総合要旨

栃木県内の主要農業用用水および農業用排水の水質はおおむね良好であったが，県南部および西部の都市下流域で水質汚濁がみられた．10 年前と比較したところ，栄養塩類の濃度は低下する傾向にあり，特に T-N で顕著であった．農業用地下水の水質は NO_3-N 濃度が環境基準値 10 mg L^{-1} を超える地点はなかった．土地利用別では畑作地帯で高い傾向であった．県南部畑作地域の農業用地下水の NO_3-N は窒素安定同位体自然存在比および過去の土地利用状況から，化学肥料の影響を大きく受けていると推測した．

ユウガオに標準栽培の２倍量施肥した場合，標準施用した場合に比べかんぴょう果実の収量は 1.1 倍向上しただけであり，多肥栽培による経済的メリットはなかった．ユウガオが必要とする以上に施用された窒素の多くは，降水に伴って NO_3-N として地下に浸透した．

豚ぷんに生石灰を添加することにより短時間に粒状肥料が製造できた．肥料は保管による変質がなく，運搬や機械散布に耐えうる強度を有し，流通性の高い製品であった．炭酸カルシウム程度のアルカリ分を含有し，土壌 pH 矯正資材としての利用ができた．製造過程で発生するアンモニアガスは肥料として利用が可能と考えられた．

生石灰処理により農業集落排水汚泥を粒状肥料化する方法を確立し，製造装置を機械メーカーと共同で開発し，関連する特許を 7 件取得した．肥料は土壌 pH 矯正資材としての効果があった．

家畜ふんを原料に成分を調整し成型した肥料を製造する方法を開発した．肥料は設計どおりに成分を調整でき，ロットによる成分の変動は小さく，密封により変質なく長期保管できた．また，コマツナおよびホウレンソウに対し，市販有機入りペレット肥料と同等以上の施用効果があった．基肥として豚ぷん肥料を，追肥として慣行の化学肥料を施用して水稲を栽培した場合，慣行栽培と同等の収量および品質となった．

主要水田域でかんがい期に溶存栄養塩類 10 項目について水田の浄化能力を評価した結果，浄化できる元素は窒素のみであった．窒素濃度の比較的高い用水を利用している水田地域内では ha あたり 71kg の窒素が消失しており，その主な原因を水田土壌の脱窒作用であると推定した．

要　旨

１．栃木県の農業用水および農業用地下水の水質実態を把握するとともに，農業域における水質汚濁の主な要因の対策として，畑地での過剰施肥が環境へ与える影響を解明し，家畜ふんおよび農業集落排水汚泥の利用方法を検討し，最後に水田の水質浄化機能の評価を試みた．

２．栃木県内の主要農業用用水 85 地点および農業用排水 6 地点の水質を 1996～1998 年の 3 年間にわたり，水稲栽培期間を中心に調査した．農業用用水の水質基準値内の割合は pH が 70%，EC が 88%，COD が 84%，T-N が 30%，SS が 100%であった．調査時期による水質の変化は小さかった．水質汚濁の激しい地点は県南部および西部の都市下流域で，人口，下水道普及率との関係が示唆された．農業用排水は用水に比較して SiO_2 を除き栄養塩類濃度が高かった．調査地が同一である 53 地点について 10 年前と比較したところ，栄養塩類の濃度は低下する傾向にあり，特に T-N で顕著であった．

３．農業用地下水 25 地点の水質を 1993～1995 年に水稲栽培期間を中心に調査した．農業用地下水の水質は作物の生育に影響をおよぼすほど汚濁の進んだ地点はなかった．しかし，県内有数の畑作地帯である壬生台地で NO_3-N は環境基準値 10 mg L^{-1} を満たしていたが高い値を示した．その NO_3-N は，窒素安定同位体自然存在比および過去の土地利用状況から，化学肥料の影響を大きく受けていると推測した．

４．畑地での過剰施肥が環境へ与える影響を解明するため，ユウガオを標準栽培および多肥栽培し，果実の収量と NO_3-N の地下への浸透を調査した．多肥栽培による果実の収量は標準栽培の 1.1 倍であり，増収分は肥料購入費の増加分とほぼ同じで経済的メリットはなかった．作土に施用した窒素のうちユウガオに吸収されなかった窒素は，NO_3-N として降水により地下に浸透し，その速度は年間 107 cm であった．施用窒素に対する地下への溶脱率は，差引法により標準栽培が 19.6%，多肥栽培が 39.6%と試算され，多肥栽培は地下水の NO_3-N 濃度の上昇に与える影響が大きいことを示した．

５．豚ぷんおよび農業集落排水汚泥の利用方法として，生石灰処理による粒状肥料化方法を確立した．この特徴は次のとおりである．豚ぷん発生あるいは汚泥脱水直後に処理し短時間で製品化できる．消和反応による昇温（80℃以上）により，豚ぷんおよび汚泥に含まれる微生物や雑種子を失活する．化学反応を利用するため，豚ぷんおよび汚泥の含水率の多寡で製品の成分量を予測できる．石灰による希釈効果により製品の重金属濃度が低くなる．市販の粒状肥料と外観・粒径ともに同等であり汚物感がない．一定の硬度を有し運搬，機械散布が可能である．炭酸カルシウム程度のアルカリ分を含有し，土壌 pH 矯正資材としての利用ができる．また土壌 pH の上昇が施用限界量を規定し，堆肥のような多量施用ができず，結果的に重金属の土壌集積を回避できる．ただし，減容率が低く大量に発生する大規模畜産業への適用には向かない．

６．生石灰処理による粒状肥料製造時に発生するアンモニアガスの捕集には，ヤシ殻にリン酸液を含浸させたものが適当であり，使用後はリン酸アンモニウムを含んだ有機質資材として農地還元が可

能と考えられた.

7．生石灰処理法およびアンモニアガス捕集方法の原理を利用した農業集落排水汚泥の自動肥料化装置を機械メーカーと共同で開発し，関連する特許を 7 件取得した．肥料は土壌 pH 矯正資材としての効果があった.

8．家畜ふんの利用方法として成分調整・成型肥料化方法を確立した．豚ぷんおよび牛ふんを加熱乾燥で水分を 15%程度にし，尿素，熔リンおよび塩化カリを添加・混合後，湿式押出造粒機でペレット状に成型した．さらに水分 5%程度まで乾燥し家畜ふん肥料とした．乾燥家畜ふんの成分および水分を基に化学肥料の添加量を算出，計量し混入することにより，目標の成分を含有する肥料が試作できた．ロットによる有効成分の変動は小さく，安定して均質の肥料ができた．試作肥料の成分は窒素 5%，リン酸 5%，カリ 5%程度であった．樹脂袋に密封することにより変質なく長期保管できた．家畜ふん肥料重は原料の生ふん重に対し 1/3 程度となった.

9．成分調整・成型家畜ふん肥料の性質を確認した．家畜ふん肥料に含有する重金属類の量は低く，大腸菌群数は検出限界以下であった．静置培養法 （畑状態，30℃） による家畜ふん肥料の窒素無機化率の時期的推移は，市販の有機入りペレット肥料とほぼ同じ傾向を示した．ポットでのコマツナおよびホウレンソウ栽培では，家畜ふん肥料の施用による発芽および生育障害がなく，市販の有機入りペレット肥料と同等以上の収量があった.

10. 成分調整・成型豚ぷん肥料の水稲への施用効果を確認した．基肥として含有窒素の 84%が豚ぷん由来の豚ぷん肥料を，追肥として慣行の化学肥料を施用して水稲を栽培した場合，慣行栽培に比べ追肥期までの生育がやや劣ったものの，同等の収量および品質となった．この場合，化学肥料の使用量を慣行栽培の 50%削減したことになった．また，豚ぷん肥料の連用による土壌への窒素成分の蓄積を確認する必要があった.

11. 水田の水質浄化能力を把握するため，栃木県内の主要水田地域の田川・姿川流域，五行川流域および巴波川流域で，水田を通過することによる農業用水の水質変化を，移植 20 日後頃，最高分げつ期頃および出穂期頃の 3 回，のべ 395 地点で溶存態栄養塩類等 10 項目について調査した．水収支に基づき予測される濃度変化の値との比較によって，水田の浄化能力を評価した結果，浄化できる元素は窒素のみで，他の項目に対しては浄化能力を持たなかった．Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^{+}，Cl^{-} および SO_4^{2-} は，肥料の副成分や堆肥などの各種有機質資材から持ち込まれる量が水稲による吸収量を上回るため，水田外に流出しているものと推測した.

12. 水田の窒素浄化能力を窒素濃度の比較的高い用水を利用する水田地域において調査した．水稲の生育は水口付近でかんがい水に含まれる高濃度の窒素が原因と考えられる異常がみられた．かんがい水の水質および不適切な施肥量の削減により，地域全体の水稲収量は低く，対策として迂回かんがいによる水口部での水質浄化と適切な施肥が必要と考えた．本調査地域の水田土壌の脱窒能力は栃木県内他地域と比較して高かった．また，本調査地域内で ha あたり 71 kg の窒素が消失していると試算し，その主な原因を水田土壌の脱窒作用であると推測した.

13．栃木県の農業用水および農業用地下水の水質実態がおおむね良好であることを明らかにした．農業域における水質汚濁の主な要因の対策として，畑地での適正施肥の重要性を指摘し，家畜ふんおよび農業集落排水汚泥の肥料化技術を開発し，それら肥料の作物生産への応用をおこなった．さらに水田の脱窒による水質浄化機能を評価した．

Summary

Studies on the Water Quality for Irrigation, the Conservation Technique and the Application to Crop Production in Tochigi Prefecture

Naruo Miyazaki

The author investigated the quality of irrigation water for 14 elements including nutrient salts in Tochigi Prefecture from 1996 to 1998. The water quality was acceptable in nearly all of Tochigi Prefecture. But there were a few spots with polluted water in the areas of downstream from cities in the southern and western part of Tochigi Prefecture. The nutrient salt concentration in 1996～1998 tended to be lower than that in 1986～1988, especially in T-N.

The author analyzed the quality of the groundwater for irrigation at the Mibu plateau where cultivation of upland crop is the most active region in Tochigi prefecture. Our results showed that although the concentration of nitrate nitrogen in the groundwater did not exceed the environmental standard (10 mg L^{-1}), the concentration was higher than that in other areas in Tochigi prefecture. According to the results obtained from experiments using the $\delta^{15}N$ value method and the land use, it was suggested that the chemical fertilizer greatly influenced the water quality of the groundwater.

The yield of bottle gourd (*Lagenaria siceraria* var. *hispida*) and the leaching of nitrogen from the soil were compared between plots that had been treated with standard fertilizer and plots that had been treated with heavy fertilizer. The yield of bottle gourd in the heavy fertilizer-treated plots was 10% higher than that in the standard fertilizer-treated plots. From the viewpoint of cost performance, there was no economic advantage because the increase in income from the high yield was equivalent to the increased cost for fertilizer. It is suggested that the pollution of nitrogen in groundwater is caused by crop growing using heavy fertilizer.

The author developed the granular fertilizer from pig wastes by mixing with calcium oxide. The alkali content was approximately 50%. The granular fertilizer had liming effect. It could be kept for a long time at the normal temperature without moisture absorption and quality changes. It was hard and could be transported and scattered by a machine. A large amount of ammonia gas generated by the reaction of pig wastes with calcium oxide could be absorbed by palm shell that contained phosphoric acid liquid.

The author developed the granular fertilizer from sewage sludge by the same method of pig wastes. The automatic manufacturing device was developed in cooperation with the private machinery manufacturer, obtaining seven patents.

The author developed the pellet fertilizer from livestock waste by adding chemical fertilizer and clarified the properties and its effect on the growth of leafy vegetables and rice. The chemical component of the fertilizer was adjusted to the desirable value by analyzing the chemical components of the raw livestock waste and adding the necessary amount of chemical elements. The fertilizer was uniform in quality and the contents of nitrogen, phosphoric acid and potassium

were approximately 5%, 5% and 5%, respectively. When sealed in a resinous bag, it could be stored for a long time without quality change. During incubation at 30℃, the livestock waste fertilizer maintained almost the same nitrogen mineralization rate as the commercial organic pellet fertilizer. The yield of komatsuna and spinach cultivated by applying the livestock waste fertilizer was the same as that cultivated by applying the organic fertilizer in the market. The yield and the quality of rice by applying the livestock waste fertilizer was the same as that cultivated by applying the general fertilizer.

The author evaluated the water purification ability of the paddy fields by the water quality observation data and the water balance data. Only the element that was purified in the water of paddy fields was N. Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, Cl^{-} and SO_4^{2-} were estimated to run out of paddy fields because the amount of secondary ingredients of fertilizers and various organic materials such as composts which were brought in the filed was larger than the absorbed amount by rice plants. It was estimated that the nitrogen of 71 kg ha^{-1} disappeared in rice field region where polluted water was used. It was mainly caused by denitrification of the paddy soil.

第1章 序 論

栃木県は北西部の山岳地帯に源を持つ那珂川，鬼怒川および渡良瀬川といった大きな河川や地形，地質構造上利用しやすい地下水により，水資源が量および質ともに恵まれている．また，栃木県の水田面積は102800haであり，耕地面積の78.7%，県土面積の16%を占める（栃木県 2006b）．農業産出額に占める米の割合は3割であり（農林水産省統計部 2006），その豊かな水資源を背景に栃木県では水田を中心としたが農業が営まれている．そのため栃木県の水需要に占める農業用水の割合は84%と全国平均より高く，水稲用かんがい水として年間約22億m^3の水を必要とする（栃木県企画部水資源対策室 2006）．

水稲は生育に大量の水を必要とすると同時に，そこに溶け込む栄養塩類等を吸収する．そのため，水稲の正常な生育にはかんがい水として利用される農業用水の水質を保全することは重要であり，1970年に農林水産省が農業（水稲）用水基準を策定している．また，農業用水の多くは利用後河川にもどるため，農業用水の水質が河川水等環境へ与える影響は大きい．特に，栃木県は河川の上流部に位置することから重要性が極めて高い．

1980年代の農業用水の水質については，多くの県で報告されており，全窒素（T-N）および化学的酸素要求量（COD）の値が基準値を超える用水が多く，都市近郊で汚濁が激しいとされた（平山 1986，桑名ら 1990，井上・庄籠 1991，金子ら 1991，小沢 1991，宮崎ら 1994，水田 2001b）．以後の農業用水の水質については，福岡県では1996～1998年の調査結果を10年前と比較してT-N，COD が全ての地域で増加する傾向にあるが（水田ら 2001a），クリークでは変化が少ないことや（水田ら 2003），埼玉県では1987～1996年の調査結果を10年前と比較してT-Nが低下しCODが増加する傾向にあり（葩島ら 1999），地域により変化の傾向が異なっていることなどが報告された．そのため，水質を含む環境汚染の実態やその経年変化は農業の背景が異なる各地域，県ごとに明らかにしておくことは重要である．

また，硝酸態窒素（NO_3-N）の過剰摂取が人の健康を害することから，1999 年 2 月に公共用水域の水質のNO_3-Nは環境基準の健康項目に指定され，常時監視されることとなった．基準値は10 mg L^{-1} 以下であり（注：環境庁告示第 10 号 1997），この値を超えた場合は原因の究明と適切な対策を検討しなければならない．

我が国の地下水は，1991年の農業用地下水調査によると182地点のうち15.4%（農林水産省構造改善局計画部資源課農村環境保全室 1992）で，また，1998 年に 35 都道府県がおこなった調査によると 6.3%の井戸（環境庁 2000）で，環境基準値を超えるNO_3-Nが検出された．しかし，栃木県の農業用地下水水質については那須野原の調査報告（檜山・鈴木 1991，大橋ら 1994）があるだけで，その実態はほとんど明らかにされていない．

このようなことから，まず栃木県の農業用用水の水質実態について農業用水路の水質および農業用地下水の水質の実態を調査し，また土地利用と地下水質との関係を検討した．

農業域における水質汚濁の主な要因は，畑地での過剰施肥，家畜排せつ物の不適切な処理，家庭雑排水の混入の３つが考えられる．その対策としては，それぞれ，適切な施肥，家畜排せつ物の適切な処理，農業集落排水処理施設の導入があげられる．

栃木県南部の壬生台地は農耕地に占める水田割合が44.5%と県平均 78%（農林水産省経済局統計情報部 1991）に比較して低く，県内有数の畑作地帯である．また，壬生台地はユウガオの主産地である．ユウガオの果実を剥き干して乾燥させたものが「かんぴょう」であり，栃木県が全国一の生産量を誇る．

ユウガオは収穫量の多さ，作物体の大きさおよび肥料による濃度障害を起こしにくい性質ため，施肥量が過剰になる傾向にある．この地域周辺ではユウガオに対し平均で，化学肥料として窒素および堆肥を施肥基準値の 2 倍程度施用している報告（加藤ら 1989）があり，また，作付け期間が降水量の多い期間であるため，ユウガオに吸収されなかった窒素の浸透による地下水の NO_3-N 汚染が懸念されている．このようなことから，畑作地での過剰施肥の影響を把握するため，ユウガオ栽培での多量施肥が収量および水質に及ぼす影響を明らかにし，肥培管理の重要性を検討した．

畜産業は地域的に偏在しており，また排出されるふん尿は莫大な量となっているため，地域内での利用だけでは過剰施用となり水質汚濁等の環境汚染を招く恐れがある．そのため，家畜排せつ物の利用には流通を介した広域での利用が前提となっている．家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律の制定（注：法律第112号 1999）や，循環型社会の構築等を目的とするバイオマス・ニッポン総合戦略の閣議決定（2002）など，家畜ふんの農耕地での利用を促進する枠組みがつくられている．

一方，耕種農家では高品質・高付加価値の農産物を生産するため，有機質肥料への関心が高まっている．有機質肥料としては，肥効が分かり散布しやすいものが求め

られている．

現在，家畜排せつ物の処理として主に堆肥化がおこなわれているが，堆肥は有効成分を多く含むものの，そのバランスが悪いこと，品質が季節変動すること（畜産環境技術研究所 2005），散布に労力がかかることおよび流通時の取扱性が悪いこと等が問題となり，多くの場合，生産者近傍での利用に留まっている．広域流通を介し家畜排せつ物の利用を促進するためには，耕種農家のニーズに応え流通に適した形に加工する必要がある．このようなことから，家畜排せつ物の適切な利用を促進するために，家畜ふんを堆肥化せず入手の容易な資材を用いて成分を調整して成型する技術の開発，さらにその家畜ふん肥料の特性および施用効果を検討した．

農業用用排水の水質保全，農村の生活環境の改善のため，全国に農業集落排水処理施設（農業集落排水は以下農集排と略す）が建設されている．1998 年度現在の受益者人口は 201 万人で汚泥の発生量は年間 49 万 m^3 と推計される．農集排事業では汚泥を集落圏内で利用することを目標にしている．しかし，1998 年度の農林水産省の調査によると汚泥の農地還元が 9%，公共下水汚泥処理施設への持ち込みが 9%，し尿処理施設への持ち込みが 70%となっており，農集排処理施設ではほとんど汚泥の有効利用が図られていない（日本農業集落排水協会 2000）．

栃木県の農集排事業は 1984 年度着手以来，1999 年度までに 84 地区で実施し，うち 59 地区が完了している．1999 年度計画処理人口は 54100 人である．年間汚泥発生量は 1989 年度に生汚泥で 92 m^3 にすぎなかったが，1996 年度には 2145 m^3，1997 年度には 4151 m^3 と急増している．最終的には 496 地区で 35.8 万人が利用予定であり，発生量の増大が見込まれる．1997 年度末の汚泥処理に関する実態調査では，し尿処理施設への持ち込みが 75%（27 地区）を占め，濃縮汚泥のまま農地還元が 14%（5 地区），下水処理場への持ち込みが 8%（3 地区），コンポスト化が 3%（1 地区）と全国と同様に汚泥の有効利用がされていない．このようなことから，農集排汚泥の農地還元を目指した利用方法を検討した．

農地，特に水田は食料生産以外に水質浄化，水源の涵養，土壌浸食防止，洪水防止および生物多様性の保全など多面的機能を持っている．わが国の農業の多面的機能は年間総額 8 兆 2 千億円と試算され（日本学術会議 2001），農業生産額に匹敵すると評価されている（農林水産省統計部 2006）．

これまでに水田が水質に与える影響は，主に水稲生育に影響の大きい窒素およびリンの濃度変化や収支について調査が行われ，流入水の濃度が高いほど，流入水の流速が遅いほど，または地下浸透量が少ないほど，水田による浄化割合が大きいことが明らかにされている（高村ら 1976，1977，西沢ら 1979，森川ら 1984，小川・酒井 1984, 1985, 平山・酒井 1985, 伊藤 1985, 朴ら 1998, 佐藤・田口 2000，金木ら 2001）．しかし，多種の栄養塩類についてかんがい期間全般にわたって濃度変化を明らかにした事例はない．

台地上に位置する茶園等畑地から流出する高濃度の NO_3-N を含む水を低地に位置する水田が浄化する(長谷川 1985，日高 1995，糟谷・小竹 1997，戸田ら 1997，小川 1998，新良ら 2005）など，土地利用連鎖による水質浄化機能が評価されている．栃木県においても農業用用水の水質が水稲の生育に影響を及ぼす可能性のあるほど汚濁した用水を利用する場合，水稲の生育への影響を軽減する対策をとる必要がある．また，同時に汚濁水が水田を通過することによる窒素除去効果が期待される．

このようなことから，水田の表面通過および地下浸透により，溶存態栄養塩類等の水質変化を水質および管理の異なる多くの地点で調査し，流入水中濃度，土壌または水稲の生育ステージの違いとの関連について検討した．また，水質汚濁の進んだ用水を利用する水田地域において，用水の水質，水田の管理，水稲の生育および収量の実態を調査し，水稲の生育への影響を軽減する対策の検討および水田での窒素浄化能力の評価を試みた．

以上，本研究では栃木県の水質環境保全および循環型社会の構築，さらに風土に適合した水田農業が発展することを目的として，栃木県の農業用水および農業用地下水の水質実態を把握するとともに，農業域における水質汚濁の主な要因の対策として，畑地での過剰施肥が環境へ与える影響の解明，家畜ふんおよび農集排汚泥の肥料化およびその利用方法の検討，最後に水田の水質浄化機能の評価を試みた．

第2章　栃木県における農業用水の水質実態

栃木県は，那珂川，鬼怒川および渡良瀬川の 3 つの大きな河川の水源に位置し，また県土の 55%が森林に覆われ地下水の量にも恵まれている．水田面積の割合は耕地面積に対し 78.7%，県土に対し 16%と高い（栃木県 2006b）．また，農業産出額は 2700 億円と全国 10 位であり，そのうち米の占める割合は約 30%（農林水産省統計部 2006）と大きく，栃木県は水田を中心とした農業県といえる．そのため，水需要に占める農業用水の割合は 85%と全国平均 66%より高い（栃木県企画部水資源対策室 2006, 国土交通省土地・水資源局水資源部 2008）．

一方，栃木県は畜産業も農業産出額の 3 割を占めるほど盛んであり，特に酪農は県北部を中心に本州最大の生乳生産量を誇る．また，首都圏に位置する利点を生かしイチゴ，トマト，ナスをはじめとする園芸も同様に農業産出額の 3 割を占める．特産品かんぴょうの原料であるユウガオの栽培も県南部でされている．さらに県南部を中心とする都市化，農村地域での混住化の進展がある．そのため，家畜排せつ物の不適切な処理や過剰な施肥あるいは家庭雑排水の混入等による水質汚濁が懸念されている．そこで，まず本章では水稲の生産に大きな影響を与える農業用水および農業用地下水の水質実態を調査した．

第1節　農業用水の水質

Ⅰ　緒　言

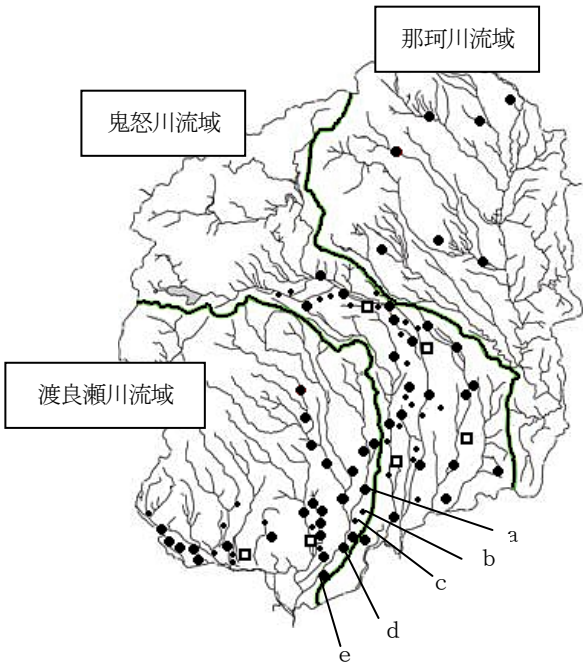
水稲は生育に大量の水を必要とすると同時に，そこに溶け込む栄養塩類等を吸収する．そのため，水稲の正常な生育にはかんがい水として利用される農業用水の水質を保全することは重要であり，1970 年に農林水産省が農業（水稲）用水基準を策定している．また，水田農業を中心とする栃木県では農業用水の利用量が莫大であり，その多くは利用後河川にもどるため，農業用水が河川水等環境へ与える影響は大きい．環境面からも農業用水の水質を保全することは重要である．

栃木県での農業用水の水質については，1991～1993 年の調査で多くの地点で T-N の値が基準値を超えていたこと，COD および全リン酸（T-P）の値が高い地点が散見されたこと，都市下流で水質汚濁は大きかったが 1986～1988 年と比較して汚濁程度が軽減される傾向にあったことが報告された（宮崎ら 1994）．しかし，以後の報告はないため，本節では 1996～1998 年における栃木県の農業用水の水質実態について明らかにした．

Ⅱ　材料と方法

栃木県内の主要農業用用水において，1996 年に 35 地点，1997 年に 29 地点，1998 年に 21 地点の水質を調査した．栃木県の河川流域は 3 つに大別されるが，調査地点数は 3 年間で那珂川流域が 7，鬼怒川流域が 41，渡良瀬川流域が 37 の合計 85 であった．また，農業用排水（排水専用）について 1996 年に鬼怒川流域の 4 地点，1997 年に渡良瀬川流域の 2 地点，合計 6 地点の調査をした．なお，那珂川流域は酪農の集中する上流域のみ調査した．調査対象地点を第 1 図に示した．また，都市近郊の用水の代表として，小山用水を取りあげた．

調査は水稲の生育ステージごとに行い，用水が移植期，分げつ期，幼穂形成期，出穂期，登熟期の 5 回，排水が代かき期，移植期，中干し期，間断かん水期，落水期，非かんがい期の 10 月および 11 月の 7 回であった．採水は流量が通常の状態にある日に水路の中央部よりおこなった．総調査点数は用水が 425 点，排水が 42 点であった．



第 1 図　調査対象地点.

●・●は用水 85 地点，□　は排水 6 地点．ただし●　は前回調査と同一 53 地点.

a ～ e は小山用水の採水地点，a（上流）→ e（下流）を示す.

調査項目は農業用水として水質基準が設定されている pH，化学的酸素消費量（COD），懸濁物質（SS），全窒素（T-N），電気伝導率（EC）の 5 項目およびアンモニア態窒素（NH_4-N），硝酸態窒素（NO_3-N），全リン（T-P），カリウムイオン（K^+），カルシウムイオン（Ca^{2+}），マグネシウムイオン（Mg^{2+}），塩化物イオン（Cl^-），硫酸イオン（SO_4^{2-}），ケイ酸（SiO_2）の計 14 項目であった．また，農業用排水については流量も測定した．

試料の採水は 2 L 容ポリエチレン製容器を用いた．pH，EC は採取した日に，COD，T-N，NH_4-N，NO_3-N，T-P は 4 日以内に，他の項目は 2 週間以内に分析した．なお，試料は 4℃ 以下で測定時まで保存した．

ほぼ同じ内容でおこなった 1986～1988 年の 1 次調査および 1991～1993 年の 2 次調査の結果と今回 1996～1998 年の 3 次調査の結果を同一地点について比較した．各調査地点数は那珂川流域が 7，鬼怒川流域が 20，渡良瀬川流域が 26 の合計 53 であった．

水質の分析方法は pH がガラス電極法，COD が過マンガン酸カリウム滴定法，SS がガラス繊維濾紙法，T-N が紫外線吸光光度法，EC が電気伝導率計法，T-P がペルオキソ二硫酸カリウム分解法，K^+，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^+ がフレーム原子吸光法，NO_3-N，Cl^-，SO_4^{2-} がイオンクロマトグラフ法，NH_4-N がインドフェノール青吸光光度法（日本工業標準調査会 1986a），SiO_2 がモリブデン黄吸光光度法（日本工業標準調査会 1986b）であった．流量は水路の断面積および流速より算出した．

Ⅲ　結果と考察

1. 農業用用水の県全体および流域別の水質

1996～1998 年の農業用用水の水質を第 1 表に示した．

pH の中央値は 7.4 で，農業用水基準（以下基準値）6～7.5 に対し 7.5 を超えた割合は総点数の 30%，6 未満はなかった．栃木県の pH は，同じ時期（1996～1998 年）に同様の調査をした福岡県 232 点の平均値 7.4 で，7.5 を超えた地点 28%，6 未満の地点はなかった（水田ら 2001a）と，また 1987～1996 年の毎年 6 月に調査をした埼玉県 110 点の平均値 7.5（蔵島ら 1999）とほぼ同じ値であった．流域別では渡良瀬川，那珂川，鬼怒川の順で高くなり，鬼怒川の基準値内割合は 57%と他の流域の 80%程度と比較して低かった．

EC の全体の中央値は 0.160 dS m^{-1} で，総点数の 88%が基準値 0.3 dS m^{-1} 以下を満たしていた．栃木県の EC は，福岡県の平均値 0.179 dS m^{-1} および基準値内割合 89%と，埼玉県の平均値 0.189 dS m^{-1} とほぼ同じ値であった．流域別の中央値は，那珂川が 0.102 dS m^{-1}（基準値内割合 100%），鬼怒川が 0.119 dS m^{-1}（同 97%），渡良瀬川が 0.233 dS m^{-1}（同 75%）であった．那珂川が低く，鬼怒川，渡良瀬川の順で高くなった．

福岡県の平均値 6.4 mg L^{-1} および基準値内割合 46%に比べ良好で，埼玉県の平均値 2.8 mg L^{-1} に比べ高い値であった．流域別の中央値は，那珂川が 2.6 mg L^{-1}（基準値内割合 94%），鬼怒川が 3.4 mg L^{-1}（同 88%），渡良瀬川が 4.2 mg L^{-1}（同 77%）であった．

第1表　1996～1998年の農業用用水の水質．

流域名		pH	EC	COD	T-N	NH_4-N	NO_3-N	SS	T-P	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	SO_4^{2-}	Cl^-
			(dS m^{-1})	(mg L^{-1})											
那珂川	中央値	7.4	0.102	2.6	0.65	0.24	0.52	4	0.04	1.2	9.1	2.6	5.5	22.2	4.2
（35点）	最大値	7.9	0.211	8.8	3.99	0.46	2.32	61	0.13	5.9	21.4	5.1	14.5	39.3	15.0
	最小値	6.2	0.040	0.9	0.09	0.01	0.15	0	0.00	0.2	2.7	0.8	2.2	2.5	1.1
	基準値内割合	80	100	94	57	−	−	100	−	−	−	−	−	−	−
鬼怒川	中央値	7.5	0.119	3.4	1.04	0.17	0.47	8	0.06	1.7	12.0	2.1	7.5	14.0	7.1
（205点）	最大値	8.8	0.357	15.0	6.68	3.14	4.25	308	0.54	5.1	35.7	9.5	27.1	156.6	33.1
	最小値	6.7	0.035	0.6	0.29	0.00	0.00	0	0.01	0.5	3.7	0.9	3.9	4.3	3.6
	基準値内割合	57	97	88	49	−	−	99	−	−	−	−	−	−	−
渡良瀬川	中央値	7.2	0.233	4.2	2.79	0.22	2.03	9	0.10	2.4	20.8	5.1	12.5	27.3	14.9
（185点）	最大値	9.9	0.510	20.0	14.22	12.82	13.73	61	2.24	11.2	50.5	15.6	62.9	255.3	91.2
	最小値	6.4	0.047	0.4	0.63	0.00	0.00	0	0.01	0.6	0.5	0.6	0.0	4.7	2.1
	基準値内割合	83	75	77	4	−	−	100	−	−	−	−	−	−	−
用水全体	中央値	7.4	0.160	3.6	1.72	0.19	1.12	8	0.07	1.9	14.8	3.2	8.7	18.7	10.0
（425点）	最大値	9.9	0.510	20.0	14.22	12.82	13.73	308	2.24	11.2	50.5	15.6	62.9	255.3	91.2
	最小値	6.2	0.035	0.4	0.09	0.00	0.00	0	0.00	0.2	0.5	0.6	0.0	2.5	1.1
	基準値内割合	70	88	84	30	−	−	100	−	−	−	−	−	−	−

− は基準値なし．

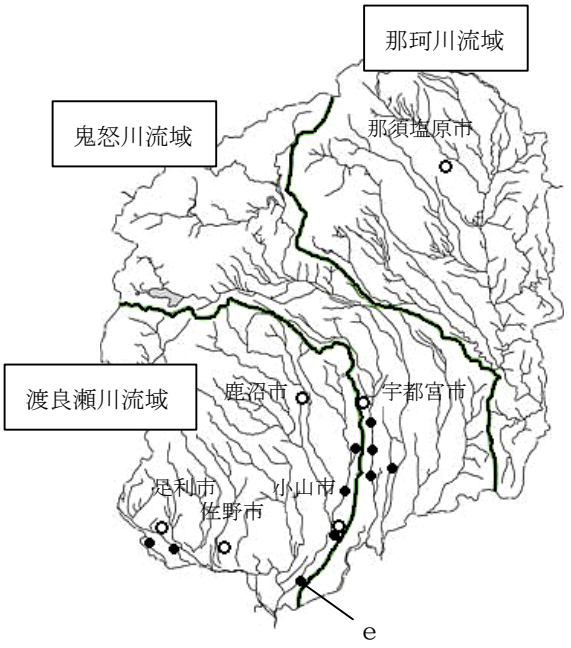
T-N の中央値は 1.72 mg L^{-1} で，総点数の 30%が基準値 1 mg L^{-1} 以下であった．福岡県の平均値 2.3 mg L^{-1} および基準値内割合は 13%と，埼玉県の平均値 2.12 mg L^{-1} に比べ良好であった. 1995～1997 年の全国主要河川 449 地点の中央値 1.10 mg L^{-1} (河川環境管理財団 2005) に比べ高い値であった．流域別の中央値は，那珂川が 0.65 mg L^{-1} (基準値内割合 57%)，鬼怒川が 1.04 mg L^{-1} (同 49%)，渡良瀬川が 2.79 mg L^{-1} (同 4%) であった.

