

農業用調整池ならびに水田湛水中の 水質環境の形成に関する研究

吉永育生

目 次

I 緒 言	2	IV 数値計算による物質循環過程の解析	22
1 閉鎖性水域の水質環境	2	1 本章の目的	22
2 閉鎖性水域における物質循環過程	4	2 はじめにーモデル化にあたってー	22
3 農村地域における閉鎖性水域の水質環境	7	3 方法	23
4 集水域の負荷管理にむけて	9	4 結果と考察	28
5 本論文の構成	10	5 結論	31
II 既往の文献レビュー	11	V <i>Microcystis</i> が増殖しやすい環境要因について	
1 農村地域の閉鎖性水域の水質環境にかかる研究	11	1 本章の目的	31
2 流れ解析と藻類の増殖解析モデルにかかる研究	12	2 方法	32
3 <i>Microcystis</i> の増殖にかかる研究	12	3 結果と考察	32
4 農地の窒素にかかる研究	13	4 結論	37
5 結論	13	VI 水田湛水中における窒素循環過程について	37
III 富栄養化した農業用調整池の水質環境について	14	1 本章の目的	37
1 本章の目的	14	2 方法	38
2 方法	14	3 結果と考察	41
3 調査結果と考察	16	4 結論	44
4 結論	22	VII 結 言	44
		引用文献	46
		Summary	50

*九州沖縄農業研究センター 南西諸島農業研究チーム

平成19年12月*日受理

キーワード：マイクロキスティス・水理学的滞留時間・環境水理モデル・非点源排出負荷

I 緒言

1 閉鎖性水域の水質環境

a 閉鎖性水域とは

閉鎖性水域とは、「内湾・内海・湖沼など、水の出入りが少ない閉ざされた水域（広辞苑5版）」であり、流入源が存在する一方で、流出地点を地図上で明確に特定することが難しい、もしくは、流入した水塊が流出するまでにかなりの時間を要する水域のことを指す。そのような水域では、流入した水塊は長時間滞留することになり、その間に流入した水の一部は蒸発で失われるため、流入水に含まれる溶質は少しずつであるが濃縮されることとなる。そのため、極めて長い時間オーダーで栄養塩類を含む溶質の濃度が上昇し、栄養塩類が十分に存在するという意味の「富栄養」化が進行することとなる。また、流入水に土粒子が含まれると、流入した土粒子が沈降することによって湖底への堆積が進行し、水深が少しずつ浅くなっていく。富栄養化が進行するにつれて、豊富に存在する栄養塩類を摂取する生物の種類や数が増加し、同時に死滅して湖底に沈降する生物量もまた増えることとなる。このように、流入水によって供給される土砂の堆積と、水域内で死滅した生物体の堆積により、緩やかではあるが閉鎖性の水域は富栄養化が進行しながら、水深が浅くなっていく。一般に、地殻変動などによって形

成された湖が、浅くなった後に陸地化して終焉を迎えるまで、数百年から数万年の年月がかかると言われている（Fig.1）。

b 人為的な富栄養化の進行

閉鎖性水域の集水域内で活動する人間によって多量の栄養塩類が排出され、急速な富栄養化を引き起こしている。人間活動によって集水域内の河川や地表面に排出された栄養塩類は、降雨に伴う水移動によって下流側の閉鎖性水域へと移動し、富栄養化を進行させる。栄養塩類の排出源は各種存在しており、工場、事業所といった商工業に由来するもの、農地や畜産などの農業系の負荷源、そして一般家庭である。そのため、人間活動の影響を受ける水域の富栄養化は、人間活動の影響を全く受けない自然界における水域と比較すると、飛躍的に短時間で進行することとなる。日本国内で2番目に大きな水面積を有し、富栄養化が進行している霞ヶ浦の排出負荷源別の流入負荷量割合（茨城県、1992）を Fig.2 に示す。これによると、生活系から排出される負荷量が、窒素、リンのいずれの場合も全体の3割を上回っている。その他の人間活動に関連する負荷排出量を合計すると、全体の約8割を占めている。自然系から排出される負荷量の5倍以上の負荷量が、人間活動に起因して排出されていることから、流域内での人間活動が急速な富栄養化を引き起こしていると容易に理解できる。

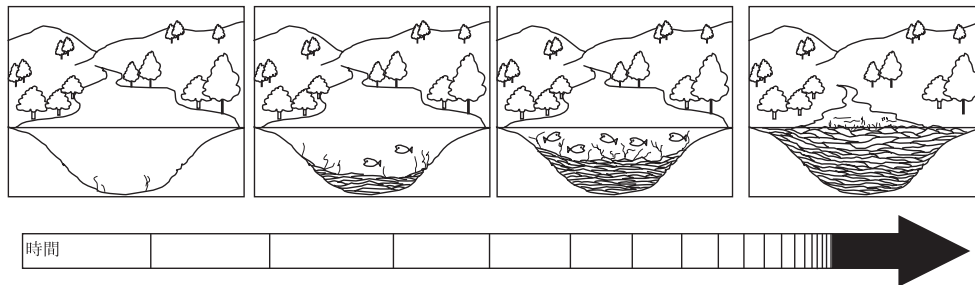


Fig.1 湖沼の一生（日本水質汚濁研究会（1982）をもとに改変）

Conceptual diagram of lake evolution

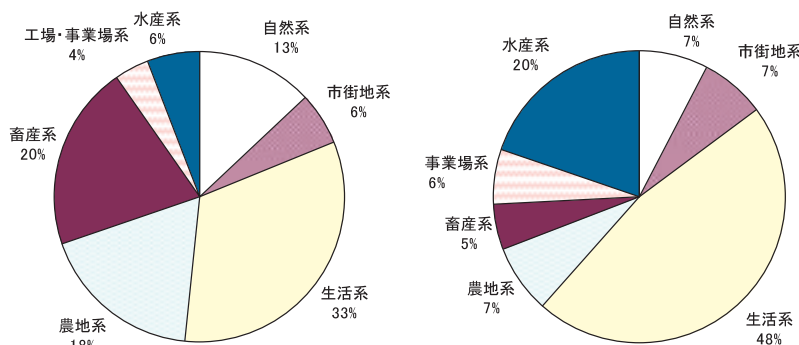


Fig.2 霞ヶ浦への流入負荷量の排出源別割合（1990年度）

左：窒素（総量 $12.2\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ）、右：リン（総量 $0.81\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ）

Ratio of inflowing nutrient load from pollutant sources into Lake Kasumigaura

Left : nitrogen, right : phosphorus

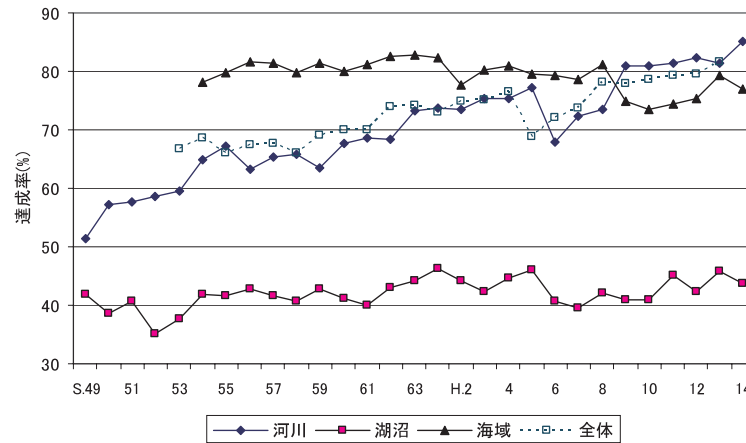


Fig.3 環境基準達成率の推移（環境省（2003））

河川はBOD，湖沼と海域はCOD_{Mn}。達成率（%）＝（達成水域数／あてはめ水域数）×100。

Changes in Environmental Quality Standards (EQSs) Compliance Rates of BOD (Rivers) and COD (Sea and Lakes)

日本においては、流域の土地利用の変化や生活様式の変化に伴って、流域からの排出負荷量は増加し、公共用水域の有機物や栄養塩類濃度は増加し水質汚濁現象が顕著となった。昭和57年に、湖沼の窒素およびリンに係る環境基準が設定されて5つの水域類型指定が行われた。これにより排水水質基準が定められて厳しい規制が実施された。水質保全に向けた様々な取り組みの結果、河川の環境基準の達成率は上昇傾向にある（Fig.3, 環境省，2003）。しかしながら、閉鎖性水域については目覚ましい変化は見受けられない。これは、閉鎖性水域では降雨時に負荷が集中して流入することや、流入した栄養塩類をもとにして水域内で新たな物質循環体系が確立され、栄養塩類が水域内に長期間にわたって留まることが一因と言える。

c 富栄養化と藻類の増殖

富栄養状態の水域は、藻類が増殖しやすい環境である。藻類は植物であり、その生産量はLiebigの最少律「植物の生産量は、生育に必要な因子の中で、供給の最も少

ないものに支配される」によって説明することができる。自然水域において藻類の生育に必要な因子は、藻類の増殖速度を左右する水温、そして光合成を行う際に必要となる日射と栄養塩である。栄養塩類のうち、自然界で制限因子となりうるのは、窒素（N）、リン（P）、カリ（K）、シリカ（Si）であり、これらのうち供給の最も少なく制限要因となるものは、リンまたは窒素であることが多い（西條・三田村，1995）。そのため、水域内のリンと窒素の濃度に注目して、水域の栄養状態が分類されている（Table 1）。栄養塩類の濃度を夏季の値を適用するか、年平均値を適用するかによって、類型は異なっているものの、いずれの類型方法においてもリンは0.02mg・L⁻¹を、窒素は0.5mg・L⁻¹を超えるようであれば富栄養状態に分類される。富栄養状態では、その名の通り栄養塩類が豊富に存在しているため、藻類が増殖しやすい環境である。このような水域においては、増殖にかかる他の要因である日射と水温が十分な条件を満たすと、藻類が大増殖する可能性が高くなる。

Table 1 閉鎖性水域の栄養状態の分類（単位は全て mg・L⁻¹）

Environmental Quality Standards (EQSs) of eutrophic state for closed water bodies

	貧栄養	中栄養	富栄養	発表者と発表年
T-P	0.005-0.010	0.010-0.030	0.030-0.100	Vollenweider, 1967
	0.002-0.020	0.010-0.030	0.010-0.090	坂本, 1966
	<0.020		>0.020	吉村, 1937
	<0.010	0.010-0.020	>0.020	US EPA, 1974
	<0.012	0.012-0.024	>0.024	Carlson, 1977
	<0.0125	0.0125-0.025	>0.025	Ahl and Wiederholm, 1977
	<0.010	0.010-0.020	>0.020	Rast and Lee, 1978
	<0.010	0.010-0.035	0.035-0.100	OECD
	<0.015*	0.015-0.025*	0.025-0.100*	Forsberg and Ryding, 1980
T-N	0.02-0.20	0.10-0.70	0.50-1.30	坂本, 1966
	<0.40*	0.40-0.60*	0.60-1.50*	Forsberg and Ryding, 1980
I-N	0.20-0.40	0.30-0.65	0.50-1.50	Vollenweider, 1967

T-P：全リン，T-N：全窒素，I-N：無機態窒素

岩佐（1990）より抜粋，*は夏季（6月～9月）の平均値



Fig.4 農業用調整池にて大発生した藻類
Water bloom in irrigation reservoirs

d 藻類の増殖によって生じる利水問題

水利用を目的とした水域で富栄養化が進行すると、藻類の増殖によって問題が生じることがある。多くの場合、単一の藻類種が寡占的に存在する状況で問題が生じる。

藻類が過度に増殖すると水の色の変化や集積物の生成のため、景観を悪化させる場合 (Fig.4) や、集積物に悪臭を伴う場合があるため、親水的な機能に障害をもたらす。上水または飲料水として利用する際には、藻類種の一部は味と臭いの問題を引き起こす (八木, 1989)。農業用水として利用する場合は、①増殖した藻類によって農業用水中の有機物濃度が上昇し、水田へかんがいされることによって土壌の還元化が促進されること、②フロック化した藻類が野菜の表面に付着して、野菜の商品価値が低下すること (農林省公害研究会, 1970)、③藻類によって形成されるフロックがスプリンクラーの目詰まりを引き起こすこと (山本ら, 2000)、といった問題があげられる。水域の水質環境に直接的な影響を及ぼす例として、藻類の呼吸による酸素欠乏があげられる。日中は藻類の光合成が卓越することから水域内に十分な酸素が存在し問題とはならないものの、夜間は膨大な生物量が一斉に呼吸をすることで水域内の酸素を消費し、魚類をはじめとする水域内の生物を死に至らしめる事例があげられる。さらに、利水の上で最も注意すべき点として、藍藻類の *Microcystis* (ミクロキスティス) や *Anabaena* の一部は人間や動物に対して危険な毒を生成し、生命に危険を及ぼすような直接的な害を生じる (Codd *et al.*, 1989; 渡辺・原田, 1993; Sivonen, 1996)。

そのため、利水を目的とした水域での藻類の増殖抑制は、重要な課題であり解決が望まれている課題である。藻類の増殖抑制に向けて、水域内で起こっている物理過程、生物過程といった現象の理解が必要となる。

2 閉鎖性水域における物質循環過程

a 閉鎖性水域における流れ

富栄養化した調整池における藻類の増殖を分析するには、水域内における栄養塩類の循環過程を考慮することが重要になる。栄養状態の判定は Table 1 に示したように水域の平均濃度によって実施されることが一般的であるが、現実の水域内で栄養塩類が均一に分布することは希であり、鉛直方向または平面方向に不均一に存在する。これは、溶存態または懸濁態の栄養塩が各種の生物学的・化学的な変化をしながら、水塊とともに水域内を移動するためである。そのため、栄養塩類の循環過程や藻類の増殖過程の分析にあたっては、水域内におけるダイナミックな物質循環過程を支配する、水の流れを把握することが必要になる。

閉鎖性水域の水の流動を引き起こすのは、風、流出入、熱が主な要因であるが、これらが単独で流動を引き起こすのではなく複雑に組み合わせつつうえて、水域の水面積や水深といった形状と関連しながら流動を起こすことになる。

閉鎖性水域において発生する流れの概略を Fig.5 に示す。水域の水深によって鉛直方向の物質循環過程が異なることが知られている。これは、水温変化によって水の密度が変化することによる結果であり、閉鎖性水域の物質循環に水温が及ぼす影響は非常に大きい。

b 物質循環過程に大きな影響を及ぼす水温

水域の物質循環過程と水質環境を理解するうえで、水温は非常に重要な要因となる。水の密度は水温によって変化するため、生じる密度差が水域全体の流動に影響を及ぼすこととなる。H₂O は 0℃ から 100℃ の間で液体の水として存在し、密度は 3.98℃ で最大、それより高い場合も低い場合も単調に減少する (Fig.6)。水温が高ければ高いほど密度が小さくなることから、暖かくて軽い水塊が表層に存在すると鉛直方向の対流が発生しにくい状態となる。

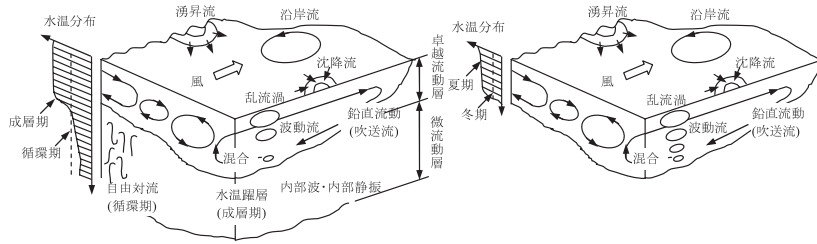


Fig.5 閉鎖性水域における物質循環過程

左：深い水域（水深10m以上）、右：浅い水域（水深10m以下）

Hydraulic state in closed water bodies, left: deep areas, right: shallow areas

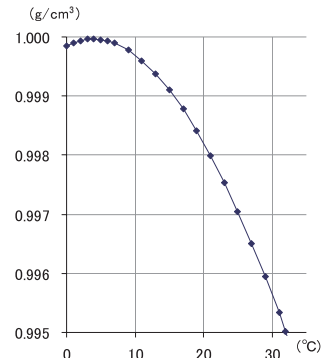


Fig. 6 水温と密度

Relationship between water temperature and water density

そのため、気温と水温が上昇する夏季には、表層の水温が上昇し鉛直方向の対流が生じにくい状態(水温躍層)が形成される場合がある。水深が大きい湖沼においては、夏季に水深10～15mの場所に水深1mあたり水温が5℃前後の急激な水温変化がみられる季節成層と呼ばれる水温躍層が形成される (Fig.7)。この層の上下では鉛直方向の移流による物質移動がほとんどなくなるため、水温躍層の形成が水域内の物質循環過程すなわち水質環境の形成に大きな影響を及ぼす (岩佐, 1990)。また、水深が10m程度以下の浅い湖においても、表面付近に形成される日単位の水温成層 (日成層) (Fig.7) が水質環境に大きな影響を及ぼす (石川ら, 1989)。

水温躍層が形成されるのは、日射による熱量供給過程によるところが大きい。水温上昇につながる太陽からの長波エネルギーは、半分が水の表面で吸収され、残りの半分は指数関数的に減衰しながら下層へと熱が供給される (土木学会, 1999)。そのため、長波エネルギーの到達により、日中は水面の水温が最も上昇しやすい。さらに、表層では、接する大気と潜熱伝達による熱交換が行

われており、水温より気温のほうが高ければ表層には熱量が供給されることとなる。そのため、気温が水温を上回る時期には、水域の表面が集中的に温められ、水温躍層が形成されることとなる。

一方、水温躍層が消失するのも、表層の大気との熱交換に起因する。気温の低下時期に、放射冷却による熱収支などにより表層の水塊が冷やされて、一時的に下層よりも水温の低い、つまり密度の大きい水塊が形成される。そのため、重い表層水が沈降するため、下向きの流れが生じ鉛直方向の循環流が発生することになる。表層の水温の密度と同じ水温の深さまでを鉛直混合することになり、少しずつ水温躍層が消滅していくこととなる。

このように、閉鎖性水域の物質循環過程を解析する際において、水温変化による密度変化が水域内の流れに及ぼす影響は非常に大きいことから、水温・密度を考慮したモデルで実施することが求められる。

また、水温が物質循環過程以外にも水質環境に与える影響は大きい。例えば、飽和溶存酸素濃度、藻類の増殖速度と水の粘性が、水温の変化に影響を受ける (Fig.8)。

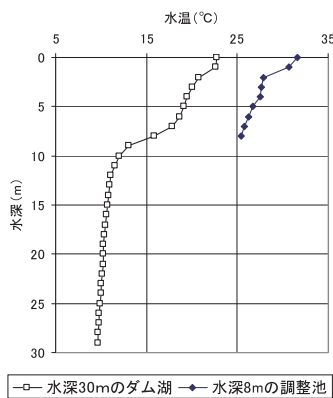


Fig.7 水温躍層形成時の水温の鉛直分布

(計測日、ダム湖：2002年7月9日、調整池：2001年7月5日)

Vertical profile of water temperature in summer

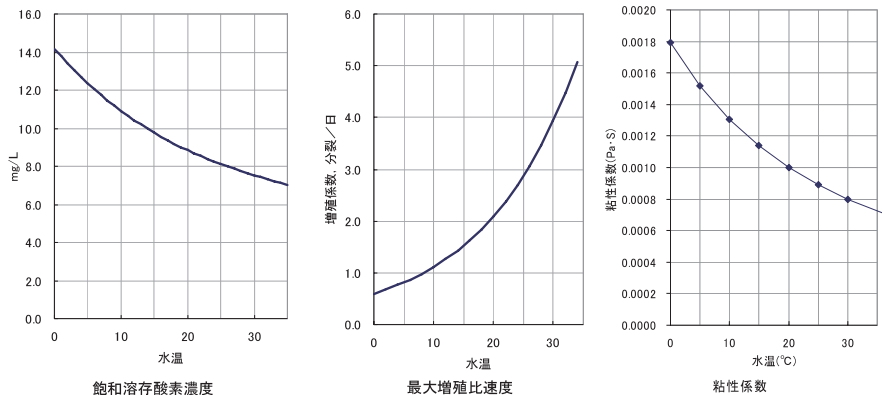


Fig.8 水温変化が水質環境に影響を与える項目

左：水温と飽和溶存酸素濃度、中央：水温と藻類の最大増殖比速度、右：水温と密度

Relationship of water temperature and environmental factors

(saturated dissolved oxygen concentration, algal growth rate, and viscosity)

飽和溶存酸素濃度は水温によって異なる。水に対する気体の溶解度はHenryの法則に基づき、水温が高いほど飽和溶存酸素濃度は低下し、10℃で $10.92\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、20℃で $8.84\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、30℃で $7.53\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ となる。そのため、水温が高くなる夏季には水中の酸素濃度が低下し、貧酸素状態となる可能性が高い。

藻類の増殖速度と水温の関係については、藻類の種類によって最適な温度は異なるものの、種の遷移も考慮に入れた藻類の生物量と水温の関係はEppley (1972)によって明らかにされている。水温の上昇により成長速度は指数関数的に増加するとされ、10℃水温が上昇すると2倍になるとされている。このことは、藻類全体の生物量の増加速度を求めた場合、水温が10℃上昇すると以前の状態と異なる藻類が優占状態となることがあるが、藻類の生物量が増加する速度は2倍になっていることを示している。

水の粘性は水理学的な影響だけでなく、粒子の沈降過程にも影響を及ぼす。円形粒子の沈降速度はStorksの式でよく再現され、そのなかで沈降速度は粘性の影響を

受ける。このため、水温が高い場合ほど沈降速度は大きく、水温が低い場合ほど沈降速度が小さい。ダム湖などで表層の水温が高く下層の水温が低い場合、水域に流入した土粒子や死滅した藻類は、表層では早く沈降するものの、中間の低水温層ではゆっくりと沈降することとなる。

c 閉鎖性水域の物質循環過程を解析するモデル

閉鎖性水域の物質循環過程の解析を目的としたモデルは、これまでに解析目的に応じて多種多様なモデルが開発されてきた。水質予測モデルは、大きくは集中型のモデルと分布型モデルに分類することができる。集中型モデルはVollenweiderモデルに代表されるように、年間の平均水質濃度を算定できるため、比較的少ない情報であっても概略的に水質環境を予測可能である。一方、分布型モデルは、水質濃度の空間分布や季節変動を水理学的な解析に基づいて再現できるため、詳細に栄養塩類の循環過程などを再現できるメリットを有している。ここでは、物質循環過程を再現できる分布型モデルを紹介する (Fig.9)。

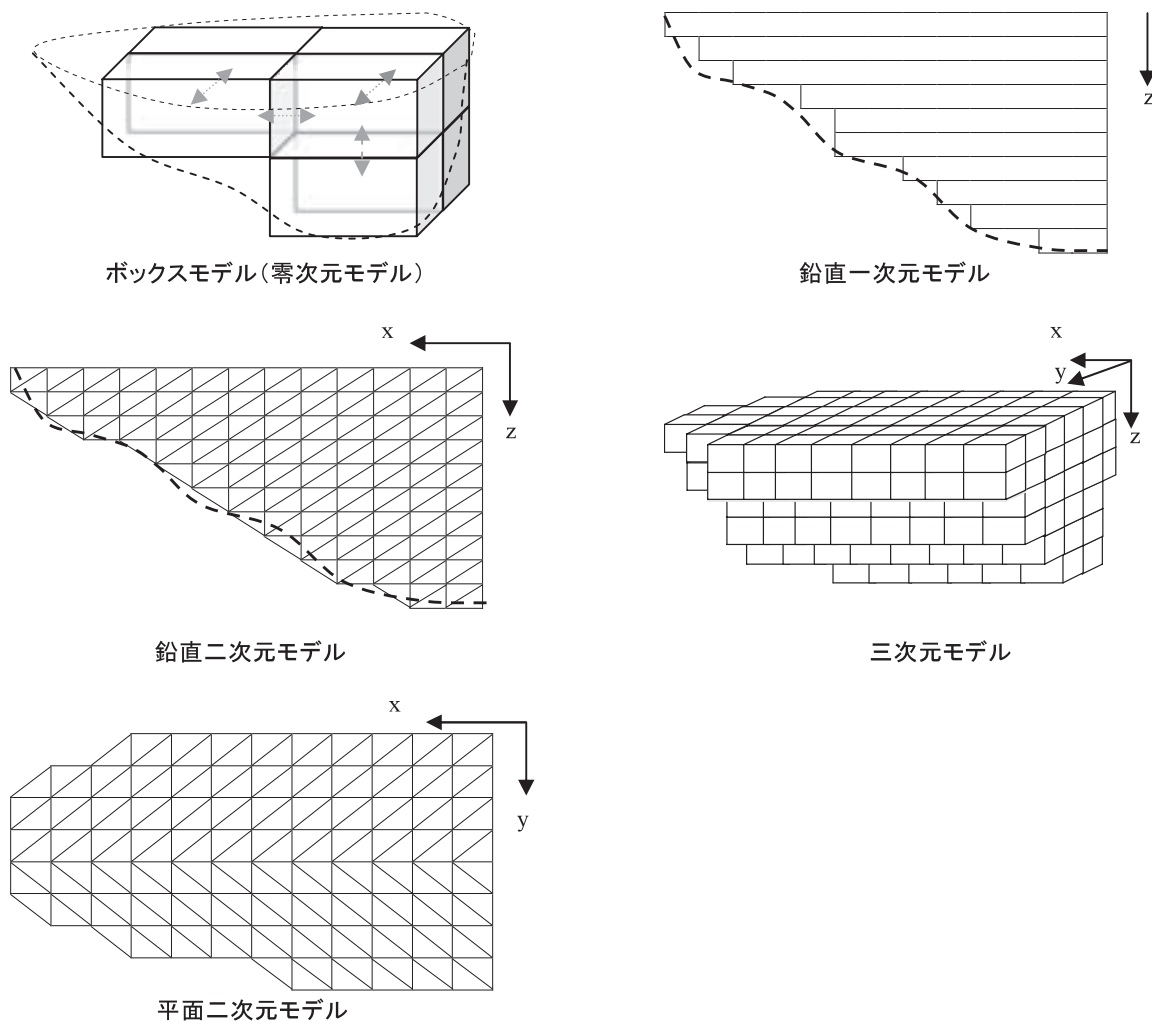


Fig.9 水質予測モデルの空間分割イメージ

Spatial discretization methods of water quality models

Table 2 よく使われる水質予測モデル
Characteristics of water quality models

		流れ	計算方法など
①	ボックスモデル	部分的に可能	水質の空間的分布が少ないと思われるボックスで1~10個に分割。ボックス間で物質量の交換を計算しつつ、ボックス内部の物質循環過程を表現する。
②	鉛直一次元モデル	1次元	水域を深さ方向のみに分割する方法。水域内の水質濃度の違いが、鉛直方向に大きく現れる場合に有効。
③	鉛直二次元モデル	2次元	水域の形状が長方形に近い場合など、水域を鉛直方向と長辺方向の二軸で表現する方法。
④	平面二次元モデル	2次元	水域内の鉛直方向は均一として、平面方向についてのみ計算する方法。霞ヶ浦などの浅い水域への適用例が多い。
⑤	三次元モデル	3次元	空間を三次元で分割して計算する方法。複雑な形状の水域など地点により水質濃度が大きく異なる場合に有効。

Table 3 水質予測モデルの特徴
Features of water quality models

	①	~	⑤
計算	容易	⇔	複雑
必要なデータ	少ない	⇔	多い
計算時間(費用)	小さい	⇔	大きい
結果	概略	⇔	詳細

水域内での時間的・空間的な状態変化、具体的には、水の流れ、栄養塩類の循環過程、藻類の増殖過程をどのように再現するか、によってモデルの構成が異なっている。これは、前述の通り水域内での水の流れを含めた物質循環過程は複雑を極めていることから、限られた時間や情報のなかで全てのプロセスを再現することは困難であり、対象とする現象に重点をおいて再現計算を実施する必要があるためである。そのため、計算の適用にあたっては、水域内の物質循環過程を十分に考慮することが重要となる。対象とする水域の特徴を良く理解し、計算のターゲットとなる、詳細に現象を把握したい項目と、それに強く影響を与える項目を再現できるかどうか、注意を注ぐ必要がある。計算の精度向上のためには、対象とする項目にかかるモデルの再現性に力を入れる。一方では、例えば非常に浅い水域における鉛直方向の水温など均一と仮定することができる項目や、その要因の影響が無視できる項目については計算対象から除く。このことにより、一方ではモデル計算の精度を向上させ、一方では効率的にモデル計算を実施することが可能となる。

Table 2 に各種のモデルによって解析可能な項目と、**Table 3** に水質モデルの特徴を整理する。

いずれのモデルにおいても、栄養塩類濃度と藻類（またはクロロフィル *a* 濃度）の流れに伴う循環過程の解析に加えて、藻類の増殖過程や死滅過程といった生物学的なプロセスを再現するものである。モデルによって、流れに伴う物質循環過程をどのように取り扱うのかが異なっており、対象とする水域の特徴を把握した上でモデル化を行うこととなる。

3 農村地域における閉鎖性水域の水質環境

a 農業用調整池とため池

農業用調整池とため池は、農村地域に位置しており、農業用水の供給を目的とした水利施設であることは共通しているものの、集水域を有しているかどうか異なる点である。農業用調整池は、上流の水源から下流の受益地への農業用水を安定的に供給することを目的として築造される中間貯留池であり、集水域をほとんど有していない場合が多い。一方、日本国内に21万個あまり存在しているため池（農林省, 1989）は、文字どおり集水域からの水を“溜める”池である。

ため池が数多く存在していることは、水田農業の水利用と関連している。約130日間の耕作期間に水田のかんがい用水として単位面積あたり2,000mmを超える水が必要なものに対して、年間降水量が1,700~1,800mmであることから降水以外の水源が絶対的に必要となるためである。

集水域を有しているか否かは異なっているものの、ため池と農業用調整池は、ダム湖や天然の湖沼とは異なる特徴を有している。水利用の主な目的が水田農業の需要に応じた安定的供給であることから、代かき、中干しや間断かんがいなどの農作物の生長ステージに応じた取水を行うため、人為的な水管理操作によって水位や滞留時間が変化することがため池と農業用調整池に共通する特徴としてあげられる。

b ため池の水質環境

日本に存在する農業用ため池の多くは富栄養状態となっている。日本に存在するため池のうち、かんがい支配面積が概ね5ha以上であり、かつ都市的地域及び平地農業地域にあるため池のおおよそ2万個のうち、869

個を対象とした水質調査結果によると、78%が富栄養状態であり、20%が中栄養状態、残りの2%が貧栄養状態であった (Fig.10, 農水省, 1997)。この結果から、ため池の栄養塩類濃度は高く、藻類が大量に増殖する可能性があることを示唆している。

また、これらの調査結果のうち、水質環境を把握するにあたって十分なデータが存在しないものを除外した556個のため池を対象とした解析結果を Table 4 に示す (高橋ら, 1999)。それによると、ため池は小規模で浅いものが多い上に、水理的滞留時間が2ヶ月に満たないものが半数を超えていることから、一般の湖沼やダム湖と比較すると水質環境の変化のサイクルが非常に短いことがわかる。

