

総 説

酸性硫酸塩土壌における土壌酸性化の機構

上野 薫

中部大学生物機能開発研究所

要 旨

世界的な問題土壌の一つである酸性硫酸塩土壌は、パイライト（黄鉄鉱， FeS_2 ）を多く含み、これが酸化されて硫酸が生成され、最終的にはpH3以下の強酸性土壌となる。この土壌は農地が必要な世界の各地域に広く分布しており、土壌改良法や土壌分布調査法等の改善が求められている。国内においても、古くは干拓地土壌の農地利用、近年では内陸地の大規模開発による法面被覆植物の生育不良等で問題となってきた。低湿地や沿岸域で生成・堆積するこの土壌は、嫌気的条件下から好氣的条件下に置かれることでパイライトの酸化が始まるが、土壌水分状態によってその程度が大きく異なる。パイライトの酸化には、微生物的酸化と純化学的酸化がともに作用しており、土壌水分状態は微生物的酸化に影響を与える。土壌は乾燥により間隙の質や量、保水性を変化させ、塑性限界付近の土壌水分状態では、微生物的酸化を促進する。本報では、酸性硫酸塩土壌の酸性化機構について概説し、土壌の酸性化に関与する微生物と土壌水分条件との関係を解説した。

キーワード：微生物的酸化、土壌水分、パイライト、酸性硫酸塩土壌、鉄酸化細菌

1. はじめに

酸性硫酸塩土壌（Acid Sulfate Soils：ASS）は、東南アジアやアフリカの主に浅海沿岸域やクリーク地帯に分布し（表1 岡川，1984）、総面積1200万haにもなる世界的な問題土壌である。分布域は、農地として利用可能な土地が不足している場合が多いため、この土壌の研究は主に農地利用を目的として発展してきた。酸の生成を支配する要素は、地形的要素、気象的要素、土壌内環境的要素（土壌構造、塩分濃度、水分状態、微生物状態、pH等）、人的要素（耕起、土質改良等）、など多様で複雑に絡み合っている。土壌分類学ではチオニックフルビソル：Thionic Fluvisols（FAO／Unesco方式）やサルフィディック（sulfidic）物質を含む土壌（潜在的酸性硫酸塩土壌）、あるいはサルフリック（sulfuric）層（顕在的酸性硫酸塩土壌）、サルフィヘミスト（Sulphihemists）大群やサルファクエプト（Sulfaquepts）大群、あるいはサルフォヘミスト（Sulfohemists）大群の中に位置づけら

れている（いずれもUSDA,1975）。

表1 チオニックフルビソルの分布

地 域	地域内割合 (%)	面積 ($\times 10^4$ ha)
南米	1.5	18
アフリカ	43.6	509
南アジア	16.6	194
東南アジア	38.2	446
世界	100	1167

低湿地の開発を目的とした排水、あるいは干拓地造成による浅海域の干陸化により生じた強酸性土壌を農地として利用するためには、作物の生育障害の原因や酸の生成機構の解明および、それに基づく土壌改良技術の確立が求められ、基本的な酸の生成機構の解明、土壌の改良法および農地化の工法が確立してきた。しかし、酸を管理する現行技術は、中和剤の大量投入や大量の水による酸の洗脱であり、前者では中和剤投入のタイミングや量の管理が難しく、現場

では過剰な投入が生じがちな上にコストが高い。後者は、大量の良質な水が必要であり問題が深刻な地域では実用的・持続的な方法とはいえない。また、酸や塩類の系外への排出は、酸自体や重金属、過剰なアルミニウムや鉄イオンによる流域の汚染を引き起し、湖沼等の水生生物に害を及ぼす場合もある (Dent, 1986)。

現地 (とくに熱帯域) における酸性硫酸塩土壌の管理では、広域にわたる潜在的酸性硫酸塩土壌の分布や土壌酸性度の把握方法の確立が求められている。現在は、簡単な土壌培養試験や土壌pH (H₂O₂) 試験を行っており、調査点の土深が浅く狭い面積の調査であれば工数上の問題はない。しかし、調査が必要な現地のパイライト含有部位の土深は多様であり、50 cm～数mであることが少なくない上に、深度数cmの差でも大きく性質が異なる場合も多く、現行法では大きな労力が必要となる。このため、現地での正確な潜在的酸性硫酸塩土壌の分布状況を把握できず、不適切な開発により土壌を強酸性化させてしまうことも少なくない。これを回避するため、指標植物と過酸化水素を併用した土壌酸性度の判定も導入されつつある (JICA, 2000) が、土地利用状況の把握や土質等の多様さのために判定は容易ではない。また、低湿地の排水による二酸化炭素の大気中への大量放出が指摘されており (Hicks *et al.*, 2002)、低湿地の開発における微生物作用に関する現象の十分な把握が必要である。国内においては、古くは干拓地水田での作物の生育不良で問題が顕在化し、近年では内陸地の大規模開発による地層深部の旧沖積地や火成性酸性硫酸塩土壌の地表面への露出により、法面の崩落、被覆植物の生育不良、水道管等の腐食等が発生し、問題となっている。

