

寄	贈
森 保 文 氏	平成 年 月 日

DB
796
1992
(H)

モデル水田からの窒素, リン, COD相当有機物
排出量推定手法に関する実験的研究

—要因分析とモデル化—

森 保文

論文目次

記号説明	1
1章 緒論	3
1. 研究の背景	3
2. 目的	4
3. 手法	6
4. 本論文の構成	9
2章 多因子実験による水田の窒素, リン, COD収支の解析	10
1. 用水及び土壌条件が水田の窒素収支に及ぼす影響	10
2. 用水及び土壌条件が水田のリン収支に及ぼす影響	28
3. 用水及び土壌条件が水田のCOD相当有機物排出量に及ぼす影響	41
4. 考察	51
3章 水田からの表面排出量推定モデルとその検証	54
1. はじめに	54
2. モデルの構造	54
3. 実験内容	63
4. 窒素モデルの推定と検証	66
5. リンモデルの推定と検証	72
6. 考察	78

4章 水田からの浸透排出量推定モデルとその検証	8 2
1. はじめに	8 2
2. モデルの構造	8 2
3. 実験内容	8 6
4. モデルの推定と検証	8 8
5. 考察	9 3
5章 総合考察	9 5
1. 要因分析の必要性	9 5
2. 水田の管理方法	9 6
3. 物質移動のメカニズムの推定	9 8
4. 今後の課題	9 9
6章 結論	1 0 1
7章 摘要, Abstract	1 0 5
謝辞	1 1 3
引用文献	1 1 4

記号説明

- A : 水ミチの断面積の水田面積に対する割合 (—)
- a : 地温 0°C における硝化速度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day} \cdot \text{cm}$)
- c : 地温 0°C における脱窒速度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day} \cdot \text{cm}$)
- $C_{i,j}$: 第 i 層, 時刻 j における表面水及び間隙水の物質濃度 (mg/ℓ)
- $C^*_{i,j}$: 第 i 層, 時刻 j における間隙水の平衡濃度 (mg/ℓ)
- C_{FOj} : 時刻 j における雨水の物質濃度 (mg/ℓ)
- C_{Ij} : 時刻 j における灌漑水の物質濃度 (mg/ℓ)
- $C_{MI,j}$: 水ミチの第 i 層, 時刻 j における表面水及び間隙水の物質濃度 (mg/ℓ)
- $C^*_{MI,j}$: 水ミチの第 i 層, 時刻 j における間隙水の平衡濃度 (mg/ℓ)
- $C_{MSI,j}$: 水ミチの第 i 層の土壌固相の時刻 j における物質濃度 (mg/ℓ)
- C_{Oj} : 時刻 j における排水の物質濃度 (mg/ℓ)
- $C_{SI,j}$: 第 i 層の土壌固相の時刻 j における物質濃度 (mg/ℓ)
ただし 4 章においては水ミチ以外の土壌固相
- D : 作土層または心土層の厚さ。作土層では $D = 30$ 。
心土層では実験①～④で $D = 190$, 実験⑤, ⑥で $D = 30$ (cm)
- E_j : 時刻 j における蒸発散量 ($\ell \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
- F_{Ej} : 時刻 j における施肥量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
- F_{Oj} : 時刻 j における降水量 ($\ell \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
- I_j : 時刻 j における灌漑水量 ($\ell \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
- K_{AD} : 平衡吸着係数 (—)
- $K_{D10,o}$: 水温 16°C における表面水と第 1 層間の攪乱係数 (m^2/day)
- K_{D1i} : 第 i 層と $i + 1$ 層間の拡散または攪乱係数 (m^2/day)
- K_{KD11} : 第 1 層と第 2 層間の攪乱係数の補正係数 (—)
- K_{ND} : 不溶化速度係数 ($/\text{day}$)
- K^{NH_4} : 無機態窒素に占める $\text{NH}_4\text{-N}$ の割合 (—)
- K^{NO_x} : 無機態窒素に占める $\text{NO}_x\text{-N}$ の割合 (—)
- K_R : 稲吸収係数 (ℓ/mg)
- K_{RN2} : 土壌第 2 層における硝化量の補正係数 (—)
- L : 層の厚さ (ここでは 2 cm)
- O_j : 時刻 j における排水量 ($\ell \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
- P : 間隙率 (—)
- P_{ij} : 時刻 j における層 i から層 $i + 1$ への浸透量 ($\ell \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
- $R_{ADI,j}$: 土壌固相との吸脱着 (mg/m^2)

- $R_{AM, j}$: 土壌各層における無機化量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
 $R_{DE, j}$: 脱窒量 ($\text{mg} / \text{m}^2 \cdot \text{day}$)
 $R_{Dii, j}$: 第 i 層と第 $i + 1$ 層間の拡散または攪乱 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
 $R_{Ni, j}$: 土壌第 i 層における硝化量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}$)
 $R_{O, j}$: 土壌各層における有機化量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
 $R_{org, j}$: 表面水におけるorg-Nあるいはorg-P増加量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
 $R_{Ri, j}$: 第 i 層におけるNあるいはP稲吸収量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
 S_i : 土壌固相の体積 ($\ell \cdot \text{m}^{-2} \cdot 2 \text{cm}^{-1}$)
 第4章では
 水ミチ以外の土壌固相の体積 [$\text{ここでは } \ell \cdot (1-A)^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 2 \text{cm}^{-1}$]
 S_{Mi} : 水ミチの土壌固相の体積 ($\text{ここでは } \ell \cdot A^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot D^{-1}$)
 T_g : 地温 ($^{\circ}\text{C}$)
 T_w : 水温 ($^{\circ}\text{C}$)
 V : 水ミチを通過する水量の全浸透量に対する割合 (—)
 $W_{0, j}$: 表面水量 (ℓ / m^2)
 W_i : 第 i 層の水量 ($\ell \cdot \text{m}^{-2} \cdot 2 \text{cm}^{-1}$)
 第4章では
 水ミチ以外の第 i 層の水量 [$\text{ここでは } \ell \cdot (1-A)^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot 2 \text{cm}^{-1}$]
 W_{Mi} : 水ミチの第 i 層の水量 ($\text{ここでは } \ell \cdot A^{-1} \cdot \text{m}^{-2} \cdot D^{-1}$)
 Y' : 稲吸収速度係数 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)
 Y : 稲吸収量係数 (mg / m^2)
 α : 硝化に対する温度補正係数 ($/^{\circ}\text{C}$)
 β : 脱窒に対する温度補正係数 ($/^{\circ}\text{C}$)
 γ : 攪乱に対する温度補正係数 ($/^{\circ}\text{C}$)

上の添え字

- NH_4 : $\text{NH}_4\text{-N}$
 NO_x : $\text{NO}_x\text{-N}$
 org : 窒素モデルにおいてはorg-N, リンモデルではorg-P
 PO_4 : $\text{PO}_4\text{-P}$

下の添え字

- i : 土壌の層を示す添字, $i = 0$ は表面水
 j : 時刻を示す添字
 k : 第4章において
 $i = k$ の時最下層。実験①~④の場合 $k = 110$, ⑤, ⑥の場合 $k = 30$

1章 緒論

1. 研究の背景

湖沼、内湾などの閉鎖性水域では富栄養化の原因の究明と防止対策の実施が急を要する社会的課題となっている。富栄養化はアオコの大発生など生態系の変化をもたらすし、網イケスによる養殖ゴイのへい死、風景など観光価値の低下、水泳場の閉鎖、水道水の異臭味障害、水稻の成育障害など、産業、地域社会などに広く被害を及ぼしている。閉鎖性水域の富栄養化の一因は明らかに流域河川の水質汚濁であり、湖沼などの富栄養化は流域全体の水質が富栄養化していることを示している。現在富栄養化が指摘されている水域における人口、産業などの流域の条件が特に特殊なわけではないので、富栄養化をもたらす水質汚濁は、閉鎖性水域を持たない地域を含めて全国的に進行していると見なければならない。

水質汚濁の発生源は、工場排水、下水処理場排水などの点源と山林、農地などの面源に分類される。日本の農地の中で水田は約半分の面積を占めており、この点から水田は汚濁負荷量を把握すべき重要な発生源の一つであるが、それ以上に水田が他の面源にない特殊性を持つことが水田に関する研究の重要性を高めている。特殊性の一つは水田に灌漑される水量が扇状地の水田を除いても年約1,000～8,000 mmと年降水量の1～8倍に及び¹⁾、そのほとんどが排水として河川・湖沼などの水系へ流出していることで、もう一つは水田に投入される肥料が窒素、リン換算でそれぞれ年平均約12,4.6 kg/10 aである²⁾ことである。前者は二つのことを示している。一つは水田は多量の水を人為的に流域水系へ排水していることである。水田は面積の占める割合以上に大きな影響を水系に与えていると推定される。もう一つは、水田からの汚濁負荷量は、水田が人為的な取水を必要とする施設であるために、水田に灌漑される負荷量と水田から排出される負荷量の両方を考慮する必要があることである。水田によ

ては水田に流入する負荷量よりも水田から排出される負荷量が少ない、すなわち汚濁負荷量がマイナスになる場合がある。これは灌漑水が浄化されて排水されることを示している³⁻⁷⁾。水田からの窒素、リンの流出は水系の汚濁に複雑かつ重要な影響を与えていると言えよう。

水田における窒素、リン収支の研究は、水田の実情調査にまず力点が置かれ、次いで浄化能を証明する研究がなされてきた³⁻¹²⁾。これらの研究によって灌漑水質や水量が窒素、リン収支に影響することが指摘されており、これは灌漑水量などの水田の条件によって水田の窒素、リン収支が変化することを示唆している。しかし水田窒素、リン収支の実測例を整理した報告^{13, 14)}によると水田の条件と窒素、リン排出量の関係は大きくばらついている。水田から排出される窒素、リン量の平均値を求めることや水田条件から水田から排出される窒素、リン量を推定することは未だに困難である。

湖沼の富栄養化などの進行とともに、水質汚濁の原因の究明と防止対策の実施が急を要する社会的課題となっている。水田についても排出量の見積もりがいくつか行われている。たとえば茨城県の見積もりによれば霞ヶ浦については窒素負荷の12.1%、リン負荷の3.2%が水田からの流入負荷とされている。これらの推定は前述の研究の現状を反映してかなり粗い仮定を含まざるを得ず、各見積もりによって水田からの排出量の原単位が大きく異なっている¹⁵⁾。

CODなどで表される有機物負荷にいたっては、窒素、リンと同様に水質汚濁の一要因であるにも係わらず、水田との関係についての報告は少ない。

水田の水系に与える影響を推定することは、重要であり、水田からの排出量を正確に推定する手法を確立するにはいくつかの課題が残されていると言えよう。

2. 目的

本研究は、灌漑、施肥及び土壌などの条件に影響される水田からの窒素、リン、COD相当有機物排出量を予測するための手法を検討したものである。灌漑、施肥な

どの水田条件と水田からの排出量の関係についての従来の研究は、水田の条件によって水田の窒素、リン収支が変化することを示唆するものの、水田条件から窒素、リン収支を推定するような関係を見いだしていない。

水田条件と排出量の間を明確にするために必要なことの一つは、灌漑水量などある特定の条件が水田の物質収支に与える影響を取り出して解析できることである。単に多様な条件の水田を研究対象にして、物質収支のデータを蓄積するだけでは、水田間の排出量の差がどの水田条件によるものか特定できない。

必要なことのもう一つは、水田条件の排出量に与える影響を構造的に把握することである。水田への灌漑負荷量が等しくても、水量が多い場合と濃度が高い場合では、水田からの排出量が異なる可能性がある。複数の水田条件の影響を、条件間の相互作用を含めて定量的に把握する必要がある。

これら二点を満足する実験、解析を行えば、水田条件と水田における物質収支の関係が明らかになると考えられる。水田条件と物質収支の関係を利用すれば、水田からの汚濁負荷量を操作することができる。汚濁負荷量を削減することも可能であるし、あるいは水田に積極的に汚濁を灌漑水として受け入れて、水田を水質維持のための装置のように利用できるかもしれない。農村内の小河川の水質をある水準に保ちながら、ある程度汚濁を引き受けるといった高度な水田の管理も可能かもしれない。

普通農地などの面源負荷は制御しにくいだが、水田については点源の集合として、流域の水管理において、重要な構成要素として組み込める可能性がある。灌漑、施肥及び土壌などの条件に影響される水田排出量を予測するための手法の開発はその方向へ道を開くことが期待される。

水田からの排出量を推定し、また流域における水田からの負荷割合を見積もり、さらに水域の環境管理に水田を組み込むための一歩として、本研究では灌漑、施肥及び土壌などの水田条件から水田における物質収支を推定する手法を検討する。

3. 手法

3.1 要因分析

灌漑水量などある特定の水田条件が水田の物質収支に与える影響を取り出して解析し、また水田条件からの排出量に与える複数の水田条件の影響を、相互作用を含めて定量的に構造的に把握するためには、要因分析を行う必要がある¹⁷⁾。要因分析を実施するために、本研究では多因子要因実験の一部実施法に基づいて実験を行った。この実験は各因子（ここでは水田条件）を2水準以上（ここでは2水準）に設定して、各因子の水準の組み合わせを必要な情報が得られるように決定して実験するもので、この実験により要因分析が可能になる¹⁷⁾。

要因分析は各因子の効果を明らかにするとともに、因子間の交互作用も明らかにする。たとえば灌漑水の物質濃度が高ければ、水田からの排出量が多いのか、その多さは灌漑水量の影響を受けるのか否かといったことが把握できる。灌漑水の物質濃度の効果が灌漑水量の影響を受ければ（交互作用が認められれば）、水田排出量は流入負荷量では説明できず、灌漑水の物質濃度と灌漑水量の組み合わせで変化することになる。このように水田における物質収支に与える水田条件の影響を把握するためには、複数の水田条件を同時に操作した多因子要因実験と要因分析が必要である。

3.2 モデル化

要因分析においては、各因子の効果は分かるものの、因子の水準が実験されたもの以外の値であると、効果の量を推定するには1次式などある種のおおまかな仮定をおくことが必要である。したがって、因子のあらゆる値に対して効果を正確に推定するには別の手法が必要になる。

また要因分析においては、水田条件の物質収支への影響が明らかになるものの、水田条件が物質収支に影響をあたえるメカニズムは直接把握できない。水田条件の物質収支への影響をより正確に把握するためにはメカニズムの解明も必要である。

湖沼の水質や下水処理装置の性能などを予測する際にモデルは有効な道具となっている。水田においても、水田における物質収支に大きな影響を与える水田条件を、要素として組み込んだモデルを構築できれば、水田条件の値によって水田からの排出量を推定することができる。またモデルの機構は、水田条件の物質収支への影響のメカニズムを説明することに利用できる。要因分析に続き、本研究では水田表面水および浸透水における窒素、リン濃度変化のモデル化を試み、水田排出量推定への適用の可能性を検討した。モデルは現象モデルである。

3.3 モデル水田

本研究では要因分析やモデルの推定、検証のためにライシメーターを用いたモデル水田で実験を実施している。ライシメーター水田は実水田を用いた実験に比べ、予期しない水の流入などが無いので、厳密に実験条件を設定できる。そのため灌漑水量などある特定の条件が水田の物質収支に与える影響を取り出して解析できる。またライシメーター水田は管理や地温などの測定が比較的簡単であるので、数多くの実験の実施が容易である。複数の水田条件の影響を、相互作用を含めて定量的に把握するためにはある一定数以上の実験が必要である。本研究では要因分析のために8基の水田を用いたが、労力や必要時間から見て、これだけの数の実験はライシメーター水田でなければ不可能であった。

モデル水田と実水田の大きな違いは大きさである。モデル水田は実水田に比べ、用水の流れに沿ってできる窒素などの濃度勾配ができにくい。また地温や水温が水田周辺の環境の影響を受けやすく、風の影響も強く受ける。濃度勾配については、表面水の物質の移流・拡散を考慮するなどの検討がさらに必要であるが、水田条件と排出量との関係を明らかにする目的のためには、水田内部を均一と仮定したモデル実験で基本的には十分であると考えた。水田周辺の影響を少なくするために、大型のライシメーターを使用すること、ライシメーターを地中に設置すること、防風ネットを周辺に張ることなどに努めた。さらにモデル水田では実水田に見られる畦畔からの漏水などが

ないが、これらは今後、排水の一部として取り扱うことが可能であろう。

3.4 水田条件

要因分析に用いた水田条件は、灌漑水量、灌漑水の窒素、リン濃度、土壌の前歴であり、モデルによる表面排水窒素、リン推定ではさらに灌漑方法と施肥方法を条件として加えた。土壌の前歴は過去3年化学肥料を連用してきたものと無施肥であったもの、灌漑方法は一定期間（3日か6日）ごとに水を入れ換えるものと連続して灌漑するもの、施肥方法は全層施肥と表層施肥に設定した。これらの条件は、水田の実情調査など³⁻¹⁴⁾で水田の窒素、リン収支に影響することが示唆されているものや理論的に窒素、リン排出量に影響を与えると考えられるものである。

灌漑水量と灌漑水窒素、リン濃度は水田の窒素、リン収支や有機物負荷に影響を与える基本的な条件と考えられる。灌漑水量は実際の水田の灌漑水量¹⁾を考慮して、要因分析においては10mm/dayと20mm/dayに、モデルによる推定ではさらに90mm/dayと100 mm/dayの水準に設定した。これらは実際の灌漑水量の上限から下限までカバーしている。

灌漑水窒素濃度は農業（水稻）用水基準では1 mg/l以下とされているが、実際には汚濁灌漑水の平均濃度が12.5ppmとの報告があり¹⁵⁾、またため池や畑地の分布する台地周辺の湧水および農業用水中には20 mg/lを越える硝酸態窒素（NO₃-N）がしばしば検出される^{9, 15)}。そこで要因分析においては灌漑水窒素濃度の水準を添加濃度 0 mg/lと20 mg/lに、モデルによる推定ではさらに15 mg/lを設定した。

灌漑水リン濃度は0.05~4.24 mg/lとの報告があり¹⁶⁾、要因分析においては灌漑水リン濃度の水準を添加濃度 0 mg/lと 2 mg/lに、モデルによる推定ではさらに1.5 mg/lを設定した。

以上の条件の値は実水田の条件の範囲で広い範囲の値をカバーすることを考慮して決定した。多種類の水田条件をとりあげる必要から、各条件は要因分析においては2水準、モデル推定を含めて3水準の設定となった。

4. 本論文の構成

以上から本研究の構成を以下のようにした。

1章では本研究の社会的要請と意義を述べた。

2章では水田条件と水田の物質収支の関係を明らかにするために多因子要因実験の一部実施法に基づく実験を、ライシメーターを用いて、窒素、リン、CODを指標とした有機物について実施し、要因分析を行って、水田条件が物質収支に与える影響の大きさを、条件間の相互作用を含めて定量的に把握し、多様な水田の水質環境への影響をより構造的に把握した。

3章では2章で重要と判断された水田条件を変化させた場合の表面排水窒素、リン濃度を予測するモデルを構築した。

4章では浸透水について3章と同様なモデルを構築した。

以上の1章から4章までの成果をまとめて考察して5章とし、6章で結論、7章で摘要を述べた。

2章 多因子実験による 水田の窒素, リン, COD収支の解析

1. 用水及び土壌条件が水田の窒素収支に及ぼす影響

1.1 はじめに

水田条件を広範囲に設定し, それらが窒素収支に与える影響の大きさを, 条件間の相互作用を含めて定量的に比較できれば, 多様な水田の水質環境への影響をより構造的に把握できると考えられる。

ここでは, ライシメーターを用いて, 多因子要因実験の一部実施法に基づく実験を行い¹⁸⁾, 灌漑水量, 灌漑水中の窒素・リン濃度及び土壌条件の4因子が窒素収支に与える影響を, 通年の時間的経過を追いながら分析した。

1.2 方法

1) 因子の水準と組み合わせ

取り上げた因子は灌漑水量, 灌漑水窒素濃度, 灌漑水リン濃度, 土壌前歴の4つであり, それぞれ次のように2水準を設定し, Table2-1のように割り付けた。

灌漑水量は第1水準: 10mm/day (以後水量10mmと示す) と第2水準: 20mm/day (以後水量20mmと示す), 灌漑水窒素濃度は第1水準: 0mg/ℓ (窒素0mg/ℓと示す) 添加と第2水準: 20mg/ℓ (窒素20mg/ℓと示す) 添加, 灌漑水リン濃度は第1水準: 0.0mg/ℓ (リン0mg/ℓと示す) 添加と第2水準: 2.0mg/ℓ (リン2mg/ℓと示す) 添加, 土壌前歴は第1水準: 過去3年化学肥料を連用してきたもの (以後施肥と示す) と第2水準: 無施肥であったもの (以後無施肥と示す) に設定した。各水準の値は農業用水水質調査結果など¹⁶⁾ で示された実際の用水条件の範囲で広い範囲の値をカバーすることを考慮して決定した。水準の組合せはL₈(2⁷) 直交表にもとづき, ライシメーター8基にランダムに割り付けた。これは多因子要因実験の2分の1実施法である。

Table 2-1 水準の組み合わせの割り付け
Allocation of factors and their levels

要因水準	試験区名							
	No.1	No.2	No.3	No.4	No.5	No.6	No.7	No.8
灌漑水量 (mm/day) : F	10	20	10	20	10	20	10	20
窒素濃度 (mg/l) : N	0	0	0	0	20	20	20	20
リン濃度 (mg/l) : P	0.0	0.0	2.0	2.0	0.0	0.0	2.0	2.0
土壌の前歴 : S	無肥	施肥	施肥	無肥	施肥	無肥	無肥	施肥
要因水準の略称	F ₁ N ₁ P ₁ S ₂	F ₂ N ₁ P ₁ S ₁	F ₁ N ₁ P ₂ S ₁	F ₂ N ₁ P ₂ S ₂	F ₁ N ₂ P ₁ S ₁	F ₂ N ₂ P ₁ S ₂	F ₁ N ₂ P ₂ S ₂	F ₂ N ₂ P ₂ S ₁

窒素, リン濃度は, 灌漑に用いた井戸水 (平均 N 0.6, P 0.38 mg/l) への添加濃度である。無肥は無施肥, 施肥は施肥を示す。
要因水準の略称の添え字 1, N, P の供給量が少ない水準 ; 添え字 2, N, P の供給量が多い水準,
ただし, 土壌前歴は添え字 1, 施肥, 添え字 2, 無肥である。

2) 要因効果の分析方法

本実験においては, 4 因子の 2 水準はいずれも 4 回ずつ実験されており, 各水準には他の因子の 2 水準が等しい数に割り付けられている。また 2 つの因子の組み合わせにおいても他の因子の 2 水準は等しい数に割り付けられている。このため統計的に因子の効果及びその有意性を検討できる¹⁷⁾。例えば窒素表面排出量に及ぼす水量の効果は次式で推定できる。

$$\begin{aligned}
 f &= (Z_2 + Z_4 + Z_6 + Z_8) / 4 - (Z_1 + Z_3 + Z_5 + Z_7) / 4 \\
 &= (F_2N_1P_1S_1 + F_2N_1P_2S_2 + F_2N_2P_1S_2 + F_2N_2P_2S_1) / 4 \\
 &\quad - (F_1N_1P_1S_2 + F_1N_1P_2S_1 + F_1N_2P_1S_1 + F_1N_2P_2S_2) / 4
 \end{aligned}$$

ここに f : 窒素表面排出量に及ぼす水量の効果

Z_i : 試験区の窒素表面排出量

i : 試験区 No. (1 ~ 8)

F, N, C, D : Z がどの因子水準で実験されたかを示す

F : 水量

N : 窒素濃度

P : リン濃度

S : 土壤前歴

j : 水準 (第 1 ~ 第 2)

効果は 2 水準間の平均値の差を表し、各要因を第 1 水準から第 2 水準に変えた場合に表面排出量が増加する傾向にあれば正の値、逆の場合には負の値をとる。

交互作用、例えば水量と窒素濃度の交互作用は次式で推定される

$$\begin{aligned} f_n &= (Z_6 + Z_8 - Z_2 - Z_4) / 4 - (Z_5 + Z_7 - Z_1 - Z_3) / 4 \\ &= (F_2 N_2 P_1 S_2 + F_2 N_2 P_2 S_1 - F_2 N_1 P_1 S_1 - F_2 N_1 P_2 S_2) / 4 \\ &\quad - (F_1 N_2 P_1 S_1 + F_1 N_2 P_2 S_2 - F_1 N_1 P_1 S_2 - F_1 N_1 P_2 S_1) / 4 \end{aligned}$$

ここに f_n : 水量と窒素濃度の交互作用

正の値は相乗作用を、負の値は拮抗作用を示す。なおリン濃度の効果はきわめて小さかったのでリン濃度と他の因子との交互作用は無視した。また水量と土壤の前歴の交互作用も小さかったのでリン濃度の効果と合わせて誤差と考えた。したがって分散分析の基準となる誤差分散は

$$V_e = (S_P + S_{F_s}) / 2$$

ここに V_e : 誤差分散

S_P : リン濃度の効果の平方和

S_{F_s} : 水量と土壤の前歴の交互作用の平方和

また要因間の最小有意差は

$$l. s. d = t(2; 0.05) \sqrt{2V_e} / 4$$

ここに $l. s. d$: 要因間の最小有意差, t : t 値

3) ライシメーター及び土壤

8 基のライシメーターは国立公害研究所内圃場に設置されており、その仕様を Fig. 2-1 に示す。充てん土壤は茨城県結城郡千代川村宗道明治の休耕水田土壤 (灰色低地土壤) であり、作土 (5~20cm) をライシメーターの作土層に、下層土 (20~60cm) をライシメーターの心土層に充てんした。1982年12月~1983年2月にかけて採取した

Table 2-2 ライシメーター土壌の前歴別理化学性（実験開始前）
Analysis of lysimeter soil (pre-cultivation)

土 壌	土性	pH	EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CEC (meq)	T-C (%)	T-N (%)	P_2O_5^* Na_2O^* K_2O^* CaO^*				P_2O_5 吸収係数 (mg/100 g)
							(mg/100 g 乾土)				
施肥区	CL	6.83	83.6	19	1.5	0.60	146	180	1096	5837	910
無施肥区	CL	6.83	32.3	14	1.3	0.47	136	122	1024	5558	866

* 全分析結果である。試験区の作上の深さ 5~10cm 部分を分析に用いた。

現地の土壌硬度にあわせて均一に充てんした¹⁸⁾。土壌の前歴で分けた土壌成分分析結果をTable2-2に示す。

4) 用水管理

水量、濃度の設定は、以下の用水管理によって行った。水量20mmの場合は3日、水量10mmの場合は6日ごとに、湛水深0cmまでサイフォンを用いて落水の後、井戸水を6cm湛水し、硝酸ナトリウムとリン酸水素2ナトリウムの薬液約500ml（たとえば試験区Na8では窒素1.63, リン0.163%液）を、水田表面水の窒素・リンが所定の濃度になるように表面水に均一に散布した。

5) 栽培管理

水稻品種は‘日本晴’を用い、ほぼ茨城県南地方の慣行にしたがって栽培したが、中干しはライシメーター土壌の亀裂を避けるため行わなかった。実

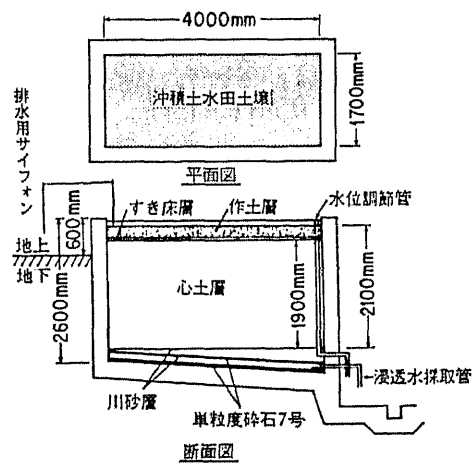


Fig. 2-1 ライシメーターの概要図
Design of lysimeter

Table 2-3 栽培日誌（1986）
Schedule of cultivation

月 日	日誌事項
5月15日	基肥施肥 (N: 8 g/m ² , P ₂ O ₅ : 18 g/m ² , K ₂ O: 6 g/m ²) 入水, シロカキ
5月16日	田植え
7月21日	除草
8月20日	窒素 0 mg/l 区に追肥 (N: 3 g/m ² , K ₂ O: 4 g/m ²)
9月28日	入水止める
10月14日	刈取り

験要因の効果にあたる施肥の影響を見るために、全試験区（ライシメーター）の作土層30cmに基肥（普通化成肥料）を全層施肥、窒素0mg/lのものに追肥（穂肥）を与えた。追肥はNK化成を水に溶かし、水田表面水に均一になるように加えた。基肥、追肥とも窒素はアンモニア態であった。栽植は3本植えで株間25×25cmとした。栽培日誌の概要をTable2-3に示す。

6) 水収支と水質の測定

水量の測定については、落水量は用水管理ごとに、浸透水量は転倒マスにより連続で、降水量は当圃場内の雨量計でそれぞれ測定した。水質測定は、井戸水、落水については用水管理ごとに、浸透水については8月8日までは3日おき、それ以後は6日おきに、それぞれ各形態の窒素を測定した。降水については、藤井ら²⁰⁾が降水ごとに測定した値を用いた。表面水と浸透水については以上の定期測定の外に、基肥・追肥施肥直後と8月上旬に3回、水質の経時変化を追うための水質測定を行った。

7) 分析方法

アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、硝酸と亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_x\text{-N}$)、全窒素 (T-N) はテクニコンオートアナライザーを用いて分析した。T-Nは細見ら²¹⁾の方法で分解したのち分析を行った。T-Nから $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_x\text{-N}$ を除いたものを有機態窒素 (org-N) とした。 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_x\text{-N}$ は試料水をろ過した後分析した。

1.3 実験結果

1) 水収支

水収支をTable2-4に示す。各試験区とも灌漑水量とほぼ等しい表面排出水量があった。灌漑期の浸透水量はNa. 2 ($\text{F}_2\text{N}_1\text{P}_1\text{S}_1$) とNa. 7 ($\text{F}_1\text{N}_2\text{P}_2\text{S}_2$) で50mm(0.4mm/day)以下、他は100mm前後であり、水収支からみて実験水田は湿田の性格が強い。

2) 窒素収支

18日ごとの窒素収支をFig. 2-2に示す。支出は経時的に大きく変化しているが、収入量がほぼ同量であっても時期によって支出が異なっており、支出の変化は収入の変

Table 2-4 水収支
Water balance

1986年 (mm)

試験区名	灌漑期 (5.15~9.28)				非灌漑期 (9.28~1987.5.7)		要因水準
	流入		流出		流入	流出	
	灌漑水	降水	表面排水	浸透水	降水	浸透水	
No. 1	1380	578	1258	120	360	143	F ₁ N ₁ P ₁ S ₂
No. 2	2520	578	2530	48	360	117	F ₂ N ₁ P ₁ S ₁
No. 3	1380	578	1320	88	360	194	F ₁ N ₁ P ₂ S ₁
No. 4	2520	578	2434	114	360	212	F ₂ N ₁ P ₂ S ₂
No. 5	1380	578	1264	90	360	187	F ₁ N ₂ P ₁ S ₁
No. 6	2520	578	2330	112	360	188	F ₂ N ₂ P ₁ S ₂
No. 7	1380	578	1376	21	360	40	F ₁ N ₂ P ₂ S ₂
No. 8	2520	578	2300	129	360	179	F ₂ N ₂ P ₂ S ₁

各試験区間とも浸透水量はごく少量であった

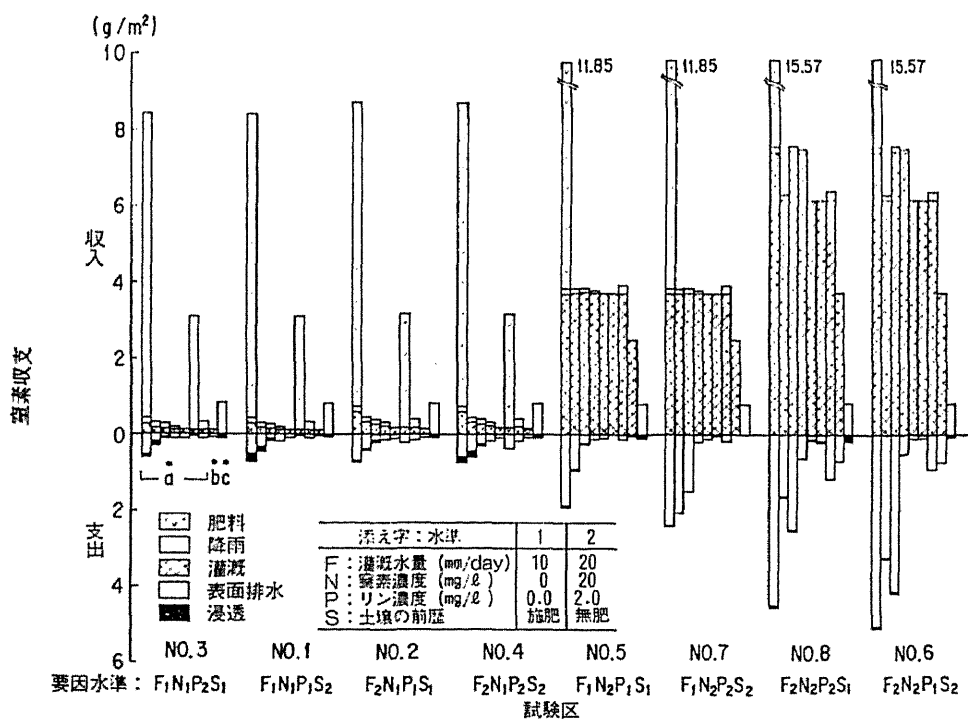


Fig. 2-2 窒素収支の経時変化

Annual changes of nitrogen balance

1986年

* aは 5月15日～ 9月19日を18日ごとに分けた。bは 9月20日～ 9月28日、
cは 9月29日～翌年 5月 6日。

化だけでは説明できない。また収入が多い試験区ほど支出が多い傾向にあるが、収入量が異なっても支出が各試験区でほぼ等しい時期や、収入量が少ない試験区の支出量が収入量の多い試験区より多い時期もあり、単純に収入量からのみでは支出量の大小は推定できない。

