

茨城県の黒ボク土ナシ園における堆肥施用および施肥改善が 地下水・土壌・大気環境に及ぼす影響

藤田 裕¹⁾

(茨城県農業総合センター園芸研究所)

Effects of Successive Application of Swine Manure Compost and Fertilizer on Groundwater, Soil, and Air Environment in the Japanese Pear Production System in Ibaraki Prefecture.

Yutaka FUJITA¹

要約

ナシ園の施肥および堆肥施用が環境に及ぼす影響について、窒素と炭素の動態を中心に、地下水・土壌・大気に及ぼす影響の解析を行った。

ナシ園の施肥や土壌および地下水水質の実態を調査した結果、調査地域の窒素・リン酸・加里の施肥量は本県の施肥基準と比較して過剰であり、また、堆肥を慣行的に施用している実態が明らかになった。そこで、本県施肥基準量を化学肥料で施用した化学肥料区と県施肥基準量に堆肥を上乗せ施用した慣行区、さらに化学肥料の一部を堆肥で代替した代替区を設け、それぞれの施肥処理が黒ボク土ナシ園における窒素・炭素動態に及ぼす影響について調査した。その結果、収量、生育、果実品質は施肥処理に関わらず同水準であった。硝酸態窒素の溶脱量は慣行区、化学肥料区、代替区の順で少なく、代替区は地下水への窒素負荷低減に有効であった。土壌炭素の維持・蓄積について、代替区の堆肥施用は年間 1.3 Mg ha^{-1} 程度の炭素施用量にあたり、試験期間において代替区は当初の土壌炭素レベルを維持できた。また、ナシ園のナシ樹体バイオマスは、年間に 1.39 Mg ha^{-1} の炭素が増加し、森林と同レベルの炭素貯留効果が見込めることを明らかにした。ナシ園からの一酸化二窒素発生量について、10年程度の豚糞堆肥連用条件では代替区の発生量は化学肥料区と同等であったことから、代替区は一酸化二窒素発生量を増加させることなく有機物を施用する方法として有効であると考えられる。

慣行区および代替区、化学肥料区の土壌管理が地下水および大気環境に及ぼす影響を総合的に評価すると、硝酸態窒素溶脱量は慣行区 > 化学肥料区 \geq 代替区であり、樹体炭素の蓄積量と土壌炭素の変化量および一酸化二窒素発生量の合計で求めた温室効果ガス排出量は化学肥料区 \geq 慣行区 > 代替区であった。このように、堆肥中の窒素の肥効を考慮した新規施肥法である代替区は、地下水や土壌および大気環境への負荷を共に低減できると考えられる。

キーワード：ニホンナシ、堆肥、黒ボク土、施肥改善、環境負荷軽減

本稿は、東京農業大学大学院農学研究科審査学位論文（2016年2月）に一部追加修正したものである。

1) 現所属：茨城県農業総合センター 専門技術指導員室

1 Address: Horticultural Research Institute, Ibaraki Agricultural Center
3165-1, Ago, Kasama, Ibaraki 319-0292, Japan

1 はじめに

茨城県は、販売農家戸数や農業就業人口が全国で最も多く、わが国の農業において重要な地位を占めている。また、本県の農業産出額は4,356億円(2013)と北海道に次いで多い。その内訳は、園芸(イモ類、野菜、果実、花き:2,244億円)が52%、畜産が26%、米が20%である。園芸部門のうち、果実の産出額は134億円であり、主な品目はニホンナシ(学名 *Pyrus pyrifolia Nakai*) (以下、ナシ、73億円)である。本県の農耕地面積174,000haのうち、水田の面積は99,500ha、畑の面積は74,000haである。樹園地を含む畑の82%は、標高15~50mの台地に分布し、黒ボク土壌群で占められている。一方、本県の畜産の産出額は全国5位であり、畜種別では鶏:454億円(第4位)、豚:375億円(第4位)、生乳:156億円(第8位)、肉用牛:129億円(第11位)であり、それぞれの畜種において全国の中で上位に位置している。このように、各畜種の飼養頭羽数が多いことからそれに伴う家畜糞の発生量も多く、家畜糞堆肥(以下、堆肥)の生産量も多い。この堆肥は、廃棄物の適正処理と資源の有効利用との両面において、生産の盛んな園芸部門で積極的に利用せざるを得ない状況にある。

ナシは窒素施肥量が多い(Hiraoka・Umemiya, 2000)ことが知られている。その背景は、高樹齢による生産量低下を補ったり大玉生産と多収を期待したりしてのこととされている(梅宮, 2004)。過剰な窒素施肥は、肥料の無駄遣いとしてナシ栽培経営において損失であるとともに、硝酸態窒素の溶脱増加を引き起こし地下水などの環境に影響を与える恐れがある。地下水の硝酸性窒素・亜硝酸性窒素は、1999年2月に「地下水の水質汚濁に係る環境基準(10mg L⁻¹以下)」に格上げされ、本県においても畑作台地の浅層地下水中の硝酸性窒素濃度は果樹地帯(ナシ)で高い(松本ら, 1994)ことが指摘されている。また、農水省が定めた「地力増進基本指針」に基づき、堆肥等の有機物施用が土づくりのために推奨され、これまでナシ農家の多くで利用されてきた。しかし、堆肥中の肥料成分は施肥設計に考慮されていない場合が多い。

農地は面として拡がりをもっているため、肥培管理に由来する環境負荷の汚染源を特定することは難しい。しかし、環境と調和した農業を推進するためには、農業サイドから自発的な環境負荷削減対策を講じる必要がある。具体的には、作物の養分吸収量に応じた効率的な施肥法や有機物由来の肥料成分を考慮した施肥法など、環境保全のための適切な土壌管理方法の開発が望まれている。

そこで本研究では、ナシ園の施肥および堆肥施用が地下水・土壌・大気環境に及ぼす影響について主に窒素と炭素の動態から総合的に評価し、作物生産と環境に配慮した肥培管理法の確立を試みた。

2 ナシ園における施肥管理および土壌、地下水水質の実態解析

2.1 目的

ナシ園の施肥や堆肥施用が土壌や地下水中の窒素負荷にどのような影響を及ぼすかについては、知見が極めて少なく、基礎的な情報の蓄積が必要である。そこで、県内のナシ園の施肥、土壌および地下水の実態調査を行い、施肥が収量や土壌および地下水に及ぼす影響を明らかにする。

2.2 材料および方法

2.2.1 調査地域の概要

調査は、東茨城台地で主に表層腐植質黒ボク土のナシ園が分布する地域を対象にした。調査地域の地形は、西側に標高300m程度の山があり、その山麓および山麓から続く台地に農村集落がある。この地域の中央部には扇状地が発達して水田として広がっており、西側から東側に水の流れがある。中央部と比較して北側と南側の標高はやや高く、この部分にナシを含む果樹園が団地化して分布している。この地域を網羅するように調査ナシ園を22か所選定した(図1)。

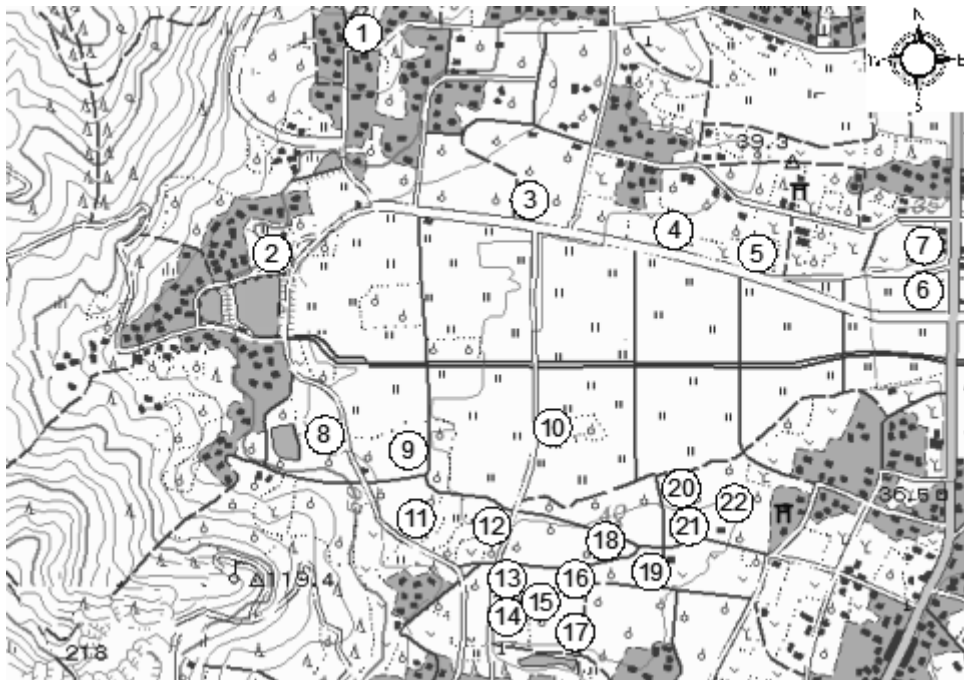


図1 調査地域の地形と調査ナシ園の分布

注：○は調査ナシ園の位置を示し，数値は調査園番号を示す。

2. 2. 2 アンケート調査

ナシ園の肥培管理の実態を把握するため，調査ナシ園の生産者（13名）を対象に施肥に関するアンケート調査を2001年10月～12月に実施した。アンケート調査の内容は，調査ナシ園の平年の収量（品種‘幸水’），樹齢，地表面管理，施肥位置，肥料の種類，施肥量，施肥時期，堆肥の入手先，堆肥の種類，堆肥施用量，堆肥施用時期とし，個別に聞き取りした。

また，施用堆肥の肥料成分量は下記の数値（伊達・塩崎，1997）（茨城県農林水産部農業技術課，1997）を基に推定値を算出した。

鶏糞堆肥（N：P₂O₅：K₂O=1.4：3.2：1.6，現物%），豚糞堆肥（N：P₂O₅：K₂O=2.1：4.9：1.3，現物%），牛糞堆肥（N：P₂O₅：K₂O=1.3：2.3：0.8，現物%），生鶏糞（N：P₂O₅：K₂O=1.7：1.6：1.9，現物%）

2. 2. 3 土壌断面調査

土壌断面調査は，2002年1月17日に，地域の代表的なナシ園1か所で実施した。圃場内に深さ1.5mの試坑を掘り，層別に土色，土性，ジピリジル反応，斑鉄の様子について調査した。深さ1.5m以下の土壌はハンドオーガー（直径7cm，D社）を用いて深さ3mまでを採取し，採取土壌を同様に調査した。

2. 2. 4 土壌および地下水の採取と分析

土壌と地下水の採取は2001年10月15日～25日に行った。

土壌は，圃場の対角線上3点において深さ20cm毎に採取し，うち2点については深さ40cmまでとし，残りの1点についてはハンドオーガーを用いて深さ1mまでを採取した。採取した土壌は，以下の方法により各項目を分析した。pH（KCl）：ガラス電極法，EC：1:5水浸出法，可給態リン酸：トルオーグ法，交換性石灰・苦土・加里：原子吸光光度法，水溶性塩素イオン・硫酸イオン・亜硝酸イオン・硝酸イオン：イオンクロマト法とした。

地下水は，ハンドオーガーを用いて土壌採取した穴をさらに深さ2mまでボーリングし，浸出した不圧地下水を採取した。採取した地下水は，以下の方法により各項目を分析した。pH：ガラス電極法，カルシ

ウムイオン・マグネシウムイオン・カリウムイオン：原子吸光光度法，塩素イオン・硫酸イオン・亜硝酸イオン・硝酸イオン；イオンクロマト法，炭酸水素イオン：酸消費量（pH4.8）換算値とした。なお，地下水は，22 圃場中 19 圃場において採取できた。

2. 3 結果および考察

2. 3. 1 アンケート調査

(1) 収量，樹齢，施肥位置，地表面管理

調査地域のナシの収量は平均で 23.2Mg ha^{-1} であった。収量が 22.0Mg ha^{-1} 以下の圃場は全体の 53% であり，調査した圃場のほとんどは県の基準収量 (30Mg ha^{-1}) を下回った。

栽植されているナシの樹齢については「25 年生以上」の圃場が全体の 80% であり，高樹齢化したナシ園がほとんどであった。ナシは高樹齢による生産量低下（梅宮，2004）が指摘されているが，調査ナシ園で検証した結果では樹齢と収量の間には有意な相関関係は認められず，この地域においては高樹齢化による収量低下の傾向は認められなかった。

肥料の散布について，すべての生産者で「表面施肥」であり，施肥位置は「圃場全面に散布する」が全体の 64% であった。なお，株元などへの「局所施肥」は，施肥量が少ない場合に実施する傾向があった。

栽培期間を通じて土壌表面をどのような状態に保つかについては，「草生」を維持するが全体の 87% であり，これが主流の管理であった。草生の内容は，特定の牧草等ではなく，いわゆる雑草草生であった。

(2) 施肥時期

本県の果樹栽培基準（茨城県農業総合センター，2003）における施肥時期は，基肥が 11 月から翌年 2 月まで，1 回目の追肥が 5 月上旬，2 回目の追肥が 6 月上旬である。調査ナシ園の基肥施肥時期は，「11 月」が 66% であり，すべての圃場で 12 月までに施用されていた。追肥時期は，1 回目を「3 月に施用」が 53% であった。2 回目は「5 月に施用」が 53% であった。追肥は 3 回目まで行う圃場が 60% であり，4 回目の追肥をする圃場はほとんど認められなかった。

(3) 窒素・リン酸・加里の施肥量の実態

調査地域における各肥料成分の施肥量毎の生産者割合を図 2 に示す。窒素の施肥量は「 $460\sim 500\text{kg ha}^{-1}$ 」が 27% と最も多く，施肥量の平均値は 390kg ha^{-1} であった。リン酸の施肥量は「 $260\sim 300\text{kg ha}^{-1}$ 」が 33% と最も多く，施肥量の平均値は 390kg ha^{-1} であり，「 800kg ha^{-1} 以上」が 6.7% あった。加里の施肥量の平均値は 290kg ha^{-1} であった。

本県のナシ施肥基準は，品種「幸水」草生栽培の場合，窒素 300kg ha^{-1} ，リン酸 200kg ha^{-1} ，加里 200kg ha^{-1} である（茨城県農業総合センター，2003）。この施肥基準を上回った施肥量を施用した生産者の割合は窒素 73%，リン酸 100%，加里 80% であり，過剰な施肥を行っていることが明らかになった。

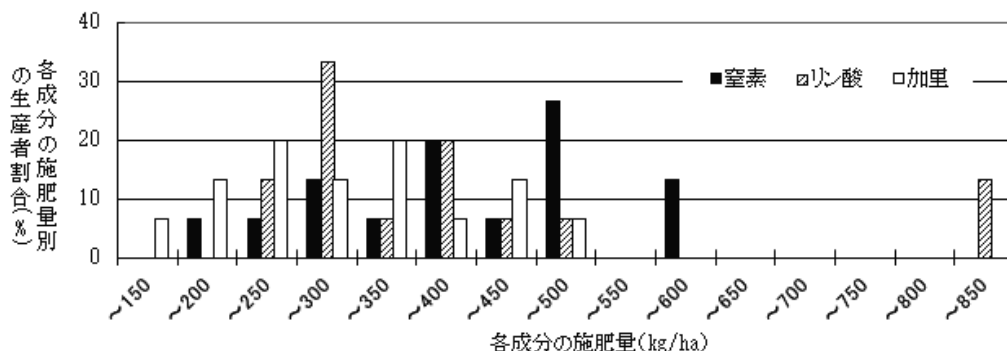


図 2 調査地域における各肥料成分の施肥量毎の生産者割合

(4) 堆肥の施用実態

堆肥の施用頻度は，「隔年」と「毎年施用」の合計が全体の 87% であった。このことから，堆肥を慣行

的に施用する実態が認められた。堆肥の入手方法は、「購入」が85%であり、「自家生産物」が15%であった。この「自家生産物」とは、畜産農家から家畜糞堆肥または家畜糞を入手し、ナシ生産者において副資材を混和するなどして堆積や堆肥化したものである。堆肥の種類は、「鶏糞堆肥」が69%、「豚糞堆肥」が23%であり、この2種類が大半を占めた。調査地域における各畜種堆肥の施用量毎の生産者割合を図3に示す。堆肥の施用量は、鶏糞堆肥では $8\text{Mg ha}^{-1}\sim 30\text{Mg ha}^{-1}$ の範囲であり、最頻値 10Mg ha^{-1} 、平均値 16.4Mg ha^{-1} であった。豚糞堆肥は 20Mg ha^{-1} 施用する生産者が3名あり、これは全体の23%であった。堆肥中肥料成分の施用量について生産者数割合を求めた結果、各成分の最頻値は、窒素「 $410\sim 450\text{kg ha}^{-1}$ 」、リン酸「 $910\sim 1000\text{kg ha}^{-1}$ 」、加里「 $260\sim 300\text{kg ha}^{-1}$ 」であり、それぞれ全体の40%であった。

本県の果樹栽培基準（茨城県農業総合センター，2003）では、地力維持のため堆肥又はその他の有機物を施用するとして推奨に留めており、堆肥施用量の具体的な数値を示していない。このため、堆肥や堆肥由来の肥料成分量の施用量の範囲にばらつきが大きく生産現場に混乱が生じていると考えられ、堆肥施用量の判断基準を明確にする必要がある。

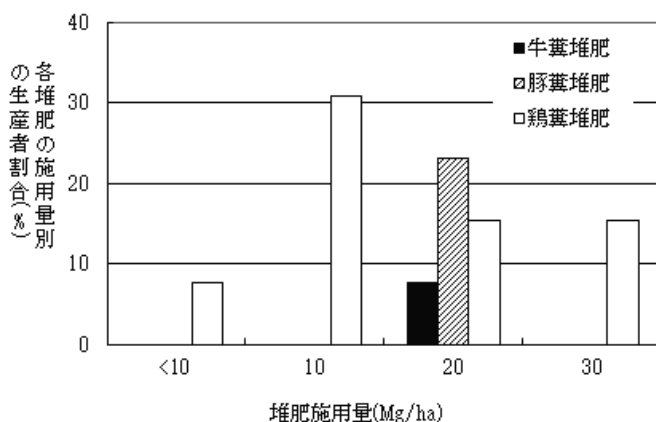


図3 調査地域における各畜種堆肥の施用量別の生産者割合

2. 3. 2 調査園の土壌断面

調査地域における代表的なナシ園の土壌断面について図4に示す。地表面から深さ30cmまでは腐植質の壤土であり、その下層（深さ30~120cm）は黄褐色の植壤土であった。深さ240cmから下層は重植土であり、この位置に斑鉄が認められたことから、この重植土が難透水層をなしていると推察される。すなわち、この地域の降雨は深さ240cm程度までは鉛直方向に移動し、その後難透水層の位置に達すると水平方向に移動すると考えられる。

2. 3. 3 土壌の化学性

土壌の化学性について、深さ別土層の各測定値とナシの主要根群域である深さ0~40cmの土壌の改善基準（茨城県農林水産部農業技術課，1997）との比較を表1に示す。

深さ0~40cmの土壌pHは5.3~5.4であり、改善基準値よりやや低い値であった。交換性石灰は $241\sim 354\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ 、交換性苦土は $32.5\sim 44.0\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ であり、各項目の平均値はともに改善基準値より低い値であった。可給態リン酸は $8.1\sim 42.4\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ 、交換性加里は $94.3\sim 103\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ であり、各項目の平均値はともに改善基準値より高い値であった。土壌中の可給態リン酸および交換性加里含量が高い値を示した要因は、施肥量または堆肥の施用量あるいはその両方の施用量が多いためと考えられる。また、苦土/加里（重量比）はほとんどの地点で0.5以下であり、改善基準値1~2を下回ってバランスが崩れていることから、潜在的な問題として苦土欠乏の可能性がある。

EC、硝酸態窒素、塩素イオン、硫酸イオンの各平均値は、下層ほど高い値を示す傾向が認められた。特に硝酸態窒素は、第1層（0~20cm）で $2.4\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ 、第2層（20~40cm）で $4.2\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ 、第3層（40~60cm）で $7.2\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ 、第4層（60~80cm）で $11.1\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ 、第5層（80~100cm）で $13.1\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ と下

層ほど高い値を示した。表層 0~40cm の硝酸態窒素含量が少なかった要因は、土壌を採取した 10 月中下旬は落葉前の生育期間でありこの層が主要根群域であることから、ナシ樹に吸収されたためと考えられる。土壌中に分布する肥料由来窒素の最大ピーク出現位置と積算降水量には高い相関関係が認められる(小川, 2000)。また、硝酸態窒素と同様に、肥料の副成分である塩素イオン、硫酸イオンも下層に溶脱する。これらのことから、硝酸態窒素が下層に多い要因は施肥した窒素が降雨によって溶脱した影響と考えられ、調査圃場ではナシ樹の吸収量を上回る窒素量を施用したと推察される。

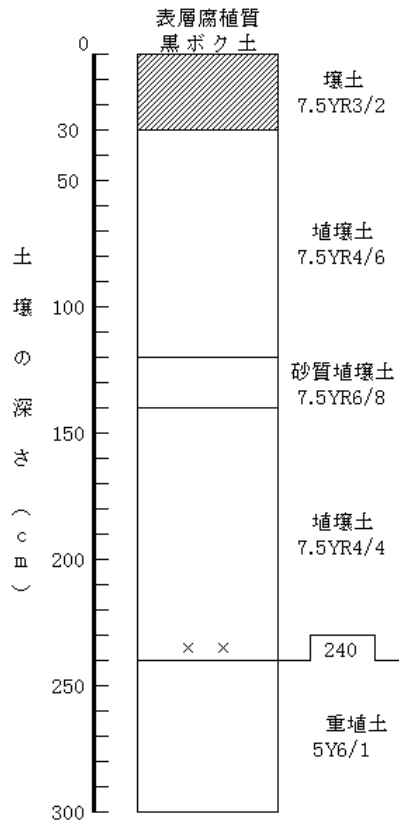


図4 調査ナシ園の土壤深さ別の土性および土色
注：英数字は土色（色彩，明度／彩度）を示す。

表1 調査地域における深さ別の土壌化学性

層 (深さcm)		pH (KCl)	EC dS m ⁻¹	NO ₂ -N	NO ₃ -N	可給態 P ₂ O ₅	交換性塩基			水溶性塩類	
							CaO	MgO	K ₂ O	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
							mg 100g ⁻¹				
第1層 0~20	平均値	5.4	0.20	0.2	2.4	42.4	354	44.0	102.7	2.4	24.9
	最大値	6.4	0.50	0.6	10.0	90.0	657	86.3	210.2	8.7	84.5
	最小値	4.3	0.08	0.0	0.3	10.1	125	12.4	30.0	0.5	1.3
第2層 (20~40)	平均値	5.3	0.25	0.3	4.2	8.1	241	32.5	94.3	2.2	35.0
	最大値	6.5	0.51	0.5	12.7	28.5	466	67.9	169.4	6.7	91.6
	最小値	4.5	0.10	0.0	0.4	2.3	107	12.8	33.9	0.4	13.7
第3層 (40~60)	平均値	5.7	0.31	0.5	7.2	4.1	259	37.8	99.9	4.1	36.3
	最大値	6.4	0.67	0.5	23.0	15.5	448	68.8	145.4	21.1	72.6
	最小値	4.7	0.09	0.5	0.4	2.0	94	17.7	41.1	0.5	12.3
第4層 (60~80)	平均値	5.9	0.38	0.2	11.1	3.3	256	41.0	93.2	6.3	35.9
	最大値	7.1	0.73	0.2	26.5	6.5	456	69.1	146.9	19.5	86.3
	最小値	4.5	0.11	0.2	1.2	1.6	78	16.8	28.7	0.5	16.6
第5層 (80~100)	平均値	6.1	0.42	0.8	13.1	3.9	243	44.3	85.5	7.6	37.0
	最大値	7.4	0.92	0.8	32.3	6.7	481	86.6	147.9	26.8	78.2
	最小値	4.2	0.12	0.8	1.5	2.2	75	17.9	20.4	0.7	17.0
主要根群域(0~40cm) の改善基準値		5.5~6.0	-	-	-	10	380~ 420	47~60	47~60	-	-

