



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

中村, 真人

(Degree)

博士 (農学)

(Date of Degree)

2010-09-03

(Date of Publication)

2011-03-10

(Resource Type)

doctoral thesis

(Report Number)

乙3125

(URL)

<https://hdl.handle.net/20.500.14094/D2003125>

※ 当コンテンツは神戸大学の学術成果です。無断複製・不正使用等を禁じます。著作権法で認められている範囲内で、適切にご利用ください。



博士論文

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

平成 22 年 7 月

中村 真人

Abstract

1. Introduction

Livestock waste generated in Japan is approximately 89 million tons annually that is the largest amount among the waste biomass. Some of livestock waste had not been treated appropriately and brought negative environmental impact before 2000. However, storage in open-air stacks or uncovered pit was prohibited by the Manure Utilization Law (Act on the Appropriate Treatment and Promotion of Utilization of Livestock Manure), that was implemented in November 1999. At present, most of livestock waste is applied to farmland after composting. In some areas, compost is in a state of excess-supply. Such areas should adopt utilization technologies other than composting. One of the technologies is methane fermentation (anaerobic digestion).

Methane fermentation is a technology to produce CH_4 from biomass (cow waste, wastewater etc.) by metabolic action of microorganism. Recently, methane fermentation has been attracted attention because biomass energy is renewable energy and greenhouse gas emissions can be reduced by using CH_4 produced by methane fermentation instead of fossil energy.

On the other hand, problems of treatment or use of methane fermentation digested slurry hereinafter referred to as the "digested slurry" still remain. The digested slurry is either discharged to river after water treatment process or used as liquid fertilizer. Wastewater treatment is expensive because large amount of chemicals for flocculating and adding carbon source are needed.

In use as fertilizer, large field area is necessary to apply all digested slurry. Large energy and labor are also required for transportation and application of the digested slurry. However, nitrogen and potassium can be utilized effectively and the amount of chemical fertilizer can be reduced by using the digested slurry.

In order to solve problems and promote the use of the digested slurry, it is necessary to examine component of the digested slurry as liquid fertilizer, behavior of nutrients (nitrogen or potassium) on the field applied with the digested slurry and the effect of reduction of greenhouse gas emissions by introducing methane fermentation process with the digested slurry to use as fertilizer.

The purpose of this study is to realize livestock waste utilization system in which waste-derived nutrients can be utilize effectively and reduce environmental load by clarifying characteristics of the digested slurry and environmental impact by fertilizer use of the digested slurry. The followings are concrete purpose.

- 1) The materials balance (weight, nitrogen, phosphorous and potassium) of methane fermentation are examined with operation record of the methane fermentation plant and componential analysis of feedstocks and products. Properties of the digested slurry and digested slurry supernatant (filtrated digested slurry) as fertilizer are also examined.
- 2) Environmental impacts by application of the digested slurry on Andosol upland field, typical upland soil in Japan, is evaluated by measuring nitrogen uptake by crops, greenhouse gas emissions and nitrogen leaching.
- 3) The reduction effect of greenhouse gas emissions is evaluated with data for plant operation, transportation and application of digested slurry and N_2O emissions from soil surface on field near the plant.

2. Material balance in methane fermentation and fertilizer characteristics of digested slurry and digested slurry supernatant

The materials balance in a methane fermentation plant was calculated with the operation records and

composition of feedstock and products. Fertilizer characteristics of the digested slurry and digested slurry supernatant were also evaluated.

The results indicated that most of nitrogen and potassium in feedstock were moved to the digested slurry. Only 9.8% of C in the feedstock was converted into the C in CH₄ during the methane fermentation process. The reason was that the cow waste, feedstock used in this study, contained much sawdust derived from bedding material. This suggests that the modification of feeding system to reduce sawdust usage contributes to improve CH₄ production efficiency.

The digested slurry and the digested slurry supernatant were considered to be readily available fertilizer because they contain large amounts of ammonium nitrogen and potassium. Digested slurry supernatant is easier to handle because suspended solids are removed from the digested slurry. On the other hand, nitrogen utilization ratio is decreased in use as digested slurry supernatant because half of nitrogen is removed in solid liquid separation process.

3. Impacts of application of methane fermentation digested slurry on greenhouse gas emissions and nitrogen leaching from upland field

Nitrogen uptake by crops, greenhouse gas emissions and nitrogen leaching were studied with monolith lysimeters to evaluate the environmental impacts of applications of the digested slurry on Andosol upland field.

Lysimeters were cultivated three times (Komatsuna in spring and summer, Spinach in fall) a year for two years. Eight lysimeters was used in this experiment. Three lysimeters were applied with ammonium sulfate, three lysimeters with the digested slurry, and the other two without fertilizer.

A week prior to sowing, fertilizers were applied according to standard application rate of Chiba prefecture (Komatsuna *Brassica rapa* L. var. *perviridis* L.H.Baile at a rate of N-P₂O₅-K₂O = 12-12-12 g/m², Spinach *Spinacia oleracea* L. at a rate of N-P₂O₅-K₂O = 25-25-25 g/m²).

Nitrogen uptake in the ammonium sulfate plot was more than that in the digested slurry plot. However the difference between the two plots was not significant. This shows that digested slurry is readily available fertilizer like ammonium sulfate.

N₂O fluxes in the digested slurry plot increased immediately after the fertilization of the digested slurry. The N₂O fluxes peaked three hours to two days after fertilization, then declined to unfertilized control level after about 3 weeks. The variation pattern of the N₂O fluxes after fertilization in the ammonium sulfate plot was similar to that in the digested slurry plot. However, fertilizer-induced emission factor (N emitted as N₂O / N applied N) of the digested slurry is larger than that of the ammonium sulfate because peak of N₂O fluxes in the digested slurry plot was higher than that in the ammonium sulfate plot. Fertilizer-induced emission factor in the digested slurry and the ammonium sulfate were 0.41% and 0.11% respectively.

T-N concentrations in leachate from lysimeters applied with the digested slurry and the ammonium sulfate were higher than that of leachate treated without fertilizer throughout the experimental period. The digested slurry plot and the ammonium sulfate plot showed a similar seasonal pattern and almost same in the amount of total N leached. This shows nitrogen derived from the digested slurry and the ammonium sulfate are leached similarly.

The percentages of nitrogen uptake, leached nitrogen and nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer-derived nitrogen were 27%, 44% and 0.41% in the digested slurry plot and 32%, 46% and 0.11% in the ammonium

sulfate plot.

The results show that digested slurry is readily available fertilizer like ammonium sulfate, and nitrogen is leached as easily from the digested slurry as from the ammonium sulfate. Application of the digested slurry instead of chemical fertilizer does not contribute nitrate pollution of groundwater. However the application of the digested slurry contributes global warming considering greenhouse gas emissions at the field level.

4. Mitigation effect of greenhouse gas emission by methane fermentation system with applying digested slurry as fertilizer

Greenhouse gas emission mitigation effect by methane fermentation system with the digested slurry to utilize as fertilizer was evaluated with data of plant operation, greenhouse gas emissions (N_2O and CH_4) from soil surface on field, etc.

The results indicated that greenhouse gas emissions could be reduced when biogas generated in the plant is utilized as fuel of co-generation system and most of the digested slurry was applied in field near methane fermentation plant. The results also showed that greenhouse gas emissions in methane fermentation system with the digested slurry to utilize as fertilizer were less than that in the system with the digested slurry to treat in wastewater treatment process according to estimation including greenhouse gas emissions with chemical fertilizer production and waste water treatment process.

5. Conclusion

The results of this study show that the digested slurry is readily available fertilizer like chemical fertilizer, and nitrogen is leached as easily from the digested slurry as from the chemical fertilizer. Fertilizer-induced emission factor of the digested slurry plot is larger than that of the ammonium sulfate plot. The application of the digested slurry contributes global warming considering greenhouse gas emissions at the field level. However, the results also show that emissions reduction effect by introducing co-generation system and decrease of chemical fertilizer usage, and other is larger than emission increase in field level emissions. Thus, cow waste methane fermentation process with the digested slurry used as fertilizer can reduce greenhouse gas emissions considering entire methane fermentation process.

It is concluded that energy as CH_4 and fertilizer component as the digested slurry can be utilized effectively and environmental load can be also reduced by introducing cow waste methane fermentation process with the digested slurry to use as fertilizer.

Table 一覧

- 2-1 堆肥（コンポスト）および堆肥化（コンポスト化）の定義
- 2-2 有機性廃棄物を農地施用する場合の問題点と堆肥化による改善
- 2-3 家畜ふん，汚泥を原料とする堆肥の肥料成分含有率，肥効率および有効肥料成分割合
- 2-4 各成分の全炭素含有率
- 2-5 モミガラを指標とした分解特性
- 2-6 各種バイオマスの成分と特性値
- 2-7 成分調整資材の分類
- 2-8 山田バイオマスプラントの年表
- 2-9 山田バイオマスプラントの施設・設備の概要
- 2-10 山田バイオマスプラントで起きたトラブル一覧表

- 3-1 硝酸態窒素・亜硝酸態窒素の汚染原因（複数回答あり）
- 3-2 日本におけるメタンの排出源（2006 年）
- 3-3 日本における亜酸化窒素の排出源（2006 年）

- 4-1 原料，生成物の重量算定法
- 4-2 液体試料の成分
- 4-3 固体試料の成分
- 4-4 気体試料の成分
- 4-5 1 日あたりのメタン発酵過程の物質収支
- 4-6 1 日あたりの消化液固液分離過程の物質収支
- 4-7 脱水ろ液と市販液肥との比較
- 4-8 消化液および脱水ろ液の重金属含有率

- 5-1 採取時の採取土壌の理化学性
- 5-2 メタン発酵消化液の成分（ $n=21$ ）
- 5-3 表層（0-5cm）土壌の T-N，T-C，乾燥密度
- 5-4 窒素吸収量
- 5-5 施用した窒素に対する亜酸化窒素の発生割合
- 5-6 2 年間における窒素収支

- 6-1 消化液の成分（2007 年の平均値）
- 6-2 メタン発酵システムの二酸化炭素排出量（ $\text{kg-CO}_2\text{eq./原料 1t}$ ）
- 6-3 液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムの二酸化炭素排出量

Figure 一覧

- 2-1 堆肥化過程での組成変化
- 2-2 堆肥化による有機性廃棄物利活用プロセス
- 2-3 メタン発酵の流れ
- 2-4 山田バイオマスプラントの主なシステム構成
- 2-5 月別原料投入量・生成物量

- 3-1 畑地における窒素の動態

- 4-1 メタン発酵プラントのシステム構成

- 5-1 モノリスライシメータの断面図
- 5-2 試験期間の日平均気温, 日降水量
- 5-3 表層 (0-5cm) 土壌の含水比の推移
- 5-4 表層 (0-5cm) 土壌中の無機態窒素の推移
- 5-5 亜酸化窒素フラックス
- 5-6 浸透水中の臭化物イオン濃度の推移
- 5-7 浸透水中の全窒素濃度の推移

- 6-1 温室効果ガス排出量を算定する範囲

目次

第1章 緒論	1
1.1 研究の背景	1
1.2 本研究で取り組む課題	2
1.3 研究の目的	3
1.4 論文の構成	3
第2章 バイオマスの利活用技術	5
2.1 堆肥化	5
2.1.1 堆肥化とは	5
2.1.2 成分調整堆肥製造のための各種バイオマスの分類と適用性の検討	8
2.1.2.1 堆肥の成分調整	8
2.1.2.2 各種バイオマスを原料とする堆肥の特徴と成分調整資材	9
2.1.2.3 成分調整資材の特徴を示す項目の整理	10
2.1.2.4 成分調整資材の成分	12
2.2 メタン発酵	15
2.2.1 メタン発酵とは	15
2.2.2 山田バイオマスプラント	17
2.2.2.1 山田バイオマスプラントの概要	17
2.2.2.2 山田バイオマスプラントで発生したトラブル	21
第3章 既往の研究	24
3.1 メタン発酵における物質収支、消化液成分に関する既往の研究	24
3.2 堆肥・消化液等の有機質資材の畑地施用に伴う環境負荷に関する既往の研究	24
3.2.1 畑地に施用された窒素の動態	24
3.2.2 堆肥・消化液等の有機質資材の畑地施用に伴う地下水の硝酸態窒素汚染に関する既往の研究	25
3.2.3 堆肥・消化液等の有機質資材の畑地からの温室効果ガス発生に関する既往の研究	27
3.3 家畜排せつ物の循環利用に伴う温室効果ガス排出に関する既往の研究	29
第4章 メタン発酵プラントにおける物質収支と消化液及び消化液脱水ろ液の肥料特性	30
4.1 はじめに	30
4.2 メタン発酵プラントのシステム構成	30
4.3 方法	31
4.3.1 物質収支の計算方法	31
4.3.2 液体試料の分析方法	31
4.3.3 固体試料の分析方法	32
4.3.4 気体試料の分析方法	32

4.4	結果および考察	32
4.4.1	メタン発酵プラントでの物質収支	32
4.4.1.1	メタン発酵過程での物質収支	32
4.4.1.2	消化液固液分離過程での物質収支	34
4.4.2	液肥の成分	35
4.5	まとめ	36
第5章	メタン発酵消化液の施用が畑地土壌からの温室効果ガス発生と窒素溶脱に及ぼす影響	38
5.1	はじめに	38
5.2	方法	38
5.2.1	試験装置	38
5.2.2	試験条件	39
5.2.3	測定項目	40
5.2.3.1	表層土壌全窒素，全炭素	40
5.2.3.2	表層土壌の含水比，無機態窒素の推移	40
5.2.3.3	作物の窒素吸収量	40
5.2.3.4	土壌から大気へのガスフラックス	40
5.2.3.5	浸透水の水質分析	41
5.2.3.6	土壌モノリスの浸透特性	41
5.3	結果および考察	42
5.3.1	表層土壌の全窒素，全炭素	42
5.3.2	土壌表層の含水比・無機態窒素の推移	42
5.3.3	窒素吸収量	43
5.3.4	土壌から大気へのガスフラックス	44
5.3.4.1	亜酸化窒素	44
5.3.4.2	メタン	46
5.3.5	浸透水	47
5.3.5.1	ライシメータの浸透特性	47
5.3.5.2	浸透水の全窒素	47
5.3.6	窒素収支	48
5.4	まとめ	49
第6章	消化液を液肥利用するメタン発酵システムによる温室効果ガス削減効果	50
6.1	はじめに	50
6.2	温室効果ガス排出量を算定するメタン発酵システム	50
6.3	方法	51
6.3.1	プラントにおける物質収支およびエネルギー消費	51
6.3.2	消化液の肥効率および消化液施用土壌からの温室効果ガス発生量	51
6.3.3	液肥利用型メタン発酵システムの二酸化炭素排出量	51
6.3.4	液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムの二酸化炭素排出量の比較	52

6.4	結果および考察	52
6.4.1	プラントにおける物質収支およびエネルギー消費	52
6.4.2	消化液の肥効率および消化液土壌からの温室効果ガス発生量	52
6.4.3	液肥利用型メタン発酵システムの二酸化炭素排出量	52
6.4.4	液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムの二酸化炭素排出量の比較	53
6.5	まとめ	54
第7章	結論	55
	引用文献	57
	謝辞	62
	Appendix	64

第1章 緒論

1.1 研究の背景

産業革命以降、人類は化石エネルギーを大量に使うことにより産業を発展させ、物質的に豊かな生活を獲得してきた。しかし、化石エネルギーは有限な資源であり、化石エネルギーに依存した現在の社会システムを維持できないことは明らかである。また、化石エネルギーを大量に使う社会システムは、二酸化炭素等の温室効果ガス放出による地球温暖化を引き起こし、産業の発展に伴って、水質汚濁、大気汚染等の様々な環境問題を深刻化させてきた。人類社会が持続的に発展していくためには、再生可能エネルギーの導入や循環型社会の形成等を通じて、化石エネルギーに依存した、大量生産・大量消費・大量廃棄型の社会システムを改めていく必要がある。バイオマス利活用は上記の課題を解決する方法の一つであると考えられる。

バイオマスとは、生物資源 (bio) の量 (mass) を表す概念で、その定義は「再生可能な、生物由来の有機性資源で化石資源を除いたもの」とされている。バイオマスは、太陽エネルギーを使って無機物である水と二酸化炭素 (CO_2) から生物が光合成によって生成した有機物であり、持続的に利用可能な資源である。政府は、2002 年 (2006 年に一部改正) にバイオマス・ニッポン総合戦略 (農林水産省, 2006) を閣議決定、さらに 2009 年にはバイオマス活用推進基本法 (平成二十一年六月十二日法律第五十二号) が施行され、バイオマス利活用政策の方向性が示された。バイオマス活用推進基本法では、バイオマスの活用の推進は、地球温暖化の防止、循環型社会形成の促進、農山漁村の活性化等に資するものでなければならないとしている。また、同法では、バイオマス活用の推進は、環境保全に配慮して行われなければならないとしている。

バイオマスには家畜排せつ物、下水汚泥、食品廃棄物、農作物非食用部、林地残材、資源作物などがあり、その利活用技術には堆肥化、メタン発酵、炭化、エタノール発酵などがある。本研究ではその中で、家畜排せつ物を原料としたメタン発酵を取り上げる。家畜排せつ物は日本で発生する廃棄物系バイオマスの中で最も発生量が多く、2005 年現在、日本全体で年間約 8,900 万トン発生している (農林水産省, 2006)。家畜排せつ物の取り扱いについては、1999 年 11 月に施行された家畜排せつ物の管理の適正化および利用の促進に関する法律 (以下、「家畜排せつ物法」とする) により、家畜排せつ物の野積み、素掘り等の不適切な処理方法が禁止された。家畜排せつ物法の完全施行に向けて、堆肥化施設や浄化処理施設の整備を助成する様々な畜産環境保全施策が推進されてきた結果、現在では適用対象農家の 99.9%において法に基づく管理基準が遵守される状況となっている (農林水産省, 2009)。このような状況を受けて 2007 年 3 月に農林水産省により新たに制定された家畜排せつ物の利用の促進を図るための基本方針 (農林水産省, 2007) では、今後とも家畜排せつ物の堆肥化利用を推進するとする一方で、堆肥が需要量を超えて発生している地域については、家畜排せつ物のエネルギー利用等の堆肥以外の利用方法を図ることが重要であるとされている。その一つの方法として、メタン発酵等によるエネルギー利用がある。メタン発酵については、近年、北海道、南九州、東北を中心に多くのメタン発酵プラントが建設されている (野池, 2009)。メタン発酵ではメタン (CH_4) と同時にメタン発酵消化液 (以下、「消化液」とする) が生成され、消化液は肥料成分を多く含んでいることから液肥利用が各地で試みられている (柚山ら, 2007)。

また、一連のバイオマス利活用を推進するための法整備が進むのと並行して、1999 年に改正肥料取締法と持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律 (以下、「持続農業法」とする) が施行さ

れた。改正肥料取締法では、堆肥等の品質（成分の含有量等）に関する品質表示が義務付けられ、有害成分が含まれるおそれのある特殊肥料（汚泥を原料とする堆肥等）については、農林水産大臣への事前登録が必要な普通肥料に移行された。これらの改正により、堆肥等に含まれる肥料成分を勘案した適切な肥料の施用が可能となり、有害な肥料の生産の防止を通じて、肥料品質が維持されている。

一方、持続農業法では、農業の自然循環機能の維持増進と化学肥料や農薬の節減を目的に、①堆肥その他の有機質資材の施用に関する技術、②肥料の施用に関する（化学肥料を節減する）技術、③有害動植物の除去に関する（農薬を節減する）技術を導入する耕種農家に対し、税制上の特例措置や融資制度が適用されることとなった。

このように、バイオマスの利活用が推進され、堆肥、消化液等のバイオマスの利活用により製造される有機質資材を農地利用することは、環境と調和のとれた持続的な農業生産を確保するために必要であると位置づけられている。

1.2 本研究で取り組む課題

メタン発酵はエネルギー回収技術として捉えられてきたが、重量ベースで考えると、原料のうちガスとして回収されるのは約 3%であり、残りの約 97%は消化液である。消化液をどのように利用または処理していくかがメタン発酵を導入していく上での鍵となる。前述の家畜排せつ物の利用の促進を図るための基本方針においても、消化液の処理および利用には十分に配慮する必要があることに留意しつつ、メタン発酵の推進を適切に図っていく必要があるとされている。

消化液の利用・処理方法には、液肥として利用する場合と排水処理を行った上で放流する場合がある。排水処理では、凝集剤などの薬品の使用量が多く、多大なコストがかかるという問題がある（中川，2002）。液肥として利用する場合には、散布するための十分な農地面積の確保や輸送・散布に要するエネルギーや労力が大きいという課題もあるが、消化液に含まれる窒素、カリウム等の速効性の肥料成分を有効利用でき、化学肥料使用量を削減できるという利点がある。近年肥料価格が上昇傾向にあることや肥料生産には多量のエネルギーが必要であることを踏まえると、消化液を液肥利用する意義は大きいと考えられる。

排水処理および液肥利用には、長所・短所があり、どちらを選択するかは、事業主体などの関係者が諸事情を勘案して判断すべき問題である。ただ、液肥利用に関心がはられてこなかったため、消化液の液肥利用に関する定量的な評価が十分に行われていない。そのため、液肥利用の観点から、メタン発酵過程での肥料成分の物質収支や生成される消化液や消化液脱水ろ液（消化液を固液分離した液分、以下、「脱水ろ液」とする）の肥料特性について検討を行う必要がある。

肥料や土壌改良資材は、施用方法が不適切であると、環境負荷が増大（例えば、地下水汚染や温室効果ガス排出量の増加）することが知られている。そのため、肥料効果だけではなく、肥料や土壌改良資材に含有する窒素等の成分の農地施用後の動態の特性を把握した上で、環境影響を考慮して使用することが重要である。化学肥料や家畜ふん堆肥についてはこれまでに多くの研究蓄積があるが、消化液に関する報告は少ない。消化液に含有する窒素等の形態や含有する水分量が堆肥とは異なり、施用後の窒素化合物の動態が堆肥を施用した場合と大きく異なることが予想されるが、それらについて十分な検討が行われていない。

また、バイオマス利活用に伴う環境影響を評価するためには、バイオマス変換や農地での利用などの各段階での環境影響だけではなく、ライフサイクルでの環境影響を評価することが重要である。消

化液を液肥として利用するメタン発酵システムの温室効果ガス削減効果を考えた場合、メタンとして化石エネルギー代替のエネルギーが得られ、その分温室効果ガス排出量が削減できる。しかし、一方でプラントの運転や液肥の利用段階の化石エネルギー消費に伴う温室効果ガスの排出、土壌からの温室効果ガスの排出がある。そのため、システム全体でその効果を検証する必要があるが、それについて十分な検証が行われていない。

以上のことを踏まえ、メタン発酵消化液の液肥利用に関する課題を整理すると以下ようになる。

1. メタン発酵プロセスでの肥料成分の物質収支、消化液の肥料特性についての情報が十分ではない。
2. 消化液の肥料効果や液肥利用に伴う環境影響が明らかとなっていない。
3. 消化液を液肥として利用するメタン発酵システムの温室効果ガス排出削減効果等の環境負荷低減効果が明らかとなっていない。

1.3 研究の目的

本研究では、上記の課題を踏まえ、肥料成分を有効利用でき、環境負荷を低減できる家畜排せつ物の利活用システムの実現を目指す。具体的には以下のことを明らかにする。

1. メタン発酵プラントの運転記録や原料、生成物等の重量および成分分析結果から、肥料成分である窒素、リン、カリを含む物質収支および生成される消化液および消化液脱水ろ液の液肥としての特徴を明らかにする。
2. 日本の代表的な畑地土壌である黒ボク土の畑地に消化液を施用し、作物を栽培した条件での窒素の溶脱特性、表層土壌からの温室効果ガスの発生特性を一体的に調査し、消化液施用に伴う環境への影響を明らかにする。
3. メタン発酵プラントの運転記録、消化液の輸送・散布に要する消費エネルギー、消化液を施用した畑地からの温室効果ガス発生量のデータを用いて、消化液を液肥として利用するメタン発酵システムの温室効果ガス排出削減効果を明らかにする。

1.4 論文の構成

本論文は7つの章から構成されており、その内容は以下のとおりである。

第1章では家畜排せつ物の利活用の現状および課題を示し、本研究の目的について述べる。

第2章では家畜排せつ物の代表的な利活用方法である、堆肥化、メタン発酵について取り上げる。堆肥化については、堆肥化技術の特徴、成分調整資材による堆肥の肥料成分調整の可能性について述べる。また、メタン発酵については、メタン発酵技術の特徴、本研究が対象とするメタン発酵プラントである山田バイオマスプラントの概要、運転記録について述べる。

第3章ではメタン発酵における物質収支、消化液成分、家畜排せつ物およびその変換物の畑地施用に伴う環境負荷、家畜排せつ物の循環利用に伴う温室効果ガス排出についての既往の研究のレビューを行う。

第4章では、メタン発酵プラントのメタン発酵過程、消化液固液分離過程での物質収支、特に肥料成分の収支の特徴、メタン発酵で生成する液肥である消化液、脱水ろ液の肥料特性について述べる。

第5章では、消化液を黒ボク土畑へ施用した時の作物への窒素吸収特性、土壌からの温室効果ガス発生特性、地下への窒素の溶脱特性について述べる。

第6章では、消化液を液肥として利用するメタン発酵システムの温室効果ガス排出量の削減効果について述べる。

第7章では、前章までで得られた結果をとりまとめ、消化液を液肥として利用する家畜排せつ物のメタン発酵システムについて総括を行う。

第2章 バイオマスの利活用技術

2.1 堆肥化

2.1.1 堆肥化とは

堆肥および堆肥化については、**Table 2-1** に示すように多くの方々によって定義づけされている（Golueke, 1977）（井ノ子, 1985）（藤田, 1994）（藤原ら, 1998）（木村・中崎, 1999）（農業土木学会, 2003）（岩渕, 2004）（畜産環境整備機構, 2004a）。これらを総合すると堆肥化技術は次のように要約できる。

Table 2-1 堆肥（コンポスト）および堆肥化（コンポスト化）の定義

Definition of compost and composting

Golueke(1977)	生物系廃棄物をあるコントロールされた条件下で、取り扱い易く、貯蔵性が良くそして環境に害を及ぼすことなく安全に土壌還元可能な状態まで微生物分解すること。
井ノ子(1985)	コンポスト化とは有機物資材を地力維持の目的をもって農業利用する場合、ある到達目標まで当該有機物を人工的な管理下におき、微生物の作用により腐朽させておくことである。この到達目標は農業サイドでは以下のように考えられる。すなわち、コンポスト化された有機物を土壌に施用しても作物に生育障害を起こすことはなく、土壌微生物に活動のエネルギーを十分に与えて地力を維持し、作物に栄養分を供給してその生産性を高めるような有機成分組成をもつようになるまでということである。
藤田 (1994)	コンポスト化処理は微生物を使って、原料中の分解しやすい有機物を分解するプロセスである。
土壌肥料用語事典 (1998)	稲わらなどの収穫残さ、樹皮（バーク）などの木質、家畜ふん尿などの有機質資材を堆積し、好氣的発酵により、土壌施用後農作物に障害を与えなくなるまで腐熟させたものをいう。土壌改良や地力維持を目的として使用される。単に「有機物」と呼ばれることもある。 狭義には、わら類などの植物質資材を堆積発酵させたものを「堆肥」、家畜ふん尿を堆積発酵したものを「きゅう肥」、農業系以外の有機性廃棄物（未利用資源）を堆積発酵したものを「コンポスト」とすることもある。しかし、単独原料だけで堆肥化することは少なく、家畜ふんにわらやおがくずを混合するように複合化して堆肥化するため、「堆肥」と総称することが適切である。単独原料による堆肥は、「牛ふん堆肥」のように原料名を、複合原料による堆肥は、「おがくず混合牛ふん堆肥」のように副原料と主原料を併記して表現する。
木村 (1999)	コンポスト（堆肥化）過程とは、元来空気中や土壌由来で材料表面に存在している好気性の常温（中温）、高温微生物の働きによって、材料である生物系有機資材（バイオマス）が分解されることである。ここで微生物は、より分解しやすい糖類等から順に消費し、代謝、繁殖活動をするものと理解されている。この過程で得られる温度の上昇が材料中の病原菌、雑草の種子、害虫の卵や幼虫を死滅させると共に、汚物感のない、作物にとって適度な栄養分を安定な性質とする。これを、ある程度安定的かつスピードアップするために人為的な条件付け（環境調節）をし、進行させることを、狭義にコンポスト（高速堆肥）化と称する場合もある。 広義のコンポスト（堆肥）化は、地力保持のための有機物補給方法として、古くから農業の場において経験的に取り上げられて来た技術ではあるが、主たる生物反応に物理化学的な反応が絡み合う系であるため、そのメカニズムや製品（コンポスト）の位置付けについて未だ不明な部分が多い。
改訂5版 農業土木標準用語事典 (2003)	コンポスト 余剰汚泥を脱水し、もみガラ、おがくずなどと混合し水分を65%前後に調整した後、通気して発酵させ堆肥化したもの。農地還元利用される。
岩渕 (2004)	生物系廃棄物を構成している糖、蛋白質、炭水化物および脂質などの有機物を好氣的に主にバチルス属細菌、放線菌および糸状菌の代謝によって分解、低分子化される一連の過程。
家畜ふん尿処理施設の設計・審査技術 (2004)	堆肥化発酵とは、家畜ふんに含まれる易分解性有機物が好気性微生物に酸化分解されることである。堆肥化発酵時に発生する発酵熱により水分が蒸発して（残り水分+難分解性有機物+灰分）で構成される堆肥が生産される。この発酵熱により病原性の菌や原虫、寄生虫等が死滅し、雑草種子の発芽も抑制される。汚物感の原因である腐敗しやすい易分解性有機物を水分蒸発エネルギーとして利用して、汚物感のない安定した性状の堆肥を生産することが家畜ふんの堆肥化発酵処理である。

- ① 堆肥化反応は、有機性廃棄物に含まれる有機物が、好気性微生物（酸素利用して有機物を分解する微生物の総称）の代謝により分解される反応である。
- ② 堆肥化技術とは、人工的に環境条件を整えることにより、好気性微生物の活動を活発にし、原料となる有機性廃棄物の分解を促進する技術である。
- ③ 微生物による有機物の分解反応の過程で、熱が発生し、その熱により有機性廃棄物に含まれる水分の蒸発が促進され、病原菌が死滅し、原料に混入されている雑草種子の発芽能力が抑制される。
- ④ 原料の腐熟が進むことにより、性状が安定し、取扱性・貯蔵性がよい堆肥ができ、農地に施用しても作物に生育障害を起こさないようになる。

このように、堆肥化とは、家畜ふんや汚泥、生ゴミ等の有機性廃棄物を、作物の生育にとって有用で、農作業者にとっても取り扱いやすく、安全なものにする技術である（原田，1993）。

堆肥の原料である有機性廃棄物（バイオマス）は、一部が堆肥化の過程で分解され、二酸化炭素、水およびアンモニアになる。炭水化物と蛋白質・脂肪の反応式は、それぞれ 式（2-1）、式（2-2）で表わされる。ここで生じたアンモニアは水に溶けて水酸化アンモニウムになり、一部は気体のアンモニアになり揮散する。堆肥化過程でのアンモニアの揮散量は、原料や通気量などの環境条件により幅があり（羽賀，2004）、堆肥化の過程で堆肥原料中の窒素の 10～50%が揮散するとされている（池口ら，2003）。

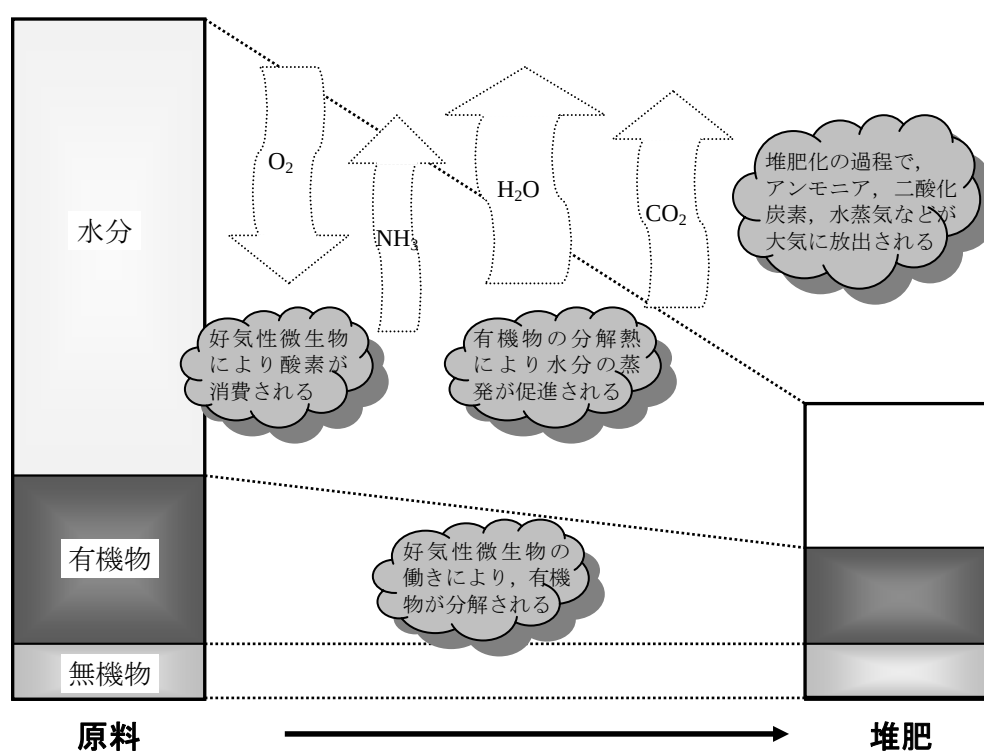


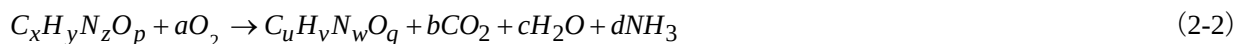
Fig. 2-1 堆肥化過程での組成変化

Composition change in composting process

炭水化物の分解



たんぱく質および脂肪の分解



(脂肪の場合、 d および z は 0 となる.)

