



日本中央競馬会
特別振興資金助成事業

畜産分野における地球温暖化緩和技術レビュー報告書

(平成29年度畜産分野における地球温暖化緩和技術の調査普及事業)

平成30年3月



一般財団法人 畜産環境整備機構

はじめに

2013年に公表されたIPCC（気候変動に関する政府間パネル）第5次報告書は、地球温暖化は疑う余地がないとし、その主因が温室効果ガス（GHG）排出など人間活動によるものであることを確認した。これを受けて締結されたパリ協定（2015）では、すべての締約国がGHG削減に取り組むこととされ、平均気温の上昇を2°Cに抑える（努力目標は1.5°C）ことを合意した。これにより、わが国も積極的にGHGの削減に向けて努めることが求められており、2016年には「温暖化対策計画」が決定され、進められている。

わが国の農業からのGHG排出は稲作からのメタン（CH₄）が最も多いが、畜産からもこれに匹敵する量のGHGが排出されている。畜産では、牛などの反芻家畜の消化管内発酵によるメタン排出が最も多く、家畜排せつ物からの一酸化二窒素（N₂O）とメタンがこれに次いでいる。

これらの畜産からのGHGの発生制御については、1991年から地球温暖化関連家畜飼養技術等検討調査事業が農水省の委託事業として開始され、その後、畜産関係温室効果ガス抑制技術等調査検討事業として引き継がれ、10年間にわたり調査研究が実施され、それらの成果は畜産技術協会から「畜産におけるGHGの発生制御 総集編」として刊行された。そこではCH₄とN₂Oの発生のメカニズム、発生量の推定、発生の制御などにつき、詳細な研究成果が記され、わが国の温室効果ガスインベントリ報告書の作成などにも大きく貢献した。

その後、温暖化抑制のための調査・試験研究は、農水省のプロジェクト研究などにより農研機構畜産研究部門・研究センター、公設・民間試験研究機関、大学等で継続して取り組まれ、多くの貴重な成果が生まれた。

一方、温暖化の影響はすでにわが国の農業生産上でも顕在化しており、今後、その進行にともない、さらに大きな影響の生ずることが懸念されている。3年前に、「農水省気候変動適応計画」が策定され、関連する施策を強力に推進するとともに、中長期的視点を踏まえた生産安定技術等の開発が求められており、畜産分野でも技術開発が進められている。

本報告書は、「総集編」以降の調査研究をこの分野における第一線の研究者により取りまとめたものであり、GHGの排出と制御の項では、排泄物の汚水処理、スラリー処理、草地からの排出と制御についても記述した。さらに、温暖化緩和技術では、中小家畜での飼料給与改善、堆肥化・汚水処理の改善、草地管理の改善、炭素貯留による改善などの新技術を記すなど、最新のデータにもとづき、GHG発生の定量的な解明、抑制技術の検討につき体系的に取りまとめたものである。

本事業は日本中央競馬会（JRA）の平成29年度畜産振興事業「畜産分野における地球温暖化緩和技術の調査普及事業」として実施されたものである。本報告書が地球温暖化対策に取り組む関係の皆様にご利用していただければ幸いである。

平成30年3月

一般財団法人 畜産環境整備機構
地球温暖化緩和技術事業推進委員会

目 次

I. 畜産業における温室効果ガス（GHG）の排出と制御

1. 総論

1.1 内外の情勢

1.1.1 国際的な動向 1

1.1.2 日本の動向

(1) 2030年度の削減目標の設定 2

(2) 温暖化対策計画の決定 2

(3) 現在の日本のGHG排出量 3

1.2 農業分野におけるGHG排出

1.2.1 世界の農業分野のGHG排出量 4

1.2.2 日本の農業分野のGHG排出量 6

1.2.3 日本の畜産分野のGHG算定方法

(1) 消化管内発酵 7

(2) 家畜排せつ物の管理（処理・利用） 7

1.3 農業分野における国内のGHG削減対策

1.3.1 温暖化対策計画 14

1.3.2 J-クレジット制度 14

1.3.3 カーボンフットプリント 15

2. GHGの排出と制御

2.1 家畜飼養段階でのGHGの排出と制御

2.1.1 反芻家畜由来のメタン（CH₄）排出と制御 17

(1) 反芻動物における飼料の消化 17

(2) ルーメンでのCH₄生成 17

(3) CH₄生成の変動要因 19

(4) CH₄生成の制御 20

2.1.2 家畜排せつ物起源のGHG排出と制御 23

(1) 間接排出としてのアンモニア（NH₃） 24

(2) 一酸化二窒素（N₂O）とCH₄の排出 24

(3) GHG排出の制御 25

2.2 家畜ふん尿処理段階におけるGHGの排出と制御

2.2.1 日本における家畜排せつ物排出量と処理 28

2.2.2 堆肥化処理

(1) 堆肥化とGHG排出 29

(2) 堆肥化における物質収支及びGHG排出が占める割合

①CH₄ 29

②N₂O 29

③CH₄排出メカニズム 30

④N₂O排出メカニズム 31

⑤国外研究概観 34

⑥経済的メリットの提供 34

2.2.3 汚水処理

(1) 畜産汚水処理の現状 39

(2) 養豚汚水浄化処理からのGHG

①GHG 排出の測定（養豚汚水浄化処理）	40
②CH ₄ 排出係数（養豚汚水浄化処理）	42
③N ₂ O 排出係数（養豚汚水浄化処理）	42
(3) 牛舎汚水浄化処理からの GHG	
①GHG 排出の測定（牛舎汚水浄化処理）	43
②CH ₄ 排出係数（牛舎汚水浄化処理）	45
③N ₂ O 排出係数（牛舎汚水浄化処理）	46
2.2.4 スラリー処理（バイオガス消化液を含む）	
(1) スラリー処理の現状	48
(2) スラリー処理からの GHG 排出	48
(3) 乳牛ふん尿スラリー貯留槽からの GHG 測定法の開発	48
(4) 乳牛ふん尿スラリーからの GHG	50
(5) 乳牛ふん尿を対象としたバイオガスプラントによる家畜ふん尿処理	51
(6) 乳牛ふん尿を対象としたメタン発酵後の消化液からの GHG	52
2.3 家畜排せつ物施用による農耕地（草地）土壌からの排出と制御	
2.3.1 日本の草地	57
2.3.2 草地における N ₂ O 排出係数	58
2.3.3 放牧における N ₂ O 排出係数	58
2.3.4 日本の草地における N ₂ O 排出量	58
2.3.5 農耕地（草地）における N ₂ O 排出量の制御因子	58
2.3.6 放牧における CH ₄ 排出係数	61
2.3.7 日本の放牧における CH ₄ 排出量	61
2.3.8 農耕地（草地）における CH ₄ 吸収量の制御因子	61
2.3.9 農耕地（草地）における CH ₄ 排出量の制御因子	62
2.3.10 土壌有機物	62
2.3.11 草地生態系の炭素収支	63
2.3.12 草地管理と土壌炭素蓄積	64

II. 畜産業における温暖化緩和技術

1. 飼料給与改善

1.1 アミノ酸バランス改善飼料の生産	70
1.2 養豚におけるアミノ酸バランス改善飼料の利用（日本の事例）	71
1.3 養豚におけるアミノ酸バランス改善飼料の利用（フランスの事例）	73
1.4 欧州の LCA と家畜生産背景の異なる国の LCA との比較	73
1.5 プロテアーゼ添加飼料の利用	75
1.6 エコフィードの利用	76
1.7 生産効率改善等	80

2. 堆肥化処理の改善（亜硝酸酸化細菌添加による N₂O 抑制効果）

2.1 堆肥化処理における N ₂ O 発生要因	83
2.2 堆肥化処理における亜硝酸イオンの蓄積	83
2.3 亜硝酸酸化細菌の添加による N ₂ O の発生抑制効果	84
2.4 堆肥化からの窒素損失に及ぼす影響	87
2.5 MAP 結晶化反応平遥時の抑制効果	88
2.6 牛ふんと鶏ふん堆肥化	89
2.7 実処理への適応と問題点	92

2.8 今後の堆肥化からの GHG 抑制	93
3. 汚水処理の改善	
3.1 日本の排水規制	95
3.2 GHG の排出要因	95
3.3 GHG 排出抑制技術	95
3.4 新たな N ₂ O 排出抑制の技術開発に向けて	99
3.5 今後の展望	100
4. 農耕地（草地）管理の改善（草地管理、施肥管理）	
4.1 日本の採草地における無窒素区の N ₂ O 排出量と化学肥料由来の N ₂ O 排出係数	102
4.2 日本の採草地における堆肥由来の N ₂ O 排出係数	103
4.3 窒素肥料の使用量を少なくし N ₂ O 発生量を抑制する	104
4.4 堆肥施用量の上限値と施肥設計	104
4.5 堆肥を連用した採草地の N ₂ O 排出量	104
4.6 施肥時期	105
4.7 施用有機物の種類	106
4.8 スラリーへの硫酸添加	110
4.9 草地更新	110
4.10 硝化抑制剤	110
4.11 被覆肥料	111
4.12 バイオ炭	111
4.13 終わりに	112
5. 堆肥施用による農耕地土壌の炭素貯留による改善	
5.1 「1,000 分の 4 イニシアティブ」	116
5.2 炭素貯留のポテンシャル	116
5.3 管理された草地の炭素貯留	117
5.4 放牧	118
5.5 日本の採草地の炭素収支	119
5.6 日本の採草地の GHG 収支	121
5.7 施用有機物の種類	122
5.8 草地造成	123
5.9 草地更新	123
5.10 バイオ炭	124
5.11 土壌炭素モデル	124
5.12 終わりに	124
6. 現時点で畜産業の現場で取り組めること	128
III. 温暖化緩和技術実践農家の調査報告	
【調査結果 1】	
吉塚牧場（旧 三友牧場）	130
【調査結果 2】	
森高牧場	133

執筆分担

- | | | |
|-----|-------|---|
| I | 1. | 板橋久雄（日本科学飼料協会、委員）、
川島一真（三菱 UFJ リサーチ & コンサルティング（株）） |
| | 2.1.1 | 板橋久雄、小堤悠平（畜産環境整備機構 畜産環境技術研究所）、
押田敏雄（麻布大学、委員） |
| | 2.1.2 | 長田 隆（農研機構 畜産研究部門、委員） |
| | 2.2.1 | 前田高輝（国際農林水産業研究開発センター）、
福本泰之（農研機構 畜産研究部門、委員） |
| | 2.2.2 | 前田高輝、福本泰之 |
| | 2.2.3 | 白石 誠（岡山県農林水産総合センター 畜産研究所）、長田 隆 |
| | 2.2.4 | 木村義彰（北海道立総合研究機構 中央農業試験場） |
| | 2.3 | 森 昭憲（農研機構 畜産研究部門、委員） |
| II | 1. | 荻野暁史（農研機構本部（経営戦略室）） |
| | 2. | 福本泰之 |
| | 3. | 山下恭広（農研機構 畜産研究部門） |
| | 4. | 森 昭憲 |
| | 5. | 森 昭憲 |
| | 6. | 田島隆自（農林水産省 生産局 畜産部 畜産振興課）、板橋久雄 |
| III | | 長田 隆、押田敏雄、田島隆自、森 昭憲、羽賀清典（事務局） |

※（ ）内は所属。（委員）は事業推進委員

I 畜産業における温室効果ガス（GHG）の排出と制御

1. 総論

1.1 内外の情勢

1.1.1 国際的な動向

大気中の温室効果ガス（greenhouse gas、以下 GHG）濃度を気候に影響を及ぼさないレベルに安定させるため、1992年に「気候変動に関する国際連合枠組条約（United Nations Framework Convention on Climate Change、以下 UNFCCC）」が採択された。この UNFCCC の下で気候変動枠組条約締約国会議（Conference of the Parties、以下 COP）が毎年開催されている。

COP では世界全体の GHG 排出量を削減していくための枠組みが検討されており、1997年に京都で開催された COP3 において、先進国に拘束力のある削減目標を課した「京都議定書（Kyoto Protocol）」が合意され、京都議定書は 2005 年に発効した。京都議定書では、2008 年～2012 年（第一約束期間）の 5 年間で先進国の GHG 排出量を 1990 年比で 5%以上削減することを目指しており、それに基づき各国に削減目標が設定された。日本は 1990 年比で 6%削減、アメリカは同 7%削減、EU は同 8%削減という目標であった。日本は森林等吸収源、京都メカニズムクレジットを含め第一約束期間 5 年平均で基準年比 8.4%減となり、課された目標を達成した。

2012 年以降の削減の枠組みとして、先進国はカンクン合意に基づき 2020 年の削減目標を UNFCCC に提出した。日本は最終的に 2005 年度比 3.8%以上削減という目標を提出している。ただし、2013 年～2020 年について先進国には京都議定

書第二約束期間が設定されたが、日本は不参加であった。

2020 年以降については、先進国が対象であった京都議定書に代わり、途上国も含め全世界的に GHG 排出量を削減していく必要性から新たな枠組みが検討され、2015 年の COP21 において新たな枠組みである「パリ協定（Paris Agreement）」が採択された。パリ協定は史上初めて全ての国が参加する合意であり、産業革命以前と比べて気温上昇を 2°C に抑える（1.5°C に抑えるよう努力する）という世界共通の長期目標が設定された。

パリ協定では、削減目標の 5 年ごとの提出・更新、適応計画の立案・行動の実施、先進国に加え途上国の自主的な資金提供、共通かつ柔軟な方法での各国の実施状況の報告・レビュー、「二国間クレジット制度（JCM）」も含めた市場メカニズムの活用などが決定された。また、削減実施状況の全体的な進捗を確認するため「グローバル・ストックテイク」が実施される。2018 年にまず「促進的対話」が実施され全体的な実施状況が確認され、2023 年に第 1 回のグローバル・ストックテイクが実施される。その後は 5 年おきにグローバル・ストックテイクが実施されていく予定である。グローバル・ストックテイクの結果は各国が行動・支援を強化していくための情報となる。

パリ協定は、世界全体の GHG 排出量の 55%を占める 55 か国以上が批准するという発効要件を満たしたことから、2016 年 11 月 4 日に発効した。日本は 2016 年 11 月 8 日に批准している。

1.1.2 日本の動向

(1) 2030 年度の削減目標の設定

2013 年の COP19 におけるワルシャワ決定に基づき、各国は 2020 年以降の GHG 排出量削減目標及び削減のための行動を「約束草案 (intended nationally determined contribution、INDC)」として UNFCCC に提出することが求められた。日本は 2015 年 7 月に INDC を決定し、UNFCCC に提出した。INDC はパリ協定の批准により「自国が決定する貢献 (nationally determined contribution、NDC)」となり UNFCCC に登録されている。

日本の NDC は GHG 排出量を 2030 年度に 2013 年度比 26.0%削減 (2005 年度比 25.4%削減) することを目標としている。NDC で設定された各ガス別の削減目標は表 1 の通りである。この削減目標に吸収源対策の吸収量を加え、全体の 2030 年度目標を設定している。なお、吸収源対

策については、2030 年度において森林吸収源で約 2,780 万 tCO₂ の吸収量を、農地土壌炭素吸収源及び都市緑化等で約 910 万 tCO₂ の吸収量を、それぞれ確保することを目指している。

(2) 温暖化対策計画の決定

NDC の提出及びパリ協定の採択を受け、2030 年度の削減目標を達成するための GHG 削減対策を推進するため、2016 年 5 月に「温暖化対策計画 (以下、温対計画)」が閣議決定された。

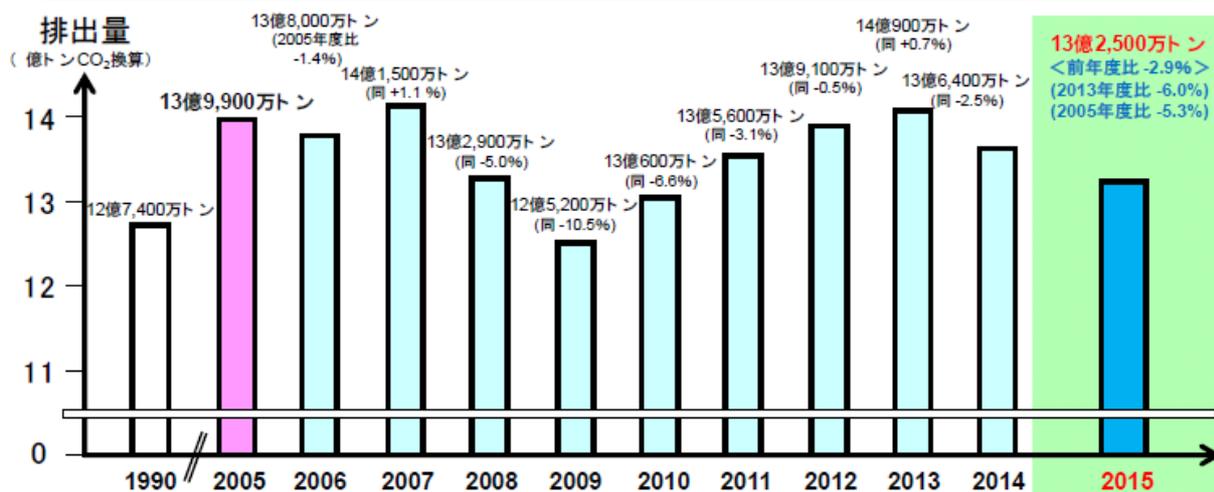
温対計画では、表 1 の 2030 年度における GHG 削減目標を達成するための各種対策を設定し、対策ごとに対策評価指標、排出削減見込量、対策推進のための国の施策、地方公共団体が実施することが期待される施策を規定している。各対策については進捗評価が行われ、計画通りに進捗しているかがチェックされている。

表 1 日本の NDC 及び温対計画におけるガス別削減目標 (単位: 百万 tCO₂)

ガス・部門	2005年度	2013年度	2030年度目標
エネルギー起源CO ₂	1,219	1,235	927
産業部門	457	429	401
業務その他部門	239	279	168
家庭部門	180	201	122
運輸部門	240	225	163
エネルギー転換部門	104	101	73
非エネルギー起源CO ₂	85.4	75.9	70.8
メタン(CH ₄)	39.0	36.0	31.6
一酸化二窒素(N ₂ O)	25.5	22.5	21.1
HFCs	12.7	31.8	21.6
PFCs	8.6	3.3	4.2
SF ₆	5.1	2.2	2.7
NF ₃	1.2	1.4	0.5
合計	1,397	1,408	1,079

我が国の温室効果ガス排出量（2015年度確報値）

- 2015年度（確報値）の総排出量は**13億2,500万トン**（前年度比-2.9%、2013年度比-6.0%、2005年度比-5.3%）
- 前年度／2013年度と比べて排出量が減少した要因としては、電力消費量の減少（省エネ、冷夏・暖冬等）や電力の排出原単位の改善（再生可能エネルギーの導入拡大や原発の再稼働等）に伴う電力由来のCO₂排出量の減少により、エネルギー起源のCO₂排出量が減少したことが挙げられる。
- 2005年度と比べて排出量が減少した要因としては、オゾン層破壊物質からの代替に伴い、冷媒分野においてハイドロフルオロカーボン類（HFCs）の排出量が増加した一方で、産業部門や運輸部門におけるエネルギー起源のCO₂排出量が減少したことが挙げられる。



注1 「確報値」とは、我が国の温室効果ガスの排出・吸収目録として気候変動に関する国際連合枠組条約（以下「条約」という。）事務局に正式に提出する値という意味である。今後、各種統計データの年報値の修正、算定方法の見直し等により、今回とりまとめた確報値が再計算される場合がある。

注2 今回とりまとめた排出量は、より正確に算定できるよう一部の算定方法について更なる見直しを行ったこと、2015年度速報値（2016年12月6日公表）の算定以降に利用可能となった各種統計等の年報値に基づき排出量の再計算を行ったことにより、2015年度速報値との間で差異が生じている。

注3 各年度の排出量及び過年度からの増減割合（「2005年度比」等）には、京都議定書に基づく吸収源活動による吸収量は加味していない

図1 日本の温室効果ガス排出量（2015年度確報値）

(3) 現在の日本の GHG 排出量

2017年4月に発表された2015年度の日本のGHG排出量は13億2,500万tCO₂で、前年度比2.9%減、2013年度比6.0%減、2005年度比5.3%減となっている（図1）。NDC及び温対計画で設定された2030年度目標に向け、2014年度以降GHGの削減が進んでいる。

日本のGHG排出量は、2011年3月の東日本大震災後の原子力発電の停止による火力発電の増加により、2011年度以降

急増し、2013年度まで増加した。2014年度以降は省エネ・節電の進展、再生可能エネルギーの導入、原子力発電の再稼働などによりGHG排出量は減少が続いている。

なお、GHG排出量は過去に遡って再計算が行われることがあるため、NDC及び温対計画の2013年度値と最新の2013年度値が異なっていることに注意が必要である。

1.2 農業分野における GHG 排出

1.2.1 世界の農業分野の GHG 排出量

FAO 統計による農業分野の GHG 排出量の推移を図 2 に示す。農業分野の GHG 排出量は増加傾向で推移している。1990 年の排出量は 4,573MtCO₂、2014 年は 5,246 MtCO₂ で、1990 年から 2014 年にかけて約 10%増加している^{注1)}。分野別にみると、2014 年は消化管内発酵と農用地の土壌がそれぞれ約 4 割となっており、稲作、家畜排せつ物の管理、サバンナの野焼き、農作物残渣の野焼きと続いている。なお、農用地の土壌には、放牧地に落ちた放牧家畜の排せつ物から排出される N₂O

も含まれている。^{注2)}

また、2014 年における農業分野の GHG 排出量の国別割合を図 3 に示す。中国が全体の 14%で最も多く、インドが 12%、ブラジルが 8%、アメリカが 7%で続いている。日本は 0.4%で 51 位となっている^{注3)}。

注1) 全て CO₂換算。以下同様。

注2) IPCC 及び UNFCCC のガイドラインに従った区分分類。

注3) ただし、FAO と日本では GHG 排出量の算定方法が異なるため、あくまで FAO の算定方法による順位であることに留意。

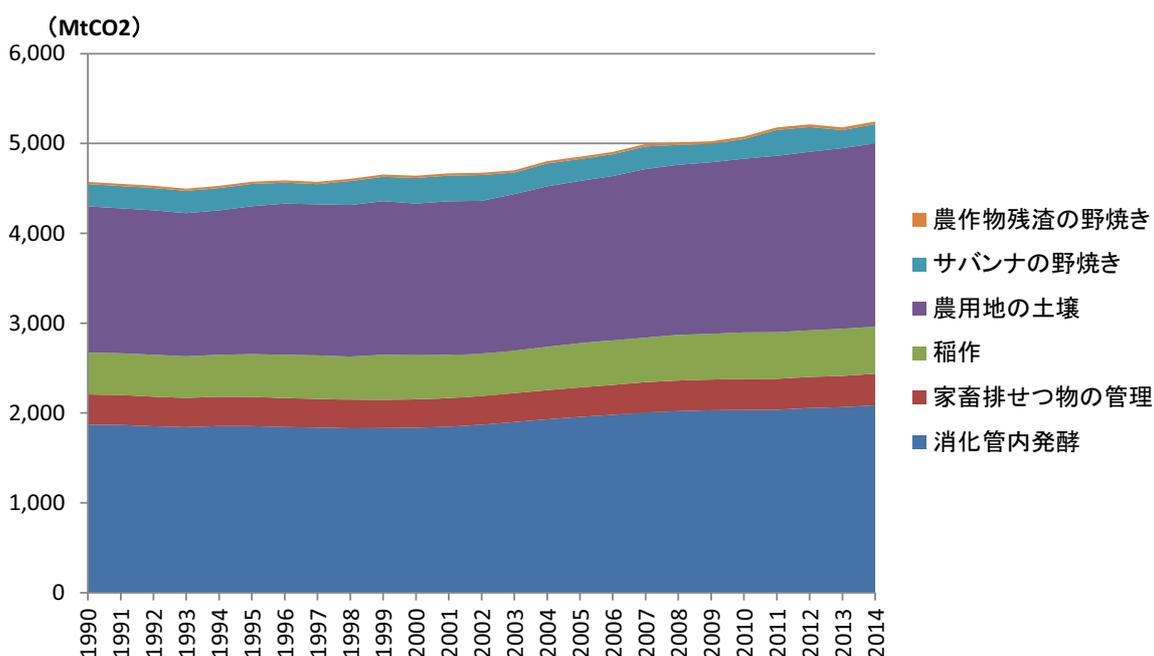


図 2 世界の農業分野の GHG 排出量の推移

(出典) FAO 統計から作成。

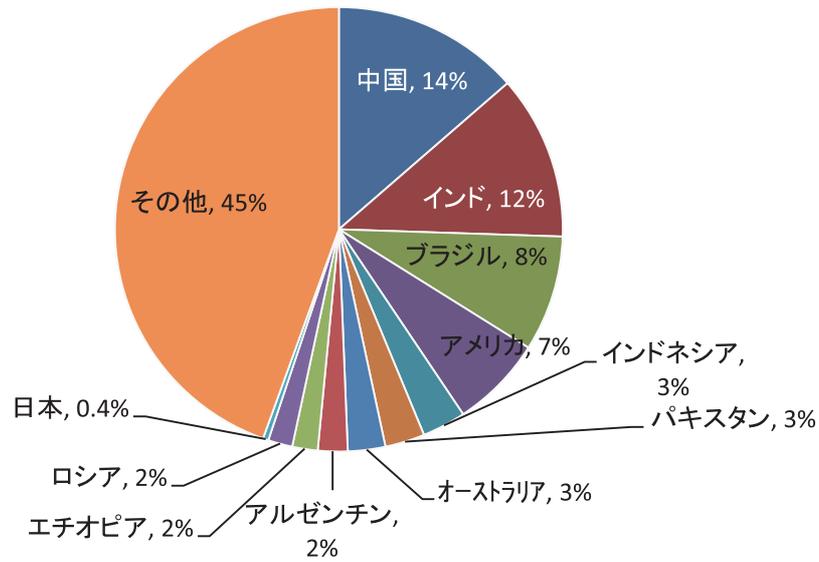


図3 農業分野の GHG 排出量の国別割合 (2014 年)

(出典) FAO 統計から作成。

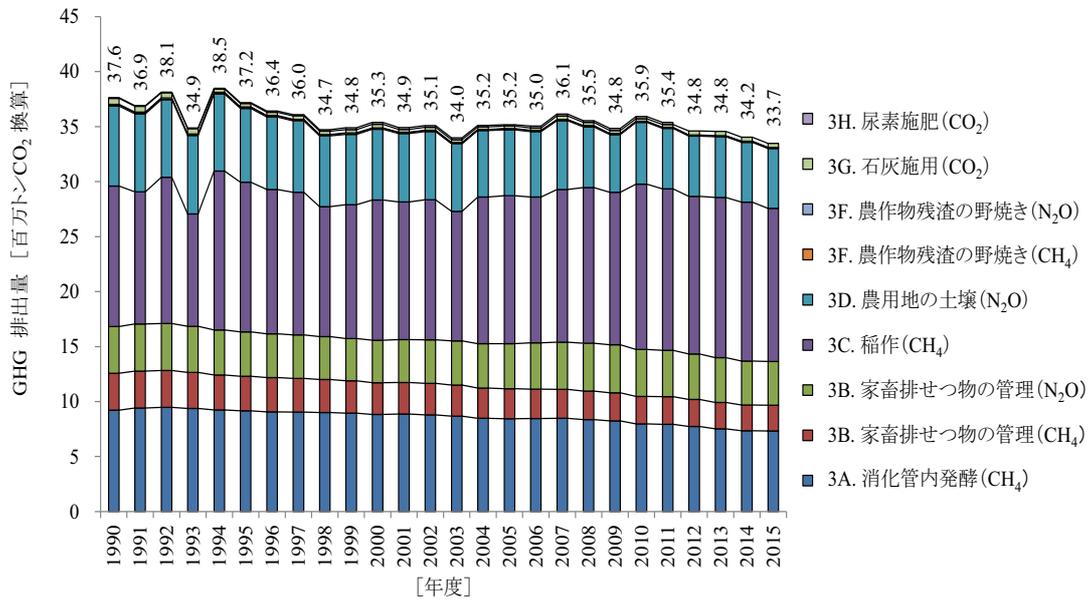


図4 日本の農業分野の GHG 排出量の推移

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書

(国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)

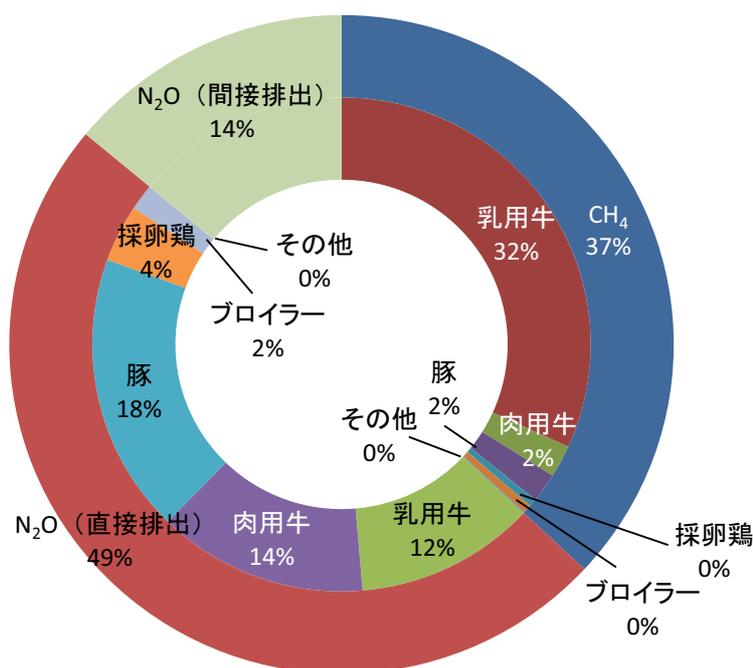


図5 家畜排せつ物管理分野における家畜別の GHG 排出量 (2015 年度)

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書

(国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス) から作成

1.2.2 日本の農業分野の GHG 排出量

日本の農業分野での GHG 排出量の推移を図4に示す。農業分野の GHG 排出量は1990年代後半～2000年代は横ばいの傾向にあったが、2010年代に入り減少傾向にある。1990年度の排出量は37.6MtCO₂、2015年度は33.7MtCO₂で、1990年から2015年度にかけて約10%増加している。分野別にみると、2015年度は稲作が最も多く全体の約4割を占め、消化管内発酵、家畜排せつ物の管理、農用地の土壌がそれぞれ約2割と続いている。

消化管内発酵の CH₄ 排出量は2015年度で約730万tCO₂となっている。牛からの排出がほとんどを占め、牛の中でも肉用牛の方が乳用牛より排出量が多くなっている。

家畜排せつ物の管理の排出量(図5)は、

2015年度でCH₄が約230万tCO₂、N₂O(直接排出)が約310万tCO₂、N₂O(間接排出)が約90万tCO₂、全体で約630万tCO₂となっている。家畜別では乳用牛(CH₄)が最も多く32%となっている。次いで豚(N₂O)が18%、肉用牛(N₂O)が14%、乳用牛(N₂O)が12%が続いている。CH₄は乳用牛が大部分を占めており、N₂Oは豚が最も多く、肉用牛、乳用牛が続いている。また、間接排出(N₂O)は全体の14%を占めている。

なお、放牧家畜からの GHG 排出は、UNFCCC の計上ルールに基づき CH₄ は家畜排せつ物の管理で、N₂O は農用地の土壌でそれぞれ計上されている。2015年度の CH₄ 排出量は7千tCO₂、N₂O 排出量は4万tCO₂となっている。

また、草地からの N₂O 排出については

農用地土壌において計上されている。2015年度の排出量は、化学肥料の施肥により約29万tCO₂、有機質肥料の施肥により約41万tCO₂、有機質土壌の耕起により約5千tCO₂、鉱質土壌の耕起により約2千tCO₂となっている（ただし、鉱質土壌の耕起は農業分野ではなく土地利用、土地利用変化及び林業（LULUCF）分野で計上される）^{注4)}。また、LULUCF分野で計上される草地における吸収量は2015年度で約24万tCO₂となっている。^{注5)}

注4) 全て日本国温室効果ガスインベントリ報告書（国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス）から推計。化学肥料と有機質肥料は飼料作物への施肥からの排出を対象とした。

注5) 京都議定書第3条3及び4活動による牧草地管理の純吸収量（日本国温室効果ガスインベントリ報告書（国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス））

1.2.3 日本の畜産分野の GHG 算定方法

(1) 消化管内発酵

乳用牛及び肉用牛の消化管内発酵からのCH₄排出量は、飼養頭数に乾物摂取量に基づき設定した排出係数を乗じて算出している。排出量の算定は、日本の飼養実態を反映するように設定した牛の種類・年齢区分別に行っている（月齢3ヶ月目から算定対象）。

$$E = \sum_n (EF_n \times A_n)$$

E：牛の消化管内発酵に伴うCH₄の排出量 [kg CH₄]

n：牛の種類・年（月）齢区分

EF_n：牛の種類・年（月）齢区分別排出係数 [kg CH₄/頭]

A_n：牛の種類・年（月）齢区分別の飼養頭数 [頭]

排出係数は、Shibata et al. (1993) の日本における反すう家畜を対象とした呼吸試験の結果（乾物摂取量に対するCH₄排出量の測定データ）に基づき設定した式を使用している（下式参照）。算定に使用する乾物摂取量（X）は、中央畜産会「日本飼養標準」から設定した算定式と体重、増体日量、乳量及び乳脂肪率から算出している。

$$EF = Y/L \times C \times D$$

$$Y = -17.766 + 42.793X - 0.849X^2$$

EF：牛の消化管内発酵に伴うCH₄の排出係数[kgCH₄/頭]

Y：反すう家畜1頭あたりの消化管内発酵に伴う1日のCH₄発生量[l/日/頭]

L：CH₄の1molあたりの体積[22.4(l/mol)]

C：CH₄の分子量[0.016(kg/mol)]

D：1年間の日数(365[日]もしくは366[日])

X：乾物摂取量[kg/日/頭]

なお、他の家畜についてはより簡便な方法での算出となっている。

(2) 家畜排せつ物の管理(処理・利用)

牛、豚、鶏の排せつ物の管理に伴うCH₄排出は、家畜種ごとの排せつ物中に含まれる有機物量に、排せつ物管理区分ごとの排出係数を乗じて算定している。

$$E_{CH_4} = \sum (EF_{CH_4-n} \times A_{CH_4-n})$$

E_{CH₄}：牛、豚、家禽の排せつ物管理に伴うCH₄排出量 [g-CH₄]

EF_{CH_4-n} : 排せつ物管理区分 n の排出係数
[g-CH₄/g 有機物]

A_{CH_4-n} : 排せつ物管理区分 n の排せつ物
中に含まれる有機物量 [g-有機
物]

牛、豚、鶏の N₂O 排出については、家畜種ごとの排せつ物中に含まれる窒素量に、排せつ物管理区分ごとの排出係数を乗じて算定を行っている。

$$E_{N_2O} = \sum (EF_{N_2O-n} \times A_{N_2O-n}) \times 44/28$$

E_{N_2O} : 牛、豚、家禽の排せつ物管理に伴う N₂O 排出量 [g-N₂O]

EF_{N_2O-n} : 排せつ物管理区分 n の排出係数
[g-N₂O-N/g-N]

A_{N_2O-n} : 排せつ物管理区分 n の排せつ物
中に含まれる窒素量 [g-N]

なお、他の家畜についてはより簡便な方法での算出となっている。

牛、豚、鶏の排出量算出に使用する CH₄ 排出係数を表 2、N₂O 排出係数を表 3 に示す。また、乳牛のメタン発酵処理にともなう排出係数を表 4 に示す。

活動量については、年間に各家畜種から排せつされる有機物量及び窒素量の推計値をそれぞれ使用している(表 5~9)。

表 2 牛、豚、採卵鶏、ブロイラーの排せつ物管理に伴う CH₄ 排出係数
(単位：g-CH₄/g 有機物)

処理区分	乳用牛		肉用牛		豚		採卵鶏、ブロイラー	
貯留	別表	J ⁹	1.60%	D ¹	4.90%	D ¹	-	
天日乾燥	0.20%	J ³	0.20%	J ³	0.20%	J ³	0.14%	J ¹¹
火力乾燥	0%						Z ⁴	
強制発酵・ふん	0.05%	D ¹	0.05%	D ¹	0.08%	J ⁸	0.08%	Sw
堆積発酵	3.80%	J ⁵	0.13%	J ⁵	0.16%	J ⁵	採卵鶏	J ¹³
							0.13%	
							ブロイラー	
						0.02%		
焼却	0.40%						O ^{4,2}	
強制発酵・尿	0.05%	D ¹	0.05%	D ¹	0.10%	D ¹	-	
強制発酵・ふん尿混合					0.08%	J ⁸		
浄化	0%	D ¹	0%	D ¹	0.91%	J ¹²		
メタン発酵・ふん	3.80%	PI	0.13%	PI	0.16%	PI	採卵鶏	PI
							0.13%	
							ブロイラー	
						0.02%		
メタン発酵・ふん尿混合	別表	J ⁹	3.50%	DC	3.60%	DC	-	
放牧	0.08%			J ¹⁰	-		0.14%	SD
その他・ふん	3.80%	M	0.40%	M	0.40%	M	0.40%	M
その他・ふん尿混合	3.90%	M	3.50%	M	4.90%	M	-	

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書(国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)

表3 牛、豚、採卵鶏、ブロイラーの排せつ物管理に伴う N₂O 排出係数
(単位: g-N₂O/g-N)

処理区分	乳用牛		肉用牛		豚	採卵鶏、ブロイラー		
貯留	0.02%	J ⁹	0%		D ¹	-		
天日乾燥	2.00%				D ¹	0.33%	J ¹¹	
火力乾燥	2.00%						D ¹	
強制発酵・ふん	0.25%		J ⁶	0.16%	J ⁸	0.16%	Sw	
堆積発酵	2.40%	J ⁵	1.60%	J ⁵	2.50%	J ⁵	採卵鶏	J ¹³
							0.54%	
							ブロイラー	
						0.08%		
焼却	0.10%						O ⁴	
強制発酵・尿	1.00%				D ¹	-		
強制発酵・ふん尿混合	1.00%	D ¹	0.25%	J ⁷	0.16%	J ⁸		
浄化	5.00%		J ⁷	2.87%	J ¹²			
メタン発酵・ふん	2.40%	PI	1.60%	PI	2.50%	PI	採卵鶏	PI
							0.54%	
							ブロイラー	
						0.08%		
メタン発酵・ふん尿混合	0.15%	J ⁹	0.15%		DC	-		
放牧	0.68%		J ¹⁰	-		0.33%	SD	
その他・ふん	2.40%	M	2.00%	M	2.50%	M	2.00%	M
その他・ふん尿混合	5.00%	M	5.00%	M	2.87%	M	-	

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書(国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)

【排出係数の出典】

(記号)

D: 2006 IPCC ガイドラインのデフォルト値を利用 (Asia の値を利用)

J: 我が国の観測データより設定

O: 他国のデータより設定

Z: 原理的に排出は起こらないとの仮定により設定

PI: 堆積発酵の値を適用

SD: 天日乾燥の値を適用

Sw: 豚の排出係数を適用

DC: 乳用牛の地域別排出係数もとに設定 (N₂O は乳用牛の排出係数を適用)

M: 「ふん」または「ふん尿混合」に対する処理区分の最大値を適用

* 採卵鶏・ブロイラーについては、ふんに近いふん尿混合状態であるため、ふんとして扱う。

(出典)

1: 2006 年 IPCC ガイドライン

2: IPCC, IPCC 1995 Report (1995)

3: 石橋ら、「畜産業における温室効果ガス排出削減技術の開発(第2報)」(2003)

4: 畜産技術協会「畜産における温室効果ガスの発生制御 総集編」(2002)

5: Osada et al., Greenhouse gas generation from livestock waste composting (2005)

6: Osada et al., Determination of nitrous oxide, methane, and ammonia emissions from a swine waste composting process (2000)

7: Osada, Nitrous Oxide Emission from Purification of Liquid Portion of Swine Wastewater (2003)

8: 平成20年度環境バイオマス総合対策推進事業のうち農林水産分野における地球温暖化対策調査事業報告書(全国調査事業)

- 9: 農林水産省「平成 23 年度農林水産分野における地球環境対策推進手法の開発事業のうち農林水産業由来温室効果ガス排出量精緻化検討・調査事業」
- 10: Akinori Mori and Masayuki Hojito, “Methane and nitrous oxide emissions due to excreta returns from grazing cattle in Nasu, Japan”, Grassland Science (2015)
- 11: 土屋ら、「鶏糞乾燥処理施設における温室効果ガス発生量の測定」 日本畜産学会報 (2013)
- 12: 農林水産省「平成 24 年度農林水産分野における地球環境対策推進手法開発事業のうち農林水産業由来温室効果ガス排出量精緻化検討・調査事業 報告書」
- 13: 農林水産省「平成 25 年度農林水産分野における地球環境対策推進手法開発事業のうち農林水産業由来温室効果ガス排出量精緻化検討・調査事業」

表 4 乳用牛の「貯留」および「メタン発酵」の CH₄ 排出係数 (単位: g-CH₄/g 有機物)

処理区分	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
貯留	2.47%	2.46%	2.45%	2.45%	2.45%	2.44%	2.44%	2.43%	2.43%	2.42%
メタン発酵(尿・ふん尿混合)	3.22%	3.20%	3.19%	3.18%	3.18%	3.17%	3.17%	3.16%	3.15%	3.14%
処理区分	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
貯留	2.42%	2.42%	2.42%	2.41%	2.41%	2.40%	2.40%	2.39%	2.39%	2.38%
メタン発酵(尿・ふん尿混合)	3.14%	3.13%	3.13%	3.12%	3.11%	3.11%	3.11%	3.10%	3.08%	3.07%
処理区分	2010	2011	2012	2013	2014	2015				
貯留	2.37%	2.37%	2.37%	2.37%	2.37%	2.36%				
メタン発酵(尿・ふん尿混合)	3.06%	3.06%	3.06%	3.06%	3.05%	3.05%				

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)

※農林水産省調査 (上記 No.9) の地域別排出係数をもとに、地域別の飼養頭数で加重平均している

$$A_{CH4-n} = P \times Ex \times Day \times Org \times Mix_n \times MS_n / 1000$$

$$A_{N2O-n} = P \times Nex \times Day \times Mix_n \times MS_n / 1000$$

A_{CH4-n} : 各家畜種から排せつされる有機物量 [kt]

A_{N2O-n} : 各家畜種から排せつされる窒素量 [kt]

P : 家畜の飼養頭数 [千頭]

Ex : 1 頭あたり 1 日あたりの排せつ物量 [kg/頭/日]

Org : 排せつ物中の有機物含有率 [%]

Nex : 1 頭あたり 1 日あたりの排せつ物中窒素量 [kg-N/頭/日]

Day : 年間日数[日]

Mix_n : 排せつ物分離・混合処理の割合 [%]

MS_n : 排せつ物管理区分割合 [%]

表5 家畜種ごとの排せつ物排せつ量 (Ex) 及び排せつ物中窒素量 (Nex)

家畜種		排せつ物量 [kg/頭/日]		窒素量 [g-N/頭/日]	
		ふん	尿	ふん	尿
乳用牛	搾乳牛	45.5	13.4	152.8	152.7
	乾・未経産	29.7	6.1	38.5	57.8
	育成牛	17.9	6.7	85.3	73.3
肉用牛	2歳未満	17.8	6.5	67.8	62.0
	2歳以上	20.0	6.7	62.7	83.3
	乳用種	18.0	7.2	64.7	76.4
豚	肥育豚	2.1	3.8	8.3	25.9
	繁殖豚	3.3	7.0	11.0	40.0
採卵鶏	雛	0.059	-	1.54	-
	成鶏	0.136	-	別表	-
ブロイラー		0.130	-	別表	-

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)
 ※築城ら「家畜排泄物量推定プログラム」を使用

表6 採卵鶏 (成鶏) とブロイラーの排せつ物中窒素量 (Nex)

家畜種		ふん中の窒素量 [g-N/頭/日]		
		1990～1997	1998～2011	2012～
採卵鶏	成鶏	3.28	内挿	2.20
ブロイラー		2.62	内挿	1.87

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)
 ※1990～1997：築城ら「家畜の排泄物量推定プログラム」を使用

2012～：Ogino et al., Estimation of nutrient excretion factors of broiler and layer chickens in Japan (2016)
 を使用

表7 家畜種ごとの排せつ物中の有機物含有率 (湿ベース) (Org)

家畜種	有機物含有率	
	ふん	尿
乳用牛	16%	0.5%
肉用牛	18%	0.5%
豚	20%	0.5%
採卵鶏	15%	—
ブロイラー	15%	—

出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)
 ※畜産技術協会「畜産における温室効果ガスの発生制御 総集編」(2002) を使用

表8 家畜種ごとの排せつ物分離・混合処理の割合 (Mix_n)

家畜種	ふん尿分離			ふん尿混合		
	~1999	2000~2008	2009~	~1999	2000~2008	2009~
乳用牛	60%	内挿	45.5%	40%	内挿	54.5%
肉用牛	7%	内挿	4.8%	93%	内挿	95.2%
豚	70%	内挿	73.9%	30%	内挿	26.1%
採卵鶏	100%	内挿	100%	—	内挿	—
ブロイラー	100%	内挿	100%	—	内挿	—

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)

※1999年以前：畜産技術協会「畜産における温室効果ガスの発生制御 総集編」(2002)を使用

2009年以降：農林水産省「家畜排せつ物処理状況調査結果」(2009)を使用

※内挿は1999年度と2009年度を線形補間している。

表9 家畜種ごとの排せつ物管理区分割合 (MS_n)

ふん尿 分離状況	処理方法	乳用牛			肉用牛			豚			
		~1999	2000~ 2008	内挿	~1999	2000~ 2008	内挿	~1999	2000~ 2008	内挿	
ふん尿 分離 処理	ふん	天日乾燥	2.8%	7.0%	内挿	1.5%	内挿	0.9%	7.0%	内挿	0.7%
		火力乾燥	0%	0.7%	内挿	0%	—	0%	0.7%	内挿	0.1%
		強制発酵	9.0%	62.0%	内挿	11.0%	内挿	8.1%	62.0%	内挿	48.2%
		堆積発酵等	88.0%	29.6%	内挿	87.0%	内挿	89.8%	29.6%	内挿	49.3%
		焼却	0.2%	0.7%	内挿	0.5%	内挿	—	0.7%	内挿	0.6%
		メタン発酵	—	—	内挿	—	—	—	—	内挿	0.1%
		公共下水道	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		放牧	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	尿	その他	—	—	内挿	—	内挿	1.2%	—	内挿	1.0%
		天日乾燥	—	—	—	—	—	0%	—	—	0%
		強制発酵	1.5%	10.0%	内挿	9.0%	内挿	1.2%	10.0%	内挿	5.4%
		浄化	2.5%	45.0%	内挿	2.0%	内挿	4.4%	45.0%	内挿	76.3%
		貯留	96.0%	45.0%	内挿	89.0%	内挿	91.5%	45.0%	内挿	15.3%
		メタン発酵	—	—	内挿	—	—	0%	—	内挿	0.5%
ふん尿 混合 処理	公共下水道	—	—	内挿	—	内挿	0.6%	—	内挿	0.4%	
	その他	—	—	内挿	—	内挿	2.4%	—	内挿	2.1%	
	天日乾燥	4.4%*	6.0%	内挿	3.4%*	内挿	0.7%	6.0%	内挿	0.2%	
	火力乾燥	0%	0%	—	0%	—	0%	0%	—	0%	
	強制発酵	18.7%*	29.0%	内挿	21.8%*	内挿	10.8%	29.0%	内挿	21.3%	
	堆積発酵	13.1%*	20.0%	内挿	73.2%*	内挿	85.6%	20.0%	内挿	51.3%	
	浄化	0.3%*	22.0%	内挿	0%	—	0%	22.0%	内挿	18.5%	
	貯留	57.0%*	23.0%	内挿	0.6%*	内挿	0.1%	23.0%	内挿	4.0%	
	焼却	—	—	—	—	—	0%	—	—	0%	
	メタン発酵	—	—	内挿	—	—	0%	—	内挿	2.0%	
公共下水道	—	—	内挿	—	—	0%	—	内挿	0.7%		
放牧	6.5%*	—	—	1.1%*	内挿	1.1%	—	—	0%		
その他	—	—	内挿	—	内挿	1.6%	—	内挿	1.9%		

(表9 続き)

ふん尿 分離状況		処理方法	採卵鶏			ブロイラー		
			~1999	2000~ 2008	2009~	~1999	2000~ 2008	2009~
ふん尿 分離 処理	ふん	天日乾燥	30.0%	内挿	8.2%	15.0%	内挿	2.5%
		火力乾燥	3.0%	内挿	2.2%	0%	内挿	1.1%
		強制発酵	42.0%	内挿	49.6%	5.1%	内挿	19.3%
		堆積発酵等	23.0%	内挿	36.8%	66.9%	内挿	36.7%
		焼却	2.0%	内挿	1.6%	13.0%	内挿	30.5%
		メタン発酵	—	—	—	—	内挿	0.1%
		放牧	—	—	0%	—	内挿	0.1%
		その他	—	内挿	1.6%	—	内挿	9.9%

(出典) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書(国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス)

※1999年以前：畜産技術協会「畜産における温室効果ガスの発生制御 第四集」(1999)を使用

2009年以降：農林水産省「家畜排せつ物処理状況調査結果」(2009)を使用

※乳用牛、肉用牛に関して、畜産技術協会(1999)では放牧の区分割合が記載されていないが、算定方法の一貫性を示すため、2008年以前についても2009年以降と同じ割合を適用し、排せつ物管理区分割合の合計が100%になるよう、調整が行われている

※内挿は1999年度と2009年度を線形補間している。

1.3 農業分野における国内の GHG 削減対策

1.3.1 温暖化対策計画

国が策定した温対計画（温暖化対策計画）では、農業分野におけるエネルギー起源 CO₂、CH₄ 及び N₂O の削減対策をそれぞれ 1 つ設定している。設定されている削減対策は表 10 の通りである。

1.3.2 J-クレジット制度

J-クレジット制度とは、GHG の排出削減量や吸収量を「クレジット」として国が

認証する制度で、「クレジット」は温暖化対策法や省エネ法における排出量・エネルギー消費量の報告、低炭素社会実行計画の目標達成、カーボンオフセット、クレジット売却による利益確保などに活用できる。

クレジットとして認定される排出削減量・吸収量は、J-クレジット制度が方法論を定めている削減・吸収源対策の実施が条件となる。事業者は削減・吸収源対策を、方法論で定められた算定・モニタリング方法に従って実施することが求められている。

表 10 温対計画で設定している農業分野の GHG 削減対策

対策名	対策概要	対象ガス	対策指標	削減量 (2030 年度)
省エネルギー性能の高い設備・機器等の導入促進 (施設園芸・農業機械・漁業分野)	施設園芸において省エネ型の加温設備等の導入により、燃油使用量の削減を図り、加温設備における燃油（主に A 重油）燃焼に由来する CO ₂ を削減する。	CO ₂	省エネ機器の導入（千台）：63（2013 年度）⇒173（2030 年度） 省エネ設備の導入（千箇所）：105（2013 年度）⇒350（2030 年度）	124 万 tCO ₂ (2013 年度比)
	省エネ農機の導入により、農業機械における燃油使用量を削減する。	CO ₂	省エネ農機の普及台数（千台）：179（2013 年度）⇒446（2030 年度）	0.13 万 tCO ₂ (2013 年度比)
農地土壌に関連する温室効果ガス排出削減対策 (水田メタン排出削減)	水田においてメタンの排出係数が相対的に高い稲わらのすき込みから排出係数の低い堆肥の施用への転換による土づくりを推進すること等により、水田からのメタン排出量の削減を促進。	CH ₄	(参考指標) 有機物管理割合（稲わら施用：堆肥施用：無施用） 64:27:9(2013 年度) ⇒40:20:20 (2030 年度)	64～243 万 tCO ₂ (2013 年度比)
農地土壌に関連する温室効果ガス排出削減対策 (施肥に伴う一酸化二窒素削減)	施肥に伴い発生する N ₂ O について、施肥量の低減、分肥、緩効性肥料の利用により排出量の抑制化を図る。	N ₂ O	化学肥料需要量（千トン N）：410（2013 年度）⇒417（2030 年度）	10 万 tCO ₂ (BAU 比)

表 11 J-クレジット制度の方法論がさだめられている GHG 削減対策

対策名	対策概要	対象ガス
豚・ブロイラーへの低タンパク配合飼料 ^{注7)} の給餌	豚・ブロイラーの飼養において慣用飼料に代えて低タンパク配合飼料を給餌することで、豚・ブロイラーの排せつ物から発生する N ₂ O を抑制する対策。	N ₂ O
家畜排せつ物管理方法の変更	家畜の飼養において排出係数が低い排せつ物管理方法に転換することで、家畜排せつ物から発生する CH ₄ 及び N ₂ O を抑制する対策。	CH ₄ ・N ₂ O
茶園土壌への硝化抑制剤入り化学肥料又は石灰窒素を含む複合肥料の施肥	茶の栽培において、通常の化学肥料より N ₂ O 発生が少ない硝化抑制剤入り化学肥料又は石灰窒素を含む複合肥料を施肥することで、茶園の施肥由来の N ₂ O 排出を抑制する対策。	N ₂ O

注7) J-クレジット制度では低タンパク配合飼料となっているが、現在の名称はアミノ酸バランス改善飼料となっている。

方法論のうち農業分野のものとして定められているのは、表 11 の 3 つである。

これらの対策の他、省エネルギー対策として方法論が設定されている「ボイラーの導入」、「ヒートポンプの導入」などや再生可能エネルギーの導入対策として方法論が設定されている「バイオガス(嫌気性発酵によるメタンガス)による化石燃料又は系統電力の代替」などは、農業分野におけるエネルギー起源 CO₂ の削減に資する対策である。

注7) J-クレジット制度では低タンパク配合飼料となっているが、現在の名称はアミノ酸バランス改善飼料となっている。

1.3.3 カーボンフットプリント

農林水産省では、カーボンフットプリントを活用し、農林水産物の生産や流通等に伴い発生する GHG 排出量等をわか

りやすく示す「農林水産分野の CO₂ 「見える化」を進めている。2009 年には「農林水産分野における省 CO₂ 効果の表示の指針」を発表している。

CO₂ の見える化の具体的な手法としては、農林水産物の生産などにより発生する GHG について、その排出量や他の製品に比べた排出削減効果を商品に表示することになる。農林水産省は GHG 排出量を簡易的に算定できるツールなどを提供し、事業者の CO₂ 見える化の取り組みを後押ししている。

CO₂ の見える化の効果としては、事業者(生産者、加工業者、流通業者)には CO₂ 削減余地の把握、経営効率の向上、消費者への CO₂ 削減努力のアピールなどがあり、消費者には、CO₂ 排出量へ関心を持つことや CO₂ 排出量を考慮した商品の購入などがある。

【参考文献・資料】

- Shibata, M. Terada, F., Kurihara, M. and Iwasaki, K. (1993) Estimation of methane production in ruminants. *Anim. Sci. Technol. (Jpn)*, 64(8), 790-796.
 築城幹典、原田靖生 (1997) 家畜の排泄量推定プログラム、システム農学, 13(1), 17-23.

