

草地土壌の温室効果ガス・シンク・ソース機能に関する研究

メタデータ	言語: Japanese 出版者: 公開日: 2019-03-22 キーワード (Ja): キーワード (En): grassland, greenhouse gases, methane, nitrous oxide, soil 作成者: 森, 昭憲 メールアドレス: 所属:
URL	https://doi.org/10.24514/00002203

草地土壌の温室効果ガス・シンク・ソース機能に関する研究

森 昭憲

草地多面的機能研究チーム

要 約

草地は畑地より炭素貯留機能が大きいですが、草地管理は温暖化係数の高いメタン (CH_4) や亜酸化窒素 (N_2O) の排出量を変化させる。本研究は、草種構成、草地更新、堆肥散布が CH_4 と N_2O の排出量に及ぼす影響を明らかにするため、那須の火山灰土壌の草地において実証試験を行った。第3章では、草地の草種構成が CH_4 と N_2O の排出量に及ぼす影響を述べた。オーチャードグラス (OG) 単播草地、シロクローバ (WC) 単播草地、OG/WC 混播草地の CH_4 と N_2O の排出量は、それぞれ -1.8 , -2.4 , $-1.8 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, 0.39 , 1.59 , $0.67 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ であった。WC は土壌通気性を高めたが CH_4 年間吸収量を有意に増加させなかった。WC が栽培されると N_2O 年間排出量が有意に増加した。第4章では、草地更新時の N_2O 排出量を述べた。草地更新を行った草地 (更新草地) と行わない草地 (対照草地) の N_2O 排出量は、それぞれ $2.1 \sim 5.3$, $0.96 \sim 2.8 \text{ kg N ha}^{-1}$ で草地更新は N_2O 排出量を有意に増加させた。更新草地では、すき込まれた根と刈株から窒素無機化が起こり、土壌水分は N_2O が生成され易く、また排出され易い領域に分布した。更新時期の土壌水分や更新直後の降雨量が多いと N_2O 排出量が増加した。第5章では、堆肥散布が草地からの N_2O と CH_4 の排出量に及ぼす影響を述べた。堆肥と化学肥料を散布した草地 (堆肥区) と化学肥料のみを散布した草地 (化学肥料区) の N_2O と CH_4 の排出量を比較した。なお、両処理区の窒素供給量は $210 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ に調整した。堆肥区と化学肥料区の N_2O 年間排出量は、それぞれ $7.0 \sim 11.0$, $4.7 \sim 9.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ で堆肥散布が N_2O 年間排出量を増加させた。堆肥区と化学肥料区の CH_4 年間排出量は、それぞれ $-0.74 \sim -0.16$, $-0.84 \sim -0.52 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ で堆肥散布は CH_4 年間排出量を増加させなかった。以上の結果から、 N_2O 排出量を抑制するため、WC の窒素固定や堆肥の無機化を考慮して施肥量を削減し、地温や土壌水分の高い時期を避けて更新を行うことが重要と指摘される。

キーワード：亜酸化窒素, 温室効果ガス, 草地, 土壌, メタン

第1章 緒 言

第1節 研究の背景と目的

地球規模の炭素循環に及ぼす土壌有機物の重要性が注目され、農耕地における土壌有機物の適切な管理が重要であると指摘されている。陸域生態系の炭素貯蔵量は、植物バイオマスとして約 550 Gt C 、土壌有機物として約 1500 Gt C であり、土壌有機物中の炭素量は植物バイオマス中の炭素量の約3倍、大気中の炭素量の約2倍に相当する⁵⁹⁾。黒ボク土の腐植層は良く発達し、腐植

含量が高く、黒色味の強い腐植酸の割合が多い。腐植はススキ、ササなどのイネ科草本からも多量に供給され、活性アルミニウムと安定な複合体を形成して集積する⁹⁰⁾。草地は長期間に渡り不耕起で管理される場合が多いため、畑地より有機物の蓄積機能が大きいことが知られている⁴⁹⁾。農耕地に施用される有機物は土壌微生物による分解過程で反応性に富む分子を生成して互いに結合し、複雑な巨大分子である腐植物質を形成する。負の荷電を持つ腐植物質と粘土鉱物は陽イオンを介して結合し土壌粒団を形成する。土壌粒団は土壌の通気性と排

水性を改善し作物根に養水分と空気を供給する重要な働きを持つ³¹⁾。腐植物質は微生物に分解され難い分子同士が結合した分子であるが、土壤微生物により少しずつ分解されるため、酸化的な土壤水分条件下で栽培を行う農耕地では定期的に有機物を補う必要がある。

草地は全陸域面積の約27%を占める主要な土地利用である²⁷⁾。日本では森林が極相となるため、草地を維持するためには人為的管理が必要である。このため、日本の草地の多くはススキ型草地やシバ型草地など半自然草地と集約度の高い人工草地に分類される。採草地、放牧地など利用方法で分類される場合もあり、粗飼料生産により乳肉生産を支えることが期待されている重要な土地利用である。農林水産統計(平成20年耕地面積)によれば、日本の牧草地面積は約62万haで、全耕地面積の約13.4%を占める。北海道には、約52万haが分布し、北海道の全耕地面積の約44.6%を占める。本研究で研究対象とした草地は、適切な人為的管理により高い生産性を維持することを目的とし、集約的な粗飼料生産が期待されている人工草地(採草地)である。

草地の植生は、半自然草地ではススキ型草地、シバ型草地、ササ型草地に分類され、人工草地では寒地型牧草、暖地型牧草に分類される。暖地型牧草は25~30℃が生育適温で多くは多年生であるが、九州以北で牧草が越冬できない場合は一年生の作物として利用される場面もある。日本では、暖地型のマメ科牧草はほとんど利用されていない。寒地型牧草は15~22℃が生育適温でオーチャードグラス、シロクロバなど多くは多年生であるが、イタリアンライグラスは一年生である。寒地型のマメ科牧草は粗タンパクやミネラルの濃度が高く、飼料としての品質が優れるため、イネ科牧草と混播して利用されることが多い。本研究で調査対象とした草地は、寒地型の多年性牧草を主体とした草種構成である。寒地型牧草は、関東以南で夏期の高温により夏枯れの被害を受ける場合も多い。夏枯れなどで草地の植生が劣化した場合には、草地を耕起して再播種し生産性を高める必要がある。このような草地では7~8年に1回の草地更新が推奨されている。

人工草地には堆肥やスラリーなどの家畜排泄物や化学肥料が表面散布され、牧草は土壤から養水分を吸収して生育し家畜飼養に利用される。家畜排泄物の処理法は地域により異なるが、日本で最も広く行われている処理法は堆肥化である。堆肥化が適切に行われると、有機物の分解に伴う高温条件で芳香族の有害物質が分解され病原菌や雑草種子が死滅する。堆肥には窒素を含む分解し易

い有機物からリグニンのように難分解性の有機物まで様々な有機物が含まれる。堆肥化過程で敷料や副資材として添加されるバーク、オガクズ、イナワラ、モミガラなどの有機物はC/N比が高いため、堆肥の分解速度を相対的に低下させる。本研究で用いた家畜排泄物は、フリーストール牛舎から排出された乳牛の排泄物を堆肥化したものであり、牛舎内で敷料として用いられたバークを含んでいる。このような堆肥を草地に散布すれば、ふん尿をそのまま散布した場合に比べ、草地土壤への有機物蓄積量を多くする効果が期待できる。また、堆肥分解に伴い大気中に放出される二酸化炭素(CO₂)の一部は、作物生育の盛んな時期に作物群落内で光合成に再利用される¹³³⁾。堆肥の有効活用は、草地の生産性と養分循環の輪を適切に維持していく上で必要不可欠である。

しかし、マメ科牧草など分解し易い牧草残渣の還元、草地の生産性を高めるために行われる草地更新、家畜排泄物に由来する堆肥などの有機物施用は、土壤中の無機態窒素や易分解性有機物の濃度を増加させ、温暖化係数の高いメタン(CH₄)や亜酸化窒素(N₂O)の排出量を変化させる可能性がある。以上の理由から、草地の持つ温暖化の抑制効果を適切に評価するためには、CH₄やN₂Oの排出量にも注意を払う必要がある。

以上の背景に基づき、本研究では、草地の土壤有機物の動態と関係の深い植生構成、草地更新、堆肥散布がCH₄とN₂Oの排出量に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。そこで、まず、イネ科単播草地、マメ科単播草地、混播草地のCH₄とN₂Oの排出量を比較し、窒素固定能を有するシロクロバの作物残渣を介した土壤への窒素移譲や土壤通気性の改善に注目しながら、草種構成の影響を明らかにした。次に、更新を行った草地と行わなかった草地のN₂O排出量を比較し、古い牧草の根と刈株をすき込むことによる土壤理化学性の変化に注目しながら、更新の影響を明らかにした。続いて、堆肥と化学肥料を組み合わせる施用した草地と化学肥料のみを単独施用した草地のCH₄とN₂Oの排出量を牧草生育時期ごとに比較し、堆肥散布や施肥後の降雨とCH₄とN₂Oの排出量の関係に注目しながら、堆肥散布の影響を明らかにした。そして、これらの知見と既往研究を統合し、草地の有機物管理がCH₄とN₂Oの排出量に及ぼす影響を、特に施用有機物の質に重点を置いて考察した。

第2節 CH₄排出量の既往研究

CH₄は大気中で長寿命、かつ、温室効果を有する微量

ガスで人為的な地球温暖化に寄与している。大気中の CH_4 濃度は、1745 ppb で、年間 7 ppb ずつ増加していたが、最近の CH_4 濃度の増加率は頭打ち状態である^{26, 28)}。 CH_4 は成層圏オゾン (O_3) が塩素ラジカルにより破壊されるのを抑制する²¹⁾。大気中 CH_4 の増加には、人為的な CH_4 発生源の増加と CH_4 吸収源の減少の両者が関与すると考えられている。土壌生態系は土壌水分により CH_4 の吸収源と発生源の両者になり得る⁵⁶⁾。好氣的条件では土壌の嫌氣的部位で生成された CH_4 と大気中 CH_4 の両者が CH_4 酸化菌により酸化される¹⁰¹⁾。土壌断面での CH_4 酸化活性は多くの場合、鈳質土壌の最上層で最大となる¹⁾。土壌表層の物理的性質と窒素施肥は CH_4 吸収量を制御する重要因子である。

家畜排泄物の施用直後を除けば草地飼料畑では CH_4 吸収が観測されることが多い。この CH_4 吸収は CH_4 酸化菌の働きによる¹³⁰⁾。 CH_4 酸化菌は CH_4 を CO_2 に酸化する働きを持つ。土壌中では CH_4 生成と CH_4 酸化の両者が同時進行し、 CH_4 の生成量が CH_4 の酸化量より多ければ地表面で CH_4 放出が観測され、 CH_4 酸化量が CH_4 生成量より多ければ地表面で CH_4 吸収が観測されることが多い。 CH_4 吸収は以下のように様々な土壌環境因子や人為的管理の影響を受ける。トラクタによる土壌圧密は CH_4 吸収量を低下させることが知られている。表層土壌の通気性が低下し、土壌中の CH_4 や O_2 の拡散速度が低下するためである³⁰⁾。土壌水分は CH_4 吸収量を変動させる。土壌水分の高まりとともに土壌中の CH_4 や O_2 の拡散速度が低下するためである¹¹⁶⁾。また、極めて低い土壌水分では CH_4 酸化菌が低水分ストレスを受け CH_4 吸収量が減少する。施肥は CH_4 吸収を低下させる場合が多い^{83, 89)}。その原因は土壌微生物相の変化、分子形状の類似する NH_4^+ による CH_4 酸化の阻害、 NO_2^- 生成や土壌酸性化による CH_4 酸化菌の活性低下など複合的である⁴⁶⁾。草地土壌は畑地土壌より CH_4 酸化菌数が多いとの報告もあるが、草地土壌で CH_4 酸化に関与する土壌微生物の種類は必ずしも明らかではない¹²⁴⁾。

草地にふん尿を施用した直後には多量の CH_4 排出が観測される。この CH_4 排出の大部分は、ふん尿が草地に還元されて新たに CH_4 が生成されたのではなく、ふん尿自体に含まれていた CH_4 が排出された結果と推察されている⁶⁰⁾。放牧牛のふんからの CH_4 排出量は飼料の種類やふんの C/N 比の影響を受けることが示され⁵⁰⁾、豚スラリー散布直後の CH_4 排出は土壌中の揮発性脂肪酸 (VFA) の消失とともに認められなくなったと報告さ

れている¹⁰⁶⁾。放牧牛のふん尿からの CH_4 排出量は、降水量と気温の影響を受けることが示され¹²⁸⁾、ふんが排泄された後 10 日以内の降雨量が少なければ CH_4 排出量は少ないが、この期間の降雨量が多ければ、ふん内部に嫌氣的部位が維持され CH_4 排出量は多くなったと報告されている³⁷⁾。畜草研の草地では、生ふん 1 Mg 当たり約 42 g、スラリー 1 Mg 当たり約 13 g の CH_4 が排出された。草地土壌の CH_4 吸収量を $1.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ とすると、生ふん $32 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 、または、スラリー $100 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ 以下の還元量であれば、生ふんやスラリーから大気中への CH_4 排出量より草地土壌の CH_4 吸収量の方が大きいと見積もられた⁶⁰⁾。高水分のスラリーは土壌に浸透するため CH_4 排出量は土壌特性の影響を受け易いが、土壌に浸透しない程度の水分であれば、スラリー自体から CH_4 が排出されるため土壌特性の影響を受けにくいと言われている¹⁷⁾。放牧地の溶脱水が河川へと移動する過程で、 CH_4 の間接排出の可能性が指摘された⁹⁶⁾。

しかし、日本の草地における CH_4 排出量の測定例は極めて少なく、 CH_4 の排出量 (吸収量) がどのような量的範囲に分布し、どのような季節変化や年次変動を伴うかも明らかではない。また、窒素固定能を有するマメ科の牧草による土壌への窒素移譲や土壌物理性の変化がどのように CH_4 吸収量に影響を及ぼすか、堆肥散布により CH_4 排出量が増加するか、集約的な草地で窒素施肥により CH_4 吸収量が低下するかなどに対する情報もほとんど存在しない。

第3節 N_2O 排出量の既往研究

N_2O は大気中で長寿命、かつ、温室効果を有する微量ガスで人為的な地球温暖化に寄与している。大気中の N_2O 濃度は、314 ppb で、年間 0.8 ppb ずつ増加している^{26, 81)}。 N_2O は成層圏 O_3 の破壊にも寄与する²¹⁾。農耕地と自然生態系は、 N_2O の主要な排出源と考えられている^{64, 82)}。窒素肥料^{4, 66, 83)}、スラリー^{19, 29)}、堆肥^{18, 121)}、牧草残渣^{8, 111)} は、 N_2O 排出源となる。

草地飼料畑を含む農耕地では、窒素施肥後、数日～2週間程度で N_2O 排出量が増加する。その後、 N_2O 排出量は減少し施肥前の水準に戻るが、降雨により土壌水分が高まると、再び排出が認められる場合がある。土壌から排出される N_2O は微生物による脱窒と硝化の過程で生成する¹³¹⁾。脱窒は NO_3^- や NO_2^- が嫌氣的な微生物により最終的に N_2 に還元される反応であるが、中間産物として N_2O が生成する。脱窒は有機物を電子供与体に用い、酸化的な窒素化合物を電子受容体として用

いる一種の呼吸であり、酸素 (O_2) が無い環境では最初に NO_3^- の還元が起こる。 N_2O は脱窒の中間産物であるため、土壌通気性と関わりの深い土壌物理性も N_2O 排出量に影響を及ぼす。硝化は NH_4^+ が NH_4^+ 酸化菌により NO_2^- に酸化され、続いて NO_2^- が NO_2^- 酸化菌により NO_3^- に酸化される反応であるが、前者の副産物として N_2O が生成する。好氣的条件下では、酸化された NH_4-N 、または、生成した NO_3-N の量に応じて N_2O が生成され、その生成比は約 0.1 % である。しかし、この N_2O 生成比は O_2 が制限された条件では大きく増加する。 N_2O 排出量を制御する因子は施肥量、土壌水分、地温、土壌中の易分解性有機物、土壌 pH などである^{12, 22, 69, 81, 126}。

作物に由来する有機物投入は N_2O 排出量を変化させることが知られている。C/N 比が小さな作物残渣は土壌中で分解され易く、主に脱窒により N_2O の排出係数が大きくなること示された。無機態窒素の有機化や脱窒促進により N_2O の排出係数は負の値となる場合も認められている^{111, 112}。 N_2O 排出量抑制のため早春の草地更新が適切であると指摘された⁹。また、牧草刈り取り後に N_2O 排出量が増加することが示され、根分泌物中の易分解性有機物が根圏の脱窒活性を高めた結果と推察されている¹⁰。

家畜排泄物に由来する有機物投入も N_2O 排出量を変化させることが知られている。鶏ふんを施用した草地では、化学肥料を施用した場合に比べて多くの N_2O 排出量が認められている⁵⁴。スラリー散布は土壌中で硝化や脱窒を受け易い窒素源、易分解性有機物、水分を増加させて N_2O 排出量を増加させ¹⁰⁶、スラリーを散布した草地からの N_2O 排出量は畜種や散布時期により異なることが報告されている¹⁸。放牧草地では放牧しない草地より N_2O 排出量が多く、ふん尿からの窒素供給や蹄圧の影響が示唆された^{14, 56}。畑地における化学肥料由来の N_2O 排出係数は 0.62 ± 0.48 % であったが⁴、牛堆肥など分解が遅い家畜排泄物の場合には、0.05 % 程度の小さな排出係数が報告された。豚堆肥や鶏堆肥のように C/N 比の小さな有機物は化学肥料より N_2O 排出係数が大きい、牛堆肥のように C/N 比の大きな有機物は化学肥料より N_2O の排出係数が小さいことが示された²。スラリーを 60 Mg ha^{-1} および 150 Mg ha^{-1} 連用した飼料畑では、 N_2O の排出係数は 0.4 % に過ぎなかったが、 300 Mg ha^{-1} を連用した飼料畑では平均で 4.7 % に達した⁸⁶。 N_2O 排出量を抑制するために適切な窒素の施用量を遵守することが重要であると指摘されている¹¹⁵。

農耕地からの窒素溶脱に伴う N_2O の間接排出の排出係数が 0.24 % と見積もられた⁹⁷。

しかし、日本の草地における N_2O 排出量の測定例は極めて少なく、 N_2O 排出量がどのような量的範囲に分布し、どのような季節変化や年次変動を伴うかも明らかでない。また、窒素固定能を有するマメ科牧草による土壌への窒素移譲が N_2O 排出量に影響を及ぼすか、更新に伴う根や刈株のすき込みにより N_2O 排出量が増加するか、堆肥化された家畜排泄物の利用が草地からの N_2O 排出量に影響を及ぼすかなどの情報はほとんど存在しない。

第2章 試験方法

第1節 観測サイト

本研究は、畜草研那須研究拠点（北緯 36 度 55 分、東経 139 度 55 分）の草地で行った。これらの草地は標高 320 m、農耕地と林地の境界領域に位置し、林地を開墾後 30 年間以上草地として管理された。土壌は火山灰由来であり、倉島ら⁶⁵により、Entic Haplumbrept, loamy, mixed, mesic、または、Entic, Haplumbrepts, loamy over fragmental, mixed, mesic として分類された¹⁰⁵。地下水面は少なくとも地表から 23 m 以下であり、30 年平均の降水量と気温は 1561 mm y^{-1} 、 12.0°C であった¹⁰⁷。草地の地表面はほぼ水平であった。

第2節 測定方法

1) ガスフラックスの測定方法 (1)

長方形の鉄枠（縦 332 mm × 横 402 mm × 高さ 50 mm）を設置し、土壌中に約 30 mm の深さまで挿入した。鉄枠は、最初の測定の前日に設置し、測定期間の最初から最後まで継続して同一箇所に設置した。直方体の塩化ビニル製のチャンバー（縦 315 mm × 横 386 mm × 高さ 220 mm）を鉄枠の最上部に静かに載せ、チャンバーと鉄枠を発泡ゴムのパッキンで密封した。チャンバーの被覆面積は 0.133 m^2 、容積は 26.7 L であった。チャンバー内の大気試料はサンプルチューブから電池式エアポンプ（MP-30CF, SHIBATA, 吸引速度 100 mL m^{-1} 以下、採取時間 30 秒間）で採取し、1L のテドラーバッグに保存した。大気試料はチャンバーを密封してから 0、10、20 分後に採取した。フラックス観測は午前 8 時から午後 1 時の間に行った（第 3 章）。

2) ガスフラックスの測定方法 (2)

円筒型チャンバー（直径約 400 mm、高さ 300 mm）

を地表面から 30 mm の深さまで埋設した。チャンバーは測定の前日までに設置し、約 2 ヶ月毎に設置位置を移動した。チャンバー内の大気試料 (20 mL) をプラスチックシリンジで採取しバイアル瓶 (10 mL) に保存した。大気試料はチャンバーを密封後 0, 30 分後に採取した。フラックスの測定は、日内変化の影響を避けるため、午前 8 時から午前 11 時までの間に行った (第 4, 5 章)。

