

Apolinary L. Kowal

Przyczyny i zapobieganie zmianom jakości wody w systemach wodociągowych

Jakość wody wodociągowej zależy od składu wody w miejscu ujęcia, sposobu jej uzdatniania i magazynowania oraz od stanu sieci, przyłączy i instalacji wodociągowych. Ochrona ujęć wody przed zanieczyszczeniem powinna obejmować zarówno wody powierzchniowe, jak i podziemne. Ogólnie uważa się, że wody podziemne są bardziej bezpieczne od wód powierzchniowych, zarówno pod względem jakości fizyczno-chemicznej, jak i pewności sanitarnej. Pogląd ten jednak może dotyczyć tylko wód podziemnych dobrze chronionych, przykrytych ciągłą warstwą nieprzepuszczalną. Płytkie wody nie chronione warstwą nieprzepuszczalną narażone są na zanieczyszczenie zarówno chemiczne, jak i biologiczne. Równie narażone są wody podziemne z utworów szczelinowych i karstowych. Wyraźnym wskaźnikiem podatności wody podziemnej na zanieczyszczenie jest zmiana jej temperatury po długotrwałych opadach. Ochrona takich wód powinna być szczególnie troskliwa, gdyż ich zanieczyszczenie może być długotrwałe i trudne do usunięcia.

Duże aglomeracje miejsko-przemysłowe – z uwagi na ilość ujmowanej wody – często muszą z konieczności bazować na ujęciach wód powierzchniowych. W niektórych krajach zaleca się unikanie poboru wody z rzek będących odbiornikami ścieków, co w praktyce jest trudne do rerealizacji, gdyż ograniczałoby pobór wody tylko do górnego biegu rzek. W efekcie ujmuje się wody nawet z takich rzek, jak Wisła, Ren i inne, których zlewnie odwadniają ogromne rejony miejsko-przemysłowe.

Obciążenie wód makrozanieczyszczeniami zmniejsza się dzięki powszechnemu obowiązkowi oczyszczania ścieków, natomiast wzrasta ilość mikrozanieczyszczeń. Techniki laboratoryjne oznaczania ich stężeń w ng/dm^3 pozwoliły na wykrywanie związków, których istnienia w wodach nawet nie podejrzewano. Badania przeprowadzone w Niemczech [1] wykazały występowanie farmaceutyków, zarówno w wodach powierzchniowych jak i podziemnych. Najwyższe stężenia betablokerów w wodach podziemnych dochodziły do 560 ng/dm^3 . Stężenie sulfametotazolu w wodach podziemnych było porównywalne ze stężeniami w wodach powierzchniowych, natomiast najwyższe stężenia wystąpiły w wodach podziemnych (410 ng/dm^3). Stwierdzono, iż prawie we wszystkich próbkach wody występował bor łącznie z farmaceutykami, a ponieważ bor jest obecny w środkach piorących, wskazuje to na zanieczyszczenie ściekami. Na 80 próbek wód podziemnych około 20 zawierało farmaceutyki, jednak wody

te nie były ujmowane do zaopatrzenia ludności. Należy mieć na uwadze fakt, że w wodach powierzchniowych farmaceutyki wchodzą w łańcuch pokarmowy, zwiększając stężenie w jego ogniwach. Mogą one również zwiększać oporność bakterii i wirusów na dezynfekcję, a nie wykluczone, iż także powodować ich mutacje.

Występowanie w wodach mikrozanieczyszczeń, nawet w stężeniach ng/dm^3 , może mieć skutki, których obecnie nie można przewidzieć, z uwagi na ich mnogość i potencjalne działanie synergetyczne. Z tego względu układy oczyszczania wód powierzchniowych powinny być uzupełnione o adsorpcję poprzedzoną ozonowaniem. To samo może odnosić się do płytkich wód podziemnych, narażonych na zanieczyszczenia obszarowe, bądź wód infiltracyjnych o krótkim czasie pasażu w gruncie.

