森林と農耕地土壌における微生物バイオマス炭素におよぼす 土壌の攪拌, 温度および含水比の影響

Effect of Soil Agitation, Temperature or Moisture on Microbial Biomass Carbon of a Forest and an Arable Soil

佐藤 輝, 露崎 敏幸, 瀬戸 昌之*

AKIRA SATO, TOSHIYUKI TSUYUZAKI and MASAYUKI SETO*

東京農工大学農学部環境資源科学科環境微生物学講座

〒183-8509 東京都府中市幸町 3-5-8

*Laboratory of Environmental Microbiology, Department of Environmental and Natural Resource
Science, Faculty of Agriculture, Tokyo University of Agriculture and Technology, 3-5-8 Saiwai-cho,
Fuchu, Tokyo 183-8509, Japan*

(受付 1999 年 8 月 16 日—受理 1999 年 10 月 20 日)

Throughout the year, the microbial biomass carbon ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) at a depth of 5–10 cm in a forest or an arable soil classified as Andept was almost constant at 730 or 180, respectively. The biomass carbon of a forest or an arable soil classified as Ochrept was 1,500 or 440, respectively.

To examine the reasons for the lower size of biomass carbon of the arable soil compared to that of the forest soil, we studied the effect of soil agitation, temperature or moisture on the microbial biomass carbon of Andept samples incubated in a laboratory. Soil agitation for half a minute with a frequency of twice a week did not change the microbial biomass carbon of the forest or the arable soil during an incubation period of 3 months. On the other hand, the temperatures above 30°C or the moisture levels below 35% significantly reduced the biomass carbon of the forest soil after a 2-week-incubation.

However, periodic incubation at 40°C for 4 hours and 25°C for 20 hours daily, keeping soil moisture at 60%, did not reduce the biomass carbon of the forest soil after a 2-week-incubation. The moisture levels below 35% were observed in the arable soil at a depth of 0–3 cm for a few weeks in the field, and the reduced biomass carbon of the air-dried forest soil did not recover after the soil was re-wetted. Therefore, severe desiccation seems to be one of the reasons for the lower size of microbial biomass carbon in the arable soil.

Key words: microbial biomass, temperature, moisture, forest soil, arable soil

土壌中の深さ 0–20 cm 付近の微生物バイオマス炭素は, 互いに隣接する森林と農耕地で比較した場合, 一般的に農耕地で少ない³⁾。なぜ, このような差が生じるのであろうか。微生物バイオマス炭素は, 土壌の全有機炭素 (TOC) 量と比例関係にある³⁾

と言われているが, ばらつきが非常に大きい¹⁷⁾。このことは, TOC 量以外にも微生物バイオマス炭素を支配する要因が存在することを示唆している。

そこで, 我々は, 農耕地土壌の微生物バイオマス炭素を減少させる可能性があるいくつかの要因¹⁰⁾のなかで, 土壌の攪拌, 温度および含水比に着目した。なぜなら, 土壌の攪拌の有無は, 森林と農耕地

* Corresponding author; E-mail: myamada@cc.tuat.ac.jp

土壌で大きく異なる点のひとつであり、さらに、森林のようにリター層がない農耕地では、特に作物がないときに、土壌の温度や含水比の変化の幅が森林より大きいと考えられたからである。これまでに、耕起した農耕地土壌の作土層におけるバイオマス炭素は、不耕起のそれに比べ少ないという報告^{1,8)}はいくつかあった。しかし、耕起区の表層では TOC 量や含水比が不耕起区に比べて低くなること⁹⁾が、バイオマスの低下に関与している可能性も考えられ、土壌の攪拌という作業が、単独でバイオマス炭素にどのような影響をおよぼすかは不明である。また、温度⁴⁾ もしくは含水比とバイオマスとの関係を求めた報告も限られている。ただし、化学肥料や石灰の施用は、森林土壌の微生物バイオマス炭素を減少させない¹⁵⁾ と報告されているので、農耕地土壌でバイオマス炭素を減少させている要因には該当しないと判断した。

