

# 水稻の不耕起直播栽培における 温室効果ガスの発生実態の解明と 削減技術の開発

石橋 英二

Determination of Emissions of Greenhouse-effect  
Gases and the Development of Approaches to  
Reduce these Emissions during No-tillage  
Direct-seeding Rice Cultivation

Eiji Ishibashi



## 序

岡山県の水稲乾田直播栽培は古くは明治から始まっており、その後も先人達により受け継がれ、岡山県は独自の稲作技術を発展させてきた県として知られている。この栽培法は、雨が少なく、晴れの国「岡山」を象徴する栽培法として、一時は20,000haを越す栽培面積にまで普及した。その中でも不耕起乾田直播栽培は、播種時期に雨が多いと播種しにくという欠点を克服する技術として、昭和30年代にほぼ完成し、さらに平成になって新しい播種機の開発や除草剤の進歩により広く普及した栽培法である。この栽培法を取り入れることで労働時間が大幅に短縮され、条件が良ければ10aあたり5時間の労働時間で栽培が可能となり、主に岡山県南部の大規模農家を中心に、乾田直播栽培や耕起移植栽培との組み合わせの中で採用された。しかし、最近では施肥同時田植機など田植機の高機能化と、優れた除草剤の普及により、栽培面積は減少傾向である。

ところが、全国的に見ると、農業の国際競争力を高めなければならないという時代の要請から、省力的な栽培法である直播栽培が再度注目されており、農地の集約と規模拡大による企業的農業への転換が意欲的に推進されている。一方、農業は環境に優しい産業と言われているが、農業も他産業と同じく環境に配慮することが求められている。その中で、近年の温暖化による人間社会への影響は大きく、農業分野においても温暖化の原因と考えられている温室効果ガスの排出抑制技術の確立と実践は、岡山県のみならず、全国的な喫緊の課題となっている。

本研究は、そのような社会的要請のもと、水田からの温室効果ガスの排出量を、岡山県の特徴である耕起乾田直播栽培、不耕起乾田直播栽培を耕起移植栽培と比較する中で、温室効果ガスの排出量を適正に評価するとともに、これら栽培法の組み合わせにより、水田からの温室効果ガスの排出量を抑制できることを示したものである。また、農地から排出する温室効果ガスを、栽培法毎にメタンと亜酸化窒素の両成分を継続的に通年で調査した事例はこれまでに無く、多くの新知見を明らかにしている。これらの成果は、岡山県の乾田直播栽培の有利性を環境面からも特徴付けるものであり、学術的には日本土壤肥料学会でも技術賞や論文賞を授与されるなど、いずれも高く評価されている。

本論文は石橋英二副所長が平成4年の研究開始以来、逐次発表してきた一連の研究成果をとりまとめたもので、我が国における温室効果ガス発生量の見積もりに活用されるなど、実用価値は勿論のこと、学術的にも貴重な業績であるので、広く刊行し、一般の参考に供するものである。

なお、本論文は同氏が平成21年3月25日に北海道大学大学院博士論文提出により授与された博士（農学）の学位論文を基に編集したものであることを付記しておく。

平成24年12月

岡山県農林水産総合センター農業研究所長  
博士（農学） 伊達寛敬

## 目次

著 論 .....	45
第1章 研究史及び研究目的	
第1節 不耕起直播土壌の特徴と生産性 .....	48
第2節 農耕地からの温室効果ガスの発生量 .....	49
第3節 水田におけるメタンの生成と発生 .....	50
第4節 水田における亜酸化窒素の生成と発生 .....	53
第5節 水田からの亜酸化窒素とメタンの発生パターン .....	55
第6節 水田における二酸化炭素の吸収と発生 .....	55
第2章 不耕起直播栽培がメタン発生量に及ぼす影響	
はじめに .....	56
第1節 不耕起直播栽培の継続とメタン発生量との関係 .....	56
第2節 メタン発生量が増加する要因の解明 .....	66
第3節 耕起移植栽培, あるいは耕起直播栽培への転換がメタン発生に及ぼす影響 .....	72
第4節 まとめ .....	74
第3章 不耕起直播栽培が亜酸化窒素発生量に及ぼす影響	
はじめに .....	77
第1節 不耕起直播栽培の継続期間, 並びに耕起移植栽培あるいは耕起直播栽培への転換が 亜酸化窒素発生量に及ぼす影響 .....	77
第2節 まとめ .....	85
第4章 不耕起直播栽培が二酸化炭素発生量に及ぼす影響	
はじめに .....	87
第1節 栽培様式と二酸化炭素フラックスとの関係 .....	87
第2節 不耕起直播栽培圃場の作土表層における炭素貯留量 .....	89
第3節 まとめ .....	90
第5章 栽培様式が二酸化炭素等価発生量に換算した温室効果ガス総発生量に及ぼす影響	
はじめに .....	92
第1節 栽培様式の異なる水田からの温室効果ガスの年間発生量の比較 .....	92
第2節 まとめ .....	94
第6章 総合考察	
はじめに .....	96
第1節 水田における温室効果ガスの発生実態と削減対策 .....	96
第2節 温室効果ガスの発生に及ぼす土壌管理の影響 .....	98
第3節 おわりに .....	100
摘 要 .....	101
引用文献 .....	102
英文摘要 .....	109

## 緒 論

地球の温暖化は人類共通の問題で、その影響は将来にわたって最も懸念される環境問題である。IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change; 地球変動に関する政府間パネル) の第3次評価報告書 (IPCC, 2001) によれば、過去100年間の気温上昇は0.74℃であり、最近50年間に限れば、それ以前と比べて約2倍の速さで気温が上昇している。この気温の上昇は、人為起源の温室効果ガスの増加が原因であるとほぼ断定された。

京都で開催された地球温暖化防止会議 (1997年) において、人為起源の温室効果ガスとして、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)、ハイドロフルオロカーボン類、パーフルオロカーボン類、六フッ化硫黄が認定され、メタンと亜酸化窒素については農業が主な排出源であるとされた。これらの温室効果ガスの濃度変化について、最新の第4次評価報告書 (IPCC 2007) によれば、世界的な大気中の二酸化炭素濃度は、産業革命以前の約280ppmから2005年には379ppmに、メタン濃度は0.715ppmから1.774ppmに、亜酸化窒素濃度は0.270ppmから0.319ppmに急激に増加している。

既報によれば、農業 (作物及びその生産の場である農耕地土壌) と二酸化炭素、メタン及び亜酸化窒素発生との関係は以下のように要約できる。まず、二酸化炭素は作物の光合成により有機物として固定され、その固定量が作物自身の呼吸による二酸化炭素排出量を上回るので、作物は有効な二酸化炭素吸収源とされている (南澤・犬伏, 2006; 野内, 2001b)。一方、農耕地土壌において二酸化炭素は光合成細菌などの働きで吸収されるが、反対に土壌生物の呼吸や土壌有機物の分解に伴い大気中に放出される。また、土壌有機物分解時にはメタンも放出される。土壌が酸化状態の場合には、微生物の呼吸作用で二酸化炭素が放出されるが、絶対嫌気状態の場合には、二酸化炭素の水素による還元反応と酢酸の脱メチル反応の二つの経路でメタンが生成される (高井・加村, 1961; Takai, 1970; Takai et al., 1974)。また、土壌中アンモニウム態窒素の硝化や硝酸態窒素の脱窒時には亜酸化窒素が発生する (陽・福士 1982)。

産業革命以後人為的に排出された温室効果ガスによる地球温暖化への寄与度は、二酸化炭素60%、メタン20%、亜酸化窒素が6% (IPCC, 2001) であった。日本国内の二酸化炭素に換算した各温室効果ガスの総発生量は、1年間にメタンが2億4,071万 t、亜酸化窒素が

表1-1 日本国内の各温室効果ガス総発生量<sup>2</sup>と農業部門からの発生量・割合<sup>3</sup>

項目	総発生量	稲作	農用地 の土壌	家畜排 泄物管理	農林水産業
メタン発生量 (千 t)	24,071	5,775	-	2,514	-
メタン総発生量に対する 農業部門の割合 (%)	100	24	-	10	-
亜酸化窒素発生量 (千 t)	25,450	-	7,203	4,699	-
亜酸化窒素総発生量に対する 農業部門の割合 (%)	100	-	28	18	-
二酸化炭素発生量 (千 t)	1,293,469	-	-	-	13,281
二酸化炭素総発生量に対する 農業部門の割合 (%)	100	-	-	-	1

<sup>2</sup>メタン、亜酸化窒素の発生量は二酸化炭素に換算した値で、各々の発生量に地球温暖化係数を乗じた  
<sup>3</sup>温室効果ガスインベントリオフィス (2007) から抜粋

2億5,450万 tであった。この中でメタンの24%が水田から、亜酸化窒素の28%が農用地の土壌から発生し、家畜排泄物からの発生を合わせた農業部門からの総発生割合はメタンでは34%、亜酸化窒素では46%に達するといわれている (表1-1, 温室効果ガスインベントリオフィス 2007)。

前述したように、大気中の二酸化炭素濃度が約379ppmあるのに対して、メタンは1.774ppm、亜酸化窒素はわずか0.319ppmである (IPCC, 2007)。しかし、メタンや亜酸化窒素は、ガス単位質量当たりの温室効果が二酸化炭素と比較して大きい。二酸化炭素の温室効果を1としたときの、メタンや亜酸化窒素の温室効果を示す尺度として定められている値 (地球温暖化係数, GWP) は、メタンが23倍、亜酸化窒素が296倍である (IPCC, 2001)。そして、更に注目すべき点は、メタンや亜酸化窒素が温室効果ガスとして無視できない存在であるにもかかわらず正確な発生量が把握できていない (温室効果ガスインベントリオフィス, 2007) ことである。例えば、IPCC (1994, 1996) の推定によると、水田から発生するメタンは20 ~ 100Tg y<sup>-1</sup>、農耕地から発生する亜酸化窒素は0.6 ~ 14.8Tg y<sup>-1</sup>であり、推定値の幅が大きい。適切な温暖化対策を策定するためには、温室効果ガス発生量推定の精緻化が必要であり (IPCC, 1994)、これに関係する農耕地からの発生実態の正確な把握と、効果的かつ効率的な発生削減技術の確立が急務である。

温室効果ガスの発生を削減する技術として、水田における水稲の不耕起直播栽培法 (不耕起状態の畑条件で播種し、入水開始までの約30日間を畑状態で管理する栽培法、以下不耕起直播栽培と略記する) がある。直播栽培では育苗や田植えが不要であるため、移植栽培に比べて省力的である。直播栽培、移植栽培や品種を組み合わせるにより、収穫期を分散でき、カントリーエレベータなどの利用率向上にも大きな効果が

期待できる（山本ら，2000；坂本・甲田，1997）。特に，耕起しない不耕起栽培は，地球温暖化対策と関係が深い化石エネルギーの使用削減や農耕地への炭素貯留技術として有効であり（古賀・鶴田，2006；古賀，2007；Koga et al.，2004，2006；Lal，1997；Duiker and Lal，1999；Halvorson et al.，2002；Lal，2004；伊藤，2002），乾田での不耕起直播栽培は，メタンガスの発生が少ない栽培様式である（金田，1995；Yagi et al.，1997；Sass and Fisher，1994；北田，1991；畑中ら，1999；三好ら，2000）と期待されている。しかし，このような認識は，「不耕起直播栽培では代かきが行われず，有機物もすき込まれないので，減水深が大きく，土壤有機物が酸化的に分解されるためメタンの発生が少なくなるであろう」という推測からもたらされたものである。これまで不耕起直播栽培から発生するメタンや亜酸化窒素などの温室効果ガスについて継続的に調査された事例は無く，不耕起直播栽培が温室効果ガスの発生に及ぼす影響についてはほとんどわかっていない（南川，2006；Yagi 1997）。

そこで，本研究では不耕起直播栽培を中心とする栽培様式の違いと温室効果ガス発生との関係について明らかにし，水田からの温室効果ガス発生の削減技術を確立することを目的とした。

第2章では，メタン発生の少ない水稻の栽培様式について検討した。すなわち，不耕起直播栽培の継続は作土表層に有機物を集積させ，土壤の酸化還元電位やメタン生成細菌の栄養基質の量に直接的な影響を与えると推察される。土壤の酸化還元電位やメタン生成細菌に対する栄養基質の量は水田土壤中におけるメタンの生成に直接的に影響するので，不耕起直播栽培の継続とメタン発生量の間には密接な関係があると推定される。しかし，これまで実証的にはほとんど検討されていない。そこで，不耕起直播栽培の継続がメタン生成と発生に及ぼす影響を，不耕起直播圃場と耕起移植圃場との比較調査によって検討した。また，不耕起直播栽培を耕起移植栽培あるいは耕起直播栽培へ転換した時のメタン発生量に及ぼす影響についても調査した。

第3章では，窒素施肥などに由来する土壤中の無機態窒素（アンモニウム態窒素と硝酸態窒素）が酸化条件や還元条件で硝化や脱窒作用を受けるときに発生する亜酸化窒素について検討した。水田から発生する亜酸化窒素に関する多くの報告は水稻栽培期間中の調査結果であり，中干しや最終落水後，あるいは基肥や追肥施用直後に発生することが認められているが，非栽培期間中における報告（Nishimura et al.，2004；Tsuruta

et al.，1997）は少ない。また，不耕起直播栽培を継続すると，作土の表層に有機物が集積するが，有機物の集積部位を中心に無機態窒素の増加が起こるだけでなく，降雨時には有機物層とその下層の腐植含量が高い層位で酸化と還元状態の混在層が形成されると報告（兪ら，1990）されている。このような土壤中の酸化還元状態の変化あるいはその混在は，脱窒が起こりやすい条件と考えられ，結果的に亜酸化窒素が発生しやすくなると考えられる。このため，不耕起直播圃場では亜酸化窒素の発生が多くなる可能性があるため，他の栽培様式との比較の中で，この点を明らかにする必要があると考えた。また，メタンの場合と同様に，不耕起直播栽培を耕起移植栽培あるいは耕起直播栽培へ転換した時の亜酸化窒素発生量に及ぼす影響についても調査した。

第4章では，水田から発生する温室効果ガスとして，一般的にはメタンや亜酸化窒素が問題にされているが，二酸化炭素については，人間活動の影響の無い陸上の自然界では放出量と吸収量の収支がつりあっていると考えられている（鶴田，1994）ことから，これまであまり問題視されてこなかった。しかし，最近の研究で，収穫後の半年間は，二酸化炭素が土壤から発生し続けることがわかってきた（Miyata et al.，2000）。そこで，不耕起直播圃場の表層に集積する炭素の貯留効果とそれによる土壤呼吸の増加による二酸化炭素の大気中への放出量について検討した。

第5章では，メタン及び亜酸化窒素発生量を地球温暖化係数を用いて二酸化炭素等価発生量という同一の尺度に換算して検討した。更に，不耕起直播圃場の表層には有機物が集積するが，集積する有機物を炭素貯留効果として評価し，温室効果ガスの発生が少ない栽培様式とその組み合わせについて提言した。

第6章では，得られた成果を総括し，水田から発生する温室効果ガスを評価する際に，栽培期間中だけでなく，非栽培期間中も含めた継続的な調査の重要性を明らかにするとともに，メタン，亜酸化窒素及び二酸化炭素を同時に測定することの重要性を議論した。

本論文は，岡山県農業総合センター農業試験場化学研究室（現 岡山県農林水産総合センター農業研究所環境研究室）において，長期にわたり実施した調査研究内容をとりまとめたものである。

本論文の取りまとめにあたり，北海道大学大学院 農学研究院教授 岩間和人博士には懇切なご助言，ご指導，ご高閲をいただき，同教授 佐野芳雄博士，同教授 小池孝良博士及び北方生物圏フィールド科学センター教授

山田敏彦博士には懇切なご高閲をいただきました。また、元農業環境技術研究所資源・生態管理科室長 鶴田治雄博士（現 東京大学気候システム研究センター）には、共同研究者として担っていただくばかりでなく、特に懇切なご助言、ご指導及び論文とりまとめの激励をいただきました。心より感謝申し上げます。

本研究を始めるにあたり、元農業環境技術研究所資源・生態管理科科长 陽捷行博士（現 北里大学副学長）には、本研究の端緒を与えていただき、研究の遂行において、終始ご激励をいただきました。更に、元農業環境技術研究所資源・生態管理科主任研究員 八木一行博士（現 独立行政法人 農業環境技術研究所物質循環研究領域）には、温室効果ガス調査手法等の適切なご助言とご指導をいただきました。心より感謝申し上げます。

窒素の無機化、溶出予測について、元農業研究センタープロジェクトチーム長 金野隆光博士（現 千葉県柏市在住）には、解析手法等について、懇切なご指導をいただくとともに、共同研究者として担っていただきました。更に、渦相関法による二酸化炭素の発生量解析については、岡山大学環境理工学部講師 岩田 徹博士には、共同研究者として担っていただくとともに懇切なご指導、ご助言をいただきました。心より感謝申し上げます。また、秋田県立大学生物資源学部教授 佐藤照男博士には、貴重な根成孔隙のエックス線画像の引用を快諾いただきました。心より感謝申し上げます。

現地試験の実施にあたっては、赤磐市多賀の歳森恒男氏、岡山市水門町の故横山鹿男氏及び横山雅二氏には、研究の遂行においてなくてはならない調査圃場を快く提供いただくとともに、研究の趣旨を深くご理解いただき、適切な栽培管理により貴重なデータを得ることができました。心より感謝申し上げます。

岡山県農業総合センター農業試験場作物研究室（現岡山県農林水産総合センター農業研究所作物・経営研究室）渡邊丈洋氏には論文の取りまとめに際して貴重なご意見をいただきました。心より感謝申し上げます。

本研究の実施にあたり、元岡山県農業試験場化学部 川中弘二専門研究員（現 愛媛県伊予市在住）、同 木本英照部長（現 岡山県岡山市在住）、岡山県農業総合センター農業試験場化学研究室（現 岡山県農林水産総合センター農業研究所環境研究室）の赤井直彦専門研究員、同 大家理哉研究員、同 山本章吾専門研究員、岡山県農業総合センター農業試験場作物研究室（現 岡山県農林水産総合センター農業研究所作物・経営研究室）の石井俊雄専門研究員には、共同研究者として担っていただくとともに懇切なご助言をいただきました。心より感謝申し上げます。また、研究実施期間の上司である柳井雅美部長（現 岡山県倉敷市）、海野孝章部長（現 岡山県岡山市）、沖和夫室長（現 岡山県開発研究所）には、研究の円滑な推進にご助力を頂きました。心より感謝申し上げます。

本研究は岡山県農業総合センターの化学研究室員（現岡山県農林水産総合センター農業研究所環境研究室員）の理解と協力無しでは成し遂げることができない研究であり、更に多くの非常勤職員の方々にも様々な場面で調査や分析などを支えていただきました。ここに深く感謝の意を表します。

本論文が、いかに数多くの方々のご協力のもとに行われたかをここに記し、心より感謝申し上げます。

なお、本研究は、「土壤保全対策事業（1992～1997年、2001～2002年、農林水産省助成事業）」、「農耕林地におけるCH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>Oの発生・吸収量の評価とその発生抑制技術の確立に関する研究（1998～2000年、環境省助成事業）」により実施した。

## 第1章 研究史及び研究目的

### 第1節 不耕起直播土壌の特徴と生産性

#### 第1項 不耕起直播圃場の土壌肥沃度及び収量性

明治年間に始まった水稲直播栽培に関する研究は、1960年代に至ってようやく技術的に完成した。その中で、播種時の長雨の影響で計画的な播種が行えないという耕起直播栽培の欠点を克服する技術として不耕起直播栽培技術も確立した（日本土壌肥料学会広島大会運営委員会編 1989）。当時の不耕起直播栽培では前年に刈り残した稲わらの存在下では播種精度が著しく不良になることから、収穫後に稲わらを全量圃場外に持ち出す方式がとられていた。また、施肥は速効性窒素を追肥する栽培体系であり、野々山（1976, 1981）が収量性について詳細な研究をしている。それによると、不耕起直播圃場では土壌からの窒素の供給量が少なく、耕起移植圃場や耕起直播圃場に比べて低収であった。また、代かきをしないことと施肥から入水までの畑期間が長いために基肥窒素の利用率が低いことも低収の原因としている。上村（1974, 1980）は、耕起直播栽培の継続による収量低下の問題について耕起直播栽培を継続している40戸の農家で聞き取り調査を行った。その結果、農家の三分の二は、収量低下を認めていないが、残りの三分の一の農家は、窒素とリン酸の肥効不足が原因で、収量低下が起こっていることを明らかにした。また、収量低下対策として、窒素の増施と追肥回数の増加が有効で、リン酸が不足している場合はリン酸の多用が有効であることを報告している。更に、二見ら（1976）は、的確な施肥管理を行った場合には、不耕起直播栽培を13年間継続しても収量の低下は見られないことを報告している。

その後、コンバインの普及に伴い稲わらが圃場に散布されるようになり、不耕起直播栽培では散布された稲わらがあると播種しにくいと、次第に栽培面積が減少していった。しかし、1990年代から再び不耕起直播栽培の作付け面積が増加し始めた。これは、除草方法の進歩もあるが、特に稲わら存在下でも播種できる不耕起直播機の開発（河本・石井, 1997）と被覆肥料の普及が作付け面積の増加に重要な役割を果たした。稲わらの圃場還元により地力の低下を抑制でき、また被覆肥料の利用により窒素利用率の向上と生育後半の窒素肥効を維持できるようになった。その結果、現在普及している不耕起直播栽培では耕起移植栽培と比

較して、図1-1にみられるように収量性が劣ることはない（岡山県農林水産部2006a；石井, 1999；山本ら、

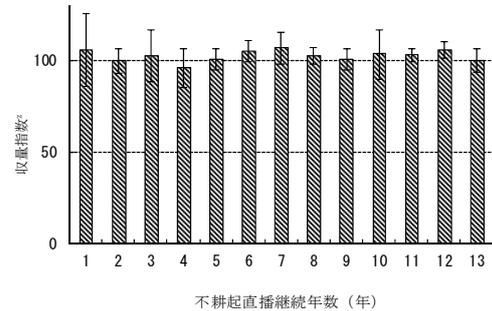


図1-1 不耕起直播栽培実証圃場の収量性<sup>Y</sup>

比較に用いたデータは、岡山県農林水産部（2006）の稲作技術指針に示されている不耕起直播圃場と耕起移植圃場の収量データを基に、不耕起直播継続年数毎に再計算して求めた。不耕起直播収量データ数は継続年数により異なり、3～8年目は5圃場、2, 9～11年目は4圃場、1, 12年目は3圃場、13年目は2圃場である。耕起移植圃場の収量データは、不耕起直播圃場と隣接している同じ農業研究所内の概ね耕起移植圃場5圃場の平均値である。

なお、不耕起直播栽培の継続年数毎の収量の計算方法は次の例の通りである。  
例；不耕起直播栽培の継続1年目の収量は1994, 1995, 1998年の3つの異なる不耕起直播圃場（いずれも不耕起直播栽培の継続1年目に相当）の収量を単純平均した。一方、耕起移植圃場の収量は、不耕起直播圃場の計算に用いたと同じ年の値により算出した。

図中バーは標準偏差（ $n=2\sim4$ ）

<sup>Z</sup>（不耕起直播精玄米重/耕起移植精玄米重）×100

<sup>Y</sup> 不耕起直播圃場と耕起移植圃場の収量性（精玄米重）を比較するために、山陽地区にある岡山県農林水産総合センター農業研究所内の実験農場の不耕起直播栽培と耕起移植栽培を行っている各々数圃場（区画面積は概ね1ha）の収量性を比較した。

2001)。

#### 第2項 不耕起直播圃場の作土表層に集積する有機物

稲わらを水田から圃場外に持ち出して水稲を栽培する不耕起直播圃場の調査結果では、稲わらをもち出しているにもかかわらず、作土表層には易分解性の有機物が数mm程度集積していた（長期不耕起栽培圃場研究グループ, 1994）。一方、稲わらを作土表層に還元しながら栽培する不耕起直播圃場（以下、稲わら還元の不耕起直播圃場）では作土表層に有機物が明らかに集積しており、それは稲わらに由来するもの以外に、作土表層に窒素固定する藍藻類などが増えることなどが影響していると報告（金沢 1995）されている。石橋ら（2001）、山本ら（2001）も不耕起直播圃場の作土表層に腐植及び全窒素が集積することを報告しており、またそれらをすき込んで水稲を栽培する際に、不耕起直播栽培の5年間継続後のすき込みで、窒素施肥量を2割減肥できることを報告（山本・久山, 1999）している。しかし、稲わら還元の不耕起直播栽培を継続する栽培法は、開発されてからの期間が短いため、作土表層に集積する有機物の集積速度や腐熟程度は不明である。不耕起直播栽培の炭素貯留効果や不耕起直播栽培から耕起栽培への転換が、温室効果ガス発生に及ぼす

影響を明らかにするためにも、作土表層に集積する有機物の質と集積量を明らかにしなければならない。

### 第3項 不耕起直播圃場の土壌密度及び根の伸長

大森（1980）が、稲わらを水田から圃場外に持ち出して、不耕起直播栽培を5年間継続した時の土壌密度（山中式硬度計による貫入抵抗値、土壌物理性測定法、1982）を調査した結果、表層5cmの土壌密度は耕起移植圃場や耕起直播圃場より硬くなることはなかったが、それより下の5～15cmの層では明らかに密化する傾向がみられた。しかし、更に下層では差が見られなかった。そして、不耕起直播栽培を継続して3年目の水稲収穫後の根系を観察した結果、耕起移植圃場の水稲では根が比較的太く、根毛が少なく、かつ田面に露出した根が少ないのに対して、不耕起直播圃場の水稲では地表面から深さ15～20cmまで根が密生し、とくに細根と根毛が多く、田面に露出した根も耕起移植圃場よりきわめて多かったことを報告している。二見ら（1976）も不耕起直播圃場では作土の表層で分枝根がマット状を形成する特異な根系分布になることを明らかにした。更に、不耕起直播圃場の根の活性は耕起移植圃場より高く（二見・渋谷1990；星川，1977）、また、不耕起直播栽培を20数年以上継続した不耕起直播圃場の水稲根をエックス線による画像解析で調査した結果（佐藤，1992，1993，1995）によると、不耕起直播圃場では耕盤層に多くの根が貫通しており、根の活性も高いことが報告されている。更に、作土層は藻類・水稲根・

稲株の腐朽、分解及び蓄積が繰り返され、また耕うんにより破壊されることがないため、根に由来する孔隙が作土層に縦横に保存され、通水機能に加えて保水機能を持った土壌構造の形成、すなわち団粒構造と同様な機能を持つ根穴孔隙（水稲根の根穴の蓄積で発達した大小様々な太さを持つ孔隙）の蓄積によりできる土壌孔隙構造の形成を期待できる（図1-2）ことが報告されている。

なお、以上論議した土壌密度や根の分布に関する報告は、トラクターやコンバインなどの大型農作業機が導入されていない水田の事例であり、大型農作業機が導入されている現在の作業体系とは異なるものである。稲わらを還元し、かつ大型農作業機が導入されている圃場については、不耕起直播栽培の継続が根の分布に及ぼす影響ははまだ報告されていない。

## 第2節 農耕地からの温室効果ガスの発生量

メタンは地表面から放射される波長の長い赤外線を吸収し、大気中の熱収支に深く関与している（Wang et al., 1976；Cicerone and Sheetter, 1983）ので、1997年の京都で開催された地球温暖化防止会議で温室効果ガスの1つとして認定された（京都議定書）。大気中のメタン濃度の上昇が初めて確認されたのは1981年であり（Rasmussen and Khalil, 1981）、増加速度は、極地の氷に閉じこめられていた過去の大気の実験から、20世紀になって急速に速くなっていることが分かった（Etheridge et al., 1998；Chappellaz et al., 1990）。すなわち、産業革命以前の0.715ppmから約2.48倍の1.774ppmへ、年率では1年間当たり0.8～1.0%の割合で増加（陽，1993）しており、その主要な発生源は自然湿地や栽培面積が急速に拡大している水田であると報告（Cicerone and Oremland, 1988；Watson et al., 1990）されている。また、亜酸化窒素濃度は、産業革命以前の0.27ppmから約1.18倍の0.319ppmへ、年率では1年間当たり年々0.2～0.3%の割合で増加している（Watson et al., 1990）。これらのメタンと亜酸化窒素の濃度上昇の原因は、IPCCの第4次評価報告書（IPCC, 2007）によって、前述したように農業による排出であると断定されている。

これまで、水田からのメタン発生の実測は、Cicerone and Sheetter（1983）がカリフォルニアで初めて行い、水稲栽培期間中のメタンフラックス（フラックス；単位面積を単位時間あたりに通過する移動量と定義される。流束ともいわれ、土壌から大気へのガスの移動量

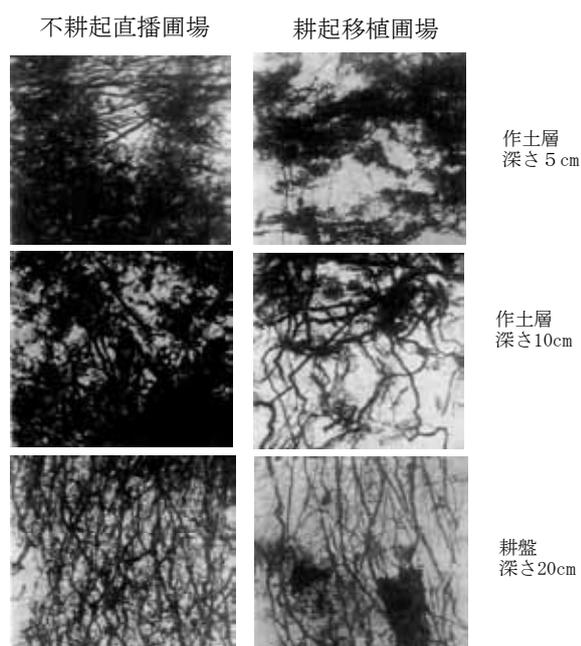


図1-2 根成孔隙の蓄積による根穴構造  
不耕起直播圃場における作土の根成孔隙の様子

を示す場合、フラックスが正の値では発生を、負の値では吸収を示す。本研究では単位時間が1日未満の場合はフラックスと呼び、1日以上の場合は発生量と呼ぶ)には大きい季節変動があることを、また、Seiler et al. (1984) 及び Holzapfel-Pschorn and Seiler (1986) は日変化を報告した。我が国では陽・八木 (1988) 及び Yagi and Minami (1990) が最初にメタンを実測した。更に、農林水産省の国庫補助事業として全国の農業試験場で、畑については亜酸化窒素の、水田についてはメタンの発生量の実態調査 (1992～1994年) が行われた。しかし、メタンの測定はほとんど湛水期間中だけに限られていた (鶴田 1997)。一方、水田からの亜酸化窒素の発生については、水稲栽培期間中の発生量を報告 (長谷川ら, 1998; Smith et al., 1982; Mosier et al., 1989) した例はあるが、非栽培期間中を含めて測定した報告や亜酸化窒素とメタンを同時に測定した報告は非常に少ない。これまで、Bronson et al. (1997) 及び Yagi et al. (1996) が栽培期間中に両ガスを同時測定した報告と、年間を通してメタンと亜酸化窒素を同時測定した Tsuruta et al. (1997), Nishimura et al. (2004) の報告しかない。また、これらの調査は、いずれも耕起移植圃場で行われたものであり、不耕起直播圃場での調査結果は報告されていない。

更に、農耕地では、メタンと亜酸化窒素だけでなく、二酸化炭素の発生まで含めた総合的な温室効果ガスの発生量の推定と対策が求められている。この点について、Koga et al. (2006) は、北海道十勝の輪作体系の畑地で、メタン、亜酸化窒素及び二酸化炭素の発生量を測定した。それによると、畑地ではメタンは大気中から土壤中に吸収されるが、亜酸化窒素と二酸化炭素は土壤中から大気中へ放出され、温室効果 (GWP換算) で比較すると、二酸化炭素の影響が最も大きかったことを報告している。一方、水田では、異なる圃場で調査した3つの温室効果ガスの事例解析から、メタンの発生量が最大であるとの推定 (鶴田・尾崎, 2000) はあるが、メタン、亜酸化窒素及び二酸化炭素の3成分を同一圃場で測定した報告はない。

このように、水田からのメタン、亜酸化窒素及び二酸化炭素の3つの温室効果ガスを、年間を通じて同時に測定した報告はなく、更に不耕起直播栽培などの栽培様式の違い、及び不耕起直栽培を長期間継続した場合の影響を含めて検討した研究は皆無である。

### 第3節 水田におけるメタンの生成と発生

#### 第1項 メタン生成のメカニズム並びに生成されたメタンの行方

メタン生成のメカニズムには、炭酸還元反応 ( $4\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$ ) と酢酸のメチル基転移反応 ( $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^-$ ) の二つの経路がある (Takai, 1970)。Schütz et al. (1989) によれば、全体の30～50%が炭酸還元反応で、50～70%がメチル基転移反応であると報告されている。これらの反応は絶対嫌気性のメタン生成細菌によって行われる (高井・加村, 1961)。つまり、水田土壌において、メタンの生成は酸化還元電位が-150mVより低下した還元条件で行われ、還元が進んだ-200mV以下になると非常に多くなる (Takai, 1970; Takai et al., 1974; Yagi and Minami, 1990; Mariko et al., 1991; 山根, 1961; 陽, 1991)。更に、酸化還元電位の低下以外に、メタンの生成にはメタン生成細菌のための栄養基質が必要である。この栄養基質は、水稲の生育初期では水田土壌に含まれる稲わらなどの有機物中のセルロースやヘミセルロースであるが、生育中期以後では水稲の根からの滲出物と枯死根の分解産物である (Yagi and Minami, 1990, Watanabe et al., 1998; Watanabe et al., 1999; Kimura et al., 2004; Neue et al., 1996; Neue, 1993; Watanabe et al., 1993b; 松本ら, 2002)。

このため、地温が上昇すると微生物による有機物の分解が進み、メタン生成細菌の栄養基質が増加する。同時に、活発な微生物活動によって水田土壌中の酸素が消費され還元状態になる。このように、地温の上昇によって、水田土壌の還元化が進行するとともに、メタン生成細菌の栄養基質の供給が多くなるため、メタンの生成は増加する (Yagi, 1997)。八木 (1994) は、メタン生成細菌は20℃以下や60℃以上ではほとんど働かず、40℃で最大活性を示すと報告している。

次に、土壌中で生成されたメタンの行方についてであるが、土壌中でメタン生成細菌の働きで生成されたメタンは、そのすべてが大気中へ移動するわけではない。本研究では、土壌中から大気中へ放出されるメタンの量を水田からの「発生量」として定義する。メタンの土壌中における生成量と水田からの発生量の関係について、水稲栽培期間中のメタン生成量に対する発生量の割合は60～90% (Holzapfel-Pschorn et al., 1986), 3～56% (Schütz et al., 1989), 7～40% (熊谷ら, 1993) と報告されており、メタン生成量に対する発生量の割合には大きな差がある。これは、いったん土壌中で生成されたメタンが、土壌中で酸化分解される量や下層へ溶脱する量が様々な条件で変わるため

である。すなわち、生成されたメタンは大気中へメタンとして放出される場合もあるが、水稲根圏や表面水と接する作土表層の酸化的な条件の中で、メタン酸化菌の働きで二酸化炭素に酸化分解される（Gilbert and Frenzel, 1998）場合もある。根圏内で生成されたメタンが同じ水稲根圏で酸化分解される割合は40%（Tyler et al., 1997）、45～60%（Khalil et al., 1998）、80～90%（Schütz et al., 1989；Frenzel et al., 1992）であると報告されている。また、土壤中で生成され酸化分解されなかったメタンの一部（水田からの発生量の約10%に相当、減水深15mm d<sup>-1</sup>の場合）は、水の浸透に伴って下層へと溶脱する（Murase and Kimura, 1994）。下層へ溶脱したメタンの70%は酸化分解され、残りの30%は地下水に流出する。なお、下層への溶脱量は水田からの発生量の2～10%に相当すると報告（木村, 1995）されている。

このようにいったん生成されたメタンは、土壤中でかなりの部分が酸化分解されるため、土壤の酸化容量を大きくして、生成されたメタンの酸化分解を促進することが、メタン発生量を削減するために重要である。耕起法や肥培管理が変われば、土壤の物理性や化学性が変化し、生成されたメタンの酸化量が変化すると報告（Hansen et al., 1993）されている。メタンの酸化に対しては根の活性が重要である。根の活性に関しては、佐藤（1992）は、不耕起直播圃場に生育する水稲根は作土の表層に多く分布し、同時に下層へもしっかりとした根が伸長していることを明らかにした。同時に、不耕起直播圃場の水稲根は生育後半まで活力の高い根が多いことが報告（二見・渋谷, 1990）されている。このように、不耕起直播圃場で生育する水稲根の活性は高く、根から土壤中への酸素の供給が多いと考えられる。このような報告は、不耕起直播圃場では生成されたメタンが酸化されやすいことを示唆しており、耕起移植圃場に比べてメタンの発生が少ない原因の一つと考えられている。

土壤中で生成されたメタンの中で、酸化分解や溶脱されなかったものは土壤中から大気中へ移動するが、その経路には次の3つがある（Nouchi et al., 1990；野内ら, 1999；野内, 2001a；犬伏ら, 1989）。すなわち、①メタンを多量に含む気泡として大気中へ移動、②田面水中から大気中への揮散、③水稲体内の通気組織を介した大気中への移動である。この中で気泡として大気中へ移動するメタンは8%程度、田面水中から大気中へ揮散するメタンは2%であり、大半は水稲体を介した移動であり、全発生量の約90%を占める。このため、

生成されたメタンの大気中への移動量は、水稲の生育量の影響を強く受ける（Neue et al., 1997；Yao et al., 2000；Nouchi et al., 1994；Hosono and Nouchi, 1997；細野・野内, 1996）。Yao et al. (2000) は、生育前期には、通気組織の体積とメタン輸送量との間に正の相関があると報告し、メタン発生量の調査に当たっては生育量の影響を考慮する必要があること、また、根量の多少もメタンの大気中への移動量に影響することを示唆している。

## 第2項 土壤中の酸化還元電位とメタン発生の関係

水田土壤の酸化還元電位は、減水深が大きいと低下しにくい。これは、土層中をかんがい水が移動する際に、かんがい水中の溶存酸素が水田土壤中に供給されるためである（八木ら, 1990）。このように、減水深が大きい条件では土壤が酸化的になるので、メタン発生量は少なくなり（八木・鶴田, 1995；北田, 1991）、無透水区に比べて減水深5mm d<sup>-1</sup>では半分に、20mmでは微量になったことが報告（Yagi et al., 1996）されている。

減水深に影響するのは地形・土壤条件、代かき及び畦畔漏水防止対策の有無などである。このため、不耕起直播栽培や耕起乾田直播栽培（畑条件で耕起・播種し、不耕起直播栽培と同様の水管理をする栽培法）などのように代かきをしない栽培方法では、減水深が大きくなりやすく、その結果、土壤が酸化的になると報告（金田, 1995；Harada et al., 2007；長谷川, 1995；南川, 2006；大森, 1980；有村・鬼鞍, 1971；出井ら, 1973；増島, 1966；北田, 1991）されている。

反対に、減水深が大きくても酸化的にならないという報告もある。すなわち、減水深が大きい条件下では、微生物の活性を阻害する有害物質が下層へ溶脱するので、豊富な易分解性有機物が存在する場合には、微生物活性が高まり土壤中の酸化還元電位が低下する（Takai et al., 1974；犬伏ら, 1992）。しかし、このような条件下でも、減水深が大きいとメタン生成細菌の栄養基質が溶脱されるので、メタンの生成量が減少することが報告（犬伏ら, 1992）されている。このように、減水深が大きいことによって土壤が酸化的になる場合には、メタン生成細菌の活動が抑制され、反対に土壤が酸化的にならない場合では、メタン生成細菌の栄養基質が溶脱されるため、いずれの場合でも減水深が大きくなると土壤中におけるメタン生成量が減少し、結果的に水田からのメタン発生量も少なくなると考えられる。

一方、現在普及している不耕起直播栽培では稲わら

を作土表面に全量還元する方法が取り入れられているため、作土の表層に有機物が集積する。その際、減水深が大きくなる場合には、前述したようにメタン生成細菌の栄養基質が溶脱するためメタン生成量は減少すると考えられるが、減水深が大きくない場合には土壤の還元化とメタン生成細菌のための栄養基質の増加によってメタン生成量が増え、結果的にメタンの発生量が多くなると考えられる。

これまで、不耕起直播栽培を継続すると減水深が大きくなるかどうかについての検証は不十分で、また不耕起直播圃場が酸化的か還元的かということについても十分明らかになっていない。メタン生成細菌の活動は、土壤の酸化還元状態と密接な関係があり、またメタン発生量は減水深の大小と密接に関係することから、不耕起直播圃場からのメタン発生量を評価するに当たり、これらの点を明らかにする必要がある。

