

Maria Świdarska-Bróz

Skutki obecności biofilmu w systemach dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi

Wtórny rozwój mikroorganizmów w środowisku wodnym, w tym w sieciach, instalacjach i urządzeniach wodociągowych, jest zjawiskiem powszechnym i niestety powoduje wiele poważnych problemów. Obecność biofilmu na wewnętrznych powierzchniach elementów systemu wodociągowego jest przede wszystkim jedną z przyczyn wtórnego zanieczyszczenia wody dostarczanej odbiorcom, zwiększa jej zapotrzebowanie na środki dezynfekcyjne, intensyfikuje niszczenie materiałów instalacyjnych oraz stwarza problemy w eksploatacji sieci wodociągowej. Duża liczba czynników warunkujących powstawanie i rozwój biofilmu [1, 2] powoduje, że zapobieganie temu zjawisku jest bardzo kłopotliwe.

W artykule omówiono główne skutki obecności biofilmu w systemach dystrybucji wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi.

Zwiększone zapotrzebowanie wody na środki dezynfekcyjne

Zapobieganie powstawaniu obrostów biologicznych i skuteczna kontrola ich rozwoju wymaga zapewnienia w całym systemie dystrybucji wody obecności środka dezynfekcyjnego. Należy zaznaczyć, że oporność drobnoustrojów w biofilmie na działanie chemicznych środków dezynfekcyjnych jest większa niż mikroorganizmów żyjących w strumieniu przepływającej wody [2–4]. Oporność ta rośnie wraz ze zwiększającą się bioróżnorodnością i gęstością biofilmu [5], a więc z jego wiekiem [6, 7]. Stwierdzono również [8], że mikroorganizmy tworzące biofilm na podłożach skorodowanych, w tym także toksycznych (np. wykonanych z miedzi), są mniej wrażliwe na działanie środków dezynfekcyjnych niż obecne w obrostach biologicznych na powierzchni tworzyw sztucznych [6, 8]. Z uwagi na to, a także na zużycie utleniaczy chemicznych w reakcjach z substancjami zredukowanymi obecnymi w wodzie oraz w osadach chemicznych i biologicznych, a w przypadku metalowych materiałów instalacyjnych podatnych na korozję dodatkowo na jonizację metali, wymagane ilości środków dezynfekcyjnych – głównie chloru wolnego i dwutlenku chloru – są bardzo duże [9–14].

Zużycie tych środków jest bowiem wprost proporcjonalne do intensywności korozji i ilości zredukowanych produktów tego zjawiska [9, 15] oraz do temperatury wody i czasu jej przebywania w sieci wodociągowej [14, 16, 17]. O dużym zużyciu chloru wolnego i dwutlenku chloru w skorodowanym systemie dystrybucji, zbudowanym przede wszystkim z żeliwa, stali i stali ocynkowanej, zasilanym wodą charakteryzującą się brakiem stabilności chemicznej, świadczą poniższe dane. Średnia zawartość środków dezynfekcyjnych w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej wynosiła $0,99 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ i $0,28 \text{ gClO}_2/\text{m}^3$, natomiast w 79,4% próbek wody pobranych z sieci zawartość chloru wolnego była mniejsza niż $0,1 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$, a w 28,7% próbek nie stwierdzono obecności dwutlenku chloru. W pozostałych próbkach wody zawartości tych środków wynosiły zaledwie $0,1 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ i $0,07 \text{ gClO}_2/\text{m}^3$ [18]. W innym systemie dystrybucji, w którym rozwijał się biofilm, 24-godz. zapotrzebowanie wody na chlor zmieniało się od $0,8 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ do $1,8 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ [19]. Mniej reaktywna ze substancjami zredukowanymi, a tym samym trwalsza, jest monochloramina [13, 16], która ponadto lepiej niż chlor wolny i dwutlenek chloru penetruje w głąb biofilmu [6, 20]. Niestety jest ona mniej skuteczna w niszczeniu mikroorganizmów heterotroficznych [16], co powoduje konieczność zapewnienia większej ilości NH_2Cl potrzebnej do uzyskania skutecznej dezaktywacji tych drobnoustrojów. Potwierdzają to m.in. wyniki badań [21], w których stwierdzono, że porównywalną skuteczność kontroli rozwoju biofilmu na żeliwie sferoidalnym zapewnił chlor wolny w ilości $0,5 \text{ gCl}_2/\text{m}^3$ lub chlor związany w ilości $2,0 \text{ gNH}_2\text{Cl}/\text{m}^3$. Zastosowanie monochloraminy stwarza ponadto warunki do przebiegu procesu nityfikacji w sieci [22], który niekorzystnie wpływa na jakość transportowanej wody [23].

Zapewnienie nawet bardzo dużej ilości środków dezynfekcyjnych w wodzie wodociągowej nie gwarantuje jednak całkowitego zniszczenia obrostów biologicznych [13], szczególnie rozwijających się na skorodowanych podłożach. Produkty korozji stanowią bowiem magazyn substratów pokarmowych dla drobnoustrojów, zwiększają zużycie środków dezynfekcyjnych i utrudniają ich dostęp do mikroorganizmów [6, 8, 9, 15, 20, 24]. Konieczność stosowania zwiększonych dawek środków dezynfekcyjnych, wymaganych do kontroli rozwoju biofilmu, poza wzrostem kosztów eksploatacyjnych systemu wodociągowego, powoduje niepożądane zmiany jakości wody dostarczanej odbiorcom.

