

牛ふん豚ふん混合堆肥連用キャベツ栽培圃場における 堆肥施用中止後の土壌化学性および生物性的変化

村上 弘治*・金戸(畔柳) 有希子

(平成 22 年 10 月 8 日受理)

Effects of Ceasing Application of Mixed Cattle and Swine Manure on Soil Chemical and Microbiological Properties in a Cabbage Field

Hiroharu Murakami and Yukiko Kaneto-Kuroyanagi

I 緒 言

キャベツをはじめとする露地野菜栽培では、主に土壌の物理性改善を目的とした土づくり資材として、含有養分の多少にかかわらずに家畜ふん堆肥をはじめとする堆肥が投入されてきた(加藤, 2002)。近年では、家畜ふんや食品残さなどの有機性廃棄物の農業面でのリサイクル利用の一層の推進が推奨されている(平成 13 年「食品リサイクル法」、平成 14 年「バイオマス・ニッポン総合戦略」、平成 16 年「家畜排せつ物法」等)。また、周辺環境への負荷軽減のために、屋外での堆肥の野積みが禁止されたこともあり(家畜排せつ物法)、堆肥中の成分量は増加傾向にあると想定される。これらの原因により、堆肥施用に伴う圃場への養分投入量は増大していると考えられ、野菜畑におけるリン酸やカリウムなどの養分蓄積が進んでいる(瀧ら, 2006; 後藤ら, 2008; 村上ら, 2009)。こうした状況を踏まえ、環境保全や経済的観点から、土壌蓄積養分の有効活用が期待されている(平成 17 年「農業環境規範」)。これまで家畜ふん堆肥を施用した圃場における残存養分の動態については、1 年間牛ふん堆肥施用を中止した土壌を対象に軟弱野菜(コマツナやシュンギク等)を半年間 3 作にわたり栽培した

結果(三好ら, 2001)や夏作スイートコーン栽培時に施用した牛ふん堆肥の秋冬作キャベツへの影響(上之蘭ら, 2008)、秋作ニンジン栽培時に施用した鶏ふん堆肥の翌年の夏作スイートコーンへの影響(上之蘭ら, 2007)など、窒素を対象とした比較的短期間の報告が多く、数年間にわたる長期間の報告は、重窒素を用いた窒素に関するキャベツおよびスイートコーン作 4 年 6 作にわたる詳細な研究(上之蘭ら, 2004)はあるものの、限られたものとなっている。

そこで、本研究では、牛ふん豚ふん混合堆肥を連用してきたキャベツ栽培圃場において、土壌蓄積養分の利用を念頭に堆肥の施用中止に伴う生産性および土壌化学性的変化を約 6 年にわたり評価した。

また、物質循環と関連の深い土壌の生物性に関しては、化学性と異なり、その手法が多岐にわたるなどの理由により、地域による病原菌のレースの違いや根粒菌のタイプの違い(Saeki et al, 2006)等を除いて、これまで統一的な調査はなされてこなかった。近年、土壌中から DNA を直接抽出し、培養できない微生物も含めて検出可能な PCR-DGGE 法(須賀ら, 2005)による土壌微生物相の解析法が確立され、本手法を利用した研究が実施され始めている。そこで、本研究では、化学性ととともに、この PCR-DGGE 法を用いて、堆肥施用中止後の生物性

の変化についても評価を試みた。

本研究の一部は交付金プロジェクト研究「有機農業の土壌環境への影響評価と環境保全効果の検証」(2003～2007年度)ならびに農林水産省委託プロジェクト研究「土壌微生物相の解明による土壌生物性の解析技術の開発」(2006～2010年度)において実施したものである。

II 方法

1 供試圃場およびキャベツ栽培概要

2003年に畜産草地研究所(つくば市)内の採草地(淡色黒ボク土)を耕起してエンバク(品種‘ハイオーツ’)を均一栽培後、2004年からキャベツの栽培(株間30cm, 条間60cm)を始めた。育苗はビニールハウス内で128穴のセルトレイ(培養土:スーパーミックス(サカタのタネ)を使用)により約4週間行った。2004年は春作(5月定植・7月収穫, 品種:‘金系201号’)と秋作(9月定植・11月収穫, 品種:‘秋徳’), 2005年は春作(4月定植・7月収穫, 品種:‘金系201号’)のみ栽培した(表-1)。収穫後の外葉等の残さは土壌中にすき込んだ。また, 害虫防除は慣行に従い化学農薬の散布により実施した。

2 供試堆肥

畜産草地研究所(つくば市)より提供された牛ふん豚ふん混合堆肥を用いた。ただし, 牛ふんおよび豚ふんは重量等を測定せずに, 敷わら等も含めて順次堆積させているため, その混合割合は不明である。堆肥化は随時切り返しを行いつつ, 3ヶ月程度堆積して行った。施用に際しては事前に堆肥をサンプリングし, 水分含量を測定するとともに, 70℃で乾燥後, 粉砕器(FOSS Tecator Cyclotec 1093 Sample Mill)で粉砕して元素分析装置(elementar vario EL)にて全窒素含量を測定し, 堆肥施用量(現物量)を算出した。

事前分析後, 供試するまでの堆積中の水分含量の変動を補正するため, 施用時には改めて堆肥をサンプリングし, 水分含量(現物:70℃および乾燥粉砕物:105℃)や成分含量を測定した(日本土壌協会, 2000)。すなわち, 上記と同様に乾燥, 粉砕後, 全炭素および全窒素含量は元素分析装置で測定した。リン酸, カリウム, カルシウム, マグネシウム, ナトリウム, マンガン, 亜鉛, カドミウムは0.5 mol L⁻¹塩酸抽出法で, 銅は硫酸・過酸化水素水分解法で分析試料を調製し, ICP発光分析装置(PerkinElmer Optima 3000)にて測定した。

3 試験区

供試堆肥は量的に牛ふんが主体であると推定されたため, 肥効率を約30%と想定し(原田, 2001), 標準投入量を全窒素換算で慣行窒素施用量の3倍量の75 kg/10 aとした。2005年までは無肥料区(施用全窒素量0 kg/10 a, 以下同様)および牛ふん豚ふん混合堆肥を施用した堆肥区(75 kg)の2試験区とした(表-2)。堆肥は定植約30日前に表層に全面散布し, ロータリー耕を行った(表-1)。収量が安定してきた2006年に一部の堆肥区を無肥料(0 kg:堆肥施用06中止区)および化学肥料(CDU)施用(25 kg:化学肥料区)に変更した。2008年には残りの堆肥区も無肥料(0 kg:堆肥施用08中止区)とした。いずれの区も3分割し, 2.5 m×8 mの3連とした。

4 収量調査および養分含量の測定

収穫時に全個体を対象に結球率(収穫率)を調査するとともに, 各区15個体について地上部重および収穫重(結球重)を測定して収量を求めた。また, 植物体地上部を外葉と結球とに分けて80℃で乾燥後, 粉砕器(前出)で粉砕した。全炭素および全窒素は元素分析装置(前出)で, 無機成分(リン酸, カリウム, カルシウム, マグネシウム, ナトリウム, マンガン, 銅, 亜鉛, カド

表-1 キャベツ作付けの概要

年	品種	堆肥 施用日	定植日	収穫日
2004春	金系201号	3.24	5.18	7.23
2004秋	秋徳	8.5	9.3	11.30
2005	金系201号	3.29	4.25	7.5
2006	金系201号	3.29	4.25	7.3
2007	金系201号	3.22	4.18	7.5
2008	金系201号	—	4.21	7.7
2009	金系201号	—	4.15	7.1

表-2 試験区および施用資材

年	化学肥料区 (CF)	堆肥施用 08中止区	堆肥施用 06中止区	無肥料区 (NF)
2004 ^a	牛ふん豚ふん混合堆肥 N75			
2005	牛ふん豚ふん混合堆肥 N75			
2006	同堆肥 N75			
2007	CDU N25	(M)	無肥料	無肥料
2008		(AM)		
2009		無肥料 (2AM)	(4AM)	

a: 2004年のみ年2作。

N以下の数字は全窒素施用量(kg/10a)を示す。

()内は試験区の略号。

ミウム)は硝酸分解法にて分解した後、ICP 発光分析装置(前出)にて測定した(植物栄養実験法編集委員会編, 1987)。

5 土壌試料の採取および土壌化学性・生物性の測定

堆肥施用前, 定植時および収穫時に, 各区3連において, 深さ0-15 cm(作土層)の土壌をそれぞれ5点から採取し混合して1試料とし, 2 mmに篩別後, 以下の各種化学分析を行った(土壌標準分析・測定法委員会編, 1986)。

まず, 湿潤土のまま pH (H₂O) および EC の測定, 無機態窒素の抽出を行った。無機態窒素の分析はイオンクロマトグラフ(アンモニア態窒素: TOA DKK IA-200, 硝酸態窒素: 東ソー CCP& 8020)で行った。同時に, 十分な土壌量を得るため, 上記3連の土壌(湿潤土)を等量ずつ混合した後, 土壌水分含量を最大容水量の60%に調整して, 培養法(30°C・30日間, 2反復)により可給態窒素含量を測定した。

土壌を風乾後, 常法により各無機成分を抽出し, ICP 発光分析装置(前出)で化学分析を行った。すなわち, トルオーグリン酸および 1 mol L⁻¹ 酢酸アンモニウム液抽出による交換性カリウム, カルシウム, マグネシウム, ナトリウム, マンガン, 0.1 mol L⁻¹ 塩酸抽出による銅, 亜鉛, カドミウムを測定した。さらに, 乳鉢で磨砕後, 元素分析装置(前出)で全炭素および全窒素含量を測定した。

