

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II)

Comprehensive Studies on the Eutrophication Control of Freshwaters (II)

霞ヶ浦の生態系の物質循環とそれを支配する因子

: 浅い湖における底泥の役割

Function of Ecosystem and Significance of Sediment  
in Nutrient Cycle in Lake Kasumigaura

昭和55~57年度 特別研究報告

1980-1982

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

## 序

霞ヶ浦の水質、特にアオコの異常発生については1977年以来特別研究として研究を続けている。この現象は栄養塩の流入による富栄養化が原因であることは明らかである。

生体の有機物の構成元素である、窒素、リンの湖への流入と流出を明らかにし、湖内での食物連鎖による窒素、リン、炭素の物質循環、特にプランクトン、バクテリア、ペントス、イサザアミ、魚等の成長や生産について細かく調べることはアオコの異常発生の現象を物質循環の立場から解明する上に必要である。

生態系は極めて複雑である。その精密な調査は容易ではない。昭和52-54年度の特別研究「陸水域の富栄養化に関する総合研究」では夏冬の現存量を明らかにしたが、今回はそれに加えて生産量と循環量を重点的に調査したし報文12の図1、2に示すように炭素やリンの生物間の移動を明らかにすることができた。

これらの物質循環については直接に調査を行った。また既に報告されている文献により不足な部分を補った。これらはすべて章末で紹介しておいた。それでもなお完全ではない。しかしながら、これによって湖内での物質の移動がほとんど明らかになり、動的な湖沼モデルを作成するのに役立った。

この研究では霞ヶ浦の全域を調査の対象としている。ここに得た物質循環の知見は他の湖の場合にも役に立つものと思われる。特に底泥に関する情報や従来あまり注目されなかった底生動物についての情報は貴重なものと考えられる。

霞ヶ浦の生態系についての調査は、環境、水質保全の立場からの研究としては今回で一応終了したことになるが、現存量の調査等は継続して行っている。今後は高等植物を含む湖岸帯の調査を継続する予定である。

この研究は昭和55年度から57年度にかけて特別研究として実施している「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」の一環として行ったものである。この成果が霞ヶ浦の水質の理解に役立つだけでなく広く一般に生態学や湖沼学に興味をもっておられる人達の参考になれば幸いとするところである。

昭和59年8月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

## 研究の概要

本報告書は、第Ⅰ期特別研究(昭和52-54年度)に引き続き、霞ヶ浦の湖内における物質循環を解明しこの湖の富栄養化を防止することを目標に昭和55-57年度に行った調査研究をまとめたものである。霞ヶ浦の生態系は夏期と冬期で大きく異なり、夏期にはラン藻類の大発生に伴い湖水中の全リン量が増加しているが、冬期は植物プランクトンの現存量は低く底生動物やイサザアミの現存量が高い。湖内の富栄養化はリンの流入負荷量に依存しており、前報ではリンの現存量として高浜入の生態系構造を示した(国立公害研究所研究報告、第22号、1981)。

本特別研究では、霞ヶ浦における植物プランクトンの一次生産量、動物プランクトン及び底生動物の二次生産量、底泥における物質の存在量、さらに沈降、舞い上がり、溶出等の底泥に関する物質移動量を求めた。これらの研究は霞ヶ浦の動態モデルの構築作業と連携して行われ、その成果の一部は動態モデルのパラメーター値の決定及びモデルの検証に用いられている(国立公害研究所研究報告、第54号、1984)。本報告書では、第Ⅰ期特別研究から6年間にわたり蓄積されたデータをもとに、霞ヶ浦における富栄養化現象の特徴を整理した。詳しくは個々の論文を参照していただきたい。なお従来は霞ヶ浦の全域調査データを研究報告書の巻末に掲載していたが、今回は別に国立公害研究所研究資料、第25号(1984)として刊行しているので本報告書と併せて参照いただきたい。

本報告書の作成には以下の研究者が携わった。

生物環境部      水生生物生態研究室      安野正之・春日清一・高村典子・花里孝幸

生物環境管理研究室      岩熊敏夫

計測技術部      水質計測研究室      大槻 晃・河合崇欣・西川雅高

水質土壌環境部      水質環境計画研究室      村岡浩爾・相崎守弘・海老瀬潜一・福島武彦

		大坪国順
	陸水環境研究室	須藤隆一・岡田光正・細見正明
	土壌環境研究室	高松武次郎
	地盤沈下研究室	岩田 敏
技術部	生物施設管理室	菅谷芳雄

水質土壌環境部

部 長 合 田 健

## 目 次

1. 霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向 .....	1
大槻 晃・岩熊敏夫・河合崇欣・相崎守弘	
2. 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産（1981-1983） 及びラン藻類の生産特性 .....	11
高村典子・岩熊敏夫・安野正之	
3. 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産（1981-1982） .....	57
花里孝幸・安野正之	
4. 浅い湖における沈殿量の測定方法とその起源 .....	73
福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾	
5. 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について .....	89
福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾	
6. 霞ヶ浦における底生動物の分布と二次生産及びユスリカの 湖内物質移動における役割について .....	103
岩熊敏夫・安野正之・菅谷芳雄	
7. 底泥の巻き上げとイサザアミの摂食行動によるリンの溶出 .....	141
春日清一・大槻 晃	
8.1 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性 (1) 物性の分布特性 .....	157
大坪国順・相崎守弘・福島武彦・ 岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎	
8.2 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性 (2) 炭素、窒素及びリンの分布 .....	175
相崎守弘・大坪国順・福島武彦・ 岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎	
9. 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について——高浜入を中心として—— .....	191
細見正明・須藤隆一	
10. 底泥からのリンの溶出機構 .....	219
河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高	

11. 水の華の生成に及ぼす底泥から溶出する栄養塩の影響について ..... 241  
岡田光正・須藤隆一
12. 霞ヶ浦高浜入生態系における炭素及びリンの循環 ..... 255  
安野正之・相崎守弘・岩熊敏夫

## CONTENTS

1. Recent trend in eutrophication of Lake Kasumigaura .....	1
A. OTSUKI, T. IWAKUMA, T. KAWAI and M. AIZAKI	
2. The biomass and production of phytoplankton in Lake Kasumigaura during 1981-1983 .....	11
N. TAKAMURA, T. IWAKUMA and M. YASUNO	
3. Seasonal changes in the biomass and production of zooplankton in Lake Kasumigaura during 1981-1982 .....	57
T. HANAZATO and M. YASUNO	
4. Methods to collect deposited matter and the separation of autochthonous matter and resuspended sediments in a shallow lake .....	73
T. FUKUSHIMA, M. AIZAKI and K. MURAOKA	
5. Characteristics of deposited matter at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura .....	89
T. FUKUSHIMA, M. AIZAKI and K. MURAOKA	
6. The distribution and production of zoobenthos, and the role of chironomids in the matter flow, in Lake Kasumigaura .....	103
T. IWAKUMA, M. YASUNO and Y. SUGAYA	
7. Phosphorus release by stirring up sediments and mysids feeding activities .....	141
S. KASUGA and A. OTSUKI	
8.1 Characteristics of physical properties and nutrients distributions of mud in Lake Kasumigaura	
(1) Distributions of physical properties .....	157
K. OTSUBO, M. AIZAKI, T. FUKUSHIMA, S. IWATA, K. MURAOKA and T. TAKAMATSU	
8.2 Characteristics of physical properties and nutrients distributions of mud in Lake Kasumigaura	
(2) Vertical and horizontal distributions of carbon, nitrogen, and phosphorus contents .....	175
M. AIZAKI, K. OTSUBO, T. FUKUSHIMA, S. IWATA, K. MURAOKA and T. TAKAMATSU	
9. Release of nitrogen and phosphorus from sediments of Lake Kasumigaura .....	191
M. HOSOMI and R. SUDO	

10. Physico-chemical mechanism of phosphorus release from the mud sediment in Lake Kasumigaura .....	219
T. KAWAI, A. OTSUKI, M. AIZAKI and M. NISHIKAWA	
11. The effects of nutrient release from sediments on the formation of water blooms .....	241
M. OKADA and R. SUDO	
12. Carbon and phosphorus flow in the ecosystem of Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura .....	255
M. YASUNO, M. AIZAKI and T. IWAKUMA	



## 1. 霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向

### Recent Trend in Eutrophication of Lake Kasumigaura

大槻 晃<sup>1</sup>・岩熊敏夫<sup>2</sup>・河合崇欣<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>3</sup>

Akira OTSUKI<sup>1</sup>, Toshio IWAKUMA<sup>2</sup>

Takayoshi KAWAI<sup>1</sup> and Morihiro AIZAKI<sup>3</sup>

#### Abstract

The results from a survey over the past 6 years (1977-1982) were summarized in terms of seasonal changes of total phosphorus standing crops in Lake Kasumigaura.

Total phosphorus standing crops in the most inner parts of Takahamairi and Tsuchiurairi Bays, which had been influenced by inflow from polluted streams, became considerably constant throughout the year since 1980. However, during May to September, it was shown to be increasing at the central part of this lake which occupies 70-80% of the lake volume. It was suggested that the off-shore movement of net pens for carp culture to avoid the effect of large fluctuation of water level might be one of major causes because the increased patterns of total phosphorus standing crop coincided with the periods of feeding for carp culture.

Since the water temperature at the central part of Takahamairi Bay can be approximated as a Sine curve and total phosphorus standing crop had an exponential relationship to water temperature, annual change of the total phosphorus standing crop at the central part of Takahamairi Bay was approximated as the following equation:

$$TP(g \cdot m^{-2}) = 0.2057 \exp [0.6981 + 0.4834 \sin (0.9863 t + 119.64)]$$

TP : total phosphorus standing crop

X : time (day) from January first of the year

- 
1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
  2. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
  3. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

### 1. まえがき

霞ヶ浦の富栄養化現象を過去6年間の栄養塩濃度やその季節変動からみると、明らかに過栄養的であり、諸外国における過栄養湖の特徴とよく一致していることに気付く(Barica, 1980)。ある量以上のリンの流入負荷を受けること以外に、他の富栄養湖と異なる点は湖盆形態の違いである(OECD, 1980)。

霞ヶ浦は水深が浅く吹送流による湖水の活発な鉛直混合のため、夏期でさえも温度躍層はほとんど形成されない。更に、表層からの多量の新鮮な光合成産物の供給にもかかわらず、1年を通じて波の作用による湖底泥の巻き上げ現象は、湖底表層部を好氣的に保ち、微生物分解及び底生動物の呼吸を含めた酸化分解がかなり進行しているように見える(例えば, Olafsson, 1979; Jónasson & Lindegaard, 1979)。流入河川の影響を受けない地点での春から夏にかけての湖水中の全リン現存量の増加は、主として植物プランクトンの増殖に伴うものであるが、これは夏期の水温変動の影響を強く受けている(岩熊・安野, 1981)。

本報告では過去6年間の調査結果(大槻ら, 1979, 1981)をもとに霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴を総括する。

### 2. 調査地点及び測定方法

採水地点を図1に示す。サルチル酸を用いるアンモニア態窒素自動分析方法(Otsuki & Sekiguchi,

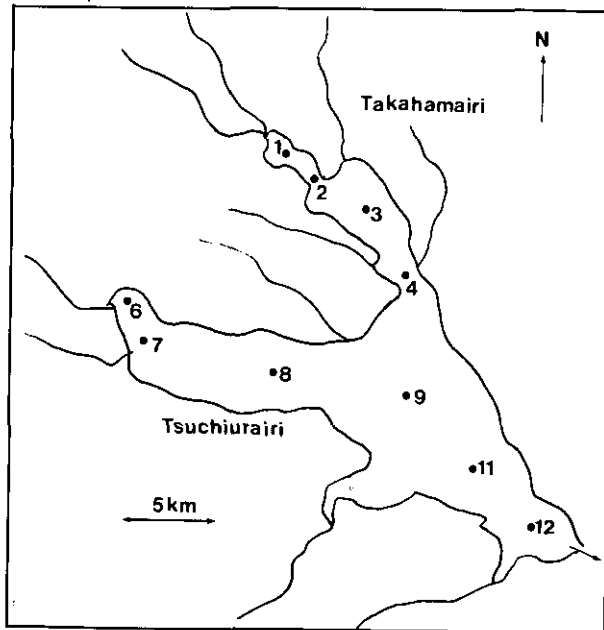


図 1 霞ヶ浦における採水地点

Fig. 1 Sampling stations in Lake Kasumigaura

1983) 以外, 先の報告 (大槻ら, 1981) と同じである。ただし, 採水方法として 1980 年より 2 m 長さの亚克力製カラム採水器を使用した。したがって, 各栄養塩濃度は 0~2 m の平均値として測定されている。

### 3. 結果及び考察

図2はSt-3(A)及びSt-9(B)の水深0.5mの水温の季節変動を過去6年間の観測値をもとにプ

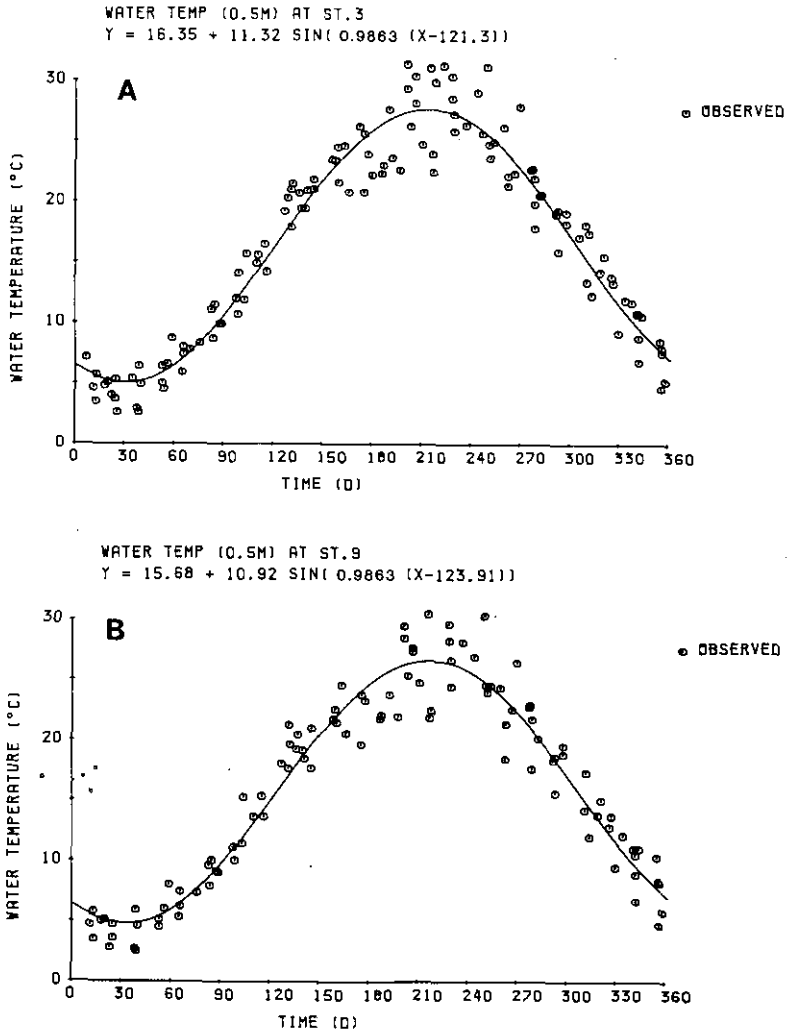


図 2 St-3 (A) 及び St-9 (B) における水温の変化 (水深 0.5 m)

Fig. 2 Annual changes of water temperature at St-3 and St-9. during 1977 to 1982

(A): 0.5m depth at St-3

(B): 0.5m depth at St-9

The equations were obtained by the Marquardt method

ロットしたもので、式(1)及び(2)は最小二乗法により sin 曲線に近似したものである。

$$\text{St-3 } T=16.35+11.32 \sin [0.9863(X-121.3)] \quad (1)$$

$$\text{St-9 } T=15.68+10.92 \sin [0.9863 (X-123.91)] \quad (2)$$

( $T$ :水温,  $X$ :日数)

毎年1月1日を第一日目として表したもので、最低水温は1月下旬(30日付近)で約 $5^{\circ}\text{C}\pm 2^{\circ}\text{C}$ 、最高は8月初旬(210日目付近)で約 $27.5\pm 4^{\circ}\text{C}$ の範囲内にあることがわかる。7~8月の水温は各年間の変動差が大きく、例えば、1980年、1982年では8月初旬 $22^{\circ}\text{C}$ 及び $23^{\circ}\text{C}$ と平常よりも7~ $8^{\circ}\text{C}$ も低い水温が記録されている。St-3及びSt-9ではほぼ同じ曲線で近似できることから、流入河川の影響を受けない地点では、同様な水温変動があるものと予想される。

図3は、St-1, 3, 6, 9の全リン現存量の季節変動を示す。流入河川の影響を受けるSt-1においても、全リン現存量は1980年の初めよりかなり変動幅が小さくなり、明確な季節変動を示さなくなっているように見える。同様な傾向はSt-6においても見られる。しかし、1979年5月よりSt-6付近では吸引ポンプ方式による湖底からの砂利採取を行っているため、粘土鉱物が懸濁し、

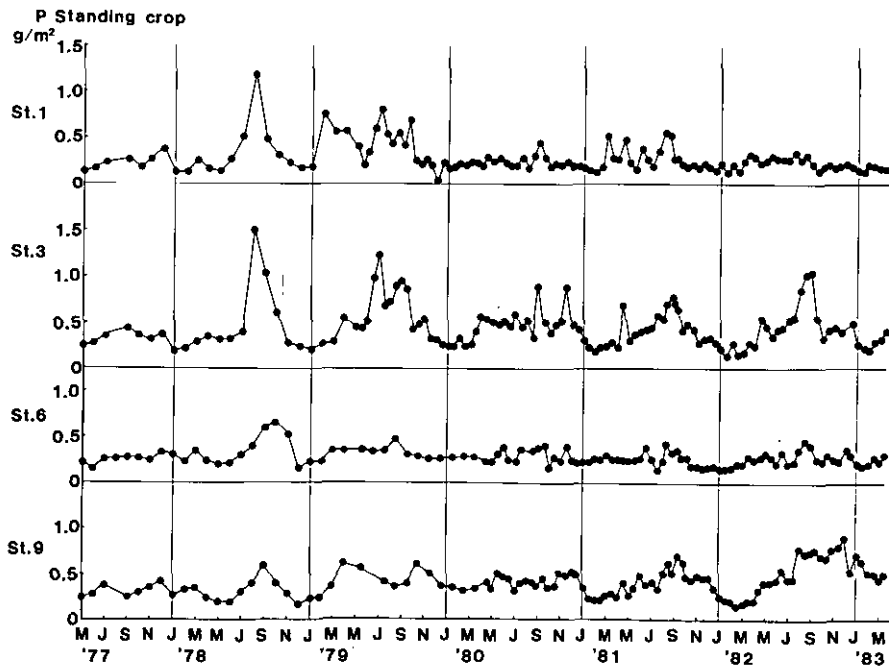


図 3 全リン現存量の季節変動

Fig. 3 Seasonal changes of total phosphorus standing crops at St-1, St-3, St-6 and St-9

その影響でクロロフィル *a* 濃度もかなり減少しており、リンの存在形態は他の地点と大きく変化している(図 5 B 参照)。St-3 及び St-9 における季節変動は夏期に現存量が増加し、その量は冬期の 3 倍以上になる周期性を示す。特に St-3 においてその傾向は明確である。この全リン現存量の増加は河川からの流入負荷量の増加との関連はなく(海老瀬, 1981), 湖底泥からの回帰を考えざるを得ない。湖底泥からの回帰については、高浜入に設置した隔離水界を用いて確認することができた(国立公害研究所, 1984)。しかしこれがどのような機構によって起こるかはいまだ不明な点が多い(河合ら, 1981)。

図 4 は懸濁態リンとクロロフィル *a* 濃度の関係を高浜入 St-1~4 の過去 6 年間のデータをプロットしたもので、直線関係は明らかである。全リン濃度に代わって懸濁態リン濃度を用いたのは、先に報告(大槻ら, 1979)したように、霞ヶ浦では夏期に溶存の反応性リン濃度が増加し、全リン濃度の 1~3 割を占めることもあるためである。図 5(A), (B) は土浦入において 1980 年 4 月より 1982 年 3 月までの 2 年間の懸濁態リンとクロロフィル *a* 濃度の関係から、砂利採取の影響を見るためにプロットしたもので、図 5(A) ではその影響がない St-8, St-9, St-11, St-12 を、図 5(B) ではその影響が顕著な St-6 及びそれが弱い St-7 の関係を示す。図 5(A) では図 4 と同様な直線関

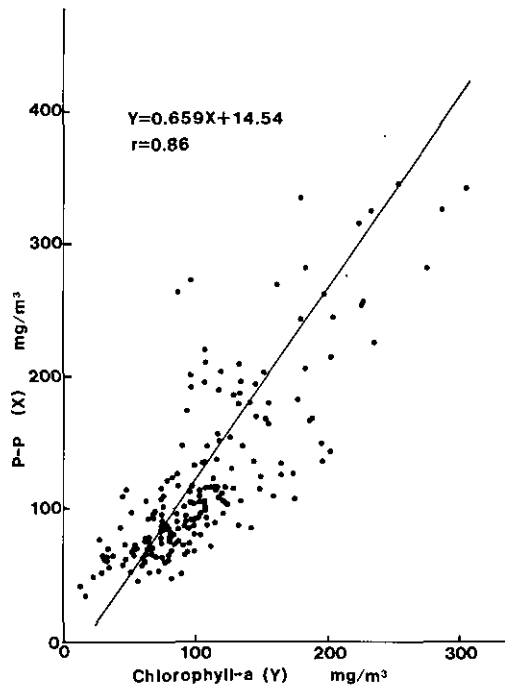


図 4 高浜入における懸濁態リン濃度とクロロフィル *a* 濃度との関係 (St-1, St-2, St-3)

Fig. 4 Relationship between particulate phosphorus and chlorophyll-*a* concentrations in Takahamairi Bay

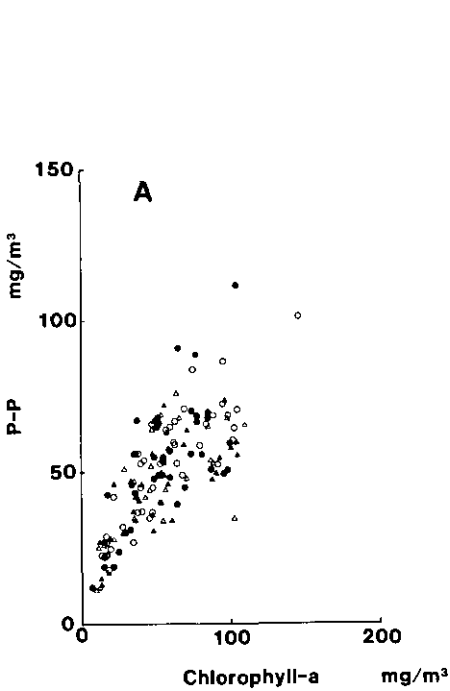


図 5A 湖心部における懸濁態リン濃度とクロロフィルa濃度の関係 (1980年4月~1982年3月)

Fig. 5A Relationship between particulate phosphorus and chlorophyll-a concentrations in the central part of Lake Kasumigaura during April, 1980 to March, 1982

● : St-8, ○ : St-9  
▲ : St-11, △ : St-12

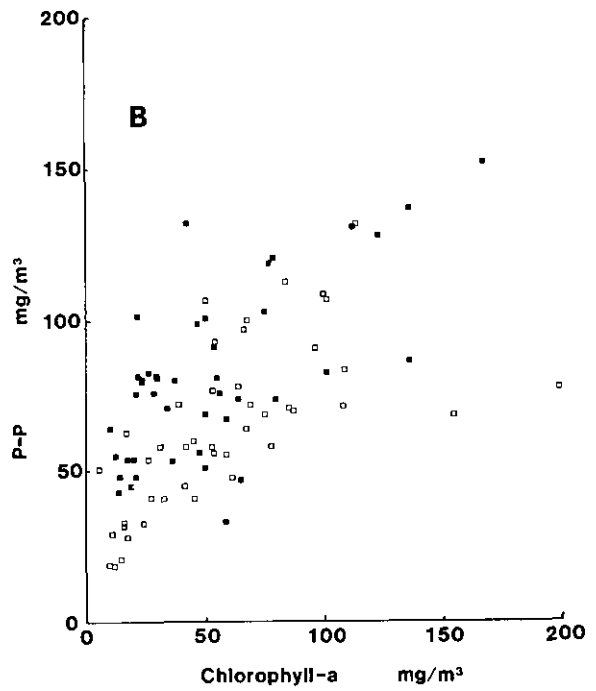


図 5B 土浦入奥部における懸濁態リン濃度とクロロフィルa濃度との関係

Fig. 5B Relationship between particulate phosphorus and chlorophyll-a concentrations in Tsuchiurairi Bay during April, 1980 to March, 1982

■ : St-6, □ : St-7

係が見られるのに対して、図 5(B)ではその直線関係が見られず、明らかにクロロフィルaに対して無機懸濁態リンの量が多いことを示しており、更に、St-6においてその影響が強く現れているのを見ることができる。

図 6 は St-3 における全リン現存量と水温との関係を示す。

$$Y = 0.2057 \exp(0.0427 T) \quad (3)$$

(Y : 全リン現存量 g/m<sup>2</sup>, T : 水温)

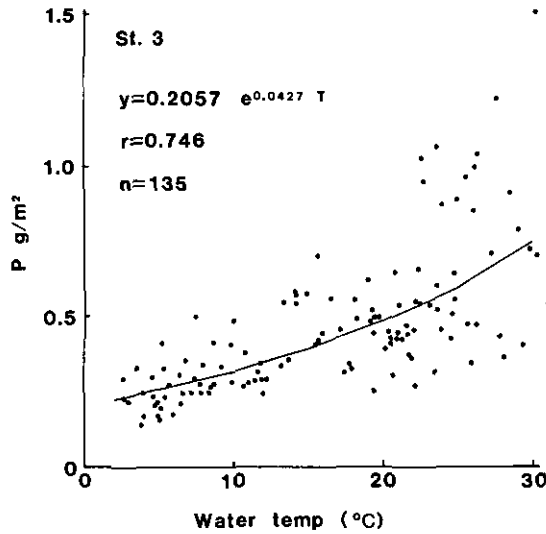


図 6 高浜入 St-3 における全リン現存量と水温との関係 (1977~1982)  
 Fig. 6 Relationship between total phosphorus standing crop and water temperature (0.5m depth) at St-3 during May 1977 to March 1982

過去 6 年間のデータをプロットしたもので、指数的な関係があり、その相関係数は 0.746 であった。1977 年から 1980 年及び 1980 年から 1983 年と 3 年ごとにその関係を求めても同様な結果が得られ、St-1 (1978~1980 年) 及び St-2 でも同様な指数的な関係が見られた。しかしながら St-8, St-9 においてはこのような明確な関係は得られなかった。St-1, St-2, St-3 及び、St-8, St-9 との環境因子としての差は水深しか見当たらない。前者では水深 2~4 m 後者では 5~6 m である。しかし、この水深の差がこのような違いをもたらしたのか不明である。

図 7 は St-1, St-3, St-6, St-9 における全無機態窒素濃度及び硝酸態プラス亜硝酸態窒素濃度の季節変動を示す。流入の影響を受ける St-1 及び St-6 ではその濃度変動が大きく、全体的な傾向として夏期では植物プランクトンによる取り込み (大槻ら, 1981) また一部脱窒作用 (吉田ら, 1979; 中島・相崎, 1981) によって消費され、ほとんど検出されなくなることもある。しかし、秋口より急激に濃度が上昇し、2~3 月にかけて減少していく。同様な変動の傾向は St-3, St-9 においても観察されるが、その濃度も低く、St-9 で 0.5 mgN/l を越えることはない。全無機態窒素濃度のこれらの変動は、St-1 においても河川からの流入負荷量の変化と対応しておらず、湖底堆積物からの溶出と植物プランクトンによる取り込み量によっているものと考えられる (相崎ら, 1979, 1981; 大槻ら, 1981)。全無機態窒素濃度と硝酸態プラス亜硝酸態窒素濃度の差、すなわちアンモニア態窒素の占める割合は St-6 を除き極めて少なく、これらの変動は主として硝酸態窒素濃度の変化を考えても良いことを示している。夏期のラン藻類の異常増殖の停止は、多くの報告と反して (例えば MaCarthy *et al.*, 1977; Liao & Lean, 1978; Kappers, 1980.) 硝酸態窒素の欠

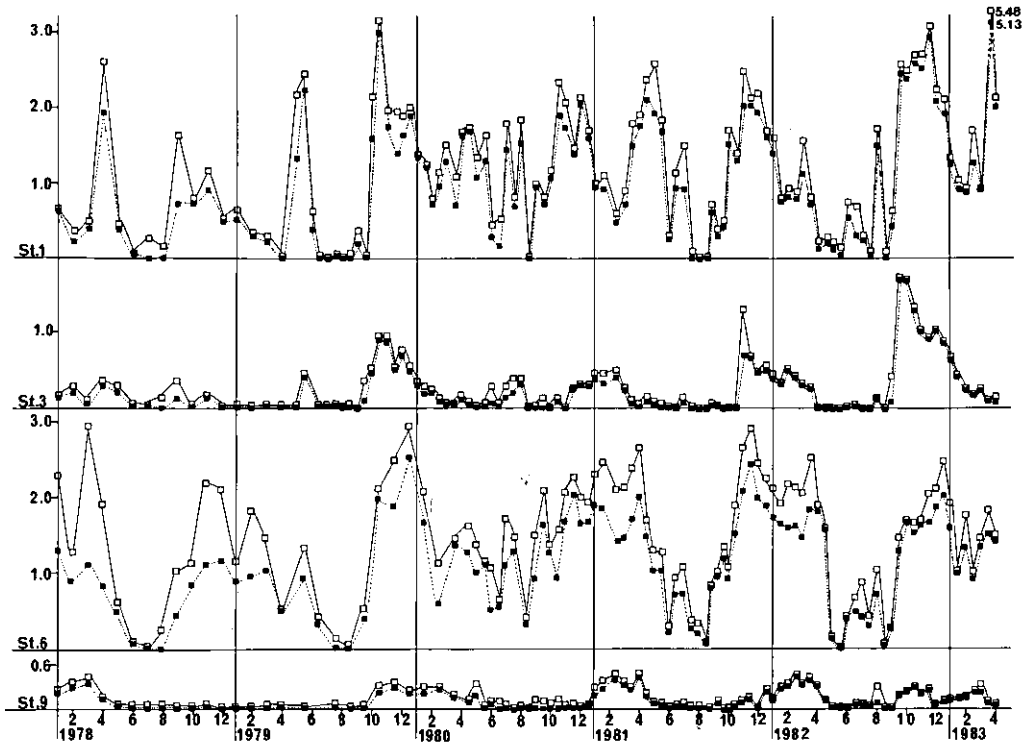


図 7 溶存無機態窒素濃度の季節変動

Fig. 7 Seasonal changes in dissolved total inorganic nitrogen and nitrite plus nitrate-nitrogen concentrations at St-1, St-3, St-6 and St-9

—□—: dissolved total inorganic nitrogen.  
 —■—: nitrite plus nitrate-nitrogen.

乏によるものと考えられたが、さらに検討が必要であろう (大槻ら, 1981)。

図3と図7を比較すると夏期の全リン現存量の増加とともに、全無機態窒素濃度は減少し、両者の間には逆の関係が見られるが、冬から春先にかけての全無機態窒素の減少は全リン現存量の増加とは結びついておらず、低水温での脱窒素作用の可能性を示唆する。

図8は式(1)及び式(3)より、St-3における全リン現存量の季節変動が主として水温の変化に基づくと仮定し、式(4)を導き、計算値と観測値を比較したものである。

$$Y = 0.2047 \exp [0.6981 + 0.4834 \sin (0.9863 X - 119.64)] \quad (4)$$

この式は年間の全リン現存量の変動傾向を十分説明しているように思える。高浜入のように水深が浅い環境下では、湖水の鉛直混合に伴う溶存酸素の湖底への十分な供給とともに、水温の変化が生物相の活性の変化、ひいては底泥表層の物理化学的条件の変化を支配する最も重要な因子であることを示唆している。



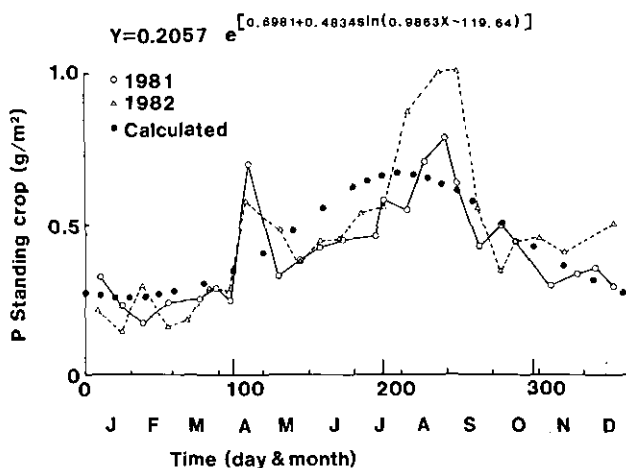


図 8 高浜入 St-3 における全リン現存量の季節変動モデル曲線と 1981, 1982 年の観測値

Fig. 8 The model curve of annual change in the total phosphorus standing crop at St-3 and observed changes during January-December, 1981 and 1982

- : model curve generated from the relationship between total phosphorus standing crop and water temperature
- : 1981,      -△-: 1982

また、春から夏にかけての全リン現存量の平均的増加速度は  $2\sim 3 \text{ mg/m}^2 \text{ d}$  と見積もられる。

#### 4. 今後の課題

過去 6 年間の調査で、1980 年の冷夏を含め、どの程度の水温差が年間にあるのか明らかになった。その結果として、生物相の活性の変化による、栄養塩濃度の季節変動の傾向も大まかに把握することができたように思える。

しかしながら、霞ヶ浦は表面積が大きく、その形状が二又に大きく分かれているため、湖水の水平混合を考えると一つの湖として考えることは無理がある。それゆえ、高浜入、湖心部、土浦入の 3 区域として扱ってきたが、栄養塩を多量に排せつ供給する網いけす養殖がそれぞれの区域で富栄養化現象にどのように影響してきたのか実際に観測して明らかにすることが必要であろう (例えば, Lamarra, 1975)。懸念される点は、図 3 で見られるように、流入負荷の影響を受ける地点ではここ 3 年間全リン現存量は増加していないにもかかわらず、その容積の約 7~8 割を占める湖心部では徐々に増加傾向が見られることである。その原因は、高浜入奥部及び土浦入奥部の汚染が湖心部に広がったことも考えられるが、そのようなデータは得られていない。むしろ、水ガメ化事業の推進に伴い網いけすの沖合への移動が一つの原因と考えられる。すなわち、1981 年以後 St-9 では St-3 と異なり、全リン現存量の増加パターンが 4 月から 10 月の給餌期と一致していることがある。今後、十分な注意を持って、この増加傾向を見張ることが必要であろう。

引用文献

- 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・村岡浩爾 (1979) : 底泥からの栄養塩類の回帰, 国立公害研究所研究報告, 等 6 号, 105-114.
- 相崎守弘・中島拓男(1981) : 細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴, 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 63-87.
- Barica, J. (1980) : Why hypertrophic ecosystems ? in "Hypertrophic Ecosystems", J. Barica & L. R. Mur (eds.), Dr. W. Junk br Publishers, Hague, ix-xi.
- 海老瀬潜一(1981) : 霞ヶ浦入河川の流入河川の流出負荷量変化とその評価. 国立公害研究所研究報告, 第 21 号, 14-110.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦の一次生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 99-122.
- Jónasson, P. M. and C. Lindegaard (1979) : Zoobenthos and its contribution to the metabolism of shallow lakes Arch. Hychrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 13, 162-180.
- Kappers, F. I. (1980) : The cyano bacterium *Mircycystis aeruginosa* Kg. and the nitrogen cycle of the hypertrophic lake Brielle (The netherland), in "Hypertrophic Ecosystems", J. Barica & L. R. Mur, (eds.), Dr. W. Junk br Publishers, Hague, 37-43.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1981) : 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化について, 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 23-43.
- 国立公害研究所(1984) : 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の実験的研究. 国立公害研究所研究報告, 第 52 号, 101 p.
- Lawarra, V (1975) : Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes, Verh. int. Verein. Limnol., 19, 2461-2468.
- Leonardson, L. and W. Ripl (1980) : Control of undesirable algae and induction of algae successions in hypertrophic lake ecosystems. in "Hypertrophic Ecosystems", J. Barica & R. Mur, (eds.), Dr. W. Junk by Publishers, Hague, 57-65.
- Liao, C. F.-H. and D. R. S. Lean (1978) : Nitrogen transformations within the trophogenic zone of lakes. J. Fish, Res. Bd. Can., 35, 1102-1108.
- MaCarthy, J. J., W. R. Taylor and J. L. Taft (1977) : Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesapeake Bay. 1. Nutrient availability and phytoplankton preferences. Limnol. Oceanogr., 22, 996-1011.
- 中島拓男・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における脱窒. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 89-98.
- OECD Cooperative Programme for Inland Waters (Eutrophication Control) (1979) : Final report of the project on "Shallow Lakes and Reservoirs" Vol. 1.
- 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣 (1979) : 栄養塩類濃度の季節変動から見た霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴. 国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 95-103.
- 大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 3-21.
- Otsuki, A. and K. Sekiguchi (1983) : Automated determination of ammonia in natural freshwaters using salicylate-hexacyanoferrate-dichloroisocyanurate system. Anal. Lett., 16 (A13), 979-985.
- Ólafsson, J. (1979) : Physical characteristics of Lake Mývatn and River Laxa. Oikos, 32, 38-66.
- 吉田富男・相崎守弘・浅貝輝男・楨島真樹 (1979) : 霞ヶ浦における生物的窒素固定と脱窒. 陸水学雑誌, 40, 1-9.

## 2. 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産 (1981-1983) 及びラン藻類の生産特性

### The Biomass and Production of Phytoplankton in Lake Kasumigaura during 1981-1983

高村典子<sup>1</sup>・岩熊敏夫<sup>1</sup>・安野正之<sup>1</sup>

Noriko TAKAMURA<sup>1</sup>, Toshio IWAKUMA<sup>1</sup> and Masayuki YASUNO<sup>1</sup>

#### Abstract

1) Seasonal changes in the biomass of phytoplankton species were investigated at the center of the lake (St. 9) and Takahamairi Bay (St. 3) during 1978-1983. The dominant species at St. 3 were *Synedra rumpens* in the spring (approx. 4-7 gC m<sup>-3</sup>), *Microcystis aeruginosa* in the summer (approx. 5-8 gC m<sup>-3</sup>), *Cyclotella* sp. and *Coscinodiscus lacustris* in the autumn (approx. 2 gC m<sup>-3</sup>), and *Cryptomonas* spp., *Chrysochromulina* sp., and *Chlamydomonas* spp. in the winter, respectively. *Closterium aciculare* (approx. 6 gC m<sup>-3</sup>) bloomed from March to May, 1979 and *Oscillatoria agardhii* (approx. 4 gC m<sup>-3</sup>) from October 1982 to January 1983. Similar seasonal changes in the dominant species could be observed at St. 9, but the biomass of *Synedra* and *Microcystis* was smaller than at St. 3 and the autumn bloom of diatoms could not be detected. The biomass of *Microcystis* during the summer at this station in 1982 was 2.0-fold greater than that of the previous four years. The heavy blooms of *Oscillatoria agardhii* (approx. 7 gC m<sup>-3</sup>) continued from October 1982 to February 1983 at St. 9.

2) Primary productivity was measured by a <sup>13</sup>C-method at 10 stations of Lake Kasumigaura from August 1981 to March 1983. Photoinhibition was observed from January to March, when the initial slopes of photosynthesis-light curves tended to be smaller than in other months. The maximum photosynthetic rate ( $p_{max}$ : gC gC<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) and community respiration rate were correlated with the water temperature at all stations. But at the innermost part of Takahamairi Bay (Sts. 1 and 2), the  $p_{max}$  became extremely small in late August and early September 1982, just before the disappearance of the predominating *Microcystis*. At the innermost of Takahamairi Bay, the high gross productions were recorded in the spring and summer whereas in other basins, gross productions increased in the summer and autumn. This production was correlated to water temperature at all stations but not to solar radiation, except

---

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi,  
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

at Sts. 1 and 2. The maximum gross production at St. 9 was  $130 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  in October 1982 and the minimum was  $7 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  in February 1982. The annual gross production at St. 9 from April 1982 to March 1983 was  $768 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ .

The high gross production in the autumn of 1982 was ascribed to the high  $p_{\text{max}}$  of *Oscillatoria agardhii*, which increased in October and November, showing a very high degree of photosynthetic efficiency (1.5-1.8%).

3) Size-fractionated photosynthesis and community respiration were measured in Takahamairi Bay in the summer of 1982 and 1983. The phytoplankton of the summer consisted of netplankton (larger than  $40 \mu\text{m}$ ) dominated with *Microcystis aeruginosa*. The chlorophyll *a* concentrations of nanoplankton (smaller than  $20 \mu\text{m}$ ) were always less than 10% of the total phytoplankton. The nanoplankton consisted of small diatoms and golden-brown algae (Crysophyceae) but contained broken *Microcystis* colonies in late summer. The mean photosynthetic rates at  $800\text{-}1000 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  of netplankton and nanoplankton during the summer of 1982 were  $0.052$  and  $0.017 \text{ gC gC}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectively. The community respiration rates of netplankton and nanoplankton ranged from  $0.23\text{-}0.70$  and  $0.62\text{-}4.15 \text{ gO}_2 \text{ gChl. a}^{-1} \text{ h}^{-1}$ , respectively. The net production of nanoplankton may thus be far smaller than that of netplankton. The respiration rate of *Microcystis* was estimated to be at most one thirtieth of the  $p_{\text{max}}$ .

4) The population dynamics of *Microcystis aeruginosa* were investigated in Takahamairi Bay during 1980-1982. *Microcystis* colonies in the lake water began to increase in May and decreased in October and November, while in the sediment, *Microcystis* colonies began increasing in late August and early September and decreased from March to July. The biomass of *Microcystis* in the sediments in the winter was about  $0.3\text{-}0.4 \text{ gC m}^{-2}$ , amounting to 99% of the *Microcystis* in the winter. Thus, *Microcystis* which bloomed in the summer sank to the bottom and overwintered. The  $P_{\text{max}}$  ( $\text{gO}_2 \text{ gChl. a}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) of *Microcystis* could be shown as a function of water temperature. *Microcystis* entered a resting state when the water temperature became less than about  $11^\circ\text{C}$ . The gross production of *Microcystis* from March 1981 to February 1982 was  $300 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ , which was about 40% of the gross production of total phytoplankton.

Fifty percents of the gross production of *Microcystis* decomposed in the lake water and the remainder was deposited to sediment (Fukushima *et al.* 1984). Most of this (99.7%) is thought to have decomposed on the sediment at the bottom of the lake in the autumn. The blooms of *Microcystis* in this lake were attributed to the low respiration rate, high net production and low precipitation during the blooming season.

5) The chlorophyll *a* concentration and gross production in this lake have tended to increase since 1979.

## 1. はじめに

霞ヶ浦の植物プランクトンは毎年夏にラン藻の *Microcystis aeruginosa* が大発生し (今村・安野, 1981), この種の一次生産量が大きいこと (岩熊・安野, 1981) で特徴づけられる。本報告で

は1978-1982年の約5年間の湖心と高浜入での植物プランクトン種の現存量の変動及び1981-1983年の霞ヶ浦全域10地点での一次生産量を $^{13}\text{C}$ を用いて測定したものについて報告し、過去の報告 (Ichimura, 1958, 1961; Ichimura & Aruga, 1958; 前田ら, 1974; 手塚ら, 1973, 1975; 相崎ら, 1977, 津野ら, 1977; 岩熊・相崎, 1979; 岩熊・安野, 1981) と比較検討を行う。

さらに高浜入においては、夏に現存量が最大となる枝角類 (花里・安野, 1984) の摂食がサイズに依存することから、植物プランクトンのサイズ別生産量の測定を試みた。一方で *Microcystis* の個体群動態を調べた。本報告ではこれらの結果に基づき霞ヶ浦高浜入の植物プランクトンの生産構造について論議する。

## 2. 方法

### 2.1 現場測定、採水及び現存量の定量

現場測定は全域調査グループ (1984) による。水温はサーミスタ温度計 (Hydrolab 8000)、水中照度は水中光量子計 (LI-COR LI-192S 又は Biospherical QSP 200 及び QSP 170) により測定した。

1978年3月から1981年3月まではバンドン採水器を用いて0.5 m水深より、1981年4月から1983年3月まではアクリルカラム採水器 (内径43 mm) により0-2 m水深より採水した。

植物プランクトンの種の定量及び炭素量への換算は今村・安野 (1981) による。ただし、*Closterium aciculare* についてはその体積が過大推定されていたので、 $550 \text{ pgC cell}^{-1}$  に訂正し、*Microcystis* については実測値、 $13 \text{ pgC cell}^{-1}$  (Takamura *et al.* 1984b) を用いた。植物プランクトンのサイズ別現存量の算出は今村ら (1982) による。

クロロフィル *a* 量は UNESCO/SCOR 法により、また懸濁態炭素量 (POC) は CHN コーダー (柳本 MT-3) により定量した。

### 2.2 一次生産量

#### 2.2.1 光合成速度及び呼吸速度の測定

1981年8月より1983年3月までの間、月に2回湖内10地点 (Sts. 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 11, 12) (図1) より表層0-2 m をカラム採水した試水の光合成速度を $^{13}\text{C}$ を用いて室内で測定した。反復数は2である。

湖水をプランクトンネット (NXX 7,  $193 \mu\text{m}$ ) でろ過し、大きな動物プランクトンを除いた後、100 ml のフランビンに満たし、 $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$  溶液 0.5 ml を加え、現場の水温の $\pm 2^\circ\text{C}$  以内に温度設定した恒温水槽に入れ、300 W タングステンランプ4基を用いて1時間光照射を行い培養した。フランビンは直径40 cmの透明アクリル板に取り付け、光源方向を軸にして10 rpm で回転させた。照射光量は Sts. 2, 3, 9 については減光用に白色アクリル板を用いて1000, 300, 100, 50,  $20 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  の5段階に設定した。また残りの7地点については3-11月の間は $1000 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 、

12-2月の間は  $300 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  に設定した。光照射終了後、フランビンに直ちに氷を入れた暗箱に移し、暗所で 20-40 ml を GF/C フィルターでろ過し、フィルターは直ちに  $105^\circ\text{C}$  で 6 時間乾燥させた後、質量分析計（日電アネルパ、TE 150）でフィルター上の懸濁物中の  $^{13}\text{C}$ 、 $^{12}\text{C}$  量を測定した。また試水中の無機炭素量（IC）は TOC 分析計（ベックマン）で測定し、添加する  $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$  量は IC の 5-10% になるようにした。

植物プランクトンの生産速度  $p_v$  ( $\text{gC m}^{-3}\text{h}^{-1}$ ) は次式により計算した (Hama *et al.*, 1983)。

$$p_v = \frac{B}{t_i} \frac{a_2 - a_0}{a_1 - a_0} \quad (1)$$

ただし、 $t_i$  は照射時間 (h)、 $a_0$  は未処理湖水中の  $^{13}\text{C}/(^{12}\text{C} + ^{13}\text{C})$  原子量比、 $a_1$  は培養開始時の溶存無機炭素中の  $^{13}\text{C}/(^{12}\text{C} + ^{13}\text{C})$  比、 $a_2$  は培養後の懸濁態炭素中の  $^{13}\text{C}/(^{12}\text{C} + ^{13}\text{C})$  比、及び  $B$  は培養開始時の懸濁態炭素量 (POC,  $\text{gC m}^{-3}$ ) である。

光飽和条件下での培養時間の違いによる光合成量の変化を図 2 a に示す。測定時のクロロフィル  $a$  濃度は霞ヶ浦で実測された春と夏のはほぼ最大値であった (図 10 参照)。培養時間を長くすると時間当たりの光合成量が低下したが、1 時間であれば光合成測定には支障がないと考えられた。

培養条件を変えて  $^{13}\text{C}$  法による生産量 (炭素同化量) と酸素法による生産量 (酸素発生量) を比較したのが図 2 b である。回帰直線はほぼ原点を通り、 $^{13}\text{C}$  法による生産量は純生産量を表していると考えられた。また回帰係から光合成商は 1.05 となった。

呼吸速度 ( $\text{gO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ ) は、NXX 7 のプランクトンネットでろ過した湖水を 100 ml のフランビンに満たし、光合成測定と同じ温度下で 24 時間培養し、酸素法により測定した。反復数は 2 で

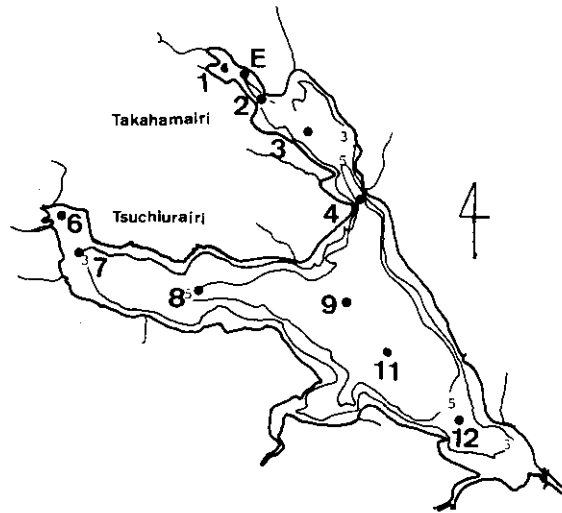


図 1 霞ヶ浦の調査地点図

Fig. 1 Map of Lake Kasumigaura showing sampling stations

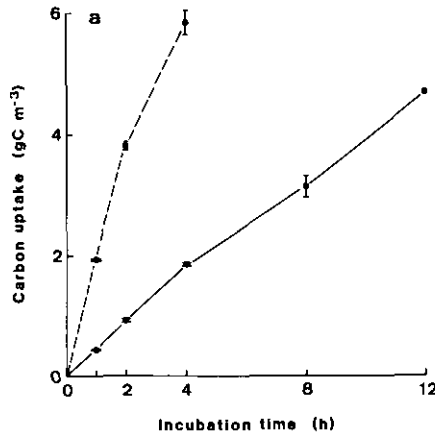


図 2a <sup>13</sup>C を用いて求めた炭素の取り込み量の経時変化

Fig. 2a Amount of carbon uptake measured by the <sup>13</sup>C-method at 1200 μEinst m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> in relation to incubation time

Solid line : *Synedra* dominated lake water (0.33 gChl. *a* m<sup>-3</sup>) measured at 16.5°C in April ; Dashed line : *Microcystis* dominated lake water (0.29 gChl. *a* m<sup>-3</sup>) measured at 26.7°C in August. Vertical bars indicate the ranges of two determinations.

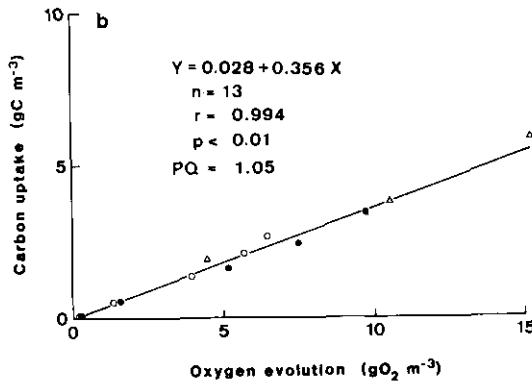


図 2b <sup>13</sup>C を用いて求めた炭素の取り込み量と酸素法による酸素発生量の関係 (1982年8月)

Fig. 2b Relationship between carbon uptake measured by the <sup>13</sup>C-method and oxygen evolution measured by the O<sub>2</sub>-method in August 1982

Solid circles : measured for samples collected from Station 2 at 28°C at five different light intensities ranging 21-910 μEinst. m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> ; Open circles : measured for samples collected from Station 3 at 28°C at five different light intensities ranging 21-910 μEinst. m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> ; Open triangles : measured for samples collected from Station 2 at 27°C under 1200 μEinst. m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> for 1, 2, and 4 h.

ある。呼吸速度は呼吸商を1とし、POC量で除して、同化炭素の消費速度( $\text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1}$ )に換算し、(1)式による生産速度に加えて植物プランクトンの炭素量当たりの光合成速度(=総生産速度,  $\text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1}$ )を求めた。

これらの光合成速度及び呼吸速度は0-2 mでの植物プランクトンの平均的な値を示すものと考えられる。

### 2.2.2 1日当たりの生産量の算出(方法A)

霞ヶ浦の植物プランクトンの光合成-光曲線は、強光阻害の見られる冬期には Vollenweider (1965) の実験式

$$p = p_0 I / I_{k_0} \left\{ 1 + (I / I_{k_0})^2 \right\}^{-m} \quad (2)$$

が、強光阻害の見られない夏期には(2)式の  $m$  を0.5とした場合の Smith (1936) の実験式

$$p = p_{\max} I / I_k \left\{ 1 + (I / I_k)^2 \right\}^{-0.5} \quad (3)$$

が良く当てはまる(Iwakuma & Yasuno, 1983)。ただし  $p$  は POC 当たりの光合成速度( $\text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1}$ )、 $p_0$  は潜在最大光合成速度( $\text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1}$ )、 $I_{k_0}$  は光合成-光曲線の立ち上がりこう配直線が  $p_0$  と交わる光量( $\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )、 $m$  は強光阻害を表すパラメーター(無次元,  $\geq 0.5$ )、 $p_{\max}$  は最大光合成速度( $\text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1}$ )、及び  $I_k$  は光合成-光曲線の立ち上がりこう配直線が  $p_{\max}$  と交わる光量( $\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )である。

霞ヶ浦における植物プランクトンの鉛直分布は種により均一ではなく、*Microcystis* は上層に、ケイ藻は下層に多い傾向がある(Takamura & Yasuno, 1984)が、本研究では計算の簡略化のため植物プランクトンは鉛直方向に均一に分布しているとする。夏期のある時刻  $t$  における水柱当たりの光合成速度  $P_z(t)$  ( $\text{gC m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) は

$$\begin{aligned} P_z(t) &= \int_0^{z_0} B(t) p(z, t) dz \\ &= B(t) \left( \int_0^{\infty} p(z, t) dz - \int_{z_0}^{\infty} p(z, t) dz \right) \\ &= B(t) p_{\max} / k(t) \left[ \log \left\{ \xi_0(t) + \sqrt{1 + \xi_0(t)^2} \right\} \right. \\ &\quad \left. - \log \left\{ \xi_b(t) + \sqrt{1 + \xi_b(t)^2} \right\} \right] \end{aligned} \quad (4)$$

で表される。ただし  $B(t)$  は植物プランクトンの現存量( $\text{gC m}^{-3}$ )、 $p(z, t)$  は(3)式で表される光合成速度、 $k(t)$  は光の消散係数( $\text{m}^{-1}$ )、及び  $z_0$  は全水深( $\text{m}$ )である。また  $\xi_0(t)$  及び  $\xi_b(t)$  は無次元で、水深  $z$  における光量  $I(z, t)$  ( $\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )を用いてそれぞれ



$$\xi_0(t) \equiv I(0, t)/I_k$$

$$\xi_b(t) \equiv I(z_b, t)/I_k$$

を表している。 $P_z(t)$ を1日について積分すれば、水柱当たりの日総生産量  $P_{ZD}(\text{gC m}^{-2})$ が求まる。

$$\begin{aligned} P_{ZD} &= \int_{\text{day}} f_1(T) P_z(t) dt \\ &\equiv f_1(T) \sum_i P_z(t_i) \end{aligned} \quad (5)$$

ただし  $P_z(t_i)$ は1時間ごとの値である。また  $f_1(T)$ は恒温槽水温  $T_0(^{\circ}\text{C})$ での光合成速度から現場水温  $T(^{\circ}\text{C})$ での値へ換算する補正係数で

$$f_1(T) = \exp \left\{ \alpha (T - T_0) \right\} \quad (6)$$

である。

(2)式は一般的に(3)式の場合のように鉛直方向の積分を解析的に求めることができないので、冬期の1日の水柱当たりの総生産量は数値積分により求めた。

採水日の水柱当たりの総生産量  $P_{ZD}$ の計算には国立公害研究所大気モニター塔又は気象庁館野高層気象台での全天日射量の1時間ごとの測定値 ( $\text{ly h}^{-1}$ )を用いた。光合成有効日射量/全天日射量比  $\beta_1$ は Vollenweider (1974)を参考に0.45とし、水表面透過係数  $\beta_2$ は実測値の平均をとり0.95とした。光合成有効日射量の単位の換算は  $1 \text{ly h}^{-1} = 52.8 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ である。 $\alpha$ は0.0647 (岩熊・安野, 1981)とした。 $B(t)$ 及び  $k(t)$ は測定時点の値を用い1日の間では一定とした。また光合成—光曲線の実験式(2)及び(3)の実測値への当てはめは Iwakuma & Yasuno (1983)によった。

### 2.2.3 1日当たりの生産量の算出 (方法B)

この方法は、方法Aを簡略化し、式(3)と1日の総日射量を用いて計算するものである。いま水面上の照度  $I_S(\tau)$ は

$$I_S(\tau) = I_{S_{\max}} \sin(\pi \tau / \tau_0) \quad (7)$$

で表されるとする。ここで  $\tau(\text{h})$ は日の出を0とし、 $\tau_0$ は日没時の  $\tau$ の値である。1日の総日射量  $I_{SD}(\text{ly})$ が与えられたとき、 $I_{S_{\max}}(\text{ly h}^{-1})$ は(7)式を1日について積分した値と同じになるように決める。すなわち

$$I_{S_{\max}} = 0.5 \pi I_{SD} / \tau_0 \quad (8)$$

である。ここで  $\tau_0$ は

$$\tau = 12 + 2.34 \sin (X + 280) \quad (9)$$

で表される (Straškraba, 1980, (3.18) 式に緯度  $\phi = 36^\circ$  を代入)。ただし  $X$  (d) は1月1日を1とした日数である。

(4)式と(7)式、及び  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  値を用いて1日の水柱当たりの総生産量を数値積分により求めた。強光阻害のある場合は光飽和までの実測値を用いて式(3)の当てはめを行った。図3に St. 3 と St. 9 について方法 A による総生産量計算値 (GPH) と方法 B による総生産量計算値 (GPD) を比較した。強光阻害のある場合も含めてあるが、方法 B による生産量は補正係数  $\beta_3 = 0.90$  を乗じると方法 A による生産量に良く一致した。

後述するように  $p_{max}/I_k$  値は1月-3月前半までは  $0.000151(\text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1})(\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1})^{-1}$ 、他の時期は  $0.000421(\text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1})(\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1})^{-1}$ 、とほぼ一定値を示す (図11 参照)。Sts. 1, 4, 6, 7, 8, 11, 12, については  $p_{max}$  値だけを求めてあるので、この  $p_{max}/I_k$  値を用いて方法 B により  $\beta_3$  を乗じて採水日の1日の総生産量を求めた。

#### 2.2.4 年間の水柱当たりの総生産量

方法Bを用いて年間の湖内10地点での水柱当たり日総生産量を求めた。 $I_{SD}$  は毎日の実測値を

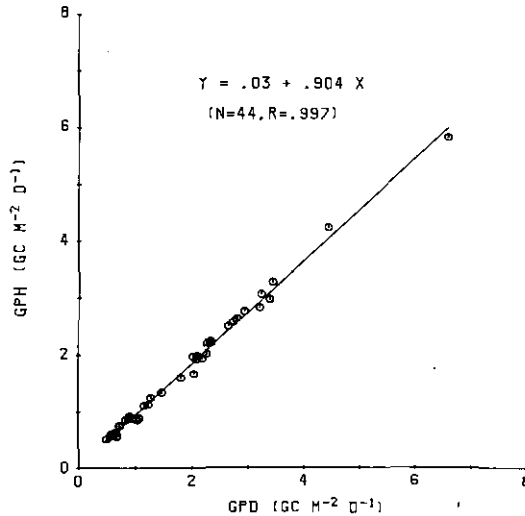


図 3 1981年8月-1983年3月に Sts. 3 及び 9 で方法 A,B (本文参照) により求めた総生産量の比較

Fig. 3 Relationship between daily gross column production calculated using hourly solar irradiance data (Method A, GPH) and that using daily total solar irradiance data (Method B, GPD) for samples taken at Stations 3 and 9 during August 1981-March 1983

与え、 $T$ 、 $B$ 、 $k$ 、 $\mu_{\max}$ は実測値と実測値の間を線型補間して与えた。

### 2.3 植物プランクトンのサイズ別光合成速度

1981年7-9月に、St. Eで植物プランクトンのサイズ別光合成速度を測定した。湖水をNXX7(193  $\mu\text{m}$ )のプランクトンネットでろ過した後、100 mlのフランビンに満たし、 $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ 溶液を加え、静置状態で光照射を行い1.5-2時間培養した。室内で恒温水槽の中でタングステン球により光照射を行うか、野外で水槽に入れ、湖水を循環させながら自然光を照射した。対照には $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ を加えない湖水を上記と同じ条件で培養した。培養後直ちに暗所でメッシュを用いてサイズ別に分画し、GF/Cフィルター上に集め105°Cで6時間乾燥させた。分画サイズは193-94  $\mu\text{m}$ (Fraction 1)、94-40  $\mu\text{m}$ (Fraction 2)、40-20  $\mu\text{m}$ (Fraction 3)及び20  $\mu\text{m}$ 以下(Fraction 4)である。これらの作業はすべて即日に行った。 $^{13}\text{C}$ 量の測定及び光合成速度の計算は2.2.1と同じである。

サイズ別呼吸速度は1982年7-9月にSt. Eに設置された隔離水界(Type I: 国立公害研究所, 1984)にて測定した。湖水、及び湖水を40  $\mu\text{m}$ 、20  $\mu\text{m}$ 、GF/Cのメッシュ及びフィルターでろ過したものを、おのおの100 mlのフランビンに入れて測定した。測定方法は2.2.1と同じである。

### 2.4 湖水中及び底泥中の *Microcystis* の現存量と光合成活性の周年変動

1980年7月から1982年5月まで月1ないし2回、湖水と底泥を採取し *Microcystis* の現存量を定量し光合成活性の測定を行った。湖水の採水は2.1と同じである。底泥は内径40 mmのアクリルコアサンプラーを用いて採取し、室内で1 cm深さごとに分割し底泥中の *Microcystis* のコロニー数を計数した。水中の *Microcystis* の光合成活性測定はNXX13のプランクトンネットで集めたものを、キャピラリービベットを用い実体顕微鏡下で拾い集め、GF/Cフィルターでろ過した湖水中に、クロロフィル  $a$  量として100-200  $\text{mg m}^{-3}$ の濃度になるように懸濁させて行った。底泥中の *Microcystis* は、エクマンバージ採泥器により採取した泥を325メッシュ(目合44  $\mu\text{m}$ )のふるいで洗い、湖水中の *Microcystis* と同様の方法で集めて光合成速度を測定した。光合成速度は酸素電極を用いて測定し、Smith (1936)の光飽和式に当てはめた(Iwakuma & Yasuno, 1983)。

## 3. 結果

### 3.1 植物プランクトン種の現存量の変動とその特色

植物プランクトン種の計数結果と種別の体積から換算した藻類態炭素量とクロロフィル  $a$  量、POC(懸濁態炭素)量の関係を、St. 3とSt. 9について、おのおの図4と図5に示す。データは1978年から1983年までのものを用いた。夏期の高浜入については、C/Chl.  $a$ 比が49( $n=47$ ,  $r=0.98$ )という値が報告されている(津野ら, 1978)が、全季節を含む今回のC/Chl.  $a$ 比は、St. 3で77( $n=92$ ,  $r=0.77$ )、St. 9で71( $n=84$ ,  $r=0.85$ )という値になった。藻類態炭素量はクロロフィル  $a$ 量とPOC量の双方と正の相関を示し、藻類の現存量を示す指標として有効であると考え

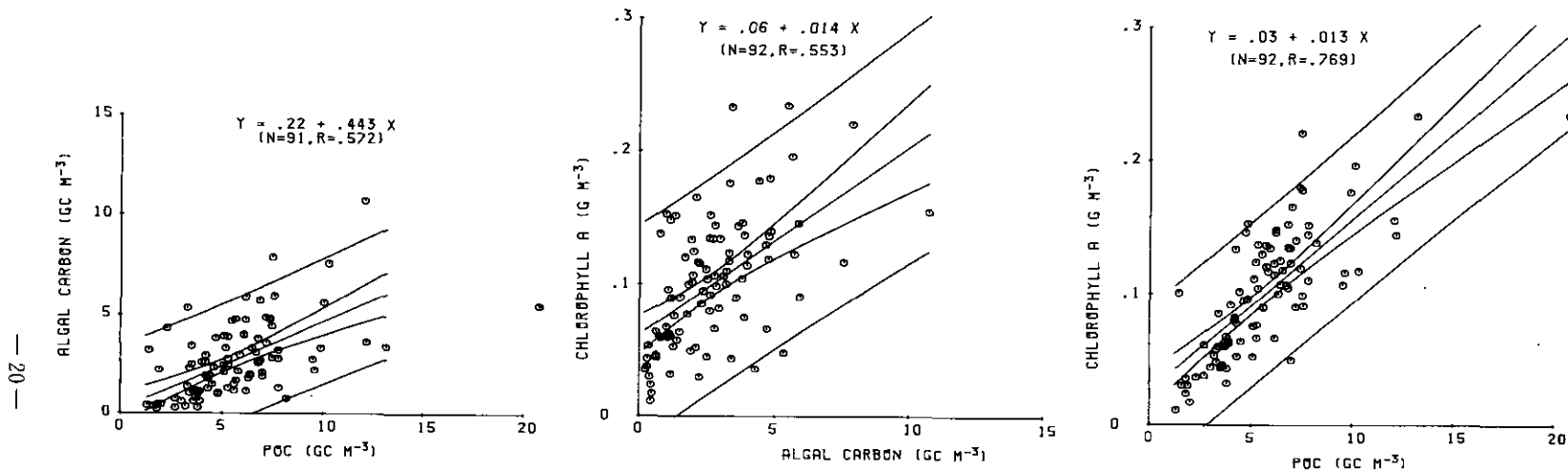


図 4 高浜入 (St.3) におけるクロロフィル *a* 量, 懸濁態炭素 (POC) 量及び藻類態炭素量の関係

Fig. 4 Relationships between algal carbon, determined on the basis of algal volume, chlorophyll *a*, and particulate organic carbon (POC) at St. 3

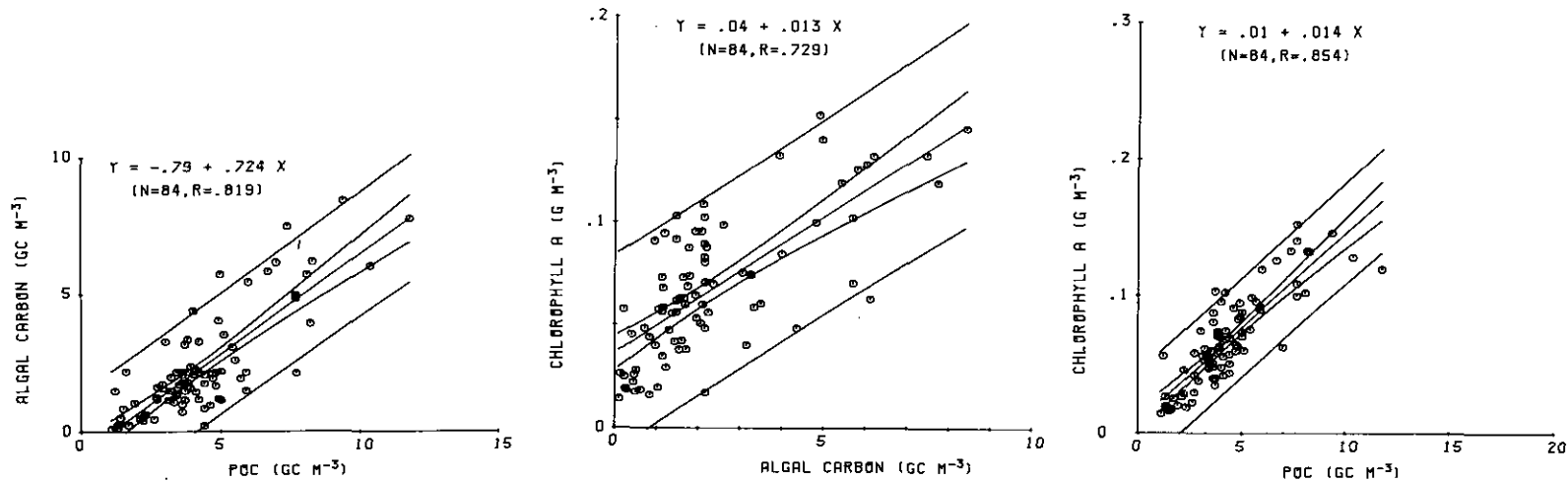


図 5 湖心 (St.9) におけるクロロフィル a 量, 懸濁態炭素 (POC) 量及び藻類態炭素量の関係

Fig. 5 Relationships between algal carbon, determined on the basis of algal volume, chlorophyll a, and particulate organic carbon (POC) at St. 9

えられた。ただし、藻類態炭素量は St. 9 で POC 量の 72%, St. 3 では 44% と低い値になった。したがって、St. 9 の方が POC の中の藻類の占める割合が多く、反対に St. 3 の方は動物プランクトンやデトリタスなどの占める割合が多いといえる。

図 6 は 1978 年 5 月から 1983 年 2 月までの St. 3 における植物プランクトンの綱別現存量変化を、図 7 は St. 3 における主要な植物プランクトン種の現存量変化を示す。年変動はあるが、おおまかにみると、春及び晩秋から冬にはケイ藻類、夏から秋にラン藻類が優占した。緑藻は一定の出現傾向を示さなかったが、1978 年冬から 1979 年春にかけて *Closterium aciculare* が大発生した。毎年 1 月から 3 月の間は現存量が最低となったが、この時期にクリプト藻類 (*Cryptomonas* sp.), 黄色ペン毛藻類 (*Chrysochromulina* sp.) 及び緑藻類 (*Chlamydomonas* spp.) が増えることがあった。

種類別にみると、ラン藻では *Microcystis aeruginosa* が毎年初夏から増え始めた。この種は毎年  $5-7 \text{ gC m}^{-3}$  の現存量に達し、優占期間も 4-5 か月と長く、高浜入の最も主要な種であった。*Anabaena* 属については、*A. flos-aquae* が 1979 年と 1982 年に *Microcystis* の発生と同時かあるいは、それらに先んじて出現した。また 1980 年には、*A. spiroides* が 8-9 月に出現した。*Aphanizomenon flos-aquae* は、1979 年 7 月、11 月、1980 年 6 月下旬及び 1982 年 9 月下旬と、*Microcystis* の発生初期又は発生後期に出現する傾向を示したが、いずれの出現も短期間であった。1982 年 10-12 月には、*Microcystis* の減少とともに *Oscillatoria agardhii* が大発生し、その現存量は  $3-4 \text{ gC m}^{-3}$  になったのが注目された。このためこの年の秋のケイ藻のブルームは起こらなかった。他のラン藻類では、*Gomphosphaeria lacustris* var. *compacta*, *Phormidium tenue* が目立つ程度であった。

春のケイ藻のブルームは *Synedra rumpens* による場合が多かった。現存量は 1980 年は  $1.8 \text{ gC m}^{-3}$  にも達し、毎年増える傾向を示した。*Melosira granulata* (*M. granulata* var. *angustissima*, *M. granulata* var. *angustissima* f. *spiralis* を含む) の現存量は  $0.5 \text{ gC m}^{-3}$  とそれほど大きくならなかったが、毎年夏、秋、冬と長期間出現する傾向を示した。この種は穏やかな日には、水柱下層部に沈んでいることがある (Takamura & Yasuno, 1984) ため、 $0.5 \text{ m}$  の表層水を採水していた 1980 年以前は、その現存量は過少推定されている可能性が大きい。秋のケイ藻のブルームは *Coscinodiscus lacustris* (1979 年) と *Cyclotella* sp. (1980 年と 1981 年) によるもので、その現存量は約  $2 \text{ gC m}^{-3}$  程度になった。*Coscinodiscus* は夏にも出現することがあった。

緑藻は他の分類群に比べ出現種数が最も多い (今村・安野, 1981) が、現存量が多くなる種は、*Closterium aciculare* (1979 年 5 月に  $6.0 \text{ gC m}^{-3}$ ) の他は *Chlamydomonas* spp. が冬 (1981 年) または春 (1979 年, 1981 年) に現存量にして  $1-1.5 \text{ gC m}^{-3}$  に増加した程度であった。他は *Mougeotia* sp., *Dictyosphaerium pulchellum*, *Oöcystis* spp. が時々増加する程度であった。

クリプト藻は、*Cryptomonas* spp. がその現存量のほとんどを占める。この種は夏はあまり出現しないが、秋から春にかけては常時出現していた。

図 8 は 1978 年から 1983 年にかけての St. 9 における植物プランクトンの綱別現存量の季節変化

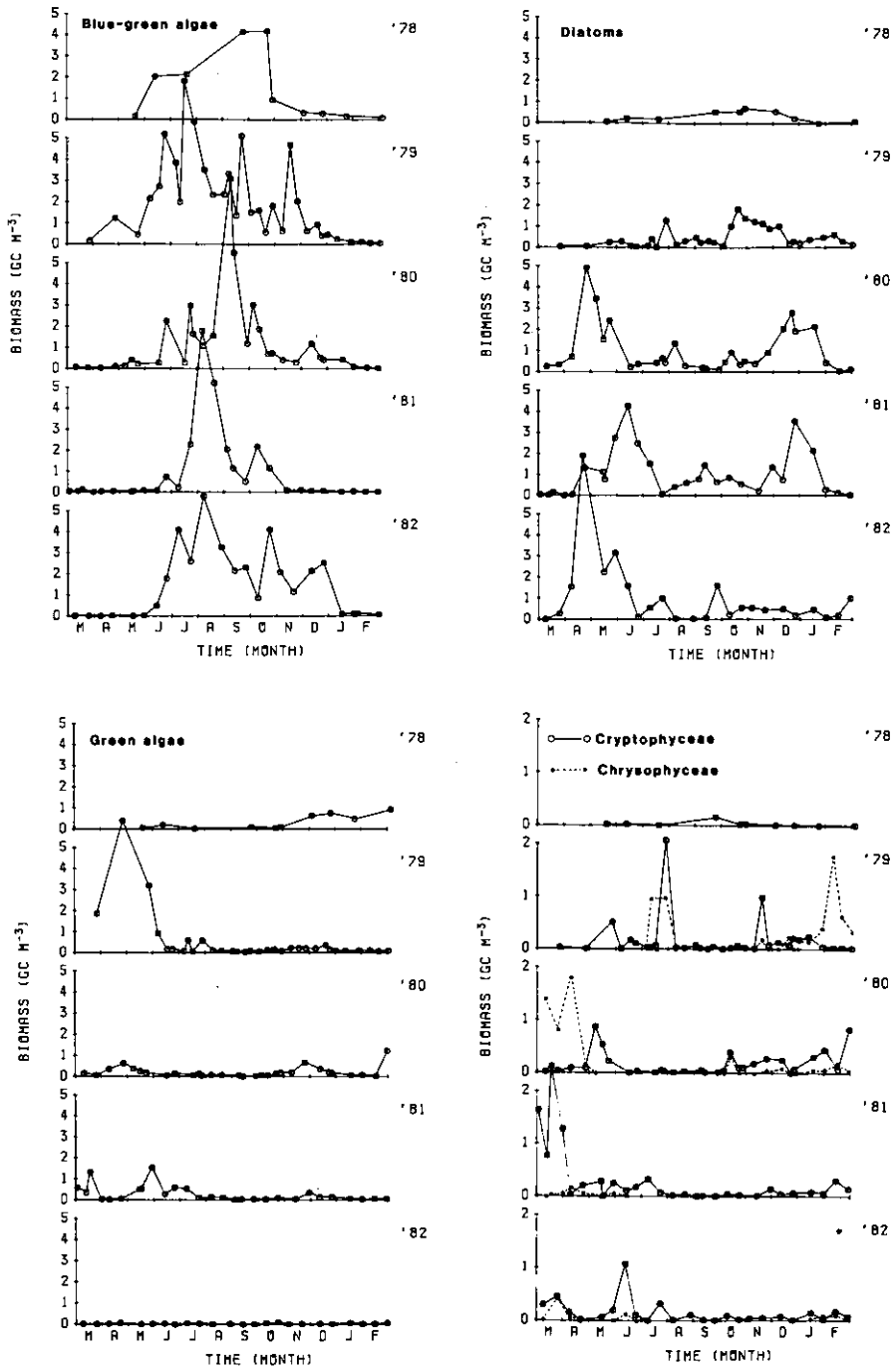


図 6 高浜入 (St.3) における植物プランクトンの網別炭素量の変化, 1978-1983  
 Fig. 6 Seasonal changes in the biomass as carbon weight for each taxonomical group at St. 3

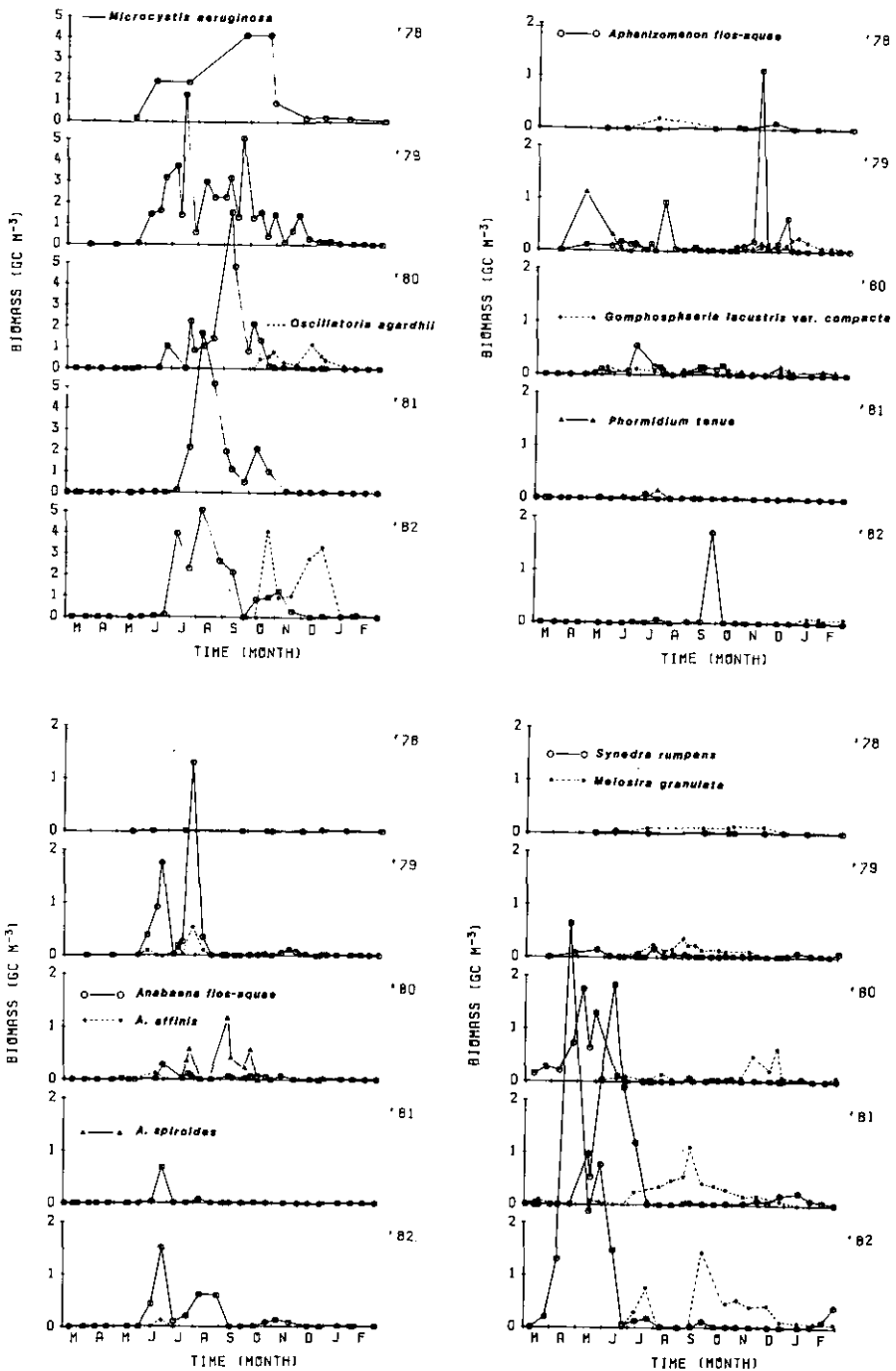


図 7 高浜入(St.3)における植物プランクトン主要種の炭素量の変化, 1978-1983  
 Fig. 7 Seasonal changes in major phytoplankton species at St. 3



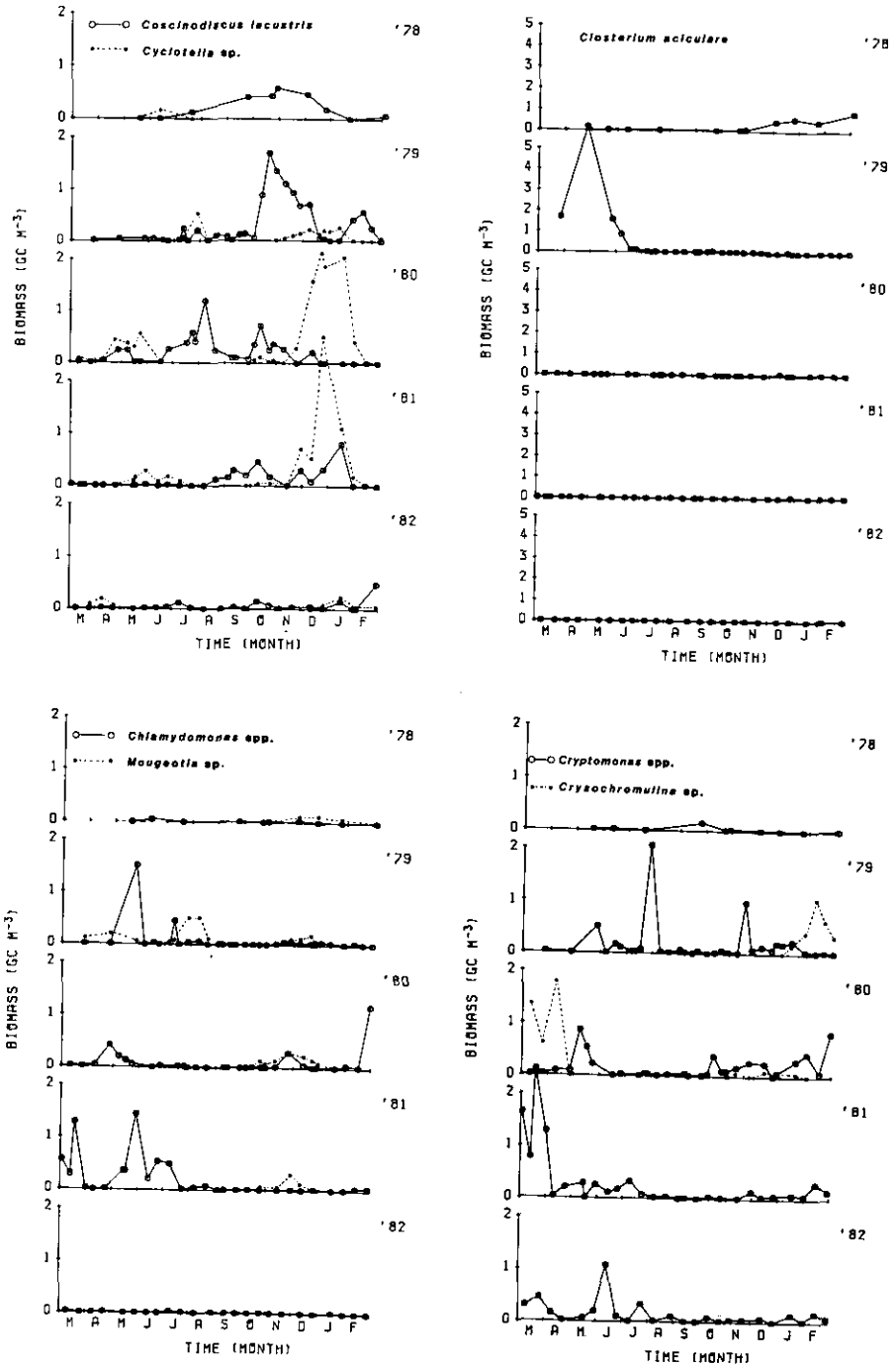


図 7 (つづき)  
Fig. 7 (continued)

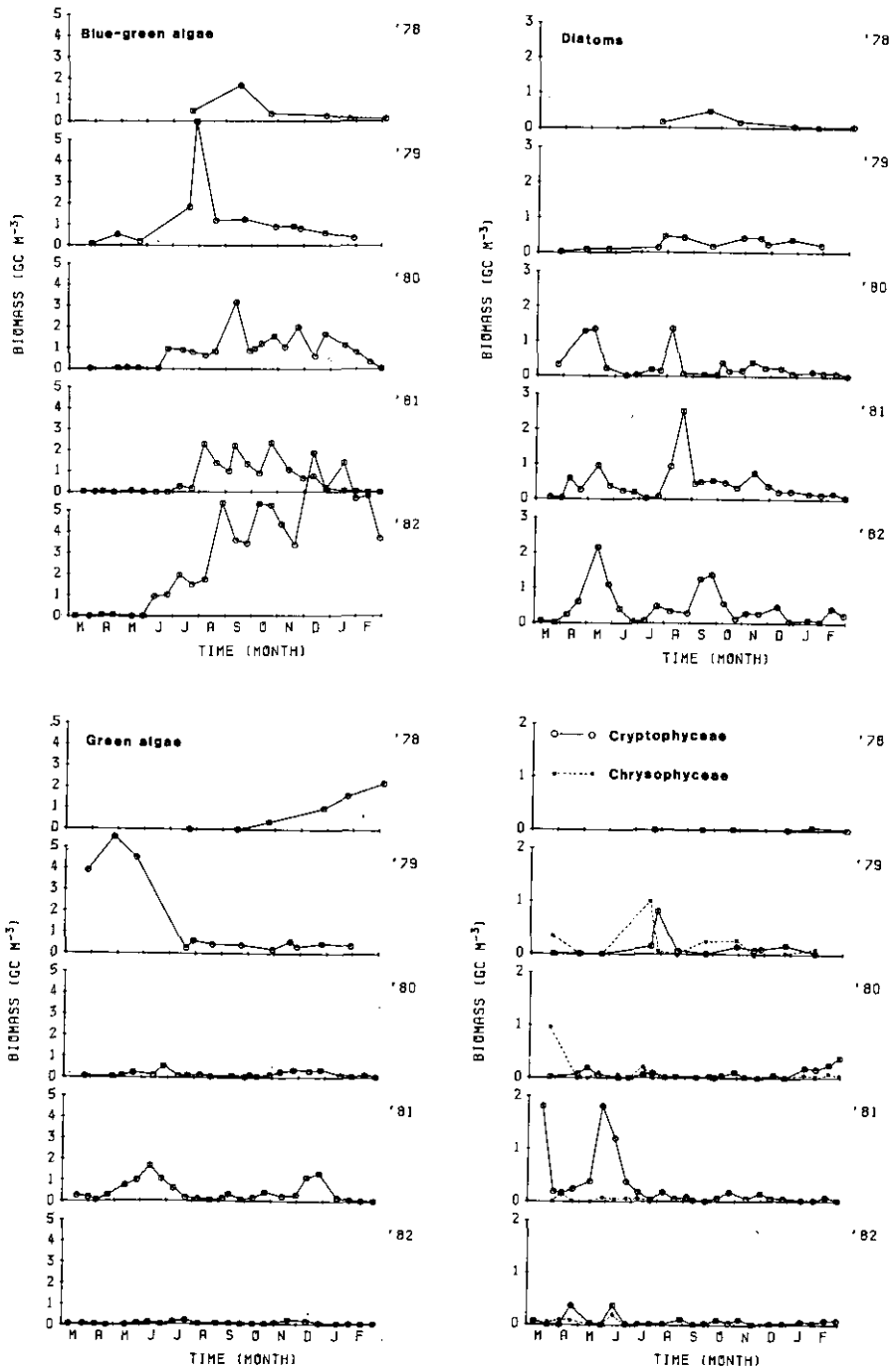


図 8 湖心 (St.9) における植物プランクトンの網別炭素量の変化, 1978-1983  
 Fig. 8 Seasonal changes in the biomass as carbon weight for each taxonomical group at St. 9

を示す。また図9は St. 9 における主要な植物プランクトン種の現存量の変化を示す。およその変動パターンは高浜入の St. 3 と違いがなく、春先はケイ藻類、夏はラン藻類が優占した。ただしケイ藻類のブルームは St. 3 ほど顕著でなく、春のケイ藻の現存量は、せいぜい  $2 \text{ gC m}^{-3}$  にとどまった。秋から冬のケイ藻類の増加も認められなかった。1978—1981 年のラン藻の夏期の現存量も、平均約  $2 \text{ gC m}^{-3}$  と低く、St. 3 の半分以下であった。しかし 1982 年のラン藻の現存量は平均約  $4 \text{ gC m}^{-3}$  で St. 3 と同じ程度になったことが注目された。さらに秋から冬にかけて *Oscillatoria agardhii* の大発生が認められ、1982 年 12 月、1983 年 1 月には、その現存量は  $7 \text{ gC m}^{-3}$  に達した。

St. 9 の植物プランクトンを種別にみるとラン藻では *Microcystis aeruginosa* が St. 3 より約一か月遅れた 8 月から増え始めた。しかし現存量は St. 3 ほど大きくならず、 $2 \text{ gC m}^{-3}$  以下であることが多かった。ただし先にも述べたように 1982 年の *Microcystis* の現存量は 1978—1981 年の 2 倍以上になった。*Anabaena* 属については、1979 年 7 月に *A. flos-aquae* と *A. affinis* の顕著な増加が認められた。1982 年には 6 月から 12 月にかけて長期間、*A. flos-aquae* が出現したことも注目される。*Aphanizomenon flos-aquae* の現存量は、初夏と秋の二山型であった。この種は St. 3 よりも St. 9 で長期間出現する傾向があった。1982—1983 年にかけての *Oscillatoria agardhii* の大発生は、現存量及び、出現期間とも、St. 3 の高浜入のそれをはるかに上回るものであったことは注目すべきことである。

春のケイ藻のブルームは *Synedra rumpens* によるが、その現存量は  $1.1 \text{ gC m}^{-3}$  (1980 年)、 $0.4 \text{ gC m}^{-3}$  (1981 年)  $2.1 \text{ gC m}^{-3}$  (1982 年) と St. 3 に比べかなり低かった。*Melosira granulata* は 1980 年・1981 年の 8 月に増えた。St. 3 と異なり、*Coscinodiscus* と *Cyclotella* の現存量は低く、秋のケイ藻のブルームは認められなかった。

緑藻については、1978 年冬から 79 年春にかけて *Closterium aciculare* が大発生した。また、81 年春はケイ藻の *Synedra rumpens* の増加はあまりなく緑藻の *Chlamydomonas* spp. 及びクリプト藻の *Cryptomonas* spp. が多かった。

### 3.2 一次生産量の変動, 1981—1983

霞ヶ浦の各調査地点におけるクロロフィル *a* 量の変動を図 10 に示す。いずれの地点も、同じ月で見ると 81 年より 82 年の方が高かった。1982 年の季節変化をみると高浜入湾奥部 (St. 1, St. 2) や土浦入湾奥部 (St. 6) では、4 月から 8 月の間に最大値が認められた。またこの期間内の変動は激しく、例えば St. 1 では極大値は  $320 \text{ mg m}^{-3}$ 、極小値は  $20 \text{ mg m}^{-3}$  であった。土浦入中央から湖心、牛堀にかけての (Sts. 8, 9, 11, 12) 最大値は 9 月から 11 月の間にあり、この期間中の変動は小さかった。これらの中間に位置する St. 3, 4, 7 では中間の特徴を示した。

Sts. 2, 3, 9 における光合成—光曲線の立ち上がりこう配 (図 11) は、場所的には差がなかったが 1 月、2 月と 3 月前半は低い傾向を示し、これと同じ時期に強光阻害が認められた。1 月—3 月前半の平均値は  $0.000151 (\text{gC gC}^{-1} \text{ h}^{-1}) (\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{ s}^{-1})^{-1}$ 、他の時期のそれは  $0.000421$

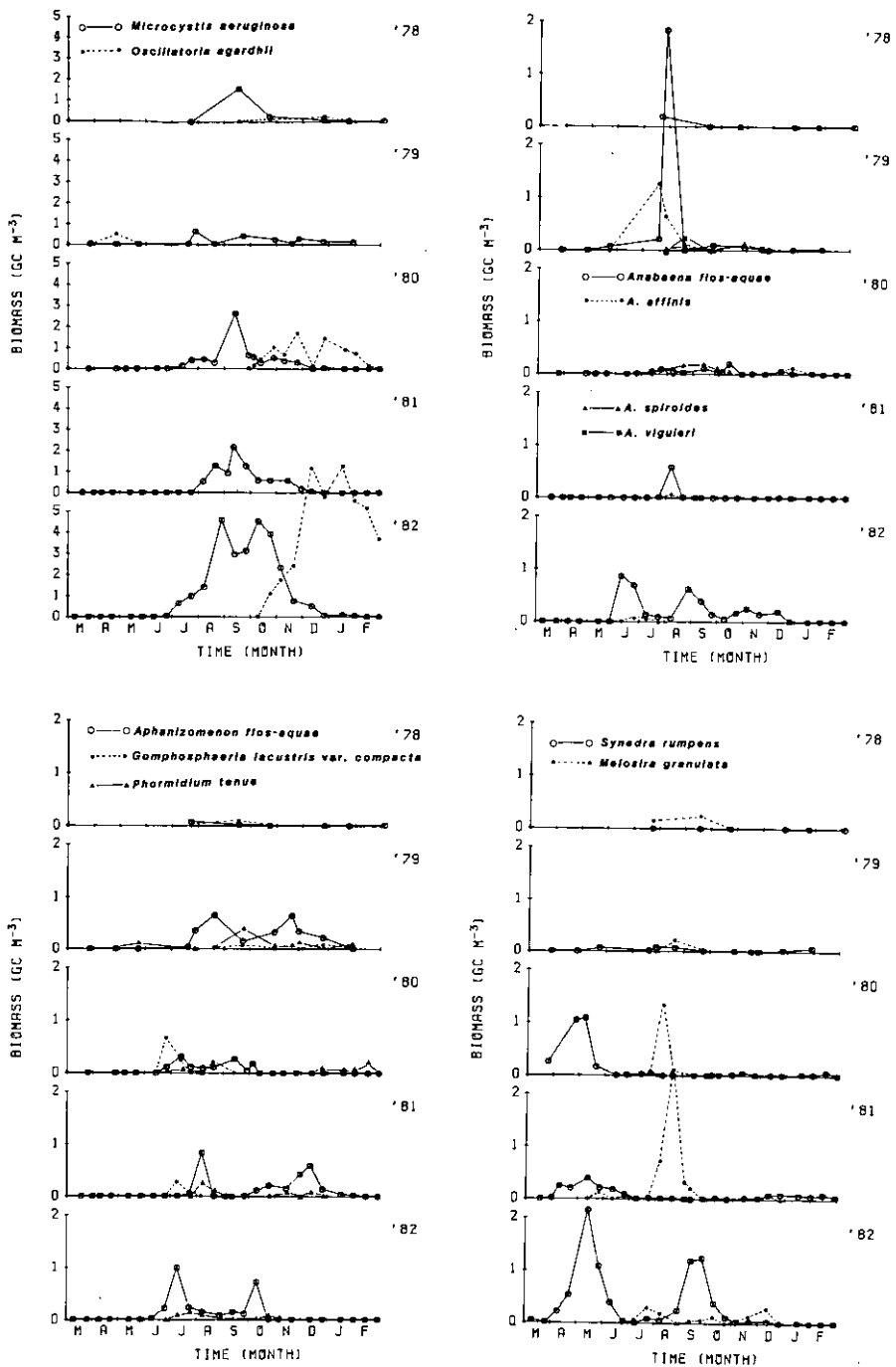


図 9 湖心 (St. 9) における植物プランクトン主要種の炭素量の変化, 1978-1983  
 Fig. 9 Seasonal changes in major phytoplankton species at St. 9

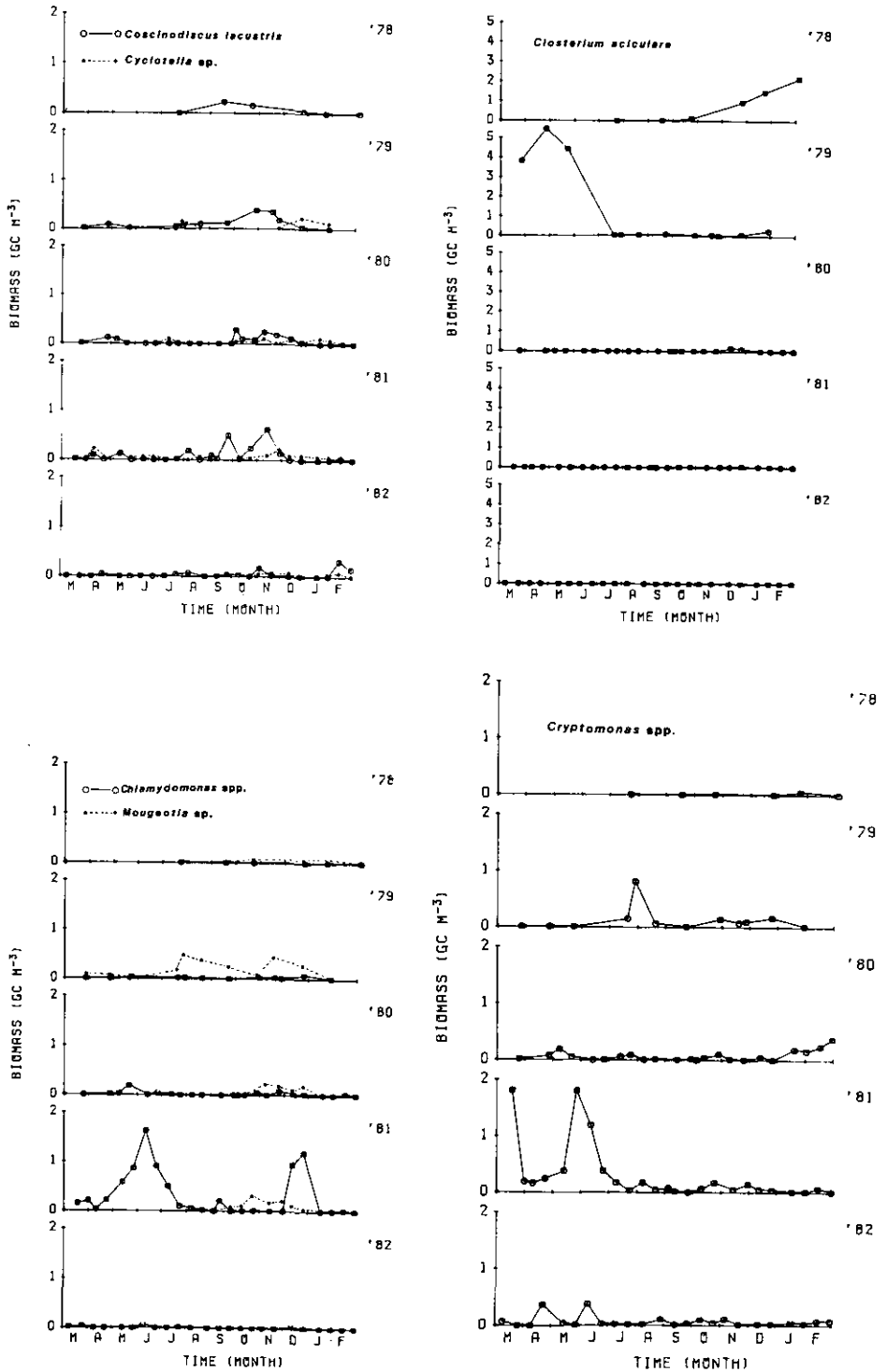


図 9 (つづき)  
Fig. 9 (continued)

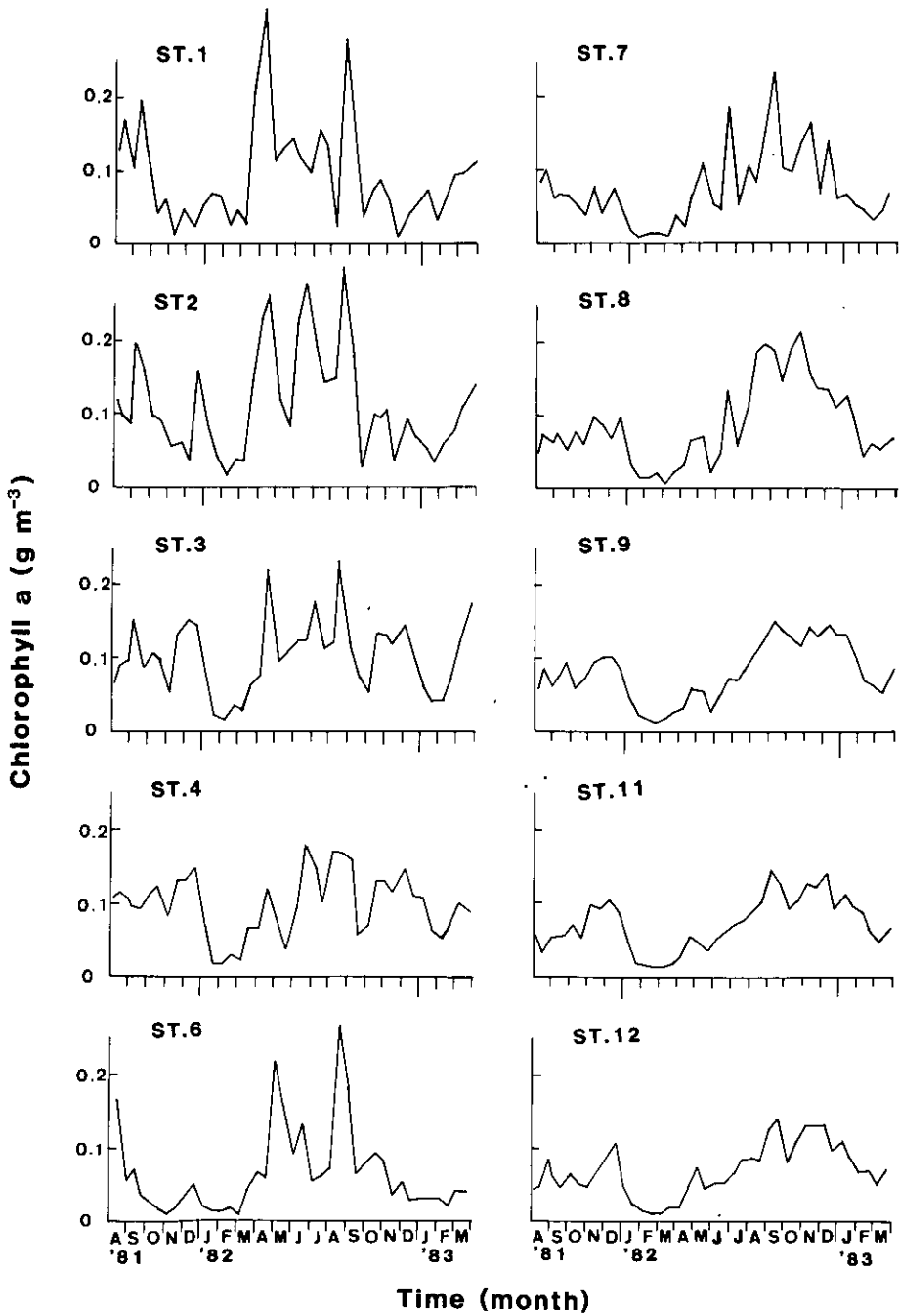


図 10 霞ヶ浦の各調査地点におけるクロロフィル *a* 量の変動, 1981-1983  
 Fig. 10 Seasonal changes in the chlorophyll *a* concentration at each station in Lake Kasumigaura

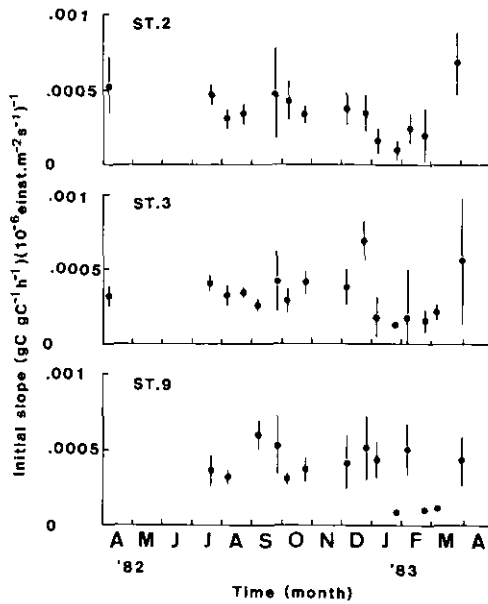


図 11 St. 2, St.3 及び St.9 における光合成-光曲線の立ち上がりこう配の変動  
 Fig. 11 Seasonal changes in the initial slopes of photosynthesis-light curves at St. 2, St. 3, and St. 9  
 Bars indicate standard deviations.

