

Marcin Kłos, Izabela Zimoch

Wykorzystanie analizy jakości wody do oceny pracy sieci wodociągowej

Problemy związane z wpływem spadku zapotrzebowania na wodę na eksploatację sieci wodociągowej oraz na zmiany jakości transportowanej za jej pomocą wody nie występują jedynie w dużych systemach zaopatrzenia. W małych – mniej rozległych – sieciach wodociągowych problemy z wtórnym zanieczyszczeniem wody w systemie dystrybucji są szczególnie uciążliwe, często z uwagi na wadliwą strukturę sieci, niekorzystną czasową strukturę poboru wody oraz trudności w ocenie charakteru zmian jakości wody w czasie transportu. Na powyższe czynniki dodatkowo nakłada się praktycznie całkowity brak armatury kontrolno-pomiarowej. Najczęściej jedynymi punktami pomiaru natężenia przepływu wody są wodomierze zlokalizowane w stacji oczyszczania, bądź w miejscach jej zakupu z sieci zewnętrznych.

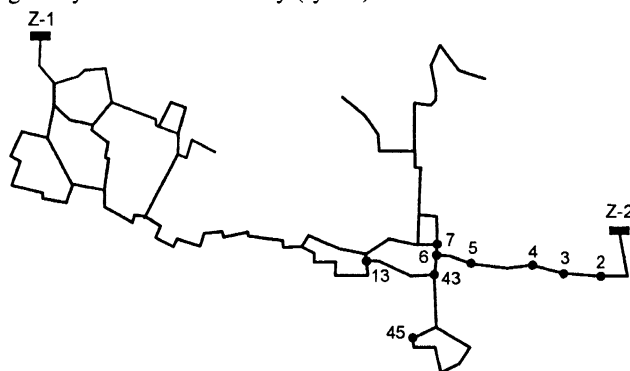
Taka sytuacja powoduje, że w wypadku pojawienia się problemów z dostarczeniem konsumentom wody o odpowiedniej jakości, bądź pod wymaganym ciśnieniem, trudno jest znaleźć ich przyczyny i środki zaradcze. Pewną pomoc mogą jednak stanowić dane o ilości wyprodukowanej lub zakupionej wody oraz dane eksploatacyjne tych systemów, obejmujące także pewien zakres analiz wskaźników jakości wody, prowadzonych zarówno podczas obowiązkowych badań, jak i interwencyjnie, podczas kontroli i usuwania awarii. Dane te mogą stanowić bardzo cenne źródło informacji, pozwalające na potwierdzenie lub odrzucenie pewnych założeń dotyczących modelu hydraulicznego pracy sieci i mechanizmów zmian jakości wody wówczas, gdy inne sposoby jego weryfikacji są utrudnione lub niemożliwe.

W niniejszym artykule przedstawiono wyniki analizy systemu wodociągowego w małej miejscowości. Na podstawie informacji dotyczących ilości wody podanej do systemu, danych dotyczących zakupu oraz struktury sieci stworzono jej model hydrauliczny. Z uwagi na brak możliwości kalibracji dla oceny jego stopnia zgodności z rzeczywistością, wykorzystano dane analiz jakości wody obejmujące zarówno analizy rutynowe, jak też wyniki specjalnie zaprogramowanego systemu monitoringu punktów krytycznych.

Struktura sieci wodociągowej

Do oceny zmian jakości wody w sieci wodociągowej wymagana jest znajomość warunków hydraulicznych, jakie w niej panują. W tym celu, w oparciu o mapy oraz schematy zaopatrzenia i rozbiórów wody, udostępnionych przez eksploatatora systemu wodociągowego, stworzono model sieci wodociągowej.

Symulację działania układu przeprowadzono przy użyciu programu komputerowego EpaNet 2. Z uwagi na brak wystarczającego opomiarowania systemu, w obliczeniach wykorzystano dane o zasilaniu analizowanego obszaru zebrane z obserwacji wskazań dwóch wodomierzy zainstalowanych na dopływie wody do miejscowości od zachodu (węzeł Z-1) oraz od wschodu z podłączenia z przewodem tranzytowym należącym do zewnętrznego dostawcy wody (węzeł Z-2). Wielkość i strukturę rozbiórów oszacowano na podstawie gęstości zabudowy oraz uzyskanych informacji dotyczących lokalizacji głównych odbiorców wody (rys. 1).