Absolutny priorytet w uzdatnianiu wody ma jej bezpieczeństwo sanitarne [2]. Zniszczenie bakterii, wirusów i pasożytów wymaga wysokiej skuteczności oczyszczania wody. Zagrożenie występowaniem pasożytów w wodzie wymusiło ograniczenie dopuszczalnej mętności wody uzdatnionej oraz usunięcie w wyniku procesów uzdatniania (bez dezynfekcji) bakterii grupy *coli*, fekalnych *Streptococci* i *Clostridium perfringens* [3]. Dezynfekcja wody stanowi wówczas tylko dodatkową gwarancję jej pewności sanitarnej. Dezynfekcja wody przed jej oddaniem do sieci wodociągowej obowiązuje w wypadku ujmowania wód powierzchniowych, natomiast dopuszcza się w niektórych krajach jej pominięcie przy ujmowaniu dobrze chronionych wód podziemnych [3]. Jednak wyniki badań nad jakością wody w sieci wodociągowej mogą postawić pod znakiem zapytania taki liberalizm [4].

Zmiany jakości wody w sieci wodociągowej

Pogorszenie jakości wody w sieci wodociągowej może powodować:

- korozja wywołana agresywnością wody,
- gromadzenie się osadów w sieci w wyniku korozyjności wody i zaniedbań w jej oczyszczaniu w ubiegłych latach,
- występowanie procesów biochemicznych w sieci,
- remonty sieci, wymiana rurociągów, zasuw i wodomierzy,
- gwałtowne zmiany ciśnienia w sieci powodujące lokalne podciśnienie,
- bezpośrednie podłączenia urządzeń domowych i przemysłowych do sieci (te ostatnie są szczególnie groźne, gdyż zanotowano przypadki zassania do sieci wodociągowej chemikaliów ze zbiorników przemysłowych).

Korozja i zarastanie sieci wodociągowej

Tłoczenie do sieci wody o właściwościach agresywnych powoduje korozję i odkładanie się jej produktów w sieci oraz ich transport do odbiorców [5]. Agresywne wody niszczą również instalacje domowe. Znane są przypadki znacznego przyrostu stężeń cynku, ołowiu i miedzi w wodzie po nocnej przerwie w jej poborze. Szczególne zagrożenie korozją występuje w wodach o zasadowości $<30 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$ i $\text{pH}<7,4$.

Wieloletnie zaniedbania w oczyszczaniu wód, gdy dopuszczalne stężenia związków żelaza i manganu były zbyt wysokie spowodowały, że sieć wodociągowa zarastała wytrącającymi się tlenkami obu metali, które również u konsumentów objawiały się w postaci brunatnych wód. To ostatnie zjawisko jest dobrze znane po włączeniu sieci po przerwie spowodowanej usuwaniem awarii. Mechaniczne zarastanie rurociągów (a czasami i biochemiczne, w wyniku działania bakterii żelazistych) zmniejsza nie tylko przepływność sieci, ale osady stanowią również swoiste *azylum* dla bakterii saprofitycznych w miejscach, do których nie docierają dezynfektanty w dostatecznym stężeniu, bądź są niezdolne do penetracji w głąb osadów. W sieci wodociągowej zarosniętej osadami mogą nawet przeżyć *B. coli* [6], które dostają się do niej w wyniku odkładania się i uruchamiania osadów, długich czasów przepływów wody, znacznych zmian ciśnień oraz awarii i nieszczelności sieci.

Agresywność wód jest w niedostatecznym stopniu określona stanem równowagi węglanowo-wapniowej. Wody miękkie i bardzo miękkie, nawet w stanie równowagi, wykazują agresywność. Stosowanie inhibitorów wymaga przeprowadzenia badań dla danej wody, gdyż może okazać się, iż ujemne skutki ich stosowania są większe od ewentualnych korzyści. Bardziej naturalnym rozwiązaniem jest kontrola zasadowości wód. Norma DIN 50930 zaleca, aby – z uwagi na korozję metali – twardość węglanowa wody wynosiła ok. $140 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$. Dobre efekty ochrony sieci wodociągowej przed korozją uzyskano w Bostonie, utrzymując równowagę węglanowo-wapniową przez podwyższenie pH wody ługiem wapniowym. W wodzie u odbiorców spadła zawartość związków żelaza, miedzi i ołowiu [7].

