



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	乳牛ふん尿由来のスラリー連用が草地土壌理化学性と牧草品質に及ぼす影響
Author(s)	桑原, 淳
Degree Grantor	北海道大学
Degree Name	博士(農学)
Dissertation Number	甲第13600号
Issue Date	2019-03-25
DOI	https://doi.org/10.14943/doctoral.k13600
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/74290
Type	doctoral thesis
File Information	Jun_Kuwabara.pdf



乳牛ふん尿由来のスラリー連用が
草地土壌理化学性と牧草品質に及ぼす影響

北海道大学 大学院農学院
環境資源学専攻 博士後期課程

桑原 淳

目 次

第 1 章	緒論	1
1. 1	研究の背景	1
1. 2	研究の課題	3
1. 3	研究の目的	5
第 2 章	スラリー連用が草地土壌の団粒形成量に及ぼす影響	6
2. 1	はじめに	6
2. 2	材料と方法	6
2. 2. 1	試験区の概要	6
2. 2. 2	有機質資材の性状と施肥設計	8
2. 2. 3	有機質資材の固形物の粒径組成	9
2. 2. 4	土壌の化学性・物理性分析	10
2. 2. 5	牧草根重	11
2. 2. 6	耐水性団粒の分析	11
2. 2. 7	易分解性・難分解性有機物の分析	12
2. 2. 8	牧草収量調査	12
2. 3	結果と考察	13
2. 3. 1	土壌表層の全炭素・全窒素への影響	13
2. 3. 2	土壌団粒の形成量と団粒内の炭素分布量	15
2. 3. 3	マクロ団粒 (>1,000 μ m) 内の有機物の特徴	18
2. 3. 4	表層土壌の物理性	19

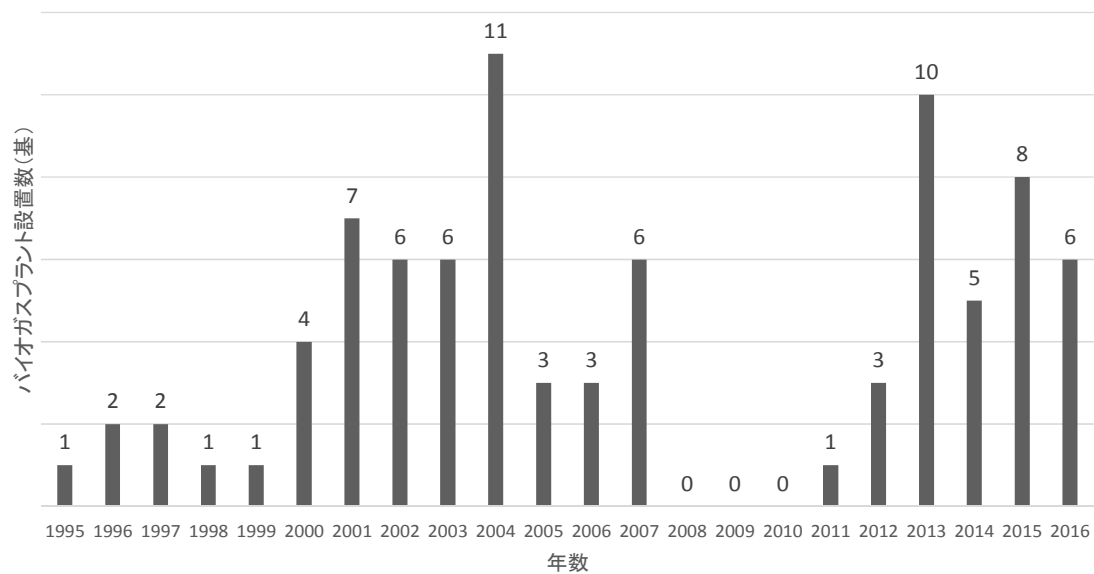
2. 3. 5	牧草の乾物収量	20
2. 3. 6	土壌団粒形成のメカニズム.....	23
2. 4	小括.....	25
第3章	スラリー連用が牧草のミネラルバランスや微量元素に及ぼす影響	27
3. 1	はじめに.....	27
3. 2	方法.....	27
3. 2. 1	現地調査	27
3. 2. 2	曝気スラリーおよび消化液の成分分析.....	29
3. 2. 3	土壌化学性分析	30
3. 2. 4	牧草成分分析	31
3. 2. 5	統計処理	31
3. 3	結果と考察.....	32
3. 3. 1	曝気スラリーおよび消化液の成分.....	32
3. 3. 2	表層土壌の化学性への影響	34
3. 3. 3	牧草品質への影響.....	40
3. 4	小括.....	44
第4章	結論.....	46
引用文献		49
謝辞		55

第1章 緒論

1.1 研究の背景

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30年には128頭となっている（農林水産省，2018）。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うえに北海道酪農の1経営体当たりの農業就業者数は2.7人であることから（農林水産省，2018），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（坂本ら，2008）。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（松中，2010）。

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。発酵処理として堆肥化が広く行われているが、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（坂本ら，2008）。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（北海道開発土木研究所，2006）。メタン発酵処理は電気エネルギーの取得とともに二酸化炭素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（松田，2004）。北海道における家畜ふん尿を主原料とするバイオガスプラント設置数の推移を示した（図-1）（岩崎ら，2017）。バイオガスプラント設置は、2008年頃から一時下火となったが、2012年に固定価格買取制度がスタートしてから再び増加している状況であり、生成される消化液が農地に液肥として利用されている。



図ー1 北海道における家畜ふん尿を主原料とするバイオガスプラント設置数の推移

注) 岩崎ら, 2017 より引用

スラリーに処理される施設として、肥培かんがい施設も挙げられる。肥培かんがい施設は、各酪農家の牛舎周辺に設置され、毎朝牛舎から搬出される乳牛ふん尿を流入口で加水して希釈し、調整層で空気を送り込む曝気処理が行われている。曝気を行うことでスラリーの固形物を好氣的に分解し、施用時の取り扱い性を容易にしてから農地に散布している。この曝気処理を行ったスラリーを曝気スラリーと呼んでいる。肥培かんがい施設は現在、国営環境保全型かんがい排水事業として道東

表-1 道東地方での国営環境保全型かんがい排水事業

地区名	事業年度	受益面積 (ha)
はまなか地区	H13－H23	13,065
別海地区	H11－H19	7,800
別海南部地区	H17－H27	13,344
別海西部地区	H19－実施中	9,952
別海北部地区	H24－実施中	29,411
根室地区	H25－実施中	5,896

地方を中心に整備が進められている（表－1）．このように乳牛ふん尿を液状のスラリーとして処理し，液肥として利用される事例も見られるようになってきた．生成される過程に違いがあるが，曝気スラリーと消化液には，窒素，リン酸，カリウムといった多量元素だけでなく，亜鉛や銅などの微量元素も含まれており，これらは牧草の生育や家畜の栄養に必要な必須元素であるため，適量を草地に散布すれば有益な有機質資材となる．また，有機物も含まれているため，適量を牧草地に連用することで，団粒構造の発達など土壌改良資材としての役割も期待される．本研究では，曝気スラリーや消化液などのスラリーとして処理された有機質資材を取り上げ，北海道東部の採草地において，これらスラリーの連用が草地土壌の理化学性や牧草品質に及ぼす影響を検証した．

1.2 研究の課題

有機質資材を農地に散布した既往の研究には，肥料成分の窒素に着目した事例が多い．堆肥に含まれる窒素などの肥料効果に関する研究（松本・寶示戸，2006；近藤ら，1979）や長期連用後における肥料三要素の垂直分布を検証した報告がある（山田ら，2011）．消化液などスラリー散布による影響では，水田において食用米の収量や地下水への影響（上岡・亀和田，2011；中村ら，2011）や飼料イネの生育と温室効果ガス発生量への影響（須永ら，2009；笹田・豊田，2010）が報告されている．畑作では，コマツナ，ハウレンソウにおける窒素吸収量と窒素溶脱量，温室効果ガス発生量への影響（中村，2011）が報告され，草地では，牧草収量の増大効果（松本・寶示戸，2005；Muller et al, 2011）や，牧草のスラリーに含まれるリンやカリウムの回収率（Christie, 1987）などが報告されている．このように有機質資材に含まれる肥料成分が化学肥料を代替することが示されてきた．

土壌団粒構造の形成など土壌改良資材に着目した研究では，堆肥を4年間畑地土壌に施用した場合，堆肥由来の有機物は粗大な有機物として存在し，粗大な団

粒を形成すると推定している（青山・谷内，1992）．消化液施用の研究では，畑地土壌をポットに充填し，コマツナを3連作した場合，マクロ団粒（ $>250\mu\text{m}$ ）が著しく増加していた（保井ら，2005a）．しかし，実際の草地土壌において消化液などスラリーの連用が土壌団粒の形成に及ぼす影響を報告した研究事例は少ない．現在，国や地方公共団体は生産者と連携し，比較的安価かつ安定的に生産可能な国産粗飼料の生産を拡大することで，輸入飼料依存からの脱却を目指している（農林水産省，2015）．大規模な草地酪農地帯では，有機質資材は牧草地に施用されており，草地土壌において消化液などスラリーの連用による土壌団粒形成量を検証することは，粗飼料生産にも影響するため重要であるといえる．

一方で，草地は草地更新が行われ，牧草が播種されると数年から十数年間牧草が栽培され続ける（土壌物理学会編，1979）．この間，耕起されることがなく，表層土と下層土が混和されないため，毎年繰り返される化学肥料の施肥や堆肥，スラリーなどの有機質資材散布の影響は，土壌表層に現れやすい．実際に営農が行われている草地においても，草地更新から経年的に草地土壌表層に多量元素や微量元素が増加し，最終的には牧草品質にまで影響を及ぼす可能性が考えられる．特にカリウムの過剰な投入は，牧草のマグネシウムの吸収に悪影響を及ぼす可能性がある（Kayser and Isselstein, 2005）．スラリー散布による土壌の多量元素や微量元素に着目した研究では，消化液を6年間施用した土壌理化学性の経年的変化（澤本ら，2011），放牧地での土壌溶液中の亜鉛に及ぼす影響（Anguelov and Anguelova, 2009）や長期間家畜ふん尿を耕作地に施用した場合の土壌の亜鉛，銅に及ぼす影響が報告されている（Upreti et al, 2009）が，牧草など飼料作物の影響まで研究した事例は少ない．曝気スラリーや消化液などの有機質資材が，今後も継続して草地で利用されていくためには，長期間散布された同一圃場での有機質資材，草地土壌，牧草体内の微量元素を含む必須元素の一連の関連性を検証する必要がある．

1.3 研究の目的

本研究では，以下のことを明らかにする．

1. 北海道東部の代表的な黒色火山性土が分布する採草地でスラリー連用による草地土壌の炭素貯留とそれに伴う団粒形成量を調査し，有機質資材の土壌改良材としての有効性を明らかにする．
2. スラリーが連用された実圃場の採草地において，草地土壌表層の化学性や牧草のミネラルバランスや微量元素などの牧草品質を調査し，有機質資材連用の影響を明らかにする．

第2章 スラリー連用が草地土壌の団粒形成量に及ぼす影響

2.1 はじめに

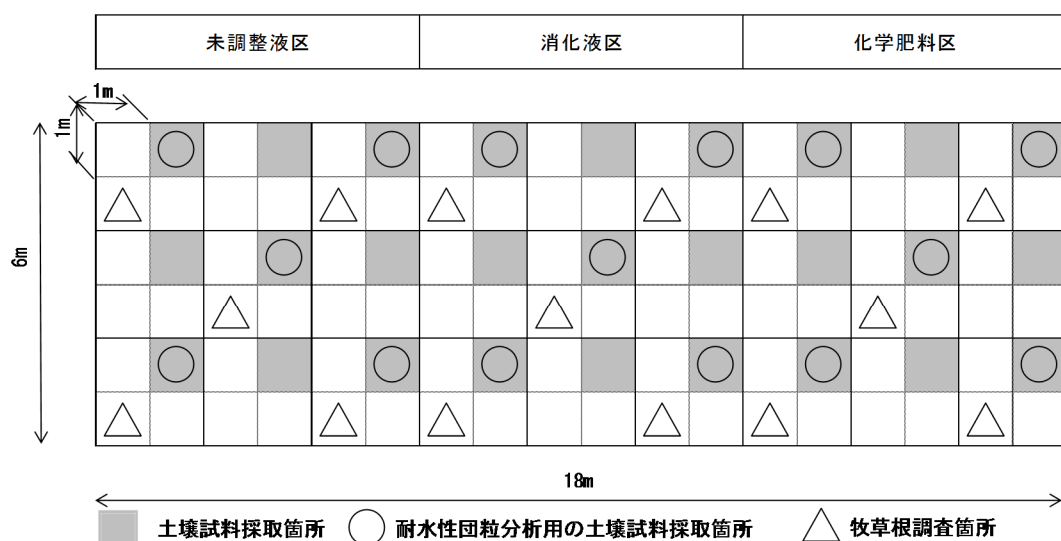
北海道では大規模な農地を生かして、土地利用型農業が展開されている。特に北海道東部では、冷涼な気候に適した草地型酪農が営まれている。これらの地域では、乳牛が排泄したふん尿を適切に処理した後、有機質資材として牧草地へ散布している。ここでは、バイオガスプラントで生成される消化液に着目して、消化液の連用による草地土壌理化学性への影響を調査した。北海道東部の別海町では、2015年に280t／日（乳牛4,500頭相当）の家畜排泄物を受け入れる大型のバイオガスプラントが稼働するなど、乳牛ふん尿を消化液として利用する事例が見られる。本研究では、2000年に別海町で建設された別海資源循環センター（以下、別海プラントという）の採草地に試験区を設置し、2007年より消化液の施用試験を開始した。試験区には、メタン発酵を行う前のスラリーを施用する区間も設け、毎年の施肥量を統一して連用試験を行った。消化液など有機質資材の連用が、草地土壌理化学性や牧草収量へ及ぼす影響を検証するとともに、草地土除表層に炭素が集積し、最終的には団粒構造の発達にまで影響を及ぼしているか耐水性団粒の分析を行うことで検討した。さらに団粒内の有機物組成を分析し、団粒に集積した有機物の特徴と団粒形成量との関係を検討した。

2.2 材料と方法

2.2.1 試験区の概要

試験区の採草地は、2001年にチモシー単播草地として草地更新が行われた。2007年4月より図-2に示した3つの試験区を設け、施用試験を開始し、2015年まで有機質資材を8年間連用した。本研究の試験開始時には、各試験区における表層土壌

の理化学性に有意な差はないことを確認している（表－2）．試験区の土壌は腐植質普通黒ボク土である．深さ 30cm までの粒径組成は粗砂 4.1%，細砂 40.0%，シルト 43.5%，粘土 12.4%であり，土性は壤土であった．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直後の家畜ふん尿を固液分離した液分（以下，未調整液という）を施用した試験区（以下，未調整液区という），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．国営環境保全型かんがい事業では，スラリーを 3 倍程度に希釈して牧草地に施用しており（下川ら，2014），過年度の研究では，スラリー



