

Andrzej M. Dziubek, Jolanta Maćkiewicz

Zastosowanie koagulacji powierzchniowej do uzdatniania wód infiltracyjnych

Koagulacja powierzchniowa jest procesem przebiegającym bezpośrednio w złożach filtrów pospiesznych. Znajduje ona zastosowanie do oczyszczania wód o niskim poziomie zanieczyszczenia. Czynnikiem warunkującym ten proces jest fakt, iż dla wód o niskim poziomie zanieczyszczenia koagulacja konwencjonalna jest często niemożliwa, bądź wymaga znacznie zwiększonego zużycia koagulantów, niż to wynika ze stopnia zanieczyszczenia wody. Ograniczeniem dla stosowania koagulacji powierzchniowej w złożach filtrów jest pojemność tych złożów na zanieczyszczenia. Zastosowanie koagulacji do uzdatniania wód infiltracyjnych zmierzało do uzyskania efektów tzw. głębokiego oczyszczania.

Metodyka badań

Badania przeprowadzono na wodzie infiltracyjnej we Wrocławiu po okresie powodzi [1]. Badania efektywności napowietrzania prowadzono na instalacji technicznej złożów ociekowych rurowych o obciążeniu hydraulicznym $60 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Do badań procesu filtracji pobierano wodę po procesie napowietrzania. Proces filtracji prowadzono na filtrach o średnicy 100 mm w układzie przepływowym. Złoża filtrów pospiesznych stanowił piasek wpracowany o uziarnieniu $d_{10}=0,8 \text{ mm}$ i $WR=1,5$, przy wysokości złożów 1,0 i 1,5 m. Proces koagulacji w złożu filtracyjnym prowadzono przy użyciu koagulantów hydrolizujących (siarczan glinu, chlorek żelaza), dawkowanych w ilościach $2,5+10,0 \text{ g/m}^3$ oraz polielektrolitu Magnafloc LT 31, mającego atest sanitarny do stosowania do oczyszczania wód przeznaczonych do picia, dawkowanego w ilościach $0,7+7,0 \text{ g/m}^3$. Prędkość filtracji wynosiła $5+10 \text{ m/h}$. Oznaczenia wskaźników jakości wody wykonano zgodnie z PN.

Jakość wody

W 1997 r. w wyniku lipcowej powodzi tereny wodonośne Wrocławia zostały zalane wodami rzek Odry i Oławy. Ujęcie infiltracyjne na okres przejścia fali powodziowej zostało wyłączone z eksploatacji. Obserwacje poczynione na wrocławskich terenach wodonośnych w czasie powodzi wykazały, że właściwa szata roślinna, przystosowana do okresowego pozostawiania pod wodą, ograniczyła ujemny wpływ powodzi na zmiany składu przypowierzchniowej warstwy gruntu. Po ustąpieniu wód powodziowych nie zaobserwowano istotnych zmian w składzie gleb [2].

Ważną rolę dla terenów wodonośnych spełnił pas pól trzcinowych i turzycowych w dolinie Oławy. Na roślinach tych zatrzymała się większość osadów naniesionych przez wody powodziowe, co uchroniło tereny wodonośne przed zamulaniem. Szybkie zalanie gruntu wodą sprzyjało wytworzeniu się poduszki powietrznej, utrudniającej infiltrację wody do gruntu, a zatem także migrację zanieczyszczeń powodziowych. Po ustąpieniu wód powodziowych stwierdzono występowanie w gruncie tlenowej mezofauny, natomiast poduszka powietrzna stanowiła naturalną barierę zabezpieczającą wody infiltracyjne przed nadmiernym zanieczyszczeniem [2]. W okresie badań technologicznych, po okresie powodziowym, zakres zmienności podstawowych wskaźników fizyczno-chemicznych wody infiltracyjnej podano w tabeli 1 [1].