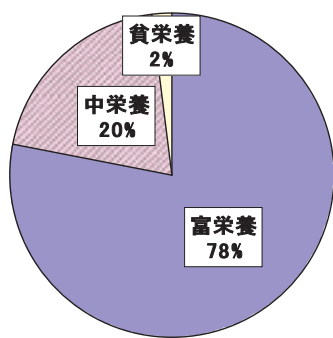


Fig.10 全国のため池の水質環境
Trophic state of irrigation ponds in Japan

諸元	単位	平均値	最小値	中央値	最大値	サンプル数
有効貯水量	(10 ³ m ³)	94.5	0.9	26.0	3,536.0	555
集水面積	(ha)	66.0	0.5	20.7	2,270.0	556
水深	(m)	5.1	0.7	4.0	40.0	467
滞留時間	(day)	114.1	0.4	53.0	2,111.2	555
COD _{mn}	(mg-L ⁻¹)	9.02	0.96	6.70	107.8	553
T-N	(mg-L ⁻¹)	1.36	0.06	0.88	18.31	552
T-P	(mg-L ⁻¹)	0.10	0.00	0.05	1.84	528

Table 4 全国のため池の基礎諸元と有機物、栄養塩類濃度
Properties of irrigation ponds in Japan

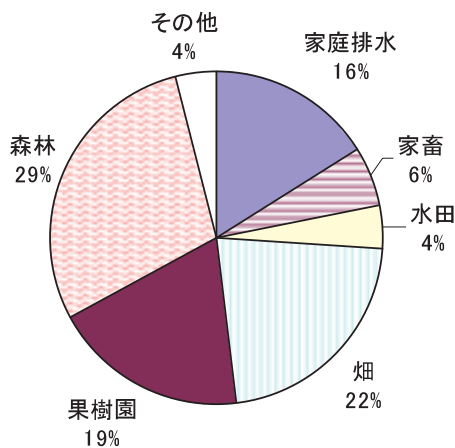


Fig.11 ため池へ流入する窒素負荷の発生源別割合
Ratio of inflowing nutrient load from pollutant sources into irrigation ponds

c ため池の水質汚濁要因

ため池に流入する負荷量を算定した例として、556個のため池の土地利用データをもとに、流入する窒素負荷源の発生源別の割合を求めた結果を Fig.11 に示す (高橋ら, 1999)。これによると、家庭排水を起源とする負荷量が16%、また家畜からの負荷量が6%、施肥の流出など農地からの排出負荷量が45%であり、農業に関する負荷源からの窒素負荷は合計で51%となり、両者を合計すると66%の負荷量が人間活動に伴って排出されている。この排出量は、森林等の自然発生的な負荷量の2倍に相当しており、集水域内の人間活動によって富栄養化が引き起こされていることを示唆している。

d 閉鎖性水域の水質保全に向けて

ため池の多くは富栄養状態にあり、藻類の増殖が危惧される状況にある。藻類の増殖は利水上の問題を引き起こすことから、対策の実施が求められるところである。対策の実施にあたっては、水域内の物質循環過程を解明し、富栄養化もしくは藻類の増殖に起因している要因を特定したうえで、富栄養化を引き起こしている負荷の供給を抑制させる集水域の負荷管理にかかる抜本的な対策手法と、藻類の増殖を抑制するような水域内での対処療法的な対策手法が考えられる。

閉鎖性水域内の物質循環過程の解明については、水域内の流れを含めたダイナミックな解明が必要であり、既往の解析事例を参考にしつつ、現地調査による現象の把握やモデル解析による把握が有効となる。しかしながら、ため池や農業用調整池の内部の物質循環過程を対象とした調査研究は多くはない。藻類が増殖する時期や、増殖する藻類の種類、また、その増殖の結果として有機物濃度の上昇についても十分明らかにされていない。これらの水域の特徴である水管理操作と藻類の増殖の要因にかかる関連についても十分に明らかになっていない。

水域へ供給される負荷のうち、大半は流入水に伴って供給される。そのため、下流側に位置する閉鎖性水域の水質環境保全のためには、集水域内の適正な排出負荷管理が最も有効な対策手法となる。ため池や調整池の多くは農村地域に位置し、その集水域は農村地域であることから、農村地域の負荷の循環過程を十分に把握したうえで、主な排出負荷源である畜産、農地 (畑地)、および家庭排水から排出される負荷の管理が重要となる。さらに水田の有する窒素の除去機能を活用することも有効となるであろう。

水域内での藻類の増殖抑制対策手法は、水域の特徴を十分考慮して実施することが求められる。水深が大きい場合は、夏季の水温躍層を破壊し鉛直方向の循環を起こすことを目的としたエアレーションが有効であろうし、フロックの形成を抑制するのであれば、滞留域が発生しないように流水機を設置する手法が考えられる。また、景観上の問題が発生しないのであれば、フロートを浮か

べて日光を遮蔽することは藻類の光合成を抑制するのに有効である。なお、1997年時点での農村地域の閉鎖性水域を対象とした藻類増殖抑制のための各種の対策手法は、40ヶ所で実施中もしくは計画段階であった(吉永ら, 1998)。

4 集水域の負荷管理にむけて

農村地域における水質環境の保全において、集水域から排出される負荷量を適正に管理することが最も効果的な対策手法である。ため池や調整池の富栄養化を進行させているのは、人間活動に伴う過剰な栄養塩類の流入であり(Fig.2, Fig.11)、これを削減して適正な流入負荷量に制御することが水質環境の保全につながる根本的な対策手法となる。ただし、生活排水の高度処理や農地の施肥量管理にかかる対策など、効果の発現までに数年オーダーの時間を要する場合がある。

集水域内には各種の負荷源が存在している。大きく分類すると、地図上で特定することが可能であり、かつ、排出される量と濃度の時間変動が小さいと定義される点源(排出)負荷源と、点源負荷源以外の負荷源、もしくは排出する地点の特定が困難で排出される量と濃度の変動が大きい、と定義される非点源負荷源に分けられる。点源負荷源については、法律や条例によって規制されているうえに、排水量と濃度の変動が小さいため対策の実施が容易であることから、排出負荷量は年々減少の傾向にある。しかしながら、畜産、農地(畑地)、および家庭排水といった非点源負荷源については、その性格上対策が難しく排出負荷量の削減が難しい、もしくは削減には時間を要する。そのため、流域の負荷管理において非点源負荷源の重要性は相対的に増してきている。特に農村地域においては点源負荷源が少なく非点源負荷源の割合が高いことから、効果的な対策手法を実施することが難しい現状がある。

a 農村地域の負荷循環過程の特徴

農村地域の負荷管理を行うにあたって、農地および農業水利システムが集水域から排出される負荷量に与える

影響が非常に大きい。集水域内で物質を輸送する最大の媒体である水は、農業水利システムを通じて循環している。農業水利システムを介して移動する水の割合は非常に高く、利用可能な陸水の3分の2は農業用水であり(Fig.12, 国土交通省, 2004)、集水域内での物質循環過程のなかで農業が占める割合は非常に大きい。

そのため、農村地域の負荷管理にあたっては、農業水利システムを通じた物質循環過程を考慮することが重要である。農業水利システムは、水田の耕作期間中の水供給が主要な使用目的であるため、4月下旬から9月初めまでの期間に集中的に利用される。これは、一年間のおおよそ3分の1の期間に過ぎないが、非点源負荷源からの排出量が多くなりやすい梅雨などの降水時期と重複するため、流域の負荷の循環過程への影響は大きい。また、この期間は、藻類の増殖が活発となる夏季とも重複するため、農業水利システムの利用形態は下流域の閉鎖性水域の水質環境に強い影響を及ぼすこととなる。

また、農業用水の最終供給地点である水田における窒素の変化過程を考慮することも同様に重要となる。農業用水に存在する窒素は湛水時の生物化学反応によって、最終的に気体の窒素となって大気中に放出されるため、窒素の除去機能が期待される(和田・上原, 1977)。水田は日本の農地面積4,800,000haの55%を占めており(Fig.12, 農水省, 2004)、その水田中で窒素が除去されていることから、流域の窒素循環過程に与える影響は大きいものと考えられる。

このように、農村地域における負荷管理を行うにあたっては農業水利システムと水田における態変化が重要な役割を果たしており、特に水田における窒素の除去機能を考慮することが求められる。

b 水田湛水中における窒素の除去過程

水田に供給された水に含まれる窒素は、Fig.13に示すような反応が進行し最終的に気体の窒素となって系外へ除去される。水田は耕作期間中に浅い湛水状態で管理されるため、湛水中は酸化状態となっており、有機態の窒素とアンモニア態窒素は硝酸態窒素へと硝化される。と

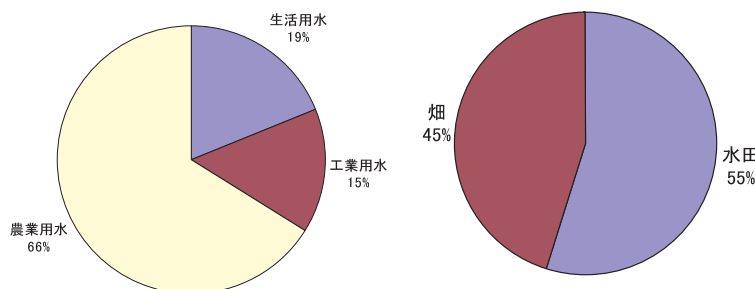


Fig.12 農村地域の負荷循環に大きな影響を及ぼす水利用と土地利用

左：利用可能な水資源に対する利用目的割合，右：耕地面積に対する水田の割合
Ratio of water uses (left) and land uses (right) in rural area

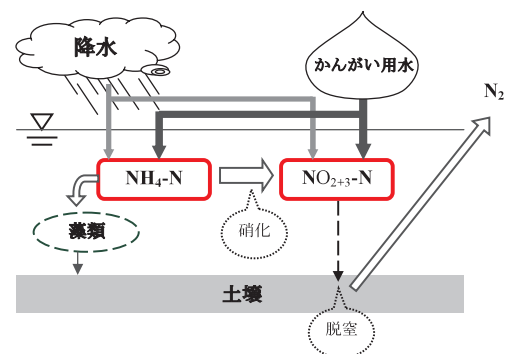


Fig.13 水田湛水中での窒素の除去過程

Nitrogen transportation in ponded water on paddy fields

ころが土壌表層直下においては還元層が形成されて嫌気状態となっており、脱窒菌が活発に活動できる状態であり、硝酸態窒素をエネルギー源として脱窒反応が進行することとなる。この一連の過程により、水中の窒素が気体の窒素へと態変化を行い、水田の湛水中から除去される。ここでは、水田の湛水中の窒素濃度変化を対象としており、土壌中での稲による窒素吸収や態変化などについては、考慮していない。

硝化反応と脱窒反応はいずれも、一次反応式による再現が可能である(田淵・高村, 1985)。これは、存在する濃度によって反応速度が決定されると仮定して再現しており、溶存酸素の反応の再現式として古くから使われているStreeter-Phelps式(Streeter and Phelps, 1925)と同型である。

$$\frac{dC}{dt} = -\alpha \cdot C \quad (1-1)$$

反応速度は物質の濃度に比例することから、濃度が高いほど反応は早く進むことになる。つまり、水田に供給される用水の濃度が高いほど反応が早く進むことから、水田を窒素除去の場として考えるのであれば、高濃度の用水を供給した方が、単位時間あたりの除去能力は高くなることとなる。なお、農業用水基準(農林省公害研究会, 1970)では、全窒素濃度は $1.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下としているが、これは全国の土壌条件や施肥条件の違いを考慮した値であるため、水管理や施肥管理を行えば、より高い濃度の窒素が含まれるかんがい用水を供給しても営農上の問題は生じない(日高, 1988)。

c 水田を活用した負荷管理のための対策手法

農村地域における負荷管理対策の一つの手法として、水田の窒素除去機能を活用する方法があげられる。というのも、前述の通り農村地域には非点源排出負荷源からの排出量が相対的に多く、排出される時期や濃度が変動することから、対策を実施することが技術的にまた経済的に困難な場合が多い。水田における窒素除去機能は、通常の水田耕作中に特別な配慮を必要とせず、窒素除去が期待できることから極めて省エネルギー的な対策手法と言える。また、負荷の移動媒体となる農業用水は、既存の農業水利システムを通じて移動するため、農業用水の管理段階で水質浄化に配慮しながら操作運転をするだけで新たな水質浄化対策の実施となる場合もある。

水田の窒素除去機能をより活用するには、窒素濃度の高い用水を供給する方が効果的である。具体的には、上流側の排水を再利用する循環かんがいの実施や、より濃度の高い水の供給があげられる。これらの方法は、水不足の地域では農業用水の確保を目的として実施されてきたところであるが、農業用水の節減効果だけでなく窒素除去効果も高い。

5 本論文の構成

本論文では農業用調整池の水質保全を目的として実施した研究について、とりまとめることとする。始めに、第II章にて農業用調整池の水質環境を対象として水域内部の現象解明を目的とした研究や、水質環境の保全を目的として実施された既往の文献のレビューを行う。次に、農業用調整池を対象とした現地調査によって明らかになった水質環境の季節変化にかかる考察を第III章で取り扱う。これをふまえて水域内の物質循環過程を数値シミュレーションによって解析した結果を第IV章で述べる。第V章では数値計算で再現することが困難であった藍藻類の*Microcystis*の増殖に適した環境について詳細な分析を行う。農村地域の水質環境の保全に向けた流域管理の取り組みにおいて、水田の窒素除去機能が果たす役割が大きく期待できることから、水田の湛水中の窒素の循環過程について第VII章で取り扱うこととする。**Fig. 14**に本論文の構成を示す。

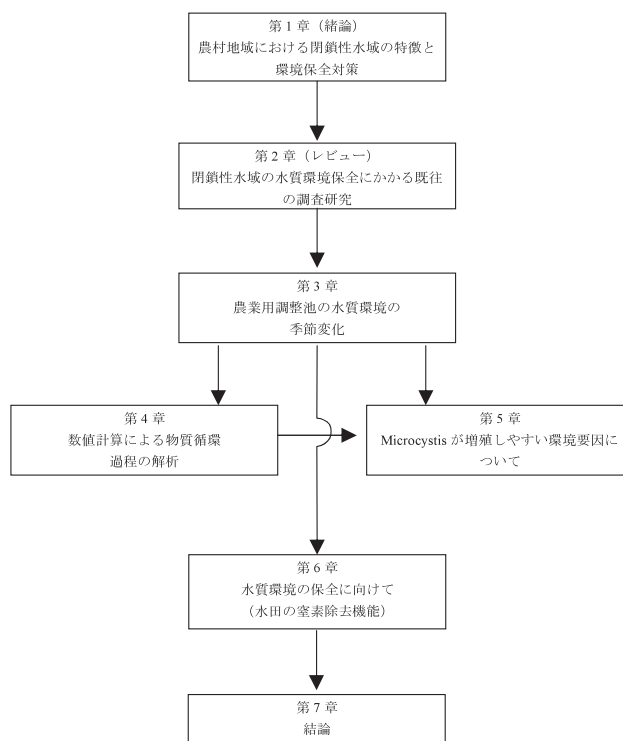


Fig.14 本論文の構成
Structure of this paper

本研究の遂行と本論文を取りまとめるにあたり、懇切なるご指導と終始暖かい激励をいただいた京都大学大学院農学研究科 三野徹教授に甚大なる感謝の意を申し上げます。京都大学大学院農学研究科 河地利彦教授には数値計算の厳密性とその奥深さをご教示頂きました。また、京都大学大学院農学研究科 二井一禎教授には生態学の観点から貴重なご助言を頂きました。ここに謹んで感謝申し上げます。

京都大学 丸山利輔名誉教授, 総合地球環境学研究所

渡邊紹裕教授、そして大阪府立大学大学院農学生命科学研究科 堀野治彦助教授には、在学時から今日に至るまで暖かいご助言と励ましを頂きました。厚く御礼申し上げます。

研究の遂行にあたっては、農村工学研究所に勤務する方々から多大なる御指導を頂きました。私の所属先である水環境保全研究室長であった鈴木正彦氏（現中国四国農政局四国東部農地防災事業所長）、農村工学研究所農村総合研究部高橋順二部長、ならびに長谷部均氏（現中華人民共和国水利部 JICA 専門家）には、研究テーマを自由に選定する機会と研究における有益なご助言を頂いただけでなく、公的機関としての研究のありかたをご教示頂きました。白谷栄作博士には、研究開始時の様々な準備、データの取得、データ解析手法およびモデル開発の方法、といった研究を遂行する上での一連のプロセスについて懇切なるご指導を頂きました。高木強治博士には、非常に的確なご助言を頂きました。ここに深謝の意を表します。

また、数値計算にかかる貴重なアドバイスをいただいた桐博英氏、良き論議相手である島武男氏をはじめとした研究所内の方々からは、日頃の情報交換や論議を通じて貴重な知見を頂き、これらは研究の遂行において有意義であり必要不可欠なものでした。本当に数多くの方々から有益なご意見、ご助言を頂きました。記して厚く御礼申し上げます。現地観測の実施にあたっては、数多くの方々にご協力を頂きました。人見忠良研究員、馮延文特別研究員、三浦麻特別研究員をはじめとして多数のみなさまに現地観測をご協力いただきました。他の研究室のご厚意により、調査機器や分析機械を貸与いただいたため、十分なデータ取得が可能となりました。また、調査機器の準備、水質分析やデータ整理などで非常勤職員の方々に多大なるご協力を頂きました。ここではお名前を書ききれない多数の方々の、ご協力とご厚意があったからこそ本研究の実施が可能でした。ここに厚く感謝申し上げます。

なお、本論文は京都大学審査学位論文であることを付記する。

II 既往の文献レビュー

1 農村地域の閉鎖性水域の水質環境にかかる研究

a 水域内の現象にかかる研究

ため池や調整池といった農村地域の閉鎖性水域を対象とした調査研究事例は数多く実施されているものの、水域内で増殖する藻類や栄養塩類の循環過程に着目した研究事例は、比較的少ない。福島・岩田（1989）は、上流のため池からの流入が総流入量の7割を占め、非かんがい期に落水する典型的なため池を対象として、栄養塩濃度の平面的な分布を把握し負荷収支を実施した。その結果、農業用水の10日間程度の滞留により、80%の栄養

塩類除去効果が認められた。戸田ら（1994）は、かんがい用のため池における窒素除去機能を、流出入水量と窒素濃度から収支計算に基づく方法と、脱窒量、藻類取り込み量の総量を推定する方法、の二つの方法で検討した。それによると、流入窒素量の約50%が消失し、うち4割は脱窒による消失であり、残りの6割の消失過程は不明、また、藻類の摂取による寄与は5%未満で小さかった、との結論に至った。白谷ら（1995）は、ため池や調整池ではないが農業用水源として利用され、閉鎖性の水域であるクリークを対象とした調査研究により、多様性指数が低下すると *Chlamydomonas globosa* が優占種となること、水域の水質環境から藻類の群集構造や優占構成率を推定できること、を明らかにした。長坂ら（2001a）は、ため池を対象として3年間にわたる現地調査に基づいて降雨時を除いた年間の負荷収支を計算した結果、窒素は総流入負荷量 3.7kg のうち総流出負荷量は 2.2kg であり 46%に相当する 1.7kg の減少、リンは総流入負荷量 0.24kg のうち総流出負荷量は 0.1kg の減少、SS は 113kg の総流入負荷量に対して総流出負荷量は 110kg の減少、であったことを明らかにした。この他には、水域内部の物質循環過程にかかる解析を実施したものではないが、かんがい期に水位が低下し、8月以降は水位の低下により栄養塩類、有機物とも濃度が上昇した事例（工藤ら、1998）や、浅いため池であっても密度流が発生し、特定の水深に生活排水処理水が滞留していると推測されたこと（治多ら、2000）、滞留時間が長いため池においては、藻類によって栄養塩類を水域内に固定していると推定されること（平松ら、2002）、といったことが報告されている。

b モデル解析にかかる研究

人為的な水管理操作によって水域内部の環境が変化するという意味で、類似した水域である農業用のダム湖を対象とした研究は、いくつか実施されている。片山ら（1998）は農業用ダム湖を対象として鉛直1次元モデルによる水温、濁度解析を実施し、十分な計算精度があることを示した。宮本ら（2000）は、農業用ダム湖の水管理を考慮した物質循環過程を再現できるモデルを開発し、試行計算による検討を行った結果、かんがい期終了後に放流することで T-N の濃度上昇を抑制していると仮定した。Hiramatsu *et al.*（1999a, 1999b）は、ダム湖を側面から見て、流下方向と鉛直方向の再現性に優れた鉛直2次元モデルを改良し、水理、水温解析及び DO 解析を実施した。DO 解析にあたっては、藻類の光合成を無視することができないため、藻類の増殖はリン濃度の関数で、死滅を水温の関数で藻類の生物量を再現計算したうえで、DO の予測計算を実施している。

諸外国における研究事例はそう多くない。この要因として、諸外国には人為的な水管理操作によって大きく水位が変化するような閉鎖性水域の存在は少数であることが考えられる。というのも、日本におけるため池や調整

池の目的は水田へのかんがい用水の供給であり、湛水を伴う水田農業が実施されている地域は、アジアモンスーン地域にほぼ限定されるからである。欧米諸国では、ため池や調整池は単に小さな水域として分類されるだけであり、人為的な水管理操作に伴って水位が大きく変化するような特徴を有してはいないため、特別な研究対象とはならなかったと考えられる。

c 水域の水質環境と集水域の関係にかかる研究

閉鎖性水域の上流側に位置する集水域と、水域内の水質環境の関係を取り扱った研究は近年増加の傾向にある。これは、富栄養化が進行した場合、水域内での対策手法によって栄養塩類濃度を減少させることは現時点での技術レベルでは非常に困難であるため、流入する栄養塩類負荷量を抑制することが最も根本的な対策手法となるためである。中曾根ら (1998) は、22 個のため池の水質調査より、ため池内の T-N 濃度は集水域内の土地利用と相関がみられ、畑地率・宅地率と正の相関を、林地率・水田率と負の相関を有することを明らかにした。長坂ら (1998) は、47 箇所のため池を対象とした主成分分析により、集水域内に農地を含むため池では、かんがい期に T-N、T-P、COD_{Mn} 濃度が上昇する傾向があることを明らかにした。高橋ら (1999) は、全国のため池を対象とした水質調査結果を使って 556 個のため池の水質環境と土地利用の関係を統計的手法で抽出した結果、高い森林原野面積率や水深の大きいため池は、栄養塩類、有機物濃度が低いことを明らかにした。長坂ら (2001b) はため池とそれに流入する集水域を対象とした負荷収支計算を実施した。白谷ら (2001) は、集水域の土地利用情報をもとに、ため池の窒素濃度を Vollenweider 型モデルにより精度良く予測した上で、希釈水の導入と汚濁水のバイパスを実施した場合の水質改善効果の評価を実施した。

2 流れ解析と藻類の増殖解析モデルにかかる研究

藻類の増殖過程を再現するモデルについては非常に多くの研究が実施されてきている。一般に、藻類の増殖は、水温、日射や栄養塩類だけでなく、微生物や動物プランクトンの影響を受けることが知られている。しかし、物理現象を再現する流れ解析モデルと同時に解析を行う場合、生物現象にかかる全ての現象を全て再現することは計算プロセスとパラメータを大きく増加させることとなる。そのため、流れ解析と同時に藻類の増殖を計算する場合、まず栄養塩類と環境条件 (日射、水温) の影響を検討することが一般的である。Arhonditsis and Brett (2004) は流れ解析と藻類の増殖を同時に解析できるモデルを対象としたレビューを行い、1990 年から 2002 年の間に 153 個のモデルが開発されたと報告している。モデルの構成は様々であり、目的変数が 10 個未満のシンプルなモデルから、藻類だけでなく動物プランクトンや細菌の動態や Si や Fe の循環過程を再現できる、

目的変数の数が 70 個を超える非常に複雑なモデルまで、他種多様なモデルが存在している。ただし、多くは海域への適用を目的としており、湖や調整池への適用を目的とした事例は約 30 件である。

例えば、Olsen *et al.* (2000) は工業用水の調整池を対象とした 3 次元の流れ解析を行った後に、光だけを律速条件とした藻類の増殖死滅過程について解析を実施した。平面的な風の吹き寄せ等については高い再現性を有しているものの、対象期間が 18 時間と短く、調整池内部における物質の循環過程を再現するには、より長期間の計算が必要となるであろう。前述と重複するが、数値解析の実施にあたっては水域の特徴を理解した上で、解析目的に応じたモデル開発を行い、解析を行うことが重要となる。

3 *Microcystis* の増殖にかかる研究

藻類の増殖過程のなかでも、藍藻類の *Microcystis* にかかる調査研究は非常に多い。これは、富栄養化した水域で最も頻繁に見受けられる種類であることと、人間や家畜などの動物に直接的な害を与える毒を生成することの二つの要因のためと考えられる。

Microcystis が優占に至る理由として、様々な要因が提案されている。現地調査に基づく仮説や室内実験に基づく仮説など様々であるが、近年のレビューによるとこれまでに提案された仮説は大きく 9 つに分類することが可能である (Hyenstrand *et al.*, 1998)。NP 比、日射、pH/CO₂、浮力、高温寛容、動物プランクトンからの捕食圧、栄養塩類の細胞内貯留、アンモニアの摂取、微量要素である。しかし、現地スケールでは、これらの単一の要素だけで説明することは難しく、完全な成功には至っていない。*Microcystis* の優占状態は単一の要素ではなく、複雑な環境要因によって説明すべきであるとされている (Varis, 1993; Blomqvist *et al.*, 1994; Hyenstrand *et al.*, 1998)。

物理的な環境要因のうち、攪拌と混合の条件は *Microcystis* の優占に極めて重要な環境要因であると言える。*Microcystis* の発生は、一定以上のリン酸 (>0.01mg · L⁻¹) が存在する富栄養状態の水域においては、物理条件によって左右される (Steinberg and Hartmann, 1988)。*Microcystis* の過度な増殖は攪拌と混合が少なく、特に成層化した水域にて発生する傾向にある (Fogg, 1969; Pearl, 1988; Zohary and Breen, 1989; Reynolds, 1993; Hyenstrand *et al.*, 1998)。また、*Microcystis* が増殖した水域において、人工的に攪拌と混合を起こすと、優占種が珪藻類や緑藻類に遷移することが現地スケールで観測されている (Toetz, 1981; Visser, 1996; Berman and Shteinman, 1998)。室内実験においても混合が良く起こる条件では *Microcystis* は優占となりにくい (Sommer, 1985; Olsen, 1989; Watanabe and Miyazaki, 1996)。しかしながら、現場

水域において各種の環境要因、特に水利用に係る環境要因と *Microcystis* の増殖について取り扱った研究は少ない。

4 農地の窒素にかかるとの研究

水田の窒素除去能力を正しく見積もることは重要であり数多くの研究が実施されてきた。水田は、耕作期間のほとんどが浅い湛水状態で管理されるため、他の農地と大きく異なる特徴を有している。浅い湛水の中では酸化状態となり硝化反応が進行する一方で、湛水下部の土壌においては還元状態となり脱窒反応が進行する。そのため、水田においては窒素の系外への除去が期待される(三好, 1978)。

水田の窒素収支を目的とした研究は数多く実施されてきた(久保田ら, 1979; 國松, 1983; Hasebe *et al.*, 1985; 田渕ら, 1987; 武田ら, 1991; 田渕, 1993; 宇土ら, 2000; 黒田ら, 2000)。例えば、二かんがい期を対象として、それぞれ8時間間隔で詳細に実施した研究によると、窒素の排出量は0~5.7kg・ha⁻¹に相当し、これは気象条件に左右されることが報告されている(宇土ら, 2000)。過去に実施された研究結果をレビューしたところでは、Tabuchi (2001) は窒素の除去速度とかんがい用水中の窒素濃度の関係に着目してレビューを行った結果、かんがい期間中の負荷収支で計算される窒素の除去速度はかんがい用水の窒素濃度に比例して増加することを明らかにした上で、除去速度は0.01m・d⁻¹であることを示した。Shiratani *et al.* (2004) は、水田湛水状態の窒素除去にかかるレビューを行い、太陽による明条件のもとでは窒素の除去速度は約0.025m・d⁻¹であり、これは人工湿地の除去能力に匹敵するとした。このように、水田を対象とした研究は数多く実施され窒素収支やその反応速度については解明が進んできている。

農地における窒素の循環モデルは一般に窒素の態変化サブモデルと水移動サブモデルにより構成されている。これまでに数多くの窒素循環モデルが提案されてきた。Bergstrom *et al.* (1991) は、土壌中の窒素移動と態変化を鉛直方向に層を重ねた一次元モデルで再現を試み、植物による吸収、無機化と窒素固定、窒素流亡と脱窒過程を計算した。Bradbury *et al.* (1993) は植物と土壌の間における窒素の循環過程を再現した。Schaaf *et al.* (1995) は、一次元モデルである N-SIM モデルを開発し、窒素と水の循環過程だけでなく熱移動の解析も行った。Greenwood *et al.* (1996) は、化学肥料の効率的な利用促進を目的として窒素モデルを開発し、土壌中と植物体との間の窒素循環過程について収支計算を行った結果、計算値は十分な整合性があることを示した。Shiratani *et al.* (1997) は麦作圃場の窒素循環モデルを開発し、窒素の態を分解性の観点から細分類し、詳細な解析を実施した。Pang and Letey (1998) は、汎用性に優れた ENVIRO-GRO model を開発して、植物の応

答を考慮した水・窒素の循環過程の解析を実施した。これらのモデルは農地における窒素の循環過程が再現可能な優れたモデルであるものの、湛水状態で管理される水田に、そのまま適用することは困難である。

水田湛水中の窒素濃度を日単位で再現できるモデルは少数である。森 (1990) はライシメータ実験で得られた結果を基に溶存態窒素のモデルを開発した。開発されたモデルは実験結果に対して高い再現性を有していたものの現地への適用については十分に言及されていない上に、10個を超えるパラメータの調整が必要となるため、実用的であるかどうかの判断が難しい。Jeon *et al.* (2003) は、簡素で実用的なモデルを開発した。ただし、対象を T-N と T-P の濃度としているため、窒素については硝化、脱窒また藻類による吸収などの窒素の態変化については表現することができない。

5 結論

ため池や農業用調整池の本来の目的は、農業用水の安定的な供給であり、日本農業の根幹をなす水田農業の需要パターンに応じた量的な供給である。しかし、農業用水を供給する際の中間貯留場である、農業用調整池の水質を対象とした調査研究は比較的少なかったと言える。水田農業と密接な関係を有していることから、同様の水域はモンスーンアジアにしか存在しないと考えられるため、諸外国での研究事例も少ない。類似した形状の閉鎖性水域である湖沼やダム湖とは、人為的な水管理操作に影響を受けながら水質環境が形成されている点で大きく異なっている。そのため、湖沼やダム湖と異なった水質環境の特徴を有していると考えられることから、はじめに現地水域のモニタリングによって明らかにする必要がある。

水理学的な再現能力を有する水質モデルの開発は、コンピュータの処理速度の進歩とともに数多くのモデルが開発されている。淡水域の閉鎖性水域は貴重な資源であり、各種の利水目的を有していることから、藻類の過剰増殖による環境条件の悪化は避けるべき課題である。そのため、藻類の増殖抑制を最終目的として、水域内の物質循環過程の解明や、開発行為や水質保全対策といった人間活動が水質環境に与える正負の影響予測に適用されてきた。水理現象は普遍的な現象であるため、既存のモデルを容易に適用可能である。ただし、適用にあたっては、対象とする水域の現象を把握し、再現を目的としている現象を、“より詳細に、より速く”表現できるモデルを選定し、パラメータ調整することが重要となる。