$\text{gCgC}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) ( $\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) $^{-1}$ で一次生産量の計算式(2), (3)にはこれらの数値を用いた。ただし, St. 9 では1月, 2月にも高い値を示すことがあったが平均値の計算には含めていない。

最大光合成速度 ( $\rho_{\text{max}}$ ) の変化(図 12) は, 各地点とも水温と正の相関を示した(図 13)。ただし, St. 1 では1982年8月末, St. 2 では9月上旬に  $0.0013, 0.0004 \text{ gC gC}^{-1} \text{ h}^{-1}$  という極めて低い値を示した。この傾向は St. 3 の9月上旬にも認められた。

呼吸速度の変化(図 14)も各地点で水温と正の相関を示したが(図 15), 全体に5-6月が高かった。これは後でも述べる *Microcystis* の呼吸速度が低いことによると考えられる。高浜入湾奥部(Sts. 1,2) では5-6月と9月に  $0.008-0.01 \text{ gC gC}^{-1} \text{ h}^{-1}$  ( $\rho_{\text{max}}$ の約15-20%) と高い値を示したが, 5月は *Synedra*, 9月は *Microcystis* の減少期に相当した。

図 16 は各地点の単位面積当たりの総生産量, 呼吸量及び有光層内の呼吸量の月変化を示す。総生産量はすべての地点で水温と正の相関を示した(図 17)。特に Sts. 3, 4, 9 では高い相関を示し, 総生産量と水温が緊密な関係にあったといえる。全体に82年の10月, 11月の総生産量は81年の同じ時期に比べて高い。この傾向は Sts. 2, 3, 9 で顕著で, St. 9 の1982年10月の総生産量は  $130 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  に達し, 最大値となった。一方 St. 1 では82年は5-7月に高く(約  $100 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ ) 秋は半分以下になった。Sts. 7, 8, 11, 12 では最大値はおおむね  $70 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  以下であった。単位面積当たりの呼吸量は, どの地点も5-9月に高く総生産量を上

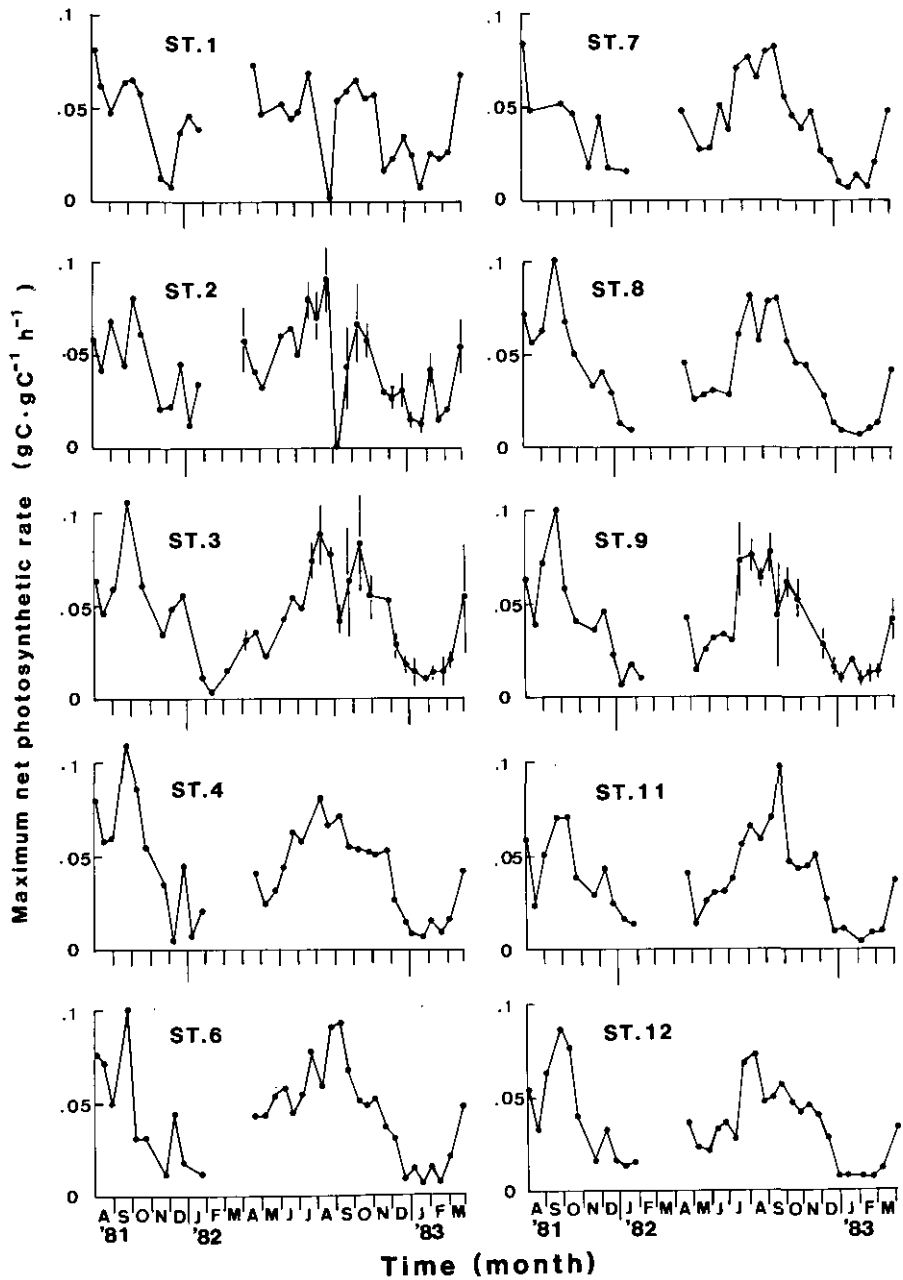


図 12 霞ヶ浦の各調査地点における最大光合成速度 ( $\mu_{max}$ ) の変動, 1981-1983  
 Fig. 12 Seasonal changes in the maximum photosynthetic rate of phytoplankton at each station in Lake Kasumigaura  
 Bars indicate 95% confidence intervals.



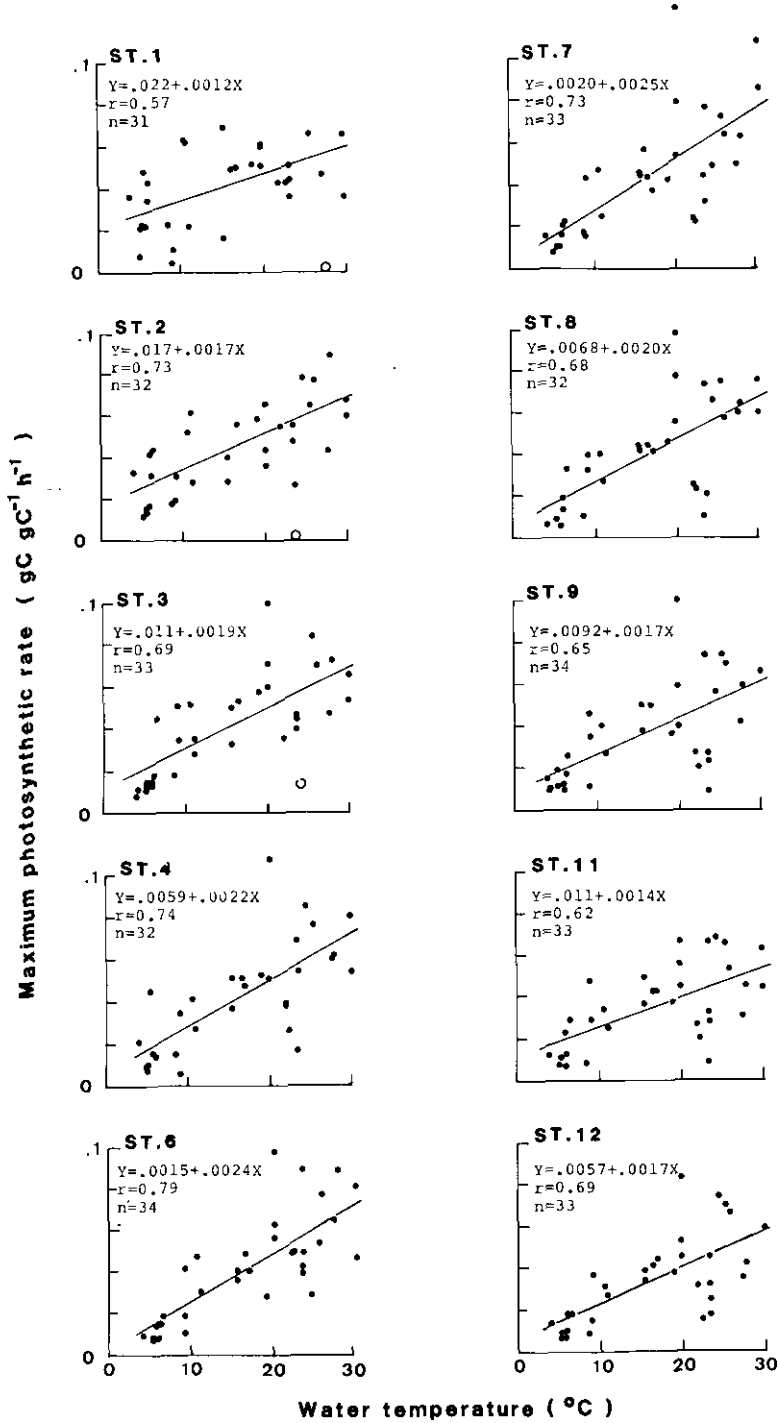


図 13 霞ヶ浦の各調査地点における最大光合成速度 ( $\mu_{max}$ ) と水温の関係  
 Fig. 13 Relationship between the maximum photosynthetic rate of phytoplankton and water temperature at each station in Lake Kasumigaura

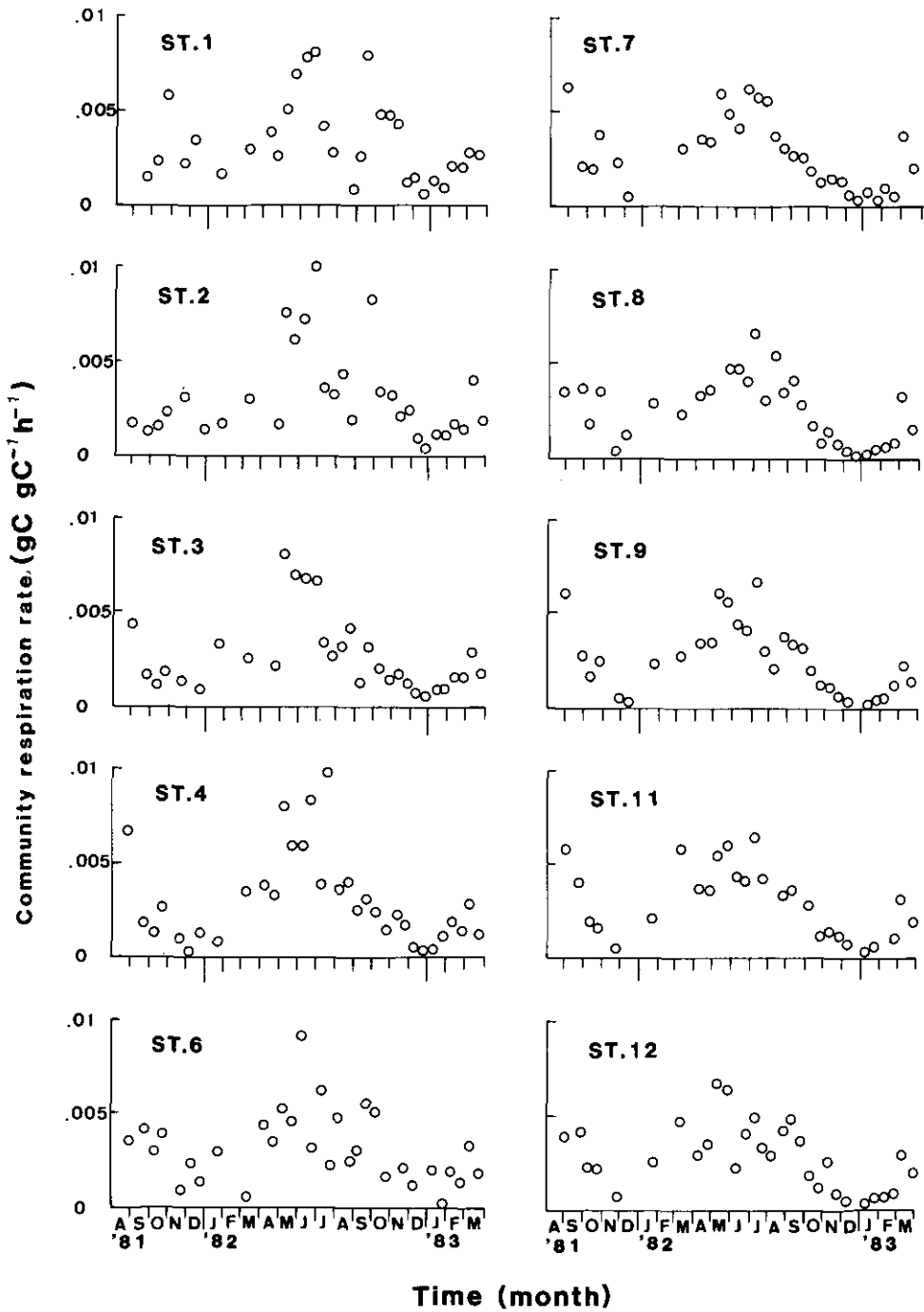


図 14 霞ヶ浦の調査地点における呼吸速度の変動, 1981-1983  
 Fig. 14 Seasonal changes in the community respiration rate at each station in Lake Kasumigaura

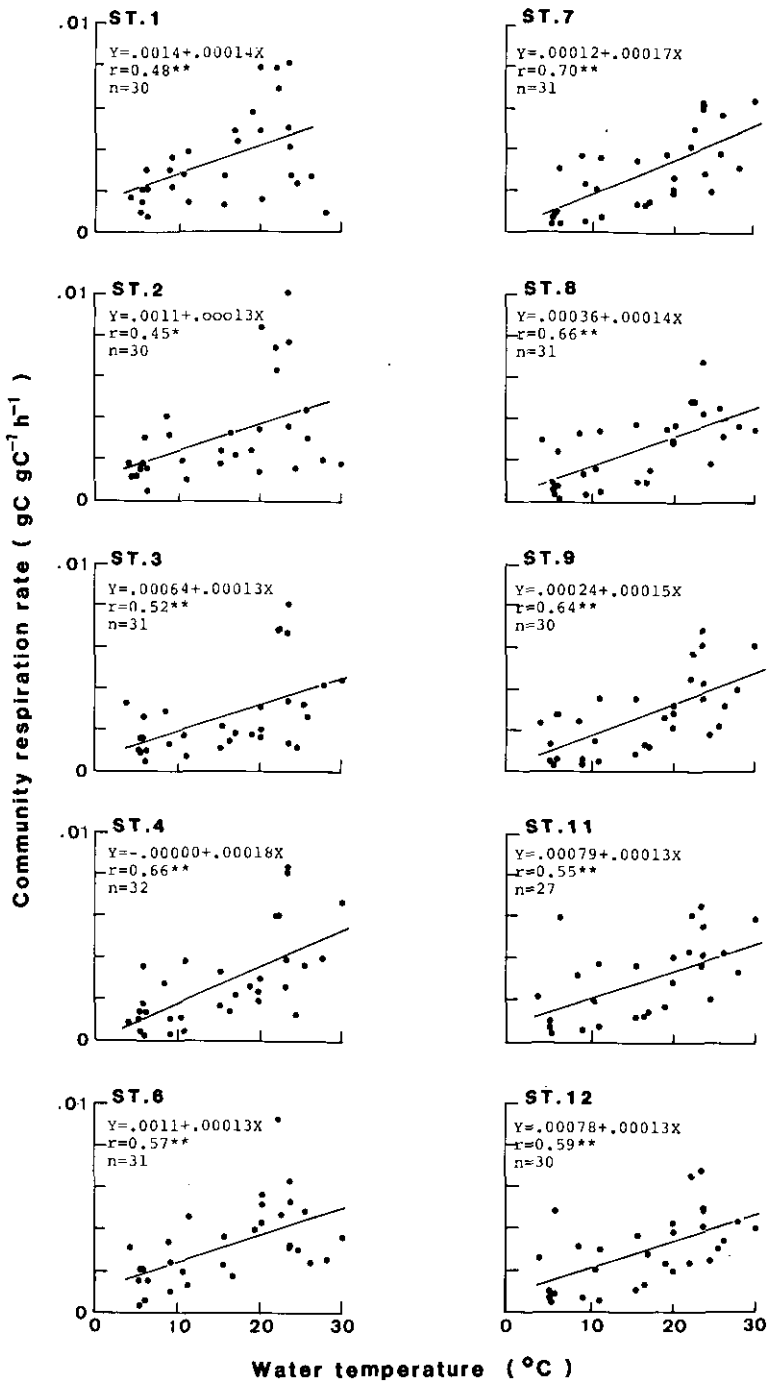


図 15 霞ヶ浦の各調査地点における呼吸速度と水温の関係

Fig. 15 Relationship between the community respiration rate and the water temperature at each station in Lake Kasumigaura

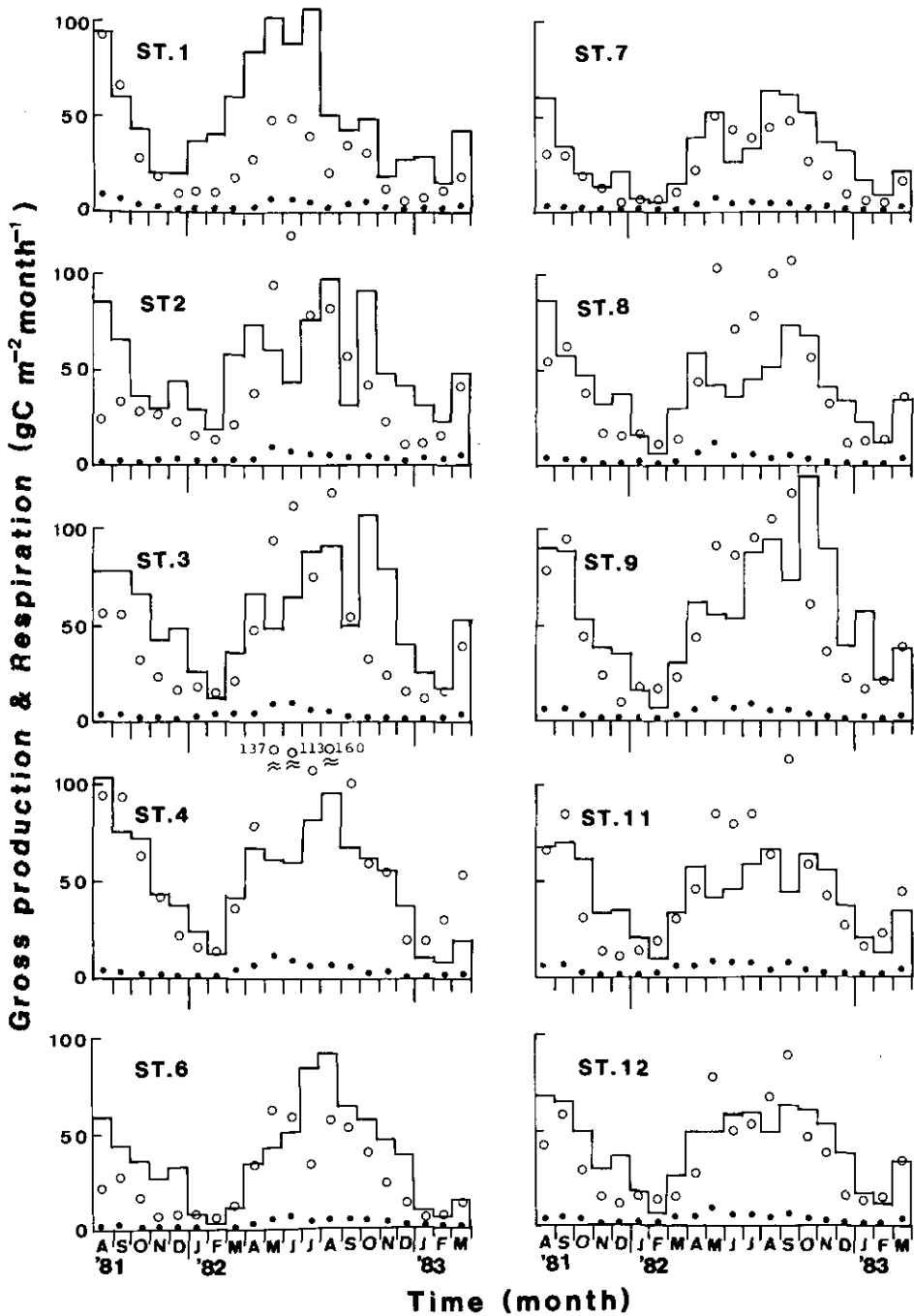


図 16 霞ヶ浦の各調査地点における総生産量及び呼吸量の変動, 1981-1983  
 Fig. 16 Seasonal changes in the gross production and community respiration at each station in Lake Kasumigaura  
 Open circles show the community respiration in an entire water column. Solid circles show the community respiration in a euphotic layer.

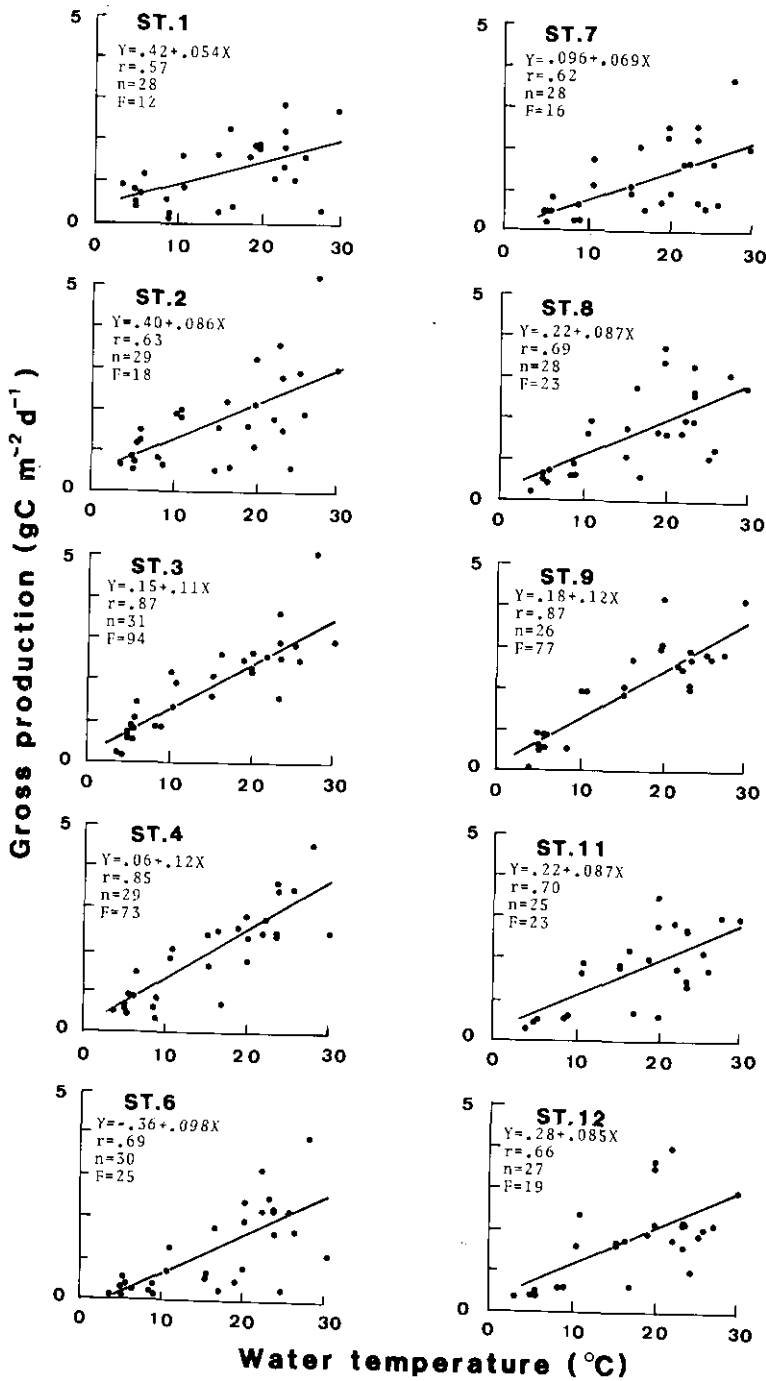


図 17 霞ヶ浦の各調査地点の総生産量と水温の関係

Fig. 17 Relationship between the gross production and the water temperature at each station in Lake Kasumigaura

回ることがあった。しかし、生産層内の呼吸量は常に水柱当たりの量の10%未満であった。総生産量と日射量は St. 1 ( $n=20$ ,  $r=0.72$ ) と St. 2 ( $n=20$ ,  $r=0.57$ ) を除いて相関を示さなかった(図 18)。

1982年4月から1983年3月までの1年間の各調査地点の植物プランクトンの年間総生産量( $\text{gC m}^{-2} \text{y}^{-1}$ )は、St. 1で625, St. 2で627, St. 3で751, St. 4で615, St. 6で533, St. 7で427, St. 8で489, St. 9で768, St. 11で503, St. 12で510となった。高浜入(St. 1-4)は高い傾向を示し、土浦入(St. 6-8)、牛堀(St. 12)は低かった。しかし湖心部(St. 9)で最大値を示したことは注目すべきことである。霞ヶ浦全域での総生産量は、最大面積をもつ湖心部の寄与により1982年の秋(10-12月)は1981年の秋の約1.6倍、1983年の冬(1月-3月)は1982年の冬の約1.5倍に増加した。1982年4月から1983年3月までの一年間の霞ヶ浦全域の植物プランクトンの総生産量は炭素量にして $1.12 \times 10^4$ トンに達した。

### 3.3 夏期の生産構造の特色

図 19は1979年-1981年の、St. 3における植物プランクトンのサイズ別現存量を炭素量で示したものである(方法は今村ら, 1982を参照)。夏期の植物プランクトンは $40 \mu\text{m}$ 以上のサイズの藻類で構成されており、 $10 \mu\text{m}$ 以下のサイズの藻類は秋から春にかけて多くなるが、夏期には非常に少ない。さらに糸状藻類を除くと、夏期の $10 \mu\text{m}$ 以下の藻類の現存量は $0.1 \mu\text{gC m}^{-3}$ 以下であった。

図 20は St. E (高浜入 St. 1 と St. 2 の中間地点)における夏期の植物プランクトンのサイズ別現存量(クロロフィル  $a$  量)と  $800-1000 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ の光照射を行ったときの光合成速度を示したものである。この期間の現場水温は $23-33^\circ\text{C}$ まで変化したが、光合成速度の測定水温は $27-29^\circ\text{C}$ の範囲で行った。夏期を通じて全植物プランクトンのうち $40 \mu\text{m}$ 以上(Fraction 1 と Fraction 2)の現存量が多く、 $40 \mu\text{m}$ 以下(Fraction 3 と Fraction 4)の現存量は少なかった。 $40 \mu\text{m}$ 以上の現存量の約90%以上はラン藻の *Microcystis aeruginosa* で占められていた。 $40 \mu\text{m}$ 以下の分画は主にケイ藻類と黄色ペン毛藻類で構成されていたが、8月中旬から後は、*Microcystis* の細胞が多くなった。*Microcystis* は光飽和型の光合成-光曲線を示すため、この図 20における光合速度は $40 \mu\text{m}$ 以下の藻類を除いて最大光合成速度( $\mu_{\text{max}}$ )と考えることができる。Total(サイズ分画を行わなかったもの)と Fraction 1 ( $94 < \leq 193 \mu\text{m}$ )の光合成速度及び Total と Fraction 2 ( $40 < \leq 94 \mu\text{m}$ )の光合成速度の値はよく一致し(今村ら, 1982)  $40 \mu\text{m}$ 以上の分画が Total の群集を代表していると考えられた。また Total と Fraction 3 ( $20 < \leq 40 \mu\text{m}$ )及び Total と Fraction 4 ( $\leq 20 \mu\text{m}$ )の光合成速度の間には、相関は認められず(今村ら, 1982)特に Fraction 4 の値は常に低く、質的に他の分画の群集とは異なる群集であることが示唆された。また経時的にみるとクロロフィル  $a$  量は7月中旬から上昇しはじめ、8月29日には $200 \text{mg m}^{-3}$ に達した。一方光合成速度は、7月29日が最も高く( $0.10 \text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1}$ )、8月下旬は $0.014 \text{gC gC}^{-1} \text{h}^{-1}$ と低

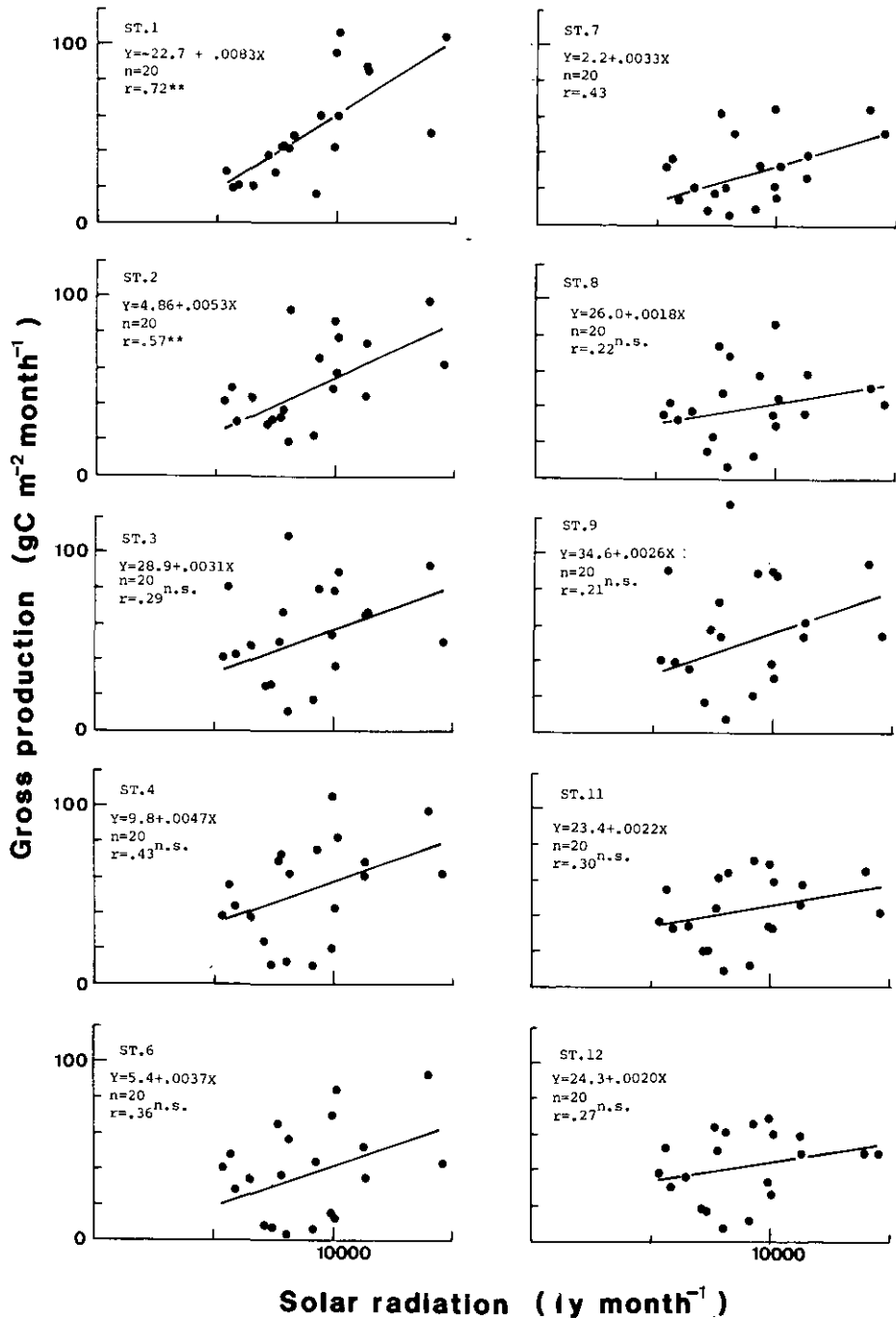


図 18 霞ヶ浦の各調査地点における総生産量と日射量の関係

Fig. 18 Relationship between the gross production and solar radiation

Data of October and November, 1982, which are shown by open circles are omitted from the calculation of correlation coefficients.

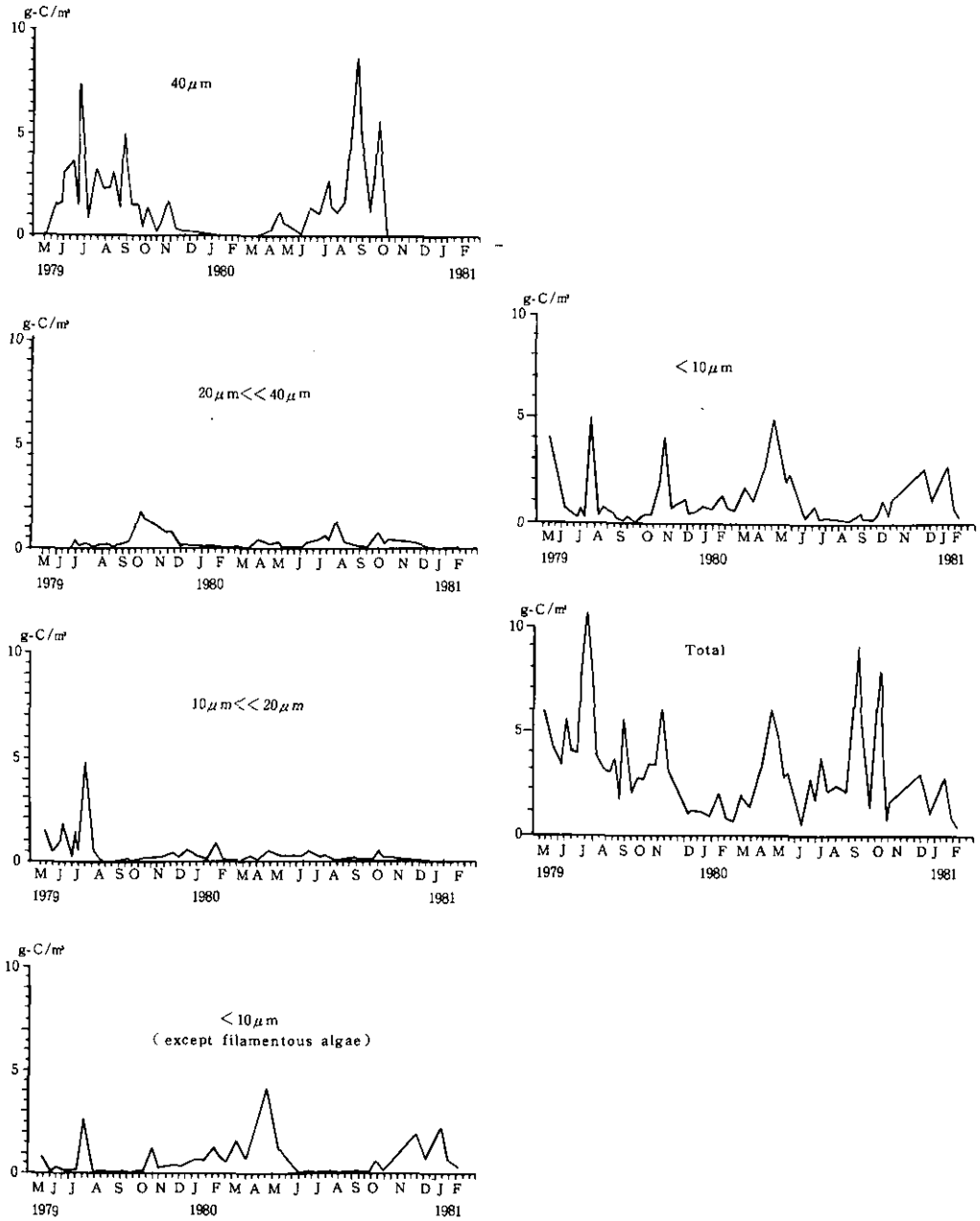


図 19 St. 3 における植物プランクトンのサイズ別炭素量の変化  
 Fig. 19 Seasonal changes in the size-fractionated biomass as carbon weight at St. 3



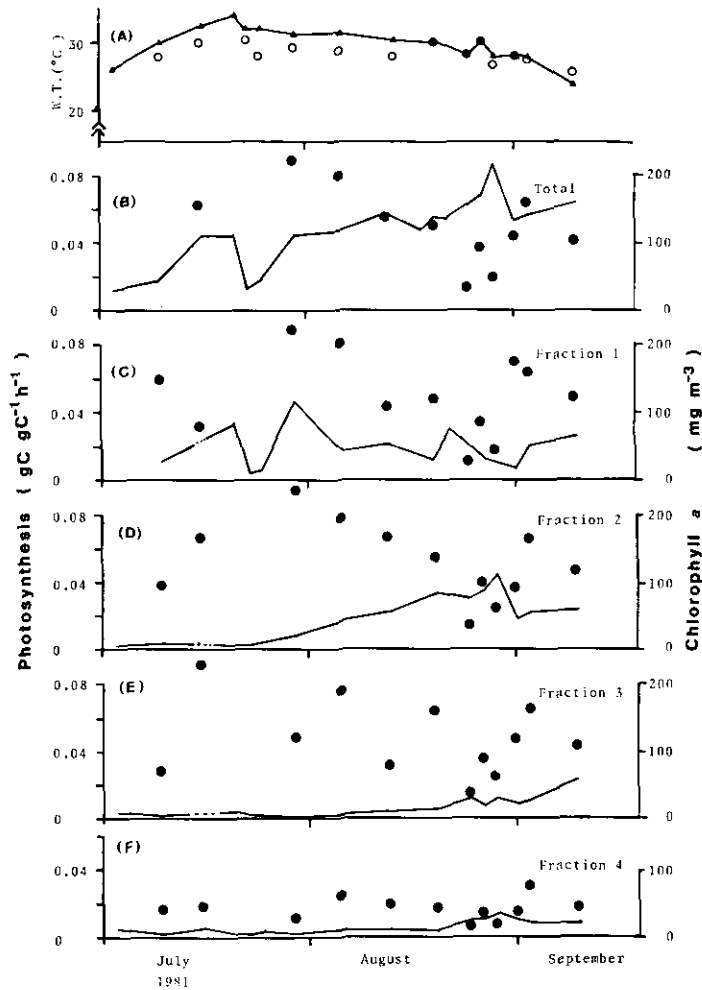


図 20 St. E における水温、植物プランクトンのサイズ別クロロフィル *a* 量及び  $800-1000 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$  の光を照射したときの各サイズの光合成速度の変化

Fig. 20 Changes in the chlorophyll *a* concentration and the photosynthetic rate of each size fraction at St. E

Solid lines show chlorophyll *a* concentration. Solid circles show the photosynthetic rate at  $800-1000 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Fractions 1, 2, and 3 are constituted with phytoplankton ranging 94-193, 40-94, and 20-40 micrometers long, respectively. Fraction 4 consists of less than 20 micrometers long. Temperature of lake water is indicated with solid triangles and the water temperature for photosynthesis measurement is shown with open circles.

くなり、クロロフィル *a* 量の濃度と光合成速度は負の相関 ( $n=12, r=-0.64, p<0.05$ ) を示し密度依存の効果が認められた。また栄養塩との関係については、硝酸態プラス亜硝酸態窒素の濃度と光合成速度の間にヒステリシスが認められた (今村ら, 1982)。

表1は1982年 St. E に設置された  $5\text{ m} \times 5\text{ m} \times 2.3\text{ m}$  の隔離水界 (Type 1: 国立公害研究所, 1984) 内での夏期のサイズ別呼吸量を示す。1981年の St. E と同様に  $40\ \mu\text{m}$  以上はその現存量の90%以上を *Microcystis aeruginosa* が占めた。調査期間内で変動が認められたが、現存量の多い  $40\ \mu\text{m}$  以上の分画 ( $193\ \mu\text{m}$  以上の動物プランクトンは除いてある) が全体の群集呼吸量の17-63%を占めた。次に  $1\ \mu\text{m}$  以下の分画が全呼吸量の12-50%を占めた。同様に  $20-40\ \mu\text{m}$  の分画は5-16%,  $1-20\ \mu\text{m}$  の分画は11-53%となった。またクロロフィル *a* 量当たりの呼吸速度は、 $40\ \mu\text{m}$  以上の分画では  $0.23-0.70\ \text{gO}_2\ \text{gChl}\ a^{-1}\ \text{h}^{-1}$ ,  $1-20\ \mu\text{m}$  の分画では  $0.62-4.15\ \text{gO}_2\ \text{gChl}\ a^{-1}\ \text{h}^{-1}$  となり、 $1-20\ \mu\text{m}$  の分画が最も高い値を示した。

表 1 霞ヶ浦高浜入 (St. E) に設置された隔離水界 (Type I; 国立公害研究所, 1984) における夏期のサイズ別呼吸量

Table 1 Fractionation of community respiration in an enclosure (Type I: National Institute for Environmental Studies, 1984) set up at St. E during the summer of 1982

The relative contribution of each fraction to total community respiration is indicated in paranthesis.

Date	W.T. (°C)	Respiration rate ( $\text{gO}_2\ \text{gChl}\ a^{-1}\ \text{h}^{-1}$ )					
		Total	$40 <$	$20 <$	$< 40$	$1 <$	$< 20$
22, Jul.	26.0	1.02	0.63(38%)	0.67(16%)	0.95(13%)		(33%)
30, Jul.	25.0	1.10	0.37(21%)	1.01(13%)	0.79(17%)		(50%)
6, Aug.	28.0	0.76	0.70(53%)	0.32(11%)	0.70(14%)		(22%)
9, Aug.	28.0	0.53	0.31(34%)	0.34(14%)	0.75(29%)		(24%)
13, Aug.	28.0	1.41	0.77	—	1.54		
16, Aug.	28.0	1.51	0.49(17%)	0.24( 5%)	4.15(53%)		(25%)
20, Aug.	26.5	0.82	0.58(51%)	0.61(11%)	1.32(23%)		(15%)
23, Aug.	27.5	0.76	0.57(57%)	0.72( 9%)	1.23(22%)		(12%)
26, Aug.	28.0	0.57	0.42(63%)	0.60( 7%)	0.71(11%)		(19%)
30, Aug.	27.0	0.57	0.33(47%)	0.46( 6%)	0.62(12%)		(35%)
2, Sept.	27.0	0.47	0.23(40%)	0.90(15%)	1.09(23%)		(22%)
6, Sept.	25.0	0.51	0.26(49%)	0.58( 2%)	2.33(23%)		(26%)

### 3.4 「アオコ」の生産特性について

霞ヶ浦の一次生産は水温と正の相関を示し夏に高い。この高い一次生産は、現存量、出現期間とも最も多い *Microcystis aeruginosa* により行われていると考えてよい。

図21は1980年7月から1982年5月までの St. 3 における水中及び底泥中の単位面積当たりの

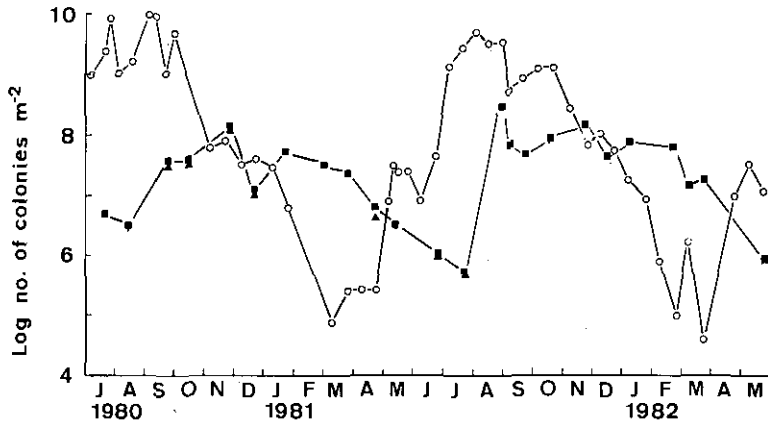


図 21 St. 3 における、水中及び底泥中の *Microcystis aeruginosa* のコロニー数の季節変動 (Takamura *et al.*, 1984a を改変)

Fig. 21 Seasonal variation in the number of colonies of *Microcystis aeruginosa* at St. 3; ●, colonies in the water column; ■, colonies in the sediment

*Microcystis aeruginosa* のコロニー数の季節変動を示す。水中では5-6月に増加し10月から3月にかけて減少したが、底泥中では、水中の発生初期に最低となり、8月後半から秋に増え、秋-冬の間は  $10^8$  colonies  $m^{-2}$  (約  $0.3-0.4$  gC  $m^{-2}$ ) 底泥中に存在し、春-夏にかけて再び減少した。冬の期間の水中の *Microcystis* の量は底泥中の量の1%以下で、*Microcystis* は初秋に大量に沈降しはじめ、99%以上の群体は底泥中で越冬する。これらの越冬個体群は温度さえ上げれば急速に光合成活性を回復することから翌年の増殖の元となると考えられる (Takamura *et al.*, 1984a)。

図 22 は St. 3 における水温、*Microcystis* のクロロフィル *a* 量あたりの最大光合成速度、 $P_{max}$  及び光合成-光曲線の立ち上がりこう配の季節変化を示す。 $P_{max}$  は水温の上昇とともに高くなり7月(水温  $30^{\circ}C$ )に  $25$  gO<sub>2</sub> gChl *a*<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> に達した。その後8月、9月初旬に幾分低い値を示したが、11月以降は特に低くなり、1月は  $0.1$  gO<sub>2</sub> gChl *a*<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> 以下になった。光合成-光曲線の立ち上がりこう配は4-10月まで比較的一定で  $0.1$  gO<sub>2</sub> gChl *a*<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ( $\mu$ Einst.  $m^{-2}$  s<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup> 前後の値を示したが、それ以降は低くなる傾向を示した。*Microcystis* のクロロフィル量あたりの最大光合成速度( $P_{max}$ : gO<sub>2</sub> gChl *a*<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) と水温 ( $T$ : °C) は

$$\ln P_{max} = 1.17 + 0.076 T \quad (11 \leq T)$$

$$\ln P_{max} = -0.26 + 0.13 T \quad (4 < T < 11)$$

と表すことができた (図 23)。両者の傾斜の差は有意であった ( $F=5.12$ ,  $df=1, 27$ ,  $p<0.05$ )。したがって *Microcystis* は  $11^{\circ}C$  以下になると急速に光合成活性をおとし休眠期に入ると考えられる。

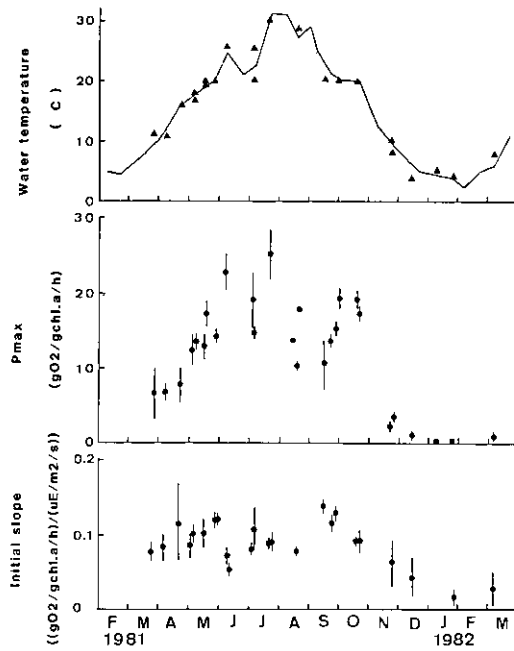


図 22 St. 3 における水温, *Microcystis aeruginosa* の最大光合成速度 ( $P_{max}$ ) 及び光合成-光曲線の立ち上がりこう配の季節変化 (Takamura *et al.*, 1984 b)

Fig. 22 a) Seasonal changes in the water temperature

The solid line shows the temperature of the lake water. Solid triangles show the water temperature at the time of the photosynthesis measurement.

b) Seasonal changes in the maximum photosynthetic rate ( $P_{max}$ ) of *Microcystis aeruginosa*

Bars indicate 95% confidence intervals.

c) Seasonal changes in the initial slopes of the photosynthesis-light curve of *Microcystis aeruginosa*

Bars indicate standard deviation.

以上, St. 3 の *Microcystis* の現存量,  $P_{max}$ , 光合成-光曲線の立ち上がりこう配, 野外での消散係数, 日射量おのこの実測値をもとに 1981 年 3 月-1982 年 2 月の一年間の *Microcystis* の一次生産総量を算出すると約  $300 \text{ gC m}^{-2}$  となった。この数値は年間一次生産総量 (約  $750 \text{ gC m}^{-2}$ ) の約 40% に相当した (Takamura *et al.*, 1984 b)。

#### 4. 考 察

1982-1983 年の総生産量の季節変動は 1979-1980 年のそれ (岩熊・安野, 1981) と異なっていた。すなわち, 1979-1980 年では, 5-8 月に高く 11-1 月に低く水温と日射量に正の相関を示し

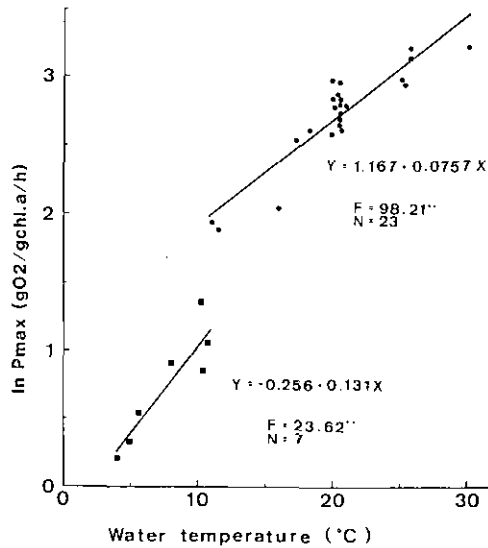


図 23 St. 3 における *Microcystis aeruginosa* の最大光合成速度 ( $P_{\max}$ ) と水温の関係 (Takamura *et al.*, 1984 b)

Fig. 23 Relationship between the logarithmic value of  $P_{\max}$  of *Microcystis aeruginosa* and water temperature

た。一方 1982-1983 年では、St. 1 を除き 7-11 月に高く 2 月に最低となった。日射量は毎年おおむね 5 月が最大で 11 月か 12 月に最低となるので総生産量は各地点とも水温と正の相関を示したが高浜入湾奥部 (Sts. 1, 2) を除いて日射量とは正の相関を示さなかった。岩熊・安野 (1981) は総生産量を支配する要因として、1) 植物プランクトンの現存量 2) 栄養塩濃度、水温、日射量などの環境要因及び 3) 植物プランクトン自体の活性 をあげている。春(4-5 月)と秋(10-12 月)について両年を比較すると、水温、日射量及び栄養塩濃度については大きな差は認めにくい(相崎ら, 1981; 全域調査グループ, 1984)。St. 9 では 1979 年春の *Closterium* と 1982 年秋の *Oscillatoria* の大発生による現存量の増加が総生産量の増加の原因と考えることができる。St. 3 では 1979 年の春の平均現存量 (クロロフィル *a* 量) は  $138 \text{ mg m}^{-3}$ , 1982 年の春は  $109 \text{ mg m}^{-3}$ , 1979 年の秋は  $113 \text{ mg m}^{-3}$ , 1982 年の秋は  $116 \text{ mg m}^{-3}$  で大差はなかった。それにもかかわらず 1979 年の春の平均総生産量は  $76 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ , 1982 年の春は  $59 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ , 1979 年の秋は  $51 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ , 1982 年の秋は  $77 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  と差が認められた。植物プランクトンの優占種は 1979 年の春は *Closterium aciculare*, 1982 年の春は *Synedra rumpens*, 1979 年の秋は *Coscinodiscus lacustris* と *Microcystis aeruginosa*, 1982 年の秋は *Oscillatoria agardhii* と *Microcystis aeruginosa* で、植物プランクトン種の違いによる活性の違いが一次生産量に反映されたと考えられた。

1982 年 10 月と 11 月の高い生産量は *Oscillatoria* の高い最大光合成速度 ( $P_{\max}$ ) に帰因すると考

えられる。St. 3 の  $\mu_{max}$  ( $gC\ gC^{-1}\ h^{-1}$ ) は 8 月 (水温  $30^{\circ}C$ ) の 0.085 が極大値で 10 月 (水温  $20^{\circ}C$ ) は 0.071, 0.053, 11 月 (水温  $10^{\circ}C$ ) は 0.050 であった。また St. 9 では 8-9 月の 0.074 が極大値で 10 月は 0.059, 0.050, 11 月は 0.050 であった。St. 3 と St. 9 の 10, 11 月の *Oscillatoria* 現存量が全植物プランクトンに占める割合は平均 33%, *Microcystis* の割合は平均 50% である。*Microcystis* の最大光合成速度は水温に支配され (図 23),  $20^{\circ}C$  では  $30^{\circ}C$  の 1/2 となる。さらに  $10^{\circ}C$  になると  $20^{\circ}C$  の 1/3 となる。ところが湖水の  $\mu_{max}$  は St. 3, St. 9 とともに 8 月の約 75% にしか減っていない。したがって 10, 11 月の *Oscillatoria* の最大光合成速度ははかなり大きな数値 (8 月の *Microcystis* と同じくらいの) となることが推測できる。

図 24 は St. 3 と St. 9 における光合成の光利用効率 (photosynthetic efficiency) の各月ごとの変化を示す。計算には全天日射量を用いた (詳しくは Parsons *et al.* (1977) 参照)。冬は水温に律速され効率は 0.1-0.2% と低かったが 1981 年の夏-秋, 1982 年の夏は 1% に近い効率を示した。そして 1982 年の 10, 11 月は 1.5-1.8% という値を示した。水界における植物プランクトンの光利用効率は, 熱帯地方を除き, 1% を超えることはない (Wetzel, 1975 ; Brylinsky, 1981) ので *Oscillatoria agardhii* の光エネルギー利用効率が特別に高いと考えられた。

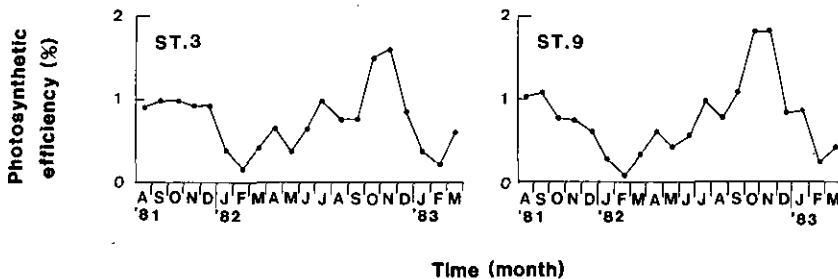


図 24 St. 3 と St. 9 における光合成の光利用効率の季節変化

Fig. 24 Seasonal changes in the photosynthetic efficiency (%) at each station in Lake Kasumigaura

*Oscillatoria agardhii* は富栄養化した温帯の水域で, 夏又は冬の成層期中層部に密に出現することが知られている (Baker *et al.*, 1969 ; Klemer, 1976)。Baker *et al.* (1969) は Itasca 湖で本種は水深約 1 m までの光のもとでは強光阻害を起こすことを報告している。また Mirror 湖では, 本種が秋-春の中層に大発生したが水温が  $20^{\circ}C$  以上になると急速に減少したという報告がある (Garrison & Knauer, 1983)。霞ヶ浦では  $10-20^{\circ}C$  の低温域で, 10, 11 月という日射量の低い季節に光合成活性が高かった。以上の知見を合わせると, 本種は低温性で, 低照度適応種と考えられる。しかし本種の特性的についてはまだ議論の余地がある (Vollenweider, 1950 ; Klemer, 1976)。

高浜入湾奥部 (St. 1, St. 2) では1982年8月末-9月上旬に  $\mu_{max}$  は極めて低い値を示した。8月24日には高浜入で硝酸態窒素の濃度は  $0.011 \text{ g m}^{-3}$ , 亜硝酸態窒素の濃度は  $0.001 \text{ g m}^{-3}$  以下 (大槻ら, 1984) と低かったが、硝酸態・亜硝酸態窒素の減少は他の地点にも認められ必ずしも栄養塩不足がこの原因とは考えにくい。Parsons *et al.* (1977) は植物プランクトンのフロラが変わる時期に潜在光合成速度 (potential photosynthetic rate) が落ちることを東京湾の例で示している。高浜入湾奥部でのこの時期の種組成をみると、9月8日までは *Microcystis* が全植物プランクトンの95%以上を占めていたが9月21日には5%以下に減少し、代わって *Cryptomonas* spp. が全植物プランクトンの80%を占めた。 $\mu_{max}$  が低い値を示したのは *Microcystis* が消失する直前の時期に相当していた。また湖心やSt. 3では *Microcystis* の減少は緩やかであったがSt. 1とSt. 2では *Microcystis* から他の藻類への入れ替わりが急速に起こった。このような8月末-9月初めの  $\mu_{max}$  の著しい低下は、*Microcystis* の急激な減少と関係していると考えられる。フロラが変わるメカニズムについては、今後検討する必要がある。

霞ヶ浦高浜入では毎年6-9月に *Microcystis* が大発生するので、夏期の植物プランクトンのサイズ構造は  $40 \mu\text{m}$  以上のものが大半を占め  $20 \mu\text{m}$  以下の現存量は極めて小さい。しかし夏に動物プランクトン (*Bosmina* spp.) の現存量及び生産量が最大となる (安野ら, 1981; 花里・安野, 1984) ため、*Bosmina* のエサとなる  $20 \mu\text{m}$  以下のプランクトンの生産量はかなり大きいのではないかと予想された。しかし  $20 \mu\text{m}$  以下の光合成速度は極めて低いものであった。Malone (1980) によると海域では一般に  $20 \mu\text{m}$  以下のナノプランクトンのクロロフィル当たりの最大光合成速度 ( $\dot{P}_{max}$ ) はネットプランクトンの  $P_{max}$  より大きく、3倍になることもある。同じ傾向は淡水域でも認められている (Westlake *et al.*, 1980)。しかし今回の結果はこれらと逆であった。同種の傾向は琵琶湖南湖盆でも報告されている (中西, 1982)。今回の霞ヶ浦のデータは、 $20 \mu\text{m}$  以下の分画のクロロフィル  $a$  量は全植物プランクトンの10%未満であったことから、総生産量もかなり低い値となるであろう。またこの分画のクロロフィル  $a$  量当たりの呼吸量が高いことは、この分画の純生産量がより低いことを示す。今後は  $20 \mu\text{m}$  以下の分画の生産量を算出するとともに、 $20 \mu\text{m}$  以下の分画の質を吟味しなくてはならない。一般に湖の栄養段階が上がるほど大型の植物プランクトンが増加する傾向が認められている (Westlake *et al.*, 1980)。琵琶湖南湖盆、霞ヶ浦はいずれも富栄養湖で、ネットプランクトンが優占しているときはナノプランクトンの最大光合成速度は低くなる傾向が共通に示された。今後はサイズ別の最大光合成速度、生産量とも、湖の栄養段階と比較して検討を加えていく必要がある。富栄養湖ではナノプランクトンだけでなくデトライタスも小さな分画に多く含まれる。霞ヶ浦高浜入では8月後半から  $20 \mu\text{m}$  以下の分画に *Microcystis* のくずれたものが多くなった。高浜入での  $20 \mu\text{m}$  以下の分画の現存量の変化には崩壊した *Microcystis* の加入量を加えなければならない。

Kiev 貯水池, Tjeukemeer 湖や George 湖では全群集呼吸量の約50%はバクテリアの活性によるものであるとされている (Westlake *et al.*, 1980)。霞ヶ浦高浜入においても、夏期  $1 \mu\text{m}$  以

下の占める呼吸量の割合は平均 26% で、これ以上の値をバクテリアの活性によるものと考えなければならぬ。したがって夏の植物のプランクトンの総生産量は、過大推定となる。

*Microcystis* は夏の高浜入の現存量の 80-90% を占め一年間の総生産量は全植物プランクトンの総生産量 (約  $750 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ) の約 40% (約  $300 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ) に達する。本種の  $P_{\max}$  は水温に支配され、 $11^\circ\text{C}$  以上で  $Q_{10}$  は約 2.1 であった。この数値及び  $P_{\max}$  は他の湖の例と同じくらいである (Harris, 1978)。 *Microcystis* は水温が約  $11^\circ\text{C}$  を下回ると急速に活性をおとし休眠状態に入ると考えられる。氷点近くになると  $Q_{10}$  が上がるという例は Goldmann *et al.* (1963) や Harris (1978) にも報告されているが、これらと比較すると *Microcystis* の場合は  $Q_{10}$  が上がりはじめる温度が幾分高いようにも思える。

底泥中の *Microcystis* の分解速度が 6-9 月に変わらないと仮定すると、底泥中の *Microcystis* の分布から本種はその発生初期にあまり沈降せず初秋に大量に沈降すると考えられる。このことは高浜入 (St. 3) の沈降量が 6-8 月は少なく 9 月に最大となるという福島ら (1984) の結果とよく一致する。ただし、Fallon & Brock (1980) や Livingstone & Reynolds (1981) は *Microcystis* の沈降量は水中の現存量の最大時に最大になると報告しており、上記の結果と異なっている。高浜入 (St. 3) における 1981・10 月-1982・5 月の各月ごとの沈降量 ( $Y$ ;  $\text{gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ ) (福島ら, 1984) は各月の総生産量 ( $X$ ,  $\text{gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$ ) の関数として表すことができた (式(10))。

$$Y = -3.8 + 0.61 X \quad (n=8, F=18.6, p<0.01) \quad (10)$$

したがって 6-9 月を除く月の沈降量は総生産量により決まっていると考えてよい。

現存量の 90% 以上を *Microcystis* が占める  $40 \mu\text{m}$  以上の分画の呼吸速度は、水温が  $25-28^\circ\text{C}$  の間で  $0.23-0.70 \text{ gO}_2 \text{ gChla}^{-1} \text{ h}^{-1}$  であった。この水温の *Microcystis* の  $P_{\max}$  は  $21-27 \text{ gO}_2 \text{ gChla}^{-1} \text{ h}^{-1}$  (図 23) であるので、本種の呼吸速度は  $P_{\max}$  の 30 分の 1 以下と推測できる。一般に湖水の呼吸速度は  $P_{\max}$  の約 5-20% の値が使われている (Raymont, 1980) ので、*Microcystis* の呼吸量は極めて小さいといえる。したがって純生産量は高くなる。また他の藻類と比べ発生期の沈降量は少なく、生産された藻体は秋になるまで水中に蓄積しやすいと考えられる。*Microcystis* は内的 (呼吸量) 及び外的 (沈降量, 摂食量 (例えば Lampert, 1982)) 除去が小さく、このことが大発生を引き起こす一つの要因となると考えることができる。

福島ら (1984) と今回のデータより、*Microcystis* の生産期を 6-9 月、沈降期を 6-10 月とすると総生産量は約  $300 \text{ gC m}^{-2}$ 、沈降量は  $140 \text{ gC m}^{-2}$  となる。したがって総生産量の約 50% は呼吸を含め水中で分解され残りは沈降すると考えられる。ただし越冬個体群として残るのはせいぜい  $0.4 \text{ gC m}^{-2}$  であることから、沈降したものの 99.7% は底泥中で秋に分解されていくと考えられる。

## 5. 近年の霞ヶ浦の状況

1981-1983 年のクロロフィル  $a$  量と総生産量を過去の数値と比較してみる。図 25 は、1977 年



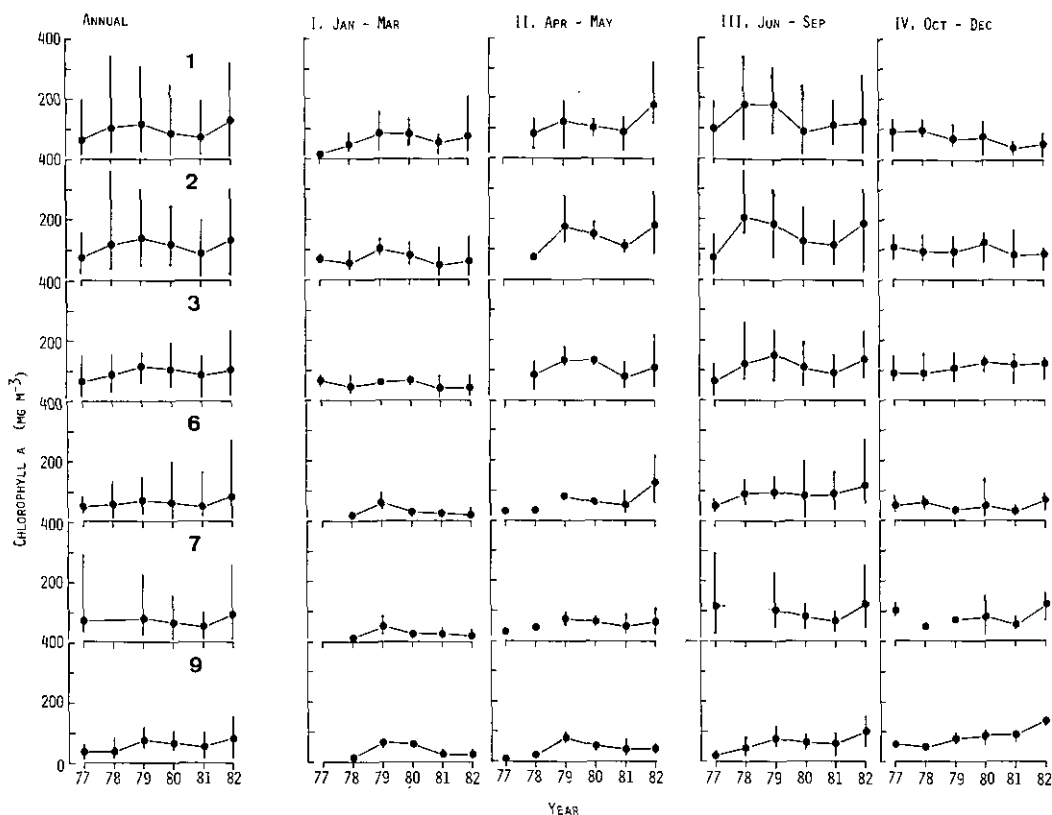


図 25 1977 年から 1982 年までの 6 年間の地点別年平均クロロフィル *a* 濃度（左側）及び季節別平均クロロフィル *a* 濃度の変動（右側）

Fig. 25 Annual and seasonal mean values of chlorophyll *a* concentrations at each station during 1977-1982

Bars indicate the rang of maximum and minimum.

から 1982 年までの 6 年間の地点別年平均クロロフィル *a* 濃度及び季節別平均クロロフィル *a* 濃度の変動を示す。各地点とも 79 年と 82 年にクロロフィル *a* 濃度は高く、77 年と 81 年に相対的に低い傾向が認められたが、St. 9 では 79 年以降はそれ以前に比べてクロロフィル *a* 濃度が増加していることが指摘できる。1 年を四つの季節、すなわち、I. 1-3 月、II. 4、5 月、III. 6-9 月、及び IV. 10-12 月に分けて年変動を調べると、St. 9 については夏（第三期）と秋（第四期）のクロロフィル *a* 濃度が増加の傾向をみせている。82 年の夏の増加は *Microcystis* の現存量が過去 4 年の平均値の 2 倍以上になったため、秋の増加は *Oscillatoria* の大発生のためである。

表 2 は湖心のクロロフィル *a* 濃度と一次生産量の過去の報告との比較を行ったものである。純生産量で示されている値は 0.7 で除して純生産量を推定した。1972 年から 1978 年までの年平均クロロフィル *a* 濃度は大きく変化していないが (31-37, 平均 34 mg m<sup>-2</sup>)、1979 年以降はほぼ倍

表 2 湖心 (St. 9) におけるクロロフィル *a* 濃度と総生産量の年変動  
 Table 2 Annual changes in the chlorophyll *a* concentrations and primary productivity at St.9

Year	Chl(y) (mg m <sup>-3</sup> )	Chl(s)	G. P. (gC m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> ) (gC m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	N. P.	Method	Period	References
1956-57		54	(170)	120 0.7	O <sub>2</sub> /IS	1 y	Sakamoto (1966a, b)
1971*			580 3.2	400 2.2	<sup>14</sup> C/CHL	May-Oct.	Maeda <i>et al.</i> (1974)
1972-73	34	63	630 2.5		O <sub>2</sub> /IS	1 y	Tezuka <i>et al.</i> (1973)
1974-75		54					Tonooka & Hamada (1975)
1974-75	31		910 3.8		O <sub>2</sub> /CHL	1 y	Tezuka <i>et al.</i> (1975)
1975		30					Tonooka (1976)
1976	37	31					Tonooka & Iizuka (1977)
1976-77			380 2.4	(260)	O <sub>2</sub> /IS	Jul.-Jun.	Aizaki (1977)
1977	35	23	470 2.5	(330)	O <sub>2</sub> /IS	Jan.-Dec.	Aizaki (1977), Goda (1979) Iwakuma & Aizaki (1979)
1978	35	47	570 3.2	(400)	O <sub>2</sub> /IS	Jan.-Dec.	Goda (1979) Aizaki <i>et al.</i> (1981) Iwakuma & Aizaki (1979)
1979	74	76	990 5.6	(690)	O <sub>2</sub> /SIS	Jan.-Dec.	Iwakuma & Yasuno (1981)
1980	64	59					
1981	55	61					
1981-82			620 4.1	(440)	<sup>13</sup> C/CHL	Aug.-Jul.	
1982	81	101	740 5.8	(520)	<sup>13</sup> C/CHL	Jan.-Dec.	

G. P. : gross production

N. P. : net production

Chl(y) : annual means of Chl.*a*

Chl(s) : means of Chl.*a* during June to September

( ) : estimated values

IS : *in situ* method

SIS : simulated *in situ* method

CHL : chlorophyll method

\* : data at St. 7

の値 (55-81, 平均 69 mg m<sup>-3</sup>) に増加している。また夏期のクロロフィル *a* 濃度も増加している。一次生産量は年間値 (gC m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>) と夏期の実測値の最大値 (gC m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) を示した。1975年以前のデータは測定値が少なくクロロフィル法では晴天時の日射量を用いるなど年間値で議論するのが困難なので、夏期の値で代表すると1971年以降のデータは1956-57年の値と比較して

表 3 年間及び夏期（6-9月）それぞれの平均水温と平均日射量の年変動  
 Table 3 Changes in the mean values of water temperature and solar radiation for annum and summer periods (June to September)

Year	Water temperature		Solar radiation (MJ cm <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	
	annual	summer	annual	summer
1976	16.3	25.1	12.2	13.6
1977	16.3	25.1	13.1	14.5
1978	16.7	26.6	14.0	17.8
1979	16.5	26.7	13.0	15.6
1980	16.5	24.0	12.7	13.9
1981	15.6	25.4	12.8	14.6
1982	16.0	24.5	13.2	15.3

大きく増えている。また、1979年以降増加の傾向がみられた。

表3は1976-1982年の年間及び夏期（6-9月）の平均水温と平均日射量をおのおの示す。78, 79年が夏期平均水温, 夏期平均日射量ともに高かった。夏の平均水温は冷夏と猛暑で平均約3°C異なる。本報告で求めたSt. 9の一日当たりの総生産量 ( $GP_d$ ; gC m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)と水温 ( $T$ ; °C) の関係式 (図17)

$$GP_d = 0.18 + 0.12 T$$

を用いると3°C上がると6-9月の4か月間で約40 gC m<sup>-2</sup>総生産量は多くなる。また夏の平均日射量は平均4.2 MJ m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (100 ly d<sup>-1</sup>)異なる。本報告で求めたSt. 2の月当たりの総生産量 ( $GP_m$ ; gC m<sup>-2</sup> month<sup>-1</sup>)と日射量 ( $R$ ; ly month<sup>-1</sup>)の関係式 (図18)

$$GP_m = -6.6 + 0.0062 R$$

を用いると6-9月の4か月間で約70 gC m<sup>-2</sup>変動する。水温と日射は同様の変化をするので、水温と日射による総生産量の変動はたかだか100 gC m<sup>-2</sup>と考えることができる。したがって、1979年以降湖心部での総生産量は水温, 日射以外の要因によりさらに増加したと考えられる。またクロロフィル  $a$  量の増加は懸濁態リンの増加とよく一致し (大概ら, 1984) 近年湖心部でさらに富栄養化が進んだといえるだろう。

次に湖心部の種組成を過去の報告と比較してみると (比較するのに十分な定量的なデータは残念ながらない), 1950年 (丹下ら, 1957), 1955年 (加瀬林ら, 1957), 1956年 (加瀬林ら, 1959) の夏期はラン藻の *Microcystis* よりもケイ藻の *Melosira* が多く出現していたが, 1957年 (加瀬林ら, 1959), 1958年 (須能ら, 1960) の夏では両種が同程度となり, 1959年 (矢口ら, 1961), 1960

年(矢口ら, 1961)の夏は *Microcystis* 緑藻の *Mougeotia* が優先していた。*Melosira* と *Mougeotia* が 1971-77年の夏に優占したことはなく(杉浦・飯島, 1978), その後もなかった。これらはネットプランクトンで採取された定性的なデータであるが, 1950年代の夏期はケイ藻や緑藻の占める割合が多く, 質的にも70年代以降と異なっていたであろうと推測された。

## 6. まとめ

1) 霞ヶ浦高浜入 (St. 3) と湖心 (St. 9) で 1978-82年の5年間の植物プランクトン種の現存量の変動を調べた。St. 3では春にケイ藻の *Synedra rumpens* (約  $4-7 \text{ gC m}^{-3}$ ), 夏はラン藻の *Microcystis aeruginosa* (約  $5-8 \text{ gC m}^{-3}$ ), 秋はケイ藻の *Cyclotella* sp. と *Coscinodiscus lacustris* (いずれも約  $2 \text{ gC m}^{-3}$ ), 冬はクリプト藻の *Cryptomonas* sp., 黄色ペン毛藻の *Chrysochromulina* sp. 及び緑藻の *Chlamydomonas* spp. (いずれも  $2 \text{ gC m}^{-3}$ 以下) が優占した。また 1979年3-5月には緑藻の *Closterium aciculare* (約  $6 \text{ gC m}^{-3}$ ), 1982年10月-83年1月にはラン藻の *Oscillatoria agardhii* (約  $4 \text{ gC m}^{-3}$ ) が大発生した。St. 9でも同様の变化をしたが, *Synedra*, *Microcystis* とも現存量は St. 3より少なかった。秋のケイ藻のブルームは認められなかった。しかし 1982年の夏の *Microcystis* の現存量は過去4年の約2倍で同年10月-83年2月まで *Oscillatoria* (約  $7 \text{ gC m}^{-3}$ ) が大発生した。

2) 霞ヶ浦の全域10地点について 1981年8月-83年3月まで月2回,  $^{13}\text{C}$  を用いクロロフィル法で一次生産量を求めた。光合成-光曲線の立ち上がり割合は強光阻害の認められた1-3月は他の時期より低い傾向を示した。最大光合成速度 ( $p_{\max}$ ) と呼吸速度は各地点とも水温と相関を示した。ただし, 高浜入湾奥部 (St. 1 と St. 2) で, *Microcystis* が消失する直前の8月末-9月初に  $p_{\max}$  は極めて低い値を示した。総生産量は高浜入湾奥部は春と夏, 他の地点は夏と秋に高く, 各地点とも水温と相関を示した。しかし高浜入湾奥部を除いて日射量とは相関を示さなかった。湖心での最大値は 1982年10月で  $130 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  最低値は同年2月で  $7 \text{ gC m}^{-2} \text{ month}^{-1}$  であった。また湖心の年間総生産量 (1982年4月-83年3月) は  $768 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  で10地点の中で最高値を示した。

1982年の秋に総生産量が高かったのは, 10-11月 (水温  $10-20^\circ\text{C}$ ) に発生した *Oscillatoria agardhii* の  $p_{\max}$  が高かったためと考えられた。本種の光エネルギー利用効率は高かった ( $1.5-1.8\%$ )。

3) 高浜入では 1981年, 1982年の夏期に植物プランクトンのサイズ別現存量, 光合成速度及び呼吸速度を測定した。現存量は  $40 \mu\text{m}$  以上の分画が多く  $20 \mu\text{m}$  以下はクロロフィル *a* 量にして全体の10%未満であった。 $40 \mu\text{m}$  以上の分画の90%以上はラン藻の *Microcystis aeruginosa* で占められていた。一方  $20 \mu\text{m}$  以下の分画にはケイ藻や黄色ペン毛藻が多かったが, 8月中旬から *Microcystis* の崩れた細胞も多く含まれるようになった。 $800-1000 \mu\text{Einst. m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  の光照射を行ったときの光合成速度は, 7月9日-9月9日の平均で  $40 \mu\text{m}$  以上の分画は  $0.052 \text{ gC gC}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ,  $20 \mu\text{m}$  以下の分画は  $0.017 \text{ gC gC}^{-1} \text{ h}^{-1}$  となり  $20 \mu\text{m}$  以下の分画は低い値を示した。 $40 \mu\text{m}$  以上の分画

の呼吸速度は $0.23-0.70 \text{ gO}_2 \text{ gChla}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 、 $20 \mu\text{m}$ 以下の分画の呼吸速度は $0.62-4.15 \text{ gO}_2 \text{ gChla}^{-1} \text{ h}^{-1}$ と $20 \mu\text{m}$ 以下の分画の純生産量はかなり低い数値になると推定された。一方 *Microcystis* の呼吸速度は最大光合成速度の約30分の1以下と推定された。

4) 高浜入で1980-82年にかけて *Microcystis aeruginosa* の個体群変動を調べた。湖水中では5-6月に増え、10-3月にかけて減少したが底泥中には8月末-9月初に増え春-夏に減少した。*Microcystis* は初秋に大量に沈降し冬の間は底泥中で越冬すると考えられた。秋-冬の底泥中の現存量は $0.3-0.4 \text{ gC m}^{-2}$ (全体の99%に相当)であった。*Microcystis* の最大光合成速度は水温の関数で示すことができ、約 $11^\circ\text{C}$ 以下になると急速に休眠状態に入ることが明らかになった。1981・3月-1982・2月までの *Microcystis* の総生産量は、クロロフィル法で $300 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ と算定することができた。この数値は年間総生産量(約 $750 \text{ gC m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ )の約40%であった。

福島ら(1984)の沈降量のデータを参考にすると *Microcystis* の総生産量の50%は呼吸を含め水中で分解し、残りの50%が沈降し、その99.7%が底泥上で秋に分解されたと考えられた。*Microcystis* は呼吸量が低く純生産量が高いこと、発生期の沈降量が総生産量に比べ著しく小さいことが、大発生を引き起こす一つの要因と考えることができた。

5) 湖心でのクロロフィル *a* 濃度と総生産量を過去のデータと比較すると、近年では1979年以降双方とも増加の傾向がみられ、今後とも厳しく監視する必要があると考えられた。

## 謝 辞

野外調査に際し全域調査グループの方々の御協力を得た。記して感謝します。

## 引 用 文 献

- 相崎守弘(1977): 水質, 生物調査資料. 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 資料篇, 1-28.
- 相崎守弘・津野 洋・須藤隆一・合田 健(1977): 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質, 生物変動-I. 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 67-80.
- 相崎守弘・大槻 晃・岩熊敏夫・福島武彦・河合崇欣・今村典子・海老瀬潜一・安野正之(1981): 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 319-377.
- Baker, A. L., A. Brook and A. R. Klemmer (1969): Some photosynthetic characteristics of a naturally occurring population of *Oscillatoria agardhii* Gomont. *Limnol. Oceanogr.*, **14**, 327-333.
- Brylinsky, M. (1980): Estimating the productivity of lakes and reservoirs. In: Le Cren, E. D. and Lowe-McConnell, R. H. (eds.) *The Functioning Freshwater Ecosystems*, Cambridge Univ. press. 411-477.
- Fallon, R. D. and Brock, T. D. (1980): Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 72-88.
- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾(1984): 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について, 国立公害研究所研究報告, 第51号, 89-101.
- Garrison, P. J. and D. R. Knauer (1983): A five-year evaluation of the Mirror and Shadow Lakes

- project Waupaa, Wisconsin. EPA-600/3-83-010, 1-100.
- 合田 健 (1979) : 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 335-375.
- Goldmann, C. R., D. T. Mason and B. J. B. Wood (1963) : Light injury and inhibition in Antarctic freshwater phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 8, 313-322.
- Hama, T., T. Miyazaki, Y. Ogawa, T. Iwakuma, M. Takahashi, A. Otuki and S. Ichimura (1982) : Measurement of photosynthetic production of marine phytoplankton population by using a stable  $^{13}\text{C}$  isotope. *Mar. Biol.*, 73, 31-36.
- 花里孝幸・安野正之 (1984) : 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産, (1981-1982). 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 57-72.
- Harris, G. P. (1978) : Photosynthesis, productivity and growth : the physiological ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 10, 1-171.
- Ichimura, S. (1958) : On the photosynthesis of natural phytoplankton under field conditions. *Bot. Mag. Tokyo.*, 71, 110-116.
- Ichimura, S. (1961) : On the spatial difference of the primary production in the lake and its relation to environmental factors. *Bot. Mag. Tokyo*, 74, 6-13.
- Ichimura, S. and Y. Aruga (1958) : Some characteristics of photosynthesis of fresh water phytoplankton. *Bot. Mag. Tokyo*, 71, 261-269.
- 今村典子・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の季節変化. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 128-148.
- 今村典子・岩熊敏夫・大槻 晃・安野正之 (1982) : 霞ヶ浦における夏期の植物プランクトンのサイズ別現存量と一次生産を支配する要因について, 国立公害研究所調査報告, 第 22 号, 182-196.
- 岩熊敏夫・相崎守弘 (1982) : 霞ヶ浦高浜入における一次生産の季節変動と夏期における日変動. 国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 139-154.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦の一次生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 99-122.
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1983) : A comparison of several mathematical equations describing photosynthesis-light curve for natural phytoplankton populations. *Arch. Hydrobiol.*, 97, 208-226.
- 加瀬林成夫・須能正美・中野 勇 (1957) : 昭和 30 年度霞ヶ浦北浦湖沼観測報告. 茨城県水産振興場調査研究報告, 2, 11-19.
- 加瀬林成夫・須能正美・中野 勇 (1959) : 昭和 31 年度霞ヶ浦湖沼観測報告. 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所調査研究報告, 4, 1-10.
- 加瀬林成夫・須能正美・中野 勇・橋谷尚志 (1959) : 昭和 32 年度霞ヶ浦湖沼観測報告. 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所調査研究報告, 4, 11-17.
- Klemer, A. R. (1976) : The vertical distribution of *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix*. *Arch. Hydrobiol.*, 78, 343-362.
- 国立公害研究所 (1984) : 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の実験的研究. 国立公害研究所研究報告, 第 52 号, 101 p.
- Lampert, W. (1982) : Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green algae *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. *Arch. Hydrobiol.*, 95, 207-220.
- Livingstone, D. and C. S. Reynolds (1981) : Algal sedimentation in relation to phytoplankton periodicity in Rosterne Mere. *Br. Phycol. J.*, 16, 195-206.
- 前田 修・岩本伸一・山口征矢 (1974) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する二三の考察. *日本陸水学雑誌*, 35, 53-59.
- Malone, T. C. (1980) : Algal size. *In* : Morris, I. (ed.), *The Physiological Ecology of Phytoplankton*. Blackwell Scientific Publications, University of California Press, 433-463.
- 中西正己 (1982) : 琵琶湖南湖盆におけるナンノプランクトンとネットプランクトンのクロロフィル  $a$  量および日生産量の季節変動. 国立公害研究所調査報告, 第 22 号, 197-208.

- 大槻 晃・岩熊敏夫・河合崇欣・相崎守弘 (1984) : 霞ヶ浦の富栄養化現象の傾向. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 1-10.
- Parsons, T. R., M. Takahashi and B. Hargrave (1977) : Biological Oceanographic Processes. Pergamon Press, 332p.
- Raymont, E. G. (1980) : Plankton and Productivity in the Oceans. Pergamon press. 489p.
- Sakamoto, M. (1966) : Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. Arch. Hydrobiol., 62, 1-28.
- Sakamoto, M. (1966) : The chlorophyll amount in the euphotic zone in some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton community. Bot. Mag. Tokyo, 79, 77-88.
- Smith, E. L. (1936) : Photosynthesis in relation to light and carbon dioxide. Proc. Natl. Acad. Sci., Wash., 22, 504-511.
- 杉浦則夫・飯島昭夫 (1978) : 霞ヶ浦における植物性プランクトンの経年変動. 用水と廃水, 20, 85-93.
- 須能正美・中野 勇・橋谷尚志・加瀬林成夫 (1960) : 昭和 33 年度霞ヶ浦・北浦湖沼観測報告. 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所調査研究報告, 5, 37-46.
- Straškraba, M. (1980) : The effects of physical variables on freshwater production : analyses based on models. In : Le Cren, E. D. & Lowe-McConnell, R. H. (eds.) The Functioning of Freshwater Ecosystems, Cambridge Univ. Press, 13-83.
- 丹下 孚・加瀬林成夫・小出悟郎・林 忠彦 (1957) : 昭和 25 年度霞ヶ浦湖沼観測報告. 茨城県水産振興場調査研究報告, 2, 1-10.
- Takamura, N. and M. Yasuno (1984) : Diurnal changes in the vertical distribution of phytoplankton in hypertrophic Lake Kasumigaura. Hydrobiologia, 112, 53-60.
- Takamura, N., M. Yasuno and K. Sugahara (1984a) : Overwintering of *Microcystis aeruginosa* Kütz. in a shallow lake. J. Plankton Res. (投稿中).
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1984b) : Photosynthesis and primary production of *Microcystis aeruginosa* Kütz. in Lake Kasumigaura. J. Plankton Res. (投稿中).
- 手塚泰彦・渡辺義人・林 秀剛・相崎守弘・丸山 正 (1973) : 水質と細菌の分布および一次生産. 昭和 47 年度霞ヶ浦生物調査報告書・建設省霞ヶ浦工事事務所・水資源開発公団霞ヶ浦開発建設所, 171-191.
- 手塚泰彦・林秀剛・相崎守弘・中島拓男・落谷正宏・中本信忠・河野哲郎 (1975) : 細菌および一次生産. 昭和 49 年度霞ヶ浦生物調査報告書, 建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所, 79-117.
- 外岡健夫・浜田篤信 (1975) : 霞ヶ浦・北浦湖沼観測結果について. 茨城県内水面水試調査研究報告, 12, 65-140.
- 外岡健夫 (1976) : 昭和 50 年度霞ヶ浦北浦湖沼観測報告. 茨城県内水面水試調査研究報告, 13, 67-101.
- 外岡健夫・飯塚克博 (1977) : 昭和 51 年霞ヶ浦北浦湖沼観測結果について. 茨城県内水面水試調査研究報告, 14, 75-89.
- 津野 洋・相崎守宏・須藤隆一・合田 健 (1977) : 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質生物変動. 国立公害研究所特別研究成果報告, 第 1 号, 80-94.
- UNESCO (1966) : Determination of photosynthetic pigments in seawater. Report of SCOR/UNESCO Working Group 17, which met from 4 to 6 June 1964. Monographs on Oceanographic Methodology, 1, 69 p. UNESCO, Paris.
- Vollenweider, R. A. (1950) : Ökologische Untersuchungen von planktischen Algen auf experimenteller Grundlage. Schweiz. Z. Hydrol., 12, 194-262.
- Vollenweider, R. A. (1965) : Calculation models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. Suppl., 18, 425-457.

- Vollenweider, R. A. (1974) : Environmental factors linked with primary production. *In* : R. A. Vollenweider (ed.), A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. Blackwell Sci. Publ., 157-177.
- Westlake, D. F., M. S. Adamus, M. E. Bindloss, G. G. Ganf, G. C. Gerloff, U.T.Hammer, P. Javornicky, J. F. Koonce, A. F. H. Marker, M. D. McCracken, B. Moss, A. Nauwerck, I. L. Pyrina, J. A. P. Steel, M. Tilzer and C. J. Walters (1980) : Primary production. *In* : Le Cren, E. D. and Lowe-McConnel, R. H. (eds.), The Functioning of Freshwater Ecosystems, 141-235, Cambridge Univ. Press.
- Wetzel, R. G. (1975) : Limnology. W. B. Saunders Company, 731p.
- 矢口正直・須能正美・中野 勇・橋谷尚志 (1961) : 昭和 34 年度霞ヶ浦・北浦湖沼観測報告. 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所調査研究報告, 6, 81-93.
- 矢口正直・須能正美・中野 勇 (1961) : 昭和 35 年度霞ヶ浦・北浦湖沼観測報告. 茨城県霞ヶ浦水産事務所調査研究報告, 6, 95-105.
- 安野正之・森下正彦・花里孝幸 (1981) : 霞浦高浜入の動物プランクトン現存量の推移. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 149-158.
- 全域調査グループ (1984) : 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所研究資料, 第 25 号, 1-149.



### 3. 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と 生産 (1981-1982)

## Seasonal Changes in the Biomass and Production of Zooplankton in Lake Kasumigaura during 1981-1982

花里孝幸<sup>1</sup>・安野正之<sup>1</sup>

Takayuki HANAZATO<sup>1</sup> and Masayuki YASUNO<sup>1</sup>

#### Abstract

Seasonal succession of zooplankton was observed at six stations in Lake Kasumigaura from 1981 to 1982, and the production of dominant species was estimated.

The standing crop of zooplankton increased rapidly in June, reaching a maximum in July at all the sampling stations. Several zooplankton species predominating in July decreased by the end of the month when *Microcystis aeruginosa* started to bloom.

A large peak for the zooplankton biomass at Takahamairi Bay in mid-summer was ascribed to a great increase in *Bosmina fatalis*. Such a peak was not observed at Tsuchiurairi Bay or at the center of lake, where *B. fatalis* did not increase very much.

The water bloom of *M. aeruginosa* appeared to be one important factor causing the seasonal succession of zooplankton in this lake.

The annual mean biomass of zooplankton and production of dominant zooplankton species at Takahamairi Bay were estimated to be about 1.1 g dry wt·m<sup>-2</sup> and about 63 g dry wt·m<sup>-2</sup> respectively. The production and *P/B* ratio were higher than most of those reported for other lakes.

Since *Microcystis* was the major primary producer in the summer and was hardly edible for zooplankton, the high production of zooplankton at Takahamairi Bay might be supported by the decomposed or decomposing *Microcystis* and bacteria.