2. パイライトの生成過程

酸性硫酸塩土壌が生成される地形は、主にマングローブの生育する浅海岸やタイダルクリークである。これらの水性堆積物中において、海水あるいは汽水によるSO₄²⁻および有機物の供給により硫化物の生成・蓄積が生じる。海水中にはSO₄²⁻が約2650ppm存在し、このSO₄²⁻は湛水下での嫌氣的条件下で次式のように反応する。



ここで、S(-II)とは、H₂S、HS⁻およびS²⁻であり、その存在形態は堆積物のpHにより変化する。

(1) 式の反応は有機物の酸化分解の反応と供役し以下のように進行する。



この硫酸還元反応は、pH5～9の無酸素条件下では絶対的嫌気性細菌である硫酸還元菌 (*Desulfovibrio* や *Desulfotomaculum*) により促進される。この反応が生じる酸化還元電位は、SO₄²⁻が不安定化するEh (-120～-180mV) の付近である。

こうして生成されたS(-II)は、硫酸還元よりも高いEh条件 (+180～+150mV) で既に生成されているFe²⁺と反応し、常温では準安定な硫化鉄 (FeS) を沈殿する。



溶解したS(-II)の一部は、O₂やFe³⁺のような酸化剤の存在下では、元素状硫黄S(0)に酸化する。S(0)はSO₄²⁻酸性条件下で還元される際の中間生産物としても生成され、一旦生成されると比較的安定であるため、海底堆積物中には元素状硫黄がかなり普遍的に存在する。

この元素状硫黄は、FeSと反応して以下のように直接パイライトを生成するか、



あるいは溶存するS(-II)と反応して多硫化物アニオンを作り、FeSと反応し、グリージャイト (Fe₃S₄) を経てパイライトを生成する。



こうして生成したパイライトの溶解度はFeSと比較し10オーダー程低く、FeS→FeS₂の変化の要因となっている。

このようにして、硫酸還元により生成されるS(-II)は最終的にパイライトとして安定化され堆積物中に蓄積されることになる。一般的な硫化物含有海底堆積物中のパイライトの蓄積量は、乾燥堆積物重あたり1～4%程度である (以上、久馬, 1984参照)。

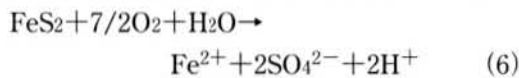
3. 土壌の酸性化過程

前項で示した過程で海底や湖底で生成された潜在的酸性硫酸塩土壌 potential acid sulfate soils (酸性化を発現していない土壌) は、干陸化な

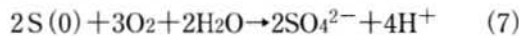
どにより空気に触れる環境下に置かれると、乾燥とともに土壌に亀裂が生じ、土壌の通気性や透水性が高まり硫化物の酸化が進行する。

この酸化過程には、化学的反応による酸化（化学的酸化）と、微生物反応による酸化（微生物的酸化）があり、微生物的酸化は化学的酸化の触媒として働いている（図1 上野ら，2003a）。

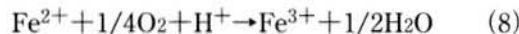
酸性硫酸塩土壌の生成において微生物的酸化は中性以降の酸性側で活発である。これは関与する微生物が好酸性の細菌であるためである。これ以前のpH7～6付近では微生物の活性が低く、化学的酸化が次のように反応している。



微生物的酸化には硫黄酸化細菌と鉄酸化細菌が働いているが、pH8～5までは中性から酸性で生育する硫黄酸化細菌が主に活動し、イオウ元素から硫酸を生成する（(7)式）。

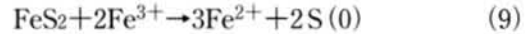


この硫酸により土壌の酸性化は急激に進行し、鉄酸化細菌の生育に適するpHまで低下すると、鉄酸化細菌によりパイライトの直接酸化や、Fe(II)の酸化によるFe(III)の生成（(8)式）が活発に行われるようになる。

