

Tomasz Laskowski, Joanna Świetlik, Urszula Raczyk-Stanisławiak,
Mirosława Sroka, Anna Olejnik, Jacek Nawrocki

Zmiana składu wody przeznaczonej do spożycia po jej stagnacji w sieci w warunkach modelowych i rzeczywistych

Korozja przewodów wodociągowych wykonanych z żelaza jest bezpośrednią przyczyną pogorszenia właściwości organoleptycznych wody przesyłanej odbiorcom. Trudno rozpuszczalne związki żelaza(III), uwalniane na skutek korozji do wody, powodują zwiększenie mętności i intensywności barwy wody oraz nadają jej metaliczny posmak [1–5]. Osady korozyjne narastające wewnątrz przewodów mogą przyczynić się do zaniku środków dezynfekcyjnych i rozwoju mikroorganizmów na ich powierzchni. Osady te powodują także zmniejszenie światła i zwiększenie chropowatości przewodów, co istotnie podnosi koszty transportu wody w sieci [6–10].

Ze względu na złożony charakter korozji przewodów wodociągowych, modelowanie tego zjawiska jest procesem długotrwałym i wymagającym niekiedy konstrukcji złożonych układów badawczych. Dotychczas zmiany jakości wody, wynikające z jej kontaktu z korodującym materiałem i powstałymi osadami, a także skład osadów korozyjnych analizowano za pomocą systemów składających się z odcinków rur o długości od jednego do kilkudziesięciu metrów. Umieszczenie tzw. kuponów korozyjnych w takiej instalacji umożliwia dodatkowo ocenę szybkości przebiegu korozji. Jednak czas trwania eksperymentu określony jest przez szybkość powstawania osadów korozyjnych, który np. w przypadku żeliwa wynosi 6÷18 miesięcy [2]. Ponieważ instalacja kilkudziesięciometrowych odcinków wymaga dużych powierzchni użytkowych oraz większych nakładów finansowych, powszechnie stosuje się krótsze fragmenty rur. Takie układy oferują jednak niewielką powierzchnię doświadczalną, na której zachodzą procesy korozyjne, dlatego w celu obserwacji zmiany jakości wody w warunkach przepływowych konieczne jest wydłużenie czasu kontaktu w krótkich sekcjach badawczych przez recyrkulację wody [2, 11].

W niniejszej pracy przedstawiono kolejny etap analizy zjawiska korozji sieci wodociągowych z wykorzystaniem opiłków żeliwnych. Dzięki dużemu rozdrobniению zastosowanego materiału uzyskano powierzchnię właściwą (BET) rzędu kilku m²/g, co pozwala na symulację długich odcinków przewodów przy zastosowaniu niewielkiej ilości żeliwa. Pierwsze badania opisane w pracy [12] przeprowadzono

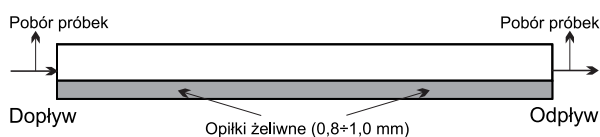
w warunkach nieprzepływowych (statycznych). Analiza powierzchni opiłków skorodowanych pod wpływem wody wykazała obecność produktów korozji, które identyfikowano w rzeczywistych osadach korozyjnych. Ponieważ takie warunki eksperymentu wiążą się z pewnymi ograniczeniami wynikającymi z braku przepływu wody, dlatego badaniom poddano procesy korozyjne zachodzące w warunkach przepływowych oraz podczas stagnacji wody. Opisany model jest przeznaczony przede wszystkim do badania zmian jakości wody podczas jej przepływu i stagnacji. Mała ilość wody przypadająca na stosunkowo dużą powierzchnię żeliwa umożliwia obserwację procesów zachodzących w wodzie w bliskim otoczeniu korodującego materiału. Pozwala to na śledzenie zjawisk niemożliwych do zaobserwowania w standardowych badaniach z wykorzystaniem fragmentów rur. W przedstawionym modelu istnieje również możliwość badania powstałych osadów korozyjnych. Proces korozji badano równocześnie w skali laboratoryjnej oraz na rzeczywistym fragmencie sieci wodociągowej. Porównanie obserwowanych zjawisk miało na celu wykazanie, czy opiłki żeliwne w warunkach przepływowych mogą być wykorzystane do symulacji korozji w sieci wodociągowej oraz przedstawienie zjawisk wywołanych procesem korozji, które nie są powszechnie obserwowane w badaniach na rzeczywistych fragmentach przewodów.

