

Krzysztof Wilmański, Jolanta Gancarz

Efekty eksploatacji technicznych filtrów węglowych w ZPW „Dzieńkowice”

Zaopatrzenie w wodę do picia czteromilionowej aglomeracji Górnego Śląska jest realizowane poprzez największy w kraju i jeden z największych w Europie system wodociągowy. Zapotrzebowanie na wodę w tym regionie wynosi obecnie około 1 mln m³/d. Jakość wody do picia ma szczególnie duże znaczenie dla mieszkańców Górnego Śląska, regionu najbardziej w kraju zdegradowanego ekologicznie. Kierownictwo Górnośląskiego Przedsiębiorstwa Wodociągów od połowy lat osiemdziesiątych realizuje szereg przedsięwzięć mających na celu poprawę jakości wody dostarczanej do konsumentów. Pierwszym ważnym etapem tych prac było zrealizowanie budowy nowego wodociągu „Dzieńkowice”. Zakładano, że obiekt ten uzupełniać będzie braki wody występujące w latach osiemdziesiątych i dostarczać najwyższej jakości wodę do picia, spełniającą nie tylko wymagania norm krajowych, ale również zalecenia Światowej Organizacji Zdrowia [1].

Celem niniejszego artykułu było przedstawienie doświadczeń uzyskanych w trakcie trzech lat eksploatacji filtrów węglowych od chwili zasypu w 1993 r. do chwili wyłączenia celem pierwszej regeneracji węgla w 1996 r.

Parametry operacyjne filtrów węglowych

Planowana wydajność wodociągu „Dzieńkowice” wynosić miała 860 tys. m³/d. Pod koniec 1993 r. uruchomiono pierwszy etap tej inwestycji o zdolności produkcyjnej 345 tys. m³/d. Wybudowano dwa ciągi technologiczne, w których proces uzdatniania wody ujmowanej ze zbiornika „Dzieńkowice” przebiega następująco:

- ozonowanie wstępne,
- koagulacja klasyczna siarczanem glinu i sedymentacja w osadnikach piętrowych,
- filtracja na filtrach kontaktowych (z możliwością prowadzenia koagulacji),
- ozonowanie końcowe,
- filtracja na filtrach węglowych,
- chlorowanie,
- stabilizacja antykorozyjna węglanem sodu lub preparatem Seaquest.

Każdy ciąg technologiczny składa się z 20 filtrów węglowych wykonanych jako prostokątne komory betonowe o powierzchni przekroju 55 m² i wysokości 4 m. W okresie, kiedy

kończono realizację inwestycji, tj. na początku lat 90., zapotrzebowanie na wodę w aglomeracji śląskiej zaczęło szybko spadać. Przyczyną tego zjawiska była recesja gospodarcza oraz tendencja do oszczędnej konsumpcji droższej w tym czasie wody w gospodarstwach domowych. Dlatego wydajność wodociągu „Dzieńkowice” została znacznie ograniczona. W związku z tym zdecydowano, że węglem aktywnym zasypane będą filtry tylko jednego ciągu, tj. 20 komór. Do zasypu filtrów węglowych zastosowano trzy rodzaje węgla aktywnych:

- A – granulowany węgiel pochodzenia bitumicznego,
- B – granulowany węgiel pochodzenia torfowego,
- C – ziarnisty węgiel pochodzenia bitumicznego.

Zasyp filtrów rozpoczął się w połowie sierpnia 1993 r. i trwał do października tego roku. Węgiel aktywny dostarczany był w workach, okabinach lub tzw. bigbagach. Po otwarciu pojemnika węgiel przesypywany był do zbiornika z wodą, gdzie następowało jego wstępne namoczenie. Powstała zawiesina węglowa zasysana przez iniektor transportowana była do filtrów. Po zasypaniu węglem aktywnym na wymaganą wysokość filtr był natychmiast włączony do eksploatacji.

Najważniejsze parametry operacyjne filtrów węglowych przedstawiono w tabeli 1. Średnia wydajność filtrów była niższa od projektowanej o 30%, pomimo iż uruchomiona została tylko połowa ogólnej liczby filtrów. Wynikało to z ciągłego malejącego zapotrzebowania na wodę w okręgu górnośląskim.