注:改良基準値の「-」は基準値がないことを示す。

2. 3. 4 地下水の化学性

ナシ園直下の不圧地下水の水質を表2に示す。pHは5.6~7.2で、農業用水水質基準値(6.0~7.5)よりやや低い値であった。亜硝酸イオンはすべての地点で検出されなかった。硝酸態窒素濃度は、20.7~256mg L⁻¹の範囲であり、19園すべてのサンプルにおいて環境基準である10mg L⁻¹を超過した値であった。炭酸水素イオンは3.0~123mg L⁻¹、塩素イオンは8.5~99.9mg L⁻¹、硫酸イオンは24.4~255mg L⁻¹の範囲であった。カルシウムイオンは35.7~277mg L⁻¹であった。マグネシウムイオンは12.4~60.8mg L⁻¹であった。カリウムイオンは0.1~153mg L⁻¹の範囲であり、調査地点によるばらつきが大きかった。ナトリウムイオンは2.4~27.3mg L⁻¹とほかのイオンと比較して低い値であった。

2. 3. 5 施肥窒素量および堆肥由来窒素量と収量との関係

調査地域ナシ園の収量は、施肥窒素量と堆肥由来窒素量が多いほど高い傾向が認められた。ナシの収量と施肥の関係は、これまでの知見として、施肥量の多少が収量に及ぼす影響は少ない(植田ら, 2001)、施肥量が多くなると収量が低下する傾向がある(石塚ら, 1969)などの報告があり、必ずしも一定の結論に至っていない。果樹は永年性であり樹体に養分を蓄積し利用することができるため、当年の肥料や堆肥由来の窒素供給の影響を正確に評価することは困難である。これらのことから、施肥や堆肥由来窒素量と収量の関係を明らかにするためには複数年の検討期間が必要と考えられる。

調査地域ナシ園において、施肥窒素量は平均390kg ha⁻¹であった。ナシ‘幸水’の地上部窒素吸収量は樹冠面積1ha当たり130kg(折本ら, 2003)と報告があり、施肥窒素量からナシ樹の窒素吸収量を差し引いた値(260kg ha⁻¹)は余剰分として主に地下に溶脱すると考えられる。また、堆肥は毎年または各年に施用されている事例が多いことから、堆肥由来窒素成分を考慮すると窒素の供給量はナシ樹の吸収量を大きく上回って余剰量はさらに増大すると推察される。他方で、鈴木ら(1996)は窒素施肥に対して収量と果実糖度は相反する傾向であると報告しており、施肥窒素の過多が果実糖度の低下に影響する可能性を示唆している。

これらのことから、ナシ栽培における施肥および堆肥由来窒素量は、地下水等の環境や収量および品質に対する影響を総合的に評価して、最適化する必要がある。

表2 調査地域におけるナシ園直下の不圧地下水の化学性

園No.	水位 (m)	pH	mg L ⁻¹							
			NO ₃ -N	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺
2	0.23	6.4	48.5	6.1	15.6	80.9	57.4	15.5	42.1	2.4
3	0.60	6.3	117.5	13.7	78.9	179.7	160.4	45.7	27.2	19.7
5	0.42	6.3	198.1	7.6	99.9	227.2	208.5	56.1	152.8	20.5
6	0.71	6.3	127.0	10.7	30.8	82.1	115.5	35.3	70.6	12.0
7	1.45	7.2	57.0	123.4	34.0	157.7	159.9	18.5	31.7	13.6
8	0.79	6.0	111.1	9.1	39.4	90.3	116.4	31.3	52.6	12.1
9	1.72	6.6	78.7	15.2	21.2	139.2	107.0	26.9	43.2	7.0
10	1.52	6.1	33.3	16.8	49.4	99.9	66.4	20.8	6.4	13.2
11	0.62	5.8	37.9	4.6	30.0	94.9	59.3	17.1	20.9	4.6
12	1.11	5.8	24.9	10.7	17.7	72.6	35.7	12.4	15.8	7.1
13	1.51	6.2	184.4	12.2	48.4	255.4	230.1	58.2	43.5	27.3
14	1.42	6.2	65.5	12.2	29.7	88.2	88.2	27.0	0.1	10.7
15	1.76	5.8	20.7	9.1	8.5	114.6	45.4	16.6	0.6	2.6
16	1.17	6.9	24.9	12.2	34.1	71.7	45.4	18.0	0.6	7.1
17	0.86	6.0	71.5	10.7	29.6	223.5	104.7	27.6	65.8	14.2
18	1.56	6.0	84.8	13.7	27.8	164.6	110.2	38.2	-	22.3
20	1.71	5.9	201.2	4.6	67.1	45.3	217.2	45.0	10.5	12.8
21	2.00	5.8	256.0	4.6	92.3	67.1	276.7	60.8	1.5	18.3
22	1.56	5.6	98.5	3.0	56.5	24.4	114.0	26.2	5.3	9.1
平均値	1.20	6.2	96.9	15.8	42.7	120.0	122.0	31.4	32.8	12.4
最大値	2.00	7.2	256.0	123.4	99.9	255.4	276.7	60.8	152.8	27.3
最小値	0.23	5.6	20.7	3.0	8.5	24.4	35.7	12.4	0.1	2.4
変動係数	42.17	6.2	69.2	162.4	58.7	52.7	55.6	47.4	111.5	53.3

注:「-」は検出限界以下を示す

2. 3. 6 地下水の硝酸態窒素濃度と深さ別土壌の硝酸態窒素含量との関係

調査地域のナシ園で採取した地下水の硝酸態窒素濃度と深さ別の土壌の硝酸態窒素含量について、両者の相関関係を検討した。その結果、地下水の硝酸態窒素濃度は深さ 0~100cm の範囲において下層の土壌ほど相関関係が高くなり、最も相関が高かったのは深さ 80~100cm の土層であった。地下水の硝酸態窒素濃度は、深さ 80~100cm の土壌の硝酸態窒素含量が高いほど上昇する傾向を示した(図5)。このことから、ナシ園下層の土壌中の硝酸態窒素は降雨により溶脱し、地下水の硝酸性窒素濃度に影響すると考えられる。

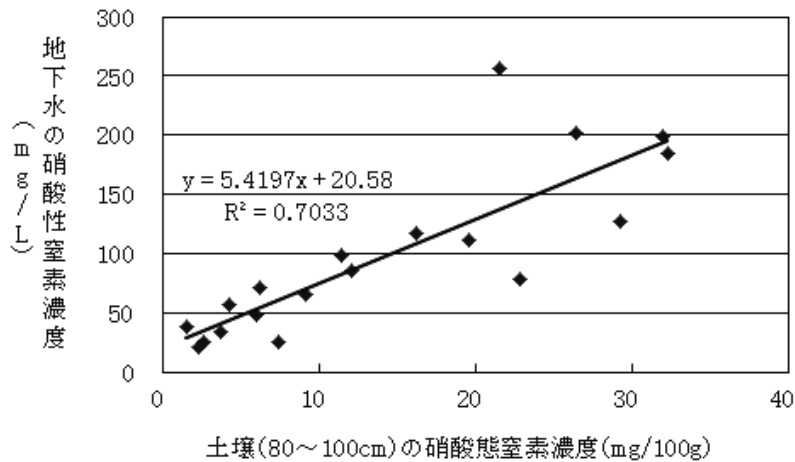


図5 調査ナシ園における地下水の硝酸態窒素濃度と土壌(深さ80~100cm)の硝酸態窒素濃度との関係

3 堆肥施用および施肥改善がナシ園のナシ生育と果実品質，ならびに窒素収支に及ぼす影響

3.1 施肥および堆肥連用がナシ園土壌における硝酸態窒素の溶脱に及ぼす影響

3.1.1 目的

本県のナシ園で慣行的な施肥方法である化学肥料と堆肥の併用が硝酸態窒素の溶脱に及ぼす影響について明らかにするため，黒ボク土を充填したナシ栽培ライシメーターを用いて窒素収支を精密に調査する。

3.1.2 材料および方法

(1) 試験場所の概要

本試験は茨城県農業総合センター園芸研究所（以下，茨城園研）内ライシメーター（コンクリート製，縦 2.25m，横 2.25m，深さ 2m）において，2004～2012 年の 9 年間実施した。試験規模は 1 区 5.1m² 反復とした。このライシメーターは 1994 年に造成され，その際に本県の主要土壌である腐植質普通黒ボク土を深さ 2m まで充填した。

(2) 堆肥施用および施肥

試験区の施肥窒素量および堆肥施用量を表 3 に示す。化学肥料区は本県の果樹栽培基準（茨城県農業総合センター，2003）に準じ，基準施肥量として年間 200kg ha⁻¹（基肥 100kg ha⁻¹，追肥 100kg ha⁻¹）の窒素を化学肥料で施用した。慣行区は，慣行法として茨城県内のナシ園の施肥実態（植田，2002）に基づき，化学肥料区の基準施肥量に加えて豚糞堆肥を 300kg ha⁻¹ yr⁻¹ 施用した。化学肥料は硫酸を用い，基肥（2 月）：追肥 1（5 月）：追肥 2（6 月）：追肥 3（9 月）に分施した。なお，リン酸および加里の施肥はそれぞれ重焼リン，ケイ酸加里を用いて，一律に各成分 160kg ha⁻¹ yr⁻¹ を基肥として施用した。肥料および堆肥は地表面に散布し，基肥・追肥ともに耕起は行わなかった。石灰，苦土等の土壌改良資材は，試験期間を通じて施用しなかった。

供試堆肥の化学性を表 4 に示す。堆肥は 6 ヶ月程度堆積した豚糞堆肥を用い，毎年 2 月に全窒素含量を基準に施用した。各年次の堆肥の窒素含有率は乾物 1kg 当たり 20.3～31.5g の範囲にあり，平均値は 25.8 g kg⁻¹ であった。

表3 試験区の窒素施肥量と堆肥施用量

試験区	資材の種類	時期別・年間の窒素施肥量(kg ha ⁻¹)				合計
		基肥	追肥1	追肥2	追肥3	
化学肥料区	化学肥料*1	100	30	30	40	200
	堆肥*2	0	0	0	0	0
慣行区	化学肥料	100	30	30	40	200
	堆肥	300	0	0	0	300

*1 化学肥料は硫酸を用いた

*2 堆肥は豚糞堆肥を用い，窒素施肥量は全窒素含量を基準とした

表4 供試堆肥の化学性

	pH	EC	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	T-N	T-C	C/N	水分
	(H ₂ O)	dS m ⁻¹	g kg ⁻¹							g kg ⁻¹
豚糞堆肥*	7.2 ±0.5	9.2 ±1.9	45.0 ±7.9	24.3 ±3.8	45.7 ±8.8	11.4 ±3.0	25.8 ±3.1	332 ±11	13.1 ±1.5	353 ±48

*1:2004～2012年に用いた堆肥，数値は平均値±標準偏差

水分は現物当たり，それ以外は乾物当たりの数値

(3) 供試作物および栽培管理

供試作物はナシ‘幸水’（2004年に樹齢7年生）を用いた。1995年3月にナシ‘豊水’をライシメーター1基当たりに1樹を定植し1999年まで栽培した。1999年11月に改植を行い，ナシ‘幸水’（樹齢2年生）を1基当たりに1樹を定植し，これを供試樹とした。地表面管理は雑草草生とし，雑草の生育の盛んな4～9月の期間に5回程度除草を行い，草丈を1～2cm程度に刈り込んだ。なお，刈った雑草は園外に持ち出さず，そのまま圃場に残した。また，落葉および剪定枝はすべて園外に持ち出した。

(4) 生育, 収量, 果実品質

生育調査は, 側枝長 (4~5 月), 新梢の本数・長さ (12 月) について実施した。側枝長はすべての側枝を測定した。新梢の本数・長さは, 枝長 10cm 以上のものを測定した。収量は, 8 月中旬から 9 月上旬に収穫した全果実について重量を測定した。一果重は収量を収穫果数で除して求めた。果実糖度は, 収穫前・中・後期にそれぞれ 1 樹当たり 10 果を採取して, 果汁を Brix 糖度計 (PR-101α, ATAGO) で測定した。

(5) 浸透水量および降水量の測定と蒸発散量の推定

ライシメーター下端から排出された浸透水は, そのすべてを 300L 容のタンクに受け, 量水計により約 2 週間毎に水量を計測した。降水量は, 茨城園研内に設置されている気象観測装置のデータを用いた。灌水は, 夏季において 2 週間程度の期間に降雨が認められなかった場合に 1 回当たり 30~40mm を適宜行い, 量水計により水量を測定した。

降水量および灌水量と浸透水量は, 1 月 1 日を基準とし四半期毎に集計して合計を年間値とした。蒸発散量は, 投入水量 (降水量と灌水量を合計) から浸透水量を差し引いて求めた。

(6) 浸透水の硝酸態窒素濃度と年間の硝酸態窒素溶脱量

ライシメーター下端から採取した浸透水の硝酸態窒素濃度は, イオンクロマトグラフ法 (土壤環境分析法編集委員会, 1997) で高速液体クロマトグラフ (L7470, H 社) により測定した。年間の硝酸態窒素溶脱量は, 浸透水採取毎に水量に硝酸態窒素濃度を乗じて求め年間で積算した。

3. 1. 3 結果および考察

(1) ナシの収量, 生育および果実品質

堆肥の併用が生育・収量・果実品質に及ぼす影響について 9 年間の平均値を表 5 に示す。慣行区において, 新梢本数 7.5 ± 1.4 本, 新梢の長さ 76.6 ± 9.6 cm, 収量 1.36 ± 0.13 kg, 一果重 432 ± 51 g, 果汁糖度 12.7 ± 0.5 であり, それぞれ化学肥料区と比較して有意な差は認められなかった。また慣行区の収量は, 標準偏差が 0.13 であり化学肥料区 0.12 とほとんど差がなく, 試験期間中に大きな変動は認められなかった。

表5 堆肥併用がナシの生育・収量・果実品質に及ぼす影響^{*1}

試験区	新梢の生育		収量 ^{*2} kg	一果重 g	果汁糖度 Brix
	本数 ^{*2}	長さ(cm)			
化学肥料区	7.9±1.2	73.1±5.1	1.28±0.12	410±53	13.0±0.5
慣行区	7.5±1.4	76.6±9.6	1.36±0.13	432±51	12.7±0.5
有意水準 ^{*3}	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

*1 数値は, 2004~2012年の平均値±標準偏差

*2 側枝1m当たり

*3 t検定における有意水準 n.s.は有意差がないことを示す

(2) 浸透水量と降水量および灌水量

ナシ栽培ライシメーターにおける年間の水収支を表 6 に示す。降水量の平均値は 1292mm yr^{-1} であり, 月別の変動は 4~10 月が比較的多く 11~3 月は比較的少ない傾向であった。降水量と灌水量を合計した投入水量の平均値は 1373mm yr^{-1} であった。

浸透水量は, $384 \sim 879 \text{mm yr}^{-1}$ の範囲であり, 投入水量の変動に応じて増減した。浸透水量は季節により異なり, 年間の浸透水量に占める各期間の割合の平均値は, 第 1 四半期 (1~3 月) 34.0%, 第 2 四半期 (4~6 月) 44.3%, 第 3 四半期 (7~9 月) 9.0%, 第 4 四半期 (10~12 月) 12.7% であった。本県の気象条件において, ナシ樹の葉は, 4 月下旬から展葉し 8 月に葉枚数が最大となり, その後減少し 11 月にすべて落葉する。また, ナシ園の季節別の 1 日当たりの蒸発散量は, 春季 (4~5 月) と秋季 (9~10 月) が平均で 2.0mm 程度, 夏季 (6~8 月) は 3.0mm 程度である。第 3 四半期の浸透水量が最も少ないことは, この時期のナシ樹の葉が多く蒸発散量が高いためと考えられる。2006 年と 2007 年および 2011 年の第 3 四半期, 2004 年と 2006 年と 2010 年および 2011 年の第 4 四半期は, この期間の浸透水量の割合が平均値と比較して高か

った。江口 (2006) は、黒ボク土畑圃場の水移動の主体は水平方向にバラつきが小さく鉛直一次元の Darcy 式で表すことができるマトリックス流であるが、大雨時は選択流 (土壌中の一部分を水が選択的に流れる現象) により水の移動速度が速まる可能性を示している。各年の 0.5mm day^{-1} 以上の降水があった日数は 104 ~ 137 日の範囲 (平均 116 日) であり、このうち 50mm day^{-1} 未満の日数は平均 113 日で雨天日のほとんどを占めたが、それを超える大雨の日も数日あった。第 3 四半期と第 4 四半期において浸透水量の割合が平均値より高かった各年は、 50mm day^{-1} 以上の日が平年より多く降雨強度が高まったことにより、浸透水量が増加したと考えられる。

投入水量から浸透水量を差し引いて求めた蒸発散量は、平均値 761mm であり、投入水量や浸透水量と比較して年変動は小さかった。投入水量に対する浸透水量の割合を示した排水率は平均 44.1% であり、神野 (2000) が黒ボク土充填のナシ栽培ライシメーターで 5 年間試験した際の排水率 52.8% と比較してやや低い値であった。これは、本試験で用いたナシ樹の樹齢が 7 年生 ~ 14 年生であり、神野 (2000) が用いたナシ樹の樹齢 3 年生 ~ 7 年生と比較して樹体が大きく蒸発散量が多いためと考えられる。

表6 ナシ栽培ライシメーターにおける年間の水収支

年	降水量 (A)	灌水量 (B)	投入水量 (A+B) mm yr ⁻¹	浸透水量	蒸発散量*1	排水率*2 %	年間浸透水量に対する四半期毎浸透水量の割合 (%)			
							第1四半期	第2四半期	第3四半期	第4四半期
2004	1285	0	1285	592	693	46.1	31.0	40.9	2.6	25.5
2005	1093	0	1093	384	709	35.1	81.1	14.9	2.8	1.2
2006	1417	0	1417	770	647	54.3	14.0	25.7	28.2	32.1
2007	1191	0	1191	450	741	37.8	35.2	47.5	16.8	0.6
2008	1079	0	1079	493	585	45.7	26.1	67.0	5.5	1.4
2009	1358	0	1358	604	754	44.5	37.9	52.9	1.3	7.9
2010	1524	245	1769	879	889	49.7	25.9	42.5	4.7	26.9
2011	1392	167	1559	658	901	42.2	26.0	40.0	17.0	17.0
2012	1293	313	1606	672	933	41.9	29.0	67.6	2.0	1.5
平均	1292	81	1373	611	761	44.1	34.0	44.3	9.0	12.7

*1蒸発散量:投入水量 - 浸透水量

*2排水率:浸透水量 / 投入水量 × 100

(3) 浸透水の硝酸態窒素濃度と年間の硝酸態窒素溶脱量

ナシ栽培ライシメーターにおける浸透水の硝酸態窒素濃度の推移を図 6 に示す。化学肥料区の硝酸態窒素濃度は調査期間を通じて $0.01\sim 3.85\text{mg L}^{-1}$ 程度の範囲でほぼ横ばいに推移し、平均値は 0.56mg L^{-1} であった。一方、慣行区は、化学肥料区と比較して 2007 年 12 月までは概ね同様に推移したが、2008 年 1 月以降は $0.76\sim 45.2\text{mg L}^{-1}$ の範囲で高く推移し増加傾向を示した。すなわち、慣行区の浸透水は、硝酸態窒素濃度が高まるまでに約 4 年を要したことになる。これは慣行区に施用した窒素肥料や豚糞堆肥中の窒素が無機化や有機化などの形態変化を経ながら下端までの移動に要した期間と考えられる。

浸透水の硝酸態窒素濃度に浸透水量を乗じて求めた硝酸態窒素溶脱量の推移を表 7 に示す。硝酸態窒素の溶脱量について、化学肥料区は $0.6\sim 3.5\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ の範囲で推移した。これに対し、慣行区は 2004~2007 年までは $10.2\sim 19.9\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ の範囲で化学肥料区と比べてやや高い程度の値で推移したが、2008 年以降は増加傾向を示し 2010 年に $317.6\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ と高い値を示した。9 年間の硝酸態窒素溶脱量の合計が化学肥料区 16.5kg ha^{-1} に対して慣行区が 952.1kg ha^{-1} と多くなったことは、施肥窒素と堆肥由来窒素の合計量がナシ樹の窒素吸収量を上回ったためと考えられる。これらのことから、化学肥料と堆肥を併用する地表面管理法は、地下水への硝酸態窒素溶脱量の増加に影響すると考えられる。