Krajowe przepisy zalecają, aby twardość wody mieściła się w zakresie $60+500 \text{ gCaCO}_3/\text{m}^3$, zarówno ze względów zdrowotnych jak i z uwagi na agresywność wód [8]. Rzadziej występującym zagrożeniem jest wytrącanie się osadów z wód o wysokiej zasadowości, poza stanem równowagi węglanowo-wapniowej. Stosowana wówczas dekarbonizacja w procesie uzdatniania wody stanowi wystarczające zabezpieczenie, czasami łącznie z korektą pH.

Występowanie procesów biochemicznych w sieci wodociągowej

Procesy biochemiczne mogą przebiegać w sieci wodociągowej przy obecności w wodzie ogólnego węgla organicznego oraz azotu amonowego. Sama obecność środków dezynfekcyjnych w wodzie nie powoduje jej pewności sanitarnej, dopiero połączenie wysokiej sprawności oczyszczania wody i usuwania z niej rozpuszczonego węgla organicznego, oraz dbałość o stan sieci może zapewnić właściwy efekt. Rozpuszczony węgiel organiczny (RWO, ang. DOC) stanowi część ogólnego węgla organicznego (OWO, ang. TOC). Utleniacze

stosowane w procesie dezynfekcji wody rozbijają wielkocząsteczkowe związki węgla organicznego (np. związki humusowe powodujące barwę wody) na mniejsze, podatne na biodegradację, określane jako przyswajalny węgiel organiczny (PWO, ang. AOC). Umożliwia on rozwój bakterii w sieci wodociągowej, podobnie jak w wypadku ozonowania przed sorpcją na węglu, uzupełnia fizyczną adsorpcję o biosorpcję, w wyniku czego uzyskuje się biologicznie aktywne filtry węglowe [9–12].

Każdy dezynfektant utlenia część rozpuszczonego węgla organicznego do postaci przyswajalnego węgla organicznego. Przyrost PWO po utlenieniu następuje w pewnym przedziale czasu, a zatem im dłuższy czas przepływu wody w sieci, tym większa część rozpuszczonego węgla organicznego ulega utlenieniu do przyswajalnego węgla organicznego.

Badania nad wpływem chlorowania na przyrost stężenia przyswajalnego węgla organicznego w wodzie wykazały, że po chlorowaniu dawką $0,3 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ i 24 godz. czasie kontaktu stężenie PWO wynosiło $26+39 \text{ mgC}/\text{m}^3$, a bez chlorowania tej samej wody – $4+11 \text{ mgC}/\text{m}^3$, przy początkowym stężeniu RWO w granicach $0,7+1,2 \text{ gC}/\text{m}^3$ [13]. W tych samych badaniach, przeprowadzonych na wodach podziemnych zawierających związki humusowe, stężenia RWO wynosiły $6,6 \text{ gC}/\text{m}^3$ w wodzie surowej, $6,0 \text{ gC}/\text{m}^3$ w wodzie oczyszczonej (niechlorowanej) i $5,8 \text{ gC}/\text{m}^3$ w wodzie chlorowanej. Odpowiednie stężenia PWO wynosiły $28 \text{ mgC}/\text{m}^3$, $24 \text{ mgC}/\text{m}^3$ i $60 \text{ mg}/\text{m}^3$ [12]. Przyrost stężenia PWO był w każdym z tych wypadków bardzo znaczny. Obecność wolnego chloru lub dwutlenku chloru zapobiegała wtórnemu rozwojowi bakterii, lecz nie uniemożliwiła ich rozwoju w błonie biologicznej w rurociągach. Dezynfekcja wody dwutlenkiem chloru, bądź chlorem, ułatwia biodegradację związków organicznych, tak samo jak ozonowanie wody przed sorpcją na węglu.

