

アンモニアの消長に基づくバーク堆肥の評価と
園芸生産における利用

2010 年

学位論文：博士(農学) 甲562

岐阜大学大学院連合農学研究科
生物生産科学
(岐阜大学)

石黒 泰

目次

第1章 緒言 1
第2章 バーク堆肥の堆積日数とアンモニアを有機化する微生物活性との関係 5
材料および方法	
結果および考察	
1. 堆積日数とアンモニア態窒素含量との関係	
2. 一次発酵が終了した堆肥に対する窒素添加後のアンモニア態窒素含量の変化	
1) 尿素添加後のアンモニア態窒素含量の変化	
2) 硫酸アンモニウム添加後のアンモニア態窒素含量の変化	
第3章 鉢物培土に適したバーク堆肥製造のための堆積原料の基準	
第1節 バーク堆肥の発酵に及ぼす堆積原料の C/N 比と窒素量の影響 23
材料および方法	
1. 実験区の設定および堆積	
2. 調査方法	
結果および考察	
1. 堆積期間におけるアンモニア態窒素含量の経時変化	
2. 堆積期間における温度の経時変化	
3. アンモニア態窒素含量と温度の関係	
4. 堆積原料の全窒素量とアンモニア態窒素含量の積算値との関係	
第2節 バーク堆肥の発酵に及ぼす堆積原料の易分解性有機炭素化合物と有機窒素化合物の割合の影響39
材料および方法.	

結果および考察

1. 堆積期間におけるアンモニア態窒素含量の経時変化
2. 堆積期間における温度の経時変化
3. 堆積期間における窒素量と炭素量の経時変化
4. 一次発酵終了時の各堆肥の成分

考察

第4章 培養液循環式 Ebb&Flow 方式でのミニチュアローズ鉢物栽培における培土としてのバーク堆肥の利用

第1節 培養土としてバーク堆肥を利用した際の微生物と培養液窒素量の変化

……60

材料および方法

結果

1. 循環培養液内と鉢内土壌溶液内の微生物数の変化
2. 循環培養液内と鉢内土壌溶液内の窒素量の変化
3. 植物体の生育

考察

第2節 培養土としてバーク堆肥を利用した際の根端数と窒素吸収量の変化

……80

材料および方法

結果

1. 植物体の生育
2. 根端数と窒素吸収量, 植物体の生育との関係

考察

第5章 コマツナ (*Brassica rapa* L. *Perviridis*) 栽培における

腐熟度の異なるバーク堆肥の連用が土壌の理化学性に及ぼす影響……92

材料および方法

結果および考察

第6章 総合考察112
摘要117
Abstract120
謝辞124
引用文献125

第 1 章 緒言

バーク堆肥はチップの生産や製材の際に大量にでる樹皮を材料とし、発酵を促進するために窒素成分を添加して発酵させたものであり(全国バーク堆肥工業会, 1993), 農林業, 園芸, 緑地造成などに広く利用されている. 日本におけるバーク堆肥は 1967 年前後から本格的に製造されるようになり(植村, 1978), 1980 年頃から生産量が増加し始め, それに伴いヘムロックバーク堆肥や広葉樹バーク堆肥の有機物組成に関する研究(河田, 1978; 河田ら, 1981, 1985)および腐熟過程, 腐熟度指標に関する研究(今野ら, 1985, 1988; 佐藤, 1985)が行われた. 1985 年頃からは道路の法面緑化などの吹き付け工事にバーク堆肥が使用されるに伴って緑化造成での使用比率が増加した(野瀬, 1998). しかし, 近年の道路整備などの公共事業の減少に伴って法面吹き付けの需要が減少しており, 新たな需要の開拓が望まれている.

新たなバーク堆肥の利用法の一つとして花き鉢物の培養土としての利用が考えられる. 国内の花き鉢物生産では年間 2 億 6890 万鉢(2008 年)が出荷されており, その多くは培養土としてピートモスが用いられている. ピートモスは①保水性, 通気性に富む, ②塩基置換容量が大きく, 緩衝能も高い, ③ほぼ無菌的で雑草の種子なども含まない, ④容易に二次分解しないので理化学性を長く保つ, ⑤均質な材料が大量に安定入手可能などの特性を持つことから(鶴島, 1991; 加藤, 1986), 花き鉢物の培養土として広く利用されている.

ピートモスはミズゴケが堆積し、完全に分解することなく泥炭化したものであり、温度が高く有機物の分解が速い熱帯、温帯では堆積することが少なく、亜寒帯・寒帯に広く分布している(長村, 1992)。しかし、ピートモスの採掘は採掘地の環境を破壊することから、採掘地の保護の必要性が示されており(Barkham, 1993; Buckland, 1993; Robertson, 1993), ヨーロッパを中心にピートモスの使用を制限する動きがある。そのため、ピートモスにかわる代替培養土として、ココピート(Nogueraら, 2000)や堆肥化させた紙ゴミ(Molitor, 1997), バーミコンポスト(Johann, 2007), 木質堆肥(Worrall, 1978)など様々な培養土素材の検討が世界各国で行われている。このような情勢の中で、日本においてもピートモスの代替培養土の検討は必須の課題であるといえる。国内での生産が可能な有望なピートモス代替培養土の一つとしてバーク堆肥が考えられる。

バーク堆肥はピートモスと同様に無機土壌に比べて孔隙量が豊富であり(長村, 1992), リグニンなどの難分解性有機化合物を多く含むことから, ある程度の期間一定の形状を保つという培養土に必要な条件(加藤, 1992)も兼ね備えている。しかし鉢物培養土としてバーク堆肥を用いた場合に, 堆肥の腐熟が不十分な場合にはアンモニアの発生や窒素飢餓などの障害が発生するため, 正確な腐熟度判定が不可欠となる。佐藤(1985)は木質系堆肥の腐熟度を施与したときに植物に障害が起こらないと共に地力増進機能が一定レベルに上昇していることを完熟状態とし, 木質堆肥について 1) 施与無機態窒素の有機化率, 2) CEC 値, 3) 0.5% NaOH 抽出物含量, 4) ヘミセルロー

ス含量の4因子を、畜糞尿・木質複合堆肥については1) 粒径組成, 2) $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量, 3) CEC値, 4) ヘミセルロース含量の4因子を指標として基準値を策定した。また、今野(1988)は窒素の有機化に伴う生育障害を判定する方法として、還元糖態炭素/全窒素比が有効であると述べている。しかし、いずれの指標も簡易な手法での測定が困難であり、実用的な判定法の開発が望まれている。

また、鉢物培養土としてバーク堆肥を使用する場合には、植物の生育途中に障害が発生しないことに加えて、品質の安定した堆肥が大量に供給される必要がある。さらに、培養土は植物の支持体としての役割も重要であることから、ある程度の期間一定の物理的形状を保つことも求められる(加藤 1992)。

堆肥には様々な原料が使われており、バーク堆肥の原料のバークも国内のパルプ・チップ生産の不振によりそれまで主要な原料であった国産バークから外材針葉樹バークとなり、バークなしの丸太や製品輸入の増加により外材針葉樹バークも不足すると、国産針葉樹バークも使用する(野瀬, 1998)など時代と共に変化してきており現在では街路樹の剪定枝なども原料として使われている。窒素調整用の副資材においても、家畜糞尿や食品残さなど様々なものが使われており、バーク堆肥の原料は多種多様となっており、製造されたバーク堆肥の品質の安定化させるための堆積原料を調整するための汎用的な基準も必要であると考えられる。

持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律が平成11年に制定されて以来、農地の生産力の増進を目的とした堆肥などの有機質資材の施与が注目されている。特に樹皮な

どの木質素材を主原料とするバーク堆肥は家畜ふん堆肥などに比べて肥料成分が少ないことから、バーク堆肥の施与による土壌の理化学性の改善効果が期待されている(今野ら, 1985)。バーク堆肥の施与は土壌の膨軟化, 透水気性と保水力の向上, 保肥力と緩衝能の増大などの土壌改良効果を持続的にもたすことが知られているが(伊達, 1986), 堆肥はその分解程度によって土壌改良効果が異なることも知られており, 腐熟が進むと団粒形成能力が低くなると言われている(Martin, 1942; 吉江・渡辺, 1966)。逆に未熟な堆肥を施与した場合には, 多量のアンモニアの発生による生育障害や堆肥中の微生物の急速な増殖に伴う窒素飢餓など, 作物への障害の発生が危惧される。しかし, 木質素材を主原料とするバーク堆肥では腐熟度を判定するための指標の確立が遅れており, 異なる腐熟度のバーク堆肥の土壌の理化学性に対する影響は明らかとなっていない。

本研究では, バーク堆肥の腐熟度を精度良く判定できる腐熟度判定法の開発を行い, それを基に鉢物培養土として利用できるバーク堆肥を製造するための汎用的な堆積原料の基準の検討, 腐熟度判定法で判定したバーク堆肥を用いてミニチュアローズ鉢物栽培における培養土としてのバーク堆肥の利用の検討, 施設土耕栽培における腐熟度の異なるバーク堆肥連続施与効果の検討を行った。

第 2 章 バーク堆肥の堆積日数とアンモニアを有機化する微生物活性との関係

鉢物培養土としてバーク堆肥を用いた場合に、堆肥の腐熟が不十分であると、アンモニアの発生や窒素飢餓などの障害が発生するため、正確な腐熟度判定が不可欠となる。堆肥の腐熟度の判定には様々な方法が提案されており、物理化学的指標や酵素活性などを用いる方法（国立大学法人北陸先端科学技術大学院大学，2005）、フェノール性成分の還元力を測定する方法（井上，2003）、堆肥の酸素消費量を測定する方法（古谷ら，2002）などが報告されている。

堆肥の発酵は細菌による発酵が中心となる一次発酵と糸状菌や担子菌が発酵の中心を担う二次発酵に大別され、これらの腐熟度判定方法は主に一次発酵における特性を用いた腐熟度の判定が行われている。しかし、バークなどの木質素材が多い堆肥では細菌などによる一次発酵での発酵活性が低いため、一次発酵における特性を用いた腐熟度判定が難しいことが知られており（河田，1981）、藤原ら（1983）は一次発酵での腐熟度判定に加えて、その後の二次発酵（後熟過程）での腐熟度判定が重要であると述べている。しかし、二次発酵での腐熟度判定についてはこれまで十分な検討がなされておらず、鉢物培養土としてのバーク堆肥の活用が十分に進んでいないのが現状である。

一般にバーク堆肥の製造にあたって、発酵を促進するために易分解性有機窒素化合物を含む副資材が添加される。一次

発酵過程においてはこれらの易分解性有機窒素化合物が微生物によって分解されて多量のアンモニアが発生する。このアンモニアは大気中に放出されるとともに、堆肥中の微生物によって有機化されると考えられる。本章では、一次発酵過程においては易分解性有機窒素化合物が分解されて発生するアンモニアの消長が腐熟度判定に利用できるのではないかと考え、アンモニアの消長の調査を行い、堆積日数との関係を検討した。また、一次発酵が終期をむかえてアンモニアの生成量が減少した堆肥においては、堆肥中の微生物の活性を用いることで腐熟度の判定ができるのではないかと考え、微生物活性の指標として微生物のアンモニアの有機化能力が腐熟度の判定に利用可能かどうかを検討するために、堆肥に尿素あるいは硫酸アンモニウムを添加してアンモニアの消長を調査し、堆積日数との関係を検討した。

材料および方法

供試材料として、伐採樹木：ふすまを 3:1(v/v)に混合したものを原料として露天で堆積したパーク堆肥（中日本農産株式会社；愛知県弥富町）を用い、供試堆肥の堆積開始日、堆積日数、試料採取日を第 2・1 表に示した。各堆肥の初期堆積量は 50~100 m³ で、堆肥の切り返しは1ヶ月毎に行った。

採取した堆肥を 105℃で 24 時間乾燥させて生重 100 g あたりの乾重を求めた。堆肥 20 g (生体重)を蒸留水 100 mL

に加え、乾燥堆肥 1 g に対して窒素 1 mg となるように尿素および硫酸アンモニウムを添加した。25℃, 60 rpm の条件で 0, 24, 48, 72 時間振とうし、振とう終了後に 4 N 塩化カリウム溶液 100 mL を加えてさらに 1 時間振とうした。堆肥懸濁液をポリエチレンテレフタレート (PET) 不織布で濾過し、濾液を静置した後、上清 50 mL を採取した。上清にイオン強度調整剤として 4% 水酸化ナトリウム溶液を 5 mL 加え、アンモニア複合電極 (AE-2041, 東亜ディーケーケー株式会社; 東京都新宿区) を付けたポータブルイオン・pH 計 (IM-22P, 東亜ディーケーケー株式会社; 東京都新宿区) でアンモニウムイオン濃度を測定した。対照区として尿素および硫酸アンモニウムを添加しない窒素無添加区を設け、同様にアンモニウムイオン濃度を測定した。硝酸イオン濃度の測定は、アンモニウムイオン濃度の測定の際と同様の上清に蒸留水を 50 mL 加えイオン強度調整剤として 0.1% 酢酸リチウム溶液を 10 mL 加え、ポータブルイオン・pH 計の硝酸イオン電極 (N-2031, 東亜ディーケーケー株式会社; 東京都新宿区) を用いて硝酸イオン濃度を測定した。

アンモニウムイオン濃度および硝酸イオン濃度は下記の式を用いて乾重 1 g あたりのアンモニア態窒素含量および硝酸態窒素含量に換算した。

アンモニア態窒素含量 ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)

$$= \text{NH}_4^+ (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) \times \frac{14}{18} \times \frac{0.2 (\text{L})}{20 (\text{g}) \times D}$$

D : 生体重 1g あたりの乾物重 (g)

硝酸態窒素含量 ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)

$$= 2\text{NO}_3^- (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}) \times \frac{14}{62} \times \frac{0.2 (\text{L})}{20 (\text{g}) \times D}$$

D : 生重 1 g あたりの乾重 (g)

結果および考察

1. 堆積日数とアンモニア態窒素含量との関係

第 2-1 図に窒素無添加区における振とう 0 時間後の各堆肥のアンモニア態窒素含量を示した。堆積日数の短い A 堆肥のアンモニア態窒素含量は $1.97 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ と著しく高く、次いで C 堆肥および B 堆肥で $0.75 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, $0.49 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ となり、他の堆肥より有意に高いアンモニア態窒素含量を示した。堆積日数の長い D~I の堆肥はいずれも $0.10 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 以下の低いアンモニア態窒素含量を示した。

堆肥の一次発酵において、堆肥の原料に含まれるタンパク質やアミノ酸などの易分解性有機窒素化合物が微生物によって分解され多量のアンモニアが発生する(藤原, 2003; 河田, 1988; 森ら, 1988)。高いアンモニア態窒素含量が認められた堆肥 A, B, C は堆積日数がそれぞれ 12 日, 15 日, 42 日と短く、これらの堆肥は易分解性有機窒素化合物の分解によって多くのアンモ

ニアが生成されている一次発酵過程の堆肥であると考えられた。これに対して、D～Iの堆肥ではアンモニアがほとんど検出できず、既に堆肥中の易分解性有機窒素化合物が微生物によって分解された一次発酵が終了した堆肥であると考えられた。従って、採取した堆肥のアンモニア態窒素含量を測定することによって一次発酵の状態を判断することができると考えられ、本実験で用いたバーク堆肥の一次発酵は3ヶ月程度で終了するものと考えられた。

2. 一次発酵が終了した堆肥に対する窒素添加後のアンモニア態窒素含量の変化

1) 尿素添加後のアンモニア態窒素含量の変化

窒素無添加区における振とう0時間後のアンモニア態窒素含量が $0.10 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 以下と低かったD～Iの堆肥に、堆肥の乾重1gに対して窒素量1mgとなるように尿素を添加した場合のアンモニア態窒素含量の経時変化を第2-2図に示した。全ての堆肥が尿素添加24時間後あるいは48時間後にアンモニア態窒素含量の最大値を示した。本実験で用いた堆肥は一次発酵が終了し、そのアンモニア含量は $0.10 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 以下と低かったことから、この尿素添加24～48時間後にみられたアンモニア態窒素含量の急激な増加は、添加した尿素が微生物由来のウレアーゼによって加水分解して生じたものと考えられる(Gottshalk, 1980)。

尿素添加24時間以降のアンモニア態窒素含量の推移をみると(第2-2図)、D堆肥のように急激な減少がみられるもの、F、H、

I 堆肥のようにわずかに減少するもの、E、G 堆肥のようにほとんど変化が認められないものに大別できた。D、F、H、I の堆肥でみられた尿素添加 24 時間以降にアンモニア態窒素含量が減少した理由として、微生物の増殖に伴ってアンモニアが菌体に取り込まれる有機化とアンモニアの硝酸化が考えられる(河田, 1988)。そこで、各々の堆肥における 24 時間以降のアンモニア態窒素含量の減少量と硝酸態窒素含量の増加量との関係を検討した結果(第 2-3 図)、アンモニア態窒素含量の減少量と硝酸態窒素含量の増加量との間に有意な相関は認められず、また同一堆肥内においても両者の間には相関はみられなかったことから、アンモニア態窒素含量の減少がその硝酸化によるものとは考えられず、微生物の増殖に伴ってアンモニアが菌体に取り込まれる有機化が堆肥中のアンモニア態窒素含量の減少の主要因であると推察した。

従って、尿素添加 24 時間以降に急激にアンモニア態窒素含量が減少した D 堆肥では微生物の活性が高く、堆肥に添加した尿素がウレアーゼによって加水分解されて生じたアンモニア態窒素を微生物が活発に有機化していたのに対して、E および G 堆肥では微生物の活性が低く、尿素の加水分解によって生じた堆肥中のアンモニア態窒素が有機化されなかったものと推察した。

第 2-4 図に D~I の堆肥に尿素 1 mg を添加した場合の尿素添加 72 時間後までのアンモニア態窒素含量の最大値と堆積日数との関係を示した。堆積日数が長くなるに従ってアンモニア態窒素含量が大きくなる傾向が認められた。本実験では乾燥堆肥 1 g あたり窒素 1 mg に相当する尿素を添加したことから、これ

がウレアーゼによって加水分解されると $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ のアンモニア態窒素が生成される。しかし、D 堆肥ではアンモニア態窒素含量の最大値が $0.62 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ と低かったことから、D 堆肥では堆肥中の微生物活性が高く、添加した尿素の加水分解によるアンモニアの生成と、そのアンモニアが微生物の増殖に伴って菌体に取り込まれる有機化が同時に行われており、添加した尿素に相当するアンモニア態窒素含量 $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ に達しなかったと考えた。これに対して堆積日数の長い堆肥では微生物活性が低く、微生物によるアンモニアの有機化が進まなかったために、添加した尿素が加水分解されて生成されたアンモニア態窒素含量 $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ に近づいたと考えられる。

2) 硫酸アンモニウム添加後のアンモニア態窒素含量の変化

D~I の堆肥に堆肥の乾重 1 g あたり窒素量 1 mg となるように硫酸アンモニウムを添加した場合のアンモニア態窒素含量の経時変化を第 2-5 図に示した。D 堆肥では、硫酸アンモニウム添加 0 時間後では $1.17 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ のアンモニア態窒素含量が検出できたが、その後の時間の経過とともに減少し、72 時間後には $0.02 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ と低い値を示した。E, F, H, I の堆肥は硫酸アンモニウム添加 0 時間後では $1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 前後のアンモニア態窒素含量が認められ、24 時間後までほぼ一定で推移したが、その後 72 時間後にかけて時間の経過と共に低下した。72 時間後のアンモニア態窒素含量は H, E, F, I の順に低くなり、I 堆肥では $0.42 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ を示した。G 堆肥は硫酸アンモニウム添加 0 時間から 24 時間後まではほぼ一定のアンモニア態窒素含量を示し、その後もアンモニ

ア態窒素含量の低下は小さく、72 時間後でも $0.85 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ の値を示した。

硫酸アンモニウムとして堆肥に添加されたアンモニア態窒素が減少した原因として、尿素の添加実験においても述べたように、微生物の増殖に伴ってアンモニアが菌体に取り込まれる有機化とアンモニアの硝酸化が考えられる(河田, 1988)。そこで、硫酸アンモニウム添加 0 時間後から 12, 24, 48, 72 時間後までのアンモニア態窒素含量の減少量と硝酸態窒素含量の増加量との関係を検討した結果(第 2-6 図), アンモニア態窒素含量の減少量と硝酸態窒素含量の増加量との間には有意な相関は認められず、また同一堆肥内においても両者の間に相関は認められないことから、尿素添加実験と同様に、アンモニア態窒素含量の減少は微生物の増殖に伴ってアンモニアが菌体に取り込まれる有機化が主要因であると推察した。

第 2-7 図に D~I の堆肥の堆積日数と硫酸アンモニウム添加後 72 時間までのアンモニア態窒素含量の減少量との関係を示した。堆積日数が短い D 堆肥では硫酸アンモニウム添加後 72 時間までのアンモニア態窒素含量の減少量が $1.16 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ と大きかったのに対して、堆積日数が長くなるにつれてアンモニア態窒素含量の減少量は小さくなる傾向がみられた。金子ら(1986)は堆肥化の進行に伴って易分解性有機物量が低下し、微生物の増殖活性が低下することを明らかにしており、この硫酸アンモニウム添加 72 時間後までのアンモニア態窒素含量減少量の低下は、微生物によるアンモニアの有機化、すなわち微生物の増殖活性の低下によるものと推察できた。

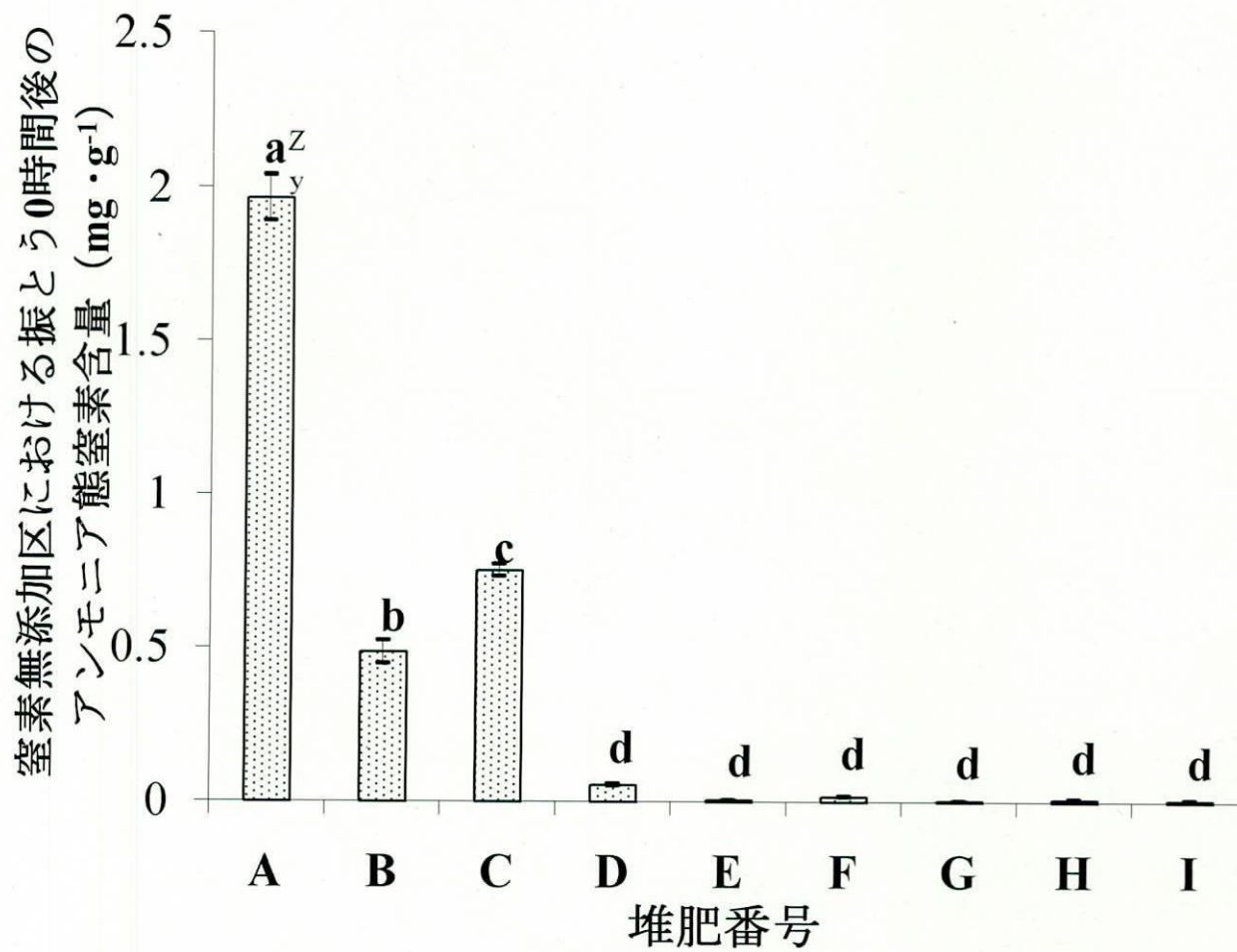
Bacillus 属など一部の細菌は有機物が枯渇し始めると芽胞と呼ばれる特有の休眠細胞を形成する。芽胞は有機物の供給を知らせる刺激を受けると発芽して栄養細胞になる(堀越・二井, 2003)。堆積日数が80日のD堆肥では一次発酵がほぼ終了したものの堆肥中には一部の有機物が残存しており, 微生物の増殖活性が低くなっておらず, 休眠形態の芽胞の形成にも至っていなかったために, 添加された硫酸アンモニウムのアンモニウムイオンを菌体に取り込んで増殖する有機化が速やかに進んだと考えられる。これに対して堆積日数の長い堆肥では堆肥中の易分解性有機物が減少し, 微生物の増殖活性が低くなっていたと考えられ, 芽胞を形成することができる微生物においては芽胞が形成されていたと考えられる。硫酸アンモニウムを添加することにより, 微生物の増殖活性が徐々に高くなると共に添加された硫酸アンモニウムが刺激となって芽胞の発芽が開始されて栄養細胞となり, 硫酸アンモニウム添加 24 時間以降に有機化が始まったと推察できた。従って, 硫酸アンモニウム添加後 72 時間までのアンモニア態窒素含量の減少量を用いることによって微生物の増殖活性や芽胞の形成程度, すなわち二次発酵の進捗度合いを段階的に腐熟度判定指標として用いることが可能であると考えられた。

第 2-7 図の結果を詳細に検討すると, 堆積日数が 200 日以上のおよび I 堆肥に比べて 183 日の G 堆肥の硫酸アンモニウム添加 72 時間後までのアンモニア態窒素含量の減少量が小さかった。これは G 堆肥の堆積期間が 5~11 月と温暖な時期に行われたのに対して, H および I 堆肥は堆積期間中に低温に遭遇したことと関係している(第 2-1 表)。堆肥の発酵は外気温と密

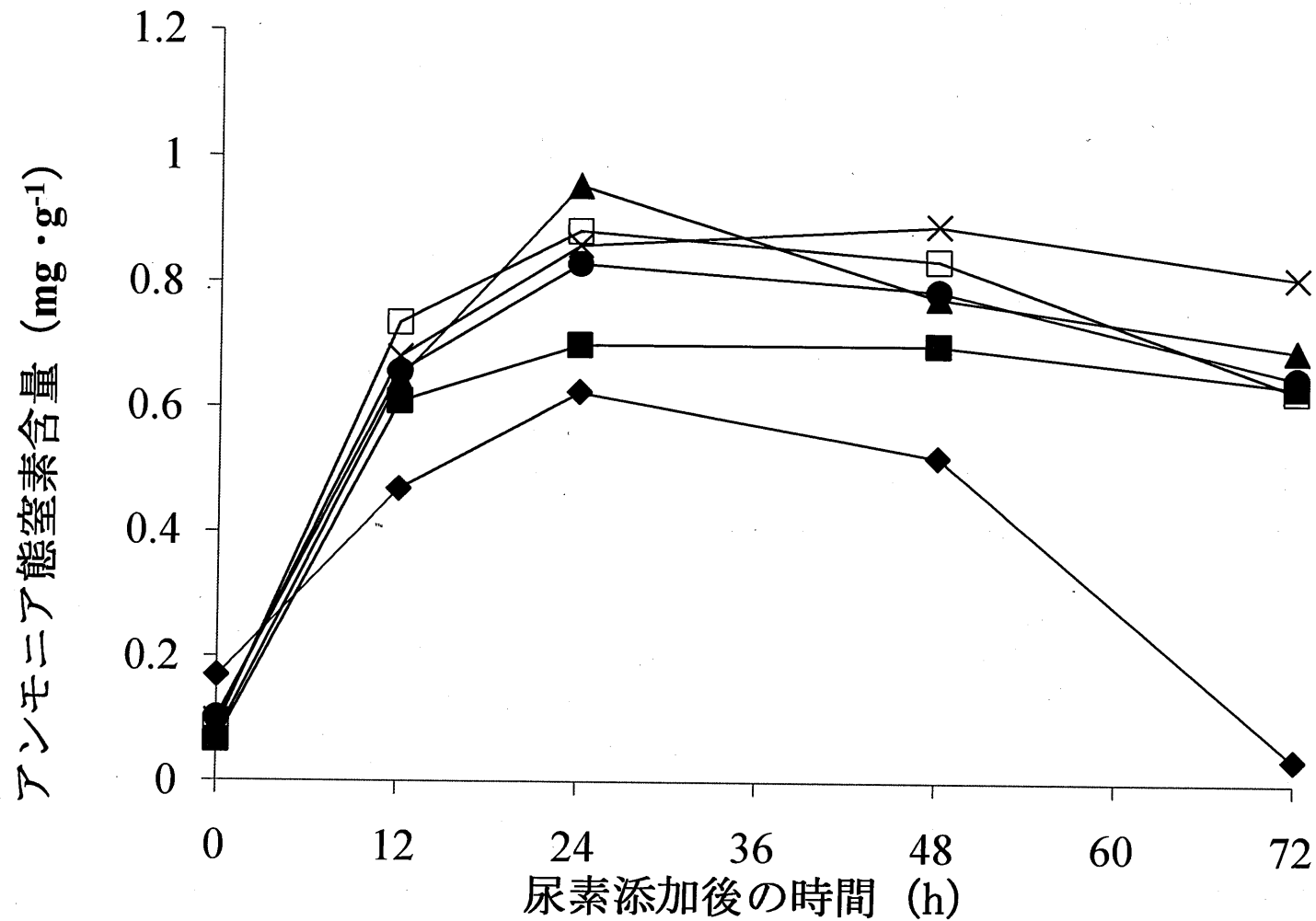
接に関係することが知られており、本実験における堆積が露天で行われたために堆積期間の季節の差異が大きく影響したものと考えられる。従って、堆積日数は堆肥の腐熟度判定基準の一つとして広く用いられているが、本実験におけるアンモニア態窒素含量の変化をみることによってより正確なバーク堆肥の腐熟度を判別できる可能性が示唆された。

第2-1表 供試した堆肥の堆積開始日および試料採取日と堆積日数

堆肥 番号	堆積日数 (day)	堆積開始日	試料採取日	水分率 (%, w. b.)
A	12	2002年 11月 16日	2002年 11月 28日	55.3
B	15	2003年 4月 1日	2003年 4月 16日	67.4
C	42	2003年 7月 7日	2003年 8月 18日	67.0
D	80	2002年 9月 9日	2002年 11月 28日	57.7
E	127	2003年 4月 14日	2003年 8月 18日	62.8
F	135	2002年 12月 2日	2003年 4月 16日	62.2
G	183	2002年 5月 30日	2002年 11月 28日	52.0
H	219	2002年 9月 9日	2003年 4月 16日	61.2
I	234	2002年 12月 27日	2003年 8月 18日	64.1

