

過酸化水素処理した土壤中のバイオマス量 および稲わら分解*

関 鋼**・丸本卓哉**・西山雅也***

キーワード 火山灰土壌, バイオマスC量, バイオマスN量, 鉄酸化物, アルミニウム酸化物

1. はじめに

日本の火山灰土壌中には一般に有機物、鉄およびアルミニウム酸化物が非火山灰土壌より多量に存在している¹⁾。鉄およびアルミニウム酸化物は土壌有機物に対する強い吸着性を持ち^{2,3)}、大部分は鉄やアルミニウム腐植複合体の形態で存在している⁴⁾。一方、微生物バイオマス（以下バイオマスと記す）量と有機物量との間には正の相関があることから、鉄およびアルミニウム酸化物は腐植、腐植酸、フルボ酸などの有機物を介してバイオマスに影響していると考えられる⁵⁾。しかし、火山灰土壌の微生物に対して鉄およびアルミニウム酸化物がおよぼす影響についての研究はまだ行われていない。

以上の点から、鉄およびアルミニウム酸化物がバイオマスC・N量ならびに微生物による有機物分解速度におよぼす影響を調べるために、鉄およびアルミニウム酸化物含量が異なる8種類の土壌（火山灰土壌6試料、非火山灰土壌2試料）から有機物を分解除去することにより腐植複合体中の鉄およびアルミニウムを遊離態とし、ここに稲わらを添加する実験系を設けた。そして、98日の培養期間におけるバイオマスC・N量の推移および二酸化炭素発生量を測定し、各試料の理化学性との関係を検討した。

2. 実験方法

1) 供試土壌

火山灰土壌は1994年4月から1995年4月までの間に、北海道から九州にわたり6試料を採取した。非火山灰土壌2試料は山口県内で採取した。土壌の採取地と分

類は第1表に示した。いずれの土壌も肥料施用前に表層約20cmまでを採取し、2mmの篩を通過させた後に、以下の実験に供試した。なお、これらの試料は前報⁶⁾で用いたものと同一のものである。

2) 実験手順

まず、土壌中の有機物を除去するために、土壌試料を過酸化水素で処理した。10%過酸化水素水を加え室温で放置し、新たに過酸化水素を加えても有機物分解による気泡が発生しなくなるまで処理を続けた。この有機物を除去した土壌試料に対し、0.29mmの篩を通した稲わら粉末を添加し（乾土当たりC1%）、C/N比が30となるように硫酸アンモニウムを加え、オートクレーブで滅菌した（121°C、30分、1日おきに3回）。滅菌後、微生物の接種源として未処理土壌を乾土当たり1%添加した。土壌水分を最大含水量の60%に調整した後、25°Cの室内で98日間培養した。過酸化水素無処理土壌についても同様に稲わらおよび硫酸アンモニウムを添加し、滅菌、未処理土壌の添加を行った。また、稲わらの分解量を求めるためにブランクとして稲わら無添加区も設けた。これらの試料について、培養期間中の二酸化炭素発生量とバイオマスC・N量を測定した。

3) 土壌のバイオマスC・N量の測定

バイオマスC・N量の経時変化は、熊本、北農、山大、農試土壌を用いて9回、毎回3連で測定した。また、千A、千B、大栄、岡山については、45、70、95日目にバイオマスC・N量を3連で測定した。バイオマスC・N量はクロロホルム燻蒸抽出法^{6,7)}で測定した。

4) 土壌からの二酸化炭素発生量の測定

二酸化炭素発生量は二酸化炭素定量装置⁸⁾を用いて2連で測定した。

5) 土壌の理化学性の測定

- (1) 土壌pH: ガラス電極法⁹⁾により測定した。
- (2) 有機C量: チューリン法⁹⁾により測定した。
- (3) 全N量: サリチル酸-硫酸分解法⁹⁾により測定した。
- (4) 陽イオン交換容量(CEC): ショーレンベル

* 微生物バイオマスにおよぼす火山灰土壌の鉄およびアルミニウム酸化物の影響（第2報）

** 山口大学農学部（753-8515 山口市大学吉田1677-1）

*** 同上（現在、東京大学大学院生命科学研究所 113-8657 東京都文京区弥生1-1-1）

1998年3月5日受付・1998年7月31日受理

日本土壌肥科学雑誌 第70巻 第2号 p.171~176(1999)