原料中の有機物は、すべてが分解されるのではなく、**Fig. 2-1** に示すように難分解性の有機物は堆肥の中に残る。また、この分解反応は発熱反応であるので、温度が 70℃前後まで上がり、その熱により水分の蒸発が促進される。有機性廃棄物は、生のまま農地に施用すると、**Table 2-2** のような問題を生じるが、それらの多くは堆肥化により軽減される。

堆肥化による有機性廃棄物利活用プロセスを **Fig. 2-2** に示す。運びこまれた原料と副資材は混合、水分調整され、堆肥舎に堆積または堆肥化装置に投入される。原料投入後ただちに微生物による有機物の分解が始まり、その反応で温度が上昇し、70℃前後にまで達する。堆肥舎・堆肥化装置では通気性の改善をはかり、微生物に酸素を供給するために、定期的に攪拌または切り返され、3 週間から 1 年間かけて堆肥ができあがる。でき上がった堆肥は貯蔵され、マニユアスプレッダ（堆肥散布機）などを用いて農地に施用される。

Table 2-2 有機性廃棄物を農地施用する場合の問題点と堆肥化による改善

Problems regarding with application of organic waste to the field
and improvement of the problems by composting

生物系廃棄物の問題点	堆肥化による改善
汚物感がある	水分が蒸発することにより軽減される
腐敗しやすい、貯蔵性が悪い	易分解性の有機物（腐敗しやすい有機物）が堆肥化過程で分解されるので、性状が安定する
含水率が高く、輸送効率が悪い	水分が蒸発することにより、重量が減る
土壌施用直後に急激に分解することにより、作物の生育障害を起こす危険性がある	易分解性の有機物（腐敗しやすい有機物）が堆肥化過程で分解されるので、急激な分解は起きないため、生育障害を起こす危険性は低くなる
病原菌・雑草種子の混入の危険性がある	堆肥化過程で発生する熱により、病原菌は死滅し、雑草種子は不活性化する
悪臭がある	堆肥化により、アンモニアは揮散するが、その他の悪臭物質の発生は抑制される

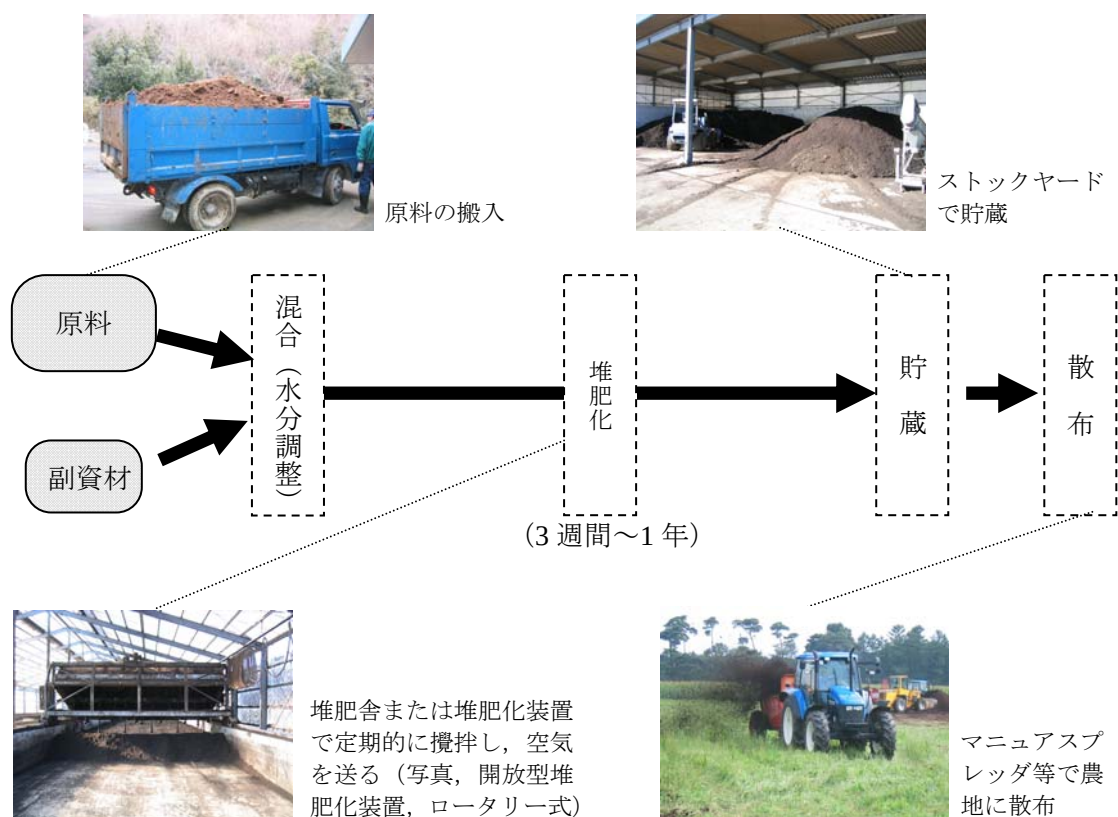


Fig. 2-2 堆肥化による有機性廃棄物利活用プロセス

Organic waste utilizing process by composting

2.1.2 成分調整堆肥製造のための各種バイオマスの分類と適用性の検討

2.1.2.1 堆肥の成分調整

1.1 で示した家畜排せつ物の利用の促進を図るための基本方針（農林水産省，2007）において，堆肥についてはニーズに即した堆肥づくりの推進が今後の方針として示されたが，それらについては課題も多い．堆肥の品質を評価する項目としては，土壤改良効果，腐熟度，肥料効果，取扱性などがあるが，これらのうちのいずれを重視するかは堆肥の用途や施用する作物により異なる．ニーズに即した堆肥を製造するための方法の一つとして，堆肥に成分調整資材を混合して堆肥の成分を調整する方法があり，各地で取り組みが行われているが，成分調整資材は菜種油かす等に限定されており，成分調整資材の情報は十分整理されているとはいえない．

2.1.2 では，堆肥の肥料成分調整資材として利用可能なバイオマスを探るために，各種バイオマスのデータが記載されている，日本標準飼料成分表（独立行政法人 農業技術研究機構，2001）を活用して，バイオマスの分類，肥料成分，分解特性等の項目の整理を行う．飼料成分表に記載されているデータは，飼料としての特徴を表現する項目（粗蛋白質，粗繊維等）で整理されているため，記載データをそのまま利用できない．そのため，記載データを成分調整用資材の特徴を表す項目（肥料成分，分解特性等）に換算し，各資材の成分調整資材としての適用性を検討した．また，各資材が堆肥化過程での水分調整用副資材として利用される場合も考え，含水率，発熱量，総分解率についても整理した．

2.1.2.2 各種バイオマスを原料とする堆肥の特徴と成分調整資材

堆肥の肥料成分は、原料とするバイオマスの種類により特徴が見られる。Table 2-3 に各家畜ふん、汚泥を原料とする堆肥の肥料三要素（窒素（N）、リン酸（ P_2O_5 ）、カリ（ K_2O ））成分（畜産環境整備機構、2005）（有機質資源化推進会議、1997）、各成分の肥効率（畜産環境整備機構、1998）（森永・北村、2005）および有効肥料成分割合を示す。農業集落排水汚泥堆肥の窒素肥効率は、森永・北村（2005）が行った、スイートコーンとジャガイモの栽培試験の結果の平均値（50%）を採用した。下水汚泥、し尿系汚泥堆肥の窒素肥効率は、農業集落排水汚泥堆肥と同程度とした。ここで、肥効率とは、各堆肥に含まれる養分が化学肥料に対してどれだけの効果があるかを示す値である。有効肥料成分割合は、各成分の含有率と肥効率を掛け合わせた値で、堆肥中で作物が利用できる養分割合を表す値であると定義する。

有効肥料成分割合で見ると、牛ふんを原料とする堆肥では、窒素の割合が少なく、カリが多い。豚ふんを原料とする堆肥ではリン酸が多いことがわかる。汚泥系の堆肥ではカリの含有率が低く、仮にカリの肥効率が100%であるとしても、下水汚泥、し尿系汚泥、農業集落排水汚泥を原料とする堆肥のカリ有効肥料成分割合はそれぞれ0.3%、0.6%、0.6%となり、全窒素の有効肥料成分割合、1.2%、1.6%、1.0%と比べて少ない。このように、単一原料の堆肥の養分組成が作物要求に合致しないことも少なくなく、牛ふん堆肥の連用ではカリ、豚ふんや鶏ふんの堆肥の連用ではリン酸の過剰が生じやすいことが知られている（畜産環境整備機構、農業技術協会、2001）。その対策として、本節では、肥料成分を調整できるバイオマスをコンポスト製造過程で混合する方法を検討する。

成分調整をする場合は、発酵が終了した堆肥に成分調整資材を混合することにより行う。成分調整資材としての特徴を表現するために必要な項目は、全炭素（T-C）、全窒素（T-N）、リン（P）、カリウム（K）、カルシウム（Ca）、マグネシウム（Mg）、ナトリウム（Na）、含水率、酸性デタージェント繊維（ADF）、C/N比である。Naは塩分の指標となる成分、ADFは各資材の分解特性、C/N比は窒素無機化特性の指標となる。ここで、ADFは酸性の界面活性剤で加熱処理した時の不溶性部分から灰分を除いた量である（飼料分析基準研究会、2004）。また、本節では、副資材としての特徴を表現し、堆肥化施設の規模算定に必要な項目である、含水率、発熱量、総分解率についても整理した。ここで、総分解率とは、原料であるバイオマスが堆肥化過程で分解される過程での乾物あたりの質量減少割合である。

Table 2-3 家畜ふん、汚泥を原料とする堆肥の肥料成分含有率、肥効率および有効肥料成分割合

Fertilizer nutrients, fertilizer response rate and available nutrients of compost made of livestock wastes and sludge

	成分含有率（乾物重量%）			肥効率（%）			有効肥料成分割合（%）		
	全窒素	リン酸	カリ	全窒素	リン酸	カリ	全窒素	リン酸	カリ
乳用牛	2.2 ^{a)}	1.8 ^{a)}	2.8 ^{a)}	30 ^{e)}	60 ^{e)}	90 ^{e)}	0.7	1.1	2.5
肉用牛	2.2 ^{a)}	2.5 ^{a)}	2.7 ^{a)}	30 ^{e)}	60 ^{e)}	90 ^{e)}	0.7	1.5	2.4
豚	3.5 ^{a)}	5.6 ^{a)}	2.7 ^{a)}	50 ^{e)}	60 ^{e)}	90 ^{e)}	1.8	3.4	2.4
採卵鶏	2.9 ^{a)}	6.2 ^{a)}	3.6 ^{a)}	—	—	—	—	—	—
ブロイラー	3.8 ^{a)}	4.2 ^{a)}	3.6 ^{a)}	—	—	—	—	—	—
下水汚泥	2.41 ^{b)}	3.35 ^{b)}	0.31 ^{b)}	58 ^{f)}	—	—	1.4	—	—
し尿系汚泥	3.27 ^{c)}	3.73 ^{c)}	0.64 ^{c)}	58 ^{f)}	—	—	1.9	—	—
農業集落排水汚泥 (副資材モミガラ)	2.85 ^{d)}	2.62 ^{d)}	1.38 ^{d)}	58 ^{d)}	—	—	1.7	—	—

a) 畜産環境整備機構(2005) p. 32, b) 有機質資源化推進会議(1997) p. 158, c) 有機質資源化推進会議(1997) p. 166, d) 森永・北村(2005), e) 畜産環境整備機構(1998) p. 69, f) 森永・北村(2005)からの推測値

2.1.2.3 成分調整資材の特徴を示す項目の整理

全窒素 (T-N)

飼料成分表における粗蛋白質の値は、各飼料の全窒素含有率 (T-N) を実測して、その値に換算係数 6.25 を乗じた値である (石橋, 2001)。よって、式(2-3)のように粗蛋白質を 6.25 で除することにより全窒素は求められる。ここで求められた全窒素は実測値と等しい値と考えてよい。なお、式(2-3)の粗蛋白質のように、式中で下線が入っている項目は、飼料成分表記載されている項目である。式(2-4)以下についても同様に表記した。

$$(\text{全窒素}) = (\text{粗蛋白質}) / 6.25 \quad (2-3)$$

全炭素 (T-C)

全炭素は、飼料成分表に記載されている栄養素のデータ (粗蛋白質, 粗脂肪, NFE, 粗繊維, ADF, NDF) から推定する方法 (中村・柚山, 2005a) を用いた。この推定法は、NFE と粗繊維を加えた成分を可溶性糖分・デンプン, ヘミセルロース, セルロースおよびリグニンの各成分に換算 (式 (2-4) ~ 式 (2-7)) した上で、各成分の全炭素含有率のデータ (Table 2-4) を用いて、各飼料の全炭素を推定する方法である (式 (2-8))。なお、可溶性糖分・デンプン, ヘミセルロース, セルロースおよびリグニンの炭素含有率については、化学組成から求め、粗脂肪および粗蛋白質については、松本ら (2000) の値を用いた。ADF のデータがなく、リグニン含有率を推定できない飼料については、粗繊維と NFE の全炭素含有率をセルロース等と等しい、43.5%とする、簡易計算法を用いた (式 (2-9))。これらの推定法により、式 (2-8) を用いた場合、推定値は実測値の ±10%, 式 (2-9) を用いた場合には実測値の ±15% で推定が可能である。

$$(\text{可溶性糖分・デンプン}) = (\text{粗繊維}) + (\text{NFE}) - (\text{NDF}) \quad (2-4)$$

$$(\text{ヘミセルロース}) = (\text{NDF}) - (\text{ADF}) \quad (2-5)$$

$$(\text{セルロース}) = (\text{粗繊維}) \quad (2-6)$$

$$(\text{リグニン}) = (\text{ADF}) - (\text{粗繊維}) \quad (2-7)$$

$$(\text{全炭素}) = \{(\text{可溶性糖分・デンプン}) + (\text{ヘミセルロース}) + (\text{セルロース})\} \times 0.435 + (\text{リグニン}) \times 0.65 \\ + (\text{粗蛋白質}) \times 0.53 + (\text{粗脂肪}) \times 0.77 \quad (2-8)$$

$$(\text{全炭素}) = \{(\text{粗繊維}) + (\text{NFE})\} \times 0.435 + (\text{粗蛋白質}) \times 0.53 + (\text{粗脂肪}) \times 0.77 \quad (2-9)$$

塩分

塩分は生ゴミを堆肥化する際に問題となる。一般的に塩分を表す指標として塩化ナトリウム濃度が

Table 2-4 各成分の全炭素含有率

T-C ratio of ingredient	
	T-C(%)
可溶性糖分・デンプン	43.5
ヘミセルロース	43.5
セルロース	43.5
リグニン	65
粗脂肪	77
粗蛋白質	53
粗繊維, NFE	43.5

用いられる。塩化ナトリウム濃度は、Na 濃度に係数 2.54（ナトリウムと塩素の原子量の比）を乗じたものである（式(2-10)）。竹本（2005）は、堆肥を露地畑に 1t/10a 施用する場合、堆肥中の塩化ナトリウム濃度が乾物あたりで 5%程度までなら利用可能であると述べている。成分調整した堆肥がこの数値を超えないよう配慮する必要がある。

$$(\text{NaCl 濃度}) = (\text{Na 濃度}) \times 2.54 \quad (2-10)$$

発熱量（高位発熱量）

発熱量（高位発熱量）は堆肥化施設の規模算定では、原料からの水分蒸発量を計算する際に用いられる。各栄養素の単位乾物重量あたりの発熱量をもとに推定を行った。藤田・北脇（1984）によると単位乾物重量あたりの炭水化物、たんぱく質、脂質の平均発熱量は、それぞれ 17.4MJ/kg (4,150kcal/kg), 23.5 MJ/kg (5,600kcal/kg), 39.5MJ/kg (9,400kcal/kg) である。飼料成分表の粗繊維と NFE の和を炭水化物、粗蛋白質をたんぱく質、粗脂肪を脂質とし、式（2-11）のように、それぞれの乾物あたりの割合に、単位乾物重量あたりの発熱量を乗じて、各資材の発熱量を求めた。栄養素のデータがないものについては、発熱量については全炭素からの推定を行う、式（2-12）（社団法人日本エネルギー学会、2002）を用いた。

$$(\text{発熱量})(\text{MJ/drykg}) = \{(\text{粗繊維}) + (\text{NFE})\} \times 17.4 + (\text{粗蛋白質}) \times 23.5 + (\text{粗脂肪}) \times 39.5 \quad (2-11)$$

$$(\text{発熱量})(\text{MJ/drykg}) = 0.4571 \times (\text{全炭素}) - 2.70 \quad (2-12)$$

分解特性

ADF はリグニンおよびこれと結合した構造的セルロースを含む画分で、もともと飼料の消化特性を表す指標であるが、有機物の分解特性を表す指標としての有効性が確かめられている（例えば、松村・佐藤、2005）。有機性資材の ADF の比率と資材を圃場に施用して 1 年後の炭素分解率との間には高い負の相関関係（相関係数 $R = -0.918$ ）があり、式(2-13)で表される（有機質資源化推進会議、1997）。

$$(\text{施用 1 年後の炭素分解率}) = -1.02 \times (\text{有機資材中の ADF 比率}) + 94 \quad (2-13)$$

式(2-12)で求められるのは各資材の施用 1 年後の炭素分解率であるが、農地での分解性が高い資材は堆肥過程でも分解性が高いといえる。そこで、施用 1 年後の炭素分解率を指標とし、各資材の堆肥過程での分解特性を、水分調整材として一般的に利用されているモミガラとの相対的な分解特性で表現することを提案する。モミガラの ADF は 54.1%なので、式(2-13)を用いると、施用 1 年後の C 分解率は 38.8%となる。このモミガラの分解率 38.8%を基準として、その上下を 10%刻みで 7 つのカテゴリーに分け、分解特性を表現した（Table 2-5）。分解特性を C 分解率 10%ごとにわけた根拠はないが、モミガラの分解特性と比較することにより、各資材の分解特性を直感的に理解できるように、このような表現とした。

一方、堆肥化施設の設計で用いられるモミガラの総分解率は 10%として設計されている（畜産環境整備機構、2004b）。Table 2-5 を参照して、モミガラより分解率が高い資材は総分解率を 10%より大きく設定し、逆に分解率が低い資材は 10%より小さく設定して、施設の設計を行うことになる。

Table 2-5 モミガラを指標とした分解特性

Decomposition characteristic in comparison to rice husk

施用1年後のC分解率	分解特性
63.8以上	かなり高い
53.8以上で、63.8より小さい	高い
43.8以上で、53.8より小さい	やや高い
33.8以上で、43.8以下	標準 (モミガラ並み)
23.8より大きく、33.8以下	やや低い
13.8より大きく、23.8以下	低い
13.8以下	かなり低い

窒素無機化特性

C/N 比は炭素と窒素の比率であるが、有機態窒素の無機化特性を表す指標とされている。土壤中では、微生物が有機物を分解することで有機態窒素が無機化される。ところが、C/N 比が大きな有機物が土壤に施用されると、微生物の働きによって有機物が分解されるにともない、微生物が増殖して菌体タンパク質合成の原料となる無機態窒素が不足してくる。そこで、微生物は身近にある無機態窒素を利用して自身のタンパク質を合成する（松中，2003）。これが無機態窒素の有機化である。つまり、C/N 比が大きな資材を施用すると、作物が利用できる土壤中の無機態窒素が減少するという問題が生じる。無機化と有機化の境界は例外もあるが、20 程度といわれている（有機質資源化推進会議，1997）。

2.1.2.4 成分調整資材の成分

2.1.2.3 で述べた項目を整理した各種成分調整資材のデータを **Table 2-6** に示す。また、それらの資材を、ワラ類、ヌカ類、作物副産茎葉類、野草類、木質類、落ち葉類、植物油粕類、食品製造粕類、茶かすに分類し、それぞれについて、肥料三要素、塩分、分解特性、窒素無機化特性について **Table 2-7** に取りまとめた。

塩分は、醤油粕をのぞき、竹本が示した値（乾物あたり 5%以下）より少なく、堆肥に混合するには問題がない量である。C/N 比は窒素無機化特性を表す指標であり、無機化するか有機化するかの境界が C/N 比 20 程度である。成分調整資材として用いる場合、施用しても土壤中の窒素の有機化が起こらない、窒素放出型の資材が適するので、C/N 比は小さいことが望ましい。この基準でいえば、ヌカ類、植物油粕類、茶かすと作物副産茎葉類、食品産業製造粕類のうち約 2/3 の資材が成分調整資材として適すると考えられる。これらの資材は、三要素のバランスのよいヌカ類を除き、窒素の含有率がリン酸、カリに比べて高い資材である。植物油粕類はリン酸、カリをある程度含んでいるが、食品産業製造粕類、茶かすは窒素のみ多く、リン酸、カリ含有率が低い資材である。

以上より、三要素をバランスよく添加したい場合はヌカ類、三要素のうち窒素を多めに添加したい場合は植物油粕類、窒素のみを添加したい場合には食品産業製造粕類および茶かすが適しているといえる。本研究で整理した成分調整資材には、リン酸、カリ含有率が相対的に高く、リン酸およびカリの成分調整資材として適さない。

2.1.2.2 で述べたように、牛ふんを原料とする堆肥は有効に働く窒素の割合が小さいので、植物油粕類、食品産業製造粕類、茶かすの混合が有効であるといえる。

2.2.1.2 では、各種バイオマス成分調整資材として活用した堆肥成分の調整について検討したが、地域において適当なバイオマスが存在しない場合、存在したとしても収集、輸送のコストを考慮に入れると、コスト面、輸送によるエネルギー消費の観点から現実的ではない場合がある。その場合は、成分調整資材ではなく、単肥の化学肥料で成分を補うのが現実的である。

Table 2-6 各種バイオマスの成分と特性値

Composition and characteristic value of biomass

	含水率 %	C %	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	Na %	NaCl 濃度 ^Ⅲ %	ADF %	施用1年 後のC分 解率 ^Ⅳ %	総分解率 (分解特性 ^Ⅴ) %	C/N 比	(高位) 発熱量 ^Ⅵ MJ/kg kcal/kg		推定値以外の データの入手方法 ^Ⅶ
ワラ類および穀類																
稲ワラ (水稻)	12.2	37.4	0.86	0.13	1.95	0.30	0.10	0.07	0.2	39.2	54.0	(高い)	43.7	15.1	3612	Cは分析, その他は飼料成分表
エンバクワラ	16.7	42.6 ^{Ⅰ)}	0.50	0.09	2.19	0.39	0.15	-	-	50.2	42.8	(標準)	85.4	16.6	3960	飼料成分表
小麦ワラ	14.2	42.2 ^{Ⅰ)}	0.67	0.08	1.00	0.21	0.11	0.05	0.1	46.5	46.6	(やや高い)	62.8	16.3	3897	飼料成分表
大麦ワラ	14.7	41.8 ^{Ⅰ)}	0.58	0.08	1.40	0.29	0.10	-	-	47.9	45.1	(やや高い)	71.8	16.4	3905	飼料成分表
ソバワラ	15.4	40.3 ^{Ⅱ)}	1.08	0.21	3.13	1.35	0.14	-	-	-	-	-	37.4	16.4	3916	飼料成分表
トウモロコシ稈	39.2	43.8 ^{Ⅰ)}	0.92	0.09	1.32	0.24	0.12	-	-	42.3	50.9	(やや高い)	47.6	17.0	4071	飼料成分表
アズキ稈	19.6	43.5 ^{Ⅰ)}	0.58	-	-	-	-	-	-	53.1	39.8	(標準)	75.3	16.9	4028	飼料成分表
大豆稈	13.0	44.5 ^{Ⅰ)}	1.23	0.12	0.75	1.39	0.64	0.20	0.5	54.4	38.5	(標準)	36.1	17.4	4146	飼料成分表
大豆サヤ	16.5	42.8 ^{Ⅰ)}	0.90	-	-	-	-	-	-	42.9	50.3	(やや高い)	47.5	16.7	3982	飼料成分表
エンドウ稈	14.3	44.5 ^{Ⅰ)}	1.98	-	-	-	-	-	-	47.3	45.8	(やや高い)	22.5	17.6	4208	飼料成分表
インゲンマメ稈	19.3	44.0 ^{Ⅰ)}	1.25	-	-	-	-	-	-	55.3	37.6	(標準)	35.2	17.3	4127	飼料成分表
ソラマメ稈	15.1	42.3 ^{Ⅱ)}	1.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24.7	17.2	4113	飼料成分表
バガス	15.5	47.1	0.30	0.052	0.35	0.50	0.081	0.18	0.5	61.4	31.4	(やや低い)	155.3	17.3	4124	含水率,ADFは飼料成分表, その他は分析
モミ殻	9.5	34.6	0.50	0.03	0.31	0.0080	0.071	0.13	0.3	54.1	38.8	10 (標準)	69.9	14.4	3431	含水率,ADFは飼料成分表, その他は分析
綿実殻	9.8	47.1 ^{Ⅰ)}	0.60	-	-	-	-	-	-	60.0	32.8	(やや低い)	78.2	17.3	4132	飼料成分表
カカオ豆稈	10.0	44.7 ^{Ⅱ)}	2.99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.0	19.0	4544	飼料成分表
コーヒー粕	8.5	55.2	2.01	0.10	0.37	-	0.12	-	-	-	-	-	27.5	22.0	5249	C,P,K,MgはⅦ), その他は飼料成分表
ヌカ類																
米ヌカ (生)	12.0	40.2	2.69	2.34	1.76	0.03	0.97	0.43	1.1	11.7	82.1	(かなり高い)	14.9	21.3	5083	Cは分析, その他は飼料成分表
フスマ	11.3	45.0 ^{Ⅰ)}	2.84	1.10	1.34	0.13	0.50	0.09	0.2	14.2	79.5	(かなり高い)	15.8	18.4	4402	飼料成分表
作物副産茎葉類																
ビートトップ	83.3	39.6 ^{Ⅱ)}	2.59	0.25	3.35	1.20	0.40	0.55	1.4	-	-	-	15.3	16.4	3907	飼料成分表
ダイコン葉	88.8	40.1 ^{Ⅱ)}	4.00	0.50	3.97	-	-	-	-	-	-	-	10.0	16.9	4033	P,KはⅦ), その他は飼料成分表
カブ葉	89.9	39.6 ^{Ⅱ)}	3.33	0.27	4.35	1.70	0.80	0.49	1.2	-	-	-	11.9	16.5	3950	飼料成分表
パレイショ茎葉	85.5	38.6 ^{Ⅱ)}	2.43	0.23	4.97	-	-	-	-	-	-	-	15.9	16.1	3836	P,KはⅦ), その他は飼料成分表
カンショツル	87.2	42.7	2.13	0.22	3.0	1.0	0.17	0.12	0.3	-	-	-	20.1	17.0	4061	分析
ハクサイ外葉	94.7	40.1 ^{Ⅱ)}	4.23	0.63	8.32	-	-	-	-	-	-	-	9.5	16.8	4006	P,KはⅦ), その他は飼料成分表
ブロッコリー外葉	83.4	44.2 ^{Ⅱ)}	3.18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.9	18.5	4410	飼料成分表
イチゴ茎葉	55.7	41.8 ^{Ⅱ)}	1.95	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21.4	17.3	4137	飼料成分表
サトウキビ梢頭部	71.7	41.6 ^{Ⅰ)}	1.47	-	-	-	-	-	-	41.3	51.8	(やや高い)	28.3	16.5	3929	飼料成分表
ラッカセイ茎葉	79.5	41.7 ^{Ⅱ)}	2.65	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.7	17.2	4108	飼料成分表
ミニトマト茎葉	77.8	42.9	0.99	0.18	4.0	1.0	0.12	0.27	0.7	-	-	-	43.3	16.9	4046	分析
野草類																
刈り草 (農工研内, 11月)	9.4	45.4	2.28	0.26	2.80	0.26	0.28	0.11	0.3	-	-	-	19.9	18.0	4316	分析
ススキ (出穂前)	73.6	42.4 ^{Ⅱ)}	2.12	0.10	0.96	0.23	0.15	0.09	0.2	-	-	-	20.0	17.6	4191	飼料成分表
ススキ (出穂期)	67.3	42.1 ^{Ⅱ)}	1.27	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33.1	17.2	4118	飼料成分表
ススキ (開花期)	60.5	48.6	0.81	0.42	0.48	0.22	0.11	0.072	0.2	-	-	-	59.9	17.0	4057	分析
クマイザサ	53.7	42.6 ^{Ⅱ)}	1.97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21.6	17.6	4210	飼料成分表
ミヤコザサ	55.5	40.0 ^{Ⅱ)}	1.98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20.2	16.6	3975	飼料成分表
ネザサ	59.8	37.5 ^{Ⅱ)}	2.15	0.24	1.36	0.47	0.21	0.27	0.7	-	-	-	17.5	15.6	3720	飼料成分表
シバ	66.9	42.3 ^{Ⅱ)}	2.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21.2	17.4	4152	飼料成分表
メヒシバ	83.6	41.2 ^{Ⅱ)}	2.54	0.36	-	0.31	-	-	-	-	-	-	16.2	17.1	4091	飼料成分表
ヨモギ	79.3	43.1 ^{Ⅱ)}	3.09	0.38	2.78	1.21	0.22	0.25	0.6	-	-	-	13.9	18.1	4328	飼料成分表
セイタカアワダチソウ	81.1	48.9	1.86	0.26	1.7	1.1	0.17	0.073	0.2	-	-	-	26.2	17.3	4124	分析
野草 (あぜ)	76.3	41.0 ^{Ⅱ)}	1.82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	22.5	16.9	4032	飼料成分表
野草 (原野)	59.1	42.0 ^{Ⅱ)}	1.49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28.2	17.2	4114	飼料成分表
野草 (山地)	64.1	41.2 ^{Ⅱ)}	1.25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33.0	16.9	4025	飼料成分表
木質類																
ヒバ (ヒノキアスナロ)	8.6	50.0	0.05	0.0041	0.058	0.11	0.037	0.093	0.2	-	-	-	1046	20.1	4818	分析
スギ (木屑)	12.6	50.3	0.05	0.0035	0.24	0.077	0.018	0.17	0.4	-	-	-	1032	20.3	4858	分析
くり (剪定枝)	26.4	48.6	0.68	0.047	0.21	1.6	0.22	0.083	0.2	-	-	-	71.4	19.5	4667	分析
びわ (剪定枝)	31.6	48.5	0.34	0.082	0.54	0.38	0.064	0.080	0.2	-	-	-	143.6	19.5	4662	分析
まつ (剪定枝)	42.0	51.8	0.16	0.024	0.14	0.33	0.034	0.084	0.2	-	-	-	320.7	21.0	5023	分析
ブナ (蒸煮)	39.5	45.1 ^{Ⅰ)}	0.13	-	-	-	-	-	-	65.1	27.6	(やや低い)	341.1	17.4	4145	飼料成分表
コジイ (蒸煮)	44.6	46.0 ^{Ⅰ)}	0.17	-	-	-	-	-	-	67.7	25.0	(やや低い)	265.5	17.5	4181	飼料成分表
シラカンバ (蒸煮)	35.0	46.1 ^{Ⅰ)}	0.12	-	-	-	-	-	-	63.1	29.7	(やや低い)	374.8	17.6	4200	飼料成分表
スガジイ (蒸煮)	42.9	44.8 ^{Ⅰ)}	0.31	-	-	-	-	-	-	69.5	23.1	(低い)	145.3	17.5	4171	飼料成分表
ダケカンバ (蒸煮)	32.6	43.7 ^{Ⅱ)}	0.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	262.7	17.5	4186	飼料成分表
ミズナラ (蒸煮)	32.5	43.5 ^{Ⅱ)}	0.14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	306.1	17.5	4168	飼料成分表
シナキ (蒸煮)	39.0	44.5 ^{Ⅱ)}	0.21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	212.2	18.1	4319	飼料成分表
コナラ (蒸煮)	29.9	46.2 ^{Ⅰ)}	0.14	-	-	-	-	-	-	61.6	31.1	(標準)	337.1	17.5	4181	飼料成分表

灰色に着色した部分は推定値であることを示す。

I) 式(2-8)を用いた推定値, II) 式(2-9)を用いた推定値, III) 式(2-10)を用いた推定値, IV) 式(2-13)を用いた推定値, V) Table 2-5の基準に従った分解特性, VI) 下線なしが式(2-11)を用いた推定値, 下線ありが式(2-12)を用いた推定値. VII) 神奈川県農政庁農業技術課(1997): 未利用資源たい肥化マニュアル, VIII) 尾和尚人(1996): わが国の農作物の養分収支, IX) 分析とは, 著者らが自ら行った分析のことである。