Woda doprowadzana do filtrów węglowych poddawana była wstępnie ozonowaniu. Czas zatrzymania wody w komorze odpowietrzania po procesie ozonowania wynosił 7+10 min. W tym czasie stężenie resztkowe ozonu w wodzie zmniejszało się do wartości śladowych (<0,01 g O₃/m³). Jednakże czas ten był zbyt krótki do usunięcia z wody nadmiernej ilości powietrza. Dlatego do filtrów węglowych dopływała woda przesycona tlenem i zawierająca znaczne ilości dwutlenku węgla. Gazy te wydzielaly się z wody w filtrach węglowych. Następowoło zapowietrzanie złóż węgla aktywnego. Było to zjawisko niepożądane ze względu na ograniczenie powierzchni kontaktu wody z ziarnami węgla (czyli w rezultacie pogorszenie efektów adsorpcji) oraz szybkie narastanie strat ciśnienia w złożach węglowych. Dlatego konieczne było okresowe odpowietrzanie filtrów. Najkorzystniejsze okazało się odpowietrzanie niewielkim strumieniem wody płuczącej prowadzone co 10 dób.

Rozwiązanie konstrukcyjne filtrów węglowych okazało się w czasie eksploatacji bardzo dobre. Filtry zostały wyposażone w system płukania powietrzem i wodą, system opróżniania oraz specjalnie zaprojektowany dla ZPW „Dzieńkowice”

Tabela 1. Parametry operacyjne filtrów węglowych w ZPW „Dzieńkowice”

Parametr	Wartość
Wydajność filtru nominalna rzeczywista	370 m ³ /h 100+370 m ³ /h, śr. 260 m ³ /h
Wysokość złoża	2,0+2,2 m;
Ubytek węgla w ciągu 3 lat eksploatacji	około 0+5%
Linowa prędkość przepływu wody nominalna rzeczywista	6,7 m/h 1,8+6,7 m/h, śr. 4,6 m/h
Powierzchnia filtru	55 m ²
Czas kontaktu wody z węglem nominalny rzeczywisty	18 min 18+65 min, śr. 25 min
Drenaż filtrów	dysze grzybkowe, szczeliny 0,5 mm
Liczba dysz	3600 szt./filtr
Płukanie filtrów intensywność przepływu powietrza czas przedmuchiwania intensywność płukania wodą czas płukania wodą ekspansja w czasie płukania wodą częstotliwość płukania kryterium podjęcia płukania	około 18 dm ³ /m ² s 2+3 min 10+11 dm ³ /m ² s 10+20 min (zależnie od jakości popłuczyn) około 25% co 40 dób, sporadycznie w okresach letnich co 10+20 dób W okresach dobrej jakości wody przyjęto na podstawie badań pilotowych stały czas cyklu filtracyjnego – 40 dób, w okresach pogorszonej jakości wody (występowanie planktonu) – wysokość strat ciśnienia w złożu, wynosząca powyżej 1,5 m słupa wody
Woda płuczająca	woda uzdatniona, po ozonowaniu końcowym
Odpowietrzanie filtrów	prowadzono jako płukanie wodą ze zmniejszoną intensywnością
Intensywność płukania	5 dm ³ /m ² s
Czas płukania	5 min
Częstotliwość odpowietrzania	10 d

lewarowy układ regulacji poziomu wody nad złożem. Zastosowany drenaż w filtrach węglowych pracował bez zarzutu. W ciągu trzech lat eksploatacji nie wystąpiły żadne awarie płyt dennych oraz dysz grzybkowych. Węgiel nie przedostawał się do przestrzeni międzysłupowych. Niewielkie mankamenty miał system napływu wody do filtrów. Woda surowa doprowadzana była nad złoża węgla aktywnego punktowo z otworu w ścianie czołowej filtrów. Jedynym elementem zmniejszającym burzliwość przepływu wody były metalowe „łopaty” zamontowane przy wlocie wody do komór. System ten jednak nie zapewniał wystarczającego uspokojenia wody i następowało częściowe przemieszczanie się węgla na powierzchnię złoża. W efekcie, w okresach pomiędzy płukaniem i odpowietrzaniem filtrów, powierzchnie złoża węglowych ulegały niewielkiemu pofałdowaniu.

