

## 土壌生態系からの微量ガス発生と大気環境

八木 一行\*

### Trace gas emissions from soil ecosystems and their implications in the atmospheric environment

Kazuyuki YAGI\*

\* National Institute for Agro-Environmental Science, 3-1-3 Kannondai, Tsukuba 305-8604

#### 1. はじめに

産業革命期以降の急激な人間活動の拡大は、地球規模での物質循環に影響を与え、二酸化炭素 (CO<sub>2</sub>)、メタン (CH<sub>4</sub>)、亜酸化窒素 (N<sub>2</sub>O: 一酸化二窒素)、ハロカーボン類などの大気微量ガス濃度を増加させてきた。これらのガスは、温室効果ガスであると同時に、成層圏オゾンの反応に関与するものも多く、地球規模での大気環境変化に重要な役割を果たしている。

このような問題に対し、「気候変動に関する政府間パネル (IPCC)」や「世界気象機関 (WMO)」等により、世界の科学者の知識をまとめ上げた環境評価報告書が定期的に発表されている (IPCC, 2001; WMO, 2003)。これらの評価報告を元に、1997年12月に、地球温暖化防止計画の第一歩を策定する「京都議定書」が採択され、米国の議定書への不参加はあるものの、温室効果ガス排出削減目標の達成に向けた各国の取り組みが進められつつある。一方、これに先立ち、1987年9月には、成層圏オゾン破壊物質の規制措置を盛り込んだ「モントリオール議定書」が採択され、その後の見直しも含め、オゾン破壊ガスの規制スケジュールが進行している。「モントリオール議定書」による規制対象のうち、先進国においては、ハロンは1993年末に、フロン (CFC) とその他の一部のガスは1995年末に生産および消費が全廃されている。このように、「モントリオール」と「京都」のふたつの議定書により、地球環境に影響を及ぼす微量ガス排出を相互補完的に規制する国際的な取り組みがはじまっている (八木, 2000)。

これらの議定書により規制される微量ガスの多くは、自然、工鉱業、運輸、農林水産業、生活、廃棄物など、さまざまな排出源を持つ。そのうち、メタン、亜酸化窒素、および臭化メチルは土壌生態系や農業活動が重要な

発生源となっている。本稿では、水田からのメタン発生、施肥窒素による亜酸化窒素発生、および土壌くん蒸による臭化メチル発生を中心に、土壌生態系からのガス発生メカニズムとその大気環境への影響に関する研究の現状と今後の課題を解説する。

#### 2. 大気中の温室効果ガスと地球温暖化

##### 2.1. 温室効果ガス濃度変動と地球温暖化への影響

「京都議定書」の規制対象となっている温室効果ガスのうち、二酸化炭素、メタン、および亜酸化窒素はもともと自然界に存在していたものであるが、いずれも、19世紀以降、急激に大気中濃度を増加させている (図1)。このような急激な濃度増加には、産業革命以降の人間活動の拡大が関係していると思われる (IPCC, 2001)。

地球温暖化に対するそれぞれのガスの効果は、大気中の濃度と地表から放射される赤外線吸収効率から求められる。それぞれのガスの赤外線吸収効果は、種類によって異なっており、二酸化炭素を1とした場合の地表から放出された単位質量あたりの温暖化効果の比、すなわち、地球温暖化指数 (GWP: Global Warming Potential) で表わされる。メタンも亜酸化窒素も二酸化炭素よりもはるかに高い赤外線の吸収効率を示すため (100年間の累積効果で二酸化炭素のそれぞれ23および196倍)、大気中濃度が二酸化炭素の百分の1以下であるにもかかわらず、大きな温室効果をもたらす。産業革命以降におけるメタンと亜酸化窒素の地球温暖化への寄与率は、二酸化炭素が全体の64%であるのに対し、それぞれ全体の約20および6%を占めている (IPCC, 2001)。

