

水銀汚染土壌の微生物による浄化工法の実証試験

根岸敦規¹・守屋恵五²・竹内文章³・杉尾 剛⁴

¹正会員 農博 ㈱間組 技術・環境本部 環境事業部 (〒105-8479 東京都港区虎ノ門二丁目2-5)

² 関東電化工業㈱ 水島工場 環境保安部 (〒712-8533 岡山県倉敷市松江四丁目4-8)

³ 工博, 農博 岡山大学 准教授 保健環境センター (〒700-8530 岡山県岡山市津島中三丁目1-1)

⁴ 農博 岡山大学 教授 農学部総合農業科学科 (〒700-8530 岡山県岡山市津島中一丁目1-1)

温泉地などの酸性土壌に生息している鉄酸化細菌には、2価鉄依存性の水銀還元気化機能を有するものが知られている。今回、水銀耐性を従来より高めた鉄酸化細菌 (MON-1株) を用い、水銀汚染土壌の浄化実証試験を行った。試験では実際の汚染土壌処理を想定し、100kgの汚染土壌と微生物培養液の攪拌・混合による浄化を試みた。その結果、水銀含有量25mg/kg、溶出量0.2mg/Lの汚染土壌を浄化開始1週間で含有量が環境基準値 (15mg/kg) 以下、溶出量が第2溶出量基準値以下まで浄化できた。この菌は安価な無機塩だけで増殖でき、pHをある範囲に維持することで浄化を効果的に行うことができるという特徴がある。また、電気化学的培养や、冷蔵保存が可能であるため、汚染土壌の大量浄化に適していることが判明した。

キーワード: 水銀汚染土壌, 微生物浄化, 鉄酸化細菌, 還元気化, 電気培養

1. はじめに

水銀化合物は水銀鉱山やその周辺の土中に存在する。また工場からの排水に存在している場合もある。自然界においては生物化学的水銀循環により、0価から+2価の酸化状態で存在している。無機水銀化合物は、微生物により、また人為的に有機水銀化合物へ変化される。水銀化合物の中で Hg^{2+} と脂肪に溶解する有機水銀 CH_3Hg^+ は生物にとって高い毒性を有している。そのため、土壤環境基準で0.0005mg/L以下 (有機水銀は検出されないこと) と厳しい規制がなされている。

水銀に汚染された土壌は、水銀化合物が約360℃から580℃で昇華する性質を持つことを利用し、加熱処理による浄化が一般的に行われている。一方、微生物による水銀の還元能力は古くから知られており、水銀還元酵素を持つ多くのグラム陰性菌、グラム陽性菌を利用した水銀の気化処理の研究が続けられている^{1), 2)}。また、独立栄養細菌である鉄酸化細菌 (*Acidithiobacillus ferrooxidans*) は水銀耐性に特に優れ、従来の菌とは異なる2価鉄依存性の水銀気化活性が見出されている^{3), 4)}。

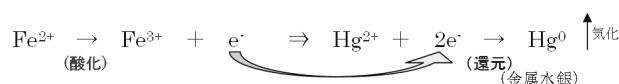
今回、水銀耐性をより高めた鉄酸化細菌 (MON-1株) を用いて水銀汚染土壌の実証試験を試みたところ、良好な結果が得られた。同時に、維持管理手法の検討も行ったので、浄化機構も含め報告する。

2. 浄化機構

(1) 鉄酸化細菌

鉄酸化細菌は2価の鉄イオンを3価に酸化して生育できる化学的独立栄養細菌である。鉄のほかにも硫黄を酸化しても生育できる。一般的に微生物には細胞内に水銀を気化する機構が備わっているが、水銀濃度が高いと、生育に必要な代謝の働きが止まり、死滅する。バイオレメディエーションの実験で菌の活動を停止させるために、塩化水銀が用いられるのはこの作用によるためである。

鉄酸化細菌は細胞内の水銀気化機構のほかに、細胞膜で同様な機構を持っていることが判明している。2価鉄から3価鉄への酸化で得た電子を細胞膜表面で水銀イオンに渡して、水銀イオンを金属水銀に還元する。0価の金属水銀は常温で容易に気化して土壌から遊離し、土壌が浄化される (下式)。



浄化に用いた微生物は、鉄酸化細菌の *A. ferrooxidans* MON-1 株で2価鉄を酸化させる能力を持ち、その酸化過程において水銀化合物を還元すると考えられている。水銀は人に対して有毒であるが、微生物に対しても毒性が強い。MON-1 株はSUG 2-2 株⁵⁾ を 5 μM , 10 μM , 15 μM , 20 μM

