

rowanie to powinno ono obejmować zakres tworzenia chloramin, przy którym nie powstają związki chloroorganiczne i trójhalemetany trudno sorbowalne zarówno w procesie oczyszczania jak i w gruncie.

Wnioski

Infiltracja powinna być traktowana jako naturalny, bezreagentowy sposób oczyszczania wody. Podwyższone nakłady eksploatacyjne na oczyszczanie stawów i regenerowanie studzien są niższe od kosztów chemikaliów w klasycznym układzie oczyszczania wód powierzchniowych. Skuteczność infiltracji zależy od jakości wody infiltrującej, wysokości strefy nienasyconej pod stawem i czasu przepływu wody w gruncie. Istotnym warunkiem stosowania infiltracji jest występowanie odpowiednich terenów wodonośnych. Wstępne oczyszczanie wody przed infiltracją jest zawsze pożądane, a jego zakres zależy głównie od składu surowca.

dr inż. Marian Błażejowski

Instytut Kształtowania Środowiska
Oddział w Poznaniu

PERSPEKTYWY WYKORZYSTANIA SZTUCZNEJ INFILTRACJI W UZDATNIANIU ZANIECZYSZCZONYCH WÓD POWIERZCHNIOWYCH W POLSCE W ŚWIELE DOTYCHCZASOWYCH DOŚWIADCZEN

Stosowane dotychczas sposoby uzdatniania silnie zanieczyszczonych wód powierzchniowych okazują się w wielu przypadkach niedostatecznie skuteczne. Wprowadzenie przez ozonowanie wody, skojarzone z biologicznie aktywnymi filtrami węglowymi lub filtrami powolnymi można uzyskać jakość dostarczanej wody do picia, odpowiadającą wymaganiom, jednakże metody te są wyjątkowo kosztowne. Toteż uzasadniona wydaje się konieczność poszukiwania innych równie skutecznych i przy tym mniej kosztownych metod uzdatniania wody.

Metodą, także w świetle obecnego stanu wiedzy wydaje się być sztuczna infiltracja wody, której dodatkową zaletą jest możliwość magazynowania większej ilości oczyszczonej wody w warstwie wodonośnej.

Spośród stosowanych sposobów sztucznej infiltracji, najlepsze efekty ilościowe wykazuje znana i stosowana od dość dawna infiltracja brzegowa. Niestety z uwagi na zbyt krótką retencję wody w gruncie oraz występującą, najczęściej niewystarczającą ilość tlenu, wzrasta w niej stężenie żelaza, manganu i amoniaku, a zawartość substancji organicznych, szczególnie chloropochodnych węglowodorów aromatycznych ulega tylko niewielkiemu obniżeniu [1, 2].

W konsekwencji, woda po infiltracji brzegowej najczęściej musi być poddawana dalszemu uzdatnianiu. Przykładem powyższego może być

LITERATURA

1. A. L. KOWAL: Procesy jednostkowe w infiltracji. Konferencja, Zagadnienie zaopatrzenia w Wodę Miast i Wsi, PZITS Poznań, 1982, Wyd. PZITS Nr 779.
2. L. CLARK, K. M. BAXTER: Organic micropollutants in effluent recharge to groundwater, Wat. Sci. Tech. V 14 (1981) pp 15-30
3. B. REGNIER, a. a.: The elimination of mineral micropollutants, Wat. Sci. Tech. Vol. 14 (1981) pp. 87-105.
4. MICROPOLLUTANTS IN RIVER SEDIMENTS. WHO Copenhagen 1982.
5. M. BŁĄŻEJEWSKI: Sztuczna infiltracja w uzdatnianiu wód powierzchniowych, IKS Warszawa 1982.
6. G. GRIMMER, K. W. NAUJACK: Gaschromatografische Profilanalyse der polycyclischen aromatische Kohlenwasserstoffe in Wasser. Vom Wasser 53 (1979) 1-8.
7. J. B. ANDELMAN, M. J. SUESS: Polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. Bulletin of the WHO 1970.

fakt, że obecnie na prawie wszystkich stacjach wodociągowych nad Renem, po infiltracji brzegowej woda poddawana jest filtracji przez granulowany węgiel aktywowany i proces ten często bywa sprzężony z wstępnym ozonowaniem [3]. Infiltracyjne ujęcia brzegowe narażone są również na krótkotrwałe, falowe zanieczyszczenie wody rzecznej, które mogą przyczyniać się niekiedy do długotrwałego utrzymywania niepożądanych własności ujmowanej wody podziemnej. Tych w/w skutków pozbawiona jest infiltracja wody przez stawy, pozwalająca na okresową rezygnację z ujmowania silnie zanieczyszczonych wód powierzchniowych, bez wpływu na intensywność wzbogacania warstwy wodonośnej.