3) ガスフラックスと積算排出量の計算方法

N_2O と CH_4 のフラックスは以下の式¹²⁹⁾で求めた。

$$F = \rho \times \frac{V}{A} \times \frac{\Delta c}{\Delta t} \times \frac{273}{T} \times 10^3 \quad (\text{式 1-1})$$

F は N_2O と CH_4 のフラックス ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)、 ρ は 273K, 1 気圧における気体の密度 ($\mu\text{g m}^{-3}$)、 A はチャンバーの底面積 (m^2)、 V はチャンバーの容積 (m^3)、 $\Delta c/\Delta t$ は観測されたチャンバー内の濃度の平均増加速度 ($\text{m}^3 \text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$)、 T はチャンバー内、または、大気中の平均気温 (K) である。 CH_4 と N_2O に対する ρ の値は、 $\rho_{CH_4-C} = 0.536 \times 10^9$ 、 $\rho_{N_2O-N} = 1.25 \times 10^9$ である。

N_2O と CH_4 の積算排出量は以下の式で求めた。

$$T_n = \sum_{i=1}^{n-1} \frac{(t_{i+1} - t_i) \times (f_i + f_{i+1})}{2} \times 10^{-5} \quad (\text{式 1-2})$$

T_n は N_2O または CH_4 の積算排出量 ($\text{kg ha}^{-1} \text{period}^{-1}$)、 t_i は i 回目のフラックス測定を行った時間、 f_i は i 回目の測定時における N_2O または CH_4 のフラックス ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) である。

4) ガス分析

CH_4 濃度は、FID 検出器を装備したガスクロマトグラフ (島津製作所, GC-8A, モレキュラーシーブ 5A カラム) で測定した。カラムと検出器の温度は、それぞれ 70, 200 °C であった。1.02, 2.98 $\mu\text{L CH}_4 \text{L}^{-1}$ の標準ガスで測定値を補正した。 N_2O 濃度は、ECD 検出器を装備したガスクロマトグラフ (島津製作所, GC-9A, または, GC-14B, ポラパック Q カラム) で測定した。カラムと検出器の温度は、それぞれ 70, 340 ~ 348 °C であった。1.91 $\mu\text{L N}_2O \text{L}^{-1}$ の標準ガスを N_2 ガスで 0 ~ 0.995 $\mu\text{L N}_2O \text{L}^{-1}$ の範囲に希釈し、測定値を補正した。

5) 土壌物理性の測定

100 mL のステンレス製コア (大起理化工業, DIK-1801) で、地表面から 0 ~ 5 cm の深さの土壌を採取した。容積重は試料を 105 °C で 24 時間乾燥して求めた。土壌水分の季節変化は TDR プローブ (IMKO, TRIME-IT) で測定した。プローブは、地表面から 10 cm の深度に水平方向 (第 3 章)、または、地表面から 0 ~ 10 cm までの深度に垂直方向 (第 4, 5 章) に設置した。土壌水

分は黒ボク土用の検量線³²⁾により再計算した。補正式は以下の通りである。

$$\theta_g = 0.954 \times \theta_v + 0.1168 \quad (\text{式 1-3})$$

θ_v は TDR の表示 ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$)、 θ_g は体積土壌水分率 ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) である。地温はデジタル温度計 (Sato, PC-2200) で測定した。土壌水分と地温はフラックスの観測直後に測定した。降水量のデータは畜草研那須研究拠点の気象観測施設から入手した。

6) 土壌化学性の測定

0 ~ 5 cm の深さから生土を採取し 2 mm の篩を通し十分に混合した。生土 (15 g) を 100 mL の 2 mol L^{-1} の塩化カリウム水溶液で振とうして抽出し、濾紙 (アドバンテック, No.6) で濾過した。濾液中のアンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、硝酸態窒素 ($\text{NO}_3\text{-N}$) の濃度を比色法で測定した (Aquatec, 5400, または, Foss, FIAstar5000)。生土 (15 g) を 25 mL の蒸留水で振とうし、pH(H_2O) を pH メータ (堀場製作所, F-22) で測定した。土壌の全炭素濃度、全窒素濃度を CN コーダ (ヤナコ, MT-600, または, J-サイエンス, JM1000CN) で測定した。

第 3 章 草地の草種構成が CH_4 と N_2O の排出量に及ぼす影響

第 1 節 はじめに

土壌の CH_4 生成能と吸収能は土地利用や生態系により異なる¹¹³⁾。一般に、林地は大気中 CH_4 の吸収源と考えられている。Keller ら⁵⁷⁾ は、林地を農地化することで土壌の CH_4 吸収能が低下することを示した。Mosier ら⁸³⁾ は自然草地をかく乱すると CH_4 吸収能が低下することを示した。牧草を栽培することで CH_4 吸収能はさらに低下する⁸⁹⁾。草地と農耕地では、 CH_4 の発生と吸収の両者が観測されている^{44, 55)}。このように土壌の CH_4 吸収能の低下は耕起による土壌かく乱と窒素施肥が原因と考えられる。しかし、窒素固定を行うマメ科牧草による土壌への窒素移譲や土壌物理性の改善が草地の CH_4 吸収能に及ぼす影響は明らかにされていない。

Corre ら¹⁶⁾ は土地利用が N_2O フラックスを制御することを示唆した。彼らは林地と草地からの N_2O 年間排出量は施肥された農耕地に比べ極めて小さいことを示した。Keller ら⁵⁸⁾ によれば、 N_2O フラックスは林地を草地化した最初の数年間は増加するが 10 ~ 20 年以内にバックグラウンド値以下に減少する。Mosier ら⁸⁴⁾ は草地を小麦畑に変えることにより N_2O 排出量が増加する

ことを示した。しかし、窒素固定を行うマメ科牧草による土壌への窒素移譲が草地からの N_2O 排出量に及ぼす影響は明らかにされていない。

草地は全陸域面積の 27 % を占めるため²⁷⁾、草地生態系の CH_4 と N_2O のガス交換がどのように制御されているかを理解することは重要である。草地土壌には地上部リターや枯死根が絶え間なく供給されるため、豊富な土壌微生物相を有する。しかし、草種が草地の CH_4 と N_2O のガス交換に及ぼす影響に関する情報は少ない。本研究の目的は、オーチャードグラス (*Dactylis glomerata* L.) 単播草地、シロクローバ (*Tritolium repens* L.) 単播草地、オーチャードグラスとシロクローバの混播草地からの CH_4 と N_2O の排出量を比較することである。シロクローバは土壌の物理的構造を迅速に改善し⁸⁵⁾、その牧草残渣は無機態窒素と易分解性有機物の両者を土壌微生物に供給する⁵³⁾。シロクローバの窒素固定は草地生態系への正味の窒素供給量を増加させ、有機物のターンオーバーを促進する³⁴⁾。本研究では、シロクローバは土壌物理性の改善と土壌への窒素移譲により土壌の物理・化学・生物的性質を変化させ草地土壌の CH_4 と N_2O の排出量を変化させると推定した。

第2節 方法

1) 観測サイト

観測は畜草研那須研究拠点の草地で行った(第2章第1節を参照)。

2) 草地植生の処理方法

各試験区 (100 m² × 3) は互いに隣接し、3種類の異なる草種構成、すなわちオーチャードグラス (plot1)、シロクローバ (plot2)、オーチャードグラスとシロクローバの混播 (plot3) であった。plot1, 2, 3 は、それぞれ 1999, 1999, 1996 年に更新された。全ての試験区には、200 kg N ha⁻¹ y⁻¹ の窒素肥料が施肥されていたが、フラックスの観測を開始する 18 ヶ月前から試験開始までの期間 (1999 年 10 月～2001 年 3 月) と試験開始から試験終了までの期間 (2001 年 4 月～2002 年 3 月)、窒素肥料は施用されなかった。収穫は 2001 年 5 月 7 日、6 月 20 日、8 月 6 日、9 月 26 日、11 月 21 日の計 5 回行われた。収量と草種構成をそれぞれの収穫時期ごとに調査した。

3) フラックス観測

それぞれの試験区に 4 箇所のガス採取地点を設置し、2001 年 4 月～2002 年 3 月の 1 年間、 CH_4 と N_2O のフラックスを観測した(第2章第2節 1)を参照)。フラックス観測は 1 週間に 1 回行った。

4) ガス分析

試料採取から 8 時間以内に CH_4 と N_2O を分析した(第2章第2節 4)を参照)。

5) 土壌物理性の測定

試験区ごとに TDR プローブを地表面から 10 cm の深さに水平方向に 2 本設置し、土壌水分を測定した。深さ 10 cm の地温を測定した(第2章第2節 5)を参照)。

6) 土壌化学性の測定

土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、土壌 pH(H_2O) を約 2 週間間隔で測定した(第2章第2節 6)参照)。

7) 微生物数の計測

0～5 cm の土壌中の CH_4 酸化菌、 NH_4 酸化菌、脱窒菌の数を最確値法 (MPN 法) で計測した。MPN 法は、培地を入れた多数の試験管に、水で段階的に希釈した土壌懸濁液を一定量ずつ接種して十分な期間培養した後、計測対象の菌の生育の有無を判定して統計処理により菌数を計測する方法である。新しく採取した土壌を 2 mm の篩を通した後十分に混合した。それぞれの土壌試料について標準希釈 (10 倍希釈、5 反復) を行った。試料希釈液を 10 mL の CH_4 酸化菌培地¹⁰⁸⁾ の入った 30 mL のバイアル瓶 (無色) に移し変え、ブチルゴム栓で密封した。ヘッドスペース体積の 50 % の空気を除去後、同量の CH_4 を添加した。30 °C 暗条件で 4 週間培養後、ヘッドスペースの CH_4 濃度を測定し、 CH_4 酸化菌生育の有無を判定した。試料希釈液を 3 mL の NH_4 酸化菌培地⁶¹⁾ の入った 10 mL 試験管に移し替え、25 °C 暗条件で 4 週間培養後、 NO_2^- の生成を示す発色の有無で、 NH_4^+ 酸化菌生育の有無を判定した⁹⁹⁾。試料希釈液をグラム管と 10 mL の脱窒菌培地⁸⁷⁾ の入った 25 mL 試験管に移し替え、30 °C 暗条件で 1 週間培養後、 NO_3^- の消失を示す発色の有無とグラム管内の気泡の有無で、脱窒菌生育の有無を判定した¹¹⁰⁾。

8) 統計解析

統計解析は STATISTICA 2000 (StatSoft 社) で行った。シャピロ・ウィルキスの検定で CH_4 と N_2O のフラックスの頻度分布の正規性を確認し、 p 値が 0.05 以下で正規分布と異なると判定した。ウィルコクソンの検定で各試験区の CH_4 と N_2O のフラックスの比較を行い、 p 値が 0.05 以下で試験区間の有意差を検出した。回帰分析では各試験区のフラックスの平均値を用いた。全ての試験区の CH_4 と N_2O のフラックスと土壌環境因子 (水分、地温、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、土壌 pH 値) に対してピアソンの相関係数とスピアマンの相関係数を算出した。

第3節 結果

1) 土壌化学性

オーチャードグラス草地である plot1 の土壌中の

$\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度は年間を通じてほぼ一定に維持されたが、4～8月の間、シロクロバ草地である plot2 では plot1 より高い濃度を示した (図 1a, b)。

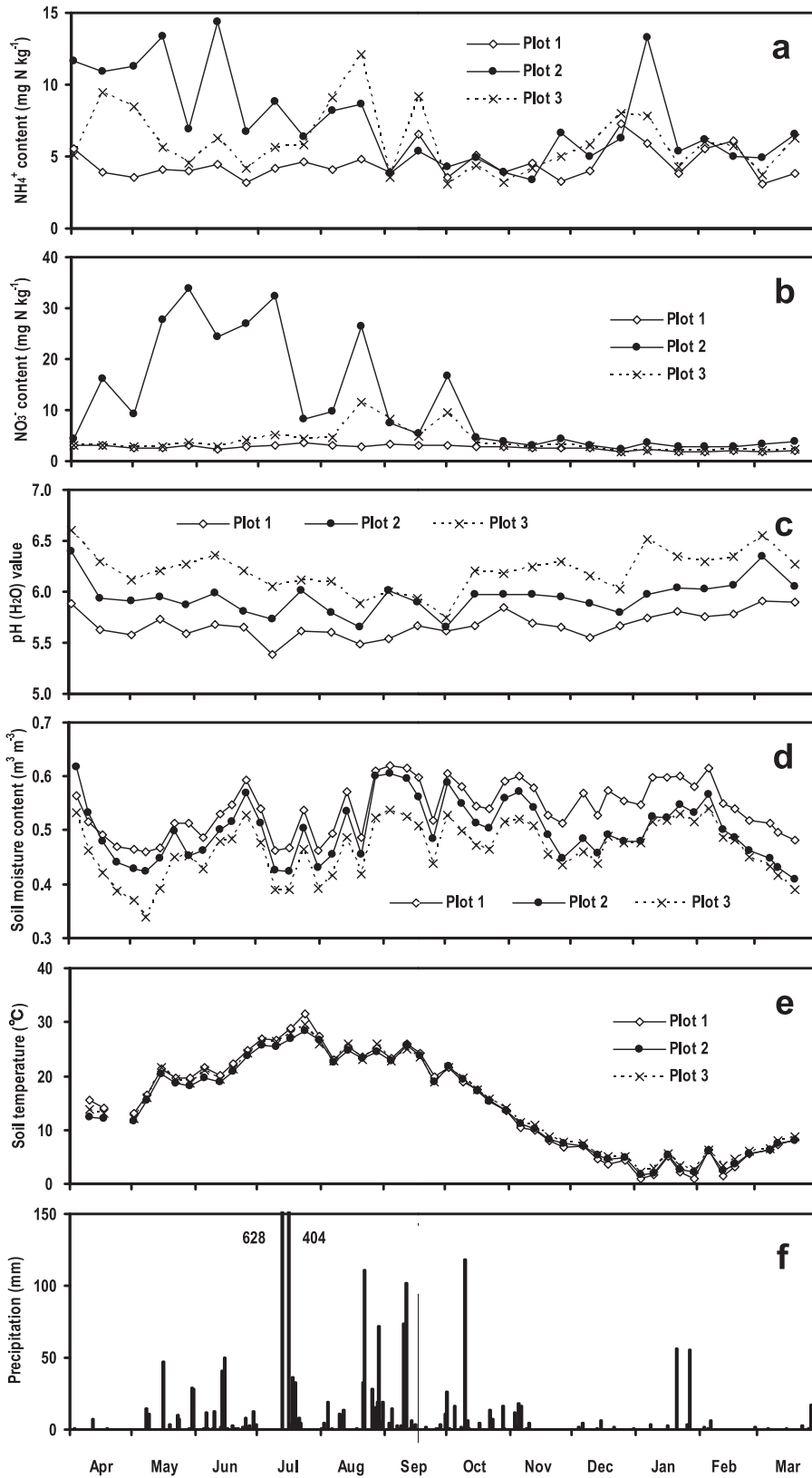


図 1. オーチャードグラス草地 (Plot1) シロクロバ草地 (Plot2), 混播草地 (Plot3) の土壌中の (a) NH_4^+ 濃度, (b) NO_3^- 濃度, (c) pH (H_2O), (d) 水分, (e) 地温, (f) 降雨量 (4月21日～5月6日, 9月20日, 1月1日～1月6日, 2月19日～2月24日の期間の降雨量は欠測)

plot2は7月中旬にNO₃-N濃度が急速に低下した。オーチャードグラスとシロクローバの混播草地であるplot3では、4～8月の間、NH₄-N濃度がplot1より高かったが、plot2より低く、8～9月を除けば、NO₃-N濃度は、plot1とほぼ同じであった。C/N比は全ての試験区で同等の値を示した(表1)。シロクローバの植栽は、無機態窒素を高める傾向にあった。plot1, plot2, plot3の土壌pH値は、それぞれ5.5～5.9, 5.8～6.6, 5.9～6.4の範囲に分布した(図1c)。

2) 土壌物理性

plot2の容積重はplot1, plot3より小さかった(表1)。plot1, plot2, plot3の土壌水分は、それぞれ0.46～0.62, 0.41～0.62, 0.34～0.54 m³ m⁻³の範囲に分布した(図1d)。地温は全試験区でほぼ同じであった(図1e)。地温の最高値と最低値は、それぞれ2001年7月24日、2002年1月4日に観測された。7月13日(628 mm d⁻¹)と7月16日(404 mm d⁻¹)に豪雨が記録された(図1f)。

3) 収量

収量は全ての試験区で9月に最大となり(図2), plot1, plot2, plot3の年間収量は、それぞれ2.1 ± 0.6, 3.4 ± 0.5, 4.5 ± 0.3 Mg DW ha⁻¹ y⁻¹であった。各試験区の収量は、それぞれ互いに異なっていた。plot1, plot2, plot3の年間を平均したマメ科率は、それぞれ0, 90, 28%であった。

4) 土壌微生物数

6～10月、シロクローバが栽植されているplot2, plot3では土壌中のCH₄酸化菌数がplot1より多かった(図3a)。9月には、plot2, plot3の土壌中のNH₄酸化菌数が少し多くなったが、plot1では季節変化が明らかではなかった(図3b)。土壌中の脱窒菌数は全試験区で9月に最大となった(図3c)。11月にはplot1, plot3で脱窒菌数が減少したが、plot2では夏期とほぼ同じ値を示した。

5) CH₄フラックス

各試験区から大気中へのCH₄フラックスは負の値、または、ほぼゼロであった(図4)。plot1を除き、各試

表1. 試験区の土壌理化学性

	容積重 [†] (Mg m ⁻³)	全炭素 [‡] (g N kg ⁻¹)	全窒素 [‡] (g C kg ⁻¹)	C/N比 [‡]
イネ科草地 (Plot1)	0.95 ± 0.05	46 ± 1	3.3 ± 0.1	14 ± 0
マメ科草地 (Plot2)	0.83 ± 0.06	51 ± 5	3.6 ± 0.3	14 ± 0
混播草地 (Plot3)	0.94 ± 0.05	39 ± 8	2.9 ± 0.5	13 ± 0

それぞれの値は平均値 ± 標準偏差を示す。† n=12. ‡ n=2.