Zapobieganie wtórnemu rozwojowi bakterii w sieci wodociągowej wiąże się z wieloma warunkami, do których zalicza się:

- wysoki stopień oczyszczania wody, z optymalnym usunięciem zarówno bakterii, jak i węgla organicznego oraz związków azotowych,
- utrzymanie w czystości urządzeń technicznych do oczyszczania i magazynowania wody,
- płukanie sieci wodociągowej,
- właściwe postępowanie w czasie wymiany urządzeń i usuwania awarii sieci, przy których często dochodzi do zakażenia wody.

Negatywnym zjawiskiem występującym w sieci wodociągowej jest powstawanie błony biologicznej [14], czemu zapobiega chlor pozostały, nawet w stężeniu $0,04 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$. Rozwój błony biologicznej w sieci wodociągowej obserwowano w większym stopniu w wodzie ozonowanej, niż po dezynfekcji promieniami UV. Przyczyną był przyrost stężenia przyswajalnego węgla organicznego.

Wydłużony czas przepływu wody w sieci wodociągowej powoduje zanik chloru, a jednocześnie przyrost stężenia PWO, sprzyjającego rozwojowi bakterii. Stagnacja lub wolny przepływ wody w sieci sprzyjają również korozji i odkładaniu się jej produktów w rurociągach [15]. Długie czasy przepływu wody w sieci wodociągowej powodują także przyrost stężenia ubocznych produktów dezynfekcji oraz spadek stężenia chloru, dwutlenku chloru bądź chloraminy, tj. najczęściej stosowanych dezynfektantów.

Oprócz biodegradacji związków organicznych w wodzie i rozwoju bakterii, w sieci wodociągowej może występować proces nityfikacji [16]. Bakterie utleniają azot amonowy do azotanów w zakresie $\text{pH}=7,9+8,9$, najszybciej przy $\text{pH}=8,5$. Duży nadmiar wolnego chloru $\geq 2,2 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$, bądź stosunek $\text{Cl}_2:\text{N}>1,9$ zapobiegają nityfikacji azotu amonowego. Proces nityfikacji w sieci wodociągowej może występować również przy chloraminowaniu wody i ustępuje przy chlorowaniu do obecności w wodzie wolnego chloru [17]. Utlenienie azotu amonowego do azotanów mogłoby być tolerowane, ale proces ten często zatrzymuje się na azotynach. Występowaniu nityfikacji w sieci sprzyjają m.in. nadmiar azotu amonowego, niski stosunek $\text{Cl}_2:\text{NH}_4^+$, niskie stężenie monochloraminy, długie czasy przepływu w sieci, wysoka temperatura wody, brak płukania sieci zarośniętej osadami.

Według nowych przepisów sanitarnych dopuszczalne stężenie azotu amonowego w wodzie przeznaczonej do spożycia wynosi $0,5 \text{ gN}/\text{m}^3$ (w wodach podziemnych niechlorowanych – $1,5 \text{ gN}/\text{m}^3$), azotanów – $50 \text{ gNO}_3^-/\text{m}^3$ i azotynów – $0,5 \text{ gNO}_2^-/\text{m}^3$ [6]. Temperatura wody w granicach $16\pm 18^\circ\text{C}$ stwarza optymalne warunki do rozwoju bakterii nityfikacyjnych, lecz po rozpoczęciu nityfikacji nawet obniżenie jej do około 5°C nie przerywa procesu. Występowanie nityfikacji obserwowano nawet w sieci zasilanej wodami podziemnymi o temperaturze nie przekraczającej 10°C . Rozpoczęcie nityfikacji w sieci może nastąpić po wprowadzeniu do układu oczyszczania wody sorpcji na węglu aktywnym, w którym rozwijają się nityfikanty. Dawki monochloraminy $5+8 \text{ g}/\text{m}^3$, przy których wystąpił smak i zapach wody, nie przerywały nityfikacji [18]. Wolny chlor powstrzymywał nityfikację, ale powodował przyrost bakterii heterotroficznych w wodzie w końcówkach sieci, gdyż – w przeciwieństwie do monochloraminy – gorzej penetruje on osady sieciowe.

