

Biological Treatment of Alkaline Wastewater Containing Sulphide by Sulphur Bacteria

メタデータ	言語: jpn 出版者: 公開日: 2022-01-24 キーワード (Ja): キーワード (En): 作成者: メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.24517/00064540

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 International License.



〈論 文〉

硫黄酸化細菌による硫化水素含有アルカリ廃水の生物学的処理

三 木 理* 嘉 森 裕 史*
矢 部 英 昭* 藤 井 正 博**

Biological Treatment of Alkaline Wastewater Containing Sulphide by Sulphur Bacteria

Osamu MIKI*, Hiroshi KAMORI*,
Hideaki YABE* and Masahiro FUJII**

* Technical Development Bureau, Nippon Steel Co., 20-1, Shintomi, Futtsu, Chiba 293 Japan

** Kyushu Environmental Association, 1-10-1, Shokadai, Higashi-ku, Fukuoka 813 Japan

Abstract

We have studied an efficient biological process to treat alkaline wastewater containing sulphide by sulphur bacteria, which was acclimated from activated sludge by thiosulfate and active at neutral pH. The sulphide removal rate of the sulphur bacteria was 135-140 $\text{mgS}^{2-} \cdot \text{g}^{-1} \text{MLVSS} \cdot \text{h}^{-1}$ at 20°C and fifty times as large as that of activated sludge. The sulphur bacteria finally oxidized sulphide to sulphate. Low water temperature and large sulphide-sludge loading tended to restrain the oxidation of sulphide to sulphate, which brought the accumulation of sulphur except sulphate in the reactor. The biological process by the sulphur bacteria could treat the alkaline wastewater containing sulphide of 300 to 600 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ with HRT 8 hours and the water temperature of 20°C. H_2S emission from the reactor was never observed. The sulphur bacteria could maintain good settleability under FeCl_3 addition and the gross yield coefficient was about 0.14 $\text{KgVSS} \cdot \text{kgS}^{2-}$.

Key words: alkaline wastewater, biological oxidation, sulphur bacteria, sulphide, sulphate

1. はじめに

還元性硫黄化合物を含むアルカリ排水は、主として、石油精製工業、写真工業、金属精練工業、鉱山などから発生する。これらの廃水に含まれる還元性硫黄化合物は、硫化水素、チオ硫酸 ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$)、ジチオン酸 ($\text{S}_2\text{O}_6^{2-}$) などである。還元性硫黄化合物の中でも、硫化水素は、廃水の pH を中性にすると硫化水素ガスとなり、空气中に揮散しやすい¹⁾。このため、硫化水素を含有するアルカリ廃水の処理方法としては、まず、硫化水素ガスの発生を防ぐため、高 pH の条件で、次亜塩

素酸ナトリウムなどの酸化剤を用いて硫化水素を硫酸イオンまで酸化処理し、その後、pH を中和する化学的方法が広く知られている。しかし、このような化学的方法は、酸化剤の適正添加量の制御が難しく、また、酸化剤の処理水への残留や、薬品により処理コストが増大する課題がある。

そこで、著者らは、pH が中性付近において活性のある硫黄酸化細菌を用いた硫化水素含有アルカリ廃水の生物学的処理方法の検討を進めている^{9)~11)}。この方法は以下の利点がある。

まず、排水中の硫化水素を酸化することにより、硫

* 新日本製鐵株式会社技術開発本部 〒293 千葉県富津市新富20-1

** 九州環境管理協会 〒813 福岡県福岡市東区松香台1-10-1

酸が生成し、中和剤を削減できると思われる。さらに、pHが中性で活性のある硫黄酸化細菌を使用しているため、低pH域で活性の高い *Thiobacillus thiooxidans* を用いる場合と比較して、処理水の再中和の必要がなく、酸、アルカリの使用量を削減でき、また、設備を耐酸仕様にする必要が無いと考えられる。

著者らは、前報¹⁾において、都市下水処理場の活性汚泥から、チオ硫酸を用いて、pHが中性付近で活性のある硫黄酸化細菌を馴養し、この硫黄酸化細菌のチオ硫酸除去性能や沈降性を検討した。さらに、この硫黄酸化細菌を用い、チオ硫酸と硫化水素を含有するアルカリ廃水を処理できる見通しを得た。