よって次節以降では、表面排出量及び差し引き量（ここでは灌漑水による収入から表面排出による支出を引いたものでいわゆる浄化量にあたる）に与える各要因の影響を調べる。

なお浸透は全般的に少なかったため、窒素収支に関する以降の分析の対象から除いた。ただし非灌漑期の支出は浸透のみであるので浸透水について分析した。

3) 表面排出量に対する要因効果の時期別分析

6日ごとに要因分析を行ったところ、各要因の効果がほぼ一定である4つの時期に、灌漑期は分かれた。これを順にI～IV期とする。これに排水が浸透のみの非灌漑期を加えた5つの期について検討し、結果をTable 2-5に示す。また期別、試験区別の表面排出量をFig. 2-3に示す。

Table 2-5 窒素排出量に対する各要因の効果
Factorial effects on nitrogen outflow

(単位: N g/m²)

排出経路	期 間 (月日)	要 因					最小有意差 L. s. d
		灌漑水量の ¹⁾ 効果	灌漑水窒素 ²⁾ 濃度の効果	土壌の前歴 ³⁾ の効果	灌漑水量と窒素 濃度の相乗効果	窒素濃度と土壌の 前歴の相乗効果	
表面 排 出	I 期 (5.15~5.22)	0.55*	1.01**	0.01	0.54*	0.01	0.26
	II 期 (5.23~6.15)	1.35	3.15*	0.84	1.09	0.83	1.37
	III 期 (6.16~7.09)	1.58**	2.55**	0.94**	1.41**	0.78*	0.40
	IV 期 (7.10~9.28)	1.21*	0.92*	-0.01	0.84**	0.10	0.63
	全灌漑期 (5.15~9.28)	4.44**	7.33**	1.76**	3.63**	1.59**	0.13
浸 透	非灌漑期 (9.29~1987.5.7)	0.04	0.01	-0.07	0.05	-0.04	0.09

* 5% 有意, ** 1% 有意

- 1) 水量 20 mm 区と水量 10 mm 区の窒素排出量の平均値の差
- 2) 窒素 20 mg/l 区と窒素 0 mg/l 区の窒素排出量の平均値の差
- 3) 土壌前歴無施肥区と施肥区の窒素排出量の平均の差

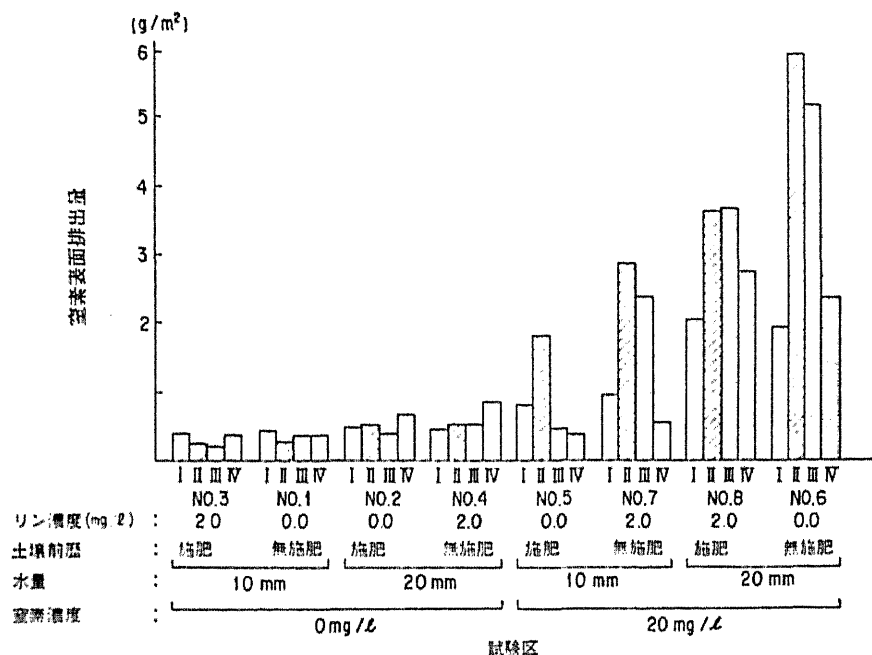


Fig. 2-3 要因別の窒素表面排出量
Nitrogen surface outflow of each factor

(1) I期

期間は5月15～22日(1986年)で、基肥施肥直後である。

窒素表面排出量に対する要因分析では灌漑水窒素濃度(以下窒素濃度と略す)の効果が大きく、次いで灌漑水量(以下水量と略す)の効果が大きい。窒素濃度と水量の相乗効果も有意ではないものの大であったので、個々の試験区を比較する。

Fig. 2-3を見ると、まず 窒素20mg/ℓ区の排出量は窒素0mg/ℓ区に比べ大きく、中でも水量20mm区は水量10mm区に比べて非常に大きい。窒素20mg/ℓの場合には水量の影響が大といえる。

窒素0mg/ℓの場合、他の要因に関わらず排出量に差が認められない。本試験の基肥が全層施肥であったためか、施肥窒素成分の流出は水量に影響されないという結果となった。

Fig. 2-4に施肥後の濃度推移を示すが、施肥後の窒素濃度変化は、窒素0 mg/ℓ (No.1) の場合にはあまりない。これは水量を少なくして灌漑水の滞留時間を長くしても、排出量はあまり減少しない可能性を示しており、上記結果と一致している。

(2) II期

この時期は5月23日～6月15日(1986年)である。要因分析によれば、窒素濃度の効果が特に大きく、有意差も窒

素濃度の効果にのみ認められた。窒素20mg/ℓと窒素0mg/ℓの差が顕著に大きかったことを示している。要因分析で有意とならなかったが、Fig. 2-3によれば、水量20mmの排出量は水量10mmより多く、特に窒素20mg/ℓで効果が大きい傾向がある。また窒素20mg/ℓの場合に無施肥区の排出量が大きい傾向にある。

(3) III期

この時期は6月16日～7月9日(1986年)である。要因分析によるとリンを除く全効果が有意である。2因子間の相乗効果も認められる。

この時期に特徴的なのは、窒素20mg/ℓの試験区No.5, 7, 8, 6それぞれの間に差が認められること (Fig. 2-3) で、窒素20mg/ℓの場合は水量、土壌のいずれが異なっても排出量が大きく変化することを示している。

またNo.5が窒素20mg/ℓであるにも関わらず、窒素0mg/ℓの試験区とほぼ等しい排出量あるいはそれ以下の排出量になっている。これはたとえ窒素濃度が高くても土壌条件が前歴施肥で水量が少なければ、排出量が少なくなる可能性を示している。

(4) IV期

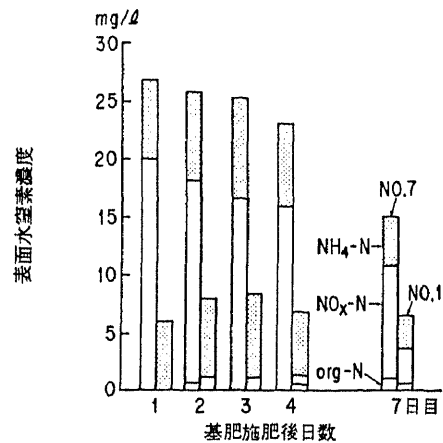


Fig. 2-4 基肥施肥後の窒素濃度推移
Decrease of nitrogen concentration
after initial fertilizing
(No.1(F₁N₁P₁S₂), No.7(F₁N₂P₂S₂),
5月16日～5月22日) 1986年

この時期は7月10日～9月28日である。要因分析で見ると、これまでの期と異なり、水量の効果が最も大きく有意であり、また窒素濃度の効果及び水量と窒素濃度の相乗効果も有意である。土壌の効果はⅢ期と異なり認められなかった。

水量20mm区は水量10mm区に比べて排出量が多い傾向にあり、特に窒素20mg/ℓのNa 6, 8は他の試験区に比べ非常に多い。またNa 5, 7は窒素20mg/ℓであるにもかかわらず、水量20mmであるNa 2, 4より排出量が少なくなっている。以上からこの期は窒素濃度が高く水量が多い場合に排出量が多くなりやすいが、窒素濃度が高くても水量によっては排出量が非常に少なくなるといえる。

この期には窒素0mg/ℓ区で追肥を行ったので、次にその影響を調べる。追肥後6日間についての要因分析結果はⅣ期とほぼ同じであったが、水量20mmの場合(Na 2, 4)には窒素20mg/ℓ区よりやや排出量が多かった。Fig. 2-5に追肥後の窒素濃度の推移を示す。窒素は最初高濃度であったが、急速に低下し、水量20mmで追肥直後(3日後)の排出量は0.3 g/m²にとどまった。Ⅳ期全体でのNa 3, 1(水量10mm)の排出量平均値とNa 2, 4(水量20mm)の排出量平均値の差は0.4 g/m²で窒素0mg/ℓにおける水量による排出量の差の大部分は追肥直後の排出量の差によると考えられる。以上は追肥によって表面水窒素濃度が高くなった場合でも水量によっては排出量が非常に少なくなること示しており、これはⅣ期の特徴と一致する。

(5) 全灌漑期

要因分析によると窒素濃度の効果が最も大きく、有意であり、水量、土壌、水量と窒素濃度の相乗効果、窒素濃度

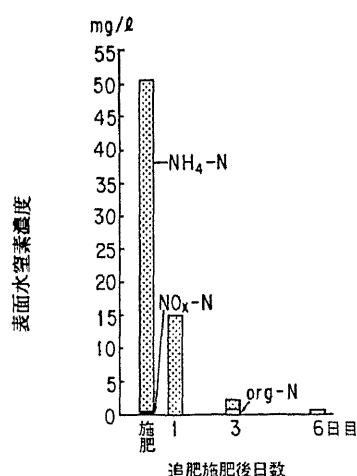


Fig. 2-5 追肥施肥後の窒素濃度推移
Decrease of nitrogen concentration
after additional fertilizing
(Na1(F₁N₁P₁S₂), 8月20日～8月26日)
1986年

と土壌の相乗効果の各要因効果も認められた。

窒素0mg/ℓで水量による差が認められる。窒素20mg/ℓ区は窒素0mg/ℓ区に比べ大であり、窒素20mg/ℓ区の中ではまず水量、ついで土壌による差が大きい。

全灌漑期を通して見ると、排出量は水量、窒素濃度、土壌の3要因全てに影響されると言える。

(6) 非灌漑期の浸透量

灌漑水の硝酸態窒素濃度が高い場合、非灌漑期の窒素浸透量が多くなる可能性が指摘されているが¹⁰⁾、本実験においてはいずれの要因も有意とならなかった。

(7) 灌漑水リン濃度の影響

I～IV期、全灌漑期及び非灌漑期を通して灌漑水リン濃度の窒素表面排出量及び浸透量に対する効果は認められなかった。

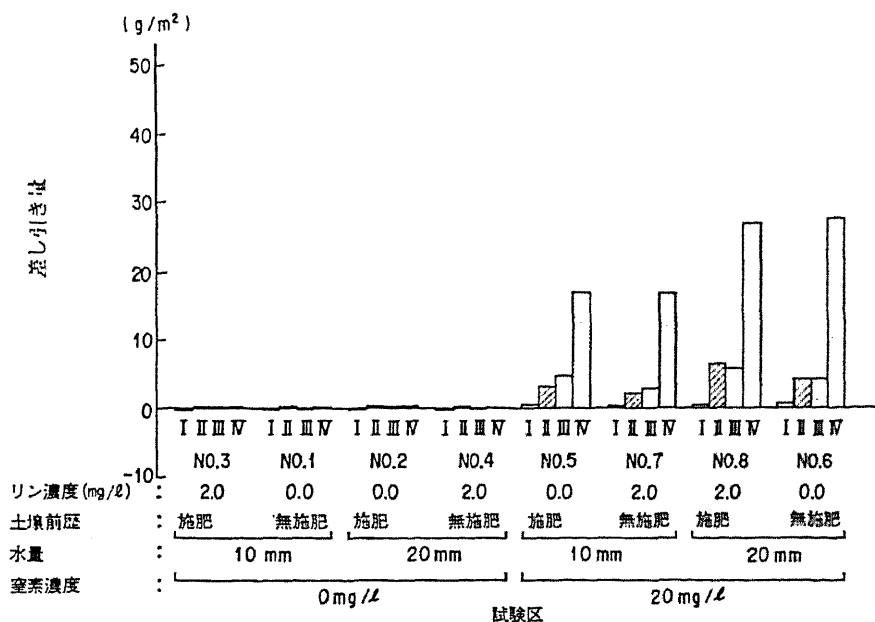


Fig. 2-6 要因別の窒素差し引き量
Nitrogen balance (removal) of each factor

4) 差し引き量に対する要因効果の時期別分析

Fig. 2-6に前節で用いたのと同じ時期別の差し引き量（灌漑水による供給量—表面排出量）を示す。差し引き量は水稻による吸収や脱窒などによる浄化量を示す。また要因分析結果をTable2-6に示す。

(1) I期

要因分析によると窒素濃度の効果のみ有意であった。Fig. 2-6によると差はわずかであるが、窒素20mg/ℓが窒素0mg/ℓに比べて多い。この時期には土壌、水量にかかわらず、窒素濃度が大きな影響を差し引き量に与える。また窒素0mg/ℓ区では差し引き量がマイナスになっており、これは基肥の影響であろう。

(2) II期

Fig. 2-6によると、窒素濃度による差が大きく、窒素 20mg/ℓでは水量、土壌による差も見られるが、要因分析ではI期と同様窒素濃度の効果のみ有意となった。この時期はI期と同様、土壌、水量にかかわらず、窒素濃度が大きな影響を差し引き量に与えた。

Table 2-6 窒素差し引き量に対する各要因の効果
Factorial effects on Nitrogen balance (removal)

(単位: N g/m²)

期 間 (月日)	要 因			因		最小有意差 L. s. d
	灌漑水量の効 ¹⁾ 果	灌漑水窒素濃 ²⁾ 度の効果	土壌の前歴の ³⁾ 効果	灌漑水量と窒素 濃度の相乗効果	窒素濃度と土壌の 前歴の相乗効果	
I期 (5.15~5.22)	0.12	0.70**	-0.01	0.03	-0.01	0.26
II期 (5.23~6.15)	1.30	3.78**	-0.84	1.23	-0.83	1.38
III期 (6.16~7.09)	0.57**	4.29**	-0.93**	0.59**	-0.79**	0.21
IV期 (7.10~9.28)	5.14**	21.88**	0.01	5.16**	0.10	0.64
全灌漑期 (5.15~9.28)	7.14**	30.65**	-1.75**	6.99**	-1.55**	0.32

* 5% 有意, ** 1% 有意

- 1) 水量 20 mm 区と水量 10 mm 区の窒素差し引き量の平均値の差
- 2) 窒素 20 mg/ℓ 区と窒素 0 mg/ℓ 区の窒素差し引き量の平均値の差
- 3) 土壌前歴無施肥区と施肥区の窒素差し引き量の平均値の差

(3) III期

要因分析によると、水量、窒素濃度、土壌、水量と窒素濃度の相乗効果（水量と窒素濃度の組み合わせ）、窒素濃度と土壌の相乗効果のいずれも有意となった。

窒素0mg/ℓ区では水量、土壌の違いによる差し引き量の差はほとんどない。しかし土壌無施肥区では差し引き量はマイナスになっている。窒素 20mg/ℓ区は、窒素0mg/ℓ区に対して大きく、窒素 20mg/ℓの中では、まず無施肥区の差し引き量が少なく、次いで水量が差し引き量に影響している。

この時期は、窒素濃度が高い場合差し引き量が多くなり、特に施肥区では水量を多くすることが差し引き量を増加させた。

(4) IV期

要因分析によると、窒素濃度の効果が大きく、有意であり、次いで水量、水量と窒素濃度の相乗効果が有意であった。

窒素0mg/ℓ区では他の因子による差は認められなかった。窒素 20mg/ℓ区の差し引き量は窒素0mg/ℓ区に比べ多くなっており、中で水量が多い場合に差し引き量が多くなっている。土壌による差は認められない。

したがって、この時期は、窒素濃度が高い場合には差し引き量が多く、特に水量を多くすることが差し引き量を多くした。

(5) 全灌漑期

要因分析によると、窒素濃度の効果が明らかに有意で、水量、土壌、水量と窒素濃度の相乗効果、窒素濃度と土壌の相乗効果も認められる。

窒素0mg/ℓ区内では他の因子による差はほとんどなく、差し引き量はマイナスになる傾向にある。窒素 20mg/ℓは窒素0mg/ℓにくらべ明らかに多く、窒素 20mg/ℓの中では、水量による差、次いで土壌による差が大きい。

全灌漑期では、窒素濃度が高い場合には差し引き量が多く、その量は水量、次いで土壌の条件に影響される。

なお I～IV 期及び全灌漑期通して、灌漑水リン濃度の差し引き量に対する効果は認められなかった。

5) 収量に対する要因効果

収量に対する効果のうち窒素 $0\text{mg}/\ell$ を窒素 $20\text{mg}/\ell$ にすることの効果は、玄米重で $180\text{kg}/10\text{a}$ 増収と最も大であり、他の要因の効果は絶対値で $50\text{kg}/10\text{a}$ 以内と小であった。2 要因間の交互作用を誤差として分散分析すると、灌漑窒素濃度の効果のみが 1% の危険率で有意となり、他の要因は 10% の危険率でも有意とならなかった。最小収量は玄米重で $318\text{kg}/10\text{a}$ ($\text{Na}_3:\text{F}_1\text{N}_1\text{P}_2\text{S}_1$)、最大収量は $612\text{kg}/10\text{a}$ ($\text{Na}_6:\text{F}_2\text{N}_2\text{P}_1\text{S}_2$) であった。分けつ数、穂数は窒素 $20\text{mg}/\ell$ 区で多かったが、千粒重は窒素 $0\text{mg}/\ell$ 区のほうが重い傾向にあった。分けつ数などが収量に大きく影響したと思われる。窒素流入量の増加による減収はなかった。また倒伏も起こらなかった。小川ら⁹⁾ は水稻が正常な生育相を示し、適正な玄米収量を得るための灌漑水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の限界を、標肥、生わら施用の条件で $5\sim 6\text{mg}/\ell$ としている。国松ら¹⁰⁾ は水稻に日本晴を用いた場合、無施肥条件で灌漑水 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度 $20\text{mg}/\ell$ で収量が最大になったことを報告している。

本実験の条件下では、灌漑水 $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度の収量に与える効果は、国松らの報告に近いものとなった。

6) 水稻の生育経過

Fig. 2-7 に草丈と分けつ数の推移例を示す。 Na_3 ($\text{F}_1\text{N}_1\text{P}_2\text{S}_1$) の場合、草丈は 8 月下旬まで直

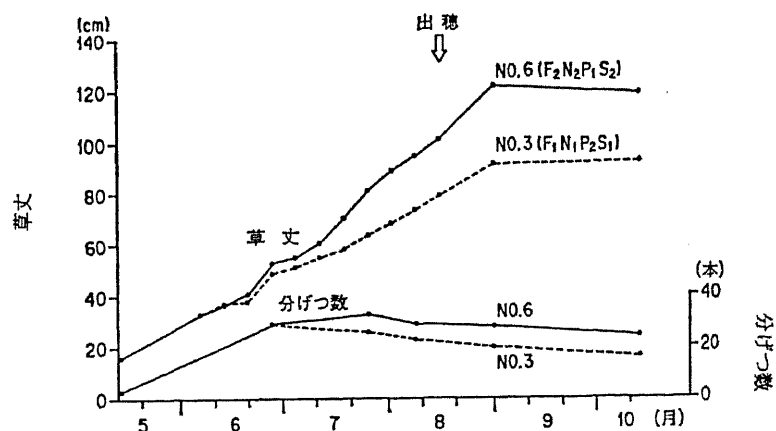


Fig. 2-7 稲の生育経過

Growth of rice

注) 分けつ数は 1 株当たりの総数である

線的に伸びた後一定値を保ち、分けつは6月下旬までであった。Na 6 ($F_2N_2P_1S_2$)の場合も、草丈は8月下旬まで伸びたが6月中旬以後は以前に比べ伸びが大きかった。分けつは7月下旬までであったが、6月下旬以降はわずかであった。他の試験区もほぼ同様であった。出穂は8月中旬であった。

表面排出量に対する生育の変化の要因効果の対応は、4つの期には一定していなかった。

1.4 考察

まず時期によって要因効果の異なる原因について検討する。

水量10mm（滞留時間6日）と水量20mm（滞留時間3日）の試験区の窒素濃度を時系列的につなぐことで、灌漑後6日間（1サイクル）における水田表面水中の窒素濃度変化の推定を試みた。時期ごとの1サイクルにおける濃度変化をFig. 2-8に示す。

灌漑水窒素0mg/ℓ区（Na 1, 2, 3, 4）については濃度変化はいずれの時期にも見られない。窒素 20mg/ℓ区（Na5, 6, 7, 8）について見ると窒素濃度は、I期では徐々に減少している。II期では3日以降の減少はなく、土壌条件による差が見られる。III期では常に減少し、土壌条件によって減少速度が異なる。IV期では3日まで急速に減少し、その後一定値を保つ。灌漑水リン濃度は窒素濃度変化に影響していない。これらの濃度変化パターンは各期の要因分析結果を説明できる。

時期によって要因の効果が異なるのは、濃度変化パターンを変化させる他の原因があり、それが時間的に変化することを示している。水田表面水の窒素濃度が変化することには、脱窒、水稻による吸収、藻類の繁殖による吸収などが考えられ^{9, 11, 12)}、これらの能力が時期によって異なる原因としては、温度や水稻の成長段階などが挙げられる。今回の実験によって、時期を分けることで濃度の時間的変化を把握できることがわかったが、多くの水田で年々時期を正しく分けるには、上記の要素で構成される水田表面水窒素濃度の変化機構を解明する必要がある、今後の課題である。今回、水稻の生育経過のみでは時期を説明できなかったことから、水稻による吸収以外の要

素についても注目する
必要があると思われる。

またリン濃度の窒素
排出量や収量に対する
効果が認められなかつたことは、表面水中の
リンが水稻による窒素
吸収に影響しないこと
を示唆しており、土壌
からの水稻へのリンの
供給などを考慮した検
討が必要であろう。

次に水田からの窒素
排出量及び差し引き量
と収量の関連を見る。
差し引き量（水稻によ
る吸収や脱窒などの浄
化能）を大とすること
を目標とする場合は、
灌漑水窒素濃度が高い
方が差し引き量が大き

ありかつ収量も多い。収量を確保しながら排出量（窒素流出負荷）を小とすることを
目標とする場合には、本実験から得られた条件と増収は一致しないことが多いが、時
期によっては灌漑水窒素濃度が高くても土壌や水量の条件によって、窒素濃度が低い
場合と同程度の排出量にすることができる。高収量を得るためにはどの時期に窒素高

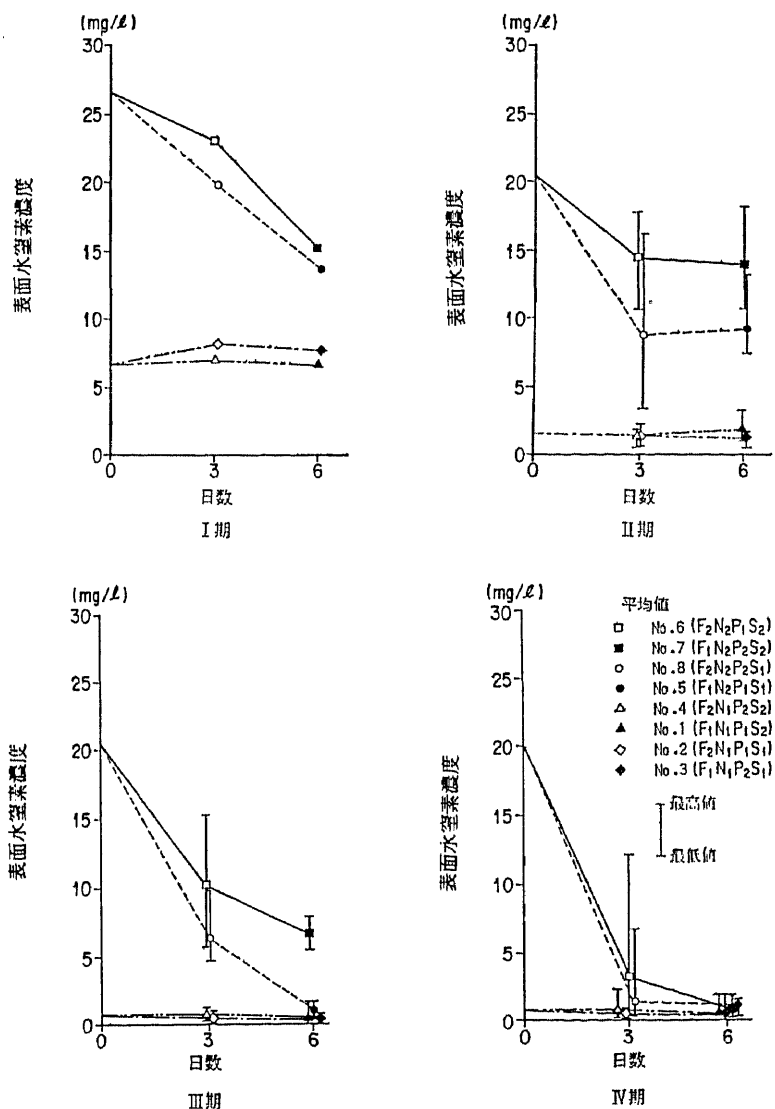


Fig. 2-8 期別表面水窒素濃度の1サイクル内変化
One cycle changes of surface water nitrogen concentration in each sub-period

濃度水を灌漑したらよいかといった収量と水田の条件に関する詳しい検討も今後必要となる。

次に排出量と差し引き量の関連について検討する。排出量を減らすことと差し引き量を増加させることは本実験結果では矛盾することが多い。Ⅰ期で水量を減らすこと、Ⅲ期で土壌前歴を施肥区にすること、Ⅳ期で灌漑水窒素濃度を高くすることが排出量と差し引き量制御で矛盾しない因子であるが、各期とももっとも効果の大きかった因子は排出量減少と差し引き量増加に相反するものとなった。

流域の望ましい水質と水質の浄化効率を整合させるためには水田からの排出量と差し引き量の両者がある最適値に制御する必要があるが、これはかなり困難な作業になると思われる。

また基肥施用後の排出量と灌漑水量の関連について検討する。基肥後の排出量に水量は影響しなかった。全層施肥の場合には窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) の大部分は土壌に保持されていると考えられ、また表面水と窒素をやりとりする土壌はごく表面に限られることが指摘されている²²⁾。そのため基肥の表面水窒素濃度に与える影響が小さくなり、水量が影響しなかったと考えられるが、検討が必要であろう。

なお、本研究では灌漑水中窒素として硝酸態、リンとしてリン酸態を用いたが、水田に流入する窒素・リンがアンモニア態や有機態である場合には結果が異なることが予想されるので、別途検討が必要であろう。

1.5 要約

本研究では、灌漑水量、灌漑水窒素・リン濃度、土壌の前歴の4因子が窒素収支に与える影響を、要因分析を用いて検討した。

①表面排出量の点から見ると、灌漑期は要因効果のほぼ等しい4期に分けられ、それぞれ以下の要因が支配的である。Ⅰ期では窒素濃度と水量、Ⅱ期では窒素濃度、Ⅲ期では水量、窒素濃度、土壌、Ⅳ期では水量。非灌漑期には要因の効果は見られなかった。

②浄化量について同じく4期に分けると、それぞれ以下の要因が支配的であった。Ⅰ期では窒素濃度、Ⅱ期では窒素濃度、Ⅲ期では水量、窒素濃度、土壌、Ⅳ期では窒素濃度、水量であった。

③窒素濃度の高い灌漑水など増収と差し引き量増加の水田条件は一致するが、排出量減少の条件とは一致しないことが多い。

④排出量減少と差し引き量増加の水田条件は多く矛盾し、両者を満足させることは困難である。

⑤期別に要因効果が変わる原因の解明には、水田表面水窒素の変化機構の解明が今後の課題である。

2. 用水及び土壌条件が水田のリン収支に及ぼす影響

2.1 はじめに

前節において、灌漑水量，灌漑水窒素・リン濃度及び土壌の前歴の4因子が水田窒素収支に与える影響を，要因分析を用いて解析し，時期によって各要因の効果が異なることを明らかにした。本章では窒素と並んで重要な水質項目であるリンについて^{3-14, 23)}，前節と同じ手法で分析する²⁴⁾。

2.2 実験方法

測定した水質項目がリンである以外は前節と同じ実験である。取り上げた因子は灌漑水量 (F)，灌漑水窒素濃度 (N)・リン濃度 (P) 及び土壌の前歴 (S) の4つであり，それぞれTable2-1のように2水準を設定し，ラインメーター8基にランダムに割り付けた。

リン酸態リン ($\text{PO}_4 - \text{P}$)，全リン (T-P) はテクニコンオートアナライザーを用いて分析した。T-Pは細見ら²¹⁾の方法で分解したのち分析した。T-Pから $\text{PO}_4 - \text{P}$ を除いたものを有機態リン (org - P) とした。

要因効果の分析において分散分析の基準となる誤差分散は¹⁷⁾，

$$V_e = (S_{FS} + S_{FN}) / 2$$

ここに V_e : 誤差分散

S_{FS} : 水量と土壌の前歴の交互作用の平方和

S_{FN} : 水量と窒素濃度の交互作用の平方和

これは，水量と土壌の前歴の交互作用と水量と窒素濃度の交互作用を，誤差と考えたものである。

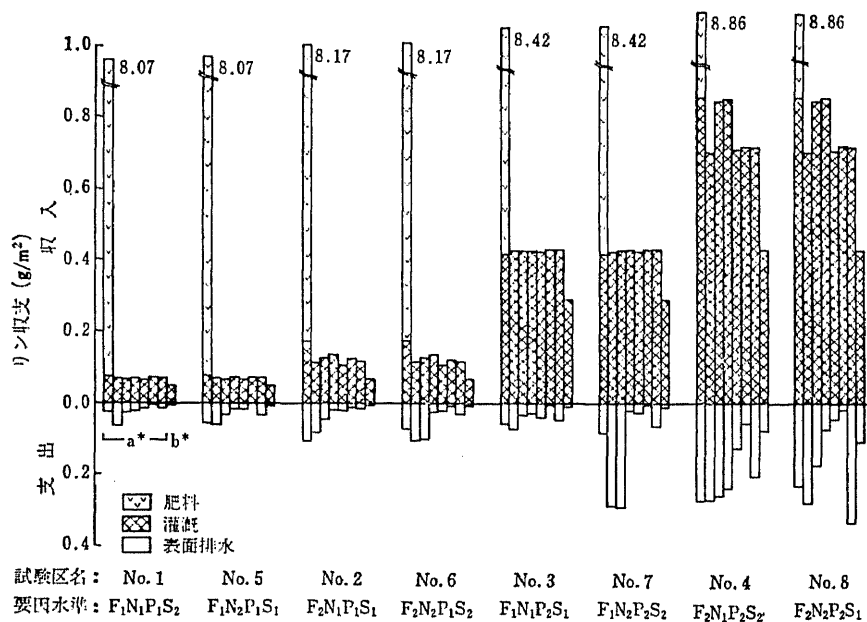
2.3 実験結果

1) 水収支

水収支をTable2-4に示す。水収支からみて実験水田は湿田の性格が強い。

2) リン収支

18日ごとのリン収支をFig. 2-9に示す。降雨による収入と浸透による支出は無視できる量であったので、降雨と浸透による収支及び収支が降雨と浸透のみであった非灌漑期の収支は示していない。



添え字:水準	1	2
F:灌漑水量 (mm/day)	10	20
N:窒素濃度 (mg/l)	0	20
P:リン濃度 (mg/l)	0.0	2.0
S:土壌の前歴	施肥	無肥

Fig. 2-9 リン収支の経時変化
 Annual changes of phosphorus balance
 * aは 5月15日～ 9月19日を18日ごとに分けた。
 bは 9月20日～ 9月28日である。

支出は経時的に大きく変化しているが、収入量がほぼ同量であっても時期によって支出が異なっており、支出の変化は収入の変化のみでは説明できない。また収入が多い試験区ほど支出が多い傾向にあるが、収入量が異なっても支出が各試験区でほぼ等しい時期があり、単純に収入量からのみでは支出量の大小は推定できない。

よって次節以降では、表面排出量及び差し引き量（ここでは灌漑水による収入から表面排出による支出を引いたものでいわゆる浄化量にあたる）に与える各要因の影響を調べる。

なおリン浸透量は少なかったので以降の分析対象から除いた。ただし非灌漑期の支出は浸透のみであるのでリン浸透量について分析した。

3) 表面排出量に対する要因効果の時期別分析

6日ごとに要因分析を行ったところ、各要因の効果がほぼ一定である4つの時期に、灌漑期は分かれた。これを順にI～IV期とする。これに排水が浸透のみの非灌漑期を加えた5つの期について検討し、結果をTable 2-7に示す。また期別、試験区別の表面排出量をFig. 2-10に示す。

Table 2-7 リン排出量に対する各要因の効果
Factorial effects on phosphorus outflow

排出経路	期間 (月日)	要 因					最小有意差 l.s.d.
		灌漑水量の 効果 ^a	灌漑水窒素濃 度の効果 ^b	灌漑水リン濃 度の効果 ^c	土壌の前歴の 効果 ^d	灌漑水量とリン 濃度の相乗効果	
表面排出							
	I期 (5.15~5.28)	0.082**	-0.004	0.048*	-0.006	0.043*	0.033
	II期 (5.29~7.9)	0.143	0.120	0.336	0.159	0.058	0.484
	III期 (7.10~9.1)	0.114	-0.075	0.124	0.068	0.099	0.300
	IV期 (9.2~9.28)	0.147*	0.056	0.181*	-0.038	0.148*	0.145
	全灌漑期 (5.15~9.28)	0.487	0.095	0.691*	0.183	0.347	0.569
浸 透							
	非灌漑期 (9.29~1987.5.7)	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.008

* 5% 有意. ** 1% 有意.