Niszczenie materiałów instalacyjnych

Obecność utleniaczy chemicznych w dużych ilościach, głównie chloru wolnego i dwutlenku chloru, jest jedną z przyczyn intensyfikacji korozji elektrochemicznej niestabilnych termodynamicznie w wodzie metali i ich stopów. Skutki tej korozji potęguje korozja mikrobiologiczna (biokorozja) spowodowana działalnością życiową drobnoustrojów tworzących biofilm, które wytwarzają nieorganiczne i organiczne produkty metabolizmu zakwaszające środowisko i zwiększające agresywność korozyjną wody oraz hamujące powstawanie powłok antykorozyjnych, bądź ich rozpuszczanie, a także powodują powstawanie tlenowych ogniw stężeńowych na powierzchni metali. Skutki biokorozji, chociaż w znacznie mniejszym stopniu, stwierdza się również w przypadku tworzyw sztucznych oraz materiałów instalacyjnych zawierających związki wapnia [6, 24–26]. Obecność obrotów biologicznych, tak jak i osadów chemicznych, stwarza warunki do przebiegu korozji podosadowej zachodzącej z udziałem mikroorganizmów beztlenowych [11]. Intensywność korozji elektrochemicznej zwiększają prawie wszystkie drobnoustroje tworzące biofilm, a największy wpływ na ten proces mają bakterie żelazowe i siarkowe.

Do substancji zwiększających agresywność korozyjną wody należą metabolity mikroorganizmów oraz produkty procesów zachodzących z ich udziałem, takie jak wolny dwutlenek węgla, kwasy organiczne i nieorganiczne, siarkowodór, jony wodorowe, azotanowe, amonowe, siarczanowe i chlorkowe oraz pozakomórkowe polimery (EPS) [4, 11, 27–30], które powodują znaczne zakwaszenie środowiska [4, 11, 27]. Stwierdzono, że wartość pH obrotów biologicznych rozwijających się na powierzchniach skorodowanych metali wynosiła zaledwie 4,5 [11]. Ponadto polimery te, będące ligandami organicznymi, tworzą z kationami niszczonej metali związki rozpuszczalne w wodzie [27, 28], a tym samym ograniczają pasywację powierzchni skorodowanych metali oraz intensyfikują transport metali do przepływającej wody. W warunkach dużej zawartości środków dezynfekcyjnych wzrasta ilość polimerów pozakomórkowych, co zwiększa nie tylko działanie mechanizmów obronnych drobnoustrojów [10, 11], ale także podaż organicznych substratów pokarmowych dla mikroorganizmów, w tym również heterotroficznych [6].

W warunkach tlenowych produktami utleniania węgla żelaza(II) oraz siarczku żelaza(II), zachodzącego odpowiednio z udziałem bakterii żelazowych (*Thiobacillus ferrooxidans*, *Gallionella ferruginea*, *Leptothrix ochracea*) oraz siarkowych (*Thiobacillus novellus* i *Thiobacillus intermedius*), są dwutlenek węgla i kwas siarkowy. Związki te przyspieszają proces korozji i powodują rozpuszczanie powłok antykorozyjnych. Jony siarczanowe spełniają ponadto rolę depolaryzatorów katodowych, a tworząc z jonami Fe(III) dobrze rozpuszczalny siarczan żelaza(III) zmniejszają ilość Fe(OH)₃ wytrącającego się w warstwie ochronnej. W intensyfikacji korozji metali istotny udział mają także bakterie nitryfikacyjne [4], ponieważ utlenianiu jonów amonowych towarzyszy zmniejszenie zasadowości wody, a powstające jony azotanowe w warunkach beztlenowych mogą być wykorzystywane przez bakterie utleniające siarkę jako akceptory elektronów. W środowisku beztlenowym bakterie redukujące siarczany (*Desulfovibrio* sp. i *Desulfotomaculum* sp.) powodują powstawanie wolnego dwutlenku węgla i siarkowodoru, będących odpowiednio produktami beztlenowej biodegradacji związków

organicznych i redukcji jonów siarczanowych. Korozyjny H₂S tworzy z jonami metali siarczki łatwiej rozpuszczalne w wodzie niż ich tlenki, co skutkuje zwiększeniem porowatości warstwy antykorozyjnej i ułatwia penetrację agresywnej wody do powierzchni niszczonej metali [28]. Rozpuszczanie tlenków żelaza(III), głównego składnika warstwy ochronnej, intensyfikują także bakterie redukujące żelazo(III) oraz niektóre grzyby. Taki sam skutek powoduje amoniak (produkt mikrobiologicznej deaminacji białek), który z jonami miedzi i ołowiu tworzy łatwo rozpuszczalne w wodzie połączenia [4]. Bez względu na warunki tlenowe, aktywność życiowa drobnoustrojów przyspiesza niszczenie materiałów instalacyjnych podatnych na korozję. Obecność w wodzie agresywnego dwutlenku węgla oraz dużych ilości jonów wodorowych i siarczanowych jest przyczyną korozji siarczanowej oraz rozpuszczania materiałów zawierających związki wapnia [31]. Mikroorganizmy, wykorzystując jako substancje pokarmowe składniki tworzyw sztucznych, powodują także niszczenie tych materiałów instalacyjnych, szczególnie w początkowym czasie ich eksploatacji [26, 32]. Wszystkie drobnoustroje zużywające tlen rozpuszczony w wodzie powodują powstawanie ogniw o zróżnicowanym natlenieniu, w których są warunki do anodowego rozpuszczania metali oraz hamowany jest proces utleniania produktów korozji tworzących warstwę antykorozyjną [33].