しかし、硫化水素を100~500mg・l⁻¹程度単独で含むような高アルカリの産業廃水に対して、pHが中性で活性のある硫黄酸化細菌を適用した場合の酸化速度、汚泥転換率、沈降性などは未確認であった。

そこで、今回は、チオ硫酸で馴養した硫黄酸化細菌に、硫化水素を単独で含む高pHの廃水を通水し、pHが中性の条件でも硫化水素ガスを発生させることなく、廃水中の硫化水素を酸化できる条件を中心に検討した。

なお、本論文では、チオ硫酸を用いて活性汚泥から馴養したチオ硫酸および硫化物の酸化力のある微生物群を硫黄酸化細菌と呼称した。

2. 実験方法と実験条件

前報¹⁾に従い、都市下水処理場の活性汚泥から、チオ硫酸を用いて硫黄酸化細菌を馴養した。さらに、馴養した硫黄酸化細菌による硫化水素の除去性能を検討するため、以下の実験を実施した。

2.1 半回分式処理の実験装置と実験方法

硫化水素含有アルカリ廃水の場合、pHが12程度あるため、前報¹⁾で行った回分式実験が困難であった。したがって、馴養した硫黄酸化細菌による硫化水素の酸化速度などを求めるため、以下に述べる半回分実験を行った。

半回分実験に用いた実験装置の概略を Fig. 1 に示す。半回分式実験装置は、恒温水槽中に設置した1lのガラス製リアクターおよび酢酸亜鉛水溶液を満した硫化水素ガス吸収瓶からなる。

まず、チオ硫酸で馴養した硫黄酸化細菌の1,000mlを静置し、上澄液を捨て、蒸留水で洗浄しながら遠心分離を3回繰り返した後、蒸留水で1,000mlとした。この硫黄酸化細菌の900mlをガラス製リアクターに投入した。曝気(1 l・min⁻¹)を行いながら、リアクターへの硫黄の総投入量が50mgになるまで、廃水供給ポンプを運転して、人工硫化水素含有アルカリ廃水C(蒸

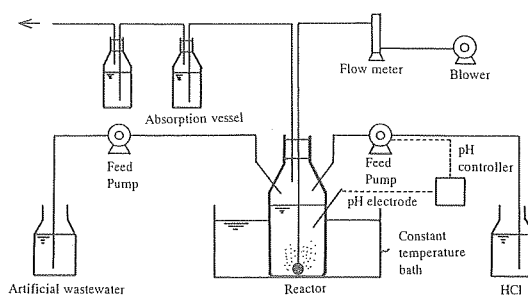


Fig. 1 Experimental apparatus for semi-batch test

留水 1 l に Na₂S・9H₂O を 3.76g 加えて S²⁻ を 500mg・l⁻¹ とし、NaOH により pH を 12 に調整したもの、以下、人工廃水 C と述べる。) を供給した。供給完了後、直ちに 5 C 濾紙で濾過し、リアクター中の S²⁻、SO₄²⁻ および、硫化水素ガス吸収瓶中の S²⁻ を測定した。また、特に記さない限り、リアクターの水温は 20°C に、pH は 7 に、溶存酸素は 5 mg・l⁻¹ 以上に制御した。

2.2 連続処理の実験装置と実験方法

前報¹⁾で詳細を述べた実験装置を用い、以下の方法で連続実験を実施した。

実験装置に人工硫化水素含有アルカリ廃水 D (工業用水 1 l に Na₂S・9H₂O を 2.26~4.51g 加えて S²⁻ を 300~600mg・l⁻¹ とし、硫酸アンモニウムを 48mg、リン酸を 3 mg 加え、NaOH により pH を 12 に調整したもの、以下、人工廃水 D と述べる。) をリアクターの HRT が 8 時間となるよう通水し、硫化水素の除去性能を検討した。リアクターの水温は 20°C、リアクターの pH は 10% HCl および 10% NaOH で 6~7 に制御した。リアクターの曝気は、ORP を指標とし、リアクターの ORP が設定値 (+100~+150mV, Ag/AgCl 基準) より低下すると、ORP 制御装置により補助ブローアが稼働し、設定値に回復したら停止する On-Off 制御方式により運転した。ORP の設定値は、馴養時における処理水質と ORP の関係から決定した。ベースエアブローアの曝気量は 3 l・min⁻¹ で一定とし、補助ブローアの曝気量は 3 l~10 l・min⁻¹ と実験条件によって変動させた。また、汚泥の分散を防止するため、塩化第二鉄 36% 水溶液を人工廃水 D 1 m³ あたり 30ml となるようリアクターに連続添加した。また、今回の実験においては、定期的な余剰汚泥の引き抜きは行わなかった。