^a 水量 20 mm 区と水量 10 mm 区のリン排出量の平均値の差.

^b 窒素 20 mg/l 区と窒素 0 mg/l 区のリン排出量の平均値の差.

^c リン 2.0 mg/l 区とリン 0.0 mg/l 区のリン排出量の平均値の差.

^d 土壌の前歴無施肥区と施肥区のリン排出量の平均値の差.

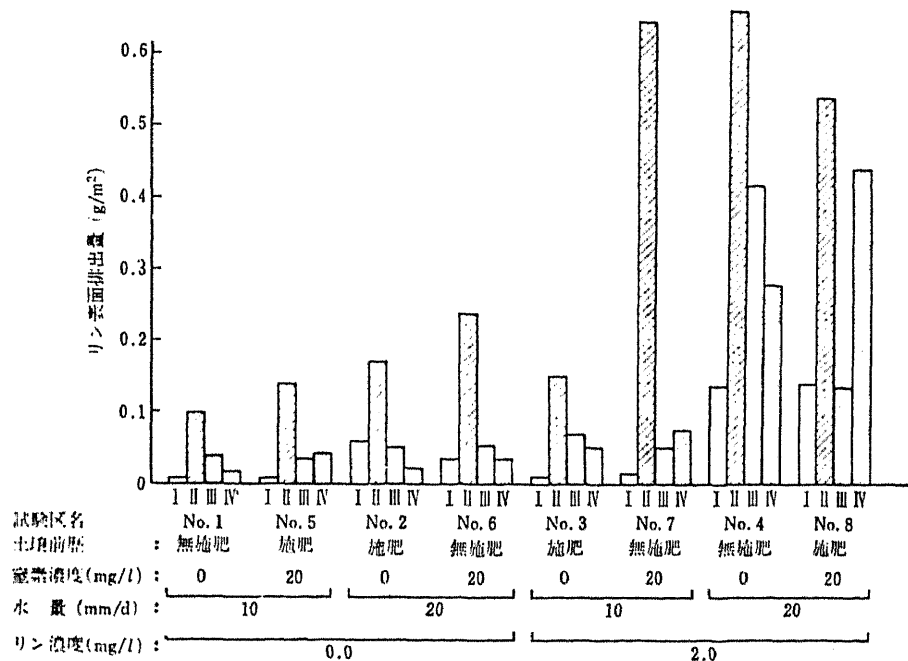


Fig. 2-10 要因別のリン表面排出量
Phosphorus surface outflow of each factor

(1) I期

期間は5月15～28日であり、基肥施肥直後を含む。

要因効果では水量の効果が最も大きく、ついでリン濃度と、水量とリン濃度の相乗効果が大であった。

Fig. 2-10を見ると、リン2.0mg/lで水量20mmの試験区の排出量が多い。またリン2.0mg/lであっても水量10mmの試験区の排出量は、リン0.0mg/lで水量20mmの試験区よりも小であった。これはリン濃度が高くても水量が少なければ排出量が少なくなることを示している。

次に基肥の影響を見る。Fig. 2-11に基肥施肥後の表面水リン濃度の推移を示す。基肥施肥1日後の表面水リン濃度は灌漑水リン濃度とほぼ等しく、施肥リン成分の表面水への溶出量は少なかったと考えられる。表面水リン濃度は灌漑水リン濃度にかかわ

らず経時的に減少しており、2日目以降も施肥リン成分の表面水への溶出は少なかったと考えられ、施肥リン成分の流出は直接には要因効果に影響を与えなかったと推定される。

(2) II期

この時期は5月29日～7月9日である。要因分析によるとリン濃度の効果が最も大であり、次いで土壌前歴、水量、窒素濃度の効果が大きであるがいずれも有意とはならなかった。Fig. 2-10によるとリン2.0mg/lで水量20mmの試験区の排出量が非常に大きいですが、水量10mmであるNo.7の排出量も非常に大きくなった。それ以外の試験区はほぼ等しい排出量であるが、窒素20 mg/l区の方が排出量が多い傾向にあった。また各試験区とも他の時期に比べて1日当たりの表面排出量が多い傾向にあった。

この時期は表面水が茶色や緑色を呈することが多く観察され、表面水中での藻類などの生物の増殖が盛んであったことを示している。

Fig. 2-12にNo.7 (F₁N₂P₂S₂), No.4 (F₂N₁P₂S₂), No.8 (F₂N₂P₂S₁)の表面排出水中リンの形態別割合を示す。No.4に比べ、No.7, No.8はorg-Pの割合が多く、とくにNo.7は排出リンのほとんどがorg-Pであった。No.7と8は共に窒素20 mg/l区であり、表面水中の窒

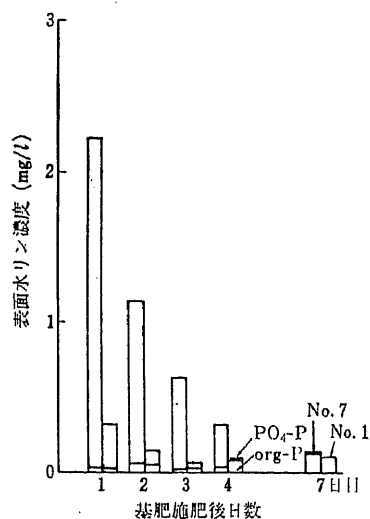


Fig. 2-11 基肥施肥後のリン濃度推移
Decrease of phosphorus concentration
after initial fertilizing
(No.1(F₁N₁P₁S₂), No.7(F₁N₂P₂S₂),
5月16日～5月22日)

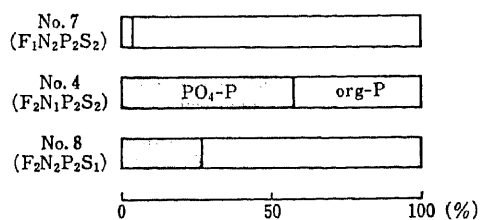


Fig. 2-12 II期の表面排出量におけるリンの形態
Forms of phosphorus in surface outflow at period II

窒素量がorg - P量に大きく影響したと考えられる。

また、この時期は前節の結果より土壌前歴が無施肥の場合に表面水中の窒素量が施肥区に比べ多くなるから、Na 7の表面水中窒素は他の試験区に比べ多かったと推定される。このためNa 7の表面水中にorg - Pが特に多くなったと考えられる。窒素20 mg/ℓで土壌前歴無施肥区の場合に排出量が大となることは、Na 6 (F₂N₂P₁S₂)の排出量がリン0.0mg/ℓ区の中で特に大であったことから裏付けられる。

org - Pの割合が増加するとPO₄ - Pの割合は減少するから、PO₄ - Pの土壌固定量や水稻による吸収量が減少してNa 7の排出量が大になったと考えられるが、詳細は不明である。

以上からこの時期は、基本的には灌漑水リン濃度が高くても水量が多い場合にリン排出量が大となるが、表面水窒素濃度が高い場合にもリン排出量が大となった。

(3) III期

この時期は7月10日～9月1日である。要因効果で見ると、水量とリン濃度の効果が大きであった。Fig. 2-10によるとリン2.0mg/ℓで水量20mmの試験区の排出量が大であり、中でもNa 4 (F₂N₁P₂S₂)の排出量は大であった。その他の試験区の排出量はほぼ等しかった。灌漑水リン濃度が高くても水量が小であれば、排出量が少なくなることを示している。

(4) IV期

この時期は9月2～28日である。要因効果で見ると、灌漑水リン濃度の効果が最も大であり、次いで灌漑水量と、灌漑水量とリン濃度の相乗効果が大きく、いずれも有意であった。Fig. 2-10によると、リン2.0mg/ℓで水量20mm、リン2.0mg/ℓで水量10mm、リン0.0mg/ℓの試験区の順に排出量が大であった。リン0.0mg/ℓの試験区内では水量による差は認められなかった。リン濃度と水量がそれぞれ排出量に影響したことを示している。

(5) 全灌漑期

要因分析によると灌漑水リン濃度の効果が最も大で有意であり、次いで灌漑水量の効果が大きかった。全灌漑期を通してみると、リン排出量にはリン濃度が最も影響し、ついで水量が影響した。

(6) 非灌漑期の浸透量

非灌漑期の水の支出は浸透のみであったが、要因分析によると、非灌漑期のリン浸透量には、いずれの要因効果も認められなかった。

4) 差し引き量に対する要因効果の時期別分析

Fig. 2-13に時期別の差し引き量（灌漑水による供給量—表面排出量）を示す。また要因分析結果をTable2-8に示す。

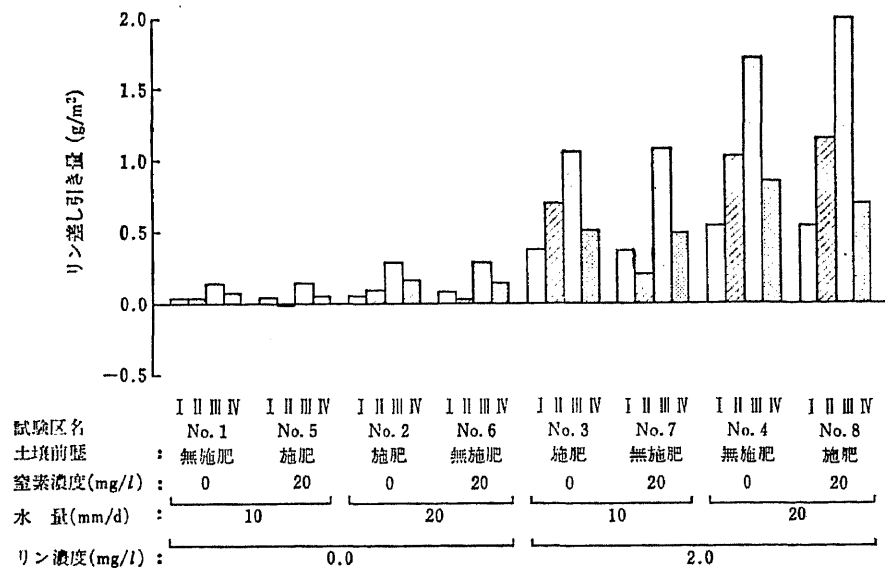


Fig. 2-13 要因別のリン差し引き量
Phosphorus balance (removal) of each factor

Table 2-8 リン差し引き量に対する各要因の効果
Factorial effects on phosphorus balance (removal)

(P g/m²)

期間 (月日)	要 因					最小有意差 l.s.d.
	灌漑水量の 効果 ^a	灌漑水窒素濃 度の効果 ^b	灌漑水リン濃 度の効果 ^c	土壌の前歴の 効果 ^d	灌漑水量とリン 濃度の相乗効果	
I 期 (5.15~5.28)	0.101**	0.006	0.407**	0.006	0.072*	0.036
II 期 (5.29~7. 9)	0.344	-0.121	0.733*	-0.160	0.295	0.489
III 期 (7.10~9. 1)	0.465*	0.073	1.257**	-0.067	0.322*	0.293
IV 期 (9. 2~9.28)	0.184*	-0.056	0.539**	0.038	0.092	0.145
全灌漑期 (5.15~9.28)	1.086*	-0.104	3.293**	-0.189	0.786*	0.544

* 5% 有意, ** 1% 有意.

^a 水量 20 mm 区と水量 10 mm 区のリン差し引き量の平均値の差.

^b 窒素 20 mg/l 区と窒素 0 mg/l 区のリン差し引き量の平均値の差.

^c リン 2.0 mg/l 区とリン 0.0 mg/l 区のリン差し引き量の平均値の差.

^d 土壌の前歴無施肥区と施肥区のリン差し引き量の平均値の差.

(1) I 期

要因分析によると灌漑水リン濃度の効果が非常に大きく、次いで灌漑水量と、灌漑水量とリン濃度の相乗効果が大で、いずれも有意であった。Fig. 2-13を見ると、リン 2.0mg/l 区はリン 0.0mg/l 区に比べ非常に差し引き量が大であり、リン 2.0mg/l 区のなかでは水量 20mm 区の差し引き量が大きかった。リン 0.0mg/l 区の中でも水量 20mm 区の差し引き量が多い傾向にあった。

この時期の差し引き量はまずリン濃度で決まり、次いで水量に影響されたが、水量の効果はリン濃度に比べ小さかったことを示している。

(2) II 期

要因分析によると灌漑水リン濃度の効果が最も大で有意であり、次いで灌漑水量の効果が大であった。Fig. 2-13によると、リン 2.0mg/l 区の差し引き量はリン 0.0mg/l 区に比べて大きく、特に水量 20mm 区で大であるが、Na 7 の差し引き量はリン 2.0mg/l 区の中で非常に小さい。リン 0.0mg/l 区の中では水量 20mm 区の差し引き量が大い傾向があり、また窒素 20 mg/l 区の差し引き量が小さい傾向にあった。

Na 7 の差し引き量が小であったのは、3) の (2) で述べたように org - P が増加してリン排出量が増加したためと考えられる。

この時期の差し引き量はまずリン濃度で決まり、次いで水量に影響されたが、その効果はリン濃度に比べ小さく、また表面水窒素濃度が高いと差し引き量が小となったことを示している。

(3) III期

要因分析によると灌漑水リン濃度の効果が非常に大きく、次いで灌漑水量と、灌漑水量とリン濃度の相乗効果が大で、いずれも有意であった。Fig. 2-13を見ると、リン2.0mg/ℓ区はリン0.0mg/ℓ区に比べ非常に差し引き量が大であり、リン2.0mg/ℓ区のなかでは水量20mm区の差し引き量が大きかった。リン0.0mg/ℓ区の中でも水量20mm区の差し引き量が多かった。

この時期の差し引き量はリン濃度と水量に大きく影響されたことを示している。

(4) IV期

要因分析によると灌漑水リン濃度の効果が非常に大きく、次いで灌漑水量の効果が大きで、いずれも有意であった。Fig. 2-13を見ると、リン2.0mg/ℓ区はリン0.0mg/ℓ区に比べ非常に差し引き量が大であり、リン2.0mg/ℓ区のなかでは水量20mm区の差し引き量がやや大きかった。リン0.0mg/ℓ区の中でも水量20mm区の差し引き量が多かった。

この時期の差し引き量はリン濃度と水量に大きく影響されたが、水量の効果はリン濃度に比べ小さかったことを示している。

(5) 全灌漑期

要因分析によると灌漑水リン濃度の効果が非常に大きく、次いで灌漑水量と、灌漑水量とリン濃度の相乗効果が大で、いずれも有意であった。

灌漑期を通して見ると、差し引き量はまずリン濃度で決まり、次いで水量に影響されたことを示している。リン濃度の高い用水を灌漑した方が水田におけるリンの浄化量を増やす結果となった。

5) 収量に対する要因効果

収量に対する要因効果は、2要因間の交互作用を誤差として分散分析すると、前節

で述べたように、灌漑水窒素濃度のみが有意であり、灌漑水リン濃度の効果は認められなかった。灌漑水によるリン供給量は収量に影響しない結果となった。

6) 水稻の生育経過

前節で述べたように、草丈は8月下旬まで伸びた後一定値を保ち、分けつは6~7月までであった。出穂は8月中旬であった。草丈の伸びが止まった時期とIV期は重なるが、その他の生育の変化は要因効果に基づく4つの期に対応しなかった。

値の小さかった水量と土壌前歴の交互作用及びリン濃度の効果を誤差として収穫時の分けつ数について分散分析すると、有意とはならなかったが、灌漑水窒素20 mg/l区と無施肥区の分けつ数が多い傾向にあった。

収穫時の草丈に対する要因効果を分けつと同様に分析すると、灌漑水窒素濃度、水量及び土壌前歴の効果が有意となった。

灌漑水窒素濃度と水量は窒素供給量に関係し、土壌前歴無施肥区では表面水窒素濃度が前節で述べたように施肥区に比べて高いため、水稻に対する窒素供給量が多いほど、分けつ数や草丈などの水稻生長量が多くなると考えられる。一方灌漑水によるリン供給量は水稻生長量には影響しない結果となった。

2.4 考察

まず時期によって要因効果の異なる原因について検討する。

表面水中のリンが水田中で減少する原因には、土壌による固定と水稻による吸収が考えられる。

リン表面排出量はI期に灌漑水量の影響を大きく受けた。これは水量が多い場合に表面水リン濃度の減少が小さくなったことを示している。I期は田植え直後であり、水稻によるリン吸収はわずかと考えられるから、土壌のリン固定能が水量の影響を大きく受けたと考えられる。表面水リン濃度の推移から見て (Fig. 2-11), 全層施肥された基肥リン成分のほぼ全てを土壌は固定したと考えられる。そのためにリン供給の頻度が多い場合に土壌リン固定能が低下したと推定されるが、詳細についてはさらに

検討が必要である。

Ⅱ期では灌漑水リン濃度のリン表面排出量に対する効果が大であったが、これは表面水中のリンの減少がⅠ期以上に小さかったことを示している。試験区ではNa 7の排出量が特に大きかったことが灌漑水リン濃度の効果を大きくした。この時期の特徴の一つはorg - Pの表面排出量が多かったことで、org - Pが多かったことは藻類などの増殖が盛んであったことを示している。Na 7の試験区では表面排出量の96% (0.62 g)がorg - Pであった (Fig. 2-12)。藻類の増殖は $PO_4 - P$ を減少させる¹²⁾。 $PO_4 - P$ と異なり、org - Pは土壌への固定や水稻による吸収に関与しないから、表面水中でorg - Pが増加すると、灌漑水量が少なく水田滞留時間が長い場合でも、表面水リン濃度は減少しない。そのため灌漑水リン濃度の効果が水量よりも大きくなったと推定される。この時期は条件によって増加する藻類などがリン表面排出量に影響したことを示している。

Ⅲ期では表面排出量に特に大きな効果のある要因は認められなかった。このことは表面水中のリン濃度が、灌漑水リン濃度が高く、水量が多い場合でも、急速に減少したことを示している。その原因として、水稻の生育の盛んな時期であり、水稻による吸収が盛んであったことと、Ⅱ期で表面水中においてorg - Pの増加が多く $PO_4 - P$ が少なかったために土壌固定能に余裕ができ、Ⅲ期で土壌による固定量が増えたことが推定される。後者については、Ⅱ期に $PO_4 - P$ が表面水に多かったNa 4のⅢ期におけるリン表面排出量が大であったことから裏付けられるが、さらに検討が必要であろう。つまりNa 4の排出量が特に大となったのは、Ⅱ期で表面水に $PO_4 - P$ が多かったために、Ⅱ期に $PO_4 - P$ を土壌が多く吸収し、Ⅲ期では $PO_4 - P$ に対する土壌吸収能がかなり低下していたためと思われるが、詳細は不明である。

Ⅳ期では表面排出量に対する灌漑水リン濃度、灌漑水量及び両者の相乗効果が大であった。これはリン供給量が多いほど、リン表面排出量が多くなることを示している。Ⅲ期に比べ、表面水中リンを減少させる能力が小さくなったと考えられる。水稻によ

るリン吸収が減少したためと推定されるが、今回の実験のみでは詳細は不明である。

以上から、時期によって表面排出量に与える各要因の効果が異なるのは、土壤による固定量、水稻による吸収量、藻類の増殖量が時期によって変化するためであり、リン表面排出量をより正確に推定するには、これらで構成される水田表面水リン濃度の変化機構を解明する必要がある。

次に水田からのリン排出量及び差し引き量と収量及び水稻生長量の関連をみる。要因分析によると収量には灌漑水窒素濃度が有意に影響したが、灌漑水リン濃度や水量が影響しなかった。水田からのリン排出量及び差し引き量が、灌漑水量やリン濃度によって変化しても、収量の増減には影響ないという結果となった。分けつ数や草丈についても灌漑水リン濃度は影響しなかった。分けつ数、穂数は窒素 20mg/ℓ 区で多かったが、千粒重は窒素0mg/ℓ 区のほうが重い傾向にあった。窒素濃度が分けつ数などを増加させて収量に大きく影響したと思われる。リンに関しては灌漑水に対する浄化能と水稻生長量に関係がない結果となった。

これは表面水中のリンが水稻の生長の律速要因となっていないことを示している。一方水稻によるリン吸収量は水稻のリン濃度¹⁶⁾ から $2 \sim 3 \text{ g/m}^2 \cdot \text{年}$ と推定され、これは施肥量に比べれば少量だが、灌漑水による供給に対しては多量である。水稻によるリン吸収については時期別の吸収量の他に、肥料や土壤有機物など水田のどの部分から何に由来するリンを吸収するのかについてもさらに検討が必要であろう。

次に排出量と差し引き量の関連について検討する。排出量を減らすことと差し引き量を増加させることは本実験結果では矛盾することが多いが、しいて両者を満足させる要因組み合わせを上げると、Ⅰ期では水量を少なくしてリンが高濃度の水を灌漑すること、Ⅱ期では水量を少なくしてリンが高濃度で窒素濃度が低い水を灌漑し、なおかつ土壤前歴が施肥であること、Ⅲ期では水量を少なくしてリンが高濃度の水を灌漑すること、Ⅳ期でも水量を少なくしてリンが高濃度の水を灌漑することになる。いずれの期でも排出量最小と差し引き量最大の条件は異なり、現実の流域水質管理におい

て、望ましい水質と水質浄化効率を整合させるには、厳密な水田の管理が必要となろう。リン欠乏を生じない水田において、あえて高濃度のリンを含む灌漑水を利用することは、水稻の生長の面からは必要ないが、農業用水のリン濃度が高い場合に、流域の条件によって水田の最適な管理法及び水田利用法が異なることが予想される。

2.5 要約

本節では、灌漑水量、灌漑水窒素・リン濃度、土壌の前歴の4因子が水田のリン収支に与える影響を、要因分析を用いて検討した。

- ①表面排出量の点から見ると、灌漑期は要因効果のほぼ等しい4期に分けられ、それぞれ以下の要因が支配的であった。Ⅰ期では水量、Ⅱ期ではリン濃度、Ⅲ期では特になく、Ⅳ期ではリン濃度と水量であった。非灌漑期には要因の効果は見られなかった。Ⅱ期においては、表面水の窒素濃度が高い場合にorg-P濃度が増加して、リン表面排出量が多くなった。
- ②浄化量について同じく4期に分けると、それぞれ以下の要因が支配的であった。Ⅰ期ではリン濃度、Ⅱ期ではリン濃度、水量、Ⅲ期ではリン濃度と水量、Ⅳ期ではリン濃度と水量であった。
- ③収量に対する灌漑水リン濃度の効果は認められなかった。
- ④排出量減少と差し引き量増加の水田条件は多く矛盾した。
- ⑤期別に要因効果が変わる原因の解明には、水田表面水リンの変化機構の解明が今後の課題である。

3. 用水及び土壌条件が水田のCOD相当有機物排出量に及ぼす影響

3.1 はじめに

窒素，リンと同様に水質汚濁の一要因である有機物負荷と水田の関係については報告が少ない。有機物負荷も窒素収支と同様に灌漑などの水田条件によって変化すると考えられるから，有機物負荷の実測例を増やすとともに有機物負荷と水田条件の関係を明らかにする必要がある。

ここでは有機物の指標としてCODを用いて²⁶⁾，これと水田条件の関係を2節，3節と同じ手法で分析した結果について報告する。

3.2 実験方法

測定した水質項目がCODである以外は前報と同じ実験条件である。取り上げた因子は灌漑水量(F)，灌漑水窒素(N)・リン濃度(P)及び土壌の前歴(S)の4つである。それぞれTable2-1のように2水準を設定し，国立公害研究所(1986年)内圃場に設置したライシメーター8基にランダムに割り付けた。

CODは適宜(3～6日おき)分析した。CODは過マンガン酸カリウム法²⁶⁾で分析した。なお原子吸光法による測定で鉄はほとんど検出されなかったので，試料水に二価鉄は含まれておらず，CODは二価鉄の影響を受けていないと考えた。

要因効果の分析において分散分析の基準となる誤差分散¹⁷⁾は，

$$V_e = (S_{FN} + S_{FP}) / 2$$

ここに V_e : 誤差分散

S_{FN} : 水量と窒素濃度の交互作用の平方和

S_{FP} : 水量とリン濃度の交互作用の平方和

これは，要因効果が比較的小であった水量と窒素濃度の交互作用と水量とリン濃度の交互作用を，誤差と考えたものである。

3.3 実験結果

1) 水収支

水収支をTable 2-4 に示す。水収支からみて実験水田は湿田の性格が強かった。

2) COD収支

18日ごと（水入れ換え期間6日の3回分）のCOD収支をFig. 2-14に示す。降雨による収入と浸透による支出は無視できる量であったので、降雨と浸透による収支、及び収支が降雨と浸透のみであった非灌漑期の収支は示していない。

収入は井戸水（平均COD 1.6 mg/ℓ）によるものであるが、各ライシメーターとも支出に比べ少量でほぼ等しく、経時変化も少ないが、支出はライシメーター間で大きな差があり、経時的にも大きく変化している。

よって次節以降では、時期別に表面排水によるCOD排出量（以下表面排出量）に与える各要因の影響を調べる。

なお浸透水によるCOD排出量は非灌漑期を含め少なかったので以降の分析対象から除いた。

3) 表面排出量に対する要因効果の時期別分析

6日ごとに要因分析を行ったところ、各要因の効果がほぼ一定である4つの時期に、灌漑期は分かれた。これを順にⅠ～Ⅳ期とする。これについて検討し、結果をTable 2-9に示す。また期別、試験区別の表面排出量をFig. 2-15に示す。

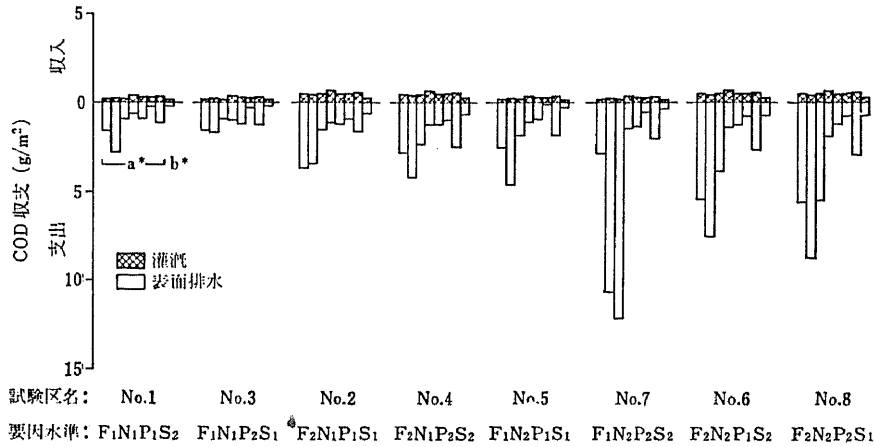
(1) Ⅰ期

期間は5月15～22日であり、基肥施肥直後である。

要因効果では水量の効果のみが大であった。Fig. 2-15を見ても、わずかではあるが水量20mm区が水量10mm区にくらべ排出量が多くなっている。この時期は水量のみがCOD排出量に影響したと言える。

(2) Ⅱ期

この時期は5月23日～7月9日である。要因分析によると窒素濃度の効果が最も大



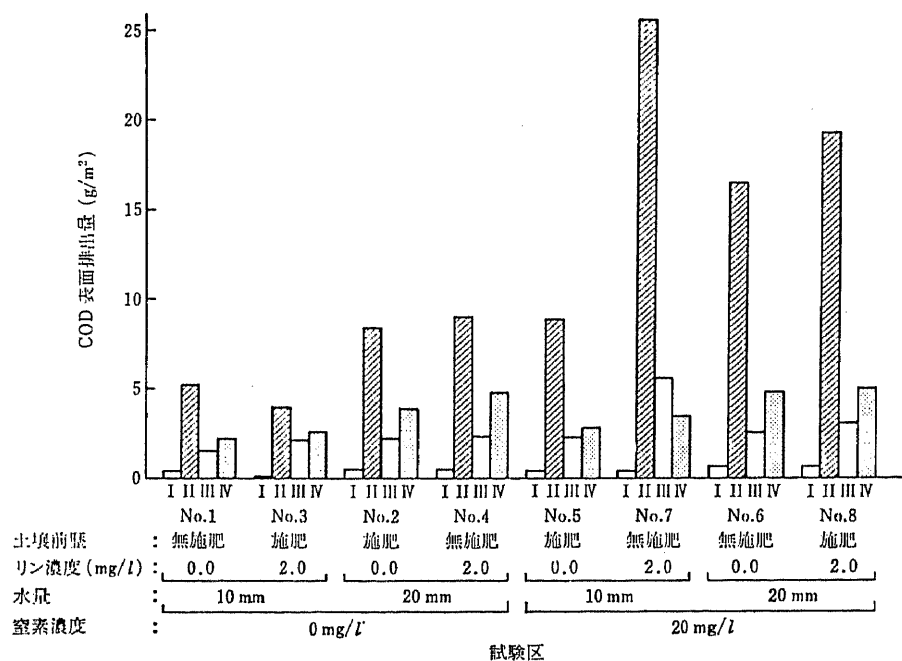
添え字: 水準	1	2
F: 灌漑水量 (mm/d)	10	20
N: 窒素濃度 (mg/l)	0	20
P: リン濃度 (mg/l)	0.0	2.0
S: 土壌の前歴	施肥	無施肥

Fig. 2-14 COD収支の経時変化
Annual changes of COD balance
* a は 5月15日～9月19日を18日ごとに分けた。
b は 9月20日～9月28日である。

Table 2-9 COD排出量に対する各要因の効果
Factorial effects on COD outflow

期 間 (月 日)	要 因					最小有意差 l. s. d.
	灌漑水量の効果 ^a	灌漑水窒素濃度の効果 ^b	灌漑水リン濃度の効果 ^c	土壌の前歴の効果 ^d	灌漑水窒素濃度とリン濃度の相乗効果	
I 期 (5.15～5.22)	0.24*	0.13	-0.06	0.11	0.07	0.22
II 期 (5.23～7.09)	2.36	10.90*	4.77	3.92	5.01	10.57
III 期 (7.10～8.08)	-0.35	1.30	1.13	0.57	0.75	3.43
IV 期 (8.09～9.28)	1.84**	0.64*	0.53*	0.25	-0.10	0.37
全灌漑期 (5.15～9.28)	4.91	12.19*	5.74	4.18	5.07	11.22

* 5%有意. ** 1%有意.
^a 水量 20mm 区と水量 10mm 区の COD 排出量の平均値の差.
^b 窒素 20mg/l 区と窒素 0mg/l 区の COD 排出量の平均値の差.
^c リン 2.0mg/l 区とリン 0.0mg/l 区の COD 排出量の平均値の差.
^d 土壌の前歴無施肥区と施肥区の COD 排出量の平均値の差.



I, 5月15日～22日; II, 5月23日～7月9日; III, 7月10日～8月8日; IV, 8月9日～9月28日.

