

Jacek Wąsowski, Beata Zaleska

Badania nad usuwaniem substancji organicznych z wody infiltracyjnej w Wodociągu Praskim w Warszawie

Zakład Wodociągu Praskiego MPWiK w m.st. Warszawie SA jest jednym z trzech zakładów zaopatrujących aglomerację warszawską w wodę wodociągową. Uruchomiony w 1964 r. Wodociąg Praski oczyszcza wodę infiltracyjną ujmowaną z Wisły w układzie technologicznym złożonym z napowietrzania (aeratory), filtracji pospiesznej (złoża piaskowe) oraz dezynfekcji (mieszanina dwutlenku chloru i chloru). Z danych dotyczących jakości wody surowej z Wisły oraz jakości wody po infiltracji (tab. 1) wyraźnie widać znaczące zmniejszenie zawartości zanieczyszczeń oraz amplitudy wahań jakości wody po infiltracji. Nie mniej jednak w czasie roku hydrologicznego, w sytuacji nagłego pogorszenia jakości wody w Wiśle, krótki (ok. 30 godz.) czas infiltracji i następujące po nim procesy napowietrzania i filtracji są niewystarczające, szczególnie w zakresie usuwania zanieczyszczeń mikrobiologicznych i związków organicznych wyrażonych zawartością ogólnego i rozpuszczonego węgla organicznego (OWO, RWO), utlenialnością oraz absorbancją w UV, w celu uzyskania wody o małym zapotrzebowaniu na środek dezynfekcyjny, stabilnej biologicznie i o zadowalającej jakości, zwłaszcza w sytuacji zaostrzonych ostatnio standardów stawianych wodzie przeznaczonej do spożycia. Stąd też głównym celem podjętej przez wodociągi warszawskie modernizacji układu technologicznego Wodociągu Praskiego jest włączenie do tego układu takich procesów jednostkowych, które zapewnią:

- wysoki stopień usunięcia substancji organicznych (w szczególności RWO) z wody przed dezynfekcją, również w czasie występowania zwiększonych stężeń substancji organicznych w wodzie surowej, a tym samym i w wodzie infiltracyjnej,

- utrzymanie wskaźników jakości wody oczyszczonej w przekroju całego roku kalendarzowego zgodnych ze standardami określonymi w przepisach polskich i Unii Europejskiej, dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi, z uwzględnieniem znacznych okresowych wahań jakości wody w Wiśle (spowodowanych przede wszystkim powodziami i długotrwałymi niżami hydrologicznymi), a także z uwzględnieniem określonego przepisami prawnymi zmniejszenia dopuszczalnej (od 2008 r.) zawartości bromianów w wodzie do $0,01 \text{ g/m}^3$,

- stosowanie do dezynfekcji wody wyłącznie dwutlenku chloru w minimalnej ilości (ok. $0,4+0,5 \text{ gClO}_2/\text{m}^3$), ze szczególnym uwzględnieniem zawartości sumy chlorynów i chloranów do $0,7 \text{ g/m}^3$ zgodnie z rozporządzeniem Ministra Zdrowia z 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi (DzU nr 61, poz. 417).

Tabela 1. Jakość wody z Wisły i wody infiltracyjnej w latach 2002–2006

Wskaźnik, jednostka	Zakres wartości (średnia)	
	woda z Wisły	woda infiltracyjna
Temperatura, °C	0÷27,5 (11,4)	0,2÷26,8 (11,5)
Mętność, NTU	2,3÷669 (31,2)	0,07÷3,6 (0,2)
Barwa, gPt/m ³	2÷96 (21)	4÷25 (11)
Absorbancja w UV ₂₅₄ nm	8,3÷76 (15,1)	6÷17,9 (9,8)
Utlenialność, gO ₂ /m ³	3,0÷16,8 (8,0)	2,3÷6,4 (3,5)
OWO, gC/m ³	3,0÷15,6 (5,9)	2,2÷5,3 (3,4)
Azot amonowy, gNH ₄ ⁺ /m ³	0,02÷1,99 (0,49)	0,00÷1,17 (0,14)
Azotyny, gNO ₂ ⁻ /m ³	0,00÷0,46 (0,09)	0,00÷0,17 (0,03)
Azotany, gNO ₃ ⁻ /m ³	0,00÷12,90 (5,98)	0,53÷15,30 (6,57)
Chlorki, gCl ⁻ /m ³	24÷310 (127)	55÷206 (109)
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,09÷7,00 (0,68)	0,00÷7,91 (0,04)
Mangan, gMn/m ³	0,03÷2,70 (0,16)	0,00÷0,43 (0,08)
Liczba bakterii w temp. 37 °C, jtk/cm ³	125÷128000 (2627)	0÷1900 (17)
Liczba bakterii coli, jtk/100 cm ³	23÷70000 (4423)	0÷780 (16)
Liczba bakterii coli typu kałowego, jtk/100 cm ³	23÷70000 (2438)	0÷500 (10)

Pierwsze badania nad rozbudową układu technologicznego oczyszczania wody przeprowadzono w latach 70. ubiegłego wieku. Następnie badania kontynuowano w latach 90. na stacji modelowej zainstalowanej w Wodociągu Praskim. Wnioski wynikające z tych badań wyeliminowały z układu oczyszczania wody następujące procesy jednostkowe:

- filtrację pospieszną na złożu antracytowo-piaskowym,
- ozonowanie wstępne,
- dezynfekcję chlorem,
- sorpcję na niektórych węglach aktywnych.

Badania będące przedmiotem niniejszej pracy potwierdziły natomiast potrzebę dalszego stosowania w układzie technologicznym Wodociągu Praskiego procesu napowietrzania i filtracji pospiesznej na złożu piaskowym oraz rozbudowy tego układu o procesy ozonowania dawką $\leq 2 \text{ gO}_3/\text{m}^3$ (co oznaczało tworzenie bromianów, zgodnie z obowiązującą wówczas polską normą, do wartości $0,025 \text{ g/m}^3$) i sorpcji na węglu aktywnym (ze wskazaniem na jeden z węgli formowanych z czasem kontaktu 34 min). W procesie dezynfekcji wody zakładano zastąpienie chloru dwutlenkiem chloru w ilości ok. $0,4 \text{ gClO}_2/\text{m}^3$.

Dr inż. J. Wąsowski, doc.: Politechnika Warszawska, Instytut Zaopatrzenia w Wodę i Budownictwa Wodnego, ul. Nowowiejska 20, 00–653 Warszawa
jacek.wasowski@is.pw.edu.pl

Inż. B. Zaleska: Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w m.st. Warszawie SA, pl. S. Staryńciewicza 5, 02–015 Warszawa
b.zaleska@mpwik.com.pl

Przebieg badań

Badania nad oczyszczaniem wody infiltracyjnej przeprowadzono w latach 2005–2006. W 2005 r. przystąpiono do badań na tymczasowej stacji modelowej przeznaczonej do badania koagulacji powierzchniowej oraz na przewoźnej stacji pilotowej, dostarczonej przez właściciela technologii MIEX[®]DOC, na której sprawdzano skuteczność usuwania rozpuszczonych substancji organicznych z wody przy użyciu selektywnej żywicy anionowymiennej MIEX[®] (Magnetized Ion EXchange). Po uruchomieniu w lutym 2006 r. w Wodociągu Praskim stacjonarnej stacji modelowej kontynuowano zapoczątkowane w latach wcześniejszych badania technologii OZON-GWA, z uwzględnieniem obowiązujących standardów dotyczących jakości wody do picia (bromki, uboczne produkty dezynfekcji itp.).

