

第1節 自然科学的立場からのモニタリング

2. ミクロ視点より一圃場レベルの管理一

2.1 しろかき期の強制落水による懸濁物、窒素とリンの流出
一圃場における流出実験一

山田佳裕¹⁾、井桁明丈²⁾、中島沙知³⁾、三戸勇吾³⁾、小笠原貴子⁴⁾、
和田彩香⁴⁾、大野智彦⁵⁾、上田篤史⁶⁾、兵藤不二夫²⁾、今田美穂⁷⁾、
谷内茂雄²⁾、陀安一郎⁸⁾、福原昭一⁹⁾、田中拓弥²⁾、和田英太郎²⁾※

1) 香川大学農学部、2) 総合地球環境学研究所、3) 愛媛大学大学院連合農学研究科、4) 香川大学大学院農学研究科
5) 京都大学大学院地球環境学舎、6) 元総合地球環境学研究所、7) 国立環境研究所、8) 京都大学生態学研究センター
9) 農業生産法人 フクハラファーム、※(現所属) 海洋研究開発機構地球環境フロンティア研究センター

1. はじめに

琵琶湖集水域は耕地面積の92%が水田であり¹⁾、西日本有数の米の生産量を誇る。ここでの米生産者の特徴として農業就業人口の半数以上が65歳以上の高齢者であり、また全体の90%以上が兼業農家であることが挙げられる²⁾。また、全国で最も機械化が進んでいる地域でもあり、省力化、集約化した圃場が多く存在している。

高い兼業率で生産量を維持する為には、用水の安定供給が不可欠である。琵琶湖集水域では、琵琶湖水やダム湖水を用いることで水源を確保している。これらによる用水供給地域は湖岸部を中心に水田地帯の44%を占める³⁾。例えば、主要な水田地域である湖東平野では十分な用水確保のため、琵琶湖水を揚水して各圃場にパイプラインで供給する「逆水灌漑」を行っており、毎年、灌漑期には農業用水が安定に供給される。また、水の安定供給のための圃場整備は昭和40年代末から急速に行われ、現在では約88%の水田が整備されている⁴⁾。これにより用排水の分離が推進され、圃場ごとの水管理が可能となっている。

しかし、こうした用水の安定供給や使用の簡便さは水管理の粗放化を引き起こし、水田からの排水を増大させていると指摘されている⁵⁾。また、上流側の水田からの排水が下流側の水田で再利用されることがなくなり、懸濁物、窒素、リンを多く含む排水が水路を経て直接琵琶湖に到達することが多くなっていると指摘されている⁶⁾。

現在、生活廃水は下水処理場の普及及び下水処理能力の向上により^{7, 8)}、工業廃水は窒素・リンの総量規制により一定の規制がされているが、農業排水による水系への負荷に関しては規制が困難なこともあり、具体的な措置はとられていない。

琵琶湖集水域には121の1級河川があり、小河川を含めると400以上もの河川が存在するが、それらのほとんどが水田地帯を流れる小河川であり、農業用排水路としての役割を有している。またほとんどの河川が直接琵琶湖に流入していることから水田利用における水管理手法が琵琶湖の水質に及ぼす影響は大きいと考えられる。

灌漑期の中でも特にしろかき時期に水田からの濁水は増大する^{9~12)}。琵琶湖集水域における将来の水田排水の管理のためには、しろかき時期における粗放的な水管理がもたらす影響を評価するための実証的なデータが必要である。粗放的な水管理の代表的なものとして、強制落水が挙げられる。強制落水とはしろかき後の田植えの際に田面水の自然な減水を待たずに、排水口の堰を取り払い強制的に濁った田面水を流出させる方法である。増田¹³⁾は有数の水田地域である滋賀県彦根市での聞き取り調査から強制落水を行っている農家は7割にも及ぶと報告している。本研究では、強制落水によって水田から流出する懸濁物、各形態の窒素、リン量を、圃場における実験を通して明らかにした。

2. 材料及び方法

調査は滋賀県彦根市の水田において2004年6月4日から5日にかけて行った。調査期間中降水は無かった。3000m² (30m×100m)の逆水灌漑区域の水田2枚(水田A; 35°12'60"N、136°11'54"E 水田B; 35°12'00"N、136°11'51"E)で、しろかきを行い、田面水を濁った状態にした。実験に用いた水田は耕作者が同一で、施肥の方法や量も同じである。しろかき前には1枚の水田(3000m²)に土壌改良剤100kgを散布しており、この中にリ