第 1 表 火山灰土壌と非火山灰土壌の採取地および分類

	火山灰土壌						非火山灰土壌	
	熊本	北農	千A	千B	大栄	岡山	山大	農試
採取場所	熊本農業 試験場	北海道農業 試験場	千葉大学梓 試験地	千葉大学梓 試験地	鳥取県 大栄町	鳥取大学 演習林	山口大学 農場	山口県 農業試験場
地 目	畑	畑	畑	畑	森林	森林	畑	畑
土壌分類	表層腐植質 黒ボク土	淡色 黒ボク土	淡色 黒ボク土	表層腐植質 黒ボク土	厚層多腐植 黒ボク土	厚層多腐植 黒ボク土	礫質 黄色土	礫質 黄色土

第 2 表 H₂O₂ 処理土壌と無処理土壌の理化学性

土壌種類	土壌 pH (H ₂ O)	有機 C 量 (g kg ⁻¹)	全 N 量 (g kg ⁻¹)	CEC (cmol(+)kg ⁻¹)	Fe ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	Al ₂ O ₃ (g kg ⁻¹)	最大容水量 (×10 g kg ⁻¹)	粒径組成 (%)			土性
								砂	シルト	粘土	
H ₂ O ₂ 無処理土壌											
熊本	5.0	76.1	6.5	29.8	34.3	23.8	108	27.0	63.3	9.7	SiL
北農	6.0	37.9	2.2	12.4	23.3	19.5	100	56.8	24.5	18.7	CL
千A	5.9	20.9	2.1	14.7	56.7	24.5	98	57.9	35.2	6.9	L
千B	5.6	64.5	4.9	24.9	60.5	26.1	101	45.8	45.8	8.4	SiL
大栄	4.4	104.0	6.8	34.8	20.1	28.7	149	29.9	52.3	17.8	SiL
岡山	4.2	154.2	10.8	49.0	14.7	41.3	233	29.7	41.6	28.7	SiL
山大	5.7	18.3	1.8	9.2	9.1	1.6	70	55.7	27.4	16.9	CL
農試	7.6	14.9	1.1	9.3	2.6	1.8	56	61.4	23.9	14.7	LiC
H ₂ O ₂ 処理土壌											
熊本	6.0	4.2	5.8	17.3	73.3	159.0	99				
北農	6.2	1.6	2.2	10.8	33.6	116.0	96				
千A	5.7	2.0	2.3	12.9	54.4	96.4	96				
千B	5.3	5.6	4.8	17.4	110.0	150.0	98				
大栄	4.5	5.4	6.2	14.1	130.0	245.0	51				
岡山	5.2	7.3	10.1	13.0	159.8	366.0	54				
山大	6.1	0.8	1.7	9.1	26.7	15.9	48				
農試	6.3	0.7	1.0	7.7	12.2	22.4	41				

山大、農試土壌は非火山灰土壌、その他は火山灰土壌。

ガー法⁹⁾を一部改変した方法により測定した。すなわち、浸出装置の代わりに、ロートを用い、飽和吸着液として 1N 酢酸カルシウム液 (pH 7) を用いた。

(5) 遊離酸化鉄と遊離酸化アルミニウムの定量：Dithionate-Citrate-Bicarbonate 法⁹⁾に従って抽出し、有機物の分解は過塩素酸分解法⁸⁾で、鉄およびアルミニウムの定量はフェロン法¹⁰⁾によった。

(6) 土壌の最大容水量：Hilgard 法⁸⁾により測定した。

(7) 粒径組成：土壌を過酸化水素水で処理後、火山灰土壌に対しては pH 4.0、非火山灰土壌に対しては pH 10.0 に調整したのち、ピベット法⁹⁾により測定した。

以上の各理化学性は 3 連で測定した。

3. 結果と考察

1) 過酸化水素処理土壌および無処理土壌の理化学性

過酸化水素処理および無処理土壌の理化学性を第 2 表に示した。過酸化水素処理により、有機炭素含量は無処理土壌の 10 分の 1 以下に減少した。この時、土壌の全 N 量に大きな変化は認められなかった。従って、過酸化水素処理によって土壌中の N の多くは無機態の形に変化したものと考えられる。また、CEC 量の減少順と土壌の有機炭素含量の減少順は同じであった。