### 第3項 有機物施用とメタン生成

有機物の施用によりメタンの生成が増えたという報告 (Nouchi et al., 1994; Watanabe et al., 1995; Sass et al., 1991; 八木・鶴田, 1995; Yagi and Minami, 1990; Yamane and Sato, 1963; 三浦, 1996; 赤井ら, 1996; 伊藤・飯村, 1989; 江耀宗ら, 2000) は多い。

稲わらの施用時期との関係についてみると、前田・鬼鞍 (1977) は稲わら粉末を11月に施用すると入水までに45%、落水時までに60%分解すると報告している。また、水田に放置された稲わらのC/N比は秋期は64であったが、移植時には55、収穫時には23前後になっていた (三枝ら, 1999)。このように、稲わらは収穫後から湛水を開始するまでの間に30~45%分解されるが、未分解の稲わらは入水期以降の還元条件で分解されることになるので、このような稲わらが多いほど、メタンの生成が多くなると考えられる。このため、稲わらを春や入水直前にすき込むと、秋にすき込む場合よりメタンの発生量が多くなる (犬伏ら, 1994; 後藤ら, 2004; 松本ら, 2002; 鶴田, 1997) のである。また、Watanabe et al (1993a) は、稲わらを収穫直後に採取し、分解が進まないように保存しておき、この稲わらを入水直前にすき込んだ場合と、収穫後2月まで自然状態で放置して分解を進ませておいた稲わらを入水直前にすき込んだ場合との間で、メタン発生量を比較し、分解の進んだ稲わらをすき込んだ方がメタンの発生が15%少なかったことを報告している。更に、有機物を堆肥化してから施用するとメタン発生を削減できることが多く報告されている。例えば、三浦 (1996) は腐熟の

進んだ稲わら堆肥 (C/N比が23) を施用した場合には、無施用に比べてメタンの発生が増えないことを、また、八木・鶴田 (1995) も堆肥の施用はメタン発生量を増やさないことを報告している。同様のことは、Mariko et al. (1991) 及びYagi and Minami (1990) も認めている。

このように、稲わらなどの未熟な有機物施用はメタンの発生を増やすが、施用時期が早いほど少なく、また堆肥化によりメタンはほとんど発生しなくなるという報告が多い。このことは、不耕起直播圃場の表層に集積した有機物の腐熟化程度とメタン発生との関係を考える場合に重要である。

### 第4項 栽培様式とメタン発生

栽培様式との関連については、不耕起栽培 (不耕起直播栽培と不耕起移植栽培の両方を含む) では稲わらがすき込まれないため、メタンの発生が少なくなる可能性が指摘されている (金田, 1995; Yagi et al., 1997; Sass and Fisher, 1994; 北田, 1991; 畑中ら, 1999; 三好ら, 2000)。例えば、不耕起移植圃場のメタン発生量について、伊藤ら (1995) は細粒グライ土において、また畑中ら (1999) は泥炭土において、不耕起移植圃場のメタン発生量が耕起移植圃場に比較してそれぞれ36, 37%減少したことを報告している。また、八郎潟の強粘質土壌で不耕起栽培の継続年数が短い水田の結果であるが、不耕起移植圃場のメタン発生量は耕起移植圃場の43%に減少したと報告 (Harada et al., 2007) されている。反対に、吉羽ら (1996) 及び花木ら (2002) は不耕起移植圃場のメタン発生量は耕起移植圃場より多かったことを報告している。このように、不耕起移植圃場からのメタンの発生は少ないという報告と、反対に多いという報告の両方がある。しかしながら、これらの報告は栽培期間中だけの調査であり、年間を通して調査されていない。更に、不耕起直播圃場においては、メタンの発生が少ないだろうと推察されているだけであり、具体的に詳細な調査は行われていない。このため、不耕起直播圃場からのメタン発生量を、年間を通して、かつ不耕起直播栽培の継続年数の影響 (不耕起直播栽培の継続年数によって作土の表層に集積する有機物の質と量が異なる) を含めて検討する必要がある。

### 第5項 水管理とメタン発生

メタンの発生削減に中干しや間断かんがいなどの水管理は有効である (犬伏ら, 1992; 鶴田, 1997; Yagi and Minami, 1990; Yagi et al., 1997; Yagi et

al., 1996; 魚木・野田, 2001; 畑中ら, 1999; 北田, 1991; 大橋ら, 1995; 八木・鶴田, 1995; Nishimura et al., 2004; Cai et al., 1997). このような水管理は土壌を酸化状態に保つことでメタン生成細菌の活性を弱め、メタンの発生を少なくすると考えられている。水管理の効果を見るために、常時湛水と間断かんがいの間で、メタン発生量を比較したところ、間断かんがいで常時湛水の二分の一のメタン発生量であった (Yagi et al., 1996). 中干しの影響について、篠田ら (1999) は表面排水に比べて暗渠による落水はメタンの発生を更に10%少なくしたと報告しており、これは暗渠からの落水の方が表面排水より作土層の土壌水分をより低下させた結果であると考えられる。魚木・野田 (2001) も降水量を考慮した適切な水管理によって土壌を酸化的に保つことで効率よくメタンの発生を抑制することが可能であると報告している。落水の程度に関して、Minamikawa and Sakai (2005, 2006) は、土壌中の酸化還元電位の値を指標にして落水強度を適切にすることによって、メタン発生を削減しようと提案している。このように、落水は土壌を酸化させる効果が大いだが、反対に落水によって土壌と大気が接することにより、ガス拡散の抵抗が小さくなり、土壌中に蓄積していたメタンが直接大気中へ放出される現象も観察されている (Yagi et al., 1996; Miyata et al., 2000). 一方、石橋ら (1996, 1997) が、水田の排水性が異なる乾田と湿田におけるメタン発生量を落水強度との関係から調査した報告によれば、メタン生成細菌の活性が抑制される程度まで土壌が酸化されるような落水でなければ、落水の効果は土壌中に蓄積したメタンを大気中に放出するだけに留まり、再入水後は引き続きメタンが生成され続けるために落水のメタン発生削減効果は小さいことを報告している。このため、メタンの発生を水管理で効果的に削減するためには、天候を配慮した効果的な落水が重要である。

#### 第4節 水田における亜酸化窒素の生成と発生

##### 第1項 水田における亜酸化窒素発生メカニズム

亜酸化窒素は、図1-3の (1) 式で示したように、酸化条件では硝化作用によって、亜硝酸を経て、硝酸態窒素に変化する過程で副産物として土壌中で生成される。一方、還元条件では (2) 式で示したように、硝酸態窒素が酸素を奪われて窒素ガスに変化する脱窒過程の中間生成物として発生する。亜酸化窒素はこのよ

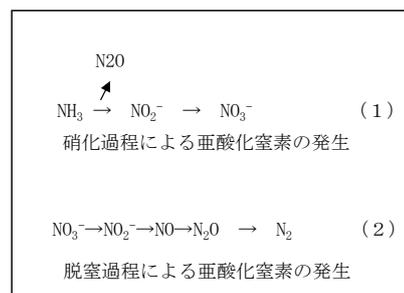


図1-3 硝化あるいは脱窒過程における亜酸化窒素の発生経路  
(1) ; 硝化過程, (2) ; 脱窒過程

うな硝化と脱窒の両方の過程で発生する (陽, 1991; Inubushi et al., 1999; 楊・陽, 1991). このため、酸化条件では硝化過程が亜酸化窒素の主要な発生過程である (Bremer and Blackmer, 1978). しかし、高水分条件の畑では、土壌中に酸化条件と還元条件が同時に出現し、硝化と脱窒の両方が起こることが報告 (Frenney et al., 1979) されている。また、非湛水期間中の水田土壌の酸化還元電位について、兪ら (1990) は、作土の表層に集積した有機物とその下方の腐植層の存在は、非湛水期間中の水田土壌での酸化還元状態の不均一性を大きくし、特に降雨時に酸化状態と還元状態の混在層を形成させることを報告している。Davidson (1991) は土壌水分量 (WFPS; Water Filled Pore Space, 孔隙中に占める液相の割合で飽水度ともいう) が、最大容水量の60%を超えると亜酸化窒素が多く発生し、80%を超えるとほとんどが窒素になると報告している。つまり、脱窒の過程で、窒素が発生するか亜酸化窒素が発生するかは、土壌水分の影響を強く受けるものと考えられる。

このように、亜酸化窒素の発生は硝化と脱窒の両過程で起こり、更に脱窒過程で亜酸化窒素の発生が多くなるかどうかは、土壌中の無機態窒素含量 (硝酸態窒素量+アンモニウム態窒素量) と土壌水分量によって決定される。このため、亜酸化窒素の発生削減には、不必要に土壌中の無機態窒素含量を高めないことと、亜酸化窒素が発生しやすい土壌水分量にしないことが必要である。以下にそれらに関する文献を示す。

##### 第2項 亜酸化窒素の発生と窒素施肥

亜酸化窒素は土壌水分が高まる時に発生するが、亜酸化窒素の発生に適した土壌水分条件 (WFPSが60~80%) になっても土壌中の無機態窒素含量が少ないと発生が少ない (鶴田, 1998). 一般に、施肥直後などの土壌中の無機態窒素含量が多いときに硝化過程で

多く発生すると報告（渡辺ら, 1999; Akiyama et al., 2000, 西脇・井上, 1996; Cai et al., 1997）されている。肥料の形態については, 被覆尿素, あるいは硝酸化成抑制剤肥料を用いると亜酸化窒素の発生を削減できることが報告（秋山ら, 1998; Akiyama et al., 2000; 渡辺ら, 1999; Cheng et al., 2002; 三浦・田口, 1995）されている。しかしながら, Akiyama and Tsuruta (2002) は収穫後まで肥料成分が残るような被覆肥料の使い方は亜酸化窒素の発生量を増やすことになることを指摘している。施肥位置については, 表層施肥と土壤中混和施肥との間には亜酸化窒素の発生に差がないと報告（Cheng et al., 2002; Hou and Tsuruta, 2003）されている。

このように, 亜酸化窒素の発生は窒素施肥量や肥料の種類によって影響されるが, 中でも施肥量によって決まる土壤中の無機態窒素含量との関係が特に深い。ところで, 不耕起直播圃場の作土表層0~3cmの腐植含量は高く, 可給態窒素含量も多い（長期不耕起栽培圃場研究グループ, 1994）。このことは, 不耕起直播圃場では作土表層で窒素の無機化が盛んになり, 土壤中の無機態窒素含量が高まる可能性を示唆しており, 結果的に亜酸化窒素の発生が多くなる可能性が考えられる。

### 第3項 亜酸化窒素の排出係数

亜酸化窒素は施肥などにより土壤中の無機態窒素含量が高まると発生が多くなる。IPCCが亜酸化窒素の発生量を試算する際に用いている排出係数（施肥窒素量に対する農耕地からの亜酸化窒素の発生割合）は1.25%である（IPCC, 1994）。畑に関する報告では, 澤本・波多野（2000）は1.1~2.9%, 鶴田（1998, 1999）は, 茶園では4.6%, その他の作物畑では0.1~1.0%（平均0.7%）と報告している。また, Akiyama et al. (2006) は, 日本の発表論文を精査した結果, 亜酸化窒素の排出係数は, 畑では $0.62 \pm 0.48\%$ （平均値 $\pm$ 標準偏差）, 茶園で $2.82 \pm 1.80\%$ （平均値 $\pm$ 標準偏差）と報告している。

水田に関する報告では, 湛水期間中は通常の施肥量では亜酸化窒素はほとんど発生しなかったという報告（Yagi et al., 1996; Cai et al., 1997; Zou et al., 2005; Hua et al., 1997）がある。しかし, 中国のように窒素施肥量が $300\text{kg}\text{ha}^{-1}$ を超えるような条件（Zou et al., 2005）や, 高硝酸濃度の用水をかんがいしていた水田では, 湛水期間中でも亜酸化窒素の発生が確認されている（北田ら, 1993）。また, Nishimura et al. (2004) は入水して基肥を土壤混和している時や追肥時に一時的な亜酸化窒素の発生を観察している。更に, 間断

かんがいや中干しなどの水管理のときに, 落水時に亜酸化窒素の発生がみられることが報告（Hua et al., 1997; 長谷川ら, 1998; Smith et al., 1982; Mosier et al., 1989; Cai et al., 1999）されている。このように, メタンの発生抑制を目的として, 間断かんがいや中干しを行うことによって, 土壤が酸化状態に変化すると, 亜酸化窒素の発生量が増加する危険性が指摘（Minami, 1997）されている。つまり, 土壤中のアンモニウム態窒素が硝酸態窒素に変化する過程で, あるいは落水後の再入水によって再び土壤が還元化する過程で, 亜酸化窒素が発生すると考えられる。

Akiyama and Yagi (2005) は, 水田からの排出係数について, 各国（日本, 中国, インド, インドネシア, フィリピン及びアメリカ合衆国）で得られた調査結果を精査した。その報告によると, 一般に全施肥量に対する亜酸化窒素の発生割合は, 常時湛水の水田では $0.22 \pm 0.24\%$ （平均値 $\pm$ 標準偏差）, 中干しを行う水田では $0.37 \pm 0.35\%$ であった。また, Akiyama et al. (2006) は, 日本の水田について, 栽培期間中の値が $0.31 \pm 0.31\%$ であると報告している。しかし, これらの報告のほとんどが耕起移植栽培の水稻栽培期間中の結果であり, 年間を通して測定していない。また, 不耕起直播圃場の調査は皆無である。

### 第4項 亜酸化窒素の発生と土壤水分

水稻栽培において, 最終落水後は土壤水分が減少して酸化的になるが, この時期はまだ地温が高いため, 土壤中に蓄積した易分解性の有機物の無機化が起こる（塩田ら, 1985）と考えられる。生成された土壤中のアンモニウム態窒素は硝化されて硝酸態窒素に変化し, 下層へ溶脱したり, 土壤水分が高まるときに脱窒されて, 大気中へ放出される。水田における亜酸化窒素の発生メカニズムの項で示したように, 亜酸化窒素の発生は土壤水分量（WFPS）に影響される。降雨後に亜酸化窒素が発生するという報告（Mosier and Hutchinson, 1981; 林ら, 2004; 鶴田, 1998; 秋山・鶴田, 2000; 秋山・鶴田, 1998）は多く, 降雨に伴うWFPSの変化が亜酸化窒素と一酸化窒素の発生量と発生割合に大きく影響している（秋山・鶴田, 1998; 秋山・鶴田, 2000）。降雨後に発生するのは, 脱窒過程が主体である（林ら, 2004; 澤本・波多野, 2000）が, 野田（2001）はWFPSが80~90%付近で亜酸化窒素の発生が多く, 土壤水分がそれ以上多くなると急速に亜酸化窒素の発生が少なくなったことを報告している。これは, Davidson (1991) の基準（WFPSが80%を超える高

水分になると亜酸化窒素は発生せず、ほとんどが窒素ガスにまで完全に脱窒される)より高い水分領域でも亜酸化窒素の発生が見られることを示している。しかし、いずれの報告でも、WFPSが90%を越えれば完全な脱窒が行われ、窒素として大気中に放出され、また、WFPSが60~90%のときには不完全な脱窒が行われ、亜酸化窒素として土壌中から大気中へ放出されることを示していた。

これまで、水稲の非栽培期間中の亜酸化窒素の発生についての報告は少ない。非栽培期間中も含めて調査したNishimura et al. (2004)によると、栽培期間中の亜酸化窒素フラックスは、最大でも $100 \mu\text{gNm}^{-2}\text{hr}^{-1}$ 以下であり、秋から冬の期間も $30 \mu\text{gNm}^{-2}\text{hr}^{-1}$ 以下で、特に2月のフラックスが小さいこと、そして、この期間は降雨時でも亜酸化窒素のフラックスは観察されなかったが、3月末の大雨時には明らかなフラックスの増加が観察されたことが報告されている。また、Tsuruta et al. (1997)による竜ヶ崎の水田での調査では、最終落水後の亜酸化窒素フラックスは、 $10 \sim 20 \mu\text{gNm}^{-2}\text{hr}^{-1}$ で、その後の数ヶ月間の寒い時期は $10 \mu\text{gNm}^{-2}\text{hr}^{-1}$ 以下であった。この時期の亜酸化窒素は、土壌が酸化になったので、水田土壌中の有機物の分解過程で生成された無機態窒素が硝化される過程で生成されたと推察している。土壌中の有機態窒素の無機化や脱窒は温度の影響を受け、無機化が最大活性を示す温度は $25 \sim 30^\circ\text{C}$ であり、脱窒は $30 \sim 45^\circ\text{C}$ である。 $15^\circ\text{C}$ では硝化や脱窒活性が低下する(土壌微生物研究会編, 1981; Keeney et al., 1979)とされており、非栽培期間中の水田からの亜酸化窒素の発生は、地温が低い時期にはかなり少ないと考えられている。鶴田(1998)も地温の低い時期は降水後でも亜酸化窒素フラックスが大きくなる場合があることを報告している。

このように、亜酸化窒素の非栽培期間中のフラックスは、冬季の気温が低い時期には小さいと報告されている。しかし、これらの結果は耕起移植圃場の場合の結果であり、不耕起直播圃場における亜酸化窒素フラックスについては全く報告されていない(南川, 2006)。

## 第5節 水田からの亜酸化窒素とメタンの発生パターン

水田からは湛水期間中にメタンが主に発生し、落水すると亜酸化窒素が発生する(Cai et al., 1997; 鶴田ら, 1994; Bronson et al., 1997)。このように亜酸化窒素とメタン発生との間には、明確なトレードオフ(一方が発生すると、他方が発生しなくなる)の関係があるので、鶴田(1998)は水田ではメタンの発生を抑制するだけでなく、亜酸化窒素の発生も同時に抑制する技術を開発する必要があることを提案した。しかし、年間を通じてメタンと亜酸化窒素の発生量を経時的に調査した事例はほとんどなく、特に不耕起直播圃場や耕起移植圃場などの栽培様式を含めて調査した報告はない。

## 第6節 水田における二酸化炭素の吸収と発生

植物は二酸化炭素の吸収源として重要な役割を持ち(南澤・犬伏, 2006)、いったん吸収した二酸化炭素をできるだけ長期間土壌中に貯留することが間接的な温暖化抑制策として期待されている(Lal, 2004; 伊藤, 2002)。特に不耕起栽培や耕起回数を減らす省耕起栽培は土壌への炭素貯留に有効である(古賀, 2007; 古賀・鶴田, 2006; Koga et al., 2004)。すなわち、土壌有機物の一部は団粒により物理的に保護されているが、耕起作業は団粒を破壊し、土壌を細粒化することによって、有機物の分解が促進される(Lal, 1997)。一方、不耕起栽培における栽培期間中の落水時や非栽培期間中では、酸化状態であっても耕起による土壌攪乱が無いので、通気が抑制されて有機物の分解が遅れる(Duiker and Lal, 1999; Halvorson et al., 2002)。

土壌中の炭素貯留量が増えると、土壌有機物が増加することによる土壌呼吸の増加が懸念されるが、この点について、Minamikawa and Sakai (2007)は、稲わら施用は、非湛水期間中における二酸化炭素のフラックスを増加させるが、炭素の貯留量を増やし、また適度な水管理を行うことによりメタンの発生量を減らすことができるので、温室効果ガス抑制策として有効であると報告している。

しかし、稲わらを還元する不耕起直播栽培を継続したときの、二酸化炭素フラックスの増加や炭素貯留量の増加に対する具体的な報告はない。

## 第2章 不耕起直播栽培がメタン発生量に及ぼす影響

1960年代に技術的に一応の完成をみた不耕起直播栽培では、播種作業に支障があるという理由で、稲わらは圃場外に全量持ち出されていた。そのため、20数年以上不耕起直播栽培を継続した水田でも、作土表層における有機物の集積はごくわずかであった。また、稲わらや稲株などもすき込まれないのでメタン生成細菌が必要とする栄養基質が少ない。その上、不耕起直播圃場では、減水深が大きく水の移動が大きいとされているので、栄養基質の溶脱増加や酸化還元電位が低下しにくいことから、絶対嫌気性菌のメタン生成細菌にとって不利な環境条件となるため、メタンの発生が耕起移植圃場に比べて少なくなると考えられている。

ところが、作土の表面に稲わらがあっても高い播種精度を持つ播種機が開発されたので、現在、普及している不耕起直播栽培では、コンバイン収穫時に排出される稲わらを作土の表層に散布する方法がとられている。そのため、作土の表層には稲わらが毎年集積していき、稲わらを主体とする厚い有機物層ができる。作土の表層に有機物が集積するということは、作土の表層に集積した有機物が分解される際に酸素が消費され、土壤がメタン生成細菌の活動に好適な還元状態になりやすいと考えられる。同時に、メタン生成細菌のための栄養基質も増えるために、メタンの生成が活発になると推察される。このように、不耕起直播栽培の継続は、稲わらが作土表層に集積することによって、メタンの水田土壌中での生成や水田からの発生に強い影響を与えると予想される。

そこで、本章では、まず最初に、不耕起直播栽培の継続が、減水深、作土表層に集積する有機物の量と質、集積した有機物層が土壌中の酸化還元電位に及ぼす影響について検討するとともに、メタン発生量の経年変化を調査した。

次に、不耕起直播栽培を継続すると、メタンの発生が増加する傾向が認められたので、そのメカニズムについて検討した。

最後に、不耕起直播圃場では土壌水分が過湿なときのコンバインによる収穫作業によって田面の均平が損なわれ、翌春の播種作業や除草剤の施用効果などに問題が起こる可能性が指摘されている（山本ら、2000）。その他、脱粒イネ由来の雑草イネが多くなり（牛木ら、2005）、作付け品種変更時の混種の問題などが発生す

る場合がある。不耕起直播栽培を継続すると起こってくるこのような様々な問題に対応するために、不耕起直播栽培を一定期間継続した後は、耕起栽培に転換せざるを得ない場合が想定される。そこで、不耕起直播栽培から耕起移植栽培や耕起直播栽培への転換がメタン発生に及ぼす影響を明らかにし、メタン発生の少ない栽培様式の組み合わせや継続期間について検討した。

### 第1節 不耕起直播栽培の継続とメタン発生量との関係

#### 第1項 実験方法

##### 1. 調査ほ場

本調査は図2-1及び表2-1に示した赤磐市多賀の赤坂地区、岡山市水門町の水門地区及び赤磐市神田の山陽地区で実施した。

赤坂地区及び水門地区の不耕起直播圃場（以下、ND赤坂圃場及びND水門圃場）は共に20数年以上不耕起直播栽培を継続している水田で、土壌型はそれぞれ灰色低地土（作土の土性は砂質壤土、下層土の土性は砂質埴壤土）及びグライ低地土（土性は作土、下層土共に埴壤土）である。また、山陽地区の不耕起直播圃場（以下、ND山陽A圃場）は1992年から不耕起直播栽培を継続しているグライ化灰色低地土（土性は作土、下層土共に埴壤土）の水田であり、不耕起直播栽培の継続年数が調査開始時で7年目であった。なお、水稻栽培様式の違いが水田からのメタン発生の季節変動に及ぼす影響を知るために、不耕起直播圃場と比較する耕起移植圃場を3地区でそれぞれ選定した。すなわち、赤坂地区では不耕起直播圃場に隣接する耕起移植圃場（以下、TT赤坂圃場）を、水門地区では1994年に不耕起直播圃場の一部を耕起した耕起移植圃場（以下、TT水門圃場）を、そして、山陽地区ではND山陽A圃場に隣接する耕起移植圃場（以下、TT山陽A圃場）を設けた。

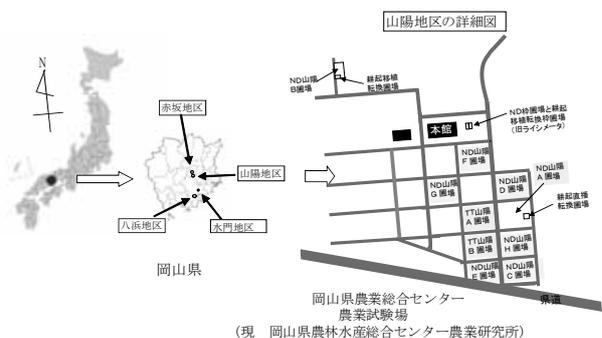


図2-1 調査地区及び調査圃場の所在地

表2-1 調査地区及び調査圃場の概要と主な調査内容一覧表

調査地区名	圃場所在地	調査圃場名	品種	減水深	水管理(中干し)	調査目的	土壌の物理性等の調査項目				化学性等の調査項目 <sup>1</sup>			温室効果ガスの調査成分				
							減水深	表層集積有機物層の質と量	炭素貯留量	土壌のち密度	根量調査	酸化還元電位	土壌中窒素濃度等	土壌、田面、水中メタン濃度等	メタンフラックス	亜酸化窒素フラックス	二酸化炭素フラックス	
赤坂地区	現地圃場(赤磐市多賀)	ND赤坂圃場	アケボノ	過大	有り	不耕起直播土壌の特徴とメタン発生量	○	○	×	○	○	○	×	×	○	×	×	
		T T赤坂圃場					○	×	×	○	○	×	×	×	○	×	×	
水門地区	現地圃場(岡山市西大寺)	ND水門圃場	アケボノ	小	有り	不耕起直播土壌の特徴とメタン発生量	○	○	×	○	○	○	×	×	○	×	×	
		T T水門圃場					○	×	×	○	×	×	×	×	○	×	×	
		なし <sup>2</sup>					根量調査対照圃場	×	×	×	×	○	×	×	×	×	×	
山陽地区(主たる調査)	農業研究所内圃場(赤磐市神田)	ND山陽A圃場	アケボノ3年以後ヒノヒカリ	小	無し	不耕起直播土壌の特徴とメタン、亜酸化窒素および二酸化炭素発生量	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	
		T T山陽A圃場					○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	
		耕起直播転換圃場					○	×	×	×	×	×	○	×	○	○	○	
山陽地区(補足調査)	農業研究所内圃場(赤磐市神田)	ND山陽B圃場	アケボノ or ヒノヒカリ	小	未調査	炭素貯留量、土壌ち密度の追加調査	×	○(一部)	○(一部)	○(一部)	×	×	×	×	×	×	×	
		耕起移植転換圃場					×	×	×	×	×	×	×	×	×	○	×	×
		ND山陽C~H圃場 T T山陽B~C圃場					×	○(一部)	○(一部)	○(一部)	×	×	×	×	×	×	×	×
八浜地区	玉野市八浜	なし <sup>3</sup>	アケボノ	小	有り	二酸化炭素フラックス推移のモデル化のためのパラメータの取得(大垣ら, 2003; 大滝ら 2003)	×	×	×	×	×	×	×	×	×	×		
		同上					同上	同上	同上	同上	同上	同上	同上	同上	同上	同上	同上	同上

<sup>1</sup> ND水門圃場に隣接する耕起移植圃場 <sup>2</sup> 耕起直播圃場 <sup>3</sup> 表中の○は調査を実施した項目、×は実施していない項目

2. 調査圃場の栽培管理状況

岡山県の水稲栽培暦(岡山県農林水産部, 2006b)を図2-2に示した。移植栽培では、除草効果を高めるため、6月中下旬の移植期から7月下旬に始まる中干し期までの期間は概ね湛水状態で維持される。中干しの終了後は間断かんがいが行われ、10月上旬に最終落水される。一方、直播栽培では、5月中下旬に播種され、播種から6月中下旬の入水開始までの約30日間は畑状態(入水しない状態)で管理され、6月中下旬に入水される。その後の水管理は、基本的には移植栽培と同様の管理が

行われるが、中干しを行わずに湛水状態で管理されることも多い。不耕起直播栽培で中干しが行われない理由は、不耕起直播圃場で生育する水稲の根の活性が耕起移植圃場で生育する水稲の根の活性より高い(二見・渋谷, 1990)といわれていること、不耕起直播栽培では耕起しないので、地耐力があり、中干しをしなくてもコンバインによる収穫作業に支障をきたしにくいということ、そして中干しにより漏水が多くなる危険性を避けるためである。本試験では、赤坂や水門地区では基本的には中干しを行ったが、山陽地区では中干しをせず、常時湛水状態で管理した。赤坂地区で中干しを行ったのは、減水深が大きい地区であり、常時湛水管理するのが困難であったためである。また、水門地区では、地区の慣行として中干し期にはかんがい水が止められるので、結果として中干しが実施された。

調査圃場の有機物処理を3地区で比較すると、赤坂地区のND赤坂圃場ではオガクズ鶏ふん堆肥が継続的に表面施用(20,000kg ha<sup>-1</sup>)され、稲わらは全量圃場外に持ち出されていた。水門地区のND水門圃場でも、稲わらは圃場外に持ち出されており、有機物は全く施用されていなかった。しかし、本試験を始めるに当たり、両地区共に稲わらの圃場還元を行うこととした。つまり、赤坂地区のND赤坂圃場では調査開始2年目に相当する1993年から、水門地区のND水門圃場では調査開始前年

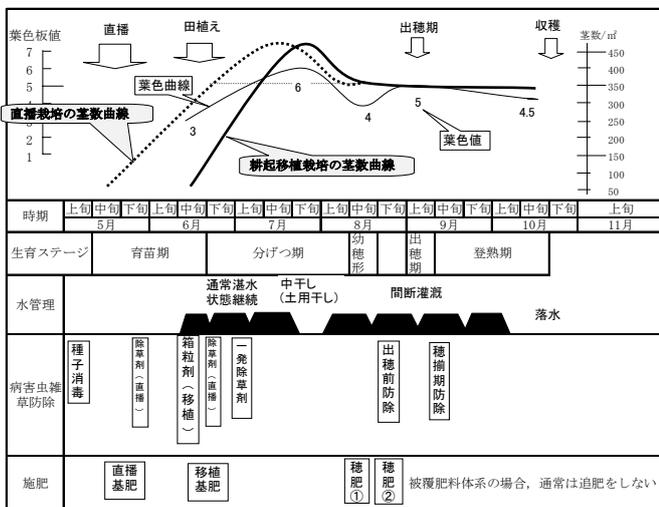


図2-2 岡山県南部地域の晩生品種の時期別栽培管理及び生育ステージ (岡山県農林水産部 2006: 稲作栽培指針より抜粋)

の1993年から、6,000kg ha<sup>-1</sup>相当の稲わらを播種前の4～5月に田面上に表面散布した。一方、耕起移植圃場の稲わらすき込み時期は、水門地区ではND水門圃場の稲わら散布と同時期に、赤坂地区では前年の11～12月に行い、ND赤坂圃場と同量を土壌混和した。山陽地区ではコンバイン収穫時に排出される8,000kg ha<sup>-1</sup>相当の稲わらを、ND山陽A圃場ではそのまま田面上に放置した。一方、TT山陽A圃場では同量の稲わらを12月にすき込み、4月と播種前の5月の2回除草を兼ねて耕うんした。

なお、供試品種はアケボノで、栽植密度は条間30cm、株間15cmとした。

### 3. 水管理の実態把握

各調査圃場における水稻栽培期間中の水管理の状況を知るために、自記水田減水位計（木屋製作所製、RR-20）を、赤坂及び山陽地区では不耕起直播圃場（ND赤坂圃場及びND山陽A圃場）と耕起移植圃場（TT赤坂圃場及びTT山陽A圃場）に、また水門地区では不耕起直播圃場（ND水門圃場）に設置した。なお、水門地区の耕起移植圃場（TT水門圃場）はND水門圃場の一部を耕起することにより設けたため、水管理はND水門圃場と同一である。

### 4. 減水深の測定

水稻栽培期間中の減水深を、1992～1995年に、赤坂地区のND赤坂圃場とTT赤坂圃場、及び水門地区のND水門圃場において、また、1998～1999年に山陽地区のND山陽A圃場とTT山陽A圃場で調査した。減水深は自記水田減水位計（木屋製作所製、RR-20）で得られたデータに対して、入水や排水をしていないと判断される期間で、かつ降雨の無い期間の減水量を計算することにより推定した。なお、降雨がある期間に減水深を計算せざるを得なかった場合には、計算期間の降水量を減水深の値から差し引いて補正した。

次に赤坂地区のND赤坂圃場からの浸透量を垂直浸透と畦畔浸透の二つの画分に分けて評価した。すなわち、畦畔からの浸透量を推定するために、畦畔からの透水

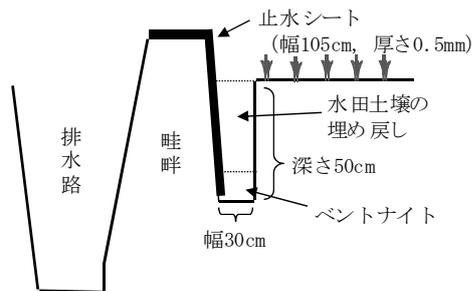


図2-3 畦畔浸透防止のための止水（塩化ビニール）シート施行方法

を防止するための止水シート（塩化ビニール製、幅105cm、厚さ0.5mm）を排水路側の畦畔沿い65mに1995年4月に埋設した（図2-3）。1994年と1995年の減水深の差から畦畔浸透量を推定した。つぎに、垂直浸透量を推定するために、同圃場において、止水シート施行4年後の1999年6月に代かきを行い、耕起移植栽培に転換したときの減水深を調べた。1998年と1999年の減水深の差から垂直浸透量を推定した。

### 5. 表層に集積した有機物層の厚さと腐熟程度

不耕起直播圃場の作土表層に集積した有機物層の厚さを調査するために、山陽地区において不耕起直播栽培の継続年数が1～6年の圃場6か所（ND山陽A、C、E、F、G及びH圃場、図2-1、表2-1）で、1997年の水稻収穫直後の条間に直径50mm、高さ51mmのステンレス製採土管を、田面表層から垂直に打ち込み、土壌コアを6反復で採取した。その後、土壌コアを押し出して表層に集積した有機物層の厚さを色及び触感から推定した。

次に不耕起直播栽培を更に長期間継続した時の影響を知るために、1997年に調査した山陽地区のND山陽A圃場において1999～2001年及び2008年（不耕起直播継続8、9、10及び17年目）に、作土表層の有機物層の厚さを測定し、不耕起直播栽培を1～17年継続したときの作土表層に集積する有機物層の厚さを調査した。なお、赤坂地区の不耕起直播圃場においても、作土表層の有機物層の厚さを調査した。

更に、作土表層に集積する稲わら由来の有機物の量と質（腐熟程度）の両形態を測定するために、2004年3月に直径55mmのライナー採土器（藤原製作所製）を用いて、作土0～13cmの土層を垂直に円筒形土壌コアとして採取した。採取した土壌コアを、0～5cm、5～13cmに二分し、各々の土壌コア中に含まれている有機物を1mmの篩いで水中篩別して、篩上に残存した有機物の乾物重を測定した。その後、全窒素及び全炭素量をCNコーダ（Yanako社製、MT-700）で測定し、窒素・炭素集積量及び腐熟化の程度を示す指標であるC/N比を求めた。なお、調査圃場は、農業研究所内の不耕起直播栽培の継続年数が1年目、7年目及び12年目の3圃場（図2-1のND山陽D、E及びA圃場）、並びに耕起移植栽培を継続している2圃場（図2-1のTT山陽A及びB圃場）である。

### 6. 土壌中の酸化還元電位の測定

土壌中の酸化還元電位の測定は長さ1cmの白金電極を水田表面から各々所定の深さに挿入しておき、携帯用酸化還元電位差計（TOR製、RM-1K）で測定した。白金電極の埋設深度は、水門地区では0～0.2cm（水

平), 以下垂直に0~1cm, 0.5~1.5cm, 1.5~2.5cm, 4.5~5.5cm, 赤坂地区では0~0.2cm(水平), 4.5~5.5cm, 9.5~10.5cm, 19.5~20.5cmの深さとした。なお, 0~0.2cmと0~1cmの酸化還元電位はほとんど同じ値を示したので, その平均値を表層のデータとした。測定は3反復で1~2週間おきに行った。

7. 水田から発生するメタンフラックスの測定

メタンフラックスの測定は, 赤坂地区では1992年から3年間, 水門地区では1994年から4年間, そして, 山陽地区では1998年から3年間にわたって行った。

水稲栽培期間中の測定は, クローズドチャンバー法(陽・八木, 1988)により, 概ね7~10日間隔で行った。ガス採取は, 縦と横の長さ60cm, 高さ100cmの透明ポリカーボネイト製の無底箱容器(大型チャンバー, 図2-4)を水稲8株にかぶせ, チャンバー内を外気と遮断し, チャンバー設置後1分以内(0分), その10分及び20分後に行った。1Lのテドラーバッグに採取したチャンバー内の空気について, FID(水素炎イオン化型検出

器)付きのガスクロマトグラフ(島津製作所製, GC-14APF)でメタン濃度を測定した。

ガスの採取は, 赤坂, 水門及び山陽の3地区において, 概ね午前9時~11時の間に2反復で行った。メタンフラックスの計算は, 一定時間毎に採取した試料のメタン濃度勾配から陽・八木ら(1988)の方法により算出した。なお, ガス採取用のチャンバーを水稲にかぶせるときには, チャンバーが田面を圧迫することにより土壤中に蓄積したガスが物理的に放出しないようにするために, 湛水期間中はあらかじめ設置しておいた足場の上から作業を行った(図2-5)。更に, チャンバーは田面に前もって埋設しておいた塩ビ製の台座の上に置くようにし, チャンバーの底面が田面を圧迫する事がないように配慮した。

調査期間中のメタン発生量は, メタンフラックスの推移のグラフを用いて, 台形法により全面積を求めることにより算出した。

第2項 結果

1. 不耕起直播圃場の減水深

赤坂地区のND赤坂圃場とTT赤坂圃場, 水門地区のND水門圃場, 山陽地区のND山陽A圃場とTT山陽A圃場における栽培期間中の減水深を図2-6に示した。地下水水位が低く棚田状の地形に位置する赤坂地区でのND赤坂圃場の減水深は平均52.5mm d<sup>-1</sup>で非常に大きかった。特に入水初期(6月下旬)から分けつ盛期(7月中旬)にかけて大きく, その後は徐々に低下して7月下旬から8月上旬の中干し期頃からは対照区であるTT赤坂圃場



図2-4 温室効果ガス採取に用いた大型チャンバーと採取風景



図2-5 耕起移植栽培(図下側)の活着期と同時期の不耕起直播栽培(図上側)の水稲生育量並びにガス採取用足場, 小型チャンバー用台座及び非湛水期間中の調査地点の様子

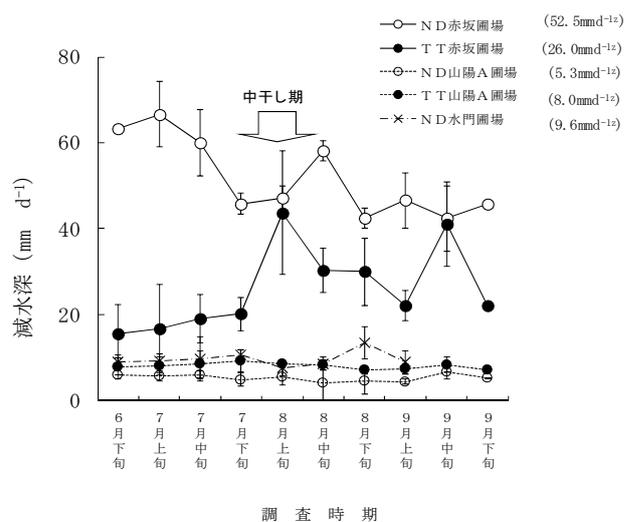


図2-6 不耕起直播栽培の継続が旬別減水深の推移に及ぼす影響  
赤坂地区のND赤坂圃場は1992と1994年の平均値で, TT赤坂圃場は1992~1995年の平均値, 山陽地区のND山陽A圃場及びTT山陽A圃場は1998~2000年平均, 水門地区のND圃場は1993~1997年平均である  
図中バーは標準偏差 (n=2~5, 赤坂地区のND赤坂圃場の6月下旬及び各圃場9月下旬ではn=1)  
\*湛水期間中の平均減水深を示す

との差が小さくなった。一方、湛水期間中に地域全体の地下水位が高くなる水門地区でのND水門圃場の減水深は、約9.6mm d<sup>-1</sup>程度と小さく、栽培期間中にほとんど変動しなかった。同様に、山陽地区でも湛水期間中