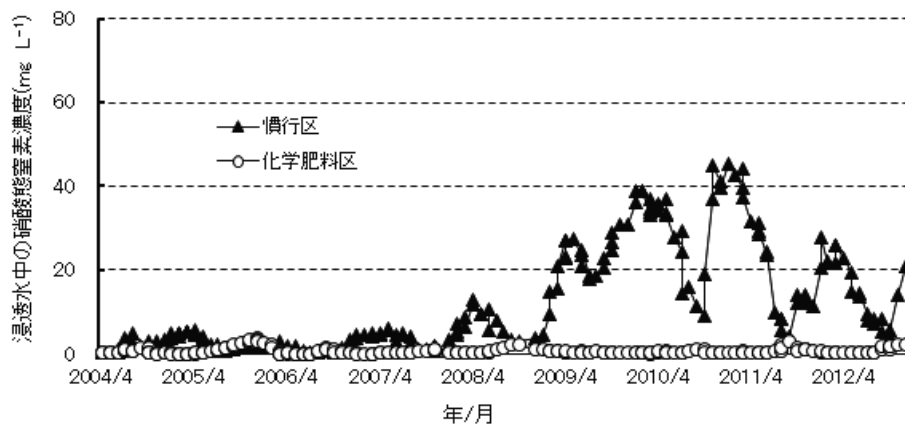


図6 堆肥併用が浸透水の硝酸態窒素濃度に及ぼす影響（ナシ栽培ライシメーター）

表7 ナシ栽培ライシメーターによる堆肥の併用が硝酸態窒素溶脱量の推移

年	硝酸態窒素溶脱量 (kg ha ⁻¹)	
	化学肥料区	慣行区
2004	1.2	33.1
2005	0.6	18.4
2006	1.0	10.2
2007	1.0	19.9
2008	1.8	44.8
2009	2.7	145.6
2010	3.1	317.6
2011	3.5	194.1
2012	1.6	168.3
合計	16.5	952.1

3. 2 堆肥の窒素肥効を考慮した施肥法の窒素収支改善効果

3. 2. 1 目的

前節のナシ栽培ライシメーター試験において、施肥および堆肥由来の窒素が硝酸態窒素溶脱量の増加に強く影響することがわかった。

そこで、ナシ農家の慣行的な施肥法（慣行区）が硝酸態窒素の溶脱パターンにどのような影響を及ぼすか、また本研究で設定した堆肥の窒素肥効を考慮した新規施肥法（代替区：化学肥料の一部を堆肥で代替）がナシの生育と窒素吸収量および窒素収支の改善に及ぼす効果を圃場レベルで明らかにする。

3. 2. 2 材料および方法

(1) 試験場所の概要

茨城園研内圃場において、2004～2012年の9年間実施した。試験規模は1区25m²3反復とした。

(2) 堆肥施用および施肥

試験区の施肥窒素量および堆肥施用量を表8に示す。化学肥料区は本県の果樹栽培基準（茨城県農業総合センター，2003）に準じ、年間で200kg ha⁻¹の窒素を施用した。また、堆肥中窒素を含めた総窒素投入量を基準施肥量に収めるため、基肥窒素を堆肥で代替する代替区を設定した。さらに、茨城県内のナシ園の施肥実態（植田，2002）に基づき、化学肥料による施肥に併せて堆肥を施用した慣行区を設定した。化学肥料は硫酸を用い、基肥（2月）：追肥1（5月）：追肥2（6月）：追肥3（9月）に分施した。なお、リン酸、加里はそれぞれ重焼リン、ケイ酸加里を用いて、一律に各成分160kg ha⁻¹ yr⁻¹を基肥として施肥した。肥料は地表面に散布し、基肥・追肥とも耕起は行わなかった。

供試堆肥の化学性を表9に示す。堆肥は6ヶ月程度堆積した豚糞籾殻堆肥を用い、毎年2月に全窒素含量を基準に施用した。各年次の堆肥の窒素含有率は乾物1kg当たり20.3～31.5gの範囲にあり、平均値は25.8gであった。

表8 各試験区における窒素施肥量と堆肥施用量

試験区	資材の種類	時期別・年間の窒素施肥量(kg ha ⁻¹ yr ⁻¹)					9年間の窒素施肥量 (kg ha ⁻¹ 9yr ⁻¹)
		基肥	追肥1	追肥2	追肥3	合計	
化学肥料区	化学肥料*1	100	30	30	40	200	1800
	堆肥*2	0	0	0	0	0	0
代替区	化学肥料	0	30	30	40	100	900
	堆肥	100	0	0	0	100	900
慣行区	化学肥料	100	30	30	40	200	1800
	堆肥	300	0	0	0	300	2700

*1 化学肥料は硫酸を用いた

*2 堆肥は豚糞籾殻堆肥を用い、窒素施肥量は全窒素含量を基準とした

表9 供試堆肥の化学性

	pH (H ₂ O)	EC dS m ⁻¹	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	T-N	T-C	C/N	水分 g kg ⁻¹
豚糞堆肥*1	7.2 ±0.5	9.2 ±1.9	45.0 ±7.9	24.3 ±3.8	45.7 ±8.8	11.4 ±3.0	25.8 ±3.1	332 ±11	13.1 ±1.5	353 ±48
埋設供試堆肥*2	7.2	9.5	59.2	24.6	55.1	14.6	24.5	318	13.0	350

*1: 2004～2012年に用いた堆肥、数値は平均値±標準偏差

*2: 2006年に堆肥の分解特性試験に用いた堆肥

水分は現物当たり、それ以外は乾物当たりの数値

(3) 供試圃場の土壌

供試圃場の土壌は、農耕地土壌分類第3次改訂版で腐植質普通黒ボク土に分類される。土層名は、深さ230cmまでが立川ローム層、その下330cmまでが武蔵野ローム層である。常総粘土層は、武蔵野ローム層の最下部330cmから出現し、厚さが約30cmで難透水層をなしている。また土性は、表層が埴壤土で、地

表下 15cm まで腐植に富み、45cm までは含む。45～102cm は黄褐色の軽埴土であった。

土壌の理化学性を表 10 に示す。物理性について、深さ 0～15cm の Ap1 層は飽和透水係数 $5.0 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ 、仮比重 0.76 Mg m^{-3} 、固相率 30.6% であった。また、深さ 15～102cm までの層と比較して、Ap1 層は飽和透水係数がやや低く、仮比重と固相率が高かった。化学性について、土壌 pH (KCl) は、深さ 0～102cm まで 5.7 程度であり、土壌改良基準 (茨城県農林水産部農業技術課, 1997) の範囲内であった。EC および硝酸態窒素含量は、深さ 45～102cm の下層でそれぞれ $0.26 \sim 0.29 \text{ dS m}^{-1}$ 、 $60.1 \sim 80.4 \text{ mg kg}^{-1}$ であり、表層より高かった。全窒素および全炭素含量は下層ほど低い値であった。

表10 供試圃場の理化学性

層位	深さ cm	物理性 ^{*1}					化学性 ^{*2}					
		飽和透水係数 m s^{-1}	仮比重 Mg m^{-3}	三相分布(vol.%)			pH (KCl)	EC dS m^{-1}	NO ₃ -N mg kg^{-1}	T-N g kg^{-1}	T-C g kg^{-1}	C/N
				固相率	液相率	気相率						
Ap1	0～15	5.0×10^{-6}	0.76	30.6	51.1	18.3	5.73	0.22	19.0	4.51	56.8	11.5
Ap2	15～45	9.0×10^{-5}	0.58	22.0	52.9	25.1	5.75	0.23	30.3	2.69	43.4	12.6
Bw	45～59	1.4×10^{-5}	0.59	21.2	59.2	19.5	5.70	0.29	80.4	2.02	28.4	11.0
2Bw	59～102	6.7×10^{-5}	0.52	18.5	58.3	23.2	5.76	0.26	60.1	1.25	19.1	10.6

*1 土壌は2012年1月に採取

*2 土壌は2004年2月に採取

(4) 供試作物および栽培管理

供試作物はナシ‘幸水’ (2004年に樹齢12年生) を用いた。1993年3月に1年生の苗木を植栽し、その後の栽培管理は本県の果樹耕種基準 (茨城県農林水産部, 1993) に準じた。植栽距離は $7.2 \text{ m} \times 7.2 \text{ m}$ 互の目 (380 樹 ha^{-1}) とした。供試樹同士が隣接するため、2004年3月に区の境界を自走式トレンチャーで幅 25cm 地表下 90cm までの溝を掘り、ここに幅 90cm の塩化ビニル製畦畔板を挿入して区切り、1区 25 m^2 に1樹とした。土壌断面を観察した結果、根の大部分は地表下 45cm までの範囲に分布しており、90cm より下に根はほとんど認められなかった。

地表面管理は雑草草生とし、雑草の生育の盛んな 4～9 月の期間に 5 回程度の機械除草を行い、草丈を 1～2cm 程度に刈り込んだ。なお、刈った雑草は園外に持ち出さず、そのまま圃場に残した。また、落葉および剪定枝はすべて園外に持ち出した。灌水は行わなかった。

(5) 生育、収量、果実品質

生育調査は、樹冠面積 (4～5 月)、新梢の本数・長さ (12 月) について実施した。樹冠面積は主枝、亜主枝、側枝の先端位置を基準に平板測量法 (北橋, 1984) により求めた。新梢の本数・長さは、枝長 10cm 以上のものを測定した。収量は、8 月中旬から 9 月上旬に収穫した全果実について重量を測定した。一果重は収量を収穫果数で除して求めた。果実糖度は、収穫前・中・後期にそれぞれ 1 樹当たり 10 果を採取して、果汁を Brix 糖度計 (PR-101a, ATAGO) で測定した。

(6) ナシ樹体地上部の窒素吸収量

各試験区の代表的な 1 樹において、2010～2012 年 (樹齢 18～20 年生) の年間の地上部 (主幹・主枝・側枝・予備枝) 重量と新器官 (新梢・葉・果実) 重量を後述の方法により推定し、各器官の窒素濃度を乗じて樹体地上部の窒素含量を求めた。年間の窒素吸収量は、地上部の窒素増加量 (当年と前年の地上部の窒素量の差) と新器官の窒素含量の合計とした。なお、本県の果樹栽培基準 (茨城県農業総合センター, 2003) において樹齢 10 年生以上は成木とみなしており、成木の樹冠面積はほぼ一定に推移することから窒素吸収量もほぼ一定と仮定し、2004～2009 年 (樹齢 12～17 年生) の窒素吸収量は 2010～2012 年の窒素吸収量の平均値を用いた。

樹体地上部の各器官の構成を図 7 に示す。骨格部 (主幹、主枝) の重量は、円錐台近似モデルとして枝の基部および先端直径と枝の長さから体積を求め (岸本ら, 1998)、これに近接樹から採取した試料から求めた単位体積当たりの重量を乗じて算出した。また、新梢および剪定後の配置枝 (側枝と予備枝) の重量は、剪定前後の枝長の差と剪定枝重量から単位長さ当たりの重量を算出し、それぞれの枝長に乗じて推定した。剪定は毎年 1～2 月に実施した。また、黒ボク土で栽培された‘幸水’において、葉枚数は側枝密度

と正の相関が認められている（長野県・茨城県・埼玉県，2003）。本試験では，供試樹の樹冠面積当たりの側枝密度を果樹栽培基準（茨城県農業総合センター，2003）に従いほぼ一定に配置し，樹冠面積から葉枚数の推定を試みた。すなわち，供試樹の近接樹（樹齢 9，15，23 年生‘幸水’，各 3 反復）を用い，2012 年 7 月にすべての葉枚数と樹冠面積を計測し，葉枚数(y)と樹冠面積(x)との単回帰分析を行った。これにより得られた回帰式 ($y=1674.3x-12647$, $R^2=0.946$) を用い，供試樹の樹冠面積から供試樹の葉枚数を推定した。1 樹当たりの葉重は，平均的な葉 100 枚から求めた葉 1 枚当たりの重量を葉枚数に乗じて求めた。なお，各器官の水分は，送風定温恒温器（DN63，yamato）において 70°C で 48 時間以上乾燥して重量を測定した。全窒素含量は，乾燥物を粉碎した試料を乾式燃焼法（土壤環境分析法編集委員会，1997）で全炭素全窒素分析装置（VarioMAX CN，E 社）により測定した。

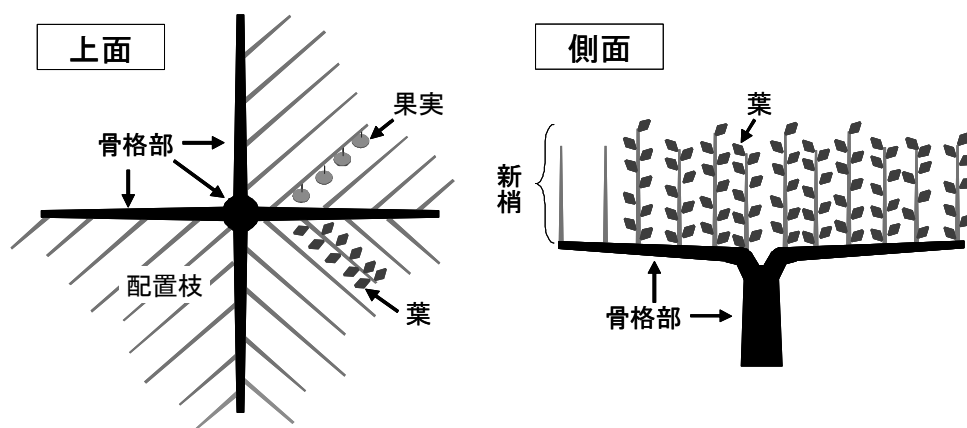


図 7 ナシの樹体地上部の各器官の模式図

（7）圃場における堆肥の分解特性と窒素放出量の予測

圃場条件下の堆肥の分解特性は，ガラス繊維ろ紙埋設法（土壤環境分析法編集委員会，1997）に準じて行った。すなわち，埋設供試堆肥（表 9）を現物で 5g と試験圃場の表層土壌 15g を混和しポリエステル製の不織布袋に包み，試験圃場の深さ 20cm に 2006 年 11 月～2008 年 12 月の期間埋設した。埋設は 3 反復で行った。1 ヶ月毎に不織布袋を回収し，混和物中の全窒素を乾式燃焼法（土壤環境分析法編集委員会，1997）で全炭素全窒素分析装置（VarioMAX CN，E 社）により測定した。混和物の全窒素の残存量は土壌だけを埋設したブランクとの差し引きで求め，供試堆肥中の全窒素含量で除して残存率を算出した。

連用 9 年目までの分解特性は，有機物を分解速度の異なる 3 つの画分から構成されるとみなして各画分が毎年一定の割合で分解すると仮定した内田のモデル式(1)（志賀，1985）に従って，連用年数毎の残存率として推定した。

$$\text{残存率}(y)=ab^t + cd^t + fg^t \quad (1)$$

a,c,f：分解率が異なる有機物画分の割合

ただし， $a+c+f = 1$

b,d,g：各画分の年残存率

t：年

なお，b，d，g はそれぞれ半減期 0.2，2.0，20 年前後に相当する任意の値でよいとしている（志賀，1985）が，ここでは内田と同様に半減期 0.15，1.5，15.1 年の残存率に相当するものとして， $b=0.01$ ， $d=0.63$ ， $g=0.955$ を用いた。パラメータ a，c，f の値は，埋設後 0.5，1.0，1.5，2.0 年の堆肥の窒素残存率を内田のモデル式に当てはめ，最小二乗法により算出した。また，堆肥の窒素放出量は， $(100-\text{窒素残存率}\%)$ を窒素放出率とし，堆肥の窒素含量に乗じて算出した。

(8) 土層内の硝酸態窒素量

試験開始前の2004年2月および各処理区9年目に当たる2012年12月に土壌を採取した。試験開始前は9ヶ所、9年目は各処理区3ヶ所において、ハンドオーガー(直径70mm, D社)を用い表層から深さ100cmまでの土壌を20cm刻みで採取・混合し、分析用の試料とした。固液比1:5で蒸留水を用いて試料から硝酸態窒素を抽出し、イオンクロマトグラフ法(土壤環境分析法編集委員会, 1997)で高速液体クロマトグラフ(L7470, H社)により測定した。土壌の仮比重から各層の土量を求め、硝酸態窒素濃度を乗じて土層内の硝酸態窒素量を求めた。

(9) 浸透水量の推定

試験圃場が平坦であり降雨時に大きな表面流去が認められないことから、浸透水量は年間の降水量から年間の蒸発散量を差し引いて求めた。年間の降水量と蒸発散量の集計は、降水量が少なく土層の水分変化が安定している1月1日を基準とした。なお、土層水分変化量については、我が国のような多雨地域では半年以上の期間を対象とすると土層水分変化量をゼロと見なすことができる(長谷川, 2006)ことから、年単位で浸透水量を求めた本試験ではこれを考慮しなかった。また、ナシ園における蒸発散量はペンマン蒸発散位と高い比例関係(日蒸発散量=ペンマン蒸発散位×0.80)が認められ(伊藤ら, 2006)、この推定式を用い供試ナシ園の蒸発散量を推定した。なお、ペンマン式の計算(三浦・奥野, 1993)に必要な気象情報について、気温は地表面から高さ50cm、地温は地表面から深さ10cmの位置をそれぞれ供試圃場において測定した。また、風速と日照時間は茨城園研内に設置されている気象観測装置(風向風速計:A7401-10, 日射計:H0621-10, ともにY社)のデータを用い、日射量に対する反射比を示すアルベドは日本の果樹園の年平均値0.158(Kotoda, 1989)を用いた。

(10) 土壤溶液の硝酸態窒素濃度と年間の硝酸態窒素溶脱量

土壤溶液を採取するため、2004年2月にテンシオメータ用オーガ(直径20mm)で深さ100cmまであけた穴にポラスカップ(直径18mm)を挿入し埋設した。埋設位置は、ナシ樹主幹から水平方向に50cm離れた所で、ナシの根域よりも下部と考えられる深さ100cmとした。土壤溶液の採取は約2週間毎にポラスカップ内部を真空ポンプで減圧し、20mL程度を定期的に採取した。土壤溶液の硝酸態窒素濃度は土層内の硝酸態窒素濃度の測定と同様に行った。年間の硝酸態窒素溶脱量は、年間の浸透水量に深さ100cmの土壤溶液の硝酸態窒素濃度の年平均値を乗じて求めた。

(11) 統計解析

ナシの収量・生育・果実品質および硝酸態窒素溶脱量について一元配置分散分析を行い、Tukey法により多重比較した。

3. 2. 3 結果および考察

(1) ナシの収量、生育および果実品質

圃場試験における堆肥の併用および基肥の堆肥代替が生育・収量・果実品質に及ぼす影響を表11に示す。新梢の本数は9.60~10.1本、新梢の長さは84.5~85.9cm、収量は3.18~3.32kg、一果重は348~361g、果汁糖度11.7~11.9の範囲で、各区とも施肥方法の違いによる有意な差は認められなかった。

ナシは施肥に対する樹体反応がにぶいとされる(浦木, 1983)が、9年間という比較的長期のモニタリングにおいても処理区間に収量・生育・果実品質の差が認められないことから、各処理区ともに作物が必要とする窒素を十分に供給したと考えられる。すなわち、環境負荷に配慮した施肥法として設定した代替区はナシの安定生産に有効と考えられる。

表11 堆肥の併用および基肥の堆肥代替が生育・収量・果実品質に及ぼす影響*1

	新梢の生育		収量*2 kg	一果重 g	果汁糖度 Brix
	本数*2	長さ(cm)			
化学肥料区	9.89	85.9	3.32	361	11.7
代替区	9.60	85.7	3.29	356	11.9
慣行区	10.1	84.5	3.18	348	11.7
有意水準*3	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

*1 圃場試験における2004～2012年の平均値

*2 樹冠1m²当たり

*3 分散分析における有意水準 n.s.は有意差がないことを示す

(2) ナシ樹体地上部の年間の窒素吸収量

単位重量当たりの器官別の窒素濃度と水分を表12に、器官別の乾物重量を表13に示す。枝の窒素濃度および水分は、新梢が高く、枝齢の増す配置枝および骨格部でそれぞれ低下した。果実は、他の器官と比較して、窒素濃度が5.3g kg⁻¹と低く水分が856g kg⁻¹と多かった。

また、部位別の乾物重量について、骨格部は61.6～104kg 樹⁻¹の範囲ですべての処理区で増加傾向にあり、配置枝・新梢・葉・果実は処理区間および年次による大きな変化は認められなかった。

各器官の乾物重(表13)および窒素濃度(表12)から1樹当たりとして求めた各器官の窒素含量と樹体地上部の窒素吸収量を表14に示す。新生器官のうち、新梢と葉の窒素含量はそれぞれ118～131g 樹⁻¹、116～143g 樹⁻¹で平均125g 樹⁻¹程度と多く、果実は55g 樹⁻¹程度と少なかった。また、骨格部の窒素増加量は50g 樹⁻¹程度であり、配置枝の窒素増加量はほとんど変化がなかった。

新生器官と骨格部および配置枝の窒素増加量の和として求めた窒素吸収量は322～385g 樹⁻¹であり、栽植密度(380 樹 ha⁻¹)を乗じて求めた単位面積当たりの窒素吸収量は122～146kg ha⁻¹であった。梅宮(2004)は、ナシの窒素吸収量(‘幸水’‘二十世紀’‘長十郎’の3品種の平均)を152kg ha⁻¹と報告している。また折本ら(2003)は、ナシ‘幸水’の地上部新生器官について樹冠面積1m²当たり窒素吸収量を求めており、この報告から圃場の樹冠占有面積を100%として単位面積当たりの窒素吸収量に換算すると130kg ha⁻¹であった。本試験の結果はこれらの数値と同程度であった。

処理区間別の窒素吸収量の年平均値は、化学肥料区131kg ha⁻¹に対し代替区139kg ha⁻¹、慣行区134kg ha⁻¹と概ね同等であり年次間差も小さかった。また、これらの平均値に試験年数を乗じて求めた9年間の積算値は、化学肥料区1182kg ha⁻¹、代替区1251kg ha⁻¹、慣行区1206kg ha⁻¹と推定され、化学肥料区を基準とした場合の増減は代替区および慣行区でそれぞれ+69kg ha⁻¹、+24kg ha⁻¹であった(表15)。

表12 樹体地上部の器官別の窒素濃度と水分

器官	窒素濃度*	水分
	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹
骨格部	7.1	417
配置枝	10.0	507
新梢	11.9	529
葉	11.0	652
果実	5.3	856

