

各種有機資材が土壤バイオマスに及ぼす影響

1988

坂本一憲

各種有機資材が
土壤バイオマスに及ぼす影響

筑波大学大学院博士課程

農学研究科

応用生物化学専攻

坂本 一憲

目 次

第 1 章 序論	1
1 - 1 本研究の背景	1
1 - 2 従来の研究とその問題点	6
1 - 3 本研究の目的	10
第 2 章 有機資材の施用が土壤バイオマス量および土壤呼吸量の 時期変化に及ぼす影響	13
2 - 1 目的	13
2 - 2 通気法を用いた <u>in situ</u> 条件下における土壤呼吸量測 定法の検討	14
2 - 2 - 1 目的	14
2 - 2 - 2 実験方法	15
2 - 2 - 3 結果	17
2 - 2 - 4 考察	18
2 - 3 有機資材の施用と土壤バイオマス量および土壤呼吸量 の時期変化	21
2 - 3 - 1 供試試料および実験方法	21
2 - 3 - 2 結果	23
2 - 3 - 3 考察	24
2 - 4 要約	27

第3章	各種有機資材の長期間連用が土壌バイオマス量および土 壤呼吸量に及ぼす影響	44
3-1	目的	44
3-2	供試試料および実験方法	45
3-3	結果	50
3-4	考察	53
3-5	要約	55
第4章	各種有機資材が土壌バイオマスの種類組成に及ぼす影響	74
4-1	目的	74
4-2	供試試料および実験方法	75
4-3	結果	75
4-4	考察	76
4-5	要約	78
第5章	土壌バイオマス量および土壌呼吸量と土壌中の各種有機 物量との関係	82
5-1	目的	82
5-2	供試試料および実験方法	84
5-3	結果	84
5-4	考察	87
5-5	要約	90

第 6 章 総合考察	100
6 - 1 土壌バイオマス量とその増大に関する土壌型間の差異 . .	100
6 - 2 有機資材の連用に伴う土壌バイオマス量の短期的およ び長期的変化	105
6 - 3 土壌バイオマス量の指標としての土壌呼吸量の有効性 . .	107
第 7 章 結論	130
要約	132
謝辞	138
引用文献	139

第1章 序論

1-1 本研究の背景

1-1-1 土壌中の易分解性有機物とその構成

集約農業下においては窒素などの多量の無機質肥料が施用され、これが作物生産の向上に寄与してきたことは言うまでもない。しかしながら、作物体が実際に吸収した全窒素に占める無機質肥料窒素の割合が約50%にすぎず、土壌からの窒素供給が依然として高いことが明らかにされてきている (Jansson 1963; 徳永ら 1974; 小山 1975)。この土壌からの窒素などの養分供給は土壌有機物の分解、とりわけ分解性の高いいわゆる易分解性有機物の分解によってもたらされると考えられている。このことから作物の多収穫を得るため、および土壌肥沃度を維持および向上させるためには土壌に易分解性有機物を多量に集積させることが必要であると考えられている。

土壌中の易分解性有機物の供給源については数多くの研究がなされ、その結果、易分解性有機物の供給源は種々の生物遺体であり、とりわけ微生物の菌体が重要であることが明らかにされてきた (弘法・和田 1969; 丸本ら 1974a; 丸本ら 1974b; 丸本ら 1974c; 丸本ら 1974d; 甲斐ら 1976)。丸本ら (1974a) は土壌中の易分解性有機窒素化合物のアミノ酸組成を調べ、その組成は通常の動植物組織のアミノ酸組成とは異なり、微生物特にその細胞壁物質や生体膜構造タンパク質のアミノ酸組成に非常に類似していることを認めた。さらに甲斐ら (1976) は易分解性有機窒素化合物中に

細菌細胞壁中のムコペプチドに多量に存在するD-アラニン、D-グリシンの存在を確認した。これらのことから丸本らおよび甲斐らは土壤中の易分解性有機物の供給源として微生物菌体の重要性を主張した。微生物は土壤中で絶えず死滅と増殖を繰返しており、死滅した微生物菌体は容易に分解される。植物等の他の生物遺体が土壤中に添加されれば、ただちにそれは微生物によって分解され新たな微生物菌体が合成される。これらのことから微生物菌体は土壤中の易分解性有機物の供給源として大きな位置を占めると考えられる。

以上述べたように微生物菌体の重要性が明らかにされてきたがこれはあくまで定性的な評価であり、量的に微生物菌体が易分解性有機物の供給源としてどれほど寄与しているかは永らく推測の域をでなかった。しかし、その後の微生物現存量の測定法の改良とともにこのことは次第に明らかにされてきている。

微生物現存量の測定は古くは菌数の測定によった。微生物菌数の測定法には希釈平板培養法などの間接法や顕微鏡を用いて直接土壌試料中の菌数を計数する直接法などがある。易分解性有機物に対する微生物菌体の寄与を明らかにするためにはその現存量を重量値や炭素・窒素の量として表すことが必要である。その点、間接法は土壤中のすべての菌数を測定できないこと、直接法は菌体体積の測定までは容易であるが重量への換算がまだまだ推定の域を脱していないことにおいて難点がある。

これらの問題を解決する方法として最近いくつかの生化学的測定法が開発されてきた。その主なものとしてクロロホルムくん蒸法 (Jenkinson

and Powlson 1976)、A T P法 (Jenkinson and Oades 1979)、およびグルコース添加・初期呼吸法 (Anderson and Domsch 1978b)がある。クロロホルムくん蒸法は部分殺菌効果を応用したもので土壌をクロロホルムでくん蒸殺菌後培養し、無機化されてくる微生物菌体由来の炭素や窒素を測定し、微生物現存量を推定するものである。この方法は現存量ばかりでなく、 ^{14}C や ^{15}N で菌体をラベルすることで微生物菌体の分解速度や代謝回転速度の測定をも可能にした。A T P法は微生物菌体成分であるA T P (アデノシン三リン酸)を定量するものでA T Pが土壌中において菌体中にしか存在しないことや正確で迅速な測定ができることで有効な測定法である。グルコース添加・初期呼吸法は土壌にグルコースを添加した直後の微生物の呼吸量が微生物現存量に比例することを利用したものである。以上の三つの方法はお互いに高い相関関係にあり、A T P量からの換算で菌体炭素を求めることも可能になっている。

クロロホルムくん蒸法を用いて微生物菌体の量および分解速度や生成速度が実測された。Paul (1984)はチェルノーゼム土壌中の有機窒素を微生物菌体窒素、他の生物遺体窒素、物理的に安定化された窒素、腐植窒素に分け、それぞれの量、分解の半減期および無機化された窒素に占める割合を求めた。その結果、それぞれの量は全有機窒素の4 - 6、6 - 10、36、50%であったが分解の半減期はそれぞれ0.5、1.5、22、600年であり、無機化された窒素に占める割合はそれぞれ30、34、35、1%となり、微生物菌体の窒素は全有機窒素中に占める割合は小さくとも実際無機化される窒素に占める割合は他の生物遺体とともにかなり

大きいことが認められた。またWatanabe and Inubushi (1986) はフィリピン水田土壌の易分解性有機窒素は微生物菌体38%、他の生物遺体62%より成立っていると報告した。

土壌中には通常の易分解性有機物とは別に土壌条件の急激な変化、すなわち乾燥や機械的破砕などをうけると短期間に急激に分解が促進される有機物が存在することが知られている。これは微生物菌体の一部が急激に死滅したり（部分殺菌効果）、粘土等と結合して物理的に保護されていた生物遺体残さなどの有機物が分解されやすくなるためと考えられている。

Powlson (1980) は土壌を粉砕処理後10日間に無機化された有機炭素の約36%が微生物菌体由来であることを示した。またMarumoto et al.

(1982b) は風乾処理後28日間に無機化された有機窒素の約55%が微生物菌体由来であったと報告している。このように土壌条件の変化により引起こされる有機物の分解においても微生物菌体の寄与は大きいと考えられている。

以上のように微生物菌体は量的にも易分解性有機物の一画分として重要であることが明らかになってきた。このことから近年易分解性有機物中の微生物菌体を特に独立させ、土壌バイオマスと称し物質循環の立場からも活発に微生物菌体の研究がなされるようになってきている。

以上の知見から土壌中の易分解性有機物の構成およびその代謝をまとめたものが図1-1である。易分解性有機物は土壌バイオマスと他の生物遺体より構成される。死滅した土壌バイオマスおよび他の生物遺体は分解されると炭酸ガス・無機窒素として放出される。無機窒素は作物の養分とな

り、一部は新たな土壌バイオマスとして再合成される。易分解性有機物の一部は半腐朽生物遺体を経て土壌腐植となると考えられる。半腐朽生物遺体は土壌バイオマスおよび他の生物遺体の分解残さで土壌粘土等と結合し通常では分解されにくい乾燥や機械的破砕によって分解されやすくなる画分である。研究者によってはこれも易分解性有機物として取扱われている（丸本ら 1974a）。

図1-1における各有機画分の分解による炭酸ガスの放出は土壌呼吸と呼ばれている。土壌呼吸量は土壌中のすべての有機物の分解量を表す（Singh and Gupta 1977；金沢 1980）が、とりわけ土壌中の易分解性有機物の量と関係があることが報告されており（金沢ら 1976；浅見ら 1977；金沢 1980；渡辺ら 1981；Davidson 1987）、これは土壌中の易分解性有機物の量と分解速度を知る有効な指標と考えられる。

1-1-2 有機資材の施用と土壌バイオマス

前述した易分解性有機物に対する土壌バイオマスの寄与の重要性から分るように、土壌中の土壌バイオマス量を維持し増大させることが土壌肥沃度の向上につながると考えられる。

農耕地土壌の土壌バイオマス量を積極的に増大させる方策として有機資材の施用が挙げられる。有機資材の施用は稲わらや家畜ふんおよびその堆肥化物などを土壌に施用し、土壌の化学性・物理性および生物性を改善し総合的な土壌肥沃度の向上を目的としている。近年地力低下が懸念されるなか有機資材の有効性が見直されその施用が盛んになってきている。有機資材中には多量の微生物基質となりうる有機物が含まれている。これらは

分解され土壌バイオマスが合成される。有機資材中の有機窒素は分解され無機窒素となるが直接作物に利用される部分はわずか（塩田 1984）で、大部分は土壌バイオマスに一旦取込まれ土壌バイオマスが死滅すると徐々に無機化し作物体に利用されると考えられている（西尾 1984）。これらのことから土壌バイオマス量の維持および増大をはかる上で有機資材の影響は最も重要な問題であると言えよう。

1-2 従来の研究とその問題点

土壌バイオマス量におよぼす有機資材施用の影響を検討した報告について以下に述べる。

Jenkinson and Powlson (1976) はローザムステッドの130年間連続試験をおこなっている小麦畑土壌の土壌バイオマスC量をクロロホルムくん蒸法で測定した。その結果無肥料区、化学肥料施用区およびきゅう肥施用区(3.5 t/10 a)の土壌バイオマスC量は20、22、47 mg/100g乾土できゅう肥区での増大を認めた。Schnürer et al. (1985) はきゅう肥および小麦わら(それぞれ180 Kg C/10 a)を27年間連用した試験区土壌を調べ、土壌有機物量の増加とともにクロロホルムくん蒸法による土壌バイオマスC量、直接法による細菌数および糸状菌菌糸長、および酸素消費量が化学肥料区に比べて増加したと報告している。Sharma et al. (1983) はきゅう肥施用(10 Kg N/10 a、18年連用)により細菌数(平板法)は増大したが糸状菌数(平板法)はpHの低い化学肥料区で多かったと報告している。

わが国においては以下の報告がある。西尾ら（1976）およびNishio and Kusano（1980）は8年間稲わら堆肥を0、2、4、8 t / 10 a 連用した畑土壌の土壌バイオマス量を調べ、直接法による細菌数と糸状菌菌糸長が有機資材施用量に比例して増大していることを認めた。宮本・石沢（1978）は牛ふん堆肥3 t / 10 a を2年連用した非火山灰土および牛ふんを10および40 t / 10 a 施用した火山灰土の畑土壌の平板法による菌数を測定し両土壌とも化学肥料区に比較して細菌数、放線菌数、セルロース分解菌数の増加を認めた。牛ふん40 t 区は10 t 区より放線菌以外の菌数が高く施用量の増加に伴う影響を認めた。清水・藤本（1983）は3年間試験をおこなった畑土壌の豚ふんおがくず堆肥施用区（2および4 t / 10 a）、稲わら施用区、無施用区の平板法による菌数を測定した。その結果、細菌数は堆肥4 t 区 > 堆肥2 t 区 > 稲わら区 > 無施用区であったが糸状菌数は堆肥4 t 区 > 稲わら区 > 堆肥2 t 区 > 無施用区でありその増大傾向が異なっていることを報告している。水田土壌についてはHasebe et al.（1984）とMarumoto（1984）の報告がある。Hasebe et al.（1984）は鴻巣、会津、静岡の有機資材長期連用試験地の細菌および糸状菌バイオマス量を直接法により調べた。有機資材は堆肥で施用量と連用年数は鴻巣：1.2 t / 10 a、51年；会津1.2 t / 10 a、57年；静岡：1.1 t / 10 a、27年であった。その結果、どの圃場においても堆肥区の糸状菌バイオマス量は化学肥料区に比べて増大していたが細菌バイオマス量はほとんど増大していないことが認められた。Marumoto（1984）は7年間試験をおこなった無窒素区、化学肥料区、きゅう肥区の土壌バイオマスC

量をクロロホルムくん蒸法、直接法およびA T P法で測定した。三法で測定した土壤バイオマスC量はほぼ一致し、きゅう肥区の土壤バイオマスC量は他の区の約2倍に増大していた。

以上の報告から有機資材施用が土壤バイオマス量を増加させることは一般的であるといえる。しかし、既報の結果は有機資材無施用区の土壤バイオマス量と単に比較したものがほとんどであり有機資材施用量と土壤バイオマス量の増大との関係を定量的に検討したものは著者の知る限りでは西尾ら(1976)およびNishio and Kusano(1980)の報告のみである。

近年、有機資材はその種類の多様化が進んでいる。これは従来の堆きゅう肥に加え、原物(生わら・生ふん)およびいわゆる有機性廃棄物(下水汚泥・都市ゴミコンポスト・パーク堆肥等)等が農耕地へ施用されるようになってきたためである。今後土壤バイオマス量に及ぼす有機資材の影響を把握するためには有機資材の種類の影響を検討する必要があると考えられるがまだこの点についてはほとんど検討されていない。また細菌と糸状菌は有機資材の種類等の影響を受け、それぞれの増大量が異なることが既報により示され、土壤バイオマスの種類組成が有機資材施用により変化することが示唆されている。この点についての検討も今後必要であろう。

以上の報告は有機資材連用による土壤バイオマス量の長期的な増大を検討したものであった。ところが土壤バイオマス量は有機資材施用直後から短期的にも変化することが知られている。Martyniuk and Wagner(1978)は100年間きゅう肥連用(1.5 t/10 a)をおこなっている試験区では平板法による細菌数・糸状菌数はきゅう肥施用直後に増大するが夏季

の乾燥時には菌数は激減し、無施用区・化学肥料区とほとんど同数になったと報告している。Nishio (1983) は前述した稲わら堆肥施用土壌の細菌バイオマス量および糸状菌バイオマス量の施用後の変化を調べた結果、稲わら堆肥の施用量に関係なく細菌バイオマス量のピークは施用直後に、糸状菌バイオマス量のピークは施用5か月後であったと報告している。加藤ら (1978) は牛ふんを6年間施用した畑土壌の平板法による細菌数は施用直後に顕著に増大するが6か月後は化学肥料区とほぼ同数になったと報告している。また水田土壌では塩田 (1984) および金沢 (1980) の報告がある。塩田 (1984) は58年間堆肥を施用した (2.3 t / 10 a) 土壌の土壌バイオマスC量をクロロホルムくん蒸法で測定し土壌バイオマスC量は堆肥施用直後は増大するが湛水以後は減少したと報告している。金沢 (1980) はきゅう肥 (1.2 t / 10 a) を53年間連用した土壌の直接法による細菌数の変化を調査し、塩田と同じ結果を得ている。

以上の諸報告から土壌バイオマス量は連用年数に関わりなく有機資材施用直後に最も顕著に増大し、その後減少する傾向にあると考えられる。このことから有機資材の連用とともに土壌バイオマス量は短期的に増大・減少を繰返しながら長期的に増大していくと考えられる。従って土壌バイオマス量に対する有機資材の影響の検討は短期および長期の土壌バイオマス量の変化を調べ総合的に評価する必要がある。また土壌バイオマス量が短期的に変化するならば長期的な変化の評価はいつの時期の土壌バイオマス量でおこなえばよいかなどの基礎的検討も必要であると考えられる。

1 - 3 本研究の目的

前節で述べたように有機資材施用が土壌バイオマス量を増大させることは一般的であるといえる。しかし、従来の研究の結果は有機資材無施用区の土壌バイオマス量と単に比較したものがほとんどであった。近年、有機資材はその種類の多様化が進んでいるが、土壌バイオマス量とその種類組成におよぼす有機資材の種類の影響はまだほとんど検討されていない。また土壌バイオマス量は有機資材連用により長期的に増大していくが、連用年数に関わりなく有機資材施用直後から短期的にも変化することが示唆された。従って土壌バイオマス量に対する有機資材の影響の検討は短期および長期の土壌バイオマス量の変化を調べ総合的に評価する必要性が考えられた。

著者は土壌肥沃度の向上のためには土壌バイオマス量の維持および増大をはかることが重要でありそのためには有機資材の影響の解明が必要であると考える。土壌バイオマス量の増大を目的として有機資材を有効に使用していくためには土壌バイオマス量の増大と有機資材の施用量との関係を定量的に把握し、短期間の変化を含めた長期的な土壌バイオマス量の変化を解明することが必要であり、また有機資材の種類の影響も重要であると考える。種類の影響を解明するためには有機資材を有機画分に分け土壌バイオマス量に直接影響する画分を究明することが必要である。

さらに土壌呼吸量は、前述したように土壌中の易分解性有機物の量とその分解速度を知る上で重要であるとともに土壌バイオマス量とも高い相関があるとされており、土壌呼吸量が土壌バイオマス量の簡便な指標となる

可能性が考えられる。

本研究は以上の点を研究目的とし畑土壌において以下の検討をおこなった。まず *in situ* 条件下における土壌呼吸量の測定法を確立するとともに有機資材の施用が土壌バイオマス量と土壌呼吸量の時期変化に及ぼす影響を検討した（第2章）。次に各種有機資材の長期間連用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす影響を調べ、有機資材施用量と土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大との関係、および土壌バイオマス量と土壌呼吸量に及ぼす有機資材の種類の影響を検討した（第3章）。また各種有機資材が土壌バイオマスの種類組成に及ぼす影響について検討した（第4章）。さらに土壌バイオマス量および土壌呼吸量と土壌中の各種有機物量との関係について検討し、土壌中の易分解性有機物の存在形態について考察した（第5章）。最後に土壌バイオマス量とその増大に関する土壌型間での差異、有機資材の連用に伴う土壌バイオマス量の短期的および長期的変化および土壌バイオマス量の指標としての土壌呼吸量の有効性について考察した（第6章）。

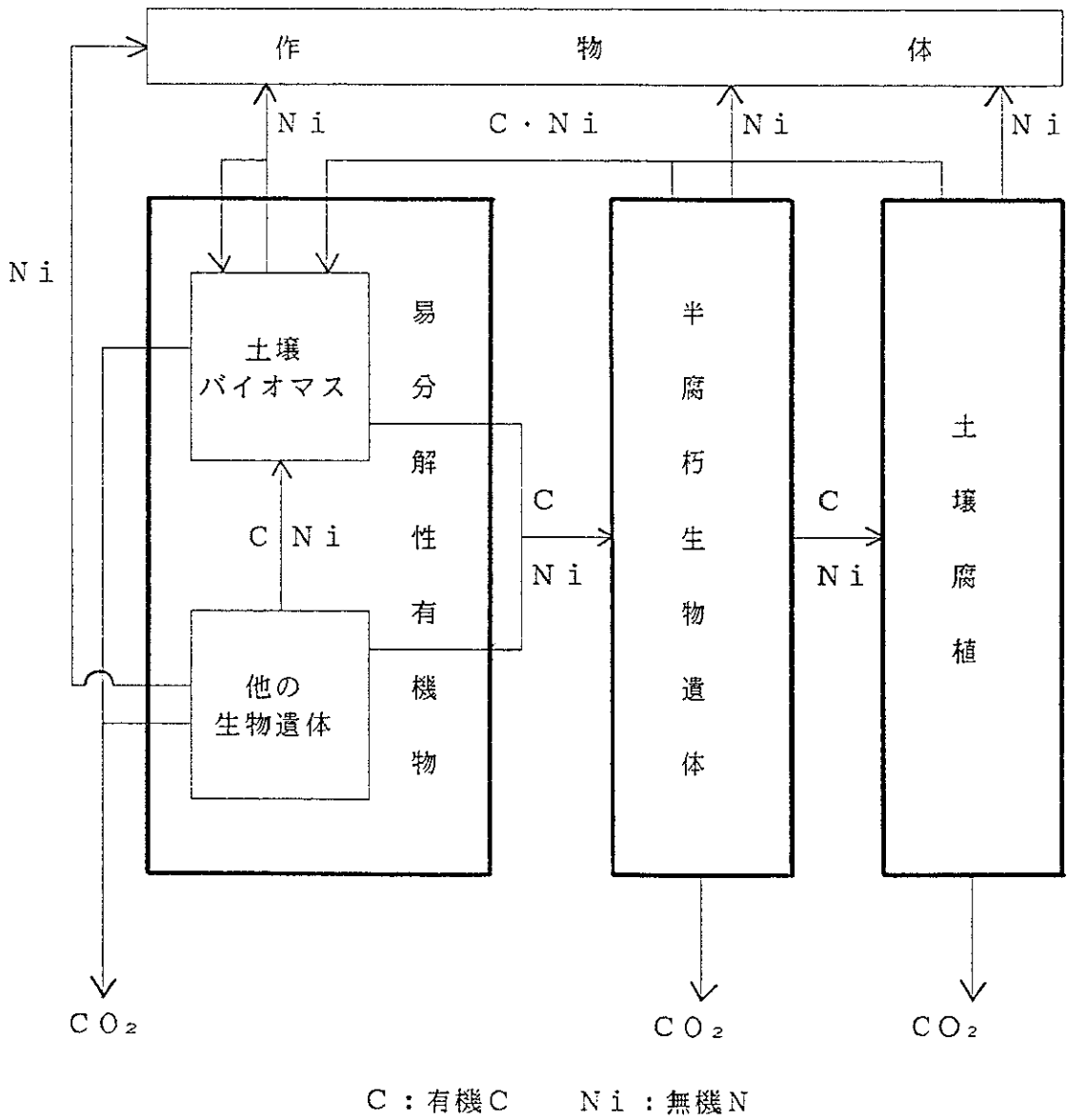


図 1 - 1 土壌中の易分解性有機物の構成およびその代謝

第2章 有機資材の施用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量の時期変化に及ぼす影響

2-1 目的

土壌バイオマス量が有機資材の施用により増加することは一般的に認められているが、増加した土壌バイオマス量は施用後一定の状態を保たず、短期的に大きく変化していくことが知られている。しかしながら、有機資材施用前後の土壌バイオマス量の時期的変化についての報告は少なく、その実態の把握は不十分である。一方土壌呼吸量は土壌中の易分解性有機物量の指標として有効であると同時に施用された有機資材の分解状況をも反映するものである。

そこで本章ではまず通気法を用いた *in situ* 条件下における土壌呼吸量測定法を確立するための検討をおこなった。次に土壌バイオマス量および土壌呼吸量の時期変化に及ぼす有機資材の影響について検討した結果について述べる。また、土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす有機資材の長期間連用の影響を検討するためのサンプリング時期についての考察をもおこなった。

2-2 通気法を用いた in situ 条件下における土壌呼吸量測定法の検討

2-2-1 目的

In situ 条件下の土壌呼吸量測定法として密閉法と通気法とがある (Witkamp and Frank 1969)。密閉法は土壌表面を容器で密閉し土壌から発生した炭酸ガスをアルカリ溶液に吸収させる方法である。通気法は土壌表面に容器を設置し、その容器内をポンプで通気し土壌から発生した炭酸ガスを赤外線ガス分析器で定量する方法である。通気法は開放状態で測定をおこない炭酸ガスを赤外線ガス分析器で定量するため、密閉法に比べて正確な土壌呼吸量の測定が可能であるとされている (Witkamp and Frank 1969; Edwards and Sollins 1973; Cropper Jr. et al. 1985)。

通気法を用いて土壌呼吸量を測定した場合、その通気量の増大に伴い土壌呼吸量が増大することがしばしば認められる (Golley et al. 1962; Schwartzkopf 1978)。この理由としては、炭酸ガス濃度の高い土壌空気の吸引 (Witkamp and Frank 1969)、土壌への酸素の供給による土壌バイオマスの代謝活性の増大 (Schwartzkopf 1978) 等が考えられている。多くの研究者は土壌表面の風速をもとに通気量を定めているが (Golley et al. 1962; Reiners 1968; Witkamp and Frank 1969; Edwards and Sollins 1973; Cropper Jr. et al. 1985; Mathes and Schriefer 1985)、土壌-大気間の気体の移動の過程を考慮した最適な通気量の決定は未だな

されていない。

一般に気体の移動は拡散およびマスフローのふたつの過程により行なわれる。Kimball and Lemon (1971) は土壌中および土壌-大気間における気体の移動はその大部分が拡散作用によると報じている。通気が土壌-大気間の炭酸ガスの拡散速度に影響を及ぼすならば、それに伴い土壌呼吸量も影響されるであろう。しかしながら、土壌-大気間の炭酸ガスの拡散速度に及ぼす通気量の影響については未だ検討されていない。

そこで通気法を用いた *in situ* 条件下の土壌呼吸量測定法を確立することを目的とし、1) 土壌呼吸量と炭酸ガスの拡散速度に及ぼす通気量の影響、2) 最適通気量の検討、3) 通気法と密閉法の比較について実験を行なった。

2-2-2 実験方法

(1) 試験地の設定

すべての実験は筑波大学農林技術センター内に設置した枠試験地 (1 m x 1 m, 深さ 30 cm) で行なった。近隣のアカマツ林内の土壌 (淡色黒ボク土) をよく混合した後 5 mm のふるいを通し、枠試験地内に充填した。この土壌の理化学性は、pH (H₂O) : 6.75 ; 全炭素 : 3.49% ; 全窒素 : 0.21% ; 仮比重 : 0.80 である。

(2) 通気法による土壌呼吸量の測定

図 2-1 に通気法による土壌呼吸量測定装置を示した (Edwards and

Sollins 1973; Seto 1982)。側壁に通気口を設けた円筒容器（直径15cm, 高さ18cm, 底面積177cm², 容積3l）を土壌表面1-2cmの深さに差込み、エアポンプで容器内の空気を連続通気し、この空気の炭酸ガス濃度を赤外線炭酸ガス分析器（富士電機・ZEP5）で測定した。別に底を密閉した対照用容器で通気口より入る大気の炭酸ガス濃度を測定し、以下の計算式を用いて土壌呼吸量を求めた。

$$R = \frac{12}{22.4} \times \frac{1}{1000} \times \frac{273}{(273+t)} \times \frac{10000}{S} \times 60F \times (C_s - C_c)$$

R：土壌呼吸量（mg C / m²・時）

C_s：測定用容器の炭酸ガス濃度（ppm）

C_c：対照用容器の炭酸ガス濃度（ppm）

t：容器内温度（℃）

S：容器の底面積（cm²）

F：通気量（l / 分）

（3） 密閉法による土壌呼吸量の測定

円筒容器（大きさは通気法で用いた容器と同じ）を土壌表面1-2cmの深さに差込み、この容器内に1N水酸化ナトリウム溶液25mlを入れたプラスチックシャーレ（直径9cm）を直接地面に触れないように針金で作った台の上に静置した。測定終了後水酸化ナトリウム溶液を取り出しこの溶液5mlに3N塩化バリウム溶液2mlを加えた後、0.1N塩酸で逆滴定することで吸収された炭酸ガス量を求め土壌呼吸量とした。また

対照区としてウレタンボードで底を密閉した容器中に水酸化ナトリウム溶液を入れたシャーレを置き同時に隣接地に静置した。

(4) 炭酸ガスの濃度勾配の測定

気体の拡散速度は与えられた距離間のその気体の濃度勾配に比例する。したがって、濃度勾配を調べることで拡散速度への影響を知ることができる。図2-1に示したように、トロンチューブを接続した多孔質球体を土壤呼吸量測定用容器下の土壤深さ5cmと容器内の土壤表面より5cmの高さに設置し、それぞれ土壤空気と容器内空気を採取した。ふたつの球体の距離は10cmである。各々の空気試料はエアポンプを用いて吸引採取し(吸引速度: 0.2 l/分)、炭酸ガス濃度は赤外線ガス分析器を用いて測定した。また対照として自然条件下の炭酸ガス濃度勾配を知るために容器を設置していない土壤の炭酸ガス濃度勾配の測定もおこなった。

2-2-3 結果

(1) 土壤呼吸量と炭酸ガスの濃度勾配に及ぼす通気量の影響

図2-2に土壤呼吸量に及ぼす通気量の影響について示した。すべての測定は12時から15時の間に行なった。0.25-1.8 l/分の範囲で通気量を増加させるとそれに伴い土壤呼吸量は増加した。

表2-1に土壤表面の炭酸ガスの濃度勾配と土壤呼吸量に及ぼす通気量の影響について示した。測定は1985年8月8日におこなった。通気量の増大に伴い土壤空気の炭酸ガス濃度は増加した。これに対して、容器内

の炭酸ガス濃度は通気量の増加に伴い低下した。炭酸ガスの濃度勾配は通気量に関わらず、 $149 - 158 \text{ ppm/cm}$ でほぼ一定の値であり、容器を設置していない場合の値とほぼ同値であった。しかしながら、土壌呼吸量は通気量の増加に伴い増加した。

(2) 通気法と密閉法の比較

図2-3に通気法と密閉法によって得られた土壌呼吸量を示した。測定は1985年10月22日におこない、日平均地温は 13.5°C であった。通気法で測定した土壌呼吸量は密閉法より高く、密閉法による土壌呼吸量は通気量 $1.01/\text{分}$ で測定した通気法の値の58%であった。

図2-4に通気法で測定した図2-3と同じ日の土壌呼吸量の日変化を示した。土壌呼吸量は地温(深さ 5 cm)の変化に伴い変化した。通気量 $1.01/\text{分}$ の場合の土壌呼吸量は最大 $195 \text{ mg C/m}^2 \cdot \text{時}$ 、最小 $105 \text{ mg C/m}^2 \cdot \text{時}$ であった。Witkamp and Frank (1969) および Witkamp (1969) は土壌呼吸量の日変化が気温の日変化に伴っていたことを報告している。

2-2-4 考察

表2-1に認められたように通気量は炭酸ガスの濃度勾配にほとんど影響を与えなかった。このことから本研究で設定した通気量は炭酸ガスの拡散速度に影響を与えていないことが推察される。しかしながら、土壌呼吸量は通気量に伴い変化した。このことから、通気法においては通気による