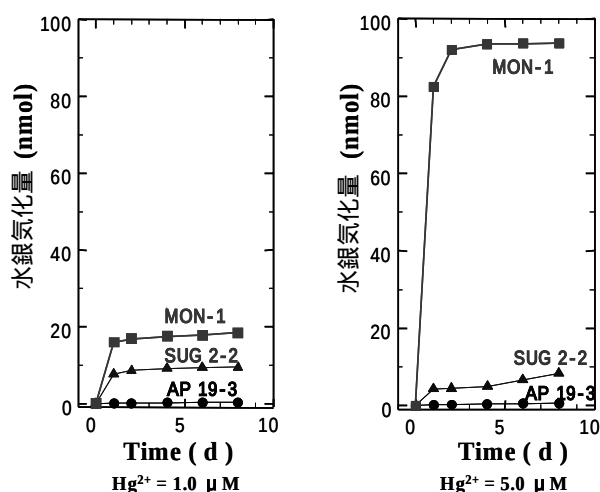


図 - 1 *A. ferrooxidans* の水銀気化活性

水銀濃度左：1.0 μM ，右：5.0 μM

AP19-3(●)：水銀感受性株，SUG2-2(▲)，MON-1(■)：水銀耐性株

と順次水銀濃度 (Hg^{2+}) を増加させた培地で培養し、ジェランガムプレートで単離した水銀耐性菌である。図 - 1 に SUG2-2 株と MON-1 株との水銀気化活性の比較を示す。1.0 μM の水銀存在下における水銀気化活性では、MON-1 株は SUG 2-2 株の約 2 倍の能力を有しているが、さらに高濃度の 5 μM の水銀存在下では MON-1 の水銀気化活性は SUG 2-2 株の約 9 倍の能力を持つことがわかる。一方、水銀感受性株である AP 19-3 株はどちらの濃度でも水銀を気化する能力を持っていなかった。

これらの菌株は現在のところ、塩化水銀、有機水銀を還元することが判明している^{6) -10)}。図 - 2 に MON-1 株の電子顕微鏡写真を示す。この菌の最適温度は約 30℃，最適 pH は 2.5 であり，一般的な鉄酸化細菌と同様な生理的性質を示す。

(2) 水銀気化活性

本浄化で用いた微生物による水銀浄化機構は，一般的な細菌の持っている水銀還元酵素と鉄酸化細菌に特異的な 2 価鉄依存型水銀還元活性に依っている。水銀還元酵素は多くのグラム陰性菌，グラム陽性菌で，その存在が確認されており，水銀気化処理の研究が進められている。図 - 3 に MON-1 株の水銀還元の模式図を示す。図に示すように，鉄の酸化に伴う水銀の還元は，チトクロム *c* 酸化酵素が関わっていることが判明している¹⁰⁾。細胞膜表面でこの反応が進行することも明らかになっている。この菌は，水銀を細胞内に取り込まないため，非常に効率的に水銀を還元処理することが可能である。

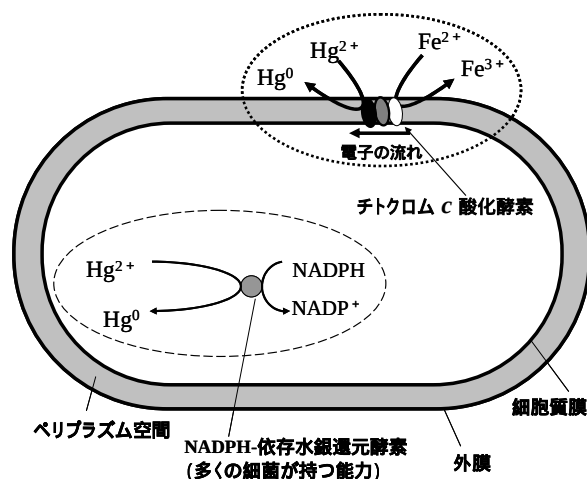


図 - 3 MON-1 株の水銀還元機構

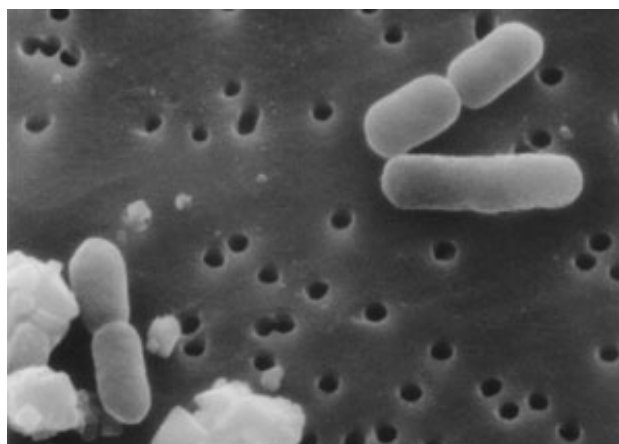


図 - 2 *A. ferrooxidans* MON-1 株

自然界においては， $\text{Fe}(\quad)$ ， $\text{Mn}(\quad)$ ， $\text{Te}(\quad)$ 等の金属イオンや，より有毒な $\text{Cr}(\quad)$ ， $\text{Hg}(\quad)$ ， $\text{Pb}(\quad)$ ， $\text{Co}(\quad)$ ， $\text{Ag}(\quad)$ ， $\text{Mo}(\quad)$ 等の金属イオンは微生物的に還元されることが知られている。このような金属イオンを還元できる微生物は，自らの成長のエネルギー源としてそれらを利用し，有害金属から自らを守ることができると考えられる。Trurko ら¹¹⁾によると，グラム陰性菌である *Agrobacterium tumefaciens*，大腸菌，緑膿菌の呼吸鎖の末端酸化酵素が亜テルル酸塩 (TeO_3^{2-}) の還元に関与していると報告しており，特に緑膿菌において，KCN は特に亜テルル酸塩の還元を阻害していることが判明している。今回の結果と照らし合えると，チトクロム *c* オキシダーゼが水銀体制において，酸素の代わりの電子受容体として 2 価水銀が用いられたと考えられ，非常に重要な役割を果たしていることが示唆される。