Table 2-6 続き

Continued

	含水率	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	NaCl 濃度 ^{Ⅲ)}	ADF	施用1年 後のC分 解率 ^{Ⅳ)}	総分解率 (分解特性 ^{Ⅴ)})	C/N 比	(高位) 発熱量 ^{Ⅵ)}		推定値以外の データの入手方法 ^{Ⅶ)}	
														MJ/kg	kcal/kg		
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%				
樹葉類																	
アオキ (葉)	69.5	44.4 ^{Ⅰ)}	1.78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24.9	18.6	4445	飼料成分表
ギンネム (葉)	70.5	45.1 ^{Ⅰ)}	4.61	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9.8	19.1	4571	飼料成分表
アカシア (葉)	48.2	43.5 ^{Ⅰ)}	3.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12.6	18.3	4364	飼料成分表
ニセアカシア (葉)	71.1	44.4 ^{Ⅰ)}	3.99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.1	18.7	4460	飼料成分表
クワ (葉)	69.8	44.5 ^{Ⅰ)}	4.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10.9	18.8	4496	飼料成分表
シラカンバ (葉)	60.1	45.7 ^{Ⅰ)}	2.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	21.5	19.3	4600	飼料成分表
ヤマザクラ (葉)	66.4	44.1 ^{Ⅰ)}	1.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23.1	18.6	4439	飼料成分表
ナンキンハゼ (葉)	62.8	43.5 ^{Ⅰ)}	2.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16.0	18.5	4406	飼料成分表
ハシバミ (葉)	64.7	43.7 ^{Ⅰ)}	2.13	0.24	1.01	1.95	0.38	0.18	0.5	-	-	-	-	20.5	18.3	4379	飼料成分表
ミズナラ生葉	63.2	44.5 ^{Ⅰ)}	3.13	0.47	1.18	0.80	0.26	0.15	0.4	-	-	-	-	14.2	18.6	4451	飼料成分表
クリ生葉	9.8	51.1	2.38	0.17	0.44	1.1	0.25	0.081	0.2	-	-	-	-	21.5	20.7	4942	分析
ビワ生葉	29.0	48.9	0.94	0.10	1.3	1.8	0.26	0.096	0.2	-	-	-	-	51.8	19.7	4701	分析
落ち葉 (さくら)	19.5	52.2	0.70	0.064	0.77	2.3	0.41	0.18	0.5	-	-	-	-	74.2	21.2	5064	分析
落ち葉 (モミジバフウ)	22.3	44.8	0.51	0.071	0.54	1.1	0.46	0.21	0.5	-	-	-	-	88.3	17.8	4257	分析
落ち葉 (ケヤキ)	18.3	42.3	1.01	0.079	0.24	1.9	0.16	0.12	0.3	-	-	-	-	41.8	16.6	3976	分析
落ち葉 (ユリノキ)	18.4	47.2	0.54	0.045	0.22	3.6	0.28	0.12	0.3	-	-	-	-	87.6	18.9	4515	分析
落ち葉 (イチヨウ)	65.0	50.3	0.71	0.067	0.29	1.5	0.23	0.069	0.2	-	-	-	-	71.3	20.3	4856	分析
落ち葉 (マツ)	14.0	57.4	0.59	0.022	0.12	0.58	0.080	0.11	0.3	-	-	-	-	96.7	23.5	5630	分析
植物性油粕類																	
大豆粕	11.7	46.6 ^{Ⅰ)}	8.35	0.70	2.40	0.33	0.36	0.03	0.1	8.9	84.9	(かなり高い)	5.6	19.7	4707	飼料成分表	
綿実粕	11.5	47.0 ^{Ⅰ)}	6.40	1.11	1.39	0.21	0.55	0.04	0.1	25.9	67.6	(かなり高い)	7.3	18.9	4510	飼料成分表	
ナタネ粕	12.3	47.6 ^{Ⅰ)}	6.77	1.25	1.30	0.71	0.53	0.02	0.1	22.1	71.4	(かなり高い)	7.0	19.2	4592	飼料成分表	
ラッカセイ粕	8.9	46.0 ^{Ⅰ)}	7.90	0.62	1.38	0.35	0.37	0.02	0.1	14.3	79.4	(かなり高い)	5.8	19.3	4606	飼料成分表	
ゴマ粕	8.5	42.6 ^{Ⅰ)}	8.10	1.33	1.17	2.40	0.68	0.03	0.1	-	-	-	5.3	18.4	4386	飼料成分表	
ヤシ粕	12.9	46.2 ^{Ⅰ)}	3.86	0.69	2.69	0.21	0.30	0.04	0.1	24.0	69.5	(かなり高い)	12.0	17.9	4268	飼料成分表	
ヒマワリ粕	10.2	44.3 ^{Ⅰ)}	5.70	0.90	1.06	0.56	0.75	-	-	-	-	-	7.8	18.6	4450	飼料成分表	
サフラワー粕	8.5	45.0 ^{Ⅰ)}	3.62	-	-	-	-	-	-	44.0	49.1	(やや高い)	12.4	18.1	4318	飼料成分表	
バーム核粕	11.5	43.7 ^{Ⅰ)}	2.84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.4	18.0	4294	飼料成分表	
食品産業製造粕類																	
ホミニーフイード	12.8	46.2 ^{Ⅰ)}	1.76	0.63	0.68	0.02	0.21	0.00	0.0	-	-	-	26.2	19.5	4647	飼料成分表	
コーングルテンフィード	11.1	44.4 ^{Ⅰ)}	3.56	1.00	1.36	0.25	0.44	0.02	0.1	11.8	82.0	(かなり高い)	12.5	18.3	4363	飼料成分表	
コーン®グルテン® (CP60%)	10.3	50.5 ^{Ⅰ)}	11.43	0.36	0.45	0.03	0.02	0.01	0.0	-	-	-	4.4	22.1	5276	飼料成分表	
コーンジャームミール	11.4	45.6 ^{Ⅰ)}	3.85	0.75	0.23	0.10	0.16	0.01	0.0	-	-	-	11.8	19.1	4554	飼料成分表	
コーンステープリカー	52.5	40.9 ^{Ⅰ)}	7.65	3.42	-	0.04	-	-	-	-	-	-	5.3	17.5	4179	飼料成分表	
デンプン粕 (カシヨ・生)	90.6	42.7 ^{Ⅰ)}	0.34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	125.3	17.2	4104	飼料成分表	
デンプン粕 (カシヨ・乾)	17.8	41.2 ^{Ⅰ)}	0.31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	132.2	16.6	3954	飼料成分表	
デンプン粕 (ペレリヨ・生)	83.7	43.2 ^{Ⅰ)}	0.98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	44.0	17.5	4169	飼料成分表	
デンプン粕 (ペレリヨ・乾)	13.4	43.3 ^{Ⅰ)}	1.02	0.10	0.93	0.16	0.10	0.04	0.1	-	-	-	42.6	17.5	4170	飼料成分表	
糖蜜 (サトウキビ、国内産)	26.8	36.7 ^{Ⅰ)}	2.10	0.11	3.17	1.19	0.47	0.37	0.9	-	-	-	17.5	15.0	3576	飼料成分表	
糖蜜 (テン菜)	18.6	41.4 ^{Ⅰ)}	2.12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19.5	16.9	4026	飼料成分表	
糖蜜 (テン菜)	21.8	45.0 ^{Ⅰ)}	2.84	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.8	18.4	4392	飼料成分表	
醤油粕 (生)	26.5	46.2 ^{Ⅰ)}	4.92	-	-	-	-	-	-	27.9	65.6	(かなり高い)	9.4	19.2	4582	飼料成分表	
醤油粕 (乾)	12.0	49.7 ^{Ⅰ)}	4.40	0.24	0.28	0.59	0.05	2.91	7.4	26.6	66.9	(かなり高い)	11.3	21.0	5015	飼料成分表	
醤油粕 (タマリ粕・乾)	12.1	47.6 ^{Ⅰ)}	6.13	0.25	0.46	0.44	0.08	4.41	11.2	24.9	68.6	(かなり高い)	7.8	19.6	4691	飼料成分表	
ビール粕 (生)	74.3	47.7 ^{Ⅰ)}	4.30	0.50	0.04	0.21	0.22	0.01	0.0	19.1	74.6	(かなり高い)	11.1	20.2	4815	飼料成分表	
ビール粕 (乾)	8.5	48.2 ^{Ⅰ)}	4.34	0.54	0.04	0.28	0.23	0.04	0.1	19.7	73.9	(かなり高い)	11.1	20.4	4878	飼料成分表	
酒粕	10.3	47.0 ^{Ⅰ)}	5.90	0.40	-	0.08	-	-	-	-	-	-	8.0	19.8	4722	飼料成分表	
焼酎粕	94.5	45.6 ^{Ⅰ)}	3.78	0.53	-	0.14	-	-	-	-	-	-	12.1	19.6	4668	飼料成分表	
トウフ粕 (生)	79.3	49.2 ^{Ⅰ)}	4.17	-	-	-	-	-	-	22.2	71.3	(かなり高い)	11.8	20.7	4931	飼料成分表	
トウフ粕 (乾)	8.2	50.4 ^{Ⅰ)}	4.58	0.34	1.20	0.37	-	0.02	0.1	22.5	71.0	(かなり高い)	11.0	21.5	5125	飼料成分表	
トウ乳粕 (乾)	8.2	50.3 ^{Ⅰ)}	6.92	0.57	-	0.24	-	-	-	-	-	-	7.3	22.3	5322	飼料成分表	
ミシジューズ粕 (生)	81.5	43.4 ^{Ⅰ)}	1.21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	35.8	17.6	4204	飼料成分表	
ミシジューズ粕 (乾)	9.7	41.8 ^{Ⅰ)}	1.08	0.12	0.91	1.45	0.19	0.03	0.1	-	-	-	38.6	17.0	4055	飼料成分表	
リコギジューズ粕 (生)	81.6	47.2 ^{Ⅰ)}	0.87	-	-	-	-	-	-	28.3	65.2	(かなり高い)	54.2	18.4	4395	飼料成分表	
リコギジューズ粕 (乾)	9.6	50.9 ^{Ⅰ)}	1.50	0.30	0.50	0.08	0.08	0.05	0.1	35.1	58.2	(高い)	33.9	20.5	4894	飼料成分表	
バ イッ プル粕 (乾)	12.2	42.1 ^{Ⅰ)}	1.04	0.23	0.80	0.44	0.12	0.02	0.1	-	-	-	40.5	17.1	4081	飼料成分表	
ブドウ酒粕 (生)	67.4	49.9 ^{Ⅰ)}	1.67	-	-	-	-	-	-	41.1	52.1	(やや高い)	29.9	19.7	4709	飼料成分表	
赤ア粕 (生)	83.4	45.8 ^{Ⅰ)}	2.31	-	-	-	-	-	-	51.2	41.8	(標準)	19.8	17.9	4266	飼料成分表	
白ア粕 (生)	87.2	45.4 ^{Ⅰ)}	2.25	-	-	-	-	-	-	53.9	39.0	(標準)	20.2	18.0	4298	飼料成分表	
緑茶かす (神奈川県)	5.01	51.0	5.02	0.36	0.66	0.52	0.16	-	-	-	-	-	10.2	20.6	4930	Ⅶ)	
緑茶かす (兵庫県)	6.53	51.4	4.55	0.29	0.69	0.54	0.15	-	-	-	-	-	11.3	20.8	4974	Ⅶ)	
ウーロン茶かす (京都府)	14.90	51.5	3.72	0.21	0.84	0.52	0.16	-	-	-	-	-	13.8	20.8	4985	Ⅶ)	
ウーロン茶かす (兵庫県)	8.35	52.1	3.63	0.20	0.87	0.56	0.17	-	-	-	-	-	14.4	21.1	5051	Ⅶ)	
紅茶 (京都府)	5.86	50.0	4.54	0.28	0.30	0.55	0.17	-	-	-	-	-	11.0	20.2	4821	Ⅶ)	
その他																	
か殻ミル	9.2	29.6 ^{Ⅰ)}	5.36	2.68	0.33	14.79	-	-	-	-	-	-	5.5	12.9	3085	飼料成分表	
エビ殻ミル	9.2	31.0 ^{Ⅰ)}	6.96	1.49	-	9.25	-	-	-	-	-	-	4.5	13.7	3264	飼料成分表	
大豆皮	10.3	47.1 ^{Ⅰ)}	2.82	0.17	1.60	0.59	0.23	-	-	41.8	51.4	(やや高い)	16.7	18.8	4494	飼料成分表	
シソ皮	11.6	40.7 ^{Ⅰ)}	1.05	0.11	-	2.02	0.09	-	-	-	-	-	38.8	16.5	3950	飼料成分表	
蚕糞	19.5	35.9 ^{Ⅰ)}	2.35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15.3	15.0	3587	飼料成分表	
バソ屑 (乾)	10.0	45.5 ^{Ⅰ)}	2.33	0.13	0.17	0.07	0.03	0.89	2.3	-	-	-	19.5	18.9	4525	飼料成分表	
白土	4.1	28.3 ^{Ⅰ)}	0.03	0.15	2.9	1.4	0.23	0.28	0.7	-	-	-	943.3	10.2	2448	分析	

灰色に着色した部分は推定値であることを示す。

Ⅰ) 式(2-8)を用いた推定値, Ⅱ) 式(2-9)を用いた推定値, Ⅲ) 式(2-10)を用いた推定値, Ⅳ) 式(2-13)を用いた推定値, Ⅴ) Table 2-5の基準に従った分解特性, Ⅵ) 下線なしが式(2-11)を用いた推定値, 下線ありが式(2-12)を用いた推定値. Ⅶ) 神奈川県農政部農業技術課(1997): 未利用資源たい肥化マニュアル, Ⅷ) 尾和尚人 (1996): わが国の農作物の養分収支, Ⅸ) 分析とは, 著者らが自ら行った分析のことである。

Table 2-7 成分調整資材の分類

Classification of biomass to control fertilizer nutrients

分類	肥料三要素の含有率 N : P ₂ O ₅ : K ₂ O (乾物重量%) (肥料バランスの特徴)	塩分(%)	施用 1 年後の炭素分解率(%) (モミガラを基準 とした分解特性)	C/N 比 (窒素無機化 特性)
モミガラ	0.5 : 0.1 : 0.4 (3 要素とも少ない)	0.3	38.8 (標準)	69.9
ワラ類	0.74 : 0.3 : 2.3 (カリが多い)	0.2	47.1 (やや分解しやすい)	60.2
ヌカ類	2.8 : 3.9 : 1.9 (肥料成分が多く, リン酸が多い)	0.7	80.8 (かなり分解しやすい)	15.4
作物副産茎葉類	2.6 : 0.7 : 6.0 (リン酸が少なく, カリが多い)	0.5	—	19
野草類	1.9 : 0.7 : 2.0 (リン酸が少ない)	0.4	—	25.3
木質類	0.3 : 0.07 : 0.3 (3 要素とも少ない)	0.3	—	523
落ち葉類	0.7 : 0.1 : 0.4 (3 要素とも少ない)	0.3	—	76.7
植物油粕類	6.0 : 2.2 : 2.1 (3 要素とも多く, 特に窒素が多い)	0.1	70.3 (かなり分解しやすい)	8.7
食品産業製造粕類	3.4 : 0.8 : 0.6 (窒素が多い)	醬油粕 9.3 醬油粕以外 0.1	62.3 (分解しやすい)	10~50
茶かす	4.3 : 0.6 : 0.8 (窒素が多い)	—	—	12.1

2.2 メタン発酵

2.2.1 メタン発酵とは

メタン発酵技術とは、メタン発酵微生物の代謝作用により家畜ふん尿等の有機物を嫌気条件下においてメタンと二酸化炭素まで分解する生物化学的プロセスを利用して、メタンを回収する技術であり、自然界の炭素循環において重要な役割を果たしている。また、メタン発酵技術とは、メタン発酵の原理を利用して、有機性廃水などの廃棄物系バイオマスを生物学的に分解し、その生成物であるメタンをエネルギー資源として回収利用するものであり、バイオガス技術とも呼ばれている（李，2005）。生成されたメタンを化石エネルギーの代替として利用することにより温室効果ガスの排出量を削減できるとされている。

家畜排せつ物のメタン発酵は古くから行われてきたが、近年、バイオマスエネルギーが再生可能エネルギーであること、得られたエネルギーを化石エネルギーの代替として用いることにより結果的に地球温暖化対策となることから、メタン発酵は再び注目を集めている。Fig. 2-3 にメタン発酵の流れを示す。メタン発酵の原料は主に乳牛ふん尿等の水分が多いバイオマスである。敷料に用いられたオガクズやワラ等の混合割合の高い牛ふんなどは、発酵槽に投入される前に固液分離され、固形分を取り除かれることが多い。発酵槽は加温され、メタン発酵に適する温度である 35℃近辺と 55℃近辺で管理される。発酵槽の温度が 35℃近辺の場合は中温発酵、55℃近辺の場合は高温発酵とよばれる。

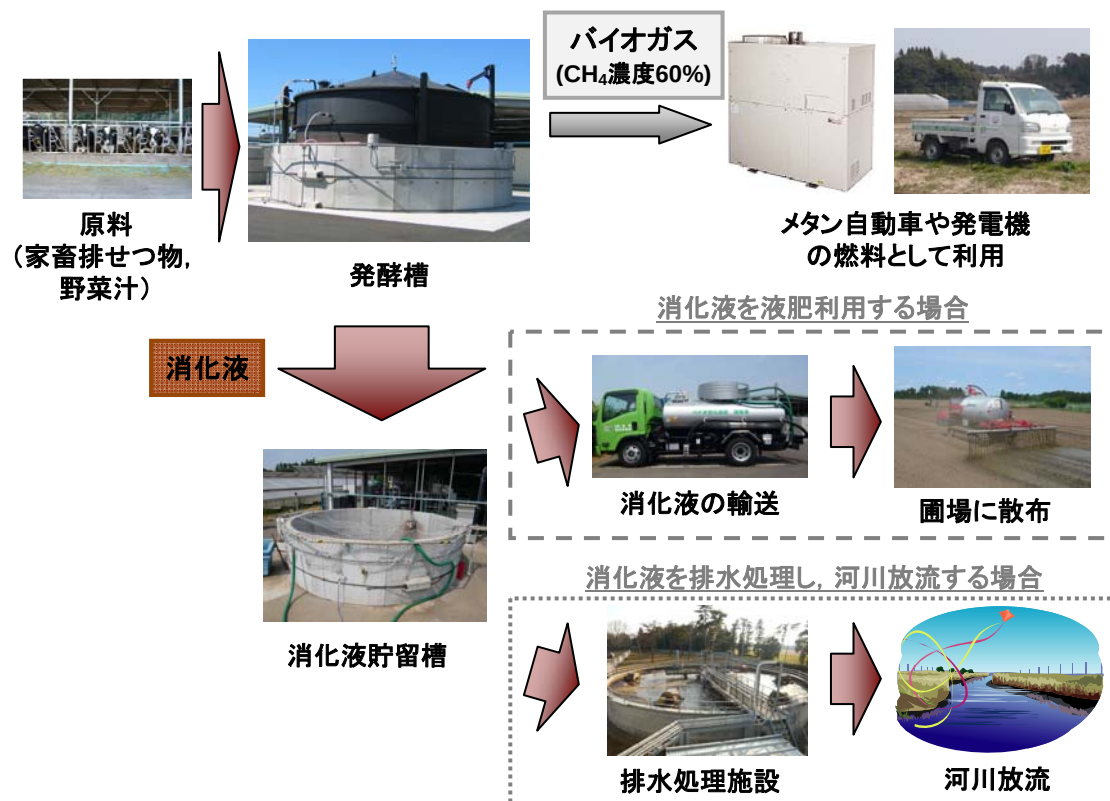


Fig. 2-3 メタン発酵の流れ

Flow of methane fermentation process

メタン発酵により発生するガスはバイオガスと呼ばれ、その組成はメタン濃度が約 60%であり、残りの約 40%は二酸化炭素である。硫化水素等のガスも微量ではあるが、バイオガスには含まれている。生成されたバイオガスは、脱硫塔で硫化水素を除去した後、利用される。多くの施設ではバイオガスを発電機の燃料として電気を作り、その廃熱を発酵槽の加温に利用するが、バイオガスをメタン濃度 98%程度まで精製し、自動車等の燃料として利用する場合もある。一方、メタンを回収した後、原料とほぼ同量の消化液が生成される。消化液は、排水処理を行った上で放流する場合と肥料成分が多く含まれる特長を活かして、液肥として利用する場合がある。

排水処理を行う場合、消化液を脱水機で固形分を取り除いた後、活性汚泥処理等の生物学的な方法を用いて放流基準を満たす水質にまで処理し、河川等に放流する。高分子凝集剤や脱窒反応の炭素源としてのメタノールなどの薬品を使用して処理するため、多大なコストがかかるという問題がある(中川, 2002)。

液肥として利用する場合には、散布するための十分な農地面積の確保や輸送・散布に要するエネルギーや労力が大いという課題もあるが、消化液に含まれる窒素、カリウム等の肥料成分を有効利用でき、化学肥料使用量を削減できるという利点がある。そのため、各地で液肥利用に向けた研究が行われている(柚山ら, 2007)。一部では本格的な利用が進んでおり、北海道では主に牧草地に、九州地方の大木町、山鹿市では主に水田で利用されている(岩下ら, 2008)。また、輸送・散布の効率を向上させるために、消化液の肥料成分を濃縮する研究も行われている(山岡ら, 2008)、(農林水産バイオ

リサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」, 2007a).

2.2.2 山田バイオマスプラント

2.2.2.1 山田バイオマスプラントの概要

本研究ではメタン発酵を中核技術とするバイオマス利活用施設である, 山田バイオマスプラントを研究の対象とする. 同プラントは, 農林水産省農林水産技術会議事務局の委託プロジェクト研究「農林水産バイオリサイクル研究」で試作・設置された, メタン発酵を中心としたバイオマス利活用施設である. 2004 年 11 月に建設を開始し, 2005 年 7 月から運転を開始した. 山田バイオマスプラントの建設, 運転に関する主な出来事を **Table 2-8** にまとめる. 2005 年 7 月から本格的な運転を開始し, 原料の投入方法の変更, コージェネレーションシステムの導入, 液肥散布車 (自走バキューム車, タンク容量 1.6m^3) の導入などがあったが, 2009 年 8 月までの約 4 年間, 運転方法の大きな変更はない. メタン発酵プラントは約 4 年間連続運転を行っている.

山田バイオマスプラントの施設・設備は, メタン発酵施設, メタン精製装置 (吸着分離型メタン濃縮装置, 以下「PSA」とする), 消化液固液分離装置, 炭化装置等の設備から構成されている (農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」, 2007b). 各施設・設備の概要を **Table 2-9** に示す. また, 山田バイオマスプラントのシステム構成を **Fig. 2-4** に示す. メタン発酵の原料は乳牛ふん尿, 野菜汁 (野菜の加工工場等から排出される加工くずおよび規格外品をしぼった液) で, 投入量は合計約 5t/d である. 投入された原料は夾雑物脱水機で固液分離され, 液分が発酵槽に送られる. 固分 (以下, 「夾雑物」とする, 大部分は乳牛飼養時の敷料に用いるオガクズ) は隣接する堆肥舎に送られ堆肥化される. メタン発酵により得られたメタン濃度約 60% のバイオガスは, 脱硫塔で脱硫, ガスドライヤーで水分を除去された後, PSA によりメタン濃度 98% に精製し, メタン自動車 (軽トラック), コージェネレーション, 炭化装置の燃料等に利用している. メタン発酵過程で同時に生成される消化液は, 肥料成分である窒素, カリウムを多く含み, また, 窒素の約 50% が速効性の肥料成分であるアンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) であるため, 化学肥料の代替として利用できる. 消化液の一部は固液分離され, 液分である脱水ろ液と固分である脱水ケーキに振り分けられる. 脱水ろ液は, 消化液中の固形分が取り除かれているので, 消化液と比較して散布時の取扱性が改善された液肥となる. 一方, 固液分離後の固分として脱水ケーキが排出され, 炭化, 堆肥の原料となる. 山田バイオマスプラントの運転開始から約 4 年間の月別原料投入量・生成物量は **Fig. 2-5** に示すとおりである. 物質収支については第 4 章で述べる.

Table 2-8 山田バイオマスプラントの年表

Chronological table of Yamada Biomass Plant

2004.11.25	起工式、建設工事開始。
2005.7.4	乳牛ふん尿の投入開始。
2005.7.6	メタン発酵槽原料投入運転開始。 夾雑物脱水機ユニット運転開始。
2005.7.25	野菜汁投入開始。
2005.8.8	PSA 装置への送ガス開始。
2005.8.23	発酵槽からの消化液のオーバーフローが開始される（消化液が出始める）。
2005.8.26	消化液脱水機ユニット運転開始。
2006.12.13	コジェネレーション運転開始。
2007.3	原料の投入方法を変更し、乳牛ふん尿の一部を牛ふん脱離液として投入することにした。
2007.4	液肥散布車を導入。

Table 2-9 山田バイオマスプラントの施設・設備の概要

Facilities of Yamada Biomass Plant

施設・設備	概 要
メタン発酵	135m ³ の発酵槽（単槽）での中温発酵（約 37℃）で、滞留時間は約 27 日である。
メタン精製	PSA（Pressure Swing Adsorption）と呼ばれる吸着分離型のメタン濃縮装置である。細孔径をコントロールした吸着材（活性炭）を用いて、メタンと二酸化炭素の分子サイズの違いにより、選択的に二酸化炭素を除去し、メタンの濃縮を行う技術である。精製されたガス（製品メタンガス）のメタン濃度は約 98%となる。バイオガスを 1 時間あたり 6.5Nm ³ 処理できる。
消化液固液分離	スクリーンプレス式脱水機で、無機凝集剤（ポリ硫酸第二鉄）と高分子凝集剤が添加された消化液を脱水ろ液（液分）と脱水ケーキ（固分）に分離する。消化液を 1 時間あたり 0.63t 固液分離できる。
コジェネレーション	定格出力 25kWh。ガスエンジン、発電機、インバータ、熱交換器から構成される。本研究では PSA で精製された、メタン濃度約 98%のガスを燃料としている。また、山田バイオマスプラントのメタン発酵槽加温の熱源は、電気ヒーターであり、コジェネレーションからの熱利用は、量的には限定的である。
炭化	炭化温度 350～600℃の過熱水蒸気式炭化装置。各種バイオマスの炭化が可能であるが、本プロジェクトでは主に脱水ケーキの炭化を行っている。

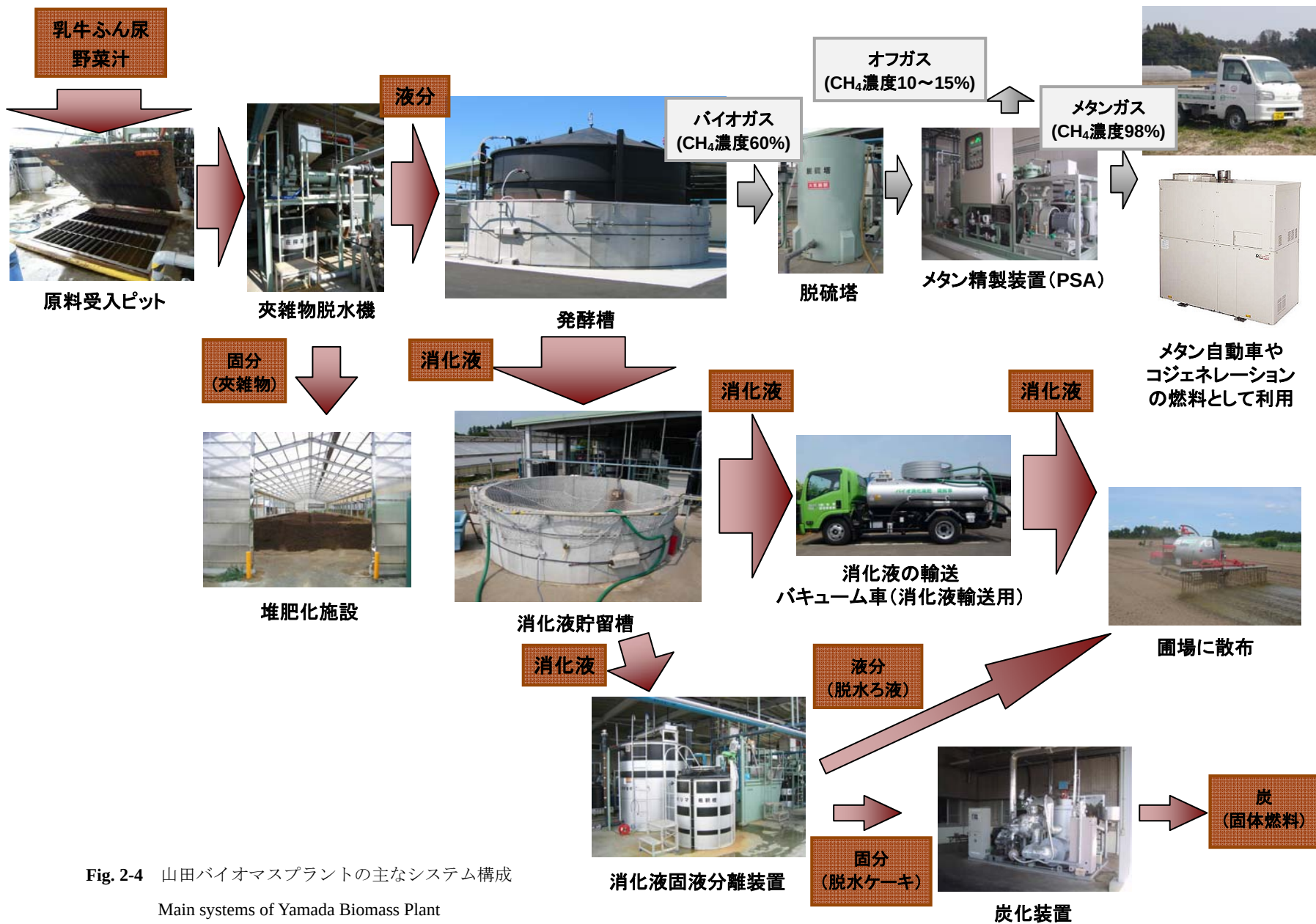


Fig. 2-4 山田バイオマスプラントの主なシステム構成
Main systems of Yamada Biomass Plant

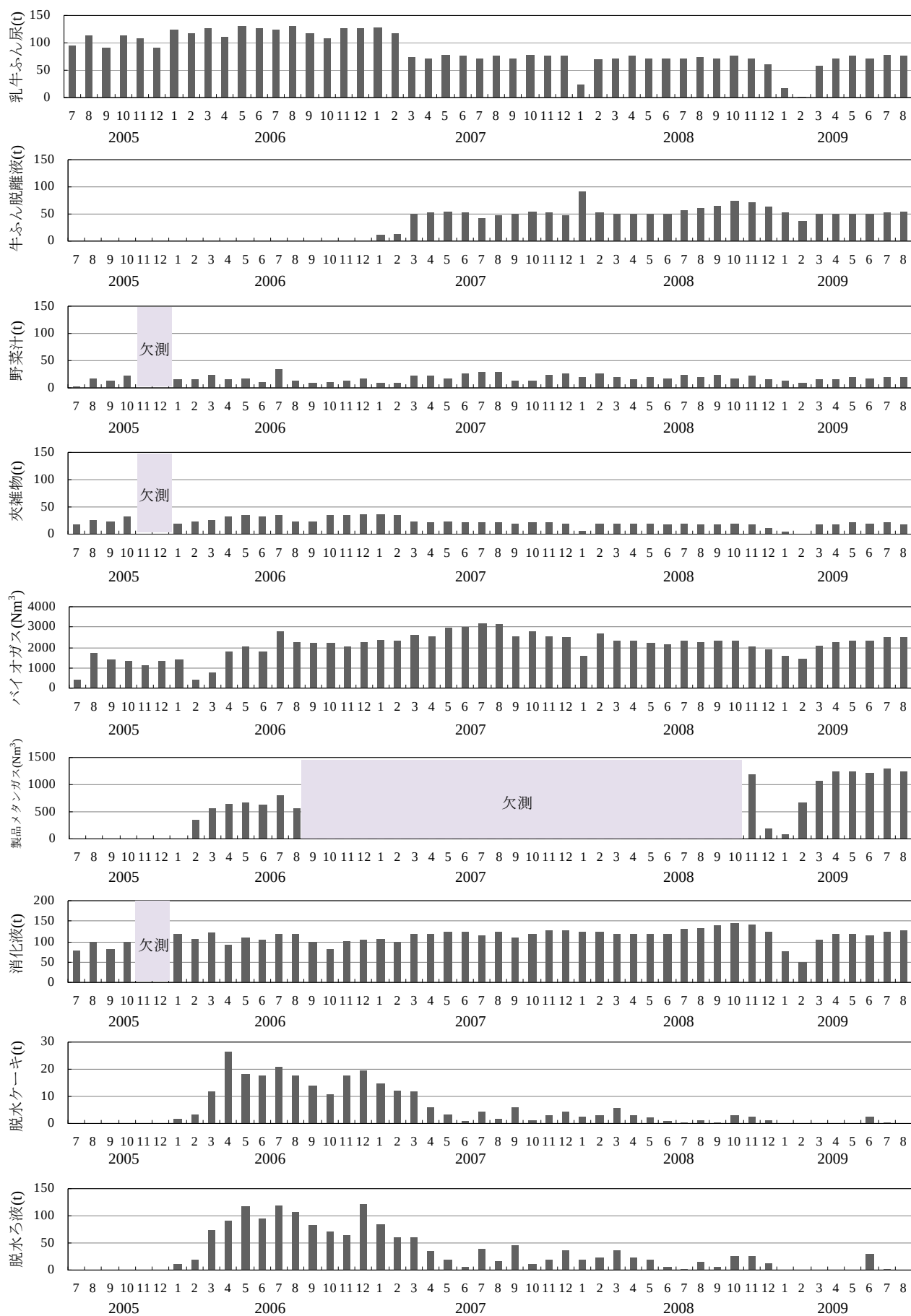


Fig. 2-5 月別原料投入量・生成物量

Monthly amount of feedstock and products

2.2.2.2 山田バイオマスプラントで発生したトラブル

山田バイオマスプラントの運転開始から4年7カ月の間に発生したトラブルの時期的な傾向を分析し、安定運転を実現するための情報として整理した。なお、ここで扱うトラブルとは、メタン発酵プラント内で起こる、プラントの安定的な運転に支障を与える出来事と定義する。

山田バイオマスプラントは運転開始以来、無事故で運転を継続してきた。しかし、重大な事故に結び付いてはいないが、トラブルは多数発生し、試行錯誤を繰り返しながら克服してきた。本節では、発生したトラブルそれぞれについて、「事象・原因」、「対策とその結果」、「教訓」等をトラブルリストとして整理した。また、全トラブルをトラブルの原因として多かった「オガクズ（原料の乳牛ふん尿に含有する敷料由来のオガクズに起因するトラブル）」、「凍結（冬季の凍結に起因するトラブル）」、「硫化水素（バイオガス中の硫化水素に起因するトラブル）」、「部品消耗・長期運転の影響（部品の消耗や長期運転に起因すると思われるトラブル）」に分類し、該当しないものは「その他」とした。

山田バイオマスプラントの運転を開始した2005年7月から2010年1月までのトラブルを時系列に整理した一覧表を **Table 2-10** に、整理したトラブルリストを **Appendix** に示す。

山田バイオマスプラントの運転開始当初のトラブルは、乳牛ふん尿に混入しているオガクズを原因としたものが多かった。これは、原料を提供していただいていた農家の飼養形態がオガクズを敷料として用いるフリーストールであったため、平均的な乳牛ふん尿よりもオガクズ混入割合が高かったことによる。乳牛ふん尿に含まれるオガクズは脱水機や管路の詰まりを引き起こし、また、オガクズ自体は発酵不適物であるので単位原料量あたりのバイオガス生成量が少なくなった。このことから、同じ乳牛ふん尿でも飼養形態によって排出される性状が異なることを認識して、プラントの設計をする必要があるといえる。メタン発酵に適する原料に近づくように、可能な範囲で畜産農家に協力していただくことも重要である。山田バイオマスプラントでは原料を提供元の畜産農家にオガクズの量を減らすよう依頼している。

また、初期に起こったその他のトラブルとして、運転開始直後に消化液貯留槽がほぼ満杯となるというトラブルがあった。この原因は貯留槽の容量が発酵槽から排出される消化液の約20日分の容量（約100m³）と小さかったこと、当時は液肥散布車導入前で散布作業を効率的に行えなかったこと、消化液の利用先が決まっていなかったことなどが挙げられる。消化液を全量利用する計画であっても、プラント運転初期には利用先の確保が難しかったり、トラブルが生じたりするので、最悪の場合を想定して廃棄先についても検討しておくことも必要であると考えられる。

2005年12月から2006年2月にかけては、凍結により管路が破裂、流量計が破損するなどのトラブルが見られ、管路に保温テープをまく、クーリングタワーに常時通水する等の凍結防止対策を行った。プラントが窪地に立地しているため、想定以上に低温になり、上記のようなトラブルが起きた。周辺の気象観測データだけではなく、微地形等を考慮に入れた検討が必要であることが示唆された。また、山田バイオマスプラントでは低温が原因のトラブルが発生したが、場所によっては高温、強風、虫の発生等の気象条件に起因するトラブルが発生する可能性があり、四季を経験するまではその点に留意する必要がある。

運転開始から1年を経過した後、消耗部品、消耗材の交換が始まった。2006年8月頃より、脱硫塔の機能低下が起これ、脱硫塔を通過したバイオガスの硫化水素濃度が上昇した。さらに、その対処が遅れ、約2カ月間、硫化水素濃度の高いバイオガスが下流側のPSAに送られ続けた。その時の硫化水素濃度は、最高350ppmに達した。山田バイオマスプラントでは硫化水素の影響で、PSAに設置している流量計の誤作動（指示値が正確な値を示さなくなっていた）、真空ポンプのダイヤフラム（流量な

どの自動制御用に使われている空気圧で作動するゴム製の調整弁のこと）や切替弁の劣化等を引き起こした。このように、硫化水素は機器に対して重大なダメージを与え、また、人体にとっても有害であるので、硫化水素濃度の変動を注視し、早めの脱硫剤の交換を行うことが重要である。同様の硫化水素が原因のトラブルとして、北海道開発土木研究所（2005a）は、硫化水素と凝結水によりバイオガス濃度計が腐食したことを報告している。

また、硫化水素に関して注意しなければならない点として、バイオガスの脱硫塔通過速度により、脱硫能力が変化することがあげられる。特に、脱硫剤の劣化がある程度進んだ段階では、通過速度が速い場合には脱硫剤とガスが十分に接触できず、脱硫が不十分になるので注意が必要である。山田バイオマスプラントでは、PSA を昼間のみ運転しているため、昼間は脱硫塔内のバイオガスの通過速度が速く、夜間は遅い。そのため、昼間に十分に能力を発揮できず、硫化水素濃度が高まるという現象が起きた。硫化水素濃度の測定は、脱硫塔を通るバイオガス流量が大きい時間帯（山田バイオマスプラントの場合昼間）に行った方が、より早く脱硫剤の劣化に気付くことができるといえる。

運転開始から2年経過した2007年後半からは、真空ポンプのダイヤフラム、夾雑物脱水機のスクリー等などの部品の「消耗・長期間運転の影響」が原因のトラブルが増加してきた。北海道開発土木研究所（2005b）が作成したトラブルカルテからは、山田バイオマスプラントとほぼ同様に運転開始後1年半を経過してからトラブルが増加する傾向が読み取れる。部品の消耗・長期間運転の影響の中で、プラント運転への影響が大きかったものの一つに、原料を投入する原料受入ピットの沈殿物による夾雑物脱水機の不調がある。プラントの運転開始後約3年半の間、受入ピットの清掃を行っていなかったため、受入ピットの底に原料の一部が蓄積したことが原因である。また、受入ピットの底部には、原料以外に手袋、石、工具等が混入していた。受入ピットへの異物の混入については、中川（2007）が同様の報告を行っており、家畜ふん尿に異物が混入することは不可避であると考えられ、そのことを見越した設計、受入ピットの定期的な清掃が必要であるといえる。部品の消耗によるトラブルは、部品の調達に時間がかかる場合があり、プラントの運転中断期間が長期化する可能性がある。消耗部品については、できる限り交換部品を用意しておくことが望ましいといえる。

