

Krzysztof Wilmański

Koszty stosowania węgla aktywnych w krajowych wodociągach

W ostatnich latach wodociągi krajowe zaczęły przywiązywać coraz większą wagę do poprawy jakości uzdatnianej wody, w miejsce dotychczasowych starań dla zapewnienia jak największej jej produkcji. Obecnie wzrasta zapotrzebowanie nie na ilość, a na wysoką jakość wody do picia. Również regulacje prawne, dotyczące jakości wody wodociągowej w naszym kraju idą w kierunku zaostrzenia wymagań, co jest zgodne z tendencjami światowymi. Kraje Unii Europejskiej przyjęły bardzo ostre wymagania dotyczące jakości wody wodociągowej. Polska chcąc włączyć się w struktury europejskie będzie również musiała sprostać tym wysokim wymaganiom.

Poprawa jakości wody do picia łączy się z koniecznością inwestowania w poprawę jakości wód naturalnych, jak również z modernizacją technologii uzdatniania wody. Stosowanie filtracji wody przez złoża węgla aktywnego w procesie uzdatniania wody okazało się być skuteczną metodą usuwania lub obniżania stężenia wielu specyficznych zanieczyszczeń organicznych, jak również ogólnego węgla organicznego [1]. Obecnie krajowe zakłady wodociągowe, które bazują na wodzie powierzchniowej lub infiltracyjnej, podejmują coraz szerzej inwestycje w kierunku zastosowania tego procesu do uzdatniania wody lub rozważają taką możliwość. Czynnikiem ograniczającym wprowadzenie procesu oczyszczania wody na węglu aktywnym jest jednak obawa przed koniecznością poniesienia zbyt wysokich wydatków związanych z budową i eksploatacją filtrów węglowych. Koszty stosowania tego procesu mogą być rzeczywiście bardzo wysokie, o ile węgiel aktywny zostanie użyty w sposób niewłaściwy lub przypadkowy. Mogą być one jednak znacznie niższe, jeśli w ramach podjętej inwestycji zastosowane zostaną odpowiednie reguły optymalizacji procesowej [2].

W niniejszej pracy przedstawiono zasadnicze czynniki wpływające na koszty stosowania węgla aktywnego w wodociągach. Czynniki te zostały scharakteryzowane na podstawie doświadczeń własnych opartych na wieloletnich pracach badawczych prowadzonych w różnych rejonach kraju w skali pilotowej i pełnej technicznej, jak również na podstawie danych literaturowych.

Schemat postępowania rozpoczynającego proces inwestycyjny budowy filtrów węglowych powinien obejmować następujące kroki:

- określenie jednoznacznego celu oraz kryterium stosowania węgla aktywnego,
- powiązanie procesu oczyszczania wody na węglu aktywnym z innymi procesami uzdatniania wody (koagulacja, filtracja, ozonowanie itp.) i usytuowanie go w ciągu technologicznym,

– dobór parametrów technologicznych filtrów węglowych oraz rodzaju węgla aktywnego i ustalenie czasu eksploatacji węgla pomiędzy regeneracjami,

– ustalenie miejsca i warunków regeneracji węgla aktywnego.

Parametry procesu oczyszczania wody na węglu aktywnym uzyskane w oparciu o powyższe postępowanie powinny dać rozwiązanie możliwie bliskie optymalnemu.

Kryteria stosowania węgla aktywnego

Ustalenie ścisłego i jednoznacznego celu i kryterium stosowania węgla aktywnego jest koniecznym warunkiem prawidłowego doboru parametrów procesu. Cel i kryterium muszą być określone przez inwestora na podstawie znajomości jakości wody surowej oraz tendencji zmian tej jakości, możliwości poprawy jakości wody w innych procesach uzdatniania oraz wymagań odnośnie parametrów wody uzdatnionej. Ponadto inwestor powinien zdawać sobie sprawę z możliwości i ograniczeń, jakie niesie ze sobą zastosowanie węgla aktywnego.

Zdarza się, że węgiel aktywny obciążany jest nadmiernie wszelkimi zanieczyszczeniami obecnymi w wodzie. Wówczas należy liczyć się z wysokimi kosztami eksploatacyjnymi filtrów węglowych. Bardziej celowe jest zastosowanie węgla do usuwania jedynie tych zanieczyszczeń, które nie mogą być usunięte innymi, tańszymi metodami.

Bardzo dokładnie należy rozważyć możliwość zastosowania węgla aktywnego jako materiału filtracyjnego i adsorpcyjnego równocześnie w filtrach spełniających funkcję filtrów pospiesznych i adsorberów. Częste płukanie takich filtrów prowadzi do wymieszania węgla aktywnego w filtrze, co zakłóca stratyfikację złoża i powoduje pogorszenie efektów usuwania zanieczyszczeń organicznych z wody. Jednocześnie węgiel narażony jest na szybkie ściieranie i dlatego musi być uzupełniany w większym stopniu niż w przypadku, kiedy stosowany jest jedynie jako materiał sorpcyjny [3]. Ponadto w filtrach-adsorberach, w których usuwane są kłaczkii pokoagulacyjne, istnieje niebezpieczeństwo gromadzenia i kumulowania się glinu w porach węgla aktywnego. Blokowanie porów węgla aktywnego przez glin może doprowadzić do skrócenia czasu jego eksploatacji jako adsorbentu i zwiększenia tym samym kosztów jego stosowania. Jednakże stosowanie filtrów-adsorberów może okazać się opłacalne tam, gdzie nie zachodzi konieczność bardzo głębokiego oczyszczania wody [2].