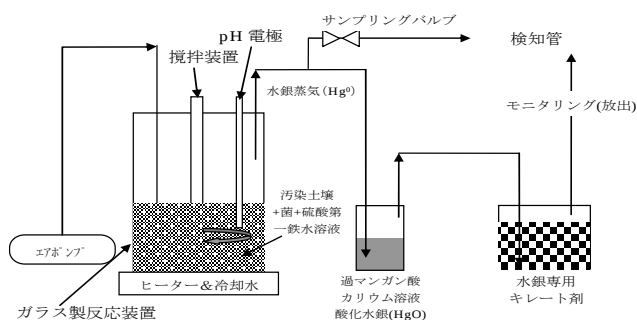


図 - 4 水銀汚染土壌浄化試験装置(1kg 規模)

3. 鉄酸化細菌（MON-1株）を用いた 1 kg規模の浄化確認試験

MON-1株が水銀汚染土壌に対して浄化能力を有するか否かを確認するために、以下に示す方法でMON-1株を用いた 1 kg規模の浄化試験を実施した。

(1)浄化装置

図 - 4 に 1kg 規模の浄化試験装置を示す。水銀汚染土壌と硫酸第一鉄溶液、鉄酸化細菌をガラス製反応装置（20 cmφ×25cm）に入れ、攪拌翼により回転（300rpm）させることで鉄酸化細菌と水銀汚染土壌を接触させた。外部の空気はトラップを通じて反応装置に供給した。反応装置はヒーターと冷却水により 30℃に保ち、装置内の pH は自動測定した。

鉄酸化細菌による水銀の還元気化によって発生する水銀蒸気は、充分量の硫酸酸性過マンガン酸カリウム0.5%溶液でトラップし、更にキレート剤に吸着させ浄化された空気は大気中に放出した。過マンガン酸カリウム0.5%溶液でのトラップ前に設置したサンプリング管よりガス濃度を測定し、モニタリングした。実験終了後に土壌中の水銀濃度を測定して浄化の効果を確認した。

(2)浄化試験条件

a)装置温度

30℃ オンオフ制御＋ヒーター＆冷却水

b)水銀汚染土壌

水銀汚染模擬土壌（5mm 以下のシルト混合砂質土：含水率 17.4%）を使用

c)汚染土壌量

1.0 kg

d)初期水銀濃度

乾燥重量に対して約 50mg/kg に調整

表 - 1 浄化試験結果（簡易分析値*）

	水銀濃度 [mg/kg]	浄化率 [%] (処理前－処理後) / 処理前 × 100
処理前	50.0	—
菌無添加	40.6	18.8
60mg-protein 菌添加	14.0	72.0

※浄化期間：30 日間 (*) 蛍光 X 線分析による簡易分析による

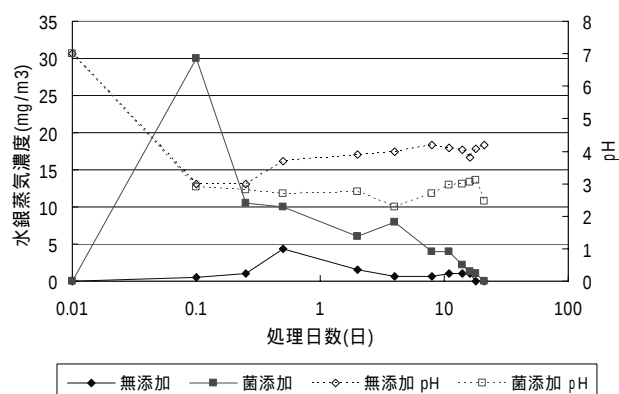


図 - 5 菌添加による水銀気化と pH の影響

e)培養液量

2,000mL 硫酸第一鉄濃度 1%，1 週間毎に硫酸第一鉄溶液を添加

f)鉄酸化細菌

MON-1 株 無添加，タンパク量 60mg-protein 添加

g)効果の確認

随時ガス濃度をモニタリング：ガス濃度が安定または 0 になった時点で実験を終了し、土壌を採取して水銀含有量を分析。

h)水銀含有量の分析

簡易分析（蛍光 X 線装置）

(3)1kg 規模浄化試験結果と考察

処理前の水銀濃度 50.0mg/kg に対して処理後の濃度は菌無添加で 40.6mg/kg，60mg-protein 菌添加で 14.0mg/kg となった。処理後の濃度差は鉄酸化細菌による浄化の効果によるものと考えられ、水銀汚染土壌でも鉄酸化細菌 MON-1 が浄化能力を持つことが確認できた。60mg-protein 菌添加時では、30 日間で水銀の土壌環境基準（水銀含有量 15mg/kg）を下回る結果となった。

図 - 5 にモニタリング水銀蒸気濃度と pH の変化を示す。鉄酸化細菌を添加したものが、無添加のもの

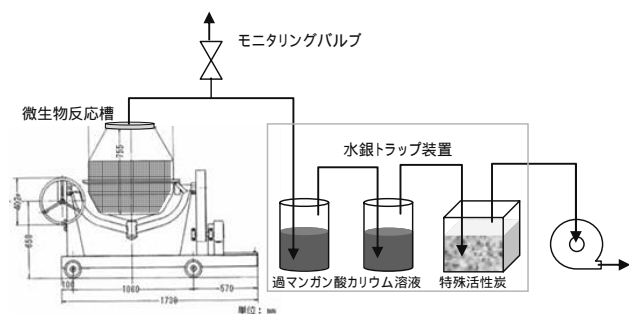


図-6 浄化装置概要

よりも早く水銀蒸気を放出していることがわかる。また、水銀蒸気は添加してから3日程度で放出が低下し安定してきているのがわかる。pHの変化については、菌を添加しない場合、pHは変化しないが、菌を添加した場合は、pHの減少が認められた。これは、菌の活動によりpHが低下したためと考えられる。