Rys. 1. Schemat modelu sieci wodociągowej

Jednym z podstawowych problemów związanych z pozyskaniem danych do przeprowadzenia obliczeń było określenie możliwie jak najdokładniejszych wartości współczynników chropowatości. Prognozę wykonano wykorzystując modyfikację metody opartej o analizę współczynnika C w równaniu Hanzena-Willimasa. Współczynnik ten powiązany jest z chropowatością względną wg zależności:

$$C = 18 - 37,2 \log \left(\frac{k}{d} \right) \quad (1)$$

w której:

k – chropowatość bezwzględna, mm

d – średnica przewodu, mm

Do oszacowania tych wartości wykorzystano zależność empiryczną, pozwalającą na ocenę zmiany wartości współczynnika C w czasie [1]:

$$C = 18 - 37,2 \log \left(\frac{a(t - t_1) + d 10^{\left(\frac{18 - C_1}{37,2} \right)}}{d} \right) \quad (2)$$

w której:

a – współczynnik wzrostu chropowatości, –

C – współczynnik równania Hanzena-Willimasa po czasie t,

C₁ – współczynnik równania Hanzena-Willimasa w momencie t₁

Decydującym parametrem równania (2) jest współczynnik a , którego wyliczenie możliwe jest dwoma drogami, w zależności od dostępnych danych początkowych. W analizowanym przypadku nie dysponowano żadnymi wynikami testów polowych, prowadzonych np. przy okazji płukania sieci, które pozwoliłyby na określenie chropowatości przewodów w przeszłości. Dlatego też wartość współczynnika a oszacowano na podstawie jakości wody. W tym celu wykorzystano indeks Langeliera, pozwalający na ocenę stabilności wody, który to czynnik w głównej mierze decyduje o zmianach wartości chropowatości przewodów. Wartość tego wskaźnika określono w oparciu o archiwalne wyniki analiz jakości wody w punktach zlokalizowanych na analizowanym odcinku lub w jego pobliżu. Wyliczenia przeprowadzono zgodnie z następującą zależnością [1]:

$$a = 10^{-(4,06+0,38Li)} \quad (3)$$

w której:

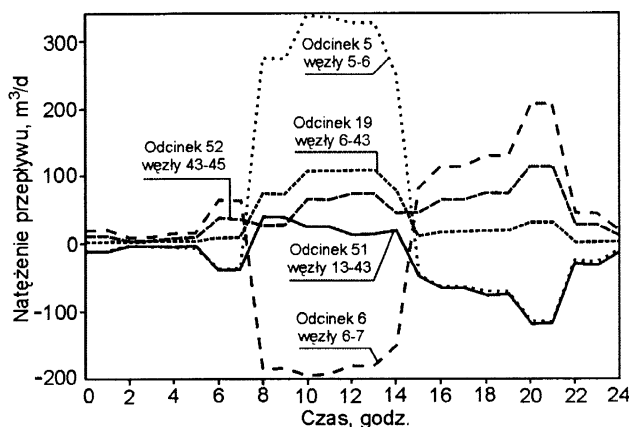
Li – indeks Langeliera,–

Wyniki symulacji

Obliczenia przeprowadzono dla kilku wariantów odwierceniowych sytuacji, które miały miejsce w czasie od czerwca do października 2004 r. Powyższe warianty różniły się od siebie poziomem zapotrzebowania na wodę oraz strukturą zasilania z poszczególnych kierunków. Dobowe zapotrzebowanie na wodę (Q_d) określono na podstawie danych dotyczących zakupu wody. Dla rozpatrywanego obszaru kształtowało się ono w zakresie $400+460 \text{ m}^3/\text{d}$. Rozbiory wody w pozostałych miesiącach nie odbiegały znacząco od tego poziomu. Udział poszczególnych źródeł w całkowitej dostawie wody przedstawiał się następująco:

- zasilanie do strony węża Z-1: $78+94\% Q_d$,
- zasilanie do strony węża Z-2: $6+22\% Q_d$,