また, 2 mmに篩別した湿潤土を用い, クロロホルムくん蒸抽出法によりバイオマス炭素(収穫期のみ)を測定した(土壌微生物研究会編, 1992)。さらに, FastDNA SPIN Kit for Soil (MP Biomedicals)を用いて破碎装置(FastPrep FP 100 A Instrument; MP Biomedicals)により土壌からDNAを直接抽出した。この際, DNA抽出効率を向上させるため(Hoshinoら, 2004), 事前に検討した適量のスキムミルク(20%スキムミルク・リン酸バッファー 120 μl/400 mg 土壌)

を添加した。得られたDNAを鋳型として, 細菌の16SrRNAのV6-8可変領域または糸状菌の18SrRNAのV1-2可変領域を標的としたPCRを行った後, DCodeシステム(BIORAD)によりDGGE(変性剤濃度勾配ゲル電気泳動)プロファイルを得た(森本ら, 2008)。FPQuest(BIORAD)を用いて, 得られたバンドパターンの解析を行い, バンドパターンとバンドの濃淡を基に多様性指数(Shannon-Wiener法)の算出, Ward法によるクラスター解析, 正準対応分析(CCA)(鈴木ら, 2009)を実施した。

III 結 果

1 供試堆肥の特徴と養分投入量

供試堆肥の成分分析値を表-3に示した。2004年と2005年の供試堆肥はほぼ同様の成分含有量であった。2006年はリン酸やカリウム, カルシウム, マグネシウムがやや少ない傾向がみられた。2007年はカリウムが少ない傾向であったが, 全窒素, リン酸, カルシウム, ナトリウムは多い傾向にあった。

全窒素含量を基準として施用したことにより, 圃場への各成分投入量は表-4に示したようになり, カリウムやリン酸をはじめ各成分とも後述するキャベツの養分吸収量よりも過剰に投入されていた。

2 キャベツ収量

キャベツは2004年の作付けではほとんど収穫は得られなかった。無肥料区はその後ほとんど収穫は得られなかったが, 堆肥区では2005年には50 t/ha以上の収量が得られた(図-1a)。化学肥料区の収量を100とした場合の各区の収量を相対値(収量指数)で示した(図-1b)。堆肥連用3作後の2006年に施用資材の種類と量を変更しても, 化学肥料区と堆肥区とはほぼ同様の収量であった。一方, 堆肥施用06中止区では収量はほぼ前年並みであったが, 化学肥料区に比べると約30%減で

表-3 供試堆肥の成分含量

年	水分率	C/N	g/kg (乾物)										Cd mg/kg (乾物)
			N	P	K	Ca	Mg	Na	Mn	Cu	Zn		
2004春	57.7	9.8	28.1	17.6	30.0	31.3	8.4	2.0	0.5	0.7	0.5	0.5	
2004秋	54.4	11.7	24.9	18.4	28.4	40.5	9.7	2.9	0.5	0.3	0.5	0.8	
2005	58.9	11.9	23.4	16.8	29.5	31.4	9.4	1.8	0.4	0.3	0.4	0.6	
2006	60.4	11.8	23.1	13.8	21.2	21.2	6.6	1.5	0.4	0.3	0.3	0.5	
2007	35.7	8.6	41.5	22.6	23.4	102.2	7.6	4.5	0.4	0.1	0.4	0.4	
平均		10.8	28.2	17.9	26.5	45.3	8.4	2.5	0.5	0.3	0.4	0.6	

表-4 堆肥および化学肥料施用に伴う圃場への養分投入量

成分	2004春	2004秋	2005	2006	2007	2006-09
				堆肥区	堆肥区	化肥区 ^a
N	91.5	80.8	76.5	71.8	74.3	25.0
P	57.5	59.9	55.0	42.8	40.5	10.9
K	97.7	92.2	96.5	66.0	42.0	20.8
Ca	102.1	131.5	102.9	65.8	182.9	0.0
Mg	27.4	31.5	30.8	20.6	13.6	0.0
Na	6.4	9.5	5.9	4.7	8.0	0.0
Mn	1.7	1.8	1.4	1.4	0.7	0.0
Cu	2.2	0.8	0.9	1.0	0.1	0.0
Zn	1.7	1.7	1.5	1.1	0.6	0.0
Cd	1.6	2.5	2.1	1.7	0.6	0.0

単位：kg/10a, ただし, Cdはmg/10a.
a: 1年あたりの施用量

あった。2007年は堆肥施用06中止区は前年とほぼ同等の収量であったが、化学肥料区に比べると約40%減であった。一方、2007年度まで化学肥料区および堆肥区では年々収量が増加する傾向であった。しかし、堆肥連用5作後の2008年に堆肥施用をやめると堆肥施用08中止区の収量はやや減少し、翌2009年には化学肥料区に比べると約10%減になった。また、堆肥施用06中止区は2008年以降は収量が減少し、堆肥施用中止後4作目の2009年には化学肥料区に比べて約60%減となった。

3 キャベツによる養分吸収量

キャベツ地上部の養分含有率は、窒素、リン酸、カリウム、カルシウム、マグネシウムについては、概して化学肥料区>堆肥施用08中止区>堆肥施用06中止区>無肥料区といった傾向であった(データ略)。ナトリウム、マンガン、銅、亜鉛、カドミウムについては区間に相違

はほとんどみられなかった(データ略)。

地上部による養分吸収量も、養分含有率および収量を反映して、概して同様の傾向であった(図-2a)。化学肥料区の吸収量を100とした相対値では各区とも窒素、リン酸、カリウムについては次第に低下する傾向であったが、カルシウムとマグネシウムについては2008年以降は上昇する傾向がみられた(図-2b)。

4 土壌全炭素および全窒素含量

土壌中の全炭素および全窒素含量は堆肥施用に伴い、2006年の施用前には2004年の供試前よりも増大していたが(図-3)、2006年または2008年に堆肥施用をやめると減少傾向となった。

5 可給態窒素含量

2006年には化学肥料区で多く、堆肥区(堆肥施用08中止区)と堆肥施用06中止区、無肥料区の順で、堆肥施用中止の影響はすぐには認められなかった。2007年には化学肥料区に比べ、堆肥区(堆肥施用08中止区)が多く、堆肥施用06中止区はやや少なかった。2008年以降は化学肥料区、堆肥施用中止区、無肥料区の順で、施用中止後年数(堆肥施用年数)に応じた差もみられた(図-4a)。

6 土壌無機態窒素含量

2006年の定植時には硝酸態窒素含量に窒素施用量に応じて、堆肥区>化学肥料区>堆肥施用06中止区>無肥料区という傾向がみられた(データ略)。化学肥料区ではアンモニア態窒素含量も多く(データ略)、無機態窒素量としては最も多かった(図-4b)。収穫時にも差