Brak jednoznacznego celu stosowania węgla aktywnego oraz warunków, przy jakich ma być on wyłączony do regeneracji może spowodować jego niewłaściwe wykorzystanie. Zbyt szybkie regenerowanie węgla może zawyżyć koszty operacyjne jego eksploatacji, natomiast zbyt późne wyłączenie węgla może prowa-

dzić do niekorzystnych zjawisk wypłukiwania niektórych zanieczyszczeń z filtru węglowego do uzdatnianej wody.

Sprecyzowanie celu stosowania węgla aktywnego bardzo ściśle wyznacza parametry operacyjne filtrów węglowych oraz typ węgla aktywnego. W przypadku, kiedy celem stosowania węgla jest usunięcie z wody związków rozkładalnych biologicznie dla ograniczenia rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej, zastosowany powinien być węgiel działający biologicznie. W przypadku, kiedy celem jest usunięcie z wody pestycydów powinien być zastosowany węgiel o dobrze rozwiniętej sieci mikroporów. W przypadku konieczności usunięcia z wody prekursorów THM-ów powinien być użyty węgiel o dobrze rozwiniętej sieci mezoporów.

Wpływ procesów jednostkowych na pracę filtrów węglowych

Koszty stosowania węgla aktywnego zależą bardzo istotnie od jakości oczyszczanej wody oraz od stosowanych procesów wstępnego jej uzdatniania. Dlatego proces adsorpcji powinien być w sposób właściwy wkomponowany w ciąg technologiczny uzdatniania wody.

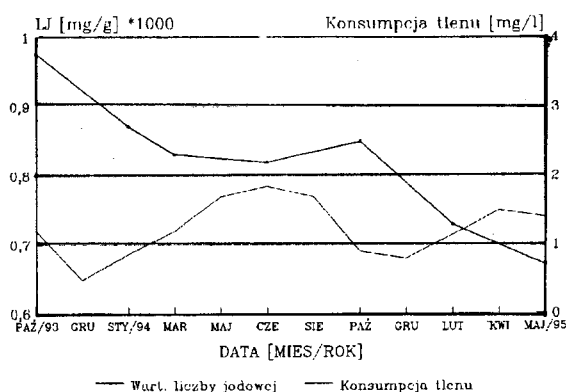
Chlorowanie

Proces chlorowania wstępnego wody ma niekorzystny wpływ nie tylko na jakość uzdatnionej wody, ale również na koszty użycia węgla aktywnego. Obecność w wodzie chloru wpływa bardzo niekorzystnie na procesy biologiczne zachodzące w złożu węgla aktywnego. Intensywność procesów biodegradacji spada wraz ze wzrostem stężenia chloru w wodzie. W ten sposób skraca się czas wyczerpywania filtru węglowego i konieczne jest częstsze regenerowanie węgla. Ponadto chlorowanie wody prowadzi do powstawania THM-ów, które są słabo podatne na adsorpcję na węglach aktywnych. Czas efektywnego usuwania z wody THM-ów na filtrach węglowych nie przekracza zwykle kilku tygodni [4]. Dlatego obecnie unika się stosowania chlorowania wody przed jej oczyszczaniem na węglu aktywnym.

Ozonowanie

Ozonowanie wody, w przeciwieństwie do chlorowania, jest procesem dobrze wspomagającym pracę filtrów węglowych. Ozon oddziałuje na podwójne wiązania związków organicznych obecnych w wodzie. W efekcie następuje rozbicie cząsteczek na mniejsze, a w miejsce zerwania łańcucha podstawiany jest tlen. Powstające cząsteczki mają mniejsze rozmiary i zawierają większą ilość tlenu. W takiej postaci są one z reguły bardziej podatne na rozkład biologiczny niż ich prekursorzy. W ten sposób ozonowanie wody wspomaga procesy biologiczne zachodzące na filtrach węglowych, prowadząc do wydłużenia czasu ich eksploatacji pomiędzy regeneracjami węgla ze względu na usuwanie ogólnego węgla organicznego [5]. Istnieją również negatywne aspekty stosowania wstępnego ozonowania wody. W niektórych warunkach produkty ozonowania nie wykazują większej podatności na biodegradację niż ich prekursorzy. Ponadto w efekcie ozonowania mogą powstawać produkty, które są słabo lub całkowicie nieusuwalne na węglu aktywnym (np. bromiany). Ozon resztkowy w wodzie doprowadzanej do filtrów węglowych może również oddziaływać na węgiel, powodując jego osłabienie mechaniczne i w efekcie dodatkowe straty tego adsorbentu. Dlatego decyzja o zastosowaniu ozonowania wody przed filtrami węglowymi musi być poprzedzona odpowiednimi badaniami.