本研究では、まず、野外における森林と農耕地土壌の微生物バイオマス炭素、地温および含水比を測定した。さらに、微生物バイオマス炭素におよぼす土壌の攪拌、温度および含水比の影響を調べるために、これらの条件を実験室で制御しながら、森林と農耕地土壌を培養した。このとき同時に、微生物の代謝産物あるいは基質の指標となる溶存有機炭素の量、および微生物の呼吸として土壌からの二酸化炭素の放出速度を測定¹²⁾ し、微生物のバイオマス炭素と呼吸速度におよぼす土壌の攪拌、温度および含水比の影響を評価した。

1. 材料と方法

1.1. 供試土壌

東京都府中市の森林と農耕地から土壌を採取した (Table 1)。いずれも黒ボク土に分類される。この地域の年平均気温は 15°C、年間降水量は 1,600 mm、標高は 50~80 m である。

森林は、コナラが優先する二次林 (3 ha) で、人の踏破や落ち葉掻きなどがある。尾根と谷の標高差は約 10 m ある。

農耕地は、この二次林から約 2 km 離れた東京農工大学附属農場の野菜圃場 (0.8 ha) である。この圃場は、開墾してから 50 年ほど経ち、年間ヘクタール当たり、堆肥が湿重量で 20~30t、化学肥料によってアンモニア態窒素 75 kg、リン酸 (P_2O_5) 87 kg、カリウム (K_2O) 106 kg および炭酸苦土石灰 900 kg が施用されている。土壌殺菌剤が使用されたことはない。耕起は、年間 5 回程度おこなわれる。作付作物は、カンショ、バレイショ、トウモロコシ、コムギなどである。

なお、褐色森林土の森林および農耕地土壌も採取し (Table 1)、野外における微生物バイオマスの測定に供した。この採土地域 (茨城県北茨城市) の年平均気温は 9°C、年間降水量は 1,800 mm、標高は 610~660 m である。この森林は、ブナ、イヌブナとコナラが優先する極相林 (100 ha) で、学術参考林として保存されている。尾根と谷の標高差は約 30 m ある。農耕地は、この極相林から約 1 km 離

Table 1. Characteristics of soil samples at a depth of 5–10 cm.

Soil type ^a	Andept			Ochrept		
	Secondary forest		Arable	Climax forest		Arable
	Ridge	Valley		Ridge	Valley	
TOC (%) ^b	9.1	6.0	6.6	18.9	10.3	5.6
TN (%) ^c	0.51	0.35	0.45	0.67	0.60	0.34
pH (H ₂ O) ^d	4.9	5.2	5.8	4.9	4.7	5.7
BD ^e	630	890	540	390	540	870
FC (%) ^f	130	91	90	230	210	71

^a Soil taxonomy USDA (1975)

^b Total organic carbon

^c Total nitrogen

^d Soil : water = 1 : 2.5

^e Bulk density (kg m⁻³)

^f Field water capacity

れた野菜圃場 (0.5 ha) である。この圃場は、開墾してから100年ほど経ち、堆厩肥と化学肥料が施用されているが、その量はわからなかった。作付作物は、カンショ、パレイショなどである。

各調査地の深さ 5~10 cm の土壌をランダムに 9 点、独立に採取し、クーラーボックス (5°C) に入れて実験室に持ち帰った。ただし、森林ではリター層を除いた深さ 5~10 cm の土壌を採取した。土壌を湿潤状態のまま、ただちに孔径 2 mm の篩にかけ、肉眼でとらえる土壌動物を除去した後、野外の微生物バイオマス炭素の測定に供した。

1.2. 土壌の培養方法

黒ボク土の森林 (尾根) と農耕地土壌を、円筒形の蓋付き密閉容器 (直径 15 cm, 高さ 9 cm) にそれぞれ生土で 250 g ずつ充填し、これを多数用意した。採土による攪乱の影響がなくなるまで静置しながら 2 週間、前培養した¹²⁾。前培養中、密閉容器内の酸素の減少を補うために、適宜、蓋を 1 分間、はずした。

