

Maria Świdarska-Bróz

Czynniki współdecydujące o potencjale powstawania i rozwoju biofilmu w systemach dystrybucji wody

Zjawisko wtórnego rozwoju bakterii *Bacillus coli* w systemie dystrybucji wody do picia zostało opisane w 1930 r. przez American Water Works Association Committee on Water Supply [1], natomiast obecność i rozwój biofilmu na wewnętrznych powierzchniach przewodów wodociągowych są udokumentowane od ponad 40 lat [2]. Zjawiska te stwarzają problemy natury technicznej i ekonomicznej, a przede wszystkim stanowią poważne zagrożenie jakości sanitarnej wody dostarczanej odbiorcom. Przyczyną tego zagrożenia jest obecność w biofilmie drobnoustrojów heterotroficznych, wśród których stwierdza się oportunistycznie patogenne i patogenne bakterie, grzyby, pierwotniaki oraz wirusy [3–6]. Ponieważ niebezpieczeństwo wtórnego rozwoju mikroorganizmów w środowisku wodnym istnieje praktycznie zawsze [7], to konieczne są działania skutecznie eliminujące uwarunkowania ich rozwoju. Jednak jak wykazują dotychczasowe doświadczenia eksploatacyjne z zakresu oczyszczania i dystrybucji wody, jest to najczęściej praktycznie niemożliwe. W związku z powyższym, pozostaje konieczność skutecznej kontroli wtórnego rozwoju mikroorganizmów w systemach dystrybucji, polegającej na zapewnieniu wymaganej ilości środka dezynfekcyjnego pozostałego w całym systemie wodociagowym. Uważa się, że rozwiązanie to jest bardziej ekonomiczne niż usuwanie z wody wprowadzanej do sieci wodociągowej substancji biogennych do poziomu gwarantującego jej stabilność biologiczną [8]. Zapewnienie wymaganej pozostałej zawartości środka dezynfekcyjnego w wodzie może być jednak niewystarczająco skuteczne wówczas, gdy biofilm jest już obecny w systemie dystrybucji.

Jak dotąd nie są wystarczająco poznane wszystkie uwarunkowania umożliwiające tworzenie się i rozwój biofilmu w systemach dystrybucji wody. Główne przyczyny tych zjawisk związane są z jakością wody wprowadzanej do systemu dystrybucji oraz panującymi w nim warunkami. Z uwagi na liczne czynniki wpływające na omawiane zjawiska oraz ich interakcje, trudno jest określić rolę poszczególnych uwarunkowań w rozwoju mikroorganizmów zasiedlających wewnętrzne powierzchnie elementów systemu dystrybucji. W artykule omówiono zasadnicze czynniki współdecydujące o powstawaniu i rozwoju biofilmu, a także ich wpływ na skuteczność kontroli rozwoju obrotów biologicznych w systemach dystrybucji wody.

Substraty pokarmowe

Głównym warunkiem rozwoju drobnoustrojów w systemie dystrybucji jest obecność substancji pokarmowych. Do rozwoju wszystkich mikroorganizmów niezbędne są nieorganiczne połączenia azotu i fosforu, a organizmów heterotroficznych dodatkowo obecność biodegradowalnych rozpuszczonych substancji organicznych (BRWO), a głównie ich frakcji bezpośrednio przyswajalnej (PWO) [1, 9–12]. Pozostałe składniki rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) są także potencjalnym substratem pokarmowym, ponieważ po hydrolizie enzymatycznej mogą stanowić źródło węgla i energii dla heterotrofów [1, 9]. Mikroorganizmy autotroficzne chemosyntetyzujące jako źródło węgla wykorzystują głównie dwutlenek węgla oraz węglany, a energię czerpią z procesów utleniania np. wodoru (H_2), manganu(II), żelaza(II), siarki(II). Dotychczas nie zostały jednoznacznie określone formy azotu nieorganicznego przyswajane przez mikroorganizmy. W zależności od rodzaju drobnoustrojów i warunków w jakich żyją, wykorzystywane mogą być jony azotanowe, amonowe lub azotynowe, jak również azot cząsteczkowy [13, 14]. Do rozwoju biofilmu wymagana jest obecność wszystkich biogenów [15], a wzrost ich zawartości jest równoznaczny z szybszym i intensywniejszym przyrostem biomasy [1, 10, 16–19], zaś w przypadku zwiększonej podaży PWO – również z większą różnorodnością oraz liczebnością mikroorganizmów heterotroficznych zasiedlających biofilm [20]. Brak jest jednak jednoznacznych kryteriów określających stabilność biologiczną wody, a graniczne stężenia substancji pokarmowych zależą od rodzaju mikroorganizmów oraz rodzaju i stężenia pozostałego środka dezynfekcyjnego. Ponieważ potencjalnie niebezpieczne dla zdrowia konsumentów wody są patogenne oraz warunkowo chorobotwórcze drobnoustroje heterotroficzne, jako decydujące o biologicznej stabilności wody traktuje się PWO oraz BRWO [1, 9–12]. Uważa się, że graniczna zawartość PWO w wodzie niechlorowanej wynosi 30 mgC/m^3 [21] lub nie jest większa od 10 mgC/m^3 [22], a w wodzie chlorowanej rozwój bakterii *coli* ogranicza obecność PWO w ilości nie mniejszej niż $50\text{--}100\text{ mgC/m}^3$. Graniczna zawartość BRWO jest większa, ale nie powinna przekraczać $150\text{--}300\text{ mgC/m}^3$. Uważa się [9], że zmniejszenie ilości PWO i BRWO w wodzie dezynfekowanej jest konieczne, jeżeli są one odpowiedzialne za większe niż 150 mgC/m^3 i 500 mgC/m^3 . Nie zawsze czynnikiem ograniczającym rozwój mikroorganizmów heterotroficznych jest obecność PWO lub BRWO. W przypadku wód zawierających organiczny substrat pokarmowy i azot nieorganiczny, podstawowe znaczenie mają jony fosforanowe

[23–25]. Zbyt mała ich zawartość hamuje rozwój mikroorganizmów w zdecydowanie większym stopniu niż ma to miejsce w przypadku pozostałych biogenów [19,26]. Jako progowe ilości azotu nieorganicznego oraz jonów fosforanowych najczęściej przyjmuje się zawartości nie większe niż $0,2 \text{ gN/m}^3$ i $0,01 \text{ gP/m}^3$.

