

## 赤 い 川

### ——鉄細菌のはたらき——

永 久 正 志

#### 1. はじめに

ここにいう「赤い川」とは、水源の山間部に雨が降って土砂を巻き込んで流れる一時的な汚濁した赤い川のことではない。また川の近くに建てられた染色工場や染料工場からの排水を受けて赤く染まった川をいうのでもない。さらにまた、もともと赤味をおびた岩石の上や間を流れる美しい川をいうのでもない。赤色をした水酸化鉄の微粒を懸濁した水流とか、あるいは河流は透明でも水底や岸辺の岩石が水酸化鉄やジャロサイトの沈殿によって赤く染まった川や、水底に水酸化鉄などの赤褐色のヘドロを厚く堆積している川を、まとめて便宜的にいつているのである。

このような「赤い川」は各地方において見られ、古くから「赤川」、「須川」、「酢川」などと呼ばれていたが、「赤い川」の成因には2つの場合が考えられる。その1つは化学的現象の結果であり、他の1つは主として鉄細菌による生物的現象の結果である。このうち前者の場合は差し置いて、ここでは生物的な現象に焦点を合わせて述べることにする。

#### 2. *Thiobacillus ferrooxidans* のはたらき

アメリカ合衆国の東部を流れるオハイオ河の一支流に年間100~300万トンという大量の硫酸が

流れ、工業、農業などの用水として使用するには不適當であり、その流域の土壤は酸性化して住民の生活に被害を与えることが、多年にわたって社会的な問題となっていた。1940年代のなかばからこの河に硫酸の流れる原因が追求された結果、河の上流には炭鉱や露天掘りの炭田があり、それらの坑排水に多量の硫酸が含まれていて、この硫酸の生成にはこれまで知られていなかったある種の鉄細菌の活動が密接に関係していることが明らかとなった。やがて Colmer ら(1947, 1950)によってこの細菌が単離されて *Ferrobacillus ferrooxidans* (後に *Thiobacillus ferrooxidans* に含まれた)と命名された。

同菌は長さ1.0~2.0 $\mu$ 、幅0.5 $\mu$ で、1~数本の鞭毛をそなえた運動性の桿菌である。生長のためのエネルギー源として酸素によって  $Fe^{2+}$ (2価鉄)、元素状イオウ ( $S^0$ ) や還元型イオウ化合物を酸化し、遊離するエネルギーを二酸化炭素の同化に利用するはたらきをもっている。これらの基質の酸化に伴って硫酸が生成されるので、環境水の酸性度(pH)は強酸性を示すようになる。本菌の酸化活性の至適pHは1.0~2.5の間にあるとされている。

本菌が生化学的、地球化学的観点から重要視される理由は、上にあげた基質のほかに種々な金属硫化物を攻撃することができる点にある。例をあげれば、黄鉄鉱( $FeS_2$ )、黄銅鉱( $CuFeS_2$ )、方鉛

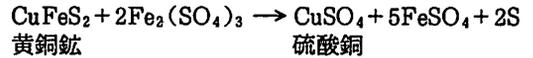
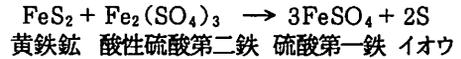
鉱(PbS), 針ニッケル鉱(NiS), 雄黄(As<sub>2</sub>S<sub>3</sub>), 輝安鉱(Sb<sub>2</sub>S<sub>3</sub>), 閃亜鉛鉱(ZnS), 硫カドミウム鉱(CdS), 輝水鉛鉱(MoS<sub>2</sub>), 合成硫化コバルト(CoS) および硫酸ウラニウム [U(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>] など, 知られているだけでも20数種の硫化鉱石にのぼるほどである。T. ferrooxidans はこれらの不溶性の鉱物の鉄成分ばかりでなくイオン成分も酸化して, 硫酸の生成とともに金属成分を可溶化して遊離させる。このような同菌のはたらきは地球化学的な硫化鉱の変質ばかりでなく, 次に述べるように鉱石から有用もしくは有害な金属のリーチング(浸出)や強酸性の鉱山排水による鉄やコンクリート施設の腐蝕, 土壌や河川の汚染など人間の生活と密接な関係のある問題に重要な役割を果たしている。

### 3. 細菌リーチング (Leaching)

含まれている特定の成分が低品位であるような鉱石や鉱石廃滓から目的とする金属成分を抽出して濃厚にするために, 鉱石顆粒を強酸性液と酸化剤とを使用して抽出を行なう操作が鉱業的リーチング(浸出)と呼ばれる工程である。将来高品位の鉱石はしだいに減少していく傾向を思えば, 現在ボタ山として厄介視されている貧鉱や鉱石廃滓の山積みを利用する方法の開発は, 鉱業上重要な問題の一つといえよう。現在リーチングは銅やウラニウムについて実地に行なわれており, アメリカでは銅の年産量のうち11.5~15%がこの操作によって回収されているということである。

#### i. 化学的リーチング

硫化金属鉱から有用金属を非生物的すなわち化学的に浸出するために通常使用されるのは, 酸化剤としての酸性硫酸第二鉄溶液であって, リーチングの過程はいわば酸化還元反応であり, 鉱石は硫酸第二鉄の消費によって次式のように酸化されて, 液中に浸出される。



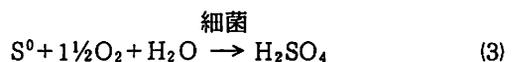
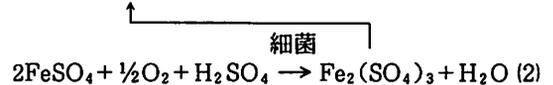
化学的リーチングは種々な純度をもつ鉱石に適用できるのが利点であるが, 反応速度がおそくて金属の回収に時間がかかるとか, 効力の減退した酸性硫酸第二鉄を交換する費用とか, または化学的方法によって硫酸第一鉄を第二鉄に再生するのに要する費用や労力などが, 経済的に回収の利益にバランスがとれるか否かによってその適用が決められるという不利な面もある。