NH_4-N の中央値は 0.19 mg L^{-1} で，水稲の生育に影響を与えるとされる 2 mg L^{-1} を超えた（森川ら 1982）のは 8 点（3 地点）であった．この値は埼玉県の平均値 0.3 mg L^{-1} に比べ低く，全国主要河川 45 地点の中央値 0.07 mg L^{-1} に比べ高い値であった. 渡良瀬川流域および鬼怒川流域の都市下流域で高い地点が散見されたが，流域間で大きな違いはなかった.

NO_3-N の中央値は 1.12 mg L^{-1} で，全国主要河川 33 地点の中央値 0.07 mg L^{-1} に比べ高い値であった．流域別では那珂川と鬼怒川が同じ程度, 渡良瀬川が高かった.

SS の中央値は 8 mg L^{-1} で，ほぼ全ての試料が基準値 100 mg L^{-1} 以下であった．福岡県の平均値 18.4 mg L^{-1} および基準値内割合は 97%に比べ良好であった.

T-P の中央値は 0.07 mg L^{-1} で，水稲の生育に影響を与えるとされる 0.5 mg L^{-1} を超えた（森川ら 1982）のは 7 点（3 地点）であった．福岡県と埼玉県の平均値 (0.17 mg L^{-1}，0.20 mg L^{-1}) に比べ低く，全国主要河川 447 地点の中央値 (0.052 mg L^{-1}) に比べやや高い値であった.

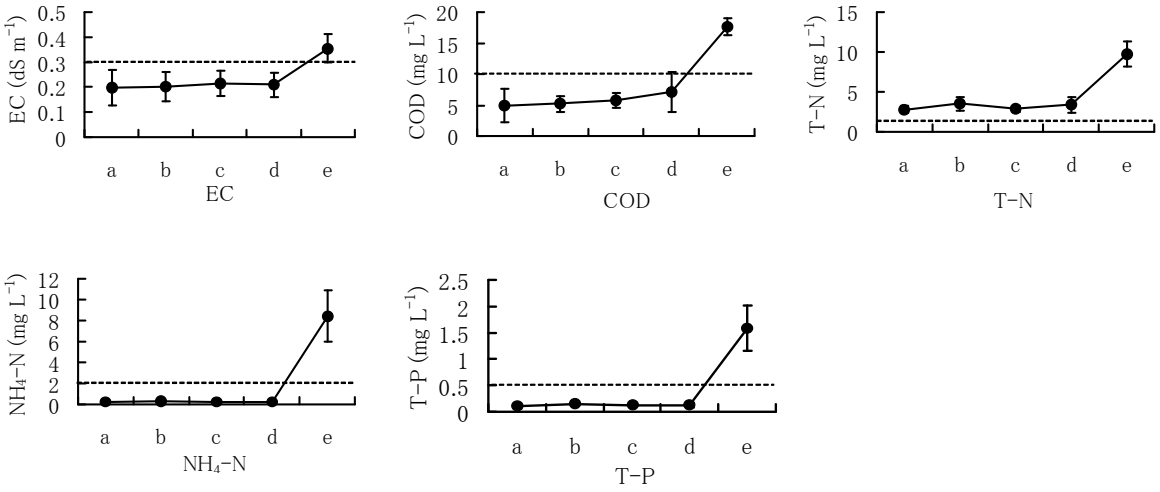


第 2 図　水質汚濁の進んだ地点.

● は水稲の生育に影響を与えるとされる COD10mg L^{-1} 以上,または NH_4-N 2mg L^{-1} 以上,または T-P 0.5mg L^{-1} 以上を 1 回以上観測した地点.

e は小山用水の採水地点 e を示す.

○ は人口 10 万人以上の都市.



第 3 図　県南部小山用水の流下にともなう水質変化.

a ～ e は調査地点，a (上流) → e (下流) を示す．棒線は標準偏差を示す.

点線は基準値（EC 0.3 dS m^{-1}，T-N 1 mg L^{-1})，水稲の生育に影響を及ぼすとされる値（COD 10 mg L^{-1}，NH_4-N 2 mg L^{-1}，T-P 0.5 mg L^{-1}）を示す.

K^+，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^+，Cl^- は那珂川，鬼怒川，渡良瀬川の順で高くなった．Mg^{2+}，SO_4^{2-} の中央値は，鬼怒川，那珂川，渡良瀬川の順で高くなった．渡良瀬川流域内には石灰石およびドロマイト鉱床があり，その直下の用水の Ca^{2+}，Mg^{2+} 濃度は特に高かった．

水質汚濁の進んだ地点を第 2 図に示した．水稲の生育に影響を与えるとされる COD が 10 mg L^{-1}，NH_4-N が 2 mg L^{-1}，T-P が 0.5 mg L^{-1} を超えた（森川ら 1982）地点は，県南部および西部の都市下流域に散見された．

流域別では汚濁が進んでいたのは，渡良瀬川流域，次に鬼怒川流域であり，那珂川流域では良好であった．栃木県全体の平均と比較すると渡良瀬川流域は人口密度が高く下水道施設の普及率が低い，鬼怒川流域は人口密度が高く下水道施設の普及率が高い，那珂川流域は下水道施設の普及率が低いものの人口密度が低い（栃木県 1999）ことから，水質は生活排水の影響を強く受けていると考えられた．その事例として，特に汚濁の激しい県南部小山用水の流下にともなう水質変化を第 3 図に示した．市街地の下流（地点ｅ）で EC, COD, T-N, NH_4-N, T-P 濃度が急激に上昇した．地点ｄと地点ｅ間には下水道未整備の地域があり，汚濁の原因は生活排水によるものと推察された．

農業用用水 85 地点の pH，EC および栄養塩類濃度等の時期別水質変化は小さかった．

2. 農業用排水の水質

1996～1998 年の農業用排水 6 地点の水質および流量の時期別変化を第 2 表に示した．

代かき期は他の時期に比較し T-N，NH_4-N，NO_3-N，SS，T-P，K^+，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Cl^-，COD で濃度が高かった．これら成分は水稲に施用する塩化アンモニウム，熔リン，塩化カリおよび堆肥の主および副成分に該当すること，地表流出水の T-N，T-P，SS，COD が代かき・移植期に高まる（園田ら 1997，近藤ら 1993）との報告から施肥による影響と推察された．

中干し期に NH_4-N, SS, T-P, COD の濃度が上昇し，EC や K^+ など多くの栄養塩類の値が低下した．これは時期として追肥により NH_4-N が増加し，また流量が増加していることから水路の底面等にあった懸濁物質が浮遊し吸着していた T-P，COD 成分を増加させ，他の溶存成分は希釈により低下したためと考えられた．

SiO_2 は水稲栽培期間中低く，また NO_3-N は代かき期，移植期に高く，中干し期から落水期まで低く推移していた．これらは水稲および田面水や表層土に存在する珪藻類による SiO_2 の吸収，施肥窒素の影響および脱窒により低下したものと推察された．

3. 10 年前との水質比較

比較可能な 53 地点の農業用用水水質の経年変化を第 4 図に示した．また，1996～1998 年の項目ごとの中央値が 10 年前の中央値に比較して 10%以上減少または増加した地点の割合を第 3 表に示した．

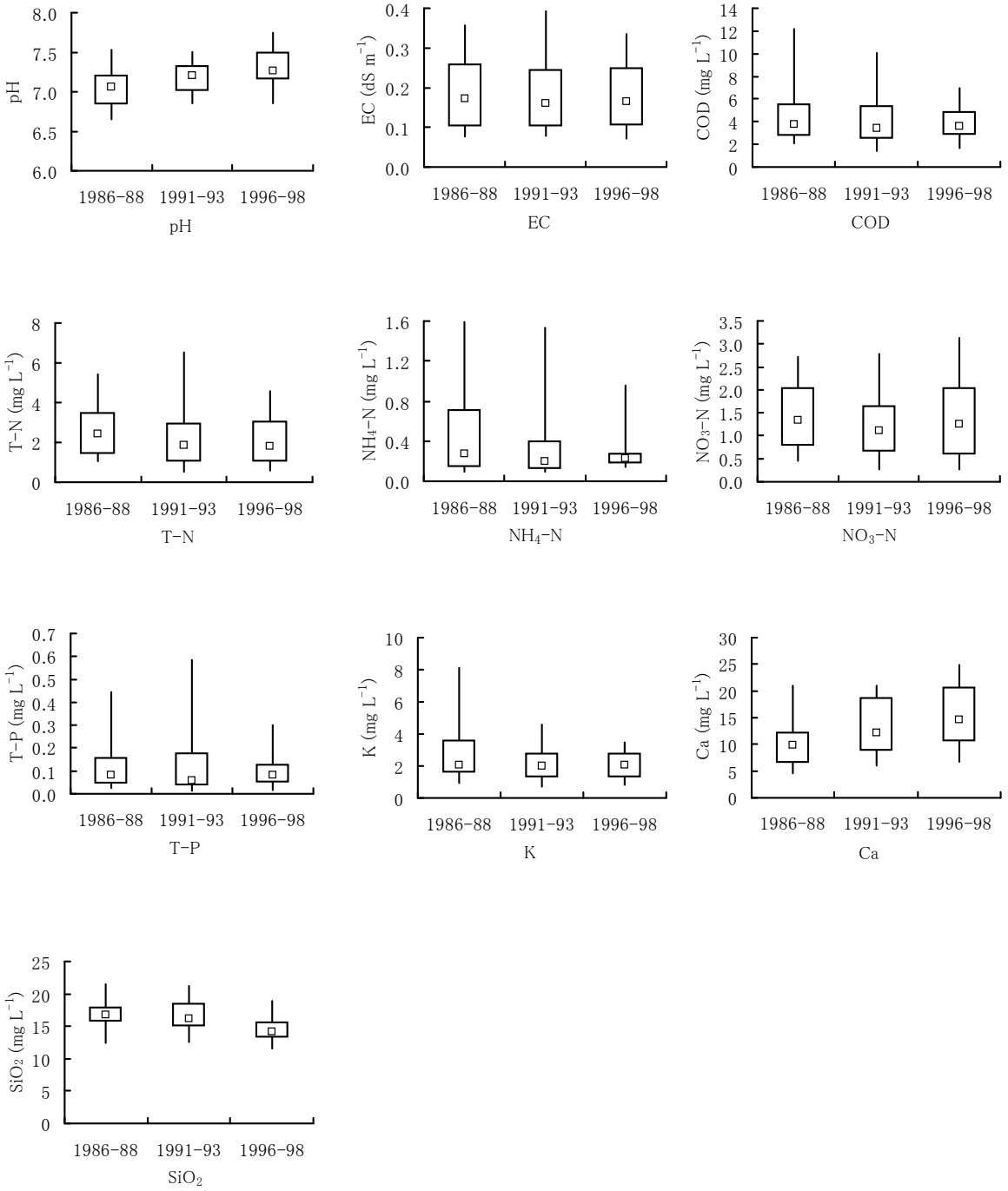
pH はやや上昇する傾向にあり，10 年間で基準値 7.5 を超える地点数が 3 から 11 に増加した．10%以上増加した地点は渡良瀬川流域にあったが，10%以上減少した地点はなかった．今回は測定していないが，1986～1988 年の 5 年後に DO 値が増加していた（宮崎ら 1994）ことから，河床付着藻類の炭酸同化作用により pH が上昇したものと推察された．

EC の中央値はほぼ同じ水準で推移し，10 年前と比べ増加および減少した地点数はほぼ等しかったが，基準値 0.3 dS m^{-1} を超える地点数が 7 から 5 に低下した．

第2表　1996～1998年の農業用排水水質および流量の時期別変化．

採水時期		pH	EC	COD	T-N	NH_4-N	NO_3-N	SS	T-P	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	SO_4^{2-}	Cl^-	流量
			(dS m^{-1})	(mg L^{-1})												(m^3 S^{-1})
代かき期	中央値	7.1	0.238	5.6	3.61	0.25	2.57	20	0.20	3.5	25.6	5.7	9.5	15.0	19.1	0.39
移植期	中央値	7.1	0.200	4.9	2.73	0.17	1.91	16	0.13	2.9	19.5	4.8	10.1	13.8	15.4	0.53
中干し期	中央値	7.1	0.147	5.7	1.98	0.26	0.32	25	0.15	1.8	12.9	2.6	6.5	10.6	8.8	2.61
間断かんがい期	中央値	7.0	0.224	3.6	1.62	0.23	1.23	14	0.07	2.5	18.7	4.7	10.0	15.1	12.9	0.81
落水期	中央値	7.3	0.231	4.4	1.88	0.08	1.34	6	0.07	2.9	22.6	5.3	9.7	17.6	13.9	0.47
非かんがい期(10月)	中央値	7.4	0.235	3.6	2.51	0.07	1.83	6	0.06	2.2	20.6	4.1	9.3	23.7	13.7	0.34
非かんがい期(11月)	中央値	7.3	0.208	4.7	2.72	0.11	1.83	11	0.08	2.4	21.8	3.8	9.8	22.3	13.0	0.33
かんがい期	中央値	7.1	0.212	4.9	1.98	0.23	1.43	15	0.10	2.5	19.8	4.8	9.2	14.0	13.4	0.53
排水全体	最大値	7.4	0.386	15.8	7.73	1.68	4.37	65	0.37	5.5	48.5	9.7	20.0	23.8	27.9	3.58
(30点)	最小値	6.7	0.067	2.2	0.95	0.06	0.26	4	0.02	1.3	9.6	1.5	5.1	5.4	5.0	0.06

第1図に示す6地点の値.



第 4 図　農業用用水水質の経年変化.

第 1 図に示す比較可能な 53 地点.

箱内の四角は中央値，箱の上端は 75%値，下端は 25%値，棒線の上端は 95%値，下端は 5%値を示す.

第3表　10年前と比較した1996～1998年の農業用用水の水質.

流域名	項目	pH	EC	COD	T-N	NH_4-N	NO_3-N	T-P	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	SiO_2
	減少の割合 (%)	0	29	29	71	29	14	57	72	43	14	－
那珂川	増加の割合 (%)	0	42	42	0	57	72	43	14	57	72	－
(7点)	変化なしの割合 (%)	100	29	29	29	14	14	0	14	0	14	－
	減少の割合 (%)	0	15	30	75	45	75	65	25	15	35	64
鬼怒川	増加の割合 (%)	0	25	45	20	45	20	15	35	55	30	7
(20点)	変化なしの割合 (%)	100	60	25	5	10	5	20	40	30	35	29
	減少の割合 (%)	0	31	42	54	58	39	62	50	12	31	－
渡良瀬川	増加の割合 (%)	12	27	31	19	38	42	19	31	65	27	－
(26点)	変化なしの割合 (%)	88	42	27	27	4	19	19	19	23	42	－
	減少の割合 (%)	0	25	36	64	49	49	62	43	17	30	－
用水全体	増加の割合 (%)	6	28	38	17	43	38	21	30	60	34	－
(53点)	変化なしの割合 (%)	94	47	26	19	8	13	17	27	23	36	－
	基準値超過地点数	3 → 11	7 → 5 (4 → 1)	51 → 41	(2 → 1)		－	(3 → 1)	－	－	－	－

53地点の比較. ただし, SiO_2 は14地点, － は未測定.

10%以上増加または減少したものを, それぞれ増加, 減少とし, 10%以下は変化なしとした.

基準値超過地点数は, (1986～1988年の地点数) → (1996～1998年の地点数) を示す.

ただし, CODは 10 mg L^{-1} 以上, NH_4-Nは 2 mg L^{-1} 以上, T-Pは 0.5 mg L^{-1} 以上の地点数, － は基準値なし.

COD は 10 年前より高濃度の地点が減少し, 基準値を超える地点数が 4 から 1 に低下した. 鬼怒川流域および那珂川流域で増加割合が減少割合より大きかったが, 全体としては増加および減少した割合はほぼ等しかった. 中央値は 3.8 mg L^{-1} から 3.6 mg L^{-1} にやや低下した.

T-N は 10 年前より 10%以上濃度が低下した地点の割合は 64%であり, 10%以上濃度が上昇した地点の割合 17%より大きかった. 那珂川流域では 10%以上濃度が上昇した地点はなかった. 全体の中央値が 2.43 mg L^{-1} から 1.81 mg L^{-1} に低下した. NH_4-N は 10 年前より高濃度の地点が大幅に減少し, 中央値が 0.28 mg L^{-1} から 0.22 mg L^{-1} とやや低下した. 水稲の生育に影響を与えるとされる NH_4-N が 2 mg L^{-1} を超えた (森川ら 1982) 地点は 2 から 1 に減った. NO_3-N はほぼ同じ水準であった.

T-P は濃度の高い地点が減少しており, 水稲の生育に影響を与えるとされる 0.5 mg L^{-1} を超える (森川ら 1982) 地点が 3 から 1 に減った. K^+ も濃度の高い地点が減少した. T-P, K^+ ともに 10 年前と比較して濃度が低下した地点が上昇した地点より多かった.

Ca^{2+} は他の栄養塩類に比較して大幅に上昇していた. これは渡良瀬川流域での上昇の影響を強く受けており石灰石およびドロマイト鉱床など地質的な要因が大きいと推察された. また, 鬼怒川流域でも上昇していたが, 原因は明らかではない.

SiO_2 は鬼怒川流域のみの結果ではあるが, 10 年前と比較して 64%の地点で 10%以上減少しており, 中央値は 16.8 mg L^{-1} から 14.2 mg L^{-1} に低下した. 山形県の農業用水 (熊谷ら 1998), 和歌山県の河川水 (石塚ら 2004) では SiO_2 が 1956 年頃と比較して低下していた. ダム等停滞流域の増加にともなう珪藻による吸収量の増加により河川の SiO_2 濃度の低下が指摘されている (Humborg ら 1997). 鬼怒川上流においても 1980 年代および 90 年代にダムが新設されており, 原因についてはこの可能性も考えられた.

全国主要河川の 1995～1997 年とその 16 年前との比較では, T-N, NH_4-N, T-P が減少し, NO_3-N が増加した (河川環境管理財団 2005). 福岡県の農業用用水の 1996～1998 年とその 10 年前との比較では, pH, EC, T-P が多くの地域で増加傾向, T-N, COD が全ての地域で増加傾向にあり (水田ら 2001a), 埼玉県の農業用用水では 1987～1996 年とその 10 年前との比較では, 経年により pH, EC, T-P がほぼ変わらず, COD, NH_4-N が増加傾向, T-N, K^+ が低下傾向にあった (葩島ら 1999).

いずれにせよ, 栃木県の農業用水は, 10 年前と比較して T-N, NH_4-N, T-P, K^+ が低下し, EC, COD は高濃度の地点が減少しており, 水質が良化傾向にあった. 原因として農集排処理施設を含む下水道整備率の増加 (栃木県農務部農村整備課 1997), 窒素やリン酸の排出規制, 無リン化学合成洗剤の普及があげられる.

第2節　農業用地下水の水質

Ⅰ　緒　言

栃木県は，地下水の量に恵まれ，農業用水使用量に占める地下水の割合が 34%と全国平均 5.6%を大きく上まわっている（農林水産省農村振興局資源課 2003）．

近年，地下水の NO_3-N による汚染が各地で起こっており，農地への過剰施肥や家畜ふん尿の多量施用がその一因であるとされている．しかし，栃木県の地下水水質については那須野原の調査報告（檜山・鈴木 1991，大橋ら 1994）があるだけで，その実態はほとんど明らかにされていない．

そこで本節では，栃木県内の農業用地下水水質の現状を把握するため地形および土地利用形態別に水質調査を行い，農業活動の地下水水質への影響を検討した．

Ⅱ　材料と方法

水田かんがい用の井戸 25 地点を 6 月上旬，7 月上旬および 8 月上旬の 3 回調査した．調査対象地点の概要を第 4 表に示した．調査は 1993 年に栃木台地および思川・巴波川低地の水田，施設園芸，果樹園地帯 8 地点，1994 年に那須野原台地，五行川上流沖積低地および宝積寺台地の水田，施設園芸地帯，畑地帯 9 地点，1995 年に宝木台地，鬼怒川沖積低地および宝積寺台地の水田，畑地帯，施設園芸地帯 8 地点，合計 25 地点についておこなった．

水質の調査項目は pH，EC，T-N，NH_4-N，NO_3-N，T-P，K^+，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^+，SO_4^{2-}，Cl^-および SiO_2 の計 13 項目であり，分析は本章第 1 節の農業用水の水質と同様の方法でおこなった．井戸の深さは聞き取りによった．各調査地点の水質がどのような項目によって特徴づけられるか明らかにするため，全地点について因子分析（注：STATISTICA）をした．因子分析には濃度成分をそのまま示す NH_4-N, NO_3-N, T-P, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+，SO_4^{2-}，Cl^-および SiO_2 の 10 項目について各地点の平均値を用いた．

Ⅲ　結果と考察

土地利用別の地下水水質を第 5 表に示した．

項目ごとに平均値を農業用水水質基準値および同時期に調査された栃木県内の主要農業用用水 104 地点の水質と比較した．

第4表　採水地点の概要．

	地点名	採水年	周辺の土地利用状況	採水井戸の深さ (m)
1	小山市楢木	1993	水田	15
2	小山市石ノ上	1993	水田	25
3	小山市上初田	1993	水田	30
4	大平町下皆川	1993	水田，樹園地	50
5	栃木市片柳町	1993	水田	5
6	栃木市大塚町	1993	水田，施設野菜	10
7	都賀町原宿	1993	水田	30
8	西方村元	1993	水田，施設野菜	30
9	塩原町接骨木	1994	水田	12
10	黒磯市波立	1994	水田	28
11	黒磯市上厚崎	1994	水田，野菜畑	18
12	黒磯市下中野	1994	水田	5
13	大田原市富士見	1994	水田	6
14	大田原市北大和久	1994	水田	4
15	氏家町氏家	1994	水田	7
16	氏家町蒲須坂	1994	施設野菜	30
17	塩谷町肘内	1994	水田	9
18	国分寺町国分	1995	水田，野菜畑	40
19	壬生町壬生甲	1995	水田，野菜畑	25
20	壬生町壬生丁	1995	水田，野菜畑	40
21	壬生町安塚	1995	水田，野菜畑	36
22	石橋町上古山	1995	水田，施設野菜	32
23	真岡市柳木	1995	水田	20
24	真岡市粕田	1995	水田，施設野菜	20
25	真岡市中	1995	水田，施設花き	30

地点名は採水時の市町村名．

pH は平均値が 6.5±0.3 で，すべて基準値（6.0～7.5）内であった．県内農業用用水の平均 7.2 より低かった．これは地下では生物による光合成が行われず，呼吸だけが行われたため，溶存する炭酸の増加の影響によるものと考えられた．

EC の平均値は 0.199±0.078 dS m^{-1} と基準値 0.3 dS m^{-1} 以下であったが，県南部で基準を越える地点があった．県内農業用用水の平均値 0.177 dS m^{-1} と同程度であった．

T-N の平均値は 2.64±1.86 mg L^{-1} で，県内農業用用水の平均値 2.15 mg L^{-1} と同程度であり，多くの地点で基準値 1 mg L^{-1} を越えていた．ほとんどの地点で大部分は NO_3-N であった．

NH_4-N の平均値は 0.21±0.27 mg L^{-1} で，県内農業用用水の平均 0.48 mg L^{-1} よりやや低かったが，すべての地点で低濃度であるが検出された．県南部でやや高い地

点があったが，水稲の生育に影響を与えるとされる 2 mg L^{-1}（森川ら 1982）以下であった．

NO_3-N は，平均値が 2.21±1.73 mg L^{-1} と地点間でばらつきがあった．県内農業用用水の平均値 1.21 mg L^{-1} よりやや高かったが，環境基準値 10 mg L^{-1}（環境省水環境部地下水・地盤環境室 2002）を超える地点はなかった．

土地利用別での各種成分の濃度の比較では，T-N およびその主成分 NO_3-N に違いがあったが，他の項目についてはなかった．NO_3-N は水田以外が平均 2.9 mg L^{-1} であり，水田地帯の平均 1.6 mg L^{-1} よりも高く，畑作地帯が平均 4.3 mg L^{-1} であった．また，NO_3-N が 5 mg L^{-1} 以上の 3 地点はすべて畑作地帯であり，施肥の影響が考えられた．

大橋ら（1994）は那須野原の西部を流れる那須疎水に沿った地下水は，扇央部で家畜排せつ物の影響を受け初夏の時期に NO_3-N が高濃度検出するが扇端部では低下すると報告している．しかし，本調査では那須野が原の扇央部および扇端部の 6 地点の NO_3-N はいずれも低濃度であった．

各調査地点の水質を特徴づけるために NH_4-N, NO_3-N, T-P, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, SO_4^{2-}, Cl^- および SiO_2 の 10 項目を用い因子分析をした．因子分析の結果を第 6 表に示した．調査地点の水質は 3 種の因子に整理された．第 1 因子は Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Cl^- および SO_4^{2-}, 第 2 因子は T-P, NH_4-N, 第 3 因子は SiO_2, NO_3-N の因子負荷が大きかった．

第 2 因子の負荷が大きい T-P および NH_4-N は，ほとんどの地点で濃度の値が低く差異が小さいため地点ごとの特徴を明確に表せないと考え，第 1 因子と第 3 因子について各地点の因子得点分布を第 5 図に示した．第 1 因子および第 3 因子により大きく 3 つに特徴づけられた．すなわち，第 1 因子と第 3 因子がともに正の値をとるA，第 1 因子が正の値，第 3 因子が負の値をとるB，第 1 因子が比較的小さい負の値，第 3 因子が 0 付近の値をとるCである．AおよびBに特徴づけられた地点は地下水流および都市の下流に位置し，生活排水や農業活動等人為的な影響により Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Cl^- および SO_4^{2-} が負荷されたものと考えられた．さらにAに特徴づけられた地点は井戸が比較的深く，また畑作地帯に位置するため，降水等が浸透する過程が長いことにより SiO_2 が，施肥の影響により NO_3-N が負荷されたと考えられた．Cに特徴づけられた地点は地下水流の上流にあたるため，負荷される成分が少なく濃度が低かったと考えられた．

第5表　農業用地下水の水質．

区　名	pH	EC (dS m^{-1})	T-N	NH_4-N	NO_3-N	T-P	K^+
			(mg L^{-1})				
水田地帯 (13)	6.4±0.2	0.187±0.088	1.93±0.72	0.26±0.35	1.55±0.85	0.039±0.035	1.61±0.87
水田地帯以外 (12)	6.6±0.3	0.211±0.065	3.40±2.35	0.16±0.10	2.93±2.12	0.037±0.048	1.64±0.70
うち畑作地帯 (5)	6.6±0.3	0.234±0.369	4.88±2.28	0.18±0.08	4.30±1.98	0.046±0.068	1.94±0.92
全体 (25)	6.5±0.3	0.199±0.079	2.64±1.86	0.21±0.27	2.21±1.73	0.038±0.042	1.63±0.79
県内主要農業用用水 (104)	7.2	0.177	2.15	0.48	1.21	0.48	2.4

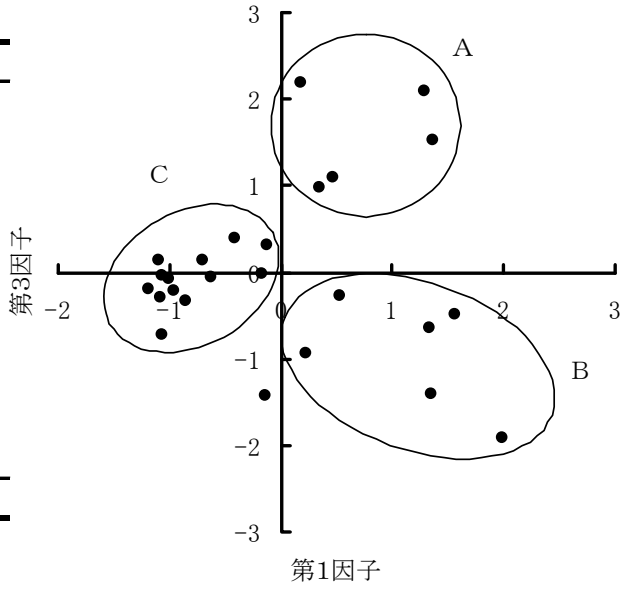
Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	SO_4^{2-}	Cl^-	SiO_2
(mg L^{-1})					
14.6±5.6	4.72±1.74	7.55±2.38	23.3±13.4	10.5±6.4	16.3± 4.5
19.5±7.5	6.47±2.83	7.85±2.00	22.4± 9.2	11.9±4.5	23.2±11.1
20.0±4.4	7.50±1.64	8.87±0.74	24.9± 9.3	14.6±3.4	30.2± 6.5
17.0±7.0	5.56±2.49	7.69±2.21	24.9± 9.3	11.2±5.6	19.6±9.1
13.2	3.3	12.3	21.6	11.8	16.8

水田地帯以外は，水田と施設園芸，果樹園，畜産および畑作が混在した地域．
県内主要農業用用水104地点を1991～1993年に調査した平均値．
数値は平均±標準偏差を表す．

第6表　地下水水質の因子分析結果.

項目	第1因子	第2因子	第3因子
NH_4-N	0.082	**0.804**	−0.010
NO_3-N	0.163	−0.497	**0.768**
T-P	0.241	**0.854**	0.016
K^+	**0.714**	0.334	0.202
Ca^{2+}	**0.868**	−0.131	0.264
Mg^{2+}	**0.845**	0.066	0.395
Na^+	**0.915**	0.189	0.123
SO_4^{2-}	**0.836**	0.120	−0.347
CL^-	**0.845**	0.436	0.229
SiO_2	0.240	0.423	**0.777**
寄与率	0.438	0.217	0.165

太字は負荷量が0.7以上を示す.



第5図　因子分析による地下水水質の得点分布.

栃木県内の農業用地下水の水質は，作物の生育に影響を及ぼすほど汚濁している地点はなかった．これは地下水水量が豊富であること，農耕地面積の約 78%を占める広い水田により水源の涵養および水質の浄化がされたためと推測する．しかし，一部畑作地帯において NO_3-N の高いところがあり，施肥との関係が想定された.

第3節　県南部畑作地帯の地下水水質

Ⅰ　緒　言

茶や野菜は窒素要求量が多く，品質向上や収量増加を意識して窒素成分が過剰に施肥されることがある.また，茶園や露地野菜畑の土壌は酸化的な条件であるため，余分な窒素成分は NO_3-N となって降水等の浸透にともない溶脱し，周辺の地下水の NO_3-N 濃度を高める．茶や露地野菜の栽培が盛んな地域では，地下水の NO_3-N 濃度が他の土地利用の地域より高い傾向にある．藤井 (1997)，竹内 (1997)，熊沢 (1999)，田渕 (1999) により総説が，また茶園 (小菅ら 1987，山本ら 2006)，露地野菜および普通畑としてニンジン (寺尾 1996)，レタス (田瀬 1996a)，サトウキビ (近藤ら 1997)，スイカ (廣畑ら 1999)，サトイモ (大森ら 2004) の事例が報告されている．前節で示したとおり，栃木県においても南部の畑作地帯で，農業用地下水 NO_3-N 濃度が環境基準値内ではあるが県内他地域に比較して高い傾向にあった.

そこで本節では，栃木県南部畑作地帯の農業用地下水水質の実態を調査するとともに窒素安定同位体自然存在比 ($\delta^{15}N$) および過去の土地利用状況から地下水の化学肥料窒素による影響を推測した.

