

Lidia Kiedryńska

Zasiedlanie granulowanych węgli aktywnych przez mikroorganizmy w procesie uzdatniania wody

Do najważniejszych problemów występujących w zakładach oczyszczania wody należą m.in. zapewnienie skutecznej eliminacji szkodliwych związków organicznych i prekursorów zanieczyszczeń wtórnych, stosowanie bezpiecznych procesów uzdatniania, które nie powodują powstawania substancji toksycznych, a także zapewnienie chemicznej i biologicznej stabilności wody wprowadzanej do sieci wodociągowej [1].

Modernizacje technologii uzdatniania wody idą m.in. w kierunku wykorzystania ujęć infiltracyjnych, zastosowania ozonu do wstępnego i/lub pośredniego lub końcowego utleniania składników wody, zastąpienia w dezynfekcji chloru dwutlenkiem chloru, filtracji wody przez złoża granulowanego węgla aktywnego (GWA) oraz optymalizacji różnych operacji technologicznych i technicznych [2–6]. Każdy z tych problemów wymaga rozwiązań na drodze badań w warunkach laboratoryjnych oraz skali pilotowej.

Poprawa jakości wody łączy się z koniecznością inwestowania, szczególnie w nowo wprowadzane procesy jednostkowe, jak np. stosowanie ozonu i dwutlenku chloru oraz filtrów z granulowanym węglem aktywnym [7–9]. Zastosowania praktyczne wskazują, że filtracja wody przez GWA, w połączeniu z procesem ozonowania, w znaczny sposób poprawia jakość wody. Prowadzone są szerokie badania GWA w aspekcie doboru parametrów technologicznych, efektywności usuwania mikrozanieczyszczeń oraz kinetyki procesu sorpcji. Niewiele natomiast jest informacji o procesach wzrostu drobnoustrojów w złożach GWA, jak również o metodach kontroli mikrobiologicznej zasiedlania filtrów przez bakterie i ich aktywności fizjologicznej. Zasiedlanie węgli aktywnych drobnoustrojami ma duże znaczenie w procesach uzdatniania wody, szczególnie w usuwaniu licznych mikrozanieczyszczeń. Rozwój mikroorganizmów w GWA musi być kontrolowany ze względu na zjawiska negatywne, takie jak zatykanie złoża biomasą, możliwość rozwoju organizmów patogennych, efektywność bioregeneracji powierzchni węgla, przedostawanie się cząstek węgla do dezynfekowanej wody i do sieci wodociągowej, a wraz z nimi komórek bakterii i grzybów opornych na działanie środków dezynfekcyjnych.

Wzrost biomasy mikroorganizmów może doprowadzić do zatykania złoża obrazowane podwyższeniem mętności i zawartości zawieszin w filtracji [10]. Wypłukiwanie drobnoustrojów z błony porastającej wypełnienia filtrów jest jedną z przyczyn zanieczyszczenia sieci wodociągowej. Stąd też ważna jest kontrola aktywności biologicznej GWA, stopnia

ich bioregeneracji, wzajemnych powiązań pomiędzy zdolnością węgla do sorpcji związków chemicznych i procesami biochemicznego ich rozkładu. Badając zależność pomiędzy poziomem wtórnego rozwoju bakterii w sieci wodociągowej a zawartością łatworozkładalnych związków węgla odpływających z urządzeń do oczyszczania wody wykazano, że chlorowanie wody jest nieefektywne w stosunku do bakterii zasiedlających przewody wodociągowe i zasorbowanych na cząstkach stałych [11]. W pracy [12] stwierdzono możliwość wtórnego rozwoju bakterii w sieci wodociągowej z wody poddanej chlorowaniu w obecności cząstek stałych wypłukiwanych z filtrów węglowych. Metodą przeciwdziałania tym zjawiskom może być usunięcie łatworozkładalnych związków węgla z wody kierowanej do dystrybucji.