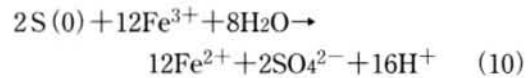


生成されたFe(III)はパイライトの酸化剤として積極的に利用され、その結果生成される

Fe(II)から鉄酸化細菌が再びFe(III)を生成するといったサイクルにより、硫化物の酸化は加速する（(9)、(10)式）。



（この後、 Fe^{2+} の鉄酸化細菌による利用）



（この後、 Fe^{2+} の鉄酸化細菌による利用）

この結果、化学的酸化だけでは到達しないpH3以下まで土壌の酸性化が進行する。酸性化が停滞すると、生成された酸の溶脱や自然あるいは人為的な中和反応が進み、pH3以上になると（3）式により生じた Fe^{3+} は加水分解を受けて沈殿し（(11)式）、非晶質加水酸化鉄の褐色の斑紋や結晶度の悪いゲーサイトの黄橙色の斑紋を形成する。



pH4程度では Fe^{3+} が部分的加水分解を受けて生じた $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ から、ジャロサイトが生成される（(12)式）。ジャロサイトの呈する淡黄色の特徴的な色は、現場で酸性硫酸塩土壌を識別するのに役立っている。また、ジャロサイトはpH4以上になると加水分解を受けてゲータイトを生成する（(13)式）。

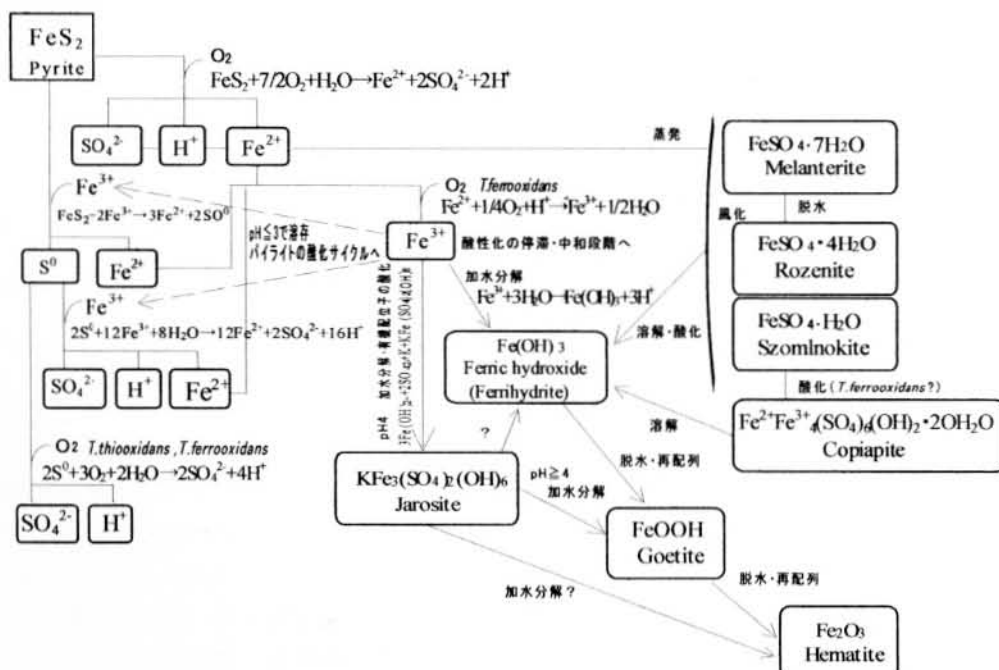
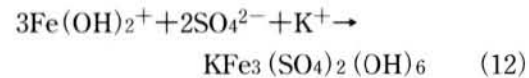
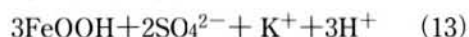
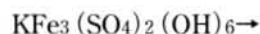


図1 パイライトの酸化過程



これらの非常に反応の遅い還元作用により、土壌のpHは徐々に上昇する。この段階になると、土中の硫酸は雨水により洗浄され、鉄は水酸化鉄として土中に沈積する。また、土中の貝殻などが風化分解されるとCaが土中に放出され、pHが5程度にまで上昇する。pH5以上になると硫酸還元細菌が働くようになり、より還元方向へ押し上げる。この段階まで達すると土壌改良材の使用も有効となり、農地として利用することが可能となる（以上、Nordstrom, 1982, Dixon *et al.*, 1989, 久馬ら, 2001参照）。

4. 土壌水分と土壌の酸性化

4-1. 粘土鉱物

上述のように、パイライトの酸化および土壌の酸性化における微生物の存在は重要である。土壌での微生物活動には、土壌粒子表面の荷電状態や間隙の質や量、団粒構造の変化、表面積が大きくかかわっている。それらを左右する粘土鉱物の組成特性を以下に示す。

代表的な日本の酸性硫酸塩土壌である児島湾干拓地土壌や有明海沖積水田土壌、八代湾内、八郎潟の干拓地土壌における主要な粘土鉱物は、illite-montmorillonoid系であり、これに少量のkaoline系粘土鉱物やhalloysite等が含まれている（米田, 1958）。バンコクの酸性硫酸塩土壌の多くは、シルト以下の土壌の50%強が1:1型鉱物であり、次いで2:1型鉱物が多く、雲母型鉱物は少ない（Attanandana *et al.*, 1981）。テキサスの鉱物掘削地のパイライト含有土壌では、シルト以下の土壌でスメクタイトが50%強、カオリナイトは10%以下、雲母型鉱物が25%以下であり、土層のごく表面ではスメクタイトが減少し、カオリナイトが増加することが示されている（Dixon *et al.*, 1982）。