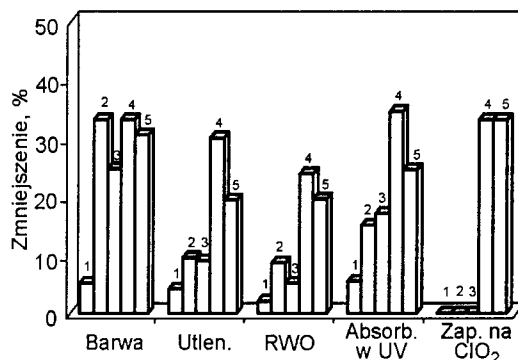
Koagulacja powierzchniowa

Podstawowym celem badań było określenie skuteczności usuwania z wody infiltracyjnej związków organicznych (w tym prekursorów ubocznych produktów utleniania/dezynfekcji) w procesie koagulacji powierzchniowej, a także określenie optymalnych warunków prowadzenia tego procesu (rodzaj i dawka koagulantu, pH). Proces koagulacji powierzchniowej traktowano jako odmianę tzw. głębokiej koagulacji, podczas której usuwaniu związków organicznych towarzyszy zmniejszenie mętności i intensywności barwy wody do wartości znacznie mniejszych od dopuszczalnych w przypadku wody przeznaczonej do spożycia. Biorąc pod uwagę przyjęty kierunek modernizacji układu technologicznego w Wodociągu Praskim, uzyskanie zadowalającej skuteczności oczyszczania wody w procesie koagulacji powierzchniowej powinno korzystnie wpłynąć na parametry, przebieg i skuteczność kolejnych procesów, tj. ozonowania i sorpcji na granulowanym węglu aktywnym oraz końcowej dezynfekcji wody dwutlenkiem chloru.

Badania technologiczne procesu koagulacji powierzchniowej przeprowadzono od października 2005 r. do stycznia 2006 r. na tymczasowej stacji pilotowej, której głównym elementem był model filtru pospiesznego z wpracowanym złożem piaskowym (śr. filtru 200 mm, wysokość złoża 150 cm, średnica ziaren złoża 0,5+1,0 mm, wysokość warstwy podtrzymującej 30 cm, średnica ziaren 2,0+20 mm), a ponadto wyposażonej w zbiorniki roztworu koagulantu i kwasu siarkowego do korekty pH oraz pompy dawkujejące. Badano długość cyklu filtracji oraz rozkład ciśnienia i zmiany jakości wody w przekroju pionowym złoża filtracyjnego przy prędkości filtracji 4 m/h (tj. prędkości filtracji stosowanej w Wodociągu Praskim). Po wprowadzeniu do wody infiltracyjnej reagentów (koagulant, kwas do korekty pH) poddano ją następnie bezpośrednio filtracji (w kierunku z góry ku dołowi) przez złożo filtracyjne. Jako koagulanty zastosowano siarczan glinu (ALS) oraz siarczan żelaza (PIX 112) w dawkach 0,5+4,0 gMe/m³. Przy dawce każdego koagulantu uznanej za optymalną przeprowadzono dodatkowe badania uwzględniające korektę pH wody w zakresie od 7,0 do 5,5. W tak zaprogramowanych badaniach sprawdzono skuteczność koagulacji powierzchniowej na podstawie kontroli analitycznej próbek wody przed procesem koagulacji powierzchniowej (przed dawkowaniem reagentów) oraz po procesie (po filtrze). Tłem do prowadzonych badań był proces filtracji prowadzony na modelu filtru z prędkością 4 m/h bez użycia koagulantu. Podstawowym kryterium wyboru optymalnych parametrów prowadzenia procesu było uzyskanie racjonalnej skuteczności w usuwaniu substancji organicznych z wody, mierzonych wartościami takich wskaźników, jak barwa,

utleniałość, RWO i absorbancja w UV₂₅₄ nm. Wyniki analiz fizyczno-chemicznych (zgodnie z PN) próbek wody przedstawiono w tabelach 2 i 3. Zawartość RWO oznaczono wg procedury podanej w Standard Methods [1] przy użyciu analizatora SHIMADZU TOC-V CSH, absorbancję w UV oznaczono na spektrofotometrze MILTON ROY GENESYS 5. Ponadto obliczono wartość absorbancji specyficznej w UV (SUVA) jako stosunek absorbancji w UV do zawartości RWO w wodzie.

Woda infiltracyjna zasilająca stację pilotową w czasie badań charakteryzowała się temperaturą zmieniającą się w zakresie 1,7+17,3 °C (śr. 7,3 °C), małą intensywnością barwy (≤13 gPt/m³) i mętnością (≤0,2 NTU) oraz małym zanieczyszczeniem substancjami organicznymi (RWO ≤3,9 gC/m³). Powyższe cechy wskazują, że badania prowadzono w okresie obniżonej podatności wody na koagulację. Nie mniej jednak, biorąc pod uwagę wartości SUVA w zakresie 2,59+3,01 m²/gC, można sformułować tezę, że związki organiczne zawarte w wodzie były m.in. pochodzenia humusowego i powinny być podatne na proces tzw. głębokiej koagulacji [2]. Oczyszczanie wody infiltracyjnej podczas samej filtracji na filtrze modelowym było mało skuteczne w usuwaniu zanieczyszczeń organicznych (np. zmniejszenie RWO nie przekraczało 2% – rys. 1), natomiast oczyszczanie wody w procesie koagulacji powierzchniowej umożliwiło uzyskanie poprawy jej jakości, co ujawniło się w zmniejszeniu wartości wszystkich badanych wskaźników świadczących o zanieczyszczeniu wody związkami organicznymi (tab. 2). Jako optymalną uznano dawkę 2 gMe/m³, tak w przypadku ALS, jak również PIX. Lepszym z punktu widzenia skuteczności technologicznej okazał się koagulant glinowy, który umożliwił zmniejszenie intensywności barwy wody o 33,3%, utleniałości o 9,7%, RWO o 8,8% oraz absorbancji w UV o 15,3% (rys. 1).