藻類の過剰増殖の結果である藍藻類のブルームは、富栄養化した水域で多く見受けられることと、強い毒性を有していることから、監視すべき項目として数多くの研究が実施されている。特に、藍藻類のなかでも *Microcystis* は、*Anabaena* とならぶ代表的な種であり、非常に多くの研究が実施されている。増殖に至る要因に

についても、個体の特徴から類推される9つの仮説が提示されている一方で、フィールドにおける環境要因については、未だに十分な説明がなされているわけではない。

農業用調整池の水質環境の保全のためには、水域内の栄養塩類の濃度を低下させること、つまりは、流入する負荷量を削減することが最も抜本的な対策手法である。そのためには、集水域のそれぞれの土地利用において適切な負荷管理を行うことが先決である。農業用調整池の集水域である農村地域においては、第I章で示したように水田が果たす役割は大きく、水田の有する水質浄化機能を活用することが結果として下流域の水質環境改善につながる。このような観点から水田の窒素除去機能に着目した研究例は多い。しかしながら、田面水の窒素の態変化を再現できる簡潔なモデル開発は実施されていなかった。

Ⅲ 富栄養化した農業用調整池の水質環境について

1 本章の目的

富栄養化した農業用調整池における水質環境を把握することを本章の目的とする。農業用調整池を対象として、栄養塩類や有機物の鉛直方向の濃度分布を長期的に現地観測した結果に基づいて、水質環境の季節変化を明らかにする。また、季節毎に出現する藻類種やそれに伴う有機物濃度の上昇といった、富栄養化の結果として生じる藻類の増殖が利水に及ぼす影響にかかる考察を行う。さらに、出現した藻類とその時の環境要因についても分析を行うこととする。本章は以下を背景とする。閉鎖性水域が富栄養化にかかる問題に直面していること、また、同じ閉鎖性水域である農業用調整池もその例にもれず、富栄養化現象が問題となっている。しかしながら、水域内での水温や栄養塩類の濃度変動については、十分明らかになっているとは言えない。そこで、本章では滞留時間が2～7日の調整池を対象として、1週間から2週間一度の間隔で約2年間にわたり、クロロフィル *a* 濃度



Fig.15 対象とした南椎尾調整池

(北側の堤体より2004年7月14日撮影)

Studied regulating reservoir (Mimami-Sio)

や有機物濃度の鉛直分布の季節変動を観測した結果に基づいて、水質環境の季節変動を把握し、出現する藻類について定性的な特徴をとりまとめることとする。

なお、現地観測にあたっては、プランクトンネットで採取が不可能であったピコプランクトン等の生物と、藻類の捕食者である動物プランクトンについては、十分なデータ取得ができなかったために考察を行っていない。

2 方法

a 対象とした農業用調整池

対象とした調整池は、茨城県真壁町にある南椎尾調整池 (Fig.15, Fig.16) である。調整池は1991年に築造され、水面積は120,000m²、総貯水量は560,000m³、最大水深は9.0m、平均水深は4.7mである。水の流入地点は合計4箇所あり、流入する地点が東側に2箇所と取水(調整池からの流出)地点が西側に2箇所である。

東側の流入地点のうち、調整池の主たる水源となる霞ヶ浦からの揚水(以後導水と記述)の流入地点が南側に位置し、南端には集水域から河川が流入している。水源である霞ヶ浦は海水の影響を受けており、環境基準は1986年に湖沼-Ⅲ類型(当面Ⅳ類型)に指定されている。霞ヶ浦から調整池に供給される水は水質濃度の変動が小さいことが特徴の一つである。調整池の集水域の集水面積は1.3km²で、主な土地利用は山林、農地及び民家である。流域面積が小さいことから流入水量が少ない上に、水田の耕作期間中には、河川の上流部で取水を行って付近の水田に供給しており、調整池への流入水量は極めて少ない。そのため、水収支及び流入負荷の計算上は無視している。

西側に調整池から取水を行う地点が2箇所あり、南西

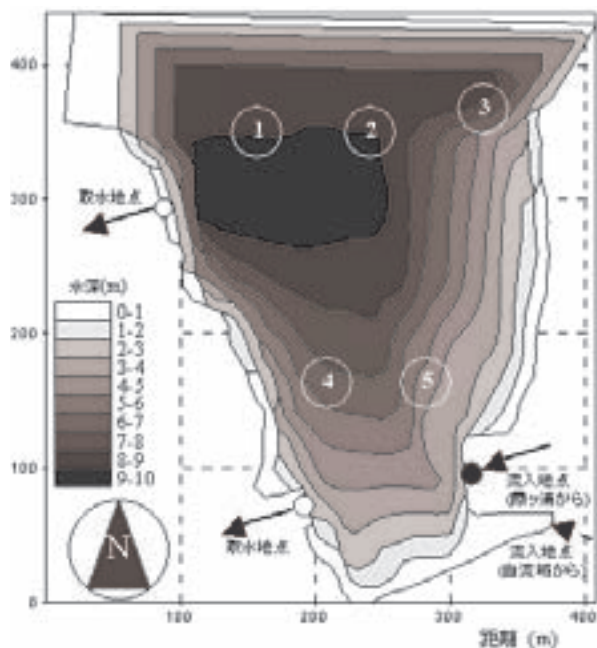


Fig.16 調整池の平面図と深浅図

Plane figure and bathymetry of the reservoir

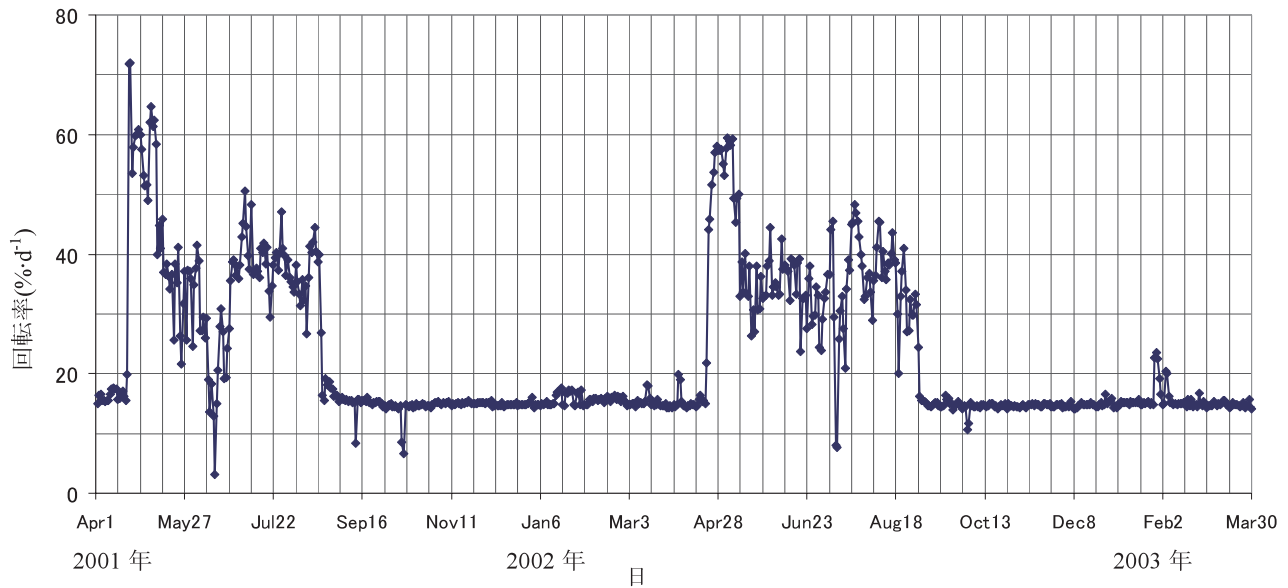


Fig.17 調整池の回転率（日流出水量を総貯水量で除して算出）

Hydraulic turnover rate of the reservoir calculated from the daily out-flowing water volume and the storage water volume

の取水地点では表層から、農業用水、工業用水及び水道用水として取水され、北西の取水地点では水深約2mから農業用水として取水されている。南西の地点からの取水量が多く、農業用水のかんがい期間に相当する4月下旬から8月までの間は総取水量の約80%を占め、この期間を除くと99%を占める。

なお、調整池の水位低下分を補給するような水管理操作が実施されているため、調整池の水位はほぼ一定であり、水位変動は1m以下である。北西端に越流形式の余水吐があるが、2年間の調査期間を通じて放流されたことはなかった。

西側の二箇所の取水地点とも超音波流速計による流量の連続観測が1時間間隔で実施されており、1時間毎の積分値が記録されている（水公団，2001）。調整池の貯水容量の変動は小さく取水量と導水量が同一と見なせることから、取水量と総貯水量から算定した水収支をFig.17に示す。なお、ここでは一日当たりの取水量を総貯水量で除した値を水理学的回転率と定義してパーセント表示をしている。2001年は4月20日から8月21日まで、2002年は4月20日から8月31日までが農業用水のかんがい期間であった。水理学的回転率の逆数である水理学的滞留時間を求めると、かんがい期間の平均値は2.7日、この期間を除く非かんがい期間は平均値で6.6日であった。

調整池内にアオコ対策として、表層に流れを生じさせるために、5台の水中ポンプが設置されている（Fig.16中の①～⑤地点）。水中ポンプは、プロペラの回転により水平方向の水流を発生させ、調整池全体が時計回りの

循環を起こすように据え付けられている。調査期間中のうち、2001年7月7日～9月10日の期間は、強風時と現地調査実施時を除いて水中ポンプは稼働していた。稼働時間は6:00開始18:00終了であった。2002年は全く稼働されなかった。

b 調査方法

調査地点は、予備調査時に水中ポンプが設置してある5地点で調査を行ったが、①～③、また④及び⑤はそれぞれ同様の傾向を示し、そのうち④と⑤は導水の影響を強く受けていることがわかった。そのため、①地点における調査結果を、調整池の代表値として①地点で詳細な調査を実施した。調査は、水温が20℃を超える5月から10月の間は1週間に一度、これを除く期間は2週間に一度の頻度で実施した。調査回数は、2001年度は40回、2002年度は41回であった。

水中ポンプが設置してある①地点ではバンドーン採水器を使って水深別に採水を実施し、導水が流入する地点（Fig.16で●で示した地点）では水深が浅く鉛直方向の水質濃度が均一であったため、表層のみで採水を実施した。分析項目は栄養塩類（NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, T-N, PO₄-P, T-P）、COD_{Mn}、クロロフィル *a*（以降Chl-*a*と記述する）であり、採水の後、室内分析を行った。分析方法をTable 5に示す。また、調整池の中央から北側の約100mの区間と導水が流入する地点で、小型プランクトンネットNXX17（メッシュサイズ72μm）を用いて表層のサンプリングを行い、100～400倍で顕微鏡観察を行った。採水調査時に、水温、DO、EC、pHを1m間隔でセンサーによって観測し、その結果を室内分



Fig.18 プランクトンネットによって採取された藻類
Condensed algae sampled by plankton net

Table 5 室内分析項目の分析手法
Water quality analyzing methods

分析項目	分析手法	引用文献
Chl- <i>a</i>	吸光光度法による分析 前処理：ガラス繊維濾紙によるフィルターの後、90%アセトンによる抽出。	SCOR-UNESCO, 1966
T-P	吸光光度法による分析 前処理：ペルオキシ2 硫酸カリウムを添加し、オートクレーブ分解。	JIS K 0102-46.3, Japan Industrial Standard
PO ₄ -P	吸光光度法による分析	Murphy and Riley, 1962
NH ₄ -N	イオンクロマトグラフによる分析 (DX-320, Dionex, USA) ガードカラム：Ion Pac CG12A 分離カラム：Ion Pac CS12A サブレッサー：CSRS-Ultra, 4 mm	Tartari <i>et al.</i> , 1995
NO ₂ -N, NO ₃ -N	イオンクロマトグラフによる分析 (DX-320, Dionex, USA) ガードカラム：Ion Pac AG12A 分離カラム：Ion Pac AS12A サブレッサー：ASRS-Ultra, 4 mm	Tartari <i>et al.</i> , 1995
T-N	接触熱分解・化学発光分析計による分析 (TN-301P, ヤナコ)	

析の際の参考とした。

3 調査結果と考察

藻類の生物量の指標である Chl-*a* 濃度の変化とその時に優占した藻類種及び藻類の増殖に影響を及ぼす水質環境の変化に注目して分析を行う。**Fig.19** に調整池の水質調査結果を示す。上から水温, Chl-*a*, COD_{Mn}, NO₂-N + NO₃-N (以降 NO₂₊₃-N と記述), T-N, PO₄-P, 及

び T-P の濃度である (単位は, 水温: °C, Chl-*a*: µg · L⁻¹, 他の項目は mg · L⁻¹)。横軸は時間であり, 縦軸は, 上が表層, 下が底層である。水温以外の図中にある点は, 採水日時と調査した水深を示している。なお, NH₄-N は 2001 年 5 月 31 日の下層で 0.6mg · L⁻¹, 2002 年 5 月 1 日から 5 月 29 日にかけて表層付近で 0.2 ~ 0.8mg · L⁻¹ の濃度を記録した以外は全て定量下限値の 0.1mg · L⁻¹

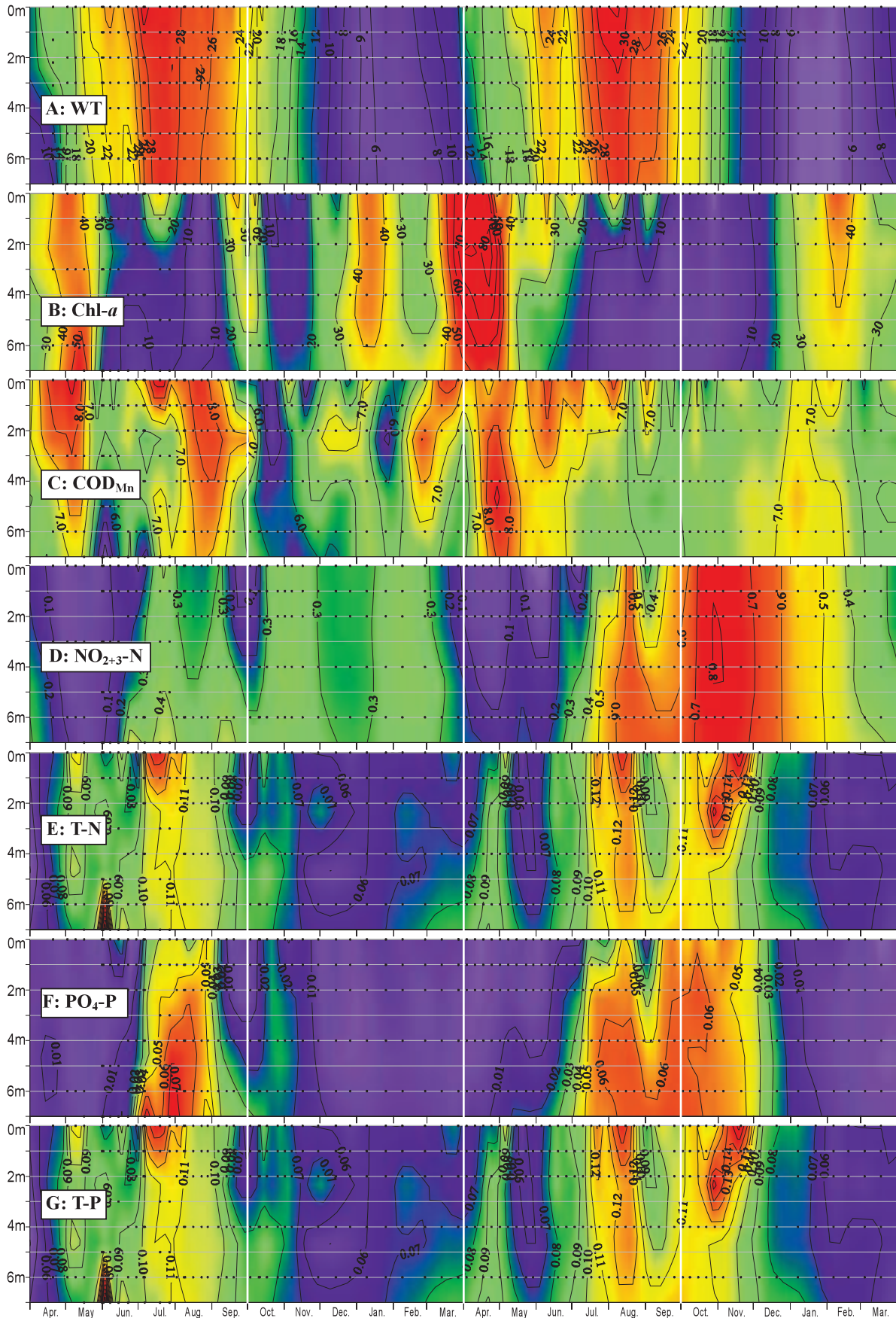


Fig.19 水質環境の季節変化。水温 (A, °C), Chl-a (B, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), COD_{Mn} (C), $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ (D), T-N (E), $\text{PO}_4\text{-P}$ (F), T-P (G), C ~ Gの単位は ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。色調は濃度や温度が高 (赤) から低 (藍) の変化を表す。

Seasonal changes of vertical profile of water temperature (A, °C), Chl-a (B, $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), COD_{Mn} (C), $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ (D), T-N (E), $\text{PO}_4\text{-P}$ (F), T-P (G), unit : C ~ G ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

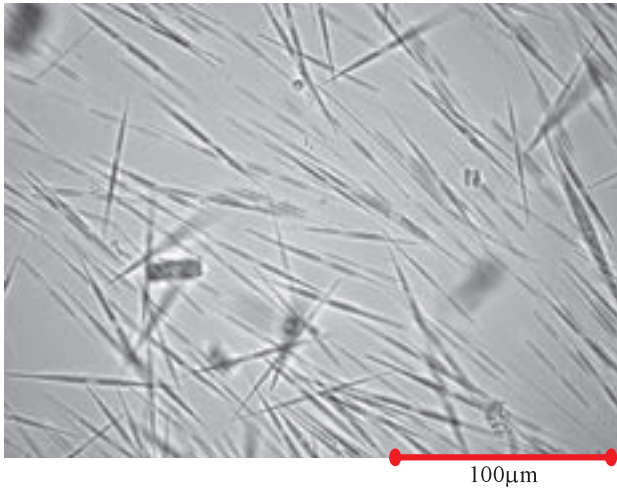


Fig.20 導水中に含まれていた *Nitzschia* sp.
Nitzschia sp. included in withdrawn water

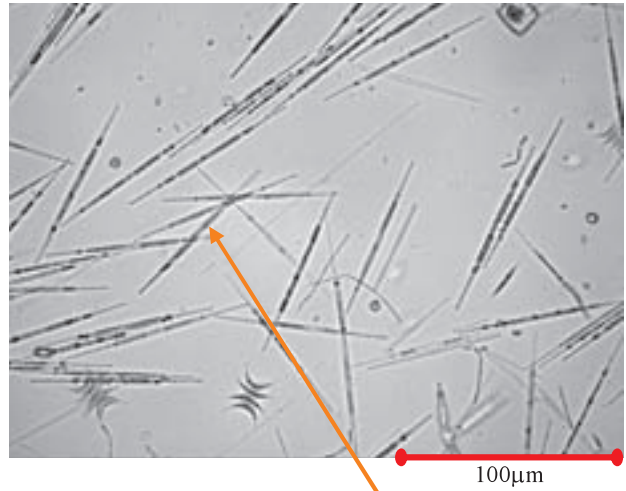


Fig.21 導水中に含まれていた *Synedra* sp.
Synedra sp. included in withdrawn water

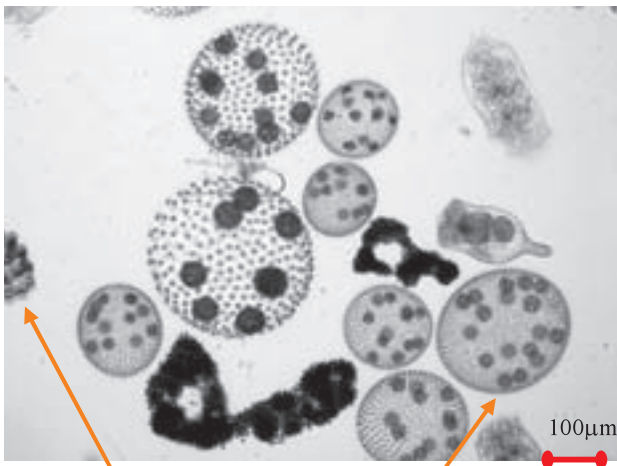


Fig.22 夏季に多く観察された *Volvox* sp. (中央) と
Eudorena sp. (左端)
Volvox sp. and *Eudorena* sp. observed in summer

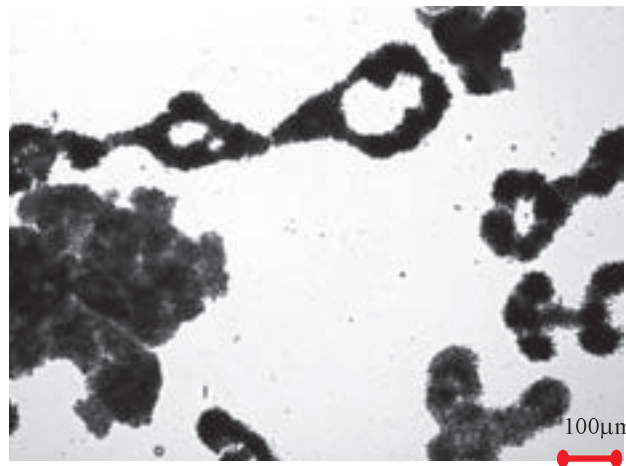


Fig.23 9月に優占した *Microcystis* sp.
Microcystis sp. dominated in September

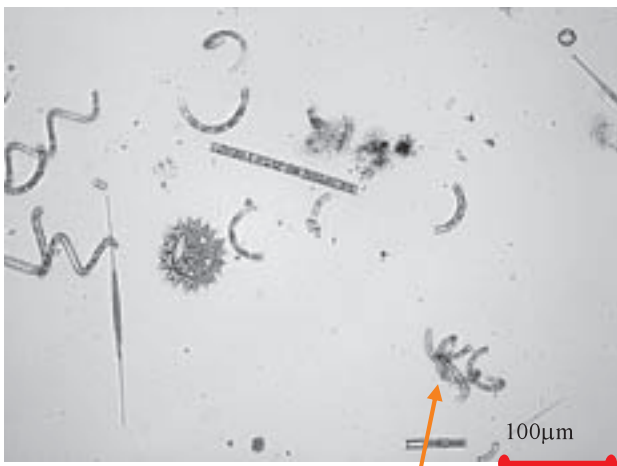


Fig.24 秋季に優占した *Melosira* sp.
Melosira sp. dominated in autumn

a 水温の鉛直分布と日平均値の推移

対象とした調整池では、強い水温躍層は形成されなかった。水深0mと8mの間の温度差はほぼ3℃以下であった。最も大きい温度差は2001年7月5日の調査時に観測され、6.3℃の温度差があった。鉛直方向の循環が起こっているかどうかの指標となるDO濃度は深部でも高く、水深6mの地点においてもDO濃度は $4\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以上であった。また、水深8m地点で $3\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ を下回ったのは、81回の全調査回数のうち15回に過ぎなかった。このことから、鉛直方向の物質循環を阻害する要因となる水温躍層は形成されていなかったことが推測される。水温躍層が形成されなかった要因として、最大水深が9mと浅いこと、滞留時間が2～7日と短いこと、が考えられる。

また、冬季にも水温躍層が形成されることもなかった。2001年度、2002年度とも、最低水温が4℃を下回ることにはなかった。北側の浅い箇所では部分的に結氷することはあったが、氷が日中を通じて存在することはなく、午前中のうちに氷は溶けてなくなっていた。

水温は藻類の増殖速度に大きな影響を与えることが知られている (Eppley, 1972)。特に藍藻類の増殖が活発になり始める目安の水温として15℃以上 (渡辺ら, 1994)、20℃以上 (渡辺, 1999) が知られている。表層の水温に着目すると、日平均水温が15℃を上回るのが4月中旬から10月まで、20℃を超えるのは5月中旬から10月中旬まで、25℃以上となるのは7月はじめから8月までの期間であった。

b クロロフィル a 濃度と藻類

調査期間中に観測した全てのChl-a濃度の単純平均値は $26\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ で、最小値が $1\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (定量下限値, 2002年10月29日など複数)、最大値が $120\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (2002年4月24日, 水深1m) であった。

2ヶ年の季節変動の傾向をまとめると以下のようになる。

かんがい開始される4月から5月にかけては、調整池の水質環境は導水の影響を強く受ける。これは、一日当たりの流入水量が調整池容量の約60%を超えるためであり、当然の結果とも言える。目視による観察でも、導水の水の色が調整池全体へと広がっている様子が確認された。導水中には、高い濃度で土粒子と珪藻類 (Fig. 20, *Nitzschia* sp., Fig. 21, *Synedra* sp.) が含まれており、調整池全体が導水の影響によって茶色に濁っていた。導水によって供給された大量の土粒子と珪藻類の影響は5月中まで継続した。

導水中に土粒子が多く含まれる要因は次の二つが考えられる。かんがい用水の供給が開始される時期には、送水量が非かんがい期の5倍強へと急激に増加するため、導水路中の堆積物の巻き上げが起こっていること。また、この時期は代かき田植え時期と一致していることから、水源である霞ヶ浦の集水域に存在する水田から排出され

た濁水の影響によって、導水の土粒子の濃度が高くなっていったと考えられる。

6月中は、Chl-a濃度は低く推移する傾向にあった。

夏季の7月と8月は、鞭毛藻類である*Volvox* sp., *Eudorena* sp. と *Euglena* sp. が数多く観察され (Fig. 22), Chl-a濃度が上昇した。2001年7月19日には、表層で $45\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ と非常に高い濃度を記録した。これらのピークの際は、表層のChl-a濃度のみ上昇していた。2001年の夏季には水中ポンプが稼働していたが、鉛直方向の濃度分布は水中ポンプが稼働していない2002年の夏季とほぼ同様であった。

9月になると、藍藻類の*Microcystis* sp. が優占種となった (Fig. 23)。その後、10月になると藍藻類の優占度およびChl-a濃度のいずれもが減少傾向に転じ、2001年の藍藻類のピークは10月10日に126mmの降雨を境に、2002年は10月中旬から低下傾向を示した。ただし、藻類の生物量の指標となるChl-a濃度の表層における変化は、2ヶ年で異なっていた。2001年は約 $50\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ まで上昇した一方で、2002年は $10\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 前後で変動しただけであった。

秋季は珪藻類の*Melosira* sp. が優占種となった (Fig. 24)。夏季の間も少数は確認されていたが、*Microcystis* sp. の減少時期から割合が増加した。

冬季の1月と2月は、珪藻類の*Nitzschia* sp. と *Synedra* sp. によってChl-a濃度が $30 \sim 50\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ へと上昇した。しかしながら、目視観察では水の色は変化しなかった。珪藻類が優占種となった時期は、顕微鏡で観察される数は少なかったもののChl-a濃度が上昇した。

対象とした調整池は、滞留時間が日本の代表的な湖沼と比較すると極めて短く、また、アオコの発生の目安とされる2週間 (岩佐, 1990) や1週間 (西條・三田村, 1995) を大きく下回っていたが、夏季には一時的なアオコのブルームが観察された。

なお、導水に含まれる藻類は、調整池内部の藻類種の構成には大きな影響は与えないと考えられる。この調整池を含む同一の送水システムを対象とした研究によると、送水過程でChl-a濃度が減少する一方で溶存態の栄養塩類濃度が増加していることから藻類の死滅・分解が示唆されること (田渕ら, 1989)、また、送水前後で藻類による炭素と窒素の吸収速度が低下しており、これは揚水時の圧力に起因すること (Miyazaki *et al.*, 1995) が報告されている。また、顕微鏡での観察では導水中に含まれる藻類は少数であった。そのため、回転率が60%に達する4月と5月を除くと、①地点で観察される藻類とChl-a濃度は、導水によって供給される影響は小さく、調整池内での藻類の増殖、死滅や捕食などの結果であると言える。

c COD_{Mn}濃度

COD_{Mn}濃度は有機物の指標であるため、藻類の現存量に影響を受ける。そこで、Chl-a濃度との関連につい

て分析を行う。

調査期間中の単純平均値は $7.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ で、最小値が $4.2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2001年11月16日, 1m), 最大値が $14\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2002年5月29日, 1m) であった。

4月から5月は2ヶ年の共通する傾向として、Chl-*a* 濃度の上昇と同じく全層にわたって COD_{Mn} 濃度が上昇し、2001年の表層で $9.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、2002年は $8.2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ となった。これは、前述のように土粒子と珪藻類を多く含んだ大量の水が供給されたためと考えられる。5月下旬から6月にかけては、COD_{Mn} 濃度の変化の傾向は Chl-*a* 濃度とほぼ一致した。

夏季に Chl-*a* 濃度が上昇した際の、COD_{Mn} 濃度の変化の傾向は優占する藻類種によって異なっていた。鞭毛藻類である *Volvox* sp. や *Euglena* sp. が優占状態となって Chl-*a* の濃度が上昇すると、表層の COD_{Mn} 濃度も同様に上昇した ($8.9\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 2001年7月)。しかし、*Microcystis* sp. が優占した際は、2ヶ年で共通の傾向は見られず、2001年は COD_{Mn} 濃度がむしろ低下する傾向にあった一方で、2002年は $8.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ の高濃度を記録した。

1月に、珪藻類の *Nitzschia* sp. や *Synedra* sp. が優占状態となって Chl-*a* 濃度が上昇した際には COD_{Mn} 濃度は変化しなかった。

d NO₂₊₃-N濃度

調査期間中の単純平均値は $0.33\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ で、最小値が $0.02\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下 (2002年5月1日など複数日)、最大値が $0.84\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2002年10月22日, 4m) であった。

かんがい用水の供給が始まる4月と5月は2年間とも、NO₂₊₃-N 濃度が低下し、 $0.1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。

7月以降の夏季は NO₂₊₃-N 濃度が上昇傾向にあった。2001年は表層の濃度は、*Volvox* sp. のピーク時に濃度が高く $0.3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上であったものの、*Microcystis* sp. のピーク時には表層の濃度が大きく減少し約 $0.1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。2002年は Chl-*a* 濃度が上昇すると NO₂₊₃-N 濃度が減少していることから、藻類によって吸収された結果と考えられる。

冬季に珪藻類が増殖した時期は NO₂₊₃-N 濃度はほとんど変化しなかった。

e T-N濃度

調査期間中の単純平均値は $1.1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ で、最小値が $0.42\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下 (2001年10月10日, 6m)、最大値が $3.2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2001年9月13日, 4m) であった。

藻類は増殖の際に溶存態の栄養塩類を吸収して光合成を行う。そのため、藻類が異常増殖した場合には藻類の体内に吸収された窒素分が T-N の濃度として計測されることとなる。調査を行った2年間のうち、藻類の増殖に伴って T-N の濃度が上昇したと思われるのは、*Volvox* sp. が増殖した2001年の7月 ($1.6\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) だけであった。藻類の増殖によって Chl-*a* 濃度が上昇したことは他にもあったが、いずれも T-N 濃度の変化は小さ