環境省（気候変動の国際交渉）

<http://www.env.go.jp/earth/ondanka/cop/index.html>

外務省（気候変動）

<http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/kankyo/kiko/index.html>

環境省（COP21 の成果と今後）

http://www.env.go.jp/earth/ondanka/cop21_paris/paris_conv-c.pdf

地球温暖化対策推進本部（日本の約束草案）

<http://www.env.go.jp/press/files/jp/27581.pdf>

地球温暖化対策推進本部地球（温暖化対策計画及び地球温暖化対策計画における対策の削減量の根拠）

<http://www.env.go.jp/press/files/jp/102816.pdf>

<http://www.env.go.jp/press/files/jp/102816.pdf>

国立環境研究所温室効果ガスインベントリオフィス（日本国温室効果ガスインベントリ報告書）

http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/2017/NIR-JPN-2017-v3.1_J_web.pdf

J-クレジット制度ウェブサイト

<https://japancredit.go.jp/>

農林水産分野の CO₂「見える化」ポータルサイト

<http://www.agri-co2mieruka.jp/index.html>

農林水産分野における省 CO₂ 効果の表示の指針

http://www.maff.go.jp/j/press/kanbo/kankyo/pdf/090401_1-01.pdf

2. GHG の排出と制御

2.1 家畜飼養段階での GHG の排出と制御

2.1.1 反芻家畜由来のメタン (CH₄) 排出と制御

牛、山羊、めん羊などの反芻動物の第一胃(ルーメン)内では飼料炭水化物から常にメタン(CH₄)が生成されるが、その量は摂取エネルギーの5~8%に達する。CH₄はすべて暖気(あい気)として呼気とともに排出され、エネルギーの損失になるが、CH₄生成はルーメン微生物の増殖にとって有害な代謝性水素の除去という機能を果たしているため、これを全くなくすることはできない(Hobson, 1988)。

CH₄は二酸化炭素(CO₂)、一酸化二窒素(N₂O)などとともにGHGとして地球温暖化の重要な原因物質である。大気中のCH₄のうち反芻動物に由来するものは約15%と高い値になっている。現在、世界の反芻動物の頭数は年間1%弱の割合で増加しており、その制御が重要となっている。

(1) 反芻動物における飼料の消化

反芻動物は第一胃~第四胃よりなる複胃を有するが、ルーメンは成牛で約100Lの膨大な容積をもっている。ルーメンには、細菌、原生動物および真菌などの嫌気性微生物が多数生息し、発酵により飼料の消化を営んでいる。このルーメン発酵の過程で飼料に多く含まれるセルロースやデンプンは分解され、酢酸、プロピオン酸、酪酸などの揮発性脂肪酸(VFA)とCH₄などのガス類が生成される。また、飼料中のタンパク質のほとんどは微生物により分解され、アンモニアとなり、これより微生物タンパク質が合成される。各種のVFAはルーメン粘膜から吸収され、微

生物タンパク質は第三胃以降で消化・吸収され、これらは動物の維持、成長、乳・肉などの生産に利用される。

ルーメン内の環境は、給与飼料の質と量、飼料摂取後の時間などによって変化するが、温度:39~41°C、pH:5.5~7.0、酸化還元電位(Eh):-150~-350mvのようにかなり一定の範囲内に保たれている。pHは発酵が進むとVFAや有機酸の生成のために5.3近くまで低下するが、アルカリ性の唾液の流入により中和される。唾液の分泌は牧草などの粗飼料が唾液腺を刺激することにより促される。ほとんどのルーメン微生物は嫌気性でまた至適pHが微酸性~中性なので、上記の環境条件が維持されれば共存しながら高密度を保ち、発酵を安定的に維持することができる(Hobson, 1988, 板橋, 2011)。

生成されるガス類で量的に最も多いのはCO₂(約65%)で、飼料給与後に急激に増加する。これに次いで多いのがCH₄である(約27%)。

(2) ルーメンでのCH₄生成

ルーメン内に生息する細菌(バクテリア)は60種以上に及び、その密度はルーメン内容物1g当たり10¹⁰~10¹¹個体である。ほとんどの細菌は、嫌気性発酵の結果、炭水化物からVFA、有機酸やCO₂を生成する。しかし、メタン菌は二酸化炭素、水素、ギ酸、メチルアミン、メタノールなどを基質としてCH₄を生成する(図6)。

メタン菌を含めたルーメン細菌は空気感染により出生した幼畜にすぐに感染し定着するが、ルーメン機能がまだ発達していない哺乳期には、セルロース分解菌やメタン菌などの菌種数は多くはない。乾草などを十分に摂取できるようになる

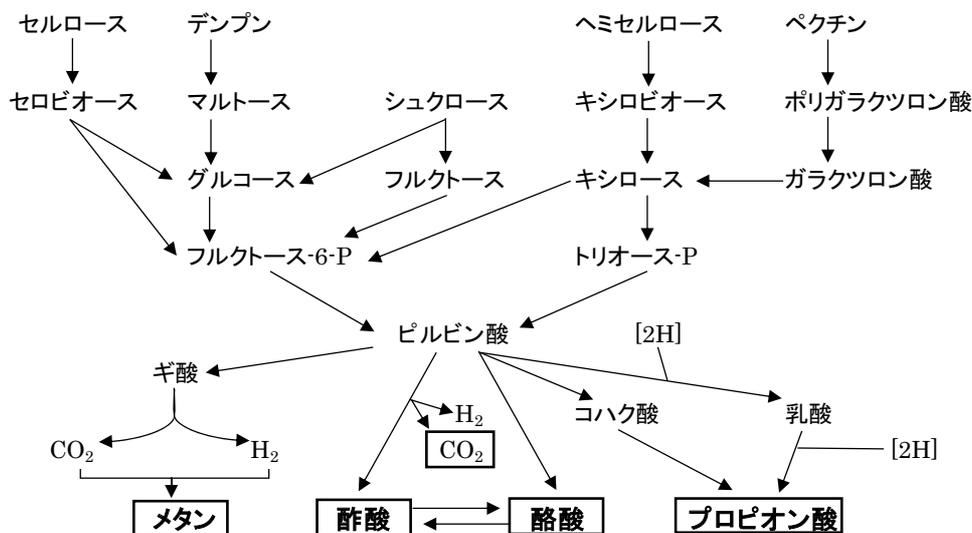


図6 反芻胃内における炭水化物の発酵経路

生後10週齢以降ではメタン菌も $10^8/g$ ルーメン内容物レベルに増加し、ルーメン細菌叢は安定化する。優勢なメタン菌種は4~5種類である。

一方、ルーメンプロトゾア(原生動物、繊毛虫)は90種以上が知られており、その密度は内容物1gあたり $10^5 \sim 10^6$ 個体である。プロトゾアは反芻家畜が出生後10日目頃に他の家畜と直接接触することにより経口的に感染し、定着する。細菌と同様に繊維やタンパク質の消化に重要な役割を果たしているが、細菌を盛んに捕食し窒素源としている。プロトゾアは低pHにきわめて敏感で、pHが6以下になるとルーメンから消失する。プロトゾア自体はメタンを生成しないが、発酵産物のひとつとして水素を比較的多く生成するので、水素と二酸化炭素から CH_4 を生成するメタン菌が体表や細胞内に多く付着するようになり、間接的に CH_4 生成を高めることになる。

ルーメンの真菌は主に嫌気性のツボカ

ビ類で生息密度は内容物1gあたり 10^4 レベルと低い。難分解性の繊維質の消化に参与している。真菌はメタンを生成しないが、発酵産物として水素やギ酸を生成し、 CH_4 生成に一定程度寄与している。ルーメンでの CH_4 生成における主要な基質は水素-二酸化炭素($H_2 - CO_2$)およびギ酸である。その他、酢酸、メタノール、モノメチルアミン、ジメチルアミン、トリメチルアミンなどが知られているが、これらからの CH_4 生成量はわずかである。ルーメンから検出されたすべてのメタン菌は $H_2 - CO_2$ から CH_4 を生成できる。その他の基質は特定の菌種によってのみ利用される。

CH_4 生成経路に参与する2つの補酵素が知られている。ひとつは補酵素F420で、これはNADP依存のヒドロゲナーゼおよびギ酸デヒドロゲナーゼ系での電子伝達体として機能している。ほかの一つは補酵素Mであり、これはメタン細菌でのメチル基転移反応に参与している。さらに

16S リボゾーム RNA の塩基配列も他の細菌とはかなり異なっているのでこのプローブを用いたメタン菌の培養によらない菌数測定が可能になっている。

メタン菌はいずれも、Eh が -300mV 以下の嫌気度が低い環境でないと生育できない偏性嫌気性菌である。そのため、飼料給与後の間もない時期には嫌気度がまだ十分には低下していないので、メタン菌の活性は低く、CH₄ の生成量も少ないが、5~6 時間後以降には Eh も低下するので CH₄ 生成は活発になる (板橋, 2011, 浅沼, 日野, 2004)。

CH₄ 生成は一方では飼料エネルギーの損失となるが、他方では H₂ 除去によりセルロース分解能をもつ微生物などの発酵能を高め、セルロースの利用性を増大させるという利点をもたらしている。

各種の微生物により廃棄された H₂ が CH₄ 以外の動物が利用できる産物の生成に多く使われることが重要である。つまりプロピオン酸の生成や不飽和脂肪酸の水素添加に使用すれば飼料エネルギーの利用効率はかなり高くなるが、その分配を飼料の組み合わせや配合あるいは添加物の利用で制御する方法を確立する必要がある。

(3) CH₄ 生成の変動要因

反芻家畜における CH₄ 発生量は、家畜の種類、飼料の質及び量、環境条件等で異なる。飼料原料の適切な組み合わせでエネルギーの利用効率を高め、CH₄ 発生を直接的に抑制するとともに、摂取飼料当たりおよび生産物当たりの CH₄ 発生を低下させることが重要である。

飼料摂取量と CH₄ 発生量との関係では、摂取量が減少すると摂取飼料当たりの CH₄

発生量は増加する傾向にある。飼料の消化率と CH₄ 発生については、維持水準では消化率が 65% から 90% にまで上昇するにつれて CH₄ 発生量は 7.5 から 9% まで増加するが、維持の 2 倍水準では消化率と無関係であり、3 倍水準では逆に消化率の上昇とともに CH₄ 発生量は減少傾向にあることが知られている (柴田, 2002)。

飼料の種類に関しては、乾草単独給与時に比べ濃厚飼料併給時では CH₄ 発生量は少なく、乾草給与時でも乾草の種類、質および形態によって発生量は変化する (関根, 1995)。

環境温度と CH₄ 発生量との関係では、乾物摂取量当たりの CH₄ 発生量は高温時に有意に増加する (Kurihara et al., 1997)。これは、高温時に飼料のルーメン内滞留時間が高まった結果、下部消化管に流出するメタン菌が減少し乾物摂取量当たりの CH₄ 発生量が増加するものとされている。しかし、濃厚飼料を多給した場合には CH₄ 発生の増加を抑制しうる。

すべての反芻家畜の乾物摂取量と CH₄ 発生量との間には有意な相関関係が成立し、乾物摂取量から CH₄ 発生量を推定することが可能であることが明らかにされている (Shibata et al., 1992) (表 12 参照)。飼料摂取量が高くなるにつれて飼料摂取量当たりの CH₄ 発生量は低下する傾向にあることから、1 日当たりの CH₄ 発生量と乾物摂取量との関係は曲線的であり、以下のような 2 次式が有効である (Shibata et al., 1993)。

$$\text{CH}_4 = -17.766 + 42.793X - 0.8486X^2$$

このように、反芻家畜の CH₄ 発生量は飼料乾物摂取量によって規定されるが、厳密には給与飼料の構成や消化性によって変動する。

表 12 家畜種類別の乾物摂取量及びメタン産生量

項目		ホルスタイン種			黒毛和種		めん山羊
		泌乳牛	妊娠牛 乾乳牛	去勢牛	妊娠牛 乾乳牛	去勢牛	
乾物摂取量	(kg/日)	17.5	8.0	7.8	6.3	5.6	1.1
メタン産生量	(ℓ/日)	464.0	268.4	259.3	211.6	205.6	28.6
摂取乾物当りメ タン産生量	(ℓ/kg)	27.2	33.8	33.9	33.4	36.4	26.7

(Shibata ら 1993)

(4) CH₄生成の制御

乳牛における乳量と単位乳量当たりの CH₄ 発生量との関係では、乳量が増加するにつれて CH₄ 発生量は増加するが、乳量当たりの CH₄ 発生量は逆に減少を示す。FCM 乳量が 20 kg から 30 kg へと 50% 増加すると、1 頭 1 日当たりの CH₄ 発生量は 14% 増加するが、FCM 乳量 1 kg 当たりでは 23% 減少する (関根, 1995)。上記の式を用いて推計された、日本における乳牛からの CH₄ 排出量は、1990 年の 186 kt から、最近では 130 kt まで一貫して減少している。これは乳生産成績向上による単位乳量当たり CH₄ 発生量の低下および飼養頭数の減少によるものである。これより明らかなように、育種改良および栄養・飼養管理技術の高度化による生産性向上が CH₄ 発生量の低減に重要である。

また、第一胃での CH₄ 生成の基質となる水素を消費する目的で、飼料の脂肪含量を上げることも CH₄ 発生抑制に有効と考えられる。牛において飼料中の粗脂肪含量が 1%ポイント増加すると、乾物摂取量 1kg 当たりの CH₄ 発生量は 1g 減少することが報告されている (Grainger et. al., 2011)。乳牛では飼料中の DDGS (アルコール蒸留残渣) 配合割合を増やし、脂肪含量を高めることで乳量当たりの CH₄ 発生量が約 20%抑制されることが明らかにされている (糟谷ら, 2011)。

さらに、脂肪酸カルシウム(Ca)給与に

よって、乾物摂取量当たりの CH₄ 発生量は 10%程度減少するとされている。その効果は脂肪酸の種類によって異なり、ステアリン酸、オレイン酸、リノール酸の順に不飽和度が増すにつれて大きくなる傾向にある (Kurihara et al., 1997)。乳牛では脂肪酸 Ca の給与は、バイパス油脂として泌乳初期や暑熱期のエネルギー摂取量の不足を補う目的で普及しつつあるが、CH₄ 抑制技術としては不飽和度の高い脂肪酸を用いることが有効であるといえる。また、脂肪酸 Ca を含有することにより、飼料中のエネルギー濃度が高まることから、乾物給与量の削減も図ることができ、CH₄ 削減効果はさらに高まるものと考えられる。肥育牛への脂肪酸 Ca の投与では、増体 1kg 当たりの CH₄ 発生量は約 14%低減し、コスト的にも見合うものであることが明らかにされている (畜産技術協会, 2002, 柴ら, 2003)。

今後、乳牛では泌乳能力が高まり、肉用牛では増体速度の改善が進むと予想されるが、これらによる生産効率の改善で、生産物当たりの CH₄ 発生量は 10~20%低下するとの予測がある (畜産技術協会, 2002)。

飼料配合に関しては、脂肪を多く含むビール粕や生米ヌカ等の食品製造副産物を飼料に 12%配合すると、乾物摂取量当たりの CH₄ 発生量は約 10%低下すると報告されている (農水省農林水産技術会議,

2002)。各種の飼料添加物等の利用によるCH₄削減も重要である。肉用牛では飼料利用効率の向上を目的としてモネンシンなどのイオノフォアの添加が行われているが、CH₄発生量は5~30%低下することが知られている(Hobson, 1988, 農水省農林水産技術会議, 2002)。この場合、添加によりルーメン内のプロピオン酸の生成が高まるが、肥育効率の向上をもたらすので重要な点である(板橋, 2011, 浅沼, 日野, 2004)。

添加物についてはさらにユッカ抽出物、ハーブ類、タンニン(農水省農林水産技術会議, 2002)、フマル酸(Eruden, et al., 2001)など多くの天然物質や化学物質などでCH₄抑制効果が認められ一部で実用化されているが、最近ではカシューナッツ殻液を用いた製剤の利用が広まりつつある(真貝ら, 2014)。この添加により乳牛では飼料の消化率や乳生産性を低下させることなく、乾乳牛で約2割、泌乳牛で約1割のCH₄低減が可能であることが示されている。肉用牛でも同様な改善効果が報告されている。

ルーメンプロトゾアは間接的にCH₄発生を高めることから、添加物等によりプロトゾアを抑制しCH₄発生を低下させることも可能であるが、この場合、繊維などの飼料成分の消化率が低下するので、ある程度までの抑制に留める必要がある(浅沼, 日野, 2004, Whitelaw, et al., 1984, Finlay, et al., 1994, Ushida, et al., 1997, Takenaka and Itabashi, 1995)。

反芻家畜の消化管発酵由来CH₄の低減方法について述べたが、酪農や肉牛肥育では飼料生産、飼料給与、ふん尿処理および輸送など複数のシステムの組合せで構成されているため、経営全体からのGHG排出削減のためには、各システムからの排出量を総合的に評価して削減策を講じる必要がある。環境負荷を包括的、定量的

に把握する手法としてライフサイクルアセスメント(LCA)が有効であると考えられており、飼料生産(Ogino, et al., 2007a, 菱沼ら, 2010)や肉用牛生産システム(Ogino, et al., 2007b)におけるGHG排出量が、LCAを用いて評価されている。

【参考文献】

- 浅沼成人, 日野常男(2004)第4章 ルーメン微生物の発酵とエネルギー代謝の調節, 新ルーメンの世界(小野寺良次, 板橋久雄編), 473-497, 農文協.
- 畜産技術協会(2002)畜産におけるGHGの発生制御 総集編.
- Eruden, B. et al. (2001) Effect of fumaric acid on methane production, rumen fermentation and digestibility of cattle fed roughage alone. *Anim. Sci. J.*, 72, 139-146.
- Finlay, B. J. et al. (1994) Some rumen ciliate have endosymbiotic methanogens, *FEMS Microbiology Letters*, 117, 157.
- Grainger, C. and Beauchemin, K.A. (2011) Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Anim. Feed Sci. Technol.*, 166-167, 308-320.
- 菱沼竜男, 鈴木一好, 玄地裕(2010)稲発酵粗飼料生産のライフサイクル的なGHG排出量の検討. 千葉県取り組み事例から一. *農業施設*, 40: 237-248.
- Hobson, P. N. (Ed.) (1988) *The Rumen Microbial Ecosystem*, Elsevier Applied Science, London and New York.
- 板橋久雄(2011)反芻動物の消化器の構造とその生理機能、動物飼養学(石橋晃, 板橋久雄, 祐森誠司, 松井徹, 森田哲夫編著)養賢堂、42-53.
- 糟谷広高, 昆野大次, 戸苅哲郎, 宝寄山裕直(2011)牧草サイレージ主体TMR給

- 与における DDGS 混合割合がメタン産生量および乳生産に及ぼす影響. 日本畜産学会第 114 回大会講演要旨.128.
- Kurihara, M. et al. (1997) Methane production and its dietary manipulation in ruminants. In *Rumen microbes and digestive physiology in ruminants*. Onodera R., Itabashi, H., Ushida, K., Yano, H. and Sasaki, Y. (Eds) pp.199-208, Japan Sci. Soc. Press. Tokyo/S. Karger, Basel.
- 農林水産省農林水産技術会議 (2002) 研究成果, 第 404 集.肉用牛からのメタン産生抑制技術の開発.
- Ogino, A. et al. (2007a) Environmental impact evaluation of feeds prepared from food residues using life cycle assessment. *J. Environ. Qual.*, 36, 1061-1068.
- Ogino, A. et al. (2007b) Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Sci. J.*, 78, 424-432.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (2016) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書.
- 関根純二郎 (1995) 繊維の消化とメタン、(4) 子牛の反芻胃機能発達に即したメタン産生制御の可能性、畜産の研究、49, 119-1123.
- 柴 伸弥, 常石英作, 松崎正敏, 塩谷繁 (2003) 褐毛和種肥育牛に対するアマニ脂肪酸カルシウムの給与がメタン発生と肥育成績に及ぼす影響. 日本畜産学会報, 74, 37-42.
- Shibata, M. et al. (1992) Methane production in heifer, sheep and goats consuming diets of various hay concentrations. *Anim. Sci. Technol. (Jpn)*, 63, 1221-1227.
- Shibata, M. et al. (1993) Estimation of methane production in ruminants. *Anim. Sci. Technol. (Jpn)*, 64, 790-796.
- 柴田正貴 (2002) 反芻家畜とメタン. 畜産における GHG の発生制御 (総集編)、畜産技術協会, pp.42-83.
- 真貝拓三, 永西 修, 三森真琴, 長嶋 協, 小林泰男 (2014) カシューナッツ殻液を利用した乳用牛からのメタン低減技術. 栄養生理研究会報、58(2),45-51.
- Takenaka, A. and Itabashi, H. (1995) Changes in the population of some functional groups of rumen bacteria including methanogens by changing ciliate in calves. *J. Gen. Appl. Microbiol.*, 41, 377-387.
- Ushida, K. et al. (1997) Ciliate protozoa and ruminal methanogenesis, In "Rumen Microbes and Digestive Physiology in Ruminants" (Onodera, R. H. Itabashi et al. eds.) , Japan Sci. Soc. Press, Tokyo /S. Karger, Basel.
- Whitelaw, F. G. et al. (1984) Methane formation in faunated and ciliate-free cattle and its relationships with rumen volatile fatty acid proportions. *Br. J. Nutr.*, 52, 261.

2.1.2 家畜排せつ物起源の GHG 排出と制御

家畜飼養、すなわち畜舎における GHG 排出に関しては、明確に区分されて IPCC のインベントリへ排出量を報告することにはなっていない。各家畜の、一連の排せつ物処理（堆肥化や汚水浄化など）の一部として排出量が評価されている。ブロー

ラーと肉牛生産で見られるような長期（数週間以上）に畜舎で排せつふん尿が貯留されるタイプの飼養形態を除けば、GHG 発生に関して、その後のふん尿処理からの排出の誤差範囲と推定できる（長田ら 2004）。表 13 にアンモニア (NH₃)、表 14 に N₂O と CH₄ に関する畜舎内発生を実際に測定した文献情報を示した。

表 13 各畜種の畜舎におけるアンモニア (NH₃) 排出量

	アンモニア (NH ₃)				その他の論文
	Wathes, C. M., et al.(1998) kg/LU/年	Atia et.al(1999) kg/LU/年	Mannebeck, H., et.al (1991) kg/LU/年	Hartung, and Phillips (1994) kg/LU/年	
乳用牛	4.2~15.2	1.1	2.2		17~46kg窒素/頭/年(Burton, et.al (1993)) 6.0kg/LU/190日 (Demmers,et.al (1998)) 30 NH ₃ g /AU/日 (32° C, Adviento-Borbe,et.al (2010)) 0.89~1.13 g /LU/h(Ngwabie et al. (2009)) 75.5 ± 25.3 g /日/ 頭 (Dong et.al 2012)
肉用牛	3.7~7.3	0.1		3.72~7.78	3.7kg/LU/190日 (Demmers,et.al (1998))
子牛	7.7~15.5				
繁殖蓋	6.4~28.1	6.6	6.1~8.6		
離乳子豚	5.6~13.5	6.7	13	5.61~13.5	
肥育豚	12.3~32.1	10.7	10.7		11.0~11.7 kg/LU/year (Osada et.al (1998)) 46.9 kg/LU/year (Demmers et al (1999))
採卵鶏	14.1~94.1	68.9~106.3	17.3~69.1	13	
肉用鶏	19.1~71.1	73.5~80.2	68.3		7.7~11.9g/羽 (Standardised to a 42-day-old 22.0 ± 7.3 g /日 /LU (Pereira et al 2017))

Phillips, V.R.,et.al(1995)

*AU (家畜単位) 、体重1,000ポンド (約453kg) の去勢牛のふん尿排出量を基準に定められる。例えば、「1,000 AU」は、肥育牛で 1,000頭、乳牛の成牛で700頭または、豚 (体重25kg以上) では2,500頭とされている。

** LU (家畜単位) 、家畜の飼養密度を表す指標として用いられる係数で、2歳以上の牛：1.0LU、6ヵ月以上2歳未満の牛：0.6LU、山羊・羊：0.15LUなどとなっている。

(生体重 約500 k g分の畜体から発生するGHG)

表 14 各畜種の畜舎における一酸化窒素 (N₂O) とメタン (CH₄) 排出量

	一酸化二窒素 (N ₂ O)	メタン (CH ₄)
乳用牛	測定限界以下 (Atia et.al(1999)) 1.6 g /日/ AU (Jungbluth et.al 2001) <0.1 g /日/ AU (32° C, Adviento-Borbe,et.al (2010)) 0.3 to 2.5 g /日/ AU (Joo et.al 2015)	0.01 ~ 0.08 kg/LU/年 (Atia et.al(1999)) 223 ± 200~250 g /日/ AU(Jungbluth et.al 2001) 10 g /日/ AU (32° C, Adviento-Borbe,et.al (2010)) 9 – 13 g /時/ AU(Ngwabie et al. (2009)) 305 ± 119 g /日/ 頭 (Dong et.al 2012) 67 and 252 g /日/ AU (Joo et.al 2015) 542 (± 30%) L /日/ 頭 (畜舎), 631 (± 30%) L d ⁻¹ cow ⁻¹ (フィードロット/パドック)(Kaharabata et.al 2000)
肉用牛	測定限界以下 (Atia et.al(1999))	0.02 kg/LU/年 (Atia et.al(1999))
子牛		
繁殖豚		
離乳子豚	0.00 ~ 2.33 kg/LU/年 (Atia et.al(1999))	0.17 ~ 29.2 kg/LU/年 (Atia et.al(1999))
肥育豚	0.55 ~ 0.59 g/LU/年 (Osada et.al(1998)) 0.86+0.75 g/LU/年 (Dong et.al 2007)	17.5 ~ 19.7 kg/LU/年 (Osada et.al(1998)) 32.1+11.1 g /日/ AU (Dong et.al 2007)
採卵鶏	1.73 ~ 5.62g/LU/年 (Atia et.al(1999))	
肉用鶏	0.7 ~ 1.3 ppm (Atia et.al(1999)) 0.041 ± 0.002 g /日/ AU (Pereira et al 2017)	0.02kg /日/ AU (Atia et.al(1999)) 37.7 ± 2.1 g /日/ AU (Pereira et al 2017)
	0.30~0.69g/羽 (標準化した42日齢の鶏,Wiedemann et.al 2016)	0.12 ~ 0.19 g/bird (標準化した42日齢の鶏,Wiedemann et.al 2016)

(1) 間接排出としての アンモニア (NH₃)

NH₃は、NO_xとともに、N₂Oの間接排出（揮発した窒素化合物による大気沈降に伴い発生したN₂O）として、家畜排せつ物処理過程の排出量の算定、報告が求められている（間接N₂O排出量(3.B.5.))。定量性の高い測定手法による報告が論文掲載されてきているが、排出係数として大きな差異がある。気象や畜舎管理などの条件（長田 2001）以外に、各国や地域の状況による変動が大きいことが推察される（表 13）。

(2) 一酸化二窒素 (N₂O) と CH₄ の排出

N₂OとCH₄の排出に関しては、特に乳牛とブロイラーに関する情報が多い。開放系の難易度が高い測定ではあるものCH₄排出量を捕らえて、削減量を定量化することが削減方法の拡大には必要なのであろう。また、ブロイラーは飼育期間中の敷料と共に踏み込まれるふん尿からのNH₃、N₂Oに注目が集まり、畜舎内での削減方法を模索する第一段階であると推察される。肉牛生産に関しては、最近、生産される牛肉に対する環境負荷を懸念して、多くのLCA評価が報告され（Ogino et.al 2007、Ogino et.al 2016）、環境負荷軽減策が提案されてきているが畜舎の排出に関しては、定量性のある測定事例が見つからなかった。

(3) GHG 排出の制御

畜舎内の NH₃ や GHG の排出削減に関しては、一般に悪臭対策などで推奨される排せつ物の迅速な搬出 (Osada et.al 1998) や畜舎の床構造 (Joe et.al 2015) などによる GHG 排出削減効果が報告されている。

近年になって、環境負荷ガス低減を目的として、家畜排せつ物に含まれる環境負荷の原因となる窒素(尿素、尿酸など)を減らすためのアミノ酸バランスを整えた飼料(アミノ酸バランス改善飼料)給餌に関する研究が報告されている。斉藤の総説(2001)に依れば、窒素排泄量については、飼料中のタンパク質(CP)含量を下げ、これに不足するアミノ酸を添加することにより、飼養成績の低下や体脂肪量の増加をもたらすことなく、豚で約 30%、ブロイラーで約 10%、産卵鶏で約 20%の N 排泄量の低減が可能と推定している。

肥育豚の給餌試料の対照飼料(対照区:蛋白質含量 17.1%、アミノ酸は添加しない)に対してアミノ酸添加低蛋白質飼料(低 CP 区:蛋白質含量 14.5%、リジン、メチオニン、トレオニン、トリプトファンを添加した低蛋白質飼料)の給与により飼養成績に影響することなく肥育豚(体重 30-40kg)の総窒素排泄量が 28.7%低減され、1 日あたり豚の肥育で 31g 程度の窒素(約 195g の蛋白質)を蓄積するために、ふん尿として生じる窒素排出量は 31.0g から 22.1g(71.3%)に削減し、ふんの堆肥化処理と尿汚水の汚水浄化処理から発生する総 GHG 発生量は対照区の 219.0g/日/頭から 133.4g/日/頭(60.9%)に削減される事が報告されている (Osada et.al 2011)。また、実際にバランス飼料を給餌した肥育豚の汚水浄化処理が、GHG 排出だけでなく、浄化処理自体の負荷も軽減し、水質汚濁防止の排水基準(硝酸性窒素等)の達

成にも貢献することが検証されている(須藤ら 2016)。この飼料導入による総合的な評価に関しては、「II の 1.飼料給与改善」のところでも詳細な解説が行われる (Ogino et al. 2013)。また、ブロイラーでは CP レベルを 21.3 から 19.8 へ 1.5 ポイント低減することで NH₃ が 27%低減したことが報告されている (Wiedemann et.al 2016)。

【参考文献】

- Adviento-Borbe, M. A. A., et al. (2010) Ammonia and greenhouse gas flux from manure in freestall barn with dairy cows on precision fed rations. *Transactions of the ASABE*, 53(4), 251-1266.
- Atia, Atta, Karen Haugen-Kozyra, and Mohamed Amrani. (1999) Ammonia and hydrogen sulfide emissions from livestock production, 272pp.
- Burton, C. H., R. W. Sneath, and J. W. Farrent. (1993) Emissions of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries." *Bioresource Technology*, 45(3), 233-235.
- Demmers, T. G. M., et al. (1998) First experiences with methods to measure ammonia emissions from naturally ventilated cattle buildings in the UK. *Atmospheric Environment*, 32(3), 285-293.
- Demmers, T. G. M., et al. (1999) Ammonia emissions from two mechanically ventilated UK livestock buildings. *Atmospheric environment*, 33(2), 217-227.
- Dong, H., Zhu, Z., Shang, B., Kang, G., Zhu, H., and Xin, H. (2007). Greenhouse gas emissions from swine barns of various

- production stages in suburban Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 41(11), 2391-2399.
- Guiziou, F., and F. Béline. (2005) In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in France. *Bioresource Technology* 96(2), 203-207.
- Hartung, J., and V. R. Phillips. (1994) Control of gaseous emissions from livestock buildings and manure stores. *Journal of Agricultural Engineering Research* 57(3), 173-189.
- Joo, H. S., et al. (2015) Greenhouse gas emissions from naturally ventilated freestall dairy barns. *Atmospheric Environment*, 102, 384-392.
- Jungbluth, Thomas, Eberhard Hartung, and Gregor Brose. (2001) Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 60(1-3), 133-145.
- Kaharabata, Samuel K., Peter H. Schuepp and Raymond L. Desjardins. (2000) Estimating methane emissions from dairy cattle housed in a barn and feedlot using an atmospheric tracer. *Environmental Science & Technology*, 34(15), 3296-3302.
- Mannebeck, H., and J. Oldenburg. (1991) Comparison of the effect of different systems on ammonia emissions. Odour and Ammonia Emissions from Livestock Farming, 42-49.
- Ngwabie, N. M., et al. (2009) Multi-location measurements of greenhouse gases and emission rates of methane and ammonia from a naturally-ventilated barn for dairy cows. *Biosystems Engineering*, 103(1): 68-77.
- Ogino, A. et al. (2007) Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal*, 78(4), 424-432.
- Ogino, A., Osada, T., Takada, R., Takagi, T., Tsujimoto, S., Tonoue, T. and Tanaka, Y. (2013). Life cycle assessment of Japanese pig farming using low-protein diet supplemented with amino acids. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59(1), 107-118.
- Ogino, A. et al. (2016) Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 112, 22-31.
- Osada, T., Hans Benny Rom, and Preben Dahl. (1998) Continuous measurement of nitrous oxide and methane emission in pig units by infrared photoacoustic detection, *Transactions of the ASAE*, 41(4), 1109.
- 長田 隆 (2001) 家畜排泄物からの環境負荷ガスの発生について." 日本畜産学会報 72(8), 167-176.
- 長田 隆ら (2004) 畜舎内のアンモニア, メタンおよび亜酸化窒素の濃度. におい・かおり環境学会誌, 35(1), 1-7.
- Pereira, Jose L.S. (2017) Assessment of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in Portugal. *Atmospheric Pollution Research*, 8(5), 945-955.
- Phillips, V.R., Holden, M.R., White, R.P., Sneath, R.W., Demmers, T.G.M. and Wathes, C.M. (1995) Measuring and reducing gaseous and particulate air pollution from UK livestock buildings. Proceedings of Seventh International

- Symposium on Agricultural and Food Processing Wastes. Chicago, Illinois. pp.241-251.
- 斎藤 守 (2001) ニワトリおよびブタからの環境負荷物質の低減化に関する栄養飼料学的研究の動向. 日本畜産学会報 72(8), 117-119.
- 須藤 立, 長田 隆, 荻野暁史, & 羽成 勤. (2016) アミノ酸添加低タンパク質飼料を給与した肥育豚尿の汚水処理過程から発生する環境負荷ガスの排出量低減効果. 日本畜産学会報, 87(4), 373-380.
- Wathes, C. M., et al. (1998) Emissions of aerial pollutants in livestock buildings in Northern Europe: Overview of a multinational project. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 70(1), 3-9.
- Wiedemann, S. G., et al. (2016) Nitrous oxide, ammonia and methane from Australian meat chicken houses measured under commercial operating conditions and with mitigation strategies applied. *Animal Production Science*, 56(9), 1404-1417.
- Zhu, Z., H. Dong, and Z. Zhou. (2012) Ammonia and greenhouse gas emissions from a dairy cattle barn with a daily manure collection system. *Transactions of the ASABE*, 55(5), 1959-1964.

2.2 家畜ふん尿処理段階における GHG の排出と制御

2.2.1 日本における家畜排せつ物排出量と処理

日本の家畜排せつ物排出量は、平成 25 年度の推計で約 8,295 万 t/年であり、平成 11 年度比で約 11%減と緩やかな減少傾向にある（農林水産省, 2015）。畜種ごとの内訳は主要なものでそれぞれ乳用牛 2,357 万 t、肉用牛 2,442 万 t、豚 2,238 万 t となっており、牛及び豚のふん尿で 84.8%を占めている。それぞれの主要な処理方法について、農林水産省が公表している平成 21 年度の統計データ(表 15, 16)によると、ふん尿分離後の固形物は主要な畜種でそれぞれ乳用牛 90.1%、肉用牛 89.8%、豚 49.3%が堆積型発酵(堆肥化)

によって処理されている（農林水産省, 2011）。

表 15 畜種別排せつ物の分離・混合処理の状況（頭数ベース）（全国）

畜種	ふん尿分離	ふん尿混合
乳用牛	45.5%	54.5%
肉用牛	4.8%	95.2%
豚	73.9%	26.1%
採卵鶏	100%	
ブロイラー	100%	
馬	3.1%	96.9%

また、ふん尿混合処理においては乳用牛 50.9%、肉用牛 85.6%、豚 51.3%といずれも堆肥化処理が主要な役割を占めている（農林水産省, 2011）。

表 16 畜種別排せつ物処理における各処理方法の割合（頭数ベース）（全国）

ふん尿分離状況		処理方法	乳用牛	肉用牛	豚	採卵鶏	ブロイラー	馬
ふん尿分離処理	ふん	天日乾燥	2.0%	0.9%	0.7%	8.2%	2.5%	-
		火力乾燥	0.0%	0.0%	0.1%	2.2%	1.1%	-
		強制発酵	6.6%	8.1%	48.2%	49.6%	19.3%	0.2%
		堆積発酵等	90.1%	89.8%	49.3%	36.8%	36.7%	99.8%
		焼却	0.0%	-	0.6%	1.6%	30.5%	-
		メタン発酵	-	-	0.1%	-	0.1%	-
		公共下水道	0.0%	-	-	-	-	-
	尿	放牧	0.0%	-	-	0.0%	0.1%	-
		その他	1.3%	1.2%	1.0%	1.6%	9.9%	-
		天日乾燥	0.0%	0.0%	0.0%			
		強制発酵	1.7%	1.2%	5.4%			
		浄化	5.1%	4.4%	76.3%			
		貯留	89.6%	91.5%	15.3%			100.0%
		メタン発酵	1.9%	0.0%	0.5%			
ふん尿混合処理	公共下水道	0.8%	0.6%	0.4%				
	その他	0.9%	2.4%	2.1%				
	天日乾燥	1.1%	0.7%	0.2%			0.1%	
	火力乾燥	0.0%	0.0%	0.0%				
	強制発酵	22.9%	10.8%	21.3%			3.3%	
	堆積発酵	50.9%	85.6%	51.3%			78.5%	
	浄化	0.2%	0.0%	18.5%				
	貯留	15.4%	0.1%	4.0%			1.9%	
	焼却	0.1%	0.0%	0.0%				
	メタン発酵	1.7%	0.0%	2.0%			0.0%	
	公共下水道	0.1%	0.0%	0.7%				
放牧	6.5%	1.1%	0.0%			14.6%		
その他	1.2%	1.6%	1.9%			1.7%		

2.2.2 堆肥化処理

(1) 堆肥化と GHG 排出

このように、日本の家畜ふん尿処理において主要な位置を占める堆肥化処理では、ふん尿は堆肥舎等において堆積され、重機等による攪拌（切り返し）や副資材（おが粉、稲わら、麦稈、もみ殻等）の混入等により、ふん尿中に含まれる有機物分解を分解し、その多くは二酸化炭素（CO₂）及び水蒸気として排出される。その際、有機物分解に伴う熱は堆肥内部温度を 60-70°C まで上昇させ、ふん尿中に含まれる病原性微生物や雑草種子の死滅に寄与する（Bernal et al., 2009）。適切な副資材投入や切り返し等の処理は有機物分解を促進し、その結果ふん尿の水分（初発 70-80% 程度）は 50% 以下にまで減少するとともに、容積も 50% 以下にまで減少することから、堆肥散布可能な農地面積が限られた日本においては、家畜ふん尿処理手法として極めて有効である。

堆肥化処理における有機物分解は、ふん尿中に含まれる微生物群が担っており、この過程で有機物中に含まれる一部の炭素及び窒素が分解の過程で GHG として知られるメタン（CH₄）及び一酸化二窒素（N₂O）や、アンモニア（NH₃）等の臭気物質等として生成し、系外へ排出される。畜産業は主要な GHG 排出源（人為由来 GHG の 18%）（Steinfeld et al., 2006）、排出量推計；5.6-7.5 Gt CO₂ eq/年（1995-2005）（Steinfeld et al., 2006）として知られており、家畜ふん尿処理過程は反芻胃由来 CH₄（同 1.6-2.7 Gt CO₂ eq/年¹⁾）、飼料作物生産由来 N₂O（同 1.3-2.0 Gt CO₂ eq/年）に次いで主要な排出過程（CH₄：0.2-0.4 Gt CO₂ eq/年、N₂O：0.2-0.5 Gt CO₂ eq/年）として認識されている（Herrero et

al., 2016）ことから、その効果的な削減手法の開発が喫緊の課題である。しかしながら、具体的かつ有効な削減手法の開発のためには、排出メカニズムの解明が極めて重要である。そこで、本稿では筆者のこれまでの搾乳牛排せつ物堆肥化過程に関する研究成果を中心に、家畜ふん尿の堆積型堆肥化処理過程における GHG 排出及び削減に向けた今後の展望等について紹介する。

(2) 堆肥化における物質収支及び GHG 排出が占める割合

① CH₄

堆肥化過程においては、分解された有機物の多くは CO₂ として排出され、ごく一部が CH₄ として排出される。初発堆積有機物あたりに占める CH₄ 排出量の割合は、畜種や堆積規模等の環境要因及び測定手法によって大きく異なり、0.011-12.6% といった値が報告されている（Maeda et al., 2013a, Sánchez et al., 2015）。

② N₂O

堆肥化過程においては、有機態窒素が分解されて NH₄⁺-N が生成され、一部がガス態の NH₃ として揮散する。CH₄ と同様に畜種や堆積規模等の環境要因及び測定手法によってこれらの推定割合は大きく異なるが、過去の研究例からは、実に 19-77% の初発窒素が NH₃ または N₂ として失われる。また、N₂O として排出される割合についても同様に、畜種や堆積規模、初発水分含量、切り返し頻度や C/N 比等により大きく異なるが、概ね 0.2-9.9% 程度であることが報告されている（表 17）（Maeda et al., 2013a）。

表 17 家畜ふん尿の堆肥化過程において初発有機物及び初発窒素に占める CH₄、N₂O

畜種	堆積規模	処理方法	CH ₄	単位	N ₂ O	単位	NH ₃	単位	出典
乳牛	4.04-4.28 t	乾草混合あり	5.4	g CH ₄ ⁻¹ kg VS	2.7	N ₂ O-N kg ⁻¹	38.3	NH ₃ -N kg ⁻¹	Maeda et al. (2013)
	4.06-4.3 t	乾草混合なし	20.8		7.4		N initial		
乳牛	548 kg	切り返しなし	N.D.		1.2	% N initial	9	% N initial	El Kader et al. (2007)
	555 kg	切り返しあり			1.9		13		
乳牛	0.72 t	Untreated	N.D.		0.0005	% N initial	1.2	% N initial	Sommer and Dahl (1999)
	0.98 t	Compressed			0.0002		3		
	0.66 t	Mixed (turned)			0.00005		2.6		
乳牛	40 kg	Org	0.02	% CH ₄ -C/C initial	0.28	% N ₂ O-N/N initial	N.D.		Yamulki et al. (2006)
		Org-straw	0.01		0.26				
		Conv	0.06		0.7				
		Conv-straw	0.03		0.48				
乳牛	Storage bin (1m × 1.22m × 2.13m)	Compost	1.52	g CH ₄ /kg DM	0.582	g N ₂ O/kg DM	N.D.		Pattey et al. (2005)
		Stockpile	7.92		0.403				
		Compost	0.14		0.162				
肉牛		Stockpile	2.85		0.034				
牛	6.384 t	SBM	8.92	kg/Mg	0.0771	kg/Mg	N.D.		Hao et al. (2004)
	5.564 t	WBM	8.93		0.0842				
牛	50m ² (3.6 by 14m) 1.4-1.6m in height	Passive	6.3	kg/Mg	0.11	kg/Mg	N.D.		Hao et al. (2001)
		Active (turned 6 times)	8.1		0.19				
豚	1.0-1.1 t	Static	12.6	% VS degraded	2.5	% N initial	3.9	% N initial	Szanto et al. (2007)
		Turned	0.4		9.9		2.4		
豚	321 kg	Passive with turned	1	g CH ₄ /kg OM	37.2	N ₂ O-N/kg N initial	112.8	NH ₃ -N/kg N initial	Fukumoto et al. (2003)
	778 kg		1.9		46.5		127.4		
豚	5.6 t	切り返しあり	0.7	% C initial	2.5	% N initial	6.5	% N initial	Hassouna et al. (2008)
		切り返しなし	0.7		3.2		7.3		

Maeda et al. (2013a)を基に作成。

③ CH₄ 排出メカニズム

微生物による CH₄ 生成には、主に二つの生成経路が存在する。一つは酢酸資化性 CH₄ 生成古細菌 (*Methanosaeta*, *Methanosarcina* 等) による生成経路、もう一つは酢酸酸化細菌 (*Clostridium* 等) が生成する H₂ を用いた CO₂ 還元による生成経路 (*Methanobacterium*, *Methanococcus* 等) である (Thauer et al., 2008)。どちらの CH₄ 生成古細菌グループも絶対嫌気性であり、酸素存在下では生成が大きく阻害される。

家畜ふん尿の堆肥化過程においては、特に有機物分解初期過程において、堆肥内部の嫌気環境下で揮発性脂肪酸 (VFA) が生成され、CH₄ 生成の基質となりうる状況が形成される。実際に、堆肥化初期には堆肥中心部及び底部より多量の VFA が検出される。また、堆肥化そのものが好気

的な有機物分解過程であるため、大量の CO₂ が堆肥内部で常に生成されている。そのため、特に堆肥化初期において両方の生成経路から CH₄ が生成し、系外へ排出されていると考えられる。この排出量を抑制するためには、堆肥表層における CH₄ 酸化促進が有効であると考えられる。堆肥内部の嫌気条件下で生成される CH₄ は、系外に排出される前に堆肥内部に拡散し、表層まで到達する必要がある。この過程では、特に堆肥表層においては外気の透過が十分であるために酸化環境が一部形成されている。CH₄ はこの酸化層において CH₄ 酸化菌によって CO₂ へと酸化され、生成された CH₄ の一部のみが系外まで到達し、排出されることが分かっている。これまでに、高温メタン酸化菌が堆肥から分離され、表層温度に近い至適温度域を持つものが報告されている

(Jäckel et al., 2005)。生成される CH_4 の 50%以上が系外に排出される前に酸化されているとも推定されており、この酸化域あるいは堆肥施設における CH_4 酸化槽の設置等により CH_4 酸化を促進すれば、 CH_4 排出削減に有効であると考えられる (Mor et al., 2006)。

また、これまでに適切な副資材の投入により大幅に CH_4 排出を低減できることを明らかにしている (Steinfeld et al., 2006)。副資材は堆肥への通気性、酸素透過性を改善することから、好気的な有機物分解が促進される。その結果として、絶対嫌気性である CH_4 生成古細菌の活動を抑制し、 CH_4 生成量そのものが減少すると考えられる。また、酸化層の増加により、特に堆肥表層における CH_4 酸化も同時に促進されるため、結果として CH_4 排出量を大幅に低減可能である。

④ N_2O 排出メカニズム

家畜ふん尿の堆肥化過程における一酸化二窒素 (N_2O) の排出についてはこれまでに相応の研究蓄積があり、排出量の測定手法の確立 (Osada et al., 2001) から排出メカニズムの解明に取り組む一連の研究報告がなされている。

N_2O は微生物の窒素変換過程 (硝化・脱窒) において排出される。ふん尿の堆肥化過程においては、有機態窒素がふん尿中に含まれる微生物群の好氣的分解によってまずアンモニウム態 (NH_4^+) へと変換され (ammonification)、生成された NH_4^+ は硝化細菌・古細菌によってヒドロキシルアミン (NH_2OH)、亜硝酸 (NO_2^-) を経て硝酸 (NO_3^-) へと酸化される (図 7) (Maeda et al., 2011)。その際、ヒドロキシルアミンの酸化過程で N_2O が副産物として排出される。また、 NO_3^- は堆肥中微生物の嫌気呼吸 (脱窒) により N_2 へと変換され、この過程において中間生成物として N_2O が排出される。

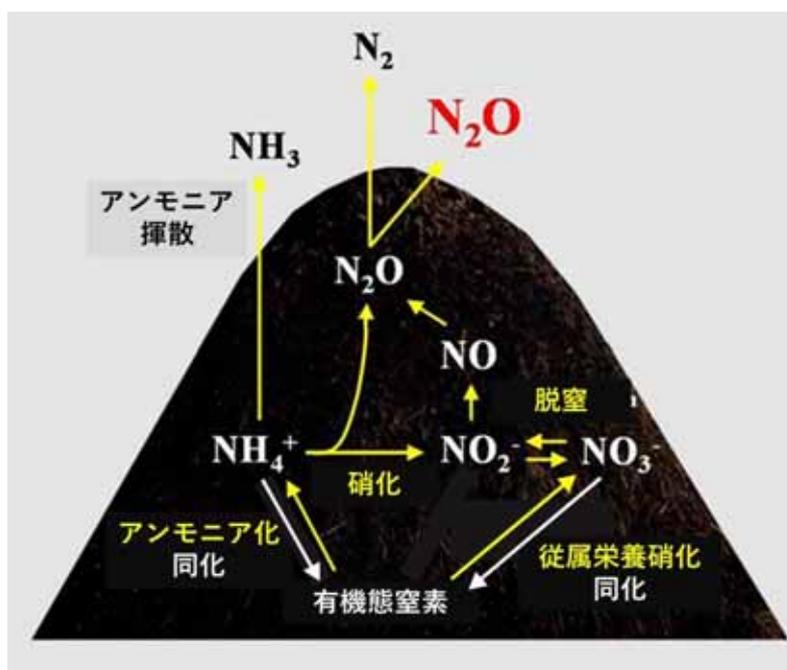


図 7 家畜ふん尿堆肥化における窒素変換

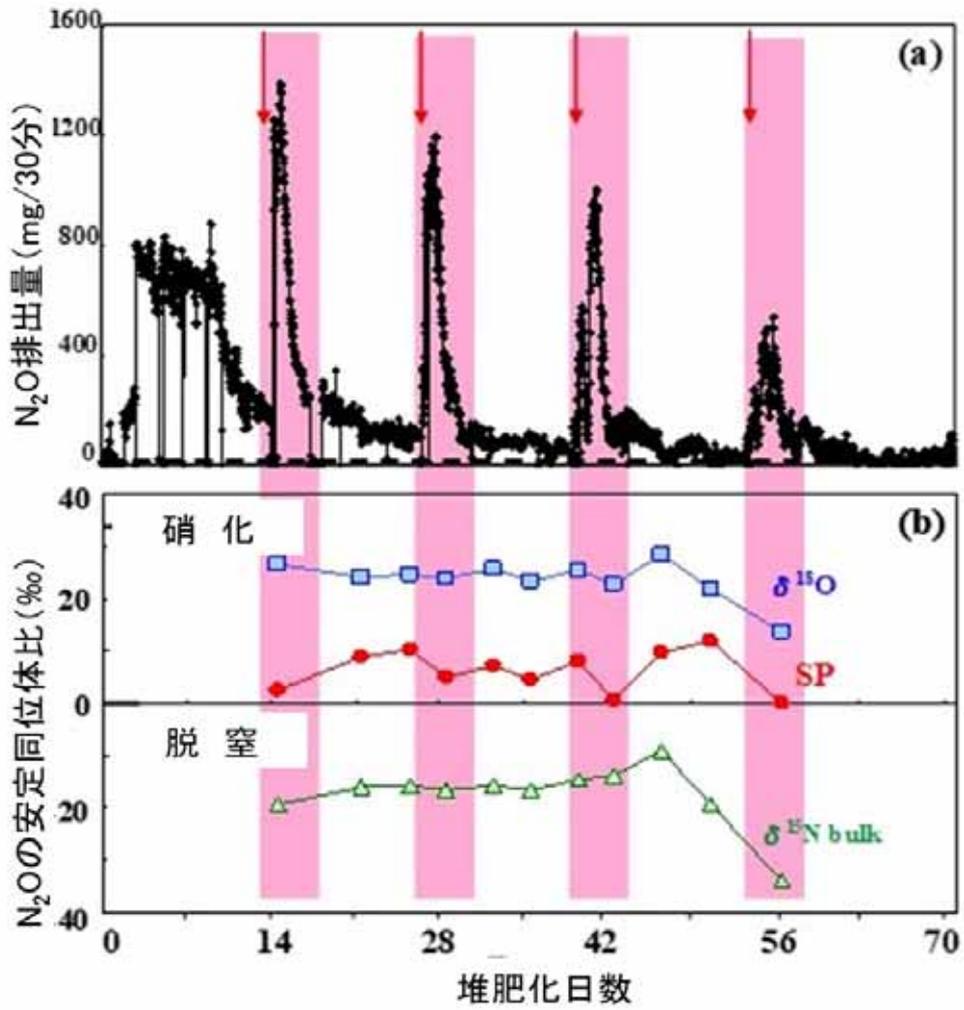


図8 切り返し直後の N_2O 排出ピークと分子内安定同位体比分析

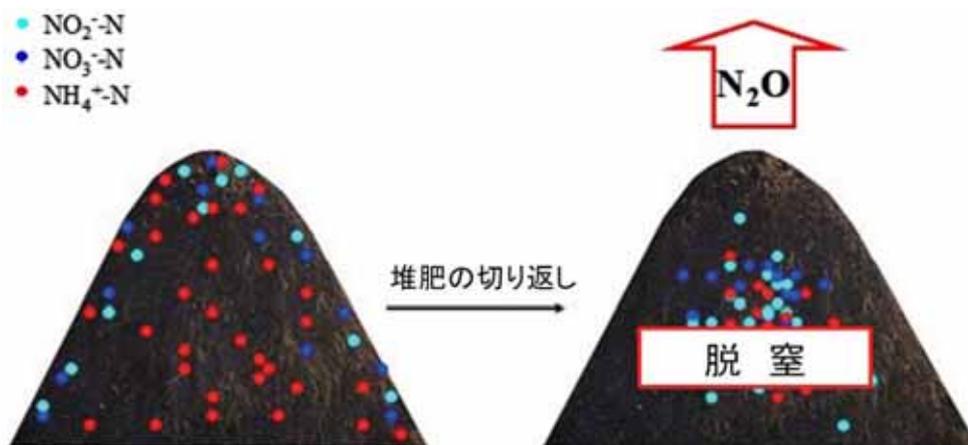


図9 堆肥の切り返しと N_2O 排出 (Ahn et al., 2011)

