

Anna Wolborska, Roman Zarzycki, Jerzy Cyran, Helena Grabowska, Maria Wybór

Ocena biologicznej aktywności filtrów węglowych w uzdatnianiu wód powierzchniowych na przykładzie wodociągu „Sulejów-Łódź”

Procesy uzdatniania wód powierzchniowych tworzą bardzo złożony cykl technologiczny, oparty na procesach fizycznych, reakcjach chemicznych i oddziaływaniach biochemicznych zachodzących w układzie wielofazowym. Wybór systemu uzdatniania wody jest procesem dynamicznym, wynikającym z zapotrzebowania na wodę, zmian wymagań stawianych wodzie do picia oraz zmian jakości wody surowej [1]. Problem ten w dużych wodociągach jest zawsze przedmiotem kompleksowych badań doświadczalnych i analiz ekonomicznych, mających na celu optymalizację decyzji dotyczących spodziewanych efektów i ograniczenia kosztów.

W technologii uzdatniania wody badania mają znaczenie podstawowe, ale ze względów bezpieczeństwa jakości produktu nie mogą być prowadzone na instalacji technicznej. Wybór skali i zakresu badań powinien zmierzać do jak najpełniejszego odwzorowania rzeczywistego obiektu. Stąd też tak ważne są badania pilotowe, gdyż pozwalają poznać układ i proces oraz zachowanie się układu przy zmiennych warunkach jego pracy i różnych parametrach procesowych.

Zasadniczy wpływ na przeprowadzane obecnie zmiany w technologii uzdatniania wody mają przepisy dotyczące jakości wody przeznaczonej do spożycia [2]. Usuwanie prekursorów ubocznych produktów dezynfekcji wody oraz zmniejszenie wymaganych dawek środków dezynfekcyjnych skłania zakłady wodociągowe do stosowania procesu sorpcji na węglu aktywnym. Jednocześnie wzrasta akceptacja biologicznej aktywności filtrów węglowych do usuwania zanieczyszczeń organicznych, gdyż korzyści płynące z bioregeneracji sorbentu podnoszą opłacalność procesu.

Biologiczne wpracowanie węgla aktywnego trwa długo, w niesprzyjających warunkach – np. temperaturowych – nawet kilka miesięcy. Powstawanie błony biologicznej na powierzchni węgla aktywnego odbywa się samoistnie i prowadzi do wytworzenia skupisk różnych form biologicznych [3]. Po pewnym czasie układ taki osiąga stan dynamicznej równowagi sorpcyjno-biochemicznej. Wszelkie zmiany surowca, nieuniknione w rzeczywistym układzie technologicznym, powodują zmiany materiału biologicznego, a więc taki układ nie jest stabilny, ale zawsze jest odpowiedzią na sygnał wejściowy [4,5].

Ocena, czy biologiczna aktywność węgla aktywnego została osiągnięta, czy jest ona stabilna lub czy występują warunki

ją zakłócające – jest trudna i złożona. Nie można opierać się w tym wypadku na jednokrotnej analizie ani na jednym kryterium, lecz dopiero wszechstronna analiza układu pozwala sformułować poprawne wnioski.

Charakterystyka wodociągu „Sulejów-Łódź”

Wodociąg „Sulejów-Łódź” w okresie prowadzenia badań pracował w oparciu o wody powierzchniowe Pilicy zgromadzone w Zbiorniku Sulejowskim. Woda ujmowana w Bronisławowie jest wstępnie utleniana dwutlenkiem chloru i następnie rurowciągiem o długości 36,6 km przesyłana do stacji uzdatniania wody (SUW) w Kalinku koło Rzgowa. Tutaj woda poddawana jest procesom redukcji chlorynów, koagulacji, sedymentacji, alkalizacji, filtracji pospiesznej oraz dezynfekcji ozonem, dwutlenkiem chloru i chlorem. Dobowa produkcja wody w okresie badań była zmienna i wynosiła od 24 tys. m³ do ponad 74 tys. m³. Uzdatniona woda grawitacyjnie przepływa rurowciągiem o długości 7,7 km do zbiorników „Łódź-Chojny”, skąd tłoczona jest do sieci wodociągowej zasilającej miasto. Czas przepływu wody tą trasą wynosi do 50 godz.

Taki układ wodociągu ma wpływ na pracę SUW „Kalinko”, gdyż surowiec tu dostarczany powinien być odpowiednio zabezpieczony na długiej trasie dopływu, jak również produkt uzdatniania musi spełniać szczególne wymagania czystości oraz stabilności biologicznej w celu niedopuszczenia do wtórnego skażenia wody w rurowciągu. Stosowanie kolejnych utleniaczy i dezynfektantów chemicznych w zwiększonych dawkach powoduje zagrożenie powstawaniem produktów ubocznych, wyjątkowo rygorystycznie traktowanych w przepisach dotyczących jakości wody do picia. Dlatego najważniejszą strategią technologiczną jest ograniczanie obecności prekursorów tych produktów wszędzie tam, gdzie jest to możliwe. Uzasadnia to dążenie do jak najwyższego stopnia usuwania mikrozanieczyszczeń organicznych z wody, w celu ograniczenia dawek dezynfektantów zabezpieczających jakość wody na trasie jej przesyłu do Łodzi.

