

第2節 耕地の肥培管理に由来する環境問題

1. 大気環境への影響

耕地と大気の間では様々なガス交換（排出と吸収）が行われている。環境影響に重要なガスは、二酸化炭素（CO₂）、メタン（CH₄）、亜酸化窒素（N₂O）、およびアンモニア（NH₃）である。このうち、CO₂、CH₄、およびN₂Oは温室効果ガスであり、NH₃は酸性化および富栄養化の原因物質である。

1) 二酸化炭素（CO₂）

CO₂の大気中濃度は、工業化以前の約280ppmから2005年には379ppmに上昇し、工業化前以来の濃度上昇は1.66 Wm⁻²の放射強制力（注1）に寄与している。これは様々な放射強制力の要素のなかで最も大きいため、CO₂は最も重要な温室効果ガスである。1750年以来、人為起源のCO₂排出の約2/3は化石燃料燃焼から生じ、約1/3は土地利用の変化が植物と土壌炭素に及ぼす影響による排出と推定されている（IPCC, 2009）。

耕地においては作物が栽培される。図1に示すように作物は光合成で大気からCO₂を吸収（GPP）し、地上部の呼吸（AR）および地下部（根）の呼吸（RR）によりCO₂を排出する。この吸収と呼吸の差が乾物生産となる。その一部は収穫部位等として圃場から持ち去られ（OUT）、残りは刈り株や根として圃場に還元される。土壌有機物は主に微生物

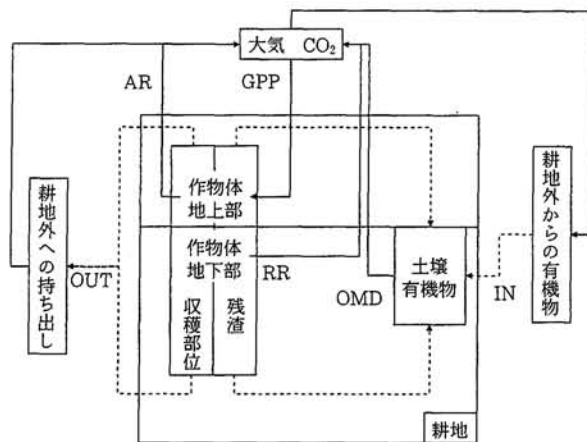


図1 耕地における炭素フロー

線はCO₂のフローを示し、点線は有機物のフローを示す。主要なものを示しており、全てを網羅しているわけではない。記号については本文を参照。

物によって分解され、CO₂が排出（OMD）される。また、圃場外から持ち込まれた有機物（堆肥等）が施用される（IN）場合がある。

以上の耕地単位でみた物質の流れをCO₂に換算し、大気への排出（Emission）を評価すると以下のようなになる。

$$\text{Emission} = \text{AR} + \text{RR} + \text{OMD} + \text{OUT} - \text{GPP} - \text{IN}$$

ここで、圃場外から持ち込まれた堆肥等の有機物は圃場外において大気から吸収したCO₂を含んでいるので負の効果として考え、OUTはその逆で正の効果としてカウントしている。乾物生産は（GPP - AR - RR）でありこれをNPPとすれば、上式は、

$$\text{Emission} = \text{OMD} - (\text{NPP} - \text{OUT}) - \text{IN}$$

となる。右辺第2項は刈り株や根として圃場に還元されたものであり、右辺全体は土壌有機物の収支を示している。言い換えれば、土壌有機炭素の減少量をCO₂換算した値が、大気環境への影響と考えることができる。北海道の耕地面積は1163×10³haでありこれは全国の25.0%にも相当し（農林水産省大臣官房統計部, 2008）、土壌有機炭素含量が高い黒ボク土も広く分布している。このため、土壌有機物分解の抑制と適度な有機物施用による土壌炭素蓄積は、地力維持・向上と地球温暖化抑制の両面から重要である。

なお、上式は純一次生産量と有機物分解（土壌呼吸の一部を構成する）が重要な因子であることを示している。北海道のほぼ全地域は冬期間の積雪または凍結のため、作物栽培がされず純一次生産量がゼロとなる期間が長い。この期間でも有機物分解はゼロとはならないため、CO₂が大気に排出される。このようにみると、低温で高水分状態における土壌呼吸と有機物分解の特性を様々な条件（土壌、気象、作物）で把握することも重要であると思われる。さらに、有機物の分解は窒素の無機化もともなうため環境影響にも関連する。このような地域的な特徴を考慮しながら、今後とも現地における調査を長期的に継続する必要があるといえよう。