Celem niniejszej pracy była analiza efektywności zasiedlania złoża granulowanego węgla aktywnego przez mikroorganizmy. Zakres pracy obejmował ocenę stopnia zasiedlania GWA przez mikroorganizmy oraz określenie liczebności bakterii w wodzie dopływającej i odpływającej ze złoża, na tle skuteczności oczyszczania wody.

Metodyka badań

Badania przeprowadzono w Naukowo-Badawczej Stacji Wodociągowej Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego na Ursynowie w Warszawie. Stacja korzysta z dwóch rodzajów wód, tj. z wody pochodzącej z utworów czwartorzędowych oraz trzeciorzędowych. Wody te zawierają znaczne ilości związków żelaza i manganu, dlatego przed wprowadzeniem do sieci poddawane są procesom odżelaziania i odmanganiania. W maju 1999 r. uruchomiono kolumnę filtracyjną wypełnioną węglem aktywnym Norit 0,8 Supra, stanowiącą bocznicę ciągu technologicznego stacji. Na filtr podawano wodę czwartorzędową, po uprzednim usunięciu z niej związków żelaza i manganu. Całkowita wysokość złoża wynosiła 2,0 m, a średnica zewnętrzna kolumny filtracyjnej 200 mm. Natężenie wody dopływającej na filtr wynosiło 70 dm³/h, a czas kontaktu 30 min. Złoże węglowe było płukane wodą i powietrzem. Intensywność płukania powietrzem wynosiła 0,6+1,4 m³/m²h w czasie około 3 min., natomiast wodą – 0,8+1,0 m³/h w czasie około 10 min. Częstość płukania zależała od oporów hydraulicznych złoża.

W wodzie zasilającej filtr węglowy i oczyszczonej na złożu oraz w wyciągach wodnych z biomasy określono ogólną liczbę bakterii, wykonując posiewy głębinowe na podłożu MPA. Czas inkubacji wynosił 2 doby, a temperatura inkubacji 26 °C. Wyniki podano w postaci tzw. jednostek tworzących kolonie (jtk) w objętości 1 cm³ wody lub w przeliczeniu na gram suchej masy węgla aktywnego.

Równolegle wykonano analizy fizyczno-chemiczne wody zasilającej filtr i po filtracji oraz analizy fizyczno-chemiczne wyciągów wodnych z próbek węgla. Oznaczono pH, barwę, mętność, utlenialność, ogólny węgiel organiczny, absorbancję w UV_{254nm}, azot amonowy, azot azotanowy, azot ogólny oraz fosfor ogólny. W wyciągach wodnych z próbek węgla pobranego z kolumny filtracyjnej wykonano następujące oznaczenia: pH, utlenialność, ogólny węgiel organiczny, absorbancja w UV, azot ogólny i fosfor ogólny.

Dyskusja wyników badań

Badania przeprowadzono w czasie od września 2000 r. do czerwca 2001 r. Czas od połowy września 1999 r. do czerwca 2000 r. potraktowano jako etap wpracowania kolumny, tj. jako czas potrzebny do wytworzenia błony biologicznej na złożu węglowym. Tak długi czas zasiedlania filtra mikroorganizmami wynikał z faktu, że woda zasilająca złożo charakteryzowała się niewielką zawartością związków organicznych, stanowiących substraty pokarmowe dla drobnoustrojów. Średnia utlenialność wody wynosiła 1,8 gO₂/m³, absorbancja w UV – 0,042, zaś OWO – 6,2 gC/m³. Stężenie azotu amonowego średnio wynosiło 0,28 gN/m³, azotu azotanowego – 1,07 gN/m³, a fosforanów zaledwie 0,07 gP/m³. Mętność i barwa wody wynosiły odpowiednio 3 NTU i 6 gPt/m³, pH wahało się w zakresie 6,6÷7,4.