凍結に関しては、2006年、2007年、2008年の冬は対策を講じていたため、凍結に起因するトラブルは起こらなかった。しかし、2010年1月に平年よりも最低気温が低い日（最低気温が-5℃以下）が続いたため、ポンプ等で凍結が起きた。気温が-5℃以下に低下する場合には、保温テープ等の通常の凍結対策を行っていたとしても、凍結するおそれがあるといえる。

本節では、山田バイオマスプラントの4年7カ月におけるトラブル記録を時系列で整理した。運転開始当初は想定以上のオガクズの混入や想定以上の低温など、設計が現実と合致していなかったことに起因する各種トラブルが発生した。また、2年目以降では消耗材、交換部品の交換が始まり、3年目からは部品の消耗や長期間運転の影響が原因とみられるトラブルが増加した。山田バイオマスプラントではさまざまなトラブルを経験し、その記録を整理し、教訓とすることで、プラントの安定的な運転を目指している。各プラントにおいてトラブルリストを作成することにより、トラブルを未然に防ぐことが可能となり、プラントの安定的な運転に寄与できると考えられる。

Table 2-10 山田バイオマスプラントで起きたトラブル一覧表

List of troubles arised in Yamada Biomass Plant

	発生年月日	原因※	事象・原因
1	2005.7	オガ	牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかったため、単位原料あたりのバイオガス発生量が設計値より少ない。
2	2005.7	オガ	牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかったため、夾雑物の排出作業（隣接の堆肥舎へ運搬する作業）の労力が大きかった。
3	2005.8.19	オガ	牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかったため、夾雑物脱水機内でオガクズが詰まり、夾雑物脱水機が停止した。
4	2005.9	オガ	牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかったため、メタン発酵槽の出口においては、オーバーフロー管が詰まった。
5	2005.9.27	他	貯留槽の容量が発酵槽から排出される消化液の約 20 日分の容量（約 100m ³ ）と小さかったため、消化液貯留槽がほぼ満杯となった。
6	2005.12 -2006.2	凍結	低温によりラインが凍結し、配管が破損した。
7	2006.2	凍結	バイオガス中の水蒸気が結露、凍結し、流量計が破損した。
8	2005.12 -2006.2	凍結	バイオガス配管の発酵槽から脱硫塔までの部分が凍結し、閉塞したため、水封水が吸引され PSA 装置内に入り、PSA 装置のガス精製能力を低下させた。
9	2006 年前半	他	メタン濃度の指示値が 50～65%の範囲で日変動（昼間高く、夜間低い）した。原因は不明。
10	2006.6 他	他	原料受入ピットにハナアブの幼虫（うじ虫）が発生した。
11	2006.7	他	消化液脱水機に無機凝集剤を添加する配管で、結晶が析出し、配管が閉塞した。
12	2006.8	硫水	脱硫塔の機能低下を見過ごしたことにより、脱硫塔の下流側にある PSA 装置に硫化水素を含むガスが供給され、吸着材等に悪影響を与えたと想定された。
13	2006 後半	他	製品メタンガスの用途がメタン自動車等に限定されていたため、使い切れず、メタンガスの貯蔵量がタンクいっぱいとなった。
14	2007.4	部品	発酵槽加温用水槽の水の更新やスケール防止剤の添加を行っていなかったため、加温ヒーター4 本にピンホールが発生、ショートして部分停電が発生した。
15	2007 年前半	部品	雨水が入りスパーク装置が腐食したため、フレアスタックが点火しなかった。
16	2007.10	部品	PSA 装置の真空ポンプのダイヤフラムが破損したため、PSA 装置の運転をしばらく休止した。
17	2007-2008	部品	夾雑物脱水機、消化液脱水機の固分を排出するコンベアーのコンベアーロールが摩耗した。
18	2008.1	部品	夾雑物がうまく絞れず、含水率が高い状態のものが排出されていた。原因は、夾雑物脱水機のスクリュウの磨耗。
19	2008	部品	受入ピットの転落防止用の安全スノコ（鉄）が腐食した。
20	2008.4.14	部品	PSA 装置の空気作動弁のシール材が消耗した。
21	2008.4.30	部品	バイオガスから凝縮した水に硫化水素が溶けて硫酸となり、脱硫塔の底部に設置されているパンチングメタルを腐食した。
22	2008.12	部品	PSA 装置の真空ポンプのダイヤフラムの破損により、メタンを含むガスが漏れた。
23	2008.12 -2009.3	部品	長期使用による磨耗により、充填設備の充填圧力が所定の圧力まで上がらなくなった。
24	2009.3	部品	受入ピット底部に蓄積した沈殿物により、夾雑物脱水機が不調となった。
25	2009.3	部品	原料受入ピットの清掃を行った結果、原料以外の異物（手袋、石、釘、工具等）が混入していた。
26	2006-2007	硫水	硫化水素を含むバイオガスが PSA 装置に供給されたため、PSA 装置周辺機器に不具合が発生し、PSA 装置のメタン収率が 70～80%程度と低迷した。
27	2006-2007	硫水	硫化水素により基盤が損傷し、流量計が正確な指示値を示さない。
28	2009.7	部品	脱硫塔の上部のマンホールのパッキンの劣化により、バイオガスが漏れた。
29	2009.8.5	部品	消化液貯留槽の底部への沈殿物が蓄積し、水深の深いところからの消化液の採取が困難となった。
30	2009.10.20	部品	PSA 装置の真空ポンプのダイヤフラムに亀裂が入ったため、吸着塔の真空度が低下した。
31	2009.12.25	他	夾雑物脱水機内で軍手が詰まり、夾雑物脱水機が停止した。
32	2010.1	他	昼間と夜間で脱硫塔通過速度が異なることが原因で、脱硫後のバイオガス中の硫化水素濃度の日変化が見られた。
33	2010.1.15	凍結	最低気温が-5℃以下にまで低下し、保温テープ等の凍結対策が十分効果を発揮せず、消化液を送液するポンプが凍結した。
34	2010.1.15	硫水	脱硫塔が腐食し、脱硫剤の取り出し口の周辺部分に穴が空いた。
35	2010.1.15	他	フレアスタックが雨の日に着火しなかった。
36	2010.1.16	凍結	発酵槽屋根のガス抜きとりバルブとフレキシブルホースが凍結した。

※：オガ：オガクズ，凍結：凍結，硫水：硫化水素，部品：部品の消耗・長期運転の影響，他：その他

第3章 既往の研究

3.1 メタン発酵における物質収支、消化液成分に関する既往の研究

メタン発酵プラントにおける物質収支、エネルギー効率等の運転データについては多数報告されている。家畜ふん尿を原料としているプラントにおける2000年以降の報告例を以下に示す。

菱沼ら(2002)は、バイオガスプラントの運転データをもとにバイオガスプラントのエネルギー評価を行っている。小川ら(2003)は、ふん尿と食品残渣を原料とするメタン発酵プラントにおける運転データを解析し、特にエネルギー効率について報告している。また、独立行政法人北海道開発土木研究所(2005c)は、乳牛1000頭規模と200頭規模の二つのメタン発酵プラントにおける約4年間のエネルギーや経営に関するデータを報告している。

2.2で述べたように、消化液を排水処理して放流する場合、薬品費等にコストが経営を圧迫し(中川, 2003)、また、処理の過程で窒素は脱窒により大気へ放出されるなど、肥料成分は有効利用されない。メタン発酵プラントの経営を安定させ、肥料成分を有効利用するには消化液の液肥利用を進める必要がある。そのため、メタン発酵プラントにおける窒素、リン、カリウム等の肥料成分のフローや消化液や消化液の変換物である脱水ろ液等の肥料成分特性を明らかにすることは重要である。しかし、消化液の液肥利用に着目し、メタン発酵プラントでの窒素、リン、カリウム等の肥料成分の収支にまで踏み込んだ報告は少ない。松中ら(2002)は、メタン発酵過程で全窒素、リン、カリウムの含有率は変化しないが、pHが高まり、アンモニア態窒素の含有率が高まり、有機態窒素の含有率が低下すると報告している。一方、Loria and Sawyer(2005)は、室内培養試験を行い、メタン発酵過程でアンモニア態窒素の含有率が高まるが、豚ふん尿スラリーとその消化液から供給される可給態窒素量に差はなかったと報告している。今後、消化液の液肥利用を進めるためにはメタン発酵過程での肥料成分の変化に関する情報を積み上げ、さらに消化液の固液分離過程等を含むより詳細な検討が必要である。

消化液の成分は一般的に全窒素が2,000~4,000mg/Lで、その半分がアンモニア態窒素である。石岡・木村(2006)は消化液中の窒素成分について報告している。それによると、アンモニア態窒素以外の窒素のうち、0.5M塩酸で溶解しアンモニア態窒素となる成分も速効性の窒素成分としてカウントでき、0.5M塩酸で抽出されるアンモニア態窒素(速効性の窒素成分)は全窒素の78%にあたるとしている。窒素以外の微量肥料成分や有害成分の含有量、脱水ろ液等の消化液の変換物の特性についても検討することが望ましい。

3.2 堆肥・消化液等の有機質資材の畑地施用に伴う環境負荷に関する既往の研究

3.2.1 畑地に施用された窒素の動態

畑地に施用された窒素の動態をFig. 3-1に示す。施用された窒素には、作物へ吸収されるもの(作物吸収)、ガスとして大気への揮散するもの(ガス揮散)、地下へ溶脱するもの(溶脱)、移動せずに土壌に蓄積するもの(土壌蓄積)等がある。これらの割合は土壌の種類、温度や降水量等の環境条件、作物の窒素吸収特性により異なるが、施用された窒素の形態によっても大きく異なる。堆肥や消化液等の有機質資材にはアンモニア態窒素や硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)の無機態窒素の他に有機態窒素が含まれている。有機態窒素の中には速やかに無機化する易分解性のものと長期的に分解しない難分解性の

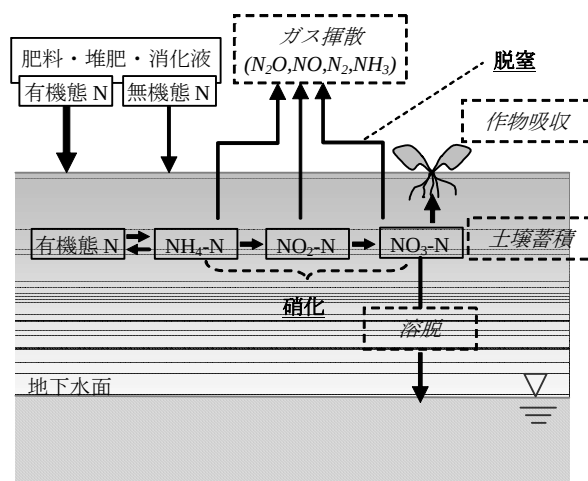


Fig. 3-1 畑地における窒素の動態

Nitrogen behavior in upland field

ものがあり，その含有割合は土壌中での窒素の動態に大きく影響を与える．そのため，堆肥や消化液等の有機質資材はそれぞれ窒素の組成が異なるため，施用後の動態を把握した上で，農地利用を行うことが重要である．

畑地への窒素の過剰施用が引き起こす環境負荷として，地下水の硝酸態窒素汚染，温室効果ガスである亜酸化窒素の発生がある．土壌中の粘土鉱物や腐植物質はマイナスの電荷をもっているため，同じマイナスの電荷を持つ硝酸態窒素は土壌にほとんど吸着されない．そのため，作物に吸収されなかった硝酸態窒素は浸透水に溶けて溶脱する．一方，施用された窒素の一部は，アンモニア (NH₃)，亜酸化窒素，一酸化窒素 (NO) などの形態で土壌から揮散する．

3.2.2 堆肥・消化液等の有機質資材の畑地施用に伴う地下水の硝酸態窒素汚染に関する既往の研究

硝酸態窒素は河川や地下水中に多量に存在する．自然水中に存在する硝酸態窒素は，そのままでは毒性を有しない．しかし，条件によりその一部がヒトの消化器系において毒性を有する亜硝酸態窒素に還元されるので，このことにより硝酸態窒素と亜硝酸態窒素が1つのグループとして水質基準などで一般的にとりあげられる．亜硝酸態窒素による健康影響としては，メトヘモグロビン血症が知られている．また，亜硝酸塩が胃の内容物と反応して生成する *N*-ニトロソ化合物は，ヒトに対して発がん性を有する可能性が指摘されている（国包，1996）．

欧米では飲料水源の地下水依存率が高く，地下水の硝酸態窒素濃度に対する関心が高かった．一方，わが国では，飲料水源の大部分が河川水であること，農地に占める水田の割合が高く水田では畑地に比べて窒素の溶脱量が少ないこと等のため欧米諸国ほどには注意が払われてこなかった．しかし，1982年度の環境庁による調査において，浅井戸の水の11%が硝酸態窒素の飲料水基準10mg/Lを超えていることが報告され（環境庁水質保全局水質管理課，1993），わが国においても汚染が進んでいることが明らかとなった．このことを受けて，水道水源を保護する観点から，1999年に地下水および公共用水域での硝酸態窒素および亜硝酸態窒素の水質基準（10 mg/L）が設定された．基準の設定から8年が経過した2007年の地下水質測定結果は，硝酸態窒素および亜硝酸態窒素の環境基準超過率が4.4%であった．超過率がピーク時よりは減少しているが，全項目のうち最多であり，改善が十分に進んでいるとはいえない（環境省，2009）．そのため，継続して汚染対策を行う必要がある．

地下水に含まれる硝酸態窒素の汚染原因（Table 3-1）としては、施肥、家畜排せつ物、生活排水が多い（環境省，2009）。熊澤（1999）は、わが国における地下水の硝酸態窒素汚染の状況について、全国的に地下水の硝酸態窒素汚染は欧米並みに進行している、面積あたりの施肥量の増大とともに地下水の硝酸態窒素濃度が上昇してきた、果樹園、野菜畑において硝酸態窒素汚染地が広く分布している、畜産経営は近傍の地下水の硝酸態窒素の大きな点汚染源になっている、などとまとめている。

このように、硝酸態窒素および亜硝酸態窒素の環境基準超過率は依然として高い状況にあるので、家畜排せつ物の管理や施肥の改善（特に茶園や野菜畑）について、一層の努力が必要であるといえる。肥料や堆肥・消化液等の有機質資材として施用された窒素の一部は浸透水とともに移動して溶脱し、地下水汚染の原因となるので、肥料、堆肥、消化液由来の窒素の溶脱による地下水汚染についても注意が必要であるといえる。

窒素の溶脱量を実験的に求める場合、浸透水量と浸透水の窒素濃度を測定し、それらを掛け合わせるにより求められる。浸透水量を直接測定する方法の一つにライシメータ法があり、ライシメータ法では経時的に浸透水の濃度を測定することにより、容易に溶脱量を計算できる（長谷川，2002）。ライシメータ法を用いた肥料由来の窒素溶脱量の測定は各地で行われ、多くの報告がある（例えば、（松下ら，1969），（松下ら，1971），（藤島ら，1972），（藤島ら，1973），（芝野・大野，1988），（野中・加村，1995），（野中ら，1996），（松丸，1997a），（松丸，1997b），（金子，2002））。好氣的条件下にある畑地圃場では、3.2.1 で述べたように、アンモニア態窒素は速やかに硝酸態窒素に変化し、硝酸態窒素は土壌にほとんど吸着されずに、水とともに溶脱する。つまり、施用された窒素が硝酸態窒素まで変化すれば、硝酸態窒素は浸透水とともに溶脱することを示す。そのため、多くのライシメータ試験の結果で、硝酸態窒素の溶脱量は浸透水量に比例することが報告されている（小林，1991）。

窒素がアンモニア態窒素や硝酸態窒素等の無機態窒素として畑地に施用された場合、その動態は比較的単純である。しかし、堆肥や消化液等の有機質資材は、含有する有機態窒素の割合、有機態窒素の無機化特性等有機質資材ごとに異なるため、挙動が複雑となる。

日本において有機質資材を施用した畑地からの窒素の溶脱について多くの報告がある。日本の代表的な畑地土壌である、黒ボク土におけるライシメータ試験について一例を示すと、上菌ら（2004）、井原ら（2008）は、重窒素で標識した堆肥を施用した黒ボク土のライシメータ試験を行い、1 作目に施用した標識堆肥由来の窒素が2 年～2 年半の試験期間において継続して後作にも吸収されたことを報告している。このことは堆肥中の有機態窒素が当作以降にも徐々に無機化したことを示しており、長期連用すると、無機化した窒素の一部は溶脱することを示している。また、Maeda et al.（2003）は化学肥料と豚ふん堆肥（肥効率を50%と想定し、施用量は化学肥料の2 倍）を連用した黒ボク土畑において、地下1mの土壌水の硝酸態窒素濃度を調査し、試験開始当初は豚ふん堆肥区の硝酸態窒素濃度は化学肥料区に比べて低く推移したが、連用4 年目から豚ふん堆肥区の硝酸態窒素濃度が上昇し、6 年目には化学肥料区とほぼ同等になったと報告している。また、気象や土壌の条件、家畜ふん尿の処理方法が異なるため、直接比較はできないが、海外での報告例もある。例えば、Bergström, L. F. and Kirchmann, H.（1999）は、ライシメータ試験を用いて鶏ふん由来窒素の溶脱量を調査し、鶏ふんを施用した場合、硫酸アンモニウムを施用した場合よりも多いことを示し、長期的には家畜排せつ物からの窒素の溶脱ポテンシャルが大きいと述べている。同様に、Chang, C and Entz, T.（1996）は、牛ふん尿の長期連用試験の結果から牛ふん尿の長期連用は地下水汚染を引き起こすと述べている。つまり、堆肥等の有機質資材の施用は、化学肥料を施用した場合と同様に、窒素の溶脱による地下水汚染を引き起こすおそれがあるといえる。特に、長期的に連用する場合は、有機態窒素の無機化を考慮しなけ

Table 3-1 硝酸態窒素・亜硝酸態窒素の汚染原因（複数回答あり）

Causes of groundwater pollution (multiple answers)

施肥	862
家畜排せつ物	294
生活排水	254
自然的要因	15
廃棄物	2
工場・事業場	1
その他	7
母数	943

※複数の汚染原因の事例があるため、各件数の和と母数は必ずしも一致しない。

れば、地下水汚染を引き起こす可能性が高い。

一方、有機質資材からの窒素無機化量を推定し、投入すべき窒素量のうちの不足分を化学肥料として補うことにより、化学肥料の単用に比べて収量も多く、かつ、窒素の溶脱量を低減できるとの報告（上沢，1996）もある。

以上のことより、堆肥等の有機質資材を畑地に施用した場合、短期間では施用された窒素の大部分は土壤に蓄積され溶脱量が少ないが、長期的に化学肥料の代替として大量に施用し続けると土壤中に堆肥由来窒素が過剰に蓄積することとなり、結果として化学肥料と同等の溶脱負荷を引き起こしうることを示された。一方、施用する有機質資材の窒素の無機化特性を考慮に入れた施用方法を採用すれば、窒素の溶脱量を増加させずに化学肥料を代替できる可能性があることを示している。

消化液は堆肥と同様に家畜ふん尿を原料としたものであるが、成分組成や水分含有割合が大きく異なる。そのため、消化液由来窒素と堆肥由来窒素とは、土壤中で異なった挙動を示すと予想されるが、消化液を施用した畑地での窒素の溶脱を含む動態について調査した事例は少ない（例えば，Matsunaka et al. (2006)）。窒素溶脱量を増加させずに消化液を利用するためには、消化液を施用した畑地での窒素動態を調査する必要がある。

3.2.3 堆肥・消化液等の有機質資材の畑地からの温室効果ガス発生に関する既往の研究

IPCC（気候変動に関する政府間パネル）の第4次評価報告書（IPCC，2007a）によると、気候システムの温暖化には疑う余地がなく、20世紀半ば以降に観測された世界平均気温の上昇のほとんどは人為起源の温室効果ガス濃度の増加によってもたらされた可能性が非常に高いとされている。温室効果ガスは地表からの赤外放射を吸収し地球を温暖化するガスである。京都議定書における排出量削減対象の物質で、環境省において年間排出量などが把握されているガスとしては、二酸化炭素、メタン、亜酸化窒素（ N_2O ）、ハイドロフルオロカーボン類（HFCs）、パーフルオロカーボン類（PFCs）、六フッ化硫黄（ SF_6 ）の6種類がある。そのうち、農耕地、畜産から排出されるガスは主に二酸化炭素、メタンおよび亜酸化窒素の3種類である。大気中のメタン、亜酸化窒素の濃度は二酸化炭素より低い、地球温暖化係数（温室効果ガスそれぞれの温室効果の程度を示す値、二酸化炭素の効果を1とした時の相対値）がそれぞれ、23、296（IPCC第3次評価報告書における地球温暖化係数）と大きく、低濃度でも地球温暖化への寄与は大きい。メタンと亜酸化窒素に関しては、農耕地と農業活動が重要な発生源となっている。メタンについては、水田、反すう動物（牛等）の消化活動、畜産廃棄物、焼き畑や作物残渣などからの発生が多く、亜酸化窒素では農耕地土壌、バイオマス燃焼、畜産からの発生が多くを占める。Table 3-2、Table 3-3は

Table 3-2 日本におけるメタンの排出源(2006 年)CH₄ emissions in Japan (2006)

排出源	2006 年の排出量 (Gg CO ₂ eq.)	割合 (%)
燃料の燃焼	841.48	3.6
燃料からの漏出	426.35	1.8
工業プロセス	133.03	0.6
消化管内発酵	7,035.23	29.8
家畜排せつ物管理	2,471.35	10.5
稲作	5,742.87	24.3
農作物残渣の野焼き	102.17	0.4
埋立	5,392.22	22.8
廃水の処理	1,409.28	6.0
廃棄物の焼却	83.37	0.4
合計	23,637.35	100

※ 太字は農業関係からの排出。

Table 3-3 日本における亜酸化窒素の排出源(2006 年)N₂O emissions in Japan (2006)

排出源	2006 年の排出量 (Gg CO ₂ eq.)	割合 (%)
燃料の燃焼	7,524.83	29.4
燃料からの漏出	0.11	0.0
工業プロセス	1,624.72	6.4
溶剤等	266.41	1.0
家畜排せつ物管理	4,733.21	18.5
農用地の土壌	7,209.78	28.2
農作物残渣の野焼き	73.58	0.3
排水の処理	1,177.81	4.6
廃棄物の焼却	2,924.81	11.4
その他	23.55	0.1
合計	25,558.83	100

※ 太字は農業関係からの排出。

日本における2003年のメタン、亜酸化窒素の排出源の内訳である(独立行政法人国立環境研究所, 2009)。メタンでは排出源の3/4, 亜酸化窒素では2/3が農業関係からの排出である。また、亜酸化窒素の28%が農耕地からの排出である。このような現状を考えると、畜産や農耕地における温室効果ガスの発生量をモニタリングし、発生抑制について検討を行う必要がある。

窒素化合物を土壌に施用すると、亜酸化窒素の土壌からの発生量が増加することが知られている。その発生過程は、好気的な条件でアンモニア態窒素が硝酸態窒素に硝化される過程と嫌気的な条件で硝酸態窒素が脱窒される過程があり、土壌中での亜酸化窒素発生を制御する要因として、投入窒素の種類と量、土壌水分等がある(鶴田,2000)。また、窒素化合物を土壌に施用することにより発生量が増加するガスとして、亜酸化窒素の他に一酸化窒素があるが、土壌水分量により亜酸化窒素と一酸化窒素の発生比率が異なり、土壌が相対的に湿るほど亜酸化窒素の発生比率が大きくなる(Davidson, 1991)。

堆肥等の有機質資材を施用した畑地からの亜酸化窒素発生特性については以下のような報告がある。Akiyama and Tsuruta (2003a) は、黒ボク土畑において家畜ふん尿由来の亜酸化窒素発生量を測定し、鶏ふん施用区は化学肥料である尿素に比べて有意に亜酸化窒素の発生量が多く、豚ふん区では有意ではないが、発生量が多いと報告している。また、Akiyama et al. (2003b) は、C/N 比の異なる各種有機質資材を黒ボク土畑に施用し、亜酸化窒素発生量を測定している。その結果、C/N 比が小さい有機質資材(発酵鶏ふん、発酵豚ふん、菜種油かす、魚かす)を施用した場合、亜酸化窒素発生量は化学肥料(尿素)よりも多く、C/N 比が大きい有機質資材(牛ふん堆肥、乾燥牛ふん)を施用した場合は亜酸化窒素発生量が少ないと報告している。同報告の中で、有機質資材施用区では N₂O/NO の発生比率が小さく、そのことは有機質資材施用区で硝化、脱窒が同時に起こり、脱窒が優勢になっていることを示すと述べている。Hayakawa et al. (2009) は、ペレット豚ふん堆肥を施用した場合、化学肥料を施用した場合よりも亜酸化窒素発生量が多く、その要因はペレット内部が嫌気状態となることにより、脱窒過程で発生する亜酸化窒素量が増加するためであると報告している。Li et al. (2002) は、黒ボク土畑で亜酸化窒素発生量を測定し、有意差は認められなかったが、肥効調整尿素区、牛ふん区、硫酸

区の順に発生量が多かったと報告している。小柴ら（1996）は化成肥料と牛ふんを施用した試験区と牛ふんを多量に施用した試験区を設定して試験を行い、牛ふん、化成肥料の施用窒素量に対する亜酸化窒素発生率はほぼ同等であると報告している。

このように、有機質資材を施用した畑地からの亜酸化窒素発生量は、一部例外があるが、化学肥料同等または多いといえる。特に C/N 比が小さい有機質資材を施用した場合には亜酸化窒素発生率が高まることが示唆される。消化液の場合、C/N 比が 3 程度と低く、亜酸化窒素発生率が堆肥等の有機質資材を施用した場合に比べて高まる可能性が高いと思われる。消化液を施用した畑地からの亜酸化窒素発生に関しては藤川ら（2008）の報告がある。その中で、乳牛ふん尿を原料とする消化液を施用した黒ボク土（無栽培条件）からの亜酸化窒素発生量を測定し、亜酸化窒素発生量は消化液施用後 20 日前後で発生ピークを迎え、その発生率は 0.17%であったと報告している。ただ、藤川らの報告は無栽培条件での試験あり、また、化学肥料区を設定していないため化学肥料を施用した場合との比較ができない。消化液由来の亜酸化窒素発生量を評価するためには、作物を栽培した条件で、比較対象としての化学肥料区、バックグラウンドの値を得るための無施肥区を設定した試験を行う必要がある。

また、土壌からの亜酸化窒素の発生と、前節で述べた硝酸態窒素の溶脱は関連性があり、鶴田（2000）は、温室効果ガス発生などの大気環境への影響と窒素やリンなどの水環境への影響を総合的に評価する必要性を指摘している。

3.3 家畜排せつ物の循環利用に伴う温室効果ガス排出に関する既往の研究

近年、ライフサイクルアセスメント（LCA）を用いて、温室効果ガス排出量を評価に関する研究が数多く行われている。農業分野においても、肉用牛の肥育での二酸化炭素排出量を調査した Ogino et al.（2004）の研究、肥料の製造・流通段階での二酸化炭素排出量を調査した小林・佐合（2001）の研究等がある。また、1998 年からの 5 年間、独立行政法人農業環境技術研究所が中心となり、農業分野における LCA 手法の開発が行われた（独立行政法人農業環境技術研究所，2003）。

家畜ふん尿処理に関する研究では、菱沼ら（2008）は、家畜ふん尿の処理・利用方法による温室効果ガス排出量を比較し、メタン発酵施設利用は、堆肥化方式や固液分離方式（家畜ふん尿を固液分離し、固形分を堆肥化、液分を液肥化する方式）を利用した場合に比べて温室効果ガス排出量を 75-80% 削減できると報告している。Muroyama et al.（2006）は、ふん尿と食品残渣を原料とするメタン発酵施設において、累積二酸化炭素排出原単位を環境影響指標とした、ライフサイクルインベントリー分析を行った結果、対象としたメタン発酵プラントはエネルギー自立を達成し、発電に伴う二酸化炭素吸収量を加味すると年平均の二酸化炭素排出量はマイナスになると報告している。松田・久保田（1986）は、メタン発酵プロセスのエネルギー効率を向上させるための方法の一つとして、消化液の排水処理を行わないことをあげている。エネルギー効率の向上することは結果として温室効果ガス排出量を削減できるため、排水処理を行わない消化液の利用方法である液肥利用を導入することにより温室効果ガス排出量を削減できる可能性があるといえる。

しかしながら、メタン発酵プラントでの消化液の液肥利用を前提とした二酸化炭素排出量、特に消化液の輸送、散布、消化液を施用した圃場からの温室効果ガス発生量を加味して、詳細に調査した例はみられない。

第4章 メタン発酵プラントにおける物質収支と消化液及び消化液脱水ろ液の肥料特性

4.1 はじめに

第4章では、2.1.2で述べた山田バイオマスプラントの運転記録や原料、生成物等の成分分析結果から重量、肥料成分についての収支計算を行い、エネルギー生成と液肥製造の双方の観点から、より効率的な運転方法の検討を行う。また、生成される消化液および脱水ろ液の液肥としての特徴について述べる。

4.2 メタン発酵プラントのシステム構成

物質収支を算定する範囲を **Fig. 4-1** に示す。メタン発酵の原料は乳牛ふん尿と野菜汁（野菜の加工工場等から排出される加工くずおよび規格外品をしぼった液）である。乳牛ふん尿提供元の畜産農家の飼養形態は敷料にオガクズ（粒径1cm以下で、粉状のものも含んでいる）を用いるタイプのフリーストールであり、スラリー状のふん尿が排出される。オガクズが混合されているため、ふん尿の流動性はやや低い。

原料の乳牛ふん尿、野菜汁は原料受入ピットに投入される。投入された原料は夾雑物脱水機で固液分離され、液分が発酵槽に送られる。固液分離で除去した夾雑物（大部分は敷料のオガクズ）は隣接する堆肥舎に送られ堆肥化される。

山田バイオマスプラントでは、原料に固形物が含まれていても粒径が3mm以下であれば発酵槽に投入可能である。しかし、夾雑物の大部分を占めるオガクズは、発酵に不適合でありバイオガス発生効果が小さい、発酵槽内に沈殿する恐れがある、管路の閉塞の原因となる可能性がある等の理由で夾雑物を除去している。メタン発酵プラントは中温発酵（約37℃）で、発酵槽の容量は135m³、滞留時間は約27日である。

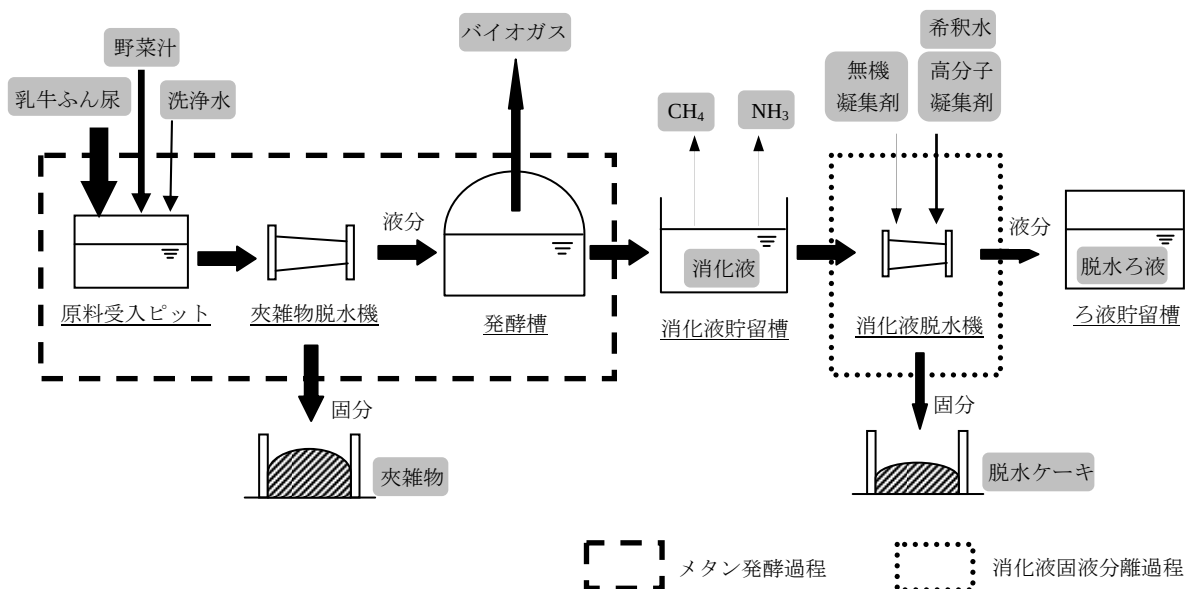


Fig. 4-1 メタン発酵プラントのシステム構成
System constitution of methane fermentation plant

消化液はそのまま液肥として利用されるものがほとんどであるが、一部は無機凝集剤（ポリ硫酸第二鉄）、高分子凝集剤を添加し、スクリープレス式脱水機で固液分離される。脱水ろ液は、固形分を取り除かれ、消化液と比較して散布時の取扱性が改善された液肥となる。一方、固液分離後の固分として脱水ケーキが排出される。消化液を固液分離する理由は、消化液中の固形分を除去することにより液肥としての利用用途を広げることにある。また、本研究では触れないが、山田バイオマスプラントには濃縮液肥製造施設があり（迫田ら、2007）、その前処理としての役割も担っている。

Fig. 4-1 には示していないが、バイオガスは脱硫塔で硫化水素（ H_2S ）を除去された後、メタン濃度を 98% にまで精製されてメタン自動車や炭化装置の燃料として利用される。

4.3 方法

4.3.1 物質収支の計算方法

物質収支の算定は、定常的な運転が確認できた 2006 年 4 月から 9 月までの 6 ヶ月間を対象期間とし、6 ヶ月分の物質のフローを 1 日あたりの量に換算した。収支計算を行った項目は重量および炭素（C）、窒素（N）、リン（P）、カリウム（K）で、原料、生成物の重量は Table 4-1 に示す方法で算定した。収支計算の元となるデータは、2006 年 4 月から 2006 年 9 月までの原料投入量、ポンプの運転時間等を記録した日誌データと 2005 年 9 月から 2006 年 12 月に行った、原料、生成物等の成分分析結果（測定回数は Table 4-2、Table 4-3 および Table 4-4 に示す）である。なお、貯留中に二酸化炭素、メタンおよび NH_3 の揮散があるが、揮散量は測定しておらず、収支計算に含めなかった。

4.3.2 液体試料の分析方法

液体試料（野菜汁、消化液、脱水ろ液）の分析項目のうち、含水率、硫黄（S）は下水試験方法、浮遊物質（SS）、揮発性浮遊物質（VSS）、化学的酸素要求量（ COD_{Mn} ）、生物化学的酸素要求量（BOD）、全有機炭素（TOC）、全炭素（T-C）、全窒素（T-N）、アンモニア態窒素、亜硝酸態窒素（ $\text{NO}_2\text{-N}$ ）、硝酸態窒素、全リン（T-P）、リン酸態リン（ $\text{PO}_4\text{-P}$ ）、全カリウム（T-K）、マグネシウム（Mg）、カルシウム（Ca）、塩化物イオン（ Cl^- ）、鉄（Fe）、マンガン（Mn）、ホウ素（B）、モリブデン（Mo）、銅（Cu）、亜鉛（Zn）、カドミウム（Cd）、水銀（Hg）、ヒ素（As）、クロム（Cr）、ニッケル（Ni）および鉛（Pb）は工場排水試験法（JIS-K-0102）に準じて測定した。pH、EC の測定には、それぞれ（株）東亜ディー