2.3 分析項目と分析方法

人工廃水 C、D および処理水の分析は、以下の方法で実施した。

S²⁻ はヨウ素滴定法により、SO₄²⁻ はイオンクロマトグラフ(日本ダイオネクス社製、DX-300、電気伝導度、

UV 検出器付)を用いて測定した。COD_{Mn}およびSSはJISの工場排水分析法(JISK0102)に従い分析した。TOCは全自動TOC分析装置(島津製作所製, TOC-500型)を用いて分析した。窒素, リンは, オートアナライザー(ブランルーベ社製)を用いて測定した。MLSS, MLVSSは, 下水道試験法に従い測定した。

活性汚泥から馴養した硫黄酸化細菌の電子顕微鏡による観察は, 以下の方法で行った。

まず, Karnovsky 固定液および1%四酸化オスミウム固定液で固定・洗浄を繰り返し, エタノール脱水, ヒプタノールで置換後, 凍結乾燥し, 金コーティングを行った後, 低真空走査顕微鏡(日本電子製, JSM-5400LV)を用いて撮影した。

3. 実験結果と考察

3.1 半回分式実験による硫化水素酸化速度の検討

3.1.1 硫化水素の酸化速度

硫黄酸化細菌のMLVSS濃度が異なるリアクターに, 人工廃水Cを添加速度が $1 \text{ ml} \cdot \text{min}^{-1}$ の条件で100分間通水した結果をFig. 2に示す。

リアクター中に硫黄酸化細菌が存在しない条件で, リアクターのpHを7に制御して曝気を行うと, リアクターに投入した50mgの S^{2-} の96%が, 硫化水素ガスとして発生し, 吸収瓶に補足された。また, リアクター中に残留する S^{2-} は2.8%, $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ は, 0.04%であった。この結果から, リアクター中に硫黄酸化細菌が存在しない場合には, pHが7の条件で曝気を行うと, 空気酸化もほとんど生じず, 硫化水素ガスとしてリアクターから揮散すると考えられる。

一方, リアクター中に硫黄酸化細菌が存在すると, 硫黄酸化細菌のMLVSS濃度が増大するにつれて, リアクターから発生する硫化水素ガス量は急速に減少した。MLVSS濃度が $1,000 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上の条件では, リア

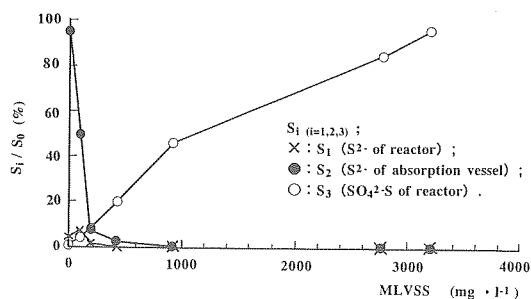


Fig. 2 Effect of MLVSS concentration on sulphide removal

Water temperature: 20°C; pH: 7; S₀: Total S²⁻ supply to reactor, 50mg

クターおよび吸収瓶に, S^{2-} は検出されなかった。また, リアクター中の $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ も, 硫黄酸化細菌のMLVSS濃度が増大するにつれて蓄積する傾向が認められた。

また, 非馴養の活性汚泥(MLVSS: $2,480 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$)を用いた場合には, 廃水中の S^{2-} の41%が硫化水素ガスとしてリアクターから発生した。さらに, リアクター中に S^{2-} が37%残留し, $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ も7%程度であることから, 酸化反応はほとんど進行していないことが明らかになった。

これらの硫化水素の除去量から, 硫黄酸化細菌および非馴養の活性汚泥による硫化水素の酸化速度を求め, 両者を比較した。なお, 硫化水素の酸化速度は, (1)式で定義した。

$$V = \{S_0 - (S_1 + S_2)\} / (X \cdot \Delta t) \quad (1)$$

ただし,

V: 硫化水素の酸化速度 ($\text{mgS}^{2-} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$)