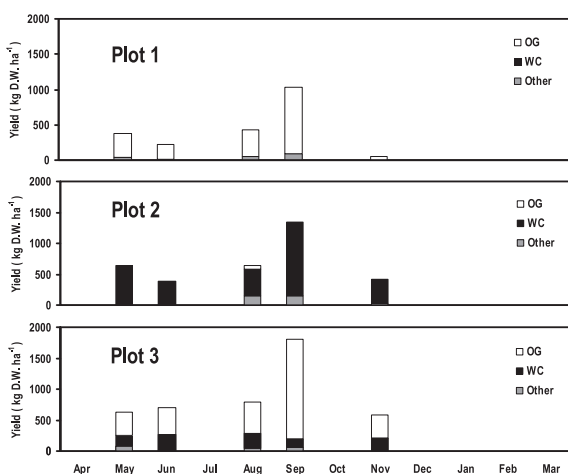


図2. オーチャードグラス草地 (Plot1), シロクローバ草地 (Plot2), 混播草地 (Plot3) の乾物収量 (OG, WC は、それぞれオーチャードグラス, シロクローバの収量を示す)

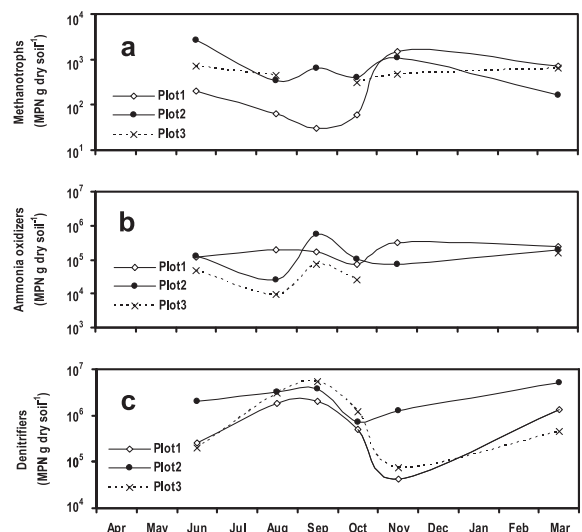


図3. オーチャードグラス草地 (Plot1), シロクローバ草地 (Plot2), 混播草地 (Plot3) の (a) CH₄酸化菌数, (b) NH₄酸化菌数, (c) 脱窒菌数

験区のフラックスは正規分布とは異なる判断された。plot1, plot2, plot3からのCH₄フラックスは、それぞれ-45~-3, -65~-9, -45~-3 μg C m⁻² h⁻¹の範囲に分布した。観測されたCH₄フラックスの範囲は、無施肥の別の草地で以前に観測されたフラックス、具体的には-31~0 μg C m⁻² h⁻¹ (72), -46~-5 μg C m⁻² h⁻¹ (83) とほぼ同じであった。plot2のCH₄フラックスは、plot1, plot3より有意に低かった。plot1, plot2, plot3は、それぞれ1.8 ± 0.5, 2.4 ± 1.2, 1.8 ± 0.4 kg C ha⁻¹ y⁻¹のCH₄吸収源であった。各試験区のCH₄年間吸収量に処理間差は認められなかった。CH₄フラックスは土壌水分(p < 0.001), 土壌中のNH₄-NとNO₃-Nの濃度(p < 0.05)と相関関係を有した(表2)。

6) N₂O フラックス

各試験区から大気中へのN₂Oフラックスは正の値、または、ほぼゼロであった(図5)。各試験区のフラッ

クスは正規分布とは異なる判断された。plot1, plot2, plot3からのN₂Oフラックスは、それぞれ1~10, 2~122, 1~38 μg N m⁻² h⁻¹の範囲に分布した。plot1とplot3からのN₂Oフラックスは、無施肥の別の草地で以前に観測されたフラックス、具体的には1~15 μg N m⁻² h⁻¹ (72), 0~45 μg N m⁻² h⁻¹ (83) とほぼ同じであった。plot2からのN₂Oフラックスは、これらの文献値より少し多かった。N₂O排出量は、plot2で最多、plot1で最少、plot3ではその中間であった。シロクロバが栽培されるとN₂O放出が増加した。各試験区で観測されたN₂Oフラックスは、それぞれ互いに異なっていた。plot1, plot2, plot3は、それぞれ0.39 ± 0.19, 1.59 ± 0.15, 0.67 ± 0.15 kg N ha⁻¹ y⁻¹のN₂O排出源であった。各試験区からのN₂O年間排出量は互いに異なっていた。N₂Oフラックスは、土壌中のNO₃-N濃度(p < 0.001), 地温(p < 0.001)と正の相関関係を有した(表3)。

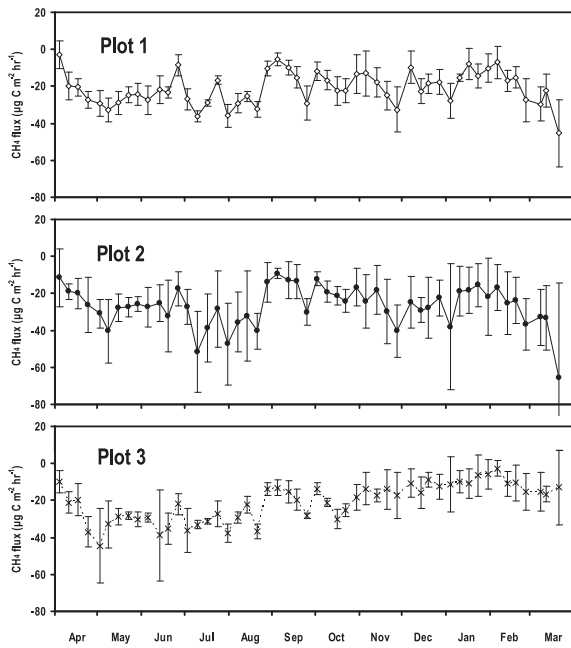


図4. オーチャードグラス草地 (Plot1), シロクロバ草地 (Plot2), 混播草地 (Plot3) のCH₄フラックス. エラーバーは標準偏差を示す (n=4).

表2. CH₄フラックスと土壌環境因子の相関係数

	Pearson's R	Spearman's R
NO ₃ ⁻	-0.24 *	-0.30 **
NH ₄ ⁺	-0.23 *	-0.24 *
pH (H ₂ O)	0.08	0.07
土壌水分	0.65 ***	0.68 ***
地温	-0.18	-0.22

*, **, *** は、それぞれ、5, 1, 0.1%水準で有意な相関であることを示す。

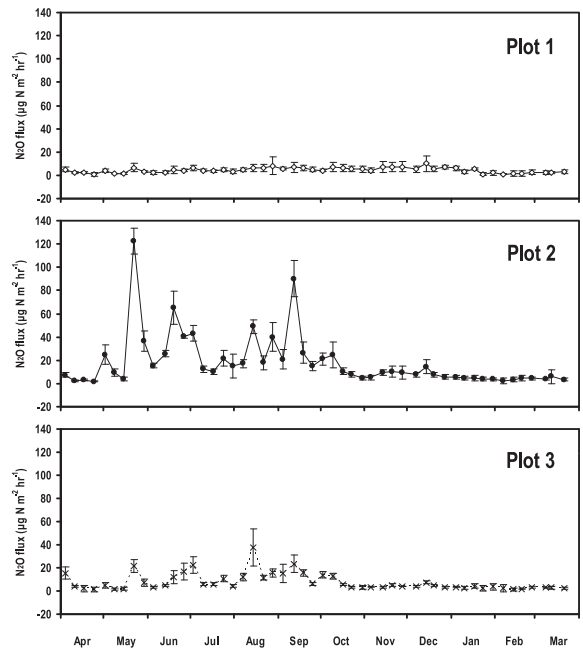


図5. オーチャードグラス草地 (Plot1), シロクロバ草地 (Plot2), 混播草地 (Plot3) のN₂Oフラックス. エラーバーは標準偏差を示す (n=4).

表3. N₂Oフラックスと土壌環境因子の間の相関係数

	Pearson's R	Spearman's R
NO ₃ ⁻	0.66 ***	0.69 ***
NH ₄ ⁺	0.24 *	0.18
pH (H ₂ O)	-0.12	-0.18
土壌水分	0.04	-0.01
地温	0.41 ***	0.47 ***

*, **, *** は、それぞれ、5, 1, 0.1%水準で有意な相関であることを示す。

第4節 考察

1) 窒素のターンオーバー

シロクロバによる窒素移譲は、草地生態系に対する窒素供給を増加させ、有機物のターンオーバーを活性化させる³⁴⁾。シロクロバは3~4%の窒素を含み、このように窒素濃度の高い牧草は土壤中で迅速に分解される⁶⁾。東田ら³⁵⁾によれば、シロクロバからオーチャードグラスへの窒素移譲の主な機作は地上部リターの土壤還元と報告されている。本研究で、plot2の土壤中の高い $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度は分解過程のシロクロバから無機化する窒素量が牧草の窒素吸収量より多かったことを示唆している。

シロクロバの無いplot1は収量も少なく、 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度が年間を通して低い値を示した(図1a, b)。plot3では、分解過程のシロクロバから放出された無機態窒素をオーチャードグラスが迅速に吸収した。これらの結果は、シロクロバがplot2とplot3の土壤中の窒素のターンオーバー速度を増加させたことを示す。

2) CH_4 吸収の制御要因

表層土壌の物理性は CH_4 吸収を制御する重要な因子である^{30,44)}。表層土壌の物理性は大気中の CH_4 と O_2 の土壌中への拡散や土壌孔隙中の CH_4 と O_2 の CH_4 酸化菌への拡散を制御する。本研究で、plot2の容積重はplot1とplot3より小さかった(表1)。plot2の容積重が小さかった原因は、おそらく土壌構造の変化と密接に関連し、この変化は明らかにシロクロバによりもたらされたと考えられる。Myttonら⁸⁵⁾によれば、シロクロバは土壌中の粗孔隙の割合を増加させ、ライグラスより速く土壌構造を改善する。本研究では、plot2の CH_4 吸収量が多かったことをplot2の容積重が小さかったことで部分的に説明可能である。また、各試験区の CH_4 フラックスの季節変化は土壌水分の変化により説明できる(図4, 1d)。すなわち、各試験区の CH_4 フラックスは土壌水分の増加とともに増加したことから、(図6, 表2)、土壌水分が土壌中の CH_4 と O_2 の拡散速度を減少させ、地表面での CH_4 吸収を抑制したと推察された。

好気的な土壌水分条件では、土壌中の嫌氣的部位で生成された CH_4 と大気中 CH_4 の両者が CH_4 酸化菌により酸化されるため、地表面で観測される CH_4 フラックスは、これらを全て含めた正味のフラックスである¹⁰¹⁾。土壌粒団内部には、嫌氣的環境が発達する場合があり、土壌粒団の内部で CH_4 生成が起こる可能性が指摘されている¹²⁵⁾。本研究でも、土壌水分の増加に伴って土壌中で微量の CH_4 が生成し、地表面で観測される CH_4 吸収量

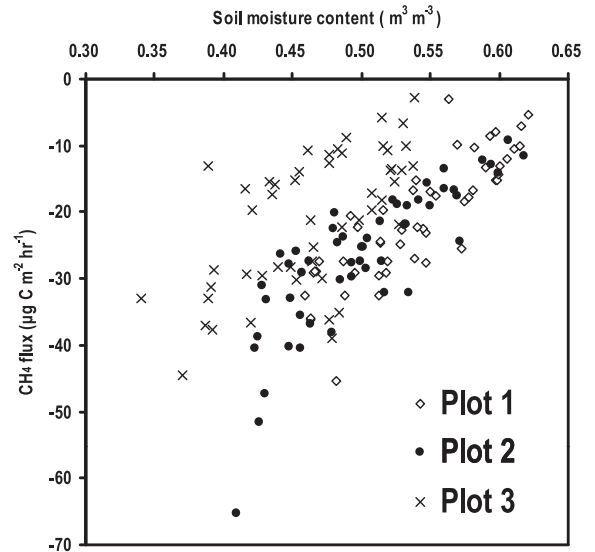


図6. オーチャードグラス草地 (Plot1), シロクロバ草地 (Plot2), 混播草地 (Plot3) における土壌水分と CH_4 フラックスの関係

が相対的に減少した可能性も考えられる。

Mosierら⁸³⁾とHütschら⁴⁷⁾は、土壌中の窒素のターンオーバー速度が増加することで CH_4 吸収が阻害されると結論した。本研究では、plot2とplot3の窒素のターンオーバー速度はplot1より速かったが、これらの試験区はplot1と同等か、より大きな CH_4 吸収能を示した。すなわち、シロクロバによる土壌への窒素移譲は、草地土壌の CH_4 吸収量を減少させなかった。 CH_4 フラックスと土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度との間に認められた弱い負の相関関係(表2)も分解過程のシロクロバから放出された無機態窒素は CH_4 吸収を減少させなかったことを示唆する。Hütschら⁴⁷⁾は、 240 kg N ha^{-1} 相当量の堆肥施用を毎年行った土壌は、無施肥土壌と同等の CH_4 酸化能を持つことを示した。彼らの試験結果は、堆肥施用で窒素のターンオーバー速度が2~3倍に増加しているにもかかわらず、 CH_4 吸収能は無施肥土壌に匹敵することを示したもので、本研究とほぼ同様の傾向と考えられた。

Hütsch⁴⁵⁾は、塩酸で土壌pHを0.2~0.3変化させただけで、 CH_4 酸化活性が大きく低下することを示し、土壌pHの急激な変化が CH_4 酸化活性を減少させたと報告した。Amaralら⁵⁾は土壌の CH_4 酸化菌は不完全であるが、環境pHに適応しており、土壌pHが CH_4 酸化菌の種類に影響を与えることを示唆している。本研究では、 CH_4 フラックスとpH値の間に相関関係は認められなかった(表2)。全ての試験区で土壌pHの季節変化が穏やかであり、各試験区の土壌中の CH_4 酸化菌は環境pH

に適応していたためと考えられた。

Willison ら¹²⁴⁾ は、草地と林地の土壌は農耕地の土壌と比較して CH_4 酸化菌数が多いことを見出した。この結果は、植生の種類により土壌の CH_4 酸化能が異なることを理解するための端緒となる。 CH_4 酸化菌の存在は、 CH_4 酸化菌が生息するのに十分な量の CH_4 が存在したか、あるいは、状況に応じて CH_4 以外の有機化合物が生育や生命維持に利用されたことを意味する⁶²⁾。本研究で、 CH_4 酸化菌数の多かった試験区は牧草収量が多かった試験区と一致していた (図 2)。土壌に供給される収穫残渣、枯死根、根分泌物が、 CH_4 酸化菌が利用可能な CH_4 、または、1-C 化合物の濃度を高め、その菌数を増加させたのかも知れない。

3) N_2O 排出の制御要因

Luo ら⁶⁸⁾ は、 $\text{NO}_3\text{-N}$ と易分解性有機物の濃度が脱窒活性を制御することを示唆した。本研究では、 N_2O フラックスと土壌中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度に正の相関関係が認められ (表 3)、5～9月に plot2 と plot3 で観測された N_2O フラックスの増加は、高い $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度に起因することを示す (図 5, 1b)。plot2 と plot3 では、夏期に分解過程のシロクロバに由来する窒素無機化量が増加し、牧草の窒素吸収量より多かった。分解過程のシロクロバから放出される易分解性有機物も plot2 と plot3 で脱窒による N_2O 排出を助長した可能性がある。しかしながら、硝化と脱窒の両者が N_2O 排出量の増加に寄与したと考えられる。根粒菌による脱窒は plot2 と plot3 におけるもうひとつの N_2O 排出源である⁸⁸⁾。7月後半と8月の第1週に、plot2からの N_2O フラックスが減少したことは、7月中旬の豪雨により $\text{NO}_3\text{-N}$ が溶脱され、土壌中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の濃度が低下したことによって説明できる (図 1f)。plot1 では N_2O フラックスの増加は観測されなかった (図 5)。土壌からの窒素無機化量が少なかったため、plot1 からの N_2O 排出量が制限されたと推察される。Glatzel ら²⁹⁾ も、低投入でルートマットが発達した草地で小さな N_2O フラックスを観測しており、無機態窒素の供給量が少ないため N_2O 排出量が制限されたと推察している。11～3月の間、plot1, plot2, plot3 で観測された極めて小さい N_2O フラックスも、低い $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度に起因する (図 5, 1b)。 N_2O フラックスは、plot2, plot3 で地温の上昇とともに増加した (図 7)。夏期の高い地温が土壌有機物からの無機態窒素の放出を増加させ (図 1a, b, e)、脱窒菌の生育を促進し (図 3c)、 N_2O の排出を増加させたと推察された。年間を通じて土壌中の無機態窒素の濃度が低く維持された plot1 では、 N_2O

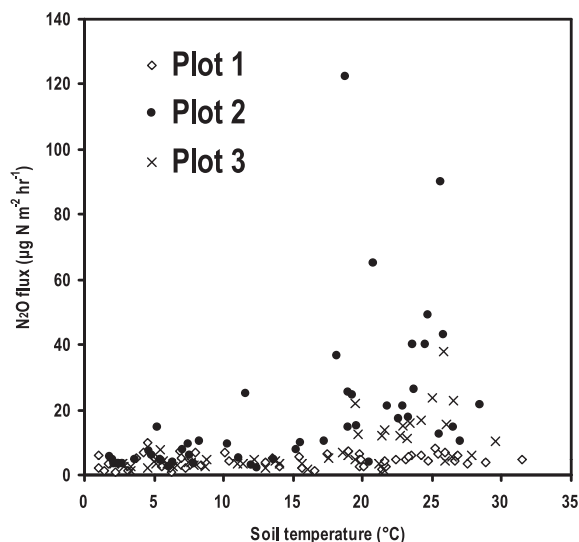


図 7. オーチャードグラス草地 (Plot1)、シロクロバ草地 (Plot2)、混播草地 (Plot3) における地温と N_2O フラックスの関係

フラックスの温度依存性は認められなかった。

土壌の pH は N_2O 排出量を制御するもうひとつの要因である⁸²⁾。低 pH は窒素の形態変化 (硝化と脱窒) に関与する土壌微生物の活性を低下させる。Yumuki ら¹²⁶⁾ は、pH 値が永年にわたって 3.9, 5.9, 7.6 に維持された草地土壌からの N_2O フラックスを測定し、 N_2O フラックスは pH 低下とともに減少することを示した。しかし、本研究では、土壌 pH は N_2O フラックスに影響しなかった (表 3)。この原因として、土壌 pH の季節変化は比較的穏やかで、試験区間の pH 値の差が小さかったことが考えられた。

第 5 節 要約と結論

シロクロバは、表層土壌の通気性を改善することで CH_4 吸収量を増加させた。 CH_4 吸収量の季節変化は土壌水分の経時変化に起因した。土壌への窒素移譲は CH_4 吸収量を減少させなかった。また、シロクロバは土壌中の CH_4 酸化菌数を増加させた可能性が示唆された。シロクロバは分解され易い牧草残渣を還元することにより土壌中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を増加させ、 N_2O 排出量を増加させた。また、シロクロバは土壌中の脱窒菌数を増加させた可能性が示唆された。

第 4 章 草地更新時の N_2O 排出量

第 1 節 はじめに

農耕地にすき込まれる作物残渣は重要な N_2O の排出

源である³⁹⁾。しかしながら、草地更新に伴う N_2O 排出量に関する情報はほとんど存在しない。生産性の高い草地を維持するには、土壤酸性化、土壤緻密化、雑草侵入などにより土壤や植生の状態が劣化した場合に、草地更新（耕起と再播種）が必要である。永年草地は平均5～10年に1回更新される¹²⁰⁾。草地が更新されると、牧草残渣は表層土壤にすきこまれ、土壤微生物による分解を受け、牧草残渣から無機態窒素が放出され、硝化と脱窒を行う微生物に基質を供給する⁹³⁾。耕起後最初の1年間に無機化する窒素量は $40 \sim 360 \text{ kg ha}^{-1}$ と見積もられており、前回の草地更新からの経過年数と管理に依存することが知られている¹²³⁾。更新後に放出される窒素は新たに播種される牧草により吸収されるが、一部は溶脱や脱窒によって失われる^{23,118)}。さらに、更新は土壤と大気間の通気性、土壤水分、地温を変化させ、 N_2O 排出量に影響する可能性がある。本研究は、草地更新が火山灰草地土壤からの N_2O 排出量に及ぼす短期的影響を明らかにすることを目的とした。

第2節 方法

1) 更新を行った草地

観測は畜草研那須研究拠点の草地（ 500 m^2 ）で行った。2005、2006年に草地更新を行った圃場は、それぞれ1999、2000年に前回の更新を行った。主要な草種はオーチャードグラス（*Dactylis glomerata* L.）であった。これらの草地は更新の開始前に1年間以上無施肥で管理された。2005、2006年とも、隣接する草地（ 500 m^2 、前回の草地更新からそれぞれ5、1年経過）を対照草地として供試した。主な草種はオーチャードグラスであり1年間以上無施肥で管理された（第2章第1節を参照）。

2) 草地更新方法

2005、2006年の8月22日に耕起、施肥、播種を含む更新作業を那須地域の農家慣行と同じ方法で行った。牧草は地表から5 cmの高さで刈り取り、更新作業の1週間前に収穫した。プラウ耕により根と刈り株を含む表層土壤を約20 cmの深さまで反転し、苦土石灰（ $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ ） 1500 kg ha^{-1} をロータリー耕により土壤と混和した。続いて、土壤表層をローラーで鎮圧し、 40 kg N ha^{-1} 、 $87.2 \text{ kg P ha}^{-1}$ 、 $33.2 \text{ kg K ha}^{-1}$ を複合肥料（Urea-N： $\text{NH}_4\text{-N} = 10:7$ ）と過リン酸石灰で表面散布した後、オーチャードグラス種子を 30 kg ha^{-1} 播種した。対照草地は更新草地と同様に、あらかじめ牧草を収穫し、 40 kg N ha^{-1} 、 $17.5 \text{ kg P ha}^{-1}$ 、 $33.2 \text{ kg K ha}^{-1}$ を複合肥料（Urea-N： $\text{NH}_4\text{-N} = 10:7$ ）と過リン酸石灰で表面散布した。

3) 牧草残渣

2006年の更新直前に、コドロード内（ $25 \text{ cm} \times 50 \text{ cm}$ ）の牧草地上部（地上部残渣）を地表面から刈り取った。次に、コドロード内の土壤を0～20 cm層から採取し、2 mmの篩で牧草地下部（地下部残渣）を水洗により土壤と分離した。地上部残渣と地下部残渣は70℃で3日間乾燥後、微粉碎し全炭素と全窒素の濃度をCNコーダ（J-サイエンス、JM1000CN）で測定した。

4) フラックス観測

それぞれの草地に6個の円筒型チャンバーを設置し、 N_2O フラックスを測定した（第2章第2節2）を参照）。フラックス観測は、更新、または、施肥の1～3日前、1、3～4、7、10、13～14、22～24、30、36～37、42、51、65日後に行った。

5) ガス分析

第2章第2節4）を参照。

6) 土壤物理性測定

地表面から0～10 cmの体積土壤水分率を測定した。地表面から5、10 cmの深さの地温を測定した（第2章第2節5）を参照）。

7) 土壤化学性測定

土壤中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、土壤pH(H_2O)を約2週間間隔で測定した（第2章第2節6）参照）。

8) 統計解析

統計解析はStatistica 2003(StatSoft社)で行った。マン・ホイットニーのU検定で N_2O フラックス、 N_2O 積算排出量、土壤環境因子の処理間差、年次間差を判定した。

