

Lidia DĄBROWSKA

Politechnika Częstochowska, Wydział Infrastruktury i Środowiska
ul. Dąbrowskiego 73, 42-200 Częstochowa
e-mail: dabrowska@is.pcz.czest.pl

Wpływ pH wody na efektywność procesu koagulacji wspomaganey węglem aktywnym

Effect of Water pH on Coagulation Process Efficiency with Powdered Activated Carbon

The efficiency of powdered activated carbon for removal of colour, organic substances and chosen heavy metal ions (nickel, cadmium, lead) from surface water, as well as for enhancement of the coagulation process in removal of these contaminants, was evaluated. For the research, water from the Warta river, powdered activated carbons: AKPA-22, CWZ-22, CWZ-30 and pre-hydrolysed polyaluminium chlorides: PAX-XL19F and PAX-XL1910S, were used. Depending on the type of applied powdered activated carbon, 46÷58% removal of lead, 21÷29% removal of cadmium and 17÷21% removal of nickel were obtained. Reduction of colour in the adsorption process amounted to 33÷60%, and 14÷17% in DOC content. Better removal of organic compounds from studied surface water was obtained at a reduced water pH (pH = 6.3), and cadmium at elevated pH (pH = 8.2). Depending on the water pH, with the usage of coagulants and CWZ-22 carbon, a reduction in lead ion concentration by 74÷91% was obtained, cadmium by 9÷88%, nickel by 9÷71%. Change of water reaction had the main impact on the increase in efficiency of cadmium and nickel removal. The content of organic compounds, assayed as DOC and oxygen consumption, was decreased by 29÷37% and 45÷70%, respectively. Water colour was reduced by 60÷77%. Evaluating the importance of adsorption in removal of studied contaminants, it can be concluded that in case of polyaluminium chlorides and activated carbon usage, the elimination of these contaminants was determined by the coagulation process.

Keywords: powdered carbon, polyaluminium chlorides, heavy metals, organic matter, water

Wprowadzenie

W Polsce w stacjach uzdatniania wody powierzchniowej przeznaczonej do spożycia wykorzystuje się w procesie adsorpcji granulowane węgle aktywne (GWA). W sytuacjach awaryjnych i/lub tam, gdzie zanieczyszczenia występują okresowo, zastosowanie ma pylisty węgiel aktywny (PWA). Punktem wprowadzania węgla może być rurociąg z wodą surową lub zbiornik szybkiego mieszania wody jeszcze przed zadatkowaniem koagulantu. Pozwala to na uzyskanie długiego czasu kontaktu PWA z wodą [1]. Może być też dodawany z opóźnieniem względem koagulantu, co zapobiega wbudowywaniu się węgla w powstające aglomeraty [2]. Równo-

czesne stosowanie koagulacji i adsorpcji okazało się skuteczne przede wszystkim w usuwaniu substancji organicznych [3-6]. Odpowiednio prowadzone procesy mogą zapewnić również usuwanie jonów metali ciężkich [7, 8]. Efektywność procesów zależy od właściwości fizycznych i składu chemicznego wody, rodzaju metalu i jego formy występowania w wodzie, rodzaju i dawki koagulantu, węgla aktywnego, a także od wartości pH. Dlatego ważne jest prowadzenie badań na rzeczywistych wodach, zawierających wszystkie składniki w nich występujące.

Najczęściej wykorzystywanym koagulantem na stacjach uzdatniania wody w Polsce jest siarczan glinu $Al_2(SO_4)_3$. W ostatnich latach coraz popularniejsze jest stosowanie wstępnie zhydrolizowanych koagulantów, np. zasadowych chlorków poliglinu o ogólnym wzorze $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$. W roztworach chlorków poliglinu oprócz monomerów Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, obecnych również w roztworach niezhydrolizowanych koagulantów glinowych, zidentyfikowano obecność wielu spolimeryzowanych kompleksów glinu o ogólnym wzorze $Al_p(OH)_q^{(3p-q)+}$, np. $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al_3(OH)_4^{5+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ [9]. Polikationowe produkty wstępnej hydrolizy glinu po dodaniu chlorków poliglinu do oczyszczanej wody zdecydowanie wolniej ulegają hydrolizie do $Al(OH)_3$, niż glin obecny w roztworze siarczanu glinu. Powoduje to, że zastosowanie chlorków poliglinu jest skuteczniejsze w destabilizowaniu koloidów ujemnych, powodujących głównie barwę i mętność wody, w porównaniu z efektami osiąganymi przy zastosowaniu siarczanu glinu [2].