図－2 試験区の概要

表－2 各試験区の表層土壌（表層 0～5cm）の理化学性（散布開始前：2007 年）

試験区	pH	CEC*	全炭素*	全窒素*	P ₂ O ₅ *	K ₂ O*	容積重	粗孔隙量
	(H ₂ O)	cmol _c kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	Mg m ⁻³	m ³ m ⁻³
化学肥料区	5.8	26	79	5.8	0.59	0.37	0.55	0.19
未調整液区	5.9	25	75	5.6	0.78	0.53	0.56	0.17
消化液区	6.1	29	75	5.7	0.71	0.43	0.48	0.15
分散分析	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s

一の希釈施用による牧草収量を増大させる効果が確認されている(今井ら, 2006)。
本研究では, 未調整液は水道水で 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。

2.2.2 有機質資材の性状と施肥設計

試験期間中に施用した未調整液および消化液の性状を表-3 に示す。pH はガラス
電極法, 固形物 (TS) は炉乾燥法, 全炭素はチューリン法, 全窒素はケルダール分
解法で試料を分解した後, 水蒸気蒸留法 (K-355, BUCHI) で分析した。アンモニア
態窒素は, ケルダール分解瓶にスラリー 20g 相当を採取した後, 1M 水酸化ナトリウ
ム 10ml を加え, 水蒸気蒸留法で分析した。リン酸はバナドモリブデン酸法, カリ
ウム, マグネシウムおよびカルシウムはフレイム原子吸光法 (Z-2010, HITACHI)

表-3 有機質資材の性状

分析項目	単位	未調整液		消化液	
		5 月施用	7 月施用	5 月施用	7 月施用
固形物	%	6.2±3.0	8.6±1.9	5.1±1.5	5.2±1.8
pH		6.7±0.4	6.3±0.5	7.0±1.1	7.1±1.2
T-C	mg・L ⁻¹ (FM)	4.7±1.5	5.0±1.4	3.3±1.6	3.2±1.5
T-N	mg・L ⁻¹ (FM)	3,200±120	4,100±900	3,200±540	3,500±620
NH ₄ -N	mg・L ⁻¹ (FM)	1,240±450	1,550±430	1,710±430	1,840±360
C/N		17±5	13±4	10±4	9±4
P	mg・L ⁻¹ (FM)	600±220	730±150	630±250	850±460
K	mg・L ⁻¹ (FM)	3,300±120	3,500±130	3,000±310	2,900±610
Ca	mg・L ⁻¹ (FM)	1,100±210	1,200±290	1,300±460	1,500±640
Mg	mg・L ⁻¹ (FM)	360±40	380±30	420±170	590±30

で分析した。

2007 年の試験開始から試験区に施用した有機質資材と化学肥料の年間平均施肥量を表－4 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（北海道農政部，2010）となるように統一した。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。未調整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。表－4 に記した未調整液区および消化液区の上段の数字は，有機質資材を施用することで供給された肥料成分量であり，不足する肥料成分量は硫酸，過リン酸石灰，硫酸カリウムで補い，下段に示した。基準肥効率はスラリーの牧草に対する施用法（北海道立農業・畜産試験場，2004）に従い，全窒素の 40%，全リンの 40%，カリウムの 80%とした。

表－4 有機質資材および化学肥料の年間平均施肥量(2007 年～2015 年)

試験区	有機質資材散布量		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	—	16.0	8.0	18.0
未調整液区	4.3	5.9	3.3	16.6
		10.1	4.7	1.4
消化液区	4.9	5.9	3.0	15.0
		10.1	5.0	3.0

2.2.3 有機質資材の固形物の粒径組成

2015 年に試験区に施用した未調整液および消化液の固形物の粒径組成を表－5 に示した。表の上段は，5 月に施用した固形物の重量分布であり，下段は 7 月施用分である。分析手法は，保井らの（2005b）方法に準じた。有機質資材 150ml に蒸

留水を加え約 1L とした後に 2,000 μm のふるいに通し、水中し別を行った。

ふるいを通過した懸濁液は同様に 1,000 μm , 500 μm , 250 μm , 106 μm , 53 μm のふるいに通して水中し別を行った。ふるい上の固形物は蒸留水で洗浄し、洗浄液は懸濁液に合わせた。53 μm を通過した懸濁液は洗浄液と蒸留水で約 2L とし、転倒混和させて 4 時間静置した。静置後、上澄み液をサイホンで遠沈管に移し、沈殿部（4 時間沈降）と分離した。上澄み液は 10,000 $\times$ g で遠心分離し、沈殿部（10,000 $\times$ g 沈降）と水溶性画分に分離した。分離した画分は 40℃で通風乾燥して重量を測定した。

表-5 2015 年に施用した有機質資材の固形物の重量分布(%)

有機質資材	>2,000 μm	2,000～ 1,000 μm	1,000～ 250 μm	250～53 μm	4 時間沈降	10,000 $\times$ g 沈降	水溶性
未調整液	42.4	5.2	6.8	3.9	5.7	12.6	23.4
	17.2	3.0	7.3	4.4	8.0	22.9	37.2
消化液	27.8	5.2	8.7	5.5	5.6	18.0	29.2
	28.7	10.1	10.8	5.4	6.1	12.3	25.6

2.2.4 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（図-2）で、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）および表層 10～15cm（以下、表層 3 層目という）の 3 層から剣先スコップを用いて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後に風乾させ、2mm のふるいに通し、化学分析に供試した。この時、牧草の根は出来る限り除去した。ただし、2012 年のデータは欠損している。化学分析は、pH(H₂O)、全炭素、全窒素、陽イオン交換容量（CEC）、有効態リ

ン酸およびカリウムを測定した。pH(H₂O)はガラス電極法で、全炭素および全窒素は乾式燃焼法 (MACRO CORDER JM1000CN, ジェイ・サイエンス・ラボ, 京都), 陽イオン交換容量 (CEC) はショーレンベルガー法, 有効態リン酸はブレイ第2法, カリウムはショーレンベルガー法で抽出後, 原子吸光法で分析した。物理分析は未攪乱試料について, 容積重, 粗孔隙量, および易有効水分孔隙量を測定した。粗孔隙量および易有効水分孔隙量は砂柱法および遠心法で分析し, 粗孔隙量は pF1.8, 易有効水分孔隙量は pF1.8~3.0 である。飽和透水係数は, 変水位法で測定した。

2.2.5 牧草根重量

牧草根は, 2015 年早春の施肥を行う直前に各試験区 5 箇所 (図-2) で表層 1 層目から 50ml 採土管で採取した。採取後, 1mm ふるいの上で水洗し, 70℃で 48 時間通風乾燥した後, 乾物重を測定した。

2.2.6 耐水性団粒の分析

耐水性団粒の分析は, 2015 年早春の施肥を行う直前に各試験区 5 箇所 (図-2) から採取した表層 1 層目の土壌試料について行った。土壌試料は剣先スコップを用いて採取し, 団粒をつぶさないよう慎重に持ち帰った。湿潤状態のまま指で牧草根と土壌を分離してから分離した土壌を 5mm ふるいに通し, 風乾させた。分析手法は, Aoyama et al. (1999) の方法に準じた。Yorder 型土壌団粒分析器 (大起理化 DIK-2000) に 1,000 μ m, 250 μ m, 53 μ m のふるいを装着し, 風乾土 50g 相当を 1,000 μ m 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 μ m, 1,000~250 μ m, 250~53 μ m, <53 μ m) に分離した後, >1,000 μ m, 1,000~250 μ m および 250~53 μ 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 μ m および <53 μ m に分離した。

2.2.7 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（自給飼料品質評価研究会編, 2009）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（ 0.5molL^{-1} 硫酸 1,000ml 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、ろ過した後に乾燥させ秤量（a）した。さらに、72%硫酸で処理し蒸留水を加え煮沸後、ろ過した後に乾燥させ秤量（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（2011）によって報告されている。小柳ら（2011）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。

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

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

2.2.8 牧草収量調査

牧草収量調査は、各試験 9 箇所（図-2）で行った。1 箇所あたり $1\text{m} \times 1\text{m}$ の方型枠を設置し、牧草を地上部 5cm 程度で刈り取った。収穫後の牧草は、 70°C で 48 時間通風乾燥した後、乾物重を測定した。牧草の刈り取りは、1 番草および 2 番草ともに近傍の酪農家が刈り取り作業に入る直前に行った。

2.3 結果と考察

2.3.1 土壌表層の全炭素・全窒素への影響

各試験区の採取年ごとの表層1層目と表層2層目の炭素量と窒素量を示した(図-3, 4)．図の値は各試験区9箇所(図-2)で採取した分析結果の平均値である．

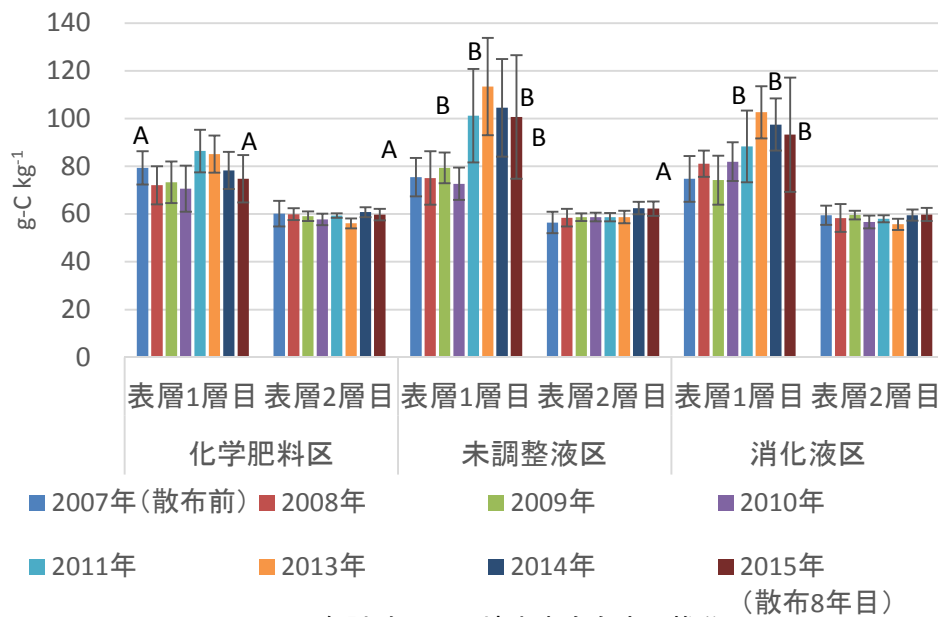


図-3 各試験区の土壌炭素含有率の推移

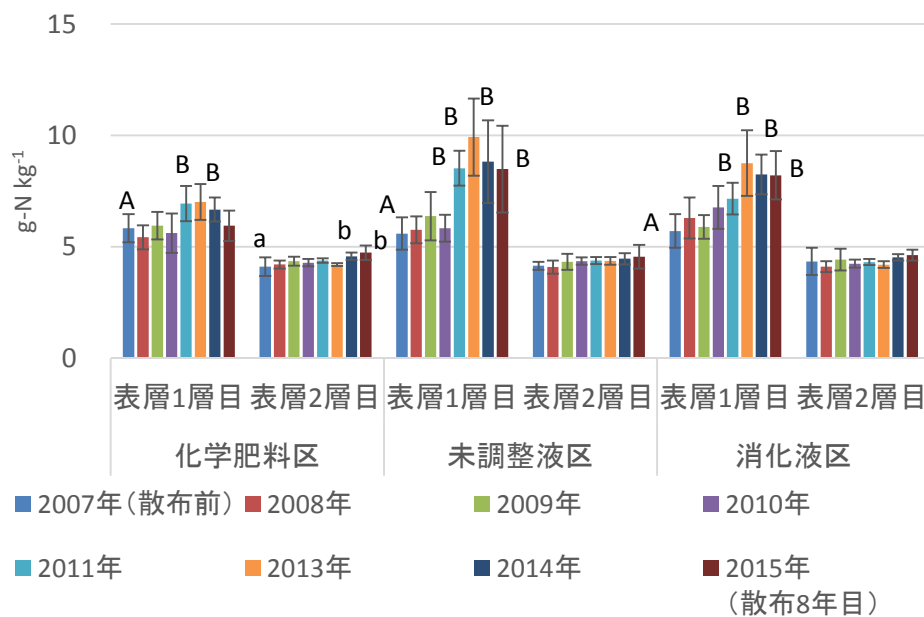


図-4 各試験区の土壌窒素含有率の推移

表層 1 層目の炭素は施用開始前と比較して、未調整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、有機質資材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 年程度の連用が必要であった。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 kg-C m^{-2} 、未調整液区で 2.09 kg-C m^{-2} であるのに対して、有機質資材施用による年平均の炭素供給量は消化液区で 0.17 kg-C m^{-2} 、原料液区で 0.21 kg-C m^{-2} であったことが影響していると考えられる。有機質資材散布による炭素の年間投入量は、土壌表層 1 層目の炭素含量に対して、消化液区で 9.5%、未調整液区で 10% に相当するが、施用開始前と比較して有意差が確認されるには、5 年程度の連用が必要であった。表層 1 層目の化学肥料区で土壌炭素量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る。後述するが、2015 年の表層 1 層目の消化液区および未調整液区の牧草根重は、化学肥料区より多くなっていることから、有機質資材施用区では化学肥料区以上に牧草根由来の炭素の一部が土壌に集積し、土壌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質資材に含まれる炭素の一部が残存することで、消化液区および未調整液区の 2015 年の表層 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 1 層目の窒素は、施用開始前と比較して消化液区および未調整液区では施用開始から 4 年目に増加しており、化学肥料区においても増加している年（2011 年、2013 年）があった。このため、各試験区の表層 1 層目の C/N 比は試験期間中 12~13 程度でほぼ一定であった。有機質資材施用区においても連用によって土壌の C/N 比が高くなることはなかった。

表層 2 層目の炭素および窒素は、消化液区や未調整液区で変動はなかった。また、後述する耐水性団粒の分析を表層 2 層目の土壌で行ったが、団粒形成量に試験

区による差はなかった。消化液および未調整液は液状の肥料であり、 $<53\mu\text{m}$ の微細な固形物の合計割合は消化液で 44～53%，未調整液で 42～68%（表－5）であることから、土壤に浸透しやすいと考えられる。しかし、腐植酸溶液をガラスビーズ充填カラム中に浸透させると沈着すること（山下ら, 2013），最も単純な水溶性有機物のひとつであるアニオン界面活性剤が、黒ぼく土壤中で疎水性相互作用によって良く吸着し（Ahmed and Ishiguro, 2015）移動が抑制されること（石黒ら, 2008）から推測すると、施用した液状の有機性肥料は、表層 1 層目で吸着・沈着したため、表層 2 層目への影響が認められなかったのではないかと考えられる。また、透水性は、溶質の移動を規定する。各試験区の飽和透水係数の値を表－6 に示した。草地土壤の飽和透水係数の基準値は $10^{-3}\sim 10^{-4}\text{cm s}^{-1}$ である（北海道農政部, 2010）ことから、本試験圃場では各試験区ともに表層 2 層目から表層 3 層目で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土壤 5cm～15cm には透水性の低い層が形成されており、有機質資材が表層 1 層目より下層には浸透しにくい状況であった。