Ⅱ　材料と方法

調査地域は壬生町藤井を中心とした 2500 ha で，姿川と黒川に挟まれた台地上にあり，ユウガオ等露地野菜，水田および住宅が混在し，畜産が点在している．水田率は 44.5%と県平均 78% (農林水産省経済局統計情報部 1991) に比較して低く，県内有数の畑作地帯である．土壌は表層多腐植質黒ボク土である．地質は表層が関東ローム層と段丘砂礫層からなっており，下部には砂礫層を主とし，砂層，泥層を挟む半固結堆積物が地下 100m 付近まで分布し深層地下水の帯水層をなしている (栃木県企画部土地対策課 1984)．

地下水の採水地点およびその概要を第 7 表に示した．地下水は 6 箇所，すべて水田かんがい用であり，ポンプにより揚水したものを採取した.

第7表　採水地点の概要.

	地点名	採水井戸の深さ	調査期間および回数
A	石橋町上古山	20m	1995, 1996年, 17回
B	壬生町下長田	36m	1995～1999年, 35回
C	壬生町六美町	40m	〃
D	壬生町藤井	25m	〃
E	国分寺町国分	40m	1995～1997年, 15回
F	国分寺町国分	50m	1998, 1999年, 12回

地点名は採水時の市町村名.

採水は，かんがい期に月 2 回おこなった．調査年次および回数は，地点Aが 1995 年と 1996 年，計 17 回，地点B，地点Cおよび地点Dが 1995～1999 年，計 35 回，地点Eが 1995～1997 年，計 15 回，地点Fが 1998 年と 1999 年，計 12 回であった.

調査項目は pH，EC，T-N，NH_4-N，NO_3-N，$\delta^{15}N$，K^+，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^+，SO_4^{2-}，Cl^-，SiO_2 の計 13 項目であった.

水質の分析は本章第 1 節の農業用水の水質と同様におこなった．ただし，$\delta^{15}N$ は東京農業大学に委託し朴ら (1995) の方法で 1995～1998 年の一部試料のみ測定した.

Ⅲ 結 果

地下水の水質を第 8 表に示した. 地点A，B，C，D，Fの水質は, いずれの項目とも時期による変動が少なく, 地点ごとに特有の成分組成を示していたため平均値について述べる.

pH の平均値は 6.5～7.0 で，すべて農業用水水質基準値 (6.0～7.5) 内であった. EC の平均値は 0.212～0.343 dS m^{-1} であり，地点Aで基準値 0.3 dS m^{-1} を超え，また，地点Dでも超えた値が測定された．T-N の平均値は 3.17～7.48 mg L^{-1} であり，大部分は NO_3-N として存在していたが, NH_4-N も低濃度ながら全地点で検出された. NO_3-N の平均値は 2.89～6.93 mg L^{-1} であり，栃木県の農業用地下水の平均値 2.21 mg L^{-1} に比較して高い値であった．特に，地点Cでは 9mg L^{-1}，地点Fでは 8mg L^{-1} を超えることがあり, 両地点は調査期間を通して NO_3-N が高い傾向にあった．地点Eは変動係数が 59.1 と他地点に比べて大きかった．$\delta^{15}N$ の平均値は 4.4～6.3‰と地点による違いは少なかった.

地点Cは K^+ が 2.7 mg L^{-1} と他地点の 1.5～2.1 mg L^{-1} および栃木県の農業用地下水の平均値 1.6 mg L^{-1} に比べてやや高かった. 地点Aは Ca^{2+}が 37.5 mg L^{-1}, Mg^{2+}が 11.7 mg L^{-1} と他地点 (18.1～25.2 mg L^{-1}，6.9～10.1 mg L^{-1}) および栃木県の農業用地下水の平均値 (17.0 mg L^{-1} ，5.6 mg L^{-1}) に比べてやや高かった.

Na^+ は 8.2～10.4 mg L^{-1} で栃木県の農業用地下水の平均値 (7.7 mg L^{-1}) と同等，Cl^- は 15.3～19.1 mg L^{-1} ，SiO_2 は 27.2～35.1mg L^{-1} で，栃木県の農業用地下水の平均値 (11.2 mg L^{-1} ，19.6 mg L^{-1}) に比べてやや高かった. SO_4^{2-} の平均値は地点C 11.1 mg L^{-1}, 地点D 37.0 mg L^{-1}，他地点 22.4～32.8 mg L^{-1} と地点間でのばらつきが大きかった.

Ⅳ 考 察

1. NO_3-N の起源について

一般に地下水中の NO_3-N は施肥や土壌からの無機化など様々な起源に由来している．地下水への窒素による負荷低減の対策をとるために施肥等の人為的管理の影響を明らかにすることは重要である. 田瀬 (1996b) は窒素の汚染源とそれらの $\delta^{15}N$ 値は, 化学肥料が－5～+3‰, 家畜廃棄物 (堆肥を含む) が +10～+20‰, 生活排水 (家庭雑排水+し尿) が +8～+15‰であり，汚染源の範囲に差異があり同定が可能となるとしている．本地域の $\delta^{15}N$ 値は+4.4～+6.3‰であった.

一方，農耕地から溶脱した NO_3-N は土層内を水によって運ばれ移動するため，地下水に到着するまでに時間を要し，降水量や土壌特性・土層構成，地下水面の深さなどの違いにより時間は異なる. 加藤 (2009) によると，本調査地域では NO_3-N の地表から地下水面までの到達時間は 15～20 年である. 1975～1985 年の壬生町の土地利用は，ユウガオ作付面積が 400～550ha であり，畑面積の 45%，耕地面積の 17%を占めていた．また，本地域周辺ではユウガオに対し平均で，化学肥料として窒素および堆肥を施肥基準値の 2 倍程度施用していた (加藤ら 1989).

本調査の地点では，NO_3-N 濃度および $\delta^{15}N$ 値の時期による変動が小さかった．原因としては，この地域が火山灰台地であり調査井戸が 20～50mと深く, 地表に供給された化学肥料由来や堆肥由来の窒素が，降水や灌水に伴い長い時間をかけて地下水中に移動していることおよび長期間にわたりほぼ均一な施肥など土壌管理がなされているため地下水に同質の NO_3-N が絶えず供給されていることと考えられた.

以上から，調査地域全体の地下水の NO_3-N は化学肥料由来窒素の影響を大きく受けていると推察した.

第8表　地下水の水質.

地点	pH	EC	T-N	NH_4-N	NO_3-N	$\delta^{15}N$	K^+
		($dS\ m^{-1}$)		($mg\ L^{-1}$)		‰	($mg\ L^{-1}$)
A	7.0±0.1	0.343±0.039	6.39±0.68	0.15±0.07	5.77±0.97	5.9±0.3	2.1±0.2
B	6.6±0.2	0.225±0.019	3.40±0.60	0.13±0.05	3.02±0.61	5.2±0.5	1.5±0.1
C	6.6±0.2	0.212±0.023	7.48±1.06	0.15±0.10	6.93±1.07	6.3±0.7	2.7±1.5
D	6.5±0.2	0.273±0.019	5.91±0.97	0.13±0.06	5.44±0.77	4.4±0.5	1.7±0.2
E	6.9±0.2	0.248±0.016	3.17±1.79	0.16±0.05	2.89±1.71	5.2±0.6	1.8±0.3
F	6.7±0.1	0.258±0.020	7.29±0.65	0.14±0.06	6.64±0.79	5.4±0.1	1.8±0.1

Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	SO_4^{2-}	Cl^-	SiO_2
($mg\ L^{-1}$)					
37.5±7.8	11.7±1.7	10.3±0.7	25.2±5.2	17.7±1.7	33.0±3.0
21.0±2.6	7.4±0.3	8.7±0.3	28.1±5.3	15.3±1.7	27.2±2.3
18.1±0.8	6.9±0.2	8.2±0.3	11.1±1.6	17.1±2.2	27.7±1.5
25.2±1.7	10.1±0.4	10.4±0.4	37.0±6.2	18.8±2.3	27.8±1.2
22.4±1.7	8.2±1.0	8.9±0.5	32.8±16.4	19.1±1.9	35.1±5.0
-	-	-	22.4±2.9	17.5±1.2	-

数値は平均値±標準偏差，- は未測定.

第9表　NO_3-N と各項目との相関係数.

pH	EC	NH_4-N	$\delta^{15}N$	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	SO_4^{2-}	Cl^-
0.017	0.178	0.420	0.420	0.757*	0.146	0.241	0.051	−0.476	0.436

＊は5%水準で有意.

2. NO_3-N と各イオンとの関係

地下水の NO_3-N 濃度と他の測定項目の濃度との相関係数を第 9 表に示した.

NO_3-N と K^+ との間に正の相関がある以外は, NO_3-N と高い相関を示す項目はなかった. K^+ は堆肥にも含まれることから，堆肥や加里質肥料の施用による影響を受けているものと推察した.

岐阜県各務原台地の NO_3-N による地下水汚染の場合, NO_3-N と Ca^{2+}, Mg^{2+}, SO_4^{2-} との間に高い相関があり，畑地に施用された苦土石灰や硫安の影響が大きく現れたと推論されている（寺尾 1996). 各務原台地では，ニンジン畑がまとまって存在し，施肥を含めたほ場管理が単一であり，また，地下構造は黒ボク土の表土および砂礫層からなり地質的に地下水水質が地上での影響を受けやすい. これらのことにより，地下水水質の特徴が明確に現れ，また NO_3-N が最大で 25 mg L^{-1} と高濃度に検出されたものと考えられた.

熊本県の地下水 NO_3-N 濃度が高い地域では，$\delta^{15}N$ 値から化学肥料により汚染されたと考えられる場合でも，NO_3-N と SO_4^{2-} との相関は小さく，この原因に硫安以外の窒素質肥料の利用が多いことと土壌に SO_4^{2-} が吸着することをあげている（廣畑ら 1999）.

本地域では，施用される窒素質肥料が硫安ばかりでないこと，土地利用状況が複雑であり窒素質肥料と同時に苦土石灰が施用される畑ばかりではないことから，地下水水質に各務原台地のような特徴が現れなかったものと考えられた．

第4節　まとめ

栃木県内の主要農業用用水 85 地点および農業用排水 6 地点の水質を 1996～1998 年の 3 年間にわたり，水稲栽培期間を中心に調査した．農業用用水の水質基準値内の割合は pH が 70%，EC が 88%，COD が 84%，T-N が 30%，SS が 100%であった．調査時期による水質の変化は小さかった．水質汚濁の激しい地点は県南部および西部の都市下流域で，人口，下水道普及率との関係が示唆された．農業用排水は用水に比較して SiO_2 を除き栄養塩類濃度が高かった．調査地が同一である 53 地点について 10 年前と比較したところ，栄養塩類の濃度は低下する傾向にあり，特に T-N で顕著であった．

農業用地下水の水質は作物の生育に影響をおよぼすほど汚濁の進んだ地点はなかった．しかし，県内有数の畑作地帯である壬生台地で NO_3-N は環境基準値 10 mg L^{-1} を満たしていたが高い値を示した．その NO_3-N は，安定同位体を用いた方法（$\delta^{15}N$ 値利用法）および過去の土地利用状況から，化学肥料の影響を大きく受けていると推測した．

第3章 ユウガオへの多量施肥が収量および浸透水に及ぼす影響

Ⅰ 緒 言

栃木県では農業用地下水の NO_3-N 濃度が環境基準値 10 mg L^{-1} (環境省水環境部地下水・地盤環境室 2002) を超えることはなかったが，南部の畑作地帯で県内他地域に比較して高い傾向にあった (第２章の第２節)．また，南部畑作地帯の壬生台地において，安定同位体を用いた方法 (δ^{15}N 値利用法) および過去の土地利用状況から，化学肥料の影響を大きく受けていると推測した (第２章の第３節).

壬生台地はユウガオの主産地である．ユウガオは畝幅 6 m，株間２ m，地這いで栽培され，子蔓を 2～3 本伸ばす．蔓の長さは最大 6m 程度になる．基肥は 5 月上旬の定植前に，追肥は 6 月中旬におこなう．収穫は 6 月下旬から 8 月中下旬の期間に 1 株から 6 kg 程度の果実を 20～30 個する. ユウガオの果実を剥き干して乾燥させたものが「かんぴょう」であり，栃木県が全国一の生産量を誇る (栃木県農政部農政課 2009).

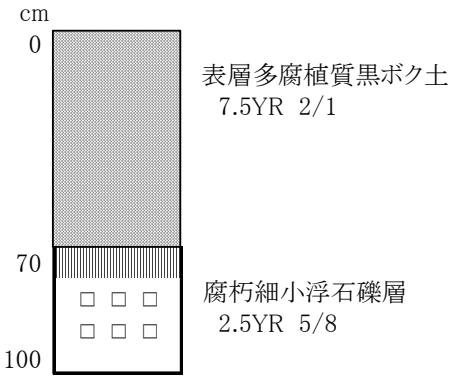
ユウガオは収穫量の多さ，作物体の大きさおよび肥料による濃度障害を起こしにくい性質のため，施肥量が過剰になる傾向にある．この地域周辺ではユウガオに対し平均で，化学肥料として窒素を施肥基準値 300 kg ha^{-1} の 2 倍程度，堆肥を施肥基準値 20000 kg ha^{-1} の 2 倍程度施用している報告 (加藤ら 1989) があり，また，作付け期間が降水量の多い期間であるため，ユウガオに吸収されなかった窒素の浸透による地下水の NO_3-N 汚染が懸念されている.

そこで本章では，ユウガオ栽培での多量施肥が収量および水質に及ぼす影響を明らかにした.

Ⅱ 材料と方法

栃木県農業試験場畑ほ場で, ユウガオ (*Lagenaria siceraria* var. *hispida*) を 1997 年から 3 年間栽培した．土壌は表層多腐植質黒ボク土，試験規模は 1 区 60 m^2 (10 m×6 m) の 2 反復，1 区 4 株 (株間 2 m) 栽培した．ほ場の断面形態を第 6 図に示した.

試験区の概要を第 10 表に示した. 化学肥料および家畜ふん堆肥を施肥基準 (栃木県 1996b) どおり施用した標準区を対照とし，化学肥料および家畜ふん堆肥をともに施肥基準の 2 倍量施用した区を多肥区とした．化学肥料は有機入り複合肥料で窒素 8% (有機態窒素 2.8%, NH_4-N 3.4%，尿素 1.8%)，リン酸 12%，カリ 8%，家畜ふん堆肥は水分 38.8%，窒素 1.82%，リン酸 3.4%，カリ 3.6%含むもの (3 か年平均値，窒素，リン酸およびカリは乾物あたりの値) を用いた．堆肥は 4 月上旬，化学肥料は基肥として 5 月上旬，追肥として 6 月上旬に施用した．ユウガオは 4 月中旬は種，5 月上旬定植，7 月上旬より収穫を開始し 9 月上旬まで栽培した．なお，1998 年から無肥料区を設置したが, ユウガオは栽培しなかった.



第 6 図 ユウガオ栽培ほ場の土壌断面形態.

第10表 ユウガオ栽培試験区の概要.

区 名	基肥窒素		追肥窒素	合計
	化学肥料 (kg ha^{-1})	家畜ふん堆肥 (kg ha^{-1})	化学肥料 (kg ha^{-1})	(kg ha^{-1})
標準区	120	220 (20000)	180	520
多肥区	240	440 (40000)	360	1040

( ) は現物重.

ユウガオの果実は適期に収穫し，各区 4 株すべての重量から面積あたりの生果実重を算出した．果実の加工品であるかんぴょうの収量は生果実重の 3.3%（中山・斎藤 1960，中山 1962）とした．経済性を評価するために，かんぴょうの販売額と肥料および家畜ふん堆肥の購入費の差を収益評価値として，標準栽培と多肥栽培を比較した．

各処理区とも表層から 10，30，50，75 および 100 cm の位置に吸引型土壌溶液採取器（ポーラスカップ）を 4 か所埋設し，4 月～9 月は 2 週間ごとに，10 月～翌年 3 月は 4 週間ごとに土壌溶液を採取した．ただし，100 cm の採水は 1998 年 3 月から開始した．採取した土壌溶液は第 2 章の第 1 節と同様に NO_3-N および NH_4-N を個別に測定し，4 試料の平均値として表示した．ただし，無肥料区はポーラスカップを 2 か所設置し，2 試料の平均値とした．水質の分析は第 2 章第 2 節の農業用水の水質と同様の方法でおこなった．

降水量は栃木県農業試験場本館屋上に転倒ます型雨量計を設置し観測した．

地表面および作物葉面からの水分蒸発散量は，次式により日平均気温および日射量から可能蒸発散量を推定（清野 1990）した．日平均気温および日射量は宇都宮地方気象台の観測値を用いた．

$$Et = 0.0075\,(1.8\,Tm + 32)\,(Rs / 4.186\,l)$$

ただし，Et は蒸発散量（cm），Tm は日平均気温（℃），Rs は日射量（J cm^{-2}），l は蒸発の潜熱で $l = 597 - 0.6\,Tm$ である．

Ⅲ 結 果

1. 生育および収量

ユウガオの収量を第 11 表に示した．ユウガオの生育は，窒素を標準の 2 倍量施用しても良好で濃度障害はなく，草勢は標準栽培に優った．しかし，果実の収量は標準栽培の 1.1 倍向上したにとどまった．果実の加工品であるかんぴょうの収量は，標準栽培が 3940 kg ha^{-1}，多肥栽培が 4400 kg ha^{-1} となり，標準栽培でも目標収量 2800 kg ha^{-1}（栃木県 1996）を満たしていた．

2. 経済性

ユウガオの栽培方法の違いによる経済性を第 12 表に示した．かんぴょうの販売価格は，1kg あたり 1996 年が 2500 円，1998 年が 1100 円と変動が大きいため，1989 年から 1998 年の平均価格 1635 円を用いて試算すると，多肥栽培による増収分は 752100 円 ha^{-1} であった．肥料購入費は，有機入り複合肥料が 77.5 円 kg^{-1}，家畜ふん堆肥が 22 円 kg^{-1}（各種家畜ふん堆肥の平均価格）であり，多肥栽培により税込みで 767156 円 ha^{-1} 負担が増加した．

多肥栽培による増収分は，肥料購入費の増加分とほぼ同じであり，経済的メリットはなかった．

3. 土壌溶液中 NO_3–N 濃度の推移

土壌溶液中 NO_3-N 濃度の推移と日降水量を第 7 図に示した．ただし，1997 年 11 月の 10，30 cm および 1999 年 8 月の 10，30，50 cm は，寡雨により採水不能であった．土壌溶液中 NO_3-N 濃度は，作土では家畜ふん堆肥施用後の 4 月上旬および基肥施用後の 5 月上旬に上昇がみられ，追肥施用後の 6 月上旬には急激に上昇した．その後，NO_3-N 濃度のピークは，降水の影響を受けて下方に移動し，ユウガオ収穫終了時の 9 月には 100 cm 以下に達した．降水量の少ない冬季には，NO_3-N の動きはほとんどなかった．標準栽培，多肥栽培ともに同様の動きを示したが，NO_3-N 濃度は標準栽培に比べ多肥栽培で高かった．多肥栽培の 75～100 cm の部分は，年間をとおして NO_3-N 濃度が比較的高かった．

窒素無施用のユウガオ無栽培では，地下 100 cm までの土壌溶液中 NO_3-N 濃度は，夏季にやや高まる傾向にあったが，概ね 1 mg L^{-1} 以下の低い値で推移した．

NH_4-N は，いずれの層の土壌溶液からもほとんど検出されなかった．

第11表　ユウガオの収量．

区　名	生果実重（kg ha^{-1}）				指数	かんぴょう収量（kg ha^{-1}）
	1997年	1998年	1999年	平均		
標準区	121500	118000	118400	119300	100	3940
多肥区	131100	132600	136100	133300 *	112	4400

指数は生果実重の平均値で標準区を 100 としたときの値．
かんぴょう収量は生果実重の 3.3% として平均値より算出した．目標収量は 2800 kg ha^{-1}．
* は t 検定において標準区との間に5%水準で有意差があることを示す．

第12表 ユウガオの栽培方法の違いによる経済性 (haあたり).

項　目		標準栽培 数量 (kg)	多肥栽培 数量 (kg)	単価 (円 kg^{-1})	(多肥栽培) −(標準栽培) (円)
収入	かんぴょう	3940	4400	1635	752100
	合計				752100
支出	有機入り複合肥料	3750	7500	77.5	290625
	家畜ふん堆肥	20000	40000	22	440000
	消費税 (5%)				36531
	合計				767156

Ⅳ 考 察

1. NO_3-N 浸透速度

作土に施肥した窒素の鉛直浸透速度を推定する．施肥は家畜ふん堆肥，化学肥料の基肥および追肥と時期を分けて行われており，また，いずれの資材も有機態窒素を多く含むため，土壌溶液中 NO_3-N 濃度ピークの移動から NO_3-N 浸透速度を求めることは難しい．そこで，最初に施用された堆肥由来 NO_3-N の動きについて考える．

堆肥を施用したのは，1998 年，1999 年とも 4 月 8 日であった．堆肥に含まれていた NO_3-N および施用直後に堆肥から生成した NO_3-N が降水に伴う浸透水によって下方に移動し，深さ 100 cm に NO_3-N 濃度の高まりが現れたのは，1998 年は堆肥施用 112 日後の 7 月 29 日，1999 年は堆肥施用 104 日後の 7 月 21 日であった．その間に 1998 年は降水量が 833 mm あり，蒸発散量が 321 mm と試算された．浸透水量＝降水量－蒸発散量－表面流去－土壌水分変化量である．表面流去は，試験ほ場に傾斜はなく透水性に優れているので 0 とし，土壌水分含量は，この時期定期的な降水があるため変動が少ないと考え 0 とすると，地下への年間浸透水量は 833 mm－321 mm＝512 mm となる．同様に，1999 年は降水量 861 mm，蒸発散量 331 mm から浸透水量 530 mm となる．施肥位置の平均が深さ 10 cm であるとした場合，両年の結果から 520 mm 程度の浸透水量によって NO_3-N は地中を 90 cm 下方に移動したことになる．

年間降水量が平年値に近い 1999 年の値を用いて年間浸透水量を試算すると 621 mm となった．この値は，亀和田（1995）の 3 か年平均から求めた年間浸透水量値 629 mm に近かった．そこで，年間浸透水量値を 621 mm とすると，作土に施用した窒素分が，硝酸態窒素として地下に浸透する速度は年間 107 cm となる．

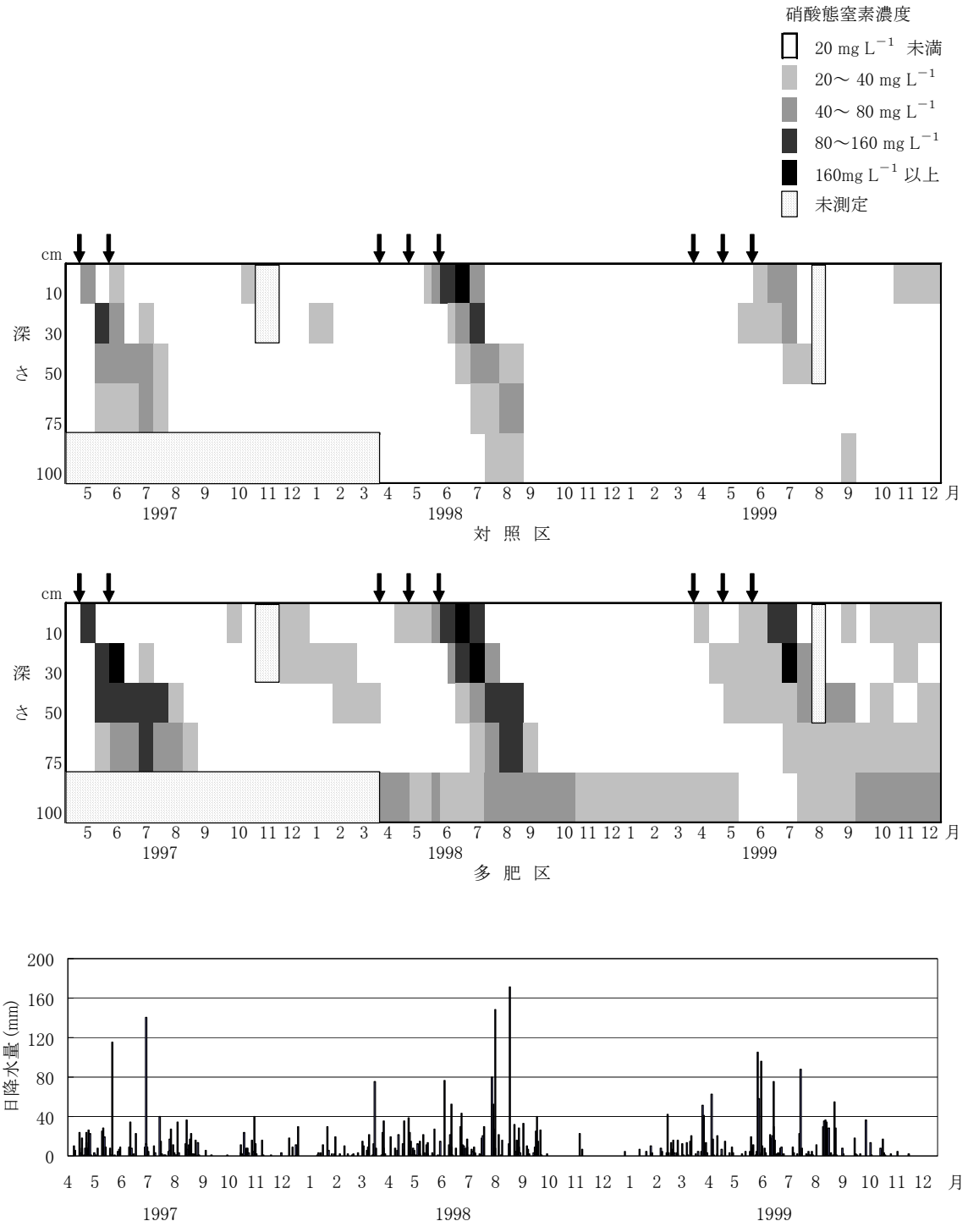
2. NO_3-N 溶脱量

1997～1999 年の土壌溶液中 NO_3-N 濃度の時期による推移は，ほぼ同じ傾向であった．そこで，浸透水の動きが明確な 1998 年 4 月の堆肥施用から 1 年間の値を利用して，NO_3-N の下方への溶脱量を浸透水量と各処理区の深さ 100 cm の平均 NO_3-N 濃度から以下のように推定を試みた．

1998 年 4 月 8 日から 1 年間の降水量は 1963 mm，蒸発散量は 765 mm と試算され，この 1 年間の地下への浸透水量は 1198 mm となる．各処理区の深さ 100 cm の土壌溶液中平均 NO_3-N 濃度は，1998 年 4 月 8 日の堆肥施用の影響が現れ始めた 1998 年 7 月 29 日から 1 年間の NO_3-N 濃度測定値と測定間隔から求め，標準区が 9.8 mg L^{-1}，多肥区が 35.6 mg L^{-1}，無肥区が 1.29 mg L^{-1} であった．

年間浸透水量に各処理区の深さ 100 cm の土壌溶液中平均 NO_3-N 濃度を乗じて求めた NO_3-N の年間溶脱量の推定値は，標準区が 117 kg ha^{-1}，多肥区が 427 kg ha^{-1}，無肥区が 15 kg ha^{-1} であった．施用した窒素のうち地下へ溶脱した割合は，(施肥区の NO_3-N の年間溶脱量－無肥料区の NO_3-N の年間溶脱量)／施用した窒素全量×100 で示され，差引法により標準区が 19.6%，多肥区が 39.6%と試算された．また，無肥料区の値は降水によって供給される無機態窒素量 16 kg ha^{-1}（栃木県生活環境部 1999）と同等であり，土壌中での窒素収支がおおよそ 0 であることを示している．

これらのことから，地表での窒素肥料の過剰施用が，NO_3-N の地下への溶脱量を増大させ，標準施用に比較して地下水中 NO_3-N 濃度の上昇に与える影響が大きいと考えられる．



第 7 図　土壌溶液中 NO_3–N 濃度の推移と日降水量.

1998 年 3 月以前は 100cm の採水をしていない.

1997 年 11 月の 10, 30cm および 1999 年 8 月の 10, 30, 50cm は採水不能.

↓ は，施用時期.

Ⅴ まとめ

ユウガオを標準栽培および多肥栽培し，果実の収量と NO_3-N の地下への浸透を調査した．多肥栽培による果実の収量は標準栽培の 1.1 倍であり，増収分は肥料購入費の増加分とほぼ同じで経済的メリットはなかった．作土に施用した窒素のうちユウガオに吸収されなかった窒素は，NO_3-N として降水により地下に浸透し，その速度は年間 107 cm であった．施用した窒素のうち地下へ溶脱した割合は，差引法により標準栽培が 19.6%，多肥栽培が 39.6%と試算され，多肥栽培は地下水の NO_3-N 濃度の上昇に与える影響が大きいことを示した．

第4章　生石灰処理による家畜ふんおよび農業集落排水汚泥の肥料化ならびに施用効果

農業域から発生する有機性廃棄物には，家畜ふん尿，稲わらなどの農作物残渣，農集排汚泥がある．その多くは堆肥化され農地に還元されている．一方，農耕地土壌の有機物含量の減少，循環型社会の形成の観点から，これら有機性廃棄物の農耕地への利用が一層望まれている．しかし，畜産業は，専業化，経営規模の拡大化および偏在化（原田 1997，栃木県農務部畜産振興課 2008）から，耕種農業との距離が遠くなっており，家畜ふん尿処理物の利用には広域流通が必須となっている．また，農集排汚泥は施設ごとの発生量が少なく堆肥化には不向きである．さらに，堆肥化には広い面積と数か月にわたる時間を要すること，堆肥の製造方法，利用資材は種類が多く，製品品質は一様ではないため，利用にあたっては成分や肥効を考慮しなければならないことなど問題がある．このようなことから製造者，利用者の双方に利便性のある農業域から発生する有機性廃棄物の新たな処理，利用方法が求められている．

第1節　生石灰処理による豚ぷんの肥料化および施用効果

Ⅰ　緒　言

家畜ふん尿は国内で年間 9700 万ｔ産出され，我が国最大級の産業廃棄物である（原田 1997）．同時に，家畜ふん尿は肥料成分を含む有用な有機質資源であり，農地施用が最も望ましい処理利用方法である．

家畜ふんの大部分は堆肥として処理されている（農林水産省畜産局畜産経営課 1993）が，堆肥化には大規模な施設と広い面積を必要とし，処理に長時間を要する．また，堆肥は品質の季節変動や保存による変質が起こりうる．家畜ふん処理物の広域流通には，品質の安定性あるいは取扱いの簡便性などが重要となり，新しい家畜ふん処理方法が求められている．また，実際に製造した家畜ふん処理物の利用にあたっては肥効を確認する必要がある．

そこで，家畜ふんの流通促進をめざし，ハンドリング向上および品質安定を目的にした加工方法を豚ぷんを例に検討した．その結果，豚ぷんに生石灰を添加することによって簡易に粒状肥料を製造する技術を開発し，また，製品の成分組成および性質について明らかにした．さらに，畑作物において粒状豚ぷん肥料の施用試験を行い，作物収量および土壌への影響を検討した．

Ⅱ　材料と方法

1. 豚ぷんの粒状肥料化

豚ぷんに生石灰（顆粒苦土生石灰，アルカリ分100%，く溶性苦土 30%），大谷石粉（＜2 mm，水分 10%），木炭粉（＜2 mm，水分 46%）を混合し，水分を調整した後，造粒した．混合および造粒には飼料用攪拌機（容量 500 L）を用いた．異なる水分の豚ぷんに対して生石灰の添加量を変え，造粒に適する水分の検討を 50 kg 規模で行い，同時に粒径分布を調査した．

2. 粒状豚ぷん肥料の化学性および取扱性

供試試料として，石灰添加量の異なる粒状豚ぷん肥料を用いた．

水分は 100℃ 5 時間の加熱減量法で，pH は 1:5 水浸出液をガラス電極法で，全窒素（T-N）は硫酸法による分解液を水蒸気蒸留で，NH_4-N は蒸留法で，NO_3-N はデバルタ合金法で，全リン酸（T-P_2O_5）は硫酸法による分解液をバナドモリブデン酸アンモニウム法で，全カリ（T-K_2O），カルシウム（CaO）およびマグネシウム（MgO）は低赤熱炭化後塩酸で煮沸したろ液を原子吸光測光法で測定した．アルカリ分は CaO および MgO から CaO の換算量として算出した（農林水産省農業技術研究所 1987）．

破断強度は引張り圧縮試験機を，機械散布性はブロードキャスターを用い調査した．保管性は夏季にバラ状態で 0，30，60，120 日間保管し，目視によるカビ類の発生，破断強度および水分含有率を調べた．

3. アンモニアガス捕集

粒状豚ぷん肥料製造時に発生するアンモニアを捕集するため，捕集資材としてリン酸液を保持する資材およびリン酸液の濃度を検討した．また，原料および使用後のアンモニア捕集資材の全窒素，全リン酸，全カリおよび原料の全炭素，灰分を測定した．全窒素，全リン酸，全カリは粒状豚ぷん肥料の化学性と同様に，全炭素は乾式燃焼法（土壌標準分析・測定法委員会 1986）により，灰分は強熱灰化法（農林水産省農業技術研究所 1987）により測定した．

