



**POLSKA AKADEMIA NAUK**  
**Instytut Badań Systemowych**

---

**BADANIA SYSTEMOWE**  
**Inżynieria Środowiska**

**PRZYCZYNY ZMIAN  
JAKOŚCI WODY W SYSTEMACH  
WODOCIĄGOWYCH**

**Janusz Łomotowski**

**Warszawa 2007**





**PRZYCZYNY ZMIAN  
JAKOŚCI WODY W SYSTEMACH  
WODOCIĄGOWYCH**

**POLSKA AKADEMIA NAUK  
INSTYTUT BADAŃ SYSTEMOWYCH**

**Seria: BADANIA SYSTEMOWE, tom 55**

**Redaktor naukowy: prof. Jakub Gutenbaum**

---

**Podseria: Inżynieria Środowiska**

Warszawa 2007

**PRZYCZYNY ZMIAN  
JAKOŚCI WODY W SYSTEMACH  
WODOCIĄGOWYCH**

**Janusz Łomotowski**

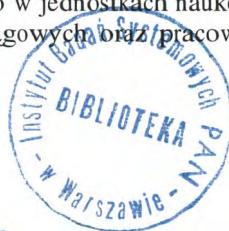
Publikacja wydana ze środków projektu badawczego MINISTERSTWA NAUKI i SZKOLNICTWA WYŻSZEGO: nr 3T11A 010 26.

Książka jest oryginalnym opracowaniem poświęconym ważnemu zagadnieniu, jakim jest utrzymanie jakości wody wodociągowej w czasie jej dystrybucji z zakładów wodociagowych do odbiorcy. Przedstawiono w niej podstawy teoretyczne czynników mogących wpływać na zmiany jakości wody w czasie jej przepływu przez przewody wodociagowe, omówiono wpływ procesów korozji rurociągów stalowych i żeliwnych na jakość wód wodociagowych, mechanizm powstawania biofilmów i przyczyny utraty stabilności biologicznej wody. Szczegółowo omówiono modele kinetyki zaniku substancji dezynfekujących w wodach wodociagowych oraz powstawania ubocznych produktów dezynfekcji wody. Przedstawiono oryginalny sposób opracowywania wyników badań pochodzących z monitoringu jakości wody wodociagowej z zastosowaniem algorytmów aproksymacji krigingowej. W książce proponuje się zastosowanie nowoczesnych metod modelowania matematycznego (sieci neuronowe) i aproksymacji (algorytmy krigingowe) w rozwiązywaniu złożonych zagadnień technologii wody, wchodzących w zakres inżynierii środowiska. Książka oparta jest na wieloletnich wynikach własnych doświadczeń Autora oraz dogłębnych studiach literaturowych. Nie tylko uzupełnia ona dotychczasowy stan wiedzy z zakresu stabilności chemicznej i biologicznej wody wodociagowej, ale w znacznym stopniu go rozszerza. Powinna znaleźć zainteresowanie nie tylko w jednostkach naukowych, ale również wśród eksploatatorów systemów wodociagowych oraz pracowników nadzoru sanitarnego.

Recenzenci:

Dr hab. Jan Studziński  
Prof. Ryszard Szetela

*Seni*  
Bibl. podręczna



45794

Komputerowa edycja tekstu: Anna Gostyńska

Druk i oprawa: ARTPRESS, tel. 052 354 95 10

© Instytut Badań Systemowych PAN, Warszawa 2007

Instytut Badań Systemowych PAN  
Newelska 6, PL 01-447 Warsaw

Sekcja Informacji Naukowej i Wydawnictw IBS PAN  
e-mail: [biblioteka@ibspan.waw.pl](mailto:biblioteka@ibspan.waw.pl)

ISBN 978-83-89475-11-4  
ISSN 0208-8029

# 1. WPROWADZENIE

W ostatnich latach obserwuje się bardzo duże zainteresowanie stabilnością chemiczną i biologiczną wody w systemach wodociągowych. Ma to bezpośredni związek z rozwojem metod analitycznych oraz badań epidemiologicznych nad wpływem poszczególnych składników wody na zdrowie człowieka. O stabilności wody, w dużym stopniu, decyduje jakość wody surowej ujmowanej na cele wodociągowe. Z tego względu ochrona jakości zasobów ujęć wody jest jednym z podstawowych zadań racjonalnej gospodarki wodnej każdego kraju. Stabilność wody w systemie zależy również od niezawodności technologicznej procesów uzdatniania. Szczególnie ważne jest, aby w czasie usuwania z wody domieszek mineralnych i biologicznych minimalizowano ilość wprowadzanych wraz z reagentami chemicznymi mikrozanieczyszczeń oraz powstających w procesach utleniania i dezynfekcji ubocznych produktów, najczęściej organicznych, wpływających niekorzystnie na organizm człowieka.

Utrata stabilności chemicznej i biologicznej wody w czasie jej przesyłu z zakładów uzdatniania wody do odbiorców to problem wszystkich systemów wodociągowych (Jolis i in., 1998). Zmiany jakości wody w czasie jej transportu i przechowywania były znane już w starożytności. Rzymskie akwedukty były wykonane w sposób pozwalający na dopływ wody do miasta w miarę ze stałą prędkością. Zapewniało to utrzymanie wody o dobrych cechach organoleptycznych. Wyloty akweduktów stanowiły fontanny, z których nadmiar wody odprowadzano do Tybru.

Zastosowane w starożytnym Rzymie rury ołowiane do rozprowadzania górskich, słabo zmineralizowanych wód, okresowo o niskim odczynie, przyczyniały się do wzbogacania tych wód w związki ołowiu wymywane z rur. Rozpuszczone związki ołowiu w wodzie pitej miały negatywny wpływ na zdrowia wielu starożytnych rzymian. Rury ołowiane były powszechnie stosowane u zarania budowy systemów wodociągowych. Jeszcze i dzisiaj w wielu krajach są eksploatowane instalacje, głównie wewnętrzne, wykona-

ne z rur ołowianych pomimo znajomości faktów o ich szkodliwym oddziaływaniu na jakość wody.

Badania nad stabilnością wody w systemach wodociągowych prowadzi się w wielu krajach (Akanle i in. 1997; AWWARF, 2005; Cho i in., 1997; Kowal, 2003; Sozański i Olańczuk-Neyman, 2002; Świdorska-Brózdź, 2000; Tataro 2001). W Polsce stabilność wody ma szczególnie znaczenie w dużych systemach wodociągowych (Grajper i in., 2003; Grabińska-Łoniewska i Wąsowski, 1995; Łomotowski i in. 2001), choć znacznie gorsza sytuacja jest w wodociągach wiejskich oraz o średniej wielkości. W przypadku wodociągów wiejskich dochodzi często do wtórnego skażenia wód wodociągowych wskutek korzystania przez część odbiorców okresowo z wodociągu zbiorowego i z wody pobieranej w sposób zmechanizowany z własnych zagrodowych studni (Bielawa i Michalkiewicz, 2002).

Podczas przepływu wody do odbiorców obserwuje się najczęściej pogorszenie własności organoleptycznych wody to jest smaku i zapachu oraz wzrost barwy i mętności wody. Dochodzić może również do wzrostu liczby oznaczanych bakterii wskaźnikowych. W przypadku wód poddawanych dezynfekcji chlorem lub dwutlenkiem chloru wzrasta w wodzie wodociągowej ilość ubocznych produktów dezynfekcji. Obserwuje się również przyrost stężenia żelaza i manganu oraz zmiany odczynu, twardości i zasadowości wody.

O składzie wody u odbiorców decyduje wiele czynników. Najczęściej przyczyną pogorszenia się jakości wody są procesy korozji instalacji wewnętrznych oraz zewnętrznych przewodów wodociągowych (Adrien i in., 2001; Bebee i in., 2001; Berghult i in., 1997), które są intensyfikowane obecnością w wodzie agresywnego dwutlenku węgla (Balcerzak i in., 1999; Bielski i Zymon, 1991; Dundore i in., 2000; Dembińska, 1993; Kowal, 1997; Kuś i in., 1993; Świdorska-Brózdź, 1998). Duży wpływ na korozję ma rodzaj materiału zastosowanego do budowy wodociągu (Balcerzak, 2002; Boulay i Edwards, 2001; Bowers i in., 1983; Catlin i in., 1996; Marjanowski J., 2002). W tabeli 1 przedstawiono odporność poszczególnych materiałów na to zjawisko.

O szybkości korozji decyduje nie tylko rodzaj materiału, z jakiego jest wykonana instalacja, ale również skład wody wodociągowej (tabela 2). Obowiązujące przez wiele lat w Polsce przepisy dopuszczające w wodzie wodociągowej stężenie żelaza do  $0,5 \text{ g Fe/m}^3$  oraz manganu do  $0,1 \text{ g Mn/m}^3$  spowodowały, że obecnie większość sieci wodociągowej jest mocno zainkrustowana osadami żelazisto-manganowymi (Bonetyński i in., 1999). Osady te stwierdza się w wielu wiejskich systemach wodociągowych w całości wykonywanych z rurociągów z PVC, PE czy PEHD.



O jakości wody u odbiorców w dużej mierze decyduje stan techniczny sieci i jej wiek (Gamrot i in., 2001), przerwy w działaniu wodociągu (Świderska-Bróż i Wolska, 2003) oraz warunki hydrauliczne panujące w sieci wodociągowej, takie jak prędkość przepływu, ciśnienie wody, a przede wszystkim czas przetrzymania wody w systemie nazywany umownie wiekiem wody (AWWARF, 2005; Imran i in., 2005). W Polsce na wydłużenie wieku wody, szczególnie w wiejskich wodociągach, miały wpływ obowiązujące normatywy przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodę (Siwiec, 2002; Denczew, 2003).

**Tabela 1.** Odporność na korozję różnych materiałów stosowanych do budowy sieci wodociągowej i instalacji wewnętrznych

Materiał, z którego wykonany jest przewód wodociągowy	Odporność na korozję
Stal zwykła, węglowa	Najbardziej podatny materiał na korozję
Żeliwo szare	Materiał podatny na korozję
Żeliwo sferoidalne	Materiał podatny na korozję bardziej niż żeliwo szare
Stal lub żeliwo z wykładziną betonową	Duża odporność na korozję
Stal ocynkowana	Zabezpieczenie antykorozyjne zwiększa odporność na korozję, ale powłoki pasywne rozpuszczają się powodując wzrost stężenia cynku w wodzie u odbiorców
Azbestocement	Obserwuje się ługowanie związków wapnia i magnezu w przypadku wód zawierających agresywny dwutlenek węgla
Tworzywa sztuczne: PVC, poliamid, PEHD, PE, PP	Odporne na korozję. Obserwuje się wymywanie monomerów oraz plastyfikatorów z rurociągów przez wodę wodociągową. Rurociągi stosowane w wodociągach publicznych muszą posiadać atesty sanitarne. Na ściankach rurociągów tworzą się biofilmy
Miedź	Materiał wykorzystywany przy wykonywaniu instalacji wewnętrznych zimnej i ciepłej wody. Szybkość korozji zależy od jakości wody wodociągowej oraz wykonania instalacji. Podstawowym błędem jest wykonywanie instalacji z różnych materiałów. Przy instalacjach wykonanych z przewodów stalowych, stalowych ocynkowanych i miedzianych wskutek korozji następuje bardzo szybkie niszczenie instalacji. Przy wykonywaniu instalacji wewnętrznych z rur miedzianych powszechnie nie uwzględnia się wpływu jakości wody na szybkość wymywania związków miedzi przez wodę wodociągową.