た。この影響と表層 1 層目での施用有機物の沈着・吸着により、消化液および未調整液施用による土壤中の炭素や窒素への影響は、本試験区では表層 1 層目に強く現れたと推察される。

表－6 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	表層 3 層目
化学肥料区	1.7×10^{-2}	2.4×10^{-5}	2.4×10^{-5}
未調整液区	2.1×10^{-2}	3.7×10^{-5}	3.9×10^{-5}
消化液区	2.1×10^{-2}	3.4×10^{-5}	2.7×10^{-5}

2.3.2 土壤団粒の形成量と団粒内の炭素分布量

炭素の有意な増加が確認された 2015 年の表層 1 層目の土壤について、耐水性団

粒の分析を行った。図-5 に団粒サイズ別の重量分布を示す。図-5 には各サイズの団粒について、さらに粗大な画分である ($>53\mu\text{m}$) と微細な画分である ($<53\mu\text{m}$) に分画し、得られた団粒の重量を示した。消化液区では、 $>1,000\mu\text{m}$ の団粒の $>53\mu\text{m}$ と $<53\mu\text{m}$ 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、 $250\sim1,000\mu\text{m}$ の団粒の $>53\mu\text{m}$ の増加もみられた。未調整液区では、 $>1,000\mu\text{m}$ 、 $250\sim1,000\mu\text{m}$ のマクロ団粒の $>53\mu\text{m}$ が化学肥料区と比較して有意に増加していたが、 $<53\mu\text{m}$ の増加はみられなかった。 $>53\mu\text{m}$ と $<53\mu\text{m}$ 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 $>1,000\mu\text{m}$ であった。一方で、有機質資材施用区のマクロ団粒 ($<250\mu\text{m}$) は化学肥料区と比較して減少していた。これは、有機質資材施用区ではミクロ団粒が複合体を形成し、マクロ団粒 ($>250\mu\text{m}$) の画分に移行したためと推察される。

各画分の団粒形成量 (図-5) と炭素量からサイズ別の団粒の炭素分布量 (図-6) を示した。団粒内の炭素分布量をみると、消化液区および未調整液区ともに $>1,000\mu\text{m}$ の $>53\mu\text{m}$ 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

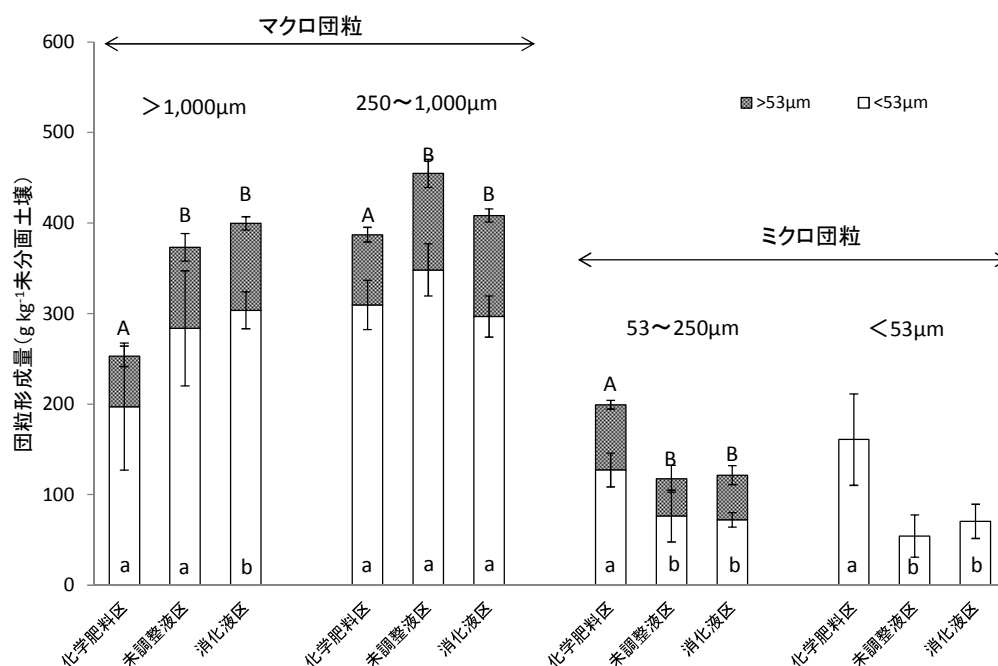


図-5 各試験区の団粒サイズごとの重量分布 ($>53\mu\text{m}$, $<53\mu\text{m}$ に分画)

区では、250～1,000 μm の $>53\mu\text{m}$ 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。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（青山ら，1992）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（保井ら，2005a）では、マクロ団粒の $>53\mu\text{m}$ 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 $<53\mu\text{m}$ 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 $<53\mu\text{m}$ 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草地土壌の特徴が影響していると考えられた。本研究の化学肥料区の表層1層目の炭素は84 g-C kg^{-1} であり、ポット試験（保井ら，2005a）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 $<53\mu\text{m}$ 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る。

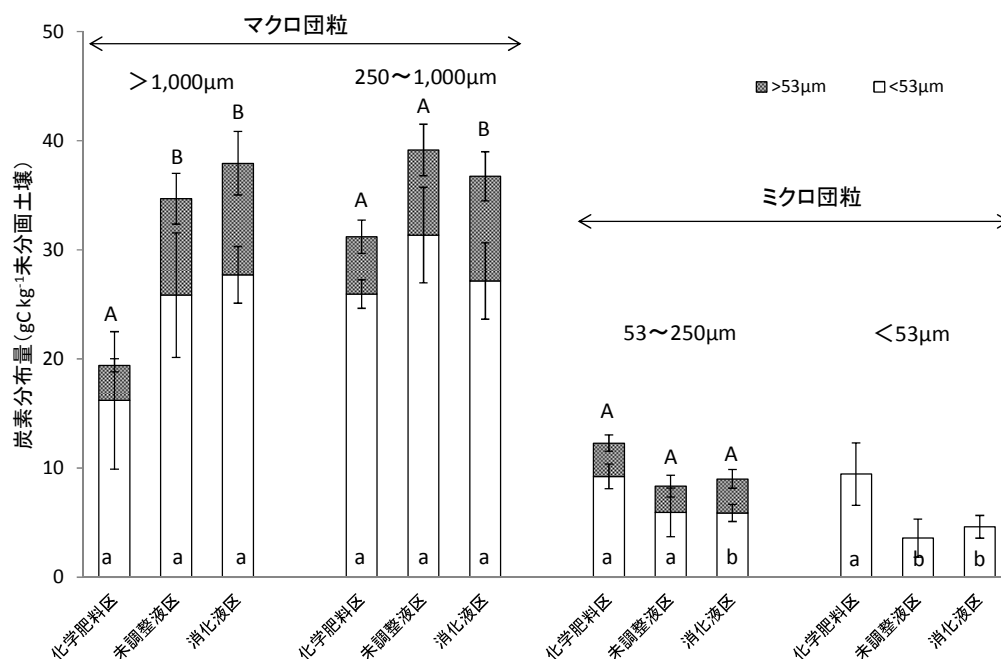


図-6 各試験区の団粒サイズごとの炭素分布量 ($>53\mu\text{m}$, $<53\mu\text{m}$ に分画)

2.3.3 マクロ団粒 (>1,000 μm) 内の有機物の特徴

耐水性団粒の分析で得られた各試験区の>1,000 μm の団粒について，易分解性有機物と難分解性有機物の含有量を表－8 に示す．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，未調整液区では易分解性有機物量が増加していた．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（坂本，1998），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（青山，2010）．一方，難分解性有機物は土壌に残留し，土壌粒子を結合するといった土壌団粒形成などの効果をもたらす（西尾，2007）．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（青山，2010）．本試験区に施用した有機質資材にも易分解性有機物や難分解性有機物が含まれており（表－9），連用することでこれら有機物が土壌に供給され，化学肥料区と比較してマクロ団粒の形成量が促進されたと考えられる．

表－8 各試験区の>1,000 μm 画分の易分解性有機物と難分解性有機物

試験区	含有量 (g-C kg^{-1} 未分画土壌)	
	易分解性有機物	難分解性有機物
化学肥料区	10 $\pm$ 3.5 a	3.3 $\pm$ 1.3 a
未調整液区	17 $\pm$ 5.3 b	4.9 $\pm$ 1.6 a
消化液区	18 $\pm$ 2.4 b	6.5 $\pm$ 0.9 b

表－9 有機質資材の易分解性有機物と難分解性有機物（2014 年、2015 年）

有機質資材	散布時期	易分解性有機物	難分解性有機物
		g kg ⁻¹	g kg ⁻¹
未調整液	5 月	42±5.9	10±0.1
	7 月	58±17	9.7±1.9
消化液	5 月	22±2.6	13±4.6
	7 月	23±0.7	10±2.1

2.3.4 表層土壌の物理性

表－10 に各試験区の表層 1 層目の施用開始前の 2007 年と 2015 年の土壌物理性の値を示した。易有効水分孔隙量は、処理区による違いや年による有意な差はなかった。容積重は、消化液区で施用開始前と比較すると 2015 年は有意に減少しており、2015 年の処理区で比較すると化学肥料区より有意に減少していた。粗孔隙量、消化液区および未調整液区では施用開始前と比較すると有意な増加しており、2015 年のこれら有機質資材施用区の粗孔隙量は化学肥料区と比較して有意に増加していた。牧草地土壌では、施肥や牧草の刈取り、梱包作業、運搬など農作業機械による走行回数が多いため牧草地土壌表層は緻密化しやすく、容積重の増大や孔隙量の減

表－10 各試験区の表層 1 層目の土壌物理性

試験区	容積重 (Mg m ⁻³)		粗孔隙量 (m ³ m ⁻³)		易有効水分孔隙量 (m ³ m ⁻³)	
	2007 年	2015 年	2007 年	2015 年	2007 年	2015 年
化学肥料区	0.55±0.05 a	0.52±0.07 a	0.19±0.07 a	0.21±0.04 a	0.14±0.03 a	0.14±0.01 a
未調整液区	0.56±0.09 a	0.47±0.09 ab	0.17±0.06 a	0.27±0.06 b	0.12±0.01 a	0.14±0.02 a
消化液区	0.48±0.05 a	0.42±0.07 b	0.15±0.08 a	0.26±0.09 b	0.15±0.03 a	0.15±0.01 a

少が問題となる（土壌物理学会編, 1979）．本研究の試験区では, 施肥時期は農作業機械の走行を行わないため, 営農圃場とは走行回数は異なるが, 表層土壌 1 層目の容積重は施用開始前と比較して増加しておらず, 孔隙量の減少もみられないことから各試験区で表層土壌 1 層目の経年的な堅密化はないといえた．スラリーをポット土壌に施用した試験（保井ら, 2005a）では, 消化液などの施用によりマクロ団粒の形成が促進されるために, 土壌の容積重の低下, 重力水孔隙率および飽和透水係数が増加したと報告している．本研究においても, 施用開始から 8 年目にあたる 2015 年では, 消化液区において容積重の低下, 消化区および未調整液区において粗孔隙量の経年的な増加が見られた．しかし, 消化液区の容積重の低下は 2014 年には確認されておらず, 既往の研究のように化学肥料区と比較して顕著な差となっているわけではない．この要因としてポット試験（保井ら, 2005a）では, $>1,000\ \mu\text{m}$ と $250\sim 1,000\ \mu\text{m}$ の両画分において顕著なマクロ団粒の形成が確認されたのに対して, 本研究では, $>1,000\ \mu\text{m}$ の画分においてのみマクロ団粒の形成が確認されたことが影響していると考えられる．本研究では, 化学肥料区においてもマクロ団粒の形成がみられ, 消化液区や未調整液区で顕著なマクロ団粒の形成に結びつかなかったことが, 各試験での土壌物理性の明瞭な差とならない要因と推察される．

2.3.5 牧草の乾物収量

図-7 に試験区の乾物重の結果を示す．図には各年度の 1 番草の乾物収量と 2 番草の乾物収量, それを合計した合計収量を示した．なお, 2010 年のデータは欠損している．牧草収量は, その年の気温などの天候に左右されるため, 調査年度の異なる収量を単純に比較することは出来ない．このため, 同じ年度同士で各試験区の乾物重を比較すると, 2009 年まで各試験区とも同程度の収量であり差がなかった．2011 年は, 消化液区の 1 番草収量が他の試験区と比べて有意に多く, 合計の乾物収量も多い．2012 年, 2013 年および 2015 年は, 消化液区および未調整液区の 1 番

草の乾物重が化学肥料区と比較して有意に多く、合計の乾物重も多かった。

2014 年は、未調整区では 1 番草の乾物重と合計の乾物重が化学肥料区と比較して多く、消化液区では 1 番草の乾物重が化学肥料区より多かった。2012 年以降の消化液区および未調整液区では、1 番草の乾物重について化学肥料区より高い傾向が続いた。なお、2 番草については各試験区で有意差はなく同程度であった。1 番草の収量に差が出た要因としては、土壌表層の無機態窒素の増大が考えられた。図-8 には各試験区の表層 1 層目における無機態窒素の推移を示した。ただし、2008 年、2012 年のデータは欠損している。前述した全窒素と同様に有機質資材の施用区では、施用開始から 4 年目にあたる 2011 年以降、化学肥料区と比較して表層 1 層目の無機態窒素は有意に増大していた。消化液および未調整液区の連用により集積した有機態窒素が無機化され、表層 1 層目には無機態窒素も有意に増加したと考えられた。これが 1 番草に優先的に利用されることで収量に有意な差が出た要因と推察された。図-8 の無機態窒素濃度と試験期間における各試験区の容積重の平均値から表層 1 層目の無機態窒素量の推移を表-11 に示した。未調整液区および消