4. 粒状豚ぷん肥料の窒素無機化特性

直径4～8mm の粒状豚ぷん肥料（豚ぷん 100kg に生石

灰 31kg，大谷石粉 10kg，木炭粉 10kg の割合で混合し製造した製品，水分 6.5%，全窒素 0.99%）を試験に供した．林地表層土壌（表層多腐植質黒ボク土 pH 5.0，全炭素 10.3%，T-N 0.54%，炭素率 19.1）を用い，STANFORD 法（Stanford ら 1972）に準拠して，無機態窒素量を測定した．抽出した土壌試料は，培養を継続し一定期間ごとに同一操作を繰り返した．

5. 粒状豚ぷん肥料の畑ほ場連用試験

供試試料は，粒状豚ぷん肥料（水分 9.1%，全窒素 1.1%，全リン酸 2.4%，全カリ 0.7%，アルカリ分 31.9%）を用いた．作物は 1992 年ハクサイ（CR 隆徳），1993 年スイートコーン（ピーターコーン），ブロッコリー（緑嶺），1994 年ニンジン（向陽 2 号），1995 年コムギ（農林 61 号），コマツナ（はるみ），コカブ（CR 白根），1996 年ジャガイモ（男爵），キャベツ（中早生二号）の 9 作を栃木県農業試験場畑ほ場で栽培した．土壌は表層多腐植質黒ボク土で，試験規模は 1 区 3.6 m^2 の 2 反復であった．

化学肥料を標準施用（栃木県 1996b）したものを対照区とした．基肥窒素の 100%を粒状豚ぷん肥料にし，リン酸およびカリを対照区と等しくなるよう不足分を化学肥料で補ったものを 100%代替区とした．基肥窒素の 75%および 50%を粒状豚ぷん肥料にし，窒素，リン酸，カリの総量が対照区と等しくなるよう化学肥料を施用したものをそれぞれ 75%代替区および 50%代替区とした．全処理区において，ハクサイ作付前に，熔リン 2500 kg ha^{-1}，苦土炭カル 1000 kg ha^{-1} を施用した．無窒素区は 2 作目から設置した．作物の収量調査および跡地土壌の pH の測定をおこなった．pH は 1：2.5 水浸出液をガラス電極法で測定した（土壌標準分析・測定法委員会 1986）．

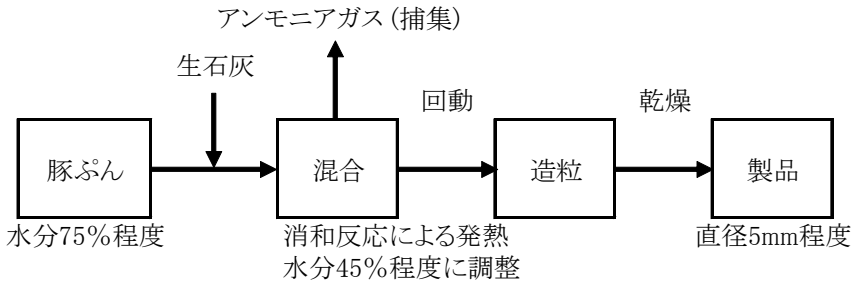
Ⅲ 結果と考察

1. 豚ぷんの粒状肥料化

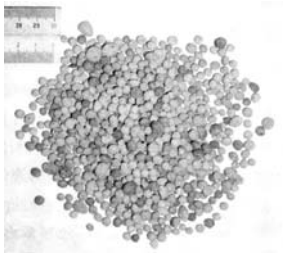
豚ぷんの粒状肥料化の流れを第 8 図に示した．豚ぷんに生石灰等の資材を添加し，混和することで水分を減らすことができ，さらに，攪拌機で攪拌を続けると粒状になり，水分 10%以下に乾燥して灰色の粒状肥料を製造した．ふんの水分調整は水と生石灰との消和反応およびその反応熱を利用した．

豚ぷんの水分（64～76%）にはバラツキがあるが，生石灰の添加量を加減することにより造粒できた（第 13 表）．造粒に適する水分は 40～49%であり，混合割合は新鮮な豚ぷん（水分 75%）100 kg に対して生石灰 35 kg であった．豚ぷんの水分が 75%より高い場合は，生石灰の添加量をこれより増やし，低い場合は減らす必要があった．この条件で，ふんと生石灰が均一になるよう混合すれば，攪拌機による操作だけで直径 2～8 mm の粒状になった．また，生石灰添加後，消和反応のため，ふんの温度は 60～70℃まで上昇し 30 分程度継続した．本試験は 50 kg 規模でおこなったが，処理量を多くすれば高温の時間がさらに長くなり，かつ，強アルカリとなることから，衛生上有害な微生物を滅菌できると考える．

製造時間は消和反応に約 1 時間，粒化に 3～4 時間，そして乾燥機を用いれば 1 日で生ふんから製品に仕上がる．堆積発酵の場合，一般的に家畜ふん単独では約 2 か月，稲わら，モミガラなど作物残渣との混合では約 3 か月，オガクズ，バークなど木質資材との混合では 6 か月程度必要とされる（栃木県農務部畜産課 1997）．生石灰処理法は極めて短時間に家畜ふんを粒状品に加工できる．



消和反応：$CaO + H_2O = Ca(OH)_2 + 64.9\ kJ\ mol^{-1}$



第 8 図 粒状豚ぷん肥料製造の流れ．

大谷石粉，木炭粉は，脱臭あるいは土壌改良資材として効果があるとされており，それらの効果を期待して添加した．大谷石粉等を添加しても造粒に影響はなかった．これらの資材は大谷石および木材を加工するときに発生し，廃棄物同士を組み合わせ付加価値の高い製品を製造することで有機性廃棄物の利用を高めるのに役立つ．

また，豚以外の畜種のふんについても，水分に応じて生石灰の添加量を変えることによって同様に対応できる．ただし，敷料物等造粒の妨げになるものを含む場合は，裁断や破砕等の前処理が必要となる．

発酵促進のための水分調整の目的で，または，殺菌，脱臭および防虫の目的で少量の生石灰を加えた後，堆肥化をおこなう方法が知られている（川野ら 1983，石山ら 1984）が，本方法はそれらとは発想が異なり，水分を減らすために生石灰を多量に添加し，堆肥の過程を経ず短時間で肥料にする新しい技術である．

2. 粒状豚ぷん肥料の化学性および取扱性

粒状豚ぷん肥料の化学性を第 14 表に示した．生石灰の添加量が増えるにしたがってpH12～13の強アルカリ性となった．全窒素は 1%程度で，生石灰の添加量が多いと含有率は少なくなった．生ふんの NH_4-N は，生石灰による強アルカリ化と反応熱によりガス化して揮散し，生ふんに比べ激減した．NO_3-N はもともと少なく，窒素はほとんど有機態として存在していた．全リン酸は約 2%，全カリは約 1%であり，含有率はともに生石灰の添加量に反比例して低下した．アルカリ分は生石灰の添加

第13表　資材の混合割合および豚ぷんの水分．

肥　料　名	豚ぷんの水分 (%)	混合量 (kg) *			造粒時の水分 (%)
		生石灰	大谷石粉	木炭粉	
粒状豚ぷん49	76.0	48 (24.4)	10 (5.1)	10 (5.1)	39.9
粒状豚ぷん40	73.5	40 (20.2)	10 (5.1)	10 (5.1)	41.7
粒状豚ぷん34	73.5	34 (17.0)	10 (5.0)	10 (5.0)	40.7
粒状豚ぷん31	74.6	31 (15.6)	10 (6.3)	10 (6.3)	44.7
粒状豚ぷん25	70.7	25 (12.5)	10 (5.1)	10 (5.1)	47.1
粒状豚ぷん20	68.0	20 (10.2)	10 (5.2)	10 (5.2)	46.1
粒状豚ぷん16	67.3	16 (8.0)	10 (5.0)	10 (5.0)	48.0
粒状豚ぷん9	64.5	10 (4.5)	10 (4.5)	10 (4.5)	49.0

* 生豚ぷん 100 kg に対する資材の現物重量比，( )は現物重 kg．
肥料名の粒状豚ぷんの後の数字は，生豚ぷん 100 kg相当 に添加した生石灰の換算重量を示す．
例えば，粒状豚ぷん34 は生豚ぷん 50 kg に生石灰 17 kg を添加したもの．

第14表　粒状豚ぷん肥料および生豚ぷんの化学性ならびに粒状豚ぷん肥料の破断強度．

肥　料　名	水分 * (%)	pH * 1:5	T-N** (%)	NH_4-N** (cg kg^{-1})	NO_3-N** (cg kg^{-1})	T-P_2O_5** (%)	T-K_2O** (%)	アルカリ分** (%)	破断強度 (kg)
粒状豚ぷん48	4.9	12.9	0.72	3.2	7.4	1.81	0.68	54.2	2.4
粒状豚ぷん40	5.8	12.8	0.85	4.1	2.4	1.95	0.70	54.1	3.9
粒状豚ぷん34	5.7	12.7	0.76	0.7	0.5	2.42	0.60	51.2	4.8
粒状豚ぷん31	6.5	12.8	0.99	3.5	3.1	2.17	0.84	48.8	6.0
粒状豚ぷん25	4.7	12.7	1.14	3.6	2.1	2.95	0.91	38.0	4.2
粒状豚ぷん20	2.7	12.7	1.20	23.8	3.1	3.11	1.02	32.6	3.3
粒状豚ぷん16	9.2	12.6	1.47	3.6	0.7	3.82	1.16	31.2	4.0
粒状豚ぷん10	9.8	11.8	1.37	2.8	0.6	3.83	1.27	22.3	3.3
生 豚 ぷ ん	74.1	6.8	3.41	1200	2.2	5.93	1.84	6.9	－

＊対現物，＊＊対乾物，－未測定．

量に比例して高くなった．新鮮な豚ぷん（水分 75%）から粒状豚ぷん肥料を製造した場合，アルカリ分は 50%程度となり，炭酸カルシウム肥料と同等のアルカリ分を有する．これらのことから，ふんと生石灰の混合比率により成分含有量をある程度推定ができるため，その都度成分の測定をする必要がない．堆肥の場合，たとえ添加資材が同一であっても生物作用に依存しているため，堆積時の気温や水分条件などにより品質が大きく変動する．しかし，生石灰処理法の場合，化学反応であり品質変動は主に生石灰の添加量の影響を強く受け，ふんと生石灰の量比で一定となるため成分が安定している．

直径 4～8 mm の粒状豚ぷん肥料を畑条件下の水分の土壌と混和した場合は，硬度が半減するのに数日を要した．粒状豚ぷん肥料を畑に施用すると，1 年後であっても形は確認できた．しかし，粒状豚ぷん肥料の pH は施用時の 12 から 10 に低下し，EC は 920 mS m^{-1} から 70 mS m^{-1} に低下していた．つまり，畑土壌中で粒状豚ぷん肥料は，硬度が徐々に低下し，長期間粒形をとどめるが肥料成分はゆっくり溶出した．

水分 75%の豚ぷん 100 kg（100 L）に生石灰 35 kg を加えると，重さ約 85 kg，容積約 15 L の粒状豚ぷん肥料ができた．生石灰処理法は減容率が小さく，大量処理には不向きである．

粒状豚ぷん肥料の長期保管によるカビ類の発生，破断強度および水分の変化を第 15 表に示した．破断強度は生石灰添加比による傾向はなく，すべて 2 kg 以上あり，運搬や積み重ねに耐え流通上問題ないと考える．粒状豚ぷん肥料は市販の粒状肥料と同様にブロードキャスターでの散布が可能であった．粒状豚ぷん肥料は長期間保管してもカビ類の発生はなく，時間の経過による破断強度の変化および水分含有率への影響はみられなかった．生豚ぷんを生石灰処理することにより発熱し，高 pH，低水分となり，微生物の活動がなくなるため，臭いおよび汚物感が減り取扱性が向上した．また，ハエなどが発生することはなかった．

3. アンモニアガス捕集

リン酸液の吸着資材としては通気性に優る粗目（一辺 1 cm 程度の立方体）のヤシ殻が適していた．ヤシ殻に含浸するリン酸濃度が 10～40%の場合，アンモニアの捕集能はリン酸濃度の高い方が優れていた．しかし，高濃度のリン酸を含浸したヤシ殻は，通気後生成するリン酸アンモニウムにより，固結し扱いが困難となった．このことから，ヤシ殻に含浸するリン酸液濃度は 10～20%が望ましいと考えられた．

粒状豚ぷん肥料製造中のアンモニアガスの発生は，混合・造粒中に大部分が起こり，乾燥中にはほとんどなかった．また，混合・造粒時には石灰の粉塵が舞い上がる．そのため，混合・造粒時にアンモニアガスおよび石灰の粉塵の捕集をおこなうことが重要である．発生するアンモニアガスおよび舞い上がる石灰の粉塵は，吸引により粗目のヤシ殻に 20%のリン酸液を含浸させたものに通すことで同時に捕集できた．この方法で悪臭および粉塵の系外への排出を防止できる．

アンモニア捕集資材の化学性を第 16 表に示した．原料のヤシ殻は，全炭素 43.5%，全窒素 0.3%，全リン酸 0.1%，全カリ 1.8%を含んでいた．アンモニアガスの通気を続

第15表　粒状豚ぷん肥料の長期保管によるカビ類の発生，破断強度および水分の変化．

肥　料　名	カビ類の発生				破断強度 (kg)				水分 (kg)			
	0	30	60	120日後	0	30	60	120日後	0	30	60	120日後
粒状豚ぷん34	－	－	－	－	4.8±1.4	4.8±1.1	5.3±1.0	5.1±1.4	5.7	5.6	5.4	5.6

－は無発生，破断強度は試料10点の平均値±標準偏差．

第16表　アンモニア捕集資材の化学性．

資　材　名	水分* (%)	T-C** (%)	T-N** (%)	T-P_2O_5** (%)	T-K_2O** (%)	灰分** (%)
ヤシ殻（原料）	13.7	43.5	0.3	0.1	1.8	7.5
アンモニア捕集資材A（使用済）	73.6	―	3.2	8.6	2.0	―
アンモニア捕集資材B（使用済）	78.9	―	1.8	1.6	0.1	―

＊対現物，＊＊対乾物，― 未測定．

けるとアンモニアガス吸着能力が低下するため，アンモニア捕集資材を交換する必要があった．使用済アンモニア捕集資材の成分含有量は，位置などにより不均一であったが，全窒素が 2～3%，全リン酸が 2～9%，全カリが 0.1～2%，水分が 75%程度であり，使用済アンモニア捕集資材は，リン酸アンモニウムを含んだ有機物として利用が可能と考えられた．

4. 粒状豚ぷん肥料の窒素無機化特性

粒状豚ぷん肥料の窒素無機率の推移を第 9 図に示した．窒素の無機化率は，培養 4 週間後 5%，8 週間後 8%であった．恒温槽を用いたモデル試験であるため，自然条件下の畑ほ場には，そのままあてはまらないが，粒状豚ぷん肥料の無機化速度はかなり遅いと考える．粒状化によって窒素有機画分が石灰で固められ，また，肥料の pH が非常に高く微生物による分解が遅延した（西尾ら 1988）ためと考える．粒状豚ぷん肥料は，畑作物に対して基肥として利用ができ，施用する場合には，初期に不足する窒素分を化学肥料等速効性のもので補う必要がある．特に，短期間で収穫する作物に対しては窒素供給効果が少ないと推測する．

5. 粒状豚ぷん肥料の畑ほ場連用試験

作物収量指数および跡地土壌 pH を第 17 表に示した．

作物可販部の収量指数の平均は，多い順に対照区，50%代替区，75%代替区，100%代替区，無窒素区であった．栽培した大半の作物は，この傾向にあった．

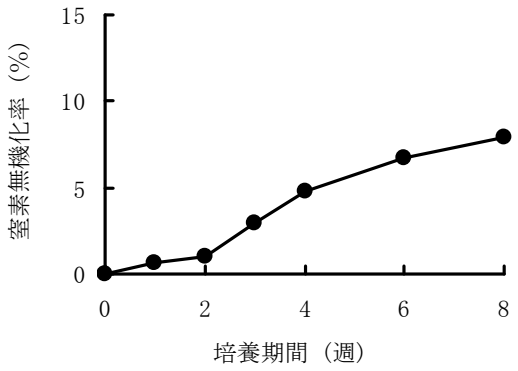
コマツナおよびコカブの収量は，粒状豚ぷん肥料施用区で極めて低かった．これは粒状豚ぷん肥料の窒素無機化が遅いので，短い期間で栽培する作物では初期生育が遅れ，収量が減ったと想定される．

コムギおよびニンジンの収量は，施用肥料の違いによる一定の傾向を示さなかった．コムギは無窒素区においても収量が高いことから，土壌由来の養分の影響を強く受けたと推定される．ニンジンは栽培期間中の高温寡雨の影響が推定され，対照区の収量が目標値 40 t ha^{-1} の半分程度であった．

ジャガイモ栽培において 100%代替区では塊茎に亀の甲症およびそうか病の発生がみられ減収した．土壌 pH 上昇の影響（谷井 1985，狩野・屋敷 1987）が推定される．ジャガイモへの窒素 100%代替施用は注意を要する．

跡地土壌の pH は連用により対照区は低下したが，粒状豚ぷん肥料施用区では代替率の高い区ほど上昇し，すべての区で多くの作物の適正範囲である 6.5 を超えた．

以上のことから，粒状豚ぷん肥料は若干の窒素の肥料効果がある土壌酸性矯正資材と考えられる．



第 9 図　粒状豚ぷん肥料の窒素無機化率の推移．

第17表　作物の収量指数および跡地土壌のpH．

作物名	試験区					対照収量
	100%代替	75%代替	50%代替	対照	無窒素	(t ha^{-1})
1 作　ハクサイ	74	79	88	100	—	84.1
2 作　スイートコーン	95	86	103	100	88	13.0
3 作　ブロッコリー	81	81	102	100	50	18.9
4 作　ニンジン	140	34	91	100	60	17.2
5 作　コムギ	108	124	128	100	127	3.0
6 作　コマツナ	57	71	86	100	37	37.1
7 作　コカブ	32	84	77	100	22	29.6
8 作　ジャガイモ	75	84	90	100	55	23.3
9 作　キャベツ	94	102	90	100	78	54.2
平　均	84	83	95	100	65	—
9 作栽培後の土壌 pH	7.9	7.6	7.1	5.6	6.4	—

収量指数は対照を100としたときの値．

第2節　生石灰処理による農業集落排水汚泥の肥料化および施用効果

Ⅰ　緒　言

農村部の生活環境の改善，農業用水の浄化のため，全国に農集排施設が建設されており，それに伴い汚泥の発生量が増加している．農集排事業では汚泥を域内で利用することを目標としているが，ほとんど有効利用が図られていない（日本農業集落排水協会 2000).

このようなことから，農地還元をめざした農集排汚泥の利用方法の開発が急務である．現在，汚泥の有効利用方法として，堆肥化の研究が多く成書がまとめられている（有機質資源化推進協議会 1997)．しかし，農集排施設は下水道と比べ非常に小規模であり，施設利用者で組織した管理組合が週に 1～2 回管理をおこなうだけの無人施設である．堆肥化は，安定した製品を作るのに熟達を要し，また副資材を確保する必要があるため，必ずしも農集排汚泥処理の最適な方法とはなり得ていない．そこで，前節で豚ぷんに対して用いた生石灰処理法の農集排汚泥への適応を検討した.

Ⅱ　材料と方法

1. 農集排汚泥の粒状肥料化および製品の特性

汚泥の肥料化は脱水汚泥に生石灰を混和する方法によった．異なる水分の脱水汚泥に対して生石灰の添加量を変え，造粒に適する混合比を検討し生成物の粒径分布を調べた.

製造した製品の化学性は，本章第 1 節の粒状豚ぷん肥料の成分分析と同様の方法でおこなった．保管性は粒状汚泥肥料を袋詰して 10 か月間常温で保管し，目視によるカビ類の発生を調査した．大腸菌群数は，造粒後未乾燥の試料および加熱乾燥後の試料について，特定酵素基質平板法, LB-GBLB 法および LB-EC 法（日本農薬学会 2000）により測定した.

2. 粒状汚泥肥料の畑ほ場連用試験

粒状汚泥肥料を用い，栃木県農業試験場畑ほ場において連用試験をおこなった. 供試試料は, 粒状汚泥肥料（水分 3.6%，全窒素 0.28%，全リン酸 0.15%、全カリ 0.03%，アルカリ分 58.9%）を用いた．供試土壌は表層多腐植質黒ボク土である．試験区の構成を第 18 表に示した．試験規模は 1 区 3.6 ㎡の 2 反復であった．作物は 1996 年コマツナ（はるみ)，ホウレンソウ（ソロモン)，1997 年コカブ（CR 白根)，ハクサイ（CR 隆徳)，1998 年チンゲンサイ（青帝)，ダイコン（秋王)，1999 年エダマメ（狩勝 3 号)，キャベツ（いろどり）の 8 作を栽培した．作物の収量調査および跡地土壌 pH の測定をおこなった．pH は本章第 1 節の粒状豚ぷん肥料の土壌分析と同様の方法でおこなった.

Ⅲ　結果と考察

1. 農集排汚泥の粒状肥料化および製品の特性

脱水した汚泥（水分 79～86.5%）に生石灰を添加・撹拌することで，粒状の製品が得られた（粒状汚泥肥料)．最適な混合割合は水分 86%の脱水汚泥 100 kg に対して生石灰 57 kg であった.

粒状汚泥肥料，製造に用いた生汚泥および脱水汚泥の化学性を第 19 表に示した．生石灰の添加により，pH は 11.7，全窒素は 0.5%程度になった．生汚泥の NH_4-N は脱水の過程で激減し，さらに生石灰による強アルカリ化と反応熱により揮散したため, ほとんど存在しなかった．NO_3-N はもとから少なく, 粒状汚泥肥料中の窒素はほとんどが有機態と考えられた．全リン酸は約 0.9%，全カリは痕跡程度となった．本試験では苦土生石灰を用いているため MgO は高かった.

水分 85%の脱水汚泥 100 kg に生石灰 57 kg を添加して肥料化した場合，消和反応により 57 kg の生石灰から 75 kg の消石灰が生成する．脱水汚泥 100 kg (水分 85%) 中の固形分は 15 kg であるから，計 90 kg の粒状汚泥肥料が製造される．したがって，汚泥中の成分は乾物換算で約 17%（15/90）に希釈される．実測でも第 19 表のとおり揮散等がない成分は 12～32%に希釈されていた.

粒状汚泥肥料は十分な強度を有しており，流通および利用の場面ではほとんど崩壊はなかった．一方，土中に混和した場合，1 か月後には指で容易に潰れるまで軟化

第18表　試験区の構成.

区　名	粒状肥料 (kg ha^{-1})	施用量 (kg ha^{-1})		
		N	P_2O_5	K_2O
1区	1000	200	200	160
2区	2000	200	200	160
3区	4000	200	200	160
対照A	(1000)*	200	200	160
対照B	0	200	200	160

＊粉状消石灰施用.

することから，土壌との親和性も良好であると判断した．粒状汚泥肥料を袋詰し 10 か月間常温で保管したところ，カビ類の発生および変性による異臭はなかった（図表は省略）．造粒後未乾燥の試料および加熱乾燥後の試料について大腸菌群を検定したが，すべて不検出であった（第 20 表）．

粒状汚泥肥料は，し尿汚泥肥料に該当し，ヒ素（As），カドミウム（Cd），水銀（Hg），ニッケル（Ni），クロム（Cr），鉛（Pb）の許容最大量が定められている．本肥料化方法では有害金属が生石灰の添加により希釈されることから，原料の汚泥の有害成分値が肥料取締法を大きく超えなければ肥料登録が可能である．

第19表　生汚泥，脱水汚泥および粒状化脱水汚泥の化学性．

処　理	水分 * %	pH * (H_2O)	T-N** (%)	NH_4-N** (cg kg^{-1})	NO_3-N** (cg kg^{-1})	T-P_2O_5** (%)	T-K_2O** (%)	アルカリ分** (%)
A（生汚泥）	98.1	7.1	5.46	1446.8	9.3	5.07	0.16	3.3
B（脱水汚泥）	86.3	6.4	3.63	100.2	0.7	4.23	0.16	3.6
C（Bを粒状化）	4.6	11.7	0.50	0.7	1.6	0.88	0.02	66.1

MgO** (%)	Fe** (%)	Mn** (mg kg^{-1})	Zn** (mg kg^{-1})	Cu** (mg kg^{-1})	Cd** (mg kg^{-1})	As** (mg kg^{-1})	Hg** (mg kg^{-1})
0.47	1.27	331	1289	585	2.2	9.6	0.84
0.58	1.59	326	1226	478	2.0	10.5	0.83
20.10	0.29	102	330	85	0.6	2.2	0.10

＊ 対現物，＊＊ 対乾物．

第20表　加熱乾燥前後における粒状汚泥肥料の水分および大腸菌群数．

試料名	水分 * %	特定酵素基質平板法		LB-GBLB法	LB-EC法
		大腸菌群数（個）	E.coli（個）	大腸菌群数（個）	糞便性大腸菌群数（個）
乾燥前	21.5	不検出	不検出	不検出	不検出
乾燥後	2.1	不検出	不検出	不検出	不検出

* 対現物．

第21表　作物の収量指数．

作　物		試験区					対照A収量 (t ha^{-1})
		1区	2区	3区	対照A	対照B	
2作	ホウレンソウ	111	116	111	100	99	24.9
3作	コカブ	102	104	93	100	97	59.0
4作	ハクサイ	96	107	105	100	105	133.9
5作	チンゲンサイ	96	110	86	100	107	44.5
6作	ダイコン	98	99	110	100	92	62.0
7作	エダマメ	101	102	108	100	101	71.0
8作	キャベツ	105	96	102	100	96	59.0

収量指数は対照Aを100としたときの値．

第22表　跡地土壌のpH.

作　物	試験区				
	1区	2区	3区	対照A	対照B
1作　コマツナ	5.8	5.9	6.0	6.1	5.8
2作　ホウレンソウ	6.5	6.5	6.6	6.7	6.3
3作　コカブ	6.3	6.5	6.5	6.3	6.4
4作　ハクサイ	6.7	6.7	6.7	6.7	6.6
5作　チンゲンサイ	6.2	6.4	6.6	6.3	6.2
6作　ダイコン	6.6	6.7	6.9	6.6	6.6
7作　エダマメ	6.6	6.3	6.7	6.5	6.4
8作　キャベツ	6.6	6.5	6.9	6.6	6.3

2. 粒状汚泥肥料の畑ほ場連用試験

作物の収量指数を第 21 表に示した. 1 作目のコマツナは栽培期間中の多雨の影響から病虫害が発生し，すべての処理区で目標の収量が得られなかったが，以後の試験では，すべて対照区と同等の収量が得られた．また，粒状汚泥肥料の施用量の違いによる試験区の収量差はみられなかった. 跡地土壌の pH を第 22 表に示した. 4 連作目まではすべての区で対照区と同程度で推移したが，5 作目以降 4000 kg ha^{-1} 施用区で上昇し, 多くの作物の適正範囲である 6.5 を超え 7.0 付近まで上昇し，連用の影響がみられた.

この粒状汚泥肥料を黒ボク土壌畑に施用する場合，土壌の成分量やこれまでの施肥歴等を考慮する必要があるが，本試験結果から 1000～2000 kg ha^{-1} が適当と考える.

なお，生石灰処理法およびアンモニアガス捕集方法の原理を利用した農集排汚泥の自動肥料化装置を機械メーカーと共同で開発した. 装置は石灰供給部, 汚泥供給部, 撹拌・造粒部，脱臭部，粒径制御・排出部および全体を統括する制御部から構成されており（古河機械金属株式会社 2003），関連する特許を 7 件取得した（特許番号 2980877，3065012，3081819，3100938，3100939，3106115，3106116).

第3節　まとめ

生石灰処理により豚ぷんおよび農集排汚泥を粒状肥料化できた．この特徴は次のとおりである．豚ぷん発生あるいは汚泥脱水直後に処理し短時間で製品化できる．消和反応による昇温（80℃以上）により，豚ぷんおよび汚泥に含まれる微生物や雑種子を失活する．化学反応を利用するため，豚ぷんおよび汚泥の含水率の多寡で製品の成分量を予測できる．石灰による希釈効果により製品の重金属濃度が低くなる．市販の粒状肥料と外観・粒径ともに同等であり汚物感がない．一定の硬度を有し運搬，機械散布が可能である．炭酸カルシウム程度のアルカリ分を含有し，土壌 pH 矯正資材としての利用ができる．また土壌 pH の上昇が施用限界量を規定し，堆肥のような多量施用ができず，結果的に重金属の土壌集積を回避できる．ただし，減容率が低く大量に発生する大規模畜産業への適用には向かない.

また，製造時に発生するアンモニアガスの捕集には，ヤシ殻にリン酸液を含浸させたものが適当であり，使用後はリン酸アンモニウムを含んだ有機物として農地還元が可能と考えられる.

生石灰処理法およびアンモニアガス捕集方法の原理を利用した農集排汚泥の自動肥料化装置を機械メーカーと共同で開発し，関連する特許を 7 件取得した.