これまでのチャンバー法を用いた N_2O 排出測定結果から、 N_2O は特に繰り返し（均質化及び有機物分解促進を目的とした重機等による攪拌作業）直後に多く排出することが分かっている（Ahn et al., 2011, Maeda et al., 2010）。そこで、繰り返し直前の不均質な堆肥における NO_2^- 、 NO_3^- 存在量について測定すると、繰り返し直前には堆肥表層（表層より 30 cm 以下）部位において特に NO_2^- 及び NO_3^- が蓄積されることが明らかとなっている（Maeda et al., 2010）。また、硝化細菌（アンモニア酸化菌）に特異的な *amoA* 遺伝子（ammonia monooxygenase 遺伝子サブユニット A）量を測定すると、表層において多く検出される一方、中心部においてはごく僅かしか検出されない（Maeda et al., 2010）ことから、硝化が堆肥表層において起こっていることがわかる。これは、堆積型の堆肥化においては、酸素の堆肥への透過が特に表層のみに集中し、中心部から底部にかけては嫌気的な環境が形成されることに起因するものと考えられる。なお、硝化菌には主に β -proteobacteria に属するアンモニア酸化細菌（AOB）に加え、アンモニア酸化古細菌（AOA）が関与することが分かっており（Fukumoto et al., 2003）、土壌や海洋など様々な環境下で AOA が棲息していることが分かっている（Leininger et al., 2006, Könneke et al., 2005）。AOA は特に NH_4^+ -N 濃度が低い環境（Verhamme et al., 2011）あるいは基質である NH_3 量が少ない酸性環境（Prosser et al., 2012）において重要な役割を担っていると考えられているため、pH 及び NH_4^+ -N 濃度が高い家畜ふん尿処理過程における AOA 及び AOB の硝化への相対的な寄与度については、AOA よりも AOB の方が硝化に寄与していると考えられる（Yamamoto et al., 2012）。

繰り返し直後の N_2O について、分子内安定同位体比分析（isotopocule 分析）を行ったところ、 $\delta^{15}N_{SP}$ 値は 2‰程度であることが分かっている（Maeda et al., 2010）（図 8）。

これは、純粋培養実験系における細菌による脱窒または硝化菌脱窒における値（Sutka et al., 2006）と近く、ヒドロキシルアミン酸化のそれとは大きく異なる。また、堆肥表層よりサンプルを採取し、培養実験を試みたところ、表層由来サンプルからは多量の N_2O が発生し、その量は NO_2^- 、 NO_3^- の総量と高い相関関係にあることが分かっている（Maeda et al., 2013b）ことから、繰り返し直後の N_2O 排出は主に堆肥表層に蓄積された NO_2^- 、 NO_3^- が脱窒されることによって起こっていると考えられる（図 9）。そのため、表層におけるこれらの窒素酸化物の蓄積を回避することが N_2O 排出削減のために極めて重要である。

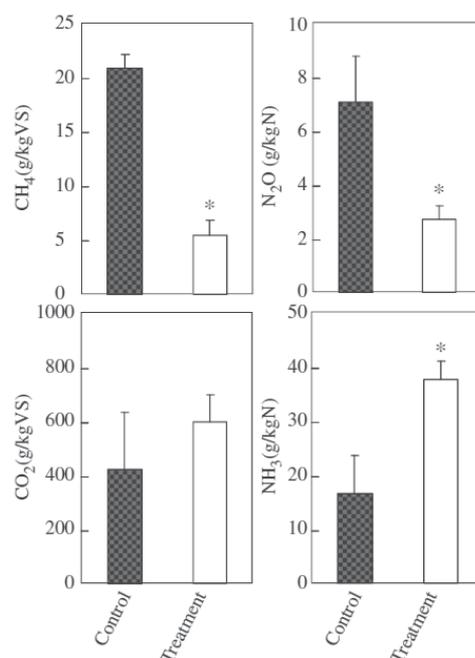


図 10 副資材混合（重量比 10%）がガス排出に及ぼす影響

また、堆肥化処理の際に有機物分解を促進するために用いる副資材の投入によって、GHG 排出量を削減できることが分かっている。搾乳牛ふん尿に重量比 10% の低質乾草を副資材として混入することにより、CH₄ は 74.3%、N₂O は 62.8%程度排出が抑制される(図 10)(Maeda et al., 2013a)。副資材の投入による通気性の改善が CH₄ 低減に寄与していると考えられるが、酸化的環境を増やすことで硝化量が増大する可能性があるため、N₂O が抑制されるメカニズムについて詳細はまだわかっていない。硝化菌は高温環境において活動が抑制される (Willers et al., 1998) ことから、副資材投入による高温部位の増加が N₂O 排出抑制に寄与している可能性がある。また、副資材投入は NH₃ 排出を増加させ、大気中への排出後の硝化/脱窒によって N₂O 排出源となりうることから注意が必要である。

このように、副資材の適切な投入によって GHG 排出を抑制可能であるが、副資材の調達には生産コスト増大に直結する。さらに、副資材や敷料として使用されるおが粉については、バイオマス発電用途への需要拡大に伴い、価格が上昇し、安定的な確保が困難となっている地域も存在する (高橋, 2016)。このため、副資材の安価で安定的な供給に向けた取り組みと合わせて推進する必要がある。

⑤ 国外研究概観

一方、他国における類似研究に目を向けると、堆肥中の微生物群集や pH, 水分含量、C/N 比等の物理的/化学的パラメーター類と GHG 排出との相関について論じる論文や、堆肥にさまざまな混合物を加え、GHG を含む様々なガス排出量を測定してその増減を議論する研究報告が多くみられる (Nigussie et al., 2016, Jiang, et

al., 2016a, Awasthi et al., 2016, Wang et al., 2017, Luo et al., 2013, Hao et al., 2005, Jiang, et al., 2016b)。この中で、バーミコンポスト(ミミズの活用)による削減 (Nigussie et al., 2016) や硝化抑制剤の混入による N₂O 削減 (Jiang, et al., 2016b)、ゼオライト(乾物重比 10%)の添加等 (Wang et al., 2017) やゼオライトと石灰の混合 (Awasthi et al., 2016) など、pH 調整が GHG 排出抑制効果があるとの報告がなされている。

この流れで、2013 年にバイオ炭の混合によって N₂O 還元酵素遺伝子(*nosZ*)保有菌の増加によるとされる N₂O 排出の減少が報告された (Wang et al., 2013)。この報告以降、堆肥化におけるバイオ炭の活用に関する多数の論文が掲載されている (Sun et al., 2016, Chen et al., 2017, Agyarko-Mintah et al., 2017, Li et al., 2016, Sánchez-García et al., 2015)。バイオ炭の多孔性に起因すると考えられる NH₃ 排出の低減が報告される (Janczak et al., 2017) 一方で、バイオ炭の混合は有機物分解及び硝化を促進するがガス排出には影響がない、といった報告 (Chowdhury et al., 2014) もあるなど、効果は報告によって異なるものの、概して GHG 排出の抑制効果があるという報告が多い。一方で、バイオ炭の混入によって N₂O 還元菌が増える理由等、因果関係について明確でないため、今後の研究における排出削減機序の解明や、それに基づく適切な活用が期待される。

⑥ 経済的メリットの提供

これらの研究成果及び開発技術を実際に畜産農家に導入し、削減効果を得るためには、乗り越えるべき多くの課題が存在する。特に一番大きな課題として、経済的負担の増大が挙げられる。家畜ふん尿

処理施設では、地域や経営体の規模によって大きく差があるものの、一般に処理されたふん尿（完熟堆肥等）の経済的価値が低く、処理費用（施設導入に係る初期投資費用、光熱費、労働費、運搬費等）が大きいことから、ふん尿処理施設単独での収支は殆どにおいて赤字である（今野, 2010, 今野, 2012, 佐藤, 2002）。その上、GHG 排出に係るあらゆる削減技術は、ふん尿に対して何らかの作用が必要となることから、労働コストや原材料費の増大を伴うため、生産者にとっては経済的側面からの負担が大きい。そのため、生産者が積極的な削減策を講じることによって経済的なメリットが生まれる仕組みを構築し、削減技術開発のみならず、具体的な施策と連動した取り組みが必要である。GHG 排出は社会運営におけるコストとして社会全体で負担する必要があることから、このことについて広く国民の認知及び理解が得られるよう取り組んでいく必要がある。

【参考文献】

- Agyarko-Mintah, E.; Cowie, A., Singh, B. P., Joseph, S., Van Zwieten, L., Cowie, A., Harden, S. and Smillie, R. (2017) Biochar increases nitrogen retention and lowers greenhouse gas emissions when added to composting poultry litter. *Waste Manag.*, 61, 138-149.
- Ahn, H. K., Mulbry, W., White, J. W. and Kondrad, S. L. (2011) Pile mixing increases greenhouse gas emissions during composting of dairy manure. *Bioresour. Technol.*, 102(3), 2904-2909.
- Awasthi, M. K., Wang, Q., Huang, H., Ren, X., Lahori, A. H., Mahar, A., Ali, A., Shen, F., Li, R. and Zhang, Z. (2016) Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting. *Bioresour. Technol.*, 216, 172-181.
- Bernal, M., Alburquerque, J. and Moral, R. (2009) Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresour. Technol.*, 100(22), 5444-5453.
- Chen, W., Liao, X., Wu, Y., Liang, J. B., Mi, J., Huang, J., Zhang, H., Wu, Y., Qiao, Z. and Li, X. (2017) Effects of different types of biochar on methane and ammonia mitigation during layer manure composting. *Waste Manag.*, 61, 506-515.
- Chowdhury, M. A., de Neergaard, A. and Jensen, L. S. (2014) Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. *Chemosphere*, 97, 16-25.
- Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima, D. and Haga, K. (2003) Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration effect of compost pile scale. *Bioresour. Technol.*, 89 (2), 109-114.
- Hao, X. Y., Larney, F. J., Chang, C., Travis, G. R., Nichol, C. K. and Bremer, E. (2005) The effect of phosphogypsum on greenhouse gas emissions during cattle manure composting. *J. Environ. Qual.*, 34(3), 774-781.
- Herrero, M., Henders, Hristov, A. N., Gerber, P. and Gill, M. (2016) Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector.

- Nat. Clim. Change*, 6, 452-461
- Jäckel, U., Thummes, K. and Kämpfer, P. (2005) Thermophilic methane production and oxidation in compost. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 52(2), 175-184.
- Janczak, D., Malińska, K., Czekala, W., Cáceres, R., Lewicki, A. and Dach, J. (2017) Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw. *Waste Manag.*, 66, 36-45.
- Jiang, T., Ma, X., Yang, J., Tang, Q., Yi, Z., Chen, M. and Li, G. (2016a) Effect of different struvite crystallization methods on gaseous emission and the comprehensive comparison during the composting. *Bioresour. Technol.*, 217, 219-226.
- Jiang, T., Ma, X., Tang, Q., Yang, J., Li, G. and Schuchardt, F. (2016b) Combined use of nitrification inhibitor and struvite crystallization to reduce the NH₃ and N₂O emissions during composting. *Bioresour. Technol.*, 217, 210-218.
- Könneke, M., Bernhard, A., José, R., Walker, C., Waterbury, J. and Stahl, D. (2005) Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon. *Nature*, 437, 543-546.
- 今野絵奈 (2010) 都市近郊における養豚業の排せつ物処理と堆肥の流通. 経済地理学年報, 51-68
- 今野絵奈 (2012) 家畜排せつ物の委託処理による耕畜連携の優位性と処理施設の存立条件. 農村研究, 115, 38-53.
- Leininger, S., Urich, T., Schloter, M., Schwark, L., Qi, J., Nicol, G., Prosser, J., Schuster, S. and Schleper, C. (2006) Archaea predominate among ammonia-oxidizing prokaryotes in soils. *Nature*, 442, 806-809.
- Li, S., Song, L., Jin, Y., Liu, S., Shen, Q. and Zou, J. (2016) Linking N₂O emission from biochar-amended composting process to the abundance of denitrify (*nirK* and *nosZ*) bacteria community. *AMB Express*, 6(1), 37.
- Luo, Y., Li, G., Luo, W., Schuchardt, F., Jiang, T. and Xu, D. (2013) Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting. *J. Environ. Sci.*, 25(7), 1338-1345.
- Maeda, K., Toyoda, S., Shimojima, R., Osada, T., Hanajima, D., Morioka, R. and Yoshida, N. (2010) Source of nitrous oxide emissions during the cow manure composting process as revealed by isotopomer analysis of and *amoA* abundance in betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76(5), 1555-1562.
- Maeda, K., Hanajima, D., Toyoda, S., Yoshida, N., Morioka, R. and Osada, T. (2011) Microbiology of nitrogen cycle in animal manure compost. *Microb. Biotechnol.*, 4(6), 700-709.
- Maeda, K., Hanajima, D., Morioka, R., Toyoda, S., Yoshida, N. and Osada, T. (2013a) Mitigation of greenhouse gas emission from the cattle manure composting process by use of a bulking agent. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 59(1), 96-106.
- Maeda, K., Toyoda, S., Hanajima, D. and Yoshida, N. (2013b) Denitrifiers in the surface zone are primarily responsible for the nitrous oxide emission of dairy manure compost. *J. Hazard. Mater.*, 248-249, 329-336.
- Mor, S., De Visscher, A., Ravindra, K., Dahiya, R., Chandra, A. and Van Cleemput, O. (2006) Induction of

- enhanced methane oxidation in compost: Temperature and moisture response. *Waste Manag.*, 26(4), 381-388.
- Nigussie, A., Kuyper, T. W.; Bruun, S.; de Neergaard, A. (2016) Vermicomposting as a technology for reducing nitrogen losses and greenhouse gas emissions from small-scale composting. *J. Clean. Prod.*, 139, 429-439.
- 農林水産省 生産局 畜産部 畜産企画課 畜産環境・経営安定対策室 (2011) 家畜排せつ物処理状況調査結果. 平成 23 年 3 月.
www.maff.go.jp/j/chikusan/kankyo/tai-saku/pdf/syori-joukyou.pdf
- 農林水産省 生産局 畜産部 畜産企画課 畜産環境・経営安定対策室 (2015) 家畜排せつ物の管理と利用の現状と対策について. 平成 27 年 1 月.
<https://www.env.go.jp/council/09water/y0917-03/mat03.pdf>
- Osada, T. and Fukumoto, Y. (2001) Development of a new dynamic chamber system for measuring harmful gas emissions from composting livestock waste. *Wat. Sci. Technol.*, 44(9), 79-86.
- Prosser, J. I. and Nicol, G. W. (2012) Archaeal and bacterial ammonia-oxidisers in soil: the quest for niche specialisation and differentiation. *Trend. Microbiol.*, 20(11), 523-531.
- Sánchez, A., Artola, A., Font, X., Gea, T., Barrena, R., Gabriel, D., Sánchez-Monedero, M. Á., Roig, A., Cayuela, M. L. and Mondini, C. (2015) Greenhouse gas emissions from organic waste composting. *Environ. Chem. Let.*, 13(3), 223-238.
- Sánchez-García, M., Albuquerque, J., Sánchez-Monedero, M., Roig, A. and Cayuela, M. (2015) Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresour. Technol.*, 192, 272-279.
- 佐藤豊信 (2002) 家畜糞尿堆肥化促進政策の経済分析. 農業経済研究, 74(3), 123-132.
- Steinfeld, H., Gerber, P., Wassenaar, T., Castel, V. and de Haan, C. (2006) Livestock's long shadow: environmental issues and options. Food & Agriculture Org.
- Sun, D., Lan, Y., Xu, E. G., Meng, J. and Chen, W. (2016) Biochar as a novel niche for culturing microbial communities in composting. *Waste Manag.*, 54, 93-100.
- Sutka, R. L., Ostrom, N. E., Ostrom, P. H., Breznak, J. A., Gandhi, H., Pitt, A. J. and Li, F. (2006) Distinguishing nitrous oxide production from nitrification and denitrification on the basis of isotopomer abundances. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(1), 638-644.
- 高橋博人 (2016) 畜産環境を巡る最近の話題. 畜産環境情報, 64, 1-10.
- Thauer, R. K., Kaster, A.-K., Seedorf, H., Buckel, W. and Hedderich, R. (2008) Methanogenic archaea: ecologically relevant differences in energy conservation. *Nat. Rev. Microbiol.*, 6(8), 579-591.
- Verhamme, D. T., Prosser, J. I. and Nicol, G. W. (2011) Ammonia concentration determines differential growth of ammonia-oxidising archaea and bacteria in soil microcosms. *ISME J.*, 5(6), 1067-1071.
- Wang, C., Lu, H., Dong, D., Deng, H.,

- Strong, P., Wang, H. and Wu, W. (2013) Insight into the effects of biochar on manure composting: Evidence supporting the relationship between N₂O emission and denitrifying community. *Environ. Sci. Technol.*, 47(13), 7341-7349.
- Wang, M., Awasthi, M. K., Wang, Q., Chen, H., Ren, X., Zhao, J., Li, R. and Zhang, Z. (2017) Comparison of additives amendment for mitigation of greenhouse gases and ammonia emission during sewage sludge co-composting based on correlation analysis. *Bioresour. Technol.*, 243, 520-527.
- Willers, H. C., Derikx, P. J. L., ten Have, P. J. W. and Vijn, T. K. (1998) Nitrification limitation in animal slurries at high temperatures. *Bioresour. Technol.*, 64(1), 47-54.
- Yamamoto, N., Oishi, R., Suyama, Y., Tada, C. and Nakai, Y. (2012) Ammonia-oxidizing bacteria rather than ammonia-oxidizing archaea were widely distributed in animal manure composts from field-scale facilities. *Microb. Environ.*, 27(4), 519-524.

2.2.3. 汚水処理

(1) 畜産汚水処理の現状

農林水産省「家畜排せつ物処理状況調査結果」(2009年)によれば、豚の尿の約76%、乳用牛と肉牛でも約5%は汚水浄化処理されており、1999年の家畜排せつ物法の施行に伴いに処理割合が急増している処理方法である。畜産経営、特に養豚経

営では汚水を浄化処理して排水に含まれる水質汚濁物質を低減した後、法令に従い環境負荷の少ない処理水として排出している(表18)。

表18 家畜排せつ物管理のうち排水に係わる規制

健康項目

畜産に関連する有害物質	基準値	適用対象
アンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸性化合物	600mg/L (暫定平成31年6月末日まで)	全ての特定事業場

生活環境項目

畜産に関連する項目	基準値 <>内は日間平均値	適用対象
水素イオン濃度(pH)	海域以外: 5.8~8.6 海域: 5.0~9.0	特定事業場のうち、1日の排水量が50m ³ 以上のもの
BODまたはCOD	160mg/L <120mg/L>	
SS	200mg/L <150mg/L>	
銅含有量	3mg/L	
亜鉛含有量	2mg/L	
大腸菌群数	<3,000個/cm ³ >	
窒素含有量	120mg/L <60mg/L>	指定湖沼に係る特定事業場のうち、1日の排水量が50m ³ 以上のもの
リン含有量	16mg/L <8mg/L>	
窒素含有量	豚房施設以外: 120 mg/L <60 mg/L>	閉鎖性海域に係る特定事業場のうち、1日の排水量が50m ³ 以上のもの
	豚房施設: 170 mg/L <140 mg/L> 注2) (暫定平成30年9月末日まで)	
リン含有量	豚房施設以外: 16mg/L <8mg/L>	
	豚房施設: 25mg/L <20mg/L> (暫定平成30年9月末日まで)	

飲料水として利用される水源汚染が、人の健康に直接係る被害を生ずるおそれもある。適切な排水処理による公共用水域や地下水等の周辺水環境の水質汚染防止を図ることが水質汚濁防止法によって定められ、特に生活環境に係る被害を生ずるおそれがあるものとして「硝酸性窒素等」については、水の汚染状態を示す項目の許容限度が健康項目として定められている。高濃度の硝酸・亜硝酸性窒素を含む水の摂取によって、特に乳幼児にメトヘモグロビン血症を発症することから平成 11 年に、WHO 飲用水質ガイドライン(2011)や水道水水質基準等を参考に、環境基準が設定、年々強化されてきている。

汚水浄化処理は肥料資源でもある窒素やりんなどを汚水中から“水質汚濁物質”として除去する管理法であり、この実施には処理に関わる機器の電力、化石燃料などのエネルギーや各種資材の消費を伴う。環境保全型畜産業の推進には必用不可欠な処理方策であり、地域環境の水環境保全に大きく貢献が期待され、特に集約的な経営環境である養豚経営では、その存続のため浄化効率の向上が期待されている。

しかしながら、尿汚水の取り扱い (Burton et al., 1993) や汚水浄化処理システムに用いられる中心的浄化方策である活性汚泥処理からは高い排出係数での一酸化二窒素 (N_2O) の発生が報告されてきた (Osada et al., 1995, Osada, 2003)。

(2) 養豚汚水浄化処理からの GHG

①GHG 排出の測定 (養豚汚水浄化処理)

豚の汚水浄化区分からは、メタン (CH_4) が 2.6 万 tCO_2 、 N_2O が約 78.3 万 tCO_2 、合計で約 81 万 tCO_2 の GHG が発生する (2015 年度)。これは、家畜排せつ物管理

から発生する GHG 総排出量の約 20% を占めており、汚水浄化区分は非常に大きな排出源となっている。

N_2O 排出係数は、これまで、小型試験装置 (5L、有効容積 3L) による約 2 ヶ月間の測定試験結果 (Osada, 2003) から、全ての排せつ物管理区分のうちで最も高い 5% という N_2O 排出係数が適応されていた。限られた条件 (水温: $5^{\circ}C$ 、 $20^{\circ}C$ 、BOD 負荷: $0.5kg/m^3/日$) の下であり、この試験自体は汚水浄化処理プロセスの一部である通気の方式 (間欠曝気) の検証のため実施したものであり、インベントリでの使用を当初から想定したものではない。

そのため、実際の浄化処理施設とは条件が異なり、また N_2O 発生に関わる様々な条件についての検証なども行っておらず、日本全国の代表値・平均値としてはやや不確実性が高いものとなっていた。加えて、 N_2O 発生が高まる高濃度窒素汚水を使用していることから、 N_2O が過剰に発生、標準的な発生係数としては過剰推計している可能性が高い。

近年、国内の 3 つの地域 (九州、中国、関東) において養豚経営農家に付帯する実働している汚水浄化処理施設 (汚水処理施設) を測定対象とした GHG 排出実態の調査が行われた (農林水産業由来温室効果ガス排出量精緻化検討・調査事業: 平成 24 年度農林水産省委託事業)。この結果に基づき、新たな GHG 発生の情報が論文公表されている (Osada et al., 2017)。国内 5 ヶ所の浄化処理施設の年間測定結果より、豚舎排水浄化処理からの排出係数は $0.91\%(g CH_4/g \text{ 有機物})$ 、 $2.87\%(g N_2O-N/g \text{ 窒素})$ と新たに算出された (図 11)。この調査では、家畜生産施設に付帯する尿汚水浄各施設の投入汚水と浄化処理水の性状 (有機物濃度、窒素濃度等) を週 2 回以上分析して各測定期間中の排出係数を算出した。主たる浄化反

応槽である曝気槽とともに貯留槽や沈殿槽など施設全体の反応槽を評価対象として、各施設の GHG 排出量（あるいはフラックス）を、高温期と低温期のそれぞれに

ついて、3-8 週間程度の期間に実測した（図 11）。

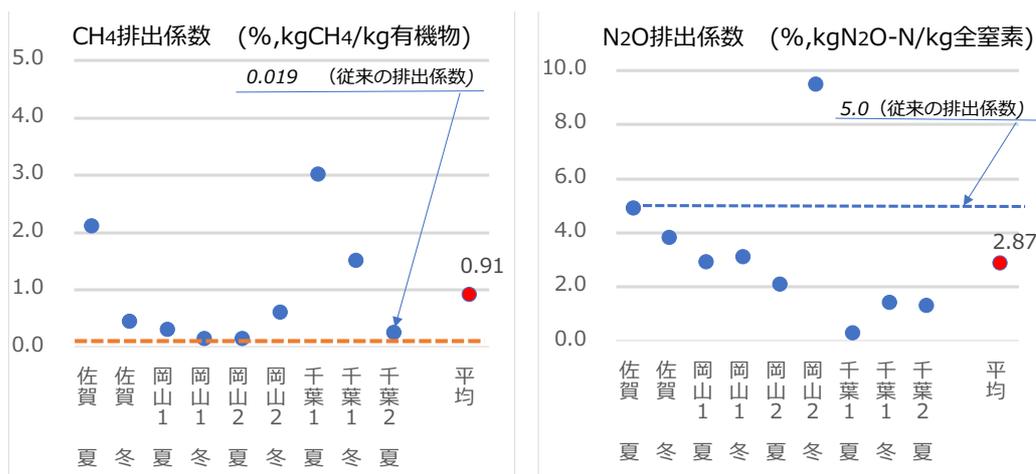


図 11 GHG の各処理施設・季節毎の平均排出状況
 (養豚排水浄化処理施設からの GHG 発生：左 CH₄ 右 N₂O、
 赤で示した平均排出係数は、測定期間の長さに応じて重み付けを行った数値)

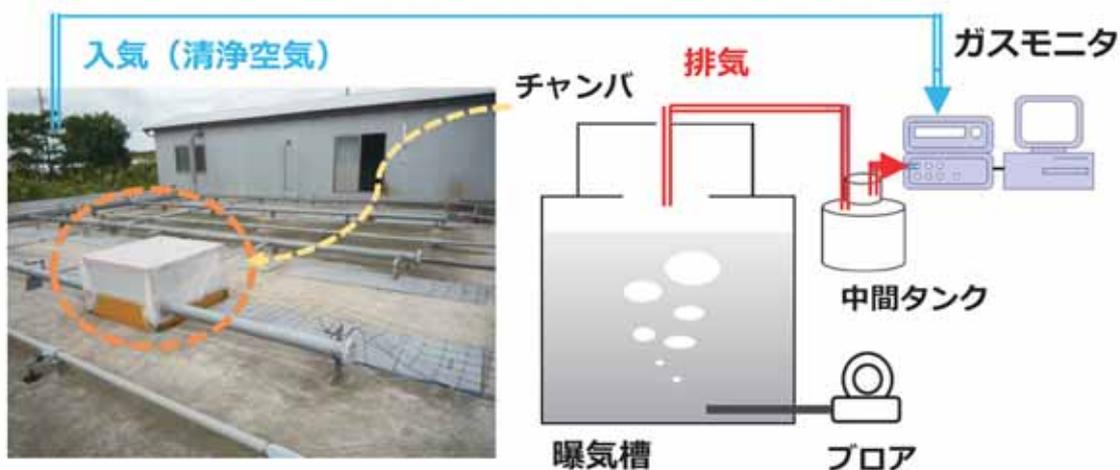


図 12 GHG の測定システム (養豚：曝気槽の測定ケース)

表 19 最近更新された豚の污水浄化処理区分の GHG 排出係数の比較

	改訂前	改訂後
一酸化二窒素(g/g 窒素)	5.00%	2.87%
メタン(g/g 有機物)	0.019%	0.910%

実際の GHG 測定は、図 12 のシステムを用い、ブローでチャンバー内を定量換気しながら、30 分間隔で入気と排気中の GHG 濃度を測定し、その差異と換気量の積から各処理槽からの時間当たり GHG 量を算出している。最新の日本国温室効果ガスインベントリ報告書(2017)では、実測による排出係数を適用したことで、豚の污水浄化区分の年間排出量は CH₄ では 2.26 万 t 増(CO₂換算)、N₂O では 63.1 万トン減(CO₂換算)であった(表 19)。

②CH₄ 排出係数 (養豚污水浄化処理)

実測に基づいて得られた CH₄ の排出係数は、0.91 % gCH₄/g 有機物の污水浄化区分の排出係数は、IPCC ガイドラインのデフォルト値である 0.019% に比べて、約 40 倍の排出係数となる。国内で行われた污水浄化処理からの GHG を測定した事例は少ないが、CH₄ 排出はデフォルトよりやや高い値が報告されている(0.14~0.22% gCH₄/gTOC; Osada, 2003)。デフォルトの設定条件に正確なコメントは難しいが、少なくとも、実験室における処理条件と異なり、実処理施設では貯留槽間の污水の移送が 100% 移動するわけではなく、いくらか残留する事が CH₄ 発生の要因と考えられる。また、実施設における原污水が浄化処理を受けるまでの貯留時間が CH₄ 発生増加の要因とも推定される。しかし今回の測定では非常に大きな発生係数変動が観測されていることから、算出された発生係数の変動要因を把握する

努力を続ける必要がある。

③N₂O 排出係数 (養豚污水浄化処理)

調査結果に基づいて、N₂O の発生係数は 2.87% となった。この排出係数は、従来の排出係数のおおよそ半分の値である (Osada, 2003)。しかし、養豚污水からの N₂O 排出は、英国の測定事例から極めて高い可能性が示されていた (Burton et al., 1993)。実施設測定では 5% を遙かに超える排出係数も算出されており、その発生の要因も詳細に把握されていないが、大半の係数が 5% を下回る数値であった。この低めの発生係数が観測された要因は、多くの養豚排水浄化施設で導入が進んだ間欠曝気であるかもしれない(定量的なデータはない)。ただし、現在の間欠曝気方式の浄化処理施設導入方法が必ずしも適切で無いことが今回の水質分析や曝気槽の DO の状況からも想定される。N₂O 発生を十分抑制できる条件に管理されていないために、実験室で得られた 1% 以下の低い排出係数は得られていないと推定される。

この適切さを欠いた間欠曝気処理は、CH₄ 発生が大きかった原因にもなっている可能性がある。また、N₂O の発生とアンモニア (NH₃) の発生の関係も、十分注意しておく必要がある。N₂O の抑制方策を実施する際には NH₃ の発生にも配慮が必要である。

污水浄化処理施設からの GHG 排出抑制に関しては、Osada(2003)では、20°C の

条件で 5.1%、5°Cの条件では 1.5%、さらに曝気方法を間欠運転した場合には 0.05%に低減できることを報告している。前述で、すでに多くの処理施設で導入が進んでいる可能性が高いため、更なる削減に関しては後述の第三章の当該区分削減開発技術をご覧いただきたい。

(3) 牛舎汚水浄化処理からの GHG

①GHG 排出の測定

(牛舎汚水浄化処理)

牛の汚水浄化区分からの GHG は、養豚とともに大きな排出源となっている。家畜ふん尿処理区分のうち、牛舎から排出される尿汚水について浄化処理を実施している農家は、全体の 5.1% (GIO, 2015) 程度であり、そのほとんどは、パーラー排水や洗浄水が混入した雑排水として処理されているようである。この牛舎排水については、乳用牛、肉用牛としてそれぞれ排出係数 5%が示されているが、これは前述した小型試験装置 (5L、有効容積 3L) による約 2 ヶ月間の豚の浄化処理試験で得られた測定試験結果 (Osada, 2003) を元に算出されている。このため、乳用牛、肉用牛の排出係数は豚と共通の排出量となっており不確実性が大きいとされている。よって、精確な排出量の把握のためには実規模施設における管理方法ごとの排出実態解明と精度の高い測定方法が必要であり、これらは排出量把握のみでなく GHG 削減技術の検証にも用いることが可能なため喫緊の課題となっている。

近年になり、家畜排せつ物処理区分においても実規模施設で算出されている例 (Minato et al., 2012、土屋ら 2014、Osada et al., 2017) がみられるようになったが、前述したように依然実験室レベル

でのデータ (Osada, 2003) を元に作成、もしくは海外のデータ (GPG, 2000、IPCC, 2006) を利用している場合が多い。

このような状況のなか、牛舎から排出される汚水の浄化処理施設を測定対象とした GHG 排出実態の調査が行われ、新たな GHG 排出量の情報が論文公表された (白石ら 2017)。

この調査では浄化処理施設の 5 年間の測定結果をもとに、牛舎排水浄化処理からの排出係数を 0.95%(g CH₄/g 有機物)、2.88%(g N₂O-N/g 窒素)と算出している。

浄化槽から発生するガスの調査方法としては、チャンバー法が用いられることが多いが、水面上にフロート付きチャンバーを設置して採取する方法 (Minato et al., 2012) や浄化槽を密閉系として所定の場所で排気させて採取する方法 (Ebie et al., 2014) なども行われている。この調査においては、排出成分の定量的な測定を目的としているため、曝気槽、沈殿槽および処理水槽を大型チャンバーで覆って捕集するとともに、主な排出場所と考えられる曝気槽のみをチャンバーで覆い、曝気槽内から排出される GHG の排出要因についても言及している。そして、処理施設の投入汚水と浄化処理水の性状 (有機物濃度、窒素濃度等) を週 1 回以上分析、1 試験約 3~4 週間、BOD 容積負荷を変更しながら温暖期、寒冷期、中間期の 3 期に分けて GHG を実測し排出濃度の変化や排出係数を算出している。

実際の GHG 測定は、図 13、14 のシステムを用い、電動送風機でチャンバー内を一定量換気しながら、15~30 分間隔で排気量と曝気槽へ導入される新鮮空気および排気される空気の濃度差異 (mg/m³) から 1 時間当たり温室効果ガス量を算出している。



図 13 GHG の測定システム（牛舎排水：画像）

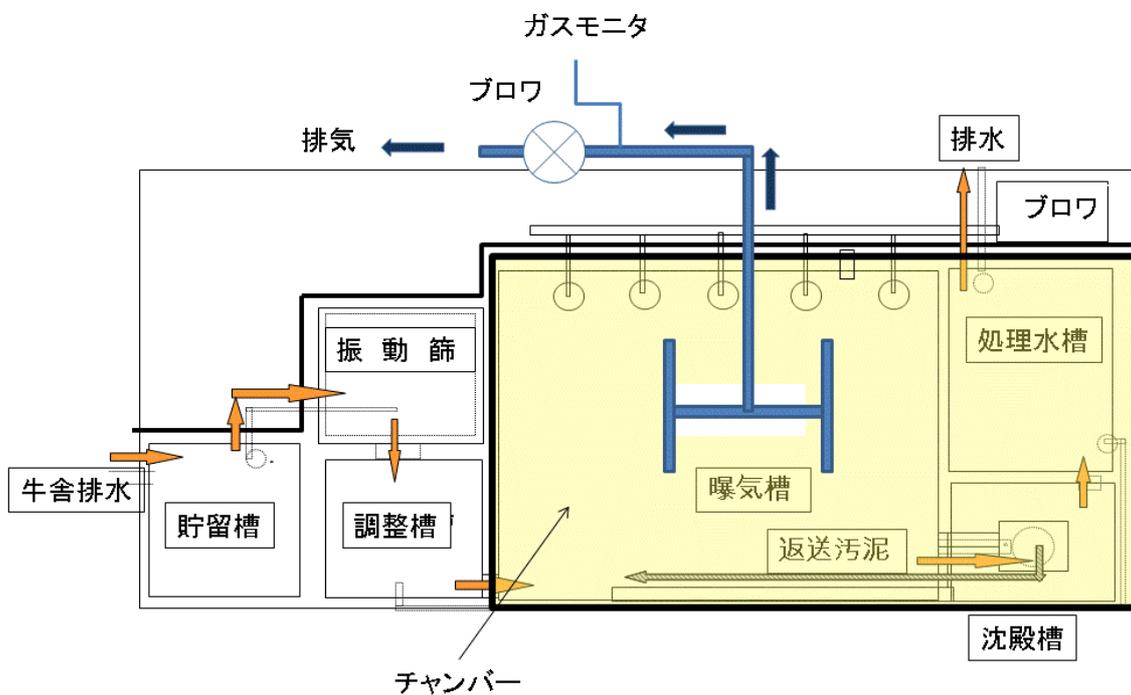


図 14 GHG の測定システム（牛舎排水：フロー図）

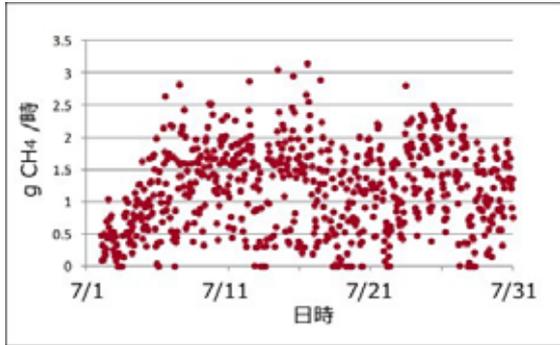


図 15 牛舎排水浄化処理から排出される CH₄ の一例

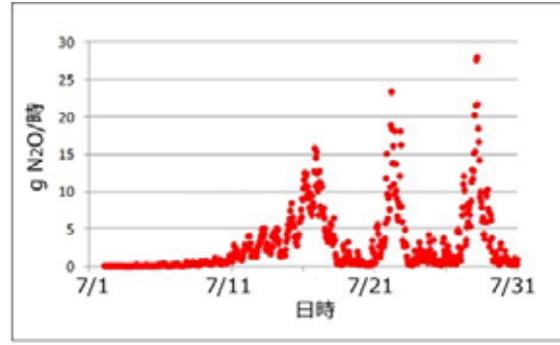


図 16 牛舎排水浄化処理から排出される N₂O の一例

表 20 新たに実測された牛の汚水浄化処理区分の GHG 排出係数の比較

	改訂前	改訂後
一酸化二窒素(g/g 窒素)	5.00%	2.88%
メタン(g/g 有機物)	0.00%	0.30%

②CH₄ 排出係数（牛舎汚水浄化処理）

CH₄ の排出濃度については日内変動が認められ、毎日行われる管理作業とともに気温や水温が影響を与えている可能性が指摘されている。また、活性汚泥処理施設に流入する前に嫌気性で貯留された汚水を処理する場合、活性汚泥処理においても CH₄ は排出されることがある。そして、汚水投入直後の BOD 濃度上昇などにより活性汚泥処理が一時的・部分的に悪化した場合や、水温や気温などの低下によって有機性汚濁物質の酸化能力が低下し、排出が高まる可能性も否定できない。

図 15 に牛舎排水浄化処理から排出される CH₄ の一例を示したが、前述したとおり好気的な処理を行っているにもかかわらず CH₄ の排出が常に認められており、最大排出量は 3.2 g CH₄/時で平均 1.2 g

CH₄/時であった。この主たる原因は嫌気性で貯留された汚水の投入にあり、CH₄ 排出量は貯留槽での貯留時間や貯留槽の水温に依存することが推測されている。

実測に基づいて得られた CH₄ の排出係数は 0.30%（gCH₄/g 有機物）であった（表 20）。現在の乳用牛・肉用牛共通の汚水浄化区分の排出係数は、2006IPCC ガイドラインのデフォルト値を用いておりその値は 0%となっている。今回の実測ではかなり高い値が示されているが、実際の浄化槽においては、前述したように、曝気槽投入前の貯留槽や原水槽において嫌気的に貯留された汚水の持ち込みによる発生（水落ら, 1998）や曝気槽内の部分的な嫌気部分からの発生が示唆された。特に貯留槽や原水槽の貯留期間や水温が CH₄ 排出に大きく影響すると考えられているため、今後より詳細な排出要因の検

討が必要とされている。

③N₂O 排出係数 (牛舎汚水浄化処理)

一方、N₂O の排出濃度については、排出量に差はあるものの季節に関わらず継続的に発生していることが確認されている。また、施設管理はほぼ毎日同じサイクルで行われているものの、N₂O は多量に排出される高排出期とほとんど排出されない低排出期があるという傾向も認められている。

牛舎排水浄化処理から排出される N₂O の一例を図 16 に示したが、N₂O の排出は、試験開始後 10 日が経過するまではほとんど認められなかったものの、その後排出量が 15.9 g N₂O/時程度まで増加している。その後急速に低下したのち再び増加し 23.4 g N₂O/時程度まで排出され、さらに同様な傾向を示して試験期間中最大となる 28.1 g N₂O/時の排出が認められている。このように 30 日におよぶ試験期間中に計 3 回の高排出期を認めている。

この調査結果から N₂O の発生係数は、2.88%となった(表 20)。この排出係数は、養豚排水同様従来の排出係数 (Osada, 2003) の約半分の値である。また、曝気槽のみをチャンバーで覆い測定した事例においても 5%を超える事例は認められていないが、N₂O は前述したように高排出期や低排出期が認められることから、浄化処理施設内の条件によっては多量に排出される可能性がある(渡辺ら 1994、花木ら 2000、2001)。特に N₂O の発生は投入汚水の COD/N 比などの影響を受ける (Hanaki et al., 1992) といわれており、牛舎排水では BOD/N が 6 以下、COD_{Mn}/N が 2.5 以下で N₂O の排出が高まるとされている(白石ら, 2017)。

そして今回新たに実測された排出係数を適用してみると、牛の汚水浄化区分の

年間排出量は CH₄ では 300 トン増 (CO₂ 換算)、N₂O では 1.5 万トン減 (CO₂ 換算) となりそのほとんどが乳用牛であることが確認された。

【参考文献】

- Burton C.H., Sneath R.W. and Farrent J.W.(1993) Emission of nitrogen oxide gases during aerobic treatment of animal slurries *Bioresource Technology*, 45, 233-235
- Ebie, Y., Yamasaki, H., Inamura, S., Jinbo, Y., Kobayashi, T. and Ueda, H. (2014) Development of Emissions Factor for the Decentralized Domestic Wastewater treatment for the National Greenhouse Gas Inventory. *Journal of Water and Environment Technology*, 12, 33-41.
- GIO (Greenhouse gas Inventory Office of Japan) (2015) National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan 2015, Chapter 5.1-5.13. National Institute for Environmental Studies
- Hanaki, K., Hong, Z., and Matsuo, T. (1992) Production of Nitrous Oxide gas during Denitrification of Wastewater. *Water Science and Technology*, 26, 1027-1036.
- 花木啓祐, 中村剛雄, 松尾友矩, 糸川浩紀 (2000) 都市下水の硝化脱窒過程での亜酸化窒素の発生. 水環境学会誌, 23, 803-810.
- 花木啓祐, 中村剛雄, 松尾友矩, 糸川浩紀 (2001) 都市下水の脱窒過程での亜酸化窒素の突発的発生. 水環境学会誌, 24, 473-476.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2000) Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories Chapter4 Agriculture

- 4.1-4.48.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) Guideline for National Greenhouse Gas Inventories Chapter10. Emissions from Livestock and Manure Management 10.1-10.87
- Minato, K., Kouda, Y., Yamakawa, M., Hara, S., Tamura, T. and Osada, T. (2012) Determination of GHG and ammonia emissions from stored dairy cattle slurry by using a floating dynamic chamber. *Animal Science Journal*, 84,165-177.
- 水落元之, 佐藤和明, 稲森悠平, 松村正利 (1998) メタン, 亜酸化窒素の放出量および放出特性と活性汚泥法の処理条件との比較解析. *水環境学会誌*, 21, 849-855.
- 農林水産省 (2009) 農林水産業由来 GHG 排出量精緻化検討・調査事業:平成24年度農林水産省委託事業農林水産省「家畜排せつ物処理状況調査結果」
<http://www.maff.go.jp/j/chikusan/kanryo/taisaku/pdf/syori-joukyou.pdf>
- Osada T, Kuroda K, Yonaga Y. (1995) Reducing Nitrous Oxide Gas Emissions from Fill-and-Draw Type Activated sludge process. *Water Research*, 29(6), 1607-1608.
- Osada T. (2003) Nitrous Oxide Emission from Purification of Liquid Portion of swine wastewater. , Greenhouse Gas Control Technologies J.Gale and Y.Kaya(Eds.) Greenhouse Gas Control Technologies. pp.1299-1304..
- Osada, T., Shiraishi, M., Hasagawa, T. and Kawahara, H. (2017) Methane, nitrous oxide and ammonia generation in full-scale swine wastewater purification facilities. *Front. Environ. Sci. Eng.* 11, 10. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0933-7>
- 土屋いづみ, 悦永秀雄, 堂岸 宏, 坂本卓馬, 石田三佳, 長谷川三喜, 長田 隆 (2014) 鶏糞乾燥処理施設における温室効果ガス発生量の測定. *日本畜産学会報*, 85, 61-69.
- 渡辺征夫, 手塚和人, 松澤 裕, 井上雄三, 大迫政浩, 田中 勝 (1994) 高負荷型し尿処理施設から排出される亜酸化窒素. *大気汚染学会誌*, 29, 225-233.
- WHO (2011) WHO 飲料水質ガイドライン 第4版
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/who_gdwq_japanese_4thed.pdf

2.2.4 スラリー処理

(バイオガス消化液を含む)

(1) スラリー処理の現状

日本におけるスラリー処理は、乳牛及び豚が主であり、乳牛では自然流下式のつなぎ牛舎及びフリーストール牛舎、豚ではスノコ式豚舎から排出される家畜ふん尿を対象とすることが多い。

「日本国温室効果ガスインベントリ報告 (GIO) 2017」によると、ふん尿混合処理部門における乳牛ふん尿のスラリー処理は、堆積発酵 (50.9%)、強制発酵 (22.9%) について 3 番目に多い処理法 (15.4%) となる。スラリー処理となる主な家畜ふん尿処理法は、ふん尿混合処理を前提とした、スラリータンク等への「貯留」及びバイオガスプラントによるメタン発酵が対象となる。これらの処理法を採用している乳牛及び豚の「ふん尿処理法別 (全国・頭数ベース) の合計割合」は、「貯留」では乳牛が 15.4%、豚が 4.0%、「メタン発酵」では、乳牛が 1.7%、豚が 2.0% となる (家畜排せつ物処理状況調査結果、農林水産省、2009 年、)。

(2) スラリー処理からの GHG 排出

これらの処理法から排出される温室効果ガス (GHG) はスラリータンクやスラリーストアに代表される貯留槽から排出されるものが中心となる。我が国の大規模酪農地帯である北海道のフリーストール飼養の酪農家における貯留槽は、前処理施設も含めスラリーの貯留日数は最低 6 ヶ月以上必要とされている (家畜ふん尿処理利用の手引き (北海道農政部、2004))。また、特に、開放型の貯留槽は直接、降雨の影響を受けることから、それを見越した設計で建設されている。

貯留槽からの排出係数は、各国の家畜ふん尿に係る処理手順等に照らして評価

されるべきであり、特に各国が適切な GHG 排出量測定技術を持つことが重要である。

日本の場合、メタン (CH_4) 及び一酸化二窒素 (N_2O) の排出係数のほとんどは、実測による調査・研究結果を基準とし、家畜の種類に応じたふん尿処理法毎に確立されている。しかし、日本におけるスラリー貯留の結果として発生する GHG の量の計算は、気候変動に関する政府間パネル (IPCC) の 1990 年デフォルト値に依然として依拠しており、実測に基づいた精緻化が必須となっている。

本項では、開発された浮遊式のフローティングチャンバーを用いてスラリー貯留量を定量的に測定するシステムの概要、そのシステムを用いた北海道の酪農場の貯留槽からの排出量の測定結果例をスラリー貯留及び消化液貯留に分けて述べる。

(3) 乳牛ふん尿スラリー貯留槽からの GHG 測定法の開発

「家畜ふん尿処理利用の手引き (北海道農政部、2004)」では、乳牛ふん尿の種類をその水分率により、ソリッド (固形状)、セミソリッド (半固形状)、スラリー (液状) の 3 種類に分類しており、スラリーは、水分率が 87% 以上と定義している。

農林水産省の畜産統計によると、現在、我が国の乳牛の飼養頭数は約 132 万 3,100 頭 (飼養戸数; 1 万 6,400 戸) であり、その約 6 割が北海道 (6,310 戸) で飼養されている (平成 29 年 2 月 1 日現在)。これらの乳牛から産出するふん尿量は、成牛換算係数 (経産牛; 1.0、未經産牛 (2 歳以上未經産); 0.5、子牛 (2 歳未満未經産); 0.2) を用い試算すると、日本国全体で約 1,130 万 t/年、北海道では約 603 万 t/年となる。

フリーストール飼養は全飼養戸数の約

2割（本格的論議のための酪農・乳業の課題（資料5）、平成26年7月）と言われており、試算した我が国のふん尿量の2割がフリーストール飼養で飼育されている乳牛と仮定すると、226万t/年がスラリー処理されていると推察できる。

このように大量に産出される貯留中の乳牛ふん尿スラリーから発生するGHGは、一般に、長期間に及ぶ貯留量や気象条件を要因とした排出量の変動が大きいと言われる。このため、貯留槽のふん尿スラリーから発生するGHGの測定法については、オープンチャンバー法（Peu et al., 1999）、クローズドチャンバー法（Sommer et al., 2000）など様々な方法が開発されてきた。しかし、測定数を増やすためには、異なる農家の敷地内に設置するため、防疫面を考慮した、比較的安価で設置が容易な測定手法が必要となる。

Minato et al., (2013) は、CH₄排出実態の把握による国家インベントリ精緻化とともに、CH₄排出削減方策の開発とその削減効果の検証に必要な安価で、汎用性の高いGHGの測定システムを開発した（写真及び図17）。



写真 フローティングチャンバーによるGHGの実測（Minato ら, 2013）

この測定システムの基幹となるフローティングチャンバーは、PVC製のフロー

ト（直径2.15m、高さ0.6m、容積530L）、硬質ポリ塩化ビニル製パイプ（塩ビパイプ）及びポリエチレン製密閉タンクを用い製作した。GHG測定システムは前述のフローティングチャンバー、ガスモニター、排気ブロウ圧力計及び差圧計で構成される。フローティングチャンバーによるスラリー表面における測定時の有効面積は1.17m²である。外気は、貯留槽の外部から、ダクトホース（φ50）を通過してチャンバー上部のタンクに導入され、6本の塩ビパイプに分配されて、スラリー表面に供給される。

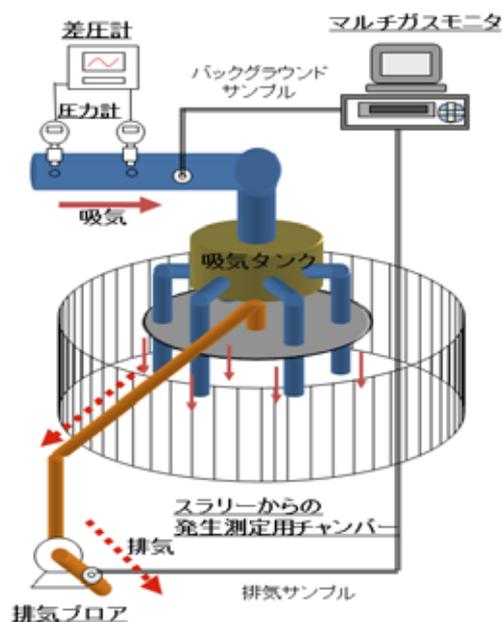


図17 貯留中の乳牛ふん尿スラリーからのGHG測定システム（Minato ら, 2013）

フローティングチャンバー内の有効面積から発生するGHGはブロウによりフローティングチャンバー天井中央部から吸引される。このGHGの測定システムで用いられるチャンバーは、比較的安価なフロートを用いていることから農家毎に換装し使用することができ、防疫面

も考慮されている。

排出係数の算出は、 CH_4 、 CO_2 、 N_2O それぞれの放出速度を、換気速度及び測定システムの排気口および吸気口（すなわちバックグラウンド）の空気サンプル間の濃度差から求められる。

(4) 乳牛ふん尿スラリーからの GHG

一般に、気体の溶解度は液体の温度が上昇するにつれて低下する。スラリー中の GHG も同様にスラリーの表面温度の偏差により発生量が変化する。このため、GHG とスラリー液温の相関の有無がポイントとなる。加えて、スラリー散布時期における機械攪拌時の GHG の急激な発生ピーク等も考慮する必要がある。貯留中の家畜ふん尿スラリーからの GHG に関する研究は、Khan et al., (1997)、Kaharabata & Schuepp (1998)、Husted (1993)、Sommer et al., (1993)、Park et al., (2006) などの報告があるが、日本

のような多湿気候地域における実規模での報告例は少ない。

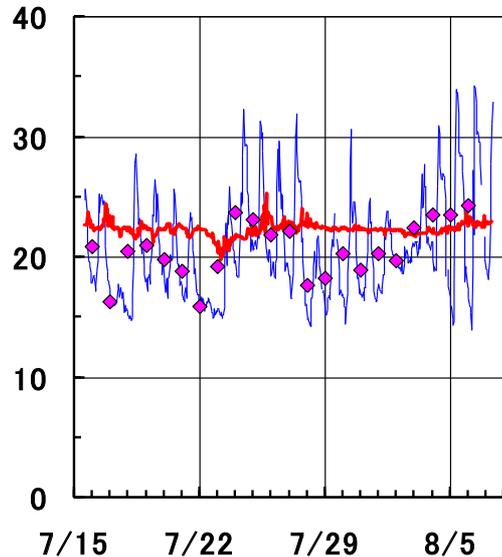


図 18 貯留中の外気温度とスラリー液温（表層より 10cm）の変化

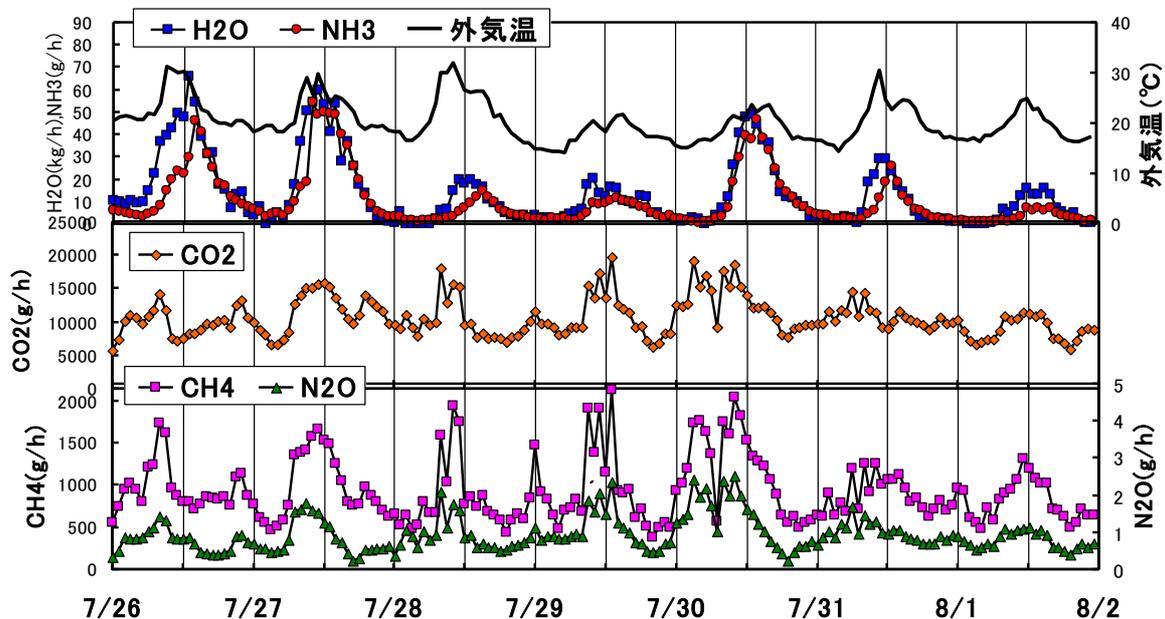


図 19 外気温度変動とガス発生パターン（スラリー貯留槽、夏季）

図 18 および図 19 に前述の GHG 測定システムを用い北海道の酪農場から産出した乳牛ふん尿スラリーを対象とした貯留施設の GHG 発生量の実測例を示す(湊ら, 2009)。この測定結果から、貯留スラリーの温度、貯留期間と CH₄ 排出の間には明確な相関が確認され、貯留スラリー起源の CH₄ と N₂O 排出には明確な日間変動と NH₃ の排出の日照によるスラリー表層温度の変化が深く関係している事が明らかにされた。この測定システムを用い道内複数の貯留施設において測定・評価した結果より、CH₄ 排出係数(g CH₄/g 有機物(VS))は、1.02~1.39%と算出された。この結果は日本国インベントリに反映されている (NIR-JPN 2015)。