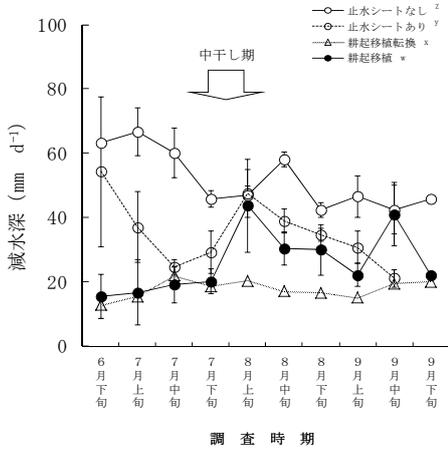


図2-7 不耕起直播圃場に対する止水シート施行と耕起移植圃場への転換が減水深に及ぼす影響

図中のバーは標準偏差 (n=2~4, 止水シートなしの6月下旬, 各調査区の9月下旬, 及び耕起移植転換圃場の全期間ではn=1)  
 † 赤坂地区のND赤坂圃場の減水深 (1992, 1994年平均)  
 ‡ ND赤坂圃場に対して1995年に止水シート処理を実施後の減水深 (1995~1997年平均)  
 § 止水シート施行から3年経過後の1998年に耕起移植栽培へ転換後の減水深 (1998年)  
 ¶ ND赤坂圃場に隣接するTT赤坂圃場の減水深 (1992~1995年平均)

に地域全体の地下水位が高くなるため、減水深は小さく、TT山陽A圃場とND山陽A圃場の平均減水深は各々8.6mm d<sup>-1</sup>及び4.4mm d<sup>-1</sup>で小さかった。

水田からの減水深は垂直浸透と畦畔浸透及び蒸発散量によって決まる。そこで、減水深が非常に大きかった赤坂地区のND赤坂圃場において、畦畔浸透を抑制する目的で1995年に止水シートによる畦畔浸透抑制対策処理を実施した。処理実施後の減水深を図2-7に示した。図中のND赤坂圃場の止水シート施工前(止水シートなし)と止水シート施行後(止水シートあり)の減水深を比較すると、止水シート処理によって減水深はかなり小さくなった。しかしながら、隣接のTT赤坂圃場の

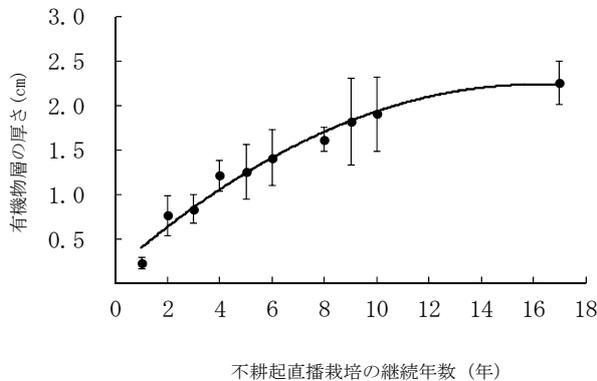


図2-8 不耕起直播栽培の継続年数と作土表層の有機物層の厚さとの関係 (山陽地区の不耕起直播継続年数が異なる圃場で調査) バーは標準偏差 (n=6~15) を示す

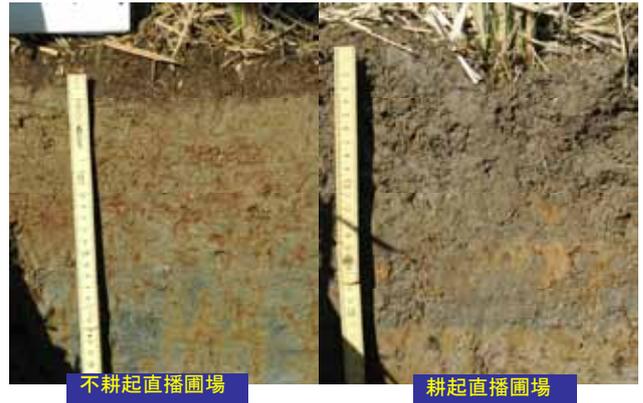


図2-9 不耕起直播16年目(左図)と耕起直播1年目(右図)における土壌断面(山陽地区)

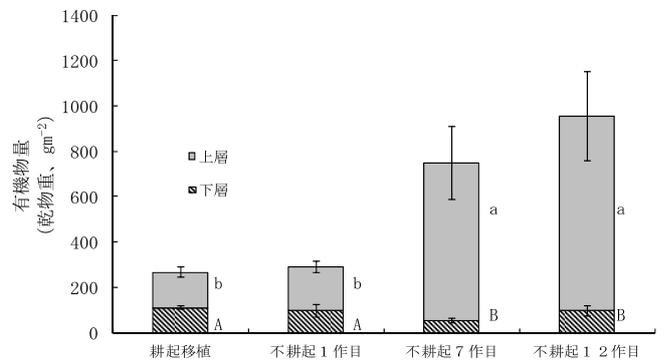


図2-10 作土層に集積した有機物の量(山陽地区)

作土層0~13cmを2分割し、0~5cmの層を上層、5~13cmの層を下層として、その層位に含まれている1mm以上の有機物の量を測定したバーは標準偏差 (n=5) を示す  
 測定値間の有意差はTukeyの多重比較により検定し、異なる記号間は5%の有意差があることを示す  
 なお、図中のa, bは上層の、A, Bは下層の有意差を示す

減水深と比べると、入水初期の減水深には依然として大きな差があった。その後、耕起移植栽培に転換するために、代かきを行ったところ、減水深は20mm d<sup>-1</sup>以下に低下した(耕起移植転換区)。

## 2. 不耕起直播栽培の継続に伴って作土の表層に集積する有機物の量と質

山陽地区で稲わら還元の不耕起直播栽培を継続した水田の作土表層の有機物層の厚さを調査したところ、不耕起直播栽培の継続で、有機物層は次第に厚くなり、8年目で約16mm、10年目で約20mm、17年目で約23mmになった(図2-8, 図2-9)。また、赤坂地区のND赤坂圃場でも、オガクズ鶏ふん堆肥を長年連用してきたため、調査開始時の作土の表層には約18mmの有機物層が集積していた。一方、水門地区では稲わらを持ち出していたため、調査開始時の作土表層の有機物層の厚さは数mm程度であった。

次に、作土に集積した有機物の量を山陽地区で調査した結果を図2-10に示した。不耕起直播栽培を継続し

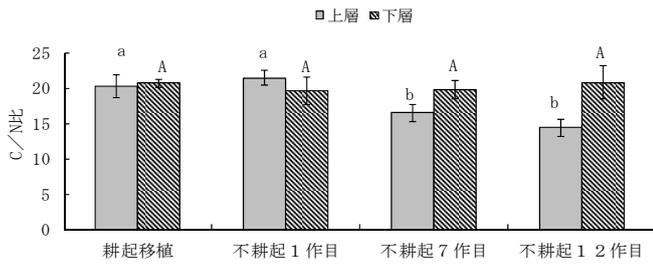


図2-11 作土層に集積した有機物のC/N比（山陽地区）

作土層0～13cmを2分割し、0～5cmの層を上層、5～13cmの層を下層として、その層位に含まれている1mm以上の有機物のC/N比を測定した測定値間の有意差はTukeyの多重比較により検定し、異なる記号間には5%の有意差があることを示す  
 なお、図中のa, bは上層の、Aは下層の有意差を示す  
 また、バーは標準偏差(n=5)を示す

た圃場の作土上層0～5cmの土層中に含まれる有機物の量（1mmの篩上に残った有機物の量）は、不耕起直播栽培の継続7年目で695g m<sup>2</sup>、12年目で856g m<sup>2</sup>程度あり、一方、耕起移植圃場では156g m<sup>2</sup>と少なかった。このように、不耕起直播栽培の継続で、作土上層の有機物量が顕著に増加した。また、5～13cmの層位では、耕起移植圃場がやや多い傾向はみられたが、その差は小さく、いずれの栽培法においても52～110g m<sup>2</sup>程度の有機物量であった。作土上層に蓄積した有機物のC/N比（図2-11）は、耕起移植圃場と不耕起直播栽培を始めたばかりの作土上層（0～5cm）では20～22程度であったのに対して、不耕起直播栽培の継続年数が長くなると14～17前後に低下し、不耕起直播圃場の作土上層には腐熟化が進んだ有機物が集積していると考えられた。

### 3. 水管理の状況と土壌中の酸化還元電位

#### (1) 水門地区と山陽地区

酸化還元電位に強い影響を持つ水管理の状況を図2-12下段に示した。水門地区のND水門圃場とTT水門圃場の水管理は同じである。水門地区では地域全体で中干しが慣行的に行われるが、稲わら還元の不耕起直播栽培の継続が5年目に相当する1997年では降雨が多かったため中干しが不十分であった。一方、山陽地区では第2章第1節の調査圃場の栽培管理状況で示した理由で中干しが行われなかったため、ND山陽A圃場は常時湛水状態（7～9年目）に保たれていた。また、TT山陽A圃場でも調査開始初年目（隣接圃場で行われている不耕起直播栽培開始7年目に相当）の分けつ期や中干し期頃の短時間の落水を除いては常時湛水状態に保たれていた。なお、この短時間の落水時にも、降雨が多かったことと水尻を開けるなどの積極的な落水操作を行なわなかったため、土壌表面は湿潤状態が続いていた。

次に、稲わら還元の不耕起直播栽培の継続が土壌の酸化還元電位に及ぼす影響を検討するために、不耕起直播栽培の継続2～5年目（水門地区）と7～9年目（山陽地区）の酸化還元電位の層位別経年変化を図2-12に示した。層位別の酸化還元電位の経年変化は、不耕起直播栽培の継続年数が5年以内で、かつ入水期（6月）から中干し期（7月下旬～8月上旬）までの期間において特徴的な傾向がみられた。すなわち、入水から中干し期の期間における作土表層土壌の酸化還元電位では、不耕起直播栽培のND水門圃場と耕起移植栽培のTT水門圃場との差はみられず、また継続年数にかかわらず入水後から速やかに強還元状態になった。しかし、深さ0.5～1.5cmの酸化還元電位では、ND水門圃場とTT水門圃場との間に差がみられ、稲わら還元の不耕起

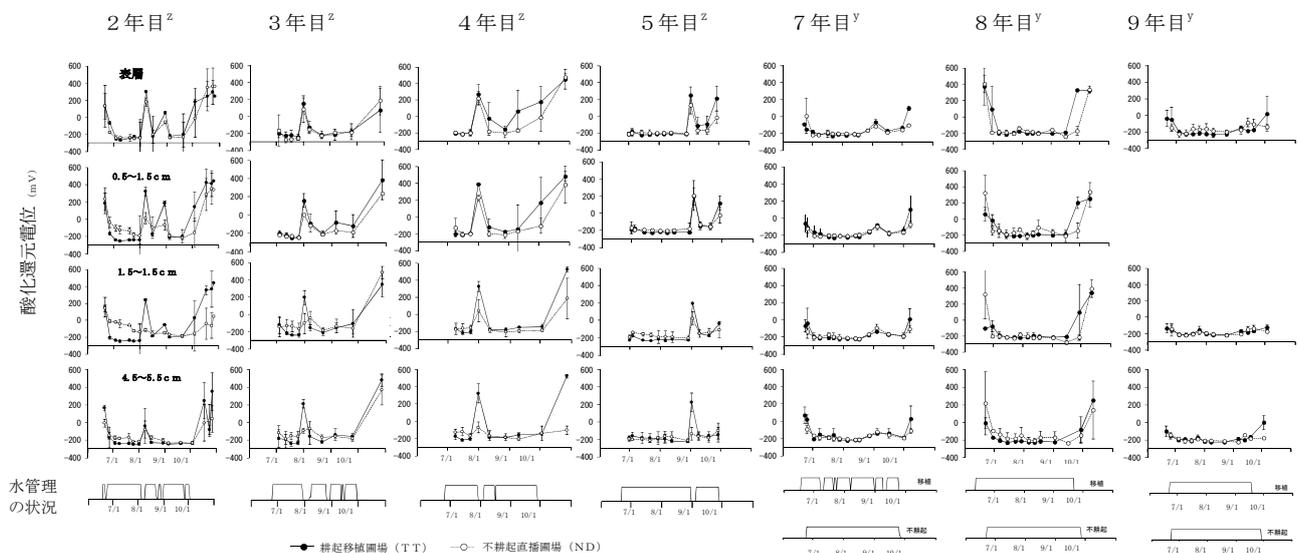


図2-12 不耕起直播栽培の継続が層位別酸化還元電位の経年変化に及ぼす影響と水管理(下)の状況

<sup>z</sup> 水門地区 (TT水門圃場とND水門圃場は同一圃場)

<sup>y</sup> 山陽地区 (TT山陽A圃場とND山陽A圃場は隣接圃場)

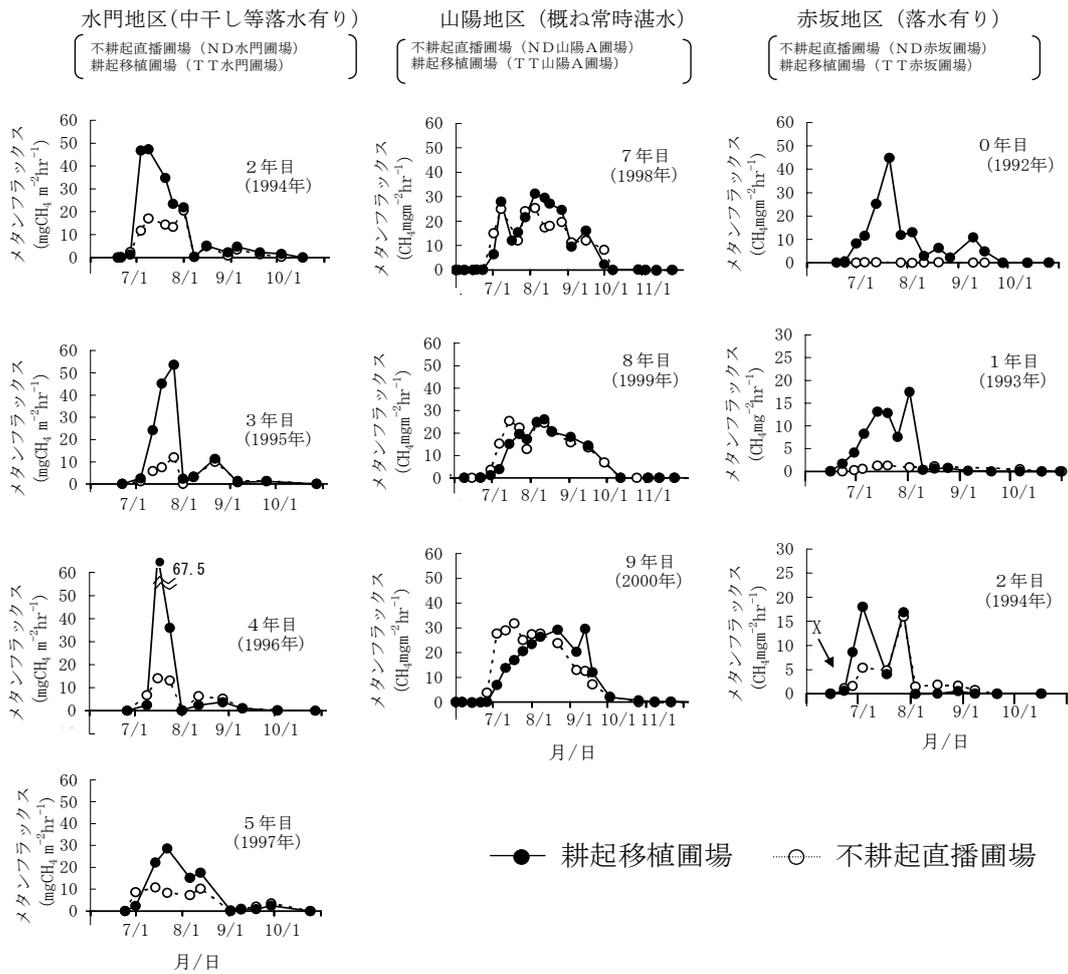


図2-14 不耕起直播栽培の継続がメタンフラックスに及ぼす影響

図中の1～9年目は稲わら還元の不耕起直播栽培の継続年数を示し、0年目は稲わらを持ち出していることを示す

水管理の状況は次のとおりである

水門地区の不耕起直播圃場，耕起移植圃場では5年目を除いて強い中干しを実施し，山陽地区の不耕起直播圃場，耕起移植圃場は原則として常時湛水で管理した

赤坂地区の不耕起直播圃場は減水深が大きいので頻りに落水状態になり，同地区の耕起移植圃場は中干しを実施したが0年目は中干しが不十分で還元状態が継続した結果である

直播栽培の継続が2年目では，不耕起直播栽培を行っているND水門圃場で明らかに還元化が遅れたが，3年目になると判然としなくなった。深さ1.5～2.5cmの酸化還元電位にも，ND水門圃場とTT水門圃場との間に差がみられ，その差は稲わら還元の不耕起直播栽培の継続3年目まで大きく，4年目以後は小さくなった。深さ4.5～5.5cmの酸化還元電位にも同様の傾向がみられたがその差は小さかった。そして，山陽地区で調査した7年目以後においては，すべての層位で不耕起直播

圃場と耕起移植圃場の間に酸化還元電位の差はなかった。このように，不耕起直播圃場では，不耕起直播栽培を開始した当初は耕起移植圃場より作土層は酸性であったが，その継続に従い作土の表層から還元化が進み，徐々に下層まで強く還元化される傾向が認められた。つまり，稲わら還元の不耕起直播栽培を5年以上も継続すると耕起移植圃場と同程度に作土の還元化が強く進むことが分かった。

一方，中干し後に再入水してから最終落水するまで

の期間の酸化還元電位では、中干し期の落水が不十分で確認できなかった水門地区の5年目を除いて、不耕起直播圃場が耕起移植圃場と同等か、むしろ還元的であった。

## (2) 赤坂地区

水門地区や山陽地区は図2-6に示したように減水深が4.4～9.6mm d<sup>-1</sup>と小さく、垂直浸透がほとんどない圃場である。それに対して減水深が52.5mm d<sup>-1</sup>と大きい赤坂地区で1994年に調査した酸化還元電位の結果を図2-13に示した。赤坂地区の不耕起直播栽培のND赤坂圃

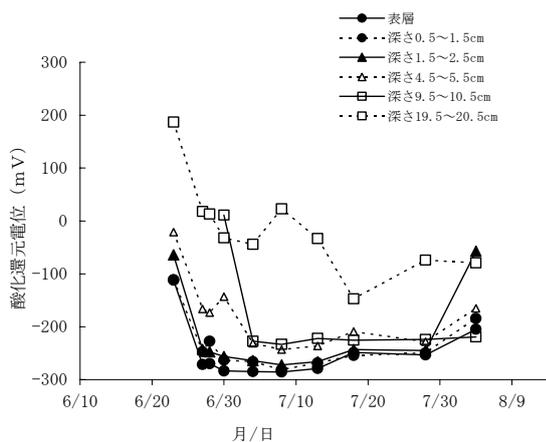


図2-13 赤坂地区の不耕起直播圃場（ND赤坂圃場）における土壌の深さ別の酸化還元電位の推移（1994年）

場では長年オガズ鶏ふん堆肥の表面施用を続けてきたため、作土の表層には約18mmの有機物が集積していた。その影響を受けて、入水後には作土表層では急速に還元化が進んだ。やや遅れて深さ4.5～5.5cmで強還元状態になり、更に遅れて深さ9.5～10.5cmでも強還元状態となった。このように減水深が大きいにもかかわらず、作土層では著しい還元化が進んでいた。

## 4. メタンフラックスの推移

### (1) 水門地区

水門地区のメタンフラックスの推移を図2-14（左）に示した。1994年は稲わら還元の不耕起直播栽培の継続が2年目であるが、6月下旬の入水後の間もない期間のメタンフラックスはND水門圃場とTT水門圃場の間にほとんど差がなかった。しかし、7月初めから中干し期（7月下旬～8月上旬）までのメタンフラックスはTT水門圃場で大きくなった。そして、中干し期以後のメタンフラックスは、TT水門圃場とND水門圃場との間でほとんど差がなくなった。この傾向は3年目でも同じであった。しかし、4年目になると、3年目までとは異なる傾向がみられるようになった。すなわち、7月始めか

ら中干し期の期間のメタンフラックスがTT水門圃場で大きいのは、3年目までと同じであるが、入水後から7月初めの期間と中干し期以後のメタンフラックスがND水門圃場で大きくなる傾向がみられた。

### (2) 山陽地区

1998から2000年は、稲わら還元の不耕起直播栽培の継続が7～9年目に相当するが、ND山陽A圃場及びTT山陽A圃場における水稲栽培期間中のメタンフラックスを図2-14（中央）に示した。不耕起直播栽培では、すでに論議したように、一般に常時湛水状態で管理されることが多い。また、天候の影響を受けやすい落水処理がメタンフラックスの大きさに直接影響することから、栽培様式ごとのメタンフラックスの測定値に天候や水管理の影響が入ることを避けるために、常時湛水状態に維持して比較検討した。このため、水門地区や赤坂地区のような7月下旬～8月上旬頃に行われる中干し期の影響のない結果である。その結果、山陽地区においても、生育初期のメタンフラックスは水門地区の不耕起直播栽培の継続4、5年目で観察され始めたように不耕起直播圃場（ND山陽A圃場）が耕起移植圃場（TT山陽A圃場）より大きかったが、その後は水門地区とは異なり耕起移植圃場との差がなくなり、8月に入ってからには反対に耕起移植圃場の方が大きくなった。

### (3) 赤坂地区

1992～1994年の水稲栽培期間中に調査した赤坂地区におけるメタンフラックスの推移を図2-14（右）に示した。

1992年のTT赤坂圃場では、7月は好天に恵まれた年であり、担当農家は、落水により田面や畦畔に亀裂が入ると田面水が溜まらなくなるため、落水状態にならないような水管理を行った。その結果、湛水状態が8月上旬まで継続し、7月中下旬をピークとする大きいメタンフラックスが観察された。一方、ND赤坂圃場では、オガズ鶏ふん堆肥を表面散布していたが、稲わらを持ち出していたことと、減水深が大きく、度々落水状態になったため、非常に小さいメタンフラックスしか観察されなかった。

1993年のTT赤坂圃場では、8月上旬にメタンフラックスの最大のピークが観察されたのに対して、稲わら還元初年目に相当するND赤坂圃場では小さいフラックスしかみられなかった。

1994年のND赤坂圃場では、稲わら還元の不耕起直播栽培を始めて2年目に相当するが、1年目の1993年より大きいメタンフラックスが観察され、特に中干し直前の7月下旬にはTT赤坂圃場と同等の大きさのメタンフ

ラックスが観察された。その結果、TT赤坂圃場とND赤坂圃場でのメタンの年間発生量の差は調査年中で最も小さくなった。1994年のメタンフラックスの推移の特徴は、生育初期の6月下旬頃のメタンフラックスがND赤坂圃場でTT赤坂圃場より大きくなった(図中X)こと、入水期から中干し期までのND赤坂圃場のメタンフラックスが前年までと比較して大きくなり、TT赤坂圃場との差が縮まったこと、また、中干し後のメタンフラックスがND赤坂圃場でTT赤坂圃場より大きくなったことであった。

### 第3項 考察

#### 1. 不耕起直播栽培の継続と減水深

不耕起直播栽培を継続すると透排水性が大きくなるといわれているので、地形・排水条件の異なる地区において不耕起直播栽培の継続が減水深に及ぼす影響を検討した(図2-6)。地下水位が高い地帯では、グライ低地土の水門地区の不耕起直播圃場(ND水門圃場)のように、湛水期間中の周辺水路の水位が常に高く維持されていたために漏水過多の問題は起こらなかった。一方、地下水位が低い地帯では、灰色低地土の赤坂地区の不耕起直播圃場(ND赤坂圃場)のように、漏水過多という深刻な問題が起きた。これは、赤坂地区では地下水位が1m以下で低い棚田状の地形にあるためと推察された。

漏水過多の原因として畦畔浸透の増加と垂直浸透の増加が考えられる。減水深が非常に大きい赤坂地区で得られた調査結果から、水稻栽培期間中の用水量を試算した結果を表2-2に示した。TT赤坂圃場の用水量は中干し期まで4,790m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>、中干し後10,500m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>の合計15,290m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>であったのに対して、止水シート処理前のND赤坂圃場の用水量は各々18,110m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>、14,130m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>の合計32,240m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>であった。そして、止水シート処理後のND赤坂圃場の用水量は合計18,760m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>(9,370m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>+9,390m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>)であった。止水シート処理前後の垂直浸透量は同一圃場で同じであるので、蒸発散量の年次変動が無いと仮定すれば、

止水シート処理前後の用水量の差は畦畔浸透量に相当すると考えられ、その量は13,480m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>(32,240m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>-18,760m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>)となる。また、畦塗りが綿密に行われていたTT赤坂圃場において畦畔浸透がないと仮定すれば、止水シート処理後のND赤坂圃場とTT赤坂圃場の両栽培法の畦畔浸透は0m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>と見なせるため、それらの用水量の差は、垂直浸透量の差に相当すると考えられ、3,470m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>(18,760m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>-15,290m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>)と試算された。本試験で調査した両圃場は、全く同じ地形及び土壌条件に位置するので、この用水量の差は不耕起直播栽培を継続することによって増加した垂直浸透量と考えることができる。このように、不耕起直播栽培を継続すると垂直浸透量が3,470m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>増加し、畦畔浸透量は13,480m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>増加することになる。つまり、不耕起直播栽培の継続により減水深が増加したが、減水深の増加は畦畔浸透が増加することによる影響が大きく、垂直浸透の増加は畦畔浸透増加量の約四分の一であった。このことは、湛水期間中に地下水位や周辺水路の水位が高まる地域では、不耕起直播栽培を継続しても漏水過多の問題が起こりにくくなることを示していると考えられた。

#### 2. 表層に集積した有機物層の厚さと腐熟度

水門地区のような稲わらを全量圃場外に持ち出す不耕起直播栽培では、作土の表層に集積する有機物層の厚さはわずかであったが、コンバイン収穫時の稲わら還元の不耕起直播栽培では、耕起をしないために、主として稲わら由来の有機物が作土表層に集積した。その厚さは不耕起直播栽培の継続10年で20mm、17年で23mm程度であった。また、作土の表層に集積した有機物のC/N比(継続10年目)は14~17であり、稲わら堆肥(通常稲わら堆肥のC/N比は17~19)と同等かむしろ腐熟化が進んだ有機物であることが分かった。

#### 3. 不耕起直播栽培の継続とメタン発生量

減水深の小さい水門地区や山陽地区での不耕起直播栽培と耕起移植栽培における水稻栽培期間中のメタン発生量を図2-14及び図2-15に示した。不耕起直播栽培と耕起移植栽培のメタン発生量の差は不耕起直播栽培

表2-2 不耕起直播栽培の継続、あるいは止水シート処理による漏水対策が用水量に及ぼす影響 (m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>)

	6月下旬から7月下旬までの積算量			8月下旬から9月下旬までの積算量		
	耕起移植 (TT赤坂圃場)	不耕起直播 (ND赤坂圃場)		耕起移植 (TT赤坂圃場)	不耕起直播 (ND赤坂圃場)	
		止水シート処理前	止水シート処理後		止水シート処理前	止水シート処理後
用水量	4,790	18,110	9,370	10,500	14,130	9,390

期間毎の用水量は、6月下旬から7月下旬までの期間は、ほとんど落水しないため、当該期間の3半旬別の減水深の平均値を基にグラフを作図し、その台形面積を求めることによって算出した。8月上旬から9月下旬までの期間は間断灌漑となるため、当該期間中の日平均減水深に計算期間の日数を単純に掛け合わせて算出した。なお、計算にあたっては蒸発散量は考慮せず、年次間差も無いとして処理した。

の継続年数と密接にかかわっており、不耕起直播栽培を継続するに従い、その差が小さくなる傾向が認められた。その理由として、図2-16にみられるように、不耕起直播栽培の継続に従い、6月下旬～7月下旬の期間におけるメタン発生量が不耕起直播栽培で多くなっていくと考えられた。また、図2-17で示したように、稲わら還元の不耕起直播栽培を継続すると、作土層は徐々に還元的になり、継続4～5年目ぐらいからは耕起移植栽培との差は小さくなっていくことが分かった。このことから、表層に集積した有機物が不耕起直播栽培を始めた当初は田面水からの直接的な酸素の供給もあり、酸化的に分解されるものが多かったと推察されるが、土壌の還元化が進むにつれて、徐々に還元的に分解されるようになり、メタンが生成されやすくなってきたと考えられた。その結果、メタン発生量について、継続2～5年目の調査地区とは異なる山陽地区の調査結果であるが、不耕起直播栽培の継続7年目以降は、不耕起直播圃場と耕起移植圃場のメタン発生量の差はかなり小さくなり、不耕起直播栽培の継続8、9年目には不耕起直播圃場の方が反対に多くなる傾向が見られるようになった（図2-15）。山陽地区の不耕起直播圃場のように不耕起直播栽培を7年以上も継続した作土層は入水直後から還元的であり（図2-12）、有機物も表層に厚く集積しておりメタンが生成される条件が揃っていたと推察される。特に、山陽地区の不耕起直播圃場は減水深が小さく（図2-6）、深水に管理され、田面水の移動が少ない条件であった。そのため、土壌中で生成されたメタンが、田面水中や作土表層で酸化分解されたり、下層に溶脱され、そこで酸化分解されたりすることが少なかったと考えられ、結果的にメタンの発生量が多くなったと思われる。

また、減水深が大きい赤坂地区の不耕起直播圃場でも図2-14で示したように、中干し期（7月下旬～8月上旬）までのメタンフラックスが経年的に増加していた。

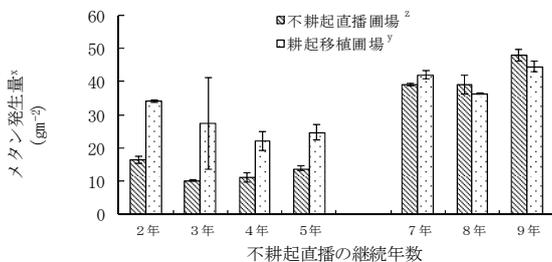


図2-15 栽培様式と不耕起直播栽培の継続年数の違いが水稲栽培期間中のメタン発生量に及ぼす影響  
 バーはデータの範囲 (n=2) を示す  
 \*2～5年はND水門圃場、7～9年はND山陽A圃場  
 †2～5年はTT水門圃場、7～9年はTT山陽A圃場  
 ‡メタン発生量の計算期間；6月下旬～10月下旬

このように、赤坂地区と水門地区の結果は、どちらも不耕起直播圃場からのメタン発生量が、稲わら還元の不耕起直播栽培を継続すると増加するという点で共通

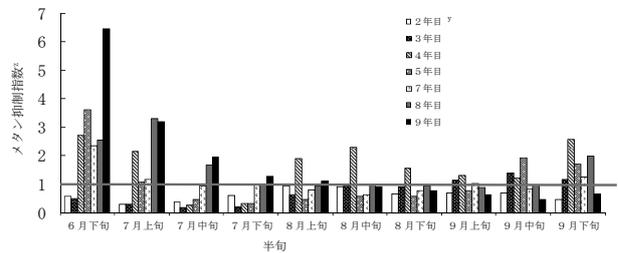


図2-16 不耕起直播栽培の継続が半月別\*のメタン抑制指数に及ぼす影響  
 \*メタン抑制指数：不耕起直播圃場のメタン発生量/耕起移植圃場のメタン発生量で、メタン抑制指数が1より大きいときは、不耕起直播圃場が耕起移植圃場よりメタン発生量が多いことを、1より小さいときは反対に不耕起直播圃場のメタン発生量が少ないことを示す  
 †2～5年目は水門地区のND水門圃場およびTT水門圃場、7～9年目は山陽地区のND山陽A圃場及びTT山陽A圃場の結果である  
 ‡計算は半月毎に実施した

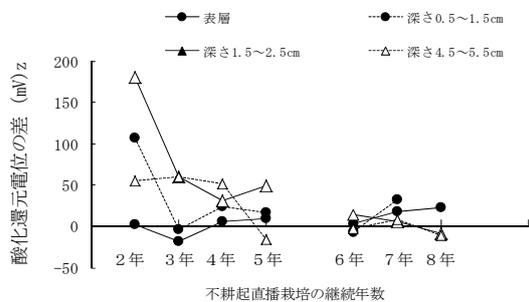


図2-17 不耕起直播栽培の継続が入水後から中干し期までの深さ別酸化還元電位に及ぼす影響  
 \*縦軸は栽培法の違いによる酸化還元電位の差（不耕起直播圃場の酸化還元電位－耕起移植圃場の酸化還元電位）で、2～5年目のデータは水門地区の、7～9年目のデータは山陽地区の調査結果である  
 ‡また、計算期間は7月上旬から7月下旬の中干し開始までで、この期間に測定した3～4回の値の平均値で示した

していた。しかしながら、メタンの発生が不耕起直播圃場で増加する傾向が、水門地区では作土上層の還元化が進んだ時期（稲わら還元の不耕起直播栽培の継続4年目）から、赤坂地区では1993年の稲わら還元の不耕起直播栽培開始1年目から観察されるという点で異なっていた。赤坂地区では1992年の時点で、それまでのオガクズ鶏ふん堆肥などの連用により、表層にはすでに有機物が18mmも集積しており、1993年の時点ですでに入水後から中干し期まで、作土の上層では強還元状態となっていた。1992年にメタンフラックスが小さかったのは稲わらを持ち出していたためであり、稲わら施用初年目に当たる1993年にはごくわずかに増加し、そして2年目の1994年には顕著にメタンフラックスが増加した。従って、メタンフラックスの直接的な増加は稲わらの表面散布が原因であると考えられた。つまり、すでに作土表層の還元化が進んだ条件で稲わらなどのメタン生成細菌の栄養基質となりうる有機物が施用されれば、メタンの発生がただちに多くなると

考えられた。ただし、メタンの発生量は耕起移植圃場と比較してはるかに少なかった。この理由は以下のように考えられる。第1に、水の垂直浸透が多いために、メタン生成細菌のための栄養基質が溶脱したため(大伏ら、1992)と考えられた。第2に、新鮮なかんがい水の流入により、いったん生成されたメタンが田面水中や作土表層で酸化分解 (Gilbert and Frenzel, 1998)されたり、地下に浸透後に酸化分解された(木村, 1995)割合が多かったためと推察された。このような二つの理由で、大気中へのメタンの放出量が少なくなったと考えられた。なお、減水深が小さい水門地区と減水深が大きい赤坂地区ごと、別々に不耕起直播圃場と対照の耕起移植圃場におけるメタン発生量を比較すると(図2-18)、水門地区では不耕起直播栽培を開始してから少なくとも4~5年間の平均メタン発生量は、不耕起直播圃場のメタン発生量が耕起移植圃場の48%であることが分かった。また、減水深が大きい赤坂地区でも、稲わら還元2年目までの結果であるが、不耕起直播圃場のメタン発生量は耕起移植圃場のメタン発生量の47%であった。このように、不耕起直播栽培の継続年数が5年以内の場合には、不耕起直播栽培を導入することにより、減水深の多少にかかわらず、少なくとも50%以上のメタン発生量を削減できることがわかった。

一方、水門地区と赤坂地区では、各々の減水深が9.6mm d<sup>-1</sup>と52.5mm d<sup>-1</sup>であり、両地区のメタン発生量の差はメタン発生に及ぼす減水深の影響として考えることができる。すなわち、両地区の不耕起直播圃場におけるメタン発生量を比較したところ、減水深が大きい赤坂地区のメタン発生量は、減水深が小さい水門地区のメタン発生量の39%と少なかった。同様に、耕起移植圃場で比較しても、減水深が大きい赤坂地区のメタン発生量は、減水深が小さい水門地区のメタン発生量の40%であった。このように、不耕起直播栽培、耕

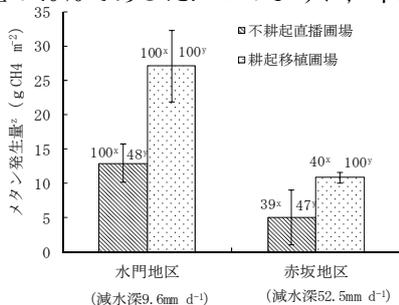


図2-18 不耕起直播圃場と耕起移植圃場における水稲栽培期間中のメタン発生量

バーは標準偏差 (水門地区 n=4, 赤坂地区 n=2)  
<sup>z</sup> 水門地区の不耕起直播圃場 (ND水門圃場) のメタン発生量は、稲わら還元の不耕起直播栽培の継続2~5年間の平均値である。また、赤坂地区の不耕起直播圃場 (ND赤坂圃場) のメタン発生量は稲わら還元の不耕起直播栽培の継続1~2年目の平均値である。メタン発生量の計算期間は、両栽培法ともに耕起移植圃場の移植期から収穫期である。  
<sup>y</sup> 栽培様式の違いがメタン発生量に及ぼす影響を数値化した。すなわち、水門、赤坂地区毎の耕起移植圃場のメタン発生量を100としたときの、不耕起直播圃場のメタン発生量の値を示した。  
<sup>x</sup> 減水深がメタン発生量に及ぼす影響を数値化した。すなわち、耕起移植圃場、不耕起直播圃場毎の水門地区のメタン発生量を100としたときの赤坂地区のメタン発生量の値を示した。

起移植栽培を問わず、減水深が大きいと、メタン発生量は60%以上も少なくなることが分かった。

## 第2節 メタン発生量が増加する要因の解明

### 第1項 実験方法

#### 1. 土壌ち密度の調査

不耕起直播栽培の長期間の継続が土壌ち密度に及ぼす影響を明らかにするために、大型の農作業機械が導入される以前から、20数年以上にわたって不耕起直播栽培を継続してきた赤坂地区及び水門地区の不耕起直播圃場 (ND赤坂圃場とND水門圃場)、対照田として赤坂地区の耕起移植圃場 (TT赤坂圃場) 及び水門地区の耕起移植圃場 (ND水門圃場の隣接田) において、水稲収穫後の貫入抵抗を測定した。また、不耕起直播栽培を最近になって開始し、大型の農作業機械が走行する条件における土壌ち密度を知るために以下の調査を行った。山陽地区において、不耕起直播栽培の継続年数が1997年に2、4及び6年目の圃場 (ND山陽A, F及びH圃場) 及び隣接する耕起移植圃場 (TT山陽A, B及びC圃場) において(図2-1, 表2-1)、水稲収穫後に深さ20cmまでの貫入抵抗を測定した。なお、湛水期間中の7月始めには、湛水状態でのち密度を知るためにND山陽A圃場とTT山陽A圃場のみで貫入抵抗を測定した。貫入抵抗の測定は、自記式貫入抵抗計 (DIK社製、使

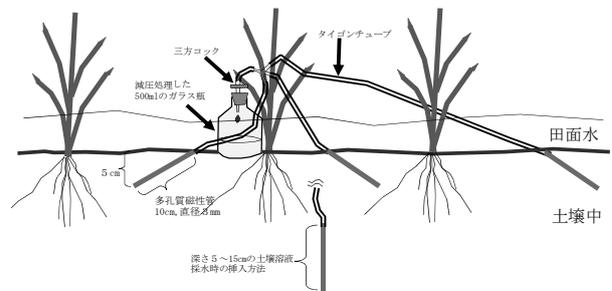


図2-20 土壌溶液中のメタン濃度測定するための土壌溶液の採水法

土壌溶液の採水は、多孔質の磁製管を土表層 (0~5cm) と作土下層 (5~15cm) に、図のように土壌中に差し込んで (上層は斜めに、下層は垂直に)、500ml容のあらかじめ減圧したガラス瓶と接続することによって採水した。

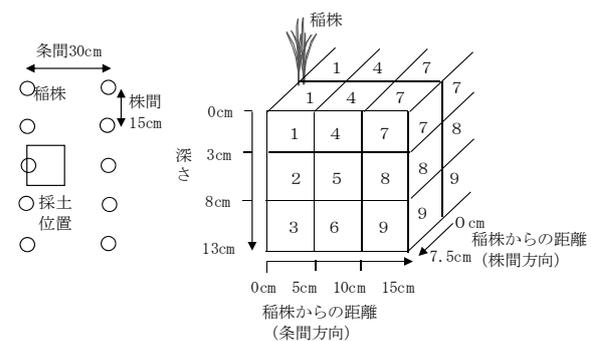


図2-19 根群分布調査における採土位置と採取した土壌ブロックの分割方法

用バネ50kg, コーン頂角30度, 断面積2cm<sup>2</sup>)を用いて, 圃場の対角線上の5～8地点において実施し, その平均値を算出した。

## 2. 作土中の根群調査

不耕起直播栽培の長期間の継続が根群分布に及ぼす影響を明らかにする目的で, 水門地区と赤坂地区の土壌ち密度を調査したのと同じ圃場において, 1994年の水稲収穫後に根群分布を調査した。また, 山陽地区のND山陽A圃場において, 不耕起直播栽培の継続3年目に当たる1994年と6年目に当たる1997年の2度にわたって根群分布を調査し, その経年変化を検討した。根群調査は自作の採土用鉄製枠(縦15×横15×深さ13cm, 1株専有面積の二分の一に相当)を用いて土壌ブロックを採取し, これを実験室に持ち帰り, 図2-19のように9ブロックに分割して各ブロックに含まれる根重を測定した。土壌採取は2反復で行ったが, その後の根重測定は2反復を一つにまとめて行った。なお, 調査した深さは, 県内の耕起移植圃場の作土深が11～15cmであることから, その中間的な値13cmまでの深さとした。