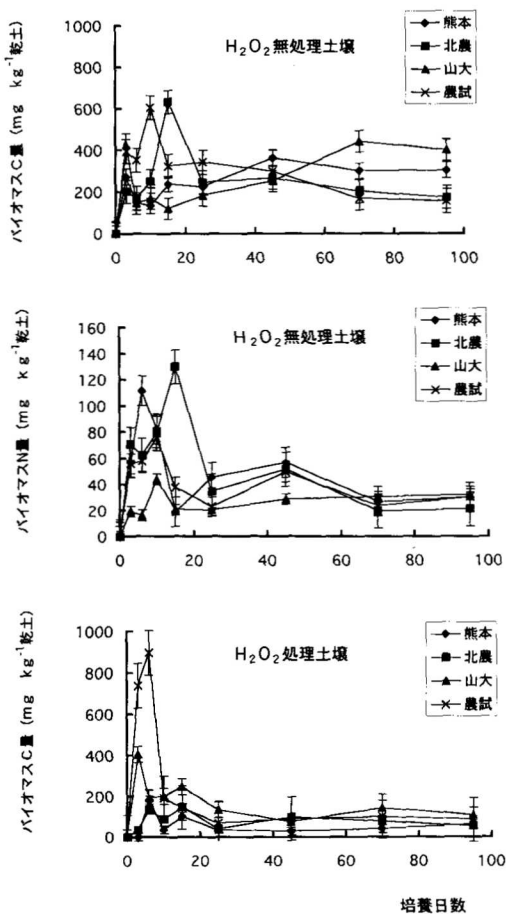
遊離鉄およびアルミニウム酸化物の量は過酸化水素処理によって大きく増大した。過酸化水素処理による土壌の有機炭素含量の減少量と Fe、Al および Fe+Al の遊離酸化物の増加量の間には高い相関が認められ

た (Fe: $R=0.989$, $n=8$; Al: $R=0.980$, $n=8$; Fe+Al: $R=0.963$, $n=8$). このことは、土壤中の腐植の大部分が Fe や Al と複合体を形成しているという従来の報告¹¹⁾ に基づけば、過酸化水素処理によって腐植が分解された結果、腐植と結合していた Fe と Al が遊離態となったものと考えられる。

過酸化水素処理により、大栄と岡山土壤の最大含水量が半減した。このことから、両土壤では土壤有機物除去により、土壤の物理構造が大きく変化したことがわかる。

2) 過酸化水素処理土壤および無処理土壤におけるバイオマス C・N 量と添加稲わら由来の二酸化炭素発生量

熊本、北農の火山灰土壤 2 点と、山大、農試の非火山



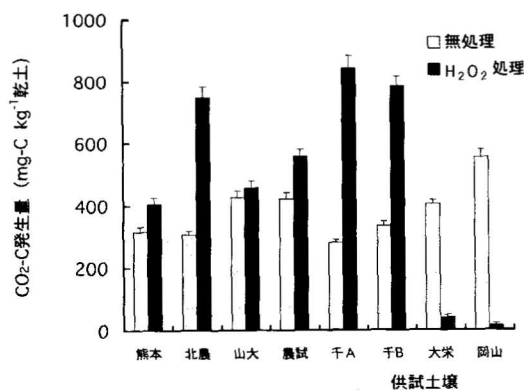
第1図 稲わら添加培養土壤のバイオマス C, N 量の変化
縦線は微生物バイオマス C, N 量を測定した際の標準誤差。

灰土壤 2 点のバイオマス C・N 量の経時的变化を第 1 図に示した。なお、過酸化水素処理区のバイオマス N については、非燻蒸試料の可溶性 N 量が極めて多いために信頼性のあるバイオマス N 値を求めることができなかったことから、結果は示していない。いずれの試料においても、バイオマス量は滅菌後一旦増加し減少するが、培養 45 日目以降にはほぼ一定の値となった。この結果から、45 日目以降の値を、各土壤試料が安定に保持しうるバイオマス量と考え、45~95 日の平均値を求めた (第 3 表。以下、バイオマス保持量と記す)。その結果、いずれの土壤でも、バイオマス保持量は過酸化水素処理により低下した。

培養 98 日間における稲わら添加区の二酸化炭素発生量から稲わら無添加区の二酸化炭素発生量を差し引いた、いわゆる稲わら由来二酸化炭素発生量を第 2 図に示した。過酸化水素処理土壤の稲わらの分解は、大栄と岡山を除いて、無処理土壤より高かった。

過酸化水素処理による土壤理化学性の大きな変化は、土壤有機物の減少と遊離鉄およびアルミニウム酸化物の増加であった (第 2 表)。また、有機炭素含量が減少したにもかかわらず全窒素量は変化しなかった。土壤中の無機態窒素量が増加したと思われる。各土壤試料での稲わら分解量およびバイオマス保持量の違いの原因は、これら理化学性の変化に基づく以下のように考えることができる。