このように、酸性硫酸塩土壌は、その多くが膨潤性、イオン交換性、吸着性の高い2:1型粘土鉱物を多く含み、乾燥に伴う物理化学性の変化が生じる特性を有している。

4-2. 乾燥による土壌水分保持力の変化

潜在的酸性硫酸塩土壌は、湖底等から浚渫されたり干拓されたりすることにより乾燥し、好

氣的条件下に置かれることで酸性化が始まる。現場の土壌は、乾燥と降雨による湿潤が繰り返され、徐々に脱水される。2:1型粘土鉱物を多く含む本土壌の場合には、乾燥程度により土壌水分保持力が大きく変化する（図2 上野ら, 2003b）。これは、乾燥により、粘土の微細構造が変化するためであり（足立・竹中, 1973）、粘土分を多く含む土壌ほど乾燥の影響を強く受ける。同時に、乾燥に伴い土壌基質の収縮が生じて亀裂が生じ、粗間隙が増加し、土塊中では毛細間隙径が小さくなり、土壌中での物質移動に影響を与える。これらは、微小な細菌にとって大きな変化である。

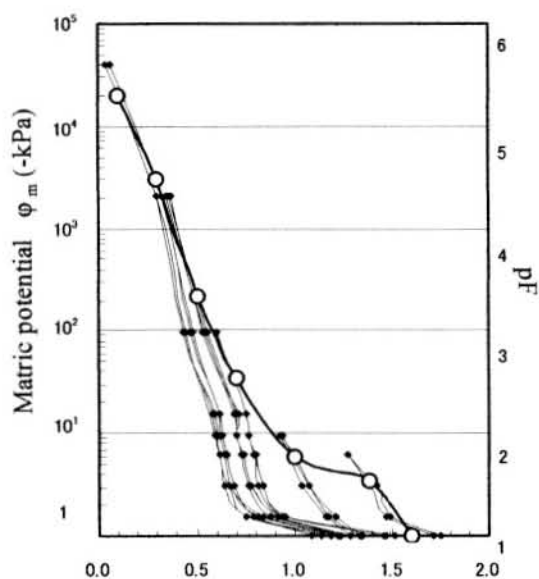


図2 乾燥による土壌水分保持力の変化

○：生土の乾燥過程でのマトリックポテンシャル
◆：乾燥調整した供試土のマトリックポテンシャル

中津干拓地（島根県）より採取した潜在的酸性硫酸塩土壌を自然含水比から6段階に30℃乾燥により含水比を調節し、これらについて加圧板法と蒸気圧法を用いてマトリックポテンシャルを測定した（◆）。それぞれの水分特性曲線上の各初期含水比に相当する（○）を結ぶと、乾燥履歴を受けていない生土の乾燥過程における水分特性曲線が得られる。乾燥した土壌では、任意の力で土壌が保持できる水分量が小さくなるが、とくに湿潤側でその傾向が強い。

4-3. 土壌水分状態と土壌の酸性化

乾燥により数段階の土壌水分状態に設定した土壌を、蒸発を防ぎ30℃で静置培養すると、土壌の酸性化は-35kPa（pF2.55）付近の土壌水分状態で促進する（図3 上野ら, 2003a）。この水分条件は、これらの土壌の塑性限界よりやや湿潤側に相当する。塑性限界は、土壌が塑性

体から半固体に変化する力学的変異点であり、液体でも固体でもないほどよい骨格を持ち、通気性と湿潤性を備える土壌の状態、土壌の酸性化が促進していたことになる。滅菌処理を施した土壌では、このような水分状態による特異的な酸性化が生じないことから、この現象は、関与する微生物の働きがこの土壌水分状態で活性化したためであることが示された（足立ら、1992）。

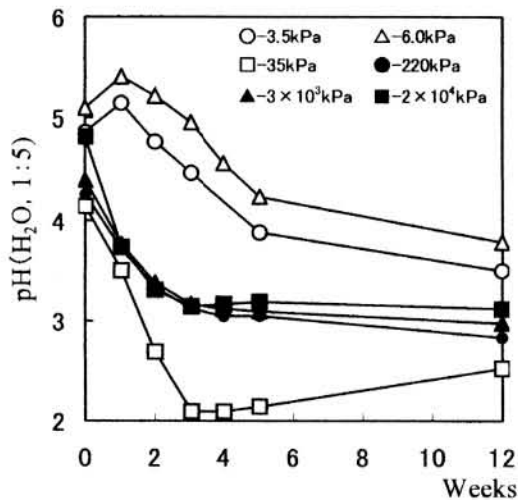


図3 土壌pHの変化

中海干拓地（島根県）より採取した潜在的酸性硫酸塩土壌を供試し、30℃乾燥により土壌水分状態を6段階に設定した。これらの供試土を密閉瓶に充填し、30℃恒温器で静置培養し、土壌pH（H₂O）を定期的に測定した。-35kPa区はpHの低下も速く、この供試土の限界pH（2.05）付近まで低下し、土壌の酸性化が促進されていた。