Korzystny wpływ aktywności biologicznej w złożach węglowych na szybkość wyczerpywania się pojemności sorpcyjnej węgla aktywnego jest wyraźnie obserwowany przy eksploatacji filtrów węglowych w wodociągu Dzieńkowice. Zauważono, że aktywność biologiczna w filtrach węglowych jest zależna od pory roku. Latem aktywność ta jest wysoka, co wyraża się między innymi wysokim zużyciem tlenu w wodzie oczyszczanej na węglu. W okresie zimowym aktywność biologiczna nieco maleje, a zużycie tlenu w filtrach spada. W warunkach okresowo zmieniającej się aktywności biologicznej charakterystyczny jest przebieg zmian szybkości obniżania wartości liczby jodowej w ciągu roku (rys.1). W okresie zimowym, w warunkach niskiej aktywności biologicznej (małego zużycia tlenu), dominują procesy sorpcyjne w filtrach węglowych. Jest to uwidocznione szybkim spadkiem wartości liczby jodowej. W okresie letnim, przy wysokiej aktywności biologicznej (intensywnego zużycia tlenu), wartość liczby jodowej nie ulega prawie żadnym zmianom. Stwierdzono nawet niewielki wzrost tej wartości, co mogłoby świadczyć o efekcie bioregeneracji węgla w trakcie eksploatacji.



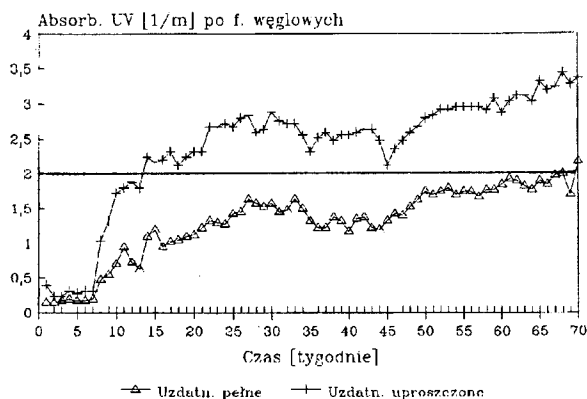
Rys. 1. Szybkość obniżania wartości liczby jodowej wobec zmian aktywności biologicznej w złożu filtrów węglowych wodociągu Dzieńkowice

Szacuje się, że dzięki stworzeniu warunków do biologicznej aktywności węgla, poprzez zastosowanie między innymi dwustopniowego ozonowania wody, czas eksploatacji filtrów węglowych w wodociągu Dzieńkowice został wydłużony dwukrotnie.

Koagulacja

Proces koagulacji ma również bardzo duży wpływ na pracę filtrów węglowych. W tym procesie można obniżyć stężenie wielu związków organicznych w wodzie i w ten sposób ograniczyć ładunek zanieczyszczeń doprowadzanych do filtrów węglowych. W procesie koagulacji szczególnie istotne, z punktu widzenia eksploatacji węgla aktywnego, jest usuwanie wielkocząsteczkowych związków humusowych. Związki te są słabo usuwane na węglu aktywnym, wykazując tendencje do blokowania porów adsorbentu [6]. Stwierdzono, że koagulacja domieszek wody powoduje zwiększenie pojemności adsorpcyjnej węgla aktywnego w stosunku do zanieczyszczeń pozostałych po tym procesie [7].

W ramach badań technologicznych prowadzonych dla potrzeb wodociągu Dzieńkowice na stacji modelowej w Imielinie wykonano serię prób eksploatacji dwóch badawczych filtrów węglowych wypełnionych tym samym węglu aktywnym, które miały takie same parametry operacyjne lecz zasilane były wodą w różny sposób wstępnie uzdatnianą. Do jednego z nich doprowadzano wodę oczyszczaną poprzez dwustopniowe ozonowanie i koagulację kontaktową (zgodnie z procesem realizowanym w wodociągu Dzieńkowice), a do drugiego doprowadzano wodę jedynie

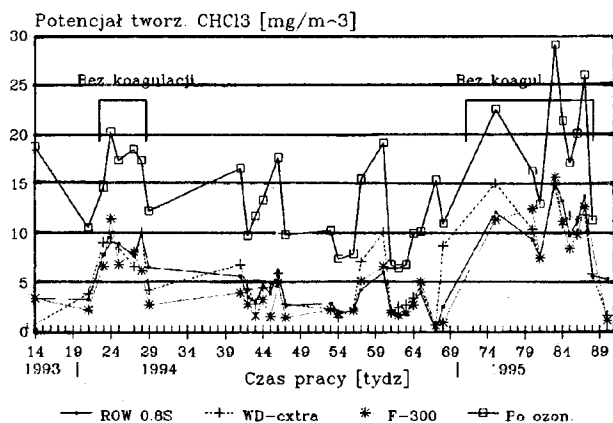


Rys. 2. Wpływ wstępnego ozonowania i koagulacji na efekty pracy filtrów węglowych (stacja pilotowa w Imielinie)

filtrowaną przez złożę piaskowe. Efekty pracy obu filtrów przedstawiono na rysunku 2.

Odpiływ z filtru z uproszczonym układem wstępnego uzdatniania wody charakteryzował się szybkim wzrostem stężenia związków organicznych już po 7 tygodniach eksploatacji. Przy założeniu, że dopuszczalna wartość absorbancji UV w wodzie uzdatnionej powinna wynosić poniżej 2 m^{-1} , filtr z uproszczonym uzdatnianiem wstępnym pracowałby do przebicia zaledwie 14 tygodni, podczas gdy filtr z pełnym uzdatnianiem wstępnym (ozonowanie, koagulacja) pracowałby 70 tygodni. Oznacza to, że zastosowanie procesów ozonowania i koagulacji w wodociągu Dzieńkowice do wstępnego uzdatniania wody może dać w efekcie około 5-krotne obniżenie kosztów stosowania filtrów węglowych.