Fig. 2-15 要因別のCOD表面排出量
COD surface outflow of each factor

で有意であり、次いで窒素濃度とリン濃度の相乗効果、リン濃度の効果が大であった。

Fig. 2-15によると窒素20 mg/lで水量20mmの試験区の排出量が非常に大きいが、水量10mmであるNo.7の排出量も非常に大きくなった。窒素0 mg/l区の中では水量20mm区の排出量が水量10mm区の約2倍であった。窒素20 mg/l区の中でも水量20mm区の排出量は水量10mm区のNo.5の約2倍になっている。

以上からこの時期は基本的には水量と窒素濃度がCOD排出量に影響したが、No.7の排出量が大となったことから、窒素濃度とリン濃度の相乗効果やリン濃度の効果が要因分析で大きく評価されたと考えられる。

この時期は各試験区とも他の時期に比べて1日当たりのCOD排出量が多い傾向にあった。また観察の結果から表面水が茶色や緑色を呈することが多く、表面水中での藻類などの生物の増殖が盛んであったことが示唆される。

(3) III期

この時期は7月10日～8月8日である。要因効果で見ると、有意な効果は認められなかった。Fig. 2-15によると各試験区ともほぼ等しいCOD排出量であった。この時期にはCOD排出量はいずれの要因にも影響されなかった。

(4) IV期

この時期は8月9日～9月28日である。要因効果で見ると、灌漑水量の効果が最も大であり、次いで灌漑水窒素濃度と灌漑水リン濃度の効果が大きく、いずれも有意であった。Fig. 2-15によると、窒素20 mg/ℓで水量20mm、窒素0 mg/ℓで水量20mm、窒素20 mg/ℓで水量10mm、窒素0 mg/ℓで水量10mmの試験区の順に排出量が大であった。水量が非常に大きく排出量に影響し、窒素濃度とリン濃度も少量効果があったことを示している。

(5) 全灌漑期

要因分析によると灌漑水窒素濃度の効果が最も大で有意であった。全灌漑期を通してみると、COD排出量には窒素濃度が最も影響した。

4) 収量に対する要因効果

収量に対する要因効果は、2因子間の交互作用を誤差として分散分析すると、2節で述べたように灌漑水窒素濃度のみが有意であり、灌漑水量、灌漑水リン濃度、土壤前歴の効果は認められなかった。

5) 水稻の生育経過

1節で述べたように、草丈は8月下旬まで伸びた後一定値を保ち、分けつは6～7月までであった。出穂は8月中旬であった。これらの生育の変化はCOD排出量に対する要因効果に基づく4つの期に必ずしも対応しなかった。

3.4 考察

まず時期によって要因効果が異なる原因について検討する。

土壤の前歴の効果は4期を通じて有意でなかったため、土壤の前歴の効果を無視し

て、水量10mm（滞留時間6日）と水量20mm（滞留時間3日）の試験区のCOD濃度をつなぐことで、灌漑後6日間（1サイクル）における水田表面水中のCOD濃度変化の推定を試みた。時期ごとの1サイクルにおけるCOD濃度変化をFig. 2-16に示す。

I期では灌漑窒素・リン濃度にかかわらずCOD濃度は各試験区ではほぼ等しく、3日から6日にかけて値も変化していない。

II期では窒素20 mg/l区のCOD濃度は窒素0 mg/l区に比べ高い。また窒素0 mg/l区は3日から6日にかけてCOD濃度が変化していないが、窒素20 mg/l区においては6日の方が高くなっており、特に窒素20 mg/lでリン2.0mg/l区の場合（No. 8, 7）には、灌漑後から6日まで直線的に増加している。

灌漑水窒素・リン濃度が高い場合に、6日までCOD濃度が大きく増加したことは、灌漑水量、灌漑水窒素濃度、リン濃度の3因子がある条件にそろえると、非常にCOD濃度が高くなることを示している。

III期では全体的にCOD濃度が低く、灌漑後からの濃度変化も小さい。

IV期ではIII期に比べ全体的にCOD濃度がわずかに高いが、3日から6日にかけての濃度変化は小さい。また灌漑水窒素・リン濃度が高いほどCOD濃度が高い傾向にある。

これらのCOD濃度変化パターンは各期の要因分析結果をほぼ説明できる。

時期によって要因の効果が異なるのは、濃度変化パターンを変化させる何かがあり、それが時間的に変化することを示している。水田表面水のCOD濃度が増加する原因には、表面水中の栄養塩類で増殖する藻類などの生物や土壌の有機物を餌とする生物の水中での繁殖、土壌有機物の表面水中への移動、水稻の枯れ葉、ウキクサの腐敗などが考えられる。これらの能力が時期によって異なる原因としては、温度、表面水中の生物相及び水稻の生長段階などが挙げられる。今回の実験によって、時期を分けることで濃度の時間的変化を把握できることがわかったが、多くの水田で年々時期を正しく分けるには、上記の要素で構成される水田表面水COD濃度の変化機構を解明す

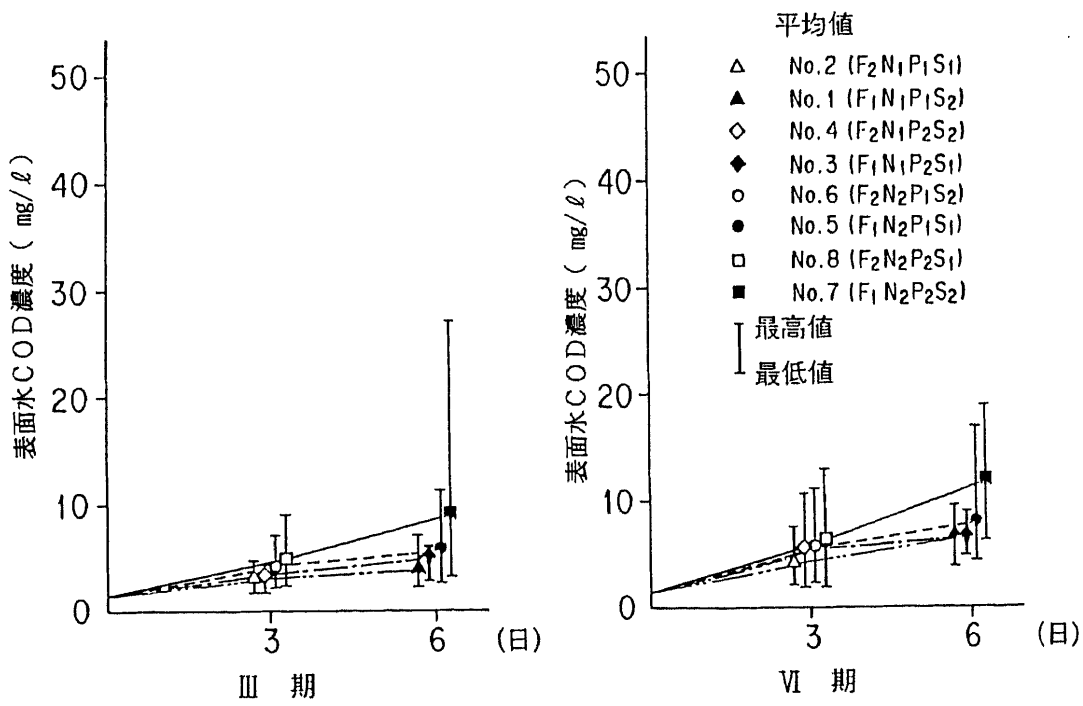
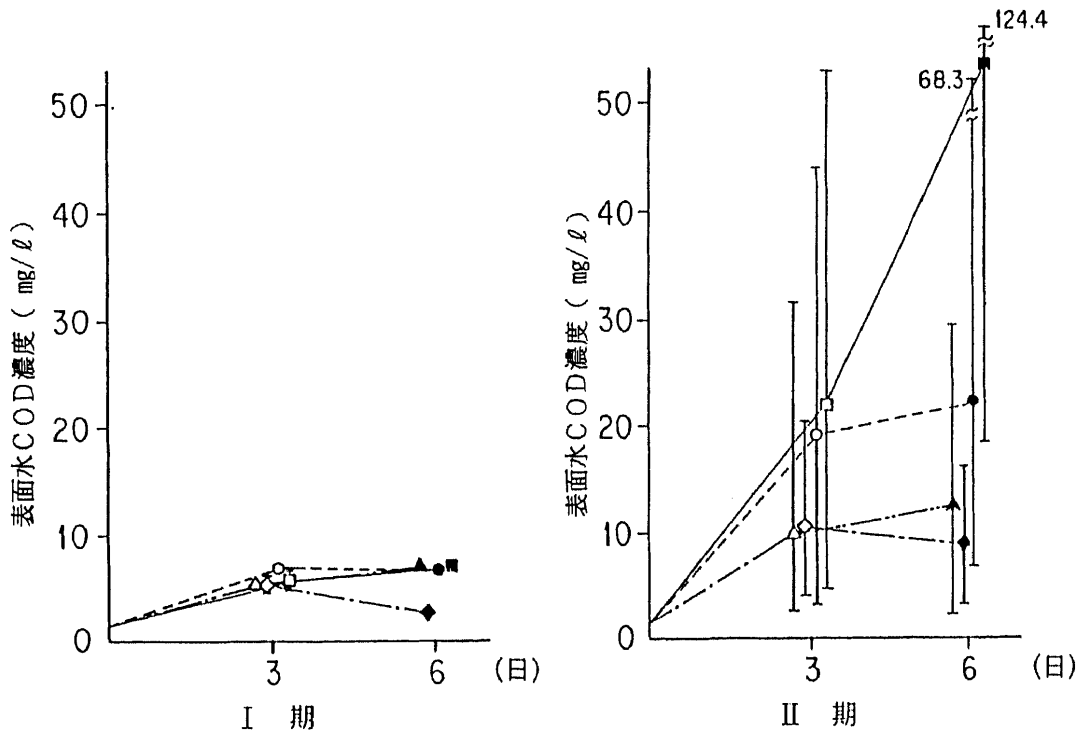


Fig. 2-16 期別表面水COD濃度の1サイクル内変化
One cycle changes of surface water COD concentration in each sub-period

る必要がある。同位体を使う調査などを検討すべきであろう。

各要素がCOD表面排出量のうちどの程度を占めているかは本実験からでは明らかではないが、表面水COD濃度はⅡ～Ⅳ期に灌漑水窒素・リン濃度が高いほど高い傾向にある（Fig. 2-16）から、栄養塩類に増加量を依存する生物が、COD排出量の大小を決定する主な要素の一つであることは確かと考えられる。特にⅡ期において灌漑水窒素・リン濃度によるCOD濃度の差は非常に大きく、栄養塩類に依存する生物がCOD表面排出量に与える影響量は他の要素の影響に比べて大きいことが予想される。以下では栄養塩類に依存する生物の繁殖の面を中心にその他のCOD濃度変化機構の要素も考慮しながら、各時期の特徴を考察する。

Ⅰ期は施肥直後であり、表面水中の窒素、リン濃度は高いが、CODはあまり増加しなかった。これは水温が低く生物の繁殖が少なかったことや、湛水、土壌の攪拌などの急激な環境の変化に生物が適応できなかったためと推定される。

Ⅱ期は水稻の栄養生長期にほぼ対応するが、1節で明らかのように、表面水の窒素濃度変化は水稻による吸収のみでは説明できないから、表面水窒素濃度の影響をうけるCODについても水稻の生育経過以外の要素に注目する必要があると思われる。この時期にはCOD増加が非常に多く、窒素濃度の効果が最も大であったことから、生物の繁殖が盛んであったと推定される。原因としては生物が試験水田の条件に適応したこと、この時期は1節で述べた窒素収支のⅡ期とⅢ期に相当し、表面水窒素濃度の低下が少なかったことが考えられる。COD排出量に対する要因効果がほぼ一定である時期が窒素表面排出量に対して2つに分かれる原因については、窒素収支のⅡ期の水温、地温がそれぞれ平均19.4、18.9℃であったものがⅢ期には21.8、21.2℃と上昇したこと、COD増加が生物の繁殖に、窒素濃度減少が脱窒などの生物活性に依存することから、脱窒などの生物活性が生物繁殖に比べ温度に敏感なためと推定されるが検討が必要であろう。

Ⅲ期は水稻の生殖生長期にほぼ対応する。この時期のCOD増加は少なかった。原

因には、水稻の生長によって水面にとどく光量が少なくなったこと、生物相の変化及び表面水の窒素濃度の低下が推測される。試験区の観察によると、Ⅱ期からⅢ期にかけて水稻は生長するものの、水稻の葉が完全に試験区を覆うまでには到らず、水稻の葉による遮光状況はⅡ期とⅢ期で顕著な違いがなかった。生物相については、7月上旬からウキクサが優勢になっており、ウキクサが水田表面を覆ったためにⅢ期から藻類の繁殖が低下したと考えられる。今後生物相とCODの関係についての要因を加えることが必要となろう。またⅢ期は窒素収支のⅣ期に含まれるが、この時期には表面水窒素濃度は1節で明らかにされたように急速に低下しており、生物の繁殖には不利と考えられる。以上から生物相の変化と表面水窒素濃度の低下がⅢ期のCOD増加を低下させたと推定される。

Ⅳ期は水稻の登熟期にほぼ対応する。この時期はⅢ期に比べCOD増加がやや大であった。この時期はⅢ期と同様窒素収支のⅣ期に含まれているからⅢ期と表面水窒素濃度の顕著な差はない。また水稻が生長して遮光が進んでおり、Ⅲ期に比べ生物の繁殖が増加したとは考えにくい。この時期分けつ数が減っていることから、水稻の枯れ葉の腐敗や、遮光による生物の枯死などによりⅢ期に比べCODが増加したと推定される。

次に施肥とCOD排出量の関連について検討する。基肥直後のCOD排出量は多くなかった (Fig. 2-15, Fig. 2-16)。Ⅰ期が窒素・リン濃度のCOD増加に対する影響がない時期であったために、基肥はCODに影響しなかったと考えられる。また追肥 (穂肥) をⅣ期に窒素 0 mg/ℓ 区 (No 1, 2, 3, 4) に対して与えたが、その際の排水時のCOD濃度は7~9 mg/ℓ で、各試験区のⅣ期におけるCOD濃度平均値よりはやや高いが、変動幅に対して高くなかった (Fig. 2-16)。追肥によって高くなった表面水窒素濃度は、1節で明らかのように急速に減少するから追肥はCODに影響しなかったと考えられる。ただし追肥が活着肥や分けつ肥の場合にはⅡ期に施肥することになり、施肥がCODに影響する可能性があり、検討が必要であろう。

次にCOD排出濃度と河川水質の関係をみる。富栄養化の進行している霞ヶ浦への流入河川のCOD濃度はほぼ2~10 mg/lであり²⁷⁾であり、試験水田のCOD濃度はこれらの河川と同程度か時期によっては非常に高めの水準である (Fig. 2-16)。水田排水は直接河川や湖沼に流入するとは限らないが、水田排出CODの河川などの水質に与える影響は小さくないと思われるので検討が必要であろう。

本研究では灌漑水中窒素として硝酸態、リンとしてリン酸態を用いたが、水田に流入する窒素・リンがアンモニア態や有機態である場合には結果が異なることが予想されるので、別途検討が必要であろう。

3.5 要約

本研究では、灌漑水量、灌漑水窒素・リン濃度、土壌の前歴の4因子が水田のCOD排出量に与える影響を、要因分析を用いて検討した。

- ①COD排出量の点から見ると、灌漑期は要因効果のほぼ等しい4期に分けられた。
- ②4期それぞれ以下の要因が支配的であった。Ⅰ期では水量、Ⅱ期では窒素濃度、リン濃度、水量、Ⅲ期では特になく、Ⅳ期では水量、窒素濃度、リン濃度であった。
- ③期別に要因効果に変化する原因の解明には、水田表面水CODの変化機構の解明が今後の課題である。

4. 考察

4.1 はじめに

流域水質管理においては、一つの物質による汚濁や浄化効率を制御することが、他の物質による汚濁を増大させるなどして水質全体を悪化させることは許されない。ここでは前節までで明らかになった窒素、リン、CODの3項目についての灌漑水量などの要因効果の相互関係を明らかにして3項目を同時に最適に制御する方法を検討する。

4.2 排出量

Table 2-10に窒素、リン、CODの排出量を少なくする要因を示す。これら3項目に共通する要因水準として、全期間について水量を少なくすることがあげられ、次いで窒素とリンを低濃度にすることが効果のある期間が多い。効果のある要因が比較的多いと言える。

Table 2-10 窒素、リン、COD排出量を少なくする要因水準
The levels of factors that decreased N,P and COD outflow

期間	窒素		リン		COD		窒素, リン, COD
	期	要因	期	要因	期	要因	
5.15~5.22	I期	N ₁ , F ₁	I期	F ₁	I期	F ₁	N ₁ , F ₁
5.23~5.28	II期	N ₁			II期	P ₁	II期
5.29~6.15			III期	F ₁ , N ₁ , S ₁			
6.16~7.9	IV期	F ₁	IV期	P ₁ , F ₁	IV期	F ₁ , N ₁ , P ₁	N ₁ , P ₁ , F ₁
7.10~8.08							
8.09~9.1							
9.2~9.28							

N：灌漑水窒素濃度，P：灌漑水リン濃度，F：灌漑水量，S：土壌前歴
添字1：窒素、リンの供給量が少ない水準，2：窒素、リンの供給量が多い水準
ただし、土壌前歴は1：施肥，2：無施肥である。

4.3 差し引き量

Table 2-11に窒素，リン差し引き量（浄化量）を多くする要因を示す。窒素とリンの差し引き量を同時に多くする要因は比較的多く，窒素，リン濃度を高くすることが、全期間で効果があり，次いで水量を多くすることが効果のある期間が多い。

Table 2-11 窒素，リン差し引き量を多くする要因水準
The levels of factors that increased N and P balance(removal)

期間	窒素		リン		窒素，リン
	期	水準	期	水準	
5.15~5.22	I期	N ₂	I期	P ₂	N ₂ ， P ₂
5.23~5.28	II期	N ₂	II期	P ₂ ， F ₂	N ₂ ， P ₂ ， F ₂
5.29~6.15					
6.16~7.9	III期	F ₂ ， N ₂ ， S ₁	III期	P ₂ ， F ₂	N ₂ ， P ₂ ， F ₂ ， S ₁
7.10~8.08					
8.09~9.1	IV期	N ₂ ， F ₂	IV期	P ₂ ， F ₂	N ₂ ， P ₂ ， F ₂
9.2~9.28					

N：灌漑水窒素濃度， P：灌漑水リン濃度， F：灌漑水量， S：土壤前歴
添字1：窒素，リンの供給量が少ない水準， 2：窒素，リンの供給量が多い水準
ただし，土壤前歴は1：施肥， 2：無施肥である。

4.4 排出量と差し引き量

Table 2-12に排出量と差し引き量に効果のある要因水準の関係を示す。多くの要因が矛盾し， 5月29日～ 6月15日と 8月 9日～ 9月28日については排出量を少なくしながら差し引き量を多くすることは不可能であった。しかし少数ながら矛盾しない有効な要因水準も存在し， 流量を少なくすることは 5月15～ 5月28日に効果があり、窒素，リンを高濃度にするには 7月10日～ 8月 8日に，リンを高濃度にするには 5月15日～ 5月22日に，また土壤前歴施肥は 6月16日～ 7月 9日に効果があった。窒素など個別の項目について排出量と差し引き量を同時に制御することは，前節まで述べたように困難であったが， 3項目について排出量と差し引き量を同時に制御することは，さらに困難という結果になった。

Table 2-12 窒素, リン, COD排出量を少なくし, 差し引き量を多くする要因水準
 The levels of factors that decreased N,P and COD outflow
 and that increased N,P and COD balance(removal)

期間	表面排出量	差し引き量	矛盾しないもの	矛盾するもの
5.15~5.22	N_1, F_1	N_2, P_2	P_2, F_1	N
5.23~5.28	N_1, P_1, F_1		F_1	N, P
5.29~6.15		N_2, P_2, F_2	なし	N, P, F
6.16~7.9		N_1, P_1, F_1, S_1	N_2, P_2, F_2, S_1	S_1
7.10~8.08	F_1	N_2, P_2, F_2	N_2, P_2	F
8.09~9.1	N_1, P_1, F_1		なし	なし
9.2~9.28				

N: 灌漑水窒素濃度, P: 灌漑水リン濃度, F: 灌漑水量, S: 土壌前歴
 添字1: 窒素, リンの供給量が少ない水準, 2: 窒素, リンの供給量が多い水準
 ただし, 土壌前歴は1: 施肥, 2: 無施肥である。

4.5 要約

窒素, リン, CODについて, 排出量を少なくする要因水準としては, 水量を少なくすること, 窒素濃度, リン濃度を低くすることが主にあげられ, 差し引き量を多くする要因水準としては窒素, リン濃度を高くすること, 流量を多くすることが主としてあげられる。排出量を少なくしかつ差し引き量を多くする要因水準は少ないが, 時期によっては水量を少なくすること, 窒素, リン濃度を高くすることが有効である。

以上から窒素, リン濃度と水量は水田の物質収支を変化させる重要な因子である。

3章 水田からの表面排出量推定モデルとその検証

1. はじめに

本章は、施肥、灌漑及び土壌などの水田条件に影響される水田表面水窒素、リン濃度を予測するためのモデルを検討したものである。

2章において排出量や差し引き量（浄化量）は灌漑水の窒素、リン濃度や灌漑水量などによって大きく変化することが明らかとなった。灌漑水の水質や水量は水田によって異なるから、単位水田からの排出負荷量を一定として水田の負荷量を求める原単位法など従来の負荷量予測手法には限界があると考えられる。

また灌漑水の水質などの水田条件を変化させた場合の水田からの負荷量などは原単位法などでは予測できない。

精度よく水田からの排出負荷量を推定し、また灌漑水量などを操作する対策を実施した場合の排出負荷抑制の効果を推定するための手法の一つに、水田条件を組み込んだモデルの構築がある。湖沼の水質や下水処理装置の性能などを予測する際にモデルは有効な道具となっており、水田水質変化へのモデルの適用も、現象解明の進展を背景として開始するべきである^{28)・29)}。

本研究では水田表面水における窒素、リン濃度変化のモデル化を試み、水田水質変化への適用の可能性を検討した。モデルは現象モデルである。またモデルを検証するために、条件を厳密に制御したライシメーター実験を行った。

2. モデルの構造

2.1 系の定義

想定した水田における窒素、リンの出入りをFig. 3-1 に示す。窒素、リンの収入の

うち人為的制御が可能なのは施肥及び灌漑であり，これらは支出である表面排水や浸透窒素，リン量に大きく影響する。本研究では灌漑水量，水質，施肥量，施肥方法を変化させた場合の表面排水窒素，リン濃度を予測するためのモデルを構築した。

2.2 内部機構の仮定

系内部での窒素移動の機構については，既存の研究を参考にして以下のように構築した。水田の系は表面水，土壤表層（酸化層）及び土壤下層（還元層）に分けられ，それぞれ反応機構に違いがある（Fig. 3-2）。

表面水においては藻類などの繁殖により無機態窒素は有機態窒素（org-N）に変化する。硝化はほぼ土壤表層 1 cm での

み行われる³⁰⁾ から，酸化層においてはアンモニア態窒素（以下 $\text{NH}_4\text{-N}$ ）は硝酸態窒素と亜硝酸態窒素（以下 $\text{NO}_x\text{-N}$ ）に変化するが，還元層においては硝化は起こらない。土壤に共通する機構として，間隙水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ は土壤固相と吸着平衡関係にある。土壤有機物と間隙水中の無機態窒素間にも移動がある。脱窒はごく薄い土壤でも起こる³¹⁾ ことから， $\text{NO}_x\text{-N}$ は土壤の表層と下層の両者において脱窒作用により系外へ移動するとした。また間隙水中の窒素は水稻に吸収される。 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_x\text{-N}$ は，表面水，土壤表層及び土壤下層の間隙水間を，拡散あるいは生物などによる攪乱及び浸透によって移動する。なお空気中からの窒素固定は相対的に少量と考えられるので，反応機構に含めなかった。

系内部でのリン移動の機構については，既存の研究を参考にして以下のように構築した。水田の系は表面水と土壤に分けられ，それぞれ反応機構に違いがある（Fig. 3-3）。

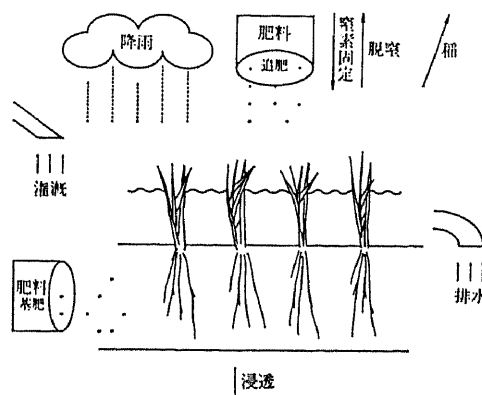


Fig. 3-1 水田における窒素の出入り
Input and output of nitrogen in a paddy field

表面水においては藻類などの繁殖によりリン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) は有機態リン (org-P) に変化する。土壌中では間隙水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ は土壌固相に固定される場合がある。土壌固相に固定された $\text{PO}_4\text{-P}$ の一部は不溶化する³²⁾。土壌有機物と間隙水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 間にも移動がある。また間隙水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ は水稻に吸収される。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は、表面水と土壌の間隙水間を、拡散あるいは生物などによる攪乱及び浸透によって移動する。

2.3 反応速度モデル式

Table3-1に窒素移動の各機構に対応する反応速度モデル式の根拠及び反応速度モデル式に含まれるパラメーター（推定されるべき係数）値の決定方法を示す。

既に報告されているモデル式についてはこれを利用し、その他については実験から求めた。

複数のモデル式が報告されている場合や考えられる場合は、地温、水温及び表面水や土壌水の窒素濃度を説明変数に持つもの、圃場レベルにできるだけ近い実験から導かれたものを選択した。これは温度依存性の高い生物活性の変化をモデルに取り入れる

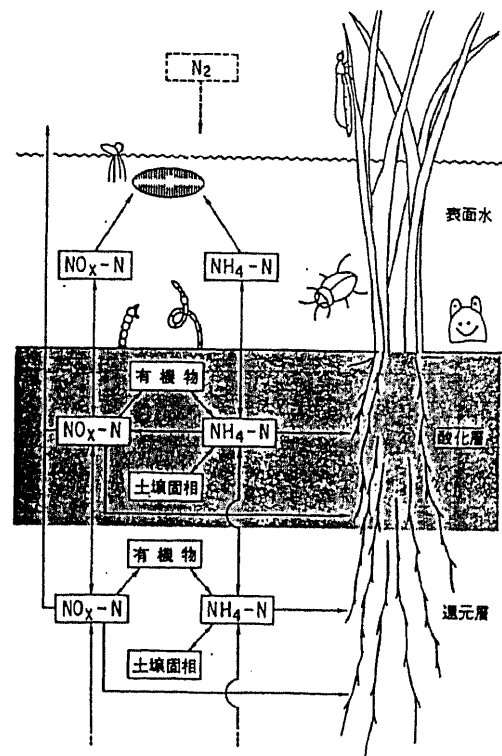


Fig. 3-2 水田における窒素移動の仮定
Assumed mechanism of nitrogen transfer

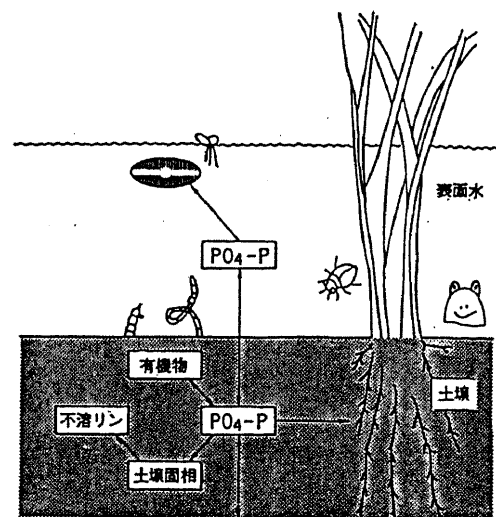


Fig. 3-3 水田におけるリン移動の仮定
Assumed mechanism of phosphorus transfer

ことと、実水田になるべく近いモデルとすることを重視したためである。

なお不明なパラメータ値は、モデルを組んで後に、実測値を用いてパラメータフィッティングで決定する。反応速度モデル式案が複数ある場合は、それぞれの式を用いた複数のモデルを構築し、それらのモデルをAIC³³⁾により比較してもっとも信頼度の高いモデルをひとつ選択する。

Table 3-1 反応速度モデル式の選択及びその根拠
Authority in choosing rate equation

番号	項目	数式の提案と根拠	代替案数	パラメータ決定
(1)	表面水中での生物の繁殖	実験①結果より	1	実験①より
(2)	土壌中での硝化	文献 ³⁴⁾ より	4	フィッティング
(3)	吸着平衡	文献 ³⁵⁾ より	1	実験①より
(4)	土壌有機物と空隙水間移動	文献 ³⁶⁾ より	1	文献 ³⁶⁾ より
(5)	土壌中での脱窒	文献 ³⁴⁾ より	4	フィッティング
(6)	水稻による吸収	文献 ³⁷⁾ と仮定	1	フィッティング
(7)	攪乱による移動	仮定より	2	フィッティング
(8)	拡散による移動	文献 ⁴⁰⁾ より	1	文献 ⁴⁰⁾ より

実験①：本章第3節

(1) 表面水中窒素の生物による吸収

水田表面水中の生物には、表面排水とともに排出される流出性のものと、水稻にひっかかるなどして流出しないものがある。後者は主として大きく生長したウキクサであったが、それに含まれた窒素量は水稻や表面排出に含まれた窒素量に比べて非常に小さかったこと、本論の目的が排出負荷量予測であることから流出しない生物による窒素吸収は無視した。前者は生長初期の小さなウキクサ、藻類、バクテリア、昆虫などである。モデルの生物による吸収窒素量は流出性のorg-Nとして計測されたもので、排水を直接採水するか排水時以外には非流出性のものが入らないように注意して採水したものを分析した。

次節の実験①によれば、水田ライシメーターの表面水にNH₄-NまたはNO_x-Nが存在する条件で、表面水中org-Nの増加量と水温の関係はFig. 3-4 のようになった。

全天日射量あるいは無機態窒素濃度については表面水中org-N増加量との間に関係は認められなかった。

表面水中org-Nの増加量と水温の関係は6月25日の前後で異なった。6月26日以降はウキクサが優勢になったことから、表面水中org-Nの増加量と水温の関係は生物相により異なると推定された。

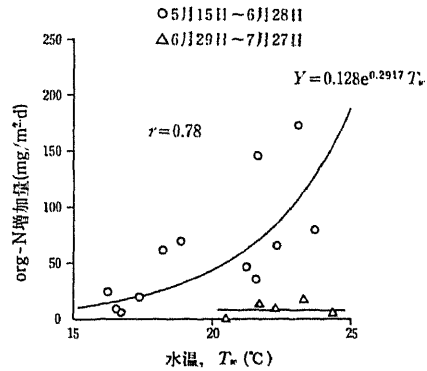


Fig. 3-4 水温とorg-N増加量の関係 (実験③田面水)
Relation between water temperature and org-N increase

(2) 土壌中での硝化

硝化は微生物が関係する反応であるから、地温や $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が影響すると推定される。地温については指数関数と1次式の2案を仮定し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度については依存しない場合とする場合の2案を仮定し、依存のある場合についてはミカエリス・メンテン型の式を用いて、Table3-2の〔2〕のような4案の数式を仮定した。

(3) 吸着平衡

間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と土壌固相 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は平衡吸着関係にあるから、間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は土壌固相 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に比例すると考えた。

しろかき時に測定した間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と土壌固相 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度から平衡吸着係数を求めた。

一般に物理・化学的現象である吸・脱着反応は微生物による反応よりはるかに速い³⁵⁾ので、吸・脱着反応は瞬時に終了すると仮定した。

Table 3-2 複数の数式案
Alternative of equation

番号	項目	数式*
〔2〕	土壌中での硝化	① $R_N = a \cdot \exp(\alpha \cdot T_G)$
		② $R_N = a \cdot (1 + \alpha \cdot T_G)$
		③ $R_N = a \cdot \exp(\alpha \cdot T_G) \cdot \text{CNH}_4 / (b + \text{CNH}_4)$
		④ $R_N = a \cdot (1 + \alpha \cdot T_G) \cdot \text{CNH}_4 / (b + \text{CNH}_4)$
〔5〕	土壌中での脱窒	① $R_{DB} = c \cdot \exp(\beta \cdot T_G)$
		② $R_{DB} = c \cdot (1 + \beta \cdot T_G)$
		③ $R_{DB} = c \cdot \exp(\beta \cdot T_G) \cdot \text{CNO}_2 / (d + \text{CNO}_2)$
		④ $R_{DB} = c \cdot (1 + \beta \cdot T_G) \cdot \text{CNO}_2 / (d + \text{CNO}_2)$
〔7〕	攪乱による移動	$R_{Dfi} = K_{Df} \cdot (C_i - C_{i+1}) / \Delta L$
		① $K_{Df} = K_{Df-0} \cdot \exp[\gamma \cdot (T_w - 16)]$ ② $K_{Df} = K_{Df-0} \cdot [1 + \gamma \cdot (T_w - 16)]$

* R_N : 硝化量 R_{DB} : 脱窒量
 R_{Dfi} : 攪乱による移動 K_{Df} : 攪乱係数
 K_{Df-0} : 水温 16°C における攪乱係数 T_w : 水温
 T_G : 地温 $a \sim d$: 係数
 C : 窒素濃度, i は土壌第 i 層, NH_4 は $\text{NH}_4\text{-N}$, NO_2 は $\text{NO}_2\text{-N}$ を示す。
 $\alpha \sim \gamma$: 係数

(4) 土壌有機物と間隙水間の移動

土壌有機物と間隙水間の無機態窒素の移動と温度の関係が、培養実験から明らかにされている³⁶⁾。これから求められる無機態窒素の移動量はライシメーター実験から求められた移動量³⁷⁾にほぼ一致しており、実水田に適用できると考えた。なお土壌有機物に移動する $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_x\text{-N}$ の内訳はそれぞれの無機態窒素に対する濃度比に比例するとした (Table3-8)。

(5) 土壌中での脱窒

硝化と同じく微生物が関係する反応であるので、同様にTable3-2に示した4案の反応速度モデル式を仮定した。

(6) 水稻による吸収

水稻による窒素吸収速度は間隙水無機態窒素濃度とロジスティック曲線³⁸⁾から導かれる吸収速度に比例すると仮定した。水稻は生育初期に $\text{NO}_3\text{-N}$ よりも $\text{NH}_4\text{-N}$ を多く吸収し³⁹⁾、生育後期に $\text{NO}_3\text{-N}$ の多量の吸収が認められる⁹⁾。しかしどのような場合にどの程度水稻が窒素形態を選択するのか十分に明らかになっていないので、ここでは $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_x\text{-N}$ どちらかの選択的吸収はないものとした (Table3-3)。

(7) 攪乱による移動

土壌を観察したところ、土壌表面から深さ2~3cmの間にユスリカ、イトミミズ、ミジンコなどによる水の攪乱が見られた。こうした攪乱による無機態窒素の移動はTable3-2のように濃度差と攪乱係数に比例し、攪乱係数は温度の指数関数もしくは一次式になると考えた。

(8) 拡散による移動

下層の土壌における拡散は分子拡散のみと考えられる。湖沼の底泥における拡散は、分子拡散のみを考えた場合に間隙率と温度の関数であることが知られている⁴⁰⁾。これを水田にも適用した。