Metody badawcze i analityczne

Opiłki żeliwne uzyskano przez skrawanie fragmentu przewodu wodociągowego pobranego z odcinka sieci w Warszawie. Przed rozdrobniением żeliwo zostało oczyszczone z produktów korozji. Do eksperymentu użyto frakcji opiłków o wymiarach 0,8÷1,0 mm. Symulację zjawiska korozji i badania zmian jakości wody będących skutkiem tego procesu prowadzono w układzie przepływowym. Wodę wodociągową poddano dechloracji na węglu aktywnym, a następnie usunięto z niej zawiesiny na filtrze włókninowym (0,5 μm). Tak przygotowana woda przepływała przez model zawierający opiłki żeliwne. Składał się on z systemu równoległych do siebie sektorów, na dnie których umieszczono cienką warstwę opiłków (110 g/sektor). Każdy z sektorów, po umieszczeniu w nim opiłków, symulował odrębny fragment rury. W niniejszej pracy przedstawiono wyniki uzyskane w pojedynczym sektorze. Prędkość przepływu wody regulowano za pomocą rotametrów (Kyotola, Finlandia) znajdujących się przed każdym sektorem. Schemat modelu oraz jego wymiary i parametry przepływu wody przedstawiono na rysunku 1.

Mgr T. Laskowski, dr J. Świetlik, mgr U. Raczyk-Stanisławiak, prof. dr hab. J. Nawrocki: Uniwersytet im. Adama Mickiewicza, Wydział Chemii, Zakład Technologii Uzdatniania Wody, ul. Umultowska 89 b, 61-614 Poznań, tomasz.laskowski@amu.edu.pl

Dr M. Sroka, mgr A. Olejnik: Miejskie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w m.st. Warszawie SA, pl. Sokratesa Starynkiewicza 5, 02-015 Warszawa



Wymiary sektora: $dl \times szer. \times wys. = 100 \text{ cm} \times 4 \text{ cm} \times 2,2 \text{ cm}$
 Parametry przepływu: $Q=70 \text{ cm}^3/\text{min}$, $v \approx 8 \text{ cm}/\text{min}$, $t \approx 12,5 \text{ min}$

Rys. 1. Schemat układu modelowego (pojedynczy sektor)
 Fig. 1. Schematic diagram of model system (individual sector)

Eksperyment trwał 10 tygodni. Podczas badań symulowano warunki przepływowe oraz stagnację o zmiennym czasie (1 h, 3 h, 6 h, 12 h i 72 h). W próbkach wody po danym czasie stagnacji monitorowano zawartość żelaza(III) i żelaza ogólnego oraz tlenu rozpuszczonego, a także jej mętność, pH i przewodność właściwą. Dodatkowo po stagnacji oznaczano skład pierwiastkowy wody techniką plazmy indukcyjnie sprzężonej (ICP-OES/MS), a także określono jej zasadowość ogólną oraz zawartość związków azotu (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-). Objętość pobieranej próbki wynosiła 330 cm^3 .

Równoległe z badaniami modelowymi przeprowadzono dwa cykle badań na stacji pilotowej zlokalizowanej na 100 m odcinku przewodu żeliwnego o średnicy 100 mm. Odcinek ten stanowił element rzeczywistej sieci wodociągowej. Wiek rury wynosił około 90 lat, a jej wewnątrz pokryte było tzw. tuberkulami – charakterystycznymi fizycznymi formami osadów korozyjnych. W pierwszym cyklu eksperymentu prowadzono przez 16 tygodni w warunkach przepływowych ($v=0,05 \text{ m/s}$), które przerywano 6-, 24-, 48- i 72-godz. stagnacjami. Czas kontaktu w warunkach przepływowych wynosił 33 min. Opilki żelwne do badań modelowych uzyskano z fragmentu rury, z którego zbudowana była stacja pilotowa. W drugim cyklu eksperymentu trwał 4 tygodnie. Po siedmiu dobach eksperymentu w warunkach przepływowych symulowano trzy następujące po sobie serie stagnacji trwające od 6 h do 72 h oraz jedną serię trwającą 168 h.