#### ii. 細菌によるリーチング

T. ferrooxidans が硫化鉱に作用して金属成分を浸出する機構には, 2つの異なった過程がある。その1つは同菌が鉱石へ直接はたらくこと, 他の1つは間接にはたらくことである。自然ではこの2つの過程はいずれか一方だけというよりも, むしろ同時に行なわれる場合が多いと考えられている。

#### A. 間接的作用

Fe<sup>3+</sup>[Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>] が酸化剤としてまず金属硫化物(MS, ただしMは2価の金属を表わす)を酸化し, 自身はFe<sup>2+</sup>(FeSO<sub>4</sub>)に還元される。生じたFe<sup>2+</sup>にT. ferrooxidans がはたらいてFe<sup>3+</sup>を再生して反応は再び繰り返えされ, 大量の金属硫化物が酸化されることになる。すなわち,

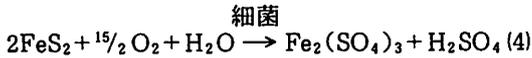


(1)の反応はT. ferrooxidans の介在を必要としない非生物的に進行する反応であり, (2)と(3)の反応は同菌によって行なわれる反応である。このよ

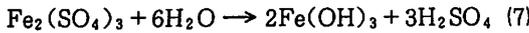
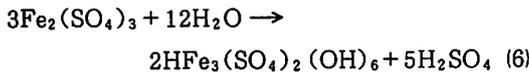
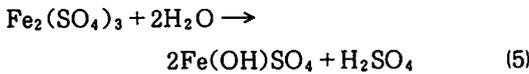
うにして  $Fe^{2+} \rightleftharpoons Fe^{3+}$  の酸化還元が回転し、可溶化した金属硫酸塩がリーチ液中にたまることになる。

### B. 直接的作用

好気条件のもとで *T. ferrooxidans* が直接に硫化鉱に作用して、これを可溶性の金属硫酸塩に酸化する場合である。黄鉄鉱を例にとれば、



*T. ferrooxidans* が鉱石を直接攻撃するためには、鉱石の表面に同菌が接着することが必要条件である。したがって鉱石の表面構造や表面が不純物によっておおわれていないことが重要である。細菌による直接的あるいは間接的リーチングでも、生じた  $Fe_2(SO_4)_3$  の一部は加水分解を受けて、



水酸化鉄 (7式) または塩基性硫酸鉄 (ジャロサイト, 5, 6式) として沈殿して鉱石の表面をおおい、細菌の接着を妨げてリーチングの成績を減退させる。しかし他方では硫酸が生成されるので、リーチ液の pH を強酸性に保たせる。

一般に *T. ferrooxidans* による金属浸出の速度は、化学的浸出速度よりもはるかに大きいのが特徴である。

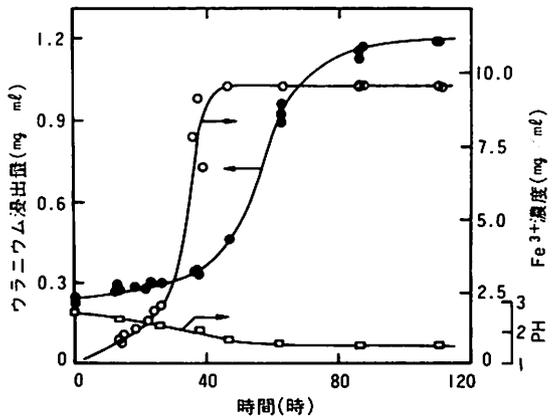
## 4. ウラニウムのリーチング

*T. ferrooxidans* によって浸出される鉱石は必ずしも硫化金属鉱とは限らない。

ウラニウムは多くの場合、 $UO_2$  と  $UO_3$  の混合物として閃ウラン鉱あるいはピッチブレンドなど

に少量含まれている。 $UO_3$  は稀硫酸に容易に溶解するが、 $UO_2$  は可溶化のためには  $U^{4+}(UO_2) \rightarrow U^{6+}(UO_3)$  に酸化されなければ溶解しない。低品位のウラニウム鉱石について化学的方法による浸出が困難な場合でも、*T. ferrooxidans* によるリーチングによって目的を達することができる。

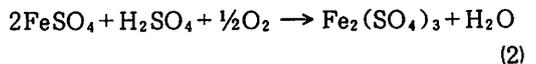
i. ウラニウム鉱の顆粒に  $Fe^{3+}$  と細菌を加えると、可溶化反応の間に還元された  $Fe^{2+}$  を細菌が再び酸化して  $Fe^{3+}$  を生成する (図1, Tomizuka ら 1976)。



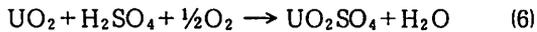
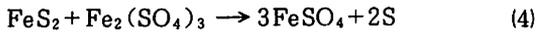
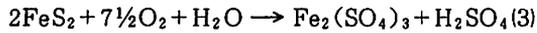
(図1)  $Fe^{2+}$  の酸化とウラニウムリーチング (Tomizuka ら 1976)

- $Fe^{2+}$  酸化;
- ウラニウムの浸出濃度;
- pH;

鉱石顆粒 (10%) - 9K-培養液; 30°C



ii. ウラニウム鉱が黄鉄鉱を含んでいる場合には、細菌が黄鉄鉱を酸化して  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  と  $\text{H}_2\text{SO}_4$  を生成させてウラニウムのリーチングを進行させる。



ウラニウム・リーチングの成績をあげるには *T. ferrooxidans* の良好な増殖をつづけさせねばならない。ところがウラニウムは一般の微生物に対して強い毒性をもっており、*T. ferrooxidans* の場合も例外ではない。しかも同菌がもっている多くの重金属イオンに対する大きい耐性にくらべれば、 $\text{U}^{6+}$  イオンの耐性ははるかに小さい ( $\text{UO}_2^{2+}$  1.2~24 g/l で  $\text{Fe}^{2+}$  酸化を完全に阻害する、Tuovinen および Kelly 1974)。