ンが30g含まれている。窒素、リンの供給を目的とした施肥はしろかき後の田植え時及び田植え後に行っているため、本調査時前には行っていない。土壌の種類はグライ土、両水田は30m離れている。各水田においてしろかき終了後速やかに、排水口の堰を取り払い田面水を強制的に落水させる強制落水を行った。排水量は排水口の堰の高さで調節した。排水口からの田面水の流出が見られなくなった時を調査終了時とした。

懸濁物、窒素、リンは排水口から排水を一定時間毎に採水して測定した。同時にJIS法に基づき、容量がわかった容器にて排水を採取し、水の流出量を測定した¹⁴⁾。排水は落水開始時と10分後に、その後20分ごとに5回採水し、その後は1~2時間ごとに採水した。採水した試料は孔径150 μ mのプランクトンネットでリターなどを取り除き、懸濁物(SS)、全窒素(Total-N)、全リン(Total-P)及びNO₃⁻-N、NO₂⁻-N、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-Pを測定した。

SSはあらかじめ450℃で強熱し、放冷後秤量したろ紙(GF/F, Whatman)に試料水の一定量を減圧濾過し、60℃で乾燥後秤量してその重量差から求めた。NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-Pは0.2 μ mの目合いのろ紙(GD/X, Whatman)でろ過後、TRAACS 2000 (BRAN+LUEBBE)を用いて測定した。Total-Nは試料水をアルカリ性ペルオキシ二硫酸カリウム分解法¹⁵⁾、Total-Pは試料水をペルオキシ二硫酸カリウム分解法¹⁶⁾で分解後、ろ液についてTRAACS 2000でそれぞれ測定した。

水田からの物質や化学種の流出量を以下のような方法で見積もった。排水中の各濃度から水田に供給されていた逆水灌漑用水の各濃度(表1)を差し引き、これに排水口からの排水量を乗ずることで、流出量を算出した。また、調査期間中の1時間毎の流出量を積算することで、実験期間中に

表1. 灌漑用水中の各測定項目の濃度

Substance	Concentration
SS (g L ⁻¹)	0.002
Total-N (mg L ⁻¹)	0.421
Total-P (mg L ⁻¹)	0.021
NO ₃ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0.175
NO ₂ ⁻ -N (mg L ⁻¹)	0.013
NH ₄ ⁺ -N (mg L ⁻¹)	0.070
PO ₄ ³⁻ -P (mg L ⁻¹)	0.003

における総流出量を求めた。このとき、1時間に複数回サンプリングを行った場合は加重平均し、1時間当たりの流出量を求めた。また、サンプリングの間隔が2時間以上の場合、前後のサンプリング時の流出量の平均値を算出し、1時間当たりの流出量を求めた。

3. 結果

3.1 物理的環境

水田A、水田Bの排水量の時間変化を図1に示した。水田Aでは2時間、水田Bでは20時間落水が継続した。調査終了時の田面水の水位の減少はそれぞれ8mm、72mmであった。これより、水田Aの田面水の状態を浅水、水田Bを深水と定義した。周辺の水田において、満水近くまで湛水した時の水深が100mm程度であることから考えて、水田Aは軽度の強制落水、水田Bは中~重度の強制落水と位置付けることが出来る。排水量は落水開始時は水田A、水田Bともに18m³ h⁻¹であったが、水田Aは時間の経過とともに急速に減少した(図1)。水田Bは落水開始後、約2時間は17~18m³ h⁻¹であったが、その後、水量は減少した。総流出量は水田Aで24m³、水田Bでは148m³であった。水田Bからの総流出量は水位の減少から見積もった田面水の減少量より小さい。これは、田面水の水田土壌への浸透のためと考えられる。

3.2 排水中のSS濃度及び流出量の変化

水田A、水田BのSS濃度の時間変化を図2aに、SSの流出量の時間変化を図2bに示した。水田Aの排水中のSS濃度は、強制落水開始時が1.68g L⁻¹であり、その後落水終了時まで0.93~1.52g L⁻¹の範囲で推移した。水田Bの排水中のSS濃度は、強制落水開始時が2.37g L⁻¹であったが0.8時間後には1.11g L⁻¹と半減し、調査終了直前には0.35g L⁻¹に減少した。SSの流出量は落水開始時は水田Aでは30kg h⁻¹、水田Bでは43kg h⁻¹で時間の経過にともない急激な減少を示した。SSの総流出量は水田Aが33kg、水田Bが116kgであった。

3.3 排水中の窒素濃度及び流出量の変化

水田A、水田BのTotal-N濃度の時間変化を図3aに、Total-Nの流出量の時間変化を図3bに示した。Total-N濃度は水田Aでは強制落水開始時は5.16mg L⁻¹であり、その後減少し、落水終了時には3.00mg L⁻¹であった。水田Bでは強制落水開始