この前培養の後、土壌の攪拌の影響を調べるために、密閉容器内の土壌を 30 秒間、葉さじで攪拌することを週に 2 回おこない、これを 3 ヶ月間、続けた。この培養期間中、温度 (25°C) と土壌含水比 (60%) は一定に保った。

また、温度の影響を調べるために、土壌含水比 (90%) を一定に保ちながら、前培養中に 4~45°C の温度で静置した。この 2 週間の静置が終了した時点から、二酸化炭素の放出速度を測定し、同じ密閉容器内の土壌を微生物バイオマス炭素と溶存有機炭素量の測定に供した。以上ふたつの含水比が異なるのは、採取日が異なる土壌を現地の含水比のまま用いたためである。

さらに、土壌含水比の影響を調べるために、温度 (25°C) を一定に保ちながら、前培養中に風乾、あるいは滅菌したイオン交換水の添加によって 10~120% の含水比で静置した。

すべての結果は、80°C で乾燥させた乾土 1 g 当たりで表現した。

培養実験の微生物バイオマス炭素、溶存有機炭素量および二酸化炭素の放出速度の測定は、密閉容器を 3 連にしておこない、結果をそれらの平均値と最大・最小値の幅であらわした。

1.3. 微生物バイオマス炭素の測定

微生物バイオマス炭素は、クロロホルムくん蒸-抽出法^{14,18)} によって測定した。微生物炭素の抽出率を意味する係数 k_{EC} は、TOC (全有機炭素) メーターで土壌抽出液中の有機炭素を測定したときの値²⁾ を有効数字 2 桁として 0.50 を採用した。TOC 量の測定は、非分散型赤外線ガス分析計 (富士電気, ZRH)¹³⁾ によった。

1.4. 溶存有機炭素量の測定

溶存有機炭素は、10,000×g の遠心分離¹²⁾ によって得られた pH 4 以下の土壌溶液に含まれる量について、非分散型赤外線ガス分析計¹³⁾ で測定した。

1.5. 土壌から二酸化炭素の放出速度の測定

土壌からの二酸化炭素の放出速度を測定するために 0.25 M の水酸化カリウム溶液 20 ml が入ったヨーグルト瓶を前述の密閉容器の中央に設置し、3 日後、これに吸収された二酸化炭素量を 0.20 M の塩酸溶液で中和滴定した¹²⁾。

2. 結 果

2.1. 野外の土壌微生物バイオマス炭素

野外における森林と農耕地土壌の微生物バイオマス炭素 ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) は、年間を通してほぼ一定で、黒ボク土の深さ 5~10 cm でそれぞれ 730 と 180 となった (Fig. 1)。このとき、黒ボク土の森林の尾根と谷でバイオマス炭素に差はなかった。黒ボク土の森林と農耕地土壌のバイオマス炭素には、約 4 倍の差があったが、それぞれの全有機炭素 (TOC) 量は、7.6% (尾根と谷の平均値) と 6.6% でほぼ同じであった (Table 1)。なお、褐色森林土の野外における森林と農耕地土壌のバイオマス炭素は、それぞれ 1,500 と 440 となった。褐色森林土の森林の尾根と谷でバイオマス炭素に差はなかったが、TOC 量は尾根の方 (18.9%) が谷 (10.3%) よりも高かった (Table 1)。褐色森林土の森林と農耕地土壌のバイオマス炭素は、それぞれの TOC 量 14.6% (尾根と谷の平均値) と 5.6% にほぼ比例した。各調査地内 9 点のバイオマス炭素の平面的なばらつきを変動係数 (標準偏差/平均値) であらわすと、いずれも 20~30% 程度となり、差は認められなかった。

Fig. 1. Seasonal change of microbial biomass of soil at a depth of 5–10 cm in the field. Forest soil (●) from ridge (—), valley (---), and arable soil (○) of Andept. Forest soil (▲) from ridge (—), valley (---), and arable soil (△) of Ochrept. Bar shows standard deviation ($n = 9$).