Do usuwania węgla z filtrów wykonano otwory w ścianach komór przy powierzchni płyt dennych i połączono je z rurociągiem i pompą ssąco-tłoczącą. Wodna zawiesina węgla odpływająca z filtru była tłoczona do cystern, którymi węgiel przewożony był do stacji regeneracji. Pierwotnie planowano, że wodna zawiesina węgla transportowana będzie do regeneracji specjalnym rurociągiem. Jednakże ostatecznie zdecydowano, że przewożenie w cysternach jest bezpieczniejszą i bardziej uniwersalną metodą transportu węgla.

Efekty oczyszczania wody na filtrach węglowych

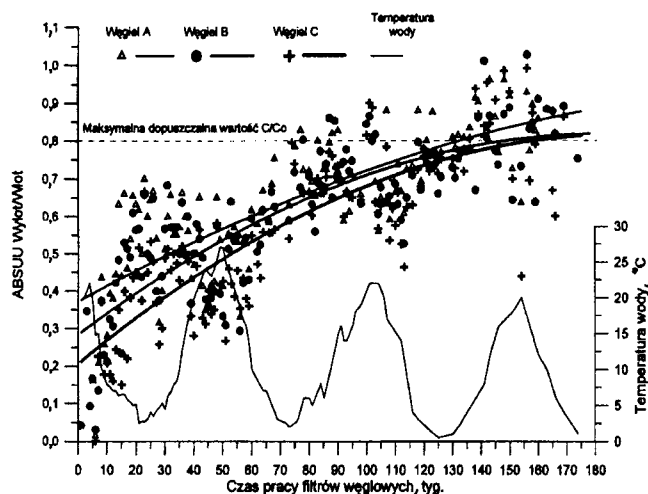
W czasie eksploatacji filtrów węglowych prowadzono bardzo systematyczną kontrolę jakości wody doprowadzanej i odprowadzanej z poszczególnych filtrów. Analizowano w wodzie kilkadziesiąt parametrów jakościowych, takich jak

OWO, potencjał tworzenia THM-ów, utlenialność, absorbancja UV w 254 nm, zapotrzebowanie na chlor, deterenty, azot amonowy, metale ciężkie, tlen rozpuszczony itp. Średnie wartości podstawowych wskaźników jakości wody dopływającej i odpływającej z filtrów węglowych przedstawiono w tabeli 2.

Dzięki prawidłowemu przebiegowi uzdatniania wstępnego wody jej jakość w dopływie do filtrów węglowych była stosunkowo wysoka. Jedynie okresowo (wcześnie wiosną i latem) wzrastała w wodzie liczebność organizmów planktonowych. Jednakże po podwyższeniu poziomu wody w zbiorniku „Dzieńkowice” o 6 m wiosną 1995 r. radykalnie zmniejszyło się stężenie planktonu w ujmowanej wodzie i od tej chwili liczba organizmów w wodzie doprowadzanej do filtrów węglowych była niska.

Tabela 2. Średnie efekty oczyszczania wody na filtrach węglowych w ZPW „Dzieńkowice”

Parametr, jednostka	Dopływ do filtrów	Odpływ z filtrów
Barwa, gPt/m ³	0	0
Mętność, g/m ³	0,1	0
Utlenialność, gO ₂ /m ³	1,9	1,4
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,01	0,02
pH, –	7,47	7,33
Zasadowość ogólna, val/m ³	1,6	1,6
Azot amonowy, gN/m ³	0,06	0,03
Azot azotowy, gN/m ³	0,000	0,001
Tlen rozpuszczony, gO ₂ /m ³	11,6	9,6
Glin, gAl/m ³	0,04	0,03
Zapotr. na chlor (24 h), gCl ₂ /m ³	1,56	0,87
Absorbancja UV, 1/m	2,24	1,22
OWO, gC/m ³	2,11	1,65
PT chloroformu, mg/m ³	15,2	6,0
PTTHM, mg/m ³	21,8	10,9
Plankton, org./cm ³	190	86

