, odpowiednio w przypadku wody po procesie koagulacji i wody surowej. Powodem tego prawdopodobnie była obecność w badanej wodzie surowej związków, które mogły być konkurencją dla rozpuszczonych frakcji mierzonych zawartością RWO w stosunku do miejsc aktywnych adsorbentu. Ponadto względnie duże cząstki koloidalne mogły blokować dostęp do struktury porów węgla frakcjom o mniejszych rozmiarach, co prowadziło do mniejszej wydajności procesu.

### Wnioski

◆ Uziarnienie wykorzystanego w badaniach pylistego węgla aktywnego pozytywnie wpływało na kinetykę adsorpcji związków organicznych z wody naturalnej (ziaren o średnicy  $>150$   $\mu$ m było około 2,8%, a o średnicy  $<10$   $\mu$ m około 35%). Ponadto struktura porowata zastosowanego adsorbentu pozwoliła na skuteczne usunięcie z badanej wody substancji organicznych zarówno o małej, jak i większej masie cząsteczkowej.

◆ Sprawność adsorpcji zmieniała się w funkcji czasu kontaktu PWA z wodą naturalną. Realizując proces przez 3 h zaobserwowano niewielki przyrost jego skuteczności już po 30 min. W pierwszych minutach proces adsorpcji przebiegał bardzo szybko i wówczas sorbowała się większość frakcji o mniejszych rozmiarach, gdy tymczasem

większe frakcje, znacznie słabiej i trudniej sorbowane, potrzebowały dłuższego czasu na dotarcie do powierzchni rozdzielu faz.

♦ Analiza wpływu ilości dawkowanego PWA wykazała, iż skuteczność adsorpcji w usuwaniu RWO i zmniejszaniu absorbancji w UV ( $\lambda=254$  nm) rosła wraz z dawką adsorbentu, przy czym większą skuteczność uzyskano w przypadku substancji organicznych o charakterze aromatycznym. Znaczne różnice w skuteczności poszczególnych dawek świadczyły o dobrym wykorzystaniu powierzchni wewnętrznej struktury węgla aktywnego.

♦ Z porównania adsorpcji rozpuszczonych związków organicznych z wody surowej bez wstępnego oczyszczania i wody oczyszczonej metodą koagulacji wynika, że wydajność procesu uwarunkowana była dostępnością adsorbentu do powierzchni wewnętrznej węgla, co było związane z wielkością zanieczyszczeń usuwanych z wody. Wzrost adsorpcji substancji organicznych z wody wstępnie oczyszczonej mógł być spowodowany usunięciem z wody wielkocząsteczkowych cząstek koloidalnych blokujących dostęp mniejszym frakcom do wewnętrznej struktury porowej adsorbentu.

♦ Substancje organiczne obecne w badanej wodzie naturalnej wykazały duże powinowactwo do adsorbentu, o czym świadczył kształt izoterm adsorpcji. Adsorpcję tych zanieczyszczeń bardzo dobrze opisywał model Langmuira.