第5章 家畜ふんを原料とした成分調整・成型肥料の特性および葉菜類への施用

Ⅰ 緒 言

家畜ふん利用促進のために堆肥の成型化や他の有機性資材の添加による成分調整が試みられ，作物への施用効果や経済的な試算がされている（加納ら 1997，松元 1999，山田ら 2000，原ら 2003a，b，薬師堂 2004，山本・土屋 2004）．しかし，添加する有機性資材の選定や確保の面から適用できる地域が限定されること，堆肥化に要する時間がかかることなど問題がある．また，堆肥化を経ないで入手が容易な資材を用いて成型化する方法として，生石灰処理方法がある（宮崎・大村 1997）．しかし，利用が土壌改良材に限られるため，農集排汚泥で実用化した（岩崎ら 2001）が，多量に発生する家畜ふんには適用が難しい．家畜ふんの加工は肥料として利用できる形にすることが望まれる．

そこで本章では，家畜ふんを堆肥化しないで，入手が容易な資材を用いて成分を調整して成型する技術を開発し，その家畜ふん肥料の特性および葉菜類に対する施用効果を確認した．

Ⅱ 材料と方法

1. 家畜ふん肥料の製造および成分

家畜ふんは敷き料などの混入のない豚ぷん（宇都宮市養豚農家）および搾乳牛ふん（日光市酪農家）を使用した．含水率 70～80%の家畜ふんを熱風乾燥機で 250～300℃，15～30 分間乾燥し水分を 15%程度にした．成分調整のため，尿素，熔リンおよび塩化カリを計量ホッパーから添加し，スクリューで混合した．その際，事前に乾燥ふんの成分および水分を分析し，設計値になるよう添加する化学肥料の量を算出し計量した．混合物を湿式押出造粒機（ディスクペレッター）で直径 3 mm，長さ 10 mm 程度のペレット状に成型し，さらに通風乾燥機で水分 5%程度まで乾燥して家畜ふん肥料とした．原料が豚ぷんのものを豚ぷん肥料，牛ふんのものを牛ふん肥料とした．肥料製造は家畜ふん肥料化実験プラント（古河機械金属株式会社製）を用いた．家畜ふん肥料について，製造日の異なるロットごとの成分変動，4 月から 10 か月間の肥料舎内での保管による成分変化，重金属含有量および大腸菌群数を測定した．豚ぷん肥料，牛ふん肥料および原料の含有成分量は肥料分析法（農林水産省農業環境技術研究所 1987）に準じ，大腸菌群数はデオキシコレート寒天培地法（日本農薬学会 2000）により測定した．

2. 窒素無機化特性

豚ぷん肥料，牛ふん肥料および原料である豚ぷん，牛ふんの窒素無機化率の推移を静置培養法（松元 2000）により測定した．すなわち，窒素として 10 mg 相当量の粉砕試料（0.5 mm 以下）を乾土（表層多腐植質黒ボク土）20 g と混合後，土壌水分が最大容水量の 60%，30℃の条件で培養し，経時的に取り出し 2 mol L^{-1} 塩化カルシウム水溶液で抽出，ブレムナー法で定量した．土壌のみの培養で生じた無機態窒素量を差し引いて見かけの無機態窒素量を求め，供試試料に含まれている全窒素に対する割合として窒素無機化率を算出した．

3. コマツナ植害試験

豚ぷん肥料および牛ふん肥料について，コマツナ植害試験を一般的に用いられるコマツナ種子の発芽試験（藤原 2000）に準じ，栃木県農業試験場ガラス室でおこなった．供試土壌は栃木県農業試験場畑土壌（表層多腐植質黒ボク土）を用い，ノイバイエルポット（内径 11.3 cm，高さ 6.5 cm）に 2 反復，1 ポットに 20 粒を播種した（覆土 5 mm）．施肥は 0.5 mm 以下に粉砕した肥料をポットあたり窒素 100 mg になるよう施用したものを標準区とし，2 倍区，3 倍区，4 倍区の 4 水準設けた．また，窒素，リン酸，カリを 25 mg ずつ硫酸アンモニウム，過リン酸石灰，塩化カリで施用したものを対照区とした．播種 7 日後に発芽率を調査した．

4. 葉菜類の栽培試験

豚ぷん肥料，牛ふん肥料および対照として市販の有機入り粒状配合肥料，有機入りペレット肥料についてコマツナおよびホウレンソウの栽培試験を栃木県農業試験場ガラス室で 2004 年の春と秋におこなった．有機入り粒状配合肥料の主原料は蒸製毛粉，豚骨粉，豚乾血等で有機割合は 67%，有機入りペレット肥料の主原料は魚かす，鳥肉骨粉，植物かす等で有機割合 60%であった．供試土壌は栃木県農業試験場畑土壌（表層多腐植質黒ボク土）を用い，1/5000 a ワグネルポットに 2 反復，1 ポット 4 株栽培した．施肥量は各肥料をペレットのままポットあたり窒素として 600 mg 相当量施用した．栽培期間はコマツナ春作が 4 月 7 日～5 月 17 日および 5 月 21 日～6 月 30 日，コマツナ秋作が 10 月 30 日～12 月 6 日，ホウレンソウ春作が 4 月 7 日～5 月 31 日，ホウレンソウ秋作が 10 月 30 日～12 月 20 日であった．コマツナ春作のみ 2 作栽培した．秋作は 11 月 20 日より最低室温を 10℃以上に加温した．収穫生重量で収量とした．また，同時

に無窒素，無リン酸，無カリおよび無肥料の処理区を設け，各供試肥料区の見かけの養分利用率を算出した．算出方法は窒素を例にした場合，窒素利用率＝（肥料施用区の窒素吸収量―無窒素区の窒素吸収量）／肥料施用区の窒素施肥量×100 で示される．

Ⅲ 結果と考察

1. 有効成分含有量

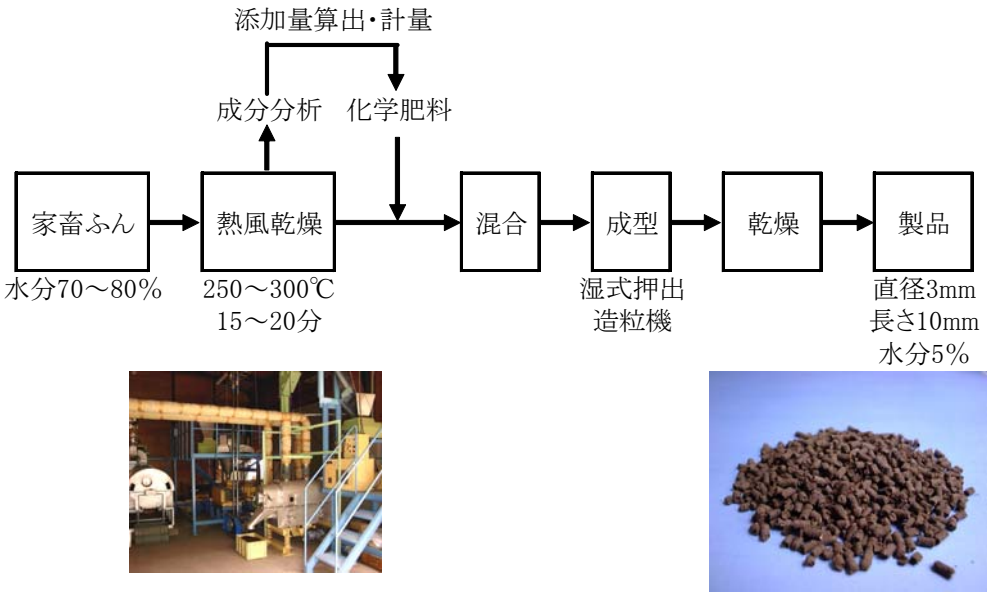
家畜ふん肥料製造の流れを第 10 図に示した．乾燥豚ぷん（全窒素 3.48%，全リン酸 3.22%，全カリ 2.32%，水分 18.0%） 100 kg に，尿素 7.2 kg，熔リン 16 kg，塩化カリ 6.3 kg を添加し製造すると，分析値は全窒素が 6.57%（設計値6.12%），全リン酸が 5.79%（同5.71%），全カリが 5.58%（同 5.54%）であった．乾燥牛ふん（全窒素 1.90%，全リン酸 1.37%，全カリ 2.09%，水分 20.6%）100 kg に，尿素 13.6 kg，熔リン 32.8 kg，塩化カリ 9.7 kg を添加し製造すると，分析値は全窒素が 5.79%（設計値 5.89%），全リン酸が 5.49%（同 5.75%），全カリが 5.16%（同 5.72%）であった．豚ぷん肥料および牛ふん肥料ともに設計どおりに製造でき，混合・成型・乾燥工程より後での成分の損失はなかった．豚ぷん肥料および牛ふん肥料の窒素含有率はそれぞれ 6.5%，5.8%と，家畜ふん堆肥と他の有機物との混合成型堆肥が 3～4%である（山田ら 2000，山本・土屋 2004）のに比べ高い値であった．これら家畜ふん肥料の窒素含量は，乾燥家畜ふん窒素と尿素窒素の合計であると考えられ，家畜ふん由来窒素の割合は，使用した乾燥家畜ふんの窒素量／(使用した乾燥家畜ふんの窒素量＋添加した尿素の窒素量)×100 より算出し，豚ぷん肥料が 50%，牛ふん肥料が 20%と見積もられる．

乾燥家畜ふんの成分および水分を基に化学肥料の添加量を算出し計量することにより，目標の成分を含有する肥料が試作できた．また，堆肥化しないため生ふんから数時間で成型肥料になった．乾燥工程により水分が減少するため，家畜ふん肥料重は，原料の生ふん重に対し 1/3 程度となった．

2. 安定性

家畜ふん肥料の製造ロットによる有効成分の変動を第 11 図に示した．製造ロットごとの有効成分の変動は小さく，本肥料化方法により設計どおりの肥料が安定的に供給できた．本試験の場合，豚ぷん肥料および牛ふん肥料ともに製造安定性から，保証成分は全窒素 5%，全リン酸 5%，全カリ 5%とすることができると考える．

家畜ふん肥料を樹脂袋に入れ密封し常温で保管した場合，10 か月後であっても肥料に含まれる全窒素，全リン酸，全カリ，く溶性リン酸（C-P_2O_5）および水溶性カリ（W-K_2O）の量的変化はなく，またカビの発生等外観の変化もなかった．原ら（2003a）は豚ぷんペレット堆肥の水分を 15%程度まで乾燥し，袋詰め保管することで品質の劣化を防止できるとしている．本試験では水分が 5%程度で袋詰めされているため，微生物の繁殖および吸湿に



第 10 図 家畜ふん製造の流れ．

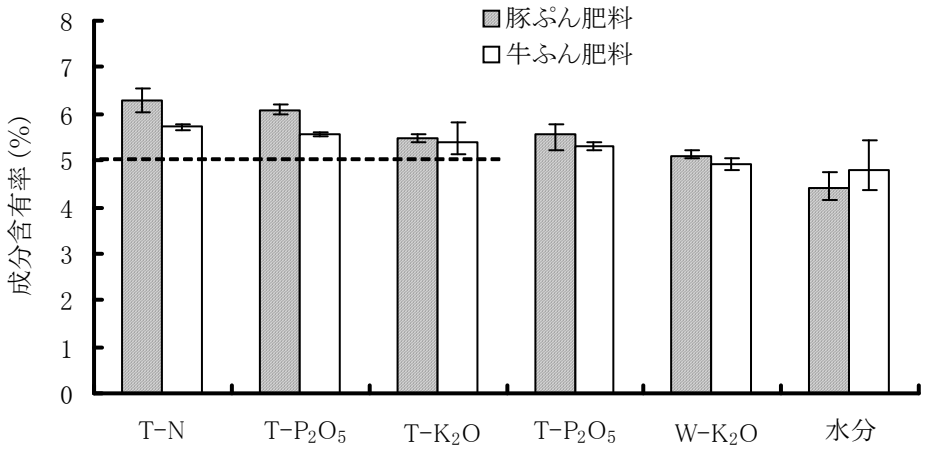
よる崩壊が抑えられたものと推測する．

3. 有害成分含有量

家畜ふん肥料の現物あたりの重金属含有量を第 23 表に示した．肥料取締法の特殊肥料の品質表示基準（注：農林水産省告示第 1163 号 2000）では，豚ぷんを原料として使用するものでは，現物 1 kg あたり Cu を 300 mg 以上，Zn を 900 mg 以上含有する場合，その濃度を表示する義務がある．また，これら家畜ふん肥料を肥料取締法で定める複合肥料の化成肥料と仮定し，窒素，リン酸およびカリの成分がすべて 5%であるとした場合，含有が許される最大量は現物 1 kg あたり As 100 mg，Cd 37.5 mg，Ni 250 mg，Cr 2500 mg，Hg 2.5 mg，Pb 150 mg である（注：農林水産省告示第 971 号 2004）．本肥料はいずれも，これらの値を満たしており，本肥料の施用による重金属類の土壌汚染の可能性は低いと考える．

製造工程の熱風乾燥前後における豚ぷんおよび牛ふん中の大腸菌群数を第 24 表に示した．

大腸菌群数は豚ぷんおよび牛ふんともに，生ふんでは 10^4～10^5 CFU g^{-1} 検出されたが，乾燥ふんでは豚，牛とも検出されなかった．



第 11 図　家畜ふん肥料の製造ロットによる有効成分含有率の変動．

豚ぷん肥料，牛ふん肥料とも製造日の異なる 4 試料の現物あたりの値．

図中の棒線は標準偏差を，点線は成分含有率 5%を示す．

第23表　家畜ふん肥料の重金属含有率．

試料名		As	Cd	Ni	Cr	Hg	Pd	Cu	Zn
		(mg kg^{-1})							
豚ぷん肥料	最大値	0.48	0.21	131	269	0.059	11	190	231
	最小値	0.17	0.15	86	203	0.015	6	155	191
	平均値	0.30	0.17	112	229	0.037	9	164	213
	標準偏差	0.11	0.02	16.7	30.6	0.019	1.9	19.1	14.9
牛ふん肥料	最大値	0.92	0.14	203	393	0.021	17	33	52
	最小値	0.46	0.10	120	258	0.009	8	28	40
	平均値	0.61	0.12	177	334	0.013	11	30	47
	標準偏差	0.22	0.02	39.4	67.4	0.005	4.2	2.2	5.0
有害成分の許容最大量*		100	37.5	250	2500	2.5	150	－	－

豚ぷん肥料は5点，牛ふん肥料は4点の現物あたりの値．

* は肥料取締法で定める複合肥料の化成肥料と仮定し，窒素，リン酸およびカリをすべて5%含有するとした場合の値．

これは加熱工程を経るため減少したと推量する．一方，牛ふん堆肥から大腸菌群およびサルモネラ菌の検出(Gong ら 2005)，家畜ふん堆肥からのサルモネラ菌の検出（畜産環境技術研究所 2005）の報告があり，家畜ふん堆肥施用による病原性細菌の土壌および作物汚染の可能性が残る．本手法の場合 250～350℃で 15～30 分の加熱工程があり，大腸菌が 60℃20 分，サルモネラ菌が 56℃ 60 分，ブドウ球菌が 50℃ 10 分，クリプトスポリジウムが 55℃ 5 分で死滅する（畜産環境技術研究所 2005）ことから，その可能性はないと考える．

4. 窒素無機化特性

家畜ふん肥料および原料の窒素無機化率の推移を第 12 図に示した．原料の窒素無機化率は，培養 28 日後，乾燥豚ぷんが 16%，乾燥牛ふんが 5.8%と低かった．生ふんに対する乾燥ふんの窒素含有率は，豚ぷんで約 30%，牛ふんで約 25%減少しており，熱風乾燥により易分解性画分が揮発したためと推察する．

豚ぷん肥料は培養 7 日後に 51%，培養 84 日後に 73%で，市販の有機入り粒状配合肥料とほぼ同じ推移を示した．また牛ふん肥料は培養 7 日後に 77%，培養 84 日後に 86%となり，市販の有機入りペレット肥料とほぼ同じ推移を示した．豚ぷん肥料および牛ふん肥料とも無機化率の推移は，それぞれの肥料に含まれる尿素全量と原料ふんの無機化量との合計とほぼ等しかった．乾燥条件によりふんの無機化特性の変動が予想されるが，家畜ふん肥料の無機化特性への寄与は添加した尿素に比較して乾燥ふんが低く影響は少ない．これらのことから家畜ふん肥料の無機化特性は，原料およびその混合割合から予測可能と考える．

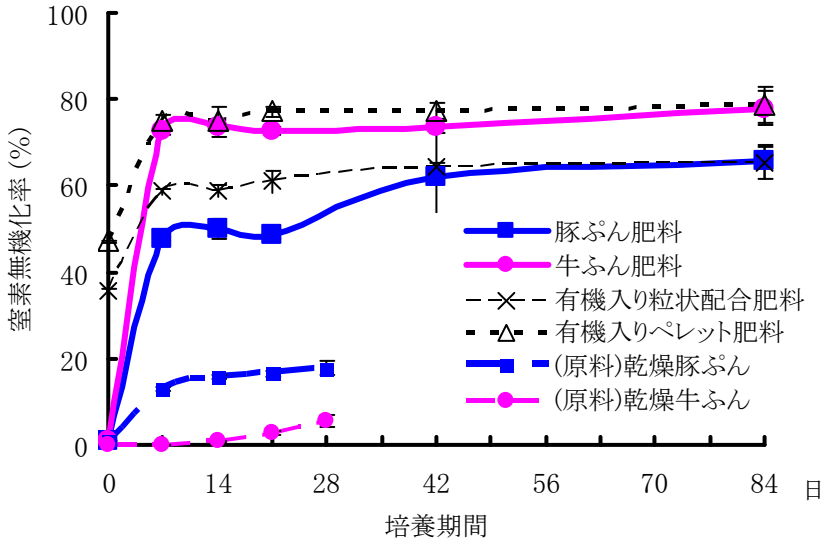
5. コマツナ種子の発芽への影響

播種 7 日後のコマツナの発芽率は豚ぷん肥料および牛ふん肥料ともに全ての処理区で 100%であり，家畜ふん肥料施用による発芽阻害はなかった．原ら（2003b）は豚ぷんを密閉縦型発酵装置で 7 日間発酵した堆肥をペレッ

第24表　製造工程の熱風乾燥前後における豚ぷんおよび牛ふん中の大腸菌群数．

試料名	生ふん（CFU g^{-1}）	乾燥ふん（CFU g^{-1}）
豚	1.1×10^4 ～ 1.8×10^4	不検出
牛	2.5×10^4 ～ 5.6×10^4	不検出

平板法（デオキシコレート寒天培地法）により測定．



第 12 図　家畜ふん肥料および原料の窒素無機化率の推移．

粉砕試料（窒素換算 10 mg）を乾土 20 g と混合，畑状態 30℃で培養し，ブランク試験の値を差し引いた値．
原料の乾燥豚ぷんおよび乾燥牛ふんは培養期間 28 日までの値．棒線は標準偏差を示す．

ト化したものは標準量の 2 倍以上施用した場合，発芽阻害がみられ，施用量が増えるに従い発芽率が低下したことを示し，窒素発現を期待した発酵期間が短い堆肥では，易分解性有機物の急激な分解や有機酸などを原因とする発芽阻害の危険性があるとしている．また，山本・土屋(2004) は牛ふん堆肥に成分調整のため添加した菜種油粕による，ほ場試験でのコムギの発芽阻害を報告している．本試験での結果は，成分調整に化学肥料を用いていること，加熱乾燥時に家畜ふん由来の易分解性画分や有機酸が揮散および化学変化したことによると推測する．そのため，本家畜ふん肥料は，は種直前の施用が可能と考える．

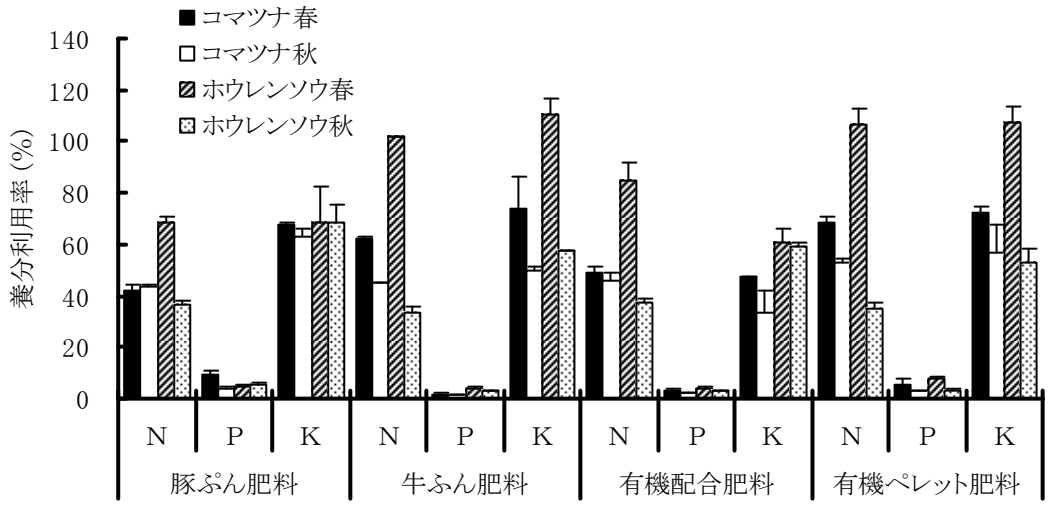
6. コマツナおよびホウレンソウへの施用効果

供試肥料は窒素無機化試験と同じであった．家畜ふん肥料の施用によるコマツナおよびホウレンソウの収量への影響を第 13 図に示した．豚ぷん肥料，牛ふん肥料の施用による発芽および生育障害はなかった．豚ぷん肥料区，牛ふん肥料区のコマツナおよびホウレンソウ収量は，春作，秋作とも対照の市販有機入り肥料区と同程度であった．コマツナ春作では合計収量に対して 1 作目の収量が大部分を占めた．家畜ふん肥料区のコマツナの養分利用率は春作秋作とも，窒素が 40～60%，リン酸が 5%程度，カリ 50～70%であり，対照肥料区とほぼ同じであった．また，コマツナに比較して栽培期間が長いホウレンソウでは，養分吸収量の多い生育後半の気温の影響を受け，春作で高く秋作で低かった．

一般に，豚ぷん堆肥および牛ふん堆肥は、窒素に比較してリン酸，カリの含有量が多く，また肥料効果を目的に施用する場合，肥効率を勘案して多量に施用されるため，連用による土壌中への養分集積が懸念される．このため，松元 (2000) は家畜ふん堆肥だけでの基肥肥料としての利用が多くの作物で可能であるが，化学肥料との併用が必要であるとしている．本肥料は一度の施用で有機物と化学肥料が同時に供給でき省力が図れ，市販の有機入り肥料と同等の肥効を有していた．リン酸の利用率が低いことから，また，培養試験の結果から作物作付け期間中に無機化しない窒素があることから，家畜ふん肥料施用による養分の土壌への残存が考えられる．今後，家畜ふん肥料の連用による影響をほ場で確認する必要がある．

Ⅳ　まとめ

豚ぷんおよび牛ふんを加熱乾燥で水分を 15%程度にし，尿素，熔リンおよび塩化カリを添加・混合後，湿式押出造粒機でペレット状に成型した．さらに水分 5%程度まで乾燥し家畜ふん肥料とした．乾燥家畜ふんの成分および水分を基に化学肥料の添加量を算出，計量し混入することにより，目標の成分を含有する肥料が試作できた．ロットによる有効成分の変動は小さく，安定して均質の肥料ができた．本試作肥料の成分は窒素 5%，リン酸 5%，カリ 5%程度であった．樹脂袋に密封すること



第 13 図　家畜ふん肥料の施用がコマツナおよびホウレンソウの収量に及ぼす影響.

棒線は標準偏差を示す．ｔ検定の結果，同一作物作期間で標準（有機配合肥料）と有意差なし.

により変質なく長期保管できた．家畜ふん肥料重は原料の生ふん重に対し 1/3 程度となった．家畜ふん肥料に含有する重金属類の量は低く，大腸菌群数は検出限界以下であった．静置培養法 （畑状態，30℃） による家畜ふん肥料の窒素無機化率の時期的推移は，市販の有機入りペレット肥料とほぼ同じ傾向を示した．ポットでのコマツナおよびホウレンソウ栽培では，家畜ふん肥料の施用による発芽および生育障害がなく，市販の有機入りペレット肥料と同等以上の収量があった．

第6章　成分調整･成型豚ぷん肥料の水稲への施用効果

Ⅰ　緒　言

第 5 章で家畜ふんを原料とした成分調整・成型肥料の製造方法を確立し，製造した肥料はポット試験でコマツナ，ホウレンソウに対し市販の有機入り化成肥料と同等の肥効があることを確認した．しかし，家畜ふん肥料の利用を考えた場合，ほ場規模での適用の可否を検討する必要である．栃木県は農耕地に対する水田面積の割合が高いため，水稲に対する施用効果をほ場規模で検討した．また，収穫物の付加価値を高めるため，水稲へ施用する場合，化学肥料の窒素成分量を慣行栽培の 50%以下にする豚ぷん配合割合を検討し特別栽培農産物を目指した．

なお，家畜ふん肥料の原料を比較した場合，窒素肥効率は豚ぷんが牛ふんに比較して高いことから，本章では豚ぷん肥料について検討した．

Ⅱ　材料と方法

1. 栽培概要

豚ぷん肥料の水稲への施用試験を 2004 年に栃木県農業試験場水田ほ場でおこなった．供試土壌は厚層多腐植質多湿黒ボク土，試験規模は 1 区 36 m^2 (10m×3.6m) の 2 反復，供試品種はコシヒカリであった．栽植密度は 30cm×15cm，1 株 4 本植とした．供試肥料は第 5 章に示した方法に基づき製造した．製造の際，供試肥料を水稲に施用した場合，化学肥料由来の窒素が慣行施用量の 50%以下になるよう混合割合を調整した．なお，窒素成分の調整においては原料である豚ぷんの窒素肥効率を 50%とした．供試豚ぷん肥料の原料混合比率および化学性を第 25 表に示した．

試験区の構成を第 26 表に示した．豚ぷん肥料 100 は基肥窒素として豚ぷん肥料 100 で 77 kg ha^{-1} 相当，追肥窒素として追肥用 BB 肥料（全窒素 20%うちアンモニア性窒素 7%，水溶性カリ 20%）で 23 kg ha^{-1} 相当を施用した．豚ぷん肥料 90 は基肥窒素として豚ぷん肥料 90 で 70 kg ha^{-1} 相当，追肥窒素として追肥用 BB 肥料で 26 kg ha^{-1} 相当を施用した．豚ぷん肥料 84 は基肥窒素として豚ぷん肥料 84 で 65 kg ha^{-1} 相当，追肥窒素として追肥用 BB 肥料で 27 kg ha^{-1} 相当を施用した．化学肥料区は基肥窒素として基肥用 BB 肥料（アンモニア性窒素 8%，く溶性リン酸 25%，水溶性カリ 20%）で 35 kg ha^{-1}，追肥窒素として追肥用 BB 肥料で 40 kg ha^{-1} 施用した．無窒素区は基肥として過リン酸石灰および塩化カリ，追肥として塩化カリを施用した．

は種は 4 月 16 日，代かきは 4 月 22 日および 5 月 7 日，施肥は 5 月 7 日，移植は 5 月 11 日，追肥は 7 月 13 日，収穫は 9 月 8 日におこなった．

2. 調査項目および方法

水稲の生育，収量，品質，窒素吸収量，跡地土壌の pH および可給態窒素，供試豚ぷん肥料の窒素無機化特性を調査した．

水稲の生育および窒素吸収量は分げつ初期（6 月 9 日），最高分げつ期（6 月 30 日），幼穂形成期（7 月 13 日），成熟期（9 月 8 日）に調査した．土壌の分析は土壌標準分析・測定法（土壌標準分析・測定法委員会 1986），作物体の分析は栄養診断のための栽培植物分析測定法（作物分析法委員会 1975）によりおこなった．水稲の窒素吸収量は植物体の乾物重と窒素含有率から算出した．

供試豚ぷん肥料の窒素無機化特性は，堆肥等有機物分析法（高木 2000）の埋設法により実施した．すなわち，粉砕した豚ぷん肥料 50 を 3 g，水田土壌（水分 60%程度）50 g に混合後，不織布の袋に入れ，施用試験と同一

第25表　供試豚ぷん肥料の概要.

肥 料 名	混合重量比				成分含有率 (%)		
	豚ぷん[1)]	尿素	熔リン	ﾊﾟｰﾑｱｯｼｭ	N [2)]	P_2O_5 [2)]	K_2O [2)]
豚ぷん肥料100	100	0.0	19	6.5	3.5	7.1	3.3
豚ぷん肥料90	100	1.1	26	10.0	3.5	7.5	3.7
豚ぷん肥料84	100	1.8	30	12.5	3.5	8.0	3.9

[1)] 乾物重，[2)] 乾物あたり.

第26表　試験区の構成.

区　名	施肥窒素量 (kg ha^{-1})				化学肥料窒素減肥率 (%) [6]	肥料現物施用量 (kg ha^{-1})	
	基肥		追肥 [5]	備考			
	豚ぷん由来	化学肥料由来	化学肥料			基肥	追肥
豚ぷん肥料 100	77 (35)[1]	0	23	(17)[2]	69	2200	115
豚ぷん肥料 90	64 (29)[1]	6 [3]	26	(14)[2]	57	2000	130
豚ぷん肥料 84	55 (25)[1]	10 [3]	27	(13)[2]	50	1850	140
化学肥料	0	35 [4]	40			438	200
窒素無施用	0	0	0				

[1] 豚ぷん由来窒素で施肥から追肥時までに無機化する窒素量の推定値，無機化率 45%として算出した.
例:豚ぷん肥料100の場合，77 (kg ha^{-1})×45 (%) ＝ 35 (kg ha^{-1}).
なお，無機化率45%は宮崎ら (2010a) の乾燥豚ぷんの値より算出した.

[2] 豚ぷん由来窒素で追肥時から収穫時までに無機化する窒素量の推定値，無機化率 22%として算出した.
例:豚ぷん肥料100の場合，77 (kg ha^{-1})×22 (%) ＝ 17 (kg ha^{-1}).
なお，無機化率22%は宮崎ら (2010a) の乾燥豚ぷんの値より算出した.

[3] 豚ぷん肥料に含まれる尿素由来の窒素量.

[4] 基肥用BB肥料 (アンモニア性窒素8%，く溶性リン酸25%，水溶性カリ20%) を用いた.

[5] 追肥用BB肥料 (全窒素20%うちアンモニア性窒素7%，水溶性カリ20%) を用いた.

[6] 化学肥料窒素減肥率＝{1－(豚ぷん肥料施用区で用いた化学肥料窒素量)／(化学肥料区の窒素施用量)}×100.
例:豚ぷん肥料90の場合，{ 1－(6＋26)／(35＋40)}×100＝57.

のほ場内に 5 月 7 日の代かき直後に設置し，経時的に 3 試料ずつ取り出し，風乾砕土後ケルダール法で全窒素を定量した．なお，設置は袋が完全に作土中に収まるようおこない，周囲には水稲を栽培しなかった．同様におこなった土壌のみの全窒素量を差し引き，豚ぷん肥料の残存窒素量とし，豚ぷん肥料に含まれていた全窒素に対する残存窒素率を算出した．算出方法は，窒素残存率 ＝(埋設後回収した豚ぷん肥料添加試料の全窒素量－埋設後回収した土壌のみの試料の全窒素量)／添加した豚ぷん肥料の全窒素量×100 で示される.

Ⅲ 結 果

水稲の生育および葉色の推移を第 27 表に示した. 草丈に処理区間の大きな違いはなかった．茎数および乾物重は調査期間中いずれの豚ぷん肥料施用区とも化学肥料区を下回った．豚ぷん肥料施用区の葉色は，化学肥料区に比べ 6 月 13 日に低く，7 月 13 日にやや高くなり，追肥後の 7 月 28 日には低くなった.

水稲の収量, 収量構成要素および品質を第 28 表に示した. 穂長および稈長に処理区間の大きな差異はなかった. 穂数は化学肥料区の 342 本 m^{-2} に対し, 豚ぷん肥料 100 区が 91%，豚ぷん肥料 90 区が 95%，豚ぷん肥料 84 区が 93%と豚ぷん肥料施用区が低かった. 倒伏程度は豚ぷん肥料施用区でやや小さくなる傾向があった．精玄米重は化学肥料区の 553 g m^{-2} に対し，豚ぷん肥料 100 区が 95%，豚ぷん肥料 90 区が 94%と低かったが，豚ぷん肥料 84 区が同等となった. 千粒重は化学肥料区に比べ，豚ぷん肥料 84 区および豚ぷん肥料 90 区が同程度で豚ぷん肥料 100 区がやや低くなった．玄米の窒素含有率は，豚ぷん肥料施用区が化学肥料区に比べやや低かった．豚ぷん肥料施用区の外観品質は，化学肥料区とほぼ同等であった.

水稲の窒素吸収量の推移を第 14 図に示した. 窒素吸収量は追肥直前の 7 月 13 日に化学肥料区に対し，豚ぷん肥料 100 が 84%，豚ぷん肥料 90 が 88%，豚ぷん肥料 84 が 83%であったが，収穫時には化学肥料区に対し，豚ぷん肥料 100 が 95%，豚ぷん肥料 90 が 94%，豚ぷん肥料 84 が同等となった.

ほ場埋設による豚ぷん肥料の窒素無機化率の推移を第 15図に示した. 追肥 (施肥55日後) までに豚ぷん肥料から溶出した窒素の割合は，豚ぷん肥料100が53%，豚ぷん肥料90が59%，豚ぷん肥料84が55%であった．このときまでに添加した尿素がすべて溶出したとすると，豚ぷん由来窒素の溶出率は，豚ぷん肥料100が53%，豚ぷん肥料90が54%，豚ぷん肥料84が46%となり，試験設計時に仮定

第27表　水稲の生育および葉色の推移.

区　名	草丈 (cm)				茎数 (本 m^{-2})			
	6月9日	6月30日	7月13日	7月28日	6月9日	6月30日	7月13日	7月28日
豚ぷん肥料 100	32	56 **	72	94 **	374	649	480 *	333 *
豚ぷん肥料 90	32	57 **	73	95	357 **	606 **	456 **	320 **
豚ぷん肥料 84	32	56 **	73	96	348 **	618	517	326 **
化学肥料	33	58	72	96	389	673	530	359
窒素無施用	31 **	54 **	70 **	88 **	318 **	511 **	320 **	276 **

乾物重 (g m^{-2})			葉色		
6月9日	6月30日	7月13日	6月30日	7月13日	7月28日
31 **	214 **	450 **	56.4	31.5 *	35.9 **
32 *	224 **	486 **	56.5	30.8	35.8 **
29 **	215 **	461 *	55.9 *	31.1	37.4
36	275	564	58.3	30.6	37.7
24 **	183 **	342 **	54.1 **	29.8 *	31.5 **

葉色は SPADミノルタ502 により測定した.

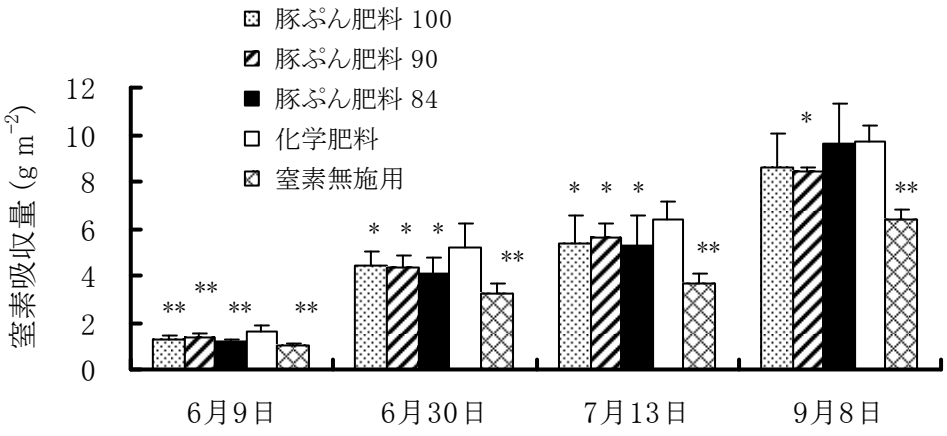
*, ** は t 検定において化学肥料区との間にそれぞれ 5%, 1%水準で有意差があることを示す.

第28表　水稲収量, 収量構成要素および品質.