Tabela 1. Skład wody surowej

Parametr, jednostka	Zakres wartości
Barwa, gPt/m^3	10+40
Mętność, g/m^3	5+30
pH, —	5,9+7,3
Zasadowość ogólna, val/m^3	2,3+2,9
Dwutlenek węgla agresywny, gCO_2/m^3	13,2+30,8
Utleniałość, gO_2/m^3	1,7+3,5
Ogólny węgiel organiczny, gC/m^3	2,3+6,0
Tlen rozpuszczony, gO_2/m^3	1,2+6,4
Substancje rozpuszczone, g/m^3	350+450
Azot amonowy, gN/m^3	0,1+0,6
Żelazo ogólne, gFe/m^3	0,65+6,35
Mangan, gMn/m^3	0,5+0,7

Analiza składu fizyczno-chemicznego wody wskazuje na znaczną zmienność jej wskaźników. Stwierdzono, że w okresie zimowym azot amonowy występował w wyższych stężeniach, niż w pozostałych porach roku. W wodzie infiltracyjnej zwrócono uwagę na zwiększoną barwę, mętność i zawartość związków organicznych.

Na podstawie wyników analiz stwierdzono, że woda infiltracyjna należy do wód o średniej twardości i średnim stopniu mineralizacji oraz podwyższonej mętności, barwie i znacznej zawartości związków żelaza i manganu. Również wartości wskaźników zanieczyszczenia organicznego, w tym OWO, były podwyższone, co w powiązaniu z zawartością w wodzie substancji humusowych wskazuje na obecność prekursorów związków halogenowych.

Skład wód infiltracyjnych wskazuje, że podstawowym problemem jakościowym jest ich właściwe odżelazienie i odmanganianie oraz doprowadzenie do stanu równowagi węglanowo-wapniowej, a także skuteczna dezynfekcja. Oprócz konieczności

usunięcia z wody nadmiaru związków żelaza i manganu stwierdza się także celowość obniżenia stężenia azotu amonowego oraz intensywności barwy i wskaźników zanieczyszczenia organicznego do wartości niższych niż wymagane lub zalecane dla wody do picia i na potrzeby gospodarcze, co w konsekwencji umożliwi otrzymanie wody wodociągowej spełniającej nie tylko wymagania sanitarne, ale również mającej pożądaną jakość zdrowotną. W szczególności dotyczy to obniżenia intensywności barwy wody do $\leq 5 \text{ gPt/m}^3$, mętności $\leq 1 \text{ g/m}^3$, utlenialności $\leq 3 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ i OWO $\leq 2,0 \text{ gC/m}^3$.

Uzyskanie wody uzdatnionej o takich wskaźnikach w znacznym stopniu zabezpiecza przed powstawaniem ubocznych produktów dezynfekcji, a także obniża dawki środków dezynfekcyjnych, co w efekcie polepsza jakość zdrowotną wody. Celowe jest także usuwanie związków żelaza do wartości $0,3 \text{ gFe/m}^3$, co ogranicza zarastanie sieci wodociągowej osadami.

Wyniki badań

Proces napowietrzania wody ma na celu jej natlenienie, wskutek czego następuje utlenienie związków żelaza dwu- do trójwartościowego, a także desorpcję agresywnego dwutlenku węgla, przez co zmniejsza się korozyjność wody.

Należy podkreślić, że ujmowana woda surowa, w odróżnieniu od wód podziemnych, zawierała już tlen w ilości $1,2\text{--}6,4 \text{ gO}_2/\text{m}^3$. Stopień nasycenia wody tlenem wynosił $12\text{--}44\%$, średnio 34% . Wskutek napowietrzania wzrosło stężenie tlenu do $9,5\text{--}12,0 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, a stopień nasycenia wody tlenem wynosił $80\text{--}100\%$, średnio 87% . Biorąc pod uwagę natlenienie wody należy uznać, że efektywność jej napowietrzania była wysoka. W procesie napowietrzania wody stopień utlenienia żelaza (II) do (III) był niski. Przyczynił się do tego fakt, iż wskutek obecności tlenu w wodzie surowej już część żelaza uległa wcześniejszemu utlenieniu. W badaniach ustalono, że po procesie napowietrzania pozostało jeszcze w wodzie około 14% Fe(II), co nie stanowiło przeszkody w jej odżelazianiu.