スラリー貯留時の GHG の抑制方法として、PE ボールを貯留中のスラリー表面に浮遊・敷き詰める手法やスラリー表層の貯留液を硬化させたクラストによる表層カバーリング処理がある。この手法は、貯留中のスラリーからの CH₄ およびアンモニアの排出を減少させる効果もあるが、場合によってはより高い N₂O の排出をもたらす可能性が指摘されている (Morken (2013))。今後もスラリー貯留時における一酸化二窒素のモニタリングと発生メカニズムに関する研究についても検討が必要と考える。

(5) 乳牛ふん尿を対象としたバイオガスプラントによる家畜ふん尿処理

日本におけるバイオガスプラントの大部分は酪農のふん尿スラリーを原料としたものであり、メタン発酵後の消化液は牧草地へ液肥利用されている。養豚では、浄化処理後、中水利用もしくは河川放流されている。バイオガスプラントによる

家畜ふん尿のメタン発酵は、「資源循環型農業への貢献」、「臭気対策」ができるとともに、カーボンニュートラルの処理で地球温暖化防止に大きく貢献できるとした見方から 2000 年以降、事業化に向けた取り組みが進められてきた。しかし、バイオガスプラントの建設には多額のイニシャル・ランニングコストが必要であり、2005 年以降は建設数が減少傾向にあった。

2012 年、日本の再生可能エネルギーを発展・普及させるため国が法律によりインセンティブを設けることで、再生可能エネルギーで発電された電力を長期間(最長 20 年間)にわたって、有利な固定価格で電力会社に買い取らせる固定価格買取制度 (FIT) が 2012 年 7 月より開始された。この FIT により、バイオマスである家畜ふん尿を原料とするバイオガスプラントより産出するバイオガスを燃料に発電された電力を電力会社が買取ること、バイオガスプラントを所有する畜産農家は「有機質肥料の獲得」以外の「売電収入」を得ることができるといった新たなインセンティブができた。このことから、その建設数は 2012 年以降、再び増加傾向にある。特に、他府県に比べフリーストール飼養による農家戸数が多い北海道では、現在、約 80 基のバイオガスプラントが稼働中である (図 20)。

家畜ふん尿処理施設としてのバイオガスプラントによる家畜ふん尿処理量は、前述の「家畜排せつ物処理状況調査結果」を基に試算した値、226 万 t/年と乳牛の畜種別排せつ物処理における各処理方法の割合「メタン発酵」の割合である 1.7%を用い、バイオガスプラントによるスラリー処理量を試算すると約 3.8 万 t/年と試算される。

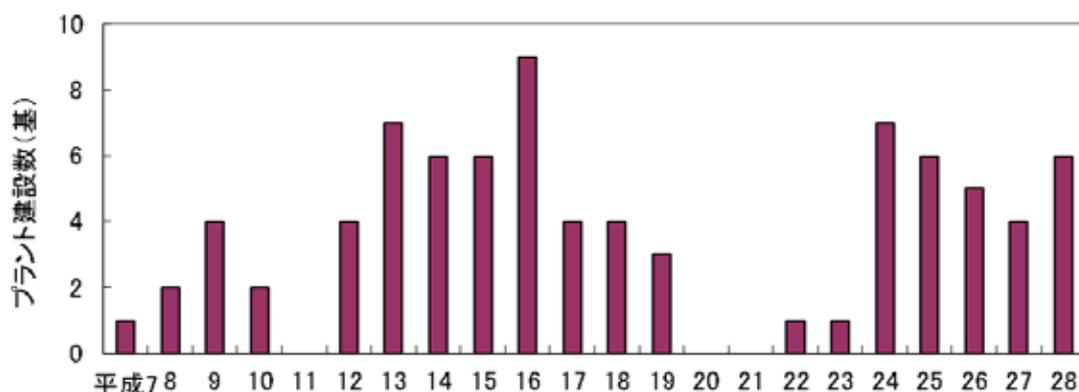


図 20 北海道におけるバイオガスプラントの建設数（北海道 AWI 調査）（木村、2016）

(6) 乳牛ふん尿を対象としたメタン発酵後の消化液からの GHG

GIO 2017 の「第 5 章 農業分野、農業分野における家畜排せつ物の管理 (3B)」における、バイオガスプラントによる家畜ふん尿処理時の GHG に係る排出係数に関する記載はない。このため、「第 7 章 廃棄物分野 7.3.2. バイオガス施設における嫌気性消化 (5.B.2.)」を援用し、農業用のバイオガスプラントからの GHG に係る排出係数を鑑みると、嫌気発酵処理工程ではメタン発酵設備は気密構造であり、当該排出源からの排出はないと GIO への報告がなされている。このことから、農業用バイオガスプラントのうち、嫌気発酵槽を主体とした発酵施設からの GHG の排出はないと言える。しかし、農業用のバイオガスプラントから排出される消化液は圃場還元が基本であり、圃場還元する間に毎日バイオガスプラントより排出される消化液の貯留施設は開放型である。このことから、農業用バイオガスプラントを家畜ふん尿処理システムとして考える場合、貯留槽からの GHG を無視することはできない。

スラリーと同様に消化液中の GHG の発生量と消化液の液温との相関の有無がポイントとなる。しかし、スラリーと消化

液が異なる最大の相違点は、バイオガスプラントによるメタン発酵後の消化液中には嫌気性細菌であるメタン菌が多く含まれることにある。また、メタン菌の基質となる家畜ふん尿中のギ酸や酢酸量はメタン発酵槽内で減少するが、メタン菌の活性が旺盛なままメタン発酵槽より排出され貯留槽に滞留することとなる。すなわち、消化液中のメタン菌による CH₄ 発生に係る温度依存性への理解と発生量の関係を考慮しながら測定・解析を進める必要がある。

メタン発酵における最低発酵温度に関する報告は Stevens et al., (1977)、Zeikus et al., (1976)、Hashimoto (1989)、木村ら (1990)、Sawamoto et al., (2016) による 4~5°C での低温領域での報告がある。これらの報告はインビトロもしくはベンチサイズの試験結果であるが、スラリータンク内のスラリーに比べ CH₄ を主体とする GHG の発生量が高くなることを示唆している。また、貯留中の消化液からの GHG に関する研究は、Wang et al., (2014)、Thomas et al., (2011)、Umetsu et al., (2005)、Sommer et al., (2000)、などの報告があるが、スラリーと同様に我が国のような多湿気候地域における実規模での報告例は少ない。

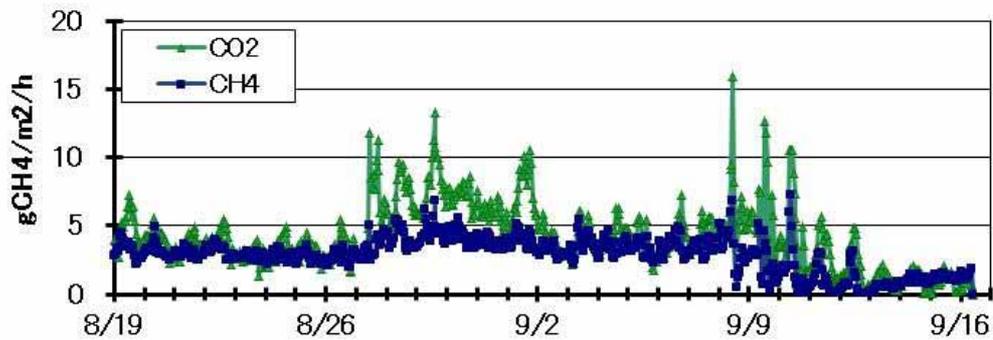


図 21 消化液貯留槽からの CH₄・CO₂ フラックス (夏季)

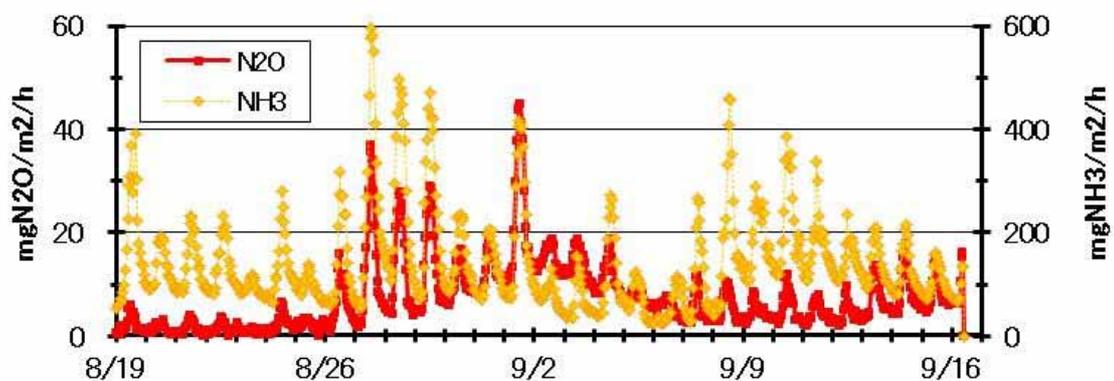


図 22 消化液貯留槽からの N₂O・NH₃ フラックス (夏季)

表 21 消化液貯留槽の貯留槽温度、pH、Eh 及びフラックス、

<貯留槽の状況>			
日平均気温 (°C)	20.5	±	2.5
pH	7.8	±	0.1
Eh(mV)	-264	±	49
スラリー温度(表層)	25.1	±	1.1
スラリー温度 (底部)	23.5	±	1.3
<貯留槽からの二酸化炭素、メタン、一酸化二窒素及びアンモニアフラックス>			
CH ₄	(gCH ₄ /m ² /day)	81.3	± 13.2
CO ₂	(gCO ₂ /m ² /day)	114.7	± 38.5
N ₂ O	(gN ₂ O/m ² /day)	0.19	± 0.15
NH ₃	(gNH ₃ /m ² /day)	3.3	± 1.4

図 21、22 及び表 21 に前項に述べた GHG 測定システムを用い北海道の酪農場から産出した乳牛ふん尿を原料としたバイオガスプラントより排出された消化液を対象とした貯留施設の GHG 発生量の実測例を示す (GIO, 2013)。この実測例は、農林水産省が支援する研究プロジェクトの成果 (農林水産省「平成 23 年度農林水産分野における地球環境対策推進手法の開発事業のうち 農林水産業由来 GHG 排出量精緻化検討・調査事業」(2012)) である。これらの測定結果、消化液貯留からの GHG に係る CH₄ 排出係数 (gCH₄/g 有機物 (VS)) は、国家温室効果ガスインベントリ報告書 (GIO, 2013) に 0.0390 として採用された (その後、排出係数は 0.0237 に修正 (GIO, 2014))。

しかし、これらの結果は、事例研究の数が必ずしも十分ではないため、この処理における排出係数に係る不確実性が依然として残っている。また、北海道のような寒冷地では貯留槽表層が凍結するため、春期における、春先の貯留槽表層の消化液の氷塊が融解した時に、氷塊中および氷塊付近の消化液から一気にメタン主体の GHG が放出される可能性等が懸念されることから、その数値を実測する必要がある。

このため、CH₄ 排出係数は、この実測値から気温を変数として全国 9 地域別の排出係数を、地域別の飼養頭数で加重平均した排出係数を用い構築されているが、測定値については通年データではないことから、精査と精緻化が必要である。そこで、2017 年度より開始された農林水産省委託プロジェクトにて消化液貯留槽からの GHG の測定を通年で実施しているところである。

消化液貯留槽からの GHG 排出抑制に関しては、技術的な抑制方法としては、貯留施設の密閉化が有効と考えられるが、

既設の貯留槽の密閉化には構造的な問題があるので難しいが、新設の施設の場合、初期設計時に密閉化することが肝要である。また、密閉化された消化液貯留槽に温水配管を敷設し、消化液の液温を密閉・絶対嫌気条件下で 20°C 以上に保つことで、可燃性バイオガスの採取の可能性もある。また、スラリー貯留と同様に消化液貯留時の GHG の抑制方法として、スラリー貯留槽への表層カバーリング処理が考えられるが、スラリー貯留時と同様に一酸化二窒素のモニタリングと発生メカニズムに関する研究についても今後の検討項目として必要と考える。

【参考文献】

- GIO (Greenhouse Gas Inventory Office of Japan) (2013) National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan. Ministry of the Environment, Japan.
- GIO (Greenhouse Gas Inventory Office of Japan) (2014) National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan. Ministry of the Environment, Japan.
- GIO (Greenhouse Gas Inventory Office of Japan) (2017) National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan. Ministry of the Environment, Japan.
- 北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム (2004) 「家畜ふん尿処理利用の手引き (北海道農政部, 2004)」, ISBN 4-9980765-1-5.
- Hashimoto, A.G. (1989) Effect of inoculum/substrate ratio on methane yield and production rate from straw. *Biological Wastes*, 28, 247-255.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000) Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse

- GasInventories, Sections 4.30–4.47. IPCC, Geneva. [cited 1 May 2000]. Available from URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/english/>
- Kaharabata, S.K, and Schuepp, P.H. (1998) Methane emissions from aboveground open manure slurry tanks. *Global Biogeochemical Cycles*, 12, 545–554.
- Khan, R.Z, Müller, C. and Sommer, S.G. (1997) Micrometeorological mass balance technique for measuring CH₄ emission from stored cattle slurry. *Biology and Fertility of Soils*, 24, 442–444.
- 木村義彰, 梅津一孝, 高畑英彦 (1998) 貯留式メタン発酵における温度依存性 (I) – 回分試験による発酵温度特性の比較 –, 農業施設, 28(4), 209-217.
- 木村義彰 (2016) 北海道におけるバイオガスの歴史と導入の留意点, 北海道バイオマスネットワーク・フォーラム 2016, 平成 29 年 2 月 16 日, 北海道大学
- 湊ら (2009) 乳牛ふん尿スラリー貯留施設から発生する環境負荷ガスの定量. 日本畜産学会第 110 回大会. 講演要旨.
- Minato, K., Kouda, Y., Yamakawa, M., Hara, S., Tamura, T. and Osada, T. (2013). Determination of GHG and ammonia emissions from stored dairy cattle slurry by using a floating dynamic chamber. *Animal Science Journal*, 84, 165-177.
- Morken J. (2012) Greenhouse gas emissions from on-farm digestate storage facilities, *Tel-Tek repor*, t no. 2213040-1.
- 農林水産省 (2012) 平成 23 年度農林水産分野における地球環境対策推進手法開発事業のうち農林水産業由来 GHG 排出量精緻化検討・調査事業.
- Park, K.H., Thompson, A.G., Marinier, M., Clarl, K. and Wagner-Riddle, C. (2006). Greenhouse gas emissions from stored liquid swine manure in a cold climate. *Atmospheric Environment*, 40, 618–627.
- Peu, P., Beline, F., Martinez, J. (1999) A floating chamber for estimating nitrous oxide emissions from farm scale treatment units for livestock wastes. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 73, 101–104.
- Sawamoto, T., Nakamura, M., Nekomoto, K., Hoshiaba, S., Minato, K., Nakayama, M. and Osada, T. (2016). The cumulative methane production from dairy cattle slurry can be explained by its volatile solid, temperature and length of storage, *Animal Science Journal*, 87, 827–834.
- Sommer, S. G., Petersen, S. O. and Søgaard, H. T. (2000) Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality*, 29(3), 744–751.
- Stevens, M.A. and Schulte, D.D. (1977) Low temperature anaerobic digestion of swine manure. ASAE meeting, St. Joseph, MI:19.
- Umetsu, K., Kimura, Y., Takahashi, J., Kishimoto, T., Kojima, T. and Young, B. (2005) Methane emission from stored dairy manure slurry and slurry after digestion by methane digester. *Animal Science Journal*, 76, 73 –79.
- Thomas K. Flesch a, Raymond L. Desjardins b, Devon Worth b (2011) .Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester, *Biomass & Bioenergy*, 35, 3927-3935 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.06.009>
- Wang, Y., Dong, H., Zhu, Z., Liu, C., Li, T. and Xin, H. (2014). Comparison of air emissions from raw liquid pig manure and biogas digester effluent storages. *Trans. ASABE*, 57(2), 635-645.

Zeikus, J.G. and Winfrey, M.R. (1976)
Temperature limitation of
methanogenesis in aquatic sediments.

*Applied and Environmental
Microbiology*, 31(1): 99-107.

2.3 家畜排せつ物施用による農耕地 (草地) 土壌からの発生と制御

2.3.1 日本の草地

モンスーン・アジアに位置する日本列島は南北に長く亜寒帯から亜熱帯までの気候区分に属する。牧草地(60万ha, 2016年現在)は耕地面積(447万ha、同)の13.5%を占め、基幹草種はチモシー(年平均気温8°C以下)、オーチャードグラス(同8-12°C)、トールフェスク(同12-16°C)、バヒアグラス(同16°C以上)など多岐に亘り寒地型牧草と暖地型牧草の両者が利用される(農林水産省, 2006)。

牧草地の土壌は、黒ボク土(28万ha)、褐色森林土(11万ha)、褐色低地土(6万ha)、多湿黒ボク土(4万ha)、灰色低地土(4万ha)、泥炭土(4万ha)などが多く、黒ボク土、褐色森林土など排水性が良い土壌の割合が高い(図23)(高田ら, 2009)。黒ボク土に含まれる多量の腐植は植物珪酸体や微粒炭の調査結果からススキ・ササなど草原植生下で長い年月を経て生成されたと推定されている(小椋, 2012)。

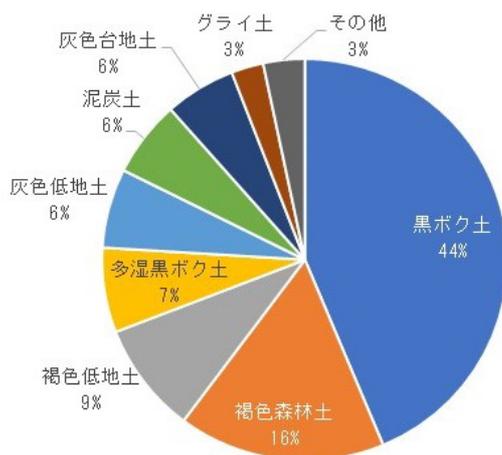


図23 牧草地が分布する土壌群の割合
(高田, 2009 から作成)

黒ボク土は火山灰に由来し活性アルミニウムと腐植が安定な複合体を形成するため他の鉍質土壌より有機物を蓄積し易く黒褐色を呈する場合が多い。日本国温室効果ガスインベントリ報告書(GIO, 2017)には鉍質土壌の炭素ストック量(深度0~30cm)として森林(85.36t-C/ha)、田(71.38t-C/ha)、普通畑(86.97t-C/ha)、樹園地(77.46t-C/ha)、草地(134.91t-C/ha)の値が記載されており草地の値が最も大きい(図24)。

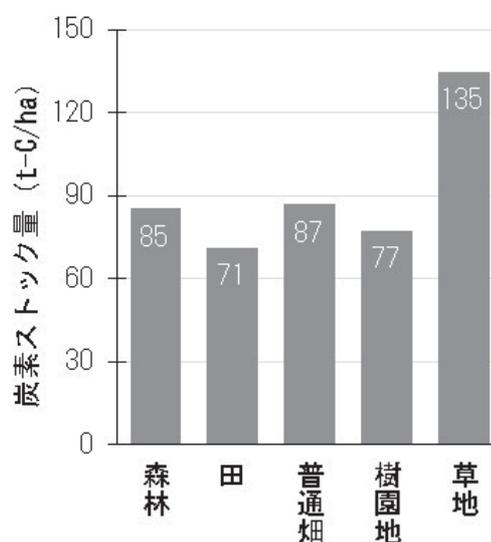


図24 鉍質土壌の深さ30cmまでの炭素ストック量(GIO, 2017から作成)

1990年頃の日本の草地(18700km²、国土の5.0%)の内訳は自然草地3300km²(国土の0.9%)、半自然草地6190km²(国土の1.6%)、採草地と放牧地7220-8480km²(国土の1.9%-2.2%)、非農業利用の人工草地766-2030km²(国土の0.2%-0.5%)であり草地の土壌炭素量(0-30cm)は国土全体の土壌炭素量(0-30cm)の8.0%を占めると推定された(Matsuura et al., 2012)。半自然草地は採草・放牧・火入れなどの管理で在来の野草種が維持され養牛との関係が深い。

2.3.2 草地における N₂O 排出係数

農用地の土壌への化学肥料の施肥に伴う N₂O 排出係数は温室効果ガスインベントリガイドライン (IPCC, 2006) にデフォルト値として 1% (不確実性の範囲: 0.3%~0.03%、水田を除く) と記載されているが日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (GIO, 2017) には国独自の N₂O 排出係数として 0.62% (その他の作物、硝化抑制剤なし)、0.46% (その他の作物、硝化抑制剤入り) が記載され草地にも適用される。また、作物残渣と大気から土壌への窒素沈着に対する N₂O 排出係数は温室効果ガスインベントリガイドライン (IPCC, 2006) のデフォルト値である 1% が国内草地にも適用される。草地では更新 (耕起と再播種) の際に作物残渣 (根と刈株) が鉞質土壌に鋤き込まれる。なお、毎年の更新率は 3% (面積割合) と設定されている (GIO, 2017)。また、有機質土壌の耕起に対する N₂O 排出係数は温室効果ガスインベントリガイドライン (IPCC, 2006) にデフォルト値として 8kg-N/ha/年 (不確実性の範囲: 2~24kg-N/ha/年) と記載されており国内草地にも適用される。有機質土壌における毎年の更新率は鉞質土壌と同様に 3% と設定されている (GIO, 2017)。

堆肥に含まれる窒素の大部分、スラリーに含まれる窒素の一部は有機態であり無機化を経て硝化/脱窒の基質となる。また、スラリーは速効性窒素の割合が高くスラリー施用後には比較的大きなアンモニア揮散が認められる。このように、排せつ物に含まれる窒素の形態変化は化成肥料の場合とやや異なるが排せつ物と化成肥料に対し同一の排出係数が適用される。堆肥はスラリーより難分解性有機物を多く含むため N₂O 排出係数は堆肥がスラリーより小さい (Chadwick et al., 2011)。ま

た、排せつ物や化成肥料の施用位置も草地 (表面散布) と農地 (土壌混和) でやや異なるが草地と農地に対し同一の排出係数が適用される。

2.3.3 放牧における N₂O 排出係数

放牧のふん尿に対する N₂O 排出係数は農用地と別に定められている。ふんや尿パッチの排せつ物に含まれる窒素は面積当たりで見ると牧草による窒素吸収量を大きく上回ることが知られている。温室効果ガスインベントリガイドライン (IPCC, 2006) には N₂O 排出係数のデフォルト値として 2% (羊を除く) と記載されているが、日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (GIO, 2017) には国独自の N₂O 排出係数として 0.684% が記載されている。なお、この値は堆積発酵の堆肥化に対する N₂O 排出係数 (2.4%) より小さく放牧地でふん尿が乾き易いことによると考えられる (Mori and Hojito, 2015)。ふんと尿は放牧地の土壌中における窒素の形態変化が異なるがふんと尿に対して同一の排出係数が適用されている。

2.3.4 日本の草地における N₂O 排出量

日本の草地では、化学肥料の施肥により 29 万 t-CO₂/年、有機質肥料 (堆肥など) の施用により 41 万 t-CO₂/年、作物残渣の鋤き込みにより 15 万 t-CO₂/年、放牧地のふん尿により 4 万 t-CO₂/年 (日本の排せつ物管理に伴う N₂O 発生量の 1% に相当)、有機質土壌の耕起により 0.5 万 t-CO₂/年、鉞質土壌の耕起により 0.2 万 t-CO₂/年の N₂O が発生したと推定されている (図 25) (GIO, 2017) (2015 年現在)。

2.3.5 農耕地 (草地) における N₂O 排出量の制御因子

堆肥化と同様に土壌中では酸化条件に

おける硝化 ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$) の副生成物、還元条件における脱窒 ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$) の中間反応物として N_2O が生成し一部が地表面から大気中に拡散する。

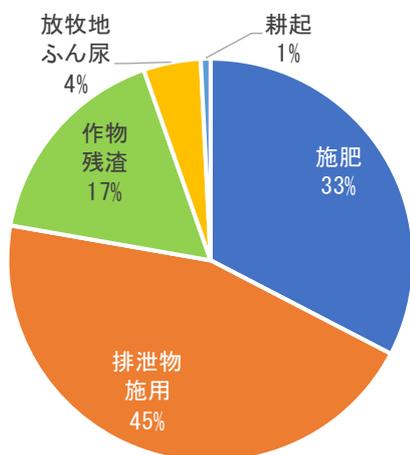


図 25 草地における N_2O 発生量の内訳(間接排出を除く, GIO, 2017 から作成)

N_2O 発生量は無機態窒素、易分解性有機物、地温、土壤水分(O_2 供給量を制御)、pH など様々な因子で制御される。土壌中の有機物分解(排せつ物を含む)と施肥による無機態窒素の供給量が多いほど N_2O 発生量が増加する (Mu et al., 2009)。草地では、堆肥やスラリー散布、施肥、更新(耕起と再播種)、土壤融解の後に N_2O が発生することが多い。収穫後に収穫残渣の分解により N_2O が発生する場合もある。

無施肥草地の N_2O 発生量はイネ科単播草地より混播草地で多く C/N 比が小さく分解され易いマメ科牧草の植物遺体の分解で高まると考えられている (Mori et al., 2005)。草地への有機物施用に伴う N_2O 発生量も C/N 比が小さい有機物が多いと指摘されている (Toma and Hatano, 2007; Akiyama and Tsuruta, 2003)。排せつ物は有機物分解に伴う無機態窒素と易分解性有機物の放出に時間を要し散布後 N_2O 発生までタイムラグが生じる場合がある

(Mori and Hojito, 2015)。スラリーの土壤注入(インジェクション)は表面散布と比べアンモニア揮散量を抑制できるが揮散しなかった窒素が土壌中に移行するため土壤水分が高いと N_2O 発生を助長する場合がある。

トラクタ走行や蹄圧による土壤圧密は土壤通気性を低下させ N_2O 発生量を増減させる (Hansen et al., 1993)。特に、高水分条件で重い家畜を放牧した時の影響が大きい (Sagger et al., 2004)。一般に、土壤孔隙中水分率 (WFPS) が 35%~60% では硝化、70%以上では脱窒による N_2O 生成量が多い (Bateman and Baggs, 2005)。なお、湛水田のように土壌中への O_2 供給が著しく抑制される条件下では NO_3^- は N_2 まで還元されるため N_2O の発生量は僅かである。粘土質土壌では脱窒、砂質土壌では硝化が主な N_2O 生成経路と考えられる (Rochette et al., 2008)。しかし、主な N_2O 生成経路は固定されたものではなく降雨による一時的な土壤通気性の低下や土壌中で植物遺体が分解されることに伴う O_2 消費など諸条件の変化に応じ素早く切り替わる。

N_2O 排出係数は排水性の良い土壌より悪い土壌で大きいと指摘されている (Akiyama et al., 2006)。突発的な N_2O 発生ピークは脱窒の寄与が大きく (Katayanagi et al., 2008)、高水分の土壌条件では N_2O 発生量のばらつきが比較的大きい。降雨後に土壤水分が徐々に低下すると脱窒が完全に進行する前に N_2O が土壌中の孔隙を拡散し大気中に放出される。また、窒素施用前の土壌の好/嫌気的条件の履歴の違いは N_2O 還元酵素の抑制解除に時間差が生じる原因となり N_2O 発生量を左右する (図 26) (Scholefield et al., 1997)。

地温が低い早春施肥では N_2O がほとんど発生しない場合もあるが高温多湿の条

件が両方揃うと N_2O 生成が助長される。一般に、降水量は気温より年々変動が大きいいため夏期の降水量の多寡は N_2O 発生量に年次間差が生じる要因となる (Mori and Hojito, 2012; Skiba and Smith, 2000)。

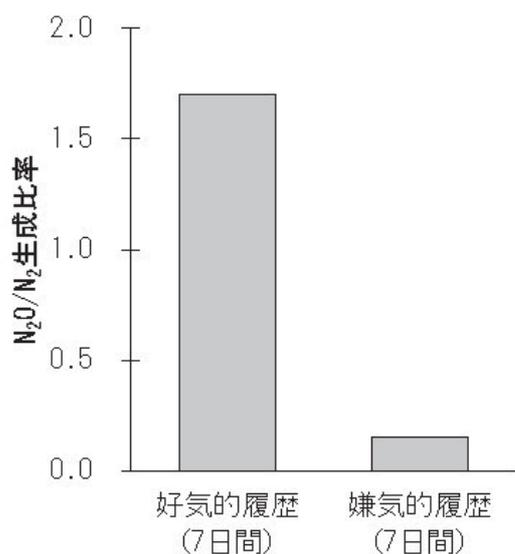


図 26 土壌の好/嫌氣的条件の履歴が N_2O 生成比率に及ぼす影響(地温 $20^{\circ}C$ 土壌水分 WFPS80% で測定、Scholefield et al., 1997 から作成)

土壌 pH は N_2O 発生量を制御するもうひとつの要因である。硝化菌の至適 pH は中性付近だが脱窒菌の場合は少し幅が広い。低 pH は硝化の N_2O 生成比率 (N_2O/NO_2+NO_3) と脱窒の N_2O 生成比率 (N_2O/N_2+N_2O) を増加させるため土壌の酸性矯正は N_2O を抑制すると考えられている (Simek and Cooper, 2002)。窒素施肥量が多い茶園では土壌 pH が酸性側に傾いている場合が多いため N_2O 発生量が多いことが知られている。日本国温室効果ガスインベントリ報告書では茶に対する N_2O 排出係数 (2.9%) が個別に設定されている (GIO, 2017)。

草地更新は耕起に伴う作物残渣と土壌有機物の無機化、堆肥施用や施肥由来の窒素供給のほか、地温上昇など草地土壌

の理化学性を変化させ N_2O 発生量を一時的に増加させる (Mori et al., 2007; Merbold et al., 2014)。一方で、耕起による土壌水分の低下は N_2O 発生量を抑制する方向に働く場合がある。また、根・刈株・植物遺体を高水分土壌の深層にすき込むと脱窒における N_2O/N_2+N_2O 生成比率が低下し N_2O 発生量が抑制されるとの指摘もある (MacDonald et al., 2011; Velthof et al., 2010)。

土壌が凍結する地域では春先の土壌融解に伴う N_2O 発生が認められる場合がある (Katayanagi and Hatano, 2012)。凍結した土壌中で主に脱窒菌が生成した N_2O は土壌中に蓄積し土壌融解とともに大気中に拡散する (柳井ら, 2007)。凍結融解に耐性を持つ土壌微生物は土壌中の不凍水中で生残すると考えられている。凍結融解後の N_2O 発生量は生育期間中の N_2O 発生量を上回る場合も多い (Yanai et al., 2011)。積雪深が減り土壌凍結が進むと N_2O 発生が増えると指摘されている。土壌の凍結融解の年々変動は N_2O の発生量に年次間差が生じる要因となる (Skiba and Smith, 2000)。

放牧地ではふんパッチや尿パッチからも N_2O が発生する。尿中窒素の主な形態は尿素であり土壌中に浸透すると速やかにアンモニア態窒素に酸化されるのに対し、地表面に存在するふん中の有機態窒素は尿素より分解が遅いため N_2O 排出係数は尿よりふんが小さい。英国、ニュージーランドでも同様の結果が報告されている (Yumulki et al., 1998; van der Weerden et al., 2011)。 N_2O 発生量は乳牛放牧地 > 羊放牧地 > 非放牧地となり土壌水分が高まると N_2O 発生量が増えると報告されている (Saggar et al., 2008)。大気中からの窒素沈着からも N_2O が発生する。畜産農家から近いほどアンモニア沈着量が多く沈着量が多い地点ほど土壌中の無機態窒

素濃度と N_2O 発生量が多いことが確認されている (Skiba and Smith, 2000)。

2.3.6 放牧における CH_4 排出係数

放牧地ではふん尿に対する CH_4 排出係数が定められている。温室効果ガスインベントリガイドライン (IPCC, 2006) によると放牧の CH_4 排出係数は飼料の種類と気候で異なると記載されており日本の放牧条件における CH_4 排出係数は 0.67% と計算される。一方、日本国 GHG インベントリ報告書 (GIO, 2017) には、国独自の CH_4 排出係数として 0.076% が記載されている。なお、この値は堆積発酵の堆肥化に対する CH_4 排出係数 (3.8%) より小さく放牧地でふん尿が乾き易いことが原因と考えられる (Mori and Hojito, 2015)。

2.3.7 日本の放牧における CH_4 排出量

日本の草地では、放牧地のふん尿から 0.7 万 t-CO_2 /年の CH_4 が発生したと推定されている (2015 年現在)。この値は、日本の家畜排せつ物管理に伴う CH_4 排出量の 0.3% に相当する (GIO, 2017)。

2.3.8 農耕地 (草地) における CH_4 吸収量の制御因子

地表面で測定される CH_4 発生量は土壌中で生成される CH_4 と酸化される CH_4 を加味した正味の値である (Kammann et al., 2001)。好氣的土壌の地表面では土壌中のメタン酸化菌やアンモニア酸化菌による CH_4 吸収が認められる場合が多い (Bodelier and Laanbroek, 2004)。 CH_4 と NH_4^+ は分子形状が類似しているためメタンモノオキシゲナーゼ (MMO) とアンモニアモノオキシゲナーゼ (AMO) は良く似た構造と機能を持つ (図 27)。

一般に、 CH_4 吸収量は林地 > 草地 > 農地となり耕起や施肥などの攪乱により低

下するが (Ojima et al., 1993)、 CH_4 吸収量が既に低下した土壌では耕起や施肥による更なる低下は起こらない場合が多い (Mori, 2016)。耕起後一時的に表層土壌のガス拡散係数が上昇し CH_4 と O_2 の供給量が増加し CH_4 吸収量が微増する場合もある。また、植林で CH_4 吸収量が増える場合もある (Saggar et al., 2008, Tate, 2015)。土地利用変化による CH_4 吸収量の変化は土壌中の窒素濃度、水分、微生物相など複合的な要因が変化した結果と考えられる。

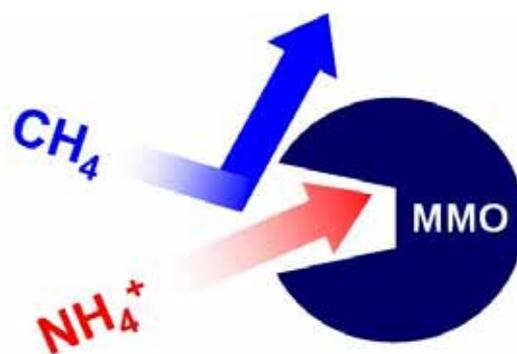


図 27 窒素施肥による CH_4 酸化反応の阻害

CH_4 吸収量は地表面の通気性を支配する表層土壌の乾湿の影響を受け短期的に変動する。すなわち、降雨直後の湿った土壌より降雨から数日を経て乾いた土壌の方が CH_4 吸収量が多い (van den Pol-van Dasselaar et al., 1998)。 CH_4 吸収量が季節変化する場合もあるが地温より土壌水分の影響が大きい。トラクタの走行などで通気性が低下した土壌を耕起すると一時的に通気性が改善するため CH_4 吸収量が少し増える (Hansen et al., 1993)。また、大気中の CH_4 濃度が上昇すると土壌中により多くの CH_4 が供給されるため CH_4 吸収量は増加する。

土壌の CH_4 吸収量 ($10\text{-}44\text{Tg-CH}_4$) は

対流圏における光化学分解による CH₄ 分解量 (450-510Tg-CH₄) の約 1 割に相当し大気中 CH₄ 濃度に一定の影響を持つが (Lowe, 2006)、土壌の CH₄ 吸収量は GHG インベントリガイドライン (IPCC, 2006) による算定の対象外である。

2.3.9 農耕地 (草地) における CH₄ 排出量の制御因子

CH₄ 生成には硝酸還元や硫酸還元より強い還元状態が必要だが比較的高水分の土壌では降雨後に土壌が嫌氣的に傾き微量の CH₄ が発生する場合がある (Saggar et al., 2008, Shimizu et al., 2013)。スラリー散布後に CH₄ が発生するが CH₄ 生成は共存 O₂ に対する感受性が高いため発生期間は数日以内と短い。このため、スラリー散布に伴う CH₄ 発生量は草地の炭素収支や N₂O 発生量と比較すると無視できるほど小さい (Chadwick et al., 2011)。なお、スラリーの土壌注入 (インジェクション) は表面散布と比べ CH₄ 発生量を僅かに増加させる場合がある (Flessa and Beese, 2000)。易分解性有機物が少ない消化液散布後の CH₄ 発生量は少なく堆肥散布後の CH₄ 発生量もごく僅かである (Mori and Hojito, 2011)。

放牧地では排せつ直後のふんパッチで CH₄ 発生量が最大となった後漸減する。この CH₄ は主に消化管内発酵に由来するが、排せつ直後のふんは温度と水分が高く易分解性有機物を含むため、CH₄ 生成に必要な条件が全て揃っており、ふんが乾くまでの期間ふん内部で CH₄ が生成される (Saggar et al., 2004)。他の条件が一定であれば CH₄ 生成は高温で活性化されるが (Williams, 1993)、実際には低温湿潤条件でも CH₄ が発生する場合が多く温度より水分が律速となる。このため、水分が多く乾き難いふんからの CH₄ 発生量が多

い (Mori and Hojito, 2015)。降雨はふん中の気相と置換し、ふん内部への O₂ 拡散を阻害する。このため、降雨直後に CH₄ 生成が再び活性化し CH₄ 発生量が再び増える場合もある。降雨でふん中の有機物の一部が溶脱しても CH₄ 生成基質としての有機物が枯渇することはないため、ふん内部の酸化還元電位が主に CH₄ 発生量を制御する (Jarvis et al., 1995)。しかし、ふんが一度乾いた後は降雨後の CH₄ 発生は認められなくなる (Yamulki et al., 1999)。また、C/N 比が小さく分解し易いふんほど CH₄ 排出係数が大きいと報告されている (Jarvis et al., 1995)。CH₄ は主にふん内部で生成されるため土壌の種類が CH₄ 発生量に及ぼす影響は限定的である。なお、尿パッチにおける CH₄ 発生量はごく僅かである。

2.3.10 土壌有機物

IPCC の第 5 次報告書によれば、植物に 320~520Gt-C、大気に 829Gt-C、化石燃料に 637~1575Gt-C、凍土に 1700Gt-C 以下、土壌に 1500~2400Gt-C、海洋に 40608Gt-C の炭素が貯蔵されており大気の約 2 倍、植物の約 3 倍の有機物を含む土壌は極めて重要な炭素貯蔵庫である (図 28) (Ciais et al., 2013)。

地表 1m までの土壌に含まれる有機炭素は 30t/ha (乾燥気候) から 800t/ha (寒冷地の有機質土壌) まで多様だが 50-150t/ha の範囲にある場合が多い (図 29) (Lal, 2004)。

自然生態系を農用地に転換すると植生からの有機物供給量が減り耕起により土壌有機物の分解が助長される。長期的なタイムスケールで見ると産業革命以後 (1850-1998) の土地利用変化 (農業等) による CO₂ 発生量 (136±5Gt-C) は化石燃料消費による CO₂ 発生量 (270±30Gt-

C) の半分に相当すると推定された (Lal, 2004)。なお、産業革命以前 (7800 年間) には、産業革命以後の人為起源の CO₂ 発生量 (農業+化石燃料消費) に匹敵する有機物 (320Gt-C) が土地利用変化で失われたと考えられている。

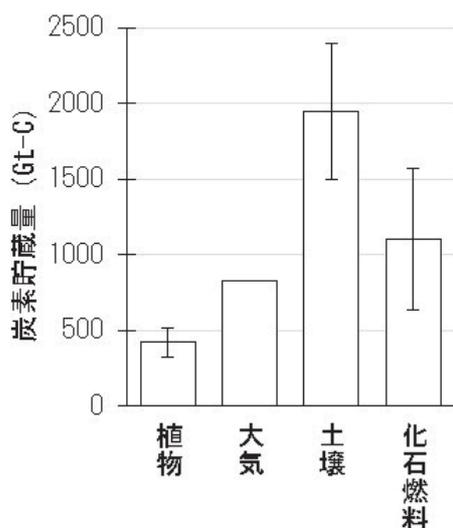


図 28 植物、大気、土壌、化石燃料の炭素貯蔵量 (IPCC, 2013 から作成)

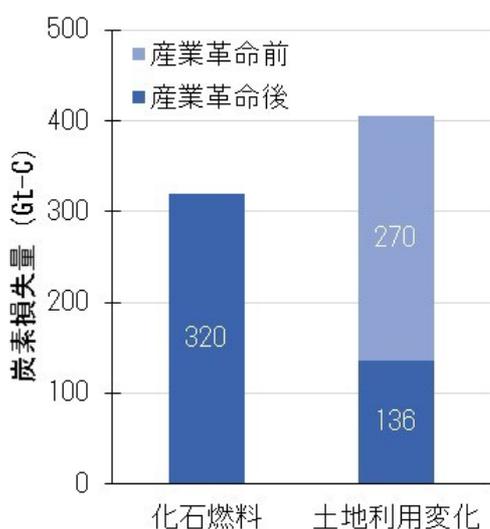


図 29 化石燃料と土地利用変化に由来する炭素排出量の比較 (Lal, 2004 から作成)

現在、人為起源の CO₂ は化石燃料 (8.6Gt-C/年, 92%)、土地利用変化 (0.8Gt-C/年, 8%) から排出され、CO₂ 排出量の 45% (4.3Gt-C/年) が大気に蓄積し、27% (2.6Gt-C/年) が海洋、27% (2.6Gt-C/年) が陸域に吸収されたと見積もられている (図 30) (Global Carbon Project, 2013)。現在も自然生態系から農用地への土地利用変化に伴う CO₂ 発生が続いており陸域生態系に保持されている有機物を維持することの大切さが改めて指摘される。

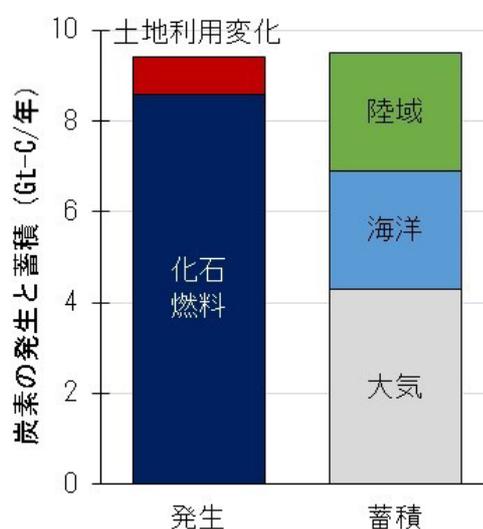


図 30 炭素の発生量と蓄積量の内訳 (Global Carbon Project, 2013 から作成)

2.3.11 草地生態系の炭素収支

植物は CO₂ と水から有機物を合成して生長する。その後、ライフサイクルを終え枯死した根・茎・葉などの植物遺体は土壌有機物の一部となる。草本植物は木本植物より根量が多く地表面を覆うように根が密に分布する。草地の有機物蓄積は地下部の寄与が大きく枯死根のほか根浸出物やミミズによる団粒形成の影響を含む。なお、土壌有機物量の増減の評価は地表面から 30cm 深までを対象とするが実際

には 30cm 以深でも土壤有機物は増減する。

自然生態系では光合成で作られた有機物の大部分がその土地に供給されるが農業生態系では人為的な有機物のフローを考慮して炭素収支を考える必要がある。すなわち、採草地では光合成で作られた有機物の一部が牧草やサイレージとしてその土地から収穫（搬出）され、放牧地では、その土地の光合成で作られた有機物の一部（未採食を含む）と補助飼料に含まれる有機物の一部（未消化）が排せつ物や作物残渣としてその土地に還元され家畜として有機物が出荷（搬出）される。また、採草地などでは過去の光合成で作られた有機物を含む堆肥やスラリーが還元される。

その一方で O_2 が充分にある条件では土壤有機物などの一部は CO_2 まで分解され大気中に拡散する。微生物による土壤有機物分解に伴う CO_2 発生量は微生物呼吸（RH）と呼ばれ土壤から大気へ炭素を運ぶ主要な経路である。

土壤への有機物の供給量（植物遺体）と分解量（RH）の差分が土壤に蓄積する。厳密には地下水に溶脱する有機物量を更に差し引く必要がある。土壤からの有機物溶脱量は欧州の草地で $0.053 \pm 0.020 t-C/ha/年$ と報告されている（Kindler et al., 2011）。土壤有機物は過去に光合成で作られた植物遺体に由来するため土壤有機物が増えると土壤による CO_2 の吸収、土壤有機物が減ると土壤からの CO_2 の排出と見なされる（白戸, 2016）。

地下部の有機物は地上部の有機物より分解速度が遅いと考えられている。粘土は腐植と安定な複合体を形成するため粘土質土壤は砂質土壤より炭素濃度が高い場合が多い。また、黒ボク土に含まれる活性アルミニウムは腐植を安定化させる効果が多い。欧州の草地における土壤炭

素調査に基づく炭素収支は $+0.05 \pm 0.30 t/ha/年$ 、フラックス調査（渦相関）に基づく炭素収支は $+0.22 \pm 0.56 t/ha/年$ で両者に有意差は無かったと報告されている（Soussana et al., 2010）。なお、炭素収支のプラス値は草地への炭素蓄積を意味する。

2.3.12 草地管理と土壤炭素蓄積

土壤炭素蓄積を促進する農地管理は裸地期間を短くし、耕起頻度を少なくすることが基礎となる（Paustian et al., 1997）。草地は根系などから土壤に供給される有機物が農地より多く耕起による有機物分解が少ないため土壤有機物が蓄積し易い。さらに、適切な放牧圧の維持、施肥、環境条件に適合した牧草の導入など草地の生産性を改善する管理は新しい平衡状態に向け土壤有機物を増加させると指摘されている（Conant, 2001）。

堆肥施用などで土壤有機物量が増えると土壤理化学性が良好に維持され作物の生産性が向上することは良く知られている。また、近年の調査で日本の採草地の土壤有機物は堆肥などの有機物施用で維持されていることが確認されている（Hirata et al., 2013）。堆肥などの有機物は過去に光合成で作られた植物遺体に由来するため有機物施用による地力増進と温暖化緩和は表裏一体の関係にある（白戸, 2016）。

土地利用変化で有機物の投入量と分解量のバランスが変わると土壤有機物濃度は新しい平衡状態に向け移行する。温室効果ガスインベントリガイドライン（IPCC, 2006）では 20 年間でデフォルトの遷移期間として設定されている。土壤有機物の減少をもたらす不適切な管理、特に森林伐採したり、草原を農地に転換したり、湿地を排水して農用地を増やすことは可能な限り抑制することが求めら

れる。自然生態系の維持と適切な農用地管理は土壌有機物を減らさず維持する上で大切である (Smith et al., 2014)。土地利用変化に伴う有機物分解は CO₂ だけでなく土壌から N₂O を発生させる原因となる (Skiba and Smith, 2000)。

【参考文献】

- Akiyama, H. and Tsuruta, H. (2003) Effect of organic matter application on N₂O, NO, and NO₂ fluxes from an Andisol field. *Global Biogeochemical Cycles* 17, 1100.
- Akiyama, H., Yan, X., and Yagi, K. (2006) Estimations of emission factors for fertilizer-induced direct N₂O emissions from agricultural soils in Japan: Summary of available data, *Soil Science and Plant Nutrition*. 52, 774-787.
- Bateman, E.J. and Baggs, E.M. (2005) Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils*, 41, 379–388.
- Bodelier, P.L.E. and Laanbroek, H.J. (2004) Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments, *FEMS Microbiology Ecology* 47, 265–277.
- Bouwman, A.F., Boumans, L.J.M. and Batjes, N.H. (2002). Modelling global annual N₂O and NO emission from fertilizer fields. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 1080.
- Conant, R.T., Paustian, K. and Elliott, E.T. (2001) Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11, 343–355.
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fangueiro, D., Cardenas, L., Amon, B. and Misselbrook, T. (2011) Manure management: implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 514-531.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., Jones, C., Le Quéré, C.L., Myneni, R., Piao, S. and Thornton, P. (2013) IPCC AR5 WG1, Chapter 6: Carbon and Other Biogeochemical Cycles (Figure 6.1)
- de Klein, C., Novoa, R.S.A., Ogle, S., Smith, K., Rochette, P., Wirth, T.C., McConkey, B.G., Mosier, A. and Rypdal, K. (2006) N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. 2006 IPCC Guideline for National Greenhouse Inventories. Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris, France.
- Flessa, H. and Beese, F. (2000) Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application or injection of cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, 29, 262–268.
- GIO (2017) National Greenhouse Gas Inventory Report of JAPAN. Greenhouse Gas Inventory Office of Japan, Tsukuba, 5-33.
- Hansen, S., Mæhlum, J.E., Bakken, L.R. (1993) NO and CH fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 621-630.
- 北海道立農業・畜産試験場家畜ふん尿プロジェクト研究チーム (2004) 家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004, 北海道立畜産試験場, 1–93.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for

- National Greenhouse Gas Inventories, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.
- IPCC (2007) Climate Change (2007) Synthesis Report. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland.
- Jarvis, S.C., Lovell, R.D., Panayides, R. (1995) Patterns of methane emissions from excreta of grazing cattle. *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 1581–1588.
- Kammann, C., Grünhage, L., Jäger, H.-J., Wachinger, G. (2001) Methane fluxes from differentially managed grassland study plots: the important role of CH₄ oxidation in grassland with a high potential for CH₄ production, *Environmental Pollution*, 115, 261-273.
- Katayanagi, N., Sawamoto, T., Hayakawa, A., Hatano, R. (2008) Nitrous oxide and nitric oxide fluxes from cornfield, grassland, pasture and forest in a watershed in Southern Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54, 662-680.
- Katayanagi, N., Hatano, R. (2012) N₂O emissions during the freezing and thawing periods from six fields in a livestock farm, southern Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 58, 261-271.
- Kindler, R., Siemens, J., Kaiser, K., Walmsley, D.C., Bernhofer, C., Buchmann, N., Cellier, P., Eugster, W., Gleixner, G., Grünwald, T., Heim, A., Ibrom, A., Jones, S.K., Jones, M., Klumpp, K., Kutsch, W., Larsen, K.S., Lehuger, S., Loubet, B., Mckenzie, R., Moors, E., Osborne, B., Pilegaard, K., Rebmann, C., Saunders, M., Schmidt, M.W.I., Schrupf, M., Seyfferth, J., Skiba, U., Soussana, J.-F., Sutton, M.A., Tefs, C., Vowinckel, B., Zeeman, M.J. and Kaupenjohann, M. (2011) Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance. *Global Change Biology*, 17, 1167–1185.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security, *Science*, 304, 1623-1627.
- Lee, D.S., Bouwman, A.F., Asman, W.A.H., Dentener, F.J., van der Hoek, K.W. and Olivier, J.G.J. (1997) Emissions of nitric oxide, nitrous oxide and ammonia from grasslands on a global scale. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, (Eds.) S.C. Jarvis & B.F. Pains, pp. 353–371. CAB International, Wallingford.
- Lowe, D.C. (2006) A green source of surprise. *Nature*, 439, 146–149
- Matsuura, S., Sasaki, H. and Kohyama, K. (2012) Organic carbon stocks in grassland soils and their spatial distribution in Japan, *Grassland Science*, 58, 79–93.
- MacDonald, J.D., Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Royer, I. and Gasser, M.-O. (2011) Ploughing a poorly drained grassland reduced N₂O emissions compared to chemical fallow, *Soil Tillage Research*, 111, 123-132.
- Merbold, L., Eugster, W., Stieger, J., Zahniser, M., Nelson, D. and Buchmann, N. (2014) Greenhouse gas budget (CO₂, CH₄ and N₂O) of intensively managed grassland following restoration. *Global Change Biology*, 20, 1913–1928.
- Mori, A. (2016) Greenhouse gas sink-source functions of grassland ecosystems, *Japan Agricultural Research Quarterly*,

- 50, 187-190.
- Mori, A. and Hojito, M. (2015) Methane and nitrous oxide emissions due to excreta returns from grazing cattle in Nasu, Japan, *Grassland Science*, 61, 109-120.
- Mori A, and Hojito M. (2011) Nitrous oxide and methane emissions from grassland treated with bark- or sawdust-containing manure at different rates. *Soil Science and Plant Nutrition*, 57, 138-149.
- Mori, A., Hojito, M., Kondo, H., Matsunami, H. and Scholefield, D. (2005) Effects of plant species on CH₄ and N₂O fluxes from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 51, 19-27.
- Mu, Z., Huang, A., Kimura, S.D., Jin, T., Wei, S. and Hatano, R. (2009) Linking N₂O emission to soil mineral N as estimated by CO₂ emission and soil C/N ratio. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 2593-2597.
- 日本草地畜産種子協会 (2010) 自給粗飼料生産による温室効果ガス削減-環境に配慮した草地飼料畑の持続的生産体系調査事業(普及版)-, 日本草地畜産種子協会, 東京.
- 農林水産省 (2006) 草地管理指標-草地の維持管理編-, 日本草地畜産種子協会, 東京.
- Oenema, O., de Klein, C. and Alfaro, M. (2014) Intensification of grassland and forage use: Driving forces and constraints. *Crop and Pasture Science*, 65, 524-537.
- 小椋純一 (2012) 森と草原の歴史-日本の植生景観はどのように移り変わってきたのか-, 古今書院, 東京
- Ojima, D.S., Valentine, D.W., Mosier, A.R., Parton, W.J. and Schimel, D.S. (1993) Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils, *Chemosphere*, 26, 675-685.
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., van Noordwijk, M. and Woomer, P.L. (1997) Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions, *Soil Use and Management*, 13, 230-244.
- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Gagnon, B. and Bertrand, N. (2008) N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 175-187.
- Saggar, S., Bolan, N.S., Bhandral, R., Hedley, C.B. and Luo, J. (2004) A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47, 513-544.
- Saggar, S., Tate, K.R., Giltrap, D.L. and Singh, J. (2008) Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant and Soil*, 309, 25-42.
- Sawamoto, T., Yoshida, R., Abe, K. and Matsunaka, T. (2010) No significant difference in N₂O emission, fertilizer induced N₂O emission factor and CH₄ absorption between anaerobically digested cattle slurry and chemical fertilizer applied timothy (*Phleum pratense* L.) sward in central Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56, 492-502.
- Scholefield, D., Hawkins, J.M.B. and

- Jackson, S.M. (1997) Use of a flowing helium atmosphere incubation technique to measure the effects of denitrification controls applied to intact cores of a clay soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1337-1344.
- 志賀一一, 大山信雄, 前田乾一, 鈴木正昭 (1985) 各種有機物の水田土壤中における分解過程と分解特性に基づく評価, 農業研究センター研究報告, 5, 1-19.
- 白戸康人 (2016) 家畜ふん堆肥等の有機物施用による土壌の炭素貯留～地力の維持増進と地球温暖化緩和の両立を目指して～, 畜産環境情報, 64, 11-22.
- Skiba, U., Smith, K.A. (2000) The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere - Global Change Science*, 2, 379-386.
- Smith, P. (2014) Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20, 2708-2711.
- Soussana, J., Tallec, T., Blanfort, V. (2010). Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334-350.
- 高田裕介, 中井 信, 小原 洋 (2009) 1992年の農耕地分布に基づくデジタル農耕地土壌図の作成, 日本土壌肥科学雑誌, 80, 502-505.
- Tate, K.R. (2015) Soil methane oxidation and land-use change – from process to mitigation, *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 260-272.
- Toma, Y. and Hatano, R. (2007) Effect of crop residue C: N ratio on N₂O emissions from grey lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53, 198-205.
- van den Pol-van Dasselaar, A., Corré, W.J., Priemé, A., Klemetsson, Å.K., Weslien, P., Klemetsson, L., Stein, A. and Oenema, O. (1998) Spatial variability of methane, nitrous oxide, and carbon dioxide emissions from drained grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 810-817.
- van der Weerden, T.J., Luo, J., de Klein, C.A.M., Hoogendoorn, C.J., Littlejohn, R.P. and Rys, G.J. (2011) Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 426-436.
- van Groenigen, J.W., Kasper, G.J., Velthof, G.L., van den Pol-van Dasselaar, A. and Kuikman, P.J. (2004) Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil*, 263, 101-111.
- Williams, D.J. (1993) Methane emissions from manure of free-range dairy cows. *Chemosphere*, 26, 179-187.
- Velthof, G.L., Hoving, I.E., Dolfing, J., Smit, A., Kuikman, P.J. and Oenema, O. (2010) Method and timing of grassland renovation affects herbage yield, nitrate leaching, and nitrous oxide emission. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86, 401-412.
- Yamulki, S., Jarvis, S.C. and Owen, P. (1999) Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. *Journal of Environmental Quality*, 28, 676-682.
- 柳井洋介, 豊田剛己, 岡崎 正規 (2007) 土壌の凍結融解をめぐる土壌微生物学研究の進展:凍結融解土壌における亜酸化窒素発生の機構解明と関連して, 土と微生物, 61, 135-146.