土壌微生物バイオマス炭素の垂直分布は、森林で表層から深層に向かって漸減したのに対し、農耕地ではすべての層で少なかった (Fig. 2)。垂直分布は1994～1995年の夏季と冬季に各調査地の数点で測定したが、季節差がなかったため、まとめて図示した。なお、褐色森林土の農耕地におけるバイオマス炭素の垂直分布は、測定していない。

2.2. 微生物バイオマス炭素におよぼす土壌の撹拌の影響

黒ボク土の森林土壌を撹拌した場合の微生物バイオマス炭素は、3ヶ月間、撹拌しなかった場合と比べて減少しなかった (Fig. 3a)。また、土壌溶液中の

Fig. 2. Vertical distribution of microbial biomass of soil in the field. Symbol is the same as in Fig. 1. Bar shows standard deviation ($n = 18-21$). Vertical sampling of arable soil of Ochrept was not carried out.

Fig. 3. Time trend of microbial biomass (a), amount of DOC (b) or rate of CO_2 evolution (c) of forest soil of Andept with (—) or without (---) soil agitation incubated at 25°C , at soil moisture of 60%. Bars indicate the range of maximum and minimum value ($n = 3$).

溶存有機炭素量も、撹拌による影響を受けなかった (Fig. 3b)。一方、土壌からの二酸化炭素の放出速度は、撹拌によって不安定になる傾向がみられた (Fig. 3c)。

同様の傾向が、農耕地土壌でも観察された (Fig. 4a, b, c)。ただし、森林と農耕地土壌を比較すると (Figs. 3, 4), バイオマス炭素は平均で、それぞれ 520 と $200 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil と大差があるのに対し、溶存有機炭素量のそれぞれ平均 2.4 と $1.8 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil や二酸化炭素の放出速度のそれぞれ平均 0.39 と $0.35 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil h^{-1} には、大きな差がなかった。このことは、後述する温度と含水比の場合にも当てはまった。

2.3. 微生物バイオマス炭素におよぼす温度の影響

黒ボク土の森林土壌における微生物バイオマス炭素 ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) は、温度 4~30°C の範囲で一定 (630) であったが、30°C 以上で減少した (Fig. 5a)。農耕地土壌のバイオマス炭素は、いずれの温度でもほぼ一定 (140) であった。

土壌溶液中の溶存有機炭素量 ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) は、温度 4~30°C の範囲で森林 (3.0), 農耕地 (2.1) ともに一定であったが、30°C 以上で増加した (Fig. 5b)。

土壌からの二酸化炭素の放出速度 (y , $\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil h^{-1}) は、温度 (t , °C) の上昇に伴って指数関数的に増加した。回帰式は、森林で $y = 0.056e^{0.064t}$

(相関係数 $r = 0.99$), 農耕地で $y = 0.051e^{0.055t}$ ($r = 0.99$) となり、温度係数 Q_{10} はいずれも 2.0 となった (Fig. 5c)。

2.4. 微生物バイオマス炭素におよぼす土壌含水比の影響

黒ボク土の森林土壌における微生物バイオマス炭素 ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) は、含水比53~120%の範囲で一定 (640) であったが、35%以下では減少した (Fig. 6a)。農耕地土壌のバイオマス炭素は、いずれの含水比でもほぼ一定 (180) であった。

土壌溶液中の溶存有機炭素量 ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) は、70%の含水比まで増加し、70~100%の範囲で森林 (4.0), 農耕地 (3.1) ともにほぼ一定となり、

Fig. 4. Time trend of microbial biomass (a), amount of DOC (b) or rate of CO_2 evolution (c) of arable soil of Andept with (---) or without (—) soil agitation incubated at 25°C, at soil moisture of 60%. Bars indicate the range of maximum and minimum value ($n = 3$).

Fig. 5. Microbial biomass (a), amount of DOC (b) or rate of CO_2 evolution (c) of forest (●) or arable (○) soil of Andept incubated at various temperatures for 2 weeks, at soil moisture of 90%. Bars indicate the range of maximum and minimum value ($n = 3$).