4. 鉄酸化細菌 (MON-1株) を用いた100kg規模の浄化実証試験

1kg 規模浄化試験の結果を踏まえ、汚染サイトに適用する際の諸条件を把握するために、100kg 規模の水銀汚染土壌の浄化実証試験を行った。

(1)浄化条件

まず、水銀汚染模擬土壌 (5mm 以下のシルト混合砂質土：含水率 17.4%，含有量：25mg/kg [土壤環境基準 (15mg/kg) の 1.7 倍]，溶出量：0.18mg/L [土壤環境基準 (0.0005 mg/L) の 360 倍]) 100kg を図-6 に示すような反応装置 (110L 土壌混練用ミキサー) 3 台に各々投入した。次に以下の 3 条件で処理液を添加した。

a)No.1 鉄酸化細菌 MON-1 タンパク量 1g

タンパク量 1g-protein 相当の培養液+硫酸第一鉄で合計 20L になるように添加

b)No.2 鉄酸化細菌 MON-1 タンパク量 0.1g

タンパク量 0.1g-protein 相当の培養液+硫酸第一鉄で合計 20L になるように添加

c)No.3 菌無添加

硫酸第一鉄水溶液 20L のみ添加

(2)浄化実証試験方法

反応装置 (土壌用ミキサー) の投入 (排出) 口に蓋をし、汚染土壌と培養液からなる混合物を空気と接触するように攪拌し、水銀汚染土壌と鉄酸化細菌 MON-1 を接触させた。MON-1 によって還元され、気

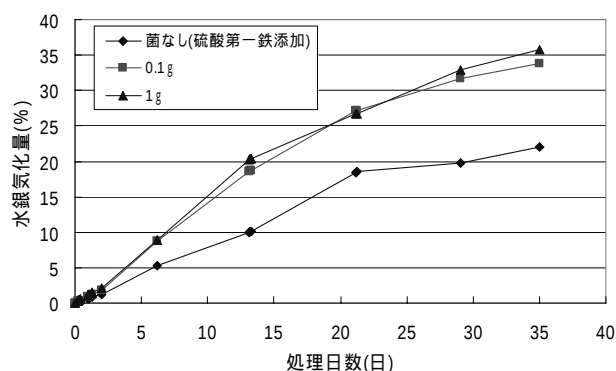


図-7 気化した水銀量の経日変化(100kg 土壌)

化した水銀はミキサーの蓋に取り付けられた配管を通じ、装置内を負圧に保つために設置されたエアポンプの吸気により、水銀除去装置へ導かれ、処理空気と分離させた。また、室内温度はヒーターで 25～30℃に保った。ミキサーの回転速度は 30rpm、傾斜角度は 50° に設定し、各々のミキサーは 1 分攪拌、5 分停止の条件で運転した。

(3)汚染拡散防止対策

水銀蒸気の漏洩を防ぐために、反応装置はユニットハウス内 (4.5m×3.6m、高さ 2.4m) に設置した。反応装置は密閉されているが、以下の汚染拡散防止対策を施した。

a)ユニットハウス内部の汚染拡散防止対策

微生物反応装置から出てくる排気は、液体トラップ装置により水銀、VOC を吸収処理してハウス内に漏らさないようにした。ハウス内は定期的に作業環境モニタリングを実施し、作業環境基準を満足しているか確認した。

b)大気に対する汚染拡散防止対策

土壌の搬出入時などの水銀の拡散防止のために、ユニットハウス内を換気扇で負圧に保った。ハウスの排気は水銀用活性炭フィルタを通して排出し、VOC や水銀蒸気等が周囲に拡散しないように留意し、定期的にモニタリングを実施し漏洩が無いか確認した。

c)試験に伴う土壌・地下水汚染の防止対策

ユニットハウス床面は清潔に保ち、汚染土壌・地下水のハウス床、外部への漏洩を防止した。

(4)100kg 規模浄化実証試験結果

各々の浄化装置から気化した水銀蒸気濃度を、検知管を用いて経時的に測定した。その積算値を含有量で除した結果を図-7 に示す。菌を入れたものは、無菌のものに比べ約 1.5 倍の浄化促進効果が得られた。また、菌の量の差による浄化効果への影響は少

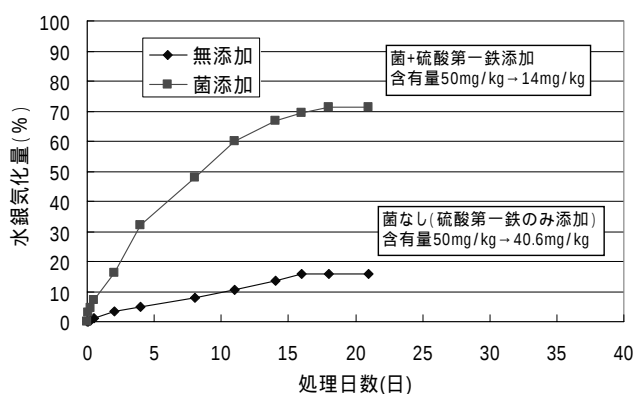


図 - 8 気化した水銀量の経日変化(1kg 土壌)