Źródłem substancji pokarmowych jest nie tylko niestabilna biologicznie woda wprowadzana do systemu dystrybucji, ale również zdeponowane w nim osady chemiczne i biologiczne [2,3,7,11,14,22,27], a także niektóre tworzywa sztuczne stosowane jako materiały instalacyjne [7,22,24,28–30]. W warunkach dużej podaży substancji biogennych zmniejsza się ruchliwość drobnoustrojów żyjących w wodzie i wzrasta ich skłonność do tworzenia biofilmu (obrostów biologicznych) na powierzchniach stałych elementów systemu dystrybucji wody [14]. Obecność substancji pokarmowych oraz ich zawartość w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej są szczególnie istotne w pierwszej fazie powstawania biofilmu [4], a dalszy jego rozwój umożliwiają również biogeny z pozostałych źródeł [4,12]. Liczne bakterie mogą także wykorzystywać produkty enzymatycznej degradacji białek obumarłych mikroorganizmów do aminokwasów [2,7,11]. Źródłem substancji organicznych dla heterotrofów są także produkty przemian metabolicznych mikroorganizmów autotroficznych oraz pozakomórkowe polimery zawierające policukry, białka, kwasy nukleinowe i lipidy [2,7,11,14,27]. Te polimery pochodzenia mikrobiologicznego traktowane są jako tzw. pułapka substancji pokarmowych; ułatwiają one ich transport z przepływającej wody do biofilmu, wychwytyjąc i adsorbując je [3,13,16,22,27]. Zakwaszając środowisko umożliwiają także enzymatyczną transformację organicznych połączeń fosforu do biologicznie przyswajalnych jonów fosforanowych [25]. Świadczył o tym wzrost biomasy biofilmu mimo bardzo małej zawartości fosforanów ($<0,002 \text{ gP/m}^3$) w wodzie [12]. Jeżeli przewody wodociągowe ulegają korozji, to w osadach zdeponowanych na ich powierzchni – poza produktami korozji – obecne są również, chociaż w zdecydowanie mniejszej ilości, nieorganiczne i organiczne substancje pokarmowe. Przykładem są osady z 25 żeliwnych i stalowych (skorodowanych w różnym stopniu) przewodów wodociagowych, w których zawartość substancji organicznych, fosforanów, azotu ogólnego i żelaza (w suchej masie osadu) wynosiła odpowiednio $C=5,30 \pm 17,26\%$, $PO_4^{3-}=0,01 \pm 0,33\%$, $N=0,036 \pm 0,222\%$ i $Fe=29,88 \pm 64,88\%$ [31]. Jeżeli produkty korozji nie są toksyczne dla mikroorganizmów, to obecność w takich osadach substancji biogennych umożliwia egzystencję drobnoustrojów, bądź nawet wzrost biomasy w warunkach małej zawartości substancji pokarmowych w przepływającej wodzie [4]. We wszystkich tych osadach obecne były liczne bakterie żelazowe i heterotroficzne, a w większości z nich także warunkowo patogenne i patogene z grupy *coli*, z rodzajów *Pseudomonas* i *Clostridium*, a także grzyby [31].

W przypadku włączenia do eksploatacji nowych przewodów wykonanych z tworzyw sztucznych lub zabezpieczonych wykładziną bitumiczną, rozwój biofilmu mogą stymulować substancje organiczne luźnowane z tych materiałów. Stwierdzono to [13] w odniesieniu do bakterii z grupy *coli*, wykazujących większe zapotrzebowanie na substancje pokarmowe niż inne bakterie heterotroficzne [1]. Prawidłowość tę potwierdziły także wyniki innych badań [32], w których stwierdzono, że z nowych rurociągów wykonanych z PVC przez pierwsze dwa miesiące ich

eksploatacji do wody wypłukiwany był PWO. Wykazano również [33], że przyczyną większej liczby bakterii w biofilmie rozwijającym się na PVC i PE niż na stali nierdzewnej były substancje organiczne uwalniane z tworzyw sztucznych. Stwierdzono również, że PE może być także źródłem jonów fosforanowych. W pracy [28] wykazano zwiększenie stężenia tych jonów w wodzie z $0,2 \text{ mgP/m}^3$ do $2 \div 3 \text{ mgP/m}^3$ w czasie $2 \div 3$ pierwszych tygodni eksploatacji (w warunkach laminarnych) nowego rurociągu z PE, co skutkowało rozwojem biofilmu na jego wewnętrznej powierzchni. Taką samą prawidłowość stwierdzono także w pracy [24]. Brak wypłukiwania składników organicznych z PVC i PE oraz istotnych różnic w tworzeniu się biofilmu na powierzchniach tworzyw sztucznych i stali nierdzewnej stwierdzono natomiast w pracy [17]. Wskazuje to, że o uwalnianiu substancji pokarmowych z tworzyw sztucznych decydują skład chemiczny i inne właściwości tych materiałów. Wraz z czasem użytkowania tworzyw sztucznych ilość wypłukiwanych z nich biogenów zmniejsza się, co jednak nie eliminuje biofilmu, ponieważ rezerwowym źródłem substancji pokarmowych mogą być składniki obrostów biologicznych. Ponadto, jeżeli zmniejsza się podaż biogenów, to zmienia się struktura jakościowa biofilmu i zaczynają w nim dominować mikroorganizmy wykazujące małe zapotrzebowanie na substancje pokarmowe [7]. Rozwój biofilmu na powierzchni stali nierdzewnej (przy braku pozostałego środka dezynfekcyjnego) stwierdzono wówczas, gdy zawartość PWO w wodzie wynosiła zaledwie ok. 5 mgC/m^3 . Jednak w tych warunkach czas osiągnięcia przez biofilm stanu pseudostabilnego był bardzo długi i wynosił aż 200 dób [34].