Usunięcie agresywnego dwutlenku węgla w procesie napowietrzania wpływa na znaczne obniżenie właściwości korozyjnych wody. Podczas napowietrzania uzyskano około 80% usuwania agresywnego dwutlenku węgla (średnio z $15 \text{ gCO}_2/\text{m}^3$ do $3,2 \text{ gCO}_2/\text{m}^3$). Właściwości korozyjne wody analizowano na podstawie zmian wskaźników szybkości agresji kwasowęglanowej wody i wskaźnika Stroheckera. Wartości tych wskaźników podczas napowietrzania uległy obniżeniu odpowiednio z $3,12$ do $0,23$ oraz z $1,1$ do $0,67$. Oznacza to, że ujmowana woda o charakterze zdecydowanie korozyjnym po napowietrzaniu staje się wodą o niskiej lub średniej agresywności, zatem ma zdolność do rozpuszczania węglanu wapnia i w związku z tym wymaga przeprowadzenia korekty pH.

Wyniki badań odżelaziania i odmanganiania wody bez wspomagania chemikaliami przedstawiono w tabeli 2. Podczas filtracji wody z prędkością 5 m/h , po jej uprzednim napowietrzeniu, uzyskano obniżenie stężenia związków żelaza do wartości poniżej $0,5 \text{ gFe/m}^3$, praktycznie niezależnie od wysokości złoża filtracyjnego, natomiast usuwanie związków manganu było zdecydowanie lepsze na złożu wyższym, po którym stężenie manganu pozostałego nie przekraczało $0,1 \text{ gMn/m}^3$, natomiast na złożu niższym mangan pozostały zdecydowanie przekraczał $0,1 \text{ gMn/m}^3$. Przy wzroście prędkości filtracji do 10 m/h uzyskano również zadowalające

Tabela 2. Efekty filtracji wody napowietrzonej

Parametr, jednostka	5 m/h	7,5 m/h	10 m/h
Długość cyklu filtr., h	107	76	48
Żelazo ogólne w wodzie surowej, gFe/m^3	$0,55\text{--}4,48$ śr. 1,18	$0,74\text{--}2,72$ śr. 1,67	$0,93\text{--}4,90$ śr. 1,63
Żelazo ogólne po filtrze $h=1,5 \text{ m}$, gFe/m^3	$0,14\text{--}0,47$ śr. 0,19	$0,10\text{--}0,34$ śr. 0,15	$0,13\text{--}0,39$ śr. 0,20
Żelazo ogólne po filtrze $h=1,0 \text{ m}$, gFe/m^3	$0,14\text{--}0,52$ śr. 0,19	$0,10\text{--}0,31$ śr. 0,16	$0,15\text{--}0,47$ śr. 0,23
Mangan w wodzie surowej, gMn/m^3	$0,50\text{--}0,70$ śr. 0,61	$0,58\text{--}0,66$ śr. 0,61	$0,56\text{--}0,67$ śr. 0,62
Mangan po filtrze $h=1,5 \text{ m}$, gMn/m^3	$0,00\text{--}0,11$ śr. 0,04	$0,03\text{--}0,14$ śr. 0,10	$0,04\text{--}0,14$ śr. 0,12
Mangan po filtrze $h=1,0 \text{ m}$, gMn/m^3	$0,04\text{--}0,25$ śr. 0,09	$0,07\text{--}0,27$ śr. 0,17	$0,11\text{--}0,25$ śr. 0,21
Utlenialność wody surowej, gO_2/m^3	$2,1\text{--}2,9$ śr. 2,4	$1,8\text{--}3,0$ śr. 2,4	$1,7\text{--}3,2$ śr. 2,2
Utlenialność po filtrze $h=1,5 \text{ m}$, gO_2/m^3	$1,7\text{--}2,5$ śr. 2,0	$1,8\text{--}2,4$ śr. 2,2	$1,7\text{--}2,1$ śr. 1,9
Utlenialność po filtrze $h=1,0 \text{ m}$, gO_2/m^3	$1,7\text{--}2,5$ śr. 2,0	$1,8\text{--}2,3$ śr. 2,0	$1,7\text{--}2,6$ śr. 2,0

efekty odżelaziania wody na obu filtrach ($<0,5 \text{ gFe/m}^3$), natomiast skuteczność odmanganiania wody na obu filtrach uległa pogorszeniu ($>0,1 \text{ gMn/m}^3$).