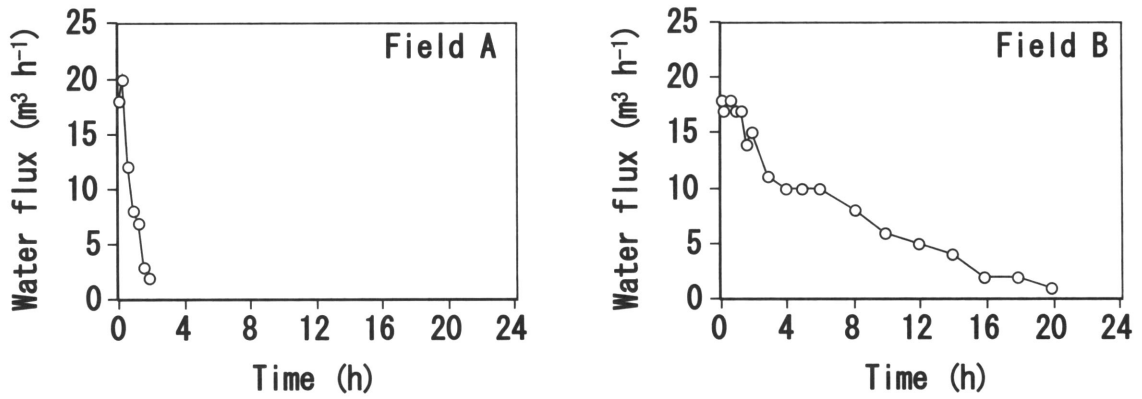


図1 水田A及び水田Bにおける水の流出量の経時変化

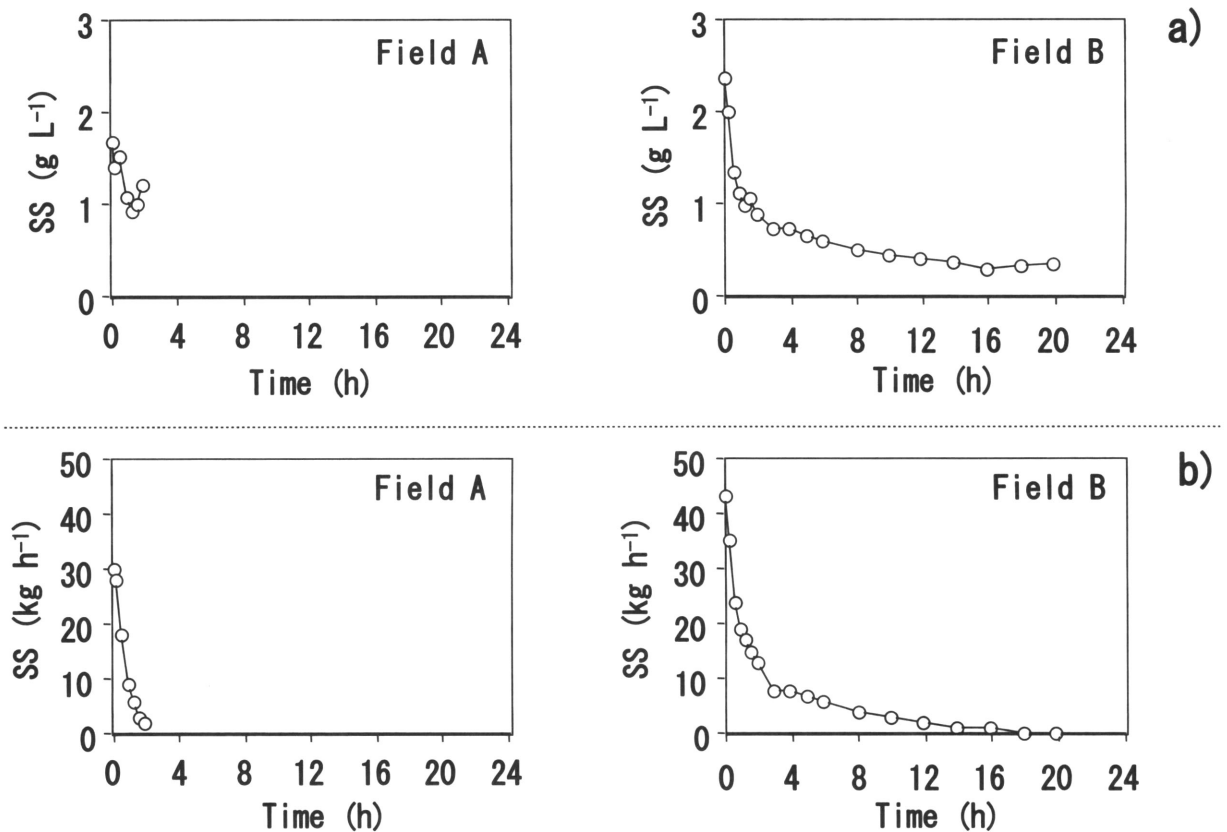


図2 水田A及び水田Bにおける水の流出量の経時変化

時は 7.16mg L^{-1} であったがその後急速に減少して1.2時間後には 4.07mg L^{-1} となり、落水終了時まで $3\sim 4\text{mg L}^{-1}$ 前後で推移した。水田Aでは全時間帯においてTotal-Nの77.4～88.4%が懸濁態窒素として存在していた。水田Bでも同様にTotal-Nの69.5～91.5%が懸濁態窒素であった。無機態窒素の形態としては $\text{NH}_4^+\text{-N}$ が水田Aで $0.55\sim 0.72\text{mg L}^{-1}$ 、水田Bで $0.55\sim 1.00\text{mg L}^{-1}$ の間で変動し、水田AではTotal-Nの10.6～22.5%、水田Bでは8.0～29.6%を占めていた。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ は水田Aでは $0.03\sim 0.05\text{mg}$

L^{-1} 、水田Bでは $0.01\sim 0.05\text{mg L}^{-1}$ の間で変動し、水田AではTotal-Nの0.6～1.8%、水田Bでは0.2～1.0%を占めていた。 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ は水田Aでは期間を通して約 0.02mg L^{-1} であり、水田Bでは $0.01\sim 0.02\text{mg L}^{-1}$ の間で変動した。Total-Nに占める割合は水田Aで0.4～0.7%、水田Bで0.2～0.4%であった。Total-Nの流出量は落水開始時には水田Aで 85g h^{-1} 、水田Bで 123g h^{-1} と多かったが、水田AはSS同様に時間の経過とともに急速に減少した。水田BもSSと同様に落水開始後約3時間で 45g h^{-1}