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

## LITERATURA

1. R.C. BANSAL, M. GOYAL: Activated Carbon Adsorption. CRC Press, 2005.
2. I.N. NAJM, V.L. SNOEYINK, B.W. LYKINS, J.Q. ADAMS: Using powdered activated carbon: A critical review. *J. of the Am. Water Works Assoc.* 1991, Vol. 83, No. 1, pp. 65–76.
3. O.T. LOVE, J.K. CARSWELL, R. MILTNER, J. SYMONS: Treatment for the prevention or removal of trihalomethanes in drinking water. U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 1979.
4. L.H. HENTZ Jr., R.C. HOEHN, C.W. RANDALL: Haloform formation in water from peat-derived humic substances and the reducing effects of powdered activated carbon and alum. In: Proc. of American Water Works Association, Annual Conference, Atlanta 1980.
5. P. SANDRUCCI, G. MERLO, G. GENON, L. MEUCCI: PAC activity vs by-product precursors in water disinfection. *Water Research* 1995, Vol. 29, No. 10, pp. 2299–2308.
6. 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.
7. C. PELEKANI, V.L. SNOEYINK: Competitive adsorption in natural water: Role of activated carbon pore size. *Water Research* 1999, Vol. 33, No. 5, pp. 1209–1219.
8. C. PELEKANI, V.L. SNOEYINK: A kinetic and equilibrium study of competitive adsorption between atrazine and Congo red dye on activated carbon: the importance of pore size distribution. *Carbon* 2001, Vol. 39, No. 1, pp. 25–37.
9. G. NEWCOMBE, J. MORRISON, C. HEPPLWHITE: Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon. I. Characterization of the system and NOM adsorption. *Carbon* 2002, Vol. 40, No. 12, pp. 2135–2146.
10. G. NEWCOMBE, J. MORRISON, C. HEPPLWHITE, D.R.U. KNAPPE: Simultaneous adsorption of MIB and NOM onto activated carbon. II. Competitive effects. *Carbon* 2002, Vol. 40, No. 12, pp. 2147–2156.
11. P.L. WALKER Jr.: Production of activated carbons: use of CO<sub>2</sub> versus H<sub>2</sub>O as activating agent. *Carbon* 1996, Vol. 34, No. 10, pp. 1297–1299.
12. M. SZLACHTA: Analiza zjawisk w koagulacji objętościowej wspomaganiej pylistym węglem aktywnym. Rozprawa doktorska, Politechnika Wroclawska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska, Wrocław 2007 (praca niepublikowana).
13. J.K. EDZWALD, J.E. VAN BENSCHOTEN: Aluminum coagulation of natural organic matter. In: Chemical Water and Wastewater Treatment, 4th Gothenburg Symposium, Springer-Verlag, 1990, pp. 341–359.
14. M. VARNEY, R.F.C. MANTOURA, M. WHITFIELD, D.R. TURNER, J.P. RILEY: Potentiometric and conformational; studies of the acid-base properties of fulvic acids from natural waters. In: Trace metals in sea water, Proceedings of the NATO Conference, Sicily 1983, pp. 751–772.
15. M. SZLACHTA, W. ADAMSKI: Wpływ pylistego węgla aktywnego na usuwanie mało- i wielkocząsteczkowych związków organicznych w procesie koagulacji siarczanem glinu. *Ochrona Środowiska* 2008, vol. 30, nr 4, ss. 39–43.
16. M. SZLACHTA, W. ADAMSKI: Analiza wpływu pylistego węgla aktywnego na właściwości sedymentacyjne i adsorpcyjne osadu pokoagulacyjnego. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 1, ss. 37–40.

**Szlachta, M. Adamski, W. Application of Adsorption on Powdered Active Carbon for the Removal of Dissolved Organic Substances from Surface Water. *Ochrona Środowiska* 2009, Vol. 31, No. 2, pp. 61–66.**

**Abstract:** The efficiency of adsorption onto powdered active carbon (PAC) when used for the removal of dissolved organic matter (DOM) from surface water was determined. The DOM that was present in the investigated water showed a high affinity for the adsorbent, as could be inferred from the shape of the adsorption isotherms. The adsorption of these pollutants was well described by the Langmuir model. The efficiency of the adsorption process (which was analyzed in terms of PAC dose and time of contact between the adsorbent and natural water) was found to vary as a function of PAC–water contact time. During the first minutes the process ran at a very fast rate, and at that stage the majority of small-sized particles were subject to sorption. Adsorption efficiency in reducing dissolved organic carbon (DOC) concentration and UV absorbance ( $\lambda=254$  nm)

increased with the increase in the adsorbent dose, the extent of removal being higher when the organic substances were of an aromatic nature. The substantial differences in efficiency between particular PAC doses suggested an effective utilization of the internal surface of the carbon's porous structure. Consideration was also given to the influence of water quality on the efficiency of the adsorption process. For this purpose experiments were conducted to determine the extent of DOC adsorption before and after coagulation, and they revealed an increase in the adsorption of DOM from pretreated water. This seems to be attributable to the removal of high-molecular-weight colloids, which may have prevented low-molecular-weight NOM fractions from entering the internal surface of the porous structure of the PAC.

**Keywords:** Powdered active carbon (PAC), adsorption, Langmuir isotherm, kinetic curve, surface water, dissolved organic matter (DOM), dissolved organic carbon (DOC), UV absorbance.