## 3. 土壌溶液中及び田面水中メタン濃度の測定

調査圃場は山陽地区のND山陽A圃場及びTT山陽A圃場, 並びにこれらの圃場から北西へ約1km離れたところにある同じ農業研究所内の不耕起直播圃場(ND山陽B圃場)及び耕起移植転換圃場である(図2-1, 表2-1)。これらの調査圃場の栽培概要などについては後述の第3章第1節に示した。2001年には出穂期に, 2002年には水稲栽培期間中に4回, 作土中の0～5cm, 5～15cmの深さにおける土壌溶液中のメタン濃度(土壌溶液中の溶存メタン+気泡として土壌中に存在するメタン)を測定した。すなわち, 図2-20に示したように, 直径3mm, 長さ10cmの多孔質の磁性管を, 作土表層0～5cmの深さに対しては斜めに, 5～15cmの深さに対し

ては垂直に埋設し, 3方コックを付けた容量500mLの予め空気を追い出し減圧(サンケイ理化社製, バッテリー式真空ポンプSK-5401)したガラス瓶と磁性管をタイゴンチューブで接続し, 容量100～200mLの土壌溶液を採取した。磁性管は3反復で埋設し, 一つのガラス瓶に同時に土壌溶液を混合採取した。

土壌溶液を採取したガラス瓶を実験室に持ち帰り, 窒素ガスで大気圧と平衡にした後, 1分間, 手で激しく振とうした後, ガラス瓶中の50mLの気相を採取し, 1Lのテドラーバッグに注入し, 窒素ガスで5倍に希釈後, FID検出器付きのガスクロマトグラフ(島津製作所製, GC-14APF)でメタン濃度を測定した。

田面水中のメタン濃度は, 土壌溶液採取時に土壌溶液と同様の装置を用い, 磁性管を田面水中に入れた状態で採取し測定した。

## 4. 土壌中メタン現存量の測定

山陽地区のND山陽A圃場, B圃場, TT山陽A圃場, 及び耕起移植転換圃場において(図2-1, 表2-1), 2001年の出穂14日前と2002年の最高分げつ期直前に, 作土層(深さ0～15cm程度)中に気相として存在するメタンの量(以下, メタン現存量)を測定した。すなわち, 図2-21に示したように, 湛水状態の水稲8株上に, 縦と横の長さ60cm, 高さ100cmの透明ポリカーボネイト製の無底箱容器(チャンバー)をかぶせ, チャンバー周辺から約13cmの5本の爪の付いた自作のかき混ぜ道具を用いて, チャンバー内の作土全体に対して, 約7～10分間, 土壌中から気泡が発生しなくなるまで, 作土層を良く掻き混ぜ, 土層中に気泡として存在するガスをチャンバー内に追い出した。その際, チャンバー内の空気が外気と連絡しないように, チャンバーの底辺を常に水中に沈めた状態で攪拌作業を行った。土壌攪拌作業終了直後のチャンバー内の空気を, 1Lテ

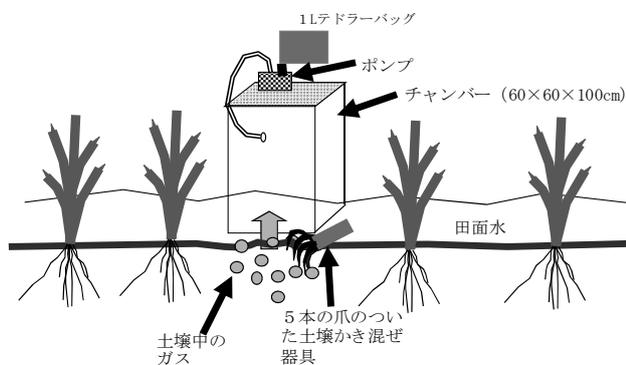


図2-21 土壌中メタン現存量調査のためのガス採取方法<sup>2</sup>

<sup>2</sup> 田面水中にチャンバーの下端が漬かった状態で, 5本の爪の付いたかき混ぜ道具を用いて作土を混和して土壌中に残存している気体をチャンバー内に捕集し, 土壌中から気泡が出なくなるまで混和して, チャンバー内の空気をポンプを用いてテドラーバッグに採取した土壌のかき混ぜ作業前後のチャンバー内のメタン濃度から土壌中に現存していたメタンガスの量を算出した

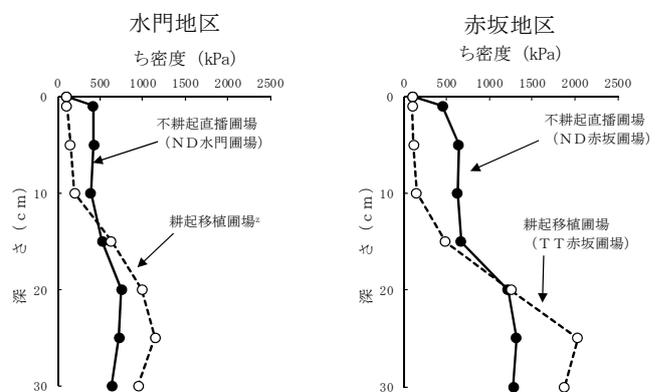


図2-22 不耕起直播栽培を20数年間継続したときの土壌ち密度

<sup>2</sup> ND水門圃場に隣接する耕起移植圃場

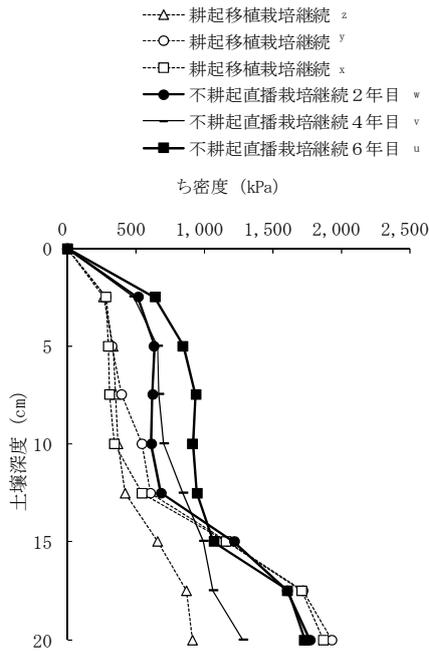


図2-23 山陽地区における不耕起直播栽培の継続に伴う土壌ち密度の経年変化

同一地区内にある土壌タイプが同じ圃場群の中から、不耕起直播栽培の継続年数が1997年に2年目、4年目および6年目に相当する不耕起直播圃場3圃場と、対照として隣接する耕起移植圃場3圃場を選定し、水稻収穫後に土壌ち密度を調査した  
調査圃場の位置関係は図2-1参照  
△ TT山陽A圃場  
○ TT山陽B圃場  
□ TT山陽C圃場  
● ND山陽F圃場  
● ND山陽H圃場

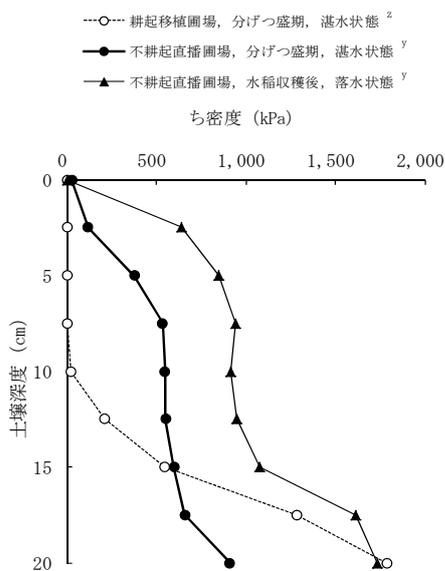


図2-24 山陽地区における不耕起直播圃場での水管理が土壌ち密度に及ぼす影響

△ TT山陽A圃場  
○ ND山陽A圃場

ドローバッグに採取し、そのメタン濃度を、FID検出器付きのガスクロマトグラフ（島津製作所製、GC-14 APF）で測定した。なお、チャンバー設置前の水稻群落上部（群落の上5cm）の大気中メタン濃度を測定し、その値をチャンバー田面設置直後（攪拌直前）の初期濃度とし、攪拌前後の濃度差から、土壌中に気泡として蓄積残存していたと考えられるメタンガスの量を算出した。

第2項 結果

1. 土壌ち密度

大型の農作業機械を用いないで、長期間にわたって不耕起直播栽培を続けてきた水門、赤坂両地区の不耕起直播圃場及び対照区の耕起移植圃場の貫入抵抗を図2-22に示した。不耕起直播栽培を20数年以上継続した圃場では、いずれの地区でも深さ0～10数cmの土層のち密度は耕起移植圃場よりも大きかった。一方、深さ20～30cmのち密度は耕起移植圃場の方がむしろ大きかった。

大型の農作業機械が走行する条件の山陽地区では、図2-23にみられるように、不耕起直播圃場の深さ0～13cmのち密度は隣接する耕起移植圃場と比較して明らかに大きく、不耕起直播栽培の継続年数が長い程、ち密度が大きくなる傾向が見られた。大型農作業機械の走行がない作業体系で不耕起直播栽培を続けてきた水門地区や赤坂地区と比較すると、不耕起直播栽培による作土層のち密化はよりいっそう顕著になっており、貫入抵抗値で約1,000kPa前後の大きい値を示した。

図2-24に不耕起直播栽培の継続6年目の圃場（ND山陽A圃場）の湛水期間中のち密度を示した。水稻収穫後の調査では、図2-23に示したように、深さ5～13cmにおいて貫入抵抗値は1,000kPa前後あったが、湛水期間中には500kPa前後まで低下していた。

2. 作土中の根群分布調査

水門地区及び赤坂地区で長期間にわたって不耕起直播栽培を続けてきた不耕起直播圃場及び対照の耕起移植圃場における根群分布を図2-25に示した。両地区の圃場は、いずれも小型コンバイン以外の大型農作業機械が走行しない圃場であり、また、稲わらを全量持ち出しながら不耕起直播栽培を続けてきた圃場である。

両栽培法について、稲株からの距離と根重の関係を比較すると、稲株周辺の根重は水門地区では大差ないが、赤坂地区では耕起移植圃場が勝った。ところが、稲株から5～15cm離れた場所の根重は、両地区とも

不耕起直播圃場が同等かやや勝っていた。また、根の層別分布を比較すると、作土0～3cmの表層の根重が、両地区ともに不耕起直播圃場で多かった。このように、不耕起直播圃場では作土表層に根が多く分布しており、この傾向は赤坂地区で顕著であった(図2-25, 2-26)。この理由として、赤坂地区の不耕起直播圃場(ND赤坂圃場)ではオガクズ鶏ふん堆肥などの有機物を連用しており、作土表層には約18mmの有機物層とその下10～20mmの腐植に富む膨軟な層が発達していたことと関係があると思われる。

一方、不耕起直播栽培の継続時に大型農作業機械が走行する条件では、踏圧のために土壌がち密化し、その結果、根の伸長が抑制される可能性が危惧された。そこで、大型農作業機械が走行し、稲わら還元の不耕起直播栽培を継続してきた水田の根群分布を図2-27に示した。図中βは、1994年が不耕起直播栽培の継続が3年目に当たるND山陽A圃場の水稲収穫後の根群分布を示したものである。不耕起直播栽培を3年継続したND山陽A圃場の根は、耕起移植圃場(図中α)の根群分布と比較すると、深さ0～3cmの表層に多く、稲株から離れた場所の根量も多い傾向が見られ、根の伸長は抑制されていなかった。また、ND山陽A圃場の1回目の調査から3年後(不耕起直播栽培の継続年数でいえば6年目に当たる)の水稲収穫後の根群分布を図中γに示した。不耕起直播栽培を継続すると前項で論議したよ

うに深さ0～13cmのち密度は大きくなったが、深さ0～13cmの総根重は不耕起直播栽培の継続3年目と比較して不耕起直播栽培の継続6年目では多くなっており、根の伸長が抑制される傾向は認められなかった。なお、不耕起直播栽培の継続3～6年でも、すでに長期間にわたり不耕起直播栽培を継続してきた水田(ND赤坂圃場及びND水門圃場)で観察されたような根の表層への偏在がうかがわれた。

### 3. 土壌中あるいは田面水中のメタンの量

土壌中に主に気泡として現存するメタンの量について、7月中旬と8月中旬に調査したところ、どちらの時期においても、メタン現存量は耕起移植圃場(TT山陽A圃場と耕起移植転換圃場の平均値)が多く、不耕起直播圃場(ND山陽A圃場とB圃場の平均値)では少なかった(図2-28)。また、調査時期別では7月中旬に比べて8月中旬のメタン現存量の方が多い傾向が認められた。

また、不耕起直播圃場(ND山陽B圃場)と耕起移植圃場(耕起移植転換圃場)における土壌溶液中の時期別メタン濃度を図2-29に示した。土壌溶液中のメタン濃度は、不耕起直播圃場では作土の上層(深さ0～5cm)が下層(深さ5～15cm)に比べて高いのに対して、耕起移植圃場では作土の上層よりも下層のメタン濃度が高かった。

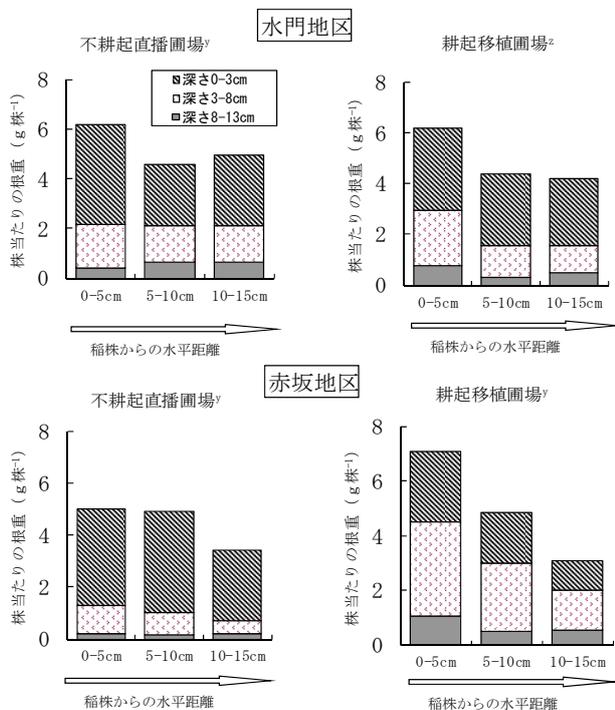


図2-25 不耕起直播栽培の長期継続が作土中の根群分布に及ぼす影響

2 水門地区のND水門圃場に隣接する耕起移植圃場  
3 水門地区や赤坂地区でメタン発生量の調査を実施した圃場(図2-1参照)



図2-26 表層に広がっている根(赤坂地区のND赤坂圃場)

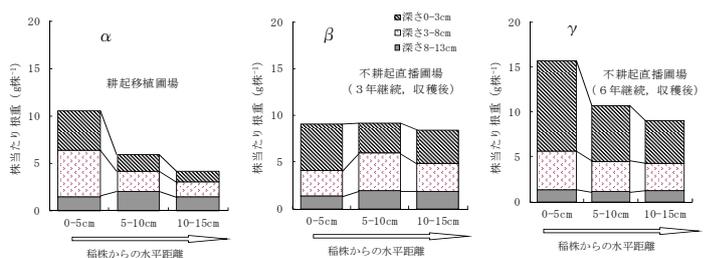


図2-27 稲わらを還元する不耕起直播栽培の継続が作土中の根群分布に及ぼす影響

α) TT山陽A圃場(1994年調査)  
β) ND山陽A圃場(1994年調査)  
γ) ND山陽A圃場(1997年調査)

一方、田面水中のメタン濃度（図2-30）は、いずれの年度、時期においても不耕起直播圃場が耕起移植圃場より高かった。このように、不耕起直播圃場では作土上層及び田面水中のメタン濃度が高い傾向が明らかであった。また、田面水の色も腐朽した稲わらの影響を受けて、やや着色していた（図2-31）。

### 第3項 考察

#### 1. 土壌のち密化と根群の発達

不耕起直播栽培は耕起をしないため、土壌がち密化し根の伸長が抑制されることが懸念される。1960年代から県内に普及し、現在まで続けられてきた不耕起直播栽培は大型農作業機械がほとんど走行しない作業体系であるのに対して、1990年代になって始まった不耕起直播栽培は労働生産性が高い低コスト稲作技術として採用され、大型農作業機械が圃場を走行することが前提となっている。このため、1960年代から普及している不耕起直播栽培と比較して土壌の一層のち密化が懸念されている。

そこで、大型農作業機械の走行頻度が低い1960年代から始められている長期間にわたり不耕起直播栽培を継続した圃場と1990年代になって新たに普及を始めた大型農作業機械の走行頻度が高い不耕起直播圃場について、土壌のち密度並びに根群の分布を調査した。

前者の20数年以上にわたり不耕起直播栽培を継続した水田の調査結果では、図2-22にみられるように土壌のち密化は深さ20～30cmの層では認められなかったが、深さ0～10数cmの土層ではち密化の傾向が明らかであった。このような深さ0～10数cmの土層のち密化が根群分布に及ぼす影響をみたところ、図2-25上段に示したように、水門地区では、不耕起直播の根重は耕起移植圃場よりやや多くなっており、土壌のち密

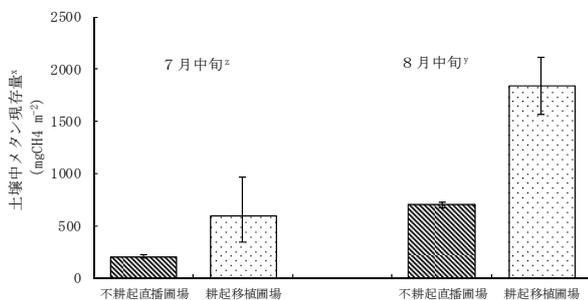


図2-28 作土層中に気泡として現存しているメタンの量

不耕起直播圃場の値はND山陽A圃場とB圃場の平均値、また、耕起移植圃場の値はTT山陽A圃場と耕起移植転換圃場の平均値である。不耕起直播圃場と耕起移植圃場のメタン現存量（対数変換）の間には、5%水準で有意差が認められた（t検定）。

バーはデータの範囲（n=2）を示す

<sup>z</sup>2002年調査

<sup>y</sup>2001年調査

<sup>x</sup>作土層中に気泡として現存するメタンの量

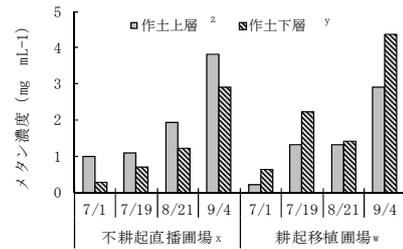


図2-29 作土の層別土壌溶液中メタン濃度に及ぼす栽培様式の影響

作土の上層と下層の間に、土壌溶液中メタン濃度の差があるかどうかを栽培様式毎に検定したところ、どちらの栽培様式でも5%水準の有意差（t検定）が認められた。

また、不耕起直播圃場と耕起移植圃場の間に、土壌溶液中のメタン濃度の差があるかどうかを検定したところ、栽培様式の間に有意な差（t検定）はなかった。

<sup>z</sup>作土上層0～5cmで採水

<sup>y</sup>作土下層5～15cmで採水

<sup>x</sup>ND山陽B圃場

<sup>w</sup>耕起移植転換圃場

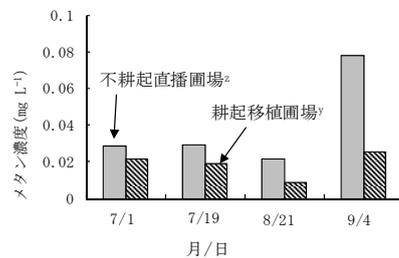


図2-30 田面水中メタン濃度に及ぼす栽培様式の影響

不耕起直播圃場（ND山陽B圃場）と耕起移植圃場（耕起移植転換圃場）のメタン濃度（対数変換）について、1%水準の有意差が認められた（t検定）。

<sup>z</sup>ND山陽B圃場

<sup>y</sup>耕起移植転換圃場



図2-31 入水後の田面水の様子（山陽地区の不耕起直播圃場）

化によって根の伸長が阻害されていないことが確認された。佐藤（1992）は本試験で調査したのと同じ不耕起直播圃場において、エックス線写真を用いて根群の発達状況を調査した。不耕起直播圃場では隣接する耕起移植圃場に比べて、表層に細根が多く、深さ20～30cmの耕盤層を貫通する根も多いこと、すなわち不耕起直播栽培を長期間継続しても、根の伸長は全く抑制

されておらず、むしろ不耕起直播圃場の方が根の発達が良いことを報告している。

根の分布についてみると、赤坂地区の不耕起直播圃場の深さ0～13cmの総根重は耕起移植圃場より少なかった(図2-25 下段)が、根の分布に著しい偏りがあった。つまり、不耕起直播圃場の根は表層に多く、深さ3～13cmの根は少なかった。水稲の根の伸長は土壌の貫入抵抗が約1,200kPaで抑制されると報告(在原・渡辺, 1993)されていることから判断すると、赤坂地区の深さ0～13cmの貫入抵抗は640kPa程度にすぎない(図2-22)ため、土壌のち密化によって根の伸長が抑制された結果であるとは考えられなかった。つまり、水田表層に根が偏在したのは、表層に厚さ約18mmの有機物が集積しており、その下には腐植に富む層が発達していることから、根が伸長しやすく、栄養分が豊かな表層に根が集中した結果であり、ち密化が原因とは考えられなかった。

また、二見・渋谷(1990)が不耕起直播栽培を10年間継続した圃場と耕起直播栽培の圃場において、根の活力分布を比較した結果では、耕起直播栽培では、株直下の表層において根の活力が高いのに対し、不耕起直播栽培では株直下の表層だけでなく条間の活力も高く、特に条間の深さ12～20cmの活力が高かった。本試験と合わせて考えると、大型農作業機械があまり圃場に入らない不耕起直播栽培では、根の伸長や活力が抑制されないことを示唆していた。

一方、後者の1990年代から始まった大型農作業機械の乗り入れが多い山陽地区の調査結果では、不耕起直播栽培を始めて数年しか経っていないが、図2-23のように深さ0～13cmの貫入抵抗は不耕起直播栽培の継続に伴って大きくなり最大1,000kPa程度まで上昇していた。しかし、深さ0～13cmの総根重は図2-27に示したように不耕起直播圃場で多く、また、根の分布に関しても、不耕起直播圃場では、栽培継続に伴い作土の表層に根が偏在する傾向が認められた。これは、土壌がち密化したため、根が下に伸長できなかつたためとも考えられるが、それはち密化が原因というより、前節の図2-8に示したように表層の有機物層が厚くなってきたため、比較的條件の良い表層に根が集中したためと考えた。この理由として、前述したように貫入抵抗が1,200kPa以下であれば根の伸長は抑制されないと報告(在原・渡辺, 1993)されていること、更に図2-24にみられるように、湛水期間中の貫入抵抗は500kPa程度まで低下するため、土壌のち密化によって根の伸長が抑制されるとは考えにくいことがあげられる。その他、

長期不耕起栽培圃場研究グループ(1994)が不耕起直播圃場は隣接の耕起移植圃場と比較して深さ0～11cmの粗孔隙が多く、反対に毛管孔隙が少ないことを報告し、その原因を長期間の不耕起直播栽培の継続に伴い根穴孔隙が発達し、弱い角塊状構造ができた結果であると推察している。このように、不耕起直播栽培の継続田では根穴孔隙が蓄積する(佐藤, 1993)ため、土壌のち密度が仮に大きくなった場合でも、根はそのような孔隙を利用して伸長できると考えられるので、結果的に根の伸長は抑制されないと考えられた。

## 2. 入水期から中干し期頃の期間におけるメタンフラックスの増加機構

前節では、稲わら還元の不耕起直播栽培を4～5年間も継続すると、作土層の還元化が進み、不耕起直播圃場といえども入水直後から強還元状態になり、地下水位が高く減水深が小さい圃場ではメタンフラックスは徐々に増加することを明らかにした。

この理由について以下に論じる。

第一に、不耕起直播栽培の継続により、前節で論じたように、作土表層に有機物が集積し(図2-8)、同時

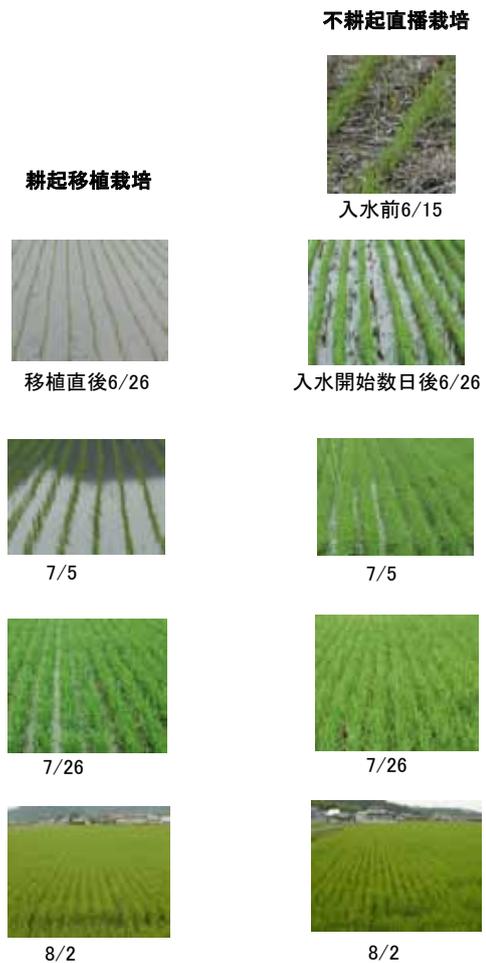


図2-32 栽培様式と水稲の生育量の関係

にメタン生成細菌の活動に十分な程度まで作土層の還元化が進む(図2-12, 図2-17)とともに, 作土表層に残存している前年の新鮮な稲わらなどの分解物が栄養基質となり, メタンの生成が活発に行われるようになったためと考えられる。

第二に, 不耕起直播圃場と耕起移植圃場における水稻の生育量の違いがメタンフラックスに影響したと考えられる。すなわち, 土壌中で生成されたメタンは, 水稻根から吸収されて, 地上部に輸送され大気中に放出される(犬伏ら, 1989; 野内ら, 1999)が, 圃場から放出されるメタンフラックスは水稻生育量の影響を受けるといわれている(Neue et al., 1997; Yao et al., 2000; Nouchi et al., 1994; Hosono and Nouchi, 1997)。本試験では, 図2-2に示したように不耕起直播圃場では5月中旬に播種するため, 約1か月後に行われる耕起移植圃場の移植期には, すでに多くの分けつが発生している。このように, 入水後の地上部の生育量は不耕起直播圃場が最初は勝り, 耕起移植圃場の生育量が不耕起直播圃場と同等か上回るのは最高分けつ期頃の7月下旬になってからである。このため, 7月始めの耕起移植圃場の分けつ数は株当たり10本以下であったのに対して, 不耕起直播圃場ではすでに20本を超えていた(図2-32)。同様の結果を, 長野間ら(1994)も報告している。従って不耕起直播圃場ではメタンの輸送を担う水稻の生育量が大きいうこともメタンフラックスに影響したと考えられる。

第三に, 根の分布と土壌中でメタンが生成される位置との関係が考えられる。すなわち, 不耕起直播栽培を継続すると, 根成孔隙が破壊されずに年々蓄積し, 同時に作土表層の有機物層が厚くなるため, 条件のよい作土の表層に根が多く分布するようになる。この傾向は不耕起直播栽培の継続年数が長いほど顕著であった。一方, 土壌溶液中のメタン濃度を深さ別に測定したところ, 不耕起直播圃場では有機物が集積している作土の上層のメタン濃度が明らかに高かった(図2-29)。つまり, 根が多く分布している土壤層位で, メタンが多く生成されていたと考えられる。このように, 不耕起直播圃場ではメタンが多く生成される場所に根が多いため, 土壌中で生成されたメタンが大気中に効率よく放出されやすい(発生しやすい)という特徴を持つといえる。

第四に, 田面水中のメタン濃度の推移(図2-30)をみると, 不耕起直播圃場では耕起移植圃場より常に高いメタン濃度で推移していた。これは, 不耕起直播圃場の作土表層には有機物が集積しており, その中で前

年秋に散布された稲わらは, あまり腐熟化が進まない状態で湛水期間を迎える。このため, 作土表層では強い還元化に加えて, メタン生成細菌のための栄養基質が集中的に存在するので, メタンの生成が活発に行われ, かつメタン酸化が抑制されると考えられた。兪ら(1990)は, 表層に有機物が集積した不耕起直播圃場において, 湛水期間中は, 表層の稲わらが酸化層の形成を抑制し, また土壌の還元状態を発達させることを報告しており, 花木ら(2002)も, 稲わらが作土表層に集積した不耕起直播圃場ではメタンの酸化が抑制されること報告している。このように, 不耕起直播圃場では作土の表層において, メタン生成細菌のための栄養基質が多くなり, その結果メタンが多く生成され, またメタンの酸化分解が抑制されると考えられた。

### 第3節 耕起移植栽培, あるいは耕起直播栽培への転換がメタン発生に及ぼす影響

#### 第1項 実験方法

#### 1. 不耕起直播栽培から耕起移植栽培への転換がメタン発生量に及ぼす影響

##### (1) 圃場試験

不耕起直播栽培から耕起移植栽培への転換がメタン発生量に及ぼす影響を明らかにするために, 山陽地区のND山陽B圃場(圃場面積は0.1ha, 土性は壤土, pH5.77, 作土の腐植含有率 $2.98 \times 10^{-2} \text{ kg kg}^{-1}$ , 減水深 $7.9 \text{ mm日}^{-1}$ )と耕起移植転換圃場で検討した(図2-1, 表2-1)。耕起移植転換圃場では, 不耕起直播栽培を8年間継続(稲わらha当たり7,700kg表面散布)したND山陽B圃場の一部(5×4m)を2001年1月に耕起し, 同年6月中旬に入水・代かき・移植した。耕起移植転換圃場とND山陽B圃場とは畦波板で完全に隔離し, 水路からそれぞれの処理区に直接水が入るようにし, 田



図2-33 3×3m枠圃場(旧ライシメータ設置圃場)

面水は処理区間を交互に移動しないようにした。

メタンフラックスの測定は1月の稲わらすき込み時の耕耘作業前後、及び水稲栽培期間中に行い、耕起をしなかったND山陽B圃場と比較した。また、その翌年には不耕起直播栽培から耕起移植栽培への転換2年目のメタンフラックスについても同様に調査した。なお、

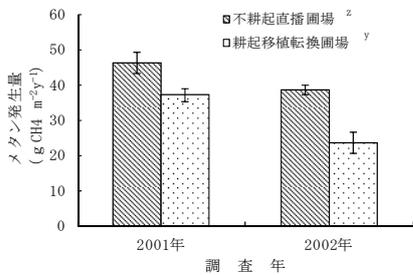


図2-34 不耕起直播栽培から耕起移植栽培へ転換後のメタン発生量 (圃場試験)

バーはデータの範囲 (n=2) を示す  
<sup>z</sup>ND山陽B圃場  
<sup>y</sup>耕起移植転換圃場は2001年が転換初年目2002年は転換2年目

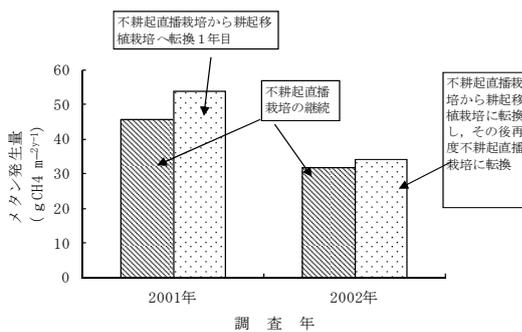


図2-35 不耕起直播栽培から耕起移植栽培への転換、あるいは耕起移植栽培から不耕起直播栽培への再転換がメタン発生に及ぼす影響 (枠圃場試験)

メタンフラックスの測定はいずれも2反復で行った。

(2) 枠圃場試験

稲わらすき込み時期を冬季でなく、入水・代かき直前に行った場合の耕起移植栽培への転換がメタン発生量に及ぼす影響を知るために、山陽地区の3×3m枠圃場 (灰色低地土の作土を充填した造成圃場, pH5.18, 腐植含有率 $2.72 \times 10^{-2} \text{ kg kg}^{-1}$ , 図2-1, 表2-1及び図2-33) で、不耕起直播栽培を8年間継続してきた処理区 (毎作ha当たり稲わらを6,000kg表面散布) を畦波板で2等分し、一方を入水直前の2001年6月下旬に稲わら及び肥料のすき込みと代かきを連続して行い、すき込み作業時と水稲栽培期間中のメタンフラックスを測定した。翌年の2002年には耕起移植栽培に転換した区を不耕起直播栽培に再び戻し、メタンフラックスへの影響を検討した。メタンフラックスの測定は、いずれも1反復で行った。

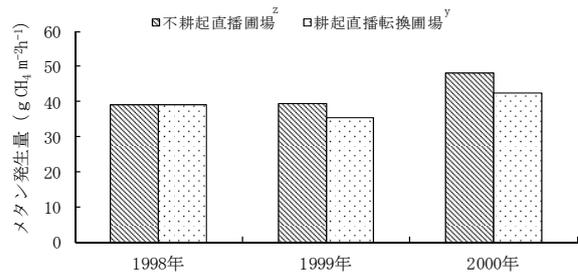


図2-36 不耕起直播栽培から耕起直播栽培へ転換した時のメタン発生量の推移

<sup>z</sup> ND山陽A圃場  
<sup>y</sup> ND山陽A圃場を耕起直播栽培に転換した圃場

2. 不耕起直播栽培から耕起直播栽培に転換した時の影響

不耕起直播栽培から耕起直播栽培への転換がメタン発生量に及ぼす影響を明らかにするために、不耕起直播栽培の継続7年目に相当するND山陽A圃場と、ND山陽A圃場の一部 (5×10m) を5月に耕起した耕起直播転換圃場においてメタンフラックスを調査した (図2-1, 表2-1)。なお、耕起の際には、前年のコンバイン収穫時に切り落とされた稲わらだけでなく、不耕起直播栽培の6年間の継続中に作土表層に集積した有機物も同時にすき込んだ。

メタンフラックスの測定は2反復で行った。ND山陽A圃場と耕起直播転換圃場とは同一圃場にあり、畦並板などの仕切りをしなかったため、水管理などは同じである。

3. メタンガスの採取及び分析法

メタンガスの採取及び分析法は第2章第1節と同様の方法で行った。

第2項 結果

1. 不耕起直播栽培から耕起移植栽培へ転換した時の影響

不耕起直播栽培の継続により作土表層に集積した稲わら由来の有機物をすき込んだ圃場におけるメタン発生量を表2-3に示した。耕起作業時のメタンフラックスは、不耕起直播栽培への転換に際して、作土表層の有機物を1月にすき込んだ場合 $0.0\text{CH}_4 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ 、入水代かき直前の6月にすき込んだ場合 $0.0\text{CH}_4 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ であった。すなわち、いずれの時期にすき込んでも、すき込み作業時に土層中から大気中にメタンが放出されることはなかった。

また、水稲栽培期間中のメタン発生量を、稲わら由来の有機物をすき込んだ後の耕起移植転換圃場と不耕

表2-3 稲わらすき込み作業の直接的な影響によるメタンフラックス  
( $\text{mgCH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ )

	耕起作業前	耕起作業直後	耕起 1 日後
1 月 耕起	0.00	0.00	0.00
6 月 耕起	0.00	0.03	—

起直播圃場（ND山陽B圃場）とで比較した（図2-34）。耕起移植転換圃場における水稻栽培期間中のメタン発生量は、作土表層に集積した有機物を1月にすき込んで多くならなかった（2001年）。更に、耕起移植栽培への転換2年目のメタン発生量も増加しなかった（2002年）。

一方、枠圃場試験の結果（図2-35）をみると、稲わらを入水直前にすき込んで耕起移植栽培へ転換（2001年）すると、水稻栽培期間中のメタン発生量は不耕起直播栽培を継続した場合のメタン発生量と比較して、約20%弱程度多くなった。その後、不耕起直播栽培から耕起移植栽培に転換した圃場を、翌年不耕起直播栽培に戻した場合（2002年）では、不耕起直播圃場と耕起移植圃場との間には、メタン発生量の差は認められなかった。

## 2. 不耕起直播栽培から耕起直播栽培へ転換した時の影響

不耕起直播圃場と耕起直播転換圃場のメタン発生量を図2-36に示した。3年間の結果から、不耕起直播栽培を耕起直播栽培に転換してもメタンフラックスが大きくなることはなかった。

## 第3項 考察

不耕起直播栽培を継続すると、作土表層に有機物が集積してメタン発生量が耕起移植圃場と同等かやや多くなる。そのため、水田からのメタンの発生が最も少なくなるような栽培様式の組み合わせは、不耕起直播栽培からのメタン発生量が多くなる前に、不耕起直播栽培から耕起移植栽培あるいは耕起直播栽培へ転換する組み合わせが考えられる。しかし、不耕起直播栽培から耕起移植栽培や耕起直播栽培へ転換することによって、メタンの発生量が増加するようでは、第2章第1節の水門地区や赤坂地区の結果にみられるような不耕起直播栽培の導入開始数年間におけるメタン発生削減効果が相殺されることになる。そこで、不耕起直播栽培から耕起移植栽培への転換がメタン発生量に及ぼす影響を調査した。その結果、冬季のすき込み、あるいは6月の入水直前のすき込みのいずれの場合でも、稲

わら由来の有機物を土壌にすき込んだときにメタンが土壌中から大気中へ放出されることはなかった。また、不耕起直播栽培から耕起移植栽培に転換した圃場における水稻栽培期間中のメタン発生量は、冬季にすき込むとメタン発生量の増加は認められなかった（図2-34）が、入水直前のすき込み（図2-35）では20%弱増加した。犬伏ら（1994）も稲わらを入水直前に施用すると、入水1～2か月前に施用した場合と比較して、メタン発生量が10数～50%増加したことを報告している。従って本試験において、表層に集積した有機物の入水直前のすき込みでメタン発生量が20%弱増加した原因は、稲わらのすき込み時期が入水直前であったためと考えられた。

以上のことから、不耕起直播栽培継続後の耕起移植栽培への転換に際して、長年にわたって表層に集積した有機物をすき込んでも、それが原因でメタン発生量が増加することはなかった。更に、再度、不耕起直播栽培に戻してもメタンの発生量は増加しなかった。また、不耕起直播栽培から耕起直播栽培に転換する際にも作土表層に集積した有機物をすき込むことになるが、そのことによりメタンの発生が増加しなかった。第2章第1節で論議したように、不耕起直播栽培の継続により集積した作土表層の有機物のC/N比が14～17程度で、かなり腐熟が進んでおり、むしろ稲わら堆肥（C/N比17～19）より少し低いC/N比であることから、作土表層の有機物のすき込みによるメタン発生増加の懸念は無いと考えられた。なお、稲わらなどの堆肥化物のすき込みで、メタンの発生が多くなることは多くの報告（Yagi and Minami, 1990；Mariko et al., 1991；八木・鶴田, 1995；三浦, 1996）でも認められている。

## 第4節 まとめ

不耕起直播栽培を継続すると、赤坂地区のように減水深が大きくなる場合と水門や山陽地区のように大きくなる場合がある。それぞれの場合において、稲わら等の有機物を田面上に施用しながら不耕起直播栽培を継続すると、作土表層の有機物層が厚くな

り、土壌中の酸化還元電位は徐々に低下してくる。一般に、土壌中の酸化還元電位は減水深が小さい方がより強く低下すると考えられるが、減水深が大きくても有機物の田面集積が原因で作土の還元化が進むと、メタン発生に十分な条件が揃う。しかし、赤坂地区で見られたように、メタンの発生量は減水深が大きい場合には少なかった。これは、減水深が大きいことがメタン発生を制御する主要因となったことを示している。つまり、犬伏ら（1992）が指摘しているように、減水深が大きいと水の移動によって、メタン生成細菌のための栄養基質である有機酸や特に二酸化炭素が溶脱するためにメタンの生成量が減少すると考えることができる。更に、稲わら表面施用田の田面水中のメタン濃度について、愈ら（1990）も湛水状態の土壌に表面施用された稲わらが酸化層の形成抑制と土壌の還元状態の発達をもたらし、田面水中に溶存するメタン濃度の増加が起こることを報告している。このように、田面水中に溶存したメタンは、大気中に拡散によって移動するか、かんがい水によって酸化されるが、減水深が大きいと、新たなかんがい水がより多く供給されるため、酸化される割合が多くなると考えられる。その他、土壌中で生成されたメタンが畦畔浸透により系外に排