2) メタン（CH₄）

2005年の大気中CH₄濃度は1774ppbであり、工業化以前の倍以上に上昇した。この濃度上昇は0.48 Wm⁻²の放射強制力に寄与し、これはCO₂に次ぐ大きさである。人為起源の継続的なCH₄排出（反

芻家畜、水田、バイオマス燃焼) が上記の濃度上昇をもたらしたと推定されている (IPCC, 2009)。

耕地土壌においては、絶対嫌気性細菌である CH_4 生成菌および CH_4 酸化菌が両方存在しており、主に土壌水分や酸化還元電位によって、 CH_4 排出もしくは吸収となる。

すなわち、湛水状態のような嫌気的環境では CH_4 生成菌の活性が優勢となり CH_4 生成と排出が生じる。水田では、土壌中で生成された CH_4 は①気泡として、②田面水中を拡散して、③水稻を通過して、のいずれかの経路で大気へと排出される。このうち、量的に最も重要なのは③の経路であり、これはイネやアシなどの水性植物では、茎や根の内部に通気組織が発達しているためである。水田の場合、水稻がある程度発達してから後は、多くの CH_4 がこの経路で大気に排出される (八木, 2004)。一方、比較的乾燥している畑地や草地では CH_4 酸化菌の活性が優勢となり表層土壌は大気中 CH_4 を吸収する。

典型的な水田における CH_4 排出フラックスの絶対値は、典型的な畑・草地における CH_4 吸収フラックスの絶対値の100倍程度と大きいことが知られている。また、水管理・有機物管理・窒素施肥などの因子が耕地からのメタン排出量 (吸収量) の制御因子であることも知られている (Le Mer, et al., 2001; 八木, 2004)。

北海道の水田は冬季に積雪低温状態となるため本州の水田と異なっている点が多い。例えば、稲わらの分解が非常に緩慢であること、稲わらの圃場外への搬出や堆肥化が困難な場合があること等である。このため、稲わら由来の大きなメタン排出フラックスが起こりうる。北海道の水田面積は 226×10^3 ha であり、これは全国の8.9%に相当する (農林水産省大臣官房統計部, 2008)。安定的なコメの供給とともにメタンの排出を抑制することは重要であり、そのために稲わらの分解促進や水管理等によるメタン発生軽減対策が推奨されている。

3) 亜酸化窒素 (N_2O)

2005年の大気中 N_2O 濃度は319ppbであり、工業化以前よりも18%上昇した。この濃度上昇は 0.16 Wm^{-2} の放射強制力に寄与し、主として農業および関連の土地利用変化によるものと推定されている

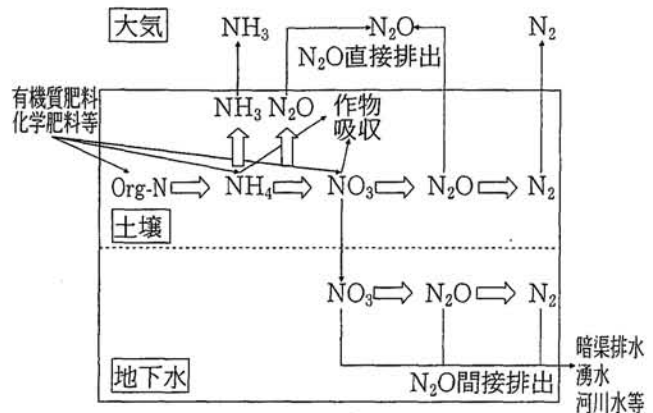


図2 大気-耕地土壌-地下水系における窒素の形態変化とフロー

細矢印はフローを示し、太矢印は形態変化を示す。主要なものを示し、全てを網羅しているわけではない。

(IPCC, 2009)。

耕地土壌では窒素 (N) の形態変化と移動が同時に生じている。図2に示すよう作土では土壌微生物の作用である硝化過程と脱窒過程によって、それぞれ副産物と中間生成物として N_2O が生成し、直接大気に拡散・排出されている。これらの過程の制御因子として、土壌水分、温度、無機態窒素濃度、pH、施肥窒素量、容積重等が知られている (Sahrawat, et al., 1986)。これらの因子は肥培管理と直接・間接的に関係がある。