Celem badań była ocena skuteczności pylistego węgla aktywnego do usuwania barwy, substancji organicznych i wybranych jonów metali ciężkich (kadmu, niklu, ołowiu) z wody powierzchniowej, jak również do wspomagania procesu koagulacji w usuwaniu tych zanieczyszczeń w zależności od rodzaju koagulantu i pylistego węgla aktywnego oraz pH wody.

1. Materiały badawcze

Do badań wykorzystano wodę z rzeki Warta pobraną na terenie miasta Częstochowa. Do modyfikacji wody użyto roztworu, który przygotowano, rozpuszczając w 100 cm^3 wody redestylowanej: $0,160\text{ g Pb(NO}_3)_2$, $0,403\text{ g NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ i $0,274\text{ g Cd(NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$. Sole metali ciężkich firmy POCH S.A. były czystości cz.d.a.

W badaniach zastosowano pyliste węgle aktywne o nazwach handlowych AKPA-22, CWZ-22, CWZ-30 wyprodukowane przez firmę GRYFSKAND w Hajnówce. Charakterystykę węgli przedstawiono w tabeli 1 [10]. Węgle charakteryzowały się powierzchnią właściwą $1134 \div 914\text{ g/m}^2$, liczbą jodową $1190 \div 940\text{ mg/g}$ i metylenową $30 \div 28\text{ cm}^3$.

Jako koagulanty zastosowano sole wstępnie zhydrolizowane, chlorki poliglinu o nazwach handlowych PAX-XL19F i PAX-XL1910S, wyprodukowane przez firmę KEMIPOL w Policach. Charakterystykę koagulantów przedstawiono w tabeli 2 [11]. Handlowe roztwory chlorków poliglinu charakteryzowały się zasadowością równą $85 \pm 5\%$ i zawierały: roztwór handlowy PAX-XL19F $16,0\%$ Al_2O_3 , a roztwór PAX-XL1910S $19,8\%$ Al_2O_3 . Chlorki poliglinu wybrano na podstawie wcześniej

przeprowadzonych badań [12]. Do badań przygotowano roztwory koagulantów, rozcieńczając produkty handlowe tak, aby zawierały $1,0 \text{ g Al/dm}^3$.

Tabela 1. Wybrane właściwości pylistych węgli aktywnych [10]

Table 1. Selected properties of powdered activated carbons [10]

Parametr	Jednostka	Wartość dla węgla		
		CWZ-30	CWZ-22	AKPA-22
Powierzchnia właściwa	m^2/g	1134	960	914
pH wyciągu	–	11,1	10,8	10,5
Liczba jodowa	mg/g	1190	1032	949
Liczba metylenowa	cm^3	30	29	28
Zawartość popiołu	%	3,5	4,3	10,3
Uziarnienie < 0,06 mm	%	90,1	93,1	98,0

Tabela 2. Charakterystyka koagulantów zastosowanych do badań [11]

Table 2. Characteristics of coagulants used during experiments [11]

Parametr	Jednostka	Koagulant	
		PAX-XL19F	PAX-XL1910S
Al_2O_3	%	$16,0 \pm 0,9$	$19,8 \pm 0,9$
Zasadowość	%	85 ± 5	85 ± 5
Zawartość chlorków	%	$5,5 \pm 0,5$	$7,5 \pm 1,0$
pH	–	$4,0 \pm 0,5$	$3,5 \pm 0,4$

2. Przebieg badań i metodyka analiz

W pierwszym etapie badań przeprowadzono proces adsorpcji. Wodę przed procesem adsorpcji zmodyfikowano, wprowadzając do niej odpowiednie ilości przygotowanego roztworu metali ($0,4 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$ wody) w celu uzyskania stężenia jonów kadmu, niklu i ołowiu ok. $0,4 \text{ mg/dm}^3$. Do szklanych zlewek o pojemności 1 dm^3 odmierzone po $0,5 \text{ dm}^3$ zmodyfikowanej wody i wprowadzono pyliste węgle aktywne. Zastosowano dawki węgla równe 20, 30, 40 mg/dm^3 . Przy użyciu mieszadła mechanicznego przeprowadzono mieszanie, stosując 250 obrotów/min przez 15 min. Następnie oddzielono węgle od wody poprzez przesączenie próbek przez twardy sączek bibułowy.