Rys. 1. Średnia skuteczność oczyszczania wody infiltracyjnej w procesie koagulacji powierzchniowej (1 – filtracja bez koagulantu, 2 – ALS 2 gAl/m³, 3 – PIX 2 gFe/m³, 4 – ALS 2 gAl/m³, pH=5,5, 5 – PIX 2 gFe/m³, pH=5,5)

Wyraźne zwiększenie skuteczności oczyszczania wody w procesie koagulacji powierzchniowej otrzymano stosując oba koagulanty z korektą pH wody przed koagulacją do ok. 5,5 kwasem siarkowym w ilości 82+113 gH₂SO₄/m³ (tab. 3, rys. 1). Stosując korektę pH wody lepszą skuteczność technologiczną osiągnięto w przypadku siarczanu glinu (zmniejszenie utleniałości o 30,2%, RWO o 24,2% i absorbancji w UV o 34,8%). Koagulacja wody prowadzona w tych warunkach dodatkowo korzystnie wpłynęła na zmniejszenie zapotrzebowania wody na dwutlenek chloru o 33,3%, tj. do 0,6 gClO₂/m³. Należy podkreślić, iż mankamentem zakwaszania wody jest niebezpieczeństwo zwiększenia jej agresywności kwasowej oraz przechodzenie do filtratu jonów metali (żelaza, manganu, glinu), przy czym i w tym aspekcie korzystniejsze było stosowanie koagulantu glinowego niż żelazowego. W przypadku koagulantu żelazowego odnotowano wzrost zawartości

Tabela 2. Jakość wody po poszczególnych etapach jej oczyszczania bez i z uwzględnieniem procesu koagulacji powierzchniowej przy optymalnej dawce koagulantu bez korekty pH

Wskaźnik, jednostka	Woda infiltracyjna po napowietrzaniu	Woda po filtracji	Woda po koagulacji powierzchniowej	
			ALS 2 gAl/m ³	PIX 2 gFe/m ³
Barwa, gPt/m ³	12	10÷11	8	9
Utlenialność, gO ₂ /m ³	3,1÷3,3	3,1÷3,3	2,8	3,0
RWO, gC/m ³	2,96÷3,18	2,87÷3,17	2,70	3,01
Absorbancja w UV ₂₅₄ nm	8,5÷9,2	7,9÷8,7	7,2	7,6
Zapotrzebowanie na dwutlenek chloru, gClO ₂ /m ³	–	0,9	0,9	0,9
Mętność, NTU	0,2	0,1÷0,2	0,1	0,1
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,05÷0,06	0	0,03	0,02
Glin, gAl/m ³	–	–	0,02	–
Mangan, gMn/m ³	0,04÷0,08	0	0	0
Zasadowość ogólna, val/m ³	3,5÷3,7	3,4÷3,7	3,5	3,3
pH	7,80÷7,99	7,81÷7,96	7,81	7,57

Tabela 3. Jakość wody po poszczególnych etapach jej uzdatniania bez i z uwzględnieniem procesu koagulacji powierzchniowej przy optymalnej dawce koagulantu z korektą pH

Wskaźnik, jednostka	Woda infiltracyjna po napowietrzaniu	Woda po filtracji	Woda po koagulacji powierzchniowej	
			ALS 2 gAl/m ³ pH=5,5	PIX 2 gFe/m ³ pH=5,5
Barwa, gPt/m ³	12÷13	11÷12	8	9
Utlenialność, gO ₂ /m ³	4,3÷4,6	4,2÷4,5	3,0	3,7
RWO, gC/m ³	3,64÷3,89	3,57÷3,82	2,95	2,92
Absorbancja w UV ₂₅₄ nm	10,1÷11,2	9,5÷10,7	7,3	7,6
Zapotrzebowanie na dwutlenek chloru, gClO ₂ /m ³	–	0,9	0,6	0,6
Mętność, NTU	0,1÷0,2	0,1	0,2	0,5
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,05	0	0,02	0,36
Glin, gAl/m ³	–	–	0,1	–
Mangan, gMn/m ³	0,06÷0,08	0	0,04	0,02
Zasadowość ogólna, val/m ³	3,2÷3,4	3,2÷3,4	0,53	0,4
pH	7,68÷7,79	7,78÷7,96	5,58	5,53

związków żelaza w filtracie do 0,36 gFe/m³, tj. do wartości przekraczającej jego dopuszczalną zawartość w wodzie przeznaczony do spożycia. Konieczność ustabilizowania składu chemicznego wody po procesie koagulacji wymagałaby zastosowania ługu sodowego w ilości 68÷76 gNaOH/m³.

Badania wykazały, że zatrzymywanie zanieczyszczeń w złożu filtru piaskowego bez koagulacji miało miejsce na głębokości do 40÷60 cm, zaś długość cyklu filtracji w tym wypadku wynosiła 166 godz. (ok. 7 d). Prowadzenie koagulacji bezpośrednio w złożu filtracyjnym spowodowało przenikanie zanieczyszczeń na większą głębokość złoża, tj. do 60÷80 cm oraz wpłynęło na skrócenie cyklu filtracji średnio do ok. 12 godz. w przypadku koagulacji bez korekty pH i do ok. 24 godz. z korektą pH do ok. 5,5.

Wymiana jonowa na żywicy MIEX[®]

Podstawowym celem badań było określenie skuteczności usuwania substancji organicznych z wody infiltracyjnej w procesie wymiany jonowej na makroporowatej, silnie zasadowej anionowymiennej żywicy MIEX[®]. Ze względu na kwasowy charakter wielu rozpuszczonych związków organicznych występujących w wodzie (w tym przede wszystkim kwasów humusowych), żywica ta stosowana w procesie MIEX[®]DOC dodana do wody zawierającej ujemnie naładowane jony RWO może je wymienić na jony chlorkowe znajdujące się w miejscach

aktywnych. Szczególnie skutecznie na żywicy usuwane są frakcje zarówno hydrofilowe, jak i hydrofobowe rozpuszczonych związków organicznych o małej i średniej masie cząsteczkowej [3–8].

Badania przeprowadzono od kwietnia do sierpnia 2005 r., wykorzystując stację pilotową właściciela technologii MIEX[®]DOC podłączoną do układu technologicznego oczyszczania wody w Wodociągu Praskim. W skład stacji pilotowej wchodziły: dwusekcyjna (przeływowa) komora reakcji żywicy z wodą, osadnik pionowy oraz ciąg urządzeń do regeneracji żywicy. W czasie prowadzenia badań temperatura wody zmieniała się od 10,1 °C do 24,1 °C. Wyniki analiz jakości wody dopływającej do stacji zebrano w tabeli 4, natomiast parametry technologiczne stacji zawiera tabela 5. Podstawą do ustalenia parametrów technologicznych pracy stacji były wyniki wstępnych testów naczyniowych przeprowadzonych w skali laboratoryjnej. Część wody odprowadzanej ze stacji pilotowej (25%), jak również – w celach porównawczych – woda infiltracyjna oczyszczona z pominięciem procesu MIEX[®]DOC była poddawana doczyszczaniu na modelu filtru pospiesznego (stosowanego w badaniach koagulacji powierzchniowej). Badano długość cyklu filtracji oraz rozkład ciśnienia i zmiany jakości wody w przekroju pionowym złoża filtracyjnego w każdym cyklu przy prędkości filtracji 4 m/h, tj. stosowanej w skali technicznej w Wodociągu Praskim.