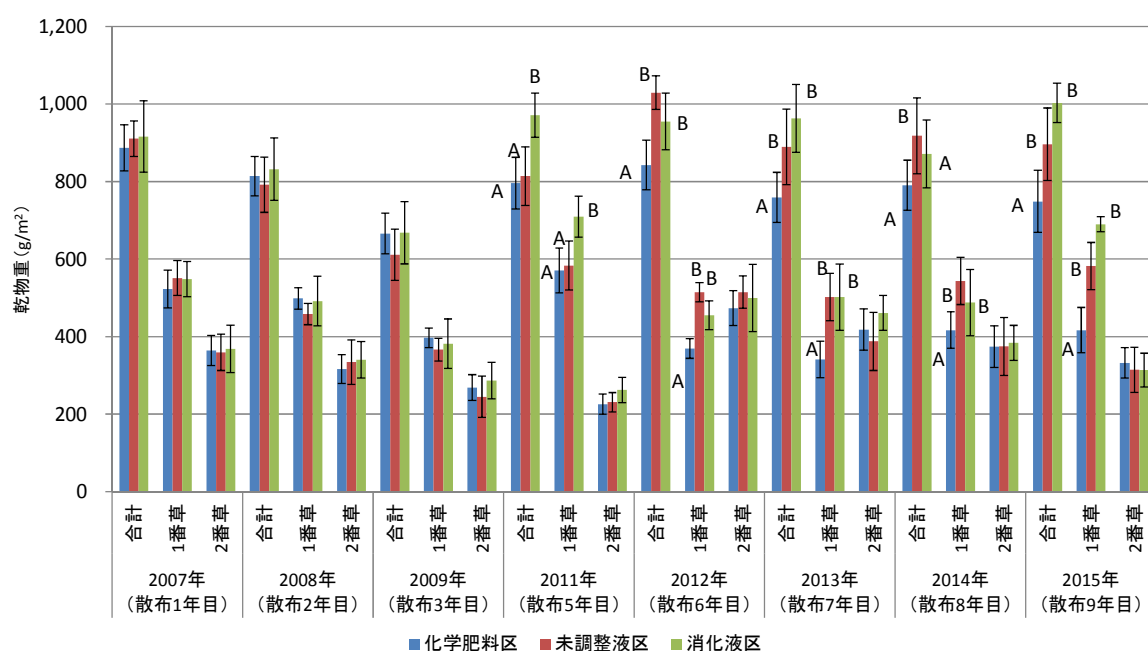


図-7 各試験区の牧草乾物収量

化液区の表層 1 層目の無機態窒素量は、化学肥料区と比較して施用開始から 6 年目にあたる 2013 年では 20%程度, 2014 年以降は 40~45%程度多くなっていた。2013 年以降の 3 カ年の平均値を見ると、化学肥料区と比較して未調整液区で増加していた無機態窒素量は 0.7 g m^{-2} 、消化液区で 0.6 g m^{-2} であった。この増加量は早春に施肥される窒素量（年間施肥量の 2/3, 表-4）の 5.6~6.6%に相当する。窒素は、土壌診断に基づく施肥量の調整を行わないが、有機質資材を連用した試験区では 6 年目以降窒素成分の早春の施肥量を 6~7%程度削減しても化学肥料区と同程度の 1 番草収量が得られると推察される。

また、2015 年の各試験区における表層 1 層目の牧草根重は、消化液区および未

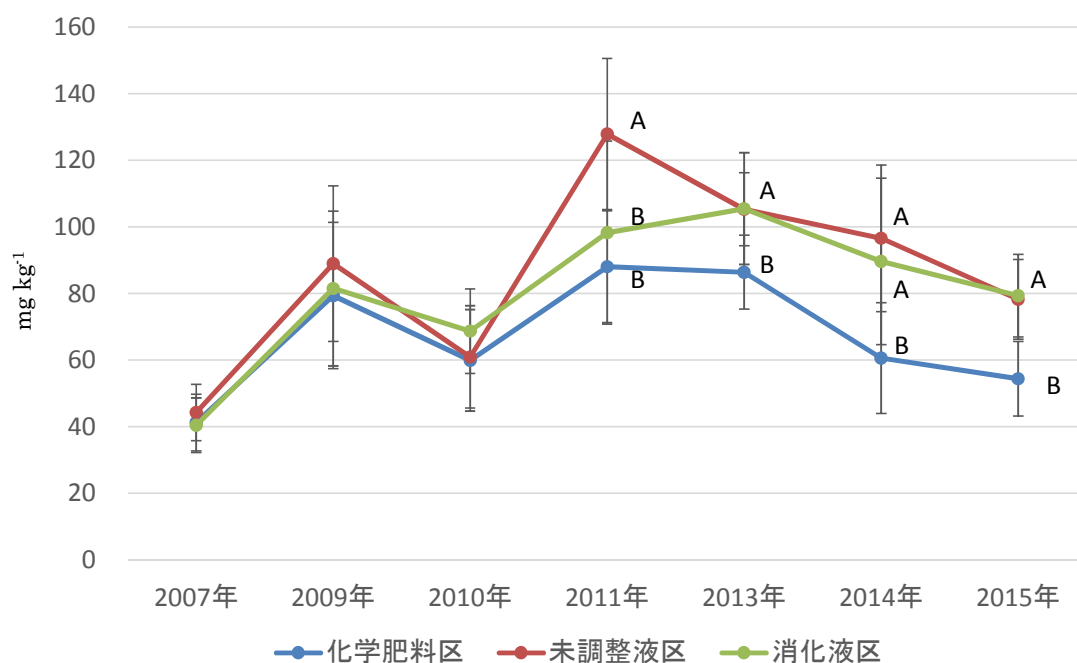


図-8 各試験区の表層 1 層目の無機態窒素

表-11 各試験区の表層 1 層目の無機態窒素量 (g m^{-2})

試験区	2007 年	2009 年	2010 年	2011 年	2013 年	2014 年	2015 年
化学肥料区	1.1 ± 0.2	2.0 ± 0.6	1.5 ± 0.4	2.2 ± 0.5	2.2 ± 0.3	1.5 ± 0.5	1.4 ± 0.3
未調整液区	1.1 ± 0.2	2.3 ± 0.6	1.6 ± 0.3	3.3 ± 0.5	2.7 ± 0.5	2.5 ± 0.8	2.0 ± 0.3
消化液区	1.0 ± 0.2	2.0 ± 0.6	1.7 ± 0.3	2.5 ± 0.5	2.6 ± 0.3	2.2 ± 0.5	2.0 ± 0.4

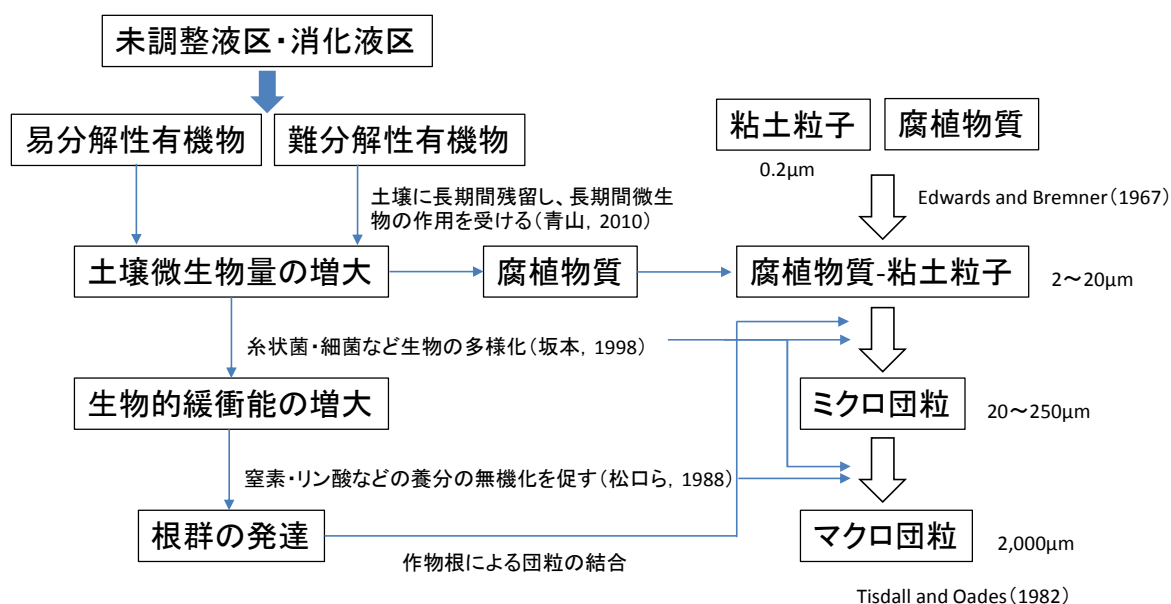
調整液区では化学肥料区と比較して有意に増大していた（表－12）。

表－12 各試験区の表層 1 層目の牧草根重（2015 年）

試験区	牧草根重 (g kg ⁻¹)
化学肥料区	38±6 a
未調整液区	57±9 b
消化液区	67±12 b

2.3.6 土壌団粒形成のメカニズム

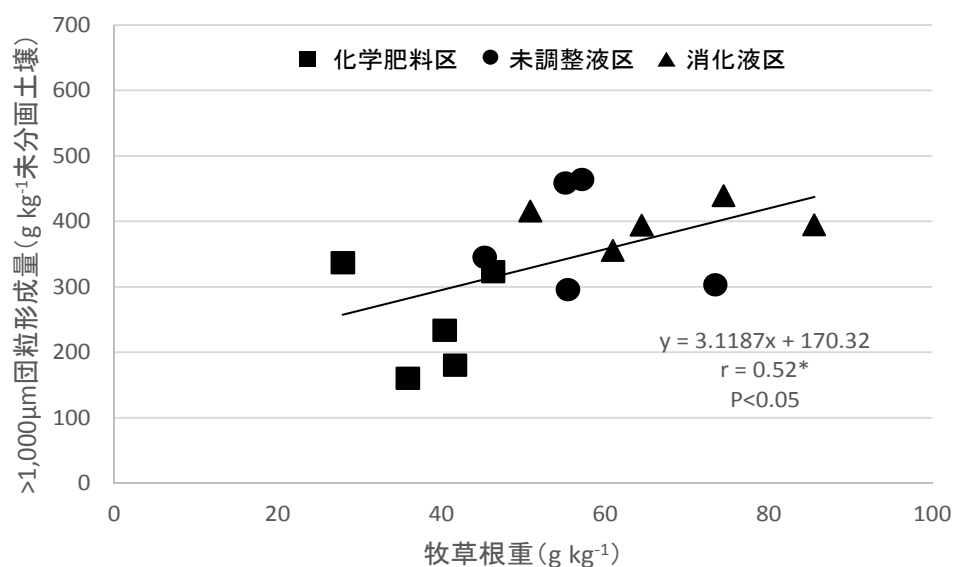
以上の結果から、本研究の有機質資材施用区における土壌団粒形成メカニズムを図－9 に示した。マクロ団粒の形成には、有機物が重要な役割を果たしていると考えられる（Tisdall et al., 1982）。消化液区および未調整液区では、5 年以上の連用で施用開始前と比較して表層 1 層目に炭素が集積しており（図－3），消化液区および未調整液区では、 $>1,000\mu\text{m}$ のマクロ団粒内には易分解性有機物が化学肥料区と比較して有意に増加していた（表－8）。土壌中の微生物バイオマス量は、有機



図－9 有機質資材施用区の土壌団粒形成メカニズム

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（坂本，1998），本研究の有機質資材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，微生物量も増加していると考えられる．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ミクロ団粒が結合されることでマクロ団粒が形成される（Tisdall et al., 1994）．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，微生物的緩衝力が増大することで，根群が発達すると報告されている（松口ら，1988）．本研究の消化液区および未調整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－12）ことから，両試験区ともに牧草根によりミ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る．実際，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，正の相関が見られた（図－10）．

一方，難分解性有機物は土壌に残留し，土壌粒子を結合するといった土壌団粒形成などの効果をもたらす（西尾，2007）．消化液区では $>1,000\mu\text{m}$ のマクロ団粒内には，難分解性有機物が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，消化液から供給されるリグニンなどの難分解性有機物や枯死腐朽した牧草根に含



図－10 各試験区の表層 1 層目の牧草根重と $>1,000\mu\text{m}$ 団粒形成量（2015 年）

まれる難分解性有機物が有意に集積することで、マクロ団粒の維持につながったと推察される。

2.4 小括

黒色火山性土が分布する北海道東部の採草地において、消化液などの有機質資材の連用が草地土壌の炭素貯留や団粒形成量に及ぼす影響を明らかにするために、施用試験を行った。結果は、次のようにまとめられる。

1. 化学肥料区と比較して、消化液区および未調整液区では、有機質資材の炭素の一部が残存することや牧草根由来の炭素が集積することで、表層土壌の炭素が増加しており、黒色火山性土が分布する草地土壌においても有機質資材の施用が土壌炭素貯留に有効であると考えられた。このような現象がみられたのは表層 1 層目（0～5cm）のみであり、本研究では少なくとも 5 年程度の連用が必要であった。
2. 表層 1 層目のみに炭素の集積がみられた要因として、消化液区および未調整液区では表層 1 層目の牧草根重が増加していたこと、施用した有機質資材の水溶性有機物が表層 1 層目に沈着・吸着したこと、表層 5～15cm に透水性の低下した層が形成されていたことで有機物の沈着・吸着がさらに促進されたことなどが考えられた。
3. 施用 8 年目の表層 1 層目の土壌では、消化液区において $>1,000 \mu\text{m}$ の画分のマクロ団粒が化学肥料区と比較して増加していた。消化液区では、 $250 \sim 1,000 \mu\text{m}$ の団粒の $>53 \mu\text{m}$ の画分も増加した。消化液の連用により $>250 \mu\text{m}$ 以上のマクロ団粒の形成が促進された。
4. 消化液区では、 $>1,000 \mu\text{m}$ の団粒内には、易分解性有機物と難分解性有機物量が化学肥料区と比較して有意に増加しており、団粒形成促進の要因の 1 つになったと考えられた。

5. 消化液区および未調整液区では、長期的に化学肥料区と同等かそれ以上の牧草収量が維持されていた。これら有機質資材に含まれる肥料成分の有効性が改めて確認された。

第3章 スラリー連用が牧草のミネラルバランスや微量元素に及ぼす影響

3.1 はじめに

草地では、牧草が播種されると十数年間は利用され続ける。このため、有機質資材を連用することで草地土壌表層に多量元素や微粒元素が増加し、最終的には牧草品質にまで影響を及ぼす可能性がある。本研究では、北海道東部の別海町および浜中町において、同一圃場での有機質資材、草地土壌、牧草体内の微量元素を含む必須元素の一連の関連性を検証した。調査圃場では、各農家の施肥量の聞き取り結果から各元素の投入量を算出し、草地土壌表層や牧草体内への影響を検討した。調査圃場には、曝気スラリーおよび消化液が、最大8年間散布された実際の採草地を選定し、これら有機質資材の連用が、草地土壌化学性や牧草品質に及ぼす影響を調査した。

3.2 方法

3.2.1 現地調査

現地調査は、黒色火山性土が分布する北海道東部の浜中町および別海町の採草地で行った。浜中町の草地では、曝気スラリーが散布されている圃場を選定し、別海町の草地では、消化液が散布されている圃場を選定した。また、牛舎から離れている草地や草地に傾斜があるといった理由で、曝気スラリーや消化液を散布していない圃場（以下：非散布圃場）を農家に紹介してもらい、調査圃場に含めた。表-12には、各圃場のスラリーの散布年数、年間散布量、スラリーから供給される肥料成分量、化学肥料の施肥量、更新後年数を示す。スラリーの年間散布量は、農家への聞き取り調査の結果であり、参考値として示した。スラリーから供給される肥料成分量の算出に用いる肥効率は、窒素で40%、リン酸で40%、カリウムで80%とした。

(北海道立農業・畜産試験場, 2004) .