Badania odżelaziania i odmanganiania wody wspomagane koagulacją prowadzono stosując koagulanty hydrolizujące (siarczan glinu i chlorek żelaza) w ilościach $2\text{--}10 \text{ g/m}^3$, przy zachowaniu prędkości filtracji $5\text{--}10 \text{ m/h}$. Siarczan glinu w dawce 5 g/m^3 zapewnił jedynie poprawę efektów odżelaziania wody o 50% , natomiast nastąpiło pogorszenie efektów odmanganiania wody (stężenie manganu pozostałego dochodziło do $0,24 \text{ gMn/m}^3$). Wzrost dawki koagulantu nie spowodował poprawy efektu oczyszczania wody, nastąpiło natomiast radykalne skrócenie cyklu filtracji oraz znaczne pogorszenie jakości filtratu.

Chlorek żelaza działał skutecznie przy dawce 6 g/m^3 i przy zachowaniu prędkości filtracji 5 m/h . Zapewnił poprawę stopnia odżelaziania wody o około 50% , natomiast odmanganianie wody przez znaczną część cyklu przebiegało jak w procesie filtracji bez koagulantu. Wzrost dawek, jak również wzrost prędkości filtracji wpłynęły na pogorszenie efektów odmanganiania, natomiast odżelazianie wody nie zostało zakłócone, stężenie żelaza pozostałego nie przekraczało $0,3 \text{ gFe/m}^3$, wyraźnemu skróceniu uległ zaś cykl filtracji do 10 h . Stosowanie koagulacji powierzchniowej przy użyciu koagulantów hydrolizujących nie jest procesem zbyt efektywnym. Lepsze rezultaty możliwe są do osiągnięcia przy zastosowaniu koagulacji polielektrolitem (tab.3).

Wpływ polielektrolitu na efekty oczyszczania wody badano w zakresie dawek $0,7\text{--}5,2 \text{ g/m}^3$, przy prędkościach filtracji $5\text{--}10 \text{ m/h}$. Wykluczono możliwość prowadzenia procesu przy prędkościach powyżej $5,0 \text{ m/h}$ z uwagi na to, iż dobowy cykl filtracji, możliwy do uzyskania, nie zawsze gwarantował właściwą jakość filtratu. Wyeliminowanie wyższych prędkości filtracji było zgodne z danymi uzyskanymi w badaniach filtracji bez koagulacji nad określeniem wymaganej wysokości złoża filtracyjnego i optymalnej prędkości filtracji. Przy prędkości 5 m/h za optymalną dawkę polielektrolitu uznano $1,6 \text{ g/m}^3$ z uwagi na usuwanie manganu. Przy tej dawce uzyskano 70 h cykl filtracji, a stężenie pozostałe związków żelaza wynosiło średnio $0,11 \text{ gFe/m}^3$, natomiast manganu – $0,06 \text{ gMn/m}^3$. Przy stosowaniu polielektrolitu w ilości

Tabela 3. Efekty filtracji wody wspomaganej polielektrolitem Magnafloc LT31 dla wysokości złoża 1,5 m i prędkości 5 m/h