Stabilność chemiczna wody

Skutkiem braku stabilności chemicznej wody wprowadzanej do systemu dystrybucji jest wytrącanie z niej związków trudno rozpuszczalnych, głównie węglanu wapnia, lub korozja elektrochemiczna metalowych materiałów instalacyjnych i niszczenie materiałów zawierających związki wapnia. Zapewnienie równowagi węglanowo-wapniowej wody eliminuje jej właściwości inkrustacyjne oraz niszczenie np. wykładzin cementowych, ale jedynie ogranicza korozję elektrochemiczną metali, o przebiegu której współdecydują również zawartość tlenu rozpuszczonego i innych utleniaczy oraz substancji rozpuszczonych, a także temperatura. Należy również zaznaczyć, że niszczenie materiałów instalacyjnych intensyfikują polimery pozakomórkowe zakwaszające środowisko wodne. Spośród skutków niestabilności chemicznej wody największe znaczenie w powstawaniu i rozwoju biofilmu ma korozja elektrochemiczna metali. Jej wpływ, w zależności od rodzaju korodowanego metalu, może stymulować lub opóźnić powstawanie obrostu biologicznego [24,28,29,35]. Pierwsza sytuacja ma miejsce wówczas, gdy produkty korozji nie są toksyczne dla mikroorganizmów, a druga w przeciwnym przypadku.

Obecność mikroorganizmów

Występowanie mikroorganizmów w wodzie zasilającej system dystrybucji spowodowane jest niewystarczającą skuteczną jej dezynfekcją, a nośnikami tych zanieczyszczeń biologicznych mogą być cząstki stałe [13]. Uważano [1], że liczebność bakterii w biofilmie jest wprost proporcjonalna do ich liczby w wodzie. W późniejszych pracach

[17,36] wykazano jednak, że bakterie występujące w wodzie mają niewielki wpływ na skład jakościowy biofilmu, a przyspieszenie tworzenia obrostów biologicznych może mieć miejsce wówczas, gdy liczba bakterii obecnych w wodzie wprowadzanej do systemu dystrybucji jest większa niż 10^4 jtk/cm³. Stwierdzono także, że w wodzie zdezynfekowanej chlorem dominują bakterie gram-dodatnie, a w biofilmie gram-ujemne [17,18,20,28]. Jeżeli nawet bakterie pochodzące z wody zasiedlą powierzchnię przewodów wodociągowych, to z czasem biofilm zmieni swój skład bakteriologiczny i dominować w nim będą szybciej rozmnażające się bakterie gram-ujemne [20].

Temperatura

Uważa się, że temperatura optymalna do rozwoju biofilmu wynosi powyżej 15°C, ale jej wartość nie jest taka sama dla różnych drobnoustrojów, a ponadto niektóre z nich mogą adaptować się również do niskich temperatur [1,37]. Jednakże wzrost temperatury, zwiększając zużycie pozostałego środka dezynfekcyjnego [37–39], poprawia warunki do rozwoju mikroorganizmów, zwiększa ich aktywność metaboliczną, a tym samym skraca czas osiągnięcia przez biofilm stanu pseudostabilnego. W pracy [30] wykazano, że wpływ wzrostu temperatury wody na potencjał tworzenia i rozwoju biofilmu na żeliwie pokrytym wykładziną cementową oraz na PVC i PE (średnio usieciowanym) zależał od pozostałego stężenia chloru wolnego. Jeżeli było ono większe niż 0,3 gCl₂/m³, to praktycznie nie stwierdzono wpływu temperatury na biomase biofilmu, natomiast poniżej 0,1 gCl₂/m³ wzrost temperatury w zakresie 10÷20°C zwiększał o dwa rzędy wielkości całkowitą liczbę mikroorganizmów. Również aktywność metaboliczna drobnoustrojów w temperaturze 7°C była o ok. 50% mniejsza niż w temperaturze 17°C [30]. W innych badaniach [37] wzrost temperatury wody od 6°C do 12°C ponaddwukrotnie (z 30 d do 12 d) skrócił czas osiągnięcia stanu pseudoustalonego przez biofilm. Stymulujący wpływ wyższej temperatury na rozwój obrostów biologicznych był szczególnie wyraźny przy małej prędkości przepływu wody [37,40] i jej stagnacji, która zwykle ma miejsce w instalacjach wodociągowych w godzinach nocnych.