Fig. 6. Microbial biomass (a), amount of DOC (b) or rate of CO_2 evolution (c) of forest (●) or arable (○) soil of Andept incubated at various soil moistures for 2 weeks, at 25°C . Bars indicate the range of maximum and minimum value ($n = 3$).

100%以上では再び増加した (Fig. 6b)。

土壌からの二酸化炭素の放出速度 ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil h^{-1}) は、50%の含水比まで増加し、50~100%の範囲で森林 (0.37), 農耕地 (0.29) とともにほぼ一定となり、100%以上では減少した (Fig. 6c)。

なお、温度と含水比について、同様の培養を褐色森林土でもおこなったところ、ほぼ類似した結果が得られた¹¹⁾。

3. 考 察

野外における土壌微生物バイオマス炭素は、森林で多く、農耕地で少なかった (Fig. 1)。なぜ、森林と農耕地でこのような差が生じるのかを明らかにす

ることが、本研究の目的であった。

農耕地の作土層における微生物バイオマス炭素が、有機炭素 (相関係数 $r = 0.80$)⁵⁾ や易分解性有機物 ($r = 0.71 \sim 0.95$)⁹⁾ の過去数年間の総投入量と比例関係したという報告がある。本研究の黒ボク土の森林と農耕地は、少なくとも過去10年は同じ管理が施されているが、有機炭素の年間ヘクタール当たりの投入量を推定すると、森林で落葉落枝の 1.4~3.8 t⁶⁾、農耕地で堆肥、作物残渣などの 5.6 t となり、バイオマス炭素とは無関係であった。なお、この投入量は、褐色森林土の森林において 1.8 t⁷⁾、農耕地では不明であった。

黒ボク土を実験室で培養したとき、森林土壌における微生物バイオマス炭素は、農耕地の実際の耕起回数 (年間 5 回程度) よりも頻繁な攪拌でも減少しなかった (Fig. 3)。したがって、野外においても土壌の攪拌だけでは、バイオマス炭素は減少しないと考えられた。なお、Fig. 3a の培養初期におけるバイオマス炭素 ($400 \sim 500 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) が、野外の平均値 (Fig. 1, $730 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) よりも減少したのは、土壌を野外から密閉容器に移した際の環境変化によるものと考えられたが、詳細は不明である。

森林土壌の微生物バイオマス炭素は、温度 30°C 以上で著しく減少した (Fig. 5a)。このときの溶存有機炭素量の増加 (Fig. 5b) は、主に高温によって死滅した菌体の有機炭素に由来したと考えられた。農耕地の野外では、夏季の午後 2 時、深さ 0~3 cm 付近の地温は 30°C 以上になった (Table 2)。ただし、この高温は、日中の午前 11 時から午後 3 時までの 4 時間程度に限られていた。そこで、森林土壌の含水比 (60%) を一定に保ちながら、毎日 4 時間は 40°C で、残りの 20 時間は 25°C で周期的に培養し、これを 2 週間、繰り返した。その結果 (Table 3)、バイオマス炭素 ($600 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) は、2 週間 25°C

Table 2. Soil temperature or soil moisture at a depth of 0~3 cm of forest or arable soil of Andept in the field at sampling dates on the time of day of 14:00. Measurement was carried out about once a month from April 1994 to Feb. 1996 for forest soil, or from Aug. 1994 to Feb. 1998 for arable soil.

		Forest	Arable
Temp. ($^\circ\text{C}$)	Mean	14	23
	Range	2 - 26	7 - 41
Moisture (%)	Mean	58	53
	Range	43 - 70	35 - 63

Table 3. Effect of incubation temperature or soil moisture on the microbial biomass-C of the forest soil of Andept at a depth of 5–10 cm. The soil sample was periodically incubated at 40°C for 4 hours and 25°C for 20 hours everyday, keeping soil moisture at 60%. The other soil sample was air-dried for 2 weeks prior to re-wetting and incubated at 25°C. The biomass was determined after 2-week-incubation.