Yanai, Y., Hirota, T., Iwata, Y., Nemoto, M., Nagata, O. and Koga, N. (2011) Accumulation of nitrous oxide and depletion of oxygen in seasonally frozen

soils in northern Japan – Snow cover manipulation experiments, *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1779-1786.

II 畜産業における温暖化緩和技術

実用化されたあるいは実用化に近いもの

1. 飼料給与改善

1.1 アミノ酸バランス改善飼料の生産

Mosnier ら (2011)は、リジン、トレオニン、メチオニンの添加とそれによる蛋白質含量の低下がブタおよびブロイラー飼料の環境影響を削減するかどうかを LCA により調べた。飼料設計は、コストの最小化 (結晶アミノ酸有りあるいは無し)、結晶アミノ酸添加率の最大化 (結晶アミノ酸のコストを大豆粕と同等とみなした)、温室効果ガス (GHG) 排出量の最小化、の条件でそれぞれ行った。飼料設計は、まず主原料は穀物と大豆粕のみとして行い、続いて穀物およびいくつかの CP 含量の高い飼料原料 (大豆粕、菜種粕、ヒヨコ豆) を用いて行った。さらに、大豆粕

については、森林伐採に関与していると言われているブラジル中西部産または森林伐採に関係しないブラジル南部産の 2 種類について考慮した。ブロイラー飼料については、2 種類のトウモロコシ (フランス産・灌漑あり・化学肥料施肥あるいは灌漑無し・家畜ふん尿肥料施肥) の効果を調べた。その結果、まずコストを最小化するように配合された飼料に関しては、主原料に関わらず、ブタおよびブロイラーの両方において、結晶アミノ酸の利用は富栄養化、陸域生態毒性、エネルギー消費への影響を削減した。結晶アミノ酸添加による GHG 排出量削減効果は飼料原料に依存しており、結晶アミノ酸添加により森林伐採に関係するブラジル産大豆粕の使用を減らせる場合には大きな削減が見込めた。結晶アミノ酸添加率を

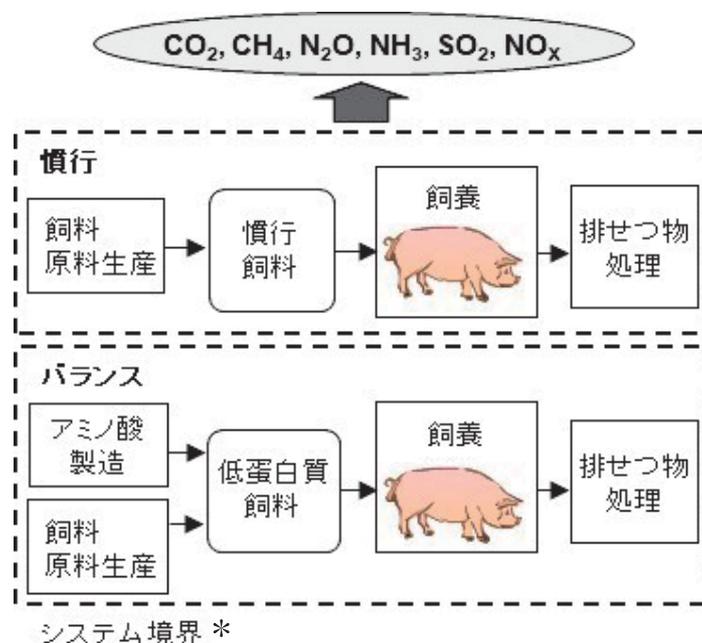


図 31 評価対象のアミノ酸バランス飼料給与養豚及び慣行養豚システム

* システム境界：LCA を行う際の評価対象範囲を明示するものであり、境界の内側のプロセスが LCA のデータ収集・解析の対象となる。

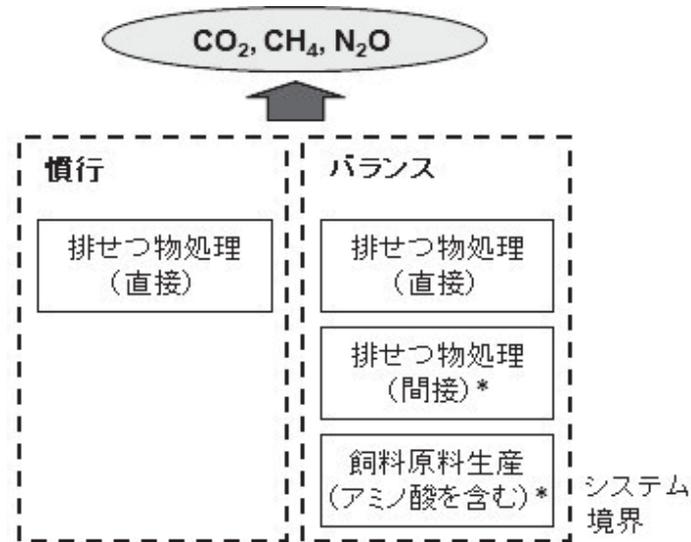


図 32 比較 LCA におけるアミノ酸バランス飼料給与養豚及び慣行養豚排せつ物処理システム

* 慣行との差分のみ考慮した。

最大化するよう配合した飼料はコストを最小化するように設計した飼料と類似した組成であり、結晶アミノ酸のコストはその利用に関する制限要因ではないと考えられた。GHG 排出量を最小化するように設計された飼料は GHG 排出量とエネルギー消費量の両項目の影響が最小であったが、他の環境影響項目については最小ではなかった。今回検討したアミノ酸に加え、トリプトファンやバリン等のアミノ酸を追加することでさらに環境影響を削減できるかどうか検討が必要であろうと述べられている。

1.2 養豚におけるアミノ酸バランス改善飼料の利用 (日本の事例)

Ogino ら (2013) は、排せつ物管理に焦点を当てた比較ライフサイクルアセスメント (LCA) および養豚全体の LCA により、日本における慣行 (「慣行」) およびアミノ酸添加バランス飼料給与 (「バランス」) 養豚の GHG 排出量およびその他の

環境影響を評価した。

LCA で評価した養豚システムを (図 31) に示した。「慣行」では飼料原料生産・輸送による慣行飼料調製、豚に給与する飼養、排せつ物処理の各プロセスを含めた。「バランス」では、「慣行」で含めたプロセスに加え、バランス飼料に必要な結晶アミノ酸の製造プロセスを含めた。

また、日本における GHG 排出量の算出は環境省の「日本国温室効果ガスインベントリ報告書」に基づいて行われており、その中では家畜生産 1 頭あたりではなく、排せつ物管理として消化管内発酵等と並び区分されている。従って、排せつ物処理としての本技術による削減量を明らかにするために、排せつ物管理を対象とした比較 LCA を行った (図 32)。「慣行」には排せつ物処理から直接発生する CH₄ および N₂O を含めた。「バランス」には排せつ物処理からの直接エミッションに加え、排せつ物処理において投入されるエネルギー・資材に由来する間接エ

ミッション (CO₂が主体)および結晶アミノ酸を含む飼料原料生産を含めた(後者二つについては慣行との差分のみカウントした)。評価項目は地球温暖化(気候変動)とし、養豚システム全体を対象としたLCAでは酸性化、富栄養化、エネルギー消費も評価した。機能単位は、養豚システム全体を対象としたLCAと比較LCAのいずれにおいても出荷豚1頭あたりとした。

インベントリ分析に関しては、結晶アミノ酸製造のデータはメーカーへの聞き取りにより入手し、他の飼料原料についてはUSDA、GREET等のデータを用いた。排せつ物処理からの直接エミッションについては温室効果ガスインベントリ報告書(2010)の値を用いた。排せつ物処理から発生するN₂Oの原因となる窒素排せつ量の「バランス」の「慣行」に対する低減率は、肥育前期についてはOsadaらの、後期については梶らの値を用いた。燃料・電力・一般的な資材の製造および使用、輸送についてはJEMAI-LCA Proの値を用いた。

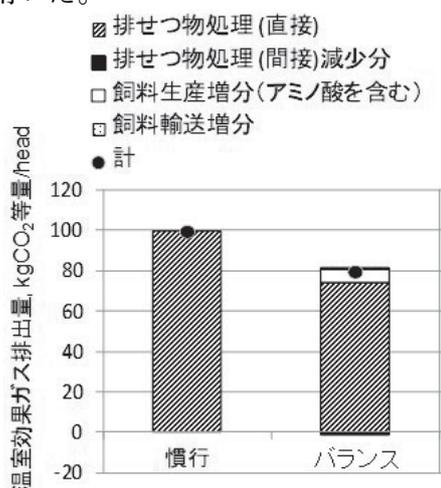


図 33 LCA で評価したアミノ酸バランス飼料給与養豚および慣行養豚のGHG 排出量

(評価対象としたのは排せつ物処理(他のプロセスにおける低CP飼料利用による慣行からの差分を含む))

「バランス」と「慣行」の排せつ物処理について地球温暖化に関する比較LCAを行った結果を図33に示した。結果は出荷豚1頭あたりで表されており、これは子豚のステージや繁殖豚も含めた値である。「バランス」では主としてアミノ酸製造の追加により飼料生産過程からのGHG排出量が増加するが、排せつ物処理からのN₂O排出量が大きく削減されるため、全体として「バランス」のGHG排出量は「慣行」のそれと比較して20%小さかった。また現在、畜舎からの排水中硝酸態窒素濃度には暫定基準が適用されているが、将来的にこれが引き下げられる可能性があるため、放流水窒素濃度100mg/Lの場合を想定して同様の解析を行った。この場合、「慣行」では放流水中窒素濃度を低減するため浄化処理においてメタノール等の脱窒資材を使用することになり、排せつ物処理からの間接エミッションが増加する。一方、「バランス」では原汚水中の窒素濃度が元々低いことから脱窒資材を使用する必要が無いため、「バランス」におけるGHG排出量の「慣行」に対する削減率が大きくなった。

飼料生産から排せつ物管理までの養豚システム全体を対象としたLCAの結果を図34に示した。酸性化については地球温暖化すなわちGHG排出量と同様の傾向が認められた。富栄養化については、「バランス」が「慣行」より28%小さかった。「バランス」において富栄養化への影響を大きく削減できるのは、尿への窒素排せつ量が低減することで汚水中の窒素濃度が低下し、放流水としての環境への窒素排出量が削減されるためと考えられた。一方、エネルギー消費については、アミノ酸製造時に多くのエネルギーが使用されるため、ライフサイクルを通して「バランス」のエネルギー消費量がわずかに大きかった。これらの結果から、アミノ酸バ

ランス飼料給与技術は地球温暖化だけでなく他の環境影響も削減し、特に富栄養化への影響を大きく削減することが明らかとなった。

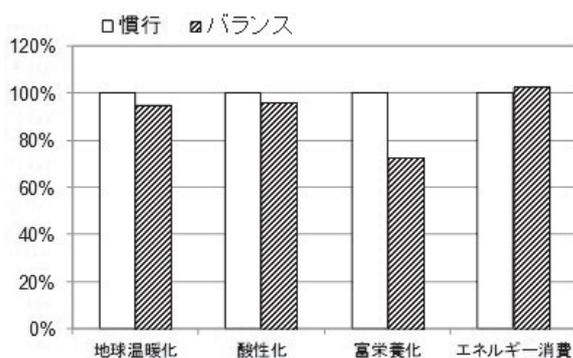


図 34 LCA で評価したアミノ酸バランス飼料給与養豚および慣行養豚の環境影響

(評価対象としたのは養豚システム全体)
(慣行の値を 100%とした)

1.3 養豚におけるアミノ酸バランス改善飼料の利用(フランスの事例)

Garcia-Launay ら (2014)は、いくつかの結晶アミノ酸利用シナリオに基づき、フランス養豚の環境影響を LCA により評価した(本論文は、前述の Mosnier らの論文と著者がかなり重なっており、同グループによる研究と言える)。二種類の家畜ふん尿処理法(スラリーまたは堆積発酵)、二種類の蛋白質源(大豆粕のみあるいは大豆粕・ナタネ粕・ひよこ豆)、二種類の大豆粕の産地(ブラジル中西部とブラジル平均)を考慮した。それぞれのシナリオについて、妊娠豚、泌乳豚、子豚(pre-starter および starter)の飼料設計を行った。肥育豚は、1種類の飼料、2種類の飼料、あるいは多フェーズで飼料を給与された。3種類のシナリオにおいて、以下のとおり最小コスト設計を行った: 結晶アミノ酸無し(NoAA)、結晶アミノ酸を添

加して CP 含量低減(LowCP)、結晶アミノ酸を添加して CP 含量に制限無し(Min€)。4番目のシナリオでは、CP 含量を最小化した(MinCP)。1P-NoAA の 190g/kg から MP-MinCP の 123g/kg まで、結晶アミノ酸の添加量が増加する一方で CP 含量は低下した。同時に、大豆粕の割合も 197kg/t から MP-MinCP の 70kg/t まで低下した。この大豆粕割合の減少は、コスト低減にもつながっていた。アミノ酸バランス飼料への結晶アミノ酸の添加は、明確に気候変動(GHG 排出量)、酸性化、そして富栄養化への影響を削減していた。気候変動、酸性化、富栄養化への影響が最小となったのは Min€あるいは MinCP シナリオであり、これらではトリプトファンおよびバリンが飼料に添加されていた。陸域生態毒性、エネルギー消費、土地利用は、他の環境影響項目と比較してシナリオ間の差が小さかった。育成-肥育期における結晶アミノ酸と多フェーズ飼料給与の組み合わせは、気候変動、酸性化、富栄養化において最も環境影響の削減量が大きかった。環境影響削減のメカニズムには、大豆粕および圧ぺん大豆を結晶アミノ酸と穀物に置き換えること、窒素排せつ量の削減により N₂O とアンモニアの排出量を削減することが含まれる。本研究の結果は、フランスにおける養豚の環境影響、特に気候変動、酸性化、富栄養化への影響は、飼料の改善によりさらに削減可能であることを示している、と述べられている。

1.4 欧州の LCA と家畜生産背景の異なる国の LCA との比較

Monteiro ら (2016)は、まず、これまで養豚における飼料給与戦略が環境影響に及ぼす効果を調べるために多くの LCA 研究が行われてきたが、それらは大部分が

ヨーロッパにおけるものであるため、家畜生産の背景との相互作用についてはなお議論の余地がある、との問題提起を行っている。そこで、養豚における飼料給与戦略が環境影響に及ぼす効果を、二つの地理的背景、すなわち南アメリカ（ブラジル）およびヨーロッパ（フランス）について調べた。肉豚肥育の LCA のシステム境界は、肥育豚を農場から出荷するまでを考慮し、飼料生産・輸送、豚の肥育、ふん尿の貯留・運搬・散布を含めた。機能単位は増体 1kg とした。豚の成長については、モデルを用いてシミュレートした。LCA の計算は、それぞれの豚の増体および排せつ量に基づいて行い、結果は分散分析により解析した。その結果、いくつかの環境影響については、飼料給与プログラム、大豆の産地、養豚生産の場所の間に明らかな相互作用があることが示された。気候変動については、フェーズ飼料給与と結晶アミノ酸の添加の効果は、ブラジル中西部産の大豆（森林伐採を伴う）をフランスで用いる場合には効果的な戦略であるが、ブラジル南部産の大豆（森林伐採を伴わない）をブラジルで用いる場合には効果が限られているか、場合によっては逆効果であった。エネルギー消費についても同様の傾向が認められたが、酸性化と富栄養化についてはフェーズ飼料給与と結晶アミノ酸添加によりほとんど全ての背景において削減が認められた。個体間のバラツキを考慮する唯一の戦略である個別日給与は全ての背景において養豚の環境影響を削減するために有効な方策であったが、そのポテンシャルは大豆粕の産地と養豚の地理的背景により大きく異なることが明らかとなった。

Monteiro ら (2017) は、体重 25kg から 130kg までの豚の肥育において飼料中 CP 含量の低減が豚の増体、枝肉形質、肉の品

質、そして環境影響に及ぼす効果を調べた。40 頭の雌および 40 頭の去勢豚を、乱塊法により二つの処理、10 反復、実験ユニットあたり 4 頭で割り付けた。飼料は 4 つの成長フェーズで異なるものを給与した。それぞれの成長フェーズについて、二つの飼料を設計した。一つは InraPorc モデルを用いて、CP、アミノ酸、リンの過剰が最小限になるよう調製し (LN)、もう一方は標準的なブラジルの推奨組成に従って設計した (ST)。その結果、増体に差はみとめられず、平均 DG および平均飼料摂取量はそれぞれ 0.919 および 2.46kg/d であった。枝肉形質および肉品質も飼料区により差は認められなかった。飼料コストは LN 飼料を給与した区の方が 6.8% 小さかった ($P < 0.05$)。窒素およびリンバランスに関して、維持については有意差が認められなかったが、窒素摂取量およびリン摂取量については LN 区の方がそれぞれ 15.8% および 9.42% 低く、窒素排せつ量およびリン排せつ量については LN 区の方がそれぞれ 24.1% および 14.6% 低かった。LCA の結果、LN 区は気候変動および陸域生態毒性を 4%、酸性化を 8%、富栄養化を 10%、土地利用を 9%、ST 区と比較して削減可能であった。本研究の結果は、栄養組成の調整は、増体に影響することなくコストと環境影響を削減できる、飼料設計における有用な選択肢であることを示している、と述べられている。

Kebreab ら (2016) は、結晶アミノ酸やフィターゼのような特定の飼料添加物の使用は生産性を落とすことなく栄養素の投入を低減するためその結果排出を減らせるとし、よってヨーロッパおよび南北アメリカでの養豚およびブロイラー生産における特定飼料添加物の使用が世界の環境影響に及ぼす効果を調べた。LCA 手

法を用いて、特定飼料添加物製造から家畜生産までを評価した。慣行飼料、慣行飼料+結晶アミノ酸、慣行飼料+結晶アミノ酸+フィターゼの3種類の飼料を比較した。さらに、各地域の養豚・ブロイラー生産の両方のシステムについて、5つのシナリオによる部分的な感度分析を行った。その結果、農場からの出荷までをシステム境界として、養豚およびブロイラー生産における特定飼料添加物の使用は、慣行飼料と比較して、ヨーロッパで56%および54%、北アメリカで17%および15%、南アメリカで33%および19%、GHG排出量をそれぞれ削減した。2012年時点で、世界におけるGHG排出量を136Mt-CO₂e/年削減できると計算され、これは国連の人口予測に基づけば2050年には146Mt-CO₂e/年まで増加する。ヨーロッパと南アメリカで特定飼料添加物使用の環境面でのメリットは極めて大きく、これは土地利用変化すなわち森林伐採を考慮することで大豆粕の需要減少がGHG排出量削減につながるためであった。

Kaufmann (2015)は、増大する動物性タンパク質への需要に応えるための生産性向上と社会が注視する持続可能性の両立は畜産業にとって重要な課題であるとし、飼料とふん尿処理は最も重要な環境影響項目である地球温暖化、酸性化、富栄養化の影響削減に貢献できるため、まずそこから改善を始めるべきだと述べている。その中で、中国の養豚を対象としたモデルによる解析の結果、飼料に関してはより多くの結晶アミノ酸を添加したアミノ酸バランス飼料の利用により環境影響を大きく削減することが可能であった。

Tsujimoto ら (2013)は、IPCC 京都議定書の Annex 1 諸国における豚および鶏

の排せつ物処理からの N₂O 排出量および結晶アミノ酸利用によるその削減ポテンシャルを計算し、各国間の比較を行った。その結果、結晶アミノ酸の利用は N₂O 排出量の削減に貢献し、削減率はおよそ25%であった。結晶アミノ酸利用による、CH₄ も合わせた排せつ物処理からの GHG 排出量削減率は各国で異なっており、日本では24.8%と計算されたが、フランスでは7.2%であった。これは、日本で主に用いられている浄化処理の N₂O 排出係数が大きいのに対し、フランスで主に用いられているスラリー処理では CH₄ 排出係数が大きく、N₂O 排出係数は小さいためと考えられた。従って、結晶アミノ酸利用による家畜排せつ物処理からの GHG 排出量削減率はその国で用いられているふん尿処理法に依存し、浄化処理のような N₂O 排出係数の大きい処理法が主として用いられている国においてその効果が大きいと言える。フランスでも、ふん尿処理体系を日本型に変更した場合、結晶アミノ酸の飼料利用による家畜排せつ物処理からの GHG 排出量削減率は23.4%となる。また、結晶アミノ酸の飼料利用により飼料生産に用いる土地も10%削減することが可能であり、余剰の土地を用いてより多くの食肉生産が可能であると述べられている。

1.5 プロテアーゼ添加飼料の利用

Leinonen ら (2015)は、慣行飼料あるいはプロテアーゼ添加低 CP 飼料を給与した飼養試験の結果に基づく LCA により、プロテアーゼの飼料への添加がブロイラー生産の環境影響に及ぼす効果を調べた。まず飼料生産・輸送の段階では、プロテアーゼの利用により、評価した全ての項目において環境影響が削減されていた。地球温暖化において最も大きな削減がみと

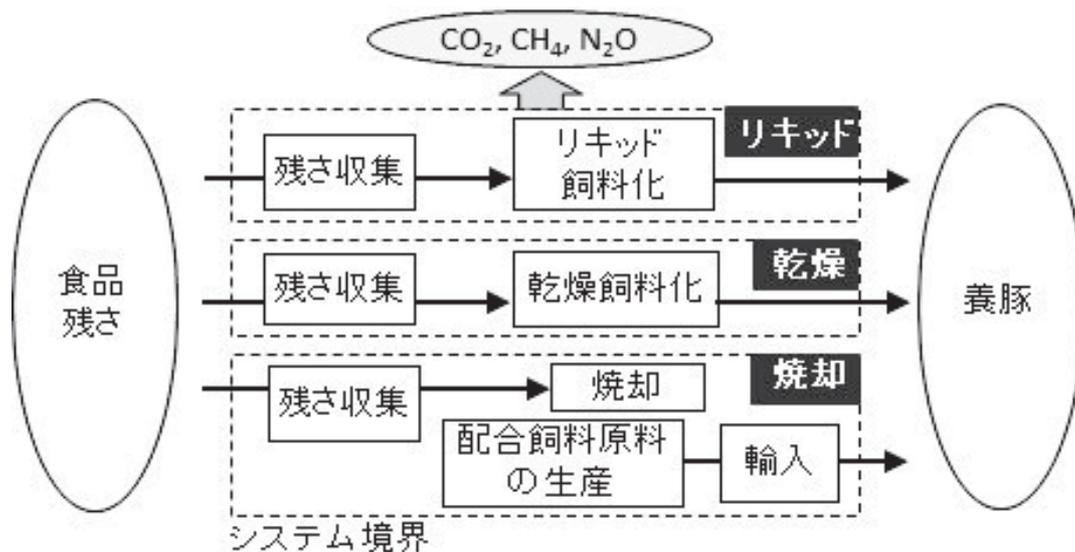


図 35. 今回比較した食品残さ処理・利用システム

められ (5%)、これは大豆粕の利用が少なくなったことで土地利用変化 (ここでは森林伐採)に伴う CO₂ 排出量が削減されたことによるものであった。ブロイラー飼養のプロセスにおいては、酸性化 (5%) および富栄養化 (3%) において大きな削減がみとめられ、これはプロテアーゼ添加低 CP 飼料の利用により窒素排せつ量が低減され、それに伴い鶏舎およびふん尿処理において主としてアンモニアの排出量が小さくなったためであった (ブロイラー枝肉重量 1,000kg あたり平均アンモニア排出量: 慣行飼料 25.7kg、プロテアーゼ添加低 CP 飼料 24.5kg)。

1.6 エコフィードの利用

Ogino ら (2007a) は、食品残さ飼料化が GHG 排出量等の環境に及ぼす影響について LCA を用いて評価した。食品残さから養豚用飼料を生産する場合について、

その環境負荷低減効果を評価するため、リキッド飼料化する場合 (「リキッド」) および食品残さを乾燥飼料化する場合 (「乾燥」) と食品残さを焼却により廃棄する場合 (「焼却」) を比較した。検討した食品残さ処理・利用システムの概略を図 35 に示す。

本研究では、食品残さが発生してからそれを処理し、豚の飼料が生産されるまでを評価の対象とした。すなわち、「リキッド」では食品残さを収集した後、水分を加え加熱・発酵等によりリキッド飼料を製造し、「乾燥」では同様に食品残さを収集した後、加熱等の方法により水分を蒸発させ乾燥飼料を製造するものとした。一方、「焼却」では食品残さを焼却廃棄し、代わりに他の場合で生産される飼料と同量の飼料をアメリカ合衆国で生産し、輸入するものとした。

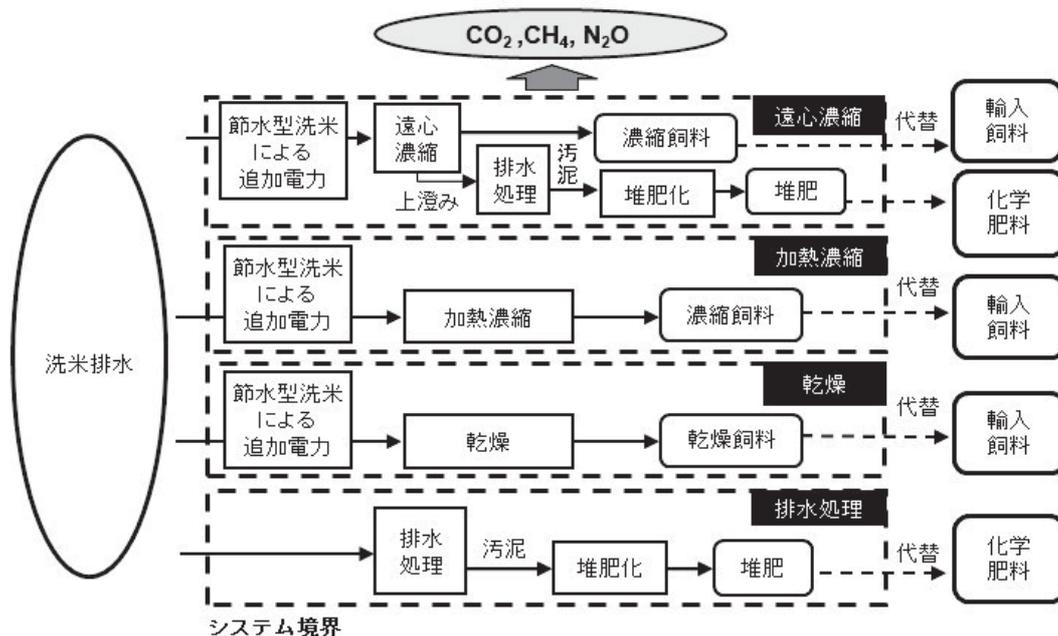


図 36 洗米排水処理・利用システム

機能単位は、含有代謝エネルギー量に応じて調整した飼料乾物 1kg とした。「リキッド」および「乾燥」での残さの飼料化については、本研究ではそれぞれ数件の飼料化工場に聞き取りを行い、残さの収集量・収集先あるいは収集で消費される燃料量、飼料化プラントで消費される電気および燃料量、生産される飼料量、等のデータを取得した。

一方、「焼却」では焼却時に消費される燃料量は残さの水分を加熱・蒸発させるための熱量から理論的に求め、焼却プラントにおいて消費される電力量は文献値の値を用いた。また、残さ飼料に相当する分の飼料の生産および日本までの輸送において消費される燃料・電力量も文献を基に算出した。本研究で評価したシステムでは化石燃料および電力に由来する環境負荷が大部分であると考えられたため、

それらエネルギーの消費に伴って発生する CO₂ を初めとする GHG 排出量を調べた。燃料および電力から発生する CO₂ 量は LCA ソフトウェア JEMAI-LCA を用いて計算した。生産された残さ飼料あるいは輸入飼料の農家までの輸送については、ケースごとに輸送距離が大きく異なる等の理由から評価の対象にしていなかったが、いくつかの輸送距離を設定したシナリオについても評価を行った。

「リキッド」・「乾燥」・「焼却」の三つの食品残さ処理・利用システムから発生する、残さ飼料あるいは輸入飼料 1kg (乾物量) あたりの地球温暖化への影響を調べた結果、「乾燥」と「焼却」は約 1070g と同程度であり、「リキッド」は約 270g と他の二ケースのおよそ 4 分の 1 であった。個別のプロセスを見ると、「乾燥」における飼料化プロセスで消費される燃料に由来する CO₂ 量が大きく、「乾燥」から発生

する総量の約 60%を占めていた。食品残さ中の水分を蒸発させるための燃料消費量が大きいことが原因であると考えられた。「リキッド」は水分を蒸発させる必要が無い場合、燃料由来の CO₂ 発生量が非常に小さく、また電力消費量も小さかった。農家までの輸送を考慮した場合、水分含量の多い飼料を輸送する「リキッド」で相対的に CO₂ 発生量が大きくなったが、輸送距離が 200km まで長くなったと仮定しても、「リキッド」の GHG 排出量は他の二ケースと比較して依然として小さいままであった。「乾燥」においては、廃棄物焼却場等が隣接している場合、その廃熱を乾燥に利用すること等が GHG 削減方策として考えられる。

Ogino ら (2012)は、飼料化が期待される液状食品残さである濃厚洗米排水をモデルケースとして、その飼料化システムおよび既存処理方法である排水処理システムについて LCA を行い、結果を比較した。図 36 に、今回解析した濃厚洗米排水の処理・利用システムを示す。濃厚洗米排水について、遠心により濃縮して飼料化し上澄みは排水処理する場合（「遠心濃縮」）、加熱濃縮して飼料化する場合（「加熱濃縮」）、乾燥して飼料化する場合（「乾燥」）、既存処理法である活性汚泥法により排水処理して放流する場合（「排水処理」）について、GHG 排出量およびエネルギー消費量を調べた。排水処理については、余剰汚泥の堆肥化プロセスもシステムに含めた。各システムで生産された飼料および堆肥はそれぞれ輸入飼料および化学肥料を代替するものとし、それらの環境負荷を差し引いた。製造飼料の化学組成は、CP が 15.5%DM、DE が 17.9MJ/kg-DM であり（立川ら、2011）、CP と DE から ME は 17.6MJ/kg-DM と推定された。輸入飼料は ME 含量が

16.5MJ/kg-DM であり（トウモロコシ 54%、グレインソルガム 26%、大豆粕 20%）、製造された飼料は ME ベースで同量の輸入飼料を代替するものとした。輸入飼料の環境負荷は、USDA (2009)、GREET (Wang, 2008)等のデータをもとに求めた。機能単位は原料米 1kg とした。洗米排水の各種飼料化および排水処理に伴う電力、燃料、資材消費量は、実際にそれらの処理・利用を行っている事業者の商用プラントあるいは試験プラントの運転結果について聞き取り調査を行うことで得た。「遠心濃縮」では濃厚洗米排水を遠心分離により固形分を濃縮し、保存性を高めるためギ酸が添加されていた。「加熱濃縮」は、洗米排水を減圧環境下において灯油を燃料として加熱し、濃縮していた。「遠心濃縮」と同様に保存性向上のためギ酸が添加されていた。「乾燥」ではディスク型の乾燥装置により洗米排水が乾燥されており、灯油を燃料として内部から加熱されたディスクに洗米排水を滴下することで乾燥飼料を製造していた。飼料化する場合の濃厚洗米排水の乾物率は約 10%であり、「遠心濃縮」と「加熱濃縮」ではそれぞれ 20%および 23%まで濃縮され、「乾燥」では乾物率 93%の固形飼料が得られる。「排水処理」は、一般的な活性汚泥法により行われ、凝集剤等の資材が用いられていた。排水処理および余剰汚泥堆肥化過程で発生する CH₄および N₂O の発生係数には、温室効果ガスインベントリ報告書 (GIO、2010)の値を用いた。資材・燃料等のデータには JEMAI-LCA Pro (産業環境管理協会、2005)の値を用い、見当たらない場合には 3EID (国立環境研究所、2002)あるいは食品関連材料 CO₂ 排出係数データベース (味の素、2007)を使用した。各 GHG の温暖化係数には IPCC により定められた CO₂ 換算の値を用い、CO₂ : 1、CH₄ : 25、N₂O : 298 とした。

洗米排水の処理・利用法の地球温暖化への影響を調べた結果、「遠心濃縮」、「加熱濃縮」、「乾燥」、「排水処理」のCO₂換算(CO₂e)のGHG排出量は、原料米1トンあたりそれぞれ、6.4、15.8、45.5、22.5 kgであった(図37)。

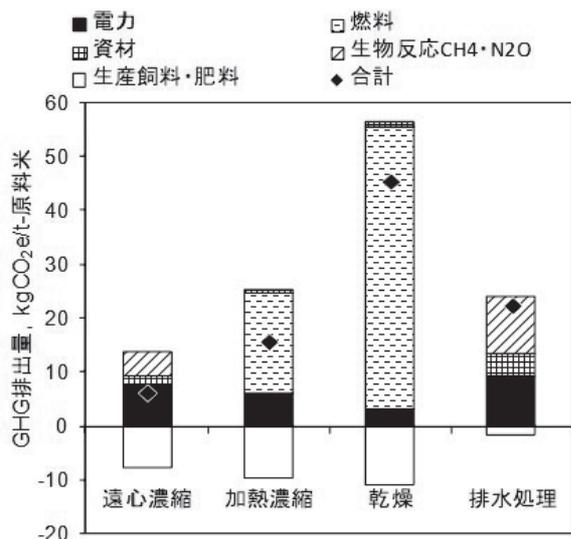


図37 洗米排水処理・利用システムからの温室効果ガス排出量

「遠心濃縮」が最も小さく、「加熱濃縮」も「排水処理」より小さいが、「乾燥」は「排水処理」より大きかった。生産される飼料が輸入飼料を代替することによるGHG低減効果は大きく、「遠心濃縮」および「加熱濃縮」におけるGHG排出量の低減につながっていた。加熱に燃料を使用するケースではそのCO₂排出量が大きくなる傾向にあり、濃厚洗米排水は一般的な固形状食品残さよりも含水率が高いため、加熱・乾燥に伴う燃料使用量が結果に大きな影響を及ぼしていると考えられた。「排水処理」は、消費電力由来のCO₂に加え、排水処理過程および余剰汚泥の堆肥化過程で発生するCH₄およびN₂Oの排出量が大きく、また生産される堆肥が化学肥料を代替することによるGHG削減

効果が小さいため、全体としてのGHG排出量が大きくなっていた。製造飼料輸送距離のGHG排出量におよぼす影響を調べた結果、遠心濃縮および加熱濃縮では液状飼料を輸送することから、製造飼料の輸送距離に対するGHG排出量の増加率が高かった。しかし、製造飼料の片道輸送距離が200kmまで長くなっても各システムのGHG排出量の優劣に影響は与えなかった。

Aliら(2017)は、養豚の環境および経済持続性を向上するために代替飼料原料が求められているとして、既存および新規食品共産物(co-products)の飼料利用によるブラジルの養豚における環境面および経済面の影響をLCA手法により調べた。比較した飼料シナリオは、慣行のトゥモロコシー大豆粕飼料、マカウバ(macauba:ヤシの一種)のカーネルケーキをベースとしたもの、共産物をベースとしたもの、の3つである(最初が慣行シナリオ、後の二つが代替シナリオ)。3種類の飼料は、栄養組成を同等とした。解析の結果、養豚用飼料に共産物を含めることは養豚の環境影響を削減し、その効果は土地利用と、土地利用変化を考慮する場合には地球温暖化ポテンシャル(GWP)において大きかった。慣行シナリオと比較して、代替シナリオでは生産物(豚肉)あたりの土地利用面積が10%小さかった。生体重1kgあたりのGWPは、直接土地利用変化を考慮する場合で3.4~7%、間接土地利用変化を考慮する場合で6~7%、代替シナリオにおいて低かった。土地利用比率*は、慣行シナリオの4.84に対して代替シナリオで4.35であり、これは共産物を用いた養豚ではヒトが直接消費する食料の生産のために土地を多く使用できることを含意している。慣行飼料と比較して、マカウバカーネルケー

キ飼料では14%、共産物飼料では5%、それぞれ生産コストが低かった。従って、共産物の養豚飼料での利用は、養豚の環境的および経済的持続性を向上するための重要な戦略であると結論づけている。

※土地利用比率：ここでは、豚1頭のヒト可消化蛋白質量に対する、豚1頭分の飼料生産に使用された土地で生産できる食料から得られるヒト可消化蛋白質量の比

1.7 生産効率改善等

Ogino ら (2004)は、日本の肉用牛肥育についてLCAを行い、肥育期間(と畜月齢)がGHG排出量等の環境影響に及ぼす効果を調べた。機能単位は牛1頭とした。子牛を市場から購入し肥育して出荷するまでの期間、畜舎、畜体、ふん尿処理から発生する環境負荷に加え、摂取する飼料を生産・輸送する際に発生する負荷を文献等から調べ、積算した。

その結果、温暖化に最も大きな寄与を及ぼしていたのは畜体であり、これはウシの消化管から発生するCH₄に全て由来していた。続いて飼料生産および輸送のプロセスからの発生が大きく、これらのプロセスでは化石燃料由来のCO₂が大きな割合を占めていた。ふん尿処理も温暖化にある程度寄与しており、ここではN₂Oが主要なGHGであった。また、各プロセスにおける酸性化への影響やエネルギー消費を調べた結果、酸性化では飼料生産、家畜管理、ふん尿処理の各プロセスから発生するNH₃が大きく寄与しており、エネルギー消費では飼料生産および輸送の二つのプロセスで全消費量のほぼ全てを占めるなど、環境負荷の大きいプロセスが環境影響項目ごとに異なってい

た。同システムにおいてと畜月齢を28か月から26か月に早め、肥育期間を短縮した場合の環境負荷低減効果を調べた結果、肥育期間を1か月短縮することで環境影響を4.0~4.5%低減することが可能であった。

また、Ogino ら (2007b)は、肉用牛生産の中でも繁殖部門についてLCAを用いて環境影響評価を行った。市場から雌子牛を購入して育成して14か月間隔で7産させ、産まれた子牛は8か月齢まで育てて子牛市場に出荷するという条件を基本システムとした。機能単位は子牛1頭とした。そして肉用牛肥育の場合と同様に各プロセスからの環境負荷を調べて積算した。その結果、地球温暖化への影響については、肉用牛繁殖は肥育と比較して粗飼料を多く給与するため畜体プロセスの全体の寄与に占める割合が大きくなり、逆に飼料生産のそれは小さくなっていった。他の影響項目については、やはり飼料生産の寄与が小さくなっていったものの、肥育と同様の傾向であった。母牛の分娩間隔を短縮した場合の環境負荷低減効果を調べた結果、1か月の短縮で環境影響を約6%低減できることが明らかとなった。

【参考文献】

- Ali, B. M., van Zanten, H. H. E., Berentsen, P., Bastiaansen, J. W. M., Bikker, P., and Lansink, A. O. (2017). Environmental and economic impacts of using co-products in the diets of finishing pigs in Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 162 (Supplement C), 247-259.
- Garcia-Launay, F., van der Werf, H. M. G., Nguyen, T. T. H., Le Tutour, L., and Dourmad, J. Y. (2014). Evaluation of

- the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in pig production using Life Cycle Assessment. *Livestock Science*, 161, 158-175.
- Kebreab, E., Liedke, A., Caro, D., Deimling, S., Binder, M., and Finkbeiner, M. (2016). Environmental impact of using specialty feed ingredients in swine and poultry production: A life cycle assessment. *Journal of Animal Science*, 94(6), 2664-2681.
- Leinonen, I., and Williams, A. G. (2015). Effects of dietary protease on nitrogen emissions from broiler production: a holistic comparison using Life Cycle Assessment. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 95(15), 3041-3046.
- Mackenzie, S. G., Leinonen, I., Ferguson, N., and Kyriazakis, I. (2016). Towards a methodology to formulate sustainable diets for livestock: accounting for environmental impact in diet formulation. *British Journal of Nutrition*, 115(10), 1860-1874.
- Monteiro, A. N., Garcia-Launay, F., Brossard, L., Wilfart, A., and Dourmad, J. Y. (2016). Effect of feeding strategy on environmental impacts of pig fattening in different contexts of production: evaluation through life cycle assessment. *Journal of Animal Science*, 94(11), 4832-4847.
- Monteiro, A. N. T. R., Bertol, T. M., de Oliveira, P. A. V., Dourmad, J. Y., Coldebella, A., and Kessler, A. M. (2017). The impact of feeding growing-finishing pigs with reduced dietary protein levels on performance, carcass traits, meat quality and environmental impacts. *Livestock Science*, 198 (Supplement C), 162-169.
- Mosnier, E., van der Werf, H. M. G., Boissy, J., and Dourmad, J.-Y. (2011). Evaluation of the environmental implications of the incorporation of feed-use amino acids in the manufacturing of pig and broiler feeds using Life Cycle Assessment. *Animal*, 5(12), 1972-1983.
- Ogino, A., Hirooka, H., Ikeguchi, A., Tanaka, Y., Waki, M., Yokoyama, H., and Kawashima, T. (2007). Environmental impact evaluation of feeds prepared from food residues using life cycle assessment. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 1061-1068.
- Ogino, A., Ishida, M., Ohmori, H., Tanaka, Y., Yamashita, T., Yokoyama, H., Tatsugawa, K., Ijiri, S., and Kawashima, T. (2012). Life cycle assessment of animal feeds prepared from liquid food residues: a case study of rice-washing water. *Journal of Environmental Quality*, 41(6), 1982-1988.
- Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., and Shimada, K. (2004). Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science*, 82(7), 2115-2122.
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K., and Hirooka, H. (2007). Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal*, 78(4), 424-432.
- Ogino, A., Osada, T., Takada, R., Takagi, T., Tsujimoto, S., Tonoue, T., Matsui, D., Katsumata, M., Yamashita, T., and Tanaka, Y. (2013). Life cycle assessment of Japanese pig farming

using low-protein diet supplemented with amino acids. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59(1), 107-118.

Tsujimoto, S., Takagi, T., Osada, T., and Ogino, A. (2013). Greenhouse gas

reduction and improved sustainability of animal husbandry using amino acids in swine, poultry feeds. *Animal Science Journal*, 84(5), 409-415.

2. 堆肥化処理の改善（亜硝酸酸化細菌添加による N_2O 抑制効果）

2.1 堆肥化処理における N_2O 発生要因

家畜排せつ物を堆肥化処理する際に発生する温室効果ガス（GHG）はメタン（ CH_4 ）と一酸化二窒素（ N_2O ）が主なものとなる。 CH_4 は嫌氣的に炭水化物が分解される過程で、 N_2O は好氣的アンモニアが酸化される過程（硝化）か嫌氣的に硝酸態窒素が還元される課程（脱窒）において生成される。堆肥化処理における CH_4 の抑制はいかに堆積物内部に嫌氣的な部分を作らないかが最も重要であり、好氣的な環境を創造する様々な手法（堆肥堆積物への強制通気等）がガス放出抑制に有効となる。一方、 N_2O は好気・嫌気の両環境条件下で生成することから、放出量を抑制することはより複雑で困難となる。ここでは堆肥化処理過程において、不完全な硝化に起因する N_2O 発生を抑制する方法について解説を行う。

排泄直後のふん尿には硝酸態窒素が含まれていないことから、家畜ふん尿処理過程から N_2O が生成されるためには硝化が起こることが前提となる。硝化はアンモニウムイオン（ NH_4^+ ）を亜硝酸イオン（ NO_2^- ）まで酸化するアンモニア酸化細菌（ammonia-oxidizing bacteria：AOB）と、 NO_2^- を硝酸イオン（ NO_3^- ）まで酸化する亜硝酸酸化細菌（nitrite-oxidizing bacteria：NOB）の2種類の独立栄養細菌の働きによって主に進行する。堆肥化による有機物分解により堆肥堆積物の温度は70-80°Cまで上昇し、さらに家畜ふん尿特有の低C/N比による多量の NH_4^+/NH_3 生成により、これら環境要因への耐性が低い硝化細菌の活動は、高温・高 NH_4^+/NH_3 が顕著な堆肥化の高温発酵期

間において抑制的となる。実際に、 N_2O の排出極大が高温発酵以降に観察されるケースが報告されている（Fukumoto et al., 2003）。但し、高温発酵期においても比較的低温の低い表層部で硝化が起こり、切り返しにより嫌氣的部位へ移動してそこで脱窒作用を受け N_2O が排出するケースも報告されている（Maeda et al., 2010）。また、家畜ふん尿の性状や処理方法によっては堆肥化において硝化細菌の活動が著しく阻害されるケースも想定される。そのような場合は堆肥化過程における N_2O は発生しないが、堆肥が圃場等において土壌と混合されることで硝化細菌への阻害要因が希釈され、施肥段階で N_2O が発生すると想定される。

2.2 堆肥化処理における亜硝酸イオンの蓄積

家畜ふん尿の堆肥化過程で硝化が起きる場合、AOBとNOBがバランス良く増殖すれば NH_3 から NO_3^- までの酸化が速やかに進行するが、畜種やふん尿の性状によっては先に AOB が増殖した後に NOB が増殖するまでにタイムラグが生じ、 NO_2^- から NO_3^- までの酸化が滞る場合がある。実際に行われた豚ふんの堆肥化試験（Fukumoto et al., 2006）では堆肥中の AOB と NOB の菌数推移が計測されたが、高温発酵期間中は AOB と NOB ともに検出限界以下まで菌数が低下したものの、有機物分解が進み顕著な温度上昇が起こらなくなる後熟期に入ると硝化細菌が際増殖した。豚ふん堆肥化試験（Fukumoto et al., 2006）では NH_3 を基質とする AOB が第2週目に再増殖を開始したのに対し、NOB の再増殖が確認されたのは第8週目であった。無機態窒素の推移結果から第8週前にも NO_3^- 濃度が徐々に上昇していることからこの試験で

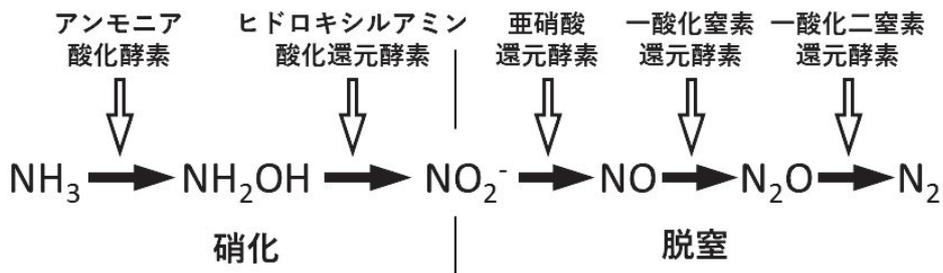


図 38 硝化細菌脱窒 (Nitrifier denitrification) の経路と酵素
(Wrage et al. 2001)

用いられた硝化細菌数の計測方法における検出限界以下で NOB も増加していたと考えられるが、NO₂⁻が完全に NO₃⁻まで酸化されるまでに試験開始から 3 ヶ月経過した段階であった。完全な硝化を達成するためには 10⁵ 個/mL 程度の NOB が必要との報告もあることから (Blouin et al., 1990)、ある程度の菌数に達するまでは NO₂⁻の蓄積が継続したと推察された。

豚ふん堆肥化試験 (Fukumoto et al., 2006) において、N₂O の放出期間は堆肥中の NO₂⁻蓄積期間とほぼ一致する結果となった。堆肥化処理における NO₂⁻と N₂O の関係性についてはすでに報告されており (He et al., 2001)、その報告を証明するものであった。したがって不完全な硝化が起こる状況では N₂O の放出量が増加することが示唆された。なお、He らは原料を堆肥化処理の途中で追加することで、処理物質あたり N₂O 放出量が 20% 減少したと報告している (He et al., 2001)。NO₂⁻存在下での N₂O 生成で注目されている微生物作用として、微好気環境下で AOB が NO₂⁻を N₂まで還元する硝化細菌脱窒 (nitrifier denitrification) が知られている (Wrage et al., 2001) (図 38)。この反応は毒性の高い NO₂⁻の環境中への蓄積を回避するため AOB が備えたものと考えられており、堆肥化処理においてもこ

の反応によって NO₂⁻蓄積時の N₂O 放出が起きた可能性が考えられる。

2.3 亜硝酸酸化細菌の添加による N₂O の発生抑制効果

豚ふん堆肥化処理において NOB の増殖開始が AOB より遅れた原因は両者の環境要因への耐性の違いであると考えられる。すなわち NOB は AOB よりも低濃度の遊離アンモニア (NH₃) や遊離亜硝酸 (HNO₂) によって活動を阻害される (Anthonisen et al., 1976)。また高温に対する耐性も NOB の方が弱い (Isaka et al., 2008)。したがって AOB が増殖をし始める高温発酵後期は主に温度と NH₃ による阻害があり、その後、増殖した AOB によって NO₂⁻が生成されると HNO₂による阻害を受けたため増殖が抑えられた可能性が考えられる。このことは、AOB の増殖開始時期に NOB を人為的に追加しても環境要因によって活動できない可能性があることを示唆している。

豚ふん堆肥化で顕著であるが堆肥化処理において不完全な硝化が起こると NO₂⁻が蓄積し N₂O の放出量が増加する。そのため、NO₂⁻を蓄積させないことが N₂O 放出抑制対策として有効であると考えられる。

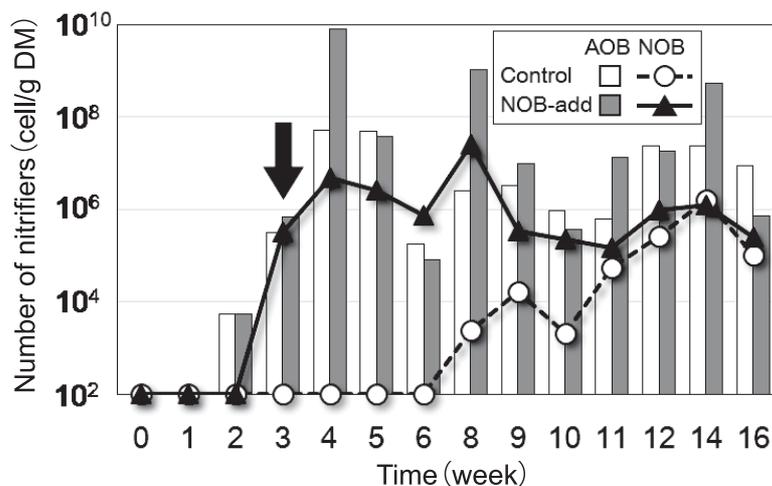


図 39 豚ふん堆肥化処理試験における硝化細菌数の推移. 矢印は完熟堆肥の添加時期 (Fukumoto et al. 2015)

NO₂を蓄積させない具体的な方法としてNO₂を酸化するNOBの添加が考えられるが、堆肥化においてNOBの増殖が抑制されるのは様々な環境要因が原因であると想定されることから、人為的にNOBを添加しても増殖しない可能性も考えられる。そこで豚ふん堆肥化試験 (Fukumoto et al., 2006) において、AOBが増殖を開始する高温発酵後期に人為的にNOBを添加することで不完全な硝化が改善するのか、またNO₂の蓄積解消によってN₂O排出が抑制されるのかが検証された。NOB源として、NOBが十分に増殖した完熟堆肥 (NOB菌数: 10⁶個/g堆肥)と培養によりNOB数を増加させた培養堆肥 (NOB菌数: 10¹¹個/g堆肥)が用意され、それぞれ原料堆肥に対して重量比で10%と1%の割合で高温発酵後期に添加された。NOB源を添加しない場合、AOBの増殖開始からNOBが増殖を開始するまで数週間のタイムラグがあったが、完熟堆肥および培養堆肥を添加した場合は添加時点からNOBが確認され、さらにその後も菌数が低下することなく推移し

たことから添加したNOBが定着できたことが確認された (図39)。

さらに、NOBを添加することによりNO₂の蓄積が解消され、NO₃⁻の含有量が添加しない場合と比べて大幅に増加した (図40)。これは速やかに完全な硝化が達成されたことによりNO₂蓄積に起因するガス態としての窒素損失が軽減されたためだと考えられた。N₂Oの放出はNOBを添加しなかった対照区で第3週目から顕著な発生が認められ直後に最大のピークを迎えた後に徐々に発生濃度が減少しながら第13週辺りまで放出が継続したのに対し、NOBを添加した場合は直後に発生ピークを形成するもののその後速やかに発生は終息した (図41)。

N₂O発生量は対照区で88.5 g N₂O-N/kg初発時TNであったのに対し、完熟堆肥添加区で17.5 g N₂O-N/kg初発時TN、培養堆肥添加区で20.2 g N₂O-N/kg初発時TNとなり、この試験では対照区に比べてN₂Oの発生量がNOBの添加により8割程度減少した。