Table 4-1 原料、生成物の重量算定法
Method to calculate weight of raw material and products

原料、生成物	算定法
ふん尿(t)	(1日あたりの投入量: m^3) $\times$ (容積重: t/m^3)
野菜汁(t)	(1日あたりの投入量: m^3) $\times$ (容積重: 1)
洗浄水(t)	(1日あたりの投入量: m^3) $\times$ (容積重: 1)
夾雑物(t)	(1日あたりの生成量: m^3) $\times$ (容積重: t/m^3)
バイオガス中の CH_4 (t)	(バイオガス流量: m^3) $\times$ (CH_4 濃度: %) $\times$ 16/22.4/1000
バイオガス中の CO_2 (t)	(バイオガス流量: m^3) $\times$ {100 - (CH_4 濃度: %)} $\times$ 44/22.4/1000
発酵槽から排出される消化液(t)	(ふん尿) + (野菜汁) + (洗浄水) - (夾雑物) - (バイオガス中の CH_4) - (バイオガス中の CO_2)
固液分離される消化液(t)	{消化液供給ポンプの能力: m^3/h } $\times$ (1日平均脱水機運転時間: h) $\times$ (容積重: 1)
ポリ硫酸第二鉄(t)	重量測定
高分子凝集剤(t)	重量測定
高分子凝集剤希釈水(t)	(高分子凝集剤添加量: t) $\times$ 80
脱水ろ液(t)	(固液分離される消化液) + (無機凝集剤) + (高分子凝集剤) + (凝集剤希釈水) - (脱水ケーキ)
脱水ケーキ(t)	(1日あたりの生成量: m^3) $\times$ (容積重: t/m^3)

ケーケー製 HM-12P, CM-21P を用いて測定した。pH, EC は現場で測定し、その他の項目はプラントでサンプリングした試料を実験室に持ち帰り分析した。

4.3.3 固体試料の分析方法

固体試料（乳牛ふん尿、夾雑物、脱水ケーキ）では、全リン、全カリウム、全マグネシウム（T-Mg）、全カルシウム（T-Ca）および鉄（Fe）は、肥料分析法に準じて測定し、全炭素、全窒素は住化分析センター社製 SUMIGRAPH NC-220F を用いて測定した。固体試料についても、プラントでサンプリングした試料を実験室に持ち帰り分析した。

4.3.4 気体試料の分析方法

バイオガス中のメタン濃度は理研計器株式会社製 RI-415 を用いて、2006 年 7 月、10 月、11 月に現場で測定した。バイオガスの成分はメタンと二酸化炭素でほぼ 100%であるとし、二酸化炭素濃度はメタン濃度の実測値から差し引きで求めた。厳密に言えば、バイオガスには水蒸気、硫化水素等の微量ガスも含まれるが、本研究では考慮しなかった。

4.4 結果および考察

4.4.1 メタン発酵プラントでの物質収支

液体、固体、気体試料の成分分析結果をそれぞれ、Table 4-2, Table 4-3 および Table 4-4 に示す。Table 4-1 の方法で求めた重量と各元素の含有率の積から、各段階での各元素の量を求めた。

4.4.1.1 メタン発酵過程での物質収支

メタン発酵過程での物質収支を Table 4-5 に示す。投入される原料は、ふん尿、野菜汁がそれぞれ 4.04t/d, 0.56t/d であり、プラント内の洗浄に使われた水（洗浄水）0.26t/d とともに原料受入ピットに投入される。投入された原料は固液分離され、液分が発酵槽に投入される。固液分離した固分（夾雑物）は 0.99t/d であり、重量では投入した原料の 22%、炭素では 39%がメタンの生成に寄与せず、夾雑物として排出されていた。

夾雑物の大部分は、牛舎で敷料として用いられ、ふん尿とともに排出されたオガクズである。発酵不適合物であるオガクズが混合しているふん尿をメタン発酵の原料にすることは適当ではないと予想されたが、本研究の結果により、データとして確かめられた。原料に対するメタンの生成効率を高めるためには、敷料の量が少ない飼養形態にする、敷料を用いる場合でもオガクズではなくバイオガス発生効果の大きい資材を敷料として用いる等の対応が必要であるといえる。これらの対応はプラント側が単独で行えるものではなく、プラントと畜産農家が一体となって取り組む必要がある。

原料と洗浄水から夾雑物を除いた 3.87t/d が発酵槽に投入され、投入された原料に含まれる炭素の 9.8%、原料から夾雑物を除いたものに含まれる炭素の 16%がメタンとして回収できた。なお、本実証試験では、過剰な敷料の混合を避けるため、原料ふん尿の提供農家に依頼して、敷料に用いるオガクズ量を通常の約 1/2 にしてもらっている。さらにオガクズの量が多い、通常のふん尿を原料とした場合は、メタン生成率がさらに低下することが予想される。

原料投入から消化液排出までの発酵槽前後の各元素の収支（Table 4-5）を見ると、窒素、カリウムは投入されたものと発酵槽から排出されるものの収支がほぼ合っており、物質収支の算定方法が妥当であることを示唆している。また、消化液貯留槽からのアンモニア揮散の測定は行っていないが、窒

Table 4-2 液体試料の成分

Composition of liquid samples

分析項目	単位	野菜汁 (n=7)		消化液(n=11)		脱水ろ液(n=8)	
		平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差
含水率	%	96.9	1.37	96.3	0.923	99.1	0.106
pH		4.4	0.41	7.7	0.11	7.9	0.17
EC	S/m	0.79	0.092	2.0	0.20	1.7	0.18
SS	mg/L	13,500	15,810	19,800	6,520	297	219
VSS	mg/L	12,100	14,700	13,100	4,550	164	94
COD _{Mn}	mg/L	14,600	2,780	16,700	10,900	1,160	164
BOD	mg/L	21,000	8,200	2,400	1,260	489	185
TOC	mg/L	11,500	1,810	5,570	1,940	749	111
T-C	mg/L	14,900	6,240	14,900	691	1,930	667
T-N	mg/L	1,490	665	3,340	976	1,310	337
NH ₄ -N	mg/L	209	127	1,690	329	1,240	181
NO ₂ -N	mg/L	0.6未満	-	0.6未満	-	0.6未満	-
NO ₃ -N	mg/L	0.6未満	-	0.6未満	-	0.6未満	-
T-P	mg/L	289	167	717	259	10	4
PO ₄ -P	mg/L	208	46	95	1	3	-
T-K	mg/L	2,460	398	3,030	775	2,060	347
Cl ⁻	mg/L	341	165	1,190	215	1,050	120
Fe	mg/L	-	-	62	29	8	4
S	mg/L	-	-	292	76	367	58

n : 測定回数

Table 4-3 固体試料の成分

Composition of solid samples

分析項目	単位	乳牛ふん尿(n=7)		夾雑物(n=7)		脱水ケーキ(n=7)	
		平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差
含水率	%	85.0	0.9	74.2	5.5	78.1	2.4
T-C	乾物重量%	41.9	2.8	43.9	1.9	38.0	2.2
T-N	乾物重量%	2.6	0.6	1.9	0.5	4.6	0.5
T-P	乾物重量%	0.74	0.23	0.48	0.28	2.3	0.6
T-K	乾物重量%	1.9	0.5	1.1	0.4	1.0	0.2
T-Mg	乾物重量%	0.65	0.16	0.38	0.12	1.3	0.3
T-Ca	乾物重量%	1.7	0.4	1.2	0.2	4.4	0.6
Fe	乾物重量%	0.084	-	0.098	-	2.0	-

n : 測定回数

Table 4-4 気体試料の成分

Composition of gas samples

	CH ₄ 濃度 (%)
バイオガス (n=3)	61.9

n : 測定回数

素収支がほぼ合っていたことから、アンモニア揮散量は大きくないと考えられる。一方、炭素とリンでは投入に対する排出される量が少ない。この要因として二つの可能性が考えられる。一つは発酵槽内で原料に含まれる固形分が沈殿した可能性である。溶解しやすい形態が多い窒素とカリウムに比べて、炭素とリンは固形分中の含有率が比較的高いと考えられる。そのため、発酵槽で沈殿が生じることにより、排出される消化液中の炭素とリンの割合が減少したと考えることができる。もう一つの可能性は消化液のサンプリング方法の影響である。消化液は固形分を 3.7% 含んでいるため、沈殿が生じ、消化液貯留槽（約 100m³）で濃度差が生じやすいと考えられ、均一に混合された消化液を採取することは難しい。消化液のサンプリングは消化液貯留槽の循環ポンプから行っているが、固形分割合の比

較的低い部分から採取した可能性が考えられる。炭素とリンは固形分中の含有率が比較的高いと考えられるので、貯留槽内で沈殿が生じていて採取した消化液が上澄みの固形分の少ない部分だと考えれば、消化液中の炭素とリンの濃度が低く、発酵槽前後の収支が合わないことが説明できる。また、炭素の場合、発酵槽以外の消化液貯留槽や受入ピットでも発酵が進み、メタンと二酸化炭素が揮散している可能性が考えられる。貯留槽と受入ピット直上の大気の前メタン濃度、二酸化炭素濃度はプラントの他の地点より高く、メタンと二酸化炭素が揮散していることが示唆されたが、定量的な把握には至らなかった。

肥料成分の視点で見ると、原料として投入された窒素とカリウムは、ほぼ同量が消化液として排出されており、メタン発酵過程での窒素およびカリウムの損失はなかった。一方、リンは発酵槽や貯留槽に約 20%が沈殿し採取が困難なことから、物質収支計算期間中では、液肥として利用できるのは原料に含まれるリンの 80%程度であった。

4.4.1.2 消化液固液分離過程での物質収支

消化液の固液分離過程での物質収支を **Table 4-6** に示す。この過程では、消化液に無機凝集剤、高分子凝集剤を混合して、脱水機で固液分離する過程である。この時、高分子凝集剤は重量比で約 80 倍の水に希釈してから混合される。ポンプから固液分離過程に送られる消化液 4.05t/d に対して、無機凝集剤 0.015t/d、高分子凝集剤 0.012t/d、高分子凝集剤の希釈水 0.97t/d である。希釈水量は消化液量の 1/4 であり、希釈水の量が少なくない量であることがわかる。これらが固液分離を経て、脱水ケーキ 0.65t/d、脱水ろ液 4.39t/d となる。脱水ろ液の量は消化液量より多くなる。

固液分離過程での各元素の収支 (**Table 4-6**) を見ると、炭素、窒素、リン、カリウムの全ての元素の収支がほぼ合っていた。炭素とリンの収支は、メタン発酵過程では合わなかったが、消化液固液分離過程では合っていた。固液分離過程に投入される消化液は貯留槽からポンプによりくみ上げられたもので、分析用に採取した消化液と同質であったためと考えられる。

固液分離過程を経て、炭素とリンの大部分が脱水ケーキに、カリウムは大部分が脱水ろ液に振り分けられる。窒素は脱水ケーキと脱水ろ液にほぼ 1:1 で振り分けられる。脱水ろ液に振り分けられた窒素の大部分はアンモニア態窒素であり、有機態窒素の大部分は脱水ケーキに振り分けられたと考えられる。

Table 4-5 1日あたりのメタン発酵過程の物質収支

Material balance per day in methane fermentation process

IN	C (kg/d)	N (kg/d)	P (kg/d)	K (kg/d)	重量 (t/d)
ふん尿	279.80	17.47	4.93	12.81	4.04
野菜汁	8.29	0.83	0.16	1.37	0.56
洗浄水	0.04	0.09	0.00	0.07	0.26
計	288.13	18.39	5.09	14.25	4.86

↓

OUT	C (kg/d)	N (kg/d)	P (kg/d)	K (kg/d)	重量 (t/d)
夾雑物	113.53	4.93	1.24	2.91	0.99
CH ₄	28.25	0.00	0.00	0.00	0.04
CO ₂	17.39	0.00	0.00	0.00	0.06
消化液	56.04	12.58	2.70	11.42	3.77
計	215.21	17.51	3.94	14.33	4.86

Table 4-6 1日あたりの消化液固液分離過程の物質収支

Material balance per day in digested solid-liquid separation

IN	C (kg/d)	N (kg/d)	P (kg/d)	K (kg/d)	重量 (t/d)
消化液*	60.17	13.51	2.90	12.26	4.05
無機凝集剤	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
高分子凝集剤	2.02	0.23	0.00	0.00	0.01
凝集剤希釈水	0.00	0.00	0.00	0.00	0.97
計	62.19	13.74	2.90	12.26	5.04

↓

OUT	C (kg/d)	N (kg/d)	P (kg/d)	K (kg/d)	重量 (t/d)
脱水ケーキ	54.13	6.49	3.23	1.40	0.65
脱水ろ液	8.47	5.75	0.05	9.07	4.39
計	62.60	12.24	3.28	10.47	5.04

※ **Table 4-5** の消化液の重量は発酵槽に投入された原料の重量から発生したガスの重量を差し引いて求めている。一方、**Table 4-6** の消化液の重量は消化液貯留槽から脱水機に消化液を送るポンプの能力と稼働時間から計算している (**Table 4-1** 参照)

メタン発酵、固液分離を経て、原料に含まれていた肥料成分のうち、窒素の半分、カリウムの大部分が脱水ろ液に振り分けられることになる。肥料成分の有効利用という観点から見れば、脱水ろ液に比べて消化液が優れていると言える。また、固液分離にはコストがかかるため、コスト面でも脱水ろ液が不利であると言える。

4.4.2 液肥の成分

Table 4-2 に示した消化液、脱水ろ液の液肥利用を想定して検討を行う。消化液は固形分が多く含まれ、浮遊物質が 19,800mg/L であるのに対し、脱水ろ液は固液分離過程で固形分が取り除かれ、浮遊物質が 297 mg/L へと低下し、取扱性が向上している。草川ら（2007）は、動力噴霧器と灌水チューブを用いて山田バイオマスプラントで製造された脱水ろ液を散布する試験を行っている。それによると、脱水ろ液を希釈せずに散布した場合は目詰まりを起こさなかったが灌水チューブ内にヘドロ状の液体が残り、6 倍に希釈して散布した場合（浮遊物質約 50mg/L）は灌水チューブの目詰まりはなかったが動力噴霧器の目詰まりを起こした、と報告している。また、目詰まり等を起こしたが、灌水チューブを用いた散布作業を行うことができたとも報告している。つまり、浮遊物質が 50～300 mg/L 程度であれば、灌水チューブを用いて散布することは可能であるが、目詰まりを起こす可能性が高く、作業の安定性に問題があるといえる。沈降分離槽を設け上澄みを利用する、簡易なフィルターを通す等の方法で浮遊物質をさらに除去すれば、灌水チューブによる散布を安定的に行える可能性があり、今後検討が必要である。

肥料三要素では、消化液、脱水ろ液とも窒素、カリウムに比べてリンが少なく、脱水ろ液ではリンをほとんど含まない。また、全窒素にしめるアンモニア態窒素の割合が高く、消化液で 51%、脱水ろ液で 94%がアンモニア態窒素である。窒素の多くが植物にとって吸収しやすいアンモニア態窒素であることから速効性の NK 肥料であると判断できる。柚山ら（2007）は全国 5 ヶ所の牛ふん尿を原料としているメタン発酵プラントの消化液の成分を紹介している。それらと比較して、窒素とカリウムが多く、窒素の約半分がアンモニア態窒素であるという点で、山田バイオマスプラントの消化液は全国 5 ヶ所の消化液とほぼ同様の性状であった。

Table 4-7 では脱水ろ液と市販の液肥との比較を行った。消化液は浮遊物質の含有量が多く、比較対照とした液肥と大きく性状が異なるので比較を行わなかった。比較対照としたのは、大塚化学株式会社製の養液栽培用肥料「大塚ハウス肥料」の A 処方（果菜類、葉菜類、花き類に広く利用できる汎用型培養液処方）である。脱水ろ液の全窒素を A 処方の全窒素に合わせて希釈したと想定し、比較を行った。脱水ろ液と市販液肥で大きく異なる点は、脱水ろ液の無機態窒素の大部分がアンモニア態窒素であるのに対して、市販液肥の方は硝酸態窒素が主体である点である。また、リン酸が市販液肥に比べて少ない。三要素以外では苦土がほぼ同量であるが、その他の石灰やモリブデン、銅等の微量元素は市販液肥に比べて含有量は少ない。そのため、脱水ろ液を養液栽培用の液肥として利用する場合は、窒素の組成が作物に適するかを判断しつつ、リンと微量元素を補給する必要がある。

消化液の固液分離過程でポリ硫酸第二鉄を凝集剤として添加しているが、脱水ろ液の鉄濃度は市販液肥に比べてむしろ低かった。また、脱水ろ液の鉄濃度は消化液よりも低下しており、添加された鉄の大部分が固分（脱水ケーキ）の方に振り分けられたと考えられる。そのことから、脱水ろ液を施用しても、農地に鉄が過剰施用される懸念は少ないと判断できる。

消化液、脱水ろ液の重金属類濃度（乾物換算値）と規制値、推奨基準を **Table 4-8** に示す。カドミウム、水銀等の重金属含有率の上限基準値は肥料取締法に基づいて定められている。銅、亜鉛につい

Table 4-7 脱水ろ液と市販液肥との比較

Comparison between supernatant liquid and over-the-counter liquid fertilizer

分析項目	単位	希釈した 脱水ろ液(n=8) [※]	市販液肥 大塚化学A処方
SS	mg/L	59	-
NH ₄ -N	mg/L	246	23
NO ₃ -N	mg/L	0.1未満	233
T-N	mg/L	260	260
P ₂ O ₅	mg/L	5	120
K ₂ O	mg/L	494	405
CaO	mg/L	25	230
MgO	mg/L	59	60
MnO	mg/L	0.5	1.5
B ₂ O ₃	mg/L	1.0	1.5
Fe	mg/L	1.7	2.7
Mo	mg/L	0.02未満	0.03
Cu	mg/L	0.01未満	0.03
Zn	mg/L	0.02	0.09

n：測定回数

※Table 4-7 に示す脱水ろ液の成分は、Table 4-2 の脱水ろ液の T-N を大塚化学 A 処方の T-N に合わせて希釈した時の濃度である。

Table 4-8 消化液および脱水ろ液の重金属含有率

Composition of heavy metals in digested slurry and digested slurry supernatant

分析項目	単位	消化液(n=11)	脱水ろ液(n=8)	上限基準値・ 推奨基準値
Cd	mg/kg 乾物	0.4	1 未満	< 5 ¹⁾
Hg	mg/kg 乾物	0.1 未満	0.1 未満	< 2 ¹⁾
As	mg/kg 乾物	0.5	1 未満	< 50 ¹⁾
Cr	mg/kg 乾物	3.7	5 未満	< 500 ¹⁾
Ni	mg/kg 乾物	4.1	5 未満	< 300 ¹⁾
Pb	mg/kg 乾物	3.5	1 未満	< 100 ¹⁾
Cu	mg/kg 乾物	81	5 未満	< 600 ²⁾
Zn	mg/kg 乾物	330	13	< 1800 ²⁾

1) 肥料取締法に基づく上限基準値

2) 全農中央会の推奨基準値

n：測定回数

ては全農中央会が推奨基準値を設定している。それらと比較しても消化液，脱水ろ液中の重金属類の含有率はかなり低い。

消化液，脱水ろ液とも速効性の液肥であるが，それぞれ特徴がある。消化液として利用する場合，原料の肥料成分の大部分が含まれており，肥料成分が有効利用できる，固液分離コストがかからないという長所があるが，固形分が多く含まれ灌水チューブによる散布が困難なため，使用できる場面が作付け前の基肥用などに限定される。一方，脱水ろ液として利用する場合，工夫次第で灌水チューブによって施用できる可能性があり，追肥等にも利用できるなど使用機会が増えるが，原料に含まれる窒素の約半分が利用できないなど肥料成分の有効利用とコストの観点からは不利である。出来る限り消化液を使用し，脱水ろ液の使用を追肥等に限定することが，コストの削減，肥料成分の有効利用につながるといえる。

4.5 まとめ

第4章ではメタン発酵プラントのメタン発酵過程、消化液固液分離過程での物質収支、特に肥料成分の収支計算を行った。得られた結果は以下のようにまとめられる。

1. 原料に含まれる窒素やカリウムは、メタン発酵過程において減少せず、消化液に移行した。一方、原料の乳牛ふん尿中に発酵不適合物である敷料のオガクズが多量に混合していたため、メタンとして取り出せた炭素は、投入された原料に含まれる炭素の9.8%にとどまった。メタンの生成効率を高めるためには、プラントと畜産農家が一体となって取り組む（畜産農家が敷料の少ない飼養形態に切り替えるなど）必要があることが示唆された。
2. 消化液の固液分離過程では 炭素とリンの大部分が脱水ケーキに、カリウムは大部分が脱水ろ液に振り分けられ、窒素は脱水ケーキと脱水ろ液にほぼ 1 : 1 で振り分けられるが、脱水ろ液に振り分けられる窒素の大部分はアンモニア態窒素である。
3. 消化液はリンに比べて窒素、カリウムの含有率が高く、また、含まれる窒素の多くがアンモニア態窒素であることから速効性のNK肥料であると判断できる。
4. 脱水ろ液は消化液同様の窒素、カリウムが主体の速効性肥料である。市販液肥と比較して微量要素の含有量は少ない。また、大部分の浮遊物質が取り除かれているので消化液に比べて取扱性が向上されている。
5. 本研究で述べたメタン発酵システムでは、消化液と脱水ろ液の2種類の液肥が生成される。どちらも速効性の液肥であるが、脱水ろ液として利用する場合、固形分を取り除いているため取扱性が向上している反面、固液分離にコストがかかることや、原料に含まれる窒素の約半分が利用できないなど肥料成分の損失が大きい等の短所がある。

第5章 メタン発酵消化液の施用が畑地土壌からの温室効果ガス発生と窒素溶脱に及ぼす影響

5.1 はじめに

第5章では、日本の代表的な畑地土壌である黒ボク土の畑地に消化液を施用し、作物を栽培した条件下での窒素の溶脱特性、表層土壌からの温室効果ガスの発生特性を一体的に調査し、消化液施用に伴う環境への影響について明らかにする。

5.2 方法

5.2.1 試験装置

本章では、土壌からの窒素等の溶脱量と土壌表層からの温室効果ガス発生量を一体的に調査するために、モノリスライシメータ法とクローズドチャンバ法を組み合わせた試験装置（**Fig. 5-1**）を製作した。モノリスライシメータ（以下、「ライシメータ」とする）は、不攪乱土壌（土壌モノリス）を用いるライシメータで、土壌層位や構造を乱さない状態で、畑地に施用した肥料成分等の溶脱をモニタリングできる装置である（前田，2006）。一方、クローズドチャンバ法は、土壌－大気間のガスフラックスを測定する方法の一つで、チャンバ内空気と外気を遮断し、チャンバ内のガス濃度上昇率からガスフラックスを測定する方法である。

ライシメータに用いる土壌モノリスの大きさは、直径 28.6cm、深さ 100cm の円筒形で、千葉県多古町にある淡色黒ボク土の畑圃場（北緯 35°46'10"，東経 140°31'58"）において不攪乱土壌を採取した。供試土壌の理化学性を **Table 5-1** に示す。採取した土壌モノリスの底部には排水性を高めるためにキャピラリーを装着した。キャピラリーにはポリエチレン製の繊維を束ねたものを用い、土壌モノリスの底部から一部を 6cm 懸垂した。これにより、モノリス底部のマトリックポテンシャルを -6cm に設定できる。ライシメータ底部から浸透した水（以下、「浸透水」とする）は採取容器で採取した。

ガス採取用に用いるチャンバは、土壌モノリスを採取した塩ビ管と同じ径の塩ビ管に塩ビ製の蓋を取り付けたものである。測定中のチャンバ内の温度上昇を緩和する目的で、上面および側面の外側をウレタン製の断熱材で覆った。また、測定時のガス採取に伴うチャンバ内の圧力の低下を防ぐために、通気用のチューブをつけた。

ライシメータは、茨城県つくば市にある農研機構農村工学研究所（北緯 36°2'2"，東経 140°5'52"）内に設置した。試験期間中の気温、降水量は近傍のアメダスデータ（地点名つくば）のデータを用いた。試験期間中の日平均気温、日降水量は **Fig. 5-2** のとおりである。

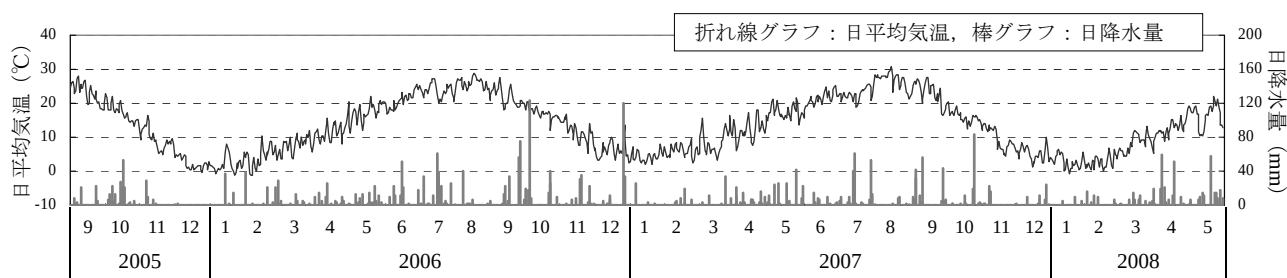


Fig. 5-2 試験期間の日平均気温、日降水量

Daily mean temperature and precipitation during the experimental period

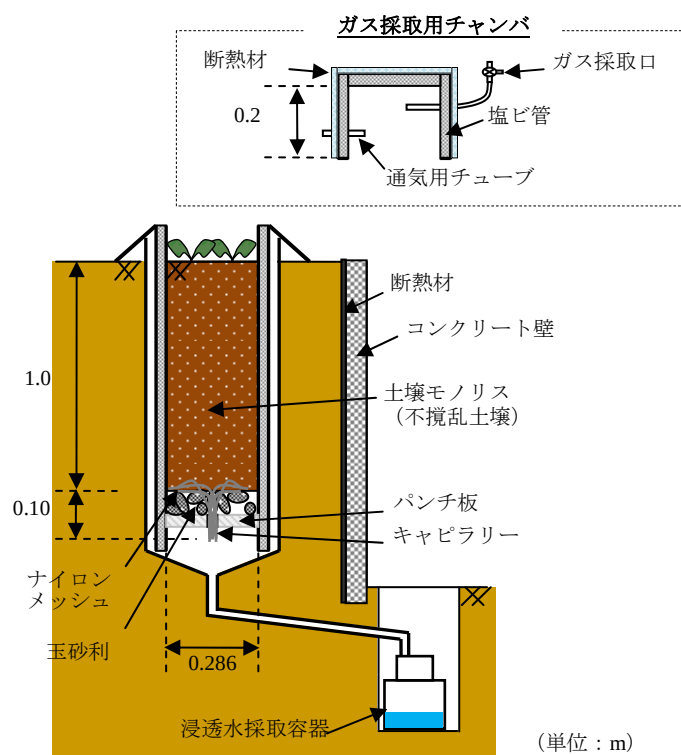


Fig. 5-1 モノリスライシメータの断面図

Cross-section diagram of monolith lysimeter

5.2.2 試験条件

本研究では、8基のライシメータに対して無施肥区（2基）、代表的な窒素肥料である硫酸アンモニウム（以下、「硫安」とする）を施用した硫安区（3基）、消化液区（3基）を設定した。すべての土壌モノリスの初期水分条件を一定にするために、採取後、下方から水道水で飽和し、重力排水した。その後、2005年9月16日に降雨を遮断していた土壌モノリス上部の蓋を取り除き、10月11日に秋作の施肥を行った。本報告では、秋作の施肥を行った2005年10月11日を試験開始日とし、試験開始から2008年5月までの2年8ヶ月間の結果を示す。

試験に用いた消化液は、山田バイオマスプラントより採取した。消化液の成分を **Table 5-2** に示す。消化液の成分は、工場排水試験法（JIS-K-0102）に準じて測定した。なお、消化液の全窒素は、総和法により測定した、含有するすべての形態の窒素を含んだ値である。

2005年の秋からライシメータで作物の栽培を始め、2006年と2007年は春作、夏作、秋作の作付けを行った。作物は春作、夏作がコマツナ、秋作はホウレンソウである。無施肥区以外の各区には、千葉県の施肥基準（コマツナ $\text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O} = 12\text{-}12\text{-}12 \text{ g/m}^2$ 、ホウレンソウ $\text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O} = 25\text{-}25\text{-}25 \text{ g/m}^2$ ）に合わせて各資材を全量基肥として播種の1週間前に施用した。各資材は窒素量を施肥基準に合わせて施用し（アンモニア態窒素で合わせるのではなく、全窒素で合わせている）、リン酸、カリの不足分は、熔リン、塩化カリウムで補った。窒素の量を施肥基準に合わせたため、消化液区でのカリ施用量が施肥基準量の10%~40%程度多くなることがあった。

消化液は希釈等の処理は行わず、原液をそのまま施用した。消化液区では、土壌表層に消化液、熔リン、塩化カリウムを施用し、施用後すぐに土壌表層10cmの土壌と施用した資材を移植ごてで攪拌した。硫安区では、粒状の硫安、熔リン、塩化カリウムを土壌表層に施用し、消化液区と同様に土壌と攪拌した。土壌を攪拌する作業は、無施肥区においても同様に行った。

試験期間中、灌水は行わなかった。

Table 5-1 採取時の採取土壌の理化学性

Properties of the soil monolith			
深さ (m)	土性 (国際法)	T-N (g/kg)	T-C (g/kg)
0-0.20	CL	3.4	37
0.20-0.28	CL	2.9	31
0.28-0.49	CL	1.8	18
0.49-0.82	CL	1.7	18
0.82-1.0	CL	1.6	17

Table 5-2 メタン発酵消化液の成分 (n=21)

Composition of methane fermentation digested liquid							
含水率 (%)	pH	T-N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	P ₂ O ₅ (mg/L)	K ₂ O (mg/L)	T-C (mg/L)
95.8±0.4	7.7±0.1	3,450±625	1,770±465	<0.03	1,220±386	3,990±529	9,600±1,890

(平均値±標準偏差)

5.2.3 測定項目

5.2.3.1 表層土壌全窒素、全炭素

2006 年 3 月 22 日および 2008 年 4 月 11 日に表層土壌 (0-5cm) を採取し、風乾した後、乾式燃焼法 (株式会社住化分析センター製 SUMIGRAPH NC-220) で全窒素、全炭素を測定した。また、2008 年 4 月 11 日には不攪乱土壌を採取し、乾燥密度を測定した。

5.2.3.2 表層土壌の含水比、無機態窒素の推移

試験期間のうち、2006 年 9 月から 2007 年 9 月にかけて、定期的にライシメータの表層 0-5cm の土壌を採取し、含水比、土壌中のアンモニア態窒素、硝酸態窒素の測定を行った。採取した土壌 5g に 2mol/L の塩化カリウム溶液 50mL を加え 2 時間振とうし、抽出液のアンモニア態窒素、硝酸態窒素濃度と土壌の含水比から乾土あたりのアンモニア態窒素、硝酸態窒素を算定した。測定は各試験区とも 1 反復で行った。

5.2.3.3 作物の窒素吸収量

作物は、硫安区または消化液区の作物が、収穫物として標準的な大きさになった時点で、すべてのライシメータで同時に収穫を行った。ハウレンソウ、コマツナとも地上部のみ収穫した。収穫したハウレンソウ、コマツナは 80℃の通風乾燥炉で 24 時間乾燥し、乾燥後に質量を測定した。また、乾燥した試料を微粉碎した後、2.3.1 と同様の方法で全窒素を測定し、作物の窒素吸収量を求めた。

5.2.3.4 土壌から大気へのガスフラックス

土壌から大気への亜酸化窒素、メタンのガスフラックスはクローズドチャンバ法を用いて測定した。測定は、施肥の 3 時間後、6 時間後、1 日後、2 日後、4 日後、7 日後、11 日後、14 日後、21 日後に行い、その後は基本的に 2 週間間隔で行った (施肥の 3 時間後、6 時間後の測定は 2006 年秋作より)。日変化の影響を相殺するため、ガスフラックスの測定は決まった時刻に行うことが望ましいとされている (土壌環境分析法編集委員会編, 1997)。本研究では、施肥の 3 時間後、6 時間後の測定を除き、測定時刻を午前 10 時に統一した。

ガスフラックスの測定は、チャンバをかぶせ、0、10、20、30 分後にチャンバ内の空気を採取し、あらかじめ真空近くまで減圧しておいたバイアル瓶に保存し、実験室に持ち帰り、ガス濃度を測定し

た．亜酸化窒素，メタンの濃度の測定には，それぞれ，株式会社島津製作所社製ガスクロマトグラフ GC-8A（検出器 ECD），同 GC-14B（同 FID）を用いた．

各測定時点におけるガスフラックス（ q ：亜酸化窒素 $\text{gN/m}^2/\text{h}$ ，メタン $\text{gC/m}^2/\text{h}$ ）は，以下の式により求められる．

$$q = \rho \times \frac{273.15}{T} \times r \times h \times a \quad (5-1)$$

ここで， ρ (g/m^3) は標準状態でのガスの密度， T (K) はチャンバ内の温度， r は各ガスの窒素，炭素含有率（亜酸化窒素：28/44，メタン：12/16）， h は土壌面からチャンバ上部までの高さ（チャンバを装着した時の密閉空間の高さ）である． a ($\text{m}^3/\text{m}^3/\text{h}$) はチャンバ設置後，0，10，20，30分後のガス濃度より算定する．チャンバ設置後の時間（ h ）を x 軸に，チャンバ内ガス濃度（ m^3/m^3 ）を y 軸にとり一次近似した傾きが a である．

ある2測定時点間のガス発生量は，その前後の測定値の平均値であるという仮定に基づいて算定している．式(5-2)は，式(5-1)で求めた各測定時点でのガスフラックスから2測定時点間のガス発生量（ Q_{ab} ：亜酸化窒素 gN/m^2 ，メタン gC/m^2 ）を求める式である．

$$Q_{ab} = \Delta t \times \frac{q_a + q_b}{2} \quad (5-2)$$

ここで， Δt は2時点間（時点 a ～時点 b ）の時間（ h ）， q_a ， q_b はそれぞれ時点 a ，時点 b のガスフラックス（ $\text{gN/m}^2/\text{h}$ ）である．式(5-2)をすべての各測定時点間に適用することにより，積算のガス発生量を算定することができる．

ガスフラックスの測定は，2006年4月1日から2008年3月31日までの2年間行った．

5.2.3.5 浸透水の水質分析

浸透水の採水はまとまった降雨があった後に行った．採取した浸透水の水量および全窒素を測定し，各試験区での窒素の溶脱量を算出した．全窒素の測定は，工場排水試験法（JIS-K 0102）に準じて測定した．

5.2.3.6 土壌モノリスの浸透特性

土壌モノリス中の水の浸透特性を把握するために，トレーサとして臭化物イオン（ Br^- ）を用いる前田らの方法（前田ら，2006）を用いて解析を行った．この方法は，自然降雨条件下に設置したライシメータ表面に臭化物イオンを施用し，その浸透水の臭化物イオン濃度から求めた正規化臭化物イオン濃度（ $1/\text{mm}$ ，臭化物イオン濃度（ mg/L ）を臭化物イオンの総流出量（ mg/m^2 ）で除したもの）を積算浸透水量 I のガンマ確率密度分布関数 $f[I]$ （式(5-3)）として表現する方法である． α ， β は土壌毎の浸透特性パラメータである．