かった。

f PO₄-P濃度

調査期間中の単純平均値は $0.02\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ で、最小値が $0.001\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下 (2001年10月3日など多数)、最大値が $0.09\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2001年7月27日, 5m) であった。調査期間のうち、夏季を除くと $0.01\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下であった。

2001年は、6月半ばから10月の間に PO₄-P 濃度が上昇した。この期間中は、下層の濃度はほぼ一定であるが、表層は Chl-*a* 濃度の上昇の時期に低下した。*Volvox* sp. のピーク時である7月中は表層の濃度は $0.03\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であったが、*Microcystis* sp. のピーク時の9月中は $0.01\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下であった。

2002年は5月末から12月中旬まで濃度が上昇した。2001年と同様に、夏季の Chl-*a* 濃度の上昇時に表層の濃度が低下した。そのため、NO₂₊₃-N と同様に藻類によって吸収された結果と考えられる。

g T-P濃度

調査期間中の単純平均値は $0.09\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ で、最小値が $0.03\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下 (2001年3月28日, 6m など複数)、最大値が $0.25\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2001年7月1日, 7m) であった。

2001年7月の *Volvox* sp. のピーク時に $0.16\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ の値を示した。一方で、*Microcystis* sp. のピークの際には値の上昇はなかった。

2002年8月に、Chl-*a* 濃度の上昇と多少の前後はあるが、T-P 濃度が上昇して、 $0.16\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ の値を示した。

2001年の夏季、2002年の夏季とも、*Volvox* sp. が増殖して Chl-*a* 濃度が上昇した時期は T-P 濃度が上昇したが、*Microcystis* sp. や *Synedra* sp. による増殖期には T-P 濃度が上昇することはなかった。

h 夏季の藻類の増殖と栄養塩類の供給速度について

夏季の藻類の増殖と溶存態栄養塩類の供給速度の関係を分析した。調整池では、調査を行った2001年、2002年とも水中ポンプの稼働に関わらず、7月中に *Volvox* sp., 9月に *Microcystis* sp. がそれぞれ優占状態となっていた。2001年と2002年は気象条件が異なるだけでなく、水域内の溶存態栄養塩類の濃度も異なっている。しかしながら、優占状態となった藻類種は2ヶ年ともに共通の傾向を示したことから、共通する外的要因の一つとして、調整池全体への栄養塩類の供給速度を分析した。藻類の増殖および優占状態を決定する要因には、栄養塩類、日射、動物プランクトンによる捕食、NP比、また浮上沈降など数多くの要因が知られている。対象とした調整池は短期間で滞留時間が変化し、その値が正確に計測可能であったことが大きな特徴であったため、滞留時間に影響を受ける栄養塩類の供給速度に注目して分析を行った。水温が20℃を上回る期間は5月から10月であるが、5月上旬は導水が濁り、その影響が5月下旬まで続いたため、6月から10月の期間を分析する。Fig.25 に各調査日の表層の Chl-*a* 濃度と流入する栄養塩類の供給速度を

示す。

栄養塩類の供給速度は以下のように算定した。栄養塩類の濃度は、採水調査で観測した導水の値を内挿補完し日データとし、導水量は調整池の水収支記録から日デー

タを作成した。得られた一日当たりの供給水量が、調整池の水面積に均等に配分されるとして、面積当たりの供給速度を求めた。

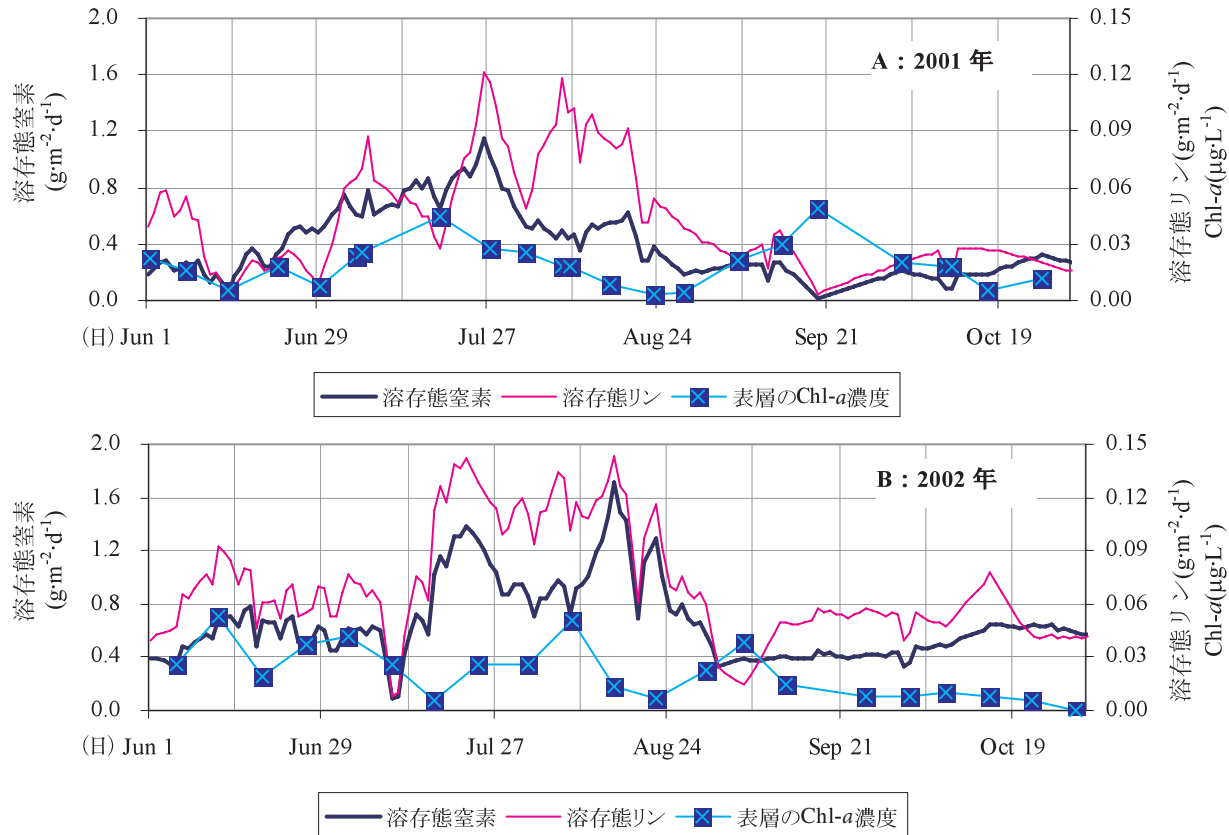


Fig.25 日当たりの栄養塩類供給速度と表層のChl-a濃度 (A:2001年, B:2002年)

Nutrient supply rate ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) and chlorophyll-*a* concentrations ($\mu\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$), left axis: N, right axis: P and chl-*a*

2001年の溶存態窒素の供給速度は6月中旬から漸増して7月下旬に最大値 $1.15\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ を記録して、9月にかけて減少し $0.2\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 前後の値を推移した。溶存態リンの変動傾向は窒素の傾向とほぼ同じで、NP比(重量比)は約10であった。Chl-*a*濃度と対比してみると、7月から8月にかけて変動の傾向は類似していた。一方、9月になると、供給速度は低い値を保つのに反して、Chl-*a*濃度は上昇した。

2002年は、6月から7月上旬まで窒素の供給速度は約 $0.6\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、7月中旬から8月下旬までは $0.8\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ を超える値を示し、9月以降は約 $0.4\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ であった。溶存態リンの変動傾向は窒素の傾向と同様で、NP比(重量比)は約10であった。Chl-*a*濃度と比べてみると、6月から7月中旬の*Synedra* sp.が優占する時期は、変動傾向は類似していた。7月下旬以降に*Volvox* sp.が優占した期間は、栄養塩の高いピークに対して、Chl-*a*濃度は緩やかなピークを示した。8月下旬から9月上旬にかけて、供給速度とChl-*a*濃度の変化の傾向は相反していた。

2年間に共通した傾向として、7月中は栄養塩類の供給速度が高く*Volvox* sp.が優占種となり、8月中旬はChl-*a*濃度がいったん低下する。その後、9月になると、*Microcystis* sp.が優占種となる。特に*Microcystis* sp.の出現時期に着目すると、2001年はかんがい用水の取水が8月21日に終了し*Microcystis* sp.の増加が9月6日以降、2002年はかんがい用水の取水が8月31日に終了し*Microcystis* sp.の増加が9月12日以降と、回転率が低下して栄養塩類の供給速度が低下すると、*Microcystis* sp.が優占種となるパターンが確認された。

一日当たりの供給速度を計算すると、*Volvox* sp.が優占した時期は、溶存態窒素は $0.76\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2001年), $0.90\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2002年), リン酸態リンは $0.066\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2001年), $0.088\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2002年)であった。一方、*Microcystis* sp.が優占した時期は、溶存態窒素は、 $0.14\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2001年), $0.41\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2002年), リン酸態リンについては $0.018\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2001年), $0.052\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (2002年)であった。

2年間の調査により、回転率が高く栄養塩の供給速度

が速い期間は *Volvox* sp. が優占種となり、回転率が低く栄養塩類の供給速度が遅い期間は *Microcystis* sp. が優占種となった。これまでは、水域の回転率を正確に連続計測することは希であったため、栄養塩類の供給速度と優占する藻類との関係について現地スケールで分析を行った事例は少ないと思われる。そのため、現地スケールにおける既往の事例との比較対照は難しい。

しかし、管理によって藻類の構成が変化する事例としてダム湖での攪拌による水質改善実験をあげることができる。エアレーションにより人工的な鉛直攪拌を起こすと、藍藻類が減少し緑藻類などに優占種が変化することが知られている (Toetz, 1981; 小島, 1988; Visser *et al.*, 1996)。優占種の変化については、特に藍藻類の増殖好適条件の面から様々な研究が実施されており、多数の理論が提示されている (Hyenstrand *et al.*, 1998)。調査を実施した調整池では、水中ポンプの稼働に関わらず、優占する藻類の季節変化は同様の傾向であったことから、調整池全体への栄養塩類の供給速度の観点から分析を行った。

4 結論

滞留時間が2～7日の浅い農業用調整池を対象として、富栄養化にかかる水質環境の調査を詳細に実施した結果、以下のことが明らかになった。

- 1) かんがい用水の供給が停止し回転率が $15\% \cdot d^{-1}$ となる9月は、*Microcystis* sp. が優占した。*Microcystis* sp. の優占状態時に Chl-*a* 濃度は、2001年は上昇したが、2002年は上昇しなかった。
- 2) 回転率が $30\% \cdot d^{-1}$ を超える7月は、*Volvox* sp. が優占種となって Chl-*a* 濃度が上昇し、同時に COD_{Mn} 濃度も上昇した。これは、水中ポンプが稼働していた2001年、稼働しなかった2002年とも同じであった。
- 3) 4月から5月にかけて、調整池の Chl-*a* 濃度、COD_{Mn} 濃度も上昇した。これは内部生産によるものではなく、導水が高濃度の土粒子と珪藻類の *Synedra* sp. を含んでいたためである。
- 4) 8月中旬は、Chl-*a* 濃度が低下した。
- 5) 1月から2月にかけて *Synedra* sp. の増殖によって Chl-*a* 濃度が上昇し約 $50\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ となった。2002年は *Nitzschia* sp. と *Synedra* sp. が、2003年は *Synedra* sp. が優占種であった。ただし、いずれも COD_{Mn} 濃度の変化は小さかった。
- 6) *Volvox* sp. が優占した時期は、栄養塩類の供給速度が速い時期に、*Microcystis* sp. が優占した時期は栄養塩類の供給速度が遅い時期に、それぞれ一致した。このことは、滞留時間が長く富栄養化した水域で藍藻類が増殖しやすいという既往の知見と一致する結果であった。

IV 数値計算による物質循環過程の解析

1 本章の目的

閉鎖性水域の内部で起こっている藻類の増殖にかかる現象を数値計算によって再現、把握することを本章の目的とする。藻類の増殖は自然環境中で生じる現象の一つであるが、利水を目的とした水域において藻類が大増殖すると様々な利水上の問題が生じることとなる。数値計算による現象の再現により、藻類の増殖にかかる現象の理解が深まることが期待される。また、数値計算の最大の利点は環境が変化した場合の予測計算が実施できることである。水域内の環境が変化した場合の比較計算ができることから、水質改善を目的とした対策を実施する場合、最も効果的な対策手法を選定する際のツールとしても利用が期待される。本章で開発したモデルは将来的には各種の水質保全対策手法の選定時に活用されるツールとしての利用を期待するものである。

2 はじめに—モデル化にあたって—

藻類の増殖を対象とした数値計算モデルの開発にあたっては、以下の知見を踏まえながら実施した。藻類は光合成によってエネルギーを得る一次生産者であり、その増殖は生物学的な現象であることから、増殖に影響を与える外的な環境要因についても併せて解析することが必要とされる。具体的には、増殖速度に影響を与える水温、藻類の移動に影響を与える水域内の流速、また光合成の際に必要な栄養塩類の濃度、これらの環境要因について数値計算を実施する。水の密度は水温によって変化することから (Fig.6)、水域内の流れは密度変化を考慮した流れ解析を行う必要がある。そのため水温と流れは連立した解法とする。水域内の流速と水温は、存在する藻類によって受ける影響は無視できるが、水域内の栄養塩類の濃度は、水域内に存在する藻類による影響を無視できない。水域内の栄養塩類濃度は、藻類による栄養塩類の摂取と藻類の死滅・呼吸に伴う栄養塩類の放出により、大きく変化する。そのため、栄養塩類の濃度の解析は藻類の濃度の解析と連立した解法とする。

数値計算の時間間隔は秒単位で実施した。藻類の増殖や死滅の速度を取り扱う場合、時間間隔は日単位で取り扱われる場合が多い (例えば Eppley, 1972)。一方、藻類の増殖に影響を与える環境要因である流速や水温は秒単位で変化する。そのため、両者の時間スケールは大きく異なっている。数値計算の実施にあたっては、同時に計算することが求められることから、流速と水温の時間間隔に統一して秒単位で行うこととする。

空間方向の分解 (離散化) は三次元的に実施した。これまで開発されてきた各種のモデル (Fig.8) の中から三次元モデルを選定したのは、次の理由のためである。藻類の増殖は光合成によって行われているため、日射が届いて明るい表層と日射が届かなくて暗い低層では環境

条件が大きく異なり、その結果としてChl-*a*濃度（藻類の量の指標）は鉛直方向には均一でない場合が多いこと。平面方向の溶質の濃度変化は一般的には小さいものの、開発したモデルによって各種の水質保全対策手法を検討するのであれば、平面方向の解析が必要とされること。例えば、なんらかの遮蔽物によって日光を遮る場合に、どの場所で、どのくらいの面積を遮蔽すればいいのか？希釈水を導入するには、どの場所で流入させるのが効果的なのか？取水地点や取水深度を変更する場合、水質環境にどのような影響を与えるのか？といった場合である。このように、モデルの将来的な応用例を考慮して、詳細な空間再現を行うべく三次元的に空間方向の離散化とする。

解を得るにあたって、いずれも非線形の偏微分方程式であることから、解析的な解法はできない。そのため、離散化して数値計算で解を求めることとなる。これまでに、種々の離散化手法が提案されてきているが、ここでは三角形一次要素による有限要素法で基礎式の離散化を行った。

3 方法

a モデルの基礎方程式

水深を波長で除して得られる相対水深が1/20よりも小さくなるような長波の場合、水粒子の運動は水面から底面まで、ほぼ一様の水平運動となる（Fig.26）。ダム湖などの浅水域においては、鉛直方向の運動は無視することが可能となるため静水圧近似が仮定できる。

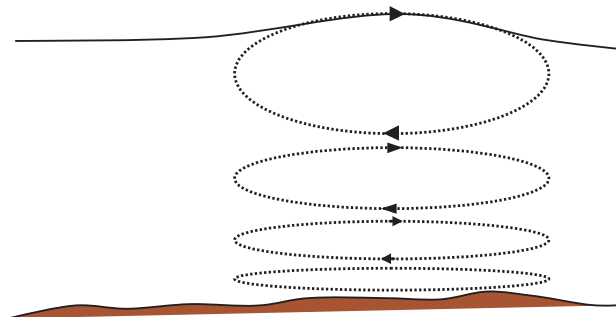


Fig.26 浅水域における水粒子の運動
Conceptual diagram of long wave flow

マルチレベルモデルの基礎式は、非圧縮性粘性流体の基礎方程式を分割した複数の層（レベル）について静水圧近似を導入することで得られる基礎式を次に示す（Leendertse *et al.*, 1973）。

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + \frac{1}{h} \left((uw)^s - (uw)^l \right) + \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x} \\ - A_h \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) - \frac{1}{\rho h} (\tau_{xz}^s - \tau_{xz}^l) = 0 \end{aligned} \quad (4-1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{1}{h} \left((vw)^s - (vw)^l \right) + \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial y} \\ - A_h \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) - \frac{1}{\rho h} (\tau_{yz}^s - \tau_{yz}^l) = 0 \end{aligned} \quad (4-2)$$

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g \quad (4-3)$$

$$w_{k-1/2} - w_{k+1/2} + \int_{k+1/2}^{k-1/2} \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) dz = 0 \quad (4-4)$$

$$w_{k-1/2} = - \sum_{l=k}^b \left\{ \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} \right\} \quad (4-5)$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \sum_{l=1}^b \left\{ \frac{\partial}{\partial x}(hu) \frac{\partial}{\partial y}(hv) \right\} = 0 \quad (4-6)$$

ここで、 k ：レベルの番号、 u, v ： k -番目のレベルにおける、それぞれ x 方向、 y 方向のレベル間の平均流速（ $m \cdot s^{-1}$ ）、 t ：時間（s）、 ζ ：表層の水位変位（m）、 h ：レベルの厚さで表層以外は一定、表層は場所と時間により変動する（m）、 ρ ：密度（ $kg \cdot m^{-3}$ ）、 A_h ：レベル間の平均した水平渦動粘性係数、 T ：水温（ $^{\circ}C$ ）、添え字の s と l は各レベルの直上のレベルと直下のレベルをそれぞれ意味する。

流れ解析を行うにあたって、式（4-1）～式（4-3）に含まれる密度にはそれぞれの場所における値を代入する必要がある。淡水の閉鎖性水域を対象にする場合、密度は温度の関数で表現できることから、水温解析を併せて実施する必要がある。移流拡散方程式を水温に適用し、流れ解析と同様に各レベル内の鉛直方向の水温変化が小さいとの仮定を適用して導いた次式を基礎方程式とする。

$$\begin{aligned} \frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} + \frac{W}{h} \left((Tw)^s - (Tw)^l \right) \\ - A_k \left(\frac{\partial^2 T}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 T}{\partial y^2} \right) - \frac{K_z}{h} \left(\left(\frac{\partial T}{\partial z} \right)_{k-1/2} - \left(\frac{\partial T}{\partial z} \right)_{k+1/2} \right) \\ = \frac{Q_n}{C_v \cdot \rho} \end{aligned} \quad (4-7)$$

ここで、 Q_n ：変化する熱量（ $kcal \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$ ）、 A_k ：レベル間の平均した水平拡散係数、 K_z ：鉛直拡散係数。以上の式（4-1）～式（4-7）が流れ・水温解析に係る基礎方程式である。

なお、表層については水面と接する大気との間で熱交換が生じることからその影響を表現する項を式（4-7）の右辺に付加する。表層の熱交換概念図をFig.27に示すとともに、各熱収支要素に適用した計算式（土木学会, 1985；松梨, 1993）を掲げる。

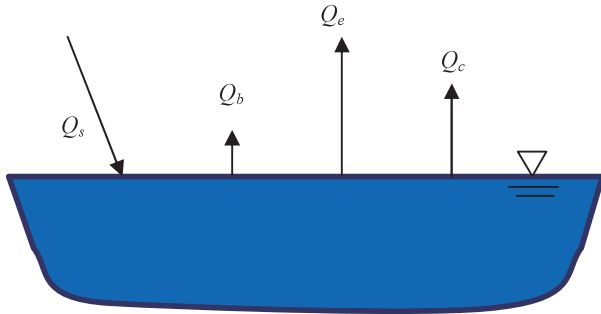


Fig.27 表層における熱交換概念図
Heat transportaion in water surface

$$Q_n = Q_s - (Q_b + Q_e + Q_c) \quad (4-8)$$

$$Q_b = (1.32 \times (273.0 + T_w)^4 \times (0.49 - 0.066 \times (\phi Ea)^{0.5}) \times (1 - 0.65 \times n^2) + 5.27 \times (273.0 + T_w)^3 \times (T_w - T_a)) \div 1,000,000,000,000 \times 10 \quad (4-9)$$

$$Q_e + Q_c = (0.000308 + 0.000185 \times \text{wind}) \times \rho \times (Ew - \phi Ea) \times (590 + Cv \times T_w + (269.1 \times (T_w - T_a)) \div (Ew - \phi Ea)) \div 86400 \quad (4-10)$$

$$E(T) = 6.11348 \times 10^{-4} \times T^3 + 4.52104 \times 10^{-3} \times T^2 + 5.3221 \times 10^{-1} \times T + 5.94691 \quad (4-11)$$

ここで、 Q_n :供給熱量、 Q_s :短波による吸収日射量(全天日射量)、 Q_b :有効長波放射量、 Q_e :蒸発潜熱、 Q_c :水面と大気の潜熱伝達量、単位はいずれも(kcal・m²・d⁻¹)。φ:相対湿度、 Ea 、 Ew :それぞれ気温、水温における飽和水蒸気圧(hPa)、 n :雲量(0~1)、 T_a 、 T_w :気温、水温(°C)、 $wind$:水面上15cmの風速(m・s⁻¹)、 Cv :水の比熱。

また、水の密度は水温のみによって決定されるとし、下記の近似式を適用する。

$$\rho = 0.0000401855561 \cdot T_w^3 - 0.00783012447 \cdot T_w^2 + 0.0582782226 \cdot T_w + 999.8546 \quad (4-12)$$

これらの水温流れ解析モデルによって求められた結果は、次の水質環境サブモデルの入力データとして陽的に使われる。

藻類の増殖を予測計算する水質解析モデルには、適用する水域、目的に応じて様々なタイプのモデルが開発されている。ここでは、上述の流れ・水温解析によって水域内の流速と水温の解析結果が得られることから、水域内での物質の移動を考慮したモデルを適用する。

水温解析と同様に、溶質の濃度を c とすると移流拡散方程式は次式のように表される。

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} - k_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - k_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} - k_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} = r \quad (4-13)$$

なお、上記の式では溶質を c として代表して記述して

いるが、実際は7つの未知数の解を求めることとなる。具体的には、Chl-a濃度で表現する①藻類の生物量、増殖に関する物質として栄養塩の窒素とリンをそれぞれ溶存態、無機態に分けて②溶存態の窒素濃度、③懸濁態の窒素濃度、④溶存態のリン濃度、⑤懸濁態のリン濃度、また藻類の増殖によって有機物濃度が上昇することから⑥溶存態のCOD_{Mn}濃度、⑦懸濁態のCOD_{Mn}濃度である。いずれの場合も、物質の移流拡散は式(4-13)の左辺で解きながら、物質発生項である右辺の r に藻類等による物質収支式を代入して計算を行うものである。

藻類の増殖にかかる物質収支式は白谷(1994)によって開発されたモデルを基に改善を実施した。物質収支の概念図をFig.28に、式(4-14)~式(4-17)にそれぞれの物質収支式を示す。藻類の増殖に影響を与える外的環境要因としては、連立解法を行う栄養塩濃度だけでなく、日射量(観測値を代入)と水温(流れ・水温解析モデルによる解を陽的に代入)を考慮している。なお、ここでは藻類の種別のモデル化や、動物プランクトンやより高次の捕食者のモデル化は実施していない。これは、このモデルが概念モデルであることから、モデルを複雑化することは、表現の精度を高めることにはつながるものから、必ずしも再現性の向上につながるわけではない。そのため、パラメータの数を増やすことはせず、簡潔なモデル化としている。

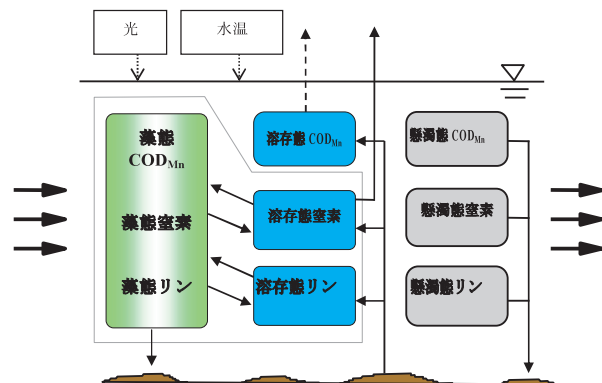


Fig.28 物質収支式(生態系モデル)の概念図
Conceptual diagram of water quality sub model

$$(Chl)' = \left[G_p \cdot \frac{I}{K_I + I} \cdot \text{Min} \left[\frac{DN}{K_N + DN} \quad \frac{DP}{K_P + DP} \right] - K_d - \frac{W_C}{h} \right] \cdot Chl \quad (4-14a)$$

$$(SC)' = -\frac{W_{SC}}{h} \cdot SC \quad (4-14b)$$

$$(DC)' = -K_{DC} \cdot DC + \frac{E_{DC}}{h} \quad (4-14c)$$

$$AC = R_C \cdot Chl \quad (4-14d)$$

$$(SN)' = -\frac{W_{SN}}{h} \cdot SN \quad (4-14e)$$

$$(DN)' = -G_p \cdot \frac{I}{K_I + I} \cdot \text{Min} \left[\frac{DP}{K_p + DP}, \frac{DN}{K_N + DN} \right] \cdot AN + K_d \cdot AN + \frac{E_{DN}}{h} - \frac{X_{DN}}{h} \cdot DN \quad (4-14f)$$

$$AN = R_N \cdot Chl \quad (4-14g)$$

$$(SP)' = -\frac{W_{SP}}{h} \cdot SP \quad (4-14h)$$

$$(DP)' = -G_p \cdot \frac{I}{K_I + I} \cdot \text{Min} \left[\frac{DP}{K_p + DP}, \frac{DN}{K_N + DN} \right] \cdot AP + K_d \cdot AP + \frac{E_{DP}}{h} \quad (4-14i)$$

$$AP = R_p \cdot Chl \quad (4-14j)$$

$$I = I_0 \cdot \exp(- (0.02 \cdot Chl^{k-1} + 1.1) \cdot k) \quad (4-15)$$

$$G_p = 0.59 \cdot \exp(0.0633 \cdot T) / 86400 \quad (4-16)$$

$$W = 2.19 \cdot 10^{-2} \cdot \exp(0.0882 \cdot T) / 86400 \quad (4-17)$$

ここで、 Chl : $Chl-a$ の濃度 ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)、 DN : 溶存態の窒素濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 DP : 溶存態のリン濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 SC : 懸濁態の COD_{Mn} 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 DC : 溶存態の COD_{Mn} 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 W : 沈降速度 ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)。沈降速度はストークスの式をもとに、藻類の外径と密度を仮定し、水温の関数として算定している。 G_p : 藻類の最大比増殖速度 (d^{-1})、 K_I 、 K_N 、 K_p : それぞれ日射に関する半飽和定数 ($\text{kcal} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)、溶存態窒素の吸収にかかる半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、溶存態リンの吸収にかかる半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 K_d : $Chl-a$ の死滅・分解比速度 (d^{-1})、 K_{DC} : 溶存態の COD_{Mn} の分解比速度 (d^{-1})、 X_{DN} : 脱窒フラックス ($\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$)、 R_C 、 R_N 、 R_p : それぞれ、 $Chl-a$ 濃度と COD_{Mn} 濃度の比、 $Chl-a$ 濃度と窒素濃度の比と $Chl-a$ 濃度とリン濃度の比 (単位は全て $\text{mg} \cdot \mu\text{g}^{-1}$)、 E_{DC} 、 E_{DN} 、 E_{DP} : 各物質の溶出フラックス ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)、 I : 各レベルまでの到達日射量 ($\text{kcal} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)、 I_0 : 水面への到達日射量 ($\text{kcal} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hr}^{-1}$)、 k : 表層を 1 としたレベルの順番。

式 (4-16) で表されるように、藻類の最大増殖速度は温度の関数によって決定されるとしている。日射の強さおよび栄養塩類濃度が、藻類の増殖速度に及ぼすの影響については生物学の分野で広く適用されている Monod 式で再現した。日射については、一定以上の日

射量のもとでは逆に増殖が遅くなる例 (強光阻害) も報告されているが、ここでは適用していない。また、栄養塩類については制限度がより高いものだけを考慮するような式形とした。

b 検証を実施した調整池

開発したモデルは、茨城県真壁町に位置している南椎尾調整池 (北緯 $36^\circ 14'$ 、東経 $140^\circ 4'$) に適用して検証を実施した。南椎尾調整池の概要、調査手法及び 2001 年度と 2002 年度の現地観測結果については、第 III 章にて詳細に述べていることから割愛する。

c 計算対象とした期間

数値計算を行うにあたり、水温・密度を考慮した流れ解析を行うとともに、藻類の濃度変化を計算するため、流入量・流出量といった水収支にかかる境界条件、気温・日射量・風速といった気象にかかる境界条件、流入水の栄養塩類濃度といった水質計算に必要な境界条件を入力する必要がある。さらに水質計算の結果の検証には調整池内の観測値が必要となる。これらのデータの有無、また、冷夏や渇水年など極端な気象条件の時期は避ける等を総合的に判断して、2001 年を計算対象年とした。その中でも、6 月 1 日から 10 月 31 日までの 153 日間を計算期間とした。

夏季の 153 日間を計算対象期間とした理由は、この期間の表層の水温観測値が 20°C を上回っていたからである。藻類の増殖 (アオコの発生) の目安として栄養塩類濃度など数多くの指標があるものの、藻類の増殖速度に最も影響を与えるのは水温であり (Eppley, 1972)、藻類の増殖が活発になり始める目安の水温として 15°C 以上、 20°C 以上が知られている (渡辺ら, 1994; 渡辺, 1999)。ここでは、現地で観測された $Chl-a$ 濃度や藻類種を参考にしながら 20°C 以上の水温の期間を計算対象とした。Fig.29 に南椎尾調整池の北側ほぼ中央における温度センサー (StowAway TidbiT Temperature logger, Onset. Co.) による連続観測結果を示す。なお、5 月については、ゴールデンウィーク時に代かき、田植えが原因と思われる高濃度の濁水の流入があり、5 月中は調整池の水面が茶色を呈していたことが目視で確認されたため解析対象から除外した。