Sposoby sztucznej infiltracji przez stawy, dla większości ujęć są podobne i różnią się jedynie szczegółami, wynikającymi przede wszystkim z konieczności dostosowania zasilania do warunków lokalnych. Woda ujmowana z rzeki jest bądź to wstępnie uzdatniana, bądź też surowa wprowadzana bezpośrednio do stawu infiltracyjnego. Wstępne uzdatnianie sprowadza się niekiedy do silnego napowietrzania wody, a następnie usunięcia z niej zawiesin np. na prefiltrze, w którym może zachodzić, również w pewnym stopniu częściowa biodegradacja związków organicznych oraz nitryfikacja. Konsekwencją wstępnej nitryfikacji jest zmniejszenie zapotrzebowania na tlen w grun-

cie oraz utlenianie części związków organicznych, w zachodzących w głębszych warstwach gruntu reakcjach denitryfikacji [3]. Sposób ten stosowany w Dortmundzie nie zabezpiecza jednak stawów infiltracyjnych przed kolmatacją dna, wywołaną w wyniku silnego rozwoju mikroorganizmów. Wstępne natomiast uzdatnianie w Wiesbaden [4] polega na napowietrzaniu i chlorowaniu wody oraz jej koagulacji solami żelaza. Po koagulacji woda podlega dalszemu oczyszczaniu na filtrach węglowych, które dodatkowo zabezpieczają biocenozę stawów przed ewentualnym zatruciem przez chlor pozostały w doprowadzanej wodzie. W tym układzie uzdatnianie końcowe wody przez infiltrację ma na celu wyłącznie tylko wyrównanie temperatury wody i nadanie jej cech wody gruntowej.

Skuteczność oczyszczania wody, podczas jej pasażu przez grunt, zależy w poważnym stopniu od odległości studni od rzeki lub stawów oraz od czasu przetrzymywania w gruncie [5]. Podczas infiltracji może również zachodzić eliminacja metali ciężkich i w przypadku stężenia ich w infiltrowanej wodzie rzędu 10^{-1} — 10^{-3} mg/dm³ mogą one przez bardzo długi okres czasu nie występować w ujmowanej wodzie podziemnej [3]. Proces zatrzymywania metali ciężkich w gruncie jest niestety odwrotny i niewielkie zmiany odczynu infiltrowanej wody lub obecność w niej substancji chelatujących przyczyniają się do ich elucji, czego konsekwencją jest wtórne zanieczyszczenie wody [5].

Obecność w wodzie infiltrowanej substancji organicznych trudno lub nie ulegających biodegradacji, często również toksycznych dla biocenozy wody i gruntu, przyczynia się do postępującego zanieczyszczenia gruntu, w konsekwencji czego, woda po infiltracji jest wtedy w podobnym stopniu zanieczyszczona, jak woda surowa [6, 3].

W przypadku stawów, po okresowym wyłączeniu ich z eksploatacji można spodziewać się częściowego zregenerowania własności sorpcyjnych gruntu, co umożliwia ich dalszą eksploatację.

Dla ujęć brzegowych natomiast, zanieczyszczenie jest prawdopodobnie trwałe i nawet czasowe zaprzestanie czerpania wody infiltrowanej nie wpłynie na poprawę efektywności jej uzdatniania.

Biorąc powyższe pod uwagę, należy zgodzić się z poglądem, że w przypadku wykorzystywania sztucznej infiltracji w uzdatnianiu zanieczyszczonych wód powierzchniowych konieczne jest ich wstępne uzdatnianie, w przypadku stawów infiltracyjnych, lub dalsze uzdatnianie, w przypadku infiltracji brzegowej [1, 3, 6]. Niestety, wymagany stopień wstępnego uzdatniania zanieczyszczonych wód powierzchniowych, przed poddaniem ich następnie infiltracji lub oczyszczaniu wody po infiltracji, jest trudny do jednoznacznego określenia.

Sztuczna infiltracja wody ze stawów, jako jeden z procesów technologicznych w uzdatnianiu wody wykorzystana jest w Polsce na 6

wodociągach. Największe ujęcie wody infiltrowanej znajduje się w Poznaniu, gdzie do stawów podawana jest nieuzdatniona woda z rzeki Warty, natomiast tylko w Krakowie, ujmowaną wodę z rzeki Wisły przed infiltracją uzdatnia się wstępnie przez koagulację.

Analiza występujących zmian stężenia wybranych wskaźników wody oraz wybranych mikrozanieczyszczeń pozwala na ocenę udziału koagulacji w uzdatnianiu wody i następnie efektywności jej oczyszczania po procesie infiltracji w Krakowie oraz efektywności infiltracji wody, czerpanej wprost z rzeki, a także udziału w ogólnym efekcie uzdatniania końcowej filtracji pospiesznej, stosowanej w Poznaniu.

W Polsce eksploatowanych jest wiele ujęć brzegowych, na których jednak procentowy udział wody infiltrowanej z rzeki oraz wody gruntowej zmieniają się w szerokich granicach w zależności np. od stanu wody w rzece. Szczególnym przypadkiem jest natomiast ujęcie wody spod dna rzeki Wisły, eksploatowane od kilkunastu lat na Wodociągu Praskim w Warszawie. Biorąc pod uwagę fakt, że warunki ujmowania wody są w tym przypadku szczególnie niekorzystne dla jej jakości, celowym wydaje się przeanalizowanie zmian wybranych wskaźników jakości wody po infiltracji, jak również po końcowej filtracji pospiesznej.