## 5. *T. ferrooxidans* の金属耐性

自然において *T. ferrooxidans* は強酸性の、しかも岩石や鉱石から浸出した濃厚な金属イオンを含む環境水のなかで生育している。通常の培養では細菌を死滅させるかまたは増殖を強く抑制するような高濃度の金属イオンに対しても *T. ferrooxidans* は耐性をもっている。例えば同菌による黄銅鉱のリーチングの場合に、多くの細菌に強い毒性を及ぼすような銅の濃度 15~25 g/l を含む水液中で同菌の活発な活動が見られるのは、イオン濃度の増加に対する同菌の適応もしくは突然変異によって耐性を獲得するものと思われる。このような突然変異をおこした菌株を適当な培養条件のもとでえらんで金属のリーチングに使用すれば、効率のよい成績をあげることが可能となるわけである。

近年、遺伝子工学の発展は目覚ましく、遺伝子 DNA (デオキシリボ核酸) の塩基配列の解明や実験室でのその合成、あるいは遺伝子組み換えなどについて数多くの研究が行なわれて、その成果が高く評価されるようになった。例えば高等動物の産生するインシュリンの遺伝子の解明およびその合成遺伝子を大腸菌に取りこませて、タンク培養による大腸菌のインシュリン大量生産などが実地に行なわれようとしている。*T. ferrooxidans* についても、同菌の増殖速度は小さく多量に得るには時間と労力が多く費やされるので、ウラニウムや砒素などの耐性の研究には、耐性を発現する遺伝子を含むプラスミド DNA を菌体から抽出して、これを大腸菌のプラスミド DNA に組みこませ、この大腸菌を多量に培養すれば他菌種に組みこませた *T. ferrooxidans* の耐性遺伝子を研究するのに有利である。ここまでの研究はある程度の成果をあげることができたが (Holmes ら 1984; Rawlings ら 1984; 1985), このように他菌種によって複製されたリーチングに有利な遺伝子を荷なう DNA を、再び *T. ferrooxidans* 細胞に取りこませることが可能であるか否か (Barros ら 1985), 今後の研究が期待されている。

## 6. 廃鉱石堆の自然のリーチング

鉱山地区で野積みされた硫化鉱のボタ山、硫化鉄の混じった石炭ボタ山や露天掘り跡、あるいは硫化物の混じっている土壌などが、湿気、雨水その他の自然水によって風化され、あるいは生育する微生物によってリーチングされる場合がしばしば見られる。一般にこのような廃鉱石堆や土壌では風雨にさらされる期間、湿気、温度、表面からの深さなどの環境要因によって、その場所に繁栄する微生物の種類や個体数などに連続的な変移が見られるはずである。

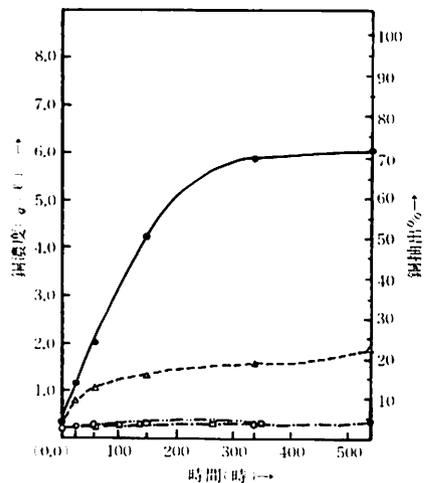
通常、炭坑内や硫化鉱山坑内に湧き出る地下水

は pH 5.5~7.5 の範囲内にあり、緩衝作用はほとんど持たないが、流出する間に *T.ferrooxidans* の存在によって pH は 3.0 以下にまで低下している場合が多い。同菌の増殖の至適 pH は 1.0~2.5 の範囲にあるので、pH 3.5 以上ではむしろ増殖は減退する。しかし他方、種々な好酸性イオウ細菌たとえば *Thiobacillus thiooxidans* は鉄細菌 *T.ferrooxidans* と共存することができるので、これらのイオウ細菌の酸化による pH 値の低下 (pH 4~7 → 1~4) が *T.ferrooxidans* の活動に好適な環境をつくりだす可能性も考えられる。また他の鉄細菌 *Metallogenium* は坑水の pH 3.5~4.5 の範囲内で鉄を酸化し、生じた酸により pH をさらに低下させて、自身の増殖の減退とともに *T.ferrooxidans* の生育に都合のよい環境をつくり出すという、つまり坑水中で pH に依存した連続的な種々な細菌の増殖が進行する結果、坑排水の酸性度は生物的に増進するという報告もある (Walsch および Mitchel 1972)。

雨水またはスプレーによってボタ山にそそがれた水液は、堆積の成分 (土壌、石炭、黄鉄鉱、砂礫など) に応じて内部に保たれる。比較的表層に近く生育している *T.ferrooxidans* は黄鉄鉱または他のイオウ化合物を酸化して硫酸を生成する。硫酸に溶解した  $Fe^{2+}$  (酸性硫酸第二鉄) は堆積の深部にまで浸透して、さらに堆積をリーチングする。この反応は発熱反応であり、堆積内での熱の伝導は良好でないから生じた熱はたまって相当な温度になる。*T.ferrooxidans* が黄鉄鉱や黄銅鉱をリーチングする至適温度は 35°C であるから、堆塊内部の温度が 55°C にも昇れば同菌によるリーチングは停止するわけである (Bryner ら 1967)。しかし、鉄細菌のなかには好酸性でありしかも好熱性の種類 *Sulfolobus* (生育温度 55~85°C) や *Thiobacillus* 型の細菌 TH 菌 (活性温度 50~55°C) が各地の熱泉やリーチ鉱石堆塊の高温の部分から見いだされているので、リーチ温度 50~80°C の範囲で酸素の供