4-4. 土壌水分状態と土壌微生物組成

土壌水分状態の異なる酸性硫酸塩土壌の土壌微生物の構成には、次のような特徴がみられる（図4 上野ら、2003b）。土壌の酸性化が促進される土壌水分状態-35kPa付近では、土壌微生物の構成が他の水分状態と異なる。他の水分状態では、グラム陽性菌が優占して棲息するのに対し、土壌の酸性化が促進される水分状態では、グラム陰性細菌の中でも特に *T. ferrooxidans* が優占する。この水分状態は、Fe²⁺を酸化して増殖する *T. ferrooxidans* の生育・生存に適した環境であるため、急激に増殖し、それに伴い土壌pHが急激に低下し、細菌のpH耐性の有無からこのような特異的な微生物組成が生じていると考えられた（上野ら、2003b）。

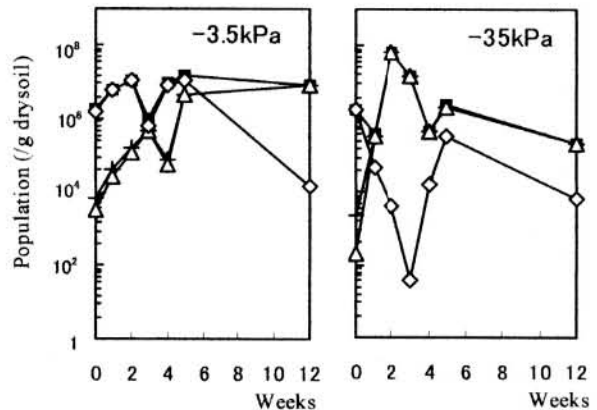


図4 土壌の微生物組成

■ total bacteria, ◇ gram-positive bacteria
+ gram-negative bacteria, △ *T. ferrooxidans*

図3と同様の土壌について、定期的に希釈平板法により各細菌数を測定した。-35kPa区よりも湿潤側（例として-3.5kPa）および乾燥側（図省略）ではグラム陽性細菌が優占していたが、-35kPa区ではグラム陰性の *T. ferrooxidans* が優占し、その対数増殖期にはグラム陽性細胞が急激に減少しており、他の水分状態とは全く異なる微生物群集構造をしていた。

5. 土壌の酸性化と微生物

5-1. 基本的な生理生態

酸性硫酸塩土壌の酸性化に関わる微生物は主に鉄酸化細菌：*Thiobacillus ferrooxidans*と硫黄酸化細菌：*Thiobacillus thiooxidans*である（Stum and Morgan, 1970）。これらはバクテリア・リーチングやバイオセンサーの分野（Giaveno and Donati, 2001；Cerruti *et al.*, 1998；Sasaki *et al.*, 1997）で有用な種である一方、コンクリートや鉄配管の腐食（野中ら、1994）、鉱山の酸性排水の原因菌でもある。また、近年、鉱山からのヒ素流出を収着により抑える働きのある鉄酸化水酸化硫酸塩鉱物（schwertmannite）の生成に、鉄酸化細菌が関与しているとも考えられている（中村・赤井、1999、小竹ら、2002）。液体培養下における鉄酸化細菌の基本的な生理生態を以下に紹介する。

鉄酸化細菌は、鉄を酸化する際に得られるエネルギーを細胞の生育エネルギーとして利用する細菌群の総称であり、酸性・非糸状細菌、中性・糸状細菌に大別できる（小島ら編、1996、高橋ら訳、1997）。酸性硫酸塩土壌の酸性化において大きな役割を果たす *T. ferrooxidans* は、酸性・非糸状の化学合成独立栄養細菌である。*T. ferrooxidans* はグラム陰性の桿菌（0.5×1.0 μm）で、1本の鞭毛を有し運動性がある。酸性条件