マスフローが土壤呼吸量に影響を与えていることが考えられる。すなわち、Witkamp and Frank (1969) が報告しているように炭酸ガス濃度の高い土壤空気の吸引により土壤呼吸量が増加したと考えられる。通気量の増加に伴う5 cmの深さの土壤空気の炭酸ガス濃度の増加は周囲の土壤よりの炭酸ガスの吸引によるものと考えられよう。

以上の考察より通気法における最適通気量を決定するためには自然条件下における土壤-大気間のマスフロー速度の測定が必要であると考えられる。しかしながら実際には通気に伴う容器内の空気の流速が土壤表面の風速と一致するように通気量を定めている場合が多い (Golley et al. 1962 ; Reiners 1968 ; Witkamp and Frank 1969 ; Edwards and Sollins 1973 ; Cropper Jr. et al. 1985 ; Mathes and Schriefer 1985)。土壤表面の風速は土壤-大気間のマスフローに強い影響を与えられるので、この方法は現在最も適した方法と考えられる。既報においては容器内流速が4 cm/分前後になるように通気量を定めている場合が多い。本研究の容器(容積3 l)の場合、この流速にほぼ一致する通気量は1.0 l/分である。このことから、本研究における通気量は1.0 l/分が妥当であると考えられる。

また本研究では密閉法による土壤呼吸量は1.0 l/分で通気した場合の通気法の値の58%であった。図2-4に示したように1.0 l/分で通気した場合の土壤呼吸量は105-195 mg C/m²・時の範囲であった。通気法が密閉法に比べて高い土壤呼吸量を示すことはすでにいくつかの報告がある (Edwards and Sollins 1973 ; Cropper Jr. et al. ;

Xucera and Kirkham 1971)。これらの報告の結果をまとめると、土壤呼吸量が $100 \text{ mg C} / \text{m}^2 \cdot \text{時}$ 以上と比較的高い場合は密閉法の値は通気法の約 60% であり、土壤呼吸量が $100 \text{ mg C} / \text{m}^2 \cdot \text{時}$ 以下の場合には密閉法と通気法の値はほぼ同じであった。本研究の結果もこれと一致している。

Edwards and Sollins (1973) は気温が高い場合の炭酸ガスのアルカリ吸収液への溶解性の低下が密閉法で低い値が得られる原因であるとした。彼らは気温が 20°C の時は通気法の値は密閉法より高く、気温が 12°C の時は両法の値はほぼ同じであったと報じている。しかし、本研究の結果は彼らの仮説を支持しない。なぜなら本研究の結果は地温が 13.5°C と低い時に得られたものであるからである。このことから、密閉法の値が通気法に比べ低くなる原因としては、1) 密閉法において土壤呼吸量の値が高い場合には炭酸ガス量に対するアルカリ吸収液の吸収効率が低下する (Kirita and Hozumi 1966)、2) 本研究では検討していないが、密閉状態下では炭酸ガスの拡散やマスフローが妨げられる (Cropper Jr. et al. 1985) ことなどが考えられる。

2-3 有機資材の施用と土壤バイオマス量および土壤呼吸量の時期変化

2-3-1 供試試料および実験方法

(1) 供試土壤と採取方法

土壤バイオマス量および土壤呼吸量の測定は茨城県園芸試験場（茨城県稲敷郡阿見町）内の有機・無機資材連用試験圃場（畑作地）でおこなった。圃場土壤は淡色黒ボク土であり、各試験区の概要および土壤の理化学性はそれぞれ表2-2、表2-3に示した。資材連用は1983年より開始され、測定をおこなった1985年は連用3年目であった。資材施用は各作ごとに年2回（春季・夏季）おこなわれており、この年の作付作物はプリンスメロンとハクサイであった。

土壤採取時期とその時の栽培作物及び生育時期は表2-4の通りである。4月から11月まで計9回土壤を採取した。土壤は畦間3カ所から作土10cmを木屋式採土円筒（200ml）で採取し、混合後原土を2mmのふるいを通した後4°Cで保存し、一週間以内に以下の分析に供試した。

(2) ATP量

土壤バイオマス量の指標としてのATP量の測定は Jenkinson and Oades (1979) の方法でおこなった。ただし、抽出液にはトリクロロ酢酸・リン酸水溶液を用い、パラコートは加えなかった。

(3) 土壌呼吸量

土壌呼吸量は in situ 土壌呼吸量と採取土壌の室内土壌呼吸量を測定した。室内土壌呼吸量は現場水分での測定（水分未調整土）と土壌水分を最大含水量の60%に調整した後の測定（水分調整土）をおこなった。

1) In situ 土壌呼吸量

In situ 土壌呼吸量の測定は2-2において検討した通気法でおこなった。通気量は2-2の結果に従い1.0 l /分とした。

2) 室内土壌呼吸量

土壌5gを200ml容三角フラスコに取り25℃で2週間培養し、その間発生した炭酸ガス量をもって室内土壌呼吸量とした。図2-5に室内土壌呼吸量測定装置を示した。通気管をつけたゴム栓で三角フラスコを密栓し、フラスコ内に蓄積した炭酸ガスを測定し室内土壌呼吸量を求めた。測定は3連でおこない、測定間隔は前半1週間は1日、後半1週間は2・3日とした。

(4) 地温

曲管地中温度計を用い圃場土壌（豚ぶん区）深さ5cmの地温を測定した。

(5) 土壌水分含量

土壌10gをアルミ秤量管に取り、105℃で24時間乾燥させて求めた。結果はすべて含水率で表示した。

2 - 3 - 2 結果

各試験区土壌のA T P量とその時期変化を図2 - 6に示した。A T P量はどの時期においてもほぼ豚ぶん区 > きゅう肥区 > ようりん区 = 苦土石灰区の順であり、有機資材施用による土壌バイオマス量の増大が認められた。豚ぶん区のA T P量がきゅう肥区より多いことは有機資材施用量の差を示していると考えられる。

A T P量の時期変化としては全試験区とも夏季の資材施用直後（8月28日）にA T P量が増大しその後減少して、1か月余りでほぼ施用前の値に戻ることが認められた。施用直後の増大は特に豚ぶん区で顕著であった。春季の資材施用直後（4月29日）を含め、その他の時期ではA T P量に大きな変化は認められず、各試験区ともほぼ一定した値を保った。

各試験区の in situ 土壌呼吸量とその時期変化を図2 - 7に示した。In situ 土壌呼吸量は豚ぶん区 > きゅう肥区 > ようりん区 = 苦土石灰区の順であり、豚ぶん区およびきゅう肥区では資材施用直後に in situ 土壌呼吸量の増大が認められ、特に夏季が顕著であった。各試験区の in situ 土壌呼吸量とその時期変化はA T P量の結果とほぼ対応していることが認められた。

各試験区の水分未調整土の室内土壌呼吸量とその時期変化を図2 - 8に示した。室内土壌呼吸量は豚ぶん区 > きゅう肥区 > ようりん区 = 苦土石灰区の順であった。豚ぶん区及びきゅう肥区では春季の資材施用直後に室内土壌呼吸量が顕著に増大しその後減少することが認められたが、夏季の時

はほとんど増大しなかった。これはA T P量と*in situ* 土壤呼吸量の結果とはまったく異なるものであった。その他の時期においては各試験区の土壤呼吸量はほぼ一定の値を保っていた。

各試験区の水分調整土の室内土壤呼吸量とその時期変化を図2-9に示した。室内土壤呼吸量は豚ぶん区>きゅう肥区=ようりん区=苦土石灰区の順であった。各試験区の土壤呼吸量の値およびその時期変化は水分未調整土の場合とほぼ同じであった。

地温および土壤水分含量の時期変化をそれぞれ図2-10、図2-11に示した。地温は4月と5月は日平均が約15℃付近であったがその後上昇し7月と8月は25℃以上となった。9月以降地温は低下し11月には再び約15℃となった。土壤水分含量は4月11日、6月、9月が高く8月が最も低かった。各試験区を比較してみると一般に苦土石灰区ときゅう肥区が低く豚ぶん区が最も安定していた。

2-3-3 考察

夏季の有機資材施用後の有機資材区の土壤バイオマス量と*in situ* 土壤呼吸量は資材施用直後に増大後、その後ふたたび減少し、1か月余りでほぼ施用前の値に戻ることが認められた。畑土壌における土壤バイオマスのこのような変化の例はMartyzniuk and Wagner (1978)、加藤ら (1978)、宮本・石沢 (1978)、Nishio and Kusano (1980) およびNishio (1983) によって報告されている。*In situ* 土壤呼吸量については赤塚 (1965)、

矢吹・青木（1977）および矢吹・青木（1980）によって報告されている。有機資材施用後のこのような変化は有機資材中の最も易分解性の有機画分の分解によって引き起こされると考えられる（西尾 1981）。In situ 土壌呼吸量の増大は易分解性有機物の急激な分解を示し、土壌バイオマス量も増加したと考えられる。そして易分解性有機物の分解の終了とともに土壌バイオマスはふたたび飢餓状態に陥りその量が減少したと考えられる。

春季の有機資材施用後の有機資材区の土壌バイオマス量と土壌呼吸量の変化は夏季とは異なっていた。すなわち、ATP量は施用後ほとんど増大しなかった。In situ 土壌呼吸量は徐々に増大し1か月後がピークであり、2か月後はふたたび減少した。その増加量は夏季に比べ少なかった。土壌呼吸量が温度の影響を受けやすいことはよく知られている（Singh and Gupta 1977）。矢吹・青木（1977）および矢吹・青木（1980）は稲わらの施用が in situ 土壌呼吸量に及ぼす影響について検討した。彼らは冬季に稲わらを施用した場合は気温の上昇とともに徐々に土壌呼吸量は増大したが、夏季に施用した場合は急激に土壌呼吸量は増大し2か月で施用分の炭酸ガスが放出されることを認め、この原因は温度が微生物の代謝活性に影響を及ぼしたためであると述べている。本研究の場合、春季の資材施用直後の日平均地温は16.5℃であった。これに対して夏季の資材施用直後の日平均地温は28.4℃であった。春季は地温が低かったため微生物の代謝活性が低く有機資材の分解が進行せず、土壌呼吸量および土壌バイオマス量が増大しなかったものと考えられる。このことからたとえ有機資材施用下であっても土壌バイオマス量と土壌呼吸量に対する地温等の自然環

境因子の影響は大きいことが推察される。

無機資材区の A T P 量は夏季の施用後、有機資材施用区と同様増大した。これは資材そのものの影響ではなく、おそらくすきこみによる土壌の攪乱により土壌有機物の一部が分解されやすくなり土壌バイオマス量が増大したためと考えられる（西尾 1981）。この時の高い地温はこれを顕著なものにしたと考えられる。

有機資材区の水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量の変化は A T P 量および in situ 土壌呼吸量とは異なっていた。すなわち室内土壌呼吸量は A T P 量と in situ 土壌呼吸量があまり増大しなかった春季の有機資材施用直後に顕著に増大し、逆に A T P 量と in situ 土壌呼吸量が顕著に増大した夏季の施用直後にはあまり増大しなかった。春季の有機資材施用直後の室内土壌呼吸量の顕著な増大は低温により圃場条件下で分解されなかった有機資材が高温条件下（25℃）におかれたため急激に分解された結果と考えられる。しかし夏季の施用直後に室内土壌呼吸量がほとんど増大しなかった理由は不明である。これについては今後の検討が必要である。

有機資材区の土壌バイオマス量は有機資材施用後 1 - 2 か月の間に急激に変化することが認められたがその他の時期ではほぼ一定で安定していた。有機資材区の土壌バイオマス量、in situ 土壌呼吸量および室内土壌呼吸量は安定した時期においても無機資材区より増大していた。これは有機資材を 3 年間連用した結果であると考えられる。このことから有機資材の長期間連用の影響を検討するためのサンプリング時期としては有機資材施用

後少なくとも2か月以上を経ていることが必要であると考えられる。

2-4 要約

土壌バイオマス量および土壌呼吸量の時期変化におよぼす有機資材施用の影響について検討した。圃場調査は茨城県園芸試験場の有機・無機資材連用試験圃場（有機資材：豚ふんおよび馬ふんきゅう肥）でおこなった。ATP量、in situ条件下の土壌呼吸量、室内培養（25℃）下の土壌呼吸量を測定した。圃場調査に先立ち、通気法を用いたin situ条件下の土壌呼吸量測定法について検討をおこなった。得られた結果は以下のとおりである。

1) 通気法において通気量を増加させるとそれに伴い土壌呼吸量は増加した。この時土壌-大気間の炭酸ガスの拡散速度は影響をうけておらず、このことから通気によるマスフローの変化が土壌呼吸量を変化させたと考えられ、通気法における最適通気量を決定するためには自然条件下における土壌-大気間のマスフロー速度の測定が必要であると考えられた。本研究および従来の研究を照合した結果、本研究の容器（容積3l）における通気量は1.0l/分が妥当であると考えられた。アルカリ吸収液を用いた密閉法の土壌呼吸量は通気法の58%であった。

2) 夏季の地温が高い時期に有機資材が施用された場合、ATP量とin situ土壌呼吸量は施用直後に増大し、その後減少した。施用直後の増大は有機資材中の最も易分解性の有機画分の分解によるものと考えられた。

3) 春季の地温が低い時期に有機資材が施用された場合、A T P量はほとんど増大せず、in situ 土壌呼吸量は施用後徐々に増加し施用1か月後にピークを迎えた。低い地温のため微生物の代謝活性が低くこのような結果になったと考えられた。

4) 室内土壌呼吸量は春季の有機資材施用直後に増大し夏季の施用後はほとんど増大せず、A T P量およびin situ 土壌呼吸量とは異なった変化を示した。春季の結果は圃場条件下で分解されなかった有機資材が室内培養によって分解されたものと考えられた。

5) 有機資材の長期間連用の影響を調査するためのサンプリング時期は有機資材施用後2か月後以降がよいと判断された。

表 2 - 1 通気速度が炭酸ガスの濃度勾配および in situ 土壌呼吸量に及ぼす影響

通気速度 (l/min)	炭酸ガス濃度 (ppm)		濃度勾配 (ppm/cm)	<u>in situ</u> 土壌呼吸量
	土壌空気	容器内空気		(mgC/m ² ・時)
容器無設置	1949	360	159	——*
0.5	1986	501	149	96
1.0	2001	471	153	152
1.5	2017	466	155	198
2.0	2036	453	158	——

* , 測定せず.

表2-2 各試験区名および資材・化学肥料の施用量*1

試験区	ようりん		苦土石灰		乾燥*4 豚ふん		馬ふん*5 きゅう肥		化学肥料(kg/10a)					
	(kg/10a)		(kg/10a)		(kg/10a)		(kg/10a)		1			2		
	1*2	2*3	1	2	1	2	1	2	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
ようりん区	200	200							15	15	15	10	6	8
苦土石灰区			200	200					15	15	15	10	6	8
豚ふん区					900	600								
きゅう肥区			200				500	500	15	15	15	10	6	8

*1, 施用量は現物重で示した;

*2, 春季資材・化肥施用(プリンスメロン用);

*3, 夏季資材・化肥施用(ハクサイ用);

*4, T-C: 41.4%, T-N: 2.82% (乾物当たり), 現物水分: 15.7%;

*5, T-C: 24.0%, T-N: 1.42% (乾物当たり), 現物水分: 28.3%.

表2-3 土壤の理化学性

試験区	pH (KCl)	T-C (%)	T-N (%)	C/N
淡色黒ボク土				
ようりん区	6.1	1.42	0.17	8.35
苦土石灰区	6.3	1.54	0.17	9.06
豚ふん区	6.1	2.10	0.22	9.55
きゅう肥区	6.1	1.61	0.17	9.47

茨城県園芸試験場環境部(1984)より引用(1984年11月29日採取試料)。

表2-4 土壌採取時期と作付作物の生育および肥培管理

採取時期	作付作物の生育および肥培管理
1985年	
4月11日	裸地
4月29日	第1回資材・化学肥料施用2週間後
5月30日	メロン生育期
6月29日	メロン結果期
7月25日	裸地
8月28日	第2回資材・化学肥料施用1週間後
9月19日	ハクサイ生育期
10月10日	ハクサイ結球期
11月10日	裸地

有機・無機資材および化学肥料は4月15日（春季）と8月21日（夏季）に施用；プリンスメロン作付期間，4月18日～7月中旬；ハクサイ作付期間，8月22日～11月7日。

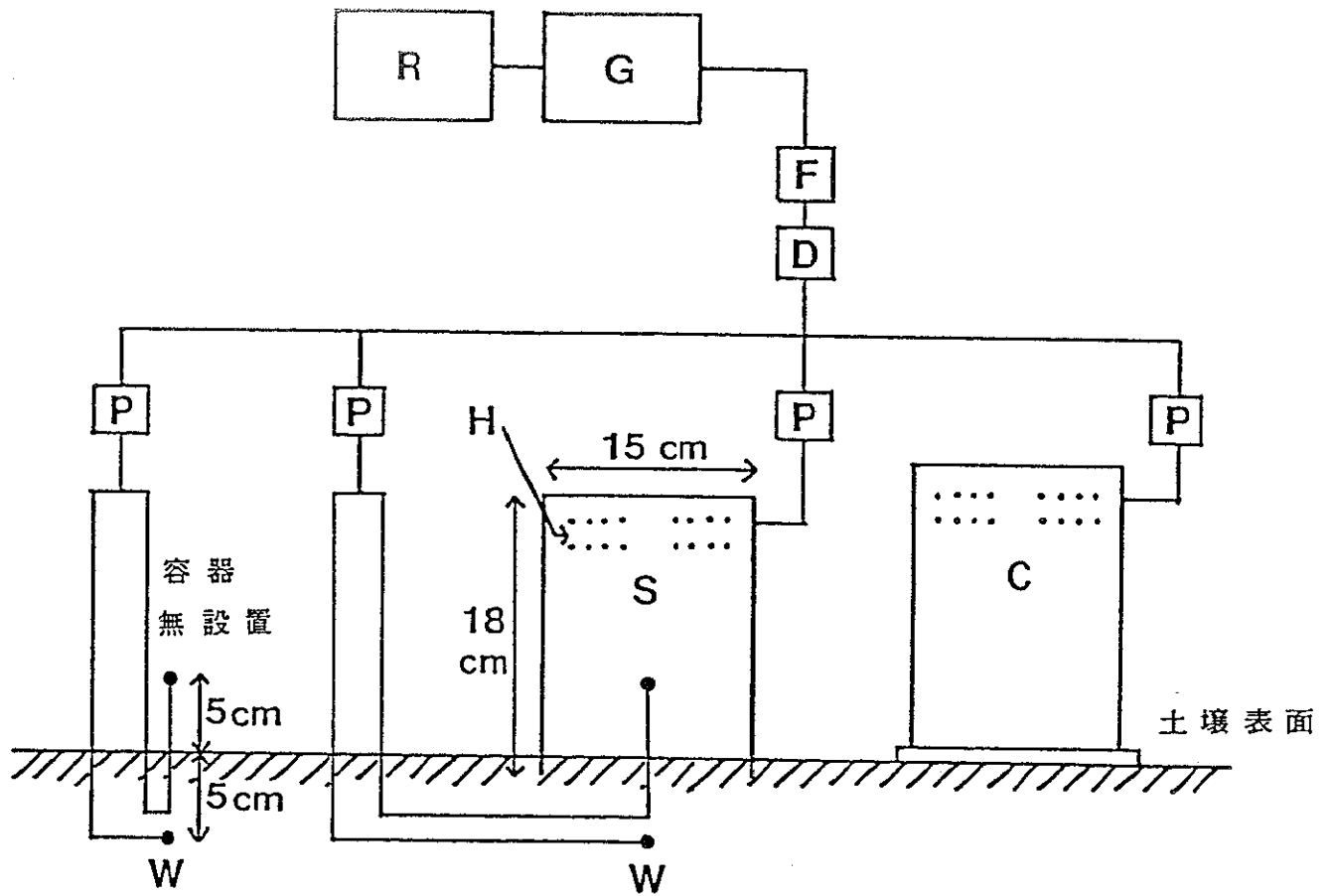


図 2 - 1 通気法による土壌呼吸量測定装置と炭酸ガス濃度勾配測定装置

S, 測定用容器; C, 対照用容器; H, 通気口 (直径 2 mm, 16 個); W, 炭酸ガス採取口; P, エアポンプ; D, 水分吸収管 (塩化カルシウム); F, 流量計; G, 赤外線ガス分析器; R, 記録計