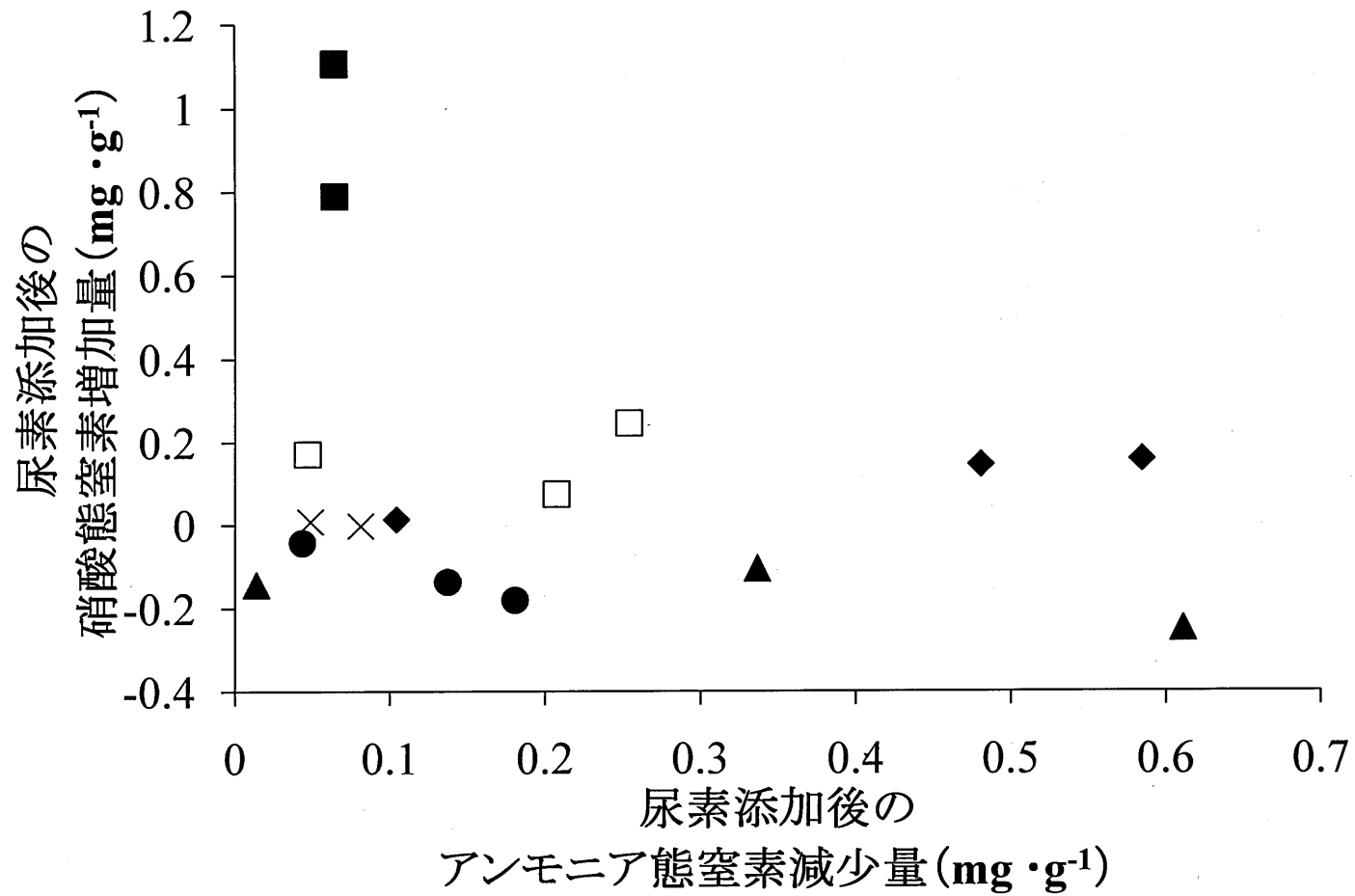


第2-1図 堆積日数の異なる堆肥のアンモニア態窒素含量
 z: 図中のアルファベットは5%の危険率で堆肥区間に有意な差がないことを示す
 y: エラーバーは標準偏差を示す



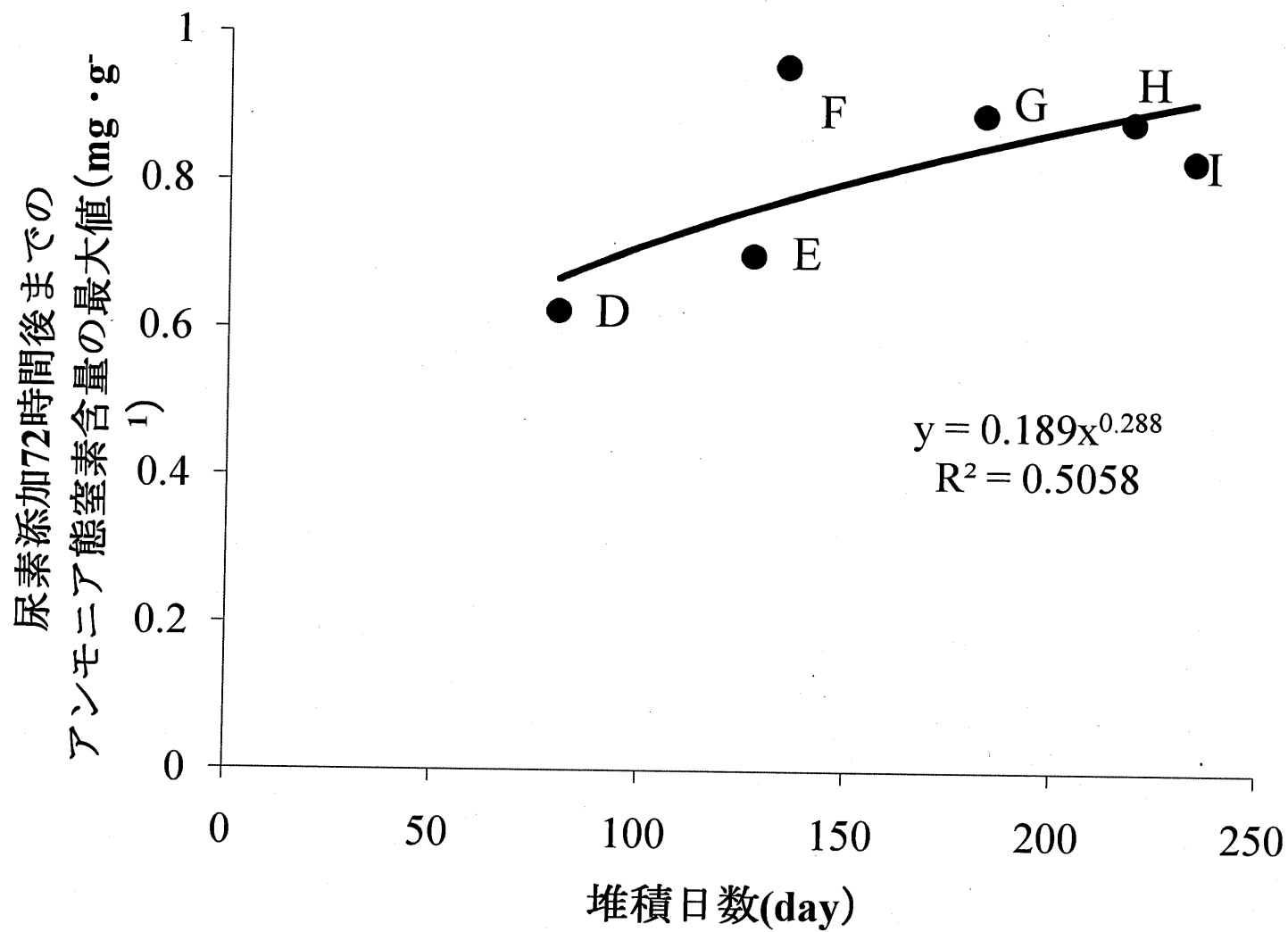
第2-2図 尿素添加後のアンモニア態窒素含量の経時変化

◆:D ■:E ▲:F ×:G □:H ●:I

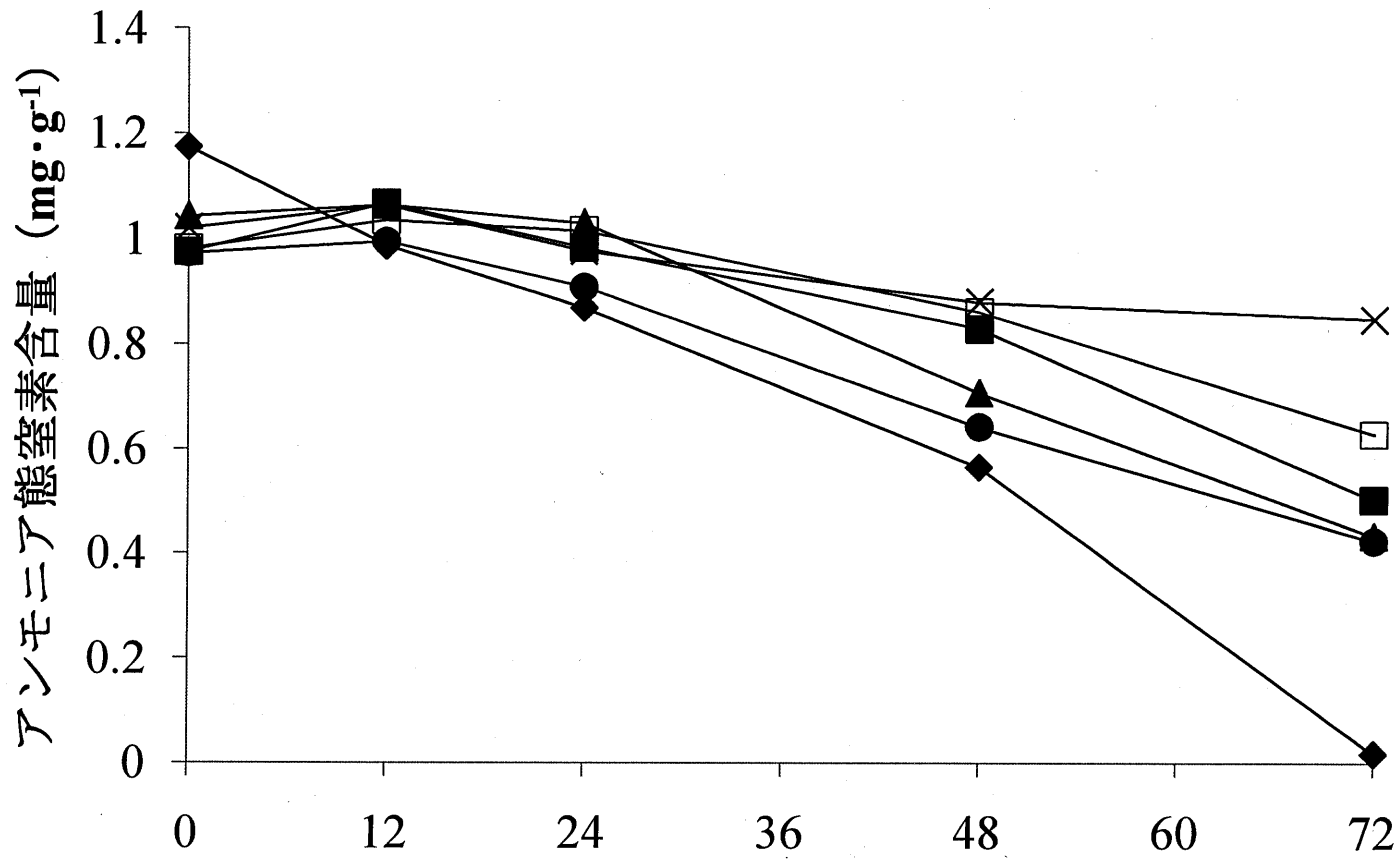


第2-3図 尿素添加区におけるアンモニア態窒素含量の減少量と硝酸態窒素含量の増加量との関係

◆:D ■:E ▲:F ×:G □:H ●:I



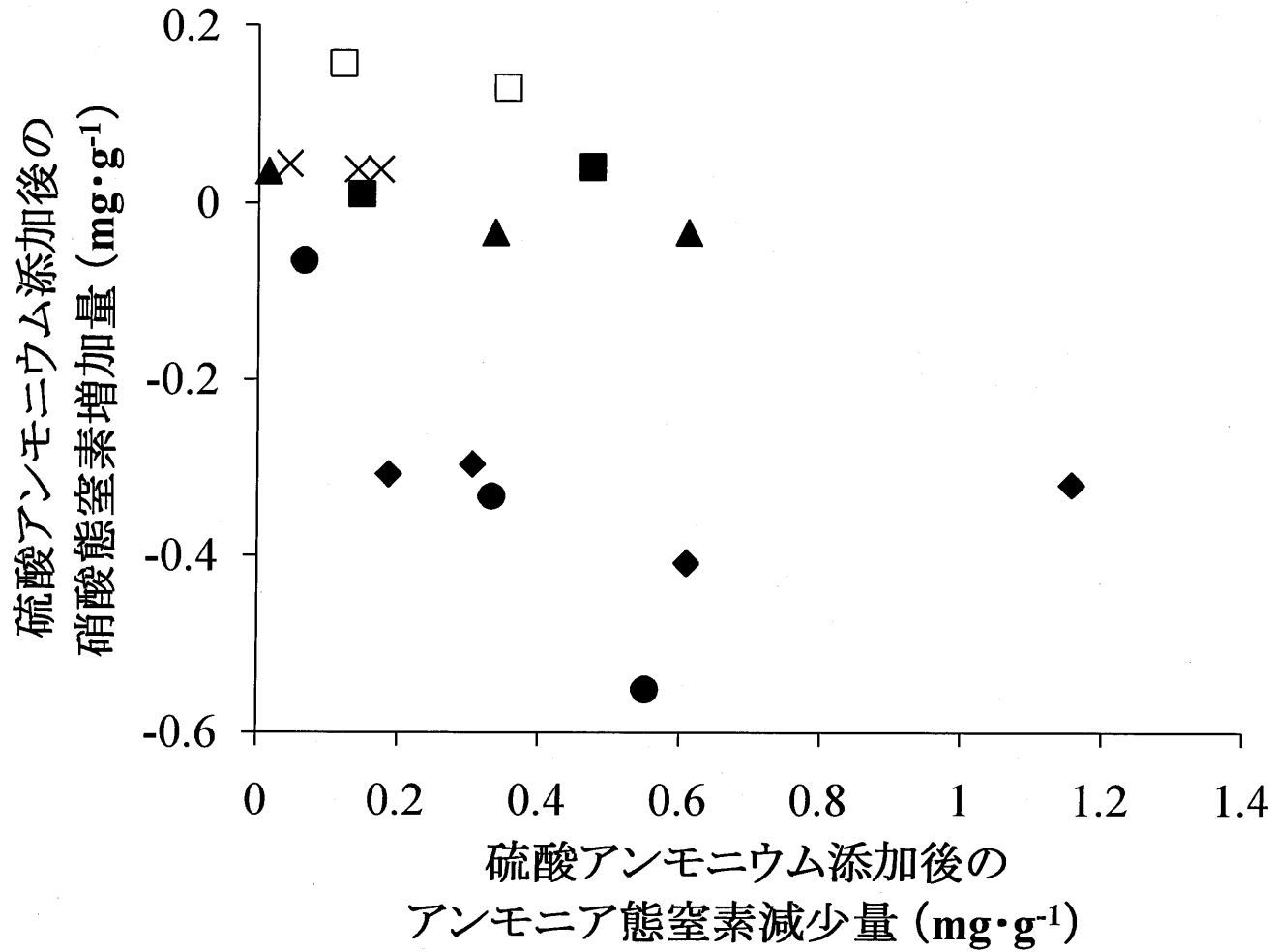
第2-4図 尿素添加区におけるアンモニア態窒素含量最大値と堆積日数との関係



硫酸アンモニウム添加後の時間 (h)

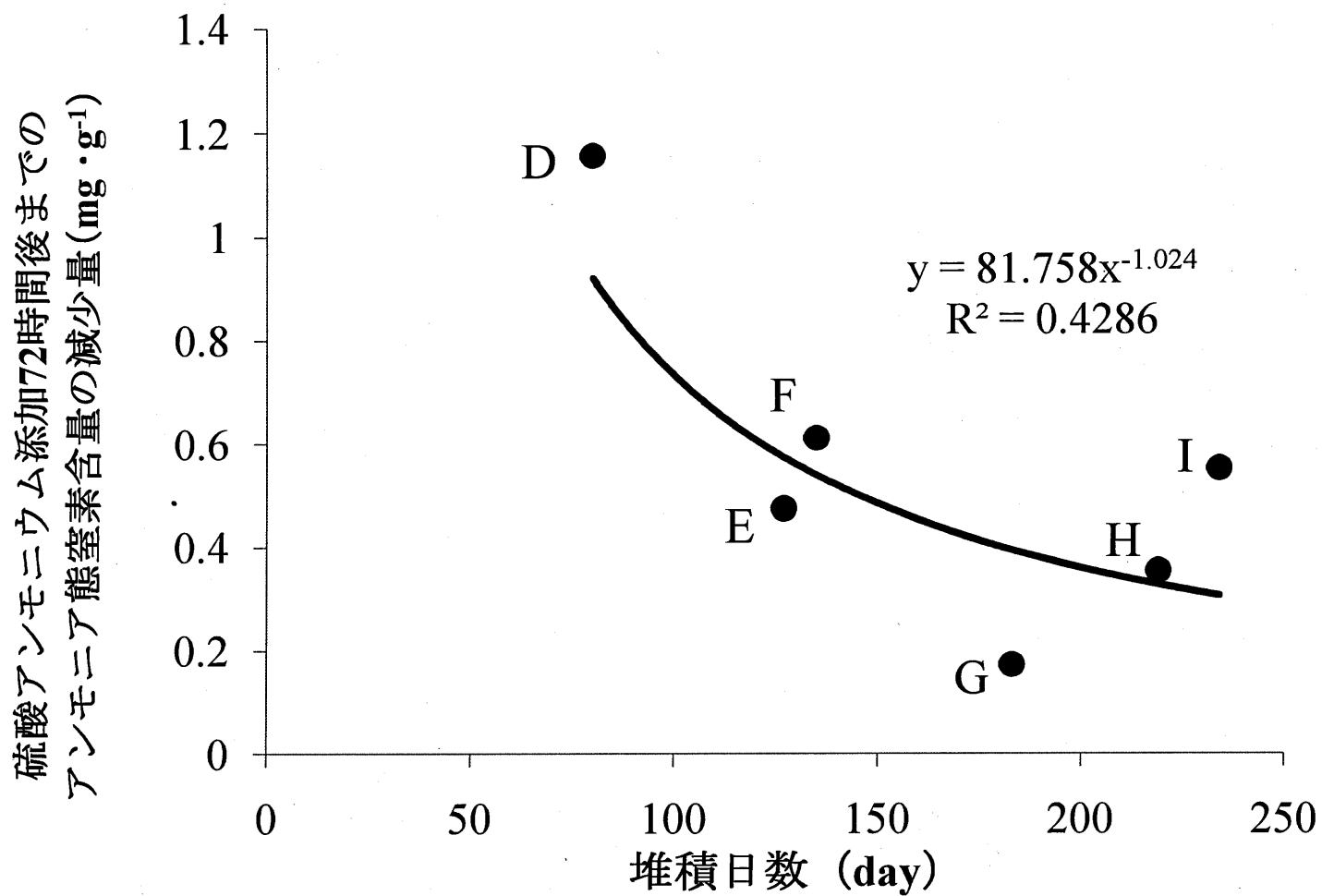
第2-5図 硫酸アンモニウム添加後のアンモニア態窒素含量の経時変化

◆:D ■:E ▲:F ×:G □:H ●:I



第2-6図 硫酸アンモニウム添加区におけるアンモニア態窒素含量の減少量と硝酸態窒素含量の増加量との関係

◆:D ■:E ▲:F ×:G □:H ●:I



第2-7図 硫酸アンモニウム添加区におけるアンモニア態窒素含量の減少量と堆積日数との関係

第 3 章 鉢物培養土に適したバーク堆肥製造のための堆積原料

第 1 節 バーク堆肥の発酵に及ぼす堆積原料の C/N 比と窒素量の影響

鉢物培養土として堆肥を使用する場合には植物の生育途中に障害が発生せず、品質の安定した堆肥が供給される必要がある。また、培養土は植物の支持体としての役割も重要であり、ある程度の期間、一定の形状を保つことも求められている(加藤, 1992)。このため微生物により容易に分解されにくい素材が原料として用いられている堆肥, すなわち難分解性有機物を多く含む堆肥が鉢物培養土には適していると考える。

堆肥原料の指標として C/N 比が用いられている。堆積原料の C/N 比を変えることによる堆肥中の微生物の変化(Eiland ら, 2001)や発酵過程での C/N 比の変化(Nakasaki ら, 1992; Huang ら, 2004)が調査されている。また, 原料の C/N 比を調整することによって安定した品質の堆肥が生産できるとの報告もある(Eiland ら, 2001)。

バーク堆肥の主原料は貯留木材の樹皮や木材加工過程で発生する木材残さに加えて, 近年は伐採樹や剪定枝などの生体木なども用いられており, 原料としてのバークの C/N 比を一定にすることが難しくなっている。しかし, これらのバーク堆肥の主原料は有機炭素化合物が主体であるため, バーク堆肥の製造にあたっては発酵を促進するための有機窒素化合物を含む副資材が添加されており, 副資材の量や種類を調整することによって原料の

C/N 比を一定に保つことが可能であると考える。

本節では安定したバーク堆肥を製造するための原料の調整を行う第一段階として、C/N 比を変えた堆積原料を用いた堆積過程での窒素成分の変化を検討した。

材料および方法

1. 実験区の設定および堆積

堆積主原料として、剪定枝、伐採木、杉皮などの木質系の原料と生おから、ふすま等の窒素源を 8:2 で混合して約 4 ヶ月間野積み堆積を行った後、2 次粉碎して 12 mm の篩いにかけて本積み前の粗バーク堆肥（自然応用科学株式会社；愛知県名古屋市）を用いた。C/N 比調整用の副資材として、乾燥鶏糞（岐阜大学応用生物科学部附属岐阜フィールド科学教育研究センター；岐阜県岐阜市）ならびに発酵鶏糞（東海育成株式会社；岐阜県山県市）を用いた。各資材の水分率を測定すると共に、総窒素量、総炭素量、C/N 比を高感度 N.C-ANALYZER（SUMIGRAPH NC-95A、株式会社住化分析センター；大阪府大阪市）で測定し、第 3-1 表に示した。

実験区として、粗バーク堆肥 4860 kg のみを堆積した区（以下 C/N29）、粗バーク堆肥 4860 kg に発酵鶏糞 908 kg を加えて堆積開始前の C/N 比を 22 に調整して堆積した区（以下 C/N22）、粗バーク堆肥 4860 kg に乾燥鶏糞 580 kg を加えて堆積開始前の C/N 比を 18 に調整して堆積した区（以下

C/N18)の3区を用いた。堆積は、岐阜大学応用生物科学部附属岐阜フィールド科学教育研究センター内の屋根付き無通気型堆肥舎(幅3m×奥行5m×高さ1.5mのピットを4基持つ)で2007年1月8日から2007年5月28日までの140日間行った。堆積期間中は2週間毎に切り返しを行うと共に、採取したバーク堆肥の水分を測定し(第3-1図)、水分が55~65%となるように適宜水分調整を行った。

2. 調査方法

アンモニア態窒素含量を測定するために、切り返し時に堆肥の中心部3箇所から試料を採取すると共に、採取した堆肥の一部を105℃で24時間乾燥させて乾物重を測定した。アンモニア態窒素含量の測定は第2章と同様の手順で行った。

また、温度センサ(9631-21,日置電機株式会社製;長野県上田市),温度ロガー(3663,日置電機株式会社製;長野県上田市)を用い,堆積期間中の堆肥表面から1mの位置の温度を1時間毎に測定し,試料採取日から次回試料採種日までの14日間の温度の平均を14日間の堆肥の平均温度とした。

結果および考察

1. 堆積期間における温度の経時変化

第3-2図に堆肥堆積中の平均温度を示した。いずれの区においても堆積初期の温度が高く,その後温度が低下し,堆積終了

時には 35°C ~ 40°C となった。堆肥の一次発酵における堆肥温度の上昇は微生物の有機物分解による熱放出に基づいており(河田, 1981; 中央畜産会, 2000), 堆肥温度は微生物の有機物分解活性と関係している。従って, 微生物による有機物の分解が活発に行われている堆積初期には有機物分解に伴う熱放出によって温度が高くなり, 一次発酵終了期に近づくにつれて堆肥温度が低下する。

堆肥温度の推移を詳細にみると, 堆積 14 日目における堆肥温度は C/N18 で 63.8°C , C/N22 で 62.6°C とほぼ同じであり, 有機物の分解も同様に活発に行われていると推定できた。C/N18 では 42 日目まで一定で推移したもののその後低下し, 98 日目には 32.7°C まで低下して一定となった。これに対して C/N22 では, 56 日目まで 60°C 前後で推移し, その後徐々に温度が低下して 112 日目に 37.8°C となり一定した。このことから, C/N18 に比べて C/N22 では長期間にわたって微生物による有機物分解活性が高く維持されたものと考えた。これに対して C/N29 では, 堆積 14 日目に 58.0°C と 3 区の中では最も低い温度を示し, その後 56 日目まで急激に低下して 33.2°C に達して一定したことから, C/N29 は 3 区の中で最も堆積初期の有機物の分解が少なく, 微生物による有機物分解活性は C/N18 および C/N22 に比べて著しく低かったと推定できた。

2. 堆積期間におけるアンモニア態窒素含量の経時変化

第 3-3 図に堆積期間中のアンモニア態窒素含量の経時変化を示した。堆積 14 日目のアンモニア態窒素含量は C/N29 が $1.41\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ と最も低く, 次いで C/N22 の $4.00\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, C/N18

の $5.44 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ と C/N 比が低下するにつれて増加した。堆肥の一次発酵におけるアンモニアの発生は、堆肥の原料に含まれるタンパク質やペプチドなどの有機窒素化合物の微生物による分解によって生じることから、C/N 比の低い、すなわち有機窒素化合物含量の高い堆積原料ほど一次発酵初期における微生物による有機窒素化合物分解活性が高く、堆肥中のアンモニア態窒素含量が高かったものと考えた。しかし、窒素含量が最も高い C/N18 では 28 日目から 98 日目にかけてアンモニア態窒素含量が直線的に減少し、98 日目以降は $0.1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 以下の非常に低い値で推移した。これに対して C/N22 では、初期のアンモニア態窒素含量は C/N18 より低かったものの、70 日目まで $4 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 程度で推移し、 $0.1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 以下の低いアンモニア態窒素含量に至るまでに 112 日を必要とした。窒素含量が最も低い C/N29 では堆積期間を通じて最も低いアンモニア態窒素含量で推移し、3 区の中では最も早い 70 日目に $0.1 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 以下の低い値となった。

堆肥中で生成されたアンモニア態窒素は大気中に放出されるだけでなく微生物による有機化と硝酸化によって消費され減少する。有機窒素化合物の分解によるアンモニアの生成が活発に行われている場合には、アンモニア態窒素の大気への放出や有機化、硝酸化を上回るアンモニア態窒素の生成が行われ、堆肥中のアンモニア態窒素含量は減少しない。しかし、有機窒素化合物の分解が低下し始めるとアンモニアの消費量が生成量を上回り、堆肥中のアンモニア態窒素は減少し始める。さらに、堆肥中の有機窒素化合物の分解がほとんど行われなくなると堆肥中のアン

モニアのほとんどが消費され、堆肥中のアンモニア態窒素含量は $0.1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 以下の著しく低い値を示す。このことから、C/N18では28日目以降有機窒素化合物の分解が低下し始め、98日目には堆肥中の有機窒素化合物の分解がほぼ停止したものと考える。これに対して C/N22 では、堆積原料の窒素含量が C/N18 に比べて低いため初期のアンモニア態窒素含量は低かったものの、C/N18 に比べて70日目までと長い期間にわたってアンモニア態窒素含量が高く維持されており、活発な有機窒素化合物の分解が行われていたと推定された。

各測定日のアンモニア態窒素含量を積算したアンモニア態窒素含量積算値は、C/N18 では $20.07 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、C/N22 では $21.00 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、C/N29 では $3.59 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ となり、C/N18 と C/N22 の積算値はほぼ同じ値を示した。前述のように各測定日毎のアンモニア態窒素含量はアンモニアの生成量と消費量により決定されるものであり、その積算値であるアンモニア態窒素含量積算値は有機窒素化合物の分解量を直接示すものではない。しかし、測定日ごとのアンモニア態窒素含量は堆肥に含まれる有機物の分解活性を示しており、アンモニア態窒素含量積算値は分解された有機物量と関係していると推定される。アンモニア態窒素含量積算値は C/N18 と C/N22 では同程度であったことから、堆積期間を通じたアンモニアの生成量も同程度であったと推定できたが、C/N18 においては初期の有機窒素化合物の分解量の多いことが特徴的であり、C/N22 では有機窒素化合物の分解期間が長く維持されたことが特徴的であった。また、C/N29 は堆積原料中の有機窒素化合物量が少ないため3区の中で堆

積初期の有機窒素化合物の分解量が最も少なく、分解も最も早く終了したためアンモニア態窒素含量の積算値も小さかった。

C/N18とC/N22を比較すると、C/N18の堆積原料中の窒素含量はC/N22に比べて高く、このことが堆積14日目の高いアンモニア態窒素含量と関係していたが、C/N18ではその後アンモニア態窒素含量が急激に減少したため、アンモニア態窒素含量積算値はC/N18とC/N22で同程度となった。従って、堆積初期の有機窒素化合物の分解量は堆積原料の窒素含量と関係しているものの、有機窒素化合物の分解期間や総分解量は堆積原料の窒素含量とは異なる要因が関与していると推察された。

3. 堆肥温度とアンモニア態窒素含量の関係

堆肥の平均温度とアンモニア態窒素含量の関係を第3-4図に示した。3区共に1%の危険率で高い相関がみられ、堆肥温度の低下に伴ってアンモニア態窒素含量が減少していた。このことから、堆肥温度の低下、すなわち微生物の有機物分解活性の低下とアンモニア態窒素含量の低下、すなわち微生物による有機窒素化合物の分解によるアンモニア発生量の減少との間に密接な関係があることを示している。従って、アンモニア態窒素含量が高い堆肥においては微生物による有機物の分解活性が高く、微生物による有機物の分解量も多いと考えられ、アンモニア態窒素含量が低い堆肥においては微生物の分解活性が低く、微生物による有機物の分解量も少ないと考えられた。

第2章の結果から、堆肥の一次発酵の終了はアンモニア態窒素がほとんど検出されなくなった段階であると考えられることから、

回帰直線の x 切片が一次発酵の終了温度を示す。本実験においては、C/N29 における一次発酵終了温度は 35.6 °C, C/N22 では 36.9 °C, C/N18 では 36.6 °C であると推定できた。堆肥の温度は外気温に大きな影響を受けるが、外気温が同じであれば一次発酵終了温度は C/N 比に関わらず同程度であると判断できた。

C/N29 の回帰直線の傾きは他の 2 区と比べ有意に小さく、アンモニア態窒素含量が温度上昇に対して低く推移した。Nakasaki ら(1992)は C/N 比が異なる食品残さを用いた堆肥化試験において、C/N 比が高い堆積原料では堆積初期のアンモニアの放出量は低いものの二酸化炭素放出量が多いと述べており、C/N29 における堆肥温度の上昇は窒素化合物以外、すなわち微生物による有機炭素化合物の分解によるものと考えられる。

このことからバーク堆肥の初期発酵において堆積原料の C/N 比が高い場合は炭素化合物が多く分解されると考えた。

4. 堆積原料の全窒素量とアンモニア態窒素含量の積算値との関係

堆積原料の全窒素量とアンモニア態窒素含量積算値との関係を第 3-5 図に示した。堆積原料の全窒素量は C/N29, C/N22, C/N18 でそれぞれ 13.80 mg·g⁻¹, 17.00 mg·g⁻¹, 18.80 mg·g⁻¹ であり、堆積期間中のアンモニア態窒素含量積算値はそれぞれ 3.62 mg·g⁻¹, 21.00 mg·g⁻¹, 20.09 mg·g⁻¹ であった。

本実験において設定した堆肥の全窒素量は C/N29, C/N22,

C/N18 でそれぞれ $13.80 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, $17.00 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, $18.80 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ であったことから, アンモニア態窒素含量積算値も同様に C/N29, C/N22, C/N18 の順に高くなるものと考えた. しかし, 堆積期間中のアンモニア態窒素含量積算値は C/N29 の $3.62 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ から C/N22 の $21.00 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ へと増加したものの, C/N22 と C/N18 の積算値は $21.00 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, $20.09 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ と同程度のアンモニア態窒素含量積算値を示し, 堆肥の全窒素量とアンモニア態窒素含量積算値との間に一定の関係が認められなかった. このことから, C/N18 における堆積期間中の有機窒素化合物の分解に対して何らかの律速要因が関与していることが推定された.

微生物による堆肥の発酵には炭素化合物と窒素化合物が不可欠であり, 堆肥の発酵は C/N 比に依存することが知られている (Huang ら, 2004; 河田, 1981). 従って, C/N18 の堆肥では窒素化合物に対して炭素化合物が不足し, 炭素量が律速要因となって発酵が抑制された可能性が推定できた. また, C/N29 においては堆肥温度が急速に低下し, アンモニア態窒素含量も著しく低かったことから, 炭素化合物に対して窒素化合物が不足したものと考えた.