Poszczególne scenariusze obliczeniowe uwzględniały powyższe warunki brzegowe. Wyniki symulacji pokazały, że analizowany obszar w okresach, kiedy podłączenie w węźle Z-2 jest czynne, podzielony jest na dwie strefy zasilania. Ich granica była płynna i uzależniona od wydajności obu źródeł, sumarycznego zapotrzebowania na wodę oraz krzywych nierównomierności jej rozbioru i dostawy. Dla danych uwzględnionych w symulacji, granica ta przemieszczała się w okolicy węzłów 4–13. Punkty te pokrywały się także z obszarem, gdzie częstość i zmiany kierunków i natężenia przepływu były największe. Widać to na wykresach, które przedstawiają przebieg zmian natężenia i kierunków przepływu wody w odcinkach leżących w strefie granicznej obszarów zasilania dla skrajnych warunków brzegowych, tj. dla wartości Q_d na poziomie $460 \text{ m}^3/\text{d}$ i zasilania od zachodu w 78% (rys. 2). Można na nich zaobserwować, że największe amplitudy zmian przepływów, zarówno jeśli chodzi o natężenia jak i kierunki, były w przewodach 5, 6 i 51, łączących węzły 5, 6, 43 i 13. Oznacza to, że wskutek znacznych nierównomierności rozbioru wody w ciągu doby, strefa ta narażona jest na skrajnie niekorzystne warunki pracy. Dodatkowym niekorzystnym czynnikiem, intensyfikującym procesy korozji, a w efekcie wtórnie zanieczyszczenie wody, jest bardzo mała prędkość jej przepływu. Spadek zużycia wody spowodował, że nawet w godzinach najwyższego rozbioru wody w systemie, prędkość przepływu w omawianych odcinkach nie przekraczała wartości $0,2 \text{ m/s}$.



Rys. 2. Zmiany natężenia i kierunku przepływu wody na granicy stref zasilania

Utrzymanie jakości wody w systemie

W oparciu o wyniki oznaczeń fizyczno-chemicznych, rutynowo prowadzonych analiz wody w sieci wodociągowej, zidentyfikowano podstawowe problemy dotyczące jej jakości. Można zakwalifikować je do dwóch podstawowych grup:

- przekroczenia dopuszczalnych wartości podstawowych wskaźników fizycznych (barwa, mętność) wody ujmowanej z punktów czerpalnych, spowodowane obecnością dużych ilości zawiesin o charakterystycznym czerwono-brunatnym zabarwieniu,
- problemy związane ze spadkiem jakości wody podczas jej dłuższej stagnacji lub podgrzewania, objawiające się, tak jak w poprzednim wypadku, wzrostem wartości podstawowych wskaźników fizycznych wody (barwa, mętność).

Analizy wartości podstawowych wskaźników chemicznych jakości wody wykazały, że powyższym zmianom towarzyszyła także podwyższona zawartość żelaza i manganu. Wyniki badań jakości wody podawanej do sieci wykazały, że jej jakość spełniała praktycznie wszystkie wymagania. Jedyne odstępstwem od wymogów Rozporządzeniu Ministra Zdrowia z 19 listopada 2002 r. [2] była silna agresywność wody. Wartość indeksu Langeliera kształtowała się w zakresie od $-2,16$ do $-0,39$, a wartość indeksu Ryznara była w granicach $8,4+10,4$. W połączeniu z niskim poziomem zasadowości i twardości można stwierdzić, że taka woda nie może wytworzyć żadnych warstw ochronnych, co potwierdziły analizy osadu pobranego z przewodów, w którym nie wykryto obecności węglanów.

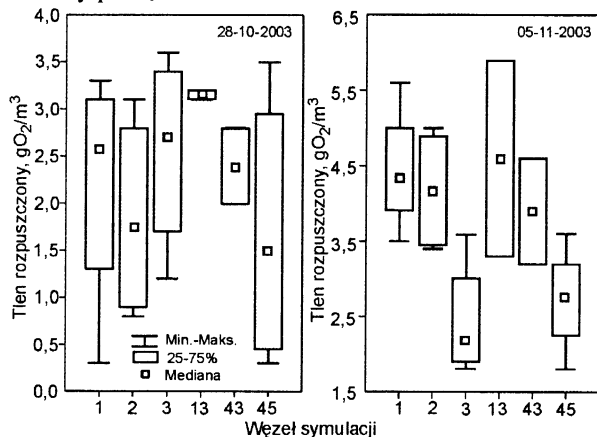
Ocena korozyjności wody powinna uwzględniać także wpływ obecności w wodzie soli silnych kwasów mineralnych, tj. chlorków i siarczanów, które są odpowiedzialne za tzw. korozję wżerową. Czynniki te uwzględnione są jako tzw. wskaźnik korozyjności (CR). Obliczone wartości CR dla wody zasilającej analizowany system wykazują, że wskaźnik korozyjności wahał się w zakresie $0,58+1,30$. Porównując wyliczone wartości indeksu Ryznara oraz wskaźnika CR widać, że woda była nie tylko agresywna, ale i silnie korozyjna. Należy jednak podkreślić, że te niekorzystne wartości wynikały z niskiej zasadowości wody, a nie z wysokiej zawartości chlorków i siarczanów, których łączna zawartość nie przekraczała 50 g/m^3 .