区　名	穂長 (cm)	稈長 (cm)	穂数 (本 m^{-2})	倒伏程度 0～5	わら重 (g m^{-2})	精玄米重 (g m^{-2})	指数	玄米千粒重 (g)	玄米窒素含有率 (%)	外観品質
豚ぷん肥料 100	19.0	82	311 **	0.5	543	526	95	22.9	1.04	中上
豚ぷん肥料 90	18.8	83	324	1.6	510	519	94	23.2	1.02	中上
豚ぷん肥料 84	19.3	84	317 *	1.4	564	554	100	23.2	1.05	中上
化学肥料	19.2	83	342	1.9	531	553	100	23.3	1.09	中上
窒素無施用	17.4 **	75 **	268 **	1.1	469	385 *	70	22.2 **	0.94 **	下上

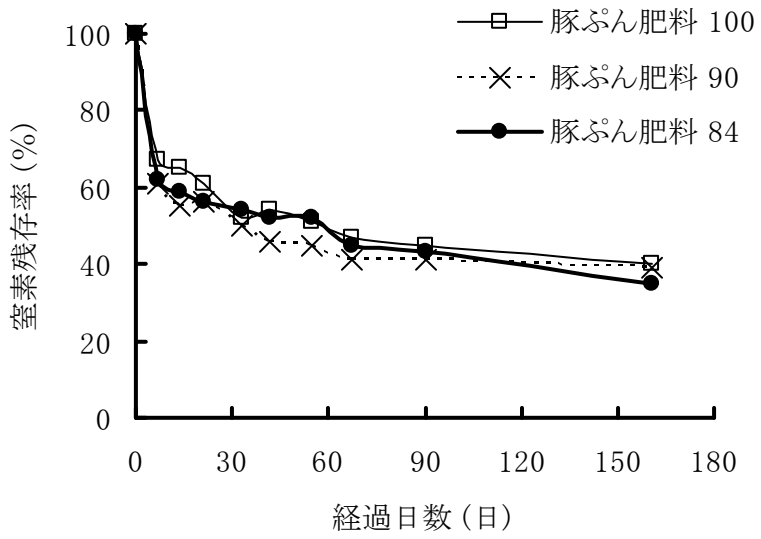
精玄米 (1.7 mm以上) 重は水分 14.5%に換算時の重量. 指数は化学肥料区を 100 としたときの値.

*, ** は t 検定において化学肥料区との間にそれぞれ 5%, 1%水準で有意差があることを示す.



第 14 図　水稲の窒素吸収量の推移.

棒線は標準偏差を示す. *,** は t 検定において化学肥料区との間にそれぞれ 5%, 1%水準で有意差があることを示す.



第15図　埋設試験による豚ぷん肥料の窒素残存率の推移.

した豚ぷん由来窒素の無機化率45%（宮崎ら 2010）とほぼ同じかやや高い値であった．水稲収穫時の窒素残存率は，豚ぷん肥料100が40%，豚ぷん肥料90が39%，豚ぷん肥料84が35%であった.

跡地土壌の pH および可給態窒素に処理区間の大きな違いはなかった（第 29 表).

第29表　跡地土壌pHおよび可給態窒素.

区　名	pH (H_2O)	可給態窒素 (mg kg^{-1})
豚ぷん肥料 100	6.9	158
豚ぷん肥料 90	6.9	155
豚ぷん肥料 84	6.8	168
化学肥料	6.9	130
窒素無施用	6.9	140

Ⅳ 考 察

基肥として豚ぷん肥料の利用と追肥の検討をおこなった．追肥は米の品質や食味に大きな影響を与える．たとえば出穂期近くでの窒素施用は，精米中タンパク質含有率の増加による食味の低下をもたらす（本庄 1971，熊谷ら 1994，藤井ら 1998)．豚ぷん肥料は窒素無機化が長期間持続する．また，豚ぷん肥料は肥料成分濃度が低いため施用量が多くなる．これらのことから，追肥として豚ぷん肥料の利用は不向きであると考え，速効性の化学肥料を用いることにした．このため，追肥として速効性の肥料を用いることにした．このため，窒素化学肥料の施用量を慣行の 50%以下にする場合，基肥として用いる豚ぷん肥料の窒素成分の豚ぷん由来割合は 84%以上と高くなった.

基肥として豚ぷん肥料を追肥として慣行の化学肥料を施用して水稲を栽培した場合を，化学肥料を用いた慣行栽培と比べる．草丈は同程度であったが，茎数は少なく推移し穂数は少なかった．葉色値は最高分げつ期に低く幼穂形成期にやや高かった．穂数は少なかったものの精玄米重はほぼ同等であり 1 穂籾数が多かった．玄米の千粒重は同等かやや低く，窒素含量はやや低かった．外観品質は同等であった．これらのことから，豚ぷん肥料施用区では窒素成分が生育前半にやや不足していたが，幼穂形成期には化学肥料区ほど低下せず，また追肥および穂数が少ないことにより穎花の退化が抑制され籾数が確保された．しかし，豚ぷん由来窒素の無機化を考慮して追肥量を削減したため，出穂期近くには窒素成分がやや不足し，玄米中の窒素含量および米粒の肥大が少し抑えられたものの外観品質には影響がなかったと考える.

つまり，水稲栽培の基肥として試作肥料「豚ぷん肥料 84」，追肥として速効性の化学肥料を豚ぷん由来窒素の無機化を考慮した量施用することにより，慣行栽培と同等の収量および品質が得られた.

試作肥料「豚ぷん肥料 84」の場合，水稲栽培期間中に溶出しなかった窒素成分が 35%であり，2080 kg ha^{-1} 施用しているので 23 kg ha^{-1} の窒素が残ったことになる.

栃木県農業試験場内でおこなわれた黒ボク土水田での有機物長期連用試験では，稲わらとして 1 年間に施用された窒素量は 29 kg ha^{-1} であり，14 年間の施用により土壌の窒素供給量が増加した（武田ら 2000）．このことから，豚ぷん肥料でも連用により土壌の窒素成分の蓄積および供給量の増加が考えられる．

下水汚泥の熱処理は殺菌や乾燥の効果に加え，加熱方法により汚泥の窒素無機化速度や肥効を増減させる効果を持ち（Matsuoka ら 2006，Moritsuka ら 2006），その原因は熱処理による有機態窒素の形態変化である（Matsuoka ら 2006）．本試験で用いた豚ぷん肥料の製造には加熱工程があり，加熱条件の設定が豚ぷん由来窒素の無機化速度や肥効へ影響を及ぼすことが考えられる．特に窒素の供給が収量や品質に大きな影響を受ける水稲に対し，豚ぷん由来窒素の施用割合を高くする場合は，豚ぷん肥料製造工程での加熱条件がとても重要になる．今後，肥効面から加熱条件の詳細な検討が必要となる．

これらのことから，基肥として豚ぷん肥料，追肥として速効性の化学肥料を用いることにより，化学肥料の使用量を慣行栽培の 50%削減した水稲を栽培できると考えられる．現在，水稲栽培の省力化のために全量基肥肥料が普及していること，単年度の結果ではあることから，今後，豚ぷん肥料と被覆肥料との混合施用による追肥省略の検討，年次変動および豚ぷん肥料の連用効果による土壌および水稲への影響を確認する必要がある．

Ⅴ　まとめ

成分調整・成型豚ぷん肥料を用いて水稲を栽培し施用効果を検討した．基肥として含有窒素の 84%が豚ぷん由来の豚ぷん肥料を，追肥として慣行の化学肥料を施用して水稲を栽培した場合，慣行栽培に比べ追肥期までの生育がやや劣ったものの，同等の収量および品質となった．この場合，化学肥料の窒素成分量を慣行栽培の 50%削減したことになった．また，水稲栽培終了後の土壌に窒素が 23 kg ha^{-1} 残ると試算され，豚ぷん肥料の連用による土壌への窒素成分の蓄積を確認する必要があった．

第7章　水田の水質浄化能力

前章まで，水田に流入する用水の水質実態および水質保全対策について述べてきた．つまり水田での食料生産面およびそれをいかに守るかに視点を置いてきた．しかし，水田は食料生産以外に，水質浄化，水源の涵養，土壌浸食防止，洪水防止および生物多様性の保全などの機能をもち高い評価がされている．そのため，本章では水田のそれら機能のひとつである水質浄化能力について論じる．

先述のとおり栃木県は水田農業が盛んであり，水田かんがい水として年間約 22 億 m^3 の水を使用している(栃木県企画部資源対策室 2006)．また，第２章で示したとおり生活排水や多量施肥が原因と考えられる水質汚濁がみられた．水質汚濁の原因物質は有機物と栄養塩類であり多種にわたった．これら物質を含んだ用水が水田あるいは水田域を通過することによって，どのように変化するか知る必要がある．特に栃木県は河川の上流部に位置するため，その重要性は大きい．

第1節　水田を通過する農業用水の水質変化の実態

Ⅰ　緒　言

これまでに単一水田または単一の用排水路系内の水田群が水質に与える影響について，主に水稲生育に影響の大きい窒素およびリンの濃度変化や収支について調査がおこなわれ，流入水の濃度が高いほど，流入水の流速が遅いほど，または地下浸透量が少ないほど，水田による浄化割合が大きいことが明らかにされている（高村ら 1976，1977，西沢ら 1979，森川・松岡 1984，小川・酒井 1984，1985，伊藤 1985，平山・酒井 1985，田淵・高村 1985，朴ら 1998，佐藤ら 2000，金木ら 2001)．しかし，多種の栄養塩類についてかんがい期間全般にわたって濃度変化を明らかにした事例はない．

そこで，水田の表面通過および地下浸透により，溶存態栄養塩類等 10 項目の水質変化を水質および管理の異なる多くの地点で調査して，流入水中濃度，土壌または水稲の生育ステージの違いとの関連について検討した．

Ⅱ　材料と方法

県内の主要な水田 3 地域（田川・姿川流域，五行川流域および巴波川流域）について，2001～2003 年に水田の入水部（流入水）と排水部（水尻，暗渠排水）の水質を調査した．ただし，2001 年は流入水と水尻だけであった．なお，暗渠排水は地下浸透水の一部を採取していると考え，本調査では地下浸透水を代表するものとみなして論議を進める．

調査は，2001～2003 年とも移植 20 日後頃，最高分げつ期頃，出穂期頃の 3 回実施した．調査地点数は 3 年間で，田川・姿川流域が 136，五行川流域が 134，巴波川流域が 125 の合計 395 地点であった．

3 地域の概要は次のとおりである．田川・姿川流域は，多湿黒ボク土および灰色低地土が混在し，水稲の作型が早植え栽培であった．調査地点は宇都宮市の上流と下流に分布した．五行川流域は，多湿黒ボク土で早植え栽培，農村地域であった．巴波川流域は，灰色低地土系，普通植え栽培で，調査地点は栃木市の下流に位置した．用水の水質は，栃木県内農業用用水の平均的水質に近似した値であった．

水質の調査項目は NO_3-N，NH_4-N，溶存態無機リン（PO_4-P），K^+，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^+，Cl^-，SO_4^{2-}，SiO_2 の 10 項目であった．ただし，SO_4^{2-} および SiO_2 は 2003 年だけであった．分析は第２章第１節の農業用水の水質と同様の方法でおこなった．

Ⅲ　結果と考察

1. 水田の表面流去および地下浸透による水質の変化

1) NO_3-N，NH_4-N

NO_3-N，NH_4-N について，濃度変化と流入水濃度との関係を検討するため，流入水の濃度（Ci）と表面流去に伴う濃度変化（ΔCs=流入水濃度 Ci－水尻流出水濃度 Cs），また地下浸透に伴う濃度変化（ΔCp＝流入水濃度 Ci－暗渠排水濃度 Cp）との関係を第 16 図に示した．

NO_3-N 濃度は，表面流去によって ΔCs＝Ci に近い値を示す地点が多く，特に移植 20 日後頃にその傾向が強かった．また，回帰直線に基づく ΔCs＝0 mg L^{-1} での Ci 値はおおむね 0 mg L^{-1} で，流入水の濃度が低くても濃度が低下することを示した．地下浸透でもおおむね同様の傾向を示したが，ΔCp<0 mg L^{-1} と流出水が流入水の濃度を上回る地点が数か所あった．

NH_4-N 濃度の ΔCs＝0 mg L^{-1} での Ci 値は，表面流去では 0.07 mg L^{-1}，地下浸透では 0.18 mg L^{-1} で，流入水が低濃度の場合，水田を通過することによって濃度が上昇することが示された．さらに，暗渠排水の NH_4-N 濃度は，地点間のばらつきが少なく，流入水の水質にかか

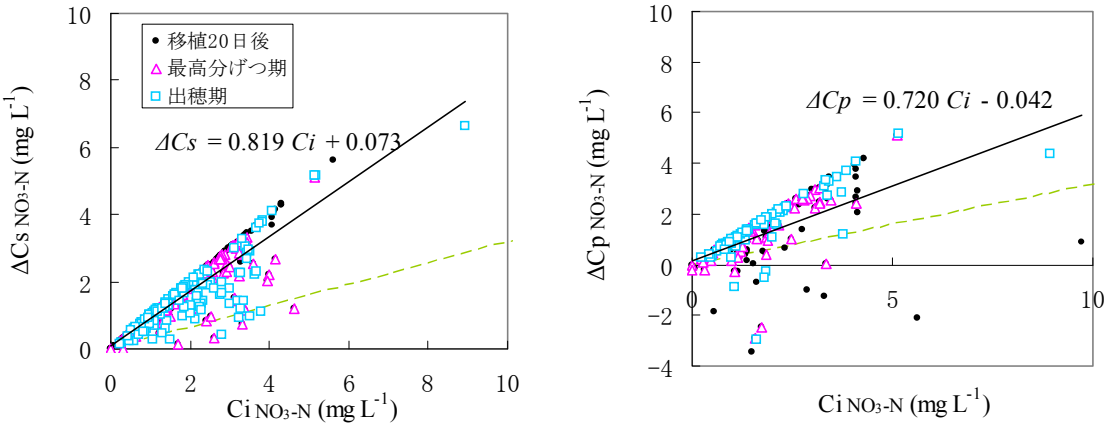
わらず中央値 0.13 mg L^{-1} 付近の濃度で流出する傾向があり，土壌との間に平衡が成立しているものと考えた．

2) PO_4-P，K^+

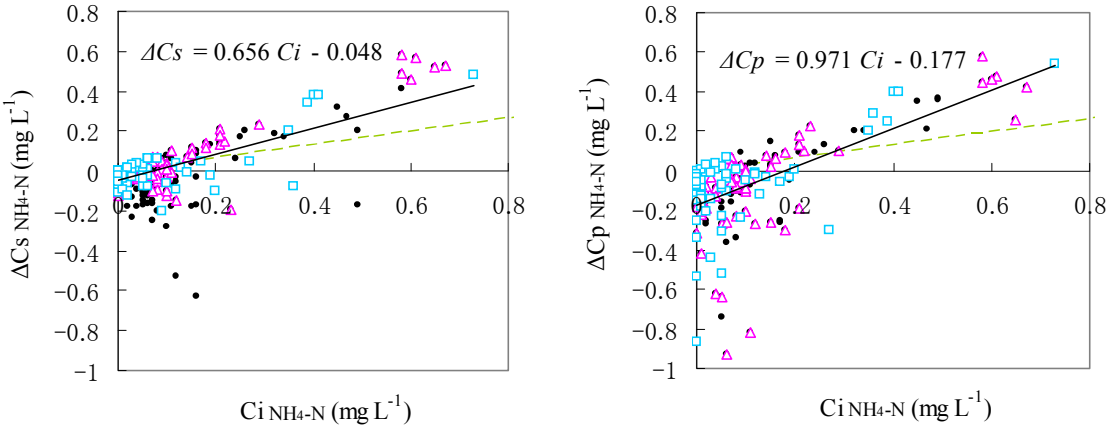
PO_4-P および K^+ の田面通過および地下浸透による濃度変化を第 17 図に示した．

PO_4-P の表面流去 ΔCs＝0 mg L^{-1} となる Ci 値は 0.15 mg L^{-1} であった．森川・松岡（1984）は T-P の浄化・負荷境界濃度を 0.24 mg L^{-1} としているが，一般に流入水の T-P の大半が PO_4-P であることから，本調査の値はこれと比較してやや低く，流入水が低濃度でも表面流去によって濃度が低下する傾向が示された．土壌別では灰色低地土系が，ΔCs＜0 となり表面流去によって濃度が上昇する地点が多かった．本調査地点には多湿黒ボク土を多く含み，土壌によるリンの吸着によって濃度が低下しやすく，森川・松岡（1984）の報告との違いが生じたものと考えられる．

PO_4-P の地下浸透 ΔCp＝0 の Ci 値は 0.03 mg L^{-1} で表面流去の値よりもかなり小さくほとんどの地点で濃度が低下し，また濃度の低下の程度も大きかった．濃度差 ΔCp 値が負になった多くの地点は移植 20 日後頃であり，



予測線：ΔC = 0.143Ci－0.244



予測線：ΔC = 0.143Ci－0.376

第 16 図　NO_3–N，NH_4–N の田面通過および地下浸透による濃度変化．

施肥由来のリンが耕盤層の粗大孔隙をとおして直接下方に浸透したか，または湛水により可溶化した土壌由来のリンが流出したものと考えられる．

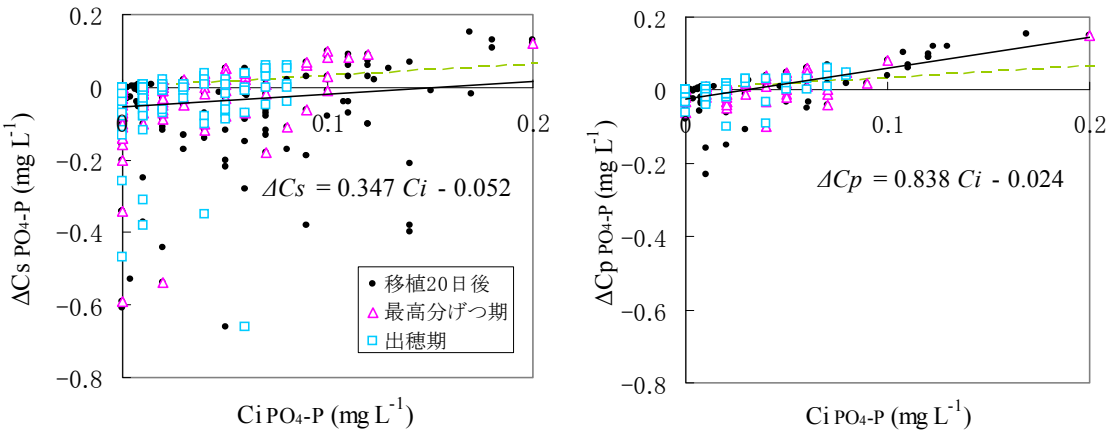
K^+ は表面流去，地下浸透ともに濃度差 ΔC が−3 から 3 mg L^{-1} の範囲内に分布した．K^+ の回帰式の傾きは，表面流去が地下浸透に比べ小さかった．ΔC＝0 mg L^{-1} での Ci 値は，表面流去が 4.7 mg L^{-1}，地下浸透が 3.3 mg L^{-1} と表面流去でやや大きかった．移植 20 日後頃および最高分げつ期頃の表面流去では，濃度差 ΔC が−10 mg L^{-1} 以下，つまり水田表面を通過することによって 10 mg L^{-1} 以上濃度が上昇する地点が多かった．

3) Ca^{2+}，Mg^{2+} および SiO_2

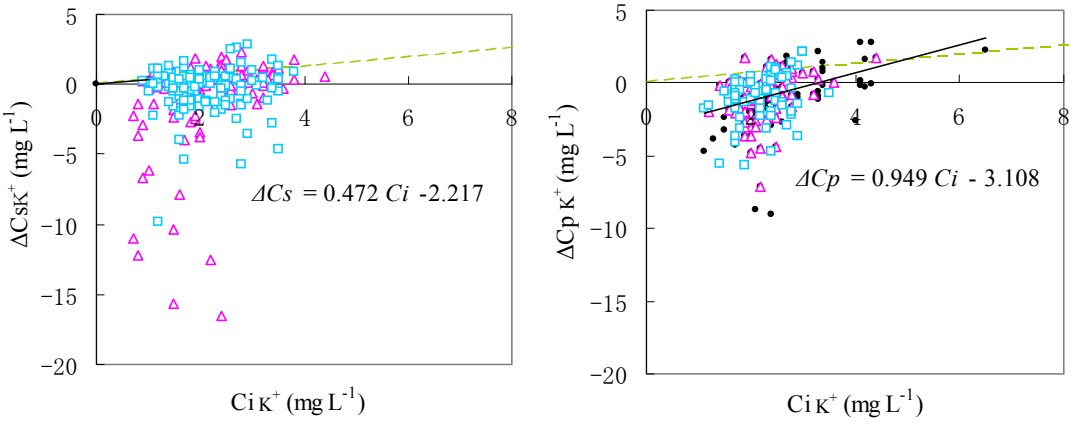
Ca^{2+}，Mg^{2+} および SiO_2 の田面通過および地下浸透による濃度変化を第 18 図に示した．

Ca^{2+}, Mg^{2+} および SiO_2 は多くの地点が ΔCs>0 mg L^{-1} に分布し，表面流去によって濃度が低下することが示された．

Ca^{2+}，Mg^{2+} および SiO_2 の ΔCp は負の値で，地下浸透により濃度が上昇する地点が多かった．SiO_2 の回帰直線の傾きは 0.65 であり，Ca^{2+} の 0.2 または Mg^{2+} の 0.3 に比較して大きかった．SiO_2 の地下浸透による ΔCp＝0 mg L^{-1} での Ci 値は 20.1 mg L^{-1} であり，表面流去の 2.5

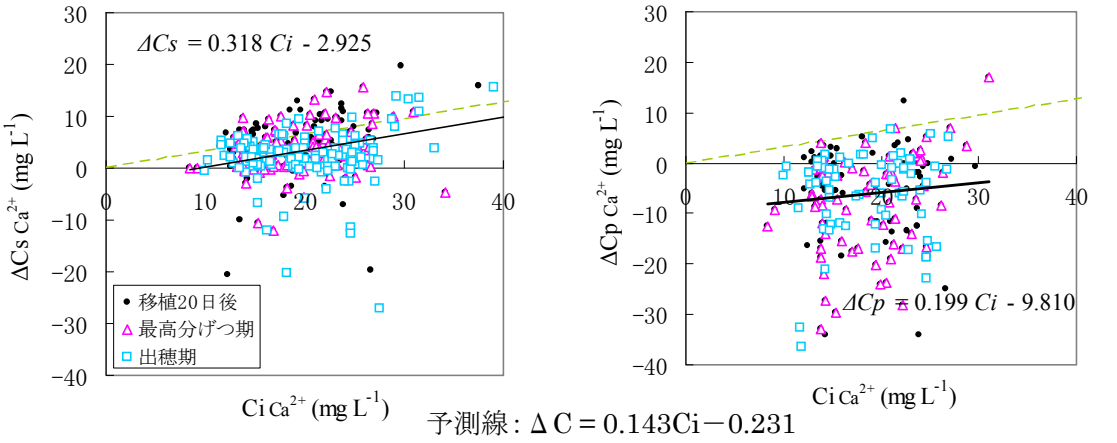


予測線： Δ C = 0.143Ci

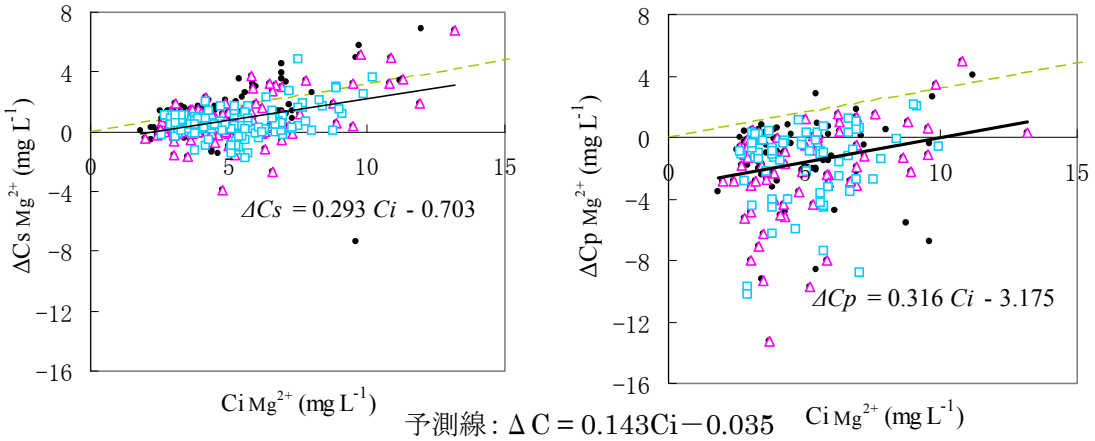


予測線： Δ C = 0.143Ci−0.086

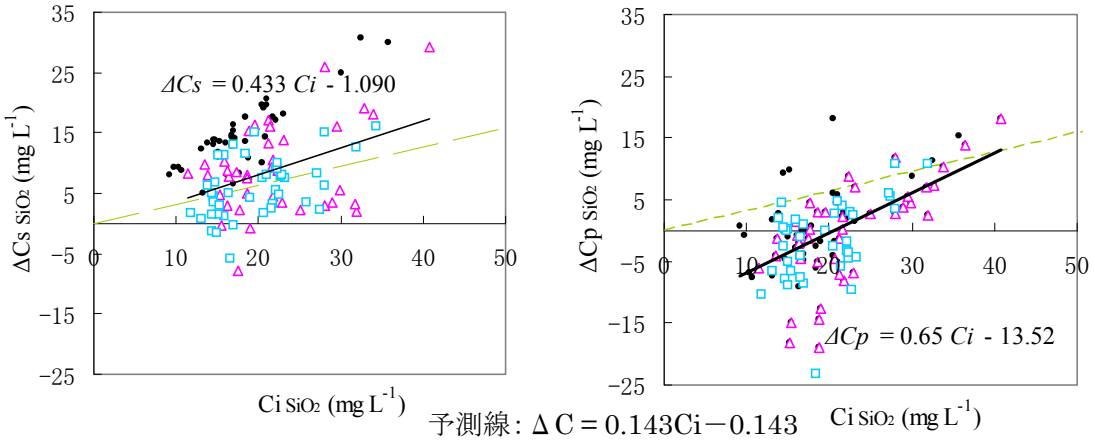
第 17 図　PO_4–P, K^+ の田面通過および地下浸透による濃度変化．



予測線：ΔC＝0.143Ci－0.231



予測線：ΔC＝0.143Ci－0.035



予測線：ΔC＝0.143Ci－0.143

第 18 図　Ca^{2+}, Mg^{2+}, SiO_2 の田面通過および地下浸透による濃度変化.

mg L^{-1} に比較して高く，地下浸透水の平衡濃度が高いことが示された．

4) Na^+，Cl^- および SO_4^{2-}

Na^+，Cl^- および SO_4^{2-} の田面通過および地下浸透による濃度変化を第 19 図に示した．

Na^+ の ΔC=0 mg L^{-1} での Ci 値は，表面流去 8.4 mg L^{-1}，地下浸透で 10.3 mg L^{-1} と他の項目よりも大きい傾向であった．また，流入水の濃度と濃度変化との関連が明瞭に見られたのは移植 20 日後頃で，生育後期ほど両者の関係は不明瞭になった．

Cl^- も Na^+ と同様の傾向があり，移植 20 日後頃は流入水中濃度と濃度変化に関連が見られたが生育後期には関係が不明瞭になった．また Cl^- 濃度は水田の通過によって上昇する地点も多く，この傾向は地下浸透で顕著であった．

SO_4^{2-} は表面流去では多くの地点が，流入水の濃度によらず濃度差 ΔCs が−5 から 5 mg L^{-1} の範囲に分布した．地下浸透では ΔCp<0 mg L^{-1} と濃度が上昇する地点が多かった．

2. 浄化能力の評価

農業用水が水田を通過する過程で，栄養塩類濃度に影響する要因として，水稲による吸収，蒸発散に伴う濃縮，土壌による吸脱着，土壌微生物による無機化，有機化および脱窒，ラン藻などによる窒素固定などが挙げられる．

水稲 1 作期間中の水田の水収支は次のとおり報告されている（水谷 1982）．つまり，収入として用水 1800，降雨 900 mm，支出として表面流出 660，浸透 1440，蒸発散 600 mm である．水移動に濃度変化が伴わないとした場合，田面水中の栄養塩類濃度は次式で示される．

$$Ce = (1800\ Ci + 900\ Cr) / (660 + 1440)$$
$$= 0.857\ Ci + 0.429\ Cr \quad \cdots\cdots 式1$$

ただし，Ci は栄養塩類の用水中濃度，Cr は降水中濃度，Ce は栄養塩類の変化後の濃度を表す．

さらに，濃度変化量 $\Delta C = Ci - Ce$ なので，本式に式 1 を代入し，次式が得られる．

$$\Delta C = 0.143\ Ci - 0.429\ Cr \quad \cdots\cdots 式2$$

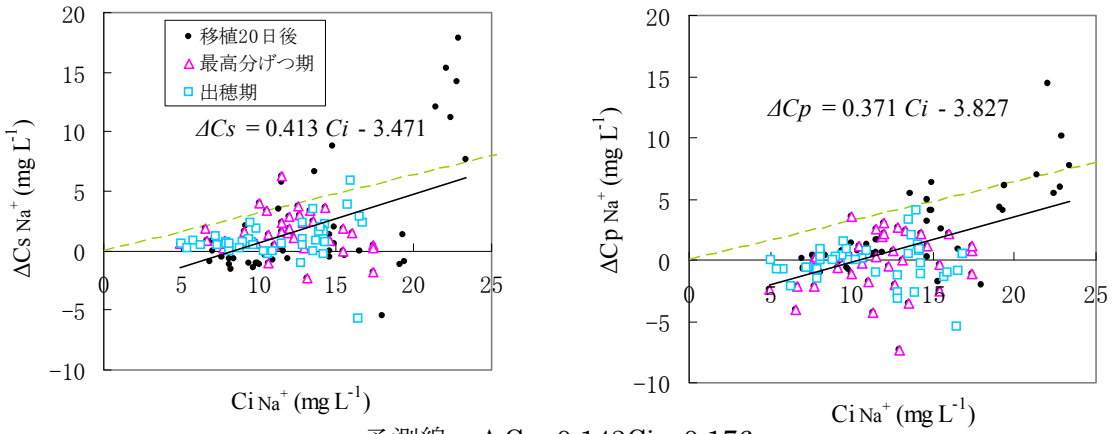
本式を濃度予測線として第 16～19 図に併せて示した．降水中の各栄養塩類濃度 Cr は，栃木県中央部で 4～8 月に観測された 2001～2003 年の平均値［NO_3-N 0.57 mg L^{-1}，NH_4-N 0.88 mg L^{-1}，K^+ 0.20 mg L^{-1}，Ca^{2+} 0.54 mg L^{-1}，Mg^{2+} 0.08 mg L^{-1}，Na^+ 0.41 mg L^{-1}，Cl^- 0.71 mg L^{-1}，SO_4^{2-} 3.29 mg L^{-1}］(栃木県生活環境部環境管理課 2002，2003，2004）を用いた．ただし，PO_4-P および SiO_2 はデータがないので 0 mg L^{-1} とした．

第 16～19 図において，各栄養塩類の濃度変化量（ΔCs または ΔCp）の値が 0 mg L^{-1} になる農業用水の値は，水田における当該栄養塩類の平衡濃度とみなされる．また濃度変化量が水収支に伴う予測濃度に一致する用水濃度は負荷，浄化のどちらでもない状態で，汚濁・浄化分岐濃度とみなせる．回帰式および予測式に基づくこれらの値を第 30 表に示した．

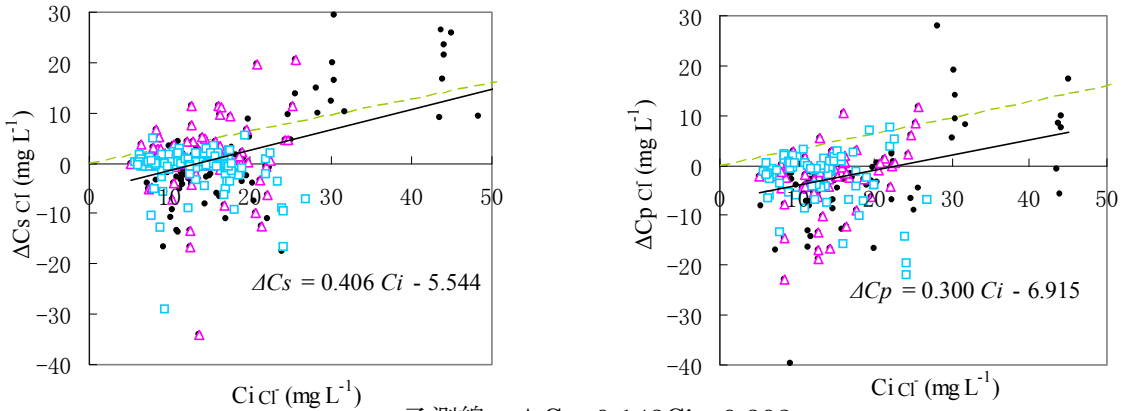
第 16 図によれば，表面流去水の NO_3-N 濃度変化はほとんどの地点が本直線よりも上部に位置し，水田中で濃度低下作用を受けたことを示している．水田土壌の脱窒能は水稲 1 作期間中に 200 g m^{-2} にも及び，実際の水田では NO_3-N 濃度が律速要因になっているとされ（亀和田 2008），NO_3-N 濃度変化の大部分は脱窒によるもので，流入した NO_3-N の大部分が消失するものと推測される．NH_4-N は先述のとおり，流入水中の濃度にかかわらず水田からは一定濃度（1.3 mg L^{-1}）で流出するため，本値が濃度上昇低下の境界になる．暗渠水の NO_3-N 濃度は一部の地点で上昇する傾向にあり，これら地点では，土壌から無機化した窒素が下層の酸化層で硝酸化成を受けて生成したものと考えられる．

PO_4-P は流入水中濃度が高いほど濃度低下が大きく，この原因は土壌による吸着と考えられる．しかし，流入水中濃度が低い地点では，濃度低下の程度が低く，または濃度が上昇する地点が多く，NH_4-N と異なりその水準は地点間での差が大きかった．リンの土壌吸着能力は土壌の種類ごとに大きく異なり，その違いが田面水や浸透水中の PO_4-P 濃度を規定しているものと考えられる．さらに，水稲移植 20 日後頃の表面流去水では，流入水中の PO_4-P 濃度にかかわらず大幅に濃度が上昇する地点が多く，施肥したリンが直接流出しているものと考えられ，この影響は最高分げつ期頃までにはなくなることが示された．リンの施肥は水稲による吸収量よりも遙かに多く，連年栽培によって土壌に蓄積している．水田流出水中濃度は，水稲移植直後を除いて土壌の性質と土壌中 PO_4-P 含量に規定されているものと考えられる．

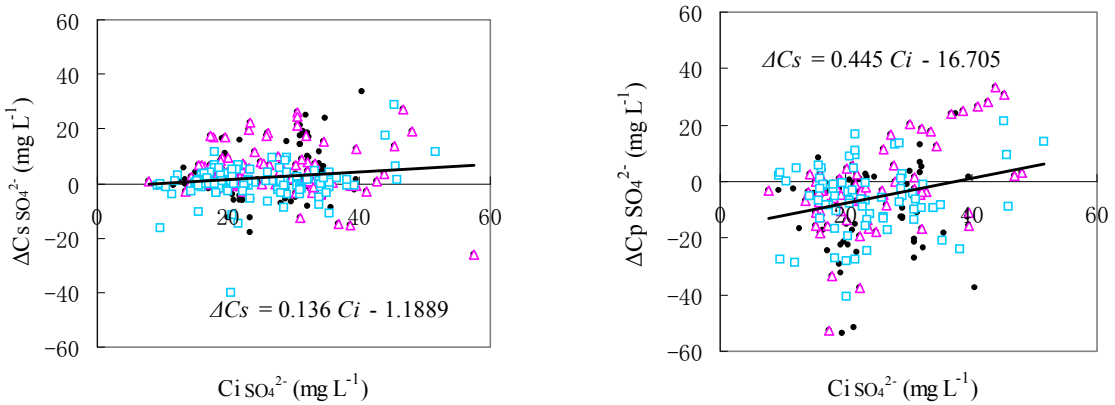
出穂期頃の K^+ の表面流去水濃度は予測線と同水準に分布し，土壌中で濃度変化を伴う作用を受けずに流出していることを示している．移植 20 日後頃と最高分げつ期頃には濃度が上昇する地点が多く，リンと同様に施肥したカリが田面水に溶解して流出しているものと推測される．地下浸透水中の K^+ 濃度はほとんどの地点で濃度予測線よりも下方に分布し，施肥またはかんがい水由来の K^+ が一度土壌に吸着され，水稲に吸収されなかった部分が徐々に脱着して地下浸透しているものと考えられる．カリの施肥量は水稲吸収量をやや上回る量であり，余剰分が施肥直後には表面流去水から，またその後は地



予測線：ΔC＝0.143Ci－0.176



予測線：ΔC＝0.143Ci－0.302



予測線：ΔC＝0.143Ci－1.41

第 19 図　Na^+, Cl^-, SO_4^{2-} の田面通過および地下浸透による濃度変化.