Ocena jakości ujmowanych wód powierzchniowych

Jakość ujmowanej wody z rzeki Wisły w Krakowie, wg przyjętej w Polsce klasyfikacji nie odpowiada normom z uwagi na wysoką zawartość związków organicznych oznaczanych jako BZT₅, stopień zasolenia oraz duże stężenie zawiesin. Zanieczyszczenie bakteriologiczne określone jako miano coli dyskwalifikuje również wodę pod względem bakteriologicznym [7]. W Warszawie ujmowana woda spełnia wymogi III klasy czystości o czym decydują BZT₅, stężenie zawiesin oraz miano coli [7].

Wskaźniki jakości wody z rzeki Warty, ujmowanej w Dębinie w Poznaniu nie odpowiadają natomiast przyjętym w Polsce normatywom pod względem stężenia fosforanów oraz zanieczyszczenia bakteriologicznego, określanego jako miano coli [8].

Opis badanych stacji wodociągowych

Stacja wodociągowa „Bielany” w Krakowie usytuowana jest na lewym brzegu rzeki Wisły. Stawy infiltracyjne zlokalizowane są na tarasie zalewowym w zapadlisku jurajskim, wyższości 6—10 m, posadowionymi na nieprzepuszczalnych ilach miocenkich. Stawy infiltracyjne zasilane są wstępnie koagulowaną siarczanem glinowym wodą wiślaną ale okresowo część z nich zalewana jest wodą z rzeki Sanki. Analiza sposobu zalewania stawów oraz lokalizacja studzien ujmujących wodę infiltrowaną pozwoliła stwierdzić, że tylko stawy nr 2 i nr

3 oraz leżące w pobliżu nich studnie nr 38, 40, 128, 130 i 136 zawierają wodę wiślaną, niezmieszaną z wodą z rzeki Sanki. Czas przepływu wody ze stawów do studzien wynosił od 90 do 130 godzin [9, 10]. Biorąc powyższe pod uwagę, w badaniach efektywności uzdatniania wody wiślanej ograniczono się tylko do w/w stawów i studni.

Na Wodociągu Praskim woda spod dna Wisły ujmowana jest drenami poziomymi, ułożonymi na głębokości kilku metrów, połączonymi z 3 studniami zbiorczymi. Wyliczony, na podstawie współczynnika filtracji, czas pasażu wody w gruncie wynosi od 5 do 15 godzin. Zmieszana woda infiltrowana z 3 studzien jest następnie odżelaziana i odmanganiana na filtrach pospiesznych [11].

Stawy infiltracyjne w Dębinie usytuowane są na lewym brzegu rzeki Warty, na obszarze jej tarasu zalewowego. Na całym obszarze ujęcia utwory czwartorzędowe o miąższości 6 do 17 m pościelone są utworami trzeciorzędowymi, reprezentowanymi przez osady plioceniowe. Woda infiltrowana ze stawów ujmowana jest przez studnie ułożone w 3 galeriach równoległych do osi stawów oraz rzeki. Udział wody infiltrowanej z rzeki Warty jest zmienny ale nie przekracza kilkunastu procent. Średni czas pasażu wody w gruncie określany jest na około 30 dni [12]. Woda infiltrowana poddawana jest odżelazianiu i odmanganianiu na filtrach pospiesznych.

Metodyka i wyniki badań

W celu dokonania oceny zmian jakości wody po poszczególnych etapach jej uzdatniania w Krakowie, Poznaniu jak również w Warszawie, korzystano z wyników analiz standardowo wykonywanych przez laboratorium wodociągowe, jak również wyników badań IKS [11, 9, 12].

Ponieważ czasy retencji wody w osadniku po-koagulacyjnym, jak również osadniku wtórnym w Krakowie, a także czasy pasażu wody w gruncie w Krakowie, Poznaniu jak i w Warszawie, są różne, uzyskane analitycznie wartości, oznaczonych wskaźników jakości wody nie mogły być uznane za wzajemnie ze sobą skorelowane, można było jednak dokonać analizy istotności różnic pomiędzy grupami wyników, otrzymanymi dla poszczególnych punktów pomiaru. Średnie uznawane były za równe, gdy poziom istotności testu był wyższy lub równy 0,05. Wyniki testów dla wybranych wskaźników jakości wody zestawiono w tab. 1. Strzałkami skierowanymi w dół oznaczono statystycznie istotne obniżenie się stężenia badanego wskaźnika. Strzałkami skierowanymi w górę oznaczono wzrost stężenia a znak równości stawiano w przypadku braku statystycznie istotnych różnic.