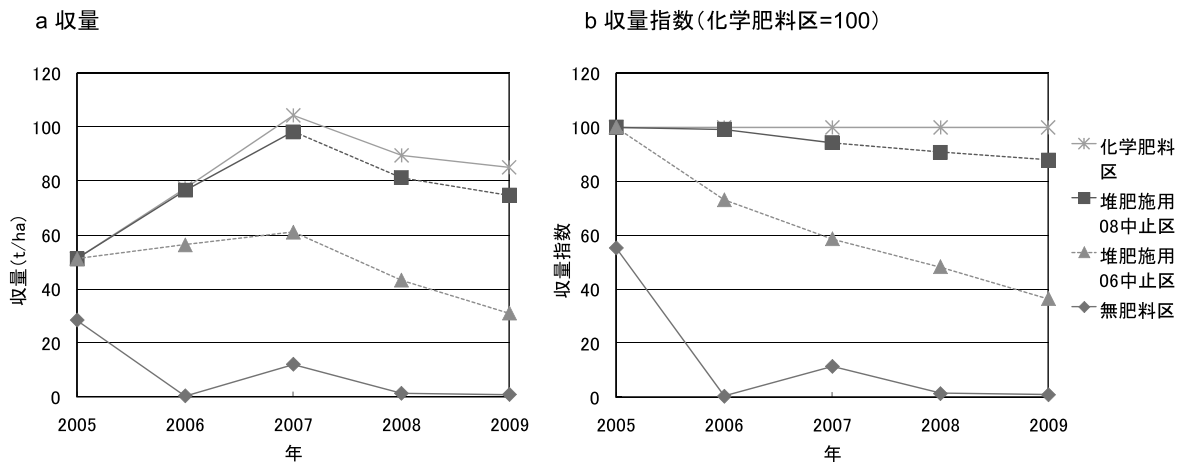


図-1 キャベツ収量の推移

堆肥施用08中止区では堆肥を施用していた2007年までは実線で示した。

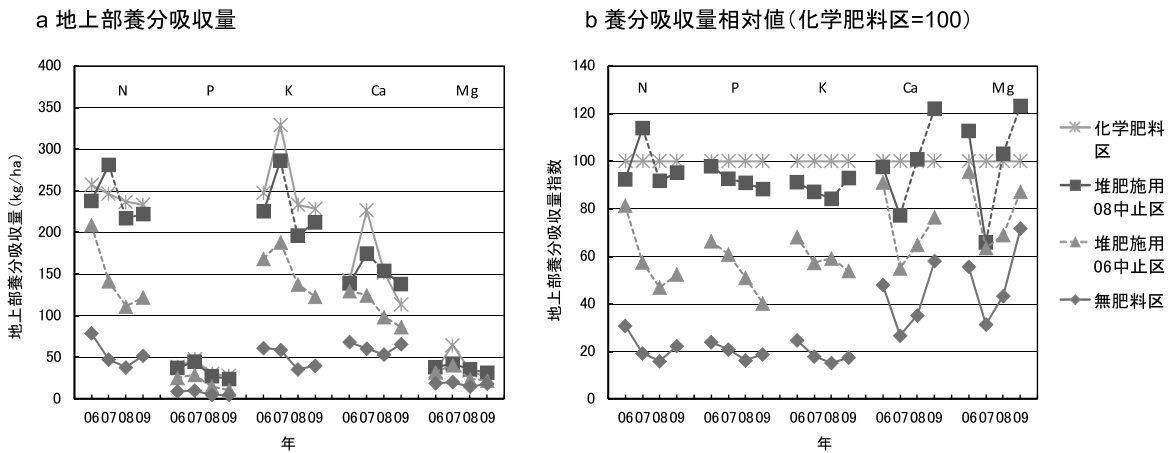


図-2 キャベツ地上部養分吸収量の推移

堆肥施用 08 中止区では堆肥を施用していた 2007 年までは実線で示した。

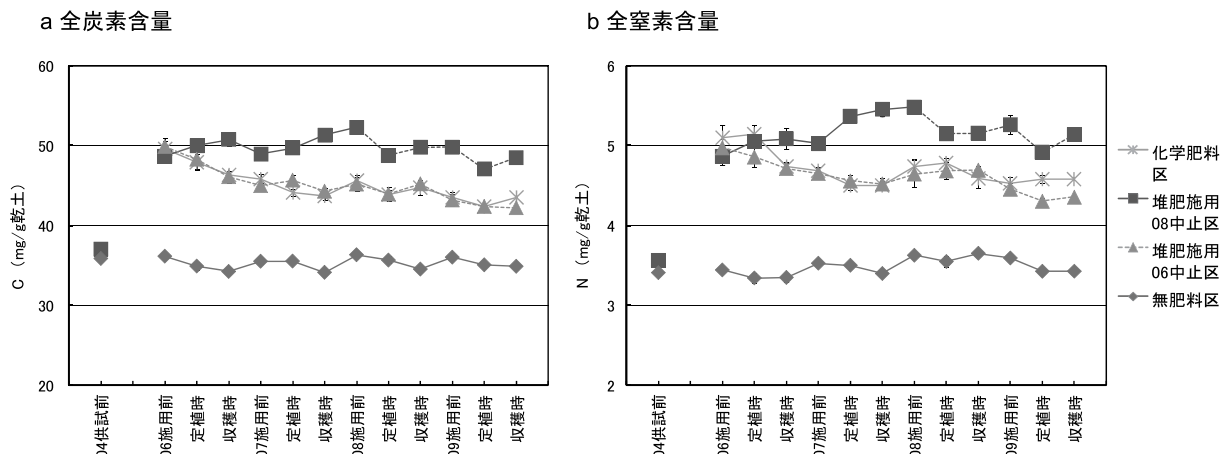


図-3 土壌中の全炭素・全窒素含量の推移

堆肥施用 08 中止区では堆肥を施用していた 2007 年までは実線で示した。
エラーバーは標準誤差を示す。

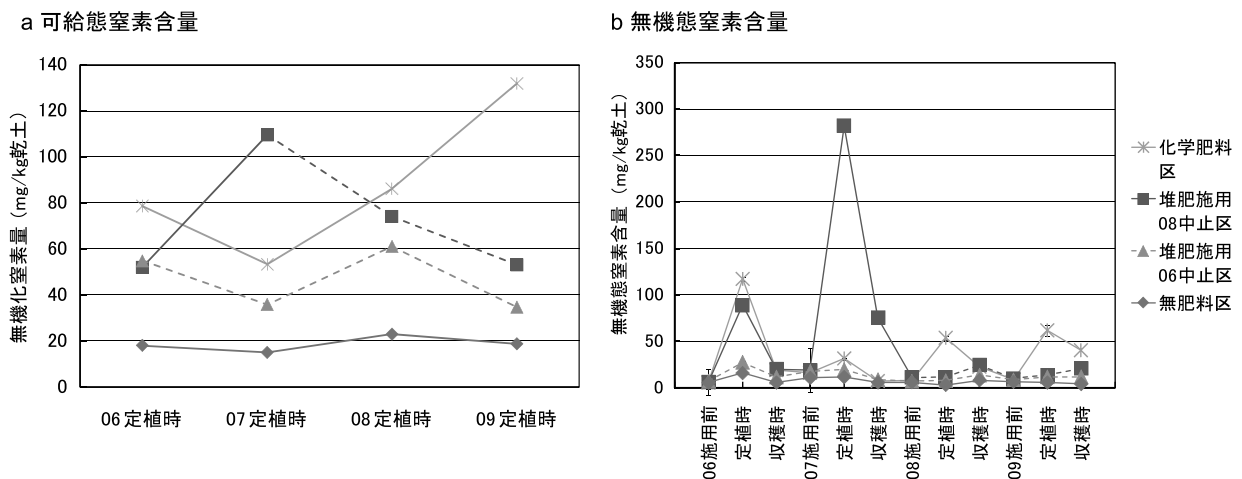


図-4 土壌中の可給態窒素含量および無機態窒素含量

堆肥施用 08 中止区では堆肥を施用していた 2007 年までは実線で示した。
エラーバーは標準誤差を示す。

は少ないもののその傾向が残っていた。2007年の施用前にはいずれの区においても差はみられなかった。定植時および収穫時には堆肥区のみ顕著に多かった。2008年以降は定植時に化学肥料区で多かったが、他はあまり差はなかった。堆肥施用中止区では毎年施用前の時期から収穫時にかけて若干増大する傾向が認められた。

7 土壌 pH および EC

土壌 pH は化学肥料区で低下傾向がみられたが、他は変動はあるものの、試験区間で大きな差はみられなかった (図-5)。EC は堆肥あるいは化学肥料施用後に一時的に上昇する傾向がみられたが、収穫期や次作前までには低下した (図-6)。2006年の定植時には資材の種類、量に応じた数値を示し、堆肥区 (堆肥施用 08 中止区) および化学肥料区で堆肥施用 06 中止区よりも高かった。2007年は同様の傾向ではあったが、化学肥料区で数値が

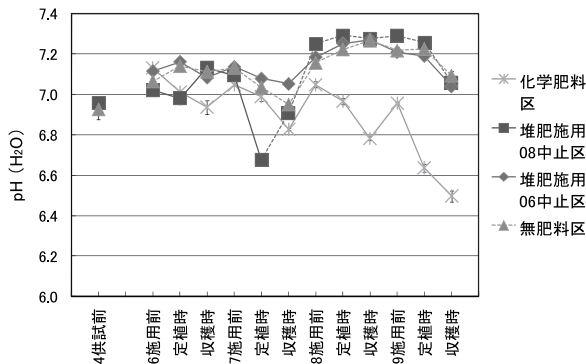


図-5 土壌 pH の推移

堆肥施用 08 中止区では堆肥を施用していた 2007年までは実線で示した。エラーバーは標準誤差を示す。

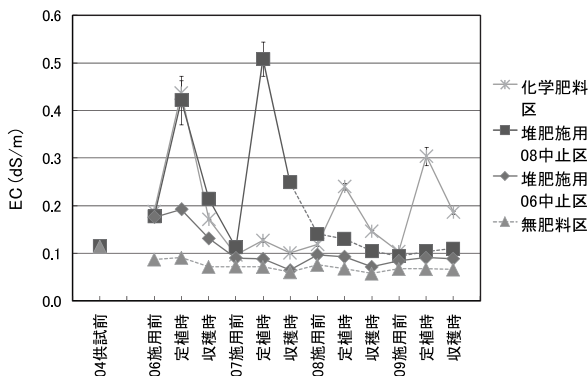


図-6 土壌 EC の推移

堆肥施用 08 中止区では堆肥を施用していた 2007年までは実線で示した。エラーバーは標準誤差を示す。

低かったため、2006年ほど明確ではなかった。2008年以降は堆肥施用中止区では堆肥施用年数が長いほど高い傾向はみられるものの、いずれも化学肥料区よりも大幅に低い値であった。また、堆肥施用中止区では、施用中止当年では値が若干高いものの、翌年以降は低下していた。

8 土壌養分含量と塩基バランス

土壌中の可給態リン酸、交換性カリウム、マグネシウムおよび亜鉛は堆肥施用に伴い、2006年には2004年の供試前よりも蓄積していたが、施用をやめるとこの蓄積傾向に歯止めがかかり、減少に転じた (図-7)。交換性カルシウムも堆肥施用中止後には低下傾向がみられた。交換性ナトリウムは堆肥施用に伴い一時的に増大するものの、収穫時には減少し、次作前には前作の施用前のレベル近くに減少した。堆肥施用をやめると、この変動はみられなくなった。交換性マンガンは資材施用の有無にかかわらず、前年の収穫時から翌年の定植時にかけて一時的に増大するものの、その年の収穫時には低下した。ただし、経年的には増加する傾向を示した。カドミウムは堆肥施用の有無による差はほとんどなかった。銅は他の成分と異なり、堆肥施用により減少したが、施用をやめると増大する傾向にあった。