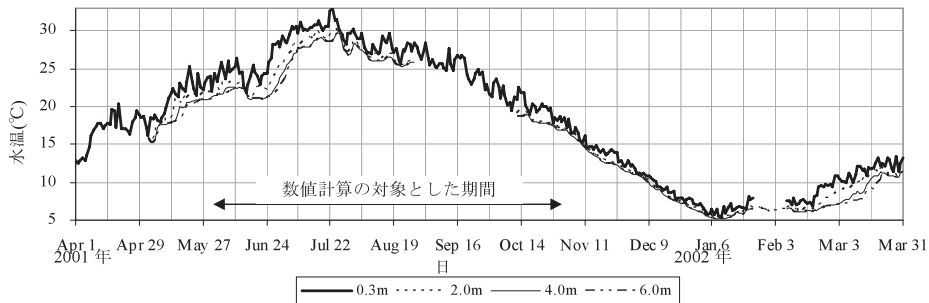


Fig.29 南椎尾調整池の水温観測結果 (正午の値, 各項目は水面からの深さ, 一部欠測)

Observed water temperature in the reservoir

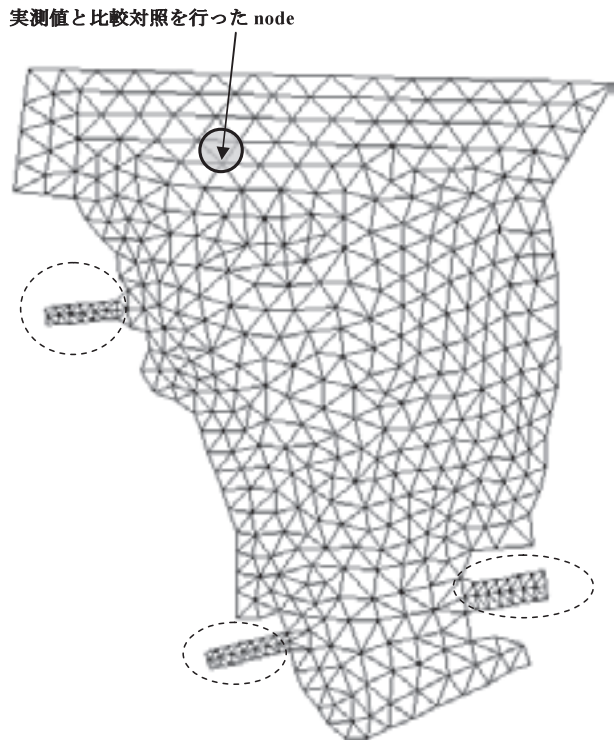


Fig.30 対象とした南椎尾調整池の有限要素分割図
(点線で囲んでいる地点は境界条件を入力するための仮想メッシュ)
Finite element mesh of the studied reservoir

Table 6 調整池の要素分割
Properties of discretized layers

	体積(m³)=面積×レベル厚	節点数	要素数
第1レベル	111,190	428	777
第2レベル	96,000	378	675
第3レベル	73,896	288	513
第4レベル	59,886	233	411
第5レベル	52,901	205	358
第6レベル	48,145	185	321
第7レベル	40,167	152	261
第8レベル	27,105	102	169
合計	509,290		

d 基礎方程式の離散化手法

基礎方程式の離散化手法は、空間の平面方向については三角形一次要素による有限要素法を適用した。三角形要素によって調整池の離散化を行い、428点の接点と777個の要素に分割した。要素の平均面積は141m²であった。適用したモデルがマルチレベルモデルであることから、深さ別の各レベルのモデルをつなぎ合わせることで三次元の物質循環過程を再現することとなる。ただし、いずれのレベルにおいても接点の位置は同一にする必要があることから、鳥瞰すると一見平面的な要素分割に見えるものの、深さ方向にも要素が重ね合わさった状態で存在している。要素分割は、自動分割プログラム等は使わずに、調整池の形状と流れを考慮しながらフリーハンドで実施した。

基礎方程式を空間方向に離散化するときに必要な、重

み関数と補間関数は同一の式形を用いた (Galerkin 法)。

時間方向には、一次精度の陽的解法を適用した。陽的な解法を適用する場合には、左辺は集中化行列を作成して逆行列の作成を省略することとなるが、そのままでは集中化の影響が強く残るため右辺には混合行列を作成して人工的な数値粘性を与える手法が必要とされる。ここでは、次のように混合行列を取り扱った。

$$\tilde{M}_{\alpha\beta} = e\bar{M}_{\alpha\beta} + (1-e)M_{\alpha\beta} \tag{4-18}$$

ここで、 \tilde{M} :混合行列、 \bar{M} :対角に集中化した行列、 M :質量行列、 e :人工粘性を与えるランピングパラメータ。

ただし、この手法は式 (4-6) から水位を求める際に適用し、運動方程式から水平方向流速を求める際には、混合行列は適用していない。これは、水平方向流速を求める際に、ランピングによって人工粘性を与えてしまうと、次に示す渦動粘性係数によって与えられる粘性と、混合して流速の数値計算結果に影響を与えてしまうためである。これら一連の離散化については、Kawahara *et al.* (1978) を参考に実施した。

e 計算条件

流れ・水温解析の時間間隔は0.2秒とした。人工粘性を与えるランピングパラメータは、0.95とした。水平方向の渦動粘性係数 (A_h) と拡散係数 (A_k) はリチャードソンの4/3乗則に従って、0.0147として全ての要素において同一とした。鉛直方向の拡散係数 (K_z) については、Munk-Anderson の関係式を基に決定した (Munk and Anderson, 1948)。

$$A_k = 10.0(1 + 10 \cdot R_i)^{-0.5} \text{ (cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}) \tag{4-19}$$

R_i は局所リチャードソン数であり、次の式 (4-20) で定義される。

$$R_i = -\frac{g}{\rho'} \frac{\partial \rho'}{\partial z} / \left(\frac{\partial U}{\partial z} \right)^2 \tag{4-20}$$

ここで、 ρ' :水の密度 ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)、 g :重力加速度 ($\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)、 U :レベル内で平均化した平面方向の流速 ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)、 z :鉛直方向の距離 (cm)。

移流拡散解析においては、時間間隔は0.5秒とした。人工粘性を与えるランピングパラメータは、0.95とした。水平方向と鉛直方向の拡散係数は、水温流れ解析と同様に決定した。

f 境界条件

流れ・水温解析において、水収支にかかる境界条件は以下のように設定した。まず、流入水と流出水のみによって水収支が計算されるとして、自流域からの流入と水面への降水および蒸発にともなう水損失については無視

することとした。これは、流出量は少なくとも日量で 20,000m³ 強であり、これを水位換算すると 16cm に相当することから、水面からの蒸発量および水面への降水量と集水域 (1.3km²) からの流入水量は無視できると判断した。

流出入水量については、水位境界を設定した。流入水量は、ある断面を通過する水量が観測値と等しくなるように上流側の仮要素 (Fig.30 参照) における水位を上下させた。下流側の流出地点については、水位のコントロールは行わず、水位は一定としてオーバーフロー分が流出するような条件とした。そのため、計算上の調整池の水位は、ほぼ満水位と等しい。これは、対象とした調整池の水位変動が非常に小さく、満水位と同等としても差し支えないと判断したためである。

水面表層との熱収支や到達日射量については、調整池から 20km 離れた農業環境技術研究所の気象観測システムからデータを入手し、境界条件として入力した。具体的には全天日射量、気温、相対湿度、風速である。これらのデータは 1 時間間隔で観測されているため、境界条

件の入力も 1 時間間隔で行った。水温の初期条件は観測値と同一になるように入力し、流入水の境界条件は表層の現地観測結果を入力した。

水質モデルについては Table 7 に示す値をパラメータとして適用した。これらのパラメータは既往の文献値 (岩佐, 1994) の平均値を入力した。パラメータフィッティングは、実施することとなると膨大な計算時間が必要となることから事実上実施できなかった。ただし、藻類中に含まれる栄養塩類と Chl-*a* 濃度の構成比については十分な観測データが存在したため、Fig.31 の近似曲線の傾きから求めた。水質モデルにかかるパラメータについては、数値計算の期間、同一の値を適用した。

水質モデルにかかる Chl-*a*、COD_{Mn} 及び栄養塩の濃度は、Table 8 のように設定した。初期条件、境界条件とも現地観測結果を参考にしながら決定した。対象とした調整池は流入水量と流出水量が多く入れ替わりが早いことから、初期条件の値は計算結果にほとんど影響しない。

Table 7 計算に適用したパラメータ
List of parameters used for numerical simulation

パラメータ	定義	単位	値
K_I	半飽和定数 (日射量)	kcal·m ⁻² ·hr ⁻¹	85
K_N	半飽和定数 (窒素摂取)	mg·L ⁻¹	0.12
K_P	半飽和定数 (リン摂取)	mg·L ⁻¹	0.018
K_d	死滅係数	d ⁻¹	0.0182
K_{DC}	無機化係数	d ⁻¹	0.006
X_{DN}	脱窒速度	M·d ⁻¹	0.012
R_C	COD _{Mn} と Chl- <i>a</i> 比	mg·μg ⁻¹	0.097
R_N	窒素と Chl- <i>a</i> 比	mg·μg ⁻¹	0.011
R_P	リンと Chl- <i>a</i> 比	mg·μg ⁻¹	0.0008
E_{DC}	底泥からの COD _{Mn} 溶出速度	g·m ⁻² ·d ⁻¹	0.05
E_{DN}	底泥からの窒素溶出速度	g·m ⁻² ·d ⁻¹	0.027
E_{DP}	底泥からのリン溶出速度	g·m ⁻² ·d ⁻¹	0.0011

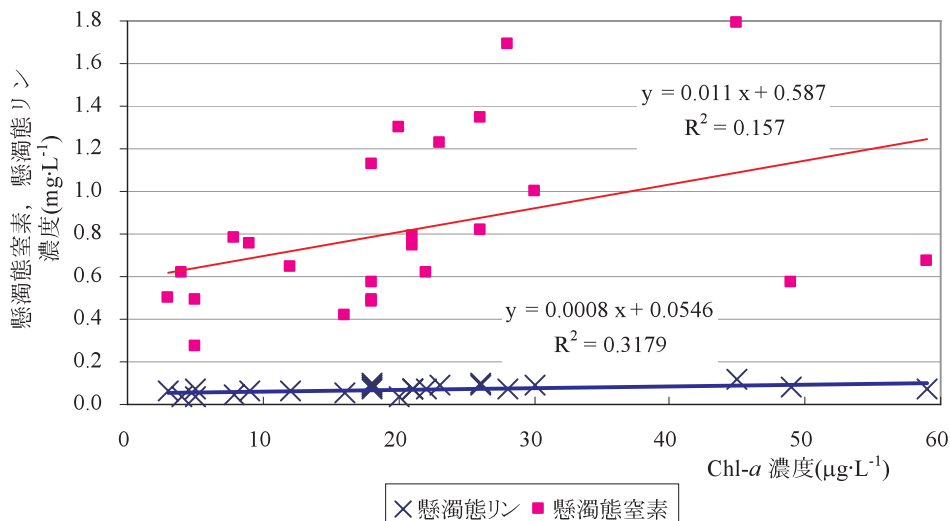


Fig.31 水深 0m と 1m における Chl-*a* 濃度と懸濁態栄養塩類濃度の比較

Correlations between observed concentrations at 0m depth of chlorophyll-*a* and suspended nutrients

Table 8 水質モデルにかかる計算条件
Initial and boundary conditions for the water quality sub model

変数	定義	単位	初期条件 (調整池の内部)	境界条件 (流入水の濃度)
<i>Chl</i>	Chl- <i>a</i> 濃度	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	8.0	10.0
<i>SC</i>	懸濁態 COD _{Mn} 濃度	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	2.22	4.69
<i>DC</i>	溶存態 COD _{Mn} 濃度	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	4.2	2.35
<i>SN</i>	懸濁態窒素濃度	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.424	0.870
<i>DN</i>	溶存態窒素濃度	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.350	0.234
<i>SP</i>	懸濁態リン濃度	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.058	0.071
<i>DP</i>	溶存態リン濃度	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.003	0.024

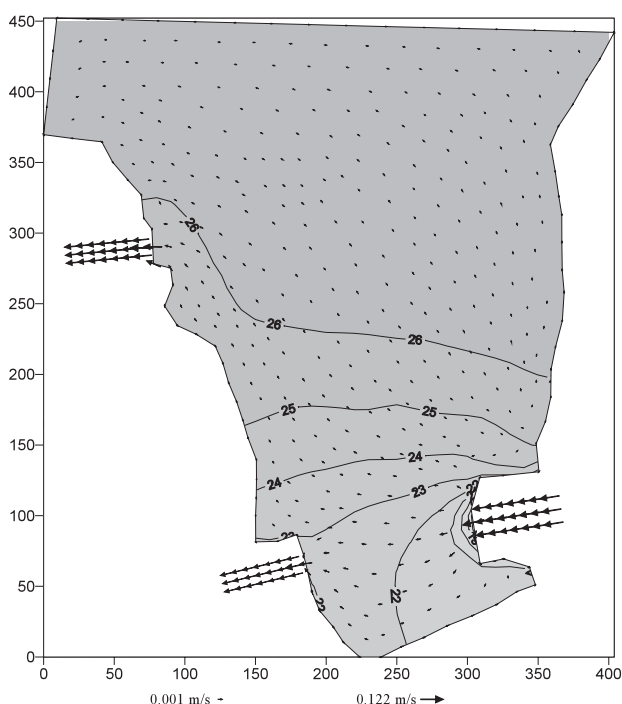


Fig.32 表層の流れと Chl-*a* 濃度の数値計算結果
(2001年7月18日12:00)

Calculated results of horizontal water flow and chlorophyll-*a* concentration in surface layer at 12:00 on 18 July 2001

4 結果と考察

a 流れ解析結果

上述の計算条件、パラメータを適用して、数値計算を行った。流速の結果の一例を **Fig.32** に示す。これは2001年の7月18日12:00の流速分布と Chl-*a* 濃度の平面分布を示す。現地の流速は現地測定結果がないため、値の検証を行うことができない。一般に閉鎖性水域の流速は微流速であるため、固定した計測地点での計測が望ましいが計測技術上困難である。そのため、数値計算の結果は、模型実験の結果との比較を行うか、もしくは、溶質や水温といった物質の値が観測値と整合しているかどうか、流れの結果が水理学的に十分満足するかどうか、といった面から検証されることとなる。

計算結果の流速については、風による吹送流を考慮していないため、湖からの導水が流入する地点と取水地点の周辺以外は極めて流速が遅い。

b 水温解析結果

計算結果と観測結果の比較を **Fig.33** に示す。現地観測は調整池北側 (**Fig.16** 中の①, **Fig.30**) で実施したことから、近傍のグリッドにおける数値計算結果を表示した。カラーのコンター図が数値計算の結果を示し、青丸が観測された日時と時間を示し丸中の数字が観測された水温を示している。

水温の深さ方向の変動傾向、つまり、7月の上半旬に表層と深層部に水温差が生じているものの短時間で消滅すること、といった深さ方向の水温変化については数値計算により十分再現されている。

また、表層の計算結果と現地観測値の比較を **Fig.34** に示す。現地観測結果は、**Fig.29** に示したように、水温センサーによる30cm深さの10分間隔の連続観測結果から得られた1時間毎の平均値であり、数値計算による計算結果は1時間毎に出力された瞬間値である。両者を比較すると、一般的な傾向として計算値のほうが低い値を示している(平均で0.8℃の誤差)。これは、水温センサーの値は30cm深さの値であり、数値計算の出力値は表層1mの平均水温であるため、数値計算結果が低くなるのは当然のことと思われる。また、水温の計算時には、外部入力条件として雲量が必要であるが、実測値が得られず任意の一定値(0.3)とせざるを得なかったため、計算上の誤差が生じたものと考えられる。

これらの誤差を考慮しても、現在のモデルによって水温変化は十分に再現可能であることを示している。

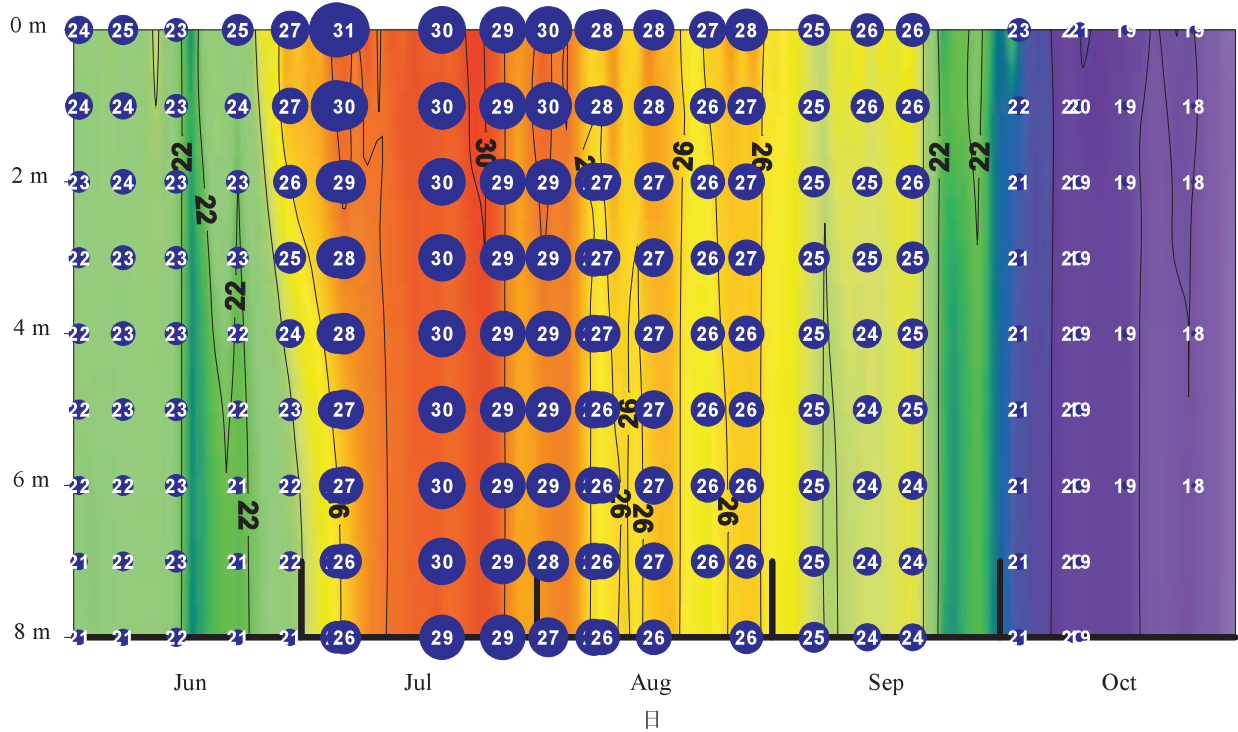


Fig.33 水温の観測値（青丸数字）と数値計算結果（コンター図）の比較
 青丸の場所は観測日時と水深を、色調は温度が高（赤）から低（藍）の変化を表す。
 Comparison of calculated and observed water temperature

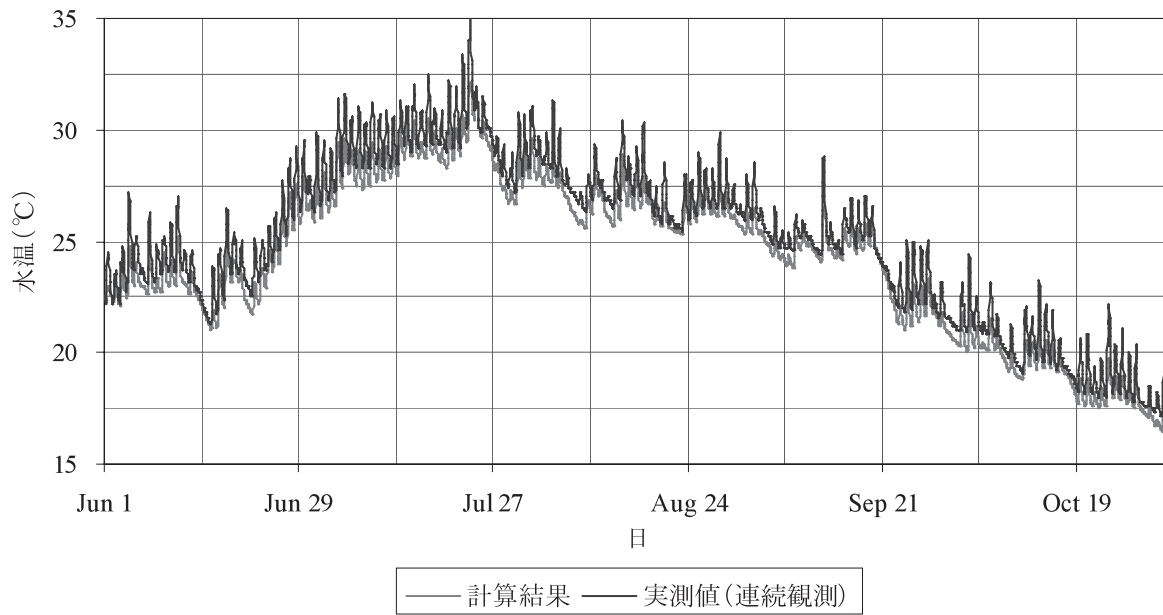


Fig.34 水温の観測値と数値計算結果の比較
 Comparison between observed water temperature and calculated values at water surface

c Chl-*a* 濃度の解析結果

計算結果と観測結果の比較を Fig.35 に示す。水温の結果の比較と同様に、Sta.A 近傍のグリッドにおける数値計算結果を表示した。カラーのコンター図が数値計算の結果を示し、赤丸が観測された日時と時間を示し、丸中の数字が観測された Chl-*a* 濃度を示している。

Chl-*a* 濃度の計算結果は、観測値と部分的に一致していた。観測値によると2回の大きなピークが存在しており、*Volvox* sp. (Fig.36 左) による7月下旬の濃度上昇 (Fig.35 の青点線で囲んだピーク) と *Microcystis* sp. (Fig.36 右) による9月の濃度上昇である (Fig.35 の赤点線で囲んだピーク)。

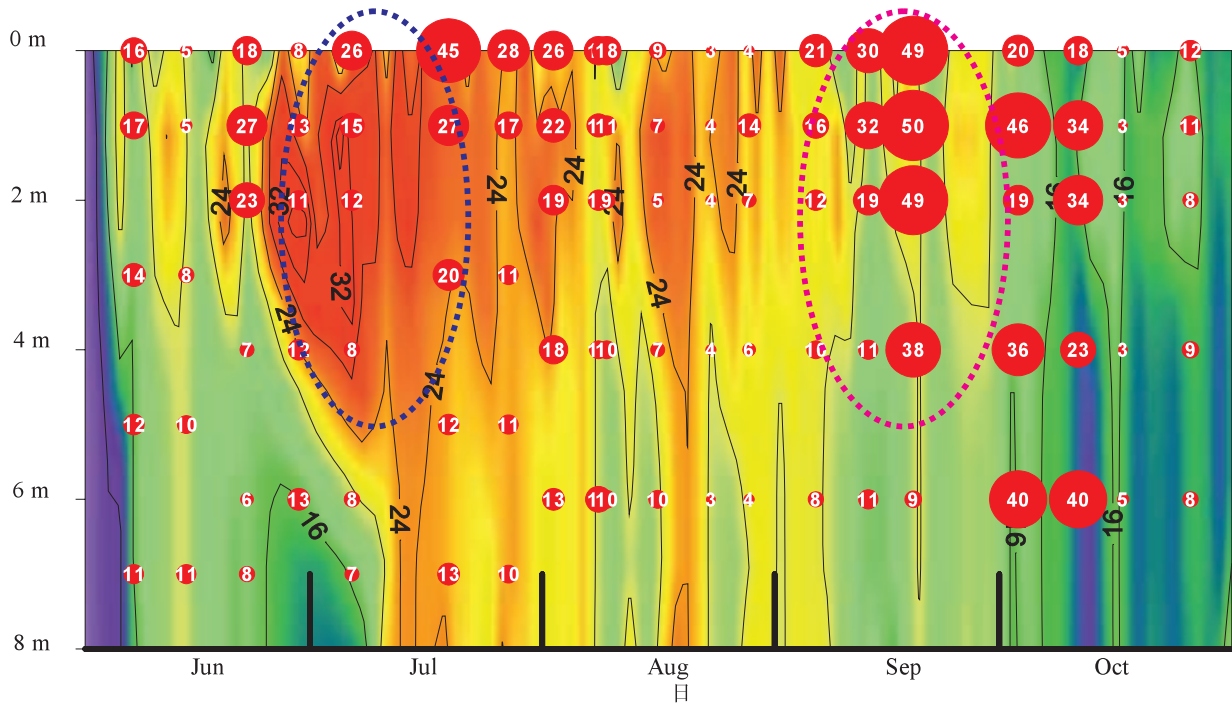


Fig.35 Chl-*a* 濃度の観測値 (赤丸数字) と数値計算結果 (コンター図) の比較
赤丸の場所は観測日時と観測水深を、色調は濃度が高 (赤) から低 (藍) の変化を表す。

Comparison of calculated and observed chlorophyll-*a* concentrations

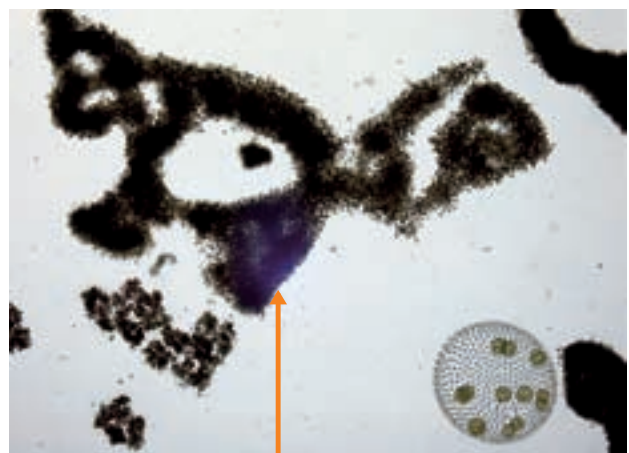
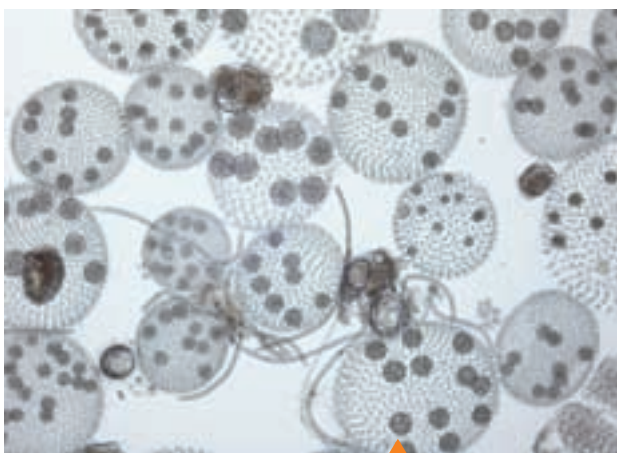


Fig.36 Chl-*a* 濃度の上昇時に優占していた藻類種

左: *Volvox* sp., 右: *Microcystis* sp.