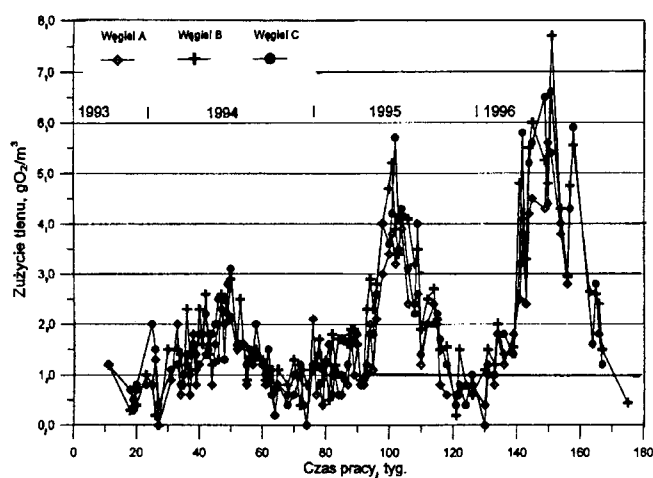


Rys. 1. Efekty obniżania absorpcji UV na filtrach węglowych w ZPW „Dzieńkowice”

Na uwagę zasługują bardzo dobre średnie efekty obniżania absorpcji UV na wszystkich filtrach węglowych. Wyniki te świadczą o dużej skuteczności usuwania z wody zanieczyszczeń organicznych o charakterze aromatycznym. Przebieg zmian obniżania absorpcji UV w czasie eksploatacji filtrów przedstawiono na rysunku 1, na którym zaprezentowano dodatkowo zmiany temperatury wody oczyszczanej w filtrach węglowych. Uzyskane wyniki wskazują, że w okresach ciepłych efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych była wyższa o 10-30% w stosunku do okresów zimnych. Oznacza to, że latem, kiedy występowały warunki sprzyjające rozwojowi mikroorganizmów, procesy adsorpcyjne wspomagane były poprzez biodegradację części zanieczyszczeń organicznych. Aktywność biologiczna dla wszystkich stosowanych węgli aktywnych była zbliżona. Oznacza to, że struktura porowata użytych węgli oraz ich granulacja nie miały istotnego wpływu na poziom aktywności mikroorganizmów. W końcowej fazie pracy filtrów przed regeneracją (latem 1996 r.) efekty obniżania absorpcji UV były gorsze, co świadczyło o wyczerpaniu się pojemności węgli aktywnych i spadku aktywności mikroorganizmów w złożach węglowych.

Na podstawie badań pilotowych oraz w wyniku kontroli pracy filtrów technicznych przyjęto, że jednym z kryteriów wyłączenia filtrów do regeneracji węgla będzie spadek efektywności obniżania absorpcji UV poniżej 20%. W celu ustalenia czasu pracy filtrów z poszczególnymi węglami, do chwili ich wyczerpania zanieczyszczeniami organicznymi absorbującymi światło ultrafioletowe, wykonano uśrednione obliczenia krzywych przebiecia metodą wielomianów. Uzyskane krzywe przedstawiono na rysunku 1 jako linie ciągłe. Punkty przecięcia tych krzywych z linią określającą wartość stężenia względnego $C/C_0=0,8$ oznaczają momenty przebiecia złóż z poszczególnymi węglami. Najkrótszy czas pracy uzyskano dla węgla A (132 tygodnie), a najdłuższy dla węgla C (158 tygodni). Wyniki te wskazują, że wszystkie trzy węgle aktywne pracowały ze zbliżoną efektywnością.