下 (pH1.4~5.8) で二価鉄あるいは還元型の無機硫黄化合物を酸化する際に生じるエネルギーを増殖あるいは生命維持のためのエネルギーとして利用する。絶対好気性菌で発酵、脱窒での増殖はできない。生育最適温度は15~25℃の中温菌である。細胞構成炭素の殆どを空気中の炭酸ガスから合成する (以上、田野・杉尾, 1993, 千田, 1996)。また *T. ferrooxidans* は単独培養よりも *T. thiooxidans* 等の硫黄酸化細菌との共存培養で鉄酸化能力が高まることが知られている (伊藤, 1968)。バクテリア・リーチングの分野では、*T. ferrooxidans* のパイライト酸化および鉄の溶出との関係で、細菌がパイライトに直接付着してこれを酸化する貢献度が高いと考えられていたが、Wakao *et al.* (1984) は、*T. ferrooxidans* のパイライト付着により基質の鉄酸化活性が低下し、遊離状態で鉄酸化活性が回復することから、パイライトの酸化および鉄溶出の促進には、菌のパイライトへの付着は必要なく、菌が環境中に溶存する Fe^{2+} を利用して Fe^{3+} を生成し、この Fe^{3+} が化学的なパイライト酸化を促進させるような、菌の触媒的な働きこそが重要であると説明している。また、高濃度の硝酸イオンや塩化物イオンは鉄酸化細菌の生育阻害物質であり (Touven and Kelly, 1972)、*T. ferrooxidans* や *T. thiooxidans* が自ら排出するピルビン酸やオキサロ酢酸、およびタンニン酸や木酢液などの天然有機酸もこれらの細菌の生育を阻害することが知られている (広吉ら, 1992, Sasaki *et al.*, 1999)。

なお、Bergey's Manual of Systematic Bacteriology 第2版 (2001) では分類体系が大幅に変更され、*T. ferrooxidans* および *T. thiooxidans* は、*Acidithiobacillus ferrooxidans* および *Acidithiobacillus thiooxidans* と改名され新属に移行されている。

5-2. 現場土壌での細菌の生態

近年、土壌微生物の生態の解明は新しい研究手法の導入により飛躍的に進展している。しかし、酸性硫酸塩土壌の酸性化過程では、変化する土壌環境要素が多く微生物代謝等の測定が困難なために未解明な部分が多い。高井ら (1989) は、干拓地において鉄酸化細菌の棲息部位よりも深い層で硫黄酸化細菌が棲息していたことから、土壌酸性化の初期には硫黄酸化細菌が主に

増殖し、土壌pHが低下した後に鉄酸化細菌の増殖が活性化すると考えた。小川ら (1990) は、このような遷移が室内実験でも生じることを確認し、鉄酸化細菌の増殖により増加した生育阻害物質の菌への影響を硫黄酸化細菌が緩和することを示唆する結果も示した。液体培養では、*T. thiooxidans* 由来の有機物が *T. ferrooxidans* のパイライト酸化を促進しているとの報告もある (Wakao *et al.*, 1982, 1983)。一方で、鉄酸化細菌は土壌pH6の環境下で十分に増殖し、その結果土壌pHが急激に低下したという報告もある (上野ら, 2002a)。現地土壌における細菌の増殖や遷移の過程は、土壌pHだけでなく土壌構造の差異や水の移動、他の細菌との競合関係を含めて検討されるべきだろう。

一般に、土壌微生物活性に直接影響を与える環境要素は、土壌水分、栄養源、温度、土壌pHである。酸性硫酸塩土壌の微生物的酸化は、水分、温度、空気が適当であれば著しく速いが (村上, 1965)、土壌の酸性化過程に関与する細菌に最も強く影響を与える要素は、土壌水分である。また、*T. ferrooxidans* のエネルギー源である Fe^{2+} は、土壌水分状態が-35kPa~-220kPaの条件下で濃度が高く、栄養面ではこの水分状態が最適条件といえる (上野ら, 2002b)。また、土壌の電気伝導度 ($\text{EC}_{1:5}$) が9.8~1.3mS/cmの範囲である場合、低ECほど土壌の酸性化が激しいが (足立ら, 1992)、これは、細胞の浸透圧および生育阻害物質の影響と考えられる。温度に関しては、10℃では微生物的酸化も化学的酸化も緩慢であり、30℃~35℃で微生物的酸化が活性化し、50℃では主に化学的酸化が働き、化学的酸化は水分条件ではなく温度条件により影響を受ける (上野ら, 2002a)。また、酸化還元電位 (Eh) は土壌微生物や鉄の挙動と密接な関係にあるが (高井, 1958; 長谷部・飯村, 1982; 木村ら, 1984ab)、酸性硫酸塩土壌の研究では微生物挙動とEhの関係を示した知見はない。これは土壌の乾燥過程におけるEh測定可能領域に制限があるためだろう。さらに、土粒子径が小さいほど微生物数が多くなることが知られているが、(田中・坂本, 1970)、鉄酸化細菌の場合にも、パイライトの粒径が小さいほど細菌数は多いことが報告されている (加村, 1986)。

