

大規模酪農地帯の牧草地における有機性肥料由来炭素の土壤貯留機構に関する研究

研究予算：運営費交付金（一般勘定）
研究期間：平 26～平 27
担当チーム：資源保全チーム
研究担当者：桑原淳、竹内英雄、横濱充宏

【要旨】

北海道別海町の草地土壤において、消化液の散布が土壤生産性改善効果に及ぼす影響を明らかにするために、2007 年より消化液の施用試験を開始した。本研究では、この長期散布試験の中で、草地土壤における消化液由来の炭素貯留量や土壤団粒形成の要因を明らかにすることを目的に、調査を行った。その結果、散布開始 8 年目では有機性肥料の散布区は、化学肥料区と比較して表層 1 層目に炭素が集積していた。炭素同位体比自然存在比を用いて有機性肥料由来の土壤炭素貯留率を算出すると、原料液由来炭素の土壤貯留率は 29%、消化液由来炭素の土壤貯留率は 23%であることが分かった。消化液区の表層 1 層目では $>1,000 \mu\text{m}$ のマクロ団粒が有意に増大しており、団粒内には易分解性有機物量、難分解性有機物量ともに増加していた。消化液区には牧草根重も増大していたため短期的なマクロ団粒形成の促進だけでなく、長期的なマクロ団粒の維持にも効果があると推察された。
キーワード：有機性肥料、土壤炭素貯留、炭素同位体比、土壤団粒形成

1. はじめに

北海道では、酪農家戸当たりの乳牛飼養頭数は年々増加し、平成 26 年には 115 頭となっている¹⁾。飼養している乳牛からは毎日莫大な量のふん尿が排出されるため、酪農経営はふん尿との付き合いといっても過言ではない²⁾。酪農場における乳牛ふん尿は作物の養分源として極めて有効な資源であり、それらを環境に配慮しつつ高度に利用することが今後求められている³⁾。

乳牛ふん尿は発酵処理を行ってから、農地に散布されている。北海道の草地酪農地帯では、特にフリーストール牛舎から排出される水分含量が高い乳牛

ふん尿を対象に、スラリーにして処理する方式が多く見られるようになってきた²⁾。スラリーとして処理する方法の 1 つにバイオガスプラントによるメタン発酵処理があり、メタン発酵後の乳牛ふん尿はメタン発酵消化液（以下、消化液という）と呼ばれている。メタン発酵システムは、乳牛ふん尿から得られる消化液を悪臭の少ない液肥として利用でき、発酵過程で得られるバイオガスを電気・熱エネルギーに変換して利用できる⁴⁾。メタン発酵処理は電気エネルギーの取得とともに炭酸ガスの排出量削減を始めとする環境問題を解決あるいは改善する 1 つの手段として捉えられている⁵⁾。

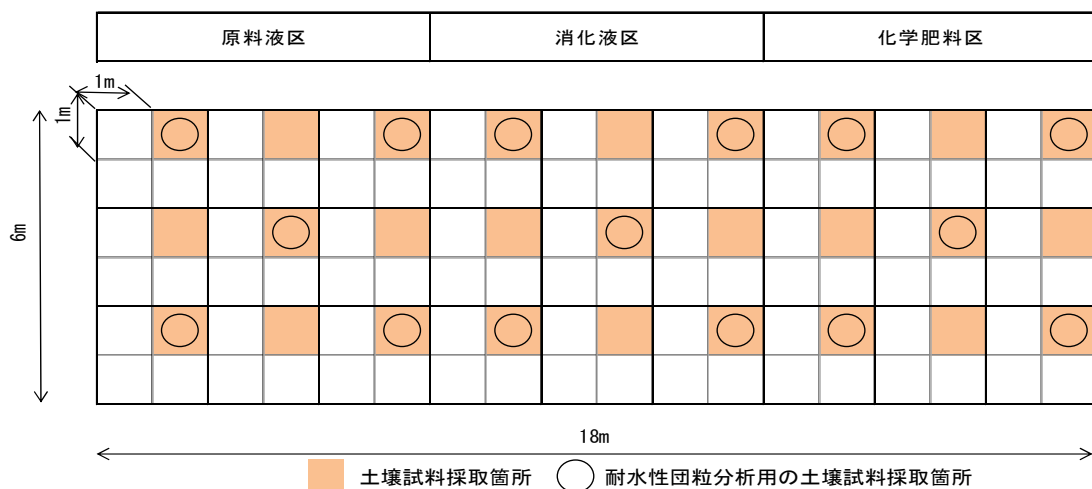


図-1 試験区の概要

消化液には、肥料成分だけでなく有機物も含まれているため、適量を牧草地に施用すれば、有益な有機性肥料あるいは土壌改良資材になる。有機性肥料散布による土壌炭素貯留の検証は、草地土壌を対象とした事例は少ない。大規模な草地酪農地帯では、消化液は牧草地に施用されており、草地土壌において消化液由来の土壌炭素貯留量や土壌団粒形成の要因を検証することは、低炭素型の酪農経営に資するだけでなく、粗飼料生産にも影響するため重要であるといえる。筆者らは、北海道東部の牧草地に試験区を設置し、消化液の施用が草地土壌の炭素貯留量や団粒形成量に及ぼす影響を明らかにすることを目的に調査を行った。