Potwierdzeniem cykliczności występowania wysokiej aktywności mikroorganizmów w złożach węglowych są wyniki pomiarów ilości konsumowanego tlenu przedstawione na rysunku 2. Ilość tlenu rozpuszczonego zużywanego w filtrach węglowych była w okresach letnich kilkakrotnie wyższa niż w okresach zimowych. Charakterystyczne było, że maksymalna ilość konsumowanego tlenu wzrastała z roku na rok. Jedną z przyczyn mogło być systematyczne ograniczanie

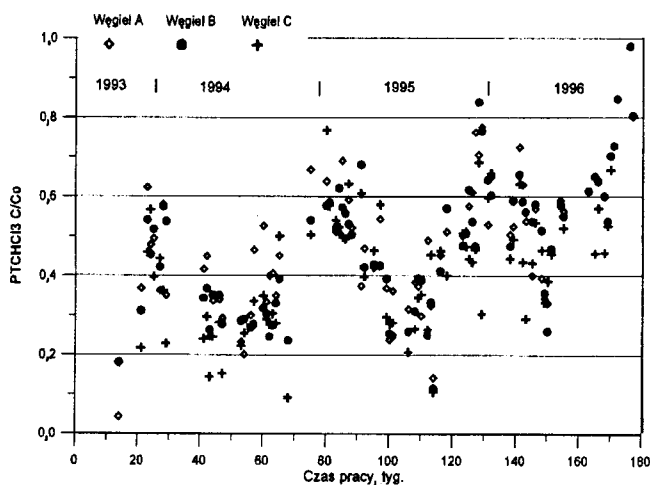


Rys. 2. Zużycie tlenu na filtrach węglowych w ZPW „Dzieńkowice”

wydajności ZPW „Dzieńkowice”, jednakże różnice średnich wydajności filtrów węglowych w latach 1994 i 1996 były stosunkowo niewielkie. Innym wyjaśnieniem tego zjawiska może być proces biologicznej regeneracji węgli aktywnych. Im więcej zanieczyszczeń organicznych zaadsorbowanych było na węglach, w tym większym stopniu były one rozkładane biologicznie i tym większa ilość tlenu była zużywana przez mikroorganizmy.

Wysokie zużycie tlenu w filtrach węglowych w okresach letnich stwarzało niebezpieczeństwo wystąpienia warunków beztlenowych w złożach węgla aktywnego. Warunki takie mogły doprowadzić do zatrucia złóż produktami rozkładu beztlenowego (metan, siarkowodor itp.). Dlatego w okresach, kiedy stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie oczyszczonej na filtrach węglowych było niższe niż $4 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, konieczne było wykonanie dodatkowych płukań filtrów. Ustalono również, że wydajność filtrów w okresach letnich nie może być dowolnie ograniczana. Maksymalny czas kontaktu wody i węgla w filtrze nie może przekraczać 40-50 min.

Na rysunku 3 przedstawiono efekty obniżania potencjału tworzenia chloroformu na filtrach węglowych. Stwierdzono jeszcze większy wpływ temperatury wody na skuteczność usuwania prekursorów THM-ów. Oznacza to, że związki te są szczególnie dobrze podatne na rozkład biologiczny. W okresach letnich prekursorzy chloroformu usuwane były

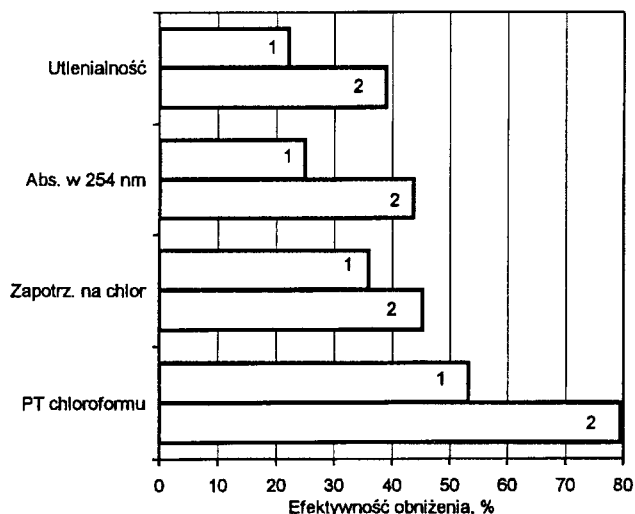


Rys. 3. Obniżanie potencjału tworzenia chloroformu na filtrach węglowych w ZPW „Dzieńkowice”