給があれば、それらの細菌の活動もあり得るといわれている。

野積みにされたボタ山内では適度な湿気または水分があれば、強酸性というきびしい条件下でも多種多様の微生物、たとえば細菌、糸状菌、藻類、蘇苔類、原生動物などもある期間生育し、連続的な変移を示す。*T.ferrooxidans* に好酸性の別種の有機栄養性の細菌が混じって生育すると、酸素や必要なイオンの利用の競合や混在菌の産生する有機物質が *T.ferrooxidans* の活性や生長を阻害するなどの理由により、リーチングの効果が低下すると思われる。しかし反対に、他菌種の混在がリーチングの成績をあげる場合がある。たとえば酸性に適応した好気性、有機栄養性の窒素固定細菌の混在が、黄銅鉱、針ニッケル鉱、硫化鉄鉱などのリーチング速度にいちじるしい好結果をもたらすことが、実験室内の試験で明らかにされている (図 2 Tsuchiya ら 1974; Trivedi ら 1975)。このような混合生育による金属の浸出は、野外での自然のリーチングにおいてもおそらく効果的に行なわれていると思われる。



(図 2) 基質金属に適応させた数種の細菌の混在による銅のリーチング, pH 2.5 (Tsuchiya ら 1974)

▲; *Thiobacillus*, □; *Beijerinckia*,  
●; 両菌種の混合, ○; 非生物的

## 7. 鉱山排水と鉄細菌

### A. 鉱山排水の性質

硫化金属鉱山、瀝青炭鉱などの坑排水が相当量の硫酸を含むため強酸性を示し、淡緑色もしくは水酸化第二鉄、ジャロサイト、イオウなどの微粒を懸濁して赤褐色もしくは黄赤色を呈して流出している場合がある。このような坑排水の流れは世界の各地で知られており、生物は特殊な種類を除いては其中で生息できない。このような鉱山からの排水は、通常次のような性質をもっている。

i. 強酸性のpHを示す。

ii. 相当な濃度の金属、たとえば鉄、銅、鉛、コバルト、ニッケル、モリブデン、カドミウム、マンガン、亜鉛、アンチモン、アルミニウム、砒素およびそれらの硫化物を溶解している。

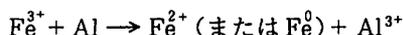
iii. 上記金属の酸化物やイオウの微粒を多量に懸濁している。

iv. 有機物質はそれほど含んでいない。

このような性質をもつ鉱山排水は、自然水や用水による坑内または露天の屑鉱堆積の浸出、鉱床の浸出、選鉱作業による廃水、一般的にいえば鉱山自体の性質に基づくものであり、化学的、微生物的もしくは両者の共反応にその原因を求めることができる。

### B. 強酸性鉱山排水による障害の防止

鉄細菌を含む強酸性の坑内水は、ポンプ、水管その他の施設を腐蝕させる作用がいちじるしい。鉄製はもとよりアルミニウム製の場合でも、



の反応に *T. ferrooxidans* のはたらきが密接に関与して、アルミニウムを浸出して設備を腐蝕する。

強酸性の水流が河川に流入した場合、下流水域の土壌相や生物相に悪影響を与えることはいうま

でもない。まして強酸性に加えて金属イオンを多量に溶解し、またはそれらの酸化物の微粒を濃厚に懸濁した水流においてはなおさらのことである。たとえば昭和47～48年以前には、岩手県の松尾イオウ廃鉱山の鉱区に源を発する“赤川”はpH1.6の強酸性で、鉄やその他の金属塩を溶解して赤褐色をした流れの速い河川として松川と合流し、さらに北上川にそそいでいた。そのため北上川の下流水域では、河川漁業、農工用水の使用に大きな障害を与えていた。通常このような特殊な性質をもつ水流の対策としては、

i. 強酸性坑水形成の防止

ii. 強酸性水の中和処理

iii. 溶解または懸濁した金属塩の除去などがあげられる。

i. 強酸性の坑水の形成を防ぐ方法の一つは、 $\text{Fe}^{2+}$  およびイオウの酸化を抑制することにある。これには2つの方法が考えられる。その1つは酸素を含む湧水を鉱石と接触させないこと、他の1つは鉄細菌の生育を抑制する化学薬剤（陰イオン性の表面活性剤、安息香酸、ソルビン酸、これらの効力を長期間持続させるためゴム成形物に含ませたもの、抗生物質など）を坑内排水の集まる地点もしくは鉱石と接触する前の湧水に撒布することである。しかしこれらの方法は現実には実行されていない。また種々な有機酸が *T. ferrooxidans* の増殖に大きな阻害作用をもつことも知られているので、比較的高濃度の有機酸を含む下水汚泥の使用も現実的な見地から一応は顧慮されようが、汚泥中に生存するかも知れない病原菌や病原性ビールスまたは有害物質による別の汚染問題をひきおこす恐れが強い。

さらにもう一つの考え得られる方法は、嫌気性硫酸還元細菌の坑排水への利用である（Tuttleら 1969；Wakaoら 1979）。そのためには同細菌自身の生理的性質に基づく3つの条件が満たされなければならない。その1は環境水が嫌気状態に保

たれること、2は炭素-およびエネルギー源として有機物の供給が必要なこと、3は同菌の硫酸還元作用に不適当な環境水のpH(4.5以下)を適当な方法で高めることなどである。このような条件のもとで同細菌は排水に含まれる硫酸イオン( $\text{SO}_4^{2-}$ )をスルフィッド( $\text{S}^{2-}$ )に還元する。生成したスルフィッドは溶存する鉄と作用して硫化鉄として沈殿するか、または硫化水素のまま反応系から消失する。このようにして鉱山排水の強酸性および溶解している高濃度の $\text{SO}_4^{2-}$ や $\text{Fe}^{2+}$ による汚染の障害を緩和することができ、他方同菌の代謝副産物による*T. ferrooxidans*の生育の阻害効果をもたらすなどの利点があげられる。しかしこの場合でも強酸性坑排水のpH調節、生成する硫化鉄、硫化金属あるいは硫化水素の処理という面倒な問題が代わって生じることを思えば、この方法を実行するには大きな困難が伴うといわざるを得ない。