*窒素濃度は乾物当たりの数値

表13 樹冠面積と各器官の乾物重量の変動

試験区	年	樹冠面積 m ² 樹 ⁻¹	乾物重量(kg 樹 ⁻¹)						骨格部 増加量	配置枝 増加量
			骨格部	配置枝	新梢	葉	果実	骨格部 増加量		
化学肥料区	2009	21.1	81.7	7.47	-	-	-	-	-	
	2010	20.9	90.4	7.41	10.4	11.1	9.3	8.70	-0.06	
	2011	20.2	95.2	7.25	9.9	10.5	10.4	4.76	-0.16	
	2012	20.4	104	7.21	10.2	10.7	10.7	8.84	-0.04	
代替区	2009	22.1	76.9	7.38	-	-	-	-	-	
	2010	23.2	83.8	7.66	9.9	13.0	9.9	6.90	0.28	
	2011	22.3	88.0	7.46	10.6	12.3	11.0	4.24	-0.20	
	2012	22.5	97.0	7.43	10.0	12.5	12.0	8.97	-0.03	
慣行区	2009	20.7	61.6	7.31	-	-	-	-	-	
	2010	21.3	70.2	7.51	11.0	11.4	8.7	8.59	0.20	
	2011	21.2	74.3	7.47	10.6	11.3	10.1	4.15	-0.05	
	2012	20.2	83.2	7.14	10.6	10.6	10.4	8.89	-0.32	

—:未測定

表14 各器官の窒素含量と樹体地上部の窒素吸収量

試験区	年	窒素含量(g 樹 ⁻¹)						窒素吸収量		
		骨格部	配置枝	新梢	葉	果実	骨格部 増加量	配置枝 増加量	g 樹 ⁻¹	kg ha ⁻¹
化学肥料区	2009	580	75.0	-	-	-	-	-	-	-
	2010	642	74.4	124	122	49.7	61.7	-0.60	357	136
	2011	676	72.8	118	116	55.6	33.8	-1.60	322	122
	2012	739	72.4	121	117	56.9	63.5	-0.36	359	136
代替区	2009	546	74.1	-	-	-	-	-	-	-
	2010	595	76.9	118	143	52.8	49.0	2.80	366	139
	2011	625	74.8	126	135	58.8	30.1	-2.06	348	132
	2012	689	74.6	120	137	64.2	63.7	-0.25	385	146
慣行区	2009	437	73.3	-	-	-	-	-	-	-
	2010	498	75.4	131	126	46.4	61.0	2.05	366	139
	2011	528	74.9	127	124	53.8	29.4	-0.46	334	127
	2012	591	71.7	127	116	55.4	63.1	-3.24	358	136

—:未測定

表15 9年間の樹体地上部の窒素吸収量

	窒素吸収量(kg ha ⁻¹)		
	化学肥料区	代替区	慣行区
年平均値	131	139	134
9年間の積算値	1182	1251	1206
(化学肥料区との差*)		(+69)	(+24)

* 9年間の積算値において化学肥料区の値から代替区または慣行区を差し引いた値

(3) 施用した堆肥からの窒素放出量

試験圃場に埋設した堆肥の窒素残存率の推移を図8に示す。堆肥の窒素残存率は、埋設後0.5, 1.0, 1.5, 2.0年で、それぞれ0.54, 0.5, 0.4, 0.28であった。これらの数値を内田のモデル式に当てはめ、最小二乗法によりパラメータa, c, fの値を算出したところ、それぞれ0.37, 0.51, 0.12が得られた。この値を用いて残りの実測値を推定したところ決定係数(R²=0.926, n=19)で高い精度で予測できた。

予測式から求めた各年の窒素放出率と堆肥で施用した全窒素量に対して、推定した窒素放出量を表16に示す。窒素放出率は、施用1年目が56.2%であり、施用当年に堆肥中窒素含量の半分程度が放出される。また、2007年(連用4年目)には窒素放出率81.9%、2012年(連用9年目)には窒素放出率91.2%となっ

た。すなわち、品質が同様の堆肥を数年程度連用した場合、見かけ上、堆肥中窒素の大部分は施用当年に無機化すると推定された。また、9年間の堆肥由来の窒素量の合計は、代替区が施用量 900kg ha^{-1} に対して放出量 728kg ha^{-1} 、同様に慣行区が 2700kg ha^{-1} に対して 2183kg ha^{-1} と試算された。

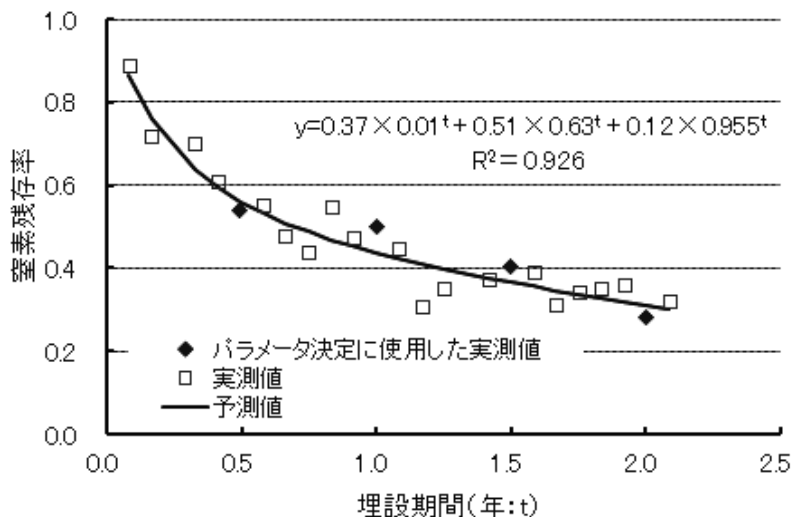


図 8 埋設期間別の堆肥の窒素残存率の実測値と内田のモデル式による予測値

表16 堆肥連用条件における供試堆肥の窒素放率と窒素放出量

年	各年に施用した堆肥の年間の窒素放率(%)										窒素放出量 $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$	
	1年目	2年目	3年目	4年目	5年目	6年目	7年目	8年目	9年目	合計 ^{*1}	代替区 ^{*2}	慣行区 ^{*3}
2004	56.2									56.2	56	169
2005	12.7	56.2								68.9	69	207
2006	7.9	12.7	56.2							76.8	77	230
2007	5.2	7.9	12.7	56.2						81.9	82	246
2008	3.4	5.2	7.9	12.7	56.2					85.3	85	256
2009	2.3	3.4	5.2	7.9	12.7	56.2				87.6	88	263
2010	1.6	2.3	3.4	5.2	7.9	12.7	56.2			89.2	89	268
2011	1.1	1.6	2.3	3.4	5.2	7.9	12.7	56.2		90.4	90	271
2012	0.8	1.1	1.6	2.3	3.4	5.2	7.9	12.7	56.2	91.2	91	274
合計											728	2183

*1 2005年(連用2年目)以降は見かけ上の窒素放率

*2 堆肥施用量: $100\text{kgN ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$

*3 堆肥施用量: $300\text{kgN ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$

(4) ナシ栽培圃場の水収支、浸透水量の推定

2004~2012年における試験圃場の年間の水収支の平均値は、降水量が 1292mm yr^{-1} であり、蒸発散量が 590mm yr^{-1} と推定された(表 17)。なお、推定された1日当たりの蒸発散量は、春季(4~5月)と秋季(9~10月)が平均で 2.0mm 程度、夏季(6~8月)は 3.0mm 程度であった。

これを年単位で見ると、蒸発散量は $542\sim 636\text{mm yr}^{-1}$ の範囲とほぼ一定なのに対し、降水量は $1079\sim 1524\text{mm yr}^{-1}$ と変動したことから、浸透水量は降水量が多い年ほど多くなると推定された。

ここで、降水量と蒸発散量の差で求めた浸透水量の平均値は 702mm yr^{-1} であり、排水率は 54.4% であった(表 17)。神野(2000)は黒ボク土充填のナシ栽培ライシメーターにおいて5年間試験した際の排水率を 52.8% と報告しており、また塚本ら(1993)が淡色黒ボク土充填の畑作物栽培ライシメーターで5年間の試験した際の排水率は 51.7% であった。圃場試験における年間の浸透水量の推定値は、これらの数値と

同程度であり、概ね妥当な値と考えられる。

表17 ナシ栽培圃場における年間の水収支

年	降水量	蒸発散量	浸透水量	排水率*
	mm yr ⁻¹			
2004	1285	636	649	50.5
2005	1093	560	533	48.8
2006	1417	550	867	61.2
2007	1191	618	573	48.1
2008	1079	542	537	49.8
2009	1358	563	795	58.5
2010	1524	613	911	59.8
2011	1392	606	786	56.5
2012	1293	621	672	52.0
平均	1292	590	702	54.4

*排水率:浸透水量/降水量×100

(5) ナシ栽培圃場の土壌溶液中硝酸態窒素濃度の推移

ナシ栽培圃場における土壌溶液中硝酸態窒素濃度の推移を図9に示す。なお、ポールスカップ設置時に土壌を攪乱した影響が認められたので、埋設後1年以上経過した2005年4月からの測定値を示す。

化学肥料区の硝酸態窒素濃度は調査期間を通じて0~20mg L⁻¹程度の範囲で推移し、代替区はこれと同様に推移した。一方、慣行区は、化学肥料区と比較して2007年8月までは概ね同様に推移したが、2007年9月以降は9.1~50.0mg L⁻¹の範囲で高く推移し増加傾向を示した。土壌溶液中硝酸態窒素濃度の時期別の傾向は、明確なピークが認められない時期もあったが、9~10月頃より濃度が上昇し、5~6月頃に低下した。

ここで、地表面管理の違いが土壌溶液中硝酸態窒素濃度に及ぼす影響を検討する。化学肥料による年間の施肥窒素量(表8)と堆肥1年目の窒素放出量(表16)の合計からナシの窒素吸収量の年平均値(表15)を差し引いた1年目の窒素収支は化学肥料区69kg ha⁻¹に対し慣行区235kg ha⁻¹であり試験開始当初から大きな差が認められたが、深さ1mの土壌溶液中硝酸態窒素濃度に影響する2007年9月までには約3年半を要したことになる。この要因の一つとして、西尾ら(2004)は有機質資材と化学肥料の併用下では硫安由来窒素の有機化量が増加し有機質資材中の窒素も無機化された後に多くの部分が再有機化されると報告していることから、慣行区では無機態窒素の有機化が促進され土層内へ保持されたと考えられる。また、有機化された硫安由来窒素は比較的安定で容易には後作に利用されない(松波ら, 2005)ことから、有機化された窒素は土層内にある程度の期間保持されたと考えられる。他方で、井原ら(2009)は、有機質資材と化学肥料の併用時に起る硫安由来窒素の有機化促進はその後の硫安由来窒素の再無機化などによってより長期的に見れば相殺されると報告している。すなわち、本試験において、慣行区の肥培管理が深さ1mの土壌溶液中硝酸態窒素濃度に影響するまでの約3年半の期間は、無機態窒素が有機化と再無機化という過程を経ながら地表面から深さ1mまで移動した時間と考えられる。

また、2010~2011年にすべての処理区で濃度が高まった。江口(2005)は、黒ボク土畑において地表侵入水が深さ1mまでの作物根群域を通過する時間は多雨年ほど短く、また硝酸態窒素は見かけ上、水とほぼ同じ速さで土壌中を下方移動したと報告している。2010年の雨量は1524mmであり(表17)、過去5年の雨量の平均値1228mmよりも296mm多かったことから、多雨量により土層内の無機態窒素の移動を速め土壌溶液の硝酸態窒素濃度を高めたと考えられる。

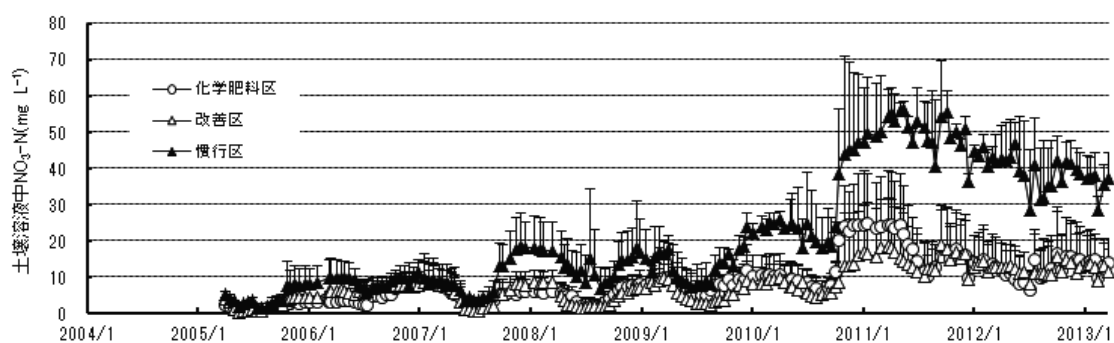


図9 ナシ栽培圃場における土壌溶液*の硝酸態窒素濃度の推移

注：深さ 100cm で採取，誤差線は標準偏差を示す

(6) 試験期間の硝酸態窒素溶脱量

各処理区の硝酸態窒素溶脱量を表 18 に示す。化学肥料区は 11~143kg ha⁻¹ の範囲で 2011 年までは増加傾向であったが、2012 年は 82kg ha⁻¹ と低下した。代替区は 13~117kg ha⁻¹ の範囲で化学肥料区と同様に推移した。慣行区は 24~393kg ha⁻¹ の範囲であり、化学肥料区と比較して 2009~2012 年の溶脱量は有意に多くなった。また、2005~2012 年の硝酸態窒素溶脱量の合計は、化学肥料区 504kg ha⁻¹ に対し、代替区は 442kg ha⁻¹ と同程度であり、慣行区は 1234kg ha⁻¹ と有意に多くなった。

本試験では、圃場から溶脱する年間の硝酸態窒素量を、年間の浸透水量に土壌溶液中硝酸態窒素濃度の年平均値を乗じて推定した。このことは、時期別の浸透水量と土壌溶液中硝酸態窒素濃度の変動を考慮していないことから、本試験の中で不確実性が大きい部分である。そこで、3 章 1 節のライシメーター試験データを利用して、以下のように、年単位での溶脱量計算結果の妥当性を検討した。

ライシメーター試験の年間の水収支を表 19 に示す。排水率は 2004 年~2012 年通算の平均値が 44.5% であった。また、浸透水量は季節により異なり、1~5 月の浸透水量が年間の 70.6% を占め、生育の盛んな 7~10 月が少なかった。

表18 ナシ栽培圃場における硝酸態窒素溶脱量

年	硝酸態窒素溶脱量(kg ha ⁻¹)		
	化学肥料区	代替区	慣行区
2004 ^{*1}	-	-	-
2005	11	13	24
2006	39	56	75
2007	30	29	52
2008	26	23	71
2009	63 ^a	45 ^a	104 ^b
2010	109 ^a	76 ^a	247 ^b
2011	143 ^a	117 ^a	393 ^b
2012	82 ^a	81 ^a	267 ^b
合計	504 ^a	442 ^a	1234 ^b
(化学肥料区との差 ^{*2})		(-62)	(+730)

*1 2004年は、土壌溶液NO₃-N濃度が不安定であったのでデータを除外

*2 化学肥料区の合計値から代替区または慣行区の値を差し引いた値異なる英小文字は有意差あり(Tukey法, 5%水準)

ここで、圃場試験における月間の浸透水量はライシメーター試験で得られた年間の浸透水量に対する月間の浸透水量の割合(表 19) で発生したと仮定した。これを図 9 の値から求めた月毎の土壌溶液中硝酸態

窒素濃度の平均値に乗じて、化学肥料区、代替区、慣行区の試験期間の硝酸態窒素溶脱量を再計算した。その結果、硝酸態窒素溶脱量はそれぞれ 525kg ha⁻¹、477kg ha⁻¹、1276kg ha⁻¹ となり、21~42kg ha⁻¹ の範囲で増加したものの試験区間の傾向に大きな影響は見られず、先の結果が妥当であることが支持された。

表19 ナシ栽培ライシメーターにおける年間の水収支と月間浸透水量の割合

年	降水量 (A)	灌水量 (B)	投入水量 (A+B)	浸透水量	排水率*	年間の浸透水量に対する月間浸透水量の割合(%)											
						1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
			mm yr ⁻¹		%												
2004	1285	0	1285	592	46.1	0.6	5.1	25.3	15.8	21.6	3.5	1.2	0.5	0.9	24.3	0.7	0.5
2005	1093	0	1093	384	35.1	43.5	6.2	31.4	13.1	1.6	0.2	0.3	1.3	1.3	1.0	0.2	0.0
2006	1417	0	1417	770	54.3	0.5	7.1	6.4	7.5	7.9	10.4	27.5	0.1	0.6	3.5	5.7	22.9
2007	1191	0	1191	450	37.8	20.9	8.9	5.5	16.8	29.7	1.0	14.9	0.3	1.6	0.4	0.1	0.0
2008	1079	0	1079	493	45.7	9.0	10.5	6.6	34.3	19.2	13.5	3.6	0.9	1.0	1.1	0.4	0.0
2009	1358	0	1358	604	44.5	0.0	12.1	25.8	36.5	2.3	14.1	0.5	0.8	0.0	0.0	0.0	7.9
2010	1524	245	1769	879	49.7	3.1	7.8	15.1	29.8	11.1	1.5	1.0	0.0	3.7	11.1	4.5	11.3
2011	1392	167	1559	658	42.2	2.1	8.1	15.8	13.2	19.3	7.5	1.5	1.3	14.2	9.2	1.5	6.2
2012	1293	313	1606	672	41.9	3.4	6.7	18.9	24.7	24.5	18.4	1.0	0.1	0.9	1.0	0.2	0.2
平均	1292	81	1373	611	44.5	9.2	8.1	16.7	21.3	15.2	7.8	5.7	0.6	2.7	5.7	1.5	5.4

*排水率:浸透水量/投入水量×100

(7) 土層内の硝酸態窒素量

試験開始前および各処理区9年目の土層の硝酸態窒素量を表20に示す。供試圃場において供試樹の根の大部分は深さ45cmまでに分布していることから、45cmより下層の硝酸態窒素は作物に吸収され難いと推察される。試験開始前にあたる2004年の土層(0-100cm)の硝酸態窒素の合計量は861kg ha⁻¹であり、層別では表層よりも深さ40cmより下層が多かった。

試験開始後9年目にあたる2012年の土層の硝酸態窒素量の合計量は、化学肥料区が495kg ha⁻¹であった。これに対し、代替区は405kg ha⁻¹と化学肥料区よりも90kg ha⁻¹少なかった。一方で慣行区は821kg ha⁻¹となり、化学肥料区よりも326kg ha⁻¹増加した。これを層別に見ると、代替区は、化学肥料区と比較して深さ0~60cmでは大きな差は認められなかったが深さ60~100cmで少なかった。このように代替区は、堆肥の窒素放出量を含めた総窒素投入量を適正化することで硝酸態窒素の溶脱量が減少し、下層土の硝酸態窒素量を低減させたと考えられる。また、慣行区は、深さ0~100cmのすべての層で化学肥料区よりも多くなり、土層内に硝酸態窒素が増加する傾向が認められた。

表20 試験開始前と各処理区9年目の土層の硝酸態窒素量

深さ (cm)	各層の硝酸態窒素量(kg ha ⁻¹)			
	2004年 試験開始前	2012年		
		化学肥料区	代替区	慣行区
0-20	26	16	20	30
20-40	104	74	106	187
40-60	273	141	143	243
60-80	269	136	73	204
80-100	190	128	63	157
土層合計	861	495	405	821
(化学肥料区との差*)			(-90)	(+326)

* 2012年の化学肥料区の土層合計値から代替区または慣行区の値を差し引いた値

(8) 試験期間の窒素収支

以上の結果を統合して、試験期間9年間の窒素収支について、化学肥料区の結果から差し引いて求めた代替区および慣行区の数値を図10に示す。樹体窒素吸収量の9年間の積算値は1182~1251kg ha⁻¹の範囲であり、化学肥料区との差は代替区が+69kg ha⁻¹、慣行区が+24kg ha⁻¹であった(表15)。また、同様に化学肥料区との差でみると、土層の硝酸態窒素量(表20)は代替区が-90kg ha⁻¹、慣行区が+326kg ha⁻¹であり、硝酸態窒素溶脱量(表18)は代替区が-62kg ha⁻¹、慣行区が+730kg ha⁻¹であった。このように、作物の窒素吸収量は処理区間に大きな差が認められなかったことから、硝酸態窒素溶脱量および土層の硝酸態窒素量

の違いは施肥および堆肥施用量の違いに起因すると考えられる。

慣行区は、化学肥料区と比較して堆肥の窒素放出量(表 16)の 2183kg ha^{-1} が上乘せされ無機態窒素の投入量が多いため、土層内の硝酸態窒素残存量が多く、硝酸態窒素溶脱量も極めて多くなった。このことから、硝酸態窒素溶脱量を低減するためには、堆肥等の有機物中窒素を考慮した総窒素投入量による施肥設計が必要である。さらに、不明量が化学肥料区よりも 1122kg ha^{-1} 多くあったが、これらの大部分は有機態として土壌に蓄積していると考えられる。また、畑地の作土層においても易分解性有機物が十分にあり降雨等により水分条件が整えば脱窒が生じる(小川ら, 2000) ことから、不明量の多い慣行区では特に脱窒が多いと考えられる。同時に、温室効果ガスの一つである一酸化二窒素の発生が増大する可能性がある。

代替区は、化学肥料区よりも窒素溶脱量がやや減少した。これは、化学肥料の代替で投入した堆肥の窒素放出量(表 16)の 728kg ha^{-1} が減肥した化学肥料 (900kg ha^{-1}) よりも少ないためと考えられる。ただし、堆肥中窒素の放出量は堆肥連用初期で少ないが、連用 9 年目には見かけ上その大部分が施用当年に無機化する と推定され、また、土層内の硝酸態窒素量は化学肥料区とほぼ同等であることから、今後の代替区の窒素溶脱量は 2012 年の水準で推移すると予測する。