W drugim etapie w sposób opisany powyżej powtórzono badania, odpowiednio zmieniając za pomocą 0,5 M roztworu HCl i 0,5 M roztworu NaOH początkowe pH wody w zakresie $6,1 \div 8,6$. W tym etapie zastosowano węgiel CWZ-22 w dawce 30 mg/dm^3 . Przeprowadzono również dodatkową próbę usuwania jonów metali ciężkich, stosując tylko korektę pH wody do wartości 8,6 bez wprowadzania węgla.

W trzecim etapie połączono proces koagulacji z procesem adsorpcji. Do zlewek szklanych o pojemności 2 dm³ odmierzone po 1,5 dm³ badanej wody. Przeprowadzono korektę pH wody do wartości: 6,1; 7,5; 8,7. Wprowadzono koagulanty w ilości 3 mg Al/dm³ i przy użyciu mieszadła mechanicznego przeprowadzono szybkie mieszanie przez 1 min (stosując 250 obrotów/min), po czym wprowadzono węgiel CWZ-22 w ilości 30 mg/dm³, mieszano przez kolejne 2 minuty i przez 15 min przeprowadzono wolne mieszanie (25 obrotów/min). Po tym czasie próbki poddano 1 h sedymentacji. Następnie zdekantowano z każdej próbki po 0,5 dm³ wody i przeprowadzono jej analizę.

Wskaźniki jakości wody powierzchniowej i po procesie adsorpcji lub koagulacji-adsorpcji, oznaczono metodami: pH - potencjometryczną, barwę - porównując z wzorcami w skali platynowo-kobaltowej, utlenialność - nadmanganianową, rozpuszczony węgiel organiczny RWO po przesączeniu wody przez sączonek membranowy 0,45 µm - metodą spektrofotometrii w podczerwieni (analyzer węgla Multi N/C firmy Analytik Jena), jony metali ciężkich: kadmu, niklu i ołowiu - metodą spektrometrii absorpcji atomowej (spektrometr novAA 400 firmy Analytik Jena).

3. Wyniki badań i dyskusja

Efekty obniżenia barwy, zawartości substancji organicznych oznaczonych jako utlenialność i RWO oraz stężenia kadmu, niklu i ołowiu w zależności od rodzaju węgla pylistego i jego dawki przedstawiono w tabeli 3.

Tabela 3. Wartości wybranych wskaźników wody, przed i po procesie adsorpcji w zależności od rodzaju węgla aktywnego

Table 3. Values of selected properties of water before and after adsorption process as activated carbon type

Węgiel	Dawka mg/dm ³	pH	Barwa mg Pt/dm ³	Utlenialn. mg O ₂ /dm ³	RWO mg C/dm ³	Kadm mg/dm ³	Nikiel mg/dm ³	Ołów mg/dm ³
Woda sur.	–	7,66	30	3,8	8,64	0,42	0,42	0,41
CWZ-30	20	7,59	20	3,6	7,80	0,33	0,34	0,19
CWZ-30	30	7,61	15	3,3	7,52	0,31	0,34	0,20
CWZ-30	40	7,62	12	3,2	7,46	0,30	0,33	0,18
CWZ-22	20	7,57	22	3,2	7,50	0,33	0,35	0,21
CWZ-22	30	7,58	17	3,0	7,25	0,31	0,34	0,18
CWZ-22	40	7,59	15	2,9	7,17	0,31	0,34	0,17
AKPA-22	20	7,58	25	3,4	7,78	0,34	0,36	0,24
AKPA-22	30	7,59	22	3,0	7,41	0,34	0,35	0,22
AKPA-22	40	7,59	20	2,8	7,20	0,33	0,35	0,22