### C. 鉱山排水処理の実行

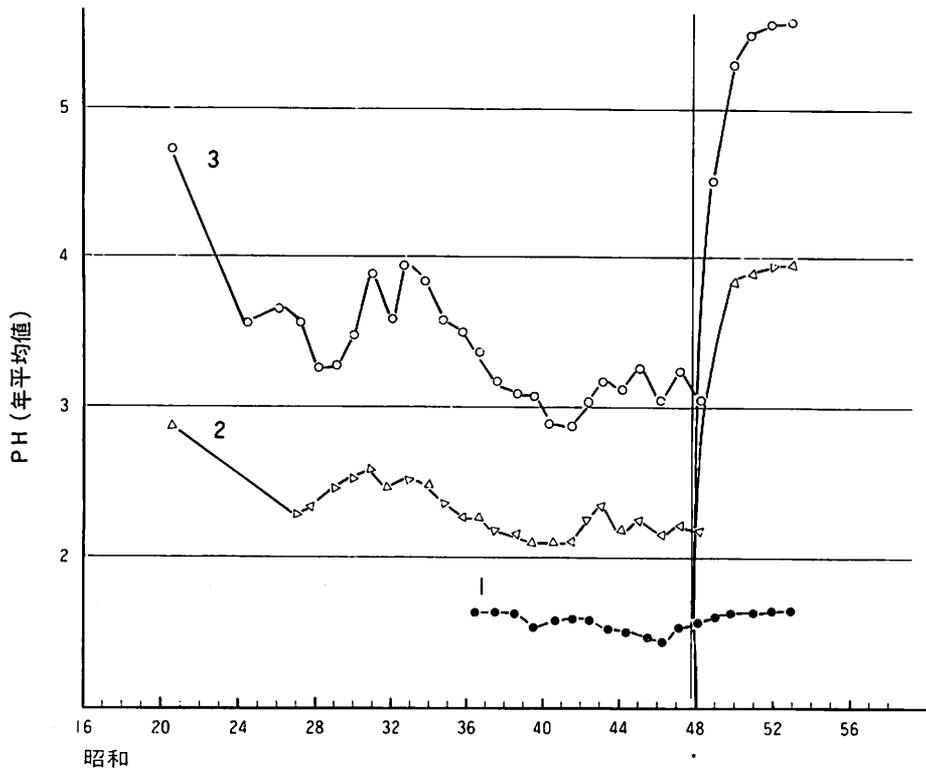
鉱業に伴う河川の水質汚染による公害については、1890年頃から長い年月にわたって社会の問題となった足尾銅山による渡良瀬川の水質汚染が有名である。わが国のエネルギー資源が石炭から石油に代わり、石油から大量のイオウが回収されるようになって多くの硫化鉱山が廃山に追いやられた今日、規模に大小の差はあっても廃鉱山坑水による水質の汚染とその処理対策は、解決しなければならない環境保全問題の一つとして残されている。

鉱山排水の比較的大規模な公害防止処理にわが国で初めて取り組み、ある程度の成果を収めているのは岡山県の柵原硫化鉄鉱山における例であろう。その概略を述べると、同鉱山の稼行歴の古い上部鉱床から出る坑内水は多量の硫酸第一鉄を溶解しているため透明で淡緑色をおび、強い酸性(pH2.5)を示している。この坑水を酸化槽に導

びいて(2 $\text{m}^3$ /分)激しく通気攪拌しながら、*T. ferrooxidans*を多量に吸着混入している鉄酸化泥を添加して硫酸第一鉄を第二鉄に酸化する(約1時間)。この細菌泥や第二鉄の微粒を懸濁した酸化水を分離槽に導びいて懸濁粒子を沈降分離させ、一部を細菌泥として再び酸化槽に送る。他方、上層の酸化水は中和槽に送って炭酸カルシウムで中和し、生成した水酸化第二鉄と硫酸カルシウムの沈殿を濾別して上清液を川に放流する(小原ら1976)。受流した川は坑排水による特徴的な被害をひきおこしていないということである。

またさきに述べたように、詩情ゆたかな北上川にそそぐ岩手県の“赤川”は廃山坑内水(20 $\text{m}^3$ /分)のほか混入する汚濁水や自然水を併せて年間平均50 $\text{m}^3$ /分の流量をもつ強酸性の毒水で、当然水質および土質の汚染防止の対象として長年にわたって悩まされてきたわが国でも有名な毒川であった。昭和47年5月以降建設省岩手工事事務所によって、炭酸カルシウム乳液および水酸化カルシウムによる中和処理によって“赤川”の水質改善(図3)、および四十四田ダムによる北上川の水質保全が行なわれてきたが、昭和55~56年前述の柵原鉱業所の方式とほぼ同様な鉄細菌-炭酸カルシウム-珪藻土中和方式による中和処理-濾過施設が元山地区に建設された。同施設の操業(写真1)および大規模な露天掘り跡の埋め立て工事によって“赤川”の水質が改善されて、北上川の環境基準(A類型)が現在達成されつつあるということである。

わが国は火山国である。したがって火山地帯、稼行中の硫化鉱山、廃鉱山から化学的、微生物的リーチングによって生じる強酸性の赤い川は各地に見られる。これらの汚染水は元山地区、河流の途中などで規模の大きさに差はあっても、中和処理あるいは貯水ダム、貯水池などの施設によって水質の改善が多く行なわれている。曾っては“魚の住まない川”といわれて釣人たちに敬遠さ