W trakcie eksploatacji wodociągu Dzieńkowice dwukrotnie zatrzymano na kilka tygodni proces koagulacji, czego powodem była niska mętność wody surowej i stosunkowo dobra jej jakość. W tych okresach stwierdzono jednak pewne zakłócenia w eksploatacji filtrów węglowych, co przedstawiono na rysunku 3. Za każdym razem, kiedy proces koagulacji został wyłączony, wzrastało stężenie prekursorów THM-ów w odpiływie z filtrów węglowych. Oznacza to, że część związków organicznych, która jest usuwana w procesie koagulacji, wykazuje słabą podatność na adsorpcję na węglu aktywnym. Związki te wykazują zdolność do reakcji z chlorem, w wyniku której powstają THM-y. Dlatego też dla zminimalizowania ilości THM-ów w uzdatnionej wodzie należy w przypadku wodociągu Dzieńkowice stosować równocześnie oba procesy, tj. koagulację i sorpcję na węglu aktywnym. Jednocześnie, gdyby całkowicie zaprzestano prowadzenia koagulacji, węgle aktywne w tym wodociągu musiałyby być regenerowane znacznie częściej.



Rys. 3. Obniżanie potencjału tworzenia THM-ów w filtrach węglowych wodociągu w Dzieńkowicach

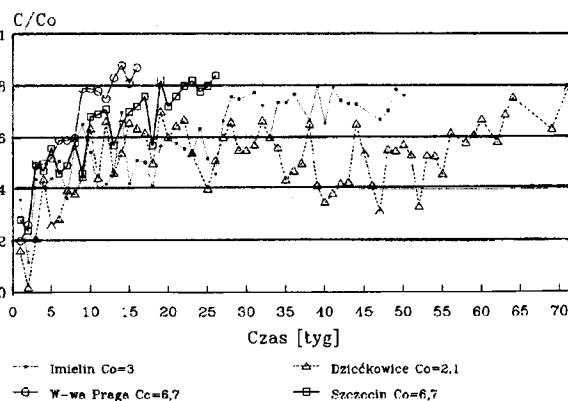
Infiltracja

Proces infiltracji wód powierzchniowych może bardzo skutecznie poprawiać jakość wody. W procesie tym następuje usunięcie z wody większości związków rozkładalnych biologicznie. Jednakże wielkocząsteczkowe związki humusowe są usuwane w stopniu niewielkim. Skład jakościowy wody infiltrowanej jest więc niekorzystny z punktu widzenia eksploatacji filtrów węglowych. Z reguły węgiel aktywny oczyszczający wodę infiltracyjną musi być regenerowany częściej niż węgiel oczyszczający wodę powierzchniową, uzdatnianą poprzez koagulację.

Filtry węglowe eksploatowane w wodociągach usytuowanych wzdłuż Renu w Niemczech, czerpiących wodę z ujęć infiltracyjnych brzegowych, muszą być wyłączane do regeneracji węgla stosunkowo często, co 3+6 miesięcy [8]. Do wspomagania procesów mikrobiologicznych w złożach węgla aktywnego woda jest wstępnie ozonowana. Pomimo to zużycie węgla jest tam stosunkowo wysokie i wynosi około 20 g/m^3 uzdatnionej wody.

Wpływ jakości wody surowej i wstępnego jej uzdatniania na szybkość wyczerpywania się filtrów z węglem WD-extra przedstawiono na przykładzie wyników badań prowadzonych na stacjach pilotowych w Imielinie, Pradze (Warszawa) i Szczecinie oraz w wodociągu Dzieńkowice. W tabeli 1 przedstawiono parametry wody surowej, zastosowane procesy wstępnego uzdatniania, parametry operacyjne filtrów węglowych, średnie stężenie związków organicznych w dopływie do filtrów (wyrażone jako absorbancja UV) i zużycie węgla w chwili przebicia złoża. Przebieg pracy badanych filtrów węglowych przedstawiono na rysunku 4. Najniższe koszty eksploatacji filtrów węglowych uzyskano dla wodociągu Dzieńkowice. W przypadku Wodociągu Praskiego w Warszawie koszt użycia tego samego węgla (WD-extra) byłby czterokrotnie wyższy niż w wodociągu Dzieńkowice. Zużycie węgla w przypadku Wodociągu Praskiego byłoby wyższe również w porównaniu z wynikami uzyskanymi na stacji w Szczecinie, pomimo iż parametry operacyjne filtrów oraz wartość absorbancji UV w dopływie w obu przypadkach były takie same. Różnica polegała jednak na sposobie wstępnego uzdatniania. Na stacji w Warszawie woda dopływająca do filtru węglowego była czepiana spod dna Wisły (infiltrowana) i ozonowana. W przypadku stacji w Szczecinie woda ujmowana była bezpośrednio z Odry i uzdatniana przez ozonowanie wstępne, koagulację w pulsatorze, filtrację przez złożę piaskowe i ozonowanie wtórne.

Stosując węgiel aktywny do oczyszczania wody infiltracyjnej należy się więc liczyć z wyższymi kosztami operacyjnymi, niż w przypadku wody z ujęć powierzchniowych uzdatnianej przez koagulację. Koszty te są jednak rekompensowane tańszym sposobem wstępnego uzdatniania wody.