塩基飽和度は、化学肥料区で徐々に低下していく傾向がみられたものの、他区では堆肥施用の有無にかかわらず、試験区間で大きな差はみられなかった (図-8)。カルシウム/マグネシウム比 (CaO/MgO) は上昇傾向にあるものの、2007年までは区間で差はなかった (図-9 a)。その後、低下傾向を示したが、堆肥施用 08 中止区は他区よりも高い傾向であった。他の区においても、次第に区間で差がみられるようになり、2009年には堆肥施用 08 中止区、化学肥料区、堆肥施用 06 中止区、無肥料区という順であった。マグネシウム/カリウム比 (MgO/K₂O) は無肥料区に比べ、他区では低い値であった (図-9 b)。また、堆肥施用中止後、若干高くなる傾向がみられ、2009年には無肥料区、堆肥施用 06 中止区、堆肥施用 08 中止区、化学肥料区という傾向であった。

9 土壌生物性

細菌の群集構造は、2006年は化学肥料と堆肥といった施用資材の違いによりクラスターが分かれた (図-10 a)。2007年は無肥料区が大きく分かれたが、次いで、化学肥料区および堆肥区の堆肥施用前と堆肥区の堆肥施用後に分かれた。2008年も無肥料区が大きく分かれ、次いで化学肥料区と堆肥施用中止区 (堆肥施用 08 中止

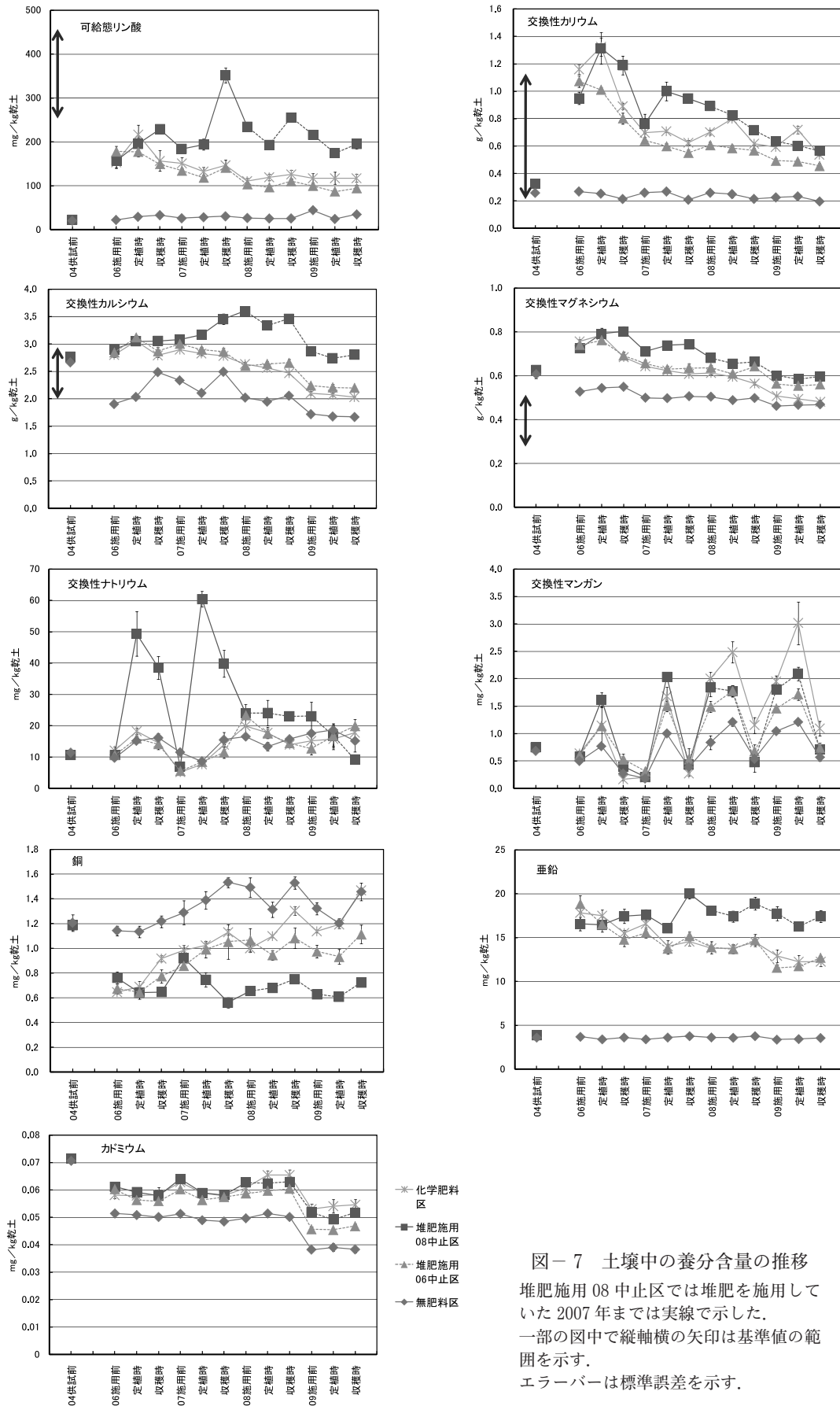


図-7 土壌中の養分含量の推移
堆肥施用08中止区では堆肥を施用していた2007年までは実線で示した。
一部の図中で縦軸横の矢印は基準値の範囲を示す。
エラーバーは標準誤差を示す。

区) とに分かれた。2009 年も同様の傾向であったが、堆肥施用中止 4 年後の堆肥施用 06 中止区は無肥料区と同じクラスターであった。また、いずれも採土時期(定植期と収穫期)による違いは認められなかった。

糸状菌の群集構造は、2006 年は試験区間や採土時期による一定の傾向はみられなかった(図-10 b)。2007 年は堆肥区の堆肥施用後でクラスターが大きく分かれ、堆肥区の堆肥施用前、化学肥料区、無肥料区は混在していた。2008 年は堆肥施用中止区(堆肥施用 08 中止区)が大きく分かれ、化学肥料区と無肥料区は混在していた。2009 年も同様の傾向であったが、堆肥施用中止 4 年後の堆肥施用 06 中止区は化学肥料区等と同じクラスターであった。