Zmiany stężeń azotanów i azotynów w sieci wynoszą przeważnie $0,05\pm 0,5 \text{ g}/\text{m}^3$ [17]. Nityfikacja może zachodzić nawet przy śladowych stężeniach azotu amonowego ($50 \text{ mgN}/\text{m}^3$). Bakterie grupy *Nitrosomonas* utleniające azot amonowy do azotynów rozwijają się przy $\text{pH}=7,0+8,0$, a *Nitrobacter*, utleniające azotyny do azotanów, przy $\text{pH}=7,5+8,0$. Przy niższym pH nityfikacja nie zanika, tylko zmniejsza się jej szybkość. Spadek stężenia tlenu może być dobrym wskaźnikiem przebiegu procesu nityfikacji, podobnie jak ubytek zasadowości. Jednak najlepszym wskaźnikiem prawdopodobieństwa nityfikacji i rozwoju bakterii w sieci wodociągowej jest obecność przyswajalnego węgla organicznego [11,13].

Nityfikacja może się już zaczynać w zbiornikach wody czystej o długim czasie przetrzymywania ($3,5+4,5 \text{ d}$) oraz po procesie sorpcji na węglu aktywnym, jeżeli nie doszło do pełnej nityfikacji azotu amonowego. Uzyskanie biostabilności wody w procesach jej uzdatniania warunkuje jakość wody w sieci wodociągowej.

Warunki utrzymania jakości wody w sieci wodociągowej

Oczyszczanie wody powinno spełniać standardy jakości wody. Z uwagi na biostabilność wody w sieci wodociągowej istotne jest obniżenie stężenia związków organicznych określanych jako utlenialność. Pożądanym byłoby również wprowadzenie dopuszczalnego stężenia OWO, częścią którego jest RWO. W procesach dezynfekcji–utleniania rozpuszczony węgiel organiczny ulega rozbiciu na przyswajalny węgiel

organiczny, który łatwo ulega biodegradacji i w sieci wodociągowej może stanowić pożywkę dla bakterii. Oznaczenie utlenialności wody może nie wystarczyć do oceny prawdopodobieństwa zachwiania biostabilności wody w sieci wodociągowej. W obecnych warunkach stanu czystości wód wszystkie zakłady oczyszczania wody powierzchniowej powinny wprowadzić do układu oczyszczania proces sorpcji na węglu aktywnym poprzedzony ozonowaniem. Koagulacja–sedymentacja–filtracja pospieszna może doprowadzić do obniżenia utlenialności do około $3 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ (przy dopuszczalnym jej stężeniu $5 \text{ gO}_2/\text{m}^3$), co może jednak nie wystarczać dla utrzymania biostabilności w sieci. Spadek zużycia wody wydłużył znacznie czas transportu wody w sieci, a tym samym zwiększył prawdopodobieństwo jej niekorzystnych zmian.

Płytkie wody podziemne oraz wody z infiltracji sztucznej i brzegowej mogą również wymagać zaawansowanych metod ich uzdatniania, co jednak nie może być uogólniane. Warunkiem uzyskania biostabilności wody jest również utrzymanie niskiego stężenia azotu amonowego i azotynów w wodzie oddawanej do sieci. Azot amonowy, azotany i azotyny mogą występować również w wodach podziemnych. Ich obniżenie do dopuszczalnego poziomu może również wymagać specjalnych technik oczyszczania wody, takich jak podwójna filtracja lub filtracja sucha z dodatkowym natlenianiem wody, niezbędnym do utlenienia azotu amonowego. Dawniej stosowane spalanie amoniaku chlorem poprzez chlorowanie poza punkt przełamania nie jest obecnie brane pod uwagę wobec konieczności ograniczenia stężeń ubocznych produktów dezynfekcji. Zatem w praktyce pozostają mniej lub bardziej zaawansowane metody fizyczno-biochemiczne. Możliwe jest również wdrażanie uzdatniania wód podziemnych w warstwie wodonośnej, jak np. w metodzie Vyredox, przy której uzyskuje się oprócz usunięcia związków żelaza i manganu również utlenienie azotu amonowego.