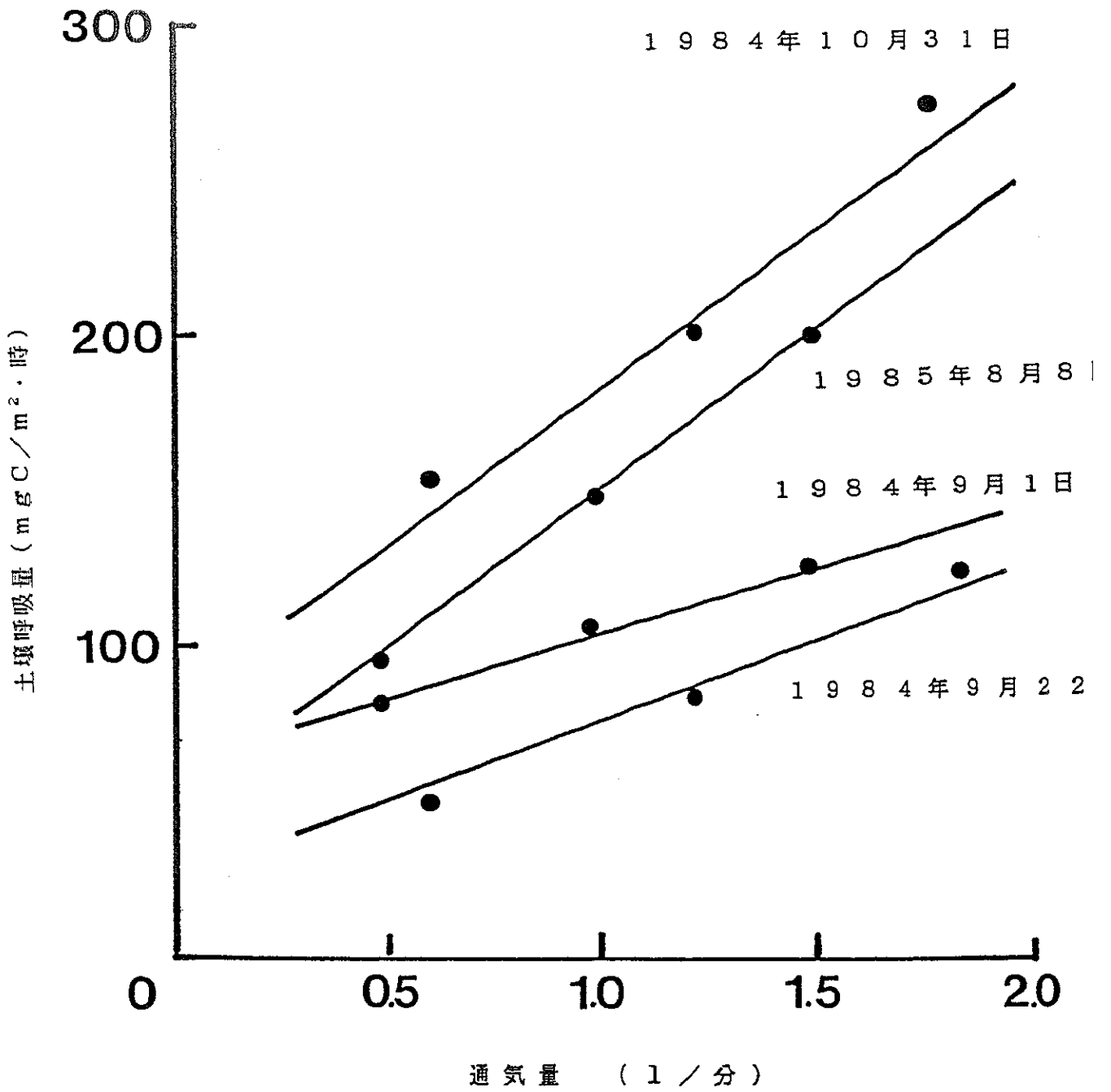


図 2 - 2 土壌呼吸量に及ぼす通気量の影響

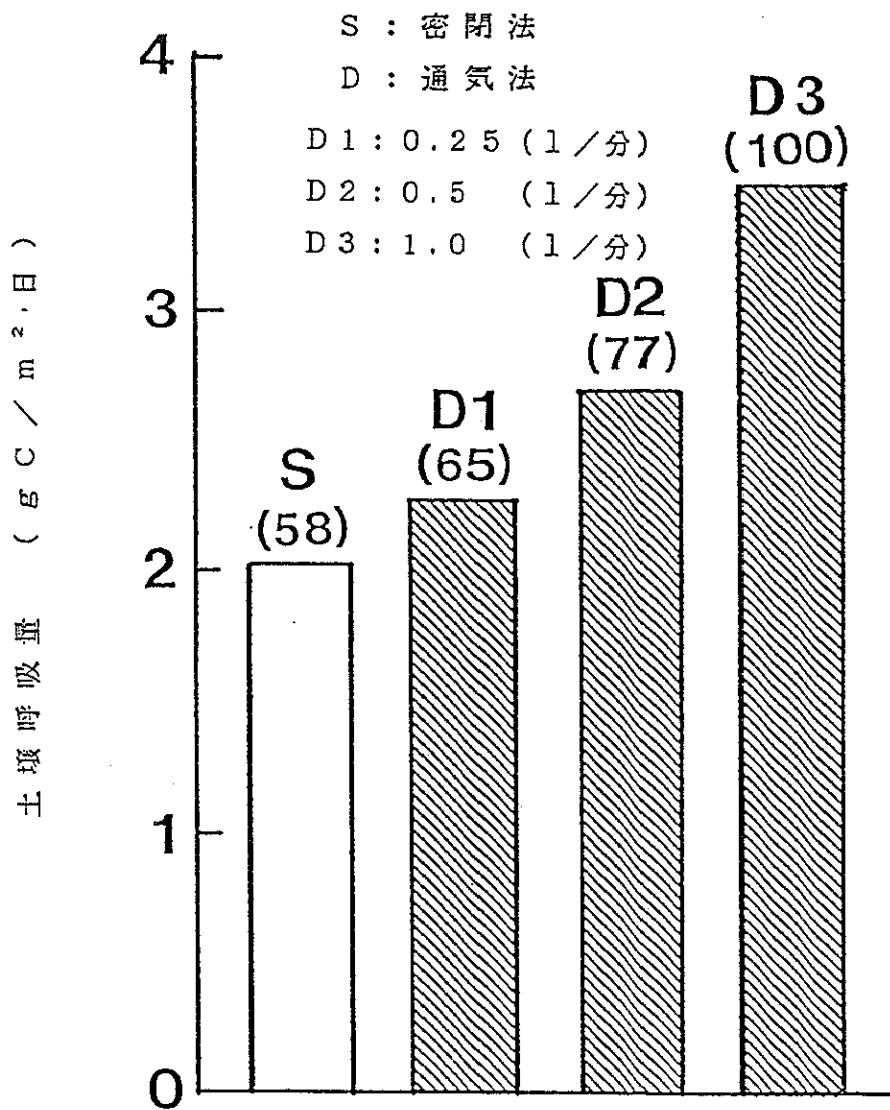


図 2 - 3 通気法と密閉法の比較

() 内は D 3 を 1 0 0 とした時の値を示す。

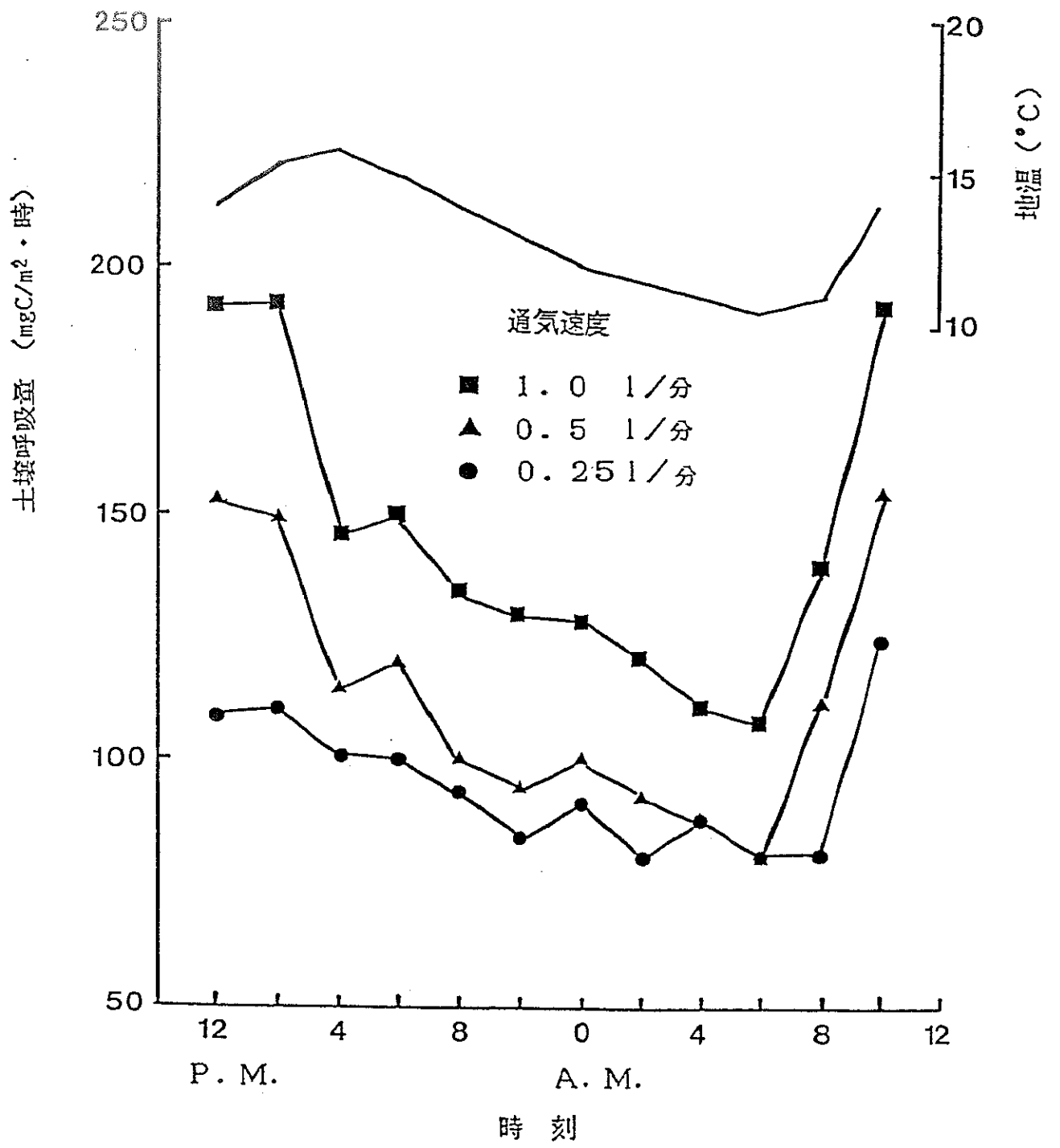


図 2 - 4 土壤呼吸量の日変化

地温は深さ5 cmにて測定した

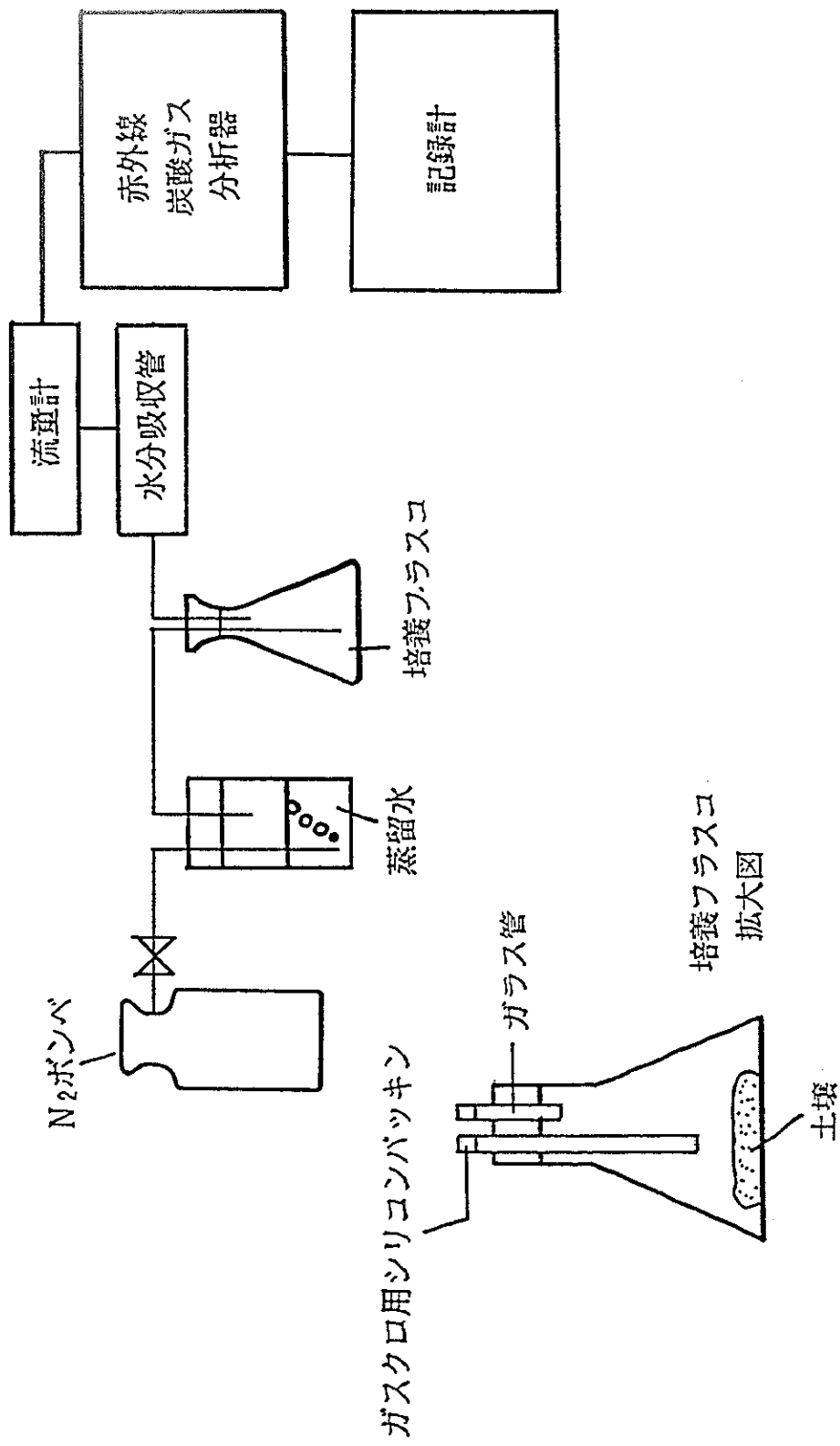


図 2 - 5 室内土壌呼吸量測定装置

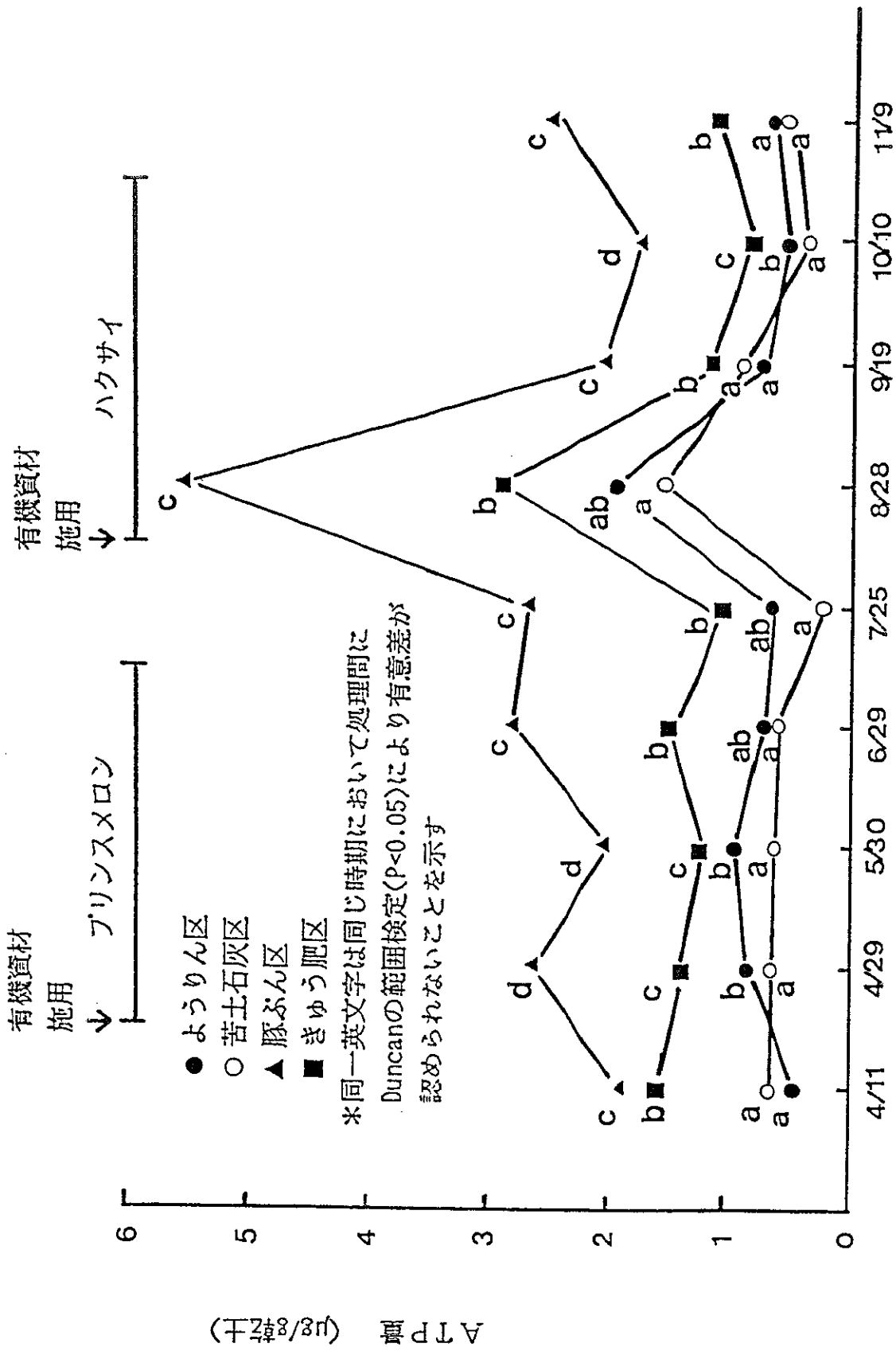


図 2 - 6 A T P 量 の 時 期 変 化

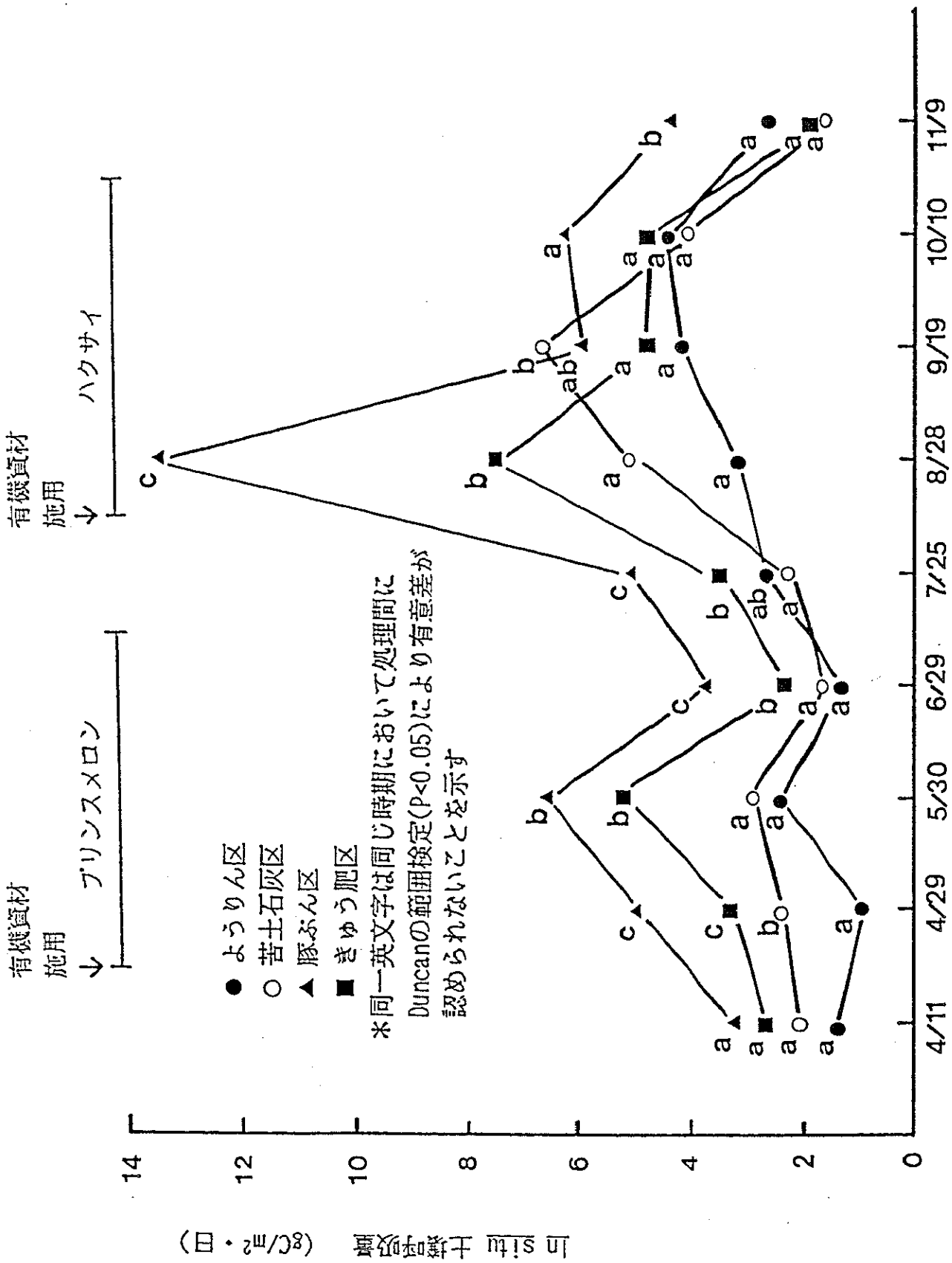


図 2-7 In situ 土壌呼吸量の時期変化

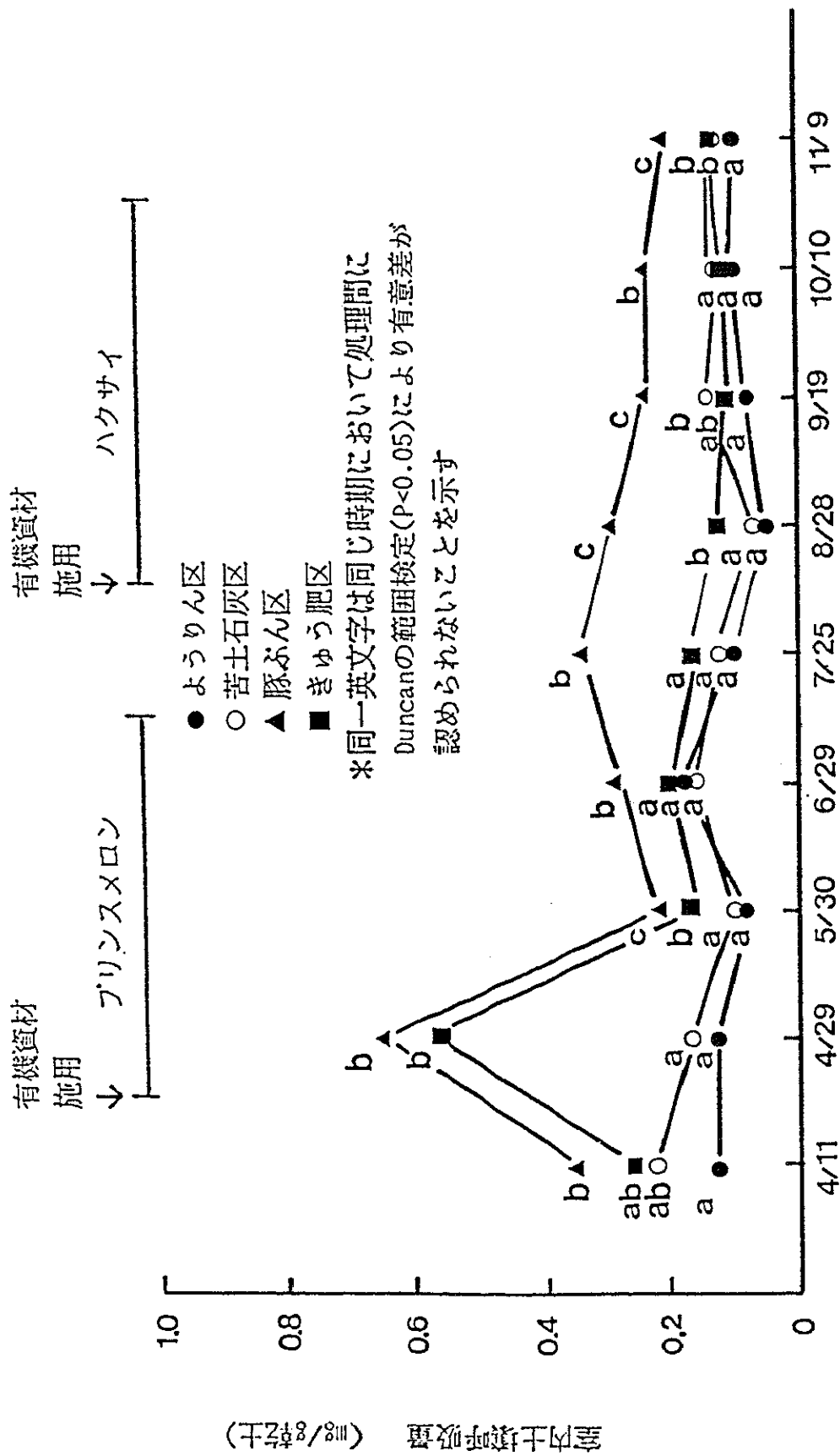


図 2 - 8 水分未調整土の室内土壌呼吸量の時期変化

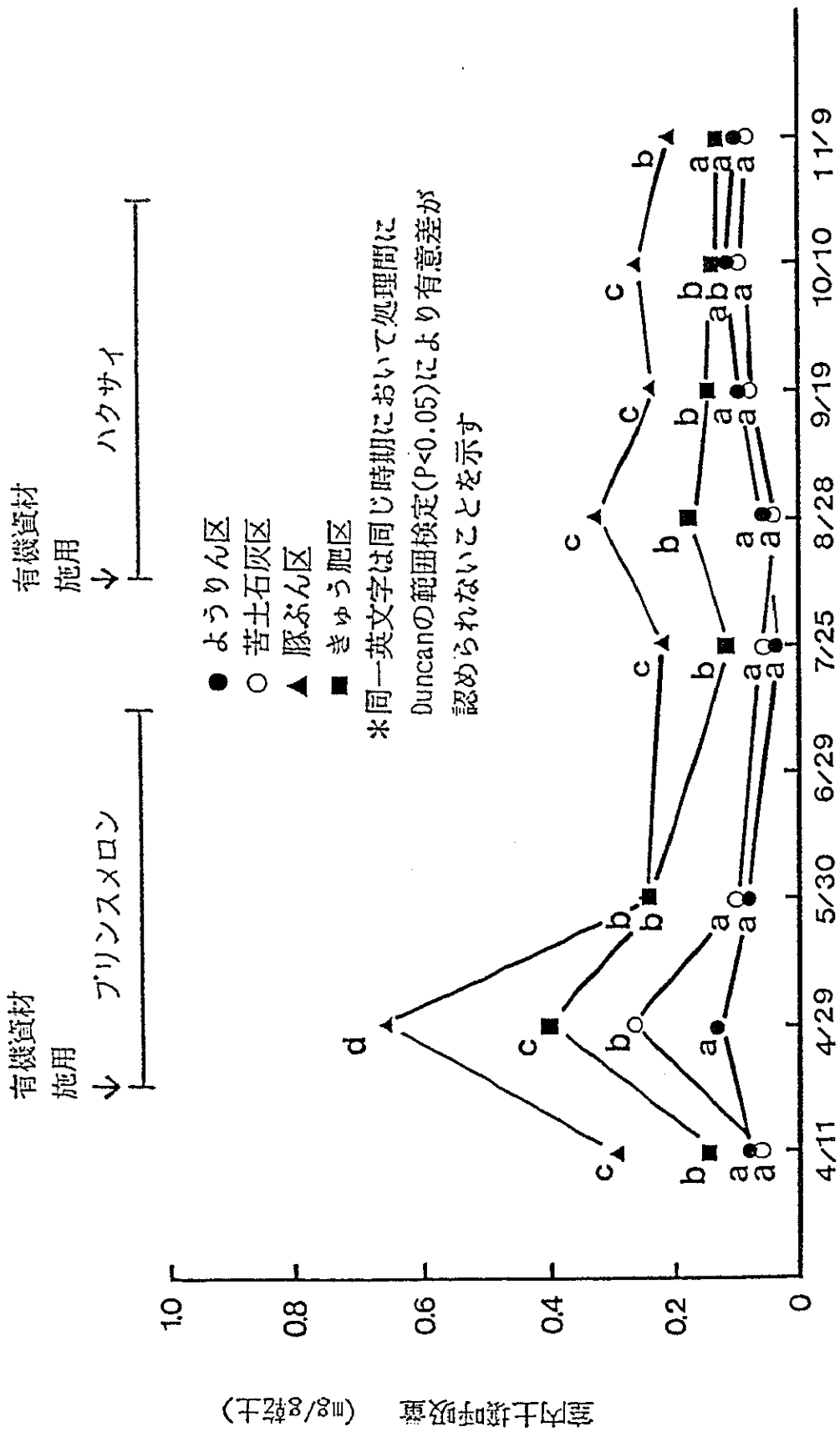


図 2 - 9 水分調整土の室内土壌呼吸量の時期変化

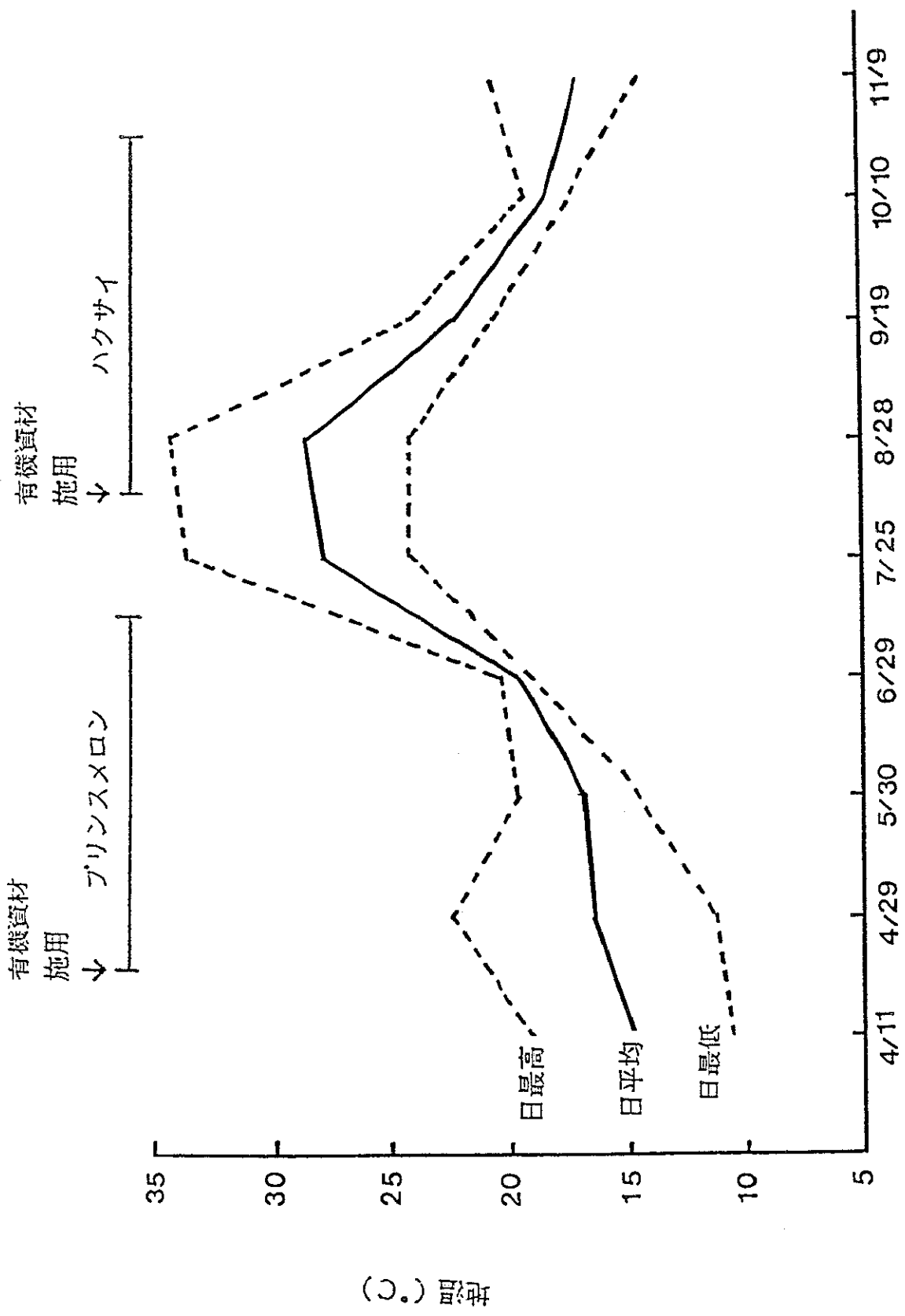


図 2 - 1 0 地温の時期変化 (豚ぶん区, 深さ 5 c m)

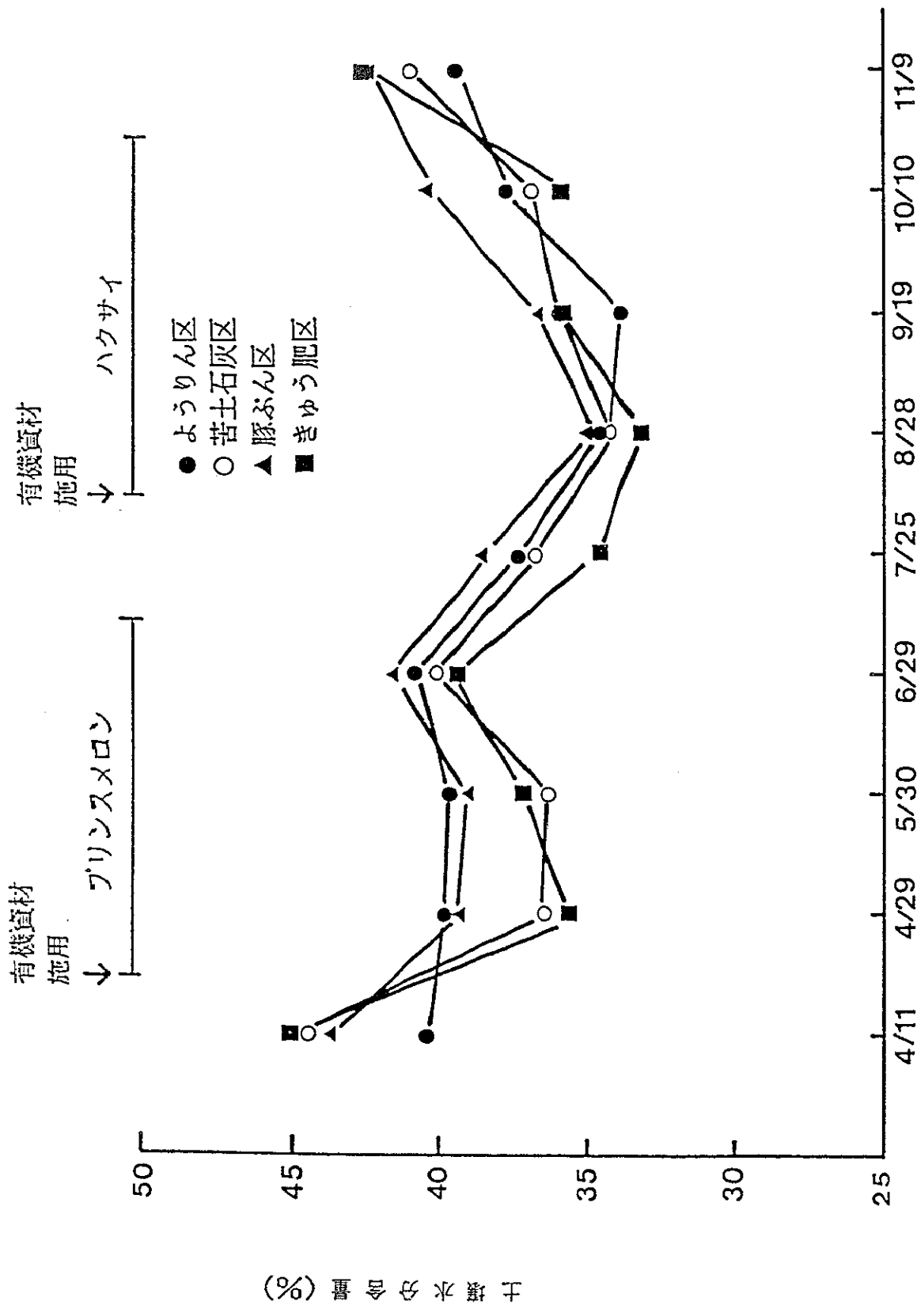


図 2 - 1 1 土壌水分含量の時期変化

第3章 各種有機資材の長期間連用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす影響

3-1 目的

本章では各種有機資材の長期間連用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす影響について検討した結果について述べる。

土壌バイオマス量や土壌呼吸量に及ぼす有機資材の影響についての報告は多い。しかし、序論において述べたように有機資材の施用量と土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大との関係を定量的に検討した報告は少ない。また近年有機資材はその種類が多様化の傾向にあり、土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす有機資材の種類の影響を検討する必要がある。種類の影響を解明するためには有機資材を適当な方法によりいくつかの有機画分に分け土壌バイオマス量および土壌呼吸量に直接影響する画分を究明することが必要であると考えられる。

本章では以上の点をふまえ、各種有機資材の施用量と土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大との関係を定量的に解析することを試みた。また有機資材の種類の影響を把握するため有機資材の有機画分組成分析をおこない、有機資材のどの有機画分が土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大と関係があるのかを検討した。

3-2 供試試料および実験方法

3-2-1 供試土壌と採取方法

圃場調査は山梨県農業総合試験場双葉本場（以下双葉土壌）、同農試八ヶ岳支場（以下八ヶ岳土壌）、茨城県農業試験場（以下茨城土壌）および栃木県農業試験場（以下栃木土壌）の有機資材連用試験圃場にておこなった。これらはすべて畑作地である。各圃場の試験区の概要についてはそれぞれ表3-1、2、3、4に示した。八ヶ岳土壌と茨城土壌の有機資材は年1回（春季）施用、双葉土壌と栃木土壌の有機資材は年2回（春季および秋季）施用である。連用年数は双葉土壌4年、八ヶ岳土壌12年、茨城土壌4年、栃木土壌10年である。全圃場とも有機資材施用区には化学肥料単用区（化肥区）と同量の化学肥料施用がなされている。

各圃場の土壌の理化学性を表3-5、6、7、8に示した。双葉土壌は粗粒灰色低地土、八ヶ岳土壌は淡色黒ボク土、茨城土壌および栃木土壌は表層多腐植質黒ボク土である。

土壌採取は第2章の結果から有機資材施用後2か月以上を経た時期におこなった。双葉土壌は1987年12月3日、八ヶ岳土壌は1986年11月11日、茨城土壌は1987年9月29日、栃木土壌は1986年12月16日に採取した。

土壌採取には500ml土壌採取円筒を用いた。ひとつの試験区から系統的に4個ないし6個の土壌試料（作土層、0-10cm）を採取した。土壌は合併・混合後、2mmのふるいを通し最大容水量の60%に水分を

調整後、25℃で3週間以上静置させ以下の分析に供試した。第2章においてはこのような土壌条件の処理はおこなわなかったが、第6章6-3において論じる理由から、本章の土壌試料についてはこのような処理をおこなった。

有機資材は40-50℃で乾燥させた後、粉砕器を用いて微粉砕試料を調整し分析に供試した。

3-2-2 土壌バイオマス量

(1) 直接法による土壌バイオマス量

直接法は顕微鏡を用いて微生物菌体の個数および大きさを計測し、土壌バイオマス量を算出するものである。糸状菌バイオマス量および細菌バイオマス量をそれぞれ求め、その合量を土壌バイオマス量とした(以下直接法バイオマス量と表す)。

1) 糸状菌バイオマス量

糸状菌バイオマス量の定量はNishio(1983)およびHanssen et al.(1974)の方法によった。土壌5gに45ml無菌水を加えホモブレンダーで分散させた(1800rpm、5分間)。この土壌懸濁液1mlを9mlフェノール・アニリンブルー染色液に入れ、1時間染色させた。染色液0.3ml(土壌0.3mgを含む)を0.2μmメンブランフィルターでろ過した。フィルターを1時間風乾させ検鏡試料とした。1土壌試料につき5枚の検鏡試料を作成した。