##### 2.2. メタンと亜酸化窒素の発生・吸収源

メタンと亜酸化窒素はともにさまざまな自然および人為発生源から大気へ放出されている。また、ともにその

\* 農業環境技術研究所 〒305-8604 茨城県つくば市観音台 3-1-3

キーワード: メタン, 亜酸化窒素, 臭化メチル, 京都議定書, モントリオール議定書

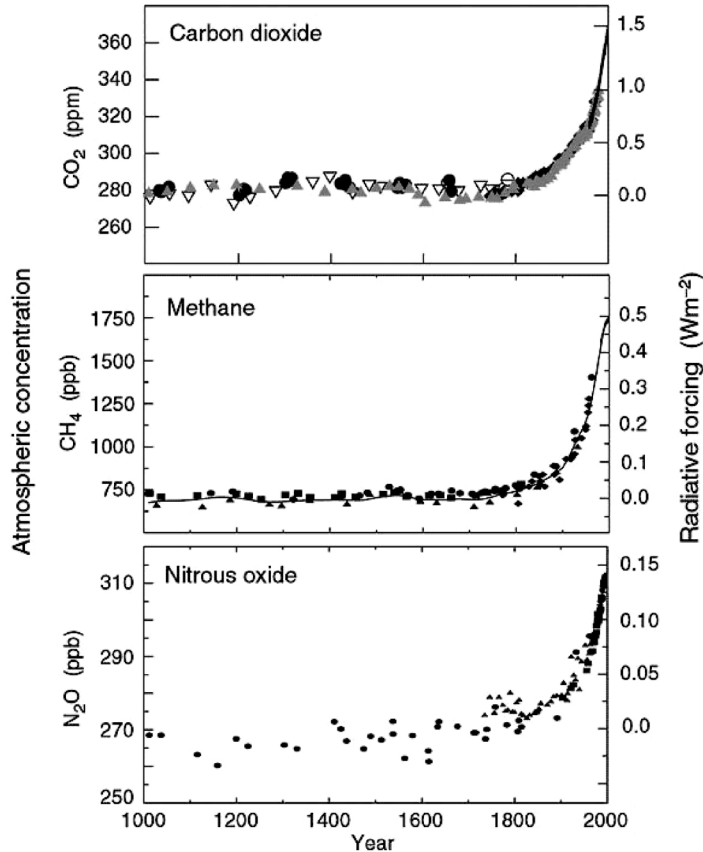


図-1 大気中の温室効果ガス濃度の変化. 上から, 二酸化炭素, メタン, 亜酸化窒素 (IPCC, 2001)

大部分が対流圏または成層圏での光化学反応で分解され, 一部が土壌など地球表層で吸収される。しかし, それぞれの発生源は大きく異なっている。

IPCC がまとめたメタンと亜酸化窒素の発生源とその発存量推定値のうちわけをそれぞれ表1および表2に示す (IPCC, 1995)。メタンの発生源はさまざまであるが, そのうち湿地, シロアリ, 海洋等の自然発生源からの発存量は全体の約30%で, 残りが人為発生源からのものである。これら人為発生源のそれぞれが, 大気メタンの濃度増加に関して「重要参考人」となっている。人為発生源は大きく2つに分けられ, 天然ガスの採掘・輸送時の漏れ, 石炭採掘, 石油工業過程, および石炭燃焼といった化石燃料起源のものと, 反すう動物の消化活動, 水田耕作, バイオマス燃焼, 埋立て地, 畜産廃棄物, および下水処理といった生物圏起源のものに分けられる。亜酸化窒素については, 約半分が海洋, 森林, サバンナといった自然発生源から, 残りの約半分が農耕地, 畜産廃棄物, バイオマス燃焼, その他の産業活動といった人

為発生源である。メタンの場合と同様, これら人為発生源のそれぞれが, 大気亜酸化窒素の濃度増加に関わっていると考えられる。

表1に示されるように, 農耕地と農業活動は大気メタンの主要な発生源になっている。すなわち, 世界の水田からの年間メタン発存量は約60 Tgであり, 全体の約11%に相当する。また, 反すう動物の消化活動や畜産廃棄物も重要な発生源になっている。バイオマス燃焼もその多くが熱帯での焼き畑などの火入れを原因としており, これもまた農業活動の一部であると考えられる。したがって, 農業活動の発展と土地利用の変化は, 大気メタンの動態に大きな影響を及ぼしていると考えられる。たとえば水田については, 世界の水田耕作面積が過去50年間で約70%拡大している事実から発存量の増加が推測される。

同様に, 亜酸化窒素の発生源のうち, 農業活動が関係する畑地, 草地, 畜産廃棄物, およびバイオマス燃焼からの発存量は, 全体の約43%を占める(表2)。これら農

表-1 大気メタンの発生源と年間発生量の推定値 (IPCC, 1995)

発生源		発生量 (Tg yr <sup>-1</sup> )	範囲 (Tg yr <sup>-1</sup> )
自然発生源	自然湿地	115	(55-150)
	シロアリ	20	(10- 50)
	海洋	10	( 5- 50)
	その他	15	(10- 40)
人為発生源	化石燃料	天然ガス	40 (25- 50)
		石炭採掘	30 (15- 45)
		石油化学	15 ( 5- 30)
		石炭燃焼	? ( 1- 30)
	生物圏	反すう動物	85 (65-100)
		水田	60 (20-100)
		バイオマス燃焼	40 (20- 80)
		埋め立て地	40 (20- 70)
		畜産廃棄物	25 (20- 30)
		下水処理	25 (15- 80)

表-2 大気亜酸化窒素の発生源と年間発生量の推定値 (IPCC, 1995)

発生源		発生量 (Tg N yr <sup>-1</sup> )	範囲 (Tg N yr <sup>-1</sup> )
自然発生源	海洋	3.0	(1 - 5 )
	大気	アンモニア酸化	0.6 (0.3- 1.2)
	熱帯土壌	湿潤林	3.0 (2.2- 3.7)
		乾燥サバンナ	1.0 (0.5- 2.0)
	温帯土壌	森林	1.0 (0.1- 2.0)
		草地	1.0 (0.5- 2.1)
人為発生源	農耕土壌	4.2 (0.6-14.8)	
	バイオマス燃焼	0.5 (0.2- 1.0)	
	畜産	2.1 (0.6- 3.1)	
	工業	1.3 (0.7- 1.8)	

業活動による亜酸化窒素発生のほとんどは、直接または間接的に、農耕地へ施用された窒素肥料をその起源としている。したがって、第二次大戦後以降、急激に増加した窒素肥料使用量増加が大気亜酸化窒素の濃度増加にきわめて重大な影響を与えてきたと考えられる。

### 3. 水田からのメタン発生

#### 3.1. 発生メカニズム

水田において、メタン生成菌と呼ばれる一群の細菌の活動により、他の生物が複雑な有機物を分解して排出した低分子化合物からメタンが生成される (図2)。絶対嫌

気性細菌であるメタン生成菌の特性から、土壌中でのメタン生成には、湛水にともなう土壌の還元が発達が必要不可欠な条件となる。水田土壌では、湛水開始後、土壌中の酸化物質が徐々に還元され、酸化還元電位 (Eh) が -150 mV 程度に低下した後、メタン生成が開始される (高井, 1978)。