Szczególnie preferowanym utleniaczem w wodociągu „Sulejów-Łódź” jest dwutlenek chloru. Jego skuteczność technologiczna polega na wysokim potencjale utleniającym, dzięki czemu nie działa chlorująco na organiczne zanieczyszczenia wody. Stosowaniu dwutlenku chloru towarzyszy powstawanie w wodzie chlorynów i chloranów, którym przypisuje się niekorzystny wpływ na zdrowie ludzi i ogranicza ich stężenie w wodzie do picia [2].

Dr inż. A. Wolborska, prof. dr hab. inż. R. Zarzycki: Politechnika Łódzka, Wydział Inżynierii Procesowej i Ochrony Środowiska, ul. Wólczańska 213, 90-924 Łódź, wolborsk@wipos.p.lodz.pl

Mgr. inż. J. Cyran, mgr. inż. H. Grabowska, mgr. inż. M. Wybór: Zakład Wodociągów i Kanalizacji sp. z o.o., ul. Wierzbowa 52, 90-133 Łódź

Założenia instalacji modelowej

Przeprowadzone badania pilotowe miały na celu ustalenie wytycznych do modernizacji SUW „Kalinko”. Założono, że w ramach rozbudowy technologicznego ciągu uzdatniania, po procesie ozonowania wody będą zastosowane filtry sorpcyjne z węglem aktywnym. Osiągnięcie właściwych efektów przy wprowadzeniu biologicznie aktywnych filtrów węglowych wymaga dostosowania całego systemu uzdatniania wody oraz wnikliwej oceny jej właściwości. Przed procesem sorpcji należy zapewnić wysoki stopień usunięcia zanieczyszczeń organicznych z wody, utrzymać jej niską mętność i odpowiednie pH. Pod uwagę należy również wziąć skład i poziom zanieczyszczeń wody pod względem ich podatności na biodegradację, a także toksycznego lub inhibującego wpływu na mikroorganizmy. Układy biologiczne zasiedlające złoża węglowe są wyjątkowo wrażliwe, zmieniają się jakościowo i ilościowo, w zależności od warunków temperaturowych, pokarmowych oraz od fizyczno-chemicznych właściwości wody [6]. Konieczne jest więc prowadzenie badań gatunkowego i ilościowego składu biomasy.

Założeniem przyjętym w badaniach była zamiana części pracujących w SUW „Kalinko” żwirowych filtrów pospiesznych na filtry węglowe. W okresie badań zachowano równomierność dopływu wody do złoża, utrzymując liniową prędkość zasilania w zakresie $1,95 \pm 2,01$ m/h. Badania opisane w niniejszej pracy przeprowadzono w okresie od 15 listopada 2001 r. do 15 września 2002 r. w stacji pilotowej zawierającej modelowy filtr z węglem aktywnym, zasilany w sposób ciągły.

Instalacja doświadczalna

Stacja pilotowa została zlokalizowana na terenie SUW „Kalinko”, gdzie umieszczono filtr kolumnowy o średnicy wewnętrznej 1 m z płytą drenażową z dyszami typu WP, na której usypano żwirową warstwę podtrzymującą (7 cm) i następnie uformowano złożo granulowanego węgla aktywnego TL 830 (Chemviron Carbon) o wysokości 1,1 m. Filtr był zasilany wodą ze stacji uzdatniania po procesie ozonowania. Zasilanie filtru odbywało się od góry, przy utrzymaniu nad złożem warstwy wody o wysokości 1 m. Woda mogła być kierowana bezpośrednio na złożo lub przez zbiornik odpowietrzający o objętości $0,65 \text{ m}^3$. W celu utrzymania stałej prędkości filtracji woda z filtru odpływała przez zbiornik stałego poziomu o objętości czynnej $0,2 \text{ m}^3$ z zaworem pływakowym. Przepływ wody był regulowany przy pomocy rotametrów, a ilość przepływającej wody rejestrowana na wodomierzu.

Filtr sorpcyjny został wyposażony w boczne odprowadzenia umieszczone na pięciu poziomach warstwy węgla aktywnego, pozwalające na pobór próbek wody w celu opisu stratyfikacji wskaźników jakościowych. Z kilku poziomów filtru odprowadzono rurki piezometryczne, służące do pomiaru oporów przyływu wody przez złożo. Płukanie filtru prowadzono powietrzem i wodą, przy ekspansji złoża 30%. W tym celu przefiltrowana woda była gromadzona w zbiorniku o pojemności $4,2 \text{ m}^3$ bezpośrednio przed jej zastosowaniem do płukania.

Zakres badań

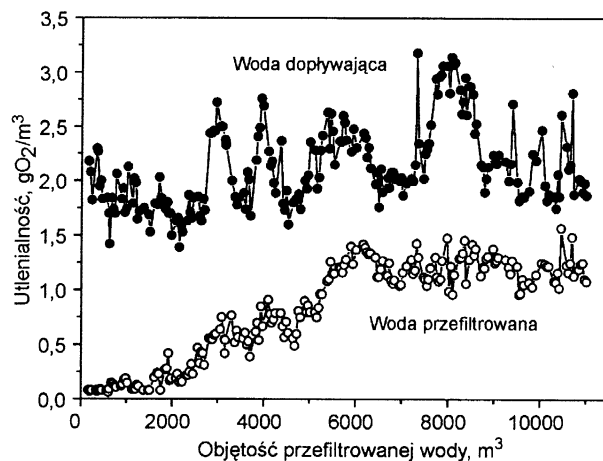
W omawianym w niniejszym opracowaniu okresie badań, zasilanie złoża węglowego było prowadzone w sposób ciągły ze stałą prędkością przepływu. Rejestrowano objętość przepływającej wody, czas pracy filtru, jego wydajność oraz opory przepływu przez złożo. Prowadzono analizę wskaźników fizyczno-chemicznych wody dopływającej i odpływającej