Z uwagi na konieczność określenia przyczyn i oceny dynamiki zmian jakości wody w sieci wodociągowej, ilość i zakres analiz rutynowych okazał się niewystarczający. Dlatego też ustalono zakres niezbędnych badań wymaganych do analizy procesów zachodzących w sieci. Z uwagi na szeroki zakres koniecznych badań i ich pracochłonność, zdecydowano się zawęzić je do pewnego obszaru. W oparciu o obserwacje pracowników przedsiębiorstwa wodociągowego, wyniki rutynowych analiz jakości wody oraz częstość i zakres raportowanych skarg mieszkańców, jako obszar badań wytypowano 10 punktów kontrolnych, w których w określonych odstępach czasu przeprowadzono rozszerzoną analizę fizyczno-chemiczną wody, obejmującą oznaczenie temperatury, barwy, mętności, pH, potencjału redoks, przewodności właściwej, twardości ogólnej, zasadowości, zawartości związków żelaza(II) i (III), manganu, tlenu rozpuszczonego oraz chloru wolnego. Punkty te idealnie pokrywały się z obszarem granicznym stref zasilania. Przygotowano je węzłom schematu symulacji sieci 1, 2, 3, 13, 43 i 45.

Analiza zmian jakości wody

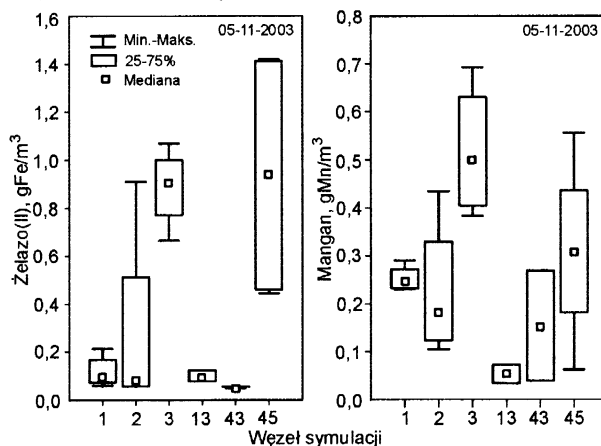
Z uwagi na brak możliwości pomiarów przepływu i ciśnienia wody w sieci, pozwalających na kalibrację i weryfikację stworzonego modelu sieci, dla sprawdzenia jego zgodności z rzeczywistością posłużono się analizą zmian wybranych wskaźników jakości wody. Z wstępnej oceny mechanizmów procesów korozji w sieci wodociągowej, popartej analizą statystyczną wyników rozszerzonego zakresu badań w wytypowanych punktach wynika, że spośród monitorowanych wskaźników najlepiej w tym celu sprawdzają się oznaczenia zawartości tlenu rozpuszczonego, żelaza(II) i (III), manganu oraz potencjału redoks [3].

Na rysunku 3 przedstawiono zmiany zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie w analizowanych węzłach sieci, dla dwóch różnych wariantów zasilania całego obszaru. Lewa część pokazuje sytuację, gdy odbiorcy zlokalizowani w okolicy węzła 3 zasilani byli wodą pochodzącą z podłączenia od strony zachodniej (Z-1) poprzez węzły 7 i 6. Świadczyła o tym wyższa zawartość tlenu w wodzie w węźle 3, niż w węzłach 1 i 2 oraz węźle 43. Oznacza to także, że węzeł 43 zasilany był przez odcinek 13–43. Inną sytuację ilustruje prawa część rysunku. W tym wypadku granica stref zasilania kształtowała się na zachód od węzła 3, zasilanego z kierunku wschodniego, od strony podłączenia Z-2.



Rys. 3. Zmiany zawartości tlenu w wodzie w wybranych węzłach sieci w wariantach zasilania z zachodu (Z-1) – lewa strona oraz w wariantach zasilania obustronnego (Z-1 i Z-2) – prawa strona

Biorąc pod uwagę ogólne zależności pomiędzy stopniem wtórnego zanieczyszczenia wody a zawartością tlenu i wartością potencjału redoks należy przypuszczać, że rozkład zawartości żelaza i manganu w wodzie powinien wyglądać podobnie [3], co widać na rysunku 4.