#### 1. はじめに

霞ヶ浦の動物プランクトンについては1976年から高浜入を中心に調査が行われており(安野ら, 1977; 森下・安野, 1979; 安野・森下, 1981; 安野ら, 1981) その水域における動物プランクトンの変動の特徴が明らかにされた。しかし高浜入は霞ヶ浦の他の水域とはその水質において異なっ

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川 16 番 2  
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi,  
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

ており、動物プランクトン群集も異なっていることが報告された。その後霞ヶ浦全域で調査を行い、高浜入、土浦入、湖心などの水域における動物プランクトン群集の変動の特徴を明らかにしたのでここに報告する。

動物プランクトンの生産量は餌となる植物プランクトンのそれに依存するところが大きい。このことは野外の実験湖沼あるいは実験池における研究によっても示されてきた(Hall *et al.*, 1970; Schindler & Noven, 1971)。しかし餌の質も問題であり、富栄養化した湖の多くでラン藻の水の華が出現するとき動物プランクトンがそれを利用できるかどうか疑問とされている。Straškraba (1966)は富栄養のダム湖で水質が改善された後ラン藻類が減少しそれに伴って一次生産量が減少したが、動物プランクトンはその現存量が変わらなかったことからラン藻以外の藻類に依存していると考えた。

本報告では霞ヶ浦においても *Microcystis* が夏期の高い一次生産量を支えているが(今村ら, 1982; 高村ら, 1984), それに対して動物プランクトンの生産量がどのような関係にあるのか明らかにしようとした。

## 2. 方法

### 2.1 動物プランクトンの採集と現存量の推定

動物プランクトンは1981年4月より月2回、霞ヶ浦の St.1, St.2, St.3, St.7, St.9 及び St.12 の6地点(図1)で、エンピパイプ(直径45 mm, 長さ2 m)を用いて2本分、6 lを柱状採水し、NXX13(94  $\mu$ m メッシュ)のプランクトンネットでろ過して定量的に採集した。現場においてホ

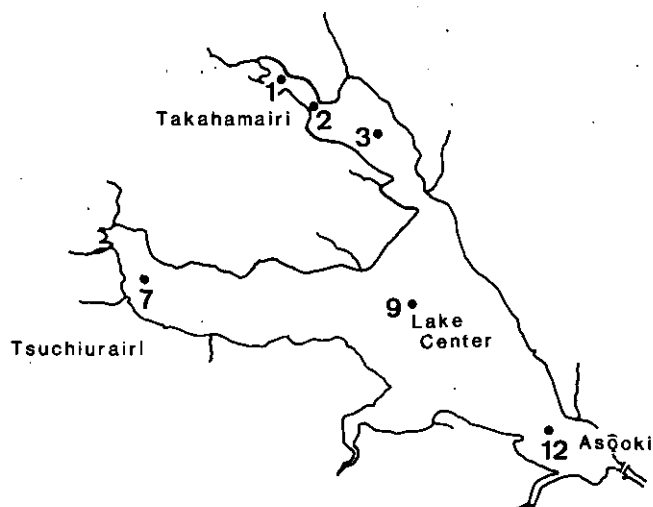


図 1 霞ヶ浦における調査地点

Fig. 1 Map of Lake Kasumigaura showing sampling stations

ルマリン原液を約4%になるようにサンプルに添加し、実験室に持ち帰り動物プランクトンの計数を行った。現存量は個体数に乾燥重量への換算値を掛けて推定した。換算値には、主要出現種については霞ヶ浦より採集してきたものをマイクロ天秤で測定した値を用いた。すなわち、*Eodiaptomus japonicus* と *Pseudodiaptomus inopinus* の成体は5 $\mu$ g を、*Moina micrura* と *Diaphanosoma brachyurum* は1.5 $\mu$ g を、*Bosmina longirostris* と *Bosmina fatalis* には1 $\mu$ g を当てはめた。他のものは主として倉沢(1971)に従い、一部は Dumont et al. (1975)を用いた。調査地点の St.1, St.3, St.7, St.9, St.12 にそれぞれ高浜入最奥部、高浜入中心部、土浦入、湖心、麻生沖の各水域を代表させた。

## 2.2 生産量の推定

霞ヶ浦に出現する枝角類の生産量を推定するために、1983年5月から11月まで、St.1とSt.3においておよそ一週間に一度の頻度で動物プランクトンの採集を行い、枝角類の個体数と卵数を計数し、また個体の体長を測定し、別に求めた体長と個体重の関係式から現存量を算出した。さらに、実験室内において異なる温度条件下での種毎の卵の発育期間を求め、Adalsteinsson(1979)の用いた次の式を使って枝角類の生産量を推定した(未発表)。

$$P = B_t - B_{t-1} + \left( N_{t-1} + \frac{E_{t-1} + E_t}{2} \cdot \frac{T}{D} - N_t \right) \left( \frac{W_{t-1} + W_t}{2} \right)$$

ただし  $P$  は時間  $t$  と  $t-1$  の間の生産量、 $B_t$  は時間  $t$  における現存量(重量)、 $N_t$  は時間  $t$  における個体数、 $E_t$  は時間  $t$  における卵の数、 $W_t$  は時間  $t$  における一個体の平均重量、 $T$  は時間  $t$  と  $t-1$  の間の日数、 $D$  は卵の発育日数を示す。

この結果より、St.1とSt.3のそれぞれの調査地点において、温度と一日当たりの  $P/B$  比との間に図2a, bに示されるような関係が認められた。本報告で取り上げる1981年と1982年の生産量は、各採集日における枝角類の現存量とこの回帰式を用いて算出した。また枝角類の他の *Eodiaptomus japonicus* と *Pseudodiaptomus inopinus* は植物食性であることから、これらの生産速度は枝角類と等しいとして生産量を推定した。なお、St.2についてはSt.1により近い条件と考えられることから、St.1で得られた温度- $P/B$  比の回帰式を用いた。

## 2.3 *Microcystis* に対する同化速度の測定

*Moina micrura* に $^{13}\text{C}$ でラベルした *Microcystis aeruginosa*, *Chlorella* sp., 及び両者を混合したものを摂食させ、それらの藻類に対する同化速度を調べた。*Microcystis* は霞ヶ浦より単離培養されたコロニーをつくらないもので、*Chlorella* は実験に用いた *M. micrura* がこの藻類によって培養されたので、対照として用いられた。摂食させた藻類濃度は *Chlorella* は  $1 \times 10^6$  cells $\cdot$ m $^{-1}$ , *Microcystis* は  $0.32 \times 10^6$  cells $\cdot$ m $^{-1}$ で、これはおよそ2 $\mu$ g dry wt $\cdot$ ml $^{-1}$ になる。これらの濃度は *Moina* の飽和量を超えている。また混合摂食実験では、それぞれの藻類濃度を単独で摂食させた

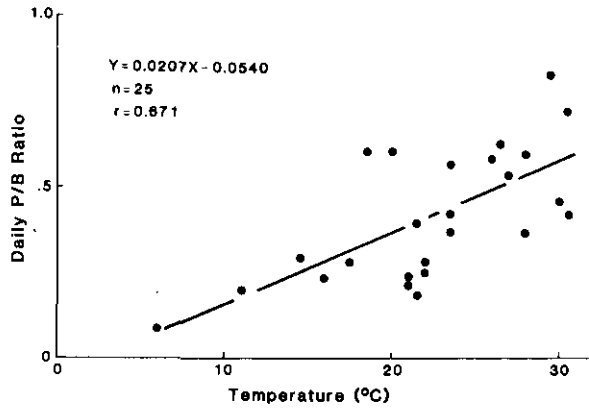


図 2a 1983年の St. 1 における温度と枝角類の1日当たりのP/B比との関係  
Fig. 2a Relationship between temperature and daily P/B ratio of cladoceran zooplankton at St. 1 in 1983

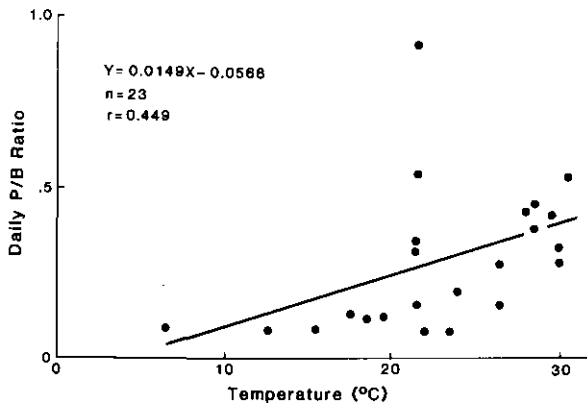


図 2b 1983年の St. 3 における温度と枝角類の1日当たりのP/B比との関係  
Fig. 2b Relationship between temperature and daily P/B ratio of cladoceran zooplankton at St. 3 in 1983

ときの半分にして全体で  $2 \mu\text{g dry wt}\cdot\text{ml}^{-1}$  になるようにした。摂食時間は 30, 60, 90 分で、各時間における  $^{13}\text{C}$  の取り込み量の回帰式の傾きから同化速度を求めた。 $^{13}\text{C}$  でラベルした藻類の動物プランクトンによる摂食実験と、その解析法は Hanazato & Yasuno (1984) に従った。

### 3. 結果

#### 3.1 動物プランクトンの種組成と現存量の変動

各調査地点における1981年と1982年、5月～11月の主要出現種の変動を図3、図4に示す。

St.1では、1981年5月から6月にかけてワムシ類の *Asplanchna* spp. (*A. priodonta*, *A. siebordi*) と *Brachionus* spp. (*B. calyciflorus*, *B. diversicornis*) が大量に出現し、10月に *Asplanchna* は再び個体数を増した。甲かく類では6月に *Eodiaptomus japonicus* が数多く出現し、梅雨明け前の7月上旬に *Moina micrura* と *Bosmina longirostris* の大きなピークがみられた。梅雨明け後、優占種は *Bosmina fatalis* へと入れ替わったが、*B. fatalis* が減少した11月に再び *B. longirostris* が少数出現した。1982年は春のワムシ類の出現数はずっと少なく、*Brachionus* spp. の出現時期が7月上旬と前年より遅かった。*Moina* と *Eodiaptomus* は前年より出現個体数が少なかったが、前年同様、梅雨明け前にピークが現れた。しかしこのとき、*B. longirostris* の出現はみられず、逆に *Diaphanosoma* の大きなピークが現れた。*B. fatalis* は前年同様、梅雨明け後の水温の急上昇に伴い多数出現した。そして10月に *B. fatalis* が大幅に減少した後、前年同様少数の *B. longirostris* の出現がみられた。

他の動物プランクトンは、ワムシ類では、*Keratella cochlearis*, *K. valga*, *Polyarthra trigla*, *Filinia longisetata*, *Tricocerca capucina* が11当たり数十個体程度出現した。また一年を通して *Nauplius* が11当たり数十から数百個体、*Cyclopoidea copepoda* は、夏は *Thermocyclops taihokuensis* を中心に、冬は *Cyclops vicinus* を中心に11当たり数十個体程度出現した。

St.2における種組成の変動はSt.1とほぼ同じであったが、St.1より *Eodiaptomus* の出現個体数が少なく、逆に *Diaphanosoma* が多かった。

St.3ではワムシ類の大量の出現がみられなかった。St.1に比べ *B. longirostris* と *Eodiaptomus* の出現数が少なく、*Diaphanosoma* は多かった。St.2はSt.1とSt.3の中間的な様子を示していたことがわかる。St.3では梅雨明け前に *Moina* と *Diaphanosoma* が優占し、梅雨明け後、夏期に *B. fatalis* が最も優占する傾向があった。

St.7ではワムシ類の出現数が少なく、*B. longirostris* の出現はみられなかった。*Eodiaptomus* の出現数も少なかったが、1981年には *Eodiaptomus* が出現する前に *Pseudodiaptomus* が出現した。また *Diaphanosoma* の出現数が比較的多く、*B. fatalis* はSt.1, St.2, St.3に比べて少なかった。St.7では梅雨明け前は *Moina*, *Diaphanosoma*, *Pseudodiaptomus* が優占し、梅雨明け後は *B. fatalis*, *Diaphanosoma* が優占した。

St.9では夏期のほとんどの期間 *Diaphanosoma* が優占し、1981年7月に *Eodiaptomus* の出現する前に *Pseudodiaptomus* がかなりの数出現した。他の種の出現数は大変少なかった。

St.12ではSt.9とほとんど同様であったが、出現個体数はさらに少なかった。

各調査地点間で比較をすると、高浜入のSt.1, St.2, St.3と湖心、麻生沖のSt.9, St.12の間には優占種の変動パターンに顕著な差異が認められ、土浦入のSt.7では両者の中間的な様子が

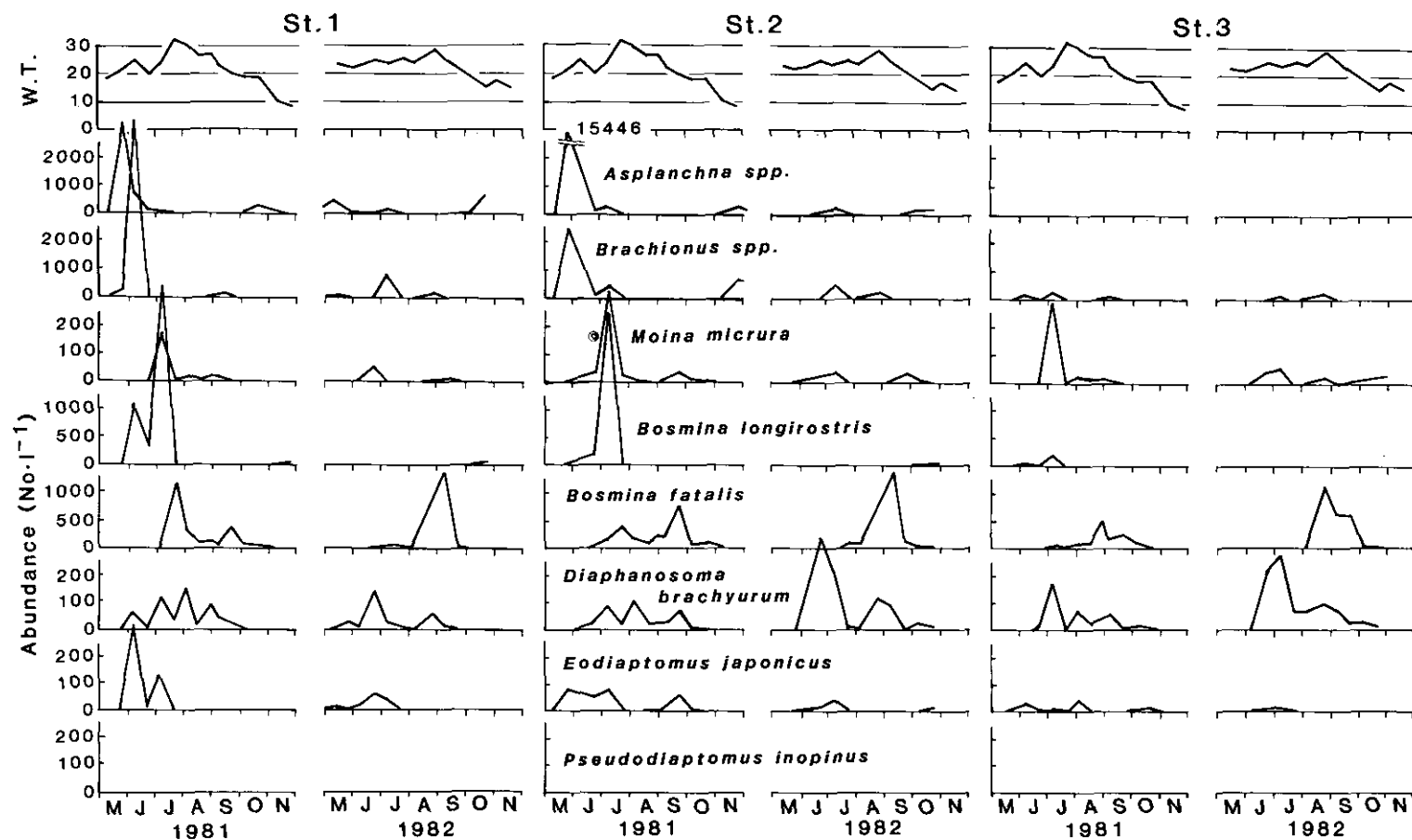


図 3 調査地点 1, 2, 3 における動物プランクトン主要出現種の個体数の季節変動  
 Fig. 3 Seasonal changes in the abundance of the dominant zooplankton species at Stations 1, 2, and 3

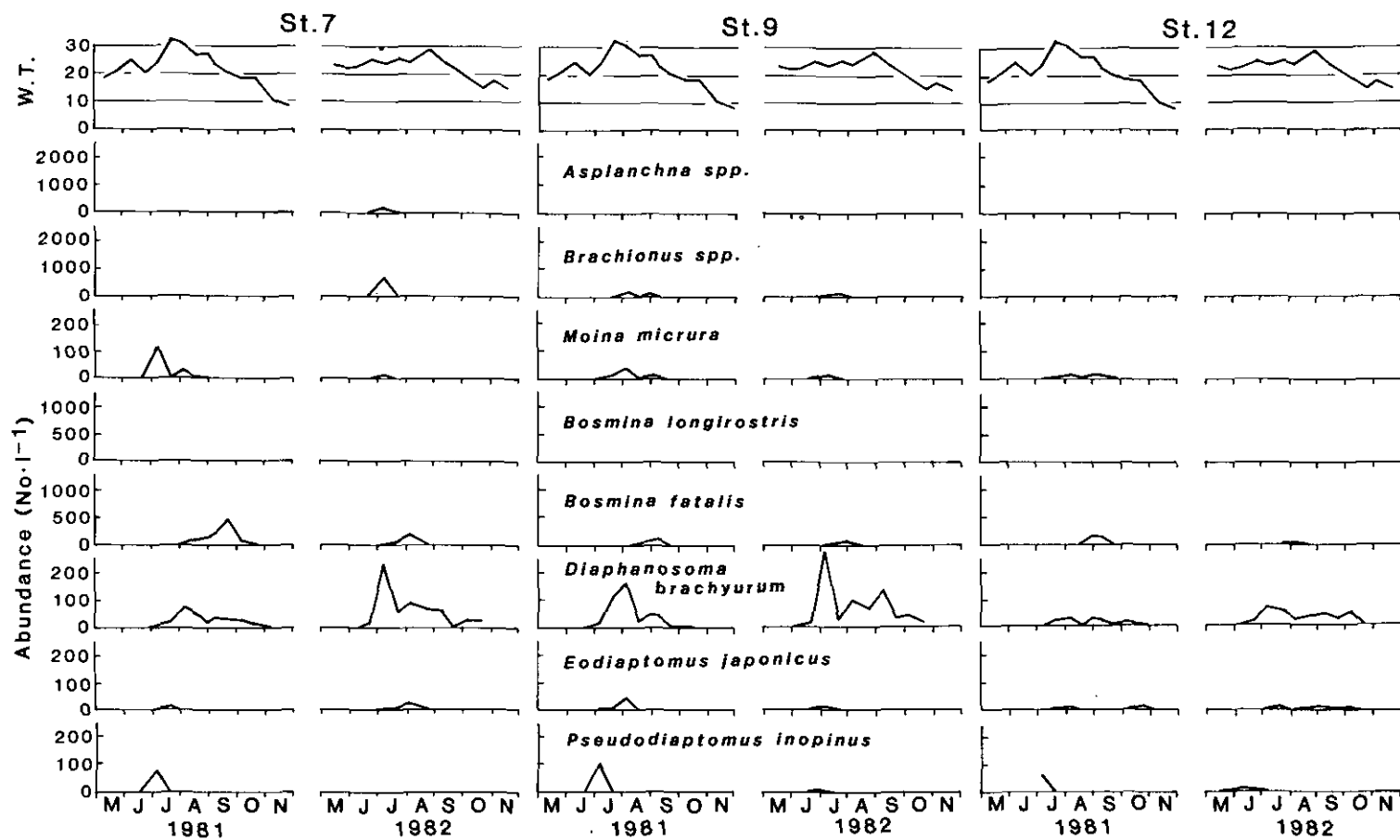


図 4 調査地点7, 9, 12における動物プランクトン主要出現種の個体数の季節変動  
 Fig. 4 Seasonal changes in the abundance of the dominant zooplankton species at Stations 7, 9, and 12

示された。

図5に2年間の各水域を代表させた St.1, St.3, St.7, St.9, St.12の現存量の変化を示す。St.7, St.9, St.12では7月の梅雨明け前に現存量が最も大きくなり、梅雨明け後は比較的低くなった。一方, St.1, St.3では他の地点同様梅雨明け前に一番高い現存量を示したが, 8月下旬頃に再び高い現存量のピークが現れた。またどの地点も夏期(6月-10月)の現存量に比べ冬期(11月-5月)の現存量は著しく低かった。そのため年間の平均現存量は夏期の平均現存量よりもかなり低くなった(表1)。

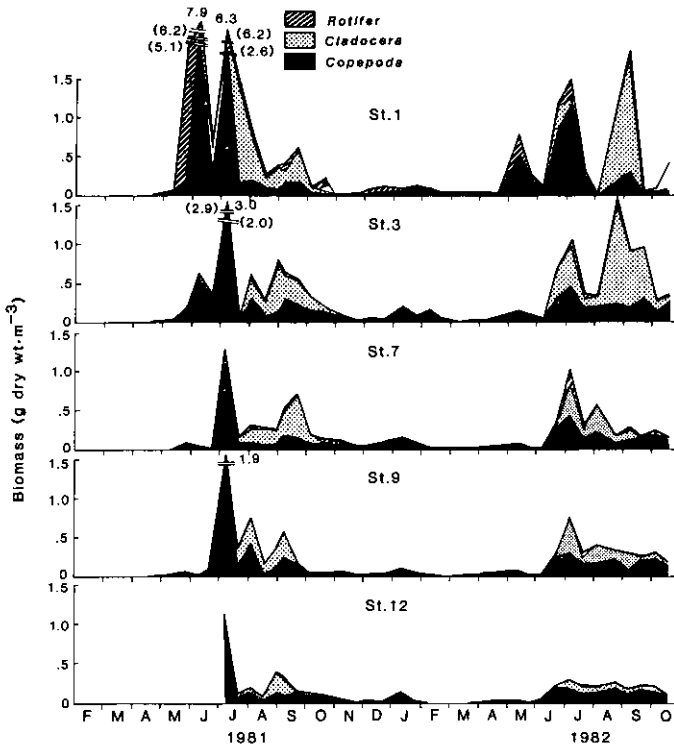


図 5 5 地点における動物プランクトンの現存量の季節変化  
 Fig. 5 Seasonal changes in the biomass of zooplankton at five stations

年間の平均現存量は,  $m^3$ 当たりでは, St.1, St.3, St.7, St.9, St.12の各地点において1981年はそれぞれ  $0.89 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.32 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.18 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.19 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.13 g \cdot m^{-3}$ で, 1982年はそれぞれ  $0.35 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.31 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.17 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.15 g \cdot m^{-3}$ ,  $0.11 g \cdot m^{-3}$ となり, 高浜入で最も高い値となり, 湖心さらには麻生沖へ向かって低くなった。しかしこれを  $m^2$ 当たり換算すると, St.9は St.7より高く, St.3と比べてもそれほど低くなかった。



表 1 霞ヶ浦における動物プランクトンの平均現存量, 生産量, 及び  $P/B$  比と高浜入全域でのそれらの推定値Table 1 Mean biomass, production and  $P/B$  ratio of zooplankton in Lake Kasumigaura and the estimates of those for the total area of Takahamairi Bay

Year	Station	Mean Biomass (g dry wt · m <sup>-2</sup> )		Production (g dry wt · m <sup>-2</sup> )		$P/B$ ratio	
		(June-Oct.)	(Annual)	(June-Oct.)	(June-Oct.)	(Annual)	
1981	1	4.48	2.14	192.6	43.0	90.0	
	2	4.13	3.42	193.8	46.9	56.7	
	3	2.86	1.35	65.1	22.8	48.2	
	7	1.27	0.64				
	9	2.46	1.13				
	12	1.41	0.60				
	Takahamairi	2.34	1.16	63.5	27.1	54.7	
1982	1	1.59	0.84	60.4	38.0	71.9	
	2	3.13	1.53	118.3	37.8	77.3	
	3	2.74	1.32	81.8	29.6	61.4	
	7	1.17	0.61				
	9	1.91	0.92				
	12	0.95	0.47				
	Takahamairi	2.00	0.96	61.5	30.8	64.1	

### 3.2 動物プランクトンの生産量の推定

表1に1981年と1982年のSt.1, St.2, St.3における枝角類とヒゲナガケンミジンコ類の生産量の推定値を示す。またそれらの値から算出した高浜入全体における平均値も示した。推定された生産量は夏期における主要出現種に限られたが、それらの現存量が年間の現存量の大部分を占めることから、この推定値は動物プランクトン全体の年間の生産量に近いものと考え、この値を用いて動物プランクトン全体の平均現存量に対する  $P/B$  比を計算した(表1)。その結果、高浜入における平均の生産量はおよそ  $60 \text{ g dry wt} \cdot \text{m}^{-2}$  となり、年間の  $P/B$  比は冬期に現存量が低いために夏期の  $P/B$  比よりもずっと高い値となった。

### 3.3 *Microcystis* に対する同化速度の測定

図6に *Chlorella*, *Microcystis*, 及び両者を混合したものを摂食させたときの *Moina micrura* の同化速度を示す。

*Moina micrura* の *Chlorella* に対する同化速度は0.024となり、これに比べ *Microcystis* に対しては0.005と低く、これは *Microcystis* も *Chlorella* と同程度同化する *Moina macrocopa* と異

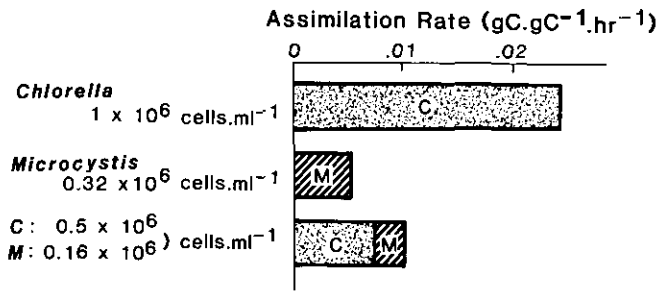


図 6 *Chlorella* と *Microcystis* を摂食したときの *Moina micrura* の同化速度  
 Fig. 6 Assimilation rates of *Moina micrura* fed on *Chlorella* and/or *Microcystis*

なる (Hanazato & Yasuno, 1984)。

*Chlorella* と *Microcystis* の混合物に対する全体の同化率は 0.01 で、*Chlorella* に対するそれより低かった。また *Microcystis* は混合されてもあまり同化されず、この点も同じ属の *Moina macrocopa* と異なった。*Moina micrura* があまり *Microcystis* を利用できないことを示唆している。

#### 4. 考 察

ワムシ類の出現数が湖心では少なく、高浜入、特に St.1 で多いことは前回までの報告と同じだったが、優占種は *Asplanchna* spp. と *Brachionus* spp. の 2 種で、前回の報告の様な *Keratella* や *Polyarthra* の優占はみられなかった。ワムシ類の優占種には年変動があるように思われる。

枝角類の *Moina micrura* は前報までは *M. dubia* としていたが、高浜入においてあまり多数出現しないことを報じていた。しかし今回の調査では、2 年続けて 6 月下旬から 7 月上旬にかけての短期間に高い個体数のピークがみられた。これは 1983 年にもみられており (未発表データ)、例年の現象のように思われる。今回の調査は月 2 回の頻度で行ったのに対し、前報までは月 1 回であったので、この *Moina* のピークをとらえられなかったものと思われる。*M. micrura* は霞ヶ浦における枝角類では最も大型で、この時期動物プランクトンの現存量の大きな部分を占め、また生産速度も高いことから動物プランクトン群集の中ではかなり重要な種であると考えられる。

高浜入の St.1, St.2, St.3 にみられ湖心の St.9 にみられなかった梅雨明け後の現存量の大きなピークは *Bosmina fatalis* によるものであった。夏期は一次生産量が大変高いにもかかわらず、梅雨明け後 *Microcystis* が著しく増殖して藻類の現存量の大部分を占めるようになると、どの調査地点においても *B. fatalis* 以外の種の現存量が比較的低下したことは何らかの共通する原因が存在しているものと思われた。

高浜入における *Bosmina longirostris* と *Bosmina fatalis* の入れ替わりの時期が *Microcystis* の出現の時期と一致しており、*B. longirostris* の減少と *B. fatalis* の増加に *Microcystis* が何らかの関係を持っていることが示唆された (Hanazato et al., 1984)。また *Moina micrura* は水温の高

い熱帯の湖にも出現し (Murgun, 1975), 著者らの室内での培養実験でも 30°C という高水温で高い成長速度を示した(未発表データ)。にもかかわらず霞ヶ浦では梅雨明け後の現存量が大変低かった。*Moina* は霞ヶ浦では大型種であるため捕食によって夏期の現存量の増加を抑えられている可能性も否定できないが、摂食実験において *Microcystis* に対する同化速度が低かったことから、夏期の *Microcystis* の増加が *Moina* の増殖を抑えている可能性がある。すなわち、梅雨明け前に現存量が高くなった動物プランクトンの増殖は梅雨明け後の *Microcystis* の増加によって抑えられ、*Microcystis* によって増殖が抑制されない、又は促進された *B. fatalis* が夏期に増加するものと考えられた。

安野ら(1981)は、霞ヶ浦において水温や捕食が動物プランクトンの現存量の変動の要因になっていることを述べているが、*Microcystis* の増加も動物プランクトンの現存量や種組成の変動を起こす大きな原因となっているものと思われる。ただし、湖心において夏期に *B. fatalis* があまり増えないのは他に要因があるのであろう。

高浜入における動物プランクトンの主要出現種の生産量はおよそ 60 g dry wt $\cdot$ m<sup>-2</sup>と推定されたが、この中には橈脚類の中のケンミジンコ類 (*Cyclopoid copepoda*) やワムシ類の生産量が入っていないために、これらを含めた動物プランクトン全体の生産量はさらに高くなる可能性がある。

ケンミジンコ類は通年出現し、冬期は動物プランクトンの現存量のほぼ全部を占め、夏期においてもノープリウス幼生を含めると平均現存量は動物プランクトン全体の平均現存量のおよそ 30% を占めた。また、Burgis (1971) の報告した熱帯の湖における *Thermocyclops hyalinus* の現存量と生産量から 1 日当たりの *P/B* 比 0.25 を得て、これを霞ヶ浦の夏期のケンミジンコ類の現存量に掛け合わせて生産量を推定すると、およそ 30 g dry wt $\cdot$ m<sup>-2</sup>となった。これは先に推定した主要出現種の生産量の 1/2 に値する。しかしケンミジンコ類は雑食性のものが多く、霞ヶ浦では夏期に *Thermocyclops taihokuensis* の他に動物食性の *Mesocyclops leuckarti* などが混在していることから、動物プランクトンによる二次生産量にケンミジンコ類のそれをそのまま加えることに疑問が残る。

またワムシ類は、高浜入全体での夏期の平均現存量がおよそ 0.16 g dry wt $\cdot$ m<sup>-2</sup>で動物プランクトン全体のおよそ 7% と小さかった。Winberg (1972) と Andronikova *et al.* (1972) で報告のあったワムシの夏期間の *P/B* 比は 14~108 で、この中の最大値 108 を高浜入におけるワムシ類の現存量に掛けて生産量とすると、その値はおよそ 17 g dry wt $\cdot$ m<sup>-2</sup>となる。

しかしながらこれらのケンミジンコ類やワムシ類の生産量の推定値は大変不確かであるため、ここでは先に推定した主要出現種の生産量に基づいて以後考察を進める。

一次生産量は高浜入で詳しく測定されており(高村ら, 1984), それと高浜入における動物プランクトンの生産量と比較し、さらにそれらを既に報告されている他の湖と比較してみた(表 2)。ただし表中における高浜入のカロリー値は、湿重量 1 g 当たり 500 カロリーとし(Hillbricht-Ilkowska, 1972), 乾燥重量を湿重量の 1/10 として乾燥重量から換算した。また一次生産量は純生産量で、

表 2 いろいろな湖における動物プランクトンの生産量  
Table 2 Productions of phytoplankton and zooplankton in various lakes

Site	Period	Primary Production (Kcal·m <sup>-2</sup> )	Mean Zooplankton (Kcal·m <sup>-2</sup> )	Zooplankton Production (Kcal·m <sup>-2</sup> )	P/B	Energy Transfer Efficiency (%)	References
Lake Krugloe	May-Oct.	36	0.9	11	12.6	31	WINBERG 1972
Lake Krivoie	May-Oct.	135	1.3	17	13.0	13	WINBERG 1972
Lake Mývatn (N-basin)	May-Oct.	300	0.9	15	16.7	5	ADALSTEINSSON 1979
(S-basin)	May-Oct.	430	3.4	43	12.6	10	ADALSTEINSSON 1979
Lake Naroch	May-Oct.	487	3.4	55	16.3	11	WINBERG 1972
Rybinsk Reservoir	May-Oct.	500	1.6	78	50.0	16	WINBERG 1972
Lake Baikal	Annual	875	0.6	81	13.5	9.2	MOSKALENKO 1972
Lake Red	May-Oct.	1093	4.9	88	18.0	8.1	ANDRONIKOVA <i>et al.</i> 1972
Lake Krasnoe	May-Oct.	1093	5.0	111	22.1	10	WINBERG 1972
Lake Drivyati	May-Oct.	1200	6.1	150	24.7	13	WINBERG 1972
Kiev Reservoir	May-Oct.	1210	7.6	199	26.2	16	WINBERG 1972
Lake Flosek	May-Oct.	1435	14.3	419	29.4	40	KAJAK <i>et al.</i> 1972
Lake Myastro	May-Oct.	1574	12.7	177	13.9	11	WINBERG 1972
Canyon Ferry Res.	Apr.-Sep.	1620	11.8	216	18.3	13.3	WRIGHT 1965
Lake Batorin	May-Oct.	1758	7.5	138	18.4	8	WINBERG 1972
Lake Taltowisko	May-Oct.	1870	19.8	356	18.0	20	KAJAK <i>et al.</i> 1972
Lake Sniardwy	May-Oct.	2172	8.0	99	12.3	5	KAJAK <i>et al.</i> 1972
Lake Mikolajskie	May-Oct.	2474	20.0	386	19.3	16	KAJAK <i>et al.</i> 1972
Lake Severson	Apr.-Oct.	2724		43		1.6	COMITA 1972
Lake Clear	Annual	3250	28.7	246	8.6	13.2	SCHINDLER 1972
Lake Kasumigaura	Annual	5000	5.3	(313)	59.1	6.3	
(Takahamairi Bay)	June-Oct.	2750	10.9	313	28.7	11.4	

総生産量の7割とした。

高浜入における一次生産量は大変高いが、動物プランクトンの現存量は他の富栄養湖と同程度である。しかし生産量や P/B 比は比較的高く、これは報告された他の湖が霞ヶ浦より高緯度に分布し、年間の最高水温はおよそ 20°C にしかならない湖が多いのに対し、霞ヶ浦では水温が 20°C 以上の時期が長く、生産速度が高くなることによるのであろう。

高浜入における動物プランクトンは、夏期に有機物を高次の栄養段階へ移行させるのに大きな役割を果たしているだけでなく、高い生産量を保証するだけの盛んな摂食活動をしているはずであり、それにより水中への栄養塩回帰にも大きく寄与しているものと考えられる。

夏期の一次生産量の大部分はサイズが 40 μm 以上の植物プランクトンによっており、特に *Microcystis* がその大部分を占めている(今村ら, 1982)。夏期に動物プランクトンで優占する *Bosmina*

は小型で、摂食できる餌のサイズは  $5 \mu\text{m}$  位であるという報告もあり (Burns, 1968), さらに *Microcystis* は質的にも動物プランクトンに利用されにくいことから (Stangenberg, 1968; Lampert, 1977, 1981a, b, 1982 など), 夏期における一次生産物で直接動物プランクトンに利用されるものは少ないと思われる。

高浜入において夏期に動物プランクトンに利用され易いと考えられる  $20 \mu\text{m}$  以下のサイズの藻類の現存量は他の藻類量に比べ大変低い (今村ら, 1982)。この今村らの報告から,  $20 \mu\text{m}$  以下のサイズの藻類量を  $1 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-3}$ , 最大光合成速度を  $0.01 \text{ C} \cdot \text{C}^{-1} \text{ hr}^{-1}$ , 消散係数を高浜入で一般的な  $4 \text{ m}^{-1}$  とし, 照度は夏の晴天時の平均的な値を ( $500 \text{ ly} \cdot \text{d}^{-1}$ ) をとり, さらに光合成—光曲線の立ち上がりの傾きを  $0.000421 \text{ gC gC}^{-1} \text{ h}^{-1} (\mu\text{Einst. m}^{-2} \text{ s}^{-1})^{-1}$  にして生産量を計算すると,  $20 \mu\text{m}$  以下のサイズの藻類の一日の生産量はおおよそ  $0.12 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2}$  と推定された (高村, 私信)。これを6月から10月の5か月間で積算するとその期間の生産量はおおよそ  $18 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2}$  となるが, この生産量は同じ期間の動物プランクトンの主要出現種の生産量  $31 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2}$  (乾燥重量の1/2を炭素重量とした) よりかなり小さい。このことは  $20 \mu\text{m}$  以下の藻類の生産量だけでは動物プランクトンの生産量をまかなえないことになる。

動物プランクトンがバクテリアやデトライタスを摂食するという報告は多くなされており (Pavlyutin, 1976; Peterson, 1978; Starkweather & Bogdan, 1980 など), 高浜入では *Microcystis* の優占する夏期, 動物プランクトンはその餌のかなり多くの部分をバクテリアやデトライタスによっている可能性がある。この点について明らかにしていくことは今後の大きな課題である。

## 5. まとめ

1981年と1982年に霞ヶ浦の6地点で動物プランクトンの季節変動を調べた。また夏期における主要出現種の生産量を推定した。

動物プランクトンの現存量はすべての調査地点で6月に急激に上昇し, 梅雨明け前に最大値を示した。この時期の数種の優占権は, 梅雨が明けて *Microcystis aeruginosa* の水の華が形成される頃に減少した。

高浜入では *Microcystis* が優占している夏期に *Bosmina fatalis* が著しく増加し, この時期に動物プランクトンの現存量の大きなピークがみられた。一方, 土浦入や湖心では, 夏期に *B. fatalis* が出現したが現存量の大きなピークはみられなかった。また, 土浦入における動物プランクトンの季節変動は, 高浜入と湖心の中間的な様子を示した。

霞ヶ浦では, *Microcystis aeruginosa* の水の華が動物プランクトンの季節変動を起こす大きな要因になっているように思われた。

高浜入における動物プランクトンの年間の平均現存量は  $1.1 \text{ g dry wt} \cdot \text{m}^{-2}$ , また夏期における主要出現種の生産量はおおよそ  $63 \text{ g dry wt} \cdot \text{m}^{-2}$  と推定された。生産量や  $P/B$  比は他の湖と比べ比較的高かった。

夏期, *Microcystis* が一次生産者の大部分を占め動物プランクトンには利用されにくいと考えられたことから, 動物プランクトンは餌としてバクテリアやデトリタスを多く利用していると考えられる。

#### 謝 辞

野外調査に際し, 国立公害研究所生物環境部, 岩熊敏夫氏, 高村典子氏, 同水質土壌環境部, 相崎守弘博士, 海老瀬潜一博士, 福島武彦氏, 及び同計測技術部, 大槻晃博士, 河合崇欣博士には協力いただいた。記して謝意を表する。

#### 引 用 文 献

- Adalsteinsson, H. (1979) : Zooplankton and its relation to available food in Lake Myvatn. *Oikos*, **32**, 162-194.
- Andronikova, I. N., V. G. Drabkova, K. N. Kuzmenko, N. F. Michailova and E. A. Stravinskaya (1972) : Biological productivity of the main communities of the Red Lake. In : Kajak, Z., and A. Hillbricht-Ilkowska (ed.), *Productivity Problems of Freshwaters*, 57-71 PWN Warszawa-Krakov.
- Burgis, M. J. (1971) : The ecology and production of copepods, particularly *Thermocyclops hyalinus*, in the tropical Lake George, Uganda. *Freshwat. Biol.*, **1**, 169-192.
- Burns, C. W. (1968) : The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnol. Oceanogr.*, **13**, 675-678.
- Comita, G. W. (1972) : The seasonal zooplankton cycles, production and transformations of energy in Severson Lake, Minnesota. *Arch. Hydrobiol.*, **70**, 14-66.
- Dumont, H. J., I Van de Velde and S Dumont (1975) : The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, **19**, 75-97.
- Hall, D. J., W. E. Cooper and E. E. Werner (1970) : An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnol. Oceanogr.*, **15**, 839-928.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1984) : Growth, reproduction and assimilation of *Moina macrocopa* fed on *Microcystis* and/or *Chlorella*. *Jpn. J. Ecol.*, **34**, 195-202.
- Hanazato, T., M. Yasuno, T. Iwakuma and N. Takamura (1984) : Seasonal changes in the occurrence of *Bosmina longirostris* and *Bosmina fatalis* in relation to *Microcystis* bloom in Lake Kasumigaura. *Jpn. J. Limnol.*, **45**, 153-157.
- Hillbricht-Ilkowska, A., I. Spondniewska, T. Weglenska and A. Karabin (1972) : The seasonal variation of some ecological efficiencies and production rates in the plankton community of several Polish lakes of different trophic level. In : Kajak, Z., and A. Hillbricht-Ilkowska (ed.), *Productivity Problems of Freshwaters*, 111-127. PWN Warszawa-Krakov.
- 今村典子・岩熊敏夫・大槻 晃・安野正之 (1982) : 霞ヶ浦における夏期の植物プランクトンのサイズ別現存量と一次生産を支配する要因について。国立公害研究所調査報告, 第 22 号, 182-196.
- Kajak, Z., A. Hillbricht-Ilkowska and E. Pieczynska (1972) : The production processes in several Polish lakes. In : Kajak, Z., and A. Hillbricht-Ilkowska (ed.), *Productivity Problems of Freshwaters*, 129-147. PWN Warszawa-Krakov.

- 倉沢秀夫 (1971) : 諏訪湖のプランクトンの季節変化 (1970) I. プランクトンの数と量との優占種の比較. JIBP-PF 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究, 経過報告, 3, 41-53.
- Lampert, W. (1977) : Studies on the carbon balance of *Daphnia pulex* DE GEER as related to environmental conditions II. The dependence of carbon assimilation animal size, temperature, food concentration and diet species. Arch. Hydrobiol./Suppl., 48, 310-335.
- Lampert, W. (1981a) : Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. Int. Revue Ges. Hydrobiol., 66, 285-298.
- Lampert, W. (1981b) : Toxicity of the blue-green *Microcystis aeruginosa* : Effective defence mechanism against grazing pressure by *Daphnia*. Verh. Int. Verein. Limnol., 21, 1436-1440.
- Lampert, W. (1982) : Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green *Microcystis aeruginosa* on the filtering rate of zooplankton. Arch. Hydrobiol., 95, 207-220.
- 森下正彦・安野正之 (1979) : 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの季節消長と水平分布. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 155-170.
- Moskalenko, B. K. and K. K. Votincev (1972) : Biological productivity and balance of organic substance and energy in Lake Baical. In : Kajak, Z., and A. Hillbricht-Ilkowska (ed.), Productivity Problems of Freshwaters, 207-226. PWN Warszawa-Krakow.
- Murugan, N. (1975) : Egg production, development and growth in *Moina micrura* Kurz (1874) (Cladocera : Moinidae). Freshwat. Biol., 5, 245-250.
- Pavlyutin, A. P. (1976) : Food value of detritus for certain freshwater cladoceran species. Hydrobiol. J., 12 (4), 7-12.
- Peterson, B. J., J. E. Hobbie and J. F. Haney (1978) : *Daphnia* grazing on natural bacteria. Limnol. Oceanogr., 23, 1039-1044.
- Schindler, D. W. (1972) : Production of phytoplankton and zooplankton in Canadian shield lakes. In : Kajak, Z., and A. Hillbricht-Ilkowska (ed.), Productivity Problems of Freshwaters, 311-331 PWN Warszawa-Krakow.
- Schindler, D. and B. Noven (1971) : Vertical distribution and seasonal abundance of zooplankton in two shallow lakes of the experimental lake area, North. Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can., 28, 245-256.
- Stangenberg, M. (1968) : Toxic effects of *Microcystis aeruginosa* Kg. extracts on *Daphnia longispina* O. F. Muller and *Eucypris virens* Jurine. Hydrobiologia, 32, 81-87.
- Starkweather, P. L. and K. G. Bogdan (1980) : Detrital feeding in natural zooplankton communities : Discrimination between live and dead algal foods. Hydrobiologia, 73, 83-85.
- Straskraba, M. (1966) : Interrelations between zooplankton and phytoplankton in the reservoirs Slapy and Klicava. Verh. Int. Verein. Limnol., 16, 719-726.
- 高村典子・岩熊敏夫・安野正之 (1984) : 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産 (1981-1983) 及びラン藻類の生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 11-56.
- Winberg, G. G. (1972) : Some Interim results of Soviet IBP investigations on lakes. In : Kajak, Z., and A. Hillbricht-Ilkowska (ed.), Productivity Problems of Freshwaters, 363-381. PWN Warszawa-Krakow.
- Wright, J. C. (1965) : The population dynamics and production of *Daphnia* in Canyon Ferry Reservoir, Montana. Limnol. Oceanogr., 10, 583-590.
- 安野正之・森下正彦・管谷芳雄 (1977) : 霞ヶ浦高浜入における底生動物と動物プランクトン. 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 94-107.
- 安野正之・森下正彦 (1981) : 富栄養湖, 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの変動の特徴. 環境科学研究所研究報告, B93-R12-2, 115-122.

花里孝幸・安野正之

安野正之・森下正彦・花里孝幸（1981）：霞ヶ浦高浜入の動物プランクトン現存量の推移。国立公害研究所  
研究報告，第 22 号，149-158.



#### 4. 浅い湖における沈殿量の測定方法とその起源

### Methods to Collect Deposited Matter and the Separation of Autochthonous Matter and Resuspended Sediments in a Shallow Lake

福島武彦<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>1</sup>・村岡浩爾<sup>1</sup>

Takehiko FUKUSHIMA<sup>1</sup>, Morihiro AIZAKI<sup>1</sup> and Kohji MURAOKA<sup>1</sup>

#### Abstract

In a shallow lake, deposited matter collected in sediment traps consist of particulate matter from the inflow river (allochthonous matter), bio-sediment produced in a lake (autochthonous matter), and resuspended sediments. Taking into consideration the negligible effects of allochthonous matter far from river mouth and the effects of sediments in the seston, a new method for separating deposited matter into autochthonous matter and resuspended sediments was proposed on the basis of the content of various chemicals in phytoplankton, deposited matter, and sediments, such as POC, PON, PP, Chlorophyll-*a*, and Ti. This method was applied to the separation of deposited matter and the examination of data from certain observations at Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura, which is a eutrophic lake with a mean depth of 3.16m. The rates of deposition of autochthonous matter due to chlorophyll-*a* content were closest agreement with those due to Ti, while those due to POC, PON, and PP were lower than those due to Ti. The rates of resuspension at different depths suggested that the concentrations of such matter have nearly uniform distributions in a water column. Particularly in regard to resuspension rates, lower values in funnels and higher values in bottle-shaped traps were measured than in cylinder type traps. A comparison of different sampling periods showed that 1-7 days in summer and 7-14 days in other seasons were those periods at which effects of decomposition in sediment traps were negligible.

#### 1. はじめに

水域、特に湖沼・海洋等における沈殿物の測定は、生産あるいは分解といった物質循環構造の

---

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

解析<sup>1)</sup>、堆積速度推定の一方法<sup>2)</sup>等といった観点より利用され、水域における調査の中でも重要なものとなっている。湖沼において沈殿トラップで捕集される沈殿物は一般的に、流入河川により運ばれ湖内で沈降した懸濁物により成る外来性(allochthonous)の沈殿物、内部生産された植物プランクトン並びにその分解途中のデトリタスに由来する自生性(autochthonous)の新生沈殿物、及び風波、吹送流等のかく乱により底泥の一部が巻き上げられたものにより主に構成されている。その構成比率は湖沼の地形的特性、生産、分解等の生物活動の活発さ、気象条件により変化するが、水深が浅く底泥のかく乱の大きい水域、流入河川の河口に近く流入懸濁物濃度の変動の大きい地点で特にその時間的、空間的变化が激しいことが予想される。

従来からこうした水域での沈殿物内容の分離にはいくつかの方法が試みられ、特に自生性の新生沈殿物を分離する方法が検討された。第一の方法は静穏時で底泥の巻き上げが予想されない期間に沈殿物の捕集を行うものである<sup>3)</sup>。第二の方法は沈殿物中のある物質の組成が湖水懸濁物(セストン)と、底泥あるいは流入懸濁物の組成の中間であることを利用して沈殿物内容の分離を行うものである。その含量が分離に利用されたものには有機物量<sup>4,5)</sup>、底生動物<sup>6)</sup>、花粉<sup>7)</sup>、チタン<sup>8)</sup>等があげられる。上述の二法はそれぞれ長所、短所を有しているが、第一の方法では静穏時の判定、予測が難しいこと、静穏時とそれ以外の期間での沈降特性の差異、また測定期間が一般的に短くなることにより生じる精度の問題などの短所を有する。第二の方法では分離指標物質として適当なもの選択、セストン中に内部生産された懸濁物以外のものを含む場合の誤差などについて今まで十分な検討が行われていない。

ここでは霞ヶ浦(面積 171 km<sup>2</sup>、平均水深 3.87 m)の一分岐である高浜入(面積 23 km<sup>2</sup>、平均水深 3.16 m)における沈殿量観測の結果をもとに、上述の第二の方法の適用を考え、分離指標物質の選択、セストンの組成の評価方法等についての検討を行った結果を報告する。合わせて沈殿トラップの形状、設置水深、観測期間の問題についても観測結果を示し、霞ヶ浦等浅い湖沼での自生性の新生沈殿量の適切な推定方法を議論する。

## 2. 観測並びに分析方法

観測地点は図1に示す霞ヶ浦高浜入に、その主要流入河川である恋瀬川の背水域から高浜入中央部に向けて7地点を設定した。沈殿トラップの設置方法は図2タイプ(1)、(2)、(3)に示すものであり、St. 1'には(1)の方法を、設置水深の影響を見る場合には(2)の方法を、その他の場合には(3)の方法を用いた。(3)の方法ではウキを水面ぎりぎりの位置にして、風波による揺れを極力減少させた。設置水深の影響を調べる観測を除き沈殿トラップは底泥上0.5~1.5 mに設置した。各地点の平均的な水深は後の表1に示す。沈殿トラップとしては後の表3に示す7種を用いたが、トラップ形状の比較を行う観測以外にはType 1の円筒形トラップを各地点2本ずつ設置した。ここに報告する沈殿量調査は1981.7~1982.10、1983.8~11のもので測定期間は6~10月で1~7日、11~5月で7~14日間とした。冬期の一時期を除きトラップに付着性藻類が繁茂する

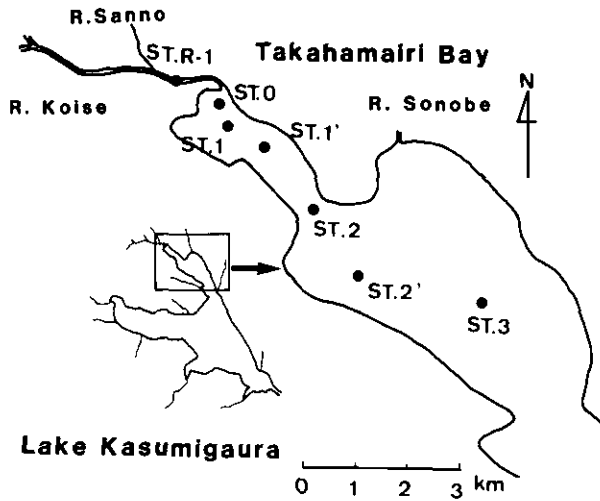


図 1 霞ヶ浦高浜入における沈殿量観測地点

Fig. 1 Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura and sampling points of deposited matter

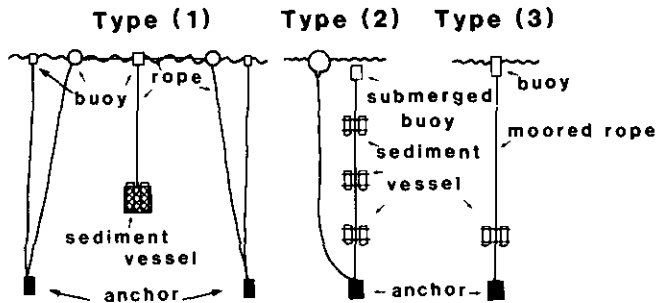


図 2 沈殿トラップの設置方法

Fig. 2 Moored types of sediment traps

ことはなかった。また5~6月頃には魚卵が産みつけられることもあったが今回の報告にはこの期間のデータを除いてある。また夏期には浮上性のアオコが湖水中に存在するが、沈殿トラップに捕集された植物プランクトンの大部分は再浮上しない。

沈殿物は回収後、その定量並びに一部について80°C乾燥重量、クロロフィルa(SCOR/UNESCO法)用ろ過を行い、残りを凍結乾燥した。そのサンプルに対し有機炭素、有機窒素(CHNコーダー、柳本)、全リン(過硫酸カリ分解後、テクニコンオートアナライザーで分析)の定量を行った。以降クロロフィルaをChl. a、有機炭素をPOC、有機窒素をPON、全リンをPPと略す。

またある測定期間のサンプルに対しミル粉碎後、けい光 X 線測定器 (ORTEC) にてチタン (Ti) 含量を測定した<sup>9)</sup>。同時に湖水のサンプルより、セストン量 (SS), Chl. *a* の分析並びにセストンの POC, PON, PP, Ti 含量を測定した。湖水の Ti 含量はろ過後の Polycarbonate フィルターを硫酸, 硝酸, フッ酸で 200°C 加熱分解後, ICP (Jarrel-Ash Atomcomp) にて定量した。また 1 か月に 1, 2 回の頻度でコアサンプラーにより採泥を行い, 表層約 5 mm をサンプルとして乾燥重量に対する Chl. *a*, POC, PON, PP 含量を測定した。このうち適当数のサンプルに対して沈殿物と同じ方法で Ti 含量を測定した。なお以降の解析に用いる沈殿物の乾燥重量, Chl. *a*, POC, PON, PP 含量は, 沈殿物容量とセストン量, 組成より求まる湖水セストン分を補正した後の数値を用いている。

### 3. 結果

#### 3.1 分離方式

##### (1) 問題点

大坪らは霞ヶ浦の底泥堆積速度に関するいくつかの報告を整理することにより, それを 600~800 g/m<sup>2</sup>・y とまとめている<sup>10)</sup>。また高村らは高浜入における 1977~1979 年の一次生産量として 810~1000 gC/m<sup>2</sup>・y を報告している<sup>11)</sup>。一次生産物の POC 含量, 分解・呼吸量等が問題となるが, 自生性の新生沈殿量のオーダーはこの値とほぼ等しいことが予想される。これに対して 1981.7~1982.6 の 1 年間に各地点で観測された沈殿量は, St. R-1; 27.8×10<sup>4</sup>, St. 1'; 4.0×10<sup>4</sup>, St. 3; 1.4×10<sup>4</sup> g/m<sup>2</sup>・y 等となり<sup>12)</sup>, 先の二つの値に比べ 1~3 オーダーも大きい。すなわち河川流入懸濁物, 一次生産物の新生沈殿量に比べ底泥の巻き上げ量が圧倒的に大きいことを示す。このため大降雨に伴う流入懸濁物の増大時あるいは河口近傍を除き, 沈殿物の内容の分離としては自生性の新生沈殿物と底泥の巻き上げを対象とすべきことがわかる。

沈殿物の懸濁物質量の収支及び分離指標物質の収支式から, 全沈殿物に占める新生沈殿物の比  $\gamma$  (懸濁物量として) は次式のような形に与えられる<sup>4)</sup>。

$$\gamma = (C_d - C_m) / (C_s - C_m) \quad (1)$$

ここに  $C_d$  は沈殿物,  $C_s$  は湖水セストン,  $C_m$  は分離されるもの, ここでは底泥の分離指標物質含量である。分離指標物質としては  $C_m$ ,  $C_s$  の差が大きいこと, 沈降過程, トラップ中での変化が少ない等の特性をもつことが要求される。式(1)で問題となるのは  $C_m$  と  $C_s$  であり, これを(2), (3)で検討する。

##### (2) 底泥の組成

図3に St. 1における底泥表層での各物質含量の鉛直分布を示す。6本ずつのコアサンプルを混ぜ合わせたものの分析値である。St. 2, 3のサンプルに対しても同じく分析を行ったが, 図3の

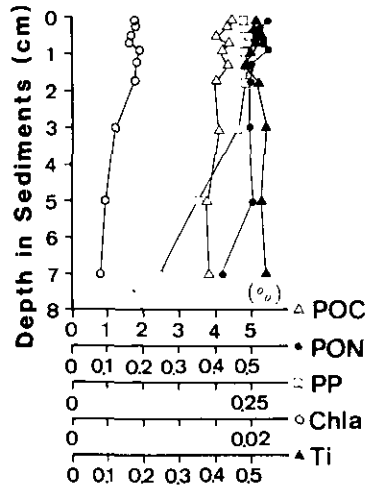


図 3 底泥表層での POC, PON, PP, Chl. a, Ti 含量の鉛直分布 (St. 1)  
 Fig. 3 Vertical profile of the contents of POC, PON, PP, Chl. a, and Ti in the surface sediments at St. 1

特性と大差ないため省略する。Tiを除き表層ほど高い傾向が見られるが、0~2 cm 間で変化は少ない。式(1)を用いて計算される巻き上げ量の最大値は St. 1' : 500, St. 3 : 200 g/m<sup>2</sup>・d, 年間平均値は St. 1' : 144, St. 3 : 46 g/m<sup>2</sup>・d と求まるが<sup>12)</sup>, 巻き上げを 1 日サイクルと仮定するとこれは底泥厚にして 0.05~0.5 cm に相当する<sup>10)</sup>。このため底泥が均一に巻き上げられると仮定すれば、巻き上げられた底泥の組成として表層約 5 mm の値を用いることは問題がないといえる。

表 1 には 5 地点での底泥組成の測定平均値と標準偏差をまとめる。Chl. a, POC, PON は流下に伴い含量が増加し, Ti と PP では St. 1' より St. 3 に向けて減少する傾向が見られる。明白な季節変化が見られなかったため, 式(1)の C<sub>m</sub>にはこの表の平均値を用いた。

表 1 底泥表層 (5 mm) での POC, PON, PP, Chl. a, Ti 含量  
 Table 1 Contents of POC, PON, PP, Chl. a, and Ti in the surface sediments (about 5mm)

	St. R-1	St. 0	St. 1'	St. 2	St. 3
POC(%)	3.16 <sup>*1</sup> ±1.62 <sup>*2</sup> (18) <sup>*3</sup>	4.97±0.45(23)	5.26±0.85(23)	5.85±0.84(23)	6.45±0.70(24)
PON(%)	0.27±0.18(18)	0.47±0.15(23)	0.65±0.13(23)	0.70±0.15(23)	0.73±0.19(24)
PP(%)	0.15±0.07(17)	0.23±0.01(24)	0.25±0.02(24)	0.23±0.01(24)	0.17±0.03(24)
Chl. a(10 <sup>-6</sup> g/g)	92±55(17)	97±35(24)	147±58(24)	165±32(24)	184±68(24)
Ti(%)	0.470(2)	0.492(2)	0.510(2)	0.463(2)	0.370±0.016(8)
Depth(m)	1.5	2.1	2.8	3.5	4.1

\* 1 : average, \* 2 : standard deviation, \* 3 : number of samplings

(3) セストン、植物プランクトンの組成

C<sub>s</sub>にはセストン組成が用いられるのが一般的である<sup>4)</sup>。しかし例えばSt. 1'でのPOC含量は27.8±11.9% (51 データ)、PON 含量は4.1±2.0% (54 データ)といったようにその変動は大きく、巻き上げられた底泥、流入懸濁物がセストン中にかなりの割合で含まれていることがわかる。C<sub>s</sub>にセストンを用いると、式(1)より計算される新生沈殿量にはこれらの寄与が加わり過大評価となる。ここでは自生性の新生沈殿量の推定を目標としているため、C<sub>s</sub>には湖内で内部生産されたものすなわち植物プランクトンやそれに由来するデトリタスの平均的な組成を用いることが適当と考えられる。

図4にはSt. 1における湖水中セストンのTi含量とPOC含量、Ti含量とChl. a含量の関係を示す。植物プランクトン中のTi含量は0~137 μg/g<sup>8)</sup>と底泥のそれらに比べ数オーダー小さい。POC、Chl. a含量は逆に植物プランクトンにおいて底泥と比べ大きい。また大降雨時を除き背水域でのSSは湖内のそれに比べ数分の1であることからセストンに占める流入懸濁物の寄与が小さいことがわかる。このため図4に見られるように底泥を含めてほぼ直線に乗る。すなわちセストンが植物プランクトン等と巻き上げられた底泥の混合物であることを意味し、切片が植物プランクトン等の組成を表すと考えられる。同様な評価をSt. 2, St. 3でも行いまたPON, PPに対しても行ったが、地点差は少なく、植物プランクトンの卓越種の異なる期間での差が大きかったので、以降の解析は3期間に分けて行った。すなわち*Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae*

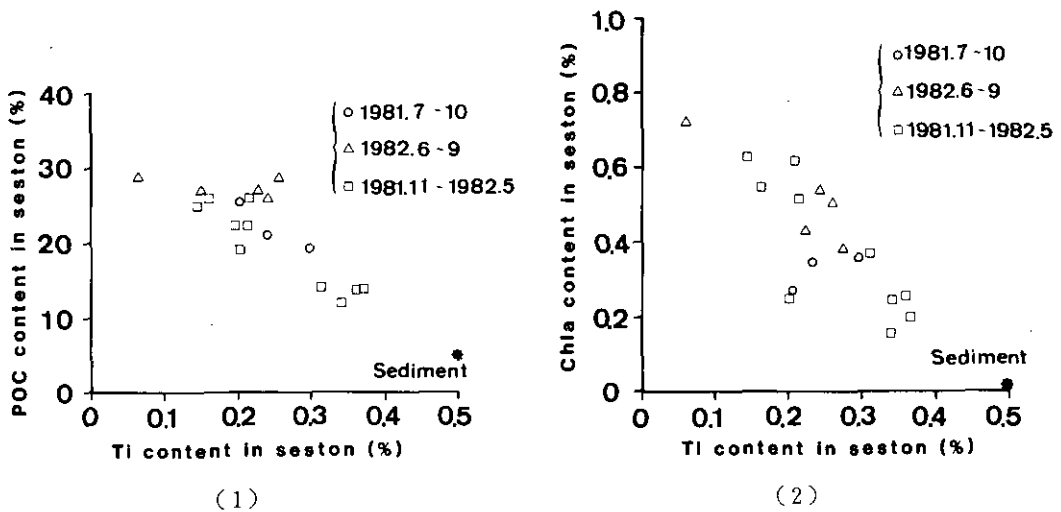


図 4 (1) セストンにおける Ti 含量と POC 含量の関係 (St. 1)  
 (2) セストンにおける Ti 含量と Chl. a 含量の関係 (St. 1)  
 Fig. 4 (1) Relation between content of Ti and content of POC in seston  
 (2) Relation between content of Ti and content of Chl. a in seston

等のラン藻類が優占する Season 1 (1981.7-10), Season 2 (1982.6-9) と, *Synedra*, *Cyclotella* 等のケイ藻が優占する Season 3 (1981.11-1982.5) である<sup>11)</sup>。表 2 にはその結果をまとめる。またこの植物プランクトンの組成は, SS と各物質量の一次関数式からも推定できる<sup>13)</sup>。表 2 にその推定値も示す。また浮上したアオコの組成<sup>14)</sup>、逆沈トラップで捕集されたアオコの組成(1982.7-9)<sup>15)</sup>、プランクトン示性式  $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}\text{H}_3\text{PO}_4$  による組成<sup>16)</sup>、上述第二の方法による 1976 年夏期高浜入での値<sup>13)</sup>も示す。PON 含量において浮上性のアオコに比べ、上述第一、第二の方法で得られるものが低いこと以外はあまり大差のない結果といえる。以降  $C_s$  には表 2 の第一の方法の結果を用いる。

表 2 植物プランクトンの POC, PON, PP, Chl. a 含量  
Table 2 Contents of POC, PON, PP, and Chl. a in phytoplankton

	From the relation to Ti content in seston			From the relation to SS		Aoko 1 <sup>14)</sup>	Aoko 2 <sup>15)</sup>	$(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}\text{H}_3\text{PO}_4$ <sup>16)</sup>	From the relation to SS <sup>13)</sup>
	Season 1	Season 2	Season 3	Season 1	Season 2				
POC(%)	37.1	39.4	36.8	34.5	34.4	37.7	40.4	35.9	35.0
PON(%)	5.89	6.04	5.82	5.16	7.03	9.42	8.23	6.30	6.4
PP(%)	0.60	0.62	0.65	0.58	0.39	0.70	—	0.87	0.86
Chl.a(%)	0.55	0.85	0.92	0.53	0.79	0.56	0.99	—	0.71

(4) 各物質による  $\gamma$

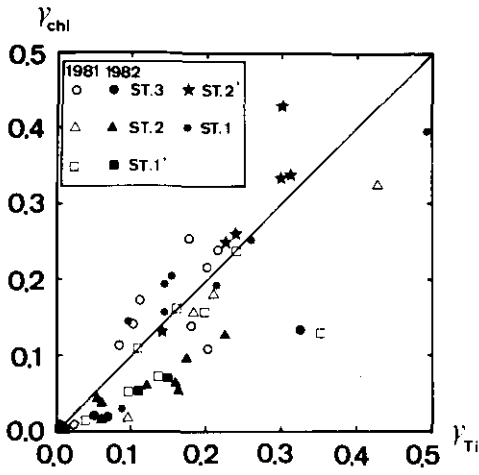
Ti, Chl.a, POC, PON, PP を分離指標物質として式(1)よりそれぞれ  $\gamma$  を算出した。チタンは難溶解性であり生物に利用されることもなく、また植物プランクトンの構成元素のような組成の変化がないため分離指標物質としては最適と考えられる。このため図 5 には Ti による  $\gamma_{Ti}$  と Chl.a による  $\gamma_{chl}$ 、POC による  $\gamma_c$ 、PON による  $\gamma_n$ 、PP による  $\gamma_p$  の関係を示す。なお図 5 より St.R-1, 0 の値を省いてあるが、これらの地点では流入懸濁物の影響を受けて  $\gamma_{chl}$  に比べ  $\gamma_c$ ,  $\gamma_n$  が大きく、さらに  $\gamma_p$  が大きい。

図 5 より  $\gamma_{chl}$  が  $\gamma_{Ti}$  と高い相関を有すること、 $\gamma_c$ ,  $\gamma_n$  では  $\gamma_{Ti}$  より 1/3~1/2 程度小さいこと、 $\gamma_p$  ではゼロ近い値が多く  $\gamma_{Ti}$  との相関があまりよくないことなどがわかる。こうした原因, POC, PON, PP の実際に沈殿する量等の議論は 4. 考察で行う。

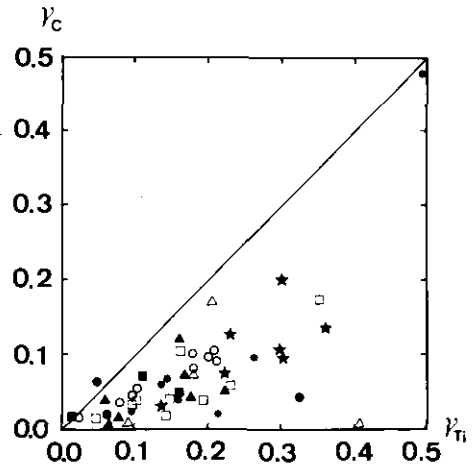
3.2 トラップの形状, 測定水深, 測定期間

(1) トラップの形状

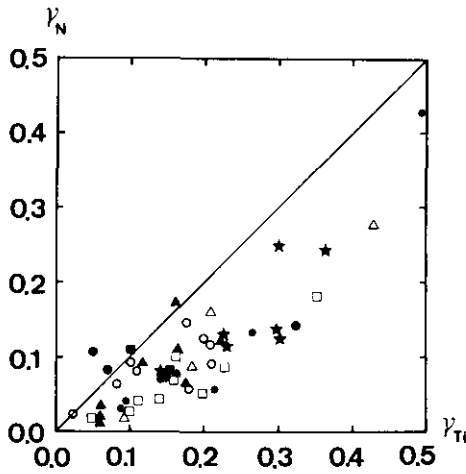
表 3 には 7 タイプのトラップより得られた各期間の沈殿物の乾燥重量と Chl. a 量を Type 1 のそれに対する比として求め、その全期間での平均値と標準偏差をまとめた。Type 7 は底置き型で、



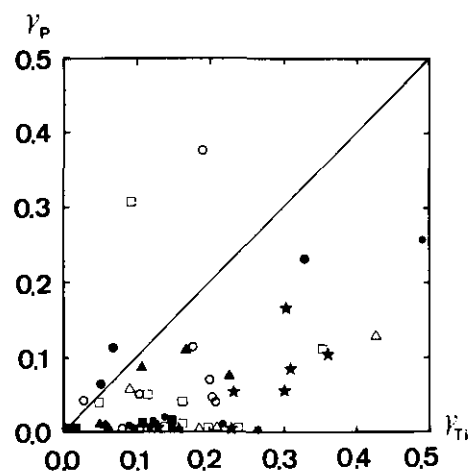
(1)



(2)



(3)



(4)

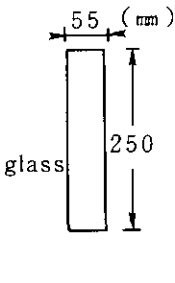
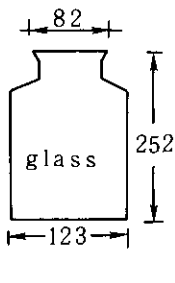
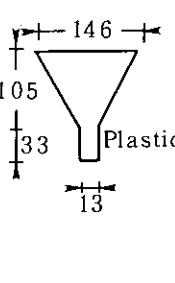
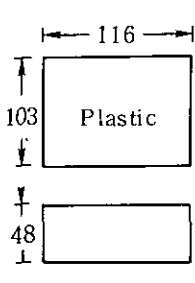
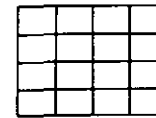
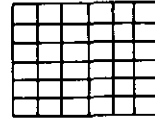
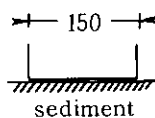
図 5 (1)  $\gamma_{Ti}$ と $\gamma_{chl}$ の関係  
 (2)  $\gamma_{Ti}$ と $\gamma_c$ の関係  
 (3)  $\gamma_{Ti}$ と $\gamma_N$ の関係  
 (4)  $\gamma_{Ti}$ と $\gamma_p$ の関係

Fig. 5 (1) Relation between  $\gamma_{Ti}$  and  $\gamma_{chl}$   
 (2) Relation between  $\gamma_{Ti}$  and  $\gamma_c$   
 (3) Relation between  $\gamma_{Ti}$  and  $\gamma_N$   
 (4) Relation between  $\gamma_{Ti}$  and  $\gamma_p$



表 3 沈殿トラップの形状と得られる沈殿量の比較 (St. 1', Type 1 に対する比)

Table 3 Types of sediment trap and comparison of the measured amounts of deposited matter

TYPE OF SEDIMENT TRAPS					<p>Plastic</p>  <p>16 divisions</p>	<p>Plastic</p>  <p>36 divisions</p>	<p>Plastic</p>  <p>sediment</p>
DRY WEIGHT	1	2.14* <sup>1</sup> ±4.09* <sup>2</sup> (15)* <sup>3</sup>	0.16±0.26 (15)	0.04±0.05 (14)	0.11±0.13 (15)	0.13±0.12 (15)	2.85±1.75 (5)
CHLORO-PHYLL-A	1	1.55±1.75 (11)	0.21±0.50 (12)	0.15±0.30 (13)	0.17±0.27 (13)	0.20±0.29 (13)	1.30±0.56 (4)

\* 1 : average, \* 2 : standard deviation, \* 3 : number of samplings

残りは水面下 2 m に設置した。細口びん型の Type 2 と底置き型で 1 以上となり、ロート型の Type 3 と箱を格子で区切った Type 4~6 で 1 より小さいことがわかる。また乾燥重量に比べ Chl. *a* でその差が小さくなることがわかる。すなわち底泥巻き上げ物の捕集率が表 3 の乾燥重量のそれに比べ差が大きくなることを意味し、巻き上げの生じるような流動の激しい場では捕集率が大きく異なることを予想させる。Gardner は水路実験より各種トラップの捕集効率を調べ、円筒型でほぼ 1、ロート型で 1 以下、細口びん型で 1 以上を報告しているが、上述の結果はこの特性と等しい<sup>17)</sup>。煙らも浦の湾での実測からほぼ同様の結果を得ている<sup>18)</sup>。また Blomqvist らは筒長/直径比が 3 以上で沈殿量は変わらず、3 以下で急激に減少すること、並びに直径が 4 cm 以下で有機物含量の高い沈殿物が得られることを報告している<sup>19)</sup>。表 3 の結果及び既往の研究の成果をもとに考えれば Type 1 のトラップが 7 種の中では最適といえよう。

## (2) 測定水深

底面よりの巻き上げ量  $Q_{re}^{SS}$  を次式より求めた。

$$Q_{re}^{SS} = (1 - \gamma_{chl}) Q_{ss} / a_h \quad (2)$$

ここに  $Q_{ss}$  はセストンの単位時間、単位面積当たりの沈殿量、 $a_h$  は(トラップと水面の距離)/(水深)である。式(2)は巻き上げられた底泥が全水深にわたり均一に分布した後静止沈降すると仮定することにより導かれる。図 6 には St. R-1 の上、下層、St. 2, 3 の中、下層間の  $Q_{re}^{SS}$  の関係を示す。 $a_h$  は図中に示した。St. 2, 3 の上層と中、下層の  $Q_{re}^{SS}$  の関係もほぼ図 6 と等しかったため省略する。図 6 より式(6)から求まる  $Q_{re}^{SS}$  が水深によりあまり変わらないことがわかる。すなわち巻き上げられた底泥が全水深にわたりほぼ均一に分布することを意味する。

次に図 7 には St. 2 上、中、下層の自生性の新生沈殿量  $Q_{new}^{SS} (= \gamma_{chl} \times Q^{SS})$  の関係を示す。測定回数 11 回、106 日間の合計量として上層：251、中層：294、下層：335 g/m<sup>2</sup> となり下層で上層に比べ 4/3 倍程度となる。生産層の厚さ、沈降中の分解量によりこの比が変化することが予想される。

## (3) 測定期間

同一期間を 1 回の沈殿物引き上げと 2 回以上の沈殿物引き上げで沈殿量を比較して、測定期間の影響を評価した。表 4 には St. 1' での 8 回にわたるこうした調査の結果を  $Q_{new}^{SS}$ 、 $Q_{re}^{SS}$  に分けて示す。表中の 1 は複数回の観測期間に分けてその平均値を示したもので最下段の日数の所にその期間の分け方を示す。2 は 1 回の観測しか行わなかったときの結果である。表より 1 と 2 の間に顕著な差は見られない。夏期で 1 週間、その他の季節で 1 か月程度の観測期間では、観測期間よりサンプリング、分析誤差の方が観測値をばらつかせているといえよう。中海における同様な評価においても 10 日間程度で、沈殿量、組成への影響はでないと報告されている<sup>20)</sup>。

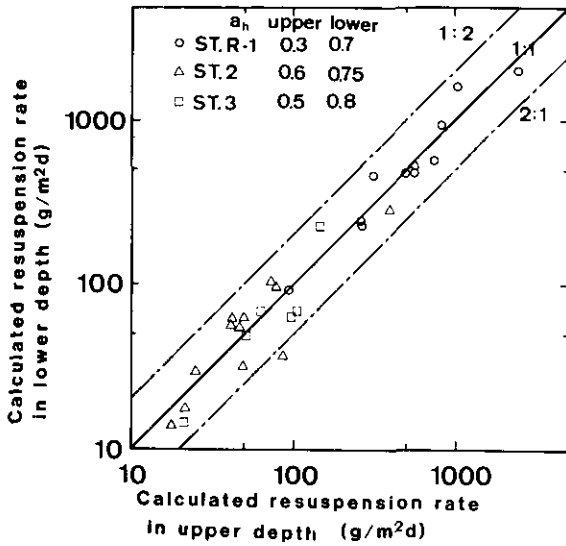


図 6 式(2)で予測される底泥巻き上げ量の沈殿物トラップ設置水深による関係

Fig. 6 Comparison of the resuspension rates calculated by Eq.(2) at different depths

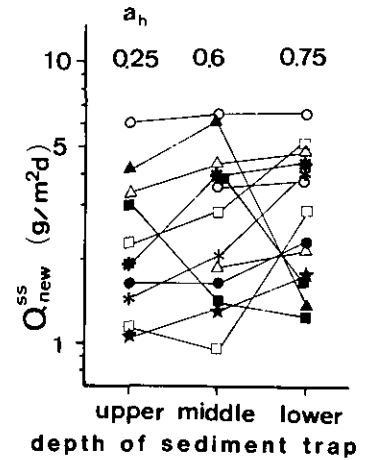


図 7 自生性の新生沈殿量の沈殿トラップ設置水深による比較

Fig. 7 Comparison of the deposited rates of autochthonous matter at different depths

表 4 自生性の新生沈殿量, 巻き上げ量の測定期間による比較 (St.1', g/m²·d)

Table 4 Effects of lengths of sampling period on the amounts of deposited matter.

	1982.			1983.					
	8.13-8.20	8.20-9.8	9.8-10.7	8.9-8.16	8.16-8.24	8.24-9.6	9.6-10.3	10.3-11.1	
$Q_{new}^{SS}$	1	1.01	2.12	0.26	1.96	1.16	1.55	3.35	1.65
	2	2.18	2.60	0.0	1.57	0.92	1.56	2.93	1.10
$Q_{re}^{SS}$	1	43.0	72.4	161.8	73.4	103.4	35.0	116.6	123.4
	2	47.0	82.3	170.6	87.2	103.8	41.9	181.7	144.0
Sampling period(d)	1,1,1,4	12,7	13,16	2,5	3,5	5,8	14,13	14,15	

#### 4. 考察

##### (1) 分離指標物質

分離指標物質により $\gamma$ が異なる原因としては以下のようなことが考えられる。(a)流入懸濁物の

影響, (b)トラップ中での分解, (c)植物プランクトン以外の湖内で生産された生物体の沈降, (d)沈降中の分解, 言い換えれば組成差による沈降特性の差。まず(a)の影響を考える。St. R-1 におけるセストンの植物プランクトン分を割り引いた平均的組成は POC: 10.7%, PON: 1.69% 等と推定され底泥の値より高い。このため流入懸濁物が沈殿物に混入することにより, 3.(4)でも述べたように  $\gamma_{chl}$  に比べ  $\gamma_c$ ,  $\gamma_N$  を高くする傾向を生じる。背水域, 河口域でこの傾向が見られるのに対し, 河口より離れた湖内では逆の特性となっている。同様に(c)でも流入懸濁物の混入と同じ効果を生ずることが予想される。このため(a), (c)の寄与は湖内では特殊な時期を除き小さいといえる。

次に(b)の影響を考える。沢地他は *Microcystis* を主構成とする 12 月の湖水セストンの分解実験を行い, 暗, 20°C 恒温, 静置条件下での分解速度を求めている<sup>21)</sup>。初期の急激な分解とその後のゆっくりとした分解に分けられ, 両者を実験開始後 14 日で分け, 前者の一次減少速度を  $k_1(d^{-1})$ , 後者のそれを  $k_2(d^{-1})$  とすれば, POC で  $k_1: 0.032$ ,  $k_2: 0.021$ , PON で  $k_1: 0.040$ ,  $k_2: 0.022$ , PP で  $k_1: 0.032$ ,  $k_2: 0.009$ , Chl. a で  $k_1: 0.045$ ,  $k_2: 0.017$  が得られている。1~2 週間程度の観測では平均的に 1~3 割程度の分解と考えられ, また 4.(3)の評価からもその影響はあまり顕著に生じないといえる。

最後に(d)の影響を考える。式(1)より Ti を除き  $C_s \gg C_m$  であることから,  $\gamma$  がこの原因で差を有するとすれば  $\gamma$  の比は沈降する懸濁物の平均的含量的の比となっていることがわかる。上述の  $k_1$ ,  $k_2$  を用いて考えると, Ti に比べ POC, PON, PP, Chl. a は分解を有することにより  $\gamma$  が小さくなることを説明するが, Chl. a で他のものより若干分解の速度が大きいことになり, 図 5 の傾向を説明しない。しかし先と同様な分解実験を 1981 年 6~12 月の湖水セストンに対し, それぞれ約 1 週間の期間で 18 回行ったときの Chl. a の一次減少速度は, 6~7 月  $0.096 \pm 0.057$  (7 回), 8~9 月  $0.0047 \pm 0.0062$  (4 回), 10~12 月  $0.098 \pm 0.040 d^{-1}$  (7 回) となった。8~9 月の *Microcystis* の優占する時期に分解速度が極めて小さいことがわかる。図 5 中の 1981 年のデータにはこの期間のものが多く含まれているが, このような植物プランクトンの分解特性が影響している可能性が強い。*Microcystis* が *Anabaena*, *Aphanizomenon* に比べトラップに捕集されやすい傾向は Mendota 湖でも報告されているが<sup>9)</sup>, 植物プランクトンの優占種により  $\gamma$  の値が変化する可能性があることを意味し注意しなければならない。

3.(4)の結果並びに以上の考察をまとめれば, 浅い湖沼での自生性の新生沈殿物の分離指標物質としては Ti と Chl. a が有力であるといえる。Chl. a については植物プランクトンの優占種により分解速度等が異なり  $\gamma$  への影響が予想されるものの, Ti に比べ測定が簡単であること, 他の物質のように流入懸濁物の影響を受けないことがない, 植物プランクトンと底泥の含量差が大きい等の長所を有している。なお Chl. a を分離指標物質としたときの POC, PON, PP 等の自生性の新生沈殿量を推定する式としては以下のものが考えられる。

$$Q_{new}^A = \gamma_{Chla} \times Q^{SS} \times C_S^A \quad (3)$$

$$Q_{new}^A = Q^{SS} \times C_d^A - Q_{re}^{SS} \times C_m^A = \gamma_A \times Q^{SS} \times C_S^A \quad (4)$$

ここに添字の A はそれぞれの物質を表す。背水域、河口域等の流入懸濁物の割合が大きい水域での自生性の新生沈殿量を推定する場合には式(3)が、その影響があまりない水域での物質 A の実際の新生沈殿量を予測する場合には式(4)の適用が考えられる。

## (2) 測定水深による巻き上げ物質の影響

3.2.(2)において式(2)より推定される底泥巻き上げ量が測定水深により変わらないことから、巻き上げられた底泥が全水深にわたりほぼ均一に分布しているのではないかと考えた。ここではこのことを論じる。水深方向に上向きに z 軸をとり鉛直拡散係数を  $D_z$ 、沈降速度を  $W_p$  としたときの、沈降性物質の濃度 C の鉛直分布は次式より決定される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial z} (W_p C) - \frac{\partial}{\partial z} (D_z \frac{\partial C}{\partial z}) = 0 \quad (5)$$

ここに t は時間である。水表面よりのフラックスをゼロとし、底面近傍  $z=a$  の位置で  $C=C_a$  となる定常状態時を考えて、さらに  $W_p$ 、 $D_z$  が全水深一定とすると C の分布は、

$$C_a/C_a = \exp \left\{ \int_a^z -\frac{W_p}{D_z} dz \right\} = \exp \left\{ -(W_p/D_z)(z-a) \right\} \quad (6)$$

となる。h を水深、風速を W として、風摩擦係数を 0.001 と見積もれば  $D_z$  は次式で推定される<sup>22)</sup>。

$$D_z \approx 4.3 \times 10^{-5} Wh \quad (7)$$

この結果水表面での濃度  $C_h$  と  $C_a$  の比が 1/2 以下となる  $W_p$  は  $W=4$  m/s に対して 10 m/d,  $W=10$  m/s に対して 26 m/d となる。図 8 には湖水セストン、底泥の沈降速度の累加頻度分布を示す<sup>23)</sup>。平均的な沈降速度は累加頻度が 50% となる点より、セストンで 0.2~1 m/d、底泥で 2.5~10 m/d となる。底泥の巻き上げが生じるときには風速は大きく、 $C_h/C_a$  が 1 に近いことが予想される。また霞ヶ浦では午前中に風が弱く、午後に風が強くなるパターンが一般的である<sup>22)</sup>。風の弱い期間では巻き上げが生じず、 $D_z$  も小さく静上沈降が予想される。この結果式(2)より推定される底泥巻き上げ量が測定水深によりあまり変わらないことが期待される。

## 5. まとめ

以上の結果を整理すれば、浅い湖沼の沈殿量の測定方法として次のような方法が適切といえる。

(1) 沈殿トラップとしては表 3, Type 1 のような円筒型、筒長/直径比が 3 以上のものを用いる

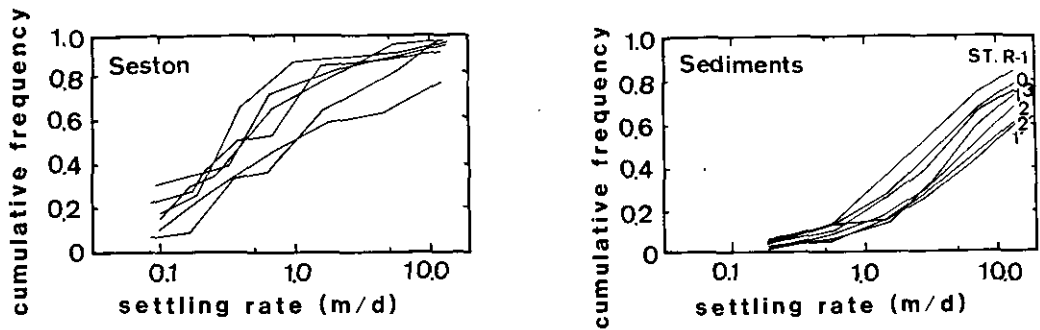


図 8 沈降速度の累加頻度分布 (1) セストン (2) 底泥  
 Fig. 8 Settling rates (1)Seston, (2)Sediment

ことが適当である。

(2) 測定水深は底泥巻き上げ量を正確に推定すれば、付着性藻類が繁茂する透明度以下の水深あるいはトラップにより直接巻き上げが生じるような水深を除き、目的に合わせて選べばよい。

(3) 測定期間は夏期で1週間、その他の季節で2週間以内とすればトラップ中での分解の影響は少ない。

(4) 自生性の新生沈殿量と底泥巻き上げ量の分離には Ti, Chl. *a* 含量を用いた式(1)が適当といえる。湖内での実際の新生沈殿量を知るためには、それぞれの物質で  $\gamma$  が必要となる。なおこのとき  $C_s$  には自生性セストンの組成が、 $C_m$  には底泥表層での値が必要となる。

### 謝 辞

水質土壌環境部高松武次郎博士にはけい光 X 線装置による Ti 分析の、計測技術部大槻晃博士にはリン分析の、西川雅高氏には ICP による Ti 分析の御指導をいただいた。記して感謝の意を表します。

### 引 用 文 献

- 1) 例えば Bloesch, J., P. Stadelmann and H. Buhner (1977) : Primary production, mineralization, and sedimentation in the euphotic zone of two Swiss lakes. *Limnol. and Oceanogr.*, **62**, 511-526.
- 2) 例えば Pennington, W. (1974) : Seston and sediment formation in five lake distinct lakes. *J. Ecol.*, **62**, 215-251.
- 3) 渡辺義人・林 秀剛(1971) : 湖沼における新生沈でん物の測定方法について. *陸水学雑誌*, **32**, 40-45.
- 4) Gasith, A. (1975) : Tripton sedimentation in eutrophic lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **19**, 116-122.
- 5) Fallon, R. D. and T. D. Brock (1980) : Planktonic blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 72-88.
- 6) Lastein, E. (1976) : Recent sedimentation and resuspension of organic matter in eutrophic Lake Esrom, Denmark. *Oikos*, **27**, 44-49.

- 7) Davis M. B. (1968) : Pollen grains in lake sediments. *Science*, **162**, 796-799.
- 8) Matsunaga, K. (1982) : An estimation of allochthonous and autochthonous organic matter of the fresh sediments on the basis of Ti content. *Jpn. J. Limnol.*, **43**, 113-120.
- 9) 高松武次郎 (1978) : 岩石及び底質試料の非分散けい光 X 線分析法. *分析化学*, **27**, 193-198.
- 10) 大坪国順・相崎守弘・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎 (1984) : 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布(1)物性の分布特性. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 157-173
- 11) 高村典子・岩熊敏夫・安野正之 (1984) : 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産(1981-1983)及びラン藻類の生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 11-56.
- 12) 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984) : 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 89-101.
- 13) 津野 洋・相崎守弘・須藤隆一・合田 健 (1977) : 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質, 生物変動-II. 国立公害研究所特別研究報告, 第 1 号, 80-94.
- 14) 高村義親・野村和輝・萩原富司・平松 昭・矢木修身・須藤隆一 (1981) : 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学的組成. 国立公害研究所研究報告, 第 25 号, 31-46.
- 15) 高村典子 (未発表)
- 16) Richards, F. A. *et al.* (1965) : Some consequences of the decomposition of organic matter in Lake Nitinat. *Limnol. Oceanogr.*, **10** (Supplement), R 185-R 201.
- 17) Gardner, W. D. (1980) : Sediment trap dynamics and calibration : a laboratory evaluation. *J. Mar. Res.*, **38**, 17-39.
- 18) 畑 幸彦 (1979) : 海洋, 主として沿岸域における沈降粒子捕集器とその捕集物. *海洋科学*, **11**, 996-1002.
- 19) Blomqvist S. and L. Hakanson (1981) : A review on sediment traps in aquatic environments. *Arch. Hydrobiol.*, **91**, 101-132.
- 20) 伊達善夫他 (1981) : 中海における新生堆積物の捕集法について. 文部省「環境科学」研究報告書, B 150-R 12-10.
- 21) 沢地なおみ他 (未発表)
- 22) 村岡浩爾・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦の湖流. 国立公害研究所研究報告, 第 19 号, 1-150.
- 23) 福島武彦他 (1982) : 湖沼の沈降物質に関する研究. 第 18 回衛生工学研究討論会講演論文集, 9-14.

## 5. 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について

### Characteristics of Deposited Matter at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura

福島武彦<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>1</sup>・村岡浩爾<sup>1</sup>

Takehiko FUKUSHIMA<sup>1</sup>, Morihiko AIZAKI<sup>1</sup> and Kohji MURAOKA<sup>1</sup>

#### Abstract

Sediment traps were deployed during 1981-1983 at five stations in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura, a eutrophic lake with a mean depth of 3.16m. The average of daily deposited fluxes of autochthonous matter was  $4\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , compared with  $46\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  of resuspension. Deposited flux of autochthonous matter on the basis of chlorophyll-*a* had relatively higher values at points far from the inflow river mouth, but deposited fluxes of POC, PON, and PP had higher values in backwater regions and near the river mouth due to the presence of allochthonous matter. The deposited flux of autochthonous matter, whose amount was in proportion to primary production, had high values in summer and fall, and low values in winter. The amount of rainfall, dominant species, and chemical composition of phytoplankton greatly influenced these values. Resuspension rate was governed by the amount of the rainfall in backwater regions and by wind velocity at sites far from the river mouth. The accumulated amount of POC, PON, and PP in sediments was 10-20% of the deposited autochthonous matter, and consequently, the residuals should decompose in the surface of sediments.

#### 1. はじめに

湖沼における物質循環の中で湖水中の懸濁物質の沈降現象は大きな役割を有していて、多くの湖沼でその量、生産、分解速度、流入懸濁物質質量等との関係が報告されている<sup>1-9)</sup>。霞ヶ浦は面積171 km<sup>2</sup>、平均水深3.87 mの富栄養化の進んだ湖沼であり、今回沈殿量観測を行った高浜入は面積23 km<sup>2</sup>、平均水深3.16 mの霞ヶ浦の中でも最も水質汚濁の進んだ水域である。物質収支計算によればこの水域への年平均的な物質流入量は全窒素75.7 t/月、全リン11.1 t/月に対して、収支残量は全窒素32.9 t/月、全リン7.3 t/月となり、沈降による底泥への物質堆積量が大いことを示す<sup>9)</sup>。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.



浅い湖沼の沈殿物は植物プランクトン並びにそれに由来するデトリタス等の自生性(autochthonous)の新生沈殿物, 流入河川中の懸濁物による外来性(allochthonous)の沈殿物, 巻き上げられた底泥等より構成されていて, 福島らはその内平常時に重要となる自生性の新生沈殿物と巻き上げられた底泥の分離方法を示した<sup>10)</sup>。ここではその方法を用いて3年間にわたる数地点での沈殿量測定結果の整理を行ったので報告する。特に沈殿量の地点, 季節, 年度変化に注目して解析を行い, 沈降現象の物質循環に及ぼす影響を議論した。

## 2. 方法

観測地点は高浜入中に6地点, その代表的流入河川である恋瀬川の背水域に2地点を設けたが, ここでは通年の観測値のある図1の5地点での結果のみを報告する。降雨時を除きバックウォーターがきいている水域はSt.R-1より上流約3.2 km までである。観測は1981.7~1982.10, 1983.8~11に行い, 1回の測定期間は6~10月で1~7日, その他の時期で7~14日とし, 各地点で約40~60回の測定結果を得た。沈殿トラップの形状, 設置方法は福島ら<sup>10)</sup>に記した。なお測定方法の観点より測定水深を何通りかで並行して行ったが, ここでは各地点で最も下層での観測結果をまとめた。また同一期間を測定回数を変え観測した場合もあるが, ここでは短い測定期間のものを用いた。

沈殿物の乾燥重量, 沈殿物, セストン, 底泥の懸濁態有機炭素(POC), 懸濁態有機窒素(PON), 懸濁態リン(PP), クロロフィル *a*(Chl. *a*), チタン(Ti) 含量を福島ら<sup>10)</sup>に記した方法で分析した。これらの分析結果をもとにトラップ中のセストン補正をした後, 以下のような量を求めた。

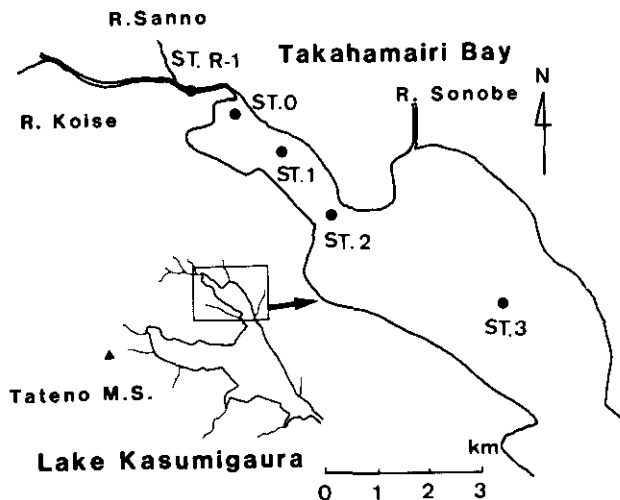


図 1 霞ヶ浦高浜入と沈殿量の観測地点

Fig. 1 Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura and measuring points of deposited matter

$$\gamma_A = (C_d^A - C_m^A) / (C_s^A - C_m^A) \quad (1)$$

$$Q_{new}^{SS} = \gamma_{chl} \times Q^{SS} \quad (2)$$

$$Q_{re}^{SS} = (1 - \gamma_{chl}) Q^{SS} / a_h \quad (3)$$

$${}^1Q_{new}^A = \gamma_{chl} \times Q^{SS} \times C_s^A \quad (4)$$

$${}^2Q_{new}^A = Q^{SS} \times C_d^A - Q_{re}^{SS} \times C_m^A = \gamma_A \times Q^{SS} \times C_s^A \quad (5)$$

ここに  $C_d^A$ ,  $C_s^A$ ,  $C_m^A$  は沈殿物, 植物プランクトン, 底泥での物質 A の含量,  $Q^{SS}$  は沈殿物乾燥重量の単位時間, 単位面積当たりの沈殿フラックス,  $a_h$  は (測定水深)/(全水深) である。  $\gamma$  は沈殿物に占める自生性の新生沈殿物の割合で物質により異なる値となるが, ここでは Chl. *a* の含量を用いて自生性の新生沈殿物速度  $Q_{new}^{SS}$  と底泥よりの巻き上げ速度  $Q_{re}^{SS}$  に分けた。各物質の新生沈殿速度は式(4), (5)それぞれで推定した。  ${}^1Q_{new}^A$  は流入懸濁物の影響が入らない方式であり,  ${}^2Q_{new}^A$  は湖水中での分解, 組成による沈降特性の差が存在する場合の推定方式である<sup>10)</sup>。

### 3. 結果

#### (1) 沈殿量, 湖水, 気象量の観測期間中の変化

図2には St. 1' における  $Q_{new}^{SS}$ ,  $Q_{re}^{SS}$ , 湖水中のセストン量(SS), Chl. *a*, 水温, 及び館野にある高層気象台での各旬総降水量の変化を示す。他地点での結果も変化の傾向が似ているため省略する。湖水の Chl. *a* は春と夏にピークを有し, それより若干遅れて  $Q_{new}^{SS}$  のピークがある。  $Q_{re}^{SS}$  は降水量と若干の相関を有するものの変動が極めて大きい。後に風速との関係を示す。

#### (2) 沈殿量の地点比較

表1には1981年7月~1981年6月間の各地点での  $Q_{new}^{SS}$ ,  $Q_{re}^{SS}$ ,  ${}^2Q_{re}^A$ , 湖水の SS, Chl. *a*, 水深の平均値をまとめる。  $Q_{new}^{SS}$  には式(2)で  $\gamma_{chl}$  以外に  $\gamma_C$ ,  $\gamma_N$ ,  $\gamma_P$  を用いて推定される値も示した。  $\gamma_{chl}$  による  $Q_{new}^{SS}$ ,  ${}^2Q_{new}^{chl}$  は St. R-1, St. 0 で他の地点より少なく, 逆に  $\gamma_C$ ,  $\gamma_N$ ,  $\gamma_P$  による  $Q_{new}^{SS}$ ,  ${}^2Q_{new}^C$ ,  ${}^2Q_{new}^N$ ,  ${}^2Q_{new}^P$  は St. R-1, St. 0 で大きい。後者には流入懸濁物の影響が存在するものと考えられ考察で論ずる。次に  $Q_{re}^{SS}$  は流下あるいは水深の増加とともに急激に減少する。なお式(3)の  $\gamma_{chl}$  を  $\gamma_C$ ,  $\gamma_N$ ,  $\gamma_P$  としても  $Q_{re}^{SS}$  の値に大差はない。湖水の SS, Chl. *a* は St. 1' で最大値を有し, 滞留時間の少ない背水域の St. R-1 でかなり小さい。

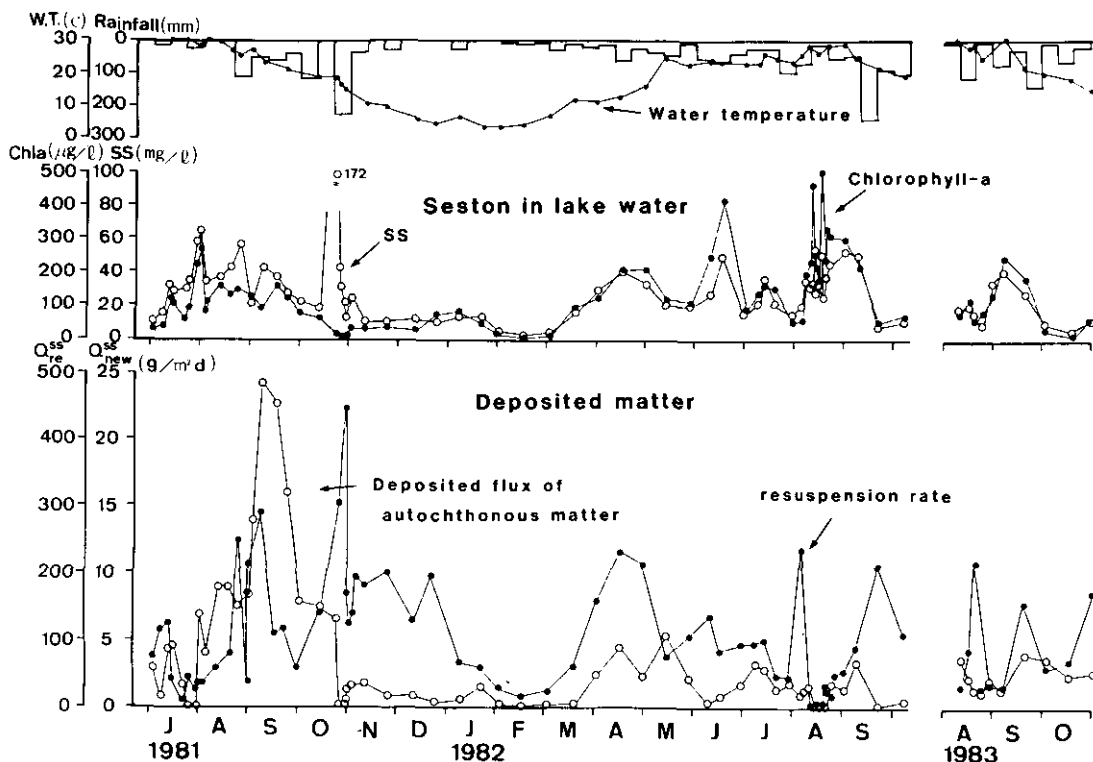


図 2 St. 1'における  $Q_{new}^{SS}$ ,  $Q_{re}^{SS}$ , 湖水の SS, クロロフィル a, 降水量, 水温の変化

Fig. 2 Seasonal change of  $Q_{new}^{SS}$ ,  $Q_{re}^{SS}$ , SS, Chlorophyll-a, rainfall, and water temperature at St. 1' in Takahamairi Bay

表 1 高浜入 5 地点での沈殿量, 現存量の年平均値 (1981.7~1982.6)

Table 1 Deposited fluxes and standing stock at five points in Takahamairi Bay (1981.7-1982.6)

	$Q_{new}^{SS} (g/m^2 \cdot d)$				$Q_{re}^{SS} (g/m^2 \cdot d)$	$^{1,2}Q_{new}^{Chl} (mg/m^2 \cdot d)$	$^2Q_{new}^C (g/m^2 \cdot d)$	$^2Q_{new}^N (mg/m^2 \cdot d)$	$^2Q_{new}^P (mg/m^2 \cdot d)$	$\overline{SS} (mg/l)$	$\overline{Chl.a} (\mu g/l)$	Depth (m)
	$\gamma_{Chl}$	$\gamma_C$	$\gamma_N$	$\gamma_P$								
St.R-1	2.05	65.5	51.8	204	1160	13.5	24.6	3054	1243	11.7	17.0	1.5
St.0	1.99	4.47	5.61	11.4	349	12.7	1.68	323	71.5	28.7	103	2.1
St.1	3.81	2.15	1.79	2.93	144	24.6	0.81	105	18.3	31.7	134	2.8
St.2	4.39	2.13	2.61	0.72	66.5	27.3	0.79	153	4.50	29.9	123	3.5
St.3	4.02	2.30	3.00	2.34	45.7	25.2	0.85	176	14.8	24.7	107	4.1

(3) 沈殿量の季節変化

表2には各種沈殿量, 湖水 SS, Chl. *a*, 一次生産量<sup>1)</sup>, 降水量の各季節の平均値をまとめる。1981年と1982年では沈殿量の値に差の大きいものが存在するが, このこと及び<sup>1</sup> $Q_{new}^A$ , <sup>2</sup> $Q_{new}^A$ の差は考察で論じる。新生沈殿量は夏, 秋に多く, 冬少ない。SS, Chl. *a*は夏高く, 冬低いが, 同じような現存量, 生産量を有する春と秋で沈殿量が異なることは現存量の変化だけでは説明ができず興味深い。底泥巻き上げ量は夏, 秋に若干高いものの季節間の差は少ない。<sup>2</sup> $Q_{new}^C$ は生産量の40~60%を占めている。降水量は冬に少ない。

表 2 St. 3における沈殿量, 現存量, 生産量, 気象量の季節変化  
Table 2 Seasonal change of deposited fluxes, standing stock, primary production, and the amount of rainfall at St. 3 in Takahamairi Bay

	Jan.~Mar.	Apr.~Jun.	Jul.~Sep.	Oct.~Dec.	unit
$Q_{new}^{SS}$	0.61	1.00	9.01* <sup>1</sup> ; 1.26* <sup>2</sup>	5.41	g/m <sup>2</sup> ·d
$Q_{re}^{SS}$	32.1	36.0	54.0, 50.5	60.5	g/m <sup>2</sup> ·d
<sup>1</sup> $Q_{new}^{chl}$	5.6	9.2	49.6, 10.7	36.0	mg/m <sup>2</sup> ·d
<sup>1</sup> $Q_{new}^C$	0.22	0.37	3.35, 0.49	2.00	g/m <sup>2</sup> ·d
<sup>1</sup> $Q_{new}^N$	34.8	57.7	534, 76.2	318	mg/m <sup>2</sup> ·d
<sup>1</sup> $Q_{new}^P$	3.9	11.5	54.0, 7.8	33.0	mg/m <sup>2</sup> ·d
<sup>2</sup> $Q_{new}^C$	0.47	0.79	1.39, 1.11	0.77	g/m <sup>2</sup> ·d
<sup>2</sup> $Q_{new}^N$	116	109	268, 256	211	mg/m <sup>2</sup> ·d
<sup>2</sup> $Q_{new}^P$	13.5	9.6	17.6, 20.5	18.4	mg/m <sup>2</sup> ·d
SS	5.0	19.7	29.6, 40.7	24.2	g/m <sup>3</sup>
Chl. <i>a</i>	42.4	95.3	109, 165	98.9	mg/m <sup>3</sup>
primary prod.* <sup>3</sup>	0.81	2.0	2.5, 2.5	1.7	gC/m <sup>2</sup> ·d
rainfall** <sup>4</sup>	140	389	282, 588	352	mm

\* 1, 1981, \* 2, 1982, \* 3 高村ら<sup>11)</sup>, gross production.

\* 4, 流域6観測地点の平均

(4) 7, 8, 9月期の沈殿量の年度比較

表3にはSt. 1'における7, 8, 9月期のPOC, PONの新生沈殿量を1981年, 1982年, 1983年で比較した結果を示す。また表4にはこの期間の館野における月別降水量に示す。<sup>1</sup> $Q_{new}^C$ , <sup>1</sup> $Q_{new}^N$ に関し次のことがわかる。7月では1981, 1982年はあまり変わらないものの, 8, 9月では1981年で他年に比べ圧倒的に大きい。<sup>2</sup> $Q_{new}^C$ , <sup>2</sup> $Q_{new}^N$ では7月に1982年が高く, 8, 9月は1981年が高いものの<sup>1</sup> $Q_{new}^C$ , <sup>1</sup> $Q_{new}^N$ ほどの差は見られない。同様な傾向はSt. 2, 3でも見られる。表4によれば1981年の降水量が少ないことがわかるが, 1981年以前5か年の7, 8, 9月の合計の降水量は1976年504mm, 1977年636mm, 1978年222mm, 1979年370mm, 1980年431mmと1982, 1983

表 3 St. 1'における POC, PON の新生沈殿量 (mg/m<sup>2</sup>・d) の年度比較  
 Table 3 Yearly comparison of deposited fluxes(mg/m<sup>2</sup>・d)of autochthonous POC and PON at St. 1' in Takahamairi Bay

	<sup>1</sup> Q <sub>New</sub> <sup>C</sup>			<sup>2</sup> Q <sub>new</sub> <sup>C</sup>		
	1981	1982	1983	1981	1982	1983
July	887	839		135	519	
Aug.	2958	442	865	2160	494	735
Sep.	6300	383	1253	1880	800	1197
	<sup>1</sup> Q <sub>New</sub> <sup>N</sup>			<sup>2</sup> Q <sub>new</sub> <sup>N</sup>		
	1981	1982	1983	1981	1982	1983
July	142	129		35.2	298	
Aug.	471	67.7	137	241	182	128
Sep.	1000	59.0	211	360	203	211

表 4 館野における月別降水量 (mm)  
 Table 4 Monthly rainfall at Tateno (mm)

	1981	1982	1983
July	41.0	161.5	218.5
Aug.	112.5	143.5	129.0
Sep.	139.0	367.5	241.5
合計	292.5	672.5	589.0

年の降水量がかなり大きいことがわかる。表3の議論は考察で行う。

(5) 底泥巻き上げ量と気象量の関係

底泥の巻き上げは風波、吹送流等の湖水の流動が原因していると考えられ、気象量としては風速、降水量が影響することが推定される。しかし風速といってもどの程度の時間スケールの平均量が関係しているのか、限界掃流力のような限界の基準値が存在してそれ以上の値のときでしか巻き上げないのか<sup>12)</sup>、が不明であり、降水量でも同様に不明な点が多い。ここでは以上の問題点を考慮して簡単に底泥巻き上げ量と風速、降水量の相関を調べるだけにとどめた。表5には各地点における  $Q_{re}$  と館野の降水量、日最大風速の測定期間平均値ならびに日最大風速の2, 3乗の測定期間平均値の間の相関を調べた結果をまとめる。風速の2乗はせん断力に、3乗はエネルギーに関係している。表5よりSt. R-1における降水量と、湖内における  $\bar{W}_{max}^2$ ,  $\bar{W}_{max}^3$  との相関が見られる。

表 5  $Q_{ss}^{ss}$ と気象量の相関  
Table 5 Correlation coefficients between  $Q_{ss}^{ss}$  and weather conditions

	Rainfall	$\overline{W_{max}}$	$\overline{W_{max}^2}$	$\overline{W_{max}^3}$
St.R-1	0.503	(0.256)	(0.341)	0.431
St.0	(0.012)	(0.139)	(0.165)	(0.196)
St.1	(0.069)	(0.298)	0.387	0.433
St.2	0.412	(0.270)	0.414	0.527
St.3	0.394	(0.097)	(0.222)	0.337

( )は有意水準 0.01 の検定より相関が見られなかったもの。

背水域では河川流，湖内では風波，吹送流による巻き上げが生じているのではないかと考えられる。表 1 に見られるように高浜入中央の St. 3 でも  $Q_{ss}^{ss}$  が  $Q_{new}^{ss}$  に比べ 1 オーダー大きいことは浅い湖沼の特質とはいえ，こうした湖沼での物質循環を考える上で十分に考慮すべき点といえるだろう。

#### 4. 考 察

##### (1) 沈殿量の年度較差

3.(4)に述べた 1981 年と 1982, 1983 年の新生沈殿量の年度較差の原因について考察する。その原因としては(1)降水量の違いによる流入懸濁物の影響の差，(2)藻類の優占種，藻類組成の差があげられ，以下にそれぞれを検討する。

まず流入懸濁物の影響を考えてみよう。式(1)は植物プランクトン等の自生性の新生沈殿物と巻き上げられた底泥を分離するために与えた式である。湖内においては底泥巻き上げ量が後に示す底泥堆積速度に比べ 1 オーダー以上も大きいため，流入懸濁物の式(1)に与える影響は少ない。しかし背水域，河口近傍においてや，大降雨時にはその影響が生じる。表 1 より St.R-1, 0 では  $Q_{new}^{ss}$  を  $\gamma_{chl}$  で求めたものに比べ， $\gamma_c$ ,  $\gamma_n$ ,  $\gamma_p$  で求めたものが圧倒的に大きくなっている。海老瀬によれば 1978.6-1980.5 の 2 年間での恋瀬川，山王川の SS に占める有機窒素，有機リンの含量はそれぞれ 2.4%，0.44%と報告されている<sup>13)</sup>。河川であるので有機窒素，有機リンは大部分が PON, PP と考えられる。また St. R-1 における Chl.a 分の寄与を差し引いた SS に占める POC, PON の比率は，約 30 回の測定結果の平均として POC : 10.7%，PON : 1.69%となった。湖水セストンには巻き上げられた底泥が含まれているため，流入懸濁物組成はこの値より若干高いものと考えられる。1981 年 10 月 22, 23 日の台風 24 号通過時には一晩のうちに 200 mm (館野)を超える雨が降ったが，その後数日の湖内での SS 並びに POC, PON 含量の変化を図 3 に示す。横軸には平常時流量をもとにして背水域始端よりの各地点への平均流達時間をとっている。このときのセストンの POC, PON, PP 含量の最小値はそれぞれ 3.56%，0.35%，0.22%であった。これらの

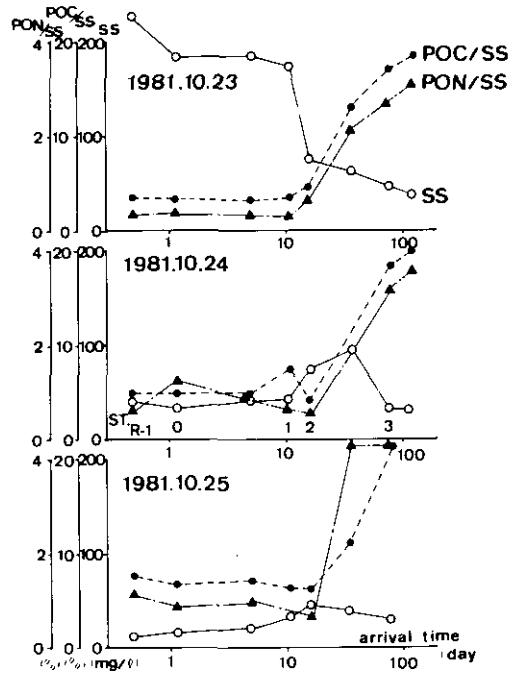


図 3 1981年10月、大降雨(約200mm)によるSS並びにPOC, PON含量の変化

Fig. 3 Changes of SS, content of POC, and content of PON after the rainfall of about 200 mm in October 22-23, 1981

値に対して  $C_m$  は St.R-1 で POC : 3.16%, PON : 0.27%, PP : 0.15%, St.3 で POC : 6.45%, PON : 0.73%, PP : 0.17% であり, 例えば 1981 年夏期の  $C_s$  は POC : 37.1%, PON : 5.89%, PP : 0.55% であった<sup>10)</sup>。すなわち Chl.a をほとんど含まない流入懸濁物が混入することにより,  $\gamma_c, \gamma_n, \gamma_p$  は  $\gamma_{chl}$  より高くなる。特に上述の値からリンではその影響が大きく, 表1の  $Q_{new}^{ss}$  のような結果を生じたと考えられる。1982, 1983 年夏期には降水量が多く, これらの年では表3に見られるように  ${}^1Q_{new}^C < {}^2Q_{new}^C, {}^1Q_{new}^N < {}^2Q_{new}^N$  となっていることには, 流入懸濁物の影響があるものと考えられる。

次に(2)の問題を考える。表6には8, 9月期での湖水セストンの Chl.a 含量, C/N 比の年度比較を行った結果をまとめる。それぞれの値は6~11回の測定値の平均である。どの地点でも1981年には Chl.a 含量が低く, C/N 比が高いことがわかる。この時期 *Microcystis aeruginosa* が優占したが, 1982年には *Anabaena flos-aquae, Aphanizomenon flos-aquae* の比率も高かった<sup>14)</sup>。すなわち藻類の種構成により組成が異なってしまうともいえよう。C/N の違いは藻類中の炭水化物の含量差によるものと考えられる。津野は1976年の夏期の植物プランクトンをアンソロン法で分析し, SS に占める炭水化物含量が約33%と報告している<sup>15)</sup>。高村らも浮上したアオコを同様な方法で分析してその値が10%前後と報告している<sup>16)</sup>。前者ではC/Nは5.5, 後者では4.0であった。

溶解性の炭水化物は分解されやすいが<sup>17)</sup>、こうしたものの含量差により沈殿物トラップに捕集される物質量が異なることが予想される。1981年の7, 8, 9月期の ${}^2Q_{new}^C/{}^2Q_{new}^N$ 比はSt. 1: 6.4, St. 2: 4.6, St. 3: 5.2とその時期の植物プランクトンのC/N 6.3<sup>10)</sup>、表6の湖水セストン7~8に比べ低い。POCにおいては沈降過程での分解量が大きかったものと考えられる。この時期Chl. aの分解速度が極めて小さかったこともわかっているが、このことが表3のような ${}^2Q_{new}$ に比べ ${}^1Q_{new}$ が大きい現象を生じたものと考えられる。FallonとBrockはMendota湖において、*Microcystis*の方が*Anabaena*, *Aphanizomenon*に比べ分解されずに沈殿トラップに捕集される率が大きいと報告しているが<sup>3,18)</sup>、以上の事実とよく一致している。

表 6 8, 9月期の湖水セストンのChl. a/SS, POC/PON比の年度比較  
Table 6 Yearly comparison of Chl. a/SS ratio and POC/PON ratio of seston during August and September

	Chl. a/SS( $10^{-3}$ )			POC/PON		
	1981	1982	1983	1981	1982	1983
St. 1	3.68	6.88	6.23	7.45	6.06	6.31
St. 2	3.40	4.64	5.34	7.93	6.74	6.27
St. 3	3.15	3.91	4.83	8.44	6.50	6.72

## (2) 底泥への物質の堆積

大坪らは底泥の物性の空間分布特性を報告し、底泥堆積速度に関する文献値を整理して霞ヶ浦湖心の平均堆積量を600~800 g乾燥重量/ $m^2 \cdot y$ とまとめている<sup>19)</sup>。海老瀬による高浜入流入河川の定期観測結果によれば、流入懸濁物の負荷は198 g/ $m^2 \cdot y$ となる<sup>13)</sup>。しかし降雨時の懸濁物濃度の増加は激しく、図3のような降雨に対しては、多い所で400~800 g/ $m^2$ の流入があったと考えられる。St.3における底泥表層0~2 cmのignition lossが23.3%であることより<sup>19)</sup>、アオコ等の灰分が5%前後であることを考慮すれば<sup>10)</sup>、堆積物の大部分が流入懸濁物より構成されていることが想像される。表7にはSt.3における自生性の新生沈殿量( ${}^2Q_{new}^C$ ,  ${}^2Q_{new}^N$ ,  ${}^2Q_{new}^P$ ,  ${}^1Q_{new}^{chl}$ ,  $Q_{new}^{ss}$ )、外来性の懸濁物の新生沈殿量(底泥堆積量を800 g/ $m^2 \cdot y$ とし、その灰分に大雨時のPOC含量3.56%, PON含量0.35%, PP含量0.22%, Chl.a含量0%をかけたもの)、並びにセストンの底泥堆積速度に底泥含量をかけて得られる底泥堆積量の比較を行ったものである。外来性の沈殿物を含めて新生沈殿量が底泥堆積量に比べ圧倒的に大きいことがわかる。POC, PON, PPとも新生沈殿量の8, 9割が何らかの形で底泥から消失しなければならない。物質収支の計算によれば、収支残量と底泥堆積量が全リンではよく一致し、全窒素では底泥での脱窒を考慮すればよく一致することがわかっている<sup>9)</sup>。以上の事実は、底泥よりの物理化学的溶出、あるいは生物を介した湖



表 7 自生性、外来性の新生沈殿量と底泥堆積量の比較 (St. 3, g/m<sup>2</sup>·y)  
 Table 7 Deposited fluxes of autochthonous and allochthonous matter, and accumulation rates at St. 3 (g/m<sup>2</sup>·y)

	自生性新生沈殿量* <sup>1</sup>	外来性新生沈殿量	底泥堆積量
POC	310	22.1	51.6
PON	64.2	2.2	5.8
PP	5.4	1.4	1.4
Chl. <i>a</i>	9.2	0	0.15
Seston	1467	622	800

\* 1: 1981.7~1982.6.