水田では、土壌中で生成されたメタンは①気泡として、②田面水中を拡散して、③水稲を通過して、のいずれかの経路で大気へと放出される (図2)。また、一部は水の浸透とともに下層や水平方向に移行する。このうち、量的にもっとも重要なのは、水稲を通過して放出される経

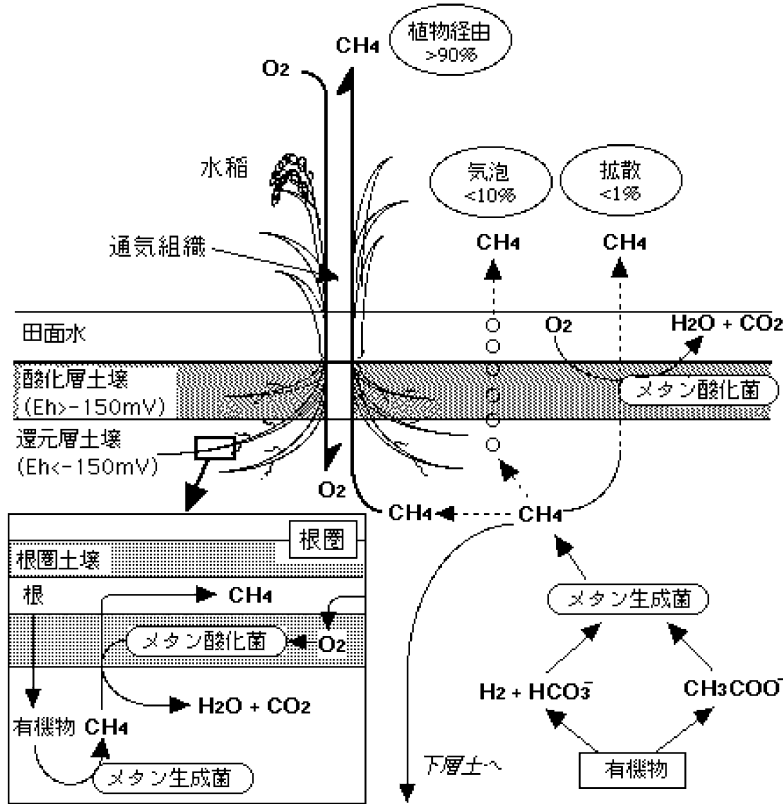


図-2 水田土壌におけるメタンの生成・酸化・発生経路

路である。稲やアンのような水性植物では、稈（茎）や根の内部に通気組織と呼ばれる大気中の酸素を強い還元環境下にある根の細胞に運ぶ組織が発達している。水田の場合、水稻がある程度成長してから後は、多くのメタンがこの経路を酸素と逆の向きに通って大気へ放出される。

水田土壌中にはメタンを酸化分解する別の一群の細菌（メタン酸化菌）が存在する。一般に、メタン酸化菌の活性には酸素（O<sub>2</sub>）を必要とすることから、水田土壌においては、その活性は土壌表層の酸化層や水稻根圏などに限られている。土壌表層と田面水中を拡散して行く発生経路では、土壌表層の高いメタン酸化活性により、大部分のメタンが分解され発生量は小さくなる。

### 3.2. 発生量の変動とその制御要因

水田からのメタン発生にはいくつかの特徴的な変動パターンがみられる。一日のうちでは、フラックスは午後から夕方が高く、早朝に低いといった表層土壌の温度変動ともなう日変動が観察される。また、一日のフラックスの振幅は日毎に異なった大きさとなっている。この

ようなメタンフラックスの日変動は表層土壌の温度変動と相関が高く、地温の日変動にともなう土壌中でのメタン生成速度の変動が、メタンフラックスの日変動に直接反映することを示している（Schütz *et al.*, 1990）。

一方、水稻栽培期間の各ステージにおいてもメタン発生は顕著な季節変動を示す。世界の各地で測定された季節変動パターンはさまざまであり、地温以外のいくつかの要因が関わっていることによると考えられる。一般的には栽培の後期に高いフラックスがみられる場合が多いが、栽培初期や中期に高いフラックスがみられる場合もある。このようなメタン発生の季節変動をもたらす最も重要な要因は、新鮮有機物の分解速度と土壌の酸化還元電位（Eh）の変動である。栽培初期に見られる高いメタン発生は刈り株や雑草、あるいは有機質肥料の急激な分解に由来する（Denier van der Gon and Neue, 1995）。また、水田の湛水にともなう土壌 Eh の低下は、メタン生成菌の活動のための必須条件であり、土壌 Eh の変動は土壌中のメタン生成速度そのものを左右するものである。栽培中期および後期に見られるフラックスのピーク

は、土壌 Eh が低下し温度が上昇した結果であることが多い。さらに、中干しなどの水管理によりメタンフラックスの急激な減少が観察される (Yagi *et al.*, 1996)。そのほか、水稲バイオマスの増大がメタンフラックスの増加と相関を示すことが報告されており、有機物の供給や大気への輸送に関する水稲の役割が示唆されている (Sass *et al.*, 1990)。