Wpływ koagulacji na jakość wody wiślanej

Analizując wpływ koagulacji na jakość wody wprowadzanej do badanych stawów infiltracyjnych w Krakowie można stwierdzić, że

przyczynia się ona do częściowej eliminacji z wody związków organicznych, czego konsekwencją jest obniżenie średnich wartości ChZT: o 38%, utlenialność o 43%, N_{org} o 29% i strat po prażeniu o 15%. Równocześnie następuje obniżenie stężenia żelaza i manganu odpowiednio o 67% i 27%. Spośród kontrolowanych mikrozanieczyszczeń, występujących w ujmowanej wodzie wiślanej z wyjątkiem SPC i WWA w średnich stężeniach niższych od dopuszczalnych w wodzie do picia, w procesie koagulacji usuwane są tylko anionoaktywne SPC w 56% i cynk w 31%.

Efektywność uzdatniania wody w wyniku jej infiltracji z badanych stawów w Krakowie

Podczas infiltracji w Krakowie zachodziła dalsza eliminacja z infiltrowanej wody związków organicznych co wyrażało się obniżeniem ChZT o 31%, utlenialności o 35%, N_{org} o 35% oraz strat po prażeniu o 38%. Pozostałe w wodzie po koagulacji związki żelaza i manganu zostały również częściowo usunięte, co przyczyniło się do obniżenia stężenia w infiltrowanej wodzie o 24% Fe i o 66% Mn. O unieruchomieniu ich w gruncie decydowała prawdopodobnie mała intensywność biodegradacji.

Wskaźnikami intensywności procesów biodegradacji, zachodzących podczas infiltracji wody w Krakowie były przemiany związków azotu nieorganicznego, z których istotnemu obniżeniu ulegał N_{NH_4} i N_{NO_2} , czego konsekwencją był wzrost stężenia N_{NO_3} . Niewielkie natomiast stężenie kwaśnych produktów biodegradacji przyczyniało się do braku statystycznie istotnych zmian stężenia wapnia i manganu w infiltrowanej wodzie. Częściowej eliminacji, w wyniku infiltracji ulegały cynk i SPC, których stężenie obniżyło się odpowiednio o 40% i 16%. Stężenia innych badanych metali ciężkich, γ -HCH oraz WWA nie zmieniały się w sposób statystycznie istotny, co pozwala sądzić, że podczas infiltracji mikrozanieczyszczenia te nie były eliminowane z wody, w konsekwencji czego średnie stężenie WWA przekraczało stężenie dopuszczalne dla wody do picia.

Efektywność oczyszczania wody w wyniku infiltracji na Wodociągu Praskim

Infiltracja przez warstwę gruntu pod dnem rz. Wisły przyczyniała się do eliminacji z infiltrowanej wody części związków organicznych, w konsekwencji czego obniżeniu ulegały następujące wskaźniki. ChZT o 49% zimą do 63% latem, utlenialność o 37% zimą i 58% latem, azot organiczny średnio o 18% oraz straty po prażeniu średnio o 48%. Mniejsza skuteczność infiltracji w okresie niskich temperatur wody, wyrażająca się mniejszą skutecznością obniżania ChZT zimą oraz znacznie różnice utlenialności pomiędzy zimą i latem świadczą o przebiegających procesach biodegradacji w gruncie pod dnem rzeki. Jednak intensywność ich była prawdopodobnie niewielka, bowiem statystycznie istotne obniżenie stężeń N_{NH_4} i N_{NO_2} w wo-

**ŚREDNIE WARTOŚCI WYBRANYCH WSKAŹNIKÓW JAKOŚCI WODY, PO POSZCZEGÓLNYCH ETAPACH JEJ UZDATNIANIA
W KRAKOWIE, WARSZAWIE I POZNANIU**