2. 研究方法

2.1 試験区の概要

試験は、北海道別海町にある別海町資源循環センター（以下、別海プラントという）内の採草地で行った。採草地は2001年にチモシー単播草地として草地更新が行われ、2007年4月より図-1に示した3つの試験区を設け、施用試験を開始した。試験区には、酪農家の牛舎から別海プラントに搬入された家畜ふん尿を固液分離した液分（以下、原料液という）を施用した試験区（以下、原料液区という）、別海プラントの発酵槽から採取した消化液を施用した試験区（以下、消化液区という）、硫酸、過リン酸石灰および硫酸カリウムの化学肥料のみを施用した試験区（以下、化学肥料区という）の3試験区を設置した。本研究では、原料液および消化液は水道水で3倍に希釈して施用した。1つの試験区は6m×6mの広さとし、1試験区から土壌試料などを最大9箇所採取できる設計とした。

2.2 施肥設計

2007年の試験開始から試験区に施用した有機性肥料と化学肥料の年間平均施肥量を表-1に示した。年間に施用した窒素、リン酸、およびカリウムは施肥標準量⁶⁾となるように統一した。表の有機性肥料散布区の上段は、有機性肥料散布により供給された肥料分量を表している。下段は、不足する肥料分量を化学肥料で補った量である。この施肥標準量の3分の2を早春（5月中旬頃）に、残る3分の1を1番草刈取後（7月上旬頃）に施用した。原料液および消化液の肥料成分分析は散布直前に実施し、施用量を算出した後、不足する肥料成分を化学肥料

で補った。基準肥効率はスラリーの牧草に対する施用法⁷⁾に従い、全窒素の40%、全リンの40%、カリウムの80%とした。

表-1 各試験区の年間平均施肥量

試験区	有機性肥料散布量	肥料成分施肥量		
	kg m ⁻²	N(g m ⁻²)	P ₂ O ₅ (g m ⁻²)	K ₂ O(g m ⁻²)
化学肥料区	—	16	8	18
原料液区	4.3	5.9	3.3	16.6
		10.1	4.7	1.4
消化液区	4.9	5.9	3	15
		10.1	5	3

3. 研究手法

3.1 土壌の化学性・物理性分析

土壌試料は、毎年早春の施肥を行う直前に採取した。各試験区9箇所、ルートマットを含む表層0~5cm（以下、表層1層目という）、表層5~10cm（以下、表層2層目という）の2層から攪乱試料と未攪乱試料（50ml採土管）を採取した。攪乱試料は牧草根を除去したあとに風乾させ、2mmのふるいに通し、化学性分析および炭素同位体比分析に供試した。この時、牧草の根は出来る限り除去した。全炭素は乾式燃焼法（MACRO CORDER JM1000CN）で分析した。物理性分析は未攪乱試料について容積重、飽和透水係数を測定し、飽和透水係数は、変水位法で測定した。

3.2 炭素同位体比の分析

炭素同位体比分析用の土壌試料には、表層1層目の試料を用いることとし、2007年および2015年に各試験区3箇所から採取した。2007年の土壌試料は、乾燥後、保存しておいた。δ¹³C値は次式によりパーミル（‰）として求めた。

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \left\{ \left(\frac{R \text{ 試料}}{R \text{ 標準物質}} \right) - 1 \right\} \times 1,000$$

Rは¹³C/¹²C、δ¹³Cの標準物質は化石炭酸塩鉱物（VPDB）である。

3.3 耐水性団粒の分析

耐水性団粒の分析は、2014年の早春の施肥を行う直前に各試験区5箇所（図-1）から採取した表層1層目および表層2層目の土壌試料について行った。土壌試料は湿潤状態のまま指で牧草根と土壌を分離後、5mmふるいに通し、風乾させた。分析手法は、Aoyama et al.の方法に準じた⁸⁾。Yorder型土壌団粒分析器（大起理化DIK-2000）に1,000μm、250μm、53μmのふるいを装着し、風乾土50g相当を1,000

μm のふるいに載せ、毎分 30 往復、振幅 3.8cm の条件で 10 分間振とうを行った。団粒を各サイズ ($>1,000\ \mu\text{m}$ 、 $1,000\sim 250\ \mu\text{m}$ 、 $250\sim 53\ \mu\text{m}$ 、 $<53\ \mu\text{m}$) に分離した後、 $>1,000\ \mu\text{m}$ 、 $1,000\sim 250\ \mu\text{m}$ および $250\sim 53\ \mu\text{m}$ サイズの団粒については、さらにガラスビーズとともに水中分散させ、 $>53\ \mu\text{m}$ および $<53\ \mu\text{m}$ に分離した。以下、青山らの報告⁹⁾に従い、 $>53\ \mu\text{m}$ 画分を粗粒有機物画分、 $<53\ \mu\text{m}$ 画分を有機・無機複合体画分と呼ぶ。さらに各団粒サイズ、粗粒有機物画分および有機・無機複合体画分の炭素含量を乾式燃焼法 (MACRO CORDER JM1000CN) で求めた。