Jakość wody zasilającej układ modelowy (tlen rozp. $6,45 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, zasadowość og. $3,7 \text{ val}/\text{m}^3$, $\text{pH}=7,55$, przewodność wł. $655 \mu\text{S}/\text{cm}$) różniła się od jakości wody płynącej w stacji pilotowej (tlen rozp. $8,0 \text{ gO}_2/\text{m}^3$, zasadowość og. $2,8 \text{ val}/\text{m}^3$, $\text{pH}=7,30$, przewodność wł. $503 \mu\text{S}/\text{cm}$). Woda w układzie modelowym cechowała się większą wartością pH, zasadowością ogólną i przewodnością właściwą oraz mniejszą zawartością tlenu rozpuszczonego w porównaniu z wodą zasilającą stację pilotową.

Powierzchnię właściwą (BET) opilków oznaczono za pomocą aparatu Micromeritics ASAP 2001 (USA). Przed wykonaniem oznaczeń próbki odgazowywano przez 4÷5 h w temperaturze 120°C , a następnie zbadano adsorpcję i desorpcję azotu w temperaturze -196°C . Zawartość żelaza w czasie badań modelowych oznaczano spektrofotometrycznie metodą rodankową przy długości fali $\lambda=480 \text{ nm}$ na spektrofotometrze DR/2010 (Hach), natomiast do analizy próbek ze stacji pilotowej stosowano technikę ICP-OES. Zawartość wybranych pierwiastków (Ca, Fe, Mg, Mn, P) w wodzie analizowano metodą ICP na analizatorze Varian ICP-OES, model Vista-MPX (CCD symultanicznie) [13]. Azotany i azotyny oznaczano metodą chromatografii jonowej przy użyciu systemu chromatograficznego Dionex ICS-2500 współpracującego z detektorem elektrochemicznym ED 50A wyposażonym w celę konduktometryczną (Dionex, USA). Rozdziału chromatograficznego dokonano na kolumnie analitycznej IonPac AS19-HC

($4 \times 250 \text{ mm}$) poprzedzonej kolumną ochronną IonPac AG19-HG ($4 \times 50 \text{ mm}$) [14]. Krzywa kalibracyjna miała przebieg liniowy w zakresie stężeń od $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ (granica detekcji) do $100 \text{ g}/\text{m}^3$. Względne odchylenie standardowe (RSD) w przypadku wszystkich monitorowanych anionów wynosiło $<10\%$. Przed analizą wszystkie próbki filtrowano przez filtr o średnicy porów $0,45 \mu\text{m}$ (Fisherbrand, Fisher Scientific). Azot amonowy oznaczano metodą kolorymetryczną z odczynnikami Nesslera, przy czym pomiar absorbancji wykonano przy długości fali $\lambda=425 \text{ nm}$. Mętność wody badano za pomocą mętnościomierza 2100P (Hach). Pomiar zawartości tlenu rozpuszczonego wykonano za pomocą urządzenia wielofunkcyjnego Terminal 740 (InoLab) z elektrodą StirrOX G (WTW). Wartość pH wody mierzono pH-metrem CP-410 (Elmetron) z elektrodą typu ERH-111 (Hydromet). Przewodność właściwą wody mierzono konduktometrem CC-401 z czujnikiem EC-60 (Elmetron). Zasadowość ogólną wody oznaczano przez miareczkowanie kwasem solnym (0,1 N).

Dyskusja wyników badań

Na skutek elektrochemicznej korozji żeliwa na anodzie dochodzi do utlenienia żelaza metalicznego do Fe(II), które następnie może zostać utlenione do Fe(III). Pierwiastek ten może zostać uwolniony do wody lub osadzać się na ściankach rur w postaci trudno rozpuszczalnych związków tworząc osady korozyjne. W wyniku interakcji wody z osadem może dojść także do uwolnienia żelaza z osadu, co powoduje przyrost jego ilości w wodzie, a gdy występuje ono w formie Fe(III) przyczynia się dodatkowo do zwiększenia jej mętności. Na katodzie zachodzi natomiast redukcja tlenu, powodując zmniejszenie jego zawartości w wodzie [1, 2, 4, 15].