本研究では，2005年秋作の施肥と同時に無施肥区に臭化カリウム（ KBr ）を 15.1g （ 158gBr/m^2 ）施用し，浸透水中の臭化物イオン濃度を工場排水試験法（JIS-K 0102）に準じて測定した．測定された浸透水中の臭化物イオン濃度から正規化臭化物イオン濃度を求め，最小二乗法により α ， β を決定した．

$$f[I] = \frac{1}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)} I^{\alpha-1} e^{-\frac{I}{\beta}} \quad (5-3)$$

5.3 結果および考察

5.3.1 表層土壌の全窒素、全炭素

Table 5-3 に 2006 年 3 月 22 日と 2008 年 4 月 11 日の表層土壌(0-5cm)の全窒素、全炭素と 2008 年 4 月 11 日の乾燥密度を示す。無施肥区では 2 年間で全窒素、全炭素の値がともに低下し、表層土壌中の炭素、窒素が減少していることが示唆された。無施肥区では、表層土壌に蓄積していた有機態の窒素や炭素が分解し、炭素は主に二酸化炭素となり、窒素は無機化し、一部は作物へ吸収され、一部は硝酸態窒素として溶脱したと考えられる。消化液区と硫安区においても全窒素と全炭素はやや減少していた。

5.3.2 土壌表層の含水比・無機態窒素の推移

2006 年 9 月から 2007 年 9 月までの各作の施肥前後の表層土壌(0-5cm)での含水比の推移を **Fig. 5-3** に示す。含水比は、無施肥区と硫安区はほぼ同様に推移した。消化液区では、消化液が多量の水分を含有しているため (**Table 5-2**)、施用直後の含水比が他の試験区よりも大きくなった (2006 年秋作、2007 年春作で消化液区以外でも含水比が大きくなっているのは、施用前の土壌採取時と施用日の間で降雨があったためである)。消化液を 25gN/m^2 (消化液の水量 6.9mm) 施用した秋作ではその傾向が顕著であり (**Fig. 5-3(a)**)、施用後約 2 週間にわたり含水比が他の試験区より高い状態が持続した。消化液を 12gN/m^2 (消化液の水量 3.3mm) 施用した春作、夏作では施用直後に含水比がやや高くなったが、すぐに他の試験区と同等まで低下した。2006 年 9 月から 2007 年 9 月までの表層土壌 (0-5cm) でのアンモニア態窒素、硝酸態窒素の推移を **Fig. 5-4** に示す。各資材の窒素組成を考えると、硫安区、消化液区では含まれる窒素のそれぞれ 100%、52%がアンモニア態窒素である。無施肥区以外の各試験区の表層土壌におけるアンモニア態窒素は、各資材を施用した直後にピークを迎え、ピークの大きさはアンモニア態窒素の含有率を反映して、硫安区の方が消化液区より大きかった。その後、両区とも施用後 1 日から 1 週間程度で急激に減少し、施用 1 週間後には施肥前のレベルとなった。一方、土壌表層の硝酸態窒素は、両区とも施用後増加し、施肥後 1 週間から 2 週間後にピークが見られた。この傾向は春作、夏作、秋作で共通の傾向であった。アンモニア態窒素に引き続き、硝酸態窒素のピークが見られたことから、消化液、硫安として施用されたアンモニア態窒素は、施用直後から施肥後 2 週間程度で硝化されたと考えられた。また、春作と夏作の窒素施用量はともに 12gN/m^2 であるが、すべての試験区において夏作の方が硝酸態窒素の大きいピークが見られた。すべての区において施肥直後のアンモニア態窒素よりも大きい硝酸態窒素のピークが見られたこと、無施肥区でも硝酸態窒素が増加していることから、夏作後に硝酸態窒素のピークが大きかった要因は、夏期の高温の影響で土壌中の有機態窒素の無機化が促進されたためであると考えられる。

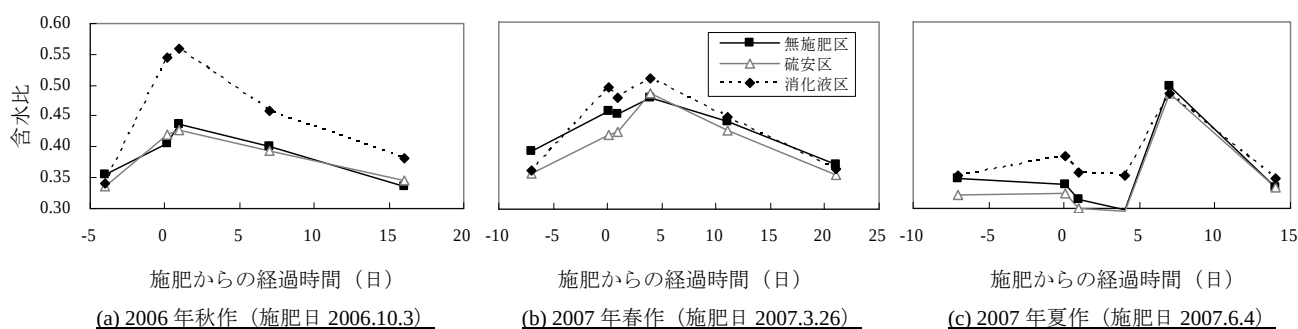
また、**Fig. 5-4(b)**に示すように、施用後 1、2 週間後における消化液区の表層土壌の硝酸態窒素は、硫安区とほぼ同等であった。その要因として、施用直後に消化液中に含まれる有機態窒素が無機化したこと、消化液に含まれる水分により土壌水分量が増加し、土壌中の有機態窒素の無機化が促進されたことが考えられる。

表層土壌の硝酸態窒素は多量の降雨後に減少する傾向がみられる。この要因は多量の降雨により表層土壌の硝酸態窒素が水に溶けて浸透するためであると考えられる。2006 年秋作では、施肥 3 日後に日降水量 125mm の降雨があり、施肥直後のアンモニア態窒素と比較して硝酸態窒素の量が少なくなった。2007 年 7 月 14 日から 15 日の 2 日間で 97mm の降雨があり、その直後の硝酸態窒素量は大幅に

Table 5-3 表層（0-5cm）土壌の T-N, T-C, 乾燥密度

Soil T-N and T-C contents and bulk density of the surface layer (0-5cm)

	2006.3.22		2008.4.11		乾燥密度 g/cm ³
	T-N g/kg	T-C g/kg	T-N g/kg	T-C g/kg	
無施肥区	3.3	35	2.9	31	0.53
硫安区	3.2	34	3.1	32	0.54
消化液区	3.3	35	3.2	34	0.53



注) 含水比が 0.05 が水量 2.65mm に相当。2006 年秋作では消化液中の水分が 6.9mm なので、施肥直後の含水比は、その他の区に比べて約 0.13 大きくなった。

Fig. 5-3 表層（0-5cm）土壌の含水比の推移

Mass basis water content in surface soil (0-5cm)

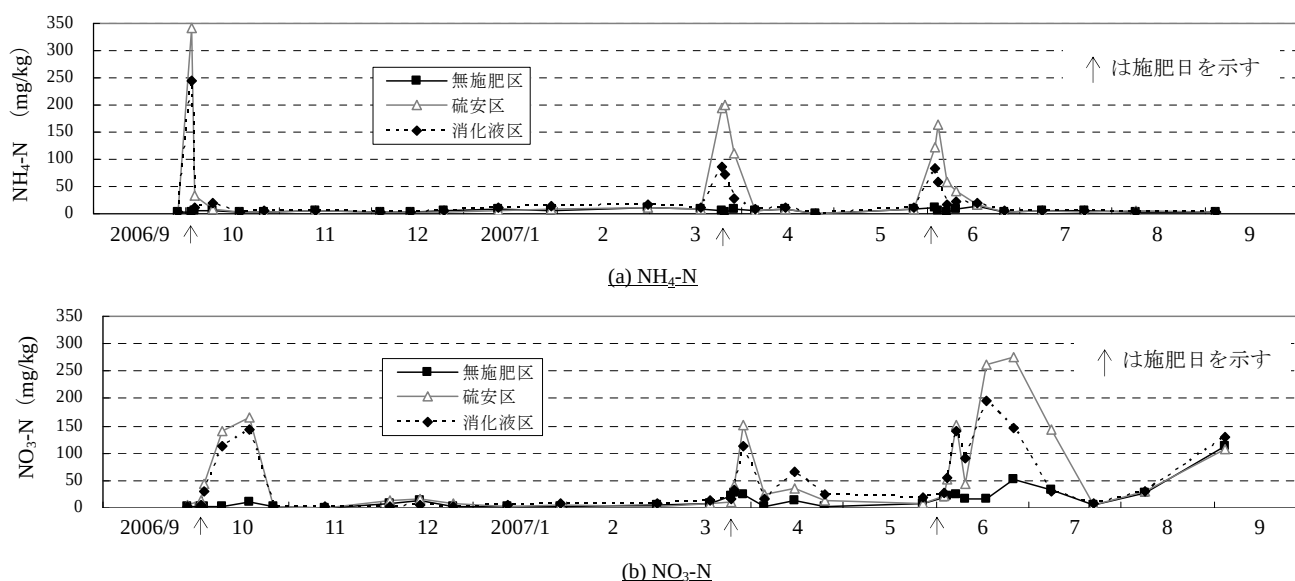


Fig. 5-4 表層（0-5cm）土壌中の無機態窒素の推移

Inorganic nitrogen content in the surface soil layer (0-5cm)

減少した。また、2007 年 7 月 14 日から 15 日にかけても 60mm の降雨があった。2007 年 7 月中旬から 8 月にかけて、硝酸態窒素量が少ないレベルで推移したのは、以上のような要因によると考えられる。

5.3.3 窒素吸収量

土壌モノリスを採取した畑の施肥来歴の影響が大きかった 2005 年秋作を除く 6 作の各試験区にお

Table 5-4 窒素吸収量

Nitrogen uptake by crops

	2006 春作 コマツナ	2006 夏作 コマツナ	2006 秋作 ハウレンソウ	2007 春作 コマツナ	2007 夏作 コマツナ	2007 秋作 ハウレンソウ	合計
無施肥区	6.9 —	5.4 —	4.3 —	2.0 —	5.5 —	4.8	29 —
硫安区	14.5 (64)	8.0 (22)	10.6 (25)	8.8 (56)	10.8 (44)	8.3 (14)	61 (33)
消化液区	14.6 (65)	5.8 (4)	9.9 (22)	7.1 (42)	10.1 (38)	8.2 (14)	56 (27)

上段：窒素吸収量 (gN/m²)，下段：窒素利用率 (%)

る窒素吸収量，窒素利用率（施用した窒素のうち作物に利用された割合 (%)）を Table 5-4 に示す。2006 年夏作は 8 月に行ったため，高温と乾燥の影響ですべての試験区で生育が悪かった。無施肥区の窒素吸収量は他の試験区よりも少なかったが，硫安区の 1/4 から 1/2 程度の窒素吸収量があった。

硫安区と消化液区を比較すると，硫安区の窒素吸収量がやや多い傾向がみられた。しかし，2007 年春作を除く 5 作と 6 作の合計の窒素吸収量は，両区の間には 5%水準で有意な差は認められなかった（*t* 検定）ことから，消化液は硫安とほぼ同等の窒素肥料効果があると判断された。6 作合計の窒素吸収量は無施肥区，硫安区，消化液区でそれぞれ，29，61，56gN/m² であった。窒素利用率は硫安区，消化液区でそれぞれ，33，27%（生育が悪かった 2006 年夏作を除くと，それぞれ，34，31%）であった。化学肥料の窒素肥効に対する消化液の窒素肥効率（化学肥料の窒素利用率に対する消化液の窒素利用率の割合）は 84%（2006 年夏作を除くと 90%）であった。

5.3.4 土壌から大気へのガスフラックス

5.3.4.1 亜酸化窒素

2006 年 3 月から 2008 年 3 月までの土壌から大気への亜酸化窒素フラックスの推移を Fig. 5-5(a)に，2007 年の各作の施肥から収穫まで亜酸化窒素フラックスを Fig. 5-5(b)～(d)に示す。施用する肥料・資材，作付けの季節，施用量が違っても，施肥後 3 時間から 1 週間程度でピークを迎え，その後施肥前のレベルに戻る傾向は共通していた。この傾向は，黒ボク土の畑における既往の報告（例えば，Yan et al. (2001)，Li et al. (2002) など）と一致する。消化液区では硫安区よりピークを迎える時期が早く，ピークは大きい傾向がみられた。消化液区では常に施肥直後数時間から 2 日程度でピークを迎えていたが，硫安区では，2007 年春作のように降雨直後にピークを迎える場合と 2007 年夏作や秋作のように施肥後 1 週間程度の降雨直後にピークが現れる場合があった。2007 年春作では，施肥時の土壌の含水比が 0.45 程度（Fig. 5-3 (b)）と相対的に水分が多かったのに対して，2007 年夏作では施肥時の土壌の含水比が 0.35 程度（Fig. 5-3 (c)）と乾燥していた。相対的に乾燥した土壌に施用した場合，硫安を施用してもすぐには亜酸化窒素発生量が増加せず，その後の降雨により土壌水分量が多くなった後，亜酸化窒素発生量が増加することが示唆された。一方，消化液区では，消化液に水分が含まれているため，土壌が乾燥している時でも，消化液と同時に施用される水分により土壌水分量が増加し，常に施用直後に亜酸化窒素発生量が増加すると考えられる。

施用量が 25gN/m² の秋作ハウレンソウの施肥直後における消化液区の亜酸化窒素フラックスのピークの大きさは，施用量が 12gN/m² の春作，夏作の施肥直後と比較して 2 倍から 10 倍程度大きく，消化液施用量が多いほど施用量の増加割合以上に亜酸化窒素フラックスのピークが大きくなる傾向が見

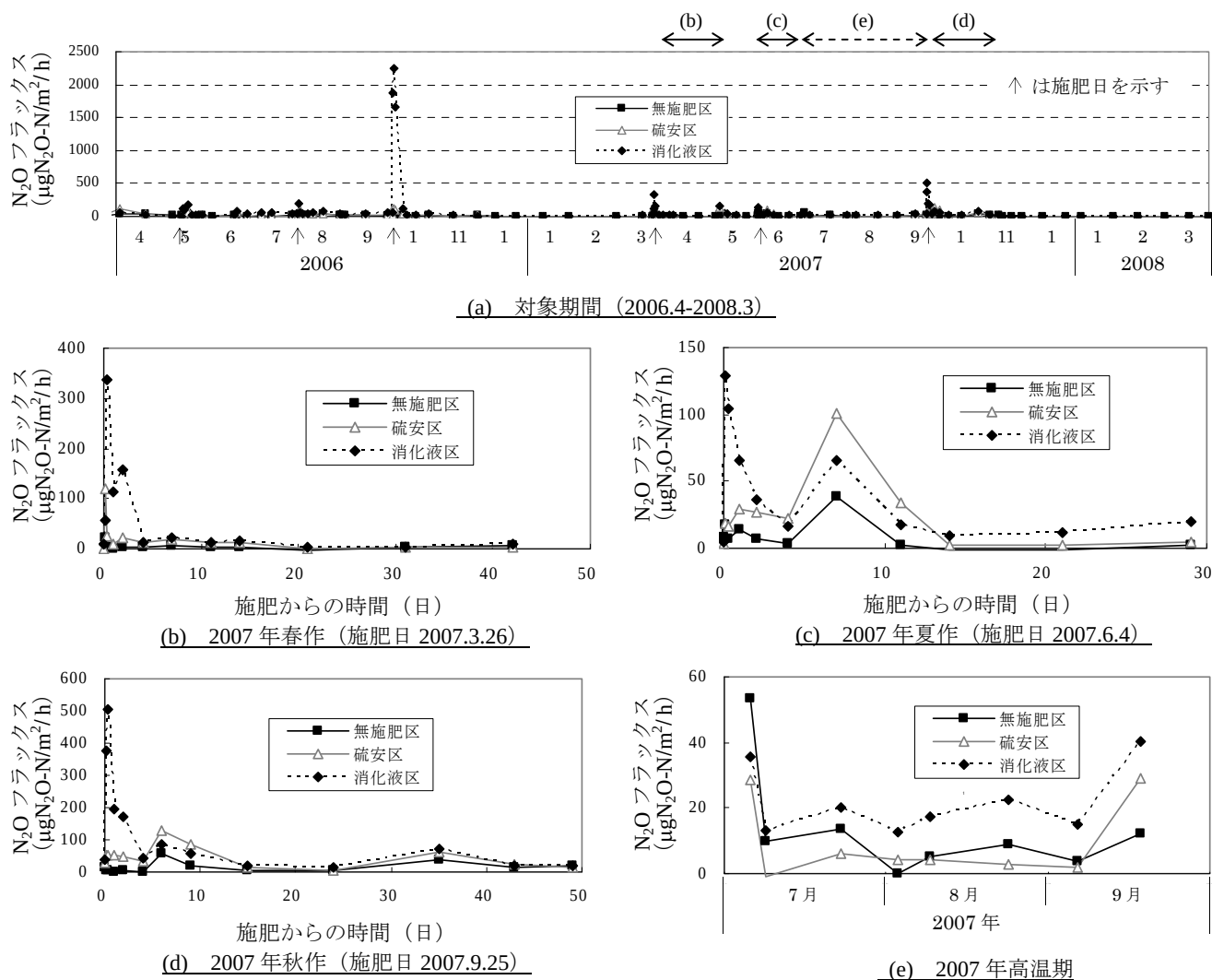


Fig. 5-5 亜酸化窒素フラックス
N₂O flux

Table 5-5 施用した窒素に対する亜酸化窒素の発生割合

The percentage of N₂O emissions of applied nitrogen

	各作の平均値			対象期間 (2006.4-2008.3)
	春作	夏作	秋作	
硫安区	0.086±0.042	0.080±0.040	0.072±0.079	0.11±0.058
消化液区	0.19±0.056	0.15±0.055	0.47±0.41	0.41±0.15

(平均値±標準偏差)

られた。一方、硫安区では、施用量が 12gN/m² の場合と 25gN/m² の場合でピークに明確な差は認められなかった。施用量が多くなるほど亜酸化窒素フラックスのピークが顕著に大きくなる傾向は消化液特有の傾向であると考えられる。

亜酸化窒素の生成経路には、主に硝化過程と脱窒過程があるとされている。Akiyama et al. (2000) は、尿素と硫安を施用した黒ボク土において、施用後 1~2 週間程度で亜酸化窒素フラックスはピークを迎え、その時に土壤中のアンモニア態窒素が減少し、硝酸態窒素が増加したことから、黒ボク土畑

における亜酸化窒素の主要な生成経路は硝化過程であると結論づけている．本研究では硫安区だけでなく、消化液区においても、表層土壤中のアンモニア態窒素と硝酸態窒素が既往の研究と同様の傾向を示し、同じ時期に亜酸化窒素フラックスがピークを迎えていた．そのため、消化液を施用した場合においても、硫安の場合と同様に亜酸化窒素の主たる発生過程は硝化過程であると判断された．ただ、硝化反応の基質であるアンモニア態窒素の量は、消化液由来の有機態窒素の無機化分を勘案しても、硫安区が消化液区よりも多いが、施用直後の亜酸化窒素フラックスのピークは消化液区の方が大きいという矛盾した結果が得られた．鶴田ら（2000）は土壤中での亜酸化窒素発生を制御する要因として、投入窒素の種類と量、土壤水分、地温、pH などがあるとしている．また、Davidson（1991）は、窒素化合物を土壤に施用することにより発生量が増加するガスとして、亜酸化窒素の他に一酸化窒素があるが、土壤水分量により亜酸化窒素と一酸化窒素の発生比率が異なり、土壤が相対的に湿るほど亜酸化窒素の発生比率が大きくなると指摘している．本研究では、施用直後の消化液区において土壤水分が硫安区より高く、特に、施用量が 25gN/m^2 の秋作において、消化液施用直後は土壤の含水比が上昇することが示されている．以上のことから、消化液施用量が多いほど亜酸化窒素フラックスのピークが大きい要因は、消化液施用に伴い、土壤水分量が増加し、亜酸化窒素として発生する割合が高まったためであると考えられる．

なお、本研究の結果からは、亜酸化窒素の主たる発生過程は硝化過程であると判断したが、脱窒過程からの亜酸化窒素の発生を否定する根拠を示すことはできない．消化液を施用した場合、特に消化液施用量が多い場合の脱窒過程からの亜酸化窒素の発生割合を解明することが今後の課題として残された．

2007 年の夏作収穫から秋作施肥までの間の高温無植生期（Fig.5-5(e)）においては、消化液区の亜酸化窒素フラックスは常に硫安区の亜酸化窒素フラックスより大きかった．これは消化液中の有機態窒素が継続的に無機化、硝化される過程で亜酸化窒素が発生したと考えられる．

2006 年 4 月から 2008 年 3 月までの積算の亜酸化窒素発生量は無施肥区、硫安区、消化液区でそれぞれ 0.15 、 0.26 、 0.56gN/m^2 であった．無施肥区を差し引いた正味の積算発生量は、硫安区、消化液区でそれぞれ 0.11 、 0.41gN/m^2 であり、消化液由来の積算亜酸化窒素発生量は、硫安由来の発生量と比べて 5%水準で有意に多かった（ t 検定）．

各作および対象期間における施用した窒素に対して亜酸化窒素として発生した割合（以下、「亜酸化窒素発生率」とする）を Table 5-5 に示す．硫安区亜酸化窒素発生率は春作、夏作、秋作と 0.08%前後とほぼ同じであり、ばらつきも小さかった．硫安を施用した場合の亜酸化窒素発生率は季節や施用量に影響を受けず、ほぼ一定であるといえる．一方、消化液区では春作、夏作での亜酸化窒素発生率は 0.15～0.19%であり、硫安区との差が小さかったが、施用量が多い秋作では発生率の平均値が 0.46%と高かった．2 年間における亜酸化窒素発生率は、それぞれ 0.11%、0.41%であり、消化液区の亜酸化窒素発生率は硫安区と比較して 5%水準で有意に高かった（ t 検定）．

日本の畑地土壤における亜酸化窒素発生率の平均が 0.62%で、そのうち黒ボク土を含む排水性のよい畑地土壤では 0.32%である（Akiyama et al., 2006）．本研究では消化液区の亜酸化窒素発生量が硫安区に比べて大きいという結果であったが、消化液区でも畑地土壤での平均的な値であり、消化液を施用することにより亜酸化窒素発生量が極端に増加するわけではないといえる．

5.3.4.2 メタン

メタンについては、消化液区で施肥直後に発生がみられたが、その発生量は施用後 1 日間で 0.34～

6.9mgC/m²（施用した消化液に含まれる炭素の0.001～0.007%）であり、ごく微量であった。メタンの地球温暖化係数が23（IPCCの第3次評価報告書における地球温暖化係数）であることを考慮しても温暖化効果は小さいと判断された。消化液区の施肥直後以外の期間やその他の区ではメタンの発生、吸収の明確な傾向はみられなかった。

5.3.5 浸透水

5.3.5.1 ライシメータの浸透特性

2005年10月11日の秋作施肥から2008年5月27日までの積算降水量は3,405mmであった。一方、同期間の8基のライシメータの積算浸透水量の平均値は2,284mmであった。各ライシメータの積算浸透水量と8基のライシメータの積算浸透水量の平均値の差は最大+6.2%であり、8基のライシメータにおける水の浸透特性がほぼ同等であると判断できる。

本研究で用いた土壌モノリスでの積算浸透水量と正規化臭化物イオン濃度の関係をFig. 5-6に示す。式(5-3)のパラメータ α および β は、それぞれ10.3, 48.9と算定され、決定係数 R^2 は0.94であり、精度良く近似することができた。

得られた式によると、臭化物イオンを施用してからの積算浸透水量が455mmの時点で、浸透水中の臭化物イオン濃度が最高となることから2005年秋作の施肥時にライシメータ上部にあった水が、積算浸透水量が455mm前後でライシメータ底部まで浸透したと言える。そこで本研究では、2005年秋作施肥からの積算浸透水量が455mmの時点から2007年の秋作施肥からの積算浸透水量が455mmの時点（8基のライシメータの平均積算浸透水量が2,283mm）までの2年分の浸透水を対象とする。

5.3.5.2 浸透水の全窒素

本研究では、浸透水の全窒素と硝酸態窒素は等しいことを確認しているため、既往の研究における硝酸態窒素と本研究での全窒素とを同様のものとして扱う。

浸透水の全窒素濃度の推移をFig. 5-7に示す。浸透水の全窒素は、無施肥区を含むすべての試験区で試験期間を通じて20mg/L以上と高い値を示した。これは5.3.1や5.3.2で示したとおり、表層土壌中の有機態窒素が無機化し、硝酸態窒素として溶脱したためであると考えられる。また、全窒素は無施肥区を含むすべての区において積算浸透水量が600mmの時点から上昇し1,100mm前後でピークを迎えた後下降し、2,100mm前後でもう一度ピークを迎えるという周期的な変動がみられた。浸透速度から判断すると、積算浸透水量が1,100mmや2,100mmの浸透水は、2006年および2007年の夏期に土壌表層にあった水と推測される。積算浸透水量が1,100mmや2,100mmでの全窒素のピークは、夏期に表層土壌から無機態窒素が供給され、硝酸態窒素として溶脱したものであると考えられる。

消化液区と硫安区の全窒素は、無施肥区に比べて高い値で推移し、両区の全窒素には明確な差は見られなかった。Maeda et al.(2003)は化学肥料と豚ふん堆肥（肥効率を50%と想定し、施用量は化学肥料の2倍）を連用した黒ボク土畑において、地下1mの土壌水の硝酸態窒素濃度を調査し、試験開始当初は豚ふん堆肥区の硝酸態窒素濃度は化学肥料区に比べて低く推移したが、連用4年目から豚ふん堆肥区の硝酸態窒素濃度が上昇し、6年目には化学肥料区とほぼ同等になったと報告している。本研究での消化液区の全窒素は、試験開始当初から硫安区とほぼ同様に推移しており、Maeda et al. (2003)の報告の豚ふん堆肥区の硝酸態窒素の傾向とは明らかに異なっており、家畜ふん堆肥と消化液では溶脱特性が大きく異なることが示された。

消化液区と硫安区では、浸透水の全窒素がほぼ同様に推移しているため、ほぼ同様の窒素溶脱特性

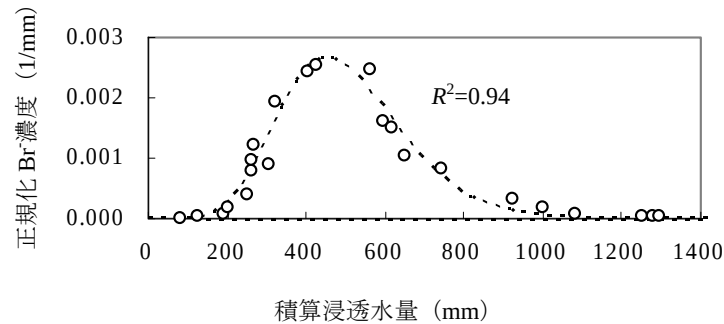


Fig. 5-6 浸透水中の臭化物イオン濃度の推移

Br⁻ concentration in leachate

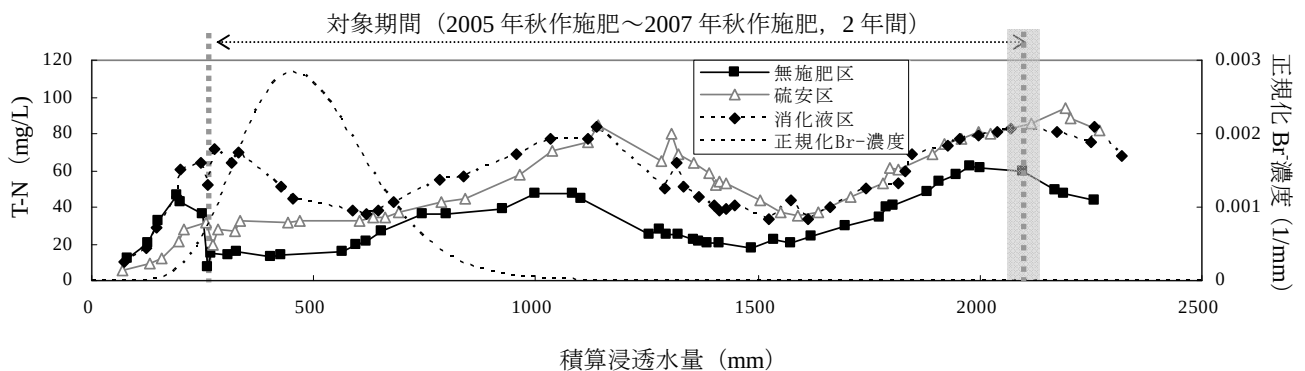


Fig. 5-7 浸透水中の全窒素濃度の推移

T-N concentration in leachate

を示した。無施肥区の溶脱量を差し引いた2年間の正味の積算溶脱量は、消化液区、硫安区でそれぞれ43, 46gN/m²とほぼ同量であり、5%水準で有意差はなかった(*t*検定)。消化液区、硫安区でそれぞれ2年間に施用された窒素の44%, 46%が溶脱した。黒ボク土における牛ふん堆肥由来の窒素の畑地施用後の動態については、上菌ら(2004)、井原ら(2008)は、黒ボク土に施用された堆肥由来の窒素の動態を調査し、2年程度の短期間では施用された窒素の大部分は土壌に残存し、溶脱する割合は2～3%であると報告している。上菌ら(2004)、井原ら(2008)の結果と本研究では浸透水量が異なるので直接比較はできない。しかし、浸透水量の違いを勘案しても、上菌ら(2004)、井原ら(2008)の結果と本研究の消化液区の結果とは大きく異なっており、消化液と牛ふん堆肥はどちらも牛ふん尿からの生成物であるが、土壌施用後の動態は大きく異なることが示された。牛ふん堆肥が含有する窒素は大部分が有機態窒素であるのに対して、消化液では含有する窒素の約半分が硝酸態窒素に変化しやすいアンモニア態窒素である。このことが施用後の窒素の溶脱特性に大きく影響を与えたと考えられる。

5.3.6 窒素収支

2年間のライシメータ試験の窒素収支をTable 5-6に示す。消化液区では、2年間6作で施用された窒素98gN/m²のうち、作物に吸収された窒素量は27gN/m²(施用された窒素の27%)、溶脱量は43gN/m²(施用された窒素の44%)であり、消化液に含まれる窒素の約半分が有機態窒素であるにもかかわらず

Table 5-6 2年間における窒素収支

Nitrogen balance for two years

	施用した窒素の動態			
	作物 吸収 (%)	溶脱 (%)	N ₂ Oとし て揮散 (%)	その他（土壌蓄積、 アンモニア揮散等） (%)
硫安区	32±5.7	46±7.8	0.11±0.058	22±3.8
消化液区	27±5.6	44±7.6	0.41±0.15	29±5.7

(平均値±標準偏差)

ず、消化液を施用した場合の作物の窒素吸収量と窒素溶脱量は硫安を施用した場合とほぼ同等であった。

消化液中のアンモニア態窒素は、Fig. 5-4 に示すように施用後速やかに硝化される。また、消化液中の有機態窒素の一部も無機化、硝化されると考えられ、施用 1, 2 週間後には消化液区の表層土壌中の硝酸態窒素は、硫安区の硝酸態窒素量とほぼ同量となる (Fig. 5-4)。その結果、硫安区と消化液区の作物吸収量、窒素溶脱量はほぼ等しくなり、Table 5-3 に示すように、消化液区において土壌に蓄積される窒素量は、硫安区とほぼ同等になると考えられる。

一方、窒素の溶脱と亜酸化窒素発生との関係については、消化液区と硫安区で窒素溶脱量がほぼ等しい条件において、硫安区より消化液区の亜酸化窒素発生量が多くなった。消化液は硫安とほぼ同等の速効性肥料で、同様の窒素の溶脱特性を示すが、亜酸化窒素発生量は硫安よりやや多い資材であると結論づけられた。

なお、本研究では土壌表層からのアンモニア揮散の測定を行っていないが、既往の研究（例えば、斎藤ら (1989)）により、消化液施用後速やかに土壌と混和した場合アンモニア揮散量が抑制されることが報告されており、本研究においても同様にアンモニア揮散量は少なかったと推測される。

5.4 まとめ

第 5 章では、消化液を黒ボク土畑へ施用した時の温室効果ガス発生特性、窒素溶脱特性を明らかにした。得られた結果は以下のようにまとめられる。

1. 消化液区の亜酸化窒素フラックスは、施肥後 3 時間から 2 日程度でピークを迎え、その後、施肥前のレベルに戻る傾向が見られた。この亜酸化窒素フラックスの変化傾向は硫安区と同様であった。しかし、消化液区では施用直後の亜酸化窒素フラックスが硫安区に比べて大きく、結果として施用した窒素に対する亜酸化窒素として発生する割合は、消化液区で 0.41%，硫安区で 0.11% であり、消化液区が有意に高かった ($p>5\%$)。
2. 消化液は硫安とほぼ同等の速効性肥料で、硫安と同様の窒素の溶脱特性を示した。また、硫安区の場合と同様に消化液区では土壌蓄積窒素量が少ないことが示唆された。
3. 消化液、硫安を 2 年間連用し、6 作の栽培を行った結果、消化液区では、施用した窒素の 27% が作物に吸収、44% が溶脱、0.41% が亜酸化窒素として発生した。一方、硫安区では、32% が作物に吸収、46% が溶脱、0.11% が亜酸化窒素として発生した。

第6章 消化液を液肥利用するメタン発酵システムによる温室効果ガス削減効果

6.1 はじめに

第6章では、第4章、第5章で得られた山田バイオマスプラントの運転記録、消化液を施用した畑地における温室効果ガス発生量と消化液の輸送・散布データに基づいて、消化液を液肥利用するメタン発酵システム（液肥利用型メタン発酵システム）の温室効果ガス排出量削減効果を明らかにする。

6.2 温室効果ガス排出量を算定するメタン発酵システム

第6章でとりあげるのは、2.1.2で述べた山田バイオマスプラントのメタン発酵プロセスのうち、**Fig. 6-1**に示す範囲である。2.1.2で述べたように、乳牛ふん尿、野菜汁をメタン発酵の原料としている。投入された原料は夾雑物脱水機で固液分離され、液分が発酵槽に送られる。固液分離で除去した夾雑物は隣接する堆肥舎に送られ堆肥化される。メタン発酵は135m³の発酵槽での中温発酵（約37℃）で、滞留時間は約27日である。メタン発酵により得られた、メタン濃度約60%のバイオガスは、脱硫された後、PSA（吸着分離型メタン濃縮装置）によりメタン濃度98%に精製し、メタン自動車の燃料等に利用している。多くのメタン発酵プラントでは精製せずに、メタン濃度60%のバイオガスで発電を行い、その廃熱を発酵槽の加温に利用しているが、本実証研究では実験用のメタンガスを生み出すため、発酵槽の加温に熱効率の面で劣ると考えられる電気ヒーター（10kW、電力は購入電力）を4基使用している。メタン発酵過程で同時に生成される消化液は、2.2.2で述べたように、肥料成分である窒素、カリウムを多く含み（**Table 6-1**）、また、窒素の約60%が速効性の肥料成分であるアンモニウム態窒素であるため、化学肥料の代替として利用できる。本実証試験では、周辺農地でハウレンソウ、コマツナなど、主に畑作物の基肥として利用している。主な消化液の輸送、散布方法は、消化液を3.7tのバキューム車で、自走式液肥散布機（タンク容量1.6t、株式会社デリカ製を一部改造したもの）を2tトラックで輸送し、液肥散布機で全面散布する方法である。各車の燃料は軽油である。

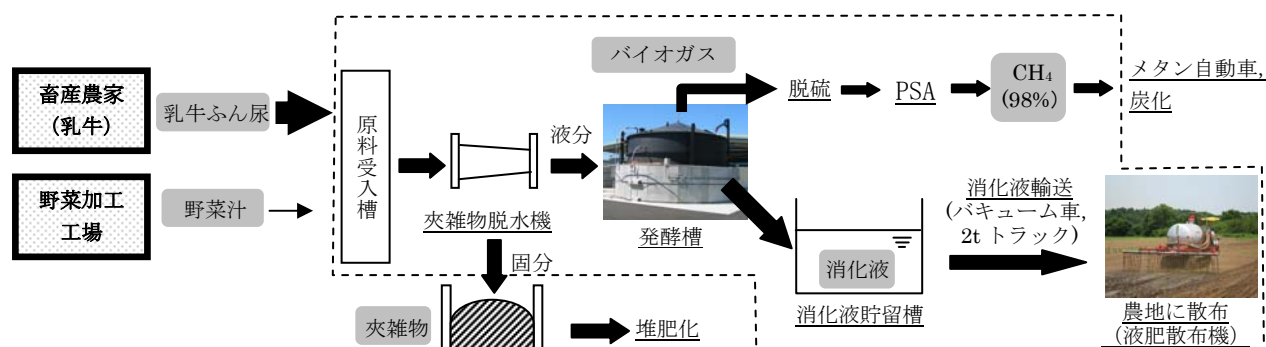


Fig. 6-1 温室効果ガス排出量を算定する範囲

System boundary for calculating greenhouse gas emissions

Table 6-1 消化液の成分 (2007 年の平均値)

Composition of digested slurry (average in 2007)

T-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	T-P	T-K	T-C
3,230	1,980	<3	565	3,280	8,130

(単位 : mg/L)

6.3 方法

6.3.1 プラントにおける物質収支およびエネルギー消費

山田バイオマスプラントにおける物質収支は 2007 年度のプラント運転データと原料, 生成物の成分分析結果から算出した (算出方法の詳細は第 4 章を参照). 消費電力は各設備に消費電力計を設置して測定した.