Podczas procesu wpracowania złoża węglowego następowało obniżanie wartości wskaźników zanieczyszczenia wody, tj. utlenialności o 31%, absorbancji w UV – 43%, zaś OWO – 11%. Znacznemu obniżeniu uległa mętność i intensywność barwy – o 67%. Nie zaobserwowano procesu nityfikacji, natomiast stężenie tlenu obniżyło się z 6,15 gO₂/m³ do 3,7 gO₂/m³ (o 40%). Liczba bakterii zasiedlających błonę węgla aktywnego, oznaczona metodą hodowlaną, wynosiła w 116 godzinie pracy złoża 3,1·10⁵ jtk/g. Następnie liczba mikroorganizmów stopniowo zwiększała się, osiągając pod koniec okresu wpracowania wartość 44,5·10⁵ jtk/g (tab. 1).

W dalszym etapie badań wzbogacono wodę w mieszaninę wody uzdatnionej, bulion, sole metali (miedź, chrom, nikiel, ołów, kadm), pestycydy (aldryna i heptachlor) oraz trifenylometan. Średnia utlenialność wody była zbliżona do występującej na etapie wpracowania – 1,7 gO₂/m³, natomiast absorbancja w UV i zawartość OWO były wyższe i wynosiły odpowiednio 0,057 i 13,1 gC/m³. Stwierdzono także nieco większe stężenia azotu amonowego – 0,38 gN/m³ oraz zbliżone ilości azotu azotanowego – 0,97 gN/m³ i fosforu ogólnego – 0,07 gP/m³. Mętność i barwa wody wynosiły średnio odpowiednio 4 NTU i 8 gPt/m³. Woda odpływająca z kolumny sorpcyjnej charakteryzowała się niższymi wartościami wskaźników zanieczyszczeń niż woda dopływająca. Stopień obniżenia utlenialności wynosił 39%, absorbancji w UV – 47%, zaś OWO – 7%. Zaobserwowano natomiast znaczne obniżenie zawartości tlenu rozpuszczonego, z 5,6 gO₂/m³ w wodzie zasilającej złożo do 1,9 gO₂/m³ w wodzie odpływającej z filtru. Efektywność obniżania mętności i intensywności barwy wody była wysoka, odpowiednio 75% i 63%.

W omawianym okresie badawczym zaobserwowano znaczne wahania liczebności mikroorganizmów w błonie węgla na podłożu MPA, tj. od 2,4·10⁶ jtk/g do 458·10⁶ jtk/g (średnio 111,1·10⁶ jtk/g). Należy podkreślić, że w porównaniu z okresem wpracowania, w omawianym czasie liczba mikroorganizmów była o dwa rzędy wielkości wyższa (tab. 2).

Tabela 1. Zestawienie liczby bakterii na podłożu MPA zasiedlającej filtr węglowy w okresie wpracowania złoża

Data	Czas pracy filtru d	Liczba bakterii	
		jtk/cm ³ ·10 ⁴	jtk/g·10 ⁵
16-09-99	116	2,7	3,1
28-09-99	128	8,1	5,7
14-10-99	144	21,6	26,2
02-11-99	162	4,8	5,2
16-11-99	176	3,5	4,2
30-11-99	190	2,9	3,5
04-01-00	224	9,3	7,6
25-01-00	245	3,7	3,1
08-02-00	258	6,0	7,8
22-02-00	272	33,7	21,8
07-03-00	287	33,8	44,1
21-03-00	301	40,0	52,0
04-04-00	314	49,0	34,8
18-04-00	328	23,2	32,5
09-05-00	349	26,4	34,5
24-05-00	364	63,4	43,7
07-06-00	377	65,2	44,5
Minimum	–	2,7	3,1
Maksimum	–	65,2	52,0
Średnia	–	23,7	22,0