		Temp.		Moisture	
		Constant at 25°C	Fluctuated at 40°C and 25°C	Constant at 60%	Re-wetting at 60% after air-drying
Microbial biomass-C ($\mu\text{g g}^{-1}$ dry soil)	Initial	610	610	550	260
	Final	600	600	550	280

で培養したコントロールのそれ (600) と変わらなかった。したがって、農耕地土壌の野外で起こる高温条件が単独で、バイオマス炭素を減少させることは、ほとんどないと考えられた。

一方、森林土壌の微生物バイオマス炭素は、含水比35%以下で著しく減少した (Fig. 6a)。このとき、pF 4 以下の土壌溶液を得ることができなかったの、高温の場合 (Fig. 5b) のような溶存有機炭素量の増加を検出することはできなかった (Fig. 6b)。農耕地の野外では、夏季や冬季の数週間にわたって、深さ 0~3 cm 付近の土壌の含水比が35%程度になった (Table 2)。しかし、森林では、このような乾燥条件は観察されなかった。森林土壌の含水比が農耕地土壌に比べ安定しているのは、リター層が存在し、おそらく団粒構造が発達しているからであろう。

また、2週間の風乾によって減少した森林土壌のバイオマス炭素 ($260 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) は、土壌を減菌イオン交換水で再び湿潤化しても、ほとんど回復せず、2週間後でも $290 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil のままであった (Table 3)。したがって、含水比35%以下の乾燥が、野外の農耕地土壌の微生物バイオマス炭素を減少させるひとつの要因であることが強く示唆された。含水比の記述はないが、デンマークのいくつかの農耕地土壌を2日間、25°C で風乾させたとき、 $40\sim 290 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil のバイオマス炭素が、平均で3割減少したという報告もある¹⁰⁾。なお、Fig. 6b の溶存有機炭素量が、含水比100%以上で著しく増加したのは、微生物の呼吸速度が低下したこと (Fig. 6c) を考慮すると、嫌気代謝による有機酸の蓄積に起因すると思われる。

以上のように、野外の農耕地土壌の微生物バイオマス炭素は、乾燥によって、深さ 0~3 cm 付近で減少した可能性が高い。なぜなら、農耕地土壌の深

さ 5~10 cm では、含水比35%を観察できなかったからである (データは示さない)。農耕地土壌の全層でバイオマス炭素が少なかった (Fig. 2) のは、バイオマス炭素の減少した表層土壌が、耕起の繰り返しによって下層に鋤き込まれたためと推察される。

さらに、いったん減少したバイオマス炭素が、ほとんど回復できないことも、農耕地土壌でバイオマス炭素が少ない原因のひとつであると我々は考えた。なぜなら、3ヶ月もの間、微生物が増殖し得ると考えられるような温度 (25°C) と含水比 (60%) で静置培養していても、農耕地土壌のバイオマス炭素が、ほとんど増加しなかった (Fig. 4a の実線) からである。

微生物バイオマスが増加できない主な理由は、以下に示すように、バイオマスの生産に必要な基質が絶対的に不足しているからであろう。土壌有機物の生産と分解が釣り合った定常状態を想定すると、バイオマス炭素が一定 (Fig. 1) のとき、微生物の呼吸速度は、基質の取り込み速度とほぼ一致すると考えられる¹¹⁾。そこで、農耕地土壌の微生物による基質の取り込み速度は、Fig. 5 の回帰式の t に深さ 5 cm の年平均地温 18°C を代入し、年間 $1,200 \mu\text{g C g}^{-1}$ dry soil と推定された。取り込んだ基質からバイオマス炭素への変換効率を、野外の土壌微生物の 0.10^3 と仮定すると、バイオマス炭素は年間 $120 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil しか生産されない。したがって、仮に農耕地土壌のバイオマス炭素 ($160 \mu\text{g g}^{-1}$ dry soil) に死滅がまったくなくとしても、1年後、バイオマス炭素は2倍にすら増加していないと言える。

残された重要課題のひとつとして、微生物バイオマス炭素の減少にともなって微生物の群集構造がどのように変化するか、があげられた。つまり、黒ボク土の農耕地土壌の微生物は、森林に比べ、バイオマスが少なくても (Figs. 1~6)、同程度の二酸化炭