検鏡は生物顕微鏡を用いて600倍でおこない200mμ四方の視野を50視野観察し、見えた菌糸を別紙にトレースしその長さをキルピメータ

で測定した。また菌糸の直径をマイクロメーターを用いて測定した。

以下の計算式を用いて菌糸長および糸状菌バイオマス量を求めた。菌体比重と菌体乾物率はHasebe et al. (1984) より引用した。

菌糸長 (m/g 乾土)

$$= \frac{50 \text{ 視野合計の菌糸長 } (\mu\text{m}) \times \frac{227^*}{2^{**}} \times \frac{1000}{0.3^{***}} \times \frac{1}{10} \times \frac{100}{100 - \text{土壤含水率} (\%)}}{}$$

* : ろ過面積 (mm²)

** : 50 視野合計の面積 (mm²)

*** : ろ過土壌量 (mg)

糸状菌バイオマス量 (μg/g 乾土)

$$= \text{菌糸長 (m/g 乾土)} \times 10^5 \times \pi \times (\text{菌糸直径 } (\mu\text{m}))^2 \times 1.1^*$$

$$\times \frac{20^{**}}{100} \times \frac{1}{10^6}$$

* : 菌体比重 (g/ml)

** : 菌体乾物率 (%)

2) 細菌バイオマス量

細菌バイオマス量の定量はNishio (1983) およびLundgren and Soderstrom (1983) の方法によった。糸状菌バイオマス量と同様に調整した土壤懸濁液 1 ml を 0.01% アクリジンオレンジ染色液 9 ml へ入れ、1 時間染色した。この染色液 0.3 ml を 0.2 μm ヌクレオポアフィルターでろ過し、1 時間風乾させ検鏡試料とした。1 土壤試料につき 3 枚の検鏡試料を作成した。

検鏡は落射式蛍光顕微鏡を用いて1000倍でおこない80 μ m四方の視野を10視野観察して細菌数を計数した。

以下の計算式で細菌数と細菌バイオマス量を求めた。菌体体積はNishio (1983)より引用した。

細菌数 (No. / g 乾土)

$$= \frac{\text{10視野合計の細菌数}}{\text{細菌数}} \times 227 \times 0.064^* \times \frac{1}{0.3} \times \frac{100}{100 - \text{土壌含水率}(\%)}$$

* : 10視野合計の視野面積 (mm²)

細菌バイオマス量 (μ g / g 乾土)

$$= \text{細菌数 (No./乾土)} \times 0.19^* \times 1.1 \times \frac{20}{100} \times \frac{1}{10^6}$$

* : 菌体体積 (μ m³)

(2) ATP量

第2章で述べた方法によった。

3-2-3 土壌呼吸量

室内土壌呼吸量を通気法で測定した(瀬戸 1980)。土壌呼吸量測定装置の概要を図3-1に示した。湿潤土300gを測定試料とし、すべての測定は恒温室(25 $^{\circ}$ C)内でおこなった。通気量については予備検討をおこなった。すなわち八ヶ岳圃場の牛ふん区土壌を用いて0.3、0.5、0.7 l / 分の3段階に通気量を変えて土壌呼吸量を測定したところ、0.3 l / 分で測定した場合の土壌呼吸量は0.5 l / 分の場合より低い値が得られ0.5 l / 分と0.7 l / 分の場合の値はほぼ同じであった。通気

法を用いて室内土壌呼吸量を測定する場合、*in situ* の場合と比較して測定土壌の量が少量であるため（本実験の場合300g）、通気によるマスフローよりも通気に伴う酸素の供給が土壌呼吸量に大きな影響を及ぼすと考えられる。0.3 l / 分から0.5 l / 分へ通気量を増加させた時の土壌呼吸量の増加は酸素供給量の増加によるものと考えられ、0.5 l / 分から0.7 l / 分へ通気量を増加しても土壌呼吸量が変化しなかったのは酸素の供給が0.5 l / 分の通気で充分であり、これ以上の酸素供給量の増加は土壌呼吸量にもはや影響を与えないことを示していると考えられる。以上の結果から本研究の通気量は0.5 l / 分とした。

3-2-4 有機資材の全炭素および全窒素含量

有機資材の全炭素および全窒素含量はCNコーダー（柳本MT500）を用いて測定した。

3-2-5 有機資材の有機画分組成

井ノ子ら（1982）の方法に従って、有機資材中の熱水可溶有機物画分含量、ヘミセルロース画分含量およびセルロース画分含量を求めた。ヘミセルロース画分含量およびセルロース画分含量を求める際の還元糖の定量はソモギー・ネルソン法を用いた。ヘミセルロース画分含量とセルロース画分含量の合量を炭水化物画分含量とした。また有機資材の全窒素含量に6.25を乗じて有機資材中の粗タンパク画分含量を求めた。

以上の画分含量を求めた後、熱水可溶有機物画分および炭水化物画分はそれぞれの画分の炭素含量を40%、粗タンパク画分はその炭素含量を53%と仮定して各画分の炭素含量を求め、有機資材の全炭素に対する各

画分炭素の割合を求めた（井ノ子ら 1982）。全体から以上3画分の合計を引いた残りの割合を未同定有機物画分の割合とした。

3-3 結果

3-3-1 各圃場土壌の土壌バイオマス量と土壌呼吸量

それぞれの圃場土壌の各処理区の直接法バイオマス量、ATP量および土壌呼吸量を表3-9、10、11、12に示した。双葉土壌の直接法バイオマス量は測定をおこなっていない。

各圃場土壌の有機資材区の土壌バイオマス量および土壌呼吸量は有機資材の長期間連用により化肥区と比較して増加していた。しかし、茨城土壌（表3-11）の汚泥堆肥区および豚ふん区のATP量は化肥区よりやや低く有機資材の影響が認められなかった。

3-3-2 各有機資材の全炭素含量および全窒素含量と

有機画分組成

各有機資材の全炭素および全窒素含量を表3-13に示した。全炭素含量は26.0-48.5%で、バーク堆肥、落葉および作物残さで高かった。全窒素含量は0.68-4.32%で、汚泥、汚泥堆肥および豚ふんで高かった。C/N比は10.0-57.8でバーク堆肥、落葉および作物残さが高く、汚泥、汚泥堆肥、家畜ふんおよび家畜ふん堆肥は低かった。

有機資材の有機画分組成を表3-14に示した。熱水可溶有機物画分の含有割合は、有機資材の多くは10%前後であったが茨城土壌の豚ふんと

栃木土壌の牛ふん堆肥で高く、バーク堆肥が低かった。炭水化物画分は14.2 - 50.8%で、作物残さで高く、バーク堆肥で低かった。粗タンパク画分は5.7 - 33.1%で、汚泥、汚泥堆肥、茨城土壌の豚ふんと栃木土壌の牛ふん堆肥で高く、バーク堆肥、落葉および作物残さで低かった。以上の3画分の合計は28.4% - 75.4%であり、資材のほとんどは55%から70%の範囲に入り、汚泥、茨城土壌の豚ふん、栃木土壌の牛ふん堆肥で高く、バーク堆肥で低かった。未同定有機画分はリグニン画分および脂質画分であると考えられる。未同定有機画分は24.6 - 71.6%でバーク堆肥および落葉で高かった。

3-3-3 有機資材施用量と土壌バイオマス量の関係

表3-15に双葉土壌を除く各圃場土壌の有機資材の各有機画分施用量および全有機物施用量と直接法バイオマス量との相関係数を示した。全有機物施用量の値は表3-1、2、3、4に示した通りで各有機画分施用量は全有機物施用量に表3-14に示した各有機画分の割合を乗じて求めた。それぞれの施用量は年間当りの有機炭素施用量 ($\text{kgC}/10\text{a}\cdot\text{年}$) であり、化肥区は有機資材施用量が0であるとして相関分析をおこなった。相関分析は各有機画分および全有機物に加え、熱水可溶有機物画分と炭水化物画分の合計画分 (W + C 画分)、熱水可溶有機物画分、炭水化物画分および粗タンパク画分の合計画分 (W + C + P 画分) についてもおこなった。

八ヶ岳土壌の直接法バイオマス量は有機資材のすべての有機画分の施用量と相関係数0.9程度の高い相関を示した。茨城土壌および栃木土壌の直接法バイオマス量は粗タンパク画分以外のそれぞれの有機画分の施用量

と高い相関を示した。

表3-16に各圃場土壌の有機資材の各有機画分施用量および全有機物施用量とATP量との相関係数を示した。ATP量は双葉土壌で炭水化物画分、W+C画分およびW+C+P画分の施用量と、八ヶ岳土壌で炭水化物画分以外の各有機画分施用量と、また茨城土壌で粗タンパク画分以外の各有機画分施用量とそれぞれ高い相関を示した。栃木土壌のATP量はすべての有機画分と高い相関を示さなかったが、炭水化物画分、粗タンパク画分、W+C+P画分の施用量および全有機物施用量との相関が比較的高かった。

以上の結果から、各圃場土壌に共通して土壌バイオマス量と高い相関を示した有機画分はW+C+P画分であることが認められた。

3-3-4 有機資材施用量と土壌呼吸量の関係

表3-17に各圃場土壌の有機資材の各有機画分施用量および全有機物施用量と土壌呼吸量との相関係数を示した。土壌呼吸量は双葉土壌で炭水化物画分、W+C画分およびW+C+P画分の施用量と、八ヶ岳土壌で熱水可溶有機物画分、粗タンパク画分、W+C+P画分および全有機物の施用量と、また茨城土壌で炭水化物画分、W+C画分、W+C+P画分および全有機物の施用量とそれぞれ高い相関を示した。栃木土壌の土壌呼吸量はすべての有機画分の施用量と相関が低かった。

以上の結果から、栃木土壌以外の各圃場土壌に共通して土壌呼吸量と高い相関を示した有機画分はW+C+P画分であることが認められた。

3 - 4 考察

前節で述べた実験結果から各圃場土壌の土壌バイオマス量および土壌呼吸量と最も関係のある有機資材の有機画分は熱水可溶有機物画分、炭水化物画分および粗タンパク画分を合計した画分であることが認められた。これらの画分の有機物はすべて有機資材中の易分解性有機画分である。熱水可溶有機物画分には各種の糖、アミノ酸、有機酸、アルコール類、デンプン、ペクチン、タンニンなどが含まれており、有機資材中で最も易分解性の有機画分である（河田 1981）。吉沢・中山（1983）は、稲わらおよび麦わらの土壌中での分解において最も早く分解したのはそれらの熱水可溶有機物画分であったと報告しており、都市ごみのコンポスト化においても最初に熱水可溶有機物画分が分解消失すると報告されている（井ノ子ら 1982）。炭水化物（ヘミセルロースおよびセルロース）画分も熱水可溶有機物画分と同様に有機資材の土壌中での分解や堆肥化過程において容易に分解することが報告されている（Berg et al. 1987；久保田・高柳 1984；井ノ子ら 1982）。粗タンパク画分は容易に分解され生成したアミノ酸やアンモニアは微生物に吸収され、菌体タンパクとして再合成されることが知られている。広瀬（1973）は植物遺体においてタンパク質の多い、すなわちC/N比の低いものほど分解しやすいと報じた。土壌微生物はこれら有機資材中の易分解性有機画分をエネルギー源・炭素源として利用し、その量が増加したものと考えられる。また土壌呼吸量の結果から示唆されるようにこれに伴い土壌中の易分解性有機物量も増加していると考えられ

る。Stott et al. (1983) は土壤に ^{14}C でラベルした炭水化物、タンパクおよびリグニンを添加し1年間培養し、各有機物のCがどれくらい土壤バイオマスCに取込まれるか検討した。その結果炭水化物は4.9 - 7.8%が、タンパクは4.6 - 13.4%が取込まれたのに対しリグニンは1%以下であることが明かとなった。またAmato et al. (1984) はマメ科牧草の葉、茎および根を使った同様の実験で水溶性有機物画分の多い部位ほど分解されやすく土壤バイオマスへの取込みが多かったと報告している。これらの実験の結果は本研究の結果を支持するものである。

以上のことから易分解性有機画分を多く含む有機資材ほど土壤バイオマス量および土壤呼吸量の増大への影響が大きいと考えられる。しかしながら、八ヶ岳土壤と茨城土壤の直接法バイオマス量、ATP量および土壤呼吸量、および栃木土壤の直接法バイオマス量は全有機物施用量とも高い相関を示した。これは表3-14で示したように多くの有機資材の全有機物に占める易分解性有機画分の割合が55%から70%の間にあり、ほぼ同じであったためであると考えられる。易分解性有機画分の割合が顕著に異なる限り有機資材の種類の影響は表れにくいといえよう。双葉土壤のATP量および土壤呼吸量と全有機物施用量の相関が低かったのはパーク堆肥の易分解性有機画分が他の資材に比べ極端に少なかったためである。

栃木土壤の土壤呼吸量は易分解性有機画分施用量と相関が低かった。栃木土壤の土壤呼吸量については有機資材以外の影響が考えられる。これについては第6章6-3において論じる。

3-5 要約

各種有機資材の長期間連用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす影響について検討した。有機資材の施用量と土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大との関係を定量的に解析することを試み、有機資材の種類の影響を把握するため有機資材の有機画分組成分析をおこない、有機資材のどの有機画分が土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大と関係があるのかを検討した。圃場調査は山梨県農業総合試験場双葉本場、同農試八ヶ岳支場、茨城県農業試験場および栃木県農業試験場の有機資材連用試験圃場にておこなった。その結果土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大は有機資材中の易分解性有機画分（熱水可溶有機物画分＋炭水化物画分＋粗タンパク画分）の施用量と関係があることが明かとなった。この画分の割合が顕著に異なる限り、有機資材の種類の影響は表れないと考えられた。

表 3 - 1 双葉土壤の試験区概要

試験区	有機資材	有機資材施用量	
		現物 *1 t/10a・年	全有機物 *2 KgC/10a・年
化肥区			
牛ふん区	牛ふん	1.6	344
牛堆区	牛ふん堆肥	4.6	610
パーク堆区	パーク堆肥	5.0	882
汚泥区	汚泥	4.0	278

* 1 , 現物重 ; * 2 , 乾物重 .

表 3 - 2 八ヶ岳土壤の試験区概要

試験区	有機資材	有機資材施用量	
		現物 * ¹ t/10a・年	全有機物 * ² KgC/10a・年
化肥区	—————	—————	—————
落葉区	広葉樹落葉	0.4	173
稲わら区	稲わら	0.5	178
稲堆 1.5t区	稲わら堆肥	1.5	103
稲堆 3.0t区	稲わら堆肥	3.0	206
牛ふん区	牛ふん	3.0	251

* 1 , 現物重 ; * 2 , 乾物重 .

表 3 - 3 茨城土壤の試験区概要

試験区	有機資材	有機資材施用量	
		現物 * ¹ t/10a・年	全有機物 * ² KgC/10a・年
化肥区	—————	—————	—————
麦わら区	麦わら	2. 8	6 4 4
稲堆区	稲わら堆肥	2. 2	1 3 4
牛堆区	牛ふん堆肥	2. 2	2 4 6
汚堆区	汚泥堆肥	0. 4 7	1 1 1
豚ふん区	豚ふん	0. 2 9	1 0 8

* 1 , 現物重 ; * 2 , 乾物重 .

表 3 - 4 栃木土壤の試験区概要

試験区	有機資材	有機資材施用量	
		現物* ¹ t/10a・年	全有機物* ² KgC/10a・年
< 野菜系列 >			
化肥区			
麦わら区* ³	麦わら・牛ふん堆肥	2.0	319
コーン区* ³	青刈コーン・牛ふん堆肥	8.5	765
牛堆区	牛ふん堆肥	3.0	223
< 穀類系列 >			
化肥区			
牛ふん区	牛ふん	5.0	365
豚ふん区	豚ふん	3.4	401
牛堆区	牛ふん堆肥	3.0	223

* 1 , 現物重 ; * 2 , 乾物重 ; * 3 , 冬作時に牛ふん堆肥 (1 . 5 t) を施用 .

表3-5 双葉土壤の理化学性

試験区	T-C %	T-N %	C/N	pH (H ₂ O)	仮比重 %
			粗粒灰色低地土		
化肥区	0.70	0.086	8.14	5.24	1.38
牛ふん区	1.15	0.120	9.58	6.08	1.41
牛堆区	1.33	0.117	11.4	5.66	1.43
パーク堆区	1.64	0.118	13.9	5.63	1.47
汚泥区	0.94	0.116	8.10	4.73	1.44

表3-6 八ヶ岳土壤の理化学性

試験区	T-C %	T-N %	C/N	pH (H ₂ O)	仮比重 %
			淡色黒ボク土		
化肥区	3.79	0.335	11.3	5.46	0.73
落葉区	4.52	0.367	12.3	5.72	0.68
稲わら区	4.59	0.390	11.8	5.57	0.69
稲堆1.5t区	4.12	0.356	11.6	5.72	0.68
稲堆3.0t区	4.50	0.384	11.7	5.96	0.68
牛ふん区	4.72	0.404	11.7	5.50	0.68

表3-7 茨城土壤の理化学性

試験区	T-C %	T-N %	C/N	pH (H ₂ O)	仮比重 %
表層多腐植質黒ボク土					
化肥区	6.96	0.500	13.9	5.85	0.77
麦わら区	7.63	0.542	14.1	5.95	0.87
稲堆区	7.54	0.536	14.1	5.72	0.84
牛堆区	7.53	0.528	14.3	5.73	0.81
汚堆区	6.94	0.499	13.9	5.68	0.82
豚ふん区	7.05	0.505	14.0	5.85	0.78

表3-8 栃木土壤の理化学性

試験区	T-C %	T-N %	C/N	pH (H ₂ O)	仮比重 %
表層多腐植質黒ボク土					
<野菜系列>					
化肥区	9.41	0.626	15.0	5.23	0.60
麦わら区	9.56	0.636	15.0	5.34	0.63
コーン区	9.82	0.667	14.7	5.07	0.63
牛堆区	9.68	0.661	14.6	5.39	0.64
<穀類系列>					
化肥区	9.38	0.611	15.4	5.51	0.60
牛ふん区	10.09	0.671	15.0	5.48	0.60
豚ふん区	10.22	0.683	15.0	5.39	0.61
牛堆区	10.01	0.698	14.3	5.96	0.64

表3-9 双葉土壌の土壌バイオマス量および土壌呼吸量

試験区	直接法バイオマス量 μg/g乾土	ATP量 μg/g乾土	土壌呼吸量 μgC/g・時
化肥区	———— *	0.23	0.091
牛ふん区	————	0.70	0.351
牛堆区	————	1.03	0.632
パーク堆区	————	0.68	0.323
汚泥区	————	0.47	0.168

*，測定せず。

表3-10 八ヶ岳土壌の土壌バイオマス量および土壌呼吸量

試験区	直接法バイオマス量 μg/g乾土	ATP量 μg/g乾土	土壌呼吸量 μgC/g・時
化肥区	326	0.91	0.389
落葉区	426	1.30	0.590
稲わら区	486	1.24	0.514
稲堆1.5t区	438	1.14	0.450
稲堆3.0t区	511	1.33	0.624
牛ふん区	571	1.56	0.845

表3-11 茨城土壌の土壌バイオマス量および土壌呼吸量

試験区	直接法バイオマス量 μg/g乾土	A T P量 μg/g乾土	土壌呼吸量 μgC/g・時
化肥区	173	0.90	0.189
麦わら区	387	1.65	0.825
稲堆区	292	0.95	0.356
牛堆区	263	1.16	0.672
汚堆区	228	0.85	0.352
豚ふん区	228	0.81	0.293

表3-12 栃木土壌の土壌バイオマス量および土壌呼吸量

試験区	直接法バイオマス量 μg/g乾土	A T P量 μg/g乾土	土壌呼吸量 μgC/g・時
<野菜系列>			
化肥区	325	1.02	0.408
麦わら区	462	1.50	0.470
コーン区	765	1.88	0.640
牛堆区	380	1.39	0.724
<穀類系列>			
化肥区	363	1.35	0.628
牛ふん区	513	2.06	0.786
豚ふん区	567	1.78	0.923
牛堆区	573	1.61	1.079

表3-13 各有機資材の全炭素および全窒素含量*

有機資材	T-C	T-N	C/N
<双葉土壌>			
牛ふん	31.0	2.70	11.5
牛ふん堆肥	42.0	1.63	25.8
パーク堆肥	48.5	1.60	30.3
汚泥	38.3	3.50	10.9
<八ヶ岳土壌>			
落葉	47.2	1.30	36.3
稲わら	39.0	0.68	57.8
稲わら堆肥	32.4	1.35	24.0
牛ふん	29.9	1.77	16.9
<茨城土壌>			
麦わら	45.3	0.93	48.6
稲わら堆肥	30.2	2.01	15.0
牛ふん堆肥	43.1	1.84	23.4
汚泥堆肥	40.3	3.57	11.3
豚ふん	43.7	4.32	10.1
<栃木土壌>			
麦わら	45.0	1.30	34.6
コーン	42.8	1.27	33.7
牛ふん	42.2	2.02	20.9
豚ふん	42.6	3.03	14.1
牛ふん堆肥	26.0	2.60	10.0

* , C/N以外は乾物%.

表3-14 各有機資材の有機画分組成(%)

有機資材	熱水可溶 有機物	炭水化物	粗タンパク	合計	未同定 有機物
<双葉土壌>					
牛ふん	11.4	25.2	28.9	65.5	34.5
牛ふん堆肥	11.3	34.0	12.9	58.2	41.8
パーク堆肥	3.3	14.2	10.9	28.4	71.6
汚泥	19.3	24.6	30.2	74.1	25.9
<八ヶ岳土壌>					
落葉	11.5	21.3	9.1	41.9	58.1
稲わら	11.6	50.8	5.7	68.1	31.9
稲わら堆肥	14.1	41.1	13.8	69.0	31.0
牛ふん	14.5	34.9	19.6	69.0	31.0
<茨城土壌>					
麦わら	13.4	43.1	6.8	63.3	36.7
稲わら堆肥	12.7	21.9	22.1	56.7	43.3
牛ふん堆肥	7.2	27.2	14.1	48.5	51.5
汚泥堆肥	9.3	23.3	29.3	61.9	38.1
豚ふん	23.3	17.9	32.6	73.8	26.2
<栃木土壌>					
麦わら	11.2	43.1	9.6	63.9	36.1
コーン	19.7	40.3	9.8	69.8	30.2
牛ふん	8.6	34.8	15.9	59.3	40.7
豚ふん	11.5	28.6	23.5	63.6	36.4
牛ふん堆肥	22.0	20.3	33.1	75.4	24.6

表3-16 各圃場土壌の有機資材の各有機画分施用量および全有機物施用量とATP量との相関係数

土壌	W	C	W + C	P	W + C + P	T
双葉	. 796	. 973**	. 966**	. 672	. 948*	. 713
八ヶ岳	. 979***	. 795**	. 862*	. 920**	. 924**	. 971**
茨城	. 892*	. 969**	. 957**	. 484*	. 943**	. 963**
栃木	. 549	. 729*	. 681	. 710	. 717	. 769

W, 熱粗水可溶有機物画分; C, 炭水化合物画分; W + C, 熱水可溶有機物画分 + 炭水化合物画分; P, 熱水可溶有機物画分 + 炭水化合物画分 + ATP量; W + C + P, 熱水可溶有機物画分 + 炭水化合物画分 + ATP量 + 全有機物画分; T, 熱水可溶有機物画分 + 炭水化合物画分 + ATP量 + 全有機物画分との相関係数

表 3 - 1 7 各圃場土壌の有機資材の各有機画分施用量および全有機物施用量と土壌呼吸量との相関係数

土壌	W	C	W + C	P	W + C + P	T
双葉	734	955*	935*	518	876	629
八ヶ岳	920**	671*	752*	962**	850*	877*
茨城	799*	873*	861*	702	877*	924**
栃木	131	045	075	553	187	195

W, 熱水可溶有機物画分; C, 炭水化合物画分; W + C, 熱水可溶有機物画分 + 炭水化合物画分; T, 全有機物;
 P, 熱水可溶有機物画分; W, 熱水可溶有機物画分; W + C, 熱水可溶有機物画分 + 炭水化合物画分; T, 全有機物;
 ***, P < . 05; **, P < . 01; *, P < . 001; 無印, 有意水準 5% において相関は認められなかった。

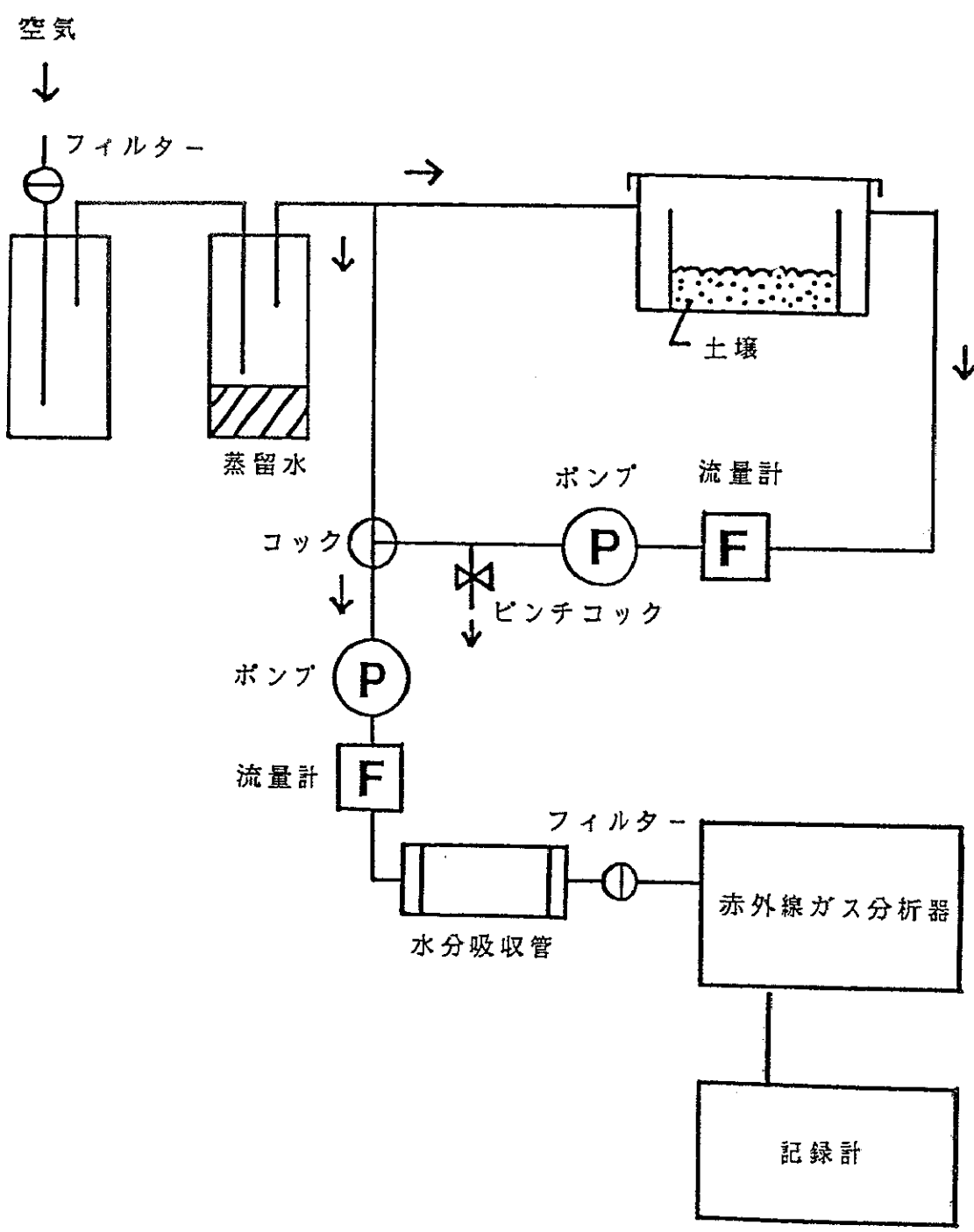


図 3 - 1 通気法による土壌呼吸量測定装置の概要

第4章 各種有機資材が土壤バイオマスの種類組成に及ぼす影響

4-1 目的

本章では各種有機資材が土壤バイオマスの種類組成に及ぼす影響について検討した結果について述べる。

土壤バイオマスの主な構成者は糸状菌と細菌である。糸状菌は細菌に比べて炭素・窒素の同化率が高い (Alexander 1977a; Alexander 1977b) ため、同量の基質が代謝された場合糸状菌の菌体生成量は細菌に比べて多いと考えられる。また両者の菌体を土壤中で分解させた場合、菌体Cの分解率は糸状菌が高く (Anderson and Domsch 1978a; Marumoto et al. 1984a)、菌体Nの分解率は逆に細菌が高いことが報告されている (Marumoto et al. 1984a)。これはそれぞれの細胞壁組成や菌体C/N比が異なるためと考えられる。このように糸状菌と細菌では土壤中におけるその集積性や分解性が異なるので土壤バイオマスの種類組成、すなわち糸状菌バイオマス量と細菌バイオマス量の比が変化すれば土壤中の易分解性有機物の量や質が変化することが考えられる。有機資材の施用とその種類によって土壤バイオマスの種類組成が変化することが報告されている (Hasebe et al. 1984; 清水・藤本 1983; 竹下ら 1977; 加藤ら 1978) が、その実態はまだ明らかになっていない。しかもこれらの報告は希釈平板法を用いた糸状菌数および細菌数の菌数比によって検討されたものであり、土壤バイオマスの重量比について検討した報告は著者の知る限り見当たらない。

本章では以上の点をふまえ、各種有機資材が土壌バイオマスの種類組成、すなわち糸状菌バイオマス量と細菌バイオマス量の比に及ぼす影響について検討した。

4-2 供試試料および実験方法

土壌試料は第3章で示した有機資材連用試験圃場の中の八ヶ岳圃場、茨城圃場および栃木圃場の各圃場土壌である。各圃場土壌の糸状菌バイオマス量と細菌バイオマス量の重量値を第3章に示した直接法によって求め、糸状菌バイオマス量と細菌バイオマス量の重量比 (Fm/Bm) を求めた。

4-3 結果

各圃場土壌の糸状菌バイオマス量、細菌バイオマス量および Fm/Bm を表4-1に示した。八ヶ岳土壌、茨城土壌、栃木土壌野菜系列および栃木土壌穀類系列の化学肥料単独区の Fm/Bm はそれぞれ、1.61、1.11、1.60および1.20であった。八ヶ岳土壌では稲わら堆肥区と牛ふん区の土壌の Fm/Bm が化肥区に比べ増大したが、落葉区と稲わら区の土壌の Fm/Bm は化肥区とほぼ同じであった。茨城土壌では麦わら区と稲わら堆肥区の土壌の Fm/Bm が化肥区に比べ増大したが、牛ふん堆肥区、汚泥堆肥区および豚ふん区の土壌の Fm/Bm は化肥区とほぼ同じであった。栃木土壌の野菜系列では麦わら区と青刈コーン区の土壌の

F m / B mが化肥区に比べ増大したが、牛ふん堆肥区の土壌のF m / B mは化肥区とほぼ同じであった。栃木土壌の穀類系列の土壌では牛ふん区、豚ふん区および牛ふん堆肥区のすべての土壌のF m / B mは化肥区とほぼ同じであった。全土壌とも有機資材の施用量とF m / B mの間には関係を見出せなかった。