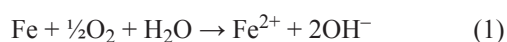
W warunkach przepływowych, zarówno w układzie modelowym, jak i na odcinku rzeczywistym obserwowano niewielkie zwiększenie ilości żelaza i mętności wody oraz ubytek tlenu w wyniku jej kontaktu z korodującym żelazem i osadami korozyjnymi. Ponieważ w warunkach modelowych zastosowano żeliwo nieskorodowane, dlatego największy wzrost zawartości żelaza i mętności wody podczas przepływu następował w pierwszych dobach eksperymentu i systematycznie malał do około 10. doby. Po tym czasie zmiany zawartości żelaza i mętności wody ustabilizowały się – wzrost ilości żelaza wynosił średnio $0,043 \text{ gFe}/\text{m}^3$. Na odcinku rzeczywistym zwiększenie zawartości żelaza było porównywalne przez cały czas trwania eksperymentu i wynosiło średnio $0,027 \text{ gFe}/\text{m}^3$. Mimo iż w modelu użyto niewielkich ilości żeliwa, a czas kontaktu był krótszy niemal o połowę niż na odcinku rzeczywistym, stwierdzono większy przyrost ilości żelaza na wyjściu z układu. Na odcinku rzeczywistym obserwowano jednak nieco większe zmiany zawartości tlenu rozpuszczonego niż w warunkach modelowych. Podczas stagnacji zdecydowanie szybszy zanik tlenu w wodzie zaobserwowano w warunkach modelowych, co było wynikiem mniejszego stosunku objętości wody do powierzchni żeliwa w modelu niż na odcinku rzeczywistym. Po 12 h zawartość tlenu zmalała tam do około $1 \text{ gO}_2/\text{m}^3$ i nie ulegała dalszemu zmniejszeniu, natomiast na odcinku rzeczywistym takie zjawisko wystąpiło po 48 h. Większe zmiany zawartości żelaza i mętności wody wystąpiły jednak na odcinku rzeczywistym, szczególnie po 72-godz. stagnacjach. Szczegóły dotyczące porównania zmian zawartości tlenu rozpuszczonego i żelaza oraz mętności wody w obu układach badawczych opisano w pracy [16].

Zawartość azotanów w wodzie wraz z czasem jej stagnacji ulegała zmniejszeniu. Podobnie jak w przypadku tlenu, zanik azotanów przebiegał szybciej w warunkach modelowych. W większości próbek już po 12 h stagnacji stwierdzono całkowity zanik azotanów, natomiast na odcinku rzeczywistym zawartość azotanów po 72 h wynosiła $0 \pm 0,12 \text{ gN/m}^3$. Mechanizm zaniku azotanów w wyniku korozji żeliwa nadal jest zjawiskiem wymagającym dokładniejszego wyjaśnienia. W obu układach badawczych zaobserwowano również pojawienie się azotynów i azotu amonowego. Szczegóły przedstawiające zmiany ilości azotanów, azotynów i azotu amonowego w wodzie przedstawiono w pracy [16].

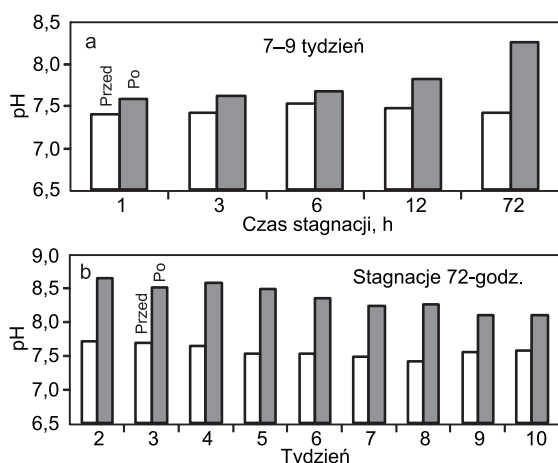
W badaniach nieprzepływowych z użyciem opiłków żeliwnych [12] wykazano, że mangan wchodzący w skład żeliwa może być uwalniany do wody na skutek jego korozji. W układzie modelowym po 72-godz. stagnacji odnotowano zwiększenie ilości manganu o $0,03 \pm 0,09 \text{ gMn/m}^3$. Również w układzie rzeczywistym zawartość tego pierwiastka po 72-godz. stagnacji zwiększyła się o $0,06 \pm 0,09 \text{ gMn/m}^3$.