Sztuczna infiltracja dobrze obniża stężenie związków azotowych poprzez sukcesywne procesy amonifikacji–nityfikacji–denityfikacji w czasie przepływu wody przez strefy aeracji i saturacji w gruncie. Istotnym czynnikiem jest czas pasażu wody w gruncie, gdyż decyduje on o stopniu renaturalizacji infiltrujących wód powierzchniowych.

Oprócz procesów oczyszczania wody istotne znaczenie dla jej jakości ma stan i dbałość o sieć wodociągową, przyłącza i instalacje domowe. Odpowiedzialność w tym wypadku rozkłada się zarówno na dostawcę, jak i odbiorcę wody. Konieczne jest programowe płukanie sieci wodociągowej, w pewnych wypadkach jej chemiczne czyszczenie, rehabilitacja sieci wodociągowej przez odpowiednie wykładziny. Dbałość o stan sieci wodociągowej wymusza również stosowanie pomiarów ciśnienia, natężenia przepływu oraz monitoringu awaryjności sieci, który pozwala na działania zapobiegające.

Zależność strat wody oraz awaryjności sieci od jej wieku, materiału, sposobu kładzenia i ciśnienia jest ogólnie uznawana. Należy stwierdzić, że dbałość o stan sieci powinna wynikać również z faktu, że stanowi ona od 60% do ponad 90% kosztów wodociągu (ujęć, zakładu uzdatniania i magazynowania wody oraz sieci z pompowniami), a koszty inwestycji w sieci są niekiedy rozłożone na okres stuletni [15,19]. Używanie i utrzymanie wymaganej jakości wody w sieci wodociągowej zależy od rodzaju ujmowanego surowca, sposobu uzdatniania oraz stanu i jakości sieci wodociągowej [20]. Te trzy elementy łącznie warunkują jakość wody u konsumenta.

Podsumowanie

Uzyskanie biostabilności wody w procesach jej uzdatniania warunkuje utrzymanie stabilności składu w sieci wodociągowej i u odbiorcy. W przepisach o jakości wody brakuje określenia dopuszczalnego stężenia ogólnego węgla organicznego. Wodociągi, których ujęcia bazują na wodach powierzchniowych powinny wprowadzić do praktyki laboratoryjnej oznaczanie ogólnego, rozpuszczonego oraz przyswajalnego węgla organicznego. Zmiany stężenia PWO w sieci wodociągowej powinny być rutynowo analizowane, gdyż są one wskaźnikiem prawdopodobieństwa rozwoju bakterii saprofitycznych w sieci. Analizy wody w sieci wodociągowej powinny również obejmować zmiany stężenia azotu amonowego i azotynów, w celu wczesnego wykrycia przebiegu zjawisk nityfikacji w sieci. Spadek zapotrzebowania na wodę wydłużył znacznie czasy przepływu wody w sieci, co może skutkować zjawiskami poprzednio opisywanymi. Wymaga to również szczególnej analizy sieci wodociągowej, w miarę możliwości uzupełnianej modelem ułatwiającym jej eksploatację.

LITERATURA

1. F. SACHER F. u.a.: Arzneimittelwirkstoffe in Grundwasser: Ergebnisse eines Monitoring-Programms in Baden-Wirtemberg. Vom Wasser 99. B. 2002, S. 183.
2. A. L. KOWAL: Bezpieczeństwo sanitarne wody w wodociągach publicznych. Ochrona Środowiska, 2001, nr 4, ss. 3–4.
3. A. L. KOWAL: Oczyszczanie wody. Stan obecny i kierunki zmian. GWiTS, 2002, nr 9, ss. 315–320.
4. G. W. GROWN, R. L. CALDERON: Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. Journal AWWA, 2001, Vol. 93, No. 9, p. 64.
5. A. L. KOWAL: Ochrona sieci wodociągowej przed korozją i zarastaniem. Ochrona Środowiska, 1997, nr 4, ss. 3–6.