4 - 4 考察

各圃場土壌のF m / B mの変化を表4 - 2にまとめた。どの圃場土壌とも有機資材の種類によってF m / B mは異なった変化を示した。

一般に畑土壌のような好気条件下においてセルロース等の炭水化物を分解・代謝する活性が高いのは糸状菌であると考えられている (Alexander 1977c)。Hayano and Tubaki (1985) はトマト圃場土壌 (黒ぼく土) においてセルロースの部分加水分解物である β -グルコシド化合物を加水分解する β -グルコシダーゼの由来は糸状菌であったと報告している。これに対しタンパクの分解・代謝は糸状菌、細菌を問わず、多種類の微生物によっておこなわれることが知られている (Alexander 1977d)。表3 - 14に示したように有機資材の易分解性有機画分中の炭水化物画分と粗タンパク画分の割合は有機資材の種類によって異なる。したがって各資材の炭水化物画分と粗タンパク画分の含量割合が土壌バイオマスのF m / B mに影響を与えることが考えられる。すなわち、炭水化物画分含量が多く粗タンパク画分含量が少ない資材は特に糸状菌を増大させやすく、粗タンパク画

分含量が多く炭水化物画分含量が少ない資材は糸状菌と細菌を増大させると考えられる。

化肥区と比較して F m / B m をあまり変化させなかった有機資材のうち茨城土壤の豚ふん、牛ふん堆肥、汚泥堆肥および栃木土壤の牛ふん、豚ふん、牛ふん堆肥は炭水化物画分含量が少なく（18 - 35 %）、粗タンパク画分含量の多い（14 - 33 %）資材であった。また八ヶ岳土壤の落葉も F m / B m を変化させなかったがこの資材は炭水化物画分含量が 21.3 % と少なかった。八ヶ岳土壤の稲わら堆肥、茨城土壤の麦わら、栃木土壤の麦わら、青刈コーンは F m / B m を増加させたが、これらは炭水化物画分含量が多く（40 % 以上）、粗タンパク画分含量が少ない（10 % 以下）資材であった。以上示した資材はそれぞれの有機資材の種類の影響が顕著に反映されていると考えられる。しかしながら、八ヶ岳土壤の稲わら、牛ふんおよび茨城土壤の稲わら堆肥の場合は違った結果となった。八ヶ岳土壤の稲わらは炭水化物画分含量が多く、粗タンパク画分含量が少なかったが F m / B m を変化させなかった。八ヶ岳土壤の牛ふんと茨城土壤の稲わら堆肥は炭水化物画分含量が少なく、粗タンパク画分含量が多かったが F m / B m を増大させた。八ヶ岳土壤の稲わらはその施用量が年間 0.5 t / 10 a と少ないことがこの原因のひとつとして考えられる。八ヶ岳土壤の牛ふんと茨城土壤の稲わら堆肥については原因が不明で今後の検討が必要である。

竹下ら（1977）は神奈川県内のハウス施設土壤（火山灰土）の生わら施用土壤と牛ふん堆肥施用土壤（各5点試料）の希釈平板法による糸状菌数

(F) に対する細菌数 (B) の菌数比 (B/F) を比較した。その結果 B/F は生わら施用土壌で低く (1.9 - 3.9)、牛ふん堆肥施用土壌で高い (19.7 - 115.3) ことを認めた。また加藤ら (1978) は神奈川県園芸試験場の有機資材施用試験圃場の土壌の B/F を調べ、B/F は牛ふん施用で増大するが稲わら施用では変化しないことを認めた。希釈平板法で求めた菌数で糸状菌バイオマス量と細菌バイオマス量を比較すると細菌数の方が糸状菌数より多いのでこの B/F が大きいことは重量による土壌バイオマス量の比 (F_m/B_m) が小さいことを意味する。したがってこれら既報の結果は本研究の結果と一致していると考えられる。

以上のことから土壌バイオマスの種類組成 (F_m/B_m) は有機資材の種類により異なった変化をし、それを決定しているのは資材の炭水化物画分と粗タンパク画分の含量割合であると結論づけられる。

4 - 5 要約

各種有機資材が土壌バイオマスの種類組成、すなわち糸状菌バイオマス量/細菌バイオマス量 (F_m/B_m) に及ぼす影響について検討した。検討は八ヶ岳土壌、茨城土壌、栃木土壌の各圃場土壌についておこなった。その結果 F_m/B_m は有機資材の種類により異なった変化をすることが認められた。すなわち炭水化物画分含量が多く粗タンパク画分含量が少ない資材 (麦わら等) は F_m/B_m を増大させるが炭水化物画分含量が少なく粗タンパク画分含量が多い資材 (牛ふん堆肥等) は F_m/B_m を変化させ

ない傾向にあった。

表4-1 各圃場土壌の糸状菌バイオマス量 (Fm) および細菌バイオマス量 (Bm) と Fm/Bm

土 壤	Fm ($\mu\text{g/g}$ 乾土)	Bm	Fm/Bm
<八ヶ岳土壌>			
化肥区	201	125	1.61
落葉区	258	168	1.54
稲わら区	300	183	1.64
稲堆1.5t区	303	135	2.24
稲堆3.0t区	346	165	2.10
牛ふん区	377	194	1.94
<茨城土壌>			
化肥区	91	82	1.11
麦わら区	244	143	1.71
稲堆区	176	116	1.52
牛堆区	145	118	1.23
汚堆区	129	99	1.30
豚ふん区	125	103	1.21
<栃木土壌>			
野 化肥区	200	125	1.60
菜 麦わら区	329	133	2.47
系 コーン区	604	161	3.75
列 牛堆区	221	159	1.39
穀 化肥区	198	165	1.20
類 牛ふん区	254	259	0.98
系 豚ふん区	318	249	1.28
列 牛堆区	310	263	1.18

表4-2 各圃場土壌のFm/Bmの変化

土壌	化肥区に比べ Fm/Bm同	化肥区に比べ Fm/Bm増大
八ヶ岳	落葉区 稲わら区	稲わら堆肥区 牛ふん区
茨城	豚ふん区 牛ふん堆肥区 汚泥堆肥区	麦わら区 稲わら堆肥区
栃木	牛ふん区 豚ふん区 牛ふん堆肥区	麦わら区 青刈コーン区

第5章 土壌バイオマス量および土壌呼吸量と土壌中の各種有機物量 との関係

5-1 目的

本章では土壌バイオマス量および土壌呼吸量と土壌中の各種有機物量との関係を調べ、土壌中での易分解性有機物の存在形態について検討した結果について述べる。

土壌中の易分解性有機物は、序論において述べたように作物の窒素などの養分の供給源として重要であるばかりでなく、土壌微生物の代謝活性や増殖を左右する直接的なエネルギー源・炭素源としても重要である。このことは有機資材施用下においても有機資材施用直後を除けば当てはまると考えられる。

土壌中の易分解性有機物を化学的な方法で分画定量した報告は水溶性有機物（和田ら 1971）、土壌糖類（菅家 1984）および酸加水分解性有機窒素（甲斐ら 1976）についてなされている。これらはその分解速度が早いことから易分解性有機物であると考えられている。ところが土壌中の易分解性有機物の主な供給源は土壌バイオマスであることが明らかにされてきているので、易分解性有機物であると考えられる土壌有機物はその量が土壌バイオマス量と関係があると考えられる。また易分解性有機物量は土壌呼吸量とも関係があるはずである。

土壌中の易分解性有機物を知るにあたって、どのように土壌有機物を分

画するかが問題となる。土壤有機物（腐植）の形態分析としては酸およびアルカリへの溶解性により腐植を腐植酸・フルボ酸・ヒューミンに分けることが一般におこなわれている。しかしながらこの画分のそれぞれは易分解性有機物としての特異性がないことが明かとなっている（米林 1973）。

Waksman and Stevens (1930) は腐植酸およびフルボ酸はアルカリ抽出により生成した人工物質であるとして腐植物質の存在を否定し、土壤有機物を植物の生体成分に相当する画分すなわち脂質、熱水可溶有機物、ヘミセルロース、セルロース、リグニン、タンパクに分けた（Waksmanの近似組成分析法）。この方法は土壤有機物を既知有機化合物として取扱うばかりでなく、熱水抽出→酸加水分解抽出と進む逐次分析であるため、有機物と他の土壤無機粒子との相互作用の程度に対応した分画が可能であると考えられる。微生物の基質として有機物を考えた場合、その有機物と他の土壤無機粒子との相互作用の程度は重要である。またこの方法は従来から易分解性有機物として指摘のある水溶性有機物および土壤糖類の定量を含んでいる。これらのことから本研究における各種有機物の分画法としてWaksman法は適していると考えられる。

以上の観点から本章では土壤バイオマス量および土壤呼吸量とWaksman法による土壤中の各種有機物量との関係を調べ、土壤中の易分解性有機物の存在形態を検討した。

5-2 供試試料および実験方法

5-2-1 供試土壌

第3章に示した双葉、八ヶ岳、茨城および栃木の有機資材連用試験圃場の各圃場土壌を供試した。各種有機物量の分析には風乾後2mmのふるいを通した風乾細土を供試した。

5-2-2 土壌バイオマス量および土壌呼吸量

第3章に示した方法で直接法バイオマス量、ATP量および土壌呼吸量を測定した。

5-2-3 土壌中の各種有機物

Waksmanの方法を一部改良したStevenson(1965)の方法に従い熱水可溶有機物、2%塩酸加水分解性糖類および80%硫酸加水分解性糖類の抽出をおこなった。熱水抽出液中の有機炭素の定量は全有機炭素計TOC-500(島津製作所製)でおこなった。塩酸および硫酸抽出液中の還元糖の定量はソモギー・ネルソン法でおこなった。

結果はすべて炭素量で表示した。糖類炭素量は糖類の炭素含量が40%であるとして計算した。

5-3 結果

5-3-1 各圃場土壌の各種有機物量

各圃場土壌の熱水可溶有機物C量、塩酸加水分解性糖類C量、硫酸加水

分解性糖類C量および塩酸加水分解性糖類C量と硫酸加水分解性糖類C量の合量である酸加水分解性糖類C量を表5-1、2、3、4に示した。なおこの表には表3-5、6、7、8に示した各圃場土壌の全炭素量（全C量）中に占める熱水可溶有機物C量および酸加水分解性糖類C量の割合も示した。これらの表を見ればいずれの圃場の有機物もすべての圃場土壌において有機資材施用により増加が認められた。

(1) 熱水可溶有機物C量

双葉土壌の熱水可溶有機物C量は0.123-0.442 mgC/g乾土であり、熱水可溶有機物C量の全C量に占める割合は牛ふん堆肥区で高かった。八ヶ岳土壌の熱水可溶有機物C量は0.335-0.540 mgC/g乾土であり、全C量に占める割合は稲わら堆肥3.0t区と牛ふん区で高かった。茨城土壌の熱水可溶有機物C量は0.399-0.630 mgC/g乾土であり、全C量に占める割合は麦わら区で高かった。栃木土壌の熱水可溶有機物C量は0.532-0.776 mgC/g乾土と4土壌中最も高く、全C量に占める割合はコーン区と牛ふん区で高かった。

(2) 酸加水分解性糖類C量

双葉土壌の酸加水分解性糖類C量は0.222-1.62 mgC/g乾土であり、全C量に占める割合は牛ふん堆肥区とパーク堆肥区で顕著（それぞれ化肥区の3.5倍、3.1倍）に増加していた。八ヶ岳土壌、茨城土壌および栃木土壌については、酸加水分解性糖類C量はそれぞれ1.89-2.52 mgC/g乾土、2.86-3.30 mgC/g乾土および3.57-4.67 mgC/g乾土と異なっていたが全C量に占める割合は各試験区土壌ともほぼ

同じであった。

5-3-2 土壤バイオマス量および土壤呼吸量と土壤中との 各種土壤有機物量との関係

それぞれの圃場土壤における各試験区土壤の土壤バイオマス量および土壤呼吸量と土壤中の各種有機物量、すなわち熱水可溶有機物 C 量、酸加水分解性糖類 C 量、熱水可溶有機物 C 量 + 酸加水分解性糖類 C 量（(H + C) C 量）、全 C 量との相関関係について検討した。

各圃場土壤における直接法バイオマス量と各種有機物量の相関係数を表 5-5 に示した。双葉土壤は直接法バイオマス量の測定をおこなっていないので相関は示していない。八ヶ岳土壤の直接法バイオマス量はすべての有機物量と相関係数 0.9 程度の高い相関を示した。茨城土壤の直接法バイオマス量は熱水可溶有機物 C 量と高い相関を示した。栃木土壤の直接法バイオマス量はすべての有機物量と高い相関を示さず、比較的熱水可溶有機物 C 量および (H + C) C 量と相関が高かった。

各圃場土壤における ATP 量と各種有機物量の相関係数を表 5-6 に示した。双葉土壤の ATP 量は熱水可溶有機物 C 量および (H + C) C 量と高い相関を示した。八ヶ岳土壤の ATP 量はすべての有機物量と高い相関を示した。茨城土壤および栃木土壤の ATP 量は熱水可溶有機物 C 量と高い相関を示した。以上のようにすべての圃場土壤で共通して ATP 量と高い相関を示したのは熱水可溶有機物 C 量であった。

各圃場土壤における土壤呼吸量と各種有機物量の相関係数を表 5-7 に示した。表 5-7 によれば土壤呼吸量が相関係数 0.9 程度の高い相関を

示したのは双葉土壌および茨城土壌の熱水可溶有機物C量のみであった。

次に全土壌の試料について直接法バイオマス量、ATP量および土壌呼吸量と各種有機物量の相関を検討しその結果を表5-8に示した。直接法バイオマス量は熱水可溶有機物C量、酸加水分解性糖類C量および全C量と高い相関は示さなかったが、比較的熱水可溶有機物C量との相関が高かった。ATP量は熱水可溶有機物C量と相関係数0.9程度の高い相関を示した。土壌呼吸量はすべての有機物量と高い相関を示さなかったが、比較的熱水可溶有機物C量との相関が高かった。

5-4 考察

前節で述べたように各圃場土壌および全土壌においてATP量と高い相関を示したのは熱水可溶有機物C量であった。直接法バイオマス量は八ヶ岳土壌および茨城土壌において熱水可溶有機物C量と高い相関を示し、栃木土壌および全土壌においても熱水可溶有機物C量との相関が比較的高いことが認められた。また土壌呼吸量は双葉土壌および茨城土壌において熱水可溶有機物C量と高い相関を示し、全土壌においても熱水可溶有機物C量との相関が比較的高かった。以上のことから土壌バイオマス量および土壌呼吸量と最も関係のある有機物は熱水可溶有機物であると考えられる。熱水可溶有機物が土壌呼吸量や土壌炭素の年間無機化量と関係があることはそれぞれDavidson(1987)、渡辺ら(1981)によって報告されているが土壌バイオマス量と関係があることを示したのは本研究が最初である。土

壤バイオマスC量をATP量より求め、熱水可溶有機物C量と比較してみた。その結果を示したのが表5-9である。土壤バイオマスC量はTate and Jenkinson (1982)が求めたバイオマスC量とATP量の関係式、バイオマスC = 17.1 ATP を用いて求めた。土壤バイオマスC量は熱水可溶有機物C量の30-50%であり各圃場土壤における特異性は見出せなかった。この割合はWatanabe and Inubushi (1986)がフィリピン水田土壤で認めた易分解性有機物窒素に占める土壤バイオマス窒素の割合(38%)と一致する。渡辺ら(1981)は種々の土壤型の畑土壤の熱水可溶有機物を定量し、そのC/N比は約10であったと報告している。この値は土壤バイオマスのC/N比に近い。菅家(1987)は熱水可溶有機物中の糖類について調べた結果、熱水可溶有機物中の糖類はそのほとんどが多糖類で構成糖はグルコース、アラビノース、キシロース、ガラクトースが多かったと報告している。グルコースとガラクトースは微生物菌体中によく見られる糖である。以上の量的および質的な考察から熱水可溶有機物はその起源の多くが土壤バイオマスに由来する土壤中の易分解性有機物であると推察される。

熱水可溶有機物は土壤中において他の土壤無機粒子から元来遊離状態にあった有機物および土壤無機粒子と極く弱い結合状態にあつて試料調整時の風乾および抽出時の熱処理によって土壤無機粒子より遊離した有機物からなると考えられる(Davidson 1987)。一般に土壤中の有機物は粘土、アルミニウム、鉄などの土壤無機粒子に吸着されたりあるいはそれと結合することで分解されにくくなることが知られている。熱水可溶有機物はそ

の存在形態から土壌無機粒子との相互作用が少ない有機物と考えられ、土壌微生物の基質となりやすいと考えられる。このこともまた熱水可溶有機物が易分解性有機物であることを支持すると考えられる。

酸加水分解性糖類は土壌バイオマス量および土壌呼吸量との相関が一般に低かった。塩酸加水分解性糖類および硫酸加水分解性糖類にはそれぞれ種々の糖類が含まれているが、おもに前者はヘミセルロース態、後者はセルロース態の多糖類であるとされている。これらはそれ自身は易分解性有機物であるが土壌無機粒子と結合しているため分解されにくく微生物の直接の基質とはなりにくいため、土壌バイオマス量および土壌呼吸量との相関が低かったと考えられる。第3章において示したように土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大は施用した有機資材の熱水可溶有機物画分、炭水化物画分および粗タンパク画分を合計した画分と相関があり一部の圃場土壌では炭水化物単独とも相関が高かった。また金沢ら(1977)は森林土壌の有機物層の土壌呼吸量は有機物層中のヘミセルロース量と相関が高く熱水可溶有機物量との相関は低いと報じている。有機資材や有機物層中の炭水化物は土壌無機粒子との相互作用がないために易分解性であると考えられよう。

以上のことから、土壌バイオマス量および土壌呼吸量と関係があり易分解性有機物と考えられる土壌中の有機物は、熱水可溶の存在形態を持つ有機物であると結論づけられる。

土壌バイオマス量および土壌呼吸量と土壌中の各種有機物量との関係について調べ、土壌中の易分解性有機物の存在形態について検討した。土壌試料は双葉、八ヶ岳、茨城、栃木の各有機資材連用圃場の土壌である。Waksman法に従い各土壌の熱水可溶有機物量、酸加水分解性糖類量を定量し、土壌バイオマス量および土壌呼吸量との関係を調べた。その結果土壌バイオマス量および土壌呼吸量と高い相関を示したのは熱水可溶有機物であり、この存在形態を持つ有機物が土壌中の易分解性有機物であると推察された。熱水可溶有機物はその存在形態から他の土壌無機粒子との相互作用が弱い有機物であると考えられ、このこともまた熱水可溶有機物が易分解性有機物であることを支持すると考えられた。

表 5 - 1 双葉土壤の各種有機物量 (mgC/g乾土)

試験区	熱水可溶有機物 C	塩酸加水分解性 糖類 C	硫酸加水分解性 糖類 C	酸加水分解性 糖類 C *
化肥区	0. 1 2 3 (1. 7 6)	0. 0 8 7	0. 1 3 5	0. 2 2 2 (3. 1 8)
牛ふん区	0. 3 3 3 (2. 9 0)	0. 2 4 9	0. 5 4 8	0. 7 9 7 (6. 9 4)
牛堆区	0. 4 4 2 (3. 3 2)	0. 3 9 2	1. 0 8	1. 4 7 (1 1. 1)
バ堆区	0. 3 2 6 (1. 9 9)	0. 3 7 3	1. 2 5	1. 6 2 (9. 8 9)
汚泥区	0. 2 6 9 (2. 8 6)	0. 2 3 7	0. 1 9 1	0. 4 2 8 (4. 5 5)

* , 塩酸加水分解性糖類 C + 硫酸加水分解性糖類 C ; () , 全炭素に対する割合 (%) を示す .

表 5 - 2 八ヶ岳土壤の各種有機物量 (mgC/g乾土)

試験区	熱水可溶有機物 C	塩酸加水分解性 糖類 C	硫酸加水分解性 糖類 C	硫酸加水分解性 糖類 C	酸加水分解性 糖類 C*
化肥区	0. 3 3 5 (0. 8 8)	0. 9 0	0. 9 9	1. 8 9	(4. 9 8)
落葉区	0. 4 4 5 (0. 9 8)	1. 0 5	1. 1 8	2. 2 3	(4. 9 3)
稲わら区	0. 4 9 1 (1. 0 7)	1. 0 0	1. 4 0	2. 4 0	(5. 2 3)
稲堆 1. 5t区	0. 3 9 7 (0. 9 6)	0. 9 9	1. 1 9	2. 1 8	(5. 2 9)
稲堆 3. 0t区	0. 5 4 0 (1. 2 0)	1. 1 6	1. 3 4	2. 5 0	(5. 5 6)
牛ふん区	0. 5 2 2 (1. 1 1)	1. 0 4	1. 4 8	2. 5 2	(5. 3 4)

* , 塩酸加水分解性糖類 C + 硫酸加水分解性糖類 C ; () , 全炭素に対する割合 (%) を示す .

表 5 - 3 茨城土壌の各種有機物量 (mgC/g乾土)

試験区	熱水可溶有機物 C	塩酸加水分解性糖類 C	硫酸加水分解性糖類 C	硫酸加水分解性糖類 C	酸加水分解性糖類 C*
化肥区	0. 399	(0. 57)	1. 39	1. 50	2. 89 (4. 16)
麦わら区	0. 630	(0. 83)	1. 62	1. 58	3. 20 (4. 19)
稲堆区	0. 489	(0. 65)	1. 50	1. 36	2. 86 (3. 79)
牛堆区	0. 486	(0. 65)	1. 61	1. 46	3. 07 (4. 08)
汚堆区	0. 421	(0. 61)	1. 75	1. 55	3. 30 (4. 75)
豚ふん区	0. 451	(0. 64)	1. 52	1. 21	2. 73 (3. 88)

* , 塩酸加水分解性糖類 C + 硫酸加水分解性糖類 C ; () , 全炭素に対する割合 (%) を示す.

表 5 - 4 栃木土壌の各種有機物量 (mgC/g乾土)

試験区	熱水可溶有機物 C	塩酸加水分解性糖類 C	硫酸加水分解性糖類 C	硫酸加水分解性糖類 C*
< 野菜系列 >				
化肥区	0. 532	(0. 57)	1. 98	3. 57 (3. 77)
麦わら区	0. 686	(0. 72)	2. 16	4. 02 (4. 21)
コ-ン区	0. 776	(0. 79)	2. 42	4. 45 (4. 53)
牛堆区	0. 653	(0. 67)	2. 11	4. 42 (4. 57)
< 穀類系列 >				
化肥区	0. 545	(0. 58)	1. 84	3. 74 (3. 99)
牛ふん区	0. 770	(0. 76)	2. 19	4. 53 (4. 49)
豚ふん区	0. 694	(0. 68)	2. 24	4. 54 (4. 44)
牛堆区	0. 726	(0. 73)	2. 33	4. 67 (4. 67)

*. 塩酸加水分解性糖類 C + 硫酸加水分解性糖類 C ; () . 全炭素に対する割合 (%) を示す .

表5-5 各圃場土壌の直接法バイオマス量と各種土壌有機物量の相関係数

土壌	熱水可溶有機物C	酸加水分解性糖類C	(H+C)C* ¹	全C
双葉* ²	—	—	—	—
八ヶ岳	.922*	.971**	.961**	.883*
茨城	.976***	.371	.628	.842*
栃木	.835*	.684	.729*	.629

*1, 熱水可溶有機物C+酸加水分解性糖類C; *2, 直接法バイオマス量は測定せず;
 *, P<.05; **, P<.01; ***, P<.001; 無印, 有意水準5%において
 有意な相関は認められなかった。

表5-6 各圃場土壌のATP量と各種土壌有機物量の相関係数

土壌	熱水可溶有機物C	酸加水分解性糖類C	(H+C)C* ¹	全C
双葉	.984*	.820	.868	.725
八ヶ岳	.872*	.901*	.897*	.927**
茨城	.931**	.470	.699	.747
栃木	.904**	.785*	.824*	.806*

*¹, 熱水可溶有機物C+酸加水分解性糖類C;

*, P<.05; **, P<.01; 無印, 有意水準5%において有意な相関は認められなかった。

表5-7 各圃場土壌の土壌呼吸量と各種土壌有機物量の相関係数

土壌	熱水可溶有機物C	酸加水分解性糖類C	(H+C)C* ¹	全C
双葉	.934*	.782	.827	.642
八ヶ岳	.783	.797	.796	.816*
茨城	.878*	.542	.745	.794
栃木	.511	.824*	.782*	.801*

*1, 熱水可溶有機物C+酸加水分解性糖類C;

*, P<.05; 無印, 有意水準5%において有意な相関は認められなかった.

表5-8 全土壌における直接法バイオマス量*1、ATP量および土壌呼吸量と各種有機物量の相関係数

	熱水可溶有機物C	酸加水分解性糖類C	全C
直接法バイオマス	0.693***	0.397	0.189
ATP	0.935***	0.814***	0.723***
土壌呼吸	0.788***	0.665***	0.547**

*1, 双葉土壌は除く;

** , P < . 01 ; *** , P < . 001 ; 無印, 有意水準5%において有意な相関は認められなかった.

表5-9 各圃場土壌のバイオマスC量*、熱水可溶有機物C量および熱水可溶有機物C量に対するバイオマスC量の割合

土壌	バイオマスC	熱水可溶有機物C	バイオマスC
	μgC/g乾土	μgC/g乾土	熱水可溶有機物C %
<双葉土壌>			
化肥区	39	123	31.7
牛ふん区	120	333	36.0
牛堆区	176	442	39.8
ハ堆区	116	326	35.6
汚泥区	80	269	29.7
<八ヶ岳土壌>			
化肥区	156	333	46.6
落葉区	222	445	49.9
稲わら区	212	491	43.2
稲堆1.5t区	195	397	49.1
稲堆3.0t区	227	540	42.0
牛ふん区	267	522	51.1
<茨城土壌>			
化肥区	154	399	38.6
麦わら区	282	630	44.8
稲堆区	162	489	33.1
牛堆区	198	486	40.7
汚堆区	145	421	34.4
豚ふん区	139	451	30.8
<栃木土壌>			
野 化肥区	174	532	32.7
菜 麦わら区	257	686	37.5
系 コーン区	321	776	41.4
列 牛堆区	238	653	36.4
穀 化肥区	231	545	42.4
類 牛ふん区	352	770	45.7
系 豚ふん区	304	694	43.8
列 牛堆区	275	726	37.9

*, バイオマスC=171ATP.