Volvox sp dominated in July and *Microcystis* sp dominated in September

7月中のピークについては、一定の再現性を有しているものの、9月のピークについては十分に再現できているとは言えない。7月のピーク時は、水温が高く、多い流入水量に伴って栄養塩類の供給も十分あったため、藻類にとって増殖しやすい環境であった。その期間に実際においても計算上においてもChl-*a*濃度が上昇したことは容易に理解できる。

9月のピーク時は水温が25℃前後で低下する傾向にあり、また、調整池への流入水量が減少し、それに伴って栄養塩類の供給量も減少している時期である。その時期に*Microcystis* sp.の増殖が観測されているが、増殖に適している環境とは言い難く、数値計算上の結果も反映されていない。

数値計算の結果の不一致、特に*Microcystis* sp.の増殖時に整合性が悪かったことは、一つの理由として藻類の種別に分けてモデル化をしていないことと考えられる。生物的な各種の速度、例えば増殖速度、死滅速度、栄養塩類の吸収速度、は種別に大きく異なっていることが知られている(Jorgensen *et al.*, 1991)。特に、*Microcystis* sp.の場合はブルームの形成に至るプロセスが非常に複雑であり、完全に解明されているとは言えない(Hyenstrand *et al.*, 1998)。数値計算による9月のピークを十分に再現できなかった要因は、*Microcystis* sp.が有する複雑なプロセスの結果であると思われる。

ただし、ここでは単純化したモデルの構築を心がけた。というのは、藻類の種別にモデルを構成して複雑化することは、必ずしも再現性の向上にはつながらないためである。モデルを複雑化することによって表現能力は向上するが、調整すべきパラメータの数は増加してしまう。パラメータが物理的な意味を有し容易に決定可能であれば、モデルを複雑化することは再現性の向上につながるが、ここで構築しているモデルは生物的な現象の一部を抽出した概念モデルであり、パラメータを調整する作業が必要となるため再現性の向上にはつながらない。そのため、パラメータの数を減らす目的で簡潔なモデル化としている。

開発したモデルでは、*Microcystis* sp.のピーク時の再現性は十分ではなかったものの、物質の移流拡散や藻類の増殖や死滅といった個々のプロセスや濃度変化の傾向は再現できている。そのため、水質保全対策を実施した場合、例えば流入負荷が変化した場合や浚渫の効果、水管理操作により滞留時間が変化した場合などの現状との比較や、対策手法別の相対比較を行うことが可能と言える。

5 結論

閉鎖性水域の内部で起こっている藻類の増殖にかかる現象を数値計算によって再現することを目的として、三次元的な水温流れ解析および藻類の増殖にかかる水質解析モデルを構築した。そのモデルを農業用調整池に適用

して、再現性の検証を行った。得られた結果をまとめると以下のとおりである。

- 1) マルチレベルモデルの運動方程式と連続の式を基礎式として準三次元の流れ解析を実施した。なお、水温変化による密度変化を再現するために、水温を対象とした移流拡散方程式との連立解法とした。
- 2) 時間方向は一次精度の陽解法、平面方向は三角形一次要素の有限要素法で離散化してモデルを構築した。なお、補間関数と重み関数は同一とした(Galerkin法)。
- 3) 流れと水温の解析結果を陽として水質解析モデルに入力し、藻類の増殖にかかる項目について移流拡散方程式によって求めた。その中で相互の物質循環過程を考慮した。
- 4) 開発したモデルを農業用調整池に適用して検証を行った。
- 5) 2001年5月1日から10月31日までの153日間を、計算期間とした。これは、表層水温が20℃を上回った日を指標として決定した。
- 6) 水温の再現性は非常に高く、1時間毎の出力結果を比較したところ、誤差の平均値は0.8℃であった。
- 7) Chl-*a*濃度は部分的に観測結果と一致していた。*Volvox* sp.が優占していた時期は整合していたものの、*Microcystis* sp.が優占していた時期の整合性は低かった。

V *Microcystis*が増殖しやすい環境要因について

1 本章の目的

本章は、*Microcystis* sp.が優占に至る環境要因を明らかにすることを目的とする。農業用調整池を対象として、藻類の増殖にかかる水質項目を長期的に現地観測した結果をもとに、*Microcystis* sp.が優占しやすい環境要因を分析する。対象とした農業用調整池は、富栄養化が進行した湖を水源としている。そのため、供給される水の水質濃度は変化が小さい。また、水深が最深部でも約9mと浅く、円形に近い形状をしていることから、鉛直方向にも水平方向にも滞留しにくい。そのため、供給された水は、調整池内に均等に行き渡りやすい特徴を有している。このような特徴を有する調整池を対象として、*Microcystis* sp.が優占する環境要因の分析を行うこととする。

本章は以下を背景とする。藍藻類の*Microcystis* sp.が優占状態となって大増殖すると、景観や臭いの親水的な問題を生じるうえに、人や家畜に有害な毒を生成し(Codd *et al.*, 1989; Sivonen, 1996)、利水目的を満たさない場合があるため、生じる問題は非常に大きい。ま

た、富栄養化した水域においては、夏季に *Microcystis* sp. が優占状態となりやすい。*Microcystis* sp. が優占状態となる要因については数多くの研究が実施され、Hyenstrand *et al.* (1998) のレビューによると、9種の理論が提案されているところであるが、*Microcystis* sp. の優占状態を説明するには至っていない。その上で、増殖の要因は *Microcystis* sp. 固有の特徴で説明するよりも、水温躍層が形成された状態などの環境要因によって説明する方が良いと報告している。

2 方法

a 現地調査

第Ⅲ章で報告した調整池の現地調査結果をもとに、*Microcystis* sp. が優占に至った要因について分析を行う。そのため、データの取得方法等は第Ⅲ章で述べたものと同一である。

2ヶ年の調査結果のうち、優占種の推移と Chl-*a* 濃度の変化が明確に確認できた2001年のデータを対象に分析を行う。水温が20℃を上回る期間は5月から10月であるが、5月を除外し6月から10月の期間を分析する。というのは、5月中は導水の流入量が非常に多く、調整池の水質環境は導水の影響を強く受けていること、また、その導水には高い濃度で土粒子が含まれていたこと、の二つの理由による。

b 主成分分析による要因分析

調整池で9月以降に優占種となった *Microcystis* sp. の増殖に影響を与えると思われる各種の要因のうち、次のデータを元に要因の分析を行う。なお、*Microcystis* sp. が優占状態となった期間は、ここでは *Microcystis* sp. のコロニーの数が、全体の藻類の数の10%を超えた期間と決定とした。

現地調査によって得られた溶存態栄養塩類の濃度 (PO₄-P, NO₂₊₃-N)、水公団のデータから計算された水理学的回転率、および約20km離れた農環研の観測によ

る気象データ (日射量, 日平均風速) から、*Microcystis* sp. の増殖に至った要因を抽出することとする。

藻類の生物量の指標である Chl-*a* 濃度に対する、外的な環境要因を主成分分析によって特徴を抽出する。適用するデータは、Chl-*a* 濃度については当日の値を、外的な要因については藻類の増殖速度や回転率を考慮して調査日の前3日間の平均値とした。これは、調査時の Chl-*a* 濃度は藻類の生物量の指標であるが、過去の環境条件に左右されながら増殖と死滅を繰り返した後に現在の状態に至っていると考えられる。そのため、調査時の Chl-*a* 濃度に影響を与えているのは、当日の環境要因ではなく、過去 (ここでは前3日間) の環境要因であると仮定した。

なお、回転率と気象データは日単位でデータが存在しているため、そのまま前3日間の平均値を作成した。水質データについては、藻類の増殖の解析を目的としていることから深さ0mから2mまでの計測値の平均値を日代表値とし、間欠データを連続データにするために一次式による内挿補完を行って日単位の連続データを作成した。対象とする深さを2mとしたのは、有光層の深さを考慮したためである。夏季に計測した15回の光量子束密度結果によると、2m深さ、3m深さにおける光量子量は、それぞれ $13.9\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (最小0.5, 最大33.6), $2.4\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (最小0.04, 最大7.4) であり、深さ2mの値は表層の値の1.5%に相当した。有光層は表層の光の1%到達深さと一致する (岩佐, 1990) ことから、2mまでを有光層と仮定し解析対象とした。

3 結果と考察

a 現地調査結果

調査結果のうち、*Microcystis* sp. の増殖に影響を及ぼすと考えられる項目について詳細に再び示す。

流出水量と貯水容量から計算した日当たりの水理学的回転率を **Fig.37** に示す。かんがい期間に相当する4月

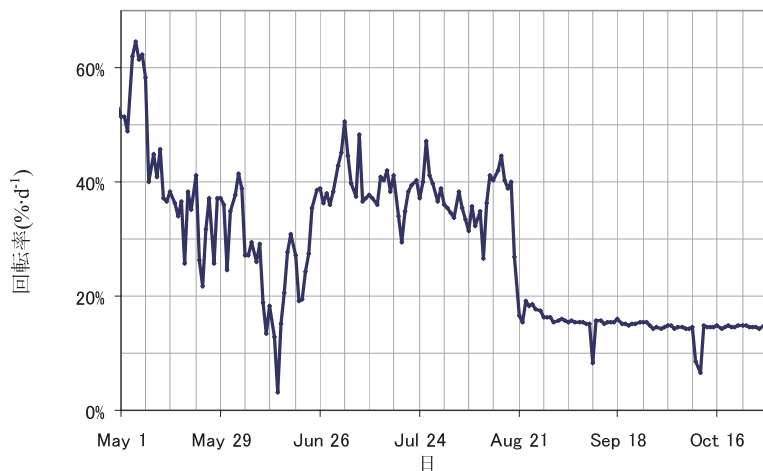


Fig.37 調整池の回転率 (日流出量を総貯水量で除して算出)

Daily hydraulic turnover rate

20日から8月26日の間は、流出入水量が多いことから、水理学的回転率は高かった。また、この期間は農業用水の需要に応じて回転率が大きく変化した。この期間の平均的な回転率は $37\% \cdot d^{-1}$ であった。8月26日以降は農業用水の供給が停止することから、回転率は $15\% \cdot d^{-1}$ に低下した。9月中旬と10月中旬に水理学的回転率が小さいのは、大きな降雨（9月10日と11日で100mm、10月10日に125mm）があり、降雨前からあらかじめ供給水量を減少させていたためである。

Microcystis sp. は9月19日から10月26日の期間、優占種となった。水中の藻類の生物量を示す指標であるChl-*a*濃度の変化をFig.38aに示す。*Microcystis* sp. が最初に確認されたのは8月2日であり、8月23日以降に割合が増え始めた。その後、9月19日から10月11日までの期間、ブルームを形成して0mと1mの深さにおけるChl-*a*濃度が $30\mu g \cdot L^{-1}$ を超えた。さらに、9月19日と10月3日の調査時には、水面の表層に緑の粒が浮遊しているのが目視で観察された。*Microcystis* sp. のブルームは、回転率が低下した3週間後に形成された。

明瞭な水温躍層は形成されなかった（Fig.38b）。鉛直方向の水深0mと8mの温度差は約 $3^{\circ}C$ 以下であった。

最も水温差が生じたのは7月5日であり、その差は $6.3^{\circ}C$ であった。水深6mより浅い地点におけるDO濃度は常に $4mg \cdot L^{-1}$ 以上であった（Fig.38c）。また、pHの鉛直方向の差も1以下であった（Fig.38d）。これらの結果から、鉛直方向の物質循環を引き起こさないようにする水温躍層は形成されておらず、鉛直方向にも物質が循環していることを示唆する結果であった。

Microcystis sp. のブルームが発生している間、溶存態の栄養塩類（ PO_4-P , NO_{2+3-N} ）の濃度は、他の期間に比べると低かった。 PO_4-P は表層の0mと1mにおいては、 $0.01mg \cdot L^{-1}$ 以下であり、 NO_{2+3-N} は $0.1mg \cdot L^{-1}$ であった。このことは、栄養塩類が供給される速度より、藻類に吸収される速度が上回っていることを示している。

流入水の栄養塩類濃度は、調査期間中を通じてほぼ一定であった。これは、水源が自然河川ではなく湖である霞ヶ浦であるためである。流入水の水質濃度はT-Nが $1.1mg \cdot L^{-1}$ であり、T-Pが $0.1mg \cdot L^{-1}$ でほぼ一定であった。また、南東に流入している河川からの栄養塩類の流入量はわずかであり、調整池に流入する栄養塩類の98%は導水から供給されていた。

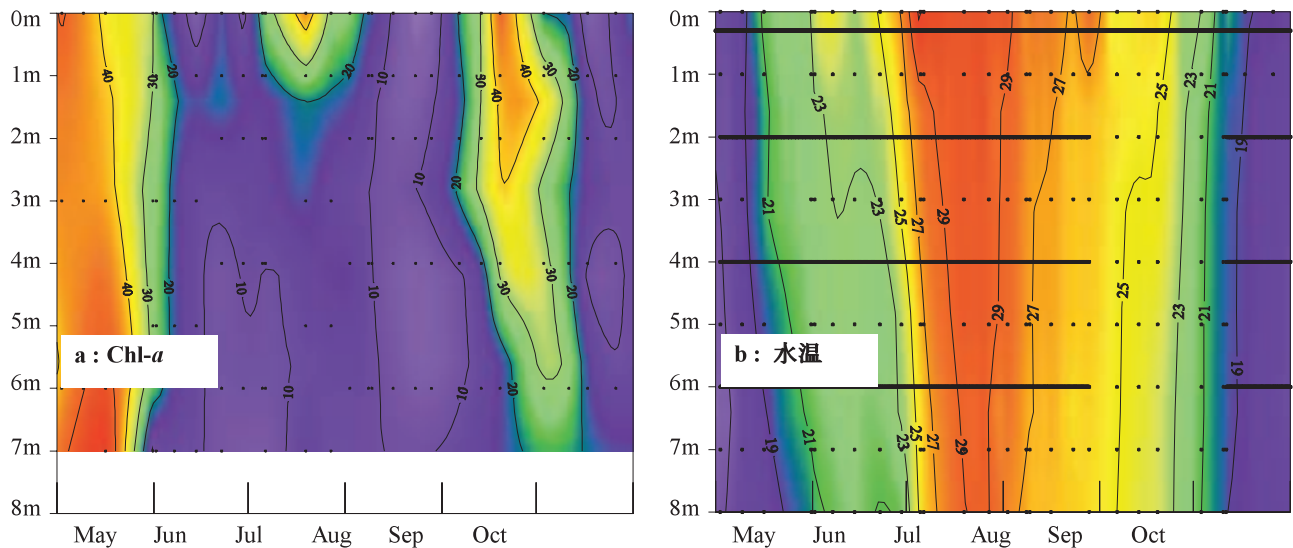


Fig.38 水質項目の変化（横軸：日、縦軸：水深、黒点は採水深さと採水日を示す）

a : Chl-*a* ($\mu g \cdot L^{-1}$), b : 水温 ($^{\circ}C$) 色調は濃度と温度が高（赤）から低（藍）の変化を表す。

Time series of the vertical profile of observed water quality item (a : chlorophyll-*a*, b : water temperature)

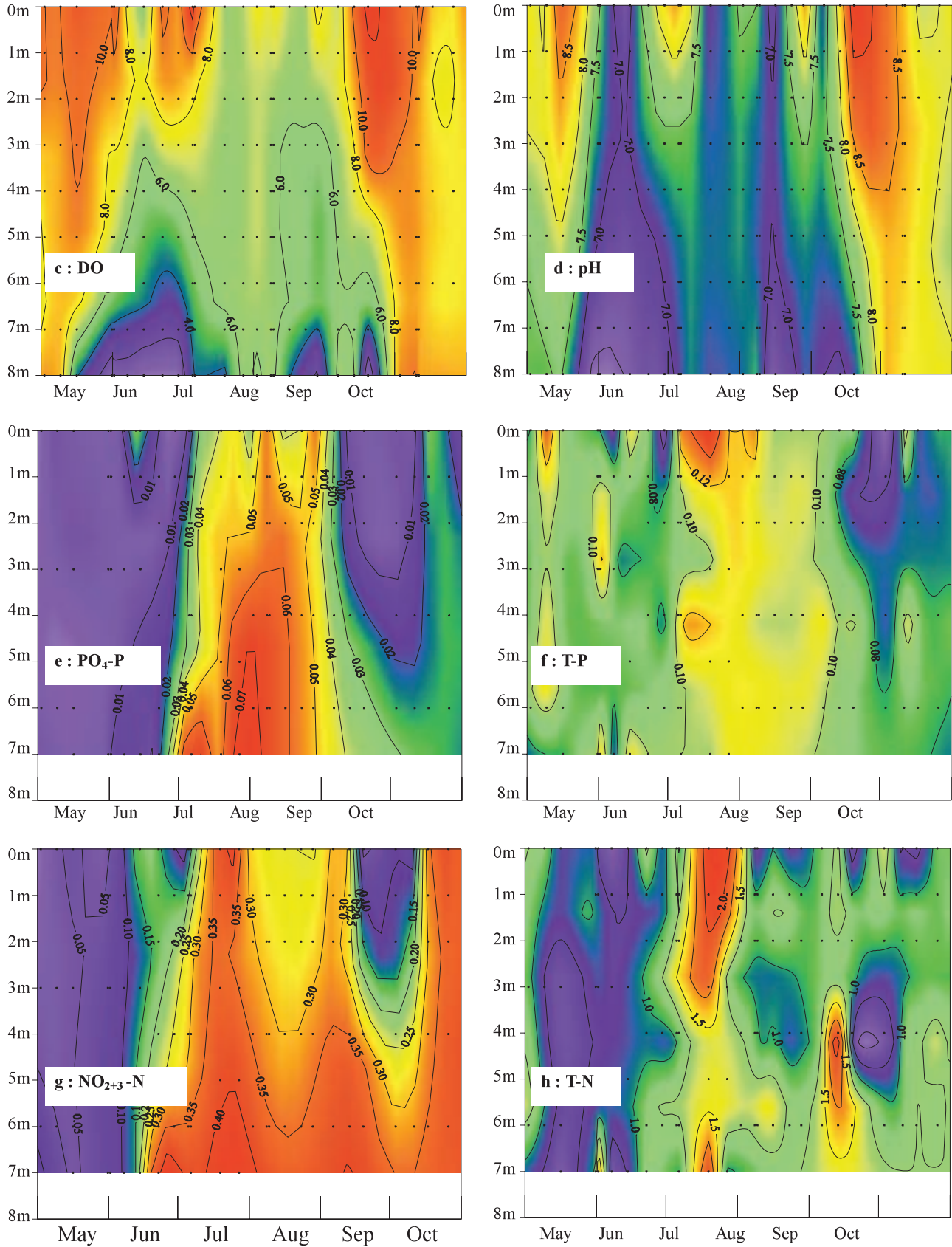


Fig.38 水質項目の変化(横軸:日, 縦軸:水深, 黒点は採水深さと採水日を示す)

c : DO, d : pH, e : PO₄-P, f : T-P, g : NO₂₊₃-N, h : T-N, pHを除いて単位は (mg · L⁻¹).

色調は濃度等が高(赤)から低(藍)の変化を表す。

Time series of the vertical profile of observed water quality item (c : DO, d : pH, e : PO₄-P, f : T-P, g : NO₂₊₃-N, h : T-N)

b 主成分分析

Table 9 に、解析に適用した調査結果を示す。このデータを基準化した後に、主成分分析を行った。得られた因子負荷量と、その時の累積寄与率を Table 10 に示す。

はじめに、主成分の解釈を行うこととする。

第1主成分は、負荷量が大いのは水理学的回転率、日射量であることから物理的な環境条件を表すと解釈できる。回転率と日射量の負荷量が大いことから、第1軸のプラス側に行くほど流出入水による水の入れ替わりが大きく、日射が十分にある環境条件であると解釈できる。

第2主成分は、絶対値が大い2つの固有ベクトルはいずれも栄養塩類であることから、物理的な要因と言うより水域内の栄養塩類濃度の指標と解釈できる。

得られた結果から、主成分得点を散布図としてプロッ

トし、その日の Chl-*a* 濃度を円の大きさと再現したのが Fig.39 である。特徴がわかりやすいように、*Microcystis* sp. によるブルームが形成された時期はグレーとして点線で囲んでいる。これによると、*Microcystis* sp. が優占状態となったのは、第1軸の値はマイナスであることから、回転率が小さく（滞留時間が長く）、日射が弱い環境条件である。また、第2軸についてはプラスマイナスに広くプロットが点在していることから、水域の表層付近の栄養塩類の濃度にさほど影響を受けないと解釈することができる。

なお、日射については、6月から10月までを解析対象としていることから、“(夏季の中では)日差しが十分でない状態”で優占すると解釈できる。これについては、曇天もしくは雨天が長引く時期、または盛夏期を除いた時期、と両方とも可能性としてあり得る。

Table 9 主成分分析に適用したデータ

Applied data for principal component analysis

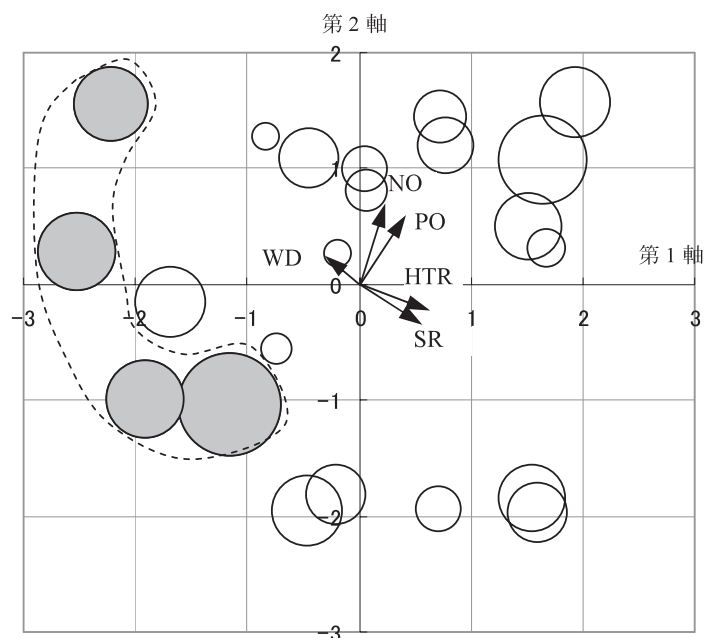
No.	日付	Chl- <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	PO ₄ -P ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	NO ₂₊₃ -N ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	回転率 ($\%\cdot\text{d}^{-1}$)	日射量 ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$)	風速 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
1	6/1	24	0.004	0.034	32.5	14.7	1.40
2	6/7	17	0.005	0.071	31.1	16.5	1.34
3	6/14	5	0.019	0.152	14.9	16.1	1.48
4	6/22	23	0.008	0.169	21.8	6.9	1.84
5	6/29	11	0.001	0.144	37.8	20.8	1.21
6	7/5	18	0.014	0.124	46.8	24.8	1.50
7	7/6	21	0.017	0.121	45.0	25.0	1.57
8	7/19	36	0.040	0.396	37.8	24.1	2.38
9	7/27	23	0.055	0.414	41.5	16.6	1.54
10	8/2	22	0.044	0.309	36.8	17.2	1.19
11	8/8	15	0.059	0.266	33.4	10.9	1.42
12	8/9	13	0.064	0.268	33.5	8.0	1.23
13	8/16	7	0.050	0.257	41.1	17.0	1.26
14	8/23	4	0.042	0.246	19.6	9.7	2.08
15	8/28	8	0.049	0.242	17.9	13.6	1.28
16	9/6	16	0.036	0.308	15.6	11.6	1.41
17	9/13	27	0.013	0.326	13.1	8.0	2.88
18	9/19	49	0.004	0.137	15.6	12.9	1.16
19	10/03	28	0.003	0.084	14.6	8.9	1.44
20	10/11	29	0.008	0.168	12.4	5.8	2.23
21	10/17	4	0.023	0.293	14.6	15.9	1.14
22	10/26	10	0.027	0.390	14.8	14.5	1.01

網掛け部分が *Microcystis* のブルーム時期に相当。

Table 10 藻類の増殖に係る環境要因に対する主成分分析の結果 (因子負荷量と累積寄与率)

Summary of PCA for chlorophyll-*a* concentrations

	第1主成分	第2主成分
回転率	0.85	-0.28
日射量	0.76	-0.45
PO ₄ -P	0.55	0.74
NO ₂₊₃ -N	0.32	0.87
風速	-0.38	0.30
累積寄与率	37.1%	70.4%

Fig.39 藻類の増殖に係る環境要因に対する主成分分析の結果 (円の面積はChl-*a*濃度を表す)

PCA ordination of five indicator environmental variables

WD : wind speed, SR : solar radiation, PO : PO₄-P, NO : NO₂₊₃-N and HTR : hydraulic turnover rate. Area of circle represents the concentration of chlorophyll-*a*. Gray circles represent *Microcystis* dominance.

参考までに、対照的な特徴を示したのが、7月下旬にブルームを形成した *Volvox* sp. の主成分得点である。Fig.39 中の右上に位置する3つ大きなプロットがそれに該当し、第1主成分、第2主成分のいずれもが高い状態であり、“回転率が高く、日射も強く、栄養塩類の濃度のいずれもが高い”時期に増殖しやすい傾向にあることを示している。

c 滞留時間とChl-*a*濃度の関係

主成分分析によって得られた結果は、*Microcystis* sp. の増殖に対して、水理学的回転率が重要な要因であることを示唆するものであった。このことから、水理学的回転率と生物量の指標であるChl-*a*濃度の比較分析を行った。

調査結果によると *Microcystis* sp. が増殖した時期は回転率が小さい時期と一致している。回転率が15%・d⁻¹になった時期に、*Microcystis* sp. が優占状態となって増殖し、Chl-*a*濃度が30μg・L⁻¹を超えた。

南椎尾調整池では、水理学的回転率が栄養塩類の供給速度を表現していると解釈できる。というのは、この調整池には次の3つの特徴を有しているためである。1. 栄養塩類のほとんどが導水によって供給されること、その導水の栄養塩類濃度は一定であること。2. 鉛直方向の物質循環を阻害する水温躍層の形成がなかったこと (Fig.38b, Fig.38c)。これは水深が浅い調整池であるとともに、流入水量と流出水量が多いため水の動きが十分にあったことが要因であろう。3. 実際の水面積を円と仮定した際の円周と水岸線の比である shoreline development が1.3と水域の形状が円形に近いことから、平面方向に滞留域が形成されなかったこと。これらのことから、導水から供給された栄養塩類は水域の中に均等に供給されたと考えることができる。回転率は8月の終わりから小さくなり、それにより栄養塩類の供給速度も低下したと考えられる。回転率が小さい期間中に、栄養塩類の供給速度が遅いことについては、Fig.38e と

Fig.38g で示したように、表層で溶存態の栄養塩類濃度が枯渇していた観測結果からも裏付けられる。

栄養塩類の供給が遅い場合は *Microcystis* の優占を引き起こすことが報告されている。滞留域の栄養塩類がゆっくりと供給される場には *Microcystis* の増殖が起こりやすい (Fogg, 1969; Pearl, 1988)。また、リンの供給が遅い環境下では、*Microcystis* が卓越することが競合実験により明らかにされている (Olsen, 1989)。Kuwata and Miyazaki (2000) は緑藻類である *Scenedesmus* と藍藻類である *Microcystis* の競合関係について、栄養塩の供給速度を変えて数値計算を実施した結果、栄養塩の供給速度が遅い場合は *Microcystis* が優占する結果を得ている。更に、この結果を Takeya *et al.* (2004) が室内実験で確認した。現地観測によって得られた、夏季の回転率が小さい時期に *Microcystis* sp. が増殖した結果は、栄養塩類の供給が遅い環境において *Microcystis* が卓越するという結果と同一のものであった。

なお、前述と重複するが、導水によって流入する藻類は、調整池内での藻類の構成には影響を与えなかった。観測結果によると、導水中に含まれていた藻類の数は少数であり、また、構成種は同一ではなかった。さらに、同一の水利システム系を対象とした研究によると、送水過程においてが低下すること (田淵ら, 1989)、揚水時のポンプ圧に起因すると考えられる影響により藻類の栄養塩類吸収速度が低下すること (Miyazaki *et al.*, 1995) が報告されている。これらのことから、調整池内の藻類は導水によって供給される藻類に影響を受けておらず、独立した状態で藻類が増殖していると考えられる。

結果として、対象とした調整池においては、回転率が小さい環境は *Microcystis* sp. が増殖しやすい条件であると結論づけることができる。

ここで得られた結果は、次のような特徴を有する調整池を対象とした現地観測に基づいている。①水収支が1時間間隔で正確にデータ取得されている、②栄養塩類の供給速度が流入水量に支配されている、③回転率が大きく変化する。回転率が小さくなった時期に *Microcystis* sp. が優占して増殖する現地観測結果を得ることができたものの、栄養塩類の供給速度の他に *Microcystis* sp. の増殖に至った要因が考えられない訳ではない。例えば、動物プランクトンによる捕食圧の違い (Haney, 1987) や、*Microcystis* は浮力を制御することで鉛直移動が可能なこと (Reynolds *et al.*, 1987) があげられる。そのため、*Microcystis* の増殖を抑制するために、増殖に至るメカニズムの解明を目的とした更なる調査研究が必要である。

4 結論

Microcystis sp. の増殖に大きく影響する外的な環境条件 (日射・風・水理学的回転率・溶存態窒素・溶存態リン)

を理解することを目的として、調整池の現地観測結果を分析した結果、次のことが明らかになった。

- 1) 主成分分析による統計的な分析の結果、*Microcystis* sp. が優占しやすい環境条件は、低い回転率と弱い日射であることがわかった。
- 2) かんがい用水の供給が停止し回転率が $15\% \cdot d^{-1}$ となった9月に、*Microcystis* sp. が優占し、Chl-*a* 濃度が大きく増加した。このことから、回転率が小さい時期の水質環境は *Microcystis* sp. の増殖に適した環境であると推測した。
- 3) 回転率が小さい時期は、栄養塩類の供給が遅い状態である。これは、流入する水質濃度の変動が小さいため、流入水量の違いが流入速度を決定していること。また、鉛直方向の物質循環を阻害する強い水温躍層が形成されず、調整池の形状が円に近く、滞留域が形成しにくいいため、鉛直方向にも水平方向にも均等に栄養塩類が供給されたと考えることができるためである。
- 4) 栄養塩類の供給が遅い環境では *Microcystis* sp. が増殖しやすいといった、これまで実施された、数値実験、室内実験または現地観測結果の既往の知見と一致するものであった。

得られた結果は、特定の水域における1年間の現地調査結果に基づいている。そのため、*Microcystis* の増殖に適した環境条件を一般化するには、更なる調査研究が必要であろう。

VI 水田湛水中における窒素循環過程について

1 本章の目的

かんがい期間中の水田湛水中の窒素の循環過程をモデル化することを本章の目的とする。モデル化にあたっては、現地観測により窒素の循環過程を理解し、それに基づいてモデルの構築を行う。

本章では以下を背景とする。農村地域の負荷管理を行う上で、水田における窒素の循環過程が与える影響は大きい。これは、水田へかんがいされる農業用水は利水可能な水資源量の6割強を占めることから、農村地域の栄養塩類負荷の大部分は農業用水とともに循環することとなる。また、農地の半分を占める水田においては、脱窒反応により水中に含まれる窒素が気体へと変化し、系外への除去が見込める。このため、水田の有する窒素除去機能の理解を深め、この機能を活用することで農村地域の負荷管理が適切に行われ、その結果として下流域に位置する調整池などの閉鎖性水域の水質環境保全が期待される場所である。

2 方法

a 調査対象とした水田

対象とした水田は、北緯36° 8', 東経140° 0'に位置する、つくば市吉沼地区の一圃場である (Fig.40, Fig.41)。水田面積は48.6a (76 × 64m)で、流入地点が二箇所、表面排水地点が一箇所である。水田は小規模なかんがいブロックの最上部に位置しており、北側および北東側は農道であるため、浸出水による水田への流入は無視できると思われる。なお、南側は排水路であり、西側の水田は対象水田より、やや低いもののコンクリート畦で分けられていた上に、ほぼ同様に水管理が実施されていたことから地下水による流出も極めて少ないと思われる。土壌は洪積土である。水稲の単作圃場であり、少なくとも5年間は稲以外の作物は作付けされていない。

水田へのかんがい水是水田の南西に位置するポンプ場から全量供給されている。ポンプ場は排水路の水を取水していることから、調査水田には上流域のかんがい用水の余水と農地や家庭からの排水が入り混ざった水が供給されている。

水管理および耕作スケジュールを Table 11 に示す。

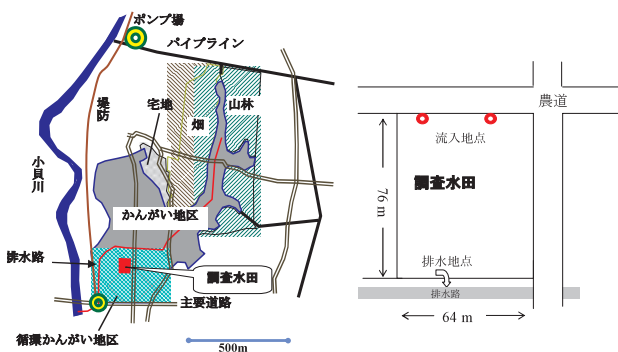


Fig.40 調査水田周辺の概略図 (左図) と調査水田の平面図 (右図)
Map of the investigated paddy field



Fig.41 対象とした水田 (2002年5月29日撮影), 手前は設置した積算式水量計
Observed paddy field

現地観測は、2002年のかんがい期間中を対象として合計26回実施した。調査頻度は週に1回を基本として、水質濃度が短期間で大きく変化することが予想される代かき期、田植え期及び施肥期は高頻度に調査を実施した。調査地点は流入水、東側道路に面した中央地点および排水口の三ヶ所とした。また、流入水の補足調査として水源である流域末端の揚水ポンプ場においても、現地観測を行った。観測項目は窒素濃度 (NO₂-N, NO₃-N, NH₄-N, T-N) であり、採水の後、室内分析を行った。分析方法を Table 12 に示す。採水調査時に、水温、DO、EC、pH をセンサー (U-20, Horiba) によって観測し、その結果を室内分析の際の参考とした。水温は温度センサー (StowAway TidbiT Temperature logger, Onset, Co.) により排水口近傍にて10分間隔で連続観測を行った。かんがい水量は2箇所の流入地点において積算式流量計 (DX25, 金門製作所) により計測し、現地調査を実施する毎に積算値を読みとった。気象データについては、調査水田より10km南東にある農業環境技術研究所において計測してある日降水量、日平均気温、全日日射量、日照時間の結果を適用した。降水中の窒素濃度については、5月20日から6月20日の期間の降水を反応が起こりにくいように貯留保管し、全量を十分に混ぜたサンプルを分析した。

Table 11 調査水田の水管理および営農スケジュール

Schedule of cultivation and water, and fertilizer application for the investigated paddy field

日付	水管理および営農作業	備考
2002年4月16日	肥料散布	窒素量は33.3 kg/ha ¹
4月19日	かんがいの開始	地区内全てのポンプが運転開始
4月26日	代かき	
4月28日	田植え	
6月3日~10日	かんがいの停止	中干し期間
6月19日, 26日, 7月3日, 10日	かんがいの停止	間断かんがい期間
7月14日	肥料散布	窒素量は30 kg/ha ¹
8月22日	かんがいの停止	地区内全てのポンプが運転停止
9月5日	刈り取り	