(図3) 赤川のpH経年変化図。

1 ; 坑内水, 2 ; 富士見橋におけるpH,  
3 ; 古川橋 (松川合流後の下流にかかる)  
におけるpH。

矢印は赤川中和処理開始の年代を示す

(建設省東北地方建設局岩手工事事務所資料より抜粋)

れていた川にも魚影を見ることができるようになった川も多く知られている (例えば山形県, 須川)。また“赤川”と呼ばれている川でも現在では目立つほどの汚染水は流れておらず (青森県, 赤川; 群馬県, 赤川; 島根県, 赤川など), あるいは中流は赤い川でも上, 下流では通常の川と区別できないもの (栃木県塩原, 赤川; 群馬県, 吾妻川), あるいは河川としての形態をほとんどとどめないもの (知床半島, 赤川) もある。しかし群馬県北部の白根山系や廃鉱山から発する数多くの川, 例

えば万座川, 湯川, 矢沢川, 大沢川, 長笹川, 須川 (白沙川), 遅沢川などは種々な水質改善施設にも拘らず黄白色, 赤黄色の汚濁した河水が流れ, または水底に多量の第二鉄を, あるいは河流の岩石を第二鉄によって強く赤褐色に染めている。殊に巖洞沢川では赤褐色の強酸性 (pH2.4) の水が現在流れている。このような河川は各地において多数見受けられ, 未だその対策は充分とはいえない。

## 8. 種々な鉄細菌による河川の汚染

河川の水質や流速によって生育する生物相はおのずから限定される。河川の汚濁状況を生物学的な水質体系によって表わすと、

### i. 強腐水性水域

BOD（生化学的酸素要求量）によって同水域はさらに $\alpha$ -および $\beta$ -強腐水性水域に分けられる。

### ii. $\alpha$ -中腐水性水域

### iii. $\beta$ -中腐水性水域

### iv. 貧腐水性水域

の4段階に分けられる。

## A. Sphaerotilus の増殖

河川の衛生学的、工業的、魚漁的見地から汚水生物の一種として、また汚染の程度を表わす指標生物として、鉄細菌 Sphaerotilus があげられる。同菌は $\beta$ -強腐水性水域や $\alpha$ -中腐水性水域に出現する（津田 1976）。同菌は分裂によって連続した細胞鎖となり、その外側に鞘を形成する（写真2）。流水の好適な環境条件（例えば pH6.6~9.0）では河床または水中の物体の表面に羊毛状または房状をした粘着性のコロニー集塊として増殖し、いわゆる“水わた”を形成する。“水わた”の大きいものは長さ30cmに達するものもある。生育の若い時期の色は灰白色、古くなると鞘に水酸化鉄を堆積するので褐色またはさび赤色を呈するようになる。他の共存する汚水微生物をおさえて圧倒的にまんえんしてマットを形成することが観察されている。

一般に河川の粘質集塊は、Sphaerotilus, Beggiatoa, Zoogloea その他の細菌類、糸状菌、藻類、原生動物などから成る集団である。これらの微生物の生活は競合的および相互作用的であり、一族の増殖が他をおさえて優位を占めることは自然においてしばしば見られる現象である（例えば、Sphaerotilus-biomass）。これにはいくつかの生

理、生態上の原因があるはずであるが、ここでは特に増殖の現象面だけについて述べることにする。

### i. 養分

河川が都市下水のほか、醸造、精粉、精糖、酪農、皮革、繊維、パルプなどの有機化学工場の廃水を受容する地点から下流にかけて、Sphaerotilus が大量に出現する。これらの工場廃水は単糖類、少糖類、低級有機酸、アルコールおよびアミノ酸などを含み、汚染生物の主要な栄養源となる。それにも拘らずそれらの汚染生物をおさえて圧倒的に繁栄するというのは、同菌に低濃度の養分を抽出する特別な能力が賦与されているためか、または未知の特殊な要因が存在するためか明らかでない。ただあげられる事実は、家庭下水などで下水そのままでは同菌の出現を抑制するが、下水が流れるうちに他の細菌によって溶解しているアミノ酸が分解された水域とか、下水が川にそそいで養分が薄められた流入点の下流ではよく生育しているのがしばしば見受けられる（津田 1976）。

### ii. 集塊の粘着力

Sphaerotilus の鞘で包まれた細胞鎖（フィラメント）は粘着性をもっているため、フィラメントが多数集合すれば凝集塊を形成する。河川の強い流れは河床の瓦礫に固着した Sphaerotilus のコロニー集塊、またはその一部を綿状の塊まりとして引き裂いて運び去る。河の淀みにくるとそこで沈殿して再び増殖をはじめ、いわゆる二次汚染をひきおこす。また堰堤などによってせき止められて河底に沈殿した集塊が死滅して腐敗すれば、水底に腐泥を形成し、硫化水素を発生する。Popp および Bahr (1954) はこのような腐泥の堆積が1~2mの厚さにも達したことを観察している。

Sphaerotilus によって強く汚染された河川がはこぶ同菌のコロニー集団が、どれほどの量にのほるかを示すいくつかの測定例が報告されている。ヨーロッパの Main 河や Ocker 河で、河の流れの横断面を通過する Sphaerotilus の1日当たりの生

重量を計測すると、前者で約325トン(Liebmann 1953)、後者で約170~1440g/m<sup>2</sup>(PoppおよびBah 1954)という値が得られたこともある。

### B. Sphaerotilus による障害

河床が Sphaerotilus の綿状のマットでおおわれた場所は魚類の産卵に不相当となり、あるいは河床に産み付けられた魚卵の孵化に影響を与え、また魚類の食餌となる水生小動物などを窒息させる場合が知られている(GaufinおよびTarzwell 1955)。