6. おわりに

以上のように、酸性硫酸塩土壌における土壌酸性化の機構はほぼ解明され、酸性化を管理するためには、それを促進する微生物の活動に影響を与える土壌水分の管理が必要なことも分かっている。しかし、現状では、好氣的条件下での酸の発現を抑える技術は確立していない。また、これら低湿地等の開発による環境負荷の実態を把握しこれを減じることは、今後の課題である。そのために、土壌間隙の質や粘土表面の微細構造の変化と細菌の生態との詳細な関係を把握することは、大いに役立つと考えられる。

引用文献

- Attanandana, T., Vacharotayan, S. and Kyuma, K. (1981) : Chemical Characteristics and Fertility Status of Acid Sulfate Soils of Thailand. pp.137-156, Proc. of the Bangkok Symp. on Acid Sulfate Soils.
- 足立忠司・松本康夫・原徹夫 (1992) : 土壌水分から見た干拓地土壌の酸性硫酸塩土壌化過程. 農業土壌学会論文集, 162 : 89-96.
- 足立忠司・竹中肇 (1973) : ヒズミ速度効果ならびに土壌水分より見た粘性土の工学的挙動. 農業土壌学会論文集, 43 : 26-32.
- Cerruti, C., Curutchet, G. and Donati, E. (1998) : Bio-dissolution of spent nickel-cadmium batteries using *Thiobacillus ferrooxidans*. Journal of Biotechnology, 62 : 209-219.
- 千田 信 (1996) : 微生物資源工学. pp. 55-61, コロナ社, 東京.
- Dent, D. L. (1986) : Acid Sulphate Soils, a Baseline for Research and Development. ILRI Publ. No39, ILRI, Wageningen.
- Dixon, J. B., Hossner, L. R., Senkayi, A. L. and Egashira, K. (1982) : Mineralogical Properties of Lignite Overburden as they Relate to Mine Spoil Reclamation. pp. 169-191, Acid Sulfate Weathering, SSSA Special Publ. No.10, Soil Science Society of America, Wisconsin.
- Dixon, J. B. et al. edit (1989) : Minerals in Soil Environment 2nd edition, Carbonate, Halide, Sulfate and Sulfide minerals, pp.303-309, Soil Science Society of America, Wisconsin.
- Garrity, M. G. Editor-in-Chief (2001) : Bergey's Manual of Bacteriology Vol.1 2nd edition. Springer-verlag, New York.
- Giaveno, A. and Donati, E. (2001) : Bioleaching of heazlewoodite by *Thiobacillus* spp, Process Biochemistry, 36 : 955-962.
- 長谷部亮・飯村康二 (1982) : 水分含量の異なる土壌を湛水した場合の酸化層・還元層の分化発達過程. 土壌肥料学会誌, 53 (6) : 497-502.
- Hicks, W., Bowman, G. and Fitzpatrick, R. (2002) : The geochemistry of Australian tropical acid sulfate soils and their environmental hazard. 17th. WCSS, World Congress of Soil Science 2002 Paper No.238.
- 広吉直樹・恒川昌美・平島剛・高森隆勝 (1992) : *Thiobacillus ferrooxidans*による黄銅鉱精鉱の微生物学的浸出に及ぼすりん脂質の影響.資源と素材, 108 (2) : 129-133.
- 伊藤一郎 (1968) : バクテリア・リーチングの研究の現状. 醗工, 46 (4) : 325-335.
- 加村崇雄 (1986) : 火成性パイライト酸化による酸性硫酸塩土壌の生成と鉄・イオウ細菌. 土壌肥料学会誌, 57 (3) : 252-256.
- 木村真人・和田秀徳・高井康夫 (1984a) : 水稻根圏における代謝活性. 土壌肥料学会誌, 55 (4) : 338-343.
- 木村真人・和田秀徳・高井康夫 (1984b) : 水稻