**Tabela 2.** Czynniki wpływające na proces korozji i tworzenie osadów korozyjnych w systemach wodociągowych

Wskaźnik jakości wody	Wpływ na szybkość procesu korozji rurociągów stalowych i żeliwnych
Tlen rozpuszczony	Wysokie stężenia wpływają na wzrost szybkości korozji. Przy braku tlenu i chloru może dochodzić do procesów beztlenowych w strefie osadów i procesu denitryfikacji oraz powstawania siarczków na drodze redukcji siarczanów. Procesy te zachodzą jedynie w przypadku obecności w wodzie (osadach) związków organicznych. Zmniejszenie ilości tlenu w wodzie zwiększa szybkość ługowania produktów korozji rur stalowych i żeliwnych
Agresywny dwutlenek węgla	Intensyfikacja korozji, w wyniku niszczenia powłok pasywnych
Odczyn	Wysoki odczyn spowalnia korozję stali i żeliwa; niski intensyfikuje ten proces
Twardość ogólna i zasadowość wody	Wysoka twardość wody hamuje korozję szczególnie, gdy dochodzi do wytrącania węglanu wapnia na powierzchni ścianek przewodów. Naruszenie równowagi węglanowej może być powodem wytrącania się w rurociągach minerałów węglanowych i intensywnego zarastania przewodów wodociągowych osadami
Siarczany i chlorki	Wzrost stężeń tych jonów intensyfikuje korozję, gdyż zwiększa się przewodnictwo właściwe wody. Proces zależy od zasadowości wody i powstawania pasywnych powłok węglanowych
Azotany	Intensyfikacja szybkości korozji
Miedź	Intensyfikacja szybkości korozji
Żelazo i mangan	Intensyfikacja szybkości korozji wskutek nierównomiernego wytrącania się osadów na powierzchni rurociągów stalowych i żeliwnych i tworzenia ogniw galwanicznych. Obecność jonów żelaza i manganu w wodach wodociągowych sprzyja rozwojowi bakterii żelazistych i manganowych
Sód i potas	Zwiększają przewodnictwo elektryczne wody, co powoduje przyspieszenie korozji
Jon siarczkowy i hydrosiarczkowy	Intensyfikacja korozji wskutek rozwoju bakterii siarkowych
Amoniak	Intensyfikacja korozji wskutek rozwoju bakterii nityfikacyjnych
Chlor wolny	Zwiększa intensywność korozji elektrochemicznej stali, ale wpływa na zmniejszenie korozji biologicznej.
Temperatura wody	Ze wzrostem temperatury, zjawisko korozji przebiega z większą szybkością
Przewodnictwo właściwe wody	Wzrost intensyfikuje korozję
Fosforany i związki humusowe	Inhibitory procesów korozyjnych

**Tabela 3.** Czynniki eksploatacyjne wpływające na proces korozji i tworzenie się osadów w przewodach wodociągowych

Czynnik eksploatacyjny	Wpływ na szybkość procesu korozji rurociągów stalowych i żeliwnych
Stan techniczny (jakość wykonania, szczelność, zabezpieczenie antykorozyjne)	Ze wzrostem wieku przewodów, pogarsza się ich stan techniczny i wzrasta szybkość korozji. Zła jakość wykonania zwiększa prawdopodobieństwo korozji
Płukanie i czyszczenie przewodów, wymiana renowacja zniszczonych przewodów lub ich odcinków, właściwa konserwacja rurociągów i montaż, zastosowanie armatury ochronnej i odcinającej, zaworów zwrotnych i odpowietrzników	Zmniejsza szybkość korozji
Prędkość przepływu wody i jej zmiany dobowe, zmiany jej kierunku przepływu i ciśnienia	Małe prędkości zwiększają możliwość wystąpienia korozji, z uwagi na dłuższy czas kontaktu wody z przewodem, duże prędkości przepływu powodują odrywanie produktów korozji z powierzchni przewodów
Charakter przepływu wody	Przepływ turbulentny wody zwiększa szybkość korozji
Rozbiór wody i dobowa zmienność	Małe rozbiory wody zwiększają intensywność korozji, podobnie jak wydłużony kontakt wody z instalacją, wysoki rozbiór wody przyczynia się do odrywania produktów korozji z powierzchni rur
Sposób zaprojektowania sieci wodociągowej:	Przewymiarowanie sieci wodociągowej w fazie projektowania, np. przez uwzględnienie zapotrzebowania wody na cele przeciwpożarowe, powoduje spadek jej prędkości przepływu, co zwiększa możliwość wystąpienia korozji
Czas przebywania wody w sieci wodociągowej	Wydłużenie wieku wody powoduje pogorszenie jej jakości. Zjawisko to widoczne jest szczególnie na końcówkach sieci
Mieszanie się wód pochodzących z różnych ujęć lub SUW w systemie wodociągowym	Częste zmiany kierunku przepływu wody i zmiany jej składu, zwiększają potencjał wytrącania się minerałów z wody. Przy zmianie kierunku przepływu wody dochodzi do wynoszenia osadów z rurociągów

Duży wpływ na jakość wody u odbiorców ma powstawanie na wewnętrznych ściankach rurociągów biofilmów (Block J.C. i in., 1997, Edyvellan i in., 1998a i 1998b; Percival i in. 1998; Forster i in.; 2001; Ohgaki i Sathasivan, 1999; Świdarska-Brózdź, 2003). Biofilmy przyczyniają się do zwiększenia ryzyka wtórnego mikrobiologicznego skażenia wody. W systemach wody ciepłej powszechnie powstają biofilmy z udziałem bakterii rodzaju *Legionella* (van der Kooij i in., 2005).

Przy ocenie stabilności wody w sieci wodociągowej konieczne jest rozpoznanie procesów ługowania związków z produktów korozji i wytrącania się z wody trudno rozpuszczalnych związków i minerałów (Łomotowski, Siwoń, 2004).

Celem niniejszego opracowania było przedstawienie aktualnego stanu wiedzy o procesach wpływających na zmiany składu wody w systemach wodociągowych. Praca ma przybliżyć szerszemu gronu techników i inżynierów sanitarnych wiedzę z tego zakresu. Nie wyczerpuje ona całości zagadnień, gdyż każdy system wodociągowy ma swoją specyfikę i trudno jest przenosić doświadczenia z jednego obiektu na drugi. Założeniem autora było przedstawienie tych problemów, które mają charakter uniwersalny.



## 5. BIOFILMY

### 5.1. Organizmy wyższe w systemach wodociągowych

Wtórny rozwój mikroorganizmów w systemie wodociągowym jest wynikiem braku stabilności biologicznej wody (Świderska-Bróz, 2003). Należy jednak rozróżnić zmiany składu biologicznego wody w czasie transportu w rurociągach wody surowej lub technologicznej, gdzie skład biologiczny wody nie ma znaczenia sanitarnego od przypadków, w których ze względów sanitarnych wskaźniki mikrobiologiczne wody nie powinny ulegać pogorszeniu. Dotyczy to między innymi wodociągów publicznych, wody w basenach i w zakładach przemysłowych produkujących żywność, leki, kosmetyki itp.

Rurociągi transportujące surowe wody powierzchniowe narażone są na powstawanie obrostów biologicznych. Mają one gąbczastą, śluzowatą lub gruzelkowatą strukturę i w znaczny sposób wpływają na hydraulikę przepływu rurociągów. Obrosty biologiczne tworzą kolonie bakterii heterotroficznych i autotroficznych, grzyby wodne, glony, w tym głównie okrzemki oraz wyższe wodne organizmy osiadłe, do których należy zaliczyć mięczaki, gąbki i mszywioly. Szczególnie duże trudności w eksploatacji rurociągów wody surowej powoduje racicznica (*Dreissena polymorpha*), mięczak tworzący w rurociągach kolonie muszli (Starmach i in., 1976). Larwy racicznicy są bardzo drobne i często przedostają się przez układ technologiczny uzdatniania wody do sieci wodociągowej. Gąbki z rodzaju *Euspenigilla lacustris* i *Euphydatia fluviatilis* tworzą charakterystyczne narośla w postaci pączków przypominających ciężarki gimnastyczne (Starmach i in. 1976). Mszywioly z gatunków *Plumatella repens* i *Plumatella fungosa* przedostając się z wodą do rurociągów w postaci larw i statoblastów tworzą na ściankach rurociągów bulwiaste narośla o masie dochodzącej do 1 kg (Szyper, 1983).

Obrosty biologiczne, wywołane przez glony osiadłe głównie okrzemki, stwarzają trudności w eksploatacji otwartych systemów chłodniczych,

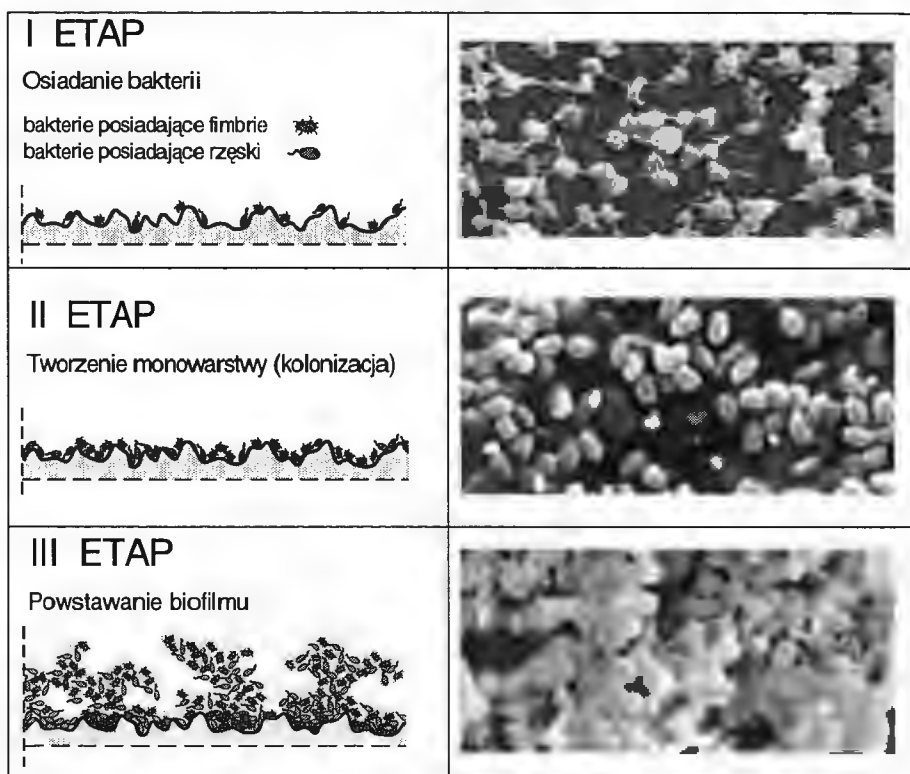
basenów kąpielowych, fontann i oczek wodnych stanowiących element małej architektury. Przeciwdziałając temu zjawisku stosuje się proces koagulacji, w celu zmniejszenia zawartości w wodach chłodniczych stężeń fosforu, filtrację a ostatnio również mikrofiltrację. Do wody dodaje się również biocydy - związki ograniczające rozwój glonów (Praca zbiorowa..., 2000).

W przypadku wodociągów komunalnych pogorszenie się składu biologicznego wody w czasie jej przesyłu do odbiorców, to głównie efekt oddziaływania powstałych na powierzchniach wewnętrznych rurociągów biofilmów, choć może to być również wynikiem przedostania się do systemu mikroorganizmów wskutek niewłaściwego prowadzenia uzdatniania wody (Gauthier i in., 1999). Dotyczy to głównie systemów wodociągowych ujmujących na cele wodociągowe wody powierzchniowe z dużą ilością fito- i zooplanktonu. W tym przypadku zwiększa się potencjał rozwoju makroorganizmów w sieci wodociągowej. W sieci wodociągowej może dochodzić do wtórnego rozwoju skorupiaków i nicieni. Skorupiaki posiadają ochronne pancerzyki chitynowe. Zniszczenie dorosłych osobników środkami dezynfekcyjnymi nie zabezpiecza przed przedostawaniem się do wody uzdatnionej larw tych organizmów. Znane są przypadki rozwoju skorupiaków z rodzaju *Daphnia magna* w systemach wodociągowych (Wetzel, 1969; Uhlmann, 1982). W Polsce miały miejsce przypadki rozwoju nicieni w systemach wodociągowych zaopatrywanych w wodę z ujęć powierzchniowych z infiltracją brzegową.

Szczególnie niebezpieczne dla zdrowia ludzi są przenoszone drogą wodną pasożyty oportunistyczne, do których zalicza się *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum*, *Cyclospora cayetanensis* i mikrosporidia. Do końca lat 70. XX. wieku organizmy te były zaliczane do grupy mikroorganizmów niegroźnych dla ludzi. Zwrócono na nie uwagę z chwilą rozwoju epidemii AIDS w USA, gdy badania kliniczne wykazały, że u nosicieli HIV, dzieci poniżej 5 roku życia, ludzi starszych po leczeniu immunosupresyjnym organizmy te wywołują schorzenia układu pokarmowego często kończące się śmiercią (Bajer, 2001). Epidemia w Milwaukee w 1994 roku wywołana wodą wodociagową skażoną przez *Giardia lamblia* i *Cryptosporidium parvum*, która dotknęła ponad 400 tys. osób, zwróciła uwagę na podwyższenie wymagań w stosunku do dezynfekcji wody ([www.city.milwaukee.gov](http://www.city.milwaukee.gov)). Oocysty *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum* są odporne na chlorowanie wody (Kazubski, 2001, Kowal i Świdorska-Bróź, 1996). Oocyty *Giardia lamblia* zostały w USA zaliczone do broni biologicznej mogącej być wykorzystanej przez terrorystów (Kortepeter i Parker, 1999), a w Indiach wszystkie pasożyty oportunistyczne zalicza się do grupy mikroorganizmów mogących być wykorzystanych w tym celu.