本節で得られた 3 種類の堆積原料の全窒素量とアンモニア態窒素含量積算値との関係は相関関係になく, C/N22 における全窒素量 $17.00 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ と C/N18 の全窒素量 $18.80 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ の間にアンモニア態窒素含量積算値が最も高くなる全窒素量の存在が推定された. このことから, C/N18 と C/N22 の間の C/N 比において最も多くの有機窒素化合物が分解されアンモニア態窒

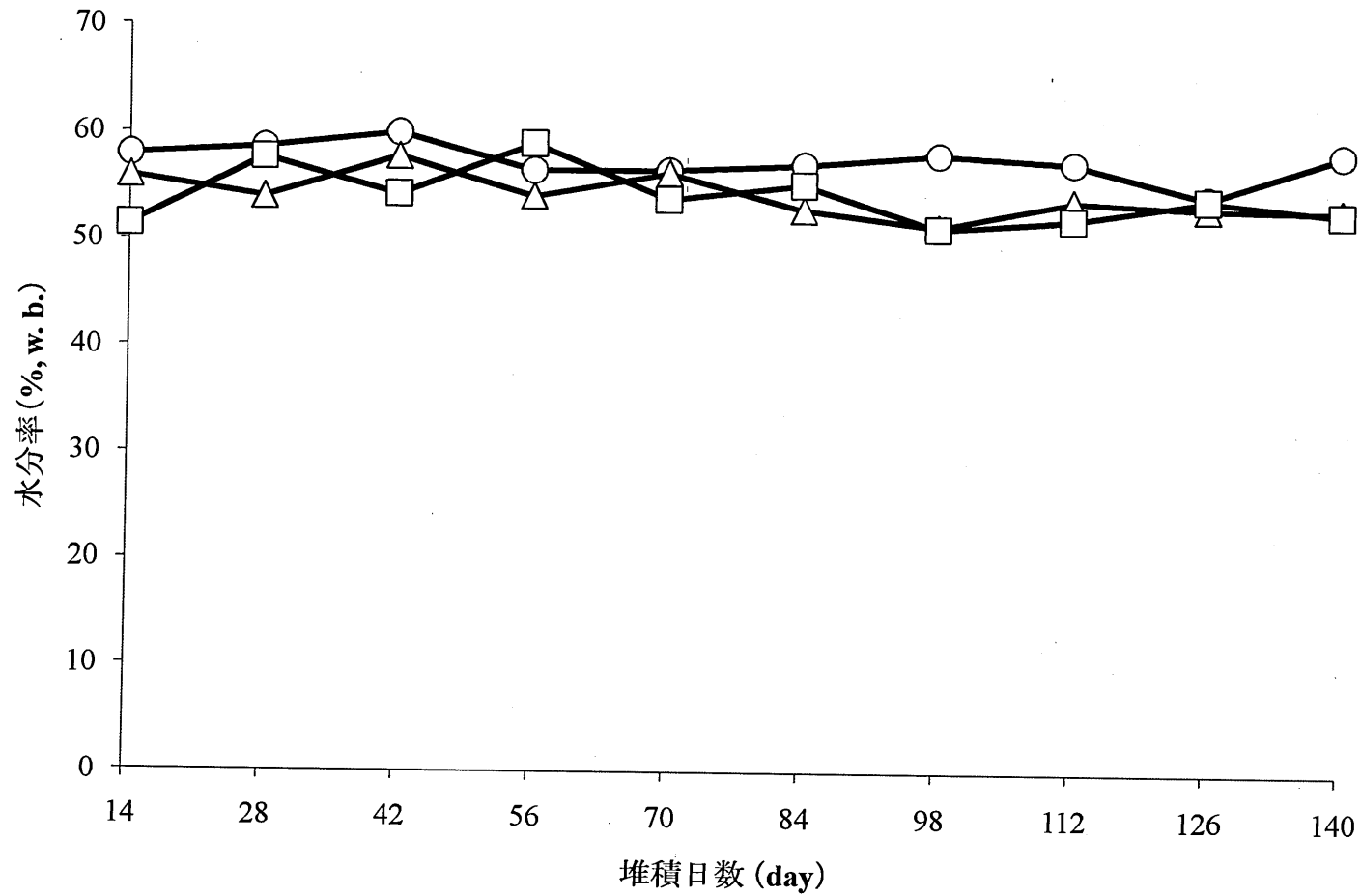
素含量の積算値が高くなる C/N 比，すなわち微生物による有機物の分解が最も促進される C/N 比が存在すると考える。

しかし，本節において測定した窒素量および炭素量は，難分解性有機物を含む全窒素量および全炭素量である。堆積原料に含まれる有機窒素化合物の多くは，タンパク質やペプチドなど一次発酵での有機物の分解を担う細菌や放線菌などが分解しやすい易分解性有機窒素化合物であるのに対して，炭素化合物には細菌や放線菌が分解できるセルロースやヘミセルロースなどの易分解有機物に加えて，白色腐朽菌などの糸状菌しか分解できないリグニンなどの難分解性有機物が含まれている（河田，1981）。また，バーク堆肥の原料である木質は樹種や部位によって易分解性有機物や難分解性有機物の割合が異なることが知られており（河田，1981；日本木材学会・化学編編集委員会，1990），難分解性有機物を含む C/N 比は必ずしも安定した発酵を保証するための汎用的な指標とはならない。

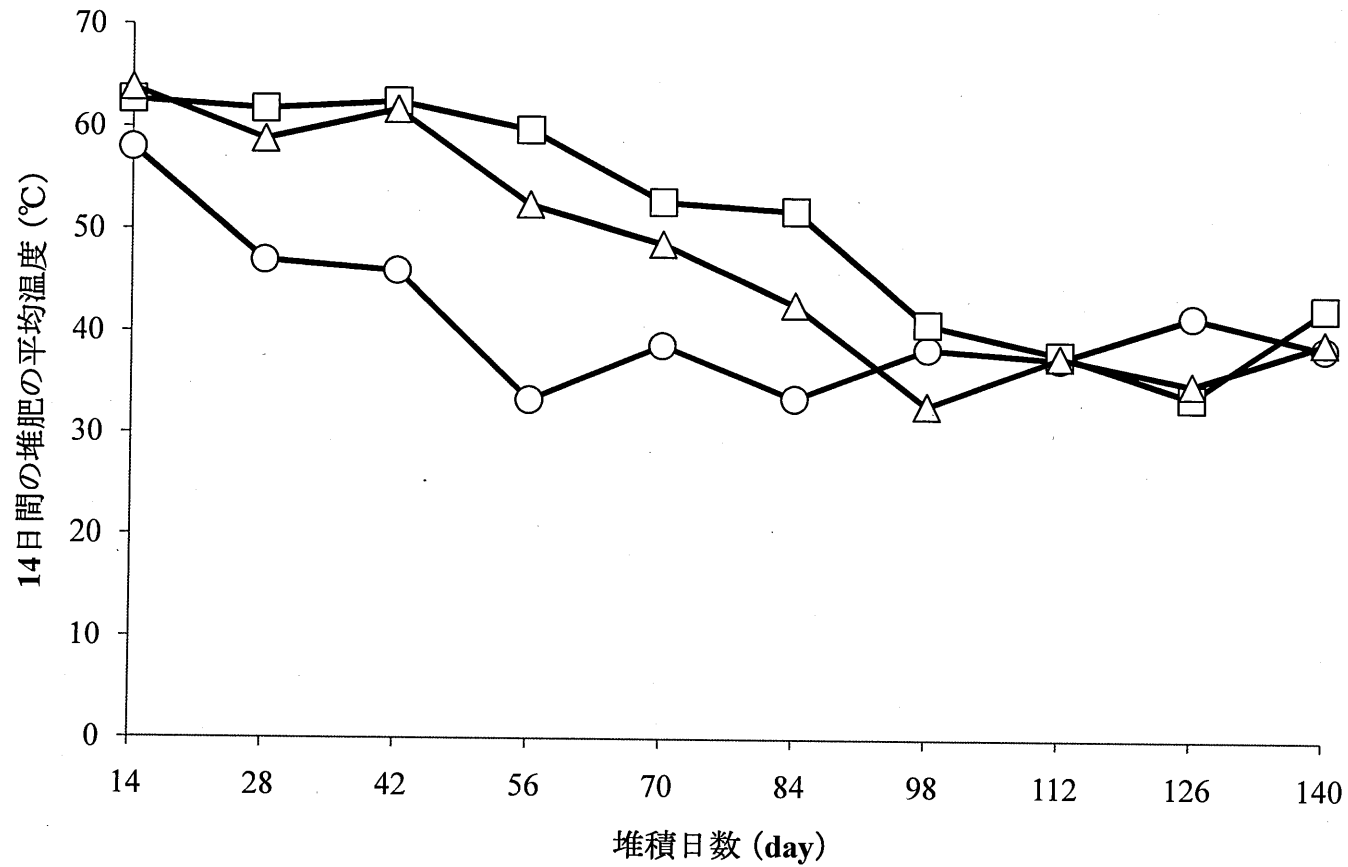
そこで，堆肥中の窒素量と易分解性炭素量を測定し，その割合がバーク堆肥の堆積過程での発酵に与える影響を詳しく調査する必要があると考える。

第3-1表 堆積原料の水分, 総窒素量, 総炭素量およびC/N比

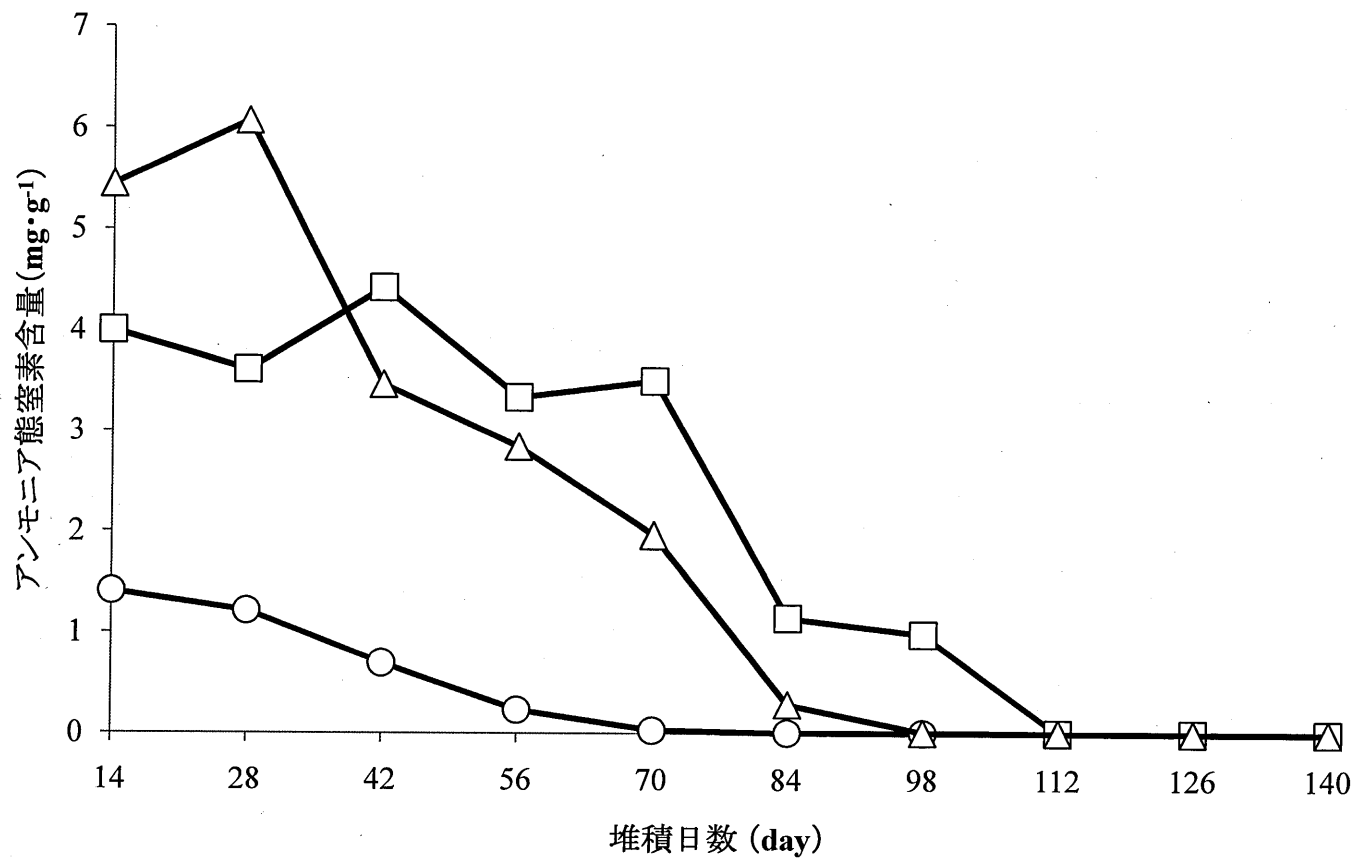
	水分率 (%, w. b.)	総窒素量 (mg·g ⁻¹)	総炭素量 (mg·g ⁻¹)	C/N比
粗バーク堆肥	55.60	13.80	399.00	28.80
乾燥鶏糞	11.00	39.60	302.20	7.80
発酵鶏糞	25.00	27.00	270.00	10.00



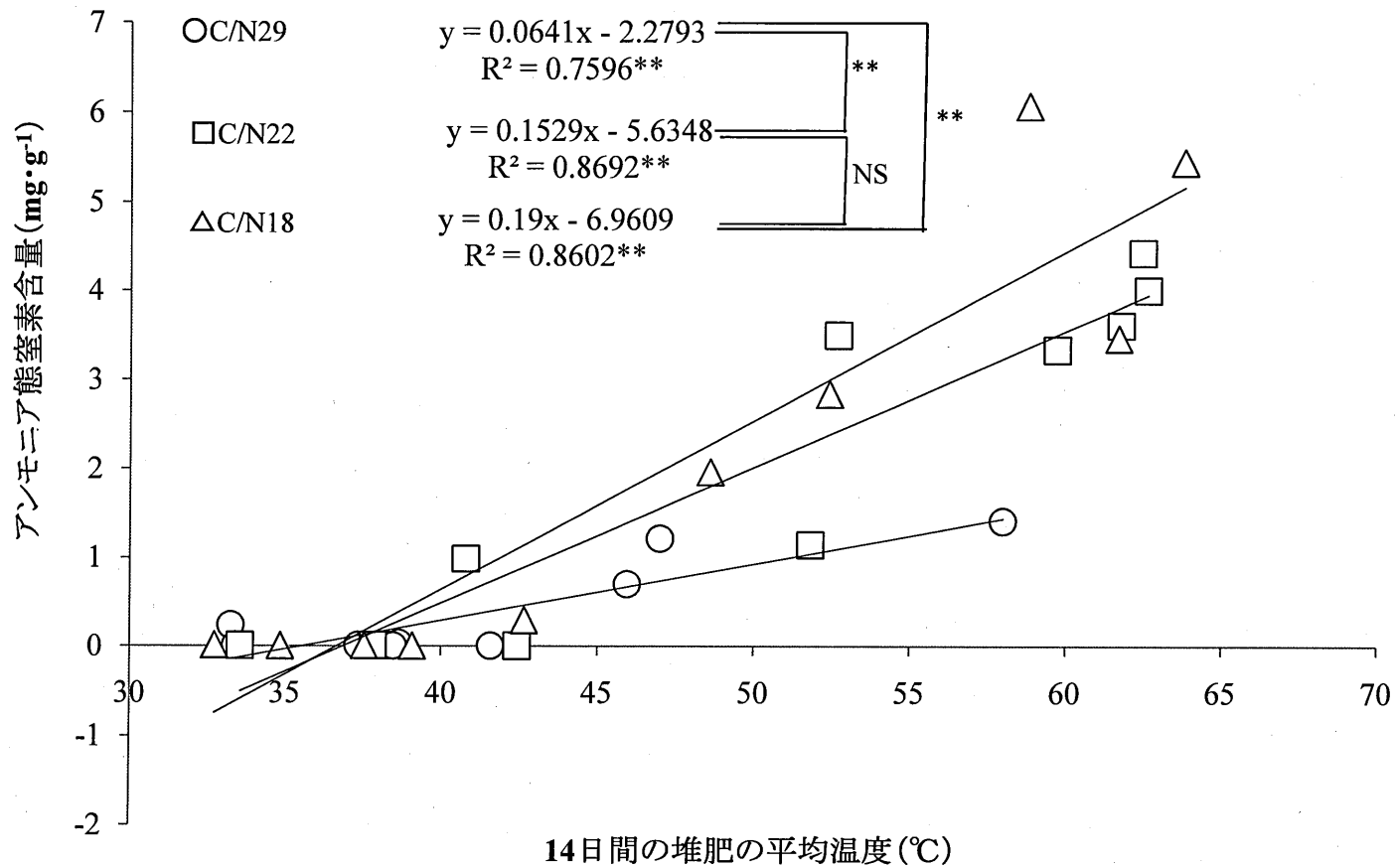
第3-1図 堆肥の水分率の経時変化
 C/N18:△ C/N22:□ C/N29:○



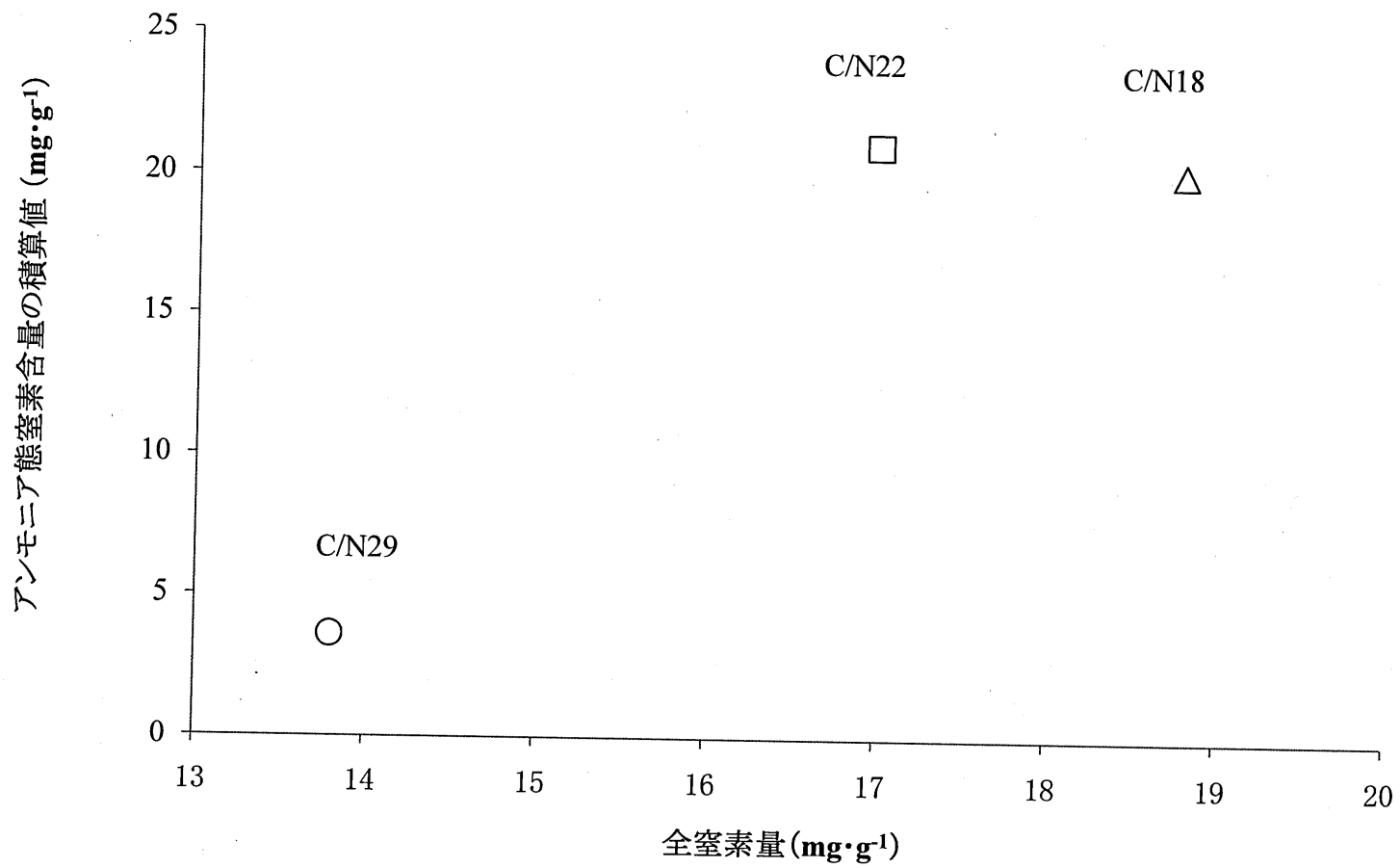
第3-2図 堆肥の平均温度の経時変化
 C/N18:△ C/N22:□ C/N29:○



第3-3図 アンモニア態窒素含量の経時変化
C/N18:△ C/N22:□ C/N29:○



第3-4図 温度とアンモニア態窒素含量との関係
 図中の**は1%の危険率で有意である事を示し、NSは有意でないことを示す



第3-5図 堆積原料の全窒素量とアンモニア態窒素含量の積算値との関係

第 2 節 堆積原料の易分解性炭素量と窒素量がバーク堆肥の発酵に与える影響

第 1 節の結果から、C/N 比が高い堆肥では窒素量が律速要因となり発酵が停止し、C/N 比が低い堆肥では炭素量が律速要因となり発酵が停止することが明らかとなり、C/N18 から C/N22 の間で最も堆積過程において最も効率的に有機物が分解される C/N 比が存在すると推定された。しかし、堆積原料に含まれる有機炭素化合物には微生物によって分解されやすい易分解性有機炭素化合物に加えて、白色腐朽菌などの糸状菌しか分解できないリグニンなどの難分解性有機炭素化合物が含まれており、原料の樹種や部位によって易分解性有機窒素化合物や難分解性有機炭素化合物の割合が異なることが知られている(河田, 1981; 日本木材学会・化学編編集委員会, 1990)。従って難分解性有機炭素化合物を含んだ C/N 比は、必ずしも安定した発酵を保証するための堆肥原料を調整するための汎用的な指標とはならないと考える。

本節では、バーク堆肥の原料の易分解性炭素量と窒素量の割合がバーク堆肥の一次発酵過程に与える影響を調査検討した。

材料および方法

1. 実験区の設定および堆積

堆積原料として、剪定枝、伐採木、杉皮などの木質系の原料と生おから、ふすま等の窒素源を8:2で混合して約4ヶ月間野積み堆積を行い、2次粉碎後12 mmの篩いにかけて本積み前の粗バーク堆肥(自然応用科学株式会社;愛知県名古屋市)および廃材チップ(自然応用科学株式会社;愛知県名古屋市)、発酵鶏糞(東海育成株式会社;岐阜県山県市)を用いた。各資材の水分率、総窒素率、総炭素率、易分解性炭素率、C/N比、易分解性炭と窒素の割合(以下易分解性C/N比とする)を第3-2表に示した。

試験区として、粗バーク堆肥2975 kgに発酵鶏糞1125 kgを加え、堆積開始時のC/N比を20、易分解性炭素量と窒素量の割合を10に調整した区(以下C/N20・EDC/N10区とする)、粗バーク堆肥293 kgに廃材チップ903 kg、発酵鶏糞1583 kgを加えて堆積開始時のC/N比を20、易分解性C/N比を12に調整した区(以下C/N20ED・C/N12区とする)、粗バーク堆肥419 kgに廃材チップ687 kg、発酵鶏糞1729 kgを加えて堆積開始時のC/N比を18易分解性C/N比を10に調整した区(以下C/N18ED・C/N10区とする)の3区を用いた。各区の総窒素率、総炭素率、易分解性炭素率、難分解性炭素率、C/N比、易分解性C/N比を第3-3表に示した。堆積は、岐阜大学応用生物科学部附属岐阜フィールド科学教育研究センター内の屋根付き無通気型堆肥舎(幅3 m×奥行5 m×高さ1.5 mのピットを4基持つ)で、2009年4月8日から2009年9月9日までの154日間行った。堆積期間中は2週間毎に切り返しを行うと共に、水分率が55~65%となるように適宜水分調整を行った。

試料の採取は繰り返し時に堆肥の中心部 3 箇所から試料を採取し、採取した堆肥の一部を 105℃で 24 時間乾燥させて乾物重を測定すると共に乾燥させた試料を粉碎し、有機物組成の分析に用いた。

2 調査方法

アンモニア態窒素含量の測定は第 2 章と同様の手順で行い、他の成分は以下の手順で測定した。

乾燥粉碎した試料を高感度 N.C-ANALYZER (SUMIGRAPH NC-95A, 住化分析センター; 大阪府大阪市) を用いて炭素率と窒素率を測定し、測定した炭素率および窒素率と堆肥の総量から総窒素量および総炭素量を求めた。易分解性炭素量は木材科学実験書 II. 化学編 (日本木材学会・化学編編集委員会, 1990) に基づき乾燥粉碎した試料を硫酸法で加水分解し、ガラスフィルター (1G3) で濾過した。硫酸加水分解によって堆肥発酵初期に微生物によって分解されやすいセルロースやヘミセルロースなどの易分解性有機炭素化合物が分解され、白色腐朽菌などの糸状菌でしか分解されないリグニンなどの難分解性有機炭素化合物が残る。従って、ガラスフィルター上に残った分解残さを乾燥、計量し、高感度 N.C-ANALYZER で炭素率を測定し、分解残さ量と炭素率、堆肥の総量から難分解性炭素量を求め、総炭素量から難分解性炭素量を引いたものを易分解性炭素量とした。

結果および考察

1. 堆積過程における窒素の経時変化

第3-6図に堆積期間中のアンモニア態窒素含量の経時変化を示した。堆積14日目ではC/N20・EDC/N10で4.69 mg g⁻¹, C/N20・EDC/N12では5.96 mg g⁻¹, C/N18・EDC/N10では7.59 mg g⁻¹であった。堆肥中のアミノ酸やタンパク質などの有機窒素化合物は微生物により分解されてアンモニアが発生する。発生したアンモニアはアンモニアガスとして大気へ放出されると共に、微生物の有機化によって菌体の構成成分となり微生物の硝化により硝酸に変化して堆肥中に残留する。第1節において、堆積初期のアンモニア態窒素含量は原料に含まれる窒素量によって影響されることを示したが、本実験においてはC/N20・EDC/N10の窒素量がC/N20・EDC/N12より高かったにもかかわらず、14日目、28日目のアンモニア態窒素含量はC/N20・EDC/N12の方が高かった。このことは堆積原料の分解しやすさと堆積原料に含まれる窒素化合物の種類に関係していると考えられる。堆積原料に含まれる窒素成分は鶏糞に含まれる有機窒素化合物と粗バーク堆肥や廃材チップなどに含まれる有機窒素化合物が存在する。一般に鶏糞に含まれる有機窒素化合物はバークのような木質の素材に含まれる有機窒素化合物に比べて分解されやすい(伊澤, 1997; 千木, 1984)。このため、鶏糞の量が多いC/N20・EDC/N12では、初期に鶏糞に含まれる有機窒素化合物が活発に分解され、堆積初期のアンモニア態窒素含量がC/N20・EDC/N10より高くなったと考えられる。このことから、14日

目のアンモニア態窒素含量は鶏糞の添加量に従って高くなると考えられた。各区のアンモニア態窒素含量の変化を詳細にみると、C/N20・EDC/N10は56日目まで増加し、その後堆積期間の経過と共に緩やかに減少し、126日目以降は 0.1 mg g^{-1} 以下の非常に低い値で推移した。C/N20・EDC/N12は28日に 6.74 mg g^{-1} まで上昇したものの、42日目には 2.01 mg g^{-1} と低い値になり、その後は緩やかに減少して112日目には 0.1 mg g^{-1} 以下の非常に低い値となった。C/N18・EDC/N10は46日目までアンモニア態窒素含量が上昇し、46日目に最高値 9.06 mg g^{-1} となったが、その後直線的に減少して70日目に 1.71 mg g^{-1} となり、126日目には 0.1 mg g^{-1} 以下の非常に低い値となった。

第2章において、アンモニア態窒素がほとんど検出されなくなった段階が一次発酵の終了であることが明らかになっており、本実験での一次堆積終了日はアンモニア態窒素含量が 0.1 mg g^{-1} となった日、すなわちCN10C/N20・EDC/N12が112日、C/N20・EDC/N10とC/N18・EDC/10が126日であると考えられた。

アンモニア態窒素含量が高い堆肥では有機窒素化合物の分解が活発に行われていると考えられることから、初期に多くのアンモニア態窒素が検出されたCN10C/N20・EDC/N12とC/N18・EDC/10では、堆積初期に鶏糞に含まれるタンパク質などの分解しやすい有機物が急速に分解されてアンモニア態窒素含量が高くなったと考えられ、鶏糞に含まれるタンパク質などの有機窒素化合物が少なくなると、木質など鶏糞以外に含まれる有機窒素化

化合物がゆっくり分解し始めるためアンモニア態窒素含量が減少し、 $2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 程度で推移したと考える。さらに原料に含まれる有機窒素化合物の総量が少なくなり、分解がほとんど起こらなくなると、 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 以下の非常に低い値になったと考えられた。それぞれの区を詳しくみると、C/N20・EDC/N12においては堆積初期に高かった有機窒素化合物の分解活性が28日から42日にかけて減少したと考えられる。C/N20・EDC/N12は鶏糞由来の分解しやすい窒素化合物が多いことや易分解性炭素量が多かったことから有機窒素化合物の分解が速やかに行われたものの、28日目以降、分解しやすい鶏糞由来の窒素が減少し、有機窒素化合物物の分解活性が減少したと考えられる。C/N18・EDC/10とC/N20・EDC/N10は易分解性C/N比が同じであり、易分解性有機炭素が初期の窒素化合物の分解活性に与える影響は同等であると考えられる。しかし、前述のように有機窒素化合物の分解は原料により異なると考えられ、分解されやすい鶏糞が多く含まれ総窒素量が高いC/N18・EDC/10は初期の有機窒素化合物の分解量が最も多かったと考える。しかし、C/N20・EDC/N12と同様に、堆積初期に分解されやすい鶏糞由来の窒素量が少なくなり42日目以降有機窒素化合物物の分解活性が減少したと考える。C/N20・EDC/N10においてはアンモニア態窒素含量が42日目まで増加し、他の区と比べて緩やかに減少した。鶏糞の添加量が少なかったため堆積初期のアンモニア態窒素含量が少なかったが、木質など鶏糞以外に含まれる窒素化合物が他の区に比べて多かったため、鶏糞に含まれる窒素化合物が分解された後のアンモニア生成が他の区よりも多くなり、期間を通してアンモニ

ア態窒素含量が緩やかに減少したと考えられた。

各測定日のアンモニア態窒素含量を積算したアンモニア態窒素含量積算値は、C/N20・EDC/N10 では $30.56 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ，C/N20・EDC/N12 では $21.28 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ，C/N18・EDC/N10 では $33.91 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ となり，堆積原料の窒素含量が高いものから順にアンモニア態窒素含量積算値も高くなった。前述のように各測定日毎のアンモニア態窒素含量はアンモニアの生成量と消費量によって決定されるものであり，その積算値であるアンモニア態窒素含量積算値は有機窒素化合物の分解量を直接は示さない。しかし，測定日ごとのアンモニア態窒素含量は堆肥に含まれる有機物の分解活性を示しており，アンモニア態窒素含量積算値は分解された有機物量と関係していると推定されることから，分解された有機窒素化合物量は C/N18・EDC/N10，C/N20・EDC/N10，C/N20・EDC/N12 の順に多くなったと考えられる。堆積原料の窒素量とアンモニア態窒素含量の積算値の関係をみると正の相関がみられた(第 3-7 図)。このことから，本実験における窒素分解量は堆肥中の総有機窒素含量によって決定されていると考えられ，炭素化合物が不足したことによる分解の停止は起こっておらず，堆肥化過程を通して堆積原料に含まれる有機窒素化合物は全て分解されたと推定された。このことから，C/N20・EDC/N12 の一次発酵終了日が他の 2 区より短かったことは，堆積原料の窒素含量が低かったためであると考えられた。

第 3-8 図に堆積期間中における堆肥中の窒素量の変化を示した。3 区とも 14 日目までに大幅な減少がみられた。なかでも C/N20・EDC/N10 では全堆積期間の窒素減少量の 94.3%に

あたる $5.84 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ の大幅な減少がみられ、14日目以降はほとんど減少がみられなかった。C/N20・EDC/N12 と C/N18・EDC/N10 ではそれぞれ全堆積期間の窒素減少量の62.91%と67.89%にあたる $5.82 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ と $6.34 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ の減少がみられ、その後 C/N20・EDC/N12 は28日目まで、C/N18・EDC/N10 では56日まで緩やかに減少し、その後はわずかに減少するものの、ほぼ横ばいに推移した。堆肥中のアミノ酸やタンパク質などの有機窒素化合物は微生物によって分解されアンモニアが発生する。発生したアンモニアはアンモニアガスとして大気へ放出されると共に微生物の有機化により菌体の構成成分や微生物の硝化により硝酸として堆肥中に残留する。アンモニアの大気への放出は高温と高 pH で促進されると言われており (Witter and Lopez-Real, 1988; Dewes, 1996), pH の変化の一因にアンモニア態窒素が関連していると言われている (前田ら, 2001)。C/N20・EDC/N12 と C/N18・EDC/N10 では堆積初期においてアンモニア態窒素含量が高かったことから、これらの処理区では有機窒素化合物の分解に伴うアンモニア発生が多く、大気へのアンモニアの放出も多かったと推定され、堆肥の pH は高く維持されていたと推察できた。これに対して C/N20・EDC/N10 では、14日目以降窒素量がほとんど減少しておらず、大気への放出はほとんど起こっていないと考えられ、発生したアンモニアは有機化と硝化により堆肥中に残留したと考えられた。Sanchez-Monedero ら (1989) はリグノセルロース含量が高い堆肥ほどアンモニアの大気への放出が少ないことを示しており、C/N20・EDC/N10 は難分解性有機炭素化合物が多く、リグニンとセルロースが結合しているリ