このように、化学肥料の一部を堆肥で代替する施肥方法は、総窒素投入量を窒素吸収に見合った量に適正化することで窒素収支を改善し、地下水への窒素負荷低減に有効である。

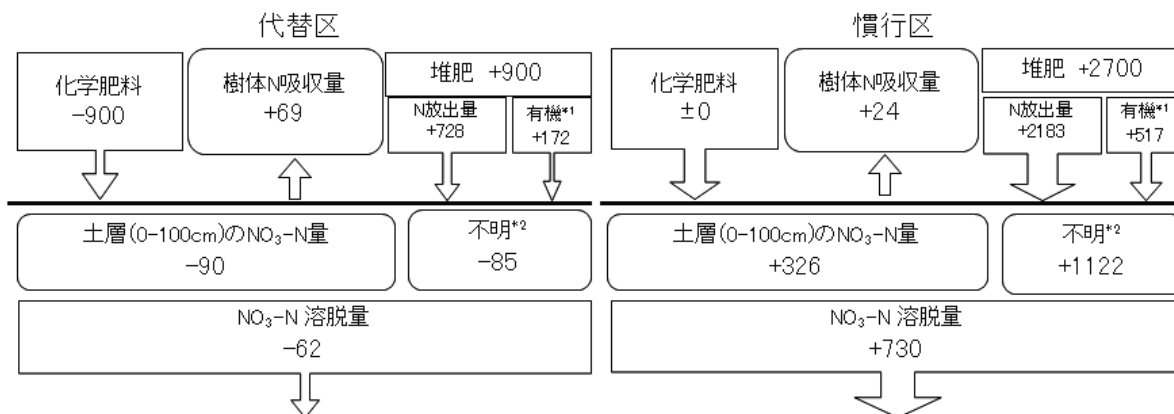


図 10 試験期間 9 年間*3 の各処理区の窒素収支*4

*1 投入した堆肥の全窒素含量と推定した窒素放出量の差

*2 土壌の有機態窒素の増減量および脱窒等による放出量を想定

*3 溶脱量は 2005~2012 年の 8 年間の合計値

*4 数値の単位は kg ha^{-1} , それぞれ化学肥料区との差を示す

4 堆肥施用および施肥改善が土壌環境に及ぼす影響

4.1 堆肥の窒素肥効を考慮した施肥法が土壌炭素蓄積に及ぼす影響

4.1.1 目的

本県のナシ園で慣行的な施肥方法である化学肥料と豚糞堆肥の併用、および作物生産と環境に配慮した施肥方法として化学肥料の一部を堆肥で代替する施肥方法が、土壌全炭素含量の変動に及ぼす影響を明らかにする。

4.1.2 材料および方法

(1) 供試圃場および供試材料

本試験は茨城園研内圃場（腐植質普通黒ボク土、T-N : 4.51g kg⁻¹, T-C : 56.8g kg⁻¹, pH(KCl) : 5.73)において、2004年～2013年まで豚糞堆肥連用試験を行った。

供試作物はナシ‘幸水’（樹齢12年生：2004年）を用いた。1993年3月に1年生の苗木を植栽し、その後の栽培管理は本県の果樹耕種基準（茨城県農林水産部、1993）に準じた。剪定は毎年1～2月に実施し、剪定枝および落葉はすべて圃場外に持ち出した。また、試験期間中に耕うんおよび灌水は行わなかった。

処理区は、化学肥料区、慣行区、代替区の3区を設け、1区25m²（1樹）で3反復とした。化学肥料区は本県の果樹栽培基準（茨城県農業総合センター、2003）に準じ、年間で200kg ha⁻¹（基肥100kg ha⁻¹、追肥100kg ha⁻¹）の窒素を施用した。慣行区は、茨城県内のナシ園の施肥実態（植田、2002）に基づき、化学肥料による基準施肥量に併せて豚糞堆肥（以下堆肥、T-N : 25.3±3.1g kg⁻¹, T-C : 336±11g kg⁻¹, 水分 : 353±51g kg⁻¹）を全窒素で300kg ha⁻¹ yr⁻¹を施用（全炭素は平均で4.0Mg ha⁻¹ yr⁻¹施用）した。また、代替区は、基準施肥量における基肥窒素を堆肥で代替（全窒素含量を基準、全炭素は平均で1.3Mg ha⁻¹ yr⁻¹施用）し、追肥は化学肥料区と同様に行った。堆肥は毎年2月に施用した。化学肥料は硫酸を用い、基肥（2月）：追肥1（5月）：追肥2（6月）：追肥3（9月）に分施した。なお、リン酸、加里はそれぞれ重焼リン、ケイ酸加里を用いて、一律に各成分160kg ha⁻¹ yr⁻¹を基肥として施肥した。肥料は地表面に散布した。

(2) 土壌の全炭素含量の推移

土壌は、各年のナシ落葉後から堆肥施用前の12月～2月に採取した。各処理区3ヶ所において、区画の中央にある主幹から1m離れた位置の深さ0～20cmの層位をハンドオーガー（直径70mm, D社）で採取し、混合して分析用の試料とした。採取した土壌は風乾し、2mmのふるいを通したものを全自動元素分析装置（VarioMAX CN, E社）で全炭素含量を分析した。

各年の土壌炭素含量の推移を最小二乗法により線形近似して、回帰式を求めた。

4.1.3 結果および考察

(1) 土壌の全炭素含量の推移

堆肥連用ナシ園における土壌の全炭素含量の推移を図11に示す。化学肥料区の全炭素含量は、採取年および反復間の変動が大きかったが、2013年に53.1g kg⁻¹となり試験開始時56.8g kg⁻¹よりやや低減した。10年間の推移を最小二乗法により線形近似した結果、回帰式（ $y = -0.297x + 55.8$, x : 年）を得た。この式の傾きの有意性を検定した結果、危険率は5～10%の範囲であり低減傾向は明らかでなかった。井上ら（2012）は、落葉等を地表面に投入する条件において化学肥料区の表層0～10cmの全炭素含量が28年間ほぼ一定に推移したと報告している。落葉果樹の葉の炭素含量は平均で年間0.98Mg ha⁻¹と報告があり（伊藤ら、2000）、本試験では落葉を園外に持ち出していることから地表面への炭素投入量が少ない。このことから、本試験において化学肥料単用による栽培の継続によって今後さらに土壌炭素が減少する可能性があり、さらに長期的な検討が必要である。

代替区の全炭素含量は、変動がやや大きいもののほぼ一定で推移し、化学肥料区と同様に近似して回帰式（ $y = -0.063x + 57.18$, x : 年）を得た。中津・田村（2008）は、黒ボク土畑土壌において堆肥と収穫残渣をあわせた乾物あたりの有機物施用量が年間2.5Mg ha⁻¹（有機物中の炭素含量を40%と仮定した場合の炭素量：1Mg ha⁻¹）程度の場合に土壌中の全炭素含量の増減がないと報告している。本試験においてもこの報告とほぼ同様の結果であり、年間1.3Mg ha⁻¹程度の炭素施用量で黒ボク土ナシ園における土壌炭素含量の

維持が可能と考えられる。

慣行区は、代替区と同様に、10年間の堆肥の連用により土壤全炭素含量に有意な変化は認められず、回帰式 ($y = -0.055x + 59.7$, x : 年) を得た。第 4-1 図においては、化学肥料区に比べて慣行区で土壤全炭素含量が高い値を示しているが、本試験では、慣行区の連用前の土壤全炭素含量を測定していなかったため、連用開始時における土壤全炭素含量が処理区間で異なっていた可能性が考えられる。上沢 (1991) は有機物連用による土壤全炭素含量の変化について、全炭素含量が相対的に低い土壤では有機物の経年的集積が認められるが、全炭素含量 60 g kg^{-1} 以上の土壤では有機物の集積はほとんど見られないとしている。また、井上ら (2012) は黒ボク土ブドウ園において有機物を 28 年間連用すると表層土壤の全炭素含量は増加したが、土壤表面への稲わら施用等では 3 年、牛ふん堆肥施用では 10 年程度で増加は見られなくなったと報告している。慣行区的全炭素含量は 60 g kg^{-1} 前後で大きな増減もなくほぼ横ばいに推移したことから有機物の蓄積が進んで全炭素含量が平衡に達したと考えられ、今後仮に堆肥の施用量を増加させてもこれ以上の全炭素含量の増加は期待できないと考えられる。

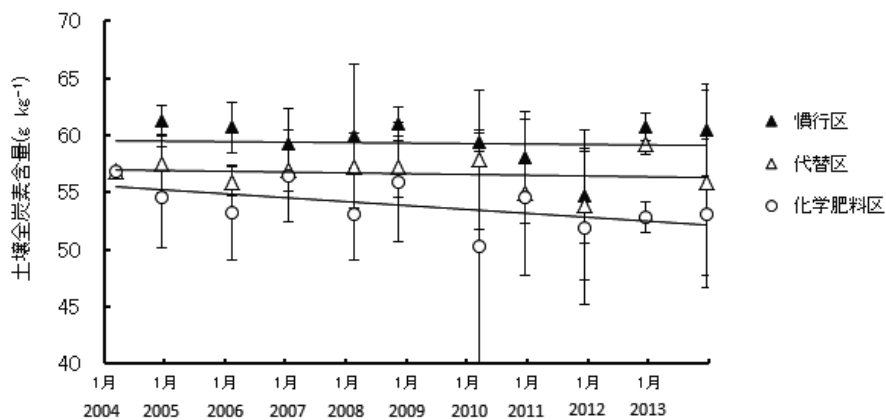


図 11 豚糞堆肥連用ナシ園における土壤全炭素含量の推移
注：誤差線は標準偏差(n=3)を示す。

4. 2 ナシ園における樹体の炭素蓄積量の推定

4. 2. 1 目的

地球温暖化は世界的な問題として取り上げられており、我が国でも気候変動が原因と考えられる猛暑や豪雨の増加が指摘されている。地球温暖化を防止するための国際的な取り決めとして、1997年に京都で開催された気候変動枠組条約第3回締約国会議（COP3）により京都議定書が採択された。京都議定書は、先進国などに対して温室効果ガスの排出量の削減を義務づけたと同時に、森林による二酸化炭素吸収量を温室効果ガスの削減量に算入することを認めている。

一方で果樹は、森林と同様に永年性の木本植物であり、光合成活動により大気から吸収した二酸化炭素を有機物として固定し、一定期間蓄積する機能を有する。しかし、日本国温室効果ガスインベントリ報告書（温室効果ガスインベントリオフィス（GIO）編，2014）は、転用のない農地（過去20年間において転用されず、継続して農地）カテゴリーの樹園地を樹体管理の実施により生長による炭素蓄積は見込まれないとして年間炭素固定量ゼロとしており、また樹園地へ転用された土地のバイオマスが定常状態に達するまでの成長量も計上していない。このことから、樹園地の炭素固定量を過小評価している可能性がある。

そこで、生長に伴う樹体の炭素蓄積をモデル化してナシ園における炭素蓄積量を推定し、我が国の樹園地の炭素ストック変化量の基礎資料とする。

4. 2. 2 材料および方法

（1）試験場所の概要

本試験は茨城園研内圃場（腐植質普通黒ボク土，T-N：4.51g kg⁻¹，T-C：56.8g kg⁻¹，pH(KCl)：5.73）において、2010～2013年の4年間実施した。

（2）供試作物および栽培管理

供試作物はナシ‘幸水’を用いた。供試樹は、2010年に樹齢2年生，7年生，14年生，19年生，22年生をそれぞれ3樹用いた。栽培管理は本県の果樹栽培基準（茨城県農業総合センター，2008）に準じた。

（3）ナシ樹体の炭素含量の推定

樹齢の異なる各供試樹において、各年の地上部（主幹・主枝・側枝・予備枝）重量と新器官（新梢・葉・果実）重量を後述の方法により測定し、各器官の水分率と炭素含有率を乗じて樹体地上部の炭素含量を求めた。地下部の乾物重は、小豆沢ら（1983）によるニホンナシ樹体乾物重量の地上部に対する地下部の割合0.27を、測定した各年の地上部乾物重量に乗じて求めた。地下部の炭素含量は、日本国温室効果ガスインベントリ報告書（温室効果ガスインベントリオフィス（GIO）編，2014）に示された森林の生体バイオマスの炭素含有率0.5を用いて推定した。

（4）樹体の乾物重量の測定方法

樹体地上部の各器官の構成は前述（図7）のとおりである。骨格部（主幹，主枝）の重量は、円錐台近似モデルとして枝の基部および先端直径と枝の長さから体積を求め（岸本ら，1998），これに近接樹から採取した試料から求めた単位体積当たりの重量（1.02g cm⁻³）を乗じて算出した。また、新梢および剪定後の配置枝の重量は、剪定前後の枝長の差と剪定枝重量から単位長さ当たりの重量を算出し、それぞれの枝長に乗じて推定した。剪定は毎年1～2月に実施し、新梢および2年枝以上の枝に分類して各重量を測定した。また、黒ボク土で栽培されたナシ‘幸水’において、葉枚数は側枝密度と正の相関が認められている（長野県・茨城県・埼玉県，2003）。本試験では、供試樹の樹冠面積当たりの側枝密度を果樹栽培基準（茨城県農業総合センター，2008）に従いほぼ一定に配置し、樹冠面積から葉枚数の推定を試みた。すなわち、供試樹の近接樹（樹齢9，15，23年生‘幸水’，各3反復）を用い、2012年7月にすべての葉枚数と樹冠面積を計測し、葉枚数(y)と樹冠面積(x)との単回帰分析を行った。これにより得られた回帰式（ $y = 1674.3x - 12647$ ， $R^2 = 0.946$ ）を用い、供試樹の樹冠面積から供試樹の葉枚数を推定した。樹冠面積は主枝，亜主枝，側枝の先端位置を基準に平板測量法（北橋，1984）により求めた。1樹当たりの葉重は、平均的な葉100枚から求めた葉1枚当たりの重量を葉枚数に乗じて求めた。果実重量は、8月中旬から9月上旬に収穫した全果実について重量を測定した。なお、水分は送風定温恒温器（DN63，yamato）において70°Cで48時間以上乾燥して重量を測定し、各器官の重量に水分率を乗じて乾物重量を求めた。

(5) ナシ樹体の炭素含有率の測定

各器官の全炭素含有率は、乾物重量測定後の試料を用いた。試料の一部を粉碎し乾式燃焼法（土壤環境分析法編集委員会編，1997）で全炭素全窒素分析装置（VarioMAX CN，E社）により測定した。

(6) 炭素蓄積量の推定

ナシ樹体の炭素蓄積量は、樹体全体の炭素含量から持ち出し部分（葉，果実，剪定枝）の炭素含量を差し引いたもの（骨格部，配置枝および地下部の炭素含量の合計）とした。また，樹齢毎の樹体の炭素蓄積量の変化を最小二乗法により2次式で近似し，推定式を求めた。

ナシ園の炭素蓄積量は，実測値および推定式により求めた樹齢別の樹体の炭素蓄積量に栽植密度（10年生まで770樹 ha⁻¹，11年生以降380樹 ha⁻¹）を乗じて求めた。なお，森林分野において齢級（樹齢を5年間毎にまとめたもの）の炭素蓄積量は5年間の平均値で示されることから，同様に比較するためナシ園の炭素蓄積量も5年間毎の平均値で示した。

4. 2. 3 結果および考察

(1) ナシ樹体の炭素蓄積量

単位重量当たりの器官別の炭素含有率と水分を表21に，器官別の乾物重量を表22に示す。木質部（骨格部，配置枝，新梢）の炭素含有率は468～476g kg⁻¹の範囲で大きな差は認められなかったが，水分は，新梢が529g kg⁻¹と高く，枝齢の増す配置枝および骨格部でそれぞれ507g kg⁻¹，417g kg⁻¹と低下した。果実は，他の器官と比較して，炭素含有率が399g kg⁻¹と低く水分が856g kg⁻¹と多かった。

また，部位別の乾物重量について，骨格部は0.5～134.6kg 樹⁻¹の範囲で，樹齢が増すに応じて増加傾向にあった。配置枝・葉・果実・剪定枝の乾物重量は，2年生～10年生においては，骨格部と同様に樹齢が増すに応じて増加傾向にあった。一方で，14年生～25年生においては，配置枝5.4～9.0kg 樹⁻¹，葉7.4～12.8kg 樹⁻¹，果実9.1～14.3kg 樹⁻¹，剪定枝（新梢5.8～11.1kg 樹⁻¹，配置枝4.7～9.9kg 樹⁻¹）の範囲で大きな変化は認められなかった。樹齢2～10年生の樹体の各器官の乾物重量が増加傾向を示したことは，この期間に樹冠を拡大した影響と考えられる。また，14～25年生の配置枝・葉・果実・剪定枝の乾物重量に大きな変化がなかった。これは，11年生の時点で隣接樹と樹冠の一部が重なり合ったため樹冠拡大を終了し，この期間の樹冠面積を16.9～24.3m²の範囲で概ね一定に管理した影響と考えられる。

各器官の炭素含有率(表21)および乾物重量(表22)から1樹当たりとして求めた各器官の炭素含量と樹体の炭素蓄積量を表23に示す。骨格部および地下部の炭素含量は，それぞれ0.2～63.7kg 樹⁻¹，0.4～25.5kg 樹⁻¹の範囲であり樹齢が増すに応じて増加傾向にあった。配置枝・葉・果実・剪定枝の炭素含量は，それぞれ0～4.3kg 樹⁻¹，0.2～6.0kg 樹⁻¹，0～5.7kg 樹⁻¹，0.1～9.7kg 樹⁻¹の範囲であった。樹体の炭素蓄積量は0.2～93.5 kg 樹⁻¹であり，その樹齢毎の変化を図12に示す。樹体の炭素蓄積量は樹齢が増すに応じて増加傾向にあり，回帰式 ($y = 0.1235x^2 + 0.7105x - 1.4826$, $R^2=0.9983$) により高い精度で推定できることが示された。この式により2年生，6年生，7年生，11年生，12年生，13年生，22年生の炭素蓄積量を求めた結果，それぞれ0.43，7.23，9.54，21.3，24.8，28.6，73.9kg ha⁻¹と推定された。

表21 樹体地上部の器官別の炭素含有率と水分

器官	炭素含有率 g kg ⁻¹	水分 %
骨格部	474	41.7
配置枝	476	50.7
新梢	468	52.9
葉	466	65.2
果実	399	85.6

*炭素含有率は乾物当たりの数値

表22 樹冠面積と樹体の乾物重量の変動

試験区	年	樹冠面積 (m ² 樹 ⁻¹)	乾物重量(kg 樹 ⁻¹)								合計
			骨格部	配置枝	葉	果実	剪定枝		小計		
							新梢	配置枝	地上部	地下部	
2～5年生	2	-	0.5	0.0	-	-	-	-	-	-	-
	3	-	1.9	0.3	0.3	0.0	0.2	0.0	2.8	0.8	3.6
	4	3.6	3.1	1.0	0.9	0.7	1.3	0.1	7.0	1.9	8.9
	5	4.3	5.8	1.4	1.4	2.2	1.6	0.3	12.7	3.4	16.2
7～10年生	7	-	11.5	2.8	-	-	-	-	-	-	-
	8	9.2	14.0	3.4	2.8	5.2	3.6	3.9	32.9	8.9	41.8
	9	12.1	18.6	3.5	3.8	4.6	4.1	4.2	38.7	10.5	49.2
	10	11.6	22.9	3.7	4.5	7.3	4.8	4.5	47.6	12.9	60.5
14～17年生	14	-	41.1	5.6	-	-	-	-	-	-	-
	15	19.5	45.3	5.4	8.4	12.4	5.8	5.0	82.3	22.2	104.5
	16	16.9	52.1	7.2	7.4	9.1	7.4	4.7	87.9	23.7	111.6
	17	19.1	58.3	8.1	8.4	13.0	10.0	6.3	104.1	28.1	132.2
18～22年生	19	21.3	81.5	7.3	12.0	9.9	10.2	8.7	129.6	35.0	164.6
	20	21.8	86.1	7.5	11.1	10.7	11.1	9.5	136.0	36.7	172.7
	21	21.2	94.7	7.9	10.9	11.6	10.4	8.9	144.4	39.0	183.4
	22	21.1	103.1	8.0	12.1	11.4	9.5	9.9	153.9	41.5	195.4
22～25年生	22	-	111.7	5.7	-	-	-	-	-	-	-
	23	24.3	113.0	5.5	12.8	14.1	8.7	7.9	162.1	43.8	205.8
	24	19.9	127.6	8.5	10.6	12.6	9.3	6.2	174.9	47.2	222.1
	25	21.1	134.6	9.0	11.3	14.3	10.8	8.8	188.7	51.0	239.7

-: 未測定

地下部の乾物重量は、地上部乾物重量に0.27を乗じて推定した

(2) ナシ園の炭素蓄積量

表 23 および図 12 の式により求めた樹体炭素蓄積量に栽植密度を乗じてナシ園の炭素蓄積量を算出した結果について、樹齢 25 年生までの 5 年毎の平均値を図 13 に示す。

炭素蓄積量は、樹齢 1～5 年が 1.6Mg ha⁻¹、6～10 年が 8.1Mg ha⁻¹、11～15 年が 11.0Mg ha⁻¹、16～20 年が 19.6Mg ha⁻¹、21～25 年が 30.6Mg ha⁻¹ となり、樹齢の経過に応じて直線的に増加した。森林総合研究所(2014)は、日本の森林が固定する平均的な炭素量として、1 齢級(1～5 年生)、2 齢級(6～10 年生)、3 齢級(11～15 年生)、4 齢級(16～20 年生)、5 齢級(21～25 年生)について、スギ人工林の場合 0, 2, 18, 34, 41Mg ha⁻¹、広葉樹天然林の場合 2, 15, 21, 28, 32Mg ha⁻¹ と、それぞれ算出している。ナシ園の炭素蓄積量は、これら森林の値と比較して、樹齢 6～11 年においてスギ人工林の値を上回り、それ以外では 52.3～95.5% の範囲でやや低い値であった。図 13 の回帰式の傾きは 5 年間毎の変化量を示しているためこれを年間の変化量に換算すると、樹体バイオマスとして 1.39Mg ha⁻¹ yr⁻¹ の炭素が増加すると考えられた。

農林水産省(2014)によると平成 26 年の全国のニホンナシ栽培面積は 13,200ha であることから、栽培面積に増減がなく既存園を継続すると仮定した場合に、ナシ樹体バイオマスとして全国で年間 1.8 万 Mg の炭素を蓄積できる。同様に、同年の茨城県のニホンナシ栽培面積 1,200ha(農林水産省, 2014)をナシ樹体バイオマスに換算すると、年間に 1,670Mg の炭素を蓄積できる。