Table3-3にリン移動の各機構に対応する反応速度モデル式の根拠及び反応速度モデ

ル式に含まれるパラメーター（推定されるべき係数）値の決定方法を示す。

窒素と同様に、既に報告されているモデル式についてはこれを利用し、その他については実験から求めた。不明なパラメーター値は、モデルを組んで後に、実測値を用いてパラメーターフィッティングで決定する。

Table 3-3 反応速度モデル式の選択及びその根拠
Authority in Choosing Rate Equation

番号	項目	数式の提案と根拠	パラメータ決定
(1)	表面水中での生物の繁殖	実験①, ②結果より	実験①, ②より
(2)	固定	文献 ^{*)} より	実験①より
(3)	不溶化	仮定より	フィッティング
(4)	土壌有機物と間隙水間移動	文献 ^{*)} と仮定より	文献 ^{*)} より
(5)	水稻による吸収	文献 ^{*)} と仮定より	フィッティング
(6)	攪乱による移動	仮定より	フィッティング
(7)	拡散による移動	文献 ^{*)} より	文献 ^{*)} より

実験①, ②: 本章第3節

(1) 表面水中リンの生物による吸収

水田表面水中の生物には、表面排水とともに排出される流出性のものと、水稻にひっかかるなどして流出しないものがある。後者は主として大きく生長したウキクサであったが、それに含まれたリン量は水稻や表面排出に含まれたリン量に比べて非常に小さかったこと、本論の目的が排出負荷量予測であることから流出しない生物によるリン吸収は無視した。ただし水田の形状や農法によっては流出しない生物に含まれるリン量が無視できない可能性があるため、その場合にはこれらの生物を考慮する必要がある。前者は生長初期の小さなウキクサ、藻類、バクテリア、昆虫などである。モデルの生物による吸収リン量は流出性のorg-Pとして計測されたもので、排水を直接採水するか排水時以外には非流出性のものが入らないように注意して採水したものを分析した。

次節の実験①, ②によれば、水田ライシメーターの表面水に PO_4-P が存在する条件下で、表面水中org-Pの増加量と水温の関係はFig. 3-5 のようになった。水温が高い

場合にorg-P増加量が大になることがあったが、ばらつきが大きくorg-P増加量は水温によらず一定とみなした方がよいと考えた。全天日射量あるいは PO_4-P 濃度については表面水中org-P増加量との間に関係は認められなかった。ばらつきは生物相などによりorg-P増加量が不安定なためと思われる。

Fig. 3-5 に示すように6月28日以前においては、実験①のorg-P増加量が実験②より大きい傾向があった。実験①は NO_3-N が添加されて表面水の無機態窒素濃度が高くなっており、前章の結果からorg-Pが増加しやすい条件であったためと考えられる。実験①の表面水の無機態窒素は施肥直後を除き 1 mg/l を越えなかったため、窒素モデルによる計算で無機態窒素が 1 mg/l を越える場合はFig. 3-5の実験①関係線（実線）、そうでない場合は実験②関係線（破線）を用いることとした。

6月29日以降は実験①、②の差はなくなり、Fig. 3-5の実験①、②関係線（一点鎖線）で表された。表面水中org-Pの増加量が6月29日の前後で異なったのは、6月29日以降はウキクサが優勢になったことから、表面水中org-Pの増加量が生物相により異なるためと推定された。

(2) 固定

リンの土壌への固定はpH、酸素濃度などで変化するが³²⁾、水田内でのpH、酸素濃度の変化予測は困難であるので、ここでは間隙水 PO_4-P 濃度は土壌固相 PO_4-P 濃度に比例すると考えた。

しろかき時に測定した間隙水 PO_4-P 濃度と土壌固相 PO_4-P 濃度から、間隙水 PO_4-P 濃度と土壌固相 PO_4-P 濃度の比（ここでは固定係数と呼ぶ）を求めた。

固定は瞬時に終了すると仮定した³⁵⁾。

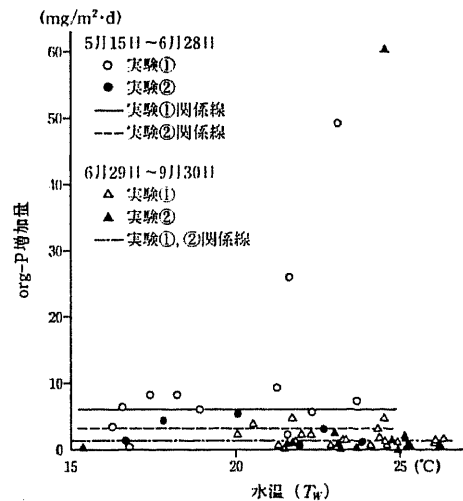


Fig. 3-5 水温とorg-P増加量の関係
Relation between water temperature and org-P increase

$\text{PO}_4\text{-P}$ の固定は好氣的状態と嫌氣的状態で異なる可能性があるが、水田内での $\text{PO}_4\text{-P}$ の固定の酸素濃度による変化は不明であるので、ここでは酸化層、還元層に関わらず固定係数は一定とした。

(3) 不溶リンへの移動

土壌固相に固定された $\text{PO}_4\text{-P}$ の一部はアルミニウムなどと結合する。これらは結晶化して固相表面から剝離し、固相は再び $\text{PO}_4\text{-P}$ を固定する³²⁾。結晶化したリンを不溶リンと呼ぶと、不溶リンへの移動速度は多くの要因に影響される可能性があるが、ここでは土壌固相に固定された $\text{PO}_4\text{-P}$ 量に比例すると仮定した。

(4) 土壌有機物と間隙水間の移動

土壌有機物と間隙水間の無機態窒素の移動と温度の関係が、培養実験から明らかにされている³⁶⁾。この窒素の移動は土壌中のバイオマスによるものであるから、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動についても同様な関係が成り立つと考えられる。ただしバイオマス中のリン量の窒素に対する比は0.77である⁴¹⁾ので、土壌有機物と間隙水間の $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動量は窒素の0.77倍になると考えた。

(5) 水稻による吸収

水稻によるリン吸収速度は間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度とロジスティック曲線³⁸⁾から導かれる吸収速度に比例すると仮定した。

(6) 攪乱による移動

土壌を観察したところ、土壌表面から深さ2～3 cmの間にユスリカ、イトミミズ、ミジンコなどによる水の攪乱が見られた。こうした攪乱による $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動は濃度差と攪乱係数に比例し、攪乱係数は温度の指数関数になると考えた。

(7) 拡散による移動

下層の土壌における拡散は分子拡散のみと考えられる。湖沼の底泥における拡散は、分子拡散のみを考えた場合に間隙率と温度の関数であることが知られている⁴⁰⁾。これを水田にも適用した。

3. 実験内容

パラメーターフィッティング及びモデルの検証のためには水田条件を制御した実験が必要であり、特にモデルの検証には条件の値が大きく異なった実験があることが望ましい。ここではこれをふまえてTable3-4のように灌漑方法、灌漑水量、灌漑水窒素濃度、浸透水量、施肥方法の異なる6つの実験を行った。各条件の値は農業用水水質調査結果など^{9, 16)}で示された実水田の条件の範囲で広い範囲の値をカバーすることを考慮して決定した。

Table 3-4 実験条件の概要
Condition of Experiment

実験名	灌漑方法	灌漑水量 (mm/day)	灌漑水窒素 濃度* (mg/ℓ)	灌漑水リン 濃度* (mg/ℓ)	浸透水量** (mm/day)	施肥方法***
実験①	3日おき	20.0	20	2	0.9	全層基肥
実験②	6日おき	10.0	0	2	0.6	全層基肥, 表層追肥
実験③	6日おき	10.0	20	0	0.6	全層基肥
実験④	3日おき	20.0	0	0	0.3	全層基肥, 表層追肥
実験⑤	連続	90.0	15	1.5	20	表層基肥
実験⑥	連続	100.0	15	1.5	40	表層基肥

* 灌漑に用いた井戸水(平均P 0.3, N 0.6 mg/ℓ)への添加濃度である

** 平均値

*** 窒素は基肥, 追肥(基肥8:追肥3)で, リンは基肥であたえた

3.1 栽培及び用水管理

実験①～④は、前章と同じ実験であり、Fig.3-6(a)に示すライシメーターを用いた。

灌漑水量、窒素、リン濃度の設定は、以下の用水管理によった。この水管理は、灌漑水と排水の関係を考慮し水田からの排出負荷量予測を重視する観点から行った。水量20mmの場合は3日、水量10mmの場合は6日ごとに、表面水を入れ換え、表面水窒素、

リンが所定の濃度になるように薬液を散布した。この水管理においては表面水中で増殖した生物は水稻にひっかかったものなど以外は排水とともに排出される。

実験⑤, ⑥はFig. 3-6 (b) に示すライシメーターを用い, 土壌を軽くつき固めて充填した。ポンプによって窒素, リン濃度を調整した用水を供給し, 掛け流し状態で常時排水させた。これにより灌漑方法の物質収支に与える影響を見ようとした。その他の栽培条件は①~④と同じである。なお農業用水には高濃度の $\text{NO}_3\text{-N}$ が存在することが多く報告されている⁹⁾。

3.2 水収支, 窒素収支, 水温及び地温の測定

各ライシメーターについて水収支を転倒マスを用いて連続的に測定し, また窒素, リン収支を求めるために灌漑水, 浸透水, 表面排水の水質を適宜(3日~6日おき)分析した。表面水については以上の定期測定の外に, 基肥・追肥施肥直後と8月上旬に水質の経時変化を追うための水質測定を行った。この場合実験①~④については非流出性のウキクサなどが入らないように採水に注意した。また熱電対を用いて, 表面水の水温と土壌深さ5 cmの地温を30分ごとに測定した。

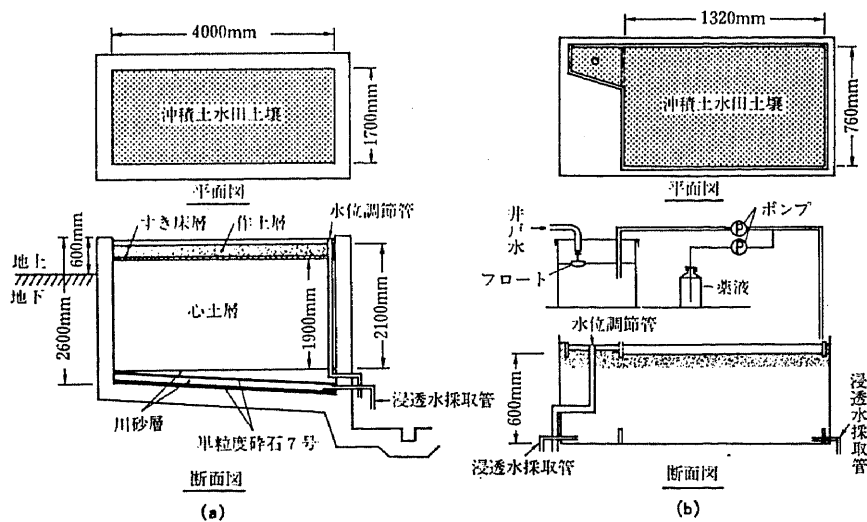


Fig. 3-6 ライシメーター
Lysimeter

3.3 分析方法

NH₄-N, NO_x-N, PO₄-P, 全窒素 (以下T-N), 全リン (以下T-P) はテクニコンオートアナライザーを用いて分析した。T-NとT-Pは, 細見らの方法 (過硫酸カリウムを用いた同時分解法)²¹⁾ で分解した後分析を行った。T-NからNH₄-NとNO_x-Nを除いたものをorg-Nとした。T-PからPO₄-Pを除いたものをorg-Pとした。なお亜硝酸態窒素は数回分析したが無視できる値であった。

Table 3-5 水収支
Water balance

(単位: mm)

実験名	流入		流出	
	灌漑水	降水	表面排出	浸透水
①	2,520	578	2,300	129
②	1,380	578	1,320	88
③	1,380	578	1,264	90
④	2,520	578	2,530	48
⑤	9,682	377	7,482	2,053
⑥	10,901	377	6,738	4,015

* 実験①～④は5月15日～9月28日 (1986年)
実験⑤, ⑥は6月23日～10月5日 (1987年)

Table 3-6 窒素収支
Nitrogen balance

(単位: g/m²)

実験名	収入			支出	
	灌漑水	降水	肥料	表面排出	浸透水
①	50.67	0.78	8.00	11.36	0.26
②	1.13	0.78	11.00	1.16	0.28
③	28.49	0.78	8.00	3.36	0.23
④	2.05	0.78	11.00	1.89	0.20
⑤	152.87	0.83	3.00	80.06	11.98
⑥	162.36	0.83	3.00	70.28	22.88

* 実験①～④は5月15日～9月28日 (1986年)
実験⑤, ⑥は6月23日～10月5日 (1987年)

3.4 水収支と窒素収支

各ライシメーターの水収支と窒素収支, リン収支の測定結果をTable3-5, 6, 7に示す。水収支と窒素収支, リン収支は実験間で十分な幅を持ち, 多様な水田の条件をカバーしている。

Table 3-7 リン収支
Phosphorus balance

単位: g/m²

実験名	収入		支出	
	灌漑水	肥料	表面排出	浸透水
①	6.098	8.00	1.260	0.007
②	3.395	8.00	0.294	0.003
③	0.545	8.00	0.232	0.002
④	0.998	8.00	0.310	0.002
⑤	17.385	3.00	7.790	0.906
⑥	18.585	3.00	7.027	1.966

* 実験①～④は5月15日～9月28日 (1986年)
実験⑤, ⑥は6月23日～10月5日 (1987年)

** 降水による収入は無視できる値であった

4. 窒素モデルの推定と検証

4.1 モデルの推定

窒素についてAICにより最も信頼度が高いとして選定されたモデル式一覧をTable3-8に、そのモデルに用いた係数の一覧をTable3-9に示す。

反応速度モデルが複数提案された機構については、いずれもTable3-2の①の式がAICにより最も信頼度が高い式として採用された。

実験①の測定結果をモデル式とパラメーター決定に用いた。実験①は窒素の供給がひんぱんであり、測定も数多く行われたので、表面水における窒素濃度の変化を他の実験に比べ最も数多く押さえているからである。

モデルは計算が簡便で扱いやすい離散型のいわゆるボックスモデルである。深い所に位置する土壌は表面水窒素濃度に影響を与えないと考えられるから、モデルの対象領域は水田表面水と作土層とした。本実験に用いたライシメーターの作土層の深さは30cmであり、これを2cm刻みに15区画に区切った。なお土壌30cm以下の間隙水窒素濃度は0.0 mg/lと仮定した。計算時間単位 Δt は0.02dayとした。灌漑前の間隙水窒素濃度などの初期条件は、実測値に設定した。

水量の収支モデルでは、水稻による水の吸収はモデルの区画である厚さ2cmの土壌では量的に少ないと考えられるので無視した。水温と地温は、計算を簡単にするためと他地域でもモデルを使用しやすいように日平均値を用いた。

酸化層は数mm～数cm⁴²⁾と言われるので、モデルでは第2層までとし、酸化層で行われる硝化は土壌第2層においてはその上層の第1層での硝化の何割かになるとし、何割になるかはパラメーターフィッティングで決定した(Table3-8,9)。

生物などによる攪乱は土壌深さ2～3cmに観察されたので、攪乱による窒素の移動は表面水から土壌第2層までであり、第2層と3層間以下の移動は拡散によるものとした。

Table 3-8 採用されたモデル
Adopted model

	収支式	反応速度モデル式
水 田 表 面	水 $W_{0,j+1} = (I_j + F_{0j} - O_j - E_j - P_{0,j})dt + W_{0,j}$ 〔水量〕〔灌溉〕〔降水〕〔排水〕〔蒸発散〕〔浸透〕	
	NH ₄ -N $C_{0,j+1}^{NH_4} \cdot W_{0,j+1} = (C_{Ij}^{NH_4} \cdot I_j + C_{F0j}^{NH_4} \cdot F_{0j} - C_{0j}^{NH_4} \cdot O_j - C_{0,j}^{NH_4} \cdot P_{0,j} + F_{Ej} - R_{DI0,j}^{NH_4} - R_{org,j}^{NH_4})dt + C_{0,j}^{NH_4} \cdot W_{0,j}$ 〔NH ₄ -N 量〕〔灌溉〕〔降水〕〔排水〕〔浸透〕〔施肥〕〔攪乱〕〔org-N〕	$R_{DI0,j}^{NH_4} = K_{DI0} \cdot (C_{0,j}^{NH_4} - C_{1,j}^{NH_4}) / \Delta L$ $K_{DI0} = K_{DI0,0} \cdot \exp(\gamma(T_w - 16))$ $R_{org,j}^{NH_4} = K^{NH_4} \cdot 0.128 \exp(0.2917 T_w)$ (6月27日まで) $R_{org,j}^{NH_4} = K^{NH_4} \cdot 5.0$ (6月28日以降) $K^{NH_4} = C_{0,j}^{NH_4} / (C_{0,j}^{NH_4} + C_{0,j}^{NO_2})$
	NO ₂ -N $C_{0,j+1}^{NO_2} \cdot W_{0,j+1} = (C_{Ij}^{NO_2} \cdot I_j + C_{F0j}^{NO_2} \cdot F_{0j} - C_{0,j}^{NO_2} \cdot O_j - C_{0,j}^{NO_2} \cdot P_{0,j} - R_{DI0,j}^{NO_2} - R_{org,j}^{NO_2})dt + C_{0,j}^{NO_2} \cdot W_{0,j}$ 〔NO ₂ -N 量〕	$R_{DI0,j}^{NO_2} = K_{DI0} \cdot (C_{0,j}^{NO_2} - C_{1,j}^{NO_2}) / \Delta L$ $K_{DI0} = K_{DI0,0} \cdot \exp(\gamma(T_w - 16))$ $R_{org,j}^{NO_2} = K^{NO_2} \cdot 0.128 \exp(0.2917 T_w)$ (6月27日まで) $R_{org,j}^{NO_2} = K^{NO_2} \cdot 5.0$ (6月28日以降) $K^{NO_2} = C_{0,j}^{NO_2} / (C_{0,j}^{NH_4} + C_{0,j}^{NO_2})$
org-N $C_{0,j+1}^{org} \cdot W_{0,j+1} = (C_{Ij}^{org} \cdot I_j + C_{F0j}^{org} \cdot F_{0j} - C_{0,j}^{org} \cdot O_j + R_{org,j})dt + C_{0,j}^{org} \cdot W_{0,j}$ 〔org-N 量〕	$R_{org,j} = 0.128 \exp(0.2917 T_w)$ (6月27日まで) $R_{org,j} = 5.0$ (6月28日以降)	
土 境 間 隙 水	水 $W_{i,j+1} = (P_{i-1,j} - P_{i,j})dt + W_{i,j}$ 〔水量〕〔浸透〕〔浸透〕	
	NH ₄ -N $C_{i,j+1}^{NH_4} \cdot W_{i,j+1} = (C_{i-1,j}^{NH_4} \cdot P_{i-1,j} - C_{i,j}^{NH_4} \cdot P_{i,j} + R_{DIi-1,j}^{NH_4} - R_{DIi,j}^{NH_4} + R_{AM,j} - R_{0,j}^{NH_4} - R_{RI,j}^{NH_4} - R_{NI,j})dt - R_{ADi,j} + C_{i,j}^{NH_4} \cdot W_{i,j}$ 〔NH ₄ -N 量〕〔浸透〕〔浸透〕〔拡散・攪乱〕〔拡散・攪乱〕〔有機化〕〔硝化〕〔硝化〕〔平衡吸着〕	$R_{DIi,j}^{NH_4} = K_{DIi} \cdot (C_{i,j}^{NH_4} - C_{i+1,j}^{NH_4}) / \Delta L$ $i=0: K_{DI0} = K_{DI0,0} \cdot \exp(\gamma(T_w - 16.0))$ $i=1: K_{DI1} = K_{DI1,0} \cdot K_{DI0}$ $i>1: K_{DIi} = 8.5 \cdot \beta^2 \cdot (1 + 0.01 \cdot T_G)$ $R_{AM,j} = 10^{13.2} \cdot 10^{-4.205(T_G + 27.0)} \cdot 10^4 \cdot (1 - \beta) / 100 \cdot 1.2 / 1,000 \cdot L$ $R_{0,j}^{NH_4} = K^{NH_4} \cdot R_{0,j}$ $R_{0,j} = R_{AM,j} - 10^{17.4} \cdot 10^{-5.545(T_G + 27.0)} \cdot 10^4 \cdot (1 - \beta) / 100 \cdot 1.2 / 1,000 \cdot L$ $K^{NH_4} = C_{i,j}^{NH_4} / (C_{i,j}^{NH_4} + C_{i,j}^{NO_2})$ $R_{RI,j}^{NH_4} = K_R \cdot C_{i,j}^{NH_4} \cdot Y' / 30 \cdot L$ $Y' = 1 / 14 \cdot Y \cdot (1 - Y)$ $Y = 1 / [1 + \exp(-(t/14 - 5))]$ $R_{NI,j} = K_{RNI} \cdot R_{NI,j}$ $R_{NI,j} = \alpha \cdot \exp(\alpha \cdot T_G) \cdot L$ $i=1: K_{RNI} = 1.0$ $i=2: K_{RNI} = K_{RNI}$ $i>2: K_{RNI} = 0.0$ $R_{ADi,j} = (C_{i,j}^{NH_4} - C_{i+1,j}^{NH_4}) \cdot W_i$ $C_{i,j}^* = (C_{i,j}^{NH_4} \cdot W_i + C_{St,j} \cdot S_i) / W_i + 1 / K_{AD} \cdot S_i$
NO ₂ -N $C_{i,j+1}^{NO_2} \cdot W_{i,j+1} = (C_{i-1,j}^{NO_2} \cdot P_{i-1,j} - C_{i,j}^{NO_2} \cdot P_{i,j} + R_{DIi-1,j}^{NO_2} - R_{DIi,j}^{NO_2} - R_{0,j}^{NO_2} - R_{RI,j}^{NO_2} + R_{NI,j})dt - R_{DE,j} + C_{i,j}^{NO_2} \cdot W_{i,j}$ 〔NO ₂ -N 量〕〔浸透〕〔浸透〕〔拡散・攪乱〕〔拡散・攪乱〕〔有機化〕〔硝化〕〔硝化〕〔脱窒〕	$R_{DIi,j}^{NO_2} = K_{DIi} \cdot (C_{i,j}^{NO_2} - C_{i+1,j}^{NO_2}) / \Delta L$ K_{DIi} : 土壌間隙水 NH ₄ -N の反応モデル式と同様 $R_{0,j}^{NO_2} = K^{NO_2} \cdot R_{0,j}$ $R_{0,j}$: 土壌間隙水 NH ₄ -N の反応モデル式と同様 $K^{NO_2} = C_{i,j}^{NO_2} / (C_{i,j}^{NH_4} + C_{i,j}^{NO_2})$ $R_{RI,j}^{NO_2} = K_R \cdot C_{i,j}^{NO_2} \cdot Y' / 30 \cdot L$ Y' : 土壌間隙水 NH ₄ -N の反応モデル式と同様 $R_{NI,j}$: 土壌間隙水 NH ₄ -N の反応モデル式と同様 $R_{DE,j} = c \cdot \exp(\beta \cdot T_G) \cdot L$	

Table 3-9 係数の推定
Estimation of parameter

記号	定 義	単 位	値	推定根拠
α	地温 0℃ における硝化速度	mg/m ² ·cm·d	1.992	フィッティング
ρ	地温 0℃ における脱窒速度	mg/m ² ·cm·d	1.102	フィッティング
K_{AD}	平均吸着係数	—	0.39	実験①結果より
$K_{D0,0}$	水温 16℃ における表面水と第 1 層間の攪乱係数	m ² /d	0.04	フィッティング
K_{KDI1}	第 1 層と第 2 層間の攪乱係数の補正係数	—	0.5	フィッティング
K_R	水稲吸収係数	l/mg	10.0×10 ³	フィッティング
K_{RN2}	土壌第 2 層における硝化量の補正係数	—	0.5	フィッティング
α	硝化に対する温度補正係数	/℃	0.2077	フィッティング
β	脱窒に対する温度補正係数	/℃	0.2326	フィッティング
γ	攪乱に対する温度補正係数	/℃	0.08	フィッティング

土壌第 2 層と土壌第 1 層間の攪乱係数は表面水と土壌第 1 層間の攪乱係数の何割かとし、何割になるかはパラメーターフィッティングで決定した (Table3-8, 9)。

4.2 各態窒素濃度の推定値と実測値の差異

モデルによる推定値と実験①、②の測定結果及び両者の一致度をFig. 3-7, 8 に示す。

実験①の表面排水の T-N 濃度実測値は、施肥直後に NO₃-N 高濃度の用水が灌漑された 5 月中旬に最も高く、その後 7 月下旬まで徐々に下がった後、9 月の中旬から再び上昇したが、モデルによる推定値は実測値とよく一致している。実測値と推定値の差は T-N で平均 1.91mg/ℓ であった。

実験②は窒素濃度が低い用水を少量灌漑し、表層追肥を施肥したもので、実験①と実験条件が対称的である。実験②の表面排水 T-N 濃度は基肥施肥後は比較的高濃度であったが、その後は低い濃度を保った。ただし追肥後は高濃度になった。モデルによる推定値は実測値とよく一致しており、追肥による表面水 T-N 濃度の上昇もよく表現している。実測値と推定値の差は T-N で平均 1.06mg/ℓ であった。

各実験の各態窒素の実測値とモデルによる推定値の差 (二乗平均値の平方根) を Table3-10 に示す。モデルは、各実験の各態窒素とも、実測値をほぼ 2.00 mg/ℓ 以内のずれで推定している。最も実測値と推定値の差が大であったのは、実験③の NO_x-N であった。実験③における NO_x-N 濃度実測値とモデルによる推定値の関係を Fig. 3-

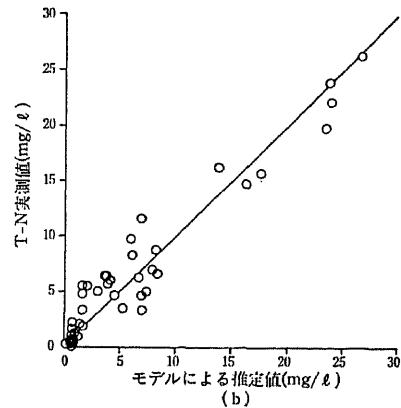
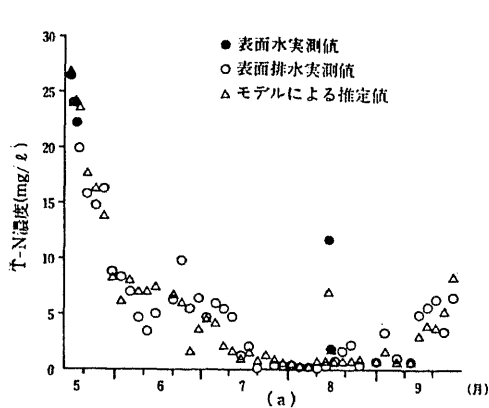


Fig. 3-7 実験①におけるモデルによる推定値と実測値
Calculated and measured results of experiment ①

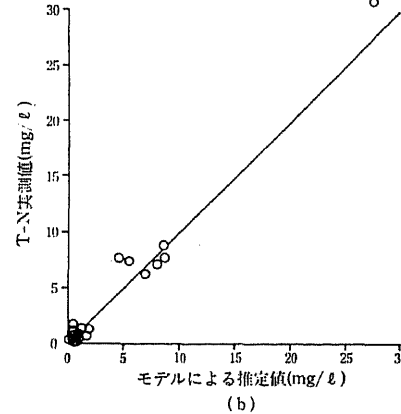
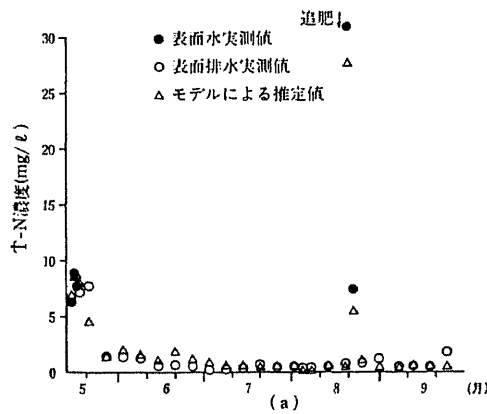


Fig. 3-8 実験②におけるモデルによる推定値と実測値
Calculated and measured results of experiment ②

Table 3-10 モデルによる推定値と実測値の差
Difference between calculated
and measured results

(単位: mg/l*)

実験	T-N	NH ₄ -N	NO _x -N	org-N
①	1.91	0.41	1.75	1.62
②	1.06	0.99	0.93	0.50
③	2.48	1.03	3.46	1.97
④	0.47	0.47	0.33	0.39
⑤	2.00	1.56	2.49	1.23
⑥	2.31	1.19	1.10	1.64

* 数字は各時点における(実測値-推定値)の二乗平均値の平方根

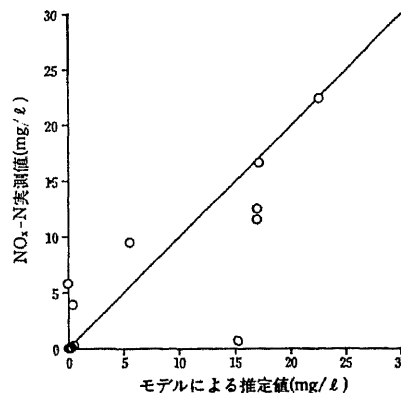


Fig. 3-9 実験③におけるモデルによる推定値と実測値
Calculated and measured results of experiment ③

9 に示す。モデルによる推定値は、実測値と大きく異なる場合が少数ながら見られ、このずれが差の平均値を押し上げている。全体的には実測値とモデルによる推定値はほぼ一致していると言える。比較的実測値と推定値の差が大であった実験⑤、⑥についても同様であった。

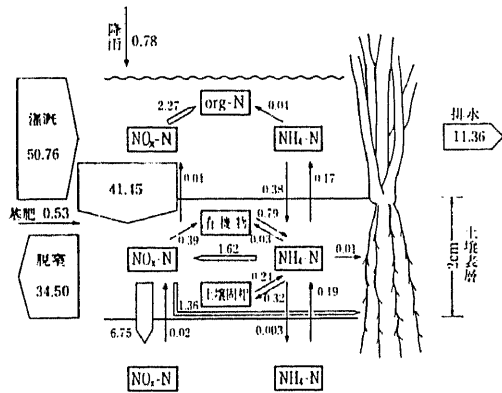


Fig. 3-10 実験①における土壌表層の窒素移動の推定
(単位: g/m²)
Calculation of Nitrogen transfer in surface layer soil of experiment ①

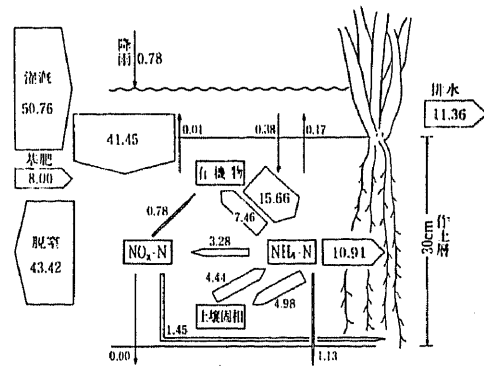


Fig. 3-12 実験①における作土層の窒素移動の推定
(単位: g/m²)
Calculation of Nitrogen transfer in plowed soil of experiment ①

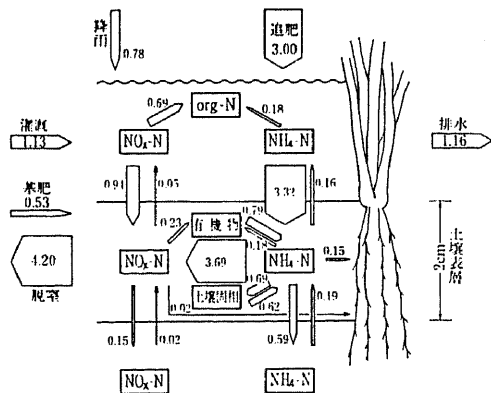


Fig. 3-11 実験②における土壌表層の窒素移動の推定
(単位: g/m²)
Calculation of Nitrogen transfer in surface layer soil of experiment ②

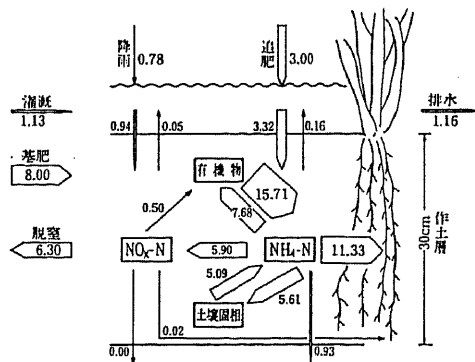


Fig. 3-13 実験②における作土層の窒素移動の推定
(単位: g/m²)
Calculation of Nitrogen transfer in plowed soil of experiment ②

4.3 各態窒素の移動量

灌漑期間の表面水と土壌表層における各態窒素の移動をモデルによって推定した結果を、実験①と②についてそれぞれFig. 3-10, 11 に示す。実験①においては、灌漑によって多量に供給された $\text{NO}_x\text{-N}$ は、大部分が土壌表面へ移動したのち脱窒によって系外へ移動し、残りは第2層や水稻へ移動している。また土壌表面において $\text{NH}_4\text{-N}$ から $\text{NO}_x\text{-N}$ への変化が多く見られる。実験②においては、追肥などで表面水へ供給された $\text{NH}_4\text{-N}$ は、土壌表面へ移動した後、大半が $\text{NO}_x\text{-N}$ に変化して脱窒され、残りは土壌第2層や水稻へ移動している。土壌固相へ移動する $\text{NH}_4\text{-N}$ は、実験①に比べ多いが、その大部分は再び間隙水 $\text{NH}_4\text{-N}$ へ移動している。