Rys. 4. Efekty pracy filtrów z węglem WD-extra pracujących w różnych rejonach kraju

Tabela 1. Parametry pracy filtrów z węglem WD-extra

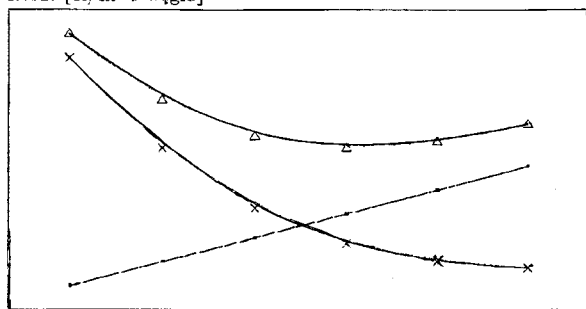
Miejsce badań	Źródło wody	Procesy uzdatniania wstępnego	Czas kontaktu min	Absorb. UV na dopływie m^{-1}	Zużycie węgla g/m^3
Imielin – stacja pilotowa	Zbiornik Dzieńkowice	2 stopn. ozonow., koagul., filtracja	15	3,0	10,9
Wodociąg Dzieńkowice	Zbiornik Dzieńkowice	2 stopn. ozonow., koagul., filtracja	18	2,1	9,0*
Praga – stacja pilotowa	Wisła	infiltracja, ozonowanie	12	6,7	37,8
Szczecin – stacja pilotowa	Odra	2 stopn. ozonow., koagul., filtracja	12	6,7	24,8

* Wartość szacunkowa, przewidywany czas pracy filtrów do przebicia wynosi 2,5 roku

Parametry operacyjne filtrów węglowych

Najważniejszym parametrem pracy filtrów węglowych, wpływającym na koszty ich stosowania w wodociągach, jest czas kontaktu wody ze złożem węglowym. Od wartości tego czasu zależą zarówno koszty inwestycyjne, jak i operacyjne (rys.5). W miarę wzrostu czasu kontaktu koszty inwestycyjne rosną liniowo, a koszty operacyjne zwykle maleją wykładniczo [9]. Suma kosztów inwestycyjnych i operacyjnych tworzy krzywą, która dla określonego czasu kontaktu przyjmuje wartość minimalną. Wyznaczenie wartości czasu kontaktu, dla której koszty są minimalne, powinno być dokonane na drodze doświadczalnej.

W trakcie badań technologicznych prowadzonych dla potrzeb modernizacji wodociągu Goczałkowice efekty pracy filtrów węglowych kontrolowano na różnych głębokościach złoża (dla różnych czasów kontaktu). Przykładowe wyniki uzyskane dla jednego z badanych węgli przedstawiono na rysunku 6. Szybkość wyczerpywania się węgla w miarę wydłużania czasu kontaktu wyraźnie się zmniejszała, co oznacza, że czas pracy filtru do chwili przebicia zwiększał się szybciej niż czas kontaktu wody ze złożem. W efekcie zużycie węgla dla czasów kontaktu równych 4 oraz 12 i 16 minut, przy założonym kryterium przebicia filtru $C/C_0=0,8$, wynosiło odpowiednio: 16,4 oraz 11,2 i 8,2 g/m^3 . Uzyskana malejąca tendencja zużycia węgla wraz z wydłużaniem czasu kontaktu jest zgodna z zależnością przedstawioną na rysunku 5.

Koszt [$zł/m^3$ węgla]

Czas kontaktu wody i węgla aktywnego

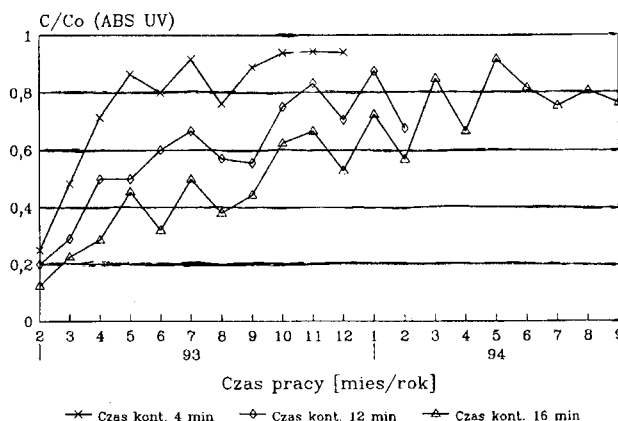
— Koszt inwestyc. —×— Koszt operac. —△— Koszt całkowity

Rys. 5. Wpływ czasu kontaktu na koszty stosowania węgla aktywnego

Dla dokonania wyboru właściwego czasu kontaktu należałoby ustalić wpływ tego parametru na koszty budowy filtrów węglowych w wodociągu Goczałkowice. Ustalenie takiej zależności jest w obecnych warunkach panujących w kraju zadaniem trudnym i może dać jedynie przybliżone wyniki. W przykładzie przedstawionym wyżej szacunkowe obliczenia wykazały, że najniższe koszty ogólne w przypadku badanego węgla można było uzyskać stosując czas kontaktu równy 16 minut.