W okresie od września 2000 r. do czerwca 2001 r. przeprowadzono badania nad występowaniem bakterii w wodzie dopływającej i odpływającej z filtru węglowego (tab. 3). W wodzie zasilającej złożo liczba bakterii mieściła się w zakresie 0,005·10⁴+0,07·10⁴ jtk/cm³. W wodzie odpływającej z kolumny filtracyjnej stwierdzono znaczne ilości mikroorganizmów, tj. 19·10⁴+52·10⁴ jtk/cm³ (śr. 35·10⁴ jtk/cm³). Stwierdzono, że wyższe liczebności drobnoustrojów występowały w okresach poprzedzających płukanie złoża, natomiast niższe – krótko po jego płukaniu. W podsumowaniu wyników badań biologicznych biomasy z węgla należy stwierdzić, że liczba mikroorganizmów w czasie 735 dób pracy węgla osiągnęła wartość 458·10⁶ jtk/g. Skuteczność oczyszczania wody w kolumnie węglowej charakteryzowało obniżenie utlenialności, absorbancji w UV, mętności i barwy, odpowiednio o 39%, 47%, 75% i 63%.

W okresie od maja do czerwca 2001 r. liczebność bakterii w wodzie po filtracji osiągnęła znaczne wartości, tj. 10⁴+10⁵ jtk/cm³, gdy tymczasem liczba mikroorganizmów stwierdzonych w błonie węgla aktywnego wynosiła około 3·10⁵ jtk/cm³. Liczebność bakterii w filtracie wynosiła średnio 35·10⁴ jtk/cm³, co stanowiło 8 mgC/m³. Usunięciu ogólnego węgla organicznego o około 0,95 gC/m³ towarzyszyło usunięcie 8 mgC/m³ w postaci biocenozy bakterii, co stanowiło 0,8% usuniętego węgla organicznego. Istotną rolę w funkcjonowaniu błony biologicznej i regulacji liczebności bakterii odgrywają pierwotniaki, jednakże w badanej błonie GWA organizmy te występowały sporadycznie.

Według danych literaturowych, uwalniany podczas płukania pył węglowy z zaadsorbowanymi bakteriami może przenikać do sieci wodociągowej oraz chronić drobnoustroje

Tabela 2. Zestawienie liczby bakterii na podłożu MPA zasiedlającej filtr węglowy w okresie badawczym (po wpracowaniu złoża)

Data	Czas pracy filtru d	Liczba bakterii	
		jtk/cm ³ ·10 ⁵	jtk/g·10 ⁶
05-09-00	465	0,3	7,7
19-09-00	479	3,2	46,6
26-09-00	486	0,9	16,7
03-10-00	493	2,0	44,5
10-10-00	500	2,9	32,8
17-10-00	507	6,4	84,1
24-10-00	514	8,9	91,3
07-11-00	527	11,0	124,6
14-11-00	534	12,2	146,7
21-11-00	541	15,3	128,6
28-11-00	548	0,3	143,2
05-12-00	555	0,2	36,7
12-12-00	562	2,7	8,4
19-12-00	569	3,1	49,1
02-01-01	582	3,4	33,9
09-01-01	589	8,5	32,0
16-01-01	596	5,1	215,1
23-01-01	603	0,6	69,1
06-02-01	616	1,4	6,1
20-02-01	630	6,2	21,0
27-02-01	637	7,9	24,4
13-03-01	653	22,2	326,0
20-03-01	660	32,1	273,4
27-03-01	667	64,3	452,0
03-04-01	673	16,5	315,5
17-04-01	687	0,4	256,5
24-04-01	694	1,0	15,9
08-05-01	708	1,0	2,4
22-05-01	722	4,3	2,4
05-06-01	735	2,4	458,0
12-06-01	742	3,1	46,3
26-06-01	756	3,0	45,0
Minimum	–	0,2	2,4
Maksimum	–	64,3	458,0
Średnia	–	7,8	111,1