Tabela 4. Jakość wody infiltracyjnej po różnych procesach oczyszczania

Wskaźnik, jednostka	Zakres wartości (średnia)			
	Napowietrzanie	Filtracja pospieszna	MIEX®DOC	MIEX®DOC + filtracja pospieszna
Barwa, gPt/m ³	7÷15 (9,7)	6÷15 (9,2)	2÷6 (3,3)	1÷4 (2,7)
Mętność, NTU	0,09÷0,2 (0,1)	0,1÷0,4 (0,2)	0,1÷10,2 (1,6)	0,1÷0,2 (0,1)
pH	7,54÷7,95	7,47÷7,91	7,62÷8,30	7,50÷8,13
Utlenialność, gO ₂ /m ³	2,5÷4,7 (3,42)	2,4÷4,7 (3,35)	1,7÷3,7 (2,18)	1,4÷2,4 (1,87)
Absorbancja w UV _{254 nm}	6,9÷14,6 (9,6)	6,8÷14,3 (9,3)	2,2÷5,2 (3,5)	2,3÷4,8 (3,3)
RWO, gC/m ³	2,62÷4,58 (3,37)	2,52÷4,59 (3,29)	1,49÷2,40 (1,83)	1,40÷2,33 (1,79)
SUVA, m ² /gC	2,46÷3,20 (2,87)	2,50÷3,52 (2,85)	1,27÷2,50 (1,87)	1,46÷2,50 (1,86)
Żelazo ogólne, gFe/m ³	0,00÷0,09 (0,015)	0,00÷0,03 (0,004)	0,00÷0,04 (0,006)	0,00÷0,07 (0,004)
Mangan, gMn/m ³	0,00÷0,09 (0,039)	0,00÷0,03 (0,002)	0,00÷0,12 (0,041)	0,00÷0,03 (0,002)
Zasadowość ogólna, val/m ³	2,2÷3,2 (2,7)	2,2÷3,1 (2,6)	2,2÷3,1 (2,6)	1,8÷3,1 (2,4)
Chlorki, gCl ⁻ /m ³	55÷206 (95)	54÷192 (99)	58÷208 (96)	53÷197 (99)
Siarczany, gSO ₄ ²⁻ /m ³	47÷73 (60)	45÷67 (59)	37÷65 (51)	36÷67 (54)
Bromki, g/m ³	0,04÷0,51 (0,17)	0,04÷0,52 (0,17)	0,04÷0,51 (0,16)	0,04÷0,50 (0,16)
Zapotrzebowanie na chlor, gCl ₂ /m ³	–	1,5÷2,5 (2,1)	1,2÷1,7 (1,4)	1,0÷1,4 (1,3)
Zapotrzebowanie na dwutlenek chloru, gClO ₂ /m ³	–	1,3÷3,0 (1,6)	0,6÷1,5 (0,9)	0,5÷0,8 (0,6)
Potencjał tworzenia THM, mg/m ³	–	30,6÷65,7 (48,5)	20,9÷37,0 (29,7)	22,0÷27,7 (25,7)
Potencjał tworzenia HAA, mg/m ³	–	11,8÷15,9 (13,8)	7,9÷11,4 (9,6)	–

Tabela 5. Parametry technologiczne stacji pilotowej procesu MIEX®DOC [11]

Parametr, jednostka	Wartość
Wydajność nominalna, dm ³ /h	500
Zawartość żywicy w dwusekcyjnej komorze kontaktowej, cm ³ /dm ³	5*÷20
Czas kontaktu, min	20*
Krotność wymiany objętości żywicy	1000÷3500*
Zawartość świeżej żywicy, cm ³ /dm ³	200
Strumień żywicy do regeneracji, %	4÷8
Częstość regeneracji (po każdych 24 godz. 4,5÷9,6 dm ³ żywicy w zależności od parametrów procesu), godz.	24 lub 48
Stężenie solanki do regeneracji, kgNaCl/m ³	120
Ilość solanki	3-krotna objętość żywicy
Krotność użycia solanki	5
Solanka świeża (do uzupełnienia po każdej regeneracji), gNaCl	720 (uzupełnienie do 30 dm ³ solanki)
Ilość ścieków poregeneracyjnych w stosunku do ilości wody oczyszczonej, dm ³ /m ³	0,143
Strata żywicy, cm ³ /m ³	2,5**÷12

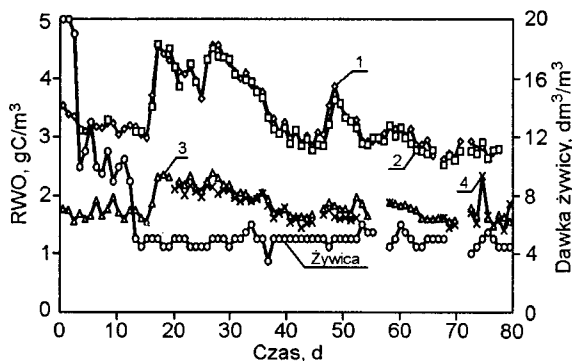
*wartości optymalne wynikające z testów naczyniowych, **po zastosowaniu filtra magnetytowego

Analizie fizyczno-chemicznej poddano próbki wody dopływającej do stacji pilotowej (woda infiltracyjna po napowietrzaniu), odpływającej ze stacji pilotowej (woda po procesie MIEX®DOC) oraz po modelowym filtrze pospieszonym (w układzie oczyszczania wody bez i z procesem MIEX®DOC poprzedzającym filtrację). Zakres analiz fizyczno-chemicznych próbek wody zawiera tabela 4.

Woda infiltracyjna zasilająca układ badawczy (tab. 4) charakteryzowała się stosunkowo niewielkim i w miarę ustabilizowanym zanieczyszczeniem związkami organicznymi. Jednakże zawartość substancji organicznych, określona wartościami takich wskaźników, jak barwa ≤ 15 gPt/m³, absorbancja w UV_{254 nm} $\leq 14,6$, utlenialność $\leq 4,7$ gO₂/m³ i RWO $\leq 4,58$ gC/m³, była jednak zbyt duża w aspekcie zapotrzebowania wody na dezynfekcję oraz jej biologicznej stabilności. Wartość absorbancji właściwej (SUVA do 3,2 m²/gC) sugerują, że w badanej wodzie obecna była mieszanina hydrofilowych i hydrofobowych substancji pochodzenia humusowego oraz innych naturalnych związków organicznych, zarówno o małych, jak i dużych masach

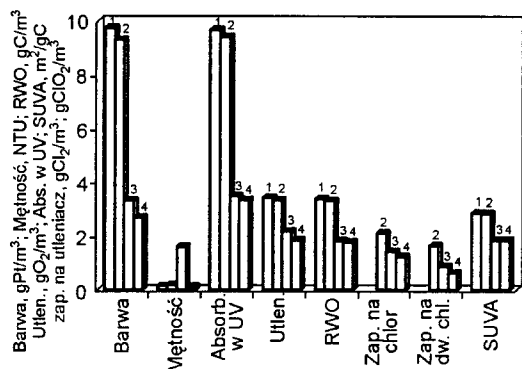
cząsteczkowych [2]. Przeprowadzone badania nad doczyszczaniem wody infiltracyjnej w procesie filtracji pospiesznej przez złożę piaskowe wykazały, poza usunięciem do śladowych ilości związków żelaza i manganu, niewielki wpływ tego procesu na poprawę jakości wody (tab. 4). Średnia skuteczność takiego oczyszczania wynosiła w przypadku barwy 18,2%, absorbancji w UV – 4,0%, utlenialności – 2,4% i RWO – 2,2%. Woda odpływająca z filtru miała zapotrzebowanie na chlor średnio 2,11 gCl₂/m³, natomiast na dwutlenek chloru średnio 1,63 gClO₂/m³.