第3節 結果

1) N_2O フラックス

更新草地と対照草地で観測されたフラックスは、2005年は $10 \sim 3659$ 、 $11 \sim 1322 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、2006年は $10 \sim 706$ 、 $20 \sim 175 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ の範囲に分布した（図8a、9a）。最初の2週間に、更新草地から対照草地より多くの N_2O が排出された。2005年8月23日～9月27日の間、8月29日、9月8日、13日を除いて、更新草地からの N_2O フラックスは対照草地より大きかった（ $p < 0.05$ ）。2006年8月25日から9月15日の間、更新草地からの N_2O フラックスは対照草地より大きかった（ $p < 0.05$ ）。更新草地と対照草地からの N_2O フラックスは、それぞれ更新、または、施肥の1日後から増加し始め、1週間以内に最大値となり、その後急速に低下した。2週間経過後、 N_2O フラックスは2005年の場合は、 $557 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 以下、2006年の場合は、

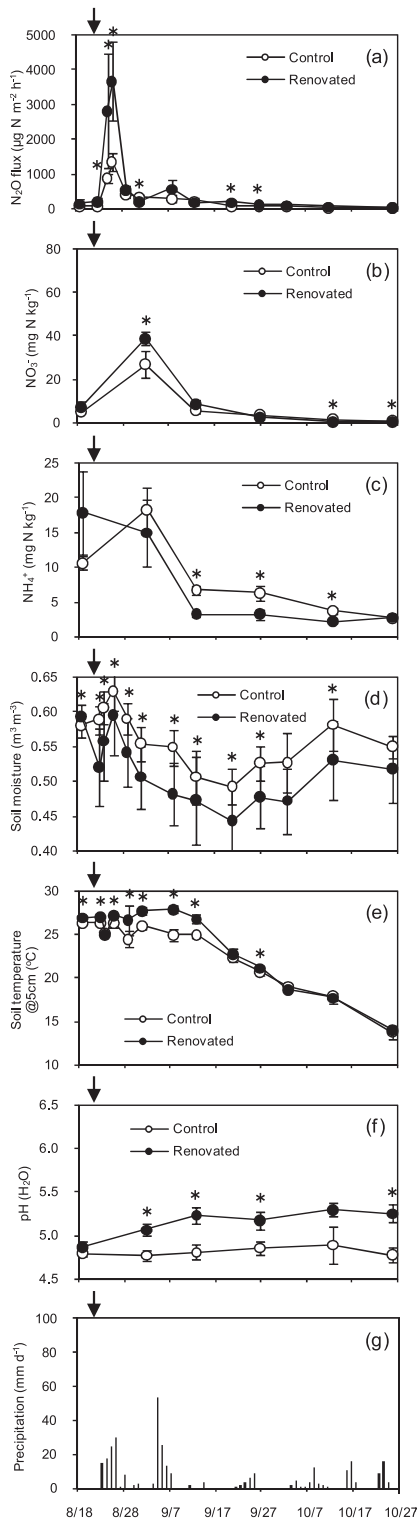


図 8. 2005 年における N_2O フラックスと土壌環境因子の経時変化

(a) N_2O フラックス, (b) NO_3^- , (c) NH_4^+ , (d) 土壌水分, (e) 地温 (5cm), (f) pH (H_2O), (g) 降雨量. エラーバーは標準偏差を示す [n=6 (a, d, e), n=3 (b, c, f)]. *は5%水準で処理間差があることを示す. 矢印は更新の時期 (2005年8月22日) を示す.

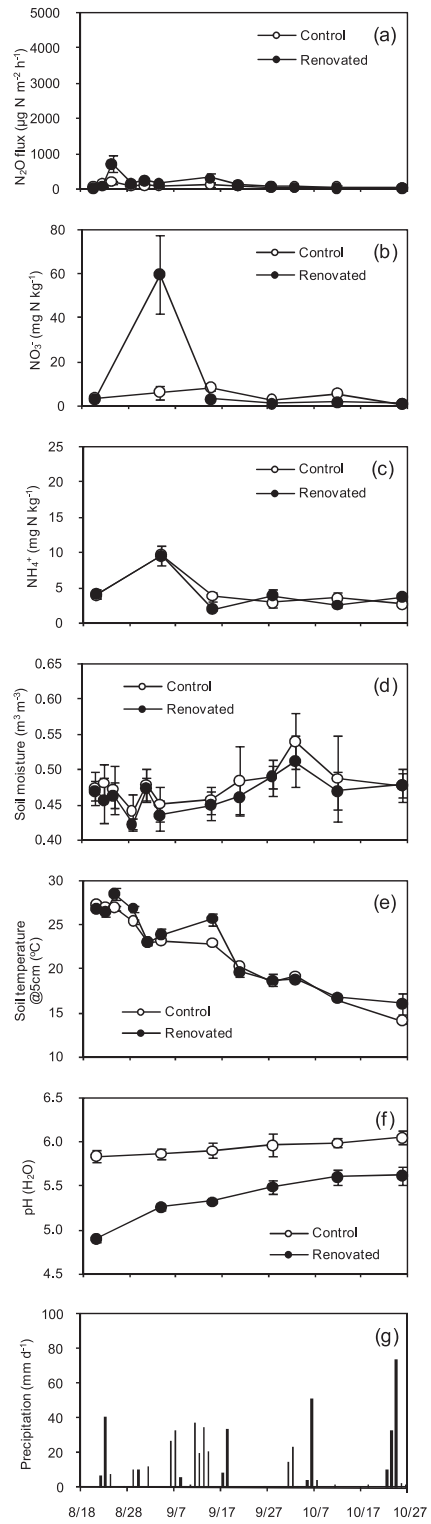


図 9. 2006 年における N_2O フラックスと土壌環境因子の経時変化

(a) N_2O フラックス, (b) NO_3^- , (c) NH_4^+ , (d) 土壌水分, (e) 地温 (5cm), (f) pH (H_2O), (g) 降雨量. エラーバーは標準偏差を示す [n=6 (a, d, e), n=3 (b, c, f)]. *は5%水準で処理間差があることを示す. 矢印は更新の時期 (2006年8月22日) を示す.

表4. 試験区の土壤理化学性

更新年	試験区	容積重 [†] (Mg m ⁻³)	全炭素 [‡] (g kg ⁻¹)	全窒素 [‡] (g kg ⁻¹)	C/N 比 [‡]
2005	対照草地	0.98 ± 0.04	58 ± 1	3.9 ± 0.1	15 ± 0
	更新草地	0.91 ± 0.05	53 ± 1	4.0 ± 0.1	13 ± 0
2006	対照草地	0.97 ± 0.04	49 ± 0	3.5 ± 0.0	14 ± 0
	更新草地	0.89 ± 0.04	58 ± 1	4.0 ± 0.1	15 ± 0

[†]更新後に測定 (n=10). [‡]更新前に測定 (n=3). それぞれの値は平均値 ± 標準偏差を示す.

296 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 以下で推移した。

2) N_2O 積算排出量

2005年8月19日～10月26日までの67日間の N_2O 積算排出量は、更新草地、対照草地で、それぞれ 5.3 ± 1.4 , $2.8 \pm 0.7 \text{ kg N ha}^{-1}$ (図8a)であり、2006年8月21日～10月26日までの65日間の N_2O 積算排出量は、更新草地、対照草地で、それぞれ 2.1 ± 0.6 , $0.96 \pm 0.42 \text{ kg N ha}^{-1}$ であった (図9a)。両年も、更新草地から対照草地より多くの N_2O が排出された ($p < 0.01$)。両草地からの N_2O 排出量は2005年が2006年より多かった ($p < 0.01$)。

3) 土壤の無機態窒素と牧草残渣からすき込まれた窒素量

更新、または、施肥から2週間の間、更新草地の土壤中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は対照草地より高かった (図8b, 9b, $p < 0.05$)。その後、両草地の土壤中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は徐々に低下し更新前より低い濃度に達した。しかし、両草地の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の差は明らかではなかった (図8c, 9c)。すなわち、2005年は、対照草地が更新草地より $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高かったが、2006年は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に処理間差は認められず、更新を行った年によって $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の傾向は少し異なった。更新草地の地上部と地下部の残渣 (乾物として、それぞれ 2.5 ± 0.3 , $5.5 \pm 0.3 \text{ Mg ha}^{-1}$) は、それぞれ20, 15 g N kg^{-1} の窒素を含み、それぞれ 50 ± 9 , $84 \pm 4 \text{ kg N ha}^{-1}$ 相当量の窒素が表層土壤にすき込まれた。C/N比は地上部残渣が21, 地下部残渣が26であった。

4) 地温と土壤水分

更新草地の土壤水分は対照草地より少なかった (図8d, 9d)。更新草地の5 cmの深さの地温は対照草地より高かった (図8e, 9e)。なお、10 cmの深さでも地温の差は認められた (データ略)。2005年の9月8日、更新草地の5 cmの深さの地温は対照草地より $3.0 \text{ }^\circ\text{C}$ 高く (図8e), 更新草地で大きな N_2O 排出量 ($557 \mu\text{g N}_2\text{O-N}$

$\text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 図8a) が認められた。同様に、2006年の9月15日、更新草地の5 cmの深さの地温は対照草地より $2.7 \text{ }^\circ\text{C}$ 高く (図9e), 更新草地で大きな N_2O 排出量 ($296 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, 図9a) が認められた。

5) その他の土壤および環境因子

更新草地の容積重は対照草地より小さかった (表4, $n = 10$, $p < 0.01$)。更新草地の土壤pH値は苦土石灰の施用により上昇した (図8f, 9f)。2005年は更新草地のpH値は対照草地より高かったが、2006年は更新草地のpH値は対照草地より低かった。更新、または、施肥後2週間の間に、2005年は 152.5 mm , 2006年は 86.5 mm の降雨が観測された (図8g, 9g)。

第4節 考察

これらの結果から、更新草地の土壤中の牧草残渣から無機化した窒素と両草地に施肥された窒素の一部が N_2O として失われたと考えられた (図8a, 9a)。更新草地からの N_2O フラックスの範囲は、更新時に 48 kg N ha^{-1} を硝酸アンモニウムで施肥した英国の草地で観測されたフラックス ($25 \sim 4050 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) より小さかった¹²⁷⁾。スペインの更新草地では、極めて大きな N_2O フラックス ($9.5 \sim 11009 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) が観測された⁹³⁾。しかし、彼らの研究では、より多くの窒素 (硝酸カルシウムとして 150 kg N ha^{-1}) が施用され、ガスフラックスを増加させるため、毎日スプリンクラーで灌水が行われた。スコットランドの無施肥草地の更新では、極めて小さな N_2O フラックス (最大値で約 $85 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) が観測された⁸⁾。

Whiteheadら¹²³⁾は更新後3年が経過した草地 ($300 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ を施用)の根と刈株に含まれる窒素量を、それぞれ 80 , 48 kg N ha^{-1} と見積もった。本研究の結果 (地下部牧草残渣: 84 kg N ha^{-1} , 地上部牧草残渣: 50 kg N ha^{-1}) は、彼らの見積もりと良く一致した。両草地からの N_2O 排出量の差が牧草残渣のすき込みのみに由来す

ると仮定すると、牧草残渣に含まれた窒素の0.85%が2006年の更新後65日間に N_2O として排出されたと計算される。この値は、Akiyamaら⁴⁾によって見積もられた排水性の良い土壌の排出係数(0.32 ± 0.49%)と類似した値であった。しかし、土壌にすき込まれた牧草残渣は翌年以降も分解され続け、翌年以降の N_2O 排出量に寄与する可能性がある。

牧草残渣に含まれた窒素は、そのC/N比が比較的小さいため容易に無機化されると考えられた⁵¹⁾。さらに、更新草地の幼植物の窒素吸収量は対照草地の牧草による窒素吸収量より小さいため、更新草地の土壌中の NO_3^- -N濃度は相対的に高くなったと推察される(図8b, 9b)。対照草地では、地表面がオーチャードグラスの刈株で覆われていたが、更新草地では、オーチャードグラス種子が更新から数日後に発芽したばかりで地表面は裸地のような状態であった。

無機態窒素の濃度推移から、更新草地の牧草残渣から無機化した NH_4^+ -Nは直ちに硝化され(図8c, 9c)、土壌中の NO_3^- -N濃度を高めたと考えられた(図8b, 9b)。したがって、更新草地で更新後2週間以内に観測された N_2O 排出量のピークは、部分的には硝化由来と考えられた(図8a, 9a)。2005年、対照草地の NO_3^- -N濃度は、施肥から2週間以内に増加したが(図8b)、2006年には、対照草地の NO_3^- -N濃度は増加しなかった(図9b)。2006年の対照草地は、2005年の対照草地よりも前回の更新からの経過年数が短く、土壌pHも高かったことから、2006年の対照草地の方が2005年の対照草地より牧草生育に伴う窒素吸収が旺盛であった可能性が考えられた。

Yamulkiら¹²⁶⁾は、土壌の酸性度が高いほど N_2O フラックスは小さくなることを示し、おそらく低い土壌pHが窒素の形態変化に関与する微生物活性を減少させたためと考察した。しかし、本研究では対照草地の土壌pHにかかわらず(図8f, 9f)、更新草地から多くの N_2O が排出されており、苦土石灰の施用が N_2O 排出量に及ぼす影響は比較的小さいことが示唆された。

更新草地の土壌中では牧草残渣の分解によって嫌気的部が拡大した可能性がある^{8, 20)}。有機物施用後には、脱窒に必要な易分解性有機物と微生物活性が増加し、 O_2 が消費され嫌気的な微少部が発達し、脱窒に適した環境が形成される^{3, 54, 68)}。本研究では、主として脱窒が更新草地からの N_2O 排出量の増加に寄与した可能性が高い。

両草地の土壌水分(図8d, 9d)と地温(図8e, 9e)

から更新草地の表層土壌は対照草地に比べより多くの日射を受け、排水性が改善し、温まり易くなり、対照草地より多くの N_2O を生成したと考えられた(図8a, 9a)。Linnら⁶⁷⁾は、硝化速度は土壌水分の増加とともに直線的に増加して60%WFPSで最大値に達し、それ以上では減少することを示した。これに対し、脱窒速度は、60%WFPS以下では無視できるが、土壌水分の増加とともに増加し飽和水分条件で最大値となる。硝化は60%WFPS以下では主要な N_2O 排出源であるが²²⁾、 N_2O/NO_3^- 比は嫌気的になるにつれて増加する⁴⁸⁾。これに対し、脱窒は60%WFPS以上では主要な N_2O の排出源であるが²²⁾、土壌水分の増加とともに、 N_2O/N_2 のフラックスの比は減少する⁹⁵⁾。その結果、 N_2O の生成比率は60%WFPS付近で最大値となることがDavidson²²⁾のモデルにより示された。土壌の粒子密度を2.65 $Mg\ m^{-3}$ と仮定し、5~10cmの容積重は0~5cmの容積重と同じと仮定すれば、土壌水分は、2005年の場合、対照草地で90~100%WFPS、更新草地で75~90%WFPSの範囲に、2006年の場合、対照草地で70~80%WFPS、更新草地で65~75%WFPSの範囲に分布したと考えられた。以上のことから、更新草地の土壌水分は対照草地より N_2O を生成し易く、排出し易い領域に分布した可能性が高い。

Tobertら¹¹⁴⁾は、脱窒活性は飽和された孔隙量だけでなく土壌孔隙の構造と大きさに依存することを示唆した。本研究で、容積重は、対照草地より更新草地で小さいため(表4)、土壌孔隙の大きさは、対照草地より更新草地の方が大きい可能性が高い。この差は N_2O 排出量に影響した可能性が高いが、土壌の孔隙分布が草地土壌からの N_2O 排出量に及ぼす影響については更に検討が必要である。

2005, 2006年の N_2O 積算排出量の差は、更新、または、施肥前の土壌水分履歴や更新、または、施肥後の降雨量に起因すると考えられた。更新、または、施肥直前の土壌水分は2005年が2006年より高かった(図8d, 9d)。更新、または、施肥から2週間の期間に、2005年は152.5mm、2006年は86.5mmの降雨が認められた(図8g, 9g)。これらの結果から、降雨後の脱窒による N_2O 生成は2006年より2005年の方が多かったと考えられる。

那須地域では、牧草と雑草の生育競合を避けるため晩夏(8月下旬~9月中旬)に更新が行われる。この時期は地温が高く降雨量が多いため、 N_2O 排出量を最も増加させる気象条件下で更新が行われることを意味する。晩夏より地温が低く降雨量の少ない早春に更新を行え

ば、 N_2O 排出量を抑制できる可能性がある。

更新時に土壤中に無機態窒素として放出される窒素量は、前回の更新からの経過年数が長いほど多いことが知られている¹²³⁾。また、採草地より放牧地、叢生型より地下茎型の草種が優先する草地を更新した時の方が、土壤中に無機態窒素がより多く放出され、更新後の牧草による窒素吸収量も多かったと報告されている⁷¹⁾。したがって、前回の更新からの経過年数や草種などの条件に応じて、窒素施肥量を適切に削減出来れば、 N_2O 排出量を抑制できる可能性が高い。日本の草地で、更新からの経過年数と根や刈株の増加速度の情報を蓄積する必要がある。

第 5 節 要約と結論

草地更新時に、すき込まれた根と刈株は、分解過程で土壤中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を高め、土壤中の嫌氣的部位を拡大させ、主として脱窒により N_2O 排出量を増加させた。また、更新後の地温上昇、土壤水分減少、牧草による窒素吸収量の減少は、 N_2O 排出量の増加を助長したと考えられた。 N_2O 排出量の年次間差は、更新時の土壤水分、降雨量の差に伴う脱窒由来の N_2O 生成量の違いと推察された。更新に伴う N_2O 排出量を抑制するため、更新時期を適切に選択し、更新頻度を少なくすることが重要である。早春に更新を行えば、 N_2O 排出量を抑制できる可能性がある。

第 5 章 堆肥散布が草地からの N_2O と CH_4 の排出量に及ぼす影響

第 1 節 はじめに

家畜ふん尿などの施用は易分解性有機物、硝化され易い窒素源、水分を土壤に供給することで、硝化反応と脱窒反応が起こり易い条件を醸成する¹⁸⁾。さらに、家畜ふん尿などの施用後には、微生物活性が高まり O_2 が消費され、土壤中などに嫌氣的な微少部位が形成される³⁾。これらの結果、堆肥やふん尿の施用は草地からの N_2O 排出量を増加させる^{54,81)}。

CH_4 の場合には、草地で排出と吸収の両者が観測される^{44,55,72)}。なお、地表面の CH_4 フラックスは土壤から大気中への排出が正と定義されている。窒素施肥は土壤の CH_4 吸収量を減少させたが^{43,52,83)}、ふん尿施用は土壤の CH_4 吸収量を変化させなかった⁴⁷⁾。 CH_4 吸収量を制御する環境因子は施肥量、土壤水分、地温、土壤 pH などである^{5,15,25,77,122)}。スラリー散布後の草地から CH_4

が大気中に放出されたが、その大部分はスラリー自体に由来した¹⁷⁾。降雨量と気温は放牧家畜の排泄物からの CH_4 放出量を制御する最も重要な要因であったが¹²⁸⁾、草地へのスラリー散布は CH_4 年間排出量には影響しなかった²⁹⁾。

草地の生産性と養分循環の輪を維持するには、堆肥や化学肥料の散布が不可欠である。しかし、日本では堆肥散布や施肥が草地からの N_2O や CH_4 のフラックスに及ぼす長期的な影響に関する情報がほとんど存在しない。さらに、ふん尿処理法、ふん尿や堆肥の散布時期や気候条件は国や地域により大きく異なる。日本では、堆肥化過程で乳牛などのふん尿にパークやオガクズが添加されることが多く、冬期の堆肥化スペースを確保するため晩秋に堆肥が散布されることが多い。本研究は、乳牛パーク堆肥を晩秋に散布することで草地土壤からの N_2O や CH_4 の排出量がどのように変化するかを調べるため、堆肥と化学肥料を併用した試験区と化学肥料のみを施用した試験区からの N_2O と CH_4 のフラックスを 2 年間に渡り測定した。さらに、土壤環境因子の経時変化により N_2O と CH_4 のフラックスの季節変化の説明を試みた。

第 2 節 方法

1) 観測地点

観測は畜草研那須研究拠点の草地で行った。主要な草種はオーチャードグラス (*Dactylis glomerata* L.) とイタリアンライグラス (*Lolium multiflorum* Lam.) であった。地表面は約 5 mm の厚さの牧草リターで覆われていた。Ap 層は約 0 ~ 25 cm、ルートマットは約 0 ~ 5 cm の深さに認められた (第 2 章 第 1 節を参照)。

2) 草地管理

堆肥区 (2.3 ha) と化学肥料区 (2.4 ha) は隣接して配置された。本研究の開始以前、両試験区は窒素肥料 ($200 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) が施用され 1 年に 3 ~ 4 回収穫が行われていた。堆肥区は、牛堆肥からの窒素無機化量と硫酸としての窒素施肥量の合計が $210 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ となるよう施肥量が調整された (表 5a, b)。化学肥料区は、 $210 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ の窒素が硫酸として施肥された (表 5a, b)。両試験区とも 6 箇所のサブプロット (5 m × 5 m) が設置されフラックス観測のため精密管理された。2004 年 11 月 10 日に堆肥区へ堆肥 (15 Mg ha^{-1} 、乳牛パーク堆肥、C/N 比 25、全窒素 5.0 g kg^{-1} 、水分 69 %、表 6) が施用された。2005 年は 3 月 15 日、5 月 26 日、7 月 19 日、9 月 15 日に堆肥区と化学肥料区へ化学肥料が散布され、5 月 16 日、7 月 11 日、9 月 12 日、11 月 21 日に