Rodzaj materiału

Kolejnym czynnikiem współdecydującym o liczebności, różnorodności i kinetyce wzrostu mikroorganizmów tworzących biofilm jest rodzaj podłoża, na którym się rozwijają. W zależności od chropowatości, składu chemicznego, struktury, podatności na niszczenie korozyjne i stanu technicznego materiału instalacyjnego, adhezja komórek i kolonizacja podłoża mogą przebiegać różnie. Materiały, których składniki stanowią źródło substancji pokarmowych w początkowym okresie ich eksploatacji ułatwiają powstawanie biofilmu [13,24,28,32,33,35]. Szybkość adhezji komórek oraz kolonizacji elementów systemu dystrybucji zwiększają się wraz z rosnącą chropowatością, która jest większa w przypadku materiałów podatnych na korozję niż tworzyw sztucznych [9]. Ponadto biofilm rozwijający się na powierzchniach gładkich jest słabiej z nimi związany, co ułatwia wypłukiwanie z niego mikroorganizmów do wody podczas zwiększonej prędkości jej przepływu [28]. Chropowatość podłoża zwiększają produkty korozji, stąd na materiałach ulegających korozji i jednocześnie nietoksycznych

dla mikroorganizmów szybciej powstaje i rozwija się biofilm charakteryzujący się większą gęstością (kom./cm²) i różnorodnością gatunkową [7]. Im materiał instalacyjny (nietoksyczny dla mikroorganizmów) jest bardziej niestabilny termodynamicznie w wodzie, tym stanowi lepsze podłoże do rozwoju obrostów biologicznych. Stwierdzono [3], że czas osiągnięcia stanu pseudostabilnego przez biofilm tworzący się na żeliwie wynosił 30 d, a na stali nierdzewnej 120 d, jak również większa była liczba mikroorganizmów w obroście biologicznym na pierwszym z tych materiałów. Produkty korozji są porowate i zwiększają powierzchnię, którą mogą zasiedlać drobnoustroje [1,35], a adsorbując związki organiczne zwiększają depozyt substancji pokarmowych [1,20]. Bardzo istotne jest to, że materiały korodujące i produkty korozji zużywają określone ilości środków dezynfekcyjnych, a utrudniając ich dostęp do mikroorganizmów zmniejszają skuteczność dezaktywacji [1,13,20,24,35,40,41]. Świadczy o tym obecność 10^7 komórek w 1 g produktów korozji żelaza [30] oraz rozwój biofilmu na powierzchni żelaza w obecności chloru wolnego o stężeniu 1÷2 gCl₂/m³ [20]. Porównanie ogólnej liczby mikroorganizmów w biofilmie po miesiącu ich inkubacji w wodzie zawierającej mało chloru wolnego (do 0,1 gCl₂/m³) potwierdza także korzystny wpływ produktów korozji żelaza. Na powierzchniach skorodowanego żeliwa szarego i stali smołowanej gęstość biofilmu była większa niż na nowych materiałach instalacyjnych niekorodujących lub zabezpieczonych antykorozyjnie. Obrazuje to szereg malejącej liczby mikroorganizmów: żeliwo szare > stal smołowana > > żeliwo z wykładziną cementową > azbestocement > stal z wykładziną cementową > polichlorek winylu > polietylen.

W obecności produktów korozji żelaza gęstość biofilmu była 10÷45-krotnie większa ($1,3 \cdot 10^7 \div 5,9 \cdot 10^7$ kom/cm²) niż na PVC i PE ($7 \cdot 10^4 \div 5 \cdot 10^6$ kom/cm²) [35]. Stwierdzono również [40], że liczba bakterii heterotroficznych (jtk/cm²) w biofilmie obecnym na żeliwie była o ok. 0,5log większa niż na poliwęglanie. Podobną prawidłowość, dotyczącą liczebności tych bakterii w obrostach biologicznych rozwijających się w systemie dystrybucji wody dezynfekowanej chlorem wolnym, stwierdzono w pracy [42]. Liczebność ta była większa (4,2log) w przypadku żeliwa sferoidalnego niż na powierzchni ochronnej wykładzin cementowej (3,8log) i epoksydowej (3,3log) [42]. Jeżeli natomiast podłożem są materiały zawierające metale toksyczne, to wpływ produktów korozji tych metali na biofilm, szczególnie w fazie jego powstawania, jest odwrotny niż produktów korozji żelaza. Stwierdzono to w przypadku rurociągów wykonanych z miedzi i ołowiu oraz wykładzin ochronnych zawierających srebro lub rtęć. Produkty korozji tych toksycznych metali znacznie wydłużyły czas osiągnięcia przez biofilm stanu pseudostabilnego, a głównie adhezji komórek na podłożu. Biofilm powstający na PE osiągnął ten stan po 37 d, a na miedzi po czasie dłuższym niż 200 d [28]. Toksyczne działanie miedzi na bakterie stwierdzili również inni badacze [16], określając gęstość 15-dobowych (tzw. młodych) biofilmów tworzących się na powierzchni miedzi, stali nierdzewnej, PVC (średniej gęstości) i utwardzonego PE w obecności małych ilości dwutlenku chloru ($0,05 \div 0,11$ gClO₂/m³) oraz aktywność respiracyjną bakterii obecnych w badanych biofilmach. Wyniki badań jednoznacznie wykazały toksyczne działanie miedzi, o czym świadczyła prawie o rząd wielkości mniejsza gęstość biofilmu obecnego na miedzi oraz mniejszy niż 10% udział bakterii aktywnych metabolicznie, podczas gdy w obrostach biologicznych

tworzących się na pozostałych podłożach wynosił od 35% do 38%. W obecności metali toksycznych, mikroorganizmy w początkowej fazie powstawania biofilmu tworzą jedynie przestrzenne skupiska ograniczające ich kontakt z toksycznym podłożem. Po przystosowaniu się do takiego środowiska następuje kolonizacja pozostałej powierzchni podłoża. Detoksykację metali ciężkich oraz ochronę przed działaniem środków dezynfekcyjnych zapewniają głównie pozakomórkowe polimery [14, 17, 27], co umożliwia dalszą egzystencję biofilmu lub jego rozwój.