表23 各器官の炭素含量と樹齢別の樹体の炭素蓄積量

試験区	樹齢	炭素含量(kg-C 樹 ⁻¹)						地下部	樹体の炭素蓄積
		骨格部	配置枝	葉	果実	剪定枝			
						新梢	配置枝		
2~5年生	2	0.2	0.0	-	-	-	-	-	-
	3	0.9	0.1	0.2	0.0	0.1	0.0	0.4	1.4
	4	1.5	0.5	0.4	0.3	0.6	0.0	0.9	2.9
	5	2.8	0.7	0.6	0.9	0.8	0.1	1.7	5.2
7~10年生	7	5.4	1.3	-	-	-	-	-	-
	8	6.6	1.6	1.3	2.1	1.7	1.8	4.4	12.7
	9	8.8	1.6	1.8	1.8	1.9	2.0	5.2	15.7
	10	10.8	1.8	2.1	2.9	2.2	2.1	6.4	19.0
14~17年生	14	19.5	2.7	-	-	-	-	-	-
	15	21.5	2.6	3.9	4.9	2.7	2.4	11.1	35.1
	16	24.7	3.4	3.5	3.6	3.5	2.2	11.9	39.9
	17	27.6	3.9	3.9	5.2	4.7	3.0	14.1	45.5
18~22年生	19	38.6	3.5	5.6	3.9	4.8	4.2	17.5	59.6
	20	40.8	3.6	5.2	4.3	5.2	4.5	18.4	62.7
	21	44.9	3.7	5.1	4.6	4.9	4.2	19.5	68.1
	22	48.8	3.8	5.7	4.5	4.4	4.7	20.8	73.4
22~25年生	22	52.9	2.7	-	-	-	-	-	-
	23	53.5	2.6	6.0	5.6	4.1	3.8	21.9	78.0
	24	60.4	4.1	5.0	5.0	4.3	2.9	23.6	88.1
	25	63.7	4.3	5.2	5.7	5.1	4.2	25.5	93.5

-:未測定

樹体の炭素蓄積量=(骨格部炭素含量)+(配置枝炭素含量)+(地下部炭素含量)

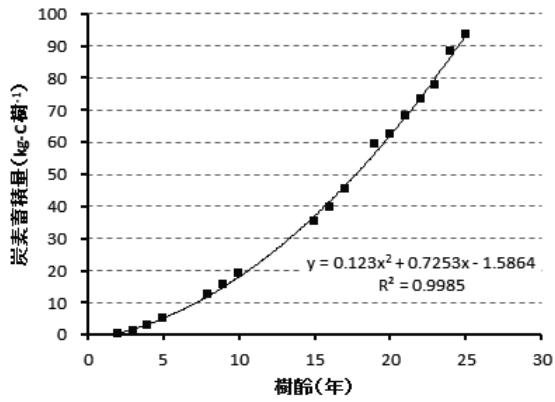


図12 一樹当たりの炭素蓄積量の推移

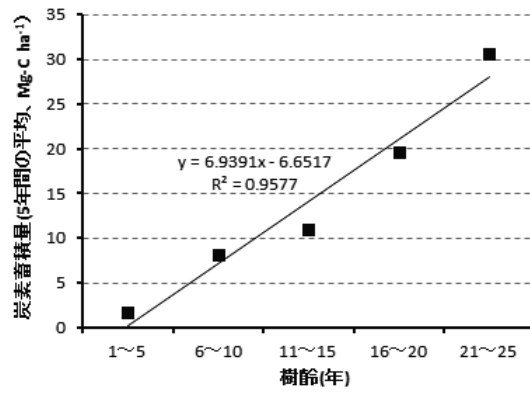


図13 ナシ園の炭素蓄積量の推移

5 堆肥施用および施肥改善が大気環境に及ぼす影響

5.1 堆肥の窒素肥効を考慮した施肥法が地表からの二酸化炭素発生に及ぼす影響

5.1.1 目的

長期間の有機物施用は土壌の全炭素含量を高めることが報告されているが、4章1節で検討したとおり、本県ナシ栽培での慣行的な施肥法や堆肥に含有される窒素肥効を考慮した新規施肥法は、いずれの施用法も土壌への炭素蓄積は認められなかった。

そこで、本県のナシ園で慣行的な施肥方法である化学肥料と豚糞堆肥の併用、および作物生産と環境に配慮した施肥方法として化学肥料の一部を堆肥で代替する施肥方法が地表からの二酸化炭素発生量に及ぼす影響を調査し、ナシ園の炭素収支を明らかにする。

5.1.2 材料および方法

(1) 供試圃場および供試材料

本試験は茨城園研内圃場（腐植質普通黒ボク土、T-N：4.51g kg⁻¹、T-C：56.8g kg⁻¹、pH(KCl)：5.73)において、2004年～2013年まで豚糞堆肥連用試験を行った。

供試作物はナシ‘幸水’（樹齢12年生：2004年）を用いた。1993年3月に1年生の苗木を植栽し、その後の栽培管理は本県の果樹耕種基準（茨城県農林水産部、1993）に準じた。剪定は毎年1～2月に実施し、剪定枝および落葉はすべて圃場外に持ち出した。また、試験期間中に耕うんおよび灌水は行わなかった。

処理区は、化学肥料区、慣行区、代替区の3区を設け、1区25m²（1樹）で3反復とした。化学肥料区は本県の果樹栽培基準（茨城県農業総合センター、2003）に準じ、年間で200kg ha⁻¹（基肥100kg ha⁻¹、追肥100kg ha⁻¹）の窒素を施用した。慣行区は、茨城県内のナシ園の施肥実態（植田、2002）に基づき、化学肥料による基準施肥量に併せて豚糞堆肥（以下堆肥、T-N：25.3±3.1g kg⁻¹、T-C：336±11g kg⁻¹、水分：353±51g kg⁻¹）を全窒素で300kg ha⁻¹ yr⁻¹を施用（全炭素は平均で4.0Mg ha⁻¹ yr⁻¹施用）した。また、代替区は、基準施肥量における基肥窒素を堆肥で代替（全窒素含量を基準、全炭素は平均で1.3Mg ha⁻¹ yr⁻¹施用）し、追肥は化学肥料区と同様に行った。堆肥は毎年2月に施用した。化学肥料は硫安を用い、基肥（2月）：追肥1（5月）：追肥2（6月）：追肥3（9月）に分施した。なお、リン酸、加里はそれぞれ重焼リン、ケイ酸加里を用いて、一律に各成分160kg ha⁻¹ yr⁻¹を基肥として施肥した。肥料は地表面に散布した。

(2) 地表面の二酸化炭素発生速度の測定

堆肥連用9年目および10年目にあたる2012年1月から2013年12月までの2年間において、地表面の二酸化炭素発生速度を測定した。二酸化炭素発生速度の測定は、クローズドチャンバー法（八木、1997）で行った。ガス測定は、おおむね午前8時から午前10時までの間に行い、3月から11月の期間は週に1回、特に堆肥および施肥直後は週に2回の頻度で行った。なお、12月から2月までの期間は地温が低く、事前調査において二酸化炭素発生量が極めて少ないことを確認したことから、2012年1月と2月および2013年2月と12月にそれぞれ1回測定を行った。主幹から約50cm離れた位置に塩化ビニル樹脂製の円筒（直径25cm×高さ10cm）を5cm程度埋まるように設置（各区3反復）し、以後これを台座とした。台座内は定期的に除草剤を散布し、期間を通じて無植栽とした。測定時は、NDIR（非分散型赤外線吸収法）方式二酸化炭素濃度計測センサ（TR-76Ui, T&D）を台座内に設置し、塩化ビニル樹脂製のチャンバー（直径25cm×高さ5cm）を装着し密閉した。チャンバー内部に二酸化炭素濃度センサを設置し二酸化炭素濃度の増加速度から二酸化炭素発生速度を算出する方法は、玉井ら（2005）の方法に準拠した。すなわち、チャンバー装着から一定時間経過後の二酸化炭素濃度増加が線形性を示す範囲を用いて二酸化炭素発生速度を算出した。本試験では、チャンバーの密閉時間を180秒とし、装着から100秒間経過した後の二酸化炭素濃度の増加率を直線回帰し、二酸化炭素発生速度を算出した。また、年間の積算発生量は台形法で算出した。一般に、地表から放出される二酸化炭素発生速度は、根呼吸と微生物による有機物分解呼吸の二つに大きく分けられる。檀浦ら（2006）は広葉樹林において細根量は土壌二酸化炭素発生速度に高い寄与率を示すこと、花田ら（1987）は黒ボク土リンゴ園において細根量は樹幹から離れるにつれて少なくなること報告している。本試験では主幹とチャンバーの距離を処理区間で同一としたことから根呼吸を一定と仮定し、施用した堆肥由来の微生物呼吸による二酸化炭素発生量は慣行区および代替区の値から化学肥料

区の値を差し引いて求めた。

地温は、地温計（TR-52i, T&D）を用いセンサ先端部を土壌表面から深さ 10cm に埋設し、同期間中にそれぞれ 60 分間隔で測定した結果を日平均した。降水量は、茨城園研内の気象観測データを用いた。

5. 1. 3 結果および考察

(1) 地表面の二酸化炭素発生速度

堆肥施用による土壌全炭素含量の変化と土壌有機物の分解との関係を明らかにするため、土壌表面から発生する二酸化炭素発生速度を測定した。試験期間中の日積算降水量および日平均地温の推移を図 14 上に、試験期間中の二酸化炭素発生速度の推移を図 14 下に示す。また、年間の炭素施用量と二酸化炭素発生量を表 24 に示す。

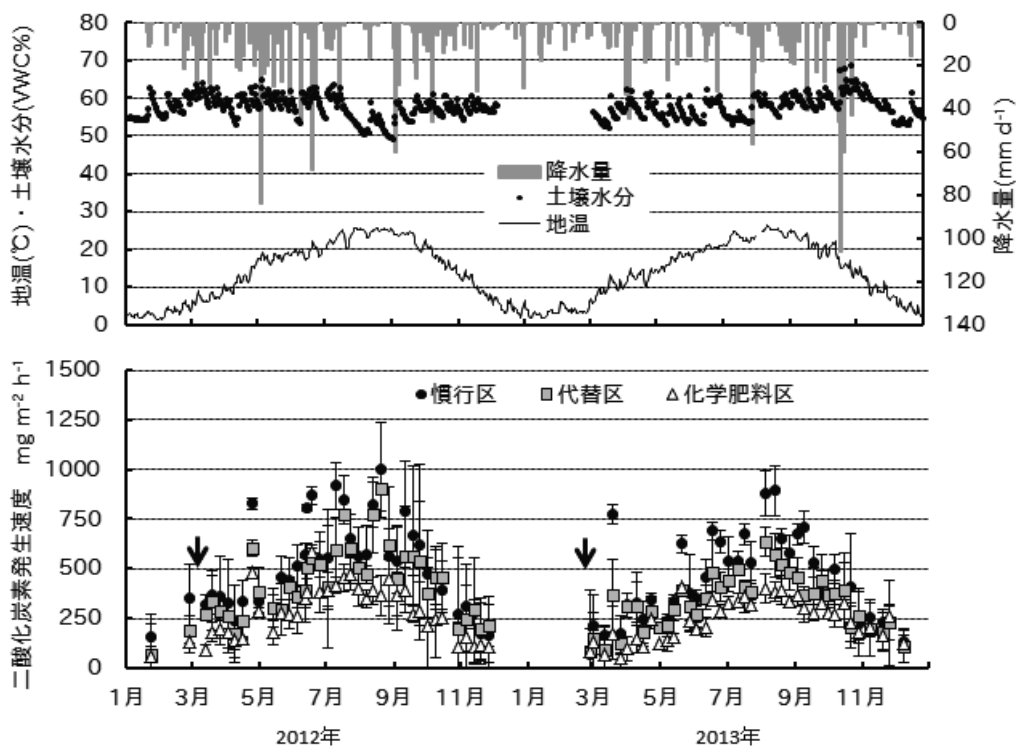


図 14 豚糞堆肥連用黒ボク土ナシ園における二酸化炭素発生速度および日平均地温・日積算降水量の推移

注：図中の矢印は堆肥施用時期，誤差線は標準偏差(n=3)を示す。

2012 年は年間降水量 1293mm，日平均地温 1.3°C～25.8°C，2013 年は年間降水量 1233mm，日平均地温 1.6°C～26.5°C の範囲で推移した。二酸化炭素発生速度の全体的な傾向は日平均地温の変化と対応し，3 月から高まり 8 月に最も高い値を示し冬季にかけて減少した。年間の二酸化炭素発生量は 2 年間の平均値において 4.9～9.0Mg-C ha⁻¹ の範囲であった。これは，佐藤・瀬戸（2000）が牛ふん堆肥を年間 1.2Mg-C ha⁻¹ 施用した火山灰土果樹園で推定した年間の二酸化炭素発生量 6.1Mg-C ha⁻¹ とほぼ同等の値であった。二酸化炭素発生量は化学肥料区が 4.9±0.4Mg-C ha⁻¹ に対し，代替区 7.1±1.1Mg-C ha⁻¹，慣行区 9.0±0.8Mg-C ha⁻¹ となり年間の炭素施用量が多いほど高くなった。また，慣行区および代替区では，堆肥施用後の 3 月～4 月に比較的大きな二酸化炭素発生が観測された。これは，易分解性有機物の量と二酸化炭素発生量に正の相関がある（瀬戸ら，1978）ことから，施用した堆肥中の易分解性有機物の分解によると考えられる。

化学肥料区との差で求めた施用堆肥由来の二酸化炭素発生量は，2 年間の平均値で慣行区 4.0±0.9Mg-C

ha⁻¹ となり、年間の炭素施用量と同等であった。このことは、見かけ上炭素の施用量と発生量が平衡状態にあることを示唆し、4章1節において土壌全炭素含量が平衡状態に達したとの結論と一致する。また代替区では、年間の炭素投入量 1.3Mg ha⁻¹ に対し、施用堆肥由来の二酸化炭素発生量は年平均値で 2.2±0.9Mg-C ha⁻¹ とやや高い値であった。花田ら（1987）は、リンゴ園 6 樹において主幹からの距離別に測定した根群密度の平均値の標準偏差はかなり大きいと報告している。本試験では処理区間の根呼吸を一定と仮定したが、代替区において施用堆肥由来の二酸化炭素発生量は2 ヶ年とも炭素投入量に対して多かったことから、代替区の測定場所は他区よりも根の多い所であった可能性が考えられる。

表24 豚糞堆肥によるナシ園への年間炭素施用量と土壌表面からの二酸化炭素発生量

試験区	年間炭素施用量* Mg-C ha ⁻¹ yr ⁻¹	年間の二酸化炭素発生量(Mg-C ha ⁻¹ yr ⁻¹)		
		2012年	2013年	平均
慣行区	4.0	9.6±1.6 (4.4±1.1)	8.4±1.0 (3.7±0.7)	9.0±0.8 (4.0±0.9)
代替区	1.3	7.9±1.1 (2.7±0.6)	6.4±1.5 (1.7±1.2)	7.1±1.1 (2.2±0.9)
化学肥料区	0	5.2±0.5	4.7±0.4	4.9±0.4

値は、平均値±標準偏差で示す。また、括弧内の数値は、慣行区または代替区の二酸化炭素発生量から化学肥料区の二酸化炭素発生量を差し引いた値

*2004年から2013年に施用した豚糞堆肥中の炭素含量の平均値

5. 2 堆肥の窒素肥効を考慮した施肥法が一酸化二窒素発生に及ぼす影響

5. 2. 1 目的

農耕地への有機物施用は土壌の全炭素含量を高めることが報告されており(井上ら, 2012; 中津・田村, 2008), 炭素蓄積による二酸化炭素の排出削減効果が期待されている。一方で, 家畜糞堆肥を含む有機質肥料の施用は一酸化二窒素の排出源になる(秋山ら, 2004)ことや土壌有機物の分解は一酸化二窒素の排出に影響する(谷山ら, 2011)ことから, 有機物施用による土壌への炭素蓄積により二酸化炭素排出量が削減されたとしても一酸化二窒素発生量が増加した場合は温室効果ガス削減効果が相殺される。

そこで, 本県のナシ園で慣行的な施肥方法である化学肥料と豚糞堆肥の併用, および作物生産と環境に配慮した施肥方法として化学肥料の一部を堆肥で代替する施肥方法が地表からの一酸化二窒素発生量に及ぼす影響を調査し, ナシ園から大気への窒素排出量を明らかにする。

5. 2. 2 材料および方法

(1) 供試圃場および供試材料

本試験は茨城園研内圃場(腐植質普通黒ボク土, T-N: 4.51g kg⁻¹, T-C: 56.8g kg⁻¹, pH(KCl): 5.73, 各数値は試験開始時)において, 2004年~2013年まで豚糞堆肥連用試験を行った。

供試作物はナシ‘幸水’(樹齢12年生: 2004年)を用いた。1993年3月に1年生の苗木を植栽し, その後の栽培管理は本県の果樹耕種基準(茨城県農林水産部, 1993)に準じた。植栽距離は7.2m×7.2m 互の目(380樹 ha⁻¹)とした。供試樹同士が隣接するため, 2004年3月に区の境界を自走式トレンチャーで幅25cm 地表下90cm までの溝を掘り, ここに幅90cm の塩化ビニル製畦畔板を挿入して区切り, 1区25m²に1樹とした。剪定は毎年1~2月に実施し, 剪定枝および落葉はすべて圃場外に持ち出した。また, 試験期間中に灌水は行わなかった。

処理区は, 化学肥料区, 慣行区, 代替区, 無窒素区を設け, 各3反復とした。化学肥料区は本県の果樹栽培基準(茨城県農業総合センター, 2003)に準じ, 基準施肥量として年間200kg ha⁻¹(基肥100kg ha⁻¹, 追肥100kg ha⁻¹)の窒素を化学肥料で施用した。慣行区は, 慣行法として茨城県内のナシ園の施肥実態(植田, 2002)に基づき, 化学肥料区の基準施肥量に加えて豚糞堆肥(以下堆肥, T-N: 25.3±3.1g kg⁻¹, T-C: 336±11g kg⁻¹, 水分: 353±51g kg⁻¹)を全窒素で300kg ha⁻¹ yr⁻¹施用した。代替区は, 基準施肥量のうち基肥窒素100kg ha⁻¹ yr⁻¹を堆肥で代替し, 追肥は化学肥料で100kg ha⁻¹ yr⁻¹を施用した。無窒素区は窒素施肥および堆肥施用は行わなかった。なお, 無窒素区は, 永年性のナシ樹において無窒素による継続的な栽培は困難なため, 圃場の外周部に設置した。化学肥料は硫酸を用い, 基肥は2月に, 追肥は追肥1(5月): 追肥2(6月): 追肥3(9月)を3:3:4の割合で分施した。リン酸, 加里はそれぞれ重焼リン, ケイ酸加里を用いて, 各処理区一律に各成分160kg ha⁻¹ yr⁻¹を基肥として施肥した。肥料および堆肥は地表面に散布し, 耕起は行わなかった。

(2) 地表面の一酸化二窒素フラックスの測定

2012年1月から2013年12月までの2年間において, 地表面の一酸化二窒素フラックスをクローズドチャンバー法(八木, 1997)で測定した。区画の中央にあるナシ樹主幹から約50cm 離れた位置に塩化ビニル樹脂製の円筒(直径25cm×高さ10cm)を5cm 程度埋まるように設置(各区3反復)し, 以後これを台座とした。なお, 無窒素区は圃場の外周部としたので, 台座は主幹から約4m 程度離れた位置に設置した。台座内は無植栽とした。ガス採取時は, 台座に塩化ビニル樹脂製のチャンバー(直径25cm×高さ5cm)をかぶせ, チャンバー設置直後の0分, 10分, 20分にチャンバー内ガスを50ml のシリンジを用いて30ml 採取した。これを真空にしておいた15ml バイアル瓶に注入した。調査は, 原則午前8時から午前10時までの間に行った。測定頻度は, 3月から11月までの期間に週1回, 特に堆肥施用および施肥直後は週2回行った。地温の低い12月から2月までは2週間~2ヶ月に1回測定を行った。採取した試料の一酸化二窒素濃度はECD付ガスクロマトグラフ(GC-2014, S社)で分析した。分析手法は既報(須藤, 2012)に基づいた。年間の一酸化二窒素発生量は, 台形積分法により算出した。排出係数は, 各区の年間一酸化二窒素発生量から無窒素区の年間一酸化二窒素発生量を差し引き, 各区の年間施肥窒素量で除して百分率で求めた。

(3) 土壌水分, 地温, 降水量

土壌水分 (0~10cm 深) は土壌水分センサ (10HS, D 製) を用い, 体積含水率を 1 時間毎に測定した。水分飽和度 (Water Filled Pore Space ; 以下 WFPS) は, 体積含水率を供試土壌の孔隙率で除して得られた商を百分率で求めた。地温は, 地温計 (TR-52i, T&D 製) を用いセンサ先端部を地表面から深さ 10cm に埋設し, 1 時間毎に測定し結果を日平均した。なお, 土壌水分および地温の測定は, 試験区画の中央部分に位置するナシ樹 (慣行区) の主幹から約 50cm 離れた位置で行った。降水量は, 茨城園研内の気象観測データを用いた。

(4) 土壌の全炭素含量および全窒素含量

土壌は, 各年のナシ落葉後から堆肥施用前の 12 月~2 月に採取した。各処理区 (3 反復) において, 深さ 0~20cm の層位をハンドオーガー (直径 70mm, D 社) で採取し, 分析用の試料とした。採取した土壌は風乾し, 2mm のふるいを通したものを全自動元素分析装置 (VarioMAX CN, E 社) で全炭素および全窒素含量を分析した。

(5) 推定モデルによる一酸化二窒素発生要因の解析

Mu et al. (2009) は, 微生物の有機物分解による窒素の無機化過程を考慮し, また一酸化二窒素発生が微生物活性に依存するという考えに基づき, 土壌の一酸化二窒素発生量を二酸化炭素発生量と土壌の C/N 比および施肥窒素量で説明できる経験的なモデル式(2)により推定している。この推定式をナシ園のデータに適用し, 推定値と実測値とを比較した。

$$\text{一酸化二窒素発生量}(\text{kg-N ha}^{-1}) = a \exp[b * (\text{E}_{\text{CO}_2} / \text{S}_{\text{cn}} + \text{F}_n)] \quad (2)$$

a, b = モデルパラメータ

E_{CO_2} = 土壌の従属栄養呼吸 (Rh: heterotrophic respiration, kg-C ha^{-1})

S_{cn} = 土壌の C/N 比

F_n = 化学肥料の施肥量 (kg-N ha^{-1})

$(\text{E}_{\text{CO}_2} / \text{S}_{\text{cn}} + \text{F}_n)$ = 土壌の総無機態窒素 (kg-N ha^{-1})

ここで, モデルパラメータは, 異なる気候や土壌条件および土地管理の畑圃場で測定された 114 点のデータを適用して求めた値 $a=0.2937$, $b=0.00408$ (Mu et al. 2009) を用いた。また, 作物が植栽された条件で測定された二酸化炭素フラックスでは従属栄養呼吸は概ねその半分と推定 (Andrews et al., 1999; Hanson et al. 2000) されたことから, 同様に E_{CO_2} はナシ園の二酸化炭素発生量の半量とした。なお, 二酸化炭素発生量は, 5 章 1 節による 2012 年および 2013 年の値 (表 24) を用いた。