収穫が行われた。2005年11月28日に堆肥区へ堆肥(30 Mg ha⁻¹, 乳牛バーク堆肥, C/N比19, 全窒素6.1 g kg⁻¹, 水分68%, 表6)が散布された。2006年は, 3月16日, 5月25日, 7月20日, 9月8日に堆肥区と化学肥料区に化学肥料が散布され, 5月21日, 7月14日,

9月1日, 11月8日に収穫が行われた。堆肥からの窒素無機化量は内田の式から求めた¹⁰³⁾。この式から積算窒素無機化率(1 - \hat{y}_t)は, 1年目(施用年)には0.132 ($t = 1$), 2年目には0.202 ($t = 2$)と見積もられた。推定式は以下の通りである。

表 5a. 1年目(2004年11月9日~2005年11月8日)の化学肥料と堆肥からの養分供給量

試験区	化学肥料散布量 (kg ha ⁻¹)				2004年11月10日に散布した堆肥からの無機化量 (kg ha ⁻¹ y ⁻¹) [†]	年間供給量計 (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)	
	3月15日	5月26日	7月19日	9月15日			
化学肥料区	N	60	60	60	30	—	210
	P ₂ O ₅	60	30	30	15	—	135
	K ₂ O	60	60	60	30	—	210
堆肥区	N	50	60	60	30	9.9	210
	P ₂ O ₅	50	25	25	12.5	23.4	136
	K ₂ O	50	0	0	0	165	215

[†] N: 内田の式に基づく。PK: 北海道の施肥指針に基づく。

表 5b. 2年目(2005年11月9日~2006年11月8日)の化学肥料と堆肥からの養分供給量

試験区	化学肥料散布量 (kg ha ⁻¹)				2004年11月10日と2005年11月28日に散布した堆肥からの無機化量合計 (kg ha ⁻¹ y ⁻¹) [†]	年間供給量計 (kg ha ⁻¹ y ⁻¹)	
	3月16日	5月25日	7月20日	9月8日			
化学肥料区	N	60	60	60	30	—	210
	P ₂ O ₅	30	30	30	15	—	105
	K ₂ O	60	60	60	30	—	210
堆肥区	N	30	60	60	30	29.4	209
	P ₂ O ₅	12.35	24.7	24.7	12.35	65.7	140
	K ₂ O	0	0	0	0	269	269

[†] N: 内田の式に基づく。PK: 北海道の施肥指針に基づく。

表 6. 散布した堆肥の性状と堆肥からの養分無機化量

散布日	2004年11月10日	2005年11月28日
散布量 (Mg ha ⁻¹ y ⁻¹)	15	30
水分 (%)	69	68
全窒素 (g N kg FW ⁻¹)	5.0	6.1
全リン酸 (g P ₂ O ₅ kg FW ⁻¹)	7.8	9.0
全カリウム (g K ₂ O kg FW ⁻¹)	15.7	11.7
C/N比	25	19
散布した堆肥中の全窒素量 (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	75	183
1年目の窒素無機化量 (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	9.9	-
2年目の窒素無機化量 (kg N ha ⁻¹ y ⁻¹) [†]	5.3	24.2
散布した堆肥中の全リン酸量 (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ y ⁻¹)	117	270
1年目のリン酸無機化量 (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ y ⁻¹)	23.4	-
2年目のリン酸無機化量 (kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ y ⁻¹) [†]	11.7	54.0
散布した堆肥中の全カリウム量 (kg K ₂ O ha ⁻¹ y ⁻¹)	236	351
1年目のカリウム無機化量 (kg K ₂ O ha ⁻¹ y ⁻¹)	165	-
2年目のカリウム無機化量 (kg K ₂ O ha ⁻¹ y ⁻¹) [†]	24	246

[†] 2年目の窒素, リン酸, カリウムの無機化量は2004年11月10日と2005年11月28日に散布した堆肥からの無機化量の和

$$\hat{y}_t = a \times 0.01^t + c \times 0.63^t + f \times 0.955^t \quad (\text{式 5-1})$$

\hat{y}_t は堆肥散布 t 年後に堆肥中に残存する窒素の割合、 t は堆肥施用後の年数 (施用年を含む)、 a 、 c 、 f は分解率を異にする有機物画分の割合 ($a + c + f = 1$) である。 a 、 c 、 f は牛堆肥の場合、それぞれ 0.04、0.15、0.81 であり、施用年と翌年の窒素無機化率は、それぞれ 13.2、7.0 % と見積もられた。堆肥からのリン酸とカリウムの無機化量は「家畜ふん尿処理・利用の手引き 2004」³⁶⁾ を基礎に推定し、1 年目にはリン酸の 20 % とカリウムの 70 % が、2 年目にはリン酸の 10 % とカリウムの 10 % が、それぞれ牧草に供給されると見積もった。供試堆肥は畜草研那須研究拠点に隣接する民間の牧場から入手した。窒素、リン酸、カリウムの化学肥料は、それぞれ硫酸、過リン酸石灰、硫加で施用した。

3) フラックス観測

2004 年 11 月～2006 年 11 月の期間、それぞれのサブプロットに円筒型チャンバーを設置し、 N_2O と CH_4 のフラックスを測定した (第 2 章 第 2 節 2) を参照)。フラックス観測は、堆肥散布、または、施肥から、1、3、7、10、14 日後を基本として集中的に行い、それ以後は 1～2 週間に 1 回行った。

4) ガス分析

北海道大学土壌学研究室で採取後 1 週間以内に行われた (第 2 章 第 2 節 4) を参照)。

5) 土壌物理性の測定

地表面から 0～10 cm 深さの体積土壌水分率を測定した。地表面から深さ 5、10 cm の地温を測定した (第 2 章 第 2 節 5) を参照)。

6) 土壌化学士の測定

土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、土壌 pH (H_2O) を約 2 週間間隔で測定した。2004 年 11 月に採取した土壌の全炭素と全窒素の濃度を測定した (第 2 章 第 2 節 6) 参照)。

7) 統計解析

統計解析は Statistica2003 (StatSoft 社) で行った。マン・ホイットニーの U 検定で N_2O と CH_4 のフラックス、土壌環境因子の処理間差を調べた。分散分析で、処理、年次、生育期間と N_2O 、 CH_4 フラックス積算値の関係を調べた。6 チャンバーの平均の N_2O フラックスと土壌水分、地温、土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、土壌 pH 値の間でスピアマンの順位相関係数を求めた。6 チャンバーの平均の CH_4 フラックスと上記と同じ係数間でピアソンの相関係数を求めた。重回帰分析は 6 チャンバーの平均の N_2O 、または、 CH_4 フラックスと土壌水分、地温、

土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、土壌 pH 値で行った。前進ステップワイズ法を用いて説明変数を選択した。説明変数は F 値が 2 以上で有意と判断した。

第 3 節 結果

1) N_2O フラックスの経時変化と年間排出量

堆肥区と化学肥料区からの N_2O フラックスは、それぞれ 1～1464、2～1226 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ の範囲に分布した (図 10a)。2004 年 11 月には、堆肥散布から 2 日後に観測された降雨 (8 mm d^{-1} 、図 10h) の直後に N_2O フラックスが増加した (715 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$)。2005 年の 11 月には、堆肥散布から 5～6 日後に観測された降雨 (6.5 mm d^{-1} と 1.5 mm d^{-1}) の直後に N_2O フラックスが増加した (1464 $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$)。この堆肥散布を含む 11～3 月までの冬期間の N_2O フラックス積算値は堆肥区が化学肥料区より多かった (図 11, $p < 0.01$)。

その他の牧草生育期間では、 N_2O フラックスは化学肥料散布後に増加し、三番草生育期間に最高値に達した。しかし、一番草から四番草のいずれの生育期間もフラックス積算値に処理間差は認められなかった。冬期間のフラックス積算値は 2005 年が 2004 年より多かった ($p < 0.001$)。一番草の生育期間のフラックス積算値は 2005 年が 2006 年より多かった ($p < 0.001$)。二番草、四番草の生育期間のフラックス積算値は、2006 年が 2005 年より多かった ($p < 0.001$, $p < 0.01$)。しかし、三番草の生育期間のフラックス積算値は、2005 年と 2006 年で差が認められなかった。

N_2O 年間排出量は堆肥区が化学肥料区より多かった (表 7, 8, $p < 0.05$)。また、2005 年 11 月 9 日～2006 年 11 月 8 日までの積算値は 2004 年 11 月 9 日～2005 年 11 月 8 日までの積算値より多かった (表 7, 8, $p < 0.001$)。

2) CH_4 フラックスの経時変化と年間排出量

堆肥区、化学肥料区からの CH_4 フラックスは、それぞれ -32～29、-34～21 $\mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$ の範囲に分布した (図 10b)。なお、負のフラックスは CH_4 吸収を意味する。2004 年には、 CH_4 フラックスは堆肥散布から 2 日後に観測された降雨 (8 mm d^{-1} 、図 10h) の直後に増加した。しかし、観測された CH_4 フラックスは比較的小さかった (20 $\mu\text{g CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$)。2005 年は、堆肥散布後の CH_4 フラックスの増加はごく僅かであった。その他の牧草生育期間では、施肥後、一時的に、堆肥区の CH_4 フラックスが化学肥料区の CH_4 フラックスに対し相対的に増加した。7～9 月の三番草の生育期間の CH_4 フラックスの積算値は、堆肥区が化学肥料区よ

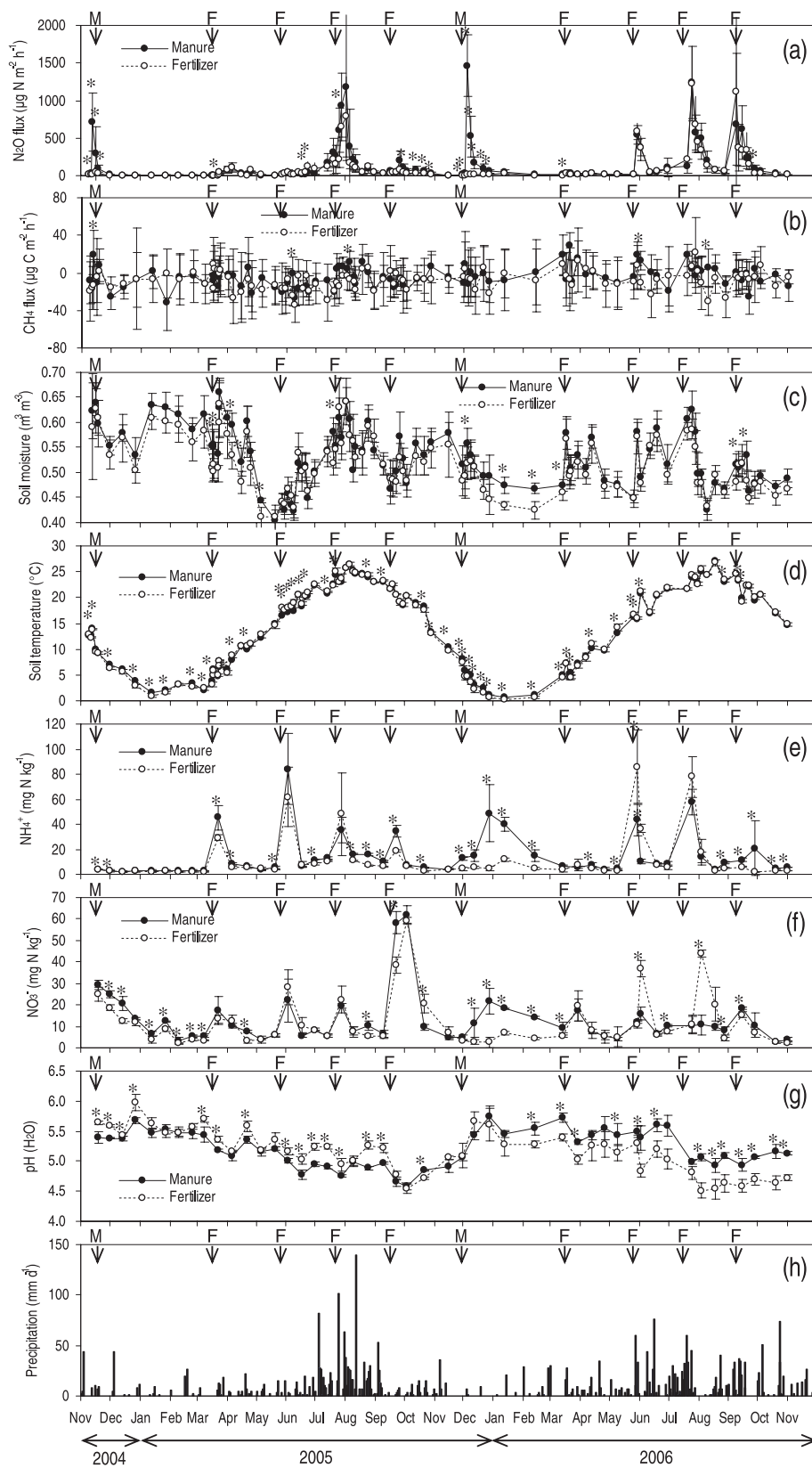


図 10. (a) N_2O フラックス, (b) CH_4 フラックス, (c) 土壌水分, (d) 地温 (10cm), (e) NH_4^+ 濃度, (f) NO_3^- 濃度, (g) $pH(H_2O)$, (h) 降雨量の経時変化。エラーバーは標準偏差を示す。* は 5%水準で処理間に有意差があることを示す。矢印は堆肥 (M) または化学肥料 (F) の施用時期を示す。

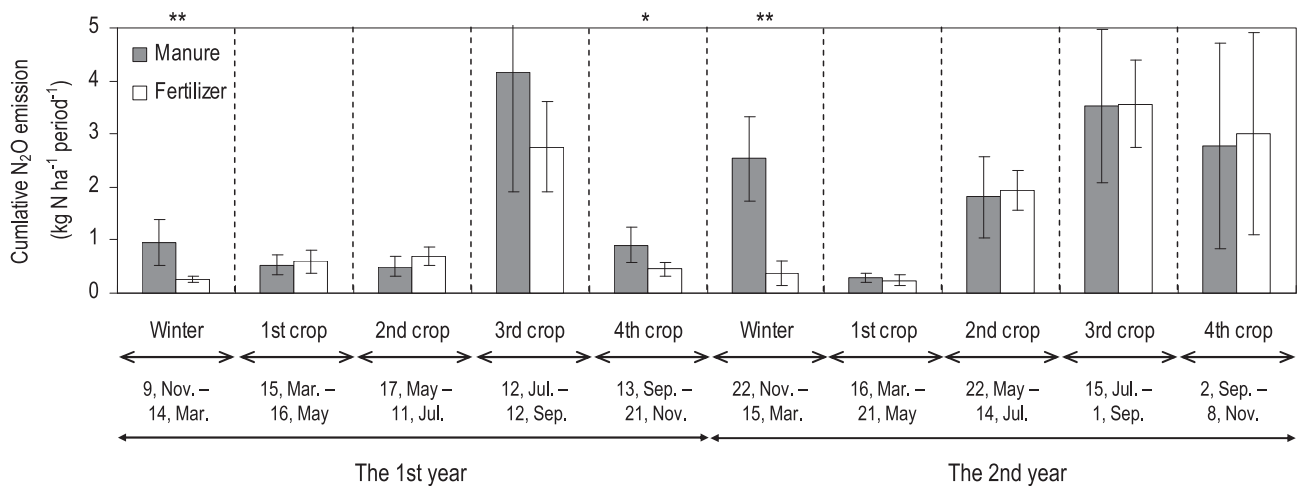


図 11. 冬期間および牧草生育期間における N₂O の積算排出量. エラーバーは標準偏差を示す.
*, ** は 5% または 1% 水準で処理間に有意差があることを示す.

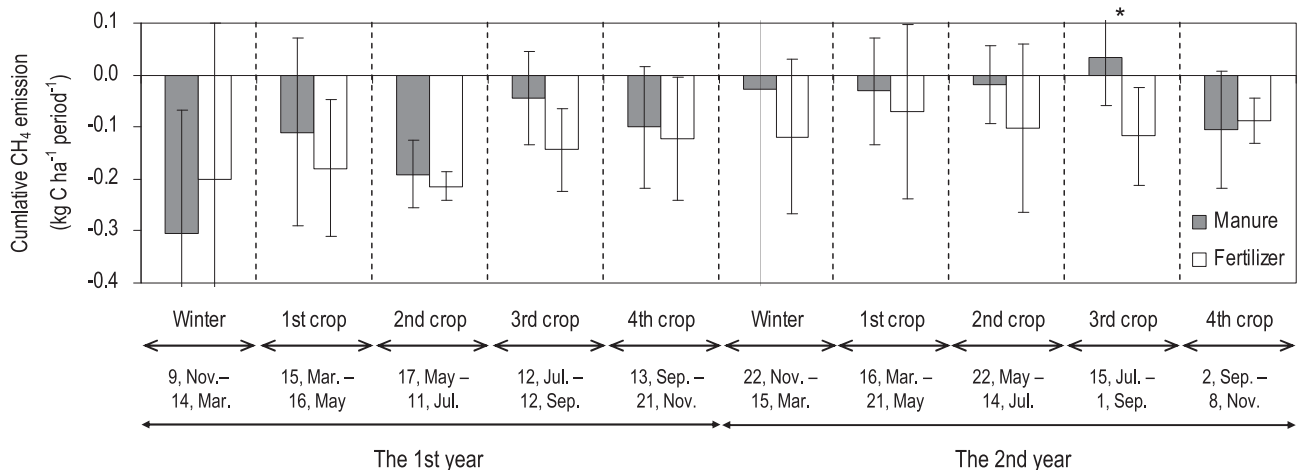


図 12. 冬期間および牧草生育期間における CH₄ の積算排出量. エラーバーは標準偏差を示す.
*, ** は 5% または 1% 水準で処理間に有意差があることを示す.