Warunki hydrauliczne

Warunki hydrauliczne panujące w systemie dystrybucji wody współdecydują o powstawaniu i rozwoju biofilmu, jego strukturze i podatności na erozję, a także o skuteczności dezaktywacji mikroorganizmów środkami dezynfekcyjnymi. Bardzo mała prędkość przepływu wody, a głównie jej stagnacja, korzystnie wpływają na powstawanie biofilmu, ponieważ umożliwiają adhezję komórek na wewnętrznych powierzchniach elementów systemu dystrybucji [18], sprzyjają sedymentacji cząstek stałych unoszonych wraz z wodą, a w przypadku zachodzącej korozji materiałów instalacyjnych – również gromadzeniu się produktów korozji na powierzchni podłoża, a tym samym zwiększeniu jego chropowatości. Ponadto wydłużenie czasu kontaktu wody o charakterze korozyjnym z podłożem niestabilnym termodynamicznie zwiększa intensywność korozji i zużycie środków dezynfekcyjnych [10, 27, 43, 44], co jest równoznaczne ze zmniejszeniem skuteczności kontroli rozwoju biofilmu. Jeżeli natomiast woda zawiera małe ilości substancji pokarmowych, to do rozwoju biofilmu korzystniejsza jest większa prędkość przepływu wody, ponieważ przyspiesza transport tych substancji z wody do podłoża [13, 23, 28, 40]. Pozytywny wpływ wzrostu tego parametru hydraulicznego na rozwój biomasy biofilmu jest odwrotnie proporcjonalny do podaży substancji biogennej [40]. W warunkach przepływu turbulentnego szybszy jest także transport środków dezynfekcyjnych, co hamuje rozwój obrostów biologicznych na materiałach niekorodujących. Jeżeli podłożem jest korodujący metal, to wpływ zwiększonej prędkości przepływu wody nie jest tak jednoznaczny i zależy od rodzaju środka dezynfekcyjnego i jego zużycia na jonizację metalu oraz utlenianie produktów korozji [2, 10, 20, 45, 46]. Wykazano także, że w warunkach przepływu turbulentnego oraz małej podaży substancji pokarmowych powstaje zwykle bardziej zwarty i jednorodny biofilm, a także mniej podatny na erozję [23, 47, 48]. Intensywność wypłukiwania składników obrostów biologicznych do wody zwiększa się ze wzrostem sił ścinających na granicy faz biofilm–woda [18, 47]. Wyraźny wzrost skutków erozji stwierdza się głównie w warunkach nagłego wzrostu sił hydrodynamicznych, a szczególnie w przypadku rurociągów o małej średnicy (instalacji wodociągowych) [1]. Stwierdzono także, że prędkość przepływu wody współdecyduje o rodzaju bakterii żyjących w biofilmie. Jeżeli prędkość przepływu wody wynosiła 0,03 m/s, wówczas w biofilmie ilościowo dominowały bakterie z rodzajów *Acinetobacter*, *Corynebacterium* i *Arthrobacter*, natomiast przy prędkościach większych niż 0,96 m/s obecne były przede wszystkim bakterie nitkowate oraz z rodzaju *Pseudomonas* [18].

Kontrola rozwoju biofilmu

W całym systemie dystrybucji konieczna jest obecność środka dezynfekcyjnego w wodzie, gdyż jego brak umożliwia rozwój bakterii heterotroficznych nawet w obecności śladowych ilości PWO ($<10 \text{ mgC/m}^3$) [1]. Nie można również wykluczyć potencjalnego niebezpieczeństwa inwazji mikroorganizmów ze środowiska zewnętrznego, która może mieć miejsce w przypadku systemów dystrybucji o złym stanie technicznym oraz w sytuacjach awaryjnych. Mimo że środki dezynfekcyjne nie niszczą całkowicie biofilmu, to pozwalają ograniczać jego rozwój [8]. Aby ograniczenie rozwoju drobnoustrojów biofilmu było możliwe, to wymagana jest większa zawartość środka dezynfekcyjnego w wodzie niż zapewniająca skuteczną dezaktywację obecnych w niej mikroorganizmów [11, 49]. Stosowane więc w praktyce nawet duże dawki środków dezynfekcyjnych (do dezynfekcji wody wprowadzanej do systemu dystrybucji) jedynie współdecydują o liczbie mikroorganizmów obecnych w biofilmie i zwykle są niewystarczające do skutecznej kontroli rozwoju obrostów biologicznych [8, 19]. Świadczy o tym stwierdzona obecność biofilmu, mimo że woda zawierała pozostały środek dezynfekcyjny [1, 13, 16, 30, 49]. Przyczyną tego jest zbyt mały transfer środków dezynfekcyjnych do niszczonego mikroorganizmów, spowodowany zużyciem tych reagentów w reakcjach degradacji, chlorowania i utleniania substancji występujących w wodzie oraz w osadach chemicznych i biologicznych zdeponowanych na powierzchni systemu dystrybucji [2, 10, 17, 44, 45, 50], a także w procesie korozji elektrochemicznej materiałów instalacyjnych i utlenianiu jego produktów [2, 10, 13, 20, 45, 46]. Zużycie środków dezynfekcyjnych, a głównie chloru wolnego i dwutlenku chloru, na jonizację metali i utlenianie produktów korozji zależy od rodzaju niszczonego metalu i jest większe w przypadku żelaza niż miedzi i ołowiu [13, 24, 44, 51]. Zapotrzebowanie wody na środki dezynfekcyjne zużywane do innych celów niż kontrola rozwoju biofilmów zwiększa się wraz ze wzrostem temperatury wody, zawartości substancji organicznych i zredukowanych w wodzie i osadach, intensywności korozji elektrochemicznej materiałów instalacyjnych, jak również ze zmniejszającą się średnicą przewodów wodociągowych [1, 10, 13, 20, 30, 36, 37, 43, 52–56]. Wpływ wzrostu prędkości przepływu wody (zwiększającego transfer reagentów do biofilmu) na efekt kontroli rozwoju obrostów biologicznych zależy od rodzaju podłoża, na którym się rozwijają. Jest on korzystny w przypadku tych materiałów instalacyjnych, które nie ulegają korozji, natomiast zwykle odwrotny wówczas, gdy niszczone obrosty biologiczne tworzą się na powierzchniach korodujących [1, 13, 46]. Stopień niszczenia biofilmu zależy nie tylko od pozostałej zawartości środka dezynfekcyjnego, ale również od jego rodzaju, liczebności i różnorodności mikroorganizmów oraz ich wrażliwości na działanie danego środka dezynfekcyjnego, a także od pH wody. Skuteczność dezaktywacji mikroorganizmów zmniejszają polimery pozakomórkowe, które intensyfikują korozję elektrochemiczną i zabezpieczają drobnoustroje przed działaniem szkodliwych warunków środowiskowych [14, 17, 27, 52], asocjacja mikroorganizmów z cząstkami osadów (zmniejsza dostęp środków dezynfekcyjnych do drobnoustrojów) [13, 52] oraz obecność w ścianach komórkowych bakterii