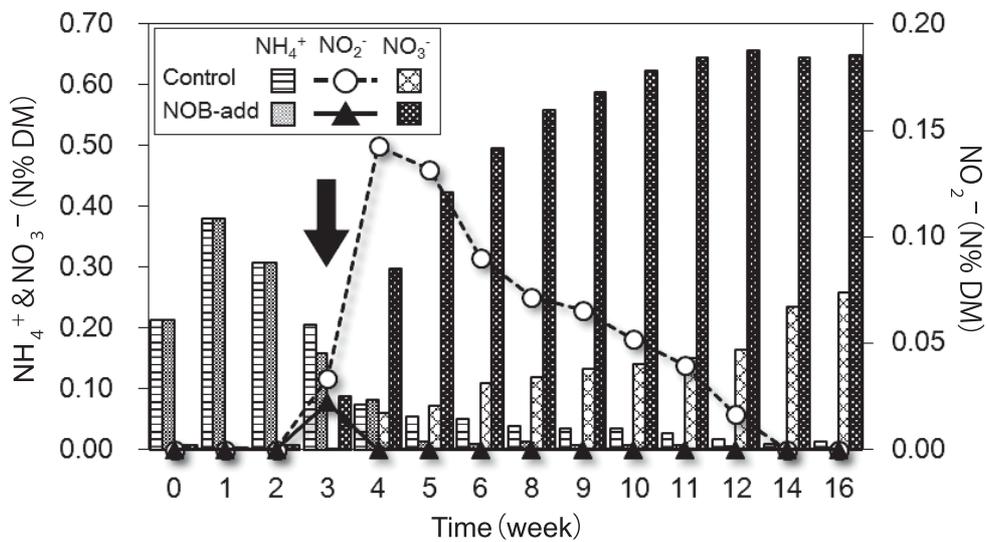


図 40 豚ふん堆肥化処理試験における無機態窒素成分の推移。
 矢印は完熟堆肥の添加時期
 (Fukumoto et al. 2015)

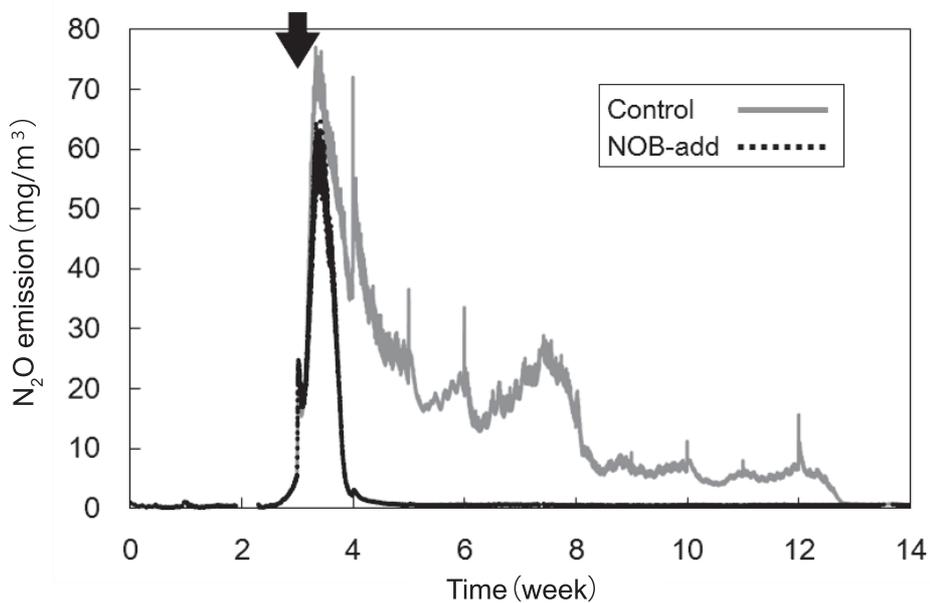


図 41 豚ふん堆肥化処理試験における N₂O 発生濃度の推移
 矢印は完熟堆肥の添加時期
 (Fukumoto et al. 2015)

豚ふん堆肥化試験 (Fukumoto et al., 2006) において対照区では NOB の菌数は徐々に増加していき、 10^5 個/g 堆肥程度まで増殖した時点で堆肥中の NO_2^- は検出されなくなり、Blouin らの報告 (1990) に類似した結果となった。NOB 源として完熟堆肥と培養堆肥を添加した時点で NOB の菌数は 10^5 個/g 堆肥を超えており、完全な硝化を回復させるためには 10^5 個/g 堆肥を超える菌数の NOB を添加する必要があると考えられた。また、自生 NOB は低菌数から増殖を開始するため様々な環境要因の影響を強く受け、そのため NOB の増殖速度が緩やかになったと考えられるが、ある程度の菌数になるように追加してやるとそれらの環境要因の影響も小さくなり、速やかな完全硝化の回復が可能になることが示唆された。したがって添加する資材にどの程度 NOB が含まれているのかを事前に把握しておくことは重要であると考えられる。

2.4 堆肥化からの窒素損失に及ぼす影響

堆肥化処理において不完全な硝化に起因する NO_2^- の蓄積は N_2O の放出量を増大させるため、速やかに完全な硝化を回復することが N_2O 放出抑制に有効であることが示された。 N_2O は窒素化合物であることから、 N_2O の放出量が抑制されれば肥料利用される窒素量が改善されることも予測される。実際に NO_2^- 蓄積が堆肥化処理における窒素損失にどの程度寄与しているのが確認された (Fukumoto et al., 2009)。豚ふんの堆肥化処理において NOB を途中添加して完全硝化を速やかに回復させた場合には窒素損失の大部分が高温発酵期間中の NH_3 によるものであったが、 NO_2^- が蓄積した場合は N_2O の損失に加えて NH_3 と N_2O 以外の窒素損失

も増加しており、 NO_2^- の蓄積は N_2O 以外の窒素性ガスの発生も促進することが確認された。対照区と NOB 添加区の初発時 TN に対する NH_3 発生率は両区とも 9.8% で差はなかったが、 N_2O 発生率は対照区で 9.3%、NOB 添加区で 3.0% となり、約 7 割の N_2O 削減となった。さらに、 NH_3 と N_2O 以外の窒素性ガスによる損失は対照区が 8.8% であるのに対し、NOB 添加区が 0.5% と大幅に減少した。したがって初発時 TN に対する総窒素損失率は対照区が 27.9%、NOB 添加区が 13.3% となり、 NH_3 も含めた窒素損失量が NO_2^- の蓄積を回避することで半減した (図 42)。

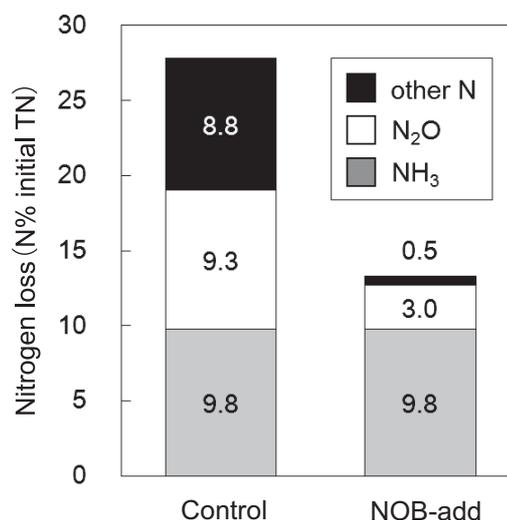


図 42 豚ふん堆肥化処理試験における窒素損失の内訳。

(Fukumoto et al. 2015)

一般的に家畜排せつ物の堆肥化処理における窒素損失は主に NH_3 の発生によると考えられているが、この堆肥化試験 (Fukumoto et al., 2009) では対照区における NH_3 による窒素損失は全体の 1/3 程度であった。堆肥化処理では NH_3 と N_2O を含むそれ以外の窒素性ガスにおいて発生量にトレードオフの関係があることが

知られており、例えば発酵不良などで高温期の NH₃ 発生量が少なくなると後半の N₂O 等の発生量が多くなる現象が観察されるが、そのようなケースでもし NO₂ 蓄積による窒素損失が起きていた場合には NOB 添加によって相当量の窒素損失を回避できる可能性も考えられる。NH₃ にしろ N₂O にしろ一旦大気中に放出されてしまうと堆肥含有窒素としての利用は不可能となる。家畜ふん堆肥に含まれる窒素をいかに有効利用するかについてはまだ克服すべき課題があるものの、少なくとも堆肥製造段階での損失量を低減させることは堆肥施用段階での利用可能性を広げることになることから、大気環境汚染低減と含めて重要な意義があると考えられる。

2.5 MAP 結晶化反応平遥時の抑制効果

家畜排せつ物は一般的に C/N 比が低くして窒素が放出されやすく、堆肥化処理の

場合は NH₃ 等が大量に放出される。順調に堆肥化発酵が進行した場合は主な窒素損失は NH₃ によって起こる。したがって窒素を有効するためには NO₂ 蓄積による窒素損失抑制以上に悪臭低減の観点からも NH₃ 放出抑制はより重要度が増す。抑制技術としては悪臭防止等の観点から N₂O の抑制技術よりも多く、発酵過程からの排出抑制や発生した NH₃ の脱臭処理等について報告されている (Burrows, 2006, Kuroda et al., 2004, Lin, 2008, Yasuda et al., 2009)。数多くの NH₃ 抑制技術が提案されているが、化学物質を用いて NH₃ を結晶化させる方法について、NOB 添加による N₂O 等削減技術と併せて評価が行われている (Fukumoto et al., 2011a)。Jeong と Kim (2001) は堆肥化処理においてリン酸とマグネシウムを添加することでリン酸マグネシウムアンモニウム (MAP) 結晶化反応を促進し、ガス態としての NH₃ 放出量を低減化できることを報告している。MAP 結晶化は反応式 (1) で進行する。

反応式 (1)

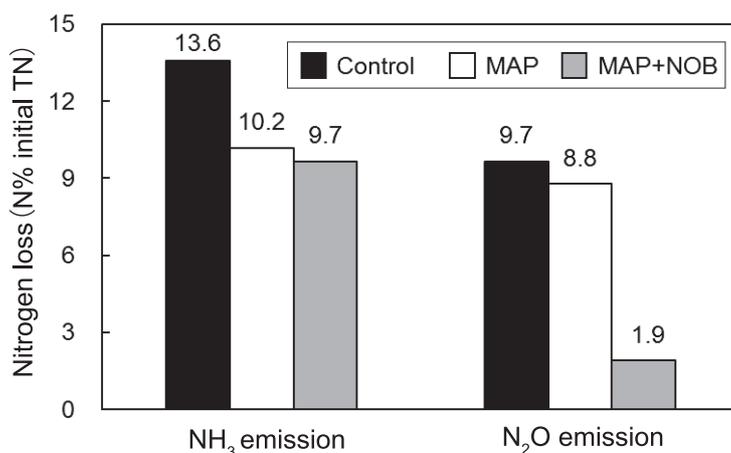


図 43 豚ふん堆肥化処理試験における MAP 結晶化反応と NOB 添加を組み合わせた場合の NH₃ と N₂O 発生による窒素損失率. (Fukumoto et al. 2015)

MAP 結晶化反応はアルカリ条件下で進行するが、堆肥化処理では特にアンモニウム濃度の高い高温発酵期の pH はアルカリ側になることからリン酸とマグネシウムを添加すればこの反応が起こる。豚ふん堆肥化処理試験 (Fukumoto et al., 2011a) において生ふん 1 kg 当たり 0.045 mol のマグネシウムと 0.030 mol のリン酸を原料に添加して堆肥化処理したところ、NH₃ の発生量が対照区と比べて 25~43% 減少した (図 43)。MAP 結晶化反応の確認のため、塩酸抽出窒素と塩化カリウム抽出窒素の差から堆肥中に含まれる MAP 態窒素量を推定する方法 (Takahashi et al., 2010) で検証したところ、リン酸とマグネシウムを添加した区が対照区よりも MAP 態窒素量が多くなり、堆肥化処理過程において MAP 結晶化反応が起きていたことが確認された。さらに NOB を添加した場合は N₂O の発生量が 52~80% 減少し (図 43)、全体の窒素損失量は対照区が初発時 TN の 30.2% であったのに対し、MAP 結晶化を促進した場合は 14.8%、MAP 結晶化と NOB 添加を行った場合で 11.8% となり窒素損失量を大幅に軽減することができた。ただし、NOB 添加によって堆肥中の NO₃⁻が増加すると pH が低下して MAP 結晶が溶解するため、堆肥化後期における MAP 態窒素量は NOB 添加区で減少した。MAP 結晶は緩効性肥料としてタマネギの成長を促すこと等が知られているが (眞境名ら, 2007, 上山ら, 2008)、NOB を添加して N₂O 等の発生を抑制した場合は MAP 結晶の肥料特性を残存させることは困難であることが示唆された。

家畜ふんの堆肥化処理において不完全な硝化に起因する NO₂⁻の蓄積によって N₂O をはじめとする窒素性ガスの放出が促進され、場合によっては NH₃ 以上の窒素損失になることが明らかにされた

(Fukumoto et al., 2009)。Kester ら (1997) は硝化細菌と脱窒菌が存在する培養液中に高濃度の NO₂⁻が存在するとき、N₂O と共に光化学スモッグや酸性雨の原因物質である一酸化窒素 (NO) の発生も促進されることを報告している。MAP 結晶化豚ふん堆肥化試験 (Fukumoto et al., 2011a) において NH₃ と N₂O に加えて NO の放出についても測定した結果、NO₂⁻が蓄積する堆肥化後期に発生が確認された。また、NOB を添加して NO₂⁻の蓄積が解消された場合は N₂O と同様、NO の発生も終息した。したがって、NOB 添加は GHG の N₂O だけでなく、大気汚染物質の NO の放出も抑制できる可能性が示された。しかしながら NO 放出が総損失窒素量に及ぼす影響は NH₃ や N₂O ほど小さくなく、N₂O による窒素損失量の 1/10 から最大でも 1/2 程度であった。NO の生成量は水分によって影響を受け、低水分でより多くの NO が発生することから (del Prado, et al., 2006)、NO₂⁻蓄積時の水分状況によってガスの放出量も変化すると推察された。NO₂⁻が蓄積した場合は NH₃、N₂O および NO 以外の窒素損失も観察されているが、これは窒素ガス (N₂) によると想定された。従属栄養細菌による脱窒か硝化細菌脱窒が起きていたと考えられるが、NO₂⁻の蓄積が解消されると N₂ による損失量も減少していることから、硝化細菌脱窒の寄与度がより大きいと考えられた。

2.6 牛ふんと鶏ふん堆肥化

NOB 添加による N₂O 等窒素性ガスの放出抑制は、堆肥化処理過程において NO₂⁻蓄積に起因する N₂O 放出量が多い場合に効果を発揮する。豚ふんは不完全な硝化が起こりやすく、そのため NOB 添加による N₂O 放出抑制効果が高かった

と考えられる。

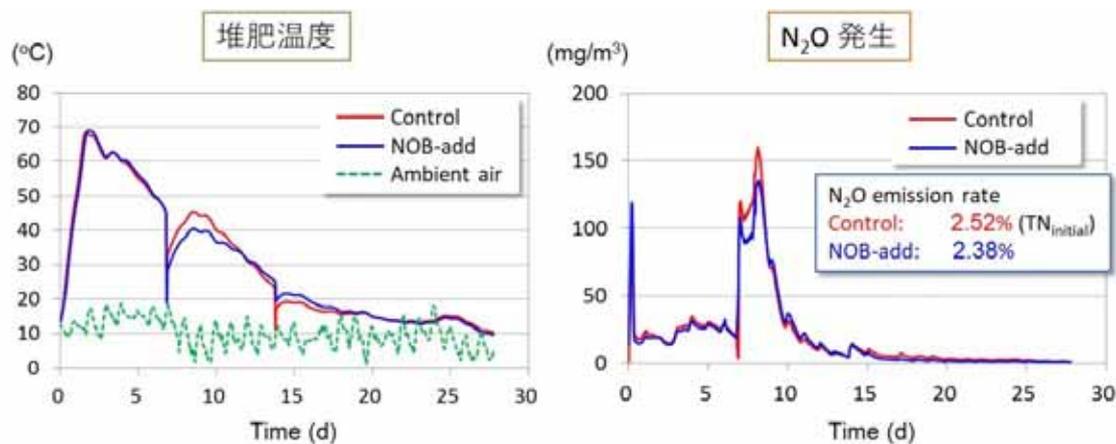


図 44 牛ふん堆肥化処理における温度推移と NOB 添加が N₂O 発生に及ぼす影響。
(Fukumoto *et al.* 2011(b))

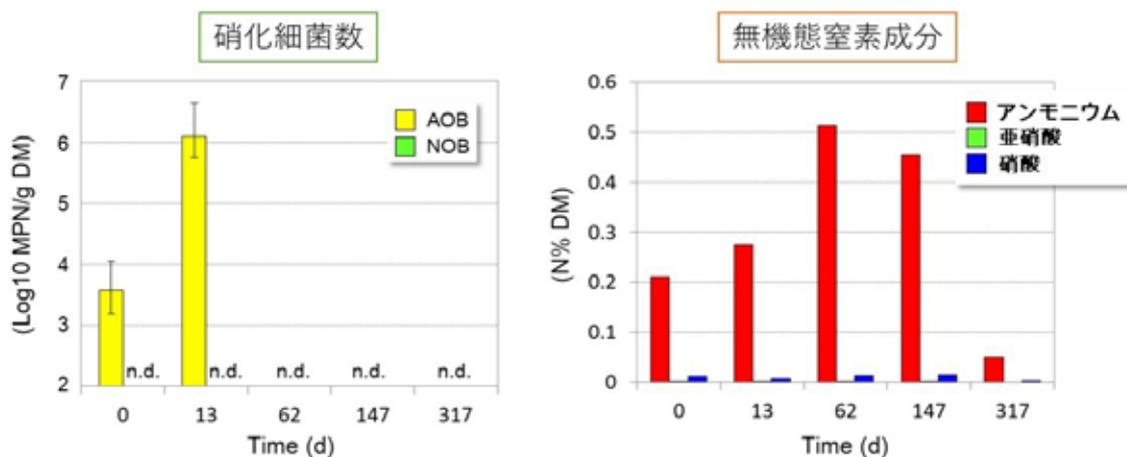


図 45 鶏ふん堆肥化処理における硝化細菌数と無機態窒素成分の推移。
(Fukumoto *et al.* 2011(b))

その他の畜種のふんについても NO₂蓄積に起因する N₂O 放出がどの程度あるのかが報告されている (Fukumoto *et al.*, 2011b)。牛ふんの堆肥化試験では開始直後から温度が 70°C 付近まで上昇した後、第一回目の切り返し (7 日目) の後は 40°C 付近までしか温度上昇が起こらず、第二回目の切り返し (14 日目) 以降は顕著な

温度上昇は観察されなかった。これは豚ふんに比べて易分解性有機物含有量が少ないため高温発酵期間が短くなったと考えられた。対照区における硝化細菌数の推移は初発時には AOB と NOB とともに 10⁶ 個/g 程度含まれていたが、第一回目の切り返し時に NOB は検出限界以下となったが AOB の菌数低下は認められず、さら

に第二回目の切り返し時には早くも NOB の再増殖が認められた。NOB の添加は第一回目の切り返し時に行われ、そのため添加区では 7 日目でも NOB の存在が確認されて 28 日目には NO₂ は検出されなくなったが、対照区においても同じく 28 日目には NOB が十分増殖して NO₂ 濃度もほぼゼロ近くまで減少しており、NOB 添加による早期の完全硝化回復の効果は豚ふんに比べて低いと考えられた。初発時 TN に対する N₂O の発生率は対照区で 2.52%、NOB 添加区で 2.38% であり、非常に低い低減効果しか得られなかった。このことは牛ふん堆肥化においては不完全な硝化に起因する NO₂ 蓄積が豚ふん堆肥化に比べて起こりにくく、そのため NOB を添加しても NO₂ 蓄積によるガス放出が少ないことから効果が明確にならなかったのだと考えられた(図 44)。

次に鶏ふんの堆肥化処理において同様に窒素遷移について調査が行われた。鶏ふんは牛ふんや豚ふんに比べてエネルギーや窒素含有量が高く、堆肥化処理を行うと非常に大量の NH₃ が発生することが知られている。そこで、一旦発酵処理を行った鶏ふんを原料に実験室規模の装置で堆肥化試験が行われた。原料の発酵鶏ふんであるが BOD 濃度は 14% (乾物当たり) と比較的高く、装置内に充填後温度が 70°C まで上昇した。その後は明確な温度上昇は確認されず、後熟期に突入したと考えられ、147 日目の BOD 濃度は 4% まで減少していた。硝化細菌を測定した結果、AOB が 0 日と 13 日目に確認されたがそれ以降は検出限界以下であった。NOB は 317 日間の試験期間を通じて確認されず、高濃度のアンモニウムによって硝化活性が著しく阻害された様子がうかがえた。硝化活性が阻害されたことにより、鶏ふん堆肥中にはほとんど亜硝酸・硝酸態窒素は確認されず(図 45)、したが

って硝化が起こることが必須条件となる N₂O の放出も起こらなかった。硝化が起こらなければ NO₂ も蓄積せず、すなわち NOB 添加による N₂O 抑制も不可能となるばかりか、AOB の活動も阻害されているような状況で無理に硝化細菌を添加すれば逆に N₂O の放出を増大させてしまうことも懸念される。

畜種間で観察された堆肥化処理過程における窒素遷移の違いは有機物分解過程で放出されるアンモニウム態窒素量の違いに起因する可能性が考えられた。そこで、各畜種のふんを水に溶解させ、硝化抑制剤を添加した上で、一定温度条件下で好氣的に攪拌培養し、生成されるアンモニウム態窒素量を比較したところ、鶏ふんが 25.3 g NH₄⁺-N/kg OM と最も高く、次いで豚ふんの 6.4 g NH₄⁺-N/kg OM、牛ふんの 0.5 g NH₄⁺-N/kg OM という結果となった(図 46)。

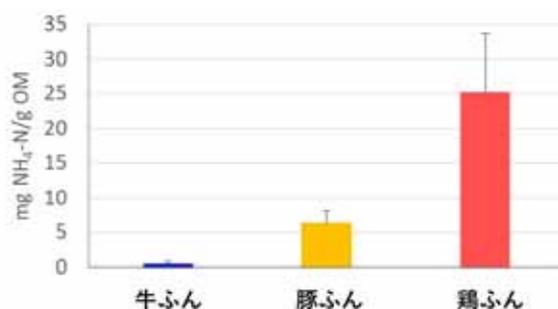


図 46 牛ふん、豚ふんおよび鶏ふんにおける有機物分解によるアンモニウム態窒素生成量の比較。
エラーバー：標準偏差。
(Fukumoto et al. 2011(b))

有機物分解過程で生成されるこれらアンモニウム態窒素量の違いが、鶏ふんでは硝化活性の阻害、牛ふんでは速やかな完全硝化の回復といった畜種毎の窒素遷移の違いに寄与したものと考えられた。

したがって、NOB 添加による N_2O 抑制方法は、豚ふん程度のアンモニウム態生成量を持つ堆肥原料で最も効果的であると推察された。

2.7 実処理への適応と問題点

NOB 添加による N_2O 削減効果については実験室規模の堆肥化試験で確認されてきたところであるが、比較的大きな堆積規模 (900~1,800 kg) の豚ふん堆肥化試験でも検証がされた (Ohkubo et al., 2016)。試験は外部温度が $30^{\circ}C$ を超える温暖期と $0\sim 20^{\circ}C$ で推移した寒冷期で行われている。各堆肥化試験とも 16 週間の期間で行われているが、温暖期の試験では堆肥発酵による温度上昇は $80^{\circ}C$ 付近まで達しており顕著な温度上昇は最初の 6 週間に限定されているが、寒冷期の試験では堆肥温度は $60^{\circ}C$ 付近までの上昇となり、比較的試験の後半まで温度上昇が確認された。硝化細菌数の計測結果から、AOB の菌数は温暖期および寒冷期の試験とも存在が確認され、堆肥化発酵による菌数への影響は観察されなかった。一方、NOB の菌数は温暖期の試験では高温発酵気には検出されず温度低下後に検出されたが、NOB 源である完熟堆肥を添加していない対照区でも高温発酵直後に存在が確認された。また、寒冷期の試験では堆肥の温度が高い時期にも NOB の存在が確認されており、両試験とも NOB 源添加による NOB 数への影響はほとんど確認されなかった。 NO_2^- 濃度の測定結果では、温暖期の試験で対照区が 0 週目で $0\text{ mg } NO_2^- \text{-N/kg TS}$ 、8 週目で $284\text{ mg } NO_2^- \text{-N/kg TS}$ 、16 週目で $189\text{ mg } NO_2^- \text{-N/kg TS}$ だったのに対し、NOB 添加区では 0 週目が $0\text{ mg } NO_2^- \text{-N/kg TS}$ 、8 週目が $406\text{ mg } NO_2^- \text{-N/kg TS}$ 、16 週目で $506\text{ mg } NO_2^- \text{-N/kg TS}$ となり、NOB 添加区の方

が NO_2^- 濃度が高くなっていたが、これは添加した完熟堆肥中に含まれていた NO_2^- ($2,428\text{ mg } NO_2^- \text{-N/kg TS}$) の影響であると考えられた。同様な傾向は寒冷期の試験でも確認された。 N_2O の発生率は温暖期の試験で対照区が 2.28%、NOB 添加区が 2.02%であったのに対し、寒冷期の試験では対照区が 4.07%、NOB 添加区が 6.04%となり NOB 添加による N_2O 削減効果は小さいか逆に発生量を増大させる結果となった。BOD の分析結果から寒冷期の試験では NOB 源である完熟堆肥を添加した時期にはまだ易分解性有機物がかなり存在しており、硝酸態窒素を含む完熟堆肥の添加によって脱窒による N_2O 放出を促進させた可能性が考察されている。本試験では示された結果は NOB 源添加が必ずしも NO_2^- の蓄積を解消して N_2O 放出を抑制できるわけではなく、堆肥化の状態を把握することが重要であることが示唆された。具体的には堆積規模が大きくなれば堆積物内環境の不均一性が増大し、比較的温度の低い表層部での硝化活性と、有機物分解が緩やかになる嫌氣的な堆積物中心部における脱窒活性が共存する状態となるため、不完全な硝化に起因する N_2O を抑制する NOB 添加法では十分な効果が発揮できず、逆に脱窒による N_2O 放出を増大させることもあり得る。従って、どのような堆肥方式で本方法が効果的に利用可能かはさらに検証を行う必要がある。例えば堆積式の堆肥化では上記のような脱窒活性が高いがため完熟堆肥添加による N_2O 放出増加が起りやすいと推定されるが、強制通気式堆肥化やスクープ等で機械攪拌を行うタイプの堆肥化では堆肥化発酵の状況が比較的好気側になることから、全体の N_2O 放出に対する NO_2^- 蓄積に起因する N_2O 生成の割合が比較的高くなるケースも想定されることから、堆肥化方式の種類に

よって適用可能かどうかとも検証を行う必要がある。

2.8 今後の堆肥化からの GHG 抑制

堆肥化からの N₂O 抑制には NOB 添加以外にもバイオ炭と呼ばれる生物資源を炭化処理したものを添加することによりガス発生を抑制できるという論文が近年増えていることは 2. GHG の排出と制御においても言及されているが、国内で比較的容易に入手可能なもみ殻くん炭を用いた試験では窒素保持の効果について可能性があるものの、N₂O 排出抑制については明確でなかったとする報告（福本ら, 2017）もあり、今後の検証の余地を残していると考えられる。いずれにせよ堆肥化処理は様々な処理タイプがあり、また原料となる畜ふんの性状も同一家畜でも一定ではなく堆肥化発酵のパターンは数多く存在することから、適用可能な技術、不可能や技術を見極めていくことが重要であり、堆肥化処理からの効果的な GHG の排出抑制のためには複数の技術の組み合わせも今後検討していく必要があるだろう（Fukumoto et al., 2015）。

【参考文献】

- Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S. and Srinath, E.G. (1976) Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous-acid. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 48(5), 835-852.
- Blouin, M., Bisailon, J.-G., Beaudet, R. and Ishaque, M. (1990) Nitrification of swine waste. *Can. J. Microbiol.*, 36, 273-278.
- Burrows, S. (2006) The chemistry of mushroom composts. II. Nitrogen changes during the composting and cropping processes. *J. Sci. Food. Agric.*, 2 (9), 403-410.
- del Prado, A., Merino, P., Estavillo, J.M., Pinto, M. and Gonzalez-Murua, C. (2006) N₂O and NO emissions from different N sources and under a range of soil water contents. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 74(3), 229-243.
- Fukumoto, Y., Osada, T., Hanajima, D. and Haga, K. (2003) Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composting without forced aeration effect of compost pile scale. *Bioresour. Technol.*, 89, (2), 109-114.
- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Osada, T., Kuroda, K., Hanajima, D., Yasuda, T. and Haga, K. (2006) Reduction of nitrous oxide emission from pig manure composting by addition of nitrite-oxidizing bacteria. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 6787-6791.
- Fukumoto, Y. and Inubushi, K. (2009) Effect of nitrite accumulation on nitrous oxide emission and total nitrogen loss during swine manure composting. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 55, 428-434.
- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Kuroda, K., Waki, M. and Yasuda, T. (2011a) Effect of struvite formation and nitrification promotion on nitrogenous emissions such as NH₃, N₂O and NO during swine manure composting. *Bioresour. Technol.*, 102, 1468-1474.
- Fukumoto, Y., Waki, M. and Yasuda, T. (2011b) Characteristics of nitrogen transition and N₂O generation in the composting of cattle, swine and poultry manure (22IOS4-04), Proceedings of CIGR International Symposium on "Sustainable Bioproduction – Water, Energy, and Food", Tokyo Japan, 19-23 September 2011.
- Fukumoto, Y., Suzuki, K., Waki, M. and Yasuda, T. (2015) Mitigation option of

- greenhouse gas emissions from livestock manure composting. *JARQ*, 49(4), 307-312.
- 福本泰之、安田知子、和木美代子 (2017) バイオ炭添加が豚ふん堆肥化におけるガス発生と窒素損失に及ぼす影響. 日本畜産学会第 122 回大会講演要旨、pp 215.
- He, Y., Inamori, Y., Mizouchi, M., Kong, H., Iwami, N. and Sun, T. (2001) Nitrous oxide emissions from aerated composting of organic waste. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 2347-2351.
- Isaka, K., Sumino, T. and Tsuneda, S. (2008) Novel nitrification process using heat-shocked nitrifying bacteria entrapped in gel carriers. *Process Biochem.*, 43, 265-270.
- Jeong, Y.K. and Kim, J.S. (2001) A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting process. *Bioresour. Technol.*, 79, 129-133.
- 上山紀代美、竹本稔、田邊眞、川村栄輔、鈴木一好 (2008) 豚ふん尿から回収されたリン酸結晶の肥料効果：第 3 報 黒ボク土における肥効特性. 土肥要旨集、54, 144.
- Kester, R.A., de Boer, W. and Laanbroek, H.J. (1997) Production of NO and N₂O by pure cultures of nitrifying and denitrifying bacteria during changes in aeration. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63, 3872-3877.
- Kuroda, K., Hanajima, D., Fukumoto, Y., Suzuki, K., Kawamoto, S., Shima, J. and Haga, K. (2004) Isolation of thermophilic ammonium-tolerant bacterium and its application to reduce ammonia emission during composting of animal wastes. *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 68 (2), 286-292.
- Lin, C. (2008) A negative-pressure aeration system for composting food wastes. *Bioresour. Technol.*, 99 (16), 7651-7656.
- Maeda, K., Toyoda, S., Shimojima, R., Osada, T., Hanajima, D., Morioka, R. and Yoshida, N. (2010) Source of nitrous oxide emissions during the cow manure composting process as revealed by isotopomer analysis of and *amoA* abundance in betaproteobacterial ammonia-oxidizing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76, (5), 1555-1562.
- 眞境名元次、比嘉明美、亀谷茂、鈴木直人、鈴木一好 (2007) 豚ふん尿から回収されたリン酸結晶の肥料効果：ガラス繊維ろ紙埋設法による溶出特性. 土肥要旨集、53, 149.
- Ohkubo, T., Osada, T. and Akagami, M. (2016) Regulation trial of nitrous oxide emissions caused by composting swine manure with nitrite-oxidizing bacteria added for nitrification promotion. *JARQ*, 50(4), 353-359.
- Tanahashi, T., Yano, H., Itou, H. and Oyanagi, W. (2010) Magnesium ammonium phosphate in cattle and swine manure composts and an extraction method for its evaluation. *Jpn. J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 81(4), 329-335.
- Wrage, N., Velthof, G.L., van Beusichem, M.L. and Oenema, O. (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol. Biochem.*, 33, 1723-1732.
- Yasuda, T., Kuroda, K., Fukumoto, Y., Hanajima, D. and Suzuki, K. (2009) Evaluation of full-scale biofilter with rockwool mixture treating ammonia gas from livestock manure composting. *Bioresour. Technol.*, 100 (4), 1568-1572.

3. 汚水処理の改善

3.1 日本の排水規制

日本は島国であるため、排水の汚染は周辺地域へ直結することから、その汚染防止策を講じることは大変重要である。そのため、汚水は垂れ流すことなく、処理して河川や海洋等へ排出することが義務付けられている。畜産分野も例外ではなく、排水規制として、水質汚濁防止法に基づいた規制が設けられている。この規制の適用対象規模は、房の総面積がそれぞれ、豚 50m²以上、牛 200 m²以上、馬 500 m²以上で、なおかつ 1 日当たりの平均排水量 50 m³/日以上以上の農家に適用されている。pH は 5.8-8.6、BOD (biochemical oxygen demand、生物化学的酸素要求量) は 160mg/L、COD (chemical oxygen demand、化学的酸素要求量) は 160mg/L、SS (suspended solids、浮遊物質) は 200mg/L、大腸菌群数は 3000 個/cm³、窒素含有量は 170mg/L、リン含有量は 25mg/L が定められている。この内、窒素含有量、りん含有量については暫定排水基準が適用されている。他の業種に適用されている一般排水基準は窒素含有量 120mg/L、リン含有量 16mg/L であるため、今後はこの基準に向けて、規制が強化されていくものと予想される。上記が生活環境項目に分類される排水基準であるが、その他に健康項目に分類される排水基準がある。この項目では、排水量の多い少ないに関わらず、規制の対象となっている。アンモニア、アンモニウム化合物、亜硝酸化合物及び硝酸化合物(硝酸性窒素等)に対して 2018 年 6 月 30 日までの期限で暫定排水基準 600mg/L が適用されている。この暫定排水基準の見直しが 3 年ごとに行われており、一般排水基準は 100mg/L であることから、今後はこの基準に向けて、規制が強化されていくもの

と予想される。

3.2 GHG 排出要因

家畜排せつ物の主要な処理方法である堆肥化・汚水浄化の過程からは一酸化二窒素 (N₂O) やメタン (CH₄) といった温室効果ガス (GHG) が発生している。特に、N₂O は二酸化炭素 (CO₂) の約 300 倍の温室効果がある (IPCC, 2007) とされる強力な温室効果ガスであり、地球温暖化防止のために、それらのガス発生の抑制技術を開発することが急務となっている。汚水中の溶解性窒素はほとんどがアンモニウムイオン (NH₄⁺) として存在している。汚水浄化処理において、このアンモニウムイオンは曝気による好気条件下で独立栄養細菌である硝化細菌により亜硝酸イオン (NO₂⁻) または硝酸イオン (NO₃⁻) に酸化され、続いて嫌気条件下で脱窒細菌が硝酸イオンを還元反応により窒素ガスに転換して大気中に放出することで、処理水中の窒素が除去される。窒素ガスは、大気成分の 78% を占めている安定したガスであり、温室効果ガスではないため、この窒素ガスにまで変換させることが重要である。硝化細菌や脱窒細菌といった微生物にとって増殖しやすい環境下であれば上記のような硝化や脱窒反応がスムーズに進行するが、溶存酸素濃度や有機物濃度、水温などの影響により、硝化や脱窒反応が抑制されると亜硝酸イオンが処理水中に蓄積し、N₂O が多く放出されることが知られている (Kampschreur et al., 2009)。

3.3 GHG 排出抑制技術

現在、汚水処理分野では、そのほとんどが活性汚泥法という生物学的手法によって汚水が処理されている。この方法は、微生物等が凝集してできたフロック状で

沈降作用がある活性汚泥を利用し、これと汚水が含まれた状態で空気を吹込むことによって微生物による有機物の酸化分解が起こり、汚水が浄化される手法である。従来法である活性汚泥処理では、曝気槽内の大部分が好気状態となっていることから、汚水中のアンモニウムイオンは硝化反応によって硝酸イオンに転換される。しかし、畜舎排水のような窒素濃度が高く、COD/N比が低い場合は、その大部分は脱窒されずに硝酸イオンのまま処理水中に残存しやすい状態となっている。この影響により、活性汚泥法では N_2O が放出されやすい状況になっていると推察される（図47）。

この状態を改善されるための手法は、国内外でもほとんど開発が進んでいないのが現状である。好气的反応と嫌气的反応が複雑に絡み合っていることが温室効

果ガス発生抑制手法開発の遅れの1つの要因であるが、最も大きな要因は、畜産業で汚水処理に取り組んでいる国が、世界中で島国等の特有の地域に限られていることにある。ここでは、数少ない温室効果ガス発生抑制技術について紹介する。まず、長田らが行った間欠曝気方式による N_2O の発生抑制技術である（Osada et al., 1995）。本技術は、養豚廃水を対象に1槽の処理槽で汚水の投入、曝気による微生物処理、処理水の排出を行う回分式の活性汚泥法において、1時間サイクル曝気のオンオフ制御による運転を行うことにより N_2O の発生を抑制することができるという報告である。1日の内21時間曝気を行った通常の活性汚泥処理では N_2O 排出係数 $0.35 \text{ g } N_2O\text{-N/g totalTN-load}$ であったのに対し、1時間サイクルの間欠曝気方式による処理では N_2O 排出係数 $0.01 \text{ g } N_2O\text{-N/g totalTN-load}$ 未満であったとさ

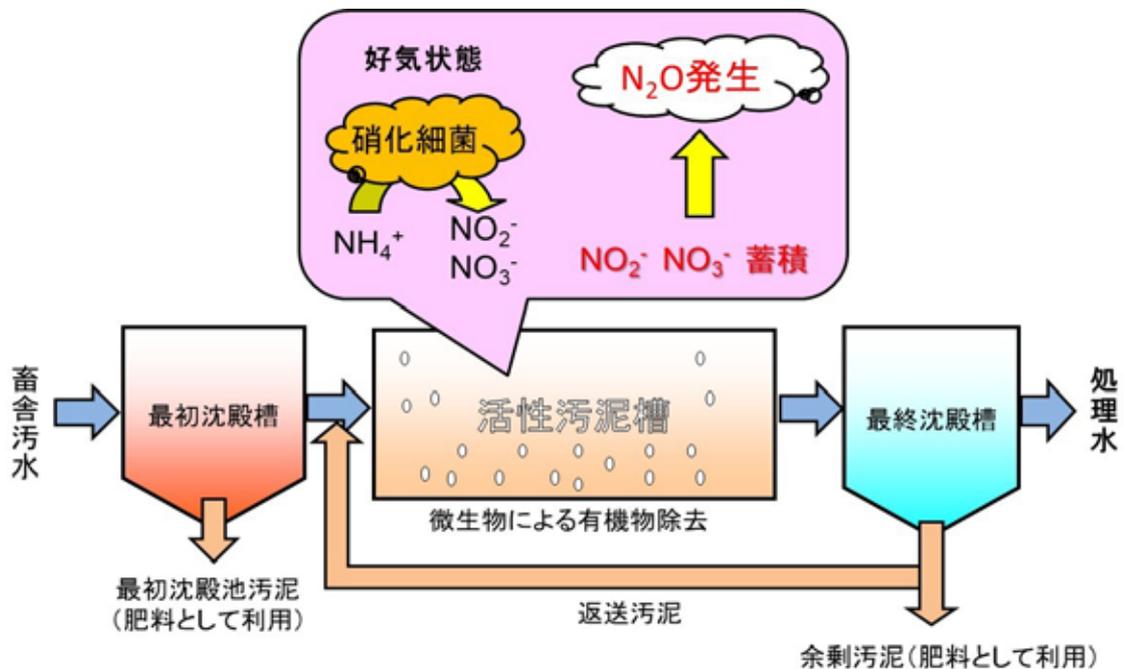


図47 汚水浄化処理過程における N_2O 発生要因

れており、処理過程に嫌気反応を促進する時間帯を設けることにより硝酸イオンや亜硝酸イオンの蓄積が低減され、 N_2O の発生が抑制されていた。この試験は10Lサイズの処理槽で行われ、BOD 負荷 $0.5\text{kg}/\text{m}^3/\text{日}$ 、MLSS $8,000\text{mg}/\text{L}$ 、滞留日数は3.3日で行われた結果である。間欠曝気により、通常の処理よりも有機物処理速度が低下するリスクはあるが、BOD 負荷がある程度低く浄化処理に余裕がある畜産農家にとっては、初期投資の必要がなく、曝気条件を変更するだけでGHGを削減できる技術であることから、有望なGHG発生抑制技術といえる。

一方、現行の污水浄化処理法である活性汚泥法とは微生物反応の形態が異なる生物膜法に着目し N_2O の削減を行った技術が報告されている。生物膜法とは、担体といわれる微生物を保持する資材を用いて污水を浄化する方法である。この担体に、微生物の付着性が高く、活性汚泥法よりも微生物を長時間かつ高濃度に保持することが期待できる炭素繊維（直径 $7\mu\text{m}$ 程度の繊維）を採用したGHG発生抑制技術が報告されている。炭素繊維が束になった炭素繊維担体は、ほとんど市販されていないが、他の繊維状担体（ポリアミドやポリエチレンなど）よりも微生物の付着性が高いことが知られており（Matsumoto et al., 2012）、炭素繊維に形成される生物膜は厚くなるため、酸素が存在する環境下で増殖する好気性微生物のみならず、酸素が存在しない環境下で増殖する嫌気性微生物の保持も可能であるという特長を有している。炭素繊維は水に沈めると、広がる性質を持っており、この広がった状態の炭素繊維に活性汚泥が付着し微生物の集合体である生物膜が形成されることで、微生物の働きにより污水が浄化される。本技術の炭素繊維法について、これまでに報告されているラ

ボスケール試験と浄化施設に設置された実用化に近い試験の2つの事例研究について紹介する。山下らは、室内試験において、炭素繊維担体を曝気槽に充填することによって、充填無しの装置よりも N_2O の発生を90%以上抑制できたことを報告している（Yamashita et al., 2015）。炭素繊維担体を用いることにより、活性汚泥が担体に付着し生物膜を形成し、炭素繊維の表面に形成された生物膜の表層では好気的な反応である硝化が起き、生物膜の深層では嫌気的な反応である脱窒反応が起こったと推察している。これにより、アンモニウムイオンから窒素ガスへの転換がスムーズに行われることで、硝酸イオンや亜硝酸イオンが蓄積することなく処理が行われるため、過度の N_2O の放出が回避されたとしている（図48）。また、炭素繊維法の有機物処理能は活性汚泥法と同等以上であり、硝酸イオンや亜硝酸イオンの液中残存量は顕著に少ないため、污水浄化機能の向上が期待できることも示されている。この結果から、硝酸イオンや亜硝酸イオンの蓄積が起こらない処理方法が N_2O 発生抑制には重要な因子であることが改めて確認された。

上記手法は、生物膜法の中でも固定床といわれる担体を水槽内で固定して処理する方法であるが、その他の方法に担体が自由に水槽内で動き回れるようにした流動床という手法がある。流動床を用いた事例では、酪農雑排水からの窒素除去を目的に担体にパーライトを利用することで、効率的に窒素除去を行うことが可能であったと報告されている（Yamashita et al., 2015）。この手法を用いて養豚廃水への適用を行えば、炭素繊維担体と同様に N_2O 発生抑制の結果が得られるのではないかと期待し試験が行われている。しかし、養豚廃水にパーライト担体を適用しても硝酸イオンや亜硝酸イオンの還元



図 48 炭素繊維担体を用いた場合の曝気槽内の窒素除去反応

反応(脱窒)がうまく進行することはなく、炭素繊維担体を用いた試験よりも硝酸イオンや亜硝酸イオンが蓄積してしまうという結果が得られている。この要因の1つは、酪農雑排水には好気性脱窒細菌として知られる *Thauera* 属が存在し、パーライト担体に集積されたが、養豚廃水にはこの *Thauera* spp. がほとんど存在していなかったために集積されず、脱窒が進行しなかったものと考えられる。以上のことから、養豚廃水処理において、1つの槽で窒素除去を行う場合は、流動床タイプのパーライト担体を用いるよりも、固定床タイプの炭素繊維担体を用いた方が、槽内で効率的に嫌気部位の増大を形成させることが出来、脱窒が進行しやすい状態になることが示唆された。炭素繊維担体を用いた試験では、生物膜量は 29.0 mg 乾燥重量汚泥/mg 炭素繊維であり、これは処理槽内で約 5g/L の生物膜量に相当

していたから、多量の生物膜が形成されていたと推察され、さらに槽内には炭素繊維に付着した生物膜の他に活性汚泥も存在していたことから、かなりの微生物量が存在し、浄化処理に関わっていたものと考えられる。

次に、屋外試験における炭素繊維担体を用いた N_2O 発生抑制技術について紹介する。室内試験との大きな違いは、排水自体の BOD や TN の濃度の違い、試験装置の水容積が 10L から 700L に変更になったこと、室内試験では 20 度の恒温室での試験であったが、屋外試験では外気温の影響により常に水温が変動するような状況であったことが挙げられる。処理水質では、室内試験と同様に活性汚泥処理と同等の有機物除去及びアンモニウムイオンの酸化が行われていた。日本国温室効果ガスインベントリ報告書 (NIES 2015)、養豚廃水処理からの N_2O 排出係

数は 0.0287 g N₂O-N/g N-load とされているが、本試験で得られたデータは、活性汚泥処理で 0.021 g N₂O-N/g totalTN-load であり、インベントリ報告書の N₂O 排出係数とほぼ同じ数値であった。この同条件下において、炭素繊維担体を用いた装置の N₂O 排出係数は、0.008 gN₂O-N/g totalTN-load であったことから、汚水浄化処理に炭素繊維担体を用いることにより、顕著に一酸化二窒素の発生を抑制できることが示された (Yamashita et al., 2016)。興味深いことに、硝酸イオンや亜硝酸イオンが蓄積しても N₂O の発生量は炭素繊維法の方が顕著に低いことが示された。炭素繊維担体による厚い生物膜の形成が、好気的な領域と嫌気的な領域の生態学的ニッチを獲得し、好気状態を好む硝化細菌と、嫌気状態を好む脱窒細菌が槽内で共存し、外的ストレスが極力抑えられた状態で、微生物が成長したことにより、過度の N₂O 発生が抑えられ、活性汚泥処理よりも発生量が少なくなったものと考えられる。

3.4 新たな N₂O 排出抑制の技術開発に向けて

畜産業に限らず汚水処理において温室効果ガスである N₂O の発生は様々な要因が起因し発生につながっていると考えられている (Kampschreur et al., 2009)。また、Wunderlin ら (2012) は、都市下水処理において、硝化反応 (好気条件)、脱窒反応 (嫌気条件) どちらの試験においても N₂O が発生することを報告されており、槽内で両者の反応が交錯し N₂O が発生していると考えられている。ここでは、新たな N₂O 発生抑制の技術開発に向けて、注目すべき槽内の N₂O 発生要因について紹介する。槽内の溶存酸素濃度は、N₂O 発生を制御する上で重要なパラメーターで

あると考えられており (Zhang et al., 1994)、硝化反応においては溶存酸素濃度が制限されることにより、硝化細菌による酸化よりも脱窒 (還元) による反応経路の N₂O が発生原因であると考えられている (Tallec et al., 2006)。一方、脱窒反応において、酸素は脱窒酵素の合成及び活性を抑制するが、その中でも N₂O 還元酵素は他の酵素より酸素に敏感に反応し抑制されてしまうため、たとえ酸素濃度が低くとも脱窒反応過程で N₂O 発生が促される可能性があることが指摘されている (Otte et al., 1996)。COD/N 比も N₂O 発生を制御する上で重要なパラメーターの 1 つである。脱窒反応において、生物分解可能な有機物濃度が低下すると N₂O 発生が増加することが知られている (Schulthess and Gujer, 1996)。Hanaki ら (1992) は、様々な COD/N 比 (1.5、2.5、3.5、4.5) で試験を行った結果、最も COD/N 比の低い時に最大で投入窒素の 10% が N₂O として発生したことを報告している。一方、Park ら (2000) は、有機炭素源としてメタノールを添加することにより、N₂O の発生を抑えることができたことを報告している。このことから、COD/N を制御しながら浄化処理を行うことが重要であるといえる。pH も N₂O 発生を制御する上で重要なパラメーターの 1 つであると考えられる。Thörn ら (1992) は、脱窒過程において pH が 6.8 以下になった時だけ N₂O が発生したと報告している。また、Hanaki ら (1992) は、pH が 8.5 から 6.5 に減少した時に脱窒反応により N₂O が発生したことを報告している。都市下水等の活性汚泥処理においては、通常は反応槽内の pH は 7 から 8 の間で推移しているため、上記のような心配はないが、畜産の汚水処理では、窒素濃度が高濃度であるため、硝酸イオンや亜硝酸イオンが蓄積しやすく pH が 6 に

なることも珍しくない。そのため、pHの変動に注意しながら運転を行うことも重要である。

3.5 今後の展望

地球温暖化防止のために温室効果ガス削減技術の社会実装に向けて、研究を進めていくことが重要であるが、報告されている対策技術は数えるほどしかないのが現状である。炭素繊維法は現行の活性汚泥処理の水質を損ねることはなく温室効果ガスである N_2O の発生を抑制することが出来る技術である。既存の活性汚泥処理施設へ炭素繊維担体を投入することで導入が可能であるため、特別な施設を新たに設置する必要がなく、初期投資を安く抑えることができるというメリットがある。また、間欠曝気方式による N_2O 発生抑制技術は、曝気による電力の削減にも貢献することからランニングコストを抑えた運転が可能で省エネルギー型技術である。そのため、今後、両者の技術は畜産農家への適用が期待される。

【参考文献】

- Hanaki, K., Hong, Z. and Matsuo, T. (1992) Production of Nitrous Oxide Gas During Denitrification of Wastewater. *Water Science & Technology*, 26(5-6), 1027-1036.
- IPCC (2007) Ipcc (Intergovernmental Panel on Climate Change), Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- Kampschreur, M.J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M.S.M. and van Loosdrecht, M.C.M. (2009) Nitrous Oxide Emission During Wastewater Treatment. *Water Research*, 43(17), 4093-4103.
- Matsumoto, S., Ohtaki, A. and Hori, K. (2012) Carbon Fiber as an Excellent Support Material for Wastewater Treatment Biofilms. *Environmental Science & Technology*, 46(18), 10175-10181.
- NIES (2015) National Greenhouse Gas Inventory Report of Japan (Nir), Ministry of the Environment, Japan, <http://www-gio.nies.go.jp/aboutghg/nir/nir-e.html>
- Osada, T., Kuroda, K. and Yonaga, M. (1995) Reducing Nitrous Oxide Gas Emissions from Fill-and-Draw Type Activated Sludge Process. *Water Research*, 29(6), 1607-1608.
- Otte, S., Grobbsen, N.G., Robertson, L.A., Jetten, M.S. and Kuenen, J.G. (1996) Nitrous Oxide Production by *Alcaligenes Faecalis* under Transient and Dynamic Aerobic and Anaerobic Conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(7), 2421-2426.
- Park, K.Y., Inamori, Y., Mizuochi, M. and Ahn, K.H. (2000) Emission and Control of Nitrous Oxide from a Biological Wastewater Treatment System with Intermittent Aeration. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 90(3), 247-252.
- Schulthess, R.V. and Gujer, W. (1996) Release of Nitrous Oxide (N_2O) from Denitrifying Activated Sludge: Verification and Application of a Mathematical Model. *Water Research*, 30(3), 521-530.
- Talleg, G., Garnier, J., Billen, G. and Gossiaux, M. (2006) Nitrous Oxide Emissions from Secondary Activated Sludge in Nitrifying Conditions of

- Urban Wastewater Treatment Plants: Effect of Oxygenation Level. *Water Research*, 40(15), 2972-2980.
- Thörn, M. and Sörensson, F. (1996) Variation of Nitrous Oxide Formation in the Denitrification Basin in a Wastewater Treatment Plant with Nitrogen Removal. *Water Research*, 30(6), 1543-1547.
- Wunderlin, P., Mohn, J., Joss, A., Emmenegger, L. and Siegrist, H. (2012) Mechanisms of N₂O Production in Biological Wastewater Treatment under Nitrifying and Denitrifying Conditions. *Water Research*, 46(4), 1027-1037.
- Yamashita, T., Shiraishi, M., Yamamoto-Ikemoto, R., Yokoyama, H., Ogino, A. and Osada, T. (2016) Swine Wastewater Treatment Technology to Reduce Nitrous Oxide Emission by Using an Aerobic Bioreactor Packed with Carbon Fibres. *Animal Production Science*, 56(3), 330-336.
- Yamashita, T., Yamamoto-Ikemoto, R., Yokoyama, H., Kawahara, H., Ogino, A. and Osada, T. (2015) Mitigation of Nitrous Oxide (N₂O) Emission from Swine Wastewater Treatment in an Aerobic Bioreactor Packed with Carbon Fibers. *Animal Science Journal*, 86(3), 358-368
- Yamashita, T., Yokoyama, H., Kanafusa, S., Ogino, A., Ishida, M., Osada, T. and Tanaka, Y. (2011) Nitrate-Removal Activity of a Biofilm Attached to a Perlite Carrier under Continuous Aeration Conditions. *Bioscience Biotechnology and Biochemistry*, 75(3), 578-581.
- Zheng, H., Hanaki, K. and Matsuo, T. (1994) Production of Nitrous Oxide Gas During Nitrification of Wastewater. *Water Science and Technology*, 30(6), 133-141

4. 農耕地（草地）管理の改善（草地管理、施肥管理）

4.1 日本の採草地における無窒素区の N₂O 排出量と化成肥料由来の N₂O 排出係数

日本の代表的な採草地で測定された無窒素区における N₂O 発生量 (0.2~4.2kg-N/ha/年) は気温が高く降水量が多い地域や年次ほど多く、土壌中の全炭素濃度 (r=0.45, P=0.08)、全窒素濃度 (r=0.49, P=0.05) との間に弱い相関が認められた (図 49) (Shimizu et al., 2013)。以上の

結果から以下の式で無窒素区の N₂O 発生量を表すことができると報告されている。

$$\text{N}_2\text{O 発生量 (kg-N/ha/年)} = 0.298 \times \text{気温 (}^\circ\text{C)} + 0.512 \times \text{全窒素濃度 (g/kg)} - 3.77$$