z filtru oznaczając temperaturę, pH, mętność, barwę, zapach, utlenialność, ogólny węgiel organiczny (OWO), rozpuszczony węgiel organiczny (RWO), absorbancję w UV (254 nm), stężenie tlenu rozpuszczonego, azot amonowy, azotyny, azotany, ozon resztkowy, przewodność elektryczną, trihalometry (THM) i chlorany. W odniesieniu do utlenialności, absorbancji w UV i RWO badania wody dodatkowo rozszerzono na pięć poziomów wysokości złoża. Wykonano również okresowe badania hydrobiologiczne i bakteriologiczne wody dopływającej i odpływającej z filtru, próbek węgla pobranego z różnych głębokości złoża i popłuczyn z filtru. W niniejszej pracy wykorzystano tylko część wyników bezpośrednio związanych z omawianym zagadnieniem.

Dyskusja wyników

Utlenialność

Zmiany utlenialności wody dopływającej i odpływającej z filtru węglowego przedstawiono na rysunku 1. W ciągu 10 miesięcy badań utlenialność wody dopływającej do instalacji pilotowej mieściła się w zakresie $1,4\text{--}3,2 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, wykazując niewielką tendencję wzrostową i duży rozrzut od wartości średniej, dochodzący do 50%. Okresowy, znaczący wzrost wskaźnika, utrzymujący się przez kilkadziesiąt dób (objętość wody przefiltrowanej w zakresie $7500\text{--}8600 \text{ m}^3$), przypadł na gorące miesiące letnie (czerwiec–lipiec). Wahań utlenialności wody wynikały nie tylko z jakości surowca, ale również z reżimu technologicznego uzdatniania wody oraz zmiennej dawki ozonu.



Rys. 1. Utlenialność wody dopływającej i odpływającej z filtru

Przebieg zmian utlenialności wody przefiltrowanej układał się w charakterystyczną dla procesu sorpcji kolumnowej krzywą przebiecia. Początkowy odcinek wartości minimalnych przypada na okres pierwszych ponad 40 dób ciągłej pracy filtru (ok. 1700 m^3 przefiltrowanej wody). Bardzo niski poziom utlenialności w tym obszarze świadczył o tym, że zanieczyszczenia w wodzie ozonowanej dopływającej do filtru były dobrze sorbowane. Następnie utlenialność wody opuszczającej złożo węgla aktywnego stopniowo wzrosła. Po przefiltrowaniu ok. 6000 m^3 wody, czyli po prawie czterech miesiącach od początku badań, wskaźnik ten ustabilizował się na średnim poziomie $1,2 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ aż do końca okresu badawczego. W tym czasie uzyskano $33\text{--}69\%$ obniżenie utlenialności wody. Jednocześnie rozrzut wyników oznaczeń utlenialności filtratu od wartości średniej nie przekraczał 25%, co – w porównaniu z przebiegiem wykresu dla wody zasilającej filtr – świadczyło

Tabela 1. Wskaźniki jakości wody dopływającej i odpływającej z filtru węglowego w kolejnych okresach jego pracy

Strumień wody	Utlenialność, gO ₂ /m ³		Absorbancja w UV _{254nm} , –		RWO, gC/m ³	
	zakres	średnia	zakres	średnia	zakres	średnia
Woda dopływająca	1,39÷3,18	2,12	0,06÷0,36	0,15	2,35÷5,05	3,40
Filtrat <1700 m ³ wody	0,06÷0,20	0,11	0,00÷0,02	0,01	0,30÷0,85	0,52
Filtrat 1700÷6000 m ³ wody	0,08÷1,41	–	0,01÷0,09	–	0,33÷2,28	–
Filtrat >6000 m ³ wody	0,96÷1,51	1,21	0,02÷0,10	0,06	1,58÷2,91	2,21

o dużych zdolnościach buforowych złoża, kompensujących i łagodzących zmienność dopływu. Zmiany w dopływie przenosiły się na wahania w odpływie, ale krzywa zmian była znacznie wygładzona. Wykorzystując obszerny materiał doświadczalny przeanalizowano również rozkład utlenialności wody na poszczególnych poziomach warstwy złoża. Stwierdzono, że efekt buforowania zmienności dopływu był widoczny dopiero w dolnej (ok. 0,5 m) warstwie złoża. Utrzymywanie stabilnego poziomu utlenialności wody przefiltrowanej, obserwowane po przefiltrowaniu ok. 6000 m³ wody, przyjęto jako wskaźnik obecności biologicznego mechanizmu usuwania zanieczyszczeń w złożu węgla aktywnego.