素の放出速度を維持している (Figs. 3~6) ことから、乾燥に強く、呼吸活性の高い微生物群集が優先していると考えられたからである。また農耕地土壌では、乾燥によって団粒構造が破壊されたために、微生物バイオマスが減少したのかもしれないので、団粒中のバイオマスの空間的な分布¹⁹⁾を調べることも必要であると思われる。現在、これらを明らかにする試みをおこなっている。

謝 辞

本研究の一部は、「農林水産系生態秩序の解明と最適制御に関する総合研究」(農林水産技術会議事務局)における細部課題のひとつとしておこなわれた。関連する機関と研究者の援助および助言に対し、心より感謝いたします。

引用文献

- 1) Doran, J.W. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and plowed soils. *Biol. Fertil. Soils* 5: 68-75.
- 2) 犬伏和之, 新編土壌微生物実験法, 土壌微生物研究会編. 養賢堂, 1992, pp.173-190.
- 3) Jenkinson, D.S. and J.N. Ladd, in "Soil Biochemistry" Vol. 5, eds. by E.A. Paul and J.N. Ladd. Marcel Dekker, New York, 1981, pp.415-471.
- 4) Joergensen, R.G., P.C. Brookes and D.S. Jenkinson. 1990. Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. *Soil Biol. Biochem.* 22: 1129-1136.
- 5) McGill, W.B., K.R. Cannon, J.A. Robertson and F.D. Cook. 1986. Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Sci.* 66: 1-19.
- 6) 西村尚之, 山本進一, 千葉喬三. 1992. 都市近郊コナラ林の構造と動態 (Ⅲ) —リターフェール量の年変動と季節変化—. *日緑工誌*, 18: 13-21.
- 7) 小川学術参考保護林動態研究グループ (1989, 1990, 1991) 小川学術参考保護林 1987, 1988, 1989年 落下種子データ, 林野庁森林総合研究所.
- 8) Saffigna, P.G., D.S. Powlson, P.C. Brookes and G.A. Thomas. 1989. Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter and soil microbial biomass in an Australian vertisol. *Soil Biol. Biochem.* 21: 759-765.
- 9) 坂本一憲. 1998. 微生物バイオマスと土壌窒素肥沃度. *土と微生物*, 51: 35-47.
- 10) 佐藤 輝, 瀬戸昌之. 1995. 農耕地および森林土壌における微生物バイオマス炭素と無機イオン量との関係. *土と微生物*, 46: 51-59.
- 11) Sato, A. and M. Seto. 1999. The relationships between the rate of CO₂ evolution, microbial biomass and the amount of dissolved organic carbon as affected by temperature and water content of a forest and an arable soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30: 2593-2605.
- 12) 瀬戸昌之. 1980. 土壌の二酸化炭素の放出速度と土壌の含水比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.
- 13) 瀬戸昌之, 丹下 勲. 1980. 過硫酸カリウム-赤外線ガス分析計による土壌の全炭素の迅速高感度定量法. *土肥誌*, 51: 27-30.
- 14) 瀬戸昌之, 森林立地調査法, 森林立地調査法編集委員会編. 博友社, 1999, pp.216-218.
- 15) Smolander, A., A. Kurka, V. Kitunen and E. Malkonen. 1994. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P- fertilized Norway spruce stands. *Soil Biol. Biochem.* 26: 957-962.
- 16) Sorensen, L.H. 1983. The influence of stress treatments on the microbial biomass and the rate of decomposition of humified matter in soils containing different amounts of clay. *Plant and Soil* 75: 107-119.
- 17) 都留信也, 土の微生物, 土壌微生物研究会編. 博友社, 1981, pp.9-26.
- 18) Vance, E.D., P.C. Brookes and D.S. Jenkinson. 1987. An extracted method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- 19) Van Gestel, M., R. Merckx and K. Vlassak. 1996. Spatial distribution of microbial biomass in microaggregates of a silty-loam soil and the relation with the resistance of microorganisms to soil drying. *Soil Biol. Biochem.* 28: 503-510.