第30表 各養分の平衡濃度および汚濁浄化分岐濃度.

項目	表面流去 (mg L^{-1})		地下浸透 (mg L^{-1})	
	平衡濃度	汚濁浄化分岐濃度	平衡濃度	汚濁浄化分岐濃度
NO_3-N	< 0	< 0	0.06	< 0
NH_4-N	0.07	< 0	0.18	< 0
PO_4-P	0.15	0.25	0.03	0.03
K^+	4.70	6.48	3.28	3.75
Ca^{2+}	9.20	15.4	49.3	171
Mg^{2+}	2.40	4.45	10.0	18.2
Na^+	8.40	12.2	10.3	16.0
Cl^-	13.7	19.9	23.1	42.1
SO_4^{2-}	0.97	3.54	4.17	5.63
SiO_2	2.52	3.76	20.8	26.7

平衡濃度は第図から図の回帰式のX切片の値.
汚濁・浄化分岐濃度は回帰式と水収支に伴う変化予測式との交点のX値.

第31表 濃度低下量に基づく浄化能力評価.

項目	農業用水より濃度低下		浄化	
	表面流去	地下浸透	表面流去	地下浸透
NO_3-N	*	*	*	*
NH_4-N	*(高濃度)	*(高濃度)	*(高濃度)	*(高濃度)
PO_4-P	*(高濃度)	*(高濃度)		*(高濃度)
K^+				
Ca^{2+}	*			
Mg^{2+}	*			
Na^+	*	*		
Cl^-	*(高濃度)			
SO_4^{2-}	*			
SiO_2	*	*		*(高濃度)

*は濃度低下または浄化作用が認められる項目.
浄化は水収支に基づく濃度変化を考慮した評価.
(高濃度) は用水濃度が高い場合のみ効果が認められることを示す.

下浸透水に溶解して流出していると考えられる.

Ca^{2+} および Mg^{2+} は表面流去水と地下浸透水では傾向が異なり，表面流去では濃度予測線と同水準に分布したものの，地下浸透では大部分の地点で濃度予測線の下方に分布し，負荷されていることが示された．これら物質は，かんがい水以外に，肥料の副成分や堆肥などの有機質資材等から水田に持ち込まれ，その量が水稲による吸収量などを上回り，流出しているものと考えられる．その程度は表面流去水よりも地下浸透水で極端に大きく，K^+ と同様に土壌に吸着されたものが徐々に脱着し浸透しているものと考えられる.

Cl^- および SO_4^{2-} の濃度分布は，Ca^{2+} および Mg^{2+} と同様の傾向であり，やはり肥料の副成分として，または堆肥などの各種有機質資材から持ち込まれ，徐々に下層に流出しているものと考えられる．このとき対イオンとして Ca^{2+}，Mg^{2+} および K^+ が同時に流出しているものと考えられる.

SiO_2 は流入水中濃度にかかわらず，最高分げつ期頃以降は地下浸透，表面流去ともに 10～25 mg L^{-1} 程度になる傾向があり，PO_4-P と同様に，土壌の種類と SiO_2 含量に応じて田面水中の SiO_2 濃度が平衡的に決定されているものと考えられる．しかし，移植 20 日後頃の表面流去水中の濃度は，流入水中の濃度にかかわらず 0 mg L^{-1} に近づく傾向がある．水稲の SiO_2 吸収量は幼穂形成期以降に増大するため，移植 20 日後頃の SiO_2 濃度の低下は土壌への吸着が原因と考えるが，移植 20 日後頃に土壌による吸着が大きくなるのかは明らかではない.

以上の結果から，調査項目ごとに，水田を通過することによって濃度が低下するものと水収支を考慮した期待値との比較による浄化の有無を第 31 表に整理した．流入水中濃度などの条件にかかわらずに浄化できるのは NO_3-N のみであった．PO_4-P および SiO_2 の田面水中濃度は土壌との平衡関係で成立し，そのため，流入水中濃度が高い場合には浄化能力を発揮するが，その境界値は土壌の種類と含有量によって異なる．NH_4-N も田面水中濃度が土壌の窒素無機化能力に規定され，同様の傾向を示す．他の項目に対しては，水田はいずれも浄化能力は持たず，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^+，Cl^-，SO_4^{2-} は，おそらく肥料の副成分や堆肥などの各種有機質資材から持ち込まれる量が水稲による吸収量を上回るため，水田外に流出しているものと考えられる．水田土壌実態調査の中で，近年，交換性 Ca^{2+}，Mg^{2+} が増加傾向にある（亀和田ら 2000）ことからも，それら元素の持ち込み量が増えていることを示している.

K^+ は表面流去水，地下浸透水ともに流出し，それに伴って流出水中の濃度も上昇させる傾向にある．この傾向は，PO_4-P とともに基肥および追肥後に顕著であり，これまでにも指摘されているように（西沢ら 1979，佐藤・田中 2000，金木ら 2001），この時期の流出水を減らすことは，水質保全に重要であることが改めて示された．さらに，本調査により施肥の影響は移植 20 日後頃でも現れることが示された.

以上のように，水田は窒素に関しては明瞭に浄化作用を持つものの，他の元素に関しては負荷的に作用する可能性が示された．今後，さらに水収支，土壌条件または水稲の生育ステージなどの違いによる影響を明らかにし，水田地帯における農業用水の水質保全技術を確立する必要がある．

第2節　水質汚濁地域での水田による水質浄化能力

Ⅰ　緒　言

台地上に位置する茶園等畑地から流出する高濃度の NO_3-N を含む水を低地に位置する水田が浄化する（長谷川 1985, 日高 1995, 糟谷・小竹 1997, 戸田ら 1997, 小川 1998, 新良ら 2005）など，水田の多面的機能のひとつである水質浄化機能が評価されている．本章第１節においても，かんがい水中 NO_3-N は低濃度であっても水田で浄化されることが確認された．

第 2 章で示したとおり栃木県の農業用水の水質は良好で，NO_3-N 濃度が 10mg L^{-1} を超える地点はなかった．しかし，一部地域で農業用用水の NO_3-N 濃度が比較的高く，また NH_4-N，COD および T-P 濃度が水稲の生育に影響を及ぼす可能性のあるほど水質汚濁が進んでいる地域があった．これら汚濁した用水を利用する場合，水稲の生育への影響を軽減する対策をとる必要がある．また，同時に汚濁水が水田を通過することによる窒素除去効果が期待される．

そこで，水質汚濁の進んだ用水を利用する水田地域において，用水の水質，水田の管理，水稲の生育および収量の実態を調査し，水稲の生育への影響を軽減する対策の検討および水田での窒素浄化能力の評価を試みた．

Ⅱ　材料と方法

調査対象は宇都宮市南部，田川の中島堰からの用水を利用する水田地域 35ha であった．調査水田の土壌は細粒灰色低地土で，用水上流より水田Ａ，水田Ｂ，水田Ｃおよび水田Ｄとした．水田Ａは中島堰からの用水をそのまま利用，水田Ｂは中島堰からの用水に地下水を混ぜて利用（6/10～7/10 地下水を使用しない），水田Ｃは土の用水路を通過した水を利用，水田Ｄは上流域の水田排水に中島堰からの用水が流入した水を利用していた．

調査項目は，水田の水口流入水，水尻流出水および排水路の水質について pH, EC, COD, SS, T-N, NH_4-N, NO_3-N, T-P, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, Cl^-, SO_4^{2-}, SiO_2 の計 15 項目，また用水，排水については流量，対象水田の窒素施肥量，水稲作付前後の土壌可給態窒素，かんがい期間中の土壌 pH，酸化還元電位（Eh）および脱窒能力，水稲の生育，収量および窒素吸収量であった．水質および流量調査は 2004 年 4 月 28 日から 9 月 25 日の間に 9 回おこなった．

水質の分析および流量の算出は第２章第１節の農業用水の水質と同様の方法でおこなった．

土壌は水田の中心部より採取したものを用いた．pH および Eh は生土を混練後，ガラス電極または白金複合電極を土壌に直接挿入して測定した．脱窒能はアセチレン阻害法を用いた（西尾 1992）．なお，培養液の組成は，脱窒容量として KNO_3 0.721 g ＋ クロラムフェニコール 0.225 g L^{-1}，脱窒酵素活性として KNO_3 0.721 g ＋ グルコース 1.8 g ＋ クロラムフェニコール 0.225 g L^{-1} の２種類を使用した．

Ⅲ　結果と考察

中島用水および栃木県内主要農業用用水の水質を第 32 表に示した．中島用水の水質は第２章で示した栃木県の主要農業用用水 85 地点の水質平均値と比較して，同一測定項目 15 のうち pH および SS を除くすべての項目で高い値を示した．特に，COD は 6.3±1.0 mg L^{-1} と水稲の生育に影響を及ぼすとされる 10 mg L^{-1}（森川ら 1982）よりは低いが，農業用水水質基準 6 mg L^{-1} を超えていた．T-N は 5.05±1.19 mg L^{-1} と農業用水水質基準 1 mg L^{-1} を超えており，NH_4-N は 1.23±0.80 mg L^{-1} と水稲の生育に影響を及ぼすとされる 2 mg L^{-1}（森川ら 1982）を超えることがあった．T-P も 0.33±0.22 mg L^{-1} と水稲の生育に影響を与えるとされる 0.5 mg L^{-1}（森川ら 1982）を超えることがあった．

調査水田での水稲の収量を第 33 表に示した．調査地域内の多くの水田は取水口から 3 m程度までの水口部で同一ほ場の他の部位に比較して生育初期から草丈が大きく葉色が濃く推移し，成熟期には倒伏がみられた．

当該地域での聞き取り調査によると水稲栽培の対応方法としては，地下水の混合による希釈，耐肥性品種の導入，施肥量の削減，節水かんがいがおこなわれていた．極端な例として水田Ｂでは水口付近を無施肥としていた．

水田Ａは水口部での収量が低下しなかった．これは耐肥性品種月の光の導入および基肥量の削減によるものと考える．水田Ｃは基肥窒素の施用をしない，水田Ｄは追

第32表　中島用水および栃木県内主要農業用用水の水質.

採水地点	pH	EC	COD	T-N	NH_4-N	NO_3-N	SS
		(dS m^{-1})	(mg L^{-1})				
中島用水	7.2±0.1	0.255±0.040	6.3±1.0	5.05±1.19	1.23±0.80	3.03±0.71	9.6±8.1
県内主要農業用用水	7.3±0.3	0.183±0.089	4.2±2.5	2.35±2.09	0.45±1.15	1.54±1.55	10.5±6.8

T-P	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	SO_4^{2-}	Cl^-	SiO_2
(mg L^{-1})							
0.33±0.22	4.4±0.8	45.6±8.5	5.0±1.0	42.3±9.1	40.2±9.1	19.1±3.3	21.9±1.7
0.12±0.22	2.2±1.3	15.6±6.4	3.6±1.8	12.2±9.5	24.4±16.5	13.1±9.2	10.1±3.7

数値は平均値±標準偏差.

県内主要農業用用水の値は 85 地点 1996～98 年の値.

第33表　調査水田での水稲の収量および窒素含有率・吸収量.

区　名		収量 (g m^{-2})			窒素含有率 (%)			窒素吸収量 (g m^{-2})			
		わら	もみ殻	玄米	わら	もみ殻	玄米	わら	もみ殻	玄米	合計
水田A	水口	1100	151	536	0.72	0.67	1.82	6.96	0.89	8.53	16.38
	中央	733	103	438	0.57	0.51	1.81	3.68	0.46	6.94	11.09
水田B	水口	826	117	322	0.77	0.74	1.88	5.59	0.77	5.28	11.63
	中央	582	93	390	0.62	0.41	1.32	3.15	0.33	4.49	7.98
水田C	水口	557	89	278	0.73	0.66	1.56	3.56	0.52	3.79	7.86
	中央	431	91	360	0.63	0.38	1.36	2.39	0.31	4.28	6.98
水田D	水口	701	101	317	0.86	0.65	1.74	5.29	0.58	4.82	10.69
	中央	527	100	401	0.64	0.43	1.41	2.96	0.38	4.94	8.29

区名の水口は，用水の流入口を中心とした半径３m の半円内で水稲が過繁茂となっている区域.

水稲の品種は，水田Aが月の光，水田B，C，Dがコシヒカリ．収量は，乾物重.

肥しないなど，水田Bを含め，当該地域の施肥量は施肥基準に比較して少なかった．中央部での収量は目標値 540 g m^{-2} (栃木県 2006a) を大きく下回った．これらは極端な施肥管理をしたために，土壌およびかんがい水からの養分供給が水稲の養分要求と一致しなかったためと考える.

降水量の影響等により水質の年次変動が大きいことから，水稲栽培の対策としては水田内での迂回かんがいをおこない水口部の水稲で汚濁物質を吸収除去すること (岩崎ら 1998) を基本とし，生育状況に応じて節水かんがい等を組み合わせることが良いと考える．これにより水口部で栄養塩類濃度を低減できるため，他の部分には水稲の養分吸収に適応した施肥管理が可能となる.

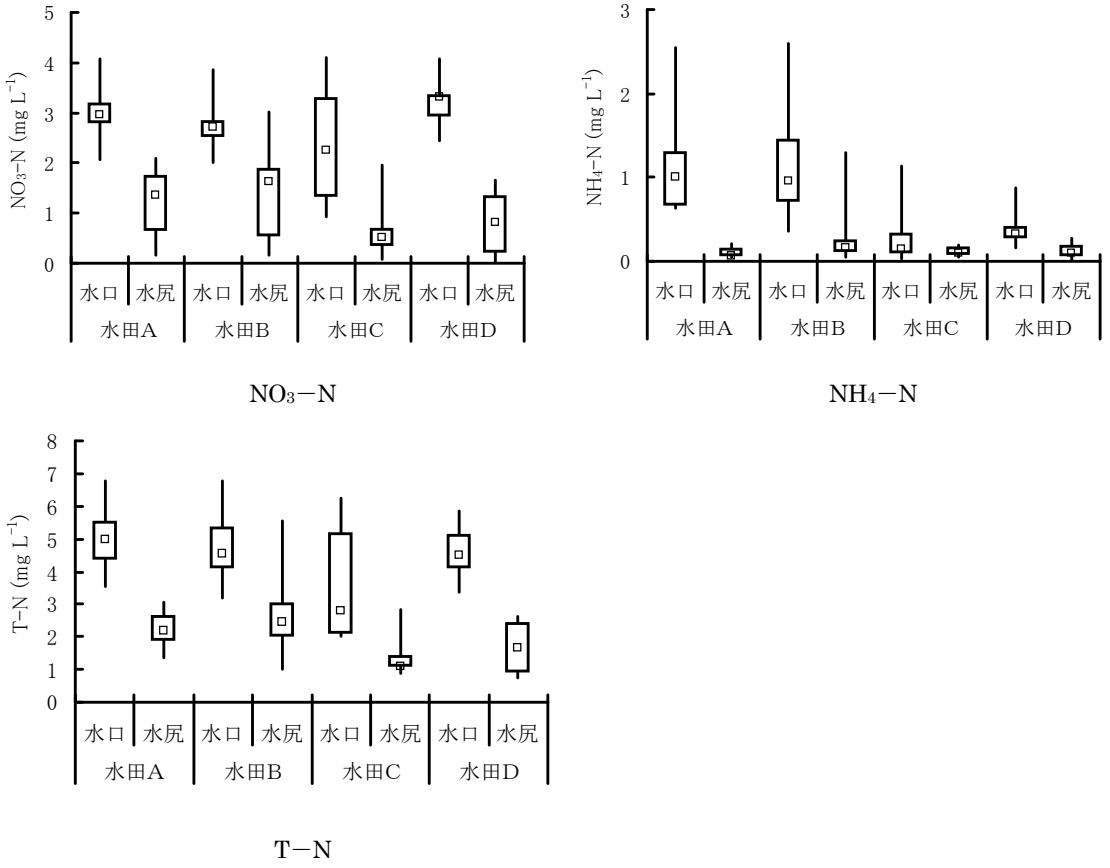
水田の表面流去によるかんがい水の水質変化を NO_3-N，NH_4-N，T-N および COD について第 20 図に示した.

水田に流入する水口の NO_3-N 濃度は，水田A，水田Bおよび水田Dでほぼ同じであり，地下水の混合およびコンクリート製水路の流下による低下効果はなかったが，水田Cではやや低下がすることがあり，土の水路を通過中での脱窒が原因と考える．NO_3-N 濃度は全ての水田で表面を流去することにより低下した.

水田に流入する水口の NH_4-N 濃度は，水田Aおよび水田Bでほぼ同じであり，地下水の混合による低下効果はなかったが，水田Cおよび水田Dでは低下していた．また，全ての水田で表面を流去することによっても低下した．これらは流下過程での酸化等窒素の形態変化および水稲や水生植物の吸収が原因と考えられる．

T-N は水口流入水および水尻流去水とも NO_3-N が多くを占めており，その挙動は NO_3-N と同様の傾向であった．

水田Aおよび水田Dの土壌 pH，Eh および脱窒能力の推移を第 34 表に示した．脱窒容量は窒素換算で水稲移植後 5 日経過した 5 月 13 日がともに 1 mg m^{-2} day^{-1} であったが，19 日経過した 5 月 27 日には水田Aが 55 mg m^{-2} day^{-1}，水田Dが 18 mg m^{-2} day^{-1} となり，最高分げ



第 20 図　水田の表面流去によるかんがい水の水質変化.

第34表　調査水田における土壌pH，Ehおよび脱窒能力の推移.

区名	月/日	pH	Eh (mV)	脱窒容量 (g m^{-2} day^{-1}) + KNO_3	脱窒酵素活性 (g m^{-2} day^{-1}) + KNO_3 + Glucose
水田A	5/13	6.1	99	1	43
	5/27	6.0	5	55	70
	6/15	6.3	−170	120	179
水田D	5/13	5.7	194	1	76
	5/27	5.6	90	18	44
	6/15	6.1	−97	90	142

脱窒容量および脱窒酵素活性の値は窒素換算値.

つ期間近くの6月15日には水田Aが120 mg m^{-2} day^{-1}，水田Dが90 mg m^{-2} day^{-1} と時間の経過に伴い高まった．Ehは時間の経過に伴い低下し，Ehが低いほど脱窒容量が高い傾向にあった．両水田の脱窒容量の値は，栃木県内の他地域水田と比較して高かった（亀和田 2008）．これは流入する NO_3-N 濃度が県内他地域より高く，また土壌中に電子供与体としての有機態炭素がある程度存在するためと推測する．いずれの時期，土壌とも培養液にグルコースを添加することにより脱窒能力が向上した．このことから，両水田とも調査期間中，電子供与体としての有機態炭素の供給量がやや不足しており，有機態炭素を適量供給することにより脱窒能力をさらに向上できる可能がある．しかし，有機態炭素の過剰な溶解による水質汚濁や水稲生育への影響が懸念される．今後，脱窒能力と炭素の形態および量との関係を明らかにする必要がある．

調査対象地域での水稲栽培期間中の 1 ha あたりの窒素収支を試算した．収入としては用水，施肥，有機物の施用，降水および固定によるもの，支出としては排水，水稲吸収，浸透および脱窒によるもの，また土壌への残留が考えられる．

中島用水からの水田への窒素流入量は，用水の窒素濃度および水田への流入水量から 393 kg ha^{-1} となった．施肥窒素量は，水田A～Dの平均値を用い 24 kg ha^{-1} とした．有機物は生わらとし，水田A～Dのわら窒素吸収量の平均値から算出した値に 3/4 を乗じた値を用い 23 kg ha^{-1} とした．なお，3/4 は聞き取り調査から 1/2 の水田は 1/2 のわらを持ち出したと推定した数値である．降水由来窒素量は2004年5月から9月の間，栃木県中央部に降下した NH_4^+ および NO_3^-（栃木県生活環境部環境局環境管理課 2005）を用い 11 kg ha^{-1} とした．排水中窒素量は当地域から流出量から流入量の差より 289 kg ha^{-1} とした．水稲の窒素吸収量は水田A～Dの平均値から算出し 86 kg ha^{-1} とした．浸透は前節で述べた栃木県水田の浸透水中窒素平衡濃度 0.34 mg L^{-1} および水稲1作期間中の浸透水量 1440 mm により 5 kg ha^{-1} とした．

固定および土壌残留がないとすると，収入の合計 451 kg ha^{-1} から支出の合計 380 kg ha^{-1} を差くと－71 kg ha^{-1} となり，その多くが脱窒により消失したと考えられる．

以上，NO_3-N の濃度低下および水田土壌中の脱窒活性の高まり等水質浄化能力を確認できた．水稲の収量および品質の低下を軽減し，かつ水質浄化能力を高める栽培技術および水質浄化能力を評価する手法を確立すれば，水環境の保全と併せ，水田の多面的機能をＰＲし水田農業の重要性の理解促進に役立つと考える．

第3節 まとめ

栃木県の水田が農業用水の水質に及ぼす影響を把握するため，県内の主要水田地域の田川・姿川流域，五行川流域および巴波川流域で，水田を通過することによる流入水の水質変化を，移植 20 日後頃，最高分げつ期頃および出穂期頃の3回，のべ395地点で溶存態栄養塩類等10項目について実態調査をした．水収支に基づき予測される濃度変化の値との比較によって，水田の浄化能力を評価した結果，浄化できる元素は窒素のみで，他の項目に対しては浄化能力を持たず，Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, Cl^- および SO_4^{2-} は，肥料の副成分や堆肥などの各種有機質資材から持ち込まれる量が水稲による吸収量を上回るため，水田外に流出しているものと推測した．

水質汚濁の進んだ用水を利用する水田地域において調査をした．水口付近でかんがい水に含まれる高濃度の窒素が原因と考えられる水稲の生育異常がみられた．かんがい水の水質および不適切な施肥量の削減により，地域全体の水稲収量は低く，対策として迂回かんがいによる水口部での水質浄化と適切な施肥が必要と考えた．本調査地域の水田土壌の脱窒能力は栃木県内他地域と比較して高かった．また，本調査地域内で ha あたり 71 kg の窒素が消失していると試算し，その主な原因を水田土壌の脱窒作用であると推測した．

第8章　総合考察

栃木県内の農業用水の水質実態を把握するために主要農業用用水 85 地点および農業用排水 6 地点の水質を 1996～1998 年，農業用地下水 25 地点の水質を 1993～1995 年の 3 年間にわたり水稲栽培期間を中心に調査した．また，調査地が同一である農業用用水 53 地点については，10 年前と水質を比較した．

栃木県内全域にわたり，このよう多くの地点について経時的に農業用用水の水質調査したのは初めてである．農業用用水の水質は，おおむね良好であり，他県の農業用用水に比較して良好であった．また，10 年前と比較して栄養塩類の濃度は低下する傾向にあり，特に T-N で顕著であった．これらのことから，栃木県全体の水稲栽培技術指針の作成に際して，かんがい水の水質を考慮する必要性は低いと考えられた．水稲用かんがい水の水質汚濁が著しい場合は，対応策として耐肥性品種の導入，施肥量の調整，節水かんがい（千葉県 1990）や水田内での迂回かんがい（岩崎ら 1998）が提案されている．栃木県南部および西部の水質汚濁の著しい地点では，個別に水田の水口周辺での減肥や節水かんがい等の対策をとる必要がある．特に，迂回かんがいによる水口部での水質浄化と適切な施肥が有効と考えた．

農業用地下水 25 地点の水質は，作物の生育に影響をおよぼすほど汚濁の進んだ地点はなかった．しかし，県内有数の畑作地帯である県南部の壬生台地で NO_3-N は環境基準値 10 mg L^{-1} を満たしていたが高い値を示した．

農業域における水質汚濁の主な要因は，畑地での過剰施肥，家庭雑排水の混入および家畜排せつ物の不適切な処理の３つが考えられる．この点から本研究の結果をまとめると以下のようになる．南部畑作地帯で環境基準以下であるが地下水の NO_3-N 濃度が高い地域があり，過剰な施肥が影響していると考えられた．県北部に国内有数の酪農地域があり，排せつ物等による水質汚濁が懸念されたが水質は保全されていた．県南部および西部の都市下流域で農業用水の汚濁がみられ，生活雑排水の影響が懸念された．

つぎに，これら水質汚濁の現状，原因の解明およびその対策についてそれぞれ考えてみる．

南部畑作地域については過剰施肥され栽培されることが多いユウガオを対象に検討する．ユウガオは多肥栽培した場合，標準栽培（栃木県 1996b）に比較して増収効果はほとんどなく経済的なメリットはなかった．また，窒素の溶脱割合が高くなり地下水の NO_3-N 汚染の危険性を高めた．過剰な施肥は資源を無駄にするだけでなく環境への負荷を増大させる．

本研究では地下水の NO_3-N 濃度は環境基準値 10 mg L^{-1} を超える地点はなかった．しかし，この地域は栃木県内の他地域に比べ NO_3-N 濃度が高く，また $\delta^{15}N$ 値から化学肥料由来窒素の影響を大きく受けていると推察されたことから，ユウガオへの過剰施肥の影響も否定できない．

本調査地域を含め栃木県内で地下水の NO_3-N による汚染は問題となっていないが，過剰施肥を続けることにより地下水の NO_3-N 濃度が環境基準値を超えることも起こりうる．作物ごとに施肥基準に基づいた施肥管理が望まれる．

地下水水質は直上だけでなく広い範囲の土壌管理の影響を受けているため，地下水水質を保全するには地域全体の肥培管理を適切におこなわなければならない．また，地上での施肥が地下水に影響を及ぼすまでには長い時間を要するため，長期間を視野に入れた施肥管理が重要である．

作物の収量および品質を低下させず，かつ環境負荷を低減させるには施肥肥料の利用率を向上させる必要があり，例として肥効調節型肥料の利用（酒田ら 1995，松丸 1997，永田ら 2001），局所施肥やマルチ被覆などがある．また，堆肥に含まれている肥料成分を適切に評価して施肥設計をおこない過剰施肥を防ぐよう指導がされている（栃木県 2006a）

農業は本来，物質循環機能を利用し環境に最も調和した産業のひとつである．しかし，多肥集約農業を進めた結果，窒素過剰や微量要素の欠乏など養分バランスが不均衡になるとともに肥料成分の流失など環境負荷が起きている．現在の人口を維持する食料生産のためには，肥料の役割は重要であり，必要不可欠である．適切な肥培管理を行い，余分な成分の系外への排出をできるだけ減らした持続可能な農業を進める必要がある．

養牛地域での家畜による河川水水質への影響が報告されており（志村・田渕 1997），栃木県でも北部酪農地域での水質汚濁が懸念されたが，本研究では農業用水の水質は保全されていた．しかし，家畜排せつ物による窒素成分に偏りがあり，窒素換算で 300 kg ha^{-1} を超える高濃度の地域がみられた（関東農政局宇都宮統計・情報センター 2006）．家畜ふんは，国内で年間約 9700 万ｔ産出すると推定されている（原田 1997）．また，栃木県においても年間約 298 万ｔ，1 日約 8200 ｔと推定され（栃木県農政部畜産振興課 2008），産業廃棄物の多くを占めている（環境庁 1997，栃木県 1996a）．

家畜ふんは肥料成分を多く含み，1995 年度に国内で発

生した家畜ふんには，原田（1997）の試算によると窒素が約76万ｔ，リンが約12万ｔ含まれていたことになる．これは化学肥料として国内で1年間に消費される窒素約59万ｔ，リン約31万ｔ（農林水産省肥料機械課 1997）と比較しても膨大な量であり，その有効利用を進めなければならない．家畜ふんの適切な処理を怠ると重大な環境問題になりかねない．

畜産に起因する環境汚染問題の発生状況は，総発生件数は2520件（1995年）で，1973年の11676件をピークに年々減少している（農林統計協会 1996）．しかし，いずれの畜種においても経営の大規模化が進んでいる（農林水産省統計情報部 1992）ため，農家戸数あたりの環境汚染問題発生率は逆に増加しており，個々の農家にとっての状況は深刻さを増している．特に，ふんの局所大量投棄等を原因とする水質汚濁は，人目につかないところで進行する恐れがあり注意を要する．家畜ふん処理施設の整備および適切な利用が必要である．

経営規模拡大の一方で小規模層を中心とした飼養戸数の減少がある．養豚農家の場合その理由として，経営の行き先不安，後継者不足と並び環境問題の発生があげられている（農林統計協会 1996）．今後，環境問題を考慮した畜産経営が益々重要となる．それぞれの畜産農家が，その経営状況に応じてふんの処理方法を選べるために，多様な処理方法の開発が必要である．

そこでまず，豚ぷんを対象に生石灰処理法を開発した．粒状豚ぷん肥料は，窒素約1%，アルカリ分約50%を含み土壌酸性矯正効果と窒素効果をもち，畑作物主に露地野菜への施用ができる．土壌環境基礎調査によると，栃木県内の野菜畑および飼料畑の土壌pHの平均値は，経年的に適正範囲で推移しているが，一部地点では大きく下回り（亀和田ら 1990），石灰質肥料の施用が必要である．また，石灰質肥料を施用しないほ場もあり，土壌pH矯正および維持の面で粒状豚ぷん肥料を受け入れる耕地は広く存在する．

豚ぷん（水分75%）1000 kgから粒状豚ぷん肥料は約850kg製造され減容率は小さい．苦土炭カル施用量1000 kg ha^{-1} の露地野菜を想定すると，アルカリ分35%の粒状豚ぷん肥料の施用量は1570 kg ha^{-1} である．肥育豚500頭規模の場合，毎日ふん約1000 kgを産出するため，年間に約200 haの面積を必要とし，大規模養豚経営への生石灰処理法の導入は難しい．しかし，生石灰処理法は小面積で済むことや臭いの問題がなくなることから，混住化の進んだ地域での利用，また，施設導入および運転コストが低いこと（宮崎・大村 1997）から，ふん処理に経費をかけられない中小規模の畜産農家での導入が考えられる．