RWO i absorbancja w UV

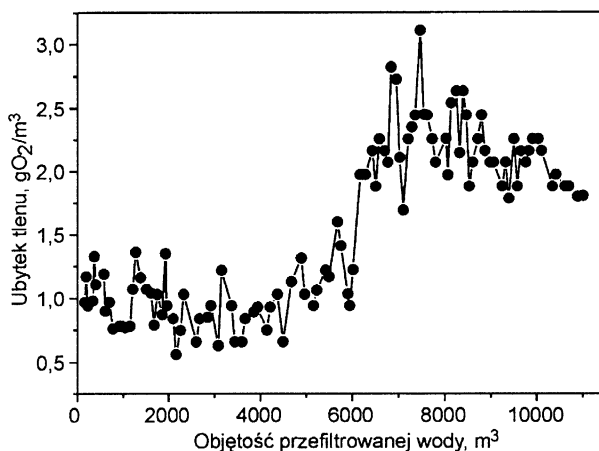
Efekty pracy filtru węglowego, opisane przez zmianę utlenialności, zostały potwierdzone przez analizę zmian stężenia RWO oraz absorbancji w UV dla próbek wody przefiltrowanej (tab. 1). Początkowa partia wody (ok. 1700 m³) mająca kontakt z warstwą węgla aktywnego charakteryzowała się wyjątkowo niskim poziomem zanieczyszczeń oznaczonych jako absorbancja w UV i stężenie RWO. Następnie miał miejsce stopniowy wzrost wartości tych wskaźników, odpowiadający wyczerpywaniu się zdolności sorpcyjnych złoża węglowego. Po przefiltrowaniu ok. 6000 m³ wody, podobnie jak to miało miejsce w wypadku zmian utlenialności, utrzymał się stabilny poziom absorbancji w UV i stężenia RWO aż do końca okresu badań, przy wysokim stopniu (ok. 60%) obniżenia absorbancji i nieco niższym (ok. 30%) usuwania RWO.

Tlen rozpuszczony

Podczas badań temperatura wody zmieniała się w zakresie 3,0÷22,2 °C i równocześnie zmieniały się warunki tlenowe w złożu. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie dopływającej do filtru węglowego utrzymywało się w zakresie 7,80÷14,85 gO₂/m³. Na rysunku 2 przedstawiono zmianę ubytku tlenu w wodzie przefiltrowanej. Otrzymano charakterystyczny przebieg, grupujący wyniki na dwóch poziomach, tj. niższym w granicach 0,56÷1,26 gO₂/m³, odpowiadającym odprowadzeniu pierwszych ok. 4000 m³ wody i wyższym w zakresie 1,69÷3,10 gO₂/m³, ze średnią 2,17 gO₂/m³, dla objętości filtratu powyżej 6000 m³. Ten ostatni okres odpowiadał dokładnie stabilizacji obniżania utlenialności wody i absorbancji oraz usuwaniu RWO i zgodnie w wcześniej sformułowanym wnioskiem o pracy złoża w reżimie biosorpcji był interpretowany jako pobór tlenu przez biomasę zmagazynowaną w filtrze na biodegradację zanieczyszczeń wody.

Test EMS

Do oceny zmian charakteru pracy złoża węglowego i jego aktywności biologicznej wykorzystano test Eberhardta, Madsena i Sontheimera (EMS), obliczając zastępczy wskaźnik aktywności biomasy jako współczynnik S, według następującej zależności:



Rys. 2. Ubytek tlenu rozpuszczonego podczas przepływu wody przez filtr węglowy

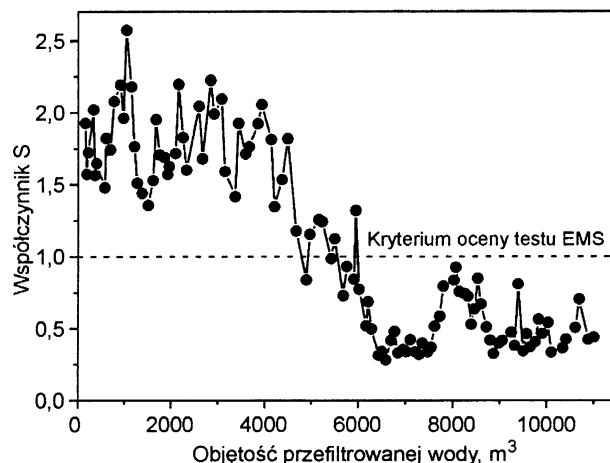
$$S = \frac{\Delta[\text{utl.}]}{\Delta[\text{O}_2]} \quad (1)$$

w której:

$\Delta[\text{utl.}]$ – obniżenie utlenialności wody po procesie sorpcji, gO₂/m³

$\Delta[\text{O}_2]$ – ubytek tlenu rozpuszczonego w wodzie po procesie sorpcji, gO₂/m³

Dla S=1 procesy adsorpcji i biodegradacji przebiegają w złożu z jednakową intensywnością, dla S>1 dominuje adsorpcja, natomiast dla S<1 dominują procesy biodegradacji. Wyniki obliczeń współczynnika S zilustrowano na rysunku 3.