Parametr, jednostka	1,3 g/m ³	1,6 g/m ³	2,5 g/m ³	5,2 g/m ³
Długość cyklu filtracji, h	9	70	23	16
Żelazo w wodzie surowej, gFe/m ³	2,03+3,14 śr. 2,75	0,97+2,43 śr. 1,67	0,59+3,00 śr. 1,23	1,85+2,41 śr. 2,13
Żelazo w filtracie bez polielektrolitu, gFe/m ³	0,12+1,01 śr. 0,44	0,05+0,18 śr. 0,13	0,10+0,31 śr. 0,16	0,10+0,31 śr. 0,16
Żelazo w filtracie z polielektrolitem, gFe/m ³	0,04+0,11 śr. 0,07	0,06+0,29 śr. 0,11	0,02+0,06 śr. 0,04	0,02+0,16 śr. 0,09
Mangan w wodzie surowej, gMn/m ³	0,48+0,66 śr. 0,57	0,52+0,66 śr. 0,59	0,56+0,62 śr. 0,60	0,50+0,62 śr. 0,56
Mangan w filtracie bez polielektrolitu, gMn/m ³	0,22+0,28 śr. 0,25	0,05+0,21 śr. 0,15	0,16+0,24 śr. 0,21	0,10+0,23 śr. 0,17
Mangan w filtracie z polielektrolitem, gMn/m ³	0,07+0,19 śr. 0,14	0,00+0,10 śr. 0,06	0,10+0,20 śr. 0,17	0,07+0,13 śr. 0,10
Utlenialność wody surowej, gO ₂ /m ³	3,1+4,1 śr. 3,6	2,7+3,5 śr. 3,1	2,7+3,2 śr. 3,5	2,6+3,0 śr. 2,8
Utlenialność filtratu bez polielektrolitu, gO ₂ /m ³	2,8+3,3 śr. 3,0	2,8+3,0 śr. 2,9	2,5+2,8 śr. 2,6	2,5+2,6 śr. 2,5
Utlenialność filtratu z polielektrolitem, gO ₂ /m ³	2,5+2,7 śr. 2,6	2,2+2,8 śr. 2,5	2,2+2,5 śr. 2,3	2,4+2,5 śr. 2,4
Ogólny węgiel organiczny w wodzie surowej, gC/m ³	2,59+3,72 śr. 3,02	2,08+3,47 śr. 2,55	2,53+3,72 śr. 3,00	–
OWO w filtracie bez polielektrolitu, gC/m ³	2,02+2,80 śr. 2,40	2,22+3,36 śr. 2,52	2,10+3,21 śr. 2,57	–
OWO w filtracie z polielektrolitem, gC/m ³	2,13+2,95 śr. 2,53	2,06+3,24 śr. 2,49	2,19+3,22 śr. 2,68	–

1,6 g/m³ nie następowało zakłócenie procesu odmanganiania, nawet w obecności podwyższonych stężeń azotu amonowego w wodzie (0,3+0,5 gN/m³), przy których zawsze obserwowano załamanie procesu odmanganiania. Wzrost dawek polielektrolitu powyżej 1,8 g/m³, jak i wzrost prędkości filtracji powyżej 5 m/h, wpłynęły na pogorszenie odmanganiania i znaczne skrócenie cyklu filtracji. O ile przy prędkości 5 m/h średni stopień usuwania manganu wynosił 74% dla dawki 1,3 g/m³, 90% dla 1,6 g/m³, 72% dla 2,5 g/m³ i 82% dla 5,2 g/m³, to przy prędkości filtracji 7,5 m/h stopień usuwania manganu wynosił 76% dla dawki 0,8 g/m³ i około 80% dla dawek 1,7 i 6,7 g/m³. W badaniach zaobserwowano, że zakres skutecznych dawek polielektrolitu był wąski, co na pewno stanowić będzie utrudnienie eksploatacji obiektu technicznego.