出されたり、あるいは地下水位が低く排水良好な圃場では下層の酸化層で再分解されたりすることが報告（Murase and Kimura, 1994；木村, 1995）されているが、これらも減水深が大きくて水の移動が大きい場合には多くなると考えられる。本試験でも、減水深が大きい赤坂地区と減水深が小さい水門地区のメタン発生量を比較すると、不耕起直播圃場及び耕起移植圃場を問わず、減水深が大きい赤坂地区における栽培期間中のメタン発生量は、減水深が小さい水門地区の約39%と少なかった。次に不耕起直播栽培の導入効果について、減水深が大きく異なる水門地区や赤坂地区で、不耕起直播圃場と耕起移植圃場のメタン発生量を比較すると、減水深の小さい水田では不耕起直播栽培の導入によるメタンの発生削減効果は導入開始2～5年間の平均では48%であった。一方、減水深が大きい不耕起直播栽培のメタン発生削減効果も1993、1994年の平均で47%であった。すなわち、減水深の大きさにかかわらず、不耕起直播栽培の導入期間を数年以内に限定すれば、メタン発生量は不耕起直播栽培の導入によって半減するといえる。従って、水稲栽培期間中のメタン発生量の削減技術としては、暗渠の整備などで乾田化を図り、減水深を大きくすることと、不耕起直播栽培を導入することが効果的であると判断された。このように、減水深の向上対策や不耕起直播栽培の導入は、メタン発生量の削減に有効であることが分かったが、一方では、不耕起直播栽培を継続するとメタン発生量が徐々に多くなる傾向も認められた。その増加傾向は、減水深が小さい圃場ではより顕著であった。このことから、不耕起直播栽培を継続するとメタン発生量が増加するメカニズムを、不耕起直播圃場と耕起移植圃場における地上部バイオマス量、有機物と根の層別分布、並びに土壌溶液中と田面水中のメタン濃度等から総合的に考察した（図2-37、図2-38）。すなわち、稲わら還元の不耕起直播栽培を継続すると、作土表層の有機物層が次第に厚くなり、同時に根もその表層部分に集中し、そこに分布する根量も次第に多くなる。このことは、①表層の有機物層でメタン生成細菌の栄養基質が増加し、また、還元化の進行によりメタン生成条件が整うために、結果的にメタン生成量が多くなること、②メタンの生成が活発な深さに根が多く分布し、その傾向は不耕起直播栽培の継続とともにより顕著になること、③不耕起直播栽培では、入水期から7月下旬の最高分げつ期頃までの期間、土壌中で生成されたメタンを大気中に輸送する役目を果たす水稲体の生育量が大きいため、結果的に大気中へのメタン輸送能力が

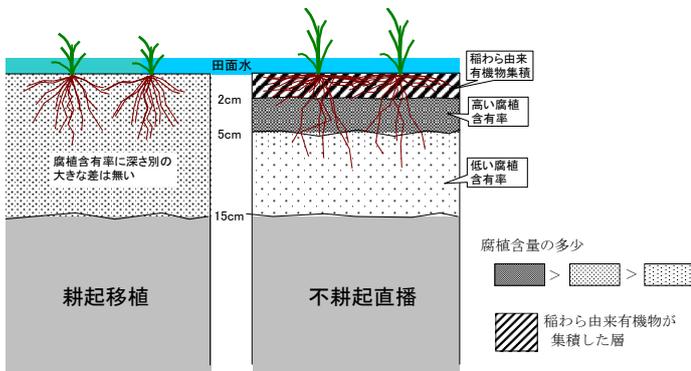


図2-37 不耕起直播圃場と耕起移植圃場の有機物集積状況と根群分布（概念図）

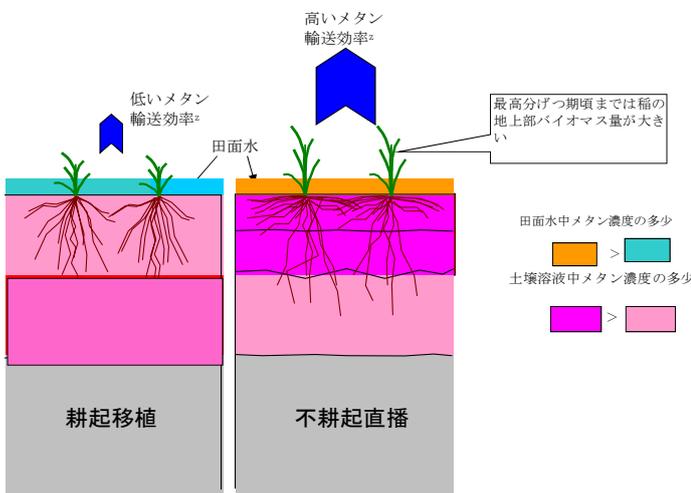


図2-38 土壌溶液中のメタン濃度（概念図）

<sup>2</sup>土壌中で生成されたメタンを大気中に放出する効率

向上することを示している。これら3つの要因が重なって、不耕起直播栽培を継続すると、メタンフラックスが大きくなると結論された。

以上のことから、不耕起直播栽培を継続するとメタ

ンの発生が多くなるので、不耕起直播栽培を4～5年間継続した後で、耕起移植栽培や耕起直播栽培に一旦転換することが、メタン発生を少なくするための有効な圃場管理技術であるといえる。

### 第3章 不耕起直播栽培が亜酸化窒素発生量に及ぼす影響

不耕起直播圃場の作土表層に集積する有機物は、稲わら由来の有機物以外に、田面に繁殖する藻類やそれらの死骸なども集積しており（平野，1958；小野・古賀，1984；金沢，1995），第2章で明らかにしたように、C/N比が小さい易分解性の有機物として集積する。そのため、非湛水期間中には作土表層の有機物の無機化が進行し（塩田ら，1985），土壤中の無機態窒素が増加する可能性が考えられた。また、不耕起直播圃場の表層に集積した有機物とその下方の腐植層の存在は、酸化還元の不均一性を大きくし、特に降雨時に酸化と還元の混在層を形成させると報告（兪ら，1990）されている。つまり、作土層の無機態窒素の増加と酸化還元層の混在は硝化や脱窒速度を速めると考えられ、結果的に不耕起直播圃場では亜酸化窒素が発生し易い条件が揃うことを示唆している。しかし、水田での不耕起直播栽培において、年間を通じて亜酸化窒素の発生を調査した報告は皆無であるため、その実態把握と水田からの亜酸化窒素の削減対策の確立が求められている。そこで本章では、栽培様式毎の亜酸化窒素フラックスの実態を明らかにするとともに、亜酸化窒素の発生要因を明らかにし、亜酸化窒素の発生削減のための基礎データを得る。

#### 第1節 不耕起直播栽培の継続期間、並びに耕起移植栽培あるいは耕起直播栽培への転換が亜酸化窒素発生量に及ぼす影響

##### 第1項 実験方法

###### 1. 調査圃場及び調査期間

不耕起直播栽培を継続した水田における亜酸化窒素の発生実態とその発生要因、及び不耕起直播栽培から耕起移植栽培あるいは耕起直播栽培に転換したときの亜酸化窒素発生に及ぼす影響を明らかにするために、山陽地区の不耕起直播圃場（ND山陽A圃場）で、不耕起直播栽培の継続7～11年に相当する1998年5月～2003年1月の期間に亜酸化窒素フラックスを調査した。対照として、隣接する耕起移植圃場（TT山陽A圃場）、及び耕起直播転換圃場（不耕起直播栽培から耕起直播転換栽培1～3年目）でも調査した。また、2000年12月～2003年1月に、不耕起直播栽培の継続が8～10年に

相当する不耕起直播圃場（ND山陽B圃場）と、ND山陽B圃場を耕起移植栽培に転換した耕起移植転換圃場においても調査した（図2-1，表2-1）。

###### 2. 調査圃場の稲わら及び肥培管理状況

ND山陽A圃場の稲わら及び肥培管理状況の概要は次の通りである。稲わらは、コンバインによる収穫時に約6～7cmに切断した8,000kg ha<sup>-1</sup>相当量を土壌表面にそのまま放置した。施肥は、1998年ではLP140（25℃、140日間で80%溶出するリニア型の被覆尿素）と燐安系速効性窒素を8：2に配合した被覆複合肥料LPE80を用いた。1999～2000年では被覆尿素LP140のみを用い、いずれの年も窒素量は80～90kg ha<sup>-1</sup>で全量基肥施用とした。施肥及び播種は乗用型不耕起直播機（河本・石井，1997）で行い、基肥の施肥位置は1998年では条間の土壌表面に全体的に散布し、1999年以後では播種溝（深さ、幅ともに2～3cm）に散布した。このため、1998年には肥料はほとんど土壌表面にばらまかれたのに対して、1999年以後は95%以上が播種溝に入り、覆土された状態で施肥された。供試品種は、1998～2000年ではアケボノであったが、2001、2002年ではヒノヒカリとした。なお、2001年以降は品種の変更に伴い基肥の窒素量を91～111kg ha<sup>-1</sup>とし、分けつ促進を目的に、追肥として尿素硫加燐安を入水前の6月中下旬に窒素成分で13～16kg ha<sup>-1</sup>施肥した。

TT山陽A圃場では、コンバイン収穫時に切断された稲わら8,000kg ha<sup>-1</sup>相当を、年内の12月にロータリー耕にて土壌中にすき込み、施肥は被覆複合肥料LPE80を移植時に側条施肥（窒素量70～83kg a<sup>-1</sup>）した。供試品種はアケボノで、入水期は6月中下旬である。栽培期間中を通して、9月下旬の完全落水期まで概ね湛水状態で管理した。

耕起直播転換圃場では、稲わらはND山陽A圃場と同量を、1998年は5月に、1999～2000年は12月にロータリー耕で土壌中にすき込んだ。なお、試験開始時の1998年5月のすき込みの際には、前年収穫時から田面上に放置された稲わらだけでなく、不耕起直播栽培の継続6年間に作土表層に集積した有機物も同時にすき込んだ。このため、耕起直播転換圃場で得られた測定結果は不耕起直播栽培から耕起直播栽培へ転換した影響を含んだものである。窒素施肥は各年度ともND山陽A圃場と同量を播種直前の作土に土壌混和した。施肥量、水管理、播種期、供試品種などはすべてND山陽A圃場に準じた。

ND山陽B圃場では、コンバイン収穫時に切断された稲わら7,700kg ha<sup>-1</sup>相当を表面散布した。播種は歩行型

の不耕起直播機（みのる産業株式会社製）で行い、施肥は播種覆土後に窒素成分で80kg ha<sup>-1</sup>をLP140を用いて表面散布した。供試品種はアケボノで、5月中～下旬に播種し、ND山陽A圃場と同様に6月下旬の入水期までは畑状態で管理した。入水後の水管理は9月中下旬の最終落水時まで概ね湛水状態を継続し、ND山陽A圃場の場合と同様に中干しは行わなかった。

耕起移植転換圃場では、不耕起直播栽培を8年間継続（毎年、稲わらha当たり7,700kg表面散布）した後のND山陽B圃場の一部を耕起し、同年6月中旬に入水・代かきした。移植は6月下旬に行い、その他の管理はND山陽B圃場と同一とした。

### 3. 水田から発生する亜酸化窒素フラックスの測定

水稻栽培期間中の亜酸化窒素フラックスの測定は、第2章第1節で示したクローズドチャンバー法（陽・八木,1988）により、縦60cm、横60cm、高さ100cmの大型チャンバーを用いて行った。亜酸化窒素の分析は、ECD(電子捕獲型検出器)付きのガスクロマトグラフ（島津製作所製、GC-14APE）で行った。

一方、水稻収穫後から翌年の水稻移植後のごく初期の期間（11月上旬から6月下旬）は、縦35cm、横53cm、高さ30cmの光をほとんど透さないプラスチック製の小型チャンバーを用い、水稻栽培期間中と同様の方法で、亜酸化窒素フラックスを測定した。小型チャンバーは、図2-5に示した塩ビ製の台座を予めガス採取場所に埋設しておき、上部の樋状の溝に水を入れて、その上にチャンバーをかぶせるようにした。これにより、チャンバー内と外気を完全に遮断した。

調査期間中の亜酸化窒素発生量は、亜酸化窒素フラックスの推移のグラフを用いて、台形法により面積を求めることにより算出した。

### 4. 土壌中の無機態窒素含量の測定

土壌中（作土0～12cm）の無機態窒素含量の推移を調査した。土壌採取は、亜酸化窒素ガスの測定と同時期に行った。採取した生土20gに対して15%塩化加里溶液を100mL添加し、30分振盪後、ろ過したろ液の無機態窒素含量をフローインジェクション法（Tecator社製 FIAstar5010Analyzer）により測定した。

### 5. 土壌溶液中の無機態窒素濃度の測定

深さ2～10cmの土壌溶液を真空採血管法（容量10mL）（鳥山・石田,1987）で採取した。土壌溶液の採取は、亜酸化窒素ガス測定地点に近接した場所に予め埋設しておいた磁性管とタイゴンチューブで接続した土壌溶液採取用ホルダー（3反復）にセットした真空採血管を、概ね1～2日後に回収することによって行った。

土壌溶液中のアンモニウム態窒素濃度及び硝酸態窒素濃度は、3本の真空採血管中の土壌溶液を混合して分析に供した。測定はフローインジェクション法で行った。

### 6. 土壌水分、降水量及び気温データの測定

ND山陽A圃場の土壌における最大容水量は深さ0～5cmが695g L<sup>-1</sup>、深さ5～10cmが461g L<sup>-1</sup>、容積重は前者が0.82g mL<sup>-1</sup>、後者が1.48g mL<sup>-1</sup>であった。また、耕起移植転換圃場の土壌における最大容水量は、深さ0～5cmが570g L<sup>-1</sup>、深さ5～10cmが497g L<sup>-1</sup>であり、容積重も前者が0.95g mL<sup>-1</sup>、後者が1.25g mL<sup>-1</sup>であった。この最大容水量と、土壌中の無機態窒素含量測定用に採取した深さ0～12cmの土壌の含水率の値（105℃で24時間以上乾燥）を用いて、WFPS（Water Filled Pore Space、飽水度）の推移を求めた。なお、TT山陽A圃場、耕起直播転換圃場及びND山陽B圃場では最大容水量のデータが欠測していたので検討できなかった。

解析に用いた降水量及び気温は、所内で測定された気象観測データを利用した。

### 7. 被覆尿素からの窒素溶出量の推定

被覆尿素からの窒素溶出量の推定は、金野・杉原（1986）が開発した土壌窒素無機化予測のため反応速度論的解析法を、被覆尿素からの窒素溶出予測に適用（石橋・金野,1992）することにより行った。計算に用いたモデル式及び窒素溶出特性値は以下のとおりである。

$$N = A \{1 - \exp[-k(t - \text{TAU})]\}$$

$$\text{ただし、} k = B \exp(-E_{a1} / RT)$$

$$t = \sum \exp[E_{a1}(T - T_s) / RTT_s]$$

$$\text{TAU} = \text{TAU}_1 + \text{TAU}_2$$

$$\text{TAU}_2 = \sum \exp[E_{a2}(T - T_s) / RTT_s]$$

N：窒素溶出割合（%）、A：最大溶出率（%）、t：温度変換日数（d）、k：窒素溶出速度定数（d<sup>-1</sup>）、T<sub>s</sub>：標準温度（K）、T：日平均温度（K）、B：定数、R：気体定数（8.318JK<sup>-1</sup>mol<sup>-1</sup>）、TAU：溶出開始日数（d）、TAU<sub>1</sub>：温度に依存しない誘導期（d）、TAU<sub>2</sub>：温度に依存する誘導期（d）、E<sub>a1</sub>：溶出速度に対する見かけの活性化エネルギー（Jmol<sup>-1</sup>）、E<sub>a2</sub>：温度に依存する誘導期に対する見かけの活性化エネルギー（Jmol<sup>-1</sup>）

ここで、温度変換日数とはある温度で、ある日数おかれた条件が、標準温度に変換すると、何日に相当するかを表したものである。また、TAU（誘導期）は、被覆尿素から肥料成分が溶出を開始するまでに要する日数のことで、温度に依存せず物理的に溶出態勢を整えるのに要する期間（TAU<sub>1</sub>）と温度に依存する期間（TAU<sub>2</sub>）とに分けられた。

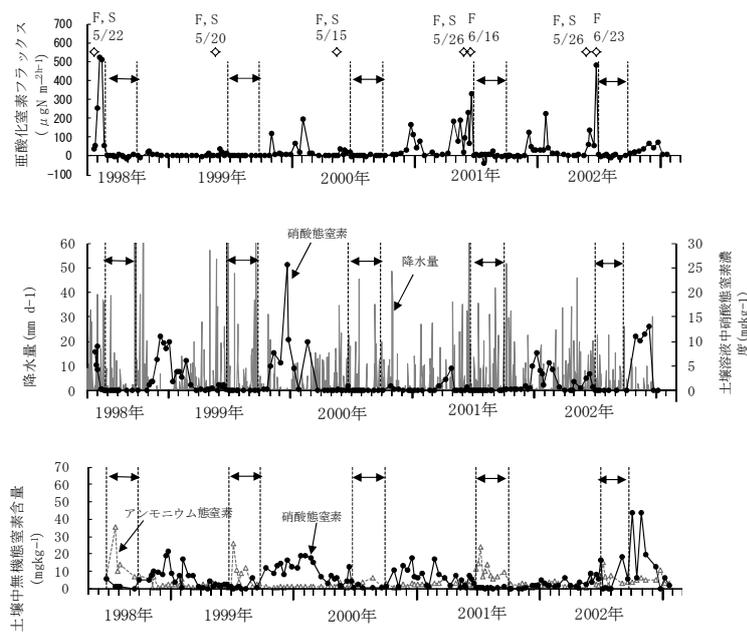


図3-1 不耕起直播圃場（ND山陽A圃場）における亜酸化窒素フラックス、土壌溶液中の硝酸態窒素濃度（2～10cm）と降水量、土壌中の無機態窒素含量（0～12cm）及び水管理の状況

図上段のFは施肥日，Sは播種日を示す

縦波線は入水開始期と最終落水期で，矢印の期間に灌水されたことを示す

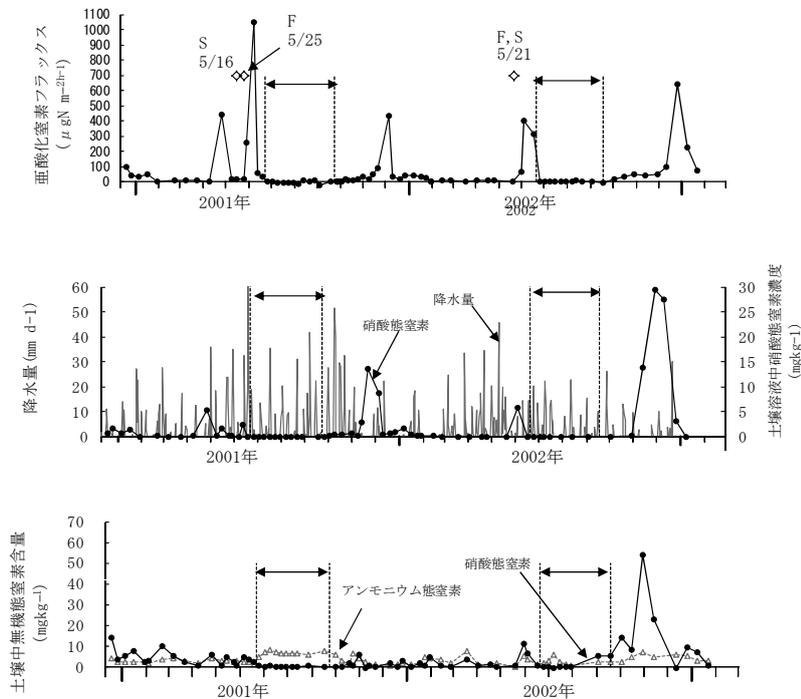


図3-2 不耕起直播圃場（ND山陽B圃場）における亜酸化窒素フラックス、土壌溶液中の硝酸態窒素濃度（2～10cm）と降水量、土壌中の無機態窒素含量（0～12cm）及び水管理の状況

図上段のFは施肥日，Sは播種日を示す

縦波線は入水開始期と最終落水期で，矢印の期間に灌水されたことを示す

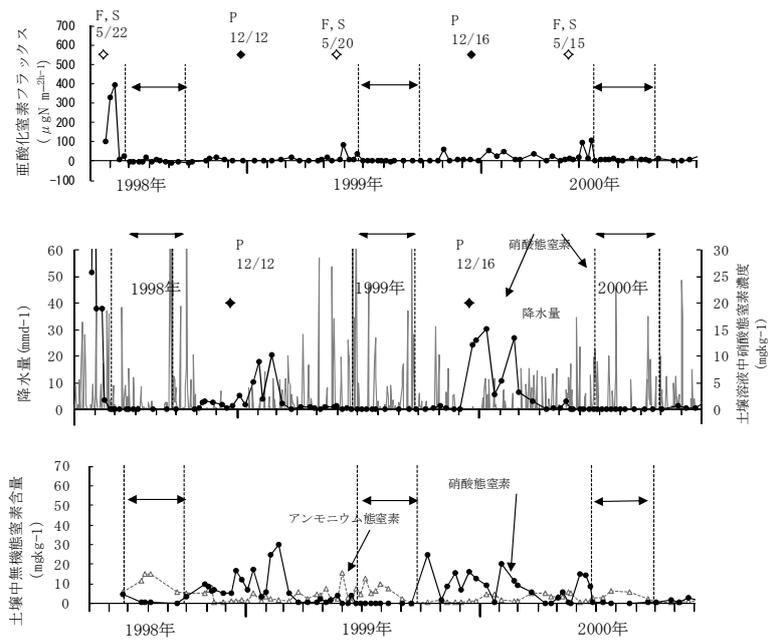


図3-3 耕起直播転換圃場における亜酸化窒素フラックス、土壤溶液中の硝酸態窒素濃度(2~10cm)と降水量、土壤中の無機態窒素含量(0~12cm)、及び水管理の状況

図上段のFは施肥日、Sは播種日、Pは耕起日を示す  
縦波線は入水開始期と最終落水期で、矢印の期間に湛水されたことを示す

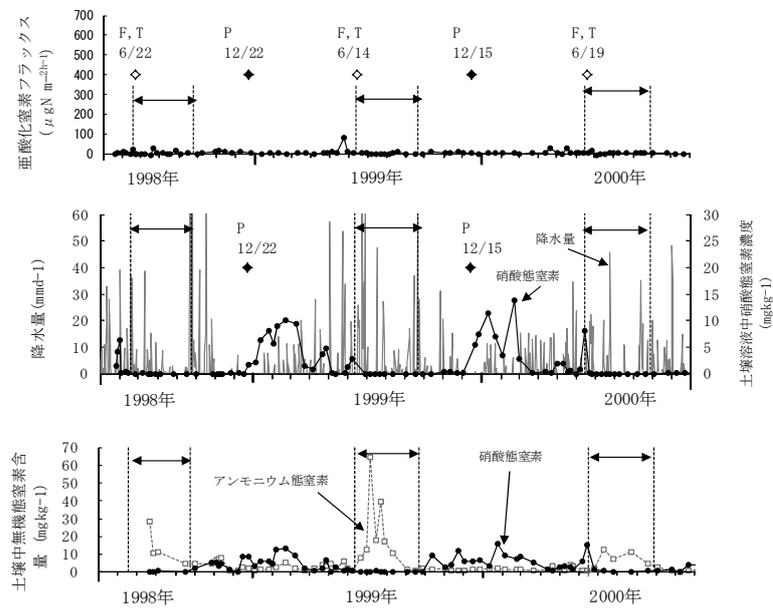


図3-4 耕起移植圃場(ＴＴ山陽Ａ圃場)における亜酸化窒素フラックス、土壤溶液中の硝酸態窒素濃度(2~10cm)と降水量、土壤中の無機態窒素含量(0~12cm)、及び水管理の状況

図上段のFは施肥日、Tは移植日、Pは耕起日を示す  
縦波線は入水開始期と最終落水期で、矢印の期間に湛水されたことを示す

施肥した被覆尿素からの窒素の溶出割合を予測するために、反応速度論的解析法によって、栽培に用いた被覆尿素LP140からの窒素溶出割合(被覆尿素から窒

素が溶出する割合)の推移を算出した。その際、施肥から入水期までの畑期間では畑条件の培養試験で求めた窒素溶出特性値と日平均地温を、入水後の湛水期間

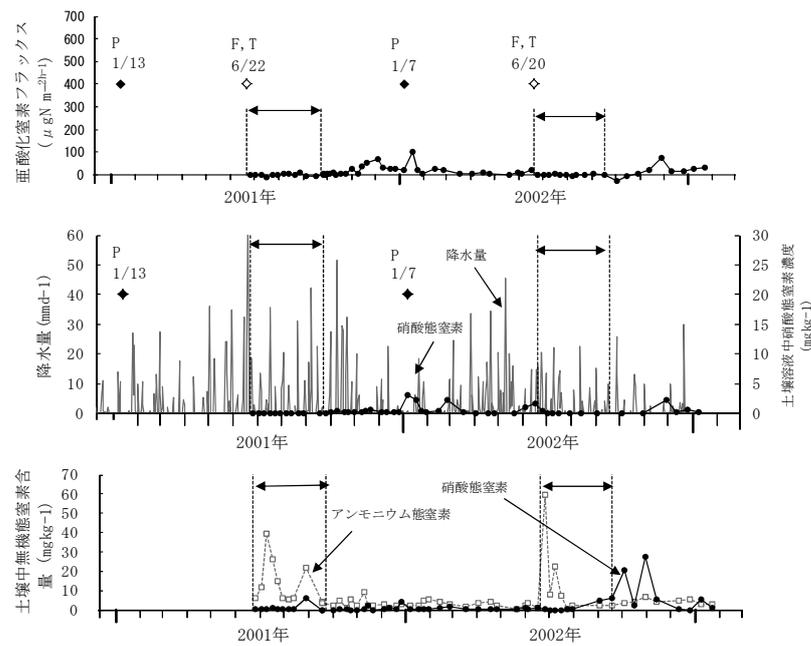


図3-5 耕起移植転換圃場における亜酸化窒素フラックス，土壌溶液中の硝酸態窒素濃度（2～10cm）と降水量，土壌中の無機態窒素含量（0～12cm），及び水管理の状況

図上段のFは施肥日，Tは移植日，Pは耕起日を示す  
縦波線は入水開始期と最終落水期で，矢印の期間に湛水されたことを示す

では湛水条件の培養試験で求めた窒素溶出特性値と日平均地温を上記のモデル式に当てはめて日別窒素溶出割合を計算した。なお，予測に用いた乾田期間中の日平均地温は，1995年に山陽地区の作土表層0～1cmの層で測定した実測地温を用い，湛水期間中の日平均地温は，作土5cmの深さで測定した地温を用いた。

## 第2項 結果

### 1. 亜酸化窒素フラックスの推移

ND山陽A圃場における不耕起直播栽培の継続7年目から11年目の5年間の亜酸化窒素フラックスの推移を図3-1の上段に示した。亜酸化窒素フラックスにおけるプラス側のピーク（最大値は約 $520 \mu \text{gN m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）は，4～6月下旬の期間と11～2月頃の期間に観察され，それ以外の期間ではほとんど観察されなかった。すなわち，亜酸化窒素の発生がみられた期間は，水田の非湛水期間中に限定されていた。

ND山陽B圃場における不耕起直播栽培の継続8年目から9年目の2年間の亜酸化窒素フラックスの推移を図3-2の上段に示した。亜酸化窒素フラックスのプラス側の主なピークは，ND山陽A圃場で観察されたのと同様に，非湛水期間中の4～6月下旬の期間と11～2月頃に認められた（最大値は約 $1,050 \mu \text{gN m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）。

不耕起直播栽培から耕起直播栽培に転換した耕起直

播転換圃場における亜酸化窒素フラックスの推移を図3-3上段に示した。耕起直播転換圃場の亜酸化窒素フラックスはND山陽A圃場の亜酸化窒素フラックスの推移と類似し，その大きさはND山陽A圃場よりやや小さい傾向であった。

TT山陽A圃場における亜酸化窒素フラックスの推移を図3-4上段に示した。耕起移植圃場の亜酸化窒素フラックスは，最大値が $81 \mu \text{gN m}^{-2} \text{h}^{-1}$ の低い値であり，不耕起直播圃場でみられたような11～2月頃の大きい亜酸化窒素フラックスのピークは観察されなかった。

不耕起直播栽培から耕起移植栽培に転換した耕起移植圃場における亜酸化窒素フラックスの推移を図3-5上段に示した。耕起移植転換圃場では11～2月頃に亜酸化窒素フラックスのピークがみられたが，その大きさは小さかった（最大値は約 $100 \mu \text{gN m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）。

これらの結果から，亜酸化窒素フラックスの主なピークは，播種期～入水期までの期間及び11～2月頃の冬期間にみられ，不耕起直播圃場にみられたような大きな亜酸化窒素フラックスのピークは，不耕起直播圃場特有の現象と考えられた。

### 2. 土壌中の無機態窒素含量の推移

土壌中の無機態窒素含量の推移を，図3-1～3-5の下段に示した。

ND山陽A圃場では，土壌中のアンモニウム態窒素

含量は、入水してから上昇し（最高値は約30～40mg kg<sup>-1</sup>）、その後次第に減少した。被覆尿素LP140からの窒素の溶出（図3-6）は、施肥後10日頃から開始し、その後徐々に溶出量が増えてきて、特に、入水期から7月末までの約40日間に施肥窒素全量の40%以上が溶出した。このような被覆尿素からの窒素溶出に対応して、入水後の土壌中アンモニウム態窒素含量は上昇した。

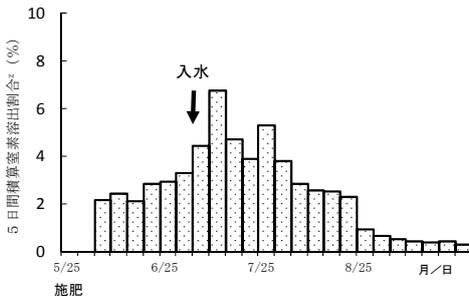


図3-6 全量基肥施用した被覆尿素的時期別窒素溶出割合の推移  
140日タイプの被覆尿素を表面散布(5/25)したとして、反応速度論的解析法によって得られた日別窒素溶出割合を5日間毎に積算した5日間積算窒素溶出割合から作図

一方、硝酸態窒素含量は2001年を除いて、収穫前の落水期を過ぎてから上昇し始めて冬期にゆるやかなピークを迎えた(最高値は2002年11月頃の約40mg kg<sup>-1</sup>)。

ND山陽B圃場や耕起直播転換圃場でも、アンモニウム態窒素含量は施肥後よりも入水後に上昇し、硝酸態窒素含量はND山陽A圃場と同様の推移を示した。

被覆尿素を側条施肥したTT山陽A圃場や全層施肥した耕起移植転換圃場では、入水期から最高分げつ期頃までアンモニウム態窒素含量が高く、最高で60mgkg<sup>-1</sup>程度の値を示した。また、硝酸態窒素含量は、不耕起直播栽培を行っている各圃場と同様に、最終落水前から上昇し始め、収穫後の10月末に最高となったが、不耕起直播圃場よりやや低い傾向がみられた。

### 3. 土壌溶液中の硝酸態窒素濃度の推移

ND山陽A圃場における土壌溶液中の硝酸態窒素濃度の推移と降雨量を図3-1の中段に示した。土壌溶液中の硝酸態窒素濃度は、降雨が少ない時期に濃度が高まる傾向がみられた。降雨と関係無く土壌溶液中の硝酸態窒素濃度が高まったのは、1998年5月の基肥施用後で、8.9mgkg<sup>-1</sup>のピークが観察された。これは、燐安系の速効性窒素を含む被覆複合肥料LPE80を基肥として作土表層に散布した影響と考えられた。一方、1999年以後には肥料の形態を速効性窒素を含まない被覆尿素単独のLP140に変更した結果、基肥施用後の硝酸態窒素濃度の大きいピークは観察されなかった(最大で3.4mgkg<sup>-1</sup>)。また、2001～2002年には、6月中下旬頃に

13～16kg ha<sup>-1</sup>の速効性窒素が追肥されたにもかかわらず、土壌溶液中の硝酸態窒素の顕著な濃度上昇は観察されなかった。

次に、冬季の12月前後の土壌溶液中の硝酸態窒素濃度は、2000年を除いて比較的大きいピーク(最大で1998年12月が11.0mgkg<sup>-1</sup>、1999年12月が25.7mgkg<sup>-1</sup>、2001年1月が7.8mgkg<sup>-1</sup>及び2001年12月が13.2mgkg<sup>-1</sup>)が観察された。これらのピークは、作土表層に集積した易分解性の有機物(長期不耕起栽培圃場研究グループ1994)が、水稲収穫後に無機化し、硝化作用を受けて硝酸態窒素に変化した結果と考えられた。

ND山陽B圃場における土壌溶液中の硝酸態窒素濃度の推移と降雨量を図3-2の中段に示した。5月前後の土壌溶液中の硝酸態窒素濃度のピークは、2001年の施肥前の4月下旬(5.4mgkg<sup>-1</sup>)と2001、2002両年の施肥後の5月下旬頃に観察された(2.4～5.8mgkg<sup>-1</sup>)。しかし、これら施肥前後の硝酸態窒素濃度は、冬季の11～12月頃の濃度(最大値は2001年が13.6mgkg<sup>-1</sup>、2002年が29.4mgkg<sup>-1</sup>)と比較すると、ND山陽A圃場と同様に小さかった。また、降雨の少ない時期に土壌溶液中の硝酸態窒素濃度が高くなる傾向も、ND山陽A圃場と同様であった。

最後に、耕起作業を行っている耕起直播転換圃場、TT山陽A圃場、及び耕起移植転換圃場における土壌溶液中の硝酸態窒素濃度の推移と降雨量を図3-3～3-5の中段に示した。耕起直播転換圃場及びTT山陽A圃場では、1998、1999年の両年において、土壌溶液中の硝酸態窒素濃度の上昇(最大値は30 mg kg<sup>-1</sup>)が12月末になって観察された。これは12月中下旬の耕起作業の影響と考えられた。一方、耕起移植転換圃場でも、1月初めの耕起後に土壌溶液中の硝酸態窒素濃度のわずかな上昇があったが、耕起直播転換圃場やTT山陽A圃場で観察されたような顕著な濃度上昇ではなかった。

### 4. 土壌溶液中の硝酸態窒素濃度と亜酸化窒素フラックスの関係

亜酸化窒素フラックスと土壌溶液中の硝酸態窒素濃度(図3-1～3-5の上段と中段の比較)の推移を比較すると、ND山陽A圃場及びB圃場では、硝酸態窒素濃度と亜酸化窒素のフラックスの推移は密接に対応しており、硝酸態窒素濃度が低下すると同時に亜酸化窒素の発生がみられた。しかし、耕起直播転換圃場、TT山陽A圃場、及び耕起移植転換圃場では、耕起直播転換圃場の1998年5月の基肥施用直後を除いては、不耕起直播圃場でみられたような、土壌溶液中の硝酸態窒素濃度が低下するときに亜酸化窒素が発生するという明

確な関係は観察されなかった。

5. 土壌水分 (WFPS)の推移と亜酸化窒素フラックスの関係

ND山陽A圃場及び耕起移植転換圃場のWFPSの推移を図3-7上段に示した。両圃場を比較すると、WFPSは湛水期間中は両圃場とも90～100%を超え、非湛水期間中のWFPSはND山陽A圃場で60～80%で推移することが多かったが、2001年6月から調査を始めた耕起移植転換圃場では80～100%になることが多かった。

次に、WFPSと亜酸化窒素フラックスとの関係を見ると(図3-8)、ND山陽A圃場では、WFPSが60～80%の範囲にある時が多く、同時に大きい亜酸化窒素フラックスが観察された。一方、湛水期間中と考えられるWFPSが100%を超える期間(湛水時の土壌採取では、田面水が混入するため見かけ上100%以上になる)では、最大でも10 μg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>以下と非常に小さい亜

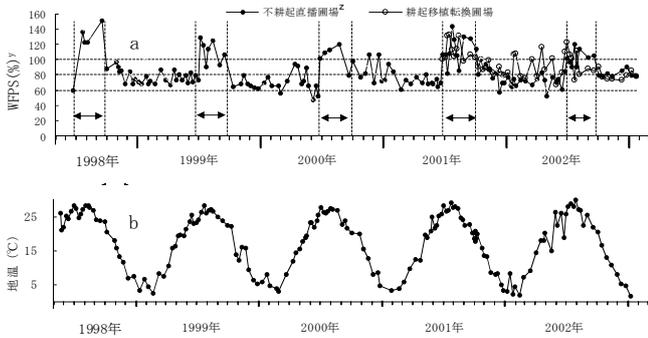


図3-7 不耕起直播圃場および耕起移植転換圃場におけるWFPSの推移(a)と不耕起直播圃場における地温(深さ5cm)の推移(b)

上図の縦波線は入水開始期と最終落水期で、矢印の期間に湛水されたことを示す  
 \* ND山陽A圃場  
 † WFPSの測定は、不耕起直播圃場では1998年5月～2003年1月の期間に、耕起移植転換圃場では、2001年6月～2003年1月の期間に行った

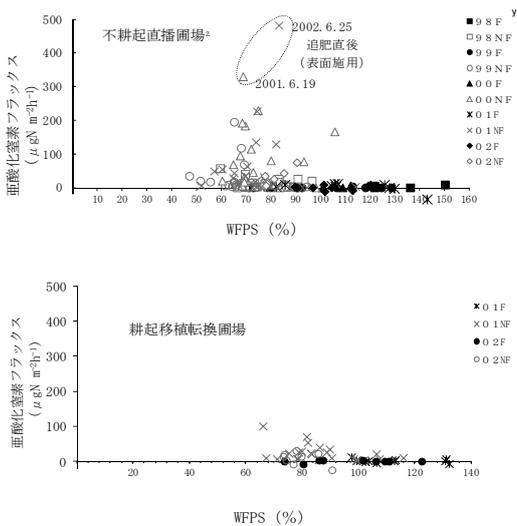


図3-8 WFPSと亜酸化窒素フラックスの関係

\* ND山陽A圃場  
 † 凡例の98Fは湛水期(1998年6月の入水開始から9月の落水期まで)、98NFは非湛水期(1998年9月の落水期～翌年入水開始期まで)を示す  
 以下は順に年度が繰り下がり、最終年の02NFは2002年落水期～2003年1月までの非湛水期の結果である

酸化窒素フラックスしか観察されなかった。なお、耕起移植転換圃場においても、非湛水期間中に正の亜酸化窒素フラックスが観察されたが、最大でも100 μg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>程度で小さかった。

6. 排出係数

窒素施肥量に対する年間の亜酸化窒素発生量の割合[排出係数, (N<sub>2</sub>O-N:亜酸化窒素態窒素) / (窒素施肥量) × 100 (%)]を表3-1に示した。亜酸化窒素は年間で28～503mg m<sup>-2</sup>発生し、排出係数は、TT山陽A圃場

表3-1 亜酸化窒素の年間発生量と亜酸化窒素の排出割合(排出係数<sup>2</sup>)

調査圃場	調査期間	品種	肥料名	施肥量 kg ha <sup>-1</sup>	N <sub>2</sub> O-N発生量 mg m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup>	排出係数 (%)
ND山陽A圃場	1998.5～1999.4	アケボノ	LP80	80	261	3.26
	1999.5～2000.4	アケボノ	LP140	90	160	1.78
	2000.5～2001.4	アケボノ	LP140	81	196	2.42
	2001.5～2002.4	ヒノヒカリ	尿素硫加 燐安44号 LP100+	104	339	3.26
	2002.5～2003.1	ヒノヒカリ	尿素硫加 燐安44号 LP100+	124	(232)	—
平均(2002年5月以後除外)				89	239	2.68
耕起直播転換圃場	1998.5～1999.4	アケボノ	LP80	80	160	2.00
	1999.5～2000.4	アケボノ	LP140	90	130	1.44
	2000.5～2000.12	アケボノ	LP140	81	(78)	—
	平均(2000年5月以後除外)				85	145
T山陽A圃場	1998.5～1999.4	アケボノ	LP80	70	28	0.41
	1999.5～2000.4	アケボノ	LP80	75	38	0.51
	2000.5～2001.4	アケボノ	LP80	83	43	0.51
	平均				76	36
ND山陽B圃場	2001.5～2002.4	アケボノ	LP140	80	503	6.29
耕起移植転換圃場	2002.5～2003.1	アケボノ	LP140	80	(560)	—
耕起移植転換圃場	2001.6～2002.5	アケボノ	LP140	80	112	1.40
耕起移植転換圃場	2002.6～2003.1	アケボノ	LP140	80	(53)	—

括弧内の数字は、計算期間が1年に満たない参考数字である  
 † 排出係数: 施肥窒素量に対する亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O-N)の発生割合

では0.4～0.5%、耕起移植転換圃場では1.4%、耕起直播転換圃場では1.4～2.0%、ND山陽A圃場及びB圃場の不耕起直播圃場では1.7～6.3%であった。

7. 不耕起直播栽培から耕起直播栽培、あるいは耕起移植栽培への転換が亜酸化窒素発生に及ぼす影響

不耕起直播栽培を継続した圃場を耕起したときの亜酸化窒素フラックスについて、耕起作業という土壌攪乱時に、土壌中の亜酸化窒素が一時的に大気中へ放出される可能性が懸念されたが、1月耕起、6月耕起ともに、亜酸化窒素の一時的な放出は認められなかった(表3-2)。水稻栽培開始後の亜酸化窒素フラックスについて、ND山陽A圃場とそその一部を耕起した耕起直播転換圃場の結果を図3-1と図3-3に、またND山陽B圃場とそその一部を耕起した耕起移植転換圃場の結果を図3-2と図3-5に示した。これらの結果から、亜酸化窒素の発生量は不耕起直播栽培から耕起直播栽培や耕起移植栽培へ

表3-2 稲わらすき込み作業の直接的な影響による亜酸化窒素フラックス(μg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)

	耕起作業前	耕起作業直後	耕起1日後
1月耕起	18.5	29.2	22.1
6月耕起	61.1	45.1	—

亜酸化窒素フラックスの測定は、耕起移植栽培への転換に伴う不耕起直播圃場の耕起作業前後、及び耕起1日後に、非湛水期間中のガス採取用の小型チャンパーを用いて、第2章第2節で示したクロズドチャンパー法により行った。チャンパー内の亜酸化窒素濃度の変化量から亜酸化窒素フラックスを計算した。調査はND山陽B圃場及びND山陽A圃場を耕起移植栽培への転換時(前者は1月耕起、後者は6月耕起)に行った

転換することによって年々少なくなった(図3-9, 図3-10).