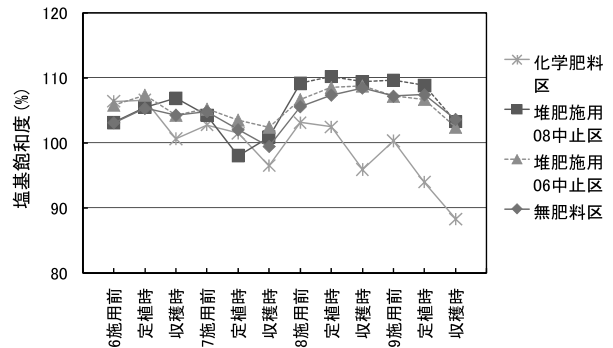


図-8 土壌塩基飽和度の推移
堆肥施用 08 中止区では堆肥を施用していた 2007 年までは実線で示した。

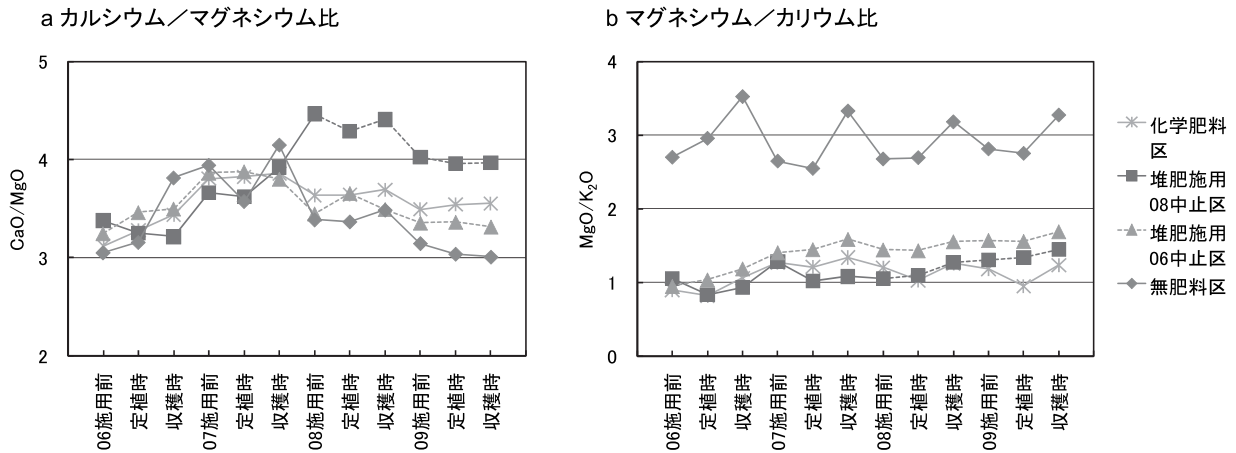


図-9 土壌中の塩基バランス
堆肥施用 08 中止区では堆肥を施用していた 2007 年までは実線で示した。

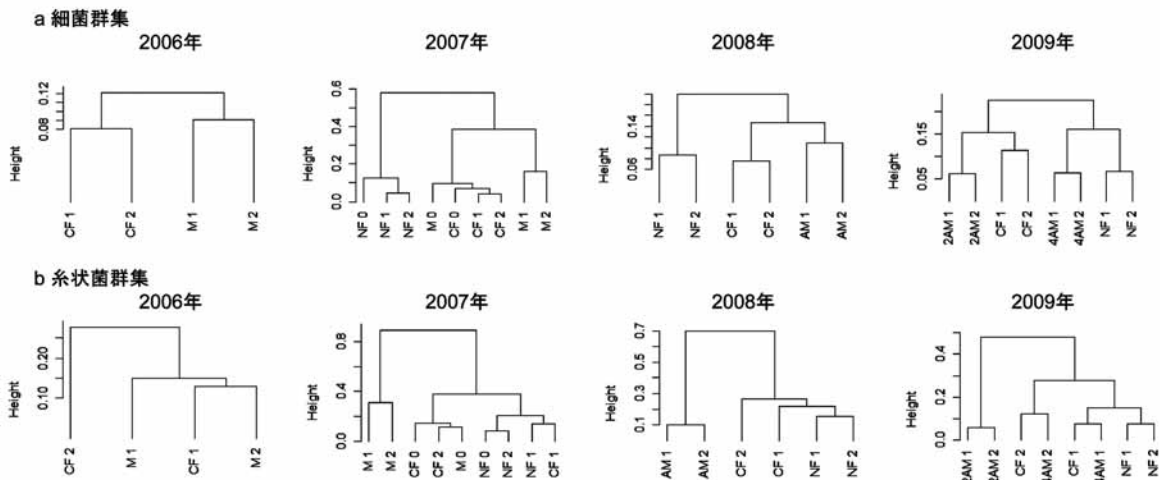


図-10 微生物群集構造の変遷
CF: 化学肥料区, M: 堆肥区, AM: 堆肥施用中止区, 2 AM: 堆肥施用 08 中止区, 4 AM: 堆肥施用 06 中止区, NF: 無肥料区。
略号末尾の数字は採土時期を示す。0: 堆肥施用前, 1: 定植時, 2: 収穫時。

多様性指数は細菌では試験区間における差や年次による傾向など堆肥施用の有無による影響はみられなかった(表-5)。糸状菌では化学肥料区と無肥料区との差は認められず、また、2009年における堆肥施用06中止区との差もみられなかった。ただし、堆肥施用08年中止区においては、2008年および2009年は化学肥料区よりも小さい傾向が認められた。

バイオマス炭素量は無肥料区では相対的に少なく、変動も比較的小さかった。他区では堆肥施用中止に伴い減少する傾向がみられ、2009年にはいずれの区でも差はみられなかった(表-6)。

表-5 多様性指数(Shannon-Wiener)

細菌					
年	時期	化学肥料区	堆肥施用08中止区	堆肥施用06中止区	無肥料区
2006	定植時	3.54	3.48	—	—
	収穫時	3.43	3.46	—	—
2007	施用前	3.08	3.26	—	3.17
	定植時	3.26	2.77	—	3.05
2008	収穫時	3.24	3.06	—	3.10
	定植時	3.21	3.09	—	3.12
2009	収穫時	3.11	3.31	—	3.30
	定植時	3.41	3.45	3.55	3.32
2009	収穫時	3.55	3.47	3.52	3.27

糸状菌					
年	時期	化学肥料区	堆肥施用08中止区	堆肥施用06中止区	無肥料区
2006	定植時	1.89	1.86	—	—
	収穫時	2.15	2.11	—	—
2007	施用前	2.11	2.21	—	2.17
	定植時	2.34	1.70	—	2.28
2008	収穫時	2.40	2.17	—	2.28
	定植時	2.31	1.96	—	2.44
2009	収穫時	2.65	2.15	—	2.42
	定植時	2.31	1.93	2.19	2.26
2009	収穫時	2.51	1.94	2.51	2.28

堆肥施用08中止区の2006年および2007年は堆肥施用時期。

表-6 バイオマス炭素量

年	時期	化学肥料区	堆肥施用08中止区	堆肥施用06中止区	無肥料区
2006	収穫時	204	219	—	—
2007	収穫時	203	296	—	119
2008	定植時	256	310	—	152
	収穫時	161	230	—	113
2009	定植時	140	169	167	130
	収穫時	155	162	199	168

数値はC mg/kg 土壌。
堆肥施用08中止区の2006年および2007年堆肥施用時期。

IV 考 察

キャベツの地上部(外葉+結球)の養分吸収量を基に算出した、2006年における養分利用率を表-7に示した。ただし、投入富化量合計の算出にあたり、土壌環境によっては、家畜ふん堆肥を施用した場合、量的に化学肥料の数倍から10倍くらいにもなり(西尾, 2005)、施用窒素の20%近くが失われることもある脱窒(大橋ら, 2003)、あるいは下層への溶脱や表面流去などは考慮していない。

堆肥施用中止区(堆肥施用06中止区)の養分吸収量は、もともとの土壌由来分と前作までの堆肥由来分を合算したものと考えられる。このときの蓄積養分に対するみかけの利用率は窒素でも10%以下であった。吸収養分は全て当年施用の資材由来と仮定した当年分のみかけの資材利用率は、窒素の場合、堆肥区(堆肥施用08中止区)では33%であったが、化学肥料区では100%以上であった。しかし、上記の堆肥施用中止区の地上部吸収量を差し引いた当年の資材利用率は堆肥区では4%、化学肥料区では19%にすぎなかった。リン酸やカリウムについても同様に化学肥料区で利用率が高い傾向がみられたものの、数値としては11~38%にとどまった。このため未利用分や外葉等の残さ鋤込みにより養分が土壌に富化される傾向にあり、いずれの蓄積量も増大した。前年までの蓄積分を含めた場合の利用率は窒素で1~2%程度、リンで1%以下、カリウムで1~3%程度にすぎなかった。このように堆肥として施用された養分は可給態や交換態としても含有量が増えてはいるが(図-7)、牛ふん堆肥の場合、窒素では施用量の55~75%が次作後にも土壌中に残存しているように(上之蘭ら, 2008)、大部分はもともとの有機態として、あるいは微生物の作用により有機化するなどして土壌中に蓄積されていると考えられた。

その後、牛ふん堆肥施用に伴い施用された窒素は初作時の利用率は低いものの、次作以降においても継続的に利用されていることから、これらは徐々に無機化されてくると考えられるが(上之蘭ら, 2004)、堆肥施用を中止した場合、キャベツ地上部による窒素、リン酸、カリウムといった養分吸収量は次第に低下した(図-2a)。特に、化学肥料区の養分吸収量を基準とした相対値では、化学肥料区では施肥に伴い三要素が供給されていたこともあり、堆肥施用中止区では土壌中の蓄積養分量は多いにもかかわらず、低下傾向が明瞭であった(図-2b)。カルシウムやマグネシウムは化学肥料区では施用されて

表-7 2006年における養分収支

区	成分	投入養分量 ^a	地上部吸収量 ^a	当年分のみの場合		積算分を含む場合		
				みかけの資材利用率 ^b	資材利用率 ^c	投入富化量合計 ^d	みかけの資材利用率 ^e	資材利用率 ^f
堆肥施用中止区	N	0.0	20.9			235.5	8.9	
	P	0.0	2.5			170.0	1.5	
	K	0.0	16.9			273.3	6.2	
	Ca	0.0	13.0			333.3	3.9	
	Mg	0.0	3.2			88.4	3.7	
	Na	0.0	1.9			21.0	8.9	
	Mn	0.0	0.0			4.9	0.3	
	Cu	0.0	0.0			3.9	0.1	
	Zn	0.0	0.0			4.8	0.4	
	Cd	0.0	0.0			6.2	0.0	
堆肥区	N	71.8	23.8	33.2	4.0	307.3	7.7	0.9
	P	42.8	3.8	8.8	2.8	212.7	1.8	0.6
	K	66.0	22.6	34.2	8.6	339.3	6.7	1.7
	Ca	65.8	13.9	21.2	1.4	399.1	3.5	0.2
	Mg	20.6	3.8	18.5	2.8	109.0	3.5	0.5
	Na	4.7	1.6	33.2	-7.0	25.7	6.0	-1.3
	Mn	1.4	0.0	1.4	0.3	6.3	0.3	0.1
	Cu	1.0	0.0	0.3	0.1	4.9	0.1	0.0
	Zn	1.1	0.0	1.9	0.3	5.8	0.3	0.1
Cd	1.7	0.0	0.0	0.0	7.9	0.0	0.0	
化学肥料区	N	25.0	25.7	103.0	19.3	260.5	9.9	1.8
	P	10.9	3.8	35.2	11.8	180.9	2.1	0.7
	K	20.8	24.8	119.3	38.0	294.0	8.4	2.7
	Ca	0.0	14.3			333.3	4.3	0.4
	Mg	0.0	3.4			88.4	3.8	0.2
	Na	0.0	0.8			21.0	3.6	-5.3
	Mn	0.0	0.0			4.9	0.5	0.2
	Cu	0.0	0.0			3.9	0.1	0.0
	Zn	0.0	0.0			4.8	0.5	0.1
Cd	0.0	0.0			6.2	0.0	0.0	

a, d: 単位はkg/10a, ただし, Cdのみmg/10a.
 b: みかけの資材利用率 (%) = 地上部吸収量 / 投入養分量 × 100
 c: 資材利用率 (%) = (処理区の地上部吸収量 - 堆肥施用中止区の地上部吸収量) / 投入養分量 × 100
 d: 投入富化量合計 = 当年までの投入量合計 - 前年までの持ち出し量合計
 e: みかけの資材利用率 (%) = 当年の地上部吸収量 / 投入富化量合計 × 100
 f: 資材利用率 (%) = (当年の処理区の地上部吸収量 - 当年の堆肥施用中止区の地上部吸収量) / 投入富化量合計 × 100