6. M. C. BESNER *et al.*: Explaining the occurrence of coli forms in distribution systems. Journal AWWA, 2002, Vol. 94, No. 8, p. 95.
7. KARALEKAS *et al.*: Control of lead, copper and iron pipe corrosion in Boston. Journal AWWA, 1983, Vol. 75, No. 2, p. 92.
8. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z 19 listopada 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. nr 203, poz. 1718.
9. R. NERENBERG *et al.*: Ozono/biofiltration for removing MIB and geosmine. Journal AWWA, 2000, Vol. 92, No. 12, p. 85.
10. D. W. HAND *et al.*: Destruction of DBP precursors with catalytic oxidation. Journal AWWA, 1995, Vol. 87, No. 6, p. 84.
11. D. VAN DER KOOLIJ: Assimilable organic carbon as an indicator of bacteria regrowth. Journal AWWA, 1992, Vol. 84, No. 2, p. 57.
12. J. Y. HILL *et al.*: The effect of water treatment on biological stability of potable water. Wat. Res., 1999, Vol. 33, No. 11, p. 2287.
13. B. HAMBSCH, S. GÖBES: Chlor- bzw. Chlordioxidosierung als Abschlussdesinfektion – Wirkungen und Nebenwirkungen. GWf – Wasser Abwasser, 2000, Nr. 13, S. 113.
14. W. LAUND, K. ORMEROD: The influence of disinfection process on biofilm formation in water distribution systems. Wat. Res., 1995, No. 4, p. 1013.
15. K. KIRMAYER *et al.*: Practical guidelines for maintaining distribution system water quality. Journal AWWA, 2001, Vol. 93, No. 7, p. 62.
16. W. HARRINGTON *et al.*: Pilot-scale evaluation of nitrification control strategies. Journal AWWA, 2000, Vol. 92, No. 11, p. 78.
17. A. WILCZAK *et al.*: Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems. Journal AWWA, 1996, Vol. 88, No. 7.
18. J. SKADSEN: Effectiveness of high pH in controlling nitrification. Journal AWWA, 2002, Vol. 94, No. 7, p. 73.
19. M. C. BESNER *et al.*: Understanding distribution system water quality. Journal AWWA, 2001, Vol. 93, No. 7, p. 101.
20. K. D. MARTEL *et al.*: Preventing water quality deterioration in finished water storage facilities. Journal AWWA, 2000, Vol. 94, No. 4, p. 139.

Kowal, A. L., Water Quality Variations in Distribution Systems and Relevant Preventive Measures. *Ochrona Środowiska* 2003, Vol. 25, No. 4, pp. 3–6.

Abstract: Of the various contributors to the deterioration of tap water quality, major importance is attached to the corrosive power of the water, the scaling of the pipes, the occurrence of biochemical processes in the distribution system, as well as rapid pressure variations and frequent damage repairs. In this paper, consideration has been focused on the contribution of the biochemical processes that occur in the water during passage through the distribution system to the quality of the water supplied to the users. Bacterial growth in the water-pipe network is supported by the presence of assimilable organic carbon (AOC), which persists in the water after treatment with chemical

oxidants (ozone, chlorine dioxide, chlorine). But there are also factors limiting microorganism growth in tap water, e.g. a continuingly high treatment efficiency (and this includes an optimal removal of bacteria, organic carbon and nitrogen compounds), biostability assurance, appropriate cleanup of the technical equipment for water treatment and storage, rinsing of the water-pipe network, as well as well-planned and well-organized procedures adopted for damage repair or failure removal. Waterworks with surface-water intakes are supposed to extend the range of analyses by including determinations of total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC) and AOC in the water pumped into the distribution system.

Keywords: Tap water quality, biostability, bacterial growth, assimilable organic carbon, water distribution system.