### 3.3 発生量評価

世界各地での水田からのメタン発生の測定結果をまとめると、水稲栽培期間のメタンフラックスは、多くの場合、数～数十  $\text{mg m}^{-2} \text{hr}^{-1}$ 、栽培期間全体のメタン発生量は  $1\sim 100 \text{ g m}^{-2}$  の範囲にあり、測定地点や処理により大きく異なる (図3にその例を示す)。特に、有機物を多く施用した場合、大きなメタン発生が観察されている。世界各地の水田におけるメタン発生量の変動は、温度や降雨などの気候条件、土壌の理化学性、有機物や水管理などの耕作管理方法、水稲品種の違いなど、さまざまな要因が関係していると考えられる。

このような世界各地における実測データをもとに、発生制御要因の効果を考慮した単位面積あたりのメタン排出係数と水稲栽培期間・栽培面積の統計値を掛け合わせる方法により、広域でのメタン発生量が評価される。このような方法により推定された、地球規模での水田からの年間メタン発生量は約 60 Tg で、その誤差範囲は 20～100 Tg とされている (IPCC, 1995)。

わが国においては、1992～1994 年にかけて行われた、農耕地からの温室効果ガス発生に関する全国的なモニタリングデータをもとに発生量評価が行われた (日本土壤協会, 1996)。この全国調査の結果は、水稲一作あたりのメタンフラックスの平均値は、稲わらを秋に土壤還元した処理区で  $19.0 \pm 12.5 \text{ g m}^{-2}$  であったことを報告している。さらに、このデータを土壌タイプごとに集計し、有機物無施用や堆肥などの有機物施用実態とそれによる発生量の変化を考慮すると、わが国の水田からの年間メタン発生量は 330 Gg (33 万トン) と推定される (八木, 2003)。

### 3.4 今後の課題

水田からのメタン発生に関しては、これまでの観測・試験データの蓄積から、その制御要因や発生量の変動に関する多くの知見が集積されてきた。しかし、地球規模での発生量には、未だ大きな誤差が含まれており、地球規模や各地域における発生量に対するより精度の高い推定が必要である。そのためには、メタン生成・発生の物理・化学・生物過程に対するより定量的な取り扱いが不可欠であり、それに基づく (半) 経験モデルやプロセスモデルの利用による観測データのスケールアップが重要な課題となろう。

また、地球温暖化緩和のために水田からのメタン発生量を少なくすることを考えた場合、その方策の基本は、図2に示した、メタンの生成・酸化・発生いずれかのプ

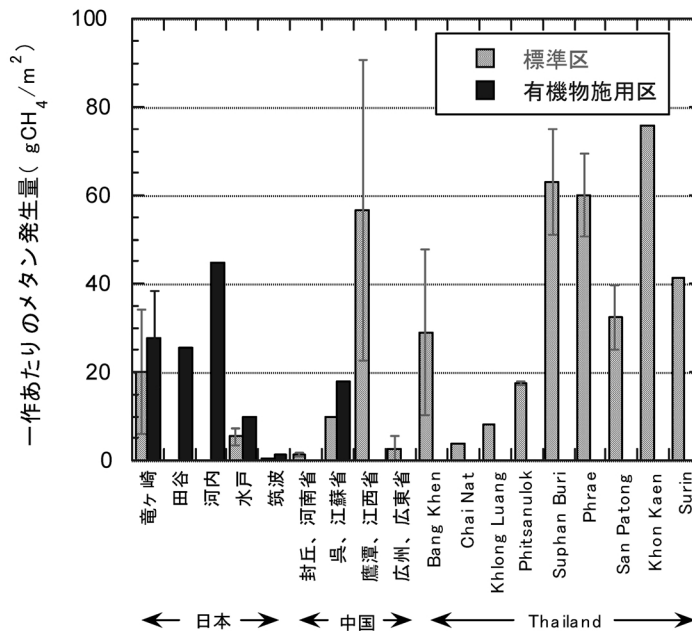


図-3 各地の水田からの水稲一作あたりのメタン発生量

ロセスを制御するような水田管理を行うことである。このような観点から、水管理、肥料または資材の使用、有機物管理、土壌改良など、制御技術の候補が数多く提案されている(八木, 2003)。今後、これらの有望と考えられる発生抑制技術に関し、圃場試験による抑制効果の実証データを蓄積することが求められている。同時に、モデルの適用など、効果の定量的評価を行うための手法開発が必要である。

#### 4. 施肥窒素による亜酸化窒素の発生

##### 4.1. 発生メカニズム

亜酸化窒素は土壤中で、アンモニウム態窒素( $\text{NH}_4\text{-N}$ )が好気条件で酸化を受け硝酸態窒素( $\text{NO}_3\text{-N}$ )へと変換される硝酸化(=硝化)、および硝酸態窒素が湛水土壤や水分不飽和土壤の団粒内部などの嫌気条件下で還元を受け窒素ガスへと変換される脱窒の両方の過程で副生成物として生成される。硝化および脱窒は、ともに、主として、それぞれの反応に特異的に関与する微生物により進められる(楊, 1994)。同じガス態の窒素酸化物であり、光化学スモッグや酸性雨の原因物質である一酸化窒素( $\text{NO}$ )も同様にこれらの過程での副生成物として生成される(鶴田, 2000)。

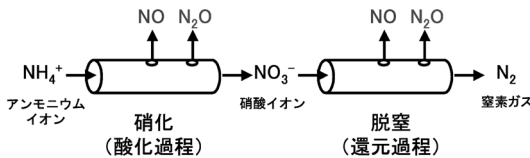


図-4 微生物(硝化細菌, 脱窒細菌)による一酸化窒素( $\text{NO}$ )と亜酸化窒素( $\text{N}_2\text{O}$ )の生成の「穴あきパイプモデル(hole-in-the-pipe model)」(Firestone and Davidson, 1989)