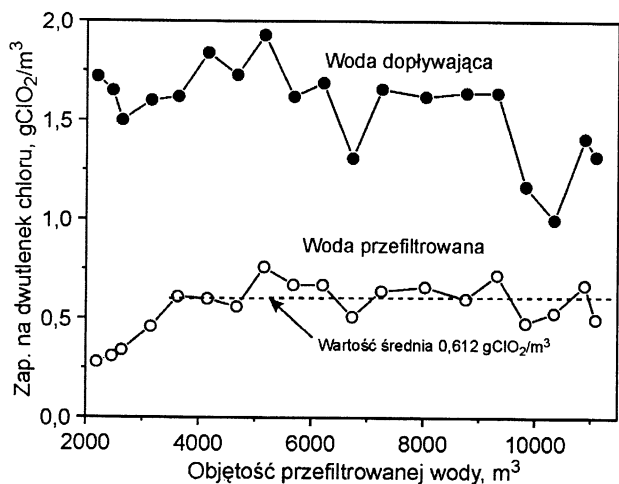
Rys. 3. Zastosowanie testu EMS do oceny efektywności filtracji wody przez złożo węgla aktywnego

Cały czas pracy złoża został podzielony przez linię S=1 na trzy obszary, tj. pierwszy – do momentu przefiltrowania ok. 4000 m³ wody w reżimie adsorpcji przy wartości współczynnika S>1, drugi – okres przejściowy, gdy współczynnik ten oscylował wokół wartości S=1, czyli kiedy miało miejsce biologiczne wpracowanie złoża i ostatni – dla objętości wody

przefiltrowanej >6000 m³, gdy wyraźnie współczynnik $S < 1$ wskazywał na biosorpcyjną pracę złoża. W tym ostatnim obszarze zmian okresowy wzrost wartości współczynnika S po przefiltrowaniu ok. 7500 m³ wody pokrywał się z okresem pogorszenia jakości wody dopływającej (rys. 1). Dzięki procesom biologicznym w złożu sorpcyjnym nie doszło wówczas do załamania się wysokiego stopnia usuwania zanieczyszczeń i po ustąpieniu przesilenia sygnału wlotowego nastąpił powrót do poprzedniego poziomu.

Zapotrzebowanie wody na dwutlenek chloru

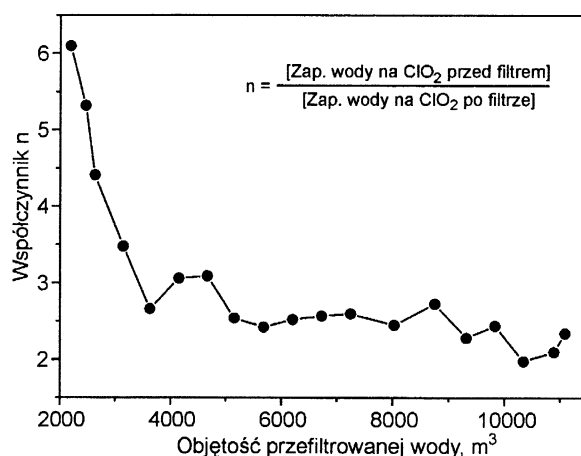
Stężenie dwutlenku chloru w wodzie oznaczono metodą ortotolidynowo-arseninową (PN-74/C-04600.14). Testowano dwutlenek chloru jako czynnik dezynfekcyjny wody po kontakcie z węglem w zestawieniu z efektem jego zużycia dla wody podawanej do filtru węglowego. W celach porównawczych przyjęto taką dawkę dwutlenku chloru, po której w wyniku 48-godzinnego czasu kontaktu jego stężenie w wodzie wynosiło 0,2 gClO₂/m³. Wpływ filtracji przez złożo węgla aktywnego na zapotrzebowanie wody na dwutlenek chloru zilustrowano na rysunku 4. Woda dopływająca do instalacji pilotowej miała zmienne zapotrzebowanie na dwutlenek chloru na poziomie 1,0±1,9 g/m³, z niewielką tendencją malejącą. Ten sam wskaźnik dla wody przefiltrowanej był systematycznie niższy. Początkowo wynosił poniżej 0,5 gClO₂/m³, następnie po przefiltrowaniu ok. 3700 m³ wody wskaźnik ten był wyjątkowo stabilny na średnim poziomie 0,612 gClO₂/m³. Nie stwierdzono jego zmian również w zakresie objętości filtratu >6000 m³, charakteryzowanym jako praca filtru w reżimie biosorpcji. Świadczyło to o braku wymywania ze złoża materiału biologicznego, który mógłby podnosić zapotrzebowanie na utleniacz.



Rys. 4. Zapotrzebowanie wody na dwutlenek chloru

Do oceny zmian relacji między wartością zapotrzebowania wody na dwutlenek chloru przed i po filtracji na węglu aktywnym przyjęto współczynnik n , zdefiniowany jako stosunek zapotrzebowania wody na dwutlenek chloru przed i po złożu węglowym (rys. 5).