り多かった (図 12, $p < 0.01$)。その他の牧草生育期間では, CH₄ フラックス積算値に処理間差は認められなかった。二番草の生育期間では CH₄ フラックス積算値は 2006 年が 2005 年より多かった ($p < 0.05$)。

CH₄ 年間排出量は堆肥区と化学肥料区で処理間差が認められなかった (表 7, 9)。また, 2005 年 11 月 9 日～2006 年 11 月 8 日までの積算値は, 2004 年 11 月 9 日～2005 年 11 月 8 日までの積算値より多かった (表 7, 9, $p < 0.05$)。

3) 土壌水分と地温

土壌水分は, 堆肥区が化学肥料区より多い傾向にあった (図 10c)。土壌表面は両試験区ともほぼ水平であった。容積重に処理間差は認められなかった (表 10)。11～3 月の期間, 地表面から 10 cm の地温は堆肥区が化学肥料区より高い傾向にあった (図 10d)。しかし, 6

～9 月の期間, 地温は化学肥料区が堆肥区より高い傾向にあった。地温の処理間差は最大で 1.3～1.5℃に達した。2005 年, 最低と最高の地温は, それぞれ 1 月 13 日, 8 月 5 日に記録された。2006 年, 最低と最高の地温は 1 月 12 日と 8 月 18 日に記録された。

4) 土壌中の無機態窒素と土壌 pH

土壌中の NH₄-N と NO₃-N の濃度は, 堆肥区が化学肥料区より高い傾向にあった (図 10e, 10f)。この傾向は, 堆肥からの窒素無機化と堆肥に最初から含まれていた無機態窒素に起因すると考えられた。堆肥区より化学肥料区の無機態窒素濃度が高かったのは, 2006 年 6 月 2 日の NH₄-N 濃度, 2005 年 10 月 21 日, 2006 年 6 月 2 日, 8 月 3 日の NO₃-N 濃度だけであった。一番草の生育期間には, 化学肥料による窒素施肥量は化学肥料区が堆肥区より多かった (表 5a, b) にもかかわらず, NH₄-N と

表 7. N₂O と CH₄ の年間排出量

試験区		1 年目 (2004 年 11 月 9 日～2005 年 11 月 8 日)	2 年目 (2005 年 11 月 9 日～2006 年 11 月 8 日)
		(kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)	(kg N ha ⁻¹ y ⁻¹)
N ₂ O	堆肥区	7.0 ± 2.8	11.0 ± 3.6
	化学肥料区	4.7 ± 1.0	9.1 ± 2.2
		(kg C ha ⁻¹ y ⁻¹)	(kg C ha ⁻¹ y ⁻¹)
CH ₄	堆肥区	-0.74 ± 0.32	-0.16 ± 0.48
	化学肥料区	-0.84 ± 0.33	-0.52 ± 0.25

それぞれの値は平均値 ± 標準偏差を示す。

表 8. N₂O 排出量の分散分析表

	自由度	偏差平方和	平均平方	F 値	P 値
試験区	1	5.10	5.07	5.70	0.019
年次	1	20.3	20.3	22.8	< 0.001
期間	4	132	33.1	37.2	< 0.001
試験区 × 年次	1	0.10	0.07	0.08	0.779
試験区 × 期間	4	10.1	2.53	2.84	0.028
年次 × 期間	4	23.5	5.87	6.60	< 0.001
試験区 × 年次 × 期間	4	7.1	1.78	2.00	0.100

表 9. CH₄ 排出量の分散分析表

	自由度	偏差平方和	平均平方	F 値	P 値
試験区	1	0.06	0.06	2.37	0.127
年次	1	0.3	0.3	10.5	0.002
期間	4	0	0	1.2	0.337
試験区 × 年次	1	0.02	0.02	0.64	0.427
試験区 × 期間	4	0.1	0.02	0.62	0.646
年次 × 期間	4	0.1	0.03	1.01	0.406
試験区 × 年次 × 期間	4	0.05	0.01	0.49	0.74

表 10. 試験区の土壌理化学性

試験区	容積重 [†] (Mg m ⁻³)	全炭素 [‡] (g C kg ⁻¹)	全窒素 [‡] (g N kg ⁻¹)	C/N 比 [‡]
堆肥区	0.97 ± 0.07	4.1 ± 0.3	0.34 ± 0.02	12 ± 0
化学肥料区	1.02 ± 0.15	3.3 ± 0.6	0.27 ± 0.04	12 ± 1

[†] n=6. [‡] n=3. それぞれの値は平均値 ± 標準偏差を示す。

NO₃-Nの濃度は、堆肥区が化学肥料区よりも高かった。土壌中のNH₄-NとNO₃-Nの濃度は施肥から2週間以内に増加し、その後は両試験区とも急速に減少した。2006年の二番草、三番草の生育期間では、堆肥区のNO₃-N濃度は、ほとんど増加しなかった。土壌の全窒素濃度、全炭素濃度、C/N比に、試験区間の差は認められなかった(表10)。

2004年11月～2005年11月まで、土壌pHは堆肥区が化学肥料区より低い傾向にあったが、2005年11月～2006年11月まで、土壌pHは堆肥区が化学肥料区より高い傾向にあった(図10g)。すなわち、2年間の内に土壌pHは堆肥区が化学肥料区より相対的に高くなった。この傾向は硫安散布に伴う土壌酸性化、堆肥自体のpHが高いこと、堆肥分解過程で放出されるカリウム、カルシウム、マグネシウムの影響と推察された。硫安の施用量は堆肥区が化学肥料区より少なく、堆肥は堆肥区のみ散布されたためである。

5) 降雨量

2004年の冬期間、2005年の一番草、二番草、三番草、四番草の生育期間に、それぞれ186, 135, 303, 810, 170 mmの降雨が認められた(図10h)。2005年の冬期間、2006年の一番草、二番草、三番草、四番草の生育期間に、それぞれ149, 213, 428, 390, 477 mmの降雨が認められた。

6) 収量

2004年の年間収量は、堆肥区と化学肥料区で、それぞれ11.2 ± 0.9, 10.4 ± 0.9 Mg DM ha⁻¹ y⁻¹であり、2005年の年間収量は、堆肥区と化学肥料区で、それぞ

れ9.6 ± 1.2, 9.0 ± 1.6 Mg DM ha⁻¹ y⁻¹であった。2005, 2006年とも堆肥区が化学肥料区より収量が多い傾向が認められたが、年間収量に大きな処理間差は認められなかった。

7) 回帰分析

N₂Oフラックスは地温、土壌中のNH₄-N濃度、土壌pH、土壌中のNO₃-N濃度と相関関係を有した(表11)。しかし、重回帰分析を行うとNH₄-N濃度、地温、土壌水分のみが有意と判定された(表12)。さらに、冬期間を除いた各牧草生育期間の施肥から10日間の降雨量と[各牧草生育期間のN₂O排出量] / [各牧草生育期間の硫安としての窒素施用量]の比の値は正の相関関係を有した(図13)。CH₄フラックスは土壌中のNH₄-N濃度、土壌水分と相関を有した(表11)。重回帰分析を行うとNH₄-N濃度と土壌水分の両者が有意と判定された(表13)。

第4節 考察

堆肥散布は草地からのN₂O年間排出量を増加させた。この結果は冬期間の堆肥散布後に認められたN₂O排出が原因と考えられた(図10a, 11)。堆肥散布直後にはN₂O排出はほとんど認められなかったが、堆肥散布後の降雨後にN₂O排出量が増加した。散布直後の堆肥は無機態窒素と水分を含んでおり、降雨により堆肥中、または、表層土壌中で新たにN₂Oの生成が促進されたためと考えられた。ふん尿に含まれる易分解性有機物は脱窒を活性化¹⁸⁾する。また、晩秋に堆肥散布を行うと、牧草による窒素吸収量が少ないため、N₂O生成はさらに

表11. 土壌環境因子とN₂O, CH₄フラックスの相関係数

	土壌水分	地温	NH ₄ ⁺ 濃度	NO ₃ -濃度	pH(H ₂ O)	
N ₂ O	-0.02	0.70 ***	0.67 ***	0.40 ***	-0.46 ***	Spearman's R [†]
CH ₄	0.20 *	0.02	0.21 *	-0.06	0.09	Pearson's R [‡]

*, **, ***は5, 1, 0.1%水準で有意な相関であることを示す。

[†] N₂Oフラックスの値の分布は、正規分布と異なるため、Spearman's Rで相関関係を調べた。

[‡] CH₄フラックスの値の分布は、正規分布に近いので、Pearson's Rで相関関係を調べた。

表12. N₂Oフラックス(μg N₂O-N m⁻² h⁻¹)の重回帰分析結果

	標準化回帰係数	回帰係数		P値
	β	B	標準偏差	
NH ₄ ⁺ 濃度(mg N kg ⁻¹)	0.52	6.70	0.95	<0.001
地温(°C)	0.36	10.1	2.1	<0.001
土壌水分(m ³ m ⁻³)	0.26	1077	299	<0.001

n=98, R²=0.47

助長された可能性がある。堆肥に含まれる窒素を最大限に活用するため、窒素吸収量が最大となる牧草生育が旺盛な時期にできるだけ近い時期に堆肥散布を行うべきである²⁴⁾。このことは、スラリーや鶏ふんのように速効性窒素を多く含むふん尿の場合に、特にあてはまる。本研究では、通常は速効性窒素をあまり含まない乳牛パーク堆肥が散布されたにもかかわらず、堆肥散布後に多くのN₂O排出が認められた(図11)。

三番草生育期間には、土壌水分と地温が高い条件が堆肥分解を促進した(図10c, 10d)。しかし、この期間のN₂O積算排出量には処理間差が認められなかった(図11)。施肥直後の土壌中の無機態窒素濃度とN₂Oフラックスが同時に増加する時期でも(図10e, 10f), N₂Oフラックスに堆肥散布の影響は認められなかった。この結果は、供試堆肥はC/N比が比較的高く、ゆっくり分解されたためと考えられた。Tomaら¹¹⁾は、[N₂O排出量] / [作物残渣として投入された窒素量]の比が-0.43~0.86%の範囲に分布し、この比は作物残渣のC/N比と負の相関関係を有することを示した。草地に散布された堆肥

からのN₂O排出量は畜種に依存する。飼料が異なり、飼料利用率やふん尿処理が異なり、畜種ごとにふん尿の組成が異なるためである¹⁸⁾。Akiyamaら²⁾は、C/N比が比較的大きい有機質肥料、具体的には乾燥牛ふん(C/N比24.3)、オガクズを含む牛ふん堆肥(C/N比15.9)からのN₂O-N排出量は施用窒素量の0.08, 0.05%に過ぎなかったと報告した。しかしながら、堆肥を長期間連用すれば、三番草生育期間のN₂O排出量が増加する可能性もある。さらに、表面散布された堆肥は表層土壌の水分や地温を変化させるかも知れない(図10c, 10d)。本研究では、堆肥施用が各試験区の土壌水分や地温に及ぼす影響は明らかではなかった。堆肥連用が今後どのようにN₂O排出量に影響を及ぼすかを明らかにするため、さらに観測の継続が必要である。

二番草と四番草の生育期間には、硫酸としての窒素施肥量は2005年と2006年で同じであったにもかかわらず(表5a, b), それぞれの生育期間のN₂O積算排出量は2006年が2005年より多かった(図11)。2005年の降雨量は三番草生育期間に集中していたが、2006年の降雨量は年間を通じてより平均的に分布し、数回の降雨は偶然、施肥直後に認められ、それに対応して土壌水分が増加した(図10c)。それぞれの牧草生育期間において、施肥から10日間の降雨量と[N₂O排出量] / [硫酸としての窒素施肥量]の比の値は正の相関関係を有した(図13)。降雨後直ちにN₂Oが生成され、肥料由来のN₂O排出量を増加させたと推察された。土壌水分は土壌の通気性を制御するため、土壌中で生成されたN₂Oの土壌中での拡散は降雨直後に抑制される。また、N₂Oは水への溶解度が高く(0.64 mL mL⁻¹, 20℃, 1気圧)、土壌溶液にしばらく貯留される³³⁾。したがって、N₂O生成と続いて起こる拡散との間には時間的なずれが生じる。本研究では、N₂Oのフラックスは多くの場合、施肥後約10日間までの期間に最大値となった。土壌水分は0.40~0.65 m³ m⁻³の範囲に分布し(図10c)、65~105% WFPSに相当することから、主に脱窒によりN₂Oが生成されたと考えられた²²⁾。

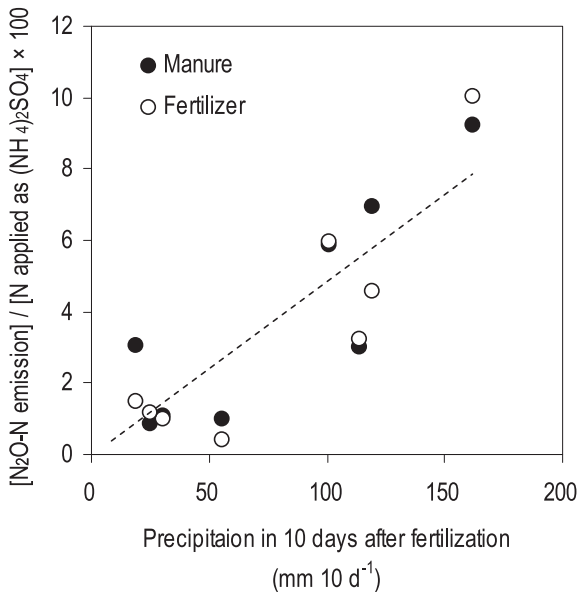


図13. 施肥後10日間の降雨量と[各牧草生育期間におけるN₂O排出量] / [硫酸による窒素施肥量]の関係(冬期間は除外)

表13. CH₄フラックス(μg CH₄-C m⁻² h⁻¹)の重回帰分析結果

	標準化回帰係数	回帰係数		P値
	β	B	標準偏差	
NH ₄ ⁺ 濃度 (mg N kg ⁻¹)	0.20	0.110	0.053	0.04
土壌水分 (m ³ m ⁻³)	0.20	34.8	17.1	0.04

n=98, R²=0.08

降雨量が比較的少ない条件では、土壌表層で生成された N_2O のほとんどが数時間から1日以内に大気中に排出されると考えられている¹³²⁾。本研究では、施肥直後に $100 \text{ mm } 10 \text{ d}^{-1}$ を超える大量の降雨が多く観測されたことから (図13)、窒素施肥後に生成された N_2O の一部は土壌溶液に溶解し土壌溶液とともに下方移動した可能性がある。施肥後 100 mm d^{-1} 以上の降雨を対象に、地表面から排出された N_2O は、降雨量と等量の土壌溶液に N_2O が一旦溶解後、土壌水分の減少に伴い地表面から排出されたものと仮定すれば、土壌溶液中の N_2O 溶解量は $1 \sim 3 \text{ mL L}^{-1}$ と計算される。しかし、降雨の土壌浸透に伴う N_2O の下方移動に関する情報はほとんど存在しないため³³⁾、このような移動がどの程度起こるか詳しい検証が必要である。本研究では、土壌水分が $65 \sim 105 \%$ WFPS に相当したため、 N_2O の下方移動が生じていたとすれば、 N_2O は土壌中を移動する過程で脱窒による N_2O から N_2 への還元反応の影響を強く受けたと推察される^{7, 38)}。

重回帰分析の結果は、夏期の地温が高い時期に施肥により土壌中の $NH_4\text{-N}$ 濃度が高まり、土壌微生物による N_2O 生成が促進されたことを示唆する (表12)。また、既述のように土壌水分は N_2O 排出量を制御するもうひとつの重要な因子である。

第3章では、無施肥草地からの N_2O 排出量は、イネ科単播草地、マメ科単播草地、混播草地で、それぞれ $0.39, 1.59, 0.67 \text{ kg } N_2O\text{-N } ha^{-1} y^{-1}$ ⁷⁷⁾ であった。マメ科牧草を含まない草地からの N_2O 排出量は僅かであったことを考慮すると、本章の堆肥区と化学肥料区で、それぞれ測定された $7.0 \sim 11.0, 4.7 \sim 9.1 \text{ kg } N_2O\text{-N } ha^{-1} y^{-1}$ の N_2O 排出量の大部分は試験で散布された堆肥と化学肥料に由来すると考えられた。

両試験区から正と負の両者の CH_4 フラックスが観測された (図10b)。したがって、観測された CH_4 フラックスは CH_4 酸化と CH_4 生成の結果であると考えられた。2004年の冬期間には、堆肥施用から2日後の降雨後 (8 mm d^{-1} , 図10h), CH_4 フラックスは正の値となった。このことは、降雨が堆肥内部または表層土壌に嫌気的な微小部位を形成し新たに CH_4 が生成されたことを示唆する。Chadwick ら¹⁷⁾ は、乾物率の高いふん尿からの CH_4 排出量は、ふん尿が土壌中に浸透しないため土壌の影響を受け難いことを示した。本研究では、堆肥の乾物率が $31 \sim 32 \%$ と高かったため、降雨により堆肥に最初から含まれていた易分解性有機物の一部が表層土壌に溶解されたと考えられた。その結果、有機物分解に伴う微

生物呼吸が堆肥や表層土壌への O_2 供給を抑制し、堆肥中や表層土壌中で新たに CH_4 が生成されたと考えられた。しかし、観測された CH_4 排出量はごく僅かであり CH_4 年間排出量に影響しなかった (図12)。この結果は、堆肥やスラリーを散布した草地で、一時的に CH_4 排出が認められるが、 CH_4 年間排出量には影響を及ぼさないという点で、Glatzel ら²⁹⁾ の報告と良く一致した。

三番草生育時期には、堆肥施用は CH_4 排出量の積算値を増加させた (図12)。すなわち、化学肥料区で CH_4 排出量の積算値は負の値であったが、堆肥区ではほぼゼロであった。この結果は、堆肥分解により微生物が表層土壌中の O_2 濃度を低下させ、表層土壌の CH_4 酸化速度が低下したためと考えられた。 O_2 は微生物による CH_4 酸化に必須であるため、 O_2 濃度は土壌中の CH_4 酸化速度を制御する¹⁰⁰⁾。また、堆肥の分解過程で放出された易分解性有機物から新たに CH_4 が生成された可能性もある。

重回帰分析の結果は、土壌中の $NH_4\text{-N}$ が CH_4 酸化を阻害したことを示唆する (表13)。この結果は、草地や林地で既に報告されている結果と一致した^{52, 80, 83)}。三番草生育期間中には土壌中の $NH_4\text{-N}$ 濃度は堆肥区が化学肥料区より高い傾向にあったため (図10e), 分解過程の堆肥から放出された $NH_4\text{-N}$ は土壌による CH_4 酸化速度を低下させたと考えられた。

第3章では、畜草研那須研究拠点の別の無施肥草地からの CH_4 排出量は $-2.4 \sim -1.8 \text{ kg } CH_4\text{-C } ha^{-1} y^{-1}$ ⁷⁷⁾ の範囲に分布した。本章で、 CH_4 フラックスは、施肥後、一時的に低下する傾向が認められた (図10b)。したがって、硫安由来の $NH_4\text{-N}$ は土壌中の CH_4 酸化を阻害したと考えられた。さらに、本章の土壌水分 (図10c) は、第3章よりも少し高い傾向にあった。したがって、第3章との CH_4 年間排出量の差は、窒素施肥と土壌通気性の両者に起因する可能性が考えられた。

二番草生育期間中には CH_4 排出量の積算値は2006年が2005年より多かった (図12, $p < 0.05$)。この年次間差は降雨量の違いによるものと考えられた (図10h)。二番草生育期間中には2006年に2005年より多くの降雨が観測された。この降雨量の違いは、この期間の土壌水分にも明確に反映され (図10c), 土壌水分が土壌通気性を制御することで、 CH_4 の拡散を制御したと考えられた⁷⁷⁾。また、土壌水分の増加に伴って土壌中で微量の CH_4 が生成し、地表面で観測される CH_4 吸収量が相対的に減少した可能性も考えられる。

第5節 要約と結論

堆肥散布後の降雨によって N_2O 排出量が高まり、堆肥区からの N_2O 年間排出量を化学肥料区に比べて増加させる原因となった。 N_2O 排出量の季節変化は、土壌中の NH_4-N 濃度、地温、土壌水分の経時変化に起因した。特に、施肥後10日間の降雨量が多いほど、 N_2O 排出量が多くなった。堆肥散布後の CH_4 排出量はごく僅かであり、 CH_4 年間排出量は堆肥散布の影響を受けなかった。 CH_4 吸収量は、土壌中の NH_4-N 濃度の増加や降雨に伴う土壌通気性の低下により減少した。降雨パターンは N_2O と CH_4 の積算排出量の年次間差を制御する重要な因子であった。

第6章 総合議論および結論

草地土壌には牧草の収穫残渣や枯死残渣が絶えず還元され、表層土壌に有機物を供給し続けている。牧草残渣は分解される過程で土壌中に無機態窒素を放出し、その一部は N_2O として大気中に排出される。第3章では、マメ科牧草の残渣はイネ科牧草の残渣よりも分解し易く、窒素のターンオーバーを高め、草地からの N_2O 排出量を増加させることを明らかにした⁷⁷⁾。作物残渣のC/N比は、 N_2O 排出係数と負の相関関係を有すると報告されており¹¹¹⁾、分解され易い作物残渣が N_2O 排出量を増加させることが草地でも確認された。無施肥のチモシー草地とアルファルファ草地を比較した研究例でも後者からの N_2O 排出量の方が高い傾向が認められており⁹⁴⁾、第3章の結果とほぼ一致する。混播草地では、マメ科牧草による窒素固定量を考慮し窒素施肥量を削減することが推奨されている。慣行に基づき窒素施肥を行ったイタリアンライグラス草地、ほとんど窒素施肥を行わなかったアカクローバ草地およびイタリアンライグラス・アカクローバの混播草地からの N_2O 排出量には有意差が無かったと報告されている¹⁰⁴⁾。これらの結果は、混播草地のマメ科率を考慮し、窒素施肥量を適正化し余剰窒素を生じさせないことが、 N_2O 排出抑制の観点からも重要であることを示唆している。

他方、土壌中の窒素のターンオーバー速度が増加すれば CH_4 吸収量は低下すると言われている^{47, 83)}。しかし、本研究で窒素のターンオーバー速度はマメ科単播草地や混播草地の方がイネ科単播草地より速かったにもかかわらず、マメ科単播草地と混播草地の CH_4 吸収量はイネ科単播草地と同等以上の値を示した。ほぼ同様の事例は堆肥を連用した圃場でも認められている⁴⁷⁾。シロクロー

バによる土壌通気性の改善によりマメ科単播草地の CH_4 吸収量が高まったと推察されるが、 CH_4 酸化菌数がマメ科牧草のリター還元により増加し、 CH_4 吸収量を助長した可能性も示唆される。

草地植生は施肥に伴う土壌酸性化、トラクタ走行に伴う土壌緻密化、牧草の夏枯れに伴う雑草侵入などにより徐々に劣化するため、5～10年に1回の頻度で草地更新が必要である。草地更新時には、古い牧草の根と刈株が土壌にすき込まれ化学肥料が施用される。第4章では、牧草残渣の分解過程で土壌中に放出される無機態窒素の一部が N_2O として大気中に排出されることが示された⁷⁸⁾。更新の直後には、牧草残渣の分解過程で放出された無機態窒素と易分解性有機物が脱窒に適した土壌環境を醸成したと考えられた。さらに、表層土壌の排水性と通気性が改善された結果、更新草地の土壌水分は、硝化と脱窒の両者から N_2O が生成され易く、大気中に排出され易い領域(60% WFPS付近)に分布したと考えられた。また、更新草地では、古い牧草が除去されるため牧草の窒素吸収量は僅かであり、更新草地からの N_2O 排出が助長された可能性も考えられた。那須地域では、牧草と雑草の生育競合を避けるため晩夏に更新が行われる。この時期は地温が高く降雨量が多いため、 N_2O 排出量を最も増加させる気象条件で更新が行われることを意味する。更新に伴う N_2O 排出量を抑制するには、できるだけ更新頻度を少なくするとともに、地温の高い時期や土壌水分の多い時期を避けて更新を行うことが重要である。混播草地とイネ科単播草地の更新が N_2O 排出量に及ぼす影響を比較した研究では、更新後7週間に渡り混播草地から脱窒由来の N_2O が多く排出されたと報告された²³⁾。既述のように、牧草残渣はイネ科よりもマメ科の方が分解され易いことが原因と考えられた。これらの結果は、第3, 4章の結果と符合し、 N_2O 排出量を抑制する観点から、草種選択と植生維持の重要性を示唆している。