素( $\text{NO}$ )も同様にこれらの過程での副生成物として生成される(鶴田, 2000)。

これらのガスの生成プロセスは、図4で示されるような「穴あきパイプモデル(hole-in-the-pipe model)」により概念的に表すことができる(Firestone and Davidson, 1989)。すなわち、硝化・脱窒のそれぞれの過程で、変換される窒素の一部がパイプの穴から漏れ亜酸化窒素や一酸化窒素になるが、パイプの穴の大きさ、すなわちこれらの微量ガスの生成割合はさまざまな要因によって制御される。

##### 4.2. 発生実態と発生制御要因

畑地や草地などの農耕地土壤では、窒素施肥にともなった特徴的な亜酸化窒素発生パターンを示す。図5は、茨城県つくば市の淡色黒ボク土圃場にて年間を通してオムギとトウモロコシを栽培しながら調査を行った結果(Yan *et al.*, 2001)であるが、亜酸化窒素フラックスは尿素施肥の直後にピークを示している。このことは、硝化過程による亜酸化窒素の生成と発生を示唆している。それに加えて、被覆尿素区で顕著であるが、夏の降雨にともなった亜酸化窒素ピークも見られている。このように、畑地からの亜酸化窒素発生には窒素施肥と水分や温度等の環境変化にともなう土壤中の無機態窒素濃度の増加とそれらの変換速度が決定的な制御要因となっている。

黒ボク土壤では硝化過程による亜酸化窒素発生が顕著であるが、土壤や気候条件によっては、脱窒過程からの亜酸化窒素発生が重要である場合がある。このような場合には、施肥にともなった亜酸化窒素ピークではなく、土壤中の硝酸態窒素の蓄積と降雨や雪解けなど土壤水分量的変化により脱窒活性が高まり、その結果、亜酸化窒素ピークの現れる場合が多い(McTaggart *et al.*,

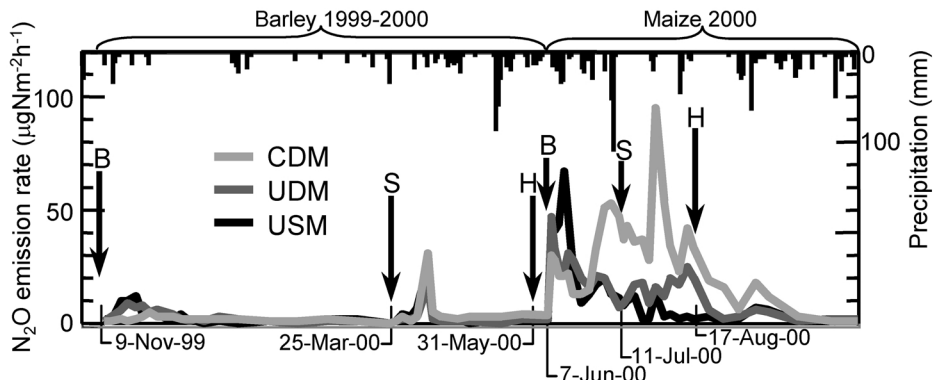


図-5 黒ボク土壤からの亜酸化窒素発生量の変動。CDM:被覆尿素深層施肥, UDM:尿素深層施肥, USM:尿素表層施肥; B:基肥, S:追肥, H:作物収穫(Yan *et al.*, 2001)

1994)。

水田における湛水期間中の亜酸化窒素発生は無視できる程度のものであるが、収穫前の落水処理後とその後の非湛水期間にはある程度の亜酸化窒素発生が見られる。一方、水稲耕作期間であっても、窒素施肥量が多い場合や、強い中干しなどの比較的長期にわたる落水処理を行った場合には、大きな亜酸化窒素発生が報告されており、水田からの亜酸化窒素発生には、施肥のタイミングとともに湛水-落水サイクルといった水管理が重要な要因となる(農業環境技術研究所, 2003)。

農耕地土壌から直接大気へ発生する以外に、施肥窒素由来の亜酸化窒素発生プロセスとして、農業地帯の地下水や河川水からの脱ガスによる亜酸化窒素の間接発生が指摘されている(鶴田, 2000)。このプロセスにおける亜酸化窒素の生成過程や発生量については、十分明らかにされていないが、IPCCの報告書では、その地球規模の発生量は土壌からの直接発生量に匹敵する可能性が指摘され、重要な未解明の発生源とされている(IPCC, 2001)。

#### 4.3. 発生量評価

前述のとおり、農耕地からの亜酸化窒素発生に対し、施肥窒素量とそれによる土壌中の窒素代謝量がきわめて重要な制御要因となっている。そこで、亜酸化窒素発生量の評価には、無窒素区からの亜酸化窒素発生量を差し引いて求めた、施肥窒素量あたりの発生率(または排出係数)が用いられる。

Bouwman (1996) は、世界の農耕地からの亜酸化窒素発生に関するデータベースを構築・解析し、農耕地からの亜酸化窒素年間発生量が式1に表される単純な式により回帰されることを示した。

$$E = 1 + 0.0125 \times N_{\text{app1}} \quad (\text{式1})$$

ここで、Eは亜酸化窒素発生量( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ )、 $N_{\text{app1}}$ は窒素施肥量( $\text{kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ )をそれぞれ表す。すなわち、土壌からのバックグラウンドの亜酸化窒素発生量の平均値が $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ であり、これに窒素施肥量( $N_{\text{app1}}$ )に発生率の平均値である0.0125を乗じて求めた施肥由来の亜酸化窒素発生量を加えることにより、農耕地からの亜酸化窒素発生量を推定可能だということである。この式と、1990年における世界の窒素使用量( $80 \text{ Tg N yr}^{-1}$ )と耕地面積( $1.44 \times 10^9 \text{ ha}$ )から、バックグラウンドおよび施肥由来の農耕地からの亜酸化窒素発生量は、それぞれ、1.4および $1.0 \text{ Tg N yr}^{-1}$ と推定される。