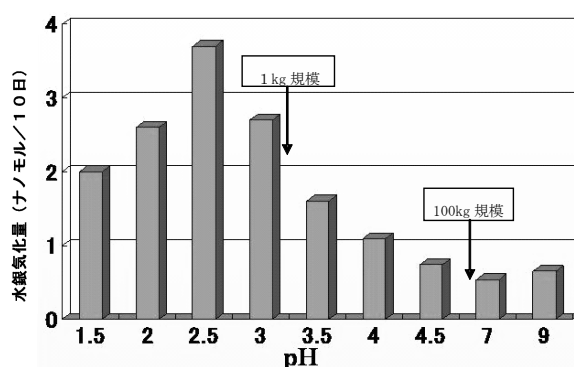


図 - 11 pH と水銀気化量の関係

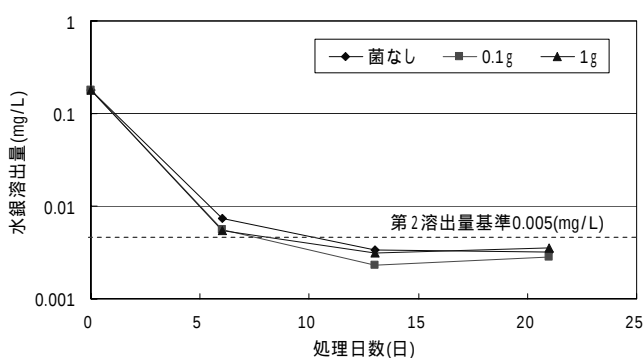


図 - 9 水銀溶出量の経日変化

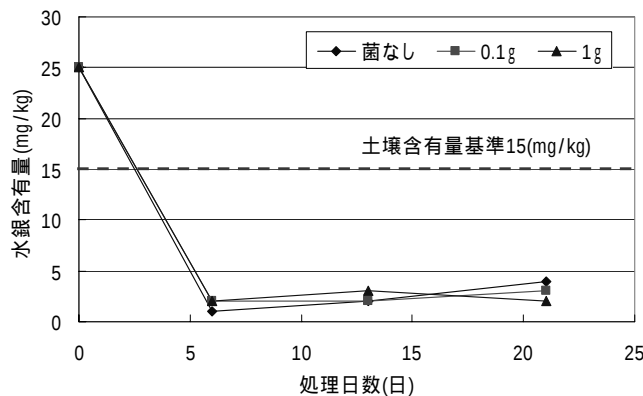


図 - 10 水銀含有量の経日変化

なかった。図 - 8 に前章で示した 1kg 規模の浄化試験の結果を示す。本浄化実証試験の水銀気化処理速度は、1kg 規模の半分程度であった。

図 - 9 に公定分析法による土壌からの水銀溶出量測定結果を、図 - 10 に水銀含有量測定結果を示す。すべての条件で第 2 溶出基準(0.005mg/L)を下回ったものの、土壌環境基準(0.0005mg/L)以下には減少しなかった。土壌含有量測定の結果、すべての条件で土壌環境基準(15mg/kg)を下回った。3 週目のデータに増加傾向が認められるが、乾燥により土壌重量が減少した影響と考えられる。

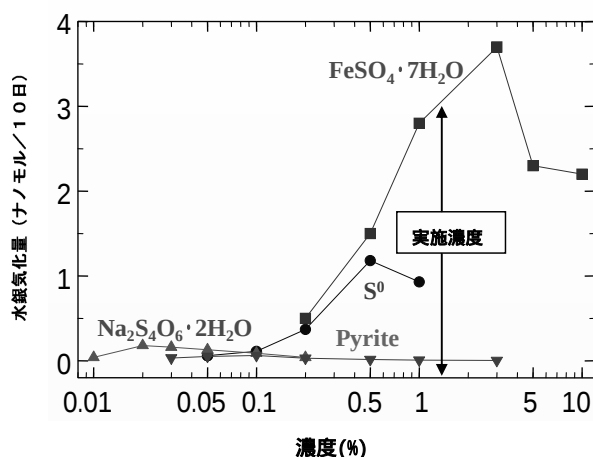


図 - 12 硫酸第一鉄濃度と水銀気化量の関係

分析の結果、気化した水銀は、過マンガン酸カリウム酸性溶液による回収装置で 100%回収され、水銀捕集用特殊活性炭から水銀は検出されなかった。また、漏洩防止用にユニットハウス外部に設置してある活性炭からも、水銀は検出されなかった。

(5)考察

a)pH の影響

1kg 規模の浄化試験と比較して、菌を添加したものの浄化速度が遅かった原因として、pH の制御が十分に行われなかったことが挙げられる。図 - 11 に pH の違いによる、鉄酸化細菌の水銀気化能力を示す。最適処理 pH は 2.5 付近である。1kg 規模の水銀浄化処理は pH=3 付近で行ったが、今回の浄化実証試験では pH=5~6 程度で、鉄酸化細菌の活動が 1/5 程度に制限された可能性がある。

b)栄養塩濃度の影響

他の要因として栄養塩（硫酸第一鉄）の濃度の影響が考えられるが、1kg 規模試験と同様に 1~1.5% になるように添加しているので、その影響は少ないと思われる。図 - 12 に栄養塩の濃度と鉄酸化細菌の水銀気化能力の関係を示す。