Koszty stosowania węgla aktywnego zależą również od wydajności wodociągu. Im większa jest skala produkcji wody tym

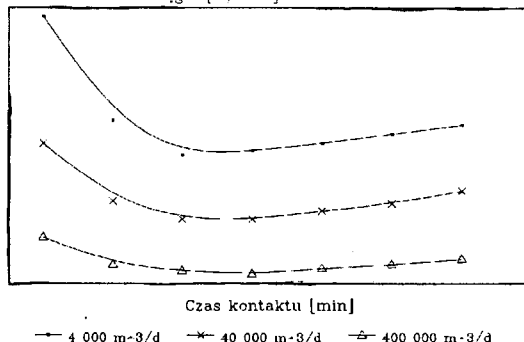
koszt stosowania węgla jest niższy. W pracy [9] podano ceny uzdatniania jednego m^3 wody dla systemów o wydajności od 3,8 tys. m^3/d do 380 tys. m^3/d . Skrajne wielkości kosztów stosowania węgla aktywnego mogą wynosić od 0,69 USD/ m^3 dla wodociągu o wydajności 3,8 tys. m^3/d do 0,03 USD/ m^3 dla wodociągu o wydajności 380 tys. m^3/d . Zależność kosztów od skali produkcji wody przy różnych czasach kontaktu przedstawiono na rysunku 7.



Rys. 6. Wpływ czasu kontaktu na przebieg pracy filtru węglowego na stacji pilotowej w Goczałkowicach

Dla warunków optymalnych 100-krotnie większa wydajność wodociągu wiąże się z blisko 10-krotnym obniżeniem kosztów stosowania węgla aktywnego. Charakterystyczną cechą tej zależności jest również fakt, iż w miarę wzrostu wydajności wodociągu minimum kosztów występuje dla wyższych wartości czasu kontaktu.

Zróźnicowanie kosztów stosowania węgla aktywnego w zależności od skali produkcji wody jest związane głównie z kosztami budowy filtrów węglowych. Koszty te uwarunkowane są rozwiązaniem konstrukcyjnym filtrów. W praktyce najczęściej stosuje się dwa typy filtrów węglowych: otwarte, betonowe oraz zamknięte, ciśnieniowe, wykonane ze stali. Koszt budowy filtrów beto-

Koszt stosowania węgla [$zł/m^3$]

— 4 000 m^3/d —×— 40 000 m^3/d —△— 400 000 m^3/d

Rys. 7. Wpływ wydajności wodociągu na koszty stosowania węgla aktywnego

nowych jest w Stanach Zjednoczonych około dwukrotnie niższy od filtrów stalowych [10]. Jednakże w przypadku małych wodociągów często praktykuje się stosowanie tego drugiego typu filtrów. Filtry stalowe ciśnieniowe, z uwagi na mniejszą powierzchnię filtracji, wymagają przy tej samej wydajności wodociągu większej ilości orurowania i armatury niż filtry betonowe. Duże znaczenie w konstrukcjach filtrów węglowych ma podatność materiału, z jakiego są wykonane, na korozję. Węgiel aktywny jest dobrym przewodnikiem elektryczności i dlatego przyspiesza procesy korozyjne, przede wszystkim korozji elektrochemicznej w metalach. Dlatego koszty budowy filtrów węglowych powinny także uwzględniać wydatki na ochronę antykorozyjną.

Regeneracja węgla aktywnego

Korzyści ze stosowania regeneracji węgla aktywnego w stosunku do wymiany zużytego adsorbentu na świeży są bezsporne. Różnica w kosztach jest tym większa im większa jest ilość węgla wyczerpanego w ciągu roku w danym wodociągu. Cena węgla zregenerowanego jest około dwa razy niższa od ceny węgla świeżego [11]. Obecnie dla większości produkowanych węgla można poprzez regenerację odtworzyć niemal w pełni ich zdolności adsorpcyjne. Istnieje również możliwość takiego aktywowania węgla w czasie produkcji, aby w kolejnych regeneracjach jego zdolność adsorpcyjna rosła. Producenci węgla są pod tym względem otwarci i istnieje zwykle możliwość uzgodnienia stopnia aktywacji kupowanego adsorbentu, szczególnie wtedy, gdy transakcja obejmuje duże partie węgla.

Duże znaczenie ma miejsce regeneracji węgla. W Stanach Zjednoczonych istnieją regionalne stacje regeneracji, które obsługują większość wodociągów stosujących węgiel aktywny [10]. Koszty regeneracji w tych stacjach są w przypadku małych i średnich wodociągów niższe w stosunku do kosztów regeneracji na miejscu w wodociągu. Jedynie dla dużych stacji uzdatniania wody, o wydajności powyżej 380 tys. m³/d, opłacalne jest budowanie własnej instalacji regeneracji węgla. W warunkach krajowych sieć punktów regeneracji węgla praktycznie nie istnieje. Wynika to ze zbyt małej jeszcze ilości wodociągów, które stosują węgiel aktywny. Niektóre przedsiębiorstwa wysyłają węgiel do regeneracji do producenta za granicę (Niemcy, Holandia). Jednakże istnieją obecnie przynajmniej trzy zakłady, w których węgiel mógłby być usługowo regenerowany: w Hajnówce, Warszawie i Dzieńkowicach. Koszt regeneracji w kraju może być znacznie niższy niż poza granicami, co miałoby znaczny wpływ na koszty operacyjne filtrów węglowych. W dalszej części pracy przedstawiono szacunkowe koszty stosowania węgla w wodociągu Dzieńkowice w zależności od tego, czy węgiel jest wymieniany, regenerowany poza wodociągiem, czy też regenerowany na miejscu.