Stwierdzono, że wraz ze zwiększającą się dawką węgla pylistego różnie wzrastał efekt usunięcia z wody badanych zanieczyszczeń. I tak dla najwyższej dawki węgla AKPA-22 równej 40 mg/dm³ uzyskano 17% obniżenie zawartości substancji

organicznych oznaczonych jako RWO oraz 26% oznaczonych jako utlenialność. W przypadku użycia węgla CWZ otrzymano odpowiednio 14÷17% i 16÷24% usunięcie substancji organicznych. Obniżenie barwy z 30 do 12 mg Pt/dm³ uzyskano przy zastosowaniu węgla CWZ-30. Stosując pozostałe węgle CWZ-22 i AKPA-22 w dawce 40 mg/dm³ otrzymano obniżenie barwy z 30 mg Pt/dm³ do 15 i 20 mg Pt/dm³. Tym samym usunięcie barwy wyniosło odpowiednio 60, 50 i 33%. Jak wynika z przeprowadzonych badań, otrzymano dobre efekty obniżenia barwy, nieco gorsze ogólnej zawartości materii organicznej. Barwę powodują najczęściej barwne frakcje substancji humusowych [2], a RWO stanowi mieszaninę różnych skomplikowanych struktur, głównie kwasów huminowych i fulwowych, protein, lipidów, aminokwasów i innych [1]. Trudno zatem wyjaśnić dużą różnicę w obniżeniu barwy i RWO bez dodatkowych informacji na temat rodzaju substancji organicznych obecnych w badanej wodzie.

W przypadku metali ciężkich lepsze efekty ich usuwania uzyskano przy zastosowaniu węgla CWZ w odniesieniu do węgla AKPA-22. Największą skuteczność otrzymano przy obniżeniu stężenia ołowiu (z 0,41 do 0,17÷0,18 mg/dm³). Uzyskano tym samym ok. 58% jego usunięcie z wody. Usunięcie kadmu i niklu wyniosło odpowiednio 29 i 21%. Najlepsze efekty sorpcji jonów ołowiu w porównaniu z sorpcją jonów niklu i kadmu na sorbentach węglowych potwierdzają inne badania [13].

Podstawowe znaczenie w procesie adsorpcji jonów metali mają struktura porowata węgla aktywnych i właściwości chemiczne powierzchni [14]. W prezentowanych badaniach wykorzystano węgle niemodyfikowane (otrzymane od producenta), stąd ich przydatność do usuwania metali ciężkich była ograniczona. Pojemność sorpcyjna i zdolność wymienna węgla aktywnego zależy od ilości i stopnia dysocjacji tlenowych grup funkcyjnych, obecnych na jego powierzchni. Tlenki powierzchniowe o charakterze kwasowym wymieniają kationowe formy metali, natomiast o wymianie form anionowych decydują zasadowe grupy funkcyjne. Techniczne węgle aktywne posiadają stosunkowo niewiele powierzchniowych połączeń tlenowych, mogących brać udział w adsorpcji metali. Można zwiększyć ich ilość, wbudowując tlen podczas utleniania węgla gazami lub substancjami utleniającymi. Poprzez modyfikację węgla aktywnego lub zastosowanie specjalnie przygotowanych adsorbentów można znacznie poprawić efektywność usuwania metali ciężkich [14-17]. Ważnym parametrem wpływającym na adsorpcję jonów metali jest pH roztworów, z których zachodzi proces adsorpcji.

Efekty obniżenia barwy, zawartości substancji organicznych oznaczonych jako utlenialność i RWO oraz stężenia kadmu, niklu i ołowiu w zależności od pH wody przy zastosowaniu węgla CWZ-22 w dawce 30 mg/dm³ przedstawiono w tabeli 4.

Przeprowadzenie korekty pH przed procesem adsorpcji nie spowodowało znaczącego efektu usunięcia zanieczyszczeń. Przy pH ok. 6,3 uzyskano obniżenie barwy z 30 do 15 mg Pt/dm³ (bez korekty pH barwę obniżono do 17 mg Pt/dm³), zaś przy pH 8,1 do 20 mg Pt/dm³. Przy pH ok. 6,3 zawartość RWO zmniejszyła się z 8,6 do 7,4 mg C/dm³, a przy pH 7,5 do 7,2 mg C/dm³. Natomiast przy podwyższeniu pH do wartości 8,6 obniżono zawartość RWO tylko do 8,3 mg C/dm³.