Table 12 室内分析の項目の分析手法

Water quality analyzing methods

分析項目	分析手法	引用文献
NH ₄ -N	イオンクロマトグラフによる分析。 (DX-320, Dionex, USA) ガードカラム: Ion Pac CG12A 分離カラム: Ion Pac CS12A サブレッサー: CSRS-Ultra, 4 mm	Tartari et al., 1995
NO ₂ -N と NO ₃ -N	イオンクロマトグラフによる分析。 (DX-320, Dionex, USA) ガードカラム: Ion Pac AG12A 分離カラム: Ion Pac AS12A サブレッサー: ASRS-Ultra, 4 mm	Tartari et al., 1995
T-N	接触熱分解・化学発光分析計による分析。 (TN-301P, アナテックヤナコ)	

b 溶存態窒素モデル

田面水中の溶存態窒素 (NH₄-N と NO₂₊₃-N) の濃度を再現することを目的として溶存態窒素モデルを開発した。モデルの構築にあたっては、まず田面水中の空間的な濃度分布は考慮せず、田面水が完全に混合していると

仮定した。次に田面水中で起こっている生物化学反応の仮定及び水移動に伴う循環過程を Fig.42 のように仮定して日単位でモデル化した。

開発したモデルでは、水移動に伴う窒素移動を考慮した上で、生物化学的な反応のモデル化を行った。というのは、日当たりの流入水量と蒸発量および降水浸透量は、湛水している量と比較すると十分大きいことから、田面水中の窒素濃度の再現にあたっては考慮することが必要となるためである。なお、水移動に伴う循環過程の再現においては、それぞれの経路に係る負荷量収支を行わず、水収支計算によって得られる結果から比を用いて、それぞれの要因の影響度に重みをつけて濃度の値を求めた。

土壌に含まれる窒素については、モデルでは考慮していない。これは土壌に含まれる窒素の多くは難分解性の窒素であり、米が吸収できるのは土壌中の窒素の5%にも満たないこと（三好, 1978）、を考慮したためである。

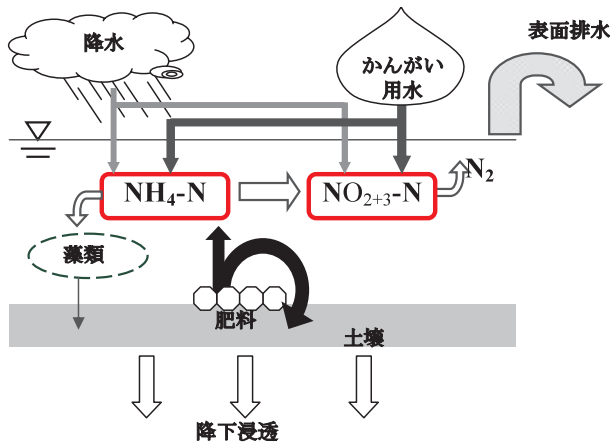


Fig.42 田面水中の溶存態窒素モデルの概念図
Schematic diagram of the dissolved nitrogen model

それぞれの生物化学的な反応は、Streeter-Phelps 式 (Streeter and Phelps, 1925) と同じく一次反応式で表現した。Streeter-Phelps 式は、もともと溶存酸素の濃度再現のために開発されたものであるが、溶存物質の反応速度の再現性に優れており、広く適用されており、十分な実績がある。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は式 (6-1) に示すように、生物化学的な濃度変化と水移動に伴う循環過程を併せて再現できるように定式化を行った。生物化学的な反応は、硝酸態窒素への硝化反応と、藻類によるアンモニアの吸収の二つの反応を再現した。硝化反応速度は湛水深に反比例すると仮定した。これは、硝化反応は主に土壌表面で進行することが知られているためである (Hasebe *et al.*, 1985)。また、硝化速度、藻類による吸収速度は、いずれも水温の影響を受ける (Hasebe *et al.*, 1985; Eppley, 1972) ことから、生物反応の式形として広く使われている関数形 (Chen and Orlob, 1975) によって水温の影響を再

現した (式 (6-2) および式 (6-3) の第 2 項)。

アンモニア態窒素には 4 つの供給源があると仮定した。前日からの残留と、当日に供給されるかんがい水の流入に伴う供給、降雨に伴う供給、そして肥料からの溶脱である。これらの 4 つの供給源のうち、前日からの残留分と当日に供給される分では、日単位で濃度を計算していることから、実際の反応時間と異なることが予想される。そのため、当日に供給される分については、反応時間が前日からの残留分に比べると半分であると仮定して、 Δt を半分に設定した。

$$H^i = \phi_{H1}^i \times e^{(-\alpha-\gamma)\Delta t} + (\phi_{H2}^i + \phi_{H3}^i + \phi_{H4}^i) \times e^{(-\alpha-\gamma)\Delta t/2} \quad (6-1)$$

$$\alpha = \left(\frac{A}{WD^i} \right) \times \theta^{WT^i-20} \quad (6-2)$$

$$\gamma = \Gamma \times \theta^{WT^i-20} \quad (6-3)$$

ここで、 H^i : i 日目の田面水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 ϕ_{H1}^i : 前日からの残留分、 ϕ_{H2}^i : かんがい水の流入に伴う供給、 ϕ_{H3}^i : 降水に伴う供給、 ϕ_{H4}^i : 肥料の溶出に伴う供給、単位はいずれも ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。 α : 硝化反応の速度定数 (d^{-1})、 γ : 藻類による $\text{NH}_4\text{-N}$ の吸収速度定数 (d^{-1})、 θ : 水温定数、 WD^i : 湛水深さ (m)、 WT^i : 日平均水温 ($^{\circ}\text{C}$)、 A : 硝化係数 ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)、 Γ : 藻類の吸収係数 (d^{-1})。なお、添え字の i は i 日目の値であることを示す。

水移動に伴う循環過程を再現するために、水質濃度は物質移動の経路別に計算を実施し、全体の水移動に対する比を用いることで影響の再現が行えるようにした (式 (6-4) の第 2 項、式 (6-5) の第 1 項、式 (6-6) の第 1 項)。また、水田に湛水された水が蒸発することによる濃縮過程は式 (6-4) の第 1 項で再現した。なお、降水浸透水中の濃度変化については再現計算の対象としていない。これは、水田の湛水中の窒素濃度変化を再現することを目的としたモデルであるためである。

$$\phi_{H1}^i = \frac{WD^{i-1}}{WD^{i-1} - E^i} \times \frac{WD^{i-1} - P^i - I^i}{WD^i} H^{i-1} \quad (6-4)$$

$$\phi_{H2}^i = \frac{I^i}{WD^i} \times C_{H2}^i \quad (6-5)$$

$$\phi_{H3}^i = \frac{P^i}{WD^i} \times C_{H3}^i \quad (6-6)$$

$$\phi_{H4}^i = \Delta \times C_{FH}^i \quad (6-7)$$

ここで、 E^i : 蒸発散量 (m)、 P^i : 降水量 (m)、 I^i : かんがい水量 (m)、 C_{H2}^i : かんがい水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 C_{H3}^i : 降水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、 C_{FH}^i : 湛水深を考慮した、肥料からの溶脱した場合の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、また Δ : 化学肥料から溶脱した窒素が土壌から溶脱される割合。

$\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度は式 (6-8) に示すように、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度

の場合と同様に生物化学的な濃度変化と水移動に伴う循環過程を併せて再現できるように定式化を行った。生物化学的な反応は脱窒反応のみを一次反応式で再現した。反応速度式は田淵ら (2001) によって提案された式を修正して適用した。脱窒反応は土壌表面直下で進行する(和田・上原, 1977) ことから, 反応速度は水深に反比例するように設定した。また, 脱窒反応についても水温の影響を受けるため (Stanford *et al.*, 1975), $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度のモデルと同様に設定した (式 (6-9) の第2項)。なお, 藻類によるアンモニアの吸収反応は再現していない。これは, 田面水中の藻類は窒素の栄養塩は $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ より $\text{NH}_4\text{-N}$ のほうを選好的に吸収するためである (伊藤・増島, 1984)。

$\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ には5つの供給源があると仮定した。前日からの残留と, 当日に供給される, かんがい水の流入に伴う供給, 降雨に伴う供給, 肥料からの溶脱, そしてアンモニア態窒素からの硝化である。反応時間の表現については $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の場合と同様である。

$$N^i = \phi_{N1}^i \times e^{(-\beta) \Delta t} + \left(\phi_{N2}^i + \phi_{N3}^i + \phi_{N4}^i + \phi_{N5}^i \right) \times e^{(-\beta) \Delta t/2} \quad (6-8)$$

$$\beta = \left(\frac{B}{WD^i} \right) \times \theta^{WT-20} \quad (6-9)$$

ここで, N^i : 湛水中の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), β : 脱窒反応の速度定数 (d^{-1}), ϕ_{N1}^i : 前日からの残留分, ϕ_{N2}^i : かんがい水の流入に伴う供給, ϕ_{N3}^i : 降水に伴う供給, ϕ_{N4}^i : 肥料の溶出に伴う供給, ϕ_{N5}^i : アンモニア態窒素が硝化により変化した分, 単位はいずれも ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。 B : $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の脱窒係数 ($\text{m} \cdot \text{d}^{-1}$)。

水移動に伴う循環過程の再現方法は, アンモニア態窒素の場合と同様に比を用いて計算している (式 (6-10) の第2項, 式 (6-11) の第1項, 式 (6-12) の第1項)。

$$\phi_{N1}^i = \frac{WD^{i-1}}{WD^{i-1} - E^i} \times \frac{WD^i - P^i - I^i}{WD^i} \cdot N^{i-1} \quad (6-10)$$

$$\phi_{N2}^i = \frac{I^i}{WD^i} \times C_{N2}^i \quad (6-11)$$

$$\phi_{N3}^i = \frac{P^i}{WD^i} \times C_{N3}^i \quad (6-12)$$

$$\phi_{N4}^i = \Delta \times C_{FN}^i \quad (6-13)$$

$$\phi_{N5}^i = \left[1 - e^{(-\alpha) \Delta t} \right] \times \phi_{H1}^i + \left[1 - e^{(-\alpha) \Delta t/2} \right] \times \left(\phi_{H2}^i + \phi_{H3}^i + \phi_{H4}^i \right) \quad (6-14)$$

ここで, C_{N2}^i : かんがい水の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), C_{N3}^i : 降水の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), C_{FN}^i : 湛水深を考慮した化学肥料からの溶脱による $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃

度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)。式 (6-14) ではアンモニア態窒素が硝化反応によって $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ に変化した割合を算定している。

上述の計算方法は, 当該日の供給水量が排水口の堰上げ高さを上回らない場合のみに有効である。大量の降水がある場合など, 表面排水が生じるほど供給水量がある場合には, これらの式では再現することができない。そのため, 当該日の供給水量が排水口の堰上げ高さを上回る場合には, 前日からの残留分は全て入れ替わると仮定して, 次のようにモデル式を変形して適用することとする。

$$H^i = \left(\phi_{H2}^i + \phi_{H3}^i + \phi_{H4}^i \right) \times e^{(-\alpha-\gamma) \Delta t/2} \quad (6-15)$$

$$\phi_{H2}^i = \frac{I^i}{I^i + P^i} \times C_{H2}^i \quad (6-16)$$

$$\phi_{H3}^i = \frac{P^i}{I^i + P^i} \times C_{H3}^i \quad (6-17)$$

$$N^i = \left(\phi_{N2}^i + \phi_{N3}^i + \phi_{N4}^i + \phi_{N5}^i \right) \times e^{(-\beta) \Delta t/2} \quad (6-18)$$

$$\phi_{N2}^i = \frac{I^i}{I^i + P^i} \times C_{N2}^i \quad (6-19)$$

$$\phi_{N3}^i = \frac{P^i}{I^i + P^i} \times C_{N2}^i \quad (6-20)$$

$$\phi_{N5}^i = \left[1 - e^{(-\alpha) \Delta t/2} \right] \times \left(\phi_{H2}^i + \phi_{H3}^i + \phi_{H4}^i \right) \quad (6-21)$$

c 水収支計算方法

湛水中の溶存態窒素濃度の計算にあたっては, 日単位の水収支が重要な要素となるため, モデル計算を行う必要がある。ここでは, 式 (6-22) で表されるような水収支モデルを構築し, 日単位の水収支計算を可能にした。日単位の水収支は, かんがい水量, 降水量, 蒸発散量, 降下浸透量, 表面排水量によって決定される。得られた湛水深が排水口の堰上げ高さを上回るようであれば, 超過分を表面排水量とみなし, 湛水深は堰上げ高さと同じと考えることができる。

$$WD^i = WD^{i-1} + I^i + P^i - K_c \times E^i - Pe^i, \quad (6-22)$$

ただし $WD^i > DH$ の場合,

$$WD^i = DH, \quad SD^i = WD^i - DH$$

$$WD^i < DH \text{ の場合, } WD^i$$

$$= WD^i, \quad SD^i = 0$$

ここで Pe : 日あたりの降下浸透量 (m), DH : 排水口の堰上げ高さ (m), SD : 表面排水量 (m), E : Makkink 法によって計算した蒸発散位, K_c : 蒸発散量の推定における作物定数。なお, Makkink 法によって計算された蒸発散位は, ペンマン法で計算された蒸発散位よりパン蒸発量に近い (永井, 1993)。水田では, かんがい期間中は湛水状態で管理されることから, パン

蒸発量に近い値が実蒸発散量と思われるため、Makkink法による蒸発散位の予測計算を行う。

日単位で湛水深を求めた結果、湛水深がマイナスになる場合は次のように場合分けを行う。まず、降下浸透量を大きく見積もりすぎる場合があることから、下方修正する。それでも、湛水深がマイナスとなる場合は、続いて蒸発散量を下方修正する。この手順による修正は、蒸発散量のほうが降下浸透量より予測精度が高いと仮定している。これは、降下浸透量は時間的または空間的な変動が大きく、降下浸透量は、一般に減水深から蒸発散量を差し引いた残りとして求められるため(農業土木学会, 1989)、蒸発散量のほうが推定精度が高いと解釈したためである。

3 結果と考察

a 現地観測結果

対象とした水田のかんがい水量と降水量を Fig.43 に示す。かんがい期間中に水田に供給された総量は 1,388 mm であり、そのうち 844mm がかんがい用水として、残りの 544mm は水田面への降水によって供給された。水管理は営農を行っている農家によりかんがい水量を調節する方法で実施され、湛水がちょうど水田の土壌を覆うように管理された。

かんがい水と田面水の溶存態窒素濃度の調査結果のうち、アンモニア態窒素濃度の結果を Fig.44a に、亜硝酸態窒素と硝酸態窒素濃度の合計値を Fig.44b に示す。かんがい水の値については、調査時に水田への供給がない

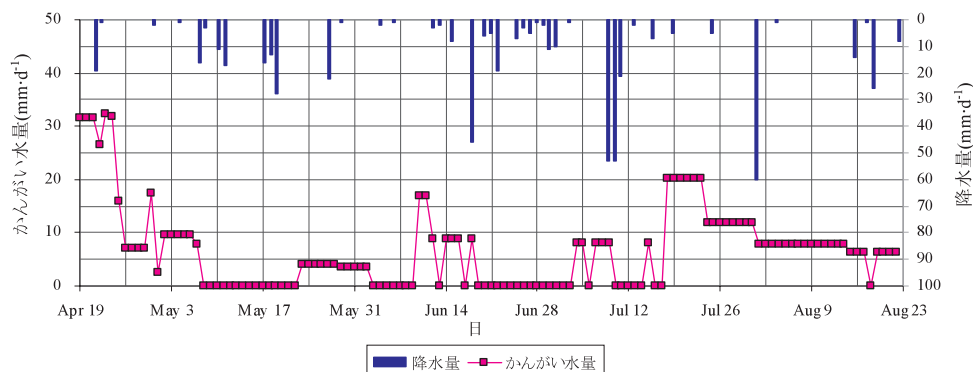


Fig.43 かんがい期間中のかんがいの水量と降水量

Observed precipitation and irrigation water flux in the field during the irrigation period

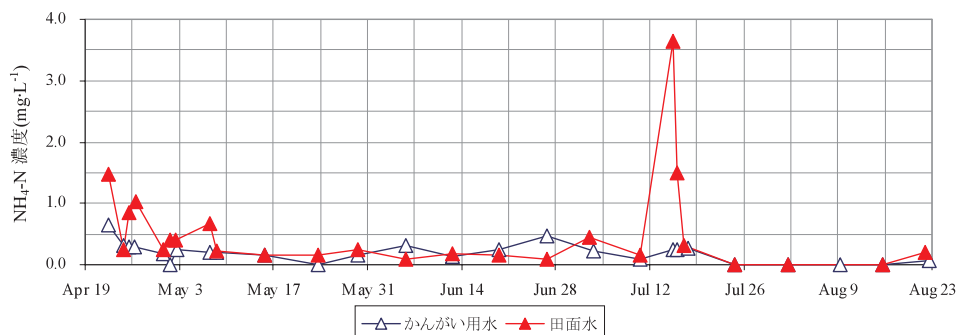


Fig.44a かんがい期間中のかんがいの用水と田面水の NH₄-N 濃度の変化

NH₄-N concentrations in irrigation water and ponded water on the field during the irrigation period

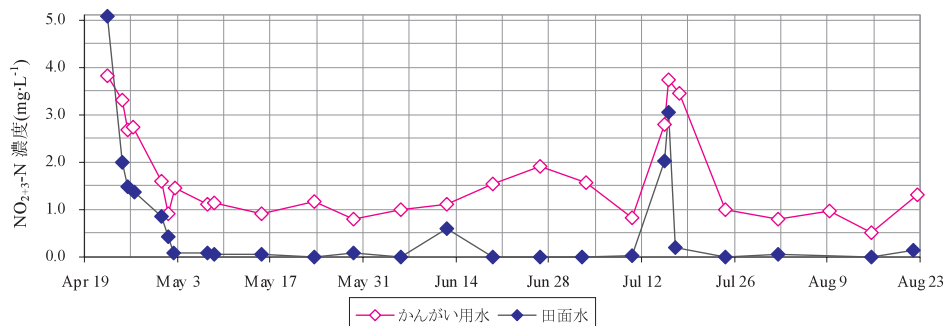


Fig.44b かんがい期間中のかんがいの用水と田面水の NO₂₊₃-N 濃度の変化

NO₂₊₃-N concentrations in irrigation water and ponded water on the field during the irrigation period

場合はポンプ場で採取した水の値としており、また田面水については、田面中央の値と排水口地点の値の平均値としている。降水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $0.41\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であり、 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度は $0.50\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であった。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度については、施肥の直後の時期は田面水の濃度がかんがい水の濃度より高い。これは、肥料の溶脱によるものと考えられる。その他の時期は、田面水とかんがい水の濃度は同等であり、硝化反応速度と肥料の溶脱速度が平衡状態にあることなどが考えられる。

$\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度については、田面水の窒素濃度のほうが、かんがい水の窒素濃度よりも明らかに低い。これは、脱窒反応が十分に進行していることを予想させる結果である。かんがい開始直後の時期に、田面水の濃度が高くなっている。肥料は全てアンモニア態で供給されていることから、アンモニア態窒素の硝化反応が急速に進行していることを示唆する結果である。

b 水収支計算結果

式(6-22)によって求めた日単位の湛水深をFig.45に示す。計算にあたっては、現地観測で得られた次の条件を適用した。排水口における堰上げ高さはかんがい期間中を通じて50mmであった。また、2003年に引き続き実施した現地調査の結果、降下浸透量は最大で一日あたり5mmであった。Makkink式を使って蒸発散量を推定する際に地点毎に異なる定数が必要となり、調査水田に近い筑波山の値を適用した。蒸発散量の推定の際に必要な作物係数は1.0とした。これは、水稻の作物係数は耕作期間中に変動し、0.6と1.2の間で変動している(FAO, 1998)ためである。

式(6-22)を適用して日単位で湛水深を算定すると、湛水深が求められるだけでなく、それぞれの流出経路ごとの量を求めることができる。前述の供給水量も併せて整理したものをFig.46に示す。かんがい期間中の蒸発散量は510mm、表面排水量は304mm、そして降下浸透量が574mmであった。

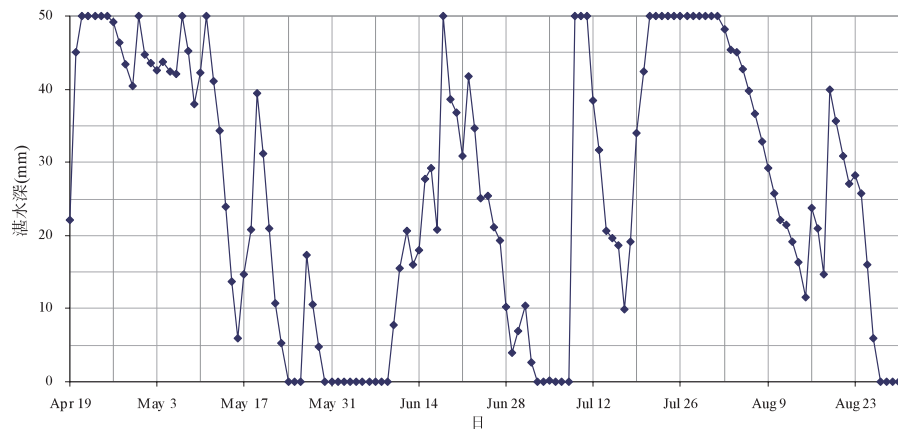


Fig.45 かんがい期間中の湛水深 (計算結果)

Calculated water depth on the field during the irrigation period

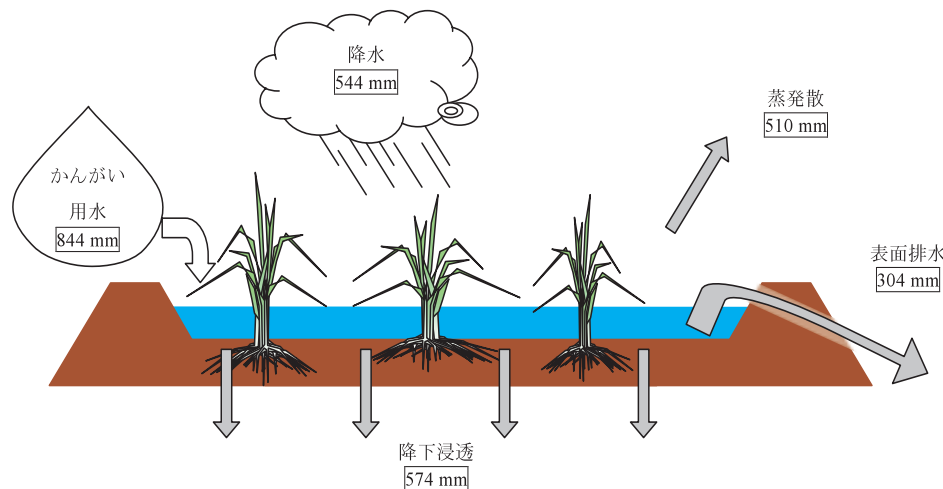


Fig. 46 かんがい期間中の水収支 (流入量は観測値, 流出量は計算値)

Water balance of the field during the irrigation period

c 窒素モデルによる計算結果

開発したモデルによる計算結果を Fig.47 に示す。日単位で計算された NH₄-N 濃度と NO₂₊₃-N 濃度は現地観測値と良く適合している。施肥時期の急激な濃度低下だけでなく、通常時の濃度変動も良く再現されている。施肥はアンモニア態窒素として供給され、施肥直後のアンモニア態窒素の溶出および硝化反応に伴う硝酸態窒素濃度の上昇とそれに引き続き脱窒反応による濃度低下といった一連の反応は十分再現されている。

なお、線が途中で切れているのは、水深がゼロになった日に該当し、計算することができないため表示されていない。

開発した窒素モデルを使って、予測計算をする際には、5つのパラメータを調整する必要がある (Table 13)。いずれのパラメータについても、物理的な意味を有している、もしくは既往の研究による蓄積があるため、パラメータのとり得る範囲は決定することができる。AとBのパラメータは Shiratani *et al.* (2004) が報告した脱窒係数の値を参考にして5分の1から5倍の範囲を探索した。Γについては、藻類の吸収速度を考慮しながら0.01から2.0 (d⁻¹) の間で最適解の探索を行った。水温に係るパラメータは土壌中の活性化エネルギーから1.06から1.16の間を対象とした。肥料にかかる係数については、考えられる最大の範囲 (0~1) を対象とした。

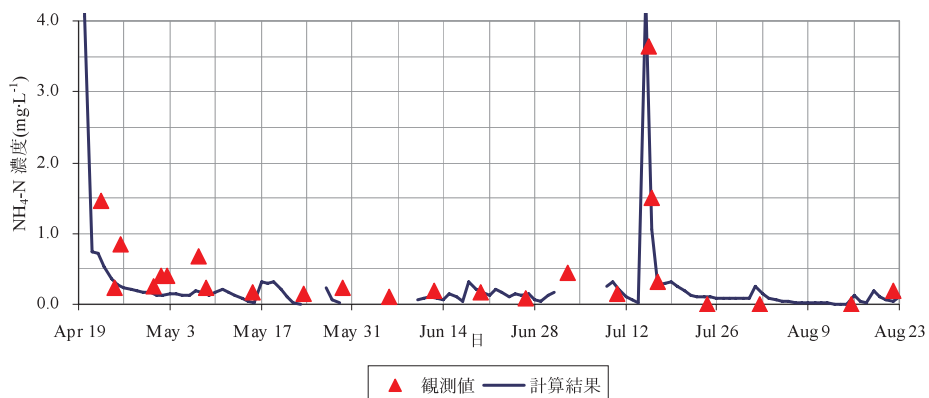


Fig.47a 窒素モデルによる計算結果と現地観測値の比較 (NH₄-N 濃度)

Comparison of observed data with calculated NH₄-N concentration values in the ponded water

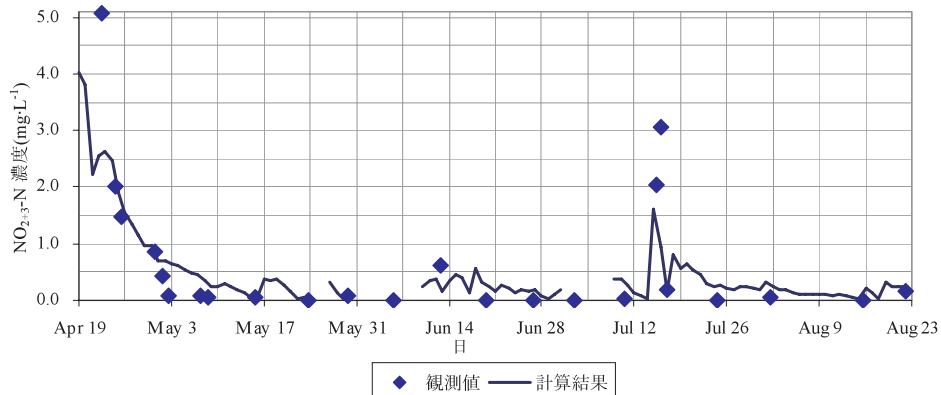


Fig.47b 窒素モデルによる計算結果と現地観測値の比較 (NO₂₊₃-N 濃度)

Comparison of observed data with calculated NO₂₊₃-N concentration values in the ponded water

Table 13 解析に適用したパラメータの値と既往の文献値

List of parameters used in the analysis

	パラメータ (単位)	最適値	解の探索範囲
A	NH ₄ -N の硝化係数(m·d ⁻¹)	0.014	0.002-0.05
B	NO ₂₊₃ -N の脱窒係数(m·d ⁻¹)	0.025	0.002-0.05
Γ	藻類の栄養塩摂取係数(d ⁻¹)	0.01	0.01-2.0
Δ	肥料の溶出割合(-)	0.10	0.0-1.0
θ	水温定数 (-)	1.13	1.06-1.16

Table 14 遺伝的アルゴリズムによるパラメータ最適化条件
Optimization conditions for external parameters using the genetic algorithm (GA)

基本モデル	適応度比例戦略+エリート保存戦略
一様交叉率	50%
突然変異率	5%
個体数	100 個体
最大世代数	1,000 世代

このように設定した範囲の中で、パラメータを変動させて試行計算を実施し、最小二乗法によってパラメータの最適値を決定した。比較を行ったのは、日単位で出力される計算値とかんがい期間中を内挿補完した観測値である。最適解の探索においては、遺伝的アルゴリズム (Genetic Algorithm) 手法を用いており、極値解に陥る可能性は低いものと思われる (Table 14)。

現地観測結果のうち4月26日の値は解析対象から除外した。これは、調査時に代かきが実施されており、代かきのプロセスとそれに伴う肥料の溶出プロセスは再現していないためである。なお、代かきの攪拌深さや強度は土壌条件や気象条件によって大きく異なっていることから一般化は難しい。

開発したモデルを使った計算により、水移動に伴う窒素収支だけでなく、水田湛水中における個々の反応過程を予測計算することが可能となる (Fig.48)。NH₄-N については、肥料の溶脱も含めると、かんがい期間中には 10.2 kg・ha⁻¹ が田面水中に供給されており、半分の 5.2 kg・ha⁻¹ が硝化反応により硝酸態窒素となった。残ったアンモニア態窒素は表面流出と降下浸透により、ほぼ半分ずつ田面水中から移動した。また、NO₂₊₃-N については、かんがい水によって供給された量と、ほぼ等量が脱窒により系外へと消失した。このように、モデル計算を実施することにより、日単位の溶存態窒素濃度を再現できるだけでなく、それぞれの反応プロセスを理解することが可能となる。

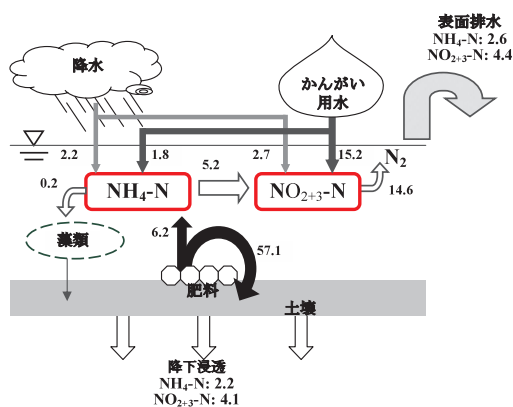


Fig.48 かんがい期間中の窒素の循環過程 (計算結果) (単位: kg・ha⁻¹)
Calculated results of dissolved nitrogen balance during irrigation period

4 結論

水田の湛水中における日単位の NH₄-N 濃度と NO₂₊₃-N 濃度の再現を目的としてモデルを開発した。開発にあたっては、2002 年度に実施した現地調査の結果を参考にした。開発したモデルの特徴をまとめると以下のとおりである。

- 1) 開発したモデルはシンプルな構成となっており、個々の反応速度は一次反応式によって表現し、同定が必要なパラメータの数は5つと少ない。
- 2) 入力データとして、気象データ、かんがい水量データおよびかんがい水中の窒素濃度と施肥量が必要となる。
- 3) NH₄-N 濃度と NO₂₊₃-N 濃度の高い再現性を有しており、現地観測結果と良く適合した。施肥期の大きな濃度変化だけでなく、通常時の濃度変動についても再現が可能であった。
- 4) モデル計算の結果、水移動に伴う窒素の循環過程だけでなく、硝化や脱窒といった個々の態変化の過程についても理解することが可能となる。

開発したモデルは、田面水中の溶存態窒素濃度の十分な再現性を有していたものの、土壌からの窒素の溶出過程と大気からの窒素固定、また土壌中で浸透する際の濃度変化については考慮していない。これらの現象をとりこんだ更なるモデル開発が進むことにより水田における窒素の複雑な循環過程を理解することが可能となるであろう。