作土層における各態窒素の移動をモデルによって推定した結果を、同様にFig. 3-12, 13に示す。作土層全体で見ると、実験①において灌漑によって供給された $\text{NO}_x\text{-N}$ の大部分は脱窒されている。実験①、②の両者とも、水稻が土壌間隙水中から吸収した窒素の大部分は $\text{NH}_4\text{-N}$ であり、その量は施肥量とほぼ等しくなったが、間隙水中への $\text{NH}_4\text{-N}$ の供給は土壌固相に一旦吸着されたものを含めて施肥によるものだけでなく、土壌有機物からも多くなされている。間隙水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ のうち水稻に移動する $\text{NH}_4\text{-N}$ 量の3～6割に相当する量が硝化されて脱窒されている。また浸透水量が少なかったためか作土層下へ移動する窒素量は非常に少ないという計算結果になった。

4.4 感度解析

モデルのパラメーター及び仮定への依存度を知るために感度解析を行った。感度解析結果をTable 3-11 に示す。攪乱係数と脱窒速度係数以外は推定結果にあまり影響しなかった。

特に敏感であった攪乱係数と脱窒速度係数のモデルによる推定結果への影響の経時的变化をFig. 3-14に示す。攪乱係数を2倍にした場合、8月付近を除いて、推定値は2～3 mg/l 低い値を示した。攪乱係数を2分の1にした場合は灌漑期を通して2～3 mg/l 高い値を示した。脱窒速度係数の場合は7月上旬までと9月下旬以降の推定

値が大きく変化し、脱窒速度係数を変化させない場合と3~6 mg/lの差が生じた。

攪乱係数と脱窒速度の推定結果へ与える影響の交互作用についてFig. 3-15に示す。両者を同時に変化させた場合の影響は、それぞれを別個に変化させた場合の合計にほぼ等しく、攪乱係数と脱窒速度には相加作用が見られた。

Table 3-11 感度解析結果
Result of sensitivity analysis

(単位: mg/l*)

式番号	変 化 量	推定値の差の平均	
		×0.5	×2.0
[1]	表面水 org-N 増加速度係数	0.27	0.52
[2]	硝化速度係数	0.05	0.03
[3]	平衡吸着係数	0.10	0.08
[4]	土壌有機物からの移動速度	0.05	0.09
[4]	土壌有機物への移動速度	0.03	0.05
[5]	脱窒速度係数	2.36	1.56
[6]	硝吸収速度係数	0.10	0.17
[7]	攪乱係数	2.36	1.24
[8]	拡散係数	0.00	0.00
	第2層の硝化速度割合	0.01	0.03
	第2層の攪乱係数割合	0.52	0.44
	30 cm 以下層と第15層の間隙水窒素濃度が等しい場合	0.00	

* 表中の数字は係数などを変化させたモデルと元モデルの T-N 濃度推定値の差の絶対値平均

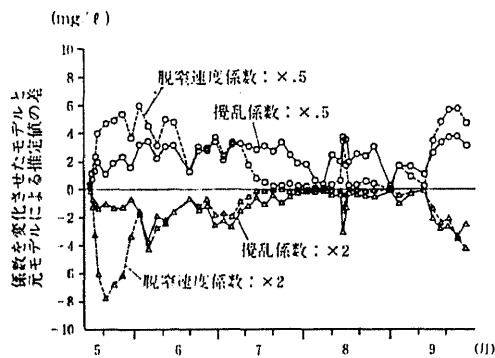


Fig. 3-14 脱窒速度係数と攪乱係数の感度解析
Sensitivity analysis about denitrification and bioturbation rate parameter

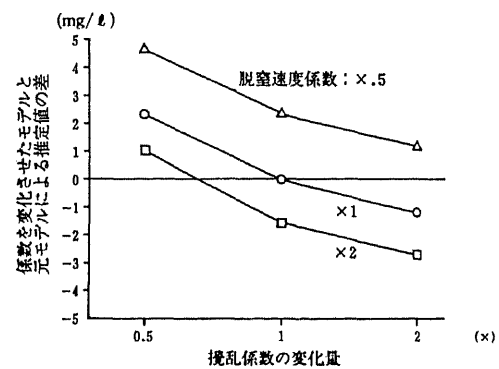


Fig. 3-15 脱窒速度係数と攪乱係数の交互作用
Interaction between denitrification and bioturbation rate parameter

5. リンモデルの推定と検証

5.1 モデルの推定

リンのモデル式一覧をTable3-12 に、そのモデルに用いた係数の一覧をTable3-13に示す。

Table 3-12 採用されたモデル
Adopted model

	収支式	反応速度モデル式
水	$W_{0,j+1} = (I_j + F_{0j} - O_j - E_j - F_{0,j}) \Delta t + W_{0j}$ (水量) [灌漑] [降水] [排水] [蒸発散] [浸透]	
水田表面水	$C_{0,j+1}^{PO_4} \cdot W_{0,j+1} = (C_{Ij}^{PO_4} \cdot I_j + C_{F0j}^{PO_4} \cdot F_{0j} - C_{Oj}^{PO_4} \cdot O_j - C_{0,j}^{PO_4} \cdot P_{0,j}) \Delta t + F_{Ej} - R_{DI0,j} - R_{org,j}$ [灌漑] [降水] [排水] [施肥] [攪乱] [org-P]	$R_{DI0,j} = K_{DI0} \cdot (C_{0,j} - C_{I,j}) / \Delta L$ $K_{DI0} = K_{DI0.0} \cdot \exp[\gamma(T_w - 16.0)]$ $R_{org,j} = 3.0 \text{ (6月28日まで)}$ (無機態窒素 1.0 mg/l 以下の場合) $R_{org,j} = 6.0$ (無機態窒素 1.0 mg/l を越える場合) $R_{org,j} = 1.2 \text{ (6月29日以降)}$
org-P	$C_{0,j+1}^{org} \cdot W_{0,j+1} = (C_{Ij}^{org} \cdot I_j + C_{F0j}^{org} \cdot F_{0j} - C_{Oj}^{org} \cdot O_j + R_{org,j}) \Delta t + C_{0,j}^{org} \cdot W_{0,j}$ [org-P 量] [org-P]	$R_{org,j} : \text{水田表面水 } PO_4\text{-P と同様}$
土壌間隙水	$W_{i,j+1} = (P_{i-1,j} - P_{i,j}) \Delta t + W_{ij}$ (水量) [浸透] [浸透]	
PO ₄ -P	$C_{i,j+1}^{PO_4} \cdot W_{i,j+1} = C_{i-1,j}^{PO_4} \cdot P_{i-1,j} - C_{i,j}^{PO_4} \cdot P_{i,j} + R_{Di-1,j} - R_{Di,j} + R_{AM,j} - R_{0,j} - R_{Ri,j}$ [PO ₄ -P 量] [浸透] [浸透] [拡散・攪乱] [拡散・攪乱] [無機化] [有機化] [補]	$R_{Di,j} = K_{Di} \cdot (C_{i,j}^{PO_4} - C_{i+1,j}^{PO_4}) / \Delta L$ $i=0 : K_{DI0} = K_{DI0.0} \cdot \exp[\gamma \cdot (T_w - 16.0)]$ $i=1 : K_{DI1} = K_{KDI1} \cdot K_{DI0}$ $i>1 : K_{DIi} = 5.3 \cdot \rho^2 \cdot (1 + 0.04 \cdot T_G)$ $R_{AM,j} = 10^{13.2} \cdot 10^{-4205/(T_G + 273)} \cdot 10^4 \cdot (1 - \rho) / 100 \cdot 1.2 / 1000 \cdot L \cdot 0.77$ $R_{0,j} = R_{AM,j} - 10^{17.4} \cdot 10^{-5545/(T_G + 273)} \cdot 10^4 \cdot (1 - \rho) / 100 \cdot 1.2 / 1000 \cdot L \cdot 0.77$ $R_{Ri,j} = K_R \cdot C_{i,j}^{PO_4} \cdot Y' / 30 \cdot L$ $Y' = 1 / [1 + \exp(-(t/14 - 5))]$ $R_{ADi,j} = (C_{i,j}^{PO_4} - C_{i,j}^*) \cdot W_i$ $C_{i,j}^* = (C_{i,j}^{PO_4} \cdot W_i + C_{Si,j} \cdot S_i) / (W_i + 1/K_{AD} \cdot S_i)$
土固相	$C_{Si,j+1} \cdot S_i = R_{ADi,j} - R_{NDi,j} + C_{Si,j} \cdot S_i$ [PO ₄ -P 量] [固定] [不溶化]	$R_{NDi,j} = K_{ND} \cdot C_{Si,j} \cdot S_i$

Table 3-13 係数の推定
Estimation of parameter

記号	定義	単位	値	推定根拠
K_{AD}	固定係数	—	0.00128	実験①結果より
K_{ND}	不溶化速度係数	/d	0.05	フィッティング
$K_{DI0.0}$	水温 16°C における表面水と第 1 層間の攪乱係数	m ² /d	0.04	フィッティング
K_{KDI1}	第 1 層と第 2 層間の攪乱係数の補正係数	—	0.5	前節より
K_R	水稻吸収係数	l/mg	100 × 10 ⁸	フィッティング
γ	攪乱に対する温度補正係数	/°C	0.08	フィッティング

実験①の測定結果をモデル式とパラメーター決定に用いた。実験①はリンの供給がひんばんであり、測定も数多く行われたので、表面水におけるリン濃度の変化を他の実験に比べ最も数多く押さえているからである。

モデルは窒素の場合と同様に計算が簡便で扱いやすい分散型のいわゆるボックスモデルである。深い所に位置する土壌は表面水リン濃度に影響を与えないと考えられるから、モデルの対象領域は水田表面水と作土層とした。本実験に用いたライシメーターの作土層の深さは30cmであり、これを2cm刻みに15区画に区切った。なお土壌30cm以下の間隙水リン濃度は0.00 mg/ℓと仮定した。計算時間単位 Δt は0.02dayとした。灌漑前の間隙水リン濃度などの初期条件は、実測値に設定した。

水量の収支モデルでは、水稻による水の吸収は少ないと考えられるので無視した。

水温と地温は、計算を簡単にするためと他地域でもモデルを使用しやすいように日平均値を用いた。

生物などによる攪乱は土壌深さ2～3cmに観察されたので、攪乱によるリンの移動は表面水から土壌第2層までであり、第2層と3層間以下の移動は拡散によるとした。全節の結果から土壌第2層と土壌第1層間の攪乱係数は表面水と土壌第1層間の攪乱係数の5割とした。

5.2 各態リン濃度の推定値と実測値の差異

実験①、④についてモデルによる推定値と実際の測定結果をFig. 3-16, 17に示す。

実験①の表面排水のT-P濃度実測値は、6月下旬まで比較的高濃度の水準で上下した後、0.2 mg/ℓ程度に下がり、9月上旬から再び上昇した。モデルによる推定値の変化はほぼ実測値の変化に一致しているが、実測値が推定値に比べ非常に高い場合が少数ながら見られる。実測値と推定値の差の平均（二乗平均値の平方根）はT-Pで0.337mg/ℓであった。

実験④はリン・窒素濃度が低い用水を灌漑したもので、実験①と実験条件が対称的である。実験④の表面排水T-P濃度は低い水準で推移し、その中では6月下旬まで

が比較的高かった。モデルによる推定値は実測値とよく一致しているが、実験①と同様実測値が推定値に比べ非常に高い場合が少数ながら見られる。実測値と推定値の差の平均（二乗平均値の平方根）はT-Pで0.158mg/lであった。

実験①、④とも実測値が推定値に比べ高くなる場合があったが、この時は表面水の大部分がorg-Pであり、org-Pの増加をモデルが十分に予測できない場合があることを示している。

各実験の各態リンの実測値とモデルによる推定値の差（二乗平均値の平方根）をTable 3-14に示す。モデルは、各実験の各態リンとも、実測値をほぼ0.300mg/l以内のずれで推定している。実験⑤、⑥の特に $PO_4\text{-P}$ における実測値と推定値のずれが大きいが、これは実験⑤、⑥が表層施肥の条件であるため基肥施肥直後の表面排水のリン濃度が10 mg/lを越え、モデルがこの値を2 mg/l程度のずれで推定したことによる。全体的には実測値とモデルによる推定値はほぼ一致していると言える。

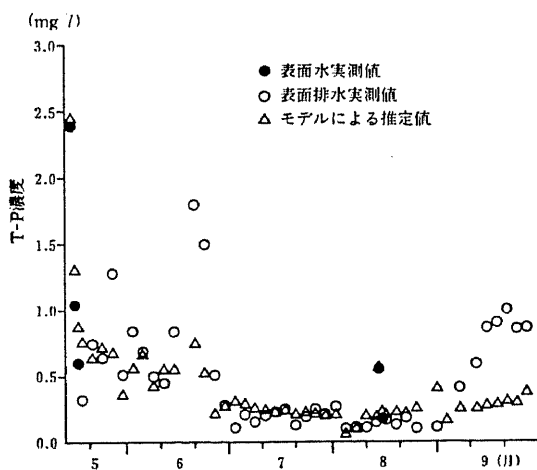


Fig. 3-16 実験①における推定値と実測値
Calculated and measured results of experiment ①

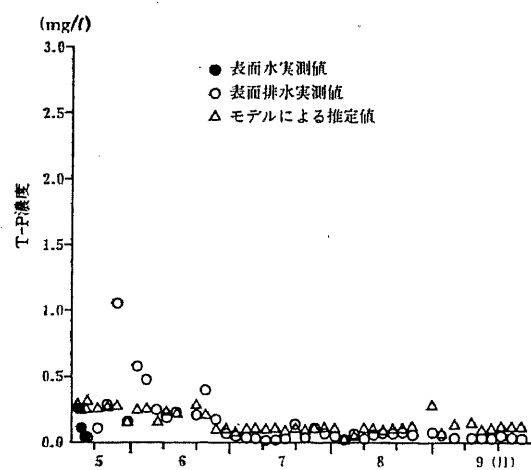


Fig. 3-17 実験④における推定値と実測値
Calculated and measured results of experiment ④

5.3 各態リンの移動量

灌漑期間の表面水と土壌表層における各態リンの移動をモデルによって推定した結果を、実験①と④についてそれぞれFig. 3-18, 19 に示す。実験①においては、灌漑によって多量に供給された PO_4-P は、大部分が土壌表面へ移動したのち土壌固相に固定され、さらにその大部分は不溶化している。残りは水稻や第2層へ移動している。実験④においても、灌漑によって供給された PO_4-P は、大部分が土壌表面へ移動したのち土壌固相に固定され、さらにその大部分は不溶化している。稲に移動する PO_4-P は実験①に比べて少なく5分の1程度である。

作土層における各態リンの移動をモデルによって推定した結果を、同様にFig. 3-20, 21 に示す。作土層全体でみると、実験①において土壌有機物からの PO_4-P の供給量が多く、これに基肥と灌漑からのものを加えた PO_4-P の大部分が土壌表面へ移動したのち土壌固相に固定され、さらにその大部分は不溶化している。実験②においても土壌有機物からの PO_4-P の供給量が多く、土壌水中に供給された PO_4-P の大部分は土壌固相に固定された後不溶化している。実験①、④とも土壌有機物からの PO_4-P 供給量は土壌有機物への移動量に比べかなり大きい。実験①と④の水稻吸収 PO_4-P 量の差はほとんど土壌表層における水稻吸収量の差による。実験①、④とも土壌固相からの PO_4-P の脱着は少ない。基肥の大部分は土壌固相に固定されるから、基肥 PO_4-P の水稻による利用率は非常に低い結果となった。また浸透水量が少なかったためか作土層下へ移動するリン量は非常に少ないという計算結果になった。

5.4 感度解析

モデルのパラメーター及び仮定への依存度を知るために実験①について感度解析を行った。感度解析結果をTable 3-15 に示す。攪乱係数が小さい場合と表面水org-P増

Table 3-14 モデルによる推定値と実測値の差
Difference between calculated and measured results

単位: mg/l*

実験	T-P	PO_4-P	org-P
①	0.337	0.240	0.282
②	0.184	0.089	0.192
③	0.270	0.139	0.269
④	0.158	0.052	0.120
⑤	0.520	1.005	0.728
⑥	0.567	0.928	0.318

* 数字は(実測値-推定値)の二乗平均値の平方根

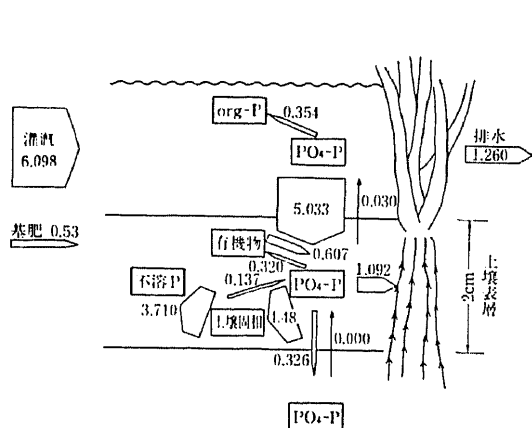


Fig. 3-18 実験①におけるリン移動の推定 (単位: g/m²)
Calculation of phosphorus transfer in experiment ①

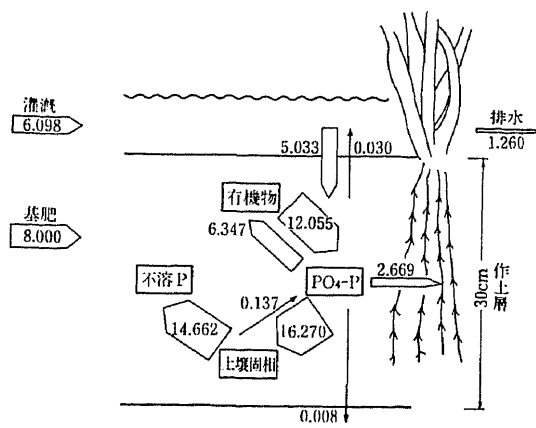


Fig. 3-20 実験①における作土層のリン移動の推定 (単位: g/m²)
Calculation of phosphorus transfer in plowed soil of experiment ①

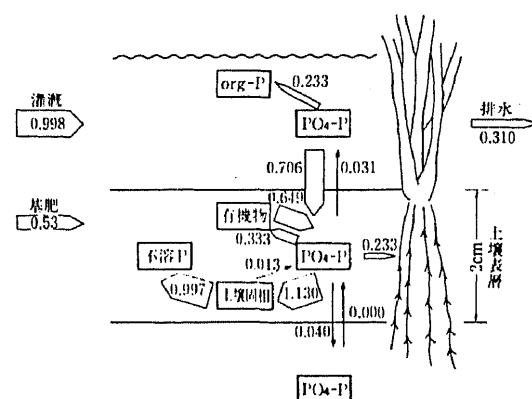


Fig. 3-19 実験④におけるリン移動の推定 (単位: g/m²)
Calculation of phosphorus transfer in experiment ④

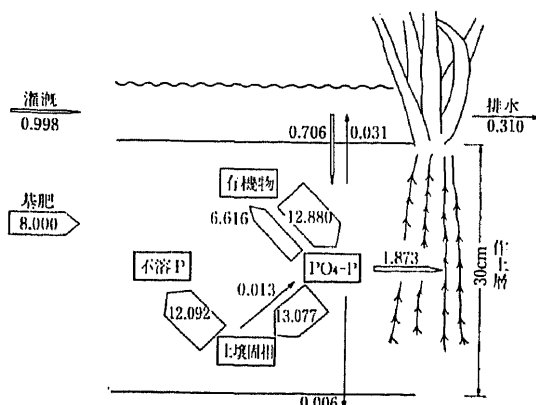


Fig. 3-21 実験④における作土層のリン移動の推定 (単位: g/m²)
Calculation of phosphorus transfer in plowed soil of experiment ④

加速度係数が大きい場合以外は推定結果にあまり影響しなかった。

特に敏感であった攪乱係数が小さい場合と表面水org-P増加速度係数が大きい場合のモデルによる推定結果への影響の経時的变化をFig. 3-22に示す。攪乱係数を2分の1にした場合、推定値は0.2 ~ 0.6 mg/l 高い値を示した。表面水org-P増加速度係数を2倍にした場合は6月下旬までは0.3 mg/l 程度高い値を示したが、それ以降は0.1 mg/l 程度の上昇にとどまった。攪乱係数と表面水org-P増加速度係数の両者を同時に変化させた場合の影響は、個別に変化させた場合の合計よりもやや小さかった。

Table 3-15 感度解析結果
Result of sensitivity analysis

単位: mg/l*

式番号	変化量 係数など	推定値の差の平均	
		×0.5	×2.0
(1)	表面水 org-P 増加速度係数	0.054	0.137
(2)	固定係数	0.038	0.013
(3)	不溶速度係数	0.075	0.031
(4)	土壌有機物からの移動速度	0.015	0.038
(4)	土壌有機物への移動速度	0.025	0.015
(5)	稲吸収速度係数	0.036	0.013
(6)	攪乱係数	0.329	0.075
(7)	拡散係数	0.021	0.021
	30cm 以下層と第15層の間 隙水リン濃度が等しい場合	0.021	

* 表中の数字は係数などを変化させたモデルと元モデルの T-P 濃度推定値の差の絶対値平均 (実験値)

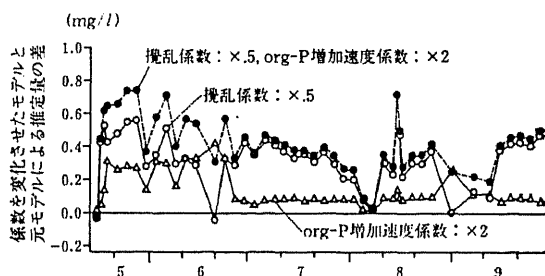


Fig. 3-22 攪乱係数とorg-P増加速度係数の感度解析
Sensitivity analysis about bioturbation and org-P increase rate parameter

6. 考察

6.1 窒素モデル

まず窒素モデルの精度について検討する。モデルは多様な条件で実験した水田の表面水各態窒素濃度をほぼ2.00 mg/l 以内の差で推定した。表面水各態窒素濃度の経時変化や施肥後の表面水各態窒素濃度も正確に推定した。水田表面水の窒素濃度が50 mg/l を越える場合もあることや、水田からの窒素負荷を水田条件から求めることが困難な現状から、本モデルの精度は実用上十分なものである。

次にモデルの安定性について検討する。本モデルは実測されていないパラメータや、仮定をいくつか含むが、推定値に大きな影響を与えるのは、攪乱係数と脱窒速度係数のみであった。また両者には相乗作用は認められず、本モデルは比較的安定したモデルである。本モデルを他の水田に適用して、より精度よく表面水窒素濃度を推定するためには、攪乱による窒素移動速度と脱窒速度のとりうる範囲の把握や、攪乱による窒素移動速度と脱窒速度を前もって測定あるいは推定する方法が必要となろう。

今後土壌や生物相などと攪乱や脱窒との関係の究明がその面で課題となる。

次にモデルの実用性について検討する。本モデルは灌漑水量、水質、施肥方法及び排水量から排水窒素濃度を推定するが、これは共通の灌漑水を用い、ほぼ等しい栽培管理を行っている水田地帯の水収支と灌漑水質がわかれば、その地域の水田表面排水による窒素負荷を推定できることを意味する。水収支と灌漑水質は測定や資料から比較的簡単に入手できる。

ただし本モデルはライシメーター実験から得られたものであるので、用水の流れに沿って窒素濃度勾配が存在する実水田での適用には、さらに検討の要がある。原理的には本モデルを単位ボックスとしてこれを直列につなぐなど、表面水中での窒素の移流・拡散をモデルに組み込むことで対応できるが、本論の範囲を越えるのでここでは課題を指摘するにとどめる。

次にモデルを用いた水田内での反応機構解明の可能性について検討する。重窒素を用いた実験²²⁾によると、表層追肥された $\text{NH}_4\text{-N}$ は急速に作土表層へ移動し、脱窒や水稻による吸収を受け、また一旦土壌固相に吸着された交換性 $\text{NH}_4\text{-N}$ は徐々に減少する。また水稻の吸収する窒素は施肥由来のみではなく土壌窒素からのものが多い³⁷⁾。これらは本モデルの記述結果 (Fig. 3-8, 11, 12, 13) に一致するから、本モデルは水田内で起こっている現象を表現したと考えられる。モデルが実際の現象を表現できれば、逆にモデルから測定困難な機構を推定することが可能になる。この種のモデルの開発は、各種反応機構の解明に貢献すると思われる。

本モデルの精度をより向上させるためには、田面到達日射量などを考慮した表面水における生物相変化の機構、酸化還元層分化の経時変化、土壌表層の有機物を増やす窒素固定、平衡吸着係数の経時変化などを個別に究明して組み込むことも必要と考えられる。

なお、本研究では灌漑水中窒素として $\text{NO}_3\text{-N}$ を用いたが、水田に流入する窒素が $\text{NH}_4\text{-N}$ や org-N である場合についても検討が必要である。また浸透水窒素濃度を推

定するモデルについても検討が必要である。

6.2 リンモデル

リンモデルの精度について検討する。モデルは多様な条件で実験した水田の表面水各態リン濃度をほぼ0.300mg/ℓ以内の差で推定した。表面水各態リン濃度の経時的変化や基肥後の表面水各態リン濃度も正確に推定した。水田表面水のリン濃度が10 mg/ℓを越える場合もあることや、水田からのリン負荷を水田条件から求めることが困難な現状から、本モデルの精度は実用上十分なものである。

ただしモデルはorg-Pの増加を十分な精度で推定できないことがあった。これは表面水中のorg-P増加量と水温の関係がばらついた (Fig. 3-5)ことから予想されたことである。org-Pの増加予測の精度を高めることがモデルの精度を高める上で重要であろう。たとえば生物層の変遷とorg-P増加量の間関係を調べる必要がある。

次にモデルの安定性について検討する。本モデルは実測されていないパラメータや、仮定をいくつか含むが、推定値に大きな影響を与えるのは、攪乱係数が小さい場合と表面水org-P増加速度係数が大きい場合のみであった。また両者には相乗作用は認められず、本モデルは比較的安定したモデルである。本モデルを他の水田に適用して、より精度よく表面水リン濃度を推定するためには、攪乱によるリン移動速度と表面水org-P増加速度のとりうる範囲の把握や、攪乱によるリン移動速度と表面水org-P増加速度を前もって測定あるいは推定する方法が必要となろう。今後土壌や生物相などと攪乱や表面水org-P増加との関係の究明がその面で課題となる。

次にモデルの実用性について検討する。本モデルは灌漑水量、水質、施肥方法及び排水量から排水リン濃度を推定するが、これは共通の灌漑水を用い、ほぼ等しい栽培管理を行っている水田地帯の水収支と灌漑水質がわかれば、その地域の水田表面排水によるリン負荷を推定できることを意味する。水収支と灌漑水質は測定や資料から比較的簡単に入手できる。

ただし本モデルはライシメーター実験から得られたものであるので、用水の流れに

沿ってリン濃度勾配が存在する実水田での適用には、さらに検討の要がある。原理的には本モデルを単位ボックスとしてこれを直列につなぐなど、表面水中でのリンの移流・拡散をモデルに組み込むことで対応できるが、本論の範囲を越えるのでここでは課題を指摘するにとどめる。

次にモデルを用いた水田内での反応機構解明の可能性について検討する。リン酸肥料は不溶性のリン酸に変化するため作物による利用率はきわめて低いことが知られている⁴³⁾。これは本モデルの記述結果 (Fig. 3-18, 19, 20, 21) に一致する。一方土壤有機物からの $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動は土壤有機物への移動量に比べかなり大きく、実際の $\text{PO}_4\text{-P}$ 移動と異なる可能性がある。感度解析によって土壤有機物と間隙水間の $\text{PO}_4\text{-P}$ 移動量のずれは表面水リン濃度には影響しないことが確認されたが、反応機構解明の面からは土壤有機物と間隙水間の $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動についてさらに研究が必要であろう。モデルが実際の現象を表現できれば、逆にモデルから測定困難な機構を推定することが可能になるから、今回のように土壤有機物からの $\text{PO}_4\text{-P}$ の供給量などの実測値がない場合、この種のモデルの開発によって各種反応機構の解明をすることも必要であろう。

本モデルの精度をより向上させるためには、田面到達日射量などを考慮した表面水における生物相変化の機構、固定係数の経時変化などを個別に究明して組み込むことも必要と考えられる。

なお、本研究では灌漑水中リンとして $\text{PO}_4\text{-P}$ を用いたが、水田に流入するリンが org-P である場合についても検討が必要である。また浸透水リン濃度を推定するモデルについても検討が必要である。

4 章 水田からの浸透排出量推定モデルとその検証

1. はじめに

本章は、施肥、灌漑及び土壌などの条件に影響される水田浸透水リン濃度を予測するための数理モデルの開発を検討したものである。

前章において、表面排出についてはモデルにより窒素、リンとも精度よく推定できることが明らかとなった。水田からの排水は表面排水と浸透排水に分けられるので、本研究では浸透水におけるリン濃度変化のモデル化を試み、水田水質変化への適用の可能性を検討した⁴⁴⁾。

窒素浸透排出についても理論的にはモデル構築が可能であるが、心土層での窒素の移動に不明の点が多いので、今回は研究の対象から除いた。今後現象を解明しながら残された課題に取り組む予定である。

モデルは現象モデルである。またモデルのパラメーター同定とモデルの検証のために、条件を厳密に制御したライシメーター実験を行った。

2. モデルの構造

2.1 系の定義

想定した水田におけるリンの出入りをFig. 4-1 に示す。リンの収入のうち人為的制御が可能なのは施肥及び灌漑であり、これらは支出である浸透リン量に大きく影響すると考えられる。本研究では灌漑水量、水質、浸透水量、施肥量、施肥方法を変化させた場合の浸透水リン濃度を予測するためのモデルを構築する。

2.2 内部機構の仮定

系内部でのリン移動の機構については、既存の研究を参考にして以下のように構築した。水田の系は表面水、作土層及び心土層に分けられ、それぞれ異なった反応機構をもっている (Fig. 4-2)。

表面水においては藻類などの繁殖により無機態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) は有機態リン (org-P) に変化する。土壤に共通する機構として、間隙水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ は土壤固相に固定される。土壤固相に固定された $\text{PO}_4\text{-P}$ の一部は不溶化する³²⁾。土壤有機物と間隙水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 間にも移動がある。また間隙水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ は水稻に吸収される。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は、表面水と土壤の間隙水を、拡散あるいは生物などによる攪乱及び浸透によって移動する。

作土層の下に位置する心土層においては土壤有機物と間隙水中の無機態窒素間の移動及び水稻による無機態窒素の吸収はないと仮定した。

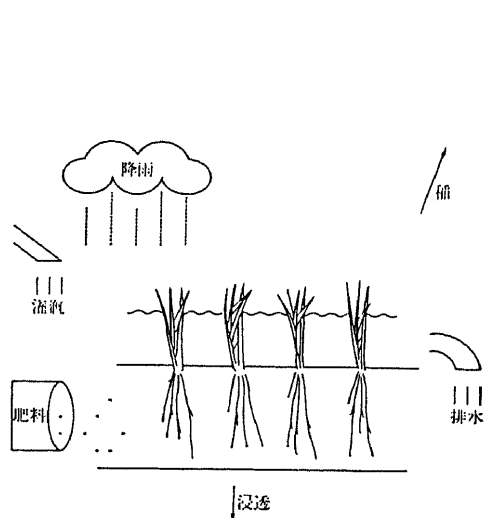


Fig. 4-1 水田におけるリンの出入り
Input and output of nitrogen in a paddy field

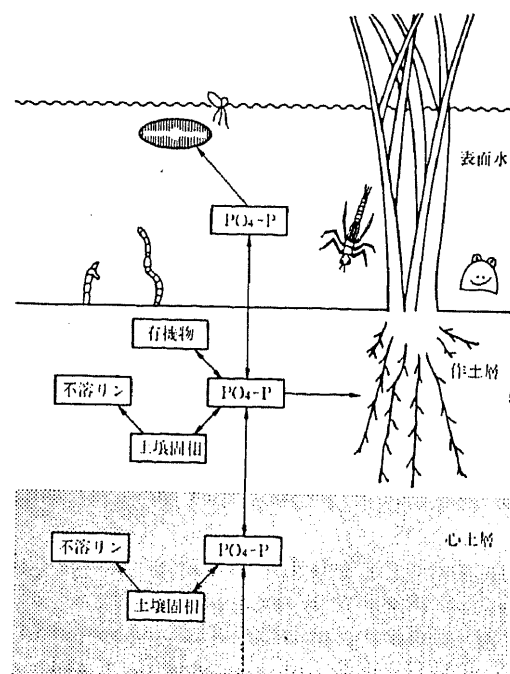


Fig. 4-2 水田におけるリン移動の仮定
Assumed mechanism of phosphorus transfer

2.3 反応速度モデル式

Table4-1に各機構に対応する反応速度モデル式の根拠及び反応速度モデル式に含まれるパラメーター（推定されるべき係数）値の決定方法を示す。

モデル式は地温、水温及び表面水や土壌水のリン濃度を説明変数に持つもの、圃場レベルにできるだけ近い実験から導かれたものを選択した。これは温度依存性の高い生物活性の変化をモデルに取り入れることと、実水田になるべく近いモデルとすることを重視したためである。

Table 4-1 反応速度モデル式の選択及びその根拠
Authority in Choosing Rate Equation

番号	項目	数式の提案と根拠	パラメータ決定
(1)	表面水中での生物の繁殖	実験①, ②結果より	実験①, ②結果より
(2)	固定	文献 ³⁶⁾ より	実験①結果より
(3)	不溶化	仮定より	フィッティング
(4)	土壌有機物と間隙水間移動	文献 ³⁶⁾ と仮定より	文献 ^{36, 41)} より
(5)	水稻による吸収	文献 ³⁶⁾ と仮定より	フィッティング
(6)	攪乱による移動	前章より	フィッティング
(7)	拡散による移動	文献 ⁴⁰⁾ より	文献 ⁴⁰⁾ より