Na tle wyników badań uzyskanych po filtracji przez złożę piaskowe, znaczną poprawę i ustabilizowanie jakości wody uzyskano w układzie, w którym proces filtracji poprzedzono procesem MIEX®DOC. Przebieg wykresów zamieszczonych na rysunku 2 pokazuje różnice w stopniu zanieczyszczenia wody związkami organicznymi mierzonymi wartościami RWO i amplitudę wahań tych wartości. O ile w czasie całego doświadczenia w wodzie tylko po filtracji zawartość RWO wahała się w zakresie 2,52÷4,59 gC/m³ przy amplitudzie wahań



Rys. 2. Zawartość RWO w wodzie infiltracyjnej po różnych procesach oczyszczania (1 – napowietrzanie, 2 – napowietrzanie+filtracja pospieszna, 3 – napowietrzanie+MIEX[®]DOC, 4 – napowietrzanie+MIEX[®]DOC+filtracja pospieszna)

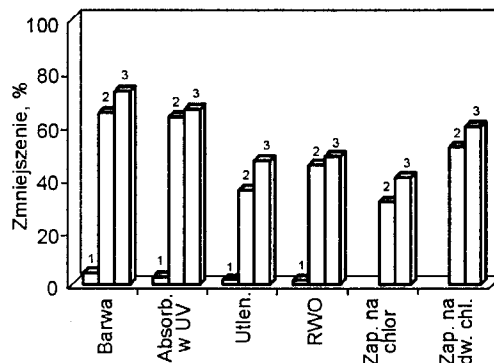
2,07 gC/m³, to po włączeniu do układu procesu MIEX[®]DOC zawartość RWO zmalała do 1,40+2,33 gC/m³, a amplituda wahań do 0,93 gC/m³. Zmniejszeniu zawartości RWO w tym przypadku towarzyszyło zmniejszenie intensywności barwy wody ($\leq 2,7$ gPt/m³), absorbancji w UV₂₅₄nm ($\leq 3,34$) oraz utlenialności ($\leq 1,87$ gO₂/m³). Ubytek substancji organicznych uzyskany w procesie MIEX[®]DOC spowodował zmniejszenie zapotrzebowania wody na dezynfektant ($\leq 1,25$ gCl₂/m³ i $\leq 0,61$ gClO₂/m³) i tym samym ilości powstających ubocznych produktów dezynfekcji, a także zmniejszenie wartości SUVA ($\leq 1,86$ m²/gC) (tab. 4, rys. 3). Zmniejszenie SUVA wskazuje na ubytek głównie frakcji hydrofobowej rozpuszczonych substancji organicznych [9,10].



Rys. 3. Średnie wartości wskaźników jakości wody infiltracyjnej po procesach oczyszczania (1 – napowietrzanie, 2 – napowietrzanie+filtracja pospieszna, 3 – napowietrzanie+MIEX[®]DOC, 4 – napowietrzanie+MIEX[®]DOC+filtracja pospieszna)

Wymagającym podkreślenia jest fakt, iż w wodzie po procesie MIEX[®]DOC nie odnotowano istotnych zmian zasolenia, w tym stężenia bromków, natomiast zwiększyła się mętność wody nawet do 10,2 NTU (śr. 1,6 NTU). Zmniejszenie mętności wody do wartości nie przekraczającej 0,2 NTU (śr. 0,1 NTU), jak również dodatkową, aczkolwiek niewielką poprawę jakości wody, uzyskano w czasie filtracji po procesie MIEX[®]DOC (tab. 4, rys. 3).

Określona na podstawie uzyskanych wyników sprawność jednostkowych procesów, będących przedmiotem badań prowadzonych na stacji pilotowej, została pokazana na rysunku 4. Na tym etapie rozpoznania problemu można stwierdzić, że proces MIEX[®]DOC skutecznie usuwał organiczne zanieczyszczenia przy stosunkowo niewielkiej ich zawartości w wodzie infiltracyjnej, zapewniając średnią skuteczność zmniejszenia intensywności barwy o 65,0%, absorbancji w UV o 63,6%, utlenialności o 35,7% oraz zawartości RWO o 45,3%. Włączenie procesu MIEX[®]DOC do układu technologicznego oczyszczania wody skutkowało również zmniejszeniem zapotrzebowania



Rys. 4. Średnia skuteczność oczyszczania wody infiltracyjnej w procesie MIEX[®]DOC (1 – filtracja pospieszna, 2 – MIEX[®]DOC, 3 – MIEX[®]DOC+filtracja pospieszna)

wody na chlor o 31,4% oraz na dwutlenek chloru o 52,3%. Uwzględniając doczyszczanie wody po procesie MIEX[®]DOC na złożu piaskowym, końcowa średnia skuteczność oczyszczania wody infiltracyjnej była nieco większa, tj. w odniesieniu do barwy – 73,1%, absorbancji w UV – 66,3%, utlenialności – 47,1%, RWO – 48,5% oraz zapotrzebowania na chlor o 40,7% i zapotrzebowania na dwutlenek chloru – o 59,6%.

Stwierdzone w badaniach zwiększenie mętności wody po procesie MIEX[®]DOC, spowodowane głównie ziarnami żywicy wynoszonymi z osadnika, w znaczący sposób rzutowało na przebieg następującej po nim filtracji wody przez złożo piaskowe. O ile czas cyklu filtracji w przypadku oczyszczania wody infiltracyjnej wynosił około 12 d, to w po procesie MIEX[®]DOC czas ten uległ skróceniu do około 2 d. Ograniczenie ilości żywicy wynoszonej wraz z wodą z osadnika poprzez zainstalowanie w układzie filtru magnetytowego korzystnie wydłużyło czas cyklu filtracji do około 7 d, a więc prowadziło do zmniejszenia częstości płukania złoża filtracyjnego. Pomiar rozkładu ciśnienia w przekroju pionowym złoża filtracyjnego w przypadku filtracji wody po procesie MIEX[®]DOC wskazywał na intensywny przyrost strat hydraulicznych w górnej 20-cm warstwie piasku. Zjawisko to było niekorzystne i świadczyło o bardzo ograniczonym wykorzystaniu pojemności złoża filtracyjnego na zanieczyszczenia. Z kolei pomiar zmian jakości wody na różnych głębokościach złoża filtracyjnego nie ujawnił różnic w usuwaniu zanieczyszczeń wyrażonych wartościami badanych wskaźników w układzie filtracji wody infiltracyjnej bez i z procesem MIEX[®]DOC. W obydwu przypadkach ustalono, iż zdecydowaną poprawę jakości wody uzyskano na głębokości złoża filtracyjnego do 60 cm.