Wtórne zanieczyszczenie wody

Obroisty biologiczne stanowią poważne zagrożenie właściwej jakości sanitarnej wody, a także współdecydują o niepożądanym zmianie jej składu fizyczno-chemicznego w sieci wodociągowej. Bioróżnorodność biofilmu zależy od warunków środowiskowych panujących w systemie dystrybucji wody i zwykle jest duża. Wśród organizmów tworzących biofilm oraz obecnych w osadach chemicznych (produktach korozji) występują bakterie autotroficzne, heterotroficzne i miksotroficzne, glony, grzyby, pierwotniaki oraz wirusy [17, 34]. Obecność bezkręgowców, takich jak wrotki, nicienie i skorupiaki stwierdzono w obrotach rozwijających się w sieci wodociągowej wykonanej z żeliwa szarego oraz sferoidalnego z powłoką cementową [19].

W aspekcie mikrobiologicznego skażenia wody najistotniejsze są drobnoustroje patogenne i warunkowo patogenne, których występowanie (pomimo dezynfekcji wody) stwierdza się niestety w osadach biologicznych i chemicznych zdeponowanych w sieci wodociągowej. Przykładowo, w obrotach biologicznych rozwijających się na powierzchniach przewodów wykonanych z metali i ich stopów (miedź, stal nierdzewna, stal ocynkowana) oraz tworzyw sztucznych (polichlorek winylu, polibutylen, polietylen) stwierdzono obecność szkodliwych dla ludzi drobnoustrojów z rodzajów *Legionella*, *Helicobacter*, *Aeromonas*, *Mycobacterium* i *Cryptosporidium* [35]. W przewodach wykonanych głównie z żeliwa oraz z żeliwa z cementową powłoką antykorozyjną w biofilmie występowały także bakterie z rodzajów *Pseudomonas* i *Aeromonas*, przy czym te ostatnie stanowiły 1–5% całkowitej liczby bakterii [17]. Również w osadach (zawierających głównie produkty korozji) pochodzących z 25 żeliwnych i stalowych przewodów wodociągowych stwierdzono obecność heterotroficznych bakterii mezofilnych i psychrofilnych, a wśród nich szkodliwe dla ludzi bakterie grupy coli oraz z rodzajów *Pseudomonas* i *Clostridium*, a także grzybów [36].

Uwalnianie drobnoustrojów i składników biofilmu do wody ma miejsce w warunkach zwiększonej prędkości i zmiany kierunku przepływu wody w przewodach wodociągowych, a głównie nagłego wzrostu sił hydrodynamicznych na granicy biofilm–woda [19, 37–41]. Jak wykazano w badaniach modelowych [42], podczas przepływu wody w przewodzie wodociągowym z żeliwa sferoidalnego z wykładziną cementową z prędkością 0,1 m/s zachodziło uwalnianie z biofilmu bakterii psychrofilnych, żelazowych, proteolitycznych i amonifikacyjnych. O rozmywaniu obrostów biologicznych oraz transporcie uwolnionych z nich zanieczyszczeń do wody, poza warunkami hydraulicznymi, współdecyduje wiele innych czynników. Należą do nich m.in. liczba i rodzaj drobnoustrojów zasiedlających biofilm, jego spoistość, wiek, struktura i grubość, rodzaj i zawartość metabolitów (głównie polimerów pozakomórkowych decydujących o zwartości obrostów biologicznych), geometria przewodów wodociągowych i innych elementów systemu dystrybucji, a także czas przebywania wody w systemie oraz jej temperatura, rodzaj materiałów instalacyjnych oraz ich stan techniczny i sanitarny [16, 27, 33, 38, 43–47]. Liczba drobnoustrojów uwalnianych do wody ogólnie zwiększa się wraz z gęstością biofilmu (jtk/cm^2) i jest większa latem, a także w przypadku przewodów wodociągowych wykonanych z korodujących nietoksycznych materiałów instalacyjnych oraz niewystarczającej skuteczności kontroli rozwoju biofilmu w całym systemie dystrybucji wody [2, 6, 16, 44–46, 48]. Erozji ulegają przede wszystkim młode obrosty biologiczne oraz górne warstwy tzw. dojrzałych osadów biologicznych charakteryzujące się małą spoistością, a więc niewystarczającą odpornością na działanie sił ścinających [39]. Wykazano także, że intensywność wypłukiwania mikroorganizmów i innych składników obrostu biologicznego do wody jest większa w przypadku biofilmu heterogenicznego o chropowatej powierzchni niż homogenicznego o gładkiej powierzchni, który powstaje w warunkach turbulentnych i małej podaży substancji biogennych [38–40, 46]. Odwrotny jest natomiast wpływ chropowatości podłoża, na którym rozwija się obrost biologiczny. Liczba mikroorganizmów uwalnianych do wody zwiększa się również wraz ze wzrostem wartości ilorazu powierzchni biofilmu omywanej przez wodę do jednostkowej objętości wody. W konsekwencji, w przypadku małej średnicy rurociągów (końcówki sieci wodociągowej, instalacje), o mikrobiologicznym skażeniu wody decydują głównie drobnoustroje uwolnione z biofilmu [41, 48]. Skutkiem wydłużenia czasu kontaktu wody z osadami biologicznymi i chemicznymi zdeponowanymi w rurociągach, np. podczas stagnacji wody, jest wyraźny wzrost wtórnego zanieczyszczenia pierwszej objętości wody pobranej po tym czasie [29, 49–51]. Podczas stagnacji wody zwiększają się bowiem jej temperatura oraz zużycie środków dezynfekcyjnych, co stwarza warunki do wzrostu gęstości biofilmu i aktywności metabolicznej mikroorganizmów, a w następstwie intensyfikacji korozji metali w środowisku wodnym [14, 42, 44, 52]. Świadczy o tym porównanie szybkości korozji miedzi intensyfikowanej przez bakterie *Sphingomonas capsulata*, *Staphylococcus warnerii*, *Erythrobacter longus* i *Methylobacterium* sp. W warunkach przepływu wody wynosiła ona 0,02 mm/a, natomiast podczas stagnacji wody była aż 11-krotnie większa (0,22 mm/a) [28].