przed działaniem środków dezynfekcyjnych [12–15]. W pracy [11] uwypuklono nie tylko rolę bakterii wyplukiwanych z GWA do sieci wodociągowej, ale także łatwo rozkładalnego węgla organicznego. Stwierdzono, że stężenie przyswajalnego węgla organicznego (AOC) poniżej 10 mgC/m³ może zabezpieczyć sieć wodociągową przed wtórnym rozwojem mikroorganizmów [11]. Badania uzyskane w niniejszej pracy wykazały, że z kolumny węglowej odpływało około 5 gC/m³, (etap wpracowania złoża) i około 12 gC/m³ (omawiany okres badawczy). Ze względu na wyplukiwanie pyłu węgla, OWO i bakterii z filtru, należałoby zastosować filtr piaskowy po GWA lub filtr węglowo-piaskowy, zamiast złoża węglowego. Tego typu układy przedstawiono w pracach [16,17].

Tabela 3. Zestawienie liczby bakterii na podłożu MPA w wodzie przed i po filtrze węglowym

Data	Czas pracy filtru d	Liczba bakterii w wodzie jtk/cm ³ ·10 ⁴	
		przed filtrem	po filtrze
05-09-00	465	0,01*	9*
03-10-00	493	0,06	48
14-11-00	534	0,005	32
28-11-00	548	0,07	25
12-12-00	562	0,01	46
02-01-01	582	0,01	37
16-01-01	596	0,006	22
23-01-01	603	0,005	19
27-02-01	637	0,01	44
03-04-01	673	0,02	29
17-04-01	687	0,02	29
24-04-01	694	0,01	52
26-06-01	756	0,03	34
Minimum	–	0,005	19
Maksimum	–	0,07	52
Średnia	–	0,02	35

* pominięto w obliczeniach wartości średniej

Podsumowanie

Skuteczność uzdatniania wody w procesie sorpcji na węglu aktywnym charakteryzowała się obniżeniem utlenialności, absorbancji w UV, mętności i intensywności barwy odpowiednio o 39%, 47%, 75% i 63%. Liczba mikroorganizmów na węglu aktywnym po półtorarocznej pracy filtru sorpcyjnego wynosiła średnio 100·10⁶ jtk/g. Liczebność mikroorganizmów w filtracie wynosiła średnio 35·10⁴ jtk/cm³ (8 mgC/m³). Stwierdzono, że wyższa liczebność mikroorganizmów występowała w filtracie w okresach poprzedzających płukanie złoża, natomiast niższa – bezpośrednio po płukaniu.

Należy zwrócić szczególną uwagę na możliwość przedostawania się do sieci wodociągowej mikroorganizmów wraz z pyłem węglowym wyplukanym z filtru sorpcyjnego. Brak stabilności biologicznej wody oraz ochronne działanie pyłu węglowego na mikroorganizmy w procesie dezynfekcji wody może być powodem wtórnego rozwoju drobnoustrojów w sieci wodociągowej i wtórnego zanieczyszczenia wody.

LITERATURA

1. M. ŚWIDERSKA-BRÓŹ: Wybrane problemy w oczyszczaniu wody do picia i na potrzeby gospodarcza. Ochrona Środowiska, 1999, nr 3, ss. 8–12.
2. A. RYPINA, R. KULAŃSKA, A. MOSSAKOWSKA, M. KULESZA: Uzdatnianie wód powierzchniowych w aspekcie badań na stacjach modelowych – wybrane zagadnienia. Mat. konf. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”, PZITS, Kraków 2000, ss. 531–543.
3. B. KOCZKO, A. MOSSAKOWSKA, B. PACHOLEC: Kierunki modernizacji Wodociągu Praskiego w Warszawie. Ochrona Środowiska, 1997, nr 4, ss. 21–23.

