

自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅱ)

Comprehensive Studies on Effective Use of Natural Ecosystems for Water Quality Management (Ⅱ)

水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能

Structure and Function of the Ecosystems of Littoral Zone

昭和58～59年度 特別研究報告

Research Report in 1983—1984

合田 健 編

Edited by Takeshi GODA

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立公害研究所

国立公害研究所研究報告 第96号

自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(II) 水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能

昭和58～59年度 特別研究報告

R-96 正 誤 表

ページ	行	誤	正
6	3	今田和史(北海道大学水産学部)	今田和史(北海道水産孵化場)
22	図6 Water	164	1.64
23	図7 Water	m 122×10^6	m ² 1.22×10^6
80	2	6月20日(St.1で0.048 mg・l ⁻¹ , St.2で0.099 mg・l ⁻¹)	取り消し
82	1	St. 6	St. 1
	4	アオユ	アオコ
93	Table 6	<i>Phraqmites</i> <i>Typhs</i> マサザ	<i>Phragmites</i> <i>Typha</i> アサザ
97	25	0.099	0.056
	25	6月末,	取り消し
120	12	全域調査グループ	相崎ら
129	13	(<i>Carasius auratus</i>	(<i>Carassius auratus</i>
133	7	$0.785 \times (V=0.893)$	$0.785 \times (r=0.893)$
135	4	<i>auratus unvieri</i>)	<i>auratus cuvieri</i>)
136	10	影響の進求	影響の追求
138	3	較差が高さ5℃	較差が高々5℃
"	16	高さ8.3℃であり	高々8.3℃であり
"	33	日変動も大きかった	日変動は大きかった
"	"	日較差が高さ8.3℃	日較差が高々8.3℃

序

自然の浄化機能を応用した水質改善の特別研究は、いわゆる霞ヶ浦特別研究（2期）のあとを承けて、昭和58年度から発足し、昭和60年3月で中間点を迎えた。そこでこの2年間の研究成果を各個の研究報告にまとめることとし、その全体を4分冊構成とした。本冊はその第2分冊で、池沼グループが行った霞ヶ浦高浜入及び手賀沼での懸濁物挙動、植物プランクトンの分解速度に関する研究、水草帯グループが行った湖岸水草帯、とくに高等植物の栄養塩吸収、生産速度の研究、及び生態系グループが行った霞ヶ浦魚群の漁獲、産卵特性、アルカリ度と底沼中栄養塩の関係等の成果を8編の報文として収録している。

池沼グループの報告（報文1～3）では、高浜入で降雨時に増加する懸濁態栄養塩は河川流入の背水域でおおむね沈殿し、湖内に流入したもののうち晴天時で約55%、雨天時約40%が湾奥部でトラップされていることが確かめられた。植物プランクトンの分解においては、分解はクロロフィル *a* が最も速く、PON、POC、有機態リンの順でつづく。

水草帯グループの報告（報文4～6）では、霞ヶ浦江戸崎入の水草帯でヨシ、ヒメガマ、マコモ等の抽水植物、アサザ等の浮葉植物の現存量、年純生産量、枯死量などを測定し、その栄養塩収支と沿岸帯、沖帯の溶存栄養塩との関連を調べた。ヒシについてはその生産速度、現存量と窒素負荷量との間に有意な相関を見いだしている。

生態系グループの報告（報文7、8）では、フナの漁獲、産卵誘発における水温因子の意義、湖水のアルカリ度変動における底沼由来の硝酸の寄与度などを明らかにした。

以上のような成果を踏まえ、後期段階の諸研究・調査が展開されている。

昭和61年3月

国立公害研究所 水質土壌環境部
部長 合 田 健
(プロジェクト・リーダー)

目 次

Abstract	1
I 研究の概要	3
岩熊敏夫	
II 報 文	
1. 河口域の降雨時流入物質の挙動	13
福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一	
2. 植物プランクトンの分解による栄養塩の回帰	29
相崎守弘・高村典子	
3. 手賀沼の水生物現存量と一次生産量	45
高村健二・菅谷芳雄・高村典子・花里孝幸・岩熊敏夫・安野正之	
4. 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水生高等植物の生産	59
野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・上野隆平・花里孝幸	
5. 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水質とプランクトン及び付着藻類の生産	73
高村典子・岩熊敏夫・相崎守弘・花里孝幸・大槻 晃	
6. 生育期のヒシによる湖水からの栄養塩除去の実験的研究	101
岩熊敏夫・土谷岳令	
7. 霞ヶ浦湖岸域の水溫変動とフナの産卵回遊及び排卵	127
春日清一	
8. 霞ヶ浦(西浦)における湖水アルカリ度の変動と底泥の緩衝作用について	141
河合崇欣・西川雅高・大槻 晃	

CONTENTS

Abstract	1
I Outline of the Project in this Report	3
T. IWAKUMA	
II Papers	
1. Dynamics of Matter Transported by Storm Runoff Near the Mouth of the Influent River	13
T. FUKUSHIMA, M. AIZAKI and S. EBISE	
2. Nutrient Regeneration by Decomposition of Lake Phytoplankton	29
M. AIZAKI and N. TAKAMURA	
3. Biomass of Plankton and Zoobenthos and Primary Production of Phytoplankton in Lake Teganuma	45
K. TAKAMURA, Y. SUGAYA, N. TAKAMURA, T. HANAZATO, T. IWAKUMA and M. YASUNO	
4. Net Primary Production of Aquatic Macrophytes in the Littoral Zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura	59
S. NOHARA, T. TSUCHIYA, T. IWAKUMA, R. UENO and T. HANAZATO	
5. Physicochemical Features and Primary Production of Epiphytic and Planktonic Algae in the Littoral Zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura ...	73
N. TAKAMURA, T. IWAKUMA, M. AIZAKI, T. HANAZATO and A. OTSUKI	
6. An Experimental Study of Nutrient Removal from Lake Water by a Floating-Leaved Plant, <i>Trapa natans</i>	101
T. IWAKUMA and T. TSUCHIYA	
7. Spawning Migration and Ovulation of Crucian Carp (<i>Carassius</i> spp.) and Water Temperature Fluctuation in the Littoral Zone of Lake Kasumigaura ...	127
S. KASUGA	
8. Fluctuation and Sedimental Buffering of the pH 4.8 Alkalinity in Lake Kasumigaura	141
T. KAWAI, M. NISHIKAWA and A. OTSUKI	

Abstract

The aim of this project has been to elucidate the function of the ecosystems of river mouths, channels, littoral zones of lakes, and soils, and to develop new methods of water quality management by maintaining and stimulating the buffering capacity of these ecosystems. The studies were carried out in 10 groups according to the ecosystems and methodology.

This is the second series of progress reports on the project carried out during fiscal 1983-1984. Eight studies concerning the ecosystems of river mouths as well as littoral and pelagic zones of lakes are included.

The results obtained are summarized as follows:

The dynamics of matter transported by storm runoff near the mouth of influent rivers at Takahamairi Bay were studied. Most of the particulate matter was precipitated in the backwater region. A short-term experiment on algal decomposition in dark revealed that species composition of algae was the controlling factor determining the rate of decomposition which occurred after a certain lag phase. The hypertrophic ecosystem of Lake Teganuma was characterized by its high phytoplankton production, low zooplankton biomass, and the extremely low biomass of zoobenthos.

In the littoral zones of Edosakiiri Bay, the biomass and primary production of emergent plants were much higher than that of floating-leaved plants, whereas the turnover rate of the latter was much higher than that of the former. During the summer, *Microcystis* dominated and covered the lake surface, thereby suppressing the production of epiphytic algae. During the winter, however, epiphytes seemed to play an important role in nutrient cycling. An experimental study showed that daily production or increase in a floating-leaved plant, *Trapa*, increased with increasing DIN loading. The plant switched its nitrogen source from sediment to inflow at a certain level of DIN loading.

Spawning migration of crucian carp was not clearly observed in the littoral zones of Lake Kasumigaura when the within-day fluctuation in water temperature was small. Acidification of lake water by nitric acid which was generated at the mud surface of lakes and river basins caused low alkalinity in lake water near the mouth of the inflowing river in Lake Kasumigaura.

研究の概要 Outline of the Project in this Report

岩熊敏夫
Toshio IWAKUMA

1 研究目的

昭和58年度より開始された特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」は、10のグループに分かれて行われている。この特別研究の目的は、湖沼及び河川の水質保全上問題となっている生活排水、畜舎排水、小規模産業排水等の点源並びに農耕地、山地等の面源からの汚濁物質の流出負荷の実態を踏まえて、池沼、水路、湖岸水草帯、土壌等の持つ、汚濁物質の自然浄化機能を親水機能も含めて解明するとともに、これらを積極的に活用した新しい水質管理システムの確立にある。

湖沼の河口域は物理的、化学的、生物的なプロセスで水質が最も顕著に変化する水域である。また湖岸水草帯は水生高等植物による栄養塩吸収、枯死、分解の他、植物プランクトンや付着生物群集、さらには魚類も加わり、沖帯とは異なる生態系の構造と機能を有している。これらの水域の生態系の特性を明らかにし、生態系のバランスを保ちながら、その自然浄化機能を維持・促進させる手法を開発することは、今後の水質管理だけでなく湖沼管理の上でも重要であると考えられる。

上記特別研究の昭和58～59年度中間報告書は全部で4分冊よりなり、本報告書はその第2分冊で、池沼グループ、水草帯グループ及び生態系グループの3グループの成果を収録してある。

2 研究課題

この3グループの研究課題は、池沼、水草帯の持つ汚濁物質の自然浄化機能を解明し、それを積極的に利用する方策を検討することである。各グループの研究内容は以下のとおりである：池沼グループは霞ヶ浦高浜入及び江戸崎入の河口域や湯ノ湖、手賀沼などを対象として流入物質の挙動や物質循環を調べ、河口域や池沼の持つラグーンとしての機能を評価する。水草帯グループは、霞ヶ浦の水草帯を対象として物質循環を調べ、また水草帯構成物質の水質浄化にかかわる役割を実験的に評価する。生態系グループは霞ヶ浦を対象として湖内の物質循環機構を解明しまた、底泥の水質への寄与を評価する。これまでに蓄積された水質・生物のデータと併せて湖の生

態系の機能をより明らかにしていく。

3 成果の概要

以下、グループ別に昭和58～59年度の成果の概要を述べる。

(1) 池沼グループ (報文1～3)

このグループは霞ヶ浦高浜入の河口域及び手賀沼で研究を行った。

霞ヶ浦高浜入の河口域の調査より、降雨時には河川からの栄養塩流出量が増加し特に懸濁態の比率が高かった。懸濁物の多くは背水域で沈殿し、溶存態の栄養塩は湾奥部で植物プランクトンの生産に利用されていた。栄養塩の収支から、湖内に流入したもののうち、晴天時で約55%が、降雨時で約40%が湾奥部でトラップされていることが分かった。

高浜入より採水した表層水を用いて、暗条件下で植物プランクトンの分解実験を行った。実験開始後の1～4日間は植物プランクトンは生体を維持し光合成活性も高かったが以後は急激に分解が進行することが分かった。分解速度はクロロフィル a が最も高く、以下PON、POC、有機態リンの順であった。PONの分解により溶存態窒素が回帰すること、及び分解速度に影響する因子は、水温の他に植物プランクトンの種組成が重要であることが示された。

浅い過栄養湖の手賀沼の調査によりこの湖の生態系の特色が明らかにされた。植物プランクトンは冬期にケイ藻、冬から春に緑藻、夏から初秋にラン藻、秋から冬にクリプト藻が発生し、クロロフィル a 量は周年高かった。植物プランクトンの一次生産はラン藻発生時に高く、全体としては水温及び日射量に相関を示した。動物プランクトンはワムシ類が優占した。他の富栄養湖と比較してみると二次生産者の現存量は低く、特に底生動物の現存量が極端に低いことが分かった。

(2) 水草帯グループ (報文4～6)

霞ヶ浦江戸崎入の湖岸水草帯での調査により以下のことが明らかにされた。

抽水植物の種の分布は湖岸の微地形に対応していた。抽水植物の最大現存量はヨシ・ヒメガマ・マコモのいずれもほぼ同じであったが年純生産量は枯死量は低いヨシ・マコモより、枯死量の高いヒメガマが高くなった。浮葉植物のアサザは葉の寿命が短く、生産量の大部分は枯死脱落量であった。抽水植物の水中表面積は水位の高い夏期に高く、浮葉植物の水中表面積は現存量の高い秋に最も高くなった。

この水草帯の栄養塩濃度の季節変化は沖帯での観察例と類似していたがアンモニア態窒素は冬期に著しく高くなった。また溶存有機物濃度は夏に高くなった。夏期は植物プランクトンの生産が高く、優占する *Microcystis* が水中光量を減少させ、付着藻類の生産量を制限していた。付着藻類はケイ藻が優占し、春と冬に現存量と生産量が高かった。細菌量も考慮すると、抽水植物群落では付着生物が物質循環で重要な役割を果たしていると考えられた。

水槽を用いて、夏期の生育期のヒシが湖水の栄養塩動態に及ぼす影響を調べた。ヒシの純生産速度及びヒシの現存量の増加速度と窒素負荷量との間には有意な回帰が得られ、ヒシを中心とす

る系は、ある負荷量以下では底泥から栄養塩を吸収して現存量に転化すること、それ以上では流入栄養塩を現存量に転化すること、及び負荷量が増加するに従い一次生産者に転化する割合が低下することが示された。

(3) 生態系グループ(報文7及び8)

本報告ではこのグループの研究のうち、霞ヶ浦の魚類及び底泥に関する研究を掲載してある。

霞ヶ浦湖心及び湖岸で水温の連続測定を行い、また湖岸域でフナの漁獲試験を行った。5～6月の間ではいわゆるフナの乗っ込みという大量の漁獲はみられなかった。湖心と湖岸域では水温の日内変動幅は大きく違わなかった。一方、室内飼育によりフナの産卵誘発には水温の変動が寄与することが示された。これらの結果から近年の霞ヶ浦のフナの漁獲量減少の原因を検討した。

霞ヶ浦湖水中の無機態溶存成分の分析を行った結果、集水域もしくは湖内の主として底泥表層で生成される硝酸が一時的なアルカリ度の減少に寄与していることが明らかにされた。アルカリ度は湖水中の溶存無機炭素濃度を支配し、その結果植物プランクトンの光合成に影響を及ぼす因子であることから、さらに実験的な解析を進める必要があると考えられた。

4 研究組織

本特別研究担当者のうち、この報告書の作成には表1及び表2に示す研究者が携わった。

表1 研究担当者所属・氏名

プロジェクト・リーダー	水質土壌環境部長 合田 健
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・高村健二・野原精一・上野隆平
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・大坪国順・福島武彦
陸水環境研究室	須藤隆一・細見正明
計測技術部	
水質計測研究室	大槻 見・河合崇欣・白石寛明・野尻幸宏
分析室	西川雅高
技術部	
生物施設管理室	菅谷芳雄

表2 客員研究員所屬・氏名

新井	孝昭	(日本大学生産工学部)
今田	和史	(北海道大学水産学部)
菊池	泰二	(九州大学理学部)
木村	允	(東京都立大学理学部)
松尾	友矩	(東京大学工学部)
三村	信男	(茨城大学工学部)
中本	信忠	(信州大学繊維学部)
中島	拓男	(滋賀県琵琶湖研究所)
小倉	紀雄	(東京農工大学工学部)
坂本	充	(名古屋大学水圏科学研究所)
佐々	学	(富山医科薬科大学)
関	文威	(筑波大学生物科学系)
宗宮	功	(京都大学工学部)
高橋	正征	(東京大学理学部)
滝井	進	(東京都立大学理学部)
田中	昌一	(東京大学海洋研究所)
手塚	泰彦	(京都大学理学部付属大津臨湖実験所)
辻本	哲郎	(金沢大学工学部)
津野	洋	(京都大学工学部)
山根	爽一	(茨城大学教育学部)

発表一覽

A 印刷発表

- 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・福島武彦・海老瀬潜一・大槻 晃 (1985): 霞ヶ浦高浜入河口域における自然浄化機能. 国立公害研究所 特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」シンポジウム報告書, 59-68.
- Aizaki, M. (1985): Total number of bacteria as a trophic state index. Verh. Int. Ver. Limnol., **22**, 2732-2738.
- 海老瀬潜一 (1983): 出水による湖沼水質変化とその評価. 環境技術, **12**, 356-365.
- 福島武彦・村岡浩爾 (1984): 浅い湖沼における水質変化特性のモデル化と水質観測方法. 衛生工学研究論文集, **20**, 107-118.
- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1985): 深い湖沼における懸濁態物質の沈降現象とその物質循環に及ぼす影響. 衛生工学研究論文集, **21**, 211-224.
- 花里孝幸・安野正之 (1984): 植物プランクトンにより動物プランクトン群集組成は決定されるか?. 陸水学雑誌, **46**, 70-72.
- 花里孝幸・安野正之・細見正明 (1984): 湯ノ湖における動物プランクトンの垂直移動. 水野寿彦教授退官記念誌, 113-121.
- 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.
- 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. and M. Yasuno (1985): Occurrence of *Daphnia ambigua* Scourfield in Lake Kasumigaura. Jpn. J. Limnol., **46**, 212-214.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1985): Population dynamics and production of cladoceran zooplankton in highly eutrophic Lake Kasumigaura. Hydrobiologia, **124**, 13-22.
- Hama, T., T. Miyazaki, T. Iwakuma, M. Takahashi, A. Otsuki and S. Ichimura (1983): Measurement of photosynthetic production of marine phytoplankton by a stable ¹³C isotope. Mar. Biol., **73**, 31-56.
- 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.

- 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.
- 岩熊敏夫・安野正之・菅谷芳雄 (1983): 富栄養湖、霞ヶ浦におけるユスリカの物質生産。文部省「環境科学」研究報告集B182-R12-17, 49-63.
- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1984): Chironomid production in relation to phytoplankton primary production in Lake Kasumigaura, Japan. Verh. Int. Ver. Limnol., **22**, 1150-1159.
- Kawai, T., A. Otsuki, M. Aizaki and M. Nishikawa (1985): Phosphate release from sediment into aerobic water in a eutrophic shallow lake, L. Kasumigaura. Verh. Int. Ver. Limnol., **22**, 3316-3322.
- 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.
- Muraoka, K. and T. Fukusima (1984): Some considerations on adequate construction of box model and its application. Verh. Int. Ver. Limnol., **22**, 136-148.
- 大槻 晃 (1983): 湖沼の富栄養化とその指標、ぶんせき, **8**, 573-579.
- Otsuki, A., M. Aizaki, T. Iwakuma, N. Takamura, T. Hanazato, T. Kawai and M. Yasuno (1985): Coupled transformation of inorganic stable carbon-13 and nitrogen-15 isotopes into higher trophic levels in a eutrophic shallow lake. Limnol. Oceanogr., **30**, 820-825.
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1983): A method of collecting *Microcystis* with an inverted bottle. Jpn. J. Limnol., **44**, 139-141.
- Takamura, N. and M. Yasuno (1983): Food selection of the ciliated protozoa, *Condylostoma vorticella* (Ehrenberg) in Lake Kasumigaura. Jpn. J. Limnol., **44**, 184-189.
- Takamura, N. and M. Yasuno (1984): Diurnal changes in the vertical distribution of phytoplankton in Lake Kasumigaura. Hydrobiologia, **112**, 53-60.
- Takamura, N., M. Yasuno and K. Sugahara (1984): Overwintering of *Microcystis aeruginosa* Kutz. in a shallow lake. J. Plankton Res., **6**, 1019-1029.
- 高村典子・相崎守弘・安野正之(1985): 霞ヶ浦における植物プランクトンの分解過程について—高浜入における植物プランクトンの生産・沈降と分解—。国立公害研究所 特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」シンポジウム報告書, 33-40.
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1985): Photosynthesis and primary production of *Microcystis aeruginosa* Kutz. in Lake Kasumigaura. J. Plankton Res., **7**, 303-312.
- 安野正之 (1983): 霞ヶ浦研究の経験から。第1回琵琶湖研究シンポジウム記録, 17-26.

303-312.

安野正之 (1983) : 霞ヶ浦研究の経験から. 第1回琵琶湖研究シンポジウム記録, 17-26.

B 口頭発表

相崎守弘 : ボトルエフェクトによる生菌数の増加について. 日本生態学会第31回大会, 東京 (59, 4)

相崎守弘 : 霞ヶ浦における窒素・リンの循環. 第48回日本陸水学会, 松本 (58, 9)

相崎守弘・大槻 晃・岩熊敏夫・高村典子・花里孝幸・河合崇欣 : 水界隔離実験による浅い湖での炭素及び窒素の動態に関する研究-4. 第48回日本陸水学会, 松本 (58, 9)

相崎守弘・大槻 晃 : 中禅寺湖の水質特性. 第18回水質汚濁学会 (59, 3)

福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 : 浅い湖沼における懸濁物質, 底泥の地点変化特性. 土木学会第38回年次学術講演会, 横浜 (58, 9)

福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 : 浅い湖沼での沈殿物の内容分離について. 日本陸水学会第49回大会, 筑波 (59, 9)

福島武彦・村岡浩爾 : 深い湖沼における懸濁態物質の分解. 土木学会第40回年次学術講演会, 仙台 (60, 9)

花里孝幸・安野正之・大槻 晃・相崎守弘・岩熊敏夫・高村典子・河合崇欣・春日清一 : 水界隔離実験による浅い湖での炭素及び窒素の動態に関する研究-3. 第48回日本陸水学会, 松本 (58, 9)

花里孝幸・安野正之 : 霞ヶ浦における動物プランクトンの最近4年間の変動. 日本陸水学会第49回大会, 筑波 (59, 9)

花里孝幸・安野正之 : 霞ヶ浦における枝角類動物プランクトンの生産量. 日本生態学会第32回大会, 広島 (60, 3)

花里孝幸・安野正之 : 動物プランクトンの餌としてのアオコの評価. 日本陸水学会第50回大会, 大津 (60, 10)

細見正明・須藤隆一・中村辰朗 : アルカリ性過硫酸カリウム分解法によるリンの定量について. 第17回水質汚濁学会, 東京 (58, 3)

細見正明・岩熊敏夫・須藤隆一 : 底泥からの栄養塩溶出に及ぼすユスリカの影響. 日本陸水学会第48回大会, 松本 (58, 9)

岩熊敏夫・相崎守弘・大槻 晃・高村典子・花里孝幸・河合崇欣 : 水界隔離実験による浅い湖での炭素及び窒素の動態に関する研究-5. 日本陸水学会第48回大会, 松本 (58, 9)

岩熊敏夫・安野正之・菅谷芳雄 : オオユスリカ個体群における密度依存調節. 日本生態学会第31回大会, 府中 (59, 4)

岩熊敏夫・土谷岳令 : 屋外水槽を用いたヒシ及び水生生物群集の栄養塩収支実験. 日本生態学会

第32回大会, 広島 (60. 3)

岩熊敏夫・菅谷芳雄・安野正之: アカムシユスリカ個体群の密度安定化機構—8世代の調査結果から—, 日本陸水学会第50回大会, 大津 (60. 10)

春日清一・花里孝幸: 霞ヶ浦におけるイサザアミの食性とその動物相の影響, 昭和58年度日本水産学会春季大会, 東京 (58. 4)

春日清一・大槻 晃: 底泥の巻き上げと動物の摂食行動によるリンの溶出, 昭和59年度日本水産学会春季大会, 東京 (59. 4)

春日清一: 湖岸帯の水溫変動とフナの産卵回遊, 日本陸水学会第49回大会, 筑波 (59. 9)

春日清一: 漁獲統計からみた霞ヶ浦と北浦の魚種間の関係について, 昭和60年度日本水産学会春季大会, 東京 (60. 4)

春日清一: 霞ヶ浦産イサザアミのカルシウム欠乏耐性について, 日本陸水学会第50回大会, 大津 (60. 10)

河合崇欣・西川雅高・野尻幸宏・大槻 晃: 底泥中のアルミニウムの溶解挙動, 日本地球化学会年会, 東京 (58. 10)

河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高: 好氣的湖水中への底泥からの溶出について—霞ヶ浦高浜入の場合—, 第17回水質汚濁学会, 東京 (58. 3)

Muraoka, K. and T. Fukushima: On the box model for prediction of water quality in eutrophic lakes. 4th Int. Symp. Ecol. Modeling, Tsukuba (59. 8)

西川雅高・河合崇欣・大槻 晃: 霞ヶ浦湖水中の主要溶存元素の近年の変動, 日本陸水学会第49回大会, 筑波 (59. 9)

野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・上野隆平・高村典子・花里孝幸: 霞ヶ浦江戸崎入における水生植物の分布と現存量の季節変化, 日本陸水学会第50回大会, 大津 (60. 10)

大槻 晃・相崎守弘・岩熊敏夫・高村典子・花里孝幸・河合崇欣・安野正之: 水界隔離実験による浅い湖での炭素及び窒素の動態に関する研究—1—, 日本陸水学会第48回大会, 松本 (58. 9)

大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘: 霞ヶ浦高浜入における溶存有機態リン濃度の季節変動とその化学的性質, 1983年度日本地球化学会年会, 八王子 (58. 10)

大槻 晃: 13Cと15Nをトレーサーとして用いた霞ヶ浦における物質動態の研究, 第13回微生物生態シンポジウム「微生物生態学における化学的手法」, 東京 (59. 1)

大槻 晃・岩熊敏夫・河合崇欣・相崎守弘: 霞ヶ浦高浜入における全リン現存量の温度依存性, 日本陸水学会第49回大会, 筑波 (59. 9)

酒井光夫・春日清一: 霞ヶ浦の湖岸帯魚類群集構造に与える漁業の影響について, 昭和58年度日本水産学会春季大会, 東京 (58. 4)

酒井光夫・春日清一・田中昌一: 霞ヶ浦におけるテナガエビの成長特性について, 昭和60年度日

本水産学会春季大会，東京（60，4）

坂本一憲・相崎守弘・吉田富男：細菌数と水質との関係—河川の場合—，日本生態学会第31回大会，東京（59，4）

坂本一憲・相崎守弘・吉田富男：河川における付着微生物現存量と水質との関係，日本陸水学会第49回大会，筑波（59，9）

坂田康一・河合崇欣・大槻 晃：嫌氣的底泥におけるリン酸塩沈殿生成の化学的形態について，地球化学会年会，筑波（60，10）

高村健二・菅谷芳雄・花里孝幸・高村典子・岩熊敏夫・安野正之：過栄養湖手賀沼のプランクトンと底生動物の現存量，日本陸水学会第49回大会，筑波（59，9）

高村健二・岩熊敏夫：手賀沼・霞ヶ浦におけるアカムシユスリカの野外飼育実験，日本陸水学会第50回大会，大津（60，10）

高村典子・安野正之：霞ヶ浦における *Microcystis* の現存量および生産量の周年変化，日本生態学会第30回大会，松本（58，7）

高村典子・大槻 晃・相崎守弘・岩熊敏夫・花里孝幸・河合崇欣：水界隔離実験による浅い湖での炭素及び窒素の動態に関する研究—2—，日本陸水学会第48回大会，松本（58，9）

高村典子・岩熊敏夫・安野正之：霞ヶ浦における植物プランクトンのサイズ別現存量と生産量，日本生態学会第31回大会，府中（59，4）

高村典子・相崎守弘：暗条件下における霞ヶ浦懸濁物質の分解，日本陸水学会第49回大会，筑波（59，9）

上野隆平・岩熊敏夫・土谷岳令・野原精一・高村典子・花里孝幸：霞ヶ浦湖岸水草帯の付着動物現存量，日本陸水学会第50回大会，大津（60，10）

II-1

河口域の降雨時流入物質の挙動
Dynamics of Matter Transported by Storm Runoff
near the Mouth of the Influent River

福島武彦¹・相崎守弘¹・海老瀬潜一¹

Takehiko FUKUSHIMA¹, Morihiro AIZAKI¹ and Senichi EBISE¹

要 旨

霞ヶ浦高浜入を対象に23mmの降雨期間に栄養塩を中心として、流入3河川での流出負荷量と背水域、湾奥部での水質、沈殿量の変化を観測した。降雨時には栄養塩流出量が急激に増加するが、特に懸濁態の比率が高まる。背水域、湾奥部ではクロロフィル *a* や金属イオン濃度は減少し、無機溶存態栄養塩の濃度は増加した。降雨の影響は湖内では河口に近い程大きい、河川流量が晴天時の値に戻る時点では各濃度は降雨前のレベルに戻った。懸濁態のもの多くは沈殿し、溶存態の栄養塩は植物プランクトンの生産に利用されたものが多い。栄養塩の収支から、流入したものの晴天時で約55%、降雨時で約40%が湾奥部までにトラップされる。湖心へ輸送される形態としては分散の効果が大きい、湾奥部を仕切りラグーン化することからトラップする比率を増加させることが可能である。

Abstract

The dynamics of nutrients and other water qualities near the mouth of influent rivers in Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura, were described for the direct runoff period due to a rainfall of 23 mm. With the remarkable increase in nutrient loads, their particulate components play a more important part than in dry weather. In the backwater region and near the mouth of influent rivers, the concentrations of chlorophyll-*a* and metallic ions decreased because of the intrusion of river water with low concentration, whereas those of inorganic nutrients such as ammonium-nitrogen and reactive phosphorus increased. When the direct runoff came to an end, these concentrations returned to their pre-storm levels. For this reason most of the particulate matter inflow due to the storm settled mainly in the backwater region, and much of the dissolved nutrients was taken by phytoplankton. From the nutrient budgets, 40 % of the total load on a stormy day and 55 % on a dry weather day were trapped in the region near the mouth of influent rivers. Since the dispersion effect has

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.

an important role in the transfer of nutrients into the outer region, the construction of a lagoon is deemed effective for reduction of nutrient loads.

1 はじめに

湖沼の富栄養化を防止する対策案には数々のものがあるが、流入負荷を削減することが基本である。流入河川の河口域をラグーン化するという計画案はその一つであり、非特定汚染源の比率が高い流域をもつ湖沼では有力な対策案として挙げられている。

ラグーン的设计に当たっては河口域、湖内での栄養塩物質の挙動に関する情報が不可欠である。特に、これらの物質の河川流出負荷量は降雨時に大きく増加することが報告されていて（例えば海老瀬ら, 1979）、一時的に増加した負荷が湖内あるいはその前の河口域での物質循環にどのような影響を与えるかを評価することが課題となっている。このような観点から、霞ヶ浦高浜入を対象水域として、一つの降雨を対象に河川流出負荷量と河口域水質変化を詳細に観測する調査を実施し、河口域での物質挙動の解析を行った。過去にも降雨後の湖内水質変化を追跡した調査例はあるが（相崎ら, 1982）、河川流出負荷量は測定していなく、両者を同時に行ったことが本研究の特徴である。

2 方法

2.1 対象水域と観測地点

高浜入湾奥部には恋瀬川が流入している。降雨時を除き、河口から上流約4 kmは湖水位の影響をうける背水域となっている。恋瀬川は筑波山、加波山系に源を発する田園地河川であり、背水域直前で同じく田園地河川である支流の天の川が合流している。山王川は岡崎市街地を貫流する小河川で人為的負荷の多い市街地河川であり、恋瀬川の背水域に流入している。図1に示す背水域より上流の3地点で河川流出負荷量の観測を行った。これらの地点までの流域面積は後に示す表3のとおりであり合計で217.8km²となる。これより下流にも流域は存在するが合計7.1km²程度であり、残留域の面積も合わせても高浜入奥部（図1のSt. 4まで）全体の流域面積の1割以下である。次に、湖内、背水域では図1に示す5地点で水質観測を行った。各地点の水深はSt. R-1で1.5m, St. 1, 2で2.0m, St. 3で2.8m, St. 4で3.5mである。

2.2 観測方法と調査、分析項目

1984年4月19～20日に23mm（柿岡）の降雨があり、降雨開始とともに4月19日13:00～4月21日13:00の48時間にわたり河川部3地点で連続毎時観測を行った。また、背水域、湖内では3月以来約2週間間隔で観測を行っていたが、降雨流出の影響を見るため4月19～24日に毎日観測を行った。特に、4月20日には3回の観測を行い、St. R-1より上流の背水域3地点でも採水し、またSt. R-1とSt. 3では自動採水器を用いて毎時採水を1日程度続けた。採水は0.5m水深か、

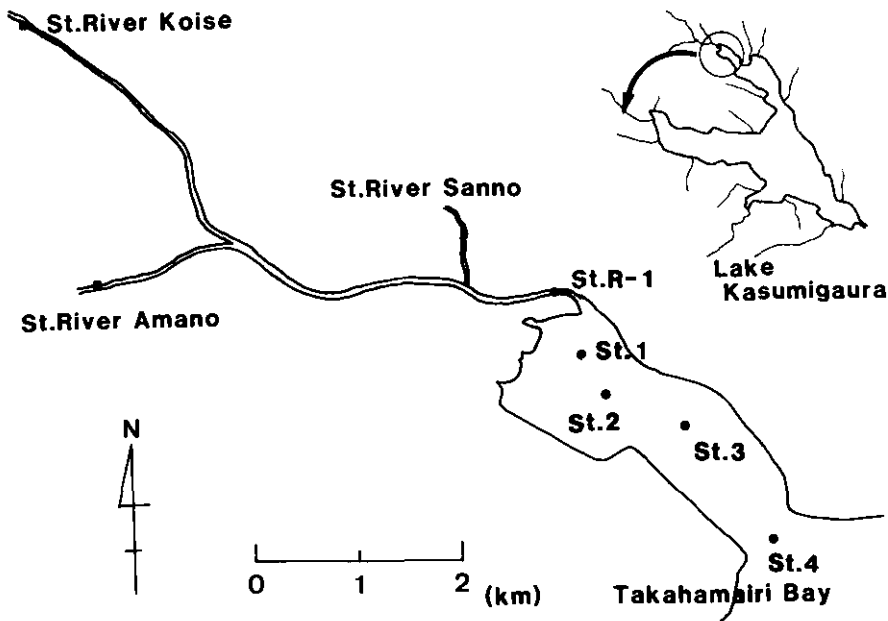


図 1 霞ヶ浦高浜入奥部と観測地点

Fig. 1 Inner part of Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura, and observed points

柱状採水器 (2 m) を用いて行った。

調査項目は表 1 に示すとおりである。流量は河川部 3 地点のみで測定した。沈殿物は St. R-1, 1, 2, 3, 4 の 5 地点で円筒型トラップ(福島ら, 1984a)を用いて採取した。分析方法は海老瀬 (1984a) のものと同じであり省略する。

図 2 には 1976~1983 年 8 か年に及ぶ柿岡(緯度 36 度 13.9 分, 経度 140 度 11.6 分), 土浦(緯度 36 度 5.6 分, 経度 140 度 12.7 分) 地点における毎時降雨データをもとに, 降水量を 5 mm ごとに区分して頻度, 年総雨量に占める割合を示したものである。6 時間以上降雨量 0 が継続した場合に別箇の降雨として数えた。16~35mm の範囲にはいる降雨は年間に約 20 回あり, 総降水量の 40% 弱を占める。今回対象として選んだ雨は 23mm で代表性の高いものといえる。先行降雨としては 4 月 5 日に 17mm, 4 月 16 日に 2 mm の降雨があった。

なお, 本調査で得られたデータをもとに, NO_3^- をトレーサーとして流出成分の分離に関する検討は海老瀬 (1985) に, 河床付着藻類量の評価は海老瀬ら (1985) に, 細菌の変化特性の解析は相崎ら (1985) に既に報告されている。このため, 本論文ではこれらに関する詳述は行わない。

表 1 調査, 分析項目
Table 1 Measured items

現地測定	流量, 水温, 水位
原液	全窒素 (TN) *1, 全リン (TP) *1, 電気伝導度
採水ろ液	アンモニア態窒素 (NH ₄ ⁺ -N) *1, 亜硝酸態窒素 (NO ₂ ⁻ -N) *1, 硝酸態窒素 (NO ₃ ⁻ -N) *1, 全溶存態窒素 (DTN) *1, リン酸態リン (PO ₄ ³⁻ -P) *1, 全溶存態リン (DTP) *1, Cl ⁻ *1, SO ₄ ²⁻ *1, SiO ₂ *1, Na ⁺ *2, K ⁺ *2, Mg ²⁺ *2, Ca ²⁺ *2, ……
フィルター	SS, クロロフィルa *3, 懸濁態有機炭素 (POC) *4, 懸濁態有機窒素 (PON) *4 生菌数……
沈殿物	乾燥重量, クロロフィルa含量 *4, 有機炭素含量 *4, 有機窒素含量 *4, リン含量 *1

*1: オートアナライザー (テクニコン), *2: ICP (Jarrel-Ash Atomcomp), *3: SCOR/UNESCO法,
*4: CHN 計 (柳本)

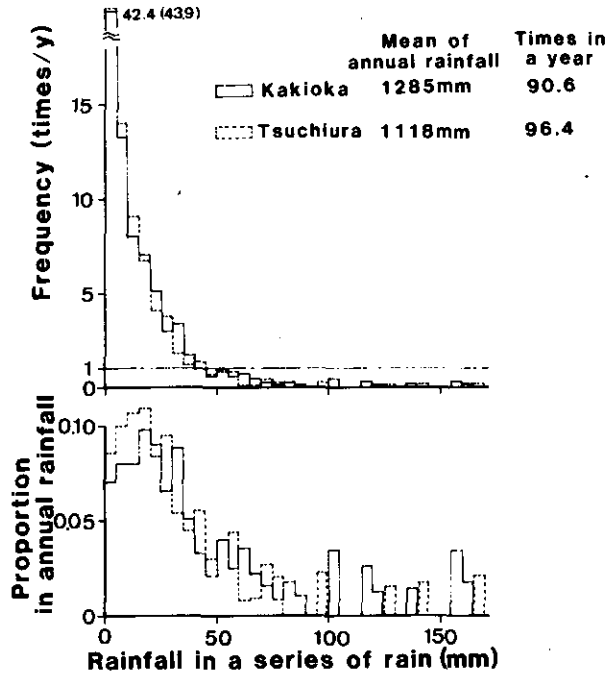


図 2 降雨特性 (柿岡, 土浦)

Fig. 2 Characteristics of rainfall at Kakioka and Tsuchiura

3 結果

3.1 河川流出量

図3には降水量の変化と河川部3地点における流量の変化とを合わせて示す。流域面積の増加

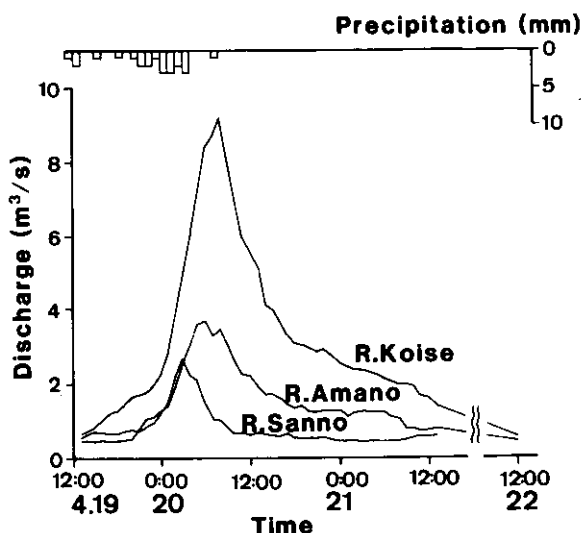


図 3 降水量と河川流量の変化

Fig. 3 Change of precipitation and discharges in three rivers

とともに流量ピークの時刻が遅れる。この図をもとに、流量ピーク前の最小流量時を決定し、その時刻の各種水質の流出量をもって降雨の影響のない期間（晴天時と呼ぶ）の流出量の代表値とした。また、流量がピーク後に低下し晴天時のそれと同じ値となった時刻をもって降雨の影響が終わった時刻とした。このため、降雨影響期間は恋瀬川で71時間、天の川で69時間、山王川で29時間となった。4月19日13:00～4月22日12:00間の総流入水量は約 $1.1 \times 10^6 \text{ m}^3$ となり、高浜入奥部容積の約16%に当たる。流域での水量の流出率は3河川合計で21.4%であった。表2、(1)には流量と11の水質について晴天時の流出量を日量で示す。海老瀬(1981)による週一回観測値の平均と比べ、恋瀬川で小さく、山王川で若干大きい。また、(2)には晴天時の流出量を差し引いて降雨の影響による流出量を計算した結果を示す。3河川合計で晴天時の、流量で4.8日分、SSで29日分、CODで10日分、TNで5.8日分、TPで9日分、 NH_4^+-N で2.9日分、 NO_3^--N で5.9日分、 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ で0.8日分等の増加が生じたことがわかる。一般に、懸濁態成分では流量の増加割合より大きい影響が見られ、溶存態では同程度か小さい影響となっている。特に、山王川の $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 、DTPのように流量の増加とともに濃度が急激に減少し、負荷量としても晴天時を下回るようなケースも存在する。流量が増加することによって濃度が上昇する水質としてはSS、COD、TN、TP、POC、PONがあり、これらの水質濃度のピークは一般に水量ピークより1～2時間早。逆に低下するものには Cl^- 、 SO_4^{2-} 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、電気伝導度があり、水質濃度の極小は水量ピークより後に訪れることが多い。他の水質は河川によって変化の特性が異なった。

表 2 河川流出負荷量

Table 2 Inflowed loads in a dry weather day (1) and increased loads for storm runoff period (2)

(1) 降雨の影響のない期間での河川流出負荷量

	流量 10 ³ m ³ /d	SS t/d	COD t/d	TN t/d	TP Kg/d	POC t/d	PON Kg/d	NH ₄ ⁺ -N Kg/d	NO ₃ ⁻ -N Kg/d	DTN Kg/d	PO ₄ ³⁻ -P Kg/d	DTP Kg/d
山王川	52.8	1.92	0.60	0.20	25.4	0.34	50.2	87.8	24.7	146	10.8	12.0
恋瀬川	60.0	0.43	0.19	0.11	1.85	0.076	6.72	13.0	89.8	108	1.15	1.44
天の川	38.0	0.52	0.19	0.20	3.74	0.055	9.12	17.3	134	169	1.03	2.33

(2) 降雨の影響による河川流出負荷量 ((1)の分は差し引いている)

	流量 10 ³ m ³	SS t	COD t	TN t	TP kg	POC t	PON kg	NH ₄ ⁺ -N kg	NO ₃ ⁻ -N kg	DTN kg	PO ₄ ³⁻ -P kg	DTP kg
山王川	43.1	13.5	2.31	0.50	72.5	0.98	138	9.36	67.4	83.5	-5.1	-5.0
恋瀬川	486	55.4	5.44	1.72	151	2.95	324	205	973	1346	16.5	19.4
天の川	195	15.4	1.98	0.76	55.4	0.90	124	134	420	641	5.0	5.0

3.2 河口域での水質変化

湖内の水位は流出水量の増加によって上昇したが、その大きさは5cm程度と小さかった。図4にはSS、クロロフィルa、NH₄⁺-N、Na⁺について5地点での水質変化の様子を示す。SSではSt. R-1、1において降雨の影響による増加が見られる。4月20日にはSt. R-1より上流の背水域内3地点でも測定を行ったが、SS濃度のピークは上流ほど高く、流下するに従いかなりの懸濁物が背水域で沈降したものと推定された。降雨期間中の流入水平平均SS濃度は約84mg/lであるのに対して、St. R-1のピーク濃度が35mg/lであることから同じことが推定される。

これに対しSt. 2, 3, 4では4月19日から21日にかけて減少の傾向が見られる。クロロフィルaでも同様な傾向であり、藻類量の減少がSSの低下した原因と考えられる。クロロフィルaの減少率は湾奥部ほど大きい。4月22日には降雨前のレベルに回復している。クロロフィルaの減少の理由としては、濃度の低い河川水が流入して希釈されたこと、降雨期間に日射量等が変わり、藻類の生産、分解、沈降等の特性が影響を受け現存量が変化したこと等が挙げられよう。

次に、NH₄⁺-Nでは晴天時に奥部ほど濃度が高く、河川水の流下とともに藻類の生産に伴う消費、硝化が生じていることを表す。降雨の影響は濃度の増加として表れるが奥部ほどピークが高い。ピーク時刻はSt. 3で遅れるものの時間遅れは明白ではない。4月22日の時点ではどの地点とも降雨前の低濃度に戻っていることが注目される。混合による希釈、硝化の効果もあるであろうが、植物プランクトン等の生産のために吸収され有機態に変化したものが多いと考えられる。

Na⁺では晴天時は奥部ほど濃度が低く、低濃度の河川水と高濃度の湖心方面の水の混合から濃度分布が決まっていると考えられる。降雨時の流出水は濃度が低く奥部ほど濃度低下が激しい。

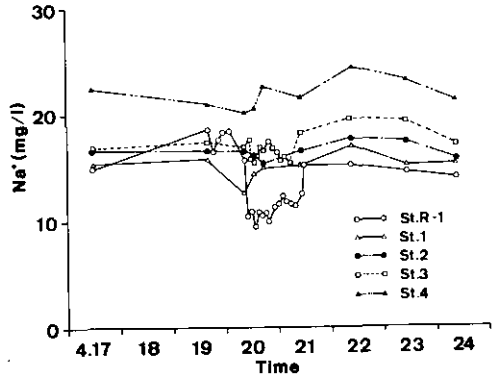
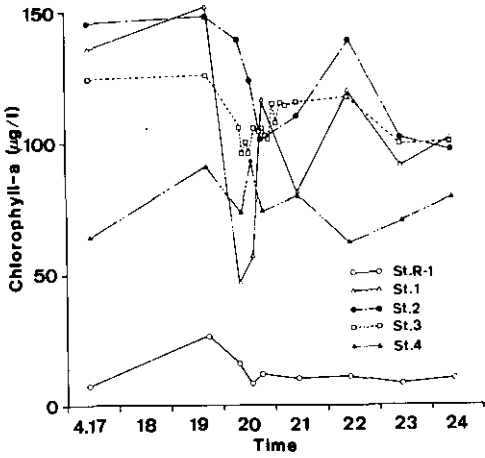
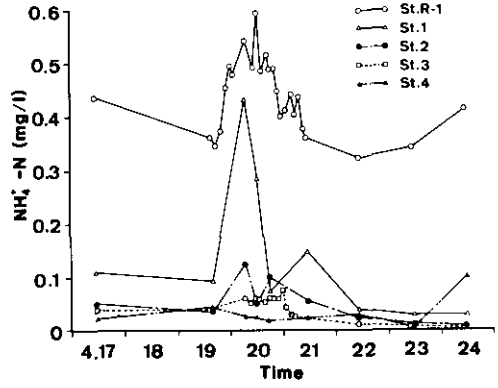
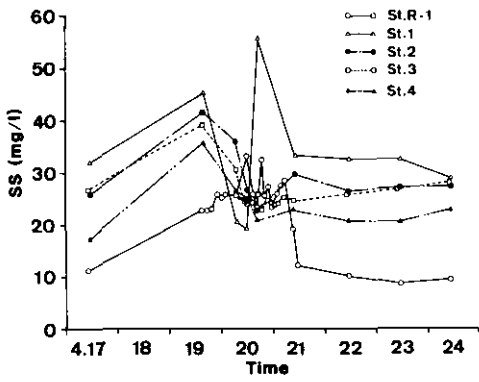


図 4 SS, クロロフィルa, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, Na^+ の河口域での変化

Fig. 4 Change of the concentration of suspended solids, chlorophyll-a, ammonium-nitrogen, and sodium in the region near the mouth of influent rivers

クロロフィル *a*, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と同じく4月22日の時点で降雨前のレベルに復帰している。

他の水質では Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} といった金属イオン等では Na^+ の挙動と似た変化をした。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ は $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の変化と似ているもののばらつきが大きかった。TNは $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ の変化に伴い若干濃度が上昇する。TPは主体である懸濁態リン (PP) の変化に従いSSと同じような変化をする。CODは藻類と流入河川水の両者が寄与するため変化の傾向が明白でない。以上をまとめると、23mmの降雨によって藻類量、金属イオン濃度等は低下し、無機態栄養塩濃度は増加した。その影響は湾奥部の方が大きい。また、河川流出量が晴天時の値に戻る時点ぐらいまでに影響は消失し、降雨前のレベルに復帰した。

3.3 沈殿量

沈殿物は底面から0.5~1 mの位置に設置したトラップで採取した。このため、底泥面上の値とするため補正が必要となる。沈殿物のかなりの部分を占める底泥巻き上げ物についてはトラップの水深に比例するように沈殿量が増加することがわかっているため(福島ら, 1984a), ここでは簡単に(トラップの水深)/(各地点の水深)で除して底泥面上の値とした。

図5には乾燥重量について沈殿フラックスの変化を示す。St. R-1では降雨流出の多いときに増加する。これに対して湖内では4月19日, 22, 23日に多く, 4月20, 21, 24日に少ない。図5

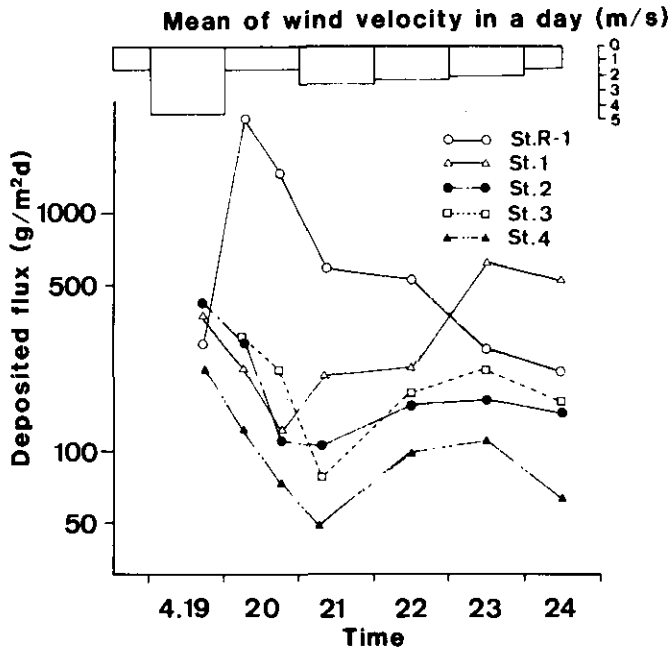


図 5 沈殿フラックスの変化

Fig. 5 Change of deposited flux

には土浦地点での日平均風速の変化も併せて示してあるが、風速の弱い日に少なく、強い日に多くなる傾向が見られる。また、水深の増加に伴い乾燥重量の沈殿フラックスは減少していることから、巻き上げの影響と考えられる。沈殿物中の各含量については4で述べる。

4 考察

4.1 河川流出特性

表3には晴天時分を差し引いた降雨時流出量を各河川の流域面積で除して示す。水量($\Sigma Q_{net}/A$)については3河川の値はほぼ等しく各流域の流出率に差が少ないことがわかる。COD, TN, TPといった懸濁物を含めたトータルの水質の単位面積当たりの流出量($\Sigma L_{net}/A$)は、市街地河川の山王川で他の田園地河川に比べ数倍大きくなっている。これに対して溶存態成分のD-COD, DTN, DTPでは逆に田園地河川の方が大きい。山王川のような市街地河川では、晴天時に河床に貯留、堆積されていたもの、河床中に増殖した付着生物等の懸濁物が流送され負荷を大きくしたものと考えられる。また、こうした河川では溶存態物質の晴天時における濃度はかなり高く、降雨時では濃度が減少する傾向にあることから、降雨時の溶存態成分の流出率がかなり低いものになったと考えられる。海老瀬(1984b)は霞ヶ浦流域の河川で数十の降雨に対して $\Sigma Q_{net}/A$ と $\Sigma L_{net}/A$ との関係を得て回帰モデルを適用している。この回帰式と比べて今回得られた表3の結果は、COD, TPで $\Sigma L_{net}/A$ が大きいものの他の水質ではよく一致している。

4.2 晴天時、降雨時での物質収支

St. 4までの高浜入奥部について物質収支を考えた。晴天時としては表2, (1)の流入量, この時刻での湖内水質を定常状態と見なして解析した。降雨時としては降雨開始の4月19日13時から、流入量に降雨の影響が見られなくなった4月22日12時までの約3日間を解析期間とした。物質収支式は次式で表される。

$$\Delta S = Q_{in} - Q_{out} + R_{in} + D + F - Q_{un} \quad (1)$$

表 3 河川における単位流域面積当たりの降雨時流出量

Table 3 Storm runoff loads per unit watershed area

流域面積 A(km ²)	水量の単位面積当たりの流出量 $\Sigma Q_{net}/A$ (10 ³ m ³ /km ²)	物質の単位面積当たりの流出量 $\Sigma L_{net}/A$ (kg/km ²)						
		COD	TN	TP	D-COD	DTN	DTP	
山王川	12.4	3.48	186	40.3	5.85	10.2	6.73	—
恋瀬川	151	3.22	36.0	11.4	1.00	13.4	8.91	0.13
天の川	54.4	3.58	36.4	14.0	1.02	18.0	11.8	0.09

ΔS は解析期間前後での湖内での現存量変化であり、現存量は各地点での水質とその地点の代表する容積との積から算出した。なお、3にも述べたように水位変化は小さかったためその影響は考慮しなかった。 Q_{in} は河川からの流出量であり、降雨時では晴天時分も含めた全流入量である。 Q_{out} は対象水域から押し出される物質質量で、St. 4 での濃度変化が小さいことから、解析期間での St. 4 の平均濃度に河川流出水量と湖面降水量との和を掛けて求めた。 R_{in} は湖面への降水に伴う負荷量で降水量と降水濃度 (安部, 1984) を掛けて算出した。 D は分散現象による対象水域への流入量あるいは流出量である。保存物質 ($Q_{un} = 0$) と考えられる Na^+ , Cl^- の収支から D を逆算し、次式を用いて分散係数 E を推定した。この E を用いて他の物質の D を算出した。

$$D = EA_x(\partial C / \partial x) \quad (2)$$

ここに A_x は流入出方向の断面積であり、 $(\partial C / \partial x)$ は濃度こう配である。 $(\partial C / \partial x)$ としては St. 3 と St. 4 との間の値を用いた。 F はコイの養殖による負荷で相崎ら (1981) が 3~5 月に対して得たこの水域での値を用いた。最後に、 Q_{un} は収支残量で 3 の結果等から、溶存態の物質 (無機態窒素 (IN) すなわち NH_4^+-N , $NO_2^- - N$, $NO_3^- - N$ の和, $PO_4^{3-} - P$) では主に懸濁態に変化

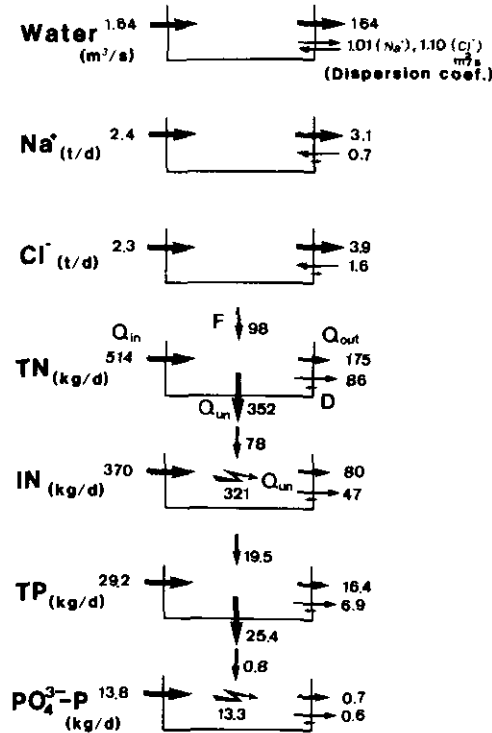


図 6 晴天時の物質収支

Fig. 6 Mass budget in a dry weather day

した物質質量、溶存態、懸濁態を含めたトータルの水質(TN, TP)では主に懸濁態分の沈殿による消失量を表すものと考えられる。

図6に晴天時、図7に降雨時の水量(Water), Na^+ , Cl^- , TN, IN, TP, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の物質収支の様子を示す。分散係数 E の値は晴天時に $1.0\text{m}^2/\text{s}$, 降雨時に $10\sim 20\text{m}^2/\text{s}$ となった。この断面では過去に約2か年にわたり同様な方法で E を推定したことがあるが、その結果は $1\sim 20\text{m}^2/\text{s}$ であった(村岡・福島, 1981)。この範囲にはいる値であるが、晴天時と降雨時に差が大きいのは、気象状態の差に加えて、晴天時での定常状態の仮定が満足されていなかった可能性がある。この点では晴天時の収支は降雨時の収支と比べ若干精度が落ちるものと考えられる。

図6, 7のTN, IN, TP, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の収支を見ると次のようなことがわかる。

(1) 降雨時には河川流入に占める無機溶存態のウェイトが晴天時と比べ小さい。特にリンでは $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ の割合が、晴天時で67%に対し、降雨時で12%と急減している。粘土粒子に吸着したもの、有機分が増加したためと考えられる。

(2) 対象水域から失なわれる形態として Q_{un} , Q_{out} , D の割合を算出すると、晴天時のTNで

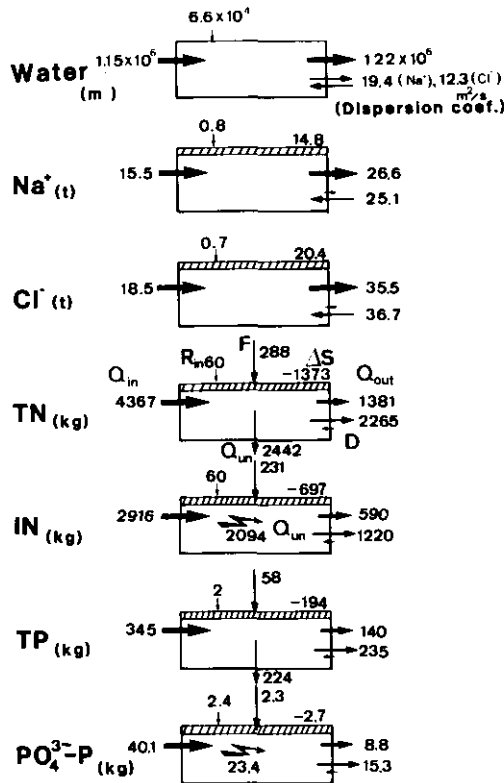


図 7 降雨時の物質収支

Fig. 7 Mass budget for storm runoff period

はそれぞれ58, 29, 14%, TPでは52, 34, 14%であり, 降雨時のTNでは40, 23, 37%, TPでは37, 23, 39%となる。分散係数の増加によって降雨時ではDの割合が大きい。Q_{un}の割合は晴天時で約55%, 降雨時で約40%と, 湾奥部で多くの物質がトラップされてしまうことがわかる。相崎ら(1981)の2年間にわたる解析ではDの効果は考慮されていないが, TNで42%, TPで41%が消失すると報告されていて, 上記の値とかなり近い数値となっている。なお, 湾奥部をしきいラグーン化すれば分散による流出はかなり抑えられ, この水域にトラップされる栄養塩の割合は増加することが予想される。

(3) 無機溶存態で河川から流入したものが有機態, 懸濁態に変換される割合は晴天時INで72%, PO₄³⁻-Pで91%, 降雨時INで53%, PO₄³⁻-Pで49%となる。降雨時には滞留時間が短くなり変換される割合が小さくなったと考えられる。このため, 次の水域へ移動する栄養塩の内の無機溶存態の割合は, 晴天時の窒素で47%, リンで6%から降雨時の窒素で50%, リンで6%に若干増加する。

(4) 無機溶存態のQ_{un}に比べ, トータルのQ_{un}の方が大きい。すなわち, 有機懸濁態分として見ると沈降等で失われる量の方が一次生産等によって生産される量に比べ大きい。

4.3 沈殿物, 懸濁物の組成

表4には4月19日~22日間各地点各4回の沈殿トラップ回収量から得られた沈殿量とその組成とを示す。前者については, 背水域の沈殿量とはSt.R-1での沈降フラックスに背水域面積0.067 km²を乗じて算出し, 高浜入奥部の沈殿量とは背水域の分に加え湖内4地点での沈降フラックスに各代表湖面積を掛けたものを足して算出した。河川から流入したもの, 内部生産されたものの沈殿量以外に巻き上げ量も加っている。これに対し, この期間の河川からの流入量は, SS91.7 t, POC7.10 t, PON0.91 t, PP0.29 tであった。また, 図7からQ_{un}はTN2.4 t, TP0.22 tであ

表 4 沈殿量と沈殿物の組成

Table 4 Amounts and contents of deposited matter

	乾燥重量	クロロフィルa	有機炭素	有機窒素	リン
背水域での沈殿量 (t)	221	0.092	19.5	2.33	0.68
高浜入奥部全域での沈殿量(t)	1534	0.612	91.7	11.0	3.14
含量 (%)					
St.R-1		0.042	8.8	1.05	0.31
St.1		0.033	5.0	0.55	0.19
St.2		0.050	5.6	0.67	0.18
St.3		0.039	5.6	0.71	0.20
St.4		0.039	6.1	0.76	0.16

り、こうした数値に比べ表4の値はかなり大きい。霞ヶ浦のような水深の浅い水域では巻き上げ量が多く、沈殿物の中味の分離が適切に行えなければ沈殿量と物質収支との対応を考えることが事実上不可能といえる。

次に表4の組成を見ると、湖内では河口から離れるに従って各含量は増加の傾向が見られる。福島ら(1984b)に示したように、巻き上げ量が水深の増加とともに減少するためと考えられる。これに対し、St. R-1ではかなり高い含量が観測された。図8にはSt. R-1での懸濁物、沈殿物の組成の変化を示す。懸濁物中の含量はSS濃度がピークとなる4月20日昼頃に最小となり、その後急激に回復している。沈殿物中の含量は降雨初期に高く、SS濃度のピークを含む期間に最小となり、一部の期間を除き懸濁物中の含量より低い。福島ら(1984a)によればSt. R-1の底泥組成はPOC 3.2%、PON 0.27%、PP 0.15%であるため、巻き上げ物が混ざることによって含量が低下したものと考えられる。また、降雨期間中の3河川合計の流出懸濁物平均組成はPOC 7.8%、PON 0.99%、PP 0.32%であった。これらの値に比べSt. R-1の懸濁物の値は一般に高い。St. R-1に達するまでの背水域で、こうした栄養塩の含量の低い粒子が高い粒子に比べより多く落ちたことが推測される。3にも述べたように背水域でのSS濃度の低下は大きく、4.2で示した高浜入奥部での栄養塩の消失量の中で、背水域の部分で沈殿したものの割合はかなり大きいと考えられる。

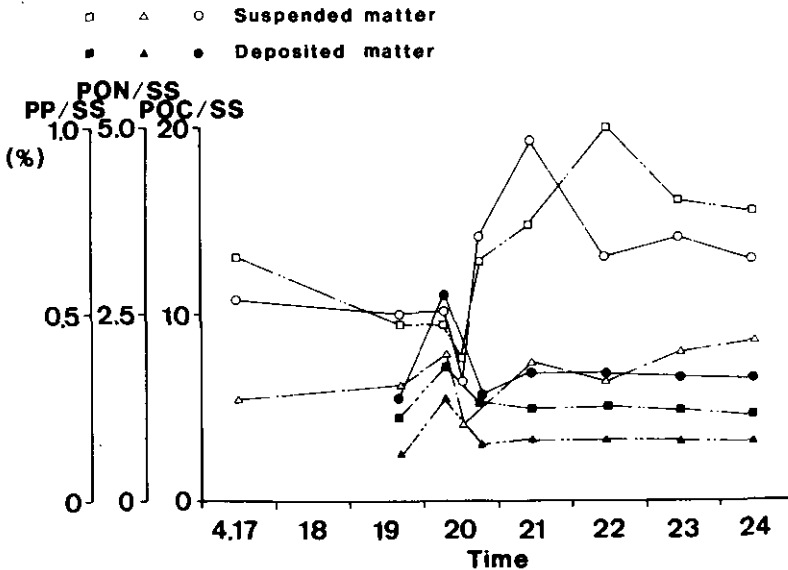


図 8 懸濁物、沈殿物の組成変化

Fig. 8 Change of the contents of suspended matter and deposited matter

5 おわりに

降雨時における河口域での物質動態を明らかにすることを目的として、霞ヶ浦高浜入を対象に、23mmの降雨期間に流入3河川で流出負荷量を観測し、同時に河口域で水質、沈殿量の変化を調べた。得られた成果をまとめると次のようである。

(1) 3河川合計で晴天時の4.8日分の流量、29日分のSS、10日分のCOD、5.8日分のTN、9日分のTP等の増加があった。降雨時には、懸濁態の割合が増加すること、市街地河川では田園地河川に比べ懸濁態成分の単位面積当たりの流出量が多く、溶存態成分のそれは小さいことがわかった。

(2) 河口域ではクロロフィル a 、金属イオン濃度は低下し、無機溶存態栄養塩量は増加した。降雨の影響は河口に近いほど大きく、河川流出量が晴天時の値に戻る時点までに各濃度は降雨前のレベルに戻った。

(3) 流入する窒素、リンといった栄養塩の内、晴天時で約55%、降雨時で約40%のものが河口に近い湾奥部でトラップされた。次の水域へ移行する形態としては分散の寄与が大きい。このため、湾奥部をラグーン化してしきることからこの寄与を減少して、湾奥部でトラップする比率を増加させることが可能といえる。

(4) 無機溶存態として流入した栄養塩の内、晴天時には7~9割、降雨時には約半分のものが湾奥部で有機態、懸濁態に変化する。

(5) 背水域でのSSの変化、懸濁物、沈殿物の組成から、懸濁物の消失は主に背水域で生じていると考えられる。

降雨の河口域への影響の程度は降水量、降雨強度、先行降雨の有無、河川の流出特性といった降雨、流域の特性並びに水域での生物活動の活発さに大きく左右される。このため、いろいろな条件、状態での数多くの観測結果が必要である。また、沈降したものの底泥での挙動を含めて、長時間スケールでの影響を評価する努力も必要といえる。

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・福島武彦・大槻 晃 (1982)：湖内の水質におよぼす大雨による流出の影響。日本陸水学会第47回大会講演要旨集，46。
- 相崎守弘・福島武彦・海老瀬潜一 (1985)：霞ヶ浦高浜入における河川流出物の挙動。環境科学研究報告，(印刷中)。
- 安部喜也 (1984)：霞ヶ浦流域における大気中からの栄養塩の降下量及びその経年変動について。国立公害研究所研究報告，第50号，1-10。

- 海老瀬潜一・宗宮 功・大柴尚史 (1979) : 市街地河川における降雨時流出負荷量の変化特性. 水質汚濁研究, 2, 33-44.
- 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.
- 海老瀬潜一 (1984a) : 霞ヶ浦流入河川による総流入負荷量の評価. 国立公害研究所研究報告, 第50号, 41-58.
- 海老瀬潜一 (1984b) : 降雨時流出負荷量の算定モデル. 国立公害研究所研究報告, 第50号, 59-88.
- 海老瀬潜一 (1985) : 降雨による土壌層から河川への NO_3^- の排出. 土木学会衛生工学研究論文集, 21, 57-68.
- 海老瀬潜一・相崎守弘・福島武彦 (1985) : 降雨時に流出する河床付着藻類量・付着生物量の評価. 土木学会第40回年次学術講演会講演概要集, 第2部, 787-788.
- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984a) : 浅い湖における沈殿量の測定方法とその起源. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 73-87.
- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984b) : 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.
- 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.

II-2 植物プランクトンの分解による栄養塩の回帰 Nutrient Regeneration by Decomposition of Lake Phytoplankton

相崎守弘¹・高村典子²

Morihiro AIZAKI¹ and Noriko TAKAMURA²

要 旨

植物プランクトンの暗条件下における分解過程を霞ヶ浦の植物プランクトンを対象に調べた。光合成活性、懸濁態窒素及びクロロフィル *a* 濃度は1~4日の遅滞時間の後に減少し始めた。溶存態窒素及びリン濃度は同様な遅滞時間の後に増加し始めた。これらのことから、暗状態に維持された植物プランクトンは1~4日間程度は分解せず、その後分解が始まるのが明らかになった。

分解過程は一次反応式に従ったが、分解速度はクロロフィル *a* > 懸濁態窒素 > 懸濁態炭素 > 懸濁態リンの順であった。分解速度は水温と密接な関係が認められたが、その他にも分解速度を決定する重要な要素があることが判明した。その一つとして藻類組成が重要であり、緑藻やラン藻類は比較的容易に分解されるがケイ藻類は分解しにくいことが明らかとなった。

Abstract

Short-term decomposition processes of lake phytoplankton were studied using natural phytoplankton communities of Lake Kasumigaura, a shallow and eutrophic lake in Japan. Changes in the concentrations of particulate carbon, nitrogen and chlorophyll-*a*, inorganic nitrogen and phosphorus, dissolved organic nitrogen, total heterotrophs, and photosynthetic activities were determined. Since initial lag-phases of about 1~4 days were observed for the change of these concentrations, phytoplankton maintained under dark condition seemed to be alive in these periods. Decomposition then began. Decomposition could be described as a first-order process. Kinetic analysis showed that not all analyzed components disappeared at the same rate during the decomposition process. The relative rates of decrease of the measured

-
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.
 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.

parameters were as follows ; particulate chlorophyll>particulate nitrogen>particulate carbon>organic phosphorus.

Photosynthetic activities rapidly decreased after the initial 1~4 days with the progress of phytoplankton decomposition. Dissolved nitrogen and phosphorus concentrations also rapidly increased after the same period and reached their maximum after one to two weeks. Decomposition rates correlated with water temperature, but other factors seemed to be important to determine the velocity of degradation. Algal species composition seemed to be one of the important factors in determining the decomposition rate. Green and blue-green algae were easily decomposed, but diatoms resisted decomposition.

1 はじめに

湖沼における自然浄化機能を評価するうえで、植物プランクトンの生産による水中からの栄養塩の除去過程と植物プランクトン体内に固定された栄養塩の分解による回帰過程は特に重要である。生産過程に関する研究はこれまでに多くの知見が集積されつつあるが、分解過程に関しては少ない。これまでの植物プランクトンの分解に関する研究には、死滅後の有機物の分解及び栄養塩の回帰に関する研究 (Otuki と Hanya, 1972 ; Golterman, 1972 ; Maturaga, 1981), 植物プランクトンの種組成に立脚してその分解特性を調べる研究 (Mills と Alexander, 1974 ; Gunnison と Alexandar, 1975 ; Sudo ら, 1978 ; Fallon と Brock, 1979), 及び光合成により固定された有機物の分解に関する研究 (Ishikwa と Nishimura, 1983 ; Watanabe, 1984) 等がある。しかしこれらの研究の多くは生きた細胞による代謝と死滅後の分解の区別が明確でなく、湖沼の非生産層での分解を十分に説明できない。特に浅い湖沼では水の混合が激しく、植物プランクトンが生産層と分解層を短時間のうちに移動していると考えられること(合田・相崎, 1979)から、植物プランクトンの生死の区別をはっきりさせることは特に重要である。

本研究では浅い湖沼の分解層での植物プランクトンの分解過程を解析することを目的として、暗条件下における植物プランクトンの分解に伴う比較的短時間での諸変化を追跡した。

2 方法

実験は1983年7月から1985年まで計8回行った。実験条件及びそのときの植物プランクトンの優占種を表1に示す。実験には霞ヶ浦高浜入の表層水を使用した。採取した湖水はNXX13 (mesh size 94 μ m)のプランクトンネットで動物プランクトンを除去した後、100lのポリタンク中に移し、恒温室中で静置または通気をしながら暗状態で維持した。1985年7月の実験では100lのタンクの代りに20lのポリタンクを用いた。タンクからの採水は定期的に、静置条件下における一部の実験を除き、よくかくはんした後に行い、以下の測定用の試料とした。測定は以下の方法で行った。光合成速度及び藻類組成は高村ら(1984)の方法で行った。細菌数の測定は相崎・中島

表 1 実験条件及び植物プランクトンの優占種

Table 1 Experimental conditions and dominant species of phytoplankton in each experimental time

Exp. time	domiant species	W.T. (°C)	Condition
Jul., 1983-1	<i>Anabaena flos-aqual</i>	25	aerating
Jul., 1983-2		25	static
Aug., 1983-1	<i>Microcystis</i>	25	aerating
Aug., 1983-2		25	static
Sep., 1983-1	<i>Microcystis</i>	30	aerating
Sep., 1983-2		30	static
Oct., 1983-1	<i>Microcystic</i> (<i>Melosira</i>)	20	aerating
Oct., 1983-2		20	static
Feb., 1984	Crysophyceae (<i>Cyclotella</i>)	5	aerating
May, 1984	<i>Synedra</i> (<i>Aphanizomenon</i>)	13	aerating
Jul., 1984-1	<i>Microcystis</i>	25	aerating
Jul., 1984-2		25	static
Jul., 1985	<i>Microcystis</i>	25	aerating

() Secondary domirant species

(1981)に述べた方法、栄養塩等の化学分析は合田(1979)に述べた方法に準じて行った。

3 結果

3.1 呼吸過程と分解過程

植物プランクトンの暗条件下での分解に伴う各種測定項目の経時変化の一例を図1に示す。この実験は1984年7月に通気条件下で行ったものであるが、クロロフィル *a* (Chl. *a*)、懸濁態窒素 (PON) 濃度は一定期間経過後減少し始めた。溶存の各態窒素及び無機態リン (PO_4 -P) 濃度は一定期間経過後増加し始めた。これらに対し懸濁態有機炭素 (POC) 濃度は実験開始直後から減少がみられた。溶存の各態窒素濃度の経時変化をみると、初めにアンモニア態窒素 (NH_4 -N) 濃度が増加し、硝化作用の進行に伴い、 NH_4 -N 濃度の減少と亜硝酸態窒素 (NO_2 -N)、硝酸態窒素 (NO_3 -N) 濃度の増加がみられた。光合活性の経時変化は、Chl. *a* 濃度や PON 濃度の経時変化と同様にある期間経過後急激な減少がみられた。全従属栄養細菌数は、藻類の分解に伴い多少の増加はみられたが、大きな変化はなかった。このような経時変化のパターンは各季節における分

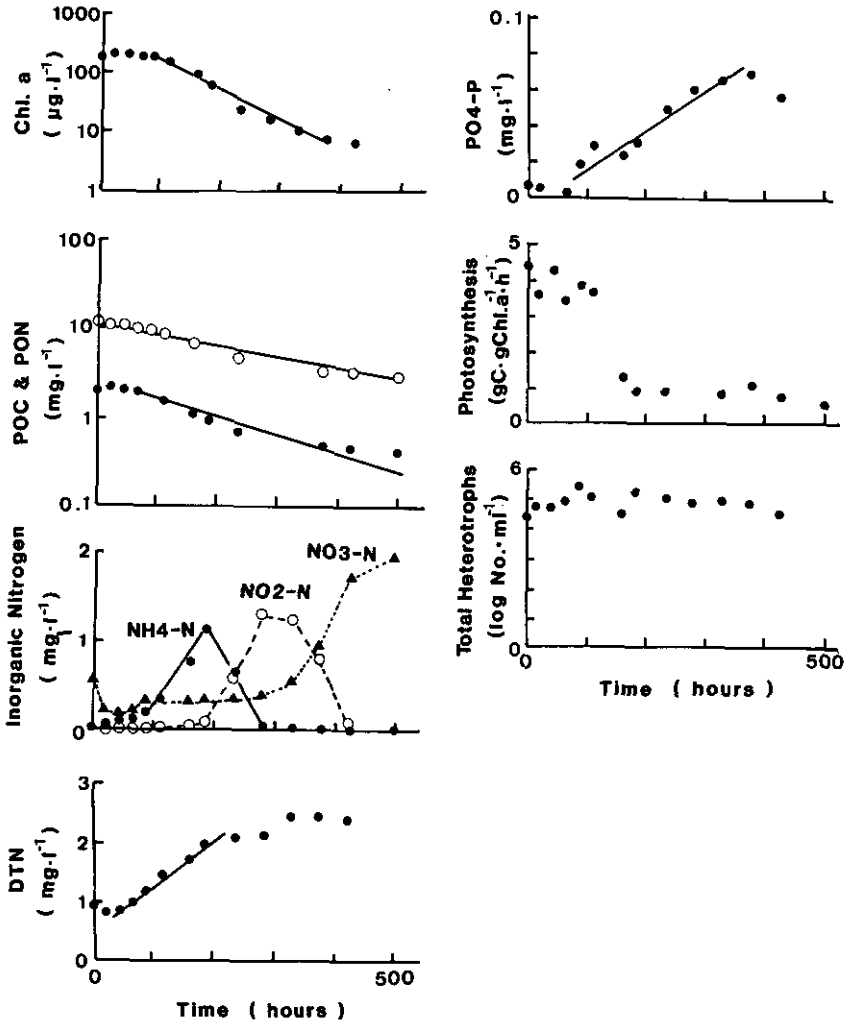


図 1 通気・暗条件下での植物プランクトンの分解に伴う各測定項目の経時変化 (1984年7月)

Fig. 1 Time course of each parameter attendant with decomposition of phytoplankton in July, 1984 under dark and aerating conditions

解実験を通してほぼ共通していた。このような各種測定項目の経時変化は、植物プランクトンを暗状態に維持した場合、初期の期間は生体を維持し、ある期間の経過後死滅分解が始まることを示している。以下では生きた状態の代謝活動の過程を呼吸過程と呼び、死滅後の過程を分解過程と呼ぶ。

図2に各実験を通してのクロロフィルa濃度の経時変化を示す。図1に示したごとく、クロロフィルa濃度は季節により異なるが実験開始直後のある期間はほとんど濃度の減少はみられず、

その後急激に減少した。図3に各季節における光合成活性の経時変化を示す。光合成活性はどの季節の実験をとってもある一定期間は実験開始直後の同レベルまたはそれ以上の活性を示しており、その後急激な減少がみられた。分解過程はこのような急激な光合成活性やクロロフィル *a* 濃度の低下する時機や溶存態窒素の増加し始める時機以後に生じると考えられる。表2に通気条件下での各季節の実験における溶存態全窒素 (DTN)、溶存全無機態窒素 (TIN) 及び $PO_4\text{-P}$ 濃度が急激に増加し始めるまでに要する期間、及び POC、PON、Chl. *a* 濃度及び光合成活性が急激に減少し始めるまでに要する期間を示す。各実験を通してこれらの期間は多少の違いはみられるがある一定範囲内の値を示していた。このような各測定項目を通しての一致は、この期間を境いとして植物プランクトンの代謝活動が急激に変化したことを示しており、この期間の後死滅分解が始まるものと判断された。

ここで示した期間を呼吸過程の期間とすると、呼吸過程の期間は表から明らかなごとく実験を行った季節によりかなり異なり、アオコが異常増殖を始める7月では、1984年の実験を除き約1日と短く、これに対して現存量が高くなる8月、9月では3~4日とかなり長い期間であった。水温が低下した秋期から春期にかけては約3日程度であった。呼吸過程における植物プランクト

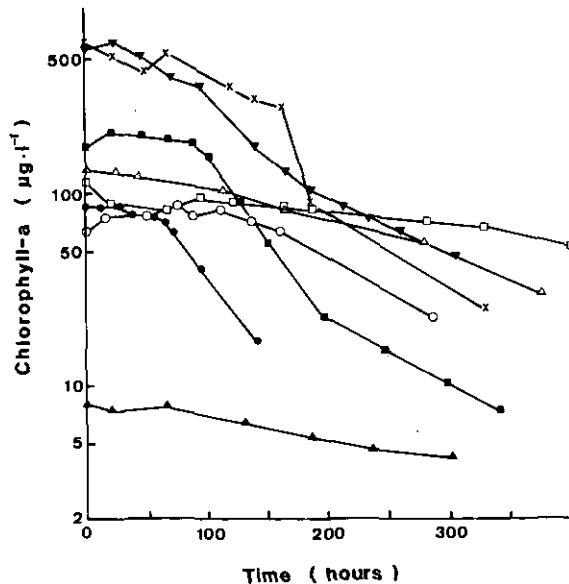


図 2 通気・暗条件下におけるクロロフィル *a* 濃度の経時変化

Fig. 2 Time course of Chlorophyll-*a* concentration in each experimental time under dark and aerating conditions.

(●), Jul. 1983 : (○), Aug. 1983 ; (×), Sep. 1983 ;

(△), Oct. 1983 ; (▲), Feb. 1984 ; (□), May 1984 ;

(■), Jul. 1984 ; (▼), Jul. 1985.

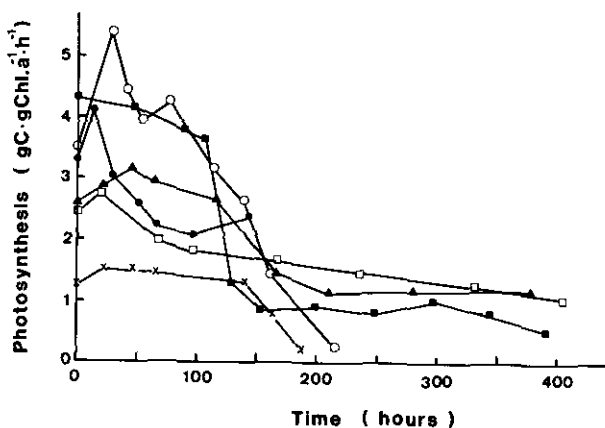


図 3 通気・暗条件下における光合成活性の経時変化

Fig. 3 Time courses of photosynthetic activity in each experimental time under dark and aerating conditions

(●), Jul. 1983 ; (○), Aug. 1983 ; (×), Sep. 1983 ;
 (△), Oct. 1983 ; (□), May 1984 ; (■), Jul. 1984.

表 2 通気・暗条件下におけるDTN , TIN , PO₄-P濃度が急激に増加し始めるまでに要した時間 (h) 及びPOC , PON , Chl. a濃度と光合成活性が急激に減少し始めるまでに要した時間 (h)

Table 2 Lag times (h) of increase of DTN, TIN and PO₄-P concentrations, and decrease of POC, PON, Chl. a concentrations and photosynthetic activity in each decomposition study under dark and aerating conditions

Exp. time	DTN	TIN	PO ₄ -P	POC	PON	Chl. a	photosynthesis
Jul. 1983	20	15	35	10	40	60	15
Aug. 1983	65	65	75	25	140	115	75
Sep. 1983	50	70	120	120	120	70	140
Oct. 1983	65	65	0	45	115	45	115
Feb. 1984	20	20	—	140	140	70	—
May. 1984	70	70	70	0	95	95	20
Jul. 1984	—	45	70	90	90	70	105
Jul. 1985	—	20	20	20	20	20	—

ンの成分組成の変化をみると、呼吸による炭素の消費に伴いC/N比が6~7程度から5程度まで減少し、C/chl-a比も季節により違いはみられるが、60~70程度から50程度まで減少した。後述するごとく湖水中の栄養塩濃度はこの期間では植物プランクトンにより吸収され減少した。

3.2 分解過程での窒素の回帰

図4に通気条件下の各実験での植物プランクトンの分解に伴う湖水中の TIN 濃度の経時変化を示す。前述したごとく TIN 濃度は実験初期のある期間、濃度の減少もしくはあまり変化しない状態を維持し、その後急激な上昇がみられた。図5に DTN 濃度の経時変化を示す。TIN 濃度の経時変化の同様な変化を示したが、初期濃度が高かったため、TIN 濃度の変化に比べるとおだやかであった。

このような TIN 及び DTN 濃度の増加は PON の分解により生ずると考えられた。図6に PON 濃度の経時変化を示す。PON 濃度も実験初期の一定期間は濃度変化が少なく、その後急激に減少した。これまでの多くの研究 (例えば Otuki & Hanya, 1972) から、藻類の分解は初期には一次反応式 ($C_B = C_A 10^{-kt}$; C_B : t 時間後の濃度, C_A : 初期濃度, K : 分解速度定数) に従って

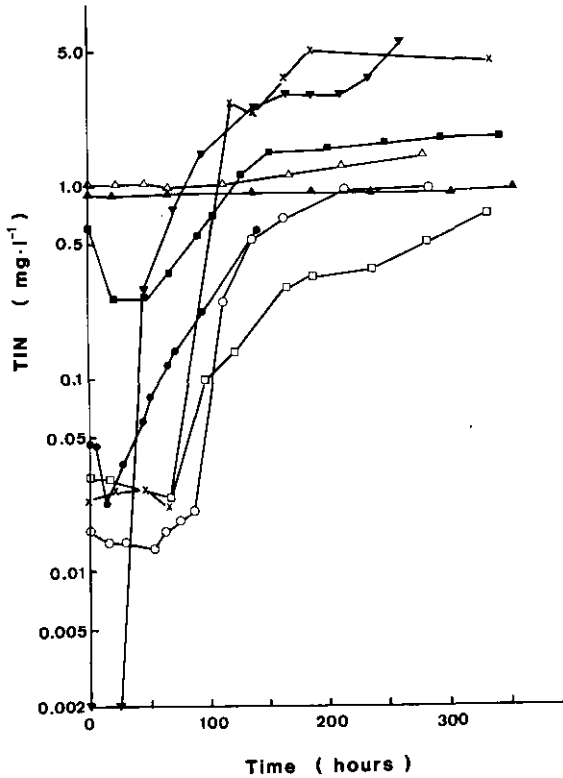


図 4 通気・暗条件下における溶存全無機態窒素濃度の経時変化

Fig. 4 Time courses of TIN concentration in each experimental time under dark and aerating conditions

(●), Jul. 1983 : (○), Aug. 1983 : (×), Sep. 1983 ;
 (△), Oct. 1983 : (▲), Feb. 1984 : (□), May 1984 ;
 (■), Jul. 1984 : (▼), Jul. 1985.

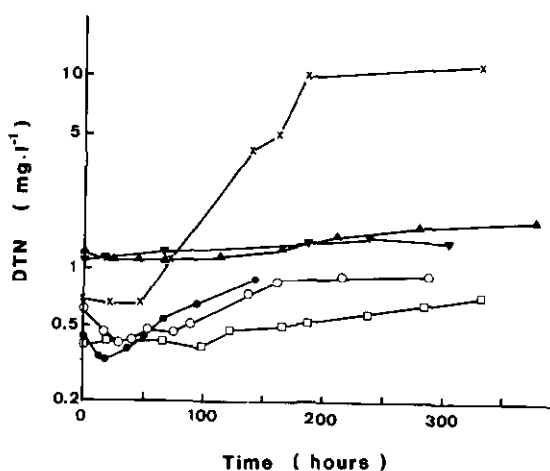


図 5 通気・暗条件下における溶存全窒素濃度の経時変化

Fig. 5 Time courses of DTN concentration in each experimental time under dark and aerating conditions

(●), Jul. 1983 ; (○), Aug. 1983 ; (×), Sep. 1983 ;
 (△), Oct. 1983 ; (▲), Feb. 1984 ; (□), May 1984 ;

進行することが知られており、本実験結果もほぼその傾向を示した。各季節における分解実験から、通気条件下での PON の分解速度定数 K_N を求め、表 3 に示す。7 月の実験では $0.07 \sim 0.09 \cdot d^{-1}$ 程度の値を示し、最高値は 9 月の $0.101 \cdot d^{-1}$ であった。最低値は 5 月の実験で得られた $0.015 \cdot d^{-1}$ であった。冬期の 2 月では $0.029 \cdot d^{-1}$ 、分解が活発であると思われた 10 月は $0.033 \cdot d^{-1}$ と意外に低い値であった。 K_N 値から計算される PON の減少速度と、図 4 及び図 5 から求められる TIN 及び DTN 濃度の増加速度を表 3 に示す。各実験において、この三者の値は比較的良い一致を示した。このことから、DTN 及び TIN 濃度の増加は PON の分解によるものであることが明らかとなった。表 3 に示した値から、藻類の分解に伴う窒素の回帰速度は 9 月に最も速く、夏期の 7～8 月がこれに続き、10 月と 5 月は比較的遅いことが判明した。冬期は分解速度も遅く、PON 濃度も低いことから窒素の回帰速度は極めて低い値であった。

3.3 分解過程でのリンの回帰

図 7 に植物プランクトンの分解に伴う通気条件下での $PO_4\text{-P}$ 濃度の経時変化を示す。溶存態窒素濃度の変化と異なり、呼吸過程での変化は複雑であり、また $PO_4\text{-P}$ 濃度が急激に上昇し始めるまでに要する時間は表 2 に示したごとく TIN のそれに比べると多少長時間を要するようであった。図 7 から分解に伴う $PO_4\text{-P}$ の溶出速度を求めると、9 月が $0.072 \text{mg} \cdot l^{-1} \cdot d^{-1}$ と最も速く、7～8 月は $0.005 \sim 0.039 \text{mg} \cdot l^{-1} \cdot d^{-1}$ と年によってバラツキがみられた。2 月の実験では $PO_4\text{-P}$ 濃度の増加はみられなかった。全リン (TP) 濃度はサンプリング時の誤差に起因すると思われる

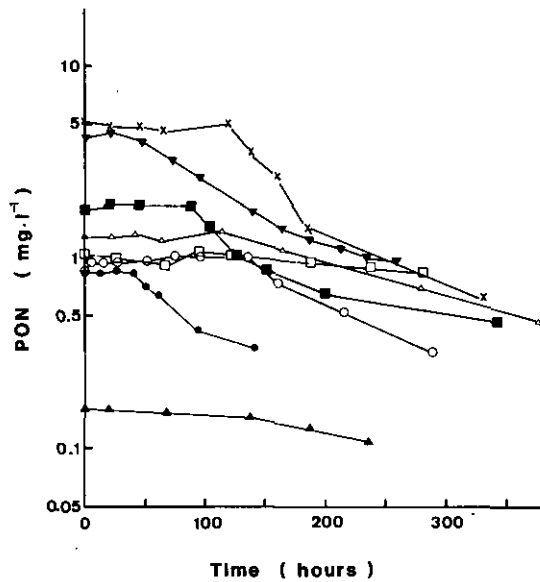


図 6 通気・暗条件下における懸濁態窒素濃度の経時変化

Fig. 6 Time courses of PON concentration in each experimental time under dark and aerating conditions

(●), Jul. 1983 ; (○), Aug. 1983 ; (×), Sep. 1983 ; (△), Oct. 1983 ;
 (▲), Feb. 1984 ; (□), May 1984 ; (■), Jul. 1984 ; (▼), Jul. 1985.

表 3 通気・暗条件下における窒素の回帰速度とPONの分解速度定数 K_N

Table 3 Regeneration rates of nitrogen from phytoplankton decomposition, and decomposition rate constants (K_N) of PON under dark and aerating conditions

Exp. time	K_N (d^{-1})	Regeneration rate ($mg \cdot l^{-1} \cdot d^{-1}$)		
		PON ¹⁾	DTN ²⁾	TIN ³⁾
Jul. 1983	0.092	0.158	0.115	0.129
Aug. 1983	0.082	0.176	0.104	0.156
Sep. 1983	0.101	1.040	1.594	1.033
Oct. 1983	0.033	0.097	0.074	0.066
Feb. 1984	0.029	0.009	0.018	0.007
May. 1984	0.015	0.037	0.030	0.068
Jul. 1984	0.096	0.365	—	0.338
Jul. 1985	0.074	0.722	—	0.562

1) Regeneration rate calculating from K_N and PON concentration.

2) Regeneration rate getting from Fig. 5

3) Regeneration rate getting from Fig. 4

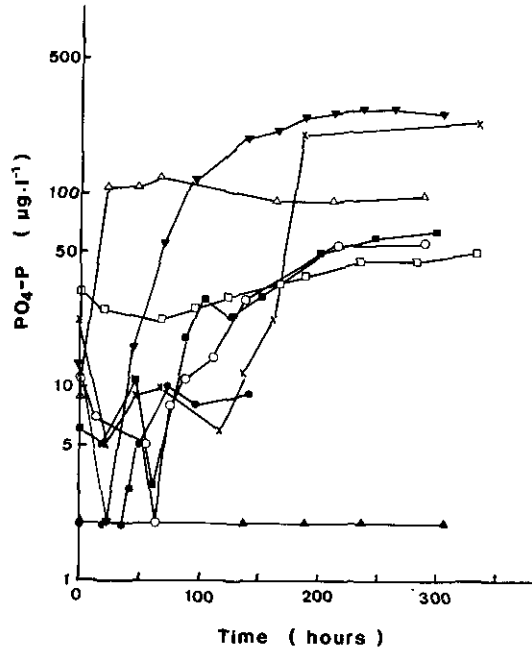


図 7 通気・暗条件下における無機態リン濃度の経時変化

Fig. 7 Time courses of $PO_4\text{-P}$ concentration in each experimental time under dark and aerating conditions

(●), Jul. 1983 ; (○), Aug. 1983 ; (×), Sep. 1983 ;
 (△), Oct. 1983 ; (▲), Feb. 1984 ; (□), May 1984 ;
 (■), Jul. 1984 ; (▼), Jul. 1985.

る異常値もみられたが、それらの値を除くと実験期間中ほぼ一定の値を示した。 $PO_4\text{-P}$ の溶出速度とTP濃度から有機態リンの分解速度定数 K_P を求めると、2月及び5月が極端に小さく、7～8月は $0.025\sim 0.045\cdot d^{-1}$ 、9月は $0.046\cdot d^{-1}$ であった(表4)。10月に行った実験での $PO_4\text{-P}$ 濃度の上昇は藻類の分解に伴うものとは考えられなかった。

3.4 分解過程での炭素の消費

図8に通気条件下での植物プランクトンの分解に伴うPOC濃度の経時変化を示す。POC濃度はPON濃度やクロロフィルa濃度の変化とは異なって、実験開始直後からわずかずつながら濃度の減少がみられ、ある期間の後急激に減少した。初期の減少は呼吸による減少で、その後の急激な減少は死滅後の分解によるものと判断された。死滅後の分解に伴い溶存有機態炭素(DOC)濃度が増加すると考えられたが、2月に行った実験を除きDOC濃度の増加はみられなかった。このことから、植物プランクトンの死滅によって藻体中から溶出するDOCは共存する細菌類によってすみやかに代謝され、炭酸ガスとして系外へ放出されているものと判断された。図8からPOCの分解速度定数 K_C を求めると、7月及び9月が $0.066\sim 0.098\cdot d^{-1}$ 及び $0.076\cdot d^{-1}$ と高く、8月

表 4 リンの回帰速度および有機態リンの分解速度定数 K_p

Table 4 Regeneration rates of phosphorus from phytoplankton decomposition, and decomposition rate constants (K_p) of organic phosphorus under dark and aerating conditions. K_p was calculated from regeneration rate and total phosphorus concentration.

Exp. time	Regeneration rate ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	T-P ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	K_p (d^{-1})
Jul. 1983	0.005	0.060	0.038
Aug. 1983	0.008	0.144	0.025
Sep. 1983	0.072	0.722	0.046
Oct. 1983	—	0.230	—
Feb. 1984	N. D.	0.032	N. D.
May 1984	0.003	0.195	0.007
Jul. 1984	0.017	0.174	0.045
Jul. 1985	0.039	0.431	0.041

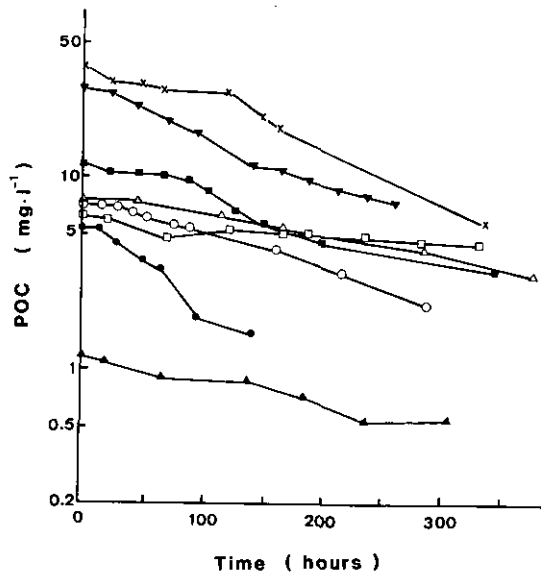


図 8 通気・暗条件下における懸濁態炭素濃度の経時変化

Fig. 8 Time courses of POC concentration in each experimental time under dark and aerating conditions

(●), Jul. 1983 ; (○), Aug. 1983 ; (×), Sep. 1983 ;

(△), Oct. 1983 ; (▲), Feb. 1984 ; (□), May 1984 ;

(■), Jul. 1984 ; (▼), Jul. 1985.

は $0.047 \cdot d^{-1}$ と両月に比べると低い値を示した。また冬期は $0.036 \cdot d^{-1}$ と比較的高い値であったのに対し、5月の実験では $0.005 \cdot d^{-1}$ と極めて低い値であった(表6参照)。

4 考察

水深の浅い湖沼や池沼では水の混合が激しく成層構造を形成しない場合が多い。このような湖沼や池沼では生産層と分解層は存在するが、植物プランクトンは両層を比較的頻繁に移動していると考えられる。植物プランクトンを暗条件下に置いた場合、表2に示したごとく細胞は1~4日程度は生きており、死滅分解はその後に生じる。このことは、この期間に分解層にある植物プランクトンが水の混合等により再び生産層に移動した場合にはその細胞は死滅分解せず、再び活発な生産を行うことを示している。平均水深4mの霞ヶ浦に例をとれば夏期でも生産層の深さは約1m程度あり、分解層の植物プランクトンの多くは死滅分解に至るまでの時間に達しないうちに生産層に移動していると考えられる。植物プランクトンの分解による窒素やリン等の栄養塩の水中への回帰は呼吸過程ではほとんど観察されず、死滅分解過程でのみ生じていた。このことから、植物プランクトンの分解による栄養塩回帰速度を推定する場合に前報(相崎ら, 1981)において述べたような植物プランクトンの呼吸速度から求める方法は全く正確でないことが明らかとなった。これらのことから、今後の課題として分解層にある植物プランクトンのうちどの程度が死滅分解期にあるのかを明らかにしてゆく必要がある。しかしながら現状ではその割合を求めることができないことから、浅い湖沼での植物プランクトンの死滅分解は底泥付近に沈殿した植物プランクトンを対象として考えるのが妥当であると考えられた。すなわち、浅い湖沼での植物プランクトンの分解による栄養塩の回帰や炭素の消費速度は、植物プランクトンの沈殿速度と分解速度から推定するのが正確であると判断された。ここで問題となるのは水中での分解速度と底泥付近での分解速度を同一とみなしてよいかどうかである。今回の実験では通気条件下における実験と並行して静置条件下における実験を一部行ったが、静置条件下では実験中に植物プランクトンが沈殿して底付近に推積していたことから、静置条件下での分解速度を底泥付近の分解速度に近似できるものと考えられた。

図9に静置条件下での実験におけるTIN濃度の経時変化を示す。図4に示した通気条件下での結果と比較するとTIN濃度の増加速度は遅かった。表5に図9から算出したTIN濃度の増加速度、及びその値と初期のPON濃度から求めた静置条件下でのPONの分解速度定数 K_N' 、及び通気条件下での分解速度定数 K_N と K_N' との比を示す。通気条件下と静置条件下では分解速度に約0.7倍の違いがみられ、静置条件下の方が遅いことが判明した。静置条件下での PO_4 -Pの溶出速度から有機態リンの分解速度定数を求めたところ $0.008 \sim 0.04 \cdot d^{-1}$ 程度の値が得られ、通気条件下の値と比較すると0.8~0.17倍の違いがみられた。しかしながら比較可能なデータ数が3個しかなくまたバラツキも大きい所から、リンに関しては正確な比較はできなかった。POCの静置条件下における分解速度定数は試料採取時の誤差によるバラツキのため測定できなかった。これらの

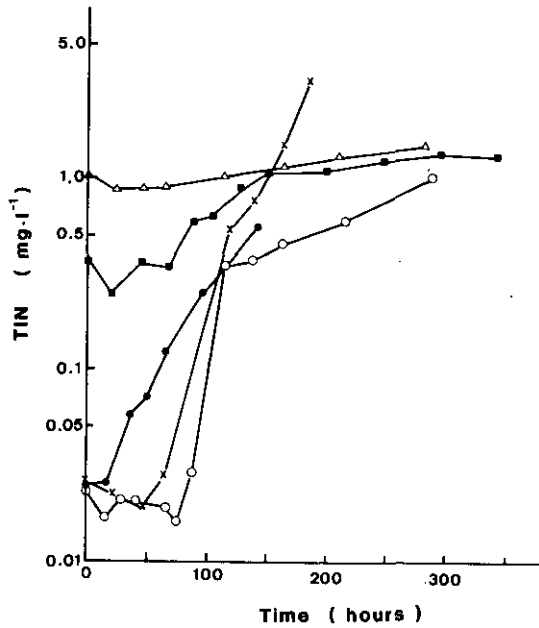


図 9 静置・暗条件下における溶存全無機態窒素濃度の経時変化

Fig. 9 Time courses of TIN concentration in each experimental time under dark and static conditions

(●), Jul. 1983 ; (○), Aug. 1983 ; (×), Sep. 1983 ;
 (△), Oct. 1983 ; (■), Jul. 1984

表 5 静置・暗条件下での無機態窒素の回帰速度とPONの分解速度定数 K_N' 及び K_N'/K_N 比

Table 5 Regeneration rates of nitrogen, decomposition rate constants (K_N') of PON under dark and static conditions, and K_N'/K_N ratio.
 For K_N values refer to the Table 3.

Exp. time	Regeneration rate ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)	PON ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	K_N' (d^{-1})	K_N'/K_N
Jul., 1983	0.113	0.656	0.082	0.89
Aug., 1983	0.109	0.840	0.060	0.73
Sep., 1983	0.678	4.567	0.070	0.69
Oct., 1983	0.066	1.222	0.024	0.73
Jul., 1984	0.215	1.786	0.056	0.58

ことから、浅い湖沼での植物プランクトンの分解に関しては、静置条件下の値を使用する方が良く考えられるが、測定上困難な点もあり、現状では通気条件下の値を補正して使用せざるを得ないと考えられる。

以下に霞ヶ浦高浜入における夏期（7～9月）の植物プランクトンの死滅分解による栄養塩の回帰速度及び炭素消費速度を試算する。福島ら（1984）によれば同水域の夏期の沈殿量は1981年～1982年の平均値で、炭素 $1.25\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、窒素 $262\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 及びリン $19.1\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。今回の実験結果から通気条件下での分解速度定数の夏期の平均値は、炭素 $0.071\cdot\text{d}^{-1}$ 、窒素 $0.089\cdot\text{d}^{-1}$ 及びリン $0.039\cdot\text{d}^{-1}$ であった。また分解に伴う TIN 濃度の増加は約1週間程度で一定値に近づいていたこと（図4参照）から、一次反応式に従って分解する期間を約1週間程度と考えることができる。これらの値から、炭素の消費速度、窒素の回帰速度及びリンの回帰速度はそれぞれ $0.85\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $200\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 及び $8.9\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ と計算された。この値を静置条件下での値に補正するため、窒素の分解速度の比0.7を補正係数として炭素やリンにも応用すると、炭素の消費速度は $0.60\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、窒素の回帰速度は $140\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 及びリンの回帰速度は $6.2\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。これらの値は霞ヶ浦の物質循環速度として他の測定項目ともよく一致しており（安野ら，1984）、このような推定方法がかなり妥当なものであることが示された。

植物プランクトンの構成成分の通気条件下での分解速度定数を比較すると、最も分解速度の速いのはクロロフィル *a* であり、以下 PON、POC 及び有機態リンの順となった（表6）。これらの値は Matsunaga (1981) が整理した値に比べ多少速い傾向がみられた。分解速度は水温と関係が深いが、今回得られた値は水温の関数としては整理しきれない面もあり、また実験を行った年により同じ7月の試料でもかなりバラツキを示した。分解速度に影響を与える因子としては水温の他に植物プランクトンの種組成が特に重要であると考えられた。ケイ藻が優占した5月の実験では分解速度が極めて遅かった。今回の実験結果では *Cryptomonas* sp., *Aphanizomenon flos-aquae* は比較的分解速度が速く、*Melosira granulata* は極めて遅いことが判明した。*Microcystis* spp. の分解速度はほぼ水温の関数となることが明らかとなったが、暗条件下に維持したときの死滅分解が始まるまでに要する期間は、*Microcystis* の増殖期の7月の方が現存量が高くなる8月、9月より短かいことが明らかとなった。

$\text{PO}_4\text{-P}$ が溶出し始めるまでに要する期間は TIN のそれに比べると長く、また生体中の N/P 比に比べると溶出したものの N/P 比が高くなる傾向を示した。このことは Stöckli (1985) が述べているように植物プランクトンの分解により溶出した $\text{PO}_4\text{-P}$ の一部は共存する細菌類により吸収され、過剰になった部分だけが溶出してこるために生じた現象であるかもしれない。

Ishikwa と Nishimura (1983) や Watanabe (1984) は ^{14}C を使った実験で、光合成により固定された炭素の分解は、DOC プールにはほとんど入らず直接炭素ガスとして系外へ放出されていることを報告している。今回の実験でもほぼ同様な結果が得られた。しかしながらこの炭素の消失は他の種々の測定項目との関連から、植物プランクトンの呼吸によるものでなく、分解に伴って溶

表 6 通気・暗条件下における植物プランクトン成分の分解速度定数の比較
 Table 6 Comparison of decomposition rate constants of several component of phytoplankton under dark and aerating conditions

Exp. time	Chl. <i>a</i> $K_{chl}(d^{-1})$	POC $K_c(d^{-1})$	PON $K_N(d^{-1})$	Org. P $K_p(d^{-1})$
Jul., 1983	0.185	0.098	0.092	0.038
Aug., 1983	0.077	0.047	0.082	0.025
Sep., 1983	0.120	0.076	0.101	0.046
Oct., 1983	0.049	0.027	0.033	—
Feb., 1984	0.033	0.036	0.029	N. D.
May, 1984	0.016	0.005	0.015	0.007
Jul., 1984	0.205	0.069	0.096	0.045
Jul., 1985	0.111	0.066	0.074	0.041

出してきた有機物が共存する細菌類によってすみやかに消費されるために生じた現象であると考えられた。

5 まとめ

植物プランクトンの暗条件下での分解過程を1983年～1985年にかけて8回測定した。実験には霞ヶ浦高浜入の表層水を使用し、恒温室中で種々の温度条件下で行った。

植物プランクトンを暗条件下に維持すると、初期の1～4日程度は死滅分解することなく生体を維持したが、その後急激に分解が進行した。分解速度はクロロフィル *a* が最も速く、次にPON、POC及び有機態リンの順であった。光合成活性は初期は高い値を維持したが分解の進行とともに急激に低下した。栄養塩の回帰は植物プランクトンの死滅後に生じた。窒素の回帰速度は、TIN及びDTNの増加速度とPONの減少速度から求めた値がほぼ一致し、溶存態窒素の増加がPONの分解に由来するものであることが明らかとなった。有機態リンの分解速度は $PO_4\text{-P}$ の増加速度と全リン濃度から推定した。分解速度に影響する因子としては水温の他に植物プランクトン種組成が重要であることが判明した。

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・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.
- 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.

- 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.
- 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, 335-337.
- 合田 健・相崎守弘 (1979): 浅い湖における水温変化と富栄養化。水温の研究, **23**, 4794-4800.
- Golterman, H.L. (1972): The role of phytoplankton in detritus formation. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29 Suppl., 89-103.
- Gunnison, D. and M. Alexander (1975): Resistance and susceptibility of algae to decomposition by natural microbial communities. Limnol. Oceanogr., **20**, 64-70.
- Ishikawa, M. and H. Nishimura (1983): A new method of evaluating the mineralization of particulate and dissolved photoassimilated organic matter. J. Oceanogr. Soc. Jpn., **39**, 29-42.
- Matunaga, K. (1981): Studies on the decompositive processes of phytoplanktonic organic matter. Jpn. J. Limnol., **42**, 220-229.
- Mills, A.L. and M. Alexander (1974): Microbial decomposition of species of freshwater planktonic algae. J. Environ. Qual., **3**, 423-428.
- Otuki, A. and T. Hanya (1972): Production of dissolved organic matter from dead green algal cells. I. Aerobic microbial decomposition. Limnol. Oceanogr., **17**, 248-257.
- Stöckli, A. (1985): The role of bacteria and algae in phosphorus regeneration using linked continuous cultures. Verh. Int. Ver. Limnol., **22**, 2773-2779.
- Sudo, R., H. Ohtake, S. Aiba and T. Mori (1978): Some ecological observation on the decomposition of periphytic algal and aquatic plants. Water Res., **12**, 179-184.
- 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) およ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.
- Watanabe, Y. (1984): Transformation and decomposition of photosynthetic products of lake phytoplankton. Jpn. J. Limnol., **45**, 116-125.
- 安野正之・相崎守弘・岩熊敏夫 (1984): 霞ヶ浦高浜入生態系における炭素及びリンの循環。国立公害研究所研究報告, 第51号, 255-271.

II-3

手賀沼の水生物現存量と一次生産量
Biomass of Plankton and Zoobenthos and Primary Production
of Phytoplankton in Lake Teganuma

高村健二¹・菅谷芳雄²・高村典子¹

花里孝幸¹・岩熊敏夫¹・安野正之¹

Kenzi TAKAMURA¹, Yoshio SUGAYA², Noriko TAKAMURA¹,
Takayuki HANAZATO¹, Toshio IWAKUMA¹ and Masayuki YASUNO¹

要 旨

手賀沼の湖沼生態系について主に1983年5月から1984年4月までSt. 1~4の4地点で調査した。クロロフィル *a* 量は年中高く、年間平均で304~383 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲にあった。冬にケイ藻、冬から春に緑藻、夏から初秋にラン藻、秋から冬にクリプト藻が多数発生した。植物プランクトンの一次生産はラン藻大発生時に特に高かった。年間総一次生産量はおよそ1450 $\text{gC m}^{-2}\text{y}^{-1}$ と推定された。動物プランクトンはSt. 2で年間平均現存量が364 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ あり、ワムシ類が優占した。底生動物は年間平均現存量が104 mg m^{-2} から557 mg m^{-2} あり、ユスリカ幼虫とイトミミズが優占した。手賀沼は過栄養湖と判断されたが、動物プランクトン量及び底生動物量は他の富栄養化湖沼より多くはなかった。過栄養段階の生態系の研究が必要である。

Abstract

1) Biomass of phyto- and zoo-plankton and zoobenthos were investigated at four stations in Lake Teganuma mainly from May 1983—April 1984. Primary productivity of phytoplankton was also measured at St. 2 in the upper part of the lake.

2) No thermocline was observed in the lake. Oxygen dissolved in lower concentration in the bottom layer than in the surface layer of the water column especially in the summer, but was not depleted. Secchi disc transparency was low in the range of 0.33m at St. 4—0.46m at St. 1.

-
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.

3) The chlorophyll *a* concentration was high throughout the year. The annual mean concentration ranged from 304 $\mu\text{g l}^{-1}$ at St. 1 to 383 $\mu\text{g l}^{-1}$ at St. 4. Diatoms (*Cyclotella* sp.) bloomed in the winter; green algae (mainly *Micractinium pusillum*) in the winter and spring; blue-green algae (mainly *Spirulina* sp. and *Microcystis* spp.) in the summer and early fall; and cryptophyceae in the fall and winter.

4) The gross primary production of phytoplankton was especially high in August and September when blue-green algae bloomed, and correlated with the water temperature and solar radiation. Community respiration exceeded the gross primary production on some of the sampling days during the algal bloom. The annual gross primary production was roughly estimated as 1450gC $\text{m}^{-2}\text{y}^{-1}$.

5) The annual mean zooplankton biomass was 364 μg dry wt l^{-1} at St. 2 and was predominantly shared by rotifers, in turn cladocerans and copepods. The high spring and winter biomass was mostly occupied by cladocerans and rotifers, respectively.

6) The annual mean zoobenthos biomass ranged from 104 mg dry wt m^{-2} at St. 1 to 557 mg dry wt m^{-2} at St. 3. Zoobenthos was mostly composed of oligochaeta and chironomids; the former dominated in the upper part of the lake (Sts. 1 and 2) and the latter dominated in the lower part (Sts. 3 and 4).

7) Lake Teganuma was judged to be hypertrophic. The phytoplankton biomass and its gross production were much higher than in other eutrophicated lakes. On the other hand, the zooplankton biomass was not higher and the zoobenthos biomass was far lower than in other eutrophicated lakes. Further investigation should be conducted on these features of the hypertrophic ecosystem in Lake Teganuma.

1 はじめに

手賀沼の水生生物については、いくつかの報告があり、特に動植物プランクトンについては種組成やその季節変動の報告が近年なされている(千葉県水質保全研, 1981; Morimoto, 1977)。しかしながら手賀沼は1970年代から急速な富栄養化が進行中であり、それに応じて水生生物相も変化しているものと考えられる。特に底生動物については Miyadi (1932) 以後わずかに安野ら (1983) が冬期に調査したのみである。手賀沼の水生生物調査は以上の理由から始められたが、本報告では1982年からの定期調査のうち1983・1984年の周年資料からプランクトン・底生動物の現存量・種組成とその季節変化及び植物プランクトンの一次生産量について述べる。また手賀沼の富栄養化湖沼としての性格づけについても考察する。

2 方法

調査は1983年5月から毎月1ないし2回, Sts. 1, 2, 3, 4の4地点(図1)で主に午前10時から12時までの間に行った。水温・pH・溶存酸素濃度の測定は多項目水質計 (Hydrolab 8000) を用いた。あわせて透明度も測定した。水中照度測定は水中光量子計 (Biosphaerical QSP 170, 200) を用いて St. 2 で行った。

採水は調査地点の水深が1 m前後であったので長さ1 m、内径4.5cmのアクリルカラム採水器を用いてほぼ全層にわたって行った。植物プランクトンは採取湖水100mlにルゴール液を混入して固定したものを研究所に持ち帰り同定・計数した。またクロロフィルa量は湖水50ないし100 mlをろ過させたWhatmanGF/Cフィルターを粉砕したものから90%アセトン水溶液で抽出した後、SCOR/UNESCO法(UNESCO, 1966)でもって分光光度計(HITACHI 220A)を用いて定量した。

動物プランクトンは湖水7lからNXX13(98 μ m)の網でこしとったものを2標本、シュガーホルマリン(Haney & Hall, 1973)4%液で固定し、研究所で同定・計数した。現存量は花里・安野(1984)の方法に従って個体数に乾燥個体重を掛けて推定した。

採泥は15cm角のエクマンバージ式採泥器を用いて行った。1地点4回採泥し、その場で、あるいは研究所に持ち帰って400 μ mの網で底生動物を振り出し各回ごとに分けて10%ホルマリンで固定した。ユスリカ幼虫については同定して種別に計数した。現存量は岩熊ら(1984)の乾重/湿重比を湿重量に掛けて推定した。

植物プランクトンの一次生産量はクロロフィル法と酸素法とを用いて測定した。St. 2の湖水を研究所に持ち帰って100mlの酸素びんに満し、タングステンランプの照明下にて採水時の水温で酸素ガス発生量を定量した。照射光量は白色アクリル板で順次減光して1000, 300, 100, 50, 20 μ Einst. $m^{-2} s^{-1}$ の5段階に設定した。この結果求めた光-光合成曲線を用いた調査日1日当たりの総生産量の算出には、高村ら(1984)の方法Bによった。

本報告では種組成はSt. 2のみ示されているが、この地点が湖の中央部に近く湖頭から湖尻に向けた流れのほぼ中間に位置すること、後述する様に透明度・クロロフィルa量・底生動物量に地点間で極端な差がないこと、また定性的観察によれば種組成の変化は湖尻が先行するものの地

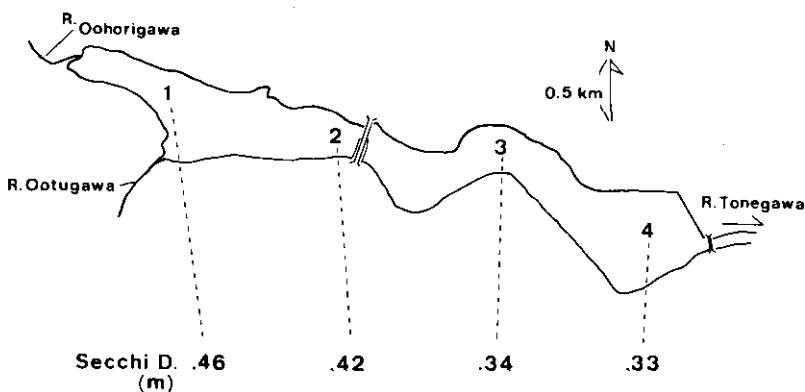


図 1 手賀沼の調査地点 1-4の配置と各地点における年間平均透明度

Fig. 1 Sampling stations (1-4) in Lake Teganuma and annual means of secchi disc transparency at each station

点間に大きな差は認めがたいことの原因から、St. 2での種組成を湖全体の傾向をよく表わすものとして扱った。なお、とくに断わらない限り年間平均値は1983年5月から1984年4月までの値を用い、現存量は乾重量で表した。

3 結果

3.1 水中の環境条件

透明度の年間平均値は0.5mに満たず湖頭から湖尻に駆けて少しではあるが減少した(図1)。水温・溶存酸素濃度は各地点間で大きな違いはなかったのでSt. 2の結果を1983年4月から1984年5月まで図2に示した。水温の変動はほぼ1山型で8月にほぼ30°Cまで上昇し1月に3°C前後に下降した。表層(水深0.2m)と底層(1.0m)とではほとんど水温に差がなく水温躍層の形成は認められなかった。溶存酸素濃度は全般的に冬から春にかけてが高く3月には $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を越すが、5月と8月にも $15\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上の高い値が表層で認められた。表層と底層との濃度の差は7・8月の盛夏に特に大きく8月11日には $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 近くになった。しかし底層においても $5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下になることは少なく、酸欠状態は観察されなかった。pHも地点間で大きな違いはなかった。1984年2, 3月のpH測定値はないが、それ以外の月では7以上で8月に最も高く表層で9.4にまで達した。表層のpH値が底層の値よりも若干高くなる(最大差0.6)傾向が認められた。

3.2 植物プランクトンの現存量と種組成

クロロフィルa量の変動を4地点について1983年4月から1984年5月にかけて図3に示した。年間平均値はいずれの地点でも $300\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上で、St. 4で最も高く $383\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、St. 3は $382\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ とほぼ同じ、以下St. 2の $322\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、St. 1の $304\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と続く。このようにクロロフィルa濃度

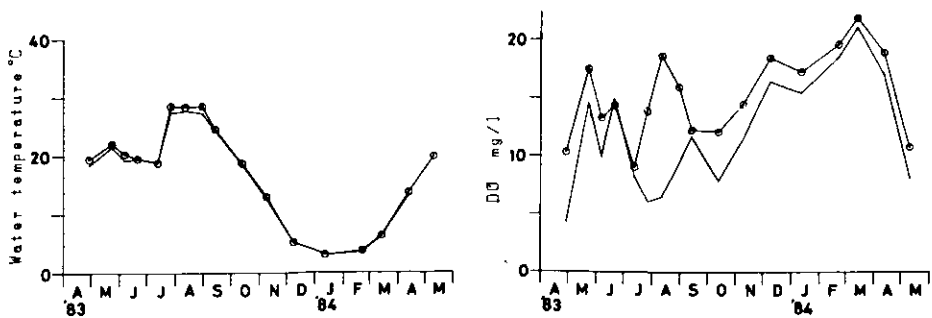


図 2 St.2における水温、溶存酸素濃度の季節変化

Fig. 2 Water temperature and dissolved oxygen concentration at St.2 during April 1983 - May 1984

Solid line with open circles indicates the value at the depth of 0.2m and solid line at the depth of 1.0m.

は湖頭から湖尻にかけて増加しており、先述した湖頭から湖尻にかけての透明度の減少は植物プランクトン及びそれに由来する懸濁物によるところが大きいと考えられる。

クロロフィル *a* 量は春に最も高く、Sts. 3, 4 では3月に $900\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後になった。夏と、秋から冬にかけてもクロロフィル *a* 量の山が認められたが $600\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ を越えることはなかった。

主要な藻類4種の細胞数の変化を1983年5月から1984年5月にかけて図4に示した。ケイ藻の *Cyclotella* sp. は、ほぼ周年にわたって出現したが、最も多かったのは1983年12月と1984年1月で $42000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ に達した。その他のケイ藻では *Melosira italica* が1983年6月に、*Nitzschia* spp. が8, 9月にそれぞれ $2000-4000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 出現した。

緑藻の *Micractinium pusillum* は冬に増加し始め春にかけて多数出現し2月には $90000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 強に達した。その他の緑藻では1983年5月に *Actinastrum Hantzschii* が $48000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 、1984年4月・5月に *Dictyosphaerium pulchellum* がそれぞれ $13000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 、 $28000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ と多数出現した。*Ankistrodesmus* spp., *Golenkinia paucispina*, *Oocystis borgei*, *Scenedesmus* spp., *Selenastrum* sp. も春あるいは初夏に $1000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 以上出現することがあった。

ラン藻の *Spirulina* sp. は8月前半に多数出現し、 $480000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ に達した。しかし8月後半には急速に減少し、9月になるとかわってラン藻の *Microcystis* spp. が増加し $430000\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ に達した。これら以外のラン藻では *Merismopedia* sp. が7月、8月後半と10月にそれぞれ 2100 、 3100 、 $5200\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ と多数出現した。

クリプト藻の *Cryptomonas* spp. は1983年10月から1984年1月にかけて $500\text{cells}\cdot\text{ml}^{-1}$ 以上出現

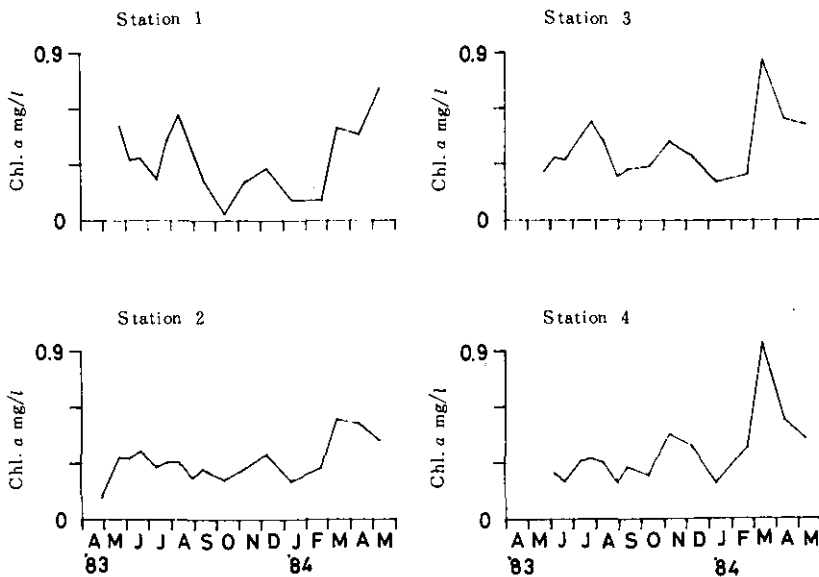


図 3 クロロフィル *a* 濃度の季節変化

Fig. 3 Chlorophyll *a* concentration at Sts. 1-4 during April 1983 - May 1984

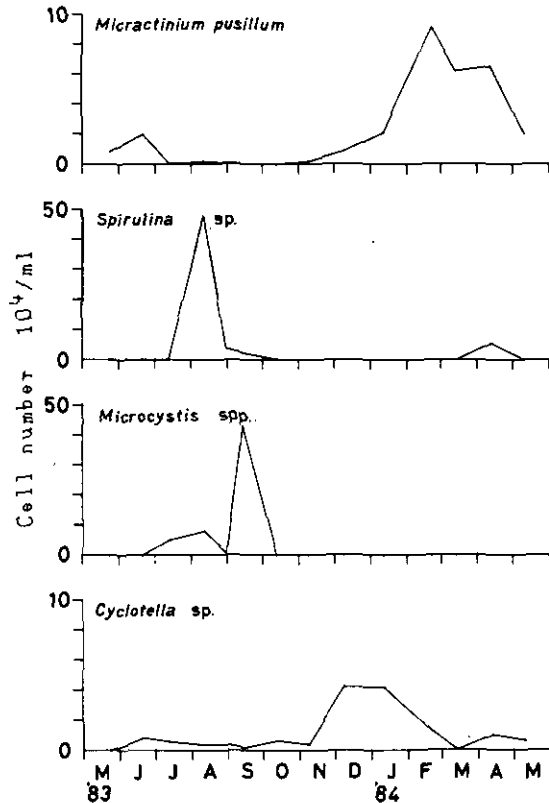


図 4 St.2における主要4種藻類の細胞数の季節変化

Fig. 4 Abundance of major phytoplankton species at St.2 during May 1983 - May 1984

し、1月には $2100\text{cells}\cdot\text{m}^{-1}$ に達した。

季節的にみると冬にケイ藻、冬から春にかけて緑藻、夏から初秋にかけてラン藻、そして秋から冬にかけてクリプト藻が多数出現する傾向が見られた。

3.3 植物プランクトンによる一次生産

植物プランクトンによる総一次生産量と群集呼吸量を1983年4月から1984年5月にかけて図5に示した。総生産量は8・9月に高く $6\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ を越えた。1983年5, 10, 11月も比較的高く $4\sim 5\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ に達した。1983年4月, 6月後半, 12月と1984年1, 2, 3月は $1.2\sim 3.0\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ と比較的低かった。1982年10月から1984年6月までの測定値をもとに総一次生産量と水温及び日射量との相関をとったところ(図6), 総生産量は両要因と正の相関を示した。総生産量の変化はこの両要因に強く規定されていたものと考えられる。

群集呼吸量は季節にかかわらず極端に多い時期があり、9月には $9.3\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、3月には $7.1\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ と高い値を示した。この時期と6月後半には呼吸量が総生産量を上まわっている

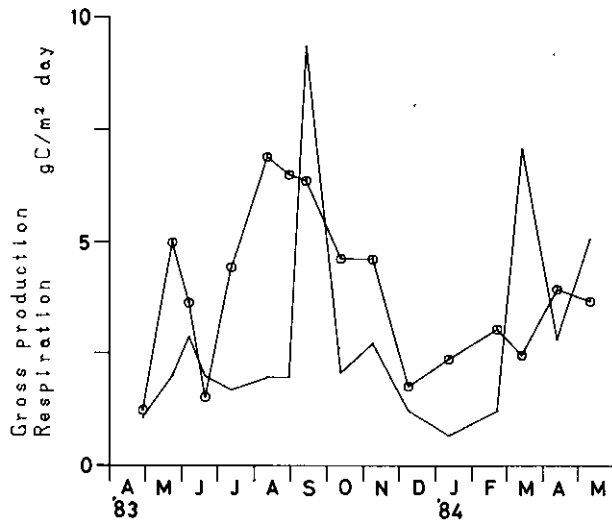


図 5 St. 2 における総一次生産量と呼吸量の季節変化

Fig. 5 Gross primary production and community respiration at St.2 during April 1983—May 1984
Solid line with open circles indicates the gross primary production and solid line the community respiration.

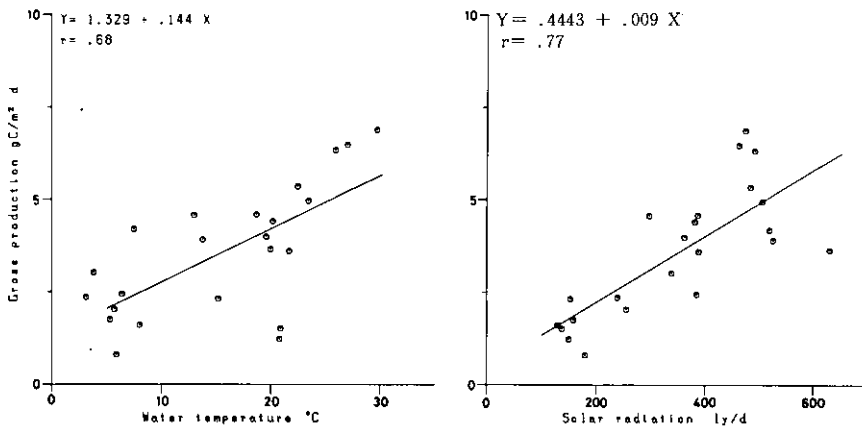


図 6 St. 2 における総一次生産量と水温及び日射量との関係

Fig. 6 Relationship between gross primary production and water temperature and between gross primary production and solar radiation at St.2 during October 1982—June 1984

が、そもそも総生産量の低い6月後半はともかく、9月と3月は藻類の大発生時とかさなっており水中での有機物分解が盛んであったと考えられる。

図5に示した1日当たりの総生産量から1983年5月から1984年4月までの1年間における平均日総生産量を産出すると、およそ $3.97\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ になった。この値から1年365日として年間総

生産量を概算すると、 $1450\text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ となった。

3.4 動物プランクトンの現存量と種組成

動物プランクトンの St. 2 における現存量を総量とワムシ類・枝角類・ケンミジンコ類のそれぞれについて図 7 に示した。総量は 1983 年 4、5 月と 1984 年 2 月に高く、それぞれ $990\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $892\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $822\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。

ワムシ類は年間平均現存量が $237\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ と最も高く、なかでも *Brachionus* 属が多かった。*B. calyciflorus* は 10、11 月に多く、そのときの動物プランクトン現存量の大半を占めた。*B. leidigi* は 1984 年 2 月から 4 月にかけて多く、これもやはりその時期の動物プランクトン中で優占した。その他のワムシ類は *Asplanchna* spp. が 1983 年 4 月から 11 月にかけて平均 $22\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 出現した。また、*B. calyciflorus* の出現と同じ時期に *B. caudatus*、*Filinia longiseta* が、*B. leidigi* と同じ時期に *B. angularis*、*B. urceolaris* が月によって $10\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上出現した。

枝角類の年間平均現存量は $78\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ でワムシ類の約 1/3 だった。大量に出現する時期は春から夏で、特に 1983 年 4 月の *Alona* spp. が $301\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、5 月の *Moina micrura* が $641\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ と多かった。*M. micrura* はこの時期の動物プランクトン量の大半を占めていた。7 月から 9 月には *Diaphanosoma brachyurum* が多く最多時には $100\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 前後になった。

ケンミジンコ類は春から秋に多く出現し年間平均現存量は $49\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ で、その半分以上はノーブルウス幼生であった。成体としては *Thermocyclops tainanus* が 1983 年 4 月に $18\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、9 月に $2\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 見いだされた。

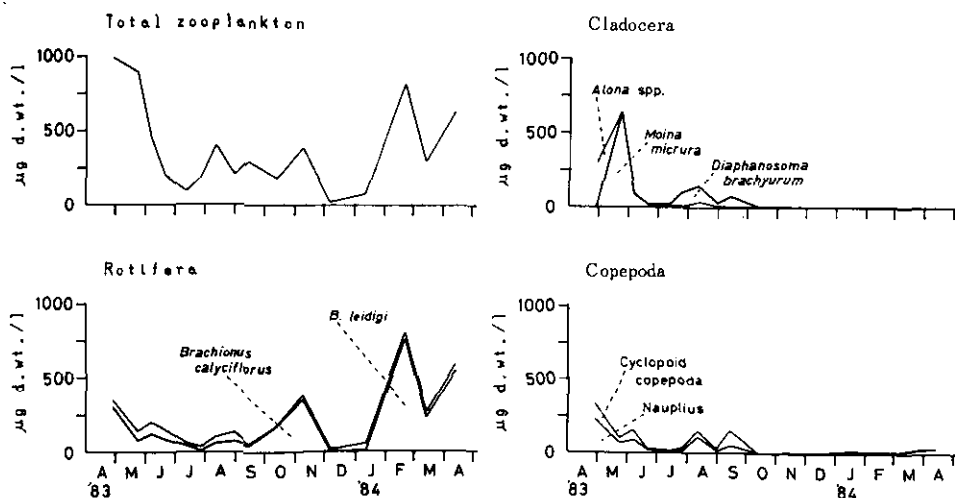


図 7 St. 2 における動物プランクトン現存量の季節変化

Fig. 7 Zooplankton biomass at St.2 during April 1983—April 1984

3.5 底生動物

底生動物はそのほとんどがユスリカ幼虫とイトミミズによって占められた。この2群の動物の Sts. 1~4 における現存量変化を図8に示した。年間平均現存量は St. 1 ではユスリカが $19\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、イトミミズが $85\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St. 2 ではユスリカが $71\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、イトミミズが $122\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ とこの2地点ではイトミミズの方が多かった。St. 1 では1984年1月から4月にかけてイトミミズがユスリカよりかなりおこった。St. 2 でも同じ時期にイトミミズがより多かったが、1983年6月には逆にユスリカの方が多かった。

St. 3 ではユスリカの年間平均現存量が $389\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、イトミミズのそれが $168\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St. 4 ではユスリカが $239\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、イトミミズが $160\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ とこの2地点では逆にユスリカ幼虫の方が多かった。Sts. 3, 4 の現存量変化のしかたはよく似ており、1983年12月頃を境にそれ以前はユスリカの方が多く、それ以後はイトミミズが多くなるという形であった。

底生動物量の最も多かったのは St. 3 でユスリカとイトミミズを合わせて $557\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、最も少なかったのは St. 1 で $104\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。

表1に St. 2 でのユスリカの種別個体数密度を示した。*Procladius* spp. が最も多く2、11月を

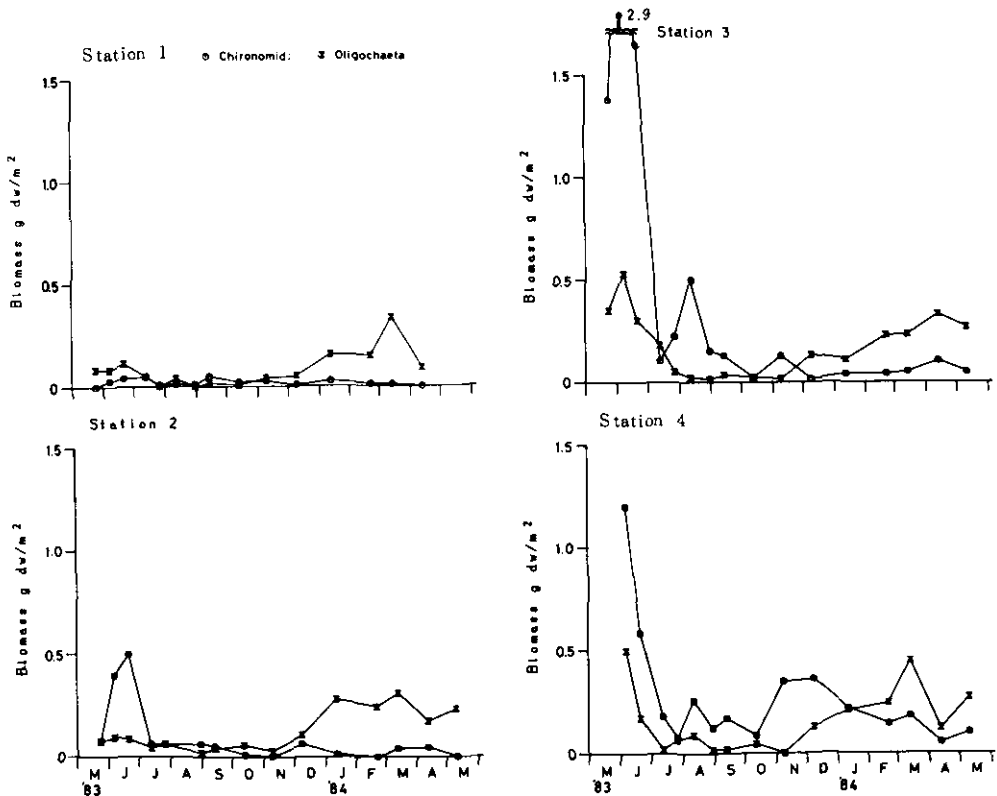


図 8 底生動物現存量の季節変化

Fig. 8 Zoobenthos biomass at Sts.1-4 during May 1983—May 1984

表 1 St. 2 におけるユスリカ幼虫種別個体数の季節変化

Table 1 Density of six chironomid species at St.2 during May 1983—April 1984

	Density (larvae · m ⁻²)											
	1983						1984					
	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr
<i>Procladius</i> sp.	178	300	34	44	189	11	0	78	56	0	33	56
<i>Chironomus</i> sp.	0	134	17	0	11	0	0	11	22	0	22	11
<i>Einfeldia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0
<i>Glyptotendipes</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	11
<i>Microchironomus</i> sp.	33	22	0	0	133	0	0	11	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22
Total	211	456	50	44	333	11	0	122	78	11	78	89

除きいずれの月にも採集され、最大で1 m²当たり300個体に達した。次に多いのは *Chironomus* sp. であるが、オオユスリカ *Chironomus plumosus* の4 齢幼虫が含まれていることから恐らくこの種だけから成ると考えられる。次には *Microchironomus* sp. が多く、*Einfeldia* sp., *Glyptotendipes* sp., *Polypedilum* sp. も採集された。St. 2 では採集されなかったが、St. 4 ではアカムシユスリカ *Tokunagayusurika akamusi* が1年の半分以上の月に採集された。

4 考 察

手賀沼の全リン濃度は細見(未発表)によれば1983年5月から1984年4月の期間において St. 1 で820 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, St. 2 で662 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, St. 3 で597 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, St. 4 で538 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。OECD(1982)の富栄養化段階の分類基準に従えば、手賀沼の全リン濃度は富栄養(eutrophic)の段階を越えて過栄養(hypertrophic)の段階に当たっている。OECD(1982)の基準にある指標は他に平均クロロフィル *a* 濃度、最大クロロフィル *a* 濃度、平均透明度、最低透明度、全窒素濃度とあるが、いずれの指標においても富栄養の段階を越えている(全窒素濃度は St. 2 で7.16 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (細見, 未発表))。

このように手賀沼は過栄養段階にあると言えるが、その富栄養化の程度は湖としては他に例を見ない程である。極度に湖の富栄養化が進んだ場合にそこにどのような生態系が成立するかについては、Barica(1980)が極度に高い一次生産力、二次生産における底生動物の優位化と動物プランクトンの劣位化、高い魚類生産そしてこれら生産物の急激な死滅・分解を特徴として挙げている。しかしまだ十分に検討されていないので、手賀沼の例において過栄養化の生態的特徴を検討する。

植物プランクトンは周年にわたって高い現存量を維持しており、なかでも春に最も高かった。高村ら(1984)によれば霞ヶ浦でも特に富栄養化の進んだ高浜入湾奥部では春に高い現存量が認められた。手賀沼における春の優占藻類は緑藻であるが、緑藻は一般に光利用効率が高いこと

(Atlas と Bannister, 1980) が現存量の多さに寄与しているものと考えられる。

年間総一次生産量は St. 2 で $1450\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ と極めて高い。高村ら (1984) による 1982 年 4 月から 1983 年 3 月までの霞ヶ浦の 10 地点の年間総一次生産量は最大の地点で $768\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ 、最小で $427\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ であるから、手賀沼では単位面積あたりで霞ヶ浦の 2 倍あるいはそれ以上の総一次生産量があることになる。この値は OECD (1982) の引用した値の範囲をはるかに越えているが、Morimoto (1977) は 1973 年から 3 年間の年平均総一次生産量として $1571\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ との値を報告しており、最近 10 年間ほどは手賀沼の総一次生産量は、この高い水準に維持されているものと考えられる。

動物プランクトンはワムシ類が優占する。霞ヶ浦でも富栄養化の特に進んだ高浜入ではワムシ類が大量に発生することがある (安野ら, 1977; 森下・安野, 1979; 安野ら, 1981; 花里・安野, 1984)。諏訪湖でもワムシ類が比較的多いことが報告されている (倉沢ら, 1971)。しかしながら霞ヶ浦・諏訪湖ともにワムシ類が年間平均現存量で優占することはなく、手賀沼でのワムシ類の優占は特徴的である。Adalsteinsson (1979) はアイスランドの Myvatn 湖の北湖盆では南湖盆より富栄養化が進み、動物プランクトン量では南湖盆の枝角類に代わってワムシ類が優占することを報告している。安野ら (1981) の富栄養化が進行するとワムシ類が優占するとの予測は手賀沼では現実に起こっていると考えられる。

一方動物プランクトンの St. 2 における年間平均現存量は $364\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で St. 2 の平均水深を 1.2 m とすると、この値は $0.44\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ に換算される。1981, 1982 年の霞ヶ浦の高浜入におけるそれが $1.1\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ である (花里・安野, 1984) から、手賀沼の値は霞ヶ浦高浜入のそれのおよそ半分となり決して高くない。これは Hanazato と Yasuno (1985) の指摘するように富栄養化が進むほど、植物プランクトンによる一次生産が動物プランクトンによる二次生産に効率よく転化されにくくなることによるのかもしれない。あるいは Adalsteinsson (1979) の指摘するように富栄養化が進むほどワムシ類の P/B 比が上がるとすれば、ワムシ類の優占する動物プランクトン群集ではたとえ生産量が増加しているとしても現存量は生産量に見合った割合で増加しないことも考えられる。いずれにしろ今後動物プランクトンの生産力についても調査する必要がある。

底生動物はどの地点でも年間平均現存量で $1\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ を越えない。霞ヶ浦の高浜入では 1981 年 10 月から 1982 年 9 月までの期間のユスリカ幼虫とイトミミズとの合計の年間平均現存量はおよそ $26\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ であった (岩熊ら, 1984)。諏訪湖でも山岸・福原 (1970) の報告した 1969 年の周年現存量 (湿重) 変化から岩熊ら (1984) の乾重/湿重比を用いて年間平均現存量 (乾重) を計算すると、ユスリカ主要 2 種のアカムシユスリカとオオユスリカの合計だけでも $6\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ を越えていた。このように手賀沼の底生動物量が少ないのは、この湖の富栄養的性格から見ても特異的であることは安野ら (1983) によってすでに指摘されており、今回得られた数値を安野ら (1983) のユスリカ現存量のカールソン富栄養化指数に対する回帰図に当てはめると回帰直線よりはるかに下にはなれる。Hanson と Peters (1984) はヨーロッパを主とした 38 の湖について全リン量と底生動

物量との関係を調べ後者が前者でよく回帰しうることを見いだした。彼らの得た回帰式に手賀沼の St. 2 の全リン濃度を代入すると底生動物量推定値として $15\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ が得られるが、この値に対して St. 2 の実際の値は $1/75$ 程度にしかない。

Miyadi (1932) の報告した手賀沼内採集地点別の底生動物個体数からユスリカの平均生息密度を算出すると、1929年9月は $114\text{ larvae}\cdot\text{m}^{-2}$ 、1930年4月は $52\text{ larvae}\cdot\text{m}^{-2}$ となった。9月の値は1983年より少ないが、1929、1930年の時点では貝類 (マシジミ *Corbicula leana* など) の生息密度がユスリカのそれより高く (Miyadi, 1932)、貝類の方が一般に個体重が大きいことから考えて、底生動物量は当時の方が現在よりはるかに多かったと考えられる。

以上のことをまとめると、手賀沼の植物プランクトンはその現存量・総生産量ともに他の富栄養化湖沼に比べてはるかに多い。しかし動物プランクトンの現存量は手賀沼ほどに富栄養化の進んでいない霞ヶ浦と比べて多くはない。またもう一方の二次生産の担い手である底生動物は、富栄養化に伴って増加するとの従来の見解とは異なって、他の富栄養化湖沼やまだ現在ほど富栄養化の進んでいなかった1929、1930年頃の手賀沼と比べてもはるかに少ない。

これらの現象が湖の過栄養状態の当然の帰結であるのかどうかは今後の研究に待たねばならないが、過栄養が湖の生態系の構造と機能に与える影響を検討・予測する上で手賀沼の生態系の現状を更に調査することは大きな意味を持つと考えられる。

5 まとめ

(1) 手賀沼湖水中には水温躍層は認められず、pH・溶存酸素濃度に表層・底層間で差が認められたものの底層における酸欠状態は観察されなかった。年間平均透明度は 0.33m (St. 4) から 0.46m (St. 1) と湖頭から湖尻に向けて低くなった。

(2) 植物プランクトンは湖内全体にわたって周年高い現存量を維持し、年間平均クロロフィル *a* 濃度が $304\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (St. 1) から $383\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (St. 4) までであった。冬にケイ藻 *Cyclotella* sp.、冬から春にかけて *Micractinium pusillum* を主とした緑藻、夏から秋の初めにかけて *Spirulina* sp.、*Microcystis* spp. を主としたラン藻、秋から冬にかけてクリプト藻が多く出現した。

(3) 植物プランクトンによる総一次生産量はラン藻ブルーム時の8、9月に特に高く、全体としては水温及び日射量と強い相関を示した。年間総一次生産量はおよそ $1450\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ と推定された。群集呼吸量は一定の季節に高い傾向は見られなかったが、植物プランクトンのブルーム時に総一次生産量をしのぐことがあった。

(4) 動物プランクトンの年間平均現存量は St. 2 で $364\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で、組成としてはワムシ類が優占し、次いで枝角類、ケンミジンコ類が多かった。季節的には春と冬に現存量が高く春は枝角類、冬はワムシ類が優占した。

(5) 底生動物の年間平均現存量は $104\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ (St. 1) から $557\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ (St. 3) にわたった。そのほとんどはイトミミズとユスリカによって占められ、沼上半部の Sts. 1、2 ではイトミ

ミズが、下半部の Sts. 3, 4 ではユスリカ幼虫が優占した。

(6) 手賀沼はその水質から過栄養湖と判断され、植物プランクトン量及びそれによる総一次生産量は他の富栄養化した湖に比べてはるかに高い。しかし動物プランクトンはワムシ類が優占する点で富栄養化に見合っていると考えられるが、その現存量は決して高くない。また底生動物も霞ヶ浦などいくつかの富栄養化した湖沼と比べてはるかに現存量が低く、特異的であった。今後、過栄養条件での湖沼生態系の特徴をつかむために、上記の特徴について研究を進める必要がある。

謝 辞

深山正巳組合長をはじめとする手賀沼漁業協同組合の方々には調査に際して多くの便宜を与えていただいた。東京大学農学部の高谷川淳一博士には動物プランクトンの同定に際して協力をいただいた。国立公害研究所水質土壌環境部細見正明研究員は栄養塩濃度の資料を提供して下さいました。ここに記して感謝の意を表す。

引 用 文 献

- Adalsteinsson, H. (1979): Zooplankton and its relation to available food in Lake Myvatn. *Oikos*, **32**, 162-194.
- Atlas, D and T.T. Bannister (1980): Dependence of mean spectral extinction coefficient of phytoplankton on depth, water color, and species. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 157-159.
- Barica, J. (1980): Why hypertrophic ecosystems? In: *Hypertrophic Ecosystems.*, Barica, J. and L. R. Mur (eds.), Dr. W. Junk bv Publishers, The Hague-Boston-London, 9-11.
- 千葉県水質保全研究所 (1981): 手賀沼の汚濁と生態系。水保研資料, No.29, 59p.
- 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.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1985): Population dynamics and production of cladoceran zooplankton in the highly eutrophic Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, **124**, 13-22.
- Haney, J.F. and D.J. Hall (1973): Sugar-coated *Daphnia*: A preservation technique for Cladocera. *Limnol. Oceanogr.*, **18**, 331-333.
- Hanson, J.M. and R.H. Peters (1984): Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **41**, 439-445.
- 岩熊敏夫・安野正之・菅谷芳雄 (1984): 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。国立公害研究所研究報告, 第51号, 103-140.
- 倉沢秀夫・山岸 宏・吉川正武・為政園野 (1970): 諏訪湖のプランクトンの季節変化 (1970年) 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.
- Miyadi, D. (1932): Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. III. Lakes of the Kwanto Plain. *Jpn. J. Zool.*, **4**, 1-39.

- Morimoto, K. (1977): Phytoplankton dynamics in highly eutrophic lakes. Tokyo Kyoiku Univ. Doctor Thesis Dissert.
- OECD (1982): Eutrophication of Waters, Monitoring, assessment and control. OECD, Paris, 154p.
- 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)およ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.
- 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, UNESCO Paris, 69p.
- 安野正之・森下正彦・菅谷芳雄(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・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.
- 安野正之・岩熊敏夫・菅谷芳雄・佐々学(1983):日本の各種栄養段階にある湖沼の底生動物特にユスリカについて. 環境科学研究報告集, B182-R12-17, 21-48.
- 山岸 宏・福原晴夫(1970):諏訪湖のユスリカについてII. JIBP-PF 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究, 経過報告, 2, 65-78.

II-4 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水生大型植物の生産 Net Primary Production of Aquatic Macrophytes in the Littoral Zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura

野原精一¹・土谷岳令²・岩熊敏夫¹・上野隆平¹・花里孝幸¹

Seiichi NOHARA¹, Takayoshi TSUCHIYA², Toshio IWAKUMA¹

Ryuhei UENO¹ and Takayuki HANAZATO¹

要 旨

霞ヶ浦 江戸崎入堂崎鼻近くの湖岸の水草帯で、1984年5月から翌年5月まで月1～2回生物及び水質調査を行った。水生植物の分布と湖岸微地形との対応が見られた。すなわち、水位がY. P. +1.03mのとき、浅所の平坦部(水深0～0.2m)にヨシ、深所の平坦部(水深0.2～0.4m)にはヒメガマが主に分布しており、2帯の境の傾斜部にマコモが優占していた。アサザはヒメガマ帯の外から(水深0.4m～)沖に広がっていて、最も沖の分布は1.8mの等深線とほぼ一致していた。

抽水植物の最大現存量はヨシ帯で1557gDW/m²、マコモ帯で1420gDW/m²、ヒメガマ帯で1597gDW/m²あった。各優占種の年平均シュート密度はヨシ23本/m²、ヒメガマ22本/m²でほぼ一定であったが、マコモは67本/m²と多くて秋に増加する傾向があり133本/m²が最大であった。年間純生産量は、ヨシ帯では1894gDW/m²・y、マコモ帯で1420gDW/m²・y、ヒメガマ帯では2336gDW/m²・yと計算された。

アサザの地上部現存量は6月まで増加し、7、8月には29gDW/m²でほぼ一定となり、秋に再び増加して37gDW/m²となった。地下部は6gDW/m²でほぼ一定してやや秋～冬に増加した。地上部と地下部を合計した現存量の最大は48gDW/m²(11月1日)であった。葉身の平均寿命は28日と計算され、枯死脱落量が年間純生産量(165gDW/m²・y)のほとんどの部分を占めた。一日当たりの純生産速度は夏に0.85gDW/m²・d、秋に1.2gDW/m²・dと推定された。

抽水植物帯の単位水面積当たりの水中表面積の季節変化は水位変動と平行であった。ヒメガマは年間を通じて0.2～0.3m²/m²と安定しているのに対して、マコモは水位の上があった7月と11月に特に大きな割合を示した。ヨシの水中表面積の占める割合は比較的小

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. 昭和59年度 国立公害研究所共同研究員(東京都立大学理学部 〒158 東京都世田谷区深沢2-1-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. (Department of Biology, Faculty of Science, Tokyo Metropolitan University, Setagaya, Tokyo 158, Japan).

さい傾向にあった。一方アサザの浮葉植物帯の水中表面積はほぼ現存量の変化と対応した季節変化をして秋に $1.5\text{m}^2/\text{m}^2$ を超えるピークを示した。

Abstract

Biomass of aquatic macrophytes and environmental factors were measured every three or four weeks from May 1984 to May 1985 in the littoral zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura. Distribution of aquatic macrophytes corresponded with microtopography in the littoral zone. When the water level was Y. P.+1.03 m, *Phragmites communis* was mainly distributed on the shallow flat bottom (depth of 0-0.2m) and *Typha angustifolia* was mainly distributed on the deep flat bottom (depth of 0.2-0.4m) and dominant species on the slope of the boundary between the two flat bottom was *Zizania latifolia*. The distribution of *Nymphoides peltata* reached from outside the *Typha* zone (depth of 0.4m) to an offing. The outside of offing side distribution corresponded almost with the contour line of the depth of 1.8m.

The maximum above ground biomasses of emergent plants were $1557\text{ gDW}/\text{m}^2$ (*Phragmites* zone), $1420\text{ gDW}/\text{m}^2$ (*Zizania* zone) and $1597\text{ gDW}/\text{m}^2$ (*Typha* zone). The average yearly densities of shoots were consistently $23/\text{m}^2$ and $22/\text{m}^2$ for *Phragmites* and *Typha* and $67/\text{m}^2$ for *Zizania*, respectively. The net primary production above ground was as high as 1894, 1420, 2336 gDW/m^2 for *Phragmites* zone, *Zizania* zone and *Typha* zone, respectively. The above ground biomass of *Nymphoides peltata* increased to Jun. It was consistently $29\text{ gDW}/\text{m}^2$ during July and August, and increased again in autumn when it was $37\text{ gDW}/\text{m}^2$ then. The under ground biomass of *Nymphoides* was constantly $6\text{ gDW}/\text{m}^2$, slightly increased in autumn and winter. The maximum biomass and the net primary production was as high as $48\text{ gDW}/\text{m}^2$ and $165\text{ gDW}/\text{m}^2\cdot\text{y}$ for *Nymphoides*. The estimated values for daily net primary production of *Nymphoides peltata* were $0.85\text{ gDW}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ in summer and $1.2\text{ gDW}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ in autumn.

1 はじめに

霞ヶ浦は浅い湖であるため、湖岸に水草帯が良く発達している。一方、浸水防止のために護岸工事が盛んに行われて、水草帯の失われたコンクリートの湖岸が多くなりつつある。水草帯は魚類や鳥類をはじめ多くの動物の重要な繁殖場、生息域である(桜井ら, 1973; 桜井, 1981)。そればかりでなく、近年水草の栄養塩除去機能について多くの研究がなされて、水草帯の重要性が見直されてきている。水草帯は陸上の植物群落に比べ種組成が単純とされるが、水深という環境傾度にしたがって、種々の生活型をもった水草が帯状に分布していて、決して単純な生態系ではない。水草に限られた浄化機能の研究は多いのであるが、付着生物、底生動物、プランクトンを含めた生態系全体の定量的浄化機能の研究は少ない。水草はそれ自身の浄化機能もさることながら、系内の他の生物の基盤としての機能も持っている。霞ヶ浦に優占する大型水生植物には、ヨシ (*Phragmites communis* Trin), マコモ (*Zizania latifolia* Trucz), ヒメガマ (*Typha angustifolia*

L.), ハスといった抽水植物, ヒシ, アサザ (*Nymphoides peltata* O. Kuntze) などの浮葉植物, ササバモ, エビモなどの沈水植物の他, ウキクサなどの浮漂植物がある。それらが地形, 底質, 水位に対応した各々の種の生育特性や種間競争の結果, 帯状のヘテロな分布をしている。他の水草帯との比較をするにはできるだけ詳しく生態系の構造を明らかにする必要がある。さらに, 季節的な変動を考慮して水草帯の自然浄化機能を正しく評価する必要がある。以上のような点を踏まえて調査を行った。

2 調査地及び方法

2.1 調査地の微地形及び植生

霞ヶ浦 江戸崎入堂崎鼻近くの湖岸の水草帯で, 1985年3月12日と8月29日に微地形と各植物の分布状態を明らかにするために, 100×100m の方形区を設定し被度による植生調査を行った。湖岸線に添って平行に5 m ごと, 直角方向に10m ごとにラインを引き, その交点を中心とする2 m 平方内の植物の被度を測定し, 交点での水深と泥質(腐植質層)の厚さを測定した。さらに, 方形区付近の水草帯の様子を把握するために1985年7月26日と9月27日にリアルカラーフィルム及び赤外フィルムによる空中写真を撮った。

2.2 抽水植物帯の現存量と生産量及び水中表面積

1985年5月から翌年5月まで月1~2回生物及び水質調査を行った。水深を測定した後1 m²のコードラート(3~7個)内の植物体の地上部を刈り取り, ビニル袋に入れて持ち帰った。持ち帰ったサンプルは, 種別(ヨシ, マコモ, ヒメガマ, その他), 枯死体別に分け, それぞれ最大シュート長, 本数, 湿重を測定した。サンプルの一部は85°Cで恒量になるまで乾燥し乾重湿重比を求めた後, CN 量やその他成分測定用サンプルとした。シュート地際断面をスタンプインクに付け紙に写し取り, マイコン(NEC PC9801)とデジタイザー(Graphtec Mytablet)のシステムでトレースし, 地際の断面積及び周長を計測した。付着生物の比較単位面積としての植物体の水中表面積は, 各種の平均地際周長, シュート密度, 水深を乗じて求めた。ヨシとマコモは枯死脱落を無視して, 最大現存量を年間の純生産量とした。ヒメガマは夏頃から徐々に古い葉が枯死脱落していくことを考慮して, 7月12日から11月1日の間に11本のシュート(枝条;葉と茎の総称)の各葉にマークをして葉の平均寿命を求め, 最大現存量にそのときまでに脱落した葉数と平均葉重を掛けた値を加えて求めた。

2.3 浮葉植物帯の現存量と生産量及び水中表面積

5~9個のコードラート(0.5~1 m²)内の植物体地上部を刈り取り, それぞれビニル袋に入れて持ち帰った。植物体は水洗して付着物を分け一部を付着生物用のサンプルとした。植物体は種別に分けて湿重を測定し, 優占種であるアサザはさらに生葉, 枯死葉(黄化葉), 花及び果実, その

に分けて湿重を測定し、優占種であるアサザはさらに生葉、枯死葉(黄化葉)、花及び果実、その他の地上部(葉柄、根茎)に分けた。コドラートとは別に約1 m²深さ約20cmまでのアサザの地下部(根及び塊茎)を掘り起し、それに付随する地上部をすべて刈り取って地上部/地下部比を求めた。サンプルの一部は乾燥(85°C, 2日間)して乾重測定の後CNやその他成分分析用とし、さらに別にクロロフィル測定用に凍結乾燥サンプルを作った。またアサザの生葉と枯死葉をコピーにとりデジタイザーとマイコンから葉面積を測定し、葉柄の長さで中央部の径を測定して円柱近似して表面積を計算した。8月15日~11月1日の間(4回)に各回ごと20~40枚の葉にビニル紐でマークをして次回までの残存数から葉身の平均寿命を求めた。

3 結果

3.1 水生植物の分布

優占種は岸側より抽水植物のヨシ、マコモ、ヒメガマの順に帯状にすみわけて分布しており、さらに沖側に浮葉植物であるアサザが優占していた(図1)。その他の出現種は、セリ、ドクゼリ、クサヨシ、キショウブ、タガラシなどの抽水植物、浮葉植物のヒシ、それにリュウノヒゲモ、ササバモ、センニンモ、エビモ、セキショウモ、オオカナダモ、コカナダモ、フサジュンサイ、シャジクモなどの沈水植物であった。しかし、量的に少なかったので以後は省略して考察することとした。

抽水植物三種の分布と湖岸微地形との対応が見られた。すなわち、水位がY. P. +1.03m(標高0.19m)のとき、浅所の平坦部(水深0~0.2m)にヨシ、深所の平坦部(水深0.2~0.4m)にはヒメガマが主に分布しており、2帯の境の傾斜部にマコモが優占していた(図2)。方形区全体の底質は砂であるが、泥質が厚く腐植物が溜っている所にマコモが特に多く分布していた(図1)。アサザは抽水植物帯の中にはほとんどなく、ヒメガマ帯から(水深0.4m~)沖に広がっていて、最も沖の分布は1.8mの等深線とほぼ一致していた。アサザ帯の中央でややまばらな他はほぼ均一に分布して、葉面積指数(単位水面当たりの葉身の面積; Leaf area (m²)/Surface area (m²))は6~8月に0.3m²/m²、9月には最大の0.6m²/m²になった。

3.2 抽水植物の現存量の季節変化と純生産量

抽水植物のシュートは3月中頃までは水面下にあったが4月以降急速に伸長して、ヨシは9月上旬に最大の3.6mに達し、ヒメガマも同じ頃3.5mになり花茎が発達した(図3a)。それに比べてマコモは9月下旬の2.8mが最大で、他の二種よりも低い草丈であった。一方地上部の現存量は6月頃より増加が急になり、一種だけの最大現存量は、ヨシで923gDW/m²(11月1日)、マコモで1420gDW/m²(11月1日)、ヒメガマでは1505gDW/m²(10月11日)であった(図3b)。三種合わせた最大現存量で見るとヨシ優占区で1557gDW/m²、マコモ優占区で1420gDW/m²、ヒメガマ優占区で1597gDW/m²あって、ヨシを除けば分布の重なりが少ないことを示している。

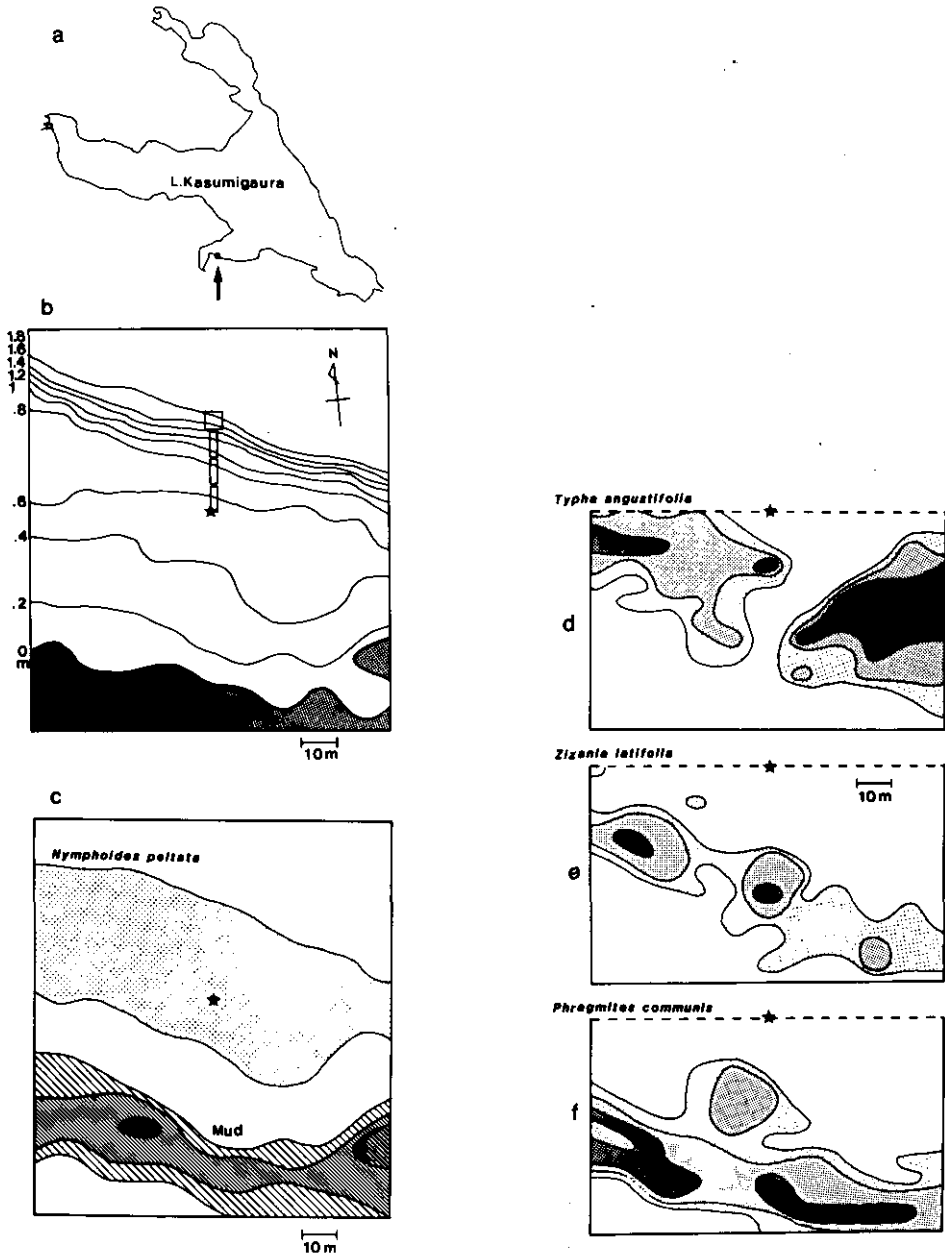


図 1 調査地微地形と水生植物植生図
 (a) 調査地 (●印)。(b) 調査方形区の微地形。数字は1985年3月12日 (Y.P.+1.03m) の水深を示す。(c) アサザの分布と泥質層の厚さ (d), (e), (f)ヒメガマ, マコモ, ヨシの分布。

Fig. 1 The micro-topographical map of the study site and the macrophytes vegetation maps

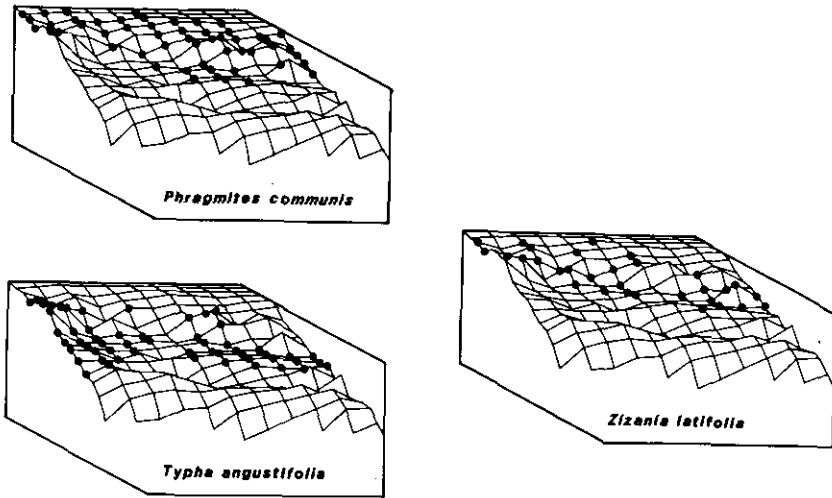


図 2 抽水植物の分布と微地形（沖側から見た立体図）

Fig. 2 Distribution of emergent plants and micro-topography (stereogram view from an offing)

各優占区での各優占種の年平均シュート密度(本/m²±sd)はヨシ23<±2>, ヒメガマ22<±4>でほぼ一定であったが, マコモは67<±36>と多くて秋に増加する傾向があり133(本/m²)が最大であった(図3c)。また, 枯死した昨年のヨシは優占区で年間を通じて平均9<±5>が存在していて, 表面には特に付着物が多かった。シュート地際の周長は三種で異なり, 付着生物に対する役割の違いを反映していた(図3d)。ヨシの周長は枯死体を含めて25mmで殆ど変化しなかった。ヒメガマは春から夏にゆっくり増加して最大65mmと太くなり, その後晩秋まで一定していた。マコモは7月までに急激に増加して52mmに達し, その後徐々に減少していった。この減少は, シュートが倒れて節から小さいシュートがのびたため, シュート密度の増加に対応するものであろう。

ヒメガマの葉は, 次々に中心から出て外側から枯死脱落してゆき, シュート当たりの葉数は8月中旬に8枚で最大になり(図4a), 9月以降新葉が生じないため(図4b)総数は徐々に減少してやがてすべて枯死していった。観察を基に7月中旬まで枯死がなかったとして脱落量を<シュート密度>×<7月下旬から10月上旬までのシュート当たりの脱落葉総数>×<平均葉乾重量(5.7gDw)>として, それと最大現存量時のヒメガマの現存量と合計して地上部の年間純生産量とした。ヨシとマコモの枯死葉はほとんど脱落や分解を受けなかったため, 枯死部を含めた地上部最大現存量をそれぞれの年間純生産量として各優占種帯ごとに年間純生産量(gDW/m²・y)を求めた。ヨシ帯で1894, マコモ帯で1420, ヒメガマ帯では2336gDW/m²・yと計算された。

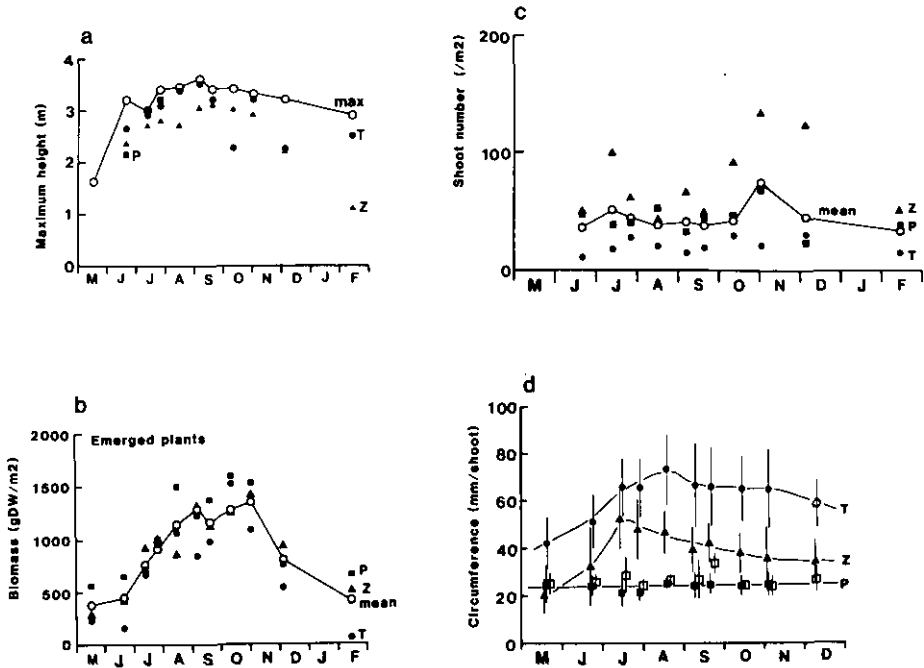


図 3 抽水植物帯の構造特性の季節変化

Tはヒメガマ、Zはマコモ、Pはヨシを示す。(a) 各種の最大シュート高(草丈)。max (○印)は枯死体を考慮した値。(b) 地上部の現存量。mean (○印)は各優占種区の平均。

(c) 各優占種区でのシュート密度。(○印)はその平均。(d) シュート地際の周囲長。白ぬき印は枯死体の値、縦線は標準偏差を示す。

Fig. 3 Seasonal changes in several structural characteristics of emergent plants
 T: *Typha angustifolia*, Z: *Zizania latifolia*, P: *Phragmites communis* (a) Maximum heights of live shoots and maximum height of the stand including dead shoots (○). (b) Aboveground biomasses. Mean weight of three quadrats are also shown (mean ○). (c) Shoot density of each plant in a dominant quadrat. (○); mean density of three quadrats. (d) Circumference of shoot base. Open symbols indicate dead plants and vertical bars indicate standard deviations.

3.3 アサザの現存量の季節変化と純生産量

葉面積指数 (m^2/m^2) は5月の $0.1m^2/m^2$ から徐々に増加して7, 8月に $0.3m^2/m^2$ で一時一定であったが、最大で9, 10月に $0.6m^2/m^2$ 近くになった。葉身密度 (単位面積当たりの葉数) と一枚当たりの葉面積は、夏にそれぞれ 100 枚/ m^2 , $34cm^2/leaf$ であり、秋にそれぞれ 190 枚/ m^2 , $73cm^2/leaf$ であった。群落としてはそれほど密度の高い方ではなかった。

地上部現存量は6月まで急激に増加し, 7, 8月には $29gDW/m^2$ でほぼ一定となり, 秋に再び増加して $37gDW/m^2$ となった (図5 a)。地下部は $6gDW/m^2$ でほぼ一定してやや秋~冬に増加

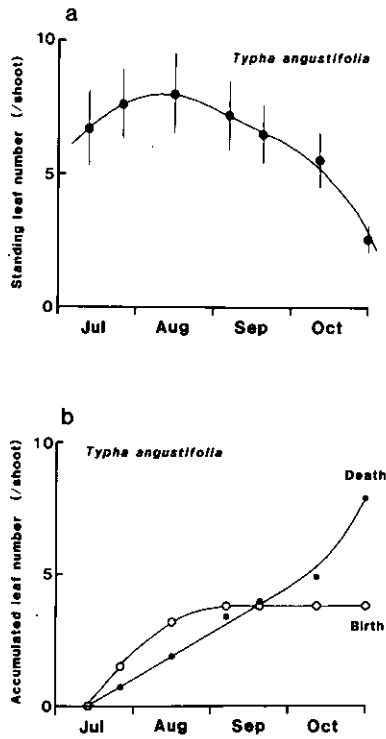


図 4 ヒメガマの葉数の季節変化

(a)シュート当たりの生葉数。(b)7月12日からの総生産葉数と総枯死葉数。

Fig. 4 Seasonal change in leaf number of *Typha angustifolia*

(a)Live leaf number in a shoot. (b)Accumulative numbers of newly developed leaves and dead leaves from 12 July.

した。地上部と地下部を合計した現存量の最大は48gDW/m² (11月1日)であった。夏に葉柄の割合が高く秋に根茎の割合が高かった。

葉身の平均寿命は28日と計算され、葉柄のそれはやや長く29日と推定した。浮葉植物の特性で葉の寿命が短いことから、枯死脱落量が年間純生産量 (165gDW/m²・y)のほとんどの部分を占めた (図5 b)。一日当たりの純生産速度は夏に0.85gDW/m²・d、秋に1.2gDW/m²・dと推定された (図5 c)。現存量は一山型となるのが普通であるが、(図5 a)のような夏に肩ができて秋にピークができたことは今回の調査の特徴であり、水位変動 (図5 d)との関係が深いと考えられる。地上部現存量は浅所での季節変化は小さかったが、深所 (90cm以深)で特に秋に大きくなり約60gDW/m²になった。

3.4 抽水植物帯及び浮葉植物帯の水中表面積

抽水植物帯の単位水面積当たりの水中表面積は各種別、生体枯死体別にシュート地際の平均周

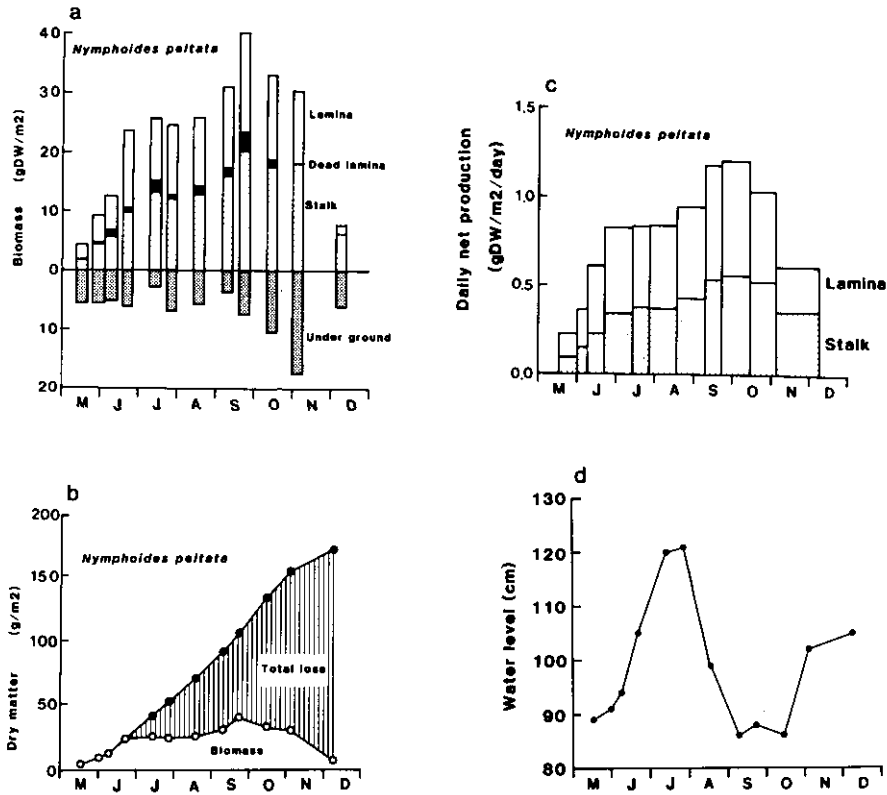


図 5 アサザの現存量と純生産量及び水位変化
 (a) 現存量(乾重)の季節変化。(b) 現存量と枯死脱落量の季節変化(純生産量の積算)。(c) 一日当たりの純生産速度の季節変化。(d) 霞ヶ浦の水位(Y.P.)の季節変化。
 Fig. 5 Biomass and net production of *Nymphoides peltata* and Seasonal change in water level
 (a) Seasonal change in biomass. (b) Seasonal changes in biomass and loss by dying-off. (c) Seasonal change in daily net production. (d) Seasonal change in water level (Y.P.) in Lake Kasumigaura.

長にシュート密度とその地点での水位を乗じて求め、ヨシ帯、マコモ帯、ヒメガマ帯の平均を(図 6 a) に示した。水中表面積全体の季節変化は水位変動と平行であった。ヒメガマは年間を通じて $0.2\sim 0.3\text{m}^2/\text{m}^2$ と安定しているのに対して、マコモは水位の上がった7月と11月に特に大きな割合を示した。ヨシは、より岸側に存在することと、シュートが細いために、水中表面積の占める割合は比較的小さい傾向にあった。

一方アサザの浮葉植物帯の水中表面積は、ほぼ現存量の変化と対応した季節変化をして秋に $1.5\text{m}^2/\text{m}^2$ を超えるピークを示した(図 6 b)。葉柄や長枝の割合が高い事は注目される。冬にはアサザの地上部がほとんどなくなることは抽水植物と違う所であるが、水中表面積全体としては抽水

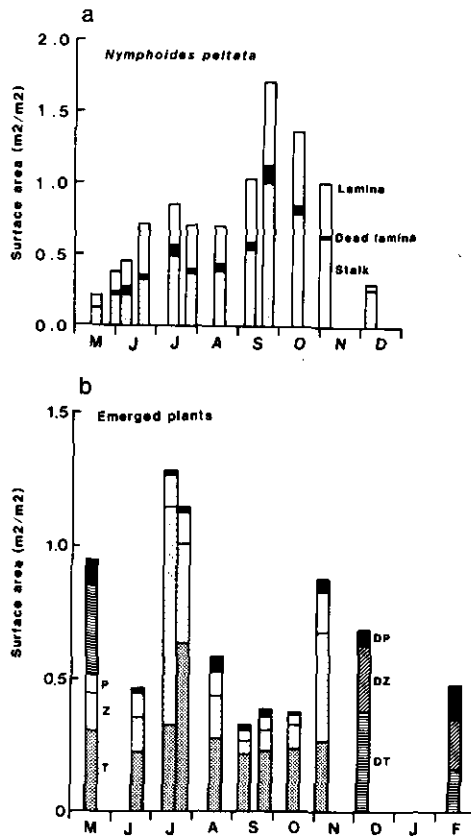


図 6 水中表面積の季節変化

(a) アサザ。(b) 抽水植物帯。Tはヒメガマ、Zはマコモ、Pはヨシ、Dは枯死体を示す。

Fig. 6 Seasonal change in wet surface area

(a)*Nymphoides peltata*. (b)Emergent plants. T; *Typha angustifolia*, Z; *Zizania latifolia*, P; *Phragmites communis*, D; Dead plant.

植物帯も浮葉植物帯もほぼ $1 \text{ m}^2/\text{m}^2$ 付近で同じオーダーであった。

4 考察

水生植物の帯状分布については古くから論議がなされている。環境傾度（光、水温、水中ガス、波浪、水圧など）と複合として水深が代表され、種類相と個々の環境条件との関連性が追求されてきている（生嶋, 1972; Sastroutomo, 1982); (Gorham, 1956)。Yamasakiら (1979, 1981), Yamasaki (1981, 1984) は、マコモとヨシは空中のシュートからの酸素供給力に差があることから水深に対するすみわけを説明した。浜島 (1979) は根茎の発達から、泥深く横走して直立茎を伸長させるヨシに対して、マコモは砂地ではあまり発達せず泥表面近くを根茎が葡

ふくすることから底質条件も関係が深いと論じている。佐々木(1985)は波生丘の形状、堆積物の違いから帯状分布の特性を類型化して、今回調査地帯をゴキヅルーサデクサ群落型(ヒメガマ亜型)としている。今回の調査で空間的構造が明確にされ、水生植物の分布と底質及びその微地形との関連が今までの知見と次のように総合的に理解されよう。すなわち、砂質湖底上にある微地形の斜面付近に生物遺体と土壌粒子が波力などで堆積し、その形成された泥質層が泥質に生育する特質を持つマコモの適地となっていた。葡ふくする性質故に、草丈が他種に比べ小さく、シュート密度の増加が見られたものと考えられる。

純群落の場合、精度の高い生産量推定値が得られるが、今調査のヨシ帯の場合には三種の混合群落であることを考えに入れる必要がある。地上部の最大現存量を Whigham ら(1978)のまとめた同属の平均値と比較すると、ヨシ帯は平均(1850gDW/m²)よりやや小さめであり、マコモ帯は平均(1218gDW/m²)よりやや大きく、ヒメガマ帯は平均(1215gDW/m²)よりやや大きかった。全般的に遜色なく抽水植物帯を代表するに十分な場所であると言えよう。

調査地の抽水植物帯は最大幅約50mで、小山(1980)の調査した琵琶湖ヨシ帯より大きい、ヨシ帯に限ると20—40mとやや小さい。この調査のヨシのシュート密度は琵琶湖の平均40本/m²より少なく(23本/m²)、周長30mmもより小さく(25mm)、茎断面積合計は29cm²/m²に対して半分以下(11.5cm²/m²)であった。一方今回のヨシの地上部最大現存量は琵琶湖で1522, 1629gDW/m²と比べてそれ程低くはなく(その1/1.8, 1/1.6)、草丈3.45mよりやや高かった(3.6m)から、全体的にまばらな細い茎ののっぴなヨシ群落であったと言えよう。

ヒメガマの値を Mason ら(1975)と比較すると、密度100本/m²(5月)から50本/m²(10月)と自己間引きが起こっていて最大平均個体重は22gDW/shootであったのに対し、この調査では22本/m²と安定した密度で最大平均個体重51gDW/shoot(8月)と大きかった。最大現存量は1118gDW/m²(Masonの値)に対して1505gDW/m²と大きく、シュート個体重の大きく密度の低い群落であったことが特色であろう。

アサザの分布も地形と良く一致していた。水深1mを超えるあたりから急斜面となり、非光合成器官の増大による生産量の減少で1.8m以深では分布が制限されているものと考えられる。水位増大期に於ける現存量や純生産量の頭打ち現象(初夏)のあったことや、さらに水位低下期における現存量や純生産量の増加(初秋)は上記の理由と同様に水位が生産量に大きな影響を与えていたためと考えられる。広くなだらかな斜面ではもっと広いアサザ帯を形成するであろうし、水位変化が小さい所ではより大きなアサザの現存量が期待されよう。

アサザの最大現存量について、Brock ら(1983)の425gDW/m²や Van der Velde ら(1979)の299gDW/m²に比べると、今調査の値(48gDW/m²)はその1/9, 1/6でありかなり小さな値であった。葉面積指数も増大で0.6m²/m²で Van der Velde (2.1m²/m²)より小さい値であった。Tsuchiya と Iwaki (1983, 1984)は霞ヶ浦のヒシ群落で現存量300gDW/m²を得ていて、桜井(1981)は霞ヶ浦のアサザ群落で158gDW/m²を得ているから、現存量が小さいのは種や湖の違い

ではなく、調査地の微環境の違いや年変動であろうと考えられる、国土地理院 (1960) や村岡ら (1984) によれば調査地の底質は砂であり、Brock ら (1983) の底質は泥であった。ヒシと違い、ほとんど底質からの栄養塩に依存するアサザは、底質環境に強く左右されたものと考えられる。また、Brock ら (1983) も観察しているように、水位が上がったことで現存量が低下したことがこの調査でも見られた。ある程度の水位上昇には葉の葉柄を伸ばすことである程度対応できる (浜島, 1982) が、それでも葉柄という非同化器官へ光合成産物の分配量が増し、同化器官である葉への分配量が減って生産量が低下したり、波浪のために十分光合成できる葉まで失われ生産量の低下をもたらしたものであろうと考えられる。葉身の平均寿命は低密度のためか約28日とやや長かったが、Brock ら (1983) の23日に近く、浮葉植物であるアサザの短い平均寿命が明らかにされた。このことは付着生物にとって重要で長く存在するヨシと生物群が異なるであろうし、底質へのデトリタスの多い供給量は底生動物に影響があると思われる。

付着生物にとって水生植物の水中表面積は重要である。Brock ら (1983) のまとめた最大水中表面積によれば、沈水植物は $12\sim 38\text{m}^2/\text{m}^2$ であり抽水植物は $0.5\sim 2\text{m}^2/\text{m}^2$ であって彼らのアサザの値は $6.1\text{m}^2/\text{m}^2$ であった。この調査のアサザの値は $1.5\text{m}^2/\text{m}^2$ で現存量の関係から小さいが、抽水植物と同じ程度であった。抽水植物の水中表面積も種によって存在時間がちがっていて、ヨシは同じ面が1~2年存在するが、ヒメガマに至っては生育期には葉身が最外部に出て脱落するまでの数十日と推定される。それによって、付着生物相も変わり付着量も違うことになるから、水草帯を一括して付着生物を論じることには無理であろう。また、水位変動は水中表面積の変化に影響を与えることから、抽水植物の種組成、量的関係や位置関係とともに水位を押さえる必要があると考えられる。

引用文献

- Britton, R. H. (1974): Factors affecting the distribution and productivity of emergent vegetation at Loch Leven, Kinross. Proc. R. Soc. Edinb. B, 74, 13, 210-218.
- Brock, T. C. M., G. H. P. Arts, I. L. M. Goossen and A. H. M. Rutenfrans (1983): Structure and annual biomass production of *Nymphoides peltata* (G.) O. Kuntze (Menyanthaceae). Aquat. Bot., 17, 167-188.
- Brock, T. C. M. (1984): Aspects of the decomposition of *Nymphoides peltata* (G.) O. Kuntze Menyanthaceae. Aquat. Bot., 19, 131-156.
- Gorham, E. and W. H. Pearsall (1956): Production ecology. III Shoot production to habitat. Oikos. 7, II, 206-214.
- 浜島繁隆 (1979): 池沼植物の生態と観察。ニュー・サイエンス社、東京、p110.
- 浜島繁隆 (1982): ガガブタの浮葉にみられる葉柄の伸長。水草研究会会報, No. 7, 2-3.
- 生嶋 功 (1972): 水界植物群落の物質生産 I—水生植物—。生態学講座 7, 共立出版、東京、98p.
- 小山弘道 (1980): びわ湖ヨシ群落の生態。文部省「環境科学」研究報告集 B57-R12-4, 90-96.

- Lieffers, V. J. (1983): Growth of *Typha latifolia* in boreal forest habitats, as measured by double sampling. *Aquat. Bot.*, **15**, 335-348.
- Mason, C. F. and R. J. Bryant (1975) Production, nutrient content and decomposition of *Phragmites communis* Trin. and *Typha angustifolia* L. *J. Ecol.*, **63**, 71-96.
- 村岡浩爾・細見正明 (1981):霞ヶ浦沿岸地下水の挙動と水質。国立公害研究所研究報告, 第20号, 69-102.
- Ravera, O., C. Garavaglia and M. Stella (1984): The importance of the macrophytes in two lakes with different trophic degree: Lake Comabbio and Lake Monate (Province of Varese, Northern Italy). *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **22**, 1119-1130.
- 佐々木寧 (1985): 霞ヶ浦湖岸植生の帯状分布特性と成立要因。第32回日本生態学会大会講演要旨集, F 103 (pp285)
- 国土地理院 (1960): 湖沼図。霞ヶ浦, 6号。
- 桜井善雄・林 一六・渡辺義人・天白精子・大橋通成 (1973): 水生植物。建設省 霞ヶ浦生物調査報告書, 78-137.
- 桜井善雄 (1980): 水生植物。建設省 関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所「霞ヶ浦の生物」, 69-99.
- 桜井善雄 (1981): 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量一特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について一。国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-279.
- Sastroutomo, S. S. (1982): Summer biomass of aquatic macrophytes in relation to sediment characteristics in Lake Aino-numa, Miyagi. *Jpn. J. Ecol.*, **32**, 45-55.
- 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.
- Tschiya, T. and H. Iwaki (1984): Seasonal changes in photosynthesis and primary production of a floating-leaved plant, *Trapa natans* L., community in Lake Kasumigaura, Japan. *Jpn. J. Ecol.*, **34**, 367-374.
- Van der Velde, G., T. G. Giesen and L. Van der Heijden (1979): Structure, biomass and seasonal changes in biomass of *Nymphaeoides peltata* (G.) O. Kuntze (Menyanthaceae), a preliminary study. *Aquat. Bot.*, **7**, 279-300.
- Whigham, D. F., J. McCormick, R. E. Good and R. L. Simpson (1978): Biomass and primary production in freshwater tidal wetlands of the middle atlantic coast. *In*: R. E. Good, D. F. Whigham and R. L. Simpson (eds.), *Freshwater Wetlands*. Academic Press. New York, 3-20.
- Yamasaki, S., and T. Saeki (1979): The effects of the oxygen supply from the shoot on *Zizania latifolia* growth. *Jpn. J. Ecol.*, **29**, 249-256.
- Yamasaki, S. and I. Tange (1981): Growth responses of *Zizania latifolia*, *Phragmites australis* and *Miscanthus sacchariflorus* to varying inundation. *Aquat. Bot.*, **10**, 229-239.
- Yamasaki, S. (1981): Effects of water level on the development of rhizomes of three hygrophytes. *Jpn. J. Ecol.*, **31**, 353-359.
- Yamasaki, S. (1984): Role of plant aeration in zonation of *Zizania latifolia* and *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.*, **18**, 287-297.

II-5 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水質と
プランクトン及び付着藻類の生産

Physicochemical Features and Primary Production of Epiphytic and Planktonic
Algae in the Littoral Zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura

高村典子¹・岩熊敏夫¹・相崎守弘²

花里孝幸¹・大槻 晃³

Noriko TAKAMURA, Toshio IWAKUMA, Morihiro AIZAKI,
Takayuki HANAZATO and Akira OTSUKI

要 旨

霞ヶ浦江戸崎入の抽水植物群落と浮葉植物群落において水質、プランクトン及び付着藻類について調べた。各栄養塩濃度の季節変化は沖帯での観察例と似ていたが、アンモニア態窒素は冬に著しく高くなった。植物プランクトンの一次生産量は *Microcystis* spp. が優占する夏一秋に高く抽水植物群落で $0.1 \sim 1.8 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、浮葉植物群落で $0.9 \sim 3.3 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、であった。この *Microcystis* による光の減衰が夏一秋の付着藻類の生産量を制限していると考えられた。付着藻類は常にケイ藻類が優占し、一次生産量は春、冬に高く抽水植物群落で $0.4 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、浮葉植物群落で $0.2 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、であった。細菌量も考慮に入れると付着生物は浮葉植物群落より抽水植物群落で、より重要であると考えられた。

Abstract

1. Seasonal changes in the physicochemical features and the primary production of epiphytes and phytoplankton were investigated from May 1984 to May 1985 in the littoral zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura.

2. The concentrations of inorganic nitrogen ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\text{NO}_2^- - \text{N}$, $\text{NO}_3^- - \text{N}$) were low during July to October and high in the winter. The maximum values were

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, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 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.

1.020, 0.055, and 1.820 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, respectively. The concentrations of reactive phosphorus were high in late June and in early September. The concentrations of DOC, DON, and DOP increased in the summer and autumn.

3. The biomass of phytoplankton was large from July to November, when *Microcystis* spp. bloomed, and small in the winter. The dominant species in the autumn and spring were *Synedra rumpens*, *Chlamydomonas* spp., and *Cryptomonas* sp. The maximum photosynthetic rate of phytoplankton was $15.8 \text{ gO}_2\cdot\text{gChl.}\cdot\text{a}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ in spring, but fell to a low level in winter. The photosynthesis of phytoplankton was limited by light in the emergent macrophytes (St. 1) and by water temperature in the floating-leaved macrophytes (St. 2).

4. The epiphytic algal biomass was large in the winter and spring (approx. 100 $\text{mgChl.}\cdot\text{a}\cdot\text{m}^{-2}$ and 30 $\text{mgChl.}\cdot\text{a}\cdot\text{m}^{-2}$ at St. 1 and St. 2, respectively), when the species which attached loosely such as *Synedra rumpens* var. *familiaris*, *S. rumpens* var. *fragilarioides*, *S. delicatissima*, and *Fragilaria vaucheriae* were abundant. The biomass of epiphytic algae was extremely low throughout the summer and autumn, when *Cocconeis placentula* var. *lineata*, which attached tightly, dominated. *Achnanthes minutissima* was always dominant. The photosynthetic rates of epiphytes ranged from 0.004 to 0.026 $\text{gC}\cdot\text{gC}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$. The low biomass of epiphytic algae in the summer and autumn was ascribed to the rapid attenuation of light by water blooms.

5. The maximum values of daily production of epiphytic algae at St. 1 and St. 2 were estimated to be $0.4 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ and $0.2 \text{ gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively. The averages of annual productivity of epiphytes at St. 1 and St. 2 were 73 and 44 $\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, respectively, which were one-fifth to one-twentieth of the phytoplankton productivity.

1 はじめに

霞ヶ浦(西浦)には、水生高等植物群落が生表面積の4.45%に相当する7.47 km^2 存在する(桜井, 1981)。水生高等植物にはそれ自体、魚や鳥などの産卵場所を提供するという構造的機能や水質を浄化する機能をもつと考えられている。一方これらの群落では、水生高等植物の他に植物プランクトン、付着藻類が加わり高い生産性をもつ。そして各々を基盤とした食物連鎖が広がり沖帯とは異なった多様な生物群集を構成している。水草群落の役割を評価する上では群落内の物質循環機能を明らかにすることが重要である。霞ヶ浦では高浜入のヒシ群落の微生物動態について関(1981)の報告がある。また付着藻類については、底生動物の餌として重要であるにもかかわらず、その知見は極めて貧しいのが現状である(Wetzel, 1983)。霞ヶ浦においても従来研究が行われていない。我々は浮葉植物ではヒシとともに霞ヶ浦に優占するアサザ群落と抽水植物群落(江戸崎入堂崎鼻付近)で、水生高等植物、水質、プランクトン、付着生物の調査を行った。本報では、これらの中の水質とプランクトン及び付着藻類について報告する。

2 調査地点及び方法

調査は1984年5月から1985年5月まで、月1回～2回の頻度で行った。調査場所は霞ヶ浦江戸崎入で調査地点(図1)は、抽水植物群落内を St. 1, 浮葉植物群落内を St. 2さらに St. 1と St. 2を線状に延ばした沖に St. 3, 江戸崎入の出口に St. 4を設けた。

採水は底泥表面から水面までをアクリルカラム採水器を用いて行った。(ただし沖の St. 3, 4は0-2 m水深より採水した。)水温, DOはDOメーター(YSI-model 58)を, 水中光量は水中光量子計(Biospherical QSP-200)を用いて測定した。

抽水植物群落内の日射量は, Sun Station system (Model C7A) を数か所にセットし測定した。

水中の栄養塩濃度(NH_4^+-N , NO_2^--N , NO_3^--N , DTP, PO_4^--P , TP, DTP)の分析方法は, 大槻ら(1981), OtsukiとSekiguchi(1983)と同じである。DOCの定量はMenzelとVaccaro(1964)によった。植物プランクトン及び付着藻類のクロロフィルa量はUNESCO/SCOR法(1966)によった。これらの炭素量はCHNコーダー(柳本MT-3)により測定した。植物プランクトン種の定量は今村と安野(1981)によった。細菌の現存量の測定は, 相崎・中島(1981), 動物プランクトンの現存量及び*Bosmina*のbirth rateの測定は, HanazatoとYasuno(1985)によった。

植物プランクトンの光合成速度は, 明暗ビンを現場の表層と底層で約3時間培養して測定した。反復数は2である。明暗ビン中の溶存酸素はウィンクラー法により求めた。

付着藻類の現存量の測定は以下の手順で行った。大型水生植物の調査(野原ら, 1986)のために刈り取った1 m²のクアドラート内の抽水植物と浮葉植物の中から, ヨシ, ヒメガマ, マコモそ

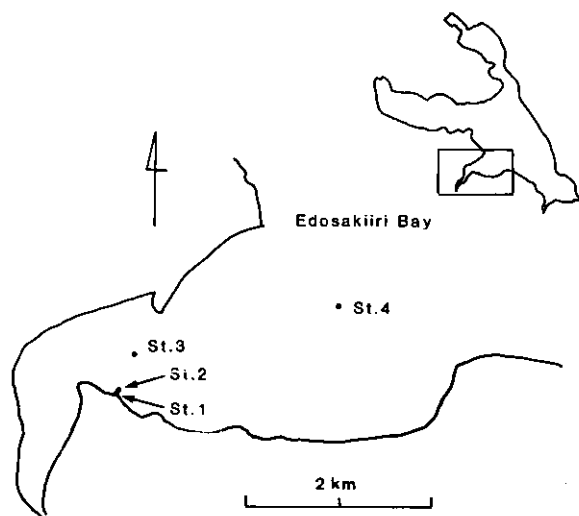


図 1 調査地点

Fig. 1 Map of sampling stations in Edosakiiri bay

それぞれが優占するサンプル1つずつ計三つと、アサザが優占するサンプル二つを任意に選び、ゴムベラまたはゴム手袋を用い附着生物をはぎ落とした。これらの一部を取り、クロロフィル *a* 量、炭素量、種類組成を調べた。種類の同定には、光学顕微鏡と走査型電子顕微鏡を用いた。珪藻類については酸処理を行った。

植物プランクトンと附着藻類の光合成速度の測定は ^{13}C を用い現場にて行った。浮葉植物群落内では、アサザの茎を採取し、口径25mm、長さ150mm、体積70mlの丸底の円柱状のガラスビンの中に入れ、現場の水を満し、 $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ 溶液0.1mlを加えた。ガラスビンは現場の表層部と底層部の2ヶ所に、縦になる様にステンレスの支柱に固定して、1~2時間(午前11:00—午後1:00の間)培養した。反復数は3~4である。また表層部には表層付近の、底層部には底層付近の茎を用いた。抽水植物群落内では、ヒメガマの茎を用いた。口径45mm、長さ150mm、体積250mlの同型のガラスビンを用い、同様に行った。水深が浅いので、表層部のみで行った。ガラスビンは回収後、直ちに水を入れたアイスボックスに入れ持ち帰った。ガラスビンから基質(ヒメガマ、アサザ)を取り出し、水は450°Cで3時間焼いてあるGF/Cフィルターでろ過した(これを植物プランクトンのサンプルとした。附着藻類の現存量が多い時は、はがれた藻類の魂が水中に入ることがあったがこれらはできる限り取り除いた)。附着藻類は純水中にて基質からゴムベラを用いをはぎ落とし、同様ろ過した。フィルターの処理及び光合成速度の計算は高村ら(1984)と同じである。なお添加する $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ 量は水中の無機炭素量(IC)の約10%となるようにした。ICはTOC分析計(ベックマン)で測定した。

3 結 果

3.1 環境条件

水温、DO、水中光量、水深などの環境条件の測定は植物プランクトンと附着藻類の光合成速度を測定した場所で行った。図2に調査期間での全天日射量と抽水植物群落内での日射量の変化を示す。調査期間での全天日射量は5、7、8月が高く $17\text{--}19\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、11—2月が低く約 $10\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。抽水植物の現存量が最大となる9—11月には、抽水植物群落内部の日射量は外の約20%まで減少し、 $1.7\text{--}1.8\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ となった。その後、抽水植物の枯死とともに光の透過率は上昇し最高39%(3—4月)、日射量にして $5.4\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ になった。密な抽水植物群落では透過率は2—4%になる(StraškrabaとPieczynska, 1970; HooperとRobinson 1976)ので本調査地での光の透過率は比較的良かったといえる。

図3、4は抽水植物群落内の地点(以下St. 1と記す)及び浮葉植物群落内の地点(以下St. 2と記す)での水温、水深、補償深度の変化を示す。年水温の振幅はSt. 1の方が大きく最高値は 30.9°C (8月15日)、最低値は 2.7°C (1月17日)であった。水深は湖水の水位変動(野原ら, 1986: 図5 d参照)に伴って5月から8月にかけて増加し、9月から10月に減少したが、水深の変動幅は、多少の調査地点の移動のために水位の変動幅ほど大きくならなかった。St. 1では40cm前後

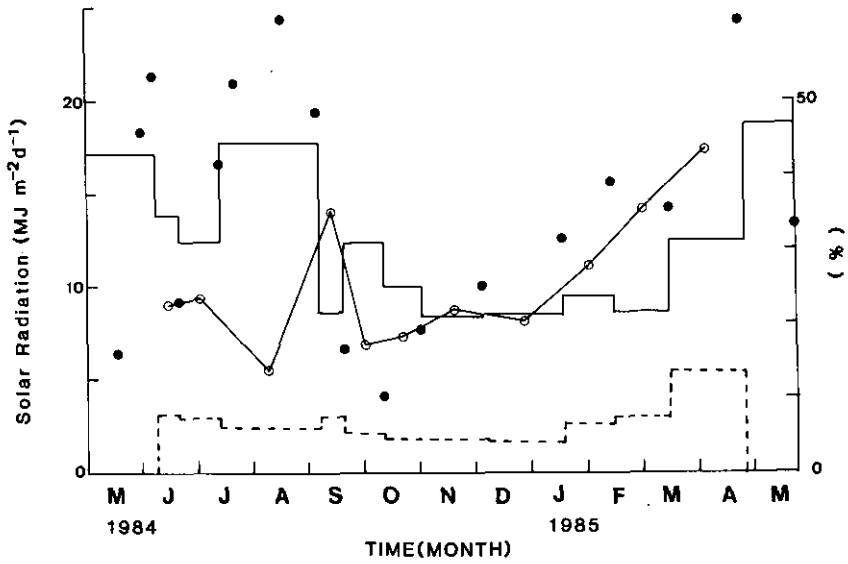


図 2 調査期間での全天日射量，抽水植物群落内の日射量及びその透過率と調査日の全天日射量の変化

Fig. 2 Changes in the solar radiation (—), the incoming radiation through the emergent macrophytes (---), the percentage transmission of light through the emergent macrophytes (○—○), and the solar radiation on the study day (●)

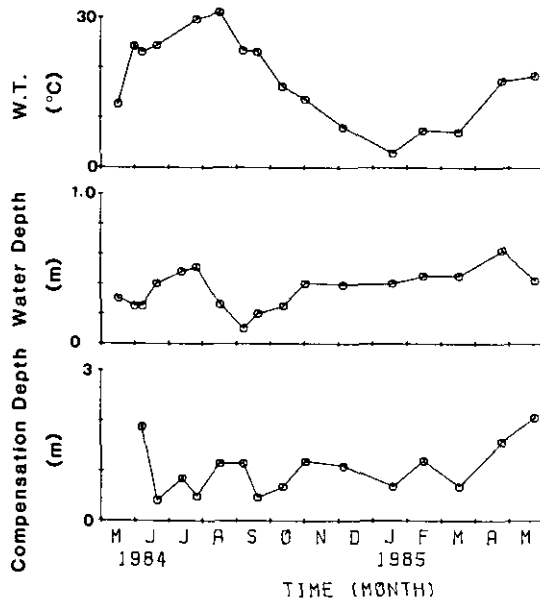


図 3 抽水植物群落 (St.1) における水温，水深及び補償深度の変化

Fig. 3 Changes in the water temperature, water depth, and compensation depth at St.1

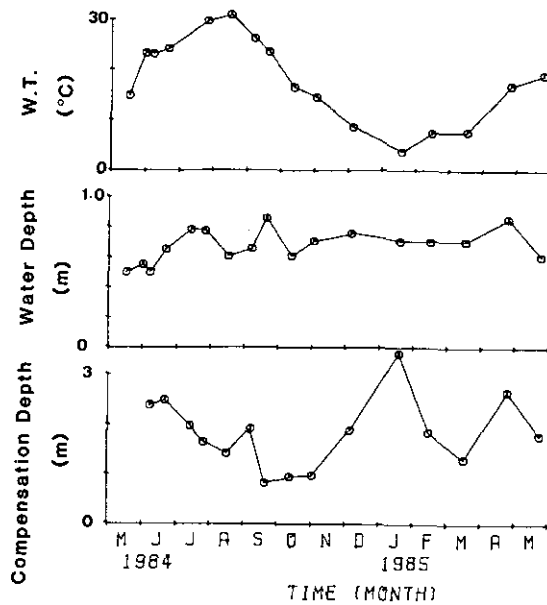


図 4 浮葉植物群落 (St.2) における水温, 水深及び補償深度の変化

Fig. 4 Changes in the water temperature, water depth, and compensation depth at St.2

St. 2では70cm 前後のことが多かった。

St. 2での補償深度は春から夏にかけて徐々に下がり9月, 10月, 11月は各々81cm, 94cm, 97cmと低い値を示した。9月の値は水深を下まわった。最高値は1月の3.4mであり, 補償深度の変化は水中のクロロフィル濃度と比較的良く対応していた。St. 1でも6月, 7月, 9月に約40cmと低い値を示したが, St. 2と異なって冬より春に1.5-2.0mと高かった。St. 1では6月20日, 7月25日の値が水深を下まわった。

図5は各地点での表層と底層のDOの変化を示す。St. 2では表層と底層の差はあまりなく周年を通じて10前後の値を示した。St. 1での値はSt. 2より低いことが多く, 7-11月の期間は底層付近でDOが下がる傾向を示した。抽水植物群落の中では, 同じ時期でも岸に近づくに従ってDOの値は下がる傾向にあった。

3.2 栄養塩

図6, 7はSt. 1とSt. 2での無機態窒素と $PO_4^{3-}P$ の季節変化を示す。両地点とも無機態窒素は春から秋に低く, 冬に高い傾向を示した。 $NO_2^{-}N$ と $NO_3^{-}N$ の変化は非常に似ていた。St. 1での $NH_4^{+}N$ の最高値は $1.020mg \cdot l^{-1}$ (2月), 最低値は $0.007mg \cdot l^{-1}$ (7月12日), $NO_3^{-}N$ と $NO_2^{-}N$ の最高値は, 各々 $1.820mg \cdot l^{-1}$ (2月) $0.055mg \cdot l^{-1}$ (4月)で, 9月19日には双方とも検出限界以下になった。St. 2での $NH_4^{+}N$ の最高値は $2.910mg \cdot l^{-1}$ (2月)最低値は $0.007mg \cdot l^{-1}$ (7月12日)。

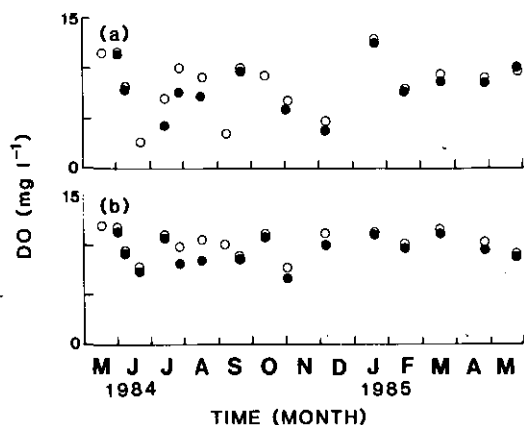


図 5 St. 1 と St. 2 における表層と底層の DO の変化

Fig. 5 Changes in the dissolved oxygen concentrations at St. 1 (a) and 2 (b)
○: surface ; ●: bottom

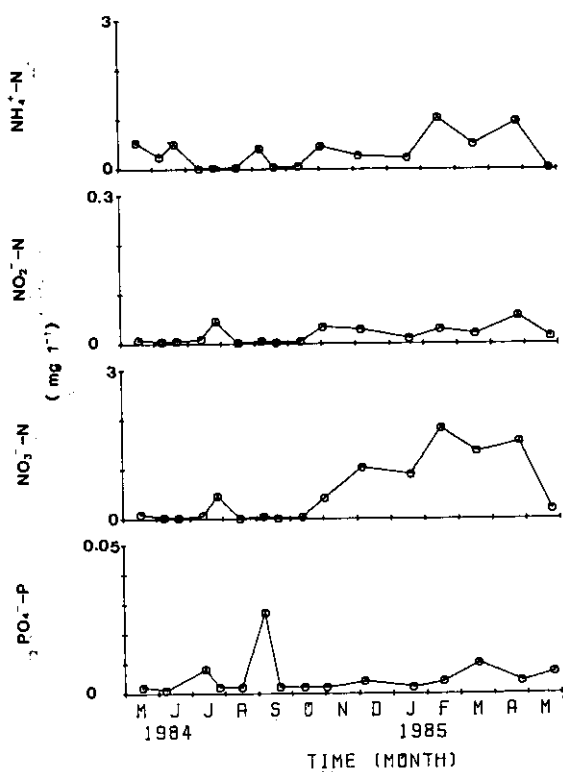


図 6 St. 1 における無機態窒素とオルトリン酸の変化

Fig. 6 Changes in the inorganic nitrogen and the reactive phosphorus concentrations at St. 1

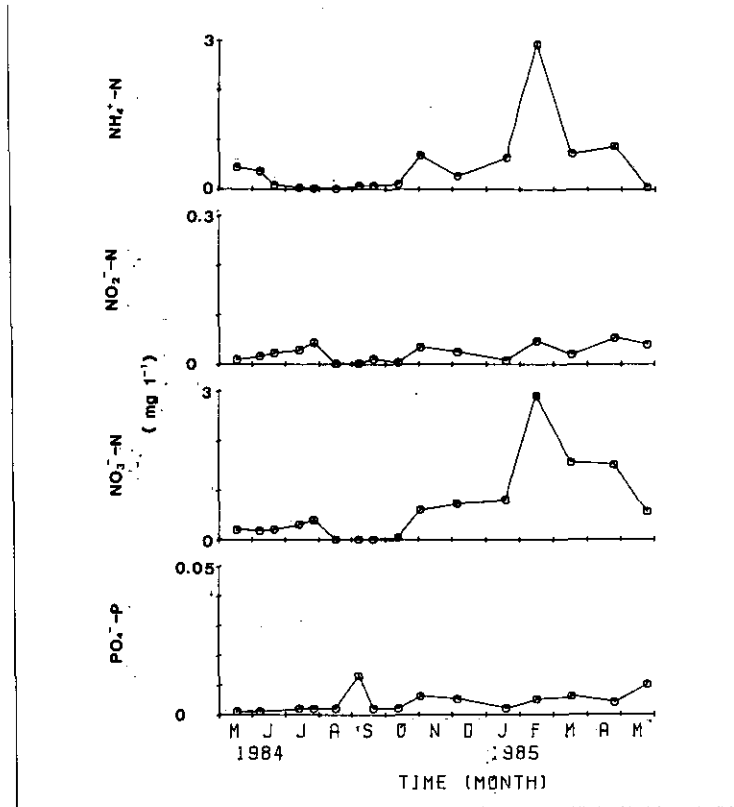


図 7 St. 2 における無機態窒素とオルトリン酸の変化

Fig. 7 Changes in the inorganic nitrogen and the reactive phosphorus concentration at St.2

l^{-1} (8月)であった。 $NO_3^{-}-N$ と $NO_2^{-}-N$ の最高値は各々 $2.890mg \cdot l^{-1}$ (2月) $0.053mg \cdot l^{-1}$ (4月)で8月, 9月6日はともに検出限界以下であった。 $PO_4^{-}-P$ は6月20日 (St. 1で $0.048mg \cdot l^{-1}$, St. 2で $0.099mg \cdot l^{-1}$) 9月6日 (St. 1で $0.027mg \cdot l^{-1}$, St. 2で $0.013mg \cdot l^{-1}$) に高い値を示したが他は低かった。6月—10月の期間は検出限界以下になることが多かった。

溶存態炭素 (DOC), 溶存態窒素 (DON) 及び溶存態リン (DOP) は両地点とも大きな季節変動は認められなかった(図8, 9)。DOCはSt. 1では $3.7-10.1mg \cdot l^{-1}$ の間を, St. 2では $2.9-6.7mg \cdot l^{-1}$ の間で変動し, 両地点とも秋に高い傾向を示した。DONはSt. 1では $0.223-0.687mg \cdot l^{-1}$, St. 2では $0.185-0.871mg \cdot l^{-1}$ の間で変動した。DOPはSt. 1では $0.009-0.034$, St. 2では $0.002-0.052mg \cdot l^{-1}$ の間で変動し, DON, DOPとも夏から秋に高い傾向を示した。

3.3 植物プランクトン

水中のクロロフィル *a* 量は両地点とも後に述べる *Microcystis* が優占する期間である7—11月に高く (図10—(a), 図11—(a)) 冬は低い値を示した (最低値はSt. 2, 1月の $7.3mg \cdot m^{-3}$)。しか

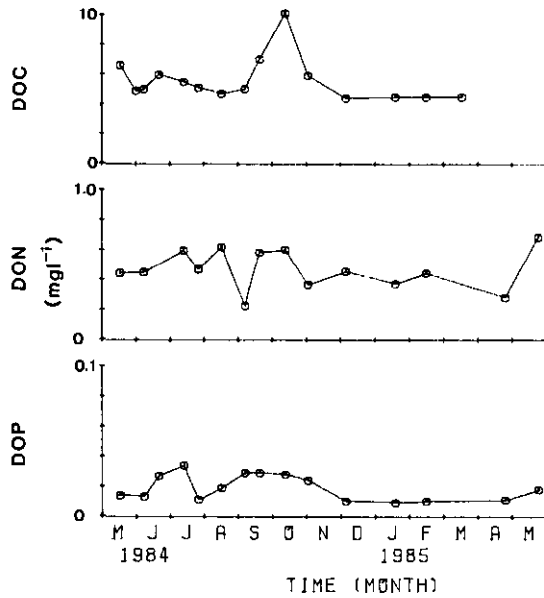


図 8 St. 1 における溶存態有機炭素 (DOC), 溶存態有機窒素 (DON) 及び溶存態有機リン (DOP) の変化

Fig. 8 Changes in the concentrations of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, and dissolved organic phosphorus at St.1

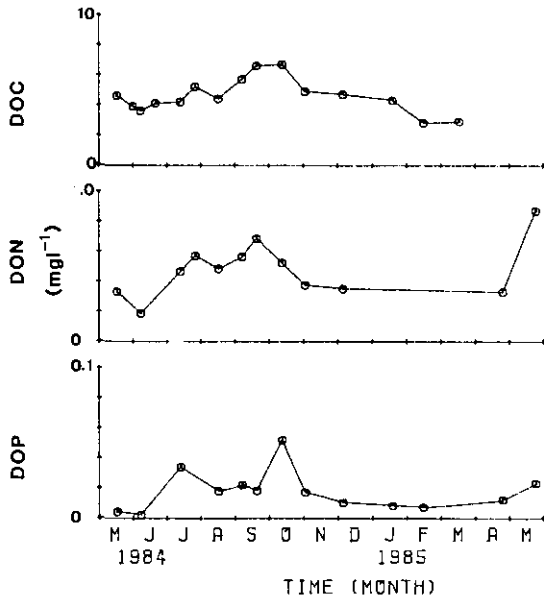


図 9 St. 2 における溶存態有機炭素 (DOC), 溶存態有機窒素 (DON) 及び溶存態有機リン (DOP) の変化

Fig. 9 Changes in the concentrations of dissolved organic carbon, dissolved organic nitrogen, and dissolved organic phosphorus at St.2

し St. 6 の 1, 2 月の現存量は St. 2 ほど減少せず St. 2 の約 2~3 倍であった。これは St. 1 で付着性の弱い *Fragilaria vaucheriae* や *Synedra rumpens* var. *familiaris*, *S. rumpens* var. *fragilarioides* が水中のサンプルに混入したためと考えられた(表 1)。St. 1 の 9 月の高い値(450.8 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) は、風や波によるアオユの集積によるものである。

表 1, 2 は両地点における植物プランクトンの種類組成(体積百分率)を示す。おおまかにみると両地点とも 5 月 6 月はケイ藻, クリプト藻, 7 月-11 月はラン藻, 12 月-4 月はケイ藻, 緑藻が優占した。St. 1 では 1984 年 5 月はケイ藻の *Synedra rumpens*, *Melosira granulata* が優占したが 6 月には *Synedra* が減り, 変わってケイ藻の *Coscinodiscus*, 緑藻の *Chlamydomonas*, クリ

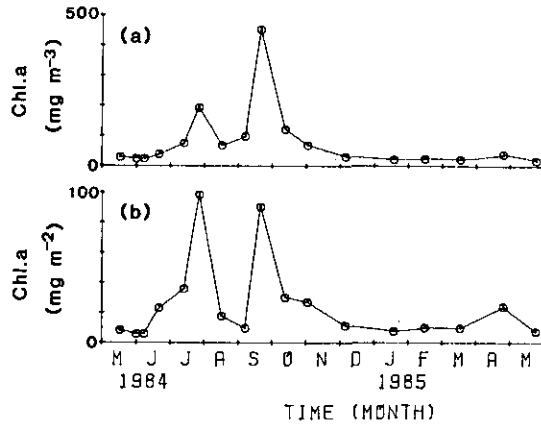


図 10 St. 1 における水中のクロロフィルa量の変化

Fig. 10 Changes in the biomass (a: $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$; b: $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) of phytoplankton at St.1

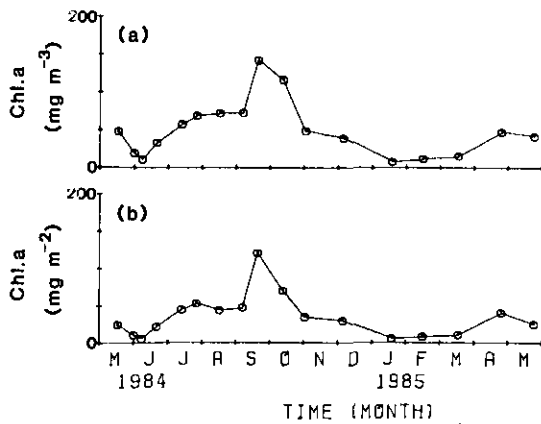


図 11 St. 2 における水中のクロロフィルa量の変化

Fig. 11 Changes in the biomass (a: $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$; b: $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$) of phytoplankton at St.2

表 1 St. 1 における植物プランクトンの種組成の変化

Table 1 Frequency (% of volume) of phytoplankton species composition at St.1

species	1984 16 May	7 Jun.	20	12 Jul.	25	15 Aug.	6 Sep.	19	11 Oct.	1 Nov.	4 Dec.	1985 17 Jan.	14 Feb.	15 Mar.	25 Apr.	22 May
Cyanophyceae																
<i>Anabaena affinis</i> Lemm.				2			5									
<i>A. flos-aquae</i> (Lyngbye) Brebisson				3			5	1	1	1						
<i>A. viguieri</i> Denis et Fremy							1									
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.							1									
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> var. <i>compacta</i> Lemm.							7									
<i>Microcystis</i> spp.				83	98	79	83	97	92	76						
<i>Oscillatoria agardhii</i> Gomont	4															
<i>Phormidium tenue</i> Gomont	1															
<i>Raphidiopsis curvata</i> F. E. Fritsch		1														
Bacillariophyceae																
<i>Asterionella formosa</i>												3		4	11	
<i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.		15	28	2	1	2	3	1	4		16			3		
<i>Cyclotella</i> sp.1	5	3	9	2							20	8	32	1	22	
<i>C.</i> sp. 2											3			1		
<i>C.</i> sp. 3						1					17					
<i>Cymbella</i> sp.		10														
<i>Fragilaria</i> sp.													31			
<i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs	3														5	
<i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i>	25	12	8	1		3	2	2	2	12	12		1	6		
<i>M. varians</i> C. A. Ag.						1										
<i>Nitzschia</i> sp.												9		3		2
<i>Synedra acus</i> Kütz.	8															
<i>S. rumpens</i> Kütz	49	4	13								3	1	8	27	36	5
<i>S. berolinensis</i> Lemm.						2						31				
<i>S.</i> sp.																
Chlorophyceae																
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim															1	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> Ralfs															4	1
<i>Closterium aciculare</i> T. West										2	2	1				
<i>Chlamydomonas</i> spp.		22	10	5	1						12	28	15	45	12	
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Collins			1									5				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood													1			1
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille				1												
<i>Golenkinia radiata</i> (Chodat) Wille		1														
<i>Kirchneriella</i> sp.				1												
<i>Mougeotia</i> sp.					2	1										3
<i>Odontocystis parva</i> W. et West																
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>gracilimum</i> W. et West		1														
<i>P. tetras</i> (Ehr.) Ralfs				1												
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle											3			1		
<i>Scenedesmus</i> spp.	1	5	4	1							1				1	1
<i>Staurastrum</i> sp.		12														
<i>Tetraedron</i> spp.											1					
<i>Tetrastrum staurigeniaeforme</i> Lemm.	1															
Cryptophyceae																
<i>Cryptomonas</i> sp.		14	19	3		1				5	7	11	9	9	4	78
Chrysophyceae																
<i>Dinobryon</i> sp.											1					
<i>Ochromonas</i> spp.	3		2							4	3	3	3		5	8

水車帯における水質とプランクトン及び付着藻類の生産

表 2 St. 2 における植物プランクトンの種組成の変化

Table 2 Frequency (% of volume) of phytoplankton species composition at St.2.

species	1984											1985				
	16 May	7 Jun.	20	12 Jul.	25	15 Aug.	6 Sep.	19	11 Oct.	1 Nov.	4 Dec.	17 Jan.	14 Feb.	15 Mar.	25 Apr.	22 May
Cyanophyceae																
<i>Anabaena affinis</i> Lemm.				4			4									
<i>A. flos-aquae</i> (Lyngbye) Brebisson				26	4		3									
<i>A. viguieri</i> Denis et Frey				2		3										
<i>A. spiroides</i> Klebahn f. <i>crassa</i> (L.) Elenkin																
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.							1									
<i>Gomphosphaeria lacustris</i> var. <i>compacta</i> Lemm.						9	2									
<i>Microcystis</i> spp.				42	82	67	79	82	78	76						
<i>Merismopedia</i> sp.						1										
<i>Oscillatoria agardhii</i> Gomont	3						1									
<i>Phormidium tenue</i> Gomont	2															
<i>Raphidiopsis curvata</i> F. E. Fritsch				1		1					1				1	
Bacillariophyceae																
<i>Achnanthes</i> sp.																2
<i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.	3			1	3	4	7	5	3		10		6		2	
<i>Cyclotella</i> sp.1	3	6	28	4	2						10	9	15	3	15	1
<i>C.</i> sp.2	1															
<i>C.</i> sp.3			9												5	
<i>Cymbella</i> sp.		1														
<i>Fragilaria</i> sp.													7			
<i>Melosira granulata</i> (Ehr) Ralfs	4			1		1				1					1	
<i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i>																
<i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i>	24	69	6	1	3	4	3	13	17	4	21	23	3	6	1	
<i>Synedra acus</i> Kütz.	6											4		2	5	
<i>S. rumpens</i> Kütz.	43	1	8	1							1	4	3	31	26	2
<i>S. berolinensis</i> Lemm.	8					1						6				
Chlorophyceae																
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> Ralfs												4	1		5	
<i>Closterium aciculare</i> T. West				2		1			1	3	26	18				
<i>Chodatella</i> sp.			1													
<i>Chlamydomonas</i> spp.				3	2	1	1			1	5		35	46	20	11
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nageli			5													
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood				1								4	1		1	
<i>Kirchneriella</i> sp.												3				
<i>Mougeotia</i> sp.				1	4	5										
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle														2		
<i>Scenedesmus</i> spp.	1	3	7			1					1	1			1	
<i>Staurastrum</i> sp.				2												
<i>Tetraedron</i> spp.			2													
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> Lemm.			3	2								2				
Cryptophyceae																
<i>Cryptomonas</i> sp.	3	18	28	6		2		1		13	22	5		12	8	81
Chrysophyceae																
<i>Dinobryon</i> sp.															1	
<i>Ochromonas</i> spp.	1	2	3							1	3	16	2		6	4
<i>Mallomonas</i> sp.				2												

プト藻の *Cryptomonas* などの多くの種が優占するようになった。7月—11月の期間は現存量の8割以上がラン藻の *Microcystis* となった。12月はケイ藻の *Cyclotella*, *Coscinodiscus*, *Melosira* (緑藻の) *Closterium* が増えた。1月2月はケイ藻の *Fragilaria* sp. (おそらく *F. vaucheriae*) *Synedra* sp. (おそらく *S. rumpens* var. *familiaris* と *S. rumpens* var. *fragilarioides*) の割合が多かったが前述したように本来これらは付着性の種類である。3月4月は再び *Synedra* と *Chlamydomonas* が1985年の5月は *Cryptomonas* が優占した。St. 2でも種組成の移り変わりのパターンはよく似ていた。ただ St. 1に比らべ付着性藻類の混入は少なかった。また7月12日は *Microcystis* とともにラン藻の *Anabaena flos-aquae* がかなり出現した。

図12, 13は両地点の表層部と底層部で酸素法を用い測定した植物プランクトンの光合成速度の変化を示す。両地点とも春に高く冬に低い傾向を示したが、St. 1ではかなりのばらつきが認められた。St. 1で底層の光合成速度が表層を上まわるのは4月のみであったが、St. 2では計7回認められた。St. 1の最高値は1985年5月の表層部で $14.85 \text{gO}_2 \cdot \text{gChl.} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$, St. 2は1984年5月30日の底層部で $15.77 \text{gO}_2 \cdot \text{gChl.} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ であった。St. 2の光合成速度は水温と正の相関 ($n=30$, $r=0.45$, $P<0.05$) があり、St. 1の光合成速度は光量と正の相関 ($n=26$, $r=0.47$, $P<0.05$) があった。従って浮葉植物群落では光は十分届いており、水温が制限要因になっているが、抽水植物群落では光が制限要因になっていると考えられた。付着藻類の光合成速度と比較するために ^{13}C を用いて測定した植物プランクトンの光合成速度 (図16, 17) も、ほぼ同様に春に高く冬に低くなった。St. 2の表層では水温と高い正の相関 ($n=14$, $r=0.86$, $P<0.01$) を示した。

3.4 付着藻類 (epiphytic algae)

図14に大型水生植物に付着する藻類の現存量の変化を示す。優占する大型水生植物の種類別に示

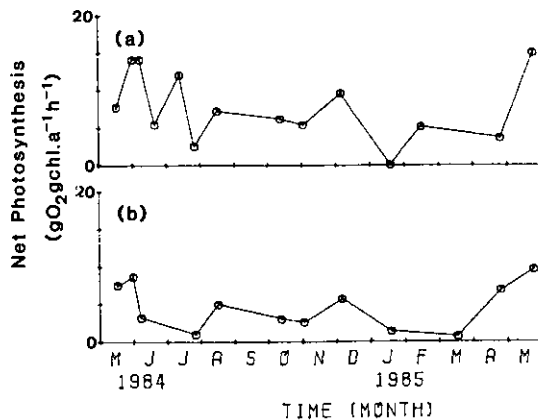


図 12 St. 1 における植物プランクトンの光合成速度の変化

Fig. 12 Changes in the photosynthetic rate of phytoplankton at St.1 (a): surface; (b): bottom.

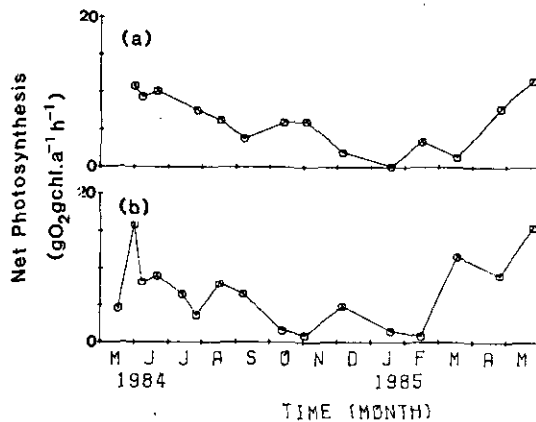


図 13 St. 2 における植物プランクトンの光合成速度の変化

Fig. 13 Changes in the photosynthetic rate of phytoplankton at St.2
(a): surface; (b): bottom.

した。基質がヨシとヒメガマでは、似た変化をし、夏・秋に低く冬・春に高く、4月にはヨシではクロロフィル *a* 量にして $98.9\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、ヒメガマでは $67.6\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ になった。マコモに付着する藻類でも秋に高い値を示すこと以外はヨシ・ヒメガマに付着する藻類と同様の変化を示した。10月の高い値は吹きよせられたアオコによるもので、マコモが段差のあるアオコのたまりやすい場所に分布していたことが原因であろう。アサザに付着する藻類では6月初旬に $15\text{--}16\text{mgChl. } a\cdot\text{m}^{-2}$ と少し高くなり、アサザが枯れる直前の12月1月に $26\text{--}38\text{mgChl. } a\cdot\text{m}^{-2}$ と高くなる以外は常に低く $10\text{mgChl. } a\cdot\text{m}^{-2}$ 以下であった。基質の表面積当たりのクロロフィル *a* 量の変化も、ほぼ同様であった(図15)。なお浮葉植物群落では6-7月に緑藻の *Cladophora* が $100\text{--}3000\text{cm}^2$ の群落をつくりパッチ状に繁茂した。

両地点での付着藻類の種組成の変化は、細胞数で全体の5%以上出現した種について示した(表3, 4)。両地点とも優占種はすべてケイ藻類であった。St. 1では現存量の多い1984年5月と再び現存量が増える1985年1月-4月には *Achnanthes minutissima* と *Fragilaria vaucheriae* が多かった。1985年には、それらに加え *Synedra delicatissima*, *S. rumpens* var. *familiaris*, *S. rumpens* var. *fragilarioides* も多く出現した。一方現存量の少ない7月-10月には、*Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Cymbella minuta*, 11月には加えて *Achnanthes lanceolata*, *Rhoicosphenia curvata*, *Cymbella tumida*, *Nitzschia communis* などが多くなった。St. 2でも *Achnanthes minutissima* が一年を通じて常時出現しており、現存量の多かった1984年6月は *Fragilaria vaucheriae* 12月は *Melosira italica* var. *tenuissima* 1985年1月は、*F. vaucheriae*, *Synedra rumpens* var. *familiaris* が多かった。基質の表面積当たりの現存量は1984年5月、1985年4月も比較的高かったがやはり *F. vaucheriae*, *F. crotonesis*, *S. acus*, *S. delicatissima* などが多く出現する傾向にあった。一方7-11月、また1985年5月には、*Cocconeis*

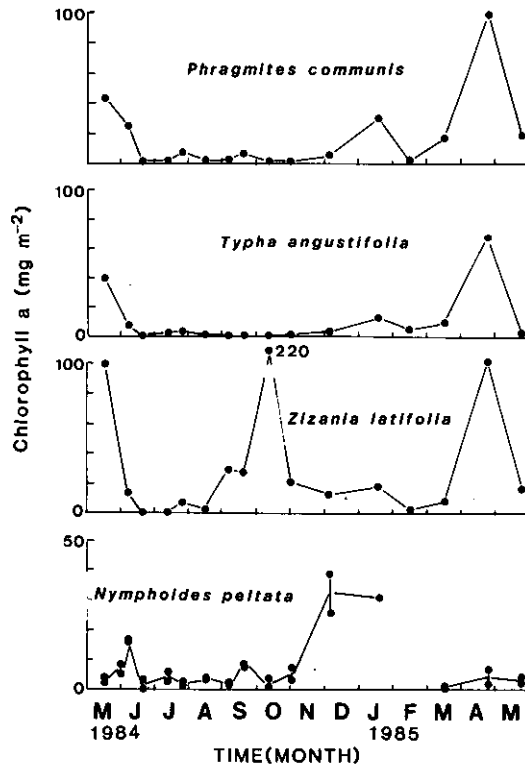


図 14 抽水植物群落及び浮葉植物群落における付着藻類の現存量の季節変化

Fig. 14 Changes in the biomass of epiphytic algae growing on *Phragmites communis*, *Typha angustifolia*, *Zizania latifolia*, and *Nymphoides peltata*

placentula var. *lineata* が多かった。10, 11月には *Rhoicosphenia curvata* も多く出現した。

付着藻類の光合成速度は植物プランクトンに比べサンプル間のばらつきが大きかった (図16, 17)。St. 1ではジグザグに変化し一定の傾向は認められなかった。最高値は、6月の $0.0261\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 、最低値は同じく6月の $0.0043\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ であった。St. 2では4月5月, 6月後半-7月前半と1月に低い値を示したがあとは $0.02\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 前後の値で一定であった。従ってSt. 2では春から夏の間は植物プランクトンの活性の方が付着藻類より高かったが秋から冬は逆になった。付着藻類の光合成速度は水温とも光とも相関を示さなかった。

Cladophora の光合成速度は6月初旬に $0.033\text{gC} \cdot \text{gC}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ と高い値を示し徐々に低くなった。6~7月前半はケイ藻類より高い光合成活性を示した。

3.5 一次生産量

光合成測定時の現場の光量は St. 1で $36\sim 380\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, St. 2で $300\sim 1400\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$

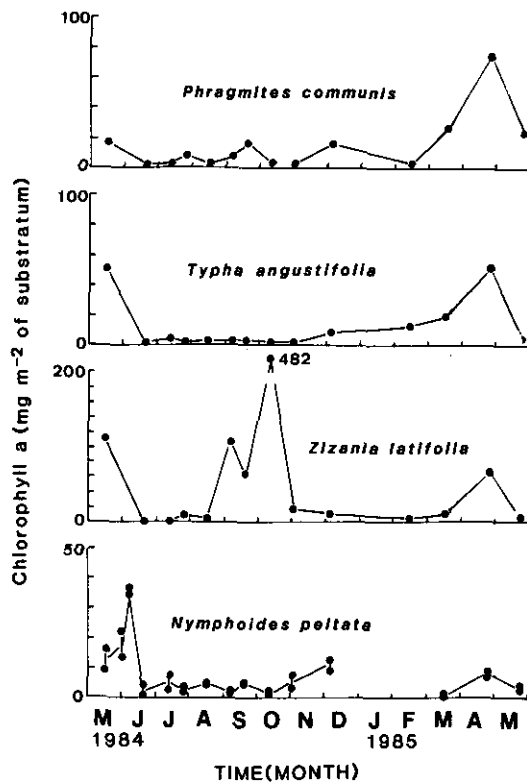


図 15 抽水植物群落及び浮葉植物群落における基質表面積当たりの付着藻類の現存量の季節変化

Fig. 15 Changes in the biomass of epiphytic algae per m² of substratum of macrophytes

であった。霞ヶ浦の植物プランクトンの光合成—光曲線の初期勾配は4月—12月の間は0.000421(gC·gC⁻¹·h⁻¹) (μE·m⁻²·s⁻¹)⁻¹, 1月—3月の間は0.000151 (gC·gC⁻¹·h⁻¹) (μE·m⁻²·s⁻¹)⁻¹であるので(高村ら, 1984),現場での植物プランクトンの光合成速度の値は最大光合成速度(P_{max})に近い値と考えてよい。したがって植物プランクトンの日生産量は高村ら(1984)に示した方法で計算した。付着藻類の日生産量は,植物プランクトンと同様の方法(a)の他に,光合成速度と光強度を直線的に補間して計算した(b)。前者での光合成—光曲線の初期勾配は*Fragilaria*, *Achnanthes* が優占する群集での値0.000106 (gC·gC⁻¹·h⁻¹) (μE·m⁻²·s⁻¹)⁻¹(JonesとAdams, 1982)を用いた。この値を用いるとSt. 1では光制限の状態での光合成速度をP_{max}とする場合が7回あった。これらの値は当然低い見積もりになるが参考までに表5の*印で示した。

各々の計算結果を表5に示す。付着藻類についてはSt. 1の9月6日, St. 2の9月19日を除くと(a)と(b)は比較的近い値を示した。付着藻類の生産量が植物プランクトンの生産量を上まわるのは, St. 1の6月7日とSt. 2の1月17日のみであった。季節ごとにみると, 植物プランクトンで

表 3 St. 1 における付着藻類 (基質: ヒメガマ) の種組成の変化

Table 3 Frequency (% of number) of species compositin of epiphytic algae growing on *Typha angustifolia* at St.1

species	1984							1985				
	16 May	7 Jun.	25 Jul.	19 Sep.	11 Oct.	1 Nov.	4 Dec.	17 Jan.	14 Feb.	15 Mar.	25 Apr.	22 May
<i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz.												
var. <i>tenuissima</i> (Grun.) O. Mull.			8	11	17		5	5				
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.			8		9			10			6	
<i>F. vaucheriae</i> (Kütz) Peters.	31	21	5		7		9		24	13	11	14
<i>S. delicatissima</i> W. Sm.								5			14	5
<i>S. rumpens</i> var. <i>familiar is</i> (Kütz.) Hust.							7	12		9	14	
<i>S. rumpens</i> var. <i>fragilar ioides</i> Grun.		5						12	8	6	6	
<i>S. ulna</i> (Nitz.) Ehr.				8								
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehr.) V. H.				10	17	12	7					
<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	33	27	37	15	16	6	11	14	34	30	7	33
<i>A. lanceolata</i> Breb. ex Kütz.					9	13						
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz) Grun.				6		12	5					
<i>Cymbella tumida</i> (Breb. ex Kütz.) V. H.							12	5				
<i>C. turgidula</i> Grun.									5	5	11	13
<i>C. minuta</i> Hilse ex Rabh.	5	26	19	10		5	7	5				9
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabh.				5		5						
<i>N. dissipata</i> (Kütz.) Grun.		5							6			
<i>N. fonticola</i> Grun.				6		5	6					
<i>N. communis</i> Rabh.						13						

表 4 St. 2 における付着藻類の種組成の変化

Table 4 Frequency (% of number) of species composition of epiphytic algae at St.2.

species	1984							1985			
	16 May	7 Jun.	25 Jul.	19 Sep.	11 Oct.	1 Nov.	4 Dec.	17 Jan.	15 Mar.	25 Apr.	22 May
<i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz.											
var. <i>tenuissima</i> (Grun.) O. Mull.	7	6					20				
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kütz.	5		5		5		8				
<i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.				5							
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton								10		13	
<i>F. vaucheriae</i> (Kütz.) Peters.	12	15		8				13	21	6	
<i>Synedra acus</i> Kütz.	14									6	
<i>S. delicatissima</i> W. Sm.										11	
<i>S. rumpens</i> Kütz.		7									
<i>S. rumpens</i> var. <i>familiaris</i> (Kütz.) Hust.							7	33			
<i>S. rumpens</i> var. <i>fragilarioides</i> Grun.				6			5	9	9		
<i>S. pulchella</i> Ralfs ex Kütz.			7		10	6					
<i>S. ulna</i> (Nitz.) Ehr.	7					8				6	
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehr.) V. H.			20	6	11	12			6		27
<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	7	29	55	20	20		13	14	27	10	52
<i>Rhoicosphenia curvata</i> (Kütz.) Grun.					17	34					
<i>Cymbella tumida</i> (Breb. ex Kütz.) V. H.						7	14				
<i>C. turgidula</i> Grun.	15	5						5		6	
<i>C. minuta</i> Hilse ex Rabh.	11	17	9	6	5	7	5			15	7
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabh.					11	6					
<i>G. quadripunctatum</i> (Ostr.) Wisl.									5		
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.				5							
<i>N. dissipata</i> (Kütz.) Grun.	6									7	
<i>N. frustulum</i> (Kütz.) Grun.				7							
<i>N. Clausii</i> Hantzsch				7							
<i>N. paleacea</i> Grun.										6	

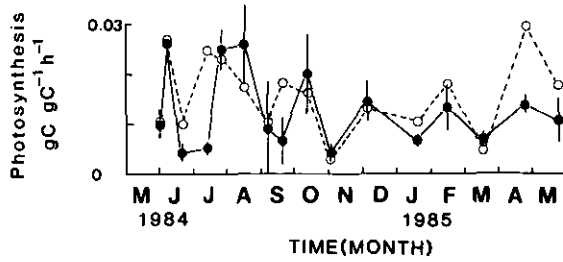


図 16 抽水植物群落 (St. 1) における植物プランクトンと付着藻類 (epiphytic algae) の光合成速度の変化

Fig. 16 Changes in the photosynthetic rate of phytoplankton (○··○) and the epiphytic algae (●—●) growing on *Typha angustiflora* at St. 1. Bars indicate S.D.

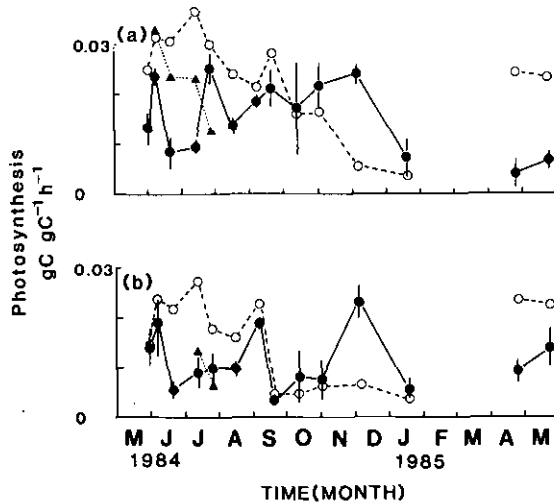


図 17 浮葉植物群落 (St. 2) における植物プランクトンと付着藻類 (epiphytic algae) の光合成速度の変化

Fig. 17 Changes in the photosynthetic rate of phytoplankton (○··○) and the epiphytic algae (●—●) growing on *Nymphoides peltata* and *Cladophora* (▲··▲) at St. 2. Bars indicate S. D. (a): surface;(b): bottom.

はアオコが存在している時期に高く付着藻類では St. 1 で 6 月と 4 月, St. 2 で 12 月と, いずれも現存量の高い時期に高く, 現存量と正の相関を示した。また St. 1 では付着藻類の生産量と光量 ($n=15, r=0.57, P<0.05$), 植物プランクトンの生産量と水温 ($n=16, r=0.50, P<0.05$) に正の相関があり, 抽水植物群落内では付着藻類の生産量は光に, 植物プランクトンの生産量は水温に影響されていると考えられた。

表 5 植物プランクトンと付着藻類の一次生産量

Table 5 Daily primary production ($\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) of phytoplankton and epiphytic algae at St. 1 and 2

date	Phyto- plankton	St. 1		St. 2		
		Epiphytic algae		Phyto- plankton	Epiphytic algae	
		(a)	(b)		(a)	(b)
30,May	0.136	-	-	0.566	0.027	0.033
7,Jun.	0.239	* 0.112	0.286	0.305	0.106	0.092
20,Jun.	0.107	* 0.003	0.008	0.572	0.014	0.014
12,Jul.	1.006	0.009	0.008	1.679	0.008	0.007
25,Jul.	1.770	* 0.082	0.157	1.791	0.027	0.017
15,Aug.	0.330	* 0.013	0.029	1.420	0.031	0.026
6,Sep.	0.094	0.016	0.086	1.130	0.032	0.033
19,Sep.	1.342	* 0.015	0.042	3.317	0.061	0.025
11,Oct.	0.419	* 0.010	0.029	0.877	0.013	0.010
1,Nov.	0.171	0.012	0.021	1.428	0.024	0.028
4,Dec.	0.116	* 0.031	0.043	0.272	0.222	0.214
17,Jan.	0.073	0.032	0.043	0.025	0.075	0.064
14,Feb.	0.198	0.012	0.015	-	-	-
15,Mar.	0.099	0.033	0.033	-	-	-
25,Apr.	0.698	0.401	0.351	1.028	0.003	0.006
22,May	0.077	0.027	0.026	0.343	0.006	0.011

(a), (b), *: see text

3.6 細菌

浮遊性細菌：図18は水生高等植物の生育期（5月—8月）と枯死期（11月—4月）における水中の細菌数を岸から沖の方向に示したものである。生菌数（好気性全従属栄養細菌数）は枯死期では St. 4を除き顕著な変化はみられなかったが生育期には岸から沖に向って漸次減少した。このことは水生植物の生育期にその群落内では沖よりも有機物代謝が活発であることを示す。

付着性細菌：表6は、ヨシ、ヒメガマ、マコモ、アサザ各々の水生高等植物に付着する生物中の細菌数の平均値を示す。生育期と枯死期を比べるとヨシとアサザの生菌数を除いて、枯死期における細菌現存量が多かった。現存量は基質となる水生植物により幾分異なった傾向がみられ、生育期では表皮の脱落が起こらないヨシ、マコモで高く、枯死期ではマコモが高かった。

St. 1と2の両地点で単位面積当たりの浮遊性細菌数と付着性細菌数を比較すると、抽水植物群落 (St. 1) ではほぼ同じオーダーであったが浮葉植物群落 (St. 2) では付着性細菌数は1ケタ低いオーダーであった。

3.7 動物プランクトン

Sts. 1, 2, 3におけるワムシ類、枝角類、橈脚類の現存量の季節変動を図19と20に示す。St.

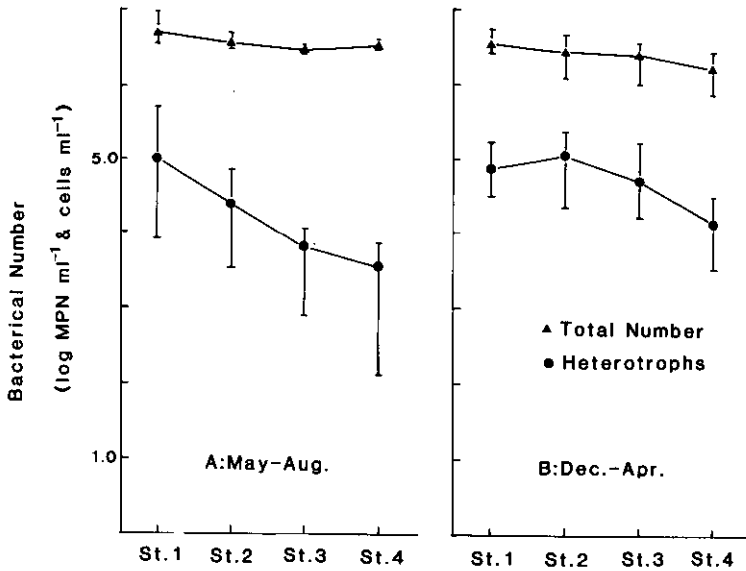


図 18 湖岸から沖へ向けての細菌数の変化

A: 大型水生植物の生長期 (5月-8月), B: 大型水生植物の枯死期 (12月-4月)

Fig. 18 Changes in the bacterial number from the littoral to the pelagic stations

A: the growing phase, B: the senescent or detrital phase of macrophytes.

表 6 ヨシ, ヒメガマ, マコモ, マサザの付着生物中の細菌数の平均値

Table 6 Mean numbers of the attached bacteria growing on *Phragmites communis*, *Typha angustifolia*, *Zizania latifolis*, and *Nymphoides peltata*

Macrophyte		May - Aug.	Dec. - Apr.
<i>Phragmites</i>	Heterotrophs (MPN·cm ⁻²)	6.0×10 ⁶	1.2×10 ⁶
	Total Numbers (cells·cm ⁻²)	9.7×10 ⁷	1.0×10 ⁸
<i>Typha</i>	Heterotrophs (MPN·cm ⁻²)	4.7×10 ⁵	1.8×10 ⁵
	Total Numbers (cells·cm ⁻²)	1.0×10 ⁷	6.7×10 ⁶
<i>Zizania</i>	Heterotrophs (MPN·cm ⁻²)	4.4×10 ⁶	7.5×10 ⁵
	Total Numbers (cells·cm ⁻²)	6.4×10 ⁷	1.3×10 ⁸
<i>Nymphoides</i>	Heterotrophs (MPN·cm ⁻²)	3.2×10 ⁵	1.5×10 ⁵
	Total Numbers (cells·cm ⁻²)	1.1×10 ⁷	1.6×10 ⁷

2の9月に枝角類の *Bosmina fatalis* が極めて高くなった以外は, Sts. 1, 2の沿岸帯では沖帯に比べワムシ類, 枝角類, 橈脚類とも現存量は低かった。 *Bosmina fatalis* の birth rate は, St. 3

で夏に高く Sts. 1, 2 では常に低いこと (図21) から, St. 2 の高い *Bosmina* の現存量も沿岸帯で増殖したものでなく, 沖の方から移動したものと考えられた。

沿岸帯と沖帯では種組成も大きく変わらなかった。ワムシ類では春—夏は *Brachionus* spp. 9—11月 は *Asplanchna* spp. 12月には *Polyarthra trigla* が優占した。ただ St. 1 では5月と11月に *Euchlanis dilatata* が多く出現した。枝角類では5月に *Daphnia ambigua*, *Bosmina longi-rostris* 7月以降は *B. fatalis* 11月にはこれに加え *Chydorus sphaericus* が優占した。橈脚類では春から秋に *Thermocyclops taihokuensis*, 冬は *Cyclops vicinus* が優占した。

4 考 察

付着藻類 (epiphytic algae) の動態は基質となる水生高等植物の生長, 老化, 枯死などの変化に大きく影響される (Wetzel, 1983)。マコモでは9月頃茎が倒れ, そこから新しいシュートが出る (野原ら, 1986) ため付着藻類の基質となる面積が増える。9月からマコモに付着する藻類の現存量が, ヨシ, ヒメガマのそれより多いのは, 表面積が増えるためで表面積当たりの現存量は他の抽水植物の付着藻類と同様に少なかった。ヨシ, マコモの表皮は年間を通じて変化しないのに比

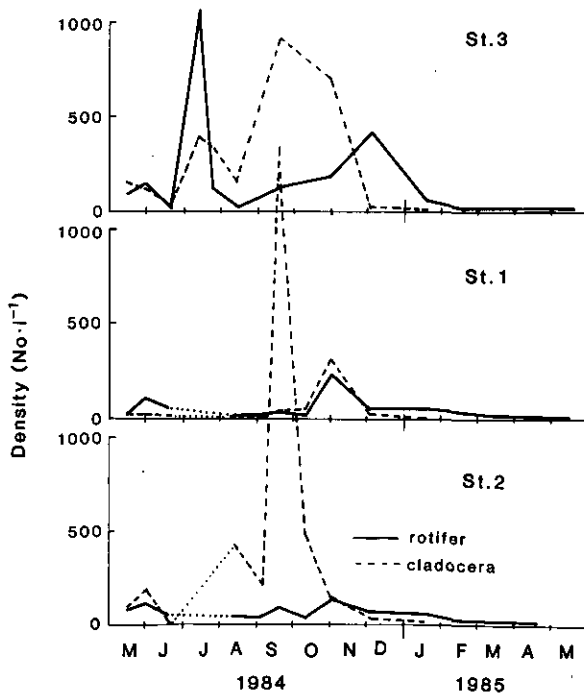


図 19 Sts. 1, 2, 3 におけるワムシ類と枝角類の現存量の変化
 Fig. 19 Changes in the biomass of rotifer (solid line) and cladocera (broken line) at Sts. 1, 2, and 3.

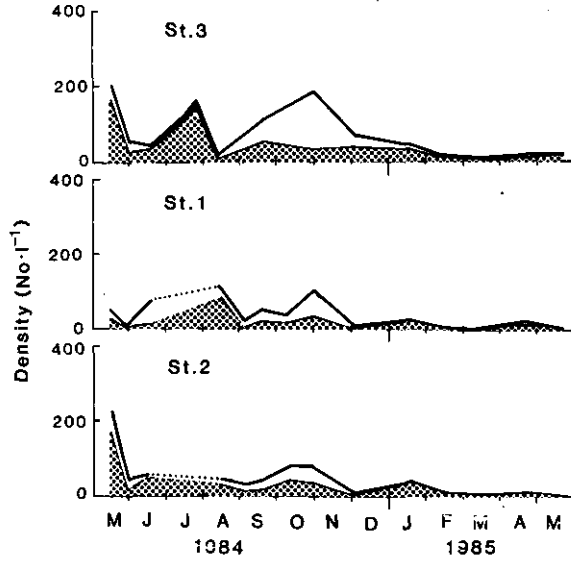


図 20 Sts. 1, 2, 3 における橈脚類の現存量の変化
 Fig. 20 Changes in the biomass of copepoda at Sts. 1, 2 and 3.

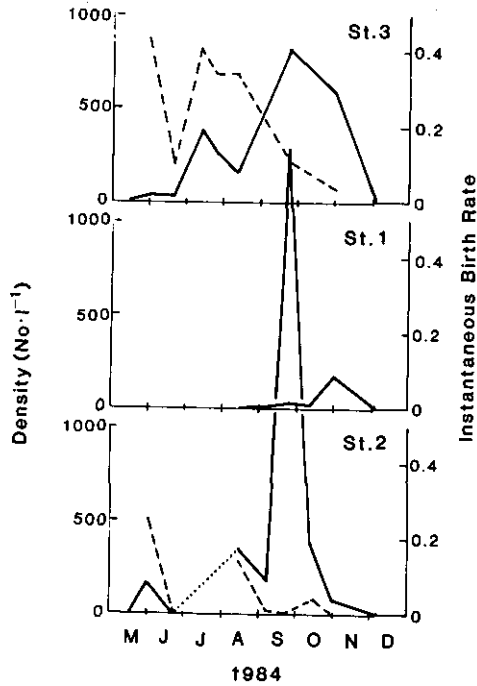


図 21 Sts. 1, 2, 3 における *Bosmina fatalis* の現存量と birth rate の変化
 Fig. 21 Changes in the biomass (solid line) and the instantaneous birth rate (broken line) of *Bosmina fatalis* at Sts. 1, 2 and 3

べ、ヒメガマでは7月頃から約25日周期で表皮が脱落する(野原ら, 1986)。それにもかかわらず三種の抽水植物に付着する藻類の現存量は、どれも5月, 12—4月に高くなり、夏から秋には低いという同様の变化を示した。抽水植物群落の付着藻類の現存量:生産量比は4.1—29.5日とヒメガマの表皮の脱落周期より短く、表皮の脱落の影響はあまりなかったと考えられた。Crescent Pondでのヒメガマ付着の藻類の現存量:生産量比は1.7—19.0日(HooperとRobinson, 1976)と、本研究と近い値を示した。アサザに付着する藻類の現存量:生産量比も5.7—14.8日(ただし1月のみ21.8日)と葉柄の寿命(29日)(野原ら, 1986)と比べ短いものであった。

付着藻類の現存量は抽水植物群落では5月, 12—4月、浮葉植物群落では12, 1, 6月に高く、いずれも夏—秋は低い値を示し、植物プランクトンの現存量変化と逆の形となった。従来の抽水植物付着の藻類の現存量の最大値は、春—夏(Kairesalo, 1984), 夏(Allen, 1971)夏—秋(HooperとRobinson, 1978)に観察されている例が多く、他の水生植物付着(BowkerとDenny, 1980)を含めて夏にその現存量が著しく低い報告例はあまりない。

付着藻類の現存量変化は主に、生産量、付着動物による摂食量、はく離量などにより決まると考えられる。付着藻類の中でもケイ藻類は特に二次生産者に利用されやすい(KajakとWarda, 1968)ので初夏の急激な現存量の減少には、これらの摂食が大きな原因となる可能性が高い。夏の低い現存量はこの期間の低い生産量も一要因であろう。JonesとAdams(1982)は沈水植物である*Myriophyllum*の付着藻類(主にケイ藻)の光合成—光曲線の周年変化を調べ水温が12°C—27°Cの範囲で最大光合成速度(P_{max})が1.0—2.6gC·gChla⁻¹·h⁻¹(今回の調査の実測値の平均C/Chla=84を用いると0.012—0.031gC·gC⁻¹·h⁻¹となる。)の数値を得ている。またMorganとKitting(1984)は沈水植物*Halodule*の付着藻類で0.008—0.01gC·gC⁻¹·h⁻¹(dry weight/carbon=2とする)の値を得ている。

本研究では水温3°C—31°Cの範囲で P_{max} は0.004—0.026gC·gC⁻¹·h⁻¹となり、特に低い数値ではなく、光合活性が夏の低い生産量の原因ではない。浮葉植物群落内での表層と底層での光合成速度の測定から、8月—10月にかけては明らかに底層部の光合成速度が低く、アオコのブルームによる光の減衰率の増加が夏—秋の付着藻類の生産量をおさえている要因と考えられた。これは抽水植物群落でも同様と考えられる。HooperとRobinson(1976)はヨシが高密度になり光量が約2%にまでおち、そのため付着藻類の生産量が著しくおちた例を報告している。またStraškrabaとPieczynska(1970)はヨシのかりとりにより付着藻類の生産量が約2.5倍になったと報告している。本調査地でも夏から秋にかけては抽水植物が生長し、水表面に届く光量は約20%になるが、これに加えてアオコによる光の減衰が生産量を制限していると考えられた。また光の透過率が悪くなると、表層に集積し、光合成—光曲線の低光量域でのたち上がりの早い、つまり光の利用効率の良い*Microcystis*(Takamuraら, 1985)は付着藻類より生産性が高まることになる。

付着藻類の種類組成の変動要因についてはほとんど明らかにされていない。本調査で出現し

た種はすべて他の水草地帯でもみられる種類であった。現存量の少ない夏一秋に、*Cocconeis placentula* や *Achnanthes minutissima* など付着力の強い種が優占し、現存量が多くなる時期に *Achnanthes minutissima* の他に *Fragilaria*, *Synedra* など比較的付着力の弱い、浮遊性珪藻からの移行型タイプの種類が優占することは非常に興味深い。*Cocconeis placentula* と *Achnanthes minutissima* は低温、低照度域に多い (Tippet, 1971; Hickman と Kiarer, 1974) という報告があるが、本調査では *Cocconeis* は夏一秋の水温の高い時期に優占した。また *Achnanthes* は一年を通じて優占した。

江戸崎入での付着藻類の年平均生産量は、抽水植物 (主にヒメガマ) 群落で $73\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、浮葉植物群落で $44\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。浮葉植物群落での数値は研究例がなく比較できなかったが、他の抽水植物での研究例 (表7) と比べると Silver Springs の *Sagittaria* の付着藻類の例を除いて、比較的近い数値を示したといえる。(表7の大きな数値は沈水植物付着の藻類で認められる。)しかし、これらの数値は、植物プランクトンの年平均生産量 (St. 1で $354\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, St. 2で $942\text{mgC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) に比べかなり低い数値となった。一次生産者、分解者の量から考えると、浮葉植物群落では付着生物より浮遊生物の占める割合が大きく、この水域の物質循環には後者がより大きく関与していると推察できる。従って沖帯の影響も大きくうけると考えられる。一方抽水植物群落では付着生物の役割がかなり大きく、特に分解者の動態が今後検討される必要がある。またこの水域では、冬一春の $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度が St. 4 (相崎ら, 未発表) や従来の沖帯の濃度 (全域調査グループ, 1984) と比べ著しく高い。これが水草地帯の特徴かまたは、江戸崎奥湾部からの水の流れによるための影響かは、水の動きなどとも考えあわせていく必要がある。

5 まとめ

(1) 1984年5月から1985年5月まで霞ヶ浦江戸崎入の抽水植物群落 (St. 1) と浮葉植物群落 (St. 2) において、水質、プランクトン、及び付着藻類について調査した。

(2) 無機態窒素 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$) の濃度は7—10月に低く冬は高く最高値は、順に1.020, 0.055, $1.820\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。オルソリン酸は6月末、9月初めに高い値 (最大値 $0.099\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$) を示したが他の時期は低かった。DOC, DON, DOP は夏一秋に高い傾向を示したが変動幅は大きくなかった。

(3) 植物プランクトンの現存量はラン藻の *Microcystis* spp. が優占する7月—11月に高く冬は低かった。秋から春はケイ藻の *Synedra rumpens*, 緑藻の *Chlamydomonas* spp., クリプト藻の *Cryptomonas* sp. が優占した。光合成速度は春が最も高く $15.8\text{gO}_2\cdot\text{gChl.}\text{a}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ に達し冬は低かった。光合成速度は抽水植物群落では光が、浮葉植物群落では水温が制限要因になっていると考えられた。

(4) 抽水植物に付着する藻類の現存量は冬一春に高く (約 $100\text{mgChl.}\text{a}\cdot\text{m}^{-2}$)、浮葉植物に付着する藻類では6月、12月、1月に高く (約 $30\text{mgChl.}\text{a}\cdot\text{m}^{-2}$)、これらの時期には植物プランク

表 7 いくつかの湖における付着藻類及び植物プランクトンの生産量の比較

Table 7 Examples of annual net productivity of epiphytic algae and phytoplankton of several lakes

Lake	Method	Macrophyte	Average annual estimated net productivity of epiphyte ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Average annual estimated net productivity of phytoplankton ($\text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Reference
Lake Glubokoye, USSR	O ₂	<i>Equisetum</i>	64	-	Assman, 1953
Silver Springs	O ₂	<i>Sagittaria</i>	6150	-	Odum, 1957
Lake Borax	¹⁴ C	<i>Ruppia</i>	732	249	Wetzel, 1964
Lake Lawrence	¹⁴ C	<i>Chara, Najas</i>	2003	119	Wetzel, 1972
Crescent Pond	¹⁴ C	<i>Scirpus</i>	119	-	Hooper & Robinson, 1976
		<i>Typha</i>	16-63		
		<i>Phragmites</i>	2		
		<i>Potamogeton</i>	32-133		
Lake Kasumigaura	¹³ C	<i>Typha</i>	73	354	Present study
		<i>Nymphoides</i>	44	1013	

トンの現存量を上まわった。夏一秋の現存量は低かった。この時期には *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* var. *lineata* など付着力の強い種が優占した。現存量の多い冬一春には *Achnanthes minutissima* の他に *Synedra rumpens* var. *familiaris*, *S. rumpens* var. *fragilarioides*, *S. delicatissima*, *Fragilaria vaucheriae* などの付着力の弱い種が多くなった。光合成速度は $0.004-0.026 \text{gC} \cdot \text{gC}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ の間で変化した。St. 2では10月-1月は付着藻類の光合成速度が植物プランクトンを上まわった。また St. 2では6-7月に緑藻の *Cladophora* がパッチ状に増え高い光合成活性を示した。

(5) 付着藻類の日生産量は現存量の多い時期に多く St. 1では4月に約 $0.4 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, St. 2では12月に約 $0.2 \text{gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ を示した。年平均生産量は St. 1で73, St. 2で $44 \text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ となり植物プランクトンの値 (St. 1で354, St. 2で $942 \text{mgC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) を大きく下まわった (ただし *Cladophora* は計算に入れていない)。夏一秋の付着藻類の低い現存量は、アオコによる光の減衰が一因であると考察された。

(6) 動物プランクトンの現存量は沖帯に比らば少なかった。

(7) 細菌の現存量は水草の生育期より枯死期で多かった。浮葉植物群落では浮遊性細菌の量が付着性細菌の量の約10-50倍であったが抽水植物群落ではほぼ同程度であった。

(8)一次生産者と分解者からみると、浮葉植物群落ではプランクトンが、抽水植物群落では付着生物が、系内の物質循環に関与している割合が高いと考えられた。

謝 辞

計測技術部 柴田恵子氏にはケイ藻の走査型電顕写真の撮影をしていただいた。記して謝意を表す。

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.
- Assman, A.V. (1953): Rol vodoroslevykh obrastanii v obrazovanii organicheskogo veshchestva v Glubokom Ozere. Trudy Vsesoiuznogo Gidrobiol. Obshchestva, 5, 138-157.
- Allen, H.L. (1971): Primary productivity, chemoorganotrophy, and nutritional interactions of epiphytic algae and bacteria on macrophytes in the littoral of a lake. Ecol. Monogr., 41, 97-127.
- Bowker, D.W. and P.Denny (1980): The seasonal succession and distribution of epiphytic algae in the phyllosphere of *Lemna minor* L. Arch. Hydrobiol., 90, 39-55.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1985): Population dynamics and production of cladoceran zooplankton in highly eutrophic Lake Kasumigaura. Hydrobiology, 124, 13-22.
- Hickman, M. and D.M.Kiarer (1974): The growth of some epiphytic algae in a lake receiving thermal effluent. Arch. Hydrobiol., 74, 403-426.
- Hooper, N.M. and G.G.C.Robinson (1976): Primary production of epiphytic algae in a marsh pond. Can.J.Bot., 54, 2810-2815.
- Hooper-Reid, N.M. and G.G.C.Robinson (1978): Seasonal dynamics of epiphytic algal growth in a marsh pond: productivity, standing crop, and community composition. Can.J.Bot., 56, 2434-2440.
- 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及び現存量の季節変化, 国立公害研究所研究報告, 第22号, 123-148.
- Jones, R.C. and M.S.Adams (1982): Seasonal variations in photosynthetic response of algae epiphytic on *Myriophyllum spicatum* L. Aquat.Bot., 13, 317-330.
- Kairesalo, T. (1984): The seasonal succession of epiphytic communities within an *Equisetum fluviatile* L. stand in Lake Pääjärvi, Southern Finland. Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 69, 475-505.
- Menzel, D.W. and R.F.Vaccaro (1964): The measurement of dissolved organic and particulate carbon in sea water. Limnol. Oceanogr., 9, 138-142.
- Morgan, M.D. and C.L.Kitting (1984): Productivity and utilization of the seagrass *Halodule wrightii* and its attached epiphytes. Limnol. Oceanogr., 29, 1066-1076.
- 野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・上野隆平・花里孝幸 (1986): 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水生高等植物の生産, 国立公害研究所研究報告, 第96号, 59-71.

- Odum, H. T. (1957): Trophic structure and productivity of Silver springs, Florida. *Ecol. Monogr.*, **27**, 55-112.
- 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.
- Otsuki, A. and K. Sekiguchi (1983): Automated determination of ammonia in natural freshwaters using salicylate-hexacyanoferrate-dichloroisocyanurate system. *Anal. Lett.*, **16** (A13), 979-985.
- 桜井善雄(1981): 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量一特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について。国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-279.
- 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.
- Straškraba, M. and E. Piezyska (1970): Field experiments on shading effect by emergents on littoral phytoplankton and periphyton production. *Rozprawy Českosl. Acad. Věd. Řada Matem. Přír. Věd.*, **80**, 7-32.
- 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.
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1985): Photosynthesis and primary production of *Microcystis aeruginosa* Kütz. in Lake Kasumigaura, *J. Plankton Res.*, **7**, 303-312.
- Tippet, R. (1971): Artificial surfaces as a method of studying populations of benthic micro-algae in freshwater. *Br. Phycol. J.*, **5**, 187-199.
- 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**, 69p. UNESCO, Paris.
- Wetzel, R.G. (1964): A comparative study of the primary productivity of higher aquatic plants, periphyton, and phytoplankton in a large, shallow lake. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*, **49**, 1-64.
- Wetzel, R.G. (1972): The role of carbon in hard-water marl lakes. *In: Nutrients and Eutrophication* G.E. Likens, (ed.) *The Limiting-Nutrient Controversy. Special Symposium*, Am. Soc. Limnol. Oceanogr., **1**, 84-91
- Wetzel, R.G. (1983): *Limnology*. W.B. Saunders, Philadelphia.
- 全域調査グループ (1984): 霞ヶ浦全域調査資料。国立公害研究所研究資料, 第25号, 1-149.

II-6 生育期のヒシによる湖水からの栄養塩除去の実験的研究 An Experimental Study of Nutrient Removal from Lake Water by a Floating-Leaved Plant, *Trapa natans*

岩熊敏夫¹・土谷岳令²

Toshio IWAKUMA¹ and Takayoshi TSUCHIYA²

要 旨

夏期の生育期のヒシ群落が湖水の栄養塩動態に及ぼす影響を明かにするために、実験水槽を用いて、異なる窒素・リン負荷量の下でのヒシ、植物プランクトン及び糸状藻類より構成される系の栄養塩収支と生物生産を調べた。

70~280mgN・m⁻²・d⁻¹及び11~48mgP・m⁻²・d⁻¹の負荷量のもとでは、ヒシのない水槽では、糸状藻類を除くと窒素の流入負荷量の58%が、遮光した水槽では63~64%がトラップされていた。ヒシを含む水槽では窒素の流入負荷量の90%以上がトラップされていた。全負荷量のうち、窒素について80~150%が、リンについては70~125%がヒシの生産に移行していた。生育期のヒシの窒素吸収能力は現存量増加分で約150mgN・m⁻²・d⁻¹、純生産速度で約300mgN・m⁻²・d⁻¹であった。

ヒシの純生産速度、ヒシの現存量の増加速度、及びすべての一次生産者の現存量の増加速度と窒素負荷量の間には有意な回帰が得られた。ある窒素負荷量以下ではヒシを中心とする系は底泥から栄養塩を吸収して現存量に転化しうること、それ以上ではヒシを中心とする系は流入栄養塩を現存量に転化すること、及び負荷量が増加するに従い、一次生産者に転化する割合が低下することが示された。霞ヶ浦高浜入程度の流入負荷量の下では夏期にヒシに蓄積される窒素は流入する窒素に依存していると考えられた。

Abstract

An aquatic macrophyte, *Trapa natans*, was transplanted from Lake Kasumigaura into experimental tanks containing lake mud in June 1984, and cultivated with nutrient-enriched (0.5mg l⁻¹ of NH₄-N, 0.5mg l⁻¹ of NO₃-N, and 0.2mg l⁻¹ of PO₄-P)

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. 昭和58~59年度 国立公害研究所共同研究員 (東京都立大学理学部 〒158 東京都世田谷区深沢2-1-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies, (Department of Biology, Faculty of Science, Tokyo Metropolitan University, Setagaya, Tokyo 158, Japan).

lake water supplied continuously. The experimental design of tanks was: six with *T. natans* at different densities, one without *T. natans* (control), and two shaded without *T. natans*. The growth and primary production of *T. natans* and other primary producers were monitored in relation to inflowing nitrogen and phosphorus load during a period of 51 d from 24 July to 13 September 1984.

During the growing season (24 July-23 August), daily net primary production and daily biomass increment of *T. natans* increased with increasing DIN load, regardless of the initial biomasses, within a range of 67-284mgN m⁻² d⁻¹.

Most of the inflowing nitrogen and phosphorus was removed in tanks with *T. natans*; 84-98% and 67-86% were removed for DIN and PO₄-P, respectively, during the growing season, and 82-95% and 23-73% were removed for DIN and PO₄-P, respectively, during the post-growing season (24 August-13 September). Biomass increment of *T. natans* accounted for 49-94% of the removed DIN except for one tank in which filamentous algae dominated and accumulated 51% of DIN loading. Shaded tanks removed 63-64% of DIN load, and the control tank removed 58% excluding filamentous algae.

Daily net productivity of *T. natans*, daily increase in *T. natans* biomass and daily increase in the biomass of primary producers all correlated with DIN load. Nitrogen source of *T. natans* was sediment below the DIN-loading level of 45mgN m⁻² d⁻¹, and above which it was inflowing DIN.

Daily loss rate, *i. e.*, the sum of leaf shedding and dying off of rosettes, was as high as 8.8g m⁻² d⁻¹ in the tank where the primary productivity of *T. natans* was the highest. Dissolved oxygen concentration in water decreased with increasing *T. natans* biomass, indicating high bacterial activity to decompose dissolved organic matter released from the macrophyte. Amounts of DON were lower in the outflow than in the inflow in all of the experimental tanks.

Nitrogen and phosphorus contents in the whole tissue of *T. natans* were 1.4% and 0.25%, respectively, on a dry weight basis. The maximum standing stocks of nitrogen and phosphorus contained in *T. natans* were estimated to be 4.2g m⁻² and 0.8g m⁻², respectively, for Lake Kasumigaura. Harvesting of *T. natans* after the peak of the growing season was recommended for the removal of phosphorus from the lake.

Inflowing nitrogen was the most probable source of tissue nitrogen accumulated in *T. natans* at Takahamairi Bay. One important role of *T. natans* in the ecosystem of Takahamairi Bay is the accumulation of inflowing nitrogen during the summer, which is unfavorable for the bloom of cyanobacteria.

1 はじめに

水生植物と栄養塩との関係については、浄化と汚濁という相反する二つの観点から研究されてきている。一般に浮漂植物と抽水植物では浄化能力について（例えば Reddy, 1983; De Jong, 1976）、沈水植物では富栄養化促進作用について（例えば Kistritz, 1978; Barco と Smart, 1981; Landers, 1982）の報告が多い。ところが浮葉植物については研究例が少なく（Brock ら, 1983;

Tsuchiya と Iwaki, 1979, 1983), 栄養塩収支を明かにした実験的研究はほとんどない。

霞ヶ浦では近年ヒシ (*Trapa natans*) などの浮葉植物の植被面積が拡大し、湖面積の0.5%の0.8km²を占めている(桜井, 1981)。高浜入でのヒシの最大現存量は300g・m⁻²に達し、年純生産量はその3倍の1000g・m⁻²にも達する(Tsuchiya と Iwaki, 1983)。ヒシは泥中に根を張り間げき水中の栄養塩を吸収するが、水中部にも不定根を有し(水中根)湖水中の栄養塩を吸収することができる。このような特色と生産量の高いことにより、ヒシは富栄養化した霞ヶ浦生態系の物質循環で重要な役割を果たしていると考えられる。

本研究では、実験生態系を用いて、自然水域と同程度の栄養塩レベルでヒシを培養し、夏期の生育期のヒシ群落の栄養塩収支を明らかにする。

2 方法

2.1 実験装置

実験は国立公害研究所霞ヶ浦臨湖実験施設の屋外フリースペースに9基のFRP水槽(90cm×180cm×70cm深さ、水槽1から水槽9とする)を設置して行った。1984年6月23日に霞ヶ浦高浜入よりヒシ及びSt.1付近の表層底泥を採取した。各水槽に底泥を約5cm敷きつめ、ヒシを移植し、栄養塩を添加した霞ヶ浦湖水を掛け流して約1か月馴化させた後、7月24日に実験を開始し9月13日に終了した。水深は50cmに設定した。馴化期間中の水槽内の平均水温は約21°Cであった。水槽1, 2及び3は実験開始前日の7月23日にヒシをすべて除去し、さらに水槽1及び2については黒色寒冷紗を水面に浮かべ、入射光量を約10%に減少させ、ヒシの葉による遮光の影響を調べた。水槽4から9についてはヒシを残し、異なる湖水流入量のもとでの物質収支を調べた。葉を食害する昆虫類のヒシハムシ(*Galerucella nipponensis*)やマダラミズメイガ(*Nymphula interruptalis*)は物質移行量の測定に影響するので、2~3日ごとに卵塊または幼虫を除去した。

2.2 流量及び負荷量設定

臨湖実験施設で取水する湖水の栄養塩濃度は高浜入の濃度に比べて低いため、あらかじめ容量1m³の遮光したヘッドタンク内で、リン酸態リン(PO₄-P)、硝酸態窒素(NO₃-N)、アンモニア態窒素(NH₄-N)濃度がそれぞれ0.2mg・l⁻¹、0.5mg・l⁻¹、0.5mg・l⁻¹ずつ増加するようにリン酸二水素カリウム、硝酸ナトリウム、塩化アンモニウム混合液(液の濃度はそれぞれ1g・l⁻¹、2.5g・l⁻¹、2.5g・l⁻¹)をペリスタポンプにて添加した。ヘッドタンクへの湖水の流入量は15m³・d⁻¹、栄養塩混合液の添加量は3l・d⁻¹であった。

ヘッドタンクから各水槽への流入量はピンチコックで調整し、実験開始までの間はすべて1m³・d⁻¹に、7月24日より8月23日までは約0.5, 1.0, 2.0m³・d⁻¹の3段階に設定し、それ以後9月13日まではすべて2m³・d⁻¹に設定した。流量の測定にはメスシリンダーを用いた。コックの目詰まりで流量がしばしば減少するため、2~4日ごとに設定しなおして、その間の各日の流量は指

数補間により推定した。図 1 に、実験期間中の各採水間隔ごとの平均流量を示す。窒素及びリンの濃度は線形補間により各日の値を推定し、これと推定流入量を掛け合わせて日流入及び日流出窒素・リン量を求めた。

2.3 採水、沈降物の回収及び環境要因測定

週に 1 回、各水槽の流入部、流出部、及び水槽中央部で採水を行った。水槽内からは内径 50mm のカラム採水器を用いて水深 50cm の全層から採水した。100ml のサブサンプルをルゴール液で固定した後、植物プランクトンの計数を行った。植物プランクトンの個体数から炭素量への換算は今村ら (1982) 及び Takamura ら (1984) によった。採水後、各水槽に内径 70mm のピーカーを 2 個ずつ設置して 1 週間ごとに沈降物を回収した。沈降物からは大型のヒシの枯死体及び糸状藻類は除去した。

水温及び溶存酸素量は、それぞれサーミスタ及び DO メーター (YSI, MODEL-57) を用いて各水槽の 3 cm, 25cm 及び 50cm の 3 水深で測定した。pH は採水後ガラス電極で測定した。水中光量は光量子センサー (LI-COR, LI-190 SB) を用いて水槽の 6 か所で水面直下及び 25cm 水深で測定した。

2.4 化学分析

水中の $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の分析はオートアナライザーを用い (大槻, 1982), 全リン (TP), 溶存態全リン (DTP) はペルオキソ二硫酸カリウムで加熱分解後、溶存態全窒素 (DTN) はアルカリ性ペルオキソ二硫酸カリウムで加熱分解後オートアナライザーで分析

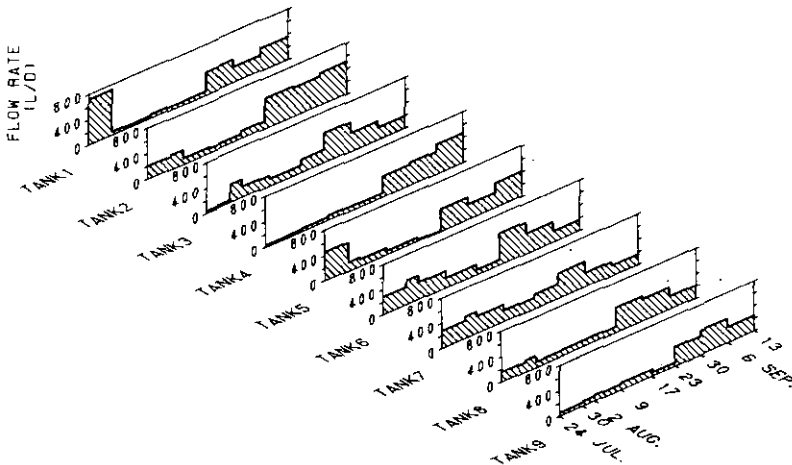


図 1 各水槽への平均流入量

Fig. 1 Flow rate into the experimental tank averaged for each sampling intervals

した(大槻, 1982)。懸濁態窒素(PON)はガラスファイバーフィルターにろ集後 CHN コーダーで分析した。全窒素(TN)濃度は DTN 濃度と PON 濃度との和として、溶存態有機窒素(DON)濃度は DTN 濃度と溶存態無機窒素(DIN)濃度との差として求めた。また溶存態有機リン(DOP)濃度は DTP 濃度と $PO_4\text{-P}$ 濃度との差として求めた。クロロフィル a 量の分析は UNESCO/SCOR 法によった。沈降物中の炭素、窒素、クロロフィル a 量の分析は水中のそれに準じた。

ヒシの各器官別の乾燥試料を粉碎後、窒素量は CHN コーダーで分析し、リン量は試料をテフロン分解ビン内で硝酸分解後ペルオキシ二硫酸カリウムで湿式分解し、オートアナライザーで分析した。糸状藻類は凍結乾燥後ただちに粉碎し、目合 0.5mm のメッシュでふるい、貝類やユスリカ等の付着動物を除去した後、ヒシの場合に準じて窒素、リン含量の分析を行ったが硝酸分解は省略した。またクロロフィル a 量は粉碎試料を90%アセトン溶液で抽出した後、UNESCO/SCOR 法により定量した。

2.5 ヒシの純生産量及び現存量の増加量

実験開始前日の7月23日に水槽1~3から、実験終了時の9月13日に各水槽からヒシを回収し、80°Cで乾燥後、器官別に乾重量を測定した。生育期のヒシの枯死量(M_T)はほとんどが葉の枯死量(M_{leaf} , $g \cdot m^{-2}$)であるので、ヒシの純生産量 P_T ($g \cdot m^{-2}$)は次式で近似できる(Tsuchiya と Iwaki, 1983) :

$$\begin{aligned} P_T &= \Delta B_T + \Sigma M_{\text{leaf}} \\ &= \Delta B_T + \Sigma N_{\text{ros}} w_{\text{leaf}} q_{\text{leaf}} \Delta t_i \end{aligned} \quad (1)$$

ここで ΔB_T は現存量の増加分 ($g \cdot m^{-2}$)、 N_{ros} はロゼット密度 ($\text{rosettes} \cdot m^{-2}$)、 w_{leaf} は枯死直前の葉の重量 ($g \cdot \text{leaf}^{-1}$)、 q_{leaf} は葉の脱落速度 ($\text{leaves} \cdot \text{rosette}^{-1} \cdot d^{-1}$) 及び t_i は各観測期間 (d) である。 N_{ros} と q_{leaf} は2週間ごとにマーキング法により求めた。また個葉の乾重量を測定し、 w_{leaf} を次式で推定した :

$$w_{\text{leaf}} = w_{\text{lam}} + 2 w_{\text{pet}} \quad (2)$$

ただし、 w_{lam} は葉身の平均重量 ($g \cdot \text{lamina}^{-1}$) 及び w_{pet} は葉柄の平均重量 ($g \cdot \text{petiole}^{-1}$) である。

上記の方法では実験期間中のある時期のヒシの純生産速度及び現存量は求めることができない。ヒシの純生産速度 p_T ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) は、光合成器官である葉の純生産速度 p_{leaf} ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) と根や茎などの非光合成器官の純生産速度 p_c ($g \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$) との和であり、 p_{leaf} は次式で表すことができる :

$$p_{\text{leaf}} = (\Delta B_{\text{leaf}} + M_{\text{leaf}}) / \Delta t_i \quad (3)$$

葉の現存量の増加分 ΔB_{leaf} (g m^{-2}) は、2週間ごとにロゼット当たりの葉数、ロゼット数及び個葉の乾重量を測定し、その積から求めた。 p_c と p_{leaf} の比は期間中一定であるとして、 p_c は p_{leaf} から推定した。

生育期間における非光合成器官の枯死速度は光合成器官のそれに比べて無視できるので (Tsuchiya と Iwaki, 1983), 各測定期間におけるヒシの現存量の増加分は、その期間におけるヒシの純生産量、 $(p_{\text{leaf}} + p_c)\Delta t_i$, から M_{leaf} を減じて求めた。

2.6 植物プランクトン及び糸状藻類の現存量の増加量

測定期間中の植物プランクトンの現存量の増加量 ΔB_p ($\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$) は次式で推定した：

$$\Delta B_p = \alpha(Q_{\text{ch}}^{\text{out}} - Q_{\text{ch}}^{\text{in}} + S_{\text{ch}} + B_{i+1} - B_i) \quad (4)$$

ただし $Q_{\text{ch}}^{\text{out}}$ 及び $Q_{\text{ch}}^{\text{in}}$ はクロロフィル *a* の流出及び流入量 ($\text{g chl.}a\cdot\text{m}^{-2}$), S_{ch} はクロロフィル *a* の沈降量 ($\text{g chl.}a\cdot\text{m}^{-2}$), B_i は時間 t_i における水槽中のクロロフィル *a* の現存量、及び α ($=47.7$, $n=76$)は植物プランクトンの炭素：クロロフィル *a* 比で回帰より求めた。同様に回帰により懸濁態窒素：クロロフィル *a* 比 ($=8.05$, $n=76$) 及び懸濁態リン：クロロフィル *a* 比 ($=1.00$, $n=76$)を求め、植物プランクトンによる窒素とリンの固定量を計算した。 ΔB_p は植物プランクトンの純生産量から動物プランクトンによる摂食同化量を差し引いた量に相当する。

糸状藻類は、1週間ごとにほぼ全量を回収して乾重量を測定し、現存量の増加量 ΔB_f ($\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$) を求めた。サブサンプルについて窒素及びリン含量の測定を行い、栄養塩の固定量を求めた。 ΔB_f は糸状藻類の純生産量から付着動物の摂食同化量を差し引いた量に相当する。

3 結果

3.1 水質の変動

水槽5について水深0.2mで連続測定を行った結果、水温の日変動は2~4°Cであった。図2に各水槽内の水温の経時変化を示す。遮光した水槽1及び2で日中の3~4°Cの温度成層がみられた。ヒシを植えた水槽では8月後半に温度成層が観測された。

水槽1及び2では寒冷紗に藻類が付着するために、入射光量は初期の10%から実験終了時には約1%に減少した。ヒシを植えた水槽ではヒシ密度が高いほど水中の相対光量が減少した。9月13日における水槽1から9までの、表面直下の光量に対する水深25cmの相対光量はそれぞれ、1.8%、1.0%、78%、10%、22%、16%、1.2%、5.1%及び24%であった。

図3に各水槽内の溶存酸素濃度の経時変化を示す。水槽1及び2では溶存酸素が2~5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と低かったが、これは遮光の影響により植物プランクトンの生産量が低下したためと考えられる。ヒシを含む水槽では、水槽5を除いて、時間の経過とともに溶存酸素濃度が低下し、底層の濃度はヒシの現存量に反比例していた。

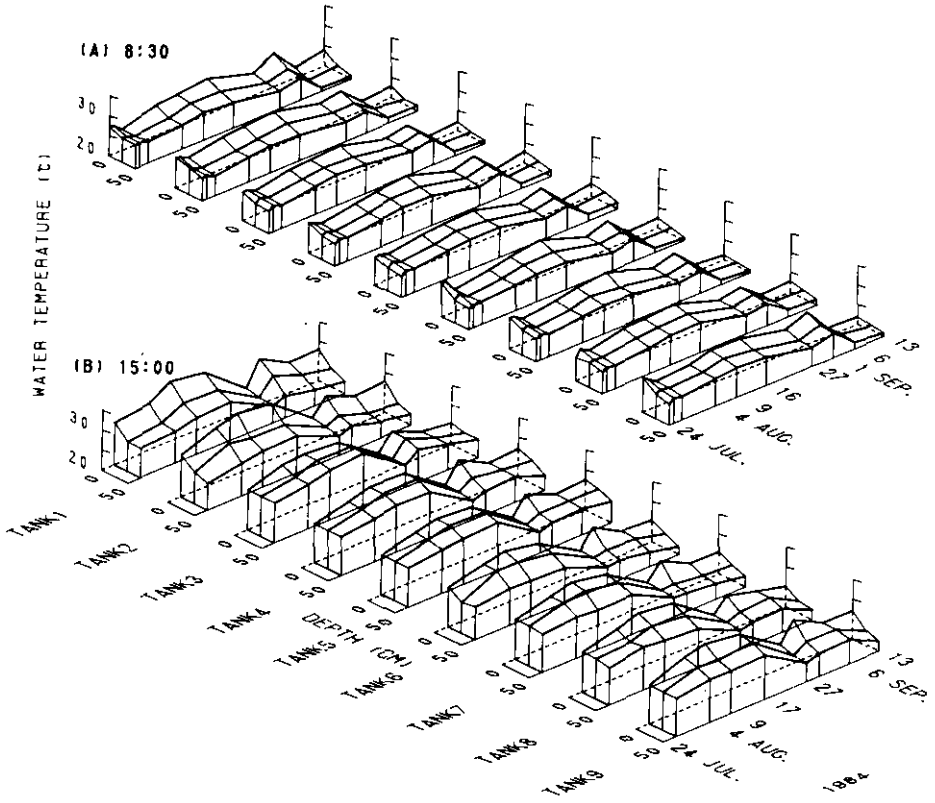


図 2 深度別水温の変動 (A): 8:30 測定値; (B): 15:00測定値

Fig. 2 Depth-time diagram of water temperature measured at 8:30 (A) and at 15:00 (b)

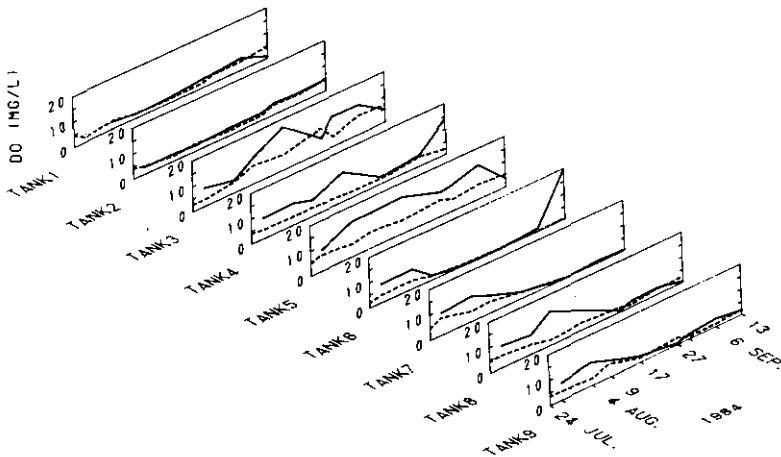


図 3 底層 (50cm水深) の溶存酸素濃度の変動
破線は 8:30 の測定値, 実線は 15:00 の測定値

Fig. 3 Change in dissolved oxygen concentration at bottom of experimental tank. Solid line represents the data taken at 8:30 and dashed line does the data taken at 15:00.

8月23日から9月13日の間の、水槽1から9までのpHはそれぞれ、8.1~8.3, 7.2~8.2, 8.4~9.4, 7.3~8.2, 7.3~9.9, 7.3~7.9, 7.0~7.9, 7.2~7.9及び7.0~8.0であった。

図4 a及びbにヘッドタンクからの流出水、各水槽内、及び各水槽からの流出水の窒素、リン及びクロロフィル*a*濃度の変動を示す。水槽内と流出水とで濃度を比較すると、懸濁物質の濃度には若干の違いがみられたが溶存態窒素及び溶存態リン濃度にはほとんど違いがみられなかった。8月9日には、ヘッドタンクへの湖水の導入量が減少したためNO₃-Nが約2 mg・l⁻¹, NH₄-Nが約1.5mg・l⁻¹, PO₄-Pが約0.7mg・l⁻¹に増加したが、それ以外の日にはそれぞれ0.5mg・l⁻¹, 0.5mg・l⁻¹, 及び0.2mg・l⁻¹とほぼ設定通りの栄養塩濃度を維持していた。

クロロフィル*a*濃度は、ヒシを取り除いた水槽3では30~50mg chl.*a*・m⁻³であったが他の水槽ではおおむね25mg chl.*a*・m⁻³以下であった。ヒシを取り除いたが光を遮へいた水槽1及び2ではクロロフィル*a*濃度は減少した。NH₄-N及びNO₃-Nは、光を遮へいしない水槽3では減少したが、光を遮へいた水槽1と2では減少せずに残っていた。

ヒシを植えた水槽4から9ではNH₄-Nは0.2mg・l⁻¹以下に減少した。NO₃-Nは水槽7で高かった他は0.2mg・l⁻¹以下であった。PO₄-P濃度は窒素ほどには減少せず、0.03mg・l⁻¹から0.2mg・l⁻¹の間であった。

3.2 ヒシの現存量と生産量及び植物プランクトンと糸状藻類の現存量

表1にヒシの現存量と純生産速度を示す。純生産速度は、初期のヒシ密度が高くかつ流入量の多い水槽6で、実験開始後の9日間に最も高い19g・m⁻²・d⁻¹を示し、その後も9~12g・m⁻²・d⁻¹を維持していた。また初期のヒシ密度は低いが流入量の多い水槽7では、実験期間中9 g・m⁻²・d⁻¹以上の高い純生産速度を維持していた。これとは逆に、初期のヒシ密度は高いが流入量の少ない水槽9では、純生産速度は実験開始後の10日間に、11g・m⁻²・d⁻¹と高かったが、その後は4~6 g・m⁻²・d⁻¹に減少した。このように、時間の経過とともにヒシの純生産速度は流入水量により律速されていく傾向がみられた。

ヒシの現存量は流入水量、すなわち流入負荷量に応じて高くなり、8月23日には、流入量の最も多かった水槽6及び7ではそれぞれ446g・m⁻²及び351g・m⁻²となった。8月24日以後は、純生産速度の割には現存量は増加しなかったがこれは枯死量の多かったためである。

実験開始初期に糸状藻類の増加した水槽5では、8月23日までの間のヒシの純生産速度は、3 g・m⁻²・d⁻¹と最も低い値を示した。したがって現存量も154g・m⁻²にしか増加しなかった。

7月24日から8月23日までの期間については、ヒシの純生産速度 P_n (g・m⁻²・d⁻¹) と無機態窒素 (DIN) 負荷量 L_{DIN} (mgN・m⁻²・d⁻¹) の間に次式の関係がなりたった：

$$p_n = 2.7 + 0.042L_{DIN} \quad (n = 5, r = 0.92, p < 0.05) \quad (5)$$

ただし、水槽5は含めていない。8月24日から9月13日までの期間については、 p_n は L_{DIN} とは有

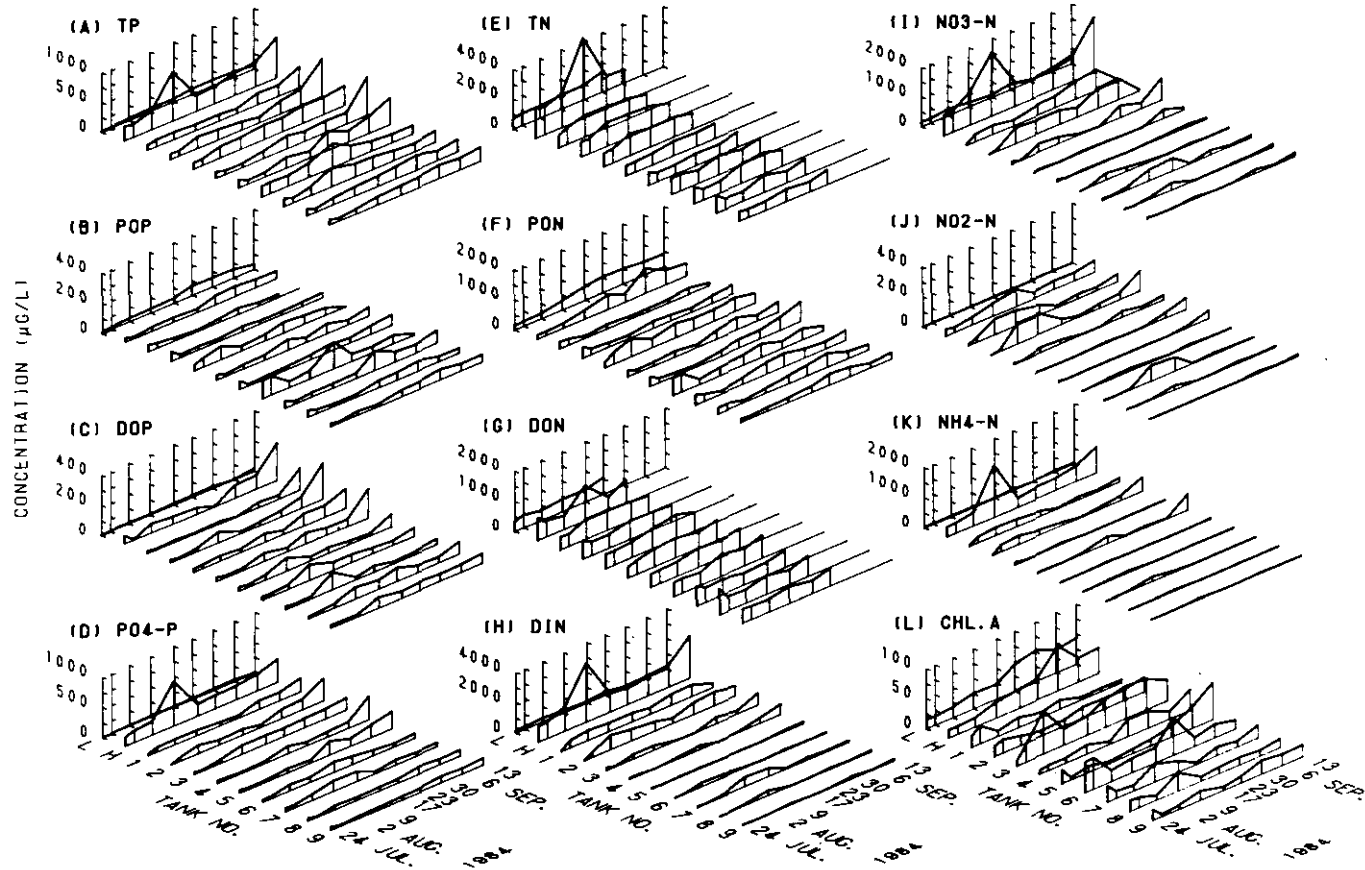


図 4a 水槽内の窒素、リン及びクロロフィルa 濃度の経時変化 (L は流入湖水, H はヘッドタンクからの流出水を示す)
 (A): 全リン ; (B): 懸濁態有機リン ; (C): 溶存態有機リン ; (D): リン酸態リン ;
 (E): 全窒素 ; (F): 懸濁態有機窒素 ; (G): 溶存態有機窒素 ; (H): 溶存態無機窒素 ;
 (I): 硝酸態窒素 ; (J): 亜硝酸態窒素 ; (K): アンモニア態窒素 ; (L): クロロフィル a

Fig. 4a Time-specific changes in nitrogen, phosphorus, and chlorophyll a concentrations in experimental tanks
 "L" and "H" indicate inflowing lake water and water in head tank, respectively.