3. 4 易分解性・難分解性有機物の分析

耐水性団粒の分析で得られた $>1,000\ \mu\text{m}$ の試料を分析に供試した。分析手法はデタージェント分析¹⁰⁾に従い、酸性デタージェント繊維 (ADF)、酸性デタージェントリグニン (ADL)、酸性デタージェント溶液可溶有機物 (AD 可溶有機物) を測定した。土壌 1,000mg を酸性デタージェント溶液 (0.5mol L^{-1} 硫酸 $1,000\text{ml}$ に臭化セチルトリメチルアンモニウム 20g を溶解したもの) で 1 時間煮沸後、ろ過した後乾燥させ秤量 (a) した。さらに、72%硫酸で処理し蒸留水を加え煮沸後、ろ過した後乾燥させ秤量 (b) し、 550°C で灰化後秤量 (c) した。これとは別に $>1,000\ \mu\text{m}$ の試料について、 550°C で灰化処理を行い、粗灰分を求めた。ADF、ADL、AD 可溶有機物は以下の式により求めた。

$$\text{ADF (mg g}^{-1}\text{)} = a - c$$

$$\text{ADL (mg g}^{-1}\text{)} = b - c$$

$$\text{AD 可溶有機物 (mg g}^{-1}\text{)} = 1,000 - \text{粗灰分} - \text{ADF}$$

AD 可溶有機物が易分解性有機物 (土壌中 14 日間で分解する有機物) の指標に、ADL が難分解性有機物 (土壌中 3 年間残存する有機物) の指標になることが小柳ら¹¹⁾によって報告されている。その評価に従い、易分解性有機物量と難分解性有機物量は以下の式により求めた。

$$\text{易分解性有機物量 (mg g}^{-1}\text{)} = \text{AD 可溶有機物}$$

$$\text{難分解性有機物量 (mg g}^{-1}\text{)} = \text{ADL}$$

3. 5 土壌腐植化度の分析

上記、耐水性団粒の分析で得られた $>1,000\ \mu\text{m}$ の試料を分析に供試した。分析手法は、保井ら¹²⁾の方法に準じた。炭素 100mg に相当する風乾土を 50ml 遠沈管に採り、 0.1mol L^{-1} 水酸化ナトリウム 20ml とともに 1 時間振とうして、腐植物質を抽出した。その

後、 $16,000\times\text{g}$ で 10 分間遠心分離し、アルカリ抽出液と抽出残さに分けた。抽出残さに 0.1mol L^{-1} の水酸化ナトリウム 20ml を加え、5 分間振とう後同様に遠心分離を行い、上澄み液をアルカリ抽出液に合わせた。この操作を 2 回繰り返した。得られたアルカリ抽出液を 60ml に定容し、濃硫酸 0.3ml を加えて pH を 1.0 としてから 24 時間静置した。これにより、沈殿部 (腐植酸画分) と上澄み液 (フルボ酸画分) に分画した。腐植酸画分は、 0.1mol L^{-1} 水酸化ナトリウムで溶解し、可視および紫外部の吸光度を測定した。同時に、重クロム酸カリウム硫酸混液による比色法¹³⁾により、有機態炭素濃度を測定した。腐植酸の $\Delta\log K$ と RF は以下の式により求めた。

$$\Delta\log K = \log (A_{400} / A_{600})$$

(A_{400} 、 A_{600} は波長 400nm 、 600nm の吸光度)

$$\text{RF} = (A_{600} \times 1,000 / (b \times 66.6))$$

(b は腐植酸溶液 1mL 中の有機炭素含量 (mg))

4. 研究結果

4. 1 表層土壌の全炭素

各試験区の採取年ごとの表層 1 層目と表層 2 層目の全炭素を示した (図-2)。図の値は各試験区 9 箇所採取した分析結果の平均値である。表層 1 層目の全炭素は施用開始前と比較して、原料液区では施用開始から 4 年目に、消化液区では施用開始から 6 年目に増加した。化学肥料区では、表層 1 層目の全炭素は、施用開始前と比較して有意差はなく同程度であった。このことから、有機性肥料の散布が土壌の炭素貯留に有効であると考えられるが、本研究では、このような現象がみられるには少なくとも 5 年程度の施用が必要であった。これは施用開始前の表層 1 層目の炭素量が消化液区で $1.79\ \text{kg-C m}^{-2}$ 、原料液区で $2.09\ \text{kg-C m}^{-2}$ であるのに対して、有機性肥料施用による年平均の炭素供給量は消化液区で $0.15\ \text{kg-C m}^{-2}$ 、原料液区で $0.21\ \text{kg-C m}^{-2}$ と少ないことが影響していると考えられた。また、2014 年の表層 1 層目では牧草根重にも試験区で有意差がみられ (表 7)、各試験区の牧草根の炭素量は化学肥料区で $0.38\ \text{kg-C m}^{-2}$ 、原料液区で $0.54\ \text{kg-C m}^{-2}$ 、消化液区で $0.53\ \text{kg-C m}^{-2}$ であった。表層 1 層目の化学肥料区で土壌の全炭素が施用開始前と比較して同程度維持されていたのは、牧草根の一部が枯死腐朽することで土壌に供給されたためと推察された。原料液区および消化液区の牧草根の炭素量は化学肥料区より多いことから、牧草根由来の炭素の一部が土壌に集積し、土