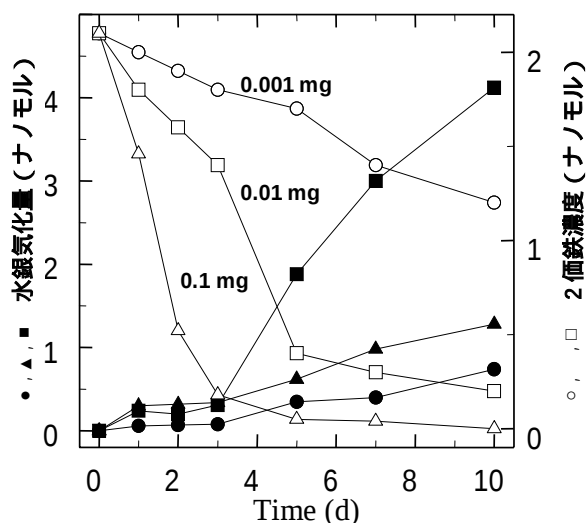


図 - 13 菌の添加量と水銀気化量，2価鉄消費量の関係
水銀気化量：0.001mg タンパク量●，0.01mg タンパク量■，0.1mg タンパク量▲
2価鉄濃度：0.001mg タンパク量○，0.01mg タンパク量□，0.1mg タンパク量△

c) 菌添加量の影響

図 - 13 に鉄酸化細菌の菌添加量と水銀気化能力と2価鉄の消費量の関係を示す。この図のように菌の添加量が高い(△)と、2価鉄は速やかに消費され、水銀の還元気化に利用されないことが判明している(▲)。本浄化実証試験ではこの図の●と▲の状態が生じ、栄養塩と菌の添加量の組み合わせが最適でなかったと考えられる。

一方、無添加の場合は、土壌から鉄酸化細菌が検出されなかったことから、硫酸第一鉄の酸化反応により、化学的に水銀が還元気化したと考えられる。

5. 最適条件の検討

原位置浄化の浄化率向上のためには、下記の各項目について事前に確認しておく必要がある。

- ・水銀含有量，溶出量の低減と浄化 pH の影響
- ・運転方法：酸素による硫酸第一鉄の酸化抑制
- ・菌添加方法の検討

浄化対象地における浄化微生物の生育環境適用性を確認するために、水銀汚染模擬土壌を用いて検討した結果を以下に示す。

(1) 水銀含有量・溶出量の低減と浄化 pH の影響

実際の水銀汚染サイトではアルカリ性の高い土壌が多く存在するため、汚染模擬土壌を pH=10 前後に設定した。アルカリ性が高いと鉄酸化細菌は、

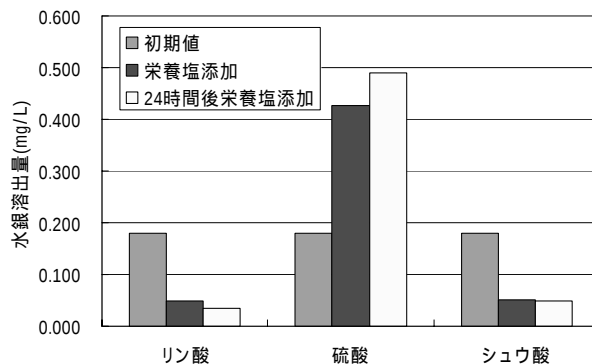


図 - 14 酸の違いによる水銀溶出量変化

図 - 11 に示したように活動しにくいため、最適な pH=2.5 程度に下げることがある。そのため、酸を添加する必要があるが、酸の形態(粉末、液体)、微生物の栄養塩である硫酸第一鉄との相性、安定性を確認し、最適な酸を選定する必要がある。本試験では含有量 315mg/kg，溶出量 0.16mg/L に調整した汚染模擬土壌を用いた。

酸として、シュウ酸(粉末)リン酸、硫酸(液体)を用いて実施した。図 - 14 に酸処理前後の水銀汚染土壌からの溶出量の変化を、図 - 15 に含有量の変化を示す。その結果、鉄酸化細菌の栄養塩とし

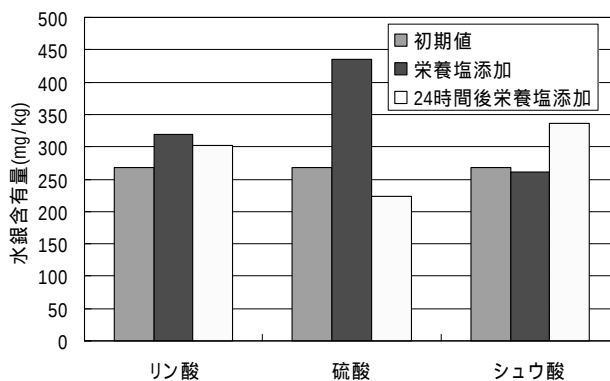


図 - 15 酸の違いによる水銀含有量変化

て加える硫酸第一鉄は硫酸酸性で安定して存在していることが確認された。リン酸やシュウ酸では硫酸第一鉄の酸化が生じ、硫酸第一鉄の濃度が減少した。硫酸酸性で溶出量が増加したのは、硫酸が不溶性の水銀化合物を溶出させたためと考えられた。硫酸で酸性にしたものは時間の経過とともに含有量も減少していた。一方、リン酸、シュウ酸の添加により水銀溶出量が減少したのは、硫酸第一鉄の酸化により水銀が還元され、気化したことが原因と考えられる。