W układzie modelowym wraz ze wzrostem czasu stagnacji odnotowano wzrost zawartości fosforu ogólnego w wodzie. Po 72-godz. stagnacji ilość tego pierwiastka wzrastała średnio o $0,2 \text{ gP/m}^3$. Również w pracach [12, 17] wykazano uwalnianie się fosforu z żeliwa do wody. Obecność fosforu, jako pierwiastka biogenego, może przyczynić się do rozwoju mikroorganizmów w sieci wodociągowej. W odcinku rzeczywistym nie obserwowano jednak przyrostu zawartości fosforu w wodzie.

W wyniku korozji w strefach katodowych powstają jony OH^- zgodnie z reakcją:

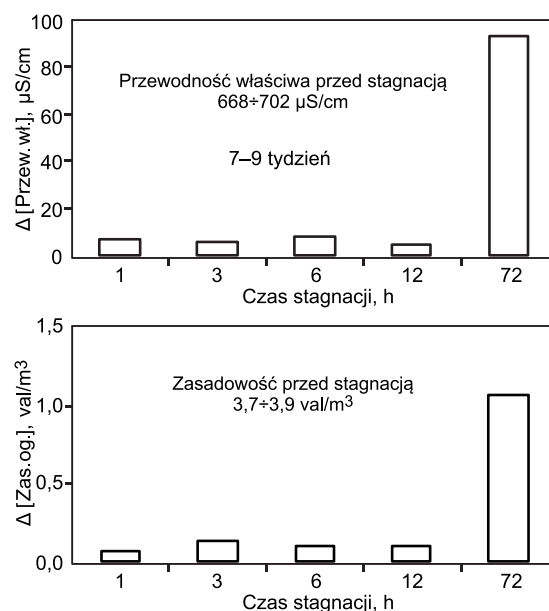


W układzie modelowym wraz ze wzrostem czasu stagnacji pH wody ulegało podwyższeniu (rys. 2a). W odcinku rzeczywistym wzrost pH odnotowano jedynie w drugim cyklu w przypadku stagnacji 72-godz. i 168-godz. i nie przekraczał on 0,2. Ze względu na małą objętość wody w stosunku do powierzchni opiłków w układzie modelowym, zjawisko to było obserwowane po krótszym czasie stagnacji. Analizując zmiany pH wody w układzie modelowym po 72-godz. stagnacji stwierdzono, że wraz z czasem trwania eksperymentu wzrost pH był coraz mniej intensywny. Po stagnacji w drugim tygodniu pH wody wzrosło aż o 1,0, natomiast pod koniec eksperymentu o około 0,6 (rys. 2b), co świadczyło, że zmiany te były wywołane procesem korozji.



Rys. 2. Zmiany pH wody w układzie modelowym
Fig. 2. Water pH variations in model system

W układzie modelowym po 72-godz. stagnacji nastąpił spadek przewodności właściwej wody o $85 \pm 140 \mu\text{S/cm}$. Zjawisko to występowało również podczas krótszych czasów stagnacji, jednak spadek ten wynosił jedynie od kilku do kilkunastu $\mu\text{S/cm}$. Zmniejszeniu przewodności właściwej wody towarzyszył również spadek jej zasadowości (rys. 3), a także zawartości wapnia, magnezu.