壤炭素量増加に寄与していると考えられる。このような牧草根由来の炭素の集積や有機性肥料に含まれる炭素の一部が残存することで、原料液区および消化液区の表層1層目の炭素は、化学肥料区と比較して有意に増加していたと考えられた。

表層2層目の全炭素は、各試験区で変動はなかった。また、後述する耐水性団粒の分析について、表層2層目の土壌でも行ったが、団粒形成量や炭素分布量に試験区による差はみられなかった。各試験区の飽和透水係数の値を表-2に示した。草地土壌の飽和透水係数の基準値は $10^{-3} \sim 10^{-4} \text{cm s}^{-1}$ である⁶⁾ことから、本試験圃場では各試験区ともに表層2層目の飽和透水係数は低下していた。このように本試験圃場の表層2層目には透水性の低い層が形成されており、有機性肥料が表層1層目より下層には浸透しにくい状況であった。このことから、原料液および消化液施用の影響は、本試験区では表層1層目に強く現れたと推察された。

表層1層目の炭素含有率と容積重の値から表層1層目の炭素量を図-3に示した。化学肥料区の炭素量は、試験開始時の 2.18kg-Cm^{-2} から散布8年目には 1.95kg-Cm^{-2} と有意差はなく同程度維持されていた。有機性肥料の散布区では、原料液区が 2.09kg-Cm^{-2} から 2.45kg-Cm^{-2} に、消化液区では 1.79kg-Cm^{-2} から 2.22kg-Cm^{-2} にそれぞれ有意に増加していた。この8年間の試験期間に有機性肥料を散布することで投入された炭素量は、原料液区では 1.45kg-Cm^{-2} 、消化液区では 1.12kg-Cm^{-2} であった。有機性肥料散布区の土壌炭素増加量のうち、牧草根由来の炭素量を無視できると仮定すると原料液区では投入された炭素の24%、消化液区では投入された炭素の39%が土壌に貯留されていると試算された。

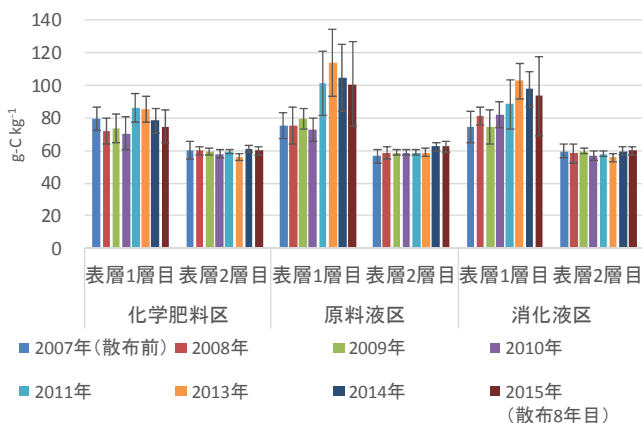


図-2 各試験区の表層1層目、2層目の全炭素

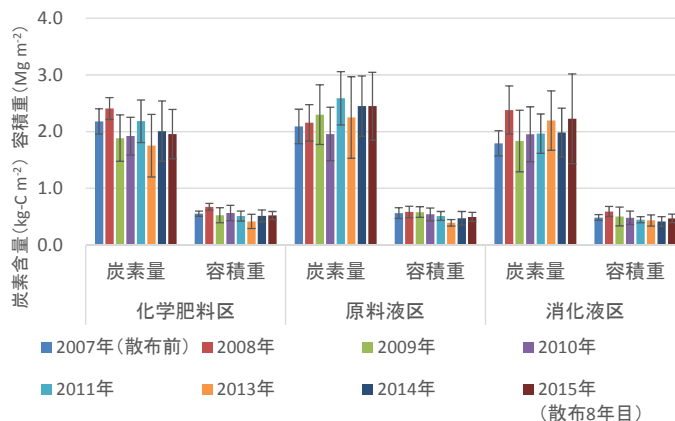


図-3 各試験区の表層1層目の炭素量、容積重

表-2 各試験区の飽和透水係数

試験区	飽和透水係数 (cm s^{-1})	
	表層1層目	表層2層目
化学肥料区	1.7×10^{-2}	2.4×10^{-5}
原料液区	2.1×10^{-2}	3.7×10^{-5}
消化液区	2.1×10^{-2}	3.4×10^{-5}