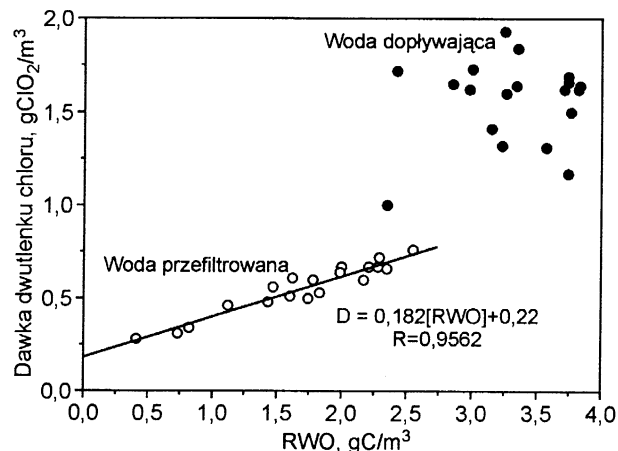
Początkowo współczynnik n małał, ponieważ na skutek wyczerpywania się zdolności adsorpcyjnych filtru węglowego pogarszała się jakość filtratu i rosło zapotrzebowanie wody na dwutlenek chloru. Taką relację stwierdzono dla objętości filtratu do około 3700 m³. Powyżej tej objętości współczynnik n był zawarty w wąskim zakresie 2,0÷3,1. Obserwowana niewielka tendencja spadkowa wartości tego współczynnika w czasie wynikała z poprawy jakości wody.



Rys. 5. Zmiana zapotrzebowania wody na dwutlenek chloru

Uzyskane wyniki są bardzo ważne z punktu widzenia stosowania dwutlenku chloru do dezynfekcji końcowej wody. Po pierwsze – dzięki wprowadzeniu do ciągu technologicznego uzdatniania wody filtracji przez węgiel aktywny osiągnięto zmniejszenie dawki tego utleniacza, którego stężenie po 48 godz. kontaktu z wodą utrzymywało się na wysokim poziomie 0,2 g/m³. Ponadto potrzebna w tym celu dawka dwutlenku węgla była bardzo stabilna, co umożliwia kontrolę procesu dezynfekcji wody i stężenia produktów ubocznych. Sorpcja zanieczyszczeń na węglu aktywnym pozwoliła skutecznie zmniejszyć dawkę dwutlenku chloru i tym samym ograniczyć stężenie chloranów i chlorynów w wodzie, przy utrzymaniu wyższego pozostałego stężenia dwutlenku chloru.

Biorąc pod uwagę pracę [7], na rysunku 6 porównano wpływ zmian zawartości RWO w wodzie dopływającej do filtru i filtracie na dawkę dwutlenku chloru. Wybrano wskaźnik RWO, aby wyeliminować ewentualny wpływ obecności zawiesin na wartość utlenialności. Dla wody dopływającej do filtru węglowego nie stwierdzono jakiegokolwiek korelacji pomiędzy uzyskanymi wynikami. Dla wody przefiltrowanej natomiast otrzymano bardzo dobrą korelację liniową pomiędzy stężeniem RWO i dawką dwutlenku chloru. Na podstawie takiej korelacji można określić dawkę dwutlenku chloru, niezbędną do końcowej dezynfekcji wody.



Rys. 6. Korelacja pomiędzy RWO i dawką dwutlenku chloru

Wskaźniki hydrobiologiczne i bakteriologiczne

Okresowo wykonano badania hydrobiologiczne i bakteriologiczne wody, a także materiału złoża oraz popłuczyn z filtru. Woda dopływająca do filtru węglowego w okresie

badania zawierała zróżnicowaną liczbę i rodzajową strukturę mikroorganizmów, zmieniającą się od 0+5 org./cm³ w porze zimowej do kilkudziesięciu org./cm³ w próbkach pobranych w miesiącach letnich. W wodzie odpływającej z filtru węglowego stwierdzono przeciętnie 1+3 org./cm³. Zidentyfikowano głównie wiciowce i nicienie. W materiale biologicznym pobranym przed płukaniem filtru bezpośrednio z warstwy powierzchniowej złoża węglowego przez pierwsze 4 miesiące badań stwierdzono praktycznie brak obecności mikroorganizmów. Po przefiltrowaniu ok. 4500 m³ wody pojawiły się liczne wiciowce, wrotki i orzęski oraz niezbyt liczne nicienie. Po dalszych 1500 m³ wody stwierdzono również liczne skorupiaki (widłonogi). Zaobserwowano wyraźną stratyfikację liczebności organizmów przesuwając się w głąb złoża zgodnie z przepływem wody. Na głębokości 0,5 m były już nieliczne okazy głównie wiciowców, przy rzadkim występowaniu lub braku pozostałych typów. Na głębokości 0,8 m złoża stwierdzono całkowity brak lub rzadkie występowanie mikroorganizmów. W popłuczynach z filtru węglowego różnorodność i liczebność organizmów była stopniowo coraz większa. Pojawiły się – obok wiciowców, orzęsków, wrotek i nicieni – bakterie nitkowate i okrzemki oraz bardzo liczne skorupiaki.