Również pomiar utlenialności potwierdził lepsze usuwanie związków organicznych z badanej wody powierzchniowej przy obniżonym pH wody. W przypadku usuwania metali ciężkich nie stwierdzono znaczącego wpływu pH na adsorpcję niklu i ołowiu. W badanym zakresie pH obniżono stężenia tych metali z $0,41 \text{ mg/dm}^3$ odpowiednio do $0,34 \div 0,38 \text{ mg/dm}^3$ oraz do $0,14 \div 0,19 \text{ mg/dm}^3$. W przypadku kadmu lepsze jego usunięcie otrzymano przy podwyższonym pH wody (przy pH ok. 6,3 obniżono stężenie z $0,41$ do $0,34 \text{ mg/dm}^3$, a przy pH ok. 8,6 do $0,23 \text{ mg/dm}^3$). Natomiast stosując tylko korektę pH do wartości 8,6 (bez wprowadzania węgla), stężenie kadmu, niklu i ołowiu zmniejszono odpowiednio do 0,32; 0,37; $0,25 \text{ mg/dm}^3$.

Tabela 4. Wartości wybranych wskaźników wody, przed i po adsorpcji w zależności od pH

Table 4. Values of selected properties of water before and after adsorption as a function of pH

Węgiel	pH przed adsorpcją	Barwa mg Pt/dm^3	Utlenialn. $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	RWO mg C/dm^3	Kadm mg/dm^3	Nikiel mg/dm^3	Ołów mg/dm^3
Woda sur.	7,66	30	3,8	8,64	0,42	0,42	0,41
CWZ-22	6,31	15	2,9	7,42	0,34	0,36	0,14
CWZ-22	6,90	17	3,1	7,29	0,35	0,35	0,16
CWZ-22	7,52	17	3,0	7,24	0,31	0,34	0,18
CWZ-22	8,13	20	3,5	8,10	0,34	0,35	0,19
CWZ-22	8,62	20	3,7	8,35	0,23	0,38	0,15

Wartości wskaźników jakości wody przed i po procesie koagulacji wspomaganą adsorpcją na pylistym węglu aktywnym przedstawiono w tabeli 5. Badania przeprowadzono przy zastosowaniu węgla CWZ-22 w ilości 30 mg/dm^3 oraz koagulantów PAX-XL19F i PAX-XL1910S w dawce równej 3 mg Al/dm^3 .

Tabela 5. Wartości wybranych wskaźników wody, przed i po koagulacji-adsorpcji w zależności od pH

Table 5. Values of selected properties of water before and after coagulation-adsorption as a function of pH

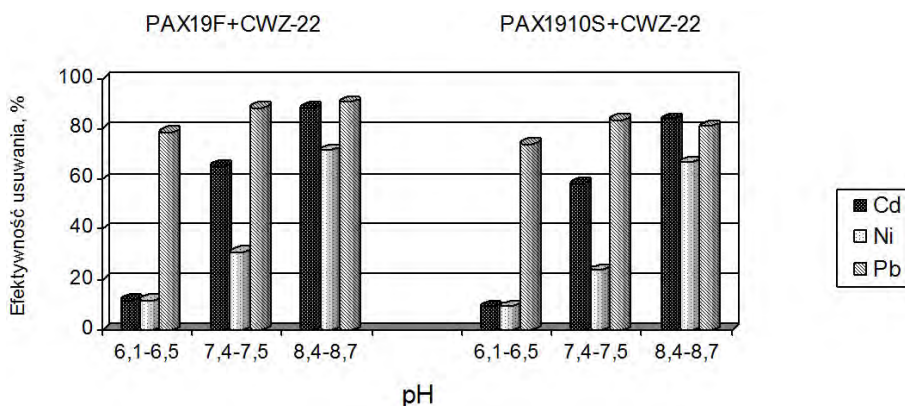
Koagulant-węgiel	pH _p	pH _k	Barwa mg Pt/dm^3	Utlenialn. $\text{mg O}_2/\text{dm}^3$	RWO mg C/dm^3	Kadm mg/dm^3	Nikiel mg/dm^3	Ołów mg/dm^3
Woda sur.	7,28	–	30	4,0	8,91	0,43	0,42	0,42
PAX19F	7,28	7,20	10	1,6	5,66	0,21	0,31	0,06
PAX1910S	7,28	7,22	12	2,1	5,92	0,22	0,32	0,07
PAX19F + CWZ-22	6,07	6,47	7	1,2	5,58	0,38	0,37	0,09
PAX19F + CWZ-22	7,50	7,42	7	1,4	5,85	0,15	0,29	0,05
PAX19F + CWZ-22	8,72	8,52	12	1,7	6,06	0,05	0,12	0,04
PAX1910S + CWZ-22	6,05	6,44	7	1,6	5,97	0,39	0,38	0,11
PAX1910S + CWZ-22	7,52	7,37	10	1,9	6,13	0,18	0,32	0,07
PAX1910S + CWZ-22	8,74	8,41	12	2,2	6,33	0,07	0,14	0,08

p - pH wody przed procesem koagulacji, k - pH wody po procesie koagulacji-adsorpcji