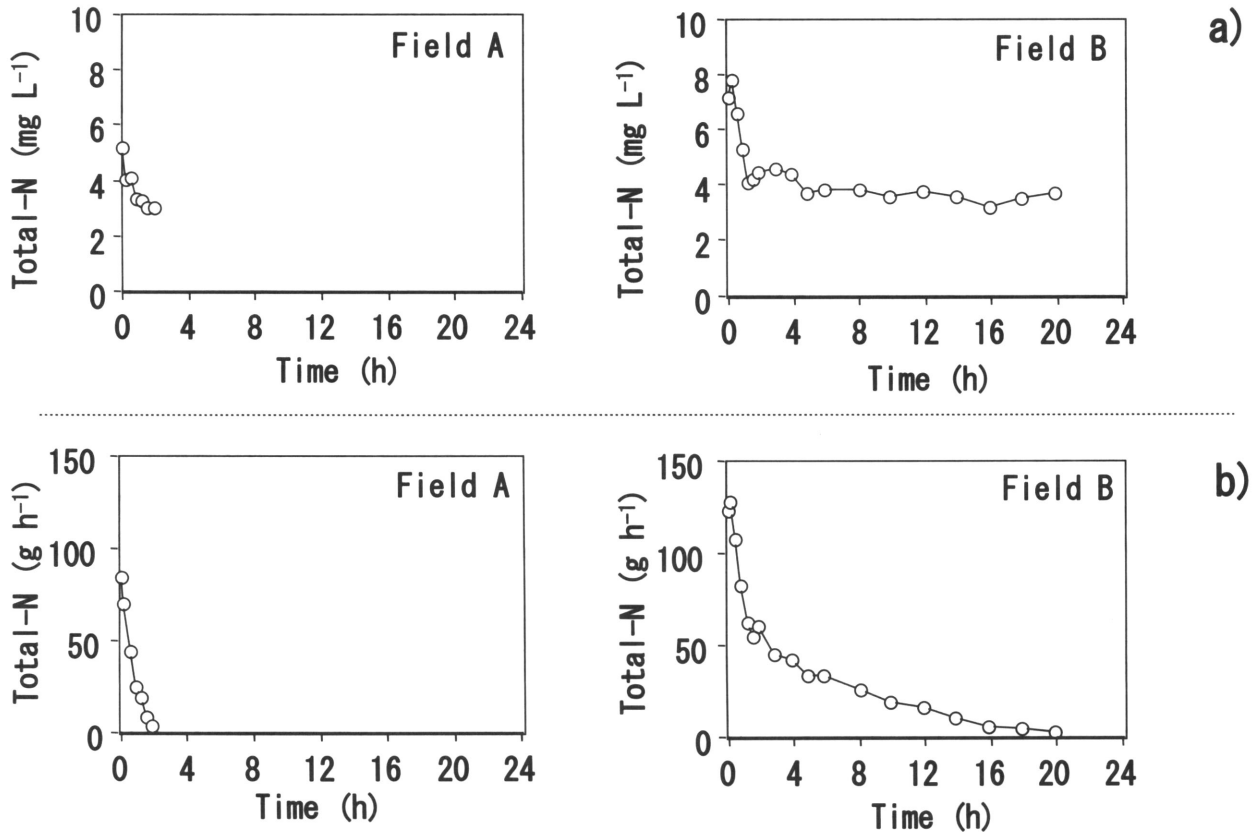


図3 水田A及び水田BにおけるTotal-Nの排水中の濃度と流出量の経時変化

に急速に減少したが、その後は比較的緩やかに減少した。Total-Nの総流出量は水田Aは0.085kg (2時間)、水田Bは0.589kg (20時間)であった。

3. 4. 排水中のリン濃度及び流出量の変化

水田A、水田BのTotal-P濃度の時間変化を図4aに、Total-P流出量の時間変化を図4bに示した。Total-P濃度は水田Aでは落水開始時は2.60mg L⁻¹で、その後1.46~2.05mg L⁻¹の範囲で推移した。水田Bでは落水開始時は2.81mg L⁻¹であったがその後急速に減少して1.5時間後には1.19mg L⁻¹に半減し、落水終了時まで0.53~1.12mg L⁻¹の範囲で推移した。PO₄³⁻-P濃度は水田Aでは全時間帯において0.05~0.06mg L⁻¹の範囲で推移し、水田Bにおいても落水開始時の0.06mg L⁻¹を除いて0.01~0.02mg L⁻¹と落水終了時までほぼ一定で推移した。調査期間中、Total-Pに占めるPO₄³⁻-Pは水田Aで2.20~3.70%、水田Bでは0.87~3.08%であり、大部分が懸濁態リンであった。Total-Pの流出量は落水開始時は水田Aでは46g h⁻¹、水田Bでは51g h⁻¹と多かったが、水田AはSS、Total-Nと同様に時間の経過とともに急速に減少した。水田Bも

SS、Total-Nと同様に落水開始後約3時間で9.90g h⁻¹に急速に減少し、その後は緩やかに減少した。Total-Pの総流出量は水田Aは0.046kg (2時間)、水田Bが0.146kg (20時間)であった。

4. 考察

強制落水による水田A及びBからのSS、Total-N、Total-Pの総流出量を表2に示した。水田Aでは2時間、水田Bでは20時間排水が継続した。両水田ともにSS濃度とTotal-N濃度およびTotal-P濃度とは正の相関を示した (図5a, 5b)。窒素とリンの主要な形態は懸濁態であることから、強制落水時にはSSの流出とともに、粒子状の窒素やリンが流出していることがわかる。水田Bでは落水開始後最初の2時間で、総流出量に対してSSで42%、Total-Nで32%、Total-Pで40%が流出した。しろかき後、田面水が著しく濁った状態での強制落水は落水当初にSS、Total-N、Total-Pを多量に流出させることがわかる。一方、水深が深い場合は浅い場合に比べて、流出量が著しく大きくなった。水田Aに比べ水田Bからの流出量はSSで3.5倍、Total-Nで6.9倍、Total-Pで3.2倍であった。