グノセルロースも多いと推定され、そのことがアンモニアの大気への放出が少なかったことと関連していることも考えられた。

これらのことから、バーク堆肥の堆積過程において窒素化合物の初期分解速度は窒素化合物分解のしやすさが影響を与え、アンモニアの大気への放出には窒素化合物の分解により生成されたアンモニア量や難分解性炭素量が影響を与えたと考えられる。同時に、炭素量が発酵の律速条件にならない場合は堆積期間中の有機窒素化合物の総分解量および堆積期間は堆積原料の窒素量により決定されると考えられた。

2. 炭素量の変化

第 3-9 図に堆積期間中における堆肥中の易分解性炭素量と難分解性炭素量の経時変化を示した。

難分解性炭素は C/N20・EDC/N10 では堆積開始時に $187.86 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ であったが、14 日目までに 22.11% ($41.53 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) が減少して $146.33 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ となった。その後緩やかに減少し、一次発酵終了時の 126 日目には 18.35% ($34.48 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) 減少して $111.8 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ となった。C/N20・EDC/N12 では堆積開始時に $150.82 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ であった難分解性炭素量が 14 日目には 15.85% ($23.90 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$) 減少して $126.92 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ となった。その後緩やかに減少して一次発酵終了時の 112 日目には $25.16 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 減少して $101.76 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ となった。C/N18・EDC/N10 においては堆積開始時の難分解性炭素量は $145.05 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ であったものが 14 日目には $34.97 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 減少して $110.06 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ になり、その後緩やかに減少して一次発酵

終了日の126日目には $91.08 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ となった。

一次発酵終了後から154日目までの間の難分解性炭素量の減少量は、C/N20・EDC/N10では $6.42 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (3.42%)、C/N20・EDC/N12では $21.58 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (14.31%)、C/N18・EDC/N10では $16.89 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (11.65%)であった。

堆積期間を通した難分解性炭素分解量を比較すると、C/N20・EDC/N10が $82.43 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (43.88%)、C/N20・EDC/N12では $70.64 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (46.84%)、C/N18・EDC/N10においては $70.85 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (48.85%)となり、堆積原料に含まれる難分解性炭素量によってその分解量は異なるものの、分解された難分解性炭素量の割合は類似しており40%~50%であった。

難分解性炭素量の変化をみると、初期に比較的減少量が大きかったものの堆積期間を通じて一定量が分解されており、一次発酵終了以降も分解は続いていた。難分解性有機物の主成分であるリグニンは、白色腐朽菌などの糸状菌しか分解できないため分解速度が遅いといわれているが(河田, 1981)、佐藤(1985)は堆肥化過程においてリグニンが質的に変化して炭素含量が低くなることを示している。従って、本実験における難分解性炭素量の初期の減少はリグニンの質的变化を示していると考ええる。

易分解性炭素はC/N20・EDC/N10では堆積開始時に $179.94 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ であったが、14日目までに $67.11 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ が減少して $112.83 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ となり、その後緩やかに減少し一次発酵終了時の126日目には $29.91 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 減少して $82.92 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ となった。C/N20・EDC/N12では堆積開始時の易分解性炭素

量 $213.75 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ が 14 日目には $173.23 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ に減少し、その後緩やかに減少して一次発酵終了時の 112 日目には $123.43 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ となった。C/N18・EDC/N10 においては堆積開始時に $200.86 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ あった易分解性炭素量が 14 日目には $150.09 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ になり、その後一次発酵終了時の 126 日目まで緩やかに減少して $101.99 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ となった。一次発酵終了後から 154 日目までの易分解性炭素の分解は、C/N20・EDC/N10 と C/N18・EDC/N10 ではほとんど行われず、C/N20・EDC/N12 のみ減少した。

堆肥化過程において炭素化合物は微生物によって分解されて CO_2 を放出すると同時に、微生物の細胞構成成分として体内に取り込まれる。Suzelleら(2002)は、この大気への CO_2 の放出と微生物細胞内への取り込みの割合について、60%~70%が CO_2 として大気に放出され、30~40%が微生物により有機化されると述べており、堆肥中の炭素の減少は大気中への CO_2 放出量を表している。

3 区のいずれにおいても 14 日目までの堆積初期に大幅な易分解性炭素量の減少がみられたことから、堆積初期は微生物によって盛んに易分解性炭素化合物の分解が行われており多くの CO_2 が大気に放出されたと考える。その後の一次発酵終了時までには炭素化合物の分解により各々一定の割合で CO_2 の放出が放出されていると考えられた。しかし、一次発酵終了後においては C/N20・EDC/N10 と C/N18・EDC/N10 では易分解性炭素の減少がみられず $100 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 前後で一定していたことから、この $100 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 前後の易分解性炭素化合物は微生物の菌体内

に含まれる炭素化合物量であると考えられる。従って、C/N20・EDC/N10とC/N18・EDC/N10では窒素化合物の分解の終了と共に微生物活性が低くなりCO₂の放出も終了したと推定できた。いっぽう、C/N20・EDC/N12においてはC/N20・EDC/N10やC/N18・EDC/N10とは異なり、一次発酵終了後も易分解性炭素化合物の減少が続いておりCO₂の放出が続いていたと考える。一般に微生物による堆肥の発酵には炭素化合物と窒素化合物が不可欠であり、堆肥の発酵はC/N比に依存することが知られている(Huangら, 2004; 河田 1981)。しかし、C/N20・EDC/N12は他の2区に比べて窒素化合物に対する炭素化合物の割合が多かったため、窒素化合物の分解が終わった一次発酵終了時においても未分解の易分解性炭素化合物が残存しており、微生物活性が高く微生物の呼吸によりCO₂が放出され炭素量が減少したと考えられた。すなわち、C/N比が同じであっても易分解性炭素化合物が多く存在する堆肥(易分解性C/N比が高い堆肥)では、微生物活性が高く微生物の呼吸によるCO₂の放出の結果、易分解性炭素の減少が続いたと考えられた。

3. 一次発酵終了時の各堆肥の成分

第3-4表に一次発酵終了時の各堆肥の窒素率、炭素率、易分解性炭素率、C/N比、易分解性C/N比を示した。窒素率はC/N20・EDC/N10では1.95%、C/N20・EDC/N12では1.46%、C/N18・EDC/N10においては1.55%となり、C/N20・EDC/N10が他の2区より高くなった。しかし、本実験では一次発酵過程において堆積原料に含まれる有機窒素化合物は全て分

解されていたと考えられることから、これらの窒素は硝酸化によって生成された硝酸態窒素や微生物の有機化によって菌体に取り込まれた窒素、あるいは腐植化の過程で腐植様物質に取り込まれた窒素 (Hynes, 1990) と推定される。堆積原料の窒素率は C/N18・EDC/N10 が最も高く、C/N20・EDC/N10、C/N20・EDC/N12 の順であったが、発酵過程において窒素量の減少が多かった C/N18・EDC/N10 と C/N20・EDC/N12 の窒素量が低くなったと考えられた。

炭素率は C/N20・EDC/N10 では 20.40%、C/N20・EDC/N12 では 34.29%、C/N18・EDC/N10 では 27.33% であり、堆積原料の C/N 比が同じであっても易分解性 C/N 比が高いと一次堆積終了時の炭素率は高くなった。また、易分解性炭素率は C/N20・EDC/N10 では 12.09%、C/N20・EDC/N12 では 18.79%、C/N18・EDC/N10 においては 13.43% となり、堆積開始時の C/N 比が同じであっても、易分解性 C/N 比が高いと易分解性炭素の残量が多くなった。前述のように、本実験においては窒素量が発酵の律速要因となっていないと考えられることから、易分解性炭素化合物の分解は窒素化合物の分解に対応して行われたと考える。従って、堆積原料の窒素量が多い C/N20・EDC/N10 と C/N18・EDC/N10 では多くの易分解性炭素が分解され、その結果として炭素率や易分解性炭素率が低くなったと考える。いっぽう窒素化合物量が少ない C/N20・EDC/N12 では、窒素化合物量に応じて終了した一次発酵終了後においても易分解性炭素率が残存しており、炭素率が高くなったと考えられた。

本実験で測定した易分解性炭素は微生物の菌体に含まれるタンパク質やヘミセルロースなどの炭素化合物も含まれると考えられる。1次発酵終了時の易分解性 C/N 比は C/N20・EDC/N10 では 6.19, C/N20・EDC/N12 では 12.83, C/N18・EDC/N10 では 8.69 であり、その中には微生物の菌体に含まれる炭素と窒素が含まれる。堆肥に含まれる微生物は細菌, 放線菌, 糸状菌が主なものであると考えられ, 各々の C/N 比は細菌が 5, 放線菌が 5, 糸状菌が 10 と言われている (Alexander, 1961)。また, Suzelle ら (2002) は堆肥中の有機化微生物の C/N 比は 8.6 と推定している。易分解性 C/N 比が 12.83 であった C/N20・EDC/N12 においては, 糸状菌の C/N 比 10 より高かったことから, 菌体以外すなわち原料に含まれる易分解性炭素化合物が多く残存していたと推定された。

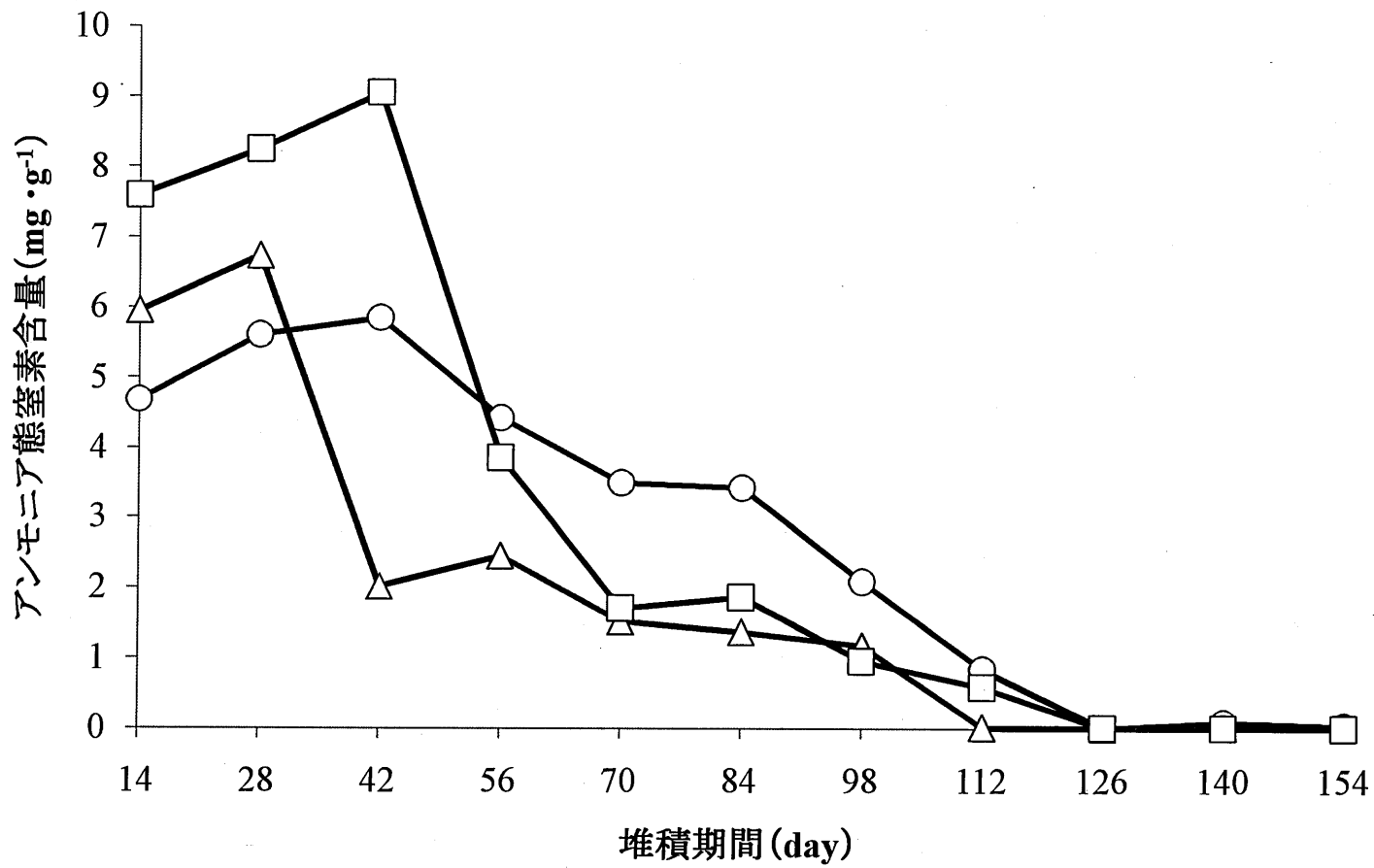
バーク堆肥の主原料である樹皮やオガクズなどは窒素化合物に対し有機炭素化合物を多く含んでおり (河田, 1981), バーク堆肥の製造にあたって発酵を促進するために易分解性有機窒素化合物を含む副資材が添加される。本実験結果から, バーク堆肥を製造する場合, C/N を用いて副資材の添加量を決定するのではなく, 易分解性 C/N 比を用いて副資材の添加量を定めることで腐熟度の進んだ良質のバーク堆肥の製造が可能となると考える。

第3-2表 堆積原料の水分率, 総窒素量, 総炭素量およびC/N比

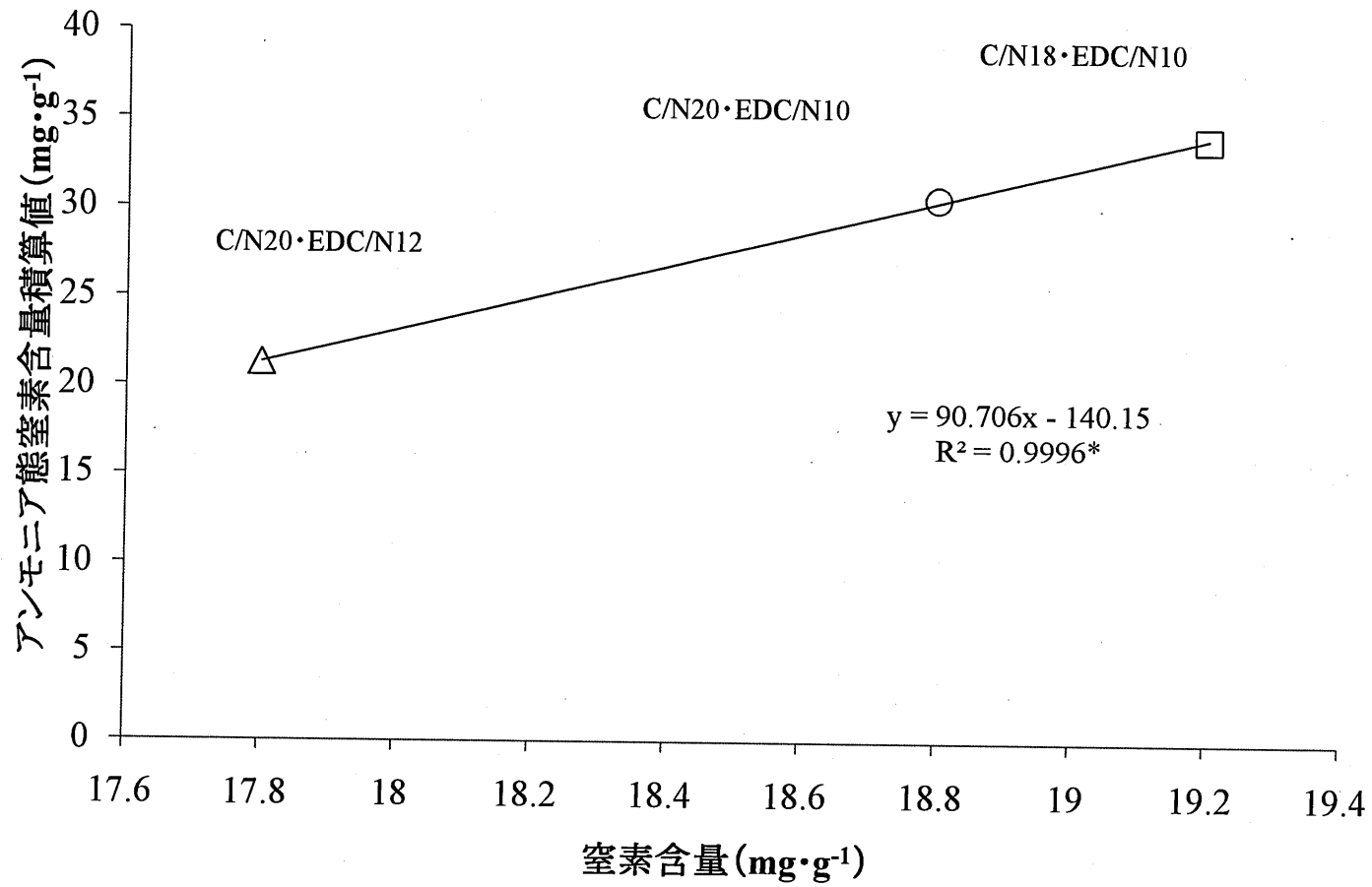
	水分率 (%, w. b.)	総窒素量 (mg·g ⁻¹)	総炭素量 (mg·g ⁻¹)	易分解性 炭素量 (mg·g ⁻¹)	C/N比
粗バーク堆肥	59.43	10.30	400.60	188.70	38.90
廃材チップ	20.89	22.00	473.40	199.00	215.17
発酵鶏糞	18.40	26.77	294.50	249.20	11.00

表3-3 各試験区の総窒素, 総炭素, 易分解性炭素, 難分解性炭素, C/N比, 易分解性C/N比

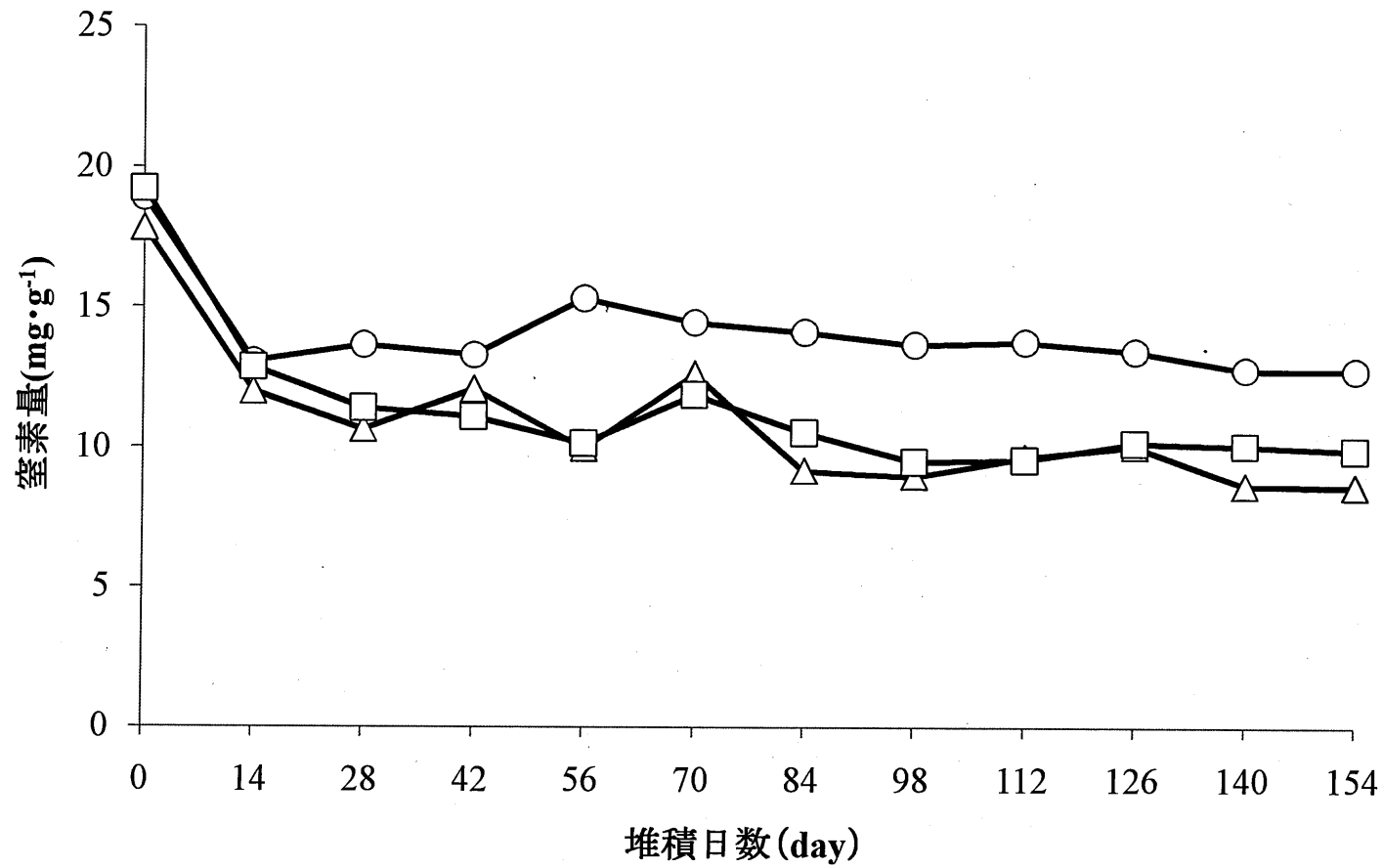
		総窒素	鶏糞に含まれる窒素	木質に含まれる窒素	総炭素	易分解性炭素	難分解性炭素	C/N比	易分解性C/N比
C/N20・EDC/N10	含有率(%)	1.89	1.16	0.59	36.78	17.99	18.79		
	含有量(mg・g ⁻¹)	18.90	11.56	5.85	367.80	179.94	187.86	19.46	9.52
C/N20・EDC/N12	含有率(%)	1.78	1.63	0.13	36.46	21.37	15.08		
	含有量(mg・g ⁻¹)	17.82	16.27	1.32	364.57	213.75	150.82	20.46	12.00
C/N18・EDC/N10	含有率(%)	1.92	1.78	0.14	34.59	20.09	14.50		
	含有量(mg・g ⁻¹)	19.21	17.77	1.39	345.89	200.86	145.04	18.01	10.46



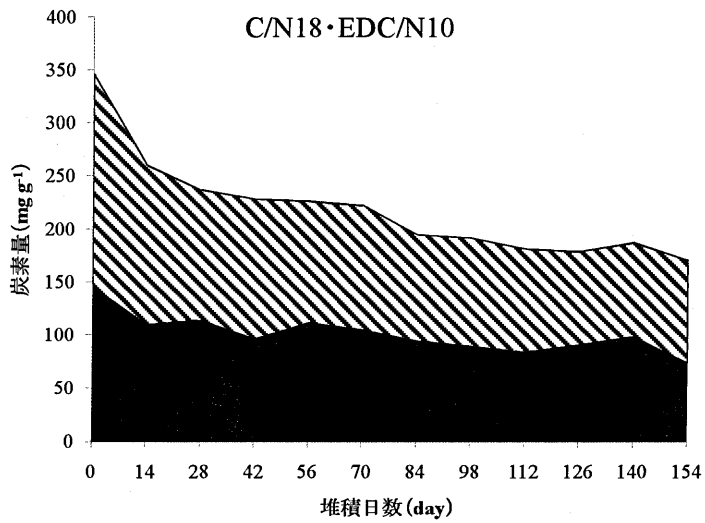
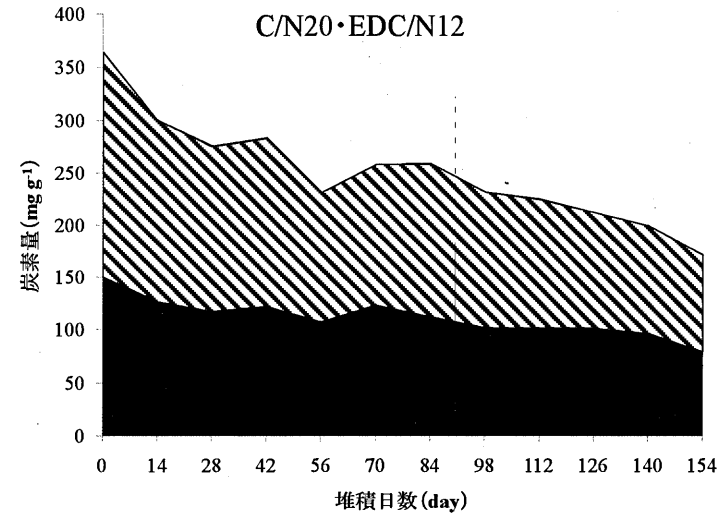
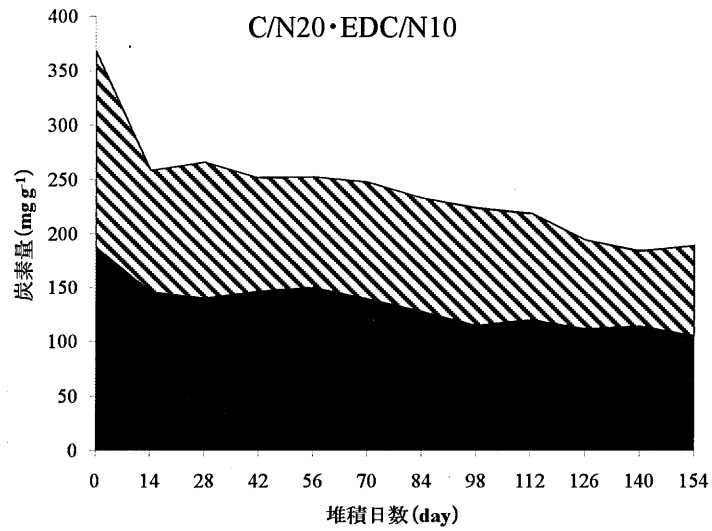
第3-6図 アンモニア態窒素含量の経時変化
 ○: C/N20・EDC/N10 △: C/N20・EDC/N12 □: C/N18・EDC/N10



第3-7図 堆積原料の全窒素量とアンモニア態窒素含量の積算値との関係
 図中の*は5%の危険率で有意である事を示す



第3-8図 窒素量の経時変化
 ○: C/N20·EDC/N10 △: C/N20·EDC/N12 □: C/N18·EDC/N10



第3-9図 易分解性炭素量と難分解性炭素量の経時変化

■ : 難分解性炭素

▨ : 易分解性炭素

第3-4表 1次発酵終了時までの日数および1次発酵終了時の各堆肥の成分

	1次発酵終了時 までの堆積日数 (day)		窒素	炭素	易分解性 炭素	難分解性 炭素	C/N比	易分解性 C/N比
C/N20・EDC/N10	126	含有率(%)	1.95	28.40	12.09	16.31	14.53	6.19
		含有量(mg・g ⁻¹) ^z	13.41	194.77	82.92	111.85		
C/N20・EDC/N12	112	含有率(%)	1.46	34.29	18.79	15.49	23.41	12.83
		含有量(mg・g ⁻¹)	9.62	225.20	123.44	101.76		
C/N18・EDC/N10	126	含有率(%)	1.55	27.33	13.43	13.90	17.67	8.69
		含有量(mg・g ⁻¹)	10.14	179.12	88.03	91.09		

z:含有量(mg g⁻¹)は堆積原料1gあたりの含有量を示す

第 4 章 培養液循環式 Ebb&Flow 方式でのミニチュアローズ 鉢物栽培における培養土としてのバーク堆肥の利用

第 1 節 循環培養液と鉢内土壌溶液中の窒素組成および微生物に及ぼす培養土として用いたバーク堆肥の影響

ミニチュアローズ(以下ミニバラとする)は培養液循環式 Ebb&Flow 方式で生産が行われており, 培養土としてピートモスが多用されている. しかし, ピートモスは採掘地の環境破壊の問題から代替培養土の検討が必要といわれ, 今後の消費者の環境保全に対する関心の高まりを考えると, 早急な代替培養土の開発が望まれている.

バーク堆肥はピートモスと同様に無機土壌に比べて孔隙量が豊富であり(長村, 1992), リグニンなどの難分解性有機化合物を多く含むことから, ある程度の期間一定の形状を保つという培養土に必要な条件(加藤, 1992)も兼ね備えているため, ピートモスの代替培養土として利用できると考えられる. しかし, 堆肥は多くの微生物を含んでおり(河田, 1981), 培養土として堆肥を利用する場合, 微生物と植物との養分競合による窒素飢餓(河田, 1982; 佐藤, 1985; 今野ら, 1985)や微生物によるアンモニア発生による障害(藤原, 2003)が危惧される.