第6章 総合考察

前章までに有機資材の施用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量の時期変化に及ぼす影響（第2章）、各種有機資材の長期間連用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす影響（第3章）、各種有機資材が土壌バイオマスの種類組成に及ぼす影響（第4章）、土壌バイオマス量および土壌呼吸量と土壌中の各種有機物量との関係（第5章）について論じた。本章では総合考察として土壌バイオマス量とその増大に関する土壌型間の差異、有機資材の連用に伴う土壌バイオマス量の短期的および長期的変化、および土壌バイオマス量の指標としての土壌呼吸量の有効性について論じる。

6-1 土壌バイオマス量とその増大に関する土壌型間の差異

土壌はその種類（土壌型）によりそれぞれ固有の物理性および化学性を有している。この様な土壌の諸性質は土壌を微生物の生育環境として考えた場合、極めて重要な環境因子であると考えられ、土壌中での土壌バイオマス量の維持および増大に対して大きな影響を与えられ、そこで調査した各圃場土壌の土壌バイオマス量および有機資材施用に対する土壌バイオマス量の増大割合について比較検討をおこなった。

6-1-1 土壌バイオマス量に関する土壌型間の差異

各圃場土壌の土壌バイオマスC量と土壌全C量に対するバイオマスC量の割合を表6-1に示した。各圃場土壌の土壌型は双葉土壌：粗粒灰色低

地土（全C量：0.70 - 1.64%）、八ヶ岳土壌：淡色黒ボク土（全C量：3.79 - 4.72%）、茨城土壌：表層多腐植質黒ボク土（全C量：6.94 - 7.63%）、栃木土壌：表層多腐植質黒ボク土（全C量：9.38 - 10.22%）である。バイオマスC量は第5章と同じくATP量から Tate and Jenkinson (1982) の求めたバイオマスC量とATP量との関係式、バイオマスC = 171 ATP を用いて求めた。バイオマスC量は土壌重量当りと10a当りの量を求めた。10a当りの量とは土壌重量当りの量から土壌仮比重の値を用いて求めた面積10aの深さ0 - 10cmに存在するバイオマス量を指す。

土壌重量当りのバイオマスC量は双葉土壌：39 - 176 $\mu\text{gC/g}$ 乾土、八ヶ岳土壌：156 - 267 $\mu\text{gC/g}$ 乾土、茨城土壌：154 - 282 $\mu\text{gC/g}$ 乾土、栃木土壌：174 - 352 $\mu\text{gC/g}$ 乾土であった。各圃場土壌のバイオマスC量を比較すると概して双葉土壌 < 八ヶ岳土壌 = 茨城土壌 < 栃木土壌であった。この傾向は10a当りの量でも同じであった。この傾向はほぼ全C量の値に比例していると考えられる。全C量に対するバイオマスC量の割合（バイオマスC / 全C）は双葉土壌：0.56 - 1.32%、八ヶ岳土壌：0.41 - 0.57%、茨城土壌：0.22 - 0.37%、栃木土壌：0.18 - 0.35%であった。各圃場土壌を比較すると概して栃木土壌 = 茨城土壌 < 八ヶ岳土壌 < 双葉土壌であって、灰色低地土の値が1%前後であったのに対しその他の黒ボク土の値は1%以下であった。

表6 - 2に既報によるわが国および外国土壌のバイオマスC量とバイオマスC / 全Cを示した。わが国の畑土壌のバイオマスC量は黒ボク土のみ

がNishio (1983) と安積ら (1988) によって調べられている。彼らのバイオマスC量とバイオマスC/全Cについての結果はほぼ本研究の黒ボク土の結果と一致している。わが国においては黒ボク土以外、すなわち非火山灰土の畑土壌のバイオマスC量に関しては本研究以外の報告例はまだない。わが国の水田土壌と外国土壌の例はすべて非火山灰土である。これらのバイオマスC/全Cは土壌によってかなり違うが概して1-3%のものが多。このことから判断してすでに西尾 (1986) によって指摘されているようにわが国の黒ボク土のバイオマスC/全Cは他の土壌に比べ低いと考えられる。わが国の黒ボク土の腐植はその腐植化度が極めて高い特徴があり、また第5章の表5-1、2、3、4に示したように黒ボク土の全C量に対する熱水可溶有機物C量は灰色低地土に比べて低かった。これらのことから黒ボク土の土壌有機物中に対する易分解性有機物の割合は他の土壌に比べて低いと考えられる。このため黒ボク土のバイオマスC/全Cは低いと考えられる。

本研究の灰色低地土(双葉土壌)のバイオマスC量とバイオマスC/全Cはわが国の水田土壌および外国土壌と比べると低い部類に入るようである。非火山灰土の畑土壌のバイオマスC量については今後の研究の蓄積が必要であろう。

6-1-2 有機資材の施用量に対する土壌バイオマス量および 土壌呼吸量の増大割合に関する土壌型間の差異

有機資材の易分解性有機画分総施用量と各圃場土壌の直接法バイオマス量、ATP量および土壌呼吸量の関係をそれぞれ図6-1、2、3に示し

た。易分解性有機画分とは第3章に示したように熱水可溶有機物、炭水化物および粗タンパク画分を合計した画分である。総施用量は有機資材の年間施用量に連用年数を乗じた値、すなわち連用開始からの積算施用量を示す。ここでは有機資材の連用年数のそれぞれ異なる各圃場土壌を比較するために年間施用量ではなく総施用量を用いた。また土壌バイオマス量と土壌呼吸量は10a当りの量で示した。これは有機資材が通常圃場面積当りで施用されるからである。図中の直線は直線回帰式を示している。ただし栃木土壌の施用量と土壌呼吸量との間の相関は著しく低かったのでこの回帰式は示していない。

各圃場土壌の直線回帰式の傾きは有機資材施用量に対する土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大割合を表していると考えられる。各圃場土壌は直接法バイオマス量、ATP量および土壌呼吸量の3者ともに傾きが大きい土壌と傾きが小さい土壌に分れることが認められた。傾き大の圃場土壌は双葉土壌（粗粒灰色低地土）と茨城土壌（表層多腐植質黒ボク土）で連用年数が短い土壌（4年）であり、傾き小の圃場土壌は八ヶ岳土壌（淡色黒ボク土）と栃木土壌（表層多腐植質黒ボク土）で連用年数が長い土壌（それぞれ12年、10年）である。この様に有機資材施用量に対する土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大割合は土壌型で異なるのではなく有機資材の連用年数で異なることが認められた。このことは連用に伴い土壌バイオマス量が増大するにあたってその増大量は連用開始初期で大きく連用年数が多くなるにつれその増大量は小さくなることを予想させる。

有機資材の連用に伴う微生物数（平板法）および土壌呼吸量の変化につ

いて甲斐ら（1984）の報告がある。彼らは室内培養（30℃）下の水田土壌に稲わらを42日おきに連続5回添加した（2t/10a相当量）。その結果、細菌数は1回目の稲わら添加後1-2週間にかけて著しく増大した（数10倍）後、やや減少するが、2回目の添加で再び著しく増大（数10倍）した。その後はわら添加の度ごとに菌数の一時的増大とその後の若干の減少を繰返すが菌数レベルの変動はみられず高いレベル（添加前の 10^3 倍）で安定し定常状態に達した。糸状菌数も1回目添加で大きく増加（約10倍）し、2回目と3回目添加でさらに少しずつ増加した後ほぼ一定のレベルに落ち着いた。土壌呼吸量の変化も微生物数の変化に伴った。この実験の結果は本研究の結果で得られた先の予想を支持するものと考えられる。土壌バイオマス量と土壌呼吸量の増大は連用の度に一定ではなく連用初期で大きくその後小さくなると考えられる。

6-1-3 まとめ

6-1-1の結果より土壌バイオマスC量は全C量の多い土壌で多い傾向にあるが全C量に対するバイオマスC量の割合はむしろ全C量の多い黒ボク土で小さい傾向にあることが明らかとなった。6-1-2の結果より有機資材施用量に対する土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大割合は土壌型ではなく有機資材の連用年数によって異なり、連用年数の短い土壌で増大割合が大きいことが明らかとなった。このことから土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大は連用の度に一定ではなく有機資材連用初期で大きいと考えられた。土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大に関する土壌型間の差異は今後の課題であると考えられる。

6 - 2 有機資材の連用に伴う土壌バイオマス量の短期的および

長期的変化

今までに得られた有機資材の施用が土壌バイオマス量の時期変化に及ぼす影響（第2章）、有機資材の長期間連用が土壌バイオマス量に及ぼす影響（第3章）および有機資材連用年数による増大割合の差異（第6章6-1-2）に関する諸結果から、有機資材連用に伴う土壌バイオマス量の短期的および長期的変化を推定し図6-4に示した。

土壌に有機資材を施用すると土壌バイオマス量は短期的に大きく増大し、やがて減少し安定する（第2章）。これは施用毎に繰返されるが安定期の土壌バイオマス量は徐々に増加し、結局土壌バイオマス量は有機資材の連用により長期的に増大していくと考えられる（第3章）。その施用毎の増大量は連用開始初期に大きく（増大期）、徐々に小さくなり（第6章6-1-2）、遂にはある一定の定常値に土壌バイオマス量は落ち着く（定常期）と考えられる。各施用後の安定期の土壌バイオマス量は有機資材の易分解性有機画分（熱水可溶有機物画分+炭水化物画分+粗タンパク画分）の施用量に比例すると考えられる（第3章）。そして本研究では明らかにできなかったが、定常期の土壌バイオマス量も有機資材の易分解性有機画分施用量によって決定されると推察される。土壌呼吸量の変化も土壌バイオマス量の変化に類似すると考えられ、したがって土壌中の易分解性有機物の量もこれらに伴い変化すると考えられる。本研究においては連用4年目の土壌と連用10年以上の土壌の土壌バイオマス量の増大割合は異なってい

た。このことから増大期から定常期への移行時期は少なくとも連用4年目以降と推定される。

土壌バイオマス量が長期的に常に一定の割合で増大することなくその増大量が徐々に小さくなる理由はいくつか考えられる。その主な理由として考えられるのは増大した土壌バイオマスの維持に多量のエネルギーが必要であろうと考えられることである。微生物細胞は増殖をおこなわなくとも、死なずに生き続けるために細胞構成成分の更新、細胞内浸透圧の保持、運動などに多量のエネルギー（維持エネルギー）を消費していることが知られている（西尾 1981）。連用を重ねるにつれ増大した土壌バイオマスを維持するために有機資材が消費されるようになり増大が低下してくると考えられる。その他の理由としては甲斐ら（1984）が指摘しているように、土壌中で微生物が増殖できる空間には限界がある、微生物相互間に抑制作用（抗菌作用）が働くこと、および有機資材の分解生成物中の有害ないし静菌作用をもつ物質の影響などが考えられる。

土壌バイオマスは以上論じたように長期的に増大していくが有機物施用直後に短期的に増大・減少を繰り返す。これは有機資材中の易分解性画分のなかで最も分解されやすい有機物（おそらく熱水可溶有機物（石塚・沢田 1981））を分解する微生物によって起こされると考えられる。Wingardoskyは土壌中の微生物を土壌固有型（autochthonous）と発酵型（zymogenous）に大別した（Alexander 1977e）。土壌固有型は通常の状態の土壌に多く見出されるものであり、発酵型は通常は少ないが、有機物などを加えた時に急激に増殖し、有機物などが消費されてしまうととも減少する

微生物と定義されている。そして発酵型は有機物の分解の初期に関与するが、土壌固有型は分解後期に関与すると考えられている。彼のこの考えに従えば有機資材の施用により短期的に増大・減少する微生物は発酵型、および長期的に増大する微生物は土壌固有型に相当すると考えられる。発酵型の短期的な増大・減少の程度も連用回数が増えるにつれ小さくなると考えられるが、これらに関しては不明な点が多いので今後の詳しい検討が必要であろう。

有機資材の連用に伴う土壌バイオマス量および土壌呼吸量の短期的および長期的変化は土壌型によって異なると考えられる。この点についても今後の検討が必要と考えられる。

6-3 土壌バイオマス量の指標としての土壌呼吸量の有効性

現在用いられている土壌バイオマス量の測定法は序論において述べたように主なものとして(A)直接法、(B)クロロホルムくん蒸法、(C)ATP法等がある。しかしながら、(A)は実験操作に労力と熟練が必要である、(B)はクロロホルムの取扱いに注意を要した長期的な培養(20日間)が必要である、(C)は試薬・装置が高価であるなどそれぞれ問題点を含んでいる。

土壌呼吸量の測定は土壌中の有機物分解や微生物活性の指標として広く用いられてきているが、土壌バイオマス量とも高い相関関係にあることがいくつか報告されている(Witkamp 1966; Oades and Jenkinson 1979;

Ross et al. 1980 ; Sparling 1981 ; Rai and Srivastava 1981 ; Hasebe et al. 1985 ; Dkhar and Mishra 1987) 。しかしながら関係が得られなかった報告 (Nannipieri et al. 1978 ; Fairbanks et al. 1984) もありその実態はまだ不明である。土壌呼吸量は測定操作が比較的簡単で安価な器具を用いて測定できる利点があり、土壌バイオマス量の簡便な指標となり得る可能性を持っていると考えられる。

以上の観点より、本節では本研究において調査を行なった各圃場土壌の土壌バイオマス量 (直接法バイオマス量および ATP 量) と土壌呼吸量との関係を調べ、有機資材施用下の土壌バイオマス量の指標として土壌呼吸量が有効かどうかについて検討した結果について述べる。

6 - 3 - 1 短期的変化における土壌バイオマス量と土壌呼吸量 の関係

第2章において茨城県園芸試験場の有機および無機資材連用試験地における土壌バイオマス量 (ATP 量) と土壌呼吸量 (in situ および室内測定) の短期的変化について論じた。ここにおけるすべての試験区 (ようりん区・苦土石灰区・豚ふん区・きゅう肥区) の ATP 量、in situ 土壌呼吸量および室内土壌呼吸量の相関関係を調べ、その結果を表6-3に示した。土壌バイオマス量の指標である ATP 量は in situ 土壌呼吸量とは高い相関を示した (相関係数 : 0.763) が、水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量とはともに低い相関を示した。また in situ 土壌呼吸量と水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量との間の相関はともに低かった。

In situ 土壌呼吸量が ATP 量と高い相関を示したことから有機資材施用後の土壌バイオマス量の短期的な変化の指標として in situ 土壌呼吸量は有効であると考えられる。In situ 条件下での土壌呼吸量と土壌バイオマス量の関係について検討した報告は少ないが、Rai and Srivastava (1981) は森林土壌の in situ 土壌呼吸量と平板法による微生物数の関係について調べ in situ 土壌呼吸量と糸状菌数との間に高い相関を見出し、また Witkamp (1966) は森林リター層の in situ 土壌呼吸量と平板法による細菌数との間に相関を認めている。

水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量と ATP 量との間には高い相関関係を見出すことはできなかつた。これらの相関関係をそれぞれ図 6-5、6-6 に示した。両図の A 図は全調査期間における水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量と ATP 量の関係を示した図で、有機および無機資材施用直後の各試験区の値 (4月28日・8月28日) を点線で示した。第 2 章において資材施用直後の有機資材施用区の室内土壌呼吸量は ATP 量および in situ 土壌呼吸量とは異なる挙動を示すことが認められた。A 図においてもこのことは明瞭に認められ、資材施用直後の有機資材施用区の値の図上の位置は他の時期の値の位置とは異なっている。また図から無機資材区においても同様の傾向が若干あることが認められる。これらのことから室内土壌呼吸量と ATP 量の相関が低いひとつの原因として有機および無機資材施用直後の値が他の時期の値と異なることが考えられる。そこで有機および無機資材施用直後の値を除外して室内土壌呼吸量と ATP 量の相関を再検討しその結果を図 6-5 および 6-6 の B 図に

示した。水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量はともにこの処理により in situ 土壌呼吸量の場合と同様 ATP 量と高い相関を示した。このことから資材施用直後、すなわち土壌バイオマス量が急激に変化する時期を除けば室内土壌呼吸量も in situ 土壌呼吸量と同様 ATP 量と高い相関関係にあり、土壌バイオマス量の指標として有効であると考えられる。短期的変化が終了した後の土壌バイオマス量および土壌呼吸量は有機資材の連用によるそれらの長期的変化を示す。したがって土壌バイオマス量の長期的変化を知る上では in situ 土壌呼吸量と室内土壌呼吸量はともに有効であると考えられる。

表 6 - 3 で認められたように in situ 土壌呼吸量と水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量の間相関が低かったため、ATP 量の場合と同様に両者の関係を図 6 - 7、6 - 8 に示し、全調査期間における場合を A 図に、有機および無機資材施用直後を除いた場合を B 図に示した。それぞれの B 図において、in situ 土壌呼吸量と室内土壌呼吸量の間には有機および無機資材施用直後の値を除いても高い相関関係は見出せず、この点で ATP 量と室内土壌呼吸量の場合とは異なっていた。

In situ 土壌呼吸量と室内土壌呼吸量の相関が低かったことに対しては様々な要因が関与していると考えられる。図 6 - 7 および 6 - 8 の B 図において in situ 土壌呼吸量と水分未調整土および水分調整土の室内土壌呼吸量の間相関は低かったが、その相関係数は水分未調整土：0.191、水分調整土：0.583 であり、水分調整土の方が比較的相関が高かった。このことから室内土壌呼吸量に対し土壌水分が影響している事が考えられ

る。室内土壌呼吸量は25℃という好適な温度条件で測定したことも土壌水分の影響が強くてた原因と考えられる。室内土壌呼吸量に影響をおよぼす他の要因としては土壌採取に伴う土壌攪乱の影響が考えられる。一般に土壌呼吸量は環境条件の変化を受けやすく、土壌採取による攪乱だけでも急激に増加する場合があるとされている(西尾 1986)。本研究においては採取直後から二週間の土壌呼吸量を測定したが、前半一週間の土壌呼吸量は後半一週間より高いのが一般的であった。以上述べたような要因が室内土壌呼吸量を変化させ、*in situ* 土壌呼吸量と室内土壌呼吸量の相関関係を低めていると考えられる。*In situ* 土壌呼吸量と室内土壌呼吸量の関係については他の要因の解明も含めて今後の詳しい検討が必要である。

6-3-2 長期的変化における土壌バイオマス量と土壌呼吸量の関係

第3章において土壌バイオマス量および土壌呼吸量の長期的変化について論じたが、供試4圃場土壌について得られた表3-9、10、11、12の数値を用いて土壌バイオマス量と土壌呼吸量の相関関係について調べ、その結果を表6-4に示した。土壌呼吸量は6-3-1の結果をもとに採取土壌を最大容水量の60%に水分調整し、2週間以上静置後測定した室内土壌呼吸量である。相関は双葉土壌、八ヶ岳土壌、茨城土壌、栃木土壌の各圃場土壌それぞれと全土壌についておこなった。ただし、双葉土壌の直接法バイオマス量は測定していないので全土壌における直接法バイオマス量とATP量および直接法バイオマス量と土壌呼吸量の相関関係は双葉土壌を除いた場合である。

双葉土壌の土壌呼吸量は ATP 量と高い相関を示した。八ヶ岳土壌および茨城土壌の土壌呼吸量は直接法バイオマス量および ATP 量と高い相関を示した。栃木土壌の土壌呼吸量は他の圃場土壌と異なり直接法バイオマス量および ATP 量との相関は低かった。全土壌の土壌呼吸量は ATP 量と高い相関を示した。直接法バイオマス量と ATP 量の相関は栃木土壌では若干低かったが、それ以外の各圃場土壌および全土壌においては高い相関を示した。

以上のように土壌呼吸量は栃木土壌を除く各圃場土壌および全土壌において土壌バイオマス量と高い相関を示した。このことから土壌呼吸量は概ね土壌バイオマス量の長期的変化の指標として有効であると考えられる。

栃木土壌の土壌呼吸量と土壌バイオマス量との相関が低かった原因としては、表 4-1 に示したように有機資材連用に伴い栃木土壌の糸状菌バイオマス量/細菌バイオマス量 (F_m/B_m) の値の範囲が 1.18 から 3.75 と他の土壌に比べ広いことが挙げられる。一般に有機物を分解する際、糸状菌は菌体に取り込む炭素量が細菌に比べて多いため、バイオマス当りの呼吸量は細菌の方が糸状菌より高い。このことから F_m/B_m が高くなるにつれ全バイオマス当りの呼吸量は低下することが考えられる。

Marumoto et. al (1986) は土壌に石灰を加え土壌 pH を上昇させると糸状菌の死滅が起り、これに伴い全バイオマス当りの土壌呼吸量が減少することを報告している。そこで栃木土壌および他の土壌の F_m/B_m と全バイオマス当りの土壌呼吸量 ($SR/(F_m+B_m)$) の関係を調べ図 6-9 に示した。栃木土壌の F_m/B_m と $SR/(F_m+B_m)$ の間には高い

負の相関が認められたが、他の土壌の相関は低かった。栃木土壌は Fm/Bm の範囲が他の圃場土壌より大きいため相関が得られたと考えられる。以上のことから栃木土壌における土壌呼吸量と土壌バイオマス量の相関の低さの原因のひとつは栃木土壌の各試験区土壌の全バイオマス当りの土壌呼吸量が Fm/Bm の変化により顕著に異なるためであると考えられる。有機資材の施用により土壌バイオマスの種類組成に著しい差異が生じた場合、土壌呼吸量は土壌バイオマス量の指標とはなりにくいと考えられる。

第3章において栃木土壌の土壌呼吸量は他の圃場土壌とは異なり有機資材の易分解性有機画分施用量と相関が低いことが認められ、栃木土壌の土壌呼吸量については有機資材以外の影響が考えられた。図6-10および6-11にそれぞれ栃木土壌の有機資材の易分解性有機画分施用量と直接法バイオマス量の関係および有機資材の易分解性有機画分施用量と土壌呼吸量の関係を示した。図6-11の()内にはそれぞれの試験区土壌の $SR/(Fm+Bm)$ を示した。各試験区土壌の $SR/(Fm+Bm)$ に着目して図6-11を見てみると、 $SR/(Fm+Bm)$ の低い試験区土壌は図6-10の場合と比較して施用量に対する土壌呼吸量が低い傾向にあり、逆に $SR/(Fm+Bm)$ の高い試験区土壌は高い傾向にあることが認められ、これが施用量と土壌呼吸量の相関が低い原因になっていることが考えられる。このことから栃木土壌の土壌呼吸量が有機資材の易分解性有機画分施用量と相関が低い原因は各試験区土壌の土壌バイオマスの Fm/Bm の変化に伴う全バイオマス当りの土壌呼吸量の差異であると考えられる。

6-3-3 まとめ

6-3-1と6-3-2の結果から一般に土壌呼吸量は土壌バイオマス量と高い相関関係にあり、土壌呼吸量は土壌バイオマス量の指標として有効であると考えられる。そして、有機資材の連用に伴う長期的な土壌バイオマス量の変化を見る場合は土壌呼吸量は in situ 測定または室内測定でよいが有機資材施用後の短期的変化を見る場合は in situ 測定が望ましいと考えられた。土壌呼吸量が土壌バイオマス量と低い相関を示す場合が栃本土壌において見られたが、これは F_m/B_m の変化が主な原因と考えられ、有機資材の連用により土壌バイオマスの種類組成に著しい差異が生じた場合、土壌呼吸量は土壌バイオマス量の指標とはなりにくいと考えられた。

表6-1 各圃場土壌のバイオマスC量*および全C量に対するバイオマスC量の割合

土壌	バイオマスC		バイオマスC
	$\mu\text{gC/g}$ 乾土	$\text{KgC}/10\text{a}$	全C %
<双葉土壌>		粗粒灰色低地土	
化肥区	39	8.2	0.56
牛ふん区	120	25.3	1.04
牛堆区	176	37.8	1.32
バ堆区	116	25.7	0.71
汚泥区	80	17.4	0.85
<八ヶ岳土壌>		淡色黒ボク土	
化肥区	156	17.1	0.41
落葉区	222	22.7	0.49
稲わら区	212	21.9	0.46
稲堆1.5t区	195	19.8	0.47
稲堆3.0t区	227	23.3	0.50
牛ふん区	267	27.2	0.57
<茨城土壌>		表層多腐植質黒ボク土	
化肥区	154	17.8	0.22
麦わら区	282	36.8	0.37
稲堆区	162	20.5	0.21
牛堆区	198	24.1	0.26
汚堆区	145	18.0	0.21
豚ふん区	139	16.2	0.20
<栃木土壌>		表層多腐植質黒ボク土	
野 化肥区	174	15.7	0.18
菜 麦わら区	257	24.3	0.27
系 コーン区	321	30.4	0.33
列 牛堆区	238	22.7	0.25
穀 化肥区	231	20.9	0.25
類 牛ふん区	352	31.6	0.35
系 豚ふん区	304	27.9	0.30
列 牛堆区	275	26.5	0.27

*、バイオマスC=171ATP.

表6-2 わが国および外国土壌のバイオマスC量および全C量に対する割合

地目	土壌型	全C %	バイオマスC μgC/g乾土	バイオマスC	
				全C %	
筑波*1	畑	淡色黒ボク土	3.53-6.85	130-190	0.28-0.40
府中*2	畑	黒ボク土	6.78	354	0.52
山口*3	水田	——	1.3-2.0	733-1283	4.1-5.4
愛知*4	水田	細粒黄色土	0.9-1.90	100-250	1.1-1.3
鴻巣*5	水田	灰色低地土	2.07-3.39	1210-1450	3.6-6.9
会津*6	水田	グライ土	1.96-3.42	500-560	1.5-2.9
静岡*7	水田	灰色低地土	1.49-2.19	350-470	1.6-3.2
イギリス*8	畑	Batcombe series	0.84-2.47	170-470	1.7-2.0
オーストラリア*9	畑	Ground water rendzina	3.42	778	2.27
オーストラリア*10	畑	Grey clay	0.73	208	2.85
西ドイツ*11	畑	——	0.08-4.70	——	0.27-4.8

*1, Nishio (1983) ; *2, 安積ら (1988) ; *3, Marunoto (1984) ; *4, 塩田 (1984) ;
 *5・6・7, Hasebe et al. (1984) ; *8, Jenkinson and Powlson (1976) ;
 *9・10, Oades and Jenkinson (1979) ; *11, Anderson and Domsch (1980) ;
 *1・5・6・7, 直接法 ; *2・4・8・9・10・11, クロロホルムくん蒸法 ; *3, ATP法.

表6-3 短期的変化におけるATP量と土壌呼吸量の相関係数

	ATP量	<u>in situ</u> 土壌呼吸量	室内 土壌呼吸量 (1)	室内 土壌呼吸量 (2)
ATP量	—			
<u>in situ</u> 土壌呼吸量	. 763***	—		
室内土壌呼吸量 (1) *1	. 459**	. 192	—	
室内土壌呼吸量 (2) *2	. 545**	. 372*	. 898***	—

*, $P < .05$; **, $P < .01$; ***, $P < .001$; 無印, 有意水準5%において有意な相関は認められなかった; *1, 水分未調整土; *2, 水分調整土.

表6-4 長期的変化における直接法バイオマス量、ATP量および土壌呼吸量の相関係数

		直接法バイオマス量	ATP量	土壌呼吸量
双葉	直接法バイオマス量	——	——	——
	ATP量	—— ^a	——	——
	土壌呼吸量	—— ^a	.981**	——
八ヶ岳	直接法バイオマス量	——	——	——
	ATP量	.934**	——	——
	土壌呼吸量	.861*	.956**	——
茨城	直接法バイオマス量	——	——	——
	ATP量	.866*	——	——
	土壌呼吸量	.849*	.914*	——
栃木	直接法バイオマス量	——	——	——
	ATP量	.767*	——	——
	土壌呼吸量	.423	.529	——
全土壌	直接法バイオマス量	——	——	——
	ATP量	.820*** ^b	——	——
	土壌呼吸量	.665** ^b	.855***	——

*, $P < .05$; **, $P < .01$; ***, $P < .001$; 無印, 有意水準5%において有意な相関は認められなかった; a, 直接法バイオマス量の測定はおこなっていない; b, 双葉土壌を除いた場合.

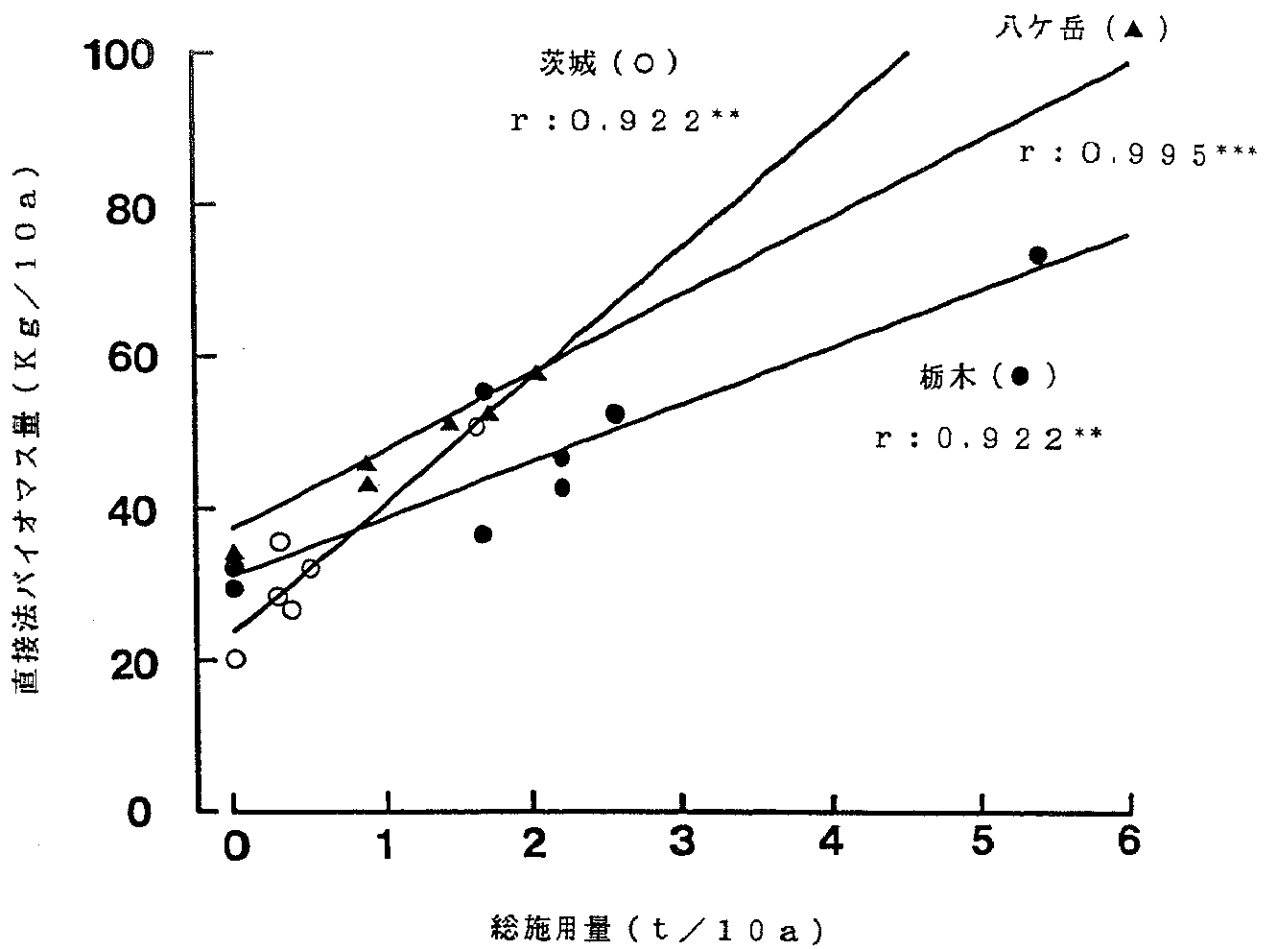


図6-1 有機資材の易分解性有機画分総施用量と直接法バイオマス量の関係

** , $P < .01$; *** , $P < .001$;

直線は回帰式を示す；双葉土壌の直接法バイオマス量の測定はおこなっていない。

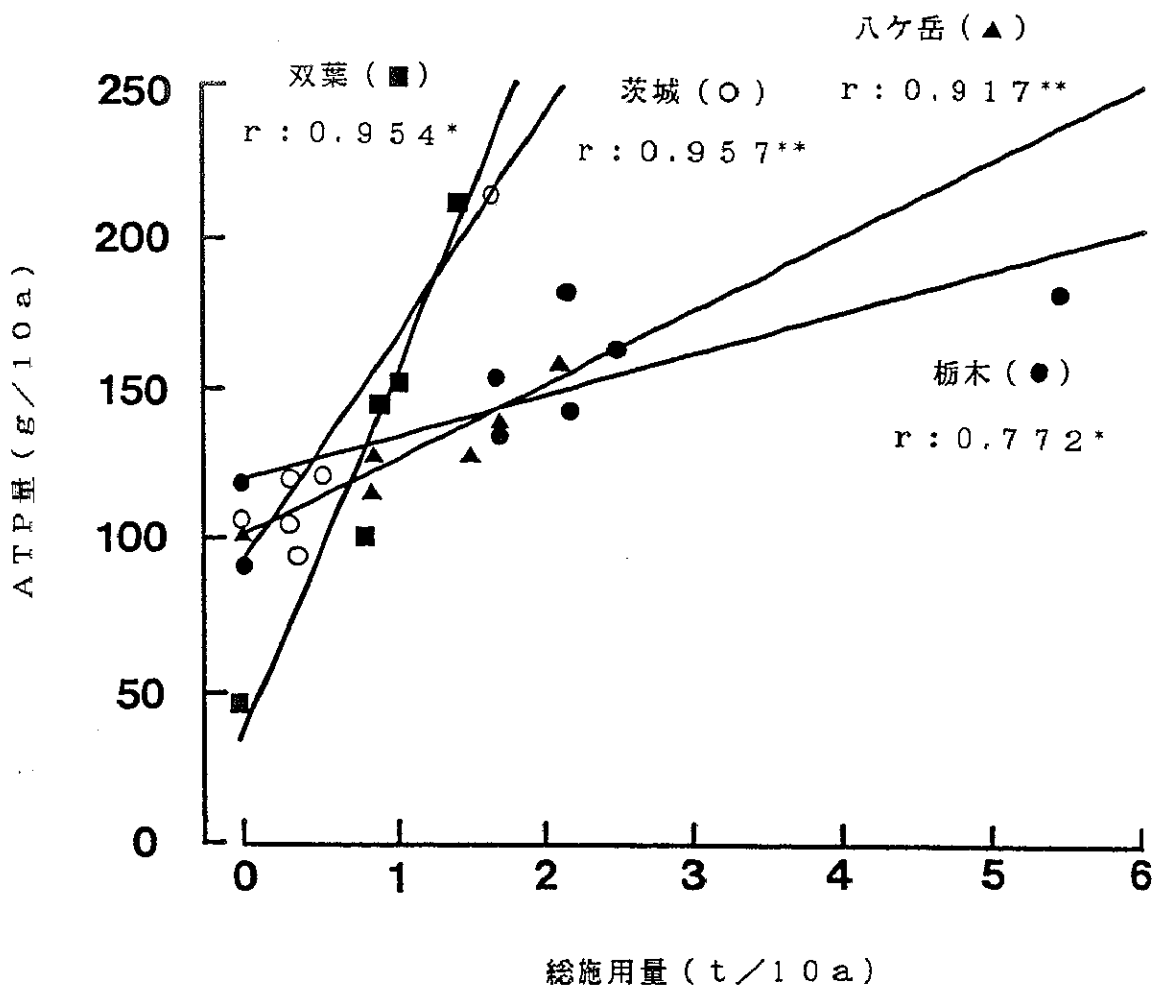


図6-2 有機資材の易分解性有機画分総施用量とATP量の関係
 *, $P < .05$; **, $P < .01$;
 直線は回帰式を示す。

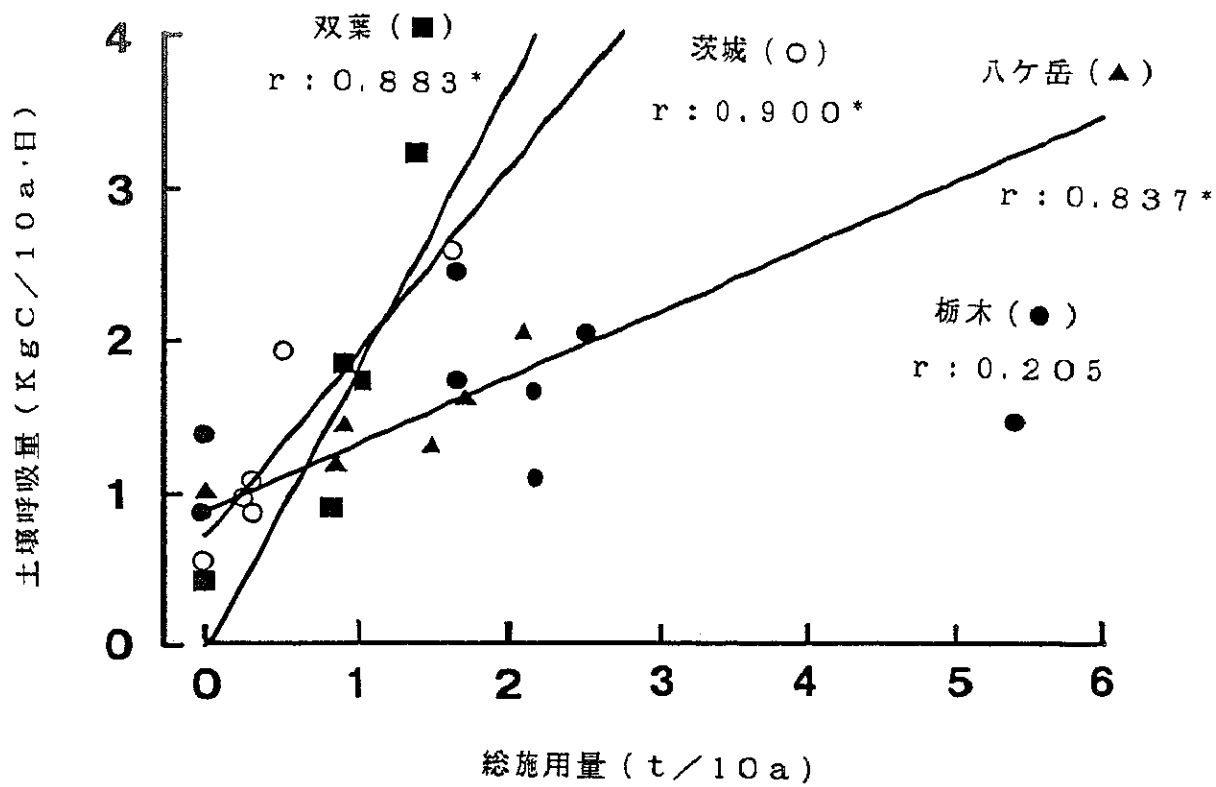


図6-3 有機資材の易分解性有機画分総施用量と土壌呼吸量の関係
 *, $P < .05$; 無印, 有意水準5%において有意な相関は認められなかった; 直線は回帰式を示す.