4.2 表層土壌の炭素同位体比

上記、土壌炭素貯留量の試算には牧草根由来の炭素量を除外できていない。このため、炭素同位体自然存在比を利用した解析から、有機性肥料由来炭素の土壌貯留量の算出を試みた。表-3に有機性肥料および各試験区表層1層目の $\delta^{13}\text{C}$ 値を示した。原料液、消化液の $\delta^{13}\text{C}$ 値はそれぞれ -30.4% 、 -30.6% であった。牧草根のみが供給され続けた化学肥料区の表層土壌は、試験開始前(-26.4%)から散布8年目(-25.9%)と高くなった。原料液区は試験開始前(-26.3%)から散布8年目(-27.2%)に、消化液区は試験開始前(-26.1%)から散布8年目(-27.0%)にそれぞれ低くなっており、有機性肥料の $\delta^{13}\text{C}$ 値を反映した値となっていた。

本試験圃場では、化学肥料区と比較して2015年の原料液区、消化液区の炭素含有率は有意に増加していた。2015年の土壌の $\delta^{13}\text{C}$ 値から8年間の試験期間における有機性肥料由来炭素の土壌貯留率を混合モデル^{14,15)}を用いて算出した。

$$\text{土壌炭素貯留率 (\%)} = (\delta \text{Csoil} - \delta \text{Fsoil}) / (\delta \text{Comp} - \delta \text{Fsoil}) \times 100$$

ここで δCsoil は有機性肥料区土壌 $\delta^{13}\text{C}$ 値 ($\%$)、

δF_{soil} は化学肥料区土壌 $\delta^{13}C$ 値 (‰)、 $\delta Comp$ は有機性肥料 $\delta^{13}C$ 値 (‰) である。この結果、原料液由来炭素の土壌貯留率は29%、消化液由来炭素の土壌貯留率は23%であった。残りの炭素の多くは、土壌に散布された後に微生物の分解を受け、 CO_2 として大気に放出されたと考えられた。

表-3 有機性肥料、各試験区表層1層目の $\delta^{13}C$ 値

試料	試験区	$\delta^{13}C$ 値(‰)	
		2007年	2015年
有機性肥料	原料液	—	-30.4
	消化液	—	-30.6
土壌	化学肥料区	-26.4	-25.9
	原料液区	-26.3	-27.2
	消化液区	-26.1	-27.0

4.3 団粒の形成量と団粒内の炭素分布

2014年の表層1層目の土壌について、耐水性団粒の分析を行った。図-4に団粒サイズ別の重量分布を示した。図には各サイズの団粒について、さらに粗粒有機物画分 (>53 μm) と有機・無機複合体 (<53 μm) に画分し、得られた団粒の重量を示した。図中の異なる英大文字は各試験区の>53 μm 間において、英小文字は各試験区の<53 μm 間において有意差ありを表している。消化液区では、>1,000 μm の団粒の粗粒有機物画分と有機・無機複合体画分の両画分ともに化学肥料区と比較して有意に増加しており、250~1,000 μm の団粒の粗粒有機物画分の増加もみられた。原料液区では、>1,000 μm 、250~1,000 μm のマクロ団粒の粗粒有機物画分が化学肥料区と比較して有意に増加していたが、有機・無機複合体画分の増加はみられなかった。粗粒有機物画分と有機・無機複合体画分を合わせた団粒形成量で化学肥料区と比較して有意に増加していた団粒サイズは、消化液区の>1,000 μm であった。

各団粒サイズ別の団粒の炭素分布量(図-5)を示した。団粒内の炭素分布量をみると、原料液区および消化液区ともに>1,000 μm の粗粒有機物画分において、化学肥料区と比較して有意に増加していた。消化液区では、250~1,000 μm の粗粒有機物画分についても同様の傾向がみられ、化学肥料区と比較して炭素分布量に差がみられた(図-5)。堆きゅう肥を施用した土壌では、施肥した有機物は主として粗粒有機物として存在する¹⁶⁾ことが明らかとされており、本研究結果もこれと一致する。一方で、消化液

などのスラリーをポット土壌に施用した試験¹⁷⁾では、マクロ団粒の粗粒有機物画分の炭素量を増大させるだけでなく、スラリーに含まれる微細な有機物により有機・無機複合体画分の炭素量も顕著に増大したと報告されている。しかし本研究では、マクロ団粒内の有機・無機複合体画分の炭素量は、化学肥料区と比較して有意な増加はなかった。この要因として、本研究の土壌が黒ボク土であることや牧草地土壌の特徴が影響していると考えられた。牧草地土壌は経年的に炭素が集積しやすく、本研究の化学肥料区の表層1層目の炭素は84 g-C kg⁻¹とポット試験¹⁷⁾に供試した土壌と比較して5倍程度多い。このため、草地土壌である本試験圃場では化学肥料区の有機・無機複合体画分にも牧草根由来の炭素がもともと一定程度集積しており、消化液施用による微細な画分のさらなる炭素の集積には結びつきにくかったと推察された。