Skażenie mikrobiologiczne wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi podczas jej transportu do odbiorców stwierdzono w wielu systemach wodociągowych. Przykładem może być 10–100-krotny wzrost liczby żywych

drobnoustrojów w wodzie pobieranej z 16 systemów dystrybucji wody wodociągowej w Finlandii w stosunku do stwierdzonej w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej [7]. Do oportunistycznych drobnoustrojów patogennych, najczęściej identyfikowanych w wodzie wodociągowej, należą bakterie *Aeromonas hydrophila*, *Mycobacterium avium*, *Escherichia coli* 0/57:H7, *Klebsiella oxytoca* i *Klebsiella pneumoniae* oraz z rodzajów *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Legionella*, *Campylobacter*, *Nocardia*, *Salmonella*, *Shigella*, *Flavobacterium*, *Corynebacterium*, *Micrococcus*, *Serratia* i *Xanthomonas* [49, 52–54]. Przyczyną chorób wodopochodnych stwierdzonych w Finlandii w latach 1998–1999 były natomiast wirusy obecne w obrostach biologicznych występujących w systemie dystrybucji wody [55]. Wśród przyczyn mikrobiologicznego skażenia wody wodociągowej nie można jednak wykluczyć intruzji drobnoustrojów ze środowiska zewnętrznego [56], mającej miejsce w przypadku złego stanu technicznego systemu dystrybucji i w sytuacjach awaryjnych, a także niewystarczająco skutecznej dezynfekcji wody wprowadzanej do sieci wodociągowej.

Wypłukiwaniu żywych mikroorganizmów do wody towarzyszy również uwalnianie ich metabolitów, obumarłych drobnoustrojów oraz produktów ich rozkładu, a w przypadku skorodowanych materiałów instalacyjnych także produktów korozji. Substancje te powodują obcy smak i zapach wody, wzrost intensywności jej barwy i mętności, zawartości związków organicznych, azotu amonowego i jonów wodorowych, rozpuszczonych i nierozpuszczonych połączeń korodujących metali oraz innych pierwiastków wchodzących w skład niszczonego materiału [18, 19, 28, 29, 32, 40, 45, 57, 58]. Zakwaszenie wody oraz wzrost zawartości ligandów organicznych (tworzących z metalami rozpuszczalne w wodzie połączenia metaloorganiczne) zwiększają stopień zanieczyszczenia wody tymi metalami. Brak skutecznej kontroli rozwoju biofilmu był jedną z przyczyn zanieczyszczenia wody wodociągowej miedzią, której zawartość była bardzo duża i zmieniała się w zakresie 3–40 gCu/m^3 [28].

Substancje organiczne obecne w biofilmie i wypłukiwane z niego do wody stanowią prekursorzy chlorowanych związków organicznych, które mogą powstawać w obecności zwiększonej ilości (wymaganej do skutecznej kontroli rozwoju biofilmu) pozostałego chloru wolnego, a w istotnie mniejszym stopniu pozostałego chloru związanego i dwutlenku chloru. W wielu systemach dystrybucji wody dezynfekowanej chlorem wolnym stwierdzono wzrost zawartości chlorowanych związków organicznych w wodzie, a głównie oznaczanych najczęściej trójhalometanów (THM). O ilości tych szkodliwych zanieczyszczeń wtórnych w wodzie, poza wartością pH, zawartością i budową chemiczną ich organicznych prekursorów oraz zawartością chloru wolnego, współdecydują temperatura wody i czas jej retencji w systemie dystrybucji, wraz ze wzrostem których zwiększa się wydajność procesu powstawania THM [23, 29, 59, 60]. Zdaniem autorów pracy [61], latem możliwy jest nawet 2–3-krotny wzrost zawartości trójhalometanów w wodzie. Potwierdziły to wyniki badań zawartości THM w wodzie o temperaturze $>25^\circ\text{C}$ pobranej z końcówek sieci wodociągowych [59]. Przy braku chloru wolnego i związanego wraz ze wzrostem temperatury i wydłużeniem czasu jej przebywania w przewodach wodociągowych, w których obecny był biofilm, w wodzie wodociągowej stwierdzono natomiast zmniejszenie zawartości kwasów halogenooctowych (głównie kwasu dwuchlorooctowego), halogenoacetonitryli, halogenoketonów i chloropikryny,

