



**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**

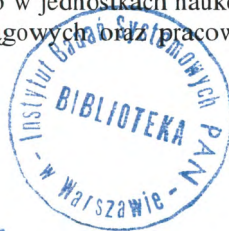
Publikacja wydana ze środków projektu badawczego MINISTERSTWA NAUKI i SZKOLNICTWA WYŻSZEGO: nr 3T11A 010 26.

Książka jest oryginalnym opracowaniem poświęconym ważnemu zagadnieniu, jakim jest utrzymanie jakości wody wodociągowej w czasie jej dystrybucji z zakładów wodociągowych do odbiorcy. Przedstawiono w niej podstawy teoretyczne czynników mogących wpływać na zmiany jakości wody w czasie jej przepływu przez przewody wodociągowe, omówiono wpływ procesów korozji rurociągów stalowych i żeliwnych na jakość wód wodociągowych, mechanizm powstawania biofilmów i przyczyny utraty stabilności biologicznej wody. Szczegółowo omówiono modele kinetyki zaniku substancji dezynfekujących w wodach wodociągowych oraz powstawania ubocznych produktów dezynfekcji wody. Przedstawiono oryginalny sposób opracowywania wyników badań pochodzących z monitoringu jakości wody wodociągowej 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 wodociągowej, ale w znacznym stopniu go rozszerza. Powinna znaleźć zainteresowanie nie tylko w jednostkach naukowych, ale również wśród eksploatatorów systemów wodociągowych 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 wodociagowych 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 wodociagowych (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 wodociagowych 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 wodociagowej 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 wodociagowych (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 wodociagowej (tabela 2). Obowiązujące przez wiele lat w Polsce przepisy dopuszczające w wodzie wodociagowej 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 wodociagowej jest mocno zainkrustowana osadami żelazisto-manganowymi (Bonetyński i in., 1999). Osady te stwierdza się w wielu wiejskich systemach wodociagowych 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-Bróz i Wojska, 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 wmywanie 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 wmywania 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 hydrosiarkowy	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, Edyvean 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.

### **3. METODY BADAŃ OSADÓW ZALEGAJĄCYCH W RUROCIĄGACH**

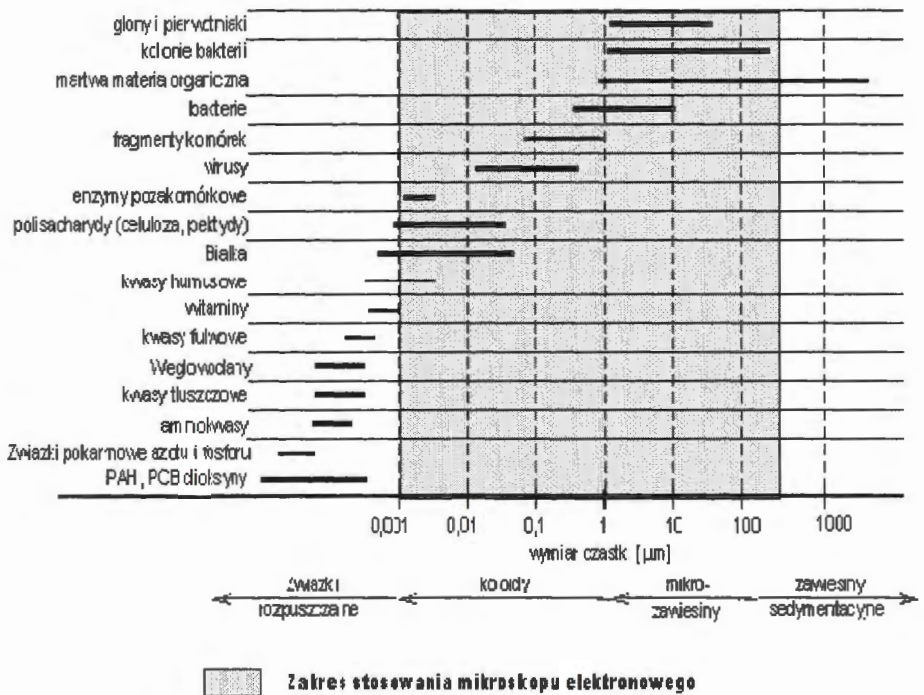
#### **3.1. Badania z użyciem elektronowego mikroskopu skaningowego**

W badaniach struktury i składu osadów zalegających w przewodach wodociągowych wykorzystuje się elektronowe mikroskopy skaningowe, analizę rentgenowską i termiczną.

W elektronowych mikroskopach skaningowych badaną próbkę bombarduje się wiązka elektronów, skanując powierzchnię próbki linia po linii. W momencie, gdy wiązka elektronów osiągnie badaną powierzchnię, część elektronów ulega rozproszeniu, a część wnika do próbki powodując emisję wtórnych elektronów oraz promieni rentgenowskich.

Emisje elektronów są rejestrowane za pomocą odpowiednich detektorów i przetwarzane na obraz powierzchni. We współczesnych elektronowych mikroskopach skaningowych obraz powierzchni jest przekazywany na monitor z możliwością zapisu numerycznego w postaci plików rastrowych lub wektorowych. Przyrządy te pozwalają na szybkie skanowanie dużych powierzchni, łatwą zmianę powiększenia (najczęściej w zakresie od 300-30000 razy) oraz uzyskanie obrazów o dużej głębi ostrości. Zakres cząstek identyfikowanych na obrazach uzyskiwanych z elektronowych mikroskopów skaningowych przedstawiono na rysunku 7.

Obrazy uzyskiwane za pomocą elektronowego mikroskopu skaningowego umożliwiają określenie struktury powierzchni badanej próbki, obecności kryształów i mikroorganizmów.



**Rysunek 7.** Zakres cząstek identyfikowanych za pomocą mikroskopu elektronowego

W atomach pierwiastków o liczbach atomowych większych od 10 powłoki K i L w stanie podstawowym są wypełnione elektronami. Pod wpływem wiązki elektronów o odpowiedniej energii może dojść do wybicia elektronów z powłoki K. We wzbudzonych w ten sposób atomach pierwiastków zachodzi samorzutne przemieszczenie elektronów z powłok L lub M na powłokę K, przy czym towarzyszy temu uwolnienie kwantu energii promieniowania elektromagnetycznego leżącego w zakresie widma rentgenowskiego. Energia kwantu ściśle zależy od pierwiastka, w którego atomie zachodzi ten proces. Wykorzystując to zjawisko można identyfikować skład pierwiastkowy i ilościowy powierzchni badanej próbki. Prowadzi się to z wykorzystaniem przystawek rentgenowski zintegrowanych z mikroskopem. Stosuje się do tego celu metodę dyspersji energii promieniowania rentgenowskiego EDS (*Energy Dispersive Spectrometry*) opartą na pomiarze natężenia sygnału wyjściowego widma rentgenowskiego, które jest proporcjonalne do energii wiązki elektronów padającej na próbkę. Zadaniem detektora spektrometru rentgenowskiego jest zliczenie impulsów promieniowania rentge-

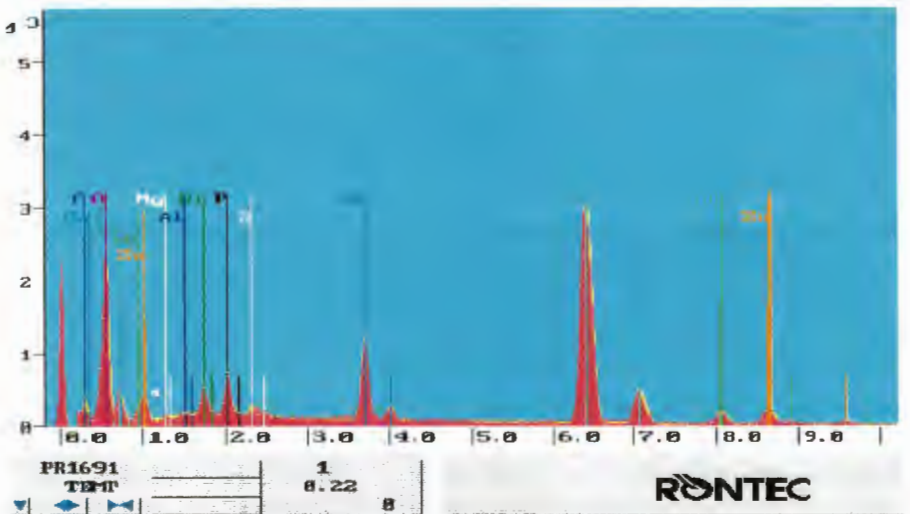
nowskiego i posegregowanie ich w zależności od energii kwantów. Do analizy składu pierwiastkowego próby stosuje się również metodę dyspersji długości fali promieniowania rentgenowskiego WDS (*Wave Dispersive Spectrometry*), w której pomiarów widma promieni rentgenowskich dokonuje się z wykorzystaniem kryształów analizujących.