## 5.2. Mechanizm powstawania biofilmów

W chwili wprowadzania rurociągów z tworzyw sztucznych do budowy systemów wodociagowych panował pogląd, że znikną problemy związane ze zmianami składu wody, jakie były wywoływane procesami korozji. Okazało się, że przewody z tworzyw sztucznych są narażone na rozwój biofilmów, w takim samym stopniu jak przewody wykonane z innych materiałów. Skład mikrobiologiczny biofilmów jest uzależniony od jakości transportowanej wody, lecz mechanizm ich powstawania jest analogiczny do tworzenia biofilmów na innych powierzchniach takich jak: powierzchnie piasku (kamieni) w wodach naturalnych, tkankach organizmów żywych (np. tworzenie się płytki nazębnej), wypełnieniach złóż biologicznych a także na meblach i urządzeniach w szpitalach, zakładach gastronomicznych, przemyśle spożywczym itd.



**Rysunek 29.** Etapy tworzenia się biofilmu na powierzchni przewodu wodociagowego (na rysunku wykorzystano fragmenty zdjęć z prac Donlana, 2002 i Mattili, 2002)



Organizmami pionierskimi w tworzeniu się biofilmów są bakterie posiadające rzęski lub fimbrie (pile) (Mattila, 2002; Tolker-Nielsen i in., 2000). Fimbrie to długie, cienkie i proste nici, którymi są pokryte niektóre bakterie. Ich średnica wynosi 12 nm a długość może dochodzić do 12  $\mu\text{m}$ . Liczba nici na powierzchni komórek może dochodzić do wielu tysięcy. Rzęski i fimbrie pozwalają przytwierdzić się siłami adhezji do powierzchni hydrofobowej ścianki rurociągu bakteriom, które po wstępnym etapie „osadnictwa” tworzą na powierzchni rurociągu monowarstwę. Do pionierskich organizmów bakteryjnych przyczyniających się do powstawania biofilmów zalicza się między innymi bakterie rodzaju *Escherichia coli* i *Pseudomonas aeroginesa*. Tworzeniu biofilmu sprzyja powierzchnia chropowata, lecz powstają one również na powierzchniach gładkich, jakimi są ścianki rur szklanych i z tworzyw sztucznych.

Osiadłe drobnoustroje wydzielają pozakomórkowe substancje śluzowate zbudowane najczęściej z poliwęglowodanów. Stanowią one ochronę kolonii bakteryjnych przed czynnikami zewnętrznymi, głównie naprężeniami ścinającymi powstałymi wskutek ruchu wody w rurociągach, a także biorą udział w wymianie metabolitów i substratów przemian biochemicznych (Mattila, 2002; Donlan, 2002).

Badania Lipponen i in. (2002) oraz Lehtola i in. (2004) wykazały, że tworzenie biofilmu następuje w ciągu 1-3 tygodni po włączeniu rurociągu do eksploatacji. W początkowej fazie ilość bakterii na powierzchni rurociągu szybko wzrasta, a następnie osiąga stan quasi-ustalony. Liczba bakterii w biofilmach wynosi od 100-10<sup>9</sup> komórek/cm<sup>2</sup> (van der Kooij i in. 1995; Lipponen i in., 2002; Lehtola i in., 2004) i zależy od warunków środowiskowych, w jakich powstaje biofilm.

Zacheus i in. (2000) wykazali, że liczebność mikroorganizmów na powierzchni rurociągu nie zależy od materiału, z jakiego jest on wykonany, ale od jakości wody nim transportowanej.

W pracach Hermanowicza (1999, 2001) przedstawiono teoretyczne podstawy tworzenia się struktury biofilmu. Mechanistyczne modele wzrostu biofilmu znaleźć można w pracach Lu i in. (1995) oraz Horna i Hempela (1997).

### 5.3. Czynniki limitujące tworzenie się biofilmów

W rurociągach transportujących wodę rozwijać się mogą psychrofilne i mezofilne bakterie heterotroficzne, jak również bakterie autotroficzne. Rozwój biofilmów jest uzależniony od jakości wody płynącej rurociągiem (tabela 17).

**Tabela 17.** Wskaźniki jakości wody wpływające na rozwój biofilmów w systemach wodociągowych

Wskaźnik jakości wody	Opis rozwoju biofilmu
Azot amonowy	Wzrost bakterii nityfikacyjnych
Siarkowódor, tiosiarczany, dwusiarczki	Wzrost bakterii siarkowych utleniających te substraty do siarczanów. Bakterie redukujące siarczany rozwijają się w środowisku bogatym w materię organiczną tworząc siarkowódor, będący substratem dla tlenowych bakterii siarkowych.
Jony $Fe^{2+}$ i $Mn^{2+}$	Substraty dla rozwoju bakterii żelazistych i manganowych. Utlenieniu towarzyszy zakwaszenie środowiska i wzbogacenie wytrąconych osadów żelazisto-manganowych w materię organiczną. Umożliwia to rozwój bakterii heterotroficznych
Rozpuszczalny węgiel organiczny podatny na biodegradację (AOC, BDOC)	Substraty dla rozwoju bakterii heterotroficznych
Fosfor ogólny i mikrobiologicznie dostępny	Substraty niezbędne dla rozwoju bakterii heterotroficznych, żelazowych, siarkowych i nityfikacyjnych
Chlor, chloraminy, dwutlenek chloru	Hamują rozwój bakterii, przy czym nie dotyczy to bakterii znajdujących się wewnątrz biofilmu
Tlen rozpuszczony	Wymagany dla wzrostu bakterii żelazistych, nityfikacyjnych utleniających bakterii siarkowych i tlenowych bakterii heterotroficznych
Dwutlenek węgla	Wykorzystywany przez bakterie żelaziste, bakterie manganowe i autotrofy
Temperatura	Wzrost temperatury wody sprzyja rozwojowi mikroorganizmów
Potencjał redoks	Wysoki potencjał redoks sprzyja rozwojowi bakterii żelazistych i manganowych oraz tlenowych bakterii heterotroficznych. Przy niskim potencjale redoks powstają sprzyjające warunki do rozwoju redukcyjnych bakterii siarkowych

Czynnikami limitującymi wzrost mikroorganizmów heterotroficznych jest obecność w wodzie przyswajalnego przez mikroorganizmy węgla organicznego AOC (assimilation organic carbon) (van der Kooij i in., 1995). Dla zapewnienia stabilności biologicznej wody zawartość AOC, przy temperaturze wody nie wyższej od 15°C i stężeniu chloru wolnego poniżej 0,1 mg Cl<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, nie powinna być wyższa od 10 µg C/dm<sup>3</sup> (Sozański i Olańczuk-Neyman, 2002). Uzyskanie takiego poziomu zawartości AOC dla wód powierzchniowych jest technicznie niemożliwe. W przypadku ozonowania wody dochodzi do wzrostu wartości AOC w wodzie uzdatnionej. Powoduje to przyrost liczby bakterii w powstających biofilmach (Zacheus i in., 2000).

Ze wzrostem temperatury wzrasta liczebność drobnoustrojów w biofilmie. Na tworzenie się biofilmów bardziej narażone są rurociągi transportujące wody powierzchniowe niż wody podziemne, choć należy pamiętać, że ze wzrostem głębokości zalegania ujmowanych wód podziemnych wzrasta ich temperatura. W południowej i zachodniej części Polski na każde 30-40 m głębokości poniżej powierzchni terenu temperatura wód podziemnych wzrasta o 1°C, a w północno-wschodniej przyrost ten następuje przy wzroście głębokości 80-100 m (Pazdro, 1977).

Na szybki wzrost biofilmów z rozwojem bakterii heterotroficznych są narażone nie tylko systemy wodociągowe uzdatniające wody powierzchniowe, ale również wodociągi ujmujące wody podziemne z dużą zawartością związków humusowych (Miettinen i in. 1997).

Lehtola i in. (2004) wykazali, że wraz ze wzrostem mikrobiologicznie dostępnego fosforu MAP (*microbiological available phosphorus*) liniowo wzrasta liczba bakterii na powierzchni biofilmu.

## 5.4. Drobnoustroje wchodzące w skład biofilmów

W tabelach 18 i 19 przedstawiono chorobotwórcze grzyby i bakterie identyfikowane w osadach pobieranych z instalacji wodociągowych. Jak do tej pory, nie stwierdzono w biofilmach patogennych wirusów, choć mogą one być przenoszone razem z wodą (Lehtola i in., 2004).

Szczególnie niebezpieczną, często identyfikowaną bakterią jest *Legionella pneumophila* wywołująca zapalenia płuc, gorączkę Pontiak i legionellozę. Nazwa tej bakterii wywodzi się od epidemii, jaka miała miejsce w 1976 roku w Filadelfii w czasie trwania zjazdu kombatantów z czasu II wojny światowej (legionów), kiedy to zachorowało ok. 200 osób na nieznaną wcześniej chorobę, przebiegiem przypominającą zapalenie płuc. Wówczas to wyselekcjonowano bakterię *Legionella pneumophila*. Choroba wywołana tą bakterią odznacza się bardzo wysoką śmiertelnością u osób

z obniżoną odpornością immunologiczną. Bakterie te doskonale adaptują się w rurach wodociagowych oraz w urządzeniach klimatyzacyjnych - mokrych i suchych chłodnicach powietrza. Do zarażenia dochodzi drogą kropelkową, w tym wodą wodociagową z podwyższoną mętnością. Bakterie *Legionella pneumophila* rozwijają się szczególnie intensywnie w podgrzewaczach wody. Temperaturowe spektrum ich rozwoju mieści się w przedziale od 20-60°C.

Możliwość przetrwania bakterii *Legionella pneumophila* w systemie wodociagowym wynika z faktu, że powstające w rurociagach osady wapniowe lub z korozji stanowią barierę ochronną przed czynnikami dezynfekcyjnymi. Osady powstające w rurociagach dla tych bakterii spełniają taką samą rolę jak atmosfera dla życia na Ziemi. Atmosfera zatrzymuje szkodliwe promieniowanie kosmiczne a przepuszcza promieniowanie widzialne potrzebne dla fotosyntezy. Osady reagują z czynnikiem dezynfekcyjnym, natomiast nie stanowią bariery przed dyfuzją substratów niezbędnych dla rozwoju drobnoustrojów.

**Tabela 18.** Rodzaje grzybów chorobotwórczych stwierdzone w biofilmach powstających w przewodach wodociagowych

Rodzaj mikroorganizmu	Wywoływane choroby u ludzi	Źródło danych
<i>Aspergillus fumigatus</i>	alergie, choroby płuc	Rosenzweig i in. (1986)
<i>Aspergillus flavus</i>	alergie, choroby płuc	Rosenzweig i in. (1986) Doggett (2000)
<i>Aspergillus niger</i>	infekcje ucha	Rosenzweig i in. (1986)
<i>Cryptococcus neoformans</i>	zapalenie opon mózgowych, infekcje płuc	Doggett (2000)
<i>Candida albicans</i>	infekcje dróg moczowych i płciowych, infekcje przetyku, pleśniawka	Rosenzweig i Pipes (1988)
<i>Mucor</i>	zakrzepica, zawał nosowe lub okołonosowe infekcje zatok	Rosenzweig i Pipes (1988)
<i>Sporothrix schenckii</i>	dermatomykozy	Doggett (2000)
<i>Stachybotrys chartarum</i>	dziecięca płucna hemosyderaza	Doggett (2000)

**Tabela 19.** Bakterie chorobotwórcze wykrywane w biofilmach i osadach powstających na powierzchniach wewnętrznych przewodów wodociągowych

Rodzaj mikroorganizmu	Wywoływane choroby u ludzi	Źródło danych
<i>Acinetobacter calcoaceticus</i>	zapalenie płuc, zapalenie opon mózgowych, infekcje dróg moczowych, posocznica	LeChevallier i in.. (1987) Geldreich (1990)
<i>Aeromonas spp</i>	posocznica, zapalenie górnych dróg oddechowych	van der Kooij i in. (1995)
<i>Echerichia coli</i>	posocznica, inne choroby o ostrym przebiegu	van der Kooij i in. (1995) Momba i in. (1999)
<i>Legionella pneumoniae.</i>	zapalenie płuc, legionelloza, gorączka Pontiac	van der Kooij i in. (1995) Murga i in. (2001) Donlan (2002) Mattila (2002)
<i>Citrobacter spp.</i>	zapalenie płuc, posocznica	Geldreich (1990)
<i>Enterobacter spp</i>	zapalenie płuc, posocznica	Geldreich (1990)
<i>Flavobacterium spp.</i>	posocznica, zapalenie opon mózgowych	Geldreich (1990)
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	zapalenie płuc, posocznica	Geldreich (1990) Mattila (2002) Szewzyk i in., (2000)
<i>Moraxella spp.</i>	zapalenie płuc, zapalenie spojówek, posocznica, zapalenie cewki moczowej, zapalenie opon mózgowych, bronchit, zapalenie zatok	LeChevallier i in. (1987)
<i>Helicobacter pylori</i>	owrzodzenia żołądka i jelit, nowotwór żołądka	Stark i in. (1999)
<i>Mycobacterium. avium</i>	chroniczne biegunki, chroniczne choroby płuc	van der Kooij i in. (1995) Norton i LeChevallier (2000) Mattila (2002) Szewzyk i in. (2000)
<i>Pseudomonas cepacia</i>	infekcje stóp	LeChevallier i in. (1987)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	infekcje z ostrymi stanami zapalnymi, zapalenie płuc, zapalenie opon mózgowych, inne choroby o ostrym przebiegu	Geldreich (1990)

Inną groźną bakterią proteolityczną rozwijającą się w systemach wodociagowych jest *Pseudomonas aeruginosa*. Bakterie tego rodzaju wywołują ropne zapalenie skóry i mogą wywoływać również inne groźne dla życia człowieka choroby (tabela 19). Przy braku substancji organicznych zachowują się jak autotroficzne bakterie manganowe. Bardzo często obserwuje się rozwój tych bakterii na urządzeniach do uzdatniania wody (najczęściej filtrach do odmanganiania) oraz w sieci wodociagowej, w przypadku występowania w wodzie podwyższonych stężeń manganu. Bakterie *Pseudomonas aeruginosa* nie są swoistymi bakteriami wodnymi i do ich rozwoju dochodzi tylko przy wtórnym skażeniu wody (urządzeń technologicznych) najczęściej w czasie prowadzenia prac remontowych. Jak już wcześniej stwierdzono, jest to gatunek pionierski dla rozwoju biofilmów.