現地調査では, 土壌試料と牧草試料を採取した. 土壌試料採取は, 2010 年に行っ

表-12 調査圃場の概要

浜中町：曝気スラリー散布圃場

圃場名	曝気スラリー散布		化学肥料年間施肥量 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)			草地更新後
	散布年数	年間散布量	窒素 N	リン酸 P	カリウム K	年数
A	2 年	約 $6\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ 供給される肥料成分 窒素 N : $4.2\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ リン酸 P : $0.9\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ カリウム K : $8.3\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	3.0	3.6	6.6	2 年
B	3 年		3.5	5.4	6.7	3 年
C	5 年		4.5	2.6	4.5	15 年
D	6 年		4.8	9.6	7.2	6 年
E	7 年		4.5	2.6	4.5	7 年
F	8 年		4.8	9.6	7.2	12 年
G	8 年		2.5	3.0	5.5	13 年
H	非散布圃場	—	7.5	7.8	11.0	3 年
I	非散布圃場	—	7.5	7.8	11.0	6 年

別海町：消化液散布圃場

圃場名	消化液散布		化学肥料年間施肥量 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$)			草地更新後
	散布年数	年間散布量	窒素 N	リン酸 P	カリウム K	年数
J	3 年	約 $6\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$	4.5	4.6	7.0	3 年
K	4 年	供給される肥料成分	4.3	4.5	6.8	4 年
L	5 年	窒素 N : $6.9\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	4.5	4.8	7.2	5 年
M	7 年	リン酸 P : $1.6\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	4.7	5.4	7.9	7 年
N	8 年	カリウム K : $13\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$	3.2	4.8	6.4	8 年
O	非散布圃場	—	7.0	9.2	11.0	2 年

た．表層 1 層目と表層 2 層目の 2 層を 1 圃場当たり 6 箇所から採取した．試料採取は，早春の施肥が行われる前（5 月上旬頃）に行った．採取した土壌試料は，牧草根を除去した後に風乾させ，2mm のふるいに通し化学分析に供試した．

牧草収量調査は 2010 年の 1 番草を対象に行い，1 圃場当たり 6 箇所に 1m²の方形枠を設置し，地上から約 10cm の位置で刈取った．牧草の刈り取りは，牧草の生育が平均的な箇所で行った．調査した採草地は，全てチモシー主体のクローバ混播草地であった．刈り取り時期は，6 月中旬から下旬にかけてであり，圃場内の約 2 割のチモシーが出穂していた．刈り取った牧草試料は，70℃で 48 時間通風乾燥した後，乾物重を測定した．乾物重測定後，ウィレー粉砕器で粉砕し，化学分析に供試した．

浜中町の 5 戸の酪農家に設置されたスラリーを貯留する貯留槽から曝気スラリーを採取した．採取した時期は，2010 年 6 月上旬と 10 月上旬である．消化液は，別海町にあるバイオガスプラントの貯留槽から採取した．採取した時期は，2009 年からの 3 カ年で 5 月上旬と 9 月上旬である．採取した曝気スラリーおよび消化液は，速やかに成分分析に供試した．

3.2.2 曝気スラリーおよび消化液の成分分析

曝気スラリー，消化液の成分分析は pH，全窒素（T-N），アンモニア態窒素（NH₄-N），リン酸（P），カリウム（K），マグネシウム（Mg）およびカルシウム（Ca）を分析した（農林水産省，2017）．pH はガラス電極法，全窒素はケルダール分解法で試料を分解した後，水蒸気蒸留法（K-355，BUCHI）で分析した．アンモニア態窒素は，ケルダール分解瓶にスラリー 20g 相当を採取した後，1M 水酸化ナトリウム 10ml を加え，水蒸気蒸留法で分析した．リン酸はバナドモリブデン酸法，カリウム，マグネシウムおよびカルシウムはフレイム原子吸光法（Z-2010，HITACHI）で分析した．微量元素として鉄（Fe），亜鉛（Zn），銅（Cu），マンガン（Mn）およびモリブデン（Mo）を分析した（農林水産省，2017）．各元素の全量をフレイム原

子吸光法で分析した。

また、肥料取締法に関する安全性を確認するため、ヒ素 (As) , カドミウム (Cd) , 水銀 (Hg) , ニッケル (Ni) , クロム (Cr) および鉛 (Pb) を分析した (農林水産省, 2017) . ヒ素および水銀は水素化物発生原子吸光法 (HFS-3, HITACHI) で分析した. カドミウム, ニッケル, クロムおよび鉛はフレイム原子吸光法で分析した.

3.2.3 土壌化学性分析

土壌分析として, pH(H_2O), 全窒素, 有効態リン酸, 交換性カリウム, 交換性マグネシウムおよび交換性カルシウムを分析した (北海道立中央農業試験場, 1992) . pH(H_2O) はガラス電極法, 全窒素は乾式燃焼法 (JM1000CN, ジェイ・サイエンス・ラボ) , 有効態リン酸はブレイ第2法, 交換性カリウム, 交換性マグネシウムおよび交換性カルシウムはショーレンベルガー法で抽出後, フレイム原子吸光法で分析した. これら土壌の化学性については, 各圃場の表層1層目と表層2層目の分析結果を検証した. 実圃場では, 圃場の場所や地形条件による土壌分析値に変動がある. 消化液などスラリー散布の影響は表層1層目に強く現れており, 表層2層目の値は, 草地更新が行われた当時の土壌性状をある程度維持していると考えられる. このため, 曝気スラリーや消化液散布による影響を抽出するため, 表層1層目と表層2層目の値を分離して検証する手法があり (横濱・今井, 2007) , 本研究でも表層1層目と表層2層目の分析値を検証した.

微量元素の分析として, 亜鉛, 銅およびモリブデンを分析した (日本土壌協会, 2004) . 土壌からの抽出法は過塩素酸分析法を用い, 各元素の全量をフレイム原子吸光法で分析した. 可給態の微量元素として可溶性亜鉛, 可溶性銅および易還元性マンガン进行分析した (北海道立中央農業試験場, 1992) . 可溶性亜鉛および可溶性銅は, 0.1M 塩酸で抽出し, 易還元性マンガンは1M 酢酸アンモニウムで抽出後, それぞれフレイム原子吸光法で分析した.

3.2.4 牧草成分分析

牧草の成分分析として粗タンパク質 (CP) , 硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) , リン酸, カリウム, マグネシウムおよびカルシウムを分析した. 粗タンパク質は乾式燃焼法で全窒素を分析した後, 係数 6.25 を乗じて求めた (飼料分析基準研究会編著, 2004) . 硝酸態窒素はカドミウム還元法による蛍光光度法 (UV-1800, 島津製作所) で分析した (日本分析化学会北海道支部, 1996) . リン酸, カリウム, マグネシウムおよびカルシウムは, 蛍光 X 線分析法で分析した.

これら牧草飼料の成分分析から, 牛のグラステタニーの発症の危険性を検証した. グラステタニー発症のリスクについて, 牧草飼料の $\text{K}/(\text{Ca}+\text{Mg})$ の当量比の値が高いと発症率が高まると報告されている (Kemp and 'T Hart, 1957) が, この値は Mg 吸収阻害要因として最も重要な粗タンパク質を考慮しておらず, カリウム, カルシウムを過大に評価している (Kemp, 1971) . このため, 牧草の粗タンパク質, カリウムおよびマグネシウムの濃度から牛の血清中のマグネシウム濃度を推定する方法が提案されており (Committee of mineral nutrition, 1973) , 本研究もこれに従った. この方法によって, 飼料を「安全に放牧できる」, 「補助飼料併用で放牧できる」, 「補助飼料なしではグラステタニーの危険あり」の 3 つに分類することが出来る.

微量元素は, 鉄, 亜鉛, 銅, マンガンおよびモリブデンを分析した (北海道立中央農業試験場, 1992) . 硝酸一過塩素酸による湿式灰化後, 各元素の全量をフレーム原子吸光法で分析した.

3.2.5 統計処理

土壌の化学性では, 同一圃場の表層 1 層目と表層 2 層目の各分析値の平均値について, 有意差の検出を行った (表-14~15) . 土壌微量元素および牧草試料では, 各分析項目の平均値について圃場間差の検出を行った (表-16~18) . 圃場間の比

較は、浜中町および別海町の調査圃場についてそれぞれ行い、同じ町内に位置する圃場を比較した。平均値の差の検出には、Tukey 法を用い、有意水準を 5%とした。

3.3 結果と考察

3.3.1 曝気スラリーおよび消化液の成分

曝気スラリーおよび消化液の成分分析結果を表-13 に示す。曝気スラリー、消化液には窒素とカリウムが多く含まれており、これらと比較するとリン酸の濃度は低い。これは、もともと乳牛ふん尿に含まれるリン酸が少ないためであり、窒素とカリウムを主体とした有機質資材である。曝気スラリーと消化液の窒素、リン酸、カリウムの濃度を比較すると、曝気スラリーの方が低かった。バイオガスプラントの発酵槽が密閉された施設であるために、消化液では発酵過程での窒素の揮散が少ないことが影響したと考えられた。全窒素に占めるアンモニア態窒素の割合は、曝気スラリーで 52~59%、消化液で 55%~58%であり、草地散布後、これら肥料成分は速やかに牧草に利用されると考えられる。なお、曝気スラリー、消化液ともに硝酸態窒素は検出されなかった。

亜鉛や銅などの微量元素について、表-13 に示す。農林水産省（2004）では、堆肥などの特殊肥料について亜鉛は、現物当たり $900\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上（豚ふん）の場合、銅は現物当たり $300\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上（豚ふん又は鶏ふん）の含有量で成分を表示する必要があると定めている。乳牛ふん尿を主原料とする曝気スラリー、消化液に含まれる亜鉛や銅は、この基準値と比較すると乾物当たりでも低い値であった。

本調査圃場の曝気スラリーおよび消化液の年間散布量は、 $6.0\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。一般的に採草地では、年間に必要な肥料成分の 2/3 を早春に、残りの 1/3 を 1 番草刈り取り後に施肥する設計が行われる（北海道農政部，2015a）。これを基に年間散布量の $6.0\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ の内、早春の 5 月上旬に $4.0\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、1 番草刈り取り後の 9 月以

降に $2.0\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ 散布されたと仮定すると、年間に草地に投入される亜鉛は、曝気スラリーで $37\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ (内、早春に $23\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)、消化液で $53\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ (内、早春に $40\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$)

表-13 曝気スラリーおよび消化液の成分

分析項目	単位	曝気スラリー (n=5)		消化液 (n=3)		上限
		6月採取	9月採取	5月採取	9月採取	基準値
含水率	%	95.7 ± 1.7	95.6 ± 0.9	93.7 ± 1.7	95.6 ± 0.9	—
pH		6.8 ± 1.2	7.2 ± 0.2	6.4 ± 1.2	7.7 ± 0.2	—
T-N	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (FM)	$1,920\pm 630$	$1,720\pm 160$	$3,100\pm 430$	$3,030\pm 780$	—
NH ₄ -N	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (FM)	990 ± 340	$1,010\pm 60$	$1,800\pm 420$	$1,660\pm 450$	—
P	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (FM)	380 ± 120	400 ± 30	720 ± 80	570 ± 140	—
K	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (FM)	$1,710\pm 110$	$1,940\pm 180$	$2,820\pm 310$	$2,790\pm 510$	—
Ca	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (FM)	$1,070\pm 410$	940 ± 150	$1,850\pm 500$	$1,350\pm 300$	—
Mg	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (FM)	280 ± 90	270 ± 10	630 ± 320	360 ± 80	—
Fe	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	954 ± 237	$1,011\pm 171$	$1,897\pm 790$	$1,303\pm 256$	—
Zn	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	159 ± 63	167 ± 60	160 ± 48	157 ± 54	—
Cu	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	140 ± 108	148 ± 124	52 ± 40	39 ± 8.0	—
Mn	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	175 ± 28	158 ± 13	209 ± 143	224 ± 63	—
Mo	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	2.0 ± 0.7	1.3 ± 0.4	1.6 ± 0.2	2.2 ± 0.5	—
As	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	<50
Cd	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	0.5 未満	0.5 未満	0.5 未満	0.5 未満	<5
Hg	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	0.1 未満	<2
Ni	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	1.1 ± 0.5	0.1 未満	5.0 ± 1.1	3.1 ± 0.1	<300
Cr	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	5 未満	5 未満	5 未満	5 未満	<500
Pb	$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (DM)	5 未満	5 未満	5 未満	5 未満	<100

m⁻²)と推定される。同様に銅の投入量は、曝気スラリーで 32mg・m⁻² (内、早春に 21mg・m⁻²) , 消化液で 15mg・m⁻² (内、早春に 12mg・m⁻²) と推定された。

曝気スラリーおよび消化液に含まれるヒ素、カドミウム、水銀、ニッケル、クロムおよび鉛といった重金属は、肥料取締法(農林水産省, 1950)で定められた上限基準値(汚泥肥料)と比較しても低く、肥料としての利用に問題はなかった。

3.3.2 表層土壌の化学性への影響

表-14, 15 に各圃場の表層 1 層目および表層 2 層目の土壌化学性の分析結果を示す。併せて、黒色火山性土が分布する採草地での土壌診断基準値(北海道農政部, 2015a)を記載した。浜中町の調査圃場(A~I)では、C, F および G の 3 圃場が、草地更新から 10 年以上利用された採草地であり、別海町の調査圃場(J~O)では、M および N 圃場が、草地更新から 7~8 年目と最も長期間利用されていた。

草地土壌表層は、経年的に酸性化が進行しやすい(宝示戸・西宗, 1990)ため、長期間利用された草地土壌ほど pH の値は低くなりやすい。浜中町の C 圃場の表層 1 層目の pH は、表層 2 層目と比較すると有意に低いが、基準値内であり酸性化の進行は顕著ではなかった。G 圃場では、表層 1 層目と 2 層目の値に有意差はなく、表層 1 層目の pH は C 圃場と同様に基準値内であった。一方で、F 圃場のように更新後からの年数が長く、表層 1 層目の pH の値が表層 2 層目と比較すると有意に低く基準値と比較しても下限値となっている圃場もあった。別海町で長期間草地として利用されていた M および N 圃場では、表層 1 層目の pH は基準値以下となっていた。M 圃場では、表層 2 層目と比較しても有意に低く、草地更新から表層 1 層目の酸性化が経年的に進行していると考えられた。M および N 圃場ともに石灰質資材を投入して pH を矯正する段階である(北海道農政部, 2015a)。浜中町および別海町ともに更新後年数の長い圃場の中には酸性化の進行している圃場が見られた。