przy równoczesnym wzroście ilości THM [61, 62]. Zastąpienie chloru wolnego dwutlenkiem chloru pozwala na znaczne (o 85%) zmniejszenie ilości THM w wodzie [63]. Porównywalny skutek zapewnia także dezynfekcja monochloraminą, jednak nie eliminuje to problemu wtórnego zanieczyszczenia wody. Obecność NH_2Cl stwarza bowiem warunki do przebiegu procesu nityfikacji w sieci wodociągowej, podczas którego zużywana jest monochloramina. Zmniejszenie zawartości tego środka dezynfekcyjnego obniża skuteczność kontroli rozwoju biofilmu i w pierwszej fazie nityfikacji powoduje wzrost liczby bakterii heterotroficznych. Innym niepożądanym skutkiem procesu nityfikacji jest wzrost zawartości azotynów w wodzie, nawet powyżej 1 gN/m^3 [22, 57]. Ponadto liczne bakterie nityfikacyjne – po obumarciu – stanowią substrat pokarmowy dla mikroorganizmów heterotroficznych, a azotany i zakwaszenie wody intensyfikują korozję metalowych materiałów instalacyjnych [23]. Zwiększona zawartość monochloraminy, a także chloru wolnego (wymagane do skutecznego niszczenia obrostów biologicznych), wywołuje obcy smak i zapach wody [64]. Przyczyną zmian tych organoleptycznych cech wody są również metabolity mikroorganizmów oraz produkty rozkładu obumarłych drobnoustrojów. Wśród wtórnych zanieczyszczeń wody wodociągowej, niebezpieczne dla zdrowia jej konsumentów są drobnoustroje patogenne i oportunistyczne bakterie chorobotwórcze oraz składniki osadów biologicznych i chemicznych powodujące choroby przenoszone drogą wodną [28, 54–56, 61, 65].

Wtórne zanieczyszczenie wody jest wyraźnie mierzalne w jej pierwszej objętości pobranej po czasie stagnacji w przewodach wodociągowych oraz po przerwie w jej dostawie [29, 40, 51, 66]. W pozostałym czasie eksploatacji sieci wodociągowej wtórne zanieczyszczenie wody jest natomiast zwykle wprost proporcjonalny do jej poboru [37, 51]. Warunkiem eliminacji niepożądanych zmian jakości wody w systemie dystrybucji jest niedopuszczenie do powstania w nim biofilmu i osadów chemicznych. Możliwe to jest jedynie wówczas, gdy w całym systemie nie ma ognisk skażenia mikrobiologicznego i jednocześnie woda jest stabilna biologicznie i chemicznie oraz zawiera środek dezynfekcyjny w ilości zabezpieczającej przed ewentualnym wtórnym rozwojem mikroorganizmów.

Problemy eksploatacyjne

Obecność biofilmu w systemie dystrybucji wody stwarza również problemy eksploatacyjne. Obrosty biologiczne i produkty korozji biologicznej powodują wzrost chropowatości i oporności hydraulicznej przewodów wodociągowych oraz zmniejszają ich przekrój wewnętrzny i przepływność [67]. Depozyty osadów zmuszają do częstszego i regularnego płukania przewodów wodociągowych. Należy jednak zaznaczyć, że płukanie zapewnia usunięcie tylko górnej warstwy osadów (tzw. miękkich) [7, 39, 47]. Pozostałe głębsze warstwy biofilmu w dalszym ciągu stanowią źródło zanieczyszczeń wtórnych oraz substratów pokarmowych dla mikroorganizmów. W związku z tym nierzadko dodatkowo wymagane jest czyszczenie mechaniczne przewodów wodociągowych. W przypadku przewodów wykonanych z materiałów korodujących zabieg ten nie może spowodować zniszczenia warstwy antykorozyjnej. Jak jednak wynika z doświadczeń eksploatacyjnych, skutek intensywnego płukania (wodą i sprężonym powietrzem) żeliwnej sieci wodociągowej był krótkotrwały, gdyż tylko

w pierwszym tygodniu po płukaniu stwierdzono zmniejszenie liczby bakterii heterotroficznych w wodzie wodociągowej. Również mechaniczne usunięcie osadów z rurociągów żeliwnych oraz wykonanych z utwardzonego polietylenu zapewniło poprawę jakości sanitarnej wody jedynie przez rok [7, 37] i nie wyeliminowało problemu powstawania i rozwoju świeżych obrostów biologicznych charakteryzujących się szybszym wzrostem biomasy (wirusów, bakterii i grzybów) niż w okresie przed czyszczeniem [7]. Intensyfikacja niszczenia materiałów instalacyjnych przez bifilm zwiększa awaryjność systemu dystrybucji wody i podobnie jak płukanie i mechaniczne czyszczenie rurociągów powoduje wzrost kosztów eksploatacji systemu wodociągowego oraz straty wody.