Wspomaganie koagulacji pylistym węglem aktywnym CWZ-22 nie wpłynęło w znaczący sposób na usuwanie związków organicznych i barwy wody. Zawartość RWO, utlenialność i barwa były na podobnym poziomie w wodzie oczyszczonej przy zastosowaniu samych koagulantów, jak również z użyciem węgla pylistego. Nieco lepsze efekty otrzymano przy obniżonym pH. W zakresie pH 6,1÷6,5 zawartość związków organicznych, oznaczonych jako RWO i utlenialność, została obniżona odpowiednio o 33÷37% i o 60÷70%, natomiast barwa o 77%. W zakresie pH 8,4÷8,7 usunięcie RWO wyniosło 29÷32%, a barwy 60%. Również inne badania potwierdzają skuteczniejsze usuwanie materii organicznej w procesie koagulacji prowadzonej w wodzie o kwaśnym odczynie [18-20].

W przypadku usuwania wybranych jonów metali ciężkich w procesie koagulacji wspomaganego węglem stwierdzono, że wraz ze wzrostem pH rosła efektywność usuwania kadmu i niklu. Stężenie tych metali obniżyło się z 0,43 mg/dm³ odpowiednio do 0,05÷0,07 mg/dm³ i 0,12÷0,13 mg/dm³ przy pH 8,4÷8,7, podczas gdy przy pH 7,4÷7,5 wynosiło 0,15÷0,18 mg/dm³ i 0,29÷0,32 mg/dm³. Efektywność usuwania ołowiu w zakresach pH 7,3÷7,5 i 8,4÷8,7 była porównywalna. Stężenie ołowiu zmniejszono do 0,04÷0,08 mg/dm³. Dobre efekty uzyskane w przypadku usuwania jonów ołowiu w zakresie pH 6,1÷8,7, a jonów kadmu w zakresie pH 7,5÷8,7 mogą wynikać zarówno z adsorpcji, jak i ze strącania trudno rozpuszczalnych związków w wodzie podczas procesu koagulacji oraz mikrostrącania w porach węgla aktywnego. Podobne rezultaty otrzymano podczas innych badań dotyczących wpływu pH na skuteczność usuwania jonów metali ciężkich z zastosowaniem wstępnie zhydrolizowanych koagulantów PAX i siarczanu glinu [12].

Porównanie procentowego usunięcia jonów niklu, kadmu i ołowiu przy zastosowaniu koagulantów w dawce 3 mg Al/dm³ i węgla pylistego CWZ-22 w ilości 30 mg/dm³ w zależności od pH wody przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Wpływ pH na efektywność usuwania metali ciężkich podczas koagulacji-adsorpcji

Fig. 1. Effect of pH on heavy metals removal efficiency during coagulation and adsorption

Stosując węgiel aktywny CWZ-22 i odpowiednio koagulanty PAX-XL19F oraz PAX-XL1910S w zakresie pH 6,1÷6,4, otrzymano obniżenie stężenia jonów ołowiu o 74÷79%, natomiast kadmu i niklu tylko o 9÷12%. W zakresie pH 8,4÷8,7 usunięcie ołowiu i kadmu wyniosło 81÷91%, a niklu 67÷71%. Stosując tylko korektę pH wody do wartości początkowej 8,6 (bez wprowadzania koagulantu i węgla), otrzymano usunięcie ołowiu, kadmu i niklu wynoszące odpowiednio 39; 24; 12%.