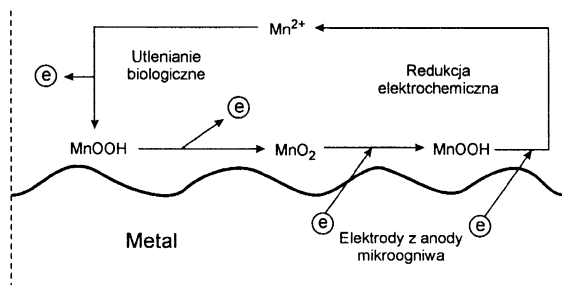


Rys. 4. Zmiany zawartości związków żelaza(II) i manganu w wodzie w wybranych węzłach sieci w wariantach zasilania obustronnego (Z-1 i Z-2)

Przedstawiono na nim zmiany zawartości jonów metali w wariantach zasilania miejscowości. Zależności zawartości związków żelaza i manganu wykazały ścisłą korelację zarówno między sobą jak i z fluktuacjami potencjału redoks oraz zawartością tlenu rozpuszczonego. Należy jednak pamiętać, że zawartość tych zanieczyszczeń jest wypadkową dwóch procesów, tj. wymywania jonów metali z osadów w poszczególnych węzłach oraz ich akumulacji w wodzie w czasie transportu. Niestety, z uwagi na brak wystarczającej liczby danych, nie można stwierdzić, który z nich odgrywa większą rolę i decyduje o zmianie ilości zanieczyszczeń. Z powyższych rozważań wynika jednak konieczność kompleksowej eliminacji źródeł wtórnego zanieczyszczenia wody.

Analizując przedstawione na rysunku 4 tendencje zmian zawartości związków żelaza(II) i manganu można zauważyć, że w węźle 43 występują różnice pomiędzy zawartością poszczególnych zanieczyszczeń. Analiza statystyczna danych potwierdziła, że zależność pomiędzy zawartością związków żelaza(II) i manganu(II) jest bardzo słaba. Powodem tych różnic mogą być inne mechanizmy kumulowania i uwalniania związków żelaza i manganu z osadów. Procesy składające się na te mechanizmy uzależnione są od zawartości tlenu w wodzie i potencjału redoks. Z uwagi na odmienny wpływ tych czynników na zawartość związków żelaza(II) i manganu uwalnianych do wody i obserwowaną dodatkowo małą korelację pomiędzy zawartością tlenu a potencjałem redoks, zmiany w zawartości omawianych metali były wypadkową tych procesów. Znajduje to także potwierdzenie w wynikach analiz przypadku zasilania sieci z jednego kierunku. Wzrost zawartości jonów Fe(II) oraz Mn(II) w wodzie zwiększał się wraz ze wzrostem właściwości redukcyjnych środowiska, które można monitorować poprzez pomiary potencjału redoks. Uwolnione jony Fe(II) i Mn(II) albo ulegają utlenieniu i ponownemu związaniu w warstwie osadów, albo przedostają się z osadów do wody. W wodzie podlegają one dalszym procesom, których wynik uzależniony jest od panujących warunków chemicznych. W wypadku jonów Fe(II), znacznie łatwiej ulegających utlenieniu niż kationy manganu, w obecności odpowiedniej zawartości tlenu, jony uwolnione wcześniej z osadów mogą zostać utlenione i ponownie stracone w formie osadów. Wówczas akumulują się one na ściankach przewodów.

Ograniczona ilość danych uniemożliwia określenie dokładnych przemian związków manganu. Jednak fluktuacje zawartości tego metalu można spróbować wyjaśnić posługując się modelem przemian manganu w osadach sieci wodociągowej (rys. 5). Widać z niego, że w określonych warunkach (niski potencjał redoks, niska zawartość tlenu) w roli akceptora elektronów mogą występować tlenki manganu i w ten sposób na drodze elektrochemicznej następuje ich redukcja do rozpuszczalnych form manganu(II), które są ponownie akumulowane.



Rys. 5. Przemiany związków manganu w przewodach sieci wodociągowej [4]

Najczęściej procesy te przebiegają na drodze biologicznej. W wypadku braku w osadach odpowiednich warunków do rozwoju mikroorganizmów, reakcje tworzenia słabo rozpuszczalnych tlenków manganu mogą przebiegać na drodze chemicznej, co wymaga jednak odpowiednich czynników środowiskowych, m.in. wysokiej zawartości chloru – jako silnego utleniacza – oraz odpowiedniego pH. Bardzo często warunki te nie są spełnione, jak w analizowanym wypadku, i w efekcie mamy do czynienia ze wzrostem zawartości tego zanieczyszczenia w wodzie.