VII 結 言

農業用調整池は、日本農業を支える主要な農業水利施設である。水田のみならず、畑地または転作期の畑地、果樹園、畜産など各種の農業における水需要を満たすために必要不可欠な基幹施設の一つである。

近年は生活環境の向上とともに、環境に対する意識の高まりにより、農業に対しても無農薬栽培や有機農法といった質に対する消費者のニーズも高い。そのなかで、農業に使われている水の質についても生産者、消費者とも注目するような状況となっている。

本論文では、農業用調整池における汚濁の一要因である、藻類の増殖による有機汚濁に注目してとりまとめを行った。調整池の水域内部の現象は、水温変化に伴う密度流れ、栄養塩類の循環過程、そして藻類による栄養塩類の吸収と回帰など、物理過程、生物化学過程がそれぞれの反応速度で複雑に同時進行している。これらの複雑な現象の解明を目的とした一連の研究成果のとりまとめを行ったものである。

はじめに、第I章において日本における閉鎖性水域の富栄養化現象について経年的な傾向や特徴についてとりまとめ、農村地域における閉鎖性水域の特徴と水質保全対策手法について整理した。第II章では、より詳細に現象を解明するために、既往の文献レビューを行った。

第III章では、農業用調整池でおこっている現象の解明に資するべく、水理的滞留時間が2~7日の浅い農業用調整池を対象として、富栄養化にかかる水質環境の調査を2ヶ年に渡り詳細に実施した結果、以下のことが明らかになった。かんがい用水の供給が停止し水理的回転率が $15\% \cdot d^{-1}$ となる9月は、*Microcystis* sp. が優占した。*Microcystis* sp. の優占時にChl-*a*濃度は、2001年は上昇したが、2002年は上昇しなかった。回転率が $30\% \cdot d^{-1}$ を超える7月は、*Volvox* sp. が優占種となってChl-*a*濃度が上昇し、同時にCOD_{Mn}濃度も上昇した。これは、水中ポンプが稼働していた2001年、稼働しなかった2002年とも同じであった。4月から5月は、流入水に高濃度の土粒子と珪藻類である*Synedra* sp. が含まれていたため、Chl-*a*濃度、COD_{Mn}濃度とも上昇した。冬季には珪藻類の*Synedra*の増殖によってChl-*a*濃度が上昇した。2002年は*Nitzschia* sp. と*Synedra* sp. が、2003年は*Synedra* sp. が優占種であった。ただし、いずれもCOD_{Mn}濃度の変化は小さかった。*Volvox* sp. が優占した時期は、栄養塩類の供給速度が速い時期に、*Microcystis* sp. が優占した時期は栄養塩類の供給速度が遅い時期に、それぞれ一致した。このことは、滞留時間が長く富栄養化した水域で藍藻類が増殖しやすいという既往の知見と一致する結果であった。

第IV章では、藻類の増殖にかかる現象を数値計算によって再現することを目的として、三次元的な流れ・水温解析および藻類の増殖にかかる水質解析モデルを構築した。マルチレベルモデルの運動方程式と連続の式を基礎式とした流れ解析と、水温変化を再現する移流拡散方程式との連立解法により密度流れを再現できるモデルを開発した。離散化手法は、時間方向は一次精度の陽的解法を適用し、平面方向は三角形一次要素の有限要素法を適用した。流れと水温の解析結果を陽として水質解析モデルに入力し、藻類の増殖にかかる項目について移流拡散方程式によって求めた。その中で相互の物質循環過程を考慮した。開発したモデルを使って夏季の153日間を対象として、数値計算を実施したところ、水温の再現性は非常に高く、誤差の平均値は $0.8^{\circ}C$ であった。また、

Chl-*a*濃度は部分的に観測結果と一致していた。藻類の生物量は一つのモデル式で再現したため、*Volvox* sp. が優占していた時期は整合していたものの、*Microcystis* sp. が優占していた時期の整合性は低かった。

このため、第V章にて*Microcystis*の増殖に影響を与える水質環境条件を理解するために、現地調査結果の解析を行った。主成分分析による統計的な分析の結果、*Microcystis* sp. の優占状態を引き起こす環境条件は、水理的回転率が低く、日射が弱いことであることがわかった。かんがい用水の供給が停止し回転率が $15\% \cdot d^{-1}$ に低下した9月に、*Microcystis* sp. が優占し、Chl-*a*濃度が大きく増加した。このことから、回転率が低い時期の水質環境は、他の藻類との競合において*Microcystis* sp. が増殖するうえで優位な環境条件であると推測した。回転率が低い時期は、栄養塩類の供給が遅い状態である。これは、流入する水質濃度がほぼ一定であるため、調整池内へ流入する栄養塩類の量は流入水量に比例関係にあること。また、鉛直方向の物質循環を阻害する強い水温躍層が形成されず、調整池の形状が円に近く、滞留域が形成しにくいいため、鉛直方向にも水平方向にも均等に栄養塩類が供給されたと考えることができるためである。栄養塩類の供給が遅い環境では、*Microcystis* sp. が他の藻類との競合に勝るため増殖しやすいといった既往の数値実験、室内実験または現地観測結果による知見と一致するものであった。

第VI章では、水田の湛水中における日単位のNH₄-N濃度とNO₂₊₃-N濃度の再現を目的としてモデルを開発した。開発にあたっては、2002年度に実施した現地調査の結果を参考にした。開発したモデルはシンプルな構成となっており、個々の反応速度は一次反応式によって表現し、同定が必要なパラメータの数は5つと少ない。入力データとして、気象データ、かんがい水量データおよびかんがい水中の窒素濃度と施肥量が必要となる。NH₄-N濃度とNO₂₊₃-N濃度の高い再現性を有しており、現地観測結果と良く適合した。施肥期の大きな濃度変化だけでなく、通常時の濃度変動についても再現が可能であった。モデル計算の結果、水移動に伴う窒素の循環過程だけでなく、硝化や脱窒といった個々の態変化の過程についても理解することが可能となった。

一連の研究により、農業用調整池の内部における物質循環過程やそれに伴う藻類の増殖といった生物的な過程についても明らかになった。農業用調整池は、その使用目的から、水源となる水質環境や水管理の条件により形成される水質環境は大きく異なることが予想されるため、本研究で得られた知見を一般化することは難しいと思われる。しかしながら、水田へのかんがい用水の供給を行うのであれば、水管理による外的な環境要因の影響は類似しているであろう。本研究で得られた知見が、富栄養化や藻類の増殖による水質環境の課題が生じている水域の水質環境改善に、少しでも役立てることが可能で

あれば、これに勝る喜びはないであろう。

引用文献

- 1) Arhonditsis G.B. and Brett M.T. (2004) : Evaluation of the current state of mechanistic aquatic biogeochemical modeling. *Marine ecology-progress series*, 271, pp. 13-26
- 2) Bergstrom L., Johnsson H. and Torstensson G. (1991) : Simulation of soil-nitrogen dynamics using the SOILN model. *Fertilizer Research*, 27 (2-3) ,pp.181-188
- 3) Berman T. and Shteinman B. (1998) : Phytoplankton development and turbulent mixing in Lake Kinneret (1992-1996) . *J. Plankton Research*, 20 (4) ,pp. 709-726
- 4) Bradbury N.J., Whitmore A.P., Hart P. B. S. and Jenkinson D.S. (1993) : Modeling the fate of nitrogen in crop and soil in the years following application of N-15-labeled fertilizer to winter-wheat. *Journal Agricultural Science*, 121 (3) ,pp. 363-379
- 5) Blomqvist P., Pettersson A. and Hyenstrand P. (1994) : Ammonium-nitrogen : A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Archiv für Hydrobiologie*, 132, pp. 141-164
- 6) Chen C. W. and Orlob G.T. (1975) : Ecologic simulation for aquatic environments. In *Systems Analysis and Simulation in Ecology*, Vol. III, Academic Press, New York, pp. 476-588
- 7) Codd G.A., Bell S.G. and Brooks W. P. (1989) : Cyanobacteria toxins in water. *Water Science and Technology*, 21, pp.1-13
- 8) 土木学会 (1985) 水理公式集 - 昭和 60 年版 -, 土木学会, p.351
- 9) 土木学会水理委員会 (1999) 水理公式集平成 11 年版, pp.585-590
- 10) Eppley R.W. (1972) : Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fisheries Bulletin*, 70, pp. 1063-1085
- 11) FAO (1998) : Crop Evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements. *Irrigation and Drainage Paper* 56
- 12) Fogg G.E. (1969) : The physiology of an algal nuisance. *Proc. R. Soc. Lond.*, B. 173, pp. 175-189
- 13) 福島忠雄, 岩田雄三 (1989) 生活雑排水が混入する溜池の植生 (ハス) による水質改善効果について, 農業土木学会論文集, 142, pp.99-105
- 14) Greenwood D.J., Rahn C., Draycott A., Vaidyanathan L.V. and Paterson C. (1996) : Modelling and measurement of the effects of fertilizer-N and crop residue incorporation on N-dynamics in vegetable cropping. *Soil Use and Management*, 12 (1) , pp. 13-24
- 15) Haney J.F. (1987) : Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21, pp. 467-475
- 16) 治多伸介, 櫻井雄二 (2000) 処理水の流入する溜池内部の水質, H12 農土学会大会講要集, pp.80-81
- 17) Hasebe A., Sekiya S. and Iimura K. (1985) : Direct determination of the differentiation process of the oxidized and reduced soil layers in paddy fields. *Japanese Agricultural Research Quarterly*, 19, pp. 172-177
- 18) 日高伸 (1988) 水稻の生育・土壌に及ぼす灌漑水質の影響とその限界濃度に関する研究, 埼玉県農業試験場研究報告, 44, p.87
- 19) Hiramatsu K., Kawachi T., Ichion E. and Nada Y. (1999a) : A modified side-view model for hydro-thermal analysis in man-made reservoirs. *Trans. JSIDRE*, 199, pp. 1-8
- 20) Hiramatsu K., Kawachi T. and Nada Y. (1999b) : Side-View modelling of dissolved oxygen in thermally stratified reservoirs. *Trans. JSIDRE*, 199, pp. 9-16
- 21) 平松研, 佐藤弘明, 河地利彦 (2002) 農業用溜池における栄養塩残留特性 - 滋賀県水口町東池を事例として -, H14 農土学会大会講要集, pp.84-85
- 22) Hyenstrand P., Blomqvist P. and Pettersson A. (1998) : Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review, *Archiv für Hydrobiologie Spec. Issues Advanc. Limnol*, 51, pp. 41-62
- 23) 茨城県 (1992) 霞ヶ浦富栄養化防止基本計画, 平成 14 年 3 月 18 日, 茨城県告示第 278 号
- 24) 石川忠晴, 田中昌宏, 小関昌信 (1989) 浅い湖の日成層が水質に及ぼす影響, 土木学会論文集, 411, pp.247-254
- 25) 伊藤信, 増島博 (1984) 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, 日本土壌肥科学雑誌, 55 (2), pp.123-128
- 26) 岩佐義朗 (1990) 湖沼工学, 山海堂, p.220, p.222, p.313
- 27) Jeon J., Chun G., Ham J. and Hwang H. (2003) : Mass balances analysis and water quality model development for loading estimates from paddy field. *7th Int. Conference Diffuse Pollution and*

- Basin Management*, 3, pp. 114-118
- 28) Jorgensen S. E., Nielsen S. N. and Jorgensen L. A. (1991) : Handbook of Ecological Parameters & Ecotoxicology. *Elsevier Science Publisher*
- 29) 片山雅彦, 岡本麻美, 千家正照, 伊藤健吾 (1998) 永源寺ダムにおける水温と濁度の長期変動解析, *農業土木学会誌*, 66 (11), pp.27-32
- 30) 環境省 (2003) 環境白書 (平成 15 年版), ぎょうせい, p.132
- 31) Kawahara M., Takeuchi N. and Yoshida T. (1978) : Two step explicit finite element method for Tsunami wave propagation analysis. *International Journal for Numerical Methods in Engineering*, 12 (2) , pp. 331-351
- 32) 小島貞男 (1988) 富栄養化対策としての湖水人工循環法, *日本水処理生物学会誌*, 24 (1), pp.9-23
- 33) 国土交通省土地・水資源局水資源部 (2004) 平成 16 年版日本の水資源
- 34) 金野隆光 (1980) 土壌中の生物活性と温度, *土壌の物理性*, 40, pp.7-16
- 35) 久保田治夫, 田淵俊雄, 高村義親, 鈴木誠治 (1979) 湖岸水田の水収支と物質 (N.P) 収支, *農業土木学会論文集*, 84, pp.22-28
- 36) 工藤明, 泉完, 谷口健 (1998) 津軽地域における農業用溜池の水質変化と水環境, *農業土木学会誌*, 66 (11), pp.15-20
- 37) 國松孝男 (1983) 農地一栄養塩のリサイクルと水田の浄化機能, *琵琶湖研究所報告*, 2, pp.28-35
- 38) 黒田久雄, 田淵俊雄, 高坂快児, 中曾根英雄 (2000) 休耕田を活用した窒素除去の持続性と有機物に関する検討, *農業土木学会誌*, 68 (9), pp.59-65
- 39) Kuwata A. and Miyazaki T. (2000) : Effects of ammonium supply rates on competition between *Microcystis novacekii* (Cyanobacteria) and *Scenedesmus quadricauda* (Chlorophyta) : Simulation study. *Ecological Modeling*, 135, pp. 81-87
- 40) Leendertse J. J., Alexander R.C. and Lui S. K. (1973) : A three dimensional model for estuaries and coastal seas. volume 1 Principles of computation, R-1417-OWRR, *Rand Corporation, Santa Monica, Ca.*
- 41) 松梨順三郎 (1993) 環境流体汚染, 森北出版, p.179
- 42) 宮本幸一, 藤山英保, 山本太平 (2000) 農業用ダムの運用がダム湖水質に与える影響 - 国営東伯農業水利事業西高尾ダムの事例 -, *農業土木学会論文集*, 207, pp.69-76
- 43) Miyazaki T., Tajima K. and Iriyama Y. (1995) : Carbon and nitrogen uptake activities in irrigation systems. Possible effects of pressures, *Archiv für Hydrobiologie*, 135 (1) , pp. 101-111
- 44) 三好洋 (1978) 水質汚濁と農地, *農業技術*, 33, pp.390-395
- 45) 三好洋 (1983) 土壌肥料用語辞典, 農山漁村文化協会, pp.96-99
- 46) 水資源開発公団 (2001) 霞ヶ浦用水管理記録 管理日報, 平成 13 年 4 月~平成 15 年 3 月
- 47) 森保文 (1990) 水田表面水窒素濃度変化のモデル化, *農業土木学会論文集*, 146, pp.15-25
- 48) Murphy J. and Riley J.P. (1962) : A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, pp. 31-36
- 49) Munk W. and Anderson E. (1948) : Notes on the theory of the thermocline. *Journal of Marine research*, 7, pp. 276-295
- 50) 永井明博 (1993) Makkink 式による計器蒸発量の推定と考察, *水文・水資源学会誌*, 6 (3), pp.238-243
- 51) 長坂貞郎, 堀野治彦, 渡辺紹裕, 丸山利輔 (1998) 農業用ため池の水質実態と主成分分析による評価, *農業土木学会論文集*, 194, pp.125-131
- 52) 長坂貞郎, 野口寧代, 堀野治彦, 三野徹 (2001a) 農業用ため池の水質変化と物質収支, *農業土木学会論文集*, 211, pp.51-57
- 53) 長坂貞郎, 堀野治彦, 野口寧代, 三野徹 (2001b) 農業用ため池の物質収支とそれを含む流域の流出負荷特性, *農業土木学会論文集*, 214, pp.35-42
- 54) 中曾根英雄, 渡辺政子, 黒田久男, 田淵俊雄 (1998) ため池の窒素・リン濃度と集水域の土地利用, *水環境学会誌*, 21 (2), pp.83-87
- 55) 日本水質汚濁研究会 (1982) 湖沼環境調査指針, p.139, 公害対策技術同友会.
- 56) 農業土木学会 (1989) 農業土木ハンドブック第 5 版, pp.113-116
- 57) 農業環境技術研究所 (2001) 総合気象観測データ
- 58) 農林水産省構造改善局資源課 (1989) 長期要防災事業量調査
- 59) 農林水産省構造改善局資源課 (1992) 農業用水源池の水質保全にかかる概況調査報告書
- 60) 農林水産省構造改善局資源課 (1997) 農村地域における水質保全の現状と対策, *JAGREE*, 1997.1, pp.114-125
- 61) 農林水産省統計資料 (2004) 「平成 14 年耕地面積」2004.7.13 公表, 次のサイトよりダウンロード (<http://www.maff.go.jp/www/info/bun01.html>)
- 62) 農林省公害研究会 (1970) 農業 (水稲) 用水基準および水産環境水質基準について (昭和 44 年度公害研究会報告), pp.22-25

- 63) Olsen Y. (1989) : Competition between *Staurastrum luetkemullerii* (Chlorophyceae) and *Microcystis aeruginosa* (Cyanophyceae) under varying mode of phosphate supply. *J. Phycol.*, 25, pp. 499-508
- 64) Olsen N. R. B., Hedger R. D. and George D. G. (2000) : 3D numerical modeling of microcystis distribution in a water reservoir. *Journal of environmental engineering*, 126 (10) , pp. 949-953
- 65) Pang X. P. and Letey J. (1998) : Development and evaluation of ENVIRO-GRO, an integrated water, salinity, and nitrogen model. *Soil Science society of America Journal*, 62 (5) , pp. 1418-1427
- 66) Pearl H. W. (1988) : Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria) .In : Sandgren, C.D. (Ed.) , Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. *Cambridge University Press*, New York, pp. 261-315
- 67) Reynolds C. S. (1993) : Scales of disturbance and their role in plankton ecology. *Hydrobiologia*, 249, pp. 157-171
- 68) Reynolds C. S., Oliver R. L. and Walsby A. E. (1987) : Cyanobacterial dominance : The role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 21, pp. 379-390.
- 69) 西條八束, 三田村緒佐武 (1995) 新編湖沼調査法, 講談社, p.22, p.38
- 70) Scaaf T., Priesack E. and Engel T. (1995) : Comparing field data from north Germany with simulations of the nitrogen model N-SIM. *Ecological Modelling*, 81 (1-3) , pp. 223-232
- 71) SCOR-UNESCO (1966) : Determination of photosynthetic pigments in seawater. *Monogr. Oceano. Methodol.*, UNESCO, Paris, 1, pp. 11-18
- 72) 白谷栄作 (1994) 水質環境解析—生態系モデルによる解析—, 農業土木学会誌, 62 (1), pp.47-53
- 73) 白谷栄作, 井上久義, 塩福輝男, 久保田富次郎(1995) 有明海沿岸農業地帯の植物プランクトンの増殖と水質要因との関係, 農業土木学会論文集, 178, pp.461-469
- 74) Shiratani E., Tohara Y., Shikasho S. and Inoue H. (1997) : Modeling of nitrogen discharge from a barley field. *Rural and Environmental Engineering*, 33, pp. 37-53
- 75) 白谷栄作, 高橋順二, 吉永育生 (1998) 流域環境管理のための物質循環モデル, 農業土木学会誌, 66 (12), pp.1-6
- 76) 白谷栄作, 久保田富次郎, 吉永育生, 長谷部均(2001) 農業用ため池の灌漑期の窒素濃度予測モデルと水質保全対策の効果評価, 水環境学会誌, 24 (8), pp.527-533
- 77) Shiratani E., Yoshinaga I., Feng Y. W. and Hasebe H. (2004) : Scenario analysis for reduction of effluent load from an agricultural area by recycling the run-off water. *Water Science and Technology*, 49 (3) , pp 55-62
- 78) Sivonen K. (1996) : Cyanobacterial toxins and toxin production. *Phycologia*, 35, pp. 12-24
- 79) Sommer U. (1985) : Comparison between steady state and non-steady state competition : experiments with natural phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 39, pp. 335-346
- 80) Stanford G., Dzienia S. and Vander Pol R. A. (1975) : Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Science Society of America Proceedings*, 39, pp. 867-870
- 81) Steinberg C. and Hartmann H. M. (1988) : Planktonic bloom-forming cyanobacteria and the eutrophication of lakes and rivers. *Freshwater Biol.*, 20, pp. 279-287
- 82) Steinberg C. and Zimmermann G. M. (1988) : Intermittant destratification : a therapy measure against cyanobacteria in lakes. *Environ. Technol. Letters*, 9, pp. 337-350
- 83) Streeter H. W. and Phelps E. B. (1925) : A Study of Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III, Factors Concerned in the Phenomenon of Oxidation and Reaeration, Public Health Bulletin No. 146, *U.S. Public Health Service*, Washington, D.C.
- 84) 田淵俊雄, 高村義親 (1985) 集水域からの窒素・リンの流出, 東大出版会, pp.178-179
- 85) 田淵俊雄, 末正奈緒希, 高梨めぐみ (1987) 水田湛水による硝酸態窒素の除去試験, 農業土木学会誌, 55 (8), pp.53-58
- 86) 田淵俊雄, 青山和夫, 久保田治夫, 上田晃一 (1989) 農業用水の圧送過程におけるアオコ(藻類)と水質の変化について, 農業土木学会論文集, 140, pp.57-63
- 87) 田淵俊雄 (1993) 休耕田を活用した窒素除去の試み, 農業土木学会誌, 61 (12), pp.19-24
- 88) Tabuchi T. (2001) : Nitrate removal in the ponded paddy field. In *Proc. Int. Workshop on Efficiency of Purification Process in Riparian Buffer Zones*, Japan, pp. 81-90
- 89) 高橋順二, 白谷栄作, 吉永育生 (1999) 我が国の農業用ため池特性と水質の関係について, 農業土木学会論文集, 199, pp.107-117

- 90) 武田育郎, 國松孝男, 小林愼太郎, 丸山利輔 (1991) 水田群からの汚濁負荷流出に関する研究 (II) - 水系における水田群の汚濁物質の収支と流出負荷 -, 農業土木学会論文集, 153, pp.63-72
- 91) Takeya K., Kuwata A., Yoshida M. and Miyazaki T. (2004) : Effect of dilution rate on competitive interactions between the cyanobacterium *Microcystis novacekii* and the green alga *Scenedesmus quadricauda* in mixed chemostat cultures. *Journal of Plankton Research*, 26, pp. 29-35
- 92) Tartari G. A., Marchetto A. and Mosello R. (1995) : Precision and linearity of inorganic analyses by ion chromatography. *Journal of Chromatography A*, 706, pp. 21-29
- 93) 戸田任重, 松本英一, 宮崎龍雄, 芝野和夫, 川島博之 (1994) 灌漑用溜池における硝酸態窒素の消失, 日本土壤肥科学雑誌, 65 (3), pp.233-273
- 94) Toetz D. W. (1981) : Effects of whole lake mixing on water quality and phytoplankton, *Water Research*, 15, pp. 1205-1220
- 95) 宇土顕彦, 竺文彦, 大久保卓也, 中村正久 (2000) 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, 23 (5), pp.298-304
- 96) Varis O. (1993) : Cyanobacteria dynamics in a restored Finnish lake : a long term simulation study. *Hydrobiol*, 268, pp. 129-145
- 97) Visser P. M., Ibelings B. W., Veer B. V. D., Koedood J. and Mur L. R. (1996) : Artificial mixing prevents nuisance blooms of the cyanobacterium *Microcystis* in Lake Nieuwe Meer, the Netherlands. *Freshwater Biology*, 36, pp. 435-450
- 98) 和田英太郎, 上原洋一 (1977) 自然界における脱窒過程, 化学と生物 (日本農芸化学会), 15 (2), pp.98-110
- 99) 渡辺真利代, 原田健一 (1993) 有毒アオコ - その生物学的, 化学的特性 -, 陸水学雑誌, 54 (3), pp.225-243
- 100) 渡辺真利代, 原田健一, 藤木博太 (1994) アオコ - その出現と毒素 -, 東京大学出版, p.3, p.19
- 101) 渡辺真之 (1999) 日本のアオコ, 国立科学博物館, p.7
- 102) Watanabe T. and Miyazaki T. (1996) : Maximum ammonium uptake rates of *Scenedesmus quadricauda* (chlorophyta) and *Microcystis novacekii* (cyanobacteria) grown under nitrogen limitation and implications for competition. *J. Phycol.*, 32, pp. 243-249
- 103) 八木正一 (1989) 植物性プランクトンによる異臭の実態, 用水と廃水, 31 (10), pp.859-867
- 104) 山本太平, 藤山英保, 宮本幸一, 畑中 淳 (2000) マイクロ灌漑における藻類の目詰まり障害と対策の必要性, 農業土木学会論文集, 207, pp.113-120
- 105) 吉永育生, 高橋順二, 白谷栄作 (1998) 農村地域における水質改善施設の概要, 水と土, 113, pp.75-79
- 106) 吉永育生, 白谷栄作, 長谷部均 (2000) アオコ発生と水質解析, 農業土木, 606, pp.24-26
- 107) 吉永育生, 白谷栄作, 長谷部均 (2001) ダム湖を対象とした水温による密度流を考慮した三次元流れ解析, 農業工学研究所技報, 199, pp.71-82
- 108) Yoshinaga I., Shiratani E., Hasebe H. and Miyazaki T. (2001) : A three-dimensional model for flow, water temperature and chlorophyll in a temperate, eutrophic irrigation reservoir in Japan. *3rd International Symposium on Environmental Hydraulics* (ISEH2001), CD-ROM
- 109) 吉永育生, 白谷栄作, 長谷部均 (2002) 調整池の水質環境の季節変化, 農業工学研究所技報, 200, pp.53-62
- 110) 吉永育生, 白谷栄作, 長谷部均, 馮延文, 人見忠良 (2004) 農業用調整池のクロロフィル a, COD_{Mn} 及び栄養塩類濃度の季節変動特性, 水環境学会誌, 27 (2), pp.137-142
- 111) Yoshinaga I., Feng Y. W., Hasebe H. and Shiratani E. (2003) : Nitrogen removal function of a paddy field in a circular irrigation system. *Proc. 7th Int. Conference Diffuse Pollution and Basin Management*, 4, pp. 43-48
- 112) Yoshinaga I., Feng Y. W., Singh R. K., and Shiratani E. (2004) : Dissolved nitrogen model for paddy field ponded water during irrigation period. *Paddy and Water Environment*, 2 (3), pp. 145-152
- 113) Yoshinaga I., Kiri H., Hitomi T. and Shiratani E. (2005) : Three-dimensional numerical simulation for phytoplankton blooms in a eutrophicated irrigation reservoir. *Journal of Agricultural Meteorology*, 60 (5), pp.365-370
- 114) Yoshinaga I., Hitomi T., Shiratani E. and Miyazaki T. (2006) : Cyanobacterium *Microcystis* bloom in a eutrophicated regulating reservoir. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 40 (3), pp.283-289
- 115) Zohary T. and Breen C. M. (1989) : Environmental factors favouring the formation of *Microcystis aeruginosa* hyperscums in a hypertrophic lake. *Hydrobiologia*, 178, pp. 179-192

Studies on hydraulic and biochemical phenomena of an irrigation reservoir and ponded water in a paddy field

YOSHINAGA Ikuo

Summary

Water environment conservation in rural area is an important issue. In Japan seventy-eight percent of irrigation reservoirs are in a eutrophicated state, where the bloom of phytoplankton may occur. Massive growth of phytoplankton produces unsightly bad-smelling scum, preventing the use of water for agricultural and recreational purposes. Especially, excessive growth of cyanobacterium *Microcystis* on freshwater systems is a serious problem nowadays. Some *Microcystis* species produce toxins that cause fatal poisoning of livestock and humans. To predict and prevent nuisance *Microcystis* blooms in freshwater systems, it is necessary to understand the conditions that lead to *Microcystis* dominance. One of the specific characteristics of regulating reservoirs for irrigation is artificial exchange of water (hydraulic turnover rate) due to paddy irrigation demand. Artificial exchange of water will affect hydrodynamic conditions, which will change environmental conditions for phytoplankton growth. To our knowledge, few studies have examined both the physical and the biochemical phenomena in irrigation reservoirs, especially focusing on the relationship between the hydraulic turnover rate and *Microcystis* dominance.

The objective of this study was to understand the both the physical and the biochemical phenomena in irrigation reservoir using the data of field measurement and numerical simulation. In addition, this study also aimed to understand nitrogen discharging phenomena from paddy field, which may have impacts on water environment of closed water bodies in all downstream watersheds.

First of all, seasonal changes of vertical profile of chlorophyll *a*, COD_{Mn} and nutrient concentrations of an irrigation reservoir were examined from the results of 2 years field measurement. The reservoir had the maximum depth of 9 m, surface area of $1.2 \times 10^5 \text{ m}^2$, maximum storage volume of $5.6 \times 10^5 \text{ m}^3$. Hydraulic retention time was about 3 days from April to August, and was 7 days from September to March. In July, *Volvox* sp. became dominant when the turnover rate and nutrient supply rate was high. On the other hand, *Microcystis* sp. became dominant when the turnover rate and nutrient supply rate was low in September. These results was coincide with in part the occurrence of blooms of cyanobacteria in nutrient-rich and slow-flowing waters.

Based on these results, a numerical model was developed to simulate changes in biomass of phytoplankton along with flow, water temperature and nutrient concentrations. The concentration of chlorophyll *a* was used as an index of phytoplankton biomass, and considered nitrogen and phosphorus as nutrients that affect growth of phytoplankton. The model is composed of the three-dimensional hydrodynamic model coupled with the water-quality sub-model. The three-dimensional hydrodynamic sub-model is multi-leveled, accounting for water density variations due to changes in water temperature. The water-quality sub-model calculates concentrations of nitrogen, phosphorus and chlorophyll *a*. Meteorological forcing parameters for the model are introduced as hour-averaged values. The calculated temperature agreed with the observed one. The calculated chlorophyll *a* agreed partly with the observed ones. This study demonstrates that the three-dimensional hydrodynamic model coupled with the water-quality sub-model can deal with complex changes in phytoplankton biomass in lakes and reservoirs.

Furthermore, the effect of the hydraulic turnover rate on dominance of the cyanobacterium *Microcystis* was examined. A *Microcystis* bloom occurred in late summer when the daily hydraulic turnover rate decreased to 15%. From the result of principal component analysis, it could be interpreted that *Microcystis* bloomed during low hydraulic turnover rates and for a short duration of time, and that dissolved nutrients in the surface of the reservoir were not a critical factor for *Microcystis* dominance. The hydraulic turnover rate provided an index

of nutrient supply rate, because the nutrient load was input mostly in the inflowing water and because the water body was well mixed. Field measurement results indicate that the low hydraulic turnover rate led to the *Microcystis* bloom.

Finally, dissolved nitrogen concentrations in a paddy field were discussed, which have significant effects on all downstream watershed environments. Based on an experimental field study, a model was developed to simulate dissolved nitrogen in water ponded in a paddy field. As input data, the model uses meteorological data, water balance in the field, nitrogen concentration in inlet water, and the nitrogen contribution of applied fertilizer. Five model parameters need calibration. A practical application of the model is the simulation of $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ concentrations in water ponded in a paddy field. The model improves our understanding of the interactions between forms of dissolved nitrogen in ponded water and can explain the complex changes in dissolved nitrogen concentrations in water ponded on a paddy field.

Keywords: water bloom, *Microcystis*, hydraulic turnover rate, numerical simulation, diffused pollutions