水への回帰が極めて大きいことを示唆するといえよう。

### (3) 他湖沼との比較

表 8 に沈殿量の長期間にわたる測定値の存在する 9 湖沼のそれと高浜入の値をまとめる。並びに表面積、平均水深、生産量、期間、巻き上げの補正の有無を示す。木崎湖、Lucerne 湖以外は富栄養湖に分類される湖沼である。その中でも、諏訪湖、高浜入は生産量が特に高く“Hypertrophic”と呼べるような湖沼である。Esrom 湖では底生動物の *Chironomus anthracinus* を用いて<sup>1)</sup>、Mendota 湖では有機物含量、リン含量を用いて底泥巻き上げ量の補正を行い<sup>2)</sup>、諏訪湖では静穏時に観測を行うことにより巻き上げの影響を除いている<sup>3)</sup>。また木崎湖では流入懸濁物の影響を Ti 含量を用いて補正している<sup>7)</sup>。表 8 によれば、Lucerne 湖と諏訪湖を除き沈殿量は生産量の 1/5~1/2 の範囲となっている。Lucerne 湖では PON に占めるデトリタス成分の比率が 89% と高く、中栄養湖のわりには生産量が高いこと、諏訪湖ではロート型の沈殿トラップを用いていることが、沈殿量の比率を少なくする原因となっているのかもしれない。

もう少し詳しく沈殿量に関する報告を見ると、Esrom 湖では生産量の 70% が有光層で呼吸を含めて分解されること<sup>1)</sup>、Lucerne 湖では PON で 45~76%、PP で 53~86% のものが、Rotsee 湖では PON で 34~60%、PP で 66~70% のものが躍層より上で再び溶解態に分解され利用されていること<sup>2)</sup>、Mendota 湖では生産された有機物の 60~70% が<sup>3)</sup>、湯ノ湖ではネットの生産量の 70~80% が<sup>6)</sup>、木崎湖では流入有機物を含めて POC の 30% と PON の 38% が<sup>7)</sup>沈降過程で分解されることが示されている。高浜入でも生産量 656 gC/m<sup>2</sup>·y、新生沈殿量 310 gC/m<sup>2</sup>·y をもとにすれば生産量の 53% 程度が湖水中で呼吸を含めて分解されて、残りが沈降したといえる。次に底泥中の分解に関しては、Mendota 湖では生産量の 30~40% が底泥表層で分解され 11% だけが堆積すること<sup>3)</sup>、Lugano 湖では底面へ沈降した POC の 54%、PON の 53%、PP の 75% が堆積すること<sup>4)</sup>、木崎湖では供給有機物の POC:23%、PON:40% が底泥で分解されることが<sup>7)</sup>示されている。これは底

表 8 湖沼の生産量と沈殿量  
Table 8 Primary production and deposition in 10 lakes

Name	Area(km <sup>2</sup> )	Mean depth(m)	Primary production	Deposition	Period	Resuspension	Reference
L. Esrom (Denmark)	17.3	12.3	185gC/m <sup>2</sup> ·y (460gOrg/m <sup>2</sup> ·y)	215gOrg/m <sup>2</sup> ·y	1971-1972, 1年	巻き上げ補正	E. Lastein <sup>1)</sup>
L. Lucerne (Switzerland)	1.69	42.6	415gC/m <sup>2</sup> ·y	(麗層下)58, (底)67gC/m <sup>2</sup> ·y	1969-1970, 1年		J. Bloesch <i>et al.</i> <sup>2)</sup>
L. Rotsee (Switzerland)	0.47	9	511gC/m <sup>2</sup> ·y	(麗層下)154, (底)142gC/m <sup>2</sup> ·y	同上		同上
L. Mendota (U. S. A.)	39.1	12.4	6gC/m <sup>2</sup> ·d	1.89gC/m <sup>2</sup> ·d	1976. 7~10月	巻き上げ補正	D. Fallon <i>et al.</i> <sup>3)</sup>
L. Lugano (Switzerland-Italy)	1	33	480gC/m <sup>2</sup> ·y	(麗層下)113, (底)121gC/m <sup>2</sup> ·y	1979-1980, 1年		G. Premazzi <i>et al.</i> <sup>4)</sup>
L. Suwa (Japan)	14.5	4.1	799gC/m <sup>2</sup> ·y (Net. 433gC/m <sup>2</sup> ·y)	81.5gC/m <sup>2</sup> ·y	1971-1972, 1年	静穏時	Reviewed by Sakamoto <sup>5)</sup>
L. Unoko (Japan)	0.35	7.4	Net. 0.09~0.45gC/m <sup>2</sup> ·d	0.03~0.28gC/m <sup>2</sup> ·d	1968-1969, 8回		Y. Watanabe <sup>6)</sup>
L. Kizaki (Japan)	1.4	17.9	240mgC/m <sup>2</sup> ·d	(10m)136mgC/m <sup>2</sup> ·d <sup>1)</sup> (217mgC/m <sup>2</sup> ·d <sup>2)</sup> )	1969. 4-6月	流入懸濁物補正	*1 T. Koyama <i>et al.</i> <sup>7)</sup> *2 K. Matsunaga <sup>20)</sup>
L. Nakanoumi (Japan)	97	5.4	54.5mgC/m <sup>2</sup> ·h × 4m × 12h = 2.6gC/m <sup>2</sup> ·d	(4m)0.49gC/m <sup>2</sup> ·d	1979. 6~9月	補正なし	H. Ohtake <i>et al.</i> <sup>8)</sup>
Takahamairi Bay (Japan)	23	3.2	656gC/m <sup>2</sup> ·y	310gC/m <sup>2</sup> ·y	1981. 7~1982. 6	巻き上げ補正	本報告

面に到達した沈降物質の内, Mendota 湖で 73~78%, Lugano 湖で 25~47%, 木崎湖で 53~65% が分解されることを意味し, (2)に書いた高浜入での 8, 9 割という数字に比べ若干少ない。

生産量の測定方法, 底泥巻き上げ量の補正, 流入懸濁物の影響の評価など湖沼間の比較を行う際の問題点が多く, 現状では以上のような比較しか行えないが, これらをまとめれば高浜入の自生性の新生沈殿量/生産量の比は他湖沼とほぼ等しく, 底泥での沈降物質の分解量は若干大きいといえよう。

## 5. おわりに

霞ヶ浦高浜入における 1981~1983 年の沈殿量観測の結果を報告した。得られた結果を整理すれば以下ようになる。

(1) 内部生産によるセストンの新生沈殿量は約  $4 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$  程度に対し, 底泥の巻き上げ量は水域中央部でも約  $46 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$  程度と 1 オーダー大きい。

(2) 自生性の新生沈殿量は Chl. *a* 現存量の高い湖内で大きい。しかし  $\gamma_c$  等で計算される POC 等の新生沈殿量は流入懸濁物の影響を受けて背水域, 河口近傍で高い。

(3) 自生性の新生沈殿量は生産量と同じように夏, 秋期に多く, 冬期に少ない。

(4) 自生性の新生沈殿量は年度較差があり, 降水量, 植物プランクトンの種構成, 組成等に影響を受けている。

(5) 底泥巻き上げ量は背水域では降水量, 湖内で風速といった気象量に影響される。

(6) 外来性の沈殿物を含めた新生沈殿量に比べ実際に底泥に堆積する量は POC, PON, PP で 1~2 割となり, 残りは底泥表層で分解されていると考えられる。新生沈殿量/生産量の比は沈殿量の報告されている他湖沼とほぼ等しく, 底泥分解量は若干大きい。

## 引用文献

- 1) Lastein, E. (1976) : Recent sedimentation and resuspension of organic matter in eutrophic Lake Esrom, Denmark. OIKOS, 27, 44-49.
- 2) Bloesch J., P. Stadelmann and H. Buhner (1977) : Primary production, mineralization, and sedimentation in the euphotic zone of Swiss lakes. Limnol. Oceanogr., 22, 511-526.
- 3) Fallon R. D. and T. D. Brock (1980) : Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin. Limnol. Oceanogr., 25, 72-88.
- 4) Premazzi G. and G. Marengo (1982) : Sedimentation rates in a Swiss-Italian lake measured with sediment traps. Hydrobiologia, 92, 603-610.
- 5) 林 秀剛(1973) : 諏訪湖小坂沖地点における基礎生産, 二次生産, 分解, 栄養塩類量の季節変化に関する研究. II 報, 沈殿物量の推定 (1971-1972). JIBP-PF 諏訪湖群集生産力研究, 5, 40-43.
- 6) Watanabe, Y. (1975) : Seston and freshly deposited matter. In : Productivity of the Community in Lake Suwa. JIBP Synthesis, 10, 65-68.
- 7) Koyama T., K. Matsunaga and T. Tomino (1975) : Geochemical studies on the cycle of carbon

- and nitrogen in a mesotrophic lake. JIBP Synthesis, 12, 115-123.
- 8) 大竹久夫他 (1981): 中海におけるリン循環の定量的解析. 文部省「環境科学」研究報告書, B 115-R 12-5, 7-20.
  - 9) 合田 健・村岡浩爾・福島武彦 (1984): 霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について. 国立公害研究所研究報告, 第 54 号, (印刷中).
  - 10) 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984): 浅い湖沼における沈殿量の測定方法とその起源. 国立公害研究所報告, 第 51 号, 73-87.
  - 11) 高村典子・岩態敏夫・安野正之 (1984): 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産 (1981-1983) 及びラン藻類の生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 11-56.
  - 12) 大坪国順 (1983): 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究. 国立公害研究所研究報告, 第 42 号, 1-177.
  - 13) 海老瀬潜一 (1981): 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価. 国立公害研究所研究報告, 第 21 号, 1-130.
  - 14) 高村典子 (私信)
  - 15) 津野 洋 (1977): 微生物による基質の摂取・代謝の動力学モデル化に関する研究. 京都大学博士論文, 145-227.
  - 16) 高村義親・野村和輝・萩原富司・平松 昭・矢木修身・須藤隆一 (1981): 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学的組成. 国立公害研究所研究報告, 第 25 号, 31-46.
  - 17) 小山忠四郎 (1973): III. 生物地球化学, 海洋生化学. 東海大学出版会, 39-166.
  - 18) Fallon R. D. and T. D. Brock (1979): Decomposition of blue-green algal (Cyanobacterial) blooms in Lake Mendota, Wisconsin. Appl. Environ. Microbiol., 37, 820-830.
  - 19) 大坪国順・相崎守弘・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎 (1984): 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性 (I) 物性分布. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 157-173.
  - 20) Matsunaga K. (1982): An estimation of allochthonous and autochthonous organic matter of the fresh sediments on the basis of Ti content. Jpn. J. Limnol., 43, 113-120.

6. 霞ヶ浦における底生動物の分布と二次生産  
及びユスリカの湖内物質移動における役割について

The Distribution and Production of Zoobenthos, and the Role of  
Chironomids in the Matter Flow, in Lake Kasumigaura

岩熊敏夫<sup>1</sup>・安野正之<sup>1</sup>・管谷芳雄<sup>2</sup>

Toshio IWAKUMA<sup>1</sup>, Masayuki YASUNO<sup>1</sup> and Yoshio SUGAYA<sup>2</sup>

Abstract

The components of zoobenthos in Lake Kasumigaura were *T. akamusi*, *C. plumosus*, Tanypodinae (chironomid), and Oligochaeta. Their estimated biomasses averaged in March 1982 were 9.9, 1.9, 0.01, and 1.5 gC m<sup>-2</sup>, respectively. *T. akamusi* was distributed throughout the lake and its abundance was closely related to the amount of organic matter in the sediment. The distribution of *C. plumosus* was related to water depth but not to sedimentary organic matter. The biomasses of *C. plumosus* and Oligochaeta were particularly low at Tsuchiurairi Bay.

The annual mean biomass ( $B_a$ ), annual production ( $P_a$ ),  $P_a/B_a$  ratio of *T. akamusi* in Takahamairi Bay averaged for 1977-1983 were 5.7 gC m<sup>-2</sup>, 8.8 gC m<sup>-2</sup>, and 1.6, respectively. Those for *C. plumosus* were 1.2 gC m<sup>-2</sup>, 6.5 gC m<sup>-2</sup>, and 5.9, respectively. The production of these two species did not correlate with each other. *T. akamusi* was adapted to low water temperature; the instantaneous growth rate of *T. akamusi* was significantly higher than that of *C. plumosus* at 4-10°C, resulting in a high production of the former during the winter.

The annual emergence was 3.8 gC m<sup>-2</sup> and the rate of which was high in the spring and autumn. The annual predation mortality of chironomids was 7.6 gC m<sup>-2</sup>; that of *T. akamusi* in the autumn was 6.6 gC m<sup>-2</sup>.

The respiration rate of chironomids measured in laboratory was a function of body weight, dissolved oxygen concentration, and water temperature, the last factor having the most influence on the rate. The assimilations of *T. akamusi* and *C. plumosus* averaged for the period of 2 y from October 1981 to October 1983 were 19.3 and 12.3 gC m<sup>-2</sup>, respectively. The net growth efficiency of *T. akamusi* was higher

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

(58%) than that of *C. plumosus* (41%).

The rate of nutrient release from sediment due to the presence of *C. plumosus* as determined in laboratory was a linear function of water temperature. The maximum rate of nutrient release by *C. plumosus*, as estimated for Takahamairi Bay during October 1981-October 1983, was  $0.1 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  for soluble reactive phosphorus and  $5.5 \text{ mgN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  for ammonium nitrogen.

## 1. はじめに

霞ヶ浦の底生動物については、前回の特別研究の報告で、高浜入と湖心での現存量変動を明らかにした(安野ら, 1979; 岩熊・安野, 1981 a)。高浜入と湖心での底生動物の中ではアカムシユスリカ *Tokunagayusurika akamusi* の現存量が高く、オオユスリカ *Chironomus plumosus* が次に優占し、イトミミズの現存量は比較的低かった。前報(岩熊・安野, 1981 a)では生産量に関する定量は行わなかったが、アカムシユスリカの羽化量が少ないことから、これらが魚類等により捕食されている可能性があること、冬期に高い二次生産を行っているであろうこと、及びオオユスリカが初夏に二次生産に伴い栄養塩の回帰を行っている可能性があること、等の問題点を指摘した。

本報告ではまず霞ヶ浦全域における底生動物の現存量分布を明らかにし、次に高浜入における1977-1983年のユスリカの現存量変動と生産量の変動を示す。さらにユスリカの呼吸量、羽化量、被食量及びオオユスリカによる栄養塩回帰量を求め、1981-1983年の2年間の高浜入における、ユスリカにかかわる物質循環速度を示す。

本報告では量の扱いはすべて炭素量とし、現存量及びフラックスを $\text{m}^2$ 当たりで表示する。これまでの報告の値は乾燥重量で表示してあったのですべて炭素量に換算して引用した。

## 2. 方法

定点観測は高浜入の St.2 で行った。1976年から1978年5月まではエクマンバージ採泥器を用いて、1978年5月からは高さ40 cmの8層箱型採泥器を用いて、さらに1979年8月からは高さ80 cmの16層箱型採泥器を用いて採泥を行った。8層箱型採泥器はオオユスリカ *Chironomus plumosus* を十分採集することができ、16層箱型採泥器はさらにアカムシユスリカ *Tokunagayusurika akamusi* を十分採集することができる。後2者の採泥器は底泥サンプルを5 cmごとに分割することができる。月に1回の頻度で3ないし4サンプルを採取したが、1981年10月からは1-2週間に1回の頻度で採取した。底泥サンプルは室内で60メッシュ(目合0.25 mm)のふるいで洗うか、現場でナイロンネット(NGG 54, 目合0.4 mm)で洗ったのち、ホルマリンを加えずに持ち帰った。拾い出しまでの間は冷蔵庫に保存し、3日以内に計数した。これらの処理ではユスリカの1, 2令幼虫が脱落する可能性があるため、1981年及び1982年の12月には底泥サンプルを室内で325

メッシュ(目合0.044 mm)のふるいで洗い、飽和食塩水でアカムシユスリカの若令幼虫を浮上させて回収した。

ユスリカ幼虫は生きたまま個体別に湿重を0.1 mgまで測定するか、105°Cで6時間乾燥ののち乾重を0.01 mgまで測定した。1978年5月以前のサンプルは10%ホルマリンで保存してあったため、湿重を測定し0.19を乗じて乾重を推定した。イトミミズは70%アルコールで固定し、湿重を測定した。乾重は0.19を乗じて推定した。底生動物の有機炭素及び有機窒素含量はCHNコーダー(柳本 MT-500、又は MT-3)で、リン含量は硝酸で加熱分解後ペルオキシン二硫酸カリウムで酸化分解し、オートアナライザー(テクニコン AA-II)で測定した。

底生動物の霞ヶ浦全域における分布を調べるために、1982年3月4-10日に約2 kmの格子状に地点を50か所を選び、エクマンバージ採泥器にて1か所4サンプルずつ底泥を採取した(図1)。採取地点の経緯度は航法援助無線装置(SENA-DECCA MS-3A)により決定した。誤差は経度方向、緯度方向とも約30 mである。採取した底泥は現場でナイロンネットで洗い、2サンプルは固定せずに、2サンプルはホルマリン固定して実験室に持ち帰り、底生動物の計数、体重測定を行った。高浜入(St.2)と土浦入(St.8)の2地点で16層箱型採泥器で底生動物の底泥中の深度分布を調べ、エクマンバージ採泥器の採集効率を求めた。各地点で内径40mmのアクリルコアサンプル

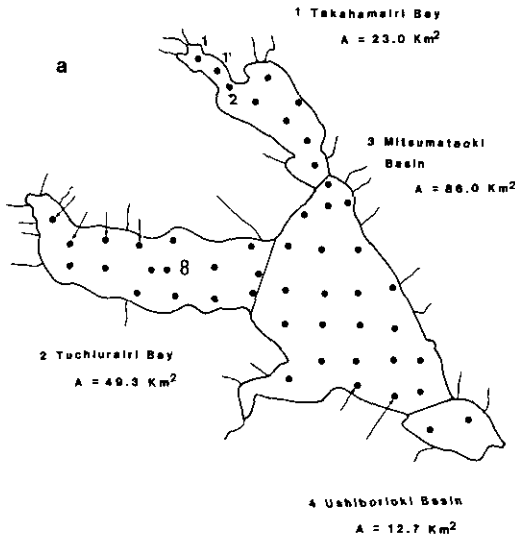


図 1a 霞ヶ浦の4水域及び調査地点

Fig. 1a A map showing the four basins of Lake Kasumigaura  
The locations of the multi-point survey in March 1982 and the routine survey stations (Stations 1, 1', 2, and 8) are also shown in the figure

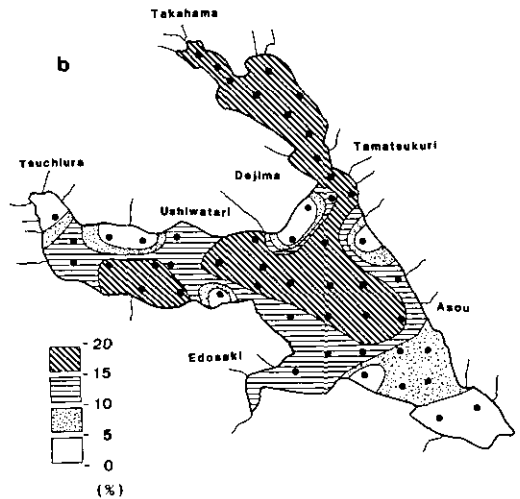


図 1b 底泥表層2 cmまでのしゃく熱減量の分布(1983年3月)

Fig. 1b Loss on ignition of upper 2 cm layers of the sediment in Lake Kasumigaura

ラーにより底泥を採取し、表層 0-2 cm の泥を 105°C で 24 時間乾燥させ、秤量後さらに 550°C で 3 時間加熱し、しゃく熱減量 (LOI) を求めた。

幼虫の生産量 ( $P$ ,  $\text{gC m}^{-2}$ ) は増分加算法、すなわち

$$P = \sum (w_{i+1} - w_i)(N_{i+1} + N_i) / 2 \quad (1)$$

により求めた。ここで  $w_i$  と  $N_i$  はそれぞれ、 $i$  番目のサンプリング時点における平均個体重 ( $\text{gC}$ ) 及び密度 ( $\text{No. m}^{-2}$ ) である。幼虫の瞬間生長速度  $r_i$  ( $\text{d}^{-1}$ ) は

$$r_i = (\ln w_{i+1} - \ln w_i) / (t_{i+1} - t_i) \quad (2)$$

により求めた。

幼虫の呼吸速度は大森・池田 (1976) の酸素電極法を改良して測定した。7.5 ml の二重底ガラス容器内にもろ過湖水を満たし、ユスリカ幼虫を 1 頭ずつ入れ、恒温条件下で YSI-5331 電極により 20 分後から 60 分後までの溶存酸素量の減少速度を測定し、ユスリカを入れないろ過湖水の溶存酸素変化速度を対照にして呼吸速度を算出した。ユスリカ幼虫は湖で採取後、測定温度に 1 日馴化させ、現場の水温の  $\pm 10^\circ\text{C}$  の範囲内で測定した。また低溶存酸素水はあらかじめ窒素ガスの通気を行って作った。

ユスリカ成虫の羽化量は 1978 年 10-12 月に St.1 で下端直径 0.7 m、高さ 0.5 m の三角錐状のナイロンネット張りの羽化トラップ (Mundie, 1956) を湖面に設置し、3-4 日ごとに成虫を回収した。アカムシユスリカ成虫は羽化後にトラップの中を飛び回らず、壁面にしがみついているため、この方式では上端に取付けたサンプルビンの中に成虫を集めることができず、採集効率が悪いと考えられた。1981 年 10-12 月、1982 年 5-7 月、1982 年 10-12 月には直径 0.7 又は 1 m、高さ 1 m のナイロンネット張りのかや状の羽化トラップを、St.1 と St.2 の湖面に竹ざおを用いて固定し、2 日に 1 回羽化成虫を回収した。壁面に止まっているユスリカ成虫を殺虫剤でノックダウンし、上端のファスナー孔より水面に浮いている成虫を金魚ネットで回収した。この方式での採集漏れは少ないと考えられた (Iwakuma & Yasuno, 1983)。

オオユスリカ幼虫の栄養塩回帰に及ぼす影響を 1982 年 7 月に調べた。St.2 よりエクマン採泥器で泥を採取し、実験室で約 0.5 mm のナイロンネットで大型の底生動物を除去した。この泥を内径 40 mm のアクリルコアに、泥の高さが 12 cm になるように充てんし、上部に純水を満たしエアストーンで通気を行った。1 週間後に室内飼育をしたオオユスリカ幼虫 (4 令中期,  $25.0 \pm 5.3 \text{ mg wet wt} = 2.3 \pm 0.4 \text{ mgC}$ ,  $n=10$ , 平均土標準偏差) を各コアに 3 頭ずつ投入し、上層水の栄養塩濃度を測定した。実験は  $20^\circ\text{C}$ ,  $26^\circ\text{C}$  及び  $29^\circ\text{C}$  の 3 段階に、各々 5 本のユスリカを入れたコアと、対照としてユスリカを入れないコアを 5 本用意し暗条件下で行った。ユスリカ幼虫はあらかじめ実験温度下で 1 日間絶食させ、消化管内容物を排出させておいた。栄養塩の測定方法は細見・須藤 (1984) による。なお、実験時のオオユスリカ密度は  $5.6 \text{ gC m}^{-2}$  に相当し、これは高浜入で



観察されたオオユスリカの最大密度に匹敵した（図7参照）。

ユスリカの呼吸量を水温又は溶存酸素濃度の関数として表す際に、Michaelis-Menten 式のような非線型の式に当てはめを行った。次式で表される残差平方和  $SS$  を最も小さくするように格子探索法により係数を定めた。

$$SS = \sum_{i=1}^n (y_{obs,i} - y_{cal,i})^2 / y_{max}^2 \quad (3)$$

ここで  $y_{obs,i}$  は  $i$  番目の  $y$  の観測値、 $y_{cal,i}$  は  $i$  番目の  $x$  値に対応する  $y$  の計算値、 $y_{max}$  は  $y_{obs}$  の中の最大値、及び  $n$  はデータ組数である。同じパラメーター数の、複数の非線型式の適合性を評価するときは、 $SS$  が最も小さい式を選ぶようにした。

### 3. 結果

#### 3.1 霞ヶ浦に出現する底生動物

霞ヶ浦の底生動物の中で、現存量の高いのはユスリカで、アカムシユスリカ *Tokunagayusurika akamusi*、オオユスリカ *Chironomus plumosus*、及び Tanypodinae に属する *Clinotanytus* sp. と *Procladius* sp. である。St.2における1981年10月から1982年9月までのこの4種の年最大密度及び年平均現存量はそれぞれ12790, 1470, 100, 130  $m^{-2}$ 及び11.1, 0.45, 0.006, 0.004  $gC m^{-2}$ であった。同期間のイトミミズ *Oligochaeta* のSt.2における年平均現存量は1.0  $gC m^{-2}$ であった。これらの底生動物の乾重/湿重比及び炭素、窒素、リンの含有量を表1に示す。

この他の微小な底生動物は表2に示すとおりである。1981年12月に内径40mmのコアサンプラーで採取した表層0-4cmの底泥を325メッシュ(0.044mm)でふるい、計数したものである。カイミジンコ *Ostracoda* は比較的現存量が高かった。これらの微小な底生動物は定期調査の対象となっていない。

#### 3.2 霞ヶ浦における底生動物の湖内分布

図2に1983年3月4-10日に調査した底生動物の分布を示す。エクマンバージ採泥器による採集結果であるので、底泥表層約10cmまでの現存量の湖内分布と考えられる。この時期には、アカムシユスリカ幼虫はほぼ成熟し底泥に潜る直前であり、オオユスリカは3月末からの羽化期の直前である。Tanypodinaeについては、羽化期に重なっている可能性があることと、底泥表層を動き回る習性があるため、必ずしも本来の分布パターンを反映していないと考えられる。

土浦入及び江戸崎沖では底泥のしゅんせつ作業が行われていたが（図1、矢印で示した地点）、それらの地点では底生動物の密度は非常に低かった（図2）。

ユスリカはいずれも、密度の比較的高い地域は岸よりに集まる傾向がみられた（図2）。しかし、種によりその分布パターンは異なっていた。アカムシユスリカは玉造沖、麻生沖、及び出島村牛

表 1 霞ヶ浦に出現する底生動物の乾燥重量当たりの炭素, 窒素, リン含量及び乾重/湿重比

Table 1 Carbon, nitrogen, and phosphorus content on dry weight basis and dry/wet weight ratio of zoobenthos in Lake Kasumigaura  
Ratio to carbon content is shown in parenthesis.  
Element content values are mean of three determinations.

Species	Element content (g g <sup>-1</sup> )			dry/wet weight ratio
	Carbon	Nitrogen	Phosphorus	
Chironomidae				
<i>T. akamusi</i> (L) <sup>a</sup>	0.49	0.067 (0.134)	0.0066 (0.0132)	0.19
<i>T. akamusi</i> (A) <sup>b</sup>	0.45	0.103 (0.227)	0.0103 (0.0229)	0.24
<i>C. plumosus</i> (L) <sup>a</sup>	0.49	0.078 (0.159)	0.0076 (0.0155)	0.19
Oligochaeta	0.48	0.131 (0.273)	0.0089 (0.0185)	0.19

a 4th-instar larvae  
b Adults

表 2 1981年12月の高浜入 St. 2の底泥表層0-4 cmに存在する微小底生動物  
Table 2 Small zoobenthos recovered from 0-4 cm layer of the sediment at Station 2 in December 1981

The opening of the sieve was 0.044 mm. Abundance is shown by the mean ± SD for six core samples.

Taxa	Abundance (1000 m <sup>-2</sup> )	Average carbon content (μgC animal <sup>-1</sup> )
Turbellaria	5 ± 4	
Rotifera	4 ± 5	
Nematoda	55 ± 25	
Oligochaeta	38 ± 23	
Tardigrada	1 ± 1	
Cladocera	4 ± 4	3
Ostracoda	18 ± 11	16
Harpacticoida	6 ± 2	1
<i>Tokunagayusurika akamusi</i> <sup>a</sup>	7 ± 2	8

a : Mainly 1st-instar larvae

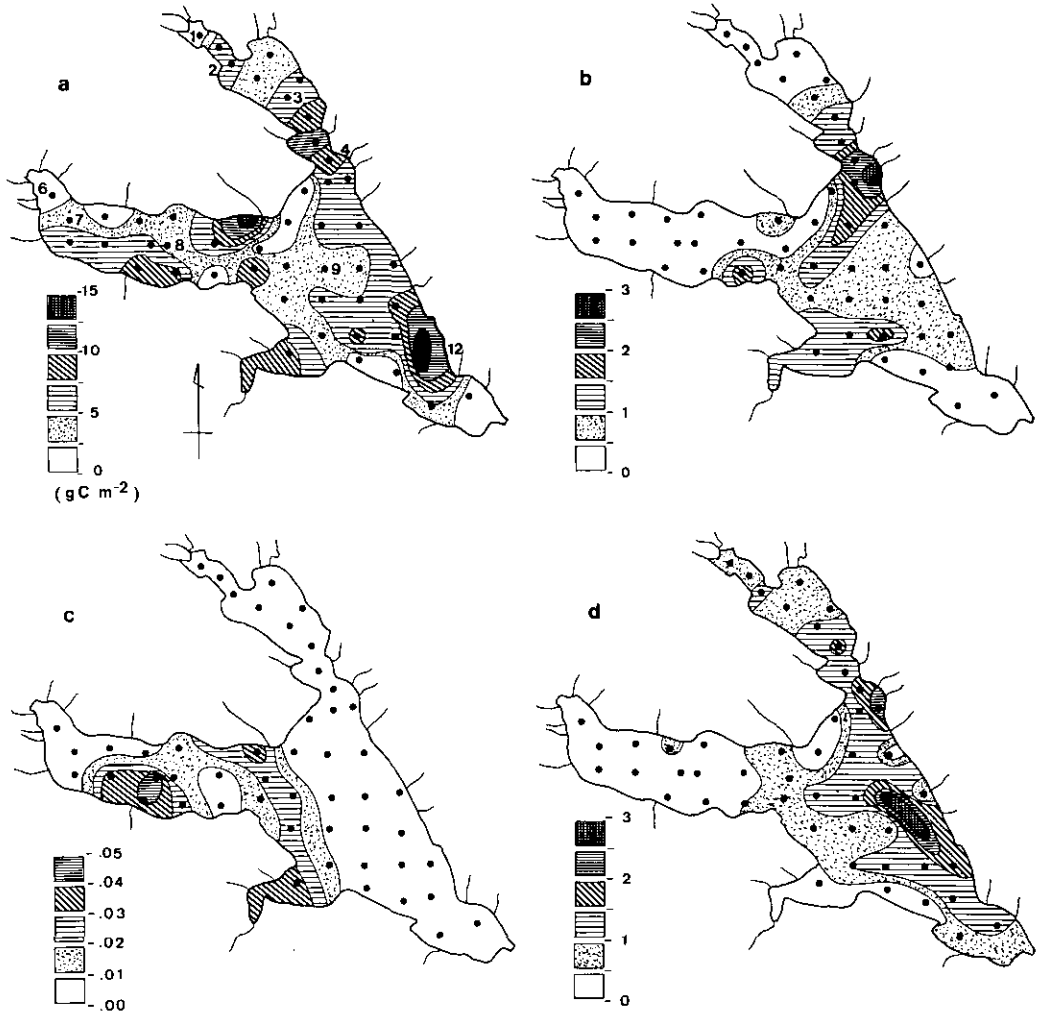


図 2 1982年3月の底生動物の現存量分布

Fig. 2 Distribution of zoobenthos in Lake Kasumigaura in March 1982

a : *Tokunagayusurika akamusi* ; b : *Chironomus plumosus* ;

c : Tanypodinae ; d : Oligochaeta

Biomasses ( $\text{gC m}^{-2}$ ) in 0-10 cm layer of the bottom sediment based on Ekman-Birge samples are shown. Dots indicate 50 sampling locations.

渡沖に高密度帯が存在した。これらの水域ではアカムシユスリカは成熟個体が多かったが、土浦入では未成熟個体の割合が高かった。オオユスリカは高浜入、土浦入、江戸崎入などの入江の出口に分布していた。Tanypodinaeは *Clinotanypus* sp.と *Procladius* sp.より成っていたが、土浦入と江戸崎入に偏在し、高浜入及び湖心部では密度が低かった。一方、イトミミズは Tanypodinae

と全く逆のパターンを示し、高浜入から湖心部の麻生寄りに分布し、土浦入と江戸崎入では密度が低かった。

表3に底生動物の現存量と環境要因との相関を示す。アカムシユスリカは底泥の有機物含量に、オオユスリカは水深と高い正相関を示し、高浜入で1979年に得られた結果(Iwakuma & Yasuno, 1981 b)と同じことが、霞ヶ浦全域についても確かめられた。イトミミズはアカムシユスリカとオオユスリカの現存量と高い正相関を示し、底泥の有機物含量ないしは水深と正相関を示した。Tanypodinaeは底泥の有機物含量と正の相関を示したが、イトミミズとは負の相関を示した点が興味深い。この解析からは、底生動物現存量と岸からの距離との間には有意な相関が得られなかった。

表 3 1982年3月の霞ヶ浦の底生動物の現存量と環境要因との単相関係数  
 Table 3 Matrix of simple correlation among benthos biomasses and environmental factors in Lake Kasumigaura in March 1982  
 Number of data sets is 50 except for the data set relating LOI of surface sediment, the number of which is 48.

Number	1 <i>T.</i> <i>akamusi</i> biomass	2 <i>C.</i> <i>plumosus</i> biomass	3 Tany- podinae biomass	4 Oligo- chaeta biomass	5 LOI of surface sediment	6 Depth	7 Distance from shoreline
1		.285*	.256	.423**	.404**	.287*	-.037
2			-.105	.557**	.241	.364**	.070
3				-.288*	.293*	.198	.050
4					.314*	.331*	.183
5						.545**	.354*
6							.448**

\* Significant at 0.05 probability level  
 \*\* Significant at 0.01 probability level

表4には、高浜入、土浦入及び湖心部の三つの水域別の底生動物現存量を示した。上段には底泥10cmまでの値を、下段には採集効率  $E_i$  で補正した0-80cm深さの推定値を示した。エクマンバージ採泥器による底生動物の採集効率  $E_i$  は、16層箱型採泥器により採集された底生動物の乾燥重量と比較して求めた。すなわち採集効率  $E_i$  は、アカムシユスリカ( $T_a$ )、オオユスリカ( $C_p$ )、イトミミズ(Olig)について、高浜入のSt.2ではそれぞれ、 $E_{T_a}=0.50$ ,  $E_{C_p}=0.65$ ,  $E_{Olig}=0.53$ 、土浦入のSt.8ではそれぞれ、 $E_{T_a}=0.60$ ,  $E_{C_p}=0.65$ ,  $E_{Olig}=0.57$ であった。湖心部については、両地点の平均をとり、 $E_{T_a}=0.55$ ,  $E_{C_p}=0.65$ ,  $E_{Olig}=0.65$ とした。Tanypodinaeについては、1978-1982年の箱型採泥器による採集サンプルでは表層の5cmまでの層にしか現れなかったもので、採集効率は1とした。

表 4 1982年3月の霞ヶ浦の底生動物現存量

Table 4 Zoobenthos biomass in Lake Kasumigaura in March 1982

Biomass value is the weighted mean based on the area of each sampling grid.

Percentage composition of each taxon is shown in parenthesis.

No.	Basin	Area (km <sup>2</sup> )	Number of sampling points	Biomass (gC m <sup>-2</sup> )				Total
				<i>T.</i> <i>akamusi</i>	<i>C.</i> <i>plumosus</i>	Tany- podinae	Oligo- cheata	
Biomass in 0-10 cm layer of sediment								
1	Takahamairi	23.0	9	5.9 (80.2)	0.5 (7.1)	.002 (0.0)	0.9 (12.6)	7.4
2	Tsuchiurairi	49.3	16	4.9 (88.8)	0.2 (4.5)	.017 (0.3)	0.3 (6.3)	5.5
3	Mitsumataoki	86.0	23	5.8 (74.1)	1.0 (12.5)	.008 (0.1)	1.0 (13.2)	7.8
4	Ushiborioki	12.7	2	4.9 (79.2)	0.1 (1.8)	.002 (0.0)	1.2 (18.9)	6.2
1-4	Total	171.0	50	5.5 (78.9)	0.6 (9.1)	.010 (0.1)	0.8 (11.8)	6.9
	cf. St. 2			5.7 (81.7)	0.3 (4.0)	.000 (0.0)	1.0 (14.4)	7.0
Estimated biomass in 0-80 cm layer of sediment								
1	Takahamairi			11.9 (82.2)	0.8 (5.6)	.002 (0.0)	1.7 (12.2)	14.5
2	Tsuchiurairi			8.2 (89.0)	0.4 (4.1)	.017 (0.3)	0.6 (6.7)	9.1
3	Mitsumataoki			10.5 (74.2)	1.5 (10.6)	.008 (0.1)	1.8 (13.2)	19.1
4	Ushiborioki			9.0 (79.5)	0.2 (1.0)	.002 (0.0)	2.1 (18.9)	11.3
1-4	Total			9.9 (80.1)	1.9 (7.8)	.010 (0.2)	1.5 (12.1)	12.4
	cf. St. 2			14.5 (84.4)	0.7 (4.4)	.000 (0.0)	1.9 (11.1)	17.1

水域別では、土浦入でオオユスリカとイトミミズの現存量が低かったが、アカムシユスリカの現存量は約 8 gC m<sup>-2</sup>で他の水域と異ならなかった。湖全体ではイトミミズが底生動物の 12%を占め、残の 88%がユスリカ、特に 80%がアカムシユスリカで占められている点が注目される。底生動物全体が有する炭素量、窒素量及びリン量は、それぞれ 12.4 g m<sup>-2</sup>、1.7 g m<sup>-2</sup>及び 0.17 g m<sup>-2</sup>であった。また St.2 の現存量は、湖全体の平均現存量によく合致していた (表 4)。

### 3.3 霞ヶ浦高浜入における底生動物の現存量変動と生産\*

#### 3.3.1 アカムシユスリカの現存量変動と生産

図 3 に 1977-1983 年の St.2 におけるアカムシユスリカ幼虫の平均個体重、平均個体数及び現存量の変動を示す。1978 年 5 月以前の幼虫個体数は、エクマンバージ採泥器を使用していたため、過少推定である。しかし生産量の計算に際しては特に補正を行わなかった。新しく生まれた幼虫は、生長する 12 月から 3 月までの間は泥の表層約 20cm 以内にとどまっているからである (Iwakuma

\* 本節の内容の大部分は Iwakuma *et al.* (1984) による。

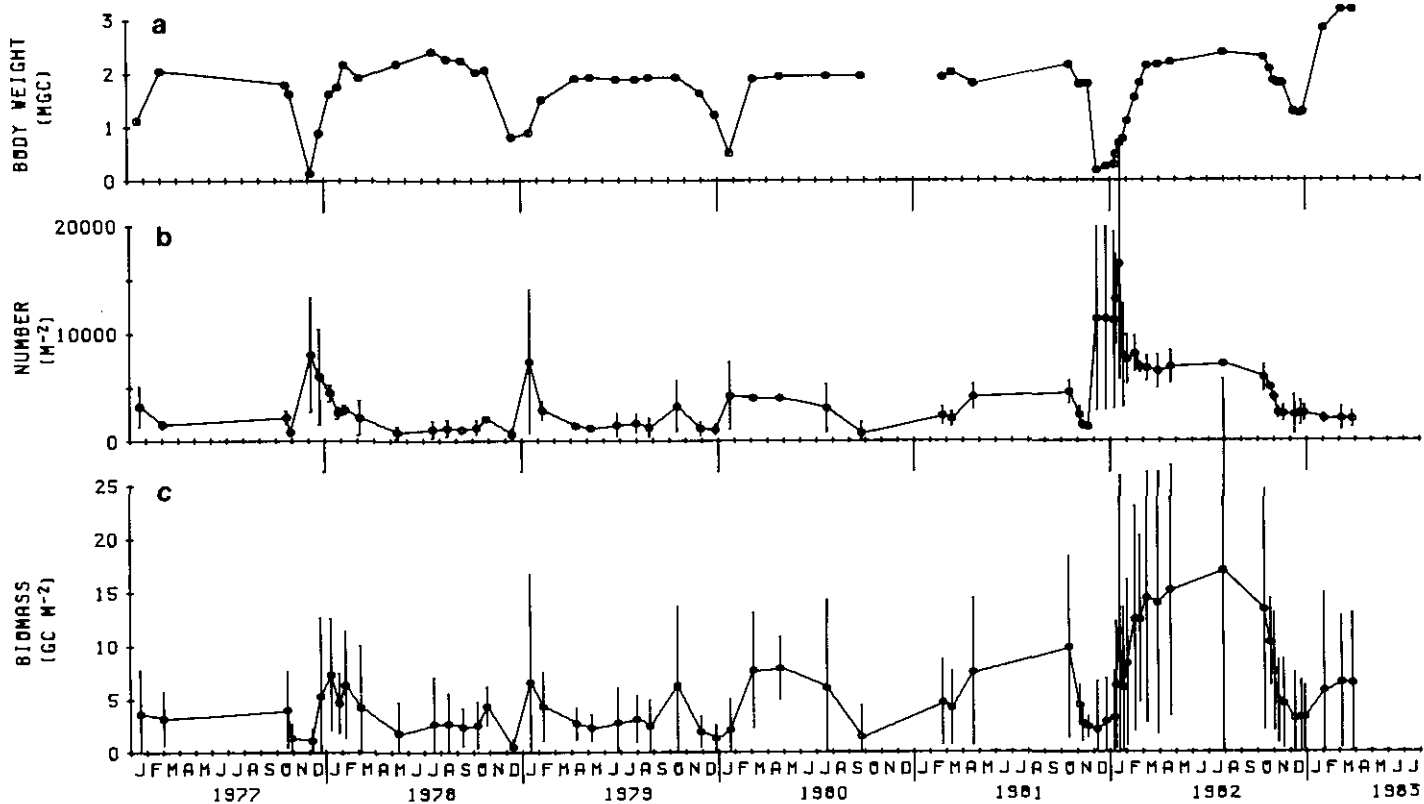


図 3 1977-1983 年の高浜入 St. 2 におけるアカムシユスリカの平均個体重, 個体数及び現存量の変動  
 Fig. 3 Seasonal change in the body weight, abundance, and biomass of *Tokunagayusurika akamusi* at Station 2 in Takahamairi Bay during 1977-1983  
 a : Body weight (mgC) ; b : Abundance (m<sup>-2</sup>) ; c : Biomass (gCm<sup>-2</sup>).  
 Vertical bars indicate 95% confidence intervals for the means.

& Yasuno, 1983)。

表5に1977-1983年のSt.2におけるアカムシユスリカの生産量をまとめた。1年の単位は10月より翌年の9月までをとってある。新しく生まれた幼虫の最大密度は年により20倍以上変動したが、秋の羽化期に約40%の幼虫が底泥中に残っているため、前年度の生き残りの幼虫も合わせた全部の幼虫の最大密度の年間変動は小さくなった。3月の幼虫個体数の年間変動は最大値が最小値の約3.4倍であった。

生長の終了した新世代幼虫の平均個体重は密度の影響を受けていなかった(表5)。

前年度の生き残りの幼虫に比べて新世代幼虫の生産量は高く、その量は生育期間(12-3月)の平均水温に影響されているようであった(図4)。

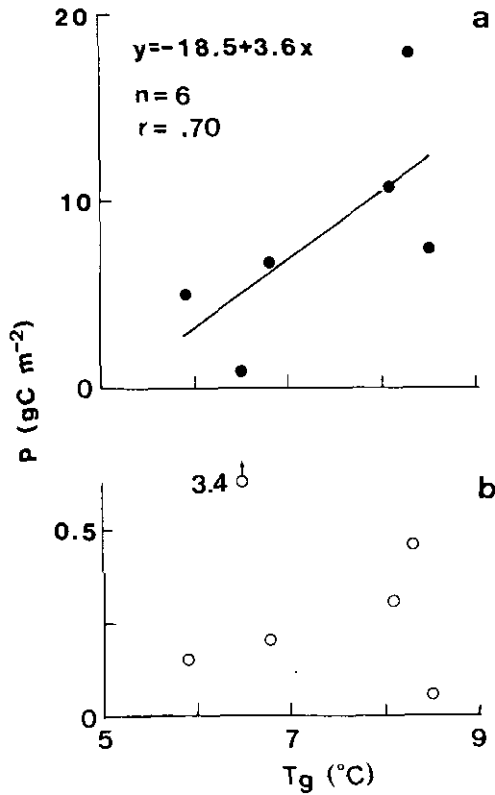


図4 アカムシユスリカ幼虫の生産量と生育期間の平均底層水温との関係

Fig. 4 A relationship between the mean bottom water temperature for the growing season ( $T_g$ ) and the larval production during the season ( $P$ ) in *Tokunagayusurika akamusi*

a : Generation of the year ; b : Generations of the previous years.

(Modified from Iwakuma *et al.*, 1984)

表 5 高浜入 St. 2 におけるアカムシユスリカ幼虫の生産諸量 (1976-1983)  
 Table 5 Parameters of production of *Tokunagayusurika akamusi* larvae in Lake Kasumigaura

$P$  : Production ( $\text{gC m}^{-2}$ );  $B_g$  : Mean biomass in growing season ( $\text{gC m}^{-2}$ );  
 $B_a$  : Annual mean biomass calculated for the period from October to next  
 September ( $\text{gC m}^{-2}$ );  $N_1$  : Observed maximum density (number  $\text{m}^{-2}$ );  $w_{\text{max}}$  :  
 Maximum mean larval weight ( $\text{mgC}$ );  $T_g$  : mean bottom water temperature for  
 the growing season ( $^{\circ}\text{C}$ ). (Modified from Iwakuma *et al.*, 1984)

		Year						
		1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
Generation of the previous year(s)	$P$	0.2	0.3	0.05	0.2		0.5	3.4
	$B_g$	1.1	1.1	0.8	1.1		2.2	4.5
	$B_{\text{max}}$	1.6	1.3	1.1	1.3		2.5	5.9
	$N_1$	800	580	610	640		1150	2040
	$P/B_g$	0.14	0.31	0.05	0.01		0.2	0.8
	$P/B_{\text{max}}$	0.10	0.26	0.04	0.01		0.2	0.6
Generation of the year	$P$	5.0	10.7	7.4	>6.6 <sup>a</sup>		17.5	0.8
	$B_g$	1.7	3.4	2.1	3.1		6.7	0.3
	$B_{\text{max}}$	2.9	6.3	3.8	6.6		12.6	0.7
	$N_1$	3420	7950	6900	3580		12790	560
	$P/B_g$	3.0	3.1	3.5	>2.1 <sup>a</sup>		2.6	3.4
	$P/B_{\text{max}}$	1.7	1.7	2.0	>1.0 <sup>a</sup>		1.4	1.3
Total	$P$	5.2	11.0	7.45	>6.8 <sup>a</sup>	6.0 <sup>b</sup>	18.0	4.3
	$B_g$	2.8	4.4	2.9	4.3		8.9	4.7
	$B_{\text{max}}$	4.5	7.3	4.6	8.2	7.4	15.2	6.5
	$B_a$	3.3	4.3	3.8	4.0		11.0	6.9
	$N_1$	3760	8020	7380	4220	4130	12790	2610
	$N_2$	2220	2180	2440	4220	4130	6900	2030
	$w_{\text{max}}$	4.1	4.4	3.8	3.9	3.6	4.4	6.4
	$P/B_g$	1.9	2.5	2.6	>1.6 <sup>a</sup>		2.0	0.9
	$P/B_{\text{max}}$	1.1	1.5	1.6	>0.8 <sup>a</sup>	0.8	1.2	0.7
	$P/B_a$	1.5	2.6	1.9	>1.4 <sup>a</sup>		1.6	0.6
Monthly mean bottom water temperature	$T_{\text{Dec.}}$		8.9	8.1	9.0	6.9	6.2	8.2
	$T_{\text{Jan.}}$	3.5	5.2	5.5	5.6	3.1	4.9	4.9
	$T_{\text{Feb.}}$	4.9	3.8	7.1	5.3	4.8	4.5	5.7
	$T_{\text{Mar.}}$	10.0	8.1	9.8	8.1	10.4	9.1	8.8
	$T_g$	5.9	8.1	8.5	6.8	8.8	8.3	6.5

a : underestimation ; b : estimated by the difference in biomass before adult emergence and that after the growing season.



アカムシユスリカ幼虫の生産速度は、水温が4.1°Cのときに最大値の0.44gC m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>を示し、10°C以上では顕著に低下した(図5a)。アカムシユスリカ幼虫の瞬間生長速度 $r_{P_a}^{T_a}$ (d<sup>-1</sup>)は、St.2での3-4 齢のデータより、3-10°Cの範囲内で底層の水温  $T$ (°C) により

$$r_{P_a}^{T_a} = -0.016 + 0.0105 T \quad (n=20, r=0.63, p<0.01) \quad (4)$$

で表された(図6)。

アカムシユスリカ幼虫の6年間の年平均現存量  $B_a$ 、年生産量  $P_a$  及び  $P_a/B_a$  比はそれぞれ5.7 gC m<sup>-2</sup>、8.8gC m<sup>-2</sup>及び1.6であった。新世代幼虫についての生育期間の  $P_a/B_a$  比は1979年を除いて平均すると3.1であった(表5)。

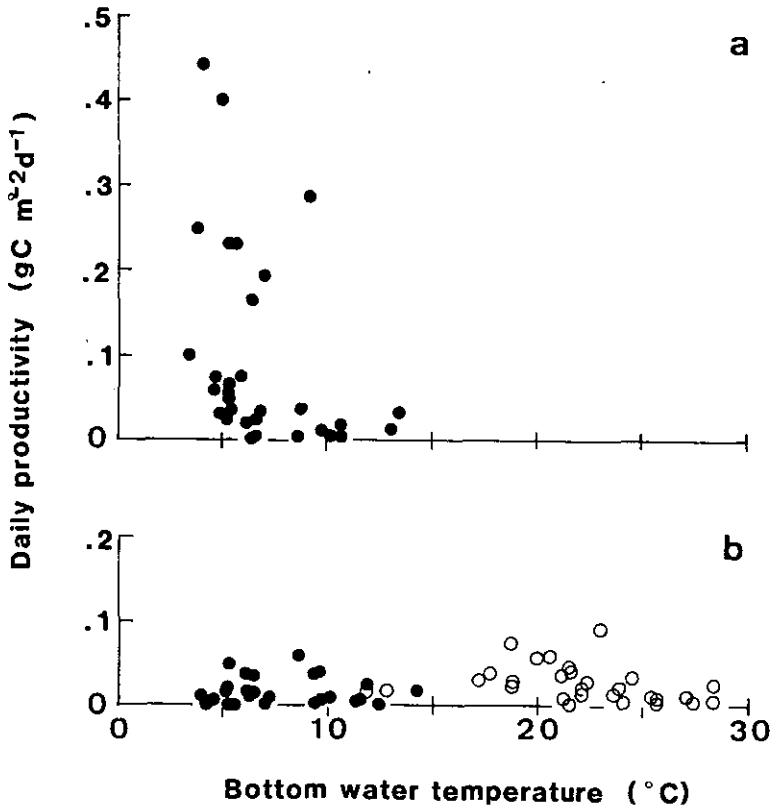


図 5 ユスリカの一日当たりの生産量と平均底層水温との関係

Fig. 5 A relationship between the bottom water temperature for the growing season ( $T_a$ ) and the daily productivity of larvae

a : *Tokunagayusurika akamusi* ; b : *Chironomus plumosus*.

Open circles indicate generations 1 and 2, and solid circles indicate generation 3 of *C. plumosus*. (Modified from Iwakuma *et al.*, 1984)

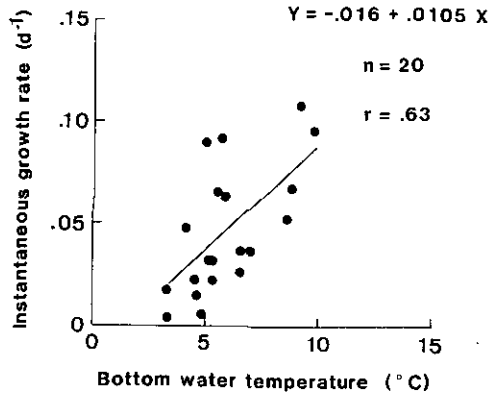


図 6 アカムシユスリカ 3-4 齡中期幼虫の瞬間生長速度と底層水温との関係  
Fig. 6 A relationship between the bottom water temperature and the instantaneous growth rate of larvae from the 3rd to middle 4th instar in *Tokunagayusurika akamusi*  
The regression is significant at 0.01 probability level.  
(Modified from Iwakuma *et al.*, 1984.)

### 3.3.2 オオユスリカの現存量変動と生産

図 7 に 1977-1983 年の St.2 におけるオオユスリカ幼虫の平均個体重、平均個体数及び現存量の変動を示す。エクマンバージ採泥器だけを使用していた 1978 年 5 月以前の現存量と個体数は過少推定である。生産量の計算に際しては、アカムシユスリカの場合と同様に、補正は行わなかった。オオユスリカは霞ヶ浦では年 3 回の羽化期がある。すなわち 3-4 月、5-6 月及び 9-10 月である。本報告ではこれらの羽化期により三つに分けられる幼虫世代を、4-5 月について世代 1、6-9 月について世代 2 及び 10-3 月について世代 3 と呼ぶこととする。5-6 月の羽化期には世代 1 と世代 2 が重なり合うので、ここでは二つを合わせて一つの群として扱う。

表 6 に 1976-1983 年の St.2 におけるオオユスリカ幼虫の生産量をまとめた。1 年の単位は 10 月から翌年の 9 月までをとってある。幼虫密度は最大値で約 20 倍の変動を示し、最大平均個体重は密度に依存する形で約 3 倍変動した点が注目される (図 7, 表 6)。

オオユスリカ幼虫の現存量と生産量は世代間で約 10 倍変動した。世代 1 及び 2 についての生育期間の平均現存量  $B_g$  と生産量  $P$  は 6 年間で平均してそれぞれ  $1.0 \pm 0.5 \text{ gC m}^{-2}$  (平均  $\pm$  SD) 及び  $3.1 \pm 1.6 \text{ gC m}^{-2}$  であった。世代 3 については  $B_g$  と  $P$  の平均はそれぞれ、 $1.5 \pm 1.3 \text{ gC m}^{-2}$  及び  $3.4 \pm 2.9 \text{ gC m}^{-2}$  であり、世代 1 及び 2 との間には差はみられなかった。オオユスリカ幼虫の 6 年間の年平均現存量  $B_a$ 、年生産量  $P_a$  及び  $P_a/B_a$  比はそれぞれ  $1.2 \text{ gC m}^{-2}$ 、 $6.5 \text{ gC m}^{-2}$  及び 5.9 であった。

オオユスリカ幼虫の生産速度は春先と初夏に対応する 9°C と 23°C の頃に高く、4-25°C の温度

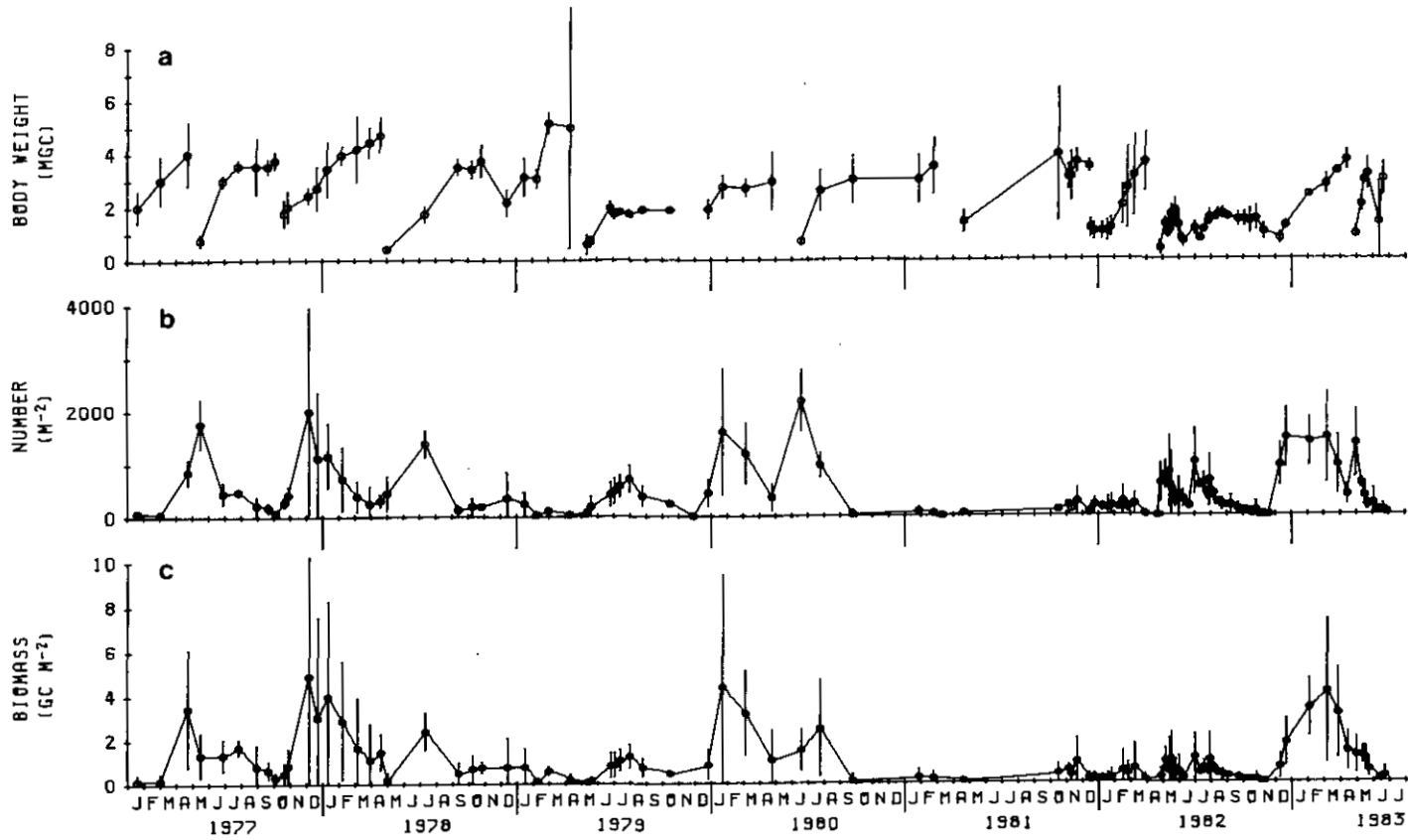


図 7 1977—1983年の高浜入 St. 2 におけるオオユスリカの平均個体重, 個体数及び現存量の変動

Fig. 7 Seasonal change in the body weight, abundance, and biomass of *Chironomus plumosus* at Station 2 in Takahamairi Bay during 1977-1983

a : Body weight (mgC) ; b : Abundance ( $m^{-2}$ ) ; c : Biomass ( $gCm^{-2}$ ).

Vertical bars indicate 95% confidence intervals for the means.

表 6 高浜入 St. 2 におけるオオユスリカ幼虫の生産諸量 (1976-1983)  
 Table 6 Parameters of production of *Chironomus plumosus* larvae in Lake Kasumigaura  
 $P$ : Production ( $\text{gC m}^{-2}$ );  $B_g$ : Mean biomass in growing season ( $\text{gC m}^{-2}$ );  $N_1$ : Observed maximum density (number  $\text{m}^{-2}$ );  $w_{\text{max}}$ : Maximum mean larval weight ( $\text{gC}$ );  $T_g$ : Mean bottom water temperature during the growing season ( $^{\circ}\text{C}$ ).  
 (Modified from Iwakuma *et al.*, 1984)

		Year							
		1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
Generations 1 and 2	$P$		4.6	4.1	0.8	4.5		2.4	1.8
	$B_g$		1.4	1.5	0.3	1.3		0.5	0.9
	$B_{\text{max}}$		1.7	3.0	0.8	2.5	1.0	1.2	1.4
	$N_1$		1750	1380	420	2180	90	1020	1360
	$w_{\text{max}}$		7.1	7.0	3.9	5.2	7.9	3.7	
	$P/B_g$		3.3	2.6	2.9	3.5		4.5	1.9
	$P/B_{\text{max}}$		2.7	1.4	1.0	1.8		2.1	1.3
	$T_g$		20.5	20.5	20.3	18.9	19.6	19.9	19.2
Generation 3	$P$	0.9	7.8	1.3	4.6		0.9	5.1	
	$B_g$	0.4	3.2	0.4	2.3		0.4	2.5	
	$B_{\text{max}}$	0.5	4.9	0.8	4.4	0.3	0.8	4.9	
	$N_1$	310	2000	360	1600	90	360	1470	
	$w_{\text{max}}$	8.5	8.8	10.3	5.4	7.0	7.3	6.7	
	$P/B_g$	2.6	2.4	3.2	1.9		6.6	13.7	
	$P/B_{\text{max}}$	1.9	1.6	1.7	1.0		1.2	1.0	
	$T_g$	7.1	8.1	8.7	8.6	7.4	7.2	8.4	
Total	$P$	5.5	12.0	2.1	9.1		3.3	6.9	
	$B_{\text{max}}$	1.7	4.9	0.8	4.4	1.0	1.2	4.9	
	$B_g$	0.7	2.1	0.5	1.7		0.4	1.6	
	$N_1$	1750	2000	420	2180	90	1020	1470	
	$P/B_g$	8.5	5.6	4.3	5.3		7.3	4.4	
	$P/B_{\text{max}}$	3.3	2.4	2.5	2.1		2.9	1.4	

範囲外では生産が低下していた(図5b)。生産速度の最大値は $23^{\circ}\text{C}$ で $0.1 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ で、冬期のアカムシユスリカのその1/4以下であった(図5a)。

オオユスリカ幼虫の瞬間生長速度  $r_P^{\text{sp}}$  ( $\text{d}^{-1}$ ) は St.2 での 3-4 令のデータより、 $4-20^{\circ}\text{C}$  の範囲内で底層水温  $T$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) の関数として

$$r_P^{\text{sp}} = -0.032 + 0.0084 T \quad (n=16, r=0.91) \quad (5)$$

で表せた (図8)。4–10°C の範囲内ではオオユスリカの  $r_p^{Op}$  はアカムシユスリカの  $r_p^{Op}$  に比べて有意に低かった ( $P < 0.01$ )。

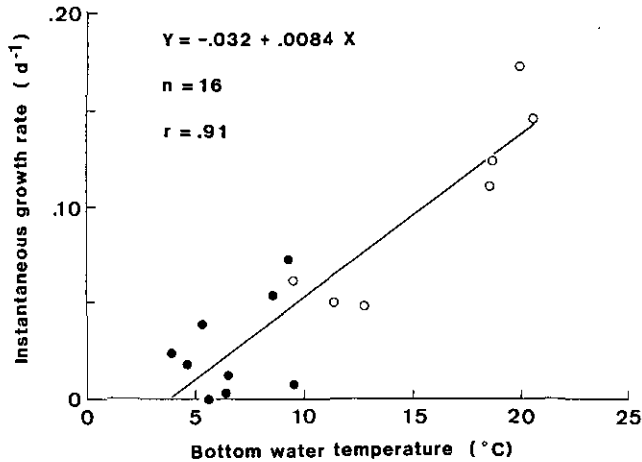


図 8 オオユスリカ 3–4 令中期幼虫の瞬間生長速度と底層水温との関係

Fig. 8 A relationship between the bottom water temperature and the instantaneous growth rate of larvae from the 3rd to middle 4th instar larvae in *Chironomus plumosus*

Open circles indicate generations 1 and 2, and solid circles indicate generation 3 of *C. plumosus*. The regression is Significant at 0.01 probability level.

(Modified from Iwakuma *et al.*, 1984)

### 3.3.3 アカムシユスリカとオオユスリカの種間関係

冬期におけるアカムシユスリカとオオユスリカの生産量の関係をプロットしたのが図9である。両者の間には相関がみられなかった。この理由として両種の低温域における生長速度の違い (図6及び図8)が考えられる。後述するようにアカムシユスリカの生産速度は年間で最も水温の下がる1月にピークを示すが、オオユスリカは1月の低温期には生長が低下していたためであろう。

## 3.4 ユスリカの呼吸速度

### 3.4.1 呼吸速度の表現

酸素法によって計られた呼吸速度を、呼吸商を1として炭素量に換算し、さらにユスリカの炭素重量で除して、体重当たりの呼吸速度として表す。このようにして得られた呼吸速度  $r_R$  ( $\text{gC gC}^{-1} \text{d}^{-1}$ , 以下  $\text{d}^{-1}$  と記す) は、ユスリカの体重  $w$  ( $\text{gC}$ ), 水温  $T$  ( $^{\circ}\text{C}$ ) 及び容存酸素濃度  $u$  ( $\text{gO}_2 \text{m}^{-3}$ ) の関数  $r_R(w, T, u)$

$$r_R(w, T, u) = r_{R_0} f_1(w) f_2(T) f_3(u) \quad (6)$$

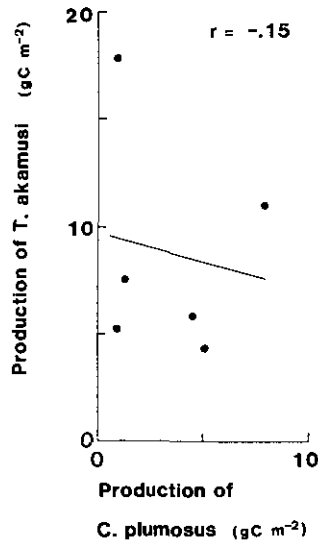


図 9 冬期のオオユスリカ (世代3) の生産量とアカムシユスリカ の生産量との関係

Fig. 9 A relationship between the larval productions of *Chironomus plumosus* (generation 3) and of *Tokunagayusurika akamusi* during the winter. (Modified from Iwakuma *et al.*, 1984)

で表すことができると考えられる。ただし  $r_R$  は温度  $T_0$ 、溶存酸素濃度  $u_0$  における体重  $w_0$  の幼虫の呼吸速度 ( $d^{-1}$ ) であり、 $f_1(w)$ 、 $f_1(T)$ 、 $f_3(u)$  は無次元である。

### 3.4.2 アカムシユスリカの呼吸速度

1982年1-2月に St.2で採集した2-4令幼虫について測定した結果、飽和溶存酸素下での幼虫の呼吸速度  $Y_w$  は幼虫の体重  $w$  に対して  $T=4.2^\circ\text{C}$  で

$$\log Y_w = -2.968 - 0.349 \log w \quad (n=15, r=0.374) \quad (7)$$

$T=8.2^\circ\text{C}$  で

$$\log Y_w = -2.768 - 0.355 \log w \quad (n=18, r=0.792) \quad (8)$$

$T=12.3^\circ\text{C}$  で

$$\log Y_w = -2.807 - 0.411 \log w \quad (n=22, r=0.882) \quad (9)$$

及び  $T=16.3^\circ\text{C}$  で

$$\log Y_w = -2.252 - 0.280 \log w \quad (n=16, r=0.779) \quad (10)$$

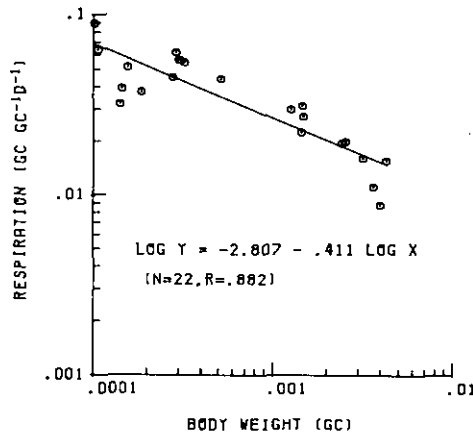


図 10 溶存酸素飽和のろ過湖水中のアカムシユスリカ幼虫の呼吸速度と体重との関係

Fig. 10 A relationship between weight-specific respiration of *Tokunagayusurika akamusi* larvae and the body weight in oxygen-saturated filtrated lake water at 12.3°C

Larvae were collected from the lake in January-February 1982.

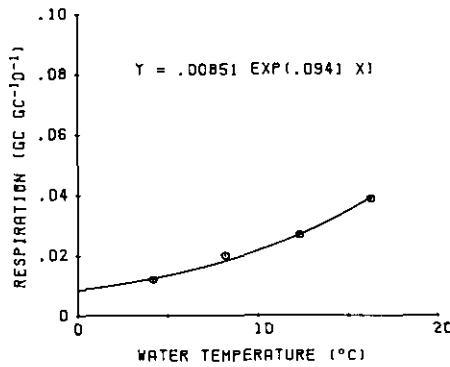


図 11 溶存酸素飽和のろ過湖水中のアカムシユスリカ幼虫の呼吸速度と水温との関係

Fig. 11 A relationship between weight-specific respiration of *Tokunagayusurika akamusi* larvae and water temperature in oxygen-saturated filtrated lake water

Respiration values were converted using equations(7)-(10) at body weight of 1 gC. A curve shows the fitted equation(12). Larvae were collected from the lake in January-February 1982.

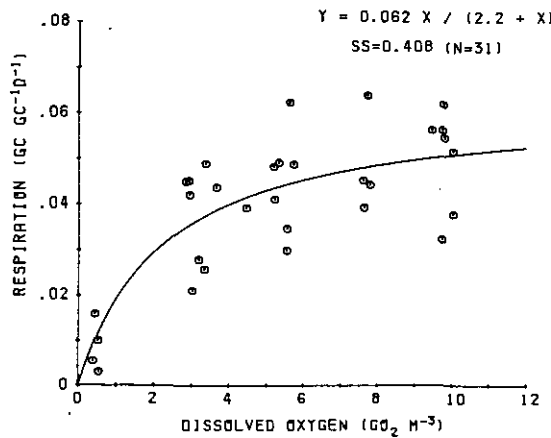


図 12 12.3°C のろ過湖水中のアカムシユスリカ幼虫の呼吸速度と溶存酸素濃度との関係

Fig. 12 A relationship between weight-specific respiration of *Tokunagayusurika akamusi* larvae and dissolved oxygen concentration at 12.3°C  
A curve shows the fitted equation(16). Larvae were collected from the lake in January-February 1982.

という関係が得られた。図 10 には  $T=12.3^{\circ}\text{C}$  の場合を示す。

基準体重を  $1\text{ mgC}$  とすると上記の各温度に対する呼吸速度  $Y_T$  は

$$\ln Y_T = -4.766 + 0.0941 T \quad (n=4, r=0.993) \quad (11)$$

又は

$$Y_T = 0.00851 e^{0.0941 T} \quad (12)$$

で表せた (図 11)。

溶存酸素濃度  $u$  に対する呼吸速度  $Y_u$  は、図 12 に示すように  $u$  に対して飽和型の反応を示した。飽和型の反応を記述する式にはいくつかあるが、パラメーター二つの式

$$Y = a + b \log X \quad (13)$$

$$Y = b (1 - e^{-aX}) \quad (14)$$

$$Y = bX / (a + X) \quad (15)$$

をそれぞれ当てはめてみたところ、残差平方和  $SS$  は(13)、(14)及び(15)式についてそれぞれ 0.51、0.51 及び 0.41 で Michaelis-Menten 型の(15)式が最も小さく、この式を当てはめることにした (図 12)。すなわち水温  $12.3^{\circ}\text{C}$  で、



$$Y_u = 0.0619 u / (2.22 + u) \quad (n=31, SS=0.41) \quad (16)$$

体重に対する呼吸速度の回帰こう配は水温により異なるという報告があるが (Ikeda, 1974), ここでは一定と考え、回帰式(7)-(10)の中で最も相関係数の高かった(9)式のこう配,  $-0.411$ , がどの水温に対しても成り立つとみなす。よって  $f_1(w)$  は

$$f_1(w) = (w/w_0)^{-0.411} \quad (17)$$

となった。また(12)式より

$$f_2(T) = e^{0.0941(T-T_0)} \quad (18)$$

となった。ただし  $T_0 = 12.3^\circ\text{C}$  である。溶存酸素に関しては、(16)式を用いて、水温  $T_0$  における飽和溶存酸素濃度  $u_0$  のときに  $f_3(u)$  が1になるようにパラメーター値を決定し、次のように表した。

$$f_3(u) = (1 + 2.22/u_0)u / (2.22 + u) \quad (19)$$

いま  $w_0 = 1 \text{ mgC}$ ,  $T_0 = 12.3^\circ\text{C}$ ,  $u_0 = 10.36 \text{ gO}_2\text{m}^{-3}$  とすると  $r_R$  は  $0.0267 \text{ d}^{-1}$  であるので、(6)式に対応してアカムシユスリカの呼吸速度  $r_R^{Ta}$  は最終的に

$$r_R^{Ta} = 5.96 \times 10^{-4} w^{-0.411} e^{0.0941 T} u / (2.22 + u) \quad (20)$$

で表せることになった。ただし、底泥中に潜り、休眠状態の幼虫については呼吸速度が異なるが、底泥深部の溶存酸素濃度が0に近いと考えれば、実用上は(20)式の表現で、アカムシユスリカの全生活史の呼吸を代表させてさしつかえないであろう。

### 3.4.3 オオユスリカの呼吸速度

溶存酸素飽和水中のオオユスリカ 3-4 令幼虫の呼吸速度  $Y_w$  と体重の関係を図 13 に示す。10月と5月の測定値を一緒にプロットし、水温  $15^\circ\text{C}$  で

$$Y_w = -2.211 - 0.245 \log w \quad (n=10, r=0.529) \quad (21)$$

となった。

水温の違いによるオオユスリカ幼虫の呼吸速度  $Y_T$  の変化を図 14 に示す。幼虫の体重は  $1-2.7 \text{ gC}$  であり、基準体重を  $1 \text{ gC}$  として補正を行ったのちプロットした。  $15^\circ\text{C}$  までは水温に依存して  $Y_T$  は上昇したが、  $15^\circ\text{C}$  以上では明りょうな温度依存性がみられなくなったので、Blackman の折れ線式に当てはめを行い次式を得た。

$$Y_T = \begin{cases} 0.0030 T & (T < 19.1^\circ\text{C}) \\ 0.0570 & (T > 19.1^\circ\text{C}) \end{cases} \quad (n=32, SS=0.59) \quad (22)$$

これは直線回帰の場合 (SS=0.62) よりも適合性が良かった。

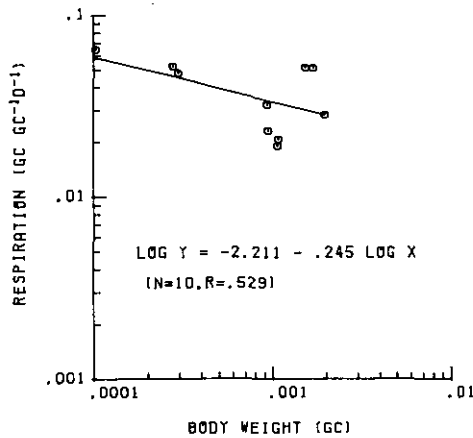


図 13 溶存酸素飽和のろ過湖水中のオオユスリカ幼虫の呼吸速度と体重との関係  
 Fig. 13 A relationship between weight-specific respiration of *Chironomus plumosus* larvae and the body weight in oxygen-saturated filtrated lake water at 15.0°C. Larvae were collected from the lake in October 1979 and January-February 1982.

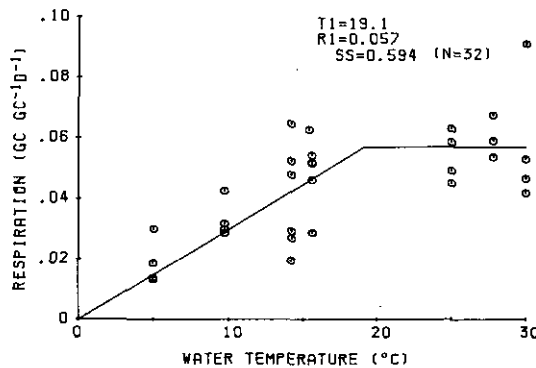


図 14 溶存酸素飽和のろ過湖水中のオオユスリカ幼虫の呼吸速度と水温との関係  
 Fig. 14 A relationship between weight-specific respiration of *Chironomus plumosus* larvae and the water temperature in oxygen-saturated filtrated lake water. Respiration values were converted using the regression slope of equation (21) at body weights of 1 gC. A curve shows the fitted equation (22). Larvae were collected from the lake in October 1979 and January-February 1982.

水温 15°C における溶存酸素濃度  $u$  に対するオオユスリカ幼虫の呼吸速度  $Y_u$  の関係を、アカムシユスリカの場合と同様に Michaelis-Menten 式に当てはめ次式を得た (図 15)。

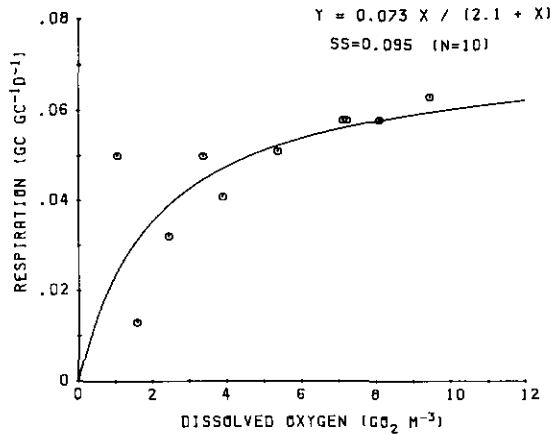


図 15 15.0°C のろ過湖水中のオオユスリカ幼虫の呼吸速度と溶存酸素濃度との関係

Fig. 15 A relationship between weight-specific respiration of *Chironomus plumosus* larvae and the dissolved oxygen concentration at 15.0°C  
A curve shows the fitted equation(23). Larvae were collected from the lake in October 1979 and January-February 1982

$$Y_u = 0.073 u / (2.13 + u) \quad (n=10, SS=0.095) \quad (23)$$

(23)式のパラメーター値 2.13(=半飽和定数)はアカムシユスリカの(19)式のパラメーター値 2.22 にほぼ同じで、両種は類似の呼吸特性を示していた。Jonasson (1972) は、底生動物の呼吸速度はある臨界溶存酸素濃度を境にしてそれ以下では溶存酸素の低下に伴い呼吸速度が大きく低下することを示し、この臨界溶存酸素濃度は、深底性の種の多くは 20%飽和濃度付近にあり沿岸帯の種より低い傾向があることを示した。霞ヶ浦のユスリカの呼吸特性の半飽和定数は、この深底性の種の臨界溶存酸素濃度に対応していると考えられる。

$f_1(w)$ ,  $f_3(u)$ はそれぞれ

$$f_1(w) = (w/w_0)^{-0.245} \quad (24)$$

$$f_3(u) = (1 + 2.13/u_0)u / (2.13 + u) \quad (25)$$

となり、 $r_R f_2(T)$ は

$$r_R f_2(T) = \begin{cases} 0.0030 T & (T \leq 19.1^\circ\text{C}) \\ 0.0570 & (T > 19.1^\circ\text{C}) \end{cases} \quad (26)$$

で表された。 $w_0 = 1 \text{ mgC}$ ,  $u_0 = 9.76 \text{ mgO}_2 \text{ m}^{-3}$  ( $T_0 = 15^\circ\text{C}$ ) とすると  $r_R^{\text{C}}$  は次式のようにになった。

$$r_R^{CP} = \begin{cases} 6.73 \times 10^{-4} w^{-0.245} Tu / (2.13 + u) & (T \leq 19.1^\circ\text{C}) \\ 0.0128 w^{-0.245} u / (2.13 + u) & (T > 19.1^\circ\text{C}) \end{cases} \quad (27)$$

### 3.5 高浜入におけるユスリカの呼吸量と同化量

図 16 に 1981 年 10 月から 1983 年 10 月までの 2 年間の、St. 2 における底層の水温と溶存酸素濃度及び対応する  $f_2(T)$  と  $f_3(u)$  の値の変動を示す。アカムシユスリカの  $f_2(T)$  に対しては  $20^\circ\text{C}$  以上での値は与えていない。アカムシユスリカは泥温が  $20^\circ\text{C}$  以上になる 4 月から 9 月までは底泥の表層から 20 cm 以深に潜り休眠状態に入るため呼吸は考慮しなくて良いと考えられる。ユスリカの水温に対する反応は溶存酸素の変化に対する反応よりも敏感であった (図 16 c, d)。ただし図 16 d でアカムシユスリカとオオユスリカの曲線はほとんど重なりあっている。基準温度がアカムシユスリカとオオユスリカとで異なるが、オオユスリカの方が  $f_2(T)$  が低くなる傾向がみられた。

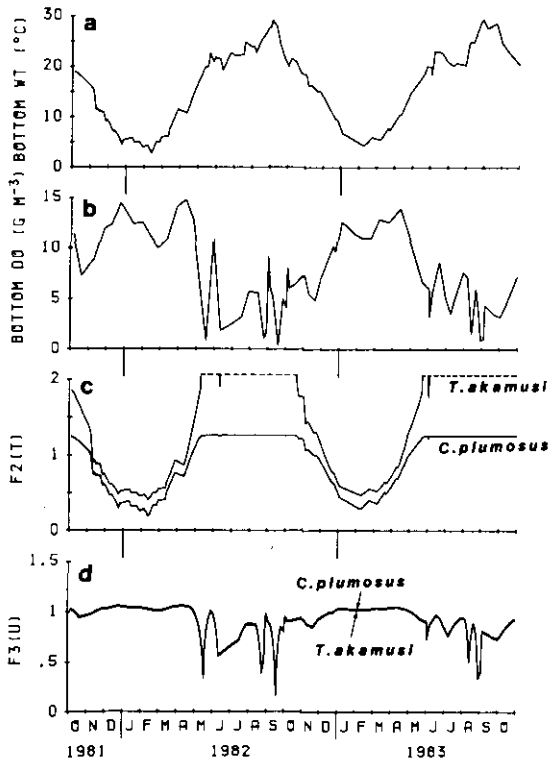


図 16 1981 年 10 月から 1983 年 10 月までの 2 年間の高浜入 St. 2 における底層水温 (a)、底層溶存酸素濃度 (b)、 $f_2(T)$  値(c)、及び  $f_3(u)$  値 (d) の変動  
 Fig. 16 Changes in bottom water temperature (a), dissolved oxygen concentration at bottom (b),  $f_2(T)$  values for *Tokunagayusurika akamusi* and *Chironomus plumosus* (c), and  $f_3(u)$  values for the two species (d) at Station 2 in Takahamairi Bay over a period of 2 y from October 1981 to October 1983

溶存酸素に対する呼吸速度の反応は両種とも飽和型であったため(図 12, 図 15),  $f_3(u)$ は夏期に溶存酸素濃度が低下しても, 0.5 以下になることは少なかった(図 16 d)。

水温, 溶存酸素, ユスリカ個体重及び個体数のデータを直線補間し1日ごとの呼吸量を算出し, 月平均値を計算した。図 17 にアカムシユスリカの2年間の生産諸量の変動を, 月ごとの平均値で示す。現存量  $B$  は底泥中で活動中の量として, 深さ 20 cm までに分布する量として示した。呼吸量  $R$  の算出はこの  $B$  に基づいている。生産量  $P$  は野外データより求め, 同化量  $A$  は  $P$  と  $R$  の和として求めた (Klekowski & Duncan, 1975)。また羽化量  $E$  と死亡量  $M$  は

$$E + M = P - \Delta B \quad (28)$$

で表される。ただし  $\Delta B$  はその月の現存量の増加量である。 $P, A$  ともに1月にピークを示していた。 $E + M$  は10, 11月に高く, 生産量の高い1-2月には  $E + M$  が低かった点が注目される。ま

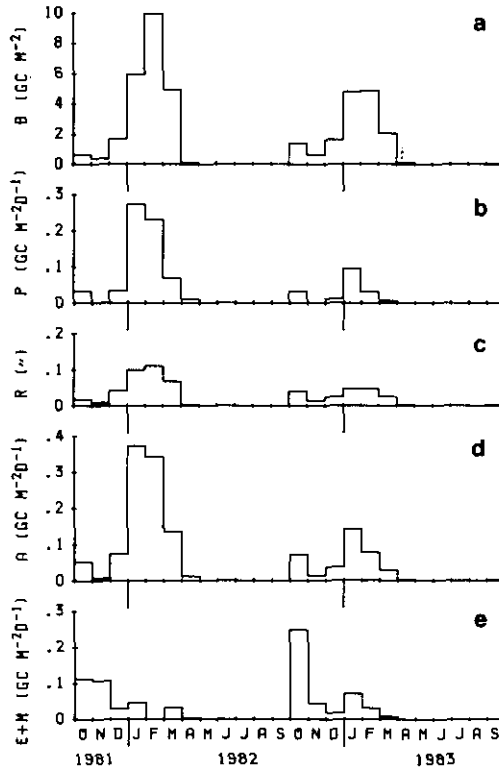


図 17 1981年10月から1983年9月までの2年間の高浜入 St. 2 におけるアカムシユスリカの生産諸量の月平均値

Fig. 17 Monthly averaged values of production parameters for *Tokunagayusurika akamusi* at Station 2 in Takahamairi Bay over a period of 2 y from October 1981 to September 1983

a : Biomass ( $\text{gC m}^{-2}$ ); b : Production ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ); c : Respiration ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ); d : Assimilation ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ); e : Emergence and mortality ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ).

た羽化のピーク前の10月に  $E+M$  が高く、これはアカムシユスリカが羽化前に底泥表層で底生魚類、甲かく類に捕食されたためと考えられる (Iwakuma & Yasuno, 1983)。

図 18 にはオオユスリカの2年間の生産諸量の月ごとの平均値の変動を示した。現存量は底泥中40 cm までの量を底泥中で活動中の量として表示した。生産量、同化量とも5月にピークを示したが、1982年は12月にもピークを示した。呼吸速度は必ずしも生産速度の変動とは一致しなかった。

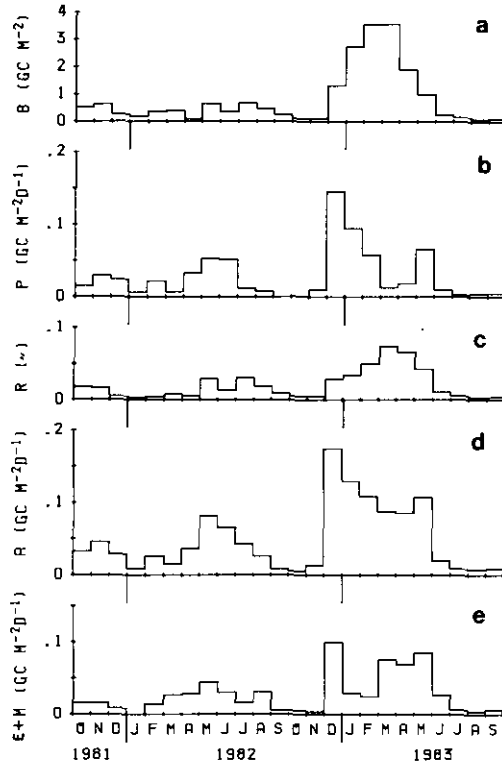


図 18 1981年10月から1983年9月までの2年間の高浜入 St. 2 におけるオオユスリカの生産量の月平均値

Fig. 18 Monthly averaged values of production parameters for *Chironomus plumosus* at Station 2 in Takahamairi Bay over a period of 2 y from October 1981 to September 1983

a : Biomass ( $\text{gC m}^{-2}$ ); b : Production ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ); c : Respiration ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ );  
d : Assimilation ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ); e : Emergence and mortality ( $\text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ).

### 3.6 ユスリカの羽化量と羽化時の死亡量

底泥中で夏眠したアカムシユスリカは、10-11月に底泥表層で蛹化し、水面に浮上して羽化をするが、このときには魚類等の捕食圧にさらされる。10-11月の羽化量+死亡量の増加について

は既に図 17 e で示した。ユスリカの羽化時の物質収支については一部報告済みであるが(Iwakuma & Yasuno, 1983, 1984), 表 7 に 1978 年と 1982 年のデータを加えて整理をした。1978 年の羽化前の幼虫個体数と、羽化量については過少推定であると考えられる。ユスリカ成虫の重量は、1981 年のアカムシユスリカの成虫と老熟幼虫の乾燥重量比,  $2.91/4.47=0.65$  (Iwakuma & Yasuno, 1983)を用いて求めた。

表 7 1978-1982 年の高浜入数地点におけるユスリカ羽化期の物質収支  
 Table 7 Balance of emergence and mortality of chironomids during the period of adult emergence at different sites in Takahamairi Bay during 1978-1982. Values are in  $gC\ m^{-2}$ . Percentage of emergence or mortality of the difference in biomass during the period of emergence is shown in parenthesis

	<i>Tokunagayusurika akamusi</i>				<i>Chironomus plumosus</i>
	St.1 1978	St.1 <sup>a</sup> 1981	St.2 <sup>a</sup> 1981	St.2 1982	St.2 <sup>b</sup> 1982
Larval biomass before emergence	4.3	5.8	9.7	13.5	0.8
Larval biomass remaining	1.1	2.8	2.9	3.1	0.1
Difference	3.2(100)	3.0(100)	6.8(100)	10.4(100)	0.7(100)
Emergence	0.3 (10)	0.3 (9)	1.3 (18)	1.4 (13)	0.2 (27)
Exuvial skins	0.2 (6)	0.1 (5)	0.6 (9)	0.7 (7)	0.1 (16)
Predation mortality	2.7 (84)	2.6 (86)	4.9 (73)	8.3 (80)	0.2 (24)
Benthic fish & crustaceans	ND <sup>c</sup>	0.7 (25)	1.1 (16)	ND	ND
Other fish	ND	1.9 (75)	3.8 (57)	ND	ND
Natural mortality	ND	0.0 (0)	0.0 (0)	0.0 (0)	0.2 (33)

a Iwakuma & Yasuno (1983)

b May-June 1982, Iwakuma & Yasuno (1984)

c No data

アカムシユスリカは 10-11 月の羽化期に幼虫の約 38% (n=7, 1978-1982 年の St.1, 1', 2, 9 での平均値)は羽化せずに底泥中に残る。羽化時期に減少したアカムシユスリカの現存量のうち、成虫となって湖外に出る量は 9-18%の  $0.3-1.4\ gC\ m^{-2}$ であった。成虫の性比 ( $\delta / (\delta + \text{♀})$ )は 0.50 であった (Iwakuma & Yasuno, 1983)。1981 年の調査によりアカムシユスリカ幼虫現存量の減少量のうち 16-25% ( $0.7-1.1\ gC\ m^{-2}$ )は底生魚類, 甲かく類による捕食であり, 残りは蛹となって浮上する際に他の遊泳性の魚類により捕食されたと推定された。実に羽化時期の幼虫現存量の減少量のうち約 80%は捕食により高次の栄養段階に移行していた。

オオユスリカの場合、羽化量は羽化時期の幼虫現存量の減少量の約27%で、アカムシユスリカよりも羽化率が高い傾向を示した。魚類等による捕食量はアカムシユスリカよりも少なく、幼虫現存量の減少量の約24%であった。また自然死亡(底泥中で死亡個体の確認されたもの)が多かった点が注目される。

### 3.7 霞ヶ浦高浜入におけるユスリカにかかわる炭素の循環

3.3 から 3.6 までの結果より、高浜入における季節別のユスリカにかかわる炭素の循環を表 8 にまとめた。1981 年 10 月から 1983 年 9 月までの 2 年間のデータに基づき、1-3 月、4-6 月、7-9 月及び 10-12 月の平均値を求めた。平均現存量は活動性が高いと考えられる幼虫について、すな

表 8 1981 年 10 月から 1983 年 9 月までの高浜入 St. 2 におけるユスリカの季節別生産量

Table 8 Summary of production of chironomids at Station 2 in Takahamairi Bay during October 1981-September 1983

Period	Mean biomass (gC m <sup>-2</sup> )	Production (gC m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )			Emergence and Mortality (gC m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		
		Production	Respiration	Assimilation	Emergence <sup>a</sup>	Predation	Natural mortality
<i>Tokunagayusurika akamusi</i>							
Jan.-Mar.	5.42	.115	.066	.181	.0	.0	.029 <sup>b</sup>
Apr.-Jun.	.02	.002	.002	.004	.0	.0	.0
Jul.-Sep.	.0	.0	.0	.0	.0	.0	.0
Oct.-Nov.	1.03	.007	.023	.030	.022	.072	.0
Annual	1.62	11.2 <sup>c</sup>	8.1 <sup>c</sup>	19.3 <sup>c</sup>	2.0 <sup>c</sup>	6.6 <sup>c</sup>	2.6 <sup>c</sup>
<i>Chironomus plumosus</i>							
Jan.-Mar.	1.81	.019	.029	.048	.0	.0	.010
Apr.-Jun.	.70	.020	.027	.047	.012	.007	.009
Jul.-Sep.	.55	.002	.011	.013	.004	.002	.003
Oct.-Nov.	.49	.015	.013	.028	.004	.002	.003
Annual	.89	5.1 <sup>c</sup>	7.2 <sup>c</sup>	12.3 <sup>c</sup>	1.8 <sup>c</sup>	1.0 <sup>c</sup>	2.3 <sup>c</sup>
Total							
Jan.-Mar.	7.23	.134	.096	.229	.0	.0	.039 <sup>b</sup>
Apr.-Jun.	.72	.022	.029	.051	.012	.007	.009
Jul.-Sep.	.55	.002	.011	.013	.004	.002	.003
Oct.-Nov.	1.53	.022	.036	.058	.026	.074	.003
Annual	2.51	16.3 <sup>c</sup>	15.3 <sup>c</sup>	31.6 <sup>c</sup>	3.8 <sup>c</sup>	7.6 <sup>c</sup>	4.9 <sup>c</sup>

a Including exuvial skins

b Mainly natural mortality, partly predation mortality

c gC m<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup>



わちアカムシユスリカでは底泥 0-20 cm に、オオユスリカについては底泥 0-40 cm に存在する量を平均して求めた。したがって活動性の高いと考えられるアカムシユスリカの年平均現存量は  $1.62 \text{ gC m}^{-2}$  となり、底泥中の全幼虫の年平均現存量の  $9.0 \text{ gC m}^{-2}$  (表 5) の約 18% であった。アカムシユスリカの 1-3 月の死亡量は捕食死と自然死の区別がつけられないが、死亡量の多い 1-2 月 (図 17e) が平均水温  $4.5-5.7^\circ\text{C}$  であるので (表 5)、捕食死より自然死亡の割合が高いと思われる。捕食者の一種であるテナガエビ *Macrobrachium nipponense* はアカムシユスリカを餌とした場合、水温  $4^\circ\text{C}$  で捕食速度は 0 に低下している (Iwakuma & Yasuno, 1983)。オオユスリカについては 4-12 月の羽化量と死亡量は、表 7 の羽化期のデータを用いて推定した。1-3 月についてはアカムシユスリカと同様に死亡の大部分は自然死亡によるものと推定した。ユスリカ全体の生産は 1-3 月  $>$  4-6 月, 10-12 月  $>$  7-9 月となり冬に高く夏に低かったが、捕食死は 10-12 月  $>$  4-6 月  $>$  7-9 月  $>$  1-3 月で秋のアカムシユスリカの捕食死が特に高かった。羽化量は 4-6 月と 10-12 月に高かった。霞ヶ浦では植物プランクトンの生産が高い夏期の 7-9 月には、ユスリカにかかわる炭素の循環量は、他の時期に比べて低いことが分かった。ユスリカの雌成虫は湖面に産卵し湖上で死ぬ確率が高いが、雄成虫は湖の外に飛び去り有機物の除去に寄与すると考えられる。ユスリカの性比は 0.5 であり、雄の平均体重は雌の約  $2/3$  であるので、羽化量の約 40% が有機物の除去量と考えられる。すなわち  $3.8 \text{ gC m}^{-2}$  の約 40% の  $1.5 \text{ gC m}^{-2}$  の有機物が湖の系外に取り去られていると推定された。また魚類群集へ年間  $7.6 \text{ gC m}^{-2}$  の餌を主に秋に供給していると推定された。

### 3.8 オオユスリカ幼虫による無機栄養塩の湖内への回帰

霞ヶ浦の底泥を入れたコアにオオユスリカ幼虫を加えると、幼虫を入れないコアと比較して、 $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度及び  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度が上昇することが観察されたが、 $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  については顕著な増加が観察されなかった (細見・須藤, 1984)。栄養塩濃度の増加のこう配から、オオユスリカの体重当たりの栄養塩溶出速度を求めたのが図 19 である。 $\text{PO}_4\text{-P}$  及び  $\text{NH}_4\text{-N}$  のいずれとも  $20^\circ\text{C}$  以上で溶出速度が高められる傾向があった。 $\text{PO}_4\text{-P}$  と  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度  $Q_P$  及び  $Q_N$  ( $\text{mg gC}^{-1} \text{ larva d}^{-1}$ ) は体重  $2.3 \text{ mgC}$  の幼虫について、水温  $T(^{\circ}\text{C})$  により

$$Q_P = \begin{cases} -0.69 + 0.0347 T & (T \geq 19.9^\circ\text{C}) \\ 0 & (T < 19.9^\circ\text{C}) \end{cases} \quad (29)$$

$$Q_N = \begin{cases} -7.1 + 0.561 T & (T \geq 12.7^\circ\text{C}) \\ 0 & (T < 12.7^\circ\text{C}) \end{cases} \quad (30)$$

で表された (図 19)。

動物プランクトンやカキではリンの排せつ速度は呼吸速度に比例している (Satomi & Pomeroy, 1965)。そこでオオユスリカの存在による栄養塩の溶出速度は呼吸速度と同様に体重と溶存酸素に関して (24), (25) 式が成り立つと考え、(29), (30) 式と組み合わせて、高浜入における栄養塩溶

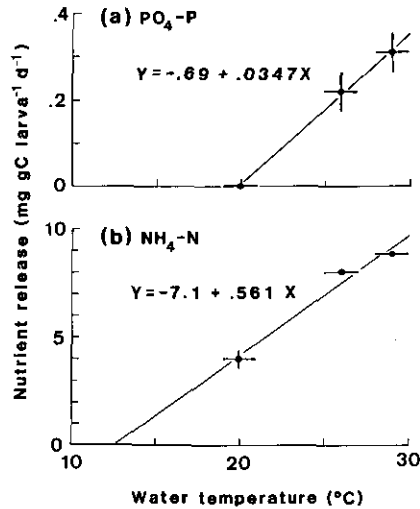


図 19 実験室内の溶存酸素飽和状態でのオオユスリカ幼虫による底泥からの栄養塩回帰量の水温との関係

Fig. 19 Laboratory results of nutrient release rate from sediment at oxygen saturation by *Chironomus plumosus* larvae as a function of water temperature  
a : Soluble reactive phosphorus ; b : Ammonium nitrogen.  
Vertical and horizontal bars indicate the range.