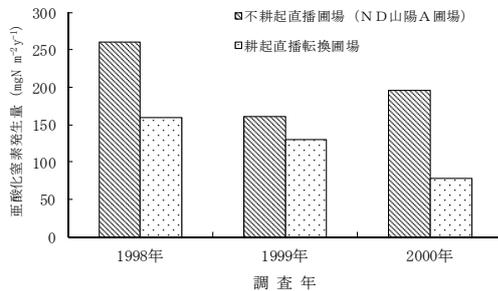


図3-9 不耕起直播栽培から耕起直播栽培へ転換後の亜酸化窒素発生量の経年変化

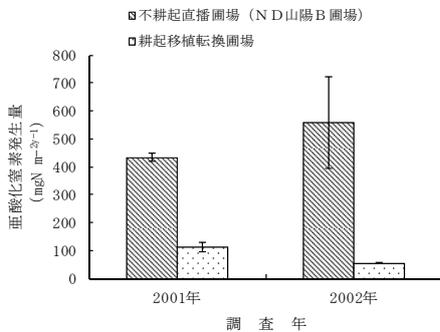


図3-10 不耕起直播栽培から耕起移植栽培へ転換後の亜酸化窒素発生量  
耕起移植転換圃場は2001年が転換初年日、2002年は転換1年日  
バーはデータの範囲(n=2)を示す

### 第3項 考察

#### 1. 亜酸化窒素フラックスの推移

##### (1) 施肥後から入水までの期間

水田から亜酸化窒素の発生が観察された時期を詳細に検討すると、直播栽培のND山陽A圃場、B圃場、及び耕起直播転換圃場では、亜酸化窒素フラックスの最も大きいピークが、施肥後～入水期前に相当する5～6月に得られた(図3-1, 図3-2, 図3-3)。畑地での亜酸化窒素フラックスを測定した報告(Akiyama et al., 2000)では、硫酸などの施肥後に硝化作用に由来する大きい亜酸化窒素フラックスが観察されている。また、渡辺ら(1999)も、施肥後の硝化に由来した亜酸化窒素フラックスを報告している。本試験でも5月中旬の播種期から6月下旬の入水期までの非湛水期間中に施肥された肥料由来のアンモニウム態窒素が硝化作用を受ける過程で、亜酸化窒素が発生したと考えられた。

##### (2) 湛水期間中

水田からの亜酸化窒素の発生は、中干しなどの落水や追肥直後にみられると報告(長谷川ら, 1998; Nishimura et al., 2004; Hua et al., 1997; Smith et al.,

1982; Mosier et al., 1989; Cai et al., 1999) されているが、本試験では、中干しや追肥を行わなかったため、湛水期間中は、どの栽培様式でも亜酸化窒素のフラックスは見られなかった。

##### (3) 休閑期(水稲収穫後から翌年の播種までの期間)

休閑期に観察される水田からの大きい亜酸化窒素フラックスは不耕起直播圃場特有の現象と考えられたので、ここでは不耕起直播圃場における亜酸化窒素発生メカニズムについて主に考察する。不耕起直播栽培を行っているND山陽A圃場及びB圃場における亜酸化窒素フラックスは、休閑期の水稲収穫後の11～2月頃の期間と、施肥前の3～5月の期間にも観察された(図3-1, 図3-2の各上段)。11～2月頃の期間に観察された亜酸化窒素フラックスの大きいピークは、降雨がしばらく無く、土壌溶液中の硝酸態窒素濃度が上昇した後で起こり、亜酸化窒素フラックスのピークが観察されなくなる時期には、土壌溶液中の硝酸態窒素濃度も低下していた(図3-1, 図3-2の各上段と中段を比較)。従って、不耕起直播圃場で観察された亜酸化窒素フラックスの大きいピークは、土壌溶液中の硝酸態窒素濃度の上昇と、降雨によって引き起こされる土壌水分の変化と密接な関係にあると推察された。降雨と亜酸化窒素の発生について、澤本・波多野(2000)は北海道三笠地区の灰色低地土タマネギ畑からの秋期における降雨後の亜酸化窒素フラックスは、硝化より脱窒が中心であると指摘している。また、不耕起直播圃場の作土の酸化還元状態に関して、兪ら(1990)は稲わらが田面に施用される不耕起栽培の表層は、非湛水期間中でも降雨が多く水分が豊富にある条件では、必ずしも酸化的でなく、むしろ稲わらの表層施用により酸化層の形成が妨げられるとともに還元層が発達し、酸化層と還元層の混在現象が降雨によって引き起こされることを報告している。このような酸化層と還元層の混在現象は脱窒にとって好適な条件と考えられる。

以上のことから推論すると、不耕起直播圃場の11～2月頃の期間に観察された亜酸化窒素フラックスの大きいピークは、脱窒過程で発生したと推察された。その際、脱窒時に亜酸化窒素が発生するか、最終産物である窒素にまで脱窒が完全に行われるかどうかはWFPSとの関係が大きいといわれている。すなわち、WFPSと亜酸化窒素の発生に関しては、WFPSが60%までは一酸化窒素になり、60～80%では亜酸化窒素になりやすく、更に80%を超えると窒素まで一気に還元されると報告(Davidson, 1991)されている。山陽地区での不耕起直播圃場での調査結果でも、図3-7及び図3-8

に示したように、不耕起直播圃場特有の根成孔隙の増加による根穴構造の発達により亜酸化窒素が発生しやすいWFPSになりやすかったことが分かる。結果的に、不耕起直播圃場では、不完全な脱窒が行われる機会が多く、亜酸化窒素の発生が多くなったと考えられた。

水田から秋冬期に発生する亜酸化窒素フラックスの大きさについて、Tsuruta et al. (1997) や Nishimura et al. (2004) は、耕起移植圃場からの亜酸化窒素フラックスは  $100 \mu\text{gNm}^{-2}\text{h}^{-1}$  より小さかったと報告している。これに対して、今回明らかになった不耕起直播圃場における発生機構（土壤溶液中の硝酸態窒素濃度が上昇した後で、降雨があり、その結果還元化傾向が起こることによって不完全な脱窒が行われ、亜酸化窒素が生成される）での亜酸化窒素フラックスは  $100 \sim 1,000 \mu\text{g N m}^{-2}\text{h}^{-1}$  と非常に大きかった。このことから、不耕起直播圃場では、不耕起直播栽培を継続した水田に特有の発生機構があると推測された。なお、冬季間で亜酸化窒素が発生する時期は、地温も低く、一般には無機化及び脱窒が起こりにくい時期と考えられている（土壤微生物研究会, 1981; Keeney et al., 1979）が、本試験ではこのような時期でも、無機化及び脱窒が起こっていることを示していた。

## 2. 施肥窒素量に対する年間亜酸化窒素発生割合

表3-1に示したように、水田からの亜酸化窒素の年間発生量は栽培様式による差が大きく、耕起移植圃場が最も少なく（ $28 \sim 43\text{mg N m}^{-2}\text{y}^{-1}$ ）、ND山陽A圃場及びB圃場などの不耕起直播圃場が最も多かった（ $160 \sim 503\text{mg N m}^{-2}\text{y}^{-1}$ ）。3か年（1998～2000年）継続的に調査したND山陽A圃場とTT山陽A圃場を比較すると、窒素施肥量に対する亜酸化窒素の発生割合（排出係数）も、TT山陽A圃場（0.48%）が少なく、ND山陽A圃場（2.55%）で多かった。Nishimura et al. (2004) は、つくばの農業環境技術研究所のライシメータ水田（耕起移植栽培）で、亜酸化窒素フラックスを連続的に測定した亜酸化窒素の年間発生量は  $60.2\text{mg N m}^{-2}\text{y}^{-1}$ 、排出係数は0.67%であったと報告している。また、竜ヶ崎の耕起移植水田（Tsuruta et al., 1997）でも排出係数は0.67%であり、本試験結果よりやや大きかった。一方、Harada et al. (2007) が八郎潟の耕起移植圃場と不耕起移植圃場からのメタンと亜酸化窒素フラックスを非積雪期間中に測定した結果では、亜酸化窒素の排出係数は各々0.20と0.25%であった。このように水田からの排出係数が異なる原因の一つは、つくばや竜ヶ崎水田では速効性窒素肥料が、八郎潟や本試験では緩効性窒素肥料が用いられたためと推察される。なお、つ

くばや本研究では、収穫後の非湛水期間中の発生が多かったのに対して、八郎潟では収穫後の発生は少なく、それは気温が低いためと推察された。本研究で調べた不耕起直播圃場における排出係数が耕起移植圃場よりも大きかったのは、不耕起直播圃場の作土表層に集積した有機物の影響が強いことと、不耕起直播圃場特有の根成孔隙の増加による根穴構造の発達が原因であると考えられた。また、不耕起直播栽培を継続した後で、表層の有機物をすき込んだ耕起移植圃場や耕起直播圃場の排出係数も1.4～2.0%の範囲にあり、いずれもすき込まれた有機物の分解に由来するものと考えられた。

## 第2節 まとめ

不耕起直播圃場からの亜酸化窒素の発生は、5～6月の施肥後から入水前の期間と、休閑期間中の11～2月頃の冬季間、更に3～5月の施肥前にみられ、湛水期間中にはほとんど観察されなかった。冬季間の11～2月頃に発生する亜酸化窒素フラックスの大きいピークは不耕起直播圃場特有の現象であることが明らかになった。その原因は、第一に不耕起直播圃場の作土表層に集積する稲わらなどの有機物から無機化してくる無機態窒素の多さである。第二に降雨時に耕起移植圃場のWFPSは100%近くの過湿状態になりやすいのに対して、不耕起直播圃場では根成孔隙の蓄積による、団粒構造と同様の機能を有する根穴構造が発達（佐藤, 1993）し、最大容水量、粗孔隙率、透排水性が高くなっているため、耕起移植圃場と比較してWFPSが低下しやすく、非湛水期間のWFPSが60～80%の範囲になりやすい土壤構造に変化していたと考えられる（図3-7上段、図3-8）。第三に、不耕起直播圃場では根の痕跡のような大小様々な孔隙の存在と、作土表層の有機物層の集積に起因して、作土層が不均一な酸化還元状態になりやすく、不完全な脱窒が起こりやすい（亜酸化窒素が発生しやすい）酸化還元境界領域が出現しやすかったためである。このため、作土層の還元化が起こるような条件、つまり降雨があると、不耕起直播圃場では亜酸化窒素の発生割合が多くなり、耕起移植圃場では窒素にまで還元されてしまう割合が多くなったと推察された。その結果、施肥窒素に対する亜酸化窒素の発生割合（排出係数）は、耕起移植圃場（TT山陽A圃場）では0.4～0.5%、耕起移植圃場では1.4%、耕起直播圃場では1.4～2.0%、不耕起直播圃場（ND山陽A圃場及びB圃場）では1.7～6.3%であり、不耕

起直播圃場における亜酸化窒素の発生が特異的に多くなった。

なお、不耕起直播圃場を耕起して、耕起移植栽培や耕起直播栽培に転換しても、亜酸化窒素の発生は多くなることは無かった。

以上のことから、稲わら還元の不耕起直播栽培の継続により、作土の表層に有機物が集積し、また不耕起

直播圃場特有の根成孔隙の増加による根穴構造の発達により亜酸化窒素が発生しやすくなる。このため、不耕起直播栽培を長期間継続せずに一定期間継続後（本試験の結果では10年程度の継続で、耕起移植圃場の5倍程度の発生量になった）、いったん耕起移植栽培や耕起直播栽培に転換することが有効な亜酸化窒素発生削減対策になると考えられた。

## 第4章 不耕起直播栽培が二酸化炭素発生量に及ぼす影響

二酸化炭素は水稲収穫後の半年間は土壌から発生することが最近の研究でわかってきた (Miyata et al., 2000). そして、二酸化炭素の発生量について、北垣ら (2003), Saito et al. (2005) 及び大滝ら (2003) は、渦相関法を用いて測定しているが、栽培様式との関係を含めて調査した報告はない。そこで、本章では、非栽培期間中の二酸化炭素フラックスを継続的に調査し、栽培様式と二酸化炭素の発生量との関係を明らかにする。なお、不耕起直播栽培を継続すると作土の表層に有機物が集積するが、その量を土壌が貯留する炭素量と考えて、水田における炭素の収支を二酸化炭素の発生量だけでなく土壌の炭素貯留機能も含めて総合的に評価する。

### 第1節 栽培様式と二酸化炭素フラックスとの関係

#### 第1項 実験方法

##### 1. 調査圃場の所在地及び栽培管理状況

本調査は山陽地区の不耕起直播栽培の継続年数が1998年で7年目になる不耕起直播圃場 (ND山陽A圃場)、不耕起直播栽培を6年間継続した後の不耕起直播圃場の一部 (5×10m) を1998年5月にすき込んだ耕起直播圃場 (耕起直播転換圃場)、及びND山陽A圃場に隣接する耕起移植圃場 (TT山陽A圃場) で行った (図2-1図, 表2-1)。調査期間は1998年から3年間である。なお、栽培管理状況は第3章第1節に示した。

##### 2. 調査方法

##### (1) 非栽培期間中の測定

二酸化炭素フラックスの測定は、1998年10月から2000年4月の水稲の非栽培期間に、第2章第1節で示したクロードチャンバー法により、メタンや亜酸化窒素の測定と同時にを行った。二酸化炭素の分析は、TCD (熱伝導度型検出器) 付きのガスクロマトグラフ (島津製作所製, GC-9A) を用いて実施した。そして、チャンバー法で得られた1時間当たりの二酸化炭素フラックスを単純に24時間当たりに換算 (24倍) した結果を二酸化炭素の日発生量とした。なお、二酸化炭素の短時間測定の結果から、日発生量への換算が妥当であるかどうかについては、後述の第4章第1節第3項で論議する。

##### (2) 二酸化炭素フラックスモデルによる推定

二酸化炭素フラックスの推定を、渦相関法で得られた予測モデルを用いて試みた。

水田から正味に発生する二酸化炭素フラックス (純生態系交換量: NEE) は、栽培期間中は土壌呼吸や植物による光合成、呼吸などにより著しい日変化をする。このため、短時間測定の手動チャンバー法では日発生量を正確に求めることはできない。最近では、栽培期間中のNEEは、総光合成量 (GPP) と生態系呼吸量に分離して推定する手法が用いられている (Falge et al., 2001; Saito et al., 2005)。そこで、調査圃場と栽培様式・品種・作期・土壌タイプが同じ岡山大学農学部附属八浜農場の耕起直播圃場 (玉野市八浜; 岡山県農林水産総合センター農業研究所から南西へ約23km) で、渦相関法を用いて得られた二酸化炭素フラックス (北垣ら, 2003; 大滝ら, 2003) 及び八浜農場から北8kmに位置する岡山市環境大気測定局 (南輝測定点) の気象データを利用して、耕起直播した水稲のNEE推定モデルのパラメータを得た。モデル式は次式のとおりである。

$$NEE = -GPP + Re \quad \dots (\ast 1)$$

ここで、NEEは渦相関法によって得られる二酸化炭素フラックス、GPPは光合成総一次生産量、Reは生態系呼吸量を表し、GPP及びReは以下のように決定した。

まず、水稲の非栽培期間中に植物体は存在しないため、生態系呼吸は土壌呼吸に等しくなるとともに、光合成は行われないのでGPPはゼロとする。また、栽培期間中でも夜間のGPPはゼロである。一般に土壌呼吸量及び植物体による呼吸量はその温度環境に依存するとされており、生態系呼吸量は気温 $T_{air}$ の指数関数として

$$Re = A \exp(B \cdot T_{air}) \quad \dots (\ast 2)$$

とできる。A, BはともにReと $T_{air}$ の相関解析によって決定される定数である。この式を、栽培期間中の日中にも適用することにより、栽培期間の日中における生態系呼吸量 (土壌呼吸プラス植物呼吸の和) が得られる。同時に、GPPを $GPP = -NEE + Re$ として求めることで日中のGPPが得られる。GPPは日射量SRの直角双曲線関数として、

$$GPP = (P_{max} \cdot a \cdot SR) / (P_{max} + a \cdot SR) \quad \dots (\ast 3)$$

とできる。ここで、 $P_{max}$ と $a$ は、それぞれ最大光合成量と曲線立ち上がり勾配と呼ばれ、GPPとSRの相関解析によって一定の期間 (耕作作物の場合、成長速度が大きいため、通常10～14日間が多い) ごとに決定されるパラメータである。

山陽地区の耕起直播圃場 (耕起直播転換圃場) から

の二酸化炭素フラックスの推定に当たって、上記モデル式のパラメータA, B, Pmax及び $\alpha$ の値は、北垣ら(2003)及び大滝ら(2003)が1999年と2000年に八浜農場における二酸化炭素フラックスを渦相関法で測定したとき得られた値を用いた。すなわち、呼吸量パラメータは、栽培期間、非栽培期間を通じて各年毎に同じ曲線で近似することができたので、A及びBの2年間の平均値(0.222, 0.064)をそのまま用いた。光合成パラメータのPmaxについては、両年とも10日ごとに値を決定し、その10日ごとの平均値を山陽地区のバイオマス量で補正した値を、また、 $\alpha$ は栽培期間を通じてほぼ一定の値を取るから、2年間の平均値0.004を用いた。最後にモデルへの入力データとして、山陽地区の農業研究所内の実測日射量SR及び気温Tairを用いて、※1～3式により山陽地区の耕起直播圃場の二酸化炭素フラックス(NEE)を推定した。なお、二酸化炭素発生量の計算は、1年間を植物による光合成の影響のある栽培期間中と非栽培期間中とに分けて行った。

第2項 結果

1. 非栽培期間中の二酸化炭素フラックスの推移

各栽培様式別の地温及び降水量の推移を図4-1に示した。水稻栽培期間中の栽培様式による地温差は小さかったが、非栽培期間中の地温は栽培様式により異なり、不耕起直播圃場は5～6月頃の地温が低く、反対に冬期間は同じかやや高めに推移した。なお、不耕起直播圃場の深さ2cmの地温が20℃を超えたのは、5月から10月中旬頃までの期間であった。

栽培様式毎の非栽培期間中の二酸化炭素フラックスの推移を図4-2に示した。不耕起直播圃場の二酸化炭

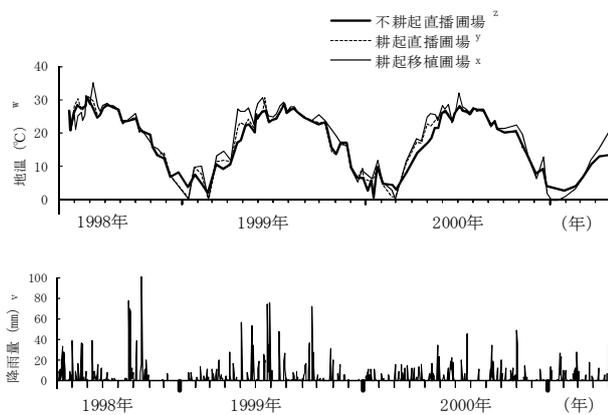


図4-1 栽培様式別の地温の経時変化と降水量

z ND山陽A圃場  
 y 耕起直播転換圃場  
 x TT山陽A圃場  
 w 地温は第2章第1節の酸化還元電位測定時に測定した  
 v 降水量は岡山県農林水産総合センター農業研究所内の気象観測データによる

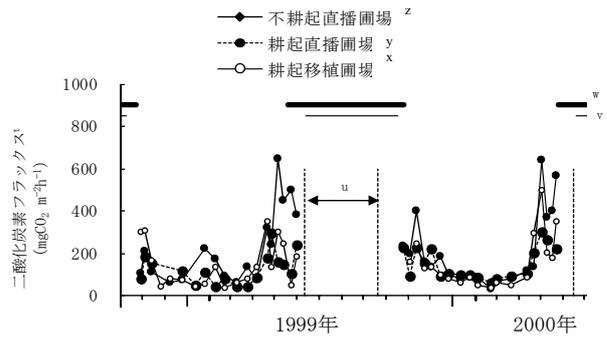


図4-2 栽培様式別の二酸化炭素フラックスの推移

z ND山陽A圃場  
 y 耕起直播転換圃場  
 x TT山陽A圃場  
 w 不耕起直播圃場及び耕起直播転換圃場の水稻栽培期間を示す  
 v 耕起移植圃場の水稻栽培期間を示す  
 u 灌水期間を示す  
 t 二酸化炭素フラックスの測定は、非灌水期間中用のガス採取用の小型チャンパーを用いて、第2章第1節で示したクローズドチャンパー法により行い、チャンパー内の二酸化炭素濃度の変化量から二酸化炭素フラックスを計算した

素フラックスは、収穫期以降に地温の高い時は大きく(最大200～400mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)、その後地温の低下とともに小さくなった(冬期は100mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)。そして春になって地温の上昇につれて再び大きくなり、5月には400～650mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>の高い値となった。耕起直播圃場の二酸化炭素フラックスは、地温の低い時期は50～100mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>で、不耕起直播圃場よりやや低い傾向を示した。地温が上昇した5月頃の値も100～300mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>程度であり、不耕起直播圃場より明らかに小さい値であった。また、耕起移植圃場の二酸化炭素フラックスも、耕起直播圃場と同様に、地温の低い時期には50～100mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>の低い値であり、5月頃には100～500mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>の比較的低い値を示した。

2. 二酸化炭素フラックスモデルによる二酸化炭素発生量の推定

山陽地区の耕起直播圃場における二酸化炭素発生量を渦相関法で解析した予測モデルを用いて推定した(図4-3)。二酸化炭素発生量は、入水期頃から収穫期までの栽培期間中はおもに水稻に吸収されて負となり(最大-25g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)、その後翌年の入水期までは、主に土壌からの発生で正となった(2～10g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)。二酸化炭素の期間発生量は、栽培期間中(播種期から収穫期)の吸収量は2年間平均で1,039g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>で、非栽培期間中(収穫翌日から翌年播種前日)の発生量は737g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>であり、差引で303g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>の二酸化炭素が吸収されていた(表4-1)。

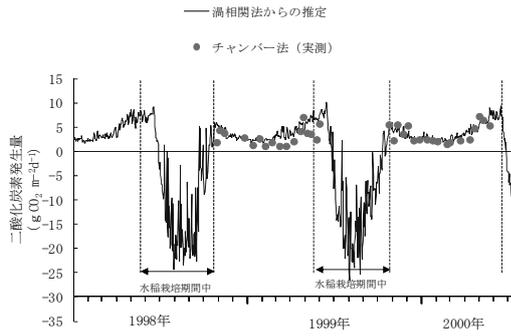


図4-3 渦相関法で推定した二酸化炭素発生量とチャンバー法で得た二酸化炭素発生量との関係

表4-1 耕起直播圃場<sup>z</sup>における二酸化炭素の期間発生量

栽培様式	NE E <sup>v</sup> (gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )					
	作付け期間 <sup>a</sup>			非作付け期間 <sup>a</sup>		
	1998年	1999年	平均	1998年	1999年	平均
耕起直播圃場	-1058	-1020	-1039	764	709	737
				-294	-311	-303

<sup>z</sup>耕起直播転換圃場

<sup>a</sup>作付け期間は播種期～収穫期、非作付け期間は収穫期翌日～播種期前日とした。調査年により播種日、収穫期が異なるため、必ずしも作付け期間と非作付け期間の合計が365日にならない条件での集計結果である

<sup>v</sup>渦相関法に基づく二酸化炭素フラックスのモデル曲線からの計算による

### 第3項 考察

二酸化炭素フラックスは、栽培期間中は、作物による光合成や呼吸量に影響されるが、植生が無い条件では、土壌呼吸量で決定される。この土壌呼吸量は地温との関係が強い。つまり、土壌中の有機物の酸化的な分解によって、二酸化炭素が大気中に放出されるため、土壌からの二酸化炭素フラックスは土壌有機物量と、微生物活性に影響を与える地温の影響を強く受ける。図4-4は地温と二酸化炭素フラックスの関係を示したものであるが、すべての栽培様式において、地温が高いと二酸化炭素フラックスが大きくなる傾向が認められた。とりわけ不耕起直播圃場では、地温の上昇に伴う二酸化炭素フラックスの上昇程度が大きかった。これは、すでに論議したように、不耕起直播圃場では作土表層に多量の稲わら由来の有機物が集積しており、それらが5月頃の地温上昇につれて分解が進み、結果的に二酸化炭素フラックスが多くなったためと考えられた。一方、耕起移植圃場と耕起直播圃場の間では二酸化炭素フラックスの大きさに明確な差は認められなかった。

次に、チャンバー法で得られた二酸化炭素発生量と渦相関法で導かれた二酸化炭素発生量の関係について考察する。チャンバー法で水稲非栽培期間中の10時前後に実測した二酸化炭素フラックスを日発生量に換算した結果を、渦相関法で推定した日発生量と合わせて、図4-3に示した。非栽培期間中にチャンバー法で得られた二酸化炭素発生量は、1999年の3～5月頃には渦相

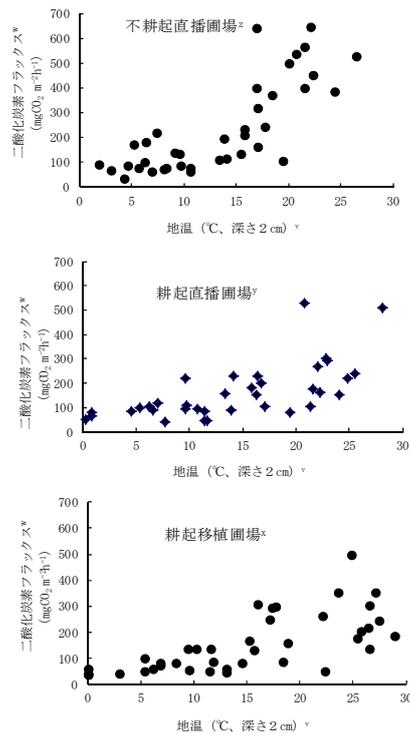


図4-4 二酸化炭素フラックスと地温の関係

<sup>z</sup>ND山陽A圃場

<sup>y</sup>耕起直播転換圃場

<sup>x</sup>TT山陽A圃場

<sup>w</sup>二酸化炭素フラックスの測定は、非湛水期間中用のガス採取用の小型チャンバーを用いて、第2章第1節で示したクローズドチャンバー法により行った

<sup>v</sup>二酸化炭素フラックスと同時に測定

関法からの推定値に比べてやや低めの値であったが、2000年はほぼ同一の値を示した。このことから、チャンバー法による日発生量への換算結果は、二酸化炭素の日発生量の大きさを概ね示すと考えても差し支えないと判断した。その結果、図4-2で示された二酸化炭素フラックスの栽培様式の差は、日発生量の差を示すと考えられるため、非栽培期間中の二酸化炭素発生量は、作土の表層に有機物が集積する不耕起直播圃場の方が耕起移植圃場や耕起直播圃場に比べて多くなると推察された。

## 第2節 不耕起直播栽培圃場の作土表層における炭素貯留量

### 第1項 実験方法

炭素貯留量の調査は2006年に実施し、調査圃場は、山陽地区で不耕起直播栽培の継続年数が3、9及び14年目に相当する不耕起直播栽培を継続している3圃場(ND山陽D圃場、E圃場及びA圃場)並びに耕起移植栽培を

継続しているTT山陽A圃場及びB圃場の2圃場である(表2-1, 図2-1)。土壌の炭素貯留効果を評価するために、深さ0～13cmの作土中の炭素貯留量(有機物と腐植の合計量)を測定した。測定方法は、直径55mmのライナー採土器(藤原製作所製)を用いて、深さ0～13cmの土層を垂直に円筒形土壌コアとして採取した。採取した土壌を乾燥後0.5mmの篩を全通させて分析に供試し、炭素含有率をCNコーダ(Yanako社製, MT-700)で測定した。

稲わらを還元している耕起移植圃場では、炭素率はほぼ一定で変化しない(武久ら, 2001)ことから、耕起移植圃場と不耕起直播圃場の炭素貯留量の差は、不耕起直播栽培の継続によって貯留された炭素量と考えた。すなわち、不耕起直播圃場の作土中の炭素量(単位面積当たりの土壌重量×炭素含有率)から耕起移植圃場の炭素量を差し引いた値と、不耕起直播栽培の継続年数の関係を求め、その勾配を不耕起直播栽培の継続による年間の炭素貯留量とした。

また、稲わら中の炭素が土壌へ貯留する割合を以下の式で求めた。

$$\text{土壌への炭素貯留割合(\%)} = (\text{年間の炭素貯留量} / \text{年間の単位面積当たり炭素投入量}) \times 100$$

$$\text{年間の単位面積当たり炭素投入量} =$$

$$\text{稲わら施用量} \times \text{稲わらの炭素率}$$

(稲わらの炭素率は38%, 稲わら施用量は800g m<sup>-2</sup>として算出)

## 第2項 結果及び考察

稲わら還元の不耕起直播栽培を継続すると、作土表層に有機物が集積するが、それは第2章第1節で示したような1mm以上の大きさを持った有機物として集積するだけでなく、1mmの篩を通過するかなり腐植化した有機物や腐植としても集積している。このため、炭素貯留効果の判断のためには、表層に集積した1mm以上の有機物だけでなく、全ての炭素量を調べることが必

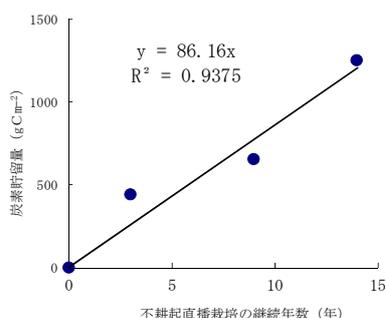


図4-5 不耕起直播栽培の継続年数と炭素貯留量

要である。そこで、全炭素貯留量を測定したところ(図4-5)、不耕起直播栽培を継続すると、年間316g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>(炭素で86g m<sup>-2</sup>に相当)の炭素が水田に集積され、投入された稲わら由来の炭素量の28.3%に相当する量が、分解されずに土壌中に貯留されると推定された。従って、不耕起直播栽培では、作土の表層に有機物が集積することによって、炭素を土壌中に貯留する効果があると考えられた。

## 第3節 まとめ

二酸化炭素フラックスの大きさは栽培様式で異なった。つまり、二酸化炭素フラックスは作土の表層に有機物が集積している不耕起直播圃場で大きかった。これは炭素を作土の表層に集積することによって土壌呼吸量が増えたためと考えられた。この傾向は、地温が上昇する5、6月頃の入水期前により強く認められた。一方、水稻栽培期間中は、二酸化炭素は光合成によって水稻に吸収されるため、短時間測定チャンバー法で測定した結果から、日発生量を求めることはできないので、水稻栽培期間中を含めた水田における年間の二酸化炭素収支を過相関法から導かれたモデルを用いて推定した。その結果、耕起直播圃場からの年間の二酸化炭素収支を推定したところ、栽培期間中に1,039g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>の二酸化炭素が吸収され、非栽培期間中に737g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>の二酸化炭素が発生しており、二酸化炭素は年間では約303g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>程度、吸収されていることがわかった。

同様に、土壌の炭素貯留機能についても検討した。その結果、稲わら還元の不耕起直播栽培を継続すると、投入された稲わら中の炭素の28%に相当する年間316g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>の炭素が貯留されることが分かった。

更に、第2章第1節で示したように、作土の表層に集積する有機物について、1mm以上の大きさを持つ画分は、C/N比が14～17前後になっており、完熟した稲わら堆肥に匹敵するぐらいに腐熟が進んでいる有機物として貯留されていることも分かった。その量は、不耕起直播栽培の7～12年継続で224～262g C m<sup>-2</sup>であり、耕起移植圃場の有機物量を差し引いて、継続年数で割ると、年間18～25g C m<sup>-2</sup>の割合で貯留されることになる。この炭素量を、稲わら堆肥の含水率を75%、炭素率を38%として換算すると、1,870～2,640kg ha<sup>-1</sup>の稲わら堆肥に相当する量が、不耕起直播圃場に毎年施用されるのと同じ効果があると試算された。このように、不耕起直播栽培は、毎年作土の表層にコンバイン収穫

時の排出わらが散布されてすき込まれないために、その継続は、前述した炭素の貯留効果だけでなく、稲わらを水田上で堆肥化するという効果も持っているといえる。

以上のことから、稲わら還元の不耕起直播栽培のよ

うに稲わら由来の有機物を作土の表層に集積する栽培法は、稲わらの集積に伴う土壌呼吸量の増加を差し引いても、二酸化炭素の貯留効果があるだけでなく、稲わら堆肥をゼロコストでつくる栽培技術であると結論できた。

## 第5章 栽培様式が二酸化炭素等価発生量に換算した温室効果ガス総発生量に及ぼす影響

水田から発生する温室効果ガスが地球温暖化にどれだけ寄与するかどうかは、水田からのメタン、亜酸化窒素、及び二酸化炭素発生量の単純な比較だけでは分からない。それぞれのガスは温暖化に対する寄与度が異なる (IPCC, 2001)。そこで、地球温暖化係数 (GWP) を用いて、耕起移植圃場、耕起直播圃場、及び不耕起直播圃場におけるメタン、亜酸化窒素、及び二酸化炭素発生量を二酸化炭素等価発生量に換算して、温室効果に対する大きさという共通の基準で評価することが必要となる。更に、不耕起直播圃場の表層に集積する有機物を炭素貯留効果としても評価 (古賀, 2007; 古賀・鶴田, 2006; Koga et al., 2004) し、温室効果ガスの発生が少くない栽培様式を総合的に明らかにする。

### 第1節 栽培様式の異なる水田からの温室効果ガスの年間発生量の比較

#### 第1項 実験方法

第2, 3, 4章で得られたメタン、亜酸化窒素、及び二酸化炭素フラックスの値を、GWPを用いて質量ベースでの二酸化炭素等価発生量に換算して栽培様式の違いについて検討した。水田からのメタン及び亜酸化窒素の発生に対する栽培様式の違いは、1998～2000年の3年間の測定値が揃っている不耕起直播圃場 (ND山陽A圃場)、耕起直播圃場 (耕起直播転換圃場)、及び耕起移植圃場 (TT山陽A圃場) を対象に比較した。また、二酸化炭素を含めた検討については、二酸化炭素の測定を最初の2年間しか行っていないため、その期間についてのみ行った。その際、地球温暖化係数は、IPCC (2001) が示した二酸化炭素1に対して、メタンは23、そして亜酸化窒素は296の値を用いた。

#### 第2項 結果及び考察

不耕起直播圃場、耕起直播圃場及び耕起移植圃場から発生するメタン及び亜酸化窒素フラックス (GWP換算値) の推移を図5-1に示した。メタンは湛水期間中に発生し、落水すると亜酸化窒素が発生するトレードオフの関係が不耕起直播圃場や耕起直播圃場で認められた。メタンフラックスの推移については、不耕起直播圃場では、6月下旬の入水直後から急激に増加したが、

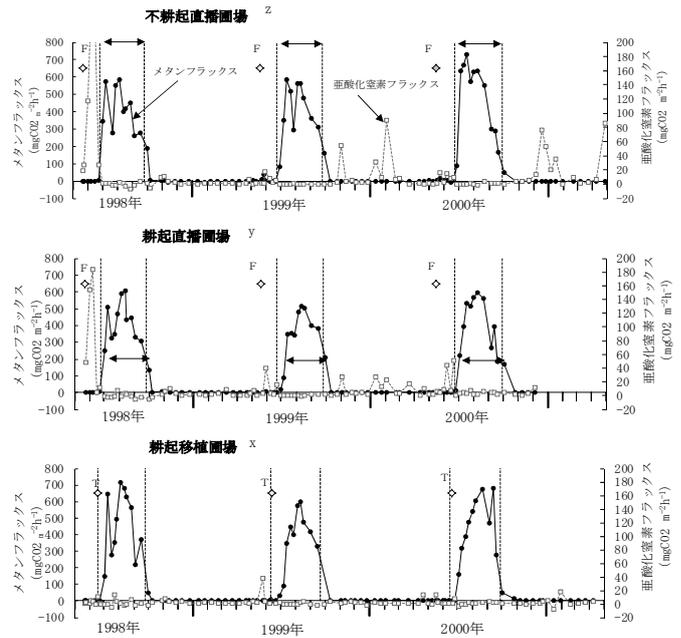


図5-1 不耕起直播圃場におけるメタン、亜酸化窒素フラックス\*の推移 (GWP換算)  
 縦波線は入水開始期と最終落水期で矢印の期間に湛水されたことを、また、矢印は湛水期間を示す  
 図中Fは播種、施肥日、Tは移植、施肥日を示す  
 \* ND山陽A圃場  
 \* 耕起直播転換圃場  
 \* TT山陽A圃場  
 \* メタン、亜酸化窒素フラックスは地球温暖化係数 (GWP) 換算値

耕起移植圃場では、その増加速度が不耕起直播圃場より緩やかであった。反対に、8, 9月には耕起移植圃場でメタンフラックスがやや多く発生した。一方、亜酸化窒素フラックスの推移については、不耕起直播圃場や耕起直播圃場では、第4章で指摘したように1998年の5月に基肥窒素に配合した速効性窒素に由来すると考えられる非常に大きいピークがみられた。また、11月から2月頃には不耕起直播圃場の土壌表層に集積した有機物と不耕起直播圃場独特の土壌構造の発達の影響で、不耕起直播圃場で特に大きい亜酸化窒素フラックスのピークが観察された。耕起直播圃場は耕起移植圃場と不耕起直播圃場の中間的な値を示すことが多かったが、発生パターンは不耕起直播圃場に近い傾向を示していた。二酸化炭素フラックスの推移については、すでに第4章第1節で論じた。

次に、栽培様式の違いと年間の温室効果ガス発生量の関係を表5-1に示した。メタン発生量 (GWP換算値) は、不耕起直播圃場が895～1,105g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>、耕起直播圃場が814～902g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>、耕起移植圃場が838～1,032g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>であり、3か年もとも栽培法の違いによる有意な差は認められなかった。しかし、不耕起直播圃場では、1998年 (不耕起直播継続年数が7年目に相当) と比較して、1999年 (8年目に相当)、2000年 (9年目に相当) になると、メタン発生量が多くなる

表5-1 メタン、亜酸化窒素の二酸化炭素等価発生量と栽培様式の関係

栽培様式	メタン発生量 <sup>a</sup> (二酸化炭素等価量) ( $\alpha$ )				亜酸化窒素発生量 <sup>a</sup> (二酸化炭素等価量) ( $\beta$ )				同左合計 <sup>w</sup> ( $\alpha + \beta$ )				亜酸化窒素 発生割合 ( $\beta$ )/( $\alpha + \beta$ ) $\times 100$			
	gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup>				gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup>				gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup>				%			
	1998年	1999年	2000年	平均	1998年	1999年	2000年	平均	1998年	1999年	2000年	平均	1998年	1999年	2000年	平均
不耕起直播圃場 <sup>z</sup> (7～9年目)	895a	905a	1,105a	969	121.0a	74.6a	91.1a	95.6	1,016a	979a	1,196a	1,064	11.9a	7.6a	7.6a	9.0
耕起直播圃場 <sup>y</sup> (転換1～2年目)	902a	814a	—	858	74.4ab	60.3a	—	67.4	976a	874a	—	925	7.6a	6.9a	—	7.3
耕起移植圃場 <sup>x</sup>	969a	838a	1,032a	946	13.3b	17.9b	19.9b	17.0	982a	856a	1,052a	963	1.4b	2.1b	1.9b	1.8