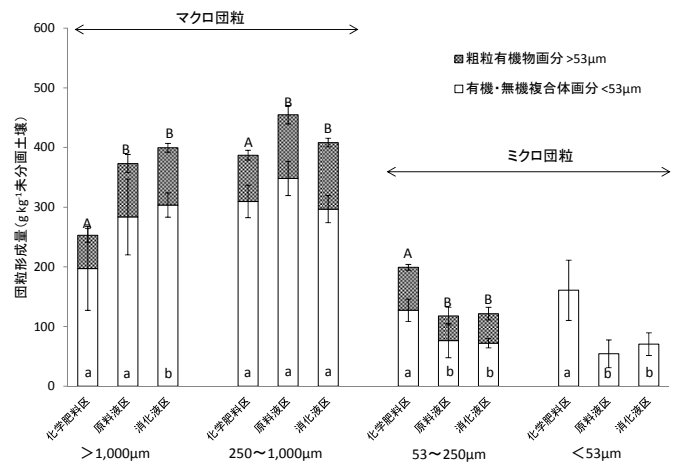


図-4 各試験区の表層1層目の団粒形成量

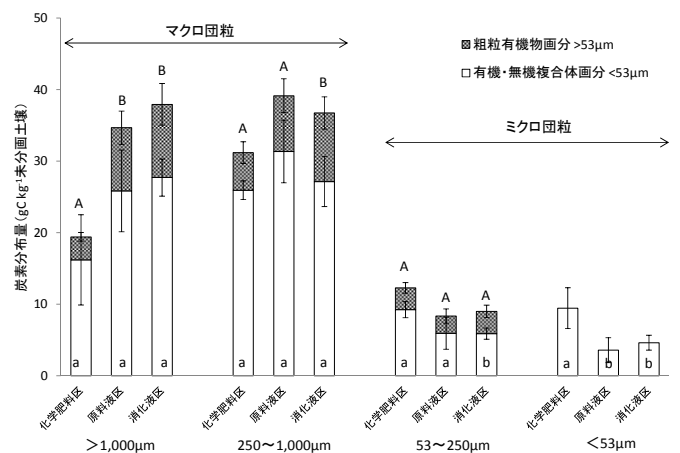


図-5 各試験区の団粒サイズ別炭素分布量

4. 4 マクロ団粒内の有機物の特徴

各試験区の $>1,000\mu\text{m}$ の団粒内の易分解性有機物と難分解性有機物の含有量をみると消化液区では、化学肥料区と比較して易分解性有機物量、難分解性有機物量ともに増加しており、原料液区では易分解性有機物量が増加していた(表-4)。マクロ団粒の形成には、有機物が重要な役割を果たしていると考えられる¹⁸⁾。微生物が生産する微生物代謝産物、糸状菌菌糸および作物の根によってマイクロ団粒が結合されることでマクロ団粒が形成される¹⁹⁾。本試験圃場においても表層1層目のマクロ団粒形成量($>1,000\mu\text{m}$)と牧草根重との間には、正の相関がみられた(図-6)。土壤中の微生物バイオマス量は、有機質資材の易分解性有機物画分の施肥量と相関関係にあり²⁰⁾、本研究の有機性肥料施用区では団粒内の易分解性有機物量は増加していることから(表-4)、微生物量も増加していると考えられた。

表-4 団粒内の有機物の特徴と牧草根重

試験区	有機物含有量(g-C kg^{-1})		牧草根重(g kg^{-1})
	易分解性有機物	難分解性有機物	表層1層目
化学肥料区	10 a	3.3 a	38 a
原料液区	17 b	4.9 a	57 b
消化液区	18 b	6.5 b	67 b

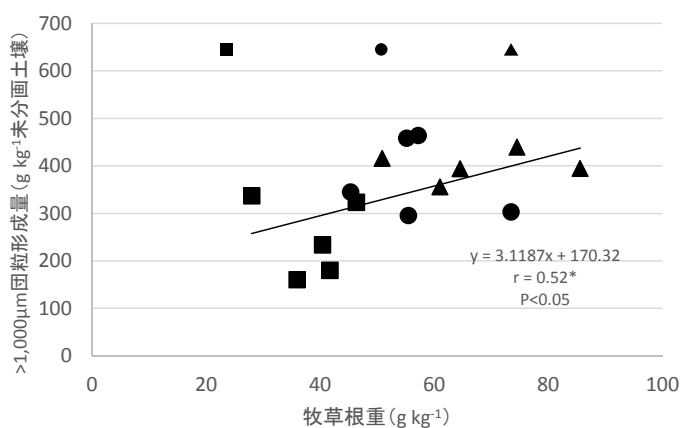


図-6 各試験区の $>1,000\mu\text{m}$ 団粒形成量と牧草根重の関係

また、連作畑への堆きゅう肥の施用試験では、糸状菌フロアの多様化や放線菌などの増加により、微生物的緩衝力が增大することで、根群が発達すると報告されている²¹⁾。一方、難分解性有機物は土壤に残留し、土壤粒子を結合するといった土壤団粒形成などの効果をもたらす²²⁾。易分解性有機物は短期的なマクロ団粒の形成を促進するが、難分解性有機物