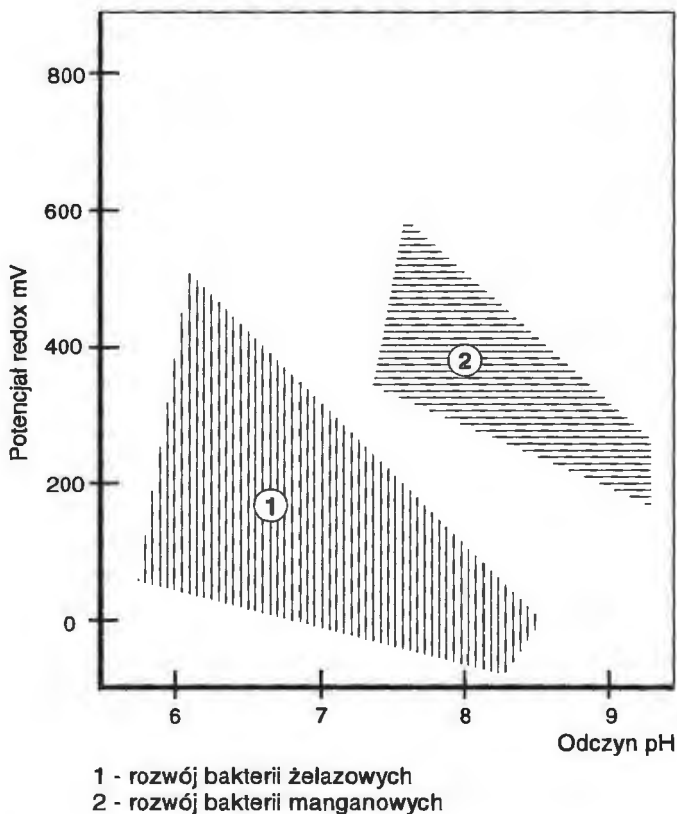
W przewodach wodociagowych najczęściej dochodzi do rozwoju nitkowatych bakterii żelazistych *Crenothrix polyspora*, *Gallionella ferruginea* oraz bakterii siarkowej *Thiobacillus ferrooxidans*. Są to bakterie chemosyntetyzujące, dla rozwoju, których w wodzie potrzebny jest tlen, jony  $Fe^{2+}$ , dwutlenek węgla oraz śladowe ilości amoniaku i ortofosforanów. Bakterie *Crenothrix polyspora* i *Gallionella ferruginea* tworzą śluzowate kolonie otoczone wytrąconym z wody koloidalnym wodorotlenkiem żelaza(III). Znane są przypadki szybkiego rozwoju bakterii *Crenothrix polyspora* i prawie całkowitego zatkania rurociągów. Zjawisko takie miało miejsce np. w latach 30. w Berlinie (Beger, 1966). Łomotowski obserwował podobne zjawiska w końcu lat 70. na ujęciu Serby koło Głogowa. Śluzowate otoczki wytworzone wokół kolonii chronią je przed działaniem środków dezynfekcyjnych. Mało przydatne do dezynfekcji są związki chloru, wysoką skuteczność wykazuje natomiast nadmanganian potasu.

Bakterie żelaziste rozwijają się w temperaturze od 6-45°C. Stwierdzono rozwój bakterii żelazistych już przy stężeniu żelaza w wodzie 0,02 g  $Fe/m^3$  (Wolfe, 1960). Stężenie żelaza działające hamująco wynosi 12 g  $Fe/m^3$  a wstrzymanie rozwoju obserwuje się przy wartościach większych od 14 g  $Fe/m^3$  (Aleksiejew, 1975).

Specyficzną grupą bakterii są bakterie manganowe. Termin ten obejmuje bakterie z różnych grup systematycznych. Bakterie manganowe mają zdolność w środowisku o wysokim potencjale redoks zachowywać się jako autotrofy, natomiast w środowisku o niskim potencjale utleniająco-redukcyjnym i podwyższonej zawartości substancji organicznej jak heterotrofy. Bakterie manganowe mogą wytrącać związki Mn(IV) i Mn(III) oraz je rozpuszczać w zależności od warunków środowiskowych. Do grupy tej zalicza się bakterie *Pseudomonas*, *Metallogenium*, *Leptothrix* i *Hypomicrobium*. Zdolność do rozpuszczania minerałów manganowych posiadają także liczne bakterie grupy *Bacillus* np. *Bacillus circulans* i *Bacillus caraus*. Bak-

terie manganowe rozwijają się już przy stężeniu  $0,01 \text{ mg Mn/dm}^3$ . Zahamowanie wzrostu następuje przy stężeniach wyższych od  $5 \text{ mg Mn/dm}^3$  (*The Prokaryotes* 1990).

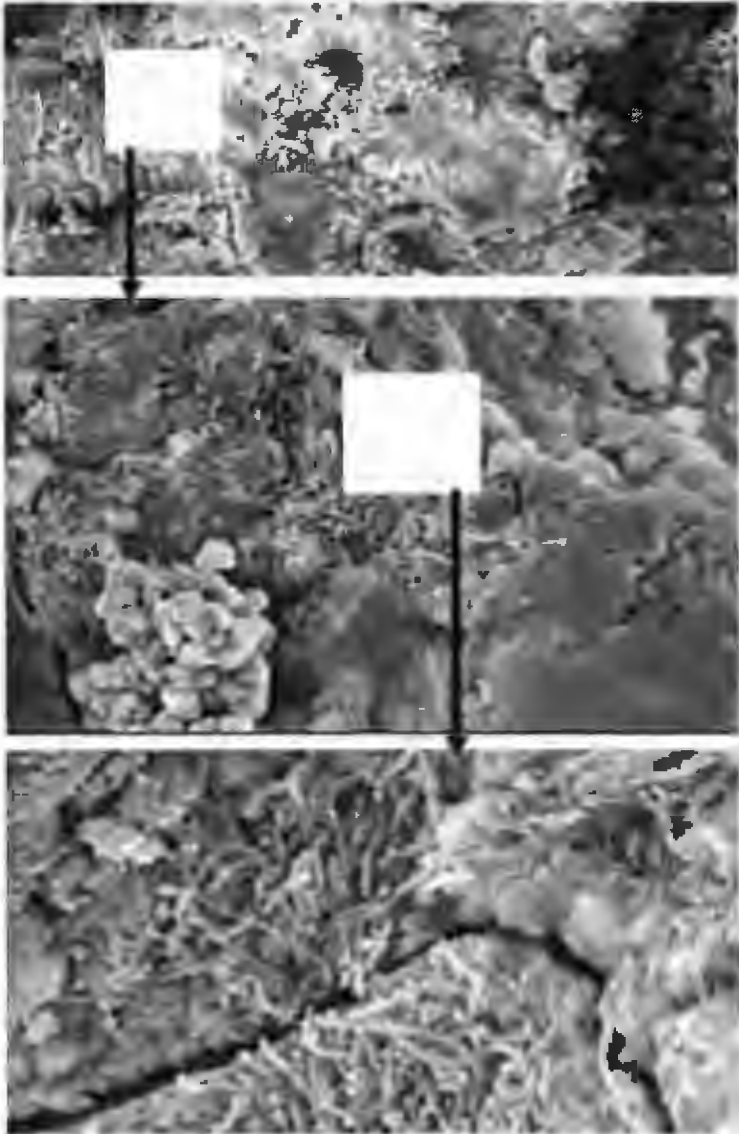
Na rysunku 30 przedstawiono warunki, jakie musi spełniać woda wodociągowa w zakresie odczynu i potencjału redoks, aby w sieci wodociągowej dochodziło do masowego rozwoju bakterii żelazistych i manganowych.



**Rysunek 30.** Wpływ odczynu i potencjału redoks wód wodociągowych na rozwój bakterii żelazistych i manganowych (opracowano na podstawie pracy Mouchet'a, 1992)

Autor niniejszej pracy badając 36 próbek osadów pobranych z przyłączy wodociągowych i instalacji wewnętrznych w trzech różnych miastach stwierdził, na podstawie analizy obrazów uzyskanych z użyciem elektronowego mikroskopu skaningowego, w 12 przypadkach obecność bakterii żelazistych (rys. 31). Odbiorcy wody, u których w instalacjach wewnętrznych stwierdzono obecność bakterii żelazistych, zgłaszali pogarszanie się jakości

wody w różnych porach dnia. Badania te dowodzą, że do pogarszania się jakości wody może dochodzić w wyniku rozwoju bakterii żelazistych w przewodach wodociagowych nie będących we władaniu przedsiębiorstw wodociagowych, które przez odbiorców są obarczane winą za złą jakość wody wodociagowej.



**Rysunek 31.** Typowe skupisko bakterii żelazowych w osadach zalegających w instalacjach wewnętrznych. Kolejne zdjęcia wykonano z powiększeniem 500, 5000 i 10000 razy



W sieci wodociągowej rozwijać się mogą zarówno utleniające jak i redukcyjne bakterie siarkowe. Do bakterii utleniających często spotykanych w urządzeniach wodociągowych należy zaliczyć *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus thioparus*, oraz bakterie nitkowate *Thioplaxea*, *Thiothrix* i *Beggiatoa*.

Sz szczególnie niebezpieczny jest rozwój bakterii *Thiobacillus* mających zdolność do utleniania siarkowodoru, siarczków, siarki elementarnej, siarczynów i rodanków do kwasu siarkowego oddziaływującego silnie korozyjnie na rurociągi stalowe, żeliwne i betonowe. Autor opracowania w czasie swojego pobytu w Jełgawie (Łotwa) obserwował zjawisko rozgrzewania się rurociągów stalowych podczas wykonywania prac remontowych. Do sieci wodociągowej podawano wodę z podwyższoną zawartością siarkowodoru. W rurociągach dochodziło do wytrącania się siarczków, głównie żelaza w wyniku reakcji z produktami korozji rurociągów stalowych. W czasie usuwania awarii przewody wodociągowe odwadniano powodując silne natlenienie osadów. Dostęp tlenu tak intensyfikował rozwój bakterii siarkowych grupy *Thiobacillus*, że w wyniku egzotermicznej reakcji kwasu siarkowego z osadami i ściankami rurociągów dochodziło do ogrzania rur do temperatury przekraczającej 50°C. Każda naprawa rurociągów powodowała wzrost awaryjności sieci wodociągowej, gdyż odwadnianie rurociągów powodowało intensyfikację korozji.

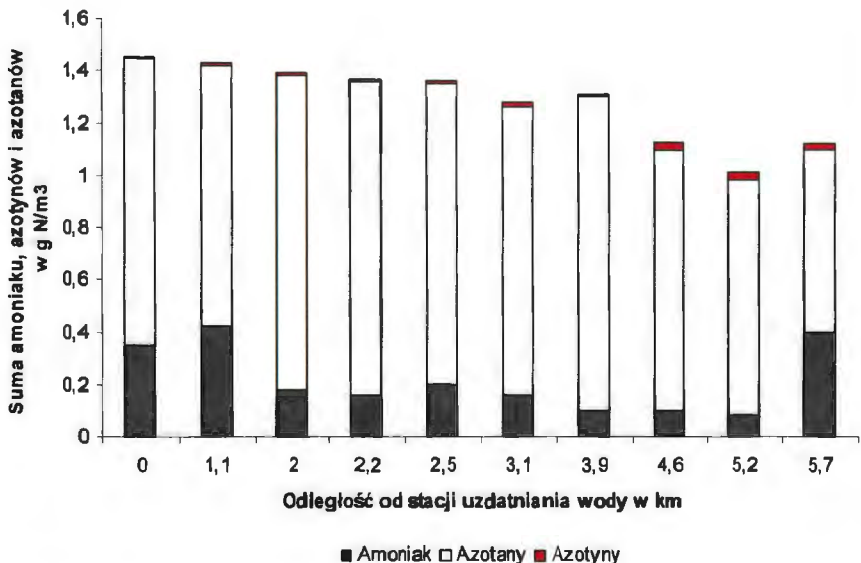
Siarkowe bakterie redukcyjne mające zdolność do wykorzystywania siarczanów jako akceptora jonów wodorowych rozwijają się głównie w rurociągach silnie zarośniętych osadami z dużą ilością materii organicznej. Najczęściej w osadach spotyka się bakterie z gatunku *Desulfovibrio desulfuricans*. Redukcyjne bakterie siarkowe bardzo często rozwijają się w zakolmatowanych lub zarośniętych kamieniem kotłowym wymiennikach ciepła ciepłej wody użytkowej.