(6) 統計処理

ナシ園土壌からの一酸化二窒素発生量および排出係数, モデル推定による土壌の無機態窒素の検定には, Tukey 法を用いた。

5. 2. 3 結果および考察

試験期間中の日積算降水量, WFPS および日平均地温の推移を図 15 上に, 一酸化二窒素フラックスの推移を図 15 下に示す。年間降水量は 2012 年 1293mm, 2013 年 1233mm であり, 過去 5 年 (2007~2011 年) の平均値 1309mm と大きな差は認められなかった。日平均地温は 2 年間ともに 1.3°C (1 月下旬) ~ 26.5°C (8 月上旬) の範囲で推移した。WFPS は, 期間を通じて 80% 前後で推移し, 降雨後は 90% 程度に高まり, また夏季の干天時には 70% 程度に低下した。一酸化二窒素フラックスは, 基肥および堆肥, 追肥施用後で降雨後の WFPS が高まった際に著しく増加することを認め, ピークの高さは慣行区 > 化学肥料区 \approx 代替区であった。2012 年および 2013 年の一酸化二窒素フラックスの年平均値は, 慣行区 (314 ± 63 , $355 \pm 101 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$), 化学肥料区 (152 ± 17 , $133 \pm 9 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$), 代替区 (124 ± 41 , $134 \pm 34 \mu\text{g-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) であり, 慣行区と化学肥料区および代替区との間にそれぞれ 5% 水準で有意な差が認められた。また, 慣行区は反復間の変動が他区と比較して大きかった。本試験では堆肥は地表面に散布し耕起を行わなかったが, 代替区では施用した堆肥がそれぞれ重ならず土壌との接触程度がほぼ均一であったのに対し, 慣行区では処理

した堆肥の量が代替区より多く土壌表面を覆いさらにやや厚みがあったため、堆肥の状態が反復間で不均一になり易かったと考えられる。一般に有機物分解は土壌との混和や水分状態等に影響されることから、慣行区において土壌表面に施用した堆肥の厚みのばらつきにより、一酸化二窒素発生が変動したと考えられる。また、地温の低い12月～2月はすべての処理区で、無窒素区は期間を通じて、一酸化二窒素の発生が少なかった。

ナシ栽培圃場における年間の総窒素投入量、一酸化二窒素発生量および排出係数を表25に示す。2012年および2013年の一酸化二窒素発生量は、慣行区3.14, 3.55kg-N ha⁻¹ yr⁻¹、代替区1.24, 1.35kg-N ha⁻¹ yr⁻¹、化学肥料区1.52, 1.33kg-N ha⁻¹ yr⁻¹、無窒素区0.14, 0.22kg-N ha⁻¹ yr⁻¹で総窒素投入量に応じて増加した。各区の一酸化二窒素発生量は年次間で大きな差がなく、これは2年間の降水量や日平均地温および土壌水分がほぼ同様の条件であったためと考えられる。2012年および2013年の排出係数は、慣行区0.60, 0.67%、代替区0.55, 0.56%、化学肥料区0.69, 0.55%と各試験区間に有意な差は認められず、日本国温室効果ガスインベントリ報告書(温室効果ガスインベントリオフィス(GIO)編, 2014)による排出係数(合成肥料と畜産廃棄物を含めた有機質肥料の排出係数は同じであり、「その他の作物」においてそれぞれ0.62%)とほぼ同水準であった。

モデル式(2)の変数として、試験区の二酸化炭素発生量、土壌の全炭素含量および全窒素含量、化学肥料施肥量と、それらから算出した土壌の従属栄養呼吸、C/N比、無機態窒素および総無機態窒素について、2012年および2013年の値を表26に示す。土壌の従属栄養呼吸は1.6～4.8Mg-C ha⁻¹、土壌の全炭素含量は51.1～60.8g kg⁻¹、土壌の全窒素含量4.0～6.1g kg⁻¹であり、慣行区>代替区>化学肥料区≥無窒素区の関係が認められた。土壌のC/N比は、代替区および化学肥料区が11.6～11.9の範囲でほぼ同等であり、これらと比較して無窒素区は12.6および12.8とやや高く、慣行区は10.1および11.3とやや低かった。二酸化炭素発生量と土壌C/N比から推定された土壌無機態窒素とこれに化学肥料施肥量を合わせた土壌の総無機態窒素は、慣行区575, 672kg ha⁻¹、代替区437, 370kg ha⁻¹、化学肥料区426, 397kg ha⁻¹、無窒素区200, 127kg ha⁻¹であり、2012年および2013年ともに慣行区の値が高く、代替区および化学肥料区は同等で、無窒素区は低かった。表26のデータセットを用いて式(2)により算出した一酸化二窒素発生量および土壌の総無機態窒素の推定値と一酸化二窒素発生量の実測値の関係を図16に示す。黒ボク土ナシ園における一酸化二窒素発生量は、土壌の総無機態窒素が600kg ha⁻¹前後でやや変動があるものの、推定した土壌の総無機態窒素の増加に応じて指数関数的な増加を示す式(2)による推定値によく一致した。最小二乗法による両者の回帰直線の決定係数は(R²=0.8257, n=8)と高い精度で予測できることが示され、有機物連用条件における黒ボク土ナシ園の一酸化二窒素発生予測に適用できると考えられる。本試験で用いたモデル(Mu et al., 2009)は114点の観測データから構築されているが、土壌の総無機態窒素が600kg ha⁻¹より高いデータは6点と比較的少ない。今後、土壌の総無機態窒素が高い地点の観測データが蓄積されることにより、一酸化二窒素発生量の推定精度の向上が期待される。

以上の結果から、ナシ栽培圃場における豚糞堆肥連用試験において、慣行区の一酸化二窒素発生量が化学肥料区や代替区と比較して多いことは、慣行区で土壌の総無機態窒素量が多くなったことの影響と考えられる。すなわち、無機態窒素の系外への流出が確認された3章の結果と同様に、過剰になった無機態窒素が一酸化二窒素の発生量増加に影響したと考えられる。また、9～10年の豚糞堆肥連用条件において代替区の一酸化二窒素発生量は化学肥料区と同等であったことから、化学肥料の一部を堆肥で代替する施肥方法は一酸化二窒素発生量を増加させることなく有機物を施用する方法として有効であると考えられる。これらのことから、一酸化二窒素発生量を低減するためには、堆肥等の有機物中窒素を考慮した総窒素投入量による施肥設計が必要である。

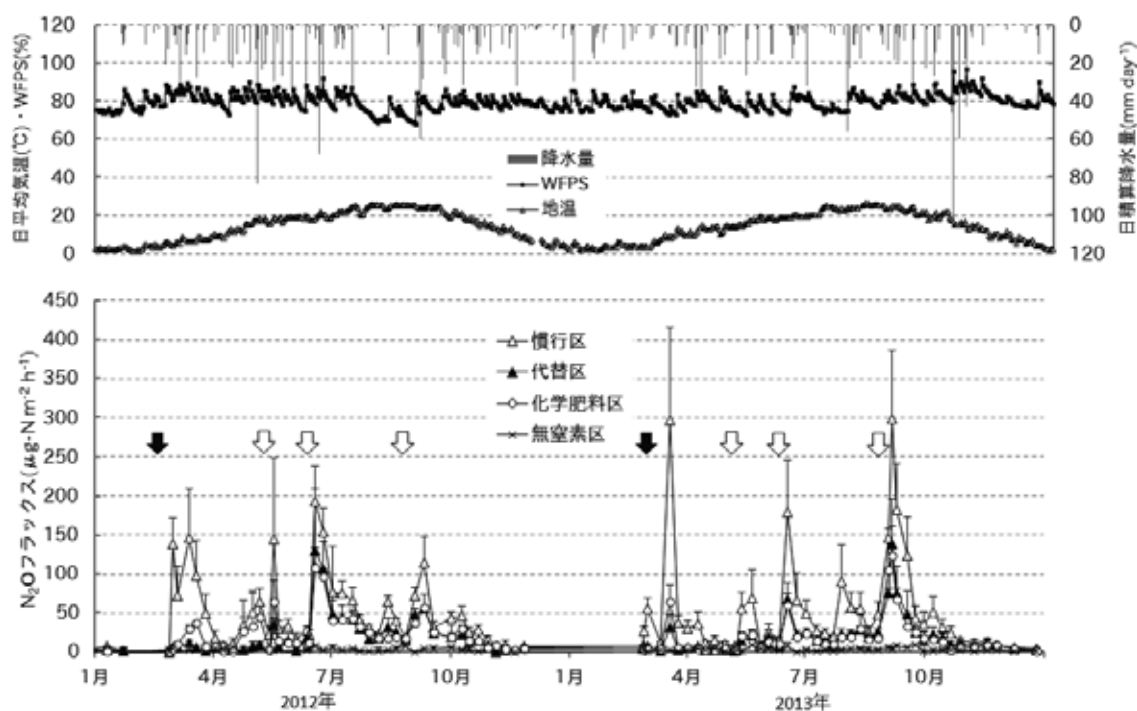


図15 ナシ栽培圃場における日平均地温，WFPS，日積算降水量および一酸化二窒素フラックスの推移
 注：図中の矢印は窒素施肥時期（黒塗りは堆肥または堆肥+基肥，白抜きは追肥），誤差線は標準偏差を示す。

表25 ナシ栽培圃場における年間の総窒素投入量、一酸化二窒素発生量および排出係数

試験区	窒素投入量		一酸化二窒素発生量 (kg-N ha ⁻¹ yr ⁻¹)		排出係数 (%)	
	化学肥料	堆肥	2012年	2013年	2012年	2013年
	慣行区	200	300	3.14 a ± 0.51	3.55 a ± 0.82	0.60 a ± 0.13
代替区	100	100	1.24 b ± 0.34	1.35 b ± 0.28	0.55 a ± 0.21	0.56 a ± 0.17
化学肥料区	200	0	1.52 b ± 0.14	1.33 b ± 0.08	0.69 a ± 0.09	0.55 a ± 0.05
無窒素区	0	0	0.14 c ± 0.02	0.22 c ± 0.06		

総窒素投入量は、化学肥料と堆肥(全窒素含量)の窒素投入量の合計

排出係数 = (各試験区N₂O発生量 - 無窒素区N₂O発生量) / 総窒素投入量 × 100

平均値 ± 標準偏差 (n=3) 異なるアルファベットは、5%水準で有意差があることを示す (Tukey法)

表26 施肥および豚糞堆肥施用方法の違いによる土壌における二酸化炭素発生量および土壌炭素と各形態の窒素含量

年	試験区	CO ₂ 発生量	土壌Rh (E _{CO2})	土壌T-C	土壌T-N	C/N (S _{cn})	土壌無機態窒素 (E _{CO2} /S _{cn})	化学肥料施肥量 (F _n)	土壌の総無機態窒素 (E _{CO2} /S _{cn} +F _n)
		Mg-C ha ⁻¹ yr ⁻¹		g kg ⁻¹			kg-N ha ⁻¹ yr ⁻¹		
2012	慣行区	9.6 ± 1.6	4.8 ± 0.8	60.8 ± 0.9	6.1 ± 0.7	10.1 ± 1.1	472 ± 46	200	672 a ± 46
	代替区	7.9 ± 1.1	3.9 ± 0.6	59.3 ± 1.2	5.1 ± 0.3	11.6 ± 0.5	337 ± 48	100	437 b ± 48
	化学肥料区	5.2 ± 0.5	2.6 ± 0.3	52.8 ± 1.3	4.6 ± 0.5	11.7 ± 1.3	226 ± 45	200	426 b ± 45
	無窒素区	5.1 ± 0.4	2.5 ± 0.2	52.5 ± 0.6	4.2 ± 0.2	12.6 ± 0.3	200 ± 13	0	200 c ± 13
2013	慣行区	8.4 ± 1.0	4.2 ± 0.5	60.5 ± 8.1	5.4 ± 1.0	11.3 ± 0.7	375 ± 69	200	575 a ± 69
	代替区	6.4 ± 1.5	3.2 ± 0.7	55.8 ± 4.0	4.8 ± 0.3	11.7 ± 0.7	270 ± 56	100	370 b ± 56
	化学肥料区	4.7 ± 0.4	2.4 ± 0.2	53.1 ± 6.5	4.5 ± 0.5	11.9 ± 0.1	197 ± 17	200	397 b ± 17
	無窒素区	3.3 ± 0.4	1.6 ± 0.2	51.1 ± 1.8	4.0 ± 0.2	12.8 ± 0.3	127 ± 19	0	127 c ± 19

土壌Rh: 従属栄養呼吸 (CO₂発生量の1/2とした)

土壌無機態窒素: 土壌RhをC/N比で除して推定した

土壌の総無機態窒素: 土壌無機態窒素と化学肥料施肥量の合計値

平均値 ± 標準偏差 (n=3) 異なるアルファベットは、5%水準で有意差があることを示す (Tukey法)

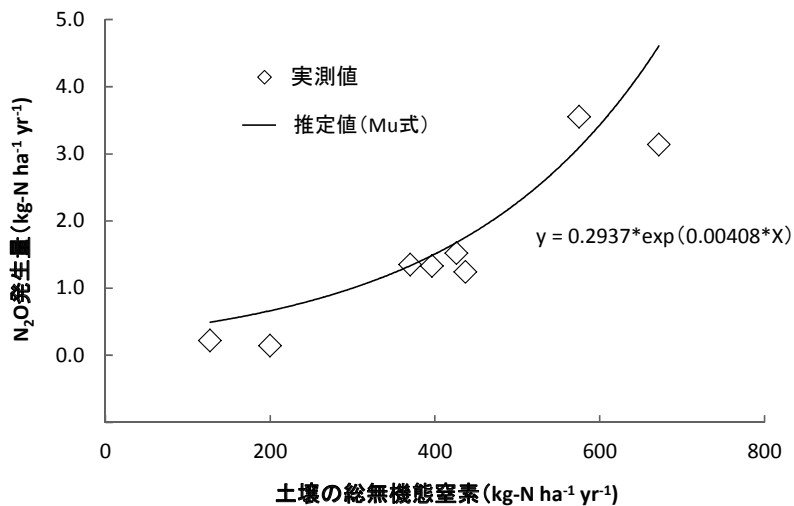


図 16 ナシ栽培圃場における一酸化二窒素発生量と土壌の総無機態窒素の関係
注: 土壌の総無機態窒素=「土壌の従属栄養呼吸」/「土壌の C/N 比」+「化学肥料の施肥量」

6 総合考察

6.1 堆肥施用および施肥改善が地下水・土壌・大気各環境に及ぼす影響

茨城県内のナシ産地では、県施肥基準量と比較して過剰な施肥が行われ、同時に有機物として施用している堆肥中の肥料成分は施肥成分に全く考慮されていない事例が認められた。また、このような慣行的な施肥は、ナシ園直下の浅層地下水の硝酸態窒素濃度に影響する可能性が示唆された。

この慣行的な施肥（慣行区）がナシの生産性と地下水環境に及ぼす影響を明らかにするため、県施肥基準量（化学肥料区）との比較で、ナシ栽培ライシメーター用いた9年間の栽培試験で検討した。その結果、両区の生産性は同等であったが、調査期間の硝酸態窒素溶脱量の合計値は化学肥料区 16.5kg-N ha^{-1} に対し、慣行区で 952.1kg-N ha^{-1} と著しく増加した。

そこで、堆肥中の窒素肥効を考慮した新規施肥法（代替区）がナシ生産性と地下水環境に及ぼす影響を明らかにするため、慣行区および化学肥料区との比較で、試験規模を圃場レベルに拡大して9年間の栽培試験で検討した。その結果、収量、生育、果実品質等の生産性は施肥処理の違いに関わらず同水準であり、樹体地上部の窒素吸収量は $135\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ 程度と推定された。供試した豚糞堆肥は、窒素放出率（ $100 - \text{窒素残存率}\%$ ）が施用1年目に 56.2% であり、数年程度の連用により、見かけ上、堆肥の窒素含量の大部分が施用当年に無機化されると推定された。そのため、窒素成分 $200\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ を硫酸で施用した化学肥料区と比較して、無機態窒素投入量（化学肥料と堆肥の窒素放出量の合計、1年目～9年目： $369 \sim 474\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ ）が多い慣行区は、4年目以降に土壌溶液の硝酸態窒素濃度（深さ1m）が上昇し、全期間の硝酸態窒素溶脱量が大きく増加した。9年間の窒素収支は、作物の窒素吸収量が処理区間で同等であったことから、化学肥料区に対し総窒素投入量の多い慣行区で硝酸態窒素溶脱量が 730kg ha^{-1} 増加した。一方で、総窒素投入量を窒素吸収に見合った量に適正化した代替区は、化学肥料区と比べて、硝酸態窒素溶脱量が 62kg ha^{-1} 少なく、窒素収支を改善し地下水への窒素負荷低減に有効であった。

ナシ園の炭素動態は、土壌有機物の消耗や有機物施用による補給または樹体生長と関連し、持続的なナシ生産を実現する上で重要である。慣行区および代替区、化学肥料区の土壌管理が土壌全炭素含量に及ぼす影響について、4章の結果（図11）から算出した値とその変化量を表27に示す。化学肥料区的全炭素含量は、10年間の栽培により試験開始時の値からやや低減した。一方で、慣行区および代替区は、10年間にわたって堆肥を連用しても土壌表層 $0 \sim 20\text{cm}$ の全炭素含量の有意な変化に寄与しなかった。土壌表面から発生する二酸化炭素量をみると、堆肥連用9～10年目において、二酸化炭素発生量は化学肥料区が $4.9 \pm 0.4\text{Mg-C ha}^{-1}$ に対し、代替区 $7.1 \pm 1.1\text{Mg-C ha}^{-1}$ 、慣行区 $9.0 \pm 0.8\text{Mg-C ha}^{-1}$ となり年間の炭素施用量が多いほど高くなった。化学肥料区との差で求めた施用堆肥由来の二酸化炭素発生量と年間の炭素施用量を比較した結果、代替区ではやや高い値であったものの慣行区では同等であった。このように、見かけ上、炭素の施用量と発生量が平衡状態にあったことは、先に述べた土壌全炭素含量が平衡状態に達したとの結論と一致する。すなわち、代替区の炭素供給量は黒ボク土ナシ園において消費する土壌有機物の補給量を満たしており、これ以上に炭素供給量を増やしても土壌炭素の蓄積効果は期待できないと考えられる。さらに、樹園地土壌における炭素蓄積量は、果樹が永年性作物であることから、樹体を含めて捉える必要がある。生長に伴う樹体の炭素蓄積をモデル化してナシ園の炭素蓄積量を推定した結果、一樹当たりの炭素蓄積量は樹齢に応じて増加する傾向にあった。この一樹当たりの炭素蓄積量に栽植密度を乗じてナシ園の樹体の炭素蓄積の変化量を求めた結果、年間 1.39Mg-C ha^{-1} 増加すると推定できた。これは、日本の森林（スギ人工林や広葉樹天然林）が固定する平均的な炭素量と比較して同等かやや低い値であり、ナシ園が森林と同様に温室効果ガスの吸収源として十分に機能することが明らかになった。そのため、ナシ園を適切に管理し、栽培面積を新たに増やすことが温暖化緩和に大いに寄与すると考えられる。

表27 ナシ園の土壤炭素含量と年間の変化量

試験区	土壤炭素含量*		土壤炭素 の変化量
	2004年 (試験開始前)	2013年 (10年後)	
	g-C kg ⁻¹		
慣行区	59.7	59.1	-0.06
代替区	57.1	57.0	-0.01
化学肥料区	55.8	52.8	-0.30

*: 第4-1図の近似直線(慣行区 $y = -0.055x + 59.7$ 、代替区 $y = -0.063x + 57.1$ 、化学肥料区 $y = -0.297x + 55.8$)で算出した値

ナシ栽培が大気環境に及ぼす影響として、農業由来の温室効果ガスのうち、一酸化二窒素の排出が問題になる。慣行区および代替区、化学肥料区の土壤管理が一酸化二窒素発生量に及ぼす影響について検討した結果、一酸化二窒素発生量は慣行区>化学肥料区≧代替区となり、肥料と堆肥由来窒素の合計である総窒素投入量に応じて増加した。慣行区の一酸化二窒素発生量が化学肥料区や代替区と比較して多いことは、慣行区で土壤の総無機態窒素量が多くなったことの影響と考えられる。すなわち、地下水への硝酸態窒素溶脱量が増加した結果と同様に、過剰になった無機態窒素が一酸化二窒素発生に影響したと考えられる。また、9～10年の豚糞堆肥連用条件において代替区の一酸化二窒素発生量は化学肥料区と同等であった。このことから、化学肥料の一部を堆肥で代替する施肥方法は一酸化二窒素発生量を増加させることなく有機物を施用する方法として有効である。

6. 2 総合的な環境影響の評価

慣行区および代替区、化学肥料区の土壤管理でナシ栽培を実施した結果、生産性に違いは認められなかった。また、地力の指標として土壤炭素含量の変化に着目すると、堆肥を施用した慣行区と代替区は土壤炭素含量を維持できたのに対し化学肥料区は減少傾向を示したことから、持続的な農業のためには定期的な有機物の補給が必要であると考えられる。一方、土壤炭素含量の維持に必要な堆肥施用量は、代替区(約1.5Mg-C ha⁻¹ yr⁻¹)で十分であり、慣行区(約4.0Mg-C ha⁻¹ yr⁻¹)まで増加しても土壤炭素含量の増加に寄与しなかった。これらのことから、ナシ栽培の営農的な評価として、施肥コストおよび堆肥コストを低減できる代替区の土壤管理方法は合理的である。

また、慣行区および代替区、化学肥料区の土壤管理が地下水および大気環境に及ぼす影響を総合的に評価するため、これまで検討した結果である硝酸態窒素溶脱量の年平均値、および大気環境に影響するものとして樹体炭素の蓄積量、土壤炭素の変化量、一酸化二窒素排出量の各年平均値とそれらの合計値を表28に示す。硝酸態窒素溶脱量は、慣行区>化学肥料区≧代替区であり、樹体炭素の蓄積量と土壤炭素の変化量および一酸化二窒素発生量の合計で求めた温室効果ガス排出量は、化学肥料区≧慣行区>代替区であった。このように、代替区は、地下水および大気環境への負荷をそれぞれに低減することが可能であり、総合的に見ても環境にやさしい施肥法といえる。

以上のことから、代替区として検討した新規施肥法は、農業生産性の向上や安定化にとって不可欠である有機物を十分量供給でき、なおかつ堆肥由来の窒素供給を勘案して窒素施肥量を適正化することから地下水・土壌・大気それぞれへの環境負荷低減に有効であり、本県における持続的なナシ生産を実現することができると思われる。