gram-ujemnych (dominujących w biofilmie) lipopolisacharydów [57]. Wrażliwość mikroorganizmów na środki dezynfekcyjne zależy także od warunków, w jakich powstawał biofilm. Porównanie skuteczności takich samych stężeń chloru wolnego na dezaktywację bakterii chorobotwórczych obecnych w biofilmie na powierzchni miedzi i PE wykazało większą oporność bakterii rozwijających się w obecności miedzi, co może świadczyć o ich genetycznej adaptacji do toksycznych warunków środowiskowych [24]. Oporność mikroorganizmów na działanie środków dezynfekcyjnych zwiększa się również wraz z wiekiem biofilmu [4, 24]. Wpływ pH jest istotny przede wszystkim wtedy, gdy do dezynfekcji stosuje się chlor wolny i wówczas najlepsze rezultaty uzyskuje się w środowisku kwasowym (w obecności HOCl) [37, 56]. Duże znaczenie w ograniczaniu rozwoju biofilmu ma rodzaj środka dezynfekcyjnego. Stwierdzono, że skuteczność chloru wolnego i dwutlenku chloru w niszczeniu mikroorganizmów tworzących biofilm jest porównywalna [16]. Wadą tych reagentów, a głównie chloru wolnego, jest bardzo duża aktywność w procesach chemicznych zachodzących w wodzie i na powierzchni przewodów wodociągowych, a tym samym ich duże i szybkie zużycie [12, 16, 17, 24, 40]. Z uwagi na to oraz fakt, że reagenty te intensyfikują korozję elektrochemiczną metali, ich stosowanie jest zalecane wówczas, gdy system dystrybucji wykonany jest głównie z materiałów niekorodujących lub kiedy intensywność korozji jest mała [16]. W przeciwnym wypadku (oraz przy wyższej temperaturze wody) bardziej przydatna jest monochloramina [1, 40]. Jest ona zdecydowanie mniej reaktywna ze substancjami zredukowanymi i organicznymi [5, 13, 40, 53] oraz materiałami niestabilnymi termodynamicznie w wodzie [4, 24, 49], a ponadto lepiej penetruje w głąb biofilmu [1, 9, 17, 24, 40]. Potwierdza to mniejsza ilość monochloraminy (2g/m^3) niż chloru wolnego ($3\div 6\text{gCl}_2/\text{m}^3$) wymagana do skutecznego ograniczenia rozwoju biofilmu na żeliwie [13]. Wykazano, że zastosowanie monochloraminy zamiast chloru wolnego do dezynfekcji wody wprowadzanej do systemu dystrybucji zmniejszyło gęstość biofilmu o ok. 50% oraz częstość występowania bakterii z grupy coli w wodzie dostarczonej odbiorcom [1]. Odwrotną prawidłowość, w odniesieniu do całkowitej liczby bakterii heterotroficznych obecnych w wodzie, stwierdzono w pracy [56]. Wadą chloramin (w porównaniu z chlorem wolnym i dwutlenkiem chloru) jest mniejsza skuteczność w zapobieganiu adhezji komórek do podłoża [4] oraz dezaktywacji pierwotniaków i wirusów [5, 22, 52]. Bardzo istotnym mankamentem stosowania monochloraminy jest stwarzanie warunków do przebiegu nityfikacji w systemie dystrybucji. Podczas pierwszej fazy nityfikacji zmniejsza się ilość monochloraminy o ok. 10÷30% lub więcej (latem), a tym samym skuteczność niszczenia mikroorganizmów, głównie bakterii heterotroficznych [38, 39, 56]. Ponadto licznie występujące bakterie nityfikacyjne po obumarciu stanowią źródło substancji biogenych, a zmniejszenie zasadowości wody oraz powstające jony azotanowe przyspieszają niszczenie korodujących materiałów instalacyjnych [58]. Zapoczątkowany proces nityfikacji jest bardzo trudny do wyeliminowania. Zniszczenie bakterii nityfikacyjnych zasocjowanych z cząstkami stałymi wymaga dużych dawek monochloraminy ($>2\text{g/m}^3$ [53], lub nawet $>5\text{g/m}^3$ [39]) oraz okresowej dezynfekcji dużymi dawkami chloru wolnego [53, 56].