Autor opracowania pod koniec lat 70. XX wieku prowadził we Wrocławiu w rejonie ul. Kamiennej badania nad usunięciem tych bakterii z instalacji ciepłej wody użytkowej. Przy poborze ciepłej wody, szczególnie na najwyższych piętrach budynków dziesięciopiętrowych, wydzielal się uciążliwy zapach siarkowodoru. Wszelkie próby chemicznej dezynfekcji nie powiodły się i jedyną skuteczną metodą okazała się wymiana pionów i wymienników ciepła. Redukcyjne bakterie siarkowe rozwijają się głównie w wodach z wysokim stężeniem AOC.

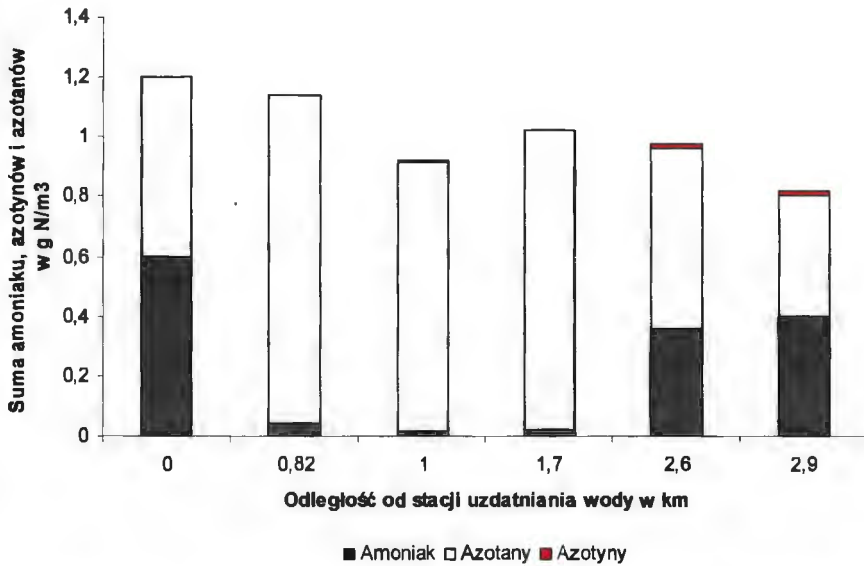
Do rozwoju bakterii nitryfikacyjnych w sieci wodociągowej dochodzi, gdy stężenie amoniaku w wodzie jest wyższe od 0,1 g N/m<sup>3</sup> (Skansen, 1993; Wolfe i in., 1988). W przypadku obecności w wodzie wodociągowej amoniaku, do rozwoju bakterii nitryfikacyjnych dochodzi po 10-64 dniach.

W powstałych biofilmach stwierdza się  $500-10^6$  NPL/cm<sup>2</sup> bakterii *Nitrosomonas* oraz  $96-2200$  NPL/cm<sup>2</sup> bakterii *Nitrobacter* (Lipponen i in., 2002). Rozwojowi bakterii nityfikacyjnych towarzyszył wzrost bakterii heterotroficznych. W badaniach Lipponen i in., (2004), w biofilmach, w których zachodził proces nityfikacji stwierdzono liczbę bakterii heterotroficznych  $100-10^7$  komórek/cm<sup>2</sup>.

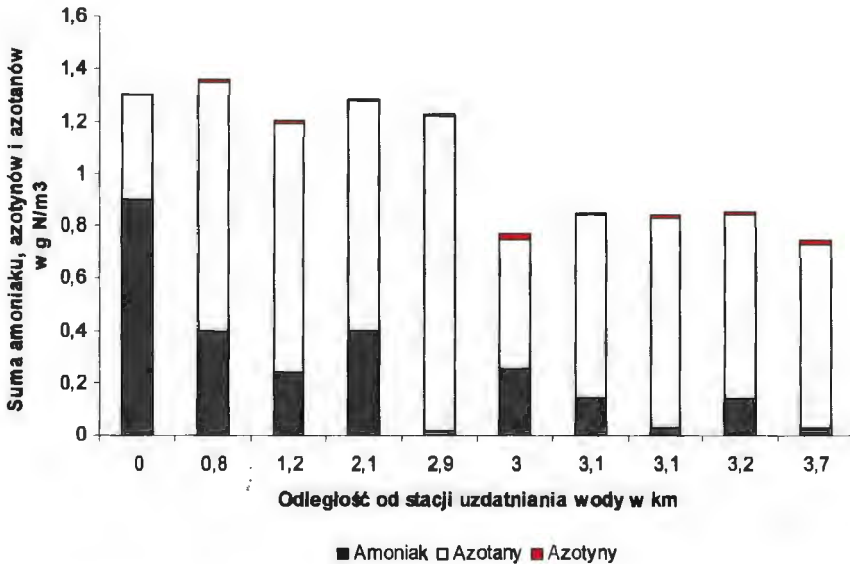
Na rysunku 32 przedstawiono zmiany stężeń mineralnych form azotu, jakie zaobserwowano podczas badań zmian składu wody na wiejskim grupowym wodociągu w Kaszycach Wielkich w gminie Żmigród. W miarę wzrostu odległości od stacji uzdatniania wody obserwowano zmniejszanie się sumy stężeń amoniaku, azotynów i azotanów w przeliczeniu na g N/dm<sup>3</sup>. Było to spowodowane głównie zmniejszeniem się stężeń amoniaku w wodzie wodociągowej, jednak na końcówkach sieci stężenie amoniaku wzrastało przy obniżaniu stężeń azotanów. Przyczyn tego zjawiska można upatrywać w opisanym przez Kielemenos i in. (2000) procesie denityfikacji z udziałem bakterii autotroficznych, które w warunkach anoksyicznych wykorzystują żelazo elementarne do redukcji azotanów(V) do amoniaku zgodnie z reakcją:



**Rysunek 32.** Zmiany stężenia amoniaku, azotanów i azotynów w sieci wodociągowej obserwowane w czerwcu 1997 r w Kaszycach Wielkich



Rysunek 33. Zmiany stężenia amoniaku, azotanów i azotynów w sieci wodociągowej w Grabowie nad Prosną obserwowane w styczniu 1999 r.

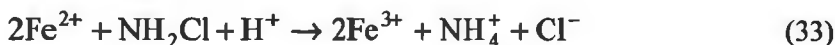


Rysunek 34. Zmiany stężenia amoniaku, azotanów i azotynów w sieci wodociągowej obserwowane w październiku 1998r. w Pruszczu Gdańskim.

Proces ten zachodzi głównie w przyłączach i instalacjach domowych, przyspieszając ich korozję.

W sieci wodociągowej mogą zachodzić równocześnie procesy nityfikacji i denityfikacji. Potwierdzają to nie tylko badania, jakie przeprowadzono w systemie wodociągowym w Kaszycach Wielkich, ale także uzyskane wyniki w czasie badań przeprowadzonych w Grabowie nad Prosną oraz w Pruszczu Gdańskim (rys. 33 i 34). Zmniejszeniu zawartości azotanów w wodzie towarzyszył najczęściej wzrost stężeń amoniaku, a lokalnie obserwowano podwyższone stężenia azotynów. W miarę wzrostu odległości od stacji uzdatniania wody następowało obniżenie stężeń azotanów.

W przypadku dezynfekcji wody chloraminą obserwuje się wtórny przyrost stężeń amoniaku, co jest wynikiem reakcji pomiędzy żelazem (II) obecnym w produktach korozji a monochloroaminą (Vikesland i Valetine, 2002a; 2002b)



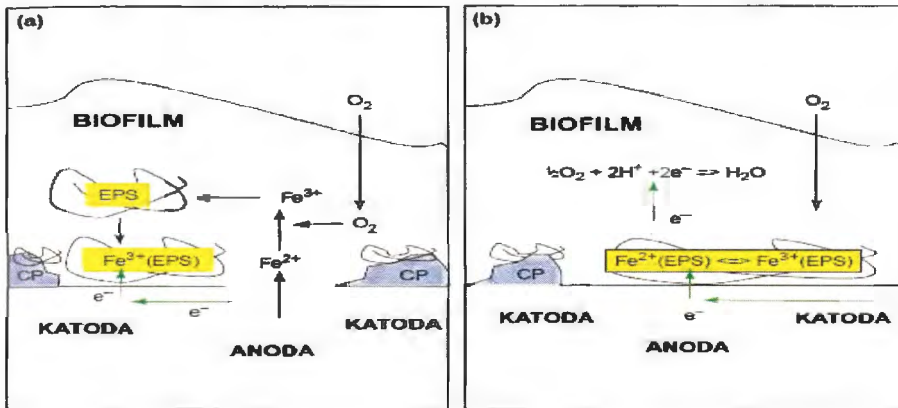
Przyspieszenie korozji instalacji wykonanych z rur stalowych może być również efektem rozwoju bakterii *Escherichia coli*. Wykazano, że wzrost tych bakterii następuje w obecności żelaza i azotanów(V) a pozyskiwanie energii odbywa się w wyniku przemian biochemicznych, których ogólną stechiometrię można opisać równaniem (Mara i Williams, 1971; Kielemenos i in., 2000):



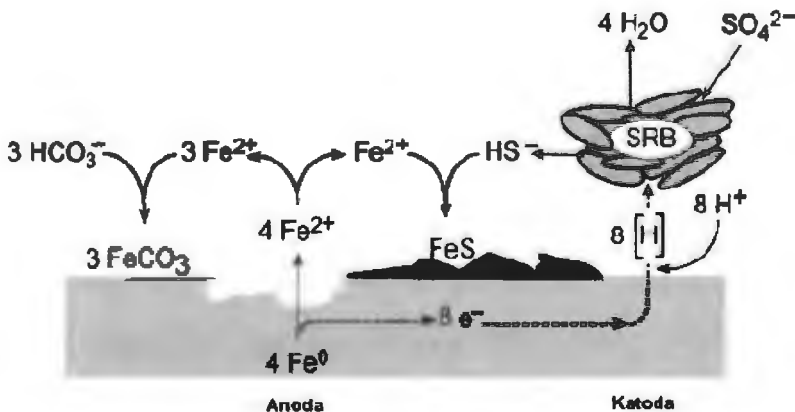
Rozwój bakterii autotroficznych w systemach wodociągowych nie jest kontrolowany. Prowadzone są jedynie badania mikrobiologiczne w kierunku oznaczenia proteolitycznych bakterii mezo- i psychrofilnych. Detritus bakterii autotroficznych może stanowić podłoże do rozwoju bakterii heterotroficznych i wtórnego skażenia mikrobiologicznego wody. Większość wód wodociągowych w małych i średniej wielkości wodociągach nie jest dezynfekowana, co sprzyja rozwojowi biofilmów, które są „akumulatorami” związków organicznych, z zasobów, których w sprzyjających warunkach mogą korzystać bakterie heterotroficzne oznaczane przez nadzór sanitarny klasycznymi metodami analizy mikrobiologicznej. W skrajnych przypadkach, w wyniku rozwoju bakterii psychrofilnych i mezofilnych w sieci, liczba ich może osiągać bardzo wysokie wartości. Poszukuje się wtedy sprawców skażenia wody wodociągowej zapominając, że najczęściej jest to efekt swoistej niszy ekologicznej, jakim jest system wodociągowy, która została przez nas samych stworzona.

## 5.5. Korozja mikrobiologiczna

Obecne w biofilmach drobnoustroje, jak już wcześniej wspomniano, przyspieszają proces korozji przewodów wodociągowych, wykonanych głównie z metali. Istotne znaczenie w tych procesach odgrywają pozakomórkowe substancje wydzielane przez drobnoustroje. Polimery te przechwytyują produkty korozji zarówno w obszarze katody jak i anody (rys. 35). Badając produkty korozji można poznać mechanizm współdziałania rozwijających się drobnoustrojów w korozji instalacji wodociągowych. Przykład takiego mechanizmu przedstawiono na rysunku 36.