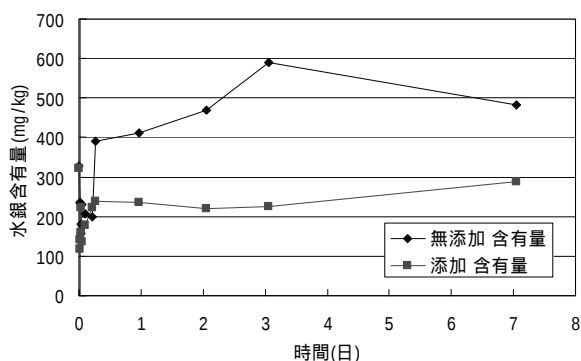


図 - 16 曝気なしの条件下での水銀含有量変化

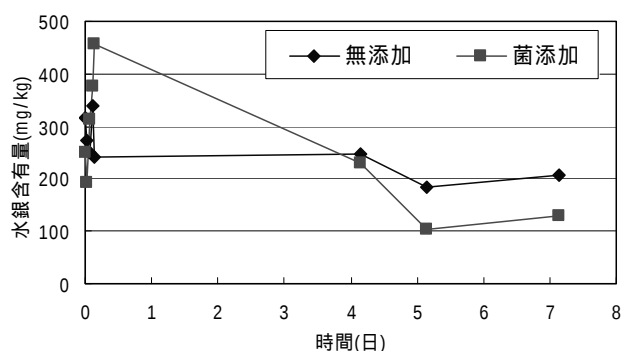


図 - 18 曝気ありの条件下での水銀含有量変化

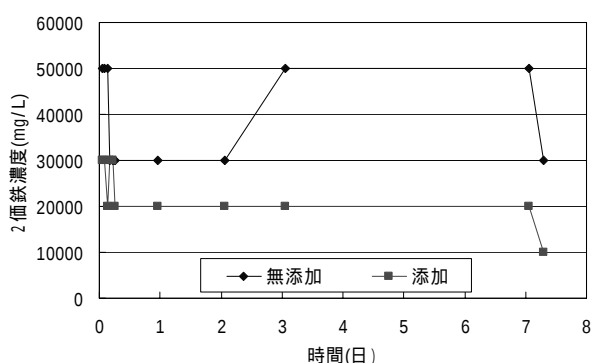


図 - 17 曝気なしの条件下での2価鉄濃度変化

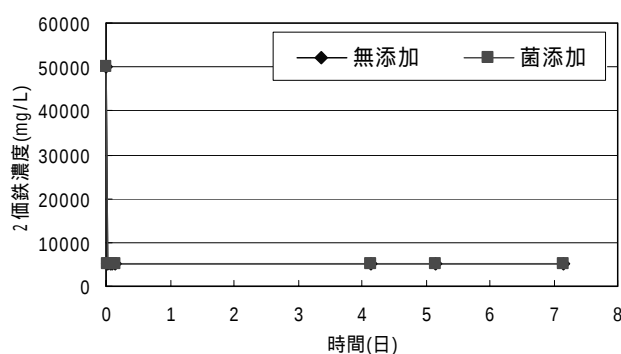


図 - 19 曝気ありの条件下での2価鉄濃度変化

(2) 運転方法の検討：硫酸第一鉄の酸化抑制

a) 攪拌の影響

攪拌による酸素供給での硫酸第一鉄の消費の検討を行うために、菌の添加、無添加の試料について、以下の条件で浄化試験を実施した。本試験でも(1)と同様に含有量 315mg/kg, 溶出量 0.16mg/L に調整した汚染模擬土壌(5mm 以下のシルト混合砂質土：含水率 17.4%)を用いた。

- ①試料量 2,000g
- ②10N H_2SO_4 100mL , 10% $FeSO_4$ 200mL 添加
- ③最初の1時間 15分おきに1分間攪拌
- ④無添加：水 100mL 添加
菌添加：培養液 100mL 添加
- ⑤1時間おきにサンプリングと攪拌を実施

結果を図 - 16, 17 に示す。菌添加による水銀含有量減少効果が確認され、それに伴う2価鉄の減少は 50,000mg/L から 10,000mg/L の 40,000mg/L であった。

b) 空気量の影響

バブリングによる酸素供給での硫酸第一鉄の消費の検討を行うために、菌の添加、無添加の試料について、以下の条件で浄化試験を実施した。本試験でも(1)と同様に含有量 315mg/kg, 溶出量 0.16mg/L に調整した汚染模擬土壌(5mm 以下のシルト混合砂質土：含水率 17.4%)を用いた。

- ①試料量 2,000g
- ②10N H_2SO_4 100mL , 10% $FeSO_4$ 200mL 添加
- ③バブリング開始、攪拌なし
- ④無添加：水 100mL 添加
菌添加：培養液 100mL 添加
- ⑤1時間おきにサンプリング実施

結果を図 - 18, 19 に示す。菌添加による水銀含有量減少効果が確認され、それに伴う2価鉄の消費は 50,000mg/L から 5,000mg/L とバブリングと同時に急激に減少した。

これらの結果から、酸素による2価鉄の消費減少は、バブリングの場合は顕著であったが、攪拌のみでは認められなかった。両者とも浄化効果は確認されたことから、初期攪拌を十分行えば栄養塩の2価鉄は十分量存在することが確認された。

(3) 菌添加方法の検討

硫酸第一鉄濃度と菌添加濃度、菌添加時期の影響を把握するために、菌の添加、無添加の試料について、以下の条件で浄化試験を実施した。本試験でも(1)と同様に含有量 315mg/kg, 溶出量 0.16mg/L に調整した汚染模擬土壌(5mm 以下のシルト混合砂質土：含水率 17.4%)を用いた。