X: 硫黄酸化細菌量 (kgMLVSS)

S₀: リアクターに供給された S^{2-} 量 (mgS^{2-})

S₁: リアクターに残存する S^{2-} 量 (mgS^{2-})

S₂: 吸収瓶中の S^{2-} 量 (mgS^{2-})

t: 処理時間 (h)

水温20°Cにおける硫黄酸化細菌の硫化水素の酸化速度は, $135 \sim 140 \text{ (mgS}^{2-} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1})$, また, 非馴養の活性汚泥の硫化水素酸化速度は, $2.7 \text{ (mgS}^{2-} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1})$ であった。したがって, 硫化水素の酸化速度は, 馴養により, 50倍以上に上昇したことになる。

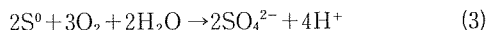
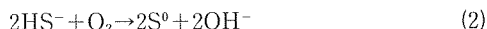
さらに, 前報¹⁾で報告した硫黄酸化細菌のチオ硫酸の酸化速度と硫化水素の酸化速度と比較した。この結果, 硫黄酸化細菌による硫化水素とチオ硫酸の酸化速度は, モル比較で, ほぼ同程度であることが明らかになった。

これらの結果から, 硫化水素含有アルカリ廃水を生物処理する場合, 下水処理場の活性汚泥をそのまま用いることはかなり困難であると推定される。一方, 活性汚泥からチオ硫酸を用いて馴養した硫黄酸化細菌を用いれば, pHが中性の条件でも硫化水素ガスを発生させずに, 廃水中の硫化水素を酸化処理できると考えられる。

3.1.2 SO_4^{2-} の生成と硫黄バランス

Fig. 2に示すように, 硫黄酸化細菌のMLVSS濃度が $3,210 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, すなわち, 硫化水素MLVSS負荷が $0.22 \text{ (kgS} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MLVSS} \cdot \text{d}^{-1})$ の場合には, S^{2-} は SO_4^{2-} までほぼ完全に酸化され, 硫黄のバランスが成立した。しかし, 硫化水素MLVSS負荷が高くなるにつれ, S^{2-} は SO_4^{2-} まで酸化せず, 硫黄バランスがとれない傾向があった。硫化水素MLVSS負荷が高い場合に, リアクターに投入した S^{2-} に対して, $\text{SO}_4^{2-}\text{-S}$ として検出

されない硫黄が存在する原因は明確でないが、Buismanらは、酸化反応は以下の2段階の反応で進行すると述べている^{6)~8)}。



さらに、この2段階目の反応速度は、1段階目の反応速度よりも溶存酸素などの影響を受け易く、このような場合、リアクター中には SO_4^{2-} -Sでなく、 S^0 が蓄積しやすいと報告している。

また、今井¹³⁾は、 S^{2-} がまず直鎖状のポリスルフィドになり、その後、亜硫酸塩(SO_3^{2-})をへて SO_4^{2-} まで酸化されると述べている。

さらに、森¹²⁾は、硫酸還元反応の場合には、 SO_4^{2-} が S^{2-} まで還元されるまでに、亜硫酸塩(SO_3^{2-})、トリチオン酸塩($\text{S}_3\text{O}_6^{2-}$)、チオ硫酸($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$)を経由すると述べている。

したがって、硫化水素 MLVSS 負荷が高い場合に硫黄バランスがとれない原因として、硫黄酸化細菌による硫化水素の酸化反応がイオウコロイドや他のイオンの形でリアクター内に蓄積していることが推定される。しかし、今回の実験においては、中間の硫黄の形態をイオンクロマトグラフ定量法などによって、明確に把握できず、今後の課題である。

3.1.3 水温の影響

硫黄酸化細菌による硫化物の酸化性能に影響を与える要因として、水温、pH、硫化物負荷、溶存酸素、炭素源の種類や濃度などが考えられる。ここでは、水温が硫黄酸化細菌による硫化水素の酸化速度に与える影響について、リアクターの水温を10~30°Cに変動させて検討した。ただし、硫化水素 MLVSS 負荷は、0.21~0.23 ($\text{kgS} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$)である。この結果を Fig. 3 に示す。