W dodatkowym okresie badawczym, tj. w październiku/listopadzie 2005 r., w którym pojawił się nieakceptowany zapach wody w strefie sieci wodociągowej zasilanej przez Wodociąg Praski, przebadano proces MIEX[®]DOC pod względem eliminacji zapachu wywołanego przez MIB i geosminę. Ustalono, że proces MIEX[®]DOC nie usuwa zapachów wywołanych powyższymi związkami. Dopiero połączenie procesu MIEX[®]DOC z adsorpcją na pylistym węglu aktywnym dodawanym do komory reakcji umożliwiło usunięcie tych związków.

Specyfika pracy żywic jonowymiennych wymaga ich okresowej regeneracji. Z badań przeprowadzonych na stacji pilotowej procesu MIEX[®]DOC okazało się, iż w trakcie regeneracji żywicy za pomocą chlorku sodu powstawało około 0,143 dm³ roztworu poregeneracyjnego na każdy 1 m³ oczyszczonej wody. Roztwór ten charakteryzował się brązowym zabarwieniem i był przede wszystkim zanieczyszczony chlorkami (44,5 kgCl⁻/m³) oraz związkami organicznymi (11,2 kgC/m³).

Tabela 6. Jakość wody infiltracyjnej po ozonowaniu i sorpcji na węglu aktywnym

Wskaźnik, jednostka	Filtracja pospieszna	FW1 (bez O ₃)	FW1 (z O ₃)	FW2 (z O ₃)	FW3 (z O ₃)
Absorbancja w UV ₂₅₄ nm	średnia	9,9	5,9	4,0	4,2
	minimum	6,7	0,4	0,3	0,5
	maksimum	18,8	9,4	6,2	6,6
Utlenialność, gO ₂ /m ³	średnia	3,6	2,5	2,1	2,2
	minimum	2,4	1,5	1,2	1,4
	maksimum	9,9	3,4	2,7	3,0
RWO, gC/m ³	średnia	3,16	2,25	1,88	1,96
	minimum	2,14	0,14	0,151	0,16
	maksimum	4,51	3,50	3,16	3,32
Zapotrzebowanie na chlor, gCl ₂ /m ³	średnia	2,6	1,8	1,5	1,6
	minimum	2,3	1,3	1,3	1,3
	maksimum	2,8	2,0	1,79	1,8
Zapotrzebowanie na dwutlenek chloru, gClO ₂ /m ³	średnia	1,3	0,6	0,5	0,5
	minimum	1,1	0,4	0,4	0,4
	maksimum	1,5	0,7	0,6	0,6

Bardzo duża zawartość zanieczyszczeń w roztworze poregeneracyjnym oznacza potrzebę wypracowania odpowiedniego – racjonalnego – rozwiązania sposobu utylizacji wysokostężonych ścieków w procesowych (solanki zużytej podczas regeneracji żywic).

Ozonowanie i sorpcja na granulowanym węglu aktywnym

Zgodnie z obecnym stanem wiedzy przyjmuje się, że oczyszczanie ozonowanej wody na złożach węgla aktywnego przebiega w procesie o charakterze adsorpcyjno-biologicznym [12]. W początkowym czasie pracy węgla aktywnego zachodzi szybka adsorpcja zanieczyszczeń organicznych z oczyszczanej wody. Skuteczność tego procesu, początkowo wysoka, stopniowo zmniejsza się, w miarę jak wyczerpuje się pojemność adsorpcyjna węgla. Po pewnym czasie praca złoża ulega stabilizacji i oczyszczanie wody przebiega w przybliżeniu ze stałą skutecznością. W tym czasie filtr sorpcyjny wykazuje aktywność biologiczną wywołaną postępującym rozwojem mikroorganizmów w złożu węgla aktywnego. Substancje organiczne, a ściślej ich część podatna na biodegradację określaną jako biodegradowalny rozpuszczony węgiel organiczny (BRWO), jest substratem będącym zarówno donorem elektronów w procesach utleniania, jak i źródłem węgla wykorzystywanym do budowy nowych komórek mikroorganizmów. W rezultacie filtr sorpcyjny staje się bioreaktorem, zwanym biologicznie aktywnym filtrem węglowym, w którym w równoległe biegnących procesach sorpcji i biodegradacji ma miejsce zmniejszenie zawartości związków organicznych w oczyszczanej wodzie. O skuteczności tego procesu decyduje liczba bakterii zasiedlających powierzchnię węgla, natomiast jego pojemność adsorpcyjna odgrywa mniejszą rolę. Dzięki procesom biodegradacji można zwiększyć nawet 10-krotnie stopień wykorzystania pojemności adsorpcyjnej złoża węglowego i czas działania filtrów sorpcyjnych, bez konieczności ich regeneracji [12]. Zastosowanie biologicznie aktywnych filtrów węglowych umożliwia usuwanie rozpuszczonych substancji organicznych z wody, które można podzielić na dwie grupy:

– substancje organiczne pochodzenia naturalnego (np. kwasy humusowe, fulwowe i inne) określane w praktyce za pomocą ogólnych wskaźników jakości wody, takich jak ogólny i rozpuszczony węgiel organiczny, absorbancja w UV₂₅₄ nm lub utlenialność,

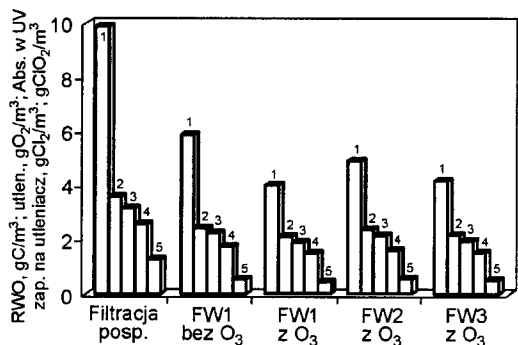
– mikrozanieczyszczenia organiczne (aromatyczne i alifatyczne węglowodory, fenole, pestycydy, substancje powierzchniowo czynne) oznaczane indywidualnie lub w postaci ogólnej jako adsorbowalne halogeny organiczne (AOX).