わが国においては、水田のメタンと同時に行われた全国モニタリングの結果、作物、施用窒素形態、および有機物管理の異なる試験結果のほとんどで、施肥窒素量に対する亜酸化窒素発生率が0.1~5%の範囲内であるが、

多くの場合、Bouwmanにより求められた1.25%よりは低いこと、一方、茶園土壌できわめて高い発生が見られることなどが明らかになった(日本土壌協会, 1996)。また、わが国の農耕地土壌からの化学肥料施用による亜酸化窒素総排出量( $4.42 \text{ Gg N yr}^{-1}$ )が推定され、わが国の排出目録(インベントリー)の基礎として使用されている。

#### 4.4. 今後の課題

水田からのメタン発生に比べて、亜酸化窒素と一酸化窒素の生成・発生過程はより複雑であることから、それらの発生制御要因や発生量の変動に関して未解明の問題が多い。したがって、メタン以上に、生成・発生の物理・化学・生物過程に対するより定量的な取り扱いが求められている。そのため、プロセスモデルの利用による発生量予測や観測データのスケールアップが検討されている(Li *et al.*, 1996; Hosen *et al.*, 2000)。さらに、土壌からの直接発生に匹敵すると考えられている、浸透水経由の亜酸化窒素間接発生量を明らかにすることも大きな課題である。

発生抑制技術については、地下水への硝酸性窒素溶脱の問題と共通する点が多く、作物による窒素利用効率の向上や硝化・脱窒の抑制等にポイントを置いた技術の開発が有効であろう。そのための技術としては、①作物生産と環境負荷のバランスを考慮した最適な窒素施肥量設計、②より頻繁な分施など窒素肥料の施用時期の改善、③局所施肥など作物にとってより効率的な位置への窒素肥料の施用、④緩効性肥料や硝化抑制剤・ウレアーゼ阻害剤など新しいタイプの肥料の使用、⑤適切な有機物施用設計、などが考えられる。これらの技術を用いて、土壌の環境容量を超えず、かつ高い収量が維持されるような食糧生産と環境保全とを調和させるための適正な窒素施肥体系を地域ごとに示し、広く普及させる努力が必要であろう。

### 5. 土壌くん蒸による臭化メチル放出

#### 5.1. 臭化メチルをとりまく現状

臭化メチルは温室効果ガスのひとつであるが、その大気中濃度は約10 pptvであり、GWPもそれほど大きくないことから、地球温暖化に及ぼす影響は小さい。しかし、その一方で、臭化メチルは成層圏において塩素原子(Cl)よりも強力なオゾン破壊効果を示す臭素原子(Br)の最大の供給源であり、強力な成層圏オゾン破壊ガスと位置づけられる。このことから、モントリオール議定書締約国会議で、臭化メチルをオゾン層破壊物質として規制対象とすることの合意がなされ、現時点では、先進国では2005年に、途上国では2015年に土壌くん蒸剤とし

での使用を全廃することへ向けての規制スケジュールが進行している。

大気中臭化メチルは、くん蒸剤としての使用以外に、さまざまな自然、および人為発生源を持つが、土壌くん蒸は最大の臭化メチル純放出源である (WMO, 2003)。くん蒸剤やその他の目的のための工業的に合成された臭化メチルの使用量は、1992年において、75,625トンである。用途別では、土壌くん蒸が52,900トン (全体の70%) と最も多く、次いで穀物・木材 (16%)、果実類 (8%)、建物・文化財・航空機 (2.7%)、化学原料 (3.7%) となっている。国別では、米国 (全体の35.8%)、日本 (12.4%)、イタリア (9.9%) と続き、先進国全体での使用量が82%を占めている (川上, 1997)。

## 5.2. 臭化メチルによる土壌くん蒸と大気への放出

臭化メチルは沸点が3.6°Cの無色、無臭の化合物であり、土壌中の病害虫に対する幅広い殺菌・殺虫作用を示すことに加え、雑草の種子に対する作用から除草剤としての効果も示す。それに加えて、土壌中での浸透性にすぐれ、低温でも使用でき、爆発性や引火性もなく、低コストであることから「万能のくん蒸剤」と言われてきた。特に、連作障害が問題となる野菜、花卉やその他の換金作物の施設および露地栽培前の土壌消毒剤として各国で広く使用されてきた。わが国においては、西南暖地の果菜類の施設栽培地帯がその主要使用地帯である (石井, 1994)。

一般に行われている臭化メチルによる土壌くん蒸法は、作物を栽培する前に土壌表面を高分子フィルムで被覆し、土壌表面もしくは土壌中に臭化メチルを放出さ

せ、その土壌中濃度を一定期間保持し、目的とする効果を得るものである。臭化メチルを放出させる方法としては、外部のボンベから導入管を用いて注入する方法 (ホットガス法)、フィルム下の臭化メチル缶を開缶具を用いて開缶させる方法 (コールドガス法)、ハウス全体を密閉したあと時限式噴出装置によりボンベの臭化メチルを噴出させる方法 (ハウス全面くん蒸法)、および注入装置とフィルム被覆装置の付いた大型トラクターにて行う方法 (機械化注入法) がある (小原, 1998)。