図3にわが国の耕地における年間窒素施用量と N_2O 排出量の関係を示す (Akiyama, et al., 2006)。

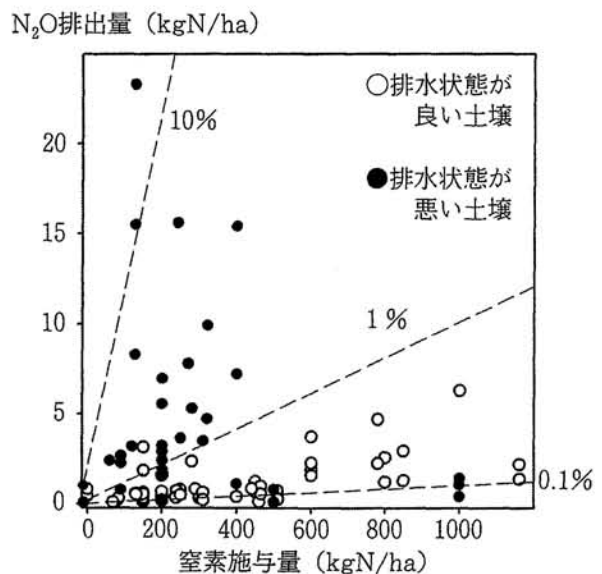


図3 わが国の畑地土壌における年間窒素施用量と年間 N_2O 排出量の関係

排水性の違いで差があるように見えるが、これは排水の悪い土壌で脱窒過程による生成が大きいためであろう。これらのデータを総合して、わが国耕地における施肥窒素由来の排出係数は 0.0062 ± 0.0048 ($\text{kg N}_2\text{O-N}[\text{kg N}]^{-1}$)と見積もられている。しかし、図3に示されているようにバラツキは大きく、なお発生量推定の精緻化が必要である。

北海道の畑地面積は $417 \times 10^3 \text{ha}$ であり全国の27.9%に相当する。また牧草地面積は $520 \times 10^3 \text{ha}$ であり全国の83.3%にも相当する(農林水産省大臣官房統計部, 2008)。そのため北海道の畑地、牧草地からの N_2O 排出を抑制することは重要である。わが国の畑地、牧草地からの N_2O フラックス測定が1990年代から精力的になされてきたが、本州の多くの事例では窒素施肥直後に硝化由来と考えられる N_2O フラックスのピークを示す事例が多かった(鶴田, 2000)。これに対し、北海道では夏秋の収穫期に脱窒由来と考えられる大きな N_2O フラックスを示す事例が報告されてきた(木曾, 1999; Kusa et al., 2002; Katayanagi et al. 2008)。北海道では梅雨がなく冬期間には積雪・凍結があるなど本州と異なった環境下にあることがひとつの要因として考えられる。このような地域特性を意識しながら畑地、牧草地からの N_2O フラックス測定事例が積み重ねられ、排出抑制技術が提案されてきている。

ところで耕地で余剰となった窒素の一部は作土での N_2O 発生の基質となるとともに、硝酸態窒素(NO_3)として地下に溶脱する。 NO_3 は水環境の富栄養化の原因物質のひとつとなるが、この NO_3 を基質として表層土壌下でも N_2O が生成する。生成した N_2O は土壌溶液や地下水にしばしば過飽和で溶存するが、この溶液が暗渠排水・湧水・河川水として大気に開放されると、脱ガスで大気に二次的に排出される。これは農地からの「 N_2O 間接排出」のひとつとして重要である(図2)。最近の研究から、暗渠排水・湧水等の NO_3 濃度と溶存 N_2O 濃度には正の有意な相関があることがわかっている(Sawamoto et al., 2005)。このことから原理的には、耕地における余剰窒素を少なくする肥培管理が、直接および間接 N_2O 排出、窒素溶脱を削減することが可能であることを示唆している(澤本ら,

2010)。

なお、 N_2O はオゾン層破壊にも寄与する。最新の研究によれば、フロン類はモントリオール議定書による国際規制によって排出量が大幅に減少したために、21世紀全体ではフロン類以上に N_2O がオゾン層を破壊すると推定された(Ravishankara et al., 2009)。耕地からの N_2O 排出削減は地球温暖化抑制だけでなくオゾン層保護にも重要である。

4) アンモニア (NH_3)

NH_3 は家畜ふん尿の処理過程、耕地への家畜ふん尿と化学肥料の施用等によって大気に排出されており、食料生産における NH_3 揮散は全球の総揮散量(54Tg N year^{-1})の半分以上を占めると見積もられている(FAO and IFA, 2001)。 NH_3 は様々な環境影響を与える重要な大気汚染物質であり、大気中では硫酸化合物と窒素酸化合物由来の酸性物質を中和するが、地表に沈着した後は生態系の酸性化および富栄養化をもたらす。また、沈着した NH_3 の一部は N_2O となって大気に排出されるため、 N_2O 間接的発生源となる。