Rysunek 35. Udział substancji pozakomórkowych EPS w procesach korozji rurociągów stalowych i żeliwnych (Beech i Sunner, 2004)



Rysunek 36. Udział redukcyjnych bakterii siarkowych (SRB) w procesie korozji rurociągów stalowych i żeliwnych (Hang, 2003)

**Tabela 20.** Związki i minerały identyfikowane w biofilmach powstających z udziałem różnych bakterii (opracowanie własne na podstawie Frankel i Bazyliński, 2003 oraz *The Prokaryotes*, 1990)

Grupa bakterii	Nazwa związku lub minerału	Wzór chemiczny
Bakterie żelaziste	Wodorotlenek żelaza(III)	$\text{Fe}(\text{OH})_3$
	Uwodnione tlenki żelaza	$\text{Fe}_y\text{O}_x(\text{OH})_{3y-2x}$
	Goethyt	$\alpha\text{-FeOOH}$
	Ferrihydryt	$\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 0,5 \text{H}_2\text{O}$
	Lepidokrokit	$\gamma\text{-FeOOH}$
	Zielona rdza	$[\text{Fe}_{6-x}^{2+}\text{Fe}_x^{3+}(\text{OH})_{12}]^{x+}[(\text{A})_{x/n} \cdot y\text{H}_2\text{O}]^{x-}$
	Magnetyt	$\text{Fe}_3\text{O}_4(\text{FeO} \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3)$
	Maghemit	$\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$
	Syderyt	$\text{FeCO}_3$
Bakterie manganowe	Rhodochrosit	$\text{MnCO}_3$
	Todorokit	$\text{Na}_{0,2}\text{Ca}_{0,05}\text{K}_{0,02}\text{Mn}^{4+}_4\text{Mn}^{3+}_2\text{O}_{12} \cdot 3(\text{H}_2\text{O})$
	Birnessit	$\text{Na}_{0,3}\text{Ca}_{0,1}\text{K}_{0,1}\text{Mn}^{4+}_4\text{Mn}^{3+}_4\text{O}_4 \cdot 1,5(\text{H}_2\text{O})$
	Piroluzyt	$\text{MnO}_2$
	Manganit	$\text{MnOOH}$
	Hausmannit	$\text{Mn}_3\text{O}_2$
Redukcyjne bakterie siarkowe	Siarczok żelaza (typ sferalitu)	$\text{FeS}$
	Mackinawite (typ tetragonalny)	$\text{FeS}$
	Greigit	$\text{Fe}_3\text{S}_4$
	Pyrrhotit	$\text{Fe}_{1-x}\text{S}$ $x \in (0,0,0,17)$ średnio 0,05
	Piryt	$\text{FeS}_2$
Utleniające bakterie siarkowe	Jarosit	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$
	Schwertmanit	$\text{Fe}_8\text{O}_8\text{SO}_4(\text{OH})_6$
	Melanterit	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

W tabeli 20 przedstawiono związki i minerały, powstające w osadach z udziałem specyficznych grup bakterii tworzących biofilmy, które są najczęściej identyfikowane analizą rentgenograficzną i termiczną. W przypadku rozwoju bakterii żelazistych większość z nich jest identyczna z produktami korozji rurociągów stalowych lub żeliwnych (tabela 13).

## 10. PODSUMOWANIE

Eksploatując system wodociągowy należy zwracać uwagę nie tylko na koszt produkcji i dystrybucji wody, ale również na procesy, które zachodzą w przewodach wodociągowych. Utrzymanie stabilności chemicznej i biologicznej wody jest problemem światowym. W Polsce problem ten jest zauważany tylko wtedy, gdy dojdzie do drastycznych zmian jakości wody wodociągowej u odbiorców, szczególnie w zakresie domieszek biologicznych.

Istnieje pilna potrzeba, aby eksploatujący systemy wodociągowe a także właściciele systemów komunalnych, głównie władze samorządowe, zrozumiały, że racjonalna gospodarka każdego systemu powinna być oparta na wiedzy, doświadczeniach, a przede wszystkim na ciągłej analizie danych pochodzących z monitoringu obiektów wchodzących w skład systemu. W Polsce sytuacja w tym zakresie nie jest najlepsza.

Przedstawione w pracy materiały są wynikiem wieloletnich badań i studiów. Nie jest to cała wiedza autora o stabilności wody w systemach wodociągowych. Przedstawione w pracy tezy mają na celu wyartykułowanie tych zjawisk i metod badawczych, które powinny być powszechnie znane wśród pracowników odpowiedzialnych za eksploatację wodociągów. Przedstawiają one również kierunki dalszych badań naukowych nad złożonymi procesami mającymi miejsce w każdym systemie wodociągowym.

## Literatura

- Adrien R., Ellaway M., Lin J. (2001): Study of corrosion material accumulated on the inner wall of steel water pipe. *Corrosion Science*, **43**, 11: 2065-2081.
- Akanle O.A., Asubiojo O.I., Nkono N.A., Ogunsua A.O., Oluwole A.F., Spyrou N.M., Ward N.I (1997): Trace elements in drinking water and groundwater samples in Southern Nigeria. *The Science of the Total Environment*, **208**, 1-2: 1-8.
- Aleksejew W.S. (1975): Biologičeskij kolmataž skważyn. *Gidrotechnika i Melioracje*, **4**: 240-245.
- American Society of Civil Engineers (ASCE): Sedimentation engineering. *Manuals and Reports on Engineering Practice*, No. 54, Vito A. Vanoni ed., New York 1975.
- Andrzejewski G., Borkowski M., Łomotowski J., (2000): Stabilność chemiczna wody wodociągowej na przykładzie miasta Strzelina. *Mat. IV Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo-Szkoleniowego nt.: Wspomaganie komputerowe w projektowaniu i eksploatacji systemów wodociągowych i kanalizacyjnych*, PZITS Poznań, Świnoujście-Kopenhaga.
- Arora D.R., Gautam V., Arora B. (2002): Biological warfare: Bioterrorism. *Indian Journal of Medical Microbiology*, **20**, 1: 6-11.
- AWWARF (2005): Effects of blending on distribution system water quality. AWWA, USA.
- Bajer A. (2001): Naturalne źródła inwazji oportunistycznych. *Mat. Konf. nt.: Skażenie wody, gleby i żywności przez pasożytnicze pierwotniaki: konsekwencje epidemiologiczne*. Warszawa, s.21-25.
- Balcerzak W. (2002): Zmiany jakości wody w systemie jej dystrybucji. *Mat. Konf. „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, PZITS Gdańsk, ss. 815-823.
- Balcerzak W., Knapik K., Kubala K.(1999): Modelowanie zjawiska zanieczyszczenia wody w sieci wodociągowej. *GWITS*, **6**: 201-206.
- Barbeau B., Desjardins R., Mysoreb C., Prévost M., (2005): Impacts of water quality on chlorine and chlorine dioxide efficacy in natural waters. *Water Research*, **39**: 2024-2033.
- Beebe E., Clement J.A., Kriven W.M., Sarin P., Snoeyink V.L. (2001): Physico-chemical characteristics of corrosion scales in old iron pipes. *Water Research*, **35**, 12: 2961-2969.
- Beech I.B, Coutinho C.L.M. (2003): Biofilms on corroding materials. In: *Biofilms in Medicine, Industry and Environmental Biotechnology - Characteristics, Analysis and Control*. Edited by Lens P, Moran A.P., Mahony T, Stoodly P, O'Flaherty V: IWA Publishing of Alliance House; pp. 115-131.
- Beech I.B., Sunner J. (2004): Biocorrosion: towards understanding interactions between biofilms and metals. *Current Opinion in Biotechnology*, **15**: 181-186.



- Beger K. (1966): *Leitfaden der Trink und Brauchwasser Biologie*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Berghult B., Broo A., Elfstrom A., Hedberg T., Johannsson E.L., Sander A. (1997): Iron corrosion in drinking water distribution systems - surface complexation aspects. *Water Research*, **39**, 12: 77-93.
- Bielawa J., Michałkiewicz M. (2002): Ocena zmian jakości wody pitnej na przykładzie wodociągu w Zbąszyniu. *Mat. Konf. „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, PZITS, Gdańsk 2002, 330-343.
- Bielski A., Zymon W. (1991): Analiza możliwości stabilizacji agresywnych wód powierzchniowych. *Ochrona Środowiska*, 2(43): 25-27.
- Biswas, P., Lu, C., Clark, R. M., (1993): A model for chlorine concentration decay in pipes. *Water Research*, **27**, 12: 1715-1724.
- Bonetyński K., Kowalski D., Stelmach K. (1999): Skutki stosowania normy 0,5 gFe/m<sup>3</sup> w wodzie uzdatnionej na przykładzie wybranego wodociągu komunalnego. *Ochrona środowiska*, 4(75): 9-11.
- Boulay N., Edwards M. (2001): Role of temperature, chlorine and organic matter in copper corrosion by - product release in soft water. *Water Research*, **35**, 3: 683-690.
- Bowden G. J., Nixon J. B., Dandy G. C., Maier H. R., Holmes M. (2006): Forecasting chlorine residuals in a water distribution system using a general regression neural network. *Mathematical and Computer Modelling*, **44**: 469-484.
- Bowers E., Fox K.P., Tate C.H. (1983): The interior surface of galvanized steel pipe: a potential factor in corrosion resistance. *JAWWA*, 2: 83-86.
- Bryzewska M., Leyko W. (2000): *Biofizyka kwasów nukleinowych dla biologów*, Warszawa: PWN.
- Chambers V. K., Creasy J. D., Joy J. S. (1995): Modelling free and total chlorine decay in potable water distribution systems. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, **44**: 60-69.
- Catlin J.O., Douglas B.D., Merrill D.T. (1996): Water quality deterioration from corrosion of cement - mortar linings. *JAWWA*, 3: 99-107.
- Castro P., Neves M. (2003): Chlorine decay in water distribution systems case study -Lousada network. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, **2**, 2: 261-266.
- Cho S., Choi Y., Chung Y., Hwang M., Lee H., Lim Y., Park S., Park Y., Shin D., Yang H. (1997): Risk assessment and management of drinking water pollutants in Korea. *Water Science and Technology*, **36**, 12: 309-323
- Cho M., Chung H., Yoon. J. (2002): Effect of pH and importance of ozone initiated radical reactions in inactivating *Bacillus subtilis* spore. *Ozone Sci. Eng.* **24**: 145-150.

- Cho, M., Chung H., Yoon. J. (2003): Disinfection of water containing natural organic matter by using ozone-initiated radical reactions. *Applied and Environmental Microbiology*, **69**, 4: 2284-2291.
- Clark R. M., Grayman W. M., Males R. M., Hess A. F. (1993): Modeling contaminant propagation in drinking-water distribution systems. *J. Environ. Eng.* **119**: 349-364.
- Comment on „An ATP-based method for monitoring the microbiological drinking water quality in a distribution network” by E. Delahaye et al., 2003. *Water Research*, **37**: 3689-3696. *Water Research*, 2005, **39**: 2778-2779.
- de Beer D, Kühl M. (2001): *Interfacial microbial mats and biofilms*. In Boudreau B.P., Jørgensen B.B. (eds.) *The Benthic Boundary Layer*. Oxford University Press, New York.
- Delahaye E., Welté B., Levic Y., Leblond G., Montiel A. (2003): An ATP-based method for monitoring the microbiological drinking water quality in a distribution network. *Water Research*, **37**: 3689-3696.
- Demińska J. (1993): Ocena agresywności korozyjnej wód wodociagowych w stosunku do materiałów instalacyjnych. *GWITS*, **11**: 274-276.
- Denczew S. (2003): Wpływ sposobu zaopatrzenia przeciwpożarowego na jakość wody w sieci wodociagowej. *Ochrona Środowiska*, **4**: 37-38.
- Donlan R.M. (2002): Biofilms: Microbial life on surfaces. *Emerging Infectious Diseases*, **8**, 9: 881-890.
- Doggett M.S. (2000): Characterization of fungal biofilms within a municipal water distribution system. *Appl. Environ. Microbiol.*, **66**, 3: 1249-1251.
- Dubiel M., Hsu C.H, Chien C.C., Mansfeld F., Newman D.K. (2002): Microbial iron respiration can protect steel from corrosion. *Appl. Environ. Microbiol.*, **68**: 1440-1445.
- Dundore E., Le Chevallier M., Schierman J., Volk Ch. (2000): Practical evaluation of iron corrosion control in a drinking water distribution system. *Water Research*, **34**, 6: 1967-1974.
- Edyvean G.J., Knapp J.S., Percival S.L., Wales D.S. (1998a): Biofilm development on stainless steel in mains water. *Water Research*, **32**, 1: 243-253.
- Edyvean G.J., Knapp J.S., Percival S.L., Wales D.S. (1998b): Biofilms, mains water and stainless steel. *Water Research*, **32**, 7: 2187-2201.
- Fleming K.K., Harrington G.W., Noguera. D.R. (2005): Nitrification potential curves: A new strategy for nitrification prevention. *JAWWA*, **97**, 8: 90-99.
- Forster C.F., Hallam N.B., Simms J., West J.R. (2001): The potential for biofilm growth in water distribution systems. *Water Research*, **35**, 17: 4063-4071.
- Frankel R. B., Bazylinski D. A. (2003): Biologically induced mineralization by bacteria. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, **54**, 1: 95-114.
- Frigenbaum, C., Gal-Or L., Yahalom, J., (1978): Scale protection criteria in natural waters. *Corrosion*, **34**, 4: 133-137.