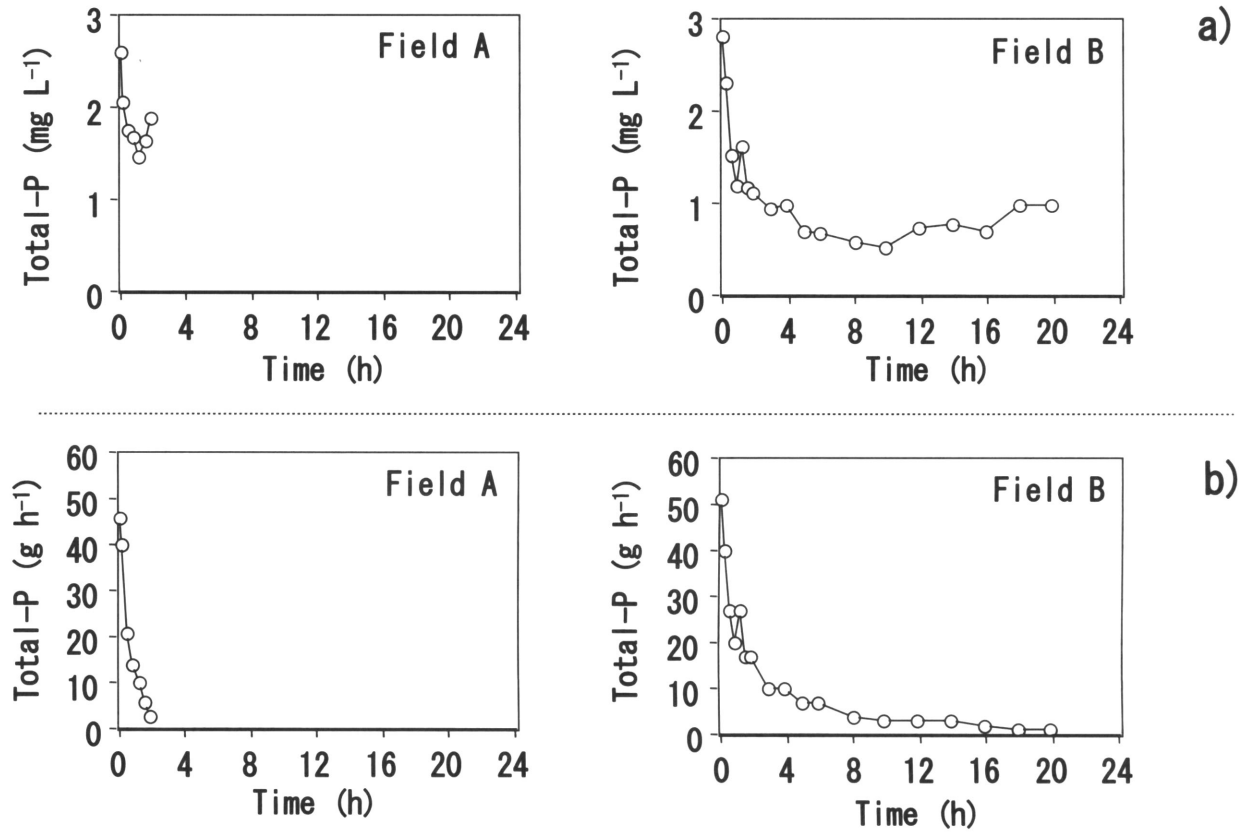


図4 水田A及び水田Bにおける排水中各態リンの濃度とTotal-Pの流出量の経時変化

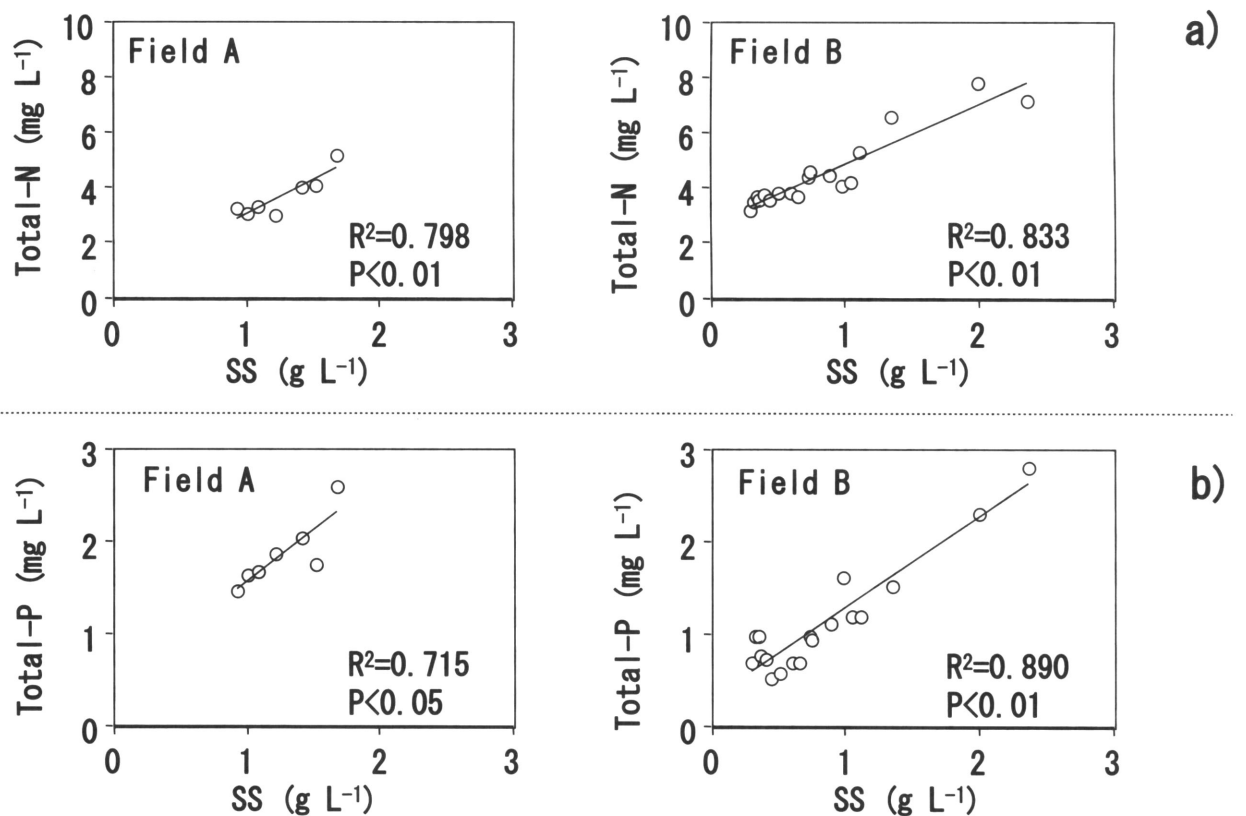


図5 水田排水中の懸濁物とTotal-N，懸濁物とTotal-Pとの関係

表2 水田A及び水田Bにおける物理環境及びSS, Total-NとTotal-Pの総流出量

	Water			Substance	
	Decrease in water level (mm)	Runoff time (h)	Total water flux (m ³)	Substance	Total flux (kg)
Field A	8	2	24	SS	33
				Total-N	0.085
				Total-P	0.046
Field B	72	20	148	SS	116
				Total-N	0.589
				Total-P	0.146

水田からの窒素やリンの流出量に関しては多くの研究がなされており、水田の形態や気象状況、灌漑期と非灌漑期などの条件の違いによって大きく変動する。よって、これまでに報告されている値には広い幅がある^{17, 18, 9-11)}。それゆえ、強制落水による窒素、リンの負荷を定量的に議論するには本研究における結果だけでは十分でない。しかしながら、強制落水の影響について、一定の目安を示すことも必要である。これらの点を踏まえた上で、本研究で得られた値を適用して、琵琶湖北湖集水域の水田からの強制落水時の窒素とリンの流出量を見積もった。琵琶湖北湖集水域の水田において水源が豊富な琵琶湖湖水を利用している圃場、大規模な水源を有する永源寺ダム流域の圃場の計276.6km²を強制落水が可能な水田の対象とし、水田A及び水田Bで得られた結果をそれぞれ適用した。その結果、集水域における上記の対象水田すべてがしるかき時に粗放的な水管理を行った場合、Total-N が7.9t、Total-Pが4.3t（水田A；浅水）、Total-N が54.3t、Total-Pが13.5t（水田B；深水）流出すると見積もられた。