Tabela 1

Wodociąg	Miejsce poboru próbki	„Bielany” — Kraków			Praski — Warszawa			w Dębinie — Poznań		
		Wisła	po koagulacji	po infiltracji	Wisła	po infiltracji	po filtrach pospiesz.	Warta	po infiltracji	po filtrach pospiesz.
CHZT ($K_2Cr_2O_7$)	> 10°C				35,2	↓ 15,3	= 13,2			
	< 10°C	36,80	↓ 22,66	↓ 11,66	27,5	↓ 14,2	= 14,7	41,10	↓ 22,56	↓ 18,8
CHZT _{KMnO4}	> 10°C				13,2	↓ 5,5	= 5,0	12,33	↓ 5,18	↓ 4,40
	< 10°C	13,02	↓ 7,39	↓ 2,80	8,6	↓ 5,4	= 5,5	9,48	↓ 4,73	↓ 4,22
mgO ₂ /dm ³										
Straty po prażeniu mg/dm ³		142,50	= 121,84	↓ 67,65	75,2	↓ 38,37	= 38,37	122,73	↓ 105,13	= 103,68
N _{org} mg/dm ³		1,67	↓ 1,18	↓ 0,593	1,75	↓ 1,44	= 1,24	—	—	—
Fe mg/dm ³		1,244	↓ 0,400	↓ 0,096	0,59	↓ 0,02	= 0,04	0,495	↑ 0,767	↓ 0,074
Mn mg/dm ³		0,329	↓ 0,241	↓ 0,024	0,19	↓ 0,08	= 0,02	0,188	↑ 0,439	↓ 0,0268
Ca mg/dm ³		72,80	= 71,31	= 73,02	70,3	= 63,3	= 68,7	78,83	↑ 86,84	= 105,36
Mg mg/dm ³		22,36	= 19,05	= 14,65	11,5	= 10,9	= 11,3	18,96	= 11,405	= 10,86
N _{NH4}	> 10°C				0,17	= 0,13	= 0,15	0,364	= 0,455	↓ 0,061
	< 10°C	2,067	= 1,805	↓ 0,063	0,64	↓ 0,25	= 0,28	0,827	↓ 0,503	↓ 0,048
mg/dm ³	> 10°C				0,099	= 0,063	= 0,007	0,069	↓ 0,018	↓ 0,00007
	< 10°C	0,199	= 0,087	↓ 0,037	0,081	↓ 0,027	= 0,046	0,053	↓ 0,016	↓ 0,0017
N _{ON2}	> 10°C				0,70	= 0,80	= 0,70	1,099	↓ 0,161	= 0,209
	< 10°C	1,036	= 1,232	↑ 1,846	1,00	= 1,20	= 1,20	2,441	↓ 0,530	= 0,549
mg/dm ³										
Cu mg/dm ³		0,097	= 0,084	= 0,057	0,022	= 0,011	= 0,011	0,0122	↓ 0,0027	= 0,0031
Pb mg/dm ³		0,038	= 0,016	= 0,010	0,041	= 0,031	= 0,033	0,0044	= 0,0027	= 0,00067
Zn mg/dm ³		0,541	↓ 0,370	↓ 0,119	0,140	= 0,080	= 0,080	0,0296	= 0,0193	= 0,0299
Ni mg/dm ³		0,028	= 0,025	= 0,019	0,023	= 0,015	= 0,014	0,00031	= 0,00000	= 0,00000
SPC mg/dm ³		0,428	↓ 0,192	↓ 0,119	0,07	↓ 0,03	= 0,03	0,114	= 0,077	= 0,049
Σ WWA ng/dm ³		464	= 187	= 280	172,5		↓ 68,0	315	↓ 92,3	= 93,7
-HCH mg/dm ³		0,00077	= 0,00054	= 0,00037	0,0002	= 0,00003	= 0,00003	n.w.	n.w.	n.w.
Plankton komórek/cm ³ średn./min., max.				*) 0		40 0,135	13 0,45		*) 0	0

*) Tak wykazały badania gruntu plankton przenikał do głębokości 80 cm

dzie infiltrowanej zaobserwowano tylko zimą a stężenia N_{NO3} zimą jak również latem nie wykazywały statystycznie istotnych zmian. Potwierdzeniem powyższego sądu mogą być również duża skuteczność usuwania Fe i Mn, wynosząca odpowiednio 97% i 58%, które były unieruchamiane w spływających z wodą osadach lub w gruncie oraz w/w już tylko 18% obniżenie stężenia N_{org}.

Z badanych mikrozanieczyszczeń, których średnie stężenia w wodzie wiślanej nie przekraczały wartości dopuszczalnych dla wody do picia, statystycznie istotnemu obniżeniu ulegały tylko zawartości SPC o 58% i WWA o 61%. Godnym zaznaczenia wydaje się natomiast fakt stwierdzenia obecności organizmów planktonowych w wodzie po infiltracji, których maksymalna liczba w sierpniu 1979 r. wynosiła 135 komórek/1 cm³.

Wpływ infiltracji na zmiany jakości wody rz. Warty na ujęciu w Dębinie w Poznaniu

W wyniku przetrzymania wody rz. Warty w stawach infiltracyjnych oraz infiltracji przez warstwę gruntu następowała częściowa elimi-

nacja z wody substancji organicznych, wyrażająca się obniżeniem ChZT średnio o 45% i utlenialności zimą o 50% oraz latem o 58%. Następowo również niewielkie obniżenie strat po prażeniu średnio o 14%. Intensywność procesów biodegradacji była wysoka, w konsekwencji czego przez cały rok zachodziła częściowa denitryfikacja a kwaśne produkty biodegradacji przyczyniały się do elucji z gruntu wapnia, którego stężenie w wodzie infiltrowanej wzrastało o 10%. Następowo również redukcja żelaza i manganu, odłożonego w gruncie, czego efektem był wzrost ich stężenia w infiltrowanej wodzie odpowiednio o 55% i 134%.

Interesującym wydaje się również fakt eliminacji zimą z wody infiltrowanej N_{NH4}, na co sądzić można decydujący wpływ wywarła jego adsorpcja w gruncie oraz brak statystycznie istotnych zmian tego wskaźnika latem, co wiązało się prawdopodobnie z zachodzącą proteolizą organicznych związków azotu. Za niepokojące należy uznać wysokie średnie stężenie tego wskaźnika, zbliżone do dopuszczalnego dla wody do picia. Zjawisko to może świadczyć

o przeciążeniu ujęcia. Stężenia badanych mikrozanieczyszczeń, z wyjątkiem Cu i WWA nie wykazywały statystycznie istotnych zmian i nie przekraczały wartości dopuszczalnych dla wody do picia. Miedź była natomiast usuwana średnio o 78% a WWA w 71%.