w 40+80%, podczas gdy w okresach zimowych efektywność ich usuwania zmniejszała się o 20+40%. Skuteczność usuwania tych związków w filtrach węglowych stopniowo malała. Pod koniec 1996 roku, w warunkach niekorzystnych dla tego procesu, efektywność ich usuwania spadła do wartości zaledwie 10+30%. Wynik ten wskazywał na konieczność podjęcia regeneracji węgla.

Efekty obniżania potencjału tworzenia chloroformu i innych THM-ów były bardzo zbliżone dla wszystkich węgla aktywnych, co świadczy o podobnych zdolnościach sorpcyjnych użytych węgla oraz o zbliżonych aktywnościach biologicznych występujących we wszystkich złożach. W okresach zagrożenia specyficznymi zanieczyszczeniami kontrolowano dodatkowo ich stężenie w wodzie oczyszczanej na filtrach węglowych. Przykładowo, wiosną 1995 r. wystąpiło niewielkie skażenie wody zbiornika „Dzieńkowice” związkami fenolowymi. W tym czasie prowadzono intensywną kontrolę stężenia fenolu w uzdatnianej wodzie. Stwierdzono praktycznie 100% usuwanie fenolu w złożach wszystkich węgla aktywnych.

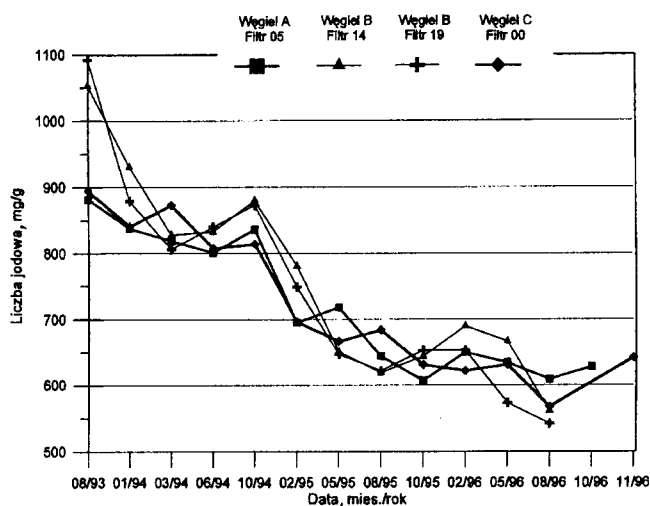
W czasie eksploatacji ZPW „Dzieńkowice” kilkakrotnie przerywano prowadzenie procesu koagulacji, czego powodem była stosunkowo dobra jakość wody surowej, między innymi niska mętność (ok. 2 g/m³) i barwa (ok. 6+10 gPt/m³). W tych okresach stwierdzono spadek efektywności usuwania związków organicznych na węglach aktywnych. Na rysunku 4 przedstawiono średnie efekty obniżania czterech parametrów jakości wody uzyskane w okresach wyłączenia lub uruchamiania koagulacji. Skuteczność obniżania utlenialności, absorbancji UV, zapotrzebowania na chlor oraz prekursorów chloroformu zmniejszała się przy wyłączeniu koagulacji siarczanem glinu o 10+25%. Zjawisko to, opisane również w pracy [2], może tłumaczyć słaba podatność na adsorpcję i biodegradację zanieczyszczeń usuwanych poprzez koagulację. W procesie koagulacji z wody usuwane są głównie hydrofobowe związki o dużych ciężarach cząsteczkowych. Pojemność sorpcyjna węgla aktywnych w stosunku do tego typu substancji jest bardzo ograniczona. Dlatego też w czasie eksploatacji filtrów węglowych wielkocząsteczkowe związki humusowe mogły być usuwane jedynie w procesie koagulacji. Uzyskane wyniki wskazują na celowość prowadzenia koagulacji zanieczyszczeń wody przed oczyszczaniem jej na filtrach węglowych.