出量を算定したのが図 20 である。水温、溶存酸素、オオユスリカ個体重及び個体数のデータは直線補間をし、1 日ごとに計算を行った。PO<sub>4</sub>-P の溶出期間は 5 月中旬から 10 月中旬までであるが、最大溶出速度は与えられた条件下では約 0.1 mgP m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> であった。また NH<sub>4</sub>-N の溶出する期間は PO<sub>4</sub>-P よりやや長く、5 月初めから 10 月末までで、最大溶出速度は約 5.5 mgN m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> であった。

#### 4. 考察

##### 4.1 底生動物の湖内分布の特色

アカムシユスリカは霞ヶ浦全域での底生動物現存量の約 84% を占め、高浜入、土浦入、三又沖及び牛堀沖のいずれの水域にもほぼ同量分布していた (表 4)。特に玉造沖、出島村牛渡沖及び麻生沖には 10 gC m<sup>-2</sup> 以上 (底泥表層 0-10 cm) の高密度帯が存在した (図 2 a)。これらの高密度帯の付近では小割式の養殖漁業が盛んで、網いけすが多数配置している (茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所, 1979)。給餌による有機物の負荷は流入負荷の 11-20% に相当する程大きい (相崎ら, 1981)、投入された餌の分解は速く、窒素では 65% が水中に回帰し (相崎ら, 1984)、いけす周辺

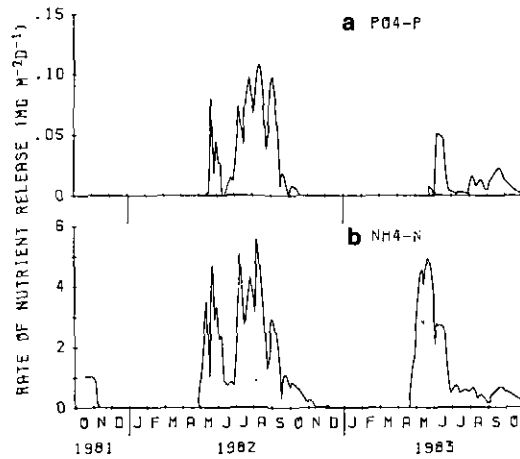


図 20 1981年10月から1982年9月までの2年間の高浜入 St. 2におけるオオユスリカ幼虫による底泥からの栄養塩回帰量

Fig. 20 Rates of nutrient release from sediment at Station 2 in Takahamairi Bay by the presence of *Chironomus plumosus* larvae over a period of 2 y from October 1981 to September 1983

a : Soluble reactive phosphorus ; b : Ammonium nitrogen.

Curves were calculated by the equations(24), (25), (29), and(30)using the data on number and body weight of larvae, bottom water temperature, and dissolved oxygen concentration at bottom.

の底泥への有機物の集積は少ない(浜田ら, 1979)。アカムシユスリカの湖内分布は底泥中の有機物含量と高い相関を示したが(表3), 麻生沖の高密度帯の底泥の有機物含量は必ずしも高くなく(図1b), 他の要因を考えないとアカムシユスリカの集積の説明がつかない。

アカムシユスリカ成虫は, オオユスリカや他のユスリカ成虫のように羽化後に一度岸に移り群飛をして交尾を行うのと異なり, 羽化した水面の付近に構造物があればそれにつかまり交尾をすることができる。翌日には約1500粒の卵塊を湖面に産卵する。したがって, いけす等の構造物はアカムシユスリカに交尾と産卵の場を提供し, 幼虫の物理的な集積をもたらすものと考えられる。土浦入では他の水域と比較して, オオユスリカ幼虫とイトミミズの現存量が特に低かった(図2b, 2c, 表4)。土浦入を中心とした砂利採取の底泥しゅんせつ作業は, 作業中の付近の底生動物には影響を与え, 現存量を低くさせていたと考えられる(図1a, 図2b, 2c)。琵琶湖南湖では底泥を10m以上も深く掘ることにより夏期には底層が無酸素状態になり, 底生動物の現存量が非常に少なくなるが, それでも冬期にはイトミミズとユスリカ(多分アカムシユスリカが中心であろう)の現存量は回復するという(寺島・上田, 1982)。また底泥のしゅんせつ作業後はすぐに元の底生動物相が回復することが知られており(Andersson *et al.*, 1975; McCauley *et al.*, 1977), 底泥しゅんせつだけが土浦入全体でのイトミミズとオオユスリカの現存量を低下させた理由とは考えにくい。さらに, いくつかの富栄養湖では, 底泥しゅんせつ, 流入負荷削減, 温度成層の破壊等

による湖の水質回復を行うと、イトミミズ及びオオユスリカの現存量がさらに増加することが確認されている (Andersson *et al.*, 1975; Willén, 1975; Wielgosz, 1983)。これらの湖では夏期のラン藻類の発生低下とイトミミズ及びオオユスリカの増加が関連しているようである。土浦入における底生動物の現存量低下が、他水域との水質の違いを反映している可能性もあるので、今後の解明を待ちたい。

#### 4.2 ユスリカの生産量、 $P/B$ 比及びエネルギー転換効率

アカムシユスリカは年1世代である。アカムシユスリカの新世代幼虫の年間の  $P/B$  比は 1977-1983 年を平均して、3.1であった(表5)。またオオユスリカは年に2-3世代であるので世代時間は約0.33-0.5年であり、年間の  $P/B$  比は 1977-1983 年を平均して、5.9であった。したがって世代当たりの  $P/B$  比はアカムシユスリカで3.1、オオユスリカで2.0-3.0であった。Waters(1969)は淡水無脊椎動物の世代当たりの  $P/B$  比は中央値を3.5として2.5-5.0の間の値をとることを示し、また Parsons *et al.* (1977)は55組の実測値から回帰をとり世代時間が1年であれば  $P/B$  比は3.5であることを示した。霞ヶ浦のユスリカの世代当たりの  $P/B$  比はこれらの報告の値と大きく異なっていない。

1977-1983年の霞ヶ浦のユスリカの平均年生産量は  $15.3 \text{ gC m}^{-2}$ であった(表5, 6)。この生産量を、これまでに報告された湖の底生動物の生産量と比較すると、沿岸部で底生藻類を餌とする場合 (Kajak & Rybak, 1966; Lindegaard & Jónasson, 1979)よりは低いものの、沖帯、深底帯の生産量のどれよりも高かった (Morgan, 1980; Frank, 1982)。また世界共通種であるオオユスリカとの生産量で比較をしても、報告されている九つの湖沼の年平均値が  $3.4 \text{ gC m}^{-2}$ であり (Borutsky *et al.*, 1971; Potter & Learner, 1974; Mason, 1977; Frank, 1982; レンジは  $0.3-10.3 \text{ gC m}^{-2}$ , 乾重量値より換算), 霞ヶ浦の年平均値  $6.5 \text{ gC m}^{-2}$ は高いと言える。

1982-1983年の St.2における一次総生産量は  $627 \text{ gC m}^{-2}$ であった (高村ら, 1984)。この期間のユスリカの同化量は  $31.6 \text{ gC m}^{-2}$ で(表8)、一次から二次へのエネルギーの転換効率は5.0%となった。これまでの報告では、一次総生産からユスリカの同化量への転換効率は4.1% (Char湖, Welch, 1976)から21% (Esrom湖, Jónasson, 1972)と幅があり、比較のためには他の底生動物や動物プランクトンの生産量を考慮する必要がある。霞ヶ浦の St.2における動物プランクトンの生産量は、1981, 1982年の平均で  $111 \text{ gC m}^{-2}$ と推定されており (花里・安野, 1984; 乾重量値から0.5を乗じて換算), 一次生産産物のかなりの部分は動物プランクトンの生産と呼吸に移行していると考えられる。したがって霞ヶ浦では、残りの利用可能な餌からのエネルギー転換効率はさらに高いものと推定される。

以上より、霞ヶ浦のユスリカの高い二次生産と高い現存量は、植物プランクトンの高い一次生産が支えていると言えよう。

注目すべき点は、ユスリカ幼虫の生産の半分以上は冬期の1-3月にアカムシユスリカによって

行われていたということである(表8)。アカムシユスリカ幼虫は低温に適応しており、オオユスリカ幼虫と比較して、低温域での瞬間生長速度が有意に高く(図6, 図8), かつ純生長効率(=生産量/同化量)がオオユスリカの41%に対してアカムシユスリカでは58%と高く(表8), 冬期に高い生産を成すことができたと考えられる。

#### 4.3 ユスリカの湖内物質循環における役割

アカムシユスリカが霞ヶ浦の物質循環において果たしている主要な役割は、冬期に急速に生長し夏期に有機物を底泥中に保存し、秋の羽化期に高次の捕食者に有機物を受け渡すことと、羽化による湖中の有機物の除去であることはこれまでに指摘してきた(Iwakuma & Yasuno, 1984)。この点について本節では量的に考察してみよう。

霞ヶ浦(171 km<sup>2</sup>)の魚獲量は、イサザアミを除くと、1980及び1981年に約8000tであった(関東農政局茨城統計情報事務所, 1983)。これにコイの炭素量含有率0.12(国立栄養研究所国民栄養振興会, 1961)を乗じると5.6 gC m<sup>-2</sup>となる。ユスリカの被食量7.6 gC m<sup>-2</sup>(表8)は霞ヶ浦の魚獲量を上回っており、特に秋に被食量が高い(6.7 gC m<sup>-2</sup>, 表8)ことから、魚類の越冬個体群の重要な餌となっていると考えられる。このうちハゼやテナガエビ等の底生魚類による捕食量は約20%で、残りは遊泳性の魚類による捕食であると推定された(Iwakuma & Yasuno, 1983)。小沼ら(1984)は、霞ヶ浦の底生魚類、甲かく類のなかで現存量の高いチチブ *Tridentiger obscurus* は秋から冬にかけてユスリカを多く摂食し、1981年の10月から12月にかけては消化管内容物の半分以上が蛹を含むユスリカ(多分アカムシユスリカであろう)であることを報じている。また1981年4-6月にかけても、チチブの消化管内容物の約30%はユスリカであり(小沼ら, 1984), オオユスリカも羽化期に捕食されていることが示唆されている。

霞ヶ浦と類似の底生動物群集を有する諏訪湖では、9月末から11月中旬までの羽化期に2.7 gC m<sup>-2</sup>(乾重より0.5を乗じて換算)のアカムシユスリカが魚類により捕食されている(平出・沖野, 1983)。竹内・沖野(1982)によれば毎年この時期にはワカサギ *Hypomesus transpacificus* f. *nipponensis* の当才魚の成長が著しく、年によっては平均個体重が1か月に2倍以上に増加している。また10月のワカサギ当才魚の消化管内容物重量の80%以上はユスリカであった(竹内・沖野, 1982)。霞ヶ浦ではワカサギの魚獲量は諏訪湖程高くないが、他の魚種も含めて諏訪湖と同様の現象が起こっている可能性がある。

ユスリカの羽化による有機物の除去量を定量した例はあまり多くない。魚類の捕食圧のない酸化池では0.4-1.7 gC m<sup>-2</sup>(Kimerle & Anderson, 1971; Kcalに0.095を乗じて炭素量に換算)という高い例があるが、魚類の存在により羽化量は低下する(Hall et al., 1970)。霞ヶ浦では魚類の捕食圧が高いにもかかわらず、総計で1年にSt.2で3.6 gC m<sup>-2</sup>, 雄成虫だけを考えても1.5 gC m<sup>-2</sup>の有機物が除去されることが分かった。表4により湖内全体の除去量を推定すると、アカムシユスリカとオオユスリカの合計の現存量を用いて、 $11.8/15.2 \times 1.5 = 1.2 \text{ gC m}^{-2}$ となった。

これを表1の値を用いてリン量と窒素量に換算すると、湖全体で4.6tのリン及び46tの窒素を除去していたことになった。

#### 4.4 ユスリカの栄養塩溶出への寄与

オオユスリカの存在による底泥からの栄養塩の回帰量は、1981-1983年の高浜入について、 $\text{PO}_4\text{-P}$  で約  $0.1 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$  で約  $5.5 \text{ mgN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  と推定された (図20)。霞ヶ浦で観測される底泥からの  $\text{PO}_4\text{-P}$  及び  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度は、それぞれ  $1-10 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  及び  $69-134 \text{ mgN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  である (細見・須藤, 1984)。これらの観測値の最大値と比較すると、オオユスリカの栄養塩溶出に対する比率はたかだか  $\text{PO}_4\text{-P}$  で1%、 $\text{NH}_4\text{-N}$  で4%となり、1981-1983年の栄養塩溶出に対するオオユスリカの寄与は、特にリンでは高くないと考えられる。ただし、1981-1983年の夏期のオオユスリカ現存量は、1977-1983年に観測された最大現存量、約  $5 \text{ gC m}^{-2}$  (図7) の20%未満であった (図18) ため、実現可能な溶出量はこれより高い可能性がある。福原 (1981) は諏訪湖底泥を用いてオオユスリカ幼虫の存在による  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度を  $20-23^\circ\text{C}$  で測定し、 $34-50 \text{ mgN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  という、霞ヶ浦より約1桁高い速度を得ている。リンの溶出に関しては、オオユスリカを用いた場合に全リンで  $0.4$  から  $8.9 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Trummen 湖並びに Vombsjön 湖, Granéli, 1979), *Chironomus tentans* を用いた場合に  $\text{PO}_4\text{-P}$  で  $7.5 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Mendota 湖, Gallepp, 1979), 羽化期のユスリカ幼虫 (種名不詳) を含んだコアで  $53-68 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  の  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出 (Mendota 湖, Holdren & Armstrong, 1980) 等が報告されているが、差が大きすぎるので比較は難しい。

Satomi & Pomeroy (1965) は動物プランクトンやカキなどの呼吸速度と  $\text{PO}_4\text{-P}$  の排せつ速度には相関があることを見だし、O:P比は72(動物プランクトン)から265(カキ)の間の値をとることを示した。Gardner *et al.* (1981) は、主に *Chironomus anthracinus* より成るユスリカ混合集団(平均乾重量  $1.21 \text{ mg}$ )の無機態リンの排せつ速度を測定し、 $20^\circ\text{C}$  で  $0.51-0.60 \text{ mgP g}^{-1} \text{ d}^{-1}$  を得た。*C. anthracinus* の  $20^\circ\text{C}$  における呼吸速度は  $80 \text{ mgO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$  である (Berg *et al.*, 1962; Jónasson, 1972; 湿重量  $8 \text{ mg}$  から含水率  $85\%$  を引き、乾重量  $1.2 \text{ mg}$  と推定した) ので、この種の O:P比は  $260-300$  である。霞ヶ浦では、溶存酸素飽和状態でのオオユスリカ幼虫の呼吸速度は、 $19.1^\circ\text{C}$  以上で  $0.057 \text{ gC gC}^{-1} \text{ d}^{-1} = 0.152 \text{ gO}_2 \text{ gC}^{-1} \text{ d}^{-1}$  であった (式(22))。O:P比を *C. anthracinus* と同じく  $260-300$  とし、1982年8月のオオユスリカの現存量  $0.5 \text{ gC m}^{-2}$  を与えると、 $\text{PO}_4\text{-P}$  の排せつ速度は  $0.5-0.6 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  となり、図20に示した1982年8月の溶出速度  $0.1 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  の約5-6倍となった。またオオユスリカの最大現存量  $5 \text{ gC m}^{-2}$  のときの  $\text{PO}_4\text{-P}$  の排せつ速度は  $5-6 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  見積もられた。オオユスリカは最大のポテンシャルとしては  $5-6 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  の  $\text{PO}_4\text{-P}$  排せつ速度をもっているが、実際は現存量が少なかったり、排せつされたリンが底質に吸着されたりすることにより、底泥からの回帰量は少なくなるものと考えられる。

実験期間が1日までであれば、ユスリカ幼虫のリン排せつ速度は、消化管内容物の有無には左右されないとの報告もあるが(Gardner *et al.*, 1981), 今回の溶出実験では、1週間の間、オオユスリカには新鮮な餌を供給していなかった。実験期間が長かった点では幼虫の代謝速度に影響を及ぼしている可能性があり、今後の検討課題である。また、容器の中の幼虫数が増えると巣穴が連結し、栄養塩溶出速度が頭打ちになるという報告もあるので(福原, 1981), 今後は底泥の深さも更に深くして実験を行う必要があると考えられる。

## 5. まとめ

霞ヶ浦の底生動物の現存量の約89%は2種のユスリカ、アカムシユスリカとオオユスリカによって占められていた。高浜入におけるユスリカにかかわる物質循環では、羽化、すなわち有機物の除去と捕食死、すなわち高次の栄養段階への物質の受渡しが重要であった。底泥からのリン溶出に対するユスリカの寄与は小さかった。

1982年3月の霞ヶ浦全域における底生動物の平均現存量はアカムシユスリカ、オオユスリカ、Tanypodinae及びイトミミズについてそれぞれ9.9, 1.9, 0.01及び1.5 gC m<sup>-2</sup>であった。アカムシユスリカは湖全体に分布し、その現存量は底泥の有機物含量と高い相関があった。オオユスリカの分布は水深と相関があり、底泥の有機物含量とは相関がみられなかった。土浦入ではオオユスリカとイトミミズの現存量が特に少なかった。

1977-1983年の高浜入におけるアカムシユスリカの年平均現存量( $B_a$ ), 年生産量( $P_a$ )及び $P_a/B_a$ 比はそれぞれ5.7 gC m<sup>-2</sup>, 8.8 gC m<sup>-2</sup>及び1.6であった。オオユスリカについてはそれぞれ1.2 gC m<sup>-2</sup>, 6.5 gC m<sup>-2</sup>及び5.9であった。2種のユスリカの生産量の間には相関がみられなかった。4-10°Cのアカムシユスリカの瞬間生長速度はオオユスリカのそれより有意に高く、冬期の高い生産をもたらしていた。

1981年10月から1983年9月までの高浜入でのユスリカの年平均羽化量及び捕食死量は3.8及び7.6 gC m<sup>-2</sup>であった。そのうちアカムシユスリカが秋に捕食される量は6.6 gC m<sup>-2</sup>であった。

ユスリカの呼吸量は体重、溶存酸素量及び水温の関数で表現できた。1981年10月から1983年9月までの同化量はアカムシユスリカが年で19.3 gC m<sup>-2</sup>, オオユスリカが年で12.3 gC m<sup>-2</sup>であった。アカムシユスリカの純生長効率(58%)はオオユスリカのそれ(41%)より高かった。

オオユスリカによる底泥からの栄養塩溶出は水温の一次関数で表せた。1981年10月から1983年9月までの高浜入でのオオユスリカによる溶出量を推定したところ、リン酸態リンで最大0.1 mgP m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, アンモニア態窒素で最大5.5 mgN m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>であった。

## 謝 辞

本研究のうちオオユスリカによる底泥からの栄養塩溶出実験は国立公害研究所水質土壌環境部細見正明研究員との共同研究の一部である。野外調査には全域調査グループの諸氏及び筑波大学

環境科学系 楠岡泰男氏の協力をいただいた。国立公害研究所計測技術部室長 大槻晃博士は底生動物のリン含量を測定して下さった。藤沢智子氏, 佐藤浩子氏, 米山邦子氏, 平田陽子氏には試料の拾い出しと計測を手伝っていただいた。以上の諸氏に深く感謝の意を表する。

## 引用文献

- 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支。国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 281-307.
- 相崎守弘・串田克則・赤羽政亮 (1984) : コイの小割式養殖業からの栄養塩負荷。国立公害研究所研究報告, 第 50 号, 103-117.
- Andersson, G., H. Berggren and S. Hamrin (1975) : Lake Trummen restoration project. III. Zooplankton, macrobenthos and fish. Verh. Int. Ver. Limnol., 19, 1097-1106.
- Berg, K., P. M. Jónasson and K. W. Ockelmann (1962) : The respiration of some animals from the profundal zone of a lake. Hydrobiologia, 19, 1-39.
- Borutski, E. V., N. Yu. Sokolova and E. A. Yablonskaya (1971) : A review of Soviet studies into production estimates of chironomids. Limnologica, 8, 183-191.
- Frank, C. (1982) : Ecology, production and anaerobic metabolism of *Chironomus plumosus* L. larvae in a shallow lake. I. Ecology and production. Arch. Hydrobiol., 94, 460-491.
- 福原晴夫 (1981) : 底質における底生動物と微生物および無機環境との相互関係について。国立公害研究所調査報告, 第 16 号, 52-61.
- Gallepp, W. G. (1979) : Chironomid influence on phosphorus release in sediment-water microcosms. Ecology, 60, 547-556.
- Gardner, W. S., T. F. Nalepa, M. A. Quigley and J. H. Malczyk (1981) : Release of phosphorus by certain benthic invertebrates. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38, 978-981.
- Granéli, W. (1979) : The influence of *Chironomus plumosus* larvae on the exchange of dissolved substances between sediment and water. Hydrobiologia, 66, 149-159.
- Hall, D. J., W. E. Cooper and E. E. Werner (1970) : An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. Limnol. Oceanogr., 15, 839-928.
- 浜田篤信・外岡健夫・山崎耿二郎・光田三男 (1979) : 綱生管養殖の負荷量の算定と対策。茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第 16 号, 45-63.
- 花里孝幸・安野正之 (1984) : 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産 (1981-1982)。国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 57-72.
- 平出 保・沖野外輝夫 (1983) : 諏訪湖湖内の有機物収支におよぼすユスリカ類の影響。「環境科学」研究報告集, B 168-R 12-8, 31-41.
- Holdren, G. C. and D. E. Armstrong (1980) : Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. Environ. Sci. Technol., 14, 79-87.
- 細見正明・須藤隆一 (1984) : 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について——高浜入を中心として——。国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 191-217.
- 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1979) : 霞ヶ浦北浦における養殖業の現状。13 p.
- Ikeda, T. (1974) : Nutritional ecology of marine zooplankton. Mem. Fac. Fish. Hokkaido Univ., 22, 1-97.
- 岩熊敏夫・安野正之 (1981 a) : 霞ヶ浦生態系の物質循環における底生動物の役割。国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 171-179.



- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1981b) : Chironomid populations in highly eutrophic Lake Kasumigaura. Verh. Int. Ver. Limnol., **21**, 664-674.
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1983) : Fate of the univoltine chironomid, *Tokunagayusurika akamusi* (Diptera : Chironomidae), at emergence in Lake Kasumigaura, Jpn. Arch. Hydrobiol., **99**, 37-59.
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1984) : The role of zoobenthos in a shallow eutrophic lake. Proc. Regional Workshop on Limnology and Water Resources Management in Developing Countries of Asia and the Pacific, Kuala Lumpur (in press).
- Iwakuma, T., M. Yasuno and Y. Sugaya (1984) : Chironomid production in relation to phytoplankton primary production in Lake Kasumigaura, Japan. Verh. Int. Ver. Limnol., **22** (in press).
- Jónasson, P. M. (1972) : Ecology and production of profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. Oikos Suppl., **14**, 1-148.
- Kajak, Z. and J. I. Rybak (1966) : Production of some trophic dependences in benthos against primary production and zooplankton production of several Masurian Lakes. Verh. Int. Ver. Limnol., **16**, 441-451.
- 関東農政局茨城統計情報事務所 (編) (1983) : 茨城農林水産統計年報. 茨城農林水産統計協会, 321 p.
- Kimerle, R. A. and N. H. Anderson (1971) : Production and bioenergetic role of the midge *Glyptotendipes barbipes* (Saeger) in a waste stabilization lagoon. Limnol. Oceanogr., **16**, 646-659.
- Klekowski, R. Z. and A. Duncan (1975) : Physiological approach to ecological energetics. In : Groszinski, W., R. Z. Klekowski and A. Duncan (eds.), Methods for Ecological Energetics, IBP Handbook 24, 15-64, Blackwell, Oxford-London-Edinburgh-Melbourne.
- 国立栄養研究所国民栄養振興会 (1961) : 食品栄養価要覧. 第1 出版社.
- Lindgaard, C. and P. M. Jónasson (1979) : Abundance, population dynamics and production of zoobenthos in Lake Mývatn, Iceland. Oikos, **32**, 202-227.
- McCauley, J. E., R. A. Parr and D. R. Hancock (1977) : Benthic infauna and maintenance dredging : a case study. Water Res., **11**, 233-242.
- Mason, C. F. (1977) : Populations and production of benthic animals in two contrasting shallow lakes in Norfolk. J. Anim. Ecol., **46**, 147-172.
- Morgan, N. C. (1980) : Secondary production. In : Le Cren, E. D. and R. H. Lowe-McConnell (eds.), The Functioning of Freshwater Ecosystems, Cambridge Univ. Press, Cambridge-London-New York-New Rochelle-Melbourne-Sydney, 247-340.
- Mundie, J. H. (1956) : Emergence traps for aquatic insects. Mitt. Int. Ver. Limnol., **7**, 1-13.
- 大森 信・池田 勉 (1976) : 動物プランクトン生態研究法. 共立出版, 東京, 299 p.
- 小沼洋司・高橋 惇・鈴木健二・藤富正毅 (1984) : 霞ヶ浦における底生動物の生産に関する研究—1—ハゼ類及びテナガエビの生態と現存量, 国立公害研究所研究報告, 第53号, 61-84.
- Parsons, T. R., M. Takahashi and B. T. Hargrave (1977) : Biological Oceanographic Processes, 2nd ed, Pergamon Press, Oxford-New York-Toronto-Sydney-Paris-Frankfurt, 332 p.
- Potter, D. W. B. and M. A. Learner (1974) : A study of the benthic macro-invertebrates of a shallow eutrophic reservoir in South Wales with emphasis on the Chironomidae (Diptera) ; their life-histories and production. Arch. Hydrobiol., **74**, 186-226.
- Satomi, M. and L. R. Pomeroy (1965) : Respiration and phosphorus excretion in some marine populations. Ecology, **46**, 877-881.
- 高村典子・岩熊敏夫・安野正之 (1984) : 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産の変動(1981-1983), 及びラン藻類の生産特性, 国立公害研究所研究報告, 第51号, 11-56.
- 竹内勝巳・沖野外輝夫 (1982) : 諏訪湖におけるワカサギ (*Hypomesus transpacificus* f. *nipponensis*) の

- 成長と食性. 環境科学の諸断面——三井教授還暦記念論文集——, 土木工学社, 17-22.
- 寺島 彰・上田孝明 (1982): 琵琶湖南湖盆の浚せつが水質及び底生動物に及ぼす影響. 陸水学雑誌, 43, 81-87.
- Waters, T. F. (1969): The turnover ratio in population ecology of freshwater invertebrates. *Am. Nat.*, 103, 173-185.
- Welch, H. E. (1976): Ecology of Chironomidae (Diptera) in a polar lake. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33, 227-247.
- Wielgosz, S. (1983): Effects of artificial destratification on zoobenthos and the trophic status of a Polish reservoir. *Hydrobiologia*, 102, 197-203.
- Willén, T. (1975): Biological long-term investigations of Swedish lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 19, 1117-1124.
- 安野正之・菅谷芳雄・岩熊敏夫 (1979): 霞ヶ浦高浜入の底生動物, 特にオオユスリカとアカムシユスリカの分布と季節変動. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 171-184.

## 7. 底泥の巻き上げとイサザアミの摂食行動によるリンの溶出

### Phosphorus Release by Stirring up Sediments and Mysids Feeding Activities

春日清一<sup>1</sup>・大槻 晃<sup>2</sup>

Seiichi KASUGA<sup>1</sup> and Akira OTSUKI<sup>2</sup>

#### Abstract

The mechanism of phosphorus release from lake sediment through the action of opossum shrimps (*Neomysis intermedia*) was studied by laboratory experiments in which the animals were reared in 4 l of lake water with dark and at water temperature (5°C). Five aquaria were prepared for this experiment. In the first aquarium were placed sediment from Lake Kasumigaura and opossum shrimps and stirred once a day. The second contained only sediment and was stirred once daily. The third was sediments, opossum shrimps and not stirred. The fourth contained only sediment and was not stirred. Only opossum shrimps were placed in the fifth. The opossum shrimps fed on suspended matter in the water and deposited matter on the surface of the sediment. In so doing, they lifted up small particles of mud from the sediment. The shrimps excreted dissolved phosphorus into the water. The increasing rates of dissolved phosphorus of the first and the third aquaria were 134 and 99  $\mu\text{g-P/d}\cdot\text{g-mysid}$  dry weight, respectively. The opossum shrimps of the fifth aquarium excreted 80  $\mu\text{g-P/d}\cdot\text{g-mysid}$  dry weight of dissolved phosphorus. Stirring sediment of the first aquarium provided additional food for the shrimps, though those of the third could feed only on matter on the surface on the sediment. The fifth contained no food. Phosphorus loading from the sediment into the water was accelerated by excretion of the animals feeding on resuspended and deposited matter made available from stirring the sediment. The amount of dissolved phosphorus did not increase in the aquarium containing no shrimp.

- 
1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
  2. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

## 1. はじめに

浅い湖沼の富栄養化は湖底からの栄養塩、特にリンの回帰が重要な役割を負っていることが指摘され、その回帰量に季節の変動があることが明らかになった(Otsuki *et al.*, 1981)。しかし底泥からのリンの溶出機構については十分な理解が得られていない。湖沼への栄養塩流入削減の困難な場合、湖沼の水質改善には栄養塩の回帰機構の解明は重要な意味を持つ。ここでは霞ヶ浦で冬期に大繁殖しているイサザアミ(*Neomysis intermedia*)を用いて生物による底泥からのリンの溶出機構を検討したので報告する。

## 2. 材料と方法

1981年2月5日に霞ヶ浦高浜入湖央部(国立公害研究所調査地点 St-3)の表泥をエクマンバージ採泥器で採集し研究室へ持ち帰り5°Cに保存し以後の実験に用いた。また実験水は上記地点で採水した湖水を持ち帰りガラスファイバーフィルターWhatman GF/Cによりろ過し、懸濁物質を除去したものを用了。イサザアミは霞ヶ浦で採集したものを10°Cの恒温室で飼育保存し用了。実験に際するイサザアミの計量はイサザアミを殺さないように心掛け、体表の水分を十分に取り去っていないため乾燥重量は13.7%となった。実験はすべて5°Cの恒温室で行い1日1回の採水や底泥かくはん時の短時間以外は照明は行わなかった。水槽は30×16×23 cmのガラス水槽を用い泥を300又は600 ml敷き4lの水を加え以下の実験を行った。泥は80°Cで72時間乾燥後55°Cで3時間強熱したしゃく熱減量は20.8%であった。

### 2.1 底生動物による水中からのリンの取り込み

ガラス水槽に採集したままの泥を約5 cmの厚さに敷き水4lを加え、濁りを安定させるため弱く通気しながら5日間静置した。5日目に水槽ごとの濁りに違いがみられ水中の全リン濃度(TP)、溶存全リン濃度(DTP)、泥中のユスリカ幼虫及びイトミミズの密度を調べた。

### 2.2 底泥かくはん後の水中リン濃度の変化

水中リン濃度は泥中のユスリカ幼虫に大きな影響を受けることが明らかとなり以後の実験は泥をメッシュサイズ0.5 mmの篩にかけユスリカ幼虫及びイトミミズを取り除き行った。

底泥の巻き上げによる水中リンの変動を明らかにするため底泥300 mlにろ過湖水4lを加えかくはんした後弱い通気を行い10分、30分、1時間、3時間、9時間、24時間後にそれぞれ100 mlを採水し50 mlをそのまま、また残り50 mlをGF/Cフィルターでろ過し水中の全リン濃度(TP)及び溶存全リン濃度(DTP)を測定した。リン濃度測定はOtsukiら(1981)に従った。またTPからDTPを除いた残りを懸濁態リン濃度(PP)とした。

## 2.3 底泥のかくはん及びイサザアミの摂食行動によるリンの溶出試験

底泥のかくはん及びイサザアミの摂食行動による底泥からのリンの溶出を明らかにするため表 1 に示した五つの組み合わせ実験を行った。ユスリカ幼虫及びイトミミズを取り除いた泥を敷き、ろ過湖水 4 l を加え弱い通気を行い 5 日間放置し、実験開始時の試水を採水した後イサザアミを加えた。底泥は A, B 両水槽にそれぞれ 300 ml, また C, D 水槽には 600 ml を加え、E 水槽には入れていない、A, B 両水槽は 1 日 1 回底泥をかくはんした。イサザアミは A, C, E 水槽にそれぞれ湿重 2 g を加えた。これは乾燥重量で 0.27 g に相当し、密度は 5.63 g/m<sup>3</sup> 乾重に当たる。

採水は 1, 2, 3, 5, 10 日目に行い水中の TP 及び DTP を測った。また底泥表層に積もった沈殿物をピペットで 0.5 ml 吸い取りその組成を顕微鏡観察し、その一部を血球計数板上に取り 3×3×0.1 mm 内にみられる動物（ベン毛藻を含む）を 1 試料につき 2 回計数した。底泥のかくはんはこの採水、採泥後直ちに行った。

表 1 各水槽の実験条件

Table 1 Experimental conditions of each aquarium

Aquaria	Water Volume (l)	Mud Volume (ml)	Stirring	Neomysis (Dry Weight) (g)		Air
				Initial	Final	
A	4	300	Once a Day	0.270	0.235	Present
B	4	300	Once a Day	Absent	—	Present
C	4	600	no	0.270	0.252	Present
D	4	600	no	Absent	—	Present
E	4	0	—	0.270	0.225	Present

## 3. 結果

## 3.1 ユスリカ幼虫による水中リンの除去

ユスリカ幼虫及びイトミミズを取り除かない泥を用いた底泥かくはん後 5 日目の水中 TP 及び DTP と泥中のユスリカ幼虫及びイトミミズの密度との関係を図 1 に示した。底泥中のユスリカ幼虫は全個体の種の同定は行わなかったがほとんどのものがアカムシユスリカ (*Tokunagayusurika akamusi*) であった。またイトミミズの種の同定は行っていない。

水中の TP はユスリカ幼虫の密度と高い相関を示し ( $P < 0.01$ )、DTP も相関が得られた ( $P < 0.05$ )。しかし TP, DTP 共にイトミミズの密度との相関は認められなかった。ユスリカ幼虫の湿重 1 g, 1 日当たり水中からの TP 及び DTP の減少速度は TP が 0.141 mg/g·d, DTP が 0.046 mg/g·d となり TP と DTP の差である PP は 0.095 mg/g·d と計算される。

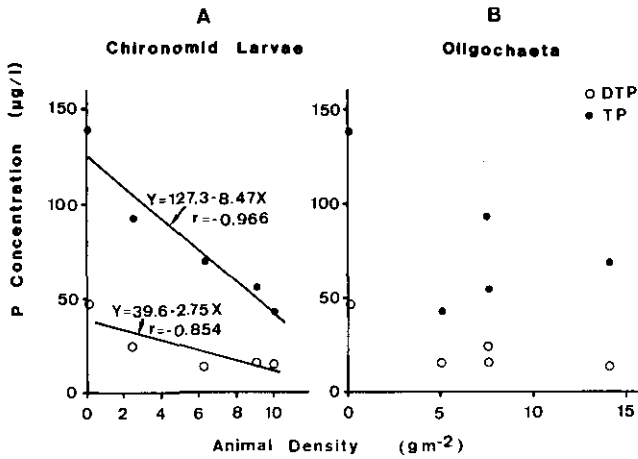


図 1 底泥かくはん後5日目のユスリカ幼虫及びイトミミズの密度の違いと、水中全リン(TP)及び溶存全リン濃度(DTP)の関係  
 Fig. 1 Relationship between concentration of phosphorus (total phosphorus-TP and dissolved total phosphorus-DTP) in water and density of macrobenthos (chironomid larva-A and oligochaeta-B) at five days after stirring sediments  
 TP and chironomid larval density have high correlation.

3.2 底泥かくはん後の水中リンの減少

ユスリカ幼虫及びイトミミズを除いた泥を用い、底泥かくはんを行った後の水中のTP及びDTPの減少速度を求めた結果を図2に示した。TPは3時間以内に急速に水中から減少し、9時間以後

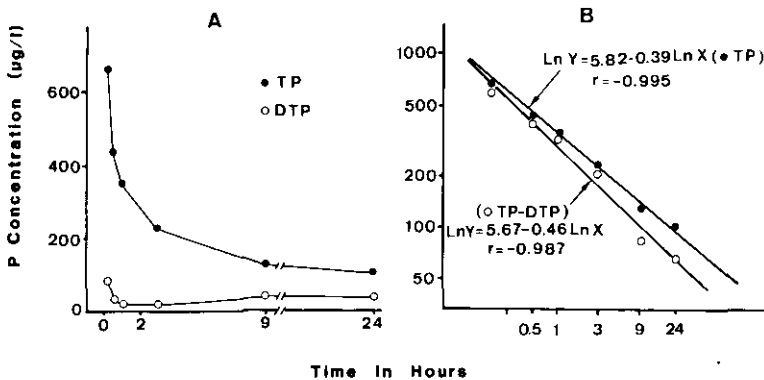


図 2 底泥かくはん後の水中全リン (TP), 溶存全リン (DTP) 及び懸濁態リン (TP-DTP) の時間変化  
 Fig. 2 Time course of phosphorus concentration (total phosphorus, dissolved total phosphorus and particulated total phosphorus (TP-DTP) in water after stirring sediments

の減少は緩やかとなる。TP の減少は下式で良く表され TP 濃度 (TP  $\mu\text{g/l}$ ) と時間 ( $t$ , h) の相関は極めて高い ( $r = -0.995$ )。

$$\ln (TP) = 5.82 - 0.39 \ln t \quad (1)$$

一方 DTP は 3 時間後まで減少するがその後減少は止まり 3 時間後に最低値 21.5  $\mu\text{g/l}$  を示し 9 時間後に 40.5  $\mu\text{g/l}$  と増加している。また懸濁態リン濃度 (PP) の変化を図 2 B に示した。PP の減少曲線は下式で良く表される ( $r = -0.987$ )。

$$\ln (PP) = 5.67 - 0.46 \ln t \quad (2)$$

### 3.3 泥のかくはん及びイサザアミの摂食行動によるリンの溶出

#### 3.3.1 水中全リン濃度 (TP) 及び溶存態全リン濃度 (DTP) の変化

図 3 に泥を加えずイサザアミのみを入れた E 水槽の TP 及び DTP の変化を示した。2 日目に DTP が TP より多くなっているがこれは明らかに操作又は計測ミスによるものである。TP 及び DTP 共にほぼ直線的な増加の傾向を示している。TP と DTP の値は 5 日目まで大きな差はなく水中リンはほとんどが DTP で占められている。しかし 10 日目には TP が 125  $\mu\text{g/l}$ , DTP が 63  $\mu\text{g/l}$  と TP が多い。水中には 5 日目まではイサザアミの殻の細片などはあまり見られなかったが 10 日目にはかなり殻の細片がみられた。これはイサザアミの脱皮殻か、遺骸の残屑かはイサザアミが弱った個体や遺骸を捕食することから区別が困難であった。実験終了時のイサザアミの乾燥重量は 0.225 g で実験開始時の 83.3% に減少しており死亡個体もかなりいたものと推定されるが遺体はみられなかった。イサザアミのリン含量を 1.47% (未発表) とするとイサザアミの減少による水中リンの放出量は 660  $\mu\text{g}$  と計算される。一方水中の TP 増加量から水中の全リン増加量を計算すると 460

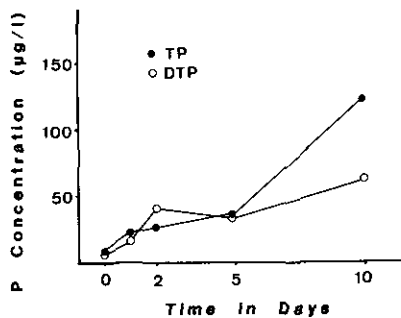


図 3 イサザアミ乾重 0.27 g を 4 l の水で飼ったときの水中全リン (TP) 及び溶存全リン (DTP) の変化

Fig. 3 Changes of TP and DTP in water in which opossum shrimps were reared. Water volume was 4 l and water temperature was 5°C.

$\mu\text{g}$  となりイサザアミの減少量から試算された水中へのリン放出量よりやや少ない値となっているが、水中の懸濁物が均一に分布していなかったことによるものと思われる。また DTP の増加は 10 日間で  $216 \mu\text{g}$  となりこれらの増加速度はイサザアミの初期重量換算で、乾燥重量当り全リンが  $170 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$ , DTP が  $80 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$  となる。

底泥を加えイサザアミを入れたものと入れないもの、及び底泥をかくはんしたものとししないものの組み合わせによる水槽 A, B, C, D の TP 及び DTP の変化を図 4 に示した。四つの水槽の TP 及び DTP の初期値は水槽 A でやや高い値を示したが 4 者の値のバラツキはそれほど大きくなり、TP, DTP の平均と標準偏差はそれぞれ  $138.9 \pm 13.6 \mu\text{g/l}$ ,  $48.5 \pm 10.9 \mu\text{g/l}$  であった。イサザアミを加え 1 日 1 回底泥をかくはんした水槽 A 及びかくはんをしない水槽 C 共に TP は第 1 日目に高い値を示し、その後 5 日目まで低下したが 10 日目には、ほぼ 5 日目に近い値を示した。この水槽 A 及び C の TP 変動パターンは良く似ているが、かくはんを行った水槽 A の TP の値が水槽 C のそれより高い値を示した。水槽 A 及び C の DTP はイサザアミが加わったにもかかわらず 1 日目に水槽 A, C 共に減少し、2 日目にはほとんど変化せず 3 日目より増加が始まり 10 日目ま

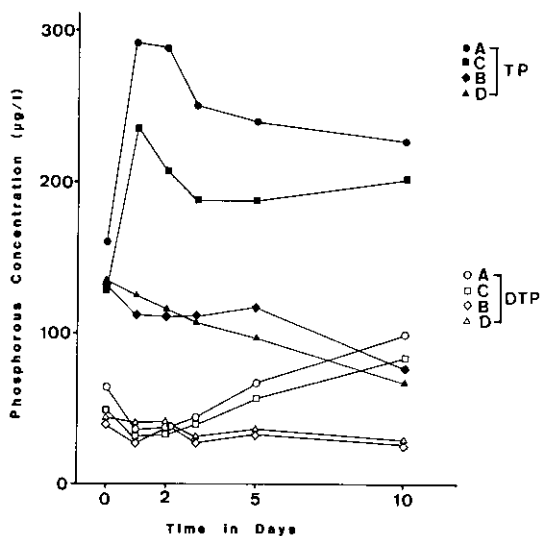


図 4 イサザアミ (0.27 g)・底泥・湖水 (4 l) を加え 1 日 1 回かくはんした水槽 (A), 底泥・湖水を加えかくはんした水槽 (B), イサザアミ・底泥・湖水を加えかくはんしない水槽 (C), 底泥・湖水を加えかくはんしない水槽 (D) における水中全リン (TP) と溶存全リン (DTP) の変化

Fig. 4 Changes of TP and DTP in water under next conditions

A ; Opossum shrimps (0.27 g-DW), lake sediments, lake water (4 l) and stirred sediments once a day.

B ; Lake sediments, lake water and stirred sediments.

C ; Opossum shrimps, lake sediments, lake water and not stirred.

D ; Lake sediments, lake water and not stirred.



で増加が続いた。その増加量はかくはんが行われた水槽 A が水槽 C を上回った。

一方イサザアミを加えず底泥をかくはんしたものとかくはんしなかった水槽 B 及び D では TP, DTP 共に良く似た変化を示したが, TP では水槽 D で日ごとに低下するのに対し水槽 B は 1 日目にやや低下したがその後 5 日目まであまり変化せず, 10 日目にはやや低下した。DTP は水槽 D が常に高い値を示したが B との差は少なく, それぞれの水槽でも B で 0 日目  $40 \mu\text{g/l}$ , 10 日目  $26 \mu\text{g/l}$ , また D で 0 日目  $45 \mu\text{g/l}$ , 10 日目に  $30 \mu\text{g/l}$  で変化は少なかった。この値は 3.2 節に示した底泥かくはん後 30 分以後の値に極めて近い。ここで水槽 A 及び C のイサザアミの存在による DTP の溶出速度を計算するため 4 水槽の DTP がほぼ一致した 2 日目を初期値として 10 日目の水槽 A 及び B また水槽 C 及び D の濃度差  $290 \mu\text{g/l}$  と  $214 \mu\text{g/l}$  を 2 日目から 10 日目までにイサザアミにより水中に増加された DTP 量とすると水槽 A 及び水槽 C の DTP の増加速度はイサザアミ乾重  $1 \text{g}$  当たりそれぞれ  $134 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$ ,  $99 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$  となり水槽 E で得られた  $80 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$  より高い値となった。

### 3.3.2 懸濁態リンの変化

TP と DTP の差である PP の水槽 A~D での変化を図 5 に示した。この変化パターンは TP の変化と似ている, 水槽 A 及び C の PP は 1 日目に高い値を示し, それぞれ  $256 \mu\text{g/l}$ ,  $203 \mu\text{g/l}$  で水槽 C では 2 日目から, また水槽 A では 3 日目から大きな減少がみられ日が進むに従い両者共一定の値に近づいている。この安定した値は  $100\sim 110 \mu\text{g/l}$  と推定される。一方イサザアミを加えな

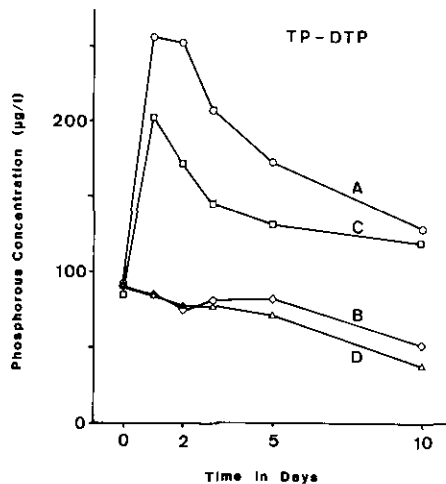


図 5 懸濁態リン (PP) の変化

Fig. 5 Changes of particulated total phosphorus concentration (PP)  
Conditions of aquaria are showed in Fig. 4.

い水槽 B 及び D の PP は似た変動を示しているが水槽 B では5日まで大きな変化がみられず10日にやや低下している。水槽 D は日ごとに漸減している。

### 3.3.3 底泥表層の生物相の変化

水槽 A~D の底に敷いた泥の表層を静かにピペットで吸い取り表層泥中に含まれる生物を血球計数板上で計数し線虫, ワムシ, 繊毛虫類, ペン毛藻類に分けた結果を図6に示した。ただし線虫は出現個体数が少なくイサザアミを加える前の水槽 A, B, D に, また3日目の水槽 A, D, 5日目の水槽 B に計6個体がみられた。これはイサザアミの存在する水槽に1個体, 残り5個体はイサザアミのいない水槽にみられたことになる。観察された生物の大きさは線虫が200-400  $\mu\text{m}$ , ワムシ及び繊毛虫が20-300  $\mu\text{m}$ , ペン毛藻は3-20  $\mu\text{m}$  の間に含まれていた。どの水槽にも常に *Chlamydomonas* を主体としたペン毛藻類が多数観察され, イサザアミを加えた水槽ではその数が増加する傾向にあり, 特にC水槽では10日目に極めて多くみられた。一方ワムシや繊毛虫はイサザアミが加えられた水槽 A 及び C では極めて少なく, 特にC水槽では3日目以降これらは認められなかった。イサザアミがいない水槽 B 及び D ではワムシや繊毛虫が多く観察され, 特に水槽 D では増加の傾向がうかがえる。

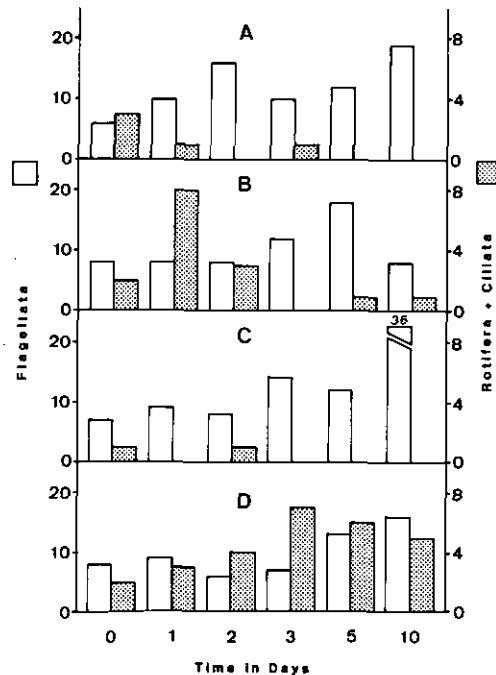


図 6 底泥表層堆積物中にみられた微小動物組成の変化  
 Fig. 6 Changes of animals appeared in  $1.8\mu\text{l}$  of deposited matters on sediments  
 Conditions of the aquaria are showed in Fig. 4

表層泥の形状はイサザアミが加えられたものと加えられないもので明りょうな違いを示し、イサザアミが加えられたものでは1日目より50  $\mu\text{m}$ 以下の微細粒子は極めて少なく、多数のイサザアミのふんが認められた(図7A)。一方イサザアミの加えられない水槽B及びDの表層泥は微細な粒子より成り、アオコ(*Microcystis*)の群体やケイ藻、不定形な堆積物が多数観察された(図7B・C)。

イサザアミは底泥近くを泳ぎ表層泥を胸肢により取り込む活発な摂食行動が観察され、水中においても浮遊物質をろ過し摂食していた。

#### 4. 考 察

OECD (1982) は1960年代から行われた陸水域の富栄養化の調査から富栄養化の防止には流入する栄養塩の削減が最も重要であることを指摘し、もしその削減が不可能な場合には高度なモデルリング手法によらなければならないことを主張している。霞ヶ浦は1910年代に既に透明度が1.5 mほどになり、かなり進んだ富栄養化状態にあり、更にその集水域は農地や人工密集地を抱え、栄養塩流入削減には極めて困難な条件を備えている。そこで富栄養化防止には、その原因である栄養塩の供給機構の解明が待たれる。特に霞ヶ浦の富栄養化状態は夏期に著しく、この富栄養化状態を維持するリンの供給が底泥から供給されることが明らかにされ、内部負荷としてのリン溶出機構を明らかにする必要性が生じた(Otsuki *et al.*, 1981)、一方漁業生産の面から1973年に酸素欠乏による網生けす養殖ゴイの大量へい死により富栄養化が注目されはじめ、浜田・津田(1976)は霞ヶ浦の窒素収支を検討し、湖内の漁法の変化が魚類組成を変え、湖底からの窒素回帰を増加させたことを示唆した。また春日(1981)は魚類組成の変化を生態系の単純化によるイサザアミやハゼ・エビ等の異常繁殖現象と考え、それにより生物量が増加し栄養塩の内部負荷を増加させていることを示唆し、生態系管理による富栄養化防止の提案を行った。

動物による底泥からの栄養塩回帰は水中に生活する者が直接泥中に生活する生物、又は有機残渣を摂食し水中へふんや尿として排せつすることで説明されている(Lamarra, 1975; Andersson *et al.*, 1978; Henrikson *et al.*, 1980)、しかし霞ヶ浦で現存量の多いハゼ、エビ、イサザアミは動物プランクトン食性がかかなり強く(位田, 1978; 鈴木, 1980; 春日, 1982; 小沼ら, 1984)、底泥から栄養塩を持ち上げる役割を水中から餌を得るこれら動物の摂食活動により説明することに疑問が残る。そこでイサザアミなどを用いて動物による底泥からの栄養塩回帰機構を検討した。

##### 4.1 ユスリカ幼虫による湖水からのリン除去

ユスリカやイトミミズは底泥からの栄養塩供給者として評価が試みられてきた(Holdren & Armstrong, 1980; Gardner *et al.*, 1981; 福原, 1981; 細見・須藤, 1984)。しかしこの実験にみられるようにユスリカは水中のTP濃度、特に懸濁態リンを急速に減少させておこり、泥からのリンの放出より、水中から懸濁物質としてリンを底質中へ固定する役割が極めて大きいことが明

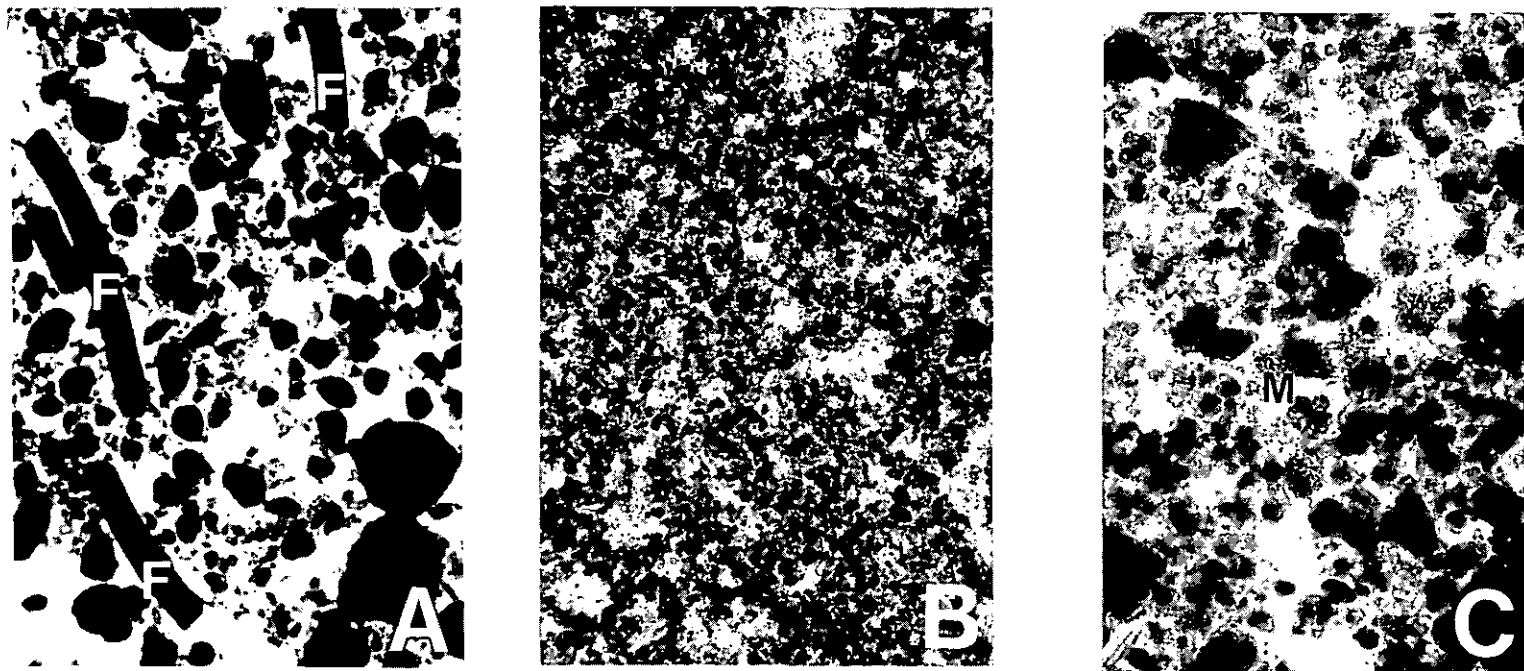


図 7 底泥表層の堆積物の顕微鏡写真

Fig. 7 Photomicrographs showing deposited matters on sediments

(A) ; Deposited matters of aquarium A on 3 days. Fecal pellets (F) of opossum shrimp and no smaller particles are observed.  $\times 40$ .

(B) ; Deposited matter in the aquarium D in which opossum shrimp was absent.  $\times 40$ .

(C) ; High magnified figure of same sample showing in B. Colonies of *Microcystis* sp. (M) and diatoms are observed.  $\times 100$ .

らかとなった。福原 (1981) がオオユスリカで述べていると同様にユスリカ幼虫は水をろ過し、水中懸濁物質を摂食し水中のリンを減少させたものと考えられる。このリンの減少量はユスリカ幼虫湿重 1 g 当たり TP で 0.141 mg/d, また PP で 0.095 mg/d と計算される。この実験の行われた 2 月頃の霞ヶ浦におけるユスリカ幼虫の密度は湿重 60 g/m<sup>2</sup>内外で、またその生産量は乾重で 0.28 g/m<sup>2</sup>・d とされ、これはリン量にすると 1.96 μg-P/m<sup>2</sup>・d に相当する (岩熊・安野, 1981 より概算した)。これはユスリカ幼虫がその生産の大きい 12~2 月に全リンで 8.4 mg/m<sup>2</sup>・d, 懸濁態リンで 5.7 ml/m<sup>2</sup>・d を泥中に取り込み、この量はユスリカの成長によりその体内に蓄えられたリン量の全リンでは 4.3 倍、また懸濁態リンでは 2.9 倍にも相当することを示している。ユスリカ幼虫の密度と溶存態リンが逆相関を示しユスリカが水中 DTP を減少させていることが示唆されるがこの機構については不明である。ユスリカ幼虫が水中から直接餌を得て底泥にふんとして堆積させ水を浄化する重要な役割が明らかとなった。しかしイトミミズは水中リン濃度には大きな影響を与えていないものと思われる。

#### 4.2 底泥のかくはん後の水中リンの減少

底泥のかくはんは浅い湖沼では風波や吹送流によりかなり頻繁に生じており、霞ヶ浦でも水中には底泥由来物質が極めて多いことが明らかにされた (福島ら, 1984)。しかし好氣的条件での底泥からのリンの溶出は極めて少ないことが知られている (河合, 1984)。

図 2 にみられるように水中全リン濃度は懸濁物質の沈降により急速に減少している。一方溶存態リンはかくはん直後 (10 分後) にやや高い値を示すが 30 分後には低値となり懸濁物質の沈降速度が遅くなる前の 1~3 時間目には DTP は最低値を示し、その後再びやや高い値となった。これは懸濁物質が水中の溶存態リンを吸着し沈殿したものと考えられる。また図 4 にみられるイサザアミのいない底泥のかくはんを受けた水槽 B と受けない水槽 D でも溶存態リンは毎日かくはんが行われた水槽の方がやや低い値を示し底泥の巻き上げりが DTP を低下させることを示している。

底泥かくはん後の全リン及び懸濁態リンの濃度変化は式 (1) 及び (2) により与えられ、両対数グラフ上で直線となる。これは懸濁物質の沈降速度が一定でなく、時間とともに遅くなっていることを示し、各時間における沈降による水中濃度の減少速度は (1) 及び (2) 式の微分の下式で与えられる。

$$\frac{d(TP)}{dt} = -0.39 \frac{TP}{t} \quad (1')$$

$$\frac{d(PP)}{dt} = -0.46 \frac{PP}{t} \quad (2')$$

ここで全リン又は懸濁態リンの減少速度又は沈降速度はそれらの水中濃度により決定されるものと仮定し、濃度 TP 又は PP が与えられれば (1) 又は (2) 式より時間  $t$  を求め沈降による TP 及び PP の減少速度を求めることができ、これを S とする。

### 4.3 イサザアミによる懸濁物質の水中への持ち上げ

水槽 A 及び C のイサザアミによる PP の増加はイサザアミの底泥からの懸濁態物質の持ち上げによるものであるから、この PP の持ち上げ速度を  $L(\mu\text{g}/\text{l}\cdot\text{h})$  とし、前節に示した PP の減少速度  $S(\mu\text{g}/\text{l}\cdot\text{h})$  とイサザアミの存在する時の PP の水中濃度  $C$  との関係は

$$L = \frac{dC}{dt} + S$$

で示され、イサザアミのいるときの  $C$  の変化速度が明らかにされればイサザアミによる PP の持ち上げ速度が明らかにされる。

水槽 A では毎日かくはんを行い、採水時の濃度変化速度は明らかでないためイサザアミによる PP 量は算出することができない。しかし水槽 C では連続的な変化のため各時間におけるイサザアミによる懸濁態リンの持ち上げ速度を試算することができる。水槽 C における PP の変化速度は 1 日目まで PP が直線的に増加したものとすると  $4.92 \mu\text{g}/\text{l}\cdot\text{h}$  となり、1 日目には 0 とみなせ、その後負となる。その後の PP の変化は

$$PP = 114.0 + 2242 \frac{1}{t} (n=5, r=0.983)$$

で表され、この式の微分を PP の変化速度とし、各時間におけるイサザアミの懸濁態リンの持ち上げ量を算出した結果を図 8 に示す。ただし 12 時間目の PP は実験開始初期値と 1 日目の中間値を用いた。イサザアミによる懸濁態リンの持ち上げ速度は 1 日目にイサザアミ乾重 1g、1 日当たり  $15.29 \text{ mg}/\text{g}\cdot\text{d}$  となり、その後漸時低下し 10 日目には  $2.79 \text{ mg}/\text{g}\cdot\text{d}$  となりほぼ安定する。この持ち上げ速度はイサザアミの含リン量が  $14.2 \text{ mg}/\text{g}$  であるから、多いときには 1 日当たり体内に含まれるリン量とほぼ同量の、また少ないときでも体内含量の約 20% の懸濁態リンを底泥から持ち上げている。ここに用いた同地点の表層泥のリン含量は 1.5% と報告されており (相崎ら, 1984),

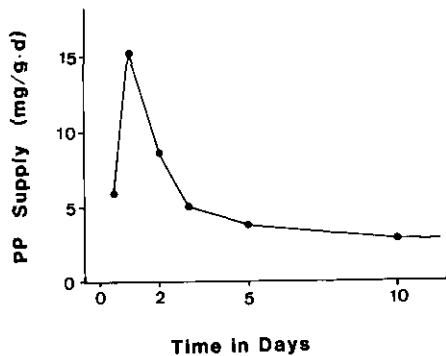


図 8 水槽 C でのイサザアミによる懸濁態リンの水中への推定供給量の変化  
 Fig. 8 Changes of estimated value of particulated phosphorus supplied from sediments to overing water by opossum shrimps in aquarium C

イサザアミのリン含量 (1.42%) と大きな差はないことから、イサザアミが底から持ち上げた底泥量は 1 日当たり体重の 1/5 から体重相当量になる。水槽 C の表層泥はイサザアミの摂食により粒子サイズの大型なものが残り、微細粒子はふんのペレットとなり沈降速度はかなり早くなることが予想され、イサザアミによる懸濁物質の持ち上げ量はここで計算された値よりさらに高いものと思われる。

#### 4.4 イサザアミによる溶存リンの増加

水中溶存全リン (DTP) はイサザアミの存在するすべての水槽で増加しており、その水中での増加速度は底泥のない水槽 E で  $80 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$ 、底泥はあるが巻き上げのない水槽 C で  $99 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$ 、また底泥の巻き上げが毎日起きた水槽 A では  $134 \mu\text{g/g}\cdot\text{d}$  と計算された。この差は明らかにイサザアミの摂食行動の違いによるものである。水槽 E では死体を摂食した可能性はあるが、その量は実験終了時のイサザアミの減少量が約 17% 程度であるから多くない。また底泥がないことからリンの泥への吸着はないから、イサザアミの代謝による排せつ量とみなせる。

水槽 C ではイサザアミを入れてから 1 日後には底泥表層の生物や微細粒子が少なくなり底泥上にイサザアミふんのペレットが多数見られ、イサザアミが活発な摂食活動を行っている。彼らが利用しうる餌は水中の懸濁物質か、底泥表層の堆積物のみであるから、静置された底泥からは餌を食べ尽くすことにより、十分な餌を得ることができない。しかし水槽 A ではかくはんにより毎日新しい懸濁物質や堆積物が供給され、最も活発な摂食活動が行われた水槽 A で最も多い溶存リンが排せつされたものと思われる。水槽 A 及び C では懸濁物質へのリンの吸着と沈降が起きていることが予想され水中の DTP 濃度によってイサザアミのリン排せつ量を知ることができないが、リン排せつ速度は DTP 増加速度よりさらに多いであろう。

底泥からの水中へのリン供給はこの実験にもみられたように底泥物質を動物が直接摂食するばかりでなく、直接でなくても水中に底泥物質が巻き上げられ、これを動物が摂食することによっても水中にリンが放出されることを示している。このようなリンの底泥からの回帰機構は、水中に底泥由来物質を摂食する動物が存在することにより可能となり、ろ過食者である動物プランクトンもその役割を負うことができる。特に浅い湖における底泥の巻き上げと動物によるその摂食は栄養塩の循環に大きく寄与していることが指摘された。巻き上げられた底泥には多くの有機残渣とともにリンを吸着した無機の「泥」も多く含まれ、これらがろ過食者に無選択的に摂食され、消化活動により植物に利用可能なリンとして排せつされる可能性を検討する必要がある。

## 5. まとめ

(1) 動物による底泥からのリンの溶出機構について室内実験により検討した。ガラス水槽に霞ヶ浦の底泥を敷き、ろ過湖水とイサザアミを加え、次の 5 組の水槽を作り 10 日間の実験を行った。

- A) 底泥, 湖水, イサザアミを入れ1日1回かくはん。
- B) 底泥, 湖水, イサザアミを入れかくはんなし。
- C) 底泥, 湖水を入れ1日1回かくはん。
- D) 底泥, 湖水を入れかくはんなし。
- E) 湖水にイサザアミのみを入れる。

水温は5°C, 照明は行わなかった。

(2) 底泥にユスリカ幼虫が居る場合水中から餌を採り懸濁物質を積極的に取り込んだ。このため水中のリンの減少量はユスリカ幼虫湿重1g, 1回当たり全リンで0.141 mg/g・d, また懸濁態リンで0.095 mg/g・dと大きく, 水中から泥中へ, リンを固定する役割を持ち水中のリン濃度に大きな影響を与えていることが明らかになったため, (1)の実験に用いた底泥からはユスリカ及びイトミミズは除いた。

(3) 底泥かくはん後の水中全リン(TP), 及び懸濁態リン(PP)の減少は下式で示された。

$$\ln(TP) = 5.82 - 0.39 \ln t$$

$$\ln(PP) = 5.67 - 0.46 \ln t$$

ただし  $t$  は時間

これは時間とともに懸濁物質の沈降速度が遅くなっていることを示している。

(4) イサザアミは懸濁物質及び底泥表層に堆積した物質を活発に摂食し, 底泥表層には微細粒子や微小生物が減少し, イサザアミのふんのペレットが堆積した。またイサザアミは水中に多くの懸濁態リンを持ち上げた。

(5) 水中の溶存全リンはイサザアミの存在により増加し, 底泥のかくはんにより新しい餌が供給された場合に最も多く水中溶存リンが増加し, 底泥のかくはんを受けない場合にはイサザアミの餌が不足し, 水中溶存リンの増加量は少なかった。また底泥のない水槽では増加量はさらに少なく, その溶存リンの排せつ速度はイサザアミ乾重当たり 80  $\mu\text{g/g}\cdot\text{d}$  であった。

(6) 底泥から水中への動物による溶存リンの供給は底泥中の物質を直接摂食することとともに, 巻き上げられた底泥由来物質を摂食した場合にも起き, 底泥の巻き上げが起こる浅い湖沼では栄養塩循環に重要な役割を負っているものと思われる。

## 引用文献

- 相崎守弘・大坪国順・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎(1984): 霞ヶ浦底泥の物質と栄養塩の分布特性, (2), 炭素, 窒素及びリンの分布, 国立公害研究所研究報告, 第51号, 175-189.
- Andersson, G., H. Berggeren, G. Cronberg and C. Gelin (1978): Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 59, 9-15.
- 福原晴夫(1981): 底質における底生動物と微生物および無機環境との相互関係について, 国立公害研究所調査報告, 第16号, 52-61.



- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984) : 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 89-101.
- Gardner, W. S., T. F. Nalepa, M. A. Quigley and M. Malczyk (1981) : Release of phosphorus by certain benthic invertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **38**, 978-981.
- 浜田篤信・津田 勉(1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究. III. 窒素収支について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, **13**, 29-43.
- Henrikson, L., H. G. Nyman, H. G. Oscarson and A. E. Stenson (1980) : Trophic changes, without changes in the external nutrient loading. *Hydrobiologia*, **68**, 257-263.
- Holdren, G. C., Jr. and D. E. Armstrong (1980) : Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environ. Sci. Technol.*, **14**, 79-87.
- 細見正明・須藤隆一(1984) : 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について—高浜入を中心として. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 191-217.
- 位田俊臣(1978) : 霞ヶ浦産テナガエビ資源の動態に関する研究— I. 摂餌生態と消化管内容物. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, **15**, 1-15.
- 岩熊敏夫・安野正之(1981) : 霞ヶ浦生態系の物質循環における底生動物の役割. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 171-179.
- 春日清一 (1981) : 霞ヶ浦の富栄養化と動物たち. *環境情報科学*, **10**, 69-75.
- 春日清一 (1982) : イサザアミ (*Neomysis intermedia*) の食性と, その霞ヶ浦における生態的地位. 国立公害研究所調査報告, 第 22 号, 139-174.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1984) : 底泥からのリンの溶出機構. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 219-240.
- Lamarra, V. A. (1975) : Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **19**, 2461-2468.
- OECD (1982) : *Eutrophication of Water. Monitoring, assessment and control.* OECD, 154p. Paris.
- 小沼洋司・高橋 惇・鈴木健二・藤富正毅 (1984) : 霞ヶ浦における底生動物の生産に関する研究— I. ハゼ類及びテナガエビの生態と現存量. 国立公害研究所研究報告, 第 53 号, 61-84.
- Otsuki, A., S. Kasuga and T. Kawai (1981) : Seasonal changes of the total phosphorus standing crop in a highly eutrophic lake : the importance of internal loading for shallow lake restoration. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **21**, 634-639.
- 鈴木健二(1980) : 霞ヶ浦における漁業資源の生産構造に関する研究— II ハゼ類の食性について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, **17**, 27-32.

## 8.1 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性

### (1) 物性の分布特性

#### Characteristics of Physical Properties and Nutrients Distributions of Mud in Lake Kasumigaura

##### (1) Distributions of Physical Properties

大坪国順<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>1</sup>・福島武彦<sup>1</sup>  
岩田 敏<sup>1</sup>・村岡浩爾<sup>1</sup>・高松武次郎<sup>1</sup>

Kuninori OTSUBO<sup>1</sup>, Morihiko AIZAKI<sup>1</sup>, Takehiko FUKUSHIMA<sup>1</sup>  
Satoshi IWATA<sup>1</sup>, Kohji MURAOKA<sup>1</sup> and Takejiro TAKAMATSU<sup>1</sup>

#### Abstract

Mud samples were collected from Lake Kasumigaura in July 1981. Grading curve of mud particles, water content, specific gravity and ignition loss of the samples were measured. Mean diameter, median diameter and standard deviation of mud particle diameter distributions are obtained from the grading curves. The vertical profiles and horizontal distributions of these six parameters are discussed.

The distribution characteristics, especially those of the grading curves, changed distinctly at 0.3m deep. Mud samples less than 0.3m deep had larger mud particle diameters and higher ignition loss than those below 0.3m and showed regional differences. The region from Takahamairi Bay to the center of Lake Kasumigaura had the largest diameter, the highest water content and ignition loss and the lowest specific gravity. Distributions for cases more than 0.3m deep showed little regional differences, especially for the diameters.

Apparently some big change occurred in the environment about Lake Kasumigaura at the time a sediment about 0.3m deep accumulated. In order to obtain the basic data for the above discussion, the estimation of the annual sedimentation rate in Lake Kasumigaura was made. The time at which this sediment accumulated was estimated to be about 65~85 years ago and the total dry weight of mud less than 0.3m deep, about  $6 \times 10^6 \text{tf/m}^2$ . In making these estimation, the effects of vertical changes in water content were taken into consideration. It was also found nearly all the annual sedimentation rates as determined by some researchers are basically in agreement with ours although there are some differences.

---

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川 16 番 2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

### 1. まえがき

霞ヶ浦のように浅い湖では、底質圏とその上層の水圏の間で栄養塩の相互の移動があり、富栄養化に及ぼす底泥の影響が大きいと考えられている。富栄養化問題を論ずるに当たって、底質環境の把握は解明すべき課題の一つであり、底泥中の栄養塩の存在状態とその量の把握は言うに及ばず、底泥自体の堆積状態の把握も重要である。本報告は、霞ヶ浦西浦全域にわたり実施した底泥調査に関して、底泥の物性（粒度、比重、含水比）を中心に、その鉛直及び水平分布特性について述べたものである。さらに、底泥の堆積速度や堆積量についても、底泥の含水比の鉛直方向変化を考慮して若干の考察を行ったものである。

### 2. 調査の概要

底泥の全域調査は1981年7月に実施した。押し込み式コア・サンプラーにより底泥採取を行った。コアは透明アクリル製で、長さ1 m、内径0.04 mである。同一地点で四本のコアを採取し、それぞれ物性・栄養塩・重金属・放射性核種の測定・分析に供した。物性と栄養塩の測定・分析用としては、底泥を表層から、0~0.02 m, 0.02~0.05 m, 0.05~0.1 m, 0.1~0.15 m, 0.15~0.2 m, 0.2~0.3 m, 0.3~0.5 m, 0.5 m<, に分割した。これらの試料から粒度測定用に少量を採取した後、残りは凍結保存した。

底泥の採集地点と地点番号を図1に示す。採集地点は、緯度1分、経度1分(約1.85 km 間隔)の格子点上を目安としたが厳密なものではない。

### 3. 測定・分析方法

物性分析用試料からは、粒度分布、含水比、比重、しゃく熱減量比を求めた。粒度分析には未凍結の試料を用い、一度も乾燥させることなく分析に供した。分析は光透過式粒度測定装置によった。光透過法は液相沈降法の一つで、求められるのは重量加積曲線である。粒度分析に当たっては、試料の有機物処理を行なうのが通例であるが、今回は土粒子と有機物が凝集・結合した状態を反映する粒子径を求める目的で、有機物処理は行わず湿潤状態のまま機械的かくはんのみにより試料を分散させ、遠心沈降法を併用して速やかに測定した。

他の3項目の分析には凍結試料を用いた。順序は含水比・比重・しゃく熱減量比の順である。まず凍結試料の湿重を測定した後、凍結乾燥させ乾重を測定して含水比(土中の水分重量÷土の乾燥重量を%表示したもの)を求める。その乾燥試料を用いて、比重ビンを用いて比重を測定し、最後にマッフル炉による600°C、3時間しゃく熱によってしゃく熱減量比(%)を求めた。

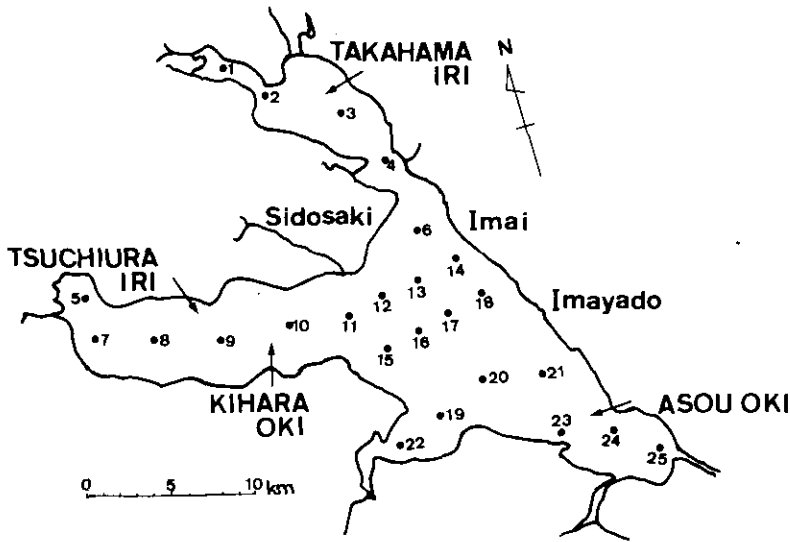


図 1 採泥点分布図

Fig. 1 Sampling sites for mud in Lake Kasumigaura

#### 4. 結果及び考察

##### 4.1 各項目の鉛直分布特性

###### 4.1.1 粒度の分布特性

測定した底質の重量分布曲線から、中央粒径  $d_{50}$ 、平均粒径  $d_m$ 、標準偏差  $\sigma_d$  を求めた。底泥の粒度分布形は対数正規分布型であったが、今回は対数正規分布としての解析は行わなかった。図 2 に代表地点での  $d_{50}$ 、 $d_m$ 、 $\sigma_d$  の鉛直分布を示した。上段は高浜入から湖心に、中段は土浦入から湖心に、下段は麻生沖から湖心に至るものである。分布形の特徴から、 $d_m > d_{50}$  となっている。 $\sigma_d$  は  $25 \mu\text{m}$  前後のものが多数を占める。なお、土浦入湾奥部 (No. 5) と麻生沖最南部 (No. 25) は砂質であった。 $d_{50}$ 、 $d_m$ 、 $\sigma_d$  の鉛直分布の第一の特徴は、ほとんどの地点で  $0.3 \sim 0.5 \text{ m}$  深での値がそれ以浅の値よりかなり小さくなっていることである。第二の特徴は、値が必ずしも深さ方向に単調に減少せず多少の増減があることで、特に  $d_{50}$ 、 $d_m$  については、最大値が表層ではなく数 cm 下にあることが多い。

###### 4.1.2 含水比の分布特性

図 3 に図 2 の場合と同地点での含水比の鉛直分布を示す。いずれの地点も、同じ減少パターンで深さ方向に含水比が減少している。これは、底泥が自重により圧密されているからである。表層での含水比が大きいと、下層での含水比も大きい傾向が認められる。深くなるにつれて含水比の減少の割合は小さくなり、各地点間の差も小さくなる。今回の採泥方法で得られた最長底泥サ

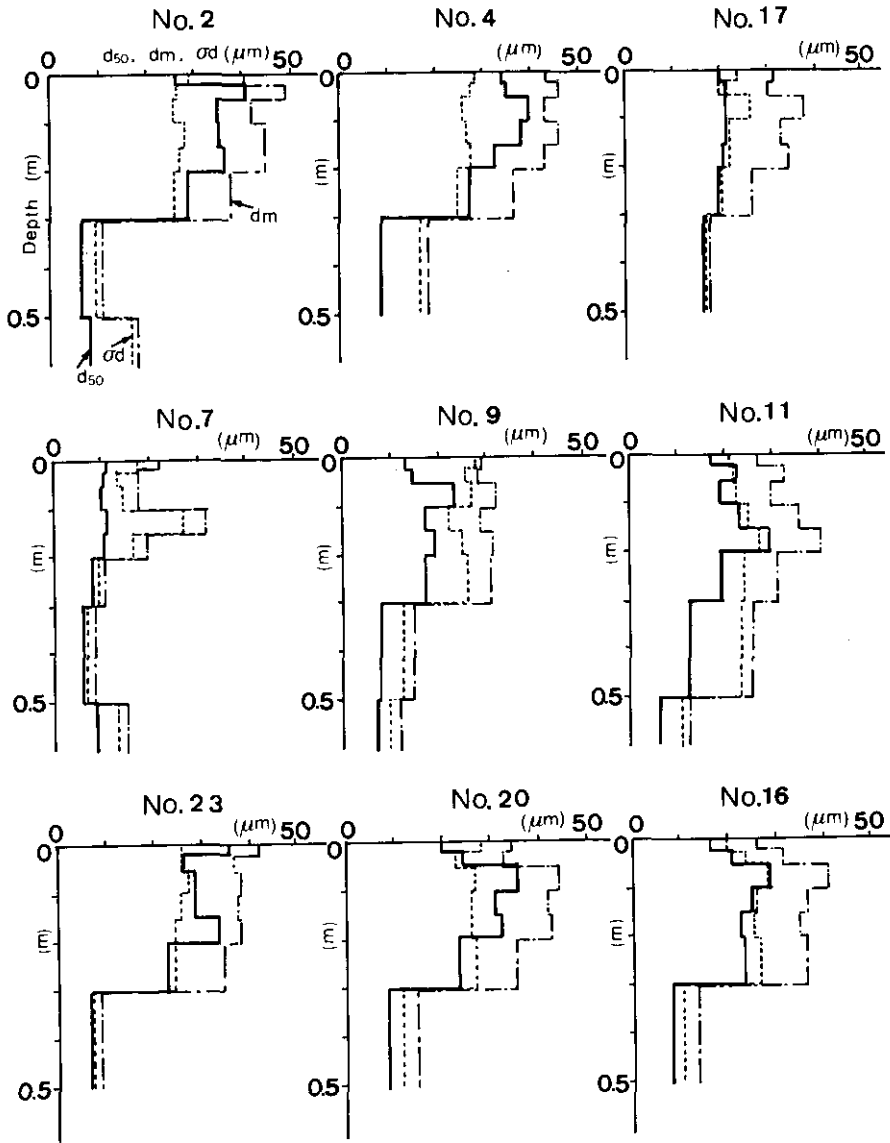


図 2 底泥の中央粒径，平均粒径及び粒度の標準偏差の鉛直分布  
 Fig. 2 Vertical profiles of median diameter, mean diameter and standard deviation of grading curve for mud particles at several sampling points

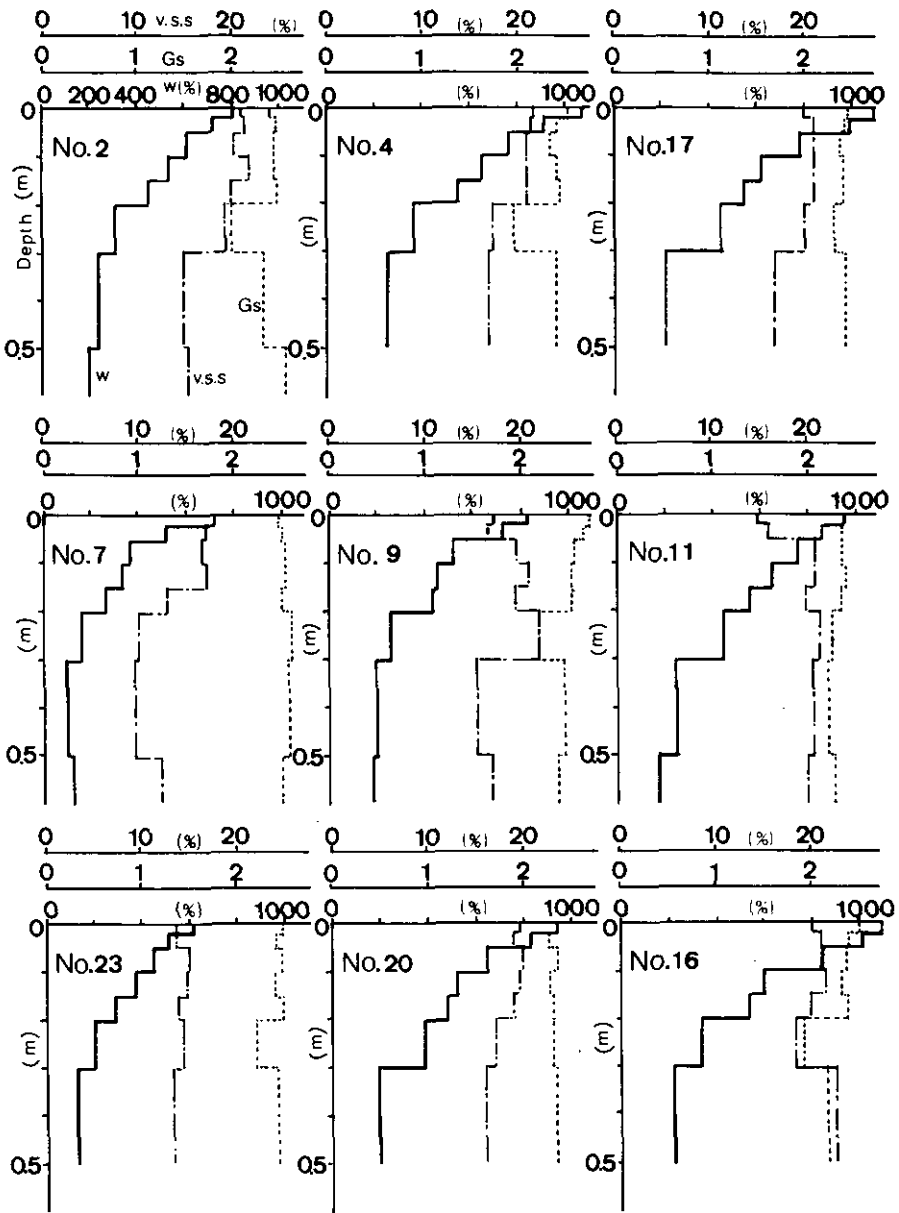


図 3 含水比, 比重, しゃく熱減量比の鉛直分布

Fig. 3 Vertical profiles of water content, specific gravity and ignition loss of mud at several sampling points

ンプルは0.6~0.7 mであった。藤下ら<sup>1)</sup>のボーリング調査結果では泥深1 m付近で含水比が200%前後となっており、0.6~1 m深では含水比は大きく減少することなく200%前後の値と推測される。近年、井内ら<sup>2)</sup>によって2 m長の底泥コア採取や深さ数十 mに至るボーリング調査が西浦でなされており、含水比の鉛直分布についての結果の発表が待たれる。

#### 4.1.3 比重・しゃく熱減量比の分布特性

図3には比重としゃく熱減量比の鉛直分布も併示されている。比重については、含水比とは異なり各地点とも、鉛直方向にあまり大きな変化が認められない。ただ25地点中、15地点で0.2~0.3 m深で極小値を示した。

しゃく熱減量比の鉛直分布にも含水比の場合のような単調減少パターンは認められなかった。二、三の地点を除いて、0.3~0.5 m深でその値が最小となる。0.3 m以浅での特徴としては、深さ方向にあまり変化がないタイプと最大値が表層より下部に現れるタイプに大別される。

一般的傾向として底泥の比重としゃく熱減量比とは負の相関を持つ。今回の結果では、0.2~0.3 m深で比重が極小値を示した15地点のうち9地点で、その深さのしゃく熱減量比が極大を示していた。しかし逆に極小値を示した地点も数点あり、この深さにおけるより詳細な調査が望まれる。

### 4.2 各項目の水平分布特性

#### 4.2.1 粒度の分布特性

図4に中央粒径  $d_{50}$  の水平分布を示す。上から順に0~0.02 m, 0.2~0.3 m, 0.3~0.5 m深での結果である。図中の等粒度線は厳密なものではない。このことは以下の他の項目の等高線についても同様である。また霞ヶ浦研究会編の「霞ヶ浦」<sup>3)</sup>によれば西浦周辺は湖岸から沖合数百 mまでの沿岸部ではすべて砂質及び砂礫質で、泥質部は西浦全体の70%であるということである。著者らも高浜入においてはそれを確認したが、ここでは便宜上、沿岸部も最も近い測定地点の値で図示した。No.5, No. 25の他、No.24も0.15 m以深から砂質となった。

各項目の水平分布の特性を述べるに当たって、西浦を大まかに四領域に分けた。一つは、高浜入~井上沖を結ぶ領域をA域とする。次に土浦入~湖心に向う領域をB域とし、さらに麻生沖~湖心に向う領域をC域とし、湖心域をD域とする。

$d_{50}$ の水平分布を論ずるに当たり砂質域は除外する。0~0.02 m深の  $d_{50}$ の水平分布には各領域間で違いが現れ、 $d_{50}$ の大きい順にA域(30~40  $\mu\text{m}$ ) $\approx$ C域>D域(25  $\mu\text{m}$ 前後)>B域(10数  $\mu\text{m}$ )となっている。0.2~0.3 m深においても、0~0.02 m深ほどではないにしても各領域間での差が認められ、A域(約30  $\mu\text{m}$ )>D域(約25  $\mu\text{m}$ )>C域(約20  $\mu\text{m}$ )>B域(約15  $\mu\text{m}$ )となっている。どの領域でも0~0.02 m深での値が0.2~0.3 m深のそれより若干大きい。

一方、0.3~0.5 m深での水平分布では、四つの領域の差がなく全域にわたって6~9  $\mu\text{m}$ の値を





示した。平均粒径と標準偏差についても同様な水平分布特性を示した。ただ標準偏差においては、0.3 m 以浅でも中央粒径の場合ほど四領域の差が顕著ではなかった。このことは、 $d_m/d_{60}$ の値がB域で大きいことを意味し、B域ではA域に比べて、小粒径も多いが大粒径も多く逆に平均粒径付近の粒子が少ないことを示す。

いずれにしても、粒度分布の結果は、0.3 m 深を境に分布特性も値そのものも大きく変化していることを示している。0.3 m 前後に対応する堆積年代に底質環境を大きく変化させる何らかの外的条件の変化があったものと考えられる。

今回の粒度分布の測定に当たっては、土粒子と有機物との凝集・結合を少しでも反映した粒度分布を得たいという目的からあえて有機物処理をしなかったため、この点に議論の余地が残るが、一応、湖底に実際に堆積している状態としての粒度分布をある程度明らかにできたと考える。

#### 4.2.2 含水比の水平分布特性

図5に含水比の水平分布を示した。上から、0~0.02 m, 0.15~0.2 m, 0.3~0.5 m 深での分布である。No.5 と No.25 は砂質のため含水比は低い。0~0.02 m 深の分布には中央粒径の場合と類似した特徴がある。A域に比してC域の値がかなり小さいのが異なる点である。含水比は、A, D域が最も高く1000~1200%, 次いでB域の700~950%, C域が最も低く300~700%となっている。しかし、0.15~0.2 m 深になると、4領域間の差がほとんどなくなり、広い範囲で400~600%の値を示す。細部を検討すればやはりA, D域に高い値が多い。0.3~0.5 m 深に至っては、砂質域を除いてほぼ全域で200~250%の値となり、C域に150%以下の地点が二、三存在するのみである。

含水比の水平分布が粒度のそれより浅い深さで均一になっているのには次のことが考えられる。含水比が深さ方向に低くなるのは、底泥の自重による圧密によることは4.1.2でふれた。含水比が低いほど底泥が自重圧密によりよく締まっていることを示す。この自重圧密の程度は、粒子の大きさ・形状・比重の他に堆積構造や堆積時間、荷重などによって支配される。深さ0.15 mでの底泥でも、堆積後十数年という長い年月を経ているために、有機物の分解が進み、堆積構造も均一で安定なものとなり、粒子の個々の特性や堆積構造の違いによる圧密の程度の差は小さいと考えられる。また、泥深が大きくなるほど土粒子個々の特徴よりも、荷重の大小のほうが圧密に及ぼす影響が大きくなる。圧密荷重の変化 $\Delta p_c$ と間げき比の変化 $\Delta e$ には通常、 $\Delta e \propto \Delta \log p_c$ なる関係が成立するため、圧密荷重が大きいほどその値の変化が間げき比の変化に与える効果は小さくなる。深くなるにつれて自重荷重が増加するが、各領域間でその値に大差がないため圧密程度の差が消え含水比が一様になってくるわけである。逆に表層付近では自重荷重は小さく、土粒子個々の特性が堆積構造に大きく影響する。有機物との結合が進んだ土粒子ほど沈定体積が大きくなる傾向があり、これが表層付近での含水比が地域で異なる原因と考えられる。

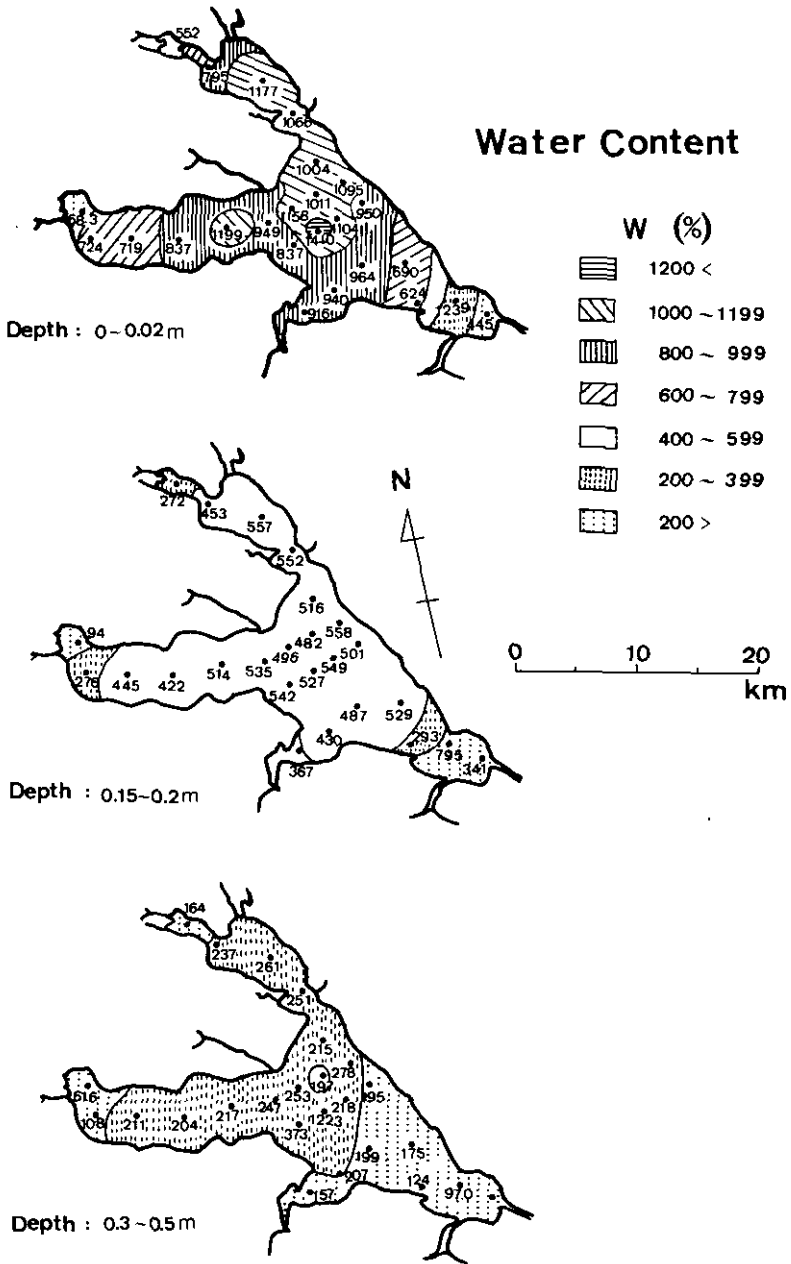


図 5 含水比の水平分布 (泥深 : 0~0.02 m, 0.15~0.2 m, 0.3~0.5 m)  
 Fig. 5 Horizontal distributions of water content in Lake Kasumigaura (Mud depth : 0~0.02m, 0.15~0.2m, 0.3~0.5m)

### 3.2.3 比重、しゃく熱減量比の分布特性

図6に比重の水平分布を示した。上から、0~0.02 m, 0.15~0.2 m, 0.3~0.5 m 深での分布である。砂質の No.5, No.25 の地点では比重  $G_s$  は 2.7 以上の高い値を示す。0~0.02 m 深の水平分布では、B 域が他の 3 領域より高く、B 域で約 2.7、他の領域では 2.2~2.5 となる。0.15~0.2 m 深となると、B 域が少し大きめであるが、値は約 2.5 と下がり、No.10 地点までくると D 域と同じ値となる。一方 C 域の南部では表層部より値が上がり B 域とと同じ大きさとなっている。残りの領域ではおおむね 2.38 前後の値を示す。0.3~0.5 m 深においては、A, D 域が 2.35 前後、B, C 域が 2.43 前後となり、地域間の差も小さくなっている。

図7はしゃく熱減量比 v.s.s. の水平分布である。深さは比重の場合と同じである。0~0.02 m 深の分布の特徴は、A 域及び C, D 域の A 域側の地域で値が 20% を越し、その他の地域では 20% 以下となり、C 域南部で最も低いということである。0.15~0.2 m 深においても、値そのものは低いが、0~0.02 m 層の場合と同じ傾向を示す。細部的には、A 域では表層とほとんど差がなく、C 域で低下し、逆に B 域では少し高くなっている。0.3~0.5 m 深ではほぼ全域での値が 20% 以下となる。A, B, D 域では 17% 前後の値が、C 域では 15% 以下の値が多いが、全域的にはほぼ均一に向かっている。

比重・しゃく熱減量比の水平分布においても、中央粒径の場合ほどではないが、0.3 m 付近を境に分布特性が異なっているという特徴が認められた。

### 4.3 底泥の堆積速度、堆積量

霞ヶ浦での底泥の堆積速度はさまざまな観点から検討され、5~10 数 mm/y という推定値が報告された。最近になって井内ら<sup>2)</sup>は、火山灰を用いた方法によって、0~4.1 mm/y なる値を示し、従来の推定値は過大であると報告した。これらの研究はいずれの場合も、何らかの層、もしくは物質を指標と選び、それが存在する深さと、何らかの方法で推定した堆積年代を用いて、深さ÷堆積経過年数で堆積速度(次元:  $LT^{-1}$ )を求めている。推定された堆積年代は、二、三を除いて妥当と思われるものばかりである。それにもかかわらず、何故推定堆積速度に大きな差が生じたのであろうか。結論としては、ほとんどの推定値は妥当であるが、表現方法に多少の問題があるため、一見矛盾した結果となっているということである。

湖底 0~1 m 層では、3.1.2 に示したように含水比が鉛直方向に大きく変化しており、単位体積中の固相の量は、表層と数十 cm 下ではかなり異なる。このような底層の状況下で、堆積速度を mm/y などの量で表現するのは妥当性を欠く場合が多い。mm/y の表現が妥当となるのは、土層の含水比(もしくは間げき比)が鉛直方向に変化しないような場合であって、対象となるのは地質学的スケールのものであろう。上記の霞ヶ浦での堆積速度を推定した論文・報告中では含水比の変化を言及はしているものの、何の具体的な検討を加えず安易に mm/y で表現してしまっている。含水比の変化が無視できない底層の堆積速度を評価するには、 $kgf/(m^2 \cdot y)$  (dry weight) など

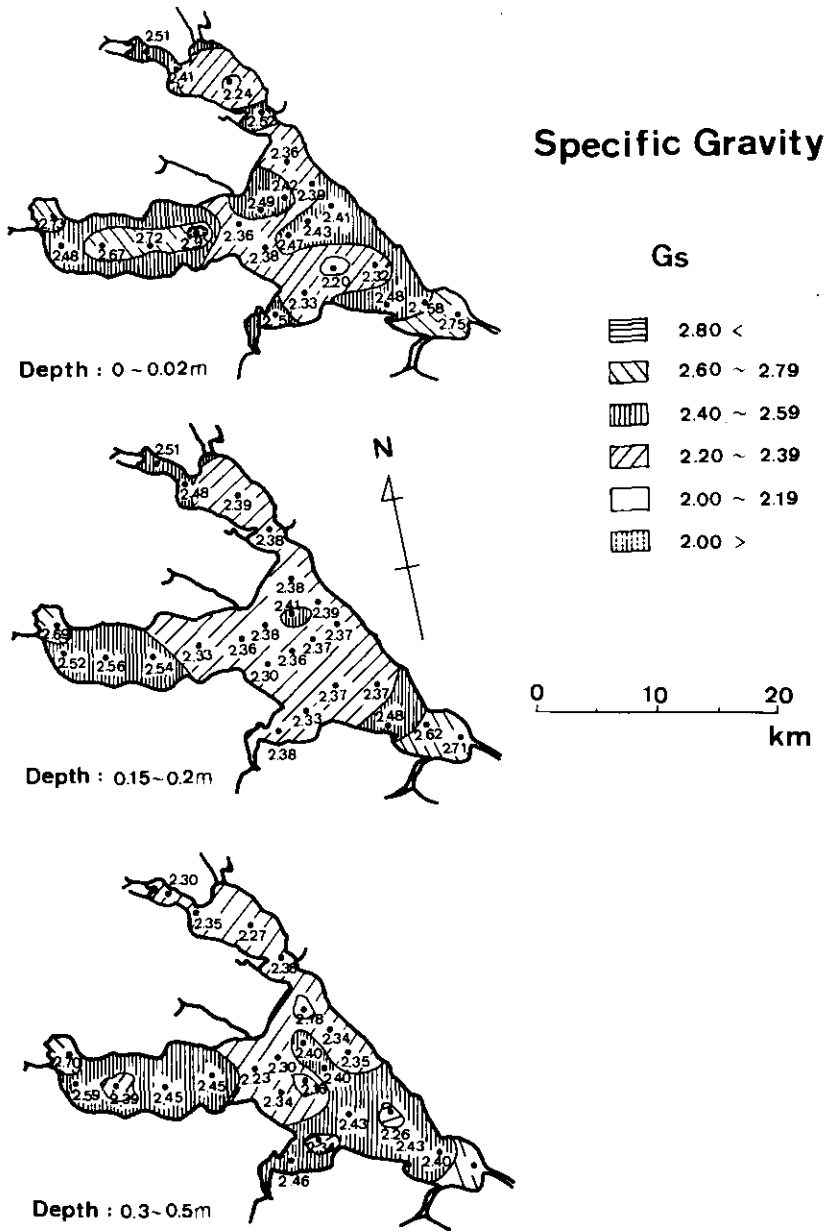


図 6 比重の水平分布 (泥深: 0~0.02 m, 0.15~0.2 m, 0.3~0.5 m)  
 Fig. 6 Horizontal distributions of specific gravity in Lake Kasumigaura (Mud depth : 0~0.02m, 0.15~0.2m, 0.3~0.5m)

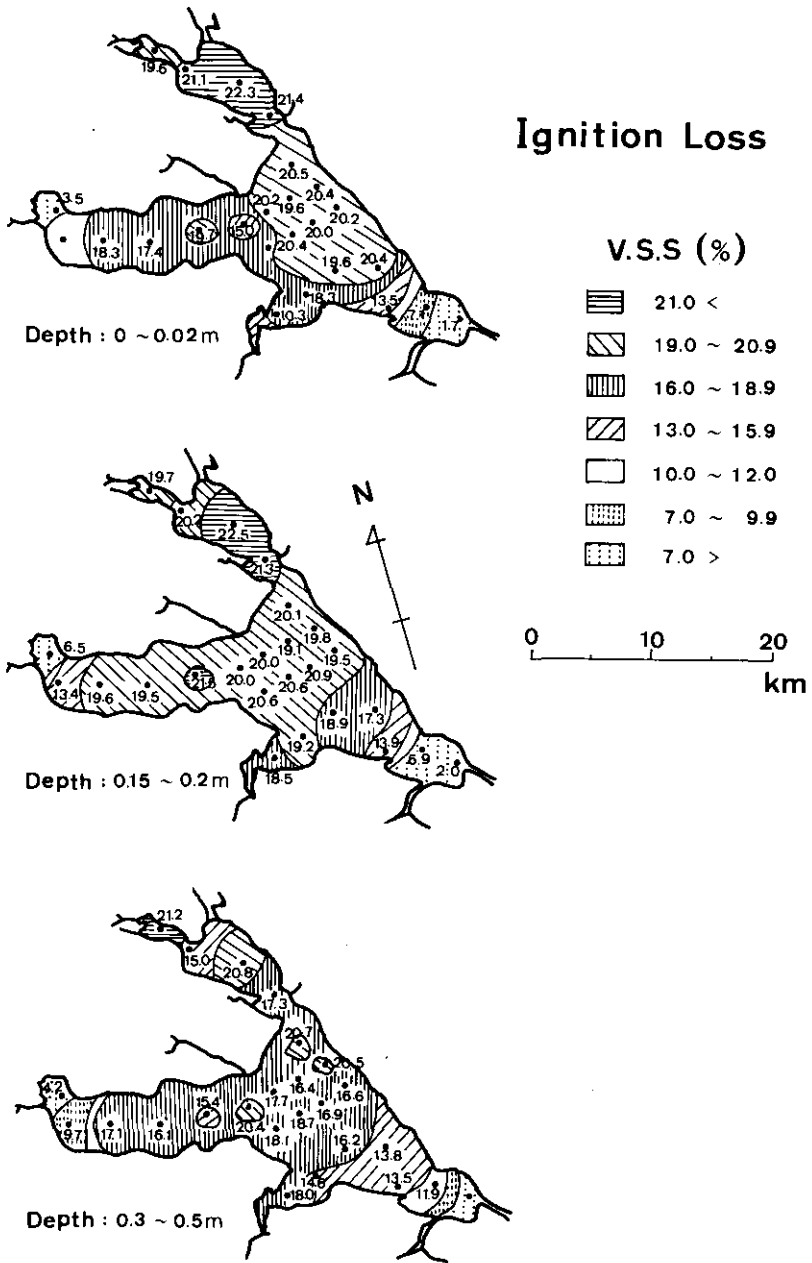


図 7 しゃく熱減量比の水平分布 (泥深: 0~0.02m, 0.15~0.2m, 0.3~0.5m)  
 Fig. 7 Horizontal distributions of ignition loss in Lake Kasumigaura (Mud depth : 0~0.02m, 0.15~0.2m, 0.3~0.5m)