本節では, 培養液循環式 Ebb&Flow 方式でのミニバラ鉢物生産におけるピートモス代替培養土としてのバーク堆肥の利用の検討を目的とし, 培養土に様々な割合でバーク堆肥を混合し, ミニバラを栽培し, バーク堆肥の使用が培養液中の微生物

物数，培養液中の窒素量および植物体へ与える影響の検討を行った。

材料および方法

原料の堆肥には，伐採樹木とふすまを用い約 8 ヶ月間堆積し，第 2 章の腐熟度判定法で二次発酵段階であり微生物活性が低いと判定されたバーク堆肥（中日本農産株式会社；愛知県弥富市）を用いた。バーク堆肥と調整ピートモス（BM-2），パーライト，赤玉土を体積比で 0:50:20:30 としたバーク堆肥 0%（以下 0%区），バーク堆肥 15%（以下 15%区）（バーク堆肥：調整ピートモス：パーライト：赤玉土 = 15:35:20:30），バーク堆肥 30%（以下 30%区）（バーク堆肥：調整ピートモス：パーライト：赤玉土 = 30:20:20:30）の 3 種類を培養土として用いた。各培養土の EC，pH（H₂O，KCl），塩基置換容量（CEC）を第 4-1 表に，pF1.0～2.0 における三相分布を第 4-1 図に示した。

供試植物体にはミニバラ品種‘バリ・フォーエバー’を用い，シュートの頂芽から 3 節以上の節位で 5 枚の小葉を持つ節部を挿し穂として用い，挿し穂を発根剤（0.5% IBA 液剤）に 5 秒程度浸漬し，培養土を充填したプラスチック鉢（直径 9cm，高さ 8.5cm）に 3 本ずつ挿し木した。発根後，温室内で 2 週間育苗したものをを用いた。

栽培は岐阜県農業技術研究センターのパッド&ファンを設

置した環境制御ガラス温室（最高 30℃，最低 18℃）のムービングプールベンチを用い，各培養土区で独立した培養液循環システムを使用して行った．培養液組成および灌水管理は今井田ら（2005，2007）の方法に従った．

栽培期間は 2007 年 4 月 3 日～6 月 26 日とし，5 月 1 日と 5 月 30 日にハードピンチを行った．

植物体の調査は 2 週間に 1 回，各区 5 鉢をランダムに採取し行った．地上部生体重，地下部生体重ならびに栽培終了日における花蕾数および葉色（SPAD 値）を調査した．

また，植物体の調査日に循環培養液と鉢内土壌溶液（灌水 5 時間後の土壌を pF4.2 で遠心分離して抽出）を採取し，総微生物数，糸状菌数，アンモニア態窒素量，硝酸態窒素量の測定を行った．

総微生物数の測定には 6-Carboxyfluorescein diacetate を用いた直接検鏡法（糞ら，2005；矢部ら 2006）を用いた．0.8%滅菌塩化ナトリウム溶液で必要濃度に希釈した循環培養液および鉢内土壌溶液 500 μL および 0.2M リン酸緩衝液食塩水（10%塩化ナトリウム添加，pH7.2）500 μL をマイクロチューブに入れ，20 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ の 6-Carboxyfluorescein diacetate（ジメチルスルホキシド溶液）を 5 μL 加えてよく混合し，30℃暗所で 1 時間インキュベートした．吸引濾過器（有効直径 16.0mm）に黒色メンブランフィルター（孔径 0.2 μm ，アドバンテック東洋；東京都文京区）を載せ，その上にファンネルをセットした．ファンネルに滅菌水を 1 mL と試料希釈懸濁

液 100 μ L を順に入れ，よく混合してから減圧吸引し，フィルター上に試料を捕捉した．滅菌水 1 mL を減圧吸引してフィルターを水洗した後，フィルターをスライドガラスに載せてイメージジョンオイル ($nd=1.516$ ，OLYMPUS；東京都新宿区) を 1 滴垂らし，カバーガラスで封入した．これをユニバーサル落射蛍光装置 (BX-FLA，OLYMPUS；東京都新宿区) が付属した光学顕微鏡 (BX50，OLYMPUS；東京都新宿区) を用い IB 励起下で検鏡した．

1 試料につき 5 視野観察してカメラ (CCD color camera CS600，OLYMPUS；東京都新宿区) で撮影し，総微生物数の計測を行った．

糸状菌数の測定にはローズベンガル培地を用いた塗抹平板法 (土壤微生物研究会，1992) を用いた．0.8% 滅菌塩化ナトリウム溶液で必要濃度に希釈した循環培養液および鉢内土壌溶液を培地に菌希釈懸濁液を 25 μ L 塗布し，25 $^{\circ}$ C 暗所にて 7 日間培養後，糸状菌数を計測した．

アンモニア態窒素量，硝酸態窒素量の測定には微量拡散法を用いた．アンモニア態窒素の測定は，試料液 1 mL をピペットでコンウェイ微量拡散分析装置 (以下ユニット) の外室に注入し，次いで 2% ほう酸液 [99% エチルアルコール 200 mL と蒸留水 700 mL の混合液にほう酸結晶 20 g を溶かし，混合指示薬 (ブロムクレゾールグリーン 0.033 g とメチルレッド 0.066 g を 99% エチルアルコール 100 mL に溶解) 20 mL を加え，蒸留水で 1000 mL としたもの] 1 mL を内室に注入した．硝酸態窒素の測定は，硝

酸態窒素をアンモニア態窒素に還元させるために外室にデバルタ合金粉末を約 0.1 g 加えた。その後、すべてのユニットの縁にアラビアゴム膠着剤〔アラビアゴム粉末 100 g, 蒸留水 150 mL, グリセリン 50 mL および飽和炭酸カリウム溶液（無水炭酸カリウム 110 g を蒸留水 100 mL に溶かし, 冷却後約 10 分間煮沸したもの）50 mL の混合物〕を塗り, 最後に飽和炭酸カリウム溶液 1 mL を試料液と混合させないように注意深く外室に加え, 直ちにユニットにふたをした。ユニットを水平面上で静かに回転させ, 内室に外室の液が混入しないように, 外室の試料液と飽和炭酸カリウム溶液を完全に混合させ, 試料液中のアンモニアを気化させた。また, 試料液の定量と同時に試料液の代わりに蒸留水を用いたブランクを作成した。作成したユニットは 25°C の恒温器で 24 時間放置し, アンモニアを 2% ほう酸溶液に吸収させた。24 時間経過後, ユニットのふたを静かに取り外し, 内室に蒸留水 1 mL を加え, N/200 硫酸液で滴定し, 気化したアンモニアの量を測定した。測定したアンモニア量から下記の式でアンモニア態窒素濃度および硝酸態窒素濃度を求めた。

① アンモニア態窒素濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

$$= 0.07 \times f \times (T_1 - B_1) \times \frac{1000}{\text{試料液}(ml)}$$

② 硝酸態窒素濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)

$$= 0.07 \times f \times (T_2 - B_2) \times \frac{1000}{\text{試料液}(ml)} \quad \text{--- ①}$$

f : N/200 硫酸液の補正係数 (力価)

T₁ : 試料液滴定値

T₂ : デバルタ合金添加の試料液滴定値

B₁ : ブランク滴定値

B₂ : デバルタ合金添加のブランク滴定値

結果および考察

1. 循環培養液と鉢内土壌溶液中の微生物数の変化

第 4-2 図に循環培養液中の総微生物数の経時変化を示した。栽培開始 14 日目 (4 月 17 日) において 0% 区, 15% 区, 30% 区それぞれ, $6.5 \times 10^4 \text{ cell mL}^{-1}$, $6.4 \times 10^4 \text{ cell mL}^{-1}$, $4.2 \times 10^4 \text{ cell mL}^{-1}$ であった総微生物数は栽培期間が経過するに従って減少し, 栽培終了日 (6 月 26 日) では $2.5 \times 10^4 \text{ cell mL}^{-1}$, $2.5 \times 10^4 \text{ cell mL}^{-1}$, $2.5 \times 10^4 \text{ cell mL}^{-1}$ となった。また, 循環培養液内の糸状菌数は栽培期間のいずれにおいても定量限界以下であり, 循環培養液には糸状菌はほとんど存在しないと考えられた。

鉢内土壌溶液中において総微生物数は, 第 1 回調査日 (4 月 17 日) に 0% 区に比べて 30% 区は有意に高い値を示した (第 4-3 図 A)。しかし, 栽培期間の経過と共に差は縮まり, 試験終了日 (6 月 26 日) には試験区間に有意な差は認めら

れなくなった。糸状菌数も同様に第 1 回調査日(4 月 17 日)では 30%区が 0%区と比べ有意に高い値となったが、栽培期間の経過と共に試験区間の差が少なくなる傾向が見られ、最終調査日(6 月 26 日)には 3 試験区間に有意差は認められなくなった(第 4-3 図 B)。

堆肥は多くの微生物を含んでおり(河田, 1981), 培養土として堆肥を利用する場合, 微生物と植物との養分競合による窒素飢餓(河田, 1982; 佐藤, 1985; 今野ら, 1985)や微生物によるアンモニア発生による障害(藤原, 2003)が危惧される。しかし, 本実験で使用したパーク堆肥は第 2 章で述べた腐熟度判定法を用いて微生物活性が低いと判定された堆肥であり, 栽培初期の鉢内土壌溶液中の総微生物数は有意に高かったものの, 栽培期間を通して循環培養液および鉢内土壌溶液中での微生物の異常な増殖が起きておらず, 栽培期間の経過と共に微生物数は減少したと考えられた。

2. 循環培養液内と鉢内土壌溶液中の総窒素濃度の変化

循環培養液内の総窒素濃度は第 1 回調査日(4 月 17 日)では 0%区, 15%区, 30%区でそれぞれ 80.9 mg L^{-1} , 88.7 mg L^{-1} , 68.9 mg L^{-1} であり, 3 区の間で有意な差はみられなかった(第 4-4 図)。栽培期間の経過と共に総窒素濃度は 3 区とも徐々に減少し, 栽培終了日(6 月 26 日)には 0%区, 15%区, 30%区それぞれ 53.3 mg L^{-1} , 59.5 mg L^{-1} , 53.7 mg L^{-1} とほぼ同じ値となった。形態別窒素濃度をみると, アンモニア態窒素濃度(第 4-5 図 A)は第 1 回調査日(4 月

17日)において0%区, 15%区, 30%区それぞれで 21.0 mg L^{-1} , 21.0 mg L^{-1} , 24.5 mg L^{-1} であったが, その後は3区とも徐々に減少し, 最終調査日(6月26日)には3区とも検出されなくなった. 硝酸態窒素濃度(第4-5図B)は第1回調査日(4月17日)において0%区, 15%区, 30%区それぞれ 59.9 mg L^{-1} , 67.7 mg L^{-1} , 44.3 mg L^{-1} であったが, 期間を通して徐々に減少し, 最終調査日(6月26日)では, 53.3 mg L^{-1} , 59.5 mg L^{-1} , 53.7 mg L^{-1} とほぼ同じ値となった.

1鉢あたりの鉢内土壌溶液中の総窒素量(第4-4図)は0%区が調査開始の4月17日の 10.6 mg から栽培終了時には 22.2 mg まで 11.6 mg 上昇した. 15%区では0%区に比べて総窒素量の上昇は小さくなり, 7.7 mg から 15.3 mg と 7.6 mg に留まり, 30%区ではさらに上昇が小さく, 10.0 mg から 11.2 mg であった. 従って, 調査開始の4月17日では総窒素量に試験区の差はみられなかったものが, 栽培終了日(6月26日)では30%区で0%区に比べて有意に高くなった. 形態別窒素量をみると(第4-7図), アンモニア態窒素量は3区とも栽培期間を通してほとんど検出されず, 鉢内土壌溶液中の窒素はほぼ全てが硝酸態窒素であった.

今井田ら(2007)は Ebb&Flow 方式のミニバラ栽培において鉢内土壌溶液にはアンモニア態窒素がほとんど含まれていないことを明らかにしており, その原因が硝酸化であることを示唆している. 本実験においても同様に鉢内でのアンモニア態窒素の硝酸化が行われており, 循環培養液中のアンモニア態窒素も鉢内土壌溶液の硝酸化の影響で栽培期間の経過と共に減

少していったと考えられた。

本実験で使用したバーク堆肥は第2章で開発した腐熟度判定法を用いて微生物活性が低いと判定された堆肥であり、栽培初期の鉢内土壌溶液中の総微生物数は有意に高かったものの、栽培期間を通して循環培養液および鉢内土壌溶液中での微生物の異常な増殖が起きておらず、微生物による窒素の収奪はなかったと判断した。鉢内土壌溶液中の総窒素量の減少は微生物の窒素収奪以外であり、植物体による吸収が主要因であると考えられた。

3. 植物体の生育

地上部生体重(第4・8図A)は期間を通して30%区が高い傾向を示し、最終調査日(6月26日)では30%区は7.02 gとなり、0%区の4.90 gに比べて有意に高かった。地下部生体重(第4・8図B)も同様に期間を通して30%区が高い傾向を示し、最終調査日(6月26日)では0%区の1.35 gに対して30%区では1.69 gとなり、30%区の地下部生体重は0%区のそれを有意に上回った。

地上部生体重および地下部生体重において、堆肥の混合割合が高くなるに従い増加する傾向が見られ、堆肥の使用によって植物体の生育が促進されることが示唆された。この生育促進効果には堆肥の肥料効果が考えられるが、鉢内土壌溶液中の総窒素量は堆肥の混合割合が高くなるに従い低くなる傾向がみられた。従って、堆肥混合割合が高い区での地上部生体重や地下部生体重の増加は、生育初期の堆肥の肥料効

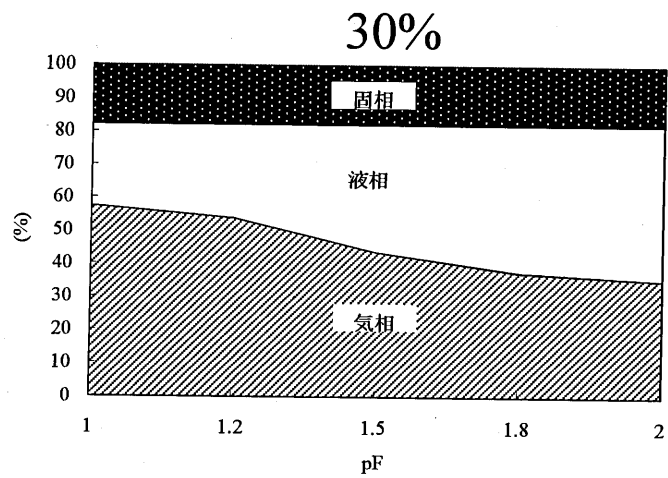
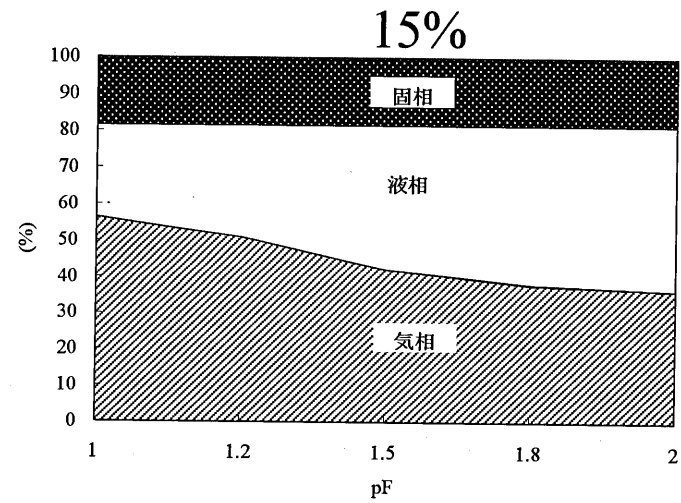
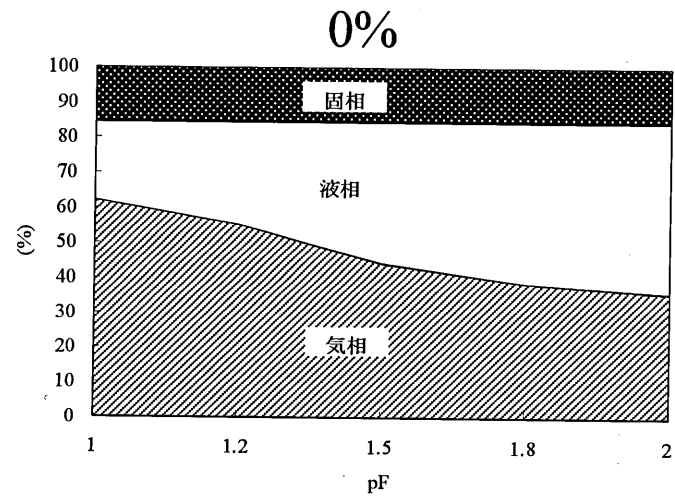
果によって植物体の生育が促進され、さらに堆肥による根域環境の改善効果も加わって植物体の窒素吸収が盛んになり鉢内土壌溶液内の総窒素量が少なくなったと考えられた。

最終調査日における花蕾数および葉色（第4・2表）は試験区の間で有意な差はみられず、バーク堆肥を培養土として使用しても、商品として出荷されるミニバラの品質においても問題はないと考えられた。

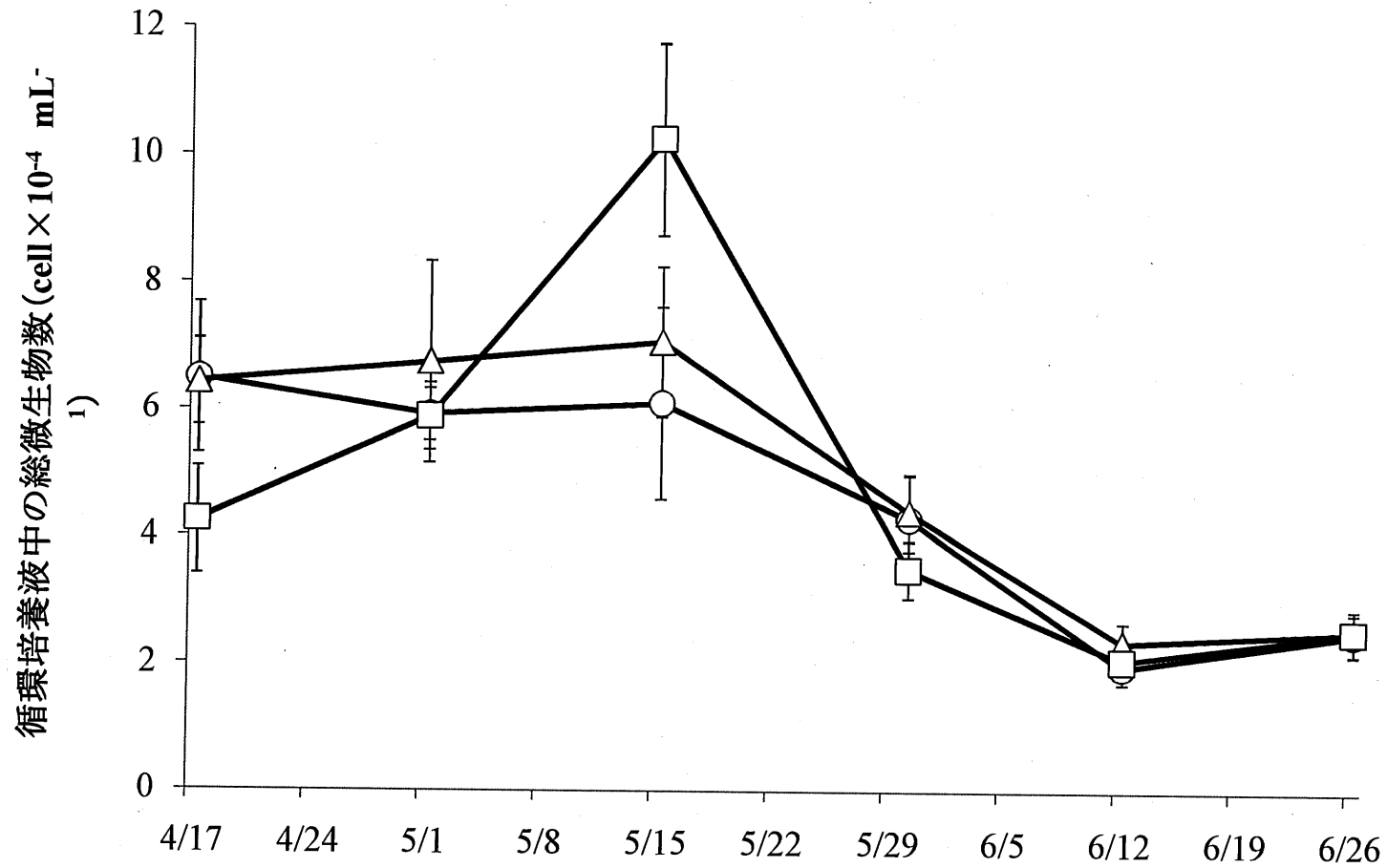
以上の結果から、培養土として堆肥を使用しても、栽培期間を通して循環培養液中や鉢内土壌溶液中の微生物の増殖は見られず、アンモニアの増加も見られなかった。また、植物体の生育にも障害は見られなかったことから、第2章で開発した腐熟度判定法で微生物活性が低いと判定されたバーク堆肥であれば、アンモニアの発生や窒素飢餓などによる植物体への障害は起こらず、培養液循環式 Ebb&Flow 方式の鉢物栽培においてピートモスの代替培養土として利用可能であると考えられた。

第 4-1表 培養土の化学性

	CEC (me · 100g ⁻¹)	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	EC (dS · cm ⁻¹)
0%	16.7	6.02	5.32	0.045
15%	18.8	6.25	5.58	0.057
30%	26	6.31	5.58	0.069



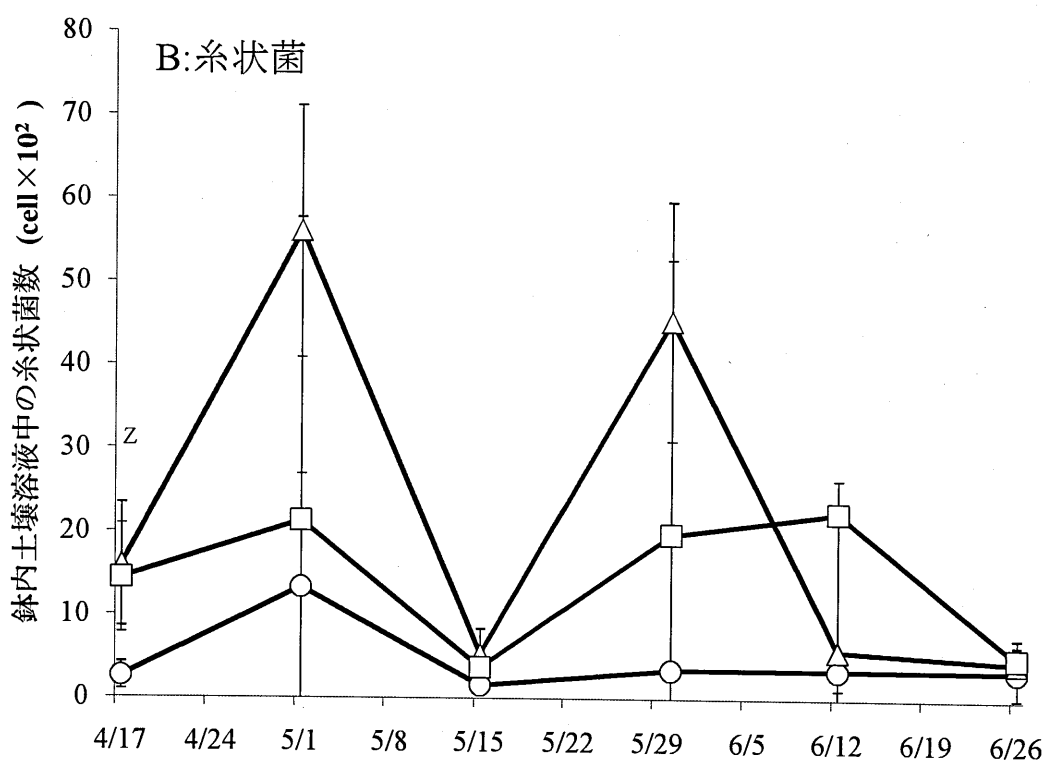
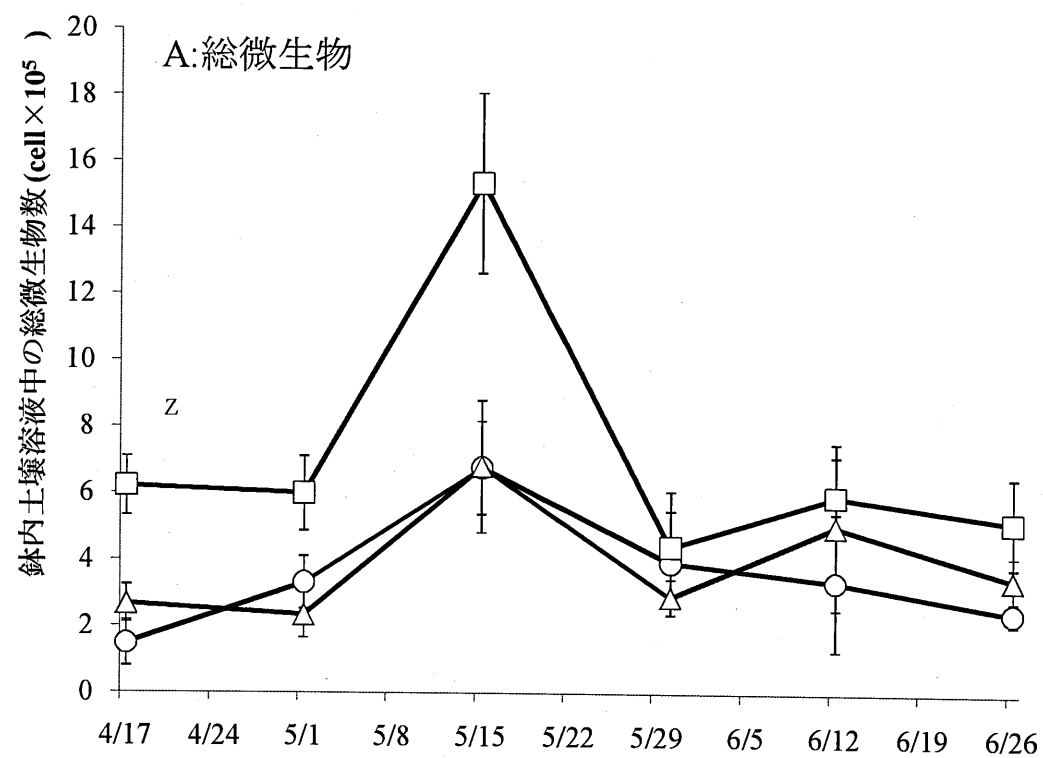
第4-1図 培養土の各pFにおける三相分布



第4-2図 循環液培養液中の総微生物数の変化

○:0% △:15% □:30%

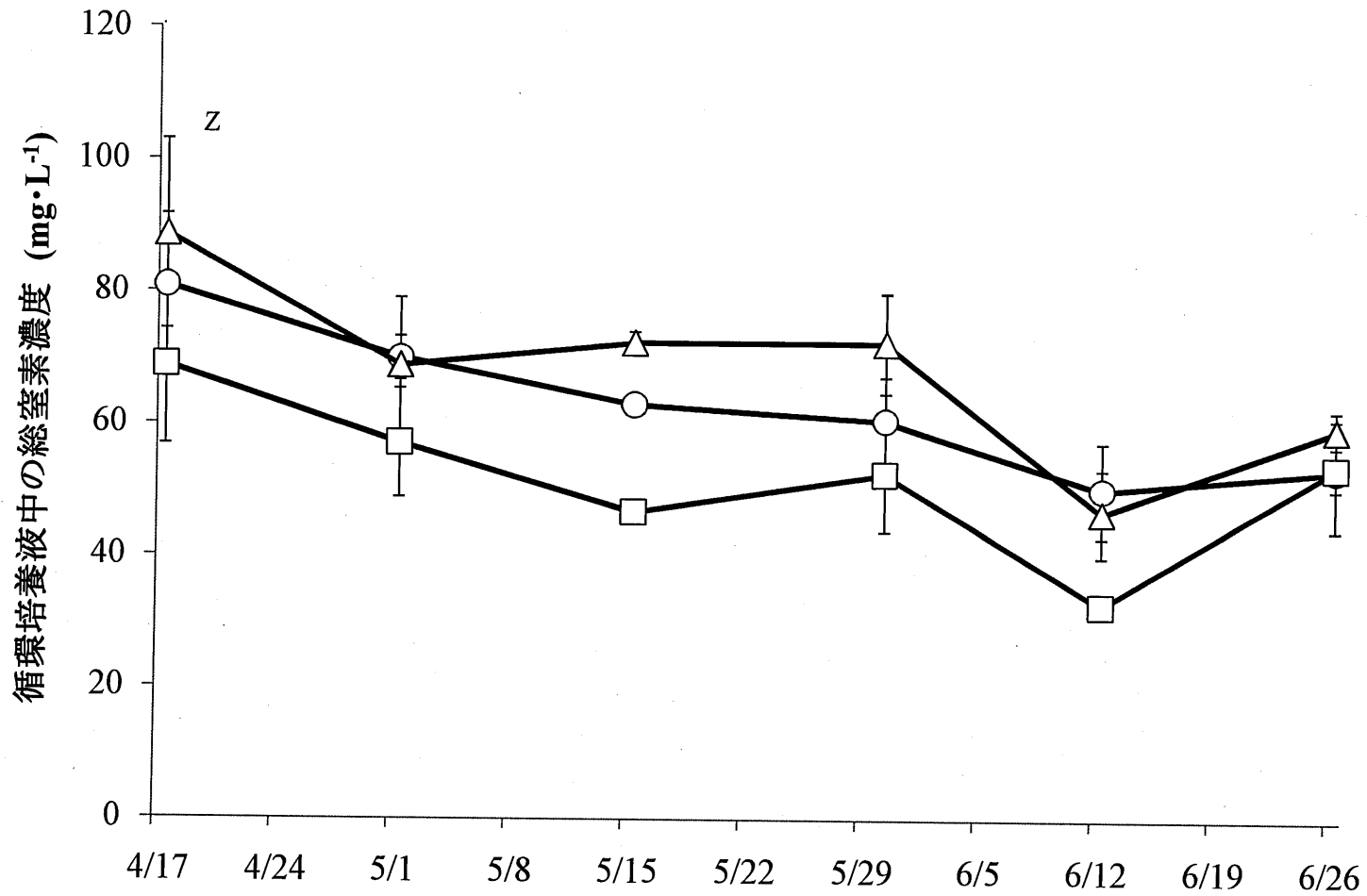
z: エラーバーは標準偏差を示す



第4-3図 1鉢あたりの鉢内土壌溶液中の微生物数の変化

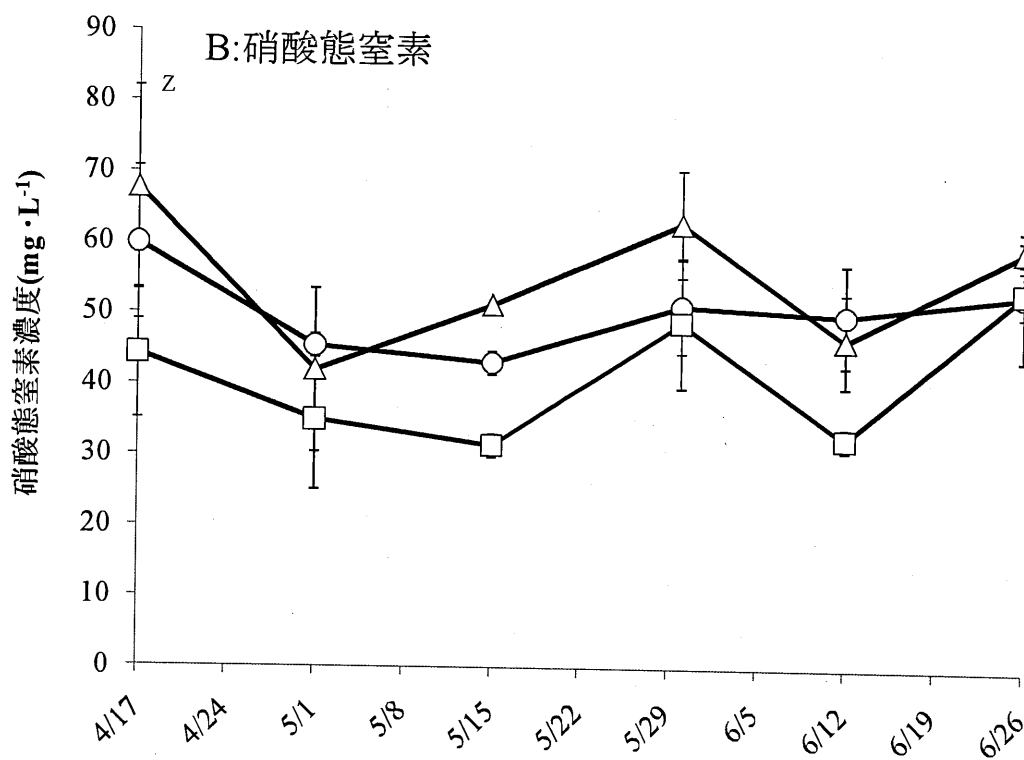
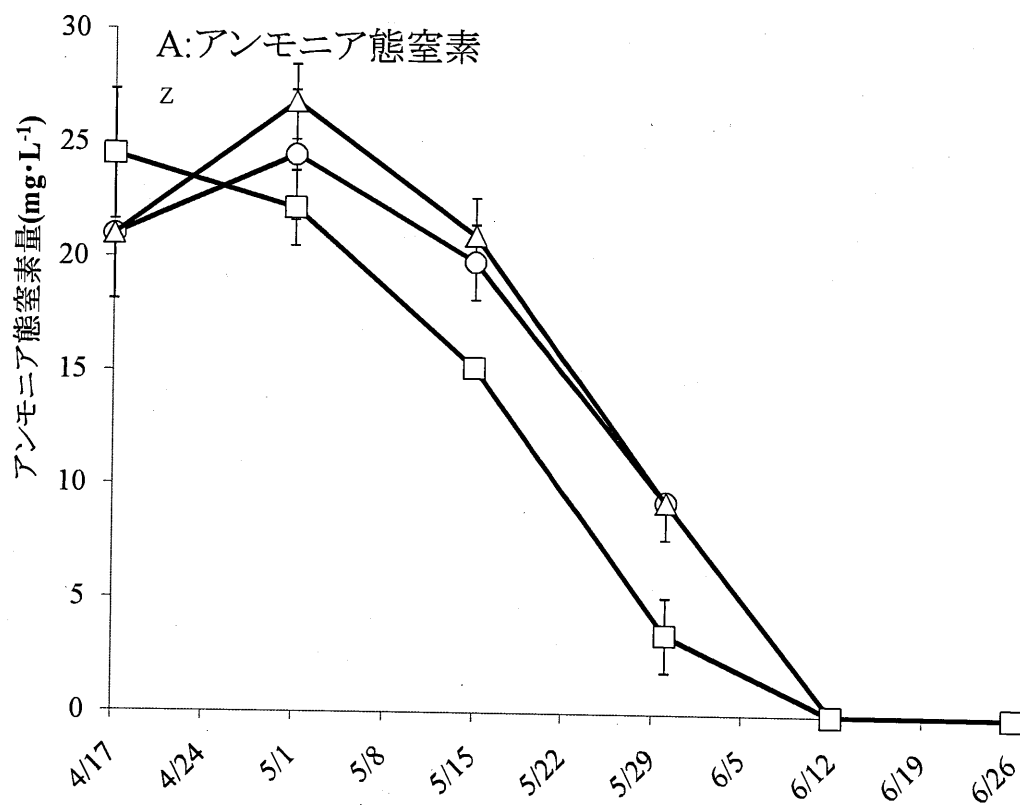
○:0% △:15% □:30%