草地の生産性と養分循環の輪を適切に維持するため、堆肥の有効利用が重要である。第5章では、標準的な収穫量を得ることを目標とした場合、堆肥と化学肥料を組み合わせた施肥は化学肥料のみの施肥に比べ N_2O 年間排出量を増加させることが明らかとなった⁷⁹⁾。堆肥施用により N_2O 年間排出量が多くなった原因は堆肥施用後に排出された N_2O であり、降雨直後に堆肥中の無機態窒素と易分解性有機物から新たに N_2O が生成されたと推察された。第5章では、水分率が約70%の乳牛バーク堆肥を表面散布したが、堆肥の塊が混在し物理的性状

は均質でなかった。このため、堆肥の塊の内部で N_2O が生成された可能性も考えられた。

施用有機物の化学組成なども N_2O 排出量を変化させることが知られている。畜種の異なるふん尿を添加した土壌培養実験では、無機態窒素や易分解性窒素の濃度が高い豚スラリーからの N_2O 排出量が多かった¹¹⁹⁾。異なる飼料を給与した羊スラリーの組成と N_2O 排出量の関係を土壌培養実験で調べた研究では、タンパク態窒素の濃度が高いほど、揮発性脂肪酸 (VFA) やセルロースの濃度が低いほど、 N_2O 排出量が多く、 NH_4-N の濃度が高いほど、VFA やセルロースの濃度が高いほど N_2O/N_2 比は小さかった¹³⁾。固液分離後のふんと尿、固液分離を行わないスラリーを添加した土壌培養実験では、ふんからの N_2O 排出量が尿、スラリーの場合より少なく、58日の培養期間 (63% WFPS, 200 kg N ha⁻¹ 相当量) でふん、尿、スラリーからの N_2O 排出係数は、それぞれ 1.0, 2.6, 4.8% と報告された¹¹⁾。畜種とふん尿処理法の違いは、無機態窒素、易分解性有機物の濃度に加え、ふん尿処理物の物理的性状と水分条件にも反映され、これらの違いが相加的に N_2O 排出量に影響を及ぼしたと推察された。

以上の培養実験は圃場容水量に近い水分条件で行われ、 NH_4-N 濃度や易分解性窒素濃度が高いほど N_2O 排出量が多くなった点は概ね一致するが、易分解性有機物濃度と N_2O 排出量との関係は必ずしも一致しない。この原因として土壌やふん尿の水分履歴の違いが考えられた。圃場容水量に近い水分条件で土壌コアにグルコースと NO_3-N を添加した培養実験では、実験前に好気的な培養を行った土壌コアの N_2O/N_2 比は 1.7、実験前に嫌気的な培養を行った土壌コアの N_2O/N_2 比は 0.15 であり、 N_2O 排出量は前者が後者より 77% 多かった⁹⁸⁾。これらの結果は、土壌の水分履歴が N_2O/N_2 比や N_2O 排出量に及ぼす影響が大きいことを示唆する。易分解性有機物を多く含むスラリー散布に伴う N_2O 排出量は、脱窒が卓越する土壌水分履歴より、硝化が卓越する土壌水分履歴の方が多き可能性も指摘されている¹¹⁷⁾。

堆肥は腐熟が進むにつれ乾燥し、揮散、硝化、有機化により NH_4-N 濃度、微生物分解により易分解性有機物濃度が低下する。したがって、腐熟した堆肥を草地に施用すれば、堆肥に含まれた NH_4-N の硝化と生成された NO_3-N の脱窒が抑制され N_2O 排出量が抑制されると考えられる。堆肥の貯留期間と施用後の N_2O 排出量の関係を圃場条件で調べた研究では、腐熟していない堆肥は腐熟した堆肥より NH_4-N 濃度が高く、耕地に施用後よ

り多く N_2O を排出させ、堆肥中 NH_4-N 当たりの N_2O 排出量は両堆肥で差が無かったと報告された¹⁰⁹⁾。しかし、このような傾向は堆肥を土壌にすき込んだ場合に認められ、堆肥を表面散布した場合、堆肥の腐熟度が N_2O 排出量に及ぼす影響は明らかではなく、 N_2O 排出割合も T-N の 0.00 ~ 0.23% に過ぎなかった¹⁰⁹⁾。スラリーの場合にも、土中施用での N_2O 排出係数は 0.29 ~ 0.72%、表面施用での N_2O 排出係数は、0.06 ~ 0.35% で、表面散布により N_2O 排出量が少なくなったと報告されている¹⁰²⁾。根釦地域の草地では、表面散布した NH_4-N 当たりの N_2O-N 排出割合は、スラリーで 0.10%、堆肥で 0.96%、T-N 当たりでは、スラリーで 0.05%、堆肥で 0.04% と報告された⁶³⁾。 NH_4-N 当たりの N_2O-N 排出割合が堆肥よりもスラリーで少なかった原因は、アンモニア揮散による窒素損失がスラリーで堆肥よりも多いこと、スラリーの方が堆肥より塊になり難いことが考えられた。これらの結果は、堆肥の腐熟度と草地に表面散布後の N_2O 排出量の関係を理解するために、堆肥の腐熟化過程の物理・化学的な性質の変化を副資材の種類などに注目しながら、詳しく調べる必要があることを示唆する。また、どのような家畜排泄物処理法を選択すれば温室効果ガスの排出量を削減できるか、処理過程から圃場還元までを含めて検討する必要がある。

草種構成が異なる草地からの N_2O 排出量 (第3章) を牧草収量 1 Mg DW 当たり換算すると、オーチャードグラス草地 (plot1)、シロクローバ草地 (plot2)、混播草地 (plot3) で、それぞれ 0.18, 0.46, 0.15 kg N_2O-N Mg DW⁻¹ となり、オーチャードグラス草地と混播草地は同等の値であったが、シロクローバ草地は少し大きな値であった。混播草地では、シロクローバから土壌に移された窒素が速やかにオーチャードグラスに利用された結果、3処理区中で収量が最も多かったにもかかわらず牧草収量当たり N_2O 排出量は少なかった。しかし、通常、オーチャードグラス草地や混播草地には窒素施肥が行われ、また、シロクローバは、オーチャードグラスなどのイネ科牧草と混播されるため、第3章の処理区は一般的な管理とは異なる。これに対し、より一般的な管理に近く標準の収量が得られた堆肥区 (第5章) と化学肥料区 (第5章) で、牧草収量 1 Mg DW 当たり N_2O 排出量を計算すると、堆肥区と化学肥料区で、それぞれ 0.63 ~ 1.1, 0.45 ~ 1.0 kg N_2O-N Mg DW⁻¹ となった。牧草収量当たり N_2O 排出量が比較的大きな値となったシロクローバ草地 (第3章)、堆肥区 (第5章)、化学肥料区 (第5章) の共通点は、地温と土壌水分が高くなる夏

期に、土壌中の無機態窒素の濃度が上昇し、それに伴い比較的大きな N_2O 排出が認められた点である。以上を踏まえれば、地温の季節変化を基に牧草残渣や堆肥からの窒素無機化量を各番草の生育期間別に推定し、窒素無機化が盛んとなる夏期（特に三番草）の窒素施肥量を適切に削減することで、生産性を維持しつつ N_2O 排出量を削減できると考えられる。すなわち、適切な草種を選択し堆肥の施用量や連用年数に応じて夏期の施肥量を段階的に削減し、夏期に土壌中の無機態窒素の濃度上昇を出来るだけ抑制する管理を行うことが N_2O 排出量を抑制するための基礎と言える。

堆肥が畜産農家に滞留する地域では、堆肥が炭化処理される場合がある。堆肥は炭化されることにより CO_2 への酸化速度が著しく低下する。このため、炭化処理を経た堆肥を土壌に還元すれば、より長期間の炭素貯留効果が期待できる。また、堆肥に含まれた窒素の多くは炭化の過程で窒素 (N_2) ガス等となり、環境への負荷は少ないと考えられる。土壌改良資材として用いられてきた木炭との違いは、栄養塩類を多く含む点である。堆肥化やスラリーの曝気過程では窒素成分のかなりの部分が NH_3 として揮散する^{41, 42, 70)}。この NH_3 を堆肥炭化資材に吸収させれば、大気中への NH_3 拡散を防止でき回収された NH_3 を窒素肥料として再利用できる可能性がある。

木炭は多孔質であるため様々な化学物質を吸着するとともに内部に貯留された溶質を少しずつ放出する機能を持つ。既往の研究では、木炭が $\text{NO}_3\text{-N}$ を孔隙内部に保持した後、土壌中に少しずつ放出する機能を持つことが明らかにされた⁷⁶⁾。また、木炭を塩化鉄溶液で浸漬処理することで $\text{NO}_3\text{-N}$ の吸着機能が付加されることが示された⁷⁵⁾。木炭は土壌物理性の改善を目的として用いられてきたが、肥料成分を保持・脱着する機能を活用できれば資材としての価値は高まる。堆肥は、牛舎内で敷料として使用されたパーク、オガクズなど木質系の副資材を含む場合が多いため、堆肥を炭化すれば、木炭の場合と同じように、肥料成分を保持・脱着する機能を活用できる可能性もある。

木炭の性質は、樹種や材料によって異なるが、炭素濃度は 50 ~ 95 %、容積重は 0.2 ~ 0.85 Mg m^{-3} の範囲に分布する。木炭の炭素濃度を 75 %、容積重を 0.5 Mg m^{-3} と仮定し、深さ 10 cm までの表層土壌に 10 % の体積割合で混和すると仮定すると、50 Mg ha^{-1} の木炭が必要となり、炭素貯留量は 37.5 Mg ha^{-1} と計算される。木炭は土壌中でほとんど分解しないため、木炭として施用され

た炭素は長期間に渡って土壌に保持され続ける。我が国の森林資源は伐採後の再生力が高いため⁹¹⁾、間伐材を堆肥化の副資材や木炭として活用できれば、さらに温室効果ガスの排出量削減に貢献できる可能性がある。

なお、家畜ふん尿は飼料由来の微量元素を含み農耕地への微量元素の供給源となる。しかし、堆肥やスラリーを介して草地飼料畑土壌に投入される銅、亜鉛は、牧草飼料作物による収奪量よりも多く、草地飼料畑土壌は、バックグラウンド値より高濃度の亜鉛を含むことが示された⁷³⁾。ところが、牧草飼料作物の亜鉛濃度は、乳牛の亜鉛要求量の 40 mg kg^{-1} より低いものがほとんどであり、ふん尿の還元により高まった草地飼料畑の表層土壌の亜鉛濃度は、牧草飼料作物の亜鉛濃度には反映されていなかった。銅、亜鉛が過剰になる（作物体の銅濃度は 20 ~ 30 mg kg^{-1} 以上、亜鉛濃度は 400 mg kg^{-1} 以上）と、作物の鉄吸収が低下し、銅、亜鉛誘導鉄クロロシスとなって現れることが知られているが、銅、亜鉛は、作物、家畜にとって必須元素であり、かなりの高濃度になるまで、農産物の汚染は、ほとんど問題にならないことが知られている⁹²⁾。日本全国から収集した牧草飼料作物の銅、亜鉛濃度は、ほぼ正常範囲であった⁷³⁾。

草地飼料畑単位面積当たり飼養密度は、相対的に北海道で低く、他地域で高いという空間的な偏りが存在する⁴⁰⁾。飼養密度を考慮し地域別の推定を行った結果、北海道以外の地域では、牧草飼料作物による収奪量を大きく上回る銅、亜鉛が堆肥やスラリーを介して草地飼料畑に投入されることが明かとなった⁷⁴⁾。北海道以外の地域では、堆肥や生ふん尿を還元するための草地飼料畑面積が狭小で耕種農家への堆肥提供も少ないことが原因である。飼養密度の高い地域では、微量元素の土壌蓄積への注意が必要と考えられ、土壌中の微量元素濃度の定期的なモニタリングが求められる。家畜ふん尿の過剰問題が栄養塩類だけでなく微量元素にまで及ぶことを意味する。

謝 辞

本研究をとりまとめるに当たって、北海道大学大学院農学研究院教授 波多野隆介博士には、終始懇切なる御指導をいただき、本論文の御校閲を賜った。北海道大学大学院農学研究院教授 長谷川周一博士、北海道大学大学院農学研究院教授 平野高司博士には、本論文の御校閲を賜り、貴重な御助言をいただいた。

本研究は、(独) 農業・食品産業技術総合研究機構

畜産草地研究所那須研究拠点で実施された研究成果をとりまとめたものである。寶示戸雅之博士には、本研究の端緒を与えていただくとともに、研究途上で御指導と御激励を賜った。近藤 熙博士、松波寿弥博士には、第3章の研究実施に多大なる御支援をいただくとともに、有益な議論を共にしていただいた。北海道大学大学院農学研究院 清水真理子博士には、第5章の研究実施に多大なる御支援をいただくとともに、有益な議論を共にしていただいた。

(独) 農業環境技術研究所 小野信一博士、八木一行博士、(社) 国際環境研究協会 鶴田治雄博士、英国草地環境研究所 (IGER) デービット・スコールフィールド博士、酪農学園大学 澤本卓治博士、(独) 農業・食品産業技術総合研究機構 北海道農業研究センター 永田 修博士、古賀伸久博士、農林水産省農林水産技術会議事務局 原田久富美博士、北海道立根釧農業試験場 甲田裕幸氏、秋田県農林水産技術センター 渋谷 岳氏、畜産草地研究所 井村 治氏には、折に触れて研究遂行上の貴重な御助言をいただくとともに、終始変わらぬ御激励をいただいた。

圃場試験と試料分析に際しては、(独) 農業・食品産業技術総合研究機構 畜産草地研究所 業務第3科の技術専門職員と草地多面的機能研究チームの磯飛サト氏に多大なる御支援をいただいた。

以上の諸氏に深く感謝の意を表する。

引用文献

- Adamsen, A.P.S. and King, G.M. (1993). Methane consumption in temperate and subarctic forest soils: rates, vertical zonation and responses to water and nitrogen, *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, 485-490.
- Akiyama, H. and Tsuruta, H. (2003). Effect of organic matter application on N_2O , NO, and NO_2 fluxes from an Andisol field, *Global Biogeochem. Cycl.*, 17, 1100.
- Akiyama, H., McTaggart, I.P., Ball, B.C. and Scott, A. (2004). N_2O , NO, and NH_3 emissions from soil after the application of organic fertilizers, urea and water, *Water, Air, Soil Pollut.*, 156, 113-129.
- Akiyama, H., Yan, X. and Yagi, K. (2006). Estimation of emission factors for fertilizer-induced direct N_2O emission from agricultural soils in Japan: summary of available data, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52, 774-787.
- Amaral, J.A., Ren, T. and Knowles, R. (1998). Atmospheric methane consumption by forest soils and extracted bacteria at different pH values, *Appl. Environ. Microbiol.*, 64, 2397-2402.
- Aoyama, M. and Nozawa, T. (1993). Microbial biomass nitrogen and mineralization-immobilization processes of nitrogen in soils incubated with various organic materials, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 39, 23-32.
- Arah, J.R.M., Smith, K.A., Crichton, I.J. and Li, H.S. (1991). Nitrous oxide production and denitrification in Scottish arable soils, *J Soil Sci.*, 42, 351-367.
- Baggs, E.M., Rees, R.M., Smith, K.A. and Vinten, A.J.A. (2000). Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues, *Soil Use Manage.*, 16, 82-87.
- Ball, B.C., Watson, C.A. and Crichton, I. (2007). Nitrous oxide emissions, cereal growth, N recovery and soil nitrogen status after ploughing organically managed grass/clover swards, *Soil Use Manage.*, 23, 145-155.
- Beck, H. and Christensen, S. (1987). The effect of grass maturing and root decay on N_2O production in soil, *Plant Soil*, 103, 269-273.
- Bertora, C., Alluvione, F., Zavattaro, L., van Groenigen, J.W., Velthof, G. and Grignani, C. (2008). Pig slurry treatment modifies slurry composition, N_2O , and CO_2 emissions after soil incorporation, *Soil Biol. Biochem.*, 40, 1999-2006.
- Bouwman, A.F. (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 46, 53-70.
- Cardenas, L.M., Chadwick, D., Scholefield, D., Fychan, R., Marley, C.L., Jones, R., Bol, R., Well, R. and Vallejo, A. (2007). The effect of diet manipulation on nitrous oxide and methane emissions from manure application to incubated grassland soils, *Atmos. Environ.*, 41, 7096-7107.
- Carran, R.A., Theobald, P.W. and Evans, J.P. (1995). Emission of nitrous-oxide from some grazed pasture soils in New Zealand, *Australian J. Soil Research*, 33, 341-352.
- Castro, M.S., Steudler, P.A., Melillo, J.M., Aber, J.D., Bowden, R.D. (1995). Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate

- forest soils, *Global Biogeochem. Cycles.*, 9, 1-10.
- 16) Corre, M.D., Pennock, D.J., Van Kessel, C. and Elliot, D.K. (1999). Estimation of annual nitrous oxide emissions from a transitional grassland-forest region in Saskatchewan, Canada, *Biogeochemistry*, 44, 29-49.
- 17) Chadwick, D.R. and Pain, B.F. (1997). Methane fluxes following slurry application to grassland soils: laboratory experiments, *Agric. Ecosystem Environ.*, 63, 51-60.
- 18) Chadwick, D.R., Pain, B.F. and Brookman, S.K.E. (2000). Nitrous oxide and methane emissions following application of animal manure to grassland, *J. Environ. Qual.*, 29, 277-287.
- 19) Christensen, S. (1983). Nitrous oxide emission from a soil under permanent grass: seasonal and diurnal fluctuations as influenced by manuring and fertilization, *Soil Biol. Biochem.*, 15, 531-536.
- 20) Christensen, S., Simkins, S. and Tiedje, J.M. (1990). Spatial variation in denitrification: dependency of activity centers on the soil environment, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 1608-1613.
- 21) Cicerone, R.J. (1987). Change in stratospheric ozone, *Science*, 237, 35-42.
- 22) Davidson, E.A. (1991). Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems, In *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides and halomethanes*, Rogers, J.E. and Whitman, W.B. (eds.), 219-235, American Society for Microbiology, Washington DC
- 23) Davies, M.G., Smith, K.A. and Vinten, A.J.A. (2001). The mineralization and fate of nitrogen following ploughing of grass and grass-clover swards, *Biol. Fertil. Soils*, 33, 423-434.
- 24) DEFRA (Department for Environment, Food and Rural Affairs) (2001). Making better use of livestock manures on grassland, 2nd ed., 10-12, ADAS Gleadthorpe Research Center, Notts
- 25) Dunfield, P., Knowles, R., Dumont, R. and Moore, T.R. (1993). Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: response to temperature and pH, *Soil Biol. Biochem.*, 25, 321-326.
- 26) Ehhalt, D. and Prather, M. (2001). Atmospheric chemistry and greenhouse gases, In *Climate Change 2001: The Scientific Basis*, Houghton, J.T., Ding, Y. and Griggs, D.J. (eds.), 239-287, Cambridge University Press, Cambridge
- 27) FAO (2005). Land use and human settlements, Earth trends data table: Forests, grasslands, and drylands, http://earthtrends.wri.org/pdf_library/data_tables/for1_2005.pdf
- 28) Forster, P. and Ramaswamy, V. (2007). Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing, In *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*, Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. and Miller, H.L. (eds.), 131-234, Cambridge University Press, Cambridge
- 29) Glatzel, S. and Stahr, K. (2001). Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilised grassland in southern Germany, *Plant Soil*, 231, 21-35.
- 30) Hansen, S., Maehlum, J.E. and Bakken, L.R. (1992). N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic, *Soil Biol. Biochem.*, 25, 621-630.
- 31) 波多野隆介 (1998). 土は植物へ水と空気を送る, 土と食糧 - 健康な未来のために (日本土壌肥科学会編), 朝倉書店, 東京, 47-51.
- 32) 波多野隆介・長谷川周一・佐久間敏雄 (1995). TDR 土壌水分計のキャリブレーション, *土肥誌*, 66, 678-680.
- 33) Heincke, M. and Kaupenjohann, M. (1999). Effects of soil solution on the dynamics of N₂O emission: a review, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 55, 133-157.
- 34) 東田修司 (1993). 天北地方における重粘土草地の土壌微生物活性と牧草生産, *北海道立農試報告*, 80, 1-123.
- 35) 東田修司・宝示戸雅之・西宗昭 (1987). 天北地方のマメ科混播草地におけるN移譲, *北海道立農試集報*, 56, 19-30.
- 36) 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, 北海道立畜産試験場, 札幌, 64-67.
- 37) Holter, P. (1997). Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field, *Soil Biol. Biochem.*, 29, 31-37.
- 38) Hosen, Y., Tsuruta, H. and Minami, K. (2000). Effects of the depth of NO and N₂O productions