Stopień obniżenia zawartości metali ciężkich zależy od formy ich występowania w wodzie oraz od wartości pH. W zakresie pH 6,1÷8,7 analizowane metale mogą występować w postaci form kationowych Cd^{2+} , CdCl^+ , Pb^{2+} , Pb(OH)^+ , Ni^{2+} , jak również niejonowych CdCO_3 i PbCO_3 [21-23]. O usuwaniu metali decydowała zatem adsorpcja, kompleksowanie powierzchniowe i wymiana jonowa. Z badanych metali najlepsze efekty uzyskano w obniżeniu stężenia ołowiu. Jak wykazano, obecność jonów ołowiu może wpływać na obniżenie efektywności usuwania innych metali w procesie adsorpcji, m.in. kadmu i niklu [24].

Podsumowanie

Uzyskane wyniki potwierdziły wpływ pH na usuwanie związków organicznych i jonów metali ciężkich podczas procesu adsorpcji na węglu aktywnym CWZ-22 i podczas koagulacji z użyciem soli wstępnie zhydrolizowanych, chlorków poliglinu PAX-XL19F i PAX-XL1910S, wspomaganej pylistym węglem aktywnym. W zakresie pH 6,1÷6,5 otrzymano obniżenie stężenia jonów ołowiu o 74÷79%, natomiast kadmu i niklu o 9÷12%. Zawartość związków organicznych, oznaczonych jako rozpuszczony węgiel organiczny RWO i utlenialność, została obniżona odpowiednio o 33÷37% i 60÷70%. W zakresie pH 8,4÷8,7 usunięcie ołowiu i kadmu wyniosło 81÷91%, niklu 67÷71%, a RWO 29÷32%.

Oceniając znaczenie adsorpcji w usuwaniu badanych metali ciężkich, można stwierdzić, że w przypadku stosowania chlorków poliglinu i węgla aktywnego, o eliminacji tych zanieczyszczeń decydował proces koagulacji.

Podziękowania

Badania wykonano w ramach realizacji badań statutowych BS/PB-402-301/11.

Literatura

- [1] Nawrocki J. (red.), Uzdatnianie wody. Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2010.
- [2] Kowal L.A., Świdorska-Bróż M., Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009.
- [3] Uyak V., Yavuz S., Toroz I., Ozaydin S., Genceli E.A., Disinfection by-products precursors removal by enhanced coagulation and powdered activated carbon adsorption, *Desalination* 2007, 216, 334-344.

- [4] Kweon J.H., Hur H-W., Seo G-T., Jang T-R., Park J-H., Evaluation of coagulation and powdered activated carbon adsorption pretreatments on membrane filtration for a surface water in Korea: A pilot study, *Desalination* 2009, 49, 212-216.
- [5] Wilmański K., Trzebiatowski M., Usuwanie substancji organicznych z wody powierzchniowej w procesach koagulacji i sorpcji na pylistym węglu aktywnym, *Ochrona Środowiska* 2009, 31(4), 39-42.
- [6] Kristina I., Joll C., Heitz A., Powdered activated carbon coupled with enhanced coagulation for natural organic matter removal and disinfection by-product control: Application in a Western Australian water treatment plant, *Chemosphere* 2011, 83, 661-667.
- [7] Faur-Brasquet C., Kadirvelu K., Le Cloirec P., Removal of metal ions from aqueous solution by adsorption onto activated carbon cloths: adsorption competition with organic matter, *Carbon* 2002, 40, 2387-2392.
- [8] El Samrani A.G., Lartiges B.S., Villiéras F., Chemical coagulation of combined sewer overflow: Heavy metal removal and treatment optimization, *Water Research* 2008, 42, 951-960.
- [9] Yan M., Wang D., Ni J., Qu J., Chow Ch.W.K., Liu H., Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics, *Water Research* 2008, 42, 3361-3370.
- [10] Charakterystyka węgla aktywnych, Świadectwo kontroli jakości 399-4013/2005, GRYFSKAND Sp. z o.o., Zakład Produkcji Węgla Aktywnych, Hajnówka.
- [11] Charakterystyka koagulantów, Prospekt firmowy 2014, Kemipol Police.
- [12] Dąbrowska L., Sparczyńska L., Wpływ pH wody na usuwanie wybranych jonów metali ciężkich z zastosowaniem wstępnie zhydrolizowanych koagulantów PAX i siarczanu glinu, *Przemysł Chemiczny* 2016, 95(2), 286-289.
- [13] Gierak A., Lebeda R., Sorpcja jonów wybranych metali ciężkich na węglu aktywnym, *Ochrona Środowiska* 2001, 80(1), 9-15.
- [14] Lach J., Wpływ sposobu modyfikacji węgla aktywnych na adsorpcję metali ciężkich, seria Monografie Nr 197, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2011.
- [15] Park S-J., Kim Y-M., Adsorption behaviors of heavy metal ions onto electrochemically oxidized activated carbon fibers, *Material Science Engineering A*, 2005, 391, 121-123.
- [16] Lach J., Ociepa E., Stępiak L., Sorpcja metali ciężkich na utlenionych węglach aktywnych, *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 2006, 9(2), 161-171.
- [17] Guo M., Qiu G., Song W., Poultry litter-based activated carbon for removing heavy metal ions in water, *Waste Management* 2010, 30, 308-315.
- [18] Świdarska-Bróz M., Rak M., Mołczan M., Biłyk A., Wpływ zasadowości koagulantów glinowych i pH wody na usuwanie zanieczyszczeń organicznych, *Ochrona Środowiska* 2008, 30(4), 29-33.
- [19] Yang Z., Gao B., Wang Y., Wang Q., Yue Q., Aluminum fractions in surface water from reservoirs by coagulation treatment with polyaluminum chloride (PAC): Influence of initial pH and $\text{OH}^-/\text{Al}^{3+}$ ratio, *Chemical Engineering Journal* 2011, 170, 107-113.
- [20] Sparczyńska E., Dąbrowska L., Wiśniowska E., Removal of turbidity, colour and organic matter from surface water by coagulation with polyaluminium chlorides and with activated carbon as coagulant aid, *Desalination and Water Treatment* 2016, 57 (3), 1139-1144.
- [21] Genc-Fuhrman H., Mikkelsen P.S., Ledin A., Simultaneous removal of As, Cd, Cr, Cu, Ni and Zn from stormwater: Experimental comparison of 11 different sorbents, *Water Research* 2007, 41, 591-602.
- [22] Powell K.J., Brown P.L., Byrne R.H., Gajda T., Hefter G., Leuz A-K., Sjöberg S., Wanner H., Chemical speciation of environmentally significant metals with inorganic ligands. Part 3: The $\text{Pb}^{2+} + \text{OH}^-$, Cl^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , and PO_4^{3-} systems (IUPAC Technical Report), *Pure and Applied Chemistry* 2009, 81(12), 2425-2476.