- Gamrot B., Kuś K., Malicka K., Ścieranka G. (2001): Wpływ eksploatacji i stanu technicznego sieci na jakość wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 3(82): 17-20.
- Gauthier V., Gérard B., Portal J-M., Block J-C. Gatel D., (1999): Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. *Water Research*, 33, 4: 1014-1026.
- Geldreich, E.E.(1996): *Microbial quality of water supply in distribution systems*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Gibbs M. S., Morgan N., Maier H.R., Dandy G.C., Nixon J.B., Holmes M. (2006): Investigation into the relationship between chlorine decay and water distribution parameters using data driven methods. *Mathematical and Computer Modelling*, 44: 485-498.
- Goldsztejn P., Skrzypek G. (2004): Wykorzystanie metod interpolacji do numerycznego kreślenia map powierzchni geologicznych na podstawie nieregularnie rozmieszczonych danych. *Przegląd Geologiczny*, 52, 3: 233-236.
- Grabińska-Łoniewska A., Wąsowski J. (1995): Wtórne zanieczyszczenie wody w warszawskiej sieci wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 3(58): 56-62.
- Grajper P., Kuś K., Ścieranka G., Wyczarska - Kokot J., Zakrzewska G. (2003): Wpływ spadku zużycia wody w miastach zaopatrywanych przez wodociąg grupowy GPW w Katowicach na jakość wody w systemie dystrybucji. *Ochrona Środowiska*, 3: 29-34.
- Haas, C. N., Karra, S. B., (1984): Kinetics of wastewater chlorine demand exertion. *J. WPCF*, 56, 2: 170-173.
- HAESTAD METHODS. *Advanced water distribution modeling and management*. Haestad Press, Waterbury, CT USA, 2003-2004.
- Hallam N.B., West J.R., Forster C.F., Powell J.C., Spencer I., (2002): The decay of chlorine associated with the pipe wall in water distribution systems. *Water Research*, 36: 3479-3488.
- Hang D.T. (2003): *Microbiological study of the anaerobic corrosion of iron*. Max Planck Institut für Marine Mikrobiologie, Bremen (tezy rozprawy doktorskiej).
- Harrington G.W., Noguera D.R., Kandou A.I., VanHoven D.J. (2002): Pilot scale evaluation of nitrification control strategies. *JAWWA*, 94, 11: 78-89.
- Hermanowicz S. W. (2001): A simple 2D biofilm model yields a variety of morphological features. *Mathematical Biosciences*, 169: 1-14.
- Hermanowicz S. W. (1999): Two-dimensional simulations of biofilm development: effects of external environmental conditions. *Wat. Sci. Tech.* 39, 7: 107-114.
- Hoffman M., Nager H.D., Suchański W. (2000): Teoria i praktyka fosforanowej ochrony sieci wodociągowych. *IV Międzyn. Konf., „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”*, Kraków, 647-660.

- Horn H., Hempel D.C. (1997): Growth and decay in an auto-/heterotrophic biofilm. *Water Research*, **31**, 9: 2243-2252.
- Hrynaszkiewicz t., Kucharski M. (2000): Model matematyczny do obliczania stężenia THM w chlorowanej wodzie. *Ochrona Środowiska*, **3**(78): 9-12.
- Imran S.A., Dietz J.D., Mutoti G., Taylor J.S., Randall A.A. (2005): Modified Larsons ratio incorporating temperature, water age, and electroneutrality effects on red water release. *Journal of Environmental Engineering ASCE*, **11**: 1514-1520.
- Jo W.K., Weisel C.P., Liroy P.J. (1990): Chloroform exposure and the health risk associated with multiple uses of chlorinated tap water. *Risk Anal.* **10**, 4: 581-585.
- Jolis D., Faber W.W., Diyamandoglu V. (1998): Biological stability of drinking water in New York City. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, 6: 181-190.
- Kazubski S.L. (2001): Wiciowce i pełzaki. Biologia wybranych gatunków: Giadia, Entameba, Acanthamoeba, Neglera. *Mat. Konf. nt.: Skażenie wody, gleby i żywności przez pasożytnicze pierwotniaki: konsekwencje epidemiologiczne*. Warszawa, 8-10.
- Kielemenos J., De Boever P., Verstraete W. (2000): Influence of denitrification on corrosion of iron and stainless steel powder. *Environ. Sci. Technol.*, **34**: 663-671.
- Kiéné L., Lu W. Lévi Y. (1998): Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution systems. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, 6: 219-227.
- Kitanidis P. K. (1997): *Introduction to Geostatistics: Applications to Hydrogeology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kortepeter M.G., Parker G.W. (1999): Potential biological weapons threats. *Emerging Infectious Diseases*, **5**, 4: 523-527.
- Kowal A.L. (1997): Ochrona sieci wodociągowej przed korozją i zarastaniem. *Ochrona Środowiska*, **4**(67): 3-6.
- Kowal A.L. (2003): Przyczyny i zapobieganie zmianom jakości wody w systemach wodociągowych. *Ochrona Środowiska*, **4**: 3-6.
- Kowal A.L., Świdarska-Bróż M. (1996): *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław.
- Kuch A. (1988): Investigations of the reduction and re-oxidation kinetics of iron (III) oxide scales formed in waters. *Corrosion Sci.*, **28**, 3: 221-231.
- Kuś K., Okoń D., Piechurski F. (1993): Badania nad obniżeniem agresywności korozyjnej wód. *Ochrona Środowiska*, **4**(51): 19-21.
- Larson, T.E., Skold. R. V., (1958): Laboratory studies relating mineral water quality of water to corrosion of steel and cast iron. *Corrosion*, **14**, 6: 285-288.

- LeChevallier M.W., Babcock T.M., Lee R.G. (1987): Examination and characterization of distribution system biofilms. *Appl. Environ. Microbiol.*, **53**: 2714-2724.
- Lehtola M.J., Nissinen T.K., Miettinen I.T., Martikainen P.J., Vartiainen T., (2004): Removal of soft deposits from the distribution system improves the drinking water quality. *Water Research*, **38**: 601-610.
- Lehtola M.J., Juhna T., Miettinen I.T., Vartiainen T., Martikainen P.J. (2004): Formation of biofilms in drinking water distribution networks, a case study in two cities in Finland and Latvia. *J. Ind. Microbiol. Biotechnol.* **31**: 489-494.
- Lin Y-P., Singer P.C. (2005): Effects of seed material and solution composition on calcite precipitation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **69**, 18: 4495-4504.
- Lipponen, M.T.T., Sutari, M.H., Martikainen, P.J., (2002): Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in Finnish drinking water distribution systems. *Water Research*, **36**: 4319-4329.
- Lipponen M.T.T., Pertti J., Martikainen P.J., Ritva E., Vasara R.E., Servomaa K., Outi Zacheusa O., Kontroa M.H., (2004): Occurrence of nitrifiers and diversity of ammonia-oxidizing bacteria in developing drinking water biofilms. *Water Research*, **38**: 4424-4434.
- Lu C., Biswas P., Clark R.M., (1995): Simultaneous transport of substrates, disinfectants and microorganisms in water pipes. *Water Research*, **29**, 3: 881-894.
- Lund V., Ormerod K., (1995): The influence of disinfection processes on biofilm formation in water distribution systems. *Water Research*, **29**, 4: 1013-1021.
- Łomotowski J., Haliniak J., (1997a): Usuwanie amoniaku z wód podziemnych na filtrach biologicznie aktywnych. *Ochrona Środowiska*, 3: 15-17.
- Łomotowski J., Haliniak J. (1997b): Wybrane problemy uzdatniania wód podziemnych z podwyższoną zawartością amoniaku. *Mat. IV konferencji naukowo-technicznej nt. Ujmowanie i uzdatnianie wód*, Zielona Góra.
- Łomotowski J., Radosz M., (2000): Stabilność wody w systemach wodociągowych. *Mat. IV Ogólnopolskiego Sympozjum Naukowo-Szkoleniowego nt.: Wspomaganie komputerowe w projektowaniu i eksploatacji systemów wodociągowych i kanalizacyjnych*, PZITS Poznań, Świnoujście-Kopenhaga.
- Łomotowski J., Piechura B., Piechura E., Skwarek J. (2001): *Analiza możliwości dostosowania ujęć i sieci wodociągowej w Piotrkowie trybunalskim do wymogów Rozporządzenia Ministra Zdrowia z dnia 4 września 2004 roku w sprawie warunków jakim powinna odpowiadać woda do picia i na potrzeby gospodarcze*. Akademia Rolnicza we Wrocławiu, Wrocław 2001 (maszynopis, Opracowanie na zlecenie Urzędu Miejskiego w Piotrkowie Trybunalskim).
- Łomotowski J., Skwarek J., (2003): Zastosowanie metod geostatystycznych do analizy zmienności składu wody w systemach wodociągowych. *Ochrona Środowiska*, 3: 45-48.

- Łomotowski J., Siwoń Z., (2004): Wykorzystanie programów symulujących skład jonowy wody do oceny stabilności chemicznej wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 4: 13-16.
- Łomotowski J., Siwoń Z., (2005): Metodyka badań eksploatowanych przewodów sieci wodociagowych. *Mat. II Kongresu Inżynierii Środowiska, tom I. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, 32: 439-451.
- Łomotowski J. (2006): Biofilmy w systemach wodociagowych. *Mat. XIX Krajowa, VII Międzynarodowej Konferencji Naukowo-Technicznej nt. „Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód”*, Zakopane, tom I: 819-827.
- Manuel C.M., Nunes O.C., Melo L.F. (2007): Dynamics of drinking water biofilm in flow/non-flow conditions. *Water Research*, 41: 551-562.
- Marjanowski J. (2002): Zanieczyszczenie wody w instalacjach z rur ocynkowanych produktami korozji i możliwości ich eliminacji. *Mat. Konf. „Utrzymanie jakości wody w sieci wodociagowej”*, Gdańska Fundacja Wody, Gdańsk 2002, ss. 2-17.
- Mara D.D., Williams D.J. (1971): Corrosion of mild steel by nitrate reducing bacteria. *Chem. & Indus.*, 22: 566-567.
- Mattila K. (2002): *Biofilms on stainless steels exposed to process waters*. Department of Applied Chemistry and Microbiology Division of Microbiology, University of Helsinki (tezy rozprawy doktorskiej).
- Merrill D.T., Sanks R.L. (1977): Corrosion control by deposition of calcium carbonate films: part 1, a practical approach for plant operators. *JAWWA*, 11: 592-599.
- Merrill D.T., Sanks R.L. (1977): Corrosion control by deposition of calcium carbonate films: part 2, a practical approach for plant operators. *JAWWA*, 12: 634-640.
- Merrill D.T., Rossum J.R. (1983): An evaluation of the calcium carbonate saturation indexes. *JAWWA*, 2: 95-100.
- Miettinen I., Vartiainen T., Martikainen P.J. (1997): Microbial growth and assimilable organic carbon in finnish drinking waters. *Wat. Sci. Tech.*, 35, 11-12: 301-306.
- McNeill L. S. (2000): *Water quality factors influencing iron and lead corrosion in drinking water*. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg (tezy rozprawy doktorskiej).
- McNeill L. S., Marc E. (2002): The importance of temperature in assessing iron pipe corrosion in water distribution systems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77, 3: 229-242.
- Model for Corrosion Control and Process Chemistry v.4.0*. Strona internetowa: <http://www.awwa.org/bookstore/product.cfm?id=53043>.
- Momba M.N.B. Cloete T.E. Venter S.N., Kfir R. (1999): Examination of the behaviour of *Escherichia coli* in biofilms established in laboratory- scale units re-