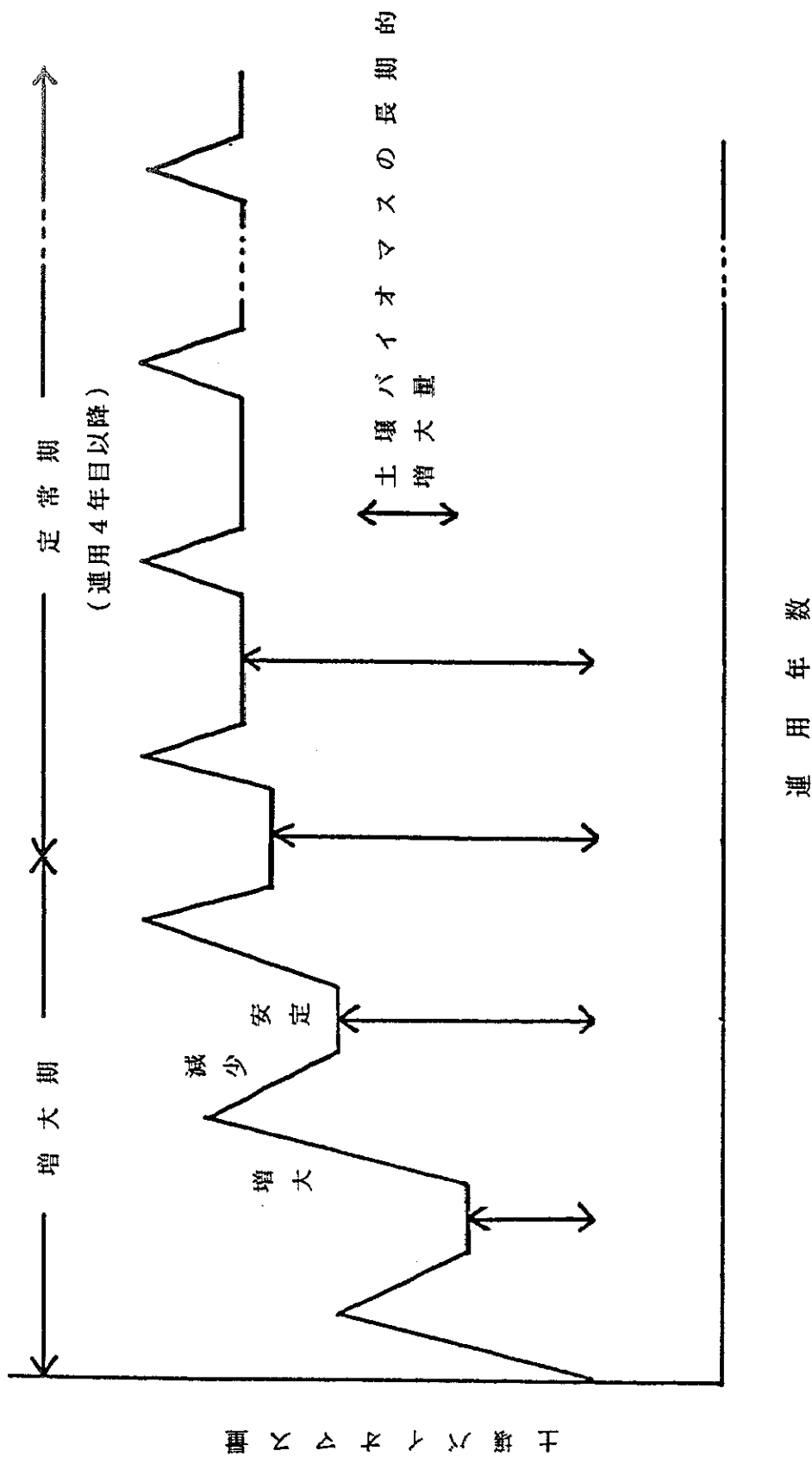


図6-4 有機資材連用に伴う土壌バイオマスの短期的および長期的変化

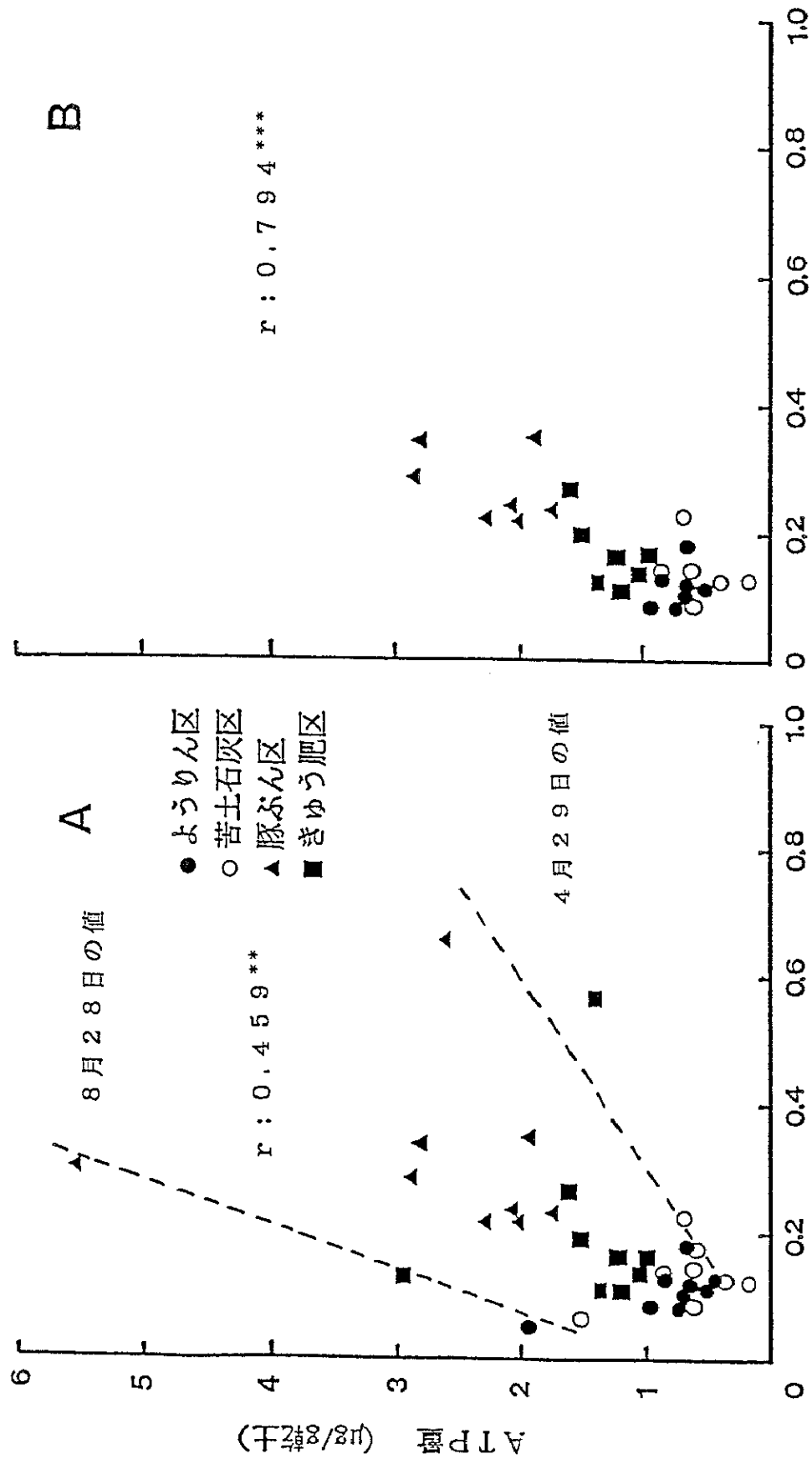


図6-5 水分未調整土の室内土壌呼吸量とATP量の関係

A図およびB図はそれぞれ全調査期間の値を用いた場合、4月29日および8月28日の値を除いた場合の相関関係を示す；

、 $P < 0.01$ ；*、 $P < 0.001$ 。

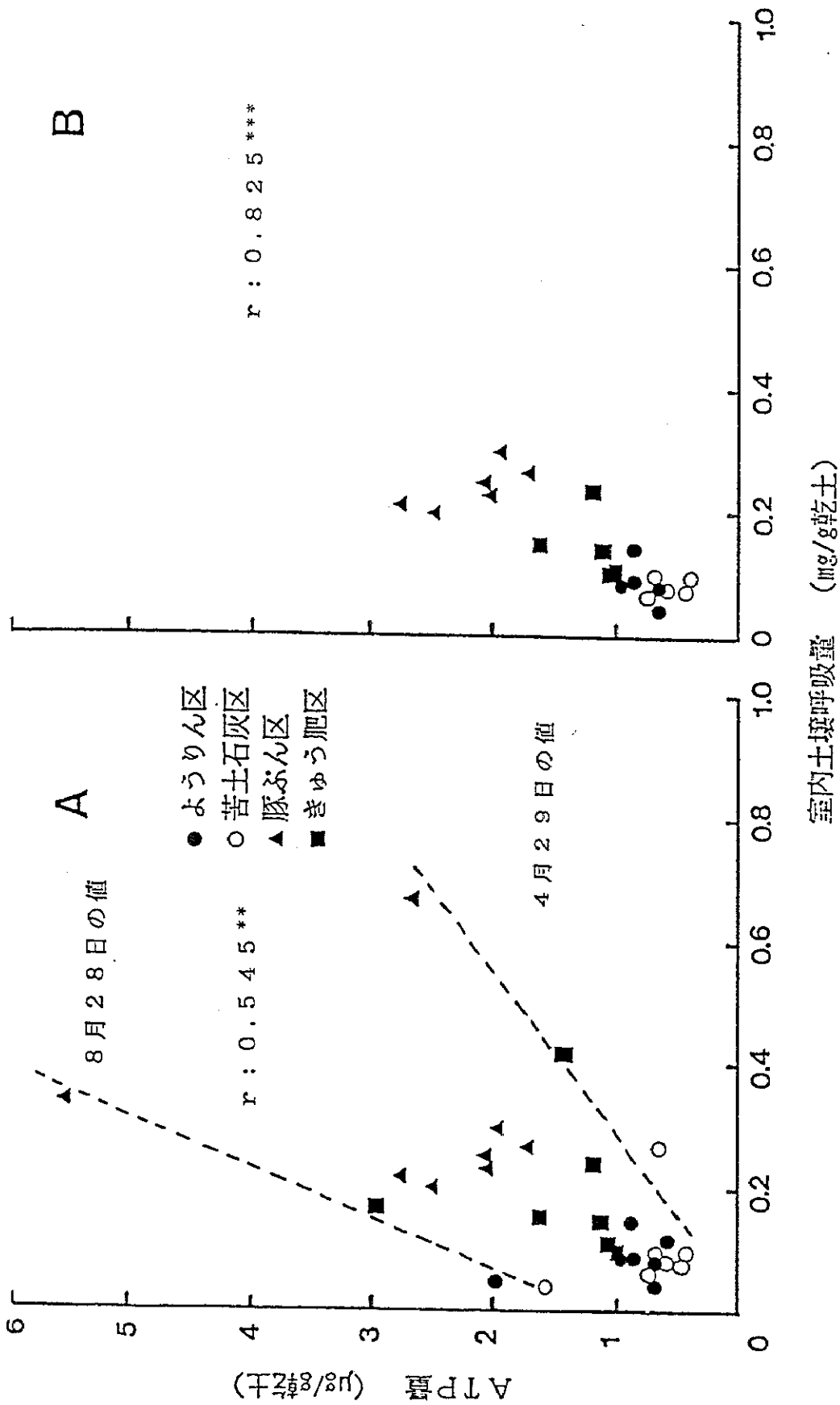


図6-6 水分調整土の室内土壌呼吸量とATP量の関係
A図およびB図は図6-5に同じ;

** , $P < .01$; *** , $P < .001$.

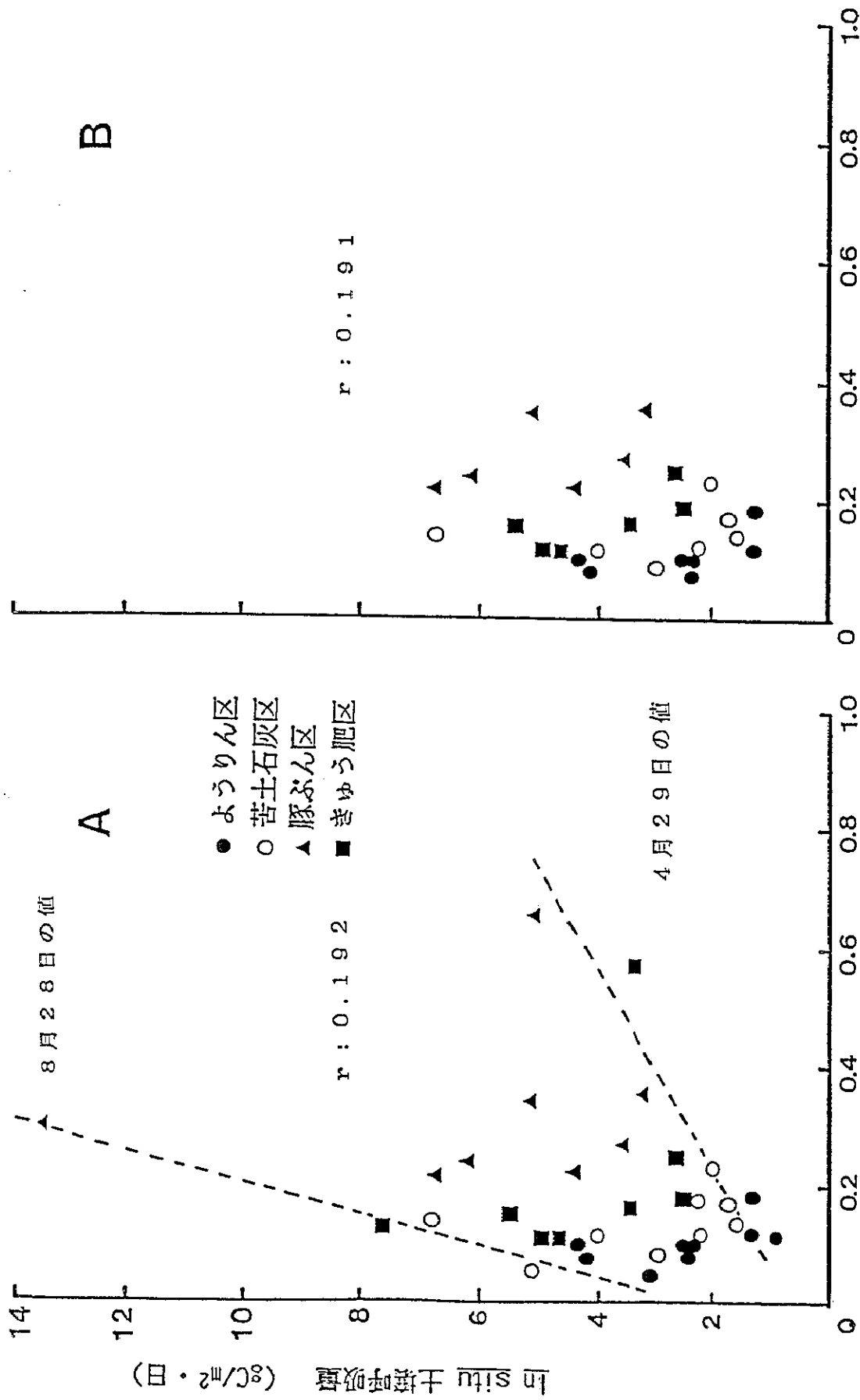


図6-7 水分未調整土の室内土壌呼吸量とin situ 土壌呼吸量の関係

A図およびB図は図6-5に同じ；無印，5%有意水準において有意な相関は認められなかった。

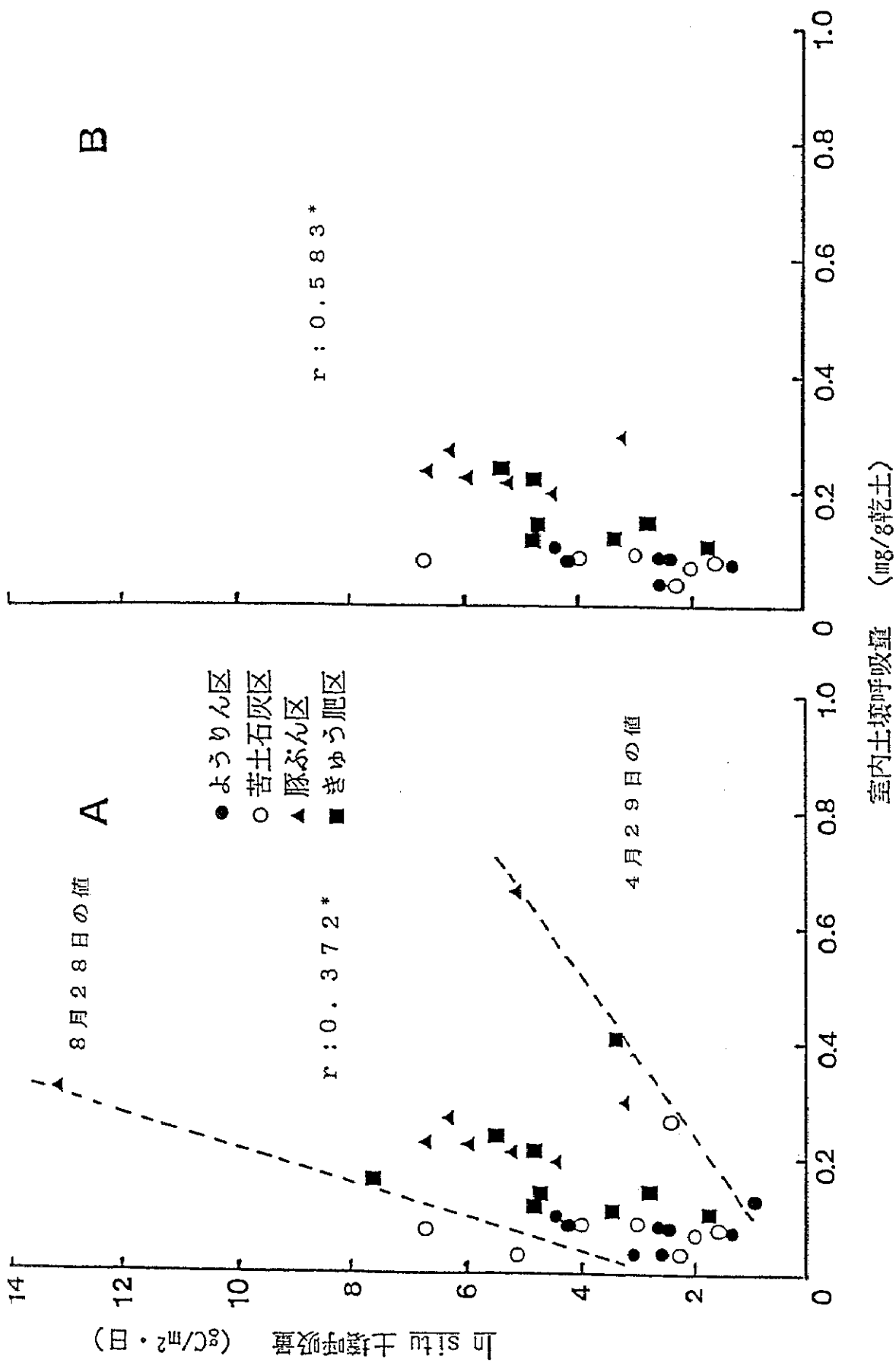


図6-8 水分調整土の室内土壌呼吸量とin situ 土壌呼吸量の関係

A図およびB図は図6-5に同じ; *, $P < 0.05$.

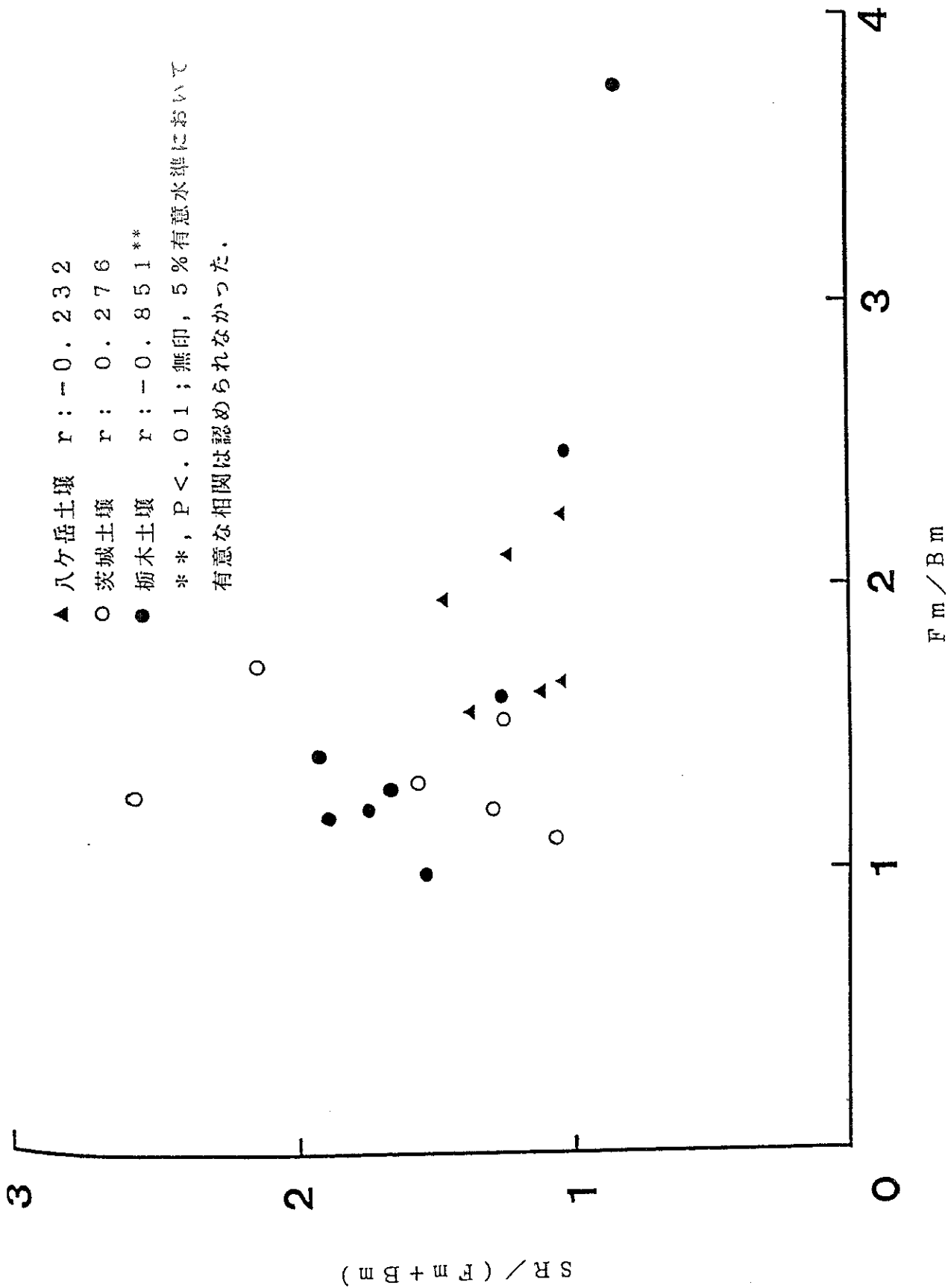


図6-9 F_m / B_m と $SR / (F_m + B_m)$ の関係

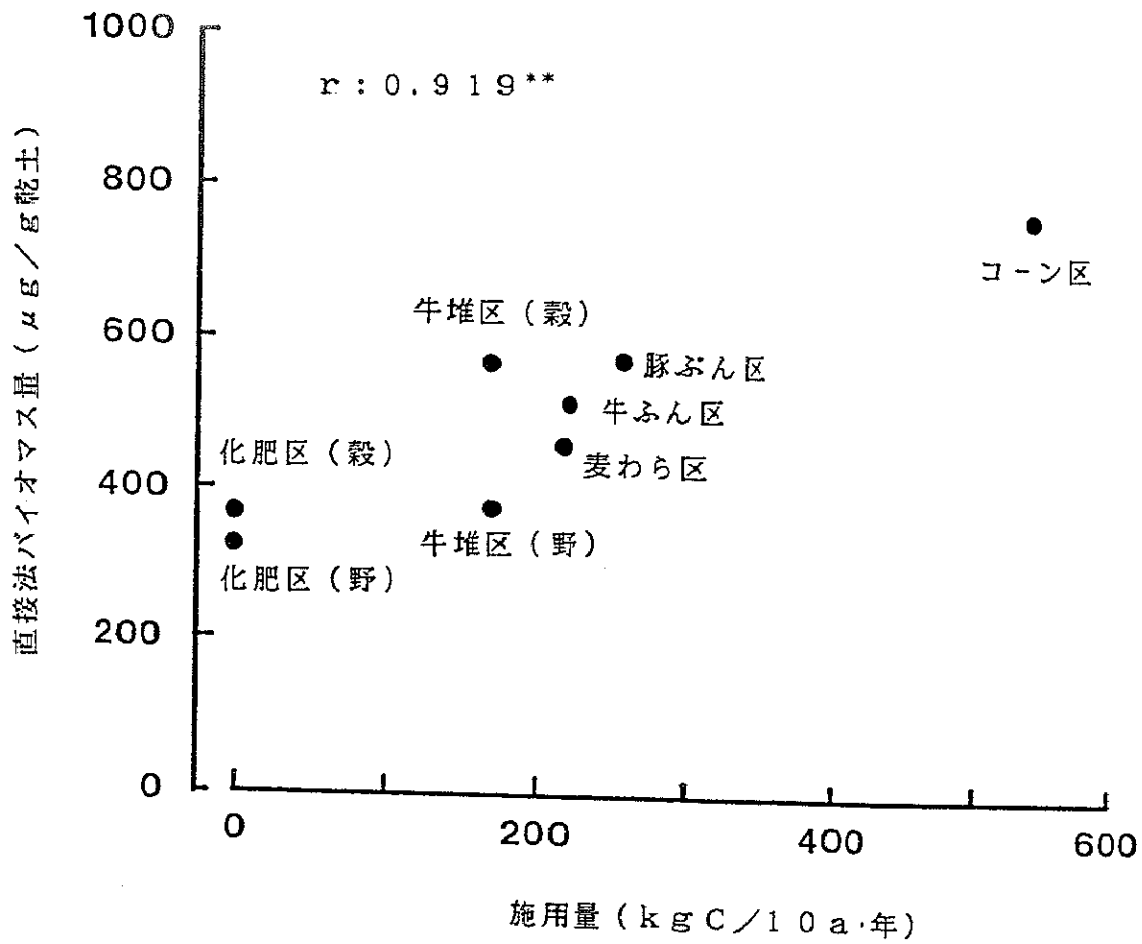


図6-10 栃木土壤における有機資材の易分解性有機画分施用量と直接法バイオマス量の関係

** , $P < .01$

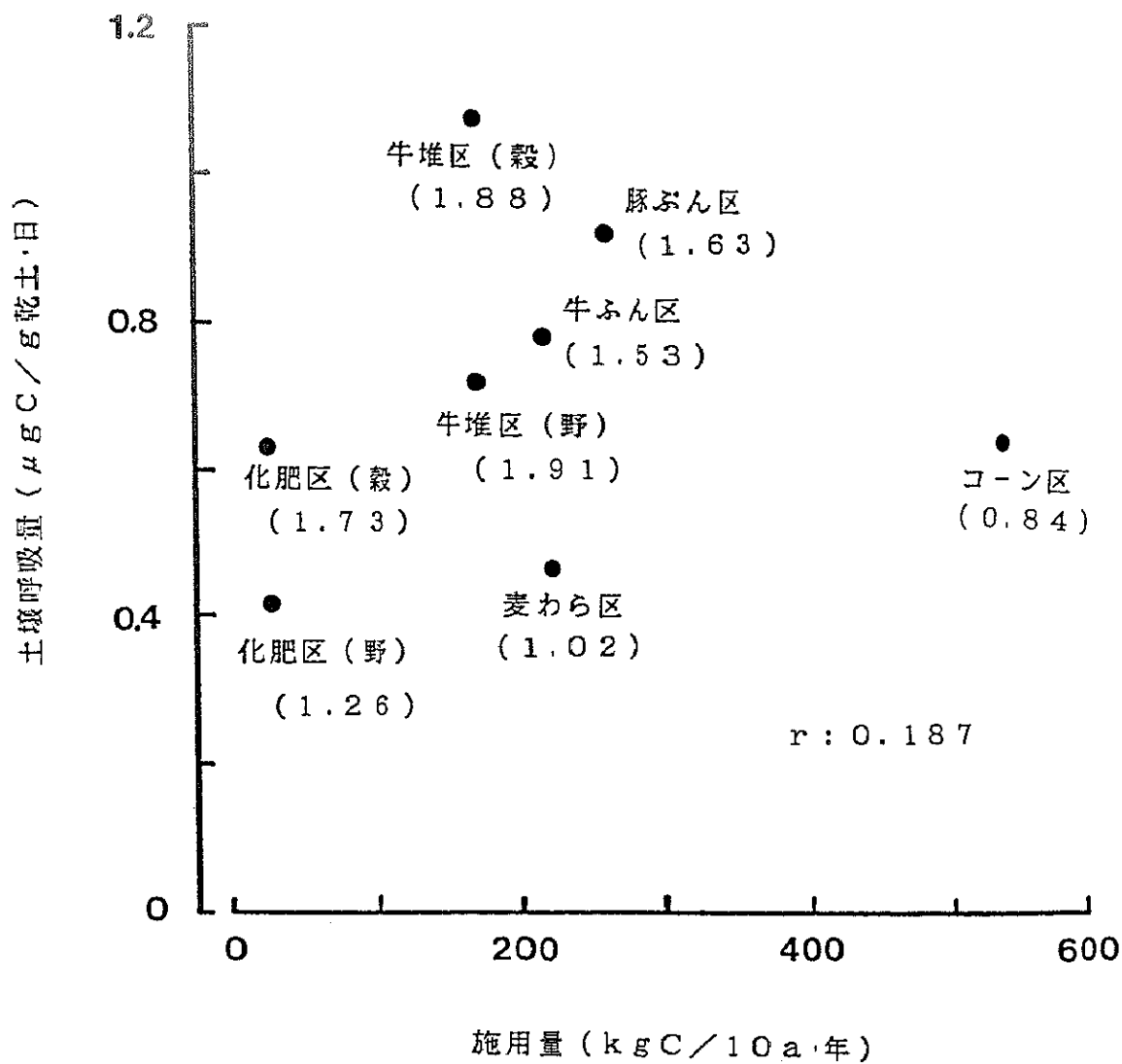


図6-1-1 栃木土壌における有機資材の易分解性有機画分施用量と土壌呼吸量の関係
5%有意水準において有意な相関は認められなかった；
() , $SR / (Fm + Bm)$.