Badania przeprowadzone w ostatnich latach na stacji pilotowej Wodociągu Praskiego obejmowały proces ozonowania pośredniego i filtracji na złożu z węglu aktywnym. Celem omawianych badań, przeprowadzonych w czasie od marca do grudnia 2006 r., była weryfikacja wytycznych technologicznych do projektu filtrów węglowych, szczególnie pod kątem dawki ozonu. Zakres badań obejmował ozonowanie pośrednie wody w zakresie dawek od 0,7 gO₃/m³ do 4,0 gO₃/m³ (czas kontaktu wody z ozonem ok. 10 min) oraz proces sorpcji na filtrach węglowych o wysokości złoża 2,5 m i czasie kontaktu ok. 24 min. W badaniach zastosowano trzy rodzaje granulowanego węgla aktywnego (dwa formowane i jeden ziarnisty), przy czym jeden – w celu porównania – z pominięciem procesu ozonowania:

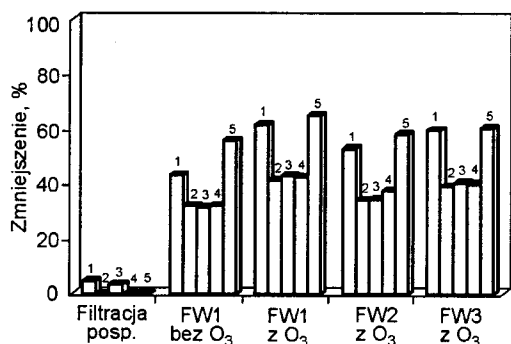
- FW1 (formowany) bez ozonowania,
- FW1 (formowany) po ozonowaniu,
- FW2 (formowany) po ozonowaniu,
- FW3 (ziarnisty) po ozonowaniu.

Wyniki badań skuteczności oczyszczania wody w procesach ozonowania i sorpcji na węglu aktywnym przedstawiono w tabeli 6 oraz na rysunkach 5 i 6. Rezultaty badań dotyczące najlepiej pracującego węgla FW1 wykazały następujące zmniejszenie wartości wskaźników świadczących o obecności substancji organicznych w wodzie:

- barwa: sorpcja z ozonowaniem o 78%, bez ozonowania o 56%,
- absorbancja w UV: sorpcja z ozonowaniem o 61%, bez ozonowania o 41%,
- RWO: sorpcja z ozonowaniem o 44%, bez ozonowania o 32%,
- utlenialność: sorpcja z ozonowaniem o 38%, bez ozonowania o 28%,
- zapotrzebowanie wody na chlor średnio o 40%,
- zapotrzebowanie wody na dwutlenek chloru średnio o 67%.



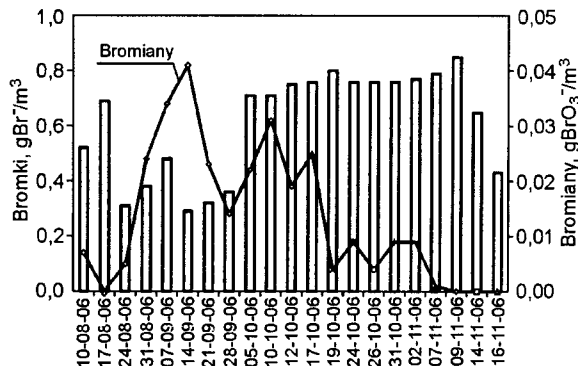
Rys. 5. Średnie wartości wskaźników jakości wody infiltracyjnej po ozonowaniu i sorpcji (1 – absorbancja w UV₂₅₄ nm, 2 – utlenialność, 3 – RWO, 4 – zapotrzebowanie na chlor, 5 – zapotrzebowanie na dwutlenek chloru)



Rys. 6. Średnia skuteczność oczyszczania wody infiltracyjnej w procesach ozonowania i sorpcji (oznaczenia jak na rys. 5)

Nie stwierdzono wpływu ozonowania na zmniejszenie zapotrzebowania wody na oba dezynfektanty po sorpcji na węglu aktywnym. Nie wykazano także wpływu sorpcji na węglu aktywnym (zarówno z ozonowaniem, jak i bez) na takie wskaźniki jakości wody, jak zasadowość, twardość, chlorki, bromki, pH czy azotany. Najlepszą skuteczność oczyszczania wody osiągnięto na węglach FW1 (węgiel formowany) oraz FW3 (węgiel ziarnisty), poprzedzonych ozonowaniem wody. W łącznym zestawieniu różnice pomiędzy tymi węglami nie przekroczyły 4% średniego zmniejszenia wartości analizowanych wskaźników, natomiast wyraźne różnice wystąpiły pomiędzy filtrem sorpcyjnym poprzedzonym ozonowaniem i bez ozonowania. W zależności od wskaźnika różnice te wahały od 10% do 30% na korzyść sorpcji poprzedzonej ozonowaniem.

W badaniach skoncentrowano się również na określeniu wpływu ozonowania na powstawanie bromianów. Na rysunku 7 przedstawiono zawartość bromków i bromianów w wodzie w wyniku jej ozonowania. We wcześniejszych badaniach ustalono bezpieczną dawkę ozonu do $2 \text{ gO}_3/\text{m}^3$, przy której



Rys. 7. Zawartość bromków i bromianów w wodzie infiltracyjnej po ozonowaniu i sorpcji na węglu aktywnym (FW1 z ozonem)

zawartość bromianów (zgodnie z obowiązującym w tym czasie rozporządzeniem Ministra Zdrowia z 2002 r.) nie przekraczała $0,025 \text{ g/m}^3$. W badaniach przeprowadzonych w ostatnich latach, jako graniczną przyjęto wartość, która od 1 stycznia 2008 r. (zgodnie z Dyrektywą Unii Europejskiej) będzie wynosić $0,01 \text{ g/m}^3$. Przy notowanej od września 2006 r. zawartości bromków w wodzie z Wisły w ilości powyżej $0,76 \text{ g/m}^3$ oraz pogarszającej się matrycy wody, dawka ozonu w ilości $2 \text{ gO}_3/\text{m}^3$ okazała się za duża. Ze względu na niebezpieczeństwo powstawania ponadnormatywnej ilości bromianów, dalsze badania wykazały konieczność ograniczenia dawki ozonu do $1,5 \text{ gO}_3/\text{m}^3$, przy której możliwe jest utrzymanie bromianów na dopuszczalnym poziomie.

Wnioski

◆ Badania wykazały ograniczoną możliwość poprawy jakości wody infiltracyjnej ujmowanej z Wisły i oczyszczanej w procesie koagulacji powierzchniowej. W procesie głębokiej koagulacji siarczanem glinu na filtrze piaskowym przy $\text{pH} \approx 5,5$ uzyskano zmniejszenie intensywności barwy wody o ok. 33%, absorbancji w UV o ok. 35%, utlenialności o ok. 30%, RWO o ok. 24% oraz zapotrzebowania na dwutlenek chloru o ok. 33%. Względnie mała skuteczność procesu oraz duże koszty związane z koniecznością prowadzenia w stacji oczyszczania wody rozbudowanej gospodarki reagentami stosowanymi w procesie, a także konieczność zużycia większej ilości wody do płukania filtrów na skutek znaczącego skrócenia ich cyklu, eliminują zastosowanie koagulacji powierzchniowej z dalszych badań i planów intensyfikacji technologii oczyszczania wody w Wodociągu Praskim.