Bez względu na rodzaj środka dezynfekcyjnego, skuteczność ograniczania rozwoju biofilmu jest odwrotnie proporcjonalna do zawartości substancji pokarmowych

w wodzie oraz intensywności procesu korozji materiałów instalacyjnych. Jeżeli w systemie dystrybucji obecny jest już biofilm, to mimo że woda zasilająca system jest stabilna biologicznie i chemicznie, do zmniejszenia liczby mikroorganizmów osiadłych na wewnętrznych powierzchniach przewodów wodociągowych wymagany jest określony (długi) czas działania środka dezynfekcyjnego. Skrócenie tego czasu może zapewnić zwiększenie ilości pozostałego środka dezynfekcyjnego [1, 9, 19, 30, 49]. Rozwiązanie to, w zależności od rodzaju środka dezynfekcyjnego oraz materiału instalacyjnego, jak również ilości substratów reagujących z nim, może niestety powodować niekorzystne zmiany jakości wody dostarczanej odbiorcom [17, 21, 39, 53, 55]. Niepożądane skutki można ograniczyć stosując dezynfekcję strefową, która jest szczególnie uzasadniona w przypadku rozległych systemów dystrybucji oraz wykonanych głównie z materiałów korodujących.

Podsumowanie

Przyczyn współdecydujących o obecności i rozwoju biofilmu w systemach dystrybucji wody jest wiele. Związane są one nie tylko z jakością wody wprowadzanej do sieci wodociągowej, ale również z właściwościami materiałów instalacyjnych, warunkami hydraulicznymi panującymi podczas transportu wody do odbiorców, stanem technicznym i sanitarnym wszystkich elementów systemu dystrybucji oraz zachodzącymi w nim zjawiskami. Z uwagi na interakcje tych uwarunkowań, a przede wszystkim na najczęściej niemożliwą całkowitą ich eliminację, niezbędna jest skuteczna kontrola rozwoju biofilmu. Jest ona równoznaczna z zapewnieniem w całym systemie wodociągowym obecności środka dezynfekcyjnego, którego rodzaj i wymagana ilość mogą być różne w poszczególnych systemach dystrybucji wody. Spełnienie tego wymogu jest szczególnie trudne w przypadku rozległych i wyeksploatowanych systemów wodociągowych oraz tych, w których powstały już obrosty biologiczne.

LITERATURA

1. 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.
2. C.N. HAAS: Benefits of using a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 65–69.
3. S.L. PERCIVAL, J.S. KNAPP, R.G. EDYVEAN, D.S. WALSLES: Biofilm development on stainless steel in mains water. *Water Research* 1998, Vol. 32, No. 1, pp. 243–253.
4. 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.
5. J. LÅNGMARK, M.V. STOREY, N.J. ASHBOLT, T.A. STENSTÖRM: 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.
6. 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.
7. M.W. LeCHEVALLIER: The case for maintaining a disinfectant residual. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 86–94.