Najczęściej zawartość pierwiastków obecnych w warstwie powierzchniowej próby określa się z dokładnością do 0,01% w przeliczeniu do sumy mas pierwiastków zidentyfikowanych. Metoda ta nie pozwala na oznaczenie w próbce zawartości wodoru, co powoduje, że uzyskane wyniki nie dają rzeczywistego składu pierwiastkowego próby. Wadą metody jest powierzchniowe badanie składu ilościowego i jakościowego, co w przypadku prób o dużej przestrzennej zmienności składu chemicznego, może dawać wyniki nie w pełni odzwierciedlający zawartość analizowanych pierwiastków.

Na rysunku 8 przedstawiono przykładowy obraz próby oraz wynik badań składu pierwiastkowego powierzchni osadów z wykorzystaniem przestawki rentgenowskiej EDS. Zaletą badań z użyciem elektronowego mikroskopu skaningowego jest możliwość sporządzania map dystrybucji pierwiastków w mikroobszarze poddawanym bombardowaniu wiązką elektronów (rys. 9). Mapy te pozwalają zidentyfikować skład chemiczny widocznych na obrazach struktur, a tym samym pośrednio zidentyfikować rodzaj substancji, z której są zbudowane.

Na rysunkach 10-19 przedstawiono przykładowe oryginalne zdjęcia skaningowe osadów pobranych do badań z różnych sieci wodociągowych i instalacji wewnętrznych. Obrazują one możliwości poznawcze, jakie dają obrazy wykonane z użyciem elektronowego mikroskopu skaningowego. Opisu zdjęć dokonano z wykorzystaniem map dystrybucji pierwiastków na powierzchni osadów. Przedstawione zdjęcia zostały wykonane elektronowym mikroskopem skaningowym firmy LEO z przestawką EDS firmy Röntek.

W tabeli 9 przedstawiono wyniki badań składu chemicznego osadów pobranych z różnych przewodów wodociągowych wykonanych z wykorzystaniem przestawki rentgenowskiej EDS.

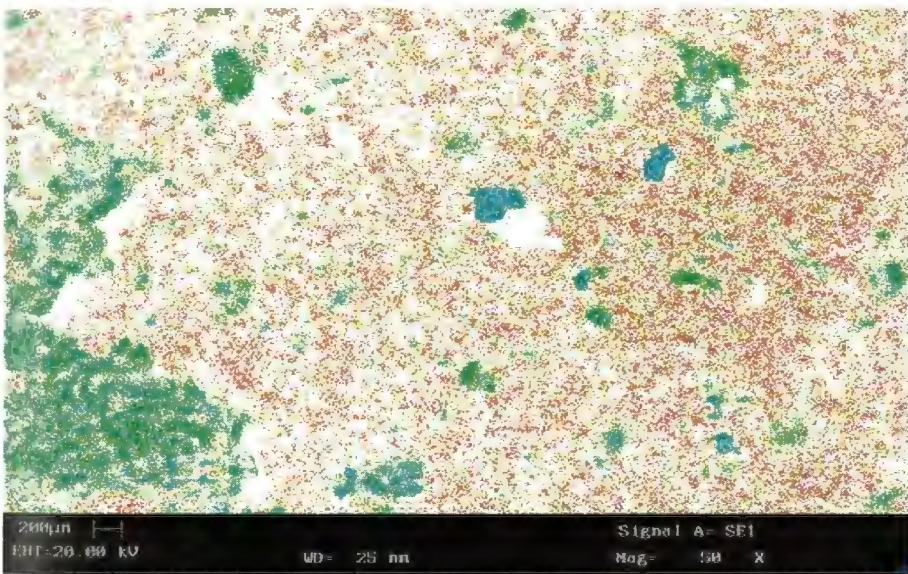


#### Skład pierwiastkowy powierzchni obrazu

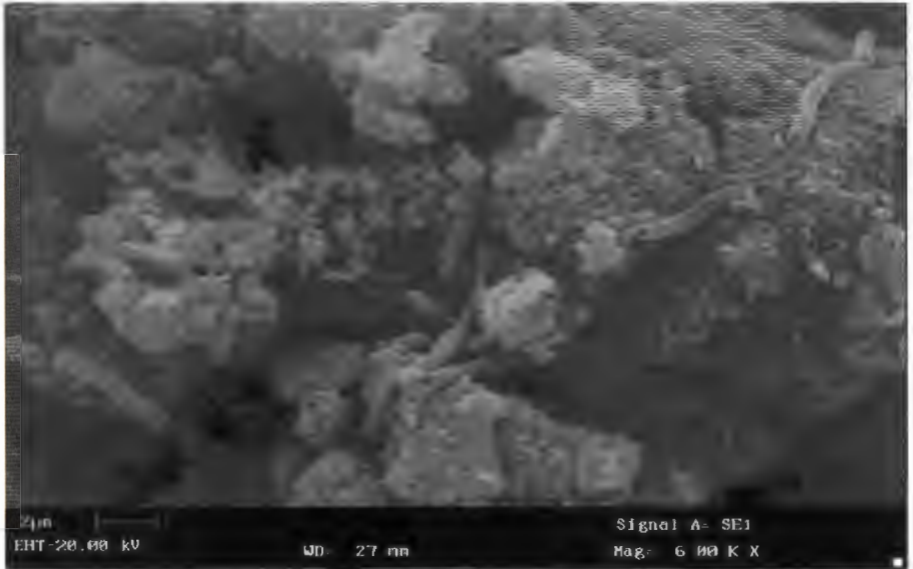
Symbol pierwiastka										
C	Ca	Fe	Al	Si	P	S	O	Zn	Mg	Cu
Udział procentowy										
3,47	6,72	48,33	0,07	1,35	2,47	0,95	24,8	6,91	0,05	4,87

**Rysunek 8.** Przykład wyników badań składu jakościowego i ilościowego osadów pobranych z przewodu wodociągowego

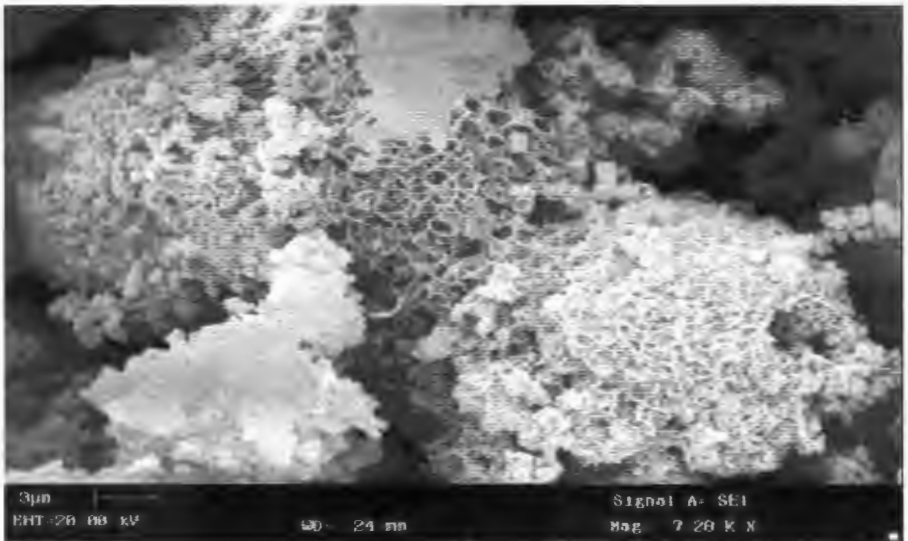




**Rysunek 9.** Przykładowa mapa rozmieszczenia pierwiastków w osadach. Zdjęcie górne - obraz z mikroskopu, dolne - mapa pierwiastków. Oznaczenia pierwiastków: mangan – kolor czerwony, wapń – kolor zielony, żelazo – kolor pomarańczowy, krzem – kolor blado niebieski, cynk – kolor niebieski, siarka – kolor biskupi, glin – kolor żółty



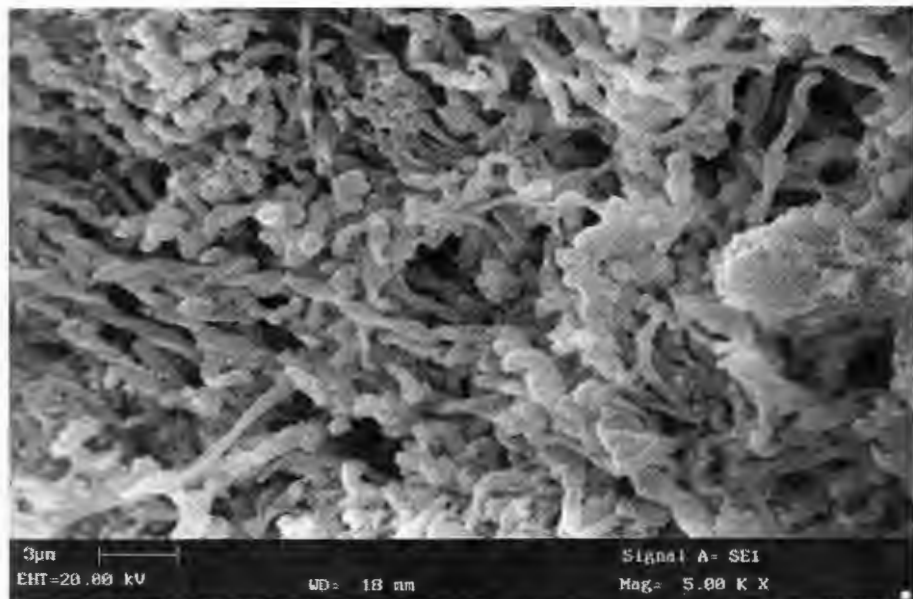
**Rysunek 10.** Zdjęcie osadów pobranych z rurociągu wody czystej (powiększenie 6000 razy). Widoczne nitkowate struktury to bakterie żelaziste *Gallionella ferruginea*, pierzaste struktury to grupy uwodnionych tlenków Fe i Mn (tzw. czerń manganowa) a formy nieregularnych wielościanów to węglany wapnia z domieszką związków żelaza, głównie getytu



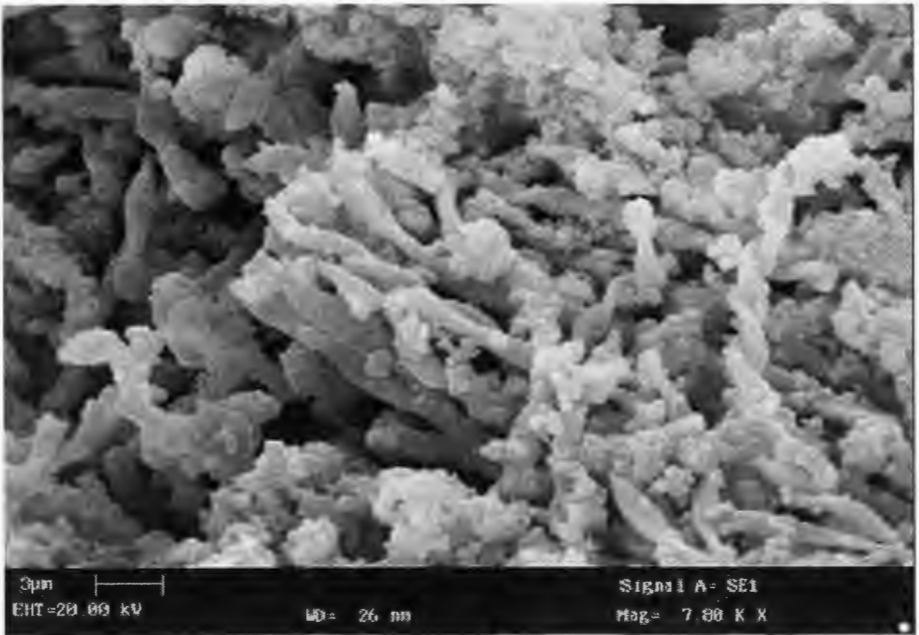
**Rysunek 11.** Charakterystyczne pierzaste struktury uwodnionych tlenków Fe i Mn (powiększenie 7200 razy)



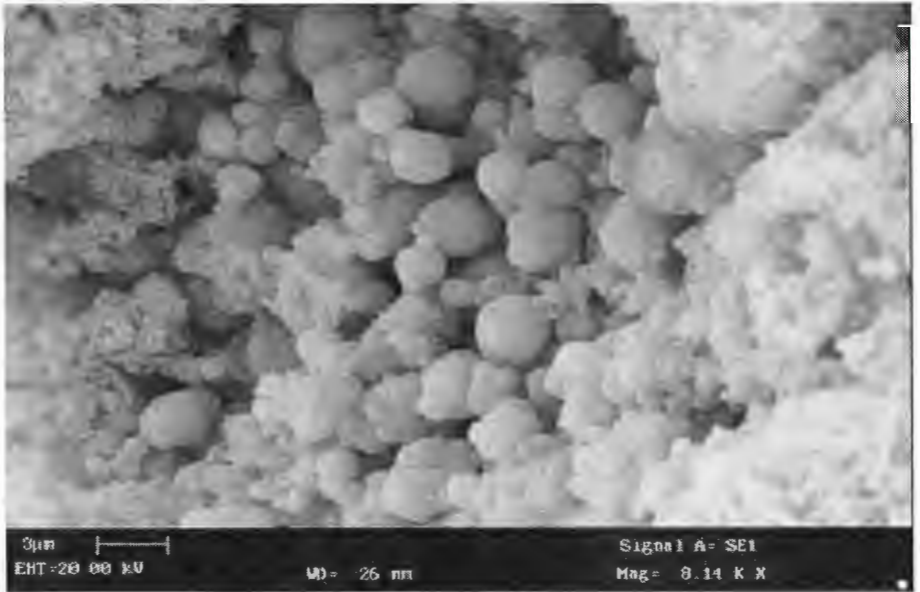
**Rysunek 12.** Kryształy kalcytu z uwodnionymi tlenkami żelaza i getytu powstały pod działaniem bakterii żelazistych (powiększenie 8930 razy)



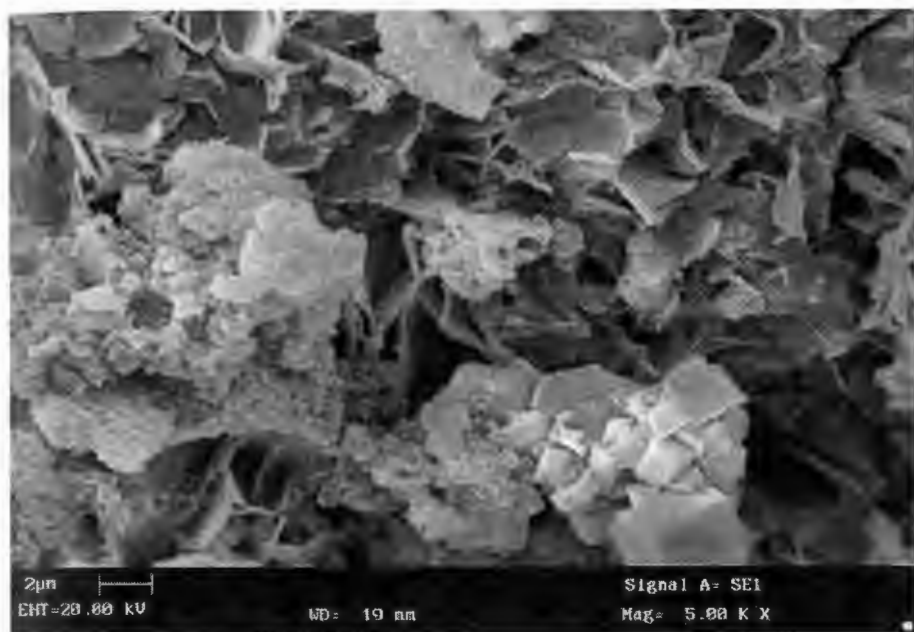
**Rysunek 13.** Osady powstałe w wyniku rozwoju bakterii żelazistych. Z wytrąconych uwodnionych tlenków żelaza w wyniku starzenia powstały charakterystyczne nitkowate struktury zawierające getyt (powiększenie 5000 razy)



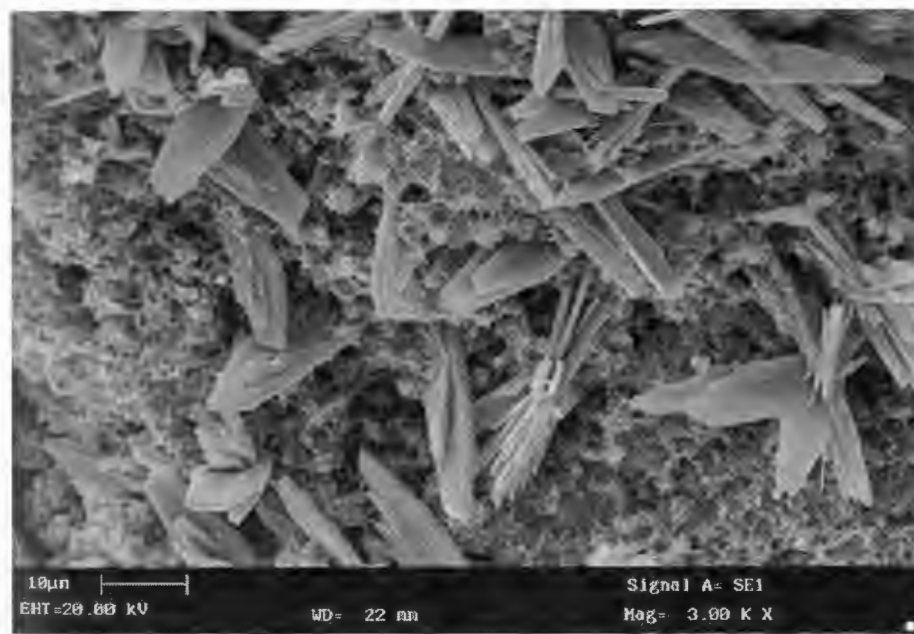
**Rysunek 14.** Osady powstałe w wyniku rozwoju bakterii żelazistych (powiększenie 7800 razy)



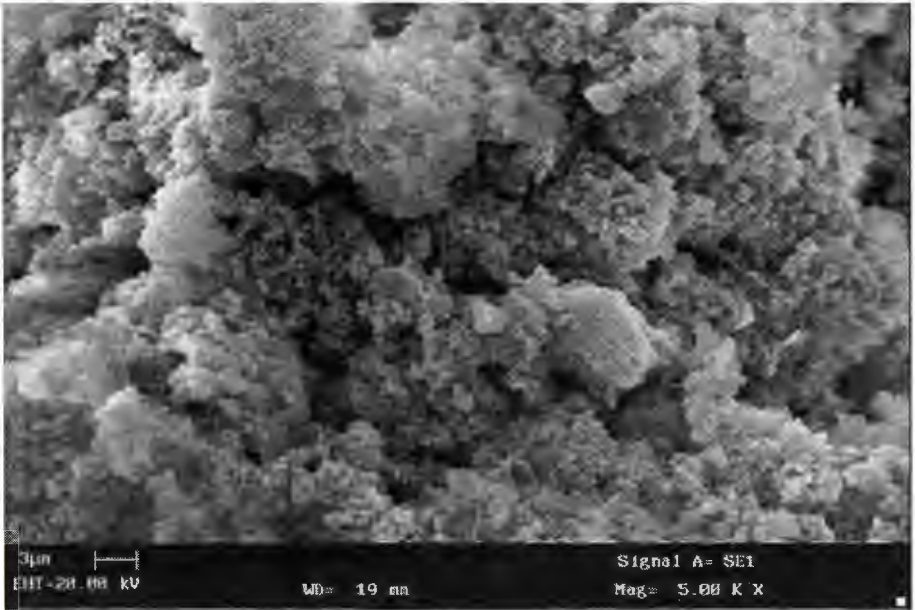
**Rysunek 15.** Żelaziste osady pochodzenia biologicznego (powiększenie 8140 razy)



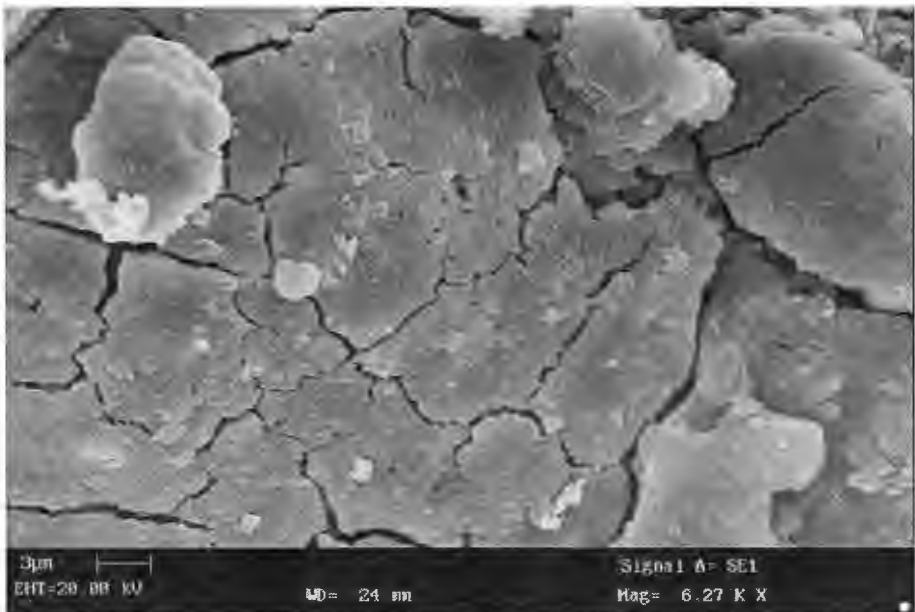
**Rysunek 16.** Kryształy kalcytu oraz czerń manganowa (powiększenie 5000 razy)



**Rysunek 17.** Kryształy gipsu oraz czerń manganowa (powiększenie 3000 razy)



**Rysunek 18.** Typowy obraz osadów pochodzenia korozyjnego (powiększenie 5000 razy)



**Rysunek 19.** Zwarta struktura osadów pochodzenia korozyjnego (powiększenie 6270 razy)

**Tabela 9.** Wyniki badań własnych składu chemicznego osadów pobranych z różnych systemów wodociagowych

	Material	C	O	S	Si	P	Ca	Mg	Fe	Mn	K	Na	Cu	Zn	Al	Cr	Ti
<b>Kielce</b>																	
Próba 1	żeliwo	3,68	26,11	-	0,15	2,39	0,43	-	62,06	-	-	5,10	-	-	0,08	-	-
Próba 2	żeliwo	3,29	29,57	-	0,68	4,18	0,14	-	62,14	-	-	-	-	-	-	-	-
Próba 3	stal	4,94	34,20	0,70	3,09	3,13	-	0,20	46,53	-	0,02	5,96	-	-	1,23	-	-
Próba 4	żeliwo	4,15	35,30	0,95	0,89	5,38	0,26	0,35	45,38	-	0,94	6,40	-	-	-	-	-
Próba 5	żeliwo	4,61	28,96	5,87	4,97	2,59	0,76	-	45,32	-	-	6,22	-	-	0,70	-	-
Próba 6	żeliwo	4,77	27,25	0,28	10,12	-	0,72	0,09	50,89	-	-	-	-	2,56	2,77	-	0,55
Próba 7	stal	4,08	33,74	0,58	0,33	0,24	-	-	61,03	-	-	-	-	-	-	-	-
Próba 8	żeliwo	-	32,86	0,33	1,05	0,18	-	-	65,43	-	-	-	-	-	0,15	-	-
Próba 9	betonowy zbiornik wo- dociagowy	-	25,47	0,10	0,32	-	-	-	74,05	0,06	-	-	-	-	-	-	-
<b>Dąbrowa Górnicza</b>																	
Próba 1	stal	3,9	26,28	0,3	1,64	1,54	2,85	0,01	57,42	-	-	-	1,41	4,65	-	-	-
Próba 2	PE	3,47	24,8	0,95	1,35	2,47	6,72	0,05	48,39	-	-	-	4,85	6,88	0,07	-	-
Próba 3	stal	4,05	25,5	0,99	1,69	2,09	4,24	-	42,33	-	-	-	8,25	10,77	0,09	-	-
Próba 4	stal	2,45	24,09	-	0,93	5,78	5,56	0,18	58,69	-	-	-	-	2,32	-	-	-
Próba 5	PE	4,41	28,58	1,04	1,55	2,72	4,99	-	47,42	-	-	-	3,89	5,26	0,14	-	-
Próba 6	stal	4,95	28,86	0,99	1,11	5,55	8,89	0,15	38,84	-	-	-	2,23	8,43	-	-	-
Próba 7	PE/stal	-	27,29	-	0,79	4,1	5,75	0,3	59,38	-	-	-	-	2,39	-	-	-
Próba 8	PE	3,09	25,41	-	1,14	7,84	7,07	0,29	48,83	-	-	-	1,2	5,13	-	-	-
Próba 9	PE/stal	5,37	21,66	2,08	1,29	4,5	8,81	0,03	32,90	-	-	-	14,32	8,91	0,13	-	-
Próba 10	PE	3,19	24,41	0,78	1,39	2,26	5,12	1,04	54,31	-	-	-	3,94	2,78	-	0,78	-
Próba 11	stal	4,38	34,26	-	9,68	1,29	2,93	1,5	41,49	-	0,59	-	-	-	3,29	-	-
Próba 12	stal	4,08	36,11	0,65	2,6	3,57	4,44	0,26	46,16	-	-	-	-	1,83	0,3	-	-
Próba 13	stal	8,84	35,5	2,05	2,54	9,3	9,42	0,78	25,94	-	-	-	-	5,63	-	-	-
Próba 14	stal	4,43	26,8	1,29	4,48	9,09	10,79	0,26	31,24	-	1,28	-	3,15	4,75	-	-	1,16
Próba 15	stal	4,88	28,83	0,3	0,24	0,08	1,04	-	62,78	-	-	-	-	1,83	0,02	-	-
Próba 16	stal	-	29,01	-	-	-	-	-	70,99	-	-	-	-	-	-	-	-

cd. Tabela 9.

	Material	C	O	S	Si	P	Ca	Mg	Fe	Mn	K	Na	Cu	Zn	Al	Cr	Ti
<b>Wrocław – lewar żeliwny</b>																	
Próba 1	żeliwo	4,06	35,28	0,89	-	0,34	2,4	0,03	56,52	0,28	-	-	-	-	0,20	-	-
Próba 2	żeliwo	3,78	36,12	0,53	1,6	0,56	3,7	-	53,04	0,32	-	-	-	-	0,35	-	-
<b>Wrocław instalacja wewnętrzna</b>																	
Próba 1	stal/miedź		22,99	0,15	0,29				60,64			0,03	1,23	14,66			
Próba 2	stal/miedź	4,10	28,49	0,17	0,03				51,06				2,11	14,03			
Próba 3	stal/miedź		22,88	0,30	1,25		1,38		55,56				7,0	11,63			
<b>Strzelin</b>																	
Próba 1	stal	4,73	35,00	-	5,86	0,84	-	0,78	41,14	7,04	-	3,49	-	-	1,12	-	-
Próba 2	stal	-	25,24	-	2,36	-	3,67	-	41,06	27,67	-	-	-	-	-	-	-
Próba 3	stal	-	54,49	-	16,45	-	0,75	1,58	14,09	-	1,23	3,75	-	-	7,24	-	0,42
Próba 4	żeliwo	-	34,72	0,62	5,90	-	1,49	-	56,34	-	-	-	-	-	0,93	-	-
Próba 5	żeliwo	7,87	44,72	2,32	3,11	-	-	-	38,17	-	-	-	-	-	2,72	1,09	-
Próba 6	żeliwo	11,42	47,90	1,11	7,82	1,19	0,82	-	26,26	-	0,65	-	-	-	2,83	-	-
Próba 7	stal	5,31	45,10	-	2,12	-	-	-	46,74	-	-	-	-	-	0,73	-	-
Próba 8	stal	5,01	38,80	-	5,19	1,19	2,67	-	45,27	-	-	-	1,24	-	0,63	-	-
Próba 9	żeliwo	4,17	36,94	-	2,84	1,04	2,04	-	45,94	-	-	-	3,32	3,08	0,63	-	-
Próba 10	żeliwo	4,21	32,48	-	4,60	-	3,11	-	39,90	12,93	-	-	-	-	2,77	-	-
Próba 11	stal	16,15	35,65	1,32	3,66	-	2,55	1,01	36,93	0,90	0,88	-	-	-	0,95	-	-
<b>Łódź</b>																	
Próba 1	stal	8,63	33,02	-	14,74	-	-	-	41,60	0,21	-	-	-	-	1,8	-	-
Próba 2	beton	9,06	38,24	-	10,6	-	14,0	2,5	11,2	1,6	-	-	-	-	12,8	-	-

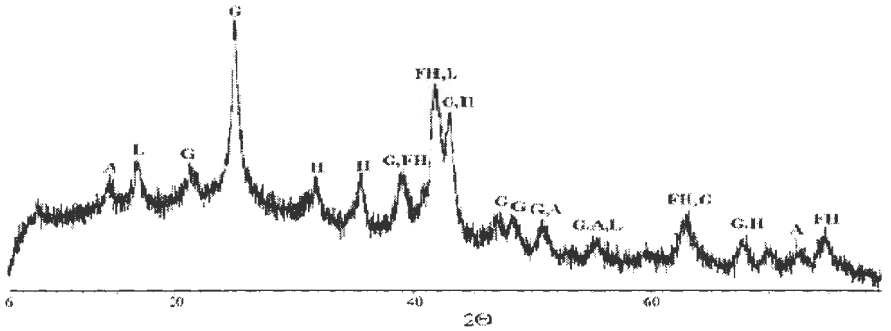


### 3.2. Analiza rentgenowska

Analiza rentgenowska wykorzystywana jest do identyfikacji związków mających budowę krystaliczną. W strukturach krystalicznych atomy pierwiastków wchodzących w ich skład ułożone są w sposób regularny na płaszczyznach sieciowych. Gęstość rozmieszczenia atomów oraz odległości między nimi są cechą charakterystyczną dla danego minerału. Na regularnych płaszczyznach sieciowych promienie rentgenowskie ulegają dyfrakcji podobnie jak promienie światła widzialnego na siatce dyfrakcyjnej. Na płaszczyznach sieciowych kryształu następuje dyfrakcja (odbicie) promieni rentgenowskich pod kątem, który jest zależny od długości fali promieni i odległości pomiędzy atomami wchodzącymi w skład kryształu. Pozwala to na identyfikację kryształów i ich budowy wewnętrznej.

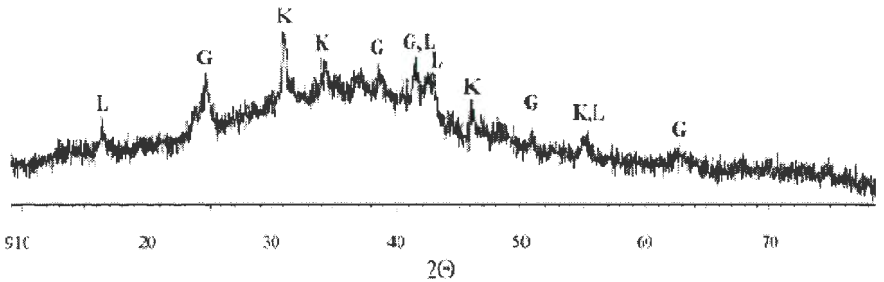
Każda substancja krystaliczna daje własny obraz dyfrakcji promieni rentgenowskich pod warunkiem, że znajdują się w niej atomy ułożone na regularnych płaszczyznach sieciowych. Substancje o nieuporządkowanym ułożeniu atomów są przezroczyste dla promieni rentgenowskich, które ulegają rozproszeniu. Substancje takie noszą nazwę substancji bezpostaciowych. Cechą tą charakteryzują się również substancje amorficzne.

Wynikiem przeprowadzonej analizy rentgenograficznej jest dyfraktogram, który przedstawia ciągły rozkład natężenia wiązek promieni dyfrakcyjnych w całym zakresie rejestrowanych kątów ugięcia. Za kąt padania  $\theta$  przyjmuje się kąt zawarty między kierunkiem padającej wiązki promieni rentgenowskich a płaszczyzną odbijającą. Kąt ten jest równy kątowi odbicia. Rejestrowany kąt ugięcia (dyfrakcji) równy jest  $2\theta$ . Dyfraktogramy przedstawiają na osi Y intensywność promieni ugiętych pod kątem przedstawionym na osi X. Przykładowe dyfraktogramy uzyskane w czasie badań osadów pobranych z przewodów wodociągowych przedstawiono na rys. 20-22. Badania prowadzono na dyfraktometrze rentgenowskim SIEMENS D 5005 używając promieniowania lampy Co i filtru Fe, w zakresie kątów odbicia  $2\theta$  od 5 do 80°.

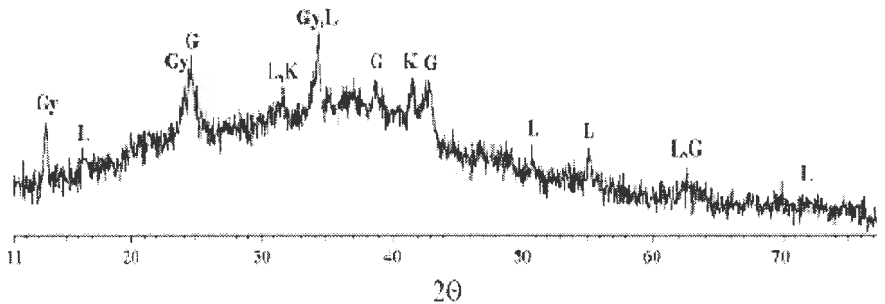


**Rysunek 20.** Dyfraktogramy osadów pobranych z sieci wodociągowej pochodzenia korozyjnego.

Oznaczenia: A – akaganeit  $\text{Fe}(\text{OH}, \text{Cl})$ ; L – lepidokrokit  $\text{FeO}(\text{OH})$ ; G – getyt  $\text{FeO}(\text{OH})$ ; H – hematyt  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ; FH – ferrihydrit  $\text{Fe}_5\text{O}_7(\text{OH}) \cdot 4\text{H}_2\text{O}$



**Rysunek 21.** Dyfraktogramy osadów pobranych z sieci wodociągowej w której dochodziło do wytrącania węglanów. Oznaczenia: L – lepidokrokit  $\text{FeO}(\text{OH})$ ; G – getyt  $\text{FeO}(\text{OH})$ ; K – kalcyt  $\text{CaCO}_3$



**Rysunek 22.** Dyfraktogramy osadów pobranych z sieci wodociągowej w której dochodziło do wytrącania węglanów i gipsu. Oznaczenia: L – lepidokrokit  $\text{FeO}(\text{OH})$ ; G – getyt  $\text{FeO}(\text{OH})$ ; K – kalcyt  $\text{CaCO}_3$ ; Gy – gips  $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

Przy znajomości długości fal promieni rentgenowskich i kąta ugięcia można wyznaczyć odległości wiązań atomowych w strukturze substancji ze wzoru Bragga:

$$2d \cdot \sin(\theta) = n \cdot \lambda \quad (21)$$

gdzie:

- $d$  odległość między sąsiednimi płaszczyznami atomowymi;
- $\theta$  kąt odbicia;
- $\lambda$  długość fali promieniowania rentgenowskiego;
- $n$  liczba naturalna.

Analiza rentgenograficzna odegrała dużą rolę w poznaniu budowy nie tylko struktur mono- i polikrystalicznych, ale również polimerów organicznych. Dzięki dyfraktogramom była możliwa identyfikacja budowy DNA.

Daną substancję można zidentyfikować na podstawie kąta odbicia  $2\theta$ , gdy dyfraktogram doświadczalny uzyskano dla tej samej długości fali  $\lambda$ , co dyfraktogram wzorcowy uzyskany dla substancji czystej lub na podstawie wyliczonych ze wzoru (21) odległości między sąsiednimi płaszczyznami atomowymi. Współcześnie identyfikację prowadzi się z użyciem komputerowych baz danych o dyfraktogramach substancji wzorcowych i specjalistycznych programów narzędziowych służących do szybkiego ich porównywania z wynikami badań. Identyfikację substancji w dyfraktogramach przedstawionych na rys. 20-22 przeprowadzono za pomocą programu *Diffracplus*.

Osady powstające w przewodach wodociągowych są mieszaninami wielu substancji i minerałów. Duża obecność w osadach substancji bezpościowych powoduje podniesie rejestrowanej intensywności promieniowania oznaczanego na osi Y. W osadach o składzie polikrystalicznym dochodzi często do nakładania się niektórych refleksów powstających na różnych substancjach charakteryzujących się przybliżonymi odległościami płaszczyzn atomowych. Przy małej zawartości substancji lub minerału w mieszaninie, na dyfraktogramie mogą być identyfikowane tylko pojedyncze najbardziej charakterystyczne sygnały. W celu odróżnienia refleksów od poszczególnych minerałów w tym samym zakresie kąta dyfrakcji stosuje się różne techniki przygotowywania próbek.

### 3.3. Analiza termograficzna

Analiza termograficzna polega na rejestrowaniu zmian zachodzących w próbce pod wpływem równomiernego jej ogrzewania, zwykle do temperatury 1000°C. W czasie podgrzewania w próbce dochodzi do rozkładu (dysocjacji termicznej), utleniania, reakcji wzajemnych składników próbki, przemian polimorficznych oraz endo- i egzotermicznych. Zmiany ilościowe spowodowane są dehydratacją minerałów, wodorotlenków żelaza, glinu, manganu, dysocjacją termiczną węglanów, siarczanów i siarczków oraz spalaniem substancji organicznej. Towarzyszą im straty wagowe, wskutek odparowania wody, ulatniania się dwutlenku węgla i siarki lub przyrost wagi związany z utlenianiem pierwiastków np. żelaza. Temperatura, w której dochodzi do przemian jest cechą charakterystyczną ogrzewanej substancji, co jest podstawą do jej identyfikacji.

Metoda termiczna obejmuje analizę różnicową, czyli rejestrowanie efektów energetycznych w badanej próbce podczas ogrzewania w odniesieniu do substancji termicznie obojętnej oraz analizę wagową, czyli badanie strat wagowych powstającej podczas ogrzewania próby. Wynikiem analiz są termogramy zawierające następujące krzywe: termiczną różnicową (DTA) i termograwimetryczną (TG) określającą wynik ilościowy analizy wagowej w stosunku do temperatury oraz różnicową termograwimetryczną (DTG) rejestrującą straty i przyrosty ciężaru badanej próby. Krzywa T jest wykresem temperatury, w której zachodzą kolejne reakcje. Analizę różnicową prowadzi się przy pomocy termopar, umieszczonych w badanej próbce i w substancji wzorcowej, którą stanowi wyprażony tlenek glinu lub magnezu. Różnice temperatur, spowodowane reakcjami zachodzącymi w badanej próbce w stosunku do substancji obojętnej, nieulegającej przemianom, powodują powstanie prądu elektrycznego, który daje obraz krzywej DTA na termogramie. Kształt krzywej DTA pozwala określić przemiany termiczne zachodzące w minerałach wchodzących w skład próby. Efektem endotermicznym (pochłaniania energii) odpowiada wychylenie krzywej DTA w dół, a egzotermicznym (wydzielania energii) w górę. Zmiany masy wykorzystywane są natomiast do identyfikacji minerałów, określenia stopnia uwodnienia próby oraz stosunków ilościowych substancji w niej zawartych.

Identyfikacja minerałów wchodzących w skład mieszaniny jest zabiegiem złożonym, gdyż może dochodzić do częściowego lub całkowitego nakładania się na siebie reakcje i przemian termicznych w poszczególnych składnikach. Efekt nakładania maskuje przede wszystkim obecność substancji znajdujących się w niewielkich ilościach. Zjawisko to można ograniczyć przez odpowiednie przygotowanie próbek przed analizą.

Przykładowo getyt daje efekt egzotermiczny w temperaturze 390-400°C. Obecność hematytu, który nie uwidacznia się efektem cieplnym, wpływa na obniżenie o kilka stopni temperatury reakcji getytu. Getyt traci wodę w temperaturze 100-250 °C, w ilości 10-14 %. Kalcyt wykazuje efekt endotermiczny z maksimum w temperaturze 950 °C, a dolomit dwa efekty endotermiczne w temperaturach 810 °C i 940 °C. Substancja organiczna daje rozległy efekt egzotermiczny w zakresie temperatur 200-400 °C, a nawet do 650 °C. Kwarc wykazuje ostry efekt endotermiczny w temperaturze 573 °C.

Analiza termograficzna może być uzupełnieniem analizy rentgenowskiej, przy poszukiwaniu charakterystycznych minerałów w osadach.

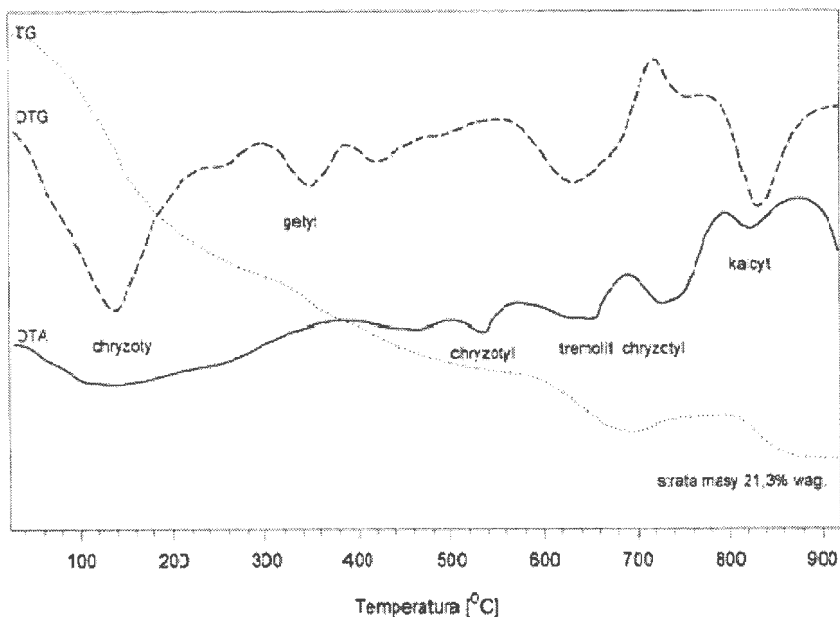
Przeprowadzono badania osadów oraz zawiesiny wypłukiwanej z rurociągu azbestowo-cementowego eksploatowanego na jednym z polskich wodociągów. Celem badań było wykazanie, czy w osadach i zawieszynie występują włókna azbestowe.

Na rentgenogramie stwierdzono bardzo słabe refleksy kalcytu  $\text{CaCO}_3$  oraz charakterystyczne dla minerałów azbestowych grupy tremolitu  $\text{Ca}_2(\text{Mg,Fe})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$  oraz serpentynu  $(\text{Mg,Fe})_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ .

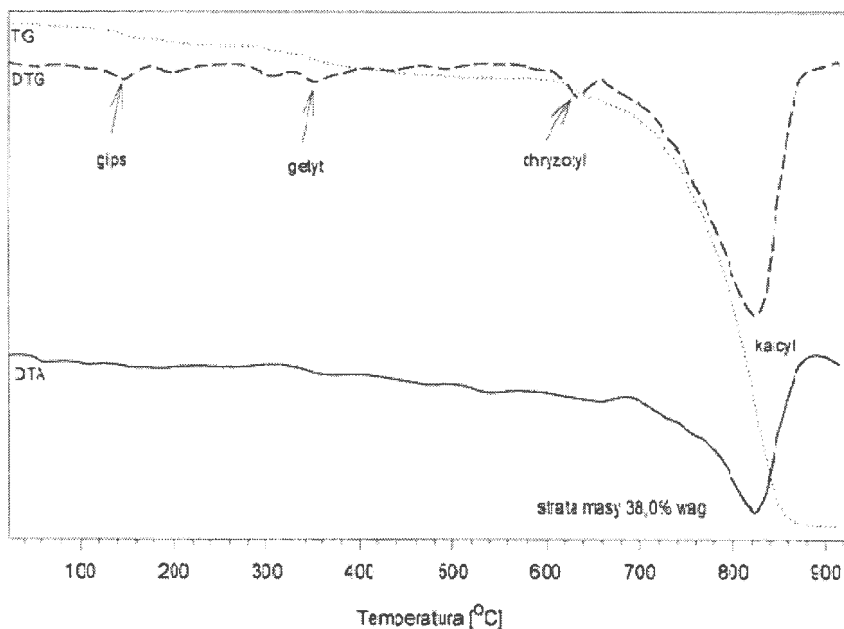
Dla potwierdzenia występowania włókien azbestowych wykonano analizy termograficzne na derywatografie systemu F. Paulik, J. Paulik, L. Erday. Jako substancji termicznie obojętnej użyto wyprążonego w temperaturze 1100°C korundu. Wyniki badań przedstawiono na rysunkach 23 i 24.

Analiza termograficzna pozwoliła stwierdzić, że 85% suchej masy osadu pobranego z rurociągu stanowił chryzotyl (minerał zaliczany do grupy serpentynu) oraz tremolit. W czasie eksploatacji dochodziło do rozkruszania powierzchni rur azbestowo-cementowych, a część włókien wraz z zawiesiną była wypłukiwana z rurociągu. Ilość minerałów azbestowych nie przekraczała kilku procent a 85% zawiesiny stanowił kalcyt wytrącający się z wody. Tak daleko idących wniosków nie udało się uzyskać jedynie na podstawie wyników analizy rentgenograficznej. Przykład ten wykazuje celowość stosowania analizy termicznej przy badaniach osadów powstających w systemach wodociągowych.

Dotychczas nie ma dowodu na wpływ włókien azbestowych na zdrowie człowieka, przy wprowadzeniu ich do organizmu drogą pokarmową. Włókna azbestowe wykazują kancerogenność, gdy z powietrzem dostają się do płuc. Należy jednak zauważyć, że w przypadku wysuszenia osadów zalegających w rurociągach wzrasta potencjał ich oddziaływania na zdrowie człowieka, gdyż osady te mogą stanowić źródło pyłów w powietrzu.



Rysunek 23. Termogram osadów pobranych z rurociągu azbestocementowego



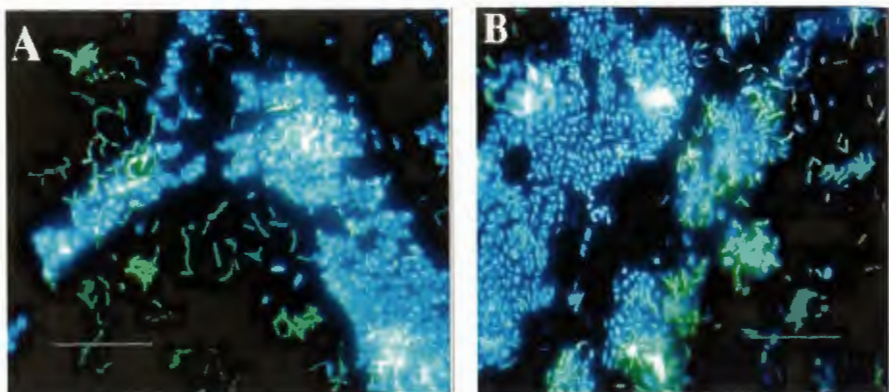
Rysunek 24. Termogram zawiesiny wypłukiwanej z rurociągu azbestocementowego

### 3.4. Badania biofilmów

W badaniach biofilmów wykorzystuje się różne techniki mające na celu identyfikację ogólnej liczby i rodzaju drobnoustrojów obecnych na powierzchni rurociągu, składu chemicznego substancji pozakomórkowych EPS (*extracellular polymeric substances*) oraz budowy przestrzennej.

Liczbę bakterii można ustalać klasycznymi technikami przez namnożenie bakterii na specyficznych podłożach. Ta technika powoduje jednak niszczenie struktury biofilmu, co nie pozwala poznać mechanizmów jego powstawania i dynamicznych zmian, jakie mają miejsce w czasie eksploatacji rurociągów. Namnożenie drobnoustrojów na specyficznych pożywkach jest nadal powszechnie stosowaną metodą ich identyfikacji, choć coraz większe zastosowanie mają metody molekularne oparte o badanie konserwatywnych sekwencji w genie 16S rDNA (Mattila, 2002).

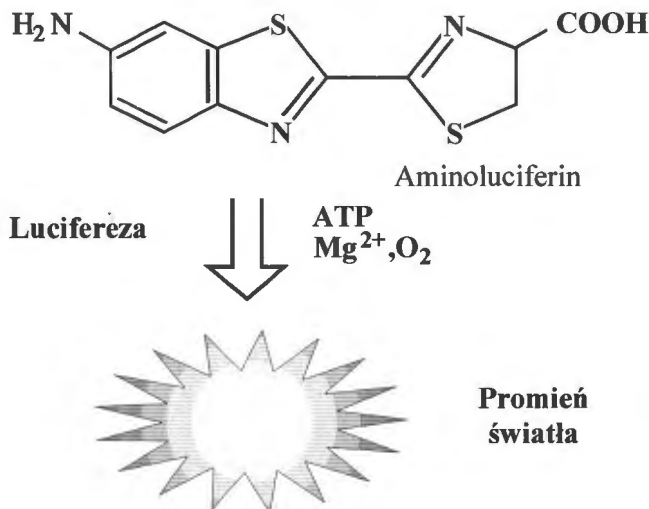
Do badań biofilmów współcześnie wykorzystuje się hybrydyzację fluorescencyjną FISH (*Fluorescent In Situ Hybridization*). Metodę tę stosuje się między innymi do wykrywania DNA, substancji pozakomórkowych EPS oraz wolnych przestrzeni w biofilmie stanowiących drogi dla dyfuzyjnej wymiany masy. DNA wykazuje mierzalną fluorescencję jedynie w niskich temperaturach. W temperaturze pokojowej fluorescencję uzyskuje się dzięki wiązaniu przez DNA barwników, takich jak 4,6-diamidino-2-fenylindol (DAPI), bromek etydy (EtBr), barwników grupy Syto i innych, które wykazują fluorescencję (Bryszewska i Leyko; 2000). Po wybarwieniu próby wykonuje się zdjęcie badanej powierzchni mikroskopem fluorescencyjnym lub epifluorescencyjnym. Na rysunku 25 przedstawiono przykładowy obraz uzyskiwany w celu określenia liczby drobnoustrojów w biofilmie z zastosowaniem metody FISH. Widać, jak łatwo jest identyfikować materiał genetyczny i określić liczbę drobnoustrojów na powierzchni. Wadą tej metody jest brak możliwości ustalenia, czy będące w obrazie drobnoustroje wykazywały przed badaniem funkcje życiowe. Rozróżnienie mikroorganizmów żywych od detrytusu dokonuje się metodą z zastosowaniem chlorku 5-cyano-2,3-dityl tetrazolu (CTC) i DAPI (Schaule i in., 1993).



**Rysunek 25.** Zdjęcia wykonane z użyciem mikroskopu epifluorescencyjnego biofilmu powstałego po 7 dniach na stalowej powierzchni w warunkach laboratoryjnych wybarwionego 4,6-diamidino-2-phenylindolem (DAPI) (Donlan, 2002)

W biofilmach obecne są zarówno bakterie autotroficzne jak i heterotroficzne. Uniwersalną miarą obecności mikroorganizmów w biofilmie jest zawartość adenylotryfosforanu (ATP) w przeliczeniu na powierzchnię biofilmu. ATP można oznaczyć metodą bioluminescencyjną. W reakcji pomiędzy enzymem lucyferazą, luciferinem i ATP w obecności jonów  $Mg^{2+}$  dochodzi do emisji kwantów promieniowania elektromagnetycznego (rys. 26). Liczba fotonów, którą mierzy się w jednostkach RLU (*Relative Light Unit*) jest proporcjonalna do ilości ATP (Schreppel i in., 2003). Próg czułości tej metody wynosi 100 cfu/ml a oznaczenie trwa około minuty, co w porównaniu do tradycyjnych metod oznaczeń liczby bakterii w analizowanej wodzie lub próbce innego materiału wynoszących od jednej do kilku dób stwarza ogromne możliwości wykorzystania tej metody do diagnozowania rozwoju mikroorganizmów w biofilmach i wodzie wodociągowej (Comment..., 2005).





**Rysunek 26.** Zasada oznaczania luminescencyjnego ATP  
(opracowanie własne na podstawie O'Brien i in., 2005)

Dla czystych kultur bakteryjnych uzyskuje się bardzo istotne statystycznie korelacje między liczbą bakterii a RLU. Lepsze skorelowanie uzyskuje się dla bakterii psychrofilnych, niż dla bakterii mezofilnych (Delahaye i in., 2004, Schreppel i in., 2003).

W biofilmach zawartość ATP zmienia się od 10-7000 pg ATP/cm<sup>2</sup>, przy czym wysokie wartości obserwuje się dla wód o wysokiej zawartości AOC (van der Kooij i in. 1995, Lehtola i in 2004).

W przypadku rurociągów wykonanych z tworzyw sztucznych, gdy głównym czynnikiem powodującym przyrost masy osadów są procesy biochemiczne szybkość przyrostu masy osadów przyjmuje się jako miarę aktywności biochemicznej biofilmu (Lund V., Ormerod K., 1995). Zacheus i in. (2000) do pomiaru szybkości tworzenia się biofilmu na powierzchni rurociągów wykorzystywali zawartość węgla organicznego w osadach zdeponowanych na ściankach rurociągów.

Do poznania struktury przestrzennej biofilmów wykorzystuje się mikroskop konfokalny, którego schemat przedstawiono na rysunku 27. W mikroskopie tym punktowe laserowe źródło światła, oświetlony punkt preparatu oraz jego obraz leżą w płaszczyźnie ogniskowej soczewki zwanej płaszczyzną konfokalną. Światło wzbudzone w punktach leżących poza ogniskiem jest eliminowane przez układ optyczny i nie jest widoczne w uzyskanym obrazie. Pozwala to tworzyć obrazy poszczególnych płaszczyzn. Dla określenia lokalizacji różnych składników biofilmu wykorzystuje się zjawie-



## 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 skwažyn. *Gidrotechnika i Melioracije*, 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.
- Dembińska 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 wodociągowych. *Mat. II Kongresu Inżynierii Środowiska, tom I. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN*, 32: 439-451.
- Łomotowski J. (2006): Biofilmy w systemach wodociągowych. *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 wodociągowej”*, 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 naukowo-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 naukowo-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 zmniejszania 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-Szklarska 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., Vrounwenvelde 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., Boulou 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**

---

---