S^{2-} は、水温が10~30°Cの条件では、いずれも、リア

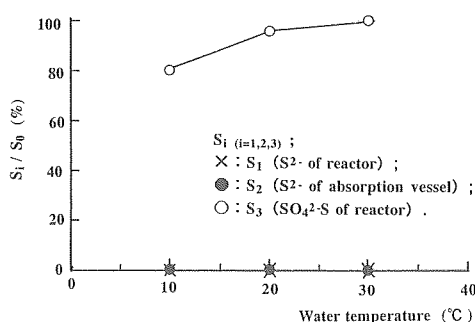


Fig. 3 Effect of water temperature on sulphide removal
MLVSS concentration: 3,200-3,500 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$;
pH: 7, S_0 : Total S^{2-} supply to reactor, 50mg

クターおよび吸収瓶中に検出されなかった。この結果から、水温が10°Cに低下しても、pHが中性の条件で、硫化水素ガスを発生させることなく、硫化水素を酸化できると考えられる。

さらに、水温が20~30°Cの場合には、 S^{2-} の96%~100%が SO_4^{2-} まで酸化された。しかし、水温が10°Cになると、 SO_4^{2-} までの酸化率は80%に低下した。このことから、 S^{2-} の酸化は、水温が低下すると、 SO_4^{2-} -Sばかりでなく、他の硫黄の形態でもとどまることが推定される。

3.1.4 硫化水素負荷の影響

硫化水素負荷が硫黄酸化細菌による硫化水素の酸化性能に与える影響について検討した。人工廃水Cの添加速度を1~10 $\text{ml} \cdot \text{min}^{-1}$ に変更することにより、硫化水素容積負荷を0.72~7.2 ($\text{kgS} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)まで増加させ、硫化水素 MLVSS 負荷を0.26~2.8 ($\text{kgS} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$)と変動させた。この結果を Fig. 4 に示す。

硫化水素 MLVSS 負荷が0.26~1.4 ($\text{kgS} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$)の条件では、リアクターおよび吸収瓶中に S^{2-} は検出されず、完全に酸化されていた。しかし、硫化水素 MLVSS 負荷が2.8 ($\text{kgS} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$)に増大すると、 S^{2-} がリアクターおよび吸収瓶中に16%残留した。

このことから、硫化水素 MLVSS 負荷として、1.4 ($\text{kgS} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MLVSS} \cdot \text{d}^{-1}$)程度をとれば、リアクターから硫化水素ガスを発生させずに、廃水中の S^{2-} を酸化処理できるものと考えられる。

また、硫化水素 MLVSS 負荷が増加するにつれ、生成する SO_4^{2-} -Sの割合は低下する傾向があった。硫化水素 MLVSS 負荷が0.26~1.4 ($\text{kgS} \cdot \text{kg}^{-1} \text{MLVSS} \cdot$

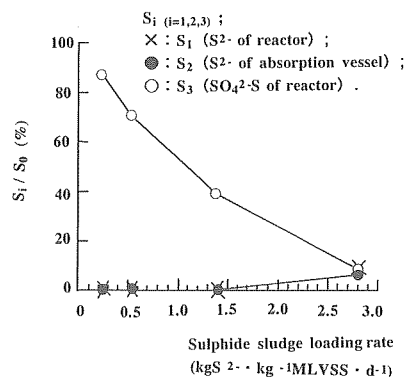


Fig. 4 Effect of sulphide sludge loading rate on sulphide removal
pH: 7, Water temperature: 20°C, S_0 : Total S^{2-} supply to reactor, 50mg

d⁻¹)の範囲では、硫化水素の40～88%がSO₄²⁻-Sまで酸化された。

3.2 硫黄酸化細菌の微生物相

Fig. 5は、下水処理場の活性汚泥から馴養したフロック状態の細菌の電子顕微鏡写真の1例である。

この結果から、下水処理場の活性汚泥から馴養した細菌は、硫黄を酸化する能力を有した *Thiothrix* などに代表される糸状細菌ではなく^{2),3)}、長さが1～5 μmの桿菌や螺旋菌が中心となった集合体であることが明らかになった。

3.3 連続実験による硫化水素含有アルカリ廃水の処理

半回分式実験において、硫化水素含有アルカリ廃水を、pHが中性の条件でも硫化水素ガスを発生させることなく処理できる見通しを得た。このため、実際に工場から排出される硫化水素含有アルカリ廃水を対象として人工廃水Dを用いた連続実験を実施し、処理性能を検討した。