この結果は無窒素区の土壌有機物が分解して生じた無機態窒素の一部が硝化と脱窒により N₂O に姿を変え大気中に拡散したことを意味する。また、易分解性有機物と降雨が脱窒由来の N₂O 生成を促進した結果と推察される。

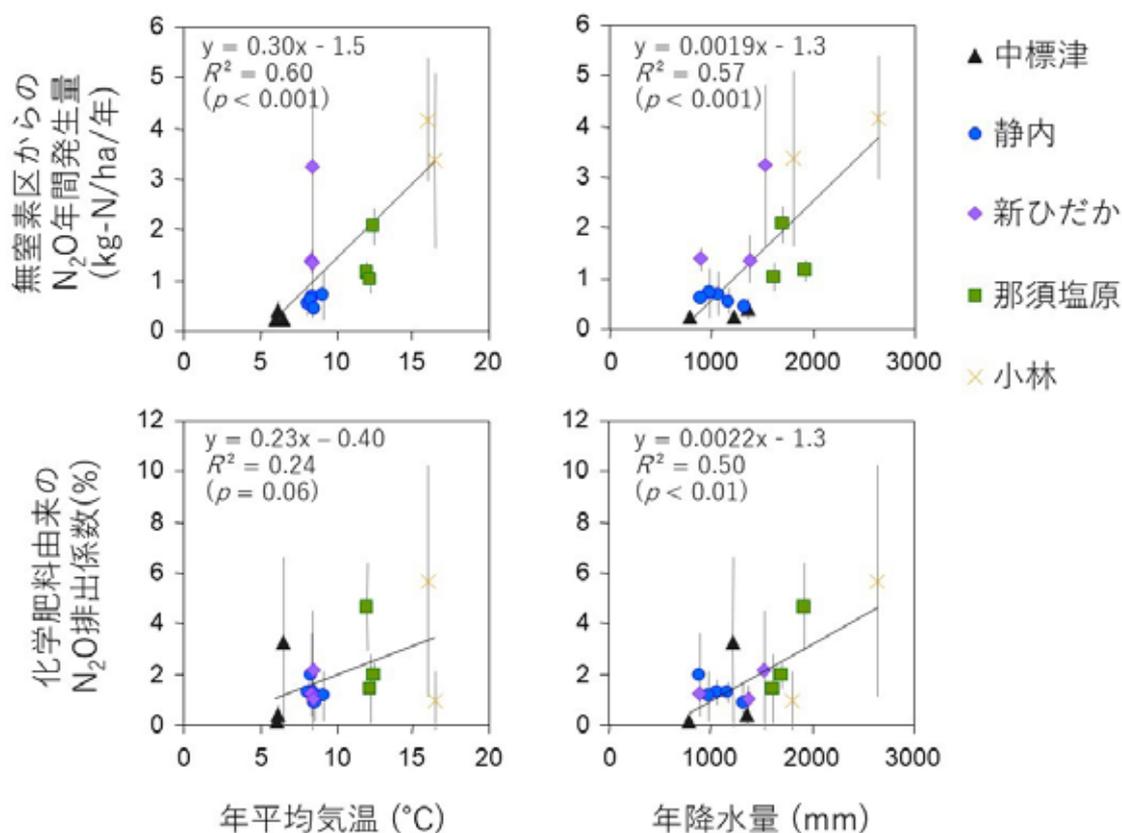


図 49 日本の代表的な草地における無窒素区の N₂O 発生量と化学肥料由来の N₂O 排出係数 (Shimizu et al., 2013 から作成)

一方、化学肥料由来の N₂O 排出係数 (0.14%~5.67%) も気温が高く降水量が多い地域や年次ほど多く、特に降水量の影響を強く受けて変化した (Shimizu et al., 2013)。この結果は脱窒が化学肥料由来の N₂O 発生に寄与したことを意味する。草地における N₂O 排出係数 (1.8%±1.5%) は日本国 GHG インベントリ報告書 (GIO, 2017) に記載されている N₂O 排出係数 (その他の作物:0.62%) より少し大きい。採草地は根や排せつ物に由来する有機物供給量が比較的多いため易分解性有機物が脱窒を促進した可能性が考えられる。

4.2 日本の採草地における堆肥由来の N₂O 排出係数

一方、日本の採草地で測定された堆肥由来の N₂O 排出係数 (0.36%±0.61%) に地域間差は認められなかった。この値 (-3.2%~1.3%) は化学肥料由来の N₂O 排出係数 (0.14%~5.67%) より小さく堆肥に含まれる窒素の大部分が有機態であることに起因する。なお、堆肥のみを施用した那須塩原の採草地で測定された N₂O 排出係数は 0.068% と報告されており化学肥料由来の N₂O 排出係数より小さい点で一致する (Mori and Hojito, 2011)。なお、英国では牛ふん堆肥の N₂O 排出係数として <0.01%~0.33% の値が報告されている (Chadwick et al., 2011)。

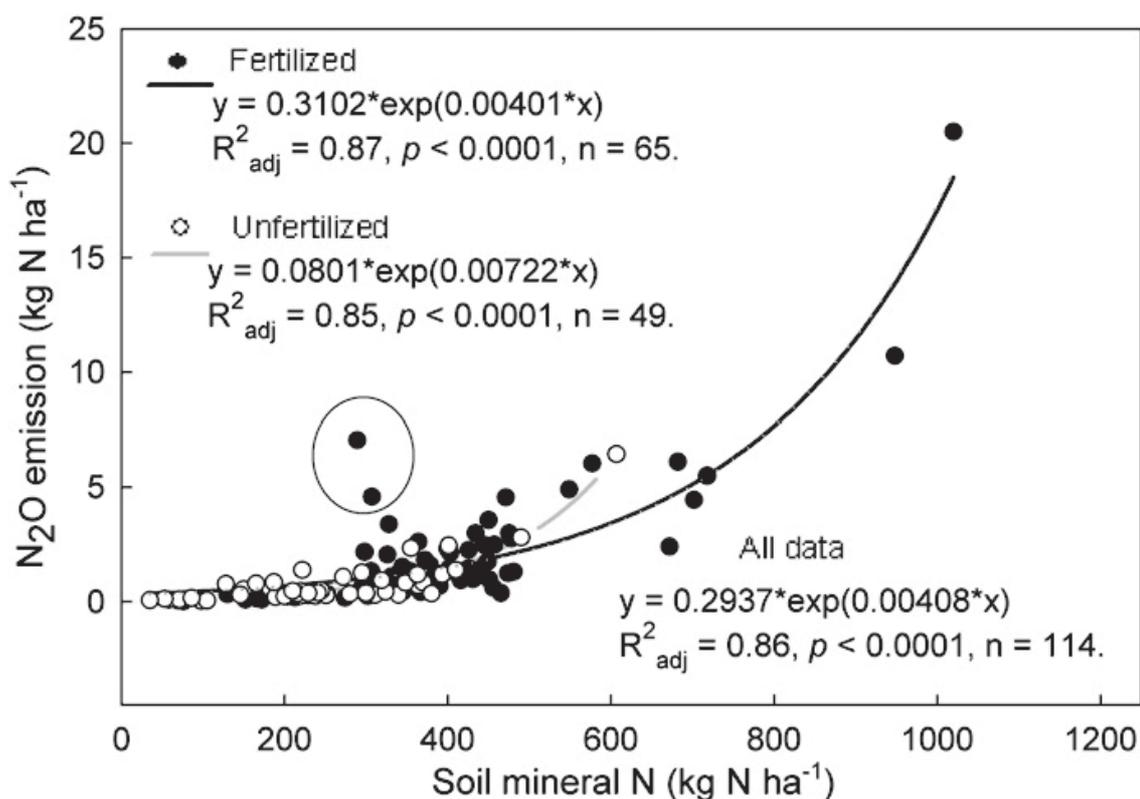


図 50 土壌への無機態窒素供給量と N₂O 発生量の関係 (Mu et al., 2009 から引用)

4.3 窒素肥料の使用量を少なくし N₂O 発生量を抑制する

生態系に投入された反応性窒素のうち 3%~5%が N₂O に変換されると見積もられている (Crutzen et al., 2007)。化学的窒素固定に由来する窒素肥料の使用量を節減することは草地土壌から発生する N₂O を少なくするための基礎である。

草地土壌には化学肥料、排せつ物、クローバなどによる窒素固定、土壌有機物の無機化、大気沈着から窒素が供給され作物吸収により窒素が収奪される。窒素の供給量から収奪量を差し引いた余剰窒素は環境負荷の原因となる。N₂O も例外ではなく施肥由来の無機態窒素の供給量が増えると N₂O 発生量は急増する (図 50) (Mu et al., 2009; Cardenas et al., 2010)。

このため、施用有機物やクローバなどから土壌への無機態窒素の供給量を推定し窒素を減肥することが N₂O 発生量を抑制する上で最も大切である。窒素吸収量が多い多収作物を栽培すれば N₂O 発生量が抑制されると報告されている (Abalos et al., 2018)。N₂O 発生量を抑制するには堆肥、スラリー、クローバから供給される養分を最大限に利用し窒素肥料を節減し飼料生産の窒素利用効率を向上させることが不可欠である。

4.4 堆肥施用量の上限値と施肥設計

農地面積に対する飼養密度が比較的高い日本では排せつ物を作物生産に利用することの重要性が高い。堆肥施用量の上限値は堆肥からの窒素、リン、カリウムの供給量のいずれかが標準施肥量に達する量である。牛ふん堆肥の施用上限値は堆肥由来のカリウム供給量で決まる場合が多い (図 51)。過剰な堆肥施用は牧草の品質を低下させ牛のグラスステタニー症や繁殖障害などの原因となるため堆肥施用量

は上限値以下とすることが大切である。

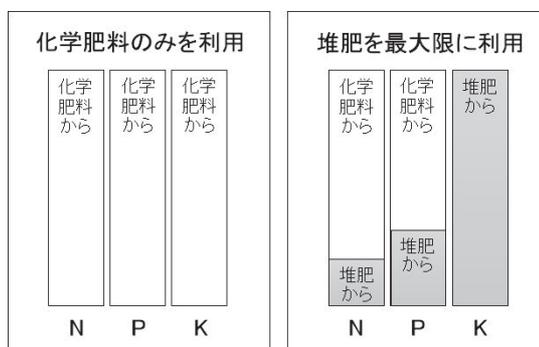


図 51 堆肥施用量の上限値の決め方 (森, 2016 から引用)

その上で窒素とリンの不足分を化学肥料で補いカリウム施肥を省略することが施肥設計 (牛ふん堆肥の場合) の基礎である。排せつ物から供給される無機態窒素量は地域の施肥標準などに記載されている。堆肥やスラリーの分析値があると施肥設計の精度を高めることができる。牛ふん堆肥は全窒素のうち 1 年目に 13.2%、2 年目に 7.0%、3 年目に 5.5%、4 年目に 4.6%、5 年目に 3.9%が無機態窒素として放出されると推定された (志賀, 1985)。堆肥を毎年施用し続けると 2 年目には 20.2%、3 年目には 25.7%、4 年目には 30.3%、5 年目には 34.2%の無機態窒素が供給される。以下は堆肥からの無機態窒素の供給量を推定し不足分を化学肥料で補填した場合の結果である。

4.5 堆肥を連用した採草地の N₂O 排出量

那須塩原の採草地では 30t/ha/年の堆肥を連用し施肥量を毎年段階的に削減しながら牧草を栽培し N₂O 発生量を 5 年間測定した。堆肥由来の無機態窒素の供給量は 10 (1 年目) ~64 (5 年目) kg-N/ha/年と見積もられ 5 年目には窒素肥料を 3 割節減し化学肥料のみの栽培と同等の収

量を維持できることが確認された(図 52)。

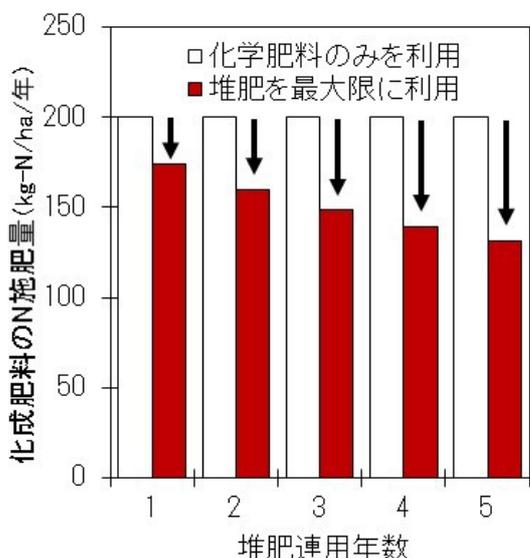


図 52 堆肥連用による化成肥料の節減(森, 2016 から引用)

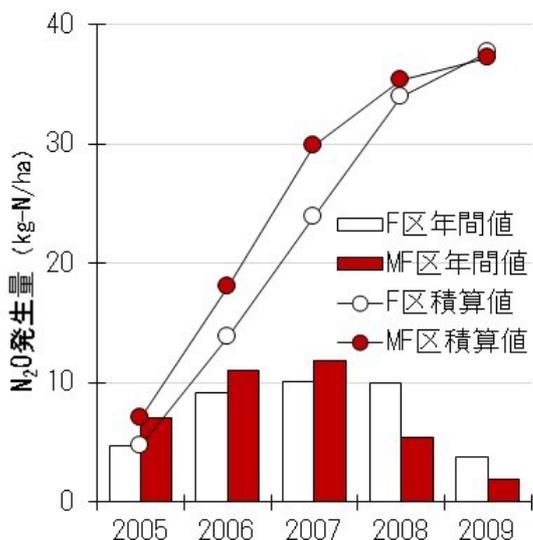


図 53 化成肥料のみ (F 区)、堆肥連用と窒素減肥 (MF 区) が草地の N₂O 発生量に及ぼす影響 (Mori and Hojito, 2012 から作成)

堆肥連用開始から 1~2 年目の N₂O 発生量は堆肥区 (MF 区) > 化学肥料区 (F 区) だったが 4~5 年目の N₂O 発生量は MF 区 < F 区と逆転した。その結果、堆肥

連用開始から 5 年間の N₂O 発生量は MF 区と F 区で同等だった (図 53) (Mori and Hojito, 2012)。窒素肥料の使用量の抑制に加え、堆肥連用の影響で土壌 pH が高く推移し脱窒の N₂O 生成比率 (N₂O/N₂O+N₂) が減少したことも堆肥区 (MF 区) の N₂O 抑制に寄与した可能性がある。この結果は物質循環に立脚した施肥管理で N₂O 発生量を増やさず牧草を生産できることを意味する。

4.6 施肥時期

N₂O は主に土壌微生物により生成されるため地温が上昇すると N₂O 発生量が増える。特に気温が 15°C 以上の時期の施肥は N₂O 発生量を増加させる。降雨により高温多湿の土壌条件が揃うと突発的な N₂O 発生が誘発される場合がある。降雨量は気温より年々変動が大きいため夏期の施肥後の N₂O 発生量はばらつきが大きい (図 54) (Mori and Hojito, 2012)。

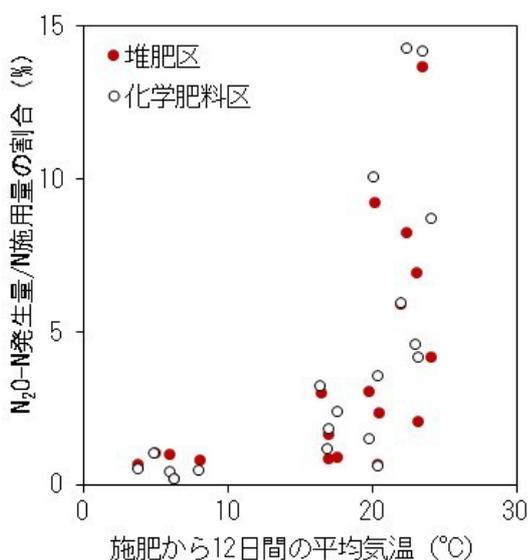


図 54 施肥後 N₂O-N 発生量/施肥 N の割合に及ぼす施肥時期の気温の影響 (Mori and Hojito 2012 から作成)

採草地では収穫に合わせ年数回の施肥が行われる。那須塩原の施肥時期は3月(1番草)、5月(2番草)、7月(3番草)、8月(4番草)である。N₂O発生量/N施用量の比率を生育時期別(各番草別)に見ると明確な季節変化が認められた(Mori and Hojito, 2012)。すなわち、気温の低い1番草で最小、気温の高い3~4番草で最大となった(図55)。このことは、1番草の施肥(早春施肥)に重点を置き夏期の施肥量を抑制すればN₂O発生量を抑制できることを意味する。なお、1番草は寒地型牧草の生育が最も盛んとなるスプリング・フラッシュの時期に該当する。

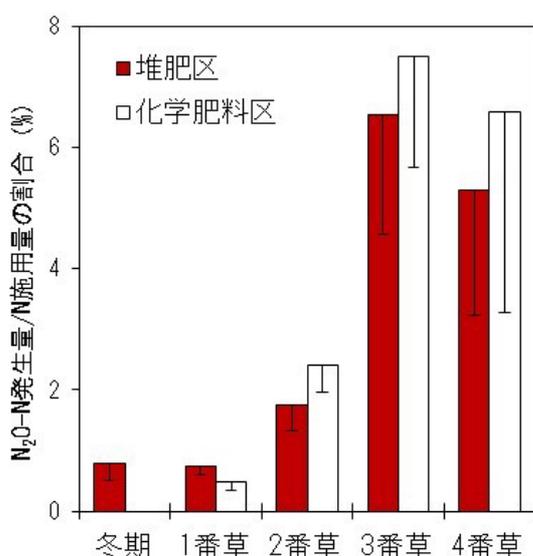


図 55 那須塩原の生育時期別の N₂O 発生量/N 施用量の割合

豪州の放牧地では放牧直後を避けて草地に畜舎排水を散布することで土壌中の無機態窒素を抑制し N₂O 発生量を抑制できると指摘されている (Saggar et al., 2008)。このように短期的な時間スケールで余剰窒素を少なくする管理も N₂O 発生量の抑制に寄与する。

4.7 施用有機物の種類

排せつ物から発生する N₂O は排せつ物中のアンモニア態窒素や分解特性の影響を受ける (Sawamoto et al., 2010; Akiyama et al., 2003)。スラリーは堆肥よりアンモニア態窒素を多く含み分解が速い。このため N₂O 排出係数はスラリーが堆肥より大きい (Chadwick et al., 2011)。スラリーは速効性窒素を含むが、堆肥は分解が遅いため営農場面では窒素施肥と組み合わせて施用するケースが多い (図 56)。

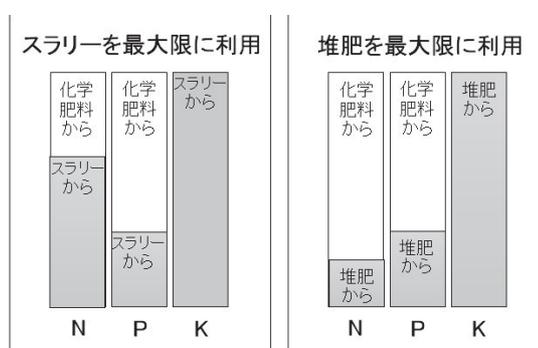


図 56 スラリーまたは堆肥を最大限利用する施肥設計

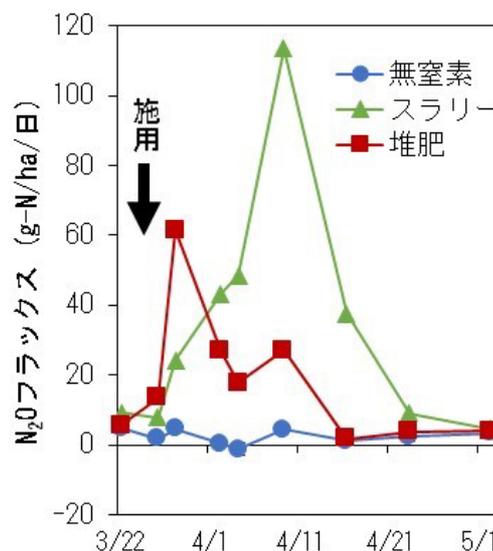


図 57 スラリー、または、堆肥+窒素肥料の施用後の N₂O 発生ピーク(矢印は施用時期を示す、Mori and Hojito, 2015 から作成)

スラリー施用後の N₂O 発生ピークは堆肥+窒素肥料の施用後の場合より遅れる場合がある。しかし、施肥標準を基礎に施肥設計を組み立てれば年間の収量と N₂O 発生量は同等であることが確認された (図 57、58) (Mori and Hojito, 2015)。

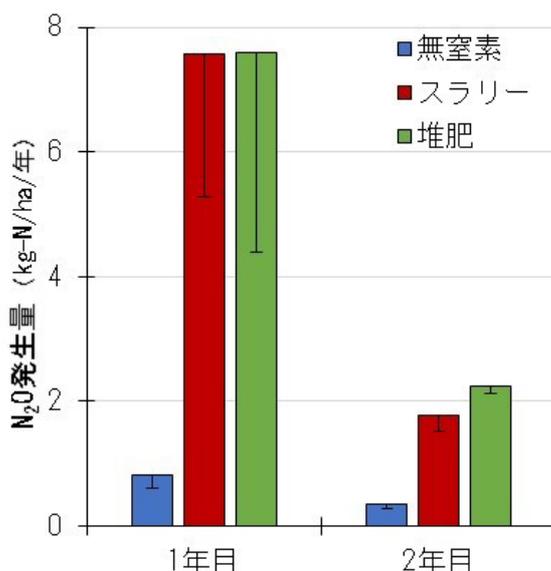


図 58 スラリー+窒素肥料、堆肥+窒素肥料を施用した草地における年間の N₂O 発生量 (Mori and Hojito, 2015 から作成)

英国では排せつ物の N₂O 排出係数はスラリー (0.57%±0.13%) が堆肥 (0.28%±0.08%) より大きかったが排せつ物の散布時のアンモニア揮散量を考慮し実際に土壤に投入される速効性窒素 (無機態窒素と尿素態窒素) 当たりの N₂O 排出係数を比べるとスラリー (1.76%±0.41%) と堆肥 (1.97%±0.46%) でほぼ同等となることが確認された (表 22)。この結果は実際に土壤中に移行した速効性窒素の一部が N₂O に変換されたことを意味する (Chadwick et al., 2011)。

堆肥の土壤混和は表面散布との比較において土壤水分が高い条件では N₂O 発生量を減少させるが土壤水分が低い条件では N₂O 発生量を増加させる場合がある (表 23) (Chadwick et al., 2011)。一方、スラリーの土壤注入は表面散布との比較において土壤水分が低い条件では N₂O 発生量を増加させない場合もあるが土壤水分が高い条件では脱窒による N₂O 発生量を増加させると指摘されている (表 24)。以上のように堆肥やスラリーの施用方法と N₂O 発生量の関係は土壤水分の影響を受けて変化するため調査年により結果が逆転する場合もある。

表 22 スラリーと堆肥の N₂O 排出係数

	全窒素当たり 排出係数 (%)	全窒素当たり 排出係数 (%) (NH ₃ ロス考慮)	速効性窒素当たり 排出係数 (%)	速効性窒素当たり 排出係数 (%) (NH ₃ ロス考慮)
スラリー	0.57 ± 0.13	0.67 ± 0.15	1.06 ± 0.24	1.76 ± 0.41
堆肥	0.28 ± 0.08	0.30 ± 0.08	1.29 ± 0.27	1.97 ± 0.46

Chadwick et al. (2011)から作成。

表 23 堆肥施用後の N₂O 発生量

堆肥施用法	サイト条件			測定 日数	堆肥施用量 (kg/ha)		堆肥の 理化学性			N ₂ O発生量			
	土性	施用時期	作物		全N	NH ₄ -N	乾物率 (g/kg)	C/N	pH	発生量 (kg/ha)	全N当たり 排出係数 (%)	NH ₄ -N当たり 排出係数 (%)	
牛堆肥													
Chadwick et al. (2000)	表面散布	砂壤土	秋	牧草	21	315	5	251	15	-	0.65	0.2	12.6
Webb et al. (2004)	鋤き込み(4h)	砂壤土	秋 99	裸地	60	145	11	171	-	-	0.06	<0.01	-
	鋤き込み(24h)	砂壤土	秋 99	裸地	60	145	11	171	-	-	0.1	0.02	-
	表面散布	砂壤土	秋 99	裸地	60	145	11	171	-	-	0.92	0.33	-
Thorman et al. (2007)	鋤き込み(4h)	砂壤土	秋 00	裸地	60	110	8	167	-	8.2	0.22	0.02	-
	鋤き込み(24h)	砂壤土	秋 00	裸地	60	110	8	167	-	8.2	0.12	<0.01	-
	表面散布	砂壤土	秋 00	裸地	60	110	8	167	-	8.2	0.6	0.22	-
	表面散布	砂壤土	夏	裸地	75	185	<1	152	-	7.7	0.53	0.16	43.18
	鋤き込み	砂壤土	夏	裸地	75	185	<1	152	-	7.7	0.46	0.12	15.2
	ディスク鋤き込み	砂壤土	夏	裸地	75	185	<1	152	-	7.7	0.41	0.09	28.95
豚堆肥													
Chadwick et al. (2000)	表面散布	砂壤土	秋	牧草	21	310	85	193	11	-	0.19	0.05	0.2
Webb et al. (2004)	鋤き込み(0h)	砂壤土	秋 99	裸地	60	180	30	255	-	8.8	0.03	<0.01	-
	鋤き込み(4h)	砂壤土	秋 99	裸地	60	180	30	255	-	8.8	0.03	<0.01	-
	鋤き込み(24h)	砂壤土	秋 99	裸地	60	180	30	255	-	8.8	0.03	<0.01	-
	表面散布	砂壤土	秋 99	裸地	60	180	30	255	-	8.8	0.04	<0.01	-
	鋤き込み(0h)	砂壤土	秋 00	裸地	60	-	-	-	-	-	0.3	-	-
	鋤き込み(4h)	砂壤土	秋 00	裸地	60	-	-	-	-	-	0.3	-	-
Thorman et al. (2007)	表面散布	砂壤土	秋 00	裸地	60	-	-	-	-	-	1.3	-	-
	表面散布 (貯留)	砂壤土	春	裸地	75	236	5	204	-	7.7	0.07	0	0.01
	鋤き込み (貯留)	砂壤土	春	裸地	75	236	5	204	-	7.7	0.29	0.09	4.49
	表面散布 (未貯留)	砂壤土	春	裸地	75	371	61	405	-	8.6	0.07	0	0
	鋤き込み (未貯留)	砂壤土	春	裸地	75	371	61	405	-	8.6	3.27	0.86	5.3
鶏糞													
Chadwick et al. (2000)	表面散布	砂壤土	秋	牧草	21	416	156	432	5	-	0.19	0.05	0.11

Chadwick et al. (2011)から作成。牛堆肥はCattle FYM、豚堆肥はPig FYM、鶏糞はPoultry manureと原典に記載。

表 24 スラリー施用後の N₂O 発生量

スラリー施用法	サイト条件			測定 日数	スラリー施用量 (kg/ha)		スラリーの 理化学性				N ₂ O発生量		
	土性	施用時期	作物		全N	NH ₄ -N	乾物率 (g/kg)	C/N	pH	発生量 (kg/ha)	全N当たり	NH ₄ -N当たり	
											排出係数 (%)	排出係数 (%)	
牛スラリー													
Chadwick et al. (2000)	表面散布	砂壤土	春	牧草	20	125	50	49	7	-	1.51	0.97	2.42
		砂壤土	夏	牧草	22	110	70	57	9	-	0.34	0.12	0.19
van Groenigen et al. (2004)	作条散布後鋤き込み	砂土	春	コーン	180	104	47	99	-	-	0.47	0.31	1.00
		砂土	春	コーン	180	156	70	99	-	-	1.28	0.73	1.82
		砂土	春	コーン	180	209	94	99	-	-	1.70	0.75	1.81
		砂土	春	コーン	180	261	117	99	-	-	1.92	0.68	1.63
		埴土	春	コーン	180	98	45	92	-	-	2.51	0.96	5.57
		埴土	春	コーン	180	147	38	92	-	-	3.01	0.95	4.45
		埴土	春	コーン	180	196	90	92	-	-	3.37	0.88	3.74
		埴土	春	コーン	180	245	113	92	-	-	6.81	2.03	6.04
Rodhe et al. (2006)	インジェクション	シルト質 埴土	夏	牧草	45	68	33	65	9	7.1	0.75	1.10	2.12
	バンド施用	シルト質 埴土	夏	牧草	45	68	33	65	9	7.1	0.20	0.30	0.43
Rochette et al. (2008)	鋤き込み	埴土	春	コーン	180	150	-	60	11	6.8	1.25	-	-
		壤土	春	コーン	180	150	-	60	11	6.8	2.12	-	-
		埴土	春	コーン	180	150	-	48	7	6.8	6.06	-	-
		壤土	春	コーン	180	150	-	48	7	6.8	1.09	-	-
豚スラリー													
Chadwick et al. (2000)	表面散布	砂壤土	春	牧草	20	97	50	63	4	-	0.77	0.44	0.94
		砂壤土	夏	牧草	22	295	135	46	3	-	0.57	0.12	0.27
		砂壤土	秋	牧草	21	300	280	25	2	-	0.74	0.24	0.26
Vallejo et al. (2005)	表面散布	壤質砂土	春	牧草	215	199	186	97	4	7.1	0.78	1.60	1.72
	インジェクション	壤質砂土	春	牧草	215	199	186	97	4	7.1	1.05	2.95	3.18
Thomsen et al. (2010)	トレイリング・ホース	壤質砂土	春07	穀物	30	162	140	38	5	7.9	0.49	0.30a	-
	インジェクション (直状タイン)	壤質砂土	春07	穀物	30	162	140	38	5	7.9	2.51	1.50a	-
	インジェクション (翼状タイン)	壤質砂土	春07	穀物	30	162	140	38	5	7.9	1.86	1.20a	-
	トレイリング・ホース	壤質砂土	春08	穀物	30	127	81	47	3	8.0	0.70	0.30a	-
	インジェクション (直状タイン)	壤質砂土	春08	穀物	30	127	81	47	3	8.0	0.40	0.06a	-
Sistani et al. (2010)	表面散布	シルト質 壤土	春07	不耕起 コーン	141	200	112	-	3	-	0.73	1.56	2.78
	インジェクション	シルト質 壤土	春07	不耕起 コーン	141	200	112	-	3	-	0.47	0.73	1.31
	穿孔施用	シルト質 壤土	春07	不耕起 コーン	141	200	112	-	3	-	0.69	1.43	2.56
	表面散布	シルト質 壤土	春08	不耕起 コーン	158	204	50	-	4	-	0.29	0.69	2.80
	インジェクション	シルト質 壤土	春08	不耕起 コーン	158	204	50	-	4	-	0.82	1.31	9.55
	穿孔施用	シルト質 壤土	春08	不耕起 コーン	158	204	50	-	4	-	0.49	2.34	5.35

Chadwick et al. (2011)から作成。a:アンモニア揮散を考慮。

4.8 スラリーへの硫酸添加

硫酸添加で pH を 5.5 に調節したスラリーを表面施用すると酸無添加で pH7.2 のスラリーを表面施用した場合より NH₃ 発生量が 88%、N₂O 発生量が 26%、温暖化ポテンシャルが 28%減少したことが土壌培養試験で確認された（図 59）（Fangueiro et al., 2015）。

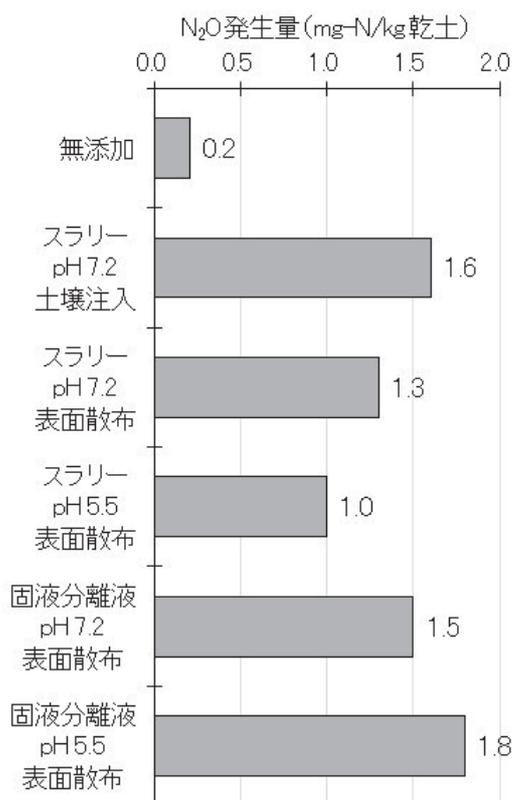


図 59 スラリーの pH 調整が N₂O 発生量に及ぼす影響 (Fangueiro et al., 2015 から作成)

硫酸添加で N₂O が抑制された原因は、硝化の遅延または阻害に加え、硫酸添加でスラリーに含まれていた CO₂ が減少したことに伴う脱窒菌による易分解性有機態窒素の利用低下など複合的要因によると推定されている。

また、硫酸添加で pH を 5.5 に調節した固液分離液を表面散布すると酸無添加で

pH7.3 の固液分離液を表面散布した場合より N₂O 発生量が 12%低下したことがポット栽培試験で確認された (Fangueiro et al., 2017)。スラリーの pH 調整による N₂O 抑制効果は圃場試験で詳しく検証する必要がある。

4.9 草地更新

土壌理化学性の劣化や雑草侵入で生産性の劣化した草地の生産性を回復させるためには、草地更新（耕起と再播種）を実施する必要がある。更新時には鋤き込まれた根と刈株が土壌中で分解し無機態窒素が増えるため N₂O 発生量が高まる (Mori and Hojito, 2007; Merbold et al., 2014)。排水性の悪い草地では作物残渣を深く鋤き込むことで N₂O 発生量が削減された場合も報告されている (MacDonald et al., 2011)。どのような条件下で更新を行えば N₂O を削減できるか今後詳しく検討する必要がある。

4.10 硝化抑制剤

硝化抑制剤はアンモニア態窒素の形態変化を遅らせることで脱窒や溶脱による窒素損失を抑制し作物の窒素利用効率を向上させる。既往文献のメタ分析によると硝化抑制剤入り肥料は慣行肥料より N₂O 発生量が平均 38% (95%信頼区間: 31%~44%) 少なかったと報告されている (Akiyama et al., 2009)。平均の N₂O 発生量の削減率はジシアンジアミド (DCD) で 30%、ニトラピンで 50%、カルシウムカーバイドで 51%、3,4-ジメチルピラゾール-リン酸 (DMPP) で 50%、チオサルフェートで 19%、ニームで 14%、土壌別に見ると畑で 34%、草地で 54%、水田で 30%であった (図 60)。また、尿素の加水分解を抑制するウレアーゼ阻害剤は N₂O 削減効果が認められなかった。別のメタ

解析によるとニトラピリンは土壌の窒素保持量を28%、収量を7%増加させ、窒素溶脱を16%、GHG発生量(N_2O+CH_4)を51%減少させたと報告された(Wolt et al., 2004)。

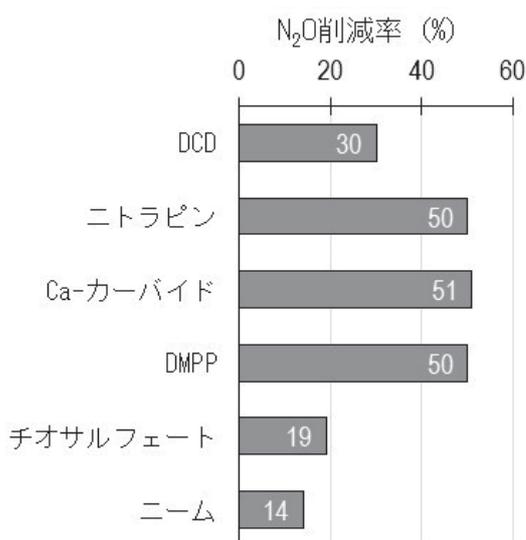


図60 硝化抑制剤の N_2O 削減率(Akiyama et al., 2009 から作成)

DCD で処理された尿パッチはアンモニア態窒素濃度が高く推移したのに対しDCD 無処理の尿パッチは硝酸態窒素濃度が高く DCD は作物の窒素利用効率を改善したことが確認された(Moir et al., 2012)。DCD による N_2O 削減効果は高水分条件下で高く圃場含水量(十分な降雨から2~3日後の土壌水分量)の培養条件で DCD は尿添加土壌のアンモニア酸化菌の生育を阻害し N_2O 発生量を65%抑制したと報告されている(Di et al., 2014)。

DCD は土壌微生物による分解を受けるため処理時期の地温が $10^{\circ}C$ 以下で硝化抑制効果が安定的に持続する(Di and Cameron, 2004; Zaman and Nguyen, 2012)。このため、適切な処理時期を検討する必要がある。夏期の英国($15^{\circ}C$)では土壌中の DCD 濃度が施用後約7日間で半減し有意な N_2O 抑制効果が認められな

かった(Barneze et al., 2015)。土性はDCD 分解を制御するもうひとつの因子であり DCD の半減期($22^{\circ}C$)は埴壤土(7.4日)が砂質土(14.7日)より短かったと報告された(Bronson et al., 1989)。同様の結果は DMPP でも確認されている(Pasada et al., 2001; Barth et al., 2001)。

4.11 被覆肥料

既往文献のメタ分析により被覆肥料は平均35%(95%信頼区間:14%~58%)の N_2O 削減効果が認められたと報告されている(Akiyama et al., 2009)。しかし、その削減効果は土壌で異なり黒ボク土では明確な N_2O 削減効果が認められなかった。その一方、スコットランドの重粘な土壌に立地する草地では N_2O 削減効果が大きかったと報告されている。

4.12 バイオ炭

炭は土壌の透水性を改善するための資材として用いられてきたが土壌中で分解され難いため炭素蓄積効果が大きい。素材や炭化法で炭の性質は異なるが炭の添加は土壌の透水性、保水性、pH、陽/陰イオン交換容量、カリウム供給を変化させるほかVA菌根菌や根粒菌など有用微生物の住処としても機能する(森ら, 2001)。

土壌に添加されたバイオ炭は N_2O 発生量を抑制/促進する場合の両者が報告されている。既往研究のメタ分析によると平均 $54\% \pm 6\%$ の N_2O 削減効果が認められた(Cayuella et al., 2014)。C/Nが30以上のバイオ炭で削減効果が認められ添加量1~2wt%で N_2O 発生量が平均27%、10wt%以上では87%減少したと報告されている。また、土壌孔隙水分率80%以上では細粒質土壌、80%以下では粗粒質土壌で最も N_2O の削減効果が大きく pH5以下の土壌では削減効果が認められな

った。

N₂O 発生量の抑制機作として土壌水分率の減少や土壌通気性の改善による脱窒阻害、易分解性有機物の供給により脱窒が促進されることに伴う N₂O→N₂の還元、pH 上昇に伴う脱窒における N₂/N₂O 生成比率の減少、無機態窒素の吸着/固定や作物生育が促進されることによる土壌中の無機態窒素の減少、N₂O 発生量の促進機作として土壌有機物の分解促進、土壌水分率の増加による脱窒促進、無機態窒素の供給による土壌中の無機態窒素の増加などが考えられている (Clough et al., 2013)。

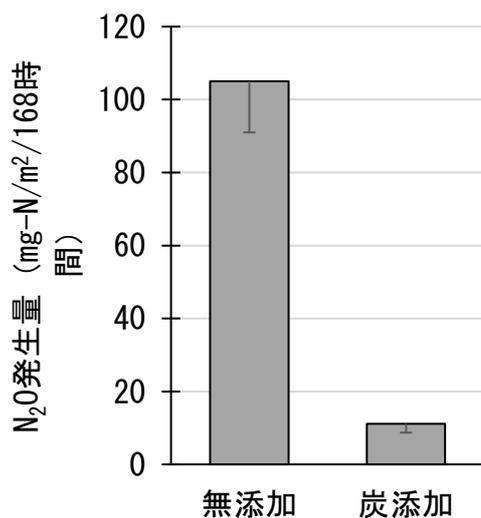


図 61 土壌への炭添加 (10 wt%) による N₂O 発生抑制効果 (Yanai et al., 2007 から作成)

褐色森林土からの N₂O 発生量はバイオ炭添加 (10 wt%) で 89%削減されたことが室内培養により確認されている (図 61) (Yanai et al., 2007)。この N₂O 削減機作はバイオ炭添加による pH 上昇や炭に含まれる塩化物や硫酸塩の影響ではなく炭添加で通気性が向上し脱窒による N₂O 生成が抑制されたためと推定されている。

また、トウモロコシと麦の二毛作では 1

回の炭添加 (15cm 深) で N₂O 発生が 5 作目まで継続的に抑制 (32%~43%) された。(図 62) (Liu et al., 2014)。また、炭添加量は 20t/ha より 40t/ha で効果が高かったと報告されている。

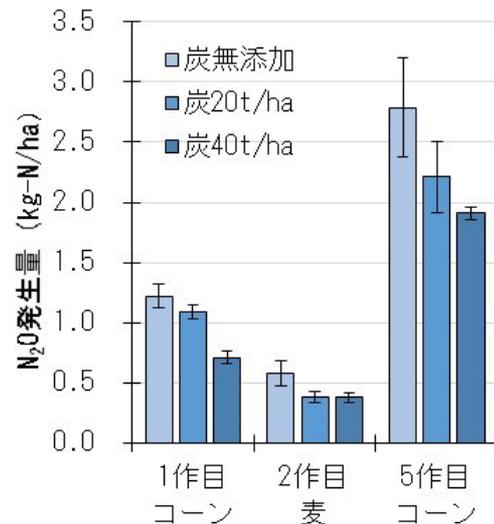


図 62 圃場におけるバイオ炭の N₂O 抑制効果 (Liu et al. 2014 から作成)

4.13 終わりに

窒素は草地の生産性を維持向上させるために不可欠であるが土壌中の無機態窒素濃度が増えると N₂O が発生する。N₂O 発生量を制御する要因は多岐に亘るが堆肥を上手に利用して化学肥料を節減し牧草生育を促進することが N₂O 発生量を少なくする上で最も重要である。また、N₂O 発生量だけでなく草地の炭素貯留を考慮し GHG 収支を総合的に改善することが求められる。物質循環に立脚した管理で生産性の維持向上を図ることの大切さが改めて指摘される。

【参考文献】

Abalos, D., van Groenigen, J.W. and de Deyn G.B., (2018) What plant

- functional traits can reduce nitrous oxide emissions from intensively managed grasslands? *Global Change Biology*, 24, e248-288.
- Akiyama, H. and Tsuruta, H. (2003) Effect of organic matter application on N₂O, NO, and NO₂ fluxes from an Andisol field. *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1100.
- Akiyama, H., Yan, X. and Yagi, K. (2009) Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology*, 16, 1837-1846
- Barneze, A.S., Minet, E.P., Cerri, C.C. and Misselbrook, T. (2015) The effect of nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions from cattle urine depositions to grassland under summer conditions in the UK. *Chemosphere*, 119, 122-129.
- Barth, G., Tucher, B. and Schmidhalter, U. (2001) Influence of soil parameters on the effect of 3,4-dimethylpyrazole-phosphate as a nitrification inhibitor. *Biology and Fertility of Soils*, 34, 98-102.
- Bronson, K.F., Touchton, J.T. and Hauck, R.D. (1989) Decomposition rate of dicyandiamide and nitrification inhibition. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 20, 2067-2078.
- Cardenas, L.M.R., Thorman, R., Ashlee, N., Butler, M., Chadwick, D., Chambers, B., Cuttle, S., Donovan, N., Kingston, H., Lane, S. and Scholefield, D. (2010) Emission factors for N₂O fluxes from grazed grassland soils in the UK. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 136, 218-226.
- Clough, T., Condrón, L., Kammann, C. and Müller, C. (2013) A review of biochar and soil nitrogen dynamics. *Agronomy*, 3, 275-293.
- Crutzen, P.J., Mosier, A.R., Smith, K.A. and Winiwarter, W. (2008) N₂O Release from Agro-biofuel Production Negates Global Warming Reduction by Replacing Fossil Fuels. *Atmospheric Chemistry Physics*, 8, 389-395.
- Di, H.J., Cameron, K.C., Podolyan, A. and Robinson, A. (2014) Effect of soil moisture status and a nitrification inhibitor, dicyandiamide, on ammonia oxidizer and denitrifier growth and nitrous oxide emissions in a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 73, 59-68
- Fangueiro, D., Pereira, J., Bichana, A., Surgy, S., Cabral, F. and Coutinho, J. (2015) Effects of cattle-slurry treatment by acidification and separation on nitrogen dynamics and global warming potential after surface application to an acidic soil. *Journal of Environmental Management*, 162, 1-8.
- Fangueiro, D., Pereira, J.L.S., Macedo, S., Trindade, H., Vasconcelos, E. and Coutinho, J. (2017) Surface application of acidified cattle slurry compared to slurry injection: Impact on NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ emissions and crop uptake, *Geoderma*, 306, 160-166.
- Liu, X., Ye, Y., Liu, Y., Zhang, A., Zhang, X., Li, L., Pan, G., Kibue, G.W., Zheng, J. and Zheng, J. (2014) Sustainable biochar effects for low carbon crop production: A 5-crop season field experiment on a low fertility soil from Central China. *Agricultural Systems*, 129, 22-29.
- Merbold, L., Eugster, W., Stieger, J., Zahniser, M., Nelson, D. and

- Buchmann, N. (2014) Greenhouse gas budget (CO₂, CH₄ and N₂O) of intensively managed grassland following restoration. *Global Change Biology*, 20, 1913–1928.
- Moir, J.L., Mlcolm, B.J., Cameron, K.C. and Di, H.J. (2012) The effect of dicyandiamide on pasture nitrate concentration, yield and N offtake under high N loading in winter and spring. *Grass and Forage Science*, 67, 391-402.
- 森 昭憲, 藤野雅丈, 竹崎あかね (2001) 木炭の孔隙特性が硝酸イオンの保持機能に及ぼす影響, 日本土壌肥科学雑誌, 72, 642-648.
- Mori, A. and Hojito, M. (2007) Grassland renovation increases N₂O emission from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53, 812-818.
- Mori, A., Hojito, M., Shimizu, M., Matsuura, S., Miyaji, T. and Hatano, R. (2008) N₂O and CH₄ fluxes from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan: comparison between manure plus fertilizer plot and fertilizer-only plot. *Soil Science and Plant Nutrition*, 54, 606–617.
- Mori, A. and Hojito, M. (2011) Nitrous oxide and methane emissions from grassland treated with bark- or sawdust-containing manure at different rates. *Soil Science and Plant Nutrition*, 57, 138–149.
- Mori, A. and Hojito, M. (2015) Effect of dairy manure type and supplemental synthetic fertilizer on methane and nitrous oxide emissions from a grassland in Nasu, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61, 347–358.
- 森 昭憲 (2016) 家畜ふん堆肥を活用する
牧草生産による GHG 削減, 畜産環境情報, 62, 15-24.
- Mu, Z., Huang, A., Kimura, S.D., Jin, T., Wei, S. and Hatano, R. (2009) Linking N₂O emission to soil mineral N as estimated by CO₂ emission and soil C/N ratio. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 2593-2597.
- Pasda, G., Hähndel, R. and Zerulla, W. (2001) Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biology and Fertility of Soils*, 34, 85-97.
- Saggar, S., Tate, K.R., Giltrap, D.L. and Singh, J. (2008) Soil-atmosphere exchange of nitrous oxide and methane in New Zealand terrestrial ecosystems and their mitigation options: a review. *Plant and Soil*, 309, 25–42.
- Sawamoto, T., Yoshida, R., Abe K. and Matsunaka, T. (2010) No significant difference in N₂O emission, fertilizer induced N₂O emission factor and CH₄ absorption between anaerobically digested cattle slurry and chemical fertilizer applied timothy (*Phleum pratense* L.) sward in central Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56, 492–502.
- 志賀一一, 大山信雄, 前田乾一, 鈴木正昭 (1985) 各種有機物の水田土壌中における分解過程と分解特性に基づく評価, 農業研究センター研究報告, 5, 1-19.
- Shimizu, M., Marutani, S., Desyatkin, A.R., Jin, T., Nakano, K., Hata, H. and Hatano, R. (2010) Nitrous oxide emissions and nitrogen cycling in managed grassland in Southern Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 56, 676–688.

- Shimizu, M., Hatano, R., Arita, T., Kouda, Y., Mori, A., Matsuura, S., Niimi, M., Jin, T., Desyatkin, A.R., Kawamura, O., Hojito, M. and Miyata, A. (2013) The effect of fertilizer and manure application on CH₄ and N₂O emissions from managed grasslands in Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 59, 69–86.
- Shimizu, M., Hatano, R., Arita, T., Kouda, Y., Mori, A., Matsuura, S., Niimi, M., Mano, M., Hirata, R., Jin, T., Limin, A., Saigusa, T., Kawamura, O., Hojito, M. and Miyata, A. (2014) Farmyard manure application mitigates greenhouse gas emissions from managed grasslands in Japan. pp.115–132. *In Sustainable Agroecosystems in Climate Change Mitigation* (Ed. Oelbermann, M.), Wageningen Academic Publishers, Wageningen.
- Skiba, U. and Smith, K.A. (2000) The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere - Global Change Science*, 2, 379-386.
- Wolt, J.D. (2004) A meta-evaluation of nitrapyrin agronomic and environmental effectiveness with emphasis on corn production in the Midwestern USA. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69, 23–41.
- Yanai, Y., Toyota, K. and Okazaki, M. (2007) Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Science and Plant Nutrition*, 53, 181-188.
- Zaman, M. and Nguyen, M.L. (2012) How application timings of urease inhibitors affect N losses from urine patches in pastoral system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 156, 37-48.