◆ Zastosowanie procesu MIEX[®] DOC umożliwiło uzyskanie wody o wysokiej jakości i wartościach wskaźników znacznie lepszych od wymaganych standardów. W procesie MIEX[®] DOC możliwe było skuteczne usuwanie z wody rozpuszczonych związków organicznych, decydujących o wartości zapotrzebowania wody na środki dezynfekcyjne, ilości powstających ubocznych produktów dezynfekcji i biologicznej stabilności wody. Uzyskana w tym procesie średnia skuteczność zmniejszenia intensywności barwy wody wyniosła 73%, absorbancji w UV – 66%, utlenialności – 47%, RWO – 49% oraz zapotrzebowania wody na chlor – 41% i dwutlenek chloru – 60%. Z tego powodu proces ten może być traktowany jako alternatywa lub uzupełnienie procesu ozonowania w układzie ozon–granulowany węgiel aktywny w modernizowanej technologii oczyszczania wody w Wodociągu Praskim, na co wskazuje problem usuwania nieakceptowanego zapachu przy występowaniu geosminy, MIB (2-metylo-izo-borneol) itp. Należy liczyć się z tym, że zastosowanie tego procesu wymagać będzie rozwinięcia gospodarki reagentami używanymi do regeneracji żywicy, rozwiązania problemu odprowadzania roztworu poregeneracyjnego oraz zwiększenia ilości wody do płukania filtrów pospiesznych w związku ze skróceniem cyklu filtracji spowodowanego wynoszeniem cząstek żywicy wraz z wodą odpływającą z procesu MIEX[®] DOC.

◆ Przeprowadzone badania wykazały również dobrą skuteczność technologiczną usuwania z wody infiltracyjnej rozpuszczonego węgla organicznego w procesach ozonowania i sorpcji na granulowanym węglu aktywnym. Zmniejszenie intensywności barwy wody w procesie ozonowanie–sorpcja wynosiło 78%, absorbancji w UV – 61%, RWO – 44%, utlenialności – 38%, zapotrzebowania wody na chlor – 40%

i zapotrzebowania wody na dwutlenek chloru – 67%. Jednocześnie ustalono dawkę ozonu (do $1,5 \text{ gO}_3/\text{m}^3$), przy której zachowana została norma zawartości bromianów na poziomie $0,01 \text{ g/m}^3$ w wodzie oczyszczonej. Określono również czas kontaktu wody z ozonem (ok. 10 min) oraz czas sorpcji na granulowanym węglu aktywnym (ok. 24 min). O wyborze węgla zadecyduje analiza ekonomiczna, która uwzględni między innymi właściwości procesowe węgla pod względem jego wytrzymałości mechanicznej i regeneracji.

♦ Na podstawie wyników przeprowadzonych badań wybrano trzy warianty modernizacji Wodociągu Praskiego, które będą poddane analizie ekonomicznej umożliwiającej wybór wariantu do realizacji:

- MIEX[®]DOC + filtry piaskowe (istniejące) + ozonowanie + filtry sorpcyjne,
- filtry piaskowe (istniejące) + ozonowanie + filtry sorpcyjne,
- MIEX[®]DOC + filtry piaskowe (istniejące) + filtry sorpcyjne.

LITERATURA

1. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 20th Edition. American Public Health Association, Washington DC 1998.
2. J.K. EDZWALD, J.E. TOBIASON: Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Sciences and Technology*, 1999, Vol. 40, No. 9, pp. 63–70.
3. MIEX[®]DOC Advanced Dissolved Organic Carbon Removal. Brochure issued by Orica Watercare, Australia Pty. Ltd.
4. M. SLUNJSKI, K. CADEE, J. TATTERSALL: MIEX[®] resin water treatment process. *Proceedings of Aquatech 2000*, Amsterdam 2000.
5. M. SLUNJSKI, M. BOURKE, B. OLEARY: MIEX[®]DOC process for removal of humics in water treatment. *IHSS-Australian Branch Symposium: Humic Substances-Science and Commercial Application*, Melbourne 2000, pp. 22–27.
6. C. CHOW, D. COOK, M. DRIKAS: Evaluation of magnetic ion exchange resin (MIEX[®]) and alum treatment for formation of disinfection by-products and bacterial regrowth. *Wat. Sci. and Tech.: Water Supply*, 2002, Vol. 2, No. 3, pp. 267–274.
7. D.A. FEARING *et al.*: Combination of ferric and MIEX[®] for treatment of a humic rich water. *Wat. Res.*, 2004, 38, pp. 2551–2558.
8. P. SINGER, K. BILYK: Enhanced coagulation using a magnetic ion exchange resin. *Wat. Res.*, 2002, 16, pp. 4009–4022.
9. C.J. DOUVILLE, G.L. AMY: Influence of natural organic matter on bromate formation during ozonation of low-bromide waters. A multi-level assessment of bromate. In: *Natural Organic Matter and Disinfection By-Products*, S. BARRET, S.W. KASNER, G.L. AMY, American Chemical Society Symposium, Series 761, Washington DC, 2000, pp. 282–298.
10. J.A. LEENHEER *et al.*: Comprehensive assessment of precursors, diagenesis and reactivity to treatment of dissolved and colloidal organic matter. *Wat. Sci. and Tech.: Water Supply*, 2004, Vol. 4, No. 4, pp. 1–9.
11. J. WĄSOWSKI, W. BYSTRZYŃSKI, B. PACHOLEC, P. SZER-SZEN: Zastosowanie procesu MIEX[®]DOC do usuwania rozpuszczonych substancji organicznych z wody infiltracyjnej. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, 2007, nr 5, ss. 35–39.
12. J. NAWROCKI, S. BIŁOZOR [red.]: *Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa–Poznań 2000.

Wąsowski, J., Zaleska, B. Organic Matter Removal from Infiltration Water: A Case Study. *Ochrona Środowiska* 2007, Vol. 29, No. 4, pp. 41–48.

Abstract: The object under study is Wodociąg Praski (Praski Water Treatment Plant), a department of the Municipal Water and Sewerage Enterprise, Warsaw. The key issues addressed include the quality of the water supplied to the water-pipe network (the problem of whether relevant standards are met) and biological stability of the water in the distribution system. The treatment train being used (infiltration water intake from the Vistula, rapid filtration, sand filters, disinfection) offers limited guarantee that high-quality water will be supplied continually. In recent years, a pilot study has been conducted with the aim of determining the directions in the modernization of the Praski WTP. The present paper describes the treatment effects

that can be achieved when the existing treatment train is extended by the addition of the following unit processes: surface coagulation with alum and iron salts, ion exchange on the MIEX[®] resin, and ozonation–sorption on granular active carbon. It has been shown that under optimal conditions the content of organic matter (TOC) may be reduced by approx. 25% via surface coagulation (2 gAl/m^3 , $\text{pH}=5.5$), by approx. 45% in the MIEX[®]DOC process (resin dose, $5 \text{ dm}^3/\text{m}^3$; contact time, 10 min; bed volume, 3500) and by approx. 45% via ozonation–sorption ($0.7\text{--}4.0 \text{ gO}_3/\text{m}^3$; contact time, 10 min; depth of carbon bed, 2.5 m; contact time, 24 min).

Keywords: Infiltration water, water treatment, organic substances, TOC, surface coagulation, ion exchange, MIEX[®]DOC process, ozonation, adsorption, active carbon.