琵琶湖北湖集水域の全ての水田から琵琶湖へ流入する1年間のTotal-N、Total-Pの割合は経済企画庁総合開発局¹⁹⁾、植田²⁰⁾、國松^{17, 18, 21)}の原単位を用いて金ら^{22, 23)}によって見積もられており、1年間のTotal-N、Total-Pの流入量に換算すると、それぞれ1032t、31.8tとなる。本研究で得られたTotal-N、Total-Pの強制落水による流出量は上記によって求められた年間流出量のそれぞれ0.8%、13.5%（水田A；浅水）、5.3%、42.3%（水田B；深水）にあたる。

さらに、質的な側面に注目し、金ら²³⁾によって算出された1年間に集水域から琵琶湖北湖へ流入する窒素量とリン量から窒素/リンの比率(N/P、モル比)を算出すると27.0である。これに対し、本研究で得られた強制落水による排水の

N/Pは、それぞれ4.1（浅水）、8.8（深水）であった。レッドフィールド比から求められる植物プランクトンのN/Pが16であることをあわせて考えると²⁴⁾、強制落水は特にリンを高い効率で流出させるといえる。琵琶湖水中の植物プランクトンはリン律速な状態にあり²⁵⁾、琵琶湖へのリンの供給は富栄養化の促進の点から望ましくないといえる。

現在、滋賀県の下水道普及率は78.2%であり年々増加傾向にある。また、下水の高度処理も進んでおり、高度処理普及率も75.0%と大幅に増加している²⁶⁾。高度処理によるリンの除去率は高く、生活廃水由来のリンの琵琶湖への流入量は大幅に減少していると考えられる。将来的にもこの傾向は促進されるであろう。これは琵琶湖の富栄養化の歯止め大きく貢献している。一方、滋賀県において過去5年間に強制落水を行った農家は年平均で40%程度である²⁶⁾。これは滋賀県全域における値で、灌漑用水の供給システムが整備された水田地域においてはさらに大きくなると思われる。このことを考えると、将来的には水田から排出されるリンの琵琶湖への相対的な影響は益々大きくなっていくことが懸念される。強制落水といった水田の粗放的水管理の改善が今後の琵琶湖の水質を考える上で大きな問題となるであろう。