実験①, ②: 前章の第3節

(1) 表面水中リンの生物による吸収

前章の実験①, ②の表面水org-P濃度の変化より, 表面水中org-Pの増加速度は6月28日の前後で異なり, また表面水の無機態窒素濃度で変化するが, 水温, 全天日射量及び PO_4-P 濃度に関係なく一定とした。

(2) 固定

間隙水 PO_4-P は土壌固相に固定されるから, 間隙水 PO_4-P 濃度は土壌固相 PO_4-P 濃度に比例すると考えた。固定係数は土壌の酸化・還元状態の程度やpHによって変化する可能性があるが, 固定係数の変化の程度については不明な点が多いの

で、ここでは土壌深さや時期によらず一定とした。

しらかき時に測定した間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度と土壌固相 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度から固定係数を求めた。

一般に物理・化学的現象である固定は微生物による反応よりはるかに速い³⁵⁾ ので、固定は瞬時に終了すると仮定した。

(3) 不溶リンへの移動

土壌固相に固定にされた $\text{PO}_4\text{-P}$ は鉄やアルミニウムなどと結合して間隙水と平衡関係にあるが、固定されたリンの一部は結晶化して固相表面から剝離し、固相は再び $\text{PO}_4\text{-P}$ を固定する³²⁾。結晶化した部分は吸・脱着反応に関係しないのでここではこれを不溶リンと呼ぶ。不溶リンへの移動速度は多くの要因に影響される可能性があるが、ここでは土壌固相に固定された $\text{PO}_4\text{-P}$ 量に比例すると仮定した。

(4) 土壌有機物と間隙水間の移動

土壌有機物と間隙水間の無機態窒素の移動と温度の関係が、培養実験から明らかにされている³⁶⁾。この窒素の移動は土壌中のバイオマスによるものである。土壌有機物に関係するリンの移動もバイオマスによるものであるから、土壌有機物と間隙水間の $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動についても窒素と同様な関係が成り立つと考えられる。ただしバイオマス中のリン量の窒素に対する比は0.77である⁴¹⁾ ので、土壌有機物と間隙水間の $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動量は窒素の0.77倍になるとした。

(5) 水稻による吸収

水稻によるリン吸収速度は間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度とロジスティック曲線³⁸⁾ から導かれる吸収速度に比例すると仮定した。

(6) 攪乱による移動

土壌を観察したところ、土壌表面から深さ2～3 cmの間にユスリカ、イトミミズ、ミジンコなどによる水の攪乱が見られた。こうした攪乱による $\text{PO}_4\text{-P}$ の移動は濃度差と攪乱係数に比例し、攪乱係数は温度の指数関数になると考えた。

(7) 拡散による移動

下層の土壌における拡散は分子拡散のみと考えられる。湖沼の底泥における拡散は、分子拡散のみを考えた場合に間隙率と温度の関数であることが知られている⁴⁰⁾。これを水田にも適用した。

2.4 浸透水移動の仮定

土壌には、大間隙や粗孔隙と呼ばれる水が急速に移動する部分が存在する^{45, 46)}。実水田の土壌においても亀裂や植物根の枯れた跡など浸透水が比較的急速に通過する部分と土壌中をゆっくり浸透する部分があると考えられる。本モデルでは前者の浸透水の経路を水ミチと呼び、土壌中での水の移動を

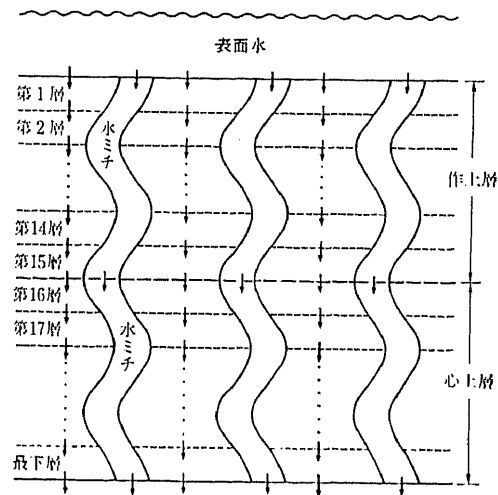


Fig. 4-3 水田における浸透水移動の仮定
Assumed mechanism of percolated water transfer

Fig. 4-3 のように仮定した。浸透水は水ミチと水ミチ以外の部分に分かれて

下方に移動する。この場合水ミチは間

隙のみを指すのではなく、水の浸透が容易な土壌を意味し、水ミチの中で固定、不溶化などの反応が起こる。水田土壌においては水ミチと水ミチ以外の境界面積は小さいと考えられ、また土壌水中の物質の拡散による移動速度は比較的小さいから、水ミチと水ミチ以外間の物質の移動は無視した。水ミチの断面積及び水ミチを通る水量の全浸透量に対する割合はパラメーターフィッティングで決めることとした。

3. 実験内容

パラメーターフィッティング及びモデルの検証のためには水田条件を制御した実験

が必要であり、特にモデルの検証には条件の値が大きく異なった実験があることが望ましい。ここでは前章で用いたTable3-4のように灌漑方法・水量，灌漑水リン・窒素濃度，浸透水量，施肥方法の異なる6つの実験を行った。各条件の値は農業用水水質調査結果など^{9, 16)}で示された実水田の条件の範囲で広い範囲の値をカバーすることを考慮して決定した。

3.1 栽培及び用水管理

実験①～④は前章で述べたようにFig.3-6(a)に示すライシメーターを用い、日本晴をほぼ茨城県南地方の慣行に従って栽培したが、中干しはライシメーター土壌の亀裂を避けるため行わなかった。

灌漑水量，リン・窒素濃度の設定は，以下の用水管理によった。水量20mmの場合は3日，水量10mmの場合は6日ごとに，表面水を入れ換え，表面水リン・窒素が所定の濃度になるように PO_4-P と NO_3-N の薬液を散布した。

実験⑤，⑥にはFig.3-6(b)に示すライシメーターを用いた。このライシメーターの特徴は掛け流しができることと浸透水量の広範囲な制御が可能なことである。灌漑はポンプによって PO_4-P と NO_3-N 濃度を調整した用水を供給し，掛け流し状態で常時排水させた。その他の栽培条件は①～④と同じである。

3.2 土壌

実験に用いたライシメーターの充填土壌は，茨城県結城郡千代川村宗道明治の休耕水田土壌（灰色低地土壌）で，土性はCLであった。実験①～④に用いたライシメーターについては，土壌は均一にできるだけ亀裂のないように充填した。実験では浸透水採取管は開放してあった。実験⑤，⑥に用いたライシメーターでは，土壌は均一を考慮せず軽くつき固めて充填した。浸透水量が安定した後に浸透水採取管の栓を微調整して所定の浸透水量を得てから実験に用いた。

3.3 水収支，リン収支，水温及び地温の測定

各ライシメーターについて水収支を転倒マスを用いて連続的に測定し，またリン収

支を求めるために水質を適宜（3日～6日おき）分析した。熱電対を用いて、表面水の水温と土壌深さ5cmの地温を30分ごとに測定した。

3.4 分析方法

PO_4-P 、全リン（以下T-P）はテクニコンオートアナライザーを用いて分析した。T-Pは細見ら²¹⁾の方法で分解した後分析を行った。T-Pから PO_4-P を除いたものをorg-Pとした。

3.5 水収支とリン収支

各ライシメーターの水収支とリン収支の測定結果をTable3-5,7に示す。設定した実験条件通り、水収支とリン収支は実験間で十分な幅を持ち、多様な水田の条件をカバーした。

4. モデルの推定と検証

4.1 モデルの推定

モデル式一覧をTable4-2に、そのモデルに用いた係数の一覧をTable4-3に示す。

実験⑥の測定結果を水ミチの断面積（A）及び水ミチを通る水量の全浸透量に対する割合（V）の決定に用いた。浸透水量が少ないと土壌へ浸透するリン量が少なくなると同時に土壌中での存在時間が長いため、固定作用などを長時間受けて、リン浸透排出量が少なくなり、逆に浸透水量が多いと土壌へ移動するリン量が多くなると同時に反応時間が短いため、リン浸透排出量が多くなると考えられる。したがってリン浸透排出量を予測するモデルは浸透水量の多い水田に適用できることが重要である。実験⑥は浸透水量が最も多くパラメーターフィッティングに適した実験と考えられる。

モデルは計算が簡便で扱いやすい離散型のいわゆるボックスモデルである。モデルの対象領域はライシメーターの水田表面水、作土層30cm及び心土層とし、水ミチ以外の土壌を2cm刻みに区切った。水ミチは作土層と心土層に区切った。計算時間単位 Δ

Table 4-2 推定されたモデル
Evolved model

	収 支 式	反応速度モデル式	
水田表面水	$W_{0,j+1} = (I_j + F_{0j} - O_j - E_j - P_{0,j}) \Delta t + W_{0j}$ <small>〔水量〕〔灌漑〕〔降水〕〔排水〕〔蒸発散〕〔浸透〕</small>		
	$C_{0,j+1}^{PO_4} \cdot W_{0,j+1} = (C_{I_j}^{PO_4} \cdot I_j + C_{F_{0j}}^{PO_4} \cdot F_{0j} - C_{O_j}^{PO_4} \cdot O_j - C_{0,j}^{PO_4} P_{0,j} + F_{E_j} - R_{D_{I0},j} - R_{O_{org},j}) \Delta t + C_{0,j}^{PO_4} \cdot W_{0,j}$ <small>〔PO₄-P量〕〔灌漑〕〔降水〕〔排水〕〔浸透〕〔施肥〕〔攪乱〕〔org-P〕</small>	$R_{D_{I0},j} = K_{D_{I0}} \cdot (C_{0,j} - C_{1,j}) / \Delta L$ $K_{D_{I0}} = K_{D_{I0,0}} \cdot \exp[r(T_w - 16.0)]$ $R_{O_{org},j} = 3.0 \text{ (6月28日まで) (無機態窒素が 1.0 mg/l 以下の場合)}$ $R_{O_{org},j} = 6.0 \text{ (無機態窒素が 1.0 mg/l を越える場合)}$ $R_{O_{org},j} = 1.2 \text{ (6月29日以降)}$	
	$C_{0,j+1}^{org-P} \cdot W_{0,j+1} = (C_{I_j}^{org-P} \cdot I_j + C_{F_{0j}}^{org-P} \cdot F_{0j} - C_{O_j}^{org-P} \cdot O_j + R_{O_{org},j}) \Delta t + C_{0,j}^{org-P} \cdot W_{0,j}$ <small>〔org-P量〕</small>	$R_{O_{org},j} : \text{PO}_4\text{-P の式と同様}$	
水	$W_{M_i,j+1} = V \cdot (P_{i-1,j} - P_{i,j}) \Delta t + W_{M_{i,j}}$ <small>〔水量〕〔浸透〕〔浸透〕</small>		
水ミチ作土層間隙水	$C_{M_i,j+1}^{PO_4} \cdot W_{M_i} = [V \cdot C_{M_{i-1,j}}^{PO_4} P_{i-1,j} - V \cdot C_{M_i,j}^{PO_4} P_{i,j} + A \cdot (R_{AM,j} - R_{0,j} - R_{Ri,j}) \Delta t - R_{ADi,j} + C_{M_i,j}^{PO_4} \cdot W_{M_i}]$ <small>〔PO₄-P量〕〔浸透〕〔浸透〕〔無機化〕〔有機化〕〔縮〕〔固定〕</small>	$R_{AM,j} = 10^{13.2} \cdot 10^{-4205/(TG+273)} \cdot 10^4 \cdot (1-p) / 100 \cdot 1.2 / 1000 \cdot D \cdot 0.77$ $R_{0,j} = R_{AM,j} - 10^{17.4} \cdot 10^{-5545/(TG+273)} \cdot 10^4 \cdot (1-p) / 100 \cdot 1.2 / 1000 \cdot D \cdot 0.77$ $R_{Ri,j} = K_R \cdot C_{M_i,j}^{PO_4} \cdot Y' / 30 \cdot D$ $Y' = 1 / 14 \cdot Y \cdot (1 - Y)$ $Y = 1 / [1 + \exp(-(t/14 - 5))]$ $R_{ADi,j} = (C_{M_i,j}^{PO_4} - C_{M_i,j}^*) \cdot W_{M_i}$ $C_{M_i,j}^* = (C_{M_i,j}^{PO_4} \cdot W_{M_i} + C_{MSi,j} \cdot S_{Mi}) / (W_{M_i} + 1 / K_{AD} \cdot S_{Mi})$	
	$C_{MSi,j+1} \cdot S_{Mi} = R_{ADi,j} - R_{NDi,j} + C_{MSi,j} \cdot S_{Mi}$ <small>〔PO₄-P量〕〔固定〕〔不溶化〕</small>	$R_{NDi,j} = K_{ND} \cdot C_{MSi,j} \cdot S_{Mi}$	
水ミチ心土層間隙水	水	$W_{M_i,j+1} = V \cdot (P_{15,j} - P_{k,j}) \Delta t + W_{M_{i,j}}$ <small>〔水量〕〔浸透〕〔浸透〕</small>	k は最下層を示す。実験①～④の場合 $k=110$ 実験⑤, ⑥の場合 $k=30$
	$C_{M_i,j+1}^{PO_4} \cdot W_{M_i} = V \cdot C_{M_{i-1,j}}^{PO_4} P_{15,j} - V \cdot C_{M_i,j}^{PO_4} P_{i,j} - R_{ADi,j} + C_{M_i,j}^{PO_4} \cdot W_{M_i}$ <small>〔PO₄-P量〕〔浸透〕〔固定〕</small>	$R_{ADi,j} : \text{水ミチ作土層と同様}$	
土壌固相	$C_{MSi,j+1} \cdot S_{Mi} = R_{ADi,j} - R_{NDi,j} + C_{MSi,j} \cdot S_{Mi}$ <small>〔PO₄-P量〕〔固定〕〔不溶化〕</small>	$R_{NDi,j} : \text{水ミチ作土層と同様}$	
水ミチ以外の作土層間隙水	水	$W_{i,j+1} = (1 - V) \cdot (P_{i-1,j} - P_{i,j}) \Delta t + W_{i,j}$ <small>〔水量〕〔浸透〕〔浸透〕</small>	
	$C_{i,j+1}^{PO_4} \cdot W_i = [(1 - V) \cdot C_{i-1,j}^{PO_4} P_{i-1,j} - (1 - V) \cdot C_{i,j}^{PO_4} P_{i,j} + (1 - A) \cdot (R_{D_{Ii},j} - R_{D_{Ii},j} + R_{AM,j} - R_{0,j} - R_{Ri,j}) \Delta t - R_{ADi,j} + C_{i,j}^{PO_4} \cdot W_i]$ <small>〔PO₄-P量〕〔浸透〕〔浸透〕〔拡散・攪乱〕〔無機化〕〔有機化〕〔縮〕〔固定〕</small>	$R_{D_{Ii},j} = K_{D_{Ii}} \cdot (C_{i,j}^{PO_4} - C_{i+1,j}^{PO_4}) / \Delta L$ $i=0 : K_{D_{I0}} = K_{D_{I0,0}} \cdot \exp[r \cdot (T_w - 16.0)]$ $i=1 : K_{D_{I1}} = 0.5 \cdot K_{D_{I0}}$ $i>1 : K_{D_{Ii}} = 5.3 \cdot p^2 \cdot (1 + 0.04 \cdot T_G)$ $R_{AM,j} = 10^{13.2} \cdot 10^{-4205/(TG+273)} \cdot 10^4 \cdot (1-p) / 100 \cdot 1.2 / 1000 \cdot L \cdot 0.77$ $R_{0,j} = R_{AM,j} - 10^{17.4} \cdot 10^{-5545/(TG+273)} \cdot 10^4 \cdot (1-p) / 100 \cdot 1.2 / 1000 \cdot L \cdot 0.77$ $R_{Ri,j} = K_R \cdot C_{i,j}^{PO_4} \cdot Y' / 30 \cdot L$ $Y' = 1 / 14 \cdot Y \cdot (1 - Y)$ $Y = 1 / [1 + \exp(-(t/14 - 5))]$ $R_{ADi,j} = (C_{i,j}^{PO_4} - C_{i,j}^*) \cdot W_i$ $C_{i,j}^* = (C_{i,j}^{PO_4} \cdot W_i + C_{Si,j} \cdot S_i) / (W_i + 1 / K_{AD} \cdot S_i)$	
	$C_{Si,j+1} \cdot S_i = R_{ADi,j} - R_{NDi,j} + C_{Si,j} \cdot S_i$ <small>〔PO₄-P量〕〔固定〕〔不溶化〕</small>	$R_{NDi,j} = K_{ND} \cdot C_{Si,j} \cdot S_i$	
固相	$C_{Si,j+1} \cdot S_i = R_{ADi,j} - R_{NDi,j} + C_{Si,j} \cdot S_i$ <small>〔PO₄-P量〕〔固定〕〔不溶化〕</small>	$R_{NDi,j} = K_{ND} \cdot C_{Si,j} \cdot S_i$	
水ミチ以外の心土層間隙水	水	$W_{i,j+1} = (1 - V) \cdot (P_{i-1,j} - P_{i,j}) \Delta t + W_{i,j}$ <small>〔水量〕〔浸透〕〔浸透〕</small>	
	$C_{i,j+1}^{PO_4} \cdot W_i = (1 - V) \cdot C_{i-1,j}^{PO_4} P_{i-1,j} - (1 - V) \cdot C_{i,j}^{PO_4} P_{i,j} - R_{ADi,j} + C_{i,j}^{PO_4} \cdot W_i$ <small>〔PO₄-P量〕〔浸透〕〔固定〕</small>	$R_{ADi,j} : \text{水ミチ以外の作土層と同様}$	
土壌固相	$C_{Si,j+1} \cdot S_i = R_{ADi,j} - R_{NDi,j} + C_{Si,j} \cdot S_i$ <small>〔PO₄-P量〕〔固定〕〔不溶化〕</small>	$R_{NDi,j} : \text{水ミチ以外の作土層と同様}$	

tは0.02dayとした。灌漑前の間隙水リン濃度などの初期条件は、実測値に設定した。下層土の間隙水リン濃度の初期濃度は浸透水初期値と等しいとした。

水量の収支モデルでは、水稻による水の吸収は少ないと考えられるので無視した。

水温と地温は、計算を簡単にするためと他地域でもモデルを使用しやすいように日平均値を用いた。

表面水org-P増加速度に影響する表面水無機態窒素濃度は、前章の窒素モデルにより推定した。

生物などによる攪乱は土壌深さ2～3cmに観察されたので、攪乱によるリンの移動は表面水から土壌第2層までであり、第2層と3層間以下の移動は拡散によるとした。土壌第2層と土壌第1層間の攪乱係数は、前章から、表面水と土壌第1層間の攪乱係数の5割とした。

水ミチでは層間のリン移動のうち浸透による部分が相対的に大きいので攪乱と拡散による移動は無視した。

4.2 各態リン濃度の推定値と実測値の差異

パラメーターフィッティングに用いた実験⑥に次いでリン浸透排出量の多かった実験⑤における推定値と測定結果及び両者の一致度をFig.4-4に示す。

実験⑤の浸透水T-P濃度実測値は、6月下旬に灌漑を開始し基肥を表層施肥した直後に1 mg/lを越えた後、7月初めに0.5 mg/l程度に低下し、その後は9月下旬まで徐々に低下した。一方表面排水のT-P実測値は基肥施肥直後は10 mg/lを越えていたが、その後はほぼ0.5～2 mg/lの範囲にあった。モデルによる浸透水T-P

Table 4-3 係数の推定
Estimation of parameter

記号	定義	単位	値
K_{AD}	固定係数	—	0.00128*
K_{ND}	不溶化速度係数	/d	0.05**
$K_{Dro.0}$	水温 16°C における表面水と第1層間の攪乱係数	m ² /d	0.40**
K_{KD11}	第1層と第2層間の攪乱係数の補正係数	—	0.5***
K_R	水稻吸収係数	l/mg	100×10***
γ	攪乱に対する温度補正係数	/°C	0.08**
A	水ミチの断面微割合	—	0.015**
V	水ミチを通る浸透水量割合	—	0.99**

* 実験①結果より, ** パラメータフィッティングより, *** 前章より

濃度推定値は基肥施肥後急上昇した後 0.5 mg/ℓ 程度に低下し、その後は9月下旬まで徐々に低下した。全体としてモデルによる浸透水T-P濃度推定値は浸透水実測値と一致している。ただし施肥1日後の値をモデルはやや過大に推定した。施肥1日後を除くと実測値と推定値の差（二乗平均値の平方根）はT-Pで0.102mg/ℓであった。

最も浸透水量の小さかった実験④における推定値と測定結果をFig. 4-5に示す。浸透水T-P濃度実測値は常に低い水準にあった。表面排水のT-P濃度実測値は6月下旬まで0.2 mg/ℓ程度であったが、その後は低い水準にあった。モデルによる浸透水T-P濃度推定値は常に低い水準にあり、全体として浸透水実測値と一致している。実測値と推定値の差（二乗平均値の平方根）はT-Pで0.043mg/ℓであった。

各実験のT-P及び PO_4-P の実測値とモデルによる推定値の差（二乗平均値の平方根）をTable4-4に示す。モデルは、各実験のリン濃度の実測値をほぼ 0.010~0.150 mg/ℓ程度のずれで推定している。

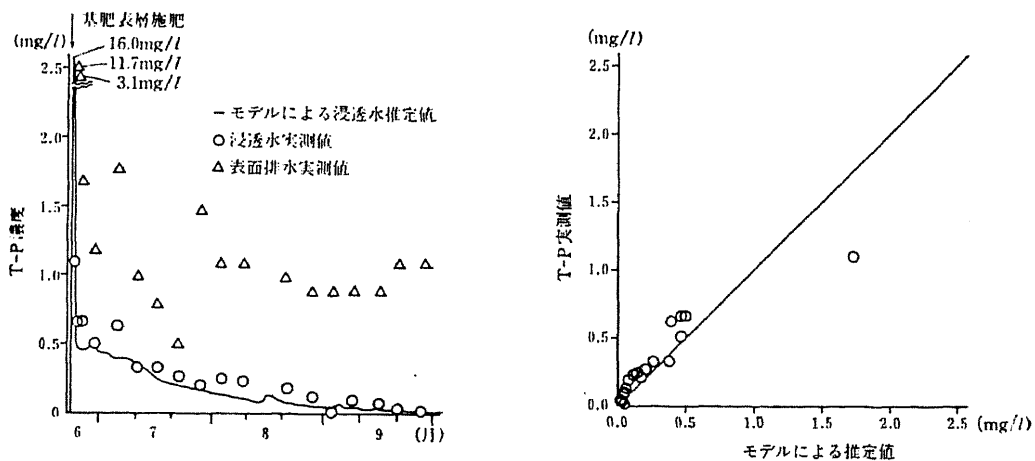


Fig. 4-4 実験⑤におけるモデルによる推定値と実測値
Calculated and measured results of experiment ⑤

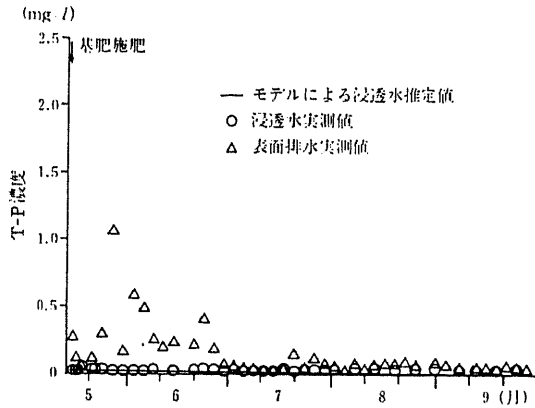


Fig. 4-5 実験④におけるモデルによる推定値と実測値
Calculated and measured results of experiment ④

4.3 感度解析

モデルのパラメーター及び仮定への依存度を知るために実験⑥について感度解析を行った。感度解析結果をTable 4-5に示す。推定結果に比較的大きく影響したのは、固定係数、不溶速度係数、水ミチの断面積割合及び水ミチの浸透水量割合であった。前者の2つは土壌固相と間隙水リンの固定移動に関係し、後者の2つは本モデルの特徴的な機構である水ミチに関係している。固定と水ミチの構造が、浸透水リン濃度の推定値に大きく影響する結果となった。

4.4 モデル改造の表面水リン濃度推定値への影響

本モデルは表面水リン濃度を推定するモデルを浸透水リン濃度も同時に推定できるように改造したものである。もし改造によって表面水リン濃度の推定値が大きく変化

Table 4-4 モデルによる推定値と実測値の差
Difference between calculated and measured results

単位：mg/l*

実験	T-P	PO ₄ -P
①	0.038	0.020
②	0.049	0.014
③	0.026	0.010
④	0.043	0.013
⑤	0.102	0.105
⑥	0.153	0.164

* 数字は各時点における(実測値-推定値)の二乗平均値の平方根。ただし実験⑤、⑥は基肥施肥1日後を除く

Table 4-5 感度解析結果
Result of sensitivity analysis

単位：mg/l*

式番号	係数など	変化量	推定値の差の平均	
			×0.5	×2.0
[1]	表面水org-P増加速度係数		0.002	0.005
[2]	固定係数		0.078	0.132
[3]	不溶速度係数		0.091	0.067
[4]	土壌有機物からの移動速度		0.003	0.006
[4]	土壌有機物への移動速度		0.002	0.003
[5]	稲吸収速度係数		0.011	0.017
[6]	攪乱係数		0.044	0.044
[7]	拡散係数		0.000	0.000
	水ミチの断面積割合		0.449	0.128
	水ミチを通る浸透水量割合		0.176	—

* 表中の数字は係数などを変化させたモデルと元モデルのT-P濃度推定値の差の絶対値平均

したとするとモデルの信頼性に疑問が生じる。そこで前章のモデルと本モデルによる表面水窒素濃度推定値を比較したが、その差は無視できる値であった。これは土壤における固定などの能力が大きいため、浸透による土壤へのりん移動経路がモデルによって変化しても、土壤間隙水りん濃度の変化は小さく、攪乱による表面水と土壤間のりんの移動量が大きく変化しなかったためと考えられる。

5. 考察

まずモデルの精度について検討する。モデルは多様かつ広範囲な条件で実験した水田の浸透水りん濃度をほぼ 0.010~0.150 mg/l の差で推定した。浸透水りん濃度の経時変化も正確に推定した。水田からのりん負荷を水田条件から求めることが困難な現状から、本モデルの精度は実用上十分なものと考えられる。ただしモデルは基肥施肥1日後のりん濃度をやや過大に推定する場合があった。この時期はしろかき直後であり、水ミチが十分に形成されてなかったため、モデルが水田の実態を記述できなかったと考えられる。今後しろかき直後の水の移動などを解明してモデルに組み込むなどの補正が必要であろう。

次にモデルの係数への依存度について検討する。本モデルは実測されていないパラメーターや仮定をいくつか含むが、感度解析によると、固定に関する固定係数と不溶速度係数及び水ミチに関する水ミチの断面積割合と水ミチの浸透水量割合が推定値に比較的大きな影響を与えた。前2者は土壤や土壤管理方法によって異なることが予想され、後者も土壤や水田管理によって異なることが予想される。これらパラメーターのとりうる値の範囲の把握や、パラメーターを前もって測定あるいは推定する方法が必要となる。

次にモデルの実用性について検討する。本モデルは灌漑水量、水質、施肥方法及び排水量から浸透排水りん濃度を推定するが、これは共通の灌漑水を用い、ほぼ等しい

栽培管理を行っている水田地帯の水収支と灌漑水質がわかれば、その地域の水田浸透排水によるリン負荷を推定できることを意味する。水収支と灌漑水質は測定や資料から比較的簡単に入手できる。

ただし本モデルはライシメーター実験から得られたものであるので、用水の流れに沿ってリン濃度勾配が存在する実水田での適用には、さらに検討の要がある。原理的には本モデルを単位ボックスとしてこれを直列につなぐなど、リンの移流・拡散をモデルに組み込むことで対応できるが、本論の範囲を越えるのでここでは課題を指摘するにとどめる。

本モデルの精度をより向上させるためには、土壌の種類、表面水における生物相変化の機構、固定係数の経時変化、水ミチの状態、心土層の性質などを個別に究明して組み込むことも必要と考えられる。

なお、本研究では灌漑水中リンとして $\text{PO}_4\text{-P}$ を用いたが、水田に流入するリンが org-P である場合についても検討が必要である。

5章 総合考察

1. 要因分析の必要性

本研究は、灌漑、施肥及び土壌などの条件に影響される水田からの窒素、リン、COD相当有機物排出量を予測するための手法を検討したものである。水田条件には様々なものがあるが、ここでは、水田の物質収支に影響することが示唆されているものや理論的に窒素、リン排出量に影響すると考えられるものの中から、比較的重要と考えられる条件として、灌漑水量、灌漑水の窒素、リン濃度、土壌の前歴を取り上げた。本研究では、まず灌漑水量などの水田条件が水田の物質収支に与える影響を定量的に把握することを目的として、多因子要因実験の一部実施法に基づく実験を窒素、リン、CODについて実施し、要因分析を行った。

水田からの窒素、リン、COD表面排出量に大きな影響を与えるのは、3物質全体で見れば、灌漑水量、灌漑水窒素およびリン濃度であった。また3者には交互作用が見られ、3者の組み合わせが排出量を大きく変化させることが明らかとなった。中で灌漑水量と灌漑水窒素またはリン濃度の交互作用、つまり水量と水質の交互作用が多くみられたが、CODのⅡ期については灌漑水窒素濃度とリン濃度にも交互作用が認められた。リンのⅡ期においても表面水窒素濃度が高い場合にリン排出量が大となった。また窒素収支についてはⅢ期に土壌の前歴の効果が大きく、灌漑水窒素濃度と土壌の前歴の交互作用も認められた。

要因分析において、交互作用が認められたことは、複数の条件の組み合わせによって表面排出量や差し引き量が大きく変化することを示している。このことは単純な統計的モデルによっては、流入量や施肥量から水田における物質収支を推定できないことを意味し、要因分析による物質収支の推定が最低限必要と考えられる。

2. 水田の管理方法

要因効果が時期と物質によって異なることは、時期によっても物質によっても物質収支を把握する上で注意すべき水田条件が異なることを示している。

窒素について最も表面排出量の多かったのはⅡ期で灌漑水窒素濃度の効果が大であった。灌漑水窒素濃度が高い場合には、灌漑水量が少なく水田表面水の水田内での滞留時間が長い場合でも、表面排水窒素濃度は大きく低下しなかった。灌漑水量によって表面排出量を抑えることが難しい時期である。窒素差し引き量は灌漑水窒素濃度が高い場合に多く、差し引き量を多くすれば、表面排出量が多くならざるを得ない。水田における窒素収支を管理することが困難な時期である。Ⅰ期は灌漑水窒素濃度が低い場合について見ると灌漑水量の効果が認められない。基肥施肥期の施肥窒素成分の流出を少なくすることに節水は効果がない結果となった。Ⅲ期とⅣ期は灌漑水窒素濃度が高くても灌漑水量が少ないと表面排出量が少なくなり、特にⅣ期では灌漑水量の効果が大きい。水量を適当に設定すれば、窒素濃度の高い水を灌漑しても表面排出量を少量に保ち、同時に差し引き量も多くできることを示している。

リンのⅠ期は灌漑水リン濃度が高くても灌漑水量が少なければリン表面排出量は少なかった。Ⅱ期はリン表面排出量が多い期である。灌漑水リン濃度が高い場合にリン表面排出量は大きくなり、灌漑水窒素濃度が高い場合にリン表面排出量が多くなる傾向にあった。リン差し引き量は灌漑水リン濃度が高い場合に多く、リン収支を管理することが困難な時期である。リンのⅢ期においては水田条件によらず、リン表面排出量が少なかった。差し引き量は灌漑水量が多い場合や灌漑水リン濃度が高い場合に多かったため、この時期は、粗放な水管理を行っても、表面排出量を少なくしながら差し引き量を多くできる。リンのⅣ期においては灌漑水量が多くかつ灌漑水リン濃度が高い場合に非常に表面排出量が多くなった。

CODについては、Ⅰ期は灌漑水量が多いとCOD表面排出量が多くなった。Ⅱ期では灌漑水窒素濃度が高いとCOD表面排出量が多くなったが、灌漑水リン濃度の効

果もあった。Ⅲ期では水田条件によらず、COD表面排出量が少なかった。水管理に注意のいらぬ時期と言える。Ⅳ期では灌漑水量が大きくCOD表面排出量に影響した。

以上のように物質により、また時期により物質収支に与える水田条件の影響が異なるため、排出量など水田の水環境への影響を好ましいものにする水田の管理方法は複雑になる。

農家の比較的管理しやすい灌漑水量について言えば、灌漑水の窒素、リン濃度の高い地域において表面排出量を減らすためには、以下のことが必要である。灌漑水量を減らすことは窒素についてはほぼ全灌漑期で効果があるが、特にⅢ期とⅣ期で効果が大きい。リンについては灌漑水量を減らすことはⅠ期とⅣ期にのみ有効である。CODについてはⅠ期とⅣ期に効果がある。

3物質を通しては、それぞれのⅠ期にあたる5月15～22日においては、灌漑水量を減らすことが表面排出量を減らすことにやや効果があり、それぞれのⅣ期にあたる9月2～28日においては、灌漑水量を減らすことが表面排出量を減らすことに大きな効果がある。それぞれのⅡ期にあたる5月29日～6月15日においては、灌漑水量を減らすことは表面排出量を減らすことにさほど効果がない。3物質の表面排出量の面からは灌漑期の初めと終わりの時期に灌漑水量を減らす管理方法が有効という結果になった。