- [23] Powell K.J., Brown P.L., Byrne R.H., Gajda T., Hefter G., Leuz A-K., Sjöberg S., Wanner H., Chemical speciation of environmentally significant metals with inorganic ligands. Part 4: The $\text{Cd}^{2+} + \text{OH}^-$, Cl^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , and PO_4^{3-} systems (IUPAC Technical Report), Pure and Applied Chemistry 2011, 83(5), 1163-1214.
- [24] Zieliński S., Sikorska-Sobieraj E., Adsorpcja metali ciężkich na węglach aktywowanych, Ekologia i Technika 2001, 2, 40-46.

Streszczenie

Oceniono skuteczność pylistego węgla aktywnego do usuwania barwy, substancji organicznych i wybranych jonów metali ciężkich (kadmu, niklu, ołowiu) z wody powierzchniowej, jak również do wspomagania procesu koagulacji w usuwaniu tych zanieczyszczeń. Do badań wykorzystano wodę powierzchniową z rzeki Warta, aktywne węgle pyliste: AKPA-22, CWZ-22, CWZ-30 oraz wstępnie zhydrolizowane chlorki poliglinu: PAX-XL19F i PAX-XL1910S. W zależności od rodzaju użytego węgla pylistego uzyskano 46÷58% usunięcie ołowiu, 21÷29% kadmu i 17÷21% niklu. Obniżenie barwy w procesie adsorpcji wyniosło 33÷60%, a zawartości RWO 14÷17%. W zależności od pH wody przy zastosowaniu koagulantów i węgla CWZ-22 otrzymano obniżenie stężenia jonów ołowiu o 74÷91%, kadmu o 9÷88%, niklu o 9÷71%. Zawartość związków organicznych, oznaczonych jako RWO i utlenialność, została obniżona odpowiednio o 29÷37% i 45÷70%. Barwa wody została zmniejszona o 60÷77%. O efektywności usuwania zanieczyszczeń decydował głównie proces koagulacji.

Słowa kluczowe: węgiel pylisty, chlorki poliglinu, metale ciężkie, substancje organiczne, woda