表層 1 層目の有効態リン酸は、基準値に近い圃場が多い中で、濃度が高い圃場は

突出して高い。曝気スラリー、消化液に含まれるリン酸は少ないため、化学肥料の施肥で対応する必要がある。ただし、化学肥料のリン酸の施肥量（表－12）と表

表－14 浜中町の各圃場の土壌化学性

圃場名	層位	pH (H ₂ O)	T-N (g・kg ⁻¹)	有効態 P (mg/100g)	交換性 K (mg/100g)	交換性 Ca (mg/100g)	交換性 Mg (mg/100g)
A	表層 1 層目	5.7±0.1 n.s.	11±0.6 a	108±14 a	31±4.6 a	384±84 a	42±9.2 a
	表層 2 層目	5.9±0.2 n.s.	6.1±0.3 b	14±4.4 b	10±1.4 b	197±20 b	18±3.1 b
B	表層 1 層目	6.4±0.3 n.s.	5.6±0.2 a	13±5.4 a	151±33 a	402±120 n.s.	27±6.4 a
	表層 2 層目	6.5±0.3 n.s.	4.9±0.4 b	6.0±2.6 b	70±33 b	367±101 n.s.	16±3.6 b
C	表層 1 層目	5.9±0.2 b	6.8±1.2 a	11±4.6 a	155±63 a	300±95 a	34±13 a
	表層 2 層目	6.2±0.2 a	4.7±0.7 b	2.7±1.3 b	76±38 b	179±15 b	17±4.3 b
D	表層 1 層目	5.6±0.1 n.s.	8.3±0.5 a	13±4.1 a	26±4.5 n.s.	254±48 a	25±4.4 a
	表層 2 層目	5.6±0.3 n.s.	5.8±0.6 b	4.1±1.2 b	19±9.0 n.s.	117±15 b	13±2.2 b
E	表層 1 層目	6.0±0.2 n.s.	7.3±1.0 a	19±10 a	35±12 a	353±79 n.s.	53±11 a
	表層 2 層目	6.2±0.3 n.s.	4.5±1.4 b	3.9±2.5 b	22±3.2 b	296±45 n.s.	23±10 b
F	表層 1 層目	5.5±0.1 b	11±0.7 a	67±13 a	36±9.9 a	358±48 n.s.	70±8.0 a
	表層 2 層目	5.7±0.2 a	6.3±1.6 b	13±12 b	19±10 b	279±96 n.s.	38±13 b
G	表層 1 層目	5.7±0.2 n.s.	9.6±2.4 a	37±10 a	38±11 a	361±137 a	83±39 a
	表層 2 層目	5.7±0.2 n.s.	4.7±0.7 b	3.7±2.5 b	18±11 b	145±50 b	19±9.0 b
H	表層 1 層目	6.0±0.2 n.s.	7.1±0.9 a	7.2±2.8 a	24±7.3 n.s.	152±63 n.s.	13±2.5 a
	表層 2 層目	6.2±0.2 n.s.	5.1±1.3 b	1.7±1.3 b	17±6.3 n.s.	152±74 n.s.	5.4±2.5 b
I	表層 1 層目	6.1±0.2 n.s.	8.3±0.6 a	49±9.4 a	25±4.3 n.s.	314±17 a	37±8.4 a
	表層 2 層目	6.0±0.5 n.s.	6.0±0.3 b	26±6.3 b	21±10 n.s.	247±30 b	21±6.7 b
基準値		5.5～6.5	—	8.7～22	7.5～10	143～286	12～18

層 1 層目の有効態リン酸の値は、必ずしも一致していなかった。F 圃場では化学肥料の施肥量が多く、表層 1 層目の有効態リン酸は基準値を超えているが、M 圃場では化学肥料の施肥量は別海町の他の圃場と比較してやや多い程度だが、表層 1 層目の有効態リン酸は基準値を大きく超えていた。このように施肥量から土壌分析値を推測することが難しい圃場もあることから、土壌分析に基づいて施肥管理を行うことが重要であると考えられた。表層 1 層目の有効態リン酸の値が基準値を超えている圃場では、年間に必要なリン酸の施肥量を 50%削減可能である。

表層 1 層目のカリウムは、B および C 圃場では突出して高かったが、表層 2 層目

表－15 別海町の各圃場の土壌化学性

圃場名	層位	pH (H ₂ O)	TN (g・kg ⁻¹)	有効態 P (mg/100g)	交換性 K (mg/100g)	交換性 Ca (mg/100g)	交換性 Mg (mg/100g)
J	表層 1 層目	5.5±0.2 n.s.	4.0±0.5 n.s.	20±13 n.s.	15±5.5 a	174±51 n.s.	16±3.1 n.s.
	表層 2 層目	5.5±0.2 n.s.	4.0±0.3 n.s.	13±8.8 n.s.	7.7±3.7 b	174±50 n.s.	14±5.0 n.s.
K	表層 1 層目	5.7±0.1 n.s.	4.4±0.4 n.s.	14±9.0 n.s.	20±7.0 a	171±80 n.s.	20±8.2 n.s.
	表層 2 層目	5.8±0.2 n.s.	4.0±0.3 n.s.	13±7.1 n.s.	11±5.2 b	185±60 n.s.	20±9.9 n.s.
L	表層 1 層目	6.2±0.3 n.s.	6.4±0.8 n.s.	22±13 a	13±8.5 n.s.	407±205 n.s.	29±17 a
	表層 2 層目	6.2±0.5 n.s.	5.8±0.9 n.s.	5.0±2.0 b	6.7±2.4 n.s.	373±168 n.s.	14±1.3 b
M	表層 1 層目	5.1±0.1 b	8.3±1.4 a	153±15 a	39±13 a	213±26 n.s.	46±6.5 a
	表層 2 層目	5.5±0.1 a	4.3±0.4 b	21±15 b	13±2.4 b	186±35 n.s.	28±5.0 b
N	表層 1 層目	5.3±0.4 n.s.	5.2±1.4 n.s.	21±17 n.s.	9.2±5.9 n.s.	158±25 a	23±6.0 n.s.
	表層 2 層目	5.7±0.1 n.s.	4.8±0.6 n.s.	11±8.2 n.s.	4.9±0.8 n.s.	124±21 b	17±3.7 n.s.
O	表層 1 層目	5.7±0.1 b	5.8±0.6 n.s.	27±12 a	12±2.7 n.s.	109±52 n.s.	12±2.0 n.s.
	表層 2 層目	5.9±0.3 a	4.9±0.7 n.s.	6.5±3.3 b	12±9.4 n.s.	150±58 n.s.	13±12 n.s.
基準値		5.5～6.5	—	8.7～22	7.5～10	143～286	12～18

の値も高いため、もともとカリウムが高かった可能性がある。また、表層 1 層目のカリウムは、基準値と比較すると N 圃場を除いた全ての圃場で過剰であった。曝気スラリー、消化液ともに液状の資材であり、堆肥などと比較すると散布後の土壌への浸透は速いと考えられる。これらスラリーにはカリウムが多く含まれているため、浜中町および別海町ともに散布年数が短い圃場でも表層 1 層目のカリウムは、表層 2 層目と比較すると有意に増加していた。このため、スラリーの散布年数が短い圃場でもカリウムの化学肥料は大幅に削減でき、窒素、リン酸も節減が可能である。スラリーから供給される肥料成分(表-12)は、北海道施肥ガイド(北海道農政部, 2015a)に記載されている年間に必要な施肥量の内、曝気スラリーでは窒素で 26%, リン酸で 26%, カリウムで 56%に相当する。同様に消化液では、窒素で 43%, リン酸で 46%, カリウムで 90%に相当する。特に消化液を散布している圃場では、化学肥料でカリウムを補充する必要は少ない。本研究のスラリーを散布している圃場では、非散布圃場と比較して化学肥料の施肥量は削減している(表-12)。しかし、全ての調査圃場で使用されていた化学肥料は、3 つの肥料成分が含まれた複合肥料であり、1 つの肥料成分のみを削減することは難しい状況であった。単肥の化学肥料の使用や土壌分析に基づく施肥管理で、さらに化学肥料の施肥量を削減することが出来る。

畜産統計年報(農林水産省, 2015)によると、浜中町および別海町の畑耕地 ha 当たりの乳用牛飼養頭数は、浜中町で 1.5 頭/ha、別海町で 1.6 頭/ha である。道東の採草地では、年間に必要なカリウム(K)の標準施肥量は 149kg/ha である(表-4)。曝気スラリーおよび消化液に含まれるカリウムは、曝気スラリーで 0.18%, 消化液で 0.28%であり(表-13)、年間の標準施肥量を有機質資材のみで満たすためには、曝気スラリーで 81t/ha、消化液で 53t/ha が必要となる。搾乳牛 1 頭あたりの 1 日のふん尿量は、約 65kg であることから(北海道立畜産試験場, 2004)、ha 当たりの乳用牛飼養頭数は、浜中町では 3.4 頭/ha、別海町では 2.2 頭/ha ま

で可能である。有機質資材の年間散布量は、カリウムによって決定されることが多いため、浜中町および別海町ともに年間に発生する乳牛ふん尿を散布できる畑耕地が確保されていると言える。しかし、実際の草地土壌表層ではカリウム過剰となっており、前述した化学肥料の節減が充分でないことや草地全体に平均的に有機質資材を散布出来ないことが要因であると考えられる。

表－16 各圃場の表層1層目の微量元素

圃場名	Zn (mg・kg ⁻¹)	Cu (mg・kg ⁻¹)	可溶性 Zn (mg・kg ⁻¹)	可溶性 Cu (mg・kg ⁻¹)	易還元性 Mn (mg・kg ⁻¹)	Mo (g・kg ⁻¹)
A	55±4.8 bd	25±7.7 bc	20±3.8 ab	0.35±0.05 b	115±13 c	0.69±0.19 abc
B	57±3.3 ad	20±3.0 cd	4.4±1.2 d	0.03±0.01 c	68±7.2 d	0.55±0.13 abc
C	71±6.9 ab	19±1.7 cd	9.9±2.9 cd	0.02±0.01 c	103±8.6 c	0.53±0.20 abd
D	53±4.5 cd	33±4.8 ab	9.8±1.4 cd	0.28±0.11 bc	145±17 ab	0.72±0.09 ab
E	69±4.8 abc	24±4.0 c	15±4.4 bc	0.11±0.06 bc	150±16 a	0.48±0.20 bcd
F	74±14 a	21±3.5 c	24±3.2 ab	0.10±0.02 bc	124±10 bc	0.81±0.09 a
G	69±7.8 abc	19±4.5 cd	25±5.5 a	0.09±0.02 bc	116±8.3 c	0.70±0.14 abc
H	40±4.4 d	12±1.8 d	15±3.9 bc	0.05±0.03 c	123±11 bc	0.26±0.04 d
I	53±18 cd	37±2.4 a	16±10 abc	0.76±0.38 a	74±11 d	0.42±0.06 cd
J	51±4.5 a	19±2.7 n.s.	3.2±1.4 c	0.02 b	67±15 ab	0.63±0.16 n.s.
K	40±2.8 c	18±1.2 n.s.	4.4±1.1 bc	0.05±0.01 a	50±6.2 bc	0.80±0.05 n.s.
L	43±1.3 bc	18±2.3 n.s.	5.1±1.4 abc	0.03±0.02 ab	47±6.4 c	0.68±0.10 n.s.
M	45±3.4 bc	18±1.9 n.s.	6.6±1.3 ab	0.04±0.02 ab	81±9.5 a	0.85±0.14 n.s.
N	42±2.8 bc	20±2.1 n.s.	5.3±2.0 abc	0.04±0.02 ab	81±6.8 a	0.72±0.14 n.s.
O	46±2.9 ab	18±0.9 n.s.	7.3±1.0 a	0.03±0.01 ab	71±11 a	0.86±0.19 n.s.
基準値	—	—	2.0～40	0.3～8.0	50～500	—

表-16 に各圃場の表層 1 層目の土壌微量元素の分析結果を示す。なお、土壌の微量元素は表層 1 層目と表層 2 層目に明確な差が無かったため、表層 1 層目のみを記した。併せて、土壌診断基準値を示したが、草地土壌における微量元素の基準値が存在しないため、ここでは畑作土壌の値を記載した（北海道農政部，2015b）。

農用地における亜鉛の管理基準値は、 $120\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ である（環境省，1984）。これと比較すると、各圃場の表層 1 層目の亜鉛は基準値未満であり、曝気スラリーや消化液を 8 年間連用した草地土壌でも問題はなかった。ただし、浜中町の C, F 圃場では、非散布圃場の H, I 圃場と比較して亜鉛の濃度は有意に高かった。後藤ら（1997）は、下水汚泥コンポストを 17 年間連用した亜鉛の蓄積は、表層 20cm までであり、これは耕作による混合が大きいこと、それより下層への溶脱があったとしても、ごくわずかな量であると報告している。曝気スラリー散布後の亜鉛の動態調査では、散布後 10 日後までの調査ではあるが、表層 10cm 以深の亜鉛の動態に特徴的な変化はなかったと報告されている（横濱ら，2011）。草地土壌では耕起による土壌の混合がないことを考慮すると、一部溶脱があったとしても、曝気スラリーおよび消化液散布による土壌の亜鉛への影響は、ごく表層に限られると考えられる。表層 2 層目についても亜鉛の分析を行ったが、各圃場ともに表層 1 層目と同程度であり、表層 1 層目で亜鉛が増加している様子はなかった。また、消化液を散布している別海町の圃場では、表層 1 層目の亜鉛への影響は認められなかった。曝気スラリーおよび消化液に含まれる亜鉛の濃度に大きな違いはなく（表-13）、散布量も変わらない。このような理由から C, F 圃場での亜鉛の増加は、曝気スラリー散布による影響よりも、もともとの土壌の亜鉛濃度の違いによるものと推察された。

可溶性亜鉛は、浜中町の F, G 圃場で非散布圃場より有意に高いが、曝気スラリー散布の年数が短い A 圃場と同程度であり、経年的な増加はなかった。基準値と比較しても作物の栄養上適正な範囲であった。別海町の圃場でも、可溶性亜鉛に消化液の影響は認められず、基準値内であった。

銅、可溶性銅および易還元性マンガンも同様に、曝気スラリーおよび消化液散布の影響はなかった。ただし可溶性銅は、作物の生育上、 $0.3 \sim 8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 必要であるが、調査圃場では、ほぼ全ての調査圃場で可溶性銅が、下限値の $0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ を下回った。北海道東部の黒色火山性土ではムギ類での銅欠乏症が報告されており（溝田，1981），本調査圃場でも可溶性銅が不足している状況であった。