北海道では家畜(乳用牛、肉用牛、豚、採卵鶏、ブロイラー)のふん尿として年間 112Gg の窒素が排泄されている。これは全国の16%に相当する。単純計算では、北海道の耕地面積あたりの家畜排泄物窒素量は年間 96kg N ha^{-1} にも相当する(全国では151)。これらの窒素の多くは、貯留や堆肥化された後、耕地に還元される。(上記の値は、家畜窒素排泄量の原単位(扇元ら, 2006)、家畜頭羽数と耕地面積(農林水産省大臣官房統計部, 2008; 2009)から計算。)

耕地では上記の家畜ふん尿窒素に加えて、化学肥料窒素が施用される。これらが施用された耕地土壌と大気における NH_3 分圧差によって NH_3 揮散が発生する。一般的には、風速、pH、温度、土壌水分等が制御因子であり、 NH_3 揮散量は、施用物の量と種類、施用方法などによっても大きく異なる(FAO and IFA, 2001; 松中, 2003)。北海道ではアルカリ土壌はほとんど分布していないので化学肥料窒素由来の NH_3 揮散は少なく、家畜ふん尿を草地もしくは畑地・水田に施用する場合に大きな NH_3 揮散が発生すると考えられる(松中, 2003)。この NH_3 揮散を抑制することは環境保全の面から

重要である。ただし、抑制された NH₃ 揮散分の窒素は土壤中に残り、硝酸溶脱や N₂O 排出を増加させる原因ともなりうるため、牧草あるいは作物に有効利用されるような肥培管理が重要である。

5) 地球温暖化係数 (GWP)

GWP は、瞬間的な単位質量の排出から特定期間の放射強制力の積算値を比較し、さまざまな温室効果ガスの排出に伴う気候への影響可能性を比較するのに役立つ尺度である。IPCC 第四次レポートでは CO₂ を 1 とした GWP は、CH₄ で 25、N₂O で 298 (いずれも 100 年) としている (IPCC, 2009)。これらの GWP を排出量に掛けることで CO₂ 換算した排出量を計算することで、各排出の寄与を明らかにし、排出量の総合評価を行うことが可能となる。

表 1 は、日本の温室効果ガス排出量 (2007 年) を CO₂ 排出量に換算したものである (温室効果ガスインベントリオフィス, 2009)。前述した耕地土壌の炭素収支による CO₂ 排出量は LULUCF に入るが表 1 ではカウントされていない (注 2)。農林部門の全体に占める割合は 2.6% と見積もられている。しかし、CH₄ と N₂O についてみると、農林部門の割合は高い (CH₄ : 68%, N₂O : 47%)。その中でも本稿で述べた耕地 (稲作・農用地の土壌) は重要な位置を占める。2009 年 9 月に発足した鳩山政権は、日本の温室効果ガスの削減目標を 2020 年までに 1990 年比で 25% とした。今後、農林分野においても、生産性を維持しながらこれらの温室効果ガス排出の抑制をはかる肥培管理の確立が一層望まれる。

注 1 : 放射強制力とは、ある因子が持つ地球大気システムに出入りするエネルギーのバランスを変化さ

せる影響力の尺度である。正の値は地表面を昇温させる傾向がある。本文における放射強制力の値は 1750 年の工業化以前の状態に比べた変化であり、単位を Wm⁻² とし地球全体の平均値である (IPCC, 2009)。

注 2 : 日本国温室効果ガスインベントリ報告書の「第 7 章 土地利用, 土地利用変化及び林業分野」における「7.4.1. 転用のない農地」において、「現在は過去 20 年間に農業管理方法等の変化により土壌炭素ストック量は変化していないと想定しているが、実態と異なる可能性がある。農業管理方法等の変化を無視できない場合は、土地利用別・農業管理方法別 (耕起方法別, 有機物投入量別) の土地面積の把握方法について検討を行う。」としている (温室効果ガスインベントリオフィス, 2009)。

(澤本卓治)

表 1 日本の温室効果ガス排出量 (2007 年)

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	その他	総量	割合
国全体	1303.8	22.6	23.8	24.1	1374.3	100.0
農林部門	8.8	15.3	11.3		35.4	2.6
燃料燃焼	8.8				8.8	0.6
家畜消化管内発酵		7.1			7.1	0.5
家畜排せつ物管理		2.4	4.9		7.3	0.5
稲作		5.7			5.7	0.4
農用地の土壌			6.3		6.3	0.5
残渣の野焼き		0.1	0.1		0.2	0.0

単位 : 百万 t CO₂ 換算

LULUCF (土地利用, 土地利用変化及び林業) 分野の排出・吸収量は含まれていない。