Podsumowując na badanych trzech wodociągach efektywność oczyszczania wody, w wyniku jej infiltracji można stwierdzić, że w Poznaniu jak również w Warszawie średnie stężenia zanieczyszczeń w wodzie infiltrowanej nie przekraczały dopuszczalnych dla wody do picia. W Poznaniu godnym zwrócenia uwagi wydaje się jednak względnie wysokie średnie stężenie N_{NH_4} , świadczące o niepełnej biodegradacji zanieczyszczeń. W Warszawie za niepokojącą należy natomiast uznać zawartość planktonu w wodzie infiltrowanej. Obecność planktonu świadczy bowiem o bezpośrednim kontakcie wody rzecznej z drenami lub o wymywaniu planktonu z gruntu pod dnem, gdzie został on wprowadzony w wyniku stosowanej metody zwiększania wydajności ujęcia. Występowaniu planktonu może towarzyszyć również bakteriologiczne skażenie wody.

W Krakowie natomiast średnie stężenie WWA w wodzie infiltrowanej ze stawów nr 2 i 3 przekraczało wartości uznawane za szkodliwe dla zdrowia [17], co dyskwalifikowało ją jako wodę do picia.

Dla wymiernej oceny skuteczności oczyszczania wody na w/w ujęciach można posłużyć się wskaźnikiem technologicznej sprawności [14], w którym uwzględniona jest częstotliwość występowania przekroczeń dopuszczalnych stężeń, badanych mikrozanieczyszczeń. Przypadki, w których stężenia badanych mikrozanieczyszczeń przekraczały wartości dopuszczalne dla wody do picia zestawiono w tab. 2. W tabeli odrębnie potraktowano B(a)P, który jak można się spodziewać zostanie wprowadzony w miejsce 6-ciu WWA, jako wskaźnik zanieczyszczenia substancjami kancerogennymi [13].

Wskaźniki technologicznej sprawności wyliczono z równania $P_s = \frac{m}{n + 1}$ [14] w którym:

P_s — bezwymiarowy wskaźnik technologicznej sprawności stacji, ze względu na dany wskaźnik jakości wody S ,

m — liczba wyników badań jakości wody spośród n , które są zgodne z wymaganą jakością,

n — całkowita liczba wyników badań jakości wody.

W Krakowie wskaźniki te dla badanych mikrozanieczyszczeń wynosiły $P_{WWA} = 0,29$; $P_{B(a)P} = 0,57$; $P_{SPC} = 0,70$; $P_{Cu} = 0,80$.

Dla Wodociągu Praskiego w Warszawie wskaźniki technologicznej sprawności miały następujące wartości: $P_{B(a)P} = 0,66$; $P_{Pb} = 0,77$.

W Poznaniu oznaczono w wodzie infiltrowanej tylko jeden raz przekroczenie stężenia B(a)P a wskaźnik technologicznej sprawności w okresie badań wynosił: $P_{B(a)P} = 0,95$.

Analiza w/w wskaźników technologicznej sprawności potwierdza wyrażoną już negatywną ocenę skuteczności infiltracji ze stawów nr 2 i 3 w Krakowie oraz wskazuje na potencjalne zagrożenie zdrowia konsumentów, korzystających z wody Wodociągu Praskiego. Mimo że obowiązujące w standardach stężenia obliczane są na przeciętną długość życia ludzkiego to jednak działanie kilku zanieczyszczeń równocześnie może wyrzucić szkodliwy wpływ w czasie znacznie krótszym. Biorąc pod uwagę niskie średnie stężenie mikrozanieczyszczeń w wodzie wiślanej oraz uwzględniając oznaczone przekroczenia można wyrazić obawę, czy stosowany sposób infiltracji będzie wystarczająco skuteczny w przypadku pogarszania się jakości ujmowanej wody lub falowego jej zanieczyszczenia. Jednorazowe natomiast przekroczenie stężenia B(a)P w Poznaniu pozwala potwierdzić opinię o wysokiej skuteczności infiltracji w Dębinie ale w powiązaniu ze średnim stężeniem N_{NH_4} bliskim $0,5 \text{ mg/dm}^3$ winno stanowić sygnał o konieczności przeanalizowania obecnego sposobu eksploatacji ujęcia.