z: エラーバーは標準偏差を示す



第4-4図 循環培養液中の総窒素濃度の変化

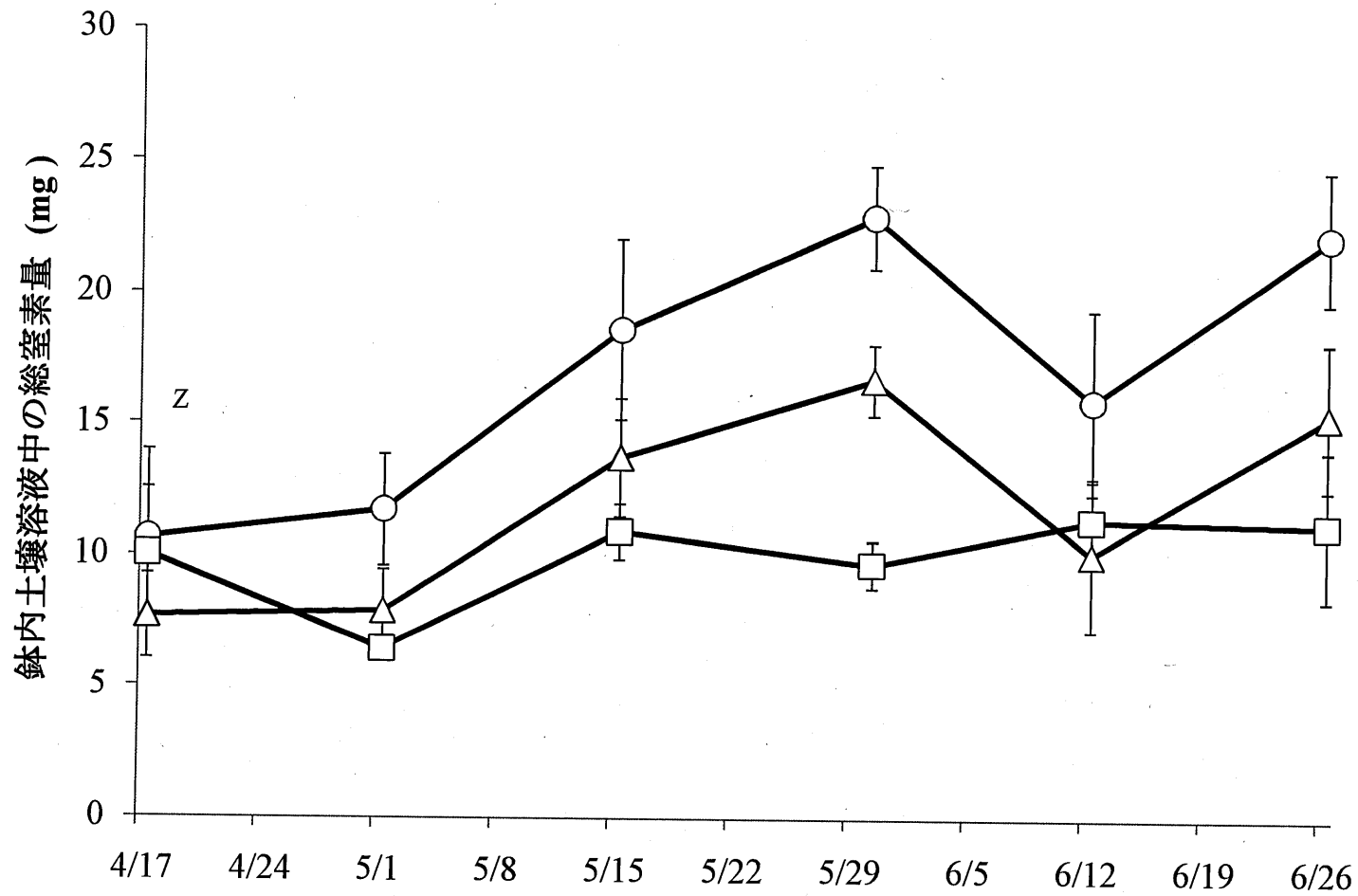
○:0% △:15% □:30%
z: エラーバーは標準偏差を示す



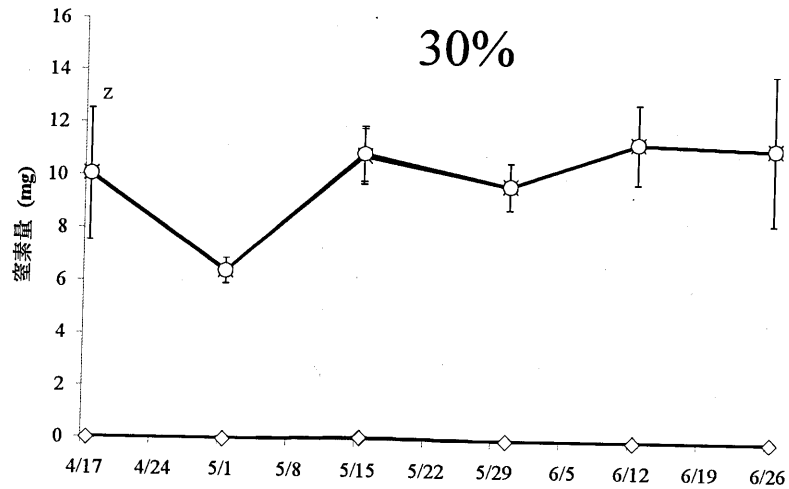
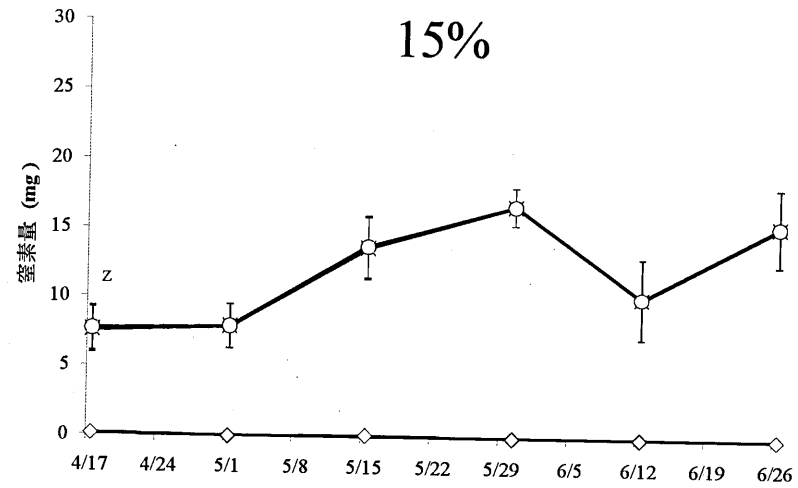
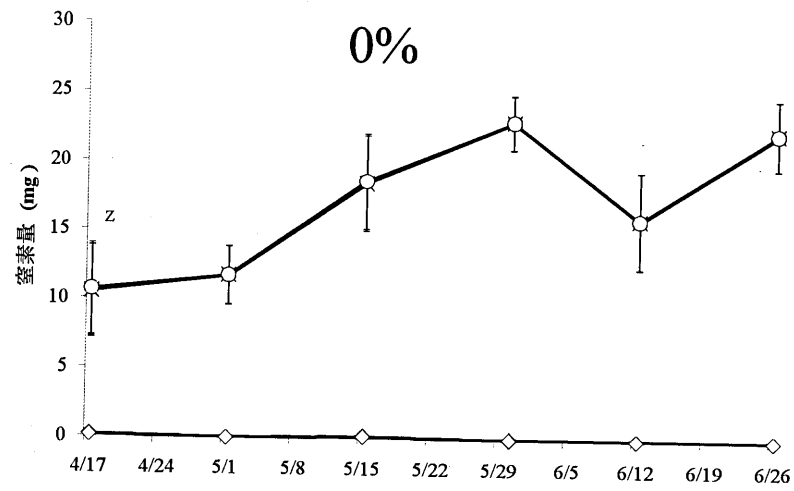
第4-5図 循環培養液中の形態別窒素濃度の変化

○:0% △:15% □:30%

z: エラーバーは標準偏差を示す

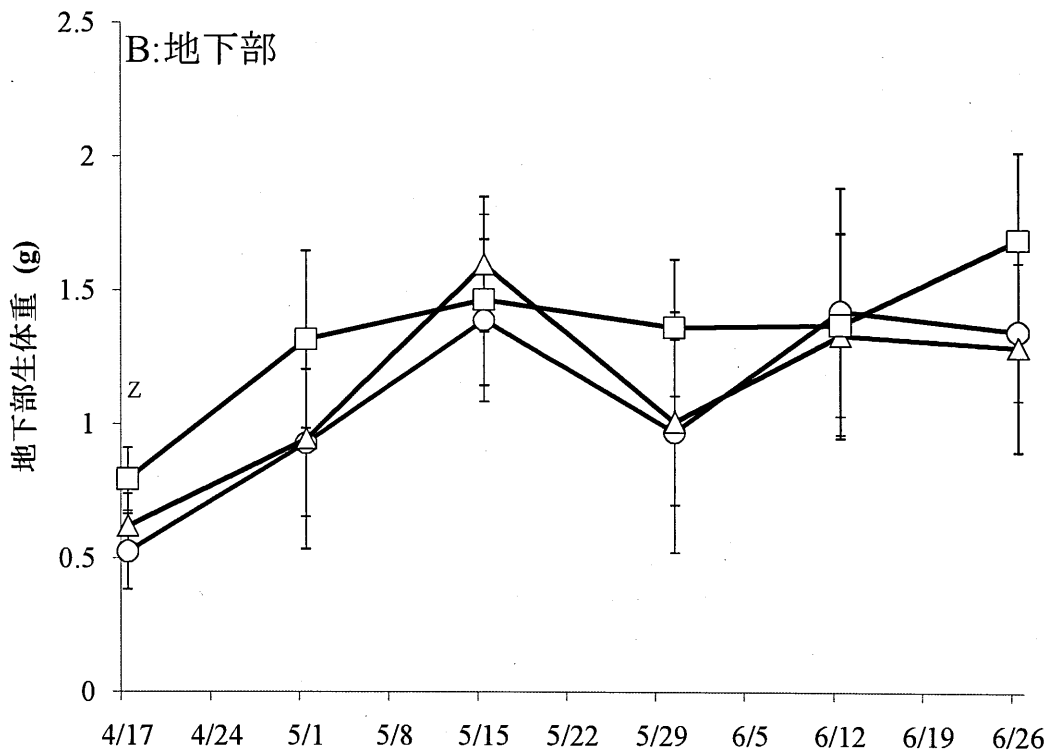
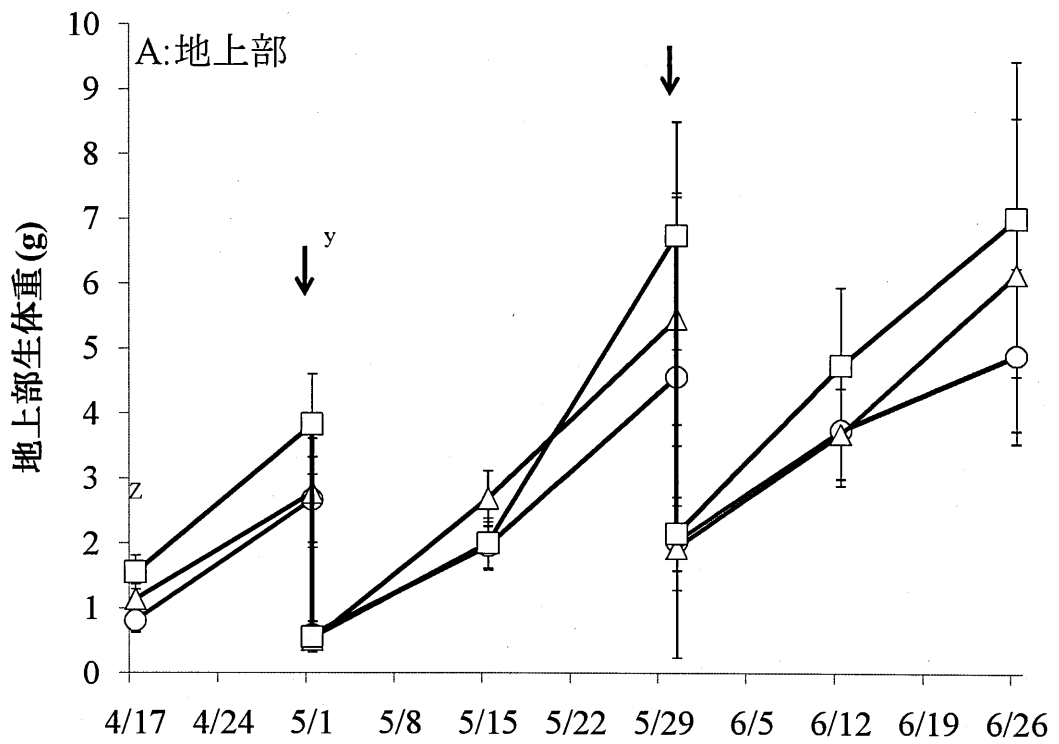


第4-6図 1鉢あたりの鉢内土壌溶液中の総窒素量の変化
 ○:0% △:15% □:30%
 z: エラーバーは標準偏差を示す



第4-7図 1鉢あたりの鉢内土壌溶液中の形態別窒素量の変化

◇:アンモニア態窒素 ×:硝酸態窒素 ○:総窒素



第4-8図 植物体の生体重の変化

○:0% △:15% □:30%

z: エラーバーは標準偏差を示す

y: 矢印はハードピンチを示す

第4-2表 栽培終了日における花蕾数と葉色

	花蕾数	葉色 (SPAD値)
0%	7.8	37.1
15%	11.2	37.3
30%	9.4	36.6

第 2 節 培養土としてバーク堆肥を利用した際の根端数と窒素吸収の関係

第 1 節の結果から、培養液循環式 Ebb&Flow システムを用いたミニバラ鉢物生産において、第 2 章の腐熟度判定法を用いて二次発酵段階であると判断されたバーク堆肥はピートモスの代替培養土として利用可能であることが示された。また、バーク堆肥を使用したことによって植物体の生育が促進され、その生育促進効果がバーク堆肥の混合による根域の理化学性の向上に伴う根の生育促進効果によることが示唆された。本節では植物体の根の生育と窒素吸収量に着目し、培養液循環式 Ebb&Flow システムでのミニバラ鉢物生産における両者の関係を調査し、生育促進効果の検討を行った。

材料および方法

第 2 章の腐熟度判定法で二次発酵段階であり微生物活性が低いと判定されたバーク堆肥と調整ピートモス(BM-2)、パーライト、赤玉土を混合して作成した培養土を供試材料として用いた。培養土は、バーク堆肥 0% (バーク堆肥 : 調整ピートモス : パーライト : 赤玉土 = 0 : 50 : 20 : 30 (体積比)) (以下 0%区)、バーク堆肥 15% (バーク堆肥 : 調整ピートモス : パーライト : 赤玉土 = 15 : 35 : 20 : 30 (体積比)) (以下 15%区)、バーク堆肥 30% (バーク堆肥 : 調整ピートモス : パーライト : 赤玉土 =

30:20:20:30(体積比))(以下30%区)の3種類を使用した。培養土原料および各培養土のEC, pH(H₂O, KCl), 塩基置換容量(CEC)を第4-3表に, pF1.0~2.0における三相分布を第4-9図に示した。

供試植物体にはミニバラ品種‘イースターイエロー’を用い, シュートの頂芽から3節以上の節位で5枚の小葉を持つ節部を挿し穂として用い, 培養土を充填したプラスチック鉢(直径9 cm, 高さ8.5 cm)に, 発根剤(0.5% IBA液剤)に5秒程度浸漬して3本ずつ挿し木した。発根後, 温室内で2週間育苗したものをを用いた。

栽培は岐阜県農業技術研究センターのパッド&ファン設置を設置した環境制御ガラス温室(最高30℃, 最低18℃)のムービングプールベンチを用い, 前節と同様に栽培管理を行った。

栽培期間は2008年10月2日~2009年1月22日とし, 10月30日と12月11日にハードピンチを行った。

植物体の調査は2週間毎に行う定期調査に加えて栽培開始日およびハードピンチ前後(10月30日, 12月11日)に行った。調査は各試験区から10鉢ずつ, ハードピンチ後の調査では5鉢ずつランダムに採取し, 草丈, 地上部・地下部生体重, 地上部・地下部乾燥重, 白色根端数を測定すると共に, 最終調査日において花蕾数および葉色(SPAD値)を調査した。植物体の窒素量は乾燥させた植物体を粉碎し, 高感度N.C-ANALYZER(SUMIGRAPH NC-95A, 株式会社住化分析センター;大阪府大阪市)を用いて測定を行った。

結果

1. 植物体の生育

堆肥 0%区の栽培期間の初期に何らかの障害を受け順調な生育がみられなかったことから 0%区は栽培開始時のみのデータを比較し、その後の生育については 15%区と 30%区を比較した。

第 4-10 図 A に 1 鉢あたりの地上部生体重の経時変化を示した。栽培開始日(10月2日)において 15%区が 1.47 g, 30%区が 1.55 g となり, 0%区の 1.21 g と比べて有意に高い値を示した。第 1 回ハードピンチ前の栽培 4 週目(10月30日)において, 15%区が 9.23 g, 30%区が 10.57 g と 30%区が有意に高かった。しかし, 栽培終了日(1月22日)の地上部生体重は 15%区が 16.14 g, 30%区が 16.45 g とほぼ同じ値を示した。地下部生体重も同様に栽培開始日(10月2日)において 15%区が 0.89 g, 30%区が 1.22 g となり, 0%区の 0.70 g に比べて 5%水準で有意に高い値を示した(第 4-10 図 B)。しかし, それ以降の調査では, 15%区と 30%区の間には有意な差はみられなかった。第 4-10 図 C に 1 鉢あたりの白色根端数の経時変化を示した。栽培開始日(10月2日)において 0%区が 209 個, 15%区が 257 個, 30%区が 296 個となり, 堆肥混合率の増加に伴って増加し, 30%区は 0%区に比べて有意に高い値を示した。栽培期間を通じて 30%区と 15%区との間には有意な差は認められなかった。

栽培開始日における30%区の生体重および白色根端数は、他の試験区に比べて高い値を示しており、30%区では既に育苗期間において根の生育が促進されていたと考えられる。育苗期間は挿し木の発根を目的としており施肥は行わないことから、植物体が吸収できる肥料成分は培養土由来のものに限られる。本実験で使用したバーク堆肥は第2章の腐熟度判定法で二次発酵段階であり、易分解性有機窒素化合物を含んでいない。しかし、バーク堆肥の堆積期間中に生成された硝酸態窒素が挿し木発根後の植物体に吸収された結果、生育が促進されたものと考えられる。これに対して調整ピートモスのみを混合した0%区においては、植物体は予め調整ピートモスに含まれる微量の窒素成分のみしか吸収することができなかつたために生育が遅れたと考える。また、育苗期間において根の生育が促進されたことにより窒素吸収量が多くなり、30%区では栽培初期に生育が促進されたものと考えられる。しかし、本実験における栽培では、育苗期間とは異なり、植物の生育に必要な養分は循環培養液から十分に供給されており、さらに前節の結果からバーク堆肥を30%混合した区でも鉢内土壌溶液の窒素濃度は高くならなかつたことから、栽培期間においてはバーク堆肥に含まれる肥料成分による生育促進効果はほとんどなかつたと考えられる。また、本実験においても栽培終了日の葉色および花蕾数(第4-4表)において、15%区と30%区の間に有意な差はみられず、第1節同様、バーク堆肥を培養土として使用しても、商品として出荷されるミニバラの品質において問題はないと考えられた。

2. 白色根端数および乾燥重と窒素吸収量との関係

第 4-11 図に白色根端数と窒素吸収量の積算値との関係を示した。3 試験区全てにおいて白色根端数と窒素吸収量の間には強い正の相関が認められ、白色根端数の増加に伴って窒素吸収量が増加し、白色根端数の増加が窒素吸収を促進していた。しかし、各区の一次回帰式には有意な差が認められなかった。

第 4-12 図に窒素吸収量の積算値と乾燥重増加量の積算値の関係を示した。3 試験区全てで窒素吸収量の積算値と乾燥重増加量との間に正の有意な相関が認められ、窒素吸収量が増加するに従って乾燥重が増加していた。しかし、各試験区の一次回帰式には有意な差が認められなかった。

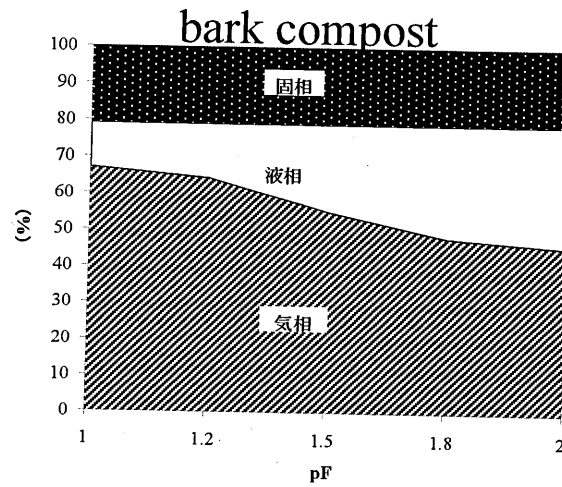
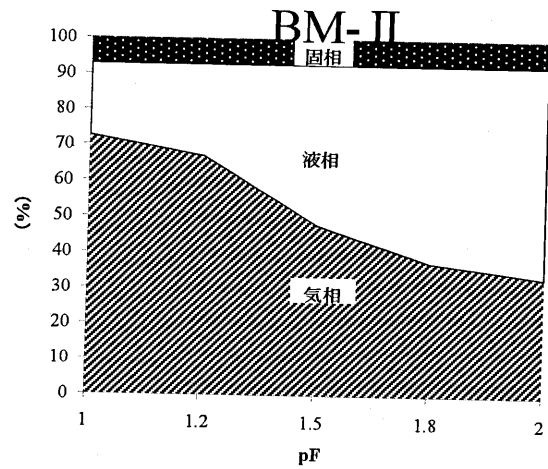
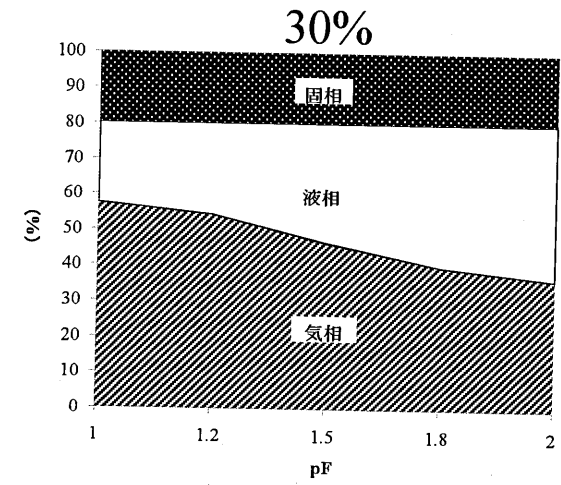
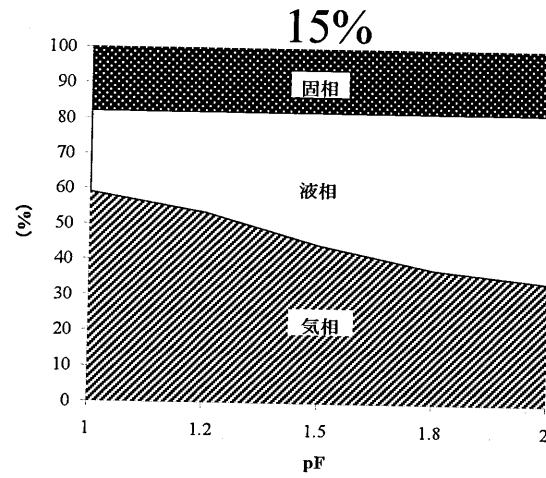
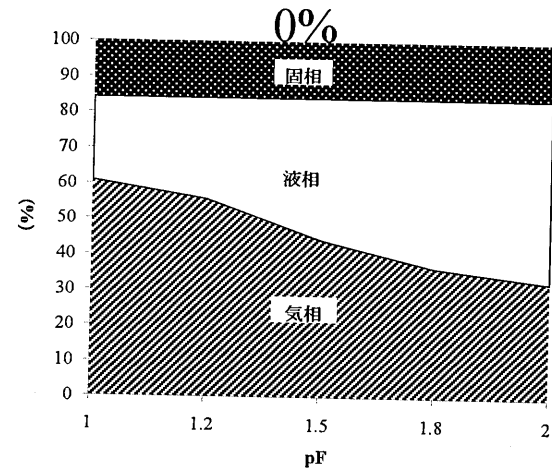
本実験において白色根端数と窒素吸収量の積算値、窒素吸収量の積算値と乾燥重増加量の積算値の各々で正の相関が認められたことから、白色根端数の増加に伴って窒素吸収が増大し、その結果植物体の乾燥重が増加したと考えられた。しかし、白色根端数と窒素吸収量の積算値の一次回帰式には試験区間に有意な差が認められなかったことから、バーク堆肥の混合割合によって白色根端と窒素吸収能力との関係には影響を与えなかったと考えられ、同様に窒素吸収量の積算値と乾燥重増加量の積算値の一次回帰式にも試験区間で有意な差がみられなかったことから、バーク堆肥は植物体の窒素の利用効率にも影響を与えなかったと考えられた。

本節においても前節同様に、培養液循環式 Ebb&Flow 方式でのミニバラ鉢物栽培の培養土として培養土の 30% をバーク堆肥として使用しても栽培期間を通じて植物体の生育に障害は

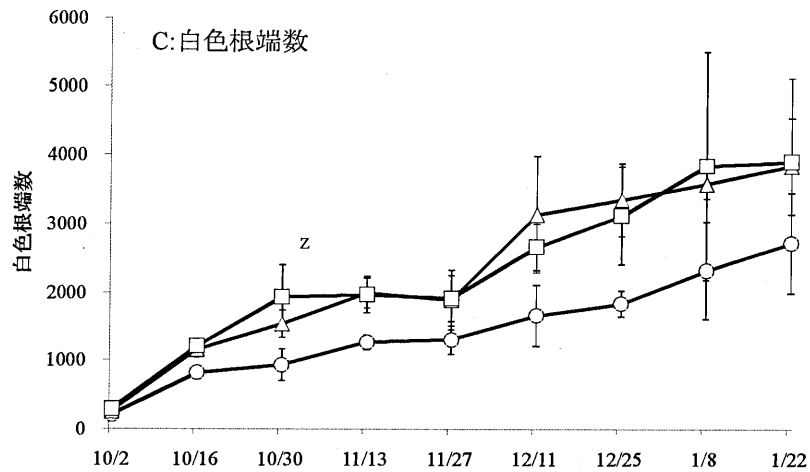
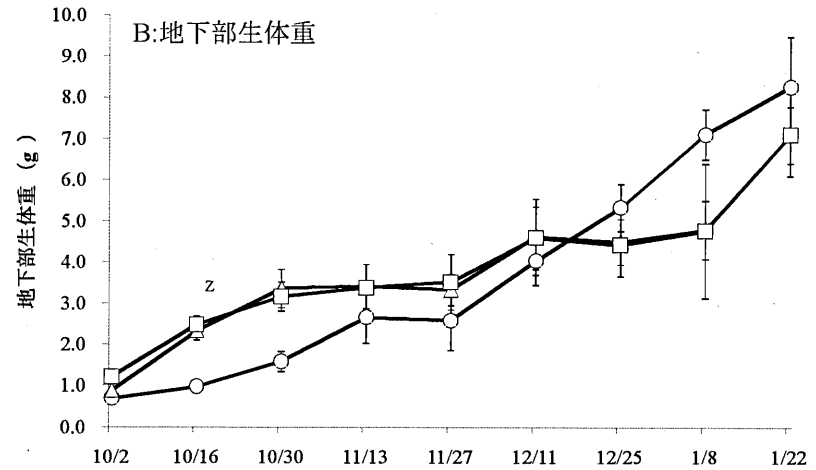
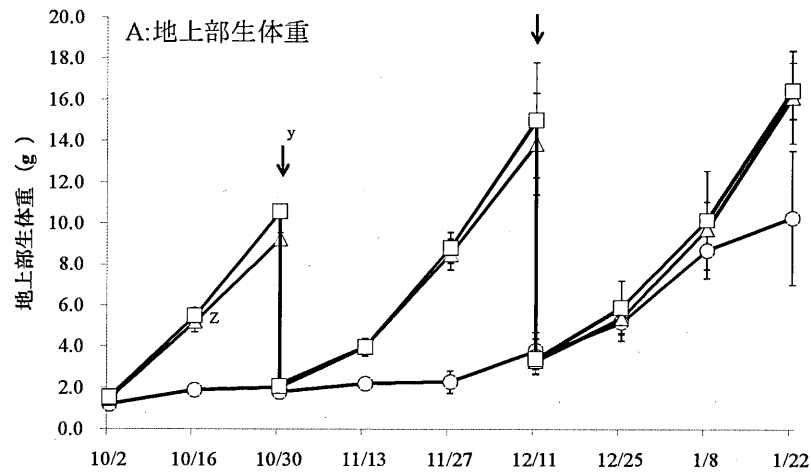
観察されず、葉色および花蕾数からみたミニバラの品質にも差がみられなかったことから、第 2 章の腐熟度判定法を行うことでバーク堆肥のミニバラ鉢物生産への利用は可能であることが示された。さらに培養土にバーク堆肥を使用することで育苗期間の根の生育が促進され、肥料を吸収することができる根端の数が増加することによって、栽培期間前半の植物体の生育が促進されることが明らかとなった。

第4-3表 培養土の化学性

試験区	CEC (me \cdot 100g $^{-1}$)	pH(H $_2$ O)	pH(KCl)	EC(dS \cdot cm $^{-1}$)
BM-II	67.24	5.99	5.43	0.080
バーク堆肥	73.87	7.66	7.01	0.280
0%	25.85	6.17	5.3	0.027
15%	29.06	6.71	5.89	0.060
30%	40.63	7.24	6.52	0.093



第4-9図 培養土の各pHにおける三相分布

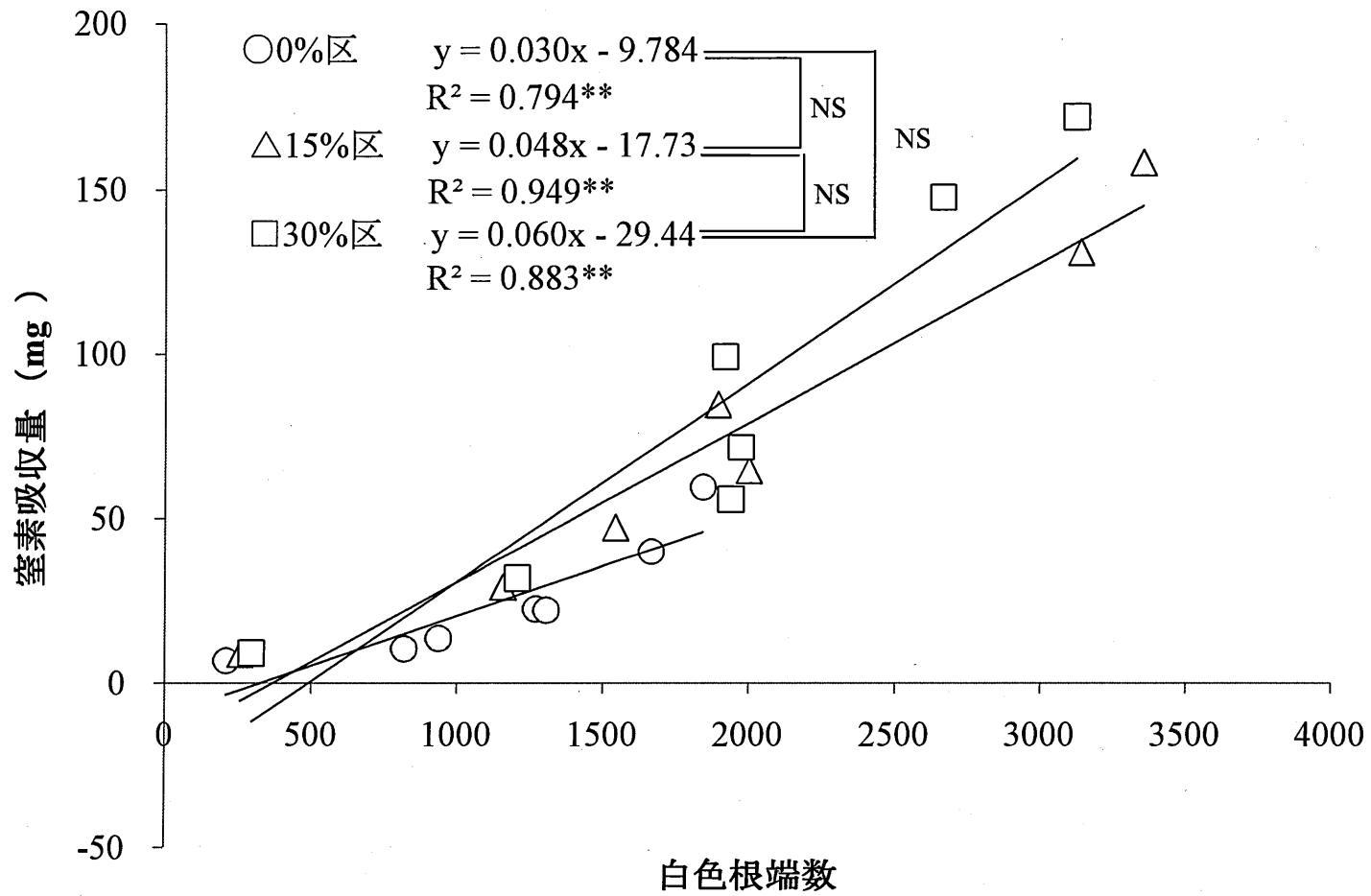


第4-10図 植物体の生育の変化(1鉢あたり)