粒状豚ぷん肥料製造中に発生するアンモニアガスおよび舞い上がる石灰の粉塵は，ヤシ殻にリン酸液を含浸させたもので同時に捕集できた．この方法で悪臭及び粉塵の系外への排出を防止できる．また，使用後はリン酸アンモニウムを含んだ有機物として農地還元が可能と考えられる．豚ぷん中の窒素は堆肥化中に10数%が消失するが（青山・熊田 1982），数か月と長期にわたるため，その捕集は難しくほとんど行なわれていない．したがって，製造中のアンモニアガスによる環境負荷は，堆肥化に比べて生石灰処理法のほうがはるかに少ない．

つぎに，豚ぷんおよび牛ふんを原料に成分を調整し成型した肥料を製造する（成分調整成型肥料化）方法を開発した．この肥料化方法により，毎日発生する家畜ふんを短時間で目的の成分に調整し，減量化して利用時期まで保管できた．乾燥家畜ふんの水分および成分含有量を定期的に把握すれば，均質の肥料を安定して製造でき成分を保証することが可能であった．また，有害成分含有量および大腸菌群数が低く，しかも市販の有機入り肥料と同等の肥効を有する肥料を製造できた．肥料の添加量を変えることにより，目的にあう成分を含有する肥料の製造も可能であった．乾燥豚ぷんまたは乾燥牛ふん単独でも，また堆肥化したものであっても成型できた．このことから配合肥料の原料にすることもできると考えられる．このように成分調整成型肥料化法は汎用性があり，様々な場面での適応が可能である．成分調整成型肥料化法では原料の水分が多く，また乾燥工程で熱源に重油を用いているが，ゴミ焼却場に併設し余剰熱などを利用することにより製造コストを削減できると考える．

基肥として豚ぷん肥料を，追肥として慣行の化学肥料を施用して水稲を栽培した場合，慣行栽培と同等の収量および品質となった．また，化学肥料の窒素成分量を慣行栽培の50%削減できる可能性があった．

豚の飼料には成長促進のため一定量のCu，Znが添加されており，豚ぷんには飼料の4倍に濃縮された高濃度のCu，Znが含まれる（磯部・関本 1999）また，豚ぷん堆肥を多量施用した場合，土壌中に含まれる銅および亜鉛濃度が高まる報告（加治ら 1990）がある．このため，豚ぷん肥料施用による土壌へのCuおよびZnの負荷量について考える．本試験で用いた肥料のCuおよびZn濃度は測定していないため，磯部・関本（1999）の報告した栃木県における豚ぷんの含有率の平均値Cu 135 mg kg^{-1}，Zn 471 mg kg^{-1} をもとに試算する．試作肥料「豚ぷん肥料84」の場合，製造過程で69%に希釈され，また，水稲栽培の基肥として2080 kg ha^{-1} 施用しており，

Cu が 0.195 kg ha^{-1}，Zn が 0.680 kg ha^{-1} 土壌に負荷されたことになる．この値は，磯部・関本（1999）が試算した豚ぷん堆肥施用による負荷量の平均値 Cu 2.2 kg ha^{-1}，Zn 5.2 kg ha^{-1} に比べはるかに小さい．Ogiyama ら（2005）は，年間負荷量が Cu 17 kg ha^{-1}，Zn 40 kg ha^{-1} の豚ぷん堆肥を 5 年間連用すると土壌中の Cu，Zn 含量が増加したが，年間負荷量が Cu 2.7 kg ha^{-1}，Zn 10.4 kg ha^{-1} の牛ふん堆肥の場合 5 年間連用しても土壌への影響がなかったとしている．このことから，水稲栽培の基肥として豚ぷん肥料を連用しても土壌への影響は少ないと考えられる．

特殊肥料である「家畜ふん」に普通肥料である「化学肥料」を混合して製造した肥料は，肥料取締法に該当する規格がなく現状では流通できない．そのため，本研究結果をもとに栃木県農業試験場が公定規格改正を申請している．生ゴミでも利用促進のため，乾燥物に尿素を添加し成型する取り組みがされている（後藤 2007）．安全性が確認された有機性廃棄物の農耕地での利用が促進することを望む．入手が容易な化学肥料を用い成分を調整して成型し，短時間で肥料化でき，また一度の施用で有機物と化学肥料が同時に供給でき栽培作業の省力が図れる．この成分調整成型肥料化法が，家畜ふんの農耕地での利用方法のひとつとして利用促進につながることを期待する．

一方，家畜ふんの適切な利用を促進するために，家畜ふん堆肥の成分特性と肥料的効果を考慮した施肥量を示すシステムの確立（牛尾ら 2004）や環境に配慮した酪農のためのふん尿利用計画支援ソフトウエアの開発（松中ら 2009）がされた．また，豚尿からリンを回収する技術が確立された（鈴木 2007）．いずれにしても，畜産および耕種農家がそれぞれの経営にあった方法により家畜排せつ物を適切に処理あるいは利用し，水質が保全されることを望む．

本研究では生活雑排水によると考えられる農業用水の水質汚濁は都市下流域だけであり，農村地域では水質への影響がみられなかった．農村地域では生活雑排水によると考えられる水質汚濁地域を中心に農集排施設の導入が進められた効果であると考える．農集排汚泥については，生石灰処理法により粒状肥料化できた．また，栽培試験により土壌酸性矯正資材として利用できることを確認した．微量要素や有機物を含んでおり炭酸カルシウムよりも付加価値があると考える．

下水汚泥堆肥の連用により土壌への重金属，特に Zn，Cu の蓄積が指摘されている（後藤ら 1997，井上・白井 1995）．本研究で開発した粒状汚泥肥料の場合，生石灰の添加により重金属が希釈されること，施用量が例えば黒ボク土壌の畑地では 1000～2000 kg ha^{-1} と制限があることにより，下水汚泥堆肥の施用の場合より重金属汚染の可能性ははるかに低い．

生石灰処理法およびアンモニアガス捕集方法の原理を利用した農集排汚泥の自動肥料化装置を機械メーカーと共同で開発した．自動肥料化装置は栃木県内の 6 施設で稼働しており，いずれも製造物は肥料登録され地域住民等により利用されている．

我が国は肥料原料のほとんどを輸入に頼っている．世界需要の増大や資源枯渇の懸念から，また循環型社会の形成からも家畜排せつ物や農集排汚泥など地域から発生する資源を地域内で利用することは望ましい．

これまで水田での食料生産およびそれを守る方法について述べてきた．しかし，水田は食料生産以外に，水質浄化，水源の涵養，土壌浸食防止，洪水防止および生物多様性の保全などの機能をもち高い評価がされている．水田農業が盛んな栃木県は水田かんがい水として年間約 22 億 m^3 もの莫大な水を使用しており（栃木県企画部資源対策室 2006），その多くは利用後河川にもどるため，農業用水が河川水等環境へ与える影響は大きい．特に栃木県は河川の上流部に位置することから極めて重要である．そこで，最後に水田の環境保全機能のひとつである水質浄化能力について検討した．

栃木県内の主要水田地域において，溶存態栄養塩類 10 項目について水田を通過することによる濃度変化の値と水収支に基づき予測される濃度変化の値との比較によって水田の浄化能力を評価した結果，浄化できる元素は窒素だけであった．他の項目に対しては浄化能力を持たず，Ca^{2+}，Mg^{2+}，Na^{+}，Cl^{-} および SO_4^{2-} は，肥料の副成分や堆肥などの各種有機質資材から持ち込まれる量が水稲による吸収量を上回るため，水田外に流出しているものと推測した．

また，水質汚濁の進んだ用水を利用する水田地域における水田土壌の脱窒能力は，栃木県内の他地域と比較して高かった．水質汚濁や水稲生育への影響の懸念はあるが，有機態炭素を適量供給することにより脱窒能力を向上できると考えられた．さらに，当調査地域内では ha あたり 71 kg の窒素が消失していると試算し，その主な原因を水田土壌の脱窒作用であると推測した．

これらのことから，水田の水質浄化機能は窒素について明らかなことを確認した．しかし，従前から指摘されてきた代かき，移植期のかけ流しによる水質汚濁については，本研究でも農業用排水の栄養塩類濃度が代かき期に高まることを確認した．今後，脱窒能力を制御する手

法の確立および水質負荷を軽減する施肥および水管理の徹底が望まれる．

水田は安全な食料を安定して生産する場所であると同時に，環境保全機能を有する場所であると評価し，さらに環境保全機能を強化することが重要である．環境保全機能を分かりやすく適切に公表することにより，多くのひとが水田を中心とした農業を理解することにつながると考える．

以上，本研究では栃木県の農業用水および農業用地下水の水質実態がおおむね良好であることを明らかにし，農業域における水質汚濁の主な要因の対策として，畑地での適正施肥の重要性を指摘し，家畜ふんおよび農集排汚泥の肥料化技術を開発し，その作物生産への応用をおこない，さらに水田の脱窒による水質浄化機能を評価した．これらの知見により栃木県の水環境保全と循環型社会の構築，および風土に適合した水田農業のさらなる発展を願う．

謝 辞

本研究をとりまとめるにあたり，懇切丁寧なご指導を賜りました宇都宮大学農学部 吉田智彦教授に心から感謝申し上げます．

本論文のご校閲を賜りました東京農工大学農学部 平澤正教授，茨城大学農学部 新田洋司教授，宇都宮大学農学部 和田義春准教授，同 平井英明准教授には心より厚く御礼申し上げます．

本研究の遂行にあたり，多大なるご指導をいただきました栃木県農業試験場元環境技術部長 大村裕顕氏，元環境保全研究室長 亀和田國彦博士（現栃木県農業環境指導センター）に深く感謝申し上げます．環境保全研究室でともに研究に携わり，多大なご尽力をいただいた岩崎慎也氏（現塩谷農業振興事務所），関和孝博氏（現栃木県農業大学校），齋藤匡彦博士をはじめ職員の皆様に感謝申し上げます．

本研究で農業集落排水汚泥自動肥料化装置の開発と実用化および家畜ふん肥料化装置の試作にご尽力いただいた古河機械金属株式会社元参事 倉知孝雄氏，阿部保雄氏（現古河機械システムズ）に感謝の意を表します．

本研究のとりまとめにあたり，ご支援をいただきました栃木県農業試験場企画情報室長 小林俊一博士ならびにご理解いただきました栃木県農業大学校校長をはじめ職員に御礼申し上げます．

最後に，理解し支えてくれた妻と息子に感謝します．

引用文献

青山正和・熊田恭一 1982. コンポストの腐熟過程における窒素形態変化能の推移. 土肥誌 53：142－148.

千葉県 1990. 農林公害ハンドブック（改訂版）. 千葉県農林部農業改良課. 千葉県, 千葉. 113－114.

畜産環境技術研究所 2005. 堆肥の品質実態調査報告書. 畜産環境整備機構, 東京. 1－52.

土壌標準分析・測定法委員会 1986. 土壌標準分析・測定法. 博友社, 東京. 70－71, 77－94.

藤井弘志・安藤豊・松田裕之・柴田康志・森静香・小南力・長谷川愿 1998. 追肥時期および遮光処理による穎花生産効率の変化とそれが精米中のタンパク質含有率に及ぼす影響. 土肥誌 69：463－469.

藤井國博・岡本玲子・山口武則・大嶋秀雄・大政謙次・柴野和夫 1997. 農村地域における地下水の水質に関する調査データ. 農環研資料 20. 農環研, つくば. 1－329.

藤原俊六郎 2000. 肥料検定法に基づく栽培試験法. 堆肥等有機物分析法. 日本土壌協会, 東京. 216－217.

古河機械金属 2003. 石灰処理による汚泥肥料化装置. 産業機械 633：64－67.

Gong Chun-Ming・越田淳一・森山典子・王暁丹・有働武三・井上興一・染谷孝 2005. 種々の堆肥中における大腸菌群等の生残. 土肥誌 76：865－874.

後藤逸男 2007. 生ごみ乾燥物を原料とする肥料とその使い方. 肥料・土つくり資材大事典. 農文協, 東京. 717－723.

後藤茂子・茅野充男・山岸順子・熊澤喜久雄 1997. 下水汚泥コンポストの長期連用に伴う重金属の土壌への集積. 土肥誌 68：156－162.

酘島雅之・日高伸・相崎万裕美・高橋武子・山口幹周 1999. 埼玉県における灌漑水の水質実態調査－1982～1996 年－. 埼玉農試研報 51：18－31.

原正之 1998. 家畜ふん堆肥の成型技術と施肥技術の動向. 農業技術 53：468－472.

原正之・石川裕一・古市幸生 2003a. 単軸エキストルーダーを用いた豚ぷんのペレット堆肥の製造条件とハンドリング改善効果. 土肥誌 74：1－7.

原正之・石川裕一・小畑仁 2003b. 豚ぷんのペレット堆肥の畑土壌中における肥料成分の溶出特性. 土肥誌 74：453－458.

原田靖生 1997. 家畜ふん尿の環境保全的循環システムへの展望. 平成８年度家畜ふん尿処理利用研究会報告書：1-6.

長谷川清善・奥村茂夫・小林正幸・中村稔 1985. 茶園・水田連鎖地形における富栄養化成分の行動. 滋賀農試研報 26：34－41.

日高伸 1995. 環境保全型農業と水田の水質浄化機能 (2) 水田保全の意義. 農業技術 50：448－451.

平山力・酒井一 1985. 水田からの肥料成分の流出とその対策. 第 1 報 水田からの肥料成分の流出. 茨城農試研報 25：133－145.

平山力 1986. 農業用水水質の地域特性. 茨城農試研報 26：209－216.

廣畑昌章・小笹康人・松崎達哉・藤田一城・松岡良三・渡辺征紀 1999. 熊本県U町の硝酸性窒素による地下水汚染機構. 地下水誌 41：291－306.

檜山哲也・鈴木裕一 1991. 那須野原における地下水－特に水質の空間的変化と季節的変化について－. ハイドロロジー 21：143－154.

本庄一雄 1971. 米のタンパク含量に関する研究 第 2 報 施肥条件のちがいが玄米のタンパク質含有率およびタンパク質総量に及ぼす影響. 日作紀 40：190－196.

Humborg, C., V.Ittekkot, A. Cociasu and B. Bodungen 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. Nature 368：385－388.

井上恵子・庄籠徹也 1991. 福岡県における農業用水の水質. 土肥誌 62：577－583.

井上恒久・白井一則 1995. 石灰質汚泥コンポストを連用した鉱質土壌畑における重金属の動態. 再生と利用 66：29－34.

石塚正秀・紺野雅代・井伊博行・平田健正 2004. 溶存ケイ素に着目した紀ノ川流域における水質特性. 水工学論集 48：1483－1488.

石山英光・山下滋貴・井上尊尋 1984. 家畜ふん尿の生石灰添加処理. 福岡農総試研報 C-3：85－90.

磯部等・関本均 1999. 栃木県における豚用飼料, 豚ぷんおよび豚ぷん堆肥の重金属含量の実態. 土肥誌 70：39－44.

糸川修司 1997. 施設畑における施肥窒素の挙動と地下水の硝酸態窒素濃度. 土肥誌 68：327－330.

伊藤信 1985. 水田の水浄化能に関する研究－特に水田表面における溶存窒素とリンの濃度的・量的変化について－. 農研センター研報 5：119－145.

岩崎慎也・森聖二・関和孝博・大村裕顕 1998. 水田による生活排水の水質浄化. 栃木農試研報 47：17－28.

岩崎慎也・宮崎成生・森聖二・大村裕顕 2001. 農業集落排水汚泥の粒状肥料化とその肥効. 土肥誌 72:444

－448.
加治俊幸・池田健一郎・草水崇 1990. 各種家畜ふんの連用が作物の収量，土壌の化学性に及ぼす影響. 鹿児島農試研報 18：33－50.
亀和田國彦・小川昭夫・吉沢　崇・植木与四郎 1990. 近年の農耕地土壌の主要な性質の変化. 栃木農試研報 37：115-132.
亀和田國彦 1995. 黒ボク土露地畑での硝酸イオンの周年的垂直移動. 栃木農試研報 43：19－34.
亀和田國彦・岩崎秀穂・柴田和幸・鈴木智久・鈴木康夫・印南一憲 2000. 農耕地土壌の化学性の変化および化学性を性格付ける因子と土壌管理の影響. 栃木農試研報 49：25－32.
亀和田國彦 2008. 各種土壌の水田条件下での脱窒能力. 栃木農試研報 63：27－34.
金木亮一・矢部勝彦・小谷廣道・岩間憲治 2001. 田面水の窒素・リン濃度に及ぼす代かき，施肥および土壌の種類の影響. 土肥誌 73：125－133.
金子文宜・森川昌記・高崎強　1991. 千葉県の農業用河川における水質の実態と推移. 千葉農試研報 32：55－63.
環境省水環境部地下水・地盤環境室 2002. 硝酸性窒素による地下水汚染対策の手引き. 公害研究対策センター, 東京. 6－16.
環境庁 1997. 平成 9 年版環境白書各論. 大蔵省印刷局, 東京. 136.
環境庁 2000. 平成 12 年版環境白書. ぎょうせい, 東京. 425－429.
関東農政局宇都宮統計・情報センター 2006. 栃木県の食料農業農村の動き. 関東農政局宇都宮統計・情報センター, 宇都宮. 49.
猪野誠・屋敷隆士 1987. ジャガイモ亀の甲症の発生に及ぼす気象及び土壌環境の影響. 千葉農試研報 28：97－107.
河川環境管理財団 2005. 河川と栄養塩類. 技報堂出版, 東京. 16－24.
糟谷真宏・小竹美恵子・寺井久慈・松尾敬子・豊田一郎 1994. 愛知県の農耕地および農村集落における地下水中硝酸イオン濃度とその支配因子. 水環境誌 17：578－586.
糟谷真宏・小竹美恵子 1997. 地下水かんがいに由来する硝酸態窒素の水田による除去. 土肥誌 68：651－658.
加納正敏・豊島浩一・大橋秀一・増田達明・田中明・福留豊・藤本栄一 1997. 家畜ふん堆肥のブランド及び成型技術. 愛知農総試研報 29：299－304.
加藤英孝 2009. 硝酸性窒素の地下水到着時間の面的予測. 第 26 回土・水研究会資料. 農環研, つくば. 29－32.
加藤秀正・星野幸一・藤沢徹 1989. 栃木県下の畑土壌の養分の動向　かんぴょう畑の調査とその問題点. 宇大農学部学術報告 14：71－78.
川野組男・実吉弘文・福元守衛 1983. 家畜ふん尿の乾燥発酵に関する研究. 鹿児島畜試研報 15：189－202.
国土交通省土地・水資源局水資源部 2008. 平成 20 年版日本の水資源について. 佐伯印刷, 大分. 75－76.
近藤洋正・田瀬則雄・平田健正 1997. 沖縄県宮古島における地下水中の硝酸性窒素の窒素安定同位体比について. 地下水誌 39：1－15.
近藤正・三沢真一・豊田勝 1993. 代かき田植時期の N,P 成分の流出特性について. 農土論集 170：147－155.
小菅伸郎・石垣幸三・中島田誠・渡部育夫・仁科次雄 1987. 茶園における窒素，リンの発生負荷軽減について. 野茶試研報 B1：23－44.
熊谷勝巳・富樫正博・上野正夫・田中伸幸 1994. 米粗蛋白質含量の年次及び地域変動と追肥窒素の影響. 山形農試研報 28：69－80.
熊谷勝巳・今野陽一・黒田潤・上野正夫 1998. 山形県における農業用水のケイ酸濃度. 土肥誌 69：636－637.
熊沢喜久雄 1999. 地下水の硝酸態窒素汚染の現況. 土肥誌 70：207－213.
桑名建夫・直原毅・砂野正・清水克彦・大谷良逸 1990. 1986 年から 1988 年にかけての県下主要利水地点における農業用水の水質. 兵庫中農技研報 38：109－116.
松丸恒夫 1997. 被覆肥料利用による畑地からの肥料窒素溶脱抑制. 土肥誌 68：:430－434.
松元順 1999. 畜産集中地域における家畜ふん尿処理・利用の現状と展望. 土肥誌 70：487－492.
松元順 2000. 窒素無機化量の測定. 堆肥等有機物分析法. 日本土壌協会, 東京. 45－48.
松中照夫・三枝俊哉・佐々木寛幸・松本武彦・神山和則・古館明洋・三浦周 2009. 環境に配慮した酪農のためのふん尿利用計画支援ソフトウエア「AMAFE」. 土肥誌 80：177－182.
Matsuoka, K., N. Moritsuka, T. Masunaga, K. Matsui and T. Wakatsuki 2006. Effect of heating treatments on nitrogen mineralization from sewage sludge. Soil Sci. Plant Nutr. 52：519－527.
宮崎成生・青木一郎・鈴木聡 1994. 栃木県における農

業用水の水質実態. 栃木農試研報 42：35－44.
宮崎成生・大村裕顕 1997. 生石灰処理による豚ぷんの粒状肥料化（第 1 報）製造方法及び製品の性質. 栃木農試研報 46：19－28.
宮崎成生・亀和田國彦・岩崎慎也 2005. 水田を通過する農業用水の水質変化. 栃木農試研報 55：45－55.
宮﨑成生・吉田智彦 2007. 家畜ふんを原料とした成分調整・成型肥料の特性および葉菜類への施用. 日作紀 76：555－561.
宮﨑成生・関和孝博・吉田智彦 2009. 栃木県における農業用水の水質実態およびその経年変化. 日作紀 78：234－241.
宮﨑成生・齋藤匡彦・高橋行継・吉田智彦 2010. 成分調整・成型豚ぷん肥料の水稲への施用効果. 日作紀 79：198－204.
宮﨑成生・高橋行継・吉田智彦 2010. ユウガオへの多量施肥が収量，地下水に及ぼす影響. 日作紀 79：255－260.
水田一枝・角重和浩・平野稔彦 2001a. 福岡県における農業用水の水質とその経年変化. 日作紀 70：255－260.
水田一枝 2001b. 灌漑水による水田への N，P，K の流入量. 日作紀 70：595―598.
水田一枝・角重和浩・茨木俊行・平野俊彦 2003. 福岡県南部における筑後川及び矢部川を主水源としたクリークの水質. 日作紀 72：93―99.
水谷正一 1982. 高橋裕編. 水のはなしⅢ. 技報堂出版，東京. 113－118.
森川昌記・松丸恒夫・高橋強・松岡義浩 1982. 水質汚濁が稲作に及ぼす影響. 第 1 報　汚濁物質濃度と稲作の関係. 千葉農試研報 23：83-89.
森川昌記・松岡義浩 1984. 水質汚濁が水稲に及ぼす影響. 第 2 報 水田における汚濁成分の動態. 千葉農試研報 25：137－144.
Moritsuka, N., K. Matsuoka, S. Mastumoto, T. Masunaga, K. Matsui and T. Wakatsuki, 2006. Effect of the application of heated sewage sludge soil nutrient supply to plants. Soil Sci. Plant Nutr. 52：528－539.
永田茂穂・清本なぎさ・長友誠・久米隆志 2001. 被覆尿素の利用と施肥位置改善による露地野菜の省施肥技術. 土肥誌 72：283－286.
中山保・斎藤武衛 1960. かんぴょうの栽培法に関する研究（第 1 報）. 栃木農試研報 3：59－65.
中山保 1962. かんぴょうについての研究. 栃木農試南河内分場特別研報 2：1－34.
日本学術会議 2001. 地球環境・人間生活にかかわる農業及び森林の多面的な機能の評価について（答申）. 20.
日本工業標準調査会 1986a. 工場排水試験法 JIS K0102，日本規格協会，東京. 1－196.
日本工業標準調査会 1986b. 工場用水試験法 JIS K0101，日本規格協会，東京. 191－192.
日本農業集落排水協会 2000. 農業集落排水汚泥と農地還元について. 第 9 回農業集落排水研修会資料.
日本農薬学会 2000. 衛生試験法・注解 2000. 金原出版，東京. 50－53, 68－73.
西尾道徳・藤原俊六郎・菅家文左衛門 1988. 有機物をどう使いこなすか. 農文協，東京. 80－82.
西尾隆 1992. 土壌微生物研究会編. 土壌微生物実験法. 養賢堂，東京. 215－222.
西沢良一・中田均・勝木依正 1979. 機械移植水稲の効率的施肥法に関する研究. 滋賀農試研報 21：1－20.
新良力也・渥美和彦・宮地直道 2005. 静岡県牧ノ原台地の茶園地帯における硝酸性窒素の流出量と水田による除去の可能性. 土肥誌 76：901－904.
農林水産省畜産局畜産経営課 1993. 平成 5 年度畜産経営の動向. 中央畜産会. 212－229.
農林水産省肥料機械課 1997. ポケット肥料要覧. 農林統計協会，東京. 9, 70.
農林水産省経済局統計情報部 1991. 世界農林業センサス第 1 巻栃木県統計（農業）. 農林統計協会，東京. 272－293.
農林水産省構造改善局計画部資源課農村環境保全室 1992. 農業用地下水の水質の実態（農業用地下水の水質調査結果の取りまとめ）. 14.
農林水産省農業環境技術研究所 1987. 肥料分析法. 日本肥糧検定協会，東京. 3－132.
農林水産省農村振興局資源課 2003. 農業用地下水の実態－第 4 回農業用地下水利用実態調査の概要－. 1－28.
農林水産省統計部 2006. 平成 17 年生産農業所得統計. 農林統計協会，東京. 7－9.
農林水産省統計情報部 1992. 畜産統計. 農林統計協会，東京. 8－20.
農林統計協会 1996. 平成 8 年度図説農業白書. 農林統計協会，東京. 156-159, 199-201.
小川吉雄・酒井一 1984. 畑地から水田へ流入した硝酸態窒素の動向. 土肥誌 55：533－538.
小川吉雄・酒井一 1985. 水田における窒素除去能の解明. 土肥誌 56：1－9.

小川吉雄 1998. 地形連鎖を活用した地域の水質浄化. 農及園 73：225－229.

Ogiyama, S., K. Sakamoto, H. Suzuki, S. Ushio, T. Anzai and K. Inubushi 2005. Accumulation of zinc and copper in an arable field after manure applications. Soil Sci. Plant Nutr. 51：801－808.

大橋真人・田瀬則雄・檜山哲也・鈴木裕一 1994. 那須野原における地下水中の硝酸イオン濃度の時空間変動についてー. ハイドロロジー 24：221－232.

大森誉紀・谷泉忠幸・山竹定雄・宇高有美・山崎康男 2004. サトイモ栽培地域における硝酸性窒素による地下水汚染原因の推定. 愛媛農試研報 38：34－40.

小沢一夫 1991. 農耕地の水質保全と有効利用に関する研究. 第１報　福島県内における農業用水の水質実態. 福島農試研報 30：37－46.

朴光来・山本洋司・日高伸・加藤茂・熊沢喜久雄 1995. 埼玉県における露地野菜畑土壌からの浸透水中の NO_3-N 濃度と $\delta^{15}N$ 値. 土肥誌 66：146－154.

朴光来・日高伸・熊沢喜久雄 1998. 埼玉県櫛引台地の湧水により灌漑されている水田表面水の硝酸態窒素濃度および $\delta^{15}N$ 値の変化. 土肥誌 69：287－292.

酒田直克・山本一夫・中原秀雄・丸本卓哉 1995. 被覆肥料窒素の土壌中での挙動. 土肥誌 66：253－258.

作物分析法委員会 1975. 栄養診断のための栽培植物分析測定法. 養賢堂, 東京. 64－67.

佐藤紀男・田口明広 2000. 福島県の灰色低地土水田における代かき後の田面水の水質変化. 土肥誌 71：866－873.

清野豁 1990. 気候的植物生産力モデルと土壌物理性. 土壌の物理性 61：11－18.

志村もと子・田渕俊雄 1997. 養牛地域における畜産と河川水窒素濃度との関係. 農土論集 189：45－50.

園田敬太郎・徳田裕二・岡本佐知子・田中靖志・北野亮・大橋恭一 1997. 水田群からの栄養塩類発生負荷量調査（第１報）水稲作付期間の水田群栄養塩類発生負荷量について. 滋賀農試研報 38：57―65.

Stanford, G. and S. J. Smith 1972. Nitrogen mineralization potentials of Soils. Soil Sci.Sco.Amer.Proc. 36：465－472.

鈴木一好 2007. MAP 結晶化法による有限資源であるリンの畜舎汚水からの除去回収技術. 畜産の研究 61：275－280.

田渕俊雄・高村義親 1985. 集水域からの窒素・リンの流出. 東京大学出版, 東京. 75－129.

田渕俊雄 1999. 地下水の硝酸汚染と対策. 農土誌 67：59－66.

高木嘉明 2000. ほ場条件における有機物分解の測定法 埋設法. 堆肥等有機物分析法. 日本土壌協会, 東京. 168－171.

高村義親・田渕俊雄・鈴木誠治・張替泰・上野忠男・久保田治夫 1976. 水田の物質収支に関する研究（第 1 報）霞ヶ浦流域の水田における窒素およびリンの動向と収支について. 土肥誌 47：389－405.

高村義親・田渕俊雄・張替泰・大槻英明・鈴木誠治・久保田治夫 1977. 水田の物質収支に関する研究（第 2 報）新利根川流域の湿田における窒素およびリンの収支と排出について. 土肥誌 48：431－436.

武田容子・柴田和幸・橋本秀司 2000. 黒ボク土水田における有機物の長期連用効果. 栃木農試研報 49：15－23.

竹内誠 1997. 農耕地からの窒素・リンの溶出. 土肥誌 68：708－715.

谷井昭夫 1985. ジャガイモそうか病の発生生態. 研究ジャーナル 8：26－30.

田瀬則雄 1996a. 窒素安定同位体を利用した調査法（汚染要因の究明）. 土壌・地下水汚染と対策. 日本環境測定分析協会, 東京. 181－193.

田瀬則雄 1996b. 地下水中の硝酸性窒素濃度と窒素安定同位体存在比－汚染源の同定は可能かー. 水 38 (8)：70－78.

寺尾宏 1996. 畑作地帯の硝酸性窒素による地下水汚染と軽減対策. 水環境誌 19：956－960.

栃木県 1996a. 平成 8 年度版環境白書. 栃木県, 宇都宮. 76－80.

栃木県 1996b. 農作物施肥基準. 栃木県, 宇都宮. 17－38, 57－58.

栃木県 1999. 栃木県環境基本計画. 栃木県, 宇都宮. 116－125.

栃木県 2006a. 農作物施肥基準. 栃木県, 宇都宮. 1－213.

栃木県 2006b. 首都圏農業推進計画 21 レポートー“食と農の郷とちぎ”をめざしてー統計資料編. 栃木県, 宇都宮. 12.

栃木県企画部水資源対策室 2006. とちぎの水. 栃木県, 宇都宮. 1－15.

栃木県企画部土地対策課 1984. 土地分類基本調査 壬生. 栃木県, 宇都宮. 15－24.

栃木県農務部農村整備課 1997. とちぎの農業集落排水. 栃木県, 宇都宮. 1－114.

栃木県農務部畜産課 1997. 環境保全型畜産確立対策資

料. 栃木県, 宇都宮. 33－38.
栃木県農政部農政課 2009. とちぎの“食と農”平成 21 年度版栃木県の農業・農村の概要. 栃木県, 宇都宮. 1, 9.
栃木県農政部畜産振興課 2008. 環境保全型畜産確立対策資料. 栃木県, 宇都宮. 1.
栃木県生活環境部環境管理課 1999. 平成 10 年度栃木県大気汚染常時監視測定結果報告書. 栃木県, 宇都宮. 172－175.
栃木県生活環境部環境管理課 2002. 平成 13 年度栃木県大気汚染常時監視測定結果報告書. 栃木県, 宇都宮. 169－171.
栃木県生活環境部環境管理課 2003. 平成 14 年度栃木県大気汚染常時監視測定結果報告書. 栃木県, 宇都宮. 32－33.
栃木県生活環境部環境局環境管理課 2004. 平成 15 年度栃木県大気汚染常時監視測定結果報告書. 栃木県, 宇都宮. 32－33.
栃木県生活環境部環境局環境管理課 2005. 平成 16 年度栃木県大気汚染常時監視測定結果報告書. 栃木県, 宇都宮. 32－33.
戸田任重・望月康秀・川西琢也・川島博之 1997. 静岡県牧ノ原台地における茶園－水田連鎖系による窒素流出負荷軽減効果の推定. 土肥誌 68：369－375.
牛尾進吾・吉村直美・斉藤研二・安西徹郎 2004. 家畜ふん堆肥の成分特性と肥料的効果を考慮した施肥量を示す「家畜ふん堆肥利用促進ナビゲーションシステム」. 土肥誌 75：99－102.
薬師堂謙一 2004. 成分調整・成型による高機能堆肥の生産システム. 家畜ふん堆肥の品質評価・利用マニュアル. 農林水産技術会議事務局 農業・生物系特定産業技術研究機構, つくば. 5－10.
山田良三・日置雅之・関稔・早川岩夫 2000. ブレンドおよび成型家畜ふん堆肥の露地野菜に対する肥料代替施用法. 土肥誌 71：710－713.
山本克巳・土屋一成 2004. 成分調整成型堆肥による大豆および小麦の減化学肥料栽培技術. 土肥誌 75：501－504.
山本富久・中曽根英雄・黒田久雄・加藤亮 2006. 集団茶園系のノンポイントソースによる硝酸負荷の実態－静岡県牧之原台地における事例－. 水環境誌 29：745－748.
有機質資源化推進協議会 1997. 有機廃棄物資源化大辞典. 農文協, 東京. 141－176. 385－404.