差し引き量から見ると、灌漑水の窒素、リン濃度の高い地域において、窒素のⅢ期以降とリンのⅡ期以降にあたる6月16日以降は、灌漑水量を増やすことが、差し引き量を増やすことに効果があった。差し引き量を増加させる面からは、6月16日以降は粗放な水管理でもよいことを示している

表面排出量と差し引き量の両者から見て、灌漑水窒素、リン濃度の高い地域における矛盾のない灌漑水量の管理方法は以下ようになる。灌漑期初期の5月15～22日においては、灌漑水量を減らすことは表面排出量を減らし差し引き量は減らさないで、

実施してよい水田管理方法である。6月16日以降は、灌漑水量の操作により窒素の表面排出量を減らせば、窒素とリンの差し引き量が減り、さらに9月2日以降はリンにおいても灌漑水量を減らすことは差し引き量を減少させる。6月16日以降においては矛盾のない灌漑水量の管理方法はないという結果となった。

以上を簡単にまとめると、農業用水の窒素、リン濃度が高い場合に、水田からの排水で大部分が構成されているような農村内の小河川などの水質を良好に保つ上で、灌漑水量を減らすことは多くの期間で有効であり、特に灌漑期の初めと終わりに灌漑水量を減らすことが必要であるが、水域での負荷量を減らすためには、6月後半以降は灌漑水量を増やした方がよいことになる。

これらの結果はモデル水田を用いた実験から導かれたものである。実際の水田においては、中干しなど水質以外の面から決定される水管理があり、また水田内での水平方向の物質移動など、モデル水田では見られない現象がある。実水田における実験を追加するなど、さらにいくつかの検証を行った上で、本研究の結果を実水田に応用する必要がある。

3. 物質移動のメカニズムの推定

要因分析によって重要と判断された水田条件と水田における物質収支の関係を、要因分析よりも精度よく解明する手法の一つとして、現象モデルを取り上げ、水田における物質移動推定に用いた。本モデルは実測されていないパラメーターや仮定をいくつか含むが、水田条件を幅広く設定したモデル水田における表面水窒素濃度などを精度よく推定した。これは水田における物質移動の本質の簡略化にある程度成功したことを示している。

物質によって水田条件の影響が異なることは、各物質の水田内での移動のメカニズムが異なることを示している。モデルによって物質移動のメカニズムを推定すると以下のようなになる。

表面水と土壌表層における窒素の移動をモデルによって推定した結果によれば、灌漑によって多量に供給された $\text{NO}_3\text{-N}$ は、大部分が土壌表層に移動した後、脱窒された。また感度解析によれば攪乱係数と脱窒速度係数が推定結果に大きく影響した。したがって攪乱と脱窒が窒素移動を主に決定すると考えられる。モデルにおいては攪乱による窒素移動は水温に、脱窒による窒素移動は地温によって変化すると仮定したので、水田内の温度が窒素移動に大きく影響したと推定される。

表面水と土壌表層におけるリンの移動をモデルによって推定した結果によれば、灌漑によって多量に供給された $\text{PO}_4\text{-P}$ は、大部分が土壌表層に移動した後、土壌に固定された。感度解析によれば攪乱係数と表面水org-P増加速度係数が推定結果に大きく影響した。これらから表面水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ の土壌への移動は主に攪乱が決定し、表面水中に残った $\text{PO}_4\text{-P}$ がorg-Pになる量が多いと表面水のリン濃度が高くなり、排出量も多くなると考えられる。モデルにおいては攪乱によるリン移動は水温により、表面水におけるorg-P増加は表面水中の無機態窒素濃度と時期で変わる生物相により変化すると仮定した。リン移動には水温と生物相が大きく影響したと推定される。

以上から窒素とリンでは物質移動を大きく変化させる原因が異なり、このことにより要因効果がほぼ等しい時期が、窒素とリンで異なっていると思われる。

浸透水中リンについては、モデルによる濃度推定結果に固定係数、不溶速度係数、水ミチの断面積割合及び水ミチの浸透水量割合が大きく影響した。水ミチ内での固定が浸透水中のリンの移動を大きく変化させると考えられる。

CODを指標とした有機物については、 $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の供給が多い条件でCOD濃度が高くなる傾向にあったことから、生物の増殖などが主に物質移動に関係すると推定されたが、今後検討が必要であろう。

4. 今後の課題

本研究では灌漑水中窒素、リンとして $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ を用いたが、水田に流入

する窒素，リンが $\text{NH}_4\text{-N}$ ， org-N や org-P である場合についても検討が必要である。特に水田においては窒素の中で $\text{NH}_4\text{-N}$ が重要と考えられているので， $\text{NH}_4\text{-N}$ についての研究が必要である。モデルにおいては施肥の $\text{NH}_4\text{-N}$ などが考慮されているが，さらに実験が必要であろう。また要因分析において，多くの水田で年々時期を正しく分けるには，期別に要因効果に変化する原因の詳しい説明が必要である。

モデル化についてはCODや浸透水中の窒素濃度の推定などモデルの適用範囲を広げること，およびモデルの精度を向上させることが必要である。また土壌の種類によって浸透性などの土壌の性質が異なるので，本研究と異なる土壌におけるモデルについても検討が必要である。特にリンについては土壌の種類により，土壌へのリンの固定量が大きく異なるため，土壌の種類によるリン移動の差異を的確にモデルに組み込むための実験が必要であろう。

本研究では，モデル水田を用いた実験に基づいて，論証を進めてきた。実際の水田が置かれている状況や実際の水田における現象をできるかぎり反映するように，モデル水田の環境や管理方法を設定したつもりであるが，実際の水田においては，実験で設定した以外の複雑な水管理やモデル水田では見られない現象があるのも事実である。本研究の結果を実水田に応用する上で，実水田における実験など，今後いくつかの検証が必要であろう。

6章 結論

本研究は、灌漑、施肥及び土壌などの条件に影響される水田排出負荷量を予測するための手法を検討したものである。水田が流域水系の水質に与える影響は大きいと考えられるが、水田からの窒素、リン及びCOD排出量の平均値を求めることや水田条件から水田からの排出負荷量を推定することは今まで困難であった。

本研究では、まず灌漑水量などの水田条件が水田の物質収支に与える影響を定量的に把握することを目的とし、次に水田条件から水田からの排出負荷量を正確に推定する手法を開発することを目的とした。これらは水田からの排出負荷量の削減方法を明らかにすることにも役立つであろう。

本研究で得られた成果を以下にまとめる。

水田条件と水田の物質収支の関係を明らかにするために多因子要因実験の一部実施法に基づく実験を窒素、リン、CODについて実施し、要因分析を行った。排出量の点からみると、各物質について灌漑期は要因効果のほぼ等しい4期に分けられ、それぞれ支配的な要因があったが、窒素、リン、CODそれぞれに4期の期間や支配的な要因が異なった。非灌漑期には要因の効果はみられなかった。各物質を制御する上でどの時期にどの要因に注意すべきか、逆に特に制御する必要のない時期はどれかが明らかとなった。

要因分析において、交互作用が認められたことは、単純な統計的モデルによっては、流入量や施肥量から水田における物質収支を推定できないことを意味し、要因分析による物質収支の推定が最低限必要と考えられる。

窒素、リン、CODの3物質の排出量を同時に少なくすることは比較的容易であり、特に灌漑水量を少なくすることは全灌漑期で効果があった。窒素とリン濃度を低くすることは多くの期間で有効であった。

窒素、リン差し引き量（浄化量）についてみると、排出量と同様に、各物質について灌漑期は要因効果のほぼ等しい4期に分けられ、それぞれ支配的な要因があったが、窒素とリンで4期の期間や支配的な要因が異なった。非灌漑期には要因の効果はみられなかった。差し引き量を多くする上でどの時期にどの要因に注意すべきか明らかとなった。

窒素とリンの差し引き量を同時に多くすることは比較的容易であり、窒素、リン濃度を高くすること、ついで灌漑水量を多くすることが有効であった。

現実の流域水質管理において、望ましい水質と水質浄化効率を整合させるには、排出量と差し引き量（浄化量）をある最適値に制御する必要がある。そのためには排出量制御と差し引き量制御の方法が矛盾しないことが望ましいが、両者の要因は多く矛盾した。時期によっては排出量を少なくしながら差し引き量を多くすることは不可能であった。しかし少数ながら矛盾しない有効な要因水準も存在し、流量を少なくすることは5月15～5月28日に効果があり、窒素、リンを高濃度にすることは7月10日～8月8日に、リンを高濃度にすることは5月15日～5月22日に、また土壌前歴施肥は6月16日～7月9日に効果があった。個別の項目について排出量と差し引き量を同時に制御することは困難であったが、3項目について排出量と差し引き量を同時に制御することは、さらに困難という結果になった。

農家の比較的管理しやすい灌漑水量について言えば、灌漑水の窒素、リン濃度の高い地域において、水田からの排水で大部分が構成されているような農村内の小河川などの水質を良好に保つ上で、灌漑水量を減らすことは多くの期間で有効であり、特に灌漑期の初めと終わりに灌漑水量を減らすことが必要であるが、水域での負荷量を減らすためには、6月後半以降は灌漑水量を増やした方がよいことになる。

以上から排出量や差し引き量（浄化量）を制御する上で窒素、リン濃度と水量は重要な因子であり、これらの因子を操作することで排出量などをどの程度増減するかが明らかとなった。しかし排出量と差し引き量をある最適値に制御するためには、窒素

濃度などの因子の水準と表面排出量などの関係、すなわち水田条件と水田における物質収支の関係をさらに精度よく解明する必要がある。

そこで本研究ではモデルを手法として取り上げ、水田水質変化への適応の可能性を検討した。

まず灌漑水量、水質および施肥方法から水田表面水窒素、リン濃度変化を推定するモデルの構築を試みた。モデルは物質の収支式と硝化、脱窒、吸脱着、攪乱など物質移動を数式化した反応速度式から構成されている。

またモデルを構築および検証するために実水田の条件の範囲で広範囲の水田条件を設定した 6つのライシメーター実験を行った。

構築されたモデルは、多様な条件下の水田の表面水窒素、リン濃度を、経時変化、施肥の影響を含めて十分な精度で推定した。感度解析によるとモデルの安定性は高かった。係数の中で推定値に比較的大きく影響したのは、窒素の場合は攪乱係数と脱窒速度係数であり、リンの場合は攪乱係数が小さい場合と表面水org-P増加速度係数が大きい場合であった。またモデルは水田内の現象をよく表現した。実水田への適用など本モデルの実用性は高いと考えられるので、対象をライシメーターから実水田へ拡張する必要がある。

次に灌漑水量、水質および施肥方法から水田浸透水リン濃度変化を推定するモデルの構築を試みた。モデルは水田を表面水、浸透のゆるやかな土壌部分および浸透の急速な土壌部分（水ミチ）に分け、土壌をさらに作土層と心土層に分け、それぞれに物質の収支式と吸脱着、攪乱など物質移動を数式化した反応速度式を与えている。

またモデルを構築および検証するために実水田の条件の範囲で広範囲の水田条件を設定した上記の 6つのライシメーター実験を使用した。

構築されたモデルは、多様な条件下の水田の浸透水リン濃度を、経時変化を含めて十分な精度で推定した。ただし基肥施肥 1 日後のリン濃度をやや過大に推定する場合があった。これは水ミチが十分に形成されていない代かき直後の水田の実態をモデル

が記述できなかつたためと推定される。感度解析によるとパラメーター値のずれに対するモデルの安定性は高かつた。係数の中で推定値に比較的大きく影響したのは、固定係数、不溶速度係数、水ミチの断面積割合及び水ミチの浸透水量割合であつた。固定と水ミチの構造が、浸透水リン濃度の推定値に大きく影響する結果となつた。実水田への適用など本モデルの実用性は高いと考えられるので、対象をライシメーターから実水田へ拡張する必要がある。

モデルが、水田条件を幅広く設定したモデル水田における表面水窒素濃度などを精度よく推定したことは、水田における物質移動の本質の簡略化にある程度成功したことを示している。モデルによる物質移動メカニズムの推定によれば、窒素移動は地温、水温によって、リン移動は水温と表面水中の無機態窒素濃度と生物相によって大きく変化する。

今後は水田に流入する窒素、リンが $\text{NH}_4\text{-N}$ 、org-Nやorg-Pである場合についても検討が必要である。また要因分析において、多くの水田で年々時期を正しく分けるには、期別に要因効果が変わる原因の詳しい解明が必要である。モデル化についてはCODや浸透水中の窒素濃度の推定などモデルの適用範囲を広げること、および土壌の種類による影響などモデルの精度を向上させることが必要である。

以上から要因分析により、排出量や差し引き量（浄化量）を推定する上で、水田条件を操作することがどの程度排出量などを増減させるかが明らかとなつた。特に灌漑水窒素、リン濃度と水量は重要な水田条件であつた。また構築したモデルはいずれも排水の窒素、リン濃度を実用上十分な精度で推定し、また水田内の現象をよく記述したことから、本研究で構築したモデルは水田内の窒素、リン移動を正確に把握することに有効であることが明らかとなつた。水田内の物質移動のメカニズムもある程度明らかとなつた。水田からの窒素、リン負荷量を水田条件から求めることが困難な現状から、今後は本研究で用いたような要因分析や現象モデルによる水田からの負荷量推定が必要となろう。

7章 摘要, Abstract

本研究は、灌漑、施肥及び土壌などの条件に影響される水田排出負荷量を予測するための手法を検討したものである。

多因子要因実験の一部実施法により 8 基のライシメーターを用いて、水田で操作可能な 4 つの因子の窒素排出量と差し引き量（灌漑による収入から排出による支出を引いたもので浄化量に相当）に及ぼす影響を比較した。各因子は灌漑水量（10, 20mm/day）、灌漑水窒素濃度（+ 0, +20mg/ℓ）、リン濃度（+0.0, +2.0mg/ℓ）及び土壌の前歴（過去 3 年施肥、無施肥）の 2 水準に設定した。水準の組み合わせは $L_8(2^7)$ 直交表によった。ライシメーターの浸透水量は少なかった。

窒素排出量に対する要因効果から灌漑期は 4 つの期に分けられた。Ⅰ期では高い窒素濃度が主に排出量を増加させ、窒素濃度が高い場合には灌漑水量が多い場合に排出が大となった。Ⅱ期では高い窒素濃度が有意に排出量を増加させた。Ⅲ期には多い灌漑水量、高い窒素濃度、土壌前歴無施肥の場合が排出を増加させた。Ⅳ期では排出を大にする最も有意な因子は灌漑水量を多くすることであった。非灌漑期では窒素排出量に影響する要因効果はなかった。これらの期を通してリン濃度の効果は見られなかった。

窒素差し引き量への効果からみると、Ⅰ期とⅡ期においては高濃度の窒素が差し引き量を増加させた。Ⅲ期では多量の灌漑、高い窒素濃度および土壌前歴施肥が差し引き量を増加させた。Ⅳ期においては高い窒素濃度と多い灌漑水量が差し引き量を増加させた。灌漑期を通してリン濃度の効果は有意でなかった。

差し引き量（浄化量）を増加させる条件は収量を増加させた。多くの期で差し引き量を増加させる条件は排出量を減少させる条件と矛盾した。

次にリン排出量および差し引き量について、窒素と同様に多因子要因実験の一部実

施法により、灌漑水量など水田で操作可能な 4つの因子の効果を比較した。

リン排出量に対する要因効果から灌漑期は 4つの期に分けられた。Ⅰ期では多量の灌漑水が主に排出量を増加させた。Ⅱ期では高いリン濃度が有意に排出量を増加させた。Ⅲ期には有意な要因効果はなかった。Ⅳ期では高いリン濃度と多量の灌漑水が排出量を大にした。非灌漑期ではリン排出量に影響する要因効果はなかった。

リン差し引き量（浄化量）への効果からみると、Ⅰ期では高いリン濃度が差し引き量を増加させた。Ⅱ期においては高濃度のリンが有効であった。Ⅲ期とⅣ期では高いリン濃度と多量の灌漑が有意に差し引き量を増加させた。

リンの収入を増加させるいずれの条件も収量を有意に増加させなかった。多くの期で差し引き量を増加させる条件は排出量を減少させる条件と矛盾した。

次に COD 排出量について、窒素と同様に多因子要因実験の一部実施法により、灌漑水量など水田で操作可能な 4つの因子の効果を比較した。

COD 排出量に対する要因効果から灌漑期は 4つの期に分けられた。Ⅰ期では多量の灌漑水が主に排出量を増加させた。Ⅱ期では高い窒素濃度、高いリン濃度および多くの灌漑水量が排出量を増加させた。Ⅲ期には有意な要因効果はなかった。Ⅳ期では多量の灌漑水、高い窒素濃度および高いリン濃度が排出量を有意に増加させた。

窒素、リンおよび COD の排出量を同時に減少させることのできる要因は多く、また窒素、リンおよび COD の差し引き量（浄化量）を同時に増加させる要因も多かったが、これら 3物質の排出量削減と差し引き量増加を同時に行うことは困難であった。

要因分析において、交互作用が認められたことは、単純な統計的モデルによっては、流入量や施肥量から水田における物質収支を推定できないことを意味し、要因分析による物質収支の推定が最低限必要と考えられる。

以上から排出量や差し引き量（浄化量）を制御する上で窒素、リン濃度と水量は重要な因子であるが、排出量と差し引き量のある最適値に制御するためには、水田条件と水田における物質収支の関係をさらに精度よく解明する必要がある。

水田における物質収支を精度よく推定するために、続いてモデルを手法として取り上げ、水田水質変化への適応の可能性を検討した。

灌漑水量、水質及び施肥方法から、水田からの窒素、リン排出量を推定するモデルを構築した。モデルは収支式と硝化、脱窒、攪乱などの反応速度式から構成されている。

またモデルを構築及び検証するために広範囲の水田条件を設定した6つのライシメーター実験を行った。

モデルは多様な条件下の表面水窒素、リン濃度を、経年変化、施肥の影響をふくめて十分な精度で推定した。モデルの安定性は感度解析によって確認された。モデルは実験水田内での現象をよく再現した。今後は対象を実水田へ拡張する必要がある。

次に灌漑水量、浸透水量、水質及び施肥方法から、水田からのリン浸透排出量を推定するモデルを構築した。モデルは表面水、浸透のゆるやかな土壌部分及び浸透の急速な土壌部分（水ミチ）の収支式と吸脱着、攪乱などの反応速度式から構成されている。モデルを構築及び検証するために広範囲の水田条件を設定した6つのライシメーター実験を行った。

モデルは多様な条件下の浸透水リン濃度を、経時変化を含めて十分な精度で推定した。パラメーター値のずれに対するモデルの安定性は感度解析によって確認された。モデルの実用性は高く、境界条件などを大きい水田用に拡張することにより実水田への適用を検討する必要がある。

本研究で構築したモデルは水田内の窒素、リン移動を正確に把握することに有効であることが明らかとなった。水田内の物質移動のメカニズムもある程度明らかとなった。

水田からの窒素、リン負荷量を水田条件から求めることが困難な現状から、今後は本研究で用いたような要因分析や現象モデルによる水田からの負荷量推定が必要となるだろう。

Abstract

This research examined the methods for estimating outflow loads from paddy fields which were affected by conditions of irrigation, fertilizing and soil, etc. as operating variables.

Fractional factorial experiments using 8 lysimeters were applied to compare the effects of four operational factors in rice culture on the nitrogen outflow and balance (input by irrigation-outflow; removal). The four factors and the two levels allocated to each factor are as follows: irrigation flow rate(10 and 20 mm/day); nitrogen concentration in irrigation water (+0 and +20 mg/ℓ);phosphorus concentration (+0.0 and +2.0mg/ℓ);soil condition (fertilized in the past three years, not fertilized before).The lysimeters had little volume of percolated flow.

The irrigation period was divided into 4 sub-periods according to their characteristics observed in the factorial effects on nitrogen outflow. Period I : high nitrogen concentration mainly had a positive effect, and at this particular level high flow rate had much outflow. Period II : high N concentration increased outflow significantly. Period III : high flow rate, high N concentration, and non-fertilized soil increased outflow. Period IV : the most significant factor in increasing outflow was high flow rate. In the no-irrigation period, nitrogen outflow was free from all factorial effects. Throughout those periods, no effects were observed from P.

From the viewpoint of effects on nitrogen balance, in Periods I and II the high N concentration had a positive effect. Period III : high flow rate, high

N concentration, and fertilized soil increased the balance. Period IV: high N concentration and high flow rate increased the balance. Throughout the irrigation period, effects from P were not significant.

The conditions which increased the balance (removal), increased the crop. The conditions which promote the balance contradicted the conditions for decreasing outflow in many periods.

Next, for phosphorus outflow and balance (input by irrigation - outflow) fractional factorial experiments using 8 lysimeters were applied to compare the effects of four operational factors in rice culture.

The irrigation period was divided into 4 sub-periods according to the characteristics observed in the factorial effects on phosphorus outflow. Period I: High flow rate mainly showed a positive effect. Period II: High P concentration increased outflow significantly. Period III: any factorial effects were not significant. Period IV: High P concentration and High Flow rate increased the outflow. In the no-irrigation period, phosphorus outflow was free from all factorial effects.

From the viewpoint of effects on phosphorus balance (removal), Period I: High P concentration increased the balance. Period II: High P concentration had a positive effect. Period III and Period IV: High P concentration and high flow rate increased the balance significantly.

No factors which control input of P resulted in a significant crop increase. The conditions which promote the balance contradicted the conditions for decreasing outflow in many periods.

Next, for COD outflow, fractional factorial experiments using 8 lysimeters were applied to compare the effects of four operational factors in rice

culture.

The irrigation period was divided into 4 sub-periods according to the characteristics observed in the factorial effects on COD outflow. Period I: high flow rate mainly had a positive effect. Period II: high N concentration, high P concentration and high flow rate increased outflow. Period III: factorial effects were not significant. Period IV: high flow rate, high N concentration and high P concentration significantly increased the outflow.

Many factors decreased outflow of nitrogen, phosphorus and COD at the same time, and there were many factors which increased the balance of nitrogen, phosphorus and COD all at once. It was however difficult to decrease outflow and to increase the balance of these three substances at the same time.

Existence of interactional effects mean that a simple statistical model can not estimate substance balances in paddy fields from input flow or fertilization amounts. Factorial analyses, at least, are needed to estimate substance balances.

The above-mentioned facts make it clear that nitrogen, phosphorus concentration and irrigation flow rate are important factors in controlling the outflow and the balance, so the relations between the conditions and substance balance in the paddy fields must be clarified with more accuracy to control the outflow and balance at some moderate value.

In order to accurately estimate the substance balance in the paddy fields, the possibility of adaptation of models adopted as a method to simulate water quality changes was studied.

The mathematical model including conditions of irrigation flow rate, irrigation water quality, and fertilizing as operating variables was built

for estimating nitrogen and phosphorus outflow from paddy fields. This model consists of balance equations and rate equations such as those for nitrification, denitrification, bioturbation, and other relevant rate processes.

Six experiments using lysimeters under various conditions of paddy fields were made in order to estimate structure and verify the validity of this model.

The model simulated nitrogen and phosphorus concentration in surface water under various conditions with sufficient accuracy, reflecting annual changes and the effect of fertilizing. High stability of the model was checked by sensitivity analysis. Phenomena within experimental paddy fields were described well. This model will be applied to actual paddy fields after verification for large scale fields.

Next, a mathematical model was built for estimating phosphorus percolated outflow from paddy fields in terms of operating variables such as irrigation flow rate, percolation flow rate, irrigation water quality, and fertilizing.

This model consists of balance equations for surface water, soil sections with slow percolated flow and fast percolated flow (mizumiti : water paths), and rate equations for adsorption, desorption, bioturbation, and other relevant rate processes.

Six experiments using lysimeters under various conditions of paddy fields were carried out to estimate structure and verify the validity of this model.

The proposed model could simulate phosphorus concentration in percolated water under various conditions with sufficient accuracy, reflecting annual change. Stability of the model with respect to the deviation of the

parameters was checked by means of sensitivity analysis. The proposed model will be applicable to estimate phosphorus outflow in actual paddy fields by extending the boundary conditions and the parameters to larger paddy fields.

The models obtained in this study were obviously effective in simulating the nitrogen and phosphorus transfer in the paddy fields with sufficient accuracy. The models clarified the mechanisms of substance transfer in paddy fields to a certain degree.

Since it is presently very difficult to estimate nitrogen and phosphorus outflow from paddy fields cultivated under various conditions, estimation of outflow from the paddy fields carried out by factorial analyses and a model based on the actual phenomena used in this study will be needed in the future .

謝辞

本研究にあたり、筑波大学農林工学系教授鈴木光剛博士には大学在学中より農業水利研究について数多くの指導をいただいた。本研究のテーマの一部は著者が大学在学中に得たものである。また筑波大学農林工学系教授多田敦博士、筑波大学農林工学系教授前川孝昭博士、筑波大学応用生物化学系教授永塚鎮男博士には論文の御校閲をいただき、多大の指導と助言をいただいた。

用水管理以外の試験区の管理及び浸透水量など数種類の測定については農業環境技術研究所（当時、国立公害研究所技術部）山口武則博士と（株）川上農場、水質分析については国立環境研究所水圏環境部（当時、国立公害研究所水質環境部）細見正明博士の協力を得ている。これらの方々の助力なしでは、多くの労力や専門的知識、技術を要する実験を遂行することはできなかつたであろう。

モデルの構築法などについて国立環境研究所地域環境研究グループ統括研究官（当時、国立公害研究所総合解析部）内藤正明博士、岩手大学（当時、国立公害研究所総合解析部）飯倉善和博士に指導をいただいた。また本モデルのシミュレータは国立環境研究所地球環境センター（当時、国立公害研究所総合解析部）原沢英夫博士⁴⁷⁾ に提供していただいた。著者の従来の特長分野と異なるモデル化を用いて、研究を進めることができたのはこの方々のおかげである。

国立環境研究所地球環境センター統括研究管理官（当時、国立公害研究所総合解析部）西岡秀三博士には、ご自身の専門分野と異なるにもかかわらず、本研究の発端から実験、考察、まとめまでの間常に、実験の進め方や論文の書き方など研究者の基本的なあり方について、懇切ていねいな指導をいただいた。

また旧国立公害研究所総合解析部の方々および国立環境研究所社会環境システム部の方々、また筑波大学利水研究室の方々にはセミナーなどを通して数多くの助言をいただいた。

ここに記して深謝する。

引用文献

- 1) 中川昭一郎：各地の無降雨安定時水収支結果一覧表（概略値），原喬：1.3.4 計画用水量の決定，農業土木学会：改定五版農業土木ハンドブック P.122（1989）
- 2) 谷田沢道彦：農用地からの栄養塩類の流出，愛知県環境部・富栄養化防止技術研究会報告，pp.24～32（1978）
- 3) 高村義親・田淵俊雄・鈴木誠治・張替 泰・上野忠男・久保田治夫：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(9)，pp.398～405（1976）
- 4) 高村義親・田淵俊雄・張替 泰・大槻英明・鈴木誠治・久保田治夫：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(9,10)，pp.431～436（1977）
- 5) 高村義親・田淵俊雄・張替 泰・西村伸夫・大槻英明・久保田治夫・鈴木誠治・大崎和二：水田の物質収支に関する研究（第3報），霞ヶ浦流域の乾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 50(3)，pp.211～216（1979）
- 6) 久保田治夫・田淵俊雄・高村義親・鈴木誠治：湖岸水田の水収支と物質（N、P）収支，農土論集 84，pp.22～28（1979）
- 7) 田淵俊雄：農地排水と水質汚濁 -水田肥料の流出-，農土誌 43(8)，pp.525～529（1975）
- 8) 田淵俊雄・高村義親：一ノ瀬川流域における窒素排出フローの現況試算とその改善案，農土誌 50(4)，pp.321～326（1982）
- 9) 小川吉雄・酒井 一：水田における窒素浄化機能の解明，土肥誌 56(1)，pp.1～9（1985）

- 10) 國松孝男・中村久郎・金木亮一：処理水の水田還元，農土誌 48(11)，pp. 797～804 (1980)
- 11) 伊藤 信・増島 博：田面流水における窒素，リン濃度の変動と流速条件，土肥誌 51(6)，pp. 478～486 (1980)
- 12) 伊藤 信・増島 博：水稻栽培および裸地条件下における田面水中の無機態窒素とリンの濃度低下，土肥誌 55(2)，pp. 123～128 (1984)
- 13) 高村義親・田淵俊雄：水田肥料の流出と陸水の富栄養化，日本河川水質年鑑，pp. 861～871，山海堂 (1977)
- 14) 國松孝男：農耕地からのN，P負荷，環境技術 14(2)，pp. 195～202 (1985)
- 15) 森 保文：IV. 窒素・りん of 土壤からの流出量と水環境への影響，平成2年度土壤汚染監視調査（窒素・りんの土壤流出機構等解明調査），pp. 41～57，社団法人日本土壤肥料学会（環境庁委託調査），東京 (1991)
- 16) 例えば，谷田沢道彦：農用地からの栄養塩類の流出，愛知県環境部・富栄養化防止技術研究会報告，pp. 25～33 (1978)
- 17) 奥野忠一・芳賀敏郎：実験計画法，培風館，pp. 1～97 (1979)
- 18) 森 保文・山口武則：用水及び土壤条件が水田の窒素収支に及ぼす影響，土肥誌 60(2)，pp. 140～150 (1989)
- 19) 山口武則・藤沼康実：有底ほ場（屋外ライシメーター水田試験地），国立公害研究所研究資料 第28号，pp. 7～12 (1986)
- 20) 藤井国博・岡本玲子・山口武則・一条喜美雄：第4回農業環境シンポジウム，農業環境技術研究所，1987年1月
- 21) 細見正明・須藤隆一：懸濁物を含む試水中の窒素とリンの同時分解定量法，用水と廃水 25(7)，pp. 675～680 (1983)

- 22) 安藤豊・庄子貞雄・相沢喜美：水田土壌中における穂肥窒素の挙動について，土肥誌 56(1)，pp. 53～55 (1985)
- 23) 田淵俊雄・高村義親：集水域からの窒素・リンの流出，東京大学出版会，75～129 (1985)
- 24) 森 保文・山口武則・細見正明：用水及び土壌条件が水田のリン収支に及ぼす影響，土肥誌 60 (5)，pp. 418～425 (1989)
- 25) 森 保文・山口武則・細見正明：用水及び土壌条件が水田のCOD収支に及ぼす影響，土肥誌 61 (1)，pp. 27～33 (1990)
- 26) 日本下水道協会：下水試験法，pp. 132-133 (1974)
- 27) 海老瀬潜一：霞ヶ浦流入河川調査の水質データ，国立公害研究所研究報告 第50号，119～133 (1984)
- 28) 森 保文：水田表面水窒素濃度変化のモデル化，農土論集 146，pp. 15～25 (1990)
- 29) 森 保文・細見正明・山口武則：水田表面水リン濃度変化のモデル化，農土論集 153，pp. 1～9 (1991)
- 30) 長谷部亮：水田圃場における硝化脱窒に関する研究，土肥誌 59(3)，pp. 247～248 (1988)
- 31) 田淵俊雄・末正奈緒希・高梨めぐみ：水田湛水による硝酸態窒素の除去試験，農土誌 55(8)，pp. 53～58 (1987)
- 32) 土壌養分測定法委員会：土壌養分分析法，pp. 251～253，養賢堂(1983)
- 33) 坂元慶行・石黒真木夫・北川源四郎：情報量統計学，共立出版 (1984)
- 34) 例えば，井出哲夫：水処理工学，技報堂 (1980)
- 35) S. Otoma and T. Kuboi : Model simulation of solution leaching and its application for estimating the net rate of nitrate formation under field conditions, J., Hydrology 82, pp. 193～209 (1985)

- 36) 鳥山和伸・宮森康雄： $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$ を用いた同位体希釈法による水田土壌窒素の無機化・有機化速度の推定, 土肥誌 59(1), pp. 56 ~60 (1988)
- 37) 山室成一：湿田と乾田における施肥および土壌無機態窒素の有機化, 脱窒および水稲による吸収, 土肥誌 55(6), pp. 557~563 (1984)
- 38) 近藤次郎：社会科学のための数学入門, p. 49, 東洋経済 (1983)
- 39) 但野利秋・田中明：アンモニア態および硝酸態窒素適応性の作物種間差 (第1報), 土肥誌 47(7), pp. 321~328 (1976)
- 40) Lerman, L: Geochemical processes water and sediment environments, John Wiley & Sons, p. 481 (1979)
- 41) 日本土壌肥料学会：土壌のバイオマス -土壌生物の量と代謝-, p123, 博友社 (1984)
- 42) 三好 洋・嶋田永生・石川昌男・伊達 昇：土壌肥料用語事典, p 88, 農山漁村文化協会 (1985)
- 43) 三好 洋・嶋田永生・石川昌男・伊達 昇：土壌肥料用語事典, p 103, 農山漁村文化協会 (1985)
- 44) 森 保文・細見正明・山口武則：水田におけるリン浸透排出推定のためのモデル化, 農土論集 152, pp. 39~46 (1991)
- 45) 中野政詩・宮崎毅・田淵俊雄：土の中の物質移動 (その1 2), 農土誌 57(6) pp. 65~530 (1989)
- 46) 倉持寛太・佐久間敏雄：傾斜地畑土壌における湿潤・再分配過程, 土肥誌 60(4) pp. 298~306 (1989)
- 47) 原沢英夫：環境分野におけるパソコンによる数値シミュレーション, 環境情報科学 16(1), pp. 54~60 (1987)