- ceiving chlorinated and chloraminated water. *Water Research*, **33**, 13: 2937-2940.
- Mouchet, P. (1992): From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *JAWWA*, **84**, 4: 158-167.
- Mucha J. (1991): *Wybrane metody matematyczne w geologii górniczej* Wydaw. AGH, Kraków.
- Murga R., Forster T.S., Brown E., Pruckler J.M., Fields B.S., Donlan R.M. (2001): The role of biofilms in the survival of *Legionella pneumophila* in a model potable water system. *Microbiology*, **147**: 3121-3126.
- Norton C.D., LeChevallier M.W. (2000): A pilot study of bacteriological population changes through potable water treatment and distribution. *Appl. Environ. Microbiol.*, **66**: 268-276.
- O'Brien M., Daily B., Schurria M., Riss T. (2005): Assay for DPP IV activity using a homogeneous, luminescent method. *Cell Notes*, Issue 11: 8-11.
- Obuekwe C.O, Westlake D.W.S., Cook F.D., Costerton (1981): *Surface change in mild steel coupons from the action of corrosion-causing bacteria*. *Appl. Environ. Microbiol.*, **41**: 766-774.
- Ohgaki S., Sathasivan A. (1999): Application of new bacterial regrowth potential method for water distribution system - a clear evidence of phosphorus limitation. *Water Research*, **33**, 1: 137-144.
- Pal B.N. (2001): *Granular ferric hydroxide for elimination of arsenic from drinking water*. BUET-UNU International Workshop on Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water, Dhaka, Bangladesh, pp. 59-69.
- Palarski J. (1982): *Hydrotransport*. Wydaw. Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- Pannatier Y. (1996): *VARIOWIN Software for Spatial Data Analysis in 2D*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Parkhurst D.L., Apello C.A.J. (1999): Water guide to PHREEQC (Version 2). *Water Resources Investigations Report 99-4259*. US Department of the Interior, US Geological Survey, Colorado.
- Pazdro Z. (1977): *Hydrogeologia ogólna*. Wydaw. Geologiczne, Warszawa.
- Percival S.L., Knapp J.S., Edyvean R.G.J., Wales D.S. (1998): Biofilms, mains water and stainless steel. *Water Research*, **32**, 7: 2187-2201.
- Piriou P., Dukan S., Kiene L. (1998): Modelling bacteriological water quality in drinking water distribution systems. *Wat. Sci. Tech.*, **38**, 8-9: 299-307.
- Powell J.C., Hallam N.B., West J.R., Forster C.F., Simms J. (2000): Factors which control bulk chlorine decay rates. *Water Research*, **34**, 1: 117-126.
- Potter M.C., Wiggert D.C., (1991): *Mechanics of fluids*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Praca zbiorowa pod Red. Nowackiego J. i Biłozora S. (2000): *Uzdatnianie wody. Procesy chemiczne i biologiczne*. PWN, Warszawa-Poznań.

- Radziminski C., Ballantyne L., Hodson J., Creason R., Andrews R.C., Chauret C., (2002): Disinfection of *Bacillus subtilis* spores with chlorine dioxide: a bench-scale and pilot-scale study. *Water Research*, **36**: 1629-1639.
- Rennecker J.L., Marinas, B.J. Owens J.H., Rice E.W. (1999): Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone. *Water Research*, **33**: 2481-2488.
- Rodriguez M.J., Sérodes J.-B. (1999): Assessing empirical linear and non-linear modelling of residual chlorine in urban drinking water systems. *Environmental Modelling & Software*, **14**: 93-102.
- Rosenzweig W.D., Minnigh H., Pipes W.O. (1986): Fungi in potable water distribution systems. *JAWWA*, **78**: 53-55.
- Rosenzweig W.D., Pipes W.O. (1988): Fungi from potable water: interaction with chlorine and engineering effects. *Wat. Sci. Tech.*, **20**: 153-159.
- Rossman L.A. (2000): *EPANET 2. User manual*. EPA/600/R-00/057. Water Supply and Water Resources Division National Risk Management Research Laboratory Cincinnati, OH 45268.
- Sadiq R., Rodriguez M.J. (2004): Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and predictive models for their occurrence: a review. *Science of the Total Environment*, **321**: 21-46.
- Sarina P., Snoeyink V.L., Bebee J., Kriven W.M., Clement J.A. (2001): Physico-chemical characteristics of corrosion scales in old iron pipes. *Water Research*, **35**, 12: 2961-2969.
- Sarina P., Snoeyink V.L., Bebee J., Jim K.K., Beckett M.A., Kriven W.M., Clement J.A. (2004): Iron release from corroded iron pipes in drinking water distribution systems: effect of dissolved oxygen. *Water Research*, **38**, 5: 1259-1269.
- Schaule G., Flemming H.-C., Ridgway H.F. (1993): Use of 5-cyano-2, 3-ditoly tetrazolium chloride for quantifying planctonic and sessile respiring bacteria in drinking water. *Appl. Envir. Microbiology*, **59**: 3850-3857.
- Schreppel C.K., Tangorra P.A., Eaton D.D., Stephan P. Donovan S.T. (2003): On-line real time monitoring - peace of mind? *Proceeding UCOWR Annual Conference Water Security in the 21<sup>st</sup> Century*, Washington D.C.
- Sérodes J.-B., Rodriguez M.J., Ponton A. (2001): Chlorcast©: a methodology for developing decision-making tools for chlorine disinfection control. *Environmental Modelling & Software*, **16**: 53-62.
- Setayeshgar S., Cross M.C. (1999): Numerical bifurcation diagram for the two-dimensional boundary-fed chlorine-dioxide-iodine-malonic-acid system. *Physical Review E*, **59**, 1: 4258-4264.
- Siwiec T. (2002): Wpływ normatywów przeciwpożarowego zaopatrzenia w wodnego na projektowanie i eksploatację sieci oraz na parametry jakościowe wody. *Mat. Konf. „Utrzymanie jakości wody w sieci wodociągowej”*, Gdańska Fundacja Wody, Gdańsk 2002, ss. 2-18.



- Siwoń Z., Łomotowski J. (2003): *Ekspertyza dot. możliwości dalszej eksploatacji grawitacyjnego układu przesyłu wody między stacją uzdatniania w Kalinku a pompownią Chojny oraz propozycje rozwiązań docelowych*. Wrocław. (Praca niepublikowana).
- Siwoń Z., Łomotowski J. (2004): *Problemy modernizacji eksploatowanych układów przesyłu wody wodociągowej*. Mat. VI międzynarodowej konferencji nauko-wo-technicznej nt. Water supply and water quality., Poznań, II: 175-183.
- Skadsen J. (1993): Nitrification in a distribution system. *JAWWA*, 7: 95-103.
- Skwarek J. (2005): *Stabilność chemiczna wody na przykładzie wybranego wodociągu*. Rozprawa doktorska, Politechnika Świętokrzyska, Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska (maszynopis).
- Sozański M.M., Olańczuk-Neyman K. (2002): Technologia uzdatniania wody jako współczesna dyscyplina nauki. *Mat. Konf. „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, PZITS, Gdańsk 2002, 103-141.
- Srinivasan S., Harrington G.W. (2007): Biostability analysis for drinking water distribution systems. *Water Research*, 41: 2127-2138.
- Stark R.M., Gerwig G.J., Pitman R.S., Potts L.F., Williams N.A., Greenman J. (1999): Biofilm formation by *Helicobacter pylori*. *Lett. Appl. Microbiol.*, 28: 121-126.
- Starmach K., Wróbel S., Pasternak K. (1976): *Hydrobiologia*. PWN, Warszawa.
- Stewart P.S. (1998): A review of experimental measurements of effective diffusive permeabilities and effective diffusion coefficients in biofilms. *Biotechnol. Bioeng.*, 59, 5: 261-272.
- Stewart P.S. (2003): Diffusion in biofilms. *Journal of Bacteriology*, 185, 5: 1485-1491.
- Sozański M.M., Olańczuk-Neyman K. (2002): Technologia uzdatniania wody jako współczesna dyscyplina nauki. *Mat. V międzynarodowej konferencji nauko-wo-technicznej „Zaopatrzenie w wodę i jakość wód”*, Poznań-Gdańsk, I: 103-131.
- Szewzyk U, Szewzyk R, Manz W., Schleifer K.H. (2000): Microbiological safety of drinking water. *Annu. Rev. Microbiol.*, 54: 81-127.
- Szyper H. i in.: *Ustalenie przyczyn zmniejszenia się przepustowości rurociągów przesyłowych Sulejów-Łódź i Tomaszów Mazowiecki-Łódź*. Instytut Kształtowania Środowiska, Oddział w Poznaniu, Poznań 1983 (maszynopis).
- Świdarska-Bróż M. (1998): Przyczyny i skutki braku równowagi węglanowo-wapniowej w wodzie wodociągowej. *GWITS*, 12: 516-519.
- Świdarska-Brózdź M. (2000): Zmiany jakości wody wodociągowej w systemie dystrybucji. *Mat. Konf. „Problemy inżynierii środowiska u progu nowego tysiąclecia”*, Wrocław-Szkłarska Poręba ss. 689-694.
- Świdarska-Bróż M. (2003): Skutki braku stabilności biologicznej wody wodociągowej. *Ochrona Środowiska*, 4: 7-12.

- Świdarska-Bróż M., Wolska M. (2003): Wpływ przerw w dostawie wody wodociągowej na zmiany jej składu fizyczno – chemicznego. *Ochrona Środowiska*, 4: 69-73.
- Tatara M. (2001): Wtórne zanieczyszczenie wody wodociągowej podczas jej dystrybucji w aspekcie pogorszenia fizykochemicznej jakości wody. *GWITS*, 6: 201-205.
- The Prokaryotes*. 2<sup>nd</sup> Ed. Springer Verlag 1990.
- Till B.A., Weathers L.J., Alvarez P.J.J. (1998): Fe<sup>0</sup>-supported autotrophic denitrification. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 634-639.
- Tolker-Nielsen T., Brinch U.C., Ragas P.C., Andersen J.B., Jacobsen C.S., Molin S. (2000): Development and dynamics of *Pseudomonas* sp. biofilms. *J. Bacteriol.*, 182: 6482-6489.
- Uhlmann D. (1982): *Hydrobiologie*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- US EPA (1999): *Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual*, United States Environmental Protection Agency, EPA 815-R-99-013.
- van der Kooij D., Vrounwenvelder H.S., Veenendaal H.R. (1995): Kinetic aspects of biofilm formation on surfaces exposed to drinking water. *Wat. Sci. Tech.*, 32, 8: 61-65.
- van der Kooij D., Veenendaal H.R., Scheffer W.J.H. (2005): Biofilm formation and multiplication of *Legionella* in a model warm water system with pipes of copper, stainless steel and cross-linked polyethylene. *Water Research*, 39: 2789-2798.
- Vasconcelos J.J., Rossman L.A., Grayman W.M., Boulos P.F. Clark R.M. (1997): Kinetics of chlorine decay. *JAWWA*, 89, 7: 54-65.
- Vieira P., Coelho S.T., Loureiro D. (2004): Accounting for the influence of initial chlorine concentration, TOC, iron and temperature when modelling chlorine decay in water supply. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 53, 7: 457-467.
- Vikesland P.J., Valetine R.L. (2002a): Iron oxide surface-catalyzed oxidation of ferrous iron by monochloramine: Implications of oxide type and carbonate on reactivity. *Envir. Sci. and Technol.*, 36, 3: 512-519.
- Vikesland P.J., Valetine R.L. (2002b): Modeling the kinetics of ferrous iron oxidation by monochloramine. *Envir. Sci. and Technol.*, 36, 4: 662-668.
- Wackernagel H. (1998): *Multivariate Geostatistics – An Introduction with Applications*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Wark K., Richards D.E. (1999): *Thermodynamics*. WCB McGraw-Hill.
- Wentzel R.G. (1969): *Technische Hydrobiologie*. Akademik Verlag, Leipzig.
- Wilke C.R., Chang P. (1955): Correlation of diffusion coefficients in dilute solutions. *AIChE Journal*, 1, 2: 264-270.

- Wolfe R.S. (1960): *Observations and studies of Crenothrix polyspora*. JAWWA, Vol. 52, 915-918.
- Wolfe R.L. Means. E.G., Davis M.K., Barrett S.E. (1988): Biological nitrification in covered reservoirs containing chloraminated water. *JAWWA*, 9: 109-114.
- Zacheus O.M., Iivanainen E.K., Nissinen T.K., Lehtola M.J. Martikainen P.J. (2000): Bacterial biofilm formation on polyvinyl chloride, polyethylene and stainless steel exposed to ozonated water. *Water Research*, **34**, 1: 63-70.
- Zacheus O.M., Lehtola M.J., Korhonen L.A., Martikainen P.J. (2001): Soft deposits, the key site for microbial growth in drinkingwater distribution networks. *Water Research*, **35**, 7: 1757-1765.
- Zhang G.R., Kiene L., Wable O., Chan U.S., Duguet J.P. (1992): Modelling of chlorine residual in the water distribution network of Macao. *Environ. Technol.*, **13**, 10: 937-946.
- 4230-MI4170 *Scale-Forming Tendency of Water*. Edstrom Industries, 819 Bakke Ave, Waterford, Wisconsin 53185, [www.edstrom.com](http://www.edstrom.com)







IBS PAN *Seria*

45794

Bibl. podręczna

**ISBN 978-83-89475-11-4**

**ISSN 0208-8029**

---

---