いないことから、地上部による吸収と結球部の持ち出しにより次第に土壤中の含量が少なくなり、化学肥料区における吸収量の低下割合の方が他区における低下割合よりも大きくなったため、2008年以降の相対値はむしろ上昇し、三要素ほど差は大きくなかったと考えられた。

堆肥施用中止区において、この三要素の地上部吸収量と収量とは高い相関が得られており（図-11）、化学肥料区に比べて収量が次第に低下した一因として、吸収量、つまり、養分供給量の低下があると考えられた。すなわち、土壤中に養分が蓄積されていても、その存在形態によっては、すぐに作物生産に利用される訳ではないと推測された。

堆肥施用中止後の土壤養分含量の動態について個別に

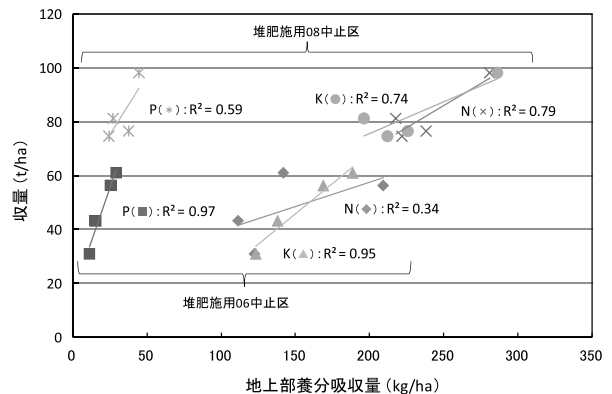


図-11 地上部養分吸収量と収量との相関関係
2006～2009年のデータを使用。

検討してみると、全炭素含量は、地下部や外葉といった収穫残さが鋤込まれているにもかかわらず、また、堆肥連用年数により減少割合に差はあるものの、次第に減少する傾向にあり（図-3a）、全炭素含量の維持には収穫残さのすき込みだけではなく、有機物の投入が必要であると考えられた。全窒素含量は、堆肥施用06中止区でやや低下傾向にあり、堆肥施用08中止区でも若干低下した（図-3b）。可給態窒素含量でも減少傾向が認められ、それに伴い、特に春先の定植時期における無機態窒素含量も少なくなっていた（図-4）。ただし、特に堆肥施用08中止区では、初夏にあたる収穫時期には、無機態窒素含量に多少の増加がみられた。このように、土壌中に全窒素が蓄積されていても、窒素の無機化は必ずしも本試験のキャベツ栽培時期に合致するようには進行していなかったと考えられた。

可給態リン酸はもともとの含有量が少なかったため、堆肥連用による投入量が多かったにもかかわらず、堆肥区（堆肥施用08中止区）以外は基準値よりも低く推移し、堆肥施用中止後は、堆肥施用08中止区も含めてさらに減少する傾向にあり、不足気味であった（図-7）。それでも化学肥料区では高収量が得られていたことから、また、堆肥施用06中止区においても量的に差は大きくないことから、主要な収量制限要因になっているとは考えられなかった。交換性カリウムは堆肥連用後の2006年には基準値よりも高かったが、堆肥施用中止に伴い、急速に減少する傾向を示した。2009年には基準値内であり、次第に減少割合は小さくなってきたものの、依然として減少傾向にあるため、このままでは数年後には基準値以下になることが懸念された。交換性カルシウムも堆肥施用時には基準値よりも高い傾向であったが、施用中止に伴って減少し、化学肥料区や堆肥施用06中止区では基準値の下限に近くなってきた。交換性マグネシウムは供試前より基準値以上の含量であったが、堆肥施用に伴いやや増大し、施用中止後は減少傾向がみられたものの、なお基準値の上限以上を示していた。リン酸とカリウムは化学肥料区では施用されており、2009年には土壌中の含有量は同時期に堆肥施用を中止した堆肥施用06中止区よりも多かったが、堆肥連用期間の長い堆肥施用08中止区よりは少なかった。また、化学肥料区では、施用していないカルシウムやマグネシウムは無肥料区に次いで低かったが、塩基飽和度も顕著に低下していたことから（図-8）、収量が高いことに伴って、持ち出し量が多いことに起因すると考えられた。そのため、2009年には堆肥施用中止区の方が多くなっていた。こ

れらのことから堆肥連用年数、すなわち、蓄積養分量が土壌中の交換性塩基含量に反映しており、条件によっては、化学肥料区と同等の養分供給が可能であり、キャベツ生育に必要な量を十分供給できるポテンシャルを有していると考えられた。

カルシウム／マグネシウム比は、供試前からマグネシウム含量の方が相対的に高かったためと推察されるが、いずれの区も土壌診断基準値（4～7程度）よりも低かった（図-9a）。2007年までは試験区間で大きな差はみられず、上昇した。その後、各区とも低下傾向を示し、2009年時点では堆肥施用期間の長かった堆肥施用08中止区が最も高く、次いで、化学肥料区、堆肥施用06中止区、無肥料区の順であった。これは堆肥施用中止後にマグネシウム含量よりもカルシウム含量の減少割合が大きかったことに起因すると考えられたが、その要因としては、キャベツによる養分吸収量がカルシウムの方が多いことや家畜ふん堆肥施用畑の浸透水中の量がカルシウムの方が多いこと（村上ら、2009）が推測された。マグネシウム／カリウム比は無肥料区ではカリウム含量が少ないため、基準値（1～3程度）の上限前後であったが、他区では逆にカリウム含量が多いため、堆肥施用中止後に徐々に上昇してくる傾向ではあったが、下限近くにとどまった（図-9b）。キャベツによる養分吸収に伴う堆肥施用中止後の養分含量の減少割合がマグネシウムよりもカリウムで大きいこと、上昇傾向を示したと考えられた。

土壌中の交換性塩基含量は土壌蓄積養分量を反映するものの、リン酸は土壌に吸着されやすいなど蓄積養分の可給化が必ずしも全ての養分で順調に進行しているとは限らず、成分によりその程度が異なることが、あるいは、浸透水中の各成分の濃度・量が異なることから（村上ら、2009）、溶脱など水移動に伴う作土層内の濃度変化の違いなどが、キャベツによる養分吸収とともに、塩基バランスの変動につながると推測された。

土壌養分含量と収量との相関は全試験区の結果を踏まえると、可給態窒素、可給態リン酸、交換性カリウムともある程度認められたが、各堆肥施用中止区のみで比較すると、可給態リン酸と交換性カリウムでは低かった（図-12）。可給態窒素では堆肥施用08中止区は高い相関が得られたが、堆肥施用06中止区では低かった。ただし、定植時の無機態窒素含量とはいずれの堆肥施用中止区でもやや高い相関が得られた。このことから、収量確保のためには、リン酸やカリウムも重要ではあるが、やはりそれ以上に窒素の供給が必要であると推察された。