特に食物連鎖の面から見逃がすことのできないことは、Sphaerotilusは水に溶解している微量の重金属たとえば鉄、銅、クローム、鉛、亜鉛などを吸収して菌体に濃縮蓄積すること(表1)、さらに菌体に濃縮された重金属は、同菌を食餌とする生物から他の生物へと食物連鎖によって移動蓄積されていくことである。

表1. Sphaerotilusによる重金属の蓄積  
(Patrickら および Loutitら  
1972, 1973. データの一部  
組合せ)

	クローム	銅	鉄	鉛	亜鉛
培養液	0.20	1.00	0.90	ND	0.80
Sphaerotilus接種直後 減菌、重金属非添加	NT	1.10	1.00	NT	0.70
Sphaerotilus、重金属添加*	21.00	200.00	272.00	114.80	160.00
排水合流点下流における					
河 水	0.70			ND	ND
沈 殿 物	23.10			47.10	43.80
Sphaerotilus	284.00			118.50	345.00

ND: 検出できず, NT: 検出せず, 河水の重金属濃度:  $\mu\text{g/ml}$ ,  
他の試料の重金属濃度:  $\mu\text{g/g}$  乾重量, \*: 各2.5ml

この現象を Patrickら (1972, 1976) および Loutitら (1973) は, Tokomairiro 河(ニュージーランド)に放水される織物染色工場, 羊毛洗浄工場および下水処理場からの排水合流点下流において, たまたま多数のウナギが斃死した事件の原因追求

によって, Sphaerotilus を主原因とする重金属の食物連鎖による移動蓄積を実証した。このように Sphaerotilus が河流に大量にまんえんした場合, 単に景観上の不利ばかりでなく, 予期しない被害をひきおこす可能性もかくしているわけである。

### C. その他の鉄細菌

わが国で広く見られる鉄細菌 Leptothrix 属, Gallionella 属なども流水中に夥たたく繁殖して, 赤い粘質性のヘドロを水底に堆積する。前者は桿状の細胞鎖の外側に鞘を形成してフィラメント状となり(写真3), 有機物質および水に溶解した炭酸鉄(II)やマンガン(II)を酸化してエネルギーを得る混合栄養性とみなされる細菌類である。酸化生成物の水酸化鉄(III)や二酸化マンガン(IV)を鞘やその外側に分泌された粘質層に堆積する。また後者は腎臓形をした小形の細胞で, 炭酸鉄や硫化鉄(FeS)を酸化してエネルギーを得る無機栄養性の化学合成細菌と思われる。細胞の凹側から水酸化鉄を堆積したラセン状の長い柄を形成する(写真4)。これらの細菌はいずれも強酸性の水域には生育できず, 中性付近-弱アルカリ性の水中によく生育する。

これらの細菌は湖沼, 湿原, 有機質を濃厚に含まない水流, 小川, 畦水, 崖表面の漏水, また含鉄温泉の流水などに, 生育の証しである赤褐色のヘドロを形成する。

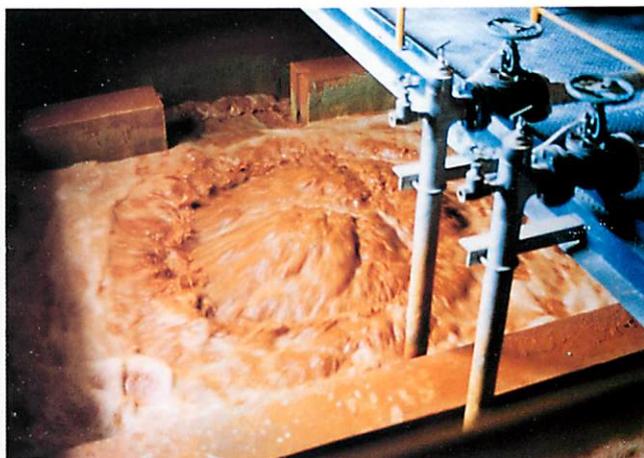
特に河川における夥たたく繁殖はしばしば観察されるが, それによってひきおこされる害害についてはあまり報告されていない。しかしその増殖によって送水管の狭窄をおこすため管の浄化または交換とか, 工業用貯水タンクに繁殖して洗浄に際して製品を汚染するというようなトラブルはしばしば経験されている。また温泉地区や風光明媚な地域の水 flow に不気味な赤いヘドロの堆積は, 景観上の不利をまねがれないといえよう。

写真 1. 岩手県赤川の水質改善施設および処理

坑排水および露天掘り覆土からの漏水を  
あつめた強酸性の流水  
(昭和57年 8月)



酸化槽  
(昭和57年 8月)



中和槽  
(昭和57年 8月)

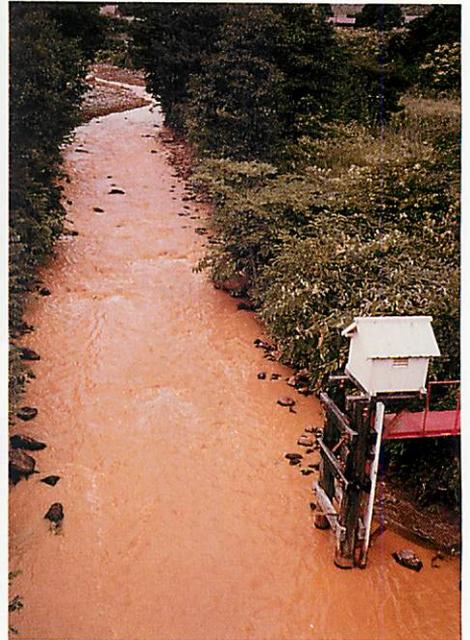




濾過した水酸化鉄  
の貯泥池  
(昭和57年 8月)



処理後の水流  
(昭和57年 8月)



水流に炭酸カルシウム乳液を直接  
投入して中和していた頃の赤川  
(昭和54年 8月)

写真 2.