の表示法が妥当である。この場合でも、含水比の鉛直分布を介在させれば堆積厚は求めることができる。ここでは、含水比の鉛直方向の変化を考慮して底泥の堆積速度を評価する方法、さらにそれより得た知見について述べる。

底泥の含水比の鉛直方向変化は自重圧密に依ることは述べてきた。よってまず自重圧密の最終状態を記述する式と圧密荷重と間げき比の関係式から、堆積層内の固相濃度  $C$  もしくは含水比  $w$  の鉛直方向分布形を与える式を導く。適当な境界条件を与えて、霞ヶ浦での代表的な  $C$  もしくは  $w$  の分布を求め、さらに  $C$  を深さ方向に積分することによって累積堆積重量  $W_{sd}$  の鉛直方向変化を求める。この  $W_{sd}(z)$  が底泥の堆積速度等を推測する際に基本となる。

自重圧密の最終状態においては次式が成立する<sup>8)</sup>。

$$-\frac{1}{m_v} \frac{\partial C}{\partial z} = -(\sigma - \rho) g C \quad (1)$$

ここで、 $C$  : 底泥の固相濃度 (次元  $ML^{-3}$ )、 $z$  : 鉛直方向座標、 $m_v$  : 底泥の体積圧縮係数、 $\sigma$ 、 $\rho$  : 底泥及び水の密度、 $g$  : 重力加速度である。

底泥について、圧密荷重  $p_c$  と間げき比  $e$  について次式が成立すると考える。

$$de = -C_c \frac{0.435}{p_c} dp_c \quad (2)$$

$C$  と  $z$  との関係は最終的に式(3)となる。

$$z = -\frac{p_{c1}}{(\sigma - \rho) g} \exp \left\{ \frac{1}{0.435 C_c} \sigma \left( \frac{1}{C_1} - \frac{1}{C} \right) \right\} \left( \frac{\sigma}{C} + 0.435 C_c \right) + H_1 \quad (3)^{9)}$$

ここで、 $C_c$  : 圧縮指数、 $p_{c1}$  :  $z = H_1$ での圧密荷重、 $C_1$  :  $z = H_1$ での底泥の固相濃度、 $H_1$  : 深さ(積分常数)

さらに、 $C$  と  $w$  との関係

$$w = 100 \rho \left( \frac{1}{C} - \frac{1}{\sigma} \right) \quad (4)$$

を用いれば、最終圧密状態での底泥の含水比の鉛直分布も求められる。 $C(z)$ の分布を具体的に求めるためには、圧密実験により  $C_c$ 、 $p_{c1}$ 、 $C_1$ の値を求める必要がある。ここでは、霞ヶ浦での含水比の鉛直分布の代表的な実験データをもとに、 $C_c$ 、 $p_{c1}$ 、 $C(z)$ 、 $w(z)$ 曲線を求めた。実測された含水比の代表的鉛直分布を図8の●印で示す。0~0.02 mで  $w=1000\%$ 、深さ方向に単調に減少し0.5~0.7 mで  $w=200\%$ となる分布である。固相濃度で表現したものを○印で示す。図中の実線及び破線は式(4)、式(3)から求められたものである。 $H_1=0.65$  m、 $p_{c1}=918$  N/m<sup>2</sup>、 $C_1=0.42$  kg/l、 $C_c=9.0$ とした。 $C_c=9.0$ というのはかなり大きな値であるが、表層部では土粒子がカードハウスのような堆積構造を形成していると考えられ、これを考慮に入れた圧縮係数とすれば  $C_c=9.0$ でもおかしくはない。ただこのような値は数十 cm までが限度で、深くなるにつれて小さくなり、数 m 下層では  $C_c$ の値は1~2程度になるであろう。

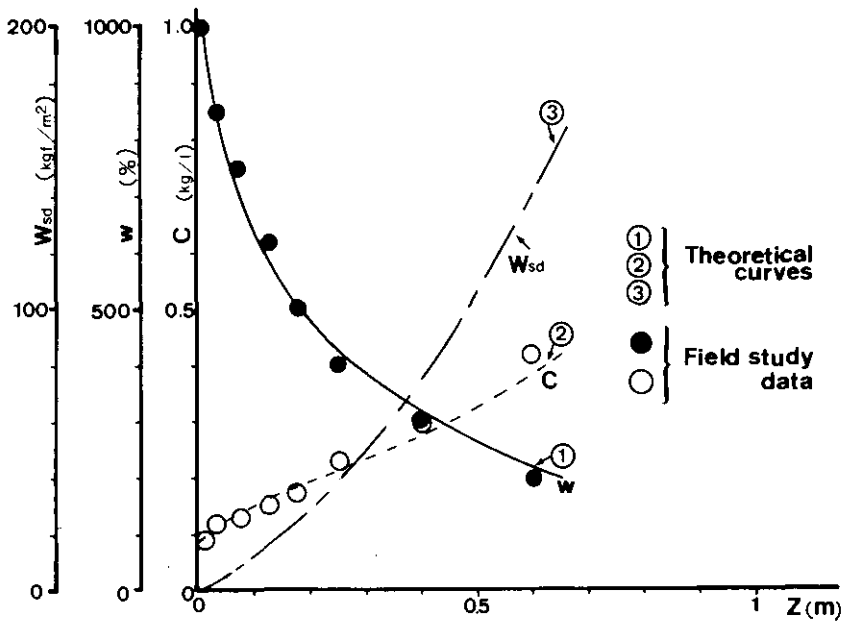


図 8 霞ヶ浦湖心域における底泥の固相濃度，含水比及び累積体積重量の代表的な鉛直分布

Fig. 8 Typical vertical profiles of mud density, water content and accumulative mud weight at central area in Lake Kasumigaura (theoretical curves and field study data)

図中の一点鎖線は  $C(z)$  を深さ方向に積分して得られる  $W_{sd}(z)$  である。 $z < 0.6$  m では  $W_{sd}(z)$  は  $z$  の増加とともに非線形に増加することがわかる。この曲線から直ちに思い浮かぶことは、年間堆積重量 ( $\text{kgf}/\text{m}^2 \cdot \text{y}$ ) が同じであれば、深いほど  $\text{mm}/\text{y}$  で表現される堆積速度は小さくなるということである。

従来報告された堆積年代で最も信頼性の高いと考えられるのは井内ら<sup>2)</sup>の火山灰によるものである。それによれば1783年の浅間山噴火による火山灰層(浅間 A 層<sup>2)</sup>)が湖心域を中心とした広い地域で、平均0.55 m 程度の深さに存在する。よって、これを基準に考察を進める。図8により  $z = 0.55$  m での  $W_{sd}$  は約  $123 \text{ kgf}/\text{m}^2$  である。堆積速度は200年で除して、 $0.615 \text{ kgf}/(\text{m}^2 \cdot \text{y})$  となる。この段階で、 $\text{mm}/\text{y}$  で表現すると  $2.75 \text{ mm}/\text{y}$  となってしまう。いま、200年間で年間堆積重量 ( $\text{kgf}/(\text{m}^2 \cdot \text{y})$ ) に変化がないとすれば、20年間では  $12.3 \text{ kgf}/\text{m}^2$  堆積することになる。 $12.3 \text{ kgf}/\text{m}^2$  となる泥深を図8の  $W_{sd}$  の曲線から逆に求めると  $z = 0.1$  m となり、 $\text{mm}/\text{y}$  で表せば20年間平均  $5 \text{ mm}/\text{y}$  となる。これは浅見ら<sup>4)</sup>の結果にはかならない。

図9は泥深  $z$  と堆積経過年数  $Y(y)$  の関係である。図中 A'~J のついた○印は外岡ら<sup>5)</sup>推定結果である。実線は含水比の鉛直変化を考慮して求めた  $z$  と  $Y$  の関係である。外岡らの対象とした地点は出島村志度崎と玉造町井上を結んだ線上の midpoint (図1のNo. 6 地点付近) である。この地域は

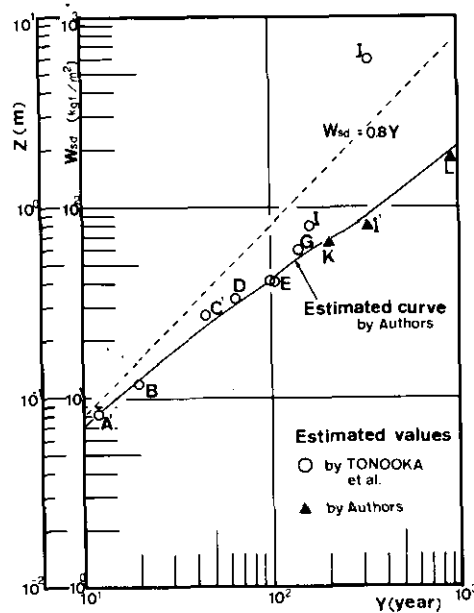


図 9 堆積経過年数の推定結果の比較

Fig. 9 Relations between mud depth and accumulation period (comparison between estimated curves by authors and estimated values by Tonooka *et al.*)

井内ら<sup>2)</sup>によると、浅間 A 層が 0.6~0.7 m の深さに存在するので、推定曲線を求めるにあたっては、 $Y=200$  年で  $z=0.65$  m (図 9 中▲印 K 点) を基準とした。図 8 から  $z=0.65$  m における  $W_{sd}$  を求めると約  $160 \text{ kgf/m}^2$  となる。近似的に 1000 年間の堆積速度 ( $\text{kgf}/(\text{m}^2 \cdot \text{y})$ ) には変化がないとすると、堆積速度は  $0.8 \text{ kgf}/(\text{m}^2 \cdot \text{y})$  となる。図 9 の破線は  $W_{sd}$  と  $Y$  との関係を示したものである。この関係を用いて各  $Y$  の値に対して  $W_{sd}$  を求め、図 8 からその  $W_{sd}$  の値に対する  $z$  を求め、 $z$  と  $Y$  の関係に直したのが図 9 における  $Y=200$  y までの実線である。 $Y>200$  y に対しては、藤下ら<sup>1)</sup>の  $z \approx 1$  m での含水比のデータを参照して、 $0.65 < z < 1$  m で近似的に  $w=200\% = \text{const.}$  として  $z(y)$  を求めた。図 9 で明らかなように、外岡らの推定結果<sup>5)</sup>と、井内ら<sup>2)</sup>の火山灰の堆積年代を基準として求めた推定曲線とは、A'~G までは良好に一致している。しかし、I、J についてはかなり異なる。外岡らは、I 点 ( $z=0.8$  m) を 1813 年の耕地開拓と考え、J 点 ( $z=6$  m) を 1654 年の赤堀川の開削と対応づけた。そのため 1813 年から 1654 年の 160 年間に約 5.2 m、 $2500 \text{ kgf/m}^2$  ( $w=200\%$  として換算) というばく大な量の堆積があったとしている。流路変更による急激な堆積を考慮しても西浦全域にこのような堆積が及ぶとは考えにくい。もしこのような堆積がこの時代にあれば、西浦の湖形状を含めて西浦周辺の地形に大きな変化が起こったはずである。さらに井内ら<sup>2)</sup>によれば、 $z=1\sim 2$  m の深さに浅間 B 層<sup>2)</sup>(1108 年頃) の火山灰が全域で確認されており、この事実からしても、外岡らの I、J 点の推定は妥当でないと思われる。著者らは、J 点では



なく I 点の年代として 1654 年 ( $Y=321$  y) を提唱する。図 9 で▲印 I' として示す。さらにこの推定曲線は、浅間 B 層 (▲印 L 点) の結果<sup>3)</sup>とも良好に一致している。

以上、含水比の鉛直分布を考慮に入れて、井内らの結果をもとに堆積年代を評価したものは、浅見らの結果<sup>4)</sup>(湖心域で 5 mm/y) や外岡らの結果<sup>5)</sup>(I, J を除く) と何ら矛盾しないことが明らかとなった。また岡野ら<sup>6)</sup>の放射性核種を用いた推定値は 10 mm/y であり、今回の推定法で求められる過去 10 年間の平均 5~7 mm/y に比して若干大きい。含水比分布の地域的変動を考慮すれば矛盾はないと考えられる。湖心域での堆積速度を過去 20~30 年で考えれば 5~10 mm/y となり、数百年で考えれば 2.2~3.3 mm/y となるということである。前者の値を用いて数百年の現象を論じたり、逆に後者の値を用いて 20~30 年の現象を論じたりすることは妥当でない。

最後に、ここで展開した推定法に基づいて 3.2 の結果について少し検討する。3.2 においては、底泥の物性や v. s. s. が  $z=0.3$  m 付近を境にその特性が大きく異なっていることを示したが、それでは  $z=0.3$  m というのは何年前になるのであろうか。堆積速度  $0.615\sim 0.8$  kgf/( $m^2\cdot y$ ) に対して約 85~65 年前となる。また 0.3 m 以浅の底泥の堆積量を含水比の鉛直方向変化を考慮して求めると、乾重で約 600 万 tf、湿重では約 3900 万 tf (平均含水比 547%) となる。この試算においては底泥堆積面積を  $117.4$  km<sup>2</sup>(西浦全面積の 70%)<sup>3)</sup>とした。

## 5. あとがき

1981 年 7 月に行った底泥調査について、物性を中心としてその鉛直・水平分布の特性について述べてきた。その結果、霞ヶ浦底泥は深さ 0.3 m 付近を境に、分布特性が大きく変化していることが判明した。0.3 m 以浅では各物性値とも地域差が明確でその差は浅いほど顕著であった。物性や v.s.s. の分布特性から言及されることは、高浜入から湖心にかけて土粒子と有機物の凝集・結合が進んでいるということである。0.3 m 以深では各物性値とも全域に均一に近い分布を示し、特に粒度についてはその傾向が顕著で値自体も上層に比して明らかに小さい。v.s.s. も有意の差として小さくなっている。

堆積速度について、含水比の鉛直分布を考慮した検討を行ない、浅見ら<sup>3)</sup>や外岡ら<sup>4)</sup>の推定値も井内ら<sup>2)</sup>の推定値も基本的には同じ結果であることを示した。すなわち、湖心域において堆積速度は  $0.6\sim 0.8$  kgf/( $m^2\cdot y$ ) であり、20~30 年(泥深:十数 cm)のオーダーで見れば 5~10 mm/y となり、数百年(泥深:数十 cm~1 m)のオーダーで見れば 2.2~3.3 mm/y、となるということである。また泥深:0.3 m 付近の底泥は、65~85 年ほど前に堆積したと推定されるが、何故この深さ付近で物性の分布特性が大きく変化するのか、どのような外的条件の変化があったのかを検討する余地が残る。そのためには、0.2 m 以深についてのきめの細かな(粗くとも 5 cm 間隔以内に分割した)試料による分析が必要となる。それに基づいて分布特性の鉛直分布をさらに詳しく検討し、実際に分布特性が急変しているかいないかを確認し、そうであればその年代をより正確に推定して、外的条件との詳細な検討をする必要がある。

## 引用文献

- 1) 藤下利男・松本一明・堀江宏保・小川富美子(1967):霞ヶ浦の土質調査および湖底土の土性について. 港湾技術資料, 27, 1-66.
- 2) 井内美郎・斎藤文紀・横田節哉(1983):霞ヶ浦湖底泥の堆積速度——火山灰を用いた堆積速度算定法——. 地質学雑誌, 89, (2), 125-128.
- 3) 茨城大学農学部霞ヶ浦研究会編(1977):霞ヶ浦. 三共出版, 99-105.
- 4) 浅見輝男・小野美紀子・三瓶英敏(1979):霞ヶ浦および浅入河川底質の重金属分布(第一報)——霞ヶ浦底質の水銀, 全炭素, 全窒素の分布——. 日本土壤肥科学雑誌, 50, (2), 138-142.
- 5) 外岡健夫・熊丸敦郎・浜田篤信・津田 勉(1976):霞ヶ浦の富栄養化に関する研究-I ——堆積に関する考察——. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 13, 1-17.
- 6) 岡野三郎・小池亮治・田口勝久(1989):霞ヶ浦の水質汚濁に関する研究——放射性核種の分布——. 水質汚濁研究, 2, (4), 215-221.
- 7) 宇都宮陽二郎(1979):霞ヶ浦と湖底地形とその推積速度について. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 7-21.
- 8) 大坪国順(1983):底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究. 国立公害研究所研究報告, 第42号, 29-77.
- 9) 斎藤文紀・井内美郎・横田節哉(1983):霞ヶ浦湖底地形の形成時期. 日本地理学会予稿集, 24, 54-55.

## 8.2 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性

### (2) 炭素, 窒素及びリンの分布

#### Characteristics of Physical Properties and Nutrients Distributions of Mud in Lake Kasumigaura (2) Vertical and Horizontal Distributions of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Contents

相崎守弘<sup>1</sup>・大坪国順<sup>1</sup>・福島武彦<sup>1</sup>  
岩田 敏<sup>1</sup>・村岡浩爾<sup>1</sup>・高松武次郎<sup>1</sup>

Morihiro AIZAKI<sup>1</sup>, Kuninori OTSUBO<sup>1</sup>, Takehiko FUKUSHIMA<sup>1</sup>  
Satoshi IWATA<sup>1</sup>, Kohji MURAOKA<sup>1</sup> and Takejiro TAKAMATSU<sup>1</sup>

#### Abstract

The vertical and horizontal distribution of organic carbon, total nitrogen and total phosphorus content in the mud of Lake Kasumigaura was surveyed in July 1981. The vertical distribution of these constituents was classified as follows; Type 1, the content did not change from surface to a 20-30cm depth and decreased significantly below 30cm depth. Type 2, the content decreased with an increase in mud depth. Type 3, the content of these constituents was maximum in a 5-15cm layer of mud. Type 4, other. Type 1 was the general distribution pattern in Lake Kasumigaura and Type 2 occurred at several stations in the central part of the lake. Type 3 was found at several stations in Tsuchiurairi Bay and Type 4 at the most inner part of Tsuchiurairi Bay and outlet of the Hitachitone River. Since fishing is very active pursued in this lake, the dominance of Type 1 distribution was considered due to physical mixing by trawl net drawing.

Carbon and nitrogen content was low in the inner part of Tsuchiurairi and Takahamairi Bay and high in the central part of the lake, while phosphorus content was high in the inner part of Takahamairi Bay. The average content of carbon, nitrogen and phosphorus in the surface mud of this lake was 5.9%, 6.9mg N/g dry wt. and 1.3 mg P/g dry wt., respectively. From the horizontal distribution pattern of these constituents in surface mud, five zones were characterized in Lake Kasumigaura: Zone 1 was the inner-most part of Takahamairi Bay; Zone 2, the central parts of Takahamairi Bay and the lake; Zone 3, Tsuchiurairi Bay; Zone 4, the region between Takahamairi Bay and the central part of the lake and Zone 5, the region of Asou-oki.

---

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

## 1. まえがき

湖沼の底泥はその湖の歴史を保存すると同時に、懸濁物質の沈降・堆積の場として、また栄養塩の溶出回帰の場として湖沼の物質循環に重要な役割を果たしている。霞ヶ浦における底泥の研究にも堆積速度や堆積のメカニズムを通して湖の状態変化を調べるための研究（外岡ら，1976；岡野ら，1979；浅見ら，1979；宇都宮，1979；井内ら，1983）と湖内物質循環の立場からの研究（相崎ら，1979；相崎・中島，1981；細見・須藤，1979，1981；河合ら，1981）がある。また軽部（1978）は物性に関する研究を行っている。しかしながら、霞ヶ浦全域での細密な観測は井内らの堆積速度に関する研究以外行われておらず、物質循環に関連した炭素、窒素及びリンに関する情報は不足している。本研究では、霞ヶ浦全域の底泥中の炭素、窒素及びリン含量の水平、鉛直分布特性を明らかにすることにより、霞ヶ浦各水域における懸濁物質の沈降、堆積のメカニズムの解明を試みると同時に、物質循環に対する底泥の役割を解明する上での基礎的な資料を得ることを目的とした。なお試料の分析には木戸晃氏の協力を得た。記して感謝する。

## 2. 方 法

調査地点及び調査方法に関しては第1報（大坪ら，1984）と同じである。分析は以下の方法で行った。分析には採取後凍結乾燥した試料を用いた。有機炭素及び窒素含量は無機態炭素を除くため、1N-HClで30分程度処理した試料を凍結乾燥後、CHNコーダ（柳本社，MT3型）で分析した。全リン含量は以下の方法で分析した。ねじ口試験管に凍結乾燥させた試料約0.2gを精秤し、そこへ過硫酸カリウム3gと精製水10mlを加え、オートクレーブで120°C、3時間加熱分解した。分解試料を定量用ろ紙でろ過後メスフラスコを用いて100mlとし、pHを調整後オートアナライザー（テクニコン社，AA II型）を用いて分析した（大槻，1982）。

## 3. 結 果

### 3.1 鉛直分布

図1に霞ヶ浦のいくつかの地点での底泥中の炭素、窒素及びリン含有率の鉛直分布を示す。鉛直パターンは3成分とも以下の4通りに分類された。タイプ(1)；含有率が表層から深さ20~30cmまであまり変化せず、それ以深で急激に減少した。タイプ(2)；表層から深さを増すに従って順次含有率が低下した。タイプ(3)；表層よりも少し深い5~15cm層に含有率のピークが観測された。タイプ(4)；その他。表1に各地点での鉛直分布の特徴を上記した各タイプに分類して示す。表から明らかのごとく、タイプ(1)の分布パターンを示す所が圧倒的に多く、全25調査地点（図7参照）のうち炭素で16地点、窒素で11地点、リンで11地点を占めた。このうち7地点では3成分ともタイプ(1)の分布パターンを示した。タイプ(2)の分布パターンは窒素及びリンに多くみられ、前者が7地点、後者が8地点あった。それに比較して炭素では4地点と少なかった。

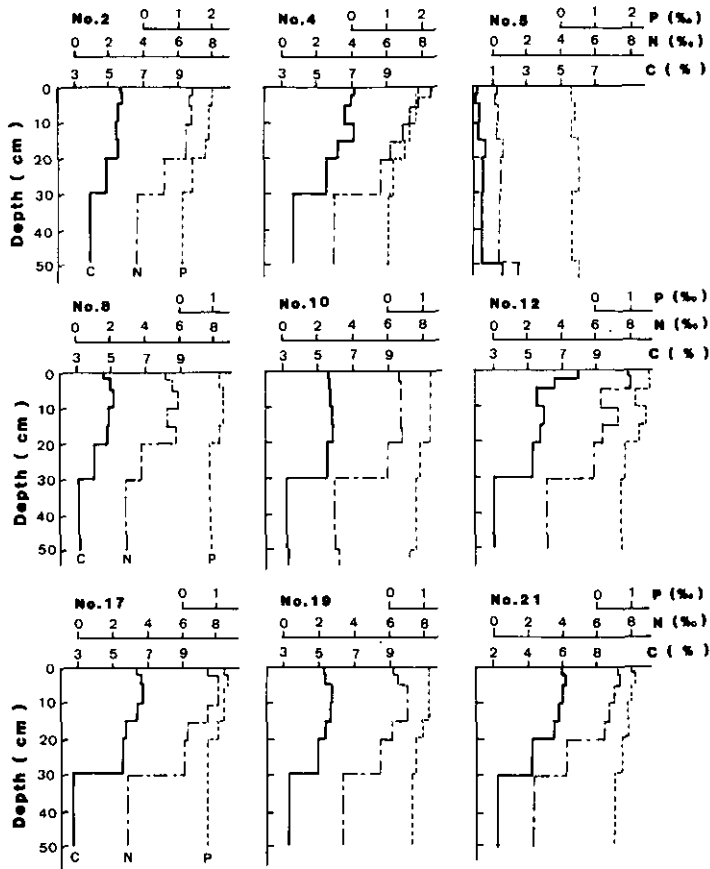


図 1 霞ヶ浦のいくつかの地点での底泥中での有機炭素、全窒素及び全リン含量の鉛直分布

Fig. 1 Vertical distributions of C, N, and P contents in muds collected at several sites in Lake Kasumigaura

そのうち2地点については3成分ともタイプ(2)の分布パターンを示した。タイプ(3)の分布を示した地点は炭素及びリンで3地点、窒素で5地点あったが、3成分ともタイプ(3)に属した調査地点はなかった。その他の分布パターン(タイプ4)はNo. 5及び25の調査地点で観測された。No. 5は土浦入の最奥部の調査地点でジャリ採取のためのしゅんせつ(浚渫)を行っており、調査時にも付近でしゅんせつ作業が行われていた。No. 25の地点は流出河川である常陸利根川に最も近く、底質が砂であった。

タイプ(4)の分布パターンの地点を除き、各調査地点とも泥深が20~30 cm以深になると炭素、窒素及びリン成分とも含有率が著しく低下した。底泥表層0~2 cmでの含有率を100としたときの30~50 cm層での各成分の含有率の割合は、60%以下になっている地点が炭素で10地点、窒素及びリンで19地点であった。最も含有率が低下した5地点では炭素及び窒素含有率は表層の

表 1 霞ヶ浦底泥中の有機炭素、全窒素及び全リン含有率の鉛直分布パターンの分類及び各調査地点のパターン

Table 1 Classification of vertical distribution pattern of C, N and P contents in mud of Lake Kasumigaura

Type 1 ; No change in the contents from surface to 20-30cm depth

Type 2 ; Decrease of the contents from surface with depth

Type 3 ; Maximum of the contents was found at 5-15cm depth

Type 4 ; Others

	Type 1	Type 2	Type 3	Type 4
C	No. 1, 2, 3, 6, 7, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 18, 22, 21, 22	No. 4, 12, 23, 24	No. 8, 17, 19	No. 5, 25
N	No. 1, 2, 3, 6, 9, 10, 13, 14, 15, 21, 22	No. 4, 11, 12, 16, 18, 20, 24	No. 7, 8, 17, 19, 23	No. 5, 25
P	No. 2, 3, 8, 10, 13, 14, 17, 19, 21, 22, 23	No. 4, 6, 11, 12, 15, 16, 18, 20	No. 1, 7, 9	No. 5, 24, 25

30~40%に、リン含有率は50%程度の値に低下した。逆に含有率が70%以上残存した地点は炭素が1地点、リンが2地点で窒素はすべての地点で70%以下に減少した。

### 3.2 水平分布

図2に炭素含有率の水平分布を示す。0~2 cm層では湾奥部に比べ湖心域に高い値が観測された。最も低い含有率はNo. 5及びNo. 25で得られたが、これらの地点は前述したごとくしゅんせつの影響や砂質であったことからその影響が表れたものと考えられる。各地域の含有率は、湖心域及び高浜入中央部で6~6.9%、土浦入中央部で5~5.9%、高浜入と土浦入の湾奥部及び麻生沖で4~4.9%であった。15~20 cm層では6~6.9%の含有率を表す地域が減少し、高浜入中央部及び湖心域中央部に限られた。5~5.9%の含有率を示す地域は逆に0~2 cm層に比べて拡大し、土浦入中央部から湖心域の縁周部がこの範囲に入った。高浜入及び土浦入湾奥部は0~2 cm層とほぼ同じ値を示した。麻生沖では4%以下の含有率まで低下した。30~50 cm層では、4%以上の含有率を示す地域は土浦入に近い湖心域に2地点しか存在せず、土浦入と高浜入及びこれらの地域に近い湖心域で3~3.9%の含有率を、麻生沖から湖心域にかけては2~2.9%の含有率を示した。

図3に窒素含有率の水平分布を示す。0~2 cm層の含有率は炭素含有率と同様に湾奥部で低く、湖心域で高い傾向を示した。最も高い8 mg・N/g・乾泥以上の含有率は高浜入と湖心域の中間部で観測された。高浜入中央部と湖心域の残りの地域は7~7.9 mg・N/g・乾泥の含有率であった。土浦

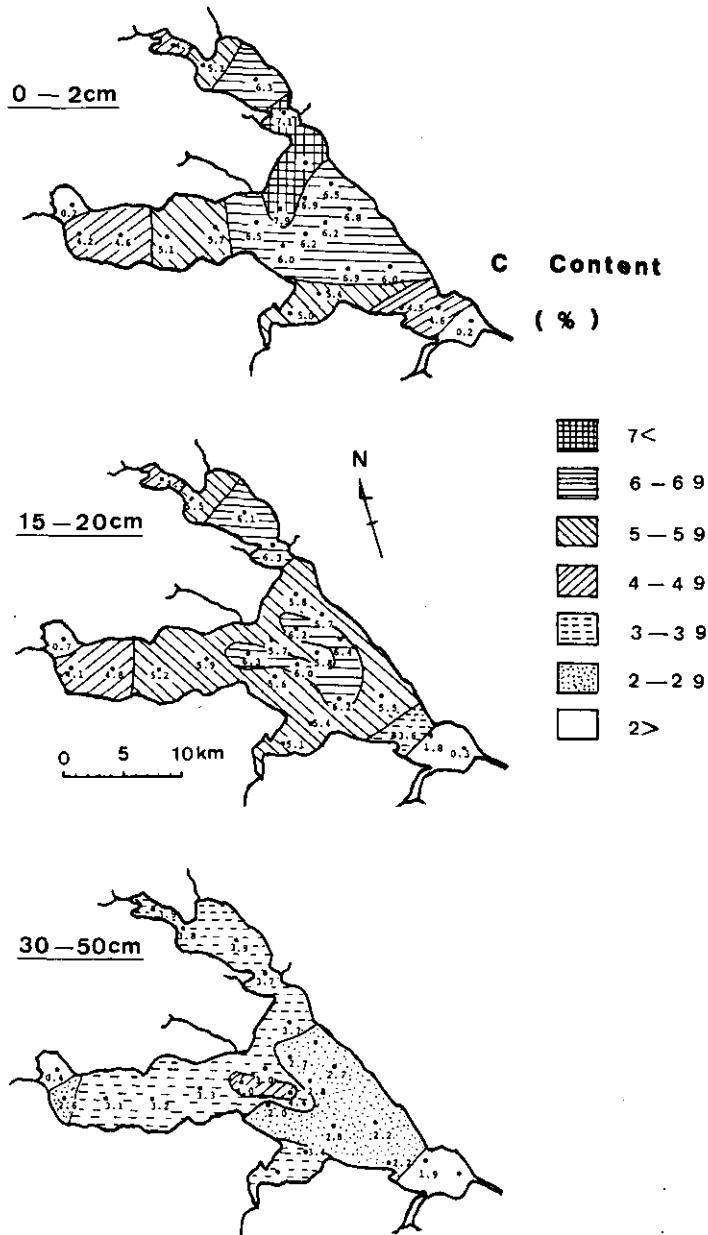


図 2 霞ヶ浦における底泥中の有機炭素含量の水平分布

Fig. 2 Horizontal distributions of organic carbon content in 0~2cm, 15~20cm and 30~50cm layers of mud in Lake Kasumigaura

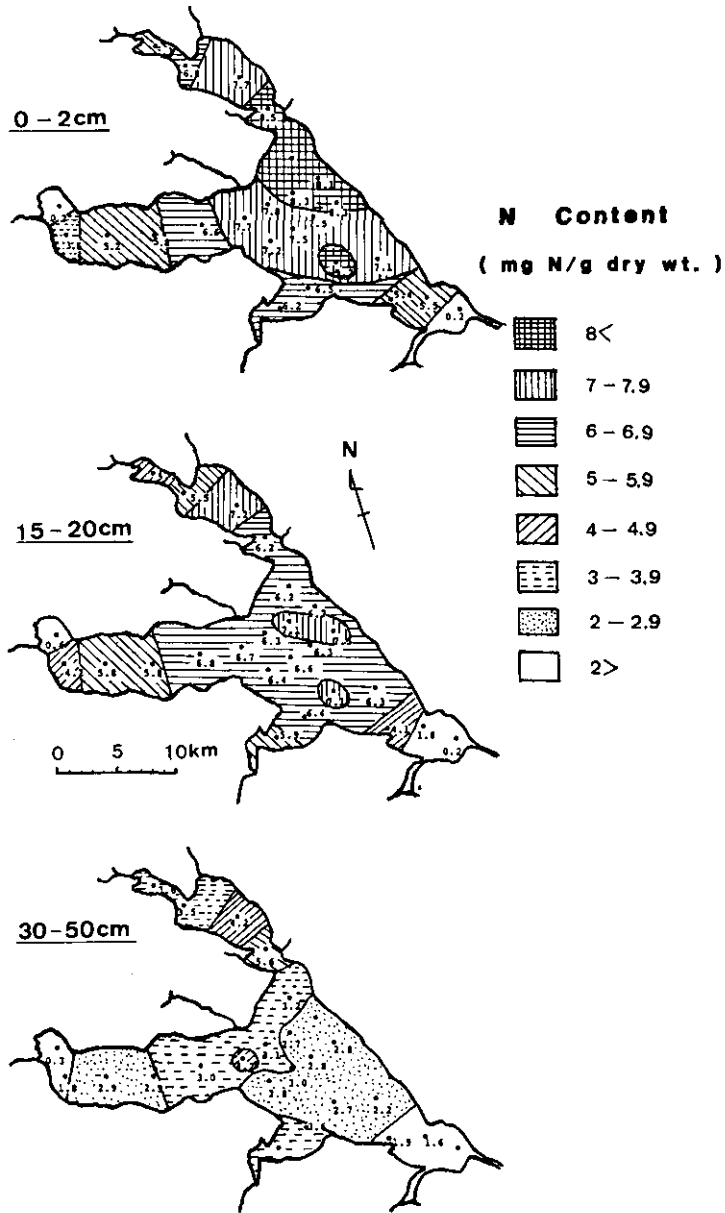


図 3 霞ヶ浦における底泥中の全窒素含量の水平分布  
 Fig. 3 Horizontal distributions of total nitrogen content in 0~2cm, 15~20cm and 30~50cm layers of mud in Lake Kasumigaura



入では湾奥部から湖心域へ向けて徐々に含有率が高まる傾向を示し、湾奥部の No.7 地点では  $3.6 \text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  であった。麻生沖及び高浜入湾奥部は  $5\sim 5.9 \text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  の含有率であった。15~20 cm 層では  $7 \text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  以上の含有率を示す地点が著しく低下し、高浜入中央部及び湖心域の一部に限られた。湖心域の大部分及び湖心域に近い土浦入と高浜入は  $6\sim 6.9 \text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  の含有率を示し、この範囲の地域が著しく拡大した。30~50 cm 層では高浜入中央部付近に  $4 \text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  以上の含有率を示す地域があったが、それ以外の地域ではほとんどがそれ以下の含有率を示した。麻生沖から湖心域にかけては  $2\sim 2.9 \text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  の含有率を、土浦入と高浜入に近い湖心域及び高浜入湾奥部は  $3\sim 3.9 \text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  の含有率を示した。高浜入に比べ土浦入の窒素含有率は各層を通じて低い傾向を示した。

図4にリン含有率の水平分布を示す。0~2 cm 層の含有率は湖心域から高浜入湾奥部に向かって高くなる傾向を示し、高浜入湾奥部では  $2 \text{ mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  以上の高い含有率を示した。各地域のリン含有率 ( $\text{mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$ ) は、土浦入と麻生沖で  $0.8\sim 1.1$ 、湖心域と高浜入中央部で  $1.2\sim 1.6$  であった。15~20 cm 層でも高浜入に  $1.3\sim 2.3 \text{ mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  という高い含有率が観測されたが、湖心域と土浦入では  $0.8\sim 1.1 \text{ mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  の範囲に入りほぼ同程度の値となった。30~50 cm 層でも高浜入でのリン含有率が  $1.0\sim 1.2 \text{ mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$  と他の地域に比べて高かった。その他の地域の含有率 ( $\text{mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$ ) は、麻生沖から湖心域にかけて  $0.5\sim 0.7$ 、土浦入で  $0.8$  であった。

以上の結果を整理すると、0~20 cm 層では、炭素及び窒素含有率は流入河川の影響の強い湾奥部で低く、湖心域に向かって増加する傾向を示した。これに対し、リン含有率は高浜入では湾奥部に高い値が、土浦入では逆に湾奥部で湖心域に比べて低い値が観測され、高浜入と土浦入ではその挙動が異なることが明らかにされた。30~50 cm 層では、炭素、窒素及びリン含有率とも麻生沖から湖心域にかけてほぼ同程度の値を示し、その値も低かった。このことは常陸利根川からの逆流の影響を示唆するものと思われた。

## 4. 考 察

### 4.1 鉛直分布

霞ヶ浦における炭素、窒素及びリンの鉛直分布パターンは4通りに分類されることが明らかにされた。今、仮に堆積する懸濁物の組成が毎年変化せず、また堆積後かく乱を受けることなく、その一部は分解されてゆくと仮定すると表層から順次濃度が低下するタイプ(2)の分布を示すはずである。しかしながら、霞ヶ浦では表層から20~30 cm までほぼ均一な含有率を示すタイプ(1)の分布を示す地域が多かった。このことは、この深度まで底泥の物理的、生物的かく乱が生じているか、もしくは、毎年ほぼ均一な濃度の堆積物が供給され、底泥中で分解が起きていないことを示唆するものと考えられる。堆積物中での有機物分解は有機態窒素に比べ炭素の方が相対的に遅いため C/N 比は泥深が増すに従って増加することが知られている(小山, 1973; Nikaido, 1978)。図5に霞ヶ浦のいくつかの地点での C/N 比の鉛直分布を示す。これらの地点での炭素及び窒素含

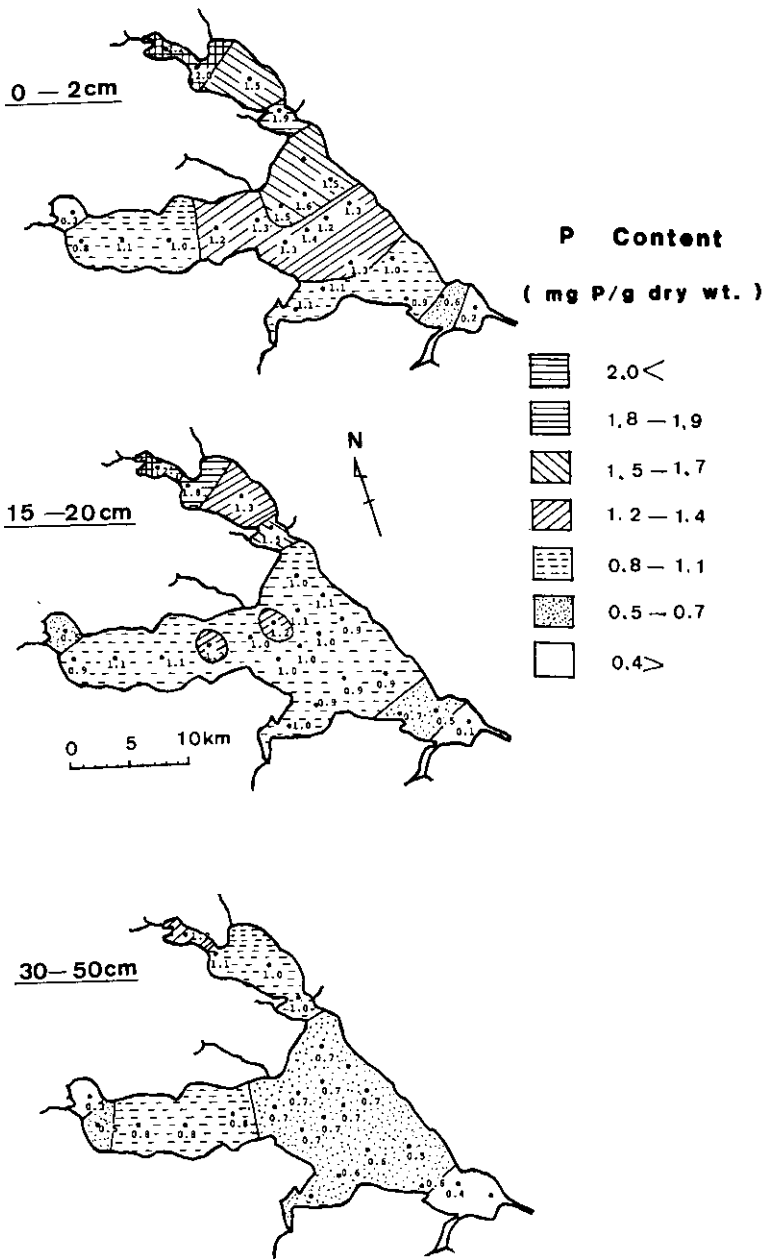


図 4 霞ヶ浦における底泥中の全リン含量の水平分布  
 Fig. 4 Horizontal distributions of total phosphorus content in 0~2cm, 15~20cm and 30~50cm layers of mud in Lake Kasumigaura

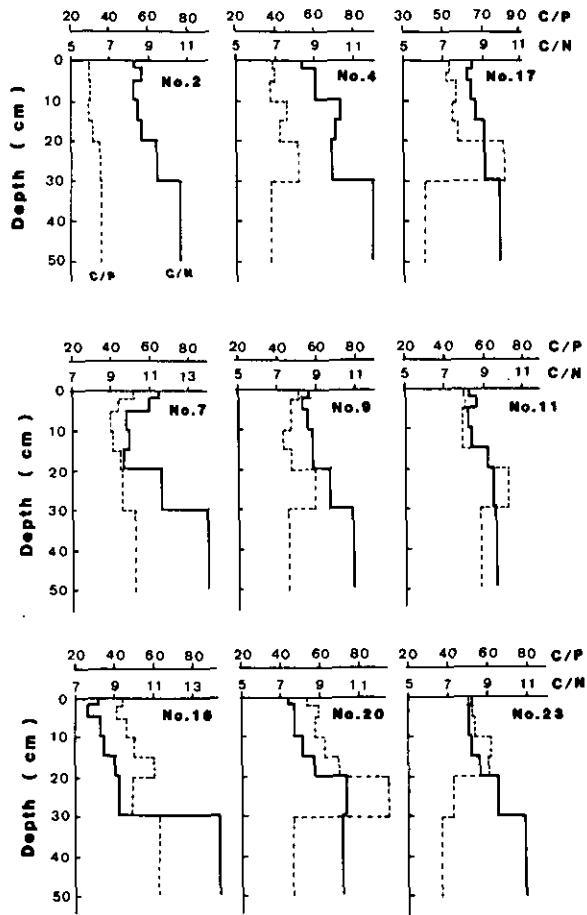


図 5 霞ヶ浦のいくつかの地点での底泥中の C/N, C/P 比の鉛直分布

Fig. 5 Vertical distributions of C/N and C/P ratios in muds collected at several sites in Lake Kasumigaura

有率の鉛直分布パターンは表 1 を参照されたい。表層から 20 cm までの C/N 比の鉛直分布をみると、窒素含有率がタイプ(2)の鉛直分布パターンを示した 4 地点では C/N 比は泥深の増加とともに高くなった。タイプ(1)及びタイプ(3)の鉛直分布を示した 3 地点では泥深 20 cm までの C/N 比の増加は顕著でなかった。No. 7 の地点では表層に比べて中層で C/N 比が低下した。これらのことから、タイプ(2)の鉛直分布を示す地点では底泥のかく乱が顕著でなく、底泥中での有機物分解が C/N 比に反映したと考えられるが、タイプ(1)の地点では有機物分解を受けているにもかかわらず、物理的、生物のかく乱を受けて含有率が均一化しているものと判断された。岡野ら(1979)が行った霞ヶ浦湖心部堆積物中での Cs-137, Sr-90 の鉛直分布調査でも、0~20 cm 層でこれらの核種はほぼ均一な濃度を示しており、Cs-137, Sr-90 の降下量の経時変動と 20 cm 以浅の底泥中の分布の様子は明確な対応を示さなかった。Carignan と Fletl(1981)はケベック州の Memphe-

magog 湖において、堆積物中の Pb-210 が 0-6 cm 層で均一な濃度分布を示すことを観測しており、Robbins *et al.* (1977) はこのような表層での Pb-210 の均一な分布は、堆積物中での鉛の移動に関する明確な根拠がないことから、生物的又は物理的かく乱によるものと説明している。霞ヶ浦では漁業活動が盛んであり、底びき網による底泥のかく乱が頻繁に行われている(相崎ら, 1979)。浜田・津田(1976)によれば、霞ヶ浦では 1966 年以後漁法が帆びき網漁から動力びき漁に転換し、それ以後浮魚であるワカサギ、シラウオの漁獲が減少し、底生性のエビ、ハゼ等の漁獲が急増した。このことは漁業による底泥のかく乱が 1966 年以後頻繁に行われていることを示唆する。大坪ら(1984)は 20 cm 底泥が堆積するためには 35~40 年間要すると計算しており(表 2)、底びき網業が活発になった約 15 年前とは一致しないが、底びき網が底泥をかなり深くまでかく乱していることから、その影響が 0~20 cm 層の底泥に表れたものと推察される。

表 2 泥深と堆積経過年数との関係

Table 2 Relationship between sediment depth and estimated period of sedimentation at the central part of Lake Kasumigaura

$W_{sf} = aY$  Where  $W_{sf}$ : total amount of dry weight from surface to each depth.  
 $Y$ : Estimated period of sedimentation.  $a$ : Estimated total deposition dry weight in a year ( $\text{kg f/m}^2 \cdot \text{y}$ ). (Otsubo *et al.*, 1984)

z (cm)	$W_{sf}$ ( $\text{kg f/m}^2$ )	Y (year)	
		$a=0.6$	$a=0.8$
5	5.8	9.7	7.3
10	12	20	15
15	19	32	24
20	28	47	35
30	50	83	63
40	75	125	94
50	105	175	131
60	140	233	175

土浦入湾奥部の No.7 地点での C/N 比の鉛直分布は、表層に比べて 5~20 cm で低下する逆転現象を示したが、これはおそらくジャリ採取のためのしゅんせつによって底層の C/N 比の低い泥が湖水中に供給され、それが堆積したために生じた現象と思われる。5~10 cm 層に含有率のピークを持つタイプ(3)の鉛直分布を示す地点も土浦入に多く、このような分布を示す原因にもしゅんせつが大きな影響を与えていると思われる。リンに関しては表層直下でピークを持つタイプ(3)の分布を示す例が多くあり、その原因としては還元層で可溶化したリンが拡散して酸化層まで達し、そこで不溶化して蓄積する機構が考えられている (Carignan & Flett, 1981)。霞ヶ浦においても同様な現象が生じる可能性はあるが、C/P 比の鉛直分布は 0~20 cm 層では C/N 比の鉛直

分布とほとんど同じ挙動を示しており(図5), 可溶化による移動よりは物理的, 生物学的かく乱の影響が強いものと考えられる。リン含有率がタイプ(3)の分布を示した地点は土流入に多く(表1), この現象もやはりしゅんせつの影響と考えるのが妥当と思われる。

#### 4.2 水平分布

図6に霞ヶ浦14地点における湖水懸濁物質と底泥表層組成間の相関を示す(福島, 未発表)。両者により相関関係が認められる。このことは底泥表層組成が湖水懸濁物組成を反映していることを意味する。霞ヶ浦底泥表層における炭素, 窒素及びリン含有率の平均値はそれぞれ,  $5.9\%$ ,  $6.9\text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$ 及び $1.3\text{ mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$ であった。この値は丸山ら(1982)が行った長野県下52湖沼の調査結果の平均値, 有機炭素  $4.18\%$ , 全窒素  $3.34\text{ g}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$ , 全リン  $1.21\text{ mg}\cdot\text{P}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$ に比較するとかなり高い。また同論文に記載されている西条・半谷が1953年に行った本邦46湖沼の調査結果の平均値, 有機炭素  $3.8\%$ , 全窒素  $4.4\text{ mg}\cdot\text{N}/\text{g}\cdot\text{乾泥}$ に比べてもかなり高い値である。このことは霞ヶ浦の富栄養化の進行が底泥中の有機物含有率を高めたことを示唆している。

霞ヶ浦表層(0~2 cm)のC:N:P比を調べると, No.5, 25及び高浜入湾奥部を除いた平均値で, 50:5.8:1の割合であった。この値はRedfield-Ketchum-Richardsモデルによる植物プランクトンの有機物組成  $(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}\cdot\text{H}_3\text{PO}_4$ から求められるC:N:Pの比106:16:1に

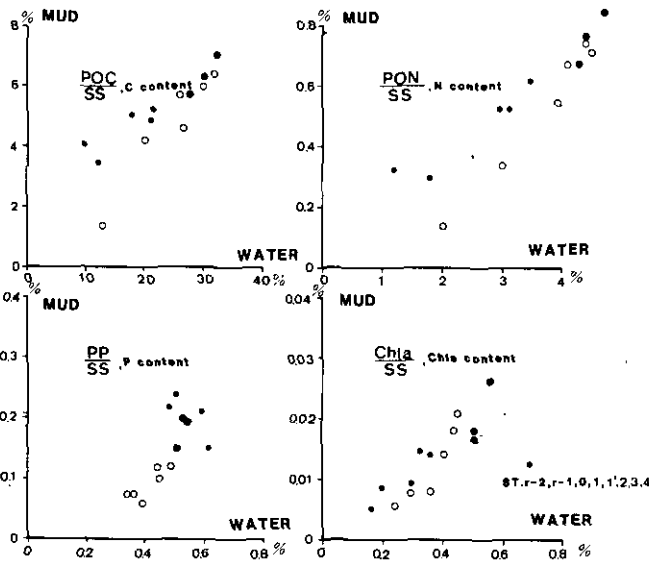


図6 霞ヶ浦の湖水懸濁物と底泥表層の有機炭素, 有機窒素, 全リン及びクロロフィルa含量の相関関係(福島, 未発表)

Fig. 6 Relationships of POC, PON, TP and Chl.a contents in seston and sediment surface layer in Lake Kasumigaura(Fukushima, unpublished)

比べてリンの占める割合が約2倍に高まっている。合田ら(1984)によれば、霞ヶ浦への窒素とリンの流入負荷の比は平均値で約7.0であり、湖水中のN/P比は13.0であった。霞ヶ浦底泥表層のN/P比はこれらの値に比べてもかなり低いことが明らかである。このことは湖水懸濁物の沈降・堆積過程において有機物の分解が生じ、炭素及び窒素は分解されて系外へ放出されるのに対し、リンはそのまま残存するため相対的にC/P, N/P比が高まったものと考えられる。高浜入湾奥部における底泥表層でのC:N:P比は25:2.9:1となり、他の地域に比べてさらにリンの割合が約2倍高まっていた。このことから、この水域には相対的にリン含有率の高い懸濁物の流入が考えられるが、その起源は明らかでない。ただし、この水域では水草帯が発達しており、リン含有率の高い底泥が水草帯から供給されている可能性は考えられる。今後の調査が必要であろう。0~2cm層でのC/N比の分布はほとんどの地点で8.0~9.0の範囲に入っており、湖水懸濁物のC/N比より若干高い程度の値であった。湾奥部で炭素及び窒素含有率が低いのは、植物プランクトンに比べ相対的に含有率の低い河川からの流入物が原因していると思われた。

底泥0~2cm層中の炭素、窒素及びリン含有率の分布パターンをみると霞ヶ浦全域を以下の五つの地域に分割できる(図7)。Zone 1; 高浜入湾奥部。Zone 2; 高浜入中央部とZone 4以外の湖心域。Zone 3; 土浦入。Zone 4; 湖心域と高浜入の間。Zone 5; 麻生沖。それぞれの地域を炭素及び窒素含有率の高い順に整理すると以下のとおりである。Zone 4>Zone 2>Zone 1≥Zone 3≥Zone 5。リン含有率に関してはZone 1>Zone 4>Zone 2>Zone 3>Zone 5の順になった。すなわ

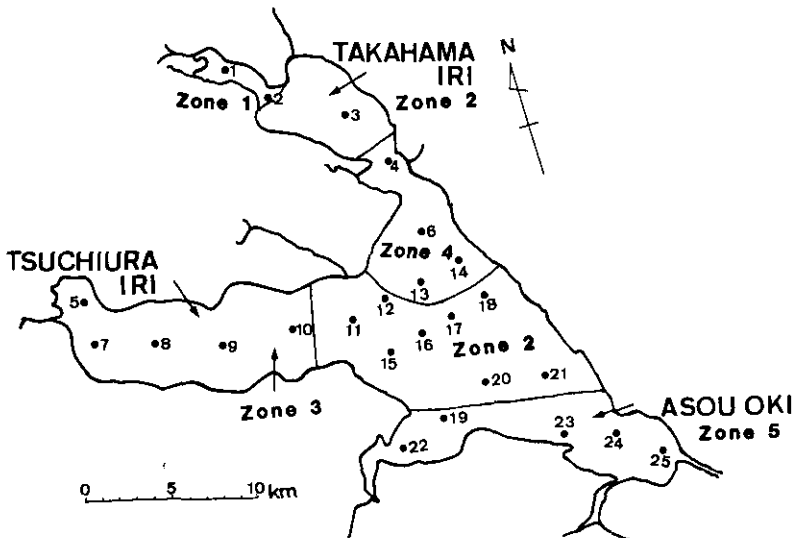


図 7 調査地点と底泥表層での有機炭素、全窒素及び全リン含量分布からみた霞ヶ浦の地域分割案

Fig. 7 Surveyed sites and classified regions of Lake Kasumigaura according to the horizontal distribution patterns of C, N and P contents in surface mud layer

ち、Zone 5 の底泥表層が炭素、窒素及びリン含有率とも低く、Zone 4 の底泥表層が逆に3成分とも高い。Zone 2はその中間的な値となった。このような5地域への分割は村岡・福島(1983)が水の滞留時間と地形特性から考え、水質分布特性との類似性を明らかにした霞ヶ浦水域の分割案とほぼ一致したが、Zone 2とZone 4の地域に関して多少異なっていた。Zone 4で底泥表層の炭素、窒素及びリン含有率が高くなった原因としては、この水域で集中的に行われているコイの網生けす養殖の影響が考えられる(相崎ら, 1984)。

前述したごとく、30~50 cm層では炭素、窒素及びリン含有率とも20 cm以浅に比べ著しく低下した。30~50 cm層の底泥は表2から約60~175年前の堆積物に相当すると考えられる。約60年前を境として底泥の様子が大きく変化したわけであるが、その原因は明らかではない。しかしながら、利根川の河川工事の歴史を振り返ると、1896年(明治29年)に河川法が制定され、それ以前は船運のための低水位工事が中心となっていた河川工事が、その後洪水防御を主眼とする高水位工事になっている。利根川の改修工事は2期にわたり行われた。1921年には横利根川に水門が築造され、それ以後は利根川の水が自由には霞ヶ浦に流入しなくなった(茨城大学農学部霞ヶ浦研究会, 1977)。これ以前、すなわち現在より約60年以前には利根川の水が自由に霞ヶ浦に流入しており、当時の利根川が現在のようにダムが発達しておらず水量が豊富であったことを考えあわせると、その影響が麻生沖から湖心域まで当然及んだものと推察される。また利根川の水の流入によって霞ヶ浦での水の交換速度は現在に比べてかなり速かったと考えられ、それらの影響で全域にわたり底泥中の炭素、窒素及びリン含有率が現在と比べてかなり低い値になっているものと推察される。今後霞ヶ浦の水収支の歴史を明らかにする研究も必要となろう。

## 5. まとめ

霞ヶ浦全域における底泥中の有機炭素、全窒素及び全リン含有率の鉛直及び水平分布特性を1981年7月に調査した。霞ヶ浦底泥中の上記3成分の鉛直分布パターンは以下の4通りに分類された。(1)表層から深さ20~30 cmまでは含有率が大きく変化せず、それ以後で急激に減少するタイプ、(2)表層から深さを増すに従って順次含有率が減少するタイプ、(3)表層直下に含有率の最大値があるタイプ、(4)その他のタイプ。炭素に関してはタイプ(1)が全体の64%と圧倒的に多く、次いでタイプ(2)が16%、タイプ(3)が12%、タイプ(4)が8%であった。窒素に関してはタイプ(1)が44%、タイプ(2)が28%、タイプ(3)が20%、タイプ(4)が8%と(1)及び(2)タイプが多かった。リンに関してはタイプ(1)が44%、タイプ(2)が32%、タイプ(3)が12%、タイプ(4)が12%とやはり(1)及び(2)タイプが多かった。(1)タイプの多い原因として底泥の物理的かく乱が考えられた。

水平分布には以下のような特徴がみられた。0~20 cm層では、炭素及び窒素含有率は流入河川の影響の強い湾奥部で低く、湖心域に向かって増加する傾向を示した。これに対し、リン含有率は高浜入に高い値が測定された。30~50 cm層では上記3成分とも麻生沖から湖心域にかけてほぼ

同程度の含有率を示し、その値も低かった。このことは堆積当時、常陸利根川からの逆流の影響が大きかったことを示唆するものと考えられた。

0~2 cm 層での 3 成分の平均含有率は炭素 5.9%, 窒素 6.9 mg・N/g・乾泥, リン 1.3 mg・P/g・乾泥であり、分布パターンから霞ヶ浦水域を以下の 5 通りに分類できた。Zone 1; 高浜入湾奥部, Zone 2; 高浜入中央部と Zone 4 を除く湖心域, Zone 3; 土浦入, Zone 4; 湖心域の高浜入に近い地域と高浜入の湖心域に面した地域, Zone 5; 麻生沖。それぞれの地域を炭素及び窒素含有率の高い順に整理すると Zone 4>Zone 2>Zone 1>Zone 3 $\geq$ Zone 5 の順になった。リン含有率では Zone 1>Zone 4>Zone 2>Zone 3>Zone 5 の順になった。Zone 4 が相対的に 3 成分とも高い含有率を示したが、その原因としてはこの水域で集中的に行われているコイの網生けす養殖の影響が考えられた。

## 引用文献

- 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾 (1979): 底泥からの栄養塩類の回帰. 国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 105-114.
- 相崎守弘・中島拓男(1981): 細菌分布からみた霞ヶ浦の物質代謝の特徴. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 63-88.
- 相崎守弘・串田克則・赤羽政亮(1984): コイの小割式養殖業からの栄養塩負荷. 国立公害研究所研究報告, 第 50 号, 103-117.
- 浅見輝男・小野美起子・三瓶英敏 (1979): 霞ヶ浦および流入河川底質の重金属分布 (第 1 報) 霞ヶ浦底質の水銀, 全炭素, 全窒素の分布. 日本土壤肥科学雑誌, 50, 138-142.
- Carignan, R. and R. J. Flett (1981): Postdepositional mobility of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 26, 361-366.
- 合田 健・村岡浩爾・福島武彦 (1984): 霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について. 国立公害研究所研究報告, 第 54 号, (印刷中).
- 浜田篤信・津田 勉(1976): 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究III 窒素収支について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 13, 29-44.
- 細見正明・須藤隆一 (1979): 湖沼底泥からのリン溶出に関する研究. 水質汚濁研究, 2, 157-162.
- 細見正明・須藤隆一(1981): 底泥中のリンの分布特性とその季節変化——高浜入を中心として. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 45-54.
- 茨城大学農学部霞ヶ浦研究会 (編) (1977): 霞ヶ浦. 三共出版, 東京.
- 井内美郎・斉藤文紀・横田節哉 (1983): 霞ヶ浦湖底泥の堆積速度——火山灰層を用いた堆積速度算定法. 地質学雑誌, 89, 125-128.
- 軽部重太郎 (1978): 霞ヶ浦底泥の理工学的性質について. 土と基礎, 26, 248-255.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1981): 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化について. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 23-44.
- 小山忠二郎 (1973): 生物地球化学. 海洋生化学, 服部明彦編, 東海大学出版会, 東京, 112-166.
- 村岡浩爾・福島武彦 (1983): ボックスモデルを用いた水質予測方式に関する研究. 土木学会論文報告集, 336, 85-94.
- 丸山正人・赤尾秀雄・西堀将尋 (1982): 長野県下 52 湖沼の底質. 用水と廃水, 24, 1349-1355.



- Nikaido, M. (1978) : Ratios of organic carbon to nitrogen in the core sediments from Lake Kojima. *Jpn. J. Limnol.*, **39**, 15-21.
- 岡野三郎・小池亮治・田口勝久 (1979) : 霞ヶ浦の水質汚濁に関する研究——放射線核種の分布. *水質汚濁研究*, **2**, 215-221.
- 大坪国順・相崎守弘・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎 (1984) : 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性(1)物性の分布特性. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 157-173.
- 大槻 晃(1982) : 底質調査. 湖沼環境調査指針, 日本水質汚濁研究協会編, 公害対策技術同友会, 東京, 151 p.
- Robbins, J. A., J. R. Kresoski and S. C. Mozley (1977) : Radioactivity in sediments of the Great Lake : Post-depositional redistribution by deposit-feeding organisms. *Earth Planet. Sci. Lett.*, **36**, 325-333.
- 外岡健夫・熊丸敦郎・浜田篤信・津田 勉 (1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究 I 堆積に関する研究. 茨城県内水面水産試験所調査研究報告, **13**, 1-18.
- 宇都宮陽二郎(1979) : 霞ヶ浦の湖底地形とその堆積速度について. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 7-22.

## 9. 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について

——高浜入を中心として——

### Release of Nitrogen and Phosphorus from Sediments of Lake Kasumigaura

細見正明<sup>1</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>

Masaaki HOSOMI<sup>1</sup> and Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

#### Abstract

This study was conducted to estimate the internal nitrogen and phosphorus loading from sediment in Takahamairi Bay into water. First to be studied were the effects of dissolved oxygen (DO) concentration in overlying water and bioturbation of chironomids on the flux of nitrogen and phosphorus release from lake sediments and effects of temperature on  $\text{NH}_4\text{-N}$  generation rate in the sediment. This was followed by an examination of vertical distributions and seasonal changes in  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_x\text{-N}$ , and  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentrations in interstitial water determined nitrogen and phosphorus release fluxes from sediments in Takahamairi Bay were estimated using a mathematical model method and laboratory core method, respectively.

$\text{NH}_4\text{-N}$  concentration in interstitial water in surface sediments changed seasonably. Increasing temperature from 10 to 20°C had little effect on  $\text{NH}_4\text{-N}$  generation rates in the sediments, but that from 20 to 30°C resulted in a 2 - 4.4-fold increase in the  $\text{NH}_4\text{-N}$  generation rate. Maximum  $\text{NH}_4\text{-N}$  release flux was observed during the summer and early autumn and was found to decrease with a decrease in water temperature.

The sediment in Takahamairi Bay had high denitrification activity irrespective of DO concentration in the overlying water. There were indications that *Chironomus plumosus* accelerated denitrification in the sediment.  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentration in interstitial water could be observed only in surface sediment (0-2 cm) from late autumn to early spring.  $\text{NO}_x\text{-N}$  fluxes from water to sediment in Takahamairi Bay were comparable to those of  $\text{NH}_4\text{-N}$  during winter.

The  $\text{PO}_4\text{-P}$  release flux increased with a decrease in DO in the overlying water. Maximum gradients of  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentration in the water-sediment interface was observed during summer and early autumn. Phosphorus fluxes estimated by the

---

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabemachi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

laboratory core method were 1-10mg/m<sup>2</sup>·d during the summer and early autumn, but almost zero other seasons. In spite of the aerobic conditions, *C. plumosus* caused an increase in the phosphorus concentration in overlying water when the temperature was more than 25°C.

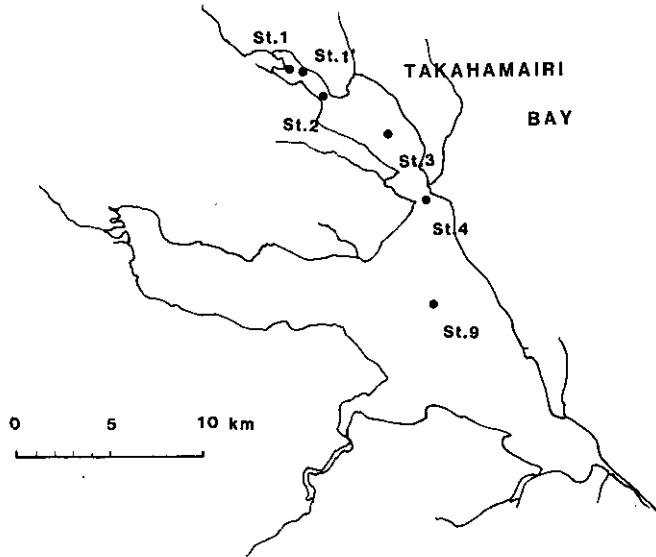


図 1 霞ヶ浦における調査地点  
Fig. 1 Study sites in Lake Kasumigaura

### 1. はじめに

湖沼における富栄養化機構を解明して効果的な富栄養化対策を講ずるためには、窒素やリンなどの物質収支を明らかにしておく必要がある。この物質収支を明らかにする過程においては、底泥からの窒素やリンの溶出による内部負荷が重要となる。特に霞ヶ浦においては、底泥からの負荷を無視しては夏期の藻類の異常増殖に伴う水中の全リンの増加を説明できないとされている(Otsuki *et al.*, 1980)。

本研究は、霞ヶ浦高浜入(図1参照)を中心とした底泥からの窒素やリンの溶出による内部負荷を評価するために 1) 底泥からの窒素及びリンの溶出プロセスに及ぼす影響因子 2) 底泥間げき水中の窒素及びリン濃度の水平及び鉛直分布特性とその季節変化 3) 底泥からの窒素及びリンの溶出速度の評価について検討を行った。

2. 窒素及びリンの溶出に及ぼす影響因子

2.1 影響因子

底泥からの窒素、リンの溶出機構は、いまだ明確に解明されたとはいえないが、概略的には以下のようなものである。底泥粒子内の有機態窒素、リンが微生物の分解をうけ、間げき水中に溶解する。あるいは粒子表面上に吸着していた窒素、リンが脱着したり、酸化還元反応によりリンが溶解する。こうして間げき水中には高濃度の窒素、リンが蓄積される。これらが拡散によって上層水に移行する。また物理的な混合（例えば波浪による底泥の巻き上げ）によって間げき水中の窒素、リンが上層水に移行する。このような溶出機構にかかわる諸プロセスに及ぼす影響因子を検討したのが表1である。

本節では、底泥直上水中の溶存酸素（DO）、温度、ベントス（ユスリカ）という影響因子をと

表 1 窒素・リンの溶出機構にかかわる諸プロセスに及ぼす影響因子  
Table 1 Factors effecting on mechanisms of release of nitrogen and phosphorus from sediment to overlying water

現象 影響因子	分 解	吸着・解離	拡 散	泥の巻き上げ
温 度	N：有機態窒素の分解に影響あり。 P：微生物による呼吸が増大し、嫌気度が進むという点で影響大。有機態リンの分解速度に与える影響は未解明	N：NH <sub>4</sub> -Nの吸着・解離に十分考慮する必要あり。 P：？	各イオンの拡散係数に影響を与える。 例えば、NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> の分子拡散係数は、0°Cのとき、9.80、25°Cのとき、19.8（×10 <sup>-6</sup> cm <sup>2</sup> /sec）となる。	
pH	底質中のpHは、通常6~8程度であるが、pHが5以下もしくは9以上になると影響あり。	リン酸鉄は、pHが下がるほど、またpHが上がるほど、リン酸の解離が大きくなる。		
DO ORP	N：形態変化あり。（分解とはいえないが硝化・脱窒に影響大）	P：非常に影響大 底質においては、ORPが-200 mV以下で、PO <sub>4</sub> -Pとして溶解する。		
底泥の空げき率、含水率	微生物による有機物への攻撃に関して影響あり。	間げき水と底質粒子との接触面積に影響あり	影響大 拡散係数は空げき率の2乗におおむね比例する	含水率が大きいほど巻き上がりやすく、影響大。
上層水の流動			みかけの拡散係数に影響大。濃度境界層の厚さに影響大。	影響大
底泥中の生物	微生物による影響が大。有機態窒素の分解にベントスの影響あり。		イトミミズ、ユスリカ等のベントスによる底質のかく乱の影響あり。	ベントスによる底質のかく乱の影響あり。

りあげ、以下に検討を行った。

## 2.2 DO が窒素及びリンの溶出に及ぼす影響

窒素やリンの溶出に及ぼす底泥直上水中の DO の効果を評価するための室内溶出実験は、好気的条件下（エアレーションによる）あるいは嫌気的条件下（窒素ガスなどによる通気）で多く実施されてきたが、種々の DO 条件下における溶出実験例は少ない(Frevert, 1980; 細見ら, 1982)。ここでは、窒素ガスと酸素ガスの混合ガスを用いて、直上水中の DO を制御した条件で窒素やリンの溶出実験を行った。

### 2.2.1 実験方法

投げ込み型コアサンプラーにより、図1に示す高浜入 St.1 (1981年6月24日)及び隔離水界実験地点(ここでは、St.1'とする)(1981年8月19日)において、底泥コアサンプル(内径40mmのアクリルパイプ)を採取した。これらを20°C及び30°C、暗所に設置し、直上水の DO を制御するため混合ガスを15 ml/分通気した。なお予備実験では、10~15 ml/分の通気量で DO の制御が可能であることを確認している。直上水の採水は注射器を用いて行い、採水した分だけ現場のろ過湖水を添加した。採水間隔は1~3日とした。また採水した試料は、ワットマン GF/C フィルターでろ過した後、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N(以下、NO<sub>x</sub>-Nと略す)、PO<sub>4</sub>-Pの分析に供した。これらの分析には、オートアナライザーを用いた。さらに、実験開始時及び終了時には、遠沈ろ過管(細見・須藤, 1983)を用いて底泥間げき水を採取して、直上水と同様に上記の水質項目について分析した。

次に底泥からの栄養塩の溶出量  $M$  (mg) は、(1)式により算出した。

$$M = V (C_n - C_0) + \sum_{j=1}^n (C_{j-1} - C_{jn}) v \quad (1)$$

ここで  $V$  : 直上水の体積 (l)

$C_n$  :  $n$  回採水時における直上水中の栄養塩濃度 (mg/l)

$C_0$  : 初期直上水中の栄養塩濃度 (mg/l)

$C_{jn}$  : 添加したろ過湖水中の栄養塩濃度 (mg/l)

$v$  : 直上水の採水量 (l)

である。

### 2.2.2 実験結果及び考察

高浜入 St.1 における NH<sub>4</sub>-N の溶出量の経時変化を図2に示す。直上水の DO が 2.8 mg/l 以上では NH<sub>4</sub>-N の溶出量が見かけ上少なくなっているが、DO が 1.5 mg/l 以下では、一様にかも直線的に NH<sub>4</sub>-N が溶出した。この場合の平均的な NH<sub>4</sub>-N の溶出速度は、10mg/m<sup>2</sup>・d

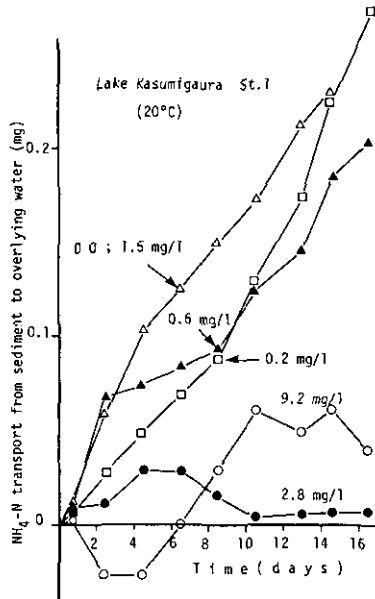


図 2 各 DO 濃度における NH<sub>4</sub>-N の溶出量の経時変化 (St. 1)

Fig. 2 NH<sub>4</sub>-N released from sediment to overlying water vs. time in sediment-water systems of St. 1 under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water

- ; DO 0.2 mg/l    ▲ ; DO 0.6 mg/l    △ ; DO 1.5 mg/l  
● ; DO 2.8 mg/l    ○ ; DO 9.2 mg/l

となる。霞ヶ浦の底泥を用いた溶出実験では、直上水に十分酸素がある場合、実験開始 1~3 日程度は NH<sub>4</sub>-N として溶出するが、その後は NO<sub>x</sub>-N の割合が高くなることが多い(細見, 未発表)。霞ヶ浦底泥には、アンモニア酸化細菌や亜硝酸酸化細菌が底泥の表層部に多く、しかも湖水よりはるかに多いことが相崎・中島 (1981) によって明らかにされている。直上水をエアレーションすれば、底泥の極表層部には硝化細菌にとって必要な酸素が移動可能となるので、底泥間げき水中の NH<sub>4</sub>-N が底泥の極表層部で硝化細菌により NO<sub>x</sub>-N まで酸化されて、直上水に溶出する。したがってみかけ上 NH<sub>4</sub>-N の溶出は少なくなると考えられる。硝化阻害剤である N-serve を用いた好氣的条件下での溶出実験では NH<sub>4</sub>-N として直上水に溶出してくることが確認されている(細見, 未発表)。

溶出実験前後における間げき水 NH<sub>4</sub>-N 濃度の鉛直分布を図 3 に示す。終了時における底泥表層部の NH<sub>4</sub>-N 濃度は、直上水の DO 濃度に大きく依存しており、DO が高いほど間げき水中の NH<sub>4</sub>-N 濃度が低くなった。しかし、底泥表層部を除けば DO 濃度に関係なく、同様の NH<sub>4</sub>-N 濃度を示した。また底泥表層部を除けば、実験開始時からいずれの DO についても実験終了時には NH<sub>4</sub>-N 濃度が増加していることがわかる。これは、底泥中で NH<sub>4</sub>-N が生成されているこ

とを示すもので、霞ヶ浦底泥からの  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出を長期的に評価する場合、初期の間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  だけでなく、 $\text{NH}_4\text{-N}$  の生成による影響についても検討していく必要がある。

次に  $\text{NO}_x\text{-N}$  の溶出量の経時変化を図4に示す。いずれの DO 条件下でも  $\text{NO}_x\text{-N}$  が直上水から消失した。特に DO が 1.5 mg/l 以下では、全く同様の消失速度を示した。DO を 9.2 mg/l や 2.8 mg/l に制御したコアの底泥表層 0~1 cm 層の間げき水のみ、実験終了時で  $\text{NO}_x\text{-N}$  が 0.10~0.20 mg/l 程度検出された。しかし、これだけでは直上水中の  $\text{NO}_x\text{-N}$  の消失量を説明することはできない。吉田ら (1979) は、霞ヶ浦底泥表層は脱窒活性が高いことを示した。室内でのコア実験では、直上水の  $\text{NO}_x\text{-N}$  消失量の 80~90% が脱窒によることが確認された (Tiren *et al.*, 1977)。過栄養湖である手賀沼でも同様の結果が得られている (中島, 1982)。有機物含量が多い底泥では、直上水から間げき水への  $\text{NO}_x\text{-N}$  のフラックスが認められており、さらにこういう状態では硝化が起こったとしても、表層数 mm で脱窒の方が卓越すると考えられた (Billen *et al.*, 1976)。

したがって本実験においては、直上水中の  $\text{NO}_x\text{-N}$  のほとんどが底泥表層付近で脱窒されたと

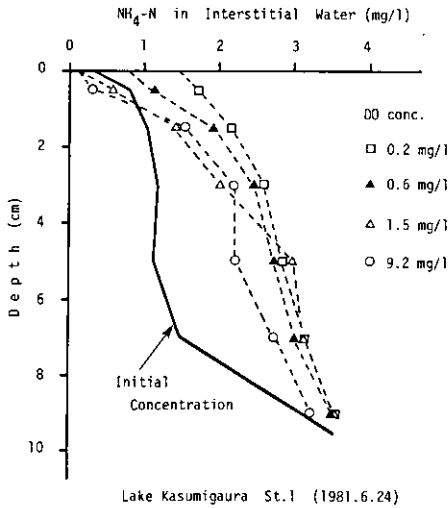


図 3 溶出実験前後における間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の鉛直分布 (St. 1)

Fig. 3 Vertical distributions of  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentrations in interstitial water after release experiment

- ; DO 0.2 mg/l    ▲ ; DO 0.6 mg/l
- △ ; DO 1.5 mg/l
- ; DO 9.2 mg/l

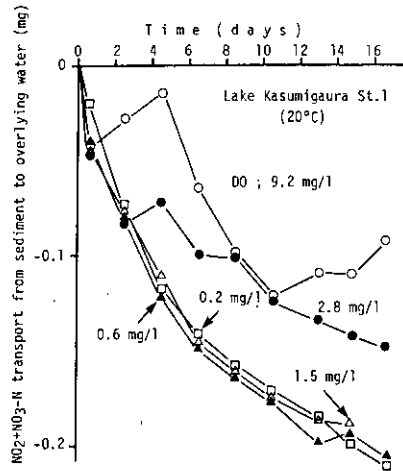


図 4 各 DO 濃度における  $\text{NO}_x\text{-N}$  の溶出量の経時変化 (St. 1)

Fig. 4  $\text{NO}_x\text{-N}$  released from sediment to overlying water vs. time in sediment-water systems of St. 1 under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water

- ; DO 0.2 mg/l    ▲ ; DO 0.6 mg/l
- △ ; DO 1.5 mg/l
- ; DO 2.8 mg/l    ○ ; DO 9.2 mg/l

考えられる。いずれの DO 条件下でも実験開始直後に減少しているもので、これから脱窒速度を求めると、 $20 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$  程度となる。このように直上水の DO が高くて霞ヶ浦底泥表層がかなり高い脱窒活性をもっていることは注目されよう。

$\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出量の経時変化について示したのが図 5 である。直上水の DO が飽和であれば、 $\text{PO}_4\text{-P}$  はほとんど溶出しないが、DO が  $2.8 \text{ mg/l}$  以下になると  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出が認められ、DO が低いほど、 $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出量が多くなった。DO が  $1 \text{ mg/l}$  以下の場合、実験開始時の  $\text{PO}_4\text{-P}$  は、DO が  $2.8 \text{ mg/l}$ 、 $1.5 \text{ mg/l}$  の結果と同様の立ち上がり方を示したが、1 週間後、急激に  $\text{PO}_4\text{-P}$  が溶出した。これは、底泥を採取した時期から考えて、実験開始時には、まだ底泥が好氣的条件下にあったため、直上水の DO を制御しても、直ちに底泥が嫌氣に近い状態に至らなかったため、時間遅れが生じたと考えられる。図 6 に溶出実験前後における間げき水  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の鉛直分布を示す。DO が  $1 \text{ mg/l}$  以下の場合、底泥表層部に高い  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度が認められたが、DO が  $1.5$

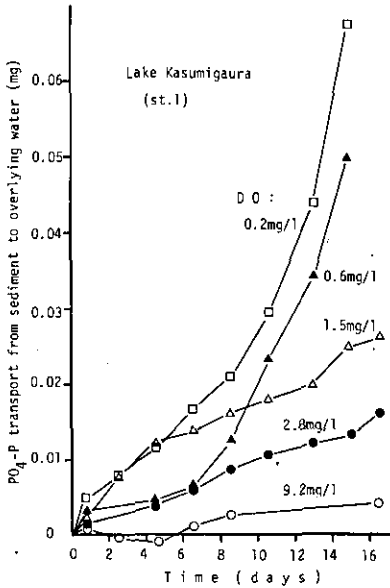


図 5 各 DO 濃度における  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出量の経時変化 (St. 1)

Fig. 5  $\text{PO}_4\text{-P}$  released from sediment to overlying water vs. time in sediment-water systems of St. 1 under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water  
 □ ; DO 0.2 mg/l    ▲ ; DO 0.6 mg/l  
 △ ; DO 1.5 mg/l    ■ ; DO 2.8 mg/l  
 ○ ; DO 9.2 mg/l

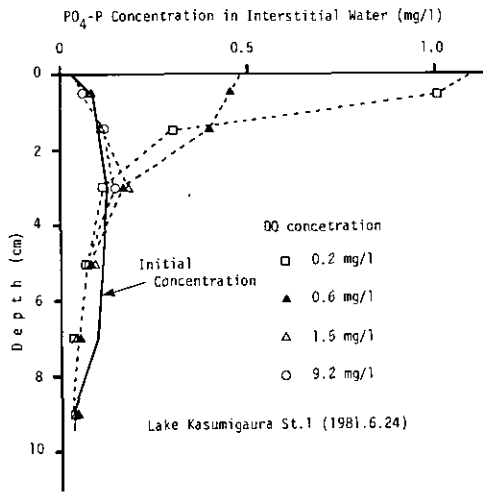


図 6 溶出実験前後における間げき水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の鉛直分布 (St. 1)

Fig. 6 Vertical distributions of  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentrations in interstitial water after release experiment  
 □ ; DO 0.2 mg/l    ▲ ; DO 0.6 mg/l  
 △ ; DO 1.5 mg/l    ○ ; DO 9.2 mg/l



mg/l 以上では実験開始時の  $PO_4\text{-P}$  とほとんど差が認められなかった。

次に8月19日に採取した St.1' (隔離水界実験地点) の底泥溶出実験 (30°C) の結果を示す。採取した底泥は表層 4~5 cm まで黒色部分が認められた。6月24日に採取した St.1 の底泥には認められなかったので、夏期の底泥は嫌気状態が進行していると考えられる。図7及び図8にそれぞれ直上水中の  $NH_4\text{-N}$  及び  $PO_4\text{-P}$  濃度の経時変化を示す。 $NO_x\text{-N}$  は実験開始時からほとんどゼロであった。ただ DO を 7.5 mg/l (エアレーション) とした底泥のみ、実験途中から  $NO_x\text{-N}$  が検出された。 $NH_4\text{-N}$  の溶出は、実験開始後 2~3 日に限れば、直上水の DO には依存しなかった。また、溶出速度は 60~90 mg/m<sup>2</sup>・d の範囲にあった。

一方、 $PO_4\text{-P}$  の溶出量は、St.1 (20°C) と同様に DO が低いほど多くなったが、図9に  $PO_4\text{-P}$  の溶出速度と直上水の DO 濃度との関係を示したように、溶出速度としては、St.1 と比べ、はるかに高くなった。しかも、DO が 4 mg/l 程度でも  $PO_4\text{-P}$  の溶出が認められた。ただし、ここに示した溶出速度は、直線的に増加している期間について評価したもので、最大値と考えられる。

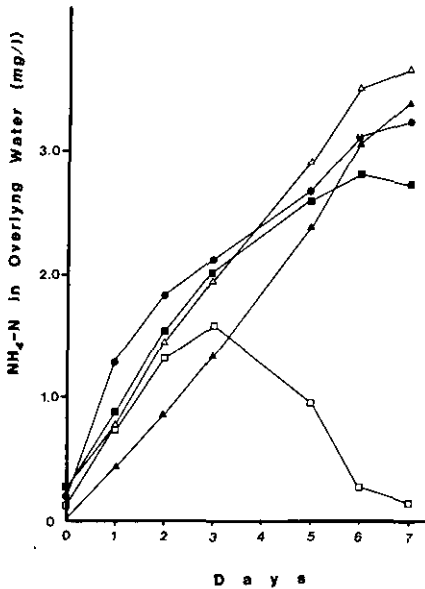


図 7 各 DO 濃度における  $NH_4\text{-N}$  濃度の経時変化 (St.1')

Fig. 7  $NH_4\text{-N}$  concentrations vs. time in the overlying water of sediment-water systems from St. 1' under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water  
 ● ; DO 0 mg/l ■ ; DO 2.5 mg/l  
 △, ▲ ; DO 4.5 mg/l □ ; DO 7.5 mg/l

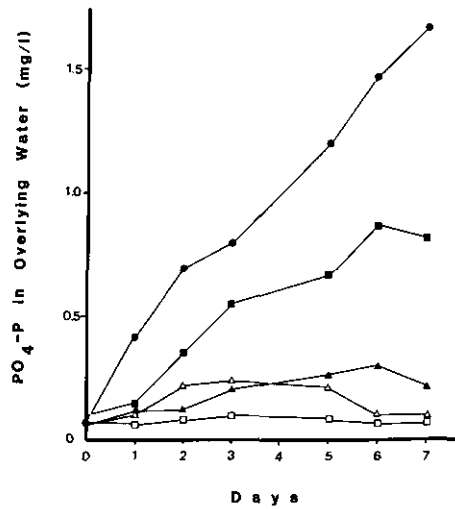


図 8 各 DO 濃度における  $PO_4\text{-P}$  濃度の経時変化 (St.1')

Fig. 8  $PO_4\text{-P}$  concentrations vs. time in the overlying water of sediment-water systems from St. 1' under various dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water  
 ● ; DO 0 mg/l ■ ; DO 2.5 mg/l  
 △, ▲ ; DO 4.5 mg/l □ ; DO 7.5 mg/l

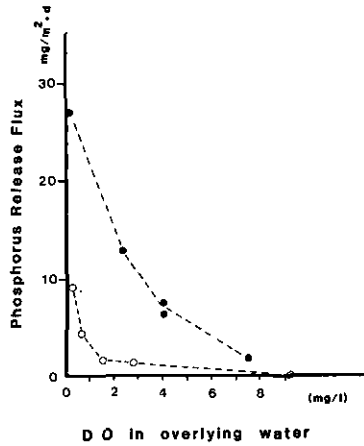


図 9 直上水中の DO 濃度と  $\text{PO}_4\text{-P}$  溶出速度との関係

Fig. 9 Relationship between  $\text{PO}_4\text{-P}$  release fluxes and dissolved oxygen (DO) concentrations in overlying water

- ; 30°C St. 1'
- ; 20°C St. 1

St.1 と St.1' との距離は、数 100 m で地点間の差異はほとんど無視できる。したがって、このような溶出速度の違いは、20°C と 30°C との温度差や底泥の外観から推定される還元状態の差によると考えられる。

### 2.3 底泥の $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成速度に及ぼす温度の影響

底泥からの窒素の溶出に関しては、底泥中に存在する有機態窒素のうち微生物による分解可能な窒素画分 Biodegradable Nitrogen (浮田ら, 1979) の定量化とともに、この窒素画分の分解速度も重要となる。ここでは、底泥中の有機態窒素化合物の分解に伴う  $\text{NH}_4\text{-N}$  生成速度の鉛直分布と生成速度に及ぼす温度の影響について検討した。

#### 2.3.1 実験方法

1982年4月20日、高浜入 St.3 で投げ込み型コアサンプルにより底泥を採取した。底泥コアを 2~3 cm ごとに切断し、試料とした。底泥試料 5 g を BOD びんに入れ、あらかじめ窒素ガスで 1 時間通気しておいた蒸留水を加えて密栓した。この BOD びんを暗所、10°C、20°C、24°C、30°C の各温度で放置した。窒素ガスで通気した蒸留水を用いたのは、通常、底泥の極表層を除けば、底泥中の DO がゼロに近いと考えられたためである。一定期間ごとに BOD びんをよく振り混ぜた後、水-底泥混合液を遠沈し、ワットマン GF/C でろ過したものを  $\text{NH}_4\text{-N}$  の分析に供

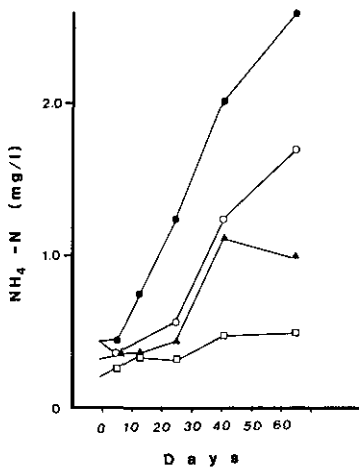


図 10 各温度条件下における 0-2 cm 層の水-底泥混合液中の NH<sub>4</sub>-N 濃度の経時変化

Fig. 10 NH<sub>4</sub>-N concentrations vs. time in sediment-water mixture from the sediment of 0-2cm layer at St. 3 under different temperature conditions

● ; 30°C      ○ ; 24°C  
▲ ; 20°C      □ ; 10°C

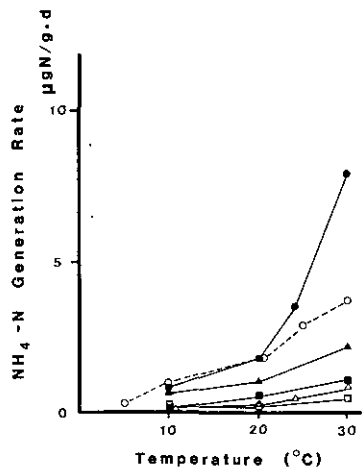


図 11 NH<sub>4</sub>-N 生成速度に及ぼす温度効果

Fig. 11 Effects of temperature on NH<sub>4</sub>-N generation rates in sediments

● ; St. 3 0-2 cm    ▲ ; St. 3 2-4 cm  
■ ; St. 3 4-6 cm    △ ; St. 3 6-9 cm  
□ ; St. 3 9-12 cm    ○ ; St. 2 0-1 cm

した。また別途、底泥試料の含水率を求め、乾泥 1g 当たりの NH<sub>4</sub>-N 生成速度として表した。

### 2.3.2 実験結果

一例として図 10 に、0~2 cm 層の水-底泥混合液中の NH<sub>4</sub>-N 濃度の経時変化を示す。浮田 (1982) が提示した生物分解可能な窒素量を与えてやれば、分解が一次反応に従うとして、分解速度定数を求めることができるが、生物分解可能な窒素量の評価値によって結果がかなり異なるので、また NH<sub>4</sub>-N 濃度がかなり時間変動したので、ここでは、単純に直線近似して、NH<sub>4</sub>-N 生成速度を求めた。この結果を表 2 に示す。生成速度は表層 0~2cm で最大 7.9 µgN/g dry sediment·d (30°C) という値を示し、深さ方向に減少した。Kamiyama (1978) は、底泥中の NH<sub>4</sub>-N の鉛直分布を示す定常モデルから、琵琶湖北湖底泥中の NH<sub>4</sub>-N の生成速度の鉛直分布を求めた。それによると、NH<sub>4</sub>-N 生成速度は底泥表層 0 cm のところで、0.15 µg atoms/cm<sup>3</sup>·d という最大値を示し、深さ方向に指数関数的に減少し、5 cm 深ではほぼゼロとなった。さらに、Kamiyama (1979) は、底泥中の NH<sub>4</sub>-N の挙動を示した非定常モデルの数値解から、琵琶湖南湖底泥の NH<sub>4</sub>-N 生成速度を評価し底泥表層付近では、北湖と同様の値になることを示した。また、NH<sub>4</sub>-N 生成速度に及ぼす温度の効果について、表 2 のデータに、St. 2 (細見・川村, 未発表) の結果も合わ

せて、図 11 にまとめた。底泥表層部では、20°C 以上になると直線的に生成速度が大きくなるが、底泥深層部では、生成速度に対する顕著な温度効果が認められない。

表 2 底泥の  $\text{NH}_4\text{-N}$  生成速度に及ぼす温度効果  
Table 2 Effects of temperature on  $\text{NH}_4\text{-N}$  generation rates of sediments at St. 3

Depth of sediments (cm)	$\text{NH}_4\text{-N}$ generation rate ( $\mu\text{gN/g dry sediment}\cdot\text{d}$ )			
	10°C	20°C	25°C	30°C
0 - 2	0.8	1.8	3.5	7.9
2 - 4	0.7	1.2	—	2.2
4 - 6	0.2	0.6	—	1.2
6 - 9	0.2	0.3	0.5	0.8
9 - 12	0.3	0.4	—	0.5

## 2.4 ユスリカの影響

底泥からの栄養塩溶出には、ユスリカやイトミミズなどの底生生物が大きく関与している（福原, 1981; Galleg, 1979）。ここでは、霞ヶ浦の初夏における底泥からの栄養塩溶出に底生生物がどの程度寄与しているのかを明らかにするため、実験室内で底生生物を入れた系と入れない系の溶出実験を行い、両者を比較検討した（細見ら, 1983）。実験に用いた底生生物は、霞ヶ浦の底泥表層で春から夏にかけて増殖するオオユスリカ (*Chironomus plumosus*) である。また、霞ヶ浦は水深が浅く、好氣的条件下にあるとされているので、ここでは、好氣的条件下で溶出実験を行った。

### 2.4.1 実験方法

高浜入 St.2 (1982年5月) でエクマン採泥器により底泥を採取した。底生生物を除去するために、金魚ネットでこしたものを底泥試料とした。均一にした底泥試料にアクリルパイプ (直径 40 mm, 長さ 30 mm) を差し込み、柱状試料を採取する要領で、30本のアクリルパイプによって底泥コアを作成した。底泥の高さはすべて 12 cm とした。ペリスタポンプで底泥の上に蒸留水を満たし、コアを 10本ずつ 20°C, 26°C, 29°C の各温度の暗所でインキュベートした。翌日からエアレーションで行い、直上水の好氣的条件を保持した。1週間後、*C. plumosus* を 1本のコアにつき 3匹ずつ添加した。各温度ともオオユスリカを添加したのは 5本 (以下、ユスリカ試料という) で、残りの 5本は対照とした。1本のコアにつき 3匹という現存量は、霞ヶ浦で観察された *C. plumosus* の最大現存量に匹敵する (Iwakuma & Yasuno, 1981)。この *C. plumosus* は、霞ヶ浦で採取した後、室内で飼育し、実験使用前日 12時間程度、蒸留水中でふんを排出させたものを用いた。底泥直上水のサンプリングは、注射器を用いて 15 ml 採水し、新たに蒸留水を 15 ml 添加して行った。採水した試料をワットマン GF/C でろ過した後、栄養塩の分析に供した。実験終了後、遠沈ろ過管 (細見・須藤, 1983) により底泥間げき水中の栄養塩濃度を測定した。なお、

実験期間中 *C. plumosus* の死亡や活性の低下が観察されたコアーは、ユスリカ試料から除外した。また、底泥表面にイトミミズによるマウンドが形成されたものも対照から除外した。

#### 2.4.2 実験結果

実験終了時におけるユスリカ試料と対照の外観を比較すると以下ようになる。

- (1) 茶褐色に見える酸化層が、ユスリカ試料では縦横に発達していたが、対照では底泥の極表層部に限られていた。
- (2) ユスリカ試料では、ユスリカの U 字型の巣が発達したため底泥の体積が増加した。これは含水率や空隙率が、ユスリカ試料は対照と比べ大きくなっていることを意味する。
- (3) ユスリカ試料は、直上水ににごりが認められた。

次に、20°C、26°C、29°C における直上水の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の経時変化を図 12 に示す。ここで示した  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度は、ユスリカ試料、対照試料とも 3 本のコアーの平均値である。20°C では、ユスリカ試料と対照とでは大きな差がなく、*C. plumosus* はリンの溶出にほとんど寄与していないと考えられる。しかし、26°C では 20°C と異なり、ユスリカ試料は対照よりも  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度が高くなっており、ユスリカによるリンの溶出促進効果が認められた。29°C においても 26°C と同様の結果が示された。26°C 及び 29°C におけるユスリカ添加後の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の直線増加部分から溶出速度を求めると、1~2  $\text{mgP/m}^2\cdot\text{d}$  になる。これは、ユスリカによって  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出が促進される効果を溶出速度で示したものと考えられる。図 13 は、実験終了時の間げき水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  の鉛直分布を示したものである。ユスリカ試料の方が対照よりも  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度が高くなっていた。しかし、いずれの場合も鉛直方向に均一な分布を示した。 $\text{PO}_4\text{-P}$  と同様に、20°C、26°C、29°C における直上水の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の経時変化を図 14 に示す。20°C では、*C. plumosus* を添加した直後に  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度が増加したが、その後、一定値となった。 $\text{PO}_4\text{-P}$  と同様に、ユスリカによる溶出促進効果を  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度で示すと 20~25  $\text{mg/m}^2\cdot\text{d}$  となる。26°C や 29°C では、*C. plumosus* を添加した後、ユスリカ試料は対照と比べ、著しい  $\text{NH}_4\text{-N}$  溶出が認められた。 $\text{NH}_4\text{-N}$  の増加速度から、ユスリカによって促進された溶出速度は、26°C で 45  $\text{mg/m}^2\cdot\text{d}$ 、29°C で 50  $\text{mg/m}^2\cdot\text{d}$  となる。

$\text{NO}_x\text{-N}$  については、ユスリカ試料の方が若干高くなる傾向が認められたが、0.1~0.2  $\text{mg/l}$  以下で、 $\text{NH}_4\text{-N}$  と比べると 1/10 程度であった。

また実験終了時における直上水及び間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  及び  $\text{NO}_x\text{-N}$  濃度の鉛直分布 (26°C) を図 15 に示す。 $\text{NH}_4\text{-N}$  については、対照は底泥の深さ方向に著しく増大していた。このことから対照では、拡散によって底泥から直上水へ  $\text{NH}_4\text{-N}$  が輸送されていると考えられる。ところが、ユスリカ試料は、深さ方向に均一となった。このことは、拡散以外の輸送プロセスを考える必要性を示唆している。ユスリカの摂食・排せつ作用は、U 字型の巣内で mixing 効果を伴うことが知られている。したがってユスリカの摂食・排せつ作用に伴って、 $\text{NH}_4\text{-N}$  が底泥から直

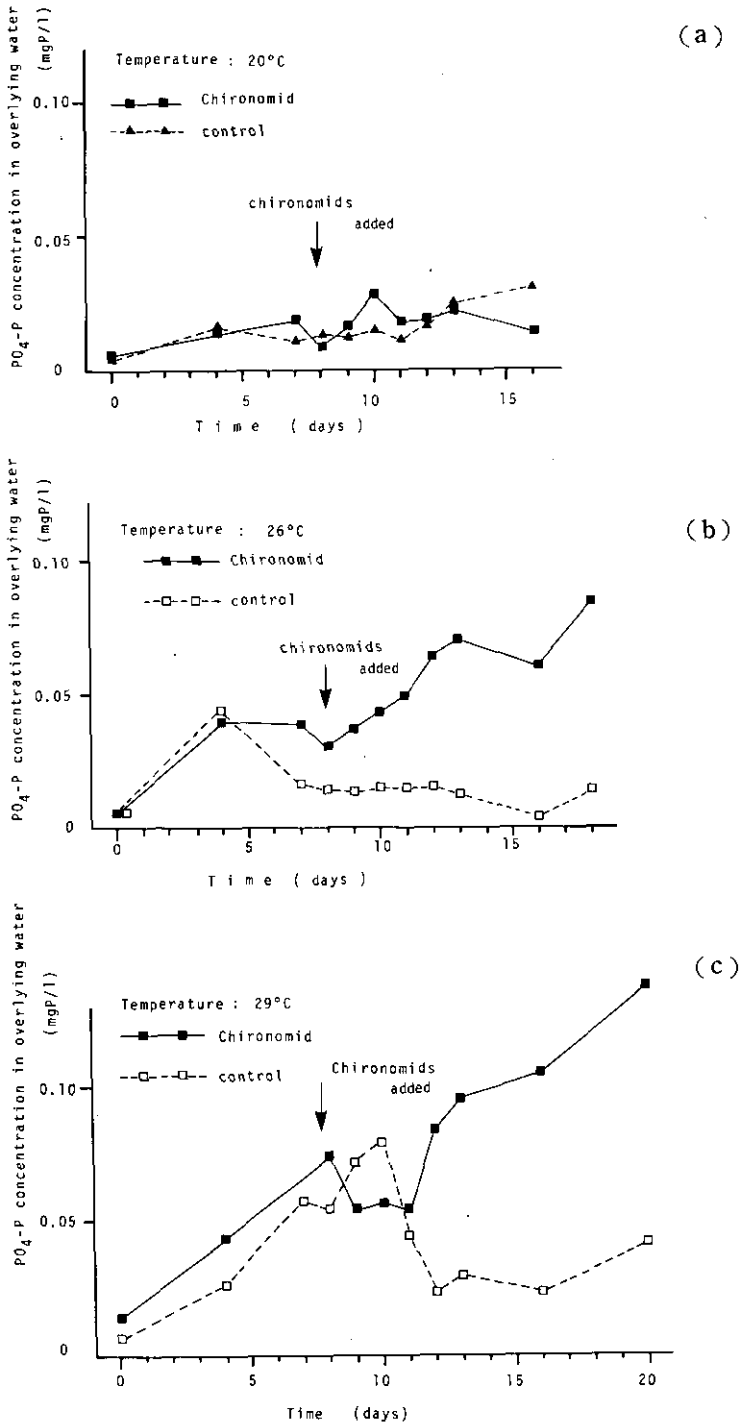


図 12 20°C, 26°C 及び 29°C における  $PO_4$ -P の溶出に及ぼす *C. plumosus* の効果  
 Fig. 12  $PO_4$ -P concentrations in overlying water vs. time at 20°C (a), 26°C (b), and 29°C (c)

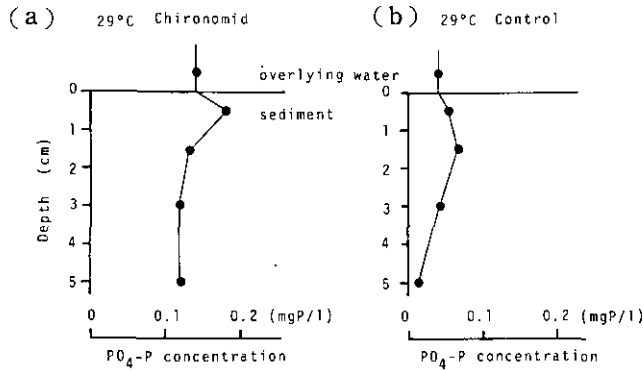


図 13 ユスリカ試料 (a) 及び対照試料 (b) における間げき水中の  $PO_4\text{-P}$  濃度の鉛直分布

Fig. 13 Vertical distribution of  $PO_4\text{-P}$  concentrations in interstitial water of Chironomid added sediment core (a) and control sediment cores (b)

上水に輸送されると考えられる。次に、 $NO_x\text{-N}$  についてみると、酸化層が発達しているユスリカ試料の方が高くなっていたが、対照ではほとんど検出されなかった。また、ユスリカ試料では、深さ方向に  $NO_x\text{-N}$  が大きく減少して濃度こう配が認められた。これは底泥の深部では、脱窒現象が進行しているためと思われる。以上のように *C. plumosus* は、窒素化合物の硝化だけでなく、脱窒も促進させていると考えられる。

### 3. 底泥直上水及び間げき水中の栄養塩

底泥の役割を評価するために、相崎ら (1979) は、霞ヶ浦高浜入奥部において底泥中の炭素、窒素、リン含量を求めたが、これらに季節的な変動が見られなかった。また、細見・須藤 (1981) は、高浜入を中心として各形態リンの水平及び鉛直分布特性とその季節変化を明らかにしたが、わずかに Fe-P が春から夏にかけて減少する程度で、他のタイプのリンは、ほとんど季節変化が認められず、各形態リンの変動と夏期における水中の全リン濃度の上昇とは、対応しなかった。一方、底泥からの栄養塩溶出の主要なプロセスとして、拡散がある。このプロセスでは、栄養塩の水-底泥界面における濃度こう配が重要となる。そこで、本節では、水-底泥間の物質交換に大きく関係していると考えられる底泥間げき水中の栄養塩に着目し、栄養塩濃度の水平及び鉛直分布特性とその季節変化を明らかにした。