Podsumowanie

O jakości wody wodociągowej dostarczanej odbiorcom oraz o stanie technicznym systemu dystrybucji wody istotnie współdecydują obrosty biologiczne występujące na wewnętrznej powierzchni elementów tego systemu. Obecność biofilmu jest przyczyną skażenia mikrobiologicznego i niepożądanych zmian składu fizyczno-chemicznego transportowanej wody, zwiększa stopień zniszczenia materiałów instalacyjnych (głównie podatnych na korozję) oraz koszty eksploatacji systemu wodociągowego. Z uwagi na to, a także niewystarczającą i krótkotrwałą skuteczność hydraulicznych i mechanicznych metod niszczenia biofilmu, konieczne jest przede wszystkim zapobieganie jego powstawaniu i rozwojowi w systemach dystrybucji wody wodociągowej. Spełnienie tego warunku w praktyce jest jednak bardzo trudne, a w wypadku bardzo rozległych oraz charakteryzujących się złym stanem technicznym systemów dystrybucji wody – często nawet niemożliwe.

LITERATURA

1. B. KOŁWZAN: Analiza zjawiska biofilmu – warunki jego powstawania i funkcjonowania. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 4, ss. 3–14.
2. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Czynniki współdecydujące o potencjale powstawania i rozwoju biofilmu w systemach dystrybucji wody. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 3, ss. 1–7.
3. L.J. HEM, H. EFRAIMSEN: Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 4, pp. 1106–1110.
4. M.W. LeCHEVALLIER, C.D. LOWRY, R.G. LEE, D.L. GIBBON: Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria. *Journal American Water Works Association* 1993, Vol. 85, No. 7, pp. 111–123.
5. M. LEBKOWSKA: Występowanie bakterii antybiotykoopornych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 2, ss. 11–15.
6. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, T. LAMPOLA, A. HIRVONEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Pipeline materials modify the effectiveness of disinfectants in drinking water distribution system. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 10, pp. 1962–1971.
7. O.M. ZACHEUS, M.J. LEHTOLA, L.K. KORHONEN, P.J. MARTIKAINEN: Soft deposits, the key site for microbial growth in drinking water distribution networks. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 7, pp. 1757–1765.
8. P. NIQUETTE, P. SERVAIS, R. SAVOIR: Impacts of pipe materials on densities of fixed bacterial biomass in drinking water distribution systems. *Water Research* 2000, Vol. 34, No. 6, pp. 1952–1956.