6.3.2 消化液の肥効率および消化液施用土壌からの温室効果ガス発生量

第 5 章で述べたように, 消化液を液肥として施用し, 作物 (コマツナ, ホウレンソウ) を栽培した時の窒素肥効率およびその時の土壌からの温室効果ガス (亜酸化窒素, メタン) 発生量をモノリスライシメータ (不攪乱土壌を用いるライシメータ) を用いて調査している. 二酸化炭素についても測定をしているが, 本研究では, カーボンニュートラルの考え方に基づき, 二酸化炭素排出量としてカウントしないこととする. 各ガスの発生量は, 5.2.3.4 で示したクローズドチャンバ法により測定した. 試験区として, 無施肥区, 化学肥料区 (窒素肥料として硫酸アンモニウム使用), 消化液区を設定し, 施用する資材による窒素吸収量, ガス発生量の比較を行った.

6.3.3 液肥利用型メタン発酵システムの二酸化炭素排出量

液肥利用型メタン発酵システムの原料投入から農地 (畑) からの揮散までの範囲 (Fig. 6-1 の破線範囲) について, 本研究で測定したデータと電力, 軽油, 天然ガス (メタンの排出係数は天然ガスの排出係数を援用) の温室効果ガス排出係数 (農林水産バイオサイクル研究「システム化サブチーム」, 2006b) (電力 : 578g-CO₂eq./kWh, 軽油 : 3,044 g-CO₂eq./L, 天然ガス : 2,422 g-CO₂eq./m³) をもとに, 原料 1t あたりの二酸化炭素排出量を算出した. また, コージェネレーションを導入した場合の単位バイオガスあたりの発電量は, 柚山らの文献 (柚山ら, 2006) の値から算出し, 使用した.

輸送, 散布過程は, 0.1ha の農地に 133kgN/ha (化学肥料換算 120kgN/ha) 施用し, プラントに戻る行程を 1 回の散布作業とする. この地域では同じ圃場に年 2 回以上作付けを行うことが一般的であるため, 同じ農地に年 2 回施用するとし, 散布する圃場はすべて畑地とする. 輸送に用いたバキューム車, 2t トラックの燃料消費量 (実測値) は, それぞれ 5.5, 7.0km/L, 液肥散布機の燃費は 1.8L/0.1ha として計算を行う. プラントから圃場までの距離により二酸化炭素排出量が大きくなるため, プラントから圃場までの平均直線距離が 1km, 3km, 5km の 3 つの場合について計算した. 圃場までの平均直線距離から平均道路距離への換算は, 島らが報告している式 (式 (6-1)) (農林水産バイオリサイクル研究「システム化サブチーム」, 2006a) を利用して算出した.

$$(\text{平均直線距離}) = (\text{平均道路距離}) \times 0.79 \quad (6-1)$$

消化液施用土壌から揮散する温室効果ガスについては, 亜酸化窒素のみ計算に組み入れた. 亜酸化

窒素の揮散量に地球温暖化係数 296 (IPCC の第 3 次評価報告書における地球温暖化係数) を乗じて、二酸化炭素排出相当量を算出した。

6.3.4 液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムの二酸化炭素排出量の比較

消化液を液肥として利用できない場合は、排水処理をして放流する必要がある。液肥利用する場合と排水処理する場合について二酸化炭素排出相当量の比較を行った。両者の条件を合わせるため、排水処理する場合は、消化液と同等の肥料効果(肥効率を考慮)の化学肥料を施用することとした。化学肥料製造に伴う温室効果ガス排出係数は小林らが算出した値(農林水産バイオリサイクル研究「システム化サブチーム」, 2006b) ($1641\text{g-CO}_2\text{eq./kg-N}$) を用いた。消化液の排水処理過程からの二酸化炭素排出量は、Muroyama らが報告している値(Muroyama et al. 2006) を用いた。化学肥料の 1 回の輸送、散布作業は、農家から圃場までトラクターで行き、 0.1ha の圃場にブロードキャストで散布し、農家に戻る行程とした。農家から圃場までの距離を 0.5km 、トラクターの道路走行時の燃費を 2.8km/L (実測値)、散布作業での燃費を 2.8L/ha (社団法人農林水産技術情報協会, 1997) と設定した。液肥利用型での計算は、プラントから圃場までの平均直線距離を 3km と設定した。

6.4 結果および考察

6.4.1 プラントにおける物質収支およびエネルギー消費

1 日あたり乳牛ふん尿 4.11t 、野菜加工残渣 0.69t から、メタン濃度が 58% のバイオガスを 94.4Nm^3 、消化液を 3.97t 生成した。PSA によるバイオガスの精製過程では、バイオガス中のメタンの 90% をメタン濃度 98 % の精製メタンとして回収でき、メタンとして 1 日あたり 49.2Nm^3 得られる。この量は、軽トラック約 $1,000\text{km}$ 分の燃料となる。プラントでの消費電力は、メタン発酵過程、メタン精製過程でそれぞれ、1 日あたり 482kWh (うち、発酵槽加温用電気ヒーターが 443kWh)、 101kWh であった。

6.4.2 消化液の肥効率および消化液土壌からの温室効果ガス発生量

2 年間における栽培試験の結果から消化液の窒素肥効率を求めたところ、肥効率は 90% であった。肥効率を考慮し、化学肥料換算で 120kgN/ha (消化液を 133kgN/ha) 施用すると、 1ha あたり 41.3t の消化液を施用することになり、山田バイオマスプラントで 1 年間に生成される消化液量は農地延べ 35.1ha 分の窒素肥料に相当する。

土壌からの亜酸化窒素フラックスは、消化液区、化学肥料区とも施肥直後に大きい傾向を示したが、消化液区でその傾向が顕著であった。2 年間における積算亜酸化窒素発生量(無施肥区を差し引いた正味の発生量)は消化液区で施肥された窒素の 0.41% であり、化学肥料区では 0.11% であった。一方、メタンは発生、吸収の明らかな傾向がなく、メタン由来の二酸化炭素排出相当量はほぼ 0 であった。

6.4.3 液肥利用型メタン発酵システムの二酸化炭素排出量

液肥利用型メタン発酵システムの各過程における、原料 1t あたりの二酸化炭素排出相当量を Table 6-2 に示す。メタンの生成により天然ガスを代替することができ、原料 1t あたり $24.8\text{kg-CO}_2\text{eq.}$ を削減できる。その一方でメタン発酵槽の消費電力で $58.0\text{kg-CO}_2\text{eq.}$ (うち、電気ヒーター分が $53.2\text{kg-CO}_2\text{eq.}$) が排出されている。現状では電気ヒーターによる二酸化炭素排出量がメタン生成による削減分を上回っていた。

Table 6-2 メタン発酵システムの二酸化炭素排出量 (kg-CO₂eq./原料 1t)

CO₂ emissions from methane fermentation system (kg-CO₂eq./feedstock biomass 1t)

	CH ₄ ガス利用 (現行システム)			コジェネレーションを導入した場合
	圃場までの平均直線距離 1km	圃場までの平均直線距離 3km	圃場までの平均直線距離 5km	圃場までの平均直線距離 3km
メタン発酵過程				
電力消費 (うち、発酵槽加温ヒーター分)	58.0 (53.2)	58.0 (53.2)	58.0 (53.2)	4.75 (0)
コジェネ型発電過程				
発電量 (文献値)				-20.3
メタン精製 (PSA)過程)				
電力消費	12.2	12.2	12.2	0
CH ₄ 生成	-24.8	-24.8	-24.8	0
消化液輸送過程				
燃料消費(バキューム車)	0.281	0.842	1.40	0.842
燃料消費(2t トラック)	0.221	0.662	1.10	0.662
消化液散布過程				
燃料消費(液肥散布機)	1.12	1.12	1.12	1.12
土壌からの揮散				
土壌からの N ₂ O 発生	5.09	5.09	5.09	5.09
合計	52.0	53.0	54.0	-7.85

PSA の電力消費に伴う二酸化炭素排出量 (12.2 kg-CO₂eq.) は、得られるメタンによる二酸化炭素削減量 (24.8 kg-CO₂eq.) の約半分であり、電力消費量の大きいプロセスであるといえる。本研究では、バイオガスの全量をメタン濃度 98% に精製するプロセスとしているが、二酸化炭素排出量を削減する観点のみを考えると、PSA の設備規模を小さくすることが望ましいといえる。

消化液の輸送に伴う二酸化炭素排出量は、プラントから消化液を施用する圃場までの平均直線距離が 1km 長くなるごとに 0.501kg-CO₂eq. ずつ増加していく。本実証試験と同様の原料約 5t 規模のプラントの場合、圃場までの平均直線距離が 3km の時、輸送に伴う二酸化炭素排出量は 1.50 kg-CO₂eq. となる。より規模の大きなプラントの場合、より遠くに消化液を施用する必要がある、輸送に伴う二酸化炭素排出が増加する。散布に伴う二酸化炭素排出量は原料 1t あたり 1.1 kg-CO₂eq., 消化液散布圃場からの亜酸化窒素発生による二酸化炭素排出相当量は原料 1t あたり 5.09 kg-CO₂eq. と算出された。

山田バイオマスプラントの現行のシステムでは、消化液散布圃場までの距離にかかわらず、システム全体で二酸化炭素排出量はプラスとなるという結果であった。一方、コジェネレーションを導入した場合、発酵槽加温のための電力消費がなくなり、本実証試験の規模 (原料投入量日 4.8t) で圃場までの平均直線距離が 3km の場合では、原料 1t あたり 7.85kg の二酸化炭素 (電力 13.6kWh 分の排出量に相当) を削減できると試算された。以上より、消化液の輸送、散布等の二酸化炭素排出量が多いプロセスが含まれている液肥利用型メタン発酵システムであっても、システム構成によっては二酸化炭素排出量を削減できることが示された。

6.4.4 液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムの二酸化炭素排出量の比較

液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムからの二酸化炭素排出量を比較したものを **Table 6-3** に示す。肥料の輸送、散布、圃場での揮散過程の合計では、液肥利用型の方が原料 1t あたり 6.10

Table 6-3 液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムの二酸化炭素排出量CO₂ emissions from methane fermentation system

with the digested slurry to utilize as fertilizer and treat in wastewater treatment process

	原料 1t あたりの CO ₂ 排出相当量 (kg-CO ₂ eq./原料 1t)	
	液肥利用型 (圃場までの平均 直線距離 3km)	排水処理型 (化学肥料使用)
化学肥料製造過程	-	3.95
メタン発酵・ メタン精製過程	45.4	45.4
排水処理過程	-	18.1
肥料輸送過程	1.50	0.218
肥料散布過程	1.12	0.171
土壌からの N ₂ O 発生	5.09	1.23
合計	53.1	69.0

kg-CO₂eq.多いが、化学肥料製造分を加味すると、両者の差は 2.15kg-CO₂eq.とかなり小さくなる。さらに、消化液の排水処理過程を入れると、排水処理型の方が原料 1t あたり 15.9kg-CO₂eq.多くなる。液肥利用型のシステムは肥料の使用段階での二酸化炭素排出量が多いが、システム全体としては排水処理型に比べて二酸化炭素排出量の少ないシステムであることが示された。

6.5 まとめ

第 6 章では、第 4 章、第 5 章で得られた山田バイオマスプラントの運転記録、消化液を施用した畑地における温室効果ガス発生量と消化液の輸送・散布データに基づいて、消化液を液肥利用するメタン発酵システム（液肥利用型メタン発酵システム）の温室効果ガス排出量削減効果を検証した。得られた結果は以下のようにまとめられる。

1. メタン発酵により得られたバイオガスを全量 PSA により精製して利用する山田バイオマスプラントの現行のシステムでは、消化液散布圃場までの距離にかかわらず、システム全体での二酸化炭素排出量がメタンを利用することにより削減できる二酸化炭素量を上回った。
2. PSA に代えてコジェネレーションを導入した場合、発酵槽加温のための電力消費がなくなり、消化液の散布範囲を適切に設定すれば、液肥利用型メタン発酵システムは二酸化炭素排出量を削減できるシステムであることが示された。
3. 液肥利用型と排水処理型のメタン発酵システムからの二酸化炭素排出量を比較した場合、肥料（消化液）の輸送、散布、圃場での揮散過程の合計では、排出量は液肥利用型の方が多いが、化学肥料製造分、消化液の排水処理分考慮に入れると、排水処理型の排出量が多くなる。液肥利用型のシステムは肥料の使用段階での二酸化炭素排出量が多いが、システム全体としては排水処理型に比べて二酸化炭素排出量の少ないシステムであることが示された。

第7章 結論

本研究では、プラントの運転データの解析、ライシメータ試験による窒素溶脱量および温室効果ガス発生量の測定、メタン発酵システムの温室効果ガス排出量の算定等を通じて、消化液を液肥として利用する家畜排せつ物のメタン発酵システム導入に伴う環境影響を検討した。得られた結果を以下にまとめる。

第4章では、メタン発酵プラントにおける運転状況の現状把握を行うために、運転記録や原料、生成物等の成分分析結果からメタン発酵過程、消化液固液分離過程での重量および炭素、窒素、リン、カリウムの収支を求めた。また、生成される消化液および消化液を固液分離した液分である脱水ろ液の肥料特性について考察した。その結果、原料に含まれる窒素やカリウムは、メタン発酵過程において減少せず、消化液に移行した。一方、原料の乳牛ふん尿中に発酵不適合物である敷料のオガクズが多量に混合していたため、メタンとして取り出せた炭素は、投入された原料に含まれる炭素の9.8%にとどまった。メタンの生成効率を高めるためには、プラントと畜産農家が一体となって取り組む（畜産農家が敷料の少ない飼養形態に切り替えるなど）必要があることが示唆された。消化液、脱水ろ液は、アンモニア態窒素とカリウムを多く含み、速効性のNK肥料であると判断された。また、脱水ろ液として利用する場合、固形分を取り除いているため取扱性が向上している反面、固液分離にコストがかかることや、原料に含まれる窒素の約半分が利用できないなど肥料成分の損失が大きい等の短所があることが明らかとなった。

第5章では、消化液の黒ボク土畑への施用に伴う環境影響を把握するため、消化液、硫酸アンモニウムをそれぞれ施用したモノリスライシメータを用いて、作物への窒素吸収量、温室効果ガス発生量、窒素溶脱量を調査した。2年間における調査の結果、施用した窒素に対する作物吸収、溶脱、温室効果ガスである亜酸化窒素の発生の割合は、消化液区で27%、44%、0.41%、対照区である硫安区で32%、46%、0.11%であった。消化液は、硫安とほぼ同等の速効性肥料として作物に利用されるとともに、硫安と同様の窒素の溶脱特性を示した。消化液を化学肥料の代替として利用した場合でも地下水の硝酸態窒素汚染を助長する恐れは少ないと判断できる。しかし、消化液施用に伴う亜酸化窒素発生量は硫安を施用した場合よりも多く、農地レベルでは消化液を施用した場合の方が地球温暖化を助長すると結論づけられた。

第6章では、千葉県香取市で著者らが行っているメタン発酵を中心としたバイオマス利活用の実証試験の実測データを用い、消化液を液肥として利用するメタン発酵システムの温室効果ガス排出量の削減効果を検証した。その結果、メタン発酵システムにコジェネレーションなどを導入し、消化液の散布範囲を適切に設定すれば、液肥利用型メタン発酵システムは二酸化炭素排出量を削減できるシステムであることが示された。また、化学肥料製造や消化液の排水処理に伴う温室効果ガス排出を考慮に入れると、液肥利用型のシステムは消化液を液肥として利用せず、排水処理して河川放流するシステムに比べて二酸化炭素排出量が少ないシステムであることが示された。

消化液は化学肥料とほぼ同等の肥料効果があり、化学肥料を代替できることが示された。また、消化液を液肥利用した場合の環境負荷については、農地レベルでは窒素溶脱量が化学肥料とほぼ同等である一方、消化液を施用した場合の亜酸化窒素の発生量は化学肥料を施用した場合よりも多く、消化液の液肥利用は農地レベルでは地球温暖化を助長することが明らかとなった。しかし、コジェネレー

ションの導入や化学肥料使用量の減少等による温室効果ガス削減効果が、農地レベルでの温室効果ガス排出量の増加分を上回った。そのため、一連のプロセスで評価すると、消化液を液肥として利用するメタン発酵システムは、温室効果ガス排出量を削減できるシステムであるといえる。

以上より、家畜排せつ物のメタン発酵において、消化液を液肥として利用することにより、メタンとしてエネルギーを得られると同時に肥料成分を有効利用でき、また、環境負荷の低減に貢献できると結論づけられた。

引用文献

- Akiyama, H., Tsuruta, H. and Watanebe T. : N₂O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers, *Chemosphere-Global Change Science*2, pp.313-320, 2000
- Akiyama, H. and Tsuruta, H. : Nitrous Oxide, Nitric Oxide, and Nitrogen Dioxide Fluxes from Soils after Manure and Urea Application, *Journal of Environmental Quality*; Mar/Apr, Vol.32, No.2, pp.423-431, 2003a
- Akiyama, H. and Tsuruta, H. : Effect of organic matter application on N₂O NO, and NO₂ fluxes from an Andisol field, *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*, Vol.17, No.4, pp.(11-1)-(11-16), 2003b
- Akiyama, H. , Yan, X. and Yagi, K. : Estimations of emission factors for fertilizer-induced direct N₂O emissions from agricultural soils in Japan: Summary of available data, *Soil Science and Plant Nutrition.*, Vol.52, pp.774-787, 2006
- Bergström, L. F. and Kirchmann, H. : Leaching of Total Nitrogen from Nitrogen-15-Labeled Poultry Manure and Inorganic Nitrogen Fertilizer, *Journal of Environmental Quality*, Vol.28, No.4, pp.1283-1290, 1999
- Chang, C and Entz, T. : Nitrate Leaching Losses Under Repeated Cattle Feedlot Manure Applications in Southern Alberta, *Journal. Environmental. Quality*, Vol.25, pp.145-153, 1996
- 畜産環境整備機構：家畜ふん尿処理・利用の手引き，p.69，1998
- 畜産環境整備機構：家畜ふん尿処理施設の設計・審査技術，p.1，2004a
- 畜産環境整備機構：家畜ふん尿処理施設の設計・審査技術，p.15，2004b
- 畜産環境整備機構：堆肥の品質実態調査報告書，p.32，2005
- 畜産環境整備機構，農業技術協会：平成 13 年度たい肥コーディネーター研修 講義・実習テキスト No.2，p.13，2001
- Davidson, E. A. : Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystem, Microbial production and consumption of greenhouse gases : Methane, Nitrogen oxides and halomethanes, American Society for Microbiology, pp.219-235, 1991
- 土壤環境分析法編集委員会編：土壤環境分析法，博友社，pp.129-138，1997
- 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環境・資源循環プロジェクト最終成果報告書，pp.334-475，2005a
- 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環境・資源循環プロジェクト最終成果報告書，pp.396-397，2005b
- 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環境・資源循環プロジェクト最終成果報告書，pp.1-475，2005c
- 独立行政法人国立環境研究所：日本の温室効果ガス排出量データ（1990～2007 年度）確定値，<http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-j.html>（2009 年 11 月 16 日最終確認），2009
- 独立行政法人 農業技術研究機構：日本標準飼料成分表（2001 年版），社団法人中央畜産会，2001
- 独立行政法人 農業環境技術研究所：環境影響評価のためのライフサイクルアセスメント手法の開発，2003
- 藤川智紀，中村真人，柚山義人：メタン発酵消化液の施用による土壌から大気への温室効果ガス発生量の変化，農業農村工学会論文集，Vol.76，No.2，pp.85-95，2008
- 藤島哲男，宇田川義夫，松下研二郎：鹿児島県における火山灰土壌畑地の生産力と各種成分の溶脱についてーライシメーター試験ー（第 3 報）施用した肥料成分の吸収量と溶出量，日本土壌肥科学雑

- 誌, Vol.43, No.9, pp.333-338, 1972
- 藤島哲男, 宇田川義夫, 松下研二郎: 鹿児島県における火山灰土壌畑地の生産力と各種成分の溶脱について—ライシメーター試験— (第4報) ライシメーター充てん土壌の2か年半後における化学性の変化, 日本土壌肥科学雑誌, Vol.44, No.1, pp.32-38, 1973
- 藤田賢二: コンポスト化処理, 廃棄物学会誌, Vol.5, No.3, pp.243-254, 1994
- 藤田賢二, 北脇秀敏: コンポスト原料の発生熱量, 都市と廃棄物, Vol.14, No.1, pp.19-25, 1984
- 藤原俊六郎, 安西哲郎, 小川吉雄, 加藤哲郎: 新版土壌肥料用語辞典, 農山漁村文化協会, pp.227-228, 1998
- Golueke, C. G.: Biological Reclamation of Solid Wastes, Rodale Press, p.2, 1997
- 羽賀清典: 家畜排泄物処理システムの改善とコンポスト化技術, 用水と廃水, Vol.46, No.4, pp.314-319, 2004
- 原田靖生: 汚泥の性状と環境影響 (9), コンポスト化のねらい, 再生と利用, Vol.16, No.59, pp.112-117, 1993
- 長谷川周一: 環境負荷を予測する—モニタリングからモデリングへ—, 博友社, pp.13-22, 2002
- Hayakawa, A., Akiyama, H., Sudo, S. and Yagi, K.: N_2O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure, Soil Biology and Biochemistry, Vol.41, No.3, pp.521-529, 2009
- 菱沼竜男, 干場信司, 森田 茂, 塚田芳久, 天野 徹: 個別農家用バイオガスプラントのエネルギー的評価, 農業施設, Vol.33, No.1, pp.45-52, 2002
- 菱沼竜男, 栗島 英明, 楊 翠芬, 玄地 裕: LCA手法を用いたメタン発酵施設によるふん尿処理・利用方式の環境影響の評価—堆肥化・液肥化処理との比較—, 日本家畜管理学会誌・応用動物行動学会誌, Vol.44, No.1, pp.7-20, 2008
- 井原啓貴, 前田守弘, 高橋 茂, 駒田充生: モノリスライシメータにおける標識硫安と標識堆肥窒素の溶脱を含めた動態, 平成19年度関東東海北陸農業研究成果情報成果情報, <http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2007/01narc/narc07-43.html> (2009年11月4日最終確認), 2008
- 池口厚男, 島田和宏, 寶示戸雅之, 荻野暁史, 賀来康一, 神山和則, 三島慎一郎: 圃場の窒素収支のマクロ評価による飼養可能頭羽数の試算, 農業技術研究機構研究調査室小論集第1号, pp.1-18, 2003
- 井ノ子昭夫: コンポストの利用と評価 (1) 品質管理, 再生と利用, Vol.8, No.31, pp.72-77, 1985
- IPCC: Climate Change 2007 Synthesis Report, p.30, 2007
- 石橋 晃: 新編動物栄養試験法, p.458, 2001
- 石岡 巖, 木村武: メタン消化液中の速効性窒素成分は0.5M塩酸抽出で測定できる, 平成17年度「関東東海北陸農業」研究成果情報, <http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2005/kanto/kan05026.html>, 2006
- 岩淵和則: 生物系廃棄物を資源化する技術としてのコンポスト化, 廃棄物研究財団, pp.15-19, 2004
- 岩下幸司, 福司健治, 杉田秀雄, 弓削こずえ, 田中宗浩, 中野芳輔: メタン発酵消化液の農地還元による地域資源循環の構築—現状と課題を踏まえた肥培かんがい事業の展開—, 農業農村工学会資源循環研究部会論文集, No.4, pp.55-70, 2008
- 神奈川県農政部農業技術課: 未利用資源たい肥化マニュアル, 1997
- 金子文宜, 大塚英一, 山本幸洋, 大谷邦洋, 犬伏和之, 戴偉: パンライシメータ法による関東ローム堆積露地畑における土壌水および硝酸態窒素の浸透実態, 日本土壌肥科学雑誌, Vol.73, No.5, pp.501-507, 2002
- 環境庁水質保全局水質管理課: 硝酸性窒素による地下水汚染対策ハンドブック, p.2, 1993

- 環境省 水・大気環境局：平成 20 年度 地下水質測定結果（概要版），pp.1-9，2009
- 木村敏範，中崎清彦：生物系廃棄物コンポスト化技術，ジーエムシー，1999
- 小林 久，佐合隆一：窒素およびリン肥料の製造・流通段階のライフサイクルにわたるエネルギー消費量と CO₂ 排出量の試算，農作業研究，Vol.36，No.3，pp.141-151，2001
- 小林義之：家畜ふん尿の農地施用と環境保全，化学と生物，Vol.29，No.5，pp.312-319，1991
- 小柴 守，山田正幸，加藤 晃：畑から発生する亜酸化窒素と土壌要因，群馬県農業試験場報告，No.2，pp.13-19，1996
- 熊澤喜久雄：地下水の硝酸態窒素汚染の現況，日本土壌肥科学雑誌，Vol.70，No.2，pp.207-213，1999
- 国包章一：硝酸性窒素および亜硝酸性窒素の健康影響，水環境学会誌，Vol.19，No.12，pp.17-20，1996
- 草川知行，松丸恒夫，山本二美，中村耕士：消化液・脱水ろ液・濃縮液肥の利用，農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」編 アグリ・バイオマスタウン構築へのプロローグ，pp.70-73，2007
- Li, X., Inubushi, K. and Sakamoto, K. : Nitrous oxide concentrations in an Andisol profile and emissions to the atmosphere as influenced by the application of nitrogen fertilizers and manure, *Boil Fertil Soils*, No.35, pp.108-113, 2002
- 李玉友：バイオマス利活用（その 3）ーメタン発酵技術ー，農業土木学会誌，Vol.73，No.8，pp.77-82，2005
- Loria, E.R., Sawyer, J.E.: Extractable soil phosphorus and inorganic nitrogen following application of raw and anaerobically digested swine manure, *AGRONOMY JOURNAL*, Vol. 97, No. 3, pp.879-885, 2005
- Loria, E.R., Sawyer, J.E., Barker, D.W., Lundvall, J.P., and Lorimor, J.C. : Use of anaerobically digested swine manure as a nitrogen source in corn production, *AGRONOMY JOURNAL*, Vol.99, No. 4, pp.1119-1129, 2007
- Maeda, M., Zhao, B., Ozaki, Y. and Yoneyama, T. : Nitrate leaching in an Andisol treated with different types of fertilizers, *Environment Pollution*, No.121, pp.477-487, 2003
- 前田守弘：モノリスライシメータ法，水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版，pp.147-150，2006
- 前田守弘，太田 健，井原啓貴：臭化物イオンの浸透特性と窒素収支に基づいた浸透水窒素濃度推定モデル，平成 17 年度 関東東海北陸農業研究成果情報，2006
- 松田 智，久保田宏：メタン発酵プロセスのエネルギー収支解析，水処理技術，Vol.27，No.3，pp.35-47，1986
- 松丸恒夫：被覆肥料利用による畑地からの肥料窒素溶脱抑制，日本土壌肥科学雑誌，Vol.68，No.4，pp.430-434，1997a
- 松丸恒夫：黒ボク土と砂質土における肥料窒素溶脱のライシメーター法による解析，日本土壌肥科学雑誌，Vol.68，No.4，pp.423-429，1997b
- 松本 亨，岩尾拓美，大迫洋子，井村秀文：都市の有機物資源循環システムの評価指標の開発，環境システム研究論文集，No.28，pp.21-32，2000
- 松村庄治，佐藤拓也：有機質資材窒素の無機化特性評価項目としての酸性デタージェント繊維の有用性，日本土壌肥科学雑誌，Vol.76，No.5，pp.645-648，2005
- 松中照夫：土壌学の基礎，p.203，2003
- Matsunaka, T., Sawamoto, T., and Ishimura, H. : Efficient use of digested cattle slurry from biogas plant with

- respect to nitrogen recycling in grassland, International Congress Series 1293, pp.242-252, 2006
- 松中照夫, 成瀬往代, 熊井実鈴: 牛ふん尿のメタン発酵処理に伴う性状変化, 日本土壤肥料学雑誌, Vol.73, No.3, pp.297-300, 2002
- 松下研二郎, 藤島哲男, 宇田川義夫: 鹿児島県における火山灰土壌畑地の生産力と各種成分の溶脱についてーライシメーター試験ー(第1報) 浸透水量と各種成分の溶出量, 日本土壤肥料学雑誌, Vol.40, No.8, pp.337-343, 1969
- 松下研二郎, 藤島哲男, 宇田川義夫: 鹿児島県における火山灰土壌畑地の生産力と各種成分の溶脱についてーライシメーター試験ー(第2報) 浸透水中の各種成分の濃度組成, 日本土壤肥料学雑誌, Vol.42, No.6, pp.243-249, 1971
- 森永茂生, 北村明久: 農業集落排水汚泥の露地栽培での利用, 高知県農業技術センター研究報告, No.15, pp.57-66, 2005
- Muroyama, K., Nakagawa, Y., Hayashi, J., Sakamoto, Y., Hayashi, T., and Nakata, T.: Life Cycle Inventory Assessment of a Livestock Waste Treatment Plant, 環境科学会誌, Vol.19, No.6, 2006
- 中川悦光: ふん尿とエネルギー利用による循環型社会を目指して, 資源循環型エコファームコンソーシアム主催セミナー 日本におけるバイオガスシステムの中長期展望, pp.25-37, 2002
- 中川悦光: ふん尿とエネルギー利用による循環型社会を目指してー八木バイオエコロジーセンターの稼働状況の報告ー, システム農学, Vol.19, No.1, pp.9-20, 2003
- 中川悦光: 南丹市八木バイオエコロジーセンターの資源循環ーメタン施設が8年を経過したことに伴う2005年度設備改修を顧みてー, 共同利用型バイオガスプラントの課題と展望に関するシンポジウム資料, 独立行政法人土木研究所, pp.1-13, 2007
- 中村真人, 柚山義人: 各種バイオマスの成分データベース整備, 農業工学研究所技報, No.203, pp.57-80, 2005a
- 野池達也: メタン発酵, 技報堂出版, 東京, p.16, 2009
- 野中昌法, 加村崇雄: ライシメータによる砂丘畑地の施肥窒素の溶脱と窒素収支, 日本土壤肥料学雑誌, Vol.66, No.4, pp.372-380, 1995
- 野中昌法, 阿部良悦, 加村崇雄: 砂丘畑地土壌における施肥窒素成分の下層への移動と地下水の硝酸態窒素濃度の変化, 日本土壤肥料学雑誌, Vol.67, No.6, pp.633-639, 1996
- 農業土木学会: 改訂5版 農業土木標準用語事典, 農業土木学会, p.31, 2003
- 農林水産バイオリサイクル研究「システム化サブチーム」: バイオマス利活用システムの設計と評価, p.119, 2006a
- 農林水産バイオリサイクル研究「システム化サブチーム」: バイオマス利活用システムの設計と評価, p.172, 2006b
- 農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」: アグリ・バイオマスタウン構築へのプロローグ, pp.32-38, 2007a
- 農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」: アグリ・バイオマスタウン構築へのプロローグ, pp.14-67, 2007b
- 農林水産省: バイオマス・ニッポン総合戦略, <http://www.maff.go.jp/j/biomass/index.html> (2009年11月16日最終確認), 2006
- 農林水産省: 家畜排せつ物の利用の促進を図るための基本方針: http://www.maff.go.jp/j/press/2007/20070330press_6.html (2009年11月16日最終確認), 2007

農林水産省：家畜排せつ物法施行状況調査の結果について：

<http://www.maff.go.jp/j/chikusan/kankyo/taisaku/pdf/press3.pdf> (2009年11月16日最終確認), 2009

小川幸正, 藤田正憲, 中川悦光：ふん尿・食品残渣のメタン発酵施設における運転データの解析, 廃棄物学会論文集, Vol.14, No.5, pp.258-267, 2003

Ogino, A., Kaku, K., Osada, T. and Shimada, K. : Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method, *American Society of Animal Science*, JAS2944., 2004

尾和尚人：わが国の農作物の養分収支, 養分の効率的利用技術の新たな動向, 農業研究センター, pp.4-8, 1996

斎藤元也, 木村 武, 倉島健次：圃場還元液状きゅう肥からのアンモニア揮散量の推定と酸添加による揮散の低減法, 草地試験場研究報告, No.41, pp.1-9, 1989

迫田章義, 望月和博, 佐藤伸明：メタン発酵消化液再資源化設備, 農林水産バイオリサイクル研究「システム実用化千葉ユニット」編 アグリ・バイオマスタウン構築へのプロローグ, pp.32-38, 2007

飼料分析基準研究会：飼料分析法・解説, 社団法人日本科学飼料協会, pp.(3-19)-(3-26), 2004

社団法人日本エネルギー学会：バイオマスハンドブック, p.18, 2002

社団法人農林水産技術情報協会：主要作目の作業体系におけるエネルギー消費原単位, p.187, 1997

芝野和夫, 大野芳和：露地野菜畑における窒素の溶脱－降雨の影響と溶脱の予測－, 野菜・茶業試験場研究報告 A(2), pp.201-208, 1988

竹本 稔：食品廃棄物の堆肥化とその農業利用に関する研究, 農業技術センター研究報告, No.148, pp.1-121, 2005

鶴田治雄：地球温暖化ガスの土壌生態系との関わり：3. 人間活動による窒素化合物の排出と亜酸化窒素の発生, 土肥誌, Vol.71, No.4, pp.554-564, 2000

上菌一郎, 長友 誠, 上之菌茂, 中園充紀, 上村幸廣：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, 鹿児島県農業試験場研究報告, No.32, pp.55-70, 2004

上沢正志：土壌環境基礎調査「基準点・精密調査」結果のまとめ, 下水汚泥資源利用協議会誌「再生と利用」, Vol.19, No.70, pp.62-66, 1996

山岡 賢, 柚山義人, 中村真人, 上田達己：メタン発酵消化液ろ液の蒸留処理技術の開発展望, 農業農村工学会誌, Vol.76, No.5, pp.25-28, 2008