5. 堆肥施用による農耕地土壌の炭素貯留による改善

5.1 「1000 分の 4 イニシアティブ」

石油や石炭の使用は大気中の CO₂が増えた最大の原因であるが地球の炭素循環に重要な役割を持つ土壌有機物が人間活動の拡大とともに減少することで大気中の CO₂の増加が助長されている。森林や草原などの自然生態系を耕して農耕地に転換すると土壌有機物含量は減少するが農耕地を草地に転換すると土壌への炭素貯留機能が回復する。

日本を含む約 30 カ国が参加する「1000 分の 4 イニシアティブ」は化石燃料消費に伴う CO₂年間排出量を相殺するのに必要な土壌炭素の年間増加率は 0.4%と指摘する (Rhodes, 2016)。この値は化石燃料由来の CO₂ 排出量 (8.9Gt-C) を深さ 2m までの土壌炭素量 (2400Gt-C) で除した値である (Minasny et al., 2017)。実際に土壌炭素を年率 0.4%で増やし続けることは困難だが土壌有機物の僅かな増減が地球規模の炭素循環に及ぼす影響を強調することが意図されている。

土壌有機物は作物への養分供給、団粒形成による保水性向上や土壌浸食防止など持続的農業を支える大切な役割を持つ。このイニシアティブは持続的農業と温暖化緩和が表裏一体であることを人々に知ってもらい世界の農業が土壌有機物を増やす管理にシフトすることを目指している。

5.2 炭素貯留のポテンシャル

草原などの自然生態系を農地に転換すると植生から土壌への有機物供給量が減るだけでなく耕起により土壌有機物の分解が促進される。土壌有機物を増やすに

は土壌への有機物供給量を増やすとともに耕起による有機物の分解量を抑制することが基礎である。

土壌への炭素貯留のポテンシャルは国や地域、気候条件などで異なるが植林 (~0.6t-C/ha/年)、草地転換 (~0.5t-C/ha/年)、有機物施用 (~0.5t-C/ha/年)、作物残渣の鋤き込み (~0.35t-C/ha/年)、不耕起と省耕起 (~0.3t-C/ha/年)、輪作 (0.2t-C/ha/年) などの有効性が確認されており草地転換は比較的大きな炭素貯留ポテンシャルを持つ (表 25) (Minasny et al., 2017)。

草地は根が多く耕起頻度が低いため農地を草地に転換すれば土壌有機物の消耗を抑制できる。草地としての利用期間を長くし、堆肥施用、施肥、灌漑、混播を行い、干ばつに強く、地域における気候条件に適した草種を導入し、過放牧を避けるなど生産性を改善する管理は炭素貯留を促進すると指摘されている (Shimizu et al., 2014; Smith et al., 2008; Soussana et al., 2010)。また、炭素貯留ポテンシャルは土壌有機物が少ない土壌で大きく管理を開始した直後に最大となる (Minasny et al., 2017)。

南北アメリカなどの既往研究を基礎とした解析により施肥、灌漑、混播などの草地管理を 1 つ実施すると 20 年後の土壌炭素は温帯草地で 14%、熱帯草地で 17%増加、2 つ以上実施すると 20 年後の土壌炭素はさらに 11%増えると推定された (Ogle et al., 2004)。GHG インベントリガイドラインにおける炭素ストック変化係数はこの情報を基礎に決められている (IPCC, 2006)。

表 25 炭素貯留に寄与すると報告された管理

管理	国	測定深度	炭素貯留速度 (t-C/ha/年)	炭素ストック (t-C/ha)	測定期間	文献
放牧地への作付け	オーストラリア	0-15cm	0.30-0.60	27.5	4-42年	Sanderman et al. (2010)
放牧地への作付け (輪作)	オーストラリア	0-30cm	0.22-0.76	43	10年	Chan et al. (2011)
放牧地33%から67%						
放牧地への作付け (放牧地の改良)	オーストラリア	0-30cm	0.76	43	10年	Chan et al. (2011)
放牧地への作付け	オーストラリア	0-30cm	0.78	31	4.7年	Badgery et al. (2014)
放牧地への作付け	フランス	0-30cm	0.49±0.26	51.6	20年	Arrouays et al. (2002a, b)
放牧地への作付け	英国	0-23cm	0.51	80	35年	Goulding and Poulton (2005)
放牧地	オーストラリア	0-10cm	0.132±0.054	18.3	4-40年	Lam et al. (2013)
放牧地 (多年生/単年生牧草)	オーストラリア	0-30cm	0.759±0.049	35	7年	Chan et al. (2011)
傾斜放牧地	ニュージーランド	0-30cm	-0.20±0.07	105.3	27年	Schipper et al. (2014)
		0-90cm	-0.36±0.14			
傾斜放牧地	ニュージーランド	0-30cm	0.60±0.16	104.8	27年	Schipper et al. (2014)
		0-90cm	0.90±0.30			
一時放牧地としての 管理期間延長	フランス	0-30cm	0.1-0.5±0.24	51.6	20年	Arrouays et al. (2002a, b)
一時草地から永年草地に変更	フランス	0-30cm	0.3-0.4	51.6	20年	Arrouays et al. (2002a, b)
ゆるやかな集約化	フランス	0-30cm	0.2±0.25	51.6	20年	Arrouays et al. (2002a, b)
改良草地	フランス	0-30cm	0.1±0.05	51.6	20年	Arrouays et al. (2003a, b)
生け垣の植え付け	フランス	0-30cm	0.1±0.05	51.6	20年	Arrouays et al. (2003a, b)
1年生から多年生作物に変更	カナダ	0-30cm	0.46-0.72	75	20年	VandenBygaert et al. (2008)
畑地から草地への転換	アメリカ	0-25±2cm	0.84±0.11	未報告	17±1年	Franzluebbers (2010)
改良放牧地への転換	アメリカ	0-50cm	0.41	40.1±5.6	3-25年	Conant et al. (2003)
放牧地更新窒素施肥 0-500kgN/ha/yr	アイルランド	0-15cm	1.04-1.45	未報告	10年	Watson et al. (2007)

Minasny et al. (2017)から草地を抜粋。放牧地への作付けはCropping to pasture、傾斜放牧地はPastoral hilly landと原典に記載。

適切な農用地管理で蓄積可能な土壌有機炭素量は先史時代以降に失われた土壌有機炭素量 (42~78Gt) の半分~3分の2に相当すると見積もられている (Lal, 2004)。世界に分布する 37 億 ha の草地による炭素貯留ポテンシャルは 0.01~0.3Gt-C/年で世界の GHG 排出量を最大 4%相殺する大きさを持つと推定された。

日本は 2013 年度と比べ 2030 年度の GHG 排出量を 26%削減することを目指しており森林 (2.0%の削減に寄与) と農地土壌 (0.6%の削減に寄与、草地を含む) の二つの吸収源にも大きな期待が寄せられている。

5.3 管理された草地の炭素貯留

欧州の管理された草地における炭素フローの調査結果では鉞質土壌において平均 0.77t-C/ha/年の有機物が蓄積し有機質土壌において平均 2.31t-C/ha/年の有機物が消耗したと報告された (図 63)

(Soussana et al., 2010)。また、放牧地は採草地より炭素を蓄積し易いと指摘されている。採草地と兼用地 (放牧/採草) は光合成で作られた有機物の多くが採草で持ち出されるためである。この結果は適切な草地管理で牧草の生育を促進すること、牧草を粗放的に利用すること、有機質土壌を保全することが炭素蓄積を維持増強する上で大切であることを意味する。

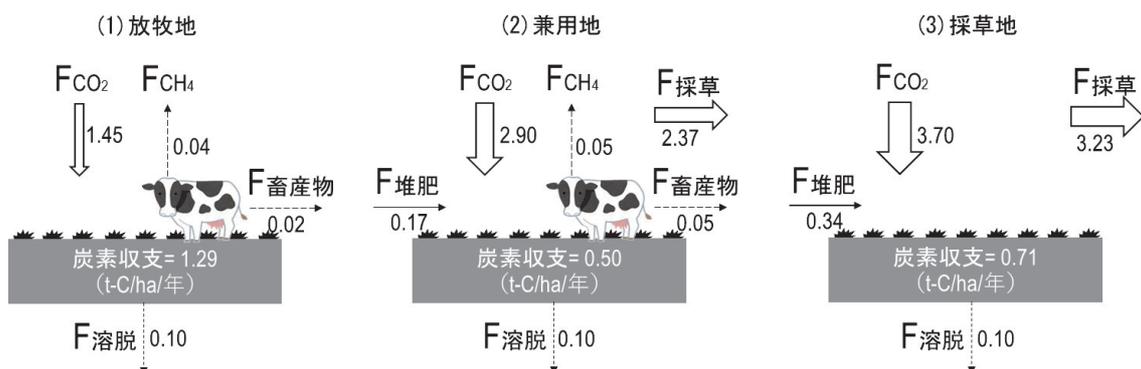


図 63 欧州の管理された(1)放牧地、(2)兼用地、(3)採草地の炭素フローと炭素収支 (Soussana et al., 2010 から作成)

牧草が搬出される採草地には排せつ物を還元し物質循環の輪を維持することが炭素蓄積に繋がる。

5.4 放牧

放牧地では大気中の CO_2 が牧草、続いて排せつ物に姿を変えながら草地土壌に有機物を供給する。欧州における炭素収支のモニタリング調査において放牧地は採草地より炭素蓄積機能が大きいことが確認されている (Soussana et al. 2007)。米国の放牧地の土壌炭素は低放牧圧 (13.8t/ha) で禁牧 (10.8t/ha) と高放牧圧 (10.9t/ha) より高く維持されたと報告された (Ganjegunte et al., 2005)。この結果は適度な放牧密度が放牧地の物質循環を高めバイオマス生産量を増加させることで炭素貯留を促進したことを意味する。

また、英国の放牧地では粗放的管理 (施肥量 25kg-N/ha/年未満、連続放牧 1.0 頭/ha、採草 1 回/年)、中間的管理 (施肥量 25-50kg-N/ha/年、連続放牧 1.5 頭/ha、採草 1 回/年)、集約的管理 (施肥量 100kg-N/ha/年以上、輪換放牧 2.0-3.5 頭/ha 以

上、採草 2-3 回/年) の深さ 1m までの土壌炭素を比較し中間的管理 (44.62t-C/ha) が粗放的管理 (41.38t-C/ha)、集約的管理 (40.30t-C/ha) より土壌炭素が多かったと報告された (Ward et al., 2016)。この結果は施肥量を増やし牧草の生育を高めても牧草の利用量が増えると土壌炭素が低下することを意味する。

ニュージーランドの灌漑 (センターピボット) された放牧地では 0.81 ± 0.27 t-C/ha/年の炭素蓄積が認められた (Laubach and Hunt, 2018)。一方で、隣接する非灌漑の放牧地 (2 年目はケールを栽培) は炭素収支がゼロと差が無かった。放牧地の炭素収支の構成要素を見ると放牧牛の採食量は草地の純生態系 CO_2 交換量より多く排せつ物が放牧地の炭素蓄積に大切な役割を果たしたことが分かる (非灌漑 1 年目を除く) ((表 25)。この結果は適切な管理で牧草生育を促進し牛の採食量を増加させ放牧地への排せつ物投入量を増やすことが草地の炭素収支を改善する上で大切であることを意味する。

表 25 放牧地の炭素収支のその構成要素 (t-C/ha)

サイト	灌漑			乾燥地	
	1年目	2年目	3年目	1年目	2年目
植生	ライグラス	ライグラス	ライグラス	牧草/野草	ケール
草地の純生態系CO ₂ 交換	4.08 ± 0.38	4.73 ± 0.42	3.87 ± 0.38	0.20 ± 0.22	2.24 ± 0.35
放牧牛の排せつ物	1.33 ± 0.18	1.59 ± 0.22	1.64 ± 0.23	0.16 ± 0.04	0.98 ± 0.13
施肥	0.07 ± 0.01	0.08 ± 0.01	0.10 ± 0.01	0.00 ± 0.00	0.15 ± 0.02
放牧牛による採食	-4.61 ± 0.10	-5.14 ± 0.22	-5.04 ± 0.11	-0.48 ± 0.11	-3.01 ± 0.26
溶存有機炭素の土壌溶脱	-0.07 ± 0.02	-0.06 ± 0.02	-0.04 ± 0.02	未測定	未測定
土壌と排せつ物由来のCH ₄	-0.03 ± 0.01	-0.04 ± 0.01	-0.04 ± 0.01	-0.03 ± 0.01	-0.04 ± 0.01
放牧地の炭素収支	0.77 ± 0.43	1.16 ± 0.52	0.49 ± 0.46	-0.15 ± 0.25	0.32 ± 0.46

Laubach and Hunt (2018) から作成。

有機質土壌は状況が大きく異なる。スイス・アルプス山麓の有機質土壌に立地する放牧地では 2.57~4.54t-C/ha/年の炭素消耗が認められた (Rogiers et al. 2008)。このサイトにおける有機物分解量は 5.0~9.1t-C/ha/年と推定された。泥炭など有機質土壌は水分が多く O₂ 供給が乏しい条件で有機物分解が抑制されている。泥炭排水に伴う有機物分解は CO₂ 発生を大きく増やすため有機質土壌の保護が求められている (Paustian et al., 2016)。

5.5 日本の採草地の炭素収支

牛は草食家畜であるが牧草や穀類のほか油粕、イナワラ、フスマ、ヌカなど多様な副産物を利用して畜産物を生産することができる。また、排せつ物を堆肥化する際にはイナワラやオガクズ、バークなど副資材が添加される場合も多い。このように堆肥には多様な飼料と副資材に由来する有機物が含まれる。

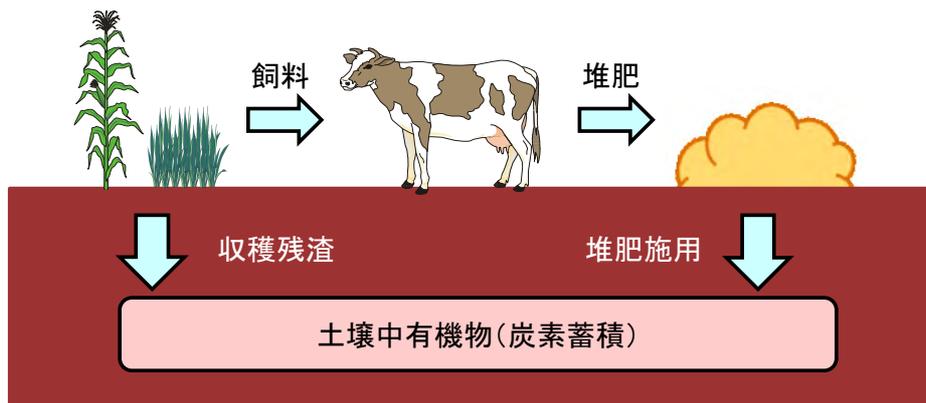


図 64 堆肥施用による土壌中への炭素蓄積 (日本草地畜産種子協会, 2010) から引用

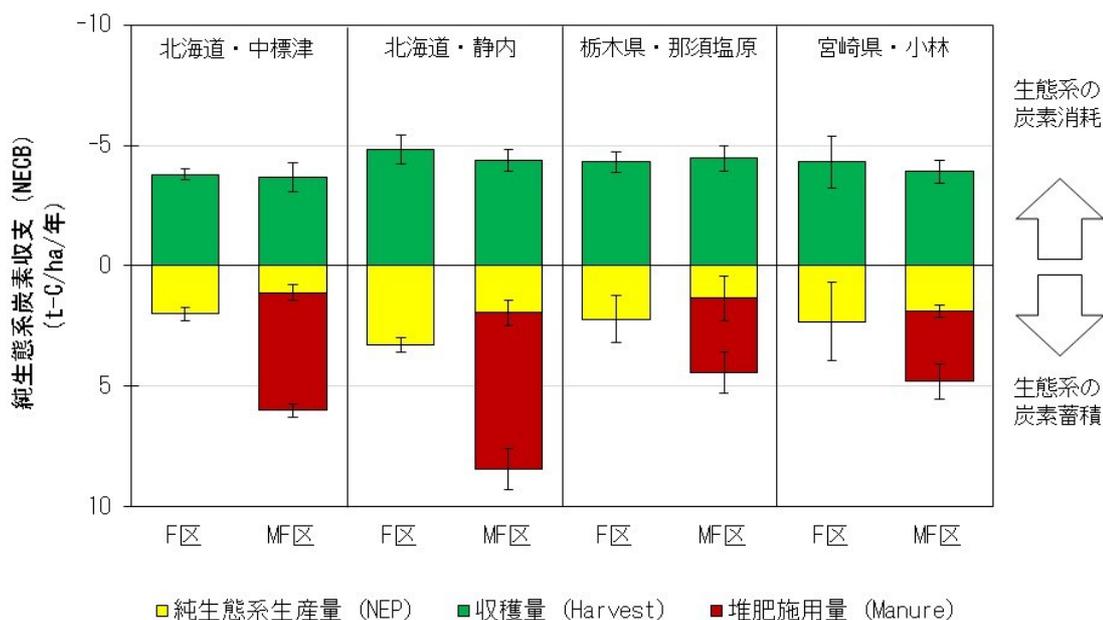


図 65 化学肥料のみ (F 区)、堆肥連用と減肥 (MF 区) による施肥管理が草地の炭素収支 (NECB) に及ぼす影響 (Hirata et al., 2013 から作成)

日本は濃厚飼料の大部分を輸入に依存しており排せつ物を利用することの重要性が高い。排せつ物は有機物のほかに窒素、リン酸、カリウムなどの養分を含むがこれらの一部は輸入飼料を介して国内に持ち込まれたものであるため作物生産に見合った有機物利用が不可欠である。

草地には収穫残渣からも有機物が供給される。草地は収穫毎に地表面に収穫残渣が脱落するとともに枯死根からも有機物が供給される (Limin et al. 2015)。堆肥や収穫残渣は過去の光合成で作られた有機物であるため堆肥を施用した土壌は CO₂ の吸収源と見ることができる (図 64) (日本草地畜産種子協会, 2010)。

2004 年から道総研根釧農業試験場 (中標津町)、北大静内研究牧場 (新ひだか町)、農研機構畜産研究部門 (那須塩原市)、家畜改良センター宮崎牧場 (小林市) の採草地で渦相関法による草地生態系の正味の CO₂ 収支 (純生態系生産量、net ecosystem production 以下 NEP) の長期測定が実施

された (図 65) (Hirata et al., 2013)。渦相関法は生物圏 (牧草が生育している空間) とその上部空間との境界における気体などの移動量を測定する手法で草地生態系の CO₂ 交換量を長期間連続して観測できる (日本草地畜産種子協会, 2010)。

上記 4 地点には化学肥料のみを連用する化学肥料区 (F 区) と堆肥連用と減肥を組み合わせる堆肥区 (MF 区) が設定され、採草地の炭素収支、GHG 収支に及ぼす堆肥連用の影響が調査された。

採草地の炭素収支 (純生態系炭素収支、net ecosystem carbon balance、NECB) は以下で求めることができる。

$$NECB = NEP - Harvest + Manure$$

NEP は渦相関法の CO₂ 収支、Harvest は収穫された牧草の炭素量、Manure は施用された堆肥の炭素量である。その結果、F 区では

$$NEP < Harvest$$

となり NECB は負で土壌炭素の 1.2%~1.8% に相当する有機物が毎年消耗すると

推定された。この結果は化学肥料のみで牧草を栽培すると採草地から有機物が失われることを意味する。一方、MF区では

$$NEP + \text{Manure} > \text{Harvest}$$

となりNECBは正またはゼロで土壌炭素の0%~4.8%に相当する有機物が毎年蓄積すると推定された。以上の結果は堆肥連用の開始から3年間の平均であるが堆肥施用で日本の採草地の有機物が維持されていることを意味する。なお、堆肥連用を始めて3年間の堆肥分解率は25%±37%で未分解の堆肥(残りの約75%)が土壌への炭素蓄積に寄与したと推定された(Shimizu et al., 2014)。

5.6 日本の採草地のGHG収支

排せつ物や化学肥料は生産性の維持に不可欠であるがN₂O発生を助長する側面

がある。このため草地管理法と温暖化緩和の関係を考える際にはCO₂、N₂Oを考慮したGHG収支(net greenhouse gas balance, NGB)を求める必要がある。なお、後述のとおり草地はCH₄を僅かに吸収するがCH₄が採草地のNGBに及ぼす影響は無視できるほど小さい。

採草地から発生したN₂Oに温暖化係数(298)を乗じてCO₂に換算すると中標津で0.04~1.21t-CO₂-Ceq/ha/年、静内で0.20~0.62t-CO₂-Ceq/ha/年、那須塩原で0.60~1.51t-CO₂-Ceq/ha/年、小林で0.19~1.38t-CO₂-Ceq/ha/年となりN₂Oは草地のNGBに一定の影響を及ぼした(図66)(Hirata et al., 2013)。また、N₂O発生量は気温が高く降水量が多い地域ほど多かった。

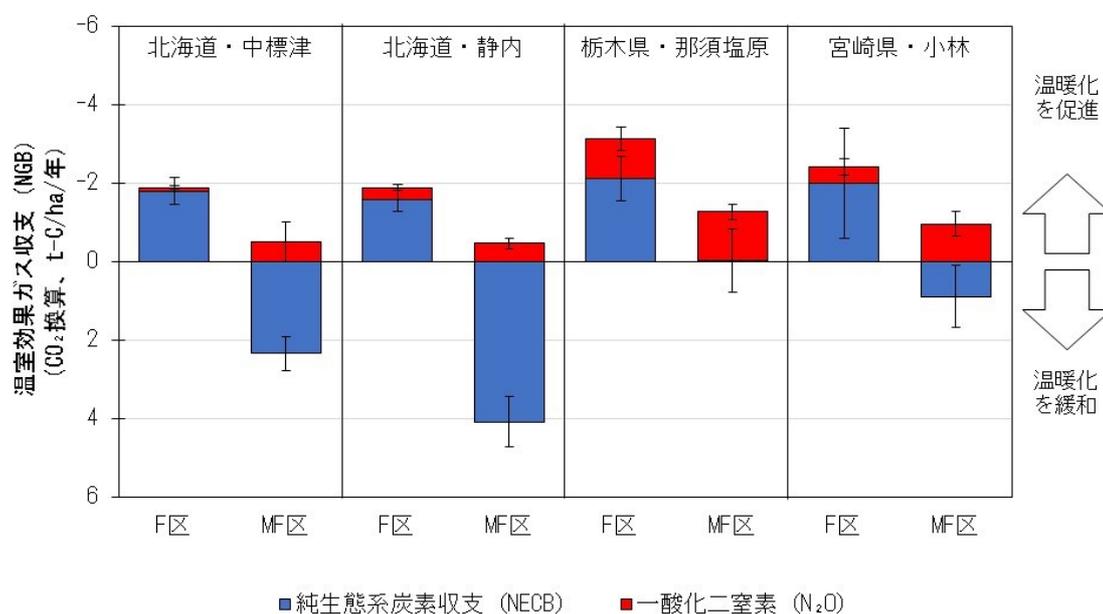


図 66 化学肥料のみ(F区)、堆肥連用と減肥(MF区)による施肥管理が草地の温室効果ガス収支(NGB)に及ぼす影響(Hirata et al., 2013から作成)

N₂O 発生量を考慮した NGB は化学肥料のみを施用する管理 (F 区) より堆肥施用と減肥を組み合わせた管理 (MF 区) が大きく堆肥施用による炭素蓄積の優位性は N₂O を考慮しても維持されていた。この結果は堆肥を最大限に利用し減肥を組み合わせる理想的な施肥管理が温暖化緩和に寄与することを意味する。

なお、CH₄ 発生量に温暖化係数(25)を乗じて CO₂ に換算すると -0.018~0.007t-CO₂-Ceq/ha/年で炭素収支や N₂O 発生量の値と比較して極めて小さく NGB に影響しないことが確認された。なお、堆肥施用は CH₄ 発生量にほとんど影響しなかった。

5.7 施用有機物の種類

日本の排せつ物は堆肥化処理が大部分を占めるがスラリー処理も行われる。排

せつ物を草地に施用するとスラリーは素早く土壤中に無機態窒素、大気中に CO₂ を放出するが、堆肥はゆっくり土壤中に無機態窒素を放出し土壤有機物を増加させる効果大きい。

那須塩原の堆肥 (36~39t/ha/年) を施用した採草地の炭素収支 (-0.5t-C/ha/年) はスラリー (66t/ha/年) を施用した採草地の炭素収支 (-3.5t-C/ha/年) より大きかった (Mori and Hojito, 2015)。スラリーでは 5.5t-C/ha/2 年の有機物が草地に流入し 84%が分解、その結果 0.9t-C/ha/2 年が草地に残った (図 67)。一方、堆肥では 9.0t-C/ha/2 年の有機物が草地に流入し 23%が分解、その結果 6.9t-C/ha/2 年が草地に残った。この結果は堆肥がスラリーより草地の炭素蓄積に大きく寄与したことを示す。

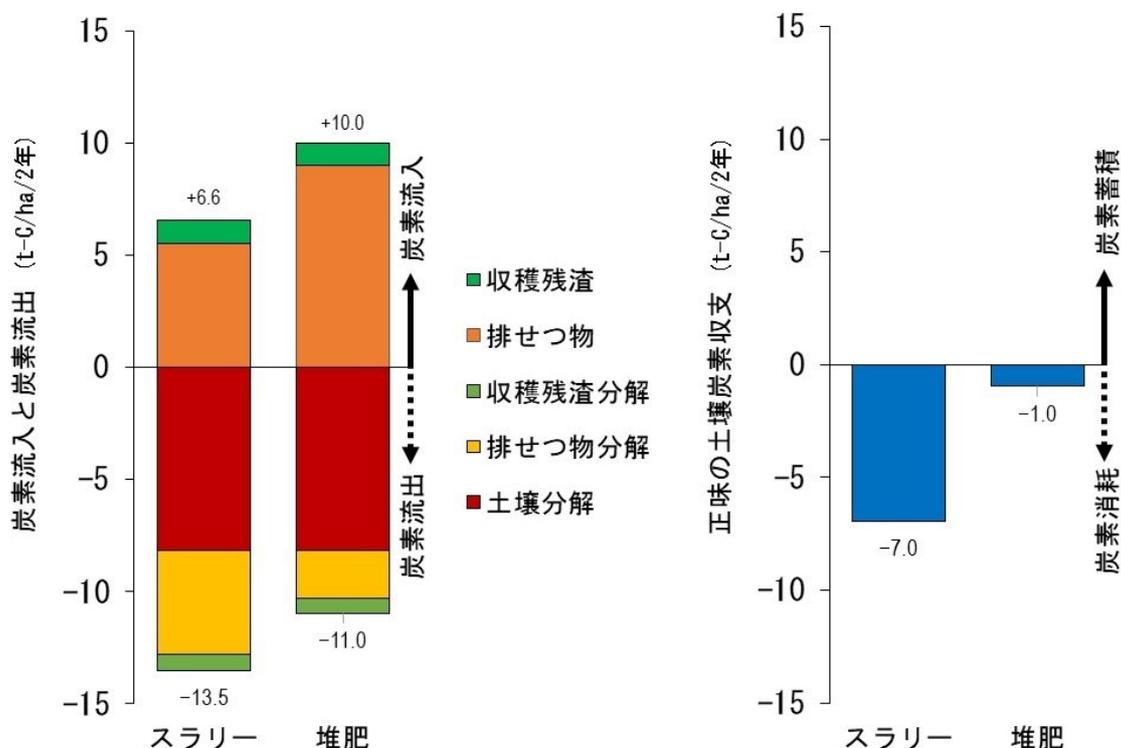


図 67 スラリーまたは堆肥を施用した採草地における炭素収支に及ぼす影響

炭素収支は排せつ物施用量の多寡に左右されるが上記の結果は排せつ物由来のカリウム供給量を基礎にスラリーと堆肥を上限値まで施用した際の結果である。なお、最近の酪農家調査によると北海道の採草地では平均 25t/ha/年、都府県の採草地では平均 29t/ha/年の堆肥が施用され、北海道の採草地では平均 22t/ha/年、都府県の採草地では平均 62t/ha/年のスラリーが施用されたと報告されている(波多野, 2017)。

5.8 草地造成

農地跡に造成されたスイスの採草地ではスラリーと化成肥料で 200kg-N/ha/年を施用すると無施肥の採草地より有機物の蓄積量が 2.04t-C/ha/年増加した(図 68)(Ammann et al., 2007)。

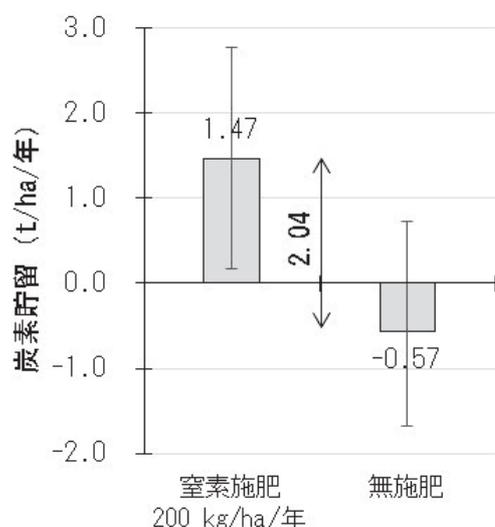


図 68 草地造成時の施肥管理が炭素貯留に及ぼす影響

一方、無施肥草地の土壤有機物は減少傾向が認められ土壤有機物の分解が促進された可能性が指摘された。土壤中に鋤き込まれた作物残渣は土壤微生物の栄養源となり有機物分解を促進することが知られている (Fontaine et al., 2004)。この

結果は草地造成時の適切な施肥管理が牧草生育を促進するとともに土壤有機物の分解を抑制し草地の炭素蓄積に寄与したことを意味する。牧草に養分が充分供給されない条件で草地造成を行うと土壤有機物が減少する可能性がある。

5.9 草地更新

草地更新(耕起と再播種)は土壤理化学性と植生構成を改善し生産性を回復させるために実施されるが更新直後は地表面が裸地となるため牧草の光合成による CO₂ 吸収が一時的に低下する。また、耕起は土壤団粒を破壊し作物残渣は土壤微生物の栄養源となり土壤有機物の分解を促進すると考えられる (Fontaine et al., 2004)。

このため、更新後に土壤有機物の分解が促進される場合 (Merbold et al., 2014) が多いが土壤有機物の分解が大きく変化しない場合も報告されている (Matsuura et al., 2017; Willems et al., 2011)。根・刈株・リターなど有機物に富む草地表層を土壤深層に鋤き込むことで有機物分解が抑制されたとの報告や不耕起栽培の土壤をロータリで耕起することで土壤有機物が土壤深層に移行し有機物分解が抑制されたとの報告もある (MacDonald et al., 2010; Quincke et al., 2007)。また、不耕起栽培では地表面に集積した有機物を何年かごとに土壤中に埋め込むことで土壤深層における炭素貯留を促進できるとの指摘もある (Minasny et al., 2017)。

日本では草地更新時に多量の堆肥(北海道平均:136t/ha、都府県平均 105t/ha)が土壤に鋤き込まれることが多い(波多野, 2017)。この堆肥施用は草地更新による土壤有機物の分解を相殺する方向に働くと考えられる。どのような条件で草地更新を行えば土壤有機物の分解を抑制で

炭素収支は排せつ物施用量の多寡に左右されるが上記の結果は排せつ物由来のカリウム供給量を基礎にスラリーと堆肥を上限値まで施用した際の結果である。なお、最近の酪農家調査によると北海道の採草地では平均 25t/ha/年、都府県の採草地では平均 29t/ha/年の堆肥が施用され、北海道の採草地では平均 22t/ha/年、都府県の採草地では平均 62t/ha/年のスラリーが施用されたと報告されている(波多野, 2017)。

5.8 草地造成

農地跡に造成されたスイスの採草地ではスラリーと化成肥料で 200kg-N/ha/年を施用すると無施肥の採草地より有機物の蓄積量が 2.04t-C/ha/年増加した(図 68)(Ammann et al., 2007)。

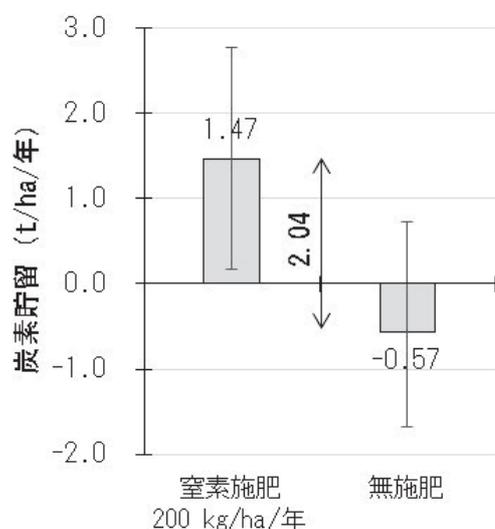


図 68 草地造成時の施肥管理が炭素貯留に及ぼす影響

一方、無施肥草地の土壤有機物は減少傾向が認められ土壤有機物の分解が促進された可能性が指摘された。土壤中に鋤き込まれた作物残渣は土壤微生物の栄養源となり有機物分解を促進することが知られている (Fontaine et al., 2004)。この

結果は草地造成時の適切な施肥管理が牧草生育を促進するとともに土壤有機物の分解を抑制し草地の炭素蓄積に寄与したことを意味する。牧草に養分が充分供給されない条件で草地造成を行うと土壤有機物が減少する可能性がある。

5.9 草地更新

草地更新(耕起と再播種)は土壤理化学性と植生構成を改善し生産性を回復させるために実施されるが更新直後は地表面が裸地となるため牧草の光合成による CO₂ 吸収が一時的に低下する。また、耕起は土壤団粒を破壊し作物残渣は土壤微生物の栄養源となり土壤有機物の分解を促進すると考えられる (Fontaine et al., 2004)。

このため、更新後に土壤有機物の分解が促進される場合 (Merbold et al., 2014) が多いが土壤有機物の分解が大きく変化しない場合も報告されている (Matsuura et al., 2017; Willems et al., 2011)。根・刈株・リターなど有機物に富む草地表層を土壤深層に鋤き込むことで有機物分解が抑制されたとの報告や不耕起栽培の土壤をロータリで耕起することで土壤有機物が土壤深層に移行し有機物分解が抑制されたとの報告もある (MacDonald et al., 2010; Quincke et al., 2007)。また、不耕起栽培では地表面に集積した有機物を何年かごとに土壤中に埋め込むことで土壤深層における炭素貯留を促進できるとの指摘もある (Minasny et al., 2017)。

日本では草地更新時に多量の堆肥(北海道平均:136t/ha、都府県平均 105t/ha)が土壤に鋤き込まれる場合が多い(波多野, 2017)。この堆肥施用は草地更新による土壤有機物の分解を相殺する方向に働くと考えられる。どのような条件で草地更新を行えば土壤有機物の分解を抑制で

きるか、さらに炭素蓄積に寄与できるか詳しく検討する必要がある。

5.10 バイオ炭

植物残渣や家畜排せつ物などを O₂ 供給が少ない条件で熱分解するとバイオ炭が生成する。バイオ炭は土壌の透水性改善などの用途に使用されてきたが微生物に分解され難く化学的に変質し難いため土壌への炭素蓄積に大きく寄与する。根浸出液や耕起で易分解性有機物が供給されるとバイオ炭の分解は僅かに促進されたがペレニアルライグラスを加熱 (400°C、13 時間) して作られたバイオ炭は 8.5 年間の培養期間中 (20°C) に 6% しか分解しなかった (Kuzyakov et al., 2009, Kuzyakov et al., 2014)。

既往文献のメタ分析によると木質系バイオ炭で分解が最も遅く炭化温度が高いほど分解が遅かった (Wang et al., 2016)。また、バイオ炭に含まれる易分解性炭素プールは 3%±0.6% で土壌中の平均滞留時間は 108±196 日と短かったのに対し難分解性炭素プールは 97%±0.6% で平均滞留時間は 556±483 年と極めて長かった。

バイオ炭に含まれる易分解性有機物は土壌微生物を活性化し有機物分解を促進する場合 (Luo et al., 2011) もあるが、既往文献のメタ分析によるとバイオ炭は土壌有機物の分解を少し抑制する傾向にあったと報告されている (Wang et al., 2016)。ただし、粘土含量 20% 以下の砂質土にバイオ炭を添加すると土壌有機物の分解が促進された。

5.11 土壌炭素モデル

日本では堆肥などの長期連用試験圃場のデータを使用してローザムステッド・カーボン・モデルが改良され水田、畑、草

地における土壌炭素の推定に用いられている (白戸, 2006)。日本国 GHG インベントリ報告書にはこの改良モデルによる計算結果が掲載されている。また、農研機構ウェブ上の土壌の CO₂ 見える化サイトで圃場位置を指定し作物の種類と管理法を選ぶと経年的な土壌炭素の増減、温暖化ポテンシャルがこのモデルで自動計算され作物残渣や堆肥が温暖化緩和に及ぼす影響について詳しく知ることができる (白戸, 2016)。

5.12 終わりに

農業分野における GHG 削減ポテンシャルはバイオ炭 (1.0-1.8Pg-CO₂-eq/年)、草地管理 (0.3-1.6 Pg-CO₂-eq/年)、有機質土壌の復元 (0.3-1.3 Pg-CO₂-eq/年)、農地管理 (0.3-1.5Pg-CO₂-eq/年) などの効果が大きいと試算されており草地管理にも大きな期待が寄せられている (Paustian et al., 2016)。日本では排せつ物のリサイクルを促進し生産性維持と温暖化緩和の両立を図ることが最も大切である。物質循環に立脚した草地管理の重要性が改めて指摘される。

【参考文献】

- Ammann, C., Flechard, C.R., Leifeld, J., Neftel, A. and Fuhrer, J. (2007) The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 5-20.
- Fontaine, S., Bardoux, G., Abbadie, L. and Mariotti, A., 2004. Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecol. Lett.* 7, 314-320.
- Ganjegunte, G.K., Vance, G.F., Preston, C.M., Schuman, G.E., Ingram, L.J.,

- Stahl, P.D. and Welker, J.M. (2005) Soil organic carbon composition in a northern mixed-grass prairie: effects of grazing. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1746–1756.
- 波多野 隆介 (2017) 草地飼料畑の管理実態調査事業調査報告書、北海道大学大学院農学研究院、札幌
- Hirata, R., Miyata, A., Mano, M., Shimizu, M., Arita, T., Kouda, Y., Matsuura, S., Niimi, M., Mori, A., Saigusa, T., Hojito, M., Kawamura, O. and Hatano, R. (2013) Carbon dioxide exchange at four intensively managed grassland sites across different climate zones of Japan and the influence of manure application on ecosystem carbon and greenhouse gas budgets. *Agriculture and Forest Meteorology*, 177, 57–68.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Institute for Global Environmental Strategies, Hayama.
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I. and Glaser, B. (2014) Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ^{14}C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, 229-236.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I. and Xu X., (2009) Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ^{14}C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 210-219.
- Lal, R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security, *Science*, 304, 1623-1627.
- Laubach, J. and Hunt, J.E. (2018) Greenhouse-gas budgets for irrigated dairy pasture and a winter-forage kale crop. *Agricultural and Forest Meteorology*, (in press)
- Limin, A., Shimizu, M., Mano, M., Ono, K., Miyata, A., Wada, H., Nozaki, H. and Hatano, R. (2015) Manure application has an effect on the carbon budget of a managed grassland in southern Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61, 856-872.
- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q. and Brookes, P.C., (2011) Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 2304-2314.
- MacDonald, J.D., Angers, D.A., Rochette, P., Chantigny, M.H., Royer, I. and Gasser, M. (2010) Plowing a poorly drained grassland reduced soil respiration. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 2067-2076.
- Matsuura, S., Nakao, S. and Hojito, M. (2017) Short-term effects of grassland renovation on CO_2 exchange of grasslands in a temperate humid region. *Journal of Agricultural Meteorology*, 73, 174-186.
- Merbold, L., Eugster, W., Stieger, J., Zahniser, M., Nelson, D. and Buchmann, N. (2014) Greenhouse gas budget (CO_2 , CH_4 and N_2O) of intensively managed grassland following restoration. *Global Change Biology*, 20, 1913–1928.
- Minasny B. et al. (2017) Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59-86.
- 森 昭憲 (2016) 家畜ふん堆肥を活用する牧草生産による GHG 削減, 畜産環境情報, 62, 15-24.
- Mori, A. and Hojito M. (2015) Effect of dairy manure type on the carbon balance of mowed grassland in Nasu,

- Japan: comparison between manure slurry plus synthetic fertilizer plots and farmyard manure plus synthetic fertilizer plots. *Soil Science and Plant Nutrition* 61, 736–746.
- Ogle, S.M., Conant, R.T. and Paustian, K. (2004) Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. *Environmental Management*, 33, 474–484.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P. and Smith P. (2016) Climate-smart soils. *Nature*, 532, 49–57.
- Quincke, J.A., Wortmann, C.S., Mamo, M., Franti, T. and Drijber, R.A. (2007) Occasional tillage of no-till systems: Carbon dioxide flux and changes in total and labile soil organic carbon. *Agronomy Journal*, 99, 1158–1168.
- Rhodes, C.J. (2016) The 2015 Paris Climate Change Conference: COP21, *Science Progress* 99, 97–104.
- Rogiers, N., Conen, F., Furger, M., Stöckli R. and Eugster W. (2008) Impact of past and present land-management on the C-balance of a grassland in the Swiss Alps. *Global Change Biology* 14, 2613–2625.
- Shimizu, M., Hatano, R., Arita, T., Kouda, Y., Mori, A., Matsuura, S., Niimi, M., Mano, M., Hirata, R., Jin, T., Limin, A., Saigusa, T., Kawamura, O., Hojito, M. and Miyata, A. (2014) Mitigation effect of farmyard manure application on greenhouse gas emissions from managed grasslands in Japan. pp. 313–325, In *Soil Carbon* (Eds. Hartemink AE, McSweeney K), Springer International Publishing.
- Shimizu, M., Marutani, S., Desyatkin, A.R., Jin, T., Hata, H. and Hatano, R. (2009) The effect of manure application on carbon dynamics and budgets in a managed grassland of Southern Hokkaido, Japan. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130, 31–40.
- 白戸康人 (2006) 日本およびタイの農耕地における土壌有機物動態モデルの検証と改良, 農業環境技術研究所報告, 24, 23–94.
- 白戸康人 (2016) 家畜ふん堆肥等の有機物施用による土壌の炭素貯留～地力の維持増進と地球温暖化緩和の両立を目指して～, 畜産環境情報, 64, 11–22.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M. and Smith, J. (2008) Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 789–813.
- Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T. and Arrouays, D. (2004) Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20, 219–230.
- Soussana, J.F., Tallec, T. and Blanfort, V. (2010) Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4, 334–350.
- Wang, J., Xiong, Z. and Kuzyakov, Y. (2016) Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, 8, 512–523.
- Ward, S.E., Smart, S.M., Quirk, H., Tallwin, J.R.B., Mortimer, S.R., Shiel, R.S., Wilby, A. and Bardgett, R.D. (2016)

Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology*, 22, 2829-2838.

Willems, A.B., Augustenborg, C.A., Hepp, S., Lanigan, G., Hochstrasser, T.,

Kammann, C. and Muller, C. (2011) Carbon dioxide emissions from spring ploughing of grassland in Ireland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144, 347-351.

6. 現時点で畜産業の現場で取り組めること

畜産業における地球温暖化緩和策の実施については、現時点で法的な制度や規制などではなく、また政府からの直接的な支援措置もない。しかし、多量の温室効果ガスを排出している畜産業の社会的責任の観点から、また温暖化への適用に要する将来的なコストを少しでも減らす観点から、個々の畜産経営においても、経営に影響を及ぼさない範囲で、可能な対策に今すぐに着手すべきである。

これまで整理した温暖化緩和技術のうち、技術面・コスト面で今すぐに取り組める事項を以下に再度整理する。

(1) 飼料の低タンパク化を進める

飼料中に家畜の要求量以上のタンパク質（アミノ酸）が含まれると、体内で利用されなかった窒素は主に尿中に排せつされ、汚水処理の負担となるだけでなく、 N_2O 発生に繋がります。アミノ酸バランス改善飼料の利用など、アミノ酸添加により適切な飼料設計を行うことにより、飼料中のタンパク質含量は必要最小限としましょう（なお本技術は、反芻動物については技術開発中です）。

(2) 牛の飼料の合理的な配合と GHG 発生抑制のために飼料添加物等を利用する

牛の飼料給与では、生産目的に応じて粗飼料と濃厚飼料のバランスを適切に保ち、乳や肉の生産物当たりの CH_4 発生量を低下させることが重要です。また、脂肪酸カルシウムなどの飼料添加物等を用いることにより、生産性が高まるとともに CH_4 発生を抑制することができます。

(3) 窒素施肥を必要最小限にする

施肥由来の無機態窒素が増えると、土壌からの N_2O 発生が急増します。土壌分析を実施し、地域の施用標準を参照し、堆肥やマメ科牧草からの窒素供給量を踏まえた上で、窒素肥料の施用は最小限にしましょう。

(4) 適切に草地を管理する

適切に管理された草地土壌は、大量の炭素を蓄えることができます。堆肥の連用や、適切な草種の導入、適切な利用圧での利用等により、土壌中の貯留炭素を増加させましょう。

(5) 放牧を実施する

放牧地は採草地よりも多くの炭素を貯留できると考えられています。また、採草地を放牧地に転換すれば、採草作業の省略等により、エネルギー消費を減らすことができます。経営内で可能な範囲で、放牧を積極的に実施しましょう。

(6) 堆肥化処理（発酵）を適切に行う

適正な好氣的発酵を行うことによって悪臭や CH₄ の発生が抑制できます。不完全な発酵で亜硝酸性窒素が蓄積すると N₂O が発生するので、亜硝酸酸化細菌を含む完熟堆肥などを添加して好氣的発酵を進めることによって N₂O の発生を抑制できます。

(7) 汚水処理を適切に行う

汚水の好気処理（硝化）・嫌気処理（脱窒）を適切に行うことは、排水中の窒素を減らし、排水規制への対応に寄与するだけでなく、排水処理過程での N₂O 発生を減らすことができます。汚水の性状等をよく把握し、浄化施設を適切に運転しましょう。

(8) より温室効果ガス排出の少ない排せつ物処理方法を選択する

規模拡大や施設更新により、新たに排せつ物処理施設を整備する際には、より温室効果ガス排出の少ない処理方法を導入する絶好の機会です。

(9) その他

農業機械・施設の省エネ利用は、CO₂ の排出削減に直接繋がります。

農業機械の適切な保守点検（エアクリーナーの清掃、エンジンオイルの適正管理、タイヤの空気圧調整等）や運転（適正なエンジン回転や速度での作業、不要なアイドリングの停止等）、施設の適切な維持管理（可動部の適切な保守等）と運転（通気装置や曝気装置の適切な運転等）などに取り組みましょう。

なお、畜産業（特に土壌や排せつ物由来）からの温室効果ガス発生の機序は非常に複雑であるため、以上の技術を実践したとしても、条件によっては温室効果ガス発生が必ずしも減らない場合（N₂O 発生が減る代わりに CH₄ 発生が増えるなど）も考えられる。引き続き技術開発に取り組むとともに、最新の知見を普及し続けていくことが必要である。

III 温暖化緩和技術実践農家の調査報告

温暖化緩和技術を実践している農家として、吉塚牧場と森高牧場を調査した。両牧場とも放牧と自給飼料作物によって乳牛を飼養する個人酪農家である。搾乳牛 30～40 頭を適正規模とし、約半年間放牧し、堆肥の全量を圃場に施用して自給飼料を生産する物質循環型酪農であり、「マイペース酪農」と呼んでいる。外部からの飼料・肥料資源やエネルギーの投入は最小限にとどめている。自分の堆肥を約 30 年間圃場施用している結果、大量の炭素が土壌有機物（腐植物質）の形で土壌中に蓄積している。

以上、外部からの資源・エネルギーの投入が少ない物質循環型酪農であり、土壌への炭素蓄積が多いことから、温暖化緩和に貢献するところが大きいと考える。調査結果について、以下に詳しく報告する。

【調査結果 1】吉塚牧場

1. 調査対象農家（住所）

吉塚牧場（旧三友牧場）（北海道標津郡中標津町俵橋 1686）（写真 1）



写真 1 吉塚牧場内の酪農適塾



写真 2 酪農適塾内で聞き取り調査に
答える吉塚恭次氏（正面）、
三友盛行氏（その左、後姿）

2. 調査対応者（写真 2）

吉塚恭次

三友盛行（酪農適塾 塾長）

3. 調査年月日

平成 29 年 12 月 16 日（土）

4. 調査担当者

長田 隆（事業推進委員（農研機構 畜産研究部門 畜産環境研究領域））
押田敏雄（事業推進委員（麻布大学名誉教授））
森 昭憲（事業推進委員（農研機構 畜産研究部門 草地利用研究領域））
田島隆自（農林水産省 生産局 畜産部 畜産振興課）
佐々木章晴（調査協力者（北海道岩見沢農業高等学校））
羽賀清典（事務局（畜産環境整備機構））

5. 牧場概況

放牧と自給飼料作物によって乳牛を飼養する個人酪農家。

6. 圃場面積

牧草地・飼料畑としては、放牧地 25ha、兼用地 25ha、林地 10ha であり、所有圃場面積は 50ha である。草地更新は行っていない。

7. 永年草地の植生

多い順にチモシー、リードカナリーグラス、ケンタッキーブルーグラス、オーチャードグラス、シロクロバー、アカクロバーである。永年草地における夏枯れはない。



写真3 対頭式スタンチオンで乾草を
食む乳牛



写真4 三友盛行氏と乳牛の尻部のバーン
クリーナー

8. 家畜頭数

搾乳牛 30 頭、乾乳牛 4 頭、育成牛 10 頭をスタンチオン式で飼養し（写真3）、すべてを5月から11月にかけて7ヶ月放牧している。その他、馬を1頭、鶏を10羽飼っている。

9. 飼料給与

乾草の他、配合飼料を11月末から5月にかけて2kg/頭/日給与する。

10. ふん尿処理

畜舎内で排泄されたふんはバーククリーナー（写真4）で搬出し堆肥化するが、放牧地では排泄されたまま圃場に還元される。バーククリーナーで分離された尿は尿溜に貯留する。

11. 堆肥の生産と利用

堆肥化の副資材として北見から購入した麦稈を年間 9t 利用する。また食べ残しの乾草が 10 %程度出るので副資材として利用する。120 坪の堆肥舎においてフロントローダーで切り返しをしながら 12 ヶ月かけて堆積堆肥化する。

堆肥は全量、圃場に施用して有効利用し、化学肥料は利用していない。5～10 月にかけて堆肥を施用するが、施用面積は放牧地と兼用地の合計で 10～15ha、施用量はいずれも 4t/10a/年程度である。散布作業にはマニュアルスプレッダーを使用している。

バーククリーナーで分離された液状物は尿溜に貯留し、6 月初旬と 10 月に、兼用地 10ha に 1.65 t/10a/年程度バキュームカーで散布している。

12. 永年草地の更新

昭和 43 年の造成以来、草地更新は行っていない。平成 27 年に 3ha、平成 28 年に 3ha 土地を購入したが、そこは作溝法で播種を行った。

13. 温暖化緩和技術に関する意見交換（意見を整理して列記した。）

（1）草地面積当たりの牛の頭数

環境保全のためには草地面積 1ha に牛 1 頭以上飼ってはならないと考えている。当牧場は草地 50ha、林地 10ha に牛が 30～40 頭いるので、2ha に約 1 頭となっている。温暖化を緩和するためには草地面積当たりの牛の頭数を適正にし、国土のキャパシティーに合った循環型の畜産をする必要がある。

（2）草地土壌への炭素蓄積（調査協力者の佐々木章晴氏からのデータ提供）

通常、土壌炭素は深さ 30cm で比較するが、当牧場の草地では土壌表層 0～5cm の土壌炭素含有率を測定したところ 13%であった。中標津町各集落の 27 枚の調査結果の平均値は 8.5%なので、当牧場の土壌は明らかに高くなっている。また、腐植物質含有量（腐植酸＋フルボ酸）でみると炭素換算で 10～7%あり、中標津の調査結果は 4%なので約 2 倍の含有量である。

完熟堆肥を草地に 4t/10a/年、30 年以上循環利用しており、化学肥料を使用しないので、炭素含有率が高くなっている。未熟なふん尿を土壌に施用すると分解して二酸化炭素になってしまうが、完熟堆肥ならば、堆肥の炭素が土壌の有機物（腐植物質）となって蓄積し、二酸化炭素などの温室効果ガスの発生を抑制している。

（3）産次数

平均供用年数は 5～6 産と標準よりも多い。年間搾乳量を 5,000～6,000kg とし牛に無理させないで、長く搾るようにしている。このような産次数によって、育成牛や子牛の頭数を削減し、メタンや二酸化炭素などの温室効果ガスの発生を抑制している。

（4）根の周りの微生物の活性化

牧草は早刈りするとタンパク質含有量が高く品質が良いことから、早刈りする農家が多い。当牧場では早刈りせず十分に生育させ、根の張りが良くなった時点で牧草を収穫する。良く張った根の周りで様々な微生物が活性化し、物質循環に良い効果を及ぼすものと考えられる。

【調査結果 2】 森高牧場

1. 調査対象農家（住所）

森高牧場（北海道野付郡別海町中西別 177-39）（写真 5、 6）



写真 5 森高牧場の看板



写真 6 森高牧場の牛舎

2. 調査対応者（写真 7）

森高哲夫

3. 調査年月日

平成 29 年 12 月 17 日（日）

4. 調査担当者

長田 隆（事業推進委員（農研機構 畜産研究部門 畜産環境研究領域））

押田敏雄（事業推進委員（麻布大学名誉教授））

森 昭憲（事業推進委員（農研機構 畜産研究部門 草地利用研究領域））

田島隆自（農林水産省 生産局 畜産部 畜産振興課）

佐々木章晴（調査協力者（北海道岩見沢農業高等学校））

羽賀清典（事務局（畜産環境整備機構））

5. 牧場概況

放牧と自給飼料作物によって乳牛を飼養する個人酪農家。

6. 圃場面積

牧草地・飼料畑としては、採草地 27.4ha、放牧地 20ha、兼用地 10ha、林地 10ha、その他 4.5ha であり、所有圃場面積は 71.9ha である。

7. 永年草地の植生

牧草類は多い順にケンタッキーブルーグラス、リードカナリーグラス、チモシー、シロクロローバー、メドウフェスクである。その他シバムギ、レッドトップ、ギシギシがみ

られる。永年草地における夏枯れはない。



写真7 森高哲夫氏（左）への聞き取り調査



写真8 牛舎内でたっぷり給与される乾草



写真9 舎外に放牧されている乳牛



写真10 尿と堆肥の排汁をゆう水に処理

8. 家畜頭数

搾乳牛 38 頭、乾乳牛 6 頭、育成牛 24 頭をスタンチオン式で飼養し（写真8）、すべ

てを5月から10月にかけて6ヶ月放牧している（写真9）。平均供用年数は5～6産だが、長いものは8産となっている。

9. 飼料給与

乾草の他、夏は乳配16を2.5kg/頭/日、ビートパルプを2.5kg/頭/日、冬は乳配18を2.5kg/頭/日、ビートパルプを2.5kg/頭/日給与している。

10. ふん尿処理

ふんと副資材の混合物はバーンクリーナーで搬出し堆肥化処理する。バーンクリーナーで分離した尿汚水と堆肥の排汁は、曝気処理して「ゆう水」を製造する（写真10）。

11. 堆肥の生産と利用

堆肥化の副資材として麦稈を年間4t利用する。また5～10%出る食べ残しの乾草も副資材として利用する。マニユアスプレッダーで切り返しをしながら5～12ヶ月かけて堆積堆肥化する。堆肥化処理施設はほたての貝殻を敷いた簡易堆肥盤である。

堆肥は圃場に散布して利用する。施用量は永年草地の採草地と兼用地合わせて30haに9月～10月に全量散布している。堆肥の散布にはスカベンジャーを利用しているが、マニユアスプレッダーよりも2倍くらい広い面積に薄く散布できる。

ゆう水は永年草地の採草地20haと兼用地10haに7月と10月に全量散布している。放牧地15haには5、7、8、9月に散布する。散布にはバキュームカー（共同利用）を使用している。ゆう水は悪臭もなく、放牧地に散布しても牧草が肥焼けしない。サイレージに散布している人もいる。

化学肥料は5月にBB122を、永年草地の採草地27.4haには30kg/10a/回、兼用地には25kg/10a/回散布している。

12. 永年草地の更新

永年草地の更新は、平成14年7～8月に4ha、平成18年7～8月に6ha、平成21年7～8月に3.4haを完全更新法で行った。また、10年前に10haを作溝法で更新した。いずれも除草剤は使用していない。更新時に導入した草種はチモシーとシロクロバーである。放牧地の更新は30年間行っていない。

13. 温暖化緩和技術に関する意見交換（意見を整理して列記した。）

（1）草地面積当たりの牛の頭数

温暖化を緩和するためには頭数を飼いすぎないようにすることである。当牧場では所有圃場面積71.9haに牛が40～50頭いるので、1.5haに約1頭となっている。1カ所に牛を集めすぎるとエネルギーが必要になり、メタン排出量も多くなる。

（2）乳飼比20%以下

草地酪農では乳飼比20%以下が健全である。当牧場は今年15%以下だと思う。TMRを給与している酪農家では乳飼比が40～50%になり、購入飼料に頼る割合が大きい。購入飼料で搾乳すると環境負荷が大きい。国土の実力以上のものを採ろうとすると環境負荷がかかるので、国土の力に見合った酪農をすることが大切である。それでも不足する分が必要だったら畜産物を輸入するほうが環境に良い。

（3）草地土壌への炭素蓄積（調査協力者の佐々木章晴氏からのデータ提供）

土壌に腐植物質10%が蓄積している。堆肥の施用によって土壌に炭素が蓄積し、温暖化緩和に貢献している。堆肥化処理はやり方にもよるが基本的にメタンや一酸化二窒素の発生の少ない処理方法である。戻し堆肥の利用によって一酸化二窒素の発生を低減

することができる。

(4) マイペース酪農交流会

マイペース酪農の交流会を月1回開催し交流会通信を発行している。森高さんは交流会通信の発行・配布を担当しており、メールで150人、郵送で150人、手渡しで20人配布している。配布先は農家が半分だが、その他に研究者、学校の先生、学生、消費者など多岐にわたる。

【参考文献】

三友盛行(2000) マイペース酪農—風土に生かされた適正規模の実現—。農山漁村文化協会, 226頁。

佐々木章晴(2009) マイペース酪農への科学的アプローチ—北海道中標津町・三友盛行さんの草地に学ぶ—。農業技術体系畜産編2 ①乳牛, 農山漁村文化協会, 技220の25の2~11頁。

佐々木章晴(2017) 草地と語る〈マイペース酪農〉ことはじめ。寿郎社, 221頁。

岩崎和雄, 森高哲夫(2017) マイペース酪農交流会通信 2017年12月10日号, 9頁。

畜産分野における地球温暖化緩和技術の調査普及事業推進委員名簿

- 板橋 久雄 一般社団法人 日本科学飼料協会 理事長
- 長田 隆 国立研究開発法人 農業・食品産業技術総合研究機構
畜産研究部門 畜産環境研究領域
水環境ユニット長
- 押田 敏雄 麻布大学 名誉教授
- 福本 泰之 国立研究開発法人 農業・食品産業技術総合研究機構
畜産研究部門 畜産環境研究領域
大気環境ユニット長
- 森 昭憲 国立研究開発法人 農業・食品産業技術総合研究機構
畜産研究部門 草地利用研究領域
草地機能ユニット
上級研究員

畜産分野における地球温暖化緩和技術の調査普及事業

畜産分野における地球温暖化緩和技術レビュー報告書

平成 30 年 3 月 31 日

発行 一般財団法人 畜産環境整備機構

〒105-0001 東京都港区虎ノ門 5 丁目 12 番地 1 号 ワイコービル 3 階

電話 03-3459-6300 FAX 03-3459-6315

印刷・製本：有限会社 さとう総合印刷
表紙背景デザイン：新日本印刷株式会社