まず、過酸化水素処理によって土壤のバイオマス保持量が低下したこと (第 3 表) は次のように考えられる。すなわち、土壤中の微生物の多くは、その基質として土



第2図 H₂O₂ 処理および無処理土壤からの稲わら由来 CO₂ 発生量 (培養 98 日間における稲わら添加区と無添加区の CO₂ 発生量の差を稲わら由来 CO₂ 発生量とした)
縦線は稲わら由来 CO₂ 発生量の偏差を示す。

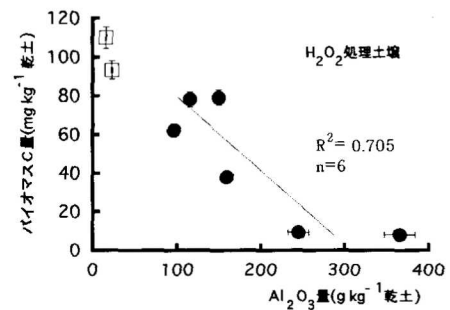
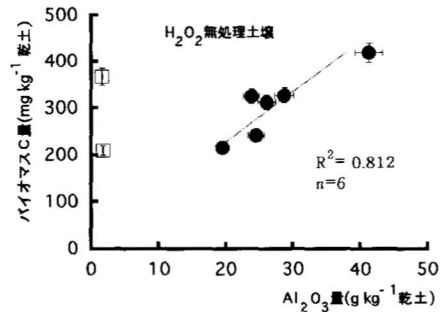
第 3 表 培養 45, 70, 95 日目およびその平均のバイオマス C 量 (BC) とバイオマス N 量 (BN)

土壌	BC 量 (mg kg ⁻¹)				滅菌前土壌	BN 量 (mg kg ⁻¹)				滅菌前土壌
	45 日目	70 日目	95 日目	平均値		45 日目	70 日目	95 日目	平均値	
H₂O₂ 無処理土壌										
熊本	365	302	306	324	314	57.0	26.8	30.1	38.0	40.9
北農	270	204	175	216	63	28.9	30.4	32.3	30.5	11.1
千 A	271	205	250	242	58	16.8	10.6	20.1	15.8	10.0
千 B	325	312	298	312	184	46.2	36.8	40.2	41.1	28.1
大栄	398	286	293	326	578	41.2	50.1	41.2	44.2	95.9
岡山	436	407	414	419	1505	51.7	69.5	71.2	64.1	179.8
山大	254	443	402	366	335	53.5	46.5	45.6	48.5	31.8
農試	302	170	157	210	347	49.7	23.6	30.5	34.6	55.3
H₂O₂ 処理土壌										
熊本	29.9	41.9	42.5	38.1						
北農	100.3	78.2	56.3	78.3						
千 A	76.9	60.2	50.1	62.4						
千 B	65.2	95.8	76.5	79.2						
大栄	5.3	10.6	12.1	9.3						
岡山	1.0	9.8	13.4	8.1						
山大	76.2	144.8	109.5	110.2						
農試	90.8	102.4	86.9	93.4						

壤中の有機物を利用している。そのため、土壌の有機炭素含量が減少した過酸化水素処理試料では、バイオマスを維持するために十分な量の基質がなく、バイオマス保持量が低下したものと考えられる。また、有機炭素が分解除去されたことにより、最大容水量の変化としては現れないものの、土壌構造の変化が生じ、微生物の生息領域が減少した可能性もある。

また、どの過酸化水素処理試料にも同量の稲わらを添加したが、試料によりバイオマス保持量は異なった。そこで、土壌のバイオマス保持量と遊離アルミニウムおよび鉄酸化物量との関係について大栄と岡山を含め火山灰土壌 6 試料について検討したところ、過酸化水素処理試料では両者の間に負の相関関係が見られた (第 3 図。なお遊離鉄についても同様の関係が見られるので図は省略する)。第 3 図の結果から、土壌中の可溶性有機物が遊離鉄酸化物および遊離アルミニウム酸化物によって吸着される¹²⁾ ことにより、微生物の基質として利用され難くなる可能性が考えられた。なお、pH 2~4 の強酸性土壌中では、アルミニウムの毒性が微生物の活性を阻害することがあると報告¹³⁾ されているが、本実験では pH 値 5~7 の範囲であるのでこのような直接的な阻害作用の可能性はないと考えられる。

稲わら由来の二酸化炭素発生量は、大栄と岡山試料を除き、過酸化水素処理を行わない試料の方が、処理試料



第 3 図 遊離 Al 量とバイオマス C 保持量 (45~95 日の平均値) の関係

●: 火山灰土壌, ○: 非火山灰土壌.