Yan, X., Hosen, Y. and Yagi, K. : Nitrous oxide and nitric oxide emissions from maize field plots as affected by N fertilizer type and application method, *Biol Fertil Soils*., No.34, pp.297-303, 2001

有機質資源化推進会議：有機廃棄物資源化大事典, 農村漁村文化協会, 1997

柚山義人, 生村隆司, 小原章彦, 小林 久, 中村真人：バイオマス再資源化技術の性能・コスト評価, 農業工学研究所技報, No.204, p.69, 2006

柚山義人, 中村真人, 山岡 賢：メタン発酵消化液の利活用技術, 農業土木学会論文集, Vol.75, No.1, pp.119-129, 2007

謝辞

本論文は、独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構農村工学研究所資源循環システム研究チームでの研究成果をとりまとめたものです。

本研究のとりまとめにあたり、神戸大学大学院農学研究科教授内田一徳先生には、終始暖かいご指導とご助言をいただきました。ここに深謝の意を表します。また、本論文のご校閲と、貴重なご助言を賜った同研究科教授田中丸治哉先生、同研究科准教授河端俊典先生、ならびに、同研究科准教授藤嶽暢英先生に心から感謝の意を表します。

独立行政法人農業・食品産業技術総合研究機構農村工学研究所農村総合研究部資源循環システム研究チーム長柚山義人博士には本研究の機会を与えていただくとともに、研究を遂行する上で数々のご指導をいただきました。農村工学研究所長小前隆美博士、農村総合研究部長高橋順二博士、元地域資源部長大西亮一博士には、数々の暖かいご指導と励ましをいただきました。資源循環システム研究チームの山岡賢博士には、常に冷静に、的確なご助言、ご指導をいただきました。東京農業大学（前資源循環システム研究チーム研究員）の藤川智紀博士には、研究に関して基礎からご指導いただくとともに、共同研究者として日々の実験や議論にお付き合いいただきました。資源循環システム研究チームの清水夏樹博士には、ご専門である農村計画の立場から適切なご助言をいただくとともに、実験にご協力いただきました。同研究チームの折立文子氏には、実験・現地調査においてご協力をいただきました。同研究チームの前身の資源循環室に在室された、大井節男博士、森淳博士（現生態工学研究室長）には、同じ研究室に在籍する期間は長くはありませんでしたが、ご指導、ご助言をいただきました。山藤正子さん、萩原佳子さんには、実験の準備、データの整理、原稿のチェック等を通じて、本研究を支えていただきました。白波瀬京子さんには、ライシメータ試験に関してご協力いただきました。前農地工学研究室長（現九州大学農学研究院教授）凌祥之博士には、ライシメータの設置に関して、ご配慮いただきました。水環境保全研究室には水質分析にご協力いただきました。農村技術支援チームの寺川淨司氏、篠崎潤一氏には、ライシメータおよびガス採取用チャンバを製作していただきました。農村技術支援チームの馬場貴士氏、石島正人氏には、ライシメータの設置作業、ライシメータ周辺の圃場の管理作業に関して、ご協力いただきました。ここに厚く感謝申し上げます。

岡山大学准教授前田守弘先生には、モノリスライシメータを用いた実験方法に関してご指導いただきました。また、土壤肥科学について素人同然であった私に、畑地における窒素の動態に関して、数々のご指導をいただきました。東京大学生産技術研究所教授迫田章義先生、同准教授望月和博先生には、バイオマス利活用に関して、工学の立場から数々のご指導をいただきました。宇都宮大学農学部教授岩渕和則先生には、堆肥化技術に関してご指導をいただきました。農事組合法人と郷園の阿部邦夫氏、相原秀基博士および山田バイオマスプラントの運転管理者のみなさまには、プラントの運転管理およびデータ収集に関して、多大なご尽力をいただくとともに、プラント運転や消化液散布に関して情報提供をいただきました。越川牧場の越川定勝氏には、山田バイオマスプラントの原料ふん尿をご提供いただきました。農事組合法人と郷園生産委員長の佐藤正史氏には、ライシメータに用いる不攪乱土壌を採取する圃場を提供いただきました。農研機構中央農業総合研究センターの太田健氏には、不攪乱土壌採取圃場における土壌調査をご指導いただきました。同研究センターの我妻敏光氏、村上洋氏、石井利近氏には、不攪乱土壌の採取に関して、ご協力いただきました。同研究センター（前農業環境技術研究所）の西村誠一博士には、ガス測定に関してご助言をいただきました。千葉県農林総合研究センターの金子文宜博士には、ライシメータ試験の試験設計に関してご指導をいただきました。畜産

草地研究所の荻野暁史博士には、消化液の液肥利用に伴う二酸化炭素排出量の算定方法に関してご助言をいただきました。ここに感謝の意を表します。

本研究は農林水産省農林水産技術会議事務局の委託プロジェクト研究「農林水産バイオリサイクル研究」および「地域活性化のためのバイオマス利用技術の開発（バイオマス利用モデルの構築・実証・評価）（3200）」の成果の一部です。本研究を遂行する機会をお与えいただきました農林水産省農林水産技術会議事務局および研究参画機関である東京大学生産技術研究所，農事組合法人和郷園，バイオマス研究開発組合（荏原製作所・大阪ガスエンジニアリング・中国メンテナンス・日東高压），千葉県農業総合研究センター（現千葉県農林総合研究センター），千葉県畜産総合研究センター・千葉県森林研究センター（現千葉県農林総合研究センター），千葉県バイオマスプロジェクトチーム，香取市山田區産業振興課のみなさまに厚く感謝申し上げます。

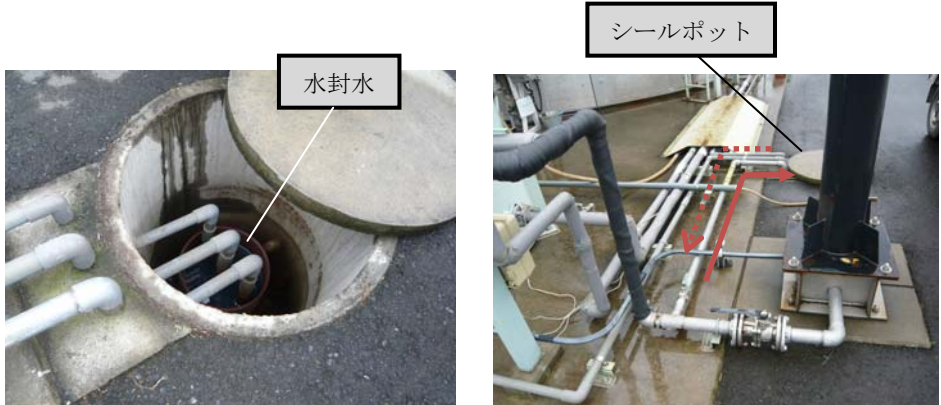
お名前を掲げさせていただいた方々以外にも，多くの方々にご指導，ご協力，励ましを賜りました。心から感謝の意を表します。

Appendix

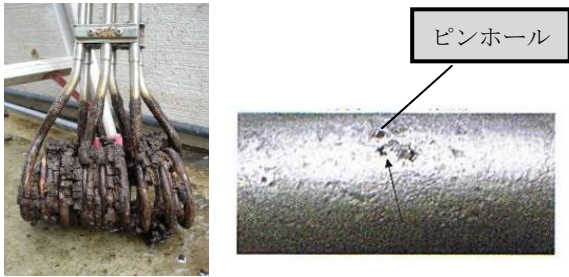
山田バイオマスプラントで発生したトラブル

事例番号	1	日時	2005.7	分類	オガクズ
件名	設計値と比較してバイオガス発生量が少ない.				
事象・原因	原料を提供いただいた乳牛農家の飼養形態が、オガクズを敷料として用いるフリーストール方式であったため、牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかった. そのため、単位原料あたりのバイオガス発生量が設計値より少ない.				
対策とその結果	- 畜産農家のご協力により、敷料に用いるオガクズの量を極力減らした. 2007 年 3 月からは原料の乳牛ふん尿の一部を牛ふん脱離液に変更（オガクズ使用量の少ない飼養形態で排出される乳牛ふん尿を想定）したことにより、バイオガス発生量はほぼ設計値となった.				
教訓	- 同じ乳牛ふん尿でも飼養形態によって性状が異なることを認識し、想定している原料の性状を確認してから施設の設計を行う. - できるだけ敷料が混合しない飼養形態の畜産農家のふん尿を用いる.				
備考					
写真					
事例番号	2	日時	2005.7	分類	オガクズ
件名	夾雑物搬出量が多い.				
事象・原因	牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかったため夾雑物量が多く、夾雑物の排出作業（隣接の堆肥舎へ運搬する作業）を 1 日に 8 回程度行う必要があり、労力が大きかった.				
対策とその結果	- 畜産農家のご協力により、敷料に用いるオガクズの量を極力減らした. - 夾雑物ストックヤードを設置し、1 日分の夾雑物をストックできるようにした. - 小型ホイールローダーとダンプカーを使用して、夾雑物の搬出・運搬作業を効率化した.				
教訓	- できるだけ敷料が混合しない飼養形態の畜産農家のふん尿を用いる. - 中間生成物を一時貯留できる場所の確保が必要.				
備考					
写真	設置したストックヤード. 				
事例番号	3	日時	2005.8.19	分類	オガクズ
件名	夾雑物脱水機の詰まり				
事象・原因	牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかったため、夾雑物脱水機内でオガクズが詰まり、夾雑物脱水機が停止した.				
対策とその結果	- 配管の清掃を行い、復旧した. - 畜産農家のご協力により、敷料に用いるオガクズの量を極力減らした. - オガクズ以外の混入物（タオル、軍手、ビニール等）の混入を防止するため、原料受入ピットに簡易スノコ（人間の転落防止対策も兼ねる）を設置した.				
教訓	できるだけ敷料が混合しない飼養形態の畜産農家のふん尿を用いる.				
備考					
写真	脱水機にオガクズが詰まった様子. 				

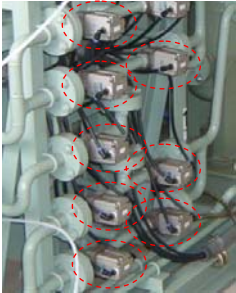
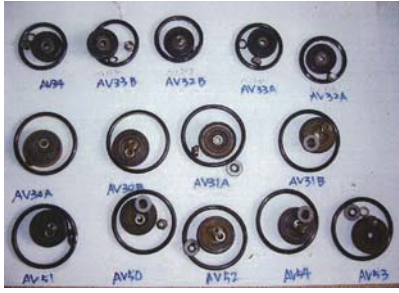
事例番号	4	日時	2005.9	分類	オガクズ
件名	消化液オーバーフロー管の詰まり				
事象・原因	牛ふん中のオガクズ割合が想定より大きかったため、メタン発酵槽の出口においては、オーバーフロー管が詰まった。				
対策とその結果	・配管の清掃を行い、復旧した。 ・畜産農家のご協力により、敷料に用いるオガクズの量を極力減らした。 ・消化液循環ポンプを設置し、オーバーフロー管の中を消化液が常に循環させることにより、固形分が滞留しないようにした。 ・正転、逆転の切り替えが可能な消化液循環ポンプを設置することにより、詰まりが生じて、ポンプの正転、逆転操作により、詰まりを取り除くことができるようになった。				
教訓	できるだけ敷料が混合しない飼養形態の畜産農家のふん尿を用いる。				
備考					
写真					
事例番号	5	日時	2005.9.27	分類	その他
件名	消化液貯留槽満杯				
事象・原因	貯留槽の容量が発酵槽から排出される消化液の約 20 日分の容量（約 100m ³ ）と小さく、また、消化液の利用先が決まっていなかったため、消化液貯留槽がほぼ満杯（消化液貯留量が貯留槽の上端から 66cm）となった。				
対策とその結果	・原料投入を中断した。 ・利用しきれない消化液を固液分離して、脱水ろ液とし、一時的に近隣施設の排水処理ラインに投入した。				
教訓	・消化液を全量利用する計画であっても、プラント運転初期には、利用先の確保が難しかったり、トラブルが生じたりするので、最悪の場合を想定して廃棄先についても検討しておく。 ・貯留槽の容量を大きめに設計する（利用が円滑に進んでいけば容量は大きい必要はないが、プラント運転稼働初期は散布先を見つけることが難しい）。				
備考	貯留槽の容量を発酵槽から排出される消化液の約 20 日分の容量としたのは、山田バイオマスプラントが研究プロジェクトの試作機であり、予算の制約があったためでもある。				
写真					
事例番号	6	日時	2005.12-2006.2	分類	凍結
件名	ライン凍結、配管の破損				
事象・原因	低温によりラインが凍結し、配管が破損した。				
対策とその結果	・配管を保温材（毛布、保温テープ等）でまく。 ・クーリングタワーの冷却水を常に流す。				
教訓	・周辺の気象観測所のデータだけでなく、現地の微気象も考慮に入れて設計を行う。				
備考	・2005 年～2006 年の冬は気温が低い日が多かった、 ・プラントが窪地にあるため、周囲よりも気温が低いという事情もあった。				
写真	配管を保温材（毛布、保温テープ等）で覆っている様子。 				

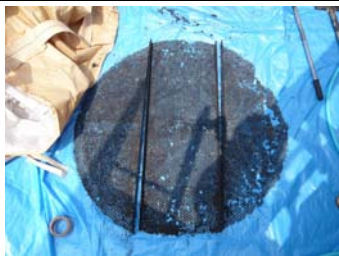
事例番号	7	日時	2006.2	分類	凍結
件名	バイオガス流量計故障				
事象・原因	発酵槽から出た直後のバイオガスは約 37℃で、水分は飽和している。冬季には低温になり、バイオガス配管（発酵槽から PSA 装置までのバイオガスが通る配管）でバイオガス中の水蒸気が結露、凍結した。凝結水が凍り流量計が破損した。				
対策とその結果	配管を保温材（毛布、保温テープ等）でまく。				
教訓	・発酵槽から出てくるバイオガスには水蒸気が含まれているので、そのラインが低温にさらされると結露し、凍結する危険性があることを認識しておく。 ・周辺の気象観測所のデータだけでなく、現地の微気象も考慮に入れて設計を行う。				
備考					
写真	保温テープで流量計を保温している様子。 				
事例番号	8	日時	2005.12-2006.2	分類	凍結
件名	バイオガス配管の凍結による水封水の吸引				
事象・原因	バイオガスラインには排水ラインがあり、シールポットでシールされている。バイオガス配管の発酵槽から脱硫塔までの部分が凍結し閉塞したため、PSA を運転した時に、発酵槽からのバイオガスを吸引できず、脱硫塔-PSA 間の排水ラインから水封水が吸引され PSA 装置内に入り、PSA 装置のガス精製能力を低下させた。				
対策とその結果	・製品ガス流量を 2.5Nm^3（通常、3.5Nm^3）と負荷の少ない条件で運転して、吸着剤を再生させようとした。3 週間後にはほぼ回復した（ただし、ダメージが残っており、2007～2008 年の不調の原因の一つとなったと考えられる）。 ・PSA 入口ガス圧力 LL で PSA をシャットダウンするようにした。				
教訓	・発酵槽から出てくるバイオガスには水蒸気が含まれているので、そのラインが低温にさらされると結露し、凍結する可能性があることを認識しておく。 ・周辺の気象観測所のデータだけでなく、現地の微気象も考慮に入れて設計を行う。				
備考					
写真	シールポット（左）とシールポット周辺の配管（右、実線：通常の流れ、破線：水封水逆流の流れ） 				

事例番号	9	日時	2006 年前半	分類	その他
件名	メタン濃度計の不良				
事象・原因	メタン濃度の指示値が 50～65%の範囲で日変動（昼間高く、夜間低い）した。原因ははっきりしないが、屋外に設置したこと（メーカーの推奨は屋内設置）、バイオガス配管内の結露水の影響が考えられる。				
対策とその結果	・濃度計を屋内に移設した。 ・ガストライヤーで処理したガスを測定するように、ラインの変更を行った（ライン変更前は除湿前の水蒸気で飽和したガスの濃度を測定していた）。 ・配管を保温材（毛布、保温テープ等）でまく。				
教訓					
備考					
写真	メタン濃度計（左）、 ガストライヤー（右）  				
事例番号	10	日時	2006.6, 2007.6, 2009.6	分類	その他
件名	うじ虫（ハナアブの幼虫）の発生				
事象・原因	原料受入ピットにハナアブの幼虫（うじ虫）が発生した。				
対策とその結果	受入ピット周辺部の隙間をビニールテープで密閉。（メタン発酵菌を殺す可能性があったため、消毒薬は使えなかった。）				
教訓	ハナアブの這出口を密閉することが有効である。ただし、完全に防ぐことは難しい。				
備考					
写真					
事例番号	11	日時	2006.7	分類	その他
件名	配管の閉塞				
事象・原因	消化液脱水機に無機凝集剤（ポリ鉄）を添加する配管で結晶が析出して配管が閉塞した。				
対策とその結果	・運転休止中は配管内を空にできるように、凝集剤を抜くための液抜きバルブを取り付けた。 ・発酵槽から出てきた消化液が直接消化液貯留槽に入るラインであったが、ライン変更を行い、閉塞を起した配管を経由して消化液貯留槽に流れるようにした（配管内に液が滞留することがなくなった）。				
教訓	消化液脱水機を連続運転していれば、起こりにくい事象である。山田バイオマスプラントのようにバッチ運転を行う場合には注意が必要。				
備考					
写真	閉塞した管路（左）、管路に詰まった析出物（右）  				

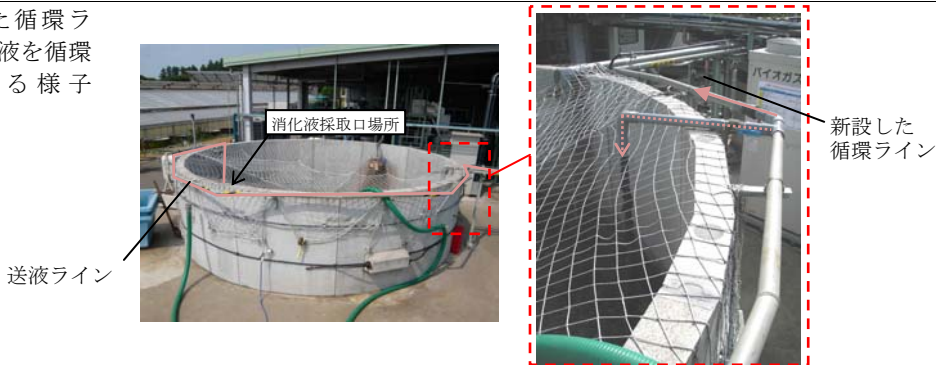
事例番号	12	日時	2006.8	分類	硫化水素
件名	脱硫塔の能力破過の見過ごし				
事象・原因	脱硫塔の能力破過を見過ごしたことにより、脱硫塔通過後のバイオガス中の硫化水素濃度が最高約 300ppm に達した。下流側にある PSA 装置の吸着剤、真空ポンプのダイヤフラム、圧縮機、昇圧機、切替弁、流量計に悪影響を与えたと想定された。 原因は、2006 年 8 月から硫化水素濃度の値が上昇していたが、計測値が正しくないと思いこんでいたため放置したこと、メタン濃度と硫化水素濃度の計測は独立しているが、計器が一体であったことから、メタン濃度計測値の信頼度低下の影響を受けたことである。				
対策とその結果	・検知管によるクロスチェック ・脱硫剤の取り替え（1 回/年必要と考えられる）				
教訓	脱硫の不良は周辺機器に重大な損傷を与えるため慎重な対応が必要。脱硫剤の劣化する周期を把握し、早めに交換することが必要。				
備考					
写真	脱硫剤交換の様子。  取り出した脱硫剤				
事例番号	13	日時	2006 後半	分類	その他
件名	メタンガス貯留タンクが満杯。				
事象・原因	日常運転時のメタンガスの用途がメタントラックとフォークリフトだけであるため（2006 年当時）、使い切れず、メタンガスの貯蔵量がタンクいっぱいとなった。そのため、PSA 装置の運転を一時中断した。				
対策とその結果	メタンガスを消費するために、バイオマスボイラーでの消費運転を行った。また、バイオガスはフレアスタックで燃焼した。				
教訓	プラント管理用の車（軽トラ、フォークリフト）だけではメタンガスを消費しきれない。得られたガスを有効に消費するためには、小型発電機の設置が必要である。				
備考	実証研究だから起こるトラブルである。実際の事業ではガスの使用計画を立てているので問題がない。				
写真					
事例番号	14	日時	2007.4	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	加温ヒーターのショートによる部分停電発生。				
事象・原因	発酵槽加温用水槽の水の更新やスケール防止剤の添加を行っていなかったため、加温ヒーター 4 本にピンホールが発生、ショートして部分停電が発生した。				
対策とその結果	加温用水槽の水 65 t の入れ替え、スケール防止剤を 5kg 添加、ヒーター入れ替え。				
教訓	発酵槽の加温用水槽にはスケール防止剤を添加し、定期的に入れ替える必要がある。				
備考	実証研究だから起こるトラブルである。本研究では生成メタンガスの多様な用途に用いる実験をするために、生成されたバイオガスを発電機の燃料とせず、ほぼ全量 PSA で精製している。発酵槽加温用の熱源を発電機の廃熱から利用できないため、加温ヒーターを用いている。運転を行わなかった。実際の事業では、加温ヒーターを用いることはないので、問題がない。				
写真	電気ヒーター（左）、 電気ヒーターにできたピンホール（右）。  ピンホール				

事例番号	15	日時	2007 年前半	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	フレアスタックが点火せず				
事象・原因	雨水が入りスパーク装置が腐食したため、フレアスタックが点火しなかった。				
対策とその結果	スパークプラグ交換（交換頻度 1 回/1 年）				
教訓	定期的点検修理が必要。				
備考					
写真	スパークプラグ交換の様子。  フレアスタック				
事例番号	16	日時	2007.10	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	PSA 装置の真空ポンプのダイヤフラム破損。				
事象・原因	PSA 装置の真空ポンプのダイヤフラムが破損したため、PSA 装置の運転をしばらく休止した。PSA 装置を休止するまでの間、破損状態で運転が継続していたため、吸着剤が真空再生されていなかったことにより、製品ガス濃度が低下した。				
対策とその結果	・ダイヤフラムの交換。 ・製品ガス流量を 2.1Nm³/h（通常、3.5Nm³/h）と負荷の少ない条件で運転して、吸着剤を再生させようとした。				
教訓	ダイヤフラムの交換時期を計算し、破損前に交換を行う。				
備考					
写真	真空ポンプ（左）， ダイヤフラム（右）。  				
事例番号	17	日時	2007～2008	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	コンベアーロール摩耗				
事象・原因	夾雑物脱水機，消化液脱水機の固分を排出するコンベアーのコンベアーロールが摩耗した。				
対策とその結果	交換を行った。				
教訓	すぐに復旧できるように予備品をもつ				
備考					
写真	コンベアー 				

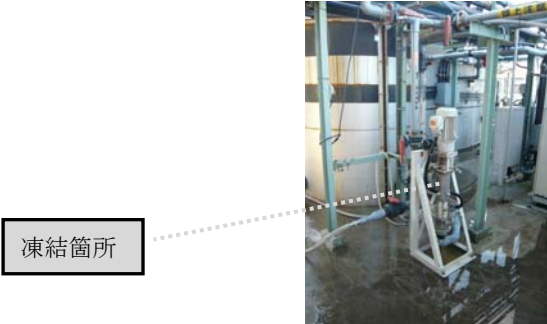
事例番号	18	日時	2008.1	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	夾雑物脱水機の不調				
事象・原因	夾雑物がうまく絞れず、含水率が高い状態のものが排出されていた。原因は、夾雑物脱水機のスクリーンの磨耗。				
対策とその結果	スクリーンを交換した。また、今度同様の不調が発生した時用にスクリーンの予備を作成した。また、外筒に変形が見られ新作した。				
教訓	・定期的な点検が必要。 ・交換部品（スクリーン等）を用意しておき、原料投入ができない期間を最短にする（脱水機が壊れると牛ふん投入ができず処理が滞るため、早めの部品交換が必要である）。				
備考					
写真	夾雑物脱水機の交換部品。 スクリーン（左）、外筒（右）。  				
事例番号	19	日時	2008	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	受入ピットのスノコの腐食				
事象・原因	受入ピットの転落防止用の安全スノコ（鉄）が腐食した。				
対策とその結果	すのこを更新した。材質は鉄からステンレスに変更した。				
教訓	ふん尿に直接さらされる部品は腐食しやすい。				
備考					
写真	受入ピットの安全スノコ。 				
事例番号	20	日時	2008.4.14	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	PSA 装置での空気作動弁の不調				
事象・原因	PSA 装置の空気作動弁のシール材が消耗した。				
対策とその結果	空気作動弁のシール材の交換。				
教訓	空気作動弁のシール材は消耗品なので、定期的に交換する必要がある。				
備考					
写真	空気作動弁（左）、空気作動弁を取り外した様子（中）、取り外したパッキンとシール材（右）。   				

事例番号	21	日時	2008.4.30	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	脱硫塔内のパンチングメタルの腐食				
事象・原因	パンチングメタルは脱硫塔の底部に設置されていて、脱硫剤を支える役割をしている。バイオガスは飽和水分を含有するため、一部が凝縮して液化する。その水に硫化水素が溶けて硫酸となり、パンチングメタルが腐食した。				
対策とその結果	パンチングメタルを交換した。				
教訓	・パンチングメタルの腐食状況を予測し、定期的に交換する（2年に1回程度）。 ・脱硫剤の交換に際しては、腐食が進行している場合を想定して、交換用のパンチングメタルを用意することが望ましい。				
備考					
写真	腐食したパンチングメタル。 				
事例番号	22	日時	2008.12	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	PSA 装置の真空ポンプのダイヤフラムの破損				
事象・原因	PSA 装置のダイヤフラムポンプのダイヤフラムの破損により、メタンを含むガスが漏れた。				
対策とその結果	ダイヤフラムを交換した。				
教訓	・定期的な予防，保全が必要。 ・メタンが漏れると事故につながるので，破損する前にダイヤフラムを定期的に交換する。				
備考					
写真					
事例番号	23	日時	2008.12	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	メタンガス充填設備のブースターの不調				
事象・原因	長期使用による磨耗により，メタンガス充填設備の充填圧力が所定の圧力まで上がらなくなった。				
対策とその結果	ブースターの消耗部品（ピストンリング，ダイヤフラム）を交換した。				
教訓	定期的な予防，保全が必要。				
備考					
写真	メタンガス充填設備（左），ブースター（右）   ブースター				

事例番号	24	日時	2008.12-2009.3	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	受入ピット底部にたまった沈殿物による夾雑物脱水機の不調				
事象・原因	受入ピット底部に蓄積した沈殿物により、夾雑物脱水機が不調となった。プラントの運転開始後約3年半の間、受入ピットの清掃を行っていなかったため、受入ピットの底に原料の一部が蓄積したことが原因である。				
対策とその結果	プラント運転開始後初めて原料受入ピットを掃除し、回復した。				
教訓	定期的（3～4年に1回）受入ピット内の沈殿物を除去する必要がある。				
備考					
写真					
事例番号	25	日時	2009.3	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	受入ピットへの原料以外のものの混入				
事象・原因	原料受入ピットの清掃を行った結果、原料以外の異物（手袋、石、釘、工具等）が見つかった。				
対策とその結果	- 原料供給者に原料の管理の徹底を依頼する。 - 定期的な清掃が必要。				
教訓	- 原料供給者に原料の管理の徹底を依頼する。 - 一方、ある程度の異物混入はやむをえないので、ピットの構造で異物を分離できるようにし、機器への致命的なダメージを避ける。				
備考	受入ピットは原料に混入する異物を分離する役割を果たしている。				
写真	受入ピット清掃の様子（左）、受入ピットの底から出てきた異物（石、釘等）  				
事例番号	26	日時	2006-2007	分類	硫化水素
件名	PSA 装置でのメタン収率の低下				
事象・原因	PSA 装置のメタン収率（バイオガス中のメタンのうち製品ガスとして回収した割合）が70～80%程度（設計値は90%以上）と低迷した。原因として、PSA 装置の空気作動弁のシール材の劣化、製品ガス流量計が故障していたため最適な運転条件で運転していなかったこと等が考えられる。製品ガス流量計が故障の原因は2006年8月に高濃度の硫化水素がPSA 装置に混入したとと推察される。				
対策とその結果	電磁弁の交換、製品ガス流量計の修理・校正。				
教訓	- 流量計は定期的に校正する必要がある。 - 空気作動弁のシール材等の消耗部品の定期的な交換が必要。				
備考					
写真					

事例番号	27	日時	2006-2007	分類	硫化水素
件名	製品ガス流量計の不調				
事象・原因	硫化水素により基盤が損傷し、流量計が正確な指示値を示さなくなっていた。				
対策とその結果					
教訓	・定期的な予防、保全が必要。				
備考					
写真	製品ガス流量計				
事例番号	28	日時	2009.7	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	脱硫塔パッキン不良、少し漏れる				
事象・原因	脱硫塔の上部にあるマンホールのパッキンの劣化により、バイオガスが漏れた。				
対策とその結果	脱硫塔内の圧力を落としてからパッキンを樹脂で固めて応急修理をした。				
教訓	・定期的に石鹼水を用いてガス漏れのチェックが必要。 ・脱硫剤の交換時にはパッキンの交換を行っているが、より慎重に作業を行う必要がある。				
備考					
写真	脱硫塔（左）， 脱硫塔上部（右）				
事例番号	29	日時	2009.8.5	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	消化液貯留槽の底部への沈殿物が蓄積				
事象・原因	消化液貯留槽の底部に水深の深いところから、ポンプにより消化液の採取を試みたところ、沈殿物が蓄積していたため消化液の粘度が高く、採取できなかった（通常は水深の浅いところから採取しているため、問題はおこっていなかった）。長期的な運転により、貯留槽の底部に消化液中の固形物が蓄積していたことが推察された。				
対策とその結果	・消化液を消化液固液分離装置に送る、送液ラインを改造して、消化液を循環させることができるようにし、毎日約 30 分間循環させることとした。				
教訓	消化液中の固形分はある程度は沈殿することを認識して対応をとる。				
備考					
写真	新設した循環ライン，消化液を循環させている様子（右）				

事例番号	30	日時	2009.10.20	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	PSA 吸着塔の真空度の低下				
事象・原因	吸着塔の真空度が所定の圧力 (-0.078~-0.079MPa) から、-0.06 MPa 程度に低下した。のちの定期点検で、真空ポンプのダイヤフラムに亀裂が入っていたことが原因であったと判明した。				
対策とその結果	圧力が-0.06 MPa からさらに低下しなかったため、これ以上下がれば、運転を休止する条件で、運転は継続した。				
教訓	真空ポンプのダイヤフラムは損傷しやすいことを認識する。 吸着塔の圧力のチェックは小まめに行う。				
備考					
写真	真空ポンプ (左), ダイヤフラム (右).  				
事例番号	31	日時	2009.12.25		その他
件名	夾雑物脱水機に軍手が詰まる				
事象・原因	夾雑物脱水機内で軍手が詰まり、夾雑物脱水機が停止した。				
対策とその結果	夾雑物脱水機を持ち上げ、工具や高圧水等を用いて、詰まった軍手を取り除いた。				
教訓	ふん尿に軍手等の異物が混入しないように畜産農家に注意を促す必要がある。一方、異物の混入はある程度想定しておく。				
備考					
写真	脱水機に軍手が詰まっている様子 (左), とりだした軍手 (右)   軍手				
事例番号	32	日時	2010.1	分類	その他
件名	脱硫後のバイオガス中の硫化水素濃度の日変化				
事象・原因	脱硫後のバイオガス中の硫化水素濃度が、朝低く (3ppm)、日中 (40~60ppm) に上昇する日変化が見られた。 原因として、①脱硫剤が劣化し、脱硫能力が低下していたこと、②山田バイオマスプラントでは、バイオガスの利用が日中の PSA にほぼ限定されるため、夜間は脱硫塔内のバイオガスの通過速度が遅く、昼間は速い。夜間から朝にかけては通過速度が遅いため、脱硫剤が劣化していても脱硫できる。しかし、昼間は通過速度が速いため、脱硫剤が劣化している状態で十分に能力を発揮できず、硫化水素濃度が高まったと考えられる。				
対策とその結果	- 硫化水素濃度の測定時刻を朝ではなく、昼間にした。 - 脱硫剤の交換を行った。				
教訓	- 脱硫後のバイオガス中の硫化水素濃度は、通過するガスの流量により変化する。 - 硫化水素濃度の測定は、脱硫塔を通るバイオガス流量が大きい時間帯に測定を行った方が早く脱硫剤の劣化に気付く。				
備考	脱硫塔を通る時のバイオガスの流量が 1 日を通して一定の場合は気にしなくてよい。				
写真					

事例番号	33	日時	2010.1.15	分類	低温
件名	消化液ポンプの凍結				
事象・原因	最低気温が-5℃以下に下がり、凍結対策の保温テープが十分効果を発揮せず、消化液を送るポンプが凍結した。				
対策とその結果	コジェネレーションの貯湯塔のお湯をかけ、ドライヤーで凍結部分を温め、復旧した。				
教訓	-5℃以上ではさらなる対策が必要				
備考					
写真					
事例番号	34	日時	2010.1.15	分類	硫化水素
件名	脱硫塔の腐食				
事象・原因	脱硫塔が腐食し、脱硫剤の取り出し口周辺部分に穴が空いた。脱硫塔内を見たところ、貫通していないが、腐食を受けている箇所が多くみられた。脱硫剤を支持するパンチングメタルを固定するあたりに損傷箇所が多い。				
対策とその結果	・シリコンで穴をふさぎ、バイオガスの通気を再開した。 ・脱硫塔を新たに製作し、交換した。				
教訓	・硫化水素は、脱硫塔自体にもダメージを与えることを認識し、脱硫剤の交換時には塔の劣化を確認する。 ・脱硫塔内のコーティング材を吟味する。 ・予備の脱硫塔を持ち（2連にする、小型のものを用意する等）、非常時でもすぐに切り替えられるようにする。				
備考	研究プラントであり、長期運転を想定していなかったため、脱硫塔の内側に長期使用用のコーティングしていない。				
写真	 脱硫塔内部の写真 シリコンで補修部分 脱硫塔に空いた穴				

事例番号	35	日時	2010.1	分類	部品の消耗・長期運転の影響
件名	フレアスタックが雨の日に着火せず				
事象・原因	プラグの劣化により、フレアスタックが雨の日に着火しにくい。				
対策とその結果	プラグを交換した。				
教訓	定期的な交換が必要				
備考					
写真					
事例番号	36	日時	2010.1	分類	低温
件名	発酵槽屋根のガス抜きとりバルブとフレキシブルホースの凍結				
事象・原因	最低気温が-5℃以下に下がり、発酵槽屋根のガス抜きとりバルブとフレキシブルホースが凍結した。				
対策とその結果	保温テープとりボンヒーターを巻いた。				
教訓	最低気温が-5℃以下にまで下がると、通常は問題ない箇所でも凍結が起こる可能性がある。				
備考					
写真					
事例番号	37	日時	2010.1	分類	低温
件名	ポンプ冷却用の配管の凍結による破損				
事象・原因	想定以上の低温にさらされたことにより、メタンガス充填装置の昇圧機の冷却用配管が凍結した。				
対策とその結果	凍結部分に、保温テープを巻いた。ハロゲンランプを購入しセットし、夜間のみ凍結部分を温めるようにした（昇圧機運転中には使用しない）。				
教訓	-5℃程度まで気温が下がると、通常は問題がない箇所でも凍結するおそれがある。				
備考					
写真					