表28 地下水および大気環境

試験区	地下水への影響		大気への影響(温室効果ガス排出量)		
	硝酸態窒素 溶脱量*1 kg-N ha ⁻¹ yr ⁻¹	樹体炭素 の蓄積量	土壌炭素 の変化量*2 kg-C ha ⁻¹ yr ⁻¹	N ₂ O発生量*3	合計
慣行区	137	-1388	90	427	-871
代替区	49	-1388	9	165	-1214
化学肥料区	56	-1388	453	182	-753

*1: 第3-16表の2004～2012年の年平均値

*2: 第〇-〇表の重量当たりの土壌炭素含量について、仮比重0.76Mg m³、深さ0～0.2mで面積換算した。*3: 第5-2表の2012～2013年の平均値について、京都議定書第二約束期間におけるN₂Oの地球温暖化係数299により炭素換算した。

6. 3 最後に

本研究で確立した「堆肥中の窒素の肥効を考慮した新規施肥法」は、平成24年(2012)の茨城県主要研究成果として採用された。また、ナシ栽培における基本技術の一つとして果樹栽培基準に記載された。さらに、普及センターと連携して本施肥法の現地実証圃の設置や講習会を実施して生産現場への普及を図った。その結果、県内の先進農家で取り込まれ、環境にやさしいナシ栽培方法として拡がりつつある。

本施肥法の普及においては、堆肥の品質を安定させ、耕種農家が安心して利用できる堆肥を生産することが重要である。そのために、畜産農家、耕種農家および指導機関それぞれが、堆肥を「土づくり効果を持った肥料」として位置づけて、堆肥の肥料効果について共通認識を持つことが必要である。

謝辞

本研究の遂行にあたり終始、懇切なご指導とご助言を賜り、さらにご校閲の労を賜り本論文の完成にまで先導いただきました東京農業大学応用生物科学部 前田良之博士に深くお礼申し上げます。

本論文のとりまとめにあたり、全体や細部に渡って丁寧なご指導と有益なご助言を賜りました鯉淵学園農業栄養専門学校教授 小川吉雄博士、東京農業大学名誉教授 後藤逸男博士に謹んで感謝申し上げます。

本研究の共同研究者である国立研究開発法人農業環境技術研究所(現:農研機構 農業環境変動研究センター)物質循環研究領域 板橋 直氏(現:有害化学物質領域 領域長)には、本研究のみならず日頃よりご指導ご鞭撻を賜りました。同研究所 江口定夫博士、須藤重人博士、大浦典子博士、佐野智人博士(現:農研機構 本部 監査室)、同機構果樹研究所(現:果樹茶業研究部門)杉浦裕義氏には、本研究のきっかけを与えていただくとともに、実験の遂行等にあたり多大なるご協力を賜りました。本研究の遂行過程において、茨城県農業総合センター園芸研究所土壌肥料研究室 折本善之室長(現:園芸研究所 所長)、同研究所同研究室 植田稔宏室長(現:県南農林事務所 つくば地域農業改良普及センター 経営課長)、同研究所同研究室 飯村 強室長(現:園芸研究所 研究調整監)、同研究所果樹研究室 清水 明室長(現:公益社団法人 茨城県農林振興公社)には適切なアドバイスとご指導を頂きました。本研究の圃場調査や圃場管理に際し、鶴谷陽子氏、渡辺正光氏には多大なるご協力を頂きました。以上の方々に厚くお礼申し上げます。

著者が茨城県農業総合センター園芸研究所に在籍中において、研究室の同僚である石井貴氏(現:茨城県農業総合センター園芸研究所流通加工研究室 室長)、内田智子氏(現:県北農林事務所)、小田部裕博士(現:自治研修所)、遠藤佳那子氏(現:県央農林事務所)には貴重なご助言と温かいご配慮を頂きました。皆様にお礼申し上げます。

本研究のとりまとめに際し終始、ご配慮と励ましを賜りました茨城県農業総合センター専門技術指導員室長 飯田幸彦博士(現:主任専門技術指導員)をはじめとする農業総合センターの諸先輩方に感謝いたします。

摘要

ナシ園の施肥および堆肥施用が環境に及ぼす影響について、窒素と炭素の動態を中心に、地下水・土壌・

大気に及ぼす影響の解析を行った。

茨城県県央地域ナシ園における施肥実態を調査し、併せて施肥管理の違いがナシ園土壌およびナシ園直下の地下水の化学性に及ぼす影響を検討した。その結果、調査地域の窒素、リン酸、加里の施肥量は、本県の施肥基準と比較して過剰であり、施肥基準を超過した生産者の割合は窒素が73%、リン酸が100%、加里が80%であった。堆肥の施用頻度は、「隔年」と「毎年施用」の合計が全体の87%であり、堆肥を慣行的に施用している実態が明らかになった。ナシ園直下の不圧地下水の硝酸態窒素濃度は、地下水が採取できた19園のすべてにおいて環境基準である 10mg L^{-1} を超過した。

本県のナシ園における慣行的な施肥方法が硝酸態窒素の溶脱に及ぼす影響を明らかにするため、本県施肥基準量を化学肥料により施用した化学肥料区と、県施肥基準量に堆肥を上乗せ施用した慣行区を設け、ナシ栽培ライシメーターを用いて調査した。浸透水の硝酸態窒素濃度に浸透水量を乗じて硝酸態窒素溶脱量を算出した結果、調査期間の合計値は化学肥料区 16.5kg-N ha^{-1} に対し、慣行区で 952.1kg-N ha^{-1} と著しく高く、化学肥料と堆肥の併用によって硝酸態窒素の溶脱量が著しく増加することが明らかとなった。

化学肥料と堆肥の併用（慣行区）および化学肥料の一部を堆肥で代替（代替区）する施肥方法が、黒ボク土ナシ園における窒素動態に及ぼす影響について9年間調査し、以下の結果を得た。収量、生育、果実品質は施肥処理に関わらず同水準であり、樹体地上部の窒素吸収量は $135\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ 程度と推定された。豚糞粗殻堆肥の窒素放出率（ $100 - \text{窒素残存率}\%$ ）は、施用1年目に56.2%であり、数年程度の連用により見かけ上、堆肥の窒素含量の大部分が施用当年に放出されると推定された。そのため、窒素成分 $200\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ を硫酸で施用した化学肥料区と比較して、無機態窒素投入量（化学肥料と堆肥の窒素放出量の合計、1年目～9年目： $369 \sim 474\text{kg ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ ）が多い慣行区は、4年目以降に土壌溶液の硝酸態窒素濃度（深さ1m）が上昇し、全期間の硝酸態窒素溶脱量が大きく増加した。9年間の窒素収支は、作物の窒素吸収量が処理区間で同等であったことから、化学肥料区に対し総窒素投入量の多い慣行区で硝酸態窒素溶脱量が 730kg ha^{-1} 増加した。また、総窒素投入量を窒素吸収に見合った量に適正化した代替区は、化学肥料区に対し硝酸態窒素溶脱量が 62kg ha^{-1} 少なく、窒素収支を改善し地下水への窒素負荷低減に有効であった。

土壌全炭素含量に及ぼす影響については、化学肥料と豚糞堆肥の併用を10年間継続しても土壌表層の全炭素含量の有意な変化に寄与しなかったことから、供試圃場の土壌炭素は平衡状態にあると考えられる。また、代替区は、年間 1.3 Mg-C ha^{-1} 程度の炭素施用量により、黒ボク土ナシ園における土壌炭素を維持できると考えられる。

日本国温室効果ガスインベントリ報告書において樹園地の二酸化炭素吸収は考慮されていない。そこで、我が国の樹園地の炭素ストック変化量の基礎資料とするため、ナシの生長に伴う樹体の炭素蓄積をモデル化し、ナシ園における炭素蓄積量を推定した。その結果、一樹当たりの炭素蓄積量は樹齢に応じて増加傾向にあり、回帰式により高い精度で推定できることが示された。また、栽植密度を乗じて求めたナシ園の樹体の炭素蓄積の変化量は、年間 1.39 Mg-C ha^{-1} が増加すると考えられる。

地表からの二酸化炭素発生量は、化学肥料区が $4.9 \pm 0.4\text{ Mg-C ha}^{-1}$ に対し、代替区 $7.1 \pm 1.1\text{ Mg-C ha}^{-1}$ 、慣行区 $9.0 \pm 0.8\text{ Mg-C ha}^{-1}$ となり年間の炭素施用量が多いほど高くなった。施用堆肥由来の二酸化炭素発生量は年間の炭素施用量とほぼ同等であり、見かけ上、炭素の施用量と発生量が平衡状態にあった。

一酸化二窒素発生量は、総窒素投入量に応じて増加した。これは、過剰になった無機態窒素が一酸化二窒素発生に影響したと考えられる。また、9～10年の豚糞堆肥連用条件において代替区の一酸化二窒素発生量は化学肥料区と同等であったことから、化学肥料の一部を堆肥で代替する施肥方法は一酸化二窒素発生量を増加させることなく有機物を施用する方法として有効であると考えられる。

慣行区および代替区、化学肥料区の土壌管理でナシ栽培を実施した結果、生産性に違いは認められなかった。また、地力の指標として土壌炭素含量の変化に着目すると、堆肥を施用した慣行区と代替区は土壌炭素含量を維持できたのに対し化学肥料区は減少傾向を示したことから、持続的な農業のためには定期的な有機物の補給が必要であると考えられる。一方、土壌炭素含量の維持に必要な堆肥施用量は、代替区（約 $1.5\text{ Mg-C ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ ）で十分であり、慣行区（約 $4.0\text{ Mg-C ha}^{-1}\text{ yr}^{-1}$ ）まで増加しても土壌炭素含量の増加に寄与しなかった。これらのことから、ナシ栽培の営農的な評価として、肥培管理資材コストを低減できる代替区の土壌管理方法は合理的であると考えられる。また、慣行区および代替区、化学肥料区の土壌管理が

地下水および大気環境に及ぼす影響を総合的に評価すると、硝酸態窒素溶脱量は慣行区>化学肥料区≧代替区であり、樹体炭素の蓄積量と土壌炭素の変化量および一酸化二窒素発生量の合計で求めた温室効果ガス排出量は化学肥料区≧慣行区>代替区であった。このように、堆肥中の窒素の肥効を考慮した新規施肥法である代替区は、地下水および大気環境への負荷を共に低減できる。

以上のことから、代替区として検討した新規施肥法は、農業生産性の向上や安定化にとって不可欠である有機物を十分量供給でき、なおかつ堆肥由来の窒素供給を勘案して窒素施肥量を適正化することから地下水・土壌・大気それぞれへの環境負荷低減に有効であり、本県における持続的なナシ生産を実現することができると思われる。

引用文献

- 秋山博子・八木一行・須藤重人・西村誠一（2004）農耕地への有機物施用は亜酸化窒素の主要な排出源のひとつである。平成15年度農業環境研究成果情報。http://www.niaes.affrc.go.jp/sinfo/result/result20/result20_24.html
- Andrews J. A. ・Harrison K. G ・Matamala R. ・Schlesinger W. H. （1999） Separation of root respiration from total soil respiration using carbon-13 labelling during free-air carbon dioxide enrichment (FACE). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63 : 1429-1435.
- 小豆沢 斉・伊藤武義（1983）二十世紀ナシの乾物生産と養分吸収。鳥取農試研報。18 : 31-47.
- 檀浦正子・小南裕志・玉井幸治・後藤義明・上村真由子・金澤洋一（2006）京都府南部広葉樹林において短期間に測定された根呼吸の土壌呼吸に対する寄与の評価。農業気象。62 : 15-21.
- 伊達 昇・塩崎尚郎（1997）肥料便覧第5版。農文協。東京。p. 211-214.
- 土壌環境分析法編集委員会編（1997）土壌環境分析法。博友社。東京。p. 120-233.
- 江口定夫（2005）黒ボク土畑における水と硝酸性窒素の地下水到達時間と流出経路。農業環境研究の最前線。独立行政法人農業環境技術研究所。茨城。p. 34-35.
- 江口定夫（2006）黒ボク土畑圃場における水移動と硝酸塩の溶脱。土壌の物理性。102 : 19-30.
- 花田 慧・斉藤 寛・青山正和（1987）土壌類型が異なるリンゴ園の有効根群域とその根群密度（第5報）根張りりと土壌環境。弘大農報。48 : 89-112.
- Hanson P. J. ・Edwards N. T. ・Garten C. T. ・Andrews J. A. （2000） Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* . 48 : 115-146.
- 長谷川周一（2006）土壌浸透水調査法（水収支法）。水環境保全のための農業環境モニタリングマニュアル改訂版。独立行政法人農業環境技術研究所。茨城。p. 103-106.
- Hiraoka K. and Umemiya Y. （2000） Estimation of nitrogen, phosphorus and potassium in relation to chemical fertilizer application in Japanese orchard fields. *JARQ*. 34 : 87-92.
- 茨城県農業総合センター（2003）果樹栽培基準。p. 40-41.
- 茨城県農業総合センター（2008）“栽培概要：ナシ”。果樹栽培基準。
- 茨城県農林水産部（1993）果樹耕種基準。p. 13-31.
- 茨城県農林水産部農業技術課（1997）土壌・作物栄養診断マニュアル。p. 84-85.
- 井原啓貴・前田守弘・高橋 茂・駒田充生・太田 健（2009）重窒素標識牛ふん堆肥を施用した砂丘未熟土モノリスライシメータにおける2年半の窒素動態。土肥誌。80 : 494-501.
- 井上博道・梅宮善章・草場新之助・杉浦裕義（2012）有機物長期連用ブドウ園地の土壌中全炭素濃度と全窒素濃度の経年変化。土肥誌。83 : 687-690.
- 石塚由之・小松鋭太郎・南雲光治（1969）和ナシの施肥合理化に関する研究（第一報）。茨城園研研報。3 : 39-50.
- 伊藤大雄・杉浦俊彦・黒田治之（2006）ニホンナシ園における蒸発散速度の実態解明と日蒸発散量の推定。農業気象。62(1) : 23-32.
- 伊藤大雄・杉浦俊彦・黒田治之（2000）わが国の温暖地落葉果樹園における年間炭素収支の推定。果樹試験報。34 : 81-94.

- 神野雄一 (2000) 畑地における窒素溶脱に関する研究-ライシメータ試験による施肥窒素の溶脱過程と窒素収支の解析-. 鳥取園試特別報告. 6 : 40-41.
- K. Kotoda (1989) Estimation of river basin évapotranspiration from consideration of topographies and Sand use conditions. Estimation of Areal Evapotranspiration. 177 : 271-281.
- 岸本 修・本條 均・伊谷樹一・蛭田雅彦・村田奈芳・深町 浩・友松篤信 (1998) 日本ナシ主要品種の果実生産力の推移に関する研究 1. 宇都宮大学農学部学術報告. 17(1) : 1-11.
- 北橋 直 (1984) 教程平板測量. 山海堂. 東京. p. 79-143.
- 松本英一・平山 力・青木 武・小山田 勉 (1994) 畑作地帯の浅層地下水水質の実態. 茨城農研研報. 1 : 63-78.
- 松波寿弥・寶示戸雅之・森 昭憲 (2005) 多量窒素連用条件下のオーチャードグラス単播草地における重窒素標識硫酸の動態. 土肥誌. 76 : 609-617.
- 三浦健志・奥野林太郎 (1993) ペンマン式による蒸発散位計算方法の詳細. 農業土木学会論文集. 164 : 157-163.
- Mu Z. J.・Huangd A.・Kimura S. D.・Jinb T.・Weia S.・Hatano R. (2009) Linking N₂O emission to soil mineral N as estimated by CO₂ emission and soil C/N ratio. Soil Biol. Biochem. 41 : 2593-2597.
- 長野県・茨城県・埼玉県 (2003) 早生ナシ「幸水」の施肥効率向上とせん定改善による多収生産新技術の開発. 先端技術等地域実用化研究促進事業研究成果報告書. p. 145.
- 中津智史・田村 元 (2008) 30年間の有機物(牛ふんバーク堆肥および収穫残さ)連用が北海道の淡色黒ボク土の全炭素, 全窒素および物理性に及ぼす影響. 土肥誌. 79 : 139-145.
- 西尾 隆・三浦憲蔵 (2004) 有機質資材と化学肥料の併用下における畑土壌中の窒素動態の特徴と窒素収支. 土肥誌. 75 : 445-451.
- 農林水産省 (2008) 地力増進基本指針. http://www.maff.go.jp/j/seisan/kankyo/hozen_type/h_dozyo/pdf/chi4.pdf
- 農林水産省 (2014) 平成 26 年果樹及び茶栽培面積<http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sakumotu/menseki/index.html>
- 小川吉雄 (2000) 地下水の硝酸汚染と農法転換. 農文協. 東京. p. 85-90.
- 小川吉雄・加藤英孝・陽捷行 (2000) 地下水面上部における降下浸透水中の硝酸態窒素の消長と土壌の脱窒能. 土肥誌. 71 : 494-501.
- 温室効果ガスインベントリオフィス (GIO) 編 (2014) 日本国温室効果ガスインベントリ報告書. 独立行政法人国立環境研究所. 茨城. 6-26~6-31.
- 折本善之・武井昌秀・小山田勉 (2003) 日本ナシ「幸水」と「二十世紀」の地上部新生器官における窒素吸収特性の比較. 土肥誌. 74 : 203-206.
- 佐藤 輝・瀬戸昌之 (2000) 火山灰土壌における微生物の単位バイオマス当たりの呼吸速度と炭素収支. 土と微生物. 54 : 13-21.
- 瀬戸昌之・宮沢武重・田崎忠良 (1978) いくつかの土壌における二酸化炭素の発生速度と土壌の温度および水溶性有機物量との関係. 生物環境調節. 16 : 109-112.
- 志賀一一 (1985) 土壌中における施用有機物の分解過程と土壌有機物の集積過程の解明. 農林水産技術会議事務局編プロジェクト研究成果. 166 : 12-49.
- 森林総合研究所 (2014) 森林の林木(幹・枝葉・根)が吸収(固定)する炭素の平均的な量. <http://www.affrc.go.jp/research/dept/22climate/kyuushuuryou/>
- 須藤重人 (2012) 酸化還元研究の新展開 - 土壌の酸化還元がもたらす現象を追う - 3. ガスクロマトグラフによる農耕地温室効果ガス計測法. 土肥誌. 70 : 599-605.
- 鈴木智久・山田健悦・亀和田國彦 (1996) ナシ園黒ボク土壌の実態と果実の収量・品質との関係. 栃木農試研報. 44 : 15-23.
- 玉井幸治・小南裕志・深山貴文・後藤義明 (2005) 山地小流域における地温, 土壌含水率からの土壌呼吸量時系列データの推定とその空間変動. 日林誌. 87 (4) : 331-339.

- 谷山一郎・河野憲治・波多野隆介・石塚成宏・澤本卓治・麓多門・長谷川利拓・酒井英光・安立美奈子・常田岳志・永田 修・木村園子ドロテア (2011) 炭素・窒素動態モニタリングと予測にもとづく地球温暖化適応・緩和戦略. 土肥誌. 82 : 166-172.
- 塚本雅俊・峰岸恵夫・加藤 晃 (1993) 群馬県における淡色黒ボク土壌への有機物施用と肥料成分の溶脱. 群馬農業研究 A 総合. 10 : 29-40.
- 植田稔宏 (2002) ナシ園土壌の施肥実態調査結果について. 農業茨城. 54(4) : 50-51.
- 梅宮善章 (2004) 果樹園の施肥に由来する窒素負荷の現状. 園学研. 3 (2) : 127-132.
- 梅宮善章・関谷宏三 (1983) 果樹園土壌への有機物集積 (第 1 報) 土壌管理の違いが土壌有機物集積に及ぼす影響. 土肥要旨集. 29 : 122.
- 浦木松寿 (1983) 施肥と土壌管理. 農業技術体系果樹編 3. 農山漁村文化協会. 東京. p. 156.
- 上沢正志 (1991) 化学肥料・有機物の連用が土壌・作物収量に与える影響の全国的解析. 農業技術. 46 : 393-397.
- 八木一行 (1997) 温室効果ガス発生・呼吸量. 土壌環境分析法編集委員会編 土壌環境分析法. 博友社. 東京. p. 129-138.

Summary

Japanese pear (*Pyrus pyrifolia* Nakai) production is widespread in Ibaraki Prefecture, eastern Japan. In this production system of Japanese pear, a large amount of compost is used in addition to chemical fertilizer. The purpose of this paper, therefore, is to comprehensively evaluate the influence of fertilization and compost application on groundwater, soil and air environment mainly from the dynamics of nitrogen and carbon, and to make clear crop production and environment-conscious fertilization management method. Specifically, three application methods were tested: (a) the common method(CM), with the application of swine manure (300 kg-N ha⁻¹ year⁻¹) in addition to standard application of a manufactured fertilizer (200 kg-N ha⁻¹ year⁻¹); and (b) the reduced application method(RAM), in which 50% of the fertilizer was replaced with swine manure (chemical fertilizer: 100 kg-N ha⁻¹ year⁻¹, swine manure: 100 kg-N ha⁻¹ year⁻¹); (c) chemical fertilizer method(CFM), with the application of a manufactured fertilizer (200 kg-N ha⁻¹ year⁻¹). As a result of cultivating pears in those soil management, the yield and quality of pears by the RAM is similar to that in the other method. Regarding the change of soil carbon content which is an index of soil fertility, the CM and the RAM applied compost, while maintaining the soil carbon content, the CFM showed a decreasing trend. This fact shows that periodic organic supply is necessary for sustainable agriculture. On the other hand, compost application rates required to maintain the soil carbon content is sufficient in an amount of the RAM (1.5Mg-C ha⁻¹ yr⁻¹), be increased until the amount of the CM (4.0 Mg-C ha⁻¹ yr⁻¹) does not contribute to an increase in soil carbon content. In consequence, the soil management by the RAM is considered rational. Moreover, when comprehensively evaluating the influence of these soil managements on the groundwater and the atmospheric environment, nitrate nitrogen (NO₃-N) leaching amount decreased in the order of CM>CFM≥RAM. The amount of greenhouse gas(CO₂-eq) emissions determined by the sum of carbon content of tree, the change amount of soil carbon, and the amount of nitrous oxide(N₂O) generated decreased in the order of CFM≥CM>RAM. Thus, the RAM, which is a new fertilization method that takes into consideration the nitrogen fertilizer effect in the swine manure compost, can reduce both the load on the groundwater and the atmospheric environment as compared with other methods.

keywords: Japanese pear, swine manure compost, Andosols, Improved fertilization, Environmental load reduction