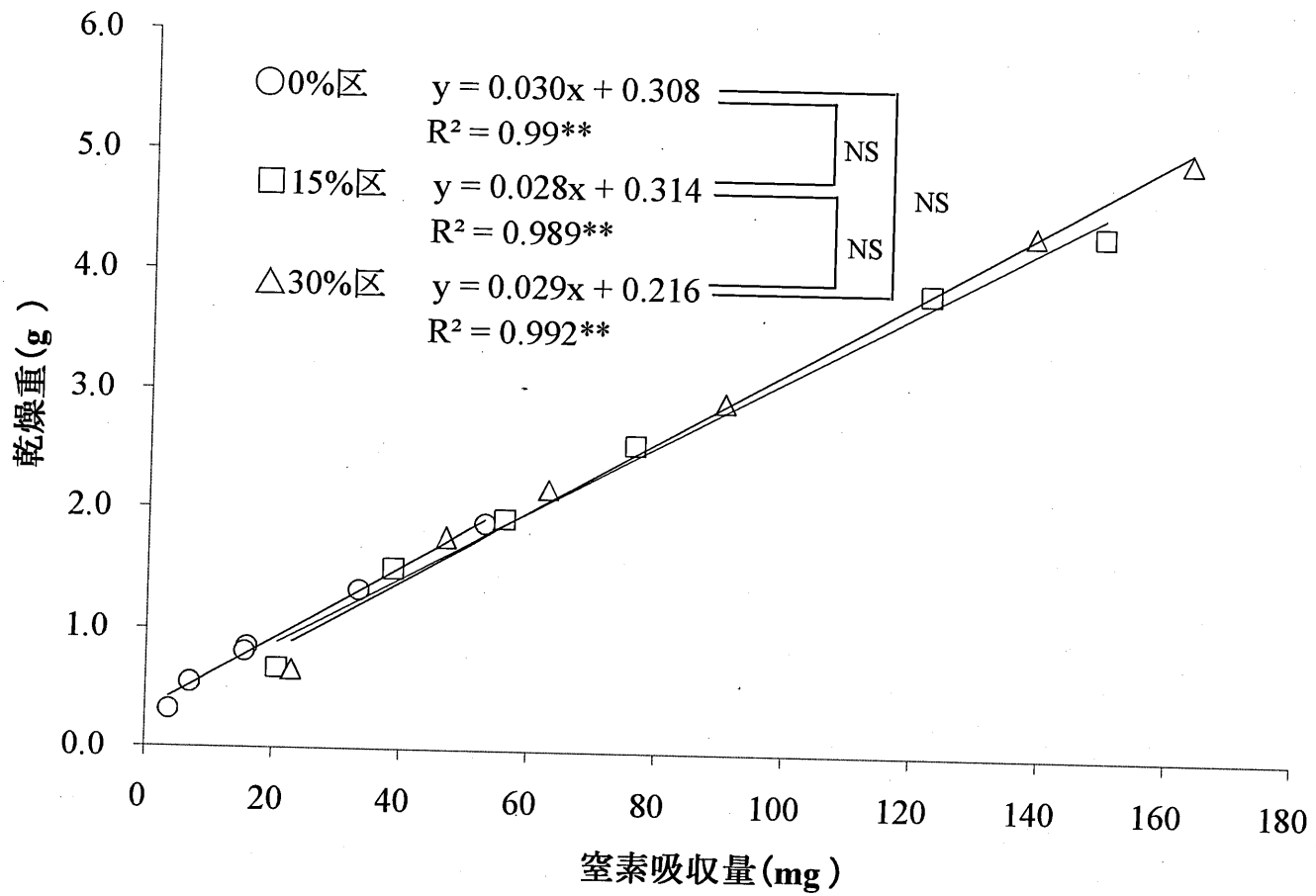
○:0% △:15% □:30%
 z:エラーバーは標準偏差を示す
 y: 矢印はハードピンチを示す

第4-4表 栽培終了日における花蕾数と葉色

	花蕾数	葉色(SPAD値)
0%	0.5	51.9
15%	0.8	47.6
30%	0.6	48.1



第4-11図 1鉢あたりの白色根端数と窒素吸収量との関係



第4-12図 1鉢あたりの植物体の窒素吸収量と乾燥重の関係

第 5 章 コマツナ (*Brassica rapa* L. *Perviridis*) 栽培における腐熟度の異なるバーク堆肥の連 用が土壌の理化学性に及ぼす影響

持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律が平成 11 年に制定されて以来、農地の生産力の増進を目的とした堆肥などの有機質資材の施与が注目されている。特に樹皮などの木質素材を主原料とするバーク堆肥は家畜ふん堆肥などに比べて肥料成分が少ないことから、土壌の膨軟化、透水性や通気性、保水力の向上、保肥力と緩衝能の増大などの土壌改良効果が期待されている（伊達，1986）。

一般的に堆肥は腐熟度によって効果が異なり、未熟な堆肥を施与した場合には肥料効果がみられるものの、アンモニアによる生育障害や堆肥中の微生物の急速な増殖に伴う窒素飢餓などが危惧される。これに対して腐熟度が進んだ堆肥は土壌改良効果が高いものの、団粒形成能力は低下するといわれている（Martin 1942: 吉江・渡辺，1966）。しかし、木質素材を主原料とするバーク堆肥は腐熟度を判定するための指標の確立が遅れており、腐熟度が異なるバーク堆肥の土壌の理化学性に対する影響は明らかとなっていない。

堆肥等有機物の施与に伴う土壌の理化学性の変化については徳橋・久保田（1976）、中津・田村（2008）、岩澤ら（1994）の報告があり、

土壌孔隙率，全炭素量，CECなどが向上することが明らかとなっている。堆肥の施与による土壌の理化学性の改善効果は継続して施与することによって高まるといわれており（藤原，1986），コマツナのような栽培期間の短い作物を利用して連用を行うことにより総施与量が増加し，理化学性への影響がより明確に表れると考える。しかし，バーク堆肥を連用した場合の土壌の理化学性に及ぼす影響を詳細に検討した報告はみられず，土壌の理化学性に関する要因の相互関係に関しても必ずしも一定の関係が明らかにされていない。

そこで本研究では，完熟と完熟前のバーク堆肥を用いて、栽培期間の短いコマツナの連作と同時に連用したバーク堆肥の施与量が土壌理化学性に与える影響とその要因の解析を試みた。

材料および方法

岐阜大学応用生物科学部研究圃場内の10年間作物を栽培せず放任した砂壤土区画にプラスチックハウス（7 m×17.5 m）を設置した。プラスチックハウス内に0.75 m²（75 cm×100 cm）の試験区画を28区画設け，日本バーク堆肥協会の定めるバーク堆肥標準施与量（3～5 t・10 a⁻¹）を参考に（日本バーク堆肥協会，2006），腐熟度の異なる2種類のバーク堆肥（完熟堆肥と完熟前堆肥）を湿重で2 t・10 a⁻¹，4 t・10 a⁻¹，

8 t・10 a⁻¹ 施与する堆肥施与区 6 区にバーク堆肥を施与しない堆肥無施与区を加えた計 7 区を各区 4 反復割り当てた。

本研究で用いた堆肥は，製品ロットごとのばらつきを少なくするために，堆積前に堆積原料の調整を行って堆積したものをを用いた。供試堆肥は，剪定枝，伐採木，杉皮などの木質系の原料と生おから，ふすま等の窒素源を 8:2 で混合して約 4 か月間仮積みを行い，2 次粉碎後 12 mm の篩いにかけて，本積みを行っているバーク堆肥（自然応用科学）を用い，筆者ら（石黒ら，2009；福井・小塚，2010）の方法で腐熟度を判定した。完熟前堆肥は，易分解性有機窒素化合物の分解による旺盛なアンモニア生成が終了し始め，乾燥重当たり 0.5 mg・g⁻¹ 前後のアンモニア態窒素含量を示した一次発酵終期のバーク堆肥とした。この完熟前堆肥は，アンモニア障害や窒素収奪など植物の生育障害がないことを確認している。完熟堆肥はアンモニア態窒素含量が乾燥重当たり 0.1 mg・g⁻¹ 以下の二次発酵段階のもので，20 g（湿重）のバーク堆肥を懸濁した水溶液に硫酸アンモニウムを乾燥重当たり 1 mg・g⁻¹ 添加し，72 h のインキュベーション後に乾燥重当たり 0.3 mg・g⁻¹ 以下のアンモニア態窒素消費量を示した微生物による窒素の有機化が少ないバーク堆肥とした。

施肥は総施肥量を窒素（N）：14 kg・10 a⁻¹，リン酸（P₂O₅）：16 kg・10 a⁻¹，カリウム（K₂O）：

14 kg・10 a⁻¹とし，バーク堆肥の施与と同時に
 行った．栽培開始前に完熟前堆肥および完熟堆
 肥の全窒素量，全炭素量，C/N比（乾式燃焼法）な
 らびに無機態窒素（微量拡散法），可給態リン酸
 （モリブデンブルー法），置換性カリウム（原子
 吸光光度法），水分を測定し（第5-1表），施肥
 量を設定した．バーク堆肥に含まれる有機態窒
 素の無機化率は4~5%であることが報告されて
 おり（今野，1986），コマツナは栽培期間が短
 いことから，バーク堆肥に含まれる窒素成分の
 うちコマツナが吸収できるのは無機態窒素が主
 体であると考えた．そこで，総施肥量から施与
 したバーク堆肥中の無機態窒素，可給態リン酸，
 置換性カリウム量を差し引いた量を窒素（N）：
 リン酸（P₂O₅）：カリウム（K₂O）=10：10：
 10の複合緩効性肥料（ハイコントロール オール
 10-100，旭化成ケミカルズ）および窒素
 （N）：リン酸（P₂O₅）：カリウム（K₂O）=10：
 18：15の複合緩効性肥料（ハイコントロール
 オール085-N100，旭化成ケミカルズ）を用いて
 調整し，施与した．バーク堆肥の施与前にpH
 を測定し，5.0以下の場合には苦土石灰を用い
 5.5~6.5に調整した．

バーク堆肥および化学肥料を施与した7日後
 に，コマツナ‘きよすみ’（*Brassica rapa* L.
Perviridis ‘Kiyosumi’）（サカタのタネ）を4
 条播種（条間15 cm）した．栽培は全ての区に
 おいて半数以上のコマツナの最大草丈が約25

cm に達した時点で終了し、各区画から平均的な生育を示した 5 個体（各試験区 20 個体）を採取して葉数および生体重を測定した。コマツナの栽培期間を第 5-2 表に示した。

コマツナの栽培終了後に土壌の表層 5 cm を除去し、100 cm³ 試料円筒を用いて土壌を採取した。水頭型の吸引法（DIK-3340, 大起理化工業）で 9.81 kPa に調整した土壌試料の三相率を土壌三相計（DIK-1121, 大起理化工業）で測定し、気相率および液相率を求め、土壌孔隙率を算出した（前田, 1986）。飽和透水係数は定水位透水試験法（加藤, 2001）を用いて各区画当たり 3 回測定した。団粒分析は、土壌団粒分析装置（DIK-710, 大起理化工業）を用いて水中篩別して平均質量直径を求めると共に、ヘキサメタリン酸ナトリウム飽和溶液で 1 分間分散処理を行い、同様に水中篩別して平均質量直径を求め、両者の差を団粒指数とした（土質工学会, 1983）。pH（土壌：水 = 1：2.5）、EC（土壌：水 = 1：5）および CEC（水酸化ナトリウム滴定法）を測定すると共に、NC アナライザー（SUMIGRAPH NC-95A, 住化分析センター）を用いて全炭素量および全窒素量を測定した。

結果および考察

バーク堆肥を施与して 9 連作したコマツナの栽培終了時の葉数の変化を第 5-1 図 A に示した。

試験区間で有意差がみられた作期が存在するものの、バーク堆肥の腐熟度および施与量による一定の傾向はみられなかった。同様に生体重についても（第5-1図B）、作期によっては試験区間で有意差がみられたものの、腐熟度および施与量との間に一定の傾向はみられず、コマツナの生育は施与したバーク堆肥の腐熟度や施与量の影響を受けなかった。

本研究では、施与するバーク堆肥の無機態窒素、可給態リン酸および置換性カリウムを予め測定し、各処理区の総施肥量が同じとなるように複合緩効性肥料で調整して施肥しており、バーク堆肥の施与量による無機態窒素などの肥料成分に差はないと考える。また、処理区間でpHの差はみられず、栽培後のpHは5.0前後で一定しており、ECについても栽培時期によって $0.6 \sim 2.0 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ に変動したものの、同一作期では処理区間で差が認められなかった。このことから栽培時期により残存肥料の過少があったと想定されるが、生育に影響しない範囲であったと考える。また、本研究で用いた完熟前堆肥は、アンモニア態窒素含量が $0.5 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 程度と低い一次発酵終期のバーク堆肥で、アンモニアの発生に伴う障害や窒素収奪による生育障害は起こらないことを確認している。したがって、完熟前堆肥施与区ではいわゆる未熟堆肥のような生育障害は生じなかったと考える。これらのことから、堆肥施与区においても養分吸収を阻

害する要因はなく，堆肥無施与区と同様に的確に養分吸収が行われたためにコマツナの生育に差がみられなかったと考える．さらに，コマツナの栽培期間は夏季には30日程度，冬季でも90日程度と短く（第5-2表），バーク堆肥の施与による土壌改良効果が現れにくかったとも考えられ，果菜類など栽培期間が長く，根域が深い作物ではバーク堆肥の施与による違いがみられた可能性も考えられた．

成長阻害水分点（98.07 kPa）から圃場容水量（6.19 kPa）までに保持されている水分が正常成長有効水分であるといわれており（小川，1986），堆肥などの有機物の施与によって有効水分量が増加することが報告されている（Foley・Cooperband，2002）．本研究において9.81 kPaにおける液相率の変化をみた結果（第5-2図A），バーク堆肥の施与に関わらずいずれの作期においても30～35%前後となり有意な差はみられなかった．しかし，9.81 kPaにおける気相率をみると（第5-2図B），2～9作後にかけて堆肥無施与区では0.7%減少したのに対して，完熟前堆肥施与区では施与量が増加するに従って気相率は7.9，3.6，7.1%，完熟堆肥施与区では4.9，6.7，14.1%増加し，9作後の気相率はバーク堆肥の腐熟度に関わらず $8 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区が他の区に比べて高い値を示した．

気相率と液相率を加えた値を土壌孔隙率としてその変化をみると（第5-2図C），堆肥無施与

区では連作を重ねても60%前後で一定していたのに対して、堆肥施与区では施与量が増加するに従って土壌孔隙率が上昇した。ほとんどの作期で $8\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ 区の土壌孔隙率が最も高くなり、9作後では完熟堆肥 $8\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ 区と完熟前堆肥 $8\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ 区の土壌孔隙率は他の堆肥施与区に比べて有意に高くなった。しかし、完熟前堆肥施与区と完熟堆肥施与区の間には有意な差はみられなかった。

第5-2図Dに2~9作後における飽和透水係数の変化を示した。堆肥無施与区の飽和透水係数はいずれの作期においても $0.08\text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 以下と最も低い値を示し、連作を重ねても変化はみられなかった。飽和透水係数の測定にあたって、各区4反復の試験区画を設け、各々3回測定したが、堆肥施与区では測定値にばらつきがみられ、バーク堆肥の腐熟度による有意差はみられなかった。完熟前堆肥施与区では施与量に伴って飽和透水係数が増加する傾向がみられた。完熟堆肥施与区についてみると、施与量との間では有意な差はみられなかったものの、栽培を重ねるに従って飽和透水係数が増加する傾向がみられ、特に8および9作後では完熟堆肥 $8\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ 区は堆肥無施与区だけでなく同じ区の2作後と比べても有意に高かった。

第5-3表に示すように、完熟前堆肥および完熟堆肥施与区共に2~9作後の飽和透水係数と土壌孔隙率との間には有意な相関が認められた。

飽和条件下の透水性には土壌の孔隙が大きく影響しているといわれており（渡辺，1984），土壌孔隙率は飽和透水係数と密接に関係することが報告されている（磯部ら，2002）．したがって，本研究における飽和透水係数の上昇には土壌孔隙率の増加が大きく寄与しているものと推察できた．

9.81 kPa における液相率はバーク堆肥の施与によってほとんど変化がみられなかったことから，バーク堆肥の施与によって重力水排水後の気相率で示される粗孔隙が増加したと考える．また，バーク堆肥の施与によって 9.81 kPa における液相率が変化しなかったことから，土壌水分が維持されたまま粗孔隙の増加をもたらし，透水性が高まったと考える．一般的に植物の生育には一定の有効水量が確保された上で，粗孔隙が多く，排水が迅速に行われると共に根の呼吸量のための気相率が確保されることが好ましいといわれており（長谷川，1987），バーク堆肥を連用することによって植物の生育に適した土壌環境への変化が生じると考える．

野菜栽培における土壌上部 50 cm の最小透水係数の目標値は $10^{-4} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ といわれている（武井，1984）．本研究で使用した圃場の飽和透水係数は堆肥無施与区においてもこの最小透水係数の目標値を越えていたことから，バーク堆肥施与による飽和透水係数の上昇がコマツナの生育に影響を及ぼさなかったものと考えられる．

土壌孔隙率の増加には，有機物資材と土壌が混じり合うだけで現れる直接的な効果（徳橋・久保田，1976）と団粒形成による効果（清水ら，2002；保井ら，2005）が報告されている．第5-2図Eに示すように，本研究において，団粒指数は8作後および9作後での8t・10a⁻¹区が他の堆肥施与区に比べて高いものの，全ての区で連作を重ねるに従って低下する傾向が認められ，バーク堆肥の施与量や腐熟度との間に明確な差は認められなかった．

一般に団粒形成には土壌への易分解性物質の施与が不可欠で，リグニンなどを多く含むバークの堆肥化が進んだものは団粒形成能力が低いといわれている（河田，1981）．本研究で用いたバーク堆肥は，前述のように一次発酵終期および二次発酵段階の比較的堆肥化が進んだ状態であったことから，バーク堆肥施与による団粒形成促進効果が低かったものと考えられる．さらに，各作の栽培開始前に耕起を行ったことで団粒構造が破壊され，連作を重ねるに従って団粒指数が低下したものと考えられる．また，団粒指数と土壌孔隙率および飽和透水係数との間にも有意な相関は認められなかった（第5-3表）．したがって，本研究において団粒形成はおこっておらず，土壌孔隙率の増加は施与したバーク堆肥が土壌と混和したことによる直接的な効果（徳橋・久保田，1976）によるものであると考えた．

第5-3図Aに栽培前～9作後における土壌中

の全窒素量の変化を示した。全ての区で栽培前から2作後にかけて全窒素量の大幅な増加がみられた。このことは植物体が吸収できなかった化学肥料の窒素成分が土壌に残存したとためと考える。2作後以降、堆肥無施与区の全窒素量は連作を重ねるに従って $4.3 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ から $2.2 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ まで減少した。いっぽうで、堆肥施与区においてはバーク堆肥の腐熟度に関わらず、 $2 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区における減少量はわずかであり、 $8 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区では5作後以降高い値で推移した。本研究では堆肥施与前にバーク堆肥中の無機態窒素量を予め測定し、堆肥施与区の無機態窒素量が同じとなるように緩効性肥料で調整していることから、無機態窒素量は全ての区で同程度であると考えられる。したがって、堆肥無施与区と比較して堆肥施与区の全窒素量が高く維持されたことは有機物の投入に伴う有機態窒素の蓄積によるものであると推定される。

第5.3図Bに土壌中の全炭素量の変化を示した。堆肥無施与区の全炭素量は連作を重ねても変化がみられず、栽培開始前の $2 \times 10^{-2} \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 前後で推移した。これに対して堆肥施与区では施与量の増加に伴って全炭素量が上昇し、連作を重ねるに従って施与量に伴う全炭素量の増加は大きくなった。特に7作後以降では堆肥施与量に伴って全炭素量は有意に増加した。バーク堆肥などの有機物の施与によって全炭素量が上昇することは香西・川田(2000)や中津・田村

(2008) によって報告されており，有機物の集積や腐植の増加によるものと考えられている(加藤・米田，2001)．したがって，本研究におけるバーク堆肥の施与量の増加に伴う全炭素量の上昇は，バーク堆肥の施与による土壌中の有機物量の増加によるものと考えられる．

2作後の $8 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区と4作後の $4 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区および8作後の $2 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区のバーク堆肥の総施与量は $16 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ で同量であった．しかし，8作後の $2 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区的全炭素量は4作後の $4 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区より低く，同様に4作後の $4 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区的全炭素量は2作後の $8 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区より低かった．このことは，作期が進むに従って，すなわち栽培期間が長くなるに従って土壌中の有機物は一定量分解されることを示している．しかし，いずれの施与区でも連作を重ねると全炭素量は増加していたことから，連用したバーク堆肥は土壌中で分解されるものの，それを上回る有機物の集積や腐植の増加が行われていたと考える．

堆肥無施与区の CEC は6作後までは $10 \text{ me} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ でほぼ一定していたが，その後わずかに増加して9作後には $12.42 \text{ me} \cdot 100 \text{ g}^{-1}$ となった(第5-3図C)．これに対して堆肥施与区では連作を重ねるに従って CEC は高くなり，6作後以降はバーク堆肥の施与量が多くなるに従って CEC が高くなり，9作後における完熟前堆肥および完熟堆肥 $8 \text{ t} \cdot 10 \text{ a}^{-1}$ 区の CEC は無施与区，

2 t・10 a⁻¹区, 4 t・10 a⁻¹区に比べて有意に高かった。

CECは微生物による有機物の分解産物である腐植の影響を受け, 腐植が多いほどCECは大きくなり(藤原ら, 1996), 全炭素量とCECの間には強い相関がみられることが知られている(岩澤ら, 1994; 北村・久保田, 1985)。本研究においてもバーク堆肥の施与量の増加に伴って全炭素量が有意に増加し, CECと全炭素量との間に有意な相関が認められた。バーク堆肥はCECが高いことが知られており(河田, 1981), バーク堆肥を連用したことによって有機物が集積すると共に微生物による分解が進んで腐植が生成され, CECが増大したと考える。

本研究では全炭素量と土壌孔隙率との間および飽和透水係数との間に有意に高い相関が認められた(第5-3表)。前述のように, 有機物の混和が粗孔隙の増加をもたらし, 飽和透水係数が上昇したと考えられた。また, 土壌中の全炭素量はバーク堆肥の施与量の増加と連用によって上昇したことから, バーク堆肥の施与による有機物の集積や腐植の増加が土壌中の全炭素量を上昇させ, 土壌孔隙率や飽和透水係数, CECを増加させたと考えられ, 全炭素量はこれらの土壌の理化学性向上の指標となると考える。

本研究では作毎にバーク堆肥を施与したものの, 実際の生産場面では作業の省力化の面から数作分をまとめて施与することも考えられる。

本研究においてバーク堆肥の施与量と理化学性の改善効果の関係が明らかとなったことから、数作分をまとめて施与しても連用と同様の理化学性の改善効果が得られると推定される。しかし施与量が増加することによって、本研究ではみられなかった窒素の収奪など完熟前バーク堆肥による生育阻害が起こる可能性も推定される。また、バーク堆肥を大量施与することにより透水性が過度に上昇し、植物体の生育に悪影響を与える可能性も推定される。これらのことから、バーク堆肥を数作分まとめて施与する場合には1回の施与量に注意する必要がある。

さらに、実際の生産場面でバーク堆肥を利用する際には土壌の理化学性の改善に最適な腐熟度や施与量の指標が必要である。しかし、本研究では、発酵段階の異なる2種類のバーク堆肥を用いたものの、一次発酵終期の完熟前堆肥と完熟堆肥との間では土壌改良効果に差は認められなかった。

第5-1表 供試した堆肥の全炭素量, 全窒素量, C/N比, 無機態窒素量, 可給態リン酸量, 置換性カリウム量および水分

	全炭素量 (g·kg ⁻¹) ^z	全窒素量 (g·kg ⁻¹)	C/N比	無機態窒素量		可給態 リン酸量 (g·kg ⁻¹)	置換性 カリウム量 (g·kg ⁻¹)	水分 (%, w. b.)
				アンモニア態 窒素量 (g·kg ⁻¹)	硝酸態 窒素量 (g·kg ⁻¹)			
完熟前堆肥	34.26	1.34	25.58	0.45	0.39	0.30	0.26	55.08
完熟堆肥	35.84	2.12	16.93	0.01	0.59	0.31	0.34	55.68

z: 全炭素量, 全窒素量, アンモニア態窒素量, 硝酸態窒素量, 可給態リン酸量, 置換性カリウム量は乾物重あたりを示す

第5-2表 各作の播種日および収穫日, 栽培日数

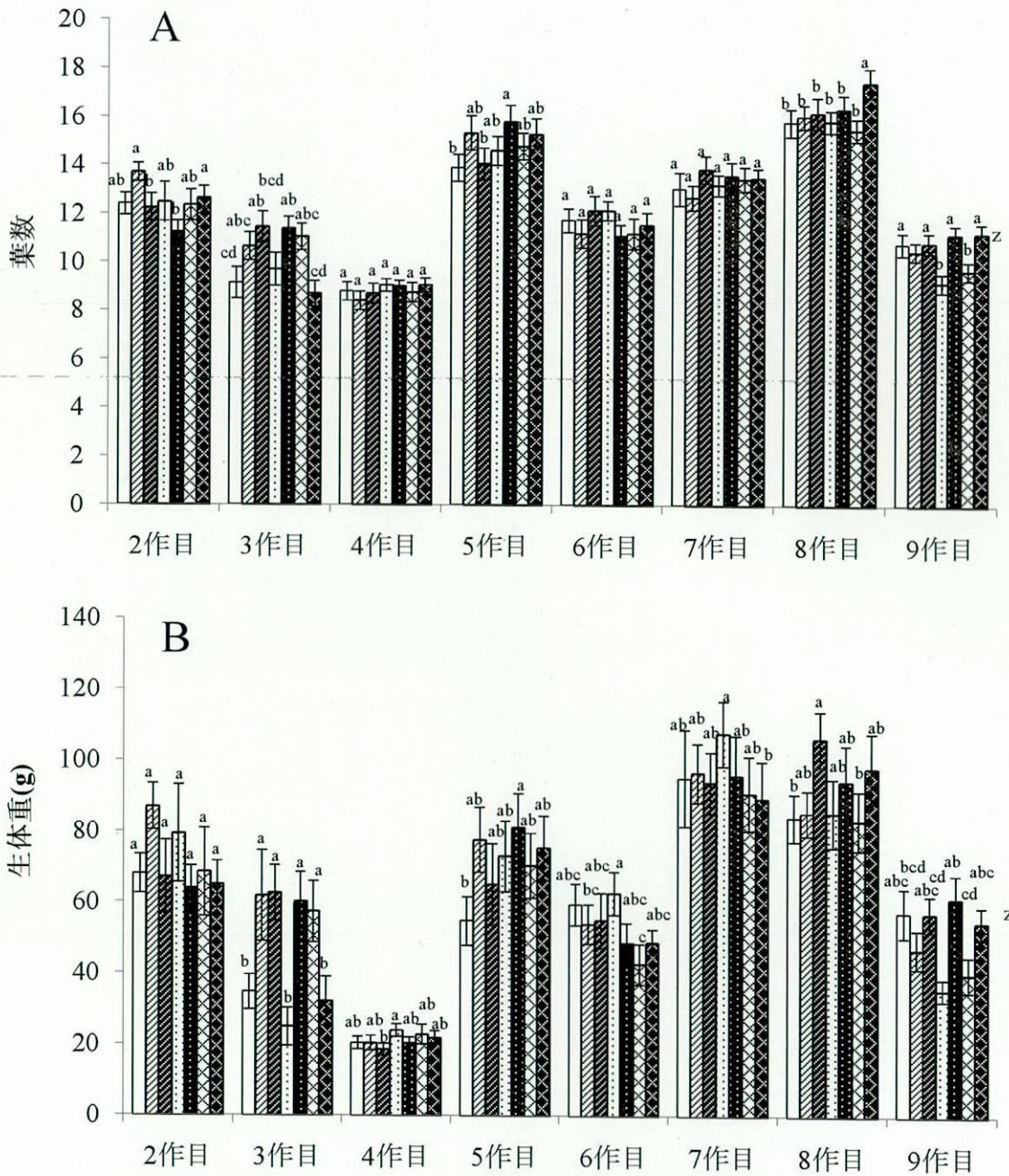
	播種日	収穫日	栽培日数(day)
1作目	2007年4月16日	2007年6月1日	46
2作目	2007年6月15日	2007年7月18日	33
3作目	2007年7月31日	2007年9月4日	35
4作目	2007年10月1日	2007年10月30日	29
5作目	2007年11月28日	2008年2月20日	84
6作目	2008年4月2日	2008年5月9日	37
7作目	2008年8月10日	2008年9月22日	43
8作目	2008年12月16日	2009年3月14日	88
9作目	2009年6月11日	2009年7月10日	29

第5-3表 全炭素量, 団粒指数, 土壌孔隙率, CEC, 飽和透水係数における相関

		全炭素量	団粒指数	土壌 孔隙率	CEC	飽和 透水係数
完 熟 前 堆 肥	全炭素量	-	0.11	0.86 ** z	0.73 **	0.74 **
	団粒指数	-	-	-0.05	0	0.10
	土壌孔隙率	-	-	-	0.59 **	0.68 **
	CEC	-	-	-	-	0.44 *
完 熟 堆 肥	全炭素量	-	0.06	0.88 **	0.85 **	0.72 **
	団粒指数	-	-	-0.03	-0.07	-0.07
	土壌孔隙率	-	-	-	0.77 **	0.70 **
	CEC	-	-	-	-	0.74 **
完熟前堆肥と 完熟堆肥の 回帰直線の有意差		-	-	NS ^y	NS	NS

z: 表の**は1%, *は5%の水準でそれぞれ有意を表す(t検定)

y: NSは共分散分析により有意差なしを表す

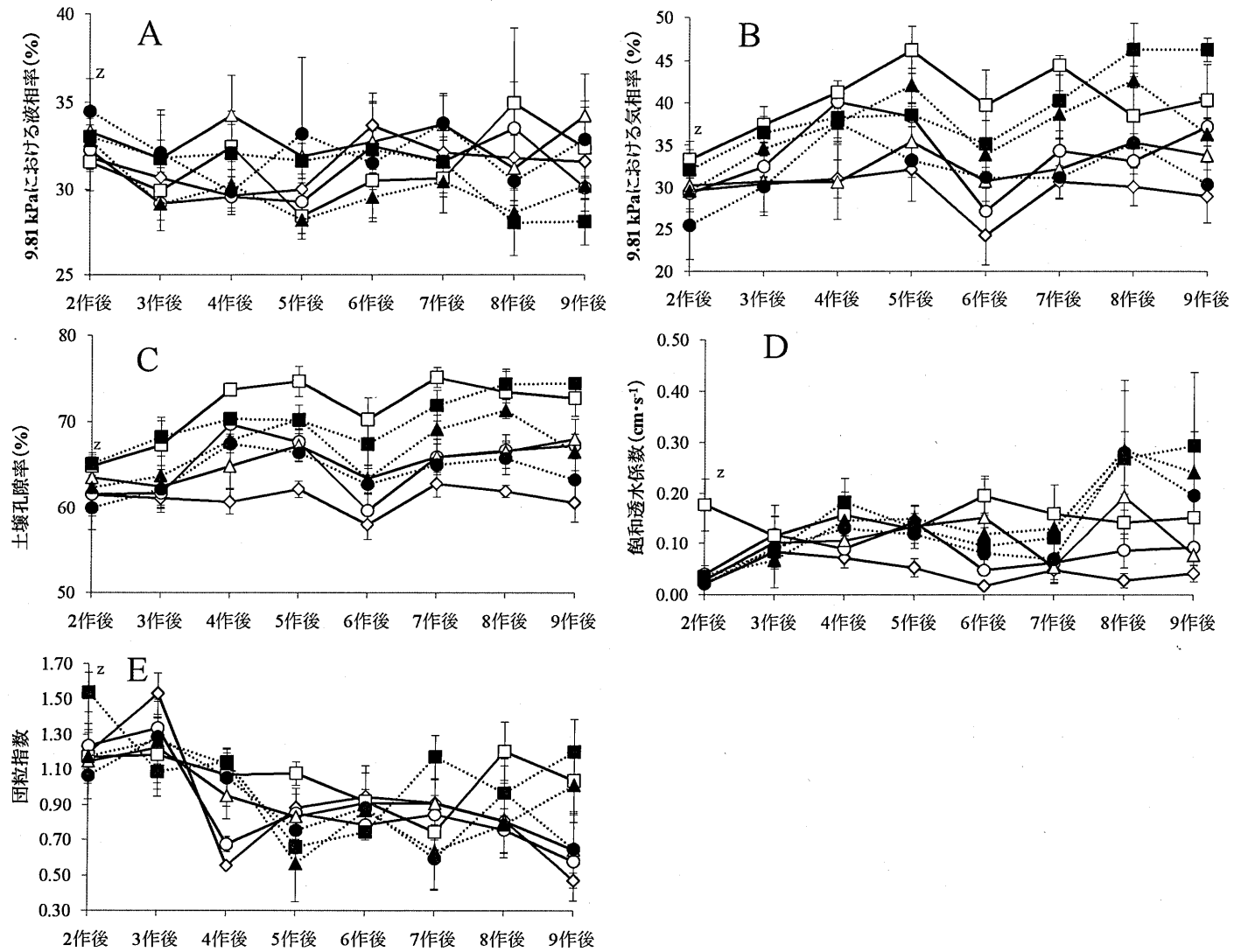


第5-1図 2作目から9作目におけるコマツナの生育

□ : 堆肥無施与 ▨ : 完熟前堆肥2 t・10 a⁻¹ ▩ : 完熟前堆肥4 t・10 a⁻¹ ▪ : 完熟前堆肥8 t・10 a⁻¹
 ▧ : 完熟堆肥2 t・10 a⁻¹ ▦ : 完熟堆肥4 t・10 a⁻¹ ▤ : 完熟堆肥8 t・10 a⁻¹