堆肥施用08中止区の結果から、堆肥投入を中止する

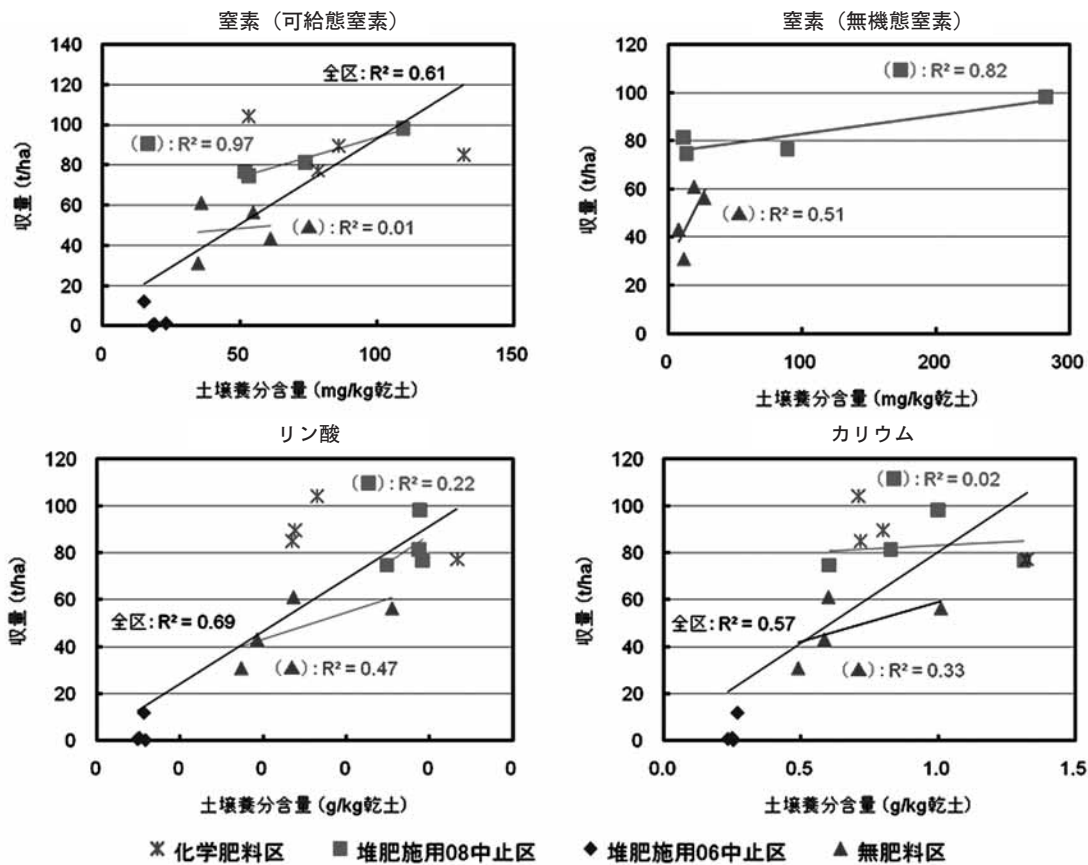


図-12 土壤養分含量と収量との相関関係

ことにより、蓄積養分の削減や悪化した塩基バランスの改善などは可能であると考えられた。ただし、カルシウムや亜鉛など、堆肥施用の中止だけでは、蓄積量の減少に結びつきにくい成分もみられた。また、堆肥連用により収量が安定した状態に達している場合、堆肥施用を中止してもある程度の収量は得られたが、可給態窒素量や無機化窒素量は次第に減少する傾向がみられた。このため収量を維持・確保するためには、作物による養分吸収量を勘案して、土壤中の養分含量に基づき、特に、窒素などの不足養分の補充、可給化・無機化の促進などの適切な管理が必要であると考えられた。

リン酸やカリウムは土壤中の蓄積養分を利用し、窒素のみ化学肥料で補填することで、インゲンの収量を確保できることが報告されている（前原ら，2003）。この事例においてもリン酸やカリウムよりも窒素の供給が収量に影響を及ぼしていることが想定される。このように、リン酸やカリウムは土壤中の蓄積養分の利用は比較的容易であるが、窒素に関しては作物生育に見合った可給化・無機化の促進が課題であると思われる。

牛ふん堆肥と発酵豚ふんとを適切に組み合わせて施用することにより、双方の欠点、すなわち、牛ふん堆肥の

遅い窒素肥効と発酵豚ふんによる重金属の蓄積を回避しつつ、露地野菜の収量を維持できることが報告されている（甲木，2003）。本試験で供試した堆肥は、牛ふんと豚ふんが混合されたものであったが、量的には牛ふんの方が多いと推測されたものの、その比率は不明であった。そのため、本試験では上記のような利点が得られたかどうかは明らかではなかった。両者を個別に施用する、あるいは、比率を考慮して混合堆肥を製造するなど資材の特性を活かすことも必要であると思われる。

また、必要な時期にのみ必要な肥料成分を施用することも有効であると思われるが、化学肥料（硫安）を牛ふん堆肥や乾燥豚ふんと併用した場合、後者では前者よりも硫安由来の窒素の有機態窒素への移行割合が高いことが示されており（西尾ら，2004）、家畜ふん堆肥と化学肥料の併用に際しては、こうした点も考慮する必要が認められる。速効的な窒素成分を有するメタン発酵消化液の利用も想定されるが、最近、この効果的な施用方法が明らかにされている（徳田ら，2010）。この中で追肥的な利用方法が評価されており、時期による含有成分の変動といった問題点もあるが、十分な肥料効果が認められ、窒素が主体であるため、本試験の供試圃場のような条件

下での活用が期待できる。

一方、微生物群集構造と土壌化学性との関連を評価するため、正準対応分析を行った（図-13）。これに先立ち、土壌化学性分析値間の相関を求めて（データ略）、相関の高い項目は重複を避けるため除外し、正準対応分析に用いる項目として全炭素含量、pH、ECを選択した。

細菌相では2006年は群集構造が堆肥区と化学肥料区とで分かれた具体的な要因は明確ではなかったが、定植時と収穫時の試料でプロット位置が異なることから、堆肥施用や施肥の影響があることは推測された。2007年は堆肥区定植時（M1）を除き、堆肥区と化学肥料区とはプロットが近接し、両区間の差よりも無肥料区との差の方が大きかった。この両者の差には全炭素含量の影響が推測された。また、堆肥区の定植時にはECやpHの影響が大きかったと推測された。2008年以降も堆肥施用歴の影響が残存したが、化学肥料区、無肥料区とともに大きく3分された。ただし、2009年の施用中止4年後は無肥料区に近いプロットとなった。このうち、化学肥料区はECとpHとの相関が、堆肥施用08中止区は全炭素含量と正相関が、無肥料区や堆肥施用06中止区は全炭素含量と負相関が認められた。

糸状菌相の群集構造においては2006年では差が認め

られず、要因も明確でなかった。堆肥施用を継続した2007年では堆肥施用の影響がみられ、堆肥区では全炭素含量やECとの相関が認められた。2008年以降でもその影響の残存がみられ、全炭素含量との関連が認められた。これに対して、化学肥料区の収穫時にはややプロットが離れており、pHやECとの関連がみられたが、化学肥料区および無肥料区の全体としてはプロットが近いことから、施肥の影響は小さいと考えられた。また、堆肥施用中止4年後ではこれらとプロットが近接していることから、堆肥施用歴の影響は小さくなることが示唆された。

堆肥施用に伴い、微生物群集構造は異なるが、その影響は細菌相におけるよりも糸状菌相において顕著であった。このことは、細菌群集には土壌の種類の方が、糸状菌群集には施肥の影響の方が大きいとの報告（Suzuki et al, 2009）とも一致している。また、この影響は堆肥施用を中止しても2年程度は残存しているが、4年後には認められなかった。ただし、堆肥施用後の微生物群集と堆肥そのものの微生物群集とは異なっていることが報告されており（村上ら, 2008）、さらに、微生物群集構造に影響があっても、多様性にはあまり影響がみられなかった。これらのことやバイオマス炭素は堆肥施用に伴

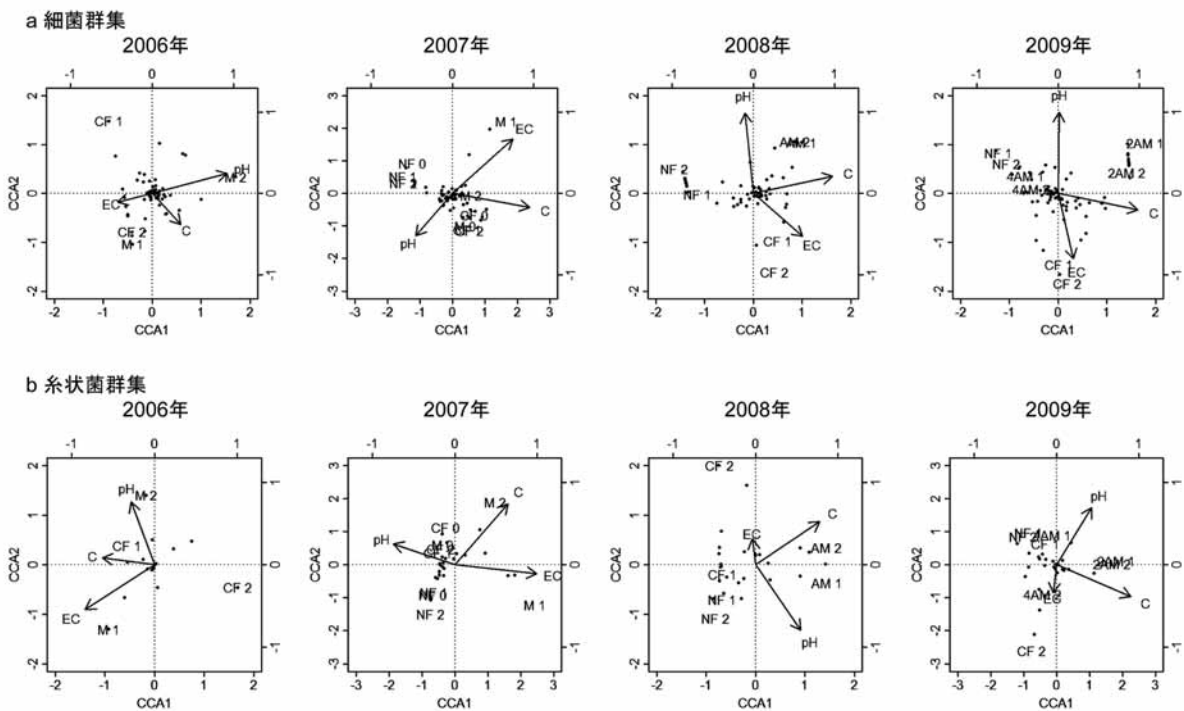


図-13 微生物群集と土壌化学性との関連

矢印の方向で土壌化学性が相関を示す向きを、長さでその高低を示す。
 ・は DGGE プロファイルにおける各バンドを示す。
 略号は試験区を示す。

い増加していることも踏まえると、堆肥施用により新たな微生物が定着するというよりも、それまで優占していた土壌有機物等を利用する微生物群に代わり、もともと土壌中に存在していた、堆肥含有成分を効率良く利用する微生物群が優占的になると推測された。細菌相については、キノン組成やリン脂質脂肪酸組成、クローニングなどによる解析では、堆肥連用に伴い *Actinobacteria* や *Acidobacterium* などが増加することが報告されており（金澤ら, 2006; Toyota et al, 2006）、これらの微生物群の増殖が推測される。堆肥施用中止4年後には微生物群衆構造にその影響はみられなくなるが、これは堆肥施用中止後は土壌中の基質の減少・変化に伴い、微生物群集が変化したためと推測された。ただし、DGGE プロファイルとしては類似しているものの、元の微生物群集に戻るかどうかは、糸状菌も含めてシーケンス等を行って、その塩基配列から微生物種の同定等を行い解析する必要がある。