4. A. MOSSAKOWSKA: Wpływ wybranych parametrów pracy filtrów węglowych na jakość wody z Wodociągu Praskiego w Warszawie. *Ochrona Środowiska*, 2001, nr 3, ss. 41–44.
5. B. KOCZKO, B. PACHOLEC, A. MOSSAKOWSKA: Doświadczenia eksploatacyjne ujęcia infiltracyjnego Wodociągu Praskiego w Warszawie. *Ochrona Środowiska*, 1995, nr 3, ss. 41–43.
6. B. MISZTAK: Skuteczność wstępnego utleniania domieszek wody w Wodociągu Północnym w Warszawie. *Ochrona Środowiska*, 1995, nr 4, ss. 29–33.
7. K. WILMAŃSKI: Koszty stosowania węgla aktywnych w krajowych wodociągach. *Ochrona Środowiska*, 1995, nr 3, ss. 49–54.
8. Z. DĘBOWSKI, B. NOWOK: Parametry regeneracji węgla aktywnych stosowanych do uzdatniania wody w ZPW „Dzieńkowice”. *Ochrona Środowiska*, 1999, nr 4, ss. 37–40.
9. B. NOWOK: Przemysłowa regeneracja węgla aktywnych stosowanych do uzdatniania wody. *Ochrona Środowiska*, 1997, nr 4, ss. 33–35.
10. M. SCHOLZ, R. J. MARTIN: Ecological equilibrium on biological activated carbon. *Wat. Res.*, 1997, Vol. 31, No. 12, pp. 2959–2968.
11. D. Van der KOOIJ: Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *Journal AWWA*, 1992, No. 2, pp. 57–64.
12. P. MORIN, A. CAMPER, W. JONES, D. GATEL, J. C. GOLDMAN: Colonization and disinfection of biofilms hosting coliform-colonized carbon fines. *Applied and Environmental Microbiology*, 1996, Vol. 62, No. 12, pp. 4428–4432.
13. H. STEWART, R. L. WOLFE, E. G. MEANS: Assessment of the bacteriological activity associated with granular activated carbon treatment of drinking water. *Applied and Environmental Microbiology*, 1990, Vol. 56, No. 12, pp. 3822–3829.
14. W. T. STRINGFELLOW, K. MALLON, F. A. DIGIANO: Enumerating and disinfecting bacteria associated with particles released from GAC filter-adsorbers. *Journal AWWA*, 1993, No. 9, pp. 70–80.
15. M. W. LECHEVALLIER, T. S. HASSENAUER, A. K. CAMPER, G. A. MCFETERS: Disinfection of bacteria attached to granular activated carbon. *Applied and Environmental Microbiology*, 1984, Vol. 48, No. 5, pp. 918–923.
16. P. NIQUETTE, M. PREVOST, P. SERVAIS, J.-F. BEAUDET, J. COALLIER, P. LAFRANCE: Shutdown of BAC filters: effects on water quality. *Journal AWWA*, 1998, No. 12, Vol. 90, pp. 53–61.
17. E. E. HARGESHEIMER, S. B. WATSON: Drinking water treatment options for taste and odor control. *Wat. Res.*, 1996, Vol. 30, No. 6, pp. 1423–1430.

Kiedryńska, L. Water Treatment Involving Granular Active Carbon Filters: Problem of Bacterial Colonization. *Ochrona Środowiska* 2004, Vol. 26, No. 1, pp. 39–42.

Abstract: The aim of the study was to analyze the efficiency of bacterial colonization of the granular active carbon (GAC) filter. According to the efficiency of water treatment, the following parameters were determined: bacterial growth on the GAC, and the number of bacteria in the influent and effluent water.

The study was carried out at the R&D Water Treatment Plant, Warsaw University of Agriculture. Taking into account the penetration of organic carbon, as well as bacteria and carbon dust from the GAC, into the water supply system, the application of a sandwich filter (GAC-sand) or a sand filter after the GAC is recommended for an effective control of bacterial growth.

Keywords: Water treatment, granular active carbon, water stability.