第7章 結論

前章までに有機資材の施用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量に及ぼす影響を解明することを目的として、有機資材施用量と土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大との関係、有機資材連用に伴う土壌バイオマス量と土壌呼吸量の短期的および長期的変化の実態、有機資材の種類が土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大と土壌バイオマスの種類組成に及ぼす影響について検討をおこなった。また、土壌中の易分解性有機物の存在形態および土壌バイオマス量の指標としての土壌呼吸量の有効性について検討した。本研究で得られた結論は以下のとおりにまとめられる。

有機資材施用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量の時期変化に及ぼす影響を検討したところ、土壌バイオマス量および土壌呼吸量は有機資材施用後増大し、やがて減少、安定するという短期変化をすることが明らかとなった。短期変化後の土壌バイオマス量および土壌呼吸量は有機資材の長期間連用により増大しており、その増大量は有機資材中の易分解性有機画分（熱水可溶有機物画分＋炭水化物画分＋粗タンパク画分）の施用量と密接に関係していることが認められた。有機資材の施用量に対する土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大割合は連用年数が短い場合に大きい傾向にあった。以上の結果から土壌バイオマス量および土壌呼吸量は有機資材の連用に伴い短期的に増減を繰返しながら長期的に増大していくと考えられた。その際の長期的増大量は有機資材中の易分解性有機画分施用量と密接に関係し、連用初期に大きく、徐々に小さくなると考えられた。

有機資材の種類は土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大に関してはその易分解性有機画分含量が著しく異ならないかぎり影響しないが、土壌バイオマスの種類組成には影響を与えることが認められた。

土壌中の熱水可溶有機物量は土壌バイオマス量および土壌呼吸量と高い相関関係にあり、熱水可溶の有機物が土壌中の易分解性有機物であると考えられた。

土壌呼吸量は土壌バイオマス量と高い相関関係にあり、土壌バイオマス量の指標として有効であることが認められた。有機資材連用に伴う長期的な土壌バイオマス量の変化を見る場合の土壌呼吸量は *in situ* 測定または室内測定でよいが有機資材施用後の短期的変化を見る場合は *in situ* 測定が望ましいと考えられた。土壌呼吸量が土壌バイオマス量と低い相関を示す場合が栃木土壌において見られたが、これは F_m/B_m の変化が主な原因と考えられ、有機資材の連用により土壌バイオマスの種類組成に著しい差異が生じた場合、土壌呼吸量は土壌バイオマス量の指標とはなりにくいと考えられた。

以上本研究で得られた知見は、有機資材の施用効果の一端を明らかにし今後有機資材を有効に使用していくための有益な情報であると考えられる。今後は有機資材施用量に対する土壌バイオマス量と土壌呼吸量の増大割合および有機資材連用に伴う土壌バイオマス量と土壌呼吸量の短期的および長期的変化に関する土壌型間の差異等を検討する必要がある。

要 約

集約農業下においては多量の窒素等の無機質肥料が施用されるが、作物が吸収した窒素に占める肥料窒素の割合は約50%に過ぎず土壌からの窒素吸収が依然として高いことが知られている。土壌からの窒素は土壌中の易分解性有機物の分解によることが多く、土壌肥沃度を維持し向上させるためには土壌中に易分解性有機物を多量に集積させることが必要である。易分解性有機物の供給源としては微生物菌体（土壌バイオマス）の寄与が大きく、易分解性有機物を集積させるためには土壌バイオマス量を維持し増大させることが必要である。近年土壌肥沃度向上のために再び有機資材の施用がおこなわれるようになってきたが、有機資材中には微生物の基質となり得る有機物が多量に含まれているため有機資材の施用に伴い土壌バイオマス量は増大することが知られている。しかし、有機資材施用量と土壌バイオマス量の増大との関係、有機資材連用に伴う土壌バイオマス量の短期的および長期的変化の実態および有機資材の種類の影響などまだ明らかにされていない点が多い。著者は土壌バイオマス量の増大に対し有機資材を有効に使用していくためには土壌バイオマスに及ぼす有機資材の影響について解明する必要があると考え、以下の検討を実施した。

1. 有機資材の施用が土壌バイオマス量および土壌呼吸量の時期

変化に及ぼす影響

茨城県園芸試験場の有機・無機資材連用試験圃場（有機資材：豚ふんおよび馬ふんきゅう肥）の土壌についてATP量、*in situ*条件下の土壌呼

吸量および室内培養（25℃）下の土壌呼吸量を測定してその時期変化（4月～11月）について検討した。圃場調査に先立ち、通気法を用いた in situ 条件下の土壌呼吸量測定法について検討した。

通気法において通気量の増加に伴い土壌呼吸量は増加した。この時土壌-大気間の炭酸ガスの拡散速度は通気の影響をうけておらず、このことから通気によるマスフローの変化が土壌呼吸量を増加させたと考えられ、通気法における最適通気量を決定するためには自然条件下における土壌-大気間のマスフロー速度の測定が必要であると考えられた。本研究および従来の研究を照合した結果、本研究の容器（容積3 l）における通気量は1.0 l/分が妥当であると考えられた。アルカリ吸収液を用いた密閉法の土壌呼吸量は通気法の58%であった。

夏季の地温が高い時期に有機資材を施用した場合、ATP量と in situ 土壌呼吸量は施用直後に増大し、その後減少した。春季の地温が低い時期に有機資材を施用した場合、ATP量はほとんど増大せず、in situ 土壌呼吸量は施用後徐々に増加し施用1か月後にピークを迎えた。室内土壌呼吸量は春季の有機資材施用直後に増大し夏季の施用後はほとんど増大せず、ATP量および in situ 土壌呼吸量の場合とは異なった変化を示した。春季の結果は圃場条件下で分解されなかった有機資材が室内培養によって分解されたものと考えられた。

有機資材の長期間連用の影響を調査するためのサンプリング時期は有機資材施用後2か月後以降がよいと判断された。

2. 各種有機資材の長期間連用が土壤バイオマス量および土壤呼吸量に及ぼす影響

各種有機資材を長期間連用した場合、その施用量と土壤バイオマス量および土壤呼吸量の増大との関係を調べるとともに、有機資材の種類の影響を把握するため有機資材の有機画分組成分析をおこない、有機資材のどの有機画分が土壤バイオマス量および土壤呼吸量の増大と関係があるかを検討した。山梨県農業総合試験場双葉本場、同農試八ヶ岳支場、茨城県農業試験場および栃木県農業試験場の有機資材連用試験圃場の土壤を供試した。その結果土壤バイオマス量および土壤呼吸量の増大は有機資材中の易分解性有機画分（熱水可溶有機物画分＋炭水化物画分＋粗タンパク画分）の施用量と関係があることが明らかとなった。この画分の割合が顕著に異なる限り、有機資材の種類の影響は表れないと考えられた。

3. 各種有機資材が土壤バイオマスの種類組成に及ぼす影響

各種有機資材が土壤バイオマスの種類組成、すなわち糸状菌バイオマス量／細菌バイオマス量（F m／B m）に及ぼす影響を八ヶ岳、茨城および栃木の各圃場土壤について検討した。その結果有機資材の種類がF m／B mに影響することが認められ、炭水化物含量が高く粗タンパク含量が低い資材（麦わら等）はF m／B mを増大させるが炭水化物含量が低く粗タンパク含量が高い資材（牛ふん堆肥等）はF m／B mを変化させない傾向にあった。

4. 土壌バイオマス量および土壌呼吸量と土壌中の各種有機物量

との関係

土壌中の易分解性有機物の存在形態を明らかにするため前述の2に示した土壌を供試し、Waksman法に従い土壌中の熱水可溶有機物量、酸加水分解性糖類量を定量し、それらの値と土壌バイオマス量および土壌呼吸量との関係を検討した。その結果熱水可溶有機物量が土壌バイオマス量および土壌呼吸量と高い相関を示し、この有機物が土壌中の易分解性有機物であると考えられた。

5. 土壌バイオマス量とその増大に関する土壌型間の差異

土壌バイオマスC量は双葉土壌（灰色低地土）<八ヶ岳土壌（淡色黒ボク土）=茨城土壌（腐植質黒ボク土）<栃木土壌（腐植質黒ボク土）であり、全C量の多い土壌で多い傾向にあった。これに対して全C量に対するバイオマスC量の割合はむしろ全C量の多い黒ボク土で低かった。有機資材施用量に対する土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大割合は土壌型間の差異は見られず有機資材の連用年数によって異なり、連用年数の短い土壌で増大割合が大きかった。このことから土壌バイオマス量および土壌呼吸量の増大は連用の度に一定ではなく有機資材連用初期に大きいと考えられた。

6. 有機資材連用に伴う土壌バイオマス量の短期的および長期的

変化

1、2、5に示した諸結果から、次のような諸点が認められた。土壌に有機資材を施用すると土壌バイオマス量は短期的に大きく増大し、やがて

減少し安定する（1）。これは施用毎に繰返されるが安定期の土壌バイオマス量は徐々に増加し、結局土壌バイオマス量は有機資材の連用により長期的に増大していく（2）。その施用毎の増大量は連用開始初期に大きく（増大期）、徐々に小さくなり遂にはある一定の定常値に土壌バイオマス量は落ち着く（定常期）（5）。有機資材施用後の安定期の土壌バイオマス量は有機資材の易分解性有機画分施用量と密接に関係する（2）。本研究において連用4年目の土壌と連用10年以上の土壌の土壌バイオマス量の増大割合が異なっていたことから増大期から定常期への移行時期は少なくとも連用4年目以降と推定される。土壌呼吸量の変化も以上述べた土壌バイオマス量の変化に類似すると考えられる。

7. 土壌バイオマス量の指標としての土壌呼吸量の有効性

本研究の結果から一般的に土壌呼吸量は土壌バイオマス量と高い相関関係にあり、土壌バイオマス量の指標として有効であることが認められた。土壌呼吸量の測定法としては、有機資材連用に伴う長期的な土壌バイオマス量の変化を見る場合には *in situ* 測定または室内測定でよいが、有機資材施用後の短期的変化を見る場合は *in situ* 測定が望ましいと考えられた。しかしながら土壌呼吸量が土壌バイオマス量と低い相関を示した栃木土壌においては F_m/B_m の変化が大きく、したがって有機資材の連用により土壌バイオマスの種類組成に著しい差異が生じた場合、土壌呼吸量は土壌バイオマス量の指標とはなりにくいと考えられた。

以上本研究では有機資材施用量と土壌バイオマス量および土壌呼吸量の

増大の関係、有機資材連用に伴う土壌バイオマス量と土壌呼吸量の短期的および長期的変化の実態、土壌バイオマスに及ぼす有機資材の種類の影響および土壌バイオマス量の指標としての土壌呼吸量の有効性等について新しい知見を得ることができた。これらの知見は有機資材の施用効果の一端を明らかにし、今後有機資材を有効に使用していくための有益な情報であると考えられる。今後は有機資材施用量に対する土壌バイオマス量と土壌呼吸量の増大割合および有機資材連用に伴う土壌バイオマス量と土壌呼吸量の短期的および長期的変化における土壌型間の差異等を詳細に検討する必要がある。

謝 辞

本研究をおこなうにあたり、筑波大学応用生物化学系の大羽 裕教授および吉田富男教授（現在千葉大学）に終始御指導を頂いた。論文の作成にあたり筑波大学応用生物化学系の石塚皓造教授、永塚鎮男助教授、東 照雄助教授ならびに筑波大学生物科学系の岩城英夫教授には貴重な御指導と御助言を頂いた。茨城県園芸試験場、茨城県農業試験場、山梨総合農業試験場および栃木農業試験場の方々からは貴重な土壌試料を提供して頂くとともに、現地調査に際して御協力頂いた。富川昭男助手を初めとする筑波大学応用生物化学系土壌科学研究室の方々および筑波大学環境科学研究科土壌環境研究室の方々からは有益な御助言を頂いた。

以上の方々に対し、心から厚く御礼を申上げる次第である。

引用文献

- 赤塚 恵 1965: 畑における土壌呼吸について, 土と微生物, 7,
12-15
- Alexander, M. 1977a: Introduction to soil microbiology,
2nd ed., p.129, John Wiley & Sons, Inc., New York
- Alexander, M. 1977b: Introduction to soil microbiology,
2nd ed., p.230, John Wiley & Sons, Inc., New York
- Alexander, M. 1977c: Introduction to soil microbiology,
2nd ed., p.153, John Wiley & Sons, Inc., New York
- Alexander, M. 1977d: Introduction to soil microbiology,
2nd ed., p.229, John Wiley & Sons, Inc., New York
- Alexander, M. 1977e: Introduction to soil microbiology,
2nd ed., p.16-17, John Wiley & Sons, Inc., New York
- Amato, M., Jackson, R. B., Butler, J. H. A. and Ladd, J. N. 1984: Decom-
position of plant material in Australian soils. II. Resi-
dual organic ^{14}C and ^{15}N from legume plant parts decom-
posing under field and laboratory conditions. Aust. J.
Soil Res., 22, 331-341
- Anderson, J. P. E. and Domsch, K. E. 1978a: Mineralization of
bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils.
Soil Biol. Biochem., 10, 207-213

- Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H. 1978b: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 215-221
- Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H. 1980: Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.*, 130, 211-216
- 浅見輝男・竹内 宏・金沢晋二郎・高井康雄 1977: 亜高山帯針葉樹林下の土壤有機物の性状と分解過程(第4報), 土壤ヘテロトローフによる土壤有機物の分解, *土肥誌*, 48, 348-351
- 安積大治・浜田竜之介・坂上寛一 1988: クロロホルムくん蒸法による黒ボク土のバイオマス炭素の測定, *土肥誌*, 59, 105-107
- Berg, B., Müller, M. and Wessén, B. 1987: Decomposition of red clover (*Trifolium Pratense*) roots. *Soil Biol. Biochem.*, 19, 589-593
- Cropper, Jr., W. P., Carter Ewel, K. and Raich, J. W. 1985: The measurement of soil CO₂ evolution in situ. *Pedobiologia*, 28, 35-40
- Davidson, E. A., Galloway, L. F. and Strand, M. K. 1987: Assessing available carbon: comparison of techniques across selected forest soils. *Commun. in Soil Sci. Plant Anal.*, 18, 45-64
- Dkhar, M. S. and Mishra, R. R. 1987: Microbial population, fungal

- biomass and CO₂ evolution in maize (Zea mays L.) field soils. *Plant and soil*, 99, 277-283
- Edwards, N. T. and Sollins, P. 1973 : Continuous measurement of carbon dioxide evolution from Partitioned forest floor components. *Ecology*, 54, 406-412
- Fairbanks, B. C., Woods, L. E., Bryant, R. J., Elliott, E. T., Cole, C. V. and Coleman, D. C. 1984 : Limitations of ATP estimates of microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 16, 549-568
- Golley, F., Odum, H. T. and Wilson, F. R. 1962 : The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology*, 43, 9-19
- Hansen, J. F., Thingstad, T. F. and Goksøyr, J. 1974 : Evaluation of hyphal lengths and fungal biomass in soil by a membrane filter technique. *Oikos*, 25, 102-107
- Hasebe, A., Kanazawa, S. and Takai, Y. 1984 : Microbial biomass in paddy soil. I. Microbial biomass calculated from direct count using fluorescence microscope. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 30, 175-187
- Hasebe, A., Kanazawa, S. and Takai, Y. 1985 : Microbial biomass in paddy soil. II. "Microbial biomass carbon" measured by Jenkinson's fumigation method. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 31, 349-359

- Hayano, K. and Tubaki, K. 1985 : Origin and properties of β -glucosidase activity of tomato-field soil. Soil Biol. Biochem., 17, 553-557
- 広瀬春朗 1973 : 各種植物遺体の有機態窒素の畑状態土壤における無機化について, 土肥誌, 44, 157-163
- 茨城県園芸試験場環境部 1984 : 野菜に対する有機物ならびに土改資材の連用試験, 茨城園試土肥試験成績書(環境部), 60-67
- 井ノ子昭夫・原田靖生・菅原和夫 1982 : 都市廃棄物コンポスト化製品の農業利用 - 腐熟度の観点から -, 農技研報B, 33, 165-213
- 石塚和祐・沢田泰男 1981 : 有機物の分解過程と生物群, 土の微生物, 土壤微生物研究会編, p. 68-78, 博友社
- Jansson, S. L. 1963 : Balance sheet and residual effects of fertilizer nitrogen in a 6 year study with N15. Soil Sci., 95, 31-37
- Jenkinson, D. S. and Powlson, D. S. 1976 : The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. V. A method for measuring soil biomass. Soil Biol. Biochem., 8, 209-213
- Jenkinson, D. S. and Oades, J. M. 1979 : A method for measuring adenosine triphosphate in soil. Soil Biol. Biochem., 11, 193-199
- 甲斐秀昭・河口定生・丸本卓哉 1976 : D-アミノ酸の土壤中分布

- とその土壤窒素代謝における意義，土と微生物，18，27-41
- 甲斐秀昭・河口定生・大村重男・相部俊治 1984：土壤の有機物分解機能，微生物の生態 12，有機物負荷と環境浄化，微生物生態研究会編，p. 3-20，学会出版センター
- 金沢晋二郎・浅見輝男・高井康雄 1976：亜高山帯針葉樹林下の土壤有機物の性状と分解過程（第3報），本地域における野外の土壤呼吸量について，土肥誌，47，549-554
- 金沢晋二郎・和田秀徳・高井康雄 1977：森林土壤における有機物の存在状態とその分解過程（第3報），有機物層を構成する各画分の生物的特徴，土肥誌，48，266-271
- 金沢晋二郎 1980：水田の土壤酵素，ペドロジスト，24，69-94
- 菅家文左衛門 1984：畑および湛水条件下における水溶性有機物の挙動，土肥誌，55，357-360
- 菅家文左衛門 1987：ワックスマン分画の土壤糖類の分析への応用，土肥誌，58，556-560
- 加藤邦彦・森正克英・古藤 実・杉本正行・竹下純則・大森庄次・都留信也 1978：家畜ふん施用土壤における微生物フロラの変化，土肥誌，49，353-356
- 河田弘 1981：バーク（樹皮）堆肥，p. 23-26，博友社
- Kimball, B. A. and Lemon, E. R. 1971: Air turbulence effects upon soil gas exchange. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 35, 16-21
- 桐田博充・穂積和夫 1966：野外における土壤呼吸の測定—密閉呼

- 吸法の検討, I. KOH量が測定値にあたる影響, 生理生態,
14, 23-31
- 弘法健三・和田秀徳 1969: 土壤の水溶性有機物について (第1報)
 , 土肥誌, 40, 288-292
- 久保田勝・高柳英夫 1984: 北陸地方の重粘土水田における稲わら
 の分解, 土肥誌, 55, 36-42
- Kucera, C. L. and Kirkham, D. R. 1971: Soil respiration studies
 in tallgrass prairie in Missouri. *Ecology*, 52, 912-915
- Landgren, B. and Söderström, B. 1983: Bacterial numbers in a
 pine forest soil in relation to environmental factors.
 Soil Biol. Biochem., 15, 625-630
- Martyniuk, S. and Wagner, G. H. 1978: Quantitative and qualita-
 tive examination of soil microflora associated with dif-
 ferent management systems. *Soil Sci.*, 125, 343-350
- 丸本卓哉・古川謙介・吉田 堯・甲斐秀昭・山田芳雄・原田登五郎
 1974: 土壤の易分解性有機物に対する微生物体およびその細胞
 壁の寄与について (第1報), ライグラスの分解に伴う土壤有
 機態窒素のアミノ酸およびアミノ糖化合物の動向, 土肥誌, 45,
 23-28
- 丸本卓哉・甲斐秀昭・吉田 堯・原田登五郎 1974: 土壤の易分解
 性有機物に対する微生物体およびその細胞壁の寄与について
 (第2報), 易分解性有機物の集積と微生物の関係, 土肥誌,

- 丸本卓哉・甲斐秀昭・吉田 堯・原田登五郎 1974: 土壤の易分解性有機物に対する微生物体およびその細胞壁の寄与について (第3報), 土壤中における微生物体およびその細胞壁物質の無機化に及ぼす乾燥処理の効果と易分解性有機物に対する細胞壁物質の寄与, 土肥誌, 45, 332-340
- 丸本卓哉・甲斐秀昭・吉田 堯・原田登五郎 1974: 土壤の易分解性有機物に対する微生物体およびその細胞壁の寄与について (第4報), 微生物体およびその細胞壁物質の超音波処理および乾燥処理によって無機化が促進される有機態窒素の化学的組成, 土肥誌, 45, 395-402
- Marumoto, T., Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H. 1982a: Decomposition of ^{14}C - and ^{15}N -labelled microbial cells in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 461-467
- Marumoto, T., Anderson, J. P. E. and Domsch, K. H. 1982b: Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 469-475
- Marumoto, T. 1984: Mineralization of C and N from microbial biomass in paddy soil. *Plant and Soil*, 76, 165-173
- Marumoto, T., Okano, S. and Nishio, M. 1986: Mineralization of C and N from volcanic grassland soil after liming and microbial biomass. *Pro. XIII Congr. Int'l. Soc. Soil Sci.*,

p. 611

Mathes, K. and Schriefer, Th. 1985: Soil respiration during secondary succession: Influence of temperature and moisture. *Soil Biol. Biochem.*, 17, 205-211

宮本良平・石沢修一 1978: 牛ふんの多量連用が土壤のミクロフロラに与える影響(第1報), ミクロフロラ全般に与える影響, *土肥誌*, 49, 491-494

Nannipieri, P., Johnson, R. L. and Paul, E. A. 1978: Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 10, 223-229

西尾道德・吉田吉明・草野 秀 1976: 堆肥連用畑土壤中の微生物数, *土肥誌*, 47, 488-490

Nishio, M. and Kusano, S. 1980: Fluctuation patterns of microbial numbers in soil applied with compost. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 26, 581-593

西尾道德 1981: 畑土壤の物質変化と微生物, *土の微生物*, 土壤微生物研究会編, p.89-126, 博友社

Nishio, M. 1983: Direct-count estimation of microbial biomass in soil applied with compost. *Biol. Agr. Hort.*, 1, 109-125

西尾道德 1984: 畑地における有機物施用効果の微生物学的解析上の問題点, *土と微生物*, 26, 3-11

西尾道德 1986: 植物養分の貯蔵源・供給源としての土壤微生物菌

体, 農業技術, 41, 307-311

Oades, J.M. and Jenkinson, D.S. 1979: Adenosine triphosphate content of the soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 11, 201-204

小山雄生 1975: ^{15}N 利用による水田土壌肥沃度測定の実際と生産力, *土肥誌*, 46, 260-269

Paul, E.A. 1984: Dynamics of organic matter in soils. *Plant and Soil*, 76, 275-285

Powlson, D.S. 1980: The effects of grinding on microbial and non-microbial organic matter in soil. *J. Soil Sci.*, 31, 77-85

Rai, B. and Srivastava A.K. 1981: Studies on microbial population of a tropical dry deciduous forest soil in relation to soil respiration. *Pedobiologia*, 22, 185-190

Reiners, W.A. 1968: Carbon dioxide evolution from the floor of three Minnesota forests. *Ecology*, 49, 471-483

Ross, D.J., Tate K.R., Cairns A. and Pansier, E.A. 1980: Microbial biomass estimations in soils from tussock grasslands by three biochemical procedures. *Soil Biol. Biochem.*, 12, 375-383

Schnürer, J., Clarholm, M. and Rosswall, T. 1985: Microbial biomass and activity in an agricultural soil with different

- organic matter contents. Soil Biol. Biochem., 17, 611-618
- Schwartzkopf, S.H. 1978: An open chamber technique for the measurement of carbon dioxide evolution from soils. Ecology, 59, 1062-1068
- 瀬戸昌之 1980: 土壌の二酸化炭素の放出速度と土壌の含水率および土壌溶液中の溶存有機炭素量との関係, 日生態会誌, 30, 385-391
- Seto, M. 1982: A preliminary observation on CO₂ evolution from soil in situ measured by an air current method — an example in rainfall and plowing sequences —. Jap. J. Ecol., 32, 535-538
- Sharma, N., Srivastava, L. L. and Mishra, B. 1983: Studies on microbial changes in soil as a result of continuous application of fertilizers, farmyard manure and lime. J. Indian Soc. Soil Sci., 31, 202-206
- 清水国広・藤本義則 1983: 豚ふんオガクズ堆肥の施用ならびにマルチ処理が土壌の微生物相に及ぼす影響, 土肥誌, 54, 193-198
- 塩田悠賀里 1984: 堆肥連用水田の微生物バイオマス, 土壌のバイオマス — 土壌生物の量と代謝 —, 日本土壌肥料学会編, p. 141-167, 博友社
- Singh, J. S. and Gupta, S. R. 1977: Plant decomposition and soil

- respiration in terrestrial ecosystem. The Botanical Review, 43, 449-528
- Sparling, G. A. 1981: Microcalorimetry and other methods to assess biomass and activity in soil. Soil Biol. Biochem., 13, 93-98
- Stevenson, F. J. 1965: Gross chemical fractionation of organic matter; in Methods of soil analysis, part 2, ed. Black, C. A. et al., p.1409-1414, American society of Agronomy, Inc., Publisher, Madison
- Stott, D. E., Kassim, G., Jarrell, W. M., Martin, J. P. and Haider, K. 1983: Stabilization and incorporation into biomass of specific plant carbon during biodegradation in soil. Plant and Soil, 70, 15-26
- 竹下純則・加藤邦彦・鈴木達彦 1977: 施設栽培の連作障害に対する土壌微生物の研究, 土と微生物, 19, 19-28
- Tate, K. R. and Jenkinson, D. S. 1982: Adenosine triphosphate measurement in soil: An improved method. Soil Biol. Biochem., 14, 331-335
- 徳永美治・深山政治・北原健吾・草野 秀 1974: 畑土壌に施用した肥料および新鮮有機物中の窒素の動態, 第1報 ポット試験について, 農事試研報, 20, 1-58
- 和田秀徳・今村昌輔・弘法健三 1971: 土壌の水溶性有機物につい

- て(第3報), 土肥誌, 42, 273-279
- Waksman, S. A. and Stevens, K. R. 1930 : A critical study of the methods for determining the nature and abundance of soil organic matter. *Soil Sci.*, 30, 97-116
- Watanabe, I. and Inubushi, K. 1986 : Dynamics of available nitrogen in paddy soils. I. Changes in available N during rice cultivation and origin of N. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 32, 37-50
- 渡辺治郎・小川和夫・岩間秀矩 1981 : 重粘性土壌における有機物の分解過程, 北海道農試研報, 132, 1-16
- Witkamp, M. 1966 : Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora, and microbial respiration. *Ecology*, 47, 194-201
- Witkamp, M. and Frank, M. L. 1969 : Evolution of CO₂ from litter, humus, and subsoil of a pine stand. *Pedobiologia*, 9, 358-365
- Witkamp, M. 1969 : Cycles of temperature and carbon dioxide evolution from litter and soil. *Ecology*, 50, 922-924
- 矢吹万寿・青木正敏 1977 : 作物のCO₂収支に関する研究(1), 土壌呼吸とワラ混入量との関係, 環境科学総合研究所年報, 4, 165-170
- 矢吹万寿・青木正敏 1980 : 作物のCO₂収支に関する研究(2),

夏季畑地への稲わら混入に対する土壌呼吸ならびに植生内の
CO₂濃度垂直分布の特性，環境科学総合研究所年報，7，123-
128

米林甲陽・久馬一剛・川口桂三郎 1973：土壌腐植の形態別画分と
易分解性有機物との関係，易分解性有機物の存在形態（その2）
，土肥誌，44，367-371

吉沢 崇・中山喜一 1983：稲・麦わら施用水田の土壌肥料的な研究
（第5報），ほ場条件下における麦わら・稲わらの分解過程と
有機物施用に伴う土壌の変化，栃木農試研報，29，49-60

筑波大学附属図書館



1 00920 05118 9

本学関係