Koszt regeneracji węgla aktywnego zależy od metody regeneracji. W Stanach Zjednoczonych najczęściej regenerację prowadzi się w piecach fluidalnych, na podczerwień oraz w piecach półkowych. Każdy z tych typów pieców ma swoje zalety i wady, które jednak nie są przedmiotem niniejszego opracowania. W warunkach amerykańskich szacuje się, że najbardziej opłacalne ekonomicznie jest stosowanie regeneracji w podczerwieni, w przypadku niedużej ilości przerabianego węgla. W warunkach, kiedy ilość regenerowanego węgla jest większa niż 900 ton rocznie, najbardziej opłaca się stosować piece fluidalne [10].

Koszty stosowania węgla aktywnego w wodociągu Dzieńkowice

Wodociąg Dzieńkowice jest stosunkowo nowym obiektem, w którym zastosowano filtry węglowe w procesie uzdatniania wody. Filtry te są eksploatowane od sierpnia 1993 roku. Zostały one zbudowane jako betonowe komory o powierzchni 55 m² i wysokości 3,5 m każda. W ramach pierwszego etapu realizacji wodociągu o wydajności 345 tys. m³/d powstało 40 filtrów węglowych. Filtry te zostały zasypane węglem na wysokość 2 m, co oznacza, że każde złożę ma objętość 110 m³. Na terenie wodociągu została wybudowana stacja regeneracji węgla o wydajności 6 t/d.

Przedstawione poniżej koszty odnoszą się do cen obowiązujących 31 grudnia 1993 roku. Analiza kosztów została dokonana w oparciu o informacje uzyskane w Górnośląskim Przedsiębiorstwie Wodociągów w Katowicach, jak również na podstawie zależności oraz danych dostępnych w literaturze [10,12]. Założenia i dane przyjęte do obliczeń były następujące:

- rzeczywista wydajność jednego filtru węglowego: 260 m³/h,
- czas pracy filtrów między regeneracjami węgla: 30 miesięcy,
- amortyzacja filtrów węglowych i stacji regeneracji: 4% rocznie, 20 lat,
- szacunkowy koszt budowy filtrów węglowych (bez oprocentowania kredytu): 500 mld st. zł,
- cena węgla aktywnego (szacunkowo): 40 tys. st. zł/kg,
- koszt regeneracji węgla na miejscu (bez uzupełniania węgla): 10 tys. st. zł/kg,
- koszt regeneracji węgla poza wodociągiem (z uzupełnieniem węgla): 26 tys. st. zł/kg,
- straty węgla podczas regeneracji: 15%,
- roczne koszty operacyjne filtrów węglowych bez regeneracji węgla (szacunkowo): 16% amortyzacji,

Obliczenia wykonano przy założeniu trzech różnych sposobów operowania systemem adsorpcyjnym w wodociągu Dzieńkowice, polegających na wymianie zużytego węgla na świeży (bez regeneracji), regeneracji węgla poza wodociągiem i regeneracji węgla na miejscu. Wyniki obliczeń przedstawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Zestawienie kosztów stosowania węgla aktywnego w wodociągu Dzieńkowice dla różnych sposobów operowania systemem adsorpcyjnym

Elementy kosztów	Koszty uzdatniania wody, st. zł/m ³		
	Wymiana zużytego węgla na świeży	Regeneracja węgla poza wodociągiem	Regeneracja węgla na miejscu
Budowa filtrów węglowych	219,5	219,5	219,5
Budowa stacji regeneracji	–	–	43,6
Pierwsza partia węgla	40,6	40,6	40,6
Wymiana/uzupełnienie węgla	324,6	–	48,7
Regeneracja węgla	–	211,0	42,6
Operowanie filtrami węglowymi	35,1	35,1	35,1
Koszty całkowite	619,8	506,2	430,1

Koszty regeneracji węgla aktywnego poza wodociągiem są znacznie wyższe od kosztów jego regeneracji na miejscu, gdyż obejmują wykonanie tej usługi poza granicami kraju (w Niemczech), transport w obie strony i uzupełnienie ubytków węgla, jakie powstają w czasie tego procesu. Koszty regeneracji na miejscu nie uwzględniają konieczności uzupełniania ubytków węgla aktywnego. Wyniki obliczeń wskazują, że najtańszy sposób eksploatacji systemu adsorpcyjnego w wodociągu Dzieckowice polega na regenerowaniu węgla na miejscu. Taka opcja została przyjęta i jest obecnie realizowana. Gdyby zastosowano wymianę zużytego węgla na materiał świeży, to koszt uzdatniania 1 m³ wody byłby wyższy o 44%, a w przypadku regeneracji węgla poza wodociągiem koszt ten byłby wyższy o 18% w stosunku do opcji optymalnej. Gdyby istniała możliwość regeneracji węgla w kraju (w możliwie niedużej odległości od wodociągu), to przypuszczalnie w tych warunkach koszt uzdatniania wody byłby bliższy kosztom minimalnym.

Koszt eksploatacji systemu adsorpcyjnego w wodociągu Dzieckowice jest stosunkowo niski, stanowiąc około 10% całego kosztu uzdatniania wody. Filtry węglowe stanowią jednak bardzo ważny element procesu uzdatniania wody. Zabezpieczają przed przedostaniem się do wody niepożądanych substancji, znacznie zmniejszają stężenie prekursorów THM-ów oraz obniżają zapotrzebowanie wody na chlor. Dlatego można uznać, iż przynosząc korzyści w poprawie jakości wody, zostały one również zastosowane w sposób optymalny pod względem ekonomicznym.