#### 3.1 実験方法

図 1 に示す調査地点で投げ込み型コアサンプラーを用いて底泥を採取し、直上水のサンプリングを行った。その後、直上水をアスピレーターで注意深く抜き取り、底泥コアを 1~2 cm ごとに切断した。これを遠沈ろ過管 (細見・須藤, 1983) に入れ、泥温に近い温度で 3000rpm, 15分

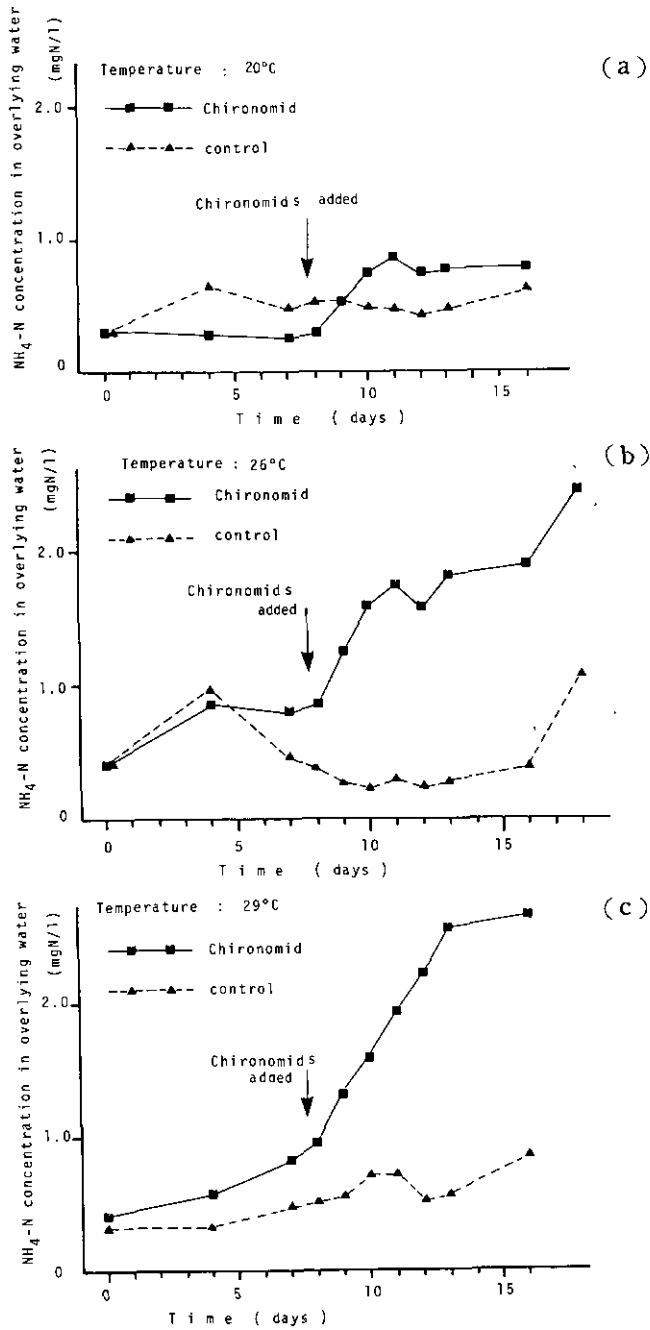


図 14 20°C, 26°C, 及び 29°C における  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出に及ぼす *C. plumosus* の効果

Fig. 14  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentrations in overlying water vs. time at 20°C (a), 26°C (b), and 29°C (c)

■ ; Chironomid added    ▲ ; Control



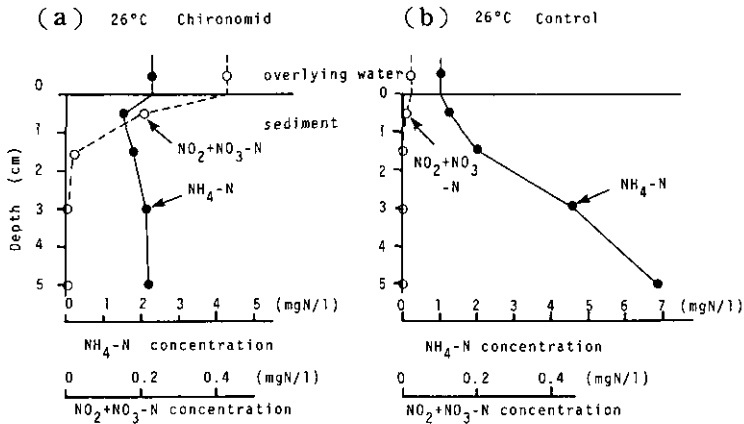


図 15 実験終了時におけるユスリカ試料 (a) 及び対照試料 (b) の間げき水中の NH<sub>4</sub>-N 及び NO<sub>x</sub>-N 濃度の鉛直分布 (26°C)

Fig. 15 Vertical distribution of NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>x</sub>-N concentrations in interstitial water of Chironomid added sediment core (a) and control sediment cores (b)

間遠沈した。ろ過管底部にたまった試料を直上水と同様に水質分析に供した。水質項目は、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>x</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P ですべて自動分析装置を用いて測定した。

### 3.2 調査方法

霞ヶ浦の St.1 の底泥表層 (0~5 cm) における間げき水中の NH<sub>4</sub>-N の鉛直分布とその季節変化を図 16 に示す。冬~春期には、1 mg/l 程度と鉛直方向にはほぼ均一で、年間を通じて最低となった。また水-底泥間の物質交換にとって重要となる底泥最表層 (0~1 cm) においても、1 月~4 月上旬には、0.2 mg/l 前後で年間を通じて最低値を示した。3 月 8 日には底泥最表層より直上水の方が高くなった。7 月後半になると、急激に間げき水中の NH<sub>4</sub>-N が増加した。最表層で 2~3 mg/l、2~5 cm 層で 3~7 mg/l と鉛直方向に濃度差が生じた。このような分布は 10 月まで続いた。St.1 における NH<sub>4</sub>-N の分布特性ならびに季節変化特性は、他の地点においても同様であった (図 17, 図 18, 図 19, 図 20)。ただ、St.4 は、他の地点と比べ、夏期の底泥表層部において著しい鉛直方向の濃度こう配が認められた。

底泥間げき水中の NH<sub>4</sub>-N の季節変化に関する詳細な報告例はほとんどないが、Kamiyama (1978, 1979) は、琵琶湖底泥間げき水中の NH<sub>4</sub>-N の鉛直分布について調査を行い、次のような結果を示した。泥温が季節変化を示す底泥は、間げき水中の NH<sub>4</sub>-N が夏期に増加し、冬期に減少する傾向があり、このような季節変動は底泥の表面に近い部分で顕著であった。泥温が季節変化する霞ヶ浦においても琵琶湖同様に、夏期は底泥表層部で高濃度になり、冬期には減少するという結果が得られた。これは、2-3 で示したように、NH<sub>4</sub>-N の生成速度の温度効果と一致する。平城ら

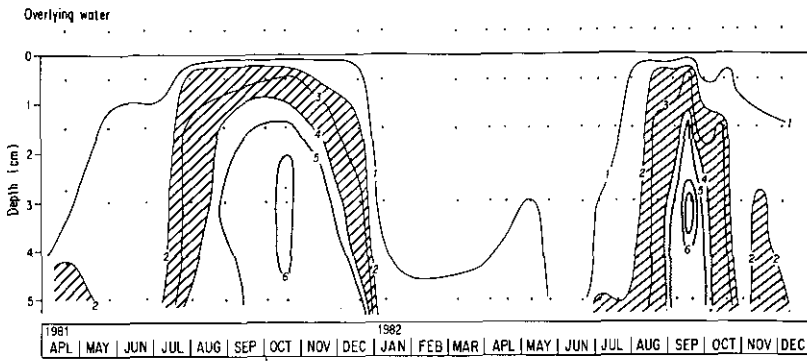


図 16 St. 1 における底泥間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 16 A seasonal change of  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 1

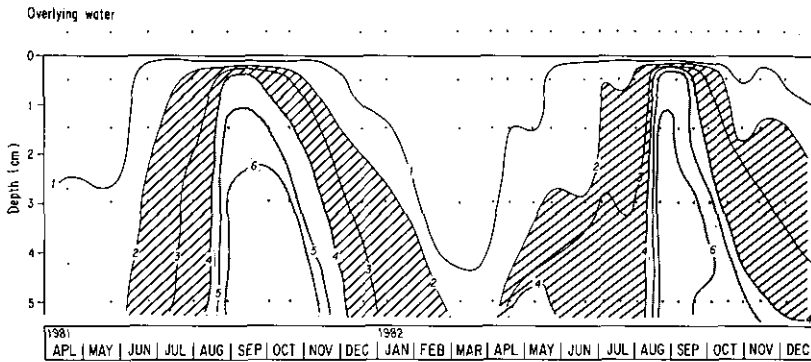


図 17 St. 2 における底泥間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 17 A seasonal change of  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 2

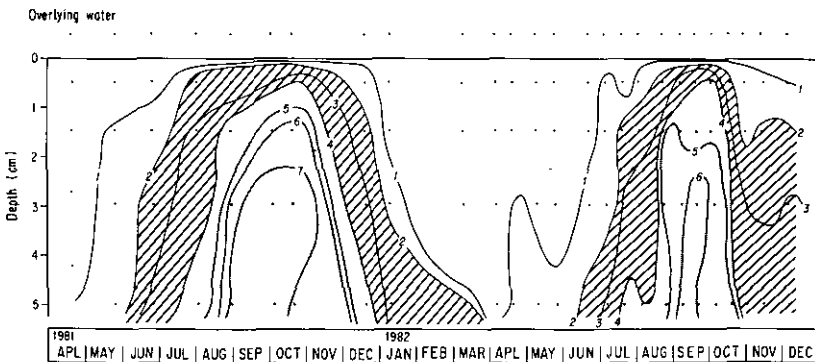


図 18 St. 3 における底泥間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 18 A seasonal change of  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 3

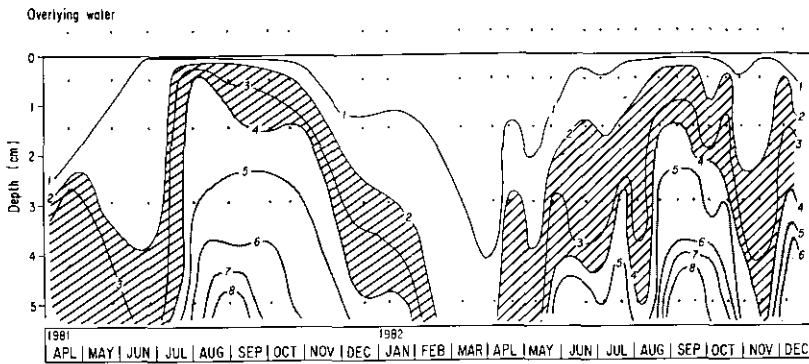


図 19 St. 4 における底泥間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 19 A seasonal change of  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 4

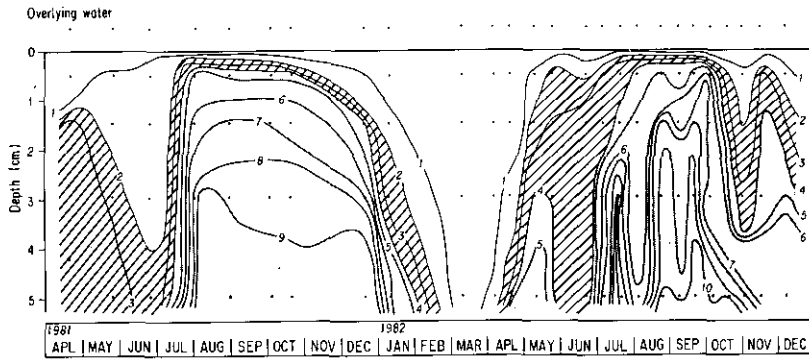


図 20 St. 9 における底泥間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 20 A seasonal change of  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 9

(1980) や浮田 (1982) は、底泥中の生分解可能な窒素 (BDN) の分解速度定数が強く温度に依存していることを示した。

次に、St.1 及び St.4 における底泥間げき水中の  $\text{NO}_x\text{-N}$  の鉛直分布とその季節変化を図 21、図 22 に示す。St.1 の冬～春期にかけては、直上水中で 1~1.5 mg/l、底泥最表層部で 0.5~1 mg/l、さらに深くなるにつれて  $\text{NO}_x\text{-N}$  は減少し、5 cm 泥深ではほとんどゼロになった。このように底泥が最も酸化の時期においても、直上水から底泥間げき水への  $\text{NO}_x\text{-N}$  濃度こう配がみられた。夏期には、間げき水ばかりでなく、直上水中にもほとんど  $\text{NO}_x\text{-N}$  が存在しなかった。このような分布の季節変動は、St.4 でも同様であったが、間げき水中に  $\text{NO}_x\text{-N}$  の存在しない期間が St.1 よりも長く、また冬～春期にかけての底泥最表層には、0.1~0.3 mg/l と St.1 に比べかなり、低濃度であった。St.2 は St.1 と、また St.3 と St.9 は St.4 と似た季節変動を示した。

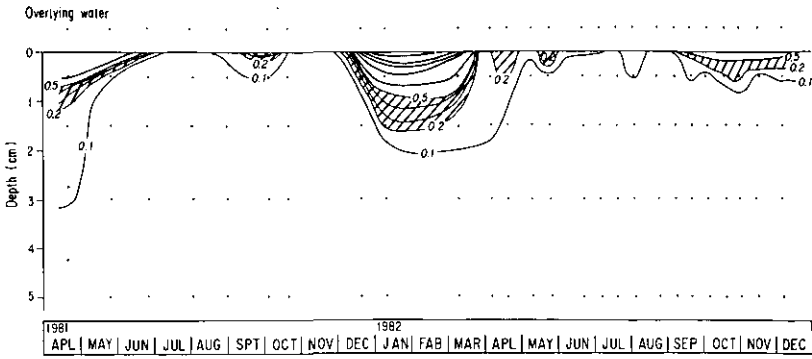


図 21 St. 1 における底泥間げき水中の  $\text{NO}_x\text{-N}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 21 A seasonal change of  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 1

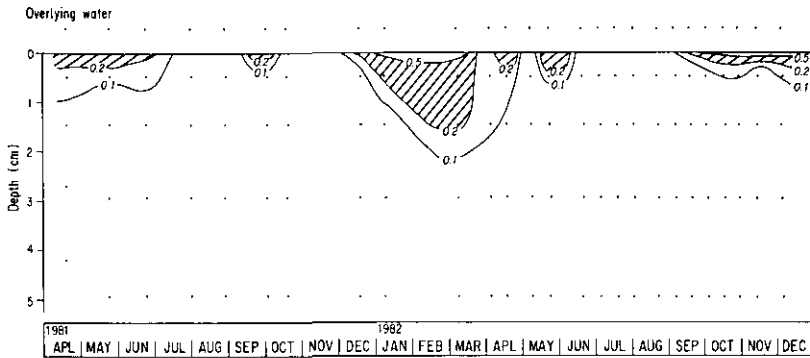


図 22 St. 4 における底泥間げき水中の  $\text{NO}_x\text{-N}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 22 A seasonal change of  $\text{NO}_x\text{-N}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 4

またいずれの地点においても、 $\text{NO}_x\text{-N}$  は春期のごとく一部を除けば、ほとんど年間を通じて直上水の方が間げき水よりも高くなった。

St.1, St.2 及び St.4 における底泥間げき水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  の鉛直分布と直上水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の季節変化を図 23, 図 24, 図 25 に示す。各地点とも、夏～秋の初めにかけてに底泥表層部(0~3 cm)が 0.3~0.8 mg/l の高濃度域となるが、冬期には、 $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度が減少し、0~6 cm 層で 0.1 mg/l を超えることがなかった。ただ各地点とも、1981 年と 1982 年の夏期の鉛直分布は若干異なり、1982 年の方が高い  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度を示した。しかし、いずれの年も夏期に採取した底泥は、表層 2~3 cm までに黒色を呈する箇所が見られたが、その他の時期は認められず、特に冬期には最表層部が茶褐色になった。このような底泥の外観上の変化は、酸化還元状態を表していると考えられる。夏期に黒色部分が認められる層と  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度が高い層とがおおむね一致した。また、

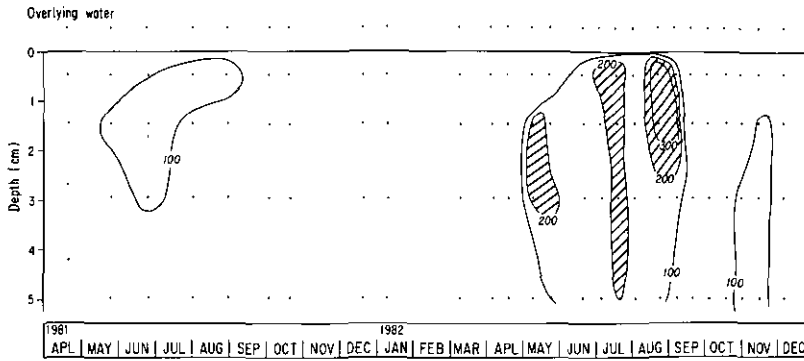


図 23 St. 1 における底泥間げき水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 23 A seasonal change of  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 1

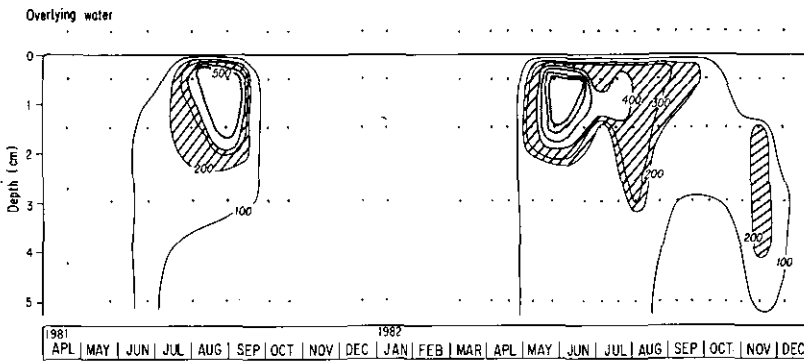


図 24 St. 2 における底泥間げき水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 24 A seasonal change of  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 2

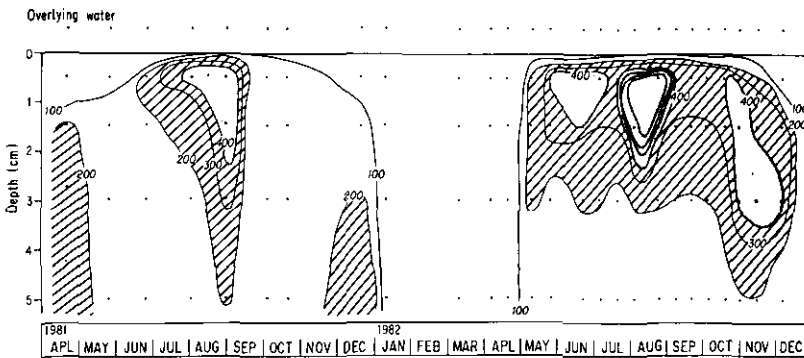


図 25 St. 4 における底泥間げき水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の鉛直分布とその季節変化  
 Fig. 25 A seasonal change of  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentration (mg/l) in interstitial water at St. 4

各地点における夏期の底泥最表層部の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度分布をみると、St.1 は他の地点と比べると、 $0.3 \text{ mg/l}$  を超えることがまれであったが、St.2 や St.4 では、 $0.5 \sim 0.8 \text{ mg/l}$  を超えることがあった。水-底泥界面における  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度こう配は St.1 が最も小さく、St.2 と St.4 とが最も大きな値を示した。さらに、底泥表層部が  $0.2 \text{ mg/l}$  以上になる期間は、St.1 が最も短かく、St.2、St.3、St.4 になるにつれて長くなった。しかし、どの地点でも夏期底泥表層部の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度が高くなり、水-底泥界面における  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度こう配が最大となることと、夏期に湖水中の全リン濃度が増加することが関係しているように思われる。

#### 4. 底泥からの窒素及びリン溶出速度の変化

底泥からの栄養塩溶出機構を明らかにした上で、底泥からの窒素・リン溶出速度を評価するのが、順当なプロセスと考えられる。しかしながら、2章で述べたように、栄養塩溶出機構を明らかにするには、多くの影響因子について評価しなければならず、いまだ解明されたとは言えない。一方、窒素・リンの収支を明らかにすることが、富栄養化防止を考えていく上で基本となることは言うまでもない。このような状況から、現在、我々が利用可能でしかも妥当とみなされる方法を用いて、底泥からの栄養塩溶出速度を評価していくことが必要であると考えられる。

湖沼底泥からの溶出速度を求める方法には現場あるいは室内での湖水-底泥系において水中の栄養塩濃度の変化量から求める実測法と、フィックの法測を基本とした数学モデルを使う数理モデル法とがある(細見, 1982)。細見・須藤(1983)は、 $\text{NH}_4\text{-N}$  溶出速度及び  $\text{NO}_x\text{-N}$  の溶出速度について、実測法であるコア-擬似現場法、コア-現場法、チャンバー法と数理モデル法とがおおむね一致することを示した。さらに、 $\text{NO}_x\text{-N}$  については、年間を通してみれば、直上水から底泥へのフラックスが卓越していることを示し、これを脱窒フラックスと考えた。ここでは、窒素の溶出速度の評価方法として、現場あるいは室内で水-底泥系をある期間 incubate する必要がなく、しかも労力が少なくすむ数理モデル法を採用した。また、数理モデル法を採用すれば、今回は利用できるデータ数が多くなることも、採用したひとつの大きな理由である。

しかしながら、 $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出は窒素の場合と異なる。すなわち、水-底泥界面での  $\text{PO}_4\text{-P}$  の濃度こう配が認められるにもかかわらず、コア-法やチャンバー法では直上水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度が増加しなかった(細見, 未発表)ので、数理モデル法を適用することができない。したがって、本節では、 $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出については、コア-擬似現場によって評価を行った。

##### 4.1 実験方法

数理モデル法は底泥間げき水と直上水との濃度こう配から、窒素の溶出フラックス  $F(\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d})$  を求める方法である。水-底泥界面におけるフラックスは、

$$F = -\phi D \left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=0} \quad (1)$$

ここでは、

$\phi$  : 空げき率 (—)

$D$  : 拡散係数 ( $L^2/T$ )

$C$  :  $NH_4-N$  あるいは  $NO_x-N$  濃度 (M/L)

$z$  : 水-底泥界面から底泥への距離 (L)

本法では拡散係数  $D$  を評価しなければならない。これまで多くの研究者により、いろいろな手法に基づいて拡散係数が求められてきたが、その値は求める方法によってかなり異なる ( $2 \times 10^{-4} \sim 10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$ )。ここでは測定が容易でいくつかの湖沼に適用されたものとして、Lerman (1979) が、Manheim (1970) のデータを整理して得た関係式を使用した。すなわち、空げき率  $\phi$  と拡散係数  $D$  との間には次のような関係がある。

$$D = \phi^2 D_0 \quad (2)$$

ここでは、

$D_0$  ;  $\phi = 1$  における拡散係数 ( $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ とも  $9.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ )  $L^2/T$   
 $T^\circ\text{C}$  における  $NH_4^+$  及び  $NO_3^-$  の拡散係数  $D_T$  は、

$$D_T = D(1 + \alpha T) \quad (3)$$

ここで、

$\alpha$  : 温度補正係数 ( $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ とも  $0.04$ )  $1/^\circ\text{C}$

また、(1)式中の  $\left. \frac{\partial C}{\partial z} \right|_{z=0}$  を正確に評価することが困難なので、ここでは近似的に底泥最表層間げき水と直上水との濃度こう配とした。すなわち、底泥最表層を  $0 \sim 1 \text{ cm}$  とした。また直上水は底泥間げき水と比べると鉛直方向に均一なので、水-底泥界面より数  $\text{cm}$  上方のものを採用した。以上より、溶出フラックスを求める(1)式は、

$$F = \phi D_T \frac{C_{in} - C_{ov}}{\Delta l} \quad (4)$$

$C_{in}$  : 底泥最表層 ( $0 \sim 1 \text{ cm}$  層) の間げき水中の  $NH_4-N$  及び  $NO_x-N$  濃度 (M/L)

$C_{ov}$  : 直上水中の  $NH_4-N$  及び  $NO_x-N$  濃度 (M/L)

$\Delta l$  : 底泥最表層の泥深、すなわち水-底泥界面から間げき水採取層の中心までの距離 (L)

$D_T$  :  $T^\circ\text{C}$  (ここでは、直上水の水温を採用した。) における拡散係数 ( $L^2/T$ )

と近似できる (細見・須藤, 1983)。

コア-擬似現場法は、細見 (1982) に準拠した。夏期 (7/20~9/8) は、窒素 90%、酸素 10% の混合ガスを用いて直上水の DO を制御したが、その他の時期はエアレーションを行った。また、

設定温度は現場の水温に近い温度とした。ただし、St.1からSt.9まで同一の温度とした。

#### 4.2 実験結果

1981年4月～1982年6月までに得られた直上水と間げき水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度から、数理モデル法によって各溶出速度を求めた。表3は、各溶出速度を各季節ごとに整理したものである。 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出速度については、各地点とも7月～9月に $68\sim 134\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$ と最大値を示した。10月～12月には、夏期の溶出速度の約半分にまで減少した。さらに1月～3月には、急激に減少して1ヶ台の溶出速度となった。St.1では、直上水から底泥フラックスが認められた。地点別にみると、水深が6m余りあるSt.4は、いずれの期間においても $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度が最大となったが、他の地点では、溶出速度に大きな差がみられなかった。

$\text{NO}_x\text{-N}$ の場合、ほとんど直上水から底泥へのフラックスであった。直上水からみて、このフラックスを消失速度と定義する。この消失速度は、各地点とも夏期にはゼロになる以外、はっきりとした季節的な変化が認められなかった。地点別にみると、消失速度がSt.1からSt.2, St.3にかけて順次減少した。St.4及びSt.9では、1月～3月を除けば、 $\text{NO}_x\text{-N}$ の消失速度はほとんど無視できる。

水-底泥間における物質移動の観点から、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出速度と底泥への $\text{NO}_x\text{-N}$ の消失速度を比較した。夏期には $\text{NH}_4\text{-N}$ の溶出が重要なフラックスであるが、冬期にはSt.9を除けば、

表 3  $\text{NH}_4\text{-N}$  及び  $\text{NO}_x\text{-N}$  溶出速度の季節変化  
Table 3 Seasonal changes of  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_x\text{-N}$  fluxes at sediment water interface of Lake Kasumigaura estimated using a mathematical model method

Period		Nitrogen Flux ( $\text{mg/m}^2\cdot\text{d}$ ) <sup>+</sup>				
		St.1*	St.2**	St.3**	St.4**	St.9**
1981	$\text{NH}_4\text{-N}$	10	14	15	16	16
Apr.-June	$\text{NO}_x\text{-N}$	-14	-6	-1	0	-1
1981	$\text{NH}_4\text{-N}$	68	83	69	134	87
July-Sep.	$\text{NO}_x\text{-N}$	0	0	0	0	0
1981	$\text{NH}_4\text{-N}$	34	37	41	53	25
Oct.-Dec.	$\text{NO}_x\text{-N}$	-15	-6	-5	0	-1
1982	$\text{NH}_4\text{-N}$	-2	3	4	3	8
Jan.-Mar.	$\text{NO}_x\text{-N}$	-12	-8	-6	-5	-4
1982	$\text{NH}_4\text{-N}$	8	22	3	29	19
Apr.-June	$\text{NO}_x\text{-N}$	-7	-3	0	0	-2

+ Negative values denote nitrogen fluxes from overlying water to sediment.

\* porosity  $\phi=0.94$

\*\* porosity  $\phi=0.95$



いずれの地点とも  $\text{NO}_x\text{-N}$  の底泥への消失速度が  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度を上回り、無視できないフラックスとなった。流入河川からの  $\text{NO}_x\text{-N}$  の影響を強く受ける St.1 と St.2 においては、夏期を除けば、 $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出だけでなく  $\text{NO}_x\text{-N}$  の底泥への消失速度もかなり大きなフラックスとしてとらえることができる。

コアー擬似現場法によって求めた  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出速度の季節変化を表 4 に示す。6 月下旬から 9 月初旬にかけて、 $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出速度は、バラツキはあるものの、おおむね  $1\sim 10\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$  の範囲にあった。しかし、他の時期の  $\text{PO}_4\text{-P}$  溶出速度は、おおむねゼロとなった。秋期には、マイナスの溶出速度、すなわち直上水から底泥への消失速度も認められた。しかしこの大きさは  $1\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$  以下であった。 $\text{PO}_4\text{-P}$  が底泥から溶出する主な時期は、実験条件で示せば、温度が  $25^\circ\text{C}$  以上、DO 濃度が  $3\sim 4\text{ mg/l}$  のときである。第 3 節で間げき水の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度の鉛直分布を示したように、ちょうどこの時期は、底泥表層部に  $\text{PO}_4\text{-P}$  の高濃度域ができる時期と一致する。以上のように、高浜入における  $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出については、水温が  $25^\circ\text{C}$  以上になりしかも底泥近傍の DO が低下する夏期にのみ注目すればよいと考えられる。今後は、間げき水中のリン濃度も含めて、水温及び DO 濃度がリン溶出に及ぼす相乗効果について、検討していく必要がある。

表 4  $\text{PO}_4\text{-P}$  溶出速度の季節変化  
Table 4 Seasonal changes of  $\text{PO}_4\text{-P}$  fluxes at sediment-water interface of Lake Kasumigaura estimated using a laboratory core method

Date	Temp( $^\circ\text{C}$ )	DO	Phosphorus Release Flux ( $\text{mg/m}^2\cdot\text{d}$ )				
			St.1	St.2	St.3	St.4	St.9
11, Jan.	5	aeration	0	0	0	0	0
8, Mar.	5	aeration	0	0.2	0	0	0
7, April	15	aeration	0	0	0	0	0
12, May	23	aeration	2	0	0.5	0.6	0.2
25, May	21	aeration	0.9	0	0	0	0
22, June	25	aeration	0.2	5.3	-0.1	0	-0.3
6, July	25	aeration	1.3	1.6	0.4	1.5	1.0
20, July	26	3-4 mg/l	0.7	1.4-5.5	1.3	4.9	0-1.3
4, Aug.	30	3-4 mg/l	0-2.5	5.8-8.7	5.7-10	5.0-7.7	0
24, Aug.	27	3-4 mg/l	5.3	2	4.5-10	5.9	0
8, Sep.	27	3-4 mg/l	0.7	8.6	2.3	5.8	3.8
21, Sep.	23	aeration	-0.3	0	-0.2	-0.4	0
5, Oct.	20	aeration	0	0	-0.3	0	-0.2
1, Nov.	15	aeration	-0.1	0	0	-	-0.1
7, Dec.	10	aeration	-0.1	0	0	0	0

## 5. まとめ

本研究は霞ヶ浦高浜入を中心として、底泥からの窒素及びリンの溶出による内部負荷を評価するために行ったものである。まず、底泥からの溶出に及ぼす三つの影響因子について検討し、水-底泥間の物質移動に最も関係していると考えられる底泥間げき水中の栄養塩の分布特性を明らかにした。さらに、数理モデル法によって窒素の溶出速度を、またコア-擬似現場法でリンの溶出速度を求めた。以下にその結果をまとめる。

1) 直上水の DO 濃度によって、直上水に溶出してくる窒素化合物の形態が異なった。また、直上水中に  $\text{NO}_x\text{-N}$  が存在すれば、いずれの DO 条件下でも底泥表層部で脱窒される。  $\text{PO}_4\text{-P}$  については、 $20^\circ\text{C}$  及び  $30^\circ\text{C}$  における直上水の DO 濃度と  $\text{PO}_4\text{-P}$  溶出速度の関係を示した。(図 9)。

2) 各深さごとの底泥について、 $\text{NH}_4\text{-N}$  生成速度 ( $\mu\text{gN/g dry sediment}\cdot\text{d}$ ) と温度の関係を明らかにした(図 11)。

3) 好氣的条件で、ユスリカが底泥からの窒素やリンの溶出に及ぼす効果を、対照と比較して溶出速度で示した。 $\text{NH}_4\text{-N}$  については、 $20^\circ\text{C}$  で  $20\sim 25\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$ 、 $26^\circ\text{C}$  で  $45\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$ 、 $29^\circ\text{C}$  では  $50\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$  となった。 $\text{PO}_4\text{-P}$  については、 $20^\circ\text{C}$  でユスリカの溶出効果が認められなかったが、 $26^\circ\text{C}$  及び  $29^\circ\text{C}$  では、 $1\sim 2\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$  の溶出促進効果があった。

4) 高浜入の各地点とも、間げき水中の  $\text{NH}_4\text{-N}$  は、夏期に底泥表層部で高濃度になり、冬期には減少した。 $\text{NO}_x\text{-N}$  は、冬~春期にかけて底泥表層部で検出されたが、その他の時期は、ほとんど検出されなかった。 $\text{PO}_4\text{-P}$  は、夏~秋の初めにかけて、底泥表層部で高濃度となり、水-底泥界面における  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度こう配が最大となった。その他の時期は、ほとんど  $0.2\text{ mg/l}$  以下であった。

5)  $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度は、夏期に  $68\sim 134\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$  と最大値を示し、秋から冬期にかけて減少した。冬期には、 $\text{NO}_x\text{-N}$  の消失速度が、 $\text{NH}_4\text{-N}$  の溶出速度を上回った。 $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出速度は、6月下旬から9月初旬にかけて、 $1\sim 10\text{ mg/m}^2\cdot\text{d}$  の範囲となった。その他の時期は、 $\text{PO}_4\text{-P}$  の溶出がほとんど認められなかった。

## 謝 辞

霞ヶ浦全域調査に参加されて、底泥コアを採取して下さった全域調査グループの研究員の方々に深く感謝いたします。1981年夏期の調査には、共同研究員の市木繁和氏(滋賀県立環境衛生センター)の御協力があったことを記すとともに、ここに謝意を表します。また、いつも多くの試料の分析に協力していただいている柳橋裕子氏にも深く謝意を表する次第であります。最後に、本文のユスリカの影響についての研究は、岩熊敏夫主任研究員(生物環境部)との共同研究の一部である。

## 引用文献

- 相崎守弘・中島拓男(1982)：細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴。国立公害研究所研究報告，第22号，63-87。
- 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾(1979)：底泥からの栄養塩類の回帰。国立公害研究所研究報告，第6号，105-114。
- Billen, G. and J. P. Vanderborcht (1976) : Evaluation of the exchange fluxes of materials between sediments and overlying waters from direct measurements of bacterial activity and mathematical analysis of vertical concentration profiles in interstitial waters. *Biogeochem. Estuarine Sediments, Proc.*, 154-165.
- Frevert, T. (1980) : Dissolved oxygen dependent phosphorus release from profoundal sediments of Lake Constance (Obersee). *Hydrobiologia*, 74, 17-28.
- 福原晴夫(1981)：底質における底生動物と微生物および無機環境との相互関係について。国立公害研究所調査報告，第16号，52-61。
- Gallepp, G. W. (1979) : Chironomid influence on phosphorus release in sediment-water microcosm. *Ecology*, 60, 547-546.
- 平城高志・中西 弘・浮田正夫・河合泰治(1980)：富栄養水域における底質評価に関する研究(その3)。第16回衛生工学研究討論会講演集，147-152。
- 細見正明・須藤隆一(1981)：底泥中のリンの分布特性とその季節変化——高浜入を中心として。国立公害研究所研究報告，第22号，45-54。
- 細見正明・岡田光正・須藤隆一(1982)：底泥からの窒素及びリンの溶出に及ぼす溶存酸素の影響について。第16回水質汚濁学会講演集，274-275。
- 細見正明(1982)：湖沼環境調査指針，日本水質汚濁研究協会編，公害対策技術同友会。161-166。
- 細見正明・須藤隆一(1983)：底泥からの窒素の溶出について。衛生工学研究論文集，19, 100-107。
- 細見正明・岩熊敏夫・須藤隆一(1983)：底泥からの栄養塩溶出に及ぼすユスリカの影響について。日本陸水学会第48回大会講演要旨集，p.61。
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1981) : Chironomid populations in highly eutrophic Lake Kasumigaura. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 21, 664-674.
- Kamiyama, K. (1978) : Studies on the bottom sediments in freshwater regions. IV. A model for ammonium nitrogen movement in the surface layer of sediments. *Jpn. J. Limnol.*, 39, 182-188.
- Kamiyama, K., S. Okuda and A. Kawai (1978) : Studies on the release of ammonium nitrogen from the bottom sediments in freshwater regions. III. Ammonium nitrogen in the sediments of different water regions. *Jpn. J. Limnol.*, 39, 171-175.
- Kamiyama, K. (1979) : Studies on the release of ammonium nitrogen from the bottom sediments in freshwater regions. VI. A model for ammonium nitrogen movement in the surface layer of sediments-II. *Jpn. J. Limnol.*, 40, 176-184.
- Kamiyama, K., S. Okuda and A. Kawai (1979) : Studies on the release of ammonium nitrogen from the bottom sediments in freshwater regions. V. Seasonal variation of ammonium nitrogen in the sediments in the south basin of Lake Biwa. *Jpn. J. Limnol.*, 40, 169-175.
- Lerman, L. (1978) : *Geochemical Processes Water and Sediment Environments*. John Wiley & Sons, 481 p.
- Manheim, F. T. (1970) : The diffusion ions in unconsolidated sediments. *Earth Planet. Sci Lett.*, 9, 307-309.
- 中島光敏(1982)：湖沼生態系における脱窒プロセス。ケミカルエンジニアリング，7, 45-51。

- Otsuki, A., S. Kasuga and T. Kawai (1981) : Seasonal changes of the total phosphorus standing crop in a highly eutrophic lake : the importance of internal loading for shallow lake restoration. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, **21**, 634-639.
- Tiren, T., J. Thorin and H. Nommik (1976) : Denitrification measurements in lakes. *Acta Agric Scand.* **26**, 175-184.
- 浮田正夫・河合泰治・中西 弘 (1979) : 富栄養化水域の底質評価のための N, P 等分析指標に関する検討. *用水と廃水*, **21**, 73-83.
- 浮田正夫 (1982) : わが国における窒素・リンの発生源構造と富栄養化の機構に関する基礎的研究. 京都大学博士論文; 昭和 57 年 3 月, 242 p.
- 吉田富男・相崎守弘・浅見輝男・横島直樹 (1979) : 霞ヶ浦における生物的窒素固定と脱窒. *陸水学雑誌*, **40**, 1-9.

## 10. 底泥からのリンの溶出機構

### Physico-chemical Mechanism of Phosphorus Release from the Mud Sediment in Lake Kasumigaura

河合崇欣<sup>1</sup>・大槻 晃<sup>1</sup>

相崎守弘<sup>2</sup>・西川雅高<sup>1</sup>

Takayoshi KAWAI<sup>1</sup>, Akira OTSUKI<sup>1</sup>, Morihiro AIZAKI<sup>2</sup>  
and Masataka NISHIKAWA<sup>1</sup>

#### Abstract

A study was made of the physico-chemical mechanism of phosphorus release from the mud sediment of Lake Kasumigaura, one of the hypereutrophic lakes in Japan. In addition to the composition of mud sediment, and seasonal change in the vertically continuous oxidation-reduction potential in the mud layer, temporal and vertical changes in concentration of constituents in the interstitial water were measured. Phosphorus and manganese were accumulated in the surface layer and decreased downwards. Phosphorus content of the mud decreased in going from the estuarine area (2-3 mg-P/g-dry mud) to the central area (1 mg-P/g-dry mud). The thickness of the oxidized layer in the winter should increase linearly with the logarithm of time if the mud were homogeneous, but the slope became steeper in the deeper layer, which means that amount of oxygen consuming including organisms decreased with depth. In each series of interstitial water samples at the same point during the same period of about a week, phosphorus increased linearly with iron, as known. Many other elements such as K, Mg, Ca, Si, Mn were also observed to change with iron concentration, but not always linearly. It was thus predicted that phosphorus is fixed not only in the oxidized layer but also in reduced, anaerobic layer, even though its chemical potential is higher.

In the laboratory, dissolution of constituents was examined on the time course of reducing mud-lake water mixtures to determine the role of silicate and carbon dioxide. ORP and pH were also measured. Ferrous iron is deposited by silicate at a higher pH, and carbon dioxide acts as an acid to dissolve those elements in the anaerobic mud

- 
1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
  2. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

layer. When no carbon dioxide was generated, hardly any dissolution occurs even under anaerobic conditions. Fixation of phosphate in the anaerobic mud was confirmed by this experiment.

Based on the above results and certain observations, ferric shutter model (Fig. 11 in text) was proposed as the phosphorus release mechanism from the mud for all seasons.

## 1. はじめに

湖沼の底泥中には、一般に多量のリンが蓄積されていることから、富栄養化問題に関連して、これらのリンの溶出、回帰について強い関心が払われてきた。1970年代に入って富栄養化現象の原因物質としてのリン、窒素に対する評価が確立し、Vollenweider<sup>1)</sup>や Schindler<sup>2)</sup>が、底泥からのリンの回帰は重要でないことを指摘した後も多くの研究者がこの問題に取り組んできている。それ程たくさんのリンが底泥には含まれているだけでなく、各種の溶出実験では、相当多くの場合にリンの溶出が確認されてきた。にもかかわらず、霞ヶ浦のように富栄養化した湖でも、湖内の現存量変動を測定し、物質収支をとると、底泥からのリンの溶出がないと収支が合わないのは、夏季のほんの一時期だけであることが示された<sup>3)</sup>。

底泥中のリンが出ないとしたら、何故出られないのか、出るとしたら、いつ、どの位出るのか、それはどのようにして出るのかを明らかにする必要がある。

湿泥中のリンの挙動については、水田土壌学の中に秀れた研究があって<sup>4)</sup>鉄の酸化還元に伴ってリンの挙動が支配されていることが既に明らかにされていた。これは、重要な出発点となったが、湖沼でいえば、底泥の中だけの挙動についての情報であった。湖沼の富栄養化問題は、湖水内で藻類が増殖することから派生する問題の総称であるから、大型植物の影響がないところでは、底泥中のリンは、泥面を通過して湖水中に出てこなければ無視して良いものである。水田の水は浅く、泥の表面が嫌気化することはないので、リンは流失の問題が起こらず、溶出には余り関心が示されなかったようである。しかし、底泥中で比較的高活性のリンの挙動を支配している鉄の性質から、この溶出にかかわる現象は複雑なものにならざるを得なかったと言えよう。

この報告では、今までの研究の結果をふまえて、溶出制御機構に重点をおいた一つの試論を述べてみたい。

## 2. 底泥の組成

底泥組成の分析は、リンの水平及び鉛直分布を知る上で重要である。藻類の増殖に利用可能なリン量を把握するために状態別分画分析が行われた<sup>5)</sup>。酸化鉄(III)水酸化物沈殿に吸着されたリンが鉄の環元に伴って放出されるという理論が出発点になったことから、泥粒表面の鉄・アルミニウムに対するリンの原子比をESCAを用いて測定し全泥分析値と比較した<sup>6)</sup>。ESCAの測定値を追加し、表1に示した。

表 1 泥粒表層のアルミニウム、ケイ素、鉄、リンの原子比 (Al=1)  
 Table 1 Atomic ratio of some elements in the mud of L. Kasumigaura measured with ESCA

	element	depth(cm)		
		0-1	4-5	8-9
St. 1	Si	1	1	1
	Al	0.62	0.66	0.66
	Fe	0.19	0.21	0.22
	P	0.03	0.03	0.02
St. 3	Si	1	1	1
	Al	0.32	0.40	0.42
	Fe	0.11	0.13	0.17
	P	0.02	0.01	0.01
St. 9	Si	1	1	1
	Al	0.30	0.33	0.34
	Fe	0.12	0.12	0.09
	P	0.02	0.01	0.01

by H. Seyama and M. Soma

以上のような実験の結果のなかで、リンの回機機構を考察する上で重要と思われるものを整理してみると

- (1) 霞ヶ浦では、底泥中のリン含量の季節変動は、全リン含量の数%以下であるらしい<sup>5,7)</sup>。
- (2) 鉛直分布では、リンとマンガンは顕著な表層偏積を示すが、同様な挙動をすると思われる鉄の表層偏積は顕著でない(同上)。
- (3) 底泥中のリン含量は、河口域又は負荷源近傍で高く(2~3 mg-P/g-dry mud)、湖心域ではこれより低い(~1 mg-P/g-dry mud)。炭素・窒素含量は湖心域へ向かって高くなる(同上)。流入するリンの多くは河口域又は負荷源近傍の底泥に沈積していくことを示唆している。
- (4) 比較的活性の高い、いわゆる鉄態のリンは、全リン量の2/5~1/5を占め、この比率は河口域で高い<sup>9)</sup>。このことはリンが湖心へ移動しながら、難分解性有機物の中に残ったり、安定な無機化合物になって徐々に安定化していくことを示唆する。
- (5) 泥粒表層のP/Al, P/Fe比は全泥中のそれよりもわずかに高い傾向を示す。底泥間げき水中のP/Fe比は、泥粒表層のそれに近いようであるが、確かではない<sup>9)</sup>。
- (6) 底泥組成の分析結果は、全体として、鉄の酸化還元に伴うリンの取・脱着がリンの挙動を支配しているという考え方と矛盾しない<sup>9)</sup>。
- (7) 底泥の含水率は90%~70%で、河口域と出口付近で高く、湖心域で低い。

霞ヶ浦高浜入の底泥組成を用いて、湖水中の現存量変動との対応を試算してみると底泥のリン含量=2.5 mg-P/g-dry mud, うち溶出可能なリン=30%, 底泥の含水率=80%, 湖水の平均滞留時間=30 日, 水深=2 m, 湖水中のリンの最大現存量=0.4 ppm, として, この値に 50 日で到達し, その後 30 日間この値を維持するものとする。これに必要なリンをすべて底泥からの溶出でまかなうとすると, 初めの 50 日間は平均して約 33 mg/m<sup>2</sup>・d, その後 26.7 mg/m<sup>2</sup>・d の溶出が必要で, しかも系外に流出するものを除いて, すべて水中に保持されなければならない。すなわち, 沈降水量との差し引きでこれだけのリンが必要である。80 日間に溶出すべきリン量は, 約 2.5 g/m<sup>2</sup>で, 底泥の表層 3 cm に含まれる溶出可能なリンの約 10%となる。

底泥からの溶出が重要であると評価する目安を仮に, 全現存量変動に対する寄与率 10%以上と置く。これを, 底泥中のリン含量の, 減少と結びつけて議論するためには, 底泥中のリンの存在状態が変わらないとしても, ±0.2%位の分析精度が必要となろう。新生堆積物の分解無機化が底泥表層で起こっていることも合わせて考えると, 現在行われている底泥の分析結果からリンの回帰を評価するのは, 肯定するのも否定するのも困難であると思われる。

底泥組成の分析結果は, リン及びその他の元素の分布状態や存在形態からリンの挙動を考察するために重要である。

表層に偏積したリンは, 後で述べるように距離的にも, 賦活物質である易分解性有機物の供給条件でも湖水中へ溶出しやすい条件下にある。底引き網漁は底泥中への酸素のすき込みと合わせて, リンの表層偏積を緩和し, 底泥からのリンの溶出を抑える効果があろう。

### 3. 酸化還元電位

底泥の酸化還元電位は,

(イ)測定される系が不均一であること

(ロ)共存する酸化還元系の中で, 相互の電子移動が遅いため, 非平衡状態のままかなり長時間存在しうるものがあること。例えば,  $Mn^{2+} \rightleftharpoons MnO_2 + 2e^-$  と  $\frac{1}{2}O_2 + 2e^- \rightleftharpoons 2OH^-$

(ハ)電極は「それ自体は変化しない不活性なもの」を用いることになっているが電極材料や前処理の仕方によって応答特性が変わる。例えば, 金電極は酸素や硫化物イオンの系に応答しないが白金黒電極はこれらにも応答する。

(ニ)最も応答の特異性が少なく, 活性も高い白金黒電極を再現性よく作り, 長期間応答特性を維持するのは難しい。

などの理由で, 高精度の測定を再現性よく行うのは難しい<sup>8)</sup>。

しかし, 底泥中の比較的活性の高い無機態リンは, 酸化鉄(III)水酸化物沈殿に吸着されやすく, 鉄(III)の鉄(II)への還元に伴って非常に活性化されるので, リンの溶出・回帰機構を検討する上で最も重要な因子の一つである。

霞ヶ浦の底泥では, 金電極で測定した酸化還元電位は, 表層や冬の酸化層で+300~360 mV vs



NHE 位であり、深部の嫌気層では、冬で +100 mV、夏で 0 mV vs NHE 位である<sup>9)</sup>。浜名湖などの汽水湖では -200 mV vs NHE 位にまで下がるが、国内の淡水湖沼では、霞ヶ浦と大きくは違わない。しかし、間げき水に糖やデンプンなど、高活性の易分解性有機物を添加すると、霞ヶ浦の底泥中でも -100 mV 位にまで下がることから、底泥中の有機物の活性は余り高くないことが示唆された。また、溶出の中間媒体として重要な間げき水や泥粒表層で、硫化物イオンが電位の決定に重要な役割を果たしていないことを示している。

底泥の酸化還元電位は

(ホ)底泥表層に湖水中から供給される易分解性有機物の量

(ヘ)直上湖水中の溶存酸素濃度と供給

(ト)温度の変動その他に伴う微生物の有機物分解活性の変化

を主要因として、底泥表層の溶存酸素が不足するか、余るかによって決まっているようである。酸素が不足すると硝酸、Mn(IV)、Fe(III)などが有機物分解のための電子受容体(酸化剤)として用いられる。

酸化還元電位の季節変化をみると、霞ヶ浦高浜入の St.1 付近では、12月初め頃までにその年に供給された易分解性有機物の好氣的分解が底泥表層で終了する。その後、底泥中への酸素の浸透が始まり、酸化層が厚くなっていく。酸化層厚の増大は、翌年の3月下旬まで続き最大9 cmに達する<sup>9)</sup>。

このとき、酸化層の厚くなる速度は

(チ)底泥中の酸素消費者(有機物と微生物、Mn(II)、Fe(II)など)の含有量

(リ)湖水中の酸素濃度

(ヌ)水温の変化による拡散係数の変化

(ル)底泥の含水率(又は porosity<sup>10)</sup>)の深度変化による拡散係数の変化

等によって決まるものと思われる。今、仮に、これらがすべて均一又は一定であると仮定し、酸化層内での酸素消費が無視できるものとする、酸化層の底部に到達する酸素量は、平均濃度こう配、すなわち酸化層の厚さの逆数に比例する。この到達酸素量は、まさしく酸化層厚の増加速度であるから

$$(\partial x / \partial t)_x = k (\partial [O_2] / \partial x)_x = k \cdot D \times [DO] / x$$

$x$ : 酸化層の厚さ,  $k$ : 定数,  $[DO]$ : 湖水 DO,  $D$ : 底泥中の酸素の拡散係数となり、積分すると、時刻  $t$  における酸化層の厚さは次式で表される。

$$x_{t > t_0} = A \log (t - t_0)$$

$t_0$ : 酸化層ができ始めた時刻

図1は、酸化還元電位の深さ方向への連続測定<sup>9)</sup>の結果のグラフに現れた不連続点(折点)の深さを時間の対数軸に対してプロットしたものである。(1979年12月6日から1980年3月27日ま

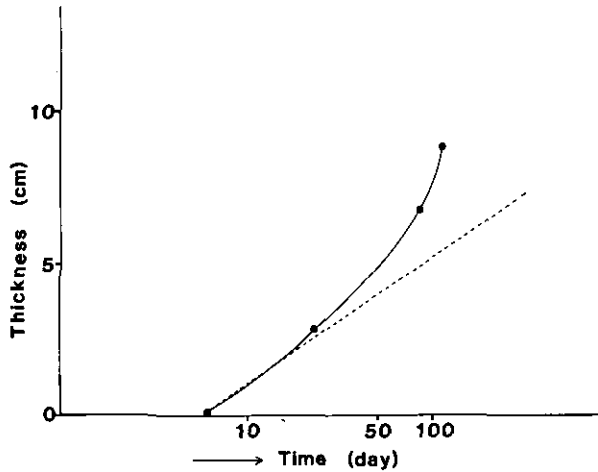


図 1 底泥酸化層厚の時間変化 (St. 1)

Fig. 1 Temporal expansion of oxidized mud layer

Thickness should increase linearly vs.  $\log(\text{time})$  if the mud were homogeneous, but the slope got steeper in deeper layer. This means that amount of oxygen consumer including organisms decreases downwards. (Dec. 6, 1979-Mar. 23, 1980)

で, St.1)。図1は, (チ), (リ)の影響が, (ヌ), (ル)より大きいことを示している。酸化還元電位の変化曲線は, 下層からの還元物質の拡散上昇による酸化層底部への供給があることを示しているが, これの減少も含めて, (チ)の減少が強く反映しているものと思われる。底泥中の主要な還元剤である Fe (II), Mn (II), 有機物や微生物<sup>11)</sup>がいずれも表層偏積していることとよく一致する。

酸化層生成期には, 酸化層で安定な元素の上方拡散と酸化層での固定が起こるが, これがリン, マンガン, (鉄)の表層偏積が形成される主な機構であろう。

霞ヶ浦高浜入の St.1 付近では, その年に供給された易分解性有機物の酸化的分解が, 12月初めまでに完了することが, その後の酸化層の増大速度の大きさとも合わせて示唆されたが, このことは, 次年度の昇温期から高温期にかけてのリンの溶出にとって重要な意味をもつものと思われる。湖が広くて浅いため, 底泥表層への酸素の供給が比較的円滑で, 底層水の嫌気化とリンの溶出が抑えられているものと思われる。

昇温期から高温期にかけて, 酸素消費が供給を上回って, 底泥表層の嫌気化が始まるためには, 温度の上昇だけでなく, 新しい易分解性有機物の供給も必要かもしれない。昇温も易分解性有機物の供給も底泥表層で先に起こることを考えると, 嫌気化は酸化層の生長と逆の経路をたどるのではなく, これも表層から下層に向けて進行するか, 又は全層で同時に進行する可能性が強い。このことは1978年3月23日に St.1 で測定された電位が全体としてやや低い値で上から下まで同じ値を示したことに現れているように思われる<sup>9)</sup>。すなわち, 昇温期の嫌気化過程において, 下か

ら徐々に還元され薄くなってきた酸化層が最後に表層で消失するとき起こると考えるような一過性の大量負荷があることは考えにくい。

嫌氣的底泥の表面に形成される薄い酸化層は、深部から間げき水中の鉄が供給されることもあって、リンの表面偏積の原因になると思われる。

#### 4. 間げき水の組成変動とリンの溶解挙動

底泥に含まれる間げき水は、底泥に含まれるいろいろな物質の溶解や移動の媒体として、また、これらの物質の化学的ポテンシャルや反応を反映するものとして、リンの溶出機構を理解する上で重要である。

鉄を含む酸化的底泥と平衡にある直上湖水又は間げき水中の無機態リンの濃度は1~数 ppb 程度と考えると良さそうである<sup>12)</sup>。Levine & Schindler<sup>12)</sup>によれば、この濃度は藻類や細菌類にとって、まだ取り込み利用が可能なものである。霞ヶ浦の底泥についても、好氣的底泥の接触した無リン培地の中で藻類が増殖しうることが、細見<sup>14)</sup>によって確認されている。しかし、夏季の藻類異常増殖を支えるリンの供給源となるのは、溶解・拡散・吸収を含めた速度論的に見て困難と思われる。霞ヶ浦では、夏季に藻類の増殖とともに溶存無機リンはこの平衡濃度よりはるかに高くなる<sup>12)</sup>ので、酸化的底泥からのリンの溶出は不可能である。また、藻類が大増殖をする高温期は、底泥は表層直下まで嫌氣的になっており、酸化的底泥との物質交換を考えるのは妥当でない<sup>6)</sup>。

図2-a及び図2-bは、1979年12月と1980年6月に高浜入のSt.1で採取した間げき水の分析結果に基づくものである。いずれの場合も直前に大きな乱があり、その後、嫌氣化が進行する過程での間げき水の組成変化を追ったものである。鉄の濃度の増加は、嫌氣化過程での時間にはほぼ対応している。二つの測定は底泥の酸化層が厚くなり始めた冬の初めと、藻類大増殖の最中という対照的な時期に行われたにもかかわらず、よく似た結果を示している。ただし、リンの増加直線の傾きは、12月の方が小さく、約半分であった。カルシウム、マンガンも初め増加するが濃度の高い領域で頭打ちとなった。ケイ素も6月では、初め増加したが、全体としてはカリウムと同様、むしろ、鉄の増加に伴って減少傾向を示した。リンも更に高濃度領域では頭打ちが見られることがあった。この頭打ちや濃度の減少は、嫌氣層の中での溶解度に基づく濃度制限を反映しているものと思われるが、現段階では、平衡論的に整理をするに至っていない。

次に、1980年10月と1981年6月にSt.3で測定した結果について図3と図4に示す。St.3は水深が約4mあり、10m/s以上の風が吹いても底泥が直接かく乱されることはないようである。したがって、ここでは深さ方向に酸化還元状態の異なる間隙水試料を採取した<sup>20)</sup>。St.3ではSt.1に比べて泥中のC、N含量が高い。また間げき水中の鉄濃度は夏・秋ともに5ppm位まででSt.1よりかなり低い。鉄に対するリンの増加直線の傾きはSt.3でかなり大きい。St.3の結果は、全体として夏と秋とで顕著な差異を示さず、10月のカリウムを除けば頭打ち現象が見られなかった。しかし、10月のカルシウムの増加直線の傾きが6月よりかなり大きいことは、後で結論のと

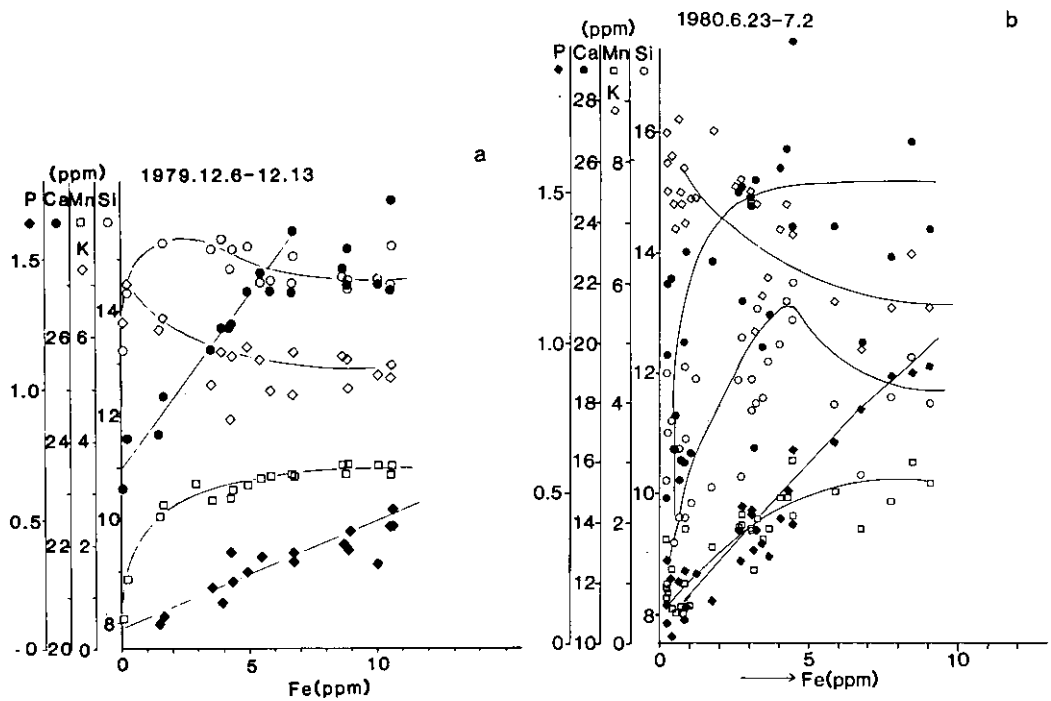


図 2 底泥間げき水中の溶存元素濃度の鉄濃度に対する変化 (St. 1)  
 Fig. 2 Change in the concentration of dissolved elements vs. ferrous iron in the mud interstitial water at St. 1  
 a : Dec. 6-13, 1979    b : June 23-July 2, 1980

ここで述べるが、分解期の底泥の状態を反映しているものと思われる。また、深さが変わっても、各元素が相対的にほぼ同じ溶解挙動を示したことは、St.3では、この程度の深さ(～10 cm)までは、共通の反応又は原因によって濃度が決められていることを示している。St.1のかく乱の後の嫌気化とはかなり様相が異なるものとして興味深い。

St.3において多層同時に採取された間げき水の濃度を深度に対してプロットしてみると、図5のようになった(一部)。1981年6月12日23時(▲)のグラフから読み取った濃度こう配は0.14 ppm/cmであった。中島<sup>10)</sup>がまとめた拡散係数の中から、 $6.1 \sim 8.5 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$  (Lerman, 1978)を用いると、底泥の深層から表層へのリンの供給は次のように算出される。

$$0.14 \times 10^{-6} \text{ (g-P/cm}^2 \cdot \text{cm)} \times 8.5 \times 10^{-6} \text{ (cm}^2/\text{s)} = 1.03 \text{ mg-P/m}^2 \cdot \text{d}$$

状況によっては濃度こう配が1 ppm/cm位になることもあるかもしれない(=数 mg-P/m<sup>2</sup>・d)が、ここでは拡散係数を大きめに選んでいることもあり、けたが変わる程大きくはならないであろう。また、6月14日、15日のグラフに見られるように、最大濃度こう配深度はちょっとした原因——例

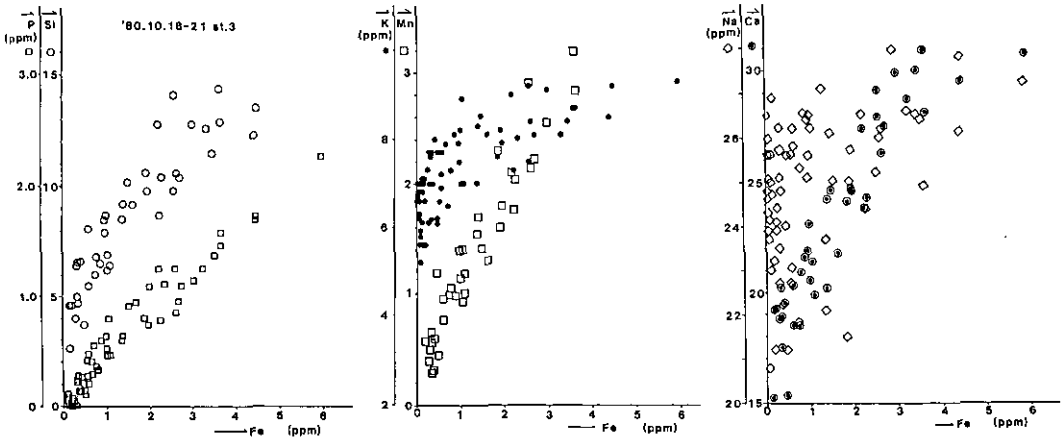


図 3 底泥間げき水中の溶存元素濃度の鉄濃度に対する変化 (St. 3)  
 Fig. 3 Change in the concentration of dissolved elements vs. ferrous iron in the mud interstitial water at St. 3  
 Oct. 18-21, 1980

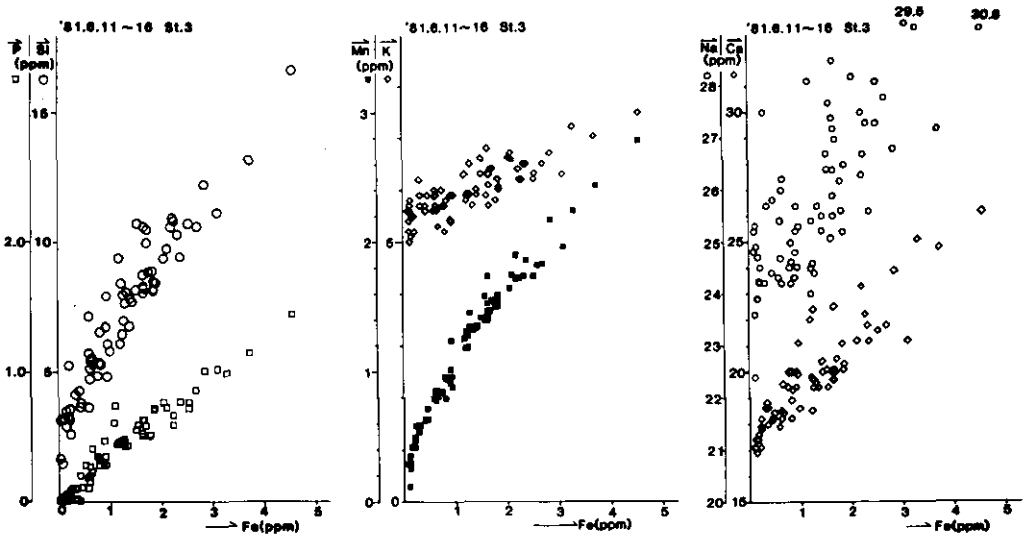


図 4 底泥間げき水中の溶存元素濃度の鉄濃度に対する変化 (St. 3)  
 Fig. 4 Change in the concentration of dissolved elements vs. ferrous iron in the mud interstitial water at St. 3  
 June 6-11, 1981

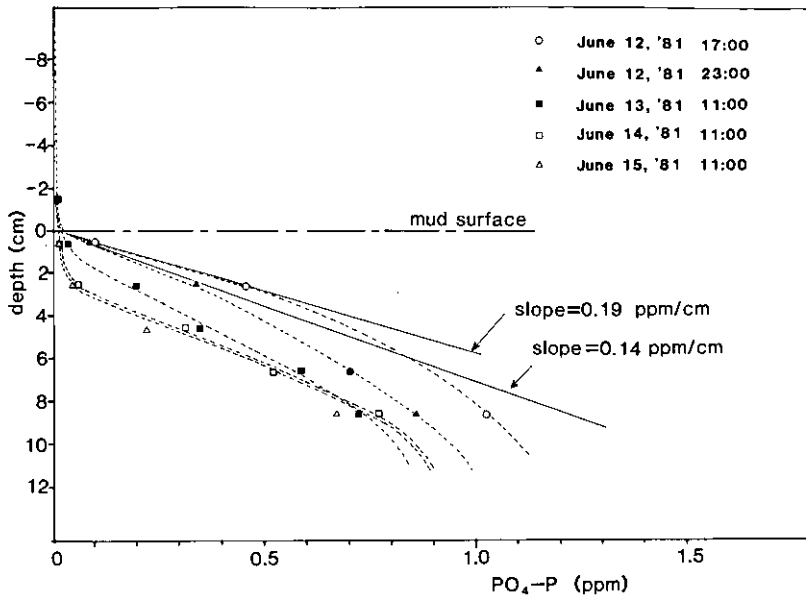


図 5 底泥間げき水中のリン酸態リン濃度の深度変化と濃度こう配 (St. 3)  
 Fig. 5 Concentration of orthophosphate phosphorus vs. depth, and slopes at St. 3

えば風雨による直上湖水中の DO の増加等——によって 2~3 cm はすぐに下がるようなので、たかだか  $1 \text{ mg-P/m}^2 \cdot \text{d}$  程度を深層から表層へのリンの移動速度と考えて良いであろう。しかし、底泥表面に薄い酸化層がある場合には、湖水中への溶出はしないから、濃度こう配は底泥中でリンが移動していることを示してはいても、必ずしも、溶出していることを反映している訳ではない。

溶出そのものは別の制御機構で説明されなければならないと思われる (結論参照) が、ここでの検討結果は 6 節で検討するような、本来の意味での底泥の寄与のおおよその大きさを与えるものと思われる。

### 5. 底泥中のアルミニウムの挙動

底泥中では最も存在量の多い金属元素であるアルミニウムは、湖内で見られる酸化還元電位の範囲では酸化還元をうけない。また、水酸化アルミニウム、ケイ酸アルミニウム等アルミニウムの化合物は通常の条件で溶解が確認されることがほとんどない。湖水中の濃度も低く、十分信頼性のある測定をすることはなかなか困難である。このようなことのためか、底泥中のリンの中で、藻類に利用されたり、溶出したりするような比較的活性の高いリンの挙動に対して重要な影響をもつとは考えられてこなかった。

しかし、土壌に施されたりリン酸肥料の効率を知る必要から、土壌とリン酸との相互作用につ

いてはかなり研究されている。1970年代を通して行われた Rajan<sup>15-17)</sup>のグループが行った実験は、土壌中のシリカ及びアルミノケイ酸鉄塩によるリン酸吸着の機構を明らかにした。すなわち、条件さえ整えば湖底の泥の中でもアルミニウムが比較的活性の高いリン酸の挙動に対しても重要な影響を与えていることを示した。

霞ヶ浦高浜入の St.3 の底泥間げき水中のアルミニウム濃度は、秋・夏ともに最大 0.5 ppm 以上にもなる (図 6-a, 6-b)。測定値は十分有意な鉛直方向の濃度変化があることを示した。

地表のアルミニウムの最も一般的な存在形態は、多くの岩石の骨格を成している各種のアルミノケイ酸塩である。そこで、同じ間げき水中に含まれるケイ素濃度に対してグラフを描いてみると、10月と6月とでそれぞれ図 7-a, 7-b のようになった。6月の結果では、アルミニウムとケイ素は濃度が低いときには一緒に溶解してくる (正の相関) が、ケイ素濃度が高くなるにつれて負の相関を示した。負の相関を示す原因として最も一般的に考えられるのは、ある濃度以上で溶解度積の壁に当たるということである。そこでグラフからみて壁際にあると思われる点 (黒丸) だけを各元素の濃度の対数座標上でプロットしてみると、右上内図のように、傾き  $\approx 2$  の直線となった。この結果は、アルミニウムとケイ素が 1対2 の組成をもつ沈殿が生成することによって、この二つの元素の濃度積の上限が決まっていることを示している。この場合の濃度積定数は、 $[Al][Si]^2 = 15.4$  (ppm<sup>3</sup>) となった。実際の反応には他の元素や pH も関与していることが十分考えられるが、現段階では未解明である。アルミニウムとケイ素の比が 1対2 の鉱物としては、カオリナイトの前駆体ともなるアナルサイト (analcite,  $Na Al Si_2 O_6 \cdot H_2O(s)$ )<sup>18)</sup> が知られている。

10月の測定結果では、顕著な正の相関を示す領域は認められず、対数軸上への全点プロットは傾き  $\approx 1.2$  となった。アルミニウム対ケイ素の比が 1対1 のものはたくさんあり、カオリナイト ( $Al_2 Si_2 O_5(OH)_4(s)$ ) が代表的なものであろう。他にもアノルサイト ( $Ca Al_2 Si_2 O_8(s)$ ) などがある。6月と10月とではケイ素、マンガン、リン、カルシウムなどの鉄に対する溶解挙動はほとんど変わらないのに、アルミニウムの状態はある程度変化していることが示された。アルミニウムの溶解挙動は他の元素とは異なることが示唆された。

次に空気酸化した底泥が嫌気化していく過程でのアルミニウムの挙動について述べる。実験及び他の元素の挙動については、6節に示す。1:10 底泥+湖水混合物に吹き込まれた酸素が消費し尽くされた後は、嫌気化が進むにつれて金属酸化物から放出される水酸化物イオンによって pH は上昇する (図 10-a 参照)。溶存 (0.5  $\mu$  フィルター) のアルミニウム濃度は、空気の吹き込み直後が最も高く、以後、やや複雑な変化をする。他の元素と異なり嫌気化の進行に伴って、ほとんどゼロにまで減少する。(図 8)。アルミニウムの時間的な濃度変化は、実験条件によってかなり異なるものとなった。しかし、溶存ケイ素の濃度に対してプロットすると、実験精度の範囲内で同一の直線上に落ちた (図 9)。溶存ケイ素に対して負の相関を示した。ここで測定されたアルミニウム濃度はある条件下での平衡濃度とは考えられないが、溶存ケイ素と結合して沈殿することが示された。炭酸ガスを吹き込んだ No.3 と窒素ガスを吹き込んだ No.1 とでは、No.3 で pH

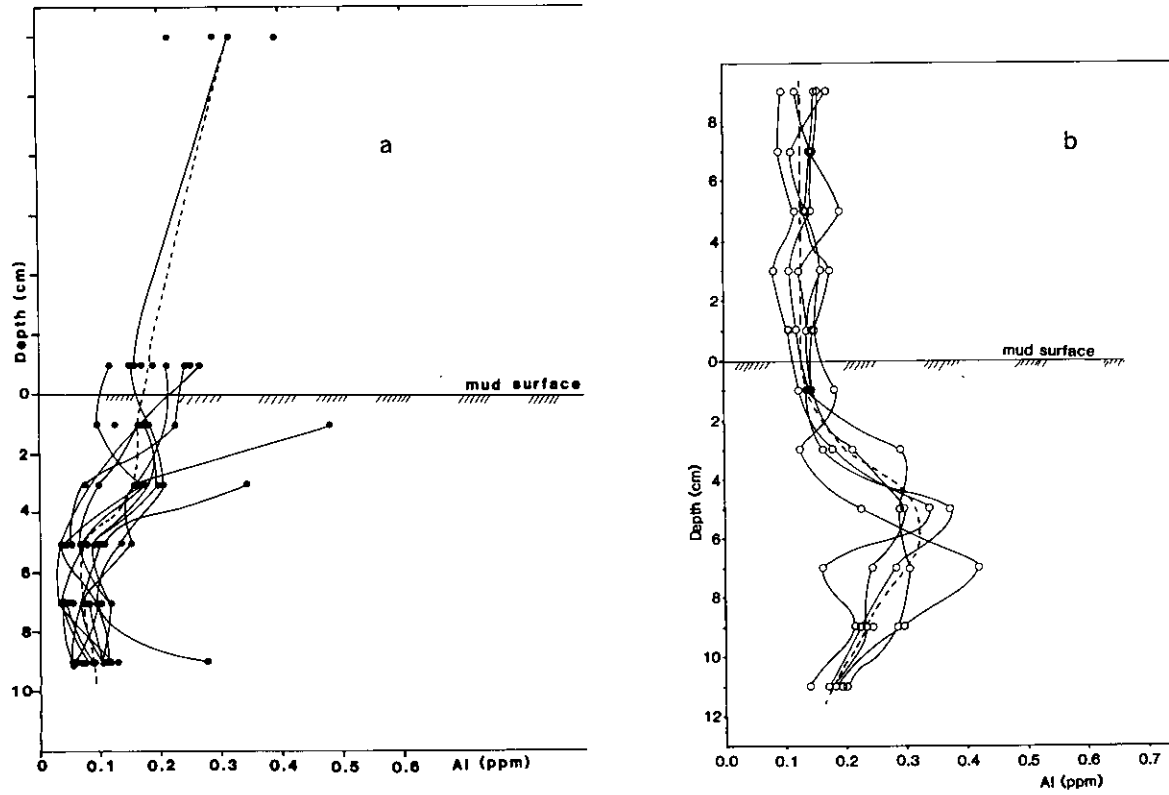


図 6 底泥間げき水及び直上湖水中の溶存アルミニウム濃度の深度変化  
Fig. 6 Vertical change of aluminum concentration in interstitial and overlying water  
a : Oct. 18-21, 1980    b : June 6-11, 1981



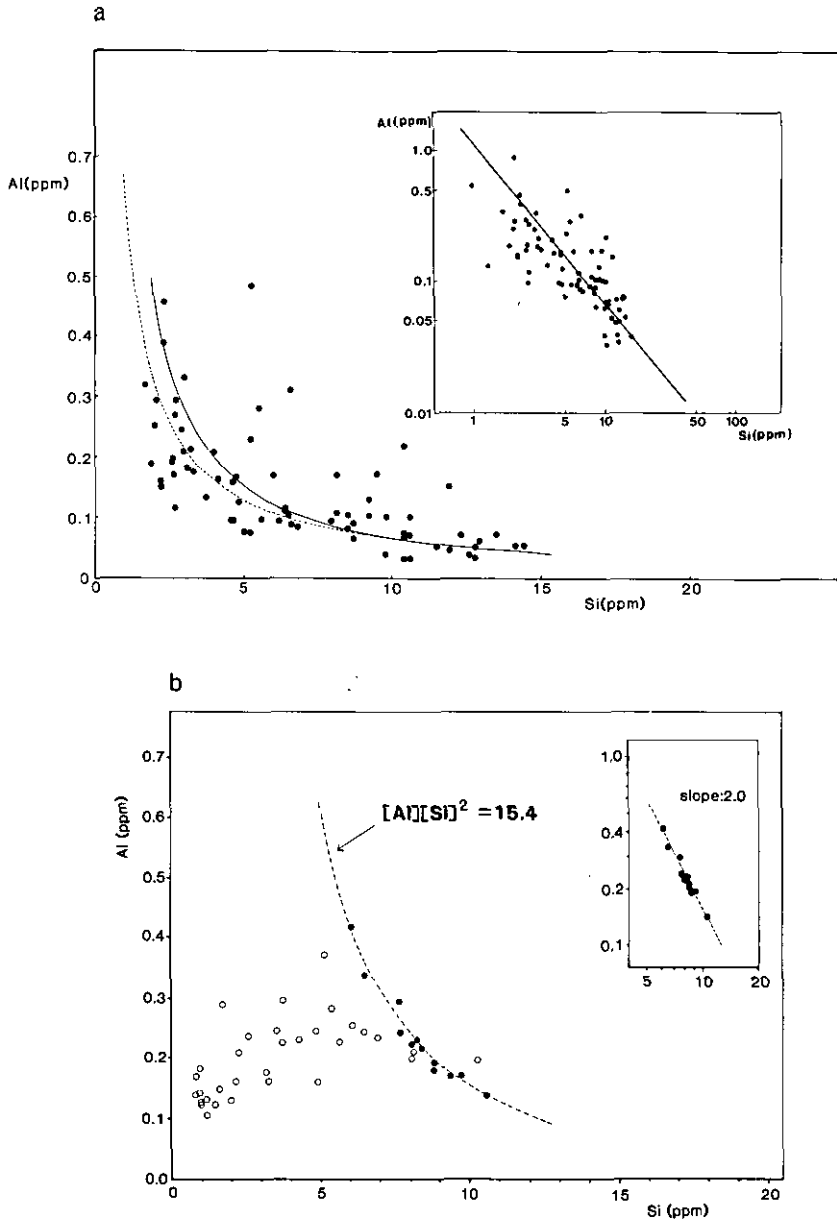


図 7 底泥間げき水中のアルミニウム濃度のケイ素に対する変化  
 Fig. 7 Change in the concentration of aluminum vs silicon in interstitial water at St. 3

- a : Atomic ratio of the precipitate, Al : Si = 1 : 1.2
- b : Slope of the inserted graph indicates that atomic ratio of the precipitate is Al : Si = 1 : 2

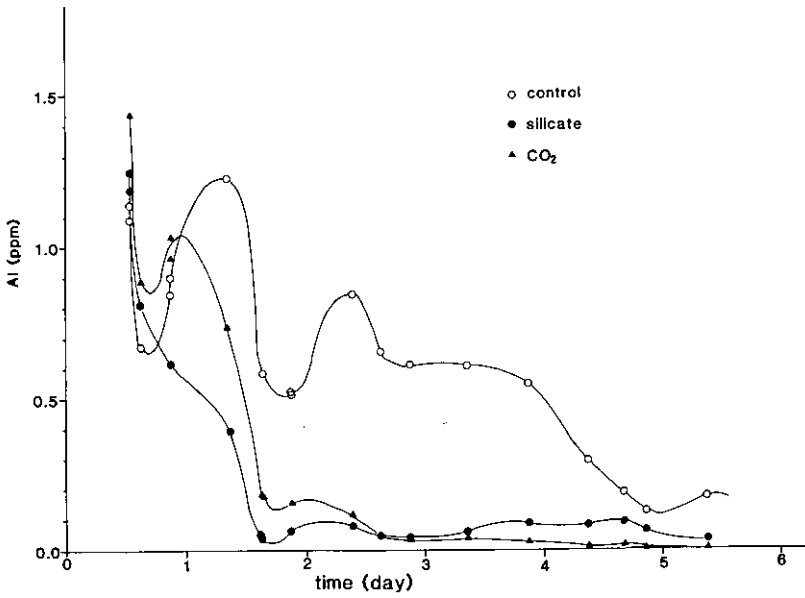


図 8 アルミニウムのケイ素に対する溶解挙動 —— 溶出実験の場合 ——  
 Fig. 8 Change in the concentration of aluminum on the time course of reducing 1 : 10 mud-lake water mixture

○ : mixture only      ● : +20 ppm silicate Si  
 ▲ : + Carbon dioxide bubbling

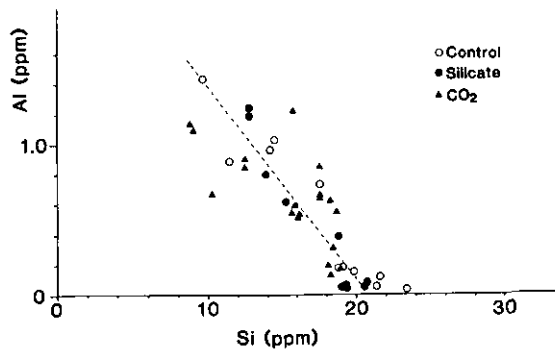


図 9 底泥湖水混合物 (1 : 10) の嫌気化過程におけるアルミニウムとケイ素の関係

Fig. 9 Change in the concentration of aluminum vs. silicon on the course of reducing 1 : 10 mud-lake water mixture

が約0.7程低いのに、その影響が顕著に現れていないのは興味深い。この実験から、底泥中のアルミニウムの一部は十分動きやすい状態にあり、底泥が実際に湖内で受ける条件の変化の中で放出されることが示された。

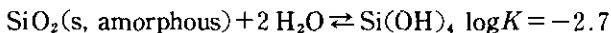
高浜入の St.1 で行った間げき水の連続採取実験でも、底泥のかく乱に伴って間げき水試料中のアルミニウム濃度が増加したことが観察されている。

Rajan ら<sup>15-17)</sup>の実験によれば、リン酸濃度が高い場合には、アルミノケイ酸中のケイ酸は、非晶質のものはもちろん、構造骨格をなすものでもリン酸との交換が可能である。しかし今回の実験条件の範囲ではほとんどアルミノケイ酸として沈殿するものと思われる。嫌氣的底泥中でのリン酸の固定にも間接的に寄与する可能性がある。

## 6. 底泥からのリンの溶出に及ぼすケイ酸と炭酸の役割

嫌氣的底泥から弱好氣的湖水中へリンが溶出するためには、底泥表面付近での酸素の消費が供給を上回ることの他に、鉄を2価のまま底泥中に固定する機構が必要である。それはケイ酸と高 pH によって可能であることを現場で採取した間げき水試料の分析結果を基に指摘した<sup>6)</sup>。そこで、この点を確かめるために、次のような溶出実験を行った。

11の四つロフラスコに底泥と湖水を1:10の割合で混合したものを約8分目程入れ、一昼夜、空気を吹き込んで酸化した。同様に準備した No.2 のフラスコには、ケイ素で20 ppm 相当のオルソケイ酸をあらかじめ加えておいた。No.1 と No.2 のフラスコには N<sub>2</sub> ガスを吹き込んで、生成する炭酸ガスを除去し、pH を7近くまで上げた。No.1 と同様に準備した No.3 のフラスコは、空気の吹き込み終了後、密栓しておき、1日後に少し、2日後から連続に炭酸ガスを吹き込んだ。このときの pH 及び各種元素の濃度の時間的変化を、図10-a~f に示した。ケイ酸を添加したものでは、明らかにケイ酸濃度が上がったが、添加量の10分の1程度であった。しかし、この場合、明らかに鉄の溶出は抑えられた。pH が8近くまで上がった別の実験では、鉄の濃度が好氣的状態と同程度に維持され、溶出が起こらなかった。これらの実験結果は、前に指摘した<sup>6)</sup>ように、



のような式に示す反応か、それに類似の反応が実際に霞ヶ浦の底泥中でも鉄を2価のまま固定し得ることを示した。実験では、ケイ酸によって鉄の溶出が抑えられたとき、リンの溶解が促進された。これは、Rajan<sup>15-17)</sup>が示したように、底泥中でもリンとケイ素は、ある程度競合関係にあることを示唆するものであろう。

炭酸ガスを吹き込んだ場合には、pH は下がり、カルシウム、ケイ素、リン、鉄、マンガンともに大幅に溶解が促進された。このことは、有機物の分解や生物の呼吸によって、最も一般的に生

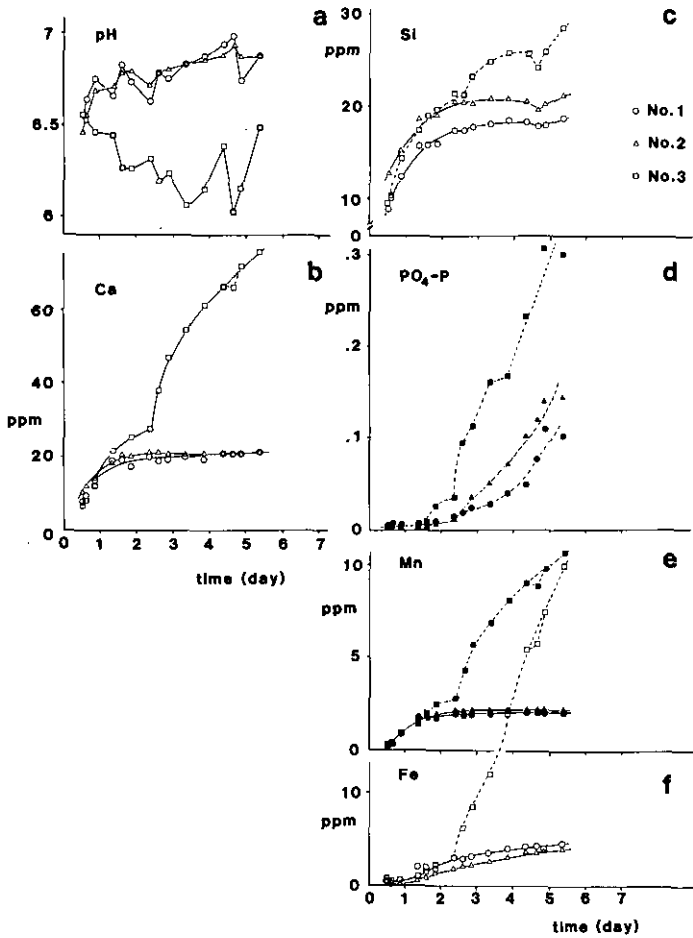


図 10 底泥湖水化合物 (1 : 10) の嫌気化過程における pH と溶存元素濃度の変化  
 Fig. 10 Change in pH and the concentration of dissolved elements on the time course  
 of reducing 1 : 10 mud-lake water mixture  
 a : pH b : Ca c : Si d : P e : Mn f : Fe

成される炭酸ガスが、嫌気的条件下で底泥に固定されているこれらの元素の溶解に極めて重要な役割を果たす酸として作用していることを示している。同時に、好気的条件下で酸化鉄等に吸着されていたリンは鉄の還元に伴ってすべて放出されるのではなく、大部分は別の形で固定されるという推測が正しかったことを裏づけた。

嫌気的底泥中でリンが溶解するためには、炭酸ガスその他の酸が生成又は供給される必要がある。しかし、底泥の深層では、リンを溶かすための酸の供給（底泥表層からの酸又は酸化剤の拡散）は困難であるので、溶解の速度は深さとともに急激に減るのではないかとと思われる。このことは、深層部は表層部と違って活発な分解や溶出や、又は吸着があるのではなく、表層部の濃度

の変動に応じて、主に一時保管庫的な緩衝機能をしているに過ぎないことを示唆する。

以上、3、4節とこの節で示してきた間げき水の組成変動と溶出実験の結果から

(1) 好氣的底泥中に比べて嫌氣的底泥中ではいろいろな元素の活性が高い。

(2) そして、それぞれの元素は活性レベルの異なったところで、また別の反応によって濃度を制御されている。

(3) このことによって各元素は、間げき水中又は湖水中で、濃度が非常に大きくなるのを抑えられるとともに大きな緩衝能をもつ(=多成分緩衝系)。

(4) したがって、溶解挙動の中に見られる顕著な相関関係——リンと鉄のような——は、そのまま、リンと鉄が結合して固定されていたことを意味するとは限らない。等のことが示された。多成分不均一系の中での反応、特に混合錯体の生成や安定度定数に関する情報はまだ十分でないので全体を化学反応式で表すことはできない。しかし、酸化鉄沈殿とリンのように、実際に出現したある状態の中で注目する元素の挙動を主に支配している因子はそれ程多くないように思われる。

以上で議論された溶解挙動は、そのまま、溶出回帰量の算出につながらないが、嫌氣的底泥の中でリンを固定する機構があることが示され、固定されたリンを溶解する重要な因子の一つが炭酸ガスであることが示されたことは、底泥中のリンの回帰機構と速度を推定する上で重要であると思われる。

## 7. 底泥の二(多)層構造モデルと準湖水内循環

底泥中に蓄積されているリンのうち、どの程度が実際に湖水中に回帰可能かという点から、有効回帰層の厚さを検討しておく必要がある。それは、底泥中のリンをすべて利用可能なものと考えれば、水質の回復は絶望的な程ばく大な量であるが、実際に溶出可能なリンはかなり限られていると思われるからである。

有効回帰層の厚さを決める因子として

- (1) 底泥中のリンのうち、比較的活性が高くて溶出しやすい部分は表層に偏積しやすいこと
- (2) 底泥間げき水中のリン濃度は、止水状態では1.5 ppm位になるが、深い所程泥面までの平均濃度こう配が小さくなり出にくくなること
- (3) 底泥中のリンを活性化するためのほとんど唯一のエネルギー源である易分解性有機物は湖水中で生産され、主に固形物として底泥表層に供給されること
- (4) これを利用しながら、含まれるリンを分解・無機化し、同時に泥粒に結合している無機態リンを溶解する酸(主にCO<sub>2</sub>)を生成する分解者達は底泥表層付近に集中的に存在すること
- (5) その他……が考えられる。

霞ヶ浦のように長期にわたって富栄養化状態が続いた所では、かなり深い所まで相当量の未分解有機物を含んでおり、分解もゆっくりではあるが進んでいるようである。このことは、例えば

アンモニアの濃度がかかなり深い所（～数十 cm 以上）まで深さとともに上昇していることなどにも示されている。しかし、上記(1)～(4)に示したような理由から、湖水への回帰量に占める深さ毎の溶出の割合は深さとともに急激に低下するものと思われる。そこで、例えば有効回帰層の厚さの尺度を、底泥からの回帰の 90%を溶出する層の厚さ、又は湖水への全負荷の 1%以下になる深さ等と決めて測定を試みることは意味があると思われる。また、同様の理由から、bioturbation による底泥深部からの供給は、溶解可能量と溶解速度との両面によって、余り重要でないと推定される。

もう一つの問題は、流入その他の、系外からの新規負荷を削減したときの効果と水質回復の予測に関連して、底泥からの回帰量の実測値の評価についてである。すなわち、最後の冬までに底泥に蓄積されたリンの再溶出と、その年の負荷分に基づく新生沈殿物の分解無機化による溶出とに分けて考え、後者は湖水内循環として評価すべきであろう。なぜなら、現場の泥のコアサンプルを取ってきて直上水中の溶存酸素濃度をコントロールしたときに実測される溶出速度の値は<sup>21)</sup>、水温上昇期に入ってから底泥からの回帰可能最大量の平均値よりもずいぶん大きいように思われるからである。隔離水界でホテイアオイに吸収されたリンの量についても同様のことが言える。

#### 8. 結論 —— 底泥中のリンの溶出制御機構

以上、底泥の組成とリンの含有量、分布、存在形態、底泥の酸化還元電位変化、間げき水組成変動とリンの溶解・固定機構、底泥の二（多）層構造モデルと湖水内循環分の分離などについて実験結果及び検討の結果を述べてきた。

底泥中のリンの移動と溶出に関しては、間げき水中のリン濃度から得られる濃度こう配と、底泥中のリン酸その他のイオンや分子の拡散係数とから算出される溶出量が、実験室や現場で測定される溶出量に比べて、また湖水内のリンの現存量変動に比べて、かなり小さく、底泥中のリン含有量から期待されることとも合わなかったので、いろいろな溶出機構が研究されてきた。しかし、底泥表層における新生堆積物の生物的分解とそれに連なる食物連鎖系の中での消化・排せつによる可溶化を除けば、リンの大きな「溶出速度」を説明するには少々無理なものが多いように思われる。

そこで、底泥間げき水の組成変動を中心とした今までの実験・観察の結果や共同研究者達によって明らかにされた多くの事実をふまえて検討した結果に基づいて、図 11 に示したような溶出制御機構を提案する。

この機構では、高温期に湖水中で生産された易分解性有機物、水酸化物イオンと溶存酸素の供給バランスによって底泥表層の非常に薄い（ $\leq 4$  mm）酸化層が生成したり消滅したりしてリンの溶出を制御することを主な機能としている。機能の主役は、III価とII価とで、リンの化学的活性を大きく変えることができる鉄である。鉄は量的にも十分ある。

底泥表層の薄い酸化層が形成されているときは、この酸化層は、深層部から拡散上昇してくる

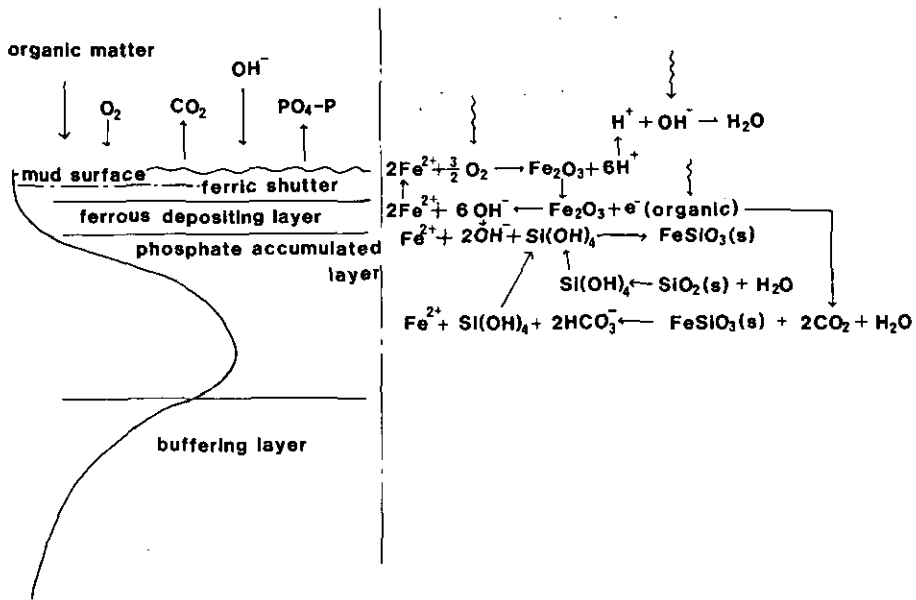


図 11 底泥からのリン溶出の制御機構

Fig. 11 Ferric shutter mechanism of phosphorus release control on the surface of mud layer

リンや、表層で有機物の分解によって生成する無機態リンを吸着して蓄積する。このことは同時に湖水中へのリンの溶出を遮断することになる。酸化層が消滅しないような条件下では、深層から拡散してくる鉄の一部が酸化されてこれに加わり十分な吸着容量を保持し続ける。また、酸化層ではリンの化学的活性は低いため、深層を高部とする濃度こう配が維持される。リンと同時に深層から拡散してくる  $Fe^{2+}$  イオンとケイ酸は、光合成の際放出された湖水中の  $OH^-$  イオンを中和剤として  $FeSiO_3(s)$  を生成し底泥中に固定される。

易分解性有機物の供給が優位となり、この酸化層が消滅する過程では、還元された鉄は同時に放出される水酸化物イオン及びまわりのケイ酸と反応して  $FeSiO_3(s)$  を形成して、リンと分離され泥中に固定される。このため遊離したリンは、鉄と共存しない形で湖水中に溶出するので、溶存酸素が残っている湖水中でも直ちに再沈殿することはない。この反応は底泥の表面近傍で起こるので、遊離したリンは底泥中を拡散して移動する必要はなく、 $20 \sim 30 \text{ mg-P/m}^2 \cdot \text{d}$  というような大きな溶出速度も可能となる。ただし、この大きな溶出速度を維持するためには長い蓄積期間をかけて高い表層偏積を形成する必要があると思われる。したがって長期間を平均した溶出量はそれ程大きなものにはならない。また、この表層偏積の形成に用いられるリンの多くが、その年の新規負荷による新生沈殿物に由来すると思われる。なぜなら、5節で示したように、嫌氣的底泥中に固定されているリンを溶解するためには酸が必要であるが、これを表層に供給するために

は底泥中の中和剤(多量にある炭酸塩等)を乗り越えて拡散していかなければならないからである。同様な効果をもたらす酸化剤も同じような制約をうける。したがって、時に実測される大きな溶出速度があるにもかかわらず、物質収支として見た場合にはほとんど底泥の寄与が現れてこないということが理解される。

藻類の増殖が始まると、底泥表層への易分解性有機物の供給が活発になり、湖水の pH も高くなるが、過飽和になった溶存酸素の相当量は大気中に放出されるので底泥表層では、相対的に酸素が不足し、リンの溶出が始まる。このリンを利用して藻類は更に増殖するが、リンの溶出が速度的にやや勝るために溶存無機態リンも藻類の増殖に対応するように増加する。藻類が枯死分解する過程では、嫌気的条件はむしろ強まるが、pH が低下して<sup>19)</sup>鉄の溶出を抑えられず、この鉄が酸化されてリンを吸着するために湖水中の溶存無機態リンも減少する。

このようにして、藻類が増殖すると湖水中の溶存態無機リンも増加し、藻類が枯死分解するときに溶存態無機リンも減る……とか、測定値では相当大きな溶出速度があったり、水の中のリンだけではとても支え切れないようなホテイアオイの増殖があったりするのに全体としての収支では、ほとんど新規負荷量だけで説明がつく……など現象として極めて奇妙なものに思えたことが、定性的には無理なく理解される。

底泥はそれ自体活発で重要な機能を有し、独自の活動をしている。しかし、Schindler<sup>2)</sup>が統計的推論に基づいて指摘したように、湖内物質循環から見た場合、底泥からのリンの回帰による藻類大増殖への寄与は、霞ヶ浦でも重要でないと思われる。本節の考察で示唆されたように、藻類の増殖が底泥表面の酸化層を消滅させない程度にまで新規負荷を削減することができれば、霞ヶ浦の水質はかなり短期間で改善されることも期待される。しかし、今後、このモデルの諸条件の定

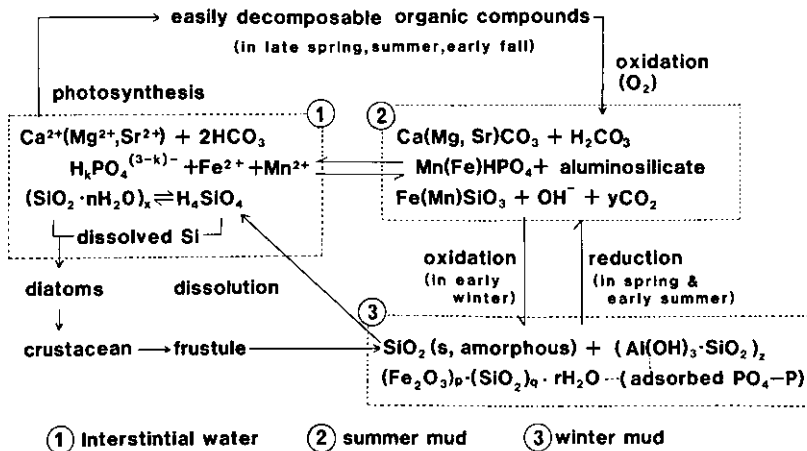


図 12 底泥中のリンの溶解と固定

Fig. 12 Dissolution and fixation of phosphate in the upper mud layer  
Main state changes from winter to summer



量化と不備の解消，化学反応としての確認をしていきたい。そこでは，各種測定に基づいて整理した図 12 の溶解機構が出发点となる。

### 引用文献

- 1) Vollenweider, R. A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., **33**, 53-83.
- 2) Schindler, D. W. (1978) : Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. Limnol. Oceanogr., **23**, 478-486.
- 3) 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 281-317.
- 4) 川口桂三郎編 (1978) : 水田土壌学. 講談社, 583 p.
- 5) 細見正明・須藤隆一 (1981) : 底泥中のリンの分布特性とその季節変化——高浜入を中心として. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 45-62.
- 6) 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・細見正明・西川雅高 (1982) : 底泥からの栄養塩類の回帰——霞ヶ浦高浜入におけるリンの物理化学的溶出について. 国立公害研究所調査報告, 第 22 号, 59-67.
- 7) 相崎守弘ら (1984) : 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩分布特性 (2) 炭素, 窒素及びリンの分布. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 175-189.
- 8) Stumm, W and J. J. Morgan (1970) : Aquatic Chemistry, an Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Water. Wiley-Interscience, New York, 440p.
- 9) 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・村岡浩爾 (1979) : 底泥からの栄養塩類の回帰. 国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 105-114.
- 10) 中島光敏 (1982) : 底泥界面における栄養塩の移動. 国立公害研究所調査報告, 第 22 号, 77-90.
- 11) 相崎守弘・中島拓男 (1981) : 細菌分布からみた霞ヶ浦の物質代謝の特徴. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 89-97.
- 12) 大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入におけるリン及び溶存無機態窒素の動態. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 3-21.
- 13) Levine, S. N. and D. W. Schindler (1980) : Radiochemical analysis of orthophosphate concentrations and seasonal changes in the flux of orthophosphate to seston in two Canadian Shield Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **37**, 479-487.
- 14) 細見正明・須藤隆一 (1979) : 湖沼底泥からのリンの溶出に関する研究. 水質汚濁研究, **2**, 157-162.
- 15) Rajan, S. S. S. (1975) : Mechanism of phosphate adsorption by allophane clays. N. Z. Journal of Sci., **18**, 93-101.
- 16) Rajan, S. S. S. (1975) : Phosphate adsorption and the displacement of structural silicon in an allophane clay. J. Soil Sci., **26**, 250-256.
- 17) Rajan, S. S. S. and K. W. Perrott (1975) : Phosphate adsorption by synthetic amorphous aluminosilicate. J. Soil Sci., **26**, 258-266.
- 18) 国立公害研究所 (1984) : ホテイアオイによる水質回復——水質及びプランクトンの変化. 国立公害研究所研究報告, 第 52 号, 79-94.
- 19) 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・宮井 博・高橋正征 (1981) : 藻類増殖過程の水質連続測定. 国立公害研究所研究報告, 第 23 号, 89-102.
- 20) 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1981) : 高浜入における底泥間げき水の組成変動からみたリンの可溶化について. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 23-43.

河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高

- 21) 細見正明・須藤隆一(1984)：霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について——高浜入を中心として。国立公害研究所研究報告，第 51 号，191-217.

11. 水の華の生成に及ぼす底泥から溶出する  
栄養塩の影響について

**The Effects of Nutrient Release from Sediments  
on the Formation of Water Blooms**

岡田光正<sup>1</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>

Mitsumasa OKADA<sup>1</sup> and Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

**Abstract**

Simulation on the formation of water blooms dominated by *Microcystis* (blue-green algae) was carried out using a mathematical model for vertical migration, phosphorus uptake, and growth of algal colonies in a water column with the coexistence of non-migrating algae. Phosphorus from both the inflow of water and sediment release was considered.