引用文献

- 1) 農林水産省統計部『平成16年耕地及び作付面積統計』(財)農林統計協会、東京 (2005)
- 2) 農林水産省統計部『2000年世界農林業センサス』(財)農林統計協会、東京 (2001)
- 3) 滋賀県教育委員会『琵琶湖と自然 五訂版』滋賀県、大津 (2005) pp.105-124.
- 4) 滋賀県農政水産部『しがの農林水産業』滋賀県、大津 (2004)
- 5) 國松孝男著、桜井倬治(編著)「水田農業の水

- 質保全機能の評価と活用』『環境保全型農業論』50-65 (1996) 農林統計協会, 東京.
- 6) 渡辺紹裕「琵琶湖集水域における農業用水利用の展開と課題」『環境技術』(1997) 26: 508-512.
 - 7) 中村栄一「琵琶湖の水質改善と下水道」『用水と廃水』(1996) 38: 36-40.
 - 8) 平山公明・平山けい子・今岡正美・金子栄廣「下水道の普及に伴う小河川での水質変化に関する検討」『下水道協会誌』(2002) 39: 151-166.
 - 9) 武田育郎・国松孝男・小林慎太郎・丸山利輔「水系における水田群の汚濁物質の収支と流出負荷量」『農業土木学会論文集』(1991) 153: 63-72.
 - 10) 近藤正・三沢真一・豊田勝「代掻き田植時期のN, P 成分の流出特性について」『農業土木学会論文集』(1993) 164: 147-155.
 - 11) 宇土顕彦・竺文彦・大久保卓也・中村正久「灌漑期の水田における水量収支と栄養塩収支」『水環境学会誌』(2000) 23: 298-304
 - 12) 村山重俊・駒田充生・馬場浩司・津村昭人「農業集水域小河川の平常流量時の水質とその時期的変動」『日本土壤肥料学雑誌』(2001) 72: 409-419.
 - 13) 増田佳昭「水田土地改良と環境保全—琵琶湖の農業濁水問題を中心に—」『環境経済・政策学会年報』第8号 (2003) 139-151.
 - 14) 日本工業標準調査会『工業用水・工業排水の試料採取方法』JIS K 0094. (1994)
 - 15) D'Elia C. F., Stendler P. A. and Corwin N., Determination of Total nitrogen in aqueous samples using persulfate digestion. *Limnology and oceanography*. (1977) 22: 760-764
 - 16) Mentzel D.W. and Corwin N., The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organic bound fractions by persulfate oxidation. *Limnology and oceanography*. (1965) 10: 280-282
 - 17) 国松孝男「農地からのN, P負荷 (その1)」『環境技術』(1985a) 14: 114-119.
 - 18) 国松孝男「農地からのN, P負荷 (その2)」『環境技術』(1985b) 14: 195-202.
 - 19) 経済企画庁総合開発局『淀川・大和川・紀ノ川水系利用現況図』(1970)
 - 20) 植田泰行「GISを用いた琵琶湖淀川流域における汚濁負荷の面的分布とその流出過程に関する研究」『京都大学工学部衛生工学科卒業論文』(1998)
 - 21) 国松孝男「琵琶湖研究—集水域から湖水まで—」『滋賀県琵琶湖研究所5周年記念誌』(1988) 49-63 滋賀県琵琶湖研究所.
 - 22) 金再奎・原田茂樹・内藤正明「琵琶湖の水質保全対策の評価に関する研究—水質保全対策の効果と水質環境容量との比較—」『水環境学会誌』(2001a) 24: 837-843.
 - 23) 金再奎・原田茂樹・内藤正明「琵琶湖の環境基準を満たすための水質保全対策の評価に関する研究」『環境衛生工学研究』(2001b) 15: 99-102.
 - 24) Redfeild A.C., Ketchum B.H, and Richards F.A., The influence of organisms on the composition of sea water. In: M. N. Hill [ed.] *The sea*. Vol. 2 (1963) pp 26-77
 - 25) Urabe, J., Sekino, T., Nozaki K., Tsuji A., Yoshimizu C., Kagami M., Koitabashi T., Miyazaki T. and Nakanishi M., Light, nutrients and primary productivity in lake biwa: an evaluation of the current ecosystem situation. *Ecological Research*. (1999) 14: 233-242.
 - 26) 滋賀県琵琶湖環境部『環境白書 水環境保全のための新たな取組の推進』滋賀県. 大津. (2005)