Wnioski

♦ W celu prawidłowego zaprojektowania filtrów węglowych należy precyzyjnie określić cel ich stosowania, właściwie umieścić system adsorpcyjny w całym procesie uzdatniania wody, dobrać węgiel i parametry operacyjne filtrów oraz określić sposób i miejsce regeneracji węgla.

♦ Chlorowanie wstępne wody pogarsza efekty pracy węgla aktywnego i powoduje skrócenie czasu pracy filtrów węglowych pomiędzy regeneracjami, natomiast procesy ozonowania i koagulacji, zastosowane przed oczyszczaniem wody na węglu aktywnym, z reguły wspomagają pracę filtrów węglowych, co w efekcie prowadzi do wydłużenia czasu ich pracy i zmniejszenia kosztów regeneracji węgla.

♦ Stosowanie węgla aktywnego do oczyszczania wody infiltracyjnej może wiązać się z koniecznością częstszego regenerowania węgla niż dla koagulowanej wody powierzchniowej.

♦ Koszty operacyjne procesu oczyszczania wody na węglu aktywnym maleją w miarę wydłużania czasu kontaktu wody ze złożem. Ponieważ ze wzrostem czasu kontaktu wiąże się zwiększenie nakładów inwestycyjnych na budowę filtrów węglowych,

sumaryczne koszty wykazują istnienie wartości minimalnej, która powinna być wyznaczona oddzielnie dla każdego systemu adsorpcyjnego.

♦ Na przykładzie wodociągu Dzieckowice wykazano, że dla dużych stacji uzdatniania wody najkorzystniejsze jest budowanie instalacji i prowadzenie regeneracji węgla aktywnego na miejscu. Koszty uzdatniania wody przy zastosowaniu regeneracji poza granicami kraju są wyższe o prawie 20%, a przy wymianie zużytego węgla na świeży – o ponad 40%. Jednocześnie, przy optymalnym zaprojektowaniu systemu adsorpcyjnego, koszt stosowania węgla aktywnego nie powinien w dużym stopniu wpływać na ogólne koszty uzdatniania wody.

LITERATURA

1. A.L. KOWAL: Stan rozwoju technologii uzdatniania wody. Mat. konf. „Zagadnienia zaopatrzenia miast i wsi”. PZITS, Poznań 1988, ss. 1-8.
2. M.R. WIESNER et.al.: Optimizing the placement of GAC filtration units. Journal AWWA, 1987, Vol. 79, No. 12, pp. 39-49.
3. S.L. GRAESE et.al.: Granular activated carbon filter-adsorber systems. Journal AWWA, 1987, Vol. 79, No. 12, pp. 64-74.
4. S.D. FAUST, O.M. ALY: Adsorption Processes for Water Treatment. Butterworth Publishers, Boston 1987.
5. H.M. NEUKRUG et.al.: Biological activated carbon – at what cost? Journal AWWA, 1984, Vol. 76, No. 4, pp. 158-167.
6. P.A. CHADIK, G.L. AMY: Molecular weight effects on THM control by coagulation and adsorption. Journal Environ. Engng., ASCE, 1987, Vol. 113, No. 6, pp. 1234-1248.
7. M.J. SEMMENS et.al.: Influence of coagulation on removal of organics by granular activated carbon. Journal AWWA, 1986, Vol. 78, No. 8, pp. 80-84.
8. H.J. BRAUCH: Optimierung der Aktivkohleanwendung II. Veröffentlichungen des Bereichs und Lehrstuhls für Wasserchemie, Heft 23, Karlsruhe 1984.
9. J.Q. ADAMS et.al.: Controlling organics with GAC: a cost and performance analysis. Journal AWWA, 1989, Vol. 81, No. 4, pp. 132-140.
10. B.W. LYKINS et.al.: Granular activated carbon for removing non-trihalomethane organics from drinking water. Report USEPA, Cincinnati 1985.
11. J.Q. ADAMS, R.M. CLARK: Development of cost equations for GAC treatment systems. Journal Environ. Engng, ASCE, 1988, Vol. 114, No. 3, pp. 672-688.
12. K. WILMAŃSKI, J. GANCARZ: Efekty uzdatniania wody przy zastosowaniu ozonowania i filtrów węglowych w ZPW Dzieckowice. Mat. konf. „Hydroforum II '95”. NOT, Wisła 1995, ss. 165-176.

Activated Carbon Filters in the Water Treatment Plants of Poland: Economic Considerations

The use of activated carbon beds in water treatment implies rising expenditure on the construction of filters, as well as on the purchase and routine regeneration of activated carbon. The costs involved will far exceed the optimal ones, if activated carbon is used incidentally or inappropriately. But if the investment problem is approached and considered thoroughly (as well as corroborated with relevant investigations), there may be noticeable savings. In this paper consideration was given to some major factors that affect the costs of using activated carbon in water treatment. Those contributing factors can be itemized as follows: quality of the influent water, technology and efficiency of pretreatment, type of the activated carbon used,

operating parameters of the filter bed, and conditions of carbon regeneration. Relevant experiments have been run on laboratory, pilot and industrial scales in various parts of the country for many years. Use has also been made of literature reports. A rough cost analysis was carried out for the Dzieckowice Water Treatment Plant involving activated carbon filters. Three methods were adopted for the operation of the adsorption system. Of these, the one suggesting that spent carbon should be regenerated at the water treatment plant was found to be the cheapest method. And this method has been used ever since.