Podsumowanie

Podstawą oceny przyczyn i skutków wtórnego zanieczyszczenia wody oraz koniecznych działań zapobiegających pogarszaniu się jakości wody w sieci wodociągowej może być model hydrauliczny pracy sieci. Jego znajomość pozwala na ocenę kinetyki procesów zachodzących pomiędzy wodą a ściankami przewodów wodociągowych, ponadto pozwala on śledzić zmiany zawartości środka dezynfekcyjnego oraz ocenić wpływ transportu zanieczyszczeń na wtórne zanieczyszczenie wody.

Kłos, M., Zimoch, I. Application of Water Quality Analysis to the Modeling of a Water Distribution System. *Ochrona Środowiska* 2005, Vol. 27, No. 4, pp. 27–30.

Abstract: Recent years have witnessed a continuing decrease in potable water demand, which raises serious problems in small water distribution systems rather than in the large ones. This is so because small systems generally operate defective distribution networks, as well as suffer from considerable variations in water demand and a shortage of monitoring devices. The first step to upgrade the performance of such systems includes the construction of a hydraulic model describing a small distribution system. However, the calibration of the model may be trouble-

some when flow and pressure data are lacking. In such instances it is possible to make use of the water quality data collected on other occasions (analyses of water quality parameters during routine investigations or failure damage removal, etc.). This paper reports on a study where a water distribution system in a small locality was analyzed. The available information was poor (amount of water passed to the system, purchase and structure of the network, water quality data collected at critical points), yet it was possible to construct, calibrate and verify the hydraulic model describing the water distribution system of interest.

W wypadku braku odpowiednich danych koniecznych do kalibracji modelu hydraulicznego, bądź znacznych rozbieżności pomiędzy modelem a rzeczywistością, dla weryfikacji jego poprawności można wykorzystać wyniki analiz fizyczno-chemicznych wody wodociągowej. Jednak przydatność danych, pochodzących z nieregularnych rutynowych analiz oraz badań prowadzonych w wypadku awarii sieci lub w odpowiedzi na skargi odbiorców, jest ograniczona. Do pozyskania informacji, które mogą być wykorzystane do analizy pracy sieci wodociągowej należy zaprojektować odpowiedni system kontroli i monitoringu jakości wody w punktach krytycznych wytypowanych na podstawie wstępnych symulacji hydraulicznych oraz analiz awaryjności sieci.

Wyniki analizy statystycznej wykazały, że do oceny dynamiki zmian jakości wody szczególnie przydatne są oznaczenia zawartości środka dezynfekcyjnego, tlenu, związków żelaza i manganu oraz potencjału redoks. Ich korelacja z odpowiednimi wynikami symulacji hydraulicznych pozwala na stworzenie modelu zmian jakości wody, który pozwala na symulację wpływu podejmowanych środków zaradczych na minimalizację skutków wtórnego zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji.

Artykuł ten powstał w ramach projektu badawczego KBN nr 5T07E 044 25 pt. „Opracowanie modelu niezawodnościowego funkcjonowania systemu zaopatrzenia w wodę (SZW) w aspekcie wtórnego zanieczyszczenia wody w sieci wodociągowej”.

LITERATURA

1. T. M. WALSKI, W. S. WAYNE, F. DOUGLAS: Predicting Internal Roughness in Water Mains. U.S. AWES, 1988.
2. Rozrządzenie Ministra Zdrowia z 19 listopada 2002 r. w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz. U. nr 203, poz. 1718.
3. M. KŁOS, I. ZIMOCH: Analiza przyczyn i skutków wtórnego skażenia wody w systemie dystrybucji. Raport z pracy nr BW-460/RIE-4/2004 (praca nie publikowana).
4. W. A. HAMILTON: Biocorrosion of steels: A novel electron transport hypothesis. Conf. Proc. "Microbiologically Influenced Corrosion of Industrial Materials", Corrosion Institute, Paris 2002.

some when flow and pressure data are lacking. In such instances it is possible to make use of the water quality data collected on other occasions (analyses of water quality parameters during routine investigations or failure damage removal, etc.). This paper reports on a study where a water distribution system in a small locality was analyzed. The available information was poor (amount of water passed to the system, purchase and structure of the network, water quality data collected at critical points), yet it was possible to construct, calibrate and verify the hydraulic model describing the water distribution system of interest.

Keywords: Water distribution system, modeling, water quality.