は緩慢な微生物の分解を受けるために、長期的なマクロ団粒の維持に効果があるとされる²³⁾。本研究の消化液区および原料液区では易分解性有機物量だけでなく牧草の根重量も増加していた(表-4)ことから、短期的には両試験区ともにマイクロ団粒が結合されマクロ団粒の形成につながったと考えられた。さらに消化液区の団粒内には、枯死した牧草根の難分解性有機物が有意に集積し、長期的にマクロ団粒の形成が維持されることで化学肥料区と比較して $>1,000\mu\text{m}$ の団粒の増加につながったと推察された。

4. 5 マクロ団粒内の腐植酸の腐植化度の特徴

$>1,000\mu\text{m}$ から抽出した腐植酸の $\Delta\log K$ とRFの関係を図-7に示した。化学肥料区の腐植酸は $\Delta\log K$ が0.61、RFが81でありA型に分類された。原料液区と消化液区の腐植酸は $\Delta\log K$ が0.67~0.68、RFが73~74でありB型に分類された。腐植酸の $\Delta\log K$ の上昇とRFの低下は腐植化度の低下を示しており、堆きゅう肥などの有機性資材の施用は、有機質資材に含まれる腐植化度の低い腐植酸が集積することで、土壤の腐植化度の低下をもたらす²⁴⁾。本研究においても原料液区と消化液区において、腐植化度の低下がみられるが、 $\Delta\log K$ とRFの値は化学肥料区と比較して有意な差はなく、同程度であるといえた。堆きゅう肥の施用試験²⁴⁾では、黒ボク土に $320\text{ t ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ の堆きゅう肥を20年施用した時に有意な腐植化度の低下を確認している。本研究の有機性肥料の施用量は、 $44\sim 48\text{ t ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ であり、有機性肥料の施用量の違いが影響していると考えられる。本試験区の土壤も黒ボク土であり、有機性肥料の施用7年目では腐植酸の腐植化度の低下といった有機物の質的变化までは認められなかった。

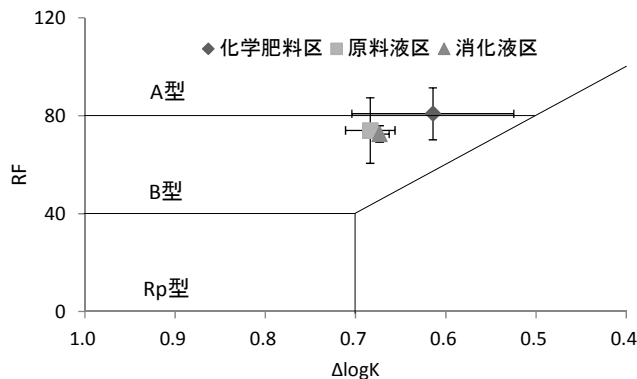


図-7 $>1,000\mu\text{m}$ の画分から抽出した腐植酸の $\Delta\log K$ -RF

5. まとめ

大規模な酪農経営が展開される北海道別海町の牧草地において、8年間の有機性肥料散布による土壤炭素貯留量の増大とそれに伴う土壤団粒形成と団粒形成要因の検証を行った。その結果、以下のことがわかった。

- 1) 有機性肥料の散布区は、化学肥料区と比較して表層1層目に炭素が集積していた。この現象がみられるのは散布開始から5年程度経過した後であった。
- 2) 牧草根由来の炭素量を無視できると仮定すると、原料液区では投入された炭素の24%、消化液区では投入された炭素の39%が土壤に貯留されていると試算された。
- 3) 炭素同位体比自然存在比を用いて、各試験区の表層1層目の炭素量のうち、有機性肥料由来の土壤炭素貯留率を算出した。原料液由来炭素の土壤貯留率は29%、消化液由来炭素の土壤貯留率は23%であった。
- 4) 散布開始7年目では、消化液区の表層1層目において化学肥料区と比較して、 $>1,000\mu\text{m}$ のマクロ団粒が有意に増大していた。
- 5) $>1,000\mu\text{m}$ のマクロ団粒内の有機物の特徴を検証すると消化液区には化学肥料区と比較して易分解性有機物量、難分解性有機物量ともに増加していた。消化液区には牧草根重も増大していたため短期的なマクロ団粒の形成の促進だけでなく、長期的なマクロ団粒の維持にも効果があると推察された。
- 6) $>1,000\mu\text{m}$ のマクロ団粒内の腐植酸の腐植化度には化学肥料区と有意差はなく、有機物の質的变化までは認められなかった。

参考文献

- 1) 農林水産省：畜産統計調査、2015。
<http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/tikusan>
- 2) 坂本直久、谷昌幸、小池正徳、倉持勝久、岸本正、梅津一孝：貯留中の乳牛ふん尿スラリーから発生する環境負荷ガスを抑制する撥水加工肥料資材の開発と評価、廃棄物学会論文集、19、175-181、2008。
- 3) 松中照夫：家畜ふん尿の新処理・利用技術と課題 3。酪農場における乳牛ふん尿の環境に配慮した高度利用技術、土肥誌、81、523-529、2010。
- 4) 独立行政法人北海道開発土木研究所：積雪寒冷地における乳牛ふん尿を対象とした共同利用型バイオガスシステム導入の参考資料、1-11、2006。
- 5) 松田従三：家畜ふん尿利用のバイオガスプラントの課