*Sphaerotilus* 属, プルシャン  
青染色, 細胞鎖がみられる。  
×約600

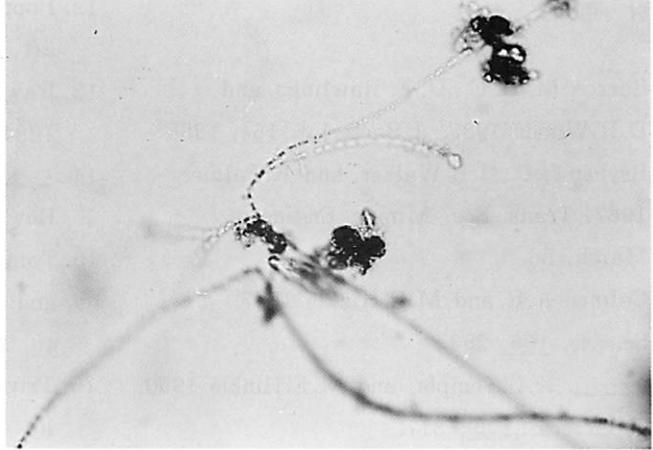


写真 3.

*Leptothrix* 属の鞘の集団。  
×約600

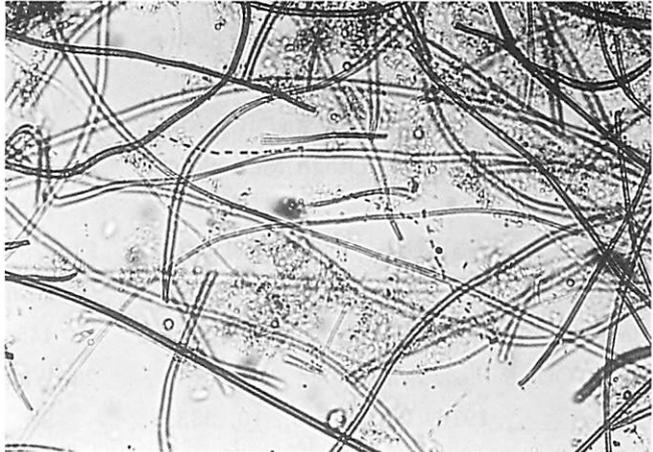
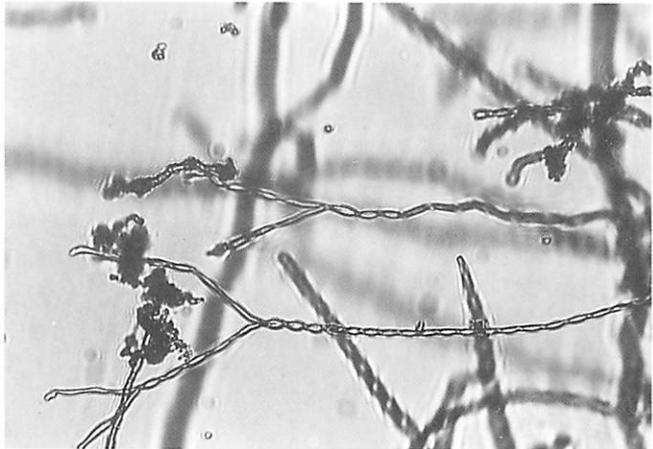


写真 4.

*Gallionella ferruginea* の柄  
2本の柄がからみ合っている,  
頂端細胞はいずれも脱落して  
いて認められない。×約600



## 引用文献

1. Barros M. E. C., D. E. Rawlings, and D.R.Woods 1985. *J. Bacteriol.*, 164, 1386
2. Bryner L.C., R.B.Walker, and R.Palmer 1967. *Trans. Soc. Mining Engineers*, March, 56.
3. Colmer A.R. and M.E.Hinkle 1947. *Science*, 106, 253
4. \_\_\_\_\_, K.L.Temple, and M.E.Hinkle 1950. *J. Bacteriol.*, 59, 317.
5. Gaufin A. and C.Tarzwel 1955. *Amer. Midland Naturalist*, 54, 78.
6. Holmes D.S., J.H.Lobos, L.H.Bopp, and G.C.Welch 1984, *J. Bacteriol.*, 157, 324.
7. Liebmann H. 1953. *Vom Wasser*, 20, 24.
8. Loutit M.W., F.M.Patrick, and R.S.Malthus 1973. *Proc. Univ. Otago Med. School*, 51, 37.
9. 小原芳夫および福田勉夫 1976. *日本鉱業会誌*, 92, 306.
10. Patrick F.M. and M.W.Loutit 1972. *Proc. Univ. Otago Med. School*, 50, 30.
11. \_\_\_\_\_, \_\_\_\_\_, 1976. *Water Res.*, 10, 333.
12. Popp L. and H.Bahr 1954. *Wasserwirtschaft*, 45, 29.
13. Rawlings D.E., I.Pretorius, and D.R.Woods 1984. *J. Bacteriol.*, 158, 737.
14. \_\_\_\_\_ and D.R.Woods 1985. *Appl. Environ. Microbiol.*, 49, 1323.
15. Tomizuka N., M.Yagisawa, J.Someya, and Y.Takahara 1976. *Agr. Biol. Chem.* 40, 1019.
16. Trivedi N.C. and H.M.Tsuchiya 1975. *Int. J. Min. Proc.*, 2, 1.
17. Tsuchiya H.M., N.C.Trivedi, and M.L.Schuler 1974. *Biotech. Bioeng.*, 16, 991.
18. 津田松苗 1976, *污水生物学*, 10版, 北隆館 p.72
19. Tuovinen O.H. and D.P.Kelly 1974. *Arch. Microbiol.*, 95, 165.
20. Tuttle J.H., P.R.Dugan, and C.I.Randles 1969. *Appl. Microbiol.*, 17, 297.
21. Wakao N., T.Takahashi, Y.Sakurai, and H.Shiota 1979. *J. Ferment. Technol.*, 57, 445.
22. Walsh F. and R.Mitchell 1972. *Environ. Sci. Technol.*, 6, 809.