3.3.3 牧草品質への影響

表－17 に各圃場の 1 番草の乾物収量および牧草の多量元素の結果を示す。併せて、採草地での作物栄養診断基準値（北海道農政部，2015a）を記載した。

1 番草の乾物収量は、草地更新から年数の経過していない圃場では、牧草の根張りが充分ではないために、低くなった。それ以外の圃場の乾物収量は、同程度であった。調査年の別海町の 1 番草平均乾物収量は、 $0.45 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ であり（根室振興局，2018），調査圃場は、地域の平均的な収量を確保している採草地であった。調査圃場の土壌表層 1 層目は、カリウムが基準値と比較して高かったが（表－14，15），牧草のカリウムは、H 圃場を除いて基準値内であった。なお、H 圃場のみカリウムが低い理由は明らかに出来なかった。表層 1 層目のマグネシウムも基準値を超える圃場が多いが（表－14，15），牧草のマグネシウムは基準値の下限値に近い値であった。また、牧草のカリウムが高い試料では、カルシウムはやや低い傾向にある。これは、牧草がカリウムを贅沢吸収することによって、拮抗関係にあるマグネシウムおよびカルシウムの吸収を抑制している可能性が考えられた。草地土壌の塩基バランスの指標の 1 つであるマグネシウムとカリウムの当量比を北海道施肥ガイドに記載されている基準値（北海道農政部，2015a）と比較した。結果は B，C および H 圃場で基準値未満となりカリウム過剰であったが、他の圃場の塩基バランスに問題はなかった。しかし、牧草のマグネシウム含量は下限値に近い圃場が多いこと、L および M 圃場では下限値未満であることから土壌の塩基バランスとの結果

と必ずしも一致しなかった。土壌の塩基バランスも重要であるが、まずはカリウムなどの含有量を優先して施肥量などを調整すべきであると考えられた。

飼料である牧草のマグネシウム低下は、牛のグラステタニーの発症を高める（高橋，1981）。牧草飼料の成分分析から牛のグラステタニーの発症の危険性を検証した結果、本調査圃場の牧草飼料は、マグネシウムが基準値の下限值に近い値である

表－17 各圃場の乾物収量と牧草内の多量元素

圃場名	乾物収量 (kg・m ²)	CP (%)	P (%)	K (%)	Mg (%)	Ca (%)
A	0.33±0.05 cd	12±1.1 a	0.24±0.01 a	1.7±0.1 c	0.13±0.01 a	0.33±0.04 a
B	0.51±0.03 a	8.7±0.8 cd	0.19±0.02 bc	2.0±0.2 bc	0.10±0.02 b	0.32±0.06 ab
C	0.36±0.04 bcd	11±0.9 ab	0.21±0.01 ab	2.1±0.2 abc	0.12±0.01 ab	0.30±0.04 ab
D	0.40±0.01 bcd	10±0.7 ac	0.16±0.01 d	2.0±0.4 bc	0.10±0.01 b	0.25±0.04 ab
E	0.42±0.05 bc	11±0.4 ab	0.20±0.01 bc	2.5±0.1 a	0.11±0.02 ab	0.22±0.03 b
F	0.43±0.04 abc	11±1.5 ac	0.20±0.02 bc	2.4±0.2 ab	0.11±0.02 ab	0.22±0.03 b
G	0.40±0.03 bcd	9.3±0.6 bce	0.18±0.01 cd	2.2±0.2 ac	0.11±0.01 ab	0.23±0.05 ab
H	0.33±0.02 d	7.6±1.2 de	0.14±0.01 e	1.1±0.2 d	0.13±0.02 a	0.29±0.04 ab
I	0.41±0.05 c	7.9±0.9 de	0.18±0.02 cd	2.1±0.2 ac	0.11±0.02 ab	0.31±0.10 ab
J	0.30±0.03 b	11±0.8 ab	0.22±0.02 ab	2.2±0.1 n.s.	0.10±0.01 c	0.18±0.02 b
K	0.49±0.04 a	10±0.9 b	0.19±0.01 b	2.2±0.2 n.s.	0.11±0.02 bc	0.17±0.01 b
L	0.42±0.02 a	11±0.7 b	0.21±0.01 ab	2.3±0.3 n.s.	0.09±0.01 c	0.22±0.01 ab
M	0.48±0.06 a	9.7±0.5 b	0.20±0.01 b	2.5±0.1 n.s.	0.09±0.01 c	0.19±0.02 ab
N	0.43±0.03 a	11±0.7 ab	0.23±0.02 a	2.3±0.4 n.s.	0.13±0.01 ab	0.25±0.07 a
O	0.45±0.06 a	13±1.5 a	0.24±0.03 a	2.4±0.5 n.s.	0.13±0.02 a	0.17±0.03 b
基準値	—	6.3～13	0.2～0.4	1.7～3.5	0.1～0.2	0.2～0.4

が、全て「安全に放牧できる」飼料に分類された。また、表-17 には示していないが、牧草の硝酸態窒素は、全ての圃場で $0.1 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ であった。これは牛に硝酸中毒を引き起こす基準値である $2.0 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Adamus and Guss, 1965) を下回っており、問題ない。曝気スラリーおよび消化液の散布圃場では、窒素の過剰施用は、牧草の高タンパク質化、硝酸態窒素の増加につながる可能性があり、またカリウムの過剰施用は、牧草のマグネシウムを低下させる可能性があるが、本調査圃場ではこのような現象は見られなかった。農家の慣行的な施用方法で、8 年間曝気スラリーおよび消化液を連用した圃場においても、牧草のミネラルバランスが大きく崩れることはなかった。ただし、土壌表層 1 層目のカリウムの濃度がこれ以上高まれば、牧草のマグネシウムの低下につながる可能性もあり、注意は必要である。

表-18 に各圃場の牧草の微量元素の分析結果を示す。併せて、採草地での作物栄養診断基準値（北海道農政部, 2015a）を記載した。

牧草の微量元素は、多くの圃場で基準値と比較して適正な範囲を維持している状況であった。表層 1 層目の可溶性銅含量は不足している状況であり（表-16）、牧草の銅含量についても基準値を下回っている圃場が見られた。水野ら（1981）は、銅欠乏の診断として、不稔コムギでは Cu/Fe の値は 0.008 以下であり、健全なコムギでは 0.01 以上を示すと報告している。牧草とコムギでは単純に比較は出来ないが、本調査圃場の牧草で Cu/Fe の値が最も低いのは、J 圃場の 0.03 であり、銅濃度の低い牧草ではあるが、生育不良を引き起こす銅濃度ではないと推察される。

各圃場間での微量元素の差は小さく、曝気スラリーおよび消化液の散布年数の増加によって、牧草の微量元素が高くなることはなかった。逆にこれらスラリーには微量元素が含まれているため、毎年散布することによって、牧草への微量元素の供給源になるとも考えられたが、散布 8 年の時点では、そのような様子は認められなかった。このことから、これらスラリーの散布量は、従来通り窒素、リン酸およびカリウムといった多量元素の含有量から算出すべきであると言えた。

調査圃場の乾物収量と牧草の亜鉛および銅濃度から、1 番草における亜鉛、銅の収奪量を検証した。曝気スラリー散布 7 圃場の平均値では、亜鉛は $10\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、銅は $1.9\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ が 1 番草に収奪されていた。同様に消化液散布 5 圃場の平均値では、亜鉛は $14\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、銅は $1.8\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。これと前述した早春での亜鉛の投入量と比較すると、曝気スラリー散布圃場では、牧草の収奪量は投入量の 43%に相当し、

表－18 各圃場の牧草内の微量元素

圃場名	Fe ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Zn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Cu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Mn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Mo ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
A	69 ± 32 n.s.	29 ± 2.3 a	6.7 ± 1.3 a	48 ± 6.8 b	0.53 ± 0.21 bc
B	38 ± 1.5 n.s.	15 ± 0.5 c	3.8 ± 0.6 c	19 ± 2.0 d	0.19 ± 0.13 d
C	68 ± 38 n.s.	29 ± 3.7 a	5.2 ± 0.9 ac	27 ± 3.8 cd	0.84 ± 0.10 a
D	65 ± 32 n.s.	25 ± 1.3 ab	4.0 ± 0.9 c	43 ± 7.5 bc	0.21 ± 0.04 d
E	44 ± 12 n.s.	27 ± 3.0 ab	4.7 ± 0.8 bc	33 ± 7.6 bd	0.23 ± 0.15 d
F	47 ± 14 n.s.	31 ± 7.7 a	4.3 ± 1.2 c	36 ± 18 bd	0.24 ± 0.11 d
G	42 ± 13 n.s.	23 ± 4.5 ac	4.5 ± 0.5 c	29 ± 5.8 cd	0.77 ± 0.14 ab
H	70 ± 16 n.s.	27 ± 4.5 ab	6.4 ± 1.2 ab	72 ± 13 a	0.28 ± 0.12 cd
I	42 ± 12 n.s.	20 ± 2.4 bc	3.8 ± 0.6 c	33 ± 5.8 bd	0.06 ± 0.04 d
J	92 ± 11 n.s.	37 ± 4.0 n.s.	2.7 ± 0.5 d	53 ± 5.1 b	0.52 ± 0.11 n.s.
K	117 ± 21 n.s.	36 ± 7.1 n.s.	3.4 ± 0.7 cd	43 ± 7.6 b	0.52 ± 0.19 n.s.
L	114 ± 32 n.s.	34 ± 3.9 n.s.	4.4 ± 0.9 bc	49 ± 7.5 b	0.55 ± 0.18 n.s.
M	100 ± 13 n.s.	34 ± 6.1 n.s.	6.1 ± 1.5 a	55 ± 14 b	0.72 ± 0.16 n.s.
N	110 ± 8.2 n.s.	31 ± 3.5 n.s.	4.3 ± 0.5 bc	40 ± 11 b	0.48 ± 0.13 n.s.
O	137 ± 39 n.s.	35 ± 6.6 n.s.	5.3 ± 0.8 ab	85 ± 7.6 a	0.72 ± 0.17 n.s.
基準値*1	>20	>20	>4.0	15～300	>0.1

消化液散布圃場では 35%に相当した。銅は、曝気スラリー散布圃場では、牧草の収奪量は投入量の 9%に相当し、消化液散布圃場では 15%に相当した。2 番草についても同じ収奪率であると仮定すると、有機質資材散布による亜鉛の年間投入量は、土壌表層 1 層目の亜鉛含量に対して、曝気スラリー散布圃場で 1.1~2.2%，消化液散布圃場で 2.0~3.1%に相当した。同様に銅の年間投入量は、表層 1 層目の銅含量に対して曝気スラリー散布圃場で 2.6~4.6%，消化液散布圃場で 1.9~2.8%に相当した。有機質資材による亜鉛の供給は毎年継続されるため、この年間投入量は表層 1 層目の亜鉛含有率が最も高かった F 圃場が、管理基準値の $120\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ に到達するまでに 23 年程度かかる計算になる。F 圃場は、調査時点で曝気スラリーが 8 年間連用された圃場であることを考慮すると、管理基準値を超えるのに 30 年程度かかることが分かる。

曝気スラリーや消化液は、毎年草地土壌に散布され続ける。また、草地土壌は混和されることはなく利用されることから、特に表層 1 層目の亜鉛や銅は毎年増加する傾向にあると考えられたが、8 年の散布では非散布圃場や表層 2 層目と比較して有意な差とはならなかった。曝気スラリーおよび消化液の散布年数が 8 年程度であれば、土壌表層に微量元素が蓄積することはなかった。草地は、十数年間利用され続けるため、更に長期間散布された圃場での調査も必要である。

3.4 小括

曝気スラリーおよび消化液が、最大 8 年間散布された実際の採草地で草地土壌表層の化学性、牧草品質を検証した。結果は、次のようにまとめられる。

1. 草地土壌表層では、特にカリウムが過剰であった。曝気スラリーおよび消化液の散布年数が短い圃場でも表層 1 層目のカリウムは、表層 2 層目と比較すると有意に増加していた。リン酸も基準値を大きく超えた圃場があり、散布年数の短い圃場でも土壌分析に基づく減肥が有効と考えられた。

2. 牧草のカリウムは適正な範囲で、ミネラルバランスは良好であった。ただし、マグネシウムは基準値の下限值に近い値であり、草地土壌表層のこれ以上のカリウムの増加には注意が必要である。
3. 曝気スラリーおよび消化液を散布している圃場では、亜鉛や銅は、毎年表層土壌で増加する傾向にあると推察されたが、非散布圃場や表層2層目と比較して有意な差は見られなかった。
4. 曝気スラリーおよび消化液を散布することで、牧草に微量元素が余分に供給されるという現象は、散布8年の時点では認められなかった。従来通り窒素、リン酸およびカリウムの含有量から、スラリーの散布量を算出すべきであると言えた。

第4章 結論

本研究では、北海道東部の黒色火山性土が分布する草地土壌において、スラリー処理された乳牛ふん尿由来の有機質資材の連用が、草地土壌理化学性や牧草品質に及ぼす影響を検証した。得られた結果を以下にまとめる。

第2章では、施肥量を統一した試験区を設置し、発酵を行う前の生スラリーである未調整液とメタン発酵後の残渣液である消化液を8年間連用し、草地土壌の炭素貯留や団粒形成量を検証した。施肥設計から算出されるこれら有機質資材の年間施肥量は、 $43\text{t}\sim 49\text{t ha}^{-1}$ （表-4）であり、年間に供給される炭素量は表層1層目の炭素含量の9.5%~10%に相当した。この施肥量であれば、施用開始から5年目以降、化学肥料区と比較して、消化液区および未調整液区では、有機質資材の炭素の一部が残存することや牧草根由来の炭素が集積することで、表層土壌の炭素が増加しており、黒色火山性土が分布する草地土壌においても有機質資材の施用が土壌炭素貯留に有効であると考えられた。このような現象がみられたのは表層1層目（0~5cm）のみであり、本研究では少なくとも5年程度の連用が必要であることが明らかとなった。表層1層目のみに炭素の集積がみられた要因として、消化液区および未調整液区では表層1層目の牧草根重が増加していたこと、施用した有機質資材の水溶性有機物が表層1層目に沈着・吸着したこと、表層5~15cmに透水性の低下した層が形成されていたことで有機物の沈着・吸着がさらに促進されたことなどが考えられた。消化液などは液状の有機質資材であるが、草地土壌は長年耕起されることがないことから、土壌の炭素含有率に及ぼす影響はごく表層に強く現れることが明らかとなった。施用8年目の表層1層目の土壌では、消化液区において $>1,000\mu\text{m}$ の画分のマクロ団粒が化学肥料区と比較して増加していた。これにより施用8年目の消化液区の表層1層目では、化学肥料区と比較して容積重の減少や粗孔隙量の増大

など土壌物理性の改善も見られた。消化液区では、 $>1,000\mu\text{m}$ の団粒内には、易分解性有機物と難分解性有機物量が化学肥料区と比較して有意に増加しており、また牧草根重も増大しており、団粒形成促進の要因の1つになったと考えられた。消化液区および未調整液区では、長期的に化学肥料区と同等かそれ以上の牧草収量が維持されていた。これら有機質資材に含まれる肥料成分の有効性が改めて確認された。