有意性の検定は、各年度毎に単独でそれぞれ多重比較 (Turkeyによる検定) で行い、異なる文字 (a, b) 間には5%水準の有意性があることを示す

<sup>z</sup>ND山陽A圃場

<sup>y</sup>耕起直播転換圃場

<sup>x</sup>TT山陽A圃場

<sup>w</sup>発生量の計算期間は、1998年では1998年5月1日～1999年4月30日、1999年では1999年5月1日～2000年4月30日、2000年では2000年5月1日～2001年4月30日である。なお、耕起直播圃場の2000年では、調査を2000年12月までしか行わなかったため年間の発生量を計算しなかった

傾向がみられた。一方、亜酸化窒素発生量 (GWP換算値) は、不耕起直播圃場が75～121gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>、耕起直播圃場が60～74gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>、耕起移植圃場が13～20gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>であり、3か年とも不耕起直播圃場が耕起移植圃場より有意に多く、また、耕起直播圃場からの発生量も耕起移植圃場より多い傾向がみられた。メタンと亜酸化窒素の発生量を合計した二酸化炭素等価発生量は、すべての調査年度で栽培法の違いによる有意な差はみられなかったが、不耕起直播圃場が多い傾向がみられた。

水田から発生するメタンと亜酸化窒素の発生割合 (GWP換算) には、栽培様式による明らかな違いが認められた。つまり、不耕起直播圃場ではメタンと亜酸化窒素発生量の割合は、3か年平均で亜酸化窒素は9%、メタンが91%であったのに対して、耕起移植圃場では亜酸化窒素はわずか2%で、メタンが98%を占めた。耕起直播圃場の亜酸化窒素の発生割合は7%であり、不耕起直播圃場より少なく、耕起移植圃場より有意に大きかった。不耕起直播圃場や耕起直播圃場で亜酸化窒素の発生割合が大きいのは、施肥後から入水までの期間における亜酸化窒素の発生量が多くなることと、特に不耕起直播圃場などでみられる11月から2月頃の冬期間に、亜酸化窒素が多く発生するためであった。耕起直播圃場でも冬期間の亜酸化窒素の発生量が多かったのは、不耕起直播栽培の継続6年間に集積した稲わら由来有機物を、耕起直播転換時に全量すき込んだ影響が残っていたためと推察された。

二酸化炭素の発生量については、第4章第1節で渦相関法で導かれたモデル式を使って、山陽地区の耕起直播圃場における二酸化炭素の収支を検討した。その結果、水田での純生態系交換量 (NEE) によって示すと、水田は二酸化炭素を年間303g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> 吸収している

と試算された。しかし、水田での炭素収支は、圃場から系外に持ち出された収穫物やその残さも考慮する必要がある。これらの収穫物等は最終的に二酸化炭素となって比較的速く大気中に放出されるので、「光合成で作物に吸収された二酸化炭素は、農耕地生態系での正味の発生や吸収に寄与しない」というカーボンニュートラルの考えに従って考察をすすめる。したがって、水田から発生する正味の二酸化炭素フラックスに影響を与えるものは、外部から投入される稲わらや堆肥などの有機物と、土壌中の有機物分解である。稲わらを還元しながら、耕起移植栽培を1～15年間継続しても全炭素含量は有意に変化しない (武久ら, 2001) ことから、耕起移植圃場では、投入された稲わらや刈り株に由来する難分解性の炭素の貯留量と、もともとの土壌中に貯留されていた有機物の分解量は、両者間で釣り合っていると考えられる。しかし、不耕起直播圃場では、耕起移植圃場と異なり、土壌表層に散布された稲わらの一部から有機物層が形成され、その厚さが年々増加する。これは、光合成で取り込まれた二酸化炭素の一部が、土壌に貯留されてふたたび大気中に一定期間放出されないことを示しており、その量は「土壌による炭素貯留量」と考えることができる。一方、非栽培期間中の不耕起直播圃場と耕起移植圃場における二酸化炭素フラックスの差は、不耕起直播栽培の継続によって集積した有機物分解による土壌呼吸量を反映していると考えられるので、不耕起直播圃場と耕起移植圃場における二酸化炭素フラックスの差を、カーボンニュートラル分を差し引いた不耕起直播栽培を継続することで増加した「土壌からの二酸化炭素発生量」とした。ここで、「土壌からの二酸化炭素発生量」の計算は、チャンバー法で水稲非栽培期間中の10時前後に実測した二酸化炭素フラックスから求めた日発生

表5-2 不耕起直播栽培の導入による温室効果ガス総発生量の削減効果

栽培様式	メタン+亜酸化窒素発生量 <sup>v</sup> (gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )		土壌からの二酸化炭素発生量 <sup>v</sup> (gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )		CH <sub>4</sub> +N <sub>2</sub> O+Ce	土壌による炭素貯留量 <sup>v</sup> (gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )	正味の二酸化炭素発生量 <sup>v</sup> (gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )	温室効果ガス総発生量 <sup>v</sup> (gCO <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )
	CH <sub>4</sub> +N <sub>2</sub> O					Cs	netCO <sub>2</sub> =Cs+Ce	CH <sub>4</sub> +N <sub>2</sub> O+netCO <sub>2</sub>
	年間	年間	年間	年間	年間	年間	年間	年間
	1998年と1999年の平均	期間発生量 <sup>v</sup> (1998年と1999年の平均)	カーボンニュートラル分を差し引いた土壌からのCO <sub>2</sub> 発生量(Ce)	1998年と1999年の平均	1998年と1999年の平均	1998年と1999年の平均	1998年と1999年の平均	耕起移植継続田の総温室効果ガス発生量を100としたときの割合
不耕起直播圃場 <sup>z</sup>	998	880	48	1046	-316	-268	730	79.4
耕起移植圃場 <sup>y</sup>	919	832	0	919	0	0	919	100.0

<sup>z</sup>ND山陽A圃場

<sup>y</sup>TT山陽A圃場

<sup>x</sup>非栽培期間は収穫期翌日～播種期・移植期前日、栽培期間は播種期・移植期～収穫期とした。調査年により播種期・移植期、収穫期が異なるため、必ずしも栽培期間と非栽培期間の合計が365日にならない条件での集計結果である

<sup>w</sup>非栽培期間中のチャンパー法による測定結果から期間発生量を計算した。計算期間は、不耕起直播圃場で1998/11/4～1999/5/25、1999/11/3～2000/5/23である。耕起移植圃場では、1998/10/29～1999/6/22、1999/11/3～2000/6/22である。ただし、耕起移植圃場では2000/5/24～6/22の間の測定値が欠測していたので、1998年の同期間の耕起移植圃場の値を代入した

<sup>v</sup>メタンと亜酸化窒素の発生量は表5-1の二酸化炭素等価発生量の合計量である

量は、第4章第1節で論議したように非栽培期間中の二酸化炭素の日発生量に換算することができることが分かったので、チャンパー法で得られた二酸化炭素フラックスの値から日発生量を求めて非栽培期間中の発生量を台形法により求めた。そして、「土壌による炭素貯留量（符号が-は、吸収を示す）」と「土壌からの二酸化炭素発生量」の合計を「正味の二酸化炭素発生量」とした。これらを表5-2にまとめた。表5-1の結果と合わせて考えると、耕起移植圃場からの二酸化炭素発生量を0g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> とすると、「土壌からの二酸化炭素発生量」は、不耕起直播圃場では2年間平均値で48 (-15～111) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> となり、「正味の二酸化炭素発生量」は、「土壌による炭素貯留量」-316g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> を加えて、2年間平均で-268 (-205～-331) g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> となった。そして、メタンと亜酸化窒素発生量の合計量は、1998年と1999年の平均で不耕起直播圃場が998g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> で、耕起移植圃場が919g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> であるので、炭素の貯留効果を含めた「正味の二酸化炭素発生量」の-268g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> を合計した3成分合計発生量（温室効果ガスの総発生量）は、不耕起直播圃場が730g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>、耕起移植圃場が919g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> となり、不耕起直播圃場の方が耕起移植圃場よりも約20%少なかった。

## 第2節 まとめ

耕起移植圃場、耕起直播圃場及び不耕起直播圃場におけるメタン、亜酸化窒素及び二酸化炭素発生量を、地球温暖化係数（GWP）を用いて、二酸化炭素等価

発生量に換算して、地球温暖化に対する影響を評価した。また、不耕起直播栽培を継続すると、作土の表層に有機物が集積するので、その集積量を炭素貯留効果として評価した。その結果、温暖化に対する寄与度の大きさから判断すると、水田から発生する温室効果ガスの中で最も年間の発生量が多いのはメタンで、次いで亜酸化窒素であった。亜酸化窒素の発生割合は、不耕起直播圃場や耕起直播圃場において大きく、耕起移植圃場では小さかった。二酸化炭素は、水稲による被覆が無い期間に、つまり水稲収穫後から次年度の水稲栽培開始までの期間に発生し続けるが、その発生量は有機物が集積していた不耕起直播圃場で多かった。このように、不耕起直播栽培を長期間継続するとき、不耕起直播圃場では有機物として炭素が貯留する反面、非栽培期間中には土壌呼吸の増加により二酸化炭素として大気中へ放出される量が多くなることがわかった。その上、メタンと亜酸化窒素の発生量も増加するが土壌への炭素貯留が多いため、不耕起直播栽培は耕起移植栽培よりも温室効果ガス総発生量が約20%少ない栽培法であると考えられた。

なお、第2章第1節で論議したように、不耕起直播圃場からのメタン発生量は、不耕起直播栽培を開始してからの4～5年間は耕起移植圃場の47～48%と少なかった。不耕起直播圃場と耕起移植圃場でバイオマス量に大きい違いがないとすると、二酸化炭素吸収量も差がないと考えられ、また、亜酸化窒素の発生量や土壌呼吸の増加による二酸化炭素の発生量の増加量を最大限見積もっても、不耕起直播栽培の開始4～5年間はメタン発生量が半分以下になるため、不耕起直播圃場から

の温室効果ガス総発生量も少ないであろうと推測できる。そして、本章で論議したように、不耕起直播栽培を長期間継続した場合でも、メタンと亜酸化窒素の発生量は増加する傾向がみられるが、土壌への炭素貯留効果により、不耕起直播栽培は耕起移植栽培よりも温室効果ガス総発生量が約20%少ない栽培法であると結論された。また、第2, 3章で明らかにしたように、不耕起直播栽培を継続するとメタンや亜酸化窒素が多く発生するようになることから、4～5年間不耕起直播栽培を継続したら、耕起移植栽培や耕起直播栽培へ転換することが更に効果的である。そして、表層に集積

した有機物のすき込みは、土づくりとして効果的であるだけでなく、完熟した稲わら堆肥と同等物をすき込むことになるので、メタンが発生しにくい施用技術でもある。なお、稲わらを集めて、畜産農家の堆肥と交換して、土づくりを進めると地力の増強とメタン発生抑制の両方を実現できると考えられるが、そのためには稲わらの収集や運搬に労力やエネルギーが必要となる。この意味でも、不耕起直播圃場の作土の上で稲わら堆肥を自然に作るという考えは、温室効果ガス削減に有効であると考えられる。

## 第6章 総合考察

水田は湛水されるため、メタンが発生しやすい還元状態になる。そのため、水田からの温室効果ガス発生量の実態調査あるいは発生削減技術の研究においては、水稻の湛水期間中のメタンフラックスの調査が精力的に行われ、湛水されない非栽培期間中のメタンフラックスの調査はほとんど行われなかった。また、農耕地から発生するもう一つの主要な温室効果ガスである亜酸化窒素については、畑作物において集中的に調査が行われ、水田における調査は比較的少なかった。基肥や追肥施用後、あるいは中干し期に亜酸化窒素の発生がみられることが報告されているが、その量はメタンと比較して少ないことから余り注目されなかった。特に、メタンと亜酸化窒素を同時に、尚かつ年間を通じて調査した報告は非常に少ない上に、不耕起直播栽培を含めた栽培様式との関係を論議した報告はなかった。

そこで、本研究では、水田から発生する温室効果ガスの実態を、メタン及び亜酸化窒素等を同時にしかも年間を通じて測定することによって把握するとともに、栽培様式による影響についても検討した。本研究の新規性は、メタンと亜酸化窒素を3年間以上にわたって継続的に調査をしたこと、栽培様式との関係を調査し、これからの農法として期待されている不耕起直播圃場における温室効果ガスの発生実態を明らかにしたこと、更に非栽培期間中だけではあるが、土壤呼吸による二酸化炭素フラックスを同時に調査したこと、最後に不耕起直播圃場の有機物集積に伴う炭素貯留効果について調査し、3種類の温室効果ガスを二酸化炭素等価発生量という一つの尺度で総合的に検討したことである。以下に、本研究における主要な成果について整理するとともに、今後の水田農業のあり方について提言する。

### 第1節 水田における温室効果ガスの発生実態と削減対策

第2、3章で示した温室効果ガスの発生量調査は、減水深が小さい赤磐市の山陽地区（1998～2002年調査）及び岡山市の水門地区（1994～1997年調査）の水田と、減水深が大きい赤磐市の赤坂地区（1992～1994年調査）の水田で行った。水門地区や赤坂地区では主に不耕起直播栽培の継続年数とメタン発生量の関係、及び減水

深とメタン発生量の関係について調査し、山陽地区では不耕起直播栽培を長期間継続した時のメタンや亜酸化窒素の発生実態とそれらのガスの発生要因を明らかにし、得られた成果を踏まえて温室効果ガスの発生が少ない栽培様式の組み合わせについて検討した。

その結果、第5章で示したように、水田から発生するメタンと亜酸化窒素の内訳は、二酸化炭素等価発生量に換算して比較すると、メタンが不耕起直播圃場では91%、耕起移植圃場では98%と大半を占めており、亜酸化窒素は、前者で9%、後方で2%であった。このように、水田から発生する温室効果ガスの大半を占めるのはメタンであり、不耕起直播圃場では耕起移植圃場に比べて亜酸化窒素の発生が多いことが明らかになった。

メタンの発生は、稲わらを還元する不耕起直播栽培を開始後の数年間で、耕起移植栽培より明らかに少なかったが、不耕起直播栽培の継続に従いメタンの発生が多くなる傾向がみられた。メタンの発生量が増加する要因を検討したところ、作土の表層に有機物が集積することが原因の一つであると考えられた。また、メタンの発生量は減水深によっても強く影響され、減水深が10mm d<sup>-1</sup>以下の水田（水門地区）と比較して、減水深が最大で50mm d<sup>-1</sup>以上になる水田（赤坂地区）ではメタン発生量を40%程度も削減できることがわかった。今回調査した赤坂地区の圃場は、減水深が非常に大きい圃場であることから、減水深の増加に伴うメタン発生量の削減効果を過大に見積もっている可能性はあるが、排水不良田における減水深を大きくする土壌管理技術はメタン発生削減に有効であるといえる。

また、第3章で示した亜酸化窒素の発生は、水田からは少ないと考えられていたが、第5章で示したように、不耕起直播圃場では二酸化炭素（等価）発生量の9%に相当する量の亜酸化窒素が発生しており、その原因の一つに、不耕起直播栽培継続による作土表層の有機物の集積が考えられた。

次に、第4章で示した二酸化炭素の発生は、カーボンニュートラルの考えに従うと、耕起移植圃場では正味の発生も吸収もないが、不耕起直播圃場では、作土の表層に稲わら由来の有機物が毎年集積しており、土壌表面に炭素が貯留されていた。その量は、二酸化炭素換算で毎年316g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>相当貯留されており、投入された稲わら量の約28%に相当した。なお、非栽培期間中に発生する二酸化炭素は、不耕起直播圃場においては、地温が高くなる4、5月頃に耕起移植圃場よりも多い傾向が見られたが、これは不耕起直播圃場の作

土表層に集積した有機物の影響と考えられる。不耕起直播圃場の土壌呼吸量から耕起移植圃場の土壌呼吸量を差し引いた値は、第5章で論議したように不耕起直播圃場での「正味の二酸化炭素発生量」と考えられ、この値は、年間 48g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> と試算された。

本研究で得られた成果と水管理によるメタン削減効果 (Yagi et al., 1996) を合わせて、水田から発生する温室効果ガスとその削減効果に対する栽培管理の影響を、表6-1のように整理した。減水深が小さい耕起移植圃場で、中干しをせず常時湛水管理した圃場におけるメタン発生量を100とすると、中干しをすることにより50%、減水深を高めることにより最大60%、更に減水深を高めることに加えて中干しを行うことにより80%の削減が可能である。更に、耕起移植栽培を不耕起直播栽培に転換すると、最初の4～5年間はメタン削減効果が52%と大きく、炭素貯留効果を計算に入れると77%の削減が可能であった。そして、不耕起直播栽培への転換に加えて、中干しの実行や減水深の向上対策を加えると、不耕起直播栽培の炭素貯留効果が大きいため、結果的にほとんど温室効果ガスが発生しない状

態になることがわかった。一方、不耕起直播栽培を長期間継続した場合では、不耕起直播栽培の導入によるメタンの削減効果は認められず、炭素貯留効果を考慮しても21%の削減効果に留まったが、中干しを組み合わせると75%、減水深を高めると最大87%の削減効果になると試算された。

以上の結果から、不耕起直播栽培の導入による温室効果ガス削減効果を最大限に発揮させるためには、5年不耕起直播栽培-1年耕起移植栽培体系の導入が有効であると判断した。その際、不耕起直播栽培の継続年数を何年にすべきかは、土壌型や栽培管理の違いにより異なると考えられる。この点について、本試験で得られた調査結果は、土壌型や水管理が大きく異なる圃場で得られたものであることから、次のように考えることができる。すなわち、赤坂地区における結果は、稲わらを還元する不耕起直播栽培2年目までのものであるが、メタン発生量の年次変化から判断すると、不耕起直播栽培の継続期間を4～5年としても、メタンの発生が耕起移植栽培を上回るようになることはないと推察された。また、山陽地区の調査 (第4章第2節) で

表6-1 栽培様式、不耕起直播栽培の継続期間、減水深の大小、及び中干しの有無が温室効果ガス総発生量に及ぼす影響

栽培様式	継続期間	減水深	メタン				亜酸化窒素発生指数 <sup>c</sup>	正味の二酸化炭素発生指数 <sup>r</sup>	炭素貯留指数 <sup>q</sup>	(a) × (b) + (c) + (d) + (e)	耕起移植栽培で減水深が小、中干し無しの総温室効果ガス発生量を100としたときの指数
			同左発生指数 (a)	中干し	同左発生指数 (b)	メタン発生指数 (a) × (b)					
耕起移植栽培	-	大	0.40 <sup>x</sup>	有り	0.50	0.20	0.00	0.00	0.00	0.20	20
			0.40 <sup>x</sup>	無し	1.00	0.40	0.01	0.00	0.00	0.41	40
		小	1.00 <sup>z</sup>	有り	0.50	0.50	0.01	0.00	0.00	0.51	50
			1.00 <sup>z</sup>	無し	1.00	1.00	0.02	0.00	0.00	1.02	100
不耕起直播栽培	短期	大	0.19 <sup>y</sup>	無し	1.00	0.19	0.02	0.05	-0.35	-0.09	-9
			0.48 <sup>w</sup>	有り	0.50	0.24	0.02	0.05	-0.35	-0.04	-4
		小	0.48 <sup>w</sup>	無し	1.00	0.48	0.05	0.05	-0.35	0.23	23
			0.39 <sup>u</sup>	無し	1.00	0.39	0.04	0.05	-0.35	0.13	13
不耕起直播栽培	長期	大	1.00 <sup>v</sup>	有り	0.50	0.50	0.05	0.05	-0.35	0.25	25
			1.00 <sup>v</sup>	無し	1.00	1.00	0.10	0.05	-0.35	0.80	79

<sup>z</sup>表5-1に示した山陽地区の耕起移植圃場 (TT山陽A圃場) の1998年と1999年のメタンの二酸化炭素等価発生量の平均値 (903gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>) を基準発生量1とし、それに対する相対値を発生指数と定義した

<sup>y</sup>耕起移植圃場 (TT山陽A圃場) と不耕起直播圃場 (ND山陽A圃場) からのメタンの二酸化炭素等価発生量について有意な差が無かったため、不耕起直播圃場の発生指数も1とした

<sup>x</sup>減水深が違う耕起移植圃場 (TT水門圃場とTT赤坂圃場) において、減水深の違いがメタン発生量に与える影響を比較した結果によると、減水深が大きくなるとメタンの発生は削減され0.40倍の発生量になった (図2-18参照)

<sup>w</sup>減水深が小さい水門地区 (TT水門圃場とND水門圃場) において、栽培様式の違いがメタン発生量に与える影響を比較した結果、不耕起直播圃場では耕起移植圃場のメタン発生量の0.48倍の発生量になった (図2-18参照)

<sup>v</sup>不耕起直播栽培と減水深が大きい場合を組み合わせた時のメタン発生量は、0.48 (不耕起直播栽培導入によるメタン発生量が耕起移植圃場の0.48倍、図2-18参照) × 0.39 (減水深が大きいND赤坂圃場におけるメタン発生量 ÷ 減水深が小さいND水門圃場におけるメタン発生量、図2-18参照) = 0.19となる。減水深の影響については、減水深が50mm d<sup>-1</sup>以上の圃場と10mm d<sup>-1</sup>以下の圃場での調査結果から求めているため、減水深増加による影響を過大に評価している可能性がある。しかし、Yagi et al.(1996)によると、メタン発生量は、無透水区に比べて、5mm d<sup>-1</sup>では半分に、20mm d<sup>-1</sup>では微量になったことが報告されており、その結果と比べると、ここで示した減水深増加による効果は、過大評価しているとは言えない

<sup>u</sup>不耕起直播栽培を長期間継続したとき、減水深がメタン発生量に及ぼす影響については測定事例は無いので、短期間の測定結果で得られた値の0.39 (ND赤坂圃場とND水門圃場のメタン発生量から算出、図2-18参照) を代用した

<sup>r</sup>中干しの効果は、Yagi et al(1996)から引用した

<sup>s</sup>メタン発生量に表5-1で示した亜酸化窒素の発生割合を単純に乗算した。なお、中干しの実行による亜酸化窒素の発生増加は計算に入れなかった

<sup>t</sup>表5-2に示したカーボンニュートラル分を差し引いた土壌からの二酸化炭素発生量 (2か年平均値、48gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>) の基準発生量 (903gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>) に対する割合から計算した。なお、不耕起直播栽培の継続期間が短期の間は、有機物の集積量が少ないため、正味の土壌呼吸量は小さくなると思われるが、ここでは計算に入れなかった

<sup>q</sup>表5-2の炭素貯留量 (-316gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>) の基準発生量 (903gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>) に対する割合から計算した。なお、排水の良否により有機物の分解量は異なると考えられるが、ここでは計算に入れなかった

<sup>p</sup>不耕起直播圃場で、減水深が大のときの中干し有りを設定していないのは、落水をしたら再び入水が困難な水利条件では、通常は不耕起直播栽培が導入されないと考えた (ND赤坂圃場では減水深が極端に大きい、水利条件が非常に良いこと、果樹栽培との労働配分の関係で導入されていた)

明らかになったように、表層に集積する稲わら由来の有機物量から判断しても、年間に約2,000kg ha<sup>-1</sup>前後の堆肥化した有機物が水田に蓄積することになる。そして、不耕起直播栽培を5年間継続後に、作土の表層の堆肥化した有機物を全量すき込んだと仮定すると、すき込み時の堆肥化した有機物の量は約10,000kg ha<sup>-1</sup>となり、この施用量は通常の堆肥施用量とほぼ同量であった。以上のことから、不耕起直播栽培の継続年数は土壌型にかかわらず4～5年が適当であると判断した。なお、耕起移植栽培への転換年数は1年で十分であると考えた。その理由は、本試験結果から耕起移植栽培へ1年間だけ転換することによって、不耕起直播栽培の継続により徐々に多くなったメタンや亜酸化窒素の発生を、不耕起直播栽培開始前のレベルにまで低下させることができると考えたからである。

## 第2節 温室効果ガスの発生に及ぼす土壌管理の影響調査における今後の課題

### 第1項 耕起回数と炭素の貯留効果

作物残さや土壌中に存在する根や稲株などの有機物は、耕起により土壌中に混和されると分解が速まる（金沢，1995）。また、土壌中の団粒に保護されていた土壌有機物も、耕起により団粒が破壊されると分解が早まる（Lal，1997）。特に冬期間に行う耕起は、土壌有機物の凍結と解凍による脱水効果により有機物の分解を促進する（植物栄養土壌肥料大辞典編集委員会編，1976；原田ら，1964）。ところで、岡山県南部地域の通常の耕起直播栽培や耕起移植栽培における耕起作業は、12～1月頃に1度、雑草が生え始める3～4月に1～2度、その後耕起直播栽培の播種や耕起移植栽培の代かきの前に1度行われる。とりわけ耕起直播栽培では播種精度を高めるためや除草効果を高めるために綿密な耕起・碎土が繰り返される場合が多い。このため、岡山県南部地域で普及しているような耕起直播栽培では地力の消耗が激しく、かつては生育後半の窒素不足による収量低下が問題となったが（上村，1980）、現在では被覆尿素の利用により、地力低下の問題は表面化していない。このように窒素肥効の面では被覆尿素の利用で地力の低下を補うことは可能となったが、土壌有機物の消耗は免れない。土壌有機物の消耗を防ぐためには、なるべく耕起をしないことが有効である。なかでも、不耕起直播栽培は、耕起による土壌攪乱が無いので、通気が抑制されて有機物の分解が遅れる（Duiker and Lal，1999；Halvorson et al.，2002）ので、

炭素貯留には有効な栽培法であると期待されている。本試験においても、不耕起直播栽培の作土表層への有機物の集積量は多く、それに伴う土壌呼吸量の増加を差し引いても、炭素貯留の面では有効な栽培法であることが分かった。しかし、稲わら還元の不耕起直播栽培を継続すると、メタンや亜酸化窒素の発生量が増加するという問題が起こり、また、除草の失敗、雑草イネの問題（牛木ら，2005）、田面の凹凸による播種時の覆土不足や発芽の不均一性の問題、及び品種変更時の混種問題なども起こってきた。このため、不耕起直播栽培から耕起移植栽培や耕起直播栽培へ転換する必要性に迫られる場合がある。本試験では、不耕起直播栽培を4～5年間継続したら、耕起移植栽培や耕起直播栽培に転換することの必要性を、温室効果ガスの発生削減の立場で提案し、このような栽培様式の転換によっても、メタンや亜酸化窒素の発生が多くならないことを明らかにした。また、澤田ら（2006）は、冬季間に湛水代かきを行い、その後落水して、地耐力がついた圃場に対して乾田条件で不耕起直播栽培を行う体系を提案している。この栽培法は、温室効果ガスの発生に及ぼす影響は不明であるが、不耕起直播栽培の継続で問題となる雑草や田面の凹凸の問題などに対する解決策の糸口となると推察される。導入条件として、水利条件による制限はあるが、移植機などの機械装備が要らない栽培法である。

このような一連の研究から、不耕起直播栽培、耕起移植栽培及び耕起直播栽培を組み合わせることで、総合的に温室効果ガスの発生を少なくできる可能性を提案した。ただし、このような栽培法の組み合わせを一経営体で完結することは想定していない。労働分散（播種と移植作業、収穫期の分散）が、栽培様式や品種の組み合わせにより可能となるので、大規模経営体や集落営農を実施している地域等で取り入れていくことで、機械装備の過剰投資の問題も解決できると考える。

このように、農業が地球の温暖化に深く関わる産業であることが明らかになった以上は、環境負荷を積極的に軽減する技術を育てていくことが重要であると考えられる。

### 第2項 表層有機物の集積と生産性

作土の表層に集積した有機物は稲わら堆肥と同程度に腐熟しており、作土の表層で稲わらを自然に堆肥化することは、稲わらの収集と輸送、堆肥化に対する手間を全て省略できるゼロコストの稲わら堆肥づくり効果を持つことも明らかにした。山本・久山（1999）は、

不耕起直播栽培を5年間継続した後に耕起移植栽培に戻したとき、窒素施肥量を2割減肥することで、倒伏もなく慣行施肥と同等の収量が得られたことを報告している。不耕起直播栽培を継続しても収量低下はないことが山陽地区の1ha圃場の栽培試験でも実証されている(岡山県農林水産部, 2006a; 石井, 1999)。また、被覆肥料を同時に活用することで減肥も可能である(石橋ら, 2001)。更に、不耕起直播圃場では作土表層の有機物層に作物が利用できる形態のリン酸が集積していることも分かっている(長期不耕起栽培圃場研究グループ, 1994; 大家ら, 2007)。これは、リン酸と土壤が直接接触する機会が少なくなるために、リン酸の土壤固定が少なくなったためと推察された。最近のリン酸資材の高騰を受けて、リン酸の利用率を向上させることが求められている。この意味でも、不耕起直播圃場の表層の有機物をうまく営農に活かすことが重要である。実際、長期間不耕起直播栽培を継続した圃場で、無リン酸肥料を試験的に実施しても減収等の問題は起きなかった(岡山県立農業試験場, 1995)。

### 第3項 メタンの測定法について

メタンは、耕起移植圃場では、通常は湛水期間中だけに発生する。ところが、不耕起直播圃場では、本試験で明らかになったように、5、6月頃の入水前の降雨後にメタンの発生がみられた。本試験では、メタンは湛水期間中だけに発生するという既成概念にとらわれなかったため、不耕起直播圃場の入水前のメタン発生をとらえることができたと考えられる。

ところで、土壤中で生成されたメタンは、その一部が主に水稲体を経由して大気中へ放出されるだけである。土壤中で生成されたメタンの大気中への移動割合は、60～90%であるという報告(Holzappel-Paschorn et al., 1986)もあるが、SchUtz et al. (1989) および熊谷ら(1993)は3～60%以下であると報告している。これは、いったん土壤中で生成されたメタンがそこで酸化分解されたり、下層へ移動し、下層の酸化層で酸化分解されたりするためである。また、土壤中で生成されたメタンは、落水処理により田面水が無くなると、ガスの拡散抵抗が小さくなり、一時的に土壤中から大気中へ放出されることが知られている(Yagi et al., 1996; 石橋ら, 1996)。この量は、石橋ら(1996)によれば、メタンの栽培期間中の発生量の34%にも相当する場合があるので、チャンバー法による測定では、落水等がある時はメタン放出のピークを確実に捉えるような採取時間と採取頻度を計画的にする必要がある。

水管理とメタン発生に関する多くの報告は、この期間の測定間隔が広く、メタン発生を過小評価していると考えられた。なお、落水期間中の最適なガス採取計画は、落水時の天候により決定されるべきである。本試験後半に実施した山陽地区の調査では、栽培様式とメタン発生量の関係を比較するためには、水管理を揃えることが重要であると考えて、常時湛水条件で調査を行った。少なくとも水管理の違いによる誤差を消去できたことは、本試験の重要なポイントであったと考えている。

### 第4項 亜酸化窒素の測定法について

不耕起直播圃場からの亜酸化窒素の発生は、非湛水期間中においてはまとまった降雨後に発生することが多い。このため、タイミング良くこの時期にガス採取を行わないと、亜酸化窒素の発生を逃すことになる。また、本試験では亜酸化窒素と真空採血管法で採取した硝酸態窒素濃度との関係には密接な関係がみられた。このため、亜酸化窒素フラックスのモニタリングには、土壤溶液中の硝酸態窒素濃度を同時に測定することが解析に有効であった。さらに、亜酸化窒素フラックスの測定は、本試験で明らかになったように、年間を通じて実施する必要がある。

### 第5項 二酸化炭素の測定法について

二酸化炭素フラックスは、土壤呼吸および植物体の光合成による吸収と呼吸量で決まる。すなわち、栽培期間中の昼間は光合成が行われるが、夜間は光合成が行われず呼吸だけになる。非栽培期間中は、地上部に植物体が無い条件では、光合成や植物体の呼吸による二酸化炭素の吸収も発生もないため、土壤呼吸だけが二酸化炭素の発生源となる。本研究では、チャンバー法で測定した二酸化炭素フラックスから二酸化炭素の日発生量を求めたが、短時間の測定値を1日の土壤呼吸量とするには問題がある。チャンバー法で測定した二酸化炭素フラックスは、渦相関法で推定された二酸化炭素の日発生量と非常に高い相関があることから、本試験ではチャンバー法の二酸化炭素フラックスを日発生量に換算できると考えた。この結果が普遍性があるかどうかについては、今後の検討が必要である。しかし、非栽培期間中に栽培様式毎の二酸化炭素発生量を測定することによって、栽培様式が二酸化炭素の発生に及ぼす影響について有用な情報が得られたことは確かである。今後の測定においては、メタンおよび亜酸化窒素だけでなく、二酸化炭素も同時に測定しておく

が必要であると考えられた。

### 第3節 おわりに

本研究で対象にした不耕起直播圃場のように、その継続年数とともに土壌の物理性や作土表層の有機物層の厚さ等が変化するような場合には、2～3年の調査結果では、不耕起直播圃場の温室効果ガスの発生は少ないという単純な結論になっていた。そのため、不耕起直播栽培は、メタンの発生が少なく、炭素貯留効果があるため、温室効果ガスの削減効果の高い栽培様式であるとして、無条件で推進される可能性があった。しかし、不耕起直播栽培を長期間継続した圃場で二酸化

炭素フラックスを含めた年間調査を継続することにより、短期間の調査では決して得ることのできない重要で新しい情報を手に入れることができた。その結果、単に不耕起直播栽培の継続期間が長くなると、メタンや亜酸化窒素の発生が多くなるということだけでなく、メタンや亜酸化窒素の発生が多くなる原因を明らかにすることにより、栽培様式の組み合わせで、地力維持、メタン発生削減及び亜酸化窒素発生削減を同時に可能とする技術を確立することができた。更に、今日、焦点となっている土壌の炭素貯留効果に対して、不耕起直播圃場における評価を行うことができた。

## 摘 要

過去50年の全球の気温上昇は、人為起源の温室効果ガスが原因であるといわれており、農耕地から発生する温室効果ガスは、二酸化炭素、メタン及び亜酸化窒素である。しかし、これらのガスの発生実態は十分明らかになっておらず、急速な温暖化を防ぐためには農耕地から発生する温室効果ガスの実態把握と削減技術の確立が求められている。水田では、水稲栽培期間中のメタン及び亜酸化窒素のそれぞれ単独の発生実態についての報告は多いが、メタンと亜酸化窒素を同時に、しかも年間を通じて調査した報告はほとんどない。更に土壤の炭素貯留効果も含めて総合的に解析した報告はない。そこで本研究では、不耕起直播圃場、耕起移植圃場及び補足的に耕起直播圃場からの3種類の温室効果ガスの発生量や土壤炭素貯留量について実態を解明し、得られた結果を総合的に評価し、水田から発生する温室効果ガスを削減するための栽培様式及びその組み合わせについて提言した。以下に主要な研究成果を要約する。

### 1. 不耕起直播栽培がメタン発生量に及ぼす影響

本試験は、岡山県内の減水深が小さい赤磐市神田の山陽地区と岡山市水門町の水門地区、及び減水深が大きい赤磐市多賀の赤坂地区の水田圃場で行った。減水深の多少に関わらず、不耕起直播圃場のメタン発生量は、その継続期間が5年以内の短期間の場合、耕起移植圃場のメタン発生量の50%程度であった。しかし、稲わらを圃場に毎年還元しながら不耕起直播栽培を継続すると、作土の表層に主として稲わら由来の有機物が集積し、それに伴い土壤の酸化還元電位が低下した。土壤中でのメタンの生成は、メタン生成細菌の栄養基質（集積した有機物由来）が増加することと、土壤の酸化還元電位が低くなることで多くなるため、不耕起直播栽培を継続すると土壤中でのメタン生成量が多くなり、結果的に大気中への放出量（発生量）が多くなった。そして、不耕起直播栽培を7年以上も継続すると栽培様式間のメタン発生量には有意な差は無くなった。

### 2. 不耕起直播栽培が亜酸化窒素発生量に及ぼす影響

本試験は、山陽地区の不耕起直播、耕起直播及び耕起移植の各圃場を供試して行った。施肥窒素に対する亜酸化窒素の発生割合は、不耕起直播圃場で1.7～6.3%、耕起移植圃場で0.4～0.5%であり、不耕起直播圃場の亜酸化窒素発生量は耕起移植圃場より明らかに多かった。年間を通じたフラックスの測定では、亜酸化窒素フラックスの大きいピークが観察された時期

は、不耕起直播圃場では基肥施用から入水期頃と11～2月頃であった。不耕起直播圃場で亜酸化窒素の発生が多くなった原因は、基肥施用から入水期までの期間では、播種と同時に施用された基肥窒素が硝化や脱窒される過程で発生したためであり、11～2月頃の期間では、作土の表層に集積した有機物から無機化した窒素が主に脱窒される過程で発生したためであると考えられた。これは、作土表層の有機物の集積と不耕起土壤独特の土壤構造（耕起しないことによる水稲根由来の孔隙の蓄積によりできる構造）の発達が原因と考えられた。

### 3. 不耕起直播圃場の炭素貯留効果

不耕起直播栽培の継続で作土の表層に集積する炭素の量は、耕起移植圃場の炭素含量が変化しないと仮定すると、年間316gCO<sub>2</sub>m<sup>-2</sup>であった。このように、不耕起直播圃場では、耕起されないために有機物の分解が抑えられ炭素が貯留し、その量は投入された稲わら量の28%と試算された。

### 4. 栽培様式が二酸化炭素発生量に及ぼす影響

栽培期間中、二酸化炭素は光合成による固定量が多いため、作物や土壤呼吸による二酸化炭素の放出があるにもかかわらず、見かけ上は吸収される。しかし、非栽培期間中は、光合成によって固定されないため、土壤呼吸により大気中に放出される。稲わらを還元する耕起移植圃場では、土壤中の炭素の増減は無いとされているので、作物の光合成による二酸化炭素吸収量から土壤呼吸や作物の呼吸に伴う年間の二酸化炭素放出量を差し引いた量と、収穫物によって持ち出される炭素量と作物残さの炭素量の合計量とは釣り合っている。このため、カーボンニュートラルの考えによれば、本試験で調査した耕起移植圃場での非栽培期間中の土壤呼吸に伴う二酸化炭素放出量は温室効果ガスの発生量にカウントされない。一方、不耕起直播圃場では、作土の表層に1年間で316gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>の炭素が有機物層として集積する。集積した有機物の一部は分解されるが、そのときに増加する土壤呼吸量は、非栽培期間中の不耕起直播圃場から耕起移植圃場の二酸化炭素放出量を差し引いた値（2年間の平均で48gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>）である。この値は不耕起直播圃場の導入が土壤呼吸量に及ぼす効果と考えることができる。したがって、作土表層への炭素の貯留量と不耕起直播圃場で増加した二酸化炭素の放出量との差が、「正味の二酸化炭素発生量」となる。その結果、不耕起直播圃場では2年間の平均で268(=316-48)gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>の炭素が土壤中へ固定されることが分かった。

## 5. 二酸化炭素等価発生量に換算した温室効果ガスの年間発生量の比較

メタン及び亜酸化窒素を地球温暖化係数を用いて、二酸化炭素等価発生量に換算して比較したところ、不耕起直播圃場では、メタン発生量が91%、亜酸化窒素発生量が9%であったのに対して、耕起移植圃場ではメタン発生量が98%で、亜酸化窒素発生量は2%であった。また、二酸化炭素等価発生量に換算した温室効果ガスの総発生量は、7年以上継続した不耕起直播圃場で730 gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>、耕起移植圃場で919gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>であり、不耕起直播圃場の温室効果ガス総発生量は、耕起移植圃場と比較して炭素貯留効果で20%少なかった。

## 6. 不耕起直播栽培から耕起栽培への転換がメタン及び亜酸化窒素発生量に及ぼす影響

5年以上継続した不耕起直播圃場を、耕起移植圃場あるいは耕起直播圃場へ転換して、作土表層に集積した有機物をすき込んでも、メタン、亜酸化窒素共に発生量は多くならなかった。これは、作土の表層に集積した有機物の腐熟化が進んでいた(C/N比は15~17)ため、一般に腐熟した堆肥化物の施用によりメタンがほとんど増えないことから、妥当な結果であると考えられた。

## 7. まとめ

水田から発生する温室効果ガスはメタンが大半であり、メタンの発生を抑制することが温室効果ガスの発生削減に効果的である。そして、不耕起直播栽培の継続期間が5年以内では、不耕起直播栽培の導入で耕起移植栽培よりメタンの発生量を50%以上削減でき、その間に集積する炭素貯留効果を含めると、実に77%の削減が可能であることが分かった。また、不耕起直播栽培の継続期間が7年以上でも、有機物を作土の表層に集積する炭素貯留効果により、温室効果ガスの総発生量は不耕起直播圃場で、耕起移植圃場より約20%削減できることが分かった。なお、不耕起直播圃場を耕起して耕起移植圃場に転換しても、メタンや亜酸化窒素の発生が多くならないことから、5年に一度耕起作業を組み入れた「5年不耕起直播栽培-1年耕起移植栽培体系」は、温室効果ガスの削減効果を最大限発揮でき、かつ地力維持、労働分散及び省力化を実現できる体系であると考えられた。

## 引用文献

赤井直彦・石橋英二・糸島康裕・川中弘二(1996)水田における稲わら施用とメタンガス発生の関係。近

畿中国農研, 91:17-21.