Procesom odżelaziania i odmanganiania towarzyszyło również obniżenie mętności i intensywności barwy oraz wskaźników zanieczyszczenia organicznego, przy czym na wyższym złożu uzyskano nieznacznie lepsze efekty obniżania tych wskaźników. Wzrost prędkości filtracji z 5 do 10 m/h spowodował niewielkie zmiany w jakości wody. Średni stopień obniżenia utlenialności wynoszący około 18% zmalał do 14%. Mętność obniżono do 1–2 g/m³, natomiast barwa często pozostawała lekko podwyższona, tj. 20–25 gPt/m³. Zastosowanie niskiej dawki koagulantu, tak siarczanu glinu jak i chlorku żelaza, nie wpłynęło w istotny sposób na zmianę wartości omawianych wskaźników. Natomiast przedawkowanie koagulantu spowodowało drastyczne pogorszenie mętności oraz barwy i wywołało zjawisko przebiccia złoża, tzn. nastąpił wzrost mętności do 70 g/m³.

Zastosowanie do uzdatniania wody polielektrolitu kationowego Magnafloc LT31 spowodowało obniżenie stężenia domieszek pochodzenia organicznego. I tak przy prędkości 5 m/h uzyskano wzrost usuwania utlenialności o 12% przy dawce 1,3 g/m³, 10% przy dawce 1,6 g/m³, 8% przy 2,5 g/m³

i 3% przy 5,2 g/m³. Zmiany OWO nie potwierdziły tych wartości, stopień obniżenia OWO był zbliżony zarówno dla wody filtrowanej z polielektrolitem jak i bez polielektrolitu. Jeszcze bardziej widoczne były zmiany w obniżaniu utlenialności przy zwiększeniu prędkości do 7,5 m/h [3]. Uzyskano wówczas wzrost stopnia usuwania utlenialności o 9% dla dawki 0,8 g/m³, o 24% dla 1,7 g/m³ i 13% dla 6,7 g/m³. Wartości zmian OWO również nie wykazały tych tendencji.

Analizując zmianę stopnia obniżania utlenialności, malejącą wraz ze wzrostem dawki polielektrolitu, przy prędkości filtracji 5 m/h i z wyraźnym maksimum przy prędkości 7,5 m/h należy wnosić, iż w procesie tym bardzo istotna była rola flokulacji w złożu filtracyjnym. Zatem wzrost dawek polielektrolitu może spowodować zamiast oczekiwanej poprawy jakości wody zablokowanie złoża filtracyjnego zbyt dużymi kłaczkami, co w efekcie doprowadzi do pogorszenia jakości wody i skrócenia cyklu filtracji. Wykazana w przeprowadzonych badaniach efektywność polielektrolitu w usuwaniu domieszek z wód infiltracyjnych charakteryzuje inny przedział usuwania związków żelaza i manganu (dawka wyższa 1,6 g/m³) i inny dla usuwania pozostałych domieszek, przede wszystkim organicznych (1,3 g/m³), przy zachowaniu prędkości filtracji 5 m/h. Analiza usuwania związków organicznych potwierdziła istnienie wąskiego zakresu skutecznych dawek polielektrolitu do oczyszczania badanej wody infiltracyjnej.

Z uwagi na fakt, iż chlorek żelaza bardzo skutecznie obniżał stężenie żelaza w wodzie, a polielektrolit Magnafloc LT31 stężenie związków manganu, skuteczna okazała się kombinacja tych dwóch koagulantów dawkowanych oddzielnie nad złożo filtracyjne. Zastosowana kombinacja chlorku żelaza w ilości 1,5 g/m³ i polielektrolitu Magnafloc LT31 w ilości 0,9 g/m³ pozwoliła na obniżenie stężenia związków żelaza do 0,1 gFe/m³, manganu do 0,04+0,07 gMn/m³, a także wyraźne obniżenie OWO i utlenialności o 10–20% oraz mętności i intensywności barwy o ponad 50%, przy jednoczesnym zachowaniu 34-godzinnej cyklu filtracji. Z badań wynika celowość prowadzenia procesu koagulacji powierzchniowej chlorkiem żelaza z zastosowaniem wspomaganie polielektrolitem Magnafloc LT31.