縦線および横線は、バイオマス C 量および遊離 Al 量の標準誤差.

よりも低い値を示した(第2図)。これは、過酸化水素処理区では土壤の有機炭素量が減少したにもかかわらず全窒素量はあまり変わらなかったために添加稲わらの分解が促進されたか、あるいは、無処理区では、土壤有機物コロイドが稲わら表面ならびに微生物表面を被覆し稲わらの分解を抑制した可能性が考えられる。また、火山灰土壌試料6試料の無処理試料では遊離アルミニウム酸化物の量と二酸化炭素発生量の間に正の相関が示された(第4図)。これは、無処理区では、土壤中の遊離アルミニウム酸化物が多いほど土壤有機物が多く、そのため微生物も多く存在した結果と考えられる。一方、火山灰土壌試料6試料について、過酸化水素処理試料では、遊離アルミニウム酸化物の量と二酸化炭素発生量の間に負の相関が示された。この原因として、遊離アルミニウム酸化物による微生物菌体および稲わら表面の被覆効果の可能性が考えられる。

大柴ならびに岡山土壌では、過酸化水素処理による二酸化炭素発生量の増加が見られなかった(第1図)。両土壌では過酸化水素処理により土壤の最大含水量が大きく低下したことから(第2表)、土壤の物理構造の変化

が、微生物による稲わら分解活性に影響し、上記の結果になったものと思われる。

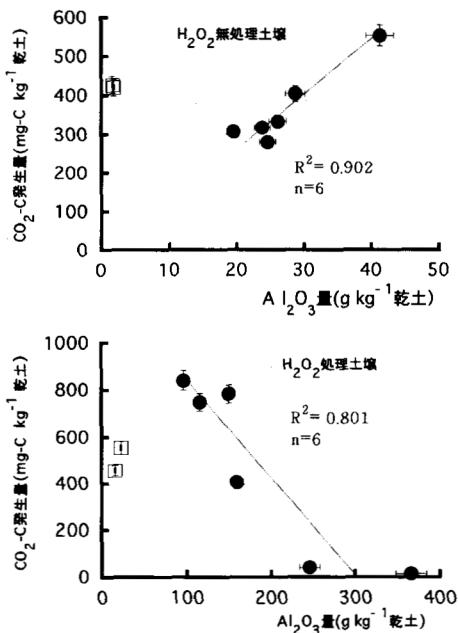
先に、火山灰土壌と非火山灰土壌では、バイオマス量と土壤の理化学性との関係が異なる場合のあることを報告した⁹⁾。本実験の過酸化水素処理を行った試料について両土壌を比較すると、遊離アルミニウムおよび鉄酸化物量とバイオマス保持量との関係において、火山灰土壌の延長線上に非火山灰土壌が存在するようである(第3図)。一方、遊離アルミニウムおよび鉄酸化物量と稲わら由来二酸化炭素発生量については、両土壌は異なるように思われる(第4図)。過酸化水素処理によって土壤有機物との複合体を解かれるのが火山灰土壌では主にアルミニウムおよび鉄であるのに対し非火山灰土壌では主に粘土粒子という違いが両土壌間には存在すると思われるが、このこととバイオマス量および二酸化炭素発生量と鉄・アルミニウム酸化物量に関する詳しい解析は今後の課題である。

4. 要 約

火山灰土壌の微生物バイオマスにおよぼす鉄およびアルミニウム酸化物の影響について検討するために、過酸化水素を用いて土壤有機物を除去した8種類の土壤に稲わらを添加し、培養期間(98日)中の微生物バイオマス量および稲わら由来二酸化炭素発生量と遊離鉄およびアルミニウム量との関係を調べた。

その結果、過酸化水素処理により土壤有機炭素含量は減少し、遊離鉄およびアルミニウム量は増加した。培養後期に土壤に保持されるバイオマス量は過酸化水素処理によって低下したことから、土壤の有機炭素がバイオマス保持量を増加させる効果のあることが示唆された。過酸化水素処理区内で比較すると、二酸化炭素発生量および(培養後期の)バイオマス保持量と遊離アルミニウム量との間に負の相関関係が認められたことから、遊離鉄およびアルミニウムが微生物活性およびバイオマス保持量を低下させる効果のあることが示唆された。