第3章では、曝気スラリーおよび消化液が、最大8年間散布された実際の採草地で草地土壌表層の化学性、牧草品質を検証した。草地土壌表層では、特にカリウムが過剰であった。曝気スラリーおよび消化液の散布年数が短い圃場でも表層1層目のカリウムは、表層2層目と比較すると有意に増加していたことが明らかとなった。リン酸も基準値を大きく超えた圃場があり、散布年数の短い圃場でも土壌分析に基づく減肥が有効と考えられた。表層1層目のカリウムやリン酸が基準値を超えている圃場では、翌年の年間施肥量を50%削減できる状況であった。窒素、リン酸、カリウムが混合された複合肥料ではなく、単肥を用いて施肥管理を行えば、さらなる化学肥料の節減が可能であった。牧草のカリウムは適正な範囲で、ミネラルバランスは良好であった。ただし、マグネシウムは基準値の下限值に近い値であり、草地土壌表層のこれ以上のカリウムの増加には注意が必要である。曝気スラリー散布圃場で1.1~2.2%、消化液散布圃場で2.0~3.1%に相当した。同様に銅の年間投入量は、表層1層目の銅含量に対して曝気スラリー散布圃場で2.6~4.6%、消化液散布圃場で1.9~2.8%に相当した。曝気スラリーおよび消化液を散布している圃場では、亜鉛や銅は、毎年表層土壌で増加する傾向にあると推察されたが、非散布圃場や表層2層目と比較して有意な差は見られなかった。有機質資材散布による亜鉛の年間投入量は、土壌表層1層目の亜鉛含量に対して、曝気スラリーおよび消化液を散布することで、牧草に微量元素が余分に供給されるという現象は、散布8年の時点では認められなかった。従来通り窒素、リン酸およびカリウムの含有量から、スラリーの散布量を算出すべきであると言えた。

スラリー処理された有機質資材の肥料成分は、化学肥料と同等の肥料効果があり施用開始1年目から牧草収量は化学肥料区と同程度であった。このことから、消化液などのスラリーは窒素とカリウムを主体とした速効性の肥料であった。消化液を連用することで草地土壌表層の炭素量が増大し、マクロ団粒の形成が促進されるなど土壌団粒構造が発達していた。これに伴い土壌物理性も改善しており、スラリーなどの有機質資材も土壌改良材として有効であると結論づけられた。

曝気スラリーおよび消化液を8年間連用した牧草のミネラルバランスは良好であった。また、亜鉛や銅などの微量元素は、表層土壌や牧草体内に蓄積することにはなかった。最も表層1層目の亜鉛含有率の高かった圃場が、管理基準値に到達するまで30年程度と算出された。しかし、草地更新は10数年間で行われる圃場が多い。以上の結果から、曝気スラリーおよび消化液を長期間連用しても表層土壌や牧草への微量元素の蓄積はなく、安全な有機質資材であると結論づけられた。

引用文献

- Ahmed, F., Ishiguro, M. 2015. Effect of adsorption site potential on adsorption of sodium dodecylbenzenesulfonate in highly humic volcanic ash soil, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 61, 432-439.
- Adamus, R. S. and Guss, S. B. (1965) : Silogass and nitrate poisoning, *Feedstuffs. Dec.*, 4, 32-44.
- Anguelov, G., Anguelova, I. (2009) : Assessment of land-use effect on trace elements concentrations in soil solution from Ultisols in North Florida, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130, 59-66.
- 青山正和, 谷内豊 (1992) : きゅう肥連用土壌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.
- 青山正和, 周宝庫, 斎藤雅人, 山口紀彦 (2003) : 畑地への石灰系下水汚泥コンボーストの施用が土壌の化学性と有機物性状に及ぼす影響, *土肥誌*, 74, 749-757.
- 青山正和 (2010) : 土壌団粒 形成・崩壊のドラマと有機物利用. 95-103, 農文協.
- Aoyama, M., Angers, D. A. and N 'Dayegamiye, A. 1999. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications, *Can. J. Soil Sci.*, 295-302.
- Aoyama, M. and Kumakura, N. 2001. 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.
- Christie, P. (1987) : Some-term effects of slurry on grassland, *The Journal of Agricultural Science*, 108, 3, 529-541.
- Committee of mineral nutrition (1973) : Tracing and treating mineral

disorders in dairy cattle, 12-19.

土壌物理研究会編（1978）：土壌の物理性と植物生育．268-274, 養賢堂.

土壌標準分析・測定委員会編（2004）：土壌標準分析・測定法, 86-94, 博友社.

独立行政法人北海道開発土木研究所（2006）：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.

古館明洋, 乙部裕一（2009）：牛ふん・水産系廃棄物混合堆肥および汚泥コンポストの施用がチモシー(*Phleum pratense* L.)のカドミウム含有量に及ぼす影響, 土肥誌, 80, 506-510.

後藤茂子, 茅野充男, 山岸順子, 熊澤喜久雄（1997）：下水汚泥コンポストの長期連用に伴う重金属の土壌への蓄積, 土肥誌, 68, 156-162.

北海道立農業・畜産試験場（2004）：家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004, 55-67.

北海道農政部（2015a）：北海道施肥ガイド 2015, 197-210.

北海道農政部（2015b）：北海道施肥ガイド 2015, 37.

北海道農政部生産振興局畜産振興課（2017）：北海道の畜産環境をめぐる情勢.

北海道立農業・畜産試験場（2004）：家畜ふん尿処理・利用の手引き, 64-67.

北海道立中央農業試験場（1992）：土壌および作物栄養の診断基準, 51-145.

宝示戸 雅之, 西宗 昭（1990）：経年的酸性化草地における牧草生育と降水量の関係, 土肥誌, 61, 48-53.

今井啓, 横濱充宏（2006）．肥培かんがいの牧草収量および土壌物理性改善効果．平成 18 年度北海道開発局技術研究発表会.

石黒宗秀, 鳥越崇宏, 亀岡喜史, 赤江剛夫（2008）：直鎖状アニオン界面活性剤(SDS)の黒ぼく土中における移動とそれに伴う透水性変化, 農業農村工学会論文集, 258, 7-13.

岩崎匡洋, 竹内良曜, 梅津一孝（2017）：農業施設に関わる研究・技術の最近の展開—家畜ふん尿を主原料とするメタン発酵処理施設について—, 農業施設, 48,

123-130.

自給飼料品質評価研究会編（2009）：粗飼料の品質評価ガイドブック．12-21.

上岡啓之，亀和田國彦（2011）：水稻コシヒカリに対するメタン発酵消化液の基肥利用．土肥誌，82，31-40.

環境省（1984）：農用地における土壤中の重金属等の蓄積防止に係る管理基準について，環水土 149 号.

Kayser, M. and Isselstein, J. (2005) : Potassium cycling and losses in grassland systems : a review, Grass and Forage Science, 60, 3, 213-224.

Kemp, A. (1971) : The effects of K and N dressings on the mineral supply of grazing animals, Proc. 1st Colloq. Potass, 1-14.

Kemp, A. and Hart, M. L. (1957) : Grass tetany in grazing milking cows, J. Agric. Sci., 5, 4-17.

近藤 熙，石井和夫，杉原 進（1979）：混播草地に対する牛ふん厩肥の連用多量施用，東北農試研報，60，41-62. 松田從三 2004. 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.

松口龍彦，新田恒雄（1988）：連作に伴う根の糸状菌フロア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.

松中照夫（2010）：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.

松本武彦，寶示戸 雅之（2005）：チモシー単播草地に施用した乳牛スラリーの化学成分変動に対応した窒素肥効の評価，土肥誌，76，253-259.

松本武彦，寶示戸 雅之（2006）：チモシー単播草地に表面施用した乳牛堆肥の窒素無機化率を考慮した肥効評価，土肥誌，77，407-412.

溝田智俊（1981）：東北海道・斜網地域に分布する銅欠乏黒ボク土の立地および銅含量，土肥誌，52，99-106.

- 水野直治, 鎌田賢一, 山田 進 (1981) : 泥炭地土壌におけるコムギの銅欠乏, 土肥誌, 52, 381-384.
- 森 昭憲, 寶示戸 雅之, 神山和則 (2007) : 家畜ふん尿に由来する重金属の草地飼料畑に対する投入量と牧草飼料作物による収奪量の地域別推定値, 土肥誌, 78, 23-31.
- Muller, C., Laughlin, R. J., Christie, P. and Watson, C. J. (2011) : Effects of repeated fertilizer and cattle slurry applications over 38 years on N dynamics in a temperate grassland soil, Soil biology and biochemistry, 43, 6, 1362-1371. 中村公人・渡部慧子・柳讃錫・飯田訓久 2011. メタン発酵消化液の水田における液肥利用とその環境影響. 平成 23 年農業農村工学会大会講演会講演要旨集, 10-11.
- 中村真人 (2011) : メタン発酵消化液の液肥利用とその環境影響に関する研究. 農工研報, 50, 27-35.
- 西尾道德 (2007) : 堆肥・有機質肥料の基礎知識. 40-55, 農文協.
- 根室振興局根室改良普及センター (2018) (参照 2018. 2. 9) : 牧草収量データ, (オンライン) , 入手先<
http://www.nemuro.pref.hokkaido.lg.jp/ss/nkc/toukei/glassdata_index.htm
 >
- 日本分析化学会北海道支部 (1996) : 水の分析-第 4 版-, 259-263.
- 農林水産省 1950 : 肥料取締法の概要, 1-15.
- 農林水産省 2004 : 特殊肥料の品質表示基準, 1-9.
- 農林水産省 2017 : 肥料等分析法, 15-381.
- 農林水産省 2018 : 畜産統計調査.
- 農林水産省 2018 : 農業経営統計調査.
- 農林水産省 2015 : 酪農及び肉用牛生産の近代化を図るための基本方針.

- 小柳渉, 村松克久, 小橋有里 (2011) : 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.
- 坂本一憲 (1988) : 微生物バイオマスと土壌窒素肥沃度. 土と微生物, 51, 35-47.
- 坂本直久, 谷昌幸, 小池正徳, 倉持勝久, 岸本正, 梅津一孝 (2008) : 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.
- 笹田優, 豊田剛己 (2010) : メタン発酵消化液の飼料イネ栽培への適用. 用水と排水, 52, 69-75.
- 澤本卓治, 青木理有, 松中照夫 (2011) : 消化液・堆肥・化学肥料の長期連用草地における土壌物理化学性ー開始 6 年目までの結果ー. 酪農学園大学紀要, 36, 1-15.
- 飼料分析基準研究会編著 (2004) : 飼料分析法・解説ー2004ー, 3-7.
- 下川裕太, 金谷訓志, 高木知貴 (2014) : 環境保全型かんがい事業における肥培施設整備後の効果検証ー第六報ー. 平成 24 年度北海道開発局技術研究発表会.
- 須永薫子, 吉村季織, 侯紅, Khin Thawda WIN, 田中治夫, 吉川美穂, 渡邊裕純, 本林隆, 加藤誠, 西村拓, 豊田剛己, 細見正明 (2009) : 飼料イネ栽培へのメタン発酵消化液の多量投入が土壌, 水質, 大気環境に及ぼす影響. 土肥誌, 80, 596-605.
- 高橋達児 (1981) : 牧草のミネラルと家畜の健康, 化学と生物, 19, 218-227.
- Tisdall, J. M. and Oades, J. M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. J. Soil Sci, 33, 141-163.
- Tisdall, J. M. 1994. Possible role of soil microorganism in aggregates in soils. Plant Soil, 159, 115-121.
- Upreti, D., Hejman, M., Szakava, I., Kunzova, E., Tlustos, P. (2009) : Concentration of trace elements in arable soil after long-term application of organic

and inorganic fertilizers, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 85, 3, 241–252.

山下祐司，田邊洋祐，足立泰久（2013）：分画分子量の異なるフミン酸の沈着速度と臨界沈着濃度．農業農村工学会論文集，288，33–37．

保井聖一，筒木潔，明石憲宗，木村義彰（2005a）：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．

保井聖一，筒木潔，明石憲宗，木村義彰（2005b）：乳牛ふん尿スラリー施用による土壤団粒形成メカニズム—スラリーの物理性と腐植物質組成が有機・無機複合体の形成に及ぼす影響—．土肥誌，76，277–284．

山田大吾，渋谷 岳，小島 誠，村上弘治（2011）：肥料三要素，堆肥長期連用試験草地での連用 34 年間における土壤の化学性の変化と養分蓄積，土肥誌，82，214–223．

横濱充宏，今井啓（2007）：肥培かんがいが土壤の理化学性におよぼす影響の評価，寒地土木研究所月報 No. 655，21–32．

横濱充宏，大深正徳，桑原淳，大岸譲，池田晴彦，細川博明，煤孫英雄（2011）：肥培灌漑による生産環境改善効果の解明，重点プロジェクト研究報告書，1–30．

財団法人日本土壤協会（2004）：土壤機能モニタリング調査のための土壤，水質及び植物体分析法，91–272．

財団法人日本土壤協会（2010）：堆肥等有機物分析法，148．

謝辞

本論文は、国立研究開発法人土木研究所寒地土木研究所寒地農業基盤研究グループ資源保全チームの研究成果を取りまとめたものです。本研究の取りまとめにあたり、北海道大学大学院農学研究院教授石黒宗秀先生には、研究内容に関するご助言と査読論文作成のご指導をいただきました。ここに深謝の意を表します。また、本論文のご校閲とご助言を賜った同研究院教授波多野隆介先生、ならびに、同研究院講師柏木淳一先生に心から感謝の意を表します。

国立研究開発法人土木研究所寒地土木研究所寒地農業基盤研究グループ特命上席研究員横濱充宏研究員には、本研究の機会を与えていただくとともに、土壌試料の採取方法からデータの取りまとめまでご指導いただきました。同研究グループ資源保全チーム総括研究員中山博敬博士には、数々のご助言をいただきました。北海道開発局稚内開発建設部（前資源保全チーム研究員）大岸譲氏には、土壌試料採取、牧草収量調査など現地調査で多大なご協力をいただきました。前資源保全チーム主任研究員の石田哲也氏には、研究結果の取りまとめについてご指導いただきました。前資源保全チーム総括主任研究員の沖田良隆氏、前資源保全チーム主任研究員の宍戸信貞氏には、土壌理化学性の分析手法についてご指導いただきました。前国立研究開発法人土木研究所寒地土木研究所道東支所主任研究員の煤孫英雄氏には、消化液などの有機質資材散布試験でご協力をいただきました。前株式会社ズコーシャ総合科学研究所室長の保井聖一博士には、耐水性団粒の分析手法について、ご指導いただきました。佐藤雪華さんには、土壌分析作業、データ整理を通じて本研究を支えていただきました。ここに厚く感謝申し上げます。

別海資源循環施設別海バイオ株式会社代表取締役佐々木春男氏には、試験区の設置に関して採草地の一部を提供していただきました。別海資源循環施設の運転員の皆さんには、消化液の採取でご協力をいただきました。また、別海町および浜

中町の酪農家の皆さんには、曝気スラリーの採取、土壌試料、牧草試料の採取において、敷地内や採草地への立ち入りなど多大なご協力をいただきました。ここに厚く感謝申し上げます。