3.3.1 処理水質

人工廃水DのS²⁻濃度を300～600mg・l⁻¹に変動させ、水温20°C、HRTが8時間(硫化水素容積負荷: 0.9～1.8kgS・m⁻³・d⁻¹)の条件で連続処理した結果をFig. 6に示す。

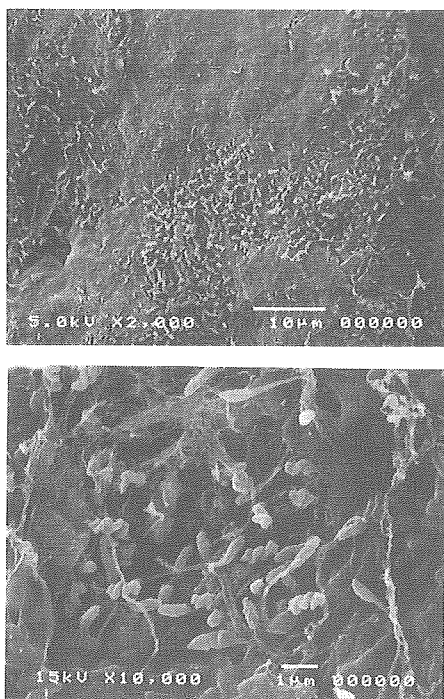


Fig. 5 Scanning electron microphotographs of microorganisms acclimated by S₂O₃²⁻

処理水のS²⁻は、実験期間中、0～1 mg・l⁻¹の範囲で推移した。また、リアクターからの硫化水素ガスの発生は、嗅覚、および検知管(検知域: 0.5～100ppm)によって検出されなかった。したがって、S²⁻は硫黄酸化細菌によってほぼ完全に酸化されたと考えられる。また、処理水のCOD_{Mn}は10～25mg・l⁻¹、TOCは10～20mg・l⁻¹であった。

さらに、リアクターのMLVSSは、実験開始時の3,026mg・l⁻¹から硫化水素容積負荷を上げるにつれて増大する傾向が認められた。本実験下では、硫黄コロイドによる処理水や汚泥の白濁は観察されなかったため、MLVSSの増加は、主として微生物の増殖によると思われる。

これらの結果から、硫黄酸化細菌を利用することによって、pHが中性の条件でも硫化水素ガスを発生させることなく、300～600mg・l⁻¹の硫化物を含むアルカリ廃水を連続的に処理できると考えられる。

3.3.2 酸・アルカリの消費量

硫黄酸化細菌によるS²⁻の生物酸化によって硫酸が生成する。このため、リアクターのpHを6～7に維持する薬品の低減が予想されるので、酸・アルカリの消費量を実測した。

この結果、pHが12、S²⁻を500mg・l⁻¹含む人工廃水の場合、35% HClの使用量は、平均0.16 (ml・l⁻¹廃水)、また、10% NaOHの使用量は、平均0.63 (ml・l⁻¹廃水)となった。pHが12のアルカリ廃水を35% HClで中和

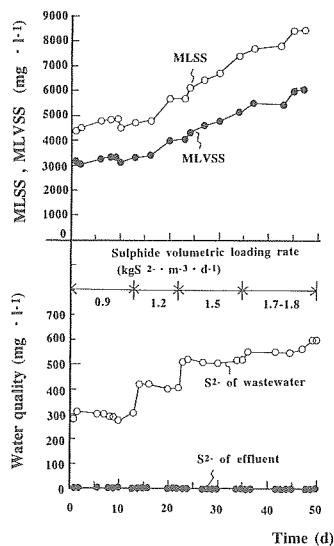


Fig. 6 Time course changes of effluent quality, MLSS and MLVSS concentration
pH of reactor: 6-7, Water temperature: 20°C

する場合、 $0.83 \text{ (m}^3\cdot\text{l}^{-1}\text{廃水)}$ の HCl が必要なので、完全な水素イオンのバランスはとれないものの、生物酸化によって、HCl をかなり削減できるとされる。ただし、 S^{2-} の濃度がさらに高い場合などには、リアクターの pH 低下を防止するため、NaOH の使用量の増加が予想される。

3.3.3 汚泥転換率

前報¹⁾で述べた方法にしたがい、硫黄酸化細菌の汚泥転換率を推定した。Fig. 7 に、水温 20°C における比増殖速度と硫化水素 MLVSS 負荷量との関係を示す。