PRZYPADKI PRZEKROCZEŃ DOPUSZCZALNYCH STĘŻEŃ WYBRANYCH
MIKROZANIECZYSZCZEŃ W WODZIE UZDATNIONEJ PO INFILTRACJI

Wodociąg	Okres badań	Ilość oznaczeń	Przypadki przekroczeń dopuszczalnych stężeń			
			WWA (ng/dm ³)	B(a)P (ng/dm ³)	SPC (mg/dm ³)	Met. ciężkie (mg/dm ³)
„Bielany” Kraków	1974-1976	6-9	250			
			253		0,4	
			358	12	0,24	Cu — 0,2
			440	11		
Praski Warszawa	1978-1980	8	nie stwierdzono	12 18	nie stwierdzono	Pb — 0,25
w Dębinie Poznań	1980-1983	42	nie stwierdzono	15	nie stwierdzono	nie stwierdzono

1) Dopuszczalne stężenie 6-ciu WWA nie może przekraczać 200 ng/dm³ (17)

2) Dopuszczalne stężenie B(a)P wg projektu normy WHO nie może przekraczać 10 ng/dm³ (13)

Wpływ filtracji pospiesznej na zmiany jakości wody infiltrowanej

Analizując wyniki zestawione w tab. 1 można stwierdzić, że na Wodociągu Praskim filtracja pospieszna nie wywiera statystycznie istotne-

go wpływu na zmiany jakości wody infiltrowanej. Natomiast w Poznaniu w wyniku filtracji pospiesznej usuwane są z wody żelazo w 90% oraz mangan w 94%. W wodzie po filtrach obniża się również o około 90% stężenie azotu amonowego oraz w zależności od temp.

wody azotu azotynowego od 89 do 99,6%. Stężenie azotu azotanowego nie ulega jednak statystycznie istotnym zmianom. Zachodzące podczas filtracji pospiesznej procesy biodegradacji przyczyniają się również do niewielkiej ale statystycznie istotnej eliminacji z wody części związków organicznych, w konsekwencji czego dależemu obniżeniu ulega ChZT o 9% oraz utlenialność średnią o około 6%, co jednak nie znajduje potwierdzenia w stratach po prażeniu. Mimo korzystnego wpływu filtracji pospiesznej, końcowa efektywność usuwania substancji organicznych z wody jest jednak niższa od skojarzonych procesów koagulacji i infiltracji stosowanych w Krakowie.

Podsumowanie

Podsumowując przedstawione wyniki badań można stwierdzić, że zadowalający stopień uzdatniania wody powierzchniowej osiągany jest tylko na wodociągu poznańskim w Dębnie, w czym korzystny udział odgrywa również filtracja pospieszna, stosowana jako końcowy proces uzdatniania. Występujące jednak, względnie wysokie średnie stężenie N_{NH_4} oraz pojawienie się B(a)P w wodzie infiltrowanej świadczą prawdopodobnie o przeciążeniu ujęcia. Wskazaniem byłoby wprowadzenie prefiltracji wody i dodatkowego jej natleniania, co wpłynęłoby na wstępne utlenienie związków azotu oraz wzrost skuteczności biodegradacji związków organicznych w procesach denitryfikacji, zachodzących w głębszych warstwach gruntu. W Warszawie infiltracja oceniana na podstawie średnich stężeń zanieczyszczeń jest wystarczająco skuteczna dla otrzymania wody do picia odpowiadającej standardom sanitarnym. Stwierdzone jednak przypadki przekroczenia zawartości B(a)P i Pb w wodzie infiltrowanej wskazują na niewystarczającą skuteczność procesu infiltracji, w przypadku postępującego lub falowego wzrostu zanieczyszczenia wody wiślanej. Obecność planktonu w wodzie infiltrowanej wymaga dalszych badań w celu wyjaśnienia tego zjawiska oraz przeanalizowania, stosowanego obecnie sposobu zwiększania wydajności ujęcia, polegającego na hydraulicznym płukaniu dna rzeki.

W Krakowie natomiast infiltracja wstępnie koagulowanej wody wiślanej okazała się niewystarczająco skuteczna w stosunku do WWA, B(a)P oraz SPC i Cu. Wstępna koagulacja przyczyniała się do obniżenia ogólnej zawartości substancji organicznych w wodzie, co niewątpliwie wpływało na podwyższenie efektywności stosowanej następnie infiltracji ale nie zabezpieczało w sposób wystarczający przed ponadnormatywnymi stężeniami mikrozanieczyszczeń w wodzie infiltrowanej. Otrzymane rezultaty wskazują na konieczność zrezygnowania z zasilania wodą wiślaną ujęcia „Bielany” w Krakowie. Gdyby okazało się to niemożliwe to do procesów wstępnego uzdatniania należy wprowadzić adsorpcję na węglu aktywowanym lub ozonowanie sprzężone z filtrami węglowymi.

Biorąc pod uwagę doświadczenia z dotychczasowej eksploatacji w/w trzech wodociągów można wyrazić pogląd, że infiltracja jako jedyny proces uzdatniania wody jest wystarczająco skuteczna tylko dla mało zanieczyszczonych wód powierzchniowych. Może być jednak zadowalająco efektywna w przypadku nawet silnego ich zanieczyszczenia bakteriologicznego [15].