Rys. 4. Wpływ koagulacji na usuwanie związków organicznych na filtrach węglowych w ZPW „Dzieńkowice” (1 – bez koagulacji, 2 – z koagulacją)

Zmiany właściwości węgla aktywnych podczas eksploatacji

W czasie eksploatacji filtrów węglowych prowadzono również kontrolę jakości węgla aktywnych. Badano takie parametry jak granulacja, wytrzymałość mechaniczna, wartości liczby jodowej i metylenowej, zawartość popiołu i metali w węglach aktywnych. Przebieg zmian wartości liczby jodowej w czasie eksploatacji poszczególnych węgla aktywnych przedstawiono na rysunku 5.



Rys. 5. Zmiany wartości liczby jodowej węgla aktywnych eksploatowanych w ZPW „Dzieńkowice”

Najszybszy spadek wartości tego wskaźnika wystąpił w ciągu dwóch pierwszych okresów zimowych (zimą 1993/1994 i 1994/1995). Oznacza to, że w zimnych porach roku pojemność sorpcyjna węgla była redukowana w największym stopniu. W tym czasie występowała niska aktywność mikroorganizmów w złożach węglowych. Dlatego zanieczyszczenia organiczne były usuwane z wody przede wszystkim na drodze sorpcji. W okresach letnich wartości liczby jodowej praktycznie nie zmieniały się. Stwierdzano nawet okresowy wzrost tych wielkości, co może świadczyć o częściowej bioregeneracji węgla aktywnych. Zjawisko takie było obserwowane między innymi przy usuwaniu niektórych mikrozanieczyszczeń z wody [3].

Od sierpnia 1995 r. szybkość spadku wartości liczby jodowej bardzo wyraźnie zmniejszyła się. Można przypuszczać, że od tej chwili procesy sorpcyjne w węglach aktywnych przebiegały w bardzo ograniczonym stopniu. Uzyskiwane efekty oczyszczania wody w tym okresie należy przypisać głównie procesom biodegradacji. Dzięki wysokiej aktywności biologicznej w złożach węgla aktywnego możliwe było wydłużenie czasu eksploatacji filtrów węglowych o ponad jeden rok.

W tabeli 3 przedstawiono wyniki pomiarów zawartości popiołu i metali w węglach aktywnych na początku i pod koniec eksploatacji. Wyniki te wskazują, że nie występował wyraźny przyrost lub spadek ilości metali ciężkich na węglach. Stężenie tych metali zmieniało się w czasie eksploatacji filtrów węglowych w sposób nieregularny. W niektórych okresach stwierdzono przyrost stężenia niektórych metali, a w innych spadek. Było to przypuszczalnie spowodowane okresowym sorbowaniem metali na węglach lub ich desorpcją w zależności od jakości oczyszczanej wody.

Tabela 3. Zawartość metali na węglach aktywnych na początku i po trzech latach eksploatacji filtrów węglowych w ZPW „Dzieńkowice”

Metal	Węgiel A		Węgiel B		Węgiel C	
	1993	1996	1993	1996	1993	1996
mg/kg						
Chrom	46,3	0,2	19,6	–	4,8	–
Cynk	43,3	47,8	58,2	49,5	0,7	41,0
Kadm	26,3	16,5	1,5	14,9	7,8	4,6
Miedź	142,9	80,0	29,0	46,6	15,4	61,0
Ołów	48,5	5,0	11,0	5,7	3,8	4,7
Sód	6738	805,6	2835	109,8	423	74,3
Potas	28125	4112,5	627,5	79,5	251	94,7
Wapń	15625	–	4503	–	317,5	–
Żelazo	3000	–	420	–	452	–
Popiół, %	21,8	12,4	5,9	5,6	8,9	7,8

Zawartość sodu i potasu na węglach aktywnych systematycznie zmniejszała się. Szczególnie duże ilości potasu wypłukiwane były z węgla A. W ciągu trzech lat eksploatacji z każdego kilograma tego węgla w wodzie rozpuściło się 24 g potasu i 6 g sodu. Jednakże średni przyrost stężeń tych metali w wodzie był minimalny, odpowiednio 0,12 gK/m³ i 0,03 gNa/m³. Na węglu tym w największym stopniu zmniejszała się ilość popiołu z 22% do 12%. Inne wypłukiwane do wody minerały to głównie wapń, żelazo i chlorki. Zmniejszenie ilości substancji mineralnych na tym węglu nie wpłynęło na jego zdolność sorpcyjną ani na wytrzymałość mechaniczną, a także na jakość oczyszczonej wody.