この結果、 S^{2-} 重量あたりの汚泥転換率 Y は、

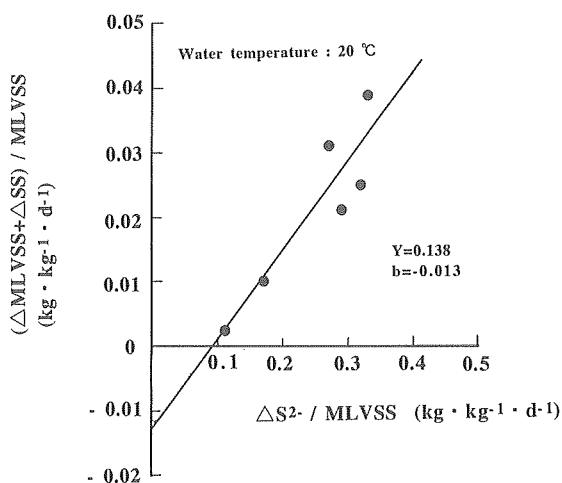


Fig. 7 Relationship between sulphide sludge loading rate and specific growth rate

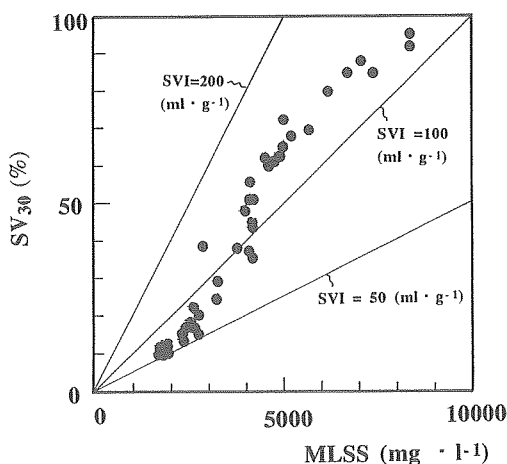


Fig. 8 Relationship between MLSS and SV_{30}
pH of reactor: 6-7, Water temperature: 20°C

$0.14 \text{ (kgMLVSS}\cdot\text{kgS}^{2-})$ 程度、また、自己酸化率 b は、 $0.01 \text{ (d}^{-1})$ 程度と推定された。

S^{2-} 重量あたりの汚泥転換率 Y は、前報¹⁾で述べたチオ硫酸重量あたりの汚泥転換率 $0.08 \text{ (kgMLVSS}\cdot\text{kgS}_2\text{O}_3^{-2})$ と同様にかなり小さい。このため、過曝気などによる汚泥の破壊や流出を抑制し、リアクター内で汚泥濃度を維持することが重要であることが推定される。

3.3.4 沈降性

廃水の微生物処理プロセスは、微生物の沈降性が重要な要件である。前報¹⁾において、チオ硫酸を用いて活性汚泥から馴養した硫黄酸化細菌は、沈降性が優れていることを報告した。今回は、この硫黄酸化細菌に硫化水素含有アルカリ廃水を通水した場合の沈降性を検討した。ただし、先に述べたように、リアクターからSSの流出を抑制するため、塩化第二鉄を添加している。硫黄酸化細菌のMLSS濃度と SV_{30} の関係をFig. 8に示す。

この結果、MLSSが $1,500\sim 4,000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲で、 SV_{30} が $10\sim 40\%$ 以下、SVIがほぼ $100 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$ 以下と安定していた。MLSSが $4,000\sim 8,500 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に増加しても、SVIはほぼ $150 \text{ ml}\cdot\text{g}^{-1}$ 以下に維持されていた。

したがって、下水処理場の活性汚泥からチオ硫酸を用いて馴養した硫黄酸化細菌に、硫化水素を単独で含むアルカリ廃水を通水しても、細菌の沈降性は悪化せず、安定していると考えられる。

4. ま と め

都市下水処理場の活性汚泥から人工チオ硫酸廃水を用いて硫黄酸化細菌を馴養した後、この硫黄酸化細菌を用いて、硫化水素含有アルカリ廃水を処理する方法を検討し、以下のことを明らかにした。