- ①試料量 2,000g
- ②10N H_2SO_4 100mL , 10% $FeSO_4$ 200mL 添加：

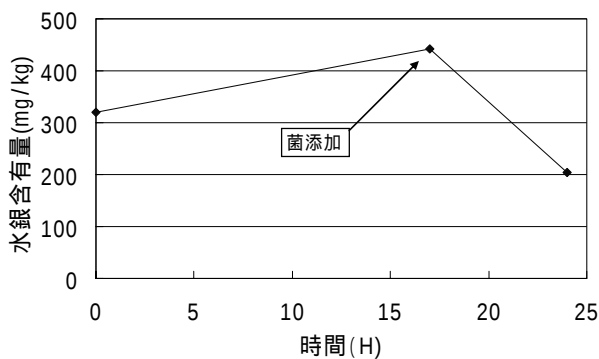


図 - 20 菌添加による水銀含有量の変化

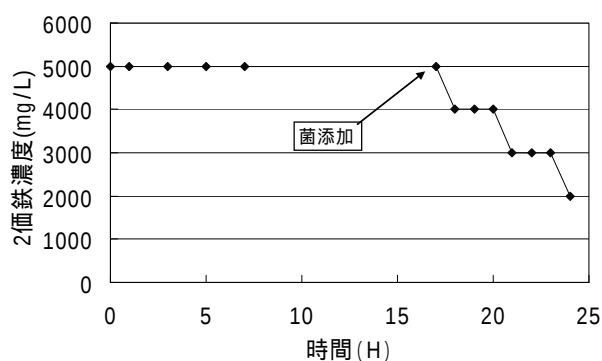


図 - 21 菌添加による硫酸第一鉄濃度変化

pH=2.5 に制御

③攪拌, バブリング実施

④17 時間後, サンプルングした後, 培養液 25mL / 時間の間隔で 7 回添加

⑤24 時間後サンプルング

結果を図 - 20, 21 に示す. 菌添加による水銀含有量減少効果が確認され, それに伴う 2 価鉄の消費は 5,000mg/L から 2,000mg/L と菌添加とともに減少した.

6. まとめと今後の課題

本浄化実証試験で用いた水銀汚染土壌は pH=10 程度のアルカリ性の高い土壌を想定した. このような土壌に対しては, 以下の条件で浄化を実施するのが最適と考えられる.

(1) 土壌に 10N 硫酸と 10% 硫酸第一鉄を加え, pH=2.5 に調整し, 12~24 時間ゆっくり攪拌する.

このプロセスには以下の利点がある.

- ・初期土壌は pH=11 なので, MON-1 の活動に最適な pH に調整する必要がある.

- ・時間を置くことで, 難溶性の水銀化合物の溶出を促進させる.

- ・硫酸第一鉄で溶出した還元しやすい水銀を気化させる.

(2) 別途, 馴養した MON-1 を添加し, 混和するために強めの攪拌をする. その後 12~24 時間ゆっくり攪拌する. 2 価鉄濃度が減少した場合は, MON-1 と硫酸第一鉄を加える. 適宜, 水銀蒸気をモニタリングして, 浄化の確認を行う.

現在, 日処理量として 10m³ 規模の処理プラントの実用化に向けて, データを蓄積している. また, 菌体の確保に関しては, 電気培養による MON-1 株の大量培養が可能になり, 通常の液体培養に比べ 100 倍以上の菌体量が得られるようになった. さらに, 冷

蔵保存により 6 ヶ月程度は水銀気化活性が低下しないことが確認されている.

本浄化実証試験に用いた鉄酸化細菌は, 人畜無害であることが, OECD の報告書¹²⁾でも認められており, 環境省のバイオレメディエーション指針にも適合すると考えられる. 今後は, システム化を含め, 土壌洗浄などの技術と組み合わせることで, より効率的な浄化が行えるようにしていきたい. また, 気化した水銀の回収方法も検討しており, 水銀のリサイクルにも取り組んでいきたい.

参考文献

- 1) J. B. Robinson, and O. H. Tuovinen, *Microbiol. Rev.*, 48 pp.95-124, 1984.
- 2) A. Velasco, .P. Acebo and F. Flores, *Extremophiles*, 3, pp.35-43, 1999.
- 3) K. Iwahori, F. Takeuchi, K. Kamimura and T. Sugio, *Appl. Environ., Microbiol.*, 66, pp.3823-3827, 2000.
- 4) T. Sugio, et.al., *J. Biosci. Bioeng.*, 92, pp.44-49, 2001.
- 5) T. Sugio, H. Kuwano, A. Negishi, et.al., *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 65, pp.555-562, 2001.
- 6) F. Takeuchi, et.al., et.al., *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 65, pp.1981-1986, 2001.
- 7) T. Sugio, T. Tano and K. Imai, *Agric. Biol. Chem.*, 45, pp.2037-2051, 1981.
- 8) K. Imai, T. Sugio, T. Tsuchida and T. Tano, *Agric. Biol. Chem.*, 39, pp.1349-1354, 1975.
- 9) K. Y. Ng, et.al., *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 61, pp.1523-1526, 1997.
- 10) A. Negishi, et.al., *IBS2003 symposium in Athens*, pp.449-455, 2003.
- 11) S.M. Trutko, et.al., *Arch. Microbiol.*, 173, pp.178-186, 2000.
- 12) Consensus documentat on information used in the assessment of environment application involving *Acidithiobacillus*, ENV/JM/MONO(2006)3, OECD, 2006.