Akiyama H., H. Tsuruta and T. Watanabe (2000) N<sub>2</sub>O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers. *Chemosphere-Global Change Science* 2 : 313-320.

Akiyama H. and H. Tsuruta(2002) Effect of chemical fertilizer form on N<sub>2</sub>O, NO and NO<sub>2</sub> fluxes from Andisol field. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 63 : 219-230.

Akiyama H. and K. Yagi(2005) Direct N<sub>2</sub>O emissions from rice paddy fields: Summary of available data. *Global Biogeochemi. Cycles*, 19: GB1005.

Akiyama, H., X. Yan and K. Tagi(2006) Estimations of emission factors for fertilizer-induced direct N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in Japan : Summary of available data. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 152: 774-787.

秋山博子・鶴田治雄・宝川靖和(1998)窒素施肥土壌からのNO及びN<sub>2</sub>Oの発生(2)被覆硝酸系肥料, 硝酸系肥料, 被覆尿素系肥料施用区からのフラックスの比較. *農環研・資源・生態管理科集録*, 14: 39-45.

秋山博子・鶴田治雄(1998)窒素施肥土壌からのNO及びN<sub>2</sub>Oの発生(1)被覆硝酸系肥料, 硝化抑制剤入り尿素系肥料, 尿素系肥料施用区からのフラックスの比較. *農環研・資源・生態管理科集録*, 14: 29-37.

秋山博子・鶴田治雄(2000)有機物を施用した畑土壌からのN<sub>2</sub>O及びNOの発生(2). *農環研・資源・生態管理科集録*, 16: 41-48.

在原克之・渡辺春朗(1993)グライ層の位置と土性からみた耕盤形成の実態. *千葉県の水田における実態.土肥誌*, 64:623-629.

有村玄洋・鬼鞍豊(1971)有明海北部及び西部沿岸地域の埴質水田土壌の二・三の物理的性質と土壌微細形態的観察. *九州農試報告*, 16: 77-163.

Bremner J.M. and Blackmer A.M.(1978) Nitrous oxide :Emission from soils during nitrification of fertilizer nitrogen. *Science.*, 199: 295-296.

Bronson K. F., H. U. Neue, U. Singh, and E.B. Abao(1997) Automated chamber measurements of methane and nitrous oxide flux in a flooded rice soil: I.residue, nitrogen, and water management. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61: 981-987.

Cai ZuCong, Guangxi Xing, Xiaoyuan Yan, Hua Xu, H. Tsuruta, K. Yagi and K. Minami(1997) Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. *Plant Soil*, 196: 7-14.

- Cai ZuCong , GuangXi Xing, GuangYu Shen, Hua Xu, XiaoYuan Yan, H. Tsuruta, K. Yagi and K. Minami(1999) Measurements of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O Emissions from Rice Paddies in Fengqiu, China. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 45: 1-13.
- Chappellaz J., J.M. Barnola, D. Raynaud, Y.S. Korotkevich and C. Lorius(1990) Ice-core record of atmospheric methane over the past 160,000 years. *Nature.*, 345: 127-131.
- Cheng W., Y. Nakajima, S. Sudo, H. Akiyama and H. Tsuruta (2002) N<sub>2</sub>O and NO emissions from a field of Chinese cabbage as influenced by band application of urea or controlled-release urea fertilizers. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 63: 231-238.
- 長期不耕起栽培圃場研究グループ(1994) 長期不耕起直播田の土壌及び水稲栽培の実態調査. *農業技術*, 49: 251-256.
- Cicerone,R.J. and R.S. Oremland(1988) Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global Biogeochem. Cycles*, 2 : 299-327.
- Cicerone,R.J. and J.D. Shetter (1981) Sources of atmospheric methane: Measurements in rice paddies and discuss. *J. Geophys. Res.*, 86: 7203-7209.
- 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*. J. E. Rogers and W. B. Whitman (eds), American Society for Microbiology, Washington, D.C. , pp.219-235.
- 土壌物理性測定法委員会編 (1982) 土壌の力学性. 農文協, 東京, pp.308-313.
- 土壌微生物研究会編 (1981) 土の微生物. 博友社, 東京, pp.362-372.
- Duiker S.W. and R. Lal (1999) Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. *Soil Tillage Res.* , 52: 73-81.
- Etheridge D.M., L.P. Steele, R.J. Francey and R.L. Langenfelds (1998) Atmospheric methane between 1000 A.D. and present: evidence of anthropogenic emissions and climatic variability. *J. Geophys. Res.*, 103(D13): 15979-15993.
- Falge, E., D. Baldocchi , R. Olson, P. Anthoni, M. Aubinet , C. Bernhofer, G. Burba, R. Ceulemans, R. Clement , H. Dolman , A. Granier, P. Gross, T.Grunwald, D. Hollinger, N.O. Jensen, G. Katul, P. Keronen, A. Kowalski, C.T. Lai, B.E. Law, T. Meyers, J. Moncrieff, E. Moors, J.W. Munger, K. Pilegaard, U. Rannik, C. Rebmann, A. Suyker, J. Tenhunen, K.Tu, S. Verma, T. Vesala, K. Wilson, S.Wofsy(2001) Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agr. Forest. Meteorol.*, 107: 43-69.
- Frenay J.R., O.T. Denmead and J.R. Simpson(1979) Nitrous oxide emission from soils at low moisture contents. *Soil Biol. Biochem.*, 11: 167-173.
- Frenzel P, F. Rothfuss and R. Conrad (1992) Oxygen profiles and methane turnover in a flooded rice microcosm. *Biol. Fert. Soils*, 14: 84-89.
- 二見敬三・今井太磨雄・藤井浩 (1976) 稲, 麦の不耕起直播栽培継続による収量の推移と土壌の理化学性変化. *兵庫農総センター研報*, 25: 19-24.
- 二見敬三・渋谷政夫 (1990) 不耕起直播栽培水稲の根活力分布. *土肥誌*, 61: 406-407.
- Gilbert B. and P. Frenzel(1998) Rice roots and CH<sub>4</sub> oxidation: the activity of bacteria, their distribution and the microenvironment. *Soil Biol. Biochem.*, 30: 1903-1916.
- 後藤英次・宮森康雄・長谷川進・稲津脩 (2004) 寒地水田における稲わらの分解促進と水管理によるメタン発生軽減効果. *土肥誌*, 75: 191-201.
- Halvorson A.D., B.J. Wienhold and A.L. Black (2002) Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66: 906-912.
- 濱田千裕 (2006) 愛知県における不耕起V溝直播の普及状況と問題点 (特集:水稲の直播栽培 その2). *農業技術*, 61: 543-547.
- 花木真由美・伊藤豊彰・三枝正彦 (2002) 土壌型の異なる稲わら施用水田からのメタン放出に対する不耕起栽培の影響. *土肥誌*, 73: 135-143.
- Hansen S., J.E. Maehlum and L.R. Bakken (1993) N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> Fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 621-630.
- 原田登五郎・林龍三・近本明雄 (1964) 土壌の機械的処理と有機態窒素の無機化促進効果. *土肥誌*, 35 : 21-24.
- Harada H., H. Kobayashi and H. Shindo(2007) Reduction in greenhouse gas emissions by no-tilling rice cultivation in Hachirogata polder, northern Japan: Life-cycle inventory analysis. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53: 668-677.
- 長谷川周一 (1995) 水取支及び水管理の違いに基づく水田の類型化. *ペドロジスト*, 39: 59-69.
- 長谷川聖・花木啓祐・松尾友矩・日高伸 (1998) 高濃

- 度硝酸態窒素流入のある水田及び小河川における亜酸化窒素の生成と分解. 水環境学会誌, 21: 676-682.
- 畑中 篤・岡本栄治・佐藤典子 (1999) 水管理による水田からのメタンガス抑制効果. 東北農業研究, 52: 71-72.
- 林 哲央・日笠祐治・坂本宣崇 (2004) 北海道の施設栽培土壌における亜酸化窒素の発生実態と抑制対策. 土肥誌, 75: 575-582.
- 平野 俊 (1958) 水田藍藻の研究 (第2報) その繁殖が水田の腐植生成に及ぼす影響について. 四国農試報, 4: 63-74.
- Holzappel-Pschorn A. and W. Seiler (1986) Methane emission during a cultivation period from an Italian rice paddy. J. Geophys. Res., 91(D): 11803-11814.
- 星川清親 (1977) 稲の生長Ⅷ 根, 農文協, 東京, pp179-213.
- Hosono T., and I. Nouchi (1997) The dependence of methane transport in rice plants on the root zone temperature. Plant Soil, 191: 233-240.
- 細野達夫・野内勇 (1996) 水田からのメタンフラックスと水田土壌水中メタン濃度の季節変化. 農業気象, 52: 107-115.
- Hua Xu, Xing Guanxi, Zu-Cong Cai and H. Tsuruta (1997) Nitrous oxide emissions from three rice paddy fields in China. Nutrient Cycling Agroecosystems, 49: 23-28.
- Hou A. X. and H. Tsuruta (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.
- 出井嘉光・北島知・山口正栄・前田乾一 (1973) 乾田直播水田の作土の構造について. 農事試報告, 17: 135-148.
- Inubushi K., M.A. Barahona, K. Yamakawa (1999) Effects of salts and moisture content on N<sub>2</sub>O emission and nitrogen dynamics in Yellow soil and Andosol in model experiments. Biol. Fert. Soils, 29: 401-407.
- 犬伏和之・堀謙三・松本聡・梅林正直・和田秀徳 (1989) 水稲体を経由したメタンの大気中への放出. 土肥誌, 60: 318-324.
- 犬伏和之・村松康彦・梅林正直 (1992) 透水处理が水田からのメタン放出に及ぼす影響. 土肥誌, 63: 184-189.
- 犬伏和之・村松康彦・梅林正直 (1994) わら施用時期が水田からのメタン放出に及ぼす影響. 土肥誌, 65:22-26.
- IPCC (1994) Radiative Forcing of Climate Change and An Evaluation of the IPCC IS92 Emissions Scenarios. Houghton J.T., L.G. Meira Filho, J. Bruce, Hoesung Lee, B.A. Callander, E. Haites, N. Harris and K. Maskell (eds). Cambridge University Press, Cambridge, NY, USA, pp. 339.
- IPCC (1996) The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 1995 ( Houghton J.T., L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell eds.), Cambridge University Press, Cambridge, NY, USA, pp.572.
- IPCC (2001) The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Climate Change 2001(Houghton J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. Van Der Linden, X. Dai, K. Maskell and C.A. Johnson eds.) . Cambridge University Press, Cambridge, NY, USA, pp.881.
- IPCC(2007) Mitigation, Climate Change 2007 ( Metz B., O. Davidson, P. Bosch, R. Dave and L. Meyer eds). Cambridge University Press, Cambridge, NY, USA. pp.841.
- 石橋英二・赤井直彦・糸島康裕・川中弘二 (1996) 水管理が水田からのメタン発生に及ぼす影響. 近畿中国農研, 91: 13-16.
- 石橋英二・金野隆光・木本英照 (1992) 反応速度論的方法によるコーティング窒素肥料の溶出評価. 土肥誌, 63: 664-668.
- 石橋英二・赤井直彦・糸島康裕・川中弘二・柳井雅美 (1997) 岡山県における水田からのメタン発生に及ぼす土壌型並びに水管理の影響. 土肥誌, 68: 417-422.
- 石橋英二・赤井直彦・山本章吾・石井俊雄・沖和生 (2001) 不耕起乾田直播水田土壌の特徴と生産力. 土肥誌, 72: 807-811.
- 石井俊雄 (1999) 不耕起乾田直播栽培技術, 平成11年度農林水産業近畿中国地域研究会成果発表会 - 近畿中国地域における水稲直播栽培技術の最前線. 農林水産技術会議, 中国農業試験場:1-14.
- 伊藤滋吉・飯村康二 (1989) 北陸地方の細粒質強グライ土水田における有機物の分解とガスの発生量について. 土肥誌, 60: 290-297.
- 伊藤昭彦 (2002) 陸上生態系機能としての土壌有機炭素貯留とグローバル炭素循環. 日生態誌, 52: 189-

- 227.
- 伊藤千春・金田吉弘・飯塚文男 (1995) 不耕起栽培による強グライ水田からのメタンガス発生抑制効果. 東北農業研究, 48: 103-104.
- 金沢晋二郎 (1995) 不耕起栽培水田土壌の微生物特性. 土肥学会講演要旨集, 41: 236-237.
- 金田吉弘 (1995) 水稲の育苗箱全量施肥・不耕起移植栽培法, 新農法への挑戦 (庄子貞雄 編). 博友社, 東京, pp.203-220.
- Keeney D. R., I.R. Fillery and G.P. Marx (1979) Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43: 1124-1128.
- Khalil M.A.K., R.A. Rasmussen and M.J. Shearer (1998) Effects of production and oxidation processes on methane emission from rice fields. *J. Geophys. Res.*, 103(D19): 25233-25239.
- Kimura M., J. Murase and Y. Lu (2004) Carbon cycling in rice field ecosystems in the context of input, decomposition and translocation of organic materials and the fates of their end products(CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>). *Soil Biol. Biochem.*, 36: 1399-1416.
- 木村真人 (1995) 水田からのメタン発生, 農業と環境 (久馬一剛・祖田修 編). 富民協会, 東京, pp161-171.
- 北田敬宇 (1991) 水田から発生する温室効果ガスの制御 技術の試案. 農業技術, 46: 302-306.
- 北田敬宇・尾崎保夫・秋山豊・八木一行 (1993) かんがい水中の高濃度の硝酸及び稲わらが水田からのメタン発生に及ぼす影響. 土肥誌, 64: 49-54
- 北垣順大・牛川希望・岩田徹・大滝英治 (2003) 八浜農場でのCO<sub>2</sub>フラックス. 岡山大センター報告, 24:9-11.
- Koga N., H. Tsuruta, T. Sawamoto, S. Nishimura and K. Yagi (2004) N<sub>2</sub>O emission and CH<sub>4</sub> uptake in arable fields managed under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Global Biogeochem. Cycles*, 18: GB4025.
- Koga N., T. Sawamoto and H. Tsuruta (2006) Life cycle inventory-based analysis of greenhouse gas emissions from arable land farming systems in Hokkaido, northern Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 52: 564-574.
- 古賀伸久・鶴田治雄 (2006) 北海道の畑作農業から発生する温室効果ガスのライフサイクルインベントリ分析. 農業及び園芸, 81: 1101-1109.
- 古賀伸久 (2007) 農地管理法の違いと土壤炭素. 土壤の物理性, 105: 5-14.
- 金野隆光・杉原進 (1986) 土壤生物活性への温度影響の指標化と土壤有機物分解への応用農環研報, 1: 51-68.
- 河本恭一・石井俊雄 (1997) 乗用型水稲不耕起乾田直播機の開発. 近畿中国地域における新技術, 31: 43-46.
- 江耀宗・李喬木・松本聡 (2000) 各種植物残渣の添加が水田土壌のメタン及び二酸化炭素の生成に及ぼす影響. 土肥誌, 71: 210-215.
- 熊谷勝巳・八木一行・鶴田治雄・陽捷行 (1993) 水田からのメタン発生と水田土壌におけるメタン生成・酸化分解. 土肥誌, 64: 368-376.
- Lal R. (1997) Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO<sub>2</sub>-enrichment. *Soil Till. Res.*, 43: 81-107.
- Lal R. (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Nature*, 304: 1623-1627.
- 前田乾一・鬼鞍豊 (1977) 圃場条件における有機物の分解率の測定. 土肥誌, 48: 567-568.
- Mariko S., Y. Harazono, N. Owa and I. Nouchi (1991) Methane in flooded soil water and the emission through rice plants to the atmosphere. *Environ. Exp. Botany*, 31: 343-350.
- 増島博 (1966) 水稲乾田直播栽培における降下浸透. 土壤の物理性, 15: 86-96.
- 松本次郎・南山泰宏・赤堀伸・高橋克征 (2002) 有機物施用水田におけるメタンの発生抑制対策. 土肥誌, 73: 315-318.
- Minami K. (1997) Atmospheric methane and nitrous oxide :sources, sinks, and strategies for reducing agricultural emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49: 203-211.
- 陽捷行・福土定雄 (1982) 土壌から発生するN<sub>2</sub>Oのフラックスの測定法. 土肥誌, 53: 525-529.
- 陽捷行・八木一行 (1988) 水田から発生するメタンのフラックスの測定法. 土肥誌, 59: 458-463.
- 陽捷行 (1991) 土壤生態系のガス代謝と地球環境 I - 総論 -. 土肥誌, 62: 445-450.
- 陽捷行 (1993) 農業生態系と大気環境. 化学と生物, 31: 264-269.
- Minamikawa K. and N. Sakai (2005) The effect of water management based on soil redox potential on methane emission from two kinds of paddy soils in Japan. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 107: 397-407.

- Minamikawa K. and N. Sakai (2006) The practical use of water management based on soil redox potential for decreasing methane emission from a paddy field in Japan. *Agr. Ecosyst. Environ.*, 116: 181-188.
- Minamikawa K. and N. Sakai (2007) Soil carbon budget in a single-cropping paddy field with rice straw application and water management based on soil redox potential. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 53: 657-667.
- 南川和則 (2006) 水田からの温室効果ガス発生を抑制する農作業技術. *農作業研究*, 41: 115-124.
- 南澤究・犬伏和之 (2006) 農耕地からの地球温暖化ガス  $N_2O$  発生とその抑制. *水環境学会誌*, 29: 67-71.
- 三浦吉則・田口明弘 (1995) 肥効調節型肥料 (LP) による野菜畑から発生する亜酸化窒素の抑制. *東北農業*, 研究 48: 259-260.
- 三浦吉則 (1996) 農耕地からの温室効果ガス発生実態と発生軽減技術の確立 (第2報) 水田からのメタン発生に關与する稲わらの有機成分. *福島農試研報*, 33: 15-21.
- Miyata A., R. Leuning, O. Thomas Denmead, J. Kim, Y. Harazono (2000) Carbon dioxide and methane fluxes from an intermittently flooded paddy field. *Agr. Forest. Meteorol.*, 102: 287-303.
- 三好昭宏・大塩哲視・牛尾昭浩 (2000) 不耕起移植栽培による稲作栽培期間中の水田からのメタンガス発生抑制. *近畿中国農研*, 100: 20-24.
- Mosier A.R. and G.L. Hutchinson (1981) Nitrous Oxide Emissions From Cropped Fields. *J. Environ. Qual.*, 10: 169-173.
- Mosier A.R., S.L. Chapman and J.R. Freney (1989) Determination of dinitrogen emission and retention in floodwater and porewater of a lowland rice field fertilized with  $15N$ -urea. *Fert. Res.*, 19: 127-136.
- Murase J. and Kimura M. (1994) Methane production and its fate in paddy fields. IV. Sources of microorganisms and substrates responsible for anaerobic methane oxidation in subsoil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 40: 57-61.
- 長野間宏・石橋英二・小林新 (1994) 長期不耕起直播水田の土壌の特徴と生産性, 農業技術体系 (土壌施肥編). 農文協, 東京, pp.水田32の8-15.
- Neue H. U. (1993) Methane emission from rice fields: Wetland rice fields may make a major contribution to global warming. *Bioscience*, 43: 466-474.
- Neue H. U., R. Wassmann, R.S. Lantin, MA.C.R. Alberto, J.B. Aduna and A.M. Javellana (1996) Factors affecting methane emission from rice fields. *Atmos. Environ.*, 30: 1751-1754.
- Neue, H. U., R. Wassmann, H.K. Kludze, W. Bujun and R.S. Lantin (1997) Factors and processes controlling methane emissions from rice fields. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49: 111-117.
- 日本土壤肥料学会広島大会運営委員会編 (1989) 山陽の農業と土壌肥料, pp136-147.
- Nishimura S., T. Sawamoto, H. Akiyama, S. Sudo and K. Yagi (2004) Methane and nitrous oxide emissions from a paddy field with Japanese conventional water management and fertilizer application. *Global Biogeochem. Cycl.*, 18: GB2017.
- 西脇謙二・井上恒久 (1996) 堆肥施用による鉍質土壌畑からの亜酸化窒素ガスの発生抑制. *愛知農総試研報*, 28: 165-169.
- 野田滋 (2001) 施肥改善による亜酸化窒素の発生量削減. *土肥誌*, 72: 575-581.
- 野々山芳夫 (1976) 水稻の不耕起直播栽培に関する土壌肥料学的研究 (第4報) 土壌窒素の発現様式の特徴. *中国試報*, E11: 7-52.
- 野々山芳夫 (1981) 水稻の不耕起直播栽培に関する土壌肥料学的研究. *中国農試報*, E18: 1-62.
- Nouchi I., S. Mariko and K. Aoki (1990) Mechanism of methane transport from the rhizosphere to the atmosphere through rice plants. *Plant Physiol.*, 94: 59-66.
- Nouchi I., T. Hosono, K. Aoki and K. Minami (1994) Seasonal variation in methane flux from rice paddies associated with methane concentration in soil water, rice biomass and temperature, and its modelling. *Plant Soil*, 161: 195-208.
- 野内勇・細野達夫・青木一幸 (1999) 水田から水稻を介したメタンの放出. *農業気象*, 55: 267-287.
- 野内勇 (2001a) 地球温暖化の植物への影響予測, 気環境変化と植物の反応 (野内勇 編著). 養賢堂, 東京, pp.209-240.
- 野内勇 (2001b) 大気-植生-土壌系における  $CO_2$  交換, 大気環境変化と植物の反応 (野内勇 編著). 養賢堂, 東京, pp.284-323.
- 岡山県農林水産部 (2006a) 稲作技術指針. pp133.
- 岡山県農林水産部 (2006b) 稲作技術指針. pp9.
- 岡山県立農業試験場 (1995) 平成6年度 岡山県立農業試験場研究年報. p47.
- 小野信一・古賀汎 (1984) 水田土壌表層における窒素の自然集積とラン藻による窒素固定. *土肥誌*, 55:

- 465-470.
- 温室効果ガスインベントリオフィス編 (2007) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 国立環境研究所, 東京, pp.2-1 ~ 2-7.
- 大橋優二・木曾誠二・林哲央・後藤英次 (1995) 農耕地からの温室効果ガス発生実態と対策技術. 北農, 62: 319-322.
- 大森正 (1980) 水稲の不耕起直播栽培に関する土壌・肥料学的研究. 岡山農試臨時報告, 71: 1-80.
- 大滝英治・岩田徹・三浦健志 (2003) B. 岡山サイト, B-3 アジアフラックスネットワークの確立による東アジア生態系の炭素固定量把握に関する研究 (1) 各種生態系における大気とのCO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, エネルギー交換量の解明に関する研究 (平成12-14年度). GERF終了研究成果報告書, 環境省地球環境局, pp.72-83.
- 大家理哉・山本章吾・久山弘巳 (2007) 不耕起栽培継続田への家畜糞堆肥連用が冬作期間中の無機態リン酸溶脱に及ぼす影響. 土肥誌, 78: 237-243.
- Rasmussen R.A. and M.A.K. Khalil (1981) Increase in the concentration of atmospheric methane. *Atmos. Environ.*, 15:883-886.
- 三枝正彦・花木真由美・伊藤豊彰 (1999) 不耕起湿田土壌における稲わらの分解過程と水稲による稲わら窒素の吸収利用. 土肥誌, 70: 157-163.
- Saito M., A. Miyata, H. Nagai, T. Yamada (2005) Seasonal variation of carbon dioxide exchange in rice paddy field in Japan. *Agr. Forest Meteorol.*, 135: 93-109.
- 坂本定禱・甲田斉 (1997) 水稲の不耕起乾田直播栽培に対する大規模稲作農家の評価. 岡山農試研報, 15: 45-56.
- Sass R.L., F.M. Fisher, P.A. Harcombe and F.T. Turner (1991) Mitigation of methane emission from rice fields: effect of incorporated rice straw. *Global Biogeochem. Cycles*, 5: 275-288.
- Sass R.L. and F.M. Fisher (1994) CH<sub>4</sub> emission from paddy fields in the United States gulf coast area; in CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O; Global Emissions and Controls from Rice Fields and Other Agricultural and Industrial Sources (K. Minami, A. Moiser and R. Sass eds). Yokendo, Tokyo, pp.65-77.
- 佐藤照男 (1992) 不耕起栽培による低湿重粘土水田の土地改良と汎用性の展望. 農土誌, 60: 723-728.
- 佐藤照男 (1993) 不耕起栽培で水田農業の技術革新を! . 農土誌, 61: 353-355.
- 佐藤照男 (1995) 干拓地土壌における間隙構造の発達と物理性の完全に関する研究. 秋田県立大学短期大学研究報告, 21: 1-69.
- 澤本卓治・波多野隆介 (2000) 北海道の土壌構造が発達した灰色低地土タマネギ畑からのN<sub>2</sub>Oフラックス. 土肥誌, 71: 659-665.
- Schütz H., W. Seiler and R. Conrad (1989) Process involved in formation and emission of methane in rice paddies. *Biogeochemistry*, 7: 33-53.
- Seiler W., A. Holzapfel-Pschorn, R. Conrad and D. Scharffe (1984) Methane emission from rice paddies. *J. Atmos. Chem.*, 1: 241-268.
- 篠田正彦・八槇敦・安西徹郎 (1999) 水田から発生するメタンの現況とその抑制対策. 千葉農試研報, 40: 55-64.
- 塩田悠加里・長谷川徹・沖村逸夫 (1985) たい肥連用水田土壌の無機態窒素, 水溶性有機炭素, 酸化還元電位, pH等の推移. 愛知農総試研報, 17: 106-114.
- 植物栄養土壌肥料大辞典編集委員会編 (1976) 植物栄養土壌肥料大辞典. 養賢堂, 東京, pp.511.
- Smith C.T., M. Brandon and W.H. Patrick Jr. (1982) Nitrous oxide emission following urea-N fertilization of wetland rice. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 28: 161-171.
- Takai Y. (1970) The mechanism of methane fermentation in flooded paddy soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 16: 238-244.
- Takai Y., H. Wada, H. Kagawa and K. Kobo (1974) Microbial mechanism of effects of water percolation on Eh, Iron and nitrogen transformation in the submerged paddy soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 20: 33-45.
- 高井康雄・加村崇雄 (1961) 水田の微生物の動態. 科学, 31: 618-624.
- 武久邦彦・柴原藤善・小松茂雄 (1999) 滋賀県における農耕地土壌の実態と変化 (第1報) 最近の5年間の土壌理化学性の実態. 滋賀県農試研報, 40: 39-53.
- 鳥山和伸・石田博 (1987) 土壌溶液モニター法による水田土壌中のNH<sub>4</sub>-N消失時期の把握. 土肥誌, 58: 747-749.
- Tsuruta H., K. Kanda and T. Hirose (1997) Nitrous oxide emission from a rice paddy field in Japan. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49: 51-58.
- 鶴田治雄 (1994) 二酸化炭素, 土壌圏と大気圏 (陽捷行 編). 朝倉書店, 東京, pp.30-54.
- 鶴田治雄・神田健一・八木一行 (1994) 水田と大気との間のガス交換過程に関する年間調査. 農業環境技術研究所 資源・生態管理科研究集録, 10: 43-56.
- 鶴田治雄 (1997) 日本の水田からのメタンと畑地からの亜酸化窒素の発生量 - 3年間1992 ~ 1994年) の全

- 国調査結果の概要－. 農業環境技術研究所資源・生態管理科研究集録, 13: 101-130.
- 鶴田治雄 (1998) 亜酸化窒素と土壌. 農業及び園芸, 73: 267-272.
- 鶴田治雄 (1999) 我が国の農耕地におけるメタンと亜酸化窒素の発生の実態. 圃場と土壌, 31: 31-38.
- 鶴田治雄・尾崎保夫 (2000) 水田における温室効果ガス及び水質に関するライフサイクルアセスメント. 農林水産省農業環境技術研究所編農業におけるライフサイクルアセスメント. 養賢堂, 東京, pp.72-83.
- Tyler S.C., R.S. Bilek, R.L. Sass and F.M. Fisher (1997) Methane oxidation and pathways of production in a Texas paddy field deduced from measurements of flux  $\delta^{13}C$  and  $\delta D$  of  $CH_4$ . *Global Biogeochem. Cycles*, 11: 323-348.
- 上村幸正 (1974) 水稻の連年乾田直播における収量低下の原因とその対策. 農業及び園芸, 49: 29-34.
- 上村幸正 (1980) 水稻乾田直播栽培の連続による収量低下に関する栽培学的研究. 農事試験場研報, 31: 87-135.
- 魚木陽子・野田滋 (2001) 水管理による強グライ土壌水田からのメタン発生抑制技術. 土肥誌, 72: 449-452.
- 牛木純・石井俊雄・石川隆二 (2005) 岡山県に発生した日本型及びインド型雑草イネの生理・形態の形質と分布の特徴. 育種学研究, 7: 179-187.
- Wang W.C., Y.L. Yung, A.A. Lacis, T. Mo and J.E. Hansen (1976) Greenhouse effects due to man-made perturbations of trace gases. *Science*, 194: 685- 689.
- Watanabe A., K. Katoh and M. Kimura (1993a) Effect of Rice Straw Application on  $CH_4$  Emission from Paddy Fields: I Effect of Weathering of Rice Straw in the field during Off-Crop Season. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 39: 701-706.
- Watanabe A., K. Katoh and M. Kimura (1993b) Effect of Rice Straw Application on  $CH_4$  Emission from Paddy Fields: II Contribution of Organic Constituents in Rice Straw. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 39: 707-712.
- Watanabe, A., Y. Satoh and M. Kimura (1995) Estimation of the increase in  $CH_4$  emission from paddy soils by rice straw application. *Plant Soil*, 173: 225-231.
- Watanabe A., M. Yoshida and M. Kimura (1998) Contribution of rice straw carbon to  $CH_4$  emission from rice paddies using  $^{13}C$ -enriched rice straw. *J. Geophys. Res.*, 103: 8237-8242.
- Watanabe A., T. Takeda and M. Kimura (1999) Evaluation of origins of  $CH_4$  carbon emitted from rice paddies. *J. Geophys. Res.*, 104: 23623-23629.
- 渡辺武・石川隆之・陽捷行 (1999) 肥効調節型肥料および硝酸化成抑制剤入り肥料による亜酸化窒素の発生抑制効果. 土肥誌, 70: 747-753.
- Watson R.T., H. Rodhe, H. Oeschger and U. Siegenthaler (1990) Greenhouse gases and aerosols ; in *Climate change, The IPCC Scientific Assessment* ( J.T. Houghton, G.J.Jenkins and J.J.Ephraums eds) . Cambridge Univ. Press, Cambridge, p p.1-40.
- Yagi K. and K. Minami (1990) Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 36: 599-610.
- Yagi K., H. Turuta, 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.
- Yagi K., H. Tsuruta and K. Minami (1997) Possible options for mitigating methane emission from rice cultivation. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 49: 213-220.
- Yagi K. (1997) Methane emission from paddy fields.: The balance between food production and global environment. *Tropics* , 6: 227-246.
- 八木一行・鶴田治雄・陽捷行 (1990)  $CH_4$ - $N_2O$ フラックス測定マニュアル. 農業環境技術研究所資料・生態管理科研究集録, 6: 105-112.
- 八木一行 (1994) メタン, 土壌圏と大気圏 (陽捷行 編). 朝倉書店, 東京, pp56-84.
- 八木一行・鶴田治雄 (1995) 水田からのメタン発生とその支配要因. 農環研資源・生態管理科研究集録, 11: 59-68.
- 山本晃郎・坂本定禧・富久保男 (2000) 岡山県における水稻乾田直播栽培の減少継続要因と不耕起乾田直播栽培の位置づけ. 岡山県農試研報, 18: 41-49.
- 山本章吾・久山弘巳 (1999) 水稻の不耕起乾田直播栽培を耕起移植栽培に転換する時の施肥法. 近畿中国地域における新技術, 34: 65-67.
- 山本章吾・久山弘巳・柳井雅美 (2001) 不耕起乾田直播栽培を継続した水田における土壌肥沃度及び水稻の窒素吸収量. 岡山県農試研報, 19: 13-1
- Yamane I. and K. Sato (1963) Decomposition of Plant Constituents and Gas Formation in Flooded Soil. *Soil Sci. Plant. Nutr.*, 9: 28-31.
- 山根一郎 (1961) ガス分析法ならびに水田土壌におけ

- るガス成分の消長に関する研究. 東北大農研しゅう法, 12: 261-367.
- Yao H., K. Yagi and I. Nouchi(2000) Importance of physical plant properties on methane transport through several rice cultivars. *Plant Soil*, 222: 83-93.
- 吉羽雅昭・和久井洋助・麻生昇平・武長宏（1996）不耕起栽培水田からのメタン放出に関する研究. 土肥要旨集, 42: 223.
- 楊宗興・陽捷行（1991）土壤生態系のガス代謝と地球環境 3, 土壤からの亜酸化窒素発生. 土肥誌, 62: 654-661.
- 兪益東・木村真人・和田秀徳・高井康雄（1990）稲わら表面施用に伴う土壤からの無機・有機成分の放出と生物的窒素固定活性. 土肥誌, 61: 579-585.
- Zou J., Y. Huang, J. Jiang, X. Zheng and R.L. Sass(2005) A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. *Global Biogeochem. Cycles*, 19: GB2021.

Determination of Emissions of Greenhouse-effect Gases and the  
Development of Approaches to Reduce these Emissions  
during No-tillage Direct-seeding Rice Cultivation

Eiji Ishibashi

**Summary**

Global temperature increases during the past 50 years are believed to have resulted from anthropogenic emissions of greenhouse-effect gases (GHGs). The primary gases emitted from farmlands are carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), methane (CH<sub>4</sub>), and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O). To prevent global warming, it is necessary to accurately determine the emissions from farmlands and to develop approaches capable of reducing these emissions. For paddy fields, many studies have measured the emission of these gases during the cultivation period, but few have studied all three gases simultaneously over the course of a year or more. Moreover, no study has evaluated farmland as a whole based on the net effect of carbon sequestration by soils and net emissions of these gases. Although no-tillage cultivation can maintain soil fertility and save the energy of farmers and fossil fuel used by tillage machine, very few studies have been made on the GHGs emission from no-tillage rice cultivation. In this paper, we investigated the emissions of the greenhouse-effect gases and the carbon sequestration by the soil in several rice paddy fields in Okayama, Japan, under three different cultivation methods: no-tillage direct-seeding cultivation (ND), conventional-tillage transplanting cultivation (TT), and tillage plus direct-seeding cultivation (TD) as a supplemental cultivation. On the basis of the results, we propose the most efficient combination of cultivation methods to reduce the emission of the GHGs.

**1. The influence of no-tillage direct-seeding cultivation on CH<sub>4</sub> emissions**

Field studies were carried out in paddy fields with a low percolation rate of standing water in the Sanyoh (Akaiwa City) and Suimon (Okayama City) regions, and in a paddy field with a high percolation rate of standing water in the Akasaka (Akaiwa City) region. Regardless of low or high percolation rates, CH<sub>4</sub> emission from the ND treatment was less than half the values in the TT treatment over a 5-year period. On the other hand, continuous application of rice straw led to the accumulation of organic matter at the surface soil of the paddy field, decreasing the soil's redox potential in the ND treatment to the same level as in the TT treatment. The accumulation of organic matter and the decreased redox potential stimulated CH<sub>4</sub> production in the surface soil. However, CH<sub>4</sub> emissions in a field managed using the ND treatment for 8 years became comparable to or a little

bit higher than those in the TT treatment, suggesting that despite the early benefits of the ND treatment, these benefits may not last in the long term.

## **2. The influence of no-tillage direct-seeding cultivation on N<sub>2</sub>O emissions**

Field studies were carried out in each field in the ND, TD, and TT treatments in Sanyoh region. In the ND treatment, peaks in the N<sub>2</sub>O flux were observed mainly in May and early June, between the basal dressing of nitrogen fertilizer and flooding, as a result of nitrification and/or denitrification of the applied nitrogen. Higher peaks in the N<sub>2</sub>O flux also observed from November to February in the fallow season, occurred in the period of heavy rainfall following dry conditions caused by low precipitation, because the soils quickly became anaerobic from aerobic conditions, under which the nitrate concentration increased greatly in the soil solution of the plowed layer. The increased N<sub>2</sub>O emission appears to have resulted from the accumulation of organic matter and the development of aggregation soil structure unique in the ND treatment. The annual emission rate of N<sub>2</sub>O-N to the annual application of fertilized N was 1.7% to 6.3% in the ND treatment and 0.4% to 0.5% in the TT treatment, respectively. The emission rate in the ND treatment was clearly more than that in the TT treatment.

## **3. Carbon sequestration in the surface soil under the no-tillage direct-seeding cultivation**

The thickness of the organic matter layer that formed in the topsoil increased as the ND treatment continued. The accumulation rate of the organic matter was 316 gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>, which was equal to 28% of the annual addition of rice straw on the surface of the paddy fields (i.e., without incorporation of the straw into the soil by tilling).

## **4. The influence of cultivation method on CO<sub>2</sub> emissions**

In general, during the rice-growing season, net absorption of CO<sub>2</sub> occurs as a result of photosynthesis, despite the emissions of CO<sub>2</sub> from rice and soil respiration. However, during the fallow season, net emission of CO<sub>2</sub> occurs from the field, because more CO<sub>2</sub> emitted from the ND treatment through a partial decomposition of the accumulated organic matter. In the TT treatment with a rice straw application, the carbon-neutral principle suggests that carbon emissions from soil respiration during the fallow season do not contribute to global warming. This is because the CO<sub>2</sub> absorbed by rice plants through photosynthesis equals to the amount of carbon as harvests taken outside the fields and of carbon remained in the fields, and those carbons are converted to CO<sub>2</sub> soon or late. Therefore, the difference between the amount of CO<sub>2</sub> emission in the ND treatment and that in the TT treatment was 48 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> during the fallow season, while 316 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> of organic matter accumulated the surface soil of the ND treatment. Consequently, 268 (= 316 - 48) gCO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> was sequestered in the ND treatment.

## **5. Average annual emission of greenhouse-effect gases on a CO<sub>2</sub>-equivalent basis**

The mean annual emission ratios for CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O to the sum of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emission, which was converted to a CO<sub>2</sub>-equivalent value by using a global warming potential (CO<sub>2</sub>:CH<sub>4</sub>:N<sub>2</sub>O = 1:23:296), were 91% and 9% in the ND treatment, respectively, versus respective values of 98% and 2% in the TT treatment. Hence, in the year when the ND treatment continued for 7-9 years, the total CO<sub>2</sub>-equivalent GHGs emission (the sum of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and CO<sub>2</sub>) was 730 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> in ND treatment and 919 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> in TT treatment. That is, the total GHGs emission in the ND treatment was 20% lower than in the TT treatment, mainly because of carbon sequestration by soils in the ND treatment.

## **6. Influence of the conversion to conventional transplanting cultivation or tillage with direct-seeding cultivation from no-tillage direct-seeding cultivation**

The conversion to the TD or TT treatments from the ND treatment, followed by continuation of the latter treatments for more than 5 years, and incorporation of the surface organic matter into the plow layer, did not increase CH<sub>4</sub> or N<sub>2</sub>O emissions during the following 2 years. Since the C/N ratio of the accumulated organic matter was 15 to 17, it was reasonable that the CH<sub>4</sub> or N<sub>2</sub>O emission did not increase by the incorporation of the organic matter according the well-known fact that the application of matured organic matter to rice paddy fields does not increase the CH<sub>4</sub> emission in the following rice growing

season. .

## **7. Conclusions**

Since the dominant greenhouse-effect gas emitted from paddy fields is methane, the mitigation of methane emissions among the three GHGs from paddy fields is an effective way to mitigate global warming in farmlands. Because methane emissions from the ND treatment were less than 50% of those in the TT treatment over an early 5-year period, the resulting mitigation rate for the total GHGs emission could increase up to 77%, when carbon sequestration was considered. Even when the ND treatment continued for 7 years or more, the total GHGs emission from the ND treatment still remained 20% less than in the TT treatment due to the carbon sequestration in the accumulated organic matter layer. Thus, a cultivation system that the 5-year continuation of the ND treatment followed by the 1-year TT treatment would be a potentially feasible and effective mitigation option for the total GHGs emission