V 摘 要

家畜ふん堆肥単独でも窒素量のみを基準とした施用により収量は確保できるものの、養分利用率が低いため、土壌への養分の富化が進行した。そこで、土壌中の蓄積養分の有効利用を想定し、堆肥施用中止後の養分動態を評価した。

(1) 堆肥連用3作後に施用を中止した場合、次作の収量は化学肥料区に比べて約30%、4作目には約60%低下したが、堆肥連用5作後に中止した場合には、漸減傾向にあるものの、2作目までは10%前後の減収にとどまった。堆肥施用中止後の養分吸収量の変動は、窒素およびカリウムで顕著に減少した。

(2) 堆肥施用を中止すると、施用に伴うECの上昇がなくなり、連用年数にかかわらず低下する傾向を示した。pHは化学肥料区では低下傾向を示したが、他の区ではほぼ一定であった。

(3) 堆肥施用中止後の土壌中の養分含量の動態は成分により異なる傾向がみられ、全炭素および全窒素含量は減少傾向にあった。可給態窒素含量は減少傾向がみられ、無機態窒素含量は可給態窒素含量に応じた傾向を示した。堆肥施用中止後、減少傾向にある成分にリン酸、カリウム、カルシウム、マグネシウム、亜鉛、施用に伴う変動がなくなる成分にナトリウム、あまり変化がない成分にマンガンやカドミウム、増加傾向にある成分に銅と分けられた。

(4) 塩基飽和度は化学肥料区で低下したが、他では大きな差はなかった。また、塩基バランスは土壌診断基準値よりも低い傾向にあり、堆肥施用の有無にかかわらず、適正とはいえなかった。

(5) 以上のことから、堆肥施用を中止しても、それまでの堆肥施用に伴う土壌養分の蓄積状態によっては、収量の維持はある程度可能であったが、次第に低下する傾向であった。土壌中の養分含量が減少傾向にあるカリウムなどでも化学肥料区とほぼ同等のレベルは維持していることから、収量低下の原因は、無機態窒素の供給不足による影響が大きいと考えられた。このため、土壌蓄積養分を有効に利用するには無機態窒素などの不足養分を適切に施用する必要があると考えられた。

(6) バイオマス炭素は堆肥施用時には多いが、堆肥施用中止後には試験区による差はみられなくなった。堆肥施用による影響は多様性指数では小さいものの、群集構造に対しては認められ、特に糸状菌群集において顕著であったが、施用中止後4年目には影響はみられなくなった。

引用文献

- 1) 後藤逸男・吉田綾子・稲垣開生 (2008): 集約的園芸地域における土壌養分富化の実態と有機質資源リサイクルの適正化。交付金プロジェクト研究「有機農業の土壌環境への影響評価と環境保全効果の検証」成果集, 74-77.
- 2) 原田靖生 (2001): 家畜排泄物の環境保全的利用。安田環・越野正義共編, 環境保全と新しい施肥技術, 78-115, 養賢堂, 東京.
- 3) Hoshino, T.Y. and N. Matsumoto (2004): An improved DNA extraction method using skim milk from soil that strongly adsorb DNA. *Microbes. Environ.*, **19**, 13-19.
- 4) 甲木哲哉 (2003): 露地野菜栽培における土壌残存硝酸態窒素削減のための家畜ふん堆肥施用。土肥誌, **74**, 357-361.
- 5) 金澤晋二郎・田角英二 (2006): 施肥管理の異なる野菜畑土壌における微生物群集構造の解明。土肥誌, **77**, 145-155.
- 6) 加藤保 (2002): 有機物施用を中心とした土壌管理による土壌への炭素蓄積—愛知県における調査成績から—。土肥誌, **74**, 99-104.
- 7) 前原隆史・長友誠・清本なぎさ・別府誠二 (2003): 家畜ふん堆肥を用いた促成インゲンマメのリン、カリ無化学肥料栽培。土肥誌, **74**, 515-518.
- 8) 三好昭宏・桑名建夫・西口真嗣・吉倉惇一郎 (2001): 施設軟弱野菜に施用した牛ふん堆肥由来窒素の吸収利用。土肥誌, **72**, 558-561.
- 9) 森本晶・星野 (高田) 裕子 (2008): PCR-DGGE法による土壌微生物群集解析法(1)一般細菌・糸状菌相の解析。土と微生物, **62**, 63-68.
- 10) 村上弘治・畔柳有希子 (2008): 家畜ふん堆肥の施用がキャベツ栽培圃場の土壌微生物相に及ぼす影響。土肥講要, **54**, 51.

- 11) 村上弘治・畔柳有希子 (2009)：キャベツ栽培圃場における家畜ふん堆肥の多投入が土壌養分環境に及ぼす影響。野菜茶業研究所研究報告, 8, 139-156.
- 12) 西尾隆 (2005)：畑土壌における有機質資材施用後の脱窒の推移と二酸化炭素発生との関係。土肥誌, 77, 401-406.
- 13) 西尾隆・三浦憲蔵 (2004)：有機質資材と化学肥料の併用下における畑土壌中の窒素動態の特徴と窒素収支。土肥誌, 75, 445-451.
- 14) 大橋哲郎・俣野修身 (2003)：黒ボク土野菜畑における牛ふんおがくず堆肥および被覆肥料由来窒素の溶脱。土肥誌, 74, 631-635.
- 15) Saeki, Y., N. Aimi, S. Tsukamoto, T. Yamakawa, Y. Nagatomo and S. Akao (2006): Diversity and geographical distribution of indigenous soybean-nodulating bradyrhizobia in Japan. *Soil Sci. Plant Nutri.*, 52, 418-426.
- 16) 須賀有子・豊田剛己 (2005)：土壌中の遺伝子・遺伝子情報・・・何ができるのか, 何がわかるのか5. 土壌微生物群集構造解析 (その1) DGGE. 原理と畑土壌への適用。土肥誌, 76, 649-655.
- 17) Suzuki, C., K. Nagaoka, A. Shimada and M. Takenaka (2009): Bacterial communities are more dependent on soil type than fertilizer type, but the reverse is true for fungal communities. *Soil Sci. Plant Nutri.*, 55, 80-90.
- 18) 鈴木千夏・竹中眞 (2009)：土壌微生物生態研究における正準対応分析の利用法。土と微生物, 63, 39-43.
- 19) 瀧典明・熊谷千冬・畑中篤 (2006)：灰色低地土畑土壌への家畜ふん堆肥連用に伴うリン蓄積。宮城古川農試報, 6, 34-41.
- 20) 徳田進一・田中康男・東尾久雄・村上健二・相澤証子・浦上敦子・國久美由紀 (2010)：キャベツの露地栽培におけるメタン発酵消化液の効果的な施用方法。土肥誌, 81, 105-111.
- 21) Toyota, K. and S. Kuninaga (2006): Comparison of soil microbial community between soils amended with or without farmyard manure. *Appl. Soil Ecol.*, 33, 39-48.
- 22) 上之蘭茂・長友誠・高橋茂 (2007)：重窒素標識された鶏ふん堆肥の畑地での窒素動態。土肥誌, 78, 383-386.
- 23) 上之蘭茂・長友誠・高橋茂・西田瑞彦 (2008)：重窒素標識牛ふん堆肥作製と牛ふん堆肥施用畑地における2作間の窒素動態。土肥誌, 79, 37-44.
- 24) 上蘭一郎・長友誠・上之蘭茂・中園充紀・上村幸廣 (2004)：¹⁵Nトレーサー法による家畜ふん堆肥由来窒素の動態解析。鹿児島農試研報, 32, 55-69.
- 25) 土壌微生物研究会編 (1992)：新編土壌微生物実験法, 養賢堂, 東京.
- 26) 土壌標準分析・測定法委員会編 (1986)：土壌標準分析・測定法, 博友社, 東京.
- 27) 日本土壌協会 (2000)：堆肥等有機物分析法, 日本土壌協会, 東京.
- 28) 植物栄養実験法編集委員会編 (1987)：植物栄養実験法, 125-127. 博友社, 東京.

Effects of Ceasing Application of Mixed Cattle and Swine Manure on Soil Chemical and Microbiological Properties in a Cabbage Field

Hiroharu Murakami and Yukiko Kaneto-Kuroyanagi

Summary

Regular application of animal manure causes nutrient accumulation in the soil. We investigated the soil chemical and microbiological characteristics after cessation of the application of mixed cattle and swine manure to a cabbage field. Although yields of cabbage decreased each year, the ratio of yield to that of the control was influenced by the period of manure application. The contents of total carbon, total nitrogen (N), available N, inorganic N, phosphorus, potassium, magnesium, and zinc decreased every year, but that of copper increased. The biomass carbon content decreased to become not significantly different from that of the control. Manure application affected the soil microbial (especially fungal) community structure (DGGE profile) more than it affected microbial diversity (Shannon-Wiener index). Application of organic or chemical fertilizers according to both the soil nutrient contents and the rate of uptake by cabbage was necessary for sufficient yields. It promotes the conservation of soil environments.