8. J.A. CLEMENT: The disinfectant residual dilemma. *Journal American Water Works Association* 1999, Vol. 91, No. 1, pp. 24–30.
9. C.J. VOLK, M.W. LeCHEVALLIER: Impacts of the reduction of nutrient levels on bacterial water quality in distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology* 1999, No. 11, pp. 4957–4966.
10. W. LU, L. KIÉNE, Y. LEVI: Chlorine demand of biofilms in water distribution systems. *Water Research* 1999, Vol. 33, No. 3, pp. 827–835.
11. 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.
12. 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.
13. M.W. LeCHEVALIER: Coliform regrowth in drinking water. *Journal American Water Works Association* 1990, Vol. 82, No. 11, pp. 74–85.
14. K. OLANCZUK-NEJMAN: Mikroorganizmy w kształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych. *Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN* 2001, vol. 1.
15. A. SATHASIVAN, S. OHGAKI, K. YAMAMOTO, K. KAMIKO: Role of inorganic phosphorus in controlling regrowth in water distribution system. *Water Science and Technology* 1997, Vol. 35, No. 8, pp. 37–44.
16. T. SCHWARTZ, S. HOFFMANN, U. OBST: Formation and bacterial composition of young, natural biofilms obtained from public bank-filtered drinking water systems. *Water Research* 1998, Vol. 32, No. 9, pp. 2787–2797.
17. 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.
18. S.L. PERCIVAL, J.S. KNAPP, R.G. EDYVEAN, D.S. WALE: Biofilms, mains water and stainless steel. *Water Research* 1998, Vol. 32, No. 7, pp. 2187–2201.
19. C. CHU, C. LU, C. LEE: Effects of inorganic nutrients on the regrowth of heterotrophic bacteria in drinking water distribution systems. *Journal of Environmental Management* 2005, Vol. 74, No. 3, pp. 255–263.
20. 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.
21. C.J. VOLK, M.W. LeCHEVALLIER: Effects of conventional treatment on AOC and BDOC levels. *Journal American Water Works Association* 2002, Vol. 94, No. 6, pp. 112–123.
22. D. VAN DER KOOLIJ, 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.
23. 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.
24. 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.
25. M.J. LEHTOLA, I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, T. MYLLYKANGAS, P.J. MARTIKAINEN: Microbially available organic carbon, phosphorus, and microbial growth in ozonated drinking water. *Water Research* 2001, Vol. 35, No. 7, pp. 1635–1640.
26. I.T. MIETTINEN, T. VARTIAINEN, P.J. MARTIKAINEN: Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Applied and Environmental Microbiology* 1997, No. 8, pp. 3242–3245.
27. 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.
28. 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.
29. W. SCHMIDT, S. SAWUSCH, U. BREUEL, G. GARSKE, H. PETZOLDT, B. HAMBSCH, H. BÖTCHER, W. POMPE: Biofilmbildung an modifizierten SiO₂-Schutzschichte. *Vom Wasser* 2002, B. 98, S. 177–192.
30. 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.
31. A.L. KOWAL, M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ: Oczyszczanie wody. Podstawy teoretyczne i technologiczne, procesy i urządzenia. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009.
32. 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.
33. J. ROGERS, A.B. DOWSETT, P.J. DENNIS, J.V. LEE, C.W. KEEVIL: Influence of plumbing materials on biofilm formation and growth of *Legionella pneumophila* in potable water systems. *Applied and Environmental Microbiology* 1994, Vol. 60, pp. 1842–1851.
34. E. VAN DER WENDE, W.G. CHARACKLIS, D.B. SMITH: Biofilms and bacterial drinking water quality. *Water Research* 1989, Vol. 23, No. 10, pp. 1313–1322.
35. 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.
36. P. PIRIOU, S. DUKAN, L. KIÉNE: Modelling bacteriological water quality in drinking water distribution systems. *Water Science and Technology* 1998, Vol. 38, No. 8–9, pp. 299–307.
37. 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.
38. J. SKADSEN: Nitrification in a distribution system. *Journal American Water Works Association* 1993, Vol. 85, No. 7, pp. 95–103.
39. 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.
40. 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.
41. R. BOE-HANSEN, H.J. ALBRECHTSEN, E. ARVIN, C. JORGENSEN: Bulk water phase and biofilm growth in drinking water and low nutrient conditions. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 18, pp. 4477–4486.
42. A.K. CAMPER, K. BRASTRUP, A. SANDVIG, J. CLEMENT, K. SPENCER, A.J. CAPUZZI: Effect of distribution system materials on bacterial regrowth. *Journal American Water Works Association* 2003, Vol. 95, No. 7, pp. 107–121.
43. 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.
44. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Przyczyny zużycia chloru wolnego w systemie dystrybucji wody. *Ochrona Środowiska* 2007, vol. 29, nr 3, ss. 19–24.
45. L.A. ROSSMAN: The effect of advanced treatment on chlorine decay in metallic pipes. *Water Research* 2006, Vol. 40, No. 13, pp. 2493–2502.

46. I. FRATEUR, C. DESLOUIS, L. KIÉNÉ, Y. LEVI, B. TRIBOLLET: Free chlorine consumption induced by cast iron corrosion in drinking water distribution systems. *Water Research* 1999, Vol. 33, No. 8, pp. 1781–1790.
47. 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.
48. S. WÄSCHE, H. HORN, D.C. HEMPEL: Influence of growth conditions on biofilm development and mass transfer at the bulk/biofilm interface. *Water Research* 2002, Vol. 36, No. 19, pp. 4775–4784.
49. 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.
50. 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.
51. 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.
52. M.W. LeCHEVALLIER, C.D. LOWRY, R.G. LEE: Disinfecting biofilm in a model distribution system. *Journal American Water Works Association* 1990, Vol. 82, No. 7, pp. 87–99.
53. C.D. NORTON, M.W. LeCHEVALLIER: Chloramination: Its effect on distribution system water quality. *Journal American Water Works Association* 1997, Vol. 89, No. 7, pp. 66–77.
54. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Wpływ nierównomierności rozbioru wody wodociągowej na zmianę jej jakości. *Ochrona Środowiska* 2004, vol. 26, nr 4, ss. 21–23.
55. M. ŚWIDERSKA-BRÓŻ, M. WOLSKA: Ocena wtórnego zanieczyszczenia niestabilnej chemicznie wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska* 2005, vol. 27, nr 4, ss. 35–38.
56. 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.
57. M. ŁEBKOWSKA: Występowanie bakterii antybiotykoopornych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi. *Ochrona Środowiska* 2009, vol. 31, nr 2, ss. 11–15.
58. 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.

Swiderska-Broz, M. Contributory Factors in the Potential of Biofilm Formation and Growth in Water Distribution Systems. *Ochrona Środowiska* 2010, Vol. 32, No. 3, pp. 7–13.

Abstract: The paper gives an account of the problems associated with the formation and growth of a biofilm on the internal surfaces of water pipes and water supply systems. Consideration is given to the causes and implications of chemical and biological instability of the water in the distribution system. Biofilms not only create technological and economic problems, but also pose a serious risk of deteriorating the quality of the water supplied to the user. The causes underlying the occurrence and growth of the biofilm in the water distribution system are manifold. Apart from those pertaining to the quality of the water entering the distribution system, they include the properties of the materials

from which particular installations have been constructed, the hydraulic conditions that occur during water transport to the user, the technical and sanitary condition of all elements being part of the water distribution system, as well as any of the phenomena involved. Considering all the concomitant interactions – as well as the fact that in most instances they are difficult to eliminate to the extent desired (if at all) – a viable control of the biofilm's growth becomes a must. To efficiently control biofilm growth, it is necessary to provide the water distribution systems with continuous supply of disinfectants. (The type and quantity of the disinfectant may vary from one water distribution system to another.) Such requirement is difficult to fulfil specifically in the case of spacious, obsolete water-supply systems.

Keywords: Water distribution system, biofilm, chemical stability, biological stability, disinfectant.