Podsumowanie

W ciągu trzech lat eksploatacji filtrów węglowych uzyskano wiele ważnych doświadczeń i ciekawych spostrzeżeń, które mogą być wykorzystane przy stosowaniu procesu sorpcji na węglu aktywnym w krajowych wodociągach. Filtry węglowe w ZPW „Dzieńkowice” całkowicie spełniły swoje zadanie. Przez trzy lata eksploatacji uzyskiwano bardzo dobre efekty poprawy jakości wody. Szczególnie dobrze usuwane były z wody prekursor THM-ów. Efektywność pracy wszystkich zastosowanych węgla była zbliżona. Stosunkowo najsłabsze wyniki uzyskano dla granulowanego węgla pochodzenia bitumicznego (A).

Dzięki stosowaniu ozonowania wody uzyskano dobre efekty biologicznej aktywności w złożach węglowych. Aktywność ta wzrastała w okresach letnich i słabła w okresach zimowych. Oznacza to, że rozwijające się organizmy były wrażliwe na temperaturę wody. Poziom aktywności biologicznej nie zależał od typu węgla aktywnego. Dzięki wykorzystaniu procesów biologicznych w eksploatacji filtrów węglowych możliwe było przedłużenie o ponad rok czasu eksploatacji węgla aktywnych przed regeneracją.

Stosowanie koagulacji zanieczyszczeń wody wyraźnie poprawiało skuteczność adsorpcji. Dlatego zalecane jest stosowanie tego procesu dla poprawy końcowej jakości uzdatnionej wody oraz zwiększenia żywotności węgla aktywnych.

LITERATURA

1. K. WILMAŃSKI, J. GANCARZ: Efekty uzdatniania wody przy zastosowaniu ozonowania i filtrów węglowych w ZPW „Dzieńkowice”. Mat. konf. „Hydroforum II '95”, NOT, Wisła 1995, ss. 165–176.
2. 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.
3. G. E. SPEITEL Jr., F. A. Di GIANO: The bioregeneration of GAC used to treat micropollutants. Journal AWWA, 1987, Vol. 79, No. 1, pp. 64–73.

GAC Filter Performance During Three-Year Full-Scale Operation: A Case Study

The object under study was the Upper-Silesian Waterworks of Dzieńkowice with its GAC filters, which were set in operation in the autumn of 1993 and were regenerated following exhaustion in 1996. The performance of the investigated carbon filters was related to water temperature, treatment plant capacity, pre-treatment method, filtrate quality, and structural parameters of the filter beds. The efficiencies of the filters were analyzed according to the type of the activated carbon used (granular hard-coal-based, granular peat-based, or pulverized hard-coal-based). All the activated carbons under study were found to provide very high removal of organic pollutants, especially THM precursors. Assessed was the relationship between biological activity of the carbon bed and efficiency of organic matter removal, as well as the problem of how some factors affected the activity of the microorganisms involved. It was found that

a high biological activity of the carbon filters was concomitant with a high oxygen uptake from the water. And this means that reducing the capacity of the carbon bed to very low values or discontinuing the operation of the filter bed might undesirably affect the quality of both filtrate and carbon. The rate of adsorbing capacity exhaustion was estimated by measuring the iodine number of the activated carbons after each cycle. According to these data, deactivation took place after two years of operation. The extension of the carbon life for another year should be attributed to the microbiological processes that occurred in the beds. Heavy metal content varied throughout the three-year operation of the activated carbon beds, but no cumulating effect was observed. Other metals (e.g. sodium or potassium) were partly washed out in the course of operation.