- in soil on their emission rates to the atmosphere: analysis by a simulation model, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 57, 83-98.
- 39) Hou, A.X. and Tsuruta, H. (2003). Nitrous oxide and nitric oxide fluxes from an upland field in Japan: effect of urea type, placement, and crop residues, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 65, 191-200.
- 40) 寶示戸雅之・池口厚男・神山和則・島田和宏・荻野暁史・三島慎一郎・賀来康一 (2003). わが国農耕地における窒素負荷の都道府県別評価と改善シナリオ, *土肥誌*, 74, 467-474.
- 41) 寶示戸雅之・林健太郎・村野健太郎・森 昭憲 (2006a). 集約的畜産地帯における大気中アンモニア濃度の実態, *土肥誌*, 77, 53-57.
- 42) 寶示戸雅之・松波寿弥・林健太郎・村野健太郎・森 昭憲 (2006b). 集約的畜産地帯における窒素沈着の実態, *土肥誌*, 77, 47-52.
- 43) Hu, R., Hatano, R., Kusa, K. and Sawamoto, T. (2002). Effect of nitrogen fertilizer on methane flux in a structured clay soil cultivated with onion in central Hokkaido, Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 48, 797-804.
- 44) Hu, R., Kusa, K. and Hatano, R. (2001). Soil respiration and methane flux in adjacent forest, grassland, and cornfield soils in Hokkaido, Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 47, 621-627.
- 45) Hütsch, B.W. (1998). Methane oxidation in arable soil as inhibited by ammonium, nitrate and organic manure with respect to soil pH, *Biol. Fertil. Soils*, 28, 27-35.
- 46) Hütsch, B.W. (2001). Methane oxidation in non-flooded soils as affected by crop production, *European J. Agronomy*, 14, 237-260.
- 47) Hütsch, B.W., Webster, C.P. and Powlson, D.S. (1993). Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment, *Soil Biol. Biochem.*, 25, 1307-1315.
- 48) Hynes, R.K. and Knowles, R. (1984). Production of nitrous oxide by *Nitrosomonas europaea*: effects of acetylene, pH, and oxygen, *Can. J. Microbiol.*, 30, 1397-1404.
- 49) IPCC (2000). Global carbon cycle overview, Land use, land-use change and forestry, A Special Report of the IPCC (SPM), <http://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/srl-en.pdf>
- 50) Jarvis, S.C., Lovell, R.D. and Panayides, R. (1995). Patterns of methane emission from excreta of grazing animals, *Soil Biol. Biochem.*, 27, 1581-1588.
- 51) Jensen, E.S. (1994). Mineralization-immobilization of nitrogen in soil amended with low C: N ratio plant residues with different particle sizes, *Soil Biol. Biochem.*, 26, 519-521.
- 52) Jensen, S. and Olsen, R.A. (1998). Atmospheric methane consumption in adjacent arable and forest soil systems, *Soil Biol. Biochem.*, 30, 1187-1193.
- 53) John, P.S., Buresh, R.J., Prasad, R. and Pandey, R.K. (1989). Nitrogen gas (N_2+N_2O) flux from urea applied to lowland rice affected by green manure, *Plant Soil*, 119, 7-13.
- 54) Jones, S.K., Rees, R.M., Skiba, U.M. and Ball, B.C. (2005). Greenhouse gas emissions from a managed grassland, *Global Planet. Change*, 47, 201-211.
- 55) Kammann, C., Grünhage, L., Jäger, H.-J. and Wachinger, G. (2001). Methane fluxes from differentially managed grassland study plots: the important role of CH_4 oxidation in grassland with a high potential for CH_4 production, *Environ. Pollut.*, 115, 261-273.
- 56) Katayanagi, K. and Hatano, R. (2005). Spatial variability of greenhouse gas fluxes from soils of various land uses on a livestock farm in southern Hokkaido, Japan, *Phyton*, 45, 309-318.
- 57) Keller, M., Mitre, M.E. and Stallard, R.F. (1990). Consumption of atmospheric methane in soils of central Panama: effects of Agricultural development, *Global Biochem. Cycl.*, 4, 21-27.
- 58) Keller, M., Veldkamp, E., Weitz, A.M. and Reiners, W.A. (1993). Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica, *Nature*, 365, 244-246.
- 59) 木村真人・波多野隆介 (2005). 土壌圏と地球温暖化, 名古屋大学出版会, 名古屋, 1-3.
- 60) 木村 武 (2002). メタン, 草地におけるメタン及び亜酸化窒素の発生と制御, 畜産における温室効果ガスの発生制御 (総集編), 畜産技術協会, 東京, 111-138.
- 61) 木村龍介 (1997). 硝化作用の測定と硝化菌の計数, 分離, 新編土壌微生物実験法 (土壌微生物研究会編), 第2版, 養賢堂, 東京, 207-214.

- 62) Knowles, R. (1993). Methane: processes of production and consumption, In *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*, Harper, L.A. et al. (eds.), 145-156, American Society of Agronomy Inc., Madison.
- 63) 甲田裕幸・三枝俊哉・三木直倫・寶示戸雅之・竹田芳彦 (2004). 北海道東部の採草地における亜酸化窒素およびメタンの発生要因, 北海道農業試験会議 (成績会議) 資料, 1-23.
- 64) Kroeze, C., Mosier, A. and Bouwman, L. (1999). Closing the global N₂O budget: a retrospective analysis 1500-1994, *Global Biogeochem. Cycles*, 13, 1-8.
- 65) 倉島健次・太田 健・草場 敬・天野洋司・山本克巳・木村 武・近藤 熙・斎藤元也 (1993). 草地試験場内土壌の分類とその特性, 草地試資料, 3, 1-47.
- 66) Kusa, K., Hu, R., Sawamoto, T. and Hatano, R. (2006). Three years of nitrous oxide and nitric oxide emissions from silandic andosols cultivated with maize in Hokkaido, Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52, 103-113.
- 67) Linn, D.M. and Doran, J.W. (1984). Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48, 1267-1272.
- 68) Luo, J., Tillman, R.W. and Ball, P.R. (1999). Factors regulating denitrification in a soil under pasture, *Soil Biol. Biochem.*, 31, 913-927.
- 69) Maag, M. and Vinther, F.P. (1996). Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil type and at different soil moisture contents and temperatures, *Appl. Soil Ecol.*, 4, 5-14.
- 70) 松中照夫・石井岳浩・岡本英竜 (1998). 曝気処理した乳牛由来液状きゅう肥のオーチャードグラスに対する肥料的効果, 土肥誌, 69, 598-603.
- 71) 三木直倫 (1993). 寒冷地における草地土壌の有機物並びに窒素の経年的動態とそれに基づく窒素施肥管理法に関する研究, 北海道立農業試験場報告, 79, 1-98.
- 72) Minami, K. and Kimura, T. (1993). The significance of grasslands in absorption of atmospheric methane and emission of nitrous oxide, *J. Agr. Met.*, 48, 719-722.
- 73) 森 昭憲・寶示戸雅之・近藤 熙・松波寿弥 (2004). 我が国の草地飼料畑における微量重金属の堆肥による投入量と牧草および飼料作物による収奪量, 土肥誌, 75, 651-658.
- 74) 森 昭憲・寶示戸雅之・神山和則 (2007). 家畜ふん尿に由来する重金属の草地飼料畑に対する投入量と牧草飼料作物による収奪量の地域別推定値, 土肥誌, 78, 23-31.
- 75) 森 昭憲・小野信一 (1995). 木炭の塩化鉄処理による硝酸イオン吸着能の発現, 土肥誌, 66, 415-417.
- 76) 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, 土肥誌, 72, 642-648.
- 77) 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 Sci. Plant Nutr.*, 51, 19-27.
- 78) Mori, A. and Hojito, M. (2007). Grassland renovation increases N₂O emission from a volcanic grassland soil in Nasu, Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53, 812-818.
- 79) 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 Sci. Plant Nutr.*, 54, 606-617.
- 80) Morishita, T., Hatano, R., Nagata, O., Sakai, K., Koide, T. and Nakahara, O. (2004). Effect of nitrogen deposition on CH₄ uptake in forest soil in Hokkaido, Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 50, 1187-1194.
- 81) Mosier, A.R. (1998). Soil processes and global change, *Biol. Fertil. Soils*, 27, 221-229.
- 82) Mosier, A.R., Delgado, J.A. and Keller, M. (1998). Methane and nitrous oxide fluxes in an acid Oxisol in western Puerto Rico: effects of tillage, liming and fertilization, *Soil Biol. Biochem.*, 30, 2087-2098.
- 83) Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K. and Parton, W. (1991). Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grassland, *Nature*, 350, 330-332.
- 84) Mosier, A.R., Parton, W.J., Valentine, D.W., Ojima, D.S., Schimel, D.S. and Heinemeyer, O. (1997). CH₄ and N₂O fluxes in the Colorado shortgrass steppe 2. Long-term impact of land use change, *Global Biogeochem. Cycl.*, 11, 29-42.

- 85) Mytton, L.R., Cresswell, A. and Colbourn, P. (1993). Improvement in soil structure associated with white clover, *Grass Forage Sci.*, 48, 84-90.
- 86) Niimi, H. (2001). Dynamics of nitrogen in upland field applied with a large amount of slurry barnyard manure in southern Kyusyu, *Proceeding of International Workshop on Nitrogen Fertilization and the Environment in East Asian Countries*, 25-26.
- 87) 西尾 隆 (1997). 脱窒作用の測定と脱窒菌の計数, 分離, 新編土壤微生物実験法 (土壤微生物研究会編), 第2版, 養賢堂, 東京, 215-222.
- 88) O'Hara, G.W. and Daniel, R.M. (1985). Rhizobial denitrification: a review, *Soil Biol. Biochem.*, 17, 1-9.
- 89) 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.
- 90) 小野信一 (2006a). 「土と人のきずな」補遺 (1) - 土壌窒素をめぐる疑問, 季刊肥料, 103, 肥料協会新聞部, 東京, 11-13.
- 91) 小野信一 (2006b). 「土と人のきずな」補遺 (2) - 土を見て森を見ず, 季刊肥料, 104, 肥料協会新聞部, 東京, 15-17.
- 92) 小野信一・阿部 薫 (2007). 農用地における重金属汚染土壌の対策技術の最前線, *土肥誌*, 78, 323-328.
- 93) Pinto, M., Merino, P., Del Prado, A., Estavillo, J.M., Yamulki, S., Gebauer, G., Piertzak, S., Lauf, J. and Oenema, O. (2004). Increased emissions of nitric oxide and nitrous oxide following tillage of a perennial pasture, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 70, 13-22.
- 94) Rochette, P., Angers, D.A., Bélanger, G., Chantigny, M.H., Prévost, D. and Lévesque, G. (2004). Emissions of N₂O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68, 493-506.
- 95) Ruser, R., Flessa, H., Russow, R., Schmidt, G., Buegger, F. and Munch, J.C. (2006). Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting, *Soil Biol. Biochem.*, 38, 263-274.
- 96) Sawamoto, T., Kusa, K., Hu, R. and Hatano, R. (2002). Dissolved N₂O, CH₄, and CO₂ in pipe drainage, seepage, and stream water in a livestock farm in Hokkaido, Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 48, 433-439.
- 97) Sawamoto, T., Nakajima, Y., Kasuya, M., Tsuruta, H. and Yagi, K. (2005). Evaluation of emission factor for indirect N₂O emission due to nitrogen leaching in agro-ecosystems, *Geophys. Res. Lett.*, 32, L03403.
- 98) 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 Biol. Biochem.*, 29, 1337-1344.
- 99) Schmidt, E.L. and Belser, L.W. (1982). Nitrifying Bacteria, In *Methods of Soil Analysis, Part 2*, 2nd ed., Page, A.L. et al. (eds.), 1027-1041, American Society of Agronomy Inc., Wisconsin
- 100) Schnell, S. and King, G.M. (1995). Stability of methane oxidation capacity to variations in methane and nutrient concentrations, *FEMS Microbiol. Ecol.*, 17, 285-294.
- 101) Segers, R. (1998). Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes, *Biogeochemistry*, 41, 23-51.
- 102) 渋谷 岳・野中邦彦・川内郁緒 (1999). 草地における CH₄, N₂O 管理手法に関する研究, B-16 地球温暖化抑制のための CH₄, N₂O の対策技術開発と評価に関する研究, 環境庁地球環境研究総合推進費終了研究報告書, 133-142.
- 103) 志賀一・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, *農研センター研報*, 5, 1-19.
- 104) Šimek, M., Elhottová, D., Klimeš, F. and Hopkins, D.W. (2004). Emissions of N₂O and CO₂, denitrification measurements and soil properties in red clover and ryegrass stands, *Soil Biol. Biochem.*, 36, 9-21.
- 105) Soil Survey Staff (1999). *Key to soil taxonomy*, 8th ed., 1-328, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture, Pocahontas Press, Blacksburg
- 106) Sommer, S.G., Sherlock, R.R. and Khan, R.Z. (1996). Nitrous oxide and methane emissions from pig slurry amended soils, *Soil Biol. Biochem.*, 28, 1541-1544.
- 107) 草地試験場 (2001). 草地試験場 (本場・支場) 気象観測データブック, 草地試資料, 4, 3-5.

- 108) 武田 潔・本松成和・蜂谷好照・福岡誠一・高原義昌 (1974). メタン酸化菌の同定と培養条件の検討, 醸工, 52, 793-798.
- 109) Thorman, R.E., Chadwick, D.R., Harrison, R., Boyles, L.O. and Matthews, R. (2007). The effect on N₂O emissions of storage conditions and rapid incorporation of pig and cattle farmyard manure into tillage land, *Boisystems Engineering*, 97, 501-511.
- 110) Tiedje, J.M. (1982). Denitrification, In *Methods for Soil Analysis, Part 2*, 2nd ed., Page, A.L. et al. (eds.), 1011-1024, American Society of Agronomy Inc., Wisconsin
- 111) 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 Sci Plant Nutr.*, 53, 198-205.
- 112) Toma, Y., Kimura, S.D., Hirose, Y., Kusa, K. and Hatano, R. (2007). Variation in the emission factor of N₂O derived from chemical nitrogen fertilizer and organic matter: a case study of onion fields in Mikasa, Hokkaido, Japan, *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53, 692-703.
- 113) Topp, E. and Pattey, E. (1997). Soils as sources and sinks for atmospheric methane, *Can. J. Soil Sci.*, 77, 167-178.
- 114) Torbert, H.A. and Wood, C.W. (1992). Effect of soil compaction and water-filled pore space on soil microbial activity and N losses, *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 23, 1321-1331.
- 115) 鶴田治雄 (2000). 地球温暖化ガスの土壌生態系との関わり - 3. 人間活動による窒素化合物の排出と亜酸化窒素の発生, *土肥誌*, 71, 554-564.
- 116) Van den Pol-van Dasselaar, A., Van Beusichem, M.L. and Oenema, O. (1998). Effects of soil moisture content and temperature on methane uptake by grassland on sandy soils, *Plant Soil*, 204, 213-222.
- 117) Vallejo, A., Skiba, U.M., García-Torres, L., Arce, A., López-Fernández, S. and Sánchez-Martín, L. (2006). Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts, *Soil Biol. Biochem.*, 38, 2782-2793.
- 118) Vellinga, T.V., Van den Pol-van Dasselaar, A. and Kuikman, P.J. (2004). The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 70, 33-45.
- 119) Velthof, G.L., Kuikman, P. and Oenema, O. (2003). Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions, *Biol. Fertil. Soils*, 37, 221-230.
- 120) Velthof, G.L. and Oenema, O. (2001). Effects of aging and cultivation of grassland on soil nitrogen, *Alterra Report No. 399*, 11-53, Alterra, Green World Research, Wageningen
- 121) Watanabe, T., Osada, T., Yoh, M. and Tsuruta, H. (1997). N₂O and NO emissions from grassland soils after the application of cattle and swine excreta, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49, 35-39.
- 122) Whalen, S.C. and Reeburgh, W.S. (1996). Moisture and temperature sensitivity of CH₄ oxidation in boreal forest and tundra soils, *Biol. Fertil. Soils*, 28, 1271-1281.
- 123) Whitehead, D.C., Bristow, A.W. and Lockyer, D.R. (1990). Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potential for nitrate leaching after ploughing, *Plant Soil*, 123, 39-49.
- 124) Willison, T.W., O'Flaherty, M.S., Tlustos, P., Goulding, K.W.T. and Powelson, D.S. (1997). Variations in microbial populations in soils with different methane uptake, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49, 85-90.
- 125) 山本吾一・永田 修・田中夕美子・波多野隆介 (2001). 森林-湿地境界域の土壌におけるメタンフラックスと土壌中メタン濃度分布, *土肥誌*, 72, 673-675.
- 126) Yamulki, S., Harrison, R.M., Goulding, K.W.T. and Webster, C.P. (1997). N₂O, NO and NO₂ fluxes from a grassland: effect of soil pH, *Soil Biol. Biochem.*, 29, 1199-1208.
- 127) Yamulki, S. and Jarvis, S. (2002). Short-term effects of tillage and compaction on nitrous oxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, methane and carbon dioxide fluxes from grassland, *Boil. Fertil. Soils*, 36, 224-231.
- 128) Yamulki, S., Jarvis, S.C. and Owen, P. (1999). Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals, *J. Environ. Qual.*, 28, 676-682.

- 129) 八木一行 (1997). 温室効果ガス発生・吸収量, 土壤環境分析法 (土壤環境分析法編集委員会編), 博友社, 東京, 129-138.
- 130) 八木一行 (1994). メタン, 土壤圏と大気圏 (陽捷行編著), 朝倉書店, 東京, 56-84.
- 131) 楊宗興 (1994). 亜酸化窒素, 土壤圏と大気圏 (陽捷行編著), 朝倉書店, 東京, 86-105.
- 132) Yoh, M., Toda, H., Kanda, K.-I. and Tsuruta, H. (1997). Diffusion analysis of N_2O cycling in a fertilized soil, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49, 29-33.
- 133) 吉田 堯・甲斐秀昭・原田登五郎 (1972). 土壤の易分解性有機物の集積に関する研究, *九大農学芸誌*, 26, 67-84.

Sink-source function of grassland soils for greenhouse gases

Akinori MORI

Ecosystem Functions Research Team

Summary

The carbon storage capacity of grassland soils is greater than that of cropland, but grassland management changes the amounts of methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) emitted from soils. To investigate the effects of forage species, renovation, and farmyard manure (FYM) application on CH_4 and N_2O emissions from grassland soils, substantive experiments were performed on grassland plots in Nasu, Japan. The experiments are described in this thesis as follows. Chapter 3 describes the effects of forage species composition on CH_4 and N_2O emissions. Orchardgrass (OG), white clover (WC), and OG/WC grasslands emitted -1.8 , -2.4 , and -1.8 $\text{kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and 0.39 , 1.59 , and 0.67 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively. WC increased the permeability of the soil to air but did not significantly increase annual CH_4 consumption by grassland soil, although it did significantly increase annual N_2O emissions from the soil. Chapter 4 investigates the effect of grassland renovation on N_2O emissions. Renovated plots emitted 2.1 to 5.3 kg N ha^{-1} and unrenovated control plots emitted 0.96 to 2.8 kg N ha^{-1} . Grassland renovation significantly increased N_2O emission from the soil. In the renovated plots, N was mineralized from incorporated roots and stubble, and the soil moisture was distributed within the range favorable for N_2O production and emission. Greater N_2O emission was observed with increasing soil moisture just before renovation and with precipitation just after renovation. Chapter 5 describes the effects of FYM application on CH_4 and N_2O emissions from grassland soils. Grassland plots that received FYM plus chemical fertilizer (manure plot) or chemical fertilizer only (fertilizer plot) were compared. In both plots, the sum of N applied as fertilizer and N estimated to be mineralized from FYM was adjusted to 210 $\text{kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. The manure plot emitted 7.0 to 11.0 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and the fertilizer plot emitted 4.7 to 9.1 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. FYM application significantly increased annual N_2O emissions from the grassland soil. The manure plot emitted -0.74 to -0.16 $\text{kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and the fertilizer plot emitted -0.84 to -0.52 $\text{kg CH}_4\text{-C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. FYM application did not significantly increase annual CH_4 emissions. These results show that, to mitigate N_2O emissions from grassland soils, it is important to reduce the amount of N fertilizer applied in accordance with the amount of N fixed by WC and N mineralized from FYM. It is also important not to renovate grassland at a time of year when soil temperature and soil moisture are relatively high.

Key words : grassland, greenhouse gases, methane, nitrous oxide, soil