Rys. 3. Zmiany jakości wody podczas jej stagnacji w układzie modelowym

Fig. 3. Water quality variations during stagnation in model system

Zmiany wartości tych wskaźników ściśle korelowały ze sobą. W przypadku stagnacji 72-godz. odnotowano wysoki współczynnik determinacji (R^2) między zmianą przewodności właściwej wody a zanikiem wapnia (0,9283) i magnezu (0,8479) oraz zasadowości ogólnej (0,8831). Uzyskano również wysoki współczynnik korelacji zarówno między zmianami zawartości wapnia i magnezu, jak i sumy moli tych jonów a zmianą zasadowości. Wyniki te wskazują na wytrącanie węglanu wapnia i wodorotlenku magnezu. Obecność kationów wapnia i magnezu zarówno w osadzie z układu modelowego, jak i z odcinków rzeczywistych została potwierdzona na podstawie analizy ICP-OES. Wyniki składu fazowego osadów korozyjnych wykazały także obecność kalcytu w obu układach badawczych [16]. Również w pracach [2, 15, 18, 19] informowano o obecności kalcytu w osadach. W odcinku rzeczywistym jedynie po 168-godz. stagnacji nastąpiło zmniejszenie przewodności właściwej wody z $579 \mu\text{S/cm}$ do $572 \mu\text{S/cm}$ oraz zawartości wapnia z 90 gCa/m^3 do 82 gCa/m^3 . Na podstawie zaprezentowanych wyników można przypuszczać, że kalcyt identyfikowany w osadach korozyjnych wytrącał się podczas stagnacji wody w wyniku lokalnego wzrostu pH.

Wnioski

◆ Porównanie wyników uzyskanych w warunkach modelowych z wynikami otrzymanymi na rzeczywistym odcinku rurociągu potwierdziło, że opiłki żelaza mogą służyć do symulacji procesu korozji sieci wodociągowej. Mała objętość wody i duża powierzchnia materiału żeliwnego w układzie modelowym pozwoliły na zaobserwowanie nawet niewielkich zmian w jakości wody. Układ modelowy

umożliwił też śledzenie zjawisk wywołanych procesem korozji, trudnych do zaobserwowania podczas badań na rzeczywistym fragmencie rury.

♦ W warunkach stagnacji, pomimo pewnych ograniczeń przyjętego modelu badawczego, w obu układach uzyskano porównywalne rezultaty zmian zawartości żelaza, tlenu, azotanów i mętności wody. Zarówno w układzie modelowym, jak i w sieci rzeczywistej zaobserwowano znaczące pogorszenie jakości wody w czasie.

♦ Podczas stagnacji wody w układzie modelowym stwierdzono wzrost pH, spadek przewodności właściwej, zasadowości oraz zmniejszenie zawartości wapnia i magnezu w wodzie. W sieci rzeczywistej zmiany tych wskaźników nie występowały lub zmieniały się w dużo mniejszym stopniu.

♦ Czynnikiem decydującym o zmianach jakości wody był czas jej kontaktu z korodującym materiałem. Długi czas stagnacji wody może mieć miejsce w końcowych odcinkach sieci, co może powodować pogorszenie jakości wody u odbiorców.

Autorzy dziękują Ministerstwu Nauki i Szkolnictwa Wyższego za sfinansowanie badań w ramach projektów badawczych nr NN204339337 i nr NN523418737.