土壌くん蒸により使用された臭化メチルのうち、大気へ放出される割合は30から90%と幅広く、くん蒸方法、被覆フィルムの材質・厚さ・被覆期間、温度、土壌の有機物含量とpH、土壌水分含量により異なることが示されている。この放出割合の幅が、そのまま、土壌くん蒸からの臭化メチル放出量の不確実性として、全球での放出量 ( $26.5 \text{ Gg yr}^{-1}$ , 誤差範囲:  $16 \sim 48 \text{ Gg yr}^{-1}$ ) が見積もられている (WMO, 2003)。残りの臭化メチルは土壌中の微生物や有機物と反応し、臭素イオンの形態で土壌中に蓄積する。土壌くん蒸時の大気への臭化メチル放出パターンの一例として、図6に、小原ら (1998) による、わが国の黒ボク土壌でのコールドガス法によるくん蒸実験の結果を示す。臭化メチル放出量はくん蒸直後にきわめて高い値を示し、その後、日中にピークを持つ日変動を示しながら減少する。くん蒸7日後に被覆資材 (フィルム) を除去したあとにもう一度放出のピークがあらわれるが、大部分の臭化メチルは、被覆期間中にフィルムを通して大気へ放出されていることが明らかである。被覆期間中における放出の日変動は、臭化メチル

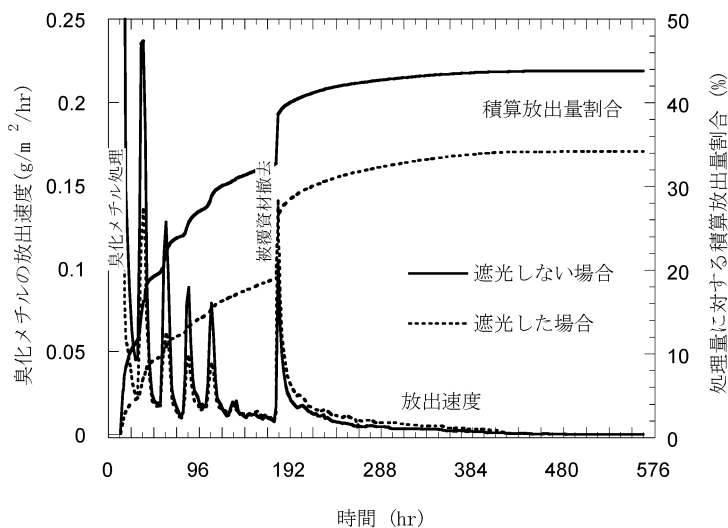


図-6 土壌くん蒸による臭化メチルの放出 (小原, 1998)



のフィルム透過速度に温度依存性があるためであり、気温の日変動に加え、日射によるフィルム内の温室効果から、10倍を越えるような日変動がみられている。

### 5.3. 今後の課題：放出抑制技術と代替技術

臭化メチルによる成層圏オゾン破壊の問題が指摘されて以来、被覆資材と被覆方法の改良、深土壌注入、土壌中での分解促進等、土壌くん蒸からの放出抑制技術が検討されて来た(小原, 1998; 八木, 2000)。一方、土壌くん蒸における臭化メチル使用の全廃が合意されたことから、現時点では、その代替技術の開発が最優先の問題となっている。そのために、代替薬剤による化学的防除、太陽熱、熱水や蒸気による物理的防除、および輪作や病害虫抵抗性品種導入による耕種的防除が検討されている。

しかし、これまでに提案されているこれらの技術には、くん蒸効果、コスト、労力、安全性に関して多くの問題点が存在し、個々の作物についての新たな耕種体系を確立するまでには至っていない。臭化メチルによる土壌くん蒸全廃のスケジュールが2005年と目前に迫っている一方、臭化メチルに大きく依存しているわが国の園芸農業では、完全に代わり得る技術は得られていないのが現状である。代替技術が確立されていない場合には、不可欠用途として規制対象外となる余地が残されているが、その条件として臭化メチルの大気放出量を最小限にする措置が義務づけられる。そこで、わが国の農業において実用的な臭化メチルの大気放出量削減技術を早急に開発することが必要とされている。

## 6. おわりに

大気環境に影響を及ぼす土壌生態系からのガス発生に関して、農地の利用形態および管理方法とガス発生要因の関係を解明し、発生抑制技術を開発することが強く、そして緊急に求められている。このうち、発生要因の解明には、より基礎的・解析的な研究アプローチを必要とする。一方、抑制技術の開発には、より応用的・実証的な研究アプローチを必要とする。その研究手法としては、これまでと同様、圃場試験を中心に、圃場での現象をより詳細に解析するためのポット栽培や室内培養実験などのモデル系試験によるデータの収集が基礎になる。それに加えて、試験データを計量化し、圃場での現象を予測するためのモデル開発が重要であると考えられる。このような予測手法は、点での観測データを広域評価へと外そうする場合や、発生制御技術の定量的評価を行う際に有効であろう。モデル開発、特に、プロセスモデルの場合、土壌-作物系における主要な過程に対する定量的な取り扱いが求められている。土壌物理学は、生物化学過