同一作期における異なるアルファベットは5%水準で有意差有り(LSD)

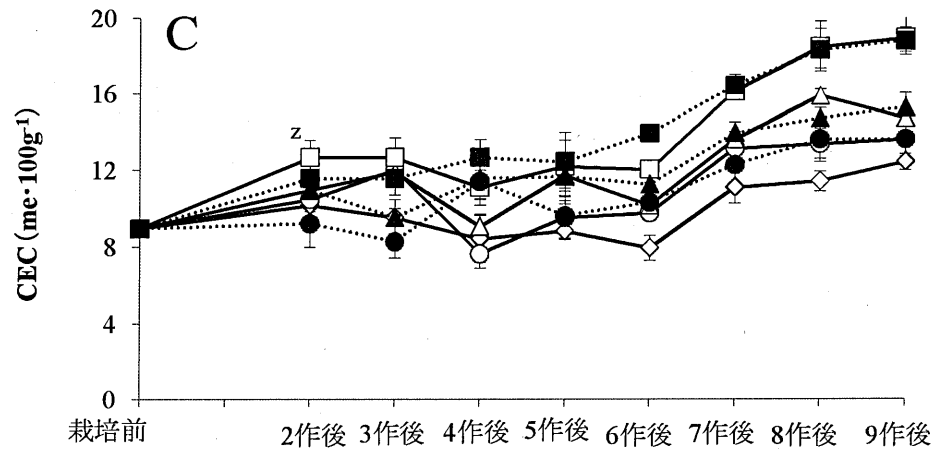
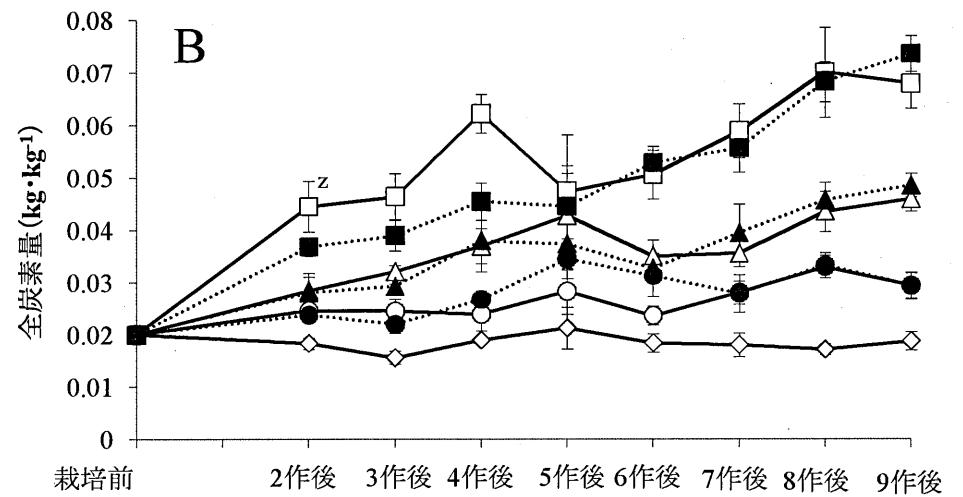
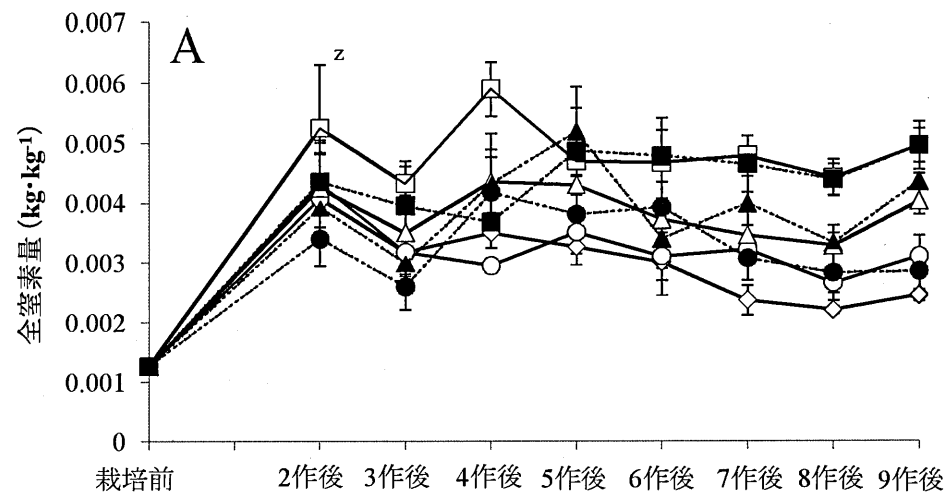
z: エラーバーは標準誤差(n=20)を示す



第5-2図 2作目から9作目におけるコマツナ栽培後の土壌の物理性の変化

◇:堆肥無施与 ○:完熟前堆肥2 t・10 a⁻¹ △:完熟前堆肥4 t・10 a⁻¹ □:完熟前堆肥8 t・10 a⁻¹
 ●:完熟堆肥2 t・10 a⁻¹ ▲:完熟堆肥4 t・10 a⁻¹ ■:完熟堆肥8 t・10 a⁻¹

z:エラーバーは標準誤差(n=4)を示す



第5-3図 2作目から9作目におけるコマツナ栽培後の土壌の化学性の変化

- ◇: 堆肥無施与 ○: 完熟前堆肥 $2\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ △: 完熟前堆肥 $4\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ □: 完熟前堆肥 $8\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$
 ●: 完熟堆肥 $2\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ ▲: 完熟堆肥 $4\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$ ■: 完熟堆肥 $8\text{ t}\cdot 10\text{ a}^{-1}$

z: エラーバーは標準誤差(n=4)を示す

第 6 章 総合考察

バーク堆肥は有用な農業資材であり、土壌改良材としての利用だけでなく、新たな利用法として花鉢物の培養土として用いられているピートモスの代替培養土としての利用が期待される。

しかし、堆肥は腐熟が不十分であると、アンモニアの発生や窒素飢餓などの障害が発生する。このため、堆肥を利用するには正確な腐熟度判定が不可欠となる。バークなどの木質素材が多い堆肥では一次発酵での腐熟度判定に加えて、その後の二次発酵（後熟過程）での腐熟度判定が重要であると言われている（藤原ら，1983）。しかし、二次発酵での腐熟度判定についてはこれまで十分な検討がなされておらず、二次発酵段階での腐熟度判定ができなかった。このことが、バーク堆肥の利用の障害となっていた。

本研究において新たにバーク堆肥の二次発酵過程までの腐熟度を判定する方法を確立することができ、精密な腐熟度判定が可能となった。このバーク堆肥に硫酸アンモニウムを添加した後のアンモニア態窒素含量の減少量を用いる腐熟度判定では、従来の未熟、完熟の判定だけではなく、アンモニア態窒素含量の減少量の違いからさらに細かい段階的な腐熟度が判定可能となる。一般に未熟な堆肥はアンモニア障害や窒素飢餓が危惧されるが、本研究ではコマツナ連作において一次発酵終期の完熟前堆肥を施与してもコマツナに障害は見られず、使用用途によっては、腐熟の進んだ完熟堆肥でなくても利用可能であることも推定される。これらのことから、本研究で開発した腐熟度判定法を用いることで、

鉢物培養土には植物体に障害を与えないために腐熟が進み微生物活性が低くなったバーク堆肥が必須であるが、土耕栽培であれば一次発酵終期の堆肥でもよいなど使用用途に応じた腐熟度のバーク堆肥が選択できると考える。

また、バーク堆肥の生産現場では簡易な腐熟度判定法が望まれるが、本研究で開発した腐熟度判定法の測定項目はアンモニア態窒素のみであり、アンモニア態窒素が検出可能な測定器具さえあれば腐熟度判定が可能であると考えられる。また、測定に要する期間も72時間であり、幼植物検定法(藤原, 1985)やポット栽培試験法(藤原, 1984)などと比べて短期間であり、バーク堆肥の生産現場においても比較的容易に精密な腐熟度判定が可能であり、実用的であると考えられる。

この腐熟度判定法により腐熟が進んでいると判定されたバーク堆肥がミニチュアローズ鉢物生産において利用可能であることを実証した。現在、花鉢物の培養土として広く使われているピートモスは、その供給を海外からの輸入に頼っており、採掘地での環境破壊が問題となっている。バーク堆肥は森林資源の有効活用の観点からだけではなく、日本国内で生産可能な資材であることから優良なピートモスの代替培土資材の一つであることが証明された。

しかし、ピートモスとバーク堆肥は理化学性が異なるため、肥培管理や灌水管理が異なることを考慮に入れる必要がある。本研究では、培養液循環式 Ebb&Flow 方式で pF センサによる灌水管理を行ったため、灌水管理は的確に行うことが可能であったが、経験に基づく灌水管理を行う場合には、ピートモスを主体とした

培養土からバーク堆肥を混合した培養土への転換にあたって注意が必要である。

また、肥培管理においては、バーク堆肥に含まれる肥料成分によって育苗期の地下部の成育が促進され、結果として栽培初期においても成育が促進された。従って、ピートモスを主体として培養土からバーク堆肥を混合した培養土への転換にあたっては、灌水管理に加えて肥培管理法の変更も必要となる。特に、ピートモスは肥料成分をほとんど含んでいないため、このことが肥培管理の画一化に大きく寄与している。すなわち培養土による肥効を考慮する必要がなく、培養液に含まれる肥料成分のみで管理すればよい。これに対してバーク堆肥は微量の肥料成分を含んでおり(河田, 1981), 堆肥原料が異なるとバーク堆肥の肥料成分の含量は異なるため、そのことが画一的な肥培管理の障害となると考える。従って、バーク堆肥を花鉢物生産における培養土として用いる場合には品質の安定性が要求され、これを満たした場合にピートモス代替培養土として広く普及できると考える。

さらに、本研究においては腐熟度の異なるバーク堆肥施与が土壌の理化学性に与える影響を検討した。本研究においては腐熟度の違いコマツナの成育や土壌の物理化学性の改善効果に与える影響を明らかにすることはできなかった。しかし、コマツナ連作における作付けと同時にバーク堆肥を連用したことにより土壌中の腐植の増加や有機物の蓄積し、飽和透水係数、土壌孔隙率、CECなどの理化学性が向上することが明らかとなった。また、全炭素量がこれら理化学性の改善の指標となると考えられた。

これらのことからバーク堆肥は土壌の理化学性を向上させる有用な土壌改良資材であり、連用によりその効果が高まると考える。しかし、土壌改良の要因が腐植の増加や有機物の蓄積であるため施与したバーク堆肥の土壌中での分解量なども土壌改良効果に影響を与えると考える。このため、バーク堆肥の連用において安定した土壌改良効果を得るためにはバーク堆肥の品質の安定性が必須であると考えられる。

前述のように、バーク堆肥を園芸生産に利用するためには腐熟の進んだバーク堆肥が供給されるだけでなく、品質が安定したバーク堆肥が供給されることが必須であり、理化学性など様々な特性が安定した堆肥を製造するためには、安定した堆肥原料を用いる必要がある。本研究において、易分解性有機物が堆積過程でより多く分解されているバーク堆肥を製造するための原料指標を作成するために、C/N比および易分解性炭素量と窒素量の割合が堆肥の発酵に与える影響を検討した。その結果、添加する副資材の種類や量、C/N比だけでなく、易分解性炭素量と窒素量の割合がバーク堆肥の発酵に大きく影響を与えていることが明らかとなり、原料の易分解性炭素量と有機窒素量を調整することにより易分解性有機物がより多く分解されている分解されにくい品質の安定したバーク堆肥が製造可能であると考えられた。

本研究の結果より、樹皮やオガクズなどバーク堆肥の主原料に添加する副資材の量を易分解性炭素化合物と窒素化合物の割合を用いて調整し、本研究で開発した腐熟度判定法で判定することにより、品質の安定したバーク堆肥が大量に製造できると考える。品質の安定したバーク堆肥は優良な土壌改良資材であ

ると共に鉢物生産の培養土としても利用できるため、緑化資材としてだけでなく園芸生産においても広く普及させることができると考える。

摘要

バーク堆肥は森林資源の有効活用法の1つとして注目されているが、道路整備などの公共事業の減少に伴って法面吹きつけなどの需要が減少し、新たな需要の開拓が望まれている。

発酵が不十分な堆肥ではアンモニアの発生や窒素飢餓などの障害が発生するため、正確な腐熟度判定が不可欠である。微生物活性の指標としてアンモニアの消長に着目し、アンモニアと堆積日数との関係を検討した結果、堆積日数の短い堆肥のアンモニア含量は高く、アンモニア含量を用いて一次発酵過程の判定が可能であった。一次発酵が終了したと推定された堆肥に硫酸アンモニウムを添加し、72時間後のアンモニアの消長を測定した。堆積日数が長い堆肥は短い堆肥に比べてアンモニアの減少が小さく、アンモニアの減少量から二次発酵過程における堆肥の腐熟度判定が可能であった。

易分解性有機物が堆積過程でより多く分解されているバーク堆肥を製造するための原料指標を作成するために、C/N比および易分解性炭素量と窒素量の割合が堆肥の発酵に与える影響を検討した。その結果、添加する副資材の種類や量、C/N比だけでなく、易分解性炭素量と窒素量の割合がバーク堆肥の発酵に大きく影響することが明らかとなり、原料の易分解性炭素量と有機窒素量を調整することによって易分解性有機物がより多く分解されているバーク堆肥が製造可能であった。

本研究で開発した腐熟度判定法で二次発酵の段階にあり微

生物活性が低いと判定されたバーク堆肥を培養液循環式 Ebb&Flow 方式でのミニチュアローズ栽培におけるピートモスの代替培養土としての利用を検討した。バーク堆肥を 30% 利用しても、栽培期間を通して植物体の生育にも障害はみられず、循環培養液中や鉢内土壌溶液中の微生物の異常な増殖およびアンモニアの増加もみられなかった。従って、本研究で開発した熟度判定で二次発酵段階にあると判定されたバーク堆肥は、アンモニアの発生や窒素飢餓などによる植物体への障害は起こらず、ピートモスの代替培養土として利用可能である事が明らかになった。さらに、バーク堆肥に含まれる肥料成分によって育苗期間の地下部の成育が促進され、肥料吸収を担う根端の数が増加したことから、栽培初期の植物体の成育が促進された。

一次発酵終期の完熟前バーク堆肥と二次発酵期の完熟バーク堆肥を 1 作あたり 2, 4, 8 t・10 a⁻¹ 連用してコマツナを 9 連作し、土壌孔隙率、飽和透水係数、全炭素量、CEC などの土壌理化学性に及ぼす影響について検討した。コマツナの生育は完熟前バーク堆肥あるいは完熟バーク堆肥、施与量の影響を受けなかった。土壌孔隙率（気相率 + 液相率）はバーク堆肥施与量が増加するに従って上昇した。飽和透水係数はバーク堆肥施与量に伴って増加し、飽和透水係数と土壌孔隙率との間に有意な相関が認められた。土壌中の全炭素量はバーク堆肥施与量の増加に伴って高くなり、連作を重ねるに従って全炭素量の増加は大きくなった。全炭素量は土壌孔隙率との間に有意に高い相関が認められ、飽和透水係数との間およ

び CEC との間にも有意な相関がみられた。バーク堆肥の連用によって全炭素量が増加し、土壌孔隙率や飽和透水係数、CEC などの理化学性が向上したことから、全炭素量は理化学性の向上の指標となると考えられた。本研究において腐熟度による差異がみられなかったのは、用いたバーク堆肥が一次発酵終期の完熟前バーク堆肥と二次発酵段階の完熟バーク堆肥であったためと考えられた。

Abstract

Bark compost attracts attention as one of the effective utilization of the forest resource and has been used at covering of side slopes. But its needs were recently decreasing according to decline of public works projects. So, new making of demands has been needed.

As immature composts give the damage to plants caused by ammonia from those and nitrogen starvation based on competition with microorganisms, the evaluation of maturity of composts is very important on using compost to plant culture.

In this study, on the view point of the decrease in the ammonia content as an index of microorganism activity, I investigated the relationship between the ammonia content and the compost maturity. Much ammonia was detected from the compost in the early days of fermenting and the compost in the primary fermentation process has been able to be evaluated by the detection of ammonia over 0.1 mg g^{-1} . In the fermentation process, ammonium in compost is immobilized by organisms. Therefore, ammonium sulfate was added to compost and the consumption was detected after 72 hours. The compost on early stage in secondary fermentation process indicated lower

consumption than that on late stage, and I could decided the compost maturity in the secondary fermentation process by the ammonia decrease during the 72 hours after the addition of ammonium sulfate.

For making the guideline of raw materials to produce the bark compost, which was more resolved easily resolving organic matter in the composting process. I tried composting of materials with various C/N ratio and nitrogen content. In addition I carried out composting of materials with different ration of easily resolving organic carbon and nitrogen. As a result, it was demonstrate that easily resolving organic carbon and nitrogen affected fermentation of bark compost. It is suggested that it is possible to produce of bark compost with a little easily resolving organic materials by amount of auxiliary material using the ration of easily resolving organic carbon and nitrogen.

I tried to use of the bark compost for substitutive potting medium for peat moss in potted miniature rose production by the Ebb & Flow system. The damage plants were not observed through a cultivation period, even if I used bark compost 30% of medium. Because, large increasing of the microorganisms in nutrient solution and soil solution was not seen, and the

increasing of the ammonia was not observed, too. Therefore, damage plants by generating ammonia and causing nitrogen starvation were not present. It is suggested that bark compost can be used as substrate medium as peat moss in potting plant cultivation using Ebb&Flow system. Furthermore, as a result that the growth of the roots in seedling period was promoted by nutrient to be included in bark compost, number of root tip which can absorb nutrient increased. Therefore, growth of plants were promoted in early cultivation periods .

The influence of continuous applications of the bark compost with different maturity on soil physicochemical properties was investigated on successive cropping of Komatsuna. The soil physicochemical factor such as air filled porosity, total carbon, CEC were measured. Two types of bark composts were used, one was the pre-mature bark compost which was in end phase of a primary fermentation stage, and the other was the mature bark compost which was in second fermentation stage. The growth of Komatsuna was not affected by the maturity and quantity of the applied bark compost. Total carbon, saturated hydraulic conductivity, air filled porosity and CEC increased according to the

quantity of the applied bark compost and the continuous applications of the bark compost. The physicochemical properties such as air filled porosity and saturated hydraulic conductivity, CEC were correlated with increasing of total carbon. Therefore, it was suggested that total carbon may become index of improvement effect on physicochemical properties of soil. The maturity of the compost didn't influence physicochemical properties improvement.

謝 辞

本研究を遂行するにあたり終始有益な御指導と御助言ならびに絶えない御激励を賜った岐阜大学応用生物科学部教授福井博一博士に謹んで感謝の意を表す。

また、本研究に有益なご助言とご鞭撻を戴くとともに本論文の主査を戴いた岐阜大学応用生物科学部教授田中逸夫博士ならびに副査を戴いた静岡大学農学部教授大野始博士に深く感謝の意を表す。

御指導と御助言を戴いた岐阜県農業技術センター専門研究員加藤克彦氏および矢野宗治氏をはじめとする岐阜大学応用生物科学部附属フィールド科学教育研究センターの技術専門職員の皆様ならびに供試材料を提供して戴いた（有）セントラルローズ，自然応用科学（株）に厚く感謝の意を表す。

また、岐阜大学応用生物科学部園芸学研究室の博士課程修了生，于文進博士，李蓮花博士，修士課程修了生，熊谷淳逸氏，北村怜氏，澤頭勇次氏，卒業生西田満帆氏，片岡良輔氏そして水野勝義氏，庄得鳳氏，廖易氏，橋本桂佑氏をはじめとする専攻生諸氏には多大なご助力を戴き，深く感謝する次第である。

最後に、岐阜大学連合農学研究科の教員ならびに職員の皆様をはじめ大学の方々から多くの援助を戴いた。ここに感謝の意を表す。

引用文献

- Alexander, M., 1977. Nitrogen Immobilization p. 260-267. Introduction to SOIL MICROBIOLOGY. Jhon Wiley and Sons. New York.
- Barkham J.P.. 1993 . For peat's sake. conservation or exploitation. 2: 556- 566.
- Buckland P. C. . 1993. Peatland archaeology; a conservation resource on the edge of extinction. Biodiversity and Conservation. 2: 513- 527.
- 中央畜産会. 2000. p.21. 堆肥化施設設計マニュアル, 中央畜産会. 東京.
- 伊達 昇. 1986. バーク堆肥. p. 40- 41. 農業技術大系. 土壌施肥編 7-1. 資材の特性と利用 (堆肥化資材 - 市販堆肥) 資材. 農山漁村文化協会. 東京.
- Dewes T. . 1996. Effect of pH, temperature, amount of litter and storage density on ammonia emissions from stable manure. The Journal of Agricultural Science. 127: 501- 509.
- 土壌微生物研究会. 1992. 新編土壌微生物実験法. 養賢堂. 東京.
- 土質工学会. 1983. 団粒分析試験. p. 77- 82. 土の試験実習書. 土質工学会. 東京.
- Eiland F., M. Klamer, A. M. Lind, M. Leth, E. Baath. 2001. Influence of Initial C/N Ratio on Chemical

- and Microbial Composition during Long Term Composting of Straw. *Microb.Ecol.* . 41: 272- 280.
- Foley, B. J. and L. R. Cooperband. 2002. Paper mill residuals and compost effects on soil carbon and physical properties. *Journal of Environmental Quality*. 31: 2086- 2095.
- 藤原俊六郎. 1986. 有機物の施用方法. p. 163- 164. 農業技術大系. 土壌施肥編 5- 1. 畑の土壌管理(土壌管理の実際 - 有機物利用) 畑. 農山漁村文化協会. 東京.
- 藤原俊六郎. 2003. 堆肥の作り方使い方. 農村漁村文化協会. p. 12- 22. p. 44- 53.
- 藤原俊六郎・安西徹朗・加藤哲朗. 1996. p. 104. 土壌診断の活用と方法. 農山漁村文化協会. 東京.
- 藤原俊六郎・鎌田晴海. 1983. おが屑鶏糞堆肥の腐熟度が作物生育に及ぼす影響. 神奈川県農業研究所研究報告. 124: 73- 90.
- 古谷 修・伊藤 稔・古川智子・柴山信幸・市村 保・中野貞雄・後藤充弘. 2002. 堆肥腐熟度判定装置及び堆肥腐熟度判定方法. 特許公開 2003-207502.
- 糞 春明・越田淳一・井上興一・染谷 孝. 2005. 蛍光染色法および培養法による各種堆肥中の細菌の定量. *日本土壌学雑誌*. 76: 401- 410.
- Gottschalk Gerhard. 1980. 細菌の代謝. p. 135- 168. 近代出版

- 長谷川周一．1987．保水力（畑地土壌の性質と変容）．
p. 9-12．農業技術大系．土壌施肥編3．土壌の性質
と活用．農山漁村文化協会．東京．
- Haynes RJ. 1986. p.52-126. The decomposition
process: mineralization, immobilization, humus
formation, and degradation. In: Haynes RJ (ed)
Mineral nitrogen in the plant-soil systems.
Academic press. New York.
- 堀越孝雄・二井一禎．2003．土壌微生物生態学．p. 166-
179．朝倉書店．東京．
- Huang G. F., J. W. C. Wong, Q. T. Wu, B. B. Nagar.
2004. Effect of C/N on composting of pig manure
with sawdust, Waste Management. 24; 805-813.
- 今井田一夫・中村雅亘・鈴木亮・高橋明子・福井博一．2005．
養液循環式 Ebb&Flow によるミニチュアローズ
‘Nakashima91’の鉢物の生育と植物体地租吸収量
の季節的变化．園学研．4: 405-410.
- 今井田一夫・中村雅亘・長谷部信行・鈴木亮・高橋明
子・福井博一．2007．培養液循環式 Ebb and Flow シ
ステムにおける培養液の窒素濃度の違いが鉢物ミニ
チュアローズ ‘Nakashima91’の生育と窒素吸収に
及ぼす影響．植物環境工学．19: 189-196.
- 井上直人．2003．堆肥腐熟度の光学的測定方法．特許公
開 2004-226138.
- 磯部勝孝・山中亘・片野功之輔．2002．オカラ炭化物

の施用が土壌理化学性とインゲンマメの生育に及ぼす影響. 日本土壌肥料学雑誌. 73: 287-290.

岩澤秀幸・河合 徹・神谷径明・堀田 柏・青島洋一・鈴木則夫・中神 敏・山田金一・堀 兼明・堀内正美・高橋和彦・水本順敏・松本昌直. 1994. 堆きゅう肥の連用が黄色土に及ぼす影響. 静岡農試研報. 38: 85-98.

伊澤敏彦. 1997. 堆肥化技術の基本. p. 7-30. 有機廃棄物資源化大事典. 農山漁村文化協会. 東京.

Johann G. Zaller. 2007. Vermicompost as a substitute for peat in potting media: Effects on germination, biomass allocation, yields and fruit quality of three tomato varieties. *Scientia Horticulturae*. 112: 191-199.

金子栄廣・斐英眞・藤田賢二. 1986. 堆肥化過程における微生物数と細菌の増殖活性. 廃棄物学会論文誌. 4: 35-41.

加藤英孝. 2001. 飽和透水係数. p. 25-29. 財団法人日本土壌協会. 土壌, 水質及び植物体分析法. 財団法人日本土壌協会. 東京.

加藤哲郎. 1986. ピートモス. p. 175-176. 2. 農業技術大系. 土壌施肥編 7-2. 資材の特性と利用. 農山漁村文化協会. 東京.

加藤哲郎. 1992. 用土に求められる条件. p. 159. 農業技術大系. 土壌施肥編 3. 特殊土壌の資材的活用 (園芸

- 用土) . 農山漁村文化協会 . 東京 .
- 加藤哲郎・米田和夫 . 2001 . 堆肥の長期連用が黒ボク土の理化学性ならびにキャベツとダイコンの収量に及ぼす影響 . 土壌の物理性 . 87: 3- 17 .
- 河田 弘 . 1978 . 木質廃材堆肥に関する研究 第 1 報
ヘムロックバーク堆肥について . 林試研報 . 301: 47-
78 .
- 河田 弘 . 1981 . バーク (樹皮) 堆肥 製造・利用の理論と実際 . p. 62- 76 . p. 108- 123 . p. 124- 145 . 博友社 . 東京 .
- 河田 弘 . 1982 . 木材廃棄物の農業利用 - とくにバーク堆肥について . 農業および園芸 . 57: 191- 196 .
- 河田 弘 . 1988 . バークおよびバーク堆肥の化学的および有機物組成とバーク堆肥の培養試験における添加アンモニア態チッソの消長・硝酸化成および有機化 . 新大演報 . 21: 1- 26 .
- 河田 弘・白井喬二・赤間亮夫・佐藤久男 . 1981 . 木質廃材堆肥に関する研究 (第 3 報) 広葉樹バーク堆肥について . 林試研報 . 313: 53- 78 .
- 河田 弘・白井喬二 . 木質廃材堆肥に関する研究 第 4 報
バークおよびバーク堆肥の有機物組成 . 1985 .
林試研報 . 332: 115- 124 .
- 北村明久・久保田増英 . 1985 . 鉍質畑の地力に対する有機物連用の影響 . 高知農林研報 . 17: 63- 77 .
- 国立大学法人北陸先端科学技術大学院大学 . 2005 . 肥料

品質評価方法，肥料品質評価装置及び肥料品質評価プログラム．特許公開 2006-242723

今野一男・平井義孝・東田修司，1985，バーク堆肥の腐熟過程における化学成分変化と腐熟度指標，北海道立農試集報，52: 31-40.

今野一男・平井義孝・東田修司，1986，バーク堆肥の窒素肥効と畑作物の生育収量に及ぼす影響，北海道立農試集報，55: 33-43.

今野一男・平井義孝・東田修司，1988，バーク堆肥の腐熟度指標と畑地への施用法，日本土壌肥料学雑誌，59: 621-625.

香西清弘・川田陽子，2000，稲わらの連用が土壌の化学性に及ぼす影響，香川県農業試験場研究報告，52: 9-14.

前田乾一，1986，三相分布・容積重，p. 10-14，土壌標準分析・測定法委員会編，土壌標準分析・測定法，博友社，東京。

前田武己・松田従三・近江谷和彦，2001，家畜糞の堆肥化におけるアンモニア揮散（第2報）－畜糞の違いが揮散に及ぼす影響－，農業機械学雑誌，63: 41-47.

Martin J. P. . 1942. The Effects of Composts and Compost Materials upon the Aggregation of the Silt and Clay Particles of Collington Sandy Loam. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 7: 218-222.

Molitor, H.-D. , Brückner, U.. 1997. WASTE PAPER -

A SUBSTITUTE FOR PEAT IN HORTICULTURE
(REFEREED). *Acta Hort.* 450: 47- 56.

森 敏・木村郁彦. 1988. 堆肥の熟度検定のためのガスセンサーの開発. *日本土壌肥料学会誌*. 55: 23- 28

長村智司. 1992. ピートモス, ピート (用土の特性). p.161- 163. 農業技術大系. 花卉編 2. 土・施肥・水管理. 農山漁村文化協会. 東京.

Nakasaki K., H. Yamaguchi, Y. Sasaki, H. Kubota. 1992. Effect of C/N ratio on Thermophilic Composting of Garbage. *Journal of Fermentation and Bioengineering*. 73: 43- 45.

中津智史・田村 元. 2008. 30年間の有機物 (牛ふんバーク堆肥および収穫残さ) 連用が北海道の淡色黒ボク土の全炭素, 窒素および物理性に及ぼす影響. *日本土壌肥料学雑誌*. 79: 139- 145.

日本バーク堆肥協会. 2006. バーク堆肥の特性・品質基準. (<http://www.nihonbark.jp/products2.html>) .

日本木材学会・化学編編集委員会. 1990. 木材科学実験書 -II 化学編-. p.145- 166. 中外産業調査会. 東京.

Noguera P., M. Abad, V. Noguera, R. Puchades, A. Maquieira. 2000. Coconut coir waste, a new and viable ecologically-friendly peat substitute. *Acta Hort.* 517: 279- 286.

野瀬光弘. 1998. バーク堆肥生産の変遷と現状. *森林研究*. 70: 69- 76.

小川和夫. 1986. 水管理 (畑の土壌管理). p. 197- 200.

農業技術大系. 土壌施肥編 5- 1. 畑の土壌管理 (土壌管理の実際 - 作畦, マルチ, 水管理) 畑. 農山漁村文化協会. 東京.

Robertson R. A. . 1993. Peat, horticulture and environment. *Biodiversity and Conservation* 2: 541- 547.

Sanchez-Monedero M.A. , A. Roig, C. Paredes, M.P. Bernal. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC, and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* 78: 301- 308.

佐藤 俊. 1985. 木質物の堆肥化過程の解析と木質系堆肥の基準値策定に関する研究. *林試研報*. 334: 53- 146.

千木 容. 1984. 堆肥原料の分解性評価について. *石川林試験報*. 14: 9- 16.

清水香代・山寺善成・楊 喜田・宮崎敏孝. 2002. 堆積泥土の緑化基盤資材としての利用方法に関する研究. *日緑工誌*. 28: 204- 207.

Suzelle B., D. Choinière, M. Trigui, W. Knight. 2002. Effect of carbon source on compost nitrogen and carbon losses. *Bioresource Technology* 83: 189- 194.

- 武井昭夫．1984．土壤改良のための診断．p. 147-159．
農業技術大系．土壤施肥編 4．土壤診断生育診断．
農文協．東京．
- 徳橋 伸・久保田増英．1976．ハウス栽培におけるパー
ク堆肥と稲わらの土壤改良効果の比較．高知農林研
報．8: 39-47．
- 鶴島久男．1991．調整ピート．p. 176-3-177．農業技
術大系．土壤施肥編 7-2．資材の特性と利用．農山
漁村文化協会．東京．
- 植村誠次．1978．パーク堆肥生産現状と問題点．森林技
術．431: 7-10．
- 渡辺春朗．1984．孔隙特性．p. 89-90．農業技術大系．
土壤施肥編 4．土壤診断・生育診断．農山漁村文化協
会．東京．
- Witter, E., Lopez-Real, J. . 1988. Nitrogen losses
during the composting of sewage sludge, and
effectiveness of clay soil, zeolite and compost in
adsorbing the volatilized ammonia. Biol. Wastes
23: 279-294
- Worrall, A. J. 1978. The use of wood waste as a
substitute peat. Acta Hort. 82: 79-86
- 矢部修平，吉田直人，進藤 齊，角田潔和，葉坂 藤，
小泉武夫．2006．高温コンポストにおける発酵初期
の品温変化とマイクロフローラの変動．土と微生物．
60: 109-115

- 保井聖一・筒木 潔・明石憲宗・木村義彰．2005．乳牛
ふん尿スラリーの施用が土壌団粒形成および理化学
性に及ぼす影響．日本土壌肥料学雑誌．76: 269- 276．
- 吉江修司・渡辺春朗．1966．培養土に関する研究．千葉
大学園芸学部学術報告．14: 35- 41．
- 全国パーク堆肥工業界．1993．パーク堆肥・土に活力を．
p. 20．全国パーク堆肥工業界．東京．