Wnioski

♦ Uzdatnianie wody infiltracyjnej w układzie technologicznym złożonym z napowietrzania oraz filtracji przez wpracowane złoża piaskowe zabezpiecza jakość wody zgodną z obecnie obowiązującymi wymaganiami sanitarnymi, nawet przy eksploatacji złóż ociekowych wysokoobciążonych, nie gwarantujących pełnego utlenienia związków żelaza. W tym układzie technologicznym korozyjność wody ulega znacznemu obniżeniu, jednakże równowaga węglanowo-wapniowa nie jest całkowicie zachowana; woda uzdatniona należy do wód słabo agresywnych.

♦ Poprawa efektów technologicznych możliwa jest poprzez wprowadzenie do układu oczyszczania procesu koagulacji. Wykazano celowość prowadzenia koagulacji bezpośrednio w złożu filtracyjnym, co w znacznym stopniu ogranicza wzrost korozyjności wody. Zastosowanie koagulantów hydrolizujących w ilościach do 5 g/m³ powodowało obniżenie zawartości związków żelaza nawet poniżej 0,3 gFe/m³. Całkowicie z procesu oczyszczania wody wyeliminowano siarczan glinu z uwagi na pogorszenie efektów odmanganiania wody. Obiecujące rezultaty zarówno odżelaziania jak i odmanganiania

uzyskano przez zastosowanie do koagulacji polielektrolitu Magnafloc LT31 w ilości 1,3+1,6 g/m³, bądź przy łącznym stosowaniu chlorku żelaza i polielektrolitu. Proces koagulacji przy użyciu koagulantów hydrolizujących, czy też polielektrolitu poprawił także stopień obniżania intensywności barwy (barwa pozostała ok. 10 gPt/m³). Stopień obniżenia mętności był nieco mniejszy, gdyż nie uzyskano mętności poniżej 1 g/m³ (mętność pozostała 1+3 g/m³). Zaletą stosowania polielektrolitu było niezwiększanie korozyjności wody.

♦ Prędkość filtracji wody tak w układzie bez jak i z koagulacją wymagała ograniczenia do 5 m/h, przy zachowaniu wysokości złoża 1,5 m. Wzrost prędkości filtracji w obu wypadkach powodował pogorszenie jakości wody uzdatnionej, czego nie niwelowała zwiększona dawka koagulantu czy flokulantu. Prowadzenie koagulacji bezpośrednio w złożu filtracyjnym wpływało na skrócenie cyklu filtracji, przy czym przy ustalonych dawkach koagulantów możliwe było zachowanie

jednodobowego cyklu filtracji. Wzrost dawki polielektrolitu powodował szybszy wzrost strat ciśnienia filtracyjnego niż wzrost dawki koagulantu.

LITERATURA

1. J. MAĆKIEWICZ, A. M. DZIUBEK i in.: Zastosowanie koagulacji powierzchniowej w filtrach wpracowanych do usuwania domieszek z wód. Raporty Inst. Inż. Ochr. Środow. PWr., seria SPR nr 50, Wrocław 1998 (praca nie publikowana).
2. J. ŁOMOTOWSKI, M. LISZEWSKI: Wstępna ocena stanu gleby i gruntu terenów wodonośnych po ich zalaniu wodami powodziowymi. MPWiK, Wrocław 1997 (praca nie publikowana).
3. A. M. DZIUBEK, J. MAĆKIEWICZ i in.: Modernizacja technologii oczyszczania wody w ZPW „Na Grobli” we Wrocławiu. Raporty Inst. Inż. Ochr. Środ. PWr., seria SPR, nr 28, Wrocław 1997 (praca nie publikowana).

Infiltration Water Treatment by Direct Filtration

The quality of infiltration water was assessed and the effects of the treatment process which involved coagulation in the rapid-filter bed were discussed. The optimum filtration rate was established and the treatment effects were related to the type of the coagulant and polyelectrolytes used. The experimental study

substantiated the usefulness of the cation polyelectrolyte Magnafloc LT31, and the efficiency of polyelectrolyte-aided ferric chloride coagulation. In this way it was possible to reduce the coagulant dose without deteriorating the water treatment effects in the 24-hour filtration cycle.