程を十分に考慮しつつ、このような研究の場面での中心としての役割が期待される。

## 引用文献

- Bouwman, A.F. (1996): Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycle. Agroecosys.*, **46**: 53-70.
- Denier van der Gon, H.A.C. and H.U. Neue (1995): Influence of organic matter incorporation on methane emission from a wetland rice field. *Global Biogeochem. Cycle*, **9**: 11-22.
- Firestone, M.K. and E.A. Davidson (1989): Exchange of trace gases between terrestrial ecosystem and the atmosphere. pp. 7-21, John Wiley & Sons Ltd.
- Hosen, Y., H. Tsuruta and K. Minami (2000): Effects of depth of NO and N<sub>2</sub>O productions in soil on their emission rates to the atmosphere: analysis by a simulation model. *Nutr. Cycle Agroecosys.*, **57**: 83-98.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (1995): *Climate change 1995, the scientific basis*. Cambridge university press.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2001): *Climate change 2001, the scientific basis*. Cambridge university press [<http://www.ipcc.ch/>, または <http://www.gispri.or.jp/kankyo/ipcc/ipccreport.html> にてダウンロード可].
- 石井康雄 (1994): 臭化メチル—その使用実態と環境動態, *農業技術*, **49**: 28-32.
- 川上房男 (1997): 臭化メチルとオゾン層保護, *Techno Innovation*, **25**: 21-26.
- Li, C., V. Narayanan and R.C. Harris (1996): Model estimates of nitrous oxide emissions from agricultural lands in the United States. *Global Biogeochem. Cycle*, **10**: 297-306.
- McTaggart, I.P., H. Clayton and K.A. Smith (1994): *Non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases*. pp. 421-426, Kluwer Academic Publ.
- 日本土壌協会 (1996): 土壌生成温室効果等ガス動態調査報告書 (概要編).
- 農業環境技術研究所 (2003): 農業環境研究成果情報, **19**, No. 24.
- 小原祐三 (1998): 臭化メチルとオゾン層破壊, *農業技術*, **53**: 1-6.
- Sass, R.L., F.M. Fisher, P.A. Harcombe and F.T.

- Turner (1990): Methane production and emission in a Texas rice field. *Global Biogeochem. Cycles*, **4**: 47-68.
- Schütz, H., W. Seiler and R. Conrad (1990): Influence of soil temperature on methane emission from rice paddy fields. *Biogeochem.*, **11**: 77-95.
- 高井康雄 (1978): 水田土壌学, pp. 23-55, 講談社.
- 鶴田治雄 (2000): 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.
- WMO, World Meteorological Organization (2003): Scientific assessment of ozone depletion: 2002. WMO Global Ozone Research and Monitoring Project, Report No. 47 [<http://www.wmo.ch/index-en.html> にてダウンロード可].
- Yagi, K., H. Tsuruta, K. Kanda and K. Minami (1996): Effect of water management on methane emission from a Japanese rice paddy field: automated methane monitoring. *Global Biogeochem. Cycles*, **10**: 255-267.
- 八木一行 (2000): ハロカーボン類と土壌生態系. *土肥誌*, **71**: 718-725.
- 八木一行 (2003): 大気メタンの動態と水田からのメタン発生. 農業環境叢書第15号, 印刷中, 農業環境技術研究所.
- Yan, X., Y. Hosen and K. Yagi (2001): Nitrous oxide and nitric oxide emissions from maize field plots as affected by N fertilizer type and application method. *Biol. Fertil. Soil*, **34**: 297-303.
- 楊 宗興 (1994): 土壌圏と大気圏. pp. 85-105, 朝倉書店.

受稿年月日: 2003年7月25日  
受理年月日: 2003年9月1日

## 八木氏講演に関する質疑

### 質問：

メタンガスや  $N_2O$  の発生は有機肥料を連用した場合と無機肥料を連用した場合では明らかに差が出るものか。

### 八木（農業環境技術研究所）：

メタンの場合と亜酸化窒素の場合を分けて考える必要がある。メタンの場合はメタンの基質となるものは有機物であり、有機物を施用すればその分メタンの材料が増えるということで、その発生量は増加することになる。ただし、有機物に含まれる易分解画分が多いか少ないかによってその発生量は違ってくる。易分解性画分の多い生ワラを入れた場合には非常に大きなメタン発生があるのに対して、堆肥化過程で易分解性画分が分解されてしまい既に大気中に  $CO_2$  として放出された完熟堆肥などではそれほど大きな発生は見られないことが明らかになっている。次に、 $NO$ 、 $N_2O$  の発生だが、これも肥料から土壌中に無機態窒素がどれだけ放出されるかによる。それから有機物に含まれる窒素の形態、分解しやすさ、C/N比などの影響を受けている。例えば、牛糞堆肥などのよ

うに C/N 比の高いもの、あるいは窒素の少ないものでは亜酸化窒素の発生量は少ないが、豚糞堆肥などではそれを連用することによって時には化学肥料よりも発生量が多くなる場合もある。

### 質問：

良い土づくりをすれば温室効果ガスの発生につながるのか。

### 八木：

一概にそうとは言えない。非常に難しい問題だ。良い土作りをして土の肥沃度を高めるとことはとりもなおさず土壌の無機態炭素供給量、無機態窒素供給量を高めることだ。それはそのままメタンや亜酸化窒素の発生につながり、良い土作りが必ずしも温室効果ガスの発生を抑制することにはつながらない。今日の農業において自脱型コンバインで生ワラを土の中にすき込むということがなされているが、そうした処理より、以前のようにワラを一旦持ち出して堆肥化してから土に返してあげる、そうした処理の方がメタンの発生量は少なくできる。

（文責：井上 久義）