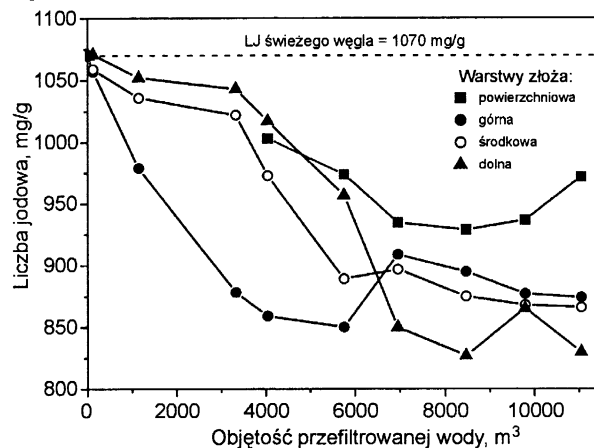
Wiciowce, obecne licznie w powierzchniowej warstwie złoża, są typowymi dla biomasy wodnej przedstawicielami drobnych form planktonowych. Ich obecność świadczyła o równowadze składu jakościowego biomasy i zapobiegała nadmiernemu rozwojowi bakterii. Wrotki są organizmami wskaźnikowymi wody czystej, o niskiej zawartości zanieczyszczeń organicznych. Występowanie wrotek wskazuje na dobrą kondycję biomasy i warunki dobrze natlenionego przez dłuższy czas środowiska wodnego. Organizmy te odżywiają się drobnymi zawiesinami, bakteriami, glonami i w ekosystemie pełnią funkcję doczyszczającą wodę. Mają zdolność do pływania i pełzania, łatwiej zdobywają pokarm niż orzęski, więc relacja występowania tej grupy zooplanktonu w materiale biologicznym zasiedlającym złoża węgla aktywnego była prawidłowa. Wrotki i nicienie skupiły się w górnej warstwie złoża, gdzie dostępność planktonu była lepsza. Pojawienie się skorupiaków świadczyło o bogactwie gatunkowym biomasy zasiedlającej złoża i czystej wodzie, bez chemicznego oddziaływania na życie biologiczne.

Taki obraz wyników hydrobiologicznych świadczył o prawidłowej pracy filtru w zakresie biosorpcji w jego górnej połowie, gdzie obecność niższych form biologicznych pozwoliła utrzymać liczną populację wyższych organizmów. Jednocześnie nastąpiła naturalna eliminacja tych organizmów w dolnej części złoża, nie powodując ich przedostania się do odpływu.

W badaniach bakteriologicznych wody przed filtrem węglowym określono obecność od kilku do kilkudziesięciu jednostek tworzących kolonie (jtk). W wodzie po filtrze była to wartość podobnego rzędu, maksymalnie 10+85 jtk/cm³. Ta zwiększona liczebność przypadła na okres krótko przed ustaleniem się biologicznej aktywności filtru węglowego. Kolejne serie badań wody wykazały zróżnicowanie liczby bakterii na poszczególnych głębokościach złoża. Największą ich liczebność, na poziomie 500+600 jtk/cm³, oznaczono w górnej warstwie złoża. Wyniki badań bakteriologicznych złoża, wykonane według metodyki opisanej w pracy [6], wykazały jednak zasiedlenie złoża materiałem biologicznym w stopniu mało zróżnicowanym wraz z jego wysokością.

Liczba jodowa

Liczbę adsorpcji jodu (LJ) oznaczano wg PN-83/C-97555.04. Podczas 10 miesięcy pracy instalacji pilotowej liczba jodowa węgla aktywnego miała tendencję spadkową, co świadczyło o wypełnianiu się jego pojemności adsorpcyjnej, ale przebieg zmian tego wskaźnika w poszczególnych warstwach złoża węglowego był różny (rys. 7).



Rys. 7. Zmiana wartości liczby jodowej podczas filtracji wody na węglu aktywnym

Wartość wskaźnika LJ dla próbek węgla z górnej warstwy, w jego początkowej fazie eksploatacji, zmalała najszybciej. Warstwa ta przejęła główny ciężar usuwania zanieczyszczeń z wody, zaś szybkie i systematyczne wyczerpywanie się zdolności chłonnych węgla świadczyło o adsorpcyjnym mechanizmie badanego procesu. Rosnące wartości LJ z późniejszego okresu, po przefiltrowaniu 6000 m³ wody, wykazały uruchomienie mechanizmu regeneracji tej warstwy złoża, czyli o bioregeneracji węgla aktywnego.

Zmiany wartości liczby jodowej w warstwach środkowej i dolnej miały inny charakter. Początkowo w obu warstwach utrzymywał się wysoki poziom tego wskaźnika, nieco wyższy dla warstwy dolnej, najsukutekniej chronionej przez warstwy wyższe przed obciążeniem ładunkiem zanieczyszczeń. Następnie wartość LJ dla obu warstw systematycznie spadała, ale po przefiltrowaniu ok. 6000 m³ wody nastąpiło zróżnicowanie zmian. O ile wartość LJ dla dolnej warstwy dalej spadała i ustabilizowała się dopiero na poziomie 830 mg/g, to dla warstwy środkowej spadek wartości LJ zatrzymał się po przefiltrowaniu ok. 6000 m³ wody i nastąpiła jej stabilizacja nieznacznie poniżej wyników dla warstwy górnej. W końcowym okresie badań wyniki oznaczeń liczby jodowej dla poszczególnych warstw wypełnienia zbliżyły się do siebie, dając wartość średnią 863 mg/g, co stanowiło 81% wartości wskaźnika dla węgla świeżego.

Po przefiltrowaniu około 4000 m³ wody rozpoczęto analizę wartości LJ dla węgla pobranego z warstwy powierzchniowej filtru. Pomimo największego obciążenia tej warstwy ładunkiem zanieczyszczeń, otrzymano najwyższe wartości wskaźnika, co można wytłumaczyć biochemicznym mechanizmem regeneracji węgla aktywnego.