- 根周辺における水酸化鉄、二酸化マンガン、硫化鉄沈殿の生成、土壤肥料学会誌、55 (4)：332-337.
- 国際協力事業団森林・自然環境協力部 (2000) ヴェトナム社会主義共和国メコンデルタ酸性硫酸塩土壌造林技術開発計画終了時評価報告書.
- 久馬一剛 (1984)：酸性土壌とその農業利用、pp.103-104、博友社、東京.
- 久馬一剛 編 (2001)：熱帯土壌学、p.206、名古屋大学出版会、名古屋.
- 小島貞男・須藤隆一・千原光雄 編 (1996)：環境微生物図鑑、pp.1-7、講談社サイエンティフク、東京.
- 小竹由紀・福士圭介・佐藤 努・柳瀬信之 (2002)：大分県木浦鉱山廃石場から漏洩するヒ素の挙動、地球惑星科学関連学会合同大会論文集.
- 村上英行 (1965)：酸性硫酸塩土壌の特性と改良法に関する研究、京都大学学位論文.
- Nordstrom, D. K. (1982)：Aqueous Pyrite Oxidation and the Consequent Formation of Secondary Iron Minerals. pp.37-56, Acid Sulfate Weathering, SSSA Special Publ. Number 10, Soil Science Society of America, Wisconsin.
- 中村岳夫・赤井純治 (1999)：微生物の活動下で生成した薄膜状schwertmannite及び類似鉱物：北海道錦沼及び群馬鉄山産試料について、地球惑星科学関連学会合同大会論文.
- 野中資博・杉田秀雄・但田廣次・森忠洋 (1994)：汚水処理施設におけるコンクリート微生物腐植対策に関する考察、農業土木学会論文集、174：23-31.
- 小川直人・犬伏和之・松本聡・和田秀徳・高井康雄 (1990)：干拓地土壌の酸性化とそれに関与する鉄・イオウ酸化細菌の動態、土壤肥料学会誌、61 (1)：42-47.
- 岡川長郎 (1984)：酸性土壌とその農業利用、pp.28-29、博友社、東京.
- Sasaki, K., Tusnekawa, M., Tanaka, S., Fukushima, M. and Kanno, H. (1999)：Inhibiting Effect of Natural Organic Acids on Microbially Mediated Dissolution of Pyrite in Acidic Environments. Shigen-to-Sozai, 115 (4)：233-239.
- Sasaki, S., Yokohama, K., Tamiya, E. Karube, J., Hayashi, T., Arikawa, Y. and Numata, M. (1997)：Sulfate sensor using Thiobacillus ferrooxidans. Anal. Chim. Acta., 347：275-280.
- Stumm, W. and Morgan, J. J. (1970)：Aquatic Chemistry. N. Y., John Wiley.
- 高橋甫・斎藤日向・手塚泰彦・水島昭二・山口英世 共訳 (1997)：微生物学 (下)、pp.67-74、培風館、東京.
- 高井康雄 (1958)：水田土壌における鉄化合物の行動について (第2報)、土壤肥料学会誌、29 (5)：30-34.
- 高井康雄・小川直人・竹内えりか・犬伏和之・加藤茂・松本聡・和田秀徳 (1989)：中海干拓地での溶脱・酸化過程と鉄・硫黄酸化細菌数の経年変化、土壤肥料学会誌、60 (2)：151-156.
- 田野達男・杉尾剛 (1993)：Thiobacillus ferrooxidansとT. thiooxidansの分離、培養および同定、資源と素材、109：553-557.
- 田中博・坂本正幸 (1970)：土壌伝染性細菌の生態と土壌の物理的環境要因 (2)、東北大学農研報、21：177-186.

Touvinen, O. H. and Kelly, D. P. (1972) : Zeitschrift für Allg. Mikrobiologie, 12 : 311-346.

上野 薫・足立忠司・成岡 市 (2003a) : 微生物的観点からみた酸性硫酸塩土壌の研究史. 土壌の物理性, 92 : 31-39.

上野 薫・足立忠司・成岡 市 (2002a) : 児島湖底堆積土の酸性化過程における温度・水分条件の影響. 土壌の物理性, 91 : 15-23.

上野 薫・足立忠司・成岡 市 (2002b) : 酸性硫酸塩土壌の乾燥過程が微生物活性および鉄の形態に与える影響. 土壌の物理性, 91 : 49-57.

上野 薫・足立忠司・成岡 市 (2003b) : 酸性硫酸塩土壌の水分状態が土壌呼吸活性に及ぼす影響. 土壌の物理性, 93 : 35-45.

USDA, Soil Conservation Service, Soil Survey Staff (1975) : Soil Taxonomy, A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys, Agric Handb. 436, Washington, D.C.

Wakao, N., Mishina M., Sakurai, Y. and Shiota, H. (1982) : Bacterial Pyrite Oxidation I. J. Gen. Appl. Microbiol., 28 : 331-343.

Wakao, N., Mishina M., Sakurai, Y. and Shiota, H. (1983) : Bacterial Pyrite Oxidation II. J. Gen. Appl. Microbiol., 29 : 177-185.

Wakao, N., Mishina, M., Sakurai, Y. and Shiota, H. (1984) : Bacterial Pyrite Oxidation III. J. Gen. Appl. Microbiol., 30 : 63-77.

米田茂男 (1958) : 干拓地土壌, 肥料に関する総説 (II). 土壌肥料学会誌, 28 (11) : 27-31.

Title : A Mechanism of Soil Acidification in Acid Sulfate Soils

Author : Kaoru Ueno

Keywords : acid sulfate soils, pyrite, bacterial oxidation, iron-oxidizing bacteria, soil moisture quantitative trait locus, short-day plants