謝 辞 実験に際し、貴重な土壤試料を送っていただいた千葉大学、鳥取大学、山口県農業試験場、北海道大学、熊本県農業試験場に感謝の意を表す。また、貴重な御助言をいただいた山口大学農学部進藤晴夫教授、実験に御協力いただいた岡村憲一氏にも感謝の意を表す。



第4図 遊離Al量と稲わら由来のCO₂-C発生量(98日間)との関係

●：火山灰土壌，□：非火山灰土壌。

縦線はCO₂-C発生量の偏差を，横線はAl₂O₃量の標準誤差を示す。

文 献

- 1) 弘法健三・大羽 裕：火山灰土壌の非晶質態アルミニウムおよび遊離鉄含量と土壌の風化度・母材型との関係—本邦火山灰土壌の生成論的研究—(第6報), 土肥誌, **45**, 181~186 (1964)
- 2) 日本土壤肥料学会編：土壌のバイオマス—土壌生物の量と代謝—, p. 115~140, 博友社, 東京 (1984)
- 3) 吉田 稔・中野克良：塩基性アルミニウム吸着による土壌有機物のカチオン吸着能の低下, 土肥誌, **49**, 513~515 (1978)
- 4) 高井康雄：火山灰土—生成・性質・分類—, p. 46, 博友社, 東京 (1983)
- 5) 関 鋼・丸本卓哉・進藤晴夫・西山雅也：土壌中の微生物バイオマス量と理化学性の関係—火山灰土壌と非火山灰土壌の比較—, 土肥誌, **68**, 614~621 (1997)
- 6) Vance, E. D., Brookes, C. P. and Jenkinson, D. S.: An extraction for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.*, **19**, 703~707 (1987)
- 7) 土壌微生物研究会編：新編 土壌微生物実験法, p. 173~184, 養賢堂, 東京 (1992)
- 8) 土壌標準分析・測定法委員会：土壌標準分析・測定法, p. 70~150, 博友社, 東京 (1990)
- 9) Inoue, K.: Chemical properties; in Andosol in Japan, ed. K. Wada, p. 120, Kyushu University Press, Fukuoka (1986)
- 10) Davenport, W. H. Jr.: Determination of aluminum in presence of iron. *Anal. Chem.*, **21**, 710~717 (1949)
- 11) Fujiwara, Y. and Shoji, S.: Active aluminum and iron in the humus horizons of Andosols from northeastern Japan: Their forms, properties, and significance in clay weathering. *Soil Sci.*, **40**, 216~226 (1984)
- 12) 関 鋼・丸本卓哉・西山雅也：土壌微生物バイオマス由来の可溶性C・N量におよぼす鉄およびアルミニウム水酸化物の影響—微生物バイオマスにおよぼす火山灰土壌中の鉄およびアルミニウム酸化物の影響 (第1報), 土肥誌, **69**, 398~402 (1998)
- 13) Kanazawa, S. and Kunito, T.: Preparation of pH 3.0 agar plate, enumeration of acid-tolerant, and Al-resistant microorganisms in acid soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **42**, 165~173 (1996)

Influence of Iron and Aluminium Oxide on the Amount of Microbial Biomass and Decomposition of Rice Straw in H₂O₂-Treated Soil

Gang Guan, Takuya Marumoto and Masaya Nishiyama¹

(Fac. Agric., Yamaguchi Univ., ¹ present address; Grad. Sch. Agric. Life Sci., Univ. Tokyo)

In order to investigate the influence of iron and aluminium oxide on microbial biomass in volcanic ash soils, we examined the relationships between the amounts of soil microbial biomass, evolved carbon dioxides and free iron and aluminium oxides. Eight soils were treated with H₂O₂ to remove organic matter, sterilized, inoculated with nonsterile soil, and incubated for 98 days with or without the addition of rice straw. The results obtained are as follows.

The amount of soil organic C was decreased, while the amounts of free iron and aluminium oxides were increased by treatment with H₂O₂. The amount of "stable" microbial biomass held in the soil at the latter period of incubation was also decreased. Therefore, it was suggested that soil organic matter could increase the amount of stable microbial biomass. Furthermore, within H₂O₂-treated soils, a negative correlation was obtained between the amount of evolved carbon dioxide and the amount of stable microbial biomass and the amount of free aluminium oxides, suggesting that free aluminium oxides retard the decomposition of organic matter by soil microorganisms and reduce the amount of stable microbial biomass.

Key words aluminium oxide, iron oxide, microbial biomass-C, microbial biomass-N, volcanic ash soils

(Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr., **70**, 171-176, 1999)