The numerical solutions of the model were in agreement qualitatively with observations reported on *Microcystis* behavior in eutrophic lakes. Phosphorus release from sediments did not enhance the growth of *Microcystis* nor that of the non-migrating algae in case of an abundant inflow of phosphorus. When there was no phosphorus inflow, phosphorus release from sediments enhanced only the growth of *Microcystis* without significant stimulation of the growth of the non-migrating algae. Daily vertical mixing from 12:00 to 17:00 in the upper layer of the water column had little effect on the dominance of *Microcystis* over the non-migrating algae.

1. はじめに

夏期、富栄養化が進行した湖沼でしばしば発生する水の華は、悪臭の発生、水面の美観の低下ばかりでなく、水質も悪化させるため、我々の社会生活に与える影響が大きい。このような水の華構成生物は、*Anabaena flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* など、主としてプランクトン性のラン藻類であることが知られている (Fogg, 1975; Okino, 1973)。

プランクトン性ラン藻類による水の華は湖沼の水表面に集積し、マット状を呈する。この現象は必ずしも藻類の異常な増殖を意味しない。むしろ、深層部でガス胞量が増加し、浮力の大きく

---

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

なった藻類細胞（群体）が上層部へ移動してきたためと考えられている（Fogg, 1975）。

ラン藻類の細胞内に存在するガス胞は、光合成活性により大きくなったり、また破壊されることが知られている（Walsby, 1972）。ガス胞の膨張もしくは破壊による浮力の増加もしくは減少は、静止水中で藻類の垂直移動を引き起こす。湖沼の調査により、水の華が生成したり消滅したりすることが知られているが、この現象は藻類の垂直移動に由来する部分も大きい（Walsby, 1972 ; Walsby & Klemer, 1974 ; Reynolds, 1973 ; Reynolds & Rogers, 1976）。例えば Okino (1973) や Reynolds (1973) は *M. aeruginosa* の群体が夜間から早朝にかけて浮上し、水表面にマット状に集積するが、午後には沈降する現象を観察している。また、水表面に浮上した群体が上記のような垂直移動を毎日繰り返さず、水表面に浮上したままとなる状態も知られている。このような水表面でのマット生成に関する要因は数多く、また複雑である。本研究では数値シミュレーションという手法を用いてこの点を明らかにする。

最近数十年、特にここ 10 年間は、シミュレーションによる将来予測も含め、数多くの富栄養化に関する論文が報告されている。しかしながら、藻類の増殖を正確に記述しているシミュレーション、例えば藻類種の季節遷移を考慮したシミュレーションは極めて少ない（Middlebrooks *et al.*, 1973 ; Scavia, 1980 ; Bierman, 1976）。特に水の華の発生のような藻類種の遷移を、室内実験及び湖沼調査結果を正確にふまえてシミュレーションすることが可能ならば、水の華発生の制御に極めて有効な手段となろう。

水表面にマットを形成するのみならず、水の華構成生物の垂直移動は、それが優占種となるのに重要な役割を果たす可能性がある。垂直移動を行うことにより、藻類の置かれる環境条件は、光強度、栄養塩濃度のいずれについても垂直移動を行わない藻類と異なる。垂直移動を行う藻類は、栄養塩の豊富な深層部に存在するときにそれを細胞内に取り込み、水表面に浮上したときには強い光を受けて急速に増殖する可能性があると考えられている（Fogg, 1975）。

水の華の発生に対する制限栄養塩としては、リン、窒素、炭素、又は他の栄養塩などが考えられる。しかしここではリンが制限になるものと仮定した。さらに、垂直移動、リンの取り込み及び増殖などの種々の速度式を用いて、静止水柱における水の華の生成過程に検討を加え、他の垂直移動を行わない藻類共存下において、水の華発生に及ぼす底泥から溶出するリンの影響を明らかにした（Aiba *et al.*, 1982）。

## 2. 数理モデル

### 2.1 モデルの構造

湖沼における *Microcystis* の無数の群体を、ここでは 56 種の異なる状態変数 ( $t=0$ ) を持つ群体で代表した。 $i$  番目 ( $i=1\sim 56$ ) の群体を定義する状態変数は、 $X_i$ ,  $Z_i$ ,  $V_{ij}$ ,  $P_i$ ,  $C_i$ ,  $R_i$ , 及び  $F_s$  である。 $i$  番目の群体(以降群体  $i$  という)の増殖は、 $X_i$  の増加で表し、 $R_i$  は変化しないものと仮定した。外部関数としては、照度の日変化(日出=5:00, 日没=19:00, 正午における最高照

度 = 80 klx), リンの流入負荷, 底泥からの溶出, 及び水柱の垂直混合などを考えた。

さらに競争種は, 水表面から底部までを 8 層に分割し, 各層における濃度を定義した。状態変数は,  $Y_k$  及び  $f_s$  ( $k=1\sim 8$ ) である。また  $S_k$  ( $k=1\sim 8$ ) は各層におけるリン濃度を表す。

これらの状態変数及び外部関数の相互関係を *Microcystis* を中心として(ただし群体  $i$  のみ,  $i$  は省略) 図 1 に示す。本図において, 水柱からの流出は省略している。なお, 本図は既往の文献, 並びに湖沼調査結果を参考にして作成した (Walsby, 1972 ; Reynolds, 1973 ; Lehman & Jost, 1971 ; Okada *et al.*, 1982 ; Aiba *et al.*, 1983)。

クロロフィル  $a$  含有量, 膨圧, ガス胞量, 群体が存在する深さ, 群体の濃度, もしくは細胞内リン濃度などの変化速度 ( $dC/dt$ ,  $dP/dt$ ,  $dV_t/dt$ ,  $-dZ/dt$ ,  $dX/dt$ ,  $df_s/dt$ ) がこのモデルの中心となっている。また,  $I, Z, S$  などのように, 細胞外の状態, もしくは物理的な特性を表す変数もあるが, 多くの変数(図 1) は *Microcystis* の群体を構成する細胞内の生理学的特性を表している。図中の矢印は, ある変数が, 矢印の起点となっている他の変数の関数であることを示している。例えば,  $Q_{O_2}$  は  $I$  と  $C$  との関数であり,  $dP/dt$  に影響を与える。

*Microcystis* と同様に, 競争種の増殖も  $I$  と  $F_s$  との関数であると仮定した。競争種の各層間の移動は, 渦動拡散及び沈降に限られる点が *Microcystis* と異なる。なお *Microcystis*, 競争種の両者ともに, 水柱からの水の流出に伴って系外に出ていくものとした。

*Microcystis* の水柱内での移動, リンの取込みに関する種々の変化過程とその定式化については

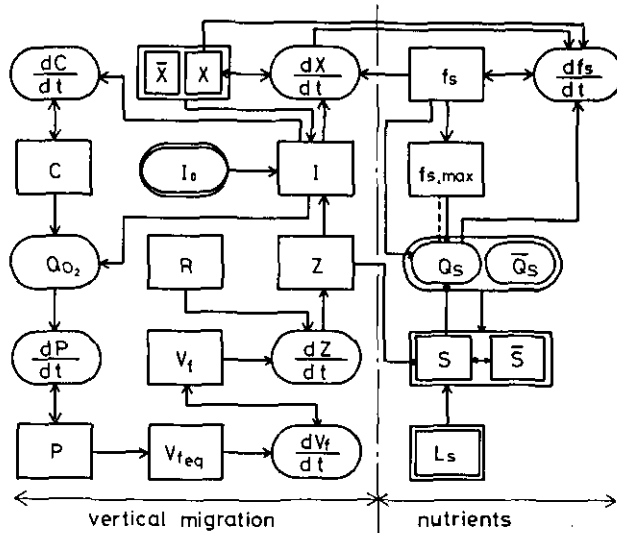


図 1 水の華 (*Microcystis*) のシミュレーションに用いた数理モデル構成図  
 Fig. 1 Schematic diagram of state and control variables to be used in simulation of the water bloom (*Microcystis*)

既報に従った (Okada *et al.*, 1982 ; Aiba *et al.*, 1983 ; Okada & Aiba *et al.*, 1983a, 1983b)。リンの取り込みについては、*Microcystis* も競争種も同様な式に従うとした。*Microcystis* と競争種の挙動をシミュレートする微分方程式モデル (360 次元) を表 1 に示した。

表 1 シミュレーションモデルの基礎式及び主要な補助方程式  
Table 1 System equations and adjunct equations used for the simulation model

System of differential equations (360 dimensional :  $i = 1, 56 ; k = 1, 8$ )

$$\frac{dX_i}{dt} = \mu_i X_i - \left(\frac{Q}{Z_{\min}}\right) X_i \quad (1-i)$$

$$\frac{dW_i}{dt} = Q_{s,i} X_i - \left(\frac{Q}{Z_{\min}}\right) W_i \quad (2-i)$$

$$\frac{dZ_i}{dt} = -\frac{2g(\rho_c - \rho_w - a' V_{fi}) R_i^2}{9 \mu_w} \times 3,600 \quad (3-i)$$

$$\frac{dV_{fi}}{dt} = -\frac{(V_{fi} - V_{f_{0,i}})}{dt} \quad \text{for } V_{fi} \geq V_{f_{0,i}} \quad (4-i)$$

or

$$= \lambda \quad \text{for } V_{fi} < V_{f_{0,i}}$$

$$\frac{dP_i}{dt} = \alpha(P_{\max} - P_i) Q_{0,i} - \beta(P_i - P_{\min}) \quad (5-i)$$

$$\frac{dC_i}{dt} = \alpha'(C_{\max} - C_i) - \gamma IC_i \quad (6-i)$$

$$\begin{aligned} \frac{dY_k}{dt} = & D_{p,k} \frac{(Y_{k+1} - Y_k)}{(-Z_{\min}/8)^2} + D_{p,k-1} \frac{(Y_{k-1} - Y_k)}{(-Z_{\min}/8)^2} \\ & - \frac{QY_k}{-Z_{\min}} + \frac{8v_s Y_{k-1}}{-Z_{\min}} - \frac{8v_s Y_k}{-Z_{\min}} + \mu_k Y_k \end{aligned} \quad (7-k)$$

$$\begin{aligned} \frac{dW_k}{dt} = & D_{p,k} \frac{(W_{k+1} - W_k)}{(-Z_{\min}/8)^2} + D_{p,k-1} \frac{(W_{k-1} - W_k)}{(-Z_{\min}/8)^2} \\ & - \frac{QW_k}{-Z_{\min}} + \frac{8v_s W_{k-1}}{-Z_{\min}} - \frac{8v_s W_k}{-Z_{\min}} + Q_{s,k} Y_k \end{aligned} \quad (8-k)$$

$$\begin{aligned} \frac{dS_k}{dt} = & D_{p,k} \frac{(S_{k+1} - S_k)}{(-Z_{\min}/8)^2} + D_{p,k-1} \frac{(S_{k-1} - S_k)}{(-Z_{\min}/8)^2} \\ & + \frac{L_s}{-Z_{\min}} - \frac{QS_k}{-Z_{\min}} - \sum_{i \in k} \frac{8Q_{s,i} X_i}{-Z_{\min}} - Q_{s,k} Y_k \end{aligned} \quad (9-k)$$

表 1 (つづき)  
Table 1 (continued)

Adjunct equations ( $i=1, 56; k=1, 8$ )

$$Q_{O_2,i} = mC_i I_i \quad \text{for } I_i < (a\theta + b)/m \quad (10-i)$$

or

$$= (a\theta + b)C_i \quad \text{for } I_i \geq (a\theta + b)/m$$

$$V_{f_{O_2,i}} = V_{f_{max}} \left(1 - \int_0^{P_i} f_n(\xi, \sigma, P) dP\right) \quad (11-i)$$

$$I_i = I_0 \exp\left(-\sum_{i=1}^{56} \varepsilon_{i,j} X_i C_i - \sum_{j=1}^8 \varepsilon'_{i,j} Y_j + n' Z_i\right) \quad (12-i)$$

$$\varepsilon_{i,j} = 0 \quad \text{for } Z_i \geq Z_j$$

$$= m' \quad \text{for } Z_i < Z_j$$

$$\varepsilon'_{i,j} = 0 \quad \text{for } Z_i \geq jZ_{min}/8$$

$$= m' \quad \text{for } Z_i < jZ_{min}/8$$

$$I_k = I_0 \exp\left(-\sum_{i=1}^{56} \varepsilon'_{k,j} X_i C_i - \sum_{j=1}^{k-1} m' Y_j + n' \frac{(k-1)}{8} Z_{min}\right) \quad (13-i)$$

$$\varepsilon'_{k,j} = m' \quad \text{for } Z_j > (k-1)Z_{min}/8$$

$$= 0 \quad \text{for } Z_j \leq (k-1)Z_{min}/8$$

$$Q_s = \frac{S}{K_s + S} \left(Q_{se} + Q_{ss} \frac{f_{s,max} - f_s}{K_q + f_{s,max} - f_s}\right) \quad (14-i,k)$$

$$Q_{ss} = Q_{ss,max} \frac{f_{s,max} - f_{sc}}{K_{qs} + f_{s,max} - f_{sc}}$$

$$f_{s,max} = f(f_s, t)$$

$$\mu = \frac{I}{p + qI + rI^2} \frac{f_s - f_{s,min}}{K_q + f_s - f_{s,min}} \quad (15-i,k)$$

## 2.2 解法

本シミュレーションで用いたパラメーターは既報と同一である。なお一部の例外（膨圧に関する定式化はラン藻類 *Anabaena flos-aquae* のデータを用いた）を除いて、すべてのパラメーター値は、*Microcystis aeruginosa* を対象とする室内実験及び湖沼調査から得られている。

群体の半径は、霞ヶ浦で発生した *Microcystis* の水の華の調査結果を参考にして 15, 25, 35, 45,

55, 65 及び 75  $\mu\text{m}$  を仮定した。各半径の群体は  $t=0$  において異なる 8 深度 (表層 (-0.5 m) より底層 (-7.5 m) まで 1 m おきに分布) に存在し、その後垂直移動を繰り返すものとした。したがって計 56 種の異なる状態変数を有する群体で湖沼中の *Microcystis* 群体の集合の挙動を近似したことになる。

本モデルの解析解を得ることは明らかに不可能であるため、Runge-Kutta-Gill 法による数値解を求めた (HITAC M-150, 国立公害研究所電子計算機センター)。特に底泥から溶出する栄養塩類の影響を明らかにするため、表 2 に示すように種々の条件で約 40 通りのシミュレーションを行った。なお、シミュレーション期間は 25 日とした。

表 2 水の華のシミュレーション (感度解析) に用いたパラメーター一覧表  
Table 2 Values of parameters taken in simulation runs of a water bloom (sensitivity analysis)

Simulation to find the effect of	Values used in simulation*
$Y_k (t=0)$	1.0, <u>2.5</u> , 5.0, 10.0
$S_L$	0.0, <u>0.3</u>
$P_{\text{sed}}$	0.0, 5.0, <u>10.0</u> , 20.0
$Q_{s,k}$	<u>1.0</u> , 2.0 (times of $Q_s$ value for <i>Microcystis</i> )
$\mu_k$	<u>1.0</u> , 2.0 (times of $\mu$ value for <i>Microcystis</i> )
$v_s$	0.0, 0.1, <u>0.5</u>
mixing	<u>none</u> , 12:00-17:00

\* Values underlined were used throughout simulation runs except for otherwise noted. For the control run, all of the underlined values were used.

### 3. 結果と考察

#### 3.1 *Microcystis* の垂直移動

56 種の群体のうち 12 種を代表例としてその垂直移動の様子 (ただしコントロール (表 2 参照)) を示したのが図 2 である。小さな群体は顕著な垂直移動を示さず、時間経過とともに水表面に集積する傾向を示した。逆に大きな群体は 3 日の周期で垂直移動し、3 日に 1 回は水表面に現れた。なお、深部に沈降する場合、群体の半径が大きいほどより深い位置に達した。垂直混合がない限り、他のコントロール以外のシミュレーションでも同様な傾向となった。

このような移動に伴い、各群体はステップ状の増殖を示した。すなわち、水表面付近に群体が近づいたときの比増殖速度は、深部に沈降したときと比較して 10 倍以上であった。しかし、図 3 に示すように、全群体の水柱内における平均濃度は、ほぼ一定の対数増殖を示した。

静止水柱における *Microcystis* の群体の垂直濃度分布を図 4 に示す。全藻類濃度 (*Microcystis* + 競争種) が低い場合 (図 4a), 最大濃度を示す水深は中層 (約 -2.0 m) 付近であった。*Microcystis*



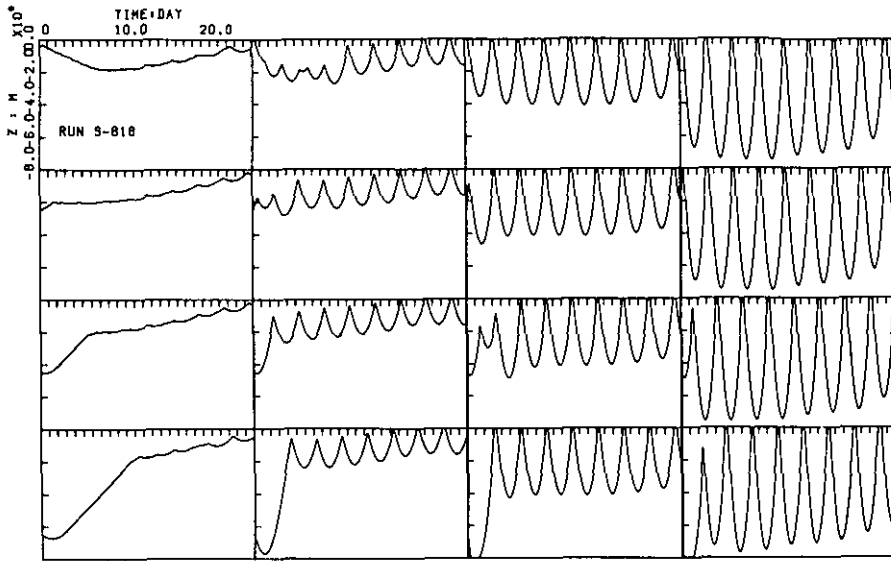


図 2 各群体の垂直移動(上→下:  $Z_i(t=0) = -0.5, -2.5, -4.5, -6.5$  m, 左→右:  $R_i = 15, 35, 55, 75$   $\mu\text{m}$ )

Fig. 2 Oscillation of  $Z_i$  as affected by the change in initial conditions and colony radius ; from top to bottom :  $Z_i(t=0) = -0.5, -2.5, -4.5, -6.5$  m, from left to right :  $R_i = 15, 35, 55, 75$   $\mu\text{m}$

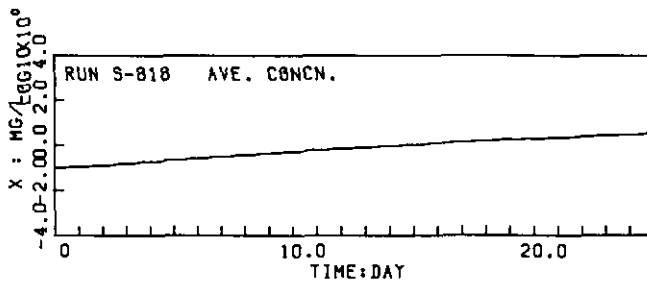


図 3 *Microcystis*の全群体の濃度の増加(水柱平均濃度,  $X = \log(\sum X_i / (-Z_{min}))$ )

Fig. 3 Growth curve of the assemblage of *Microcystis* (water column average concentration of colonies,  $X = \log(\sum X_i / (-Z_{min}))$ )

の群体の一部は水表面に現れたがその量は少ない。しかし、全藻類濃度が増加すると、図 4b)に示すように湖沼に発生する *Microcystis* に特有な日変化が認められるようになった。すなわち、午前中には水表面に群体が集積し、午後には沈降を繰り返した。藻類濃度が著しく増加した場合、ほとんどの群体が水表面に集積し、日変化を示さなかった(図示せず)。上記のいずれの場合も、各々の群体は3日周期の移動を示した。ただし、同一半径の群体でも、藻類濃度が高いほど垂直

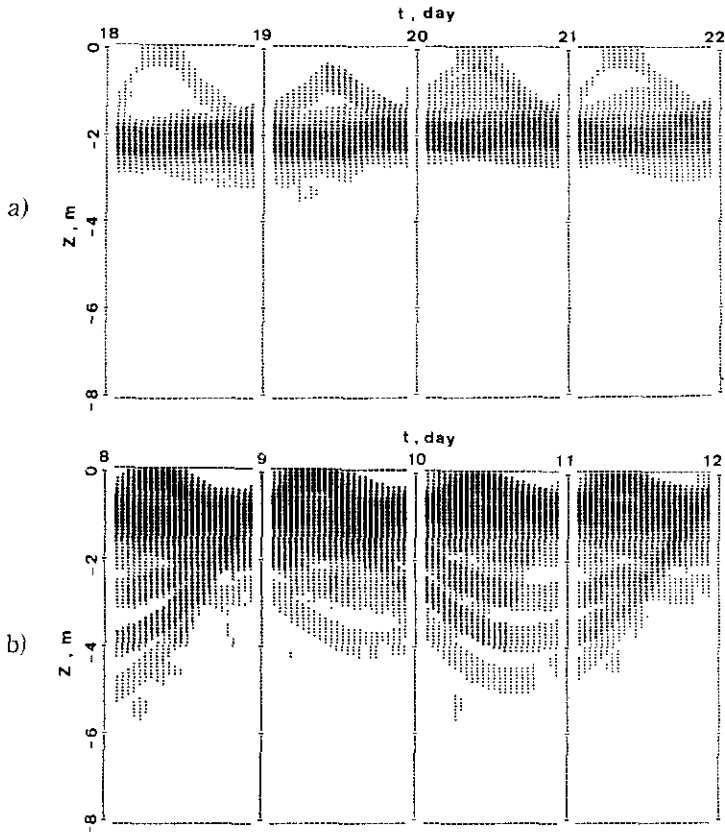


図 4 混合がない場合の *Microcystis* の垂直濃度分布の変化(水柱(-8.0 m)内)における最大濃度を基準とした相対濃度を濃淡で示す。高濃度ほど濃くなる。縦の破線は深夜(0.00)に対応する。

Fig. 4 Vertical profiles of the concentration of *Microcystis* vs. t (without mixing). Relative concentration based on maximum concentration in water column ( $Z_{min} = -0.8 m$ ) for each time is shown by darkness in the figure. Higher concentration corresponds to darker print and a band between broken lines shows the time span of one day

- a) (upper) lower total algal concentration
- b) (lower) higher total algal concentration

移動の範囲が小さくなる傾向が認められた。

*Microcystis* による水の華の発生が著しい霞ヶ浦では、夏期に水面を渡る風による湖水の垂直混合が起ることが知られている。このような湖水の混合がある場合の *Microcystis* の垂直濃度分布を図5に示す。混合は、毎日12:00~17:00の間起こると仮定した。シミュレーションの結果は霞ヶ浦での観測と良く一致している。すなわち、混合時間中は均一であるが、その後群体は上昇

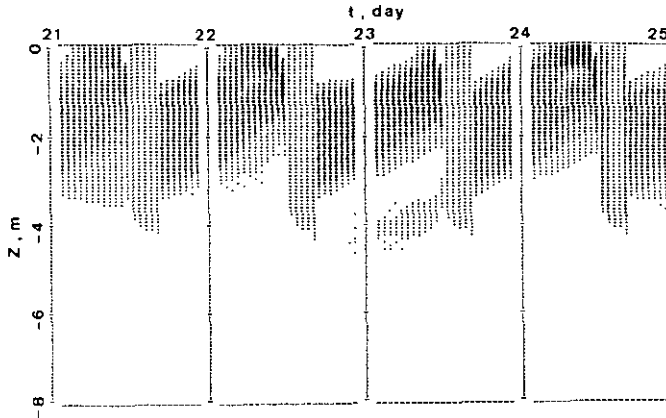


図 5 混合 (0~−0.4 m, 12:00~17:00) された場合の *Microcystis* 濃度の垂直分布。

Fig. 5 Vertical profile of the concentration of *Microcystis* vs. t (with mixing between the surface and −4.0 m and daily from 1200 to 1700).

See the legend of Figure 4 except that relative concentrations here are based on maximum concentration in the water column at the end of a simulation run.

し、再び混合が始まる前 (午前中) には、水表面に集積した。

*Microcystis* の垂直移動に関しては、既にいくつかの報告がある (Okino, 1973; Reynolds, 1973; Reynolds & Rogers, 1976)。しかし、水温、照度、混合状態、栄養塩濃度等の環境条件が必ずしも明記されていない。また当然のことながら、単一の群体の挙動についてもその測定が困難であるため、明らかとなっていない。したがって本研究で一つの群体が3日周期で移動したことから、湖沼観測並びに本研究で複数の群体が全体としては1日周期の移動を示したことの妥当性は検討できなかった。

このように本モデルの検証が困難であることは、必ずしもこのモデルの有効性を否定するものではない。定性的にはこのモデルは湖沼における観測結果と良く一致する。モデルで予測された垂直濃度分布の異なる種類の変化パターンは、いずれも湖沼で実際に観察されている。また、*Microcystis* の群体の平均的な比増殖速度が約0.1~0.2である点も Reynolds (1973) の報告 (約0.1 d<sup>-1</sup>) と類似している。当然のことながら、本モデルを特定の湖沼に応用し、水の華の発生を予測するのは困難である。しかし、本モデルは水の華の発生に至る基本的なメカニズムの理解には有効であろう。

### 3.2 底泥から溶出するリンの影響

底泥から溶出するリンが比増殖速度 ( $\mu$ ) に与える影響を図6及び図7に示す。外部から流入するリンが豊富な場合 (図6)、底泥から溶出するリン量 ( $P_{sed}$ ) は *Microcystis* 競争種のいずれの  $\mu$  も

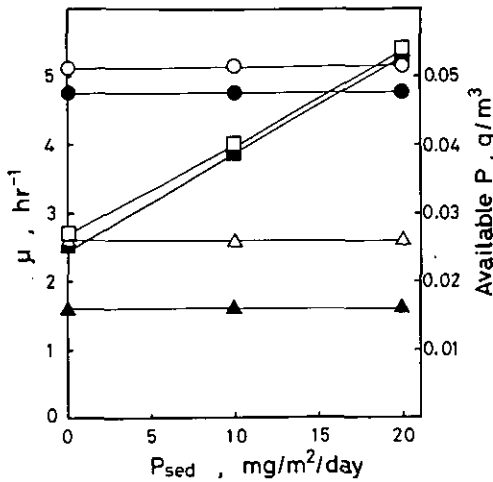


図 6 外部からのリンが流入する場合 ( $2.4 \times 10^{-2} \text{gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ), 底泥からのリン溶出量 ( $P_{sed}$ ) が,  $\mu$  と平均利用可能リン濃度に与える影響

Fig. 6  $\mu$  and average available phosphorus concentration as affected by release rates of phosphorus from sediments  $P_{sed}$  with abundant phosphorus inflow from outside ( $2.4 \times 10^{-2} \text{gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )

(○, ●) *Microcystis aeruginosa*; (△, ▲) reference algae; (□, ■) available phosphorus concentration.  
Open symbols  $Y_k(t=0) = 2.5 \text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ; closed;  $Y_k(t=0) = 10.0 \text{g} \cdot \text{m}^{-3}$

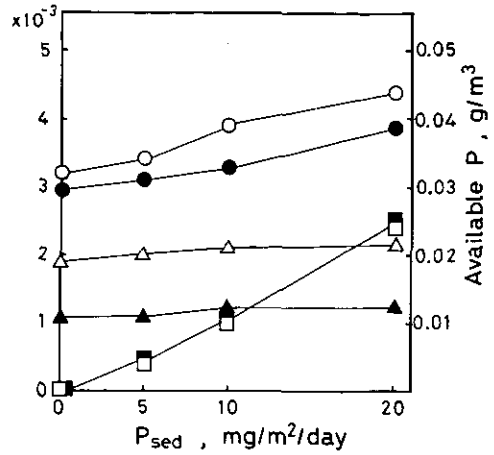


図 7 外部からのリン流入がない場合,  $P_{sed}$  が  $\mu$  と平均利用可能リン濃度に与える影響

Fig. 7  $\mu$  and average available phosphorus concentration as affected by release rates of phosphorus from sediments  $P_{sed}$  without phosphorus inflow from outside. Refer to the legend of Figure 6 for symbols

増加しなかった。しかし、増殖並びにリンの取り込みに関する諸定数値は競争種、*Microcystis* のいずれも同じ値としたのにもかかわらず、*Microcystis* の  $\mu$  が大きな値を示した。両者の  $\mu$  の差は、 $Y_k(t=0)$  が大きい場合、すなわち全藻類濃度が大きく、水中における光強度の減衰が著しい場合に顕著であった。競争種の沈降速度 ( $v_s$ ) を 0 としてもこの傾向は変わらなかった。

外部からのリンの流入量が小さい場合、 $P_{sed}$  は *Microcystis* の  $\mu$  を増加した。しかし、図 7 に示すように競争種の  $\mu$  はごくわずかにしか変化しない。またこの場合にも *Microcystis* の  $\mu$  は競争種より大であった。なお、 $P_{sed}$  が 0 であっても  $\mu$  の値が 0 とならないのは、 $t=0$  で 1.0% のリンを細胞内に含有していると仮定したためであり、そのリンを用いて増殖したことに由来する。

競争種の  $\mu$  が  $P_{sed}$  の増加に伴ってそれほど増加しなかったことは、底泥から溶出するリンが、

競争種にとっては *Microcystis* の場合ほど、増殖に有効に利用されなかったことを示す。競争種は、主として流入によって供給されるリンを利用してはいえよう。逆に、垂直移動を行う *Microcystis* のような藻類は、流入するリンも、溶出するリンも利用できるかと推定される。また、 $Y_k(t=0)$  が  $2.5 \text{ g/m}^3$  の場合と、 $10.0 \text{ g/m}^3$  の場合とを比較すると、*Microcystis* の  $\mu$  の差は競争種のそれと比較して小さい。すなわち、*Microcystis* の方が競争種よりも藻類濃度が高くても良好に増殖できるといえよう。

群体の大きさによっても、リンの供給に対する応答が異なった。図8に示すように、リンが十分に供給される場合には、半径の小さな群体 ( $=15 \mu\text{m}$ ) ほど大きな  $\mu$  を示し、群体が大きくなるほど  $\mu$  は小さくなった。逆に流入によるリンの供給が停止した場合、小さな群体の  $\mu$  のみが低下し、 $35 \mu\text{m}$  程度の群体が最大の  $\mu$  を示した。リンの比取り込み速度 ( $Q_0$ ) も同様な傾向を示した。すなわち、外部からのリンの供給が大きい場合、小さな群体ほど  $Q_0$  が大きく、底泥からの供給のみになると大きくなった。外部からの供給がなく、底泥からのリンの溶出量が  $10 \text{ mgP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $5 \text{ mgP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  の場合、それぞれ  $45 \mu\text{m} \sim 55 \mu\text{m}$ 、 $55 \mu\text{m} \sim 75 \mu\text{m}$  の群体が  $Q_0$  の最大値を示した。したがって、外部からのリンの供給が少なくなり、底泥から溶出するリンの寄与率が大きくなればなるほど、大きな群体はリンの取り込みに関して小さな群体や競争種より有利になるといえよう。換言すれば、垂直移動しうるという特性は、*Microcystis* が底泥から溶出するリンを有効に利用し、優占的に増殖する上で重要な役割を果たしているといえよう。

$\mu$  の値は、水柱が垂直混合 (12:00~17:00) されても大きな影響を受けなかった。図9のシミュレーションは混合を除いて図7と同様な条件で行われた。混合しない場合と比較して、競争種の  $\mu$  がやや上昇した以外、混合の影響はごくわずかであった。そして外部からのリンの流入がない場合、底泥から溶出するリンは *Microcystis* の増殖にのみ貢献すると推定された。

#### 4. 結 論

1) *Microcystis* のリン取り込み、増殖などの挙動を予測するシミュレーションモデルを作成し、定性的には既往の観測結果と矛盾しない数値解を得た。

2) 水域に対するリンの全負荷量に対し、底泥から溶出するリンが大きな割合を占める場合、底泥からのリンは *Microcystis* の増殖を促進するが、他の垂直移動を行わない植物プランクトンの増殖には利用されにくいと推定された。水柱の垂直混合があっても 12:00~17:00 程度の時間ならば、*Microcystis* の他藻類に対するこの優占性は変わらなかった。

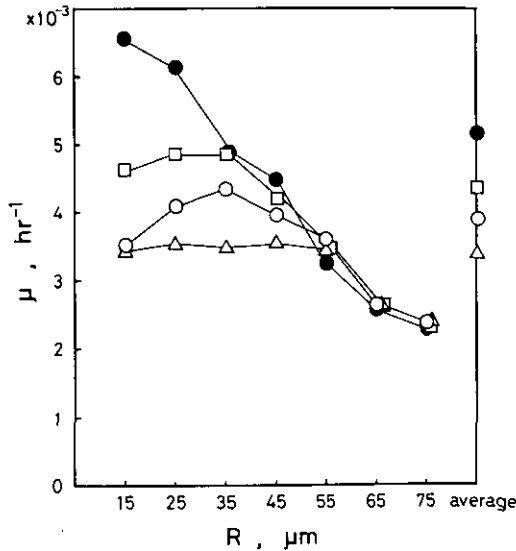


図 8 *Microcystis* の群体の半径ごとの  $\mu$   
 Fig. 8 Average specific growth rates for each colony of *Microcystis* as affected by the sources of phosphorus supply

- : P inflow and  $P_{sed} = 10 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
- : W/O P inflow and  $P_{sed} = 20 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
- : W/O P inflow and  $P_{sed} = 10 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
- △ : W/O P inflow and  $P_{sed} = 5 \text{ mg P} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

〔記号の説明〕

- $a, a', b$  = 定数
- $C$  = 藻体中のクロロフィル  $a$  含有量, %
- $C_{max}$  =  $C$  の最大値, %
- $D_p$  = 渦動拡散係数,  $\text{m}^2 \cdot \text{h}^{-1}$
- $f_n$  = 膨圧に対するガス胞の耐圧分布関数
- $f_s$  = 細胞内リン含有量,  $\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$
- $f_{sc}$  = 細胞がリン欠乏状態となる限界リン含有量,  $\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$
- $g$  = 重力加速度,  $\text{m} \cdot \text{s}^{-2}$
- $I$  = 水中照度, klx

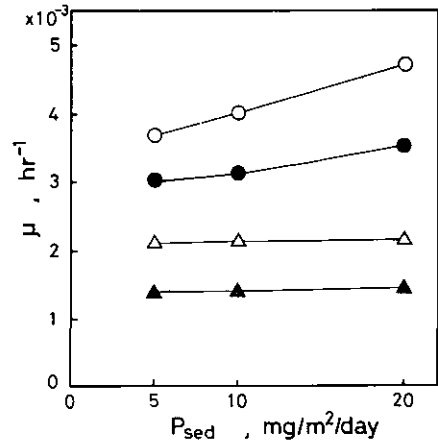


図 9 垂直混合を受けた場合の  $\mu$   
 Fig. 9  $\mu$  as a affected by  $P_{sed}$  when the water column is mixed vertically from 1200 to 1700 (0~4m) and phosphorus is not supplied from outside. Refer to the legend of Figure 6 for symbols

$I_0$	=水表面照度, klx
$k_s, k_q, k_{qs}$	=定数
$L_s$	=リン負荷量 (= $Q \cdot S_L$ ), $g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
$m, m', m''$	=定数
$n'$	=定数
$P$	=細胞の膨圧, $kN \cdot m^{-2}$
$P_{max}$	= $P$ の最大値, $kN \cdot m^{-2}$
$P_{min}$	= $P$ の最小値, $kN \cdot m^{-2}$
$P_{sed}$	=底泥からのリンの溶出速度, $g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
$p$	=定数
$Q$	=水量負荷, $m^3 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$
$Q_{0s}$	=光合成活性, $cm^3 \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$
$Q_s$	=リンの比取り込み速度, $g \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$
$Q_{se}$	=リン過剰条件下における $Q_s$ , $g \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$
$q$	=定数
$R$	=群体の半径, $\mu m$
$S$	=利用可能なリン濃度, $g \cdot m^{-3}$
$S_L$	=流入水中の利用可能リン濃度, $g \cdot m^{-3}$
$r$	=定数
$t$	=時間, h
$v_s$	=沈降速度定数, $m \cdot h^{-1}$
$V_f$	=ガス胞の体積率, %
$V_{f_w}$	=膨圧と平衡にある $V_f$ , %
$V_{f_{max}}$	= $V_f$ の最大値, %
$W$	=藻類中にあるリン濃度 (= $f_s \cdot Y$ ), $g \cdot m^{-3}$
$X$	= <i>Microcystis</i> の群体の濃度, $g \cdot m^{-2}$
$Y$	=競争種の濃度, $g \cdot m^{-3}$
$Z$	= <i>Microcystis</i> の群体の深度 (水表面 = 0 m), m
$Z_{min}$	= $Z$ の最小値, 水深, m
$\alpha, \alpha', \beta, \gamma$	=定数
$\epsilon, \epsilon', \epsilon''$	=水中照度の減衰に関する係数
$\theta$	=水温, °C
$\lambda$	=定数
$\mu$	=比増殖速度, $h^{-1}$

$\mu_w$	=水の粘度, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$
$\bar{\xi}$	= $f_n$ における $P$ の平均値, $\text{kN}\cdot\text{m}^{-2}$
$\rho_o$	=ガス胞のない細胞の比重, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
$\rho_w$	=水の密度, $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
$\sigma$	= $f_n$ の標準偏差, $\text{kN}\cdot\text{m}^{-2}$

(添字)

$i, j$	=群体番号
$k$	=水柱における層番号
—	=着目する群体 $i$ 以外の全群体

### 引用文献

- Aiba, S., M. Okada, R. Sudo, T. Ogawa and T. Sekine (1983) : Simulation of water-bloom in a eutrophic lake. I. Photosynthetic characteristics of *Microcystis aeruginosa*. Water Res., 17, 869-876.
- Bierman, V. J. Jr. (1976) : Mathematical model of the selective enhancement of blue-green algae by nutrient enrichment. In : Modeling Biochemical Processes in Aquatic Ecosystem. R. P. Canale (ed.), Ann Arbor Science Pub., Ann Arbor, Mich., 1.
- Fogg, G. E. (1975) : Algal Cultures and Phytoplankton Ecology, 2nd Ed.. Univ. of Wisconsin Press, Madison.
- Lehmann, H. and M. Jost (1971) : Kinetics of the assembly of gas vacuoles in the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kuetz. emend. Elenkin. Arch. Mikrobiol., 79, 59-68.
- Middlebrooks, E. J., D. H. Falkenberg and T. E. Maloney (1973) : Modeling the Eutrophication Processes. Utah Water Research Laboratory, Logan.
- Okada, M. and S. Aiba (1983a) : Simulation of water-bloom in a eutrophic lake. II. Reassessment of buoyancy, gas vacuole and turgor pressure of *Microcystis aeruginosa*. Water Res., 17, 877-882.
- Okada, M. and S. Aiba (1983b) : Simulation of water-bloom in a eutrophic lake. III. Modeling the vertical migration and growth of *Microcystis aeruginosa*. Water Res., 17, 883-893.
- Okada, M., R. Sudo and S. Aiba (1982) : Phosphorus uptake and growth of blue-green alga, *Microcystis aeruginosa*. Biotechnol. Bioeng., 24, 143-152.
- Okino, T. (1973) : Studies on the blooming of *Microcystis aeruginosa*. Jpn. J. Bot., 20, 381-402.
- Reynolds, C. S. (1973) : Growth and buoyancy of *Microcystis aeruginosa* Kutz. emend. Elenkin in a shallow eutrophic lake. Proc. R. Soc. Lond., B, 184, 29-50.
- Reynolds, C. S. and D. A. Rogers (1976) : Seasonal variations in the vertical distribution and buoyancy of *Microcystis aeruginosa* Kutz. emend. Elenkin in Rostherne Mere, England. Hydrobiologia, 48, 17-23.
- Scavia, D. (1980) : An ecological model of Lake Ontario. Ecol. Modelling, 8, 49.
- Walsby, A. E. (1972) : Structure and function of gas vacuoles. Bacteriol. Rev., 36, 1-32.
- Walsby, A. E. and A. R. Klemer (1974) : The role of gas vacuoles in the microstratification of a population of *Oscillatoria agardhii* var. *isothrix* in Deming Lake, Minnesota. Arch. Hydrobiol., 74, 375-392.



12. 霞ヶ浦高浜入生態系における炭素  
及びリンの循環

Carbon and Phosphorus Flow in the Ecosystem of Takahamairi  
Bay of Lake Kasumigaura

安野正之<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>2</sup>・岩熊敏夫<sup>1</sup>

Masayuki YASUNO<sup>1</sup>, Morihiro AIZAKI<sup>2</sup> and Toshio IWAKUMA<sup>1</sup>

**Abstract**

The large amount of phosphorus inflow from rivers as much as 19.7 mgP m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> resulted in a high primary production in Takahamairi Bay in the summer. Particularly, the heavy bloom of *Microcystis* which is characteristic in this lake affects the structure of the ecosystem. *Microcystis* highly exceeded the rest of algae in both the standing crop (9 gC m<sup>-2</sup>) and productivity (2.3 gC m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>). Colonies of this alga were not edible for zooplankton while the production of nanoplankton was not high so as to support the zooplankton population. Therefore, detritus, which was a large pool of organic matter, might be the main food source for zooplankton. The standing crop of zooplankton in this bay was 1.3 gC m<sup>-2</sup> which was much higher than any other lakes, even though the proportion to the phytoplankton biomass was small. They regenerated rapidly both carbon and phosphorus. The sedimentation was seasonal; it was correlated with the primary production in most seasons but was much less during the bloom of *Microcystis*. The sedimentation rate at the end of the bloom became more than 1 gC m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> and hence the total sedimentation y<sup>-1</sup> attained approximately one third of the primary production. The production of zoobenthos, accordingly, increased in the autumn and winter. The presence of large quantities of dissolved organic carbon (19.4 gC m<sup>-2</sup>) and detrital carbon (9.8 gC m<sup>-2</sup>) in the summer was characteristic in this shallow, eutrophic lake. The estimated standing crop of benthic fish in Takahamairi bay in the summer was 0.31 gC m<sup>-2</sup> and the carbon flux from prey animals to fish was computed based on the ration of them.

The amount of phosphorus inflow from rivers and fish culture was enough to explain the large amount of the total phosphorus in the bay during the summer, if the

- 
1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
  2. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

phytoplankton continued to reproduce. However, the presence of reactive phosphorus as much as  $100 \text{ mg m}^{-2}$  in lake water in the same season suggested the release of phosphorus in bulk from sediment. Approximately  $3 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$  of phosphorus was released when the oxygen concentration decreased and furthermore, temporal releases of maximum  $30 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  from the surface of sediments could be assumed. However, the sources of the phosphorus were not the sediment but the organic matter produced during the season, which was degraded at the surface layer of the sediment. The sedimentation rate of phosphorus amounted  $12.2 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , approximately  $9 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  of which accumulated in the summer despite of the releases of phosphorus from the deposited detritus. The flow through chironomids was negligible during the summer but increased in the winter. However, the outflow of phosphorus by the emergence of chironomids was not significant during the summer. The regeneration rate of phosphorus by zooplankton was estimated to be  $6.2 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  in the summer which was most important in the phosphorus cycle.

## 1. はじめに

霞ヶ浦高浜入の生態系について 1977 年以来研究が続けられてきた。その構造については先に報告した(安野・大槻, 1981)。湖の富栄養化がリンの流入量の増加と切離して考えられないことから、前報において生態系構造を記述するときにリンの現存量を系の構成生物あるいは系の構成区分ごとに行った。しかし構成区分間の流れについては研究が不十分で報告されなかった。また霞ヶ浦の特徴として、夏期に全リンの増加とともに  $\text{PO}_4\text{-P}$  も増加することが認められ、(大槻ら, 1981), それがどこに由来するものか、なぜ夏に多くなるのかが問題として残されていた。したがって、前報告に引続く 3 か年間の主要な研究課題は、果たして河川からの流入するリンで夏の高い全リン量をまかなえるのか、あるいは底泥からのリンの溶出が起きているのかを明らかにすることであった。

もう一つの課題として提出されていたものは、霞ヶ浦の生態系が既に富栄養湖というよりも過栄養湖の性質を示していて、一次生産物の多くが湖底に沈殿することから、底生動物がこの生態系の物質循環において重要な役割を負っているのではないかということであった。この問題については、リンの現存量とその流れよりも、既に研究されている炭素の流れから明らかにする方が生物間関係を論議する場合には容易であるので、本報告では生態系内の炭素の流れを主にリンの流れも加えて扱うことにする。この報告は本報告書のまとめであり、著者達以外の多くの方々からデータの整理、あるいは論議を通しての大変重要な考え方などを負っていることを明記しておきたい。

湖が富栄養化していくと一次生産の増加とともに各栄養段階の生産の増加が見られることはカナダの湖沼における実験においても示されている(Parsons *et al.*, 1972; LeBrasseur & Kennedy, 1972; Barraclough & Robinson, 1972)。また構成生物の種が富栄養の進行とともに入れ替わる

ことも報告されている (Murray, 1979; Wiederholm & Eriksson, 1979; Warwick, 1980)。このような生産構造の変化は炭素の流れから解析すればより明確に把握することができるわけであるが、炭素の循環に関しては意外と研究が少ない。フレインズ湖 (Saunders, 1972)、ロウレンス湖 (Wetzel *et al.*, 1972)、諏訪湖 (Mori & Yamamoto, 1975)、マッシュ湖 (Riemann *et al.*, 1982) などが数少ない例である。Serruya *et al.* (1980) はキンネレット湖における炭素の流れを解析しているが、*Peridinium* のブルームの年には通常の年とは全く違う流れになることを示した。霞ヶ浦の場合も夏にラン藻のブルームが形成される典型的な富栄養湖であり、キンネレット湖の *Peridinium* の場合以上に沈殿する藻類が多いと思われる。

## 2. 炭素の循環

高浜入への炭素の流入量は測定されていないが、河川からの流入と最奥部の水生高等植物群落 が炭素を固定し高浜入の一部では重要な役割をしている (関, 1981; Tsuchiya & Iwaki, 1983)。しかし高浜入全体を考えると植物プランクトンの生産による量が大部分である。一次生産はかつて考えられた程度夏にかたよって高いとはいえないが、年間で 1982 年から 1983 年に  $750 \text{ gC m}^{-2}$  そのうち夏のラン藻によるものは約  $300 \text{ gC m}^{-2}$  であり、年による変動がある (高村ら, 1984)。また *Closterium* や *Oscillatoria* の水の華が夏以外の季節に発生するとその年の生産量や、生産構造も変化することも重要な知見である (高村ら, 1984)。夏のラン藻の水の華を主とする平均的な年においても、この湖の生産量は IBP 当時調べられた湖の中でも高い生産性の湖と比肩する (Westlake, 1980)。図 1 は夏期の高浜入生態系における炭素の流れを示している。湖水中の無機の炭素量と溶存有機炭素量は 1977, 1978 の両年の実測値によっている (国立公害研究所研究報告, 第 6 号)。夏期の植物プランクトンの現存量 (1981, 1982 年) の平均は  $11.2 \text{ gC m}^{-2}$  で、光合成で固定される炭素量は  $2.9 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  である。そのうち  $40 \mu\text{m}$  のメッシュで分画されるネットプランクトンの現存量及び生産量は  $9 \text{ gC m}^{-2}$  と  $2.3 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  に達する (高村ら, 1984)。このことはネットプランクトンのほとんどを占めるアオコが湖水の表層に分布していてナノプランクトンの生産を低めていることを意味している。同じことはキンネレット湖の *Peridinium* の場合にも報告されているが、それでも、生産における小型の藻類の比率の方が高い (Serruya *et al.*, 1980)。アオコの代謝産物の排出は Watanabe (1980) に基づいて生産速度のおおよそ 10% であると推定した。これは溶存有機炭素 (DOC) のプールに入るが、この部分が冬を例外として大変多いのが特徴である。これに対してデトリタス炭素 (プランクトンを除いた懸濁態有機炭素, POC) は DOC の約半分であるが藻類の現存量とはほぼ同じである。アメリカのフレインズ湖においては藻類と POC の比率は高浜入とはほぼ同じであるが DOC の比率が極めて高い。フレインズ湖においてもこのデトリタス炭素と DOC が炭素のプールとして大変大きな役割を果たしていて、動物プランクトンへの流れは藻類からよりもデトリタスからの方が大きいとされている (Saunders, 1972)。

霞ヶ浦においても生産速度の高いアオコを動物プランクトンが直接利用することが少ないとす

ると(花里・安野, 1984),  $20\ \mu\text{m}$ 以下の小型の藻類の生産速度で動物プランクトンへの生産速度  $0.28\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ をまかなうことができない。したがってデトリタス炭素から動物プランクトンへの流れ(往復とも)も大きいと考えられる。動物プランクトンの呼吸で失われる炭素量は生産の約60%であり(花里, 未発表), 後に述べるリンの循環において動物プランクトンの代謝による排出物が一次生産を左右しているであろうことを示している。ここでは枝角類の同化量と生産量から呼吸量を推定した。橈脚類などが含まれていないことと実際の測定値に基づいていないことが精度に影響しているであろう。

細菌へのDOCとデトリタス炭素からの流れは正確に押さえられていないので推定値である。呼吸は  $1\ \mu\text{m}$ 以下の分画の暗ビン内での酸素消費量(高村ら, 1984)から求めている。細菌の現存量は他の多くの湖と同じ  $\times 10^6\ \text{ml}^{-1}$ であり, 相崎・中島(1981)の1980年のデータを基に桜井(1975)に従って炭素量に換算した。デトリタスから細菌を通しての炭素の無機化は分解の速度の実験におけるアンモニア生成速度(相崎, 未発表)を基に推定した。同化と呼吸は  $0.73\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ と  $0.36\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ で, 底泥での酸素消費より求まる炭素の無機化速度  $1\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (大槻ら, 未発表)に比較すると少ない。後者は実測値であるが, そのほとんどは底泥中の細菌の呼吸と考えられる。しかし先のフレイズ湖の細菌による同化と呼吸の絶対値は  $245\ \text{mgC m}^{-3}\text{d}^{-1}$ と  $174\ \text{mgC m}^{-3}\text{d}^{-1}$ であり霞ヶ浦の場合はそれよりも高い呼吸量であるのは, 一次生産が高いことから当然と思われる。以上述べてきたように霞ヶ浦のような富栄養湖においてはDOCとPOCの炭素のプールが大きい, この部分自体は動いていなければならない。したがって動物プランクトンと細菌による利用が盛んであるであろうということは事前に推察されていたが, 実際にデータを整理してみると, 細菌よりも動物プランクトンによる役割の方が大きいような結果となった。炭素の循環においてこの部分が重要であり今後の研究を必要としている。

沈降量は図1では1982年の6月から8月までの平均値を使っている。この時期の沈降量は一次生産量の10%程度である。春における沈降有機物量は藻類の現存量あるいは生産量と相関がある。しかし夏の沈降有機物量を月別にすると, 1982年の場合6月と7月は一次生産の減少した冬の1月, 2月と同じように低い。9月になると急激に沈降量は増加し, 高浜入中央部で  $2.8\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ に達する(福島ら, 1984)。このことは植物プランクトンの構成種の性質を反映していて, 春のケイ藻はそれ自身沈降しやすいこと, 夏のアオコのしかも増殖の盛んな6月から8月までは浮遊性が大きいことが関係している(Takamura & Yasuno, 1984)。水の華の衰退期に一次生産が落ちるとともに植物プランクトンはデトリタスとなって大量に沈降する。しかし動物プランクトンは7月, 8月に最大の生産量を示すことからPOCとして湖水中に滞まっているものも多いはずである。夏の終わりから秋にかけて沈降有機物量が多くなることは, 結果としてデトリタス食のベントスの増加をもたらす。底泥表層に存在するユスリカの現存量は夏の  $0.5\ \text{gC m}^{-2}$ から秋(10-12月)の  $1.7\ \text{gC m}^{-2}$ に増加し, 同化量も夏の  $0.01\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ から  $0.05\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ に, さらにアカムシユスリカの生長期の1月から3月までには現存量は  $7.3\ \text{gC m}^{-2}$ , 同化量は  $0.23\ \text{gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ に

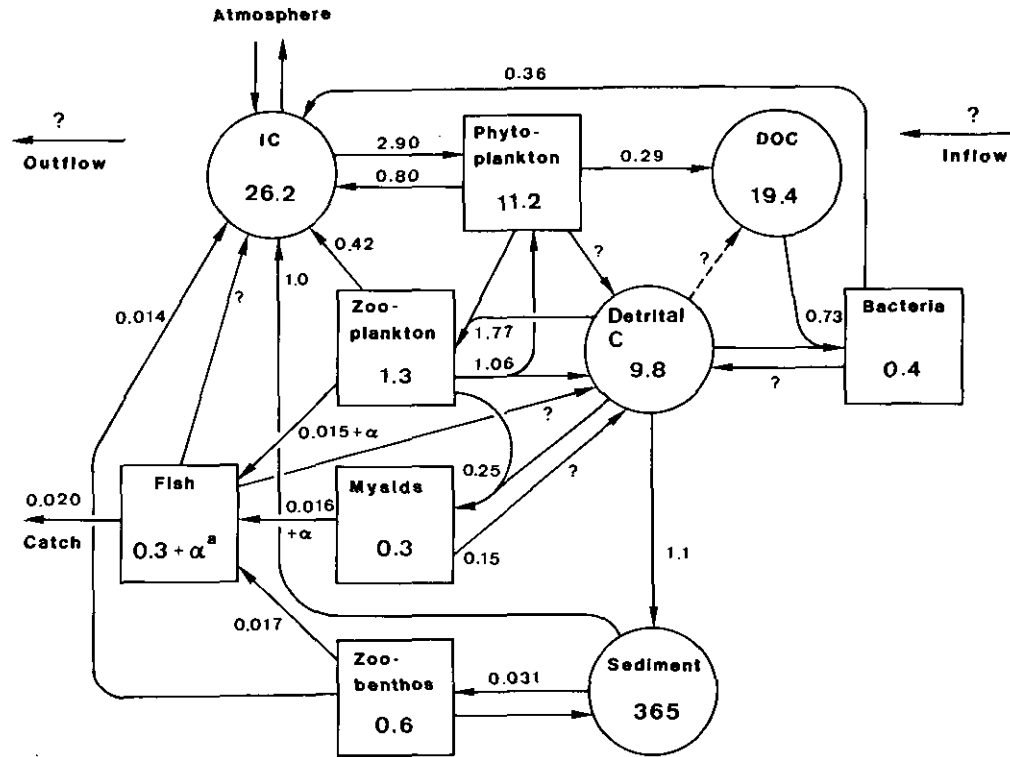


図 1 霞ヶ浦高浜入の夏期の炭素循環図

Fig. 1 Carbon flow among components of the ecosystem of Takahamairi Bay in Lake Kasmigaura during the summer

Numerals in boxes or circles refer to standing crops ( $\text{gC m}^{-2}$ ) and along arrows the transfer rates ( $\text{gC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ). IC: inorganic carbon; DOC: dissolved organic carbon; Detrital C: particulate organic carbon other than phytoplankton carbon;  $\alpha$ : The standing crop of fish component does not include that of free-swimming species which must be feeding on zooplankton

達する。(岩熊ら, 1984)。もちろんこの時期でも一次生産は約  $1 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  あり, 新生堆積物量も  $0.5 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  とされていることからアカムシユスリカの生産を支えることは計算上合うわけであるが, 非常に高い効率を要求することになる。この霞ヶ浦の生態系のように富栄養化した生態系は他にも多くあると思われる。デンマークのエスロム湖(Jónasson, 1972)やイギリスのロックレーベン湖(Charles *et al.*, 1974)においてもユスリカの生産量は高いが, 冬期は成長せず, 一次生産の高い春や秋の季節に生長している。したがって霞ヶ浦のような季節をずらした生産構造はこれまで他では報告されていない(Iwakuma & Yasuno, 1984)。

沈降物の中には湖底堆積物の舞い上がったものが多く含まれており, 新生有機物と識別することが炭素の循環において重要であった。福島ら(1984)はチタン及びクロロフィル含量から舞上がり分を区別した。夏には  $3.3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  と新生有機物沈降量の約3倍であった。このほとんどは利用されにくい形の炭素であると思われるが, 新生有機物の沈降量  $0.24 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  の中にも浮上再沈降を繰り返すものも含まれていると考えるべきである。特に夏には, 後述するように底泥からのリンの溶出が起こっているとするとデトリタスと区別しにくいわけである。底泥表層  $5 \text{ cm}$  には  $365 \text{ gC m}^{-2}$  の炭素が存在している。上記の沈降量は1年間には約  $360 \text{ gC m}^{-2}$  から  $500 \text{ gC m}^{-2}$  に達する。

霞ヶ浦の魚類の生産量は魚獲量として年間  $1 \text{ ha}$  当たり湿重で  $468 \text{ kg}$  に達する(関東農政局茨城統計情報事務所, 1983)。魚獲される種類の変化と魚獲量の増加が, 富栄養化の進行した1965年以降に起きていることはしばしば指摘されている。しかし実際の現存量や生産量についてはほとんどデータがなかった。小沼ら(1984)は霞ヶ浦の底生魚に関して, いさざごろ引網によって一年間にわたって現存量の推定を行った。最大値は9月で湿重で  $3.8 \text{ g m}^{-2}$  に達し, そのほとんどはテナガエビであった。その他の季節も1月から4月までの冬から春にかけての季節を除けば湿重で  $2 \text{ g m}^{-2}$  前後であった。しかも構成種の大半はテナガエビとチチブによって占められ, 春から夏にかけてのみアシシロハゼやウキゴリなどが獲られている。この現存量自体夏から秋にかけての漁業によってかなり影響をうけている。これを炭素量に換算すると夏期の平均値は  $0.31 \text{ gC m}^{-2}$  である。この数値は同じテナガエビ, ハゼについても遊泳している個体群が含まれないことと, この引網ではコイ, フナなどがほとんど入らないことから魚類の実際の現存量はこの2倍かあるいはそれよりもやや多いと考えられる。例えばイサザアミを除く年間漁獲量  $8000 \text{ t}$ (関東農政局茨城統計情報事務所, 1983)から試算してもここで得られている値の倍にはなる。

小沼ら(1974)はこれら底生魚類の食性について調べた。テナガエビは年間を通じてユスリカやイサザアミなど底生動物を全体の餌のうち30%弱を食べていること, チチブも摂食する餌はテナガエビとほぼ同じであることが分かった。ただし両者とも夏には動物プランクトンやハゼの稚魚, イトミミズなどに依存していた。この摂餌の割合と, Iwakuma & Yasuno(1983)によるユスリカを餌とした場合のチチブとテナガエビの摂食速度から, 動物プランクトン, イサザアミ, 底生動物のそれぞれの1日当たりの被食量を計算した。漁獲量は関東農政局茨城統計情報事務所

(1983)を基に、0.12を乗じて(国立栄養研究所国民栄養振興会, 1961)炭素量に換算した。またイサザアミの現存量は Toda *et al.* (1983)による。

図1にまとめられた霞ヶ浦の高浜入の炭素の流れにおいてDOCとデトリタス炭素が多いことに特徴があった。これは夏期の流れ図であるが、他の季節もあまり減少することはない。したがって秋に沈降量が $1 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ を越える場合も湖水中のデトリタス炭素プールが急減することはない。底生動物とイサザアミは夏には比較的少なく、秋から冬に増加することが既に報告されている(安野・大槻, 1981)。これまでイサザアミがテナガエビ、チチブにこれ程捕食されることという事実がつかめていなかった。また底生動物も見かけ上現存量の多くないイトミミズが夏には底生魚の餌の中の割合が高いという事実(小沼ら, 1984)は霞ヶ浦の生態系を再構成する上で大変重要なことであった。

これまでの研究は生産量推定が系として行われていないことから、このまとめと比較すべきものがないが、現存量に関する限りにおいては、霞ヶ浦の夏の各栄養段階の炭素量はIBPの研究における諏訪湖の各栄養段階の構成種の年平均値(Mori & Yamamoto, 1975)によく似ていることは興味深いことである。

### 3. リンの循環

前報(安野・大槻, 1981)において既にリンの循環図を示したが、リンの蓄積と底泥からの溶出の速度を決定することが課題として残されていた。

霞ヶ浦高浜入の夏期のリン循環を図2に示す。リンの流入のほとんどは恋瀬川、山王川、園部川等によっていて季節による変動はあまり大きくない。しかし夏には湖内の網いけすによるコイの養殖が盛んであり、高浜入においても約 $1.3 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ のリンが、コイの餌から供給される。この養殖からの、リンは直ちに藻類に利用されると思われる(相崎ら, 1984)しかしまたコイ養殖の行われている水域の底泥中のリン含量が高いことから沈殿するものもあると思われる。高浜入へのリンの量約 $20 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ に対して、流出量は年度により多少の変動があつて1978年は低く $4.9 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ で1979年は $8.4 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であった(図2)。1980年はその中間の $6.7 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ で、この数値を基にすると約 $13 \text{ mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ のリンが夏には高浜入に蓄積していくことになる。

この流入してくるリンのかなりの部分が夏には藻類に取り込まれ、藻体のリンあるいは藻類起源のデトリタスに含まれるリンとして湖水中に蓄積されることは事実であると思われる(大槻ら, 1984)。またこの藻類による取り込みと蓄積を考慮すれば、高浜入の夏期の全リンの現存量( $500 \text{ mgP m}^{-2}$ から $1000 \text{ mgP m}^{-2}$ )を説明することができる(相崎ら, 1983)。しかしこの時期の溶存態のリン( $\text{PO}_4\text{-P}$ とDOP)は植物プランクトン中のリン量を上まわることもある。図2中の数字は1978年から1982年までの夏期の平均値を示しており、通常は藻体中のリンの方が $\text{PO}_4\text{-P}$ よりも多いのである。ともかく $101 \text{ mgP m}^{-2}$ ものリンが $\text{PO}_4\text{-P}$ の型で存在していることは大変特異な

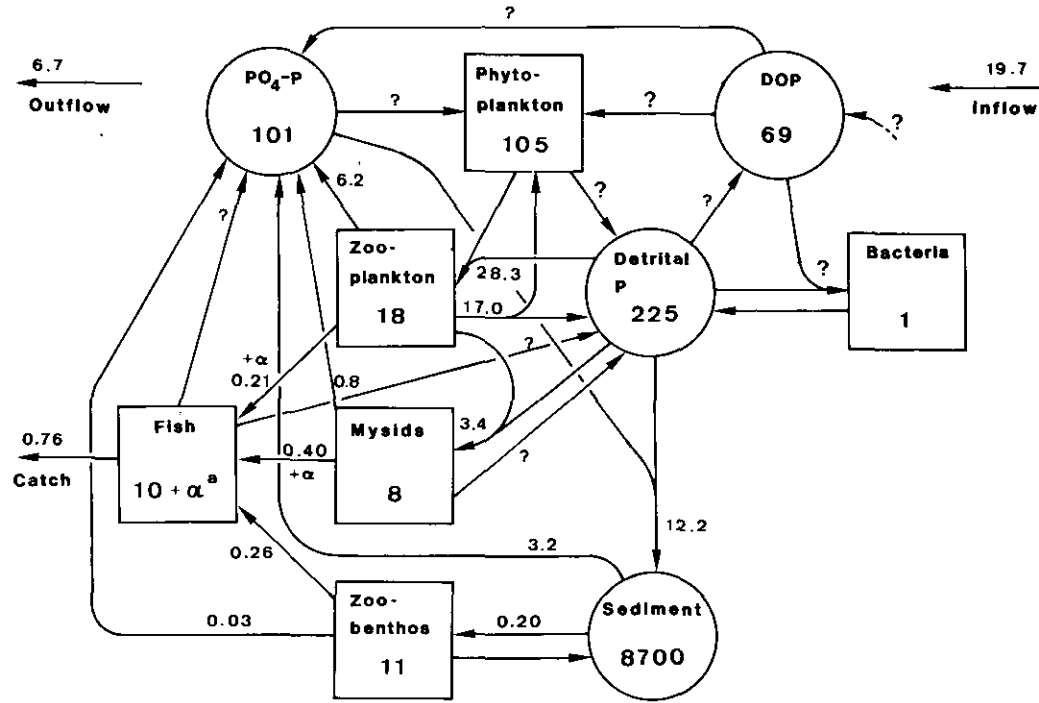


図 2 霞ヶ浦高浜入の夏期のリン循環図

Fig. 2 Phosphorus flow among components of the ecosystem of Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura during the summer

Numerals in boxes or circles refer to standing crops ( $\text{mgP m}^{-2}$ ) and along arrows the transfer rates ( $\text{mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ). DOP : dissolved organic phosphorus ; Detrital P : particulate organic phosphorus other than phytoplankton phosphorus ; a : The standing crop of fish component does not include that of free-swimming species which must be feeding on zooplankton



現象である。

湖内で循環するリン量は、ベントスのユスリカについては実測値を(岩熊ら, 1984)、動物プランクトンについては呼吸量の推定値から更にリンの排せつの関係式 (Satomi & Pomeroy, 1965) を用いて推定した。動物プランクトンによる植物プランクトン及びデトリタスの摂食量は  $28.3 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  と高く、無機のリンとしての排出量も  $6.2 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  と高い。この数値は橈脚類を含んでいないのでむしろ過少評価している可能性もある。湖水中におけるリン循環において動物プランクトンの役割が大きいことは他にも報告があり (Hargrave & Geen, 1968; Lehman, 1980; Ganf & Blazka, 1974)、霞ヶ浦においても夏のリン循環では底泥表面でのデトリタスのリンの無機化 (Barica, 1974) 以上に重要で、植物プランクトンの生産に繰り返し使われる仕組みになっていると考えられる。

高次の捕食者である魚を通る循環は小沼ら (1984) の現存量と食性調査の結果に基づいている。イサザアミを経由する流れが他の生物を通るより大きい (春日・大槻, 1984)。この数値は炭素の循環と同じように過少評価であると考えられる。

夏以外のリンの循環を考えると図2に示されたものとは大きく変わることは前報 (安野・大槻, 1981) の冬の生態系構造と夏のそれが大きく異なることから当然である。

漁獲とユスリカの羽化によるリンの系外への移行は、夏には約  $0.8 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  で秋に多少増加するが  $1 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  を超えないと思われる。図2中では底泥からの溶出は  $3.2 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  としているが、これには一時的な溶出を含んでいない。秋から冬には湖水中の  $\text{PO}_4\text{-P}$  は10分の1あるいはそれ以下に落ちてしまうが、上述の再生機構の働きが落ちるからである。系外に去るリンの量は沈殿量が主で  $12.2 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  である。このうち溶出が  $3.2 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  とするとおおよそ  $9 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  は底泥中に蓄積されることになる。

霞ヶ浦の高浜入の1977-1983年の全リンの変動をみると、毎年夏に高くなる (大槻ら, 1984)。この急激な全リン量の増加を説明するためには、底泥からの溶出を考慮する必要があった。

図3に  $\text{PO}_4\text{-P}$  の深さ別の濃度分布を示すが毎年夏期に底層で高くなるのが分かる。同じような現象は中海でも見られている (Ohtake *et al.*, 1982)。  $\text{PO}_4\text{-P}$  の深さと季節の等濃度曲線としてはその濃度も多いときが約  $100 \text{ mgP m}^{-3}$  で同じであり、リンの挙動についても共通するものがあるように思える。Ohtake *et al.* (1982) は全リンについても同様の傾向を認めているが、霞ヶ浦の場合はこのように夏に底近くで多くなることは少なく、一年を通して全層に同じ程度の割合で分布していた。

$\text{PO}_4\text{-P}$  が夏にかなり検出できることは既に報告されていたが、底泥に近いところにより多く分布していることは底泥からの溶出を示唆するものである。もちろん藻類による  $\text{PO}_4\text{-P}$  の取り込みが表層程高いということもあると思われる。また湖水中のデトリタス(堆積したものと区別して)からのリンの溶出がそのような分布をしているという場合も否定できない。底泥間げき水中のリンの分布も大変特徴的で、夏に表層部分に  $\text{PO}_4\text{-P}$  が多いことが明らかとなった (細見・須藤, 1984)。

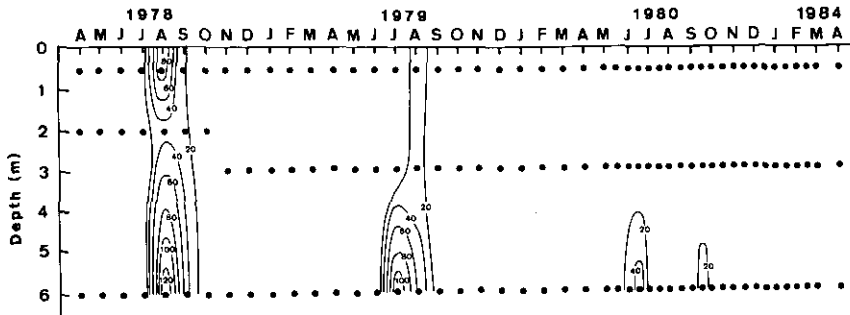


図 3 霞ヶ浦 St. 4 における 1978-1980 年の  $\text{PO}_4\text{-P}$  の時間-深さ等濃度曲線  
 Fig. 3 Depth-time isopleths of  $\text{PO}_4\text{-P}$  concentration ( $\text{mg m}^{-3}$ ) at Station 4 in Lake Kasumigaura during 1978-1980

このこと自体は底泥の下層部から持ち上がったと考えるよりも水中からリンの供給が夏に多いためであるとする方が理解しやすい。とはいえ、底泥の表層近くに存在する  $\text{PO}_4\text{-P}$  は水中に溶出する機会がないわけではなく、図 3 と相まって夏に底泥を介するリンの流れがあることを示唆するものである。夏に底泥からリンが溶出するという報告はあるが、その場合は 2-3 か月にわたり底層の無酸素状態が続くことによっている (例えば Larsen *et al.*, 1981)。細見・須藤 (1984) は底泥直上水の DO が  $2.8 \text{ mg l}^{-1}$  以下であればリンが溶出することを認めている。霞ヶ浦の湖底の DO が 0 にならないまでも、かなり低くなる日が夏に認められることから、この時期にリンの溶出が起きる可能性が大きい。溶出する  $\text{PO}_4\text{-P}$  も一度植物プランクトンなどの生物を通してデトリタスと化し、沈殿して底泥表層 (5 cm) で分解遊離するものがほとんどではないかと考えられる。残念ながら最も重要な流れと考えられる  $\text{PO}_4\text{-P} \rightarrow$  植物プランクトン  $\rightarrow$  デトリタス  $\rightarrow$  DOP  $\rightarrow$   $\text{PO}_4\text{-P}$  の系列の速度が分かっていない。夏期の高い全リンと  $\text{PO}_4\text{-P}$  の濃度はこの流れによって決まっていると思われる。デトリタス中のリン量は大きい、が、バクテリアあるいはすべての生物を介して DOP への流れも大きいと考えられる。さらに DOP からアルカリフォスファターゼによる無機化が生起していると考えられ、Kobayashi *et al.* (1982) は実際に霞ヶ浦の水についてその活性を測定している。この測定値から実際の速度を推定することはできないが、かなり高いものと思われる。河合ら (1984) は霞ヶ浦の底泥からのリンの溶出の機構を研究したが、底泥下層部からのリンの供給はほとんど起こりえないとしながらも底泥表層部においては夏には溶出する条件が整っていることを報告している。もし溶存酸素が一時的に低下した場合、 $30 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  程度のリンの溶出が可能であるとしている。またこの水域における隔離水界による実験で  $18\text{-}23 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  の溶出を実測しており (国立公害研究所, 1984)、これは流入するリン全量に匹敵するリンが供給されることを意味する。一方窒素や炭素の底泥中の分布が深さ 30 cm までは減少するのに対して、リンは深さでほとんど違いが見られないことから (相崎ら, 1984; 大坪ら, 1984)、リンの底泥から

の回帰は一度底泥中に入ったものについてはあまり起きていないと考えるべきである。

#### 4. まとめ

霞ヶ浦高浜入における夏期を中心とした炭素及びリン循環の特徴は以下のように要約できる。

高浜入には河川から多量のリン負荷があり、夏期に高い一次生産を引き起こしている。特に *Microcystis* を中心としたいわゆる「アオコ」の異常発生は夏期の高浜入を特徴づけており、生態系の構造もその影響を強く受けている。一次生産の主たる担い手は *Microcystis* のコロニーで、これらのコロニーは動物プランクトンに捕食されない。動物プランクトンの餌となるいわゆるナノプランクトンの生産性は低く、有機物の大きなプールであるデトリタスが動物プランクトンの餌として主要な位置を占めると推察される。高浜入における動物プランクトンの現存量は植物プランクトン現存量に比較すると相対的に低い、その絶対量は他の湖沼で報告されている値より大きい。動物プランクトンからは溶存有機物やリン等の栄養塩が排せつされ、湖内の栄養塩類等の循環に重要な役割を果たしている。

一次生産により固定された有機物の一部は沈殿し、底泥に堆積する。沈殿量は *Microcystis* のブルーム期を除き一次生産量と密接な関係がみられた。その量はおよそ一次生産量の 1/3 程度と見積もられた。これらの沈殿物を餌とする底生動物は秋期から冬期にかけて高い生産量がみられた。

河川やコイ養殖からのリンの負荷量は、夏期の湖内での高い全リン量を十分説明していた。夏期は植物プランクトンの活性が高く、流入してくるリンを取り込み、結果として湖内の全リン量を高く維持している。この時期には底層での  $PO_4\text{-P}$  濃度が高い。底泥中のリンが遊離して水中に溶出することはほとんどありえず、むしろ底泥と水との界面において沈降したデトリタスが分解され、 $PO_4\text{-P}$  が出てくるものと考えられた。リンが底泥から溶出してくるように見えるが、湖水中での循環と考えるべきである。湖水中におけるリンの循環で、もう一つの重要な流れは動物プランクトンを介するものであった。

#### 引用文献

- 相崎守弘・中島拓男(1981)：細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴。国立公害研究所研究報告，第22号，99-122。
- 相崎守弘・大槻 晃・岩熊敏夫・福島武彦・河合崇欣・今村典子・海老瀬潜一・安野正之(1981)：霞ヶ浦全域調査データ。国立公害研究所研究報告，第22号，319-376。
- 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一(1983)：霞ヶ浦高浜入における全リンおよびクロロフィル *a* 濃度の季節変化特性。水質汚濁研究，6，327-333。
- 相崎守弘・串田克則・赤羽政亮(1984)：コイの小割式養殖業からの栄養塩負荷。国立公害研究所研究報告，第50号，103-117。
- 相崎守弘・大坪国順・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎(1984)：霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の

- 分布特性。(2)炭素, 窒素及びリンの分布. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 175-189.
- Barica, J. (1974): Some observations on internal recycling, regeneration and oscillation of dissolved nitrogen and phosphorus in shallow self-contained lakes. *Arch. Hydrobiol.*, **73**, 334-360.
- Barraclough, W. E. and D. Robinson (1972): The fertilization of Great Central Lake. III. Effect on juvenile sockeye salmon. *Fish. Bull.*, **70**, 37-48.
- Charles, W. N., K. East, D. Brown, M. C. Gray and T. D. Murray (1974): The production of larval Chironomidae in the mud at Loch Leven, Kinross. *Proc. R. Soc. Edinb.*, B **74**, 241-258.
- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984): 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 89-101.
- Ganf, G. G. and P. Blazka (1974): Oxygen uptake and phosphate excretion by zooplankton of a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 313-325.
- 合田 健 (1979): 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 335-375.
- 花里孝幸・安野正之 (1984): 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産 (1981-1983). 国立公害研究所研究報告, 第51号, 57-72.
- Hargrave, B. T. and G. H. Geen (1968): Phosphorus excretion by zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, **13**, 332-342.
- 細見正明・須藤隆一 (1984): 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について——高浜入を中心として——. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 191-217.
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1983): Fate of the univoltine chironomid, *Tokunagayusurika akamusi* (Diptera: Chironomidae), at emergence in Lake Kasumigaura, Japan. *Arch. Hydrobiol.*, **99**, 37-59.
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1984): The role of zoobenthos in a shallow eutrophic lake. *Proc. Reg. Workshop Limnol. Water Resour. Manage. Dev. Ctry. Asia Pac.* (in press).
- 岩熊敏夫・安野正之・菅谷芳雄 (1984): 霞ヶ浦の底生動物の分布と二次生産及びユスリカの湖内物質循環上の重要性について. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 103-140.
- Jónasson, P. M. (1972): Ecology and production of profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos Suppl.*, **14**, 1-148.
- 関東農政局茨城統計情報事務所 (編) (1983): 茨城農林水産統計年報. 茨城農林水産統計協会, 321 p.
- 春日清一・大槻 晃 (1984): 底泥の巻き上げとイサザアミの摂食行動によるリンの溶出. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 141-155.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1984): 底泥からのリンの溶出機構. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 219-240.
- Kobayashi, K., K. Iwase, M. Matsui, M. Watanabe, H. Ueda, K. Fujiwara, H. Haraguchi and K. Fuwa (1982): Studies on dissolved metalloenzymes in lake water. I. Identification of alkaline phosphatase. *Bull. Chem. Soc. Jpn.*, **55**, 3459-3463.
- 国立栄養研究所国民栄養振興会 (1961): 食品栄養価要覧. 第1出版社.
- 国立公害研究所 (1984): 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究. 国立公害研究所研究報告, 第52号, 101 p.
- Larsen, D. P., D. W. Schults and K. W. Malueg (1981): Summer internal phosphorus supplies in Shagawa Lake, Minnesota. *Limnol. Oceanogr.*, **26**, 740-753.
- LeBrasseur, R. J. and O. D. Kennedy (1972): The fertilization of Great Central Lake. II. Zooplankton standing stock. *Fish. Bull.*, **70**, 25-36.
- Lehman, J. T. (1980): Nutrient recycling as an interface between algae and grazers in freshwater communities. In: Kerfoot, W. C. (ed.), *Evolution and ecology of zooplankton communities*, Spec. Symp. vol. 3, *Am. Soc. Limnol. Oceanogr.*, 251-263.

- Mori S. and G. Yamamoto (eds.) (1975) : Productivity of communities in Japanese inland waters. University of Tokyo Press, Tokyo, 436 p.
- Murray, D. A. (1979) : The evolution of pollution evidenced by lake sediment pseudofossils. In : Ravera, O. (ed.), Biological aspects of fresh water pollution, Pergamon Press, p. 77-91.
- Ohtake, H., Y. Seike, A. Takeda, K. Kondo and Y. Date (1982) : A quantitative analysis of phosphorus cycle in the shallow brackish lake Nakanoumi, Japan. Arch. Hydrobiol., **94**, 286-301.
- 岡田光正・須藤隆一(1984) : 水の華の生成に及ぼす底泥から溶出する栄養塩の影響について. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 241-254.
- 小沼洋司・高橋 惇・鈴木健二・藤富正毅(1984) : 霞ヶ浦における底生動物の生産に関する研究——1 ハゼ類及びテナガエビの生態と現存量——. 国立公害研究所研究報告, 第 53 号, 61-84
- 大坪国順・相崎守弘・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎(1984) : 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性(1) 物性の分布特性. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 157-173.
- 大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘(1981) : 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 3-21.
- 大槻 晃・岩熊敏夫・河合崇欣・相崎守弘(1984) : 霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 1-10.
- Parsons, T. R., K. Stephens and M. Takahashi (1972) : The fertilization of Great Central Lake. I. Effect of primary production. Fish. Bull., **70**, 13-23.
- Redfield, A. C. (1958) : The biological control of chemical factors in the environment. Am. Sci., **46**, 205-221.
- Riemann, B., M. Søndergaard, H.-H. Schierup, S. Bosselmann, G. Christiansen, J. Hansen and B. Nielsen (1982) : Carbon metabolism during a bloom in the eutrophic Lake Massø. Int. Rev. gesamtent Hydrobiol., **67**, 145-185.
- 桜井善雄(1975) : 湖沼における細菌と藻類の量的関係, 微生物生態研究会(編) : 微生物の生態 2, 35-51, 東京大学出版会.
- Satomi, M. and L. R. Pomeroy (1965) : Respiration and phosphorus excretion in some marine populations. Ecology, **46**, 877-881.
- Saunders, G. W. (1972) : The transformation of artificial detritus in lake water. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., **29**, Suppl., 261-288.
- 関 文威(1981) : 霞ヶ浦高浜入湖岸帯の物質代謝. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 181-228.
- Serruya, C., M. Gophen and U. Pollinger (1980) : Lake Kinneret : Carbon flow patterns and ecosystem management. Arch. Hydrobiol., **88**, 265-302.
- Takamura, N. and M. Yasuno (1984) : Diurnal changes in the vertical distribution of phytoplankton in hypereutrophic Lake Kasumigaura. Hydrobiologia, **112**, 53-60.
- 高村典子・岩熊敏夫・安野正之(1984) : 霞ヶ浦の植物プランクトンの現存量と一次生産(1981-1983)及びラン藻類の生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 11-56.
- Toda, H. (1983) : Ecological studies on *Neomysis intermedia* Czerniawsky in a hypereutrophic lake. Dr. Sci. Thesis Univ. Tsukuba, 123p.
- Toda, H., S. Nishizawa, M. Takahashi and S. Ichimura (1983) : Temperature control of the post-embryonic growth of *Neomysis intermedia* Czerniawsky in a hypereutrophic temperate lake. J. Plankton Res., **5**, 377-392.
- Tsuchiya, T. and H. Iwaki (1983) : Biomass and net primary production of a floating-leaved plant, *Trapa natans*, community in Lake Kasumigaura, Japan. Jpn. J. Ecol., **33**, 47-54.
- Warwick, W. F. (1980) : Chironomidae (Diptera) responses to 2800 years of cultural influence ; a paleolimnological study with special reference to sedimentation, eutrophication, and contamina-

- tion processes. Can. Entomol., 112, 1193-1238.
- Watanabe, Y. (1980) : A study of the excretion and extracellular production of natural phytoplankton in Lake Nakanuma, Japan. Int. Rev. gesamten Hydrobiol., 65, 809-834.
- Westlake, D. F. (1980) : Primary production. In : Le Cren E. D. and R. H. Lowe-McConnel (eds.), The Functioning of Freshwater Ecosystems, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 141-235.
- Wetzel, R. G., P. H. Rich, M. C. Miller and H. L. Allen (1972) : Metabolism of dissolved and particulate detrital carbon in a temperate hard-water lake. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29, Suppl., 185-243.
- Wiederholm, T. and L. Eriksson (1979) : Subfossil chironomids as evidence of eutrophication in Ekoln Bay, Central Sweden. Hydrobiologia, 62, 195-208.
- 安野正之・大槻 晃 (1981) : 霞ヶ浦高浜入沖帯の生態系の構造. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 309-317.
- 全域調査グループ (1984) : 霞ヶ浦全域調査データ, 国立公害研究所研究資料, 第 25 号, 1-149.

#### 付 録 霞ヶ浦高浜入の夏期の炭素及びリンの循環図作成資料

現存量及び循環量については、高浜入の St. 3 で 1977 年から 1982 年の間で最も高頻度に測定が行われた年の 7-9 月の資料を用いて算出した。したがって項目により測定年度が異なることがある。St. 3 について十分なデータの得られない項目は、St. 2 のデータで代用した。濃度で測定されている項目については、高浜入の平均深さの 3.0 m を乗じて平方当たりの現存量に換算した。植物プランクトン及び動物プランクトンは St. 1-3 のデータの面積加重平均を求めた。

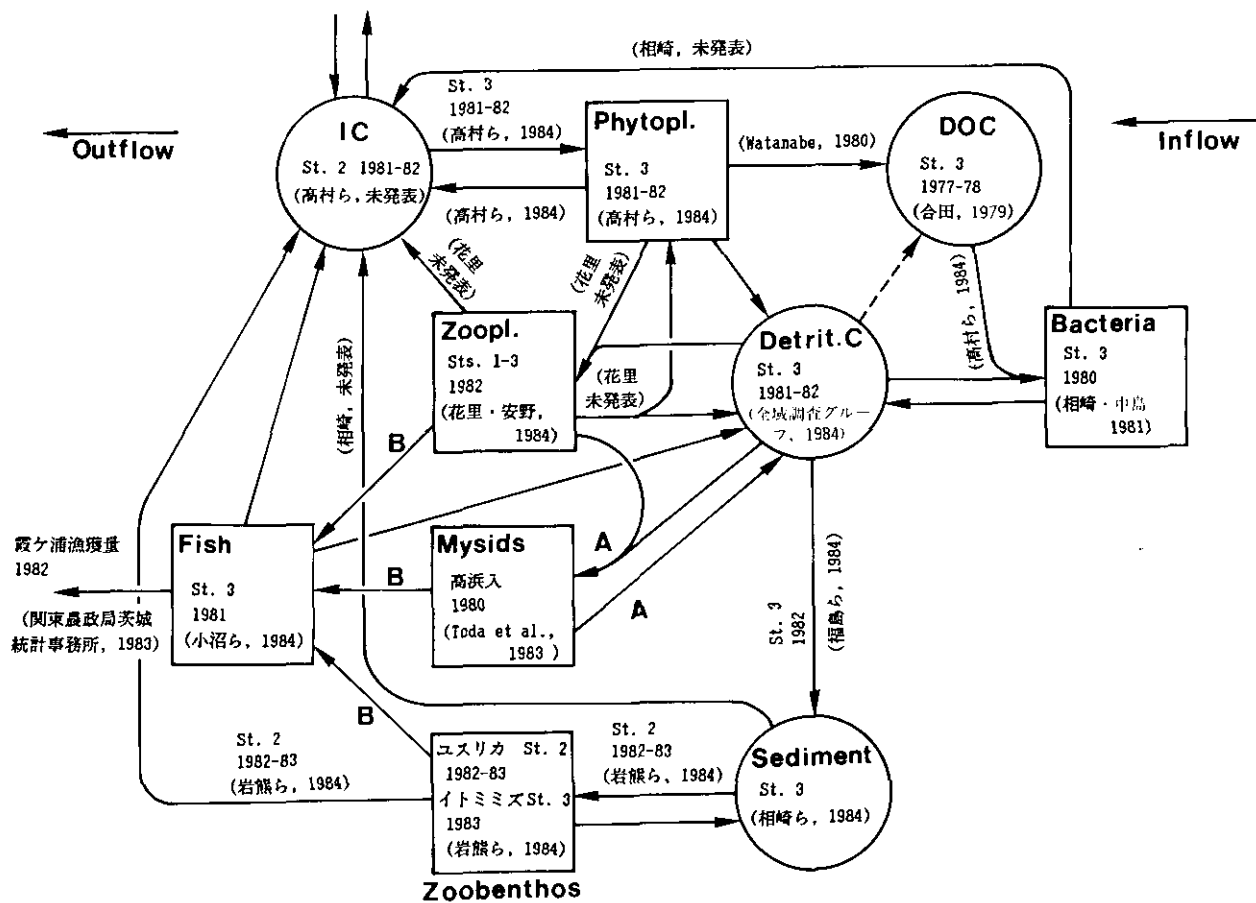
現存量は乾重量から炭素/乾重比、さらにリン/炭素比を乗じて求めた。植物プランクトンと細菌以外は実測値に基づいた(付図 1, 2)。植物プランクトンは高村ら (1984) により個体数から炭素量に換算し、リン量はこれに懸濁態リン量と懸濁態炭素量の回帰係数を乗じて推定した。細菌は相崎・中島 (1981) の個体数のデータに桜井 (1975) の個体当たり乾重量  $0.050 \mu\text{g}$  を乗じて乾重量を推定し、その 50% が炭素量であるとした。リン量への換算は、Redfield (1958) の組成比に従った。

炭素の循環量は以下のようにして求めた。

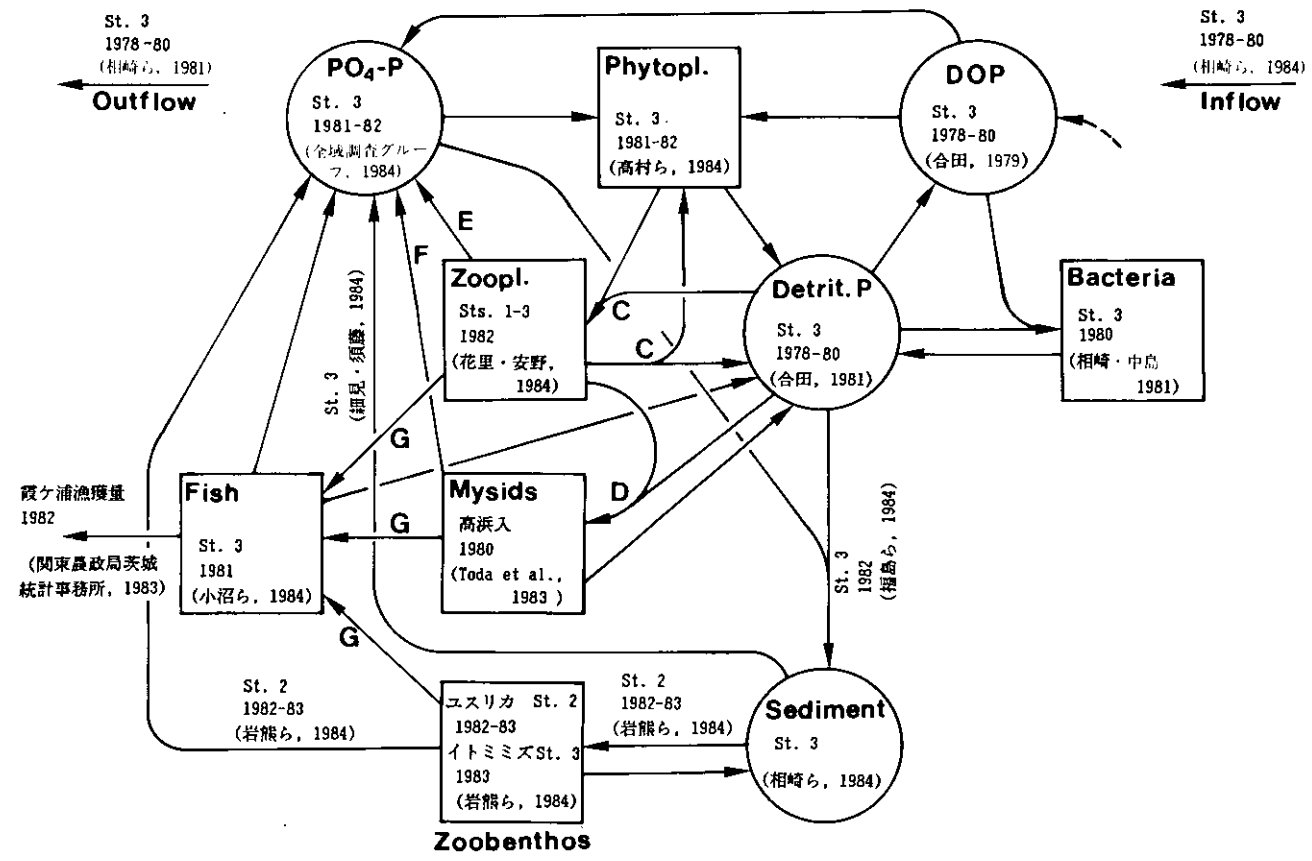
植物プランクトンの DOC 排せつ量は、Watanabe (1980) の *Microcystis* 優占群集の測定値を参考に、光合成量の 10% であるとした。植物プランクトンの炭素同化量は、St. 3 における実測値平均  $2.4 \text{ gC m}^{-2}$  (高村ら, 1984) に DOC 排せつを加えて  $2.7 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$  とした。呼吸量は同じく実測値による ( $0.80 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , 高村ら, 1984)。

DOC から細菌への移行量は  $1 \mu\text{m}$  以下の分画の湖水の酸素消費速度 (高村ら, 1984) に 0.375 を乗じて推定した。デトリタス炭素から細菌を通しての無機化は分解実験でのアンモニア生成速度 (相崎, 未発表) から求めた。

動物プランクトンによる植物プランクトン及びデトリタスの摂食量は次のようにして求めた。夏期に高浜入に設置された隔離水界を用いて  $^{13}\text{C}$  と  $^{15}\text{N}$  をトレーサーとして *Bosmina fatalis* を優占種とする動物プランクトン群集の体重当たりの同化速度を調べたところ、 $0.55 \text{ gC gC}^{-1}\text{d}^{-1}$  であっ



付図1 霞ヶ浦高浜入の夏期の循環図の出典



付図2 霞ヶ浦高浜入の夏期のリン循環図の出典



た(花里ら, 未発表)。同じ枝角類の *Diaphanosoma brachyurum* を用いた室内飼育実験では 23°C で同化効率が 0.4, 呼吸量/同化量比が 0.6 である(花里, 未発表)。したがって呼吸速度は  $0.33 \text{ gC gC}^{-1}\text{d}^{-1}$ , 同化速度は  $0.55 \text{ gC gC}^{-1}\text{d}^{-1}$ , 摂食速度は  $1.38 \text{ gC gC}^{-1}\text{d}^{-1}$  及び排せつ速度は  $0.83 \text{ gC gC}^{-1}\text{d}^{-1}$  となる。これに現存量を乗じて図 1 の数値が得られた。イサザアミの体重当たりの呼吸速度は温度と体重の関数として表される(Toda, 1983)。個体群の呼吸量は 1980 年の 7-9 月の St.3 における個体数, 甲かく長頻度分布(Toda *et al.*, 1983) 及び甲かく長-体重関係(Toda, 1983)より計算し  $0.04 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$  となった。一方体重当たりの成長速度は 25°C で約  $0.17 \text{ d}^{-1}$  である(Toda, 1983)。したがって同化速度は  $0.33 \text{ gC m}^{-2} \times 0.17 \text{ d}^{-1} + 0.04 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1} = 0.10 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$  となる。同化効率を動物プランクトンと同じ  $< 0.4$  と仮定すると, イサザアミの摂食速度及び不消化排出速度はそれぞれ  $0.25 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$  及び  $0.15 \text{ gC m}^{-2}\text{d}^{-1}$  となった。底生動物の同化量及び呼吸量は St.2 におけるユスリカの実測値及び室内測定に基づく推定値(岩熊ら, 1984)をもとに, イトミミズについても体重当たりでは同じ速度であるとしてイトミミズの分を加算して求めた。沈降量は St.3 における 1982 年の 6-8 月の実測値(福島ら, 1984)の平均である。魚類による捕食量(図 1, A)は, 小沼ら(1984)の底生魚類, 甲かく類の胃内容物組成をもとに, テナガエビ及びチチブによるユスリカの摂食速度(Iwakuma & Yasuno, 1983)から動物プランクトン, イサザアミ及び底生動物のそれぞれの 1 日当たりの被食量を求めた。ただしチチブについては 11.9°C における摂食量しか与えられていないので(Iwakuma & Yasuno, 1983),  $Q_{10}$  を 2 として 20°C での値を推定した。また 20°C 以上では摂食量は一定であると仮定してある。漁獲量は 1982 年の 7-9 月の統計値(関東農政局茨城統計情報事務所, 1983)に 0.12 を乗じて(国立栄養研究所国民栄養振興会, 1961)炭素量に換算した。魚類の現存量及び摂食量には, 底生魚類しか含まれていないので付図 1 の A の流れは過少推定であると考えられる。底泥からの無機炭素の放出は, 底泥を含む隔離水界中での炭素収支より求めた(相崎, 未発表)。

リンの循環量のうち捕食及び不消化排出にかかわる項目は, 炭素の循環量にリン/炭素比を乗じて求めた(付図 2, C, D, G)。

動物プランクトンのリン酸態リンの排せつ速度  $Y$  ( $\text{gP gC}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) は呼吸速度  $R$  ( $\text{gO}_2 \text{ gC}^{-1}\text{h}^{-1}$ ) との関係式  $Y = 0.01451 R$  (Satomi & Pomeroy, 1965) より推定した(付図 2, E)。イサザアミのリン酸態リンの排せつ速度も同じ関係式を用い, 呼吸速度  $R$  (Toda, 1983) より推定した(付図 2, F)。底生動物によるリン酸態リンの排せつは, 室内実験に基づく St.2 のユスリカについての推定値(岩熊ら, 1984)を用いた。イトミミズによる排せつは評価していない。沈降量は 1982 年 6-8 月の St.3 における実測値による(福島ら, 1984)。底泥からのリン酸態リンの回帰速度は室内実験によるコア溶出速度の測定値(細見・須藤, 1984)から平均して  $3.2 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  としたが, 実際には  $0-10 \text{ mgP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  の間の値をとる。

## 国立公害研究所特別研究成果報告

- 第 1 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究—霞ヶ浦を対象域として—昭和51年度。(1977)  
第 2 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51, 52年度 研究報告。(1978)

(改 称)

## 国立公害研究所研究報告

- ※第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)  
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和52年度 中間報告。(1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素—窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究—昭和51, 52年度 研究報告。(1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)—霞ヶ浦を中心として。—昭和53年度。(1979)
- ※第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)  
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- ※第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和52, 53年度 研究報告。(1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和53年度 中間報告。(1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51~53年度 特別研究報告。(1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)  
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)  
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)  
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.  
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.  
(多摩川に発生するユスリカの研究  
—第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係—  
—第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について—)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- ※第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測。(1980)
- ※第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果—臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究—昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)

- 第 18 号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)  
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- ※第 19 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ) — 霞ヶ浦(西浦)の湖流 — 昭和53, 54年度.  
(1981)
- 第 20 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ) — 霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 21 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ) — 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 22 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ) — 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 23 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ) — 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 24 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅷ) — 富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究 — 昭和53, 54年度 (1981)
- 第 25 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅸ) — *Microcystis* (藍藻類)の増殖特性 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 26 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X) — 藻類培養試験法によるAGPの測定 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 27 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI) — 研究総括 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 28 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 29 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)  
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.  
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.  
(多摩川に発生するユスリカ類の研究  
— 第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthoclaadiinae 各種の記載と, その分布の下水汚染度との関係について —  
— 第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載 —)
- ※第 30 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 31 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 32 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和54年度 特別研究報告. (1982)
- 第 33 号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 34 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 35 号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究. (1982)
- 第 36 号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55, 56年度 特別研究報告. (1982)
- 第 37 号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究. (1982)
- 第 38 号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)  
(環境標準試料「池底質」の調製, 分析及び保証値)
- 第 39 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1982)

- 第 40 号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和56年度 特別研究報告。(1983)
- 第 41 号 土壤環境の計測と評価に関する統計学的研究。(1983)
- 第 42 号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究。(1983)
- ※第 43 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)  
 Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.  
 Part 6. Description of species of the subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.  
 Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.  
 (多摩川に発生するユスリカ類の研究  
 — 第 5 報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する 6 月の調査成績とユスリカ亜科に属する 15 新種等の記録 —  
 — 第 6 報 多摩本流より 6 月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について —  
 — 第 7 報 多摩本流より 3 月に採集されたユスリカ科の各種について —)
- 第 44 号 スモッグチャンパーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究。 — 環境大気における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 2) — 昭和54年度 特別研究中報告。(1983)
- 第 45 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53年~55年度 特別研究報告。(1983)
- 第 46 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 1 分冊。(1983)
- 第 47 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 2 分冊。(1983)
- 第 48 号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析。(1983)
- 第 49 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (I) — 霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II) — 霞ヶ浦の湖内物質循環とそれを支配する因子 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III) — 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (IV) — 霞ヶ浦の魚類及び甲殻類現存量の季節変化と富栄養化 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V) — 霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI) — 富栄養化防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII) — 湯の湖における富栄養化とその防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) — 総括報告 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究 — 昭和55~57年度 特別研究総合報告。(1984)

- 第 59 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究 — 大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第 60 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学エアロゾル生成機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第 61 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和55~57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究 — 昭和56~58年度 特別研究中間報告。(1984)
- 第 63 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- 第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1.(1984)  
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第1分冊)
- 第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2.(1984)  
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第2分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 68 号 汚泥の土壌還元とその環境に関する研究 — 昭和56~57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park (1984)  
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.  
Part II. Taxonomical and mophological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.  
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究  
— 第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究 —  
— 第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的, 形態学的研究 —
- 第 71 号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)

※印 残部なし

### Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1\* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1976. (1977)
- No. 2\* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1977. (1978)

[Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to:]

### Research Report from the National Institute for Environmental Studies

- ※ No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4\* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1977. (1978)
- No. 5\* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells – Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6\* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1977-1978. (1979)
- ※ No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- ※ No. 8\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9\* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1978. (1979)
- No.10\* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1978. (1979)
- No.11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No.12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No.13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
- Part 1. The distribution of *chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.*
- Part 2. *Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.*
- No.14\* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem – Progress report in 1978-1979. (1980)
- ※ No.15\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1980)
- No.16\* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- ※ No.17\* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes – Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- ※ No.19\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Lake current of Kasumigaura (Nishiura) – 1978-1979. (1981)
- No.20\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment – 1978-1979. (1981)

- No.21\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.22\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.23\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Applicability of trophic state indices for lakes – 1978-1979. (1981)
- No.24\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources – 1978-1979. (1981)
- No.25\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis* – 1978-1979. (1981)
- No.26\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Determination of algal growth potential by algal assay procedure – 1978-1979. (1981)
- No.27\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Summary of researches – 1978-1979. (1981)
- No.28\* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Progress report in 1979-1980. (1981)
- No.29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)  
 Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.  
 Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- ※ No.30\* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1979-1980. (1982)
- No.31\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1980. (1981)
- No.32\* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No.33\* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Simulation of atmospheric motions and diffusion processes – Progress report in 1980. (1982)
- No.34\* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1980. (1982)
- No.35\* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- No.36\* Studies on the method for long term environmental monitoring – Progress report in 1980-1981. (1982)
- No.37\* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy – The evaluation laboratory of Man-environment Systems. (1982)
- No.38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- No.39\* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1981. (1983)
- No.40\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1981. (1983)
- No.41\* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil. (1983)
- No.42\* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- ※ No.43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)

Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.

Part 6. Description of species of the subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.

Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.

- No.44\* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No.45\* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Outlines of special research project – 1978-1980. (1983)
- No.46\* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No.47\* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- No.48\* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No.49\* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution – Research report in 1982. (1984)
- No.50\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Estimation of input loading of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.51\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – The function of the ecosystem and the importance of sediment in natural cycle in Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.52\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.53\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Seasonal changes of the biomass of fish and crustacea in Lake Kasumigaura and its relation to the eutrophication. – 1980-1982. (1984)
- No.54\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.55\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Measures for eutrophication control. – 1980-1982. (1984)
- No.56\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Eutrophication in Lake Yunoko. – 1980-1982. (1984)
- No.57\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Summary of researches. – 1980-1982. (1984)
- No.58\* Studies on the method for long term environmental monitoring – Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No.59\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber – Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds – Research report in 1980-1982 Part 1. (1984)
- No.60\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Formation mechanisms of photochemical aerosol – Research report in 1980-1982 Part 2. (1984)
- No.61\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). – Research report in 1980-1982. (1984)



- No.62\* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems – Progress report in 1980-1983. (1984)
- No.63\* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1981. (1984)
- No.64\* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Final report in 1979-1981. (1984)
- No.65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 1. (1984)
- No.66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 2. (1984)
- No.67\* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques – Project research report in 1979-1981. (1984)
- No.68\* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil – Research report in 1981-1983. (1984)
- No.69\* Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji – Basic research report. (1984)
- No.70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park – Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park. – Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- No.71\* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)

\* in japanese

※ out of stock

RESEARCH REPORT FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN  
No. 51

国立公害研究所研究報告 第51号

(R-51-'84)

---

昭和59年8月31日発行

編集 国立公害研究所編集委員会

発行 環境庁国立公害研究所

茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

---

印刷 日青工業株式会社

東京都港区西新橋2-5-10

Published by the National Institute for Environmental Studies

Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

August, 1984