9. L.A. ROSSMAN: The effect of advanced treatment on chlorine decay in metallic pipes. *Water Research* 2006, Vol. 40, No. 13, pp. 2493–2502.
10. O.M. ZACHEUS, E.K. LIVANAINEN, T.K. NISSINEN, M.J. LEHTOLA: Bacterial biofilm formation on polyvinyl chloride, polyethylene and stainless steel exposed to ozonated water. *Water Research* 2000, Vol. 34, No. 1, pp. 63–70.
11. H.H.P. FANG, L.C. XU, K.Y. CHAN: Effects of toxic metals and chemicals on biofilm and biocorrosion. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 19, pp. 4709–4716.
12. M. DOMAŃSKA, J. ŁOMOTOWSKI: Badania nad szybkością zaniku chloru i dwutlenku chloru w wodzie w sieci wodociągowej. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 4, ss. 47–49.
13. J.P. CHANDY, M.L. ANGLES: Determination of nutrients limiting biofilm formation and the subsequent impact on disinfectant decay. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 11, pp. 2677–2682.
14. S. NDIONGUE, P.M. HUCK, R.M. SLAWSON: Effect of temperature and biodegradable organic carbon on control of biofilms by free chlorine in a model drinking water distribution system. *Water Research* 2005, Vol. 39, No. 6, pp. 953–964.
15. R.R. TRUSSEL: Safeguarding distribution system integrity. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 46–54.
16. W. ZHANG, F.A. DiGIANO: Comparison of bacterial regrowth in distribution systems using free chlorine and chloramine: A statistical study of causative factors. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 6, pp. 1469–1482.
17. J. LÅNGMARK, M.V. STOREY, N.J. ASHBOLT, T.A. STENSTRÖM: The effects of UV disinfection on distribution pipe biofilm growth and pathogen incidence within the greater Stockholm area, Sweden. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 15, pp. 3327–3336.
18. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Ocena wtórnego zanieczyszczenia niestabilnej chemicznie wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2005, vol. 27, nr 4, ss. 35–38.
19. V. GAUTHIER, B. GERARD, J.M. PORTAL, J.C. BLOCK, D. GATEL: Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. *Water Research* 1999, Vol. 33, No. 4, pp. 1014–1026.
20. P.J. OLLOS, P.M. HUCK, R.M. SLAWSON: Factors affecting biofilm accumulation in model distribution systems. *Journal American Water Works Association* 2003, Vol. 95, No. 1, pp. 87–97.
21. P.J. OLLOS, R.M. SLAWSON, P.M. HUCK: Bench scale investigations of bacterial regrowth in drinking water distribution systems. *Water Science and Technology* 1998, Vol. 38, No. 8–9, pp. 275–282.
22. A. WILCZAK, J.G. JACANGELO, J.P. MARCINKO, L.H. ODELL, G.J. KIRMEYER, R.L. WOLFE: Occurrence of nitrification in chloraminated distribution systems. *Journal American Water Works Association* 1996, Vol. 88, No. 7, pp. 74–85.
23. M. EDWARDS, A. DUDI: Role of chlorine and chloramine in corrosion of lead bearing plumbing materials. *Journal American Water Works Association* 2004, Vol. 96, No. 10, pp. 69–81.
24. N.B. HALLAM, J.R. WEST, C.F. FORSTER, J. SIMMS: The potential for biofilm growth in water distribution systems. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 17, pp. 4063–4071.
25. T.M. TRACZEWSKA, M. SITARSKA: Development of biofilm on synthetic polymers used in water distribution. *Environment Protection Engineering* 2009, Vol. 35, No. 1, pp. 151–159.
26. C. CHARNOCK, O. KJØNNØ: Assimilable organic carbon and biodegradable dissolved organic carbon in Norwegian raw and drinking waters. *Water Research* 2000, Vol. 34, No. 10, pp. 2629–2642.
27. M. BATTE, B. KOUDJONOU, P. LAURENT, L. MATHIEU, J. COALLIER, M. PREVOST: Biofilm responses to ageing and to a high phosphate load in a bench-scale drinking water system. *Water Research* 2003, Vol. 37, No. 6, pp. 1351–1361.
28. P.J. BREMER, B.J. WEBSTER, D.B. WELLS: Biocorrosion of copper in potable water. *Journal American Water Works Association* 2001, Vol. 93, No. 8, pp. 82–91.
29. J. NAWROCKI, U. RACZYK-STANISŁAWIAK, J. ŚWIE-TLIK, A. OLEJNIK, M. SROKA: Corrosion in a distribution system: Steady water and its composition. *Water Research* 2010, Vol. 44, No. 6, pp. 1863–1872.
30. D. NERCESSIAN, F.D. DUVILLE, M. DESIMONE, S. SIMISON, J.P. BUSALMEN, J. PABLO: Metabolic turnover and catalase activity of biofilms of *Pseudomonas fluorescens* (ATCC 17552) as related to copper corrosion. *Water Research* 2010, Vol. 44, No. 8, pp. 2592–2600.
31. J.M. MONTGOMERY: *Water Treatment Principles and Design*. Wiley and Sons, New York 1985.
32. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, M.M. KEINANEN, T. KEKKI, O. LAINE, A. HIRVONEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Microbiology and biofilm development in a pilot drinking water distribution system with copper and plastic pipes. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 17, pp. 3769–3779.
33. K. OLAŃCZUK-NEJMAN: Mikroorganizmy w kształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 2001, vol. 1.
34. T. PARIS, S. SKALI-LAMI, J.C. BLOCK: Probing young drinking water biofilms with hard and soft particles. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 1, pp. 117–126.
35. J. YU, D. KIM, T. LEE: Microbial diversity in biofilm on water distribution pipes of different materials. *Water Science and Technology* 2010, Vol. 61, No. 1, pp. 163–171.
36. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Główne przyczyny wtórnego zanieczyszczenia wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2006, vol. 28, nr 4, ss. 29–34.
37. M.J. LEHTOLA, T.K. NISSINEN, I.T. MIETTINEN, P.J. MARTIKAINEN, T. VARTIAINEN: Removal of soft deposits from the distribution system improves the drinking water quality. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 3, pp. 601–610.
38. U. TELGMAN, H. HORN, E. MORGENROTH: Influence of growth history on sloughing and erosion from biofilm. *Water Research* 2004, Vol. 38, No. 17, pp. 3671–3684.
39. N. DERLON, A. MASSE, R. ESCUDIE, N. BERNET, E. PAUL: Stratification in the cohesion of biofilms grown under various environmental conditions. *Water Research* 2008, Vol. 42, No. 8–9, pp. 2102–2110.
40. M.J. LEHTOLA, M. LAXANDER, I.T. MIETTINEN, A. HIRVONEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: The effects of changing water flow velocity on the formation of biofilms and water quality in pilot distribution system consisting of copper or polyethylene pipes. *Water Research* 2006, Vol. 40, No. 11, pp. 2151–2160.
41. J. ŁOMOTOWSKI: Przyczyny zmian jakości wody w systemach wodociągowych. Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa 2007.
42. M. LEBKOWSKA, E. PAJOR, A. RUTKOWSKA-NAROŻNIAK, M. KWIETNIEWSKI, J. WĄSOWSKI, D. KOWALSKI: Badania nad rozwojem mikroorganizmów w przewodach wodociągowych z żeliwa sferoidalnego z wykładziną cementową. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 3, ss. 9–13.
43. A. FRANCISQUE, M.J. RODRIGUEZ, L.F. MIRANDA-MORENO, R. SADIQ, F. PROULX: Modelling of heterotrophic bacteria counts in water distribution system. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 4, pp. 1075–1083.
44. 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.
45. A. SOKOŁOWSKA, K. OLAŃCZUK-NEYMAN: Badania zmian jakości mikrobiologicznej wody w sieci wodociągowej aglomeracji trójmiejskiej. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 4, ss. 15–19.
46. C.M. MANUEL, O.C. NUNES, L.F. MELO: Dynamics of drinking water biofilm in flow/non flow conditions. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 3, pp. 551–562.