Wydaje się, że mało obiecujące prognozy szybkiej poprawy jakości ujmowanych wód powierzchniowych a nawet stałe kurczenie się zasobów wód I klasy [16] zmniejsza prawdopodobieństwo efektywnego stosowania infiltracji spod dna rzeki, w sposób praktykowany w Warszawie, chyba że z góry założy się konieczność dalszego uzdatniania wody infiltrowanej przez ozonowanie i filtrację przez węgiel aktywowany. Podobnie będzie należało również postępować w przypadku eksploataowanych lub projektowanych ujęć brzegowych, szczególnie tych, gdzie występuje przewaga wody infiltrowanej z rzeki a czas jej przetrzymania jest krótki. Najszybsza wydaje się infiltracja przez stawy ale tylko w przypadku długiego czasu przetrzymania wody w gruncie (rzędu miesięcy).

Prawdopodobnie jej efektywność będzie wystarczająca nawet dla wód silnie zanieczyszczonych ściekami bytowo-gospodarczymi ale konieczna będzie prefiltracja wody połączona z jej dodatkowym natlenieniem. Dużą rolę w przypadku eksploatacji stawów infiltracyjnych odgrywać będą odpowiednie sposoby ich czyszczenia, umożliwiające głębszą penetrację tlenu do gruntu w okresie letnim.

Wybór odpowiednich sposobów eksploatacji i czyszczenia wymagać będzie indywidualnych badań pilotowych dla każdego wodociągu.

Obecność zanieczyszczeń przemysłowych w wodzie zasilającej wymaga natomiast efektywnego wstępnego uzdatniania przez koagulację, ozonowanie i filtrację przez węgiel aktywowany. W tym jednak przypadku rola sztucznej infiltracji ograniczać się będzie przede wszystkim do nadania ujmowanej wodzie cech wody gruntowej.

LITERATURA

1. K. HABERER: Chemiczne problemy przy wydobyciu wody ujęciami brzegowymi i sztuczne wzbogacanie wody gruntowej (Tłumaczenie referatu z VIII Seminarium ÖWWV w Raach k/Glognitz z „Gas Wasser Warme 1973, 5, maszynopis IKS, Poznań 1975).
2. G. J. PIET, B. C. J. ZOETEMAN: Organic water quality changes during sand bank and dune filtration of surface waters in the Netherlands. Wastewater Reuse For Groundwater Recharge, Office of Water Recycling, California State Water Resources Control Board, 1980, 5, 195—214.
3. H. SONTHEIMER: Experience with river bank filtration along the Rhine River. Wastewater Reuse For Groundwater Recharge. Office of Water Recycling. California State Resources Control Board, 1980, 5.
4. K. HABERER: Das Gas und Wasserfach, 1968, 24, 636—640.
5. H. KUSSMAUL, D. MUHLHAUSEN: Das Gas und Wasserfach, 1979, 120, 7, 320—329.
6. M. BŁAŻEJEWSKI: Sztuczna infiltracja w uzdat-

- nianiu wód powierzchniowych,
Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa 1982.
7. Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce, 1977, Tom I Dorzecze Wisły
Instytut Kształtowania Środowiska Oddział we Wrocławiu, Wrocław 1981.
 8. Atlas zanieczyszczenia rzek w Polsce, 1977, Tom II Dorzecze Odry i rzeki Przymorza
Instytut Kształtowania Środowiska Oddział we Wrocławiu, Wrocław 1982.
 9. M. BŁAŻEJEWSKI i inni: Badania nad infiltracją jako elementem składowym procesu uzdatniania wody, maszynopis, Instytut Kształtowania Środowiska, Poznań 1977.
 10. Z. IGNASIAK, S. BIŁOZOR: Badania technologiczne nad ustaleniem optymalnego procesu uzdatniania wody na stacji wodociągowej „Bielany” w Krakowie, maszynopis, Instytut Kształtowania Środowiska, Poznań 1976.
 11. A. GRUNWALD: Doświadczenia eksploatacyjne z wodociągu praskiego I Zjazd Wodociągowców Polskich „Polwod-78”, Łódź 1978.
 12. J. GRZYBEK: Usuwanie mikrozanieczyszczeń w dotychczas stosowanych procesach uzdatniania wody w wybranych wodociągach, maszynopis, Instytut Kształtowania Środowiska, Warszawa 1980.
 13. H. Galal Gorchev and G. Ozolins: Division of Environmental Health World Health Organization, Who Guidelines for drinking — water quality International Water Supply Association Congress, 6—10 September 1982, Zurich.
 14. M. ROMAN, H. KŁOSS-TREBACZKIEWICZ: Niezawodność ujęć i stacji uzdatniania wody. Materiały na XI Seminarium Projektantów Wodociągów. Wydawnictwo PZITS, Zakopane 1983.
 15. R. G. GILBERT, C. P. GERBA: Applied and Environmental Microbiology, 1976, 9, 333—338.
 16. M. BŁAŻEJEWSKI: Stan oraz kierunki rozwoju technologii uzdatniania wody dla potrzeb komunalnych w Polsce. Materiały Informacyjne dla Centralnej Kadry Kierowniczej, Ośrodek Informacji Centralnej CINTe, Warszawa 1982.
 17. WHO European Standards for Drinking. Water, Genewa 1970.