LITERATURA

- J.R. BAYLIS: Prevention of corrosion and "red water". *Journal American Water Works Association* 1926, Vol. 15, pp. 598–633.
- Internal Corrosion of Water Distribution Systems. 2nd ed. AWWA Foundation, DVGW-Technologiezentrum Wasser, Denver 1996.
- P. SARIN, A. CLEMENT, V.L. SNOEYINK, W.M. KRIVEN: Iron release from corroded, unlined cast iron pipe. *Journal American Water Works Association* 2003, Vol. 95, No. 11, pp. 85–96.
- P. SARIN, V.L. SNOEYINK, J. BEBEE, K.K. JIM, M.A. BECKETT, W.M. KRIVEN, J.A. CLEMENT: Iron release from corroded iron pipes in drinking water distribution systems: Effect of dissolved oxygen. *Water Research*, 2004 Vol. 38, No. 5, pp. 1259–1269.
- HEALTH CANADA: Guidance on Controlling Corrosion in Drinking Water Distribution Systems. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa (Ontario) 2009 (Catalogue No. H128-1/09-595E).
- L. KIÉNÉ, W. LU, Y. LÉVI: Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution system. *Water Science and Technology* 1998, Vol. 38, No. 6, pp. 219–227.
- P.W. BUTTERFIELD, A.K. CAMPER, J.A. BIEDERMAN, A.M. BARGMEYER: Minimizing biofilm in the presence of iron oxides and humic substances. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 15, pp. 3898–3910.
- A.K. CAMPER: Involvement of humic substances in regrowth. *International Journal of Food Microbiology* 2004, Vol. 92, No. 3, pp. 355–364.
- A.O. AL-JASSER: Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: Pipe service age effect. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 2, pp. 387–396.
- Z. ZHANG, J.E. STOUT, V.L. YU, R. VIDIC: Effect of pipe corrosion scales on chlorine dioxide consumption in drinking water distribution systems. *Water Research*, 2008 Vol. 42, No. 1–2, pp. 129–136.
- J.D. EISNOR, G.A. GAGNON: A framework for implementation and design of pilot-scale distribution system. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua* 2003, Vol. 52, No. 7, pp. 501–519.
- J. ŚWIETLIK, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, T. LASKOWSKI, J. NAWROCKI: Badania modelowe migracji wybranych pierwiastków z żeliwa i stali do wody na skutek korozji przewodów wodociągowych (Model investigations into the migration of some elements from cast iron and steel into water due to pipe corrosion). *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 3, ss. 71–76.
- J. NAWROCKI, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, J. ŚWIETLIK, A. OLEJNIK, M. SROKA: Corrosion in a distribution system. Steady water and its composition. *Water Research* 2010, Vol. 44, No. 6, pp. 1863–1862.
- J. ŚWIETLIK, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, J. NAWROCKI: The influence of disinfection on aquatic biodegradable organic carbon formation. *Water Research* 2009, Vol. 43, pp. 463–473.
- P. SARIN, V.L. SNOEYINK, D.A. LYTLE, W.M. KRIVEN: Iron corrosion scales: Model for scale growth, iron release and colored water formation. *Journal of Environmental Engineering* 2004, Vol. 130, No. 4, pp. 364–373.
- T. LASKOWSKI, J. ŚWIETLIK, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, M. SROKA, A. OLEJNIK, J. NAWROCKI: Cast iron filings based model for dynamic investigation of corrosion and its compatibility with the real water distribution network. *Materials and Corrosion* (submitted).
- S.C. MORTON, Y. ZHANG, M.A. EDWARDS: Implication of nutrient release from iron metal for microbial regrowth in water distribution systems. *Water Research* 2005, Vol. 39, pp. 2883–2892.
- T.L. GERKE, J.B. MAYNARD, M.R. SCHOCK, D.L. LYTTLE: Physicochemical characterization of five iron tubercles from a single drinking water distribution system: Possible new insights on their formation and growth. *Corrosion Science* 2008, Vol. 50, No. 7, pp. 2030–2039.
- P. SARIN, V.L. SNOEYINK, J. BEBEE, M. KRIVEN, J.A. CLEMENT: Physico-chemical characteristics of corrosion scales in old iron pipes. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 12, pp. 2961–2969.

Laskowski, T., Świetlik, J., Raczyk-Stanisławiak, U., Sroka, M., Olejnik, A., Nawrocki, J. Drinking Water Composition Variation Following its Stagnation in Pipes Under Model and Actual Flow Conditions. *Ochrona Środowiska* 2013, Vol. 35, No. 3, pp. 59–62.

Abstract: Corrosion modeling method using cast iron filings was proposed for water distribution system under typical flow and stagnant conditions. Use of iron filings (0.8–1.0 mm) of large specific surface area allowed water quality variations monitoring using relatively small amounts of material. Comparison of results obtained under model and actual pipe flow conditions confirmed that the process of corrosion can be reliably approximated by experiments with iron filings. Following period of stagnation,

both under model and actual flow conditions, significant water quality deterioration was observed over time. Additionally, relatively small water volume to large cast iron surface area allowed monitoring in the model system the corrosion-induced phenomena, impossible to observe in standard studies on the actual pipe sections. The increase in pH as well as decrease in conductivity, alkalinity and in calcium and magnesium content were observed in the model system with the increasing stagnation time. Under actual flow conditions these parameters have not changed or changed only to a small extent following long stagnation periods.

Keywords: Water distribution network, corrosion, cast iron, water quality, dynamic model.