1) 活性汚泥から人工チオ硫酸廃水を用いて馴養した、pHが中性で活性のある硫黄酸化細菌の S^{2-} の酸化速度は、水温 20°C において、 $135\sim 140 \text{ (mgS}^{2-}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{h}^{-1})$ であった。また、この S^{2-} の酸化速度は、非馴養の活性汚泥による硫化水素酸化速度の50倍以上と推定された。

2) 硫化水素含有アルカリ廃水中の S^{2-} は、水温 $20\sim 30^\circ\text{C}$ 、硫化物MLVSS負荷が $0.21\sim 0.23 \text{ (kgS}\cdot\text{kg}^{-1}\text{MLVSS}\cdot\text{d}^{-1})$ の条件下で、硫黄酸化細菌によって、ほぼ完全に SO_4^{2-} まで酸化された。また、リアクターからの硫化水素ガスの発生は認められなかった。

3) 水温の低下や硫化物MLVSS負荷の増大により、硫黄バランスがとれない傾向があった。この理由は、明確でないが、 SO_4^{2-} 以外の硫黄の形態で蓄積することなどが推定された。

4) 硫化水素含有アルカリ廃水中の S^{2-} を酸化している細菌は、糸状細菌ではなく、桿菌や螺旋菌の集合体であった。

5) pH が12, S^{2-} を $300\sim 600\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 含有する廃水を, HRT が8時間, 水温が 20°C , pH が6~7の条件で連続実験を行った結果, 硫化水素ガスを発生させることなく, 硫黄酸化細菌によって S^{2-} を連続的に酸化できた。MLVSS の増加が認められ, S^{2-} 重量あたりの汚泥転換率 Y は, $0.14 (\text{kgMLVSS}\cdot\text{kgS}^{2-})$ 程度, 自己酸化率 b は, $0.01 (\text{d}^{-1})$ 程度と推定された。さらに, 硫黄酸化細菌の沈降性は, 塩化第二鉄の添加のもとで, SVI が $150\text{m}\cdot\text{l}\cdot\text{g}^{-1}$ 以下と安定していた。

(原稿受付 1995年1月25日)

(原稿受理 1995年9月5日)

参 考 文 献

- 1) L.G. リッチ (1978) 環境システム工学入門, 561pp., 丸善.
- 2) 小泉純一 (1989) イオウ酸化細菌の生理生態と生物工学, 用水と廃水, **31** (4), 26-34.
- 3) 河野哲郎 (1991) 微生物の生態17, 日本微生物生態学会編, 学会出版センター.
- 4) 橋本奨 (1989) イオウ関連細菌と下排水処理, 用水と廃水, **31** (4), 3-13.
- 5) 松井三郎, 山本良子, 土屋之也 (1989) イオウ細菌による硫酸塩還元を伴う炭水化物の分解経路, 用水と廃水, **31** (4), 26-34.
- 6) Buisman, C., Ijspeert, P., Janssen, A. and Lettinga, G. (1990) Kinetics of chemical and bio-logical sulfide oxidation in aqueous solutions, *Water Research*, **24**, 667-671.
- 7) Buisman, C., Post, R. Ijspeert, P., Geraats, G. and Lettinga, G. (1989) Biotechnological process for sulphide removal with sulphur reclamation, *Acta Biotechnol.*, **9**, 255-267.
- 8) Buisman, C., Geraats, G., Ijspeert, P. and Lettinga, G. (1990) Optimization of sulphur production in a biotechnological sulphide-removing reactor, *Biotech. and bioengineering*, **35**, 50-56.
- 9) 三木理, 嘉森裕史, 藤井正博 (1994) 硫黄酸化細菌による硫化水素廃液の処理, 第28回日本水環境学会年次講演集, 470-471.
- 10) 三木理, 嘉森裕史, 藤井正博 (1994) 硫黄酸化細菌による硫化水素廃液の処理, 第31回下水道研究発表会年次講演集, 774-776.
- 11) 三木理, 嘉森裕史, 井上展夫, 藤井正博 (1995) 活性汚泥からの硫黄酸化細菌の馴養とチオ硫酸の除去特性, 水環境学会誌, **18**, 231-239.
- 12) 森忠洋 (1989) コンクリート構造物の微生物腐食, 用水と廃水, **31**, 391-396.
- 13) 今井和民 (1984) 独立栄養細菌, pp.68-76, 化学同人.