47. M. SIMÕES, L.C. SIMÕES, M.J. VIEIRA: Spesies association increases biofilm resistance to chemical and mechanical treatments. *Water Research* 2009, Vol. 43, No. 1, pp. 229–237.
48. M. PREVOST, A. ROMPRE, J. COALLIER, P. SERVAIS, P. LAURENT, B. CLEMENT, P. LAFRANCE: Suspended bacterial biomass and activity in full-scale drinking water distribution systems: Impact of water treatment. *Water Research* 1998, Vol. 32, No. 5, pp. 1393–1406.
49. M.W. LeCHEVALLIER, N. SHAW, D.B. SMITH: Full scale studies of factors related to Coliform regrowth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 1996, No.7, pp. 2201–2211.
50. A.F. CANTOR, J.K. PARK., P. VAIYAVATJAMAI: Effect of chlorine on corrosion in drinking water systems. *Journal American Water Works Association* 2003, Vol. 95, No. 5, pp. 112–123.
51. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Wpływ nierównomierności rozbioru wody wodociągowej na zmianę jej jakości. *Ochrona Środowiska* 2004, vol. 26, nr 4, ss. 21–23.
52. C.D. NORTON, M.W. LeCHEVALLIER: A pilot study of bacteriological population changes through potable water treatment and distribution. *Applied and Environmental Microbiology* 2000, No. 1, pp. 268–276.
53. D. van der KOOIJ, J. van LIEVERLOO, M. HEIN, J. SCHELLART, P. HIEMSTRA: Maintaining quality without disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 55–64.
54. P.A. RUSIN, J.B. ROSE, C.P. GERBA: Health significance of pigmented bacteria in drinking water. *Water Science and Technology* 1997, Vol. 35, No. 11–12, pp. 21–27.
55. I.T. MIETTINEN, O. ZACHEUS, C.-H. von BONSDORFT, T. VARTIAINEN: Waterborne epidemics in Finland 1998–1999. *Water Science and Technology* 2001, Vol. 43, No. 12, pp. 67–71.
56. G.F. CRAUN, R.L. CALDERON: Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. *Journal American Water Works Association* 2001, Vol. 93, No. 9, pp. 64–75.
57. H. SUFFET, A. CORADO, D. CHOU, M.J. MCGUIRE, S. BUTTERWORTH: Taste and odor survey. *Journal American Water Works Association* 1996, Vol. 88, No. 4, pp. 168–180.
58. 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. *Ochrona Środowiska* 2011, vol. 33, nr 3, ss. 71–76.
58. M.J. RODRIGUEZ, J.B. SERADES: Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 6, pp. 1572–1586.
60. V.J. PEREIRA, H.S. WEINBERG, P.C. SINGER: Temporal and spatial variability of DBPs in a chloraminated distribution system. *Journal American Water Works Association* 2004, Vol. 96, No. 11, pp. 91–102.
61. L.S. ROSSMAN, R.A. BROWN, P.C. SINGER, J.R. NUCKOLS: DBP formation kinetics in a simulated distribution system. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 14, pp. 3483–3489.
62. W.J. CHEN, C.P. WEISEL: Halogenated DPB concentrations in a distribution system. *Journal American Water Works Association* 2004, Vol. 86, No.4, pp. 151–163.
63. C.J. VOLK, R. HOFMANN, C. CHAURET, G.A. GAGNON, R. RANGER, R.C. ANDREWS: Implementation of chlorine dioxide disinfection: Effects on the treatment change on drinking water quality in a full-scale distribution system. *Journal of Environmental Engineering and Science* 2002, Vol. 1, No. 5, pp. 323–330.
64. W.F. YOUNG, H. HORTH, R. CRANE, T. OGDEN, M. ARNOTT: Taste and odor threshold concentrations of potential potable water contaminants. *Water Research* 1996, Vol. 30, No. 2, pp. 331–340.
65. J.H.G. VREEBURG, J.B. BOXALL: Discolouration in potable water distribution systems: A review. *Water Research* 2007, Vol. 41, No. 3, pp. 519–529.
66. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Wpływ przerw w dostawie wody wodociągowej na zmiany jej składu fizyczno-chemicznego. *Ochrona Środowiska* 2003, vol. 25, nr 4, ss. 69–73.
67. A. KOTOWSKI: Analiza hydrauliczna zjawisk wywołujących zmniejszenie przepływności rurociągów. *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 1, ss. 27–32.

Swiderska-Broz, M. Threats Associated with the Presence of Biofilm in Drinking Water Distribution Systems. *Ochrona Środowiska* 2012, Vol. 34, No. 1, pp. 9–14.

Abstract: The paper addresses some major issues linked with biofilm development in drinking water distribution systems. Consideration is given to the increased demand of water for disinfectants, as they have become an indispensable part of biofilm growth control in water-pipe networks. Upward trends are observed in biofilm-induced corrosive damage of plumbings and pipes, and also in tap water recontamination. Both the phenomena give rise to serious operating problems concomitant with the degradation

of the biofilm formed and, consequently, with safe water supply to the user. Biofilm formation and development on the internal surfaces of the water distribution system is becoming a matter of growing concern not only because of the continuing rise in the cost of tap water distribution. Far more alarming are the threats to public health emerging from the presence of microorganisms colonizing the biofilm and from the products of microbial activity in the water supplied to the users.

Keywords: Pipe material, biofilm, plumbings, electrochemical corrosion, microbiological corrosion, corrosion product, disinfectant, regrowth.