Podsumowanie

Przeprowadzone badania wykazały powolne, prawie czteromiesięczne dochodzenie złoża węglowego do pełnej aktywności biologicznej. Obserwowane w tym czasie usuwanie

zanieczyszczeń było związane z wysoką adsorpcyjną chłonnością węgla aktywnego. Biologicznemu wpracowaniu złoża nie sprzyjała temperatura wody (początek badań przypadł na połowę listopada), ale dzięki temu można było prześledzić stopniową zmianę mechanizmu usuwania zanieczyszczeń organicznych z wody.

O osiągnięciu aktywności biologicznej filtru węglowego świadczyły wyniki oznaczeń wartości wskaźników jakości wody dopływającej i odpływającej z filtru, takich jak utlenialność, absorbancja w UV i RWO. Praca filtru w systemie biosorpcji charakteryzowała się stabilnymi wskaźnikami jakości wody opuszczającej złożo węglowe. Stwierdzono wyjątkową zgodność pomiędzy czasowym rozkładem poszczególnych wskaźników w strumieniu wody przefiltrowanej, z wyraźnie określonym momentem przejścia do mechanizmu pełnej biosorpcji oraz wskazaniem okresu przejściowego pomiędzy adsorpcyjnym i biodegradacyjnym usuwaniem zanieczyszczeń z wody. Biosorpcja nie poprawiła skuteczności oczyszczania wody, ale pozwoliła na uzyskanie stałej jakości odpływu na satysfakcjonującym poziomie. Miało to pozytywny wpływ na zmniejszenie zapotrzebowania wody na dwutlenek chloru, umożliwiło kontrolę dawki dezynfektanta oraz ograniczyło powstawanie chloranów, jako ubocznych produktów jego stosowania.

Liczba jodowa dobrze korelowała ze wskaźnikami zanieczyszczenia wody po kontakcie z węglem aktywnym i okazała się przydatnym wskaźnikiem zużycia węgla aktywnego. W okresie dominacji adsorpcyjnego mechanizmu pracy złoża liczba jodowa wzrastała w kierunku przepływu strumienia zanieczyszczonej wody, co świadczyło o wpływie sorpcji zanieczyszczeń na pogorszenie się właściwości węgla. Po ustabilizowaniu

się biologicznej aktywności filtru węglowego rozkład wartości liczby jodowej w złożu był odwrotny, dając podstawę do twierdzenia o bioregeneracyjnym odnawianiu się pojemności sorpcyjnej węgla aktywnego.

LITERATURA

1. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 27 listopada 2002 r. w sprawie wymagań, jakim powinny odpowiadać wody powierzchniowe wykorzystywane do zaopatrzenia ludności w wodę przeznaczoną do spożycia. Dz. U. nr 204, poz. 1728.
2. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 19 listopada 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. nr 203, poz. 1718.
3. G. E. SPEITEL jr, M. H. TURAKHIA, C. J. LU: Initiation of micropollutant biodegradation on Virgin GAC columns. *Journal AWWA*, 1989, Vol. 81, No. 4, pp. 168–176.
4. R. AHMAD, A. AMIRTHARAJAH, A. AL-SHAWWA, P. M. HUCH: Effects of backwashing on biological filters. *Journal AWWA*, 1998, Vol. 90, No. 12, pp. 62–73.
5. M. A. CARLSON, K. M. HEFFERMAN, C. C. ZIESEMER, E. G. SNYDER: Comparing two GACs for adsorption and biostabilization. *Journal AWWA*, 1998, Vol. 86, No. 3, pp. 91–102.
6. B. FALKUS, A. HANDZLIK, E. KAJDAS: Liczebność mikroorganizmów zasiedlających złoża filtrów węglowych w ZPW „Dzieńkowice”. *Ochrona Środowiska*, 1999, nr 2, ss. 29–34.
7. M. MOŁCZAN, J. CZARNIECKA: Rola węgla aktywnego w przygotowaniu wody do dezynfekcji dwutlenkiem chloru. *Inżynieria i Ochrona Środowiska*, 2000, nr 3–4, ss. 389–394.

Wolborska, A., Zarzycki, R., Cyran, J., Grabowska, H., Wybór, M. Evaluating the Biological Activity of Carbon Filters in Surface Water Treatment: A Case Study. *Ochrona Środowiska* 2003, Vol. 25, No. 4, pp. 27–32.

Abstract: A 10-month pilot-plant-scale experimental study of TL 830 type granular activated carbon (GAC) was carried out at the water treatment station of the Waterworks of Kalinko (Sulejów-Łódź Water Supply System). The study included analyses of water quality parameters (COD, UV absorbance, dissolved organic carbon, oxygen loss), estimation of GAC exhaustion (by the iodine number method), continuous measurements of the hydraulic parameters of the GAC bed, physicochemical, hydrobiological and bacteriological analyses, as well

as the determination of the chlorine dioxide demand for the inflowing and outflowing water. The objective of the study was to determine and compare the biological activity of the TL 820 GAC filter bed and its performance in the biosorption process. The activity of the biomass and the absorbing capacity of the GAC were estimated by the EMS test and iodine number, respectively. Water filtration through the biosorption bed was found to be an efficient method of organic matter removal, yielding water of the desired quality. The demand for chlorine dioxide decreased two- and three-fold, the formation of unwanted side products was reduced, and a bioregeneration of the GAC bed was observed.

Keywords: Activated carbon, water treatment, sorption, biosorption.