題、廃棄物学会誌、15、70-76、2004。

- 6) 北海道農政部：北海道施肥ガイド 2010、189-213、2010。
- 7) 北海道立農業・畜産試験場：家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004、55-67、2004。
- 8) Aoyama, M., Angers, D. A. and N'Dayegamiye, A. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications, Can. J. Soil Sci., 295-302、1999。
- 9) 青山正和、周宝庫、斎藤雅人、山口紀彦：畑地への石灰系下水汚泥コンポストの施用が土壤の化学性と有機物性状に及ぼす影響、土肥誌、74、749-757、2003。
- 10) 自給飼料品質評価研究会編：粗飼料の品質評価ガイドブック、12-21、2009。
- 11) 小柳渉、村松克久、小橋有里：分解特性からみたバイオマスおよび堆肥の利用方法、新潟畜産研報、17、9-14、2011。
- 12) 保井聖一、筒木潔、明石憲宗、木村義彰：乳牛ふん尿消化液に含まれる有機物の化学的特徴-曝気処理液および未処理液との比較-、土肥誌、75、321-327、2004。
- 13) 土壤標準分析・測定委員会編：土壤標準分析・測定法、86-94、博友社、2004。
- 14) 永田俊、宮島利宏編：流域環境評価と安定同位体-水環境から生態系まで-、190-191、京都大学学術出版会、2008。
- 15) 後藤茂子、米山忠克：下水汚泥コンポスト長期連用圃場における下水汚泥コンポスト由来窒素および炭素の循環-安定同位体比自然存在比を利用した解析-、土肥誌、81、16-22、2010。
- 16) 青山正和、谷内豊：きゅう肥連用土壤の粒径画分および団粒サイズ画分の有機物とその無機化、土肥誌、63、571-580、1992。
- 17) 保井聖一、筒木潔、明石憲宗、木村義彰：乳牛ふん尿スラリーの施用が土壤団粒形成および理化学性に及ぼす影響、土肥誌、76、269-276、2005。
- 18) Tisdall, J. M. and Oades, J. M. : Organic matter and water-stable aggregates in soils、J. Soil Sci、33、141-163、1982。
- 19) Tisdall, J. M. : Possible role of soil microorganism in aggregates in soils、Plant Soil、159、115-121、1994。
- 20) 坂本一憲：微生物バイオマスと土壤窒素肥沃度、土と微生物、51、35-47、1998。

- 21) 松口龍彦、新田恒雄 : 連作に伴う根の糸状菌フロラの変動と根群発達に及ぼす堆きゅう肥施用効果、土肥誌、59、1-11、1988.
- 22) 西尾道徳 : 堆肥・有機質肥料の基礎知識、40-55、農文協、2007.
- 23) 青山正和 : 土壌団粒形成・崩壊のドラマと有機物利用、95-103、農文協、2010.
- 24) Aoyama, M. and Kumakura, N. : Quantitative and Qualitative Changes of Organic Matter in an Ando Soil Induced by Mineral Fertilizer and Cattle Manure Applications for 20 Years、Soil Sci. Plant Nutr、47、241-252、2001.

A Study on Soil Storage Mechanism of Organic Fertilizer Originated Carbons in the Grassland in a Large-scale Dairy Farming Area

Budgeted : Grants for operating expenses General account

Research Period : FY2014-2015

Research Team : Cold-Region Agricultural Development Research
Group (Rural Resources Conservation)

Author : KUWABARA Jun

TAKEUCHI Hideo

YOKOHAMA Mitsuhiko

Abstract : To clarify the influence of spreading of the methane fermentation digested slurry on improvement of productivity of the soil, the authors started experimental application of the methane fermentation digested slurry to the grassland soil in Bekkai Town in Hokkaido in 2007. In this study, to clarify the amount of carbon originated from the methane fermentation digested slurry stored in the soil of the grassland and the factors for formation of grassland soil aggregates, surveys were done during the long-term slurry spreading experiment. In the 8th year from the start of spreading, in the area where the organic fertilizers had been spread more carbons were accumulated in the surface layer than that in the area where chemical fertilizers had been spread. When the soil storage ratio of carbons originated from organic fertilizers was determined by using the relative isotopic abundance of the carbon isotope, it was found that the soil storage ratio of the carbon originated from raw animal manure was 29%, and that the soil storage ratio of the carbon originated from methane fermentation digested slurry was 23%. The carbon distribution in macro-aggregates ($>1,000\mu\text{m}$) of the "NPK + methane fermentation digested slurry" plot showed a particularly high accumulation of carbon in particulate ($>53\mu\text{m}$) organic matter. Easily decomposable organic matter and recalcitrant organic matter accumulated in macro-aggregates ($>1,000\mu\text{m}$) in the "NPK + methane fermentation digested slurry" plot. It is assumed from this that the death grass root made not only a short-term contribution but also a long-term one; in the short run, it contributed to the formation of macro-aggregates, and in the long run to the retention of macro-aggregates.

Key words : organic fertilizer, soil carbon storage, relative of the carbon isotope, formation of soil aggregate