

鉄細菌が関与する井戸障害と水質変化

高橋直人*・榎本真嗣*・名倉利樹**・稗田佳彦*・
田崎和江***・片桐憲一****

Effect of iron bacteria on well pumping efficiency

Naoto TAKAHASHI *, Masatsugu ENOMOTO *, Toshiki NAGURA **,
Yoshihiko HIEDA *, Kazue TAZAKI *** and Kenichi KATAGIRI ****

Abstract

The well efficiency sometimes declines because of the damages of the riser pipes and/or screens, or the clogging of screens with scale. From the viewpoint of microbiology, this study is conducted to explain the troubles exemplifying the well located in Fukui plain.

The formation of Fukui plain mostly consists of alternating beds of clay and gravel, and the groundwater is collected from three aquifers. The groundwater samples obtained from different depths were analyzed. The suspended matters were observed by differential interference microscope and episcopic fluorescence microscope.

The coexistence of some iron bacteria suppresses clogging of screens and the propagation of specific species occurs corrosion of screen. The groundwater quality and the condition of iron bacteria propagation varies depending on their aquifers. It is clarified that symbiosis of iron bacteria and propagation of specific iron bacteria causes different types of well obstacles.

Key Words: Well obstacle, Biomats, Iron bacteria, Scale, DAPIstain, Ground water quality.

-
- * 株式会社 日さく 新潟支店
Nissaku Co. Ltd., Niigata Branch.
- ** 金沢大学大学院自然科学研究科
Graduate School of Natural Science and Technology, Kanazawa University, Kakuma, Kanazawa 920-1192, Japan
- *** 金沢大学理学部地球学科
Department of Earth Science, Faculty of Science, Kanazawa University, Kakuma, Kanazawa 920-1192, Japan
- **** 株式会社 日さく 海外事業部
Nissaku Co. Ltd., International Division.

要 旨

井戸機能低下の要因には、金属腐食や異物の付着などがある。本研究では、竣工時からさきわめて短期間に揚水能力が低下した要因を、鉄細菌の繁殖に焦点をあて考察した。

研究地域は粘土と礫層が交互に堆積し、水源井は3つの帯水層から取水している。深度別に井戸水の化学組成分析を行い、懸濁物質を微分干渉・落射蛍光顕微鏡を用いて観察した。

その結果、深度により水質や鉄細菌の繁殖状況が異なることがわかった。多様な鉄細菌が共存するスクリーンでは目づまりが抑制され、特定の鉄細菌のみが繁殖するスクリーンでは金属腐食が認められた。鉄細菌の繁殖形態が、目づまり・金属腐食等、異なった井戸障害を引き起こしていることが示唆された。

キーワード：井戸障害、バイオマット、鉄細菌、スケール、DAPI 染色、水質

1. 研究の背景

「施工後数年でスクリーンが腐食によって崩壊し井戸が使用できなくなる」、「水中の鉄・マンガンなどが増加し、水質が悪くなる」、「赤水により井戸水の色度・濁度が上昇する」などの障害が各地の井戸で報告されている。また、「スクリーンの閉塞」により、取水量が大幅に減少することもある。これらの金属腐食の無機的原因として、環境溶液に濃度差がある場合生じる濃淡電池 (Costeron *et al.*, 1989; Holden *et al.*, 1995; Geesey *et al.*, 1996; Lewandowski *et al.*, 1997; Rainha & Fonseca, 1997; Sarioglu *et al.*, 1997; Ollos *et al.*, 1998; Rao & Nair, 1998; Angell, 1999; Sarouhan *et al.*, 1999; Starosvetsky *et al.*, 2000)、生物的原因として、微生物の付着が地下水の局所的な物質濃度差・電位差を増大させ、腐食を促進させる作用 (Sand, 1997)、かつ還元状態で発生する硫酸塩還元細菌による孔食などが報告されている。また、スクリーンの閉塞原因として、溶液中のイオンの析出、微生物の繁殖などがある (日本水道協会, 1999)。

以上のようなスクリーンの腐食・閉塞に鉄細菌が関与していることが知られている (日本水道協会, 1999)。

一般に鉄細菌と呼ばれるグループは、pH4~7

で二価鉄 Fe^{2+} から三価鉄 Fe^{3+} への酸化反応で発生するエネルギーを利用する細菌で、pH 4 以下では生育できない。酸化された三価鉄は、水酸化鉄 $Fe(OH)_3$ の沈殿となり、地下水を赤変させたり、スクリーンや配管を目詰まりさせるなどの障害を引き起こしたりする (日さく水質試験室, 1980)。また、鉄細菌の一種である *Toxothrix sp.* の分泌する粘着物質 (polysaccharides) が水酸化鉄の微粒子を積極的に細胞壁に付着させる役割を担っていることが明らかになっている (Ridgway & Olson, 1981; Ghiorse, 1984; Devender, 1995; 田代・田崎, 1999)。水酸化鉄は生きている鉄細菌が分泌する粘着物質により積極的に貯蔵され、バイオマットを井戸鋼管に形成する。

鉄細菌も他の微生物と同様、増殖するためには炭素を環境から取り込まなくてはならない。炭素源を水中の CO_2 などの無機物に依存するものと、炭素源として必ず有機物を外部から取り入れなければならないものがあり、*Gallionella ferruginea* は前者、*Leptothrix ochracea* は後者である。深層地下水の多くは溶存酸素に乏しく遊離炭酸に富んだ環境下にあるが、これら鉄細菌は微好気性細菌であるため息が可能である。さらに、地下水が鉄やマンガンに富み有機物量が多ければ、著しい繁殖を示す傾向がある。すなわち鉄細菌によって、鉄の生体鉱物化作用が加速される (Ghiorse,

1984; 田崎ほか, 1996; 田代・田崎, 1999)。

完成時には鉄等の水質に問題のなかった井戸でも、目詰まりや腐食によって使用できなくなった例や、水質に問題のある井戸でも障害の起こっていない場合もあり、鉄細菌と井戸障害との関係は十分明らかではなかった。したがって、深度別に水質と懸濁物質を分析し、各帯水層の水質の違いと鉄細菌の繁殖状況を把握することは、井戸機能を長期間維持する上で重要なカギとなる。

本研究では、スケール付着速度が著しく速い水源井を対象として、水中TVカメラによる井戸内部の視察、引き上げた揚水管の表面観察、深度別の水質分析、そして地下水中の懸濁物質の光学顕微鏡観察により深度別の鉄細菌の繁殖状況を明らかにし、鉄細菌が井戸機能に及ぼす影響を考察した。

2. 福井平野の水理環境と研究対象井戸の機能障害

2.1 福井平野の水理環境

福井平野は、東側の加賀越前山地・越前中央山地、西側の丹生山地にはさまれた、東西約10km、南北約20kmの南北方向に細長い沖積平野である。平野内には大小の孤立丘が散在し、沈降性盆地の地形景観を呈している。

平野のほぼ中央部を流れる九頭竜川・足羽川は、東側丘陵より出て西流し、西側丘陵近傍で流向を変え北流して日本海へ注ぐ。九頭竜川・足羽川とともに、東側丘陵より平野に入ると小規模な扇状地を形成し、平野北部の地下水の一部を涵養していると推定される。研究対象とした水源井戸「M1号井」は、九頭竜川の左岸側扇端部に位置する(図1)。

福井平野の帯水層は、図1のA-A'断面図に示すように、糸生類層(It)や国見類層(Ku)などの安山岩・凝灰岩類などで構成される水理的不透水基盤を覆って、複数の粘土層(Alc, Dc)と砂礫層(Ag, Dg1~Dg6)が交互に堆積する(図2)。沖積層の基底面はDg1礫層の上面とされ、その上位のAlc粘土層上部は内湾浅海成の泥層からなると報告されている(北陸第四紀研究グループ, 1969)。帯水層のうちDg1層およびDg3~Dg4層は連続性がよく、特にDg3~Dg4層の水質は比較

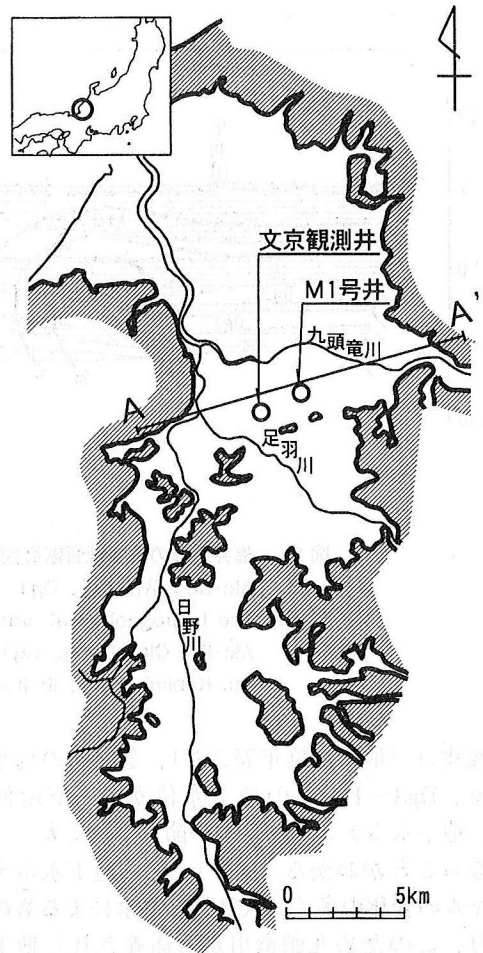


図1 M1号井の位置図

Fig. 1 The location map of M1-well.

A-A': Cross-sectioned line at Fig. 2

的良好で、福井平野の主要帯水層となっている。一方、Dg1層は豊富な地下水を賦存する帯水層であるが、鉄分が多く水質はあまり良くない(塚野, 1965)。

地下水の流動状況は、地下水ポテンシャルの分布から知ることができる(山本, 1983; 榎根, 1992; 国土庁土地局, 1999)。福井平野の地下水流動状況は、九頭竜川付近で地下水ポテンシャルは高く、河川水が地下水を涵養している状況が推定できる(図2)。ところが、福井平野中央部から西側丘陵付近の広い範囲で、浅層から深層にかけて地下水ポテンシャルは負の値を示している。福井平野の中央部に位置する文京観測井の地下水

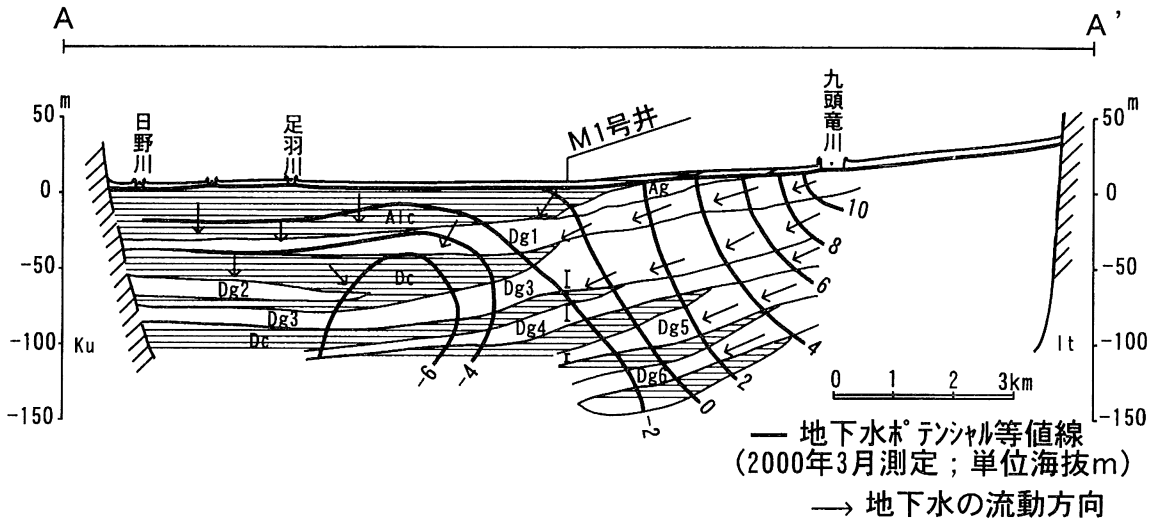


図2 福井平野の水理地質断面図

Alc·Dc：粘性土層、Dg1～Dg6：砂礫層、Ku：国見層類、It：糸生層類

Fig. 2 The hydrogeological cross-section of Fukui Plain.

Alc·Dc: Clay layers, Dg1～Dg6: Sand and gravel layers.

Ku: Kunimi layers, It: Itou layers.

位変化は（地下水位年表より）、冬期間の揚水により、Dg3～Dg4層の地下水位が5～15m低下し、地下水ポテンシャルも季節によって大きくことなることがわかる（図3）。この地下水ポテンシャルの変化の多くは人為的な揚水によるものであり、このため九頭竜川から涵養された地下水は、始め各帯水層をほぼ水平方向に流動するものの、広域で大量の地下水取水が行われている福井平野中央部では、鉛直方向の地下水流動が主流となっている可能性がある。したがってM1号井付近でも、粘土層に直行した鉛直方向の流れがあると予想される。

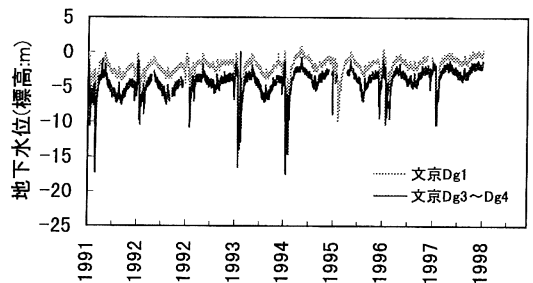


図3 福井平野中央部の地下水位変動

Fig. 3 The change of groundwater level of the observation well located at the center of Fukui plain.

2.2 M1号井の井戸障害履歴と井戸特性

M1号井は、深度125.5m、口径400mmの炭素鋼鋼管を材質とする水源井であり、1993年11月に完成した。取水帯水層はDg3・Dg4・Dg5の3帯水層中にあり、取水部は炭素鋼鋼管丸穴・亜鉛メッキ巻き線スクリーンを使用した。この井戸鋼管の材質は、通常の水井戸で一般的に用いられているものである。しかし、完成後わずか2年程度で井戸水中に砂が混入するようになるとともに、揚水量が著しく減少した（表1）。

このため、揚水ポンプおよび揚水管を引き上げ、これらの点検を行うとともに、水中TVカメラを用いて井戸内部を視察した。揚水ポンプ・揚水管を引き上げたところ、ポンプの吸い込み口には黒～赤褐色の粘性を持ったヘドロ状の付着物がびっしりとこびり付いていた（図4）。揚水管は、全体が黒い被膜状物質で覆われ、所々に赤褐色の錆コブ状付着物が認められた。また揚水管の内部には、内周と平行して縞状の付着物が数mmの厚さで付着し、管の断面積を減少させていた。

表 1 M1号井の履歴。
Table 1 Historical records of M1-well

年月	事象	井戸管材質	試験
1993.11	井戸竣工 (φ400mm、深度125.5m)	炭素鋼鋼管を使用。スクリーンは丸 穴・亜鉛メッキ巻き線型	段階・連続・回復試験、微流速検層、水 道法に基づく水質試験実施
1995頃	揚水時に砂が揚がるようになる。		11月に水質分析実施
1995.10	水中TVカメラにより井戸内の視察を 行う。巻き線スクリーンの損傷・目詰まり が確認される。		
1996. 3	二重ケーシング(井戸改修)の実施。井 戸管径 φ400mm→φ300mmへ	ステンレス(SUS304)管およびステンレス 巻き線型スクリーン使用	二重ケーシング後、微流速検層、水質試験 実施
1996.10	付着物質の観察および洗浄。ポンプ 吸い込み口20%程度の目づまり		
1997. 9	スケールやバイオマット付着による揚水量 低下、懸濁物質増加のため、ポンプ および揚水管の洗浄		付着物質の検鏡
1998.	スケールやバイオマット付着による揚水量 低下、懸濁物質増加のため、ポンプ および揚水管の洗浄		
1999. 7	スケールやバイオマット付着による揚水量 低下、懸濁物質増加のため、ポンプ および揚水管の洗浄		深度別採水・水質試験、付着物質の検鏡

注)通常のM1号井の水質試験は、各スクリーンの混合水を分析している。

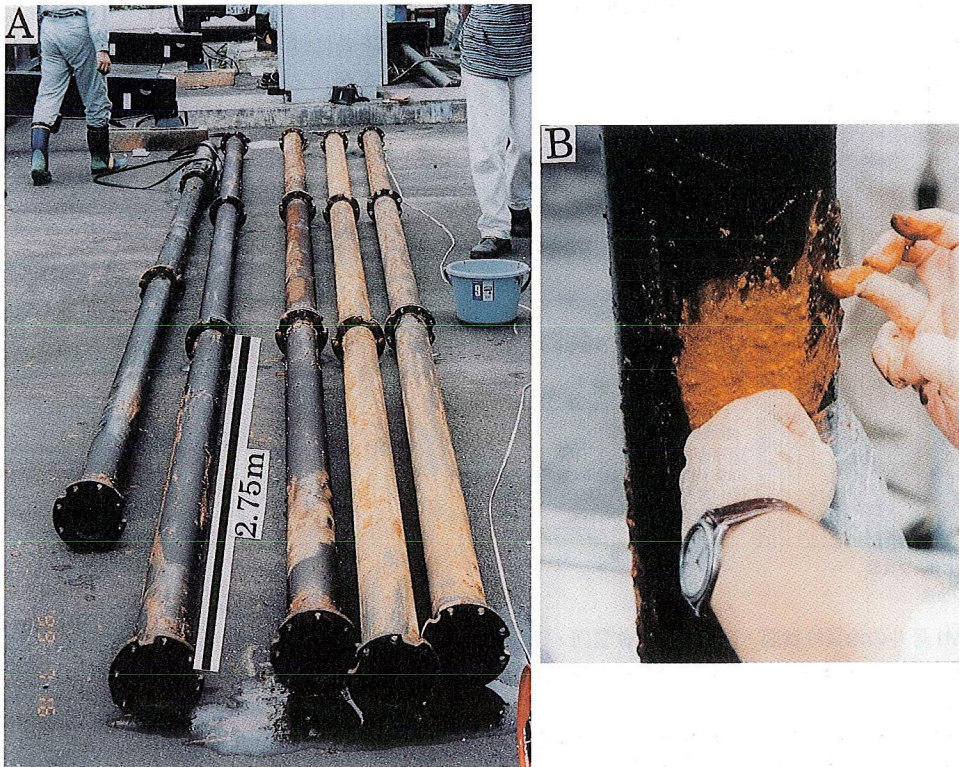


図4 揚水管へのバイオマットの付着状況
Fig. 4 Adhesion of sticky biomat to the surface of rising pipes.

水中TVカメラを用いて井戸内部を視察した結果を、図5に示す。最上部の第1スクリーン(59.1~70.1m 区間)の上部1m 区間に巻き線が破損している箇所が認められるとともに、各スクリーンに目づまりが確認された。目づまりは特に最下部のスクリーンで著しく、次いで第1スクリーンにおいて顕著である。第1スクリーンの井戸壁には赤褐色の付着物が被膜状に多く付着しており、スクリーン部から地下水が勢よく井戸内に流入している様子が観察された。第2スクリーンの赤褐色付着物は第1スクリーンよりは少なかった。ただし地下水は、第2スクリーン以深で赤褐色に濁っている。一方、第3スクリーンの井戸壁に見られた付着物は灰白色で、赤褐色の付着物は全く認められなかった。また、スクリーン周辺から井戸底までは、揚水管に認められたコブ状の付着物(図4)はみられなかった。

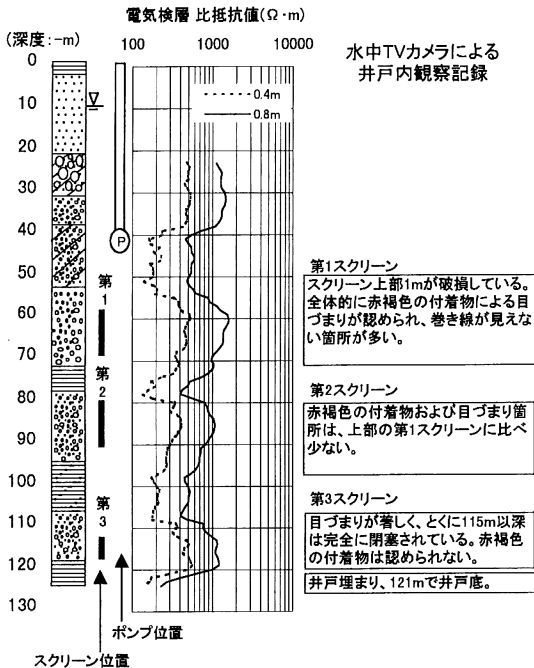


図5 M1号井の地質柱状図・スクリーン位置図・電気検層図・水中TVカメラによる井戸内観察記録

Fig. 5 The geologic column, location of screens, results of electrical logging and water TV camera observation of the inside of M1-well.

井戸機能を回復させる目的で、1996年3月に、井戸鋼管(φ400mm)の内部に新たにステンレス製(SUS304)の井戸鋼管(φ300mm)を挿入するという二重ケーシング工法により、井戸改修を実施した。改修後には揚砂はみられなくなったものの、改修後わずか半年で、揚水した井水中に赤色の懸濁物質が混入するようになり、揚水量も減少した。その後顕微鏡により懸濁物質を観察したところ、鉄細菌の存在が確認され、井戸障害が微生物的な要因により発生していることが推定された。なお、二重ケーシング管材には付着物は確認されていないが、ポンプおよび揚水管には依然として炭素鋼を使用しているためか、褐色および黒色物質の付着が著しく、1997年以降も1年に1回の頻度で井戸洗浄を繰り返している(表1)。

このようなスクリーンの破損、褐色および黒色物質の付着と、鉄細菌の繁殖環境が整った背景には、特殊な地下水質環境が示唆される。ただし掘削当時の水質試験結果では、マンガン以外の項目は水道法による水質基準値を満たしており、例えば全Feの溶存量は0.09mg/lであった。ところが、年月の経過に伴って全Fe濃度が増加する傾向を示し、二重ケーシング後の1996年1月に0.18mg/l、1997年10月のポンプ・揚水管洗浄後には3.1mg/lであった(図6)。M1号井のスクリーン箇所は、Dg3~5の3帯水層に設けられており、井戸に設置してある水中ポンプにより揚水した水、つまり各帯水層の地下水の混合水を分析している。

図7は、段階的に揚水量を増加させた場合の各スクリーンから湧出する地下水の湧出割合を、完

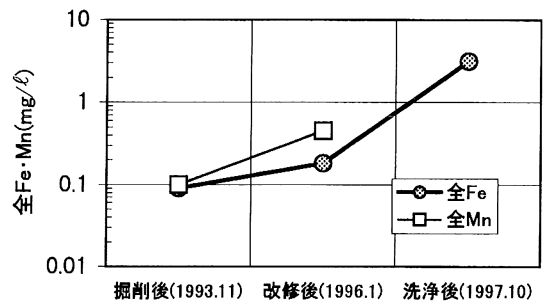


図6 M1号井の全FeおよびMn濃度の経年変化
Fig. 6 Concentrations of total-Fe and Mn at M1-well in 1993,1996 and 1997.

成当時と井戸改修時（二重ケーシング）と比較したものである。測定には孔内微流速計を用いた。各スクリーンからの流入比は、全揚水量をそれぞれのスクリーン上端に設置した微流速計の回転数比で按分して求めた。完成当初は段階的に揚水量を増加させても、各スクリーンから湧出する割合に変化はみられず、ほぼ一定である。湧出割合は、最上部の第1スクリーンが60%以上を占め、次いで最下部の第3スクリーンが20%程度、そして、中間部の第2スクリーンは10%程度と少ない。ところが井戸改修後では、段階的に揚水量を増加させると第1スクリーンの湧出割合が減少するのに対し、第2スクリーンの湧出割合は増加傾向を示している。これは、目づまりの進行を反映している。

3. 試料の採取および分析法

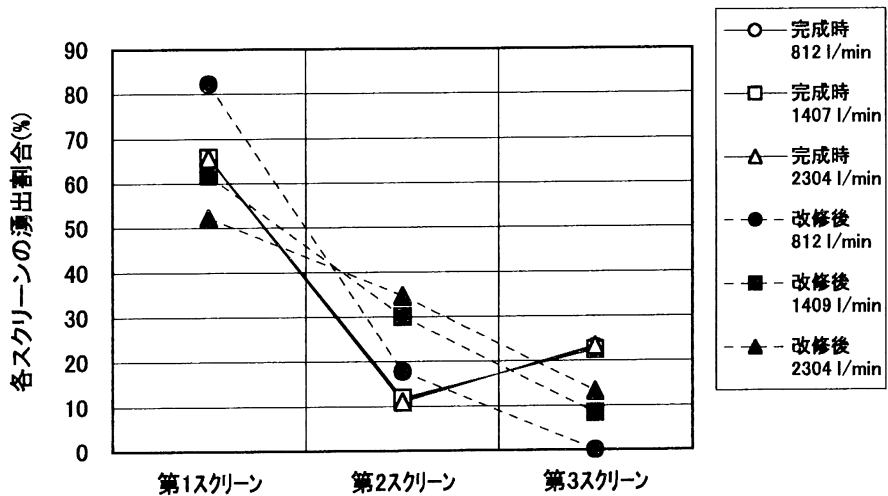
3.1 試料の採取

この研究に用いた試料の採取は、1999年7月16日に行った。当日の天候は晴れであり、この日の福井市の最高気温は28.7℃であった。M1号井は

通常毎日稼働しているが、揚水と揚水停止による井戸内の攪拌があるため、この影響を除く目的で実験開始24時間前から水源井の稼働を停止した。地下水採水2時間前に、井戸の水中モータポンプ及び揚水管の引き上げを行い、揚水管へ付着した微生物被膜（微生物およびその付着物がしっかりとマット状に集合した構造物で、以下「バイオマット」とする）（田崎, 1995）の状況を目視で観察し、地下水の採取を行った。また、揚水管引き揚げ後、ロープ式水温計を用いて深度2 m毎に地下水温の測定を行った。

揚水管に付着したバイオマットは、プラスチック容器に採取後、化学処理等をいっさい行わずに持ち帰り、数時間後に観察した。

地下水は、スクリーン部を重点的に、5~20m間隔で10検体を採取した。このうち深度90m未満の試料については小型の水中モータポンプを用い、90m以深の試料はベラーを用いて採取を行った。採取した試料は、化学分析用と観察用に分け、化学分析用試料は直ちにポリエチレン瓶に保存した。観察用試料はガラス瓶に保存し、地下水の濁り状況、沈殿物の有無などを目視で観察した。



スクリーン長(m)	11.0	11.0	5.5
完成時における、スクリーン1m当たりの湧出割合(%)	$\frac{66}{11} = 6.0$	$\frac{12}{11} = 1.1$	$\frac{23}{5.5} = 4.2$

図7 M1号井における各スクリーンの湧出割合

Fig. 7 Rate of water supply in each screen at M1-well.

3.2 試料の分析方法

採取した地下水試料は、現地ですぐに pH・電気伝導度 (EC)・溶存酸素量 (DO)・酸化還元電位 (Eh) の測定を行った。pH はガラス電極法により、EC は電極法、DO は隔膜電極法、Eh については白金電極法によって測定を行った。

なお、EC は水溶液中の溶存イオン濃度を知る指標であり、DO は水溶液中の有機物の分解状態や酸素の欠乏を知る上で重要である。

化学分析用としてポリエチレン瓶に保存した試料は、実験室で主要イオン成分および全 Fe、COD、アルカリ度、遊離炭酸の分析を行った。主要イオン成分はイオンクロマトグラフ法により分析した (島津製作所製 LC-10A システム、陽イオンカラム = Shim-pack IC-C3、陰イオンカラム = Shim-pack IC-A3、陽イオン溶離液 = シュウ酸 2.5 mmol/l、陰イオン溶離液 = トリス 2.4 mmol/l およびフタル酸 2.5 mmol/l)。炭酸水素イオン HCO_3^- はメチルオレンジ滴定法、全 Fe はオルトフェナントロリン法、COD は過マンガン酸カリウム法によって定量した。また、フェノールフタレインを用いた滴定法でアルカリ度 (酸消費量) を求め、アルカリ度と pH から遊離炭酸濃度を算出した。

井戸の揚水管から採取したバイオマットは、実験室でスライドガラスに乗せた後、DAPI (4',6 diamidino-2-phenylindole dihydrochloride) 染色を行い、落射蛍光・微分干渉顕微鏡 (Nikon OPTIPHOT-2/LABOPHOT-2, EFD-3) で微生物を観察した。なお、生きている微生物が存在すると、DNA が染色され、青色の蛍光を発する。また、共存する鉱物の一部も自家蛍光を発するが、形態により区別できる。

4. 結果

4.1 採取した地下水の目視による観察結果

採水直後の深度別地下水の外観を図 8 に示す。地下水の透明度は深度により大きく異なり、深度 30~50m および 70m の地下水は、色や濁りもなく清澄であるが、65m および 75m 以深の地下水はやや赤褐色を帯びてくる。さらに、深度 90m の地下

水には赤褐色の懸濁物質が多量に認められる。赤褐色の懸濁物質は深度 90m で最も多く、1995 年 10 月に水中 TV カメラで視察した結果と良く一致している。100m および 115m では懸濁物質が少なくなるものの、深度 120m では井戸底にたまった褐色の物質や砂等が混じっており、全体が赤褐色に濁っている。

4.2 水質測定結果

採水試料の分析結果を表 2 に示す。なお、水温・pH・EC・Eh・DO・COD・ランゲリア指数・全 Fe・ Ca^{2+} ・ HCO_3^- の垂直分布を図 9・図 10 に示す。

(1) 水温の測定結果

地下水温は 13~15℃ の範囲にあり、表層付近は測定時の気温の影響を受けるため、水温が高くなっている。なお、地下水の水温は年平均気温に依存するといわれており (水収支研究グループ, 1993)、福井市の 1999 年の年平均気温は 14.0℃ である (気象月報より)。深度 40m 以深は、1.8℃/100m の割合で地下水温が上昇している (図 9)。また、井戸底にたまっている泥の温度は 16℃ と、地下水の温度に比べて高い。

各深度の水温をさらに細かく見ると、第 2・第 3 スクリーンの範囲では、それぞれ大変一定した水温を保っている。それに対し、第 1 スクリーンでは、約 65m より深い深度において一定した水温を保ってはいるものの、それより浅いところでは一定した値になっていない。深度 25~65m では、揚水ポンプの採水口がある 41m 付近で最も水温が低くなっており、そこから離れるほど、水温は上昇している。この深度は扇状地性堆積物 (Ag) の分布深度にあたっている。深度 10~25m では、ほぼ一定の水温になっている。

(2) pH の測定結果

pH は表層から深度 115m では 7.0~7.4 の値を示し、井戸底の 120m では 7.4 を示す。また、第 1・2 スクリーン区間である深度 65~70m、85m などでは pH が高くなる傾向が見られた (図 9)。

(3) EC の測定結果

EC は 22.8~27.1 mS/m の範囲を示し、無孔管部分 (深度 30m・50m) では低い値を、第 1 および第 2 スクリーン周辺 (深度 70~90m) の地下水は

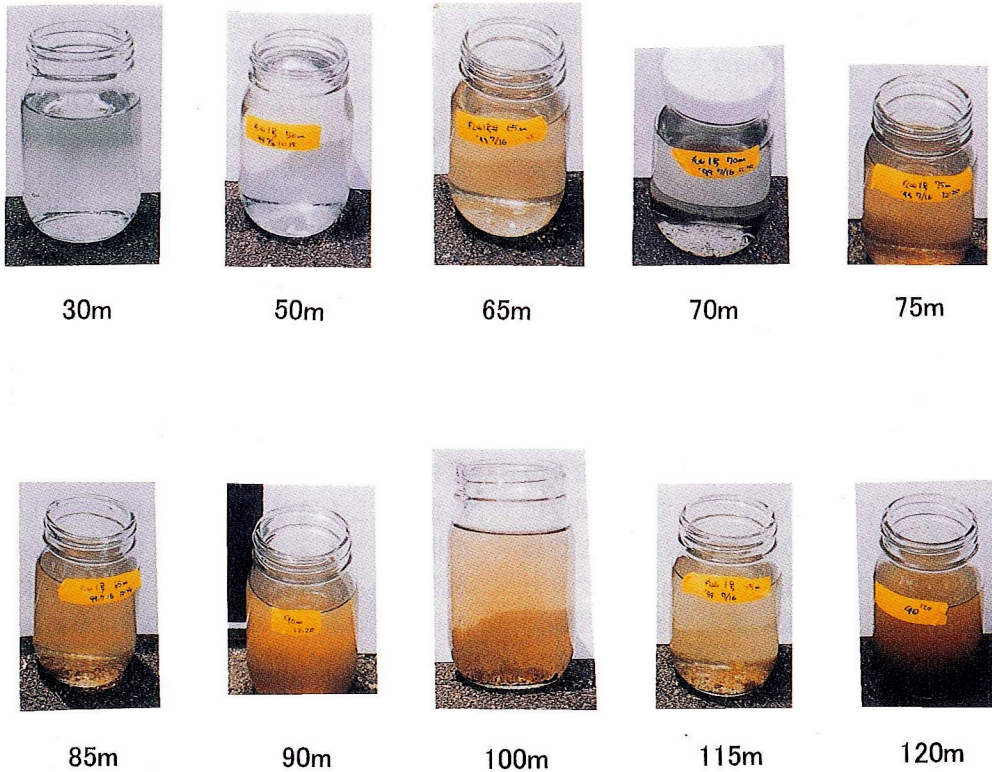


図8 採水直後の地下水観察写真

Fig. 8 Groundwater samples right after the collection at M1-well, showing brownish suspensions.

27mS/m と比較的高い値を示す。これは、第1および第2スクリーンから EC の高い水が井戸内に流入していることを示唆している (図9)。

(4) Eh の測定結果

Eh は +58~+131mV の値をとり、深層地下水としては酸化環境にあることを示している。第1~第2スクリーン付近の地下水は表層部の地下水に比べて Eh が高く、Eh が +120~+130mV を示した地下水は、目視による地下水の観察で赤褐色の懸濁物質が見られた深度とおおむね一致する (図8・図9)。

(5) DO の測定結果

DO は 0.69~1.57mg/l と、表層から深層まで好気的な環境にあることを示している。表層部よりもむしろ、深度90~110m でやや高い濃度を示していることが特徴的である (図9)。

(6) COD の測定結果

3つのスクリーン範囲において、高いCOD値

を示した。第2スクリーン付近の地下水が最も高く、続いて第3、第1の順となっている (図10)。

(7) ランゲリア指数の計算結果

全ての深度においてランゲリア指数は負であり、金属を腐食させやすい井戸水であることを示している。その中でも、揚水ポンプに近い深度30mおよび深度50mでは最も低くなっており、金属を腐食させやすい。それに対して、スクリーン部分の井戸水は比較的金属腐食が起こりにくい値となっている (図10)。

(8) 全 Fe の測定結果

一般的に、深井戸に発生するスケールやバイオフィームには鉄を主成分とするものが多く、地下水の鉄濃度は、鉄細菌の生育環境などを知る上で重要である。

全 Fe は 0.05~1.70mg/l の範囲を示しており、深度85m 以深の地下水で全 Fe 濃度の高い傾向が見られる (図10)。深度90m・115m・120m の地下

水は、水道法による水質基準0.3mg/lを満たしていない。懸濁物質をきわめて多く含む深度120mの地下水は、鉄濃度が1.70mg/lと高く、井戸底にたまった微細な懸濁態に吸着された鉄によるものと考えられる。褐色の懸濁物質が多くみられた深度90mの地下水は、鉄濃度も高く、色や濁りのない表層部の地下水は、鉄濃度が低い。このように、懸濁物質と地下水の鉄濃度との間には密接な関係がある。

(9) 主要溶存無機成分の測定結果

M1号井の陽イオンは、Ca²⁺が最も多く、Mg²⁺・Na⁺がそれに次ぐ。これに対し、陰イオンは圧倒的にHCO₃⁻主体であり、地下水はCa²⁺-HCO₃⁻型を示している(表2・図10)。主要イオン成分のうち、Na⁺・K⁺・Cl⁻・SO₄²⁻については、深度による濃度の違いが少ないか、またはほとんど認められない。一方、Ca²⁺・Mg²⁺・HCO₃⁻はスクリーンのある深度65m以深で高い濃度を示す(図10)。

この垂直分布はECの垂直分布と一致している。このことは主に第1スクリーン付近の地層から(Ca²⁺, Mg²⁺)-HCO₃⁻型の地下水が、井戸内へ多く供給されていることを示唆している。

4.3 バイオマットの観察結果

地下水中の懸濁物質を微分干渉・蛍光顕微鏡で観察した結果、深度毎に微生物のコロニーの色、量、種類に大きな違いが認められた。特に差が認められた深度50m・90m・120mの観察結果を図11に示した。A・C・Eは水深50m・90m・120mの微分干渉顕微鏡写真であり、B・D・Fはそれぞれの

蛍光顕微鏡写真である。

水深50mでは、微分干渉顕微鏡写真が示すように直径約150μmの懸濁物質が一般的に観察された。この懸濁物質は不透明な黒色の物質および透明な黄色物質から構成されている。蛍光顕微鏡下では、黒色物質中に約1μmの青白色粒子が認められ、DAPIによりDNAを染色された球菌や桿菌の存在を示している。

水深90mの懸濁物質は、微分干渉顕微鏡下では不透明な黒色物質および直径約6μmの透明で黄色の被膜で覆われた糸状物質から構成されている(図11C)。蛍光顕微鏡下では、青白色の糸状物質はDAPIにより染色され、生きている微生物の存在を示した(D)。この糸状微生物は、桿菌が一行に並ぶもしくはゼラチン質の柄を形成して糸状体を構成しているもので(日本水道協会, 1993)、水深90mで多数観察される。なお、少数の球菌も共存している。なお、黒色物質は糸状微生物の細胞表面に沈着している。

水深120mの懸濁物質は、微分干渉顕微鏡下では、不透明な黒色物質および直径10μm以下の透明で黄色の糸状物質から構成されている。蛍光顕微鏡下ではDAPIにより染色された青白色の糸状物質はほとんど観察されず、生菌よりも死滅した糸状微生物が多く存在する。また、黄色の蛍光を示す球菌も共存している(F)。

すなわち、水深50mでは懸濁物質および微生物の量が少ないのに対し、水深90mでは直径約6μmの透明な黄色の被膜に覆われた糸状微生物が多い(図11C, D)。一方、水深120mでは90mと同様に微

表2 深度別水質分析結果

Table 2 Chemical analysis of groundwater in each depth of M1-well

深度 GL-m	pH	EC mS/m	Eh mV	DO mg/l	COD mg/l	全Fe mg/l	アルカリ 度 mg/l	ランゲリア 指数	遊離 炭酸 mg/l	Na ⁺ meq/l	K ⁺ meq/l	Mg ²⁺ meq/l	Ca ²⁺ meq/l	Cl ⁻ meq/l	SO ₄ ²⁻ meq/l	HCO ₃ ⁻ meq/l
30	7.2	22.8	+97	0.91	0.0	0.20	95	-1.2	7	0.70	0.03	0.63	0.86	0.26	0.13	1.89
50	7.1	23.2	+58	0.83	0.2	0.05	95	-1.4	9	0.70	0.03	0.64	0.83	0.26	0.13	1.89
65	7.2	27.5	+74	1.13	0.2	0.16	119	-1.1	7	0.66	0.04	0.94	1.08	0.29	0.11	2.38
70	7.2	27.1	+130	0.90	0.8	0.13	117	-1.0	7	0.65	0.04	0.91	1.06	0.29	0.11	2.33
75	7.0	26.8	+118	0.69	0.2	0.17	116	-1.2	12	0.65	0.04	0.90	1.04	0.28	0.11	2.31
85	7.4	26.5	+123	1.08	1.6	0.28	115	-0.7	5	0.65	0.04	0.87	1.14	0.28	0.11	2.30
90	7.2	26.3	+131	1.33	0.0	0.53	113	-1.0	7	0.65	0.04	0.86	1.02	0.28	0.11	2.25
100	7.2	24.8	+65	1.56	0.4	0.25	112	-1.0	7	0.65	0.04	0.86	1.02	0.28	0.12	2.23
115	7.2	26.3	+66	1.57	0.1	0.40	112	-1.0	7	0.65	0.04	0.86	1.02	0.28	0.12	2.23
120	7.4	26.5	+103	1.11	1.2	1.70	113	-0.8	5	0.65	0.04	0.84	1.04	0.28	0.12	2.25

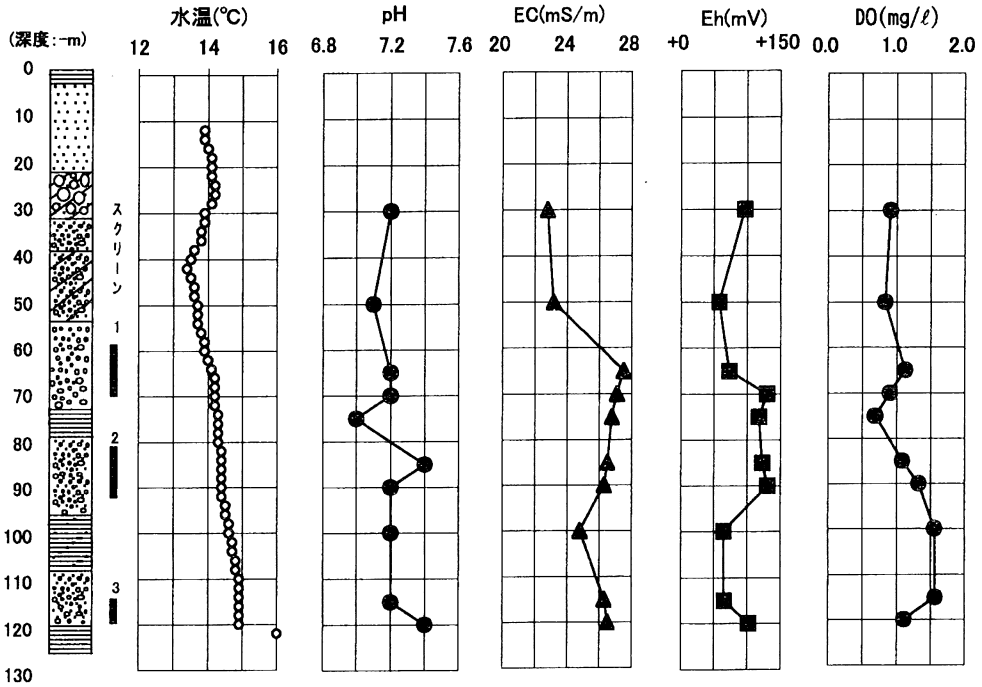


図9 M1号井の水温、pH、EC、Eh、DOの垂直変化
 Fig. 9 Vertical variation of water temperature, pH, EC, Eh and DO potential at M1-well.

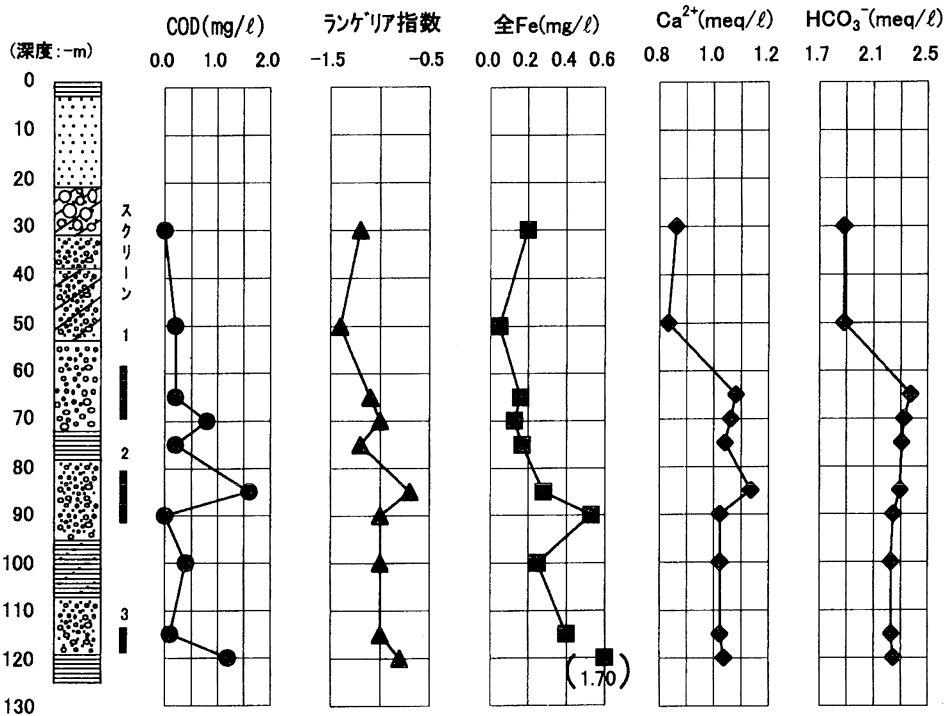


図10 M1号井のCOD、ランゲリア指数、全Fe、Ca²⁺、HCO₃⁻の垂直変化
 Fig.10 Vertical variation of COD, langleite-index, total-Fe, Ca²⁺, HCO₃⁻ at M1-well.

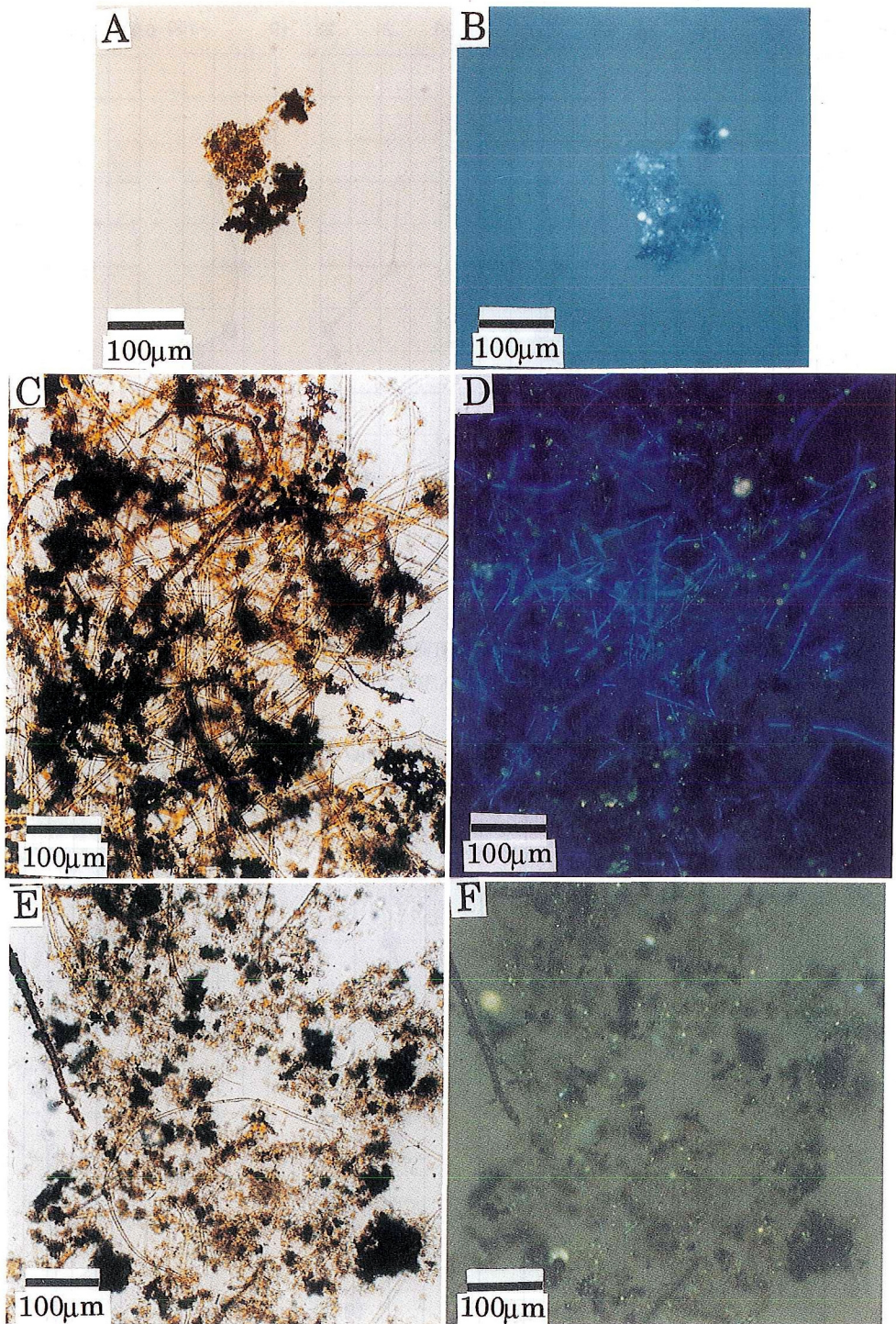


図11 深度50m (A・B)、90m (C・D)、120m (E・F) における地下水中の微生物の光学顕微鏡写真

Fig.11 Optical micrographs of microorganisms in groundwater in 50m depth (A, B) and 120m depth (E, F).

A, C, E: Optical micrographs, B, D, F: Epifluorescence micrographs of DAPI-stain.

分干涉顕微鏡下で糸状物質が多く観察されるものの、蛍光顕微鏡下では糸状の蛍光物質はほとんど観察されず、死滅した細胞が多い(図11F)。なお、懸濁物質中に生息する種々の微生物のうち、その形態・大きさ・水質から、5種の鉄細菌 (*Leptothrix ochracea*, *Gallionella ferruginea*, *Crenothrix polyspora*, *Siderocapsa*, *Clonothrix fusca* 属) が推定された(日本水道協会, 1993)。

5. 考察

5.1 地下水の水質と鉄細菌の繁殖条件

M1号井では、揚水管や第1スクリーン部に錆コブ状の物質が確認され、第2スクリーン部の地下水に赤褐色の懸濁物質が確認されていることから、バイオマットが非常に発達していることが明かである。

以下に、各水質項目の分析結果から、M1号井における深度別の水質と鉄細菌の繁殖条件について考察する。

(1) 水温

図9で示した通り、第2・第3スクリーンの全ての深度および深度65mより深い第1スクリーンの領域において、大変一定した水温を保っており、これは各帯水層中の地下水温を反映しているものと考えられる。しかし、深度65mより浅い第1スクリーンの領域を含む25~65mでは、水温が低下しており、水温の低い地下水の流動を暗示している。

鉄細菌は種類によっても異なるが、おおむね3~40℃の水温の下で生育が可能であり、15~25℃が最適といわれている(日さく水質試験室, 1980)。M1号井の水温は平均約14℃であるが、鉄細菌が最も繁殖している深度90m付近における水温は、14.5℃であった。M1号井の地下水温は、鉄細菌の繁殖に適している。

(2) pH

鉄細菌は極端な酸性、アルカリ性の環境下ではなく、中性から微酸性の環境を好む。M1号井の地下水はpH7.0~7.4であり、全ての深度でこれら鉄細菌の繁殖に適している。

(3) 全 Fe と DO

鉄細菌の繁殖がみられる地下水には、数 mg/l

の鉄が検出されることもあり、全 Fe 濃度の高い深度の地下水は、鉄細菌の繁殖に好条件である可能性が示唆される。

図12に全 Fe と DO の関係を示す。全 Fe と DO の間には正の相関が見られ、DO の増加に伴い全 Fe も増加する傾向を示す。深度90mの地下水は他の深度の地下水と比較すると全 Fe 濃度が高く、DO も高い傾向にある。他の深度では DO に乏しい。鉄細菌は微好気性細菌であること、深度90m付近の地下水中には、褐色の懸濁物質が多くみられることなどから、この付近の地下水は、他の区間に比べて鉄細菌の繁殖に適した環境にあったといえる。

なお、福井市内の扇状部と沖積低地の地下水の平均 DO は、それぞれ以下のとおりであった(深度50m~150mの井戸)。

九頭竜扇状地の扇状部の DO は4.4 mg/l (サンプル数5、分析は2000年2月)、沖積低地の DO は1.5 mg/l であった(サンプル数13、分析は同上)。

このように、M1号井における深度90mの地下水の DO は、沖積低地の平均値とほぼ同数値であり、扇状地部の地下水としては低い値である(福井市企業局, 2000)。

(4) COD

COD は有機物の指標として用いられる項目で

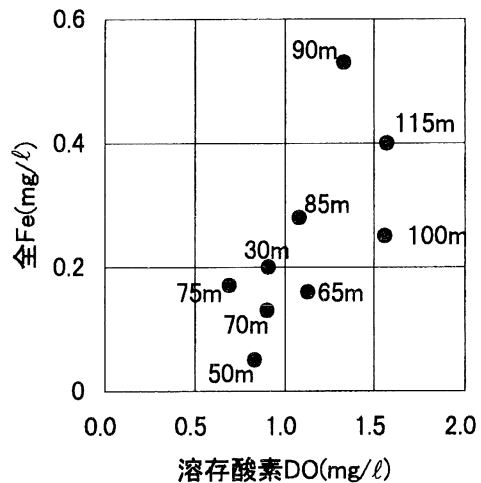


図12 M1号井における全 Fe と DO の関係
Fig.12 The relationship between total-Fe and DO at M1-well.

ある。COD 値は特に85m・120mで高く、有機物を取り込む鉄細菌が繁殖する基本条件を満たしている。また、硫化物、 Fe^{2+} などの還元性物質もCOD値に含まれるが、全Fe濃度も85m・120mで高く、 Fe^{2+} が存在していた可能性もある。いずれにしても、鉄細菌の繁殖には適している。

5.2 微生物の繁殖と井戸障害発生の要因

M1号井において鉄細菌が繁殖していた第1・第2スクリーンの水質は、他の深度の水質濃度に比べて特徴的であり、深度別の水質の違いが鉄細菌の繁殖に関係があることが推察された。

しかしながらM1号井において、スクリーンの目づまり状況と地下水中の鉄細菌の繁殖状況が一致しているわけではなく、地下水において最も鉄細菌の繁殖が顕著な第2スクリーンに目づまりは進行していない(図13)。これに対し、鉄細菌の繁殖が少ない第1スクリーンでバイオマットの形成が著しく、錆コブ状の物質が付着し、スクリーンが破損するという現象が見られた。これら

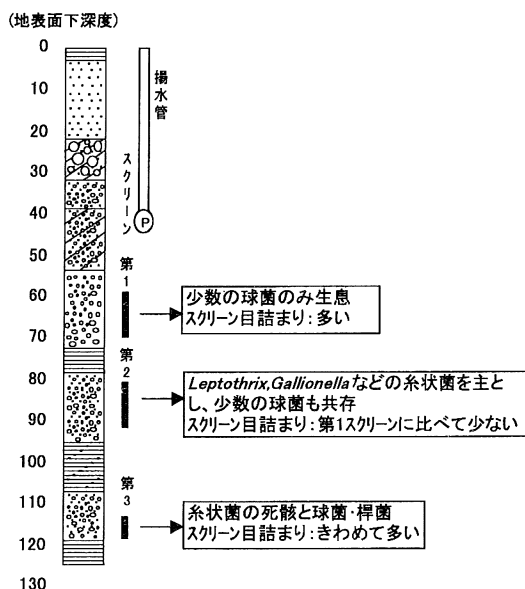


図13 各深度の地下水に生息する微生物分布とスクリーンの目づまり状況との関係

Fig.13 The relationship between distribution of microorganisms at groundwater samples in each depth and the condition of screens.

井戸内で起こっている現象は、鉄細菌の生態だけでは説明が付かない現象であろう。

そこで、鉄細菌の繁殖とスクリーンの目づまりや金属腐食は、次ぎのとおり考察することができる。

(1) バイオマットによる目詰まりの緩和

図10より、全ての深度にわたってランゲリア指数は負の値を示しており、M1号井の井戸水は金属を腐食しやすいことがわかる。また、Ehがすべての深度で正の値を示していることから、M1号井は酸化的な環境にある。このため、 Fe^{2+} はスクリーンなどの金属表面で無機的に酸化されやすく、 $Fe(OH)_3$ となり、この表面に沈着する。ここで無機的に形成された $Fe(OH)_3$ は、鉄細菌により形成されたものより結晶度がよく、なかなか取れにくい。スクリーンの目がどんどん小さくなっていくと考えられる。図7に示すとおり、スクリーンの湧出割合は竣工時には第1スクリーン、次いで第3スクリーンが多かったが、改修後には第2スクリーンの湧出が十分大きくなる結果となった。これは第2スクリーンの目づまりがそれほど進行していないのに対し、第1・第3スクリーンではかなり進行していたと考えることができる。3つのスクリーンでは目づまりの度合いがそれぞれ異なっている。

図10より、COD値が第2スクリーン付近で最大となっており、かつ全Fe濃度も比較的高い。スクリーンから供給された溶存有機物により、有機物を外部から取り入れる鉄細菌も繁殖することができ、鉄細菌の生息に適していることが予想できる。このことを裏付ける証拠として、図11よりこのスクリーン付近の深度90mの井戸水に含まれる懸濁物質中には多数の鉄細菌が観測されることがあげられる。また、竣工時におけるスクリーン1m当たりの湧出割合は第1スクリーン6.4%、第2スクリーン1.6%、第3スクリーン4.2%であり、第2スクリーン付近の井戸水の流れが一番穏やかである。金属表面に形成されたバイオマットは剥がれにくく、ここにバイオマットが形成されやすいと考えられる。このバイオマットが金属表面を保護しているため、水中に溶存した Fe^{2+} の無機酸化反応が起こりにくく、目づまりの進行をくいとめているものと考えられる。

(2) 水質の変化と井戸障害の関係

図4に示すとおり、自然水位の深度約10mから揚水水位付近の深度約25mまでの揚水管表面に付着したバイオマットはオレンジ色であるのに対し、25m以深では黒色を示す。黒色の揚水管表面でヘドロ状の錆コブが付着していた部分(図4B)が所々で観察されたが、赤褐色の部分ではこのような錆コブ状の物質はあまり観察されなかった。また、図5に示すとおり、第1スクリーン上部1mに破損した巻き線が水中TVカメラにより観察されており、また錆コブ状の物質の付着も著しい。これらのことから、金属腐食や錆コブ状のバイオマット付着が起こる深度は、約25~65mと考えられる。その一方、図9・図10に示すように、水温の大きな変化は約28~64mの範囲で、ECおよび $\text{Ca}^{2+} \cdot \text{HCO}_3^-$ 濃度の大きな変化は50~70mで起こっている。また、深度30・50mの井戸水は無色透明であり(図8)、さらに深度50mにおける懸濁物質には鉄細菌が少なく(図11)、これらの深度では少数種の鉄細菌しか繁殖していないことがわかる。

ところで、鉄細菌によって形成された「錆コブ」内に鉄還元細菌が繁殖し、水素イオンを排出することによって短期間にステンレス製の井戸スクリーンを崩壊させた事例が報告されている(Sarouhan *et al.*, 1999)。

今回の事例で取り上げたM1号井の井戸障害も、各帯水層の水質の違いや井戸内の垂直的な水質変化、鉄細菌と鉄還元細菌の繁殖や微生物の増殖特性を考えると、井戸内で実際に起こっている現象を良く説明できる。

まず最初に、第1スクリーンより上方に見られる水質変化の原因と、第2・第3スクリーンの溶存有機物の供給源を考察する。M1号井は九頭竜川扇状地の扇端部に位置し、Dg1、Dg3などの帯水層を貫いている。平野中央部での地下水ポテンシャルの低下は、Dg1層とDg3層に挟まれた粘土混じり礫層中に、下向きのポテンシャルを生じさせることとなる(図2)。さらに、M1号井の揚水により、第1スクリーン付近の地下水はDg3層からの溶存成分の多い地下水だけでなく、ポンプの稼動と停止によって断続的に扇状地性の清浄な地下水の供給も受ける。これは、第1スクリーン以

浅の井戸水が、各スクリーン付近の井戸水よりも溶存無機成分が低い値を示し、揚水時に溶存無機成分が少ない水の供給があったことをうかがわせていることから推察される。これが、第1スクリーン上方の水質変化の原因と考えられる。

一方、COD値が高い井戸水の上下に厚い粘土層が堆積していることから(図5)、水中の有機物は、これら揚水活動によって海性粘土から第2・第3スクリーンへ絞り出されることが予想できる(図10)。

次に、竣工時に水質基準を超えていなかった全Fe濃度が、年月の経過に従って上昇した原因を考察する(図6)。これは、第1スクリーンから流入する扇状地からの清浄な地下水が、無機スケールの付着による目づまりの進行に伴って減少し、かわりに第2スクリーンから供給された地下水の割合が増えることによって、全Fe濃度の高い井戸水が形成されたことと推察される。Dg4層やDg5層のように礫層の上下層に粘土が堆積していても、井戸水が強い還元状態とならないのは、M1号井が扇端部に位置し、比較的表層の地下水の影響を受けることによる。M1号井全体としてみれば、Ehが酸化的で、DO濃度が1mg/l前後の値を示すという微好気的な環境となっており、鉄細菌の生息条件に適合すると推察される。

次に生物学的見地から、スクリーンの目づまりと金属腐食について考察する。第1スクリーンでは、無機的に形成された $\text{Fe}(\text{OH})_3$ によって形成された無機スケールが付着することにより、徐々に目づまりが進行し、スクリーンを通過する水量が少なくなる。この状態では、そこに生息する鉄細菌は水流により剥がれることなく第1スクリーン部に付着するようになる。しかし第1スクリーン付近では、第2スクリーンに比べ鉄分や有機物が供給されにくいいため、有機物を外部から取り入れて生育する種類の鉄細菌が繁殖しにくい。また水質の変化が激しいため、これに適応できる少数種のみが増殖しやすい環境を作り出す。スクリーン部に付着した少数種の鉄細菌が、ポンプの断続運転による水質変化等の影響により増殖して所々に集落を形成し、錆コブ状の物質を出現させる。錆コブ状の内部では、鉄細菌がDOを消費するため次第にDOが欠乏する。こうして錆コブ内部で

鉄還元細菌が繁殖する。そして鉄還元細菌の作用により水素イオンが排出され、これによって局所的にpHが低い領域が生じ、腐食が促進される。これが第1スクリーン付近に見られる金属腐食の原因と推察される。

これに対して第2スクリーンでは、複数種の細菌が水中で著しく繁殖するものの、井戸鋼管に付着した鉄細菌のうち少数種のみが勢力を強めることができず、異状繁殖できない。また無機的に形成されるスケールの付着もバイオマットによって阻害されるため、目詰まりは起こりにくい。

なお第3スクリーンでは、第1・第2スクリーンで繁殖した鉄細菌の死骸が堆積しており、赤褐色の付着物は見られない。しかし、鉄細菌の死骸によるスクリーンの目詰まりが著しい。第3スクリーン付近に生きた鉄細菌が多く繁殖していないのは、第3スクリーンの目詰まりの進行によって地下水の供給が絶たれていったためと予想される。

6. まとめ

第1帯水層に設けたスクリーンでは、全Fe濃度が低いにもかかわらず、赤褐色の付着物により目詰まりが進行し、また短期間にスクリーンが崩壊した。ところが、全Fe濃度の高い第2帯水層に設けたスクリーンには、赤褐色の付着物が少なく目詰まりが生せず、スクリーンの崩壊も発生していなかった。地下水の湧出量に乏しい第3帯水層に設けたスクリーンでは、赤褐色の付着物は認められないものの、白色物質の付着による目詰まりが著しかった(図14)。このような現象に対して、深度別のDO・pH・Eh他の水質や、井戸内に懸濁している微生物の顕微鏡観察により、M1号井における深度別の微生物繁殖状況と井戸障害発生の要因を以下のように推定した。

全Feが豊富で、Ehが高く酸化環境にある第2スクリーン付近では、多種の鉄細菌が共存することにより、少数種が勢力を強めることができず、集落を形成できないため、スクリーンの目詰まりが起こりにくい。繁殖した鉄細菌は、井戸管に付着することなく死滅して井戸底へと沈む。

これに対し全Fe濃度が低い第1スクリーン付

近では、ポンプ稼動時にのみ第2スクリーンからの鉄が第1スクリーン付近へ供給されるため、環境の変化に適した少数種の鉄細菌しか生息できない。しかし、この少数種が集落を形成し、スクリーンの目詰まりを加速させる。所々付着する錆コブ状物質の内部では、DOが欠乏することによって鉄還元細菌が繁殖し、部分的にスクリーンを腐食させる。

第3スクリーン付近では、生きた鉄細菌は少なく、ここでは鉄細菌が繁殖していない状況が観測された。スクリーンの目詰まりは、死滅した鉄細菌が付着したことによる。

水質の異なる複数の帯水層にスクリーンを設けて、人為的に地下水を汲み上げることにより井戸内の環境が作られ、これが鉄細菌の繁殖を左右する。また、この繁殖の進行とともにスクリーンの閉塞が制御され、この結果新たな井戸内環境が作られていくことが分かった。

なぜ第1スクリーン付近には複数種の鉄細菌が共存しないのか、また鉄還元細菌の生態について未だ不明な点が多く、推論の域を出ない部分もあるが、揚水ポンプの稼働・停止にとともなう井戸水の攪拌・流動、地下水ポテンシャルの変化による粘性土層からの有機物の供給などが、上記の問題に関与している可能性がある。

今後は、比較対象として近傍の広域的な地下水質分布や、粘土層の鉱物化学組成について検討を行い、地質-水質-生物-井戸鋼管の相互関係を検討していきたい。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、福井市企業局から施設の提供を受けるとともに、各浄水場、浄水課および給水計画課から資料の提供を受けるなど、多大な協力を得た。株式会社日さくの大平武氏には、現地での採水に協力して頂いた。また、日さく技術研究所の桐山明弘氏には、深度別試料の水質分析をしていただいた。ここに記して厚く感謝の意を表します。

参考文献

- 榎根 勇 (1992): 地下水の世界. 日本放送出版協会、57-62.
- 北野 康 (1991): 化学の目で見る地球の環境. 裳華房、87-93.
- 建設省河川局 (1991-1998): 地下水位年表.
- 厚生省生活衛生局水道環境部監修 (1997): 上水試験方法. 日本水道協会、222-223.
- 国土庁土地局 (1999): 地下水マップ付属説明書 (新潟地域). 126-131.
- 小島貞夫 (1964): 水処理のための生物試験の手引き. 月刊「水」発行所、81-91.
- 田崎和江 (1995): 微生物がつくる鉱物、地質ニュース、489、17-30.
- 田崎和江・周 国平・牧野 裕・西田佐織・青木 歩・松本和也 (1996): 河川の生物地球科学—金沢市の河川の環境を例として—. 地質学雑誌、102、1021-1038.
- 田代陽子・田崎和江 (1999): 水酸化鉄を主成分とするバイオマットの初期形成について. 地球科学、53、29-37.
- 塚野善蔵 (1965): 福井県水理地質図. 福井県.
- 日さく水質試験室 (1980): 鉄細菌の障害と対策について.
- 日本気象協会福井支部 (1999): 福井県気象月報.
- 日本水道協会 (1993): 日本の水道生物—写真と解説—. 169-176.
- 日本水道協会 (1999): 井戸等の管理技術マニュアル. 138-149.
- 福井市企業局 (2000): 平成11年度給計94地下水源見直し調査業務委託報告書
- 北陸第四紀研究グループ (1969): 北陸地方の第四系. 地団研専報、15、263-297.
- 水収支研究グループ (1993): 地下水資源・環境論—その理論と実践—. 共立出版、147.
- 山本莊毅 (1983): 地下水調査法. 古今書院、14-23.
- Angell, P. (1999): Understanding microbially influenced corrosion as biofilm-mediated changes in surface chemistry. *Current Opinion in Biotechnology*, **10**, 269-272.
- Costerton, J.W. and H.M. Lappin-Scott (1989): Behavior of bacteria in biofilms. *ASM News*, **55** (12), 650-654.
- Devender, K.J. (1995): Microbial colonization of the surface of stainless steel coupons in a deionized water system. *Water Research*, **29** (8), 1869-1876.
- Geesey, G.G., R.J. Gillis, R. Avci, D. Daly, M. Hamilton, P. Shope and G. Harkin (1996): The influence of surface features on bacterial colonization and subsequent substratum chemical changes of 316L stainless steel. *Corrosion Science*, **38** (1), 73-95.
- Ghiorse, W.C. (1984): Biology of iron-and manganese-depositing bacteria. *Annual Review of Microbiology*, **38**, 515-550.
- Holden, B., M. Greetham, B.T. Croll and J. Scutt (1995): The effect of changing inter process and final disinfection reagents on corrosion and biofilm growth in distribution pipes. *Water Science and Technology*, **32** (8), 213-220.
- Lewandowski, Z., W. Dickinson and W. Lee (1997): Electrochemical interactions of biofilms with metal surfaces. *Water Science and Technology*, **36** (1), 295-302.
- Oillos, P.J., R.M. Slawson and P.M. Huck (1998): Bench scale investigations of bacterial regrowth in drinking water distribution systems. *Water Science and Technology*, **38** (8-9), 275-282.
- Rainha, V.L. and I.T.E. Fonseca (1997): Kinetic studies on the SRB influenced corrosion of steel. *Corrosion Science*, **39** (4), 807-813.
- Rao, T.S. and K.V.K. Nair (1998): Microbiologically influenced stress corrosion cracking failure of admiralty brass condenser tubes in a nuclear power plant cooled by freshwater. *Corrosion Science*, **40** (11), 1821-1836.
- Ridgway, H.F. and B.H. Olson (1981): Scanning electron microscope evidence for bacterial colonization of a drinking-water distribution system. *Applied and Environmental Microbiology*, **41** (1), 274-287.
- Sand, W. (1997): Microbial mechanisms of deterioration of inorganic substrates—A general mechanistic overview. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **40** (2-4), 183-190.
- Sarioğlu, F., R. Javaherdashti and N. Aksöz (1997): Corrosion of a drilling pipe steel in an environment

- containing sulphate-reducing bacteria. *International Journal of Pressure Vessels and Piping*, **73**, 127-131.
- Sarouhan, B., D. Tedaldi, B. Lindsey and A. Piszkin (1999) : Corrosion Woes. *Water environment & technology*, **11** (4), 61-67.
- Starosvetsky, D., O. Khaselev, J. Starosvetsky, R. Armon and J. Yahalom (2000): Effect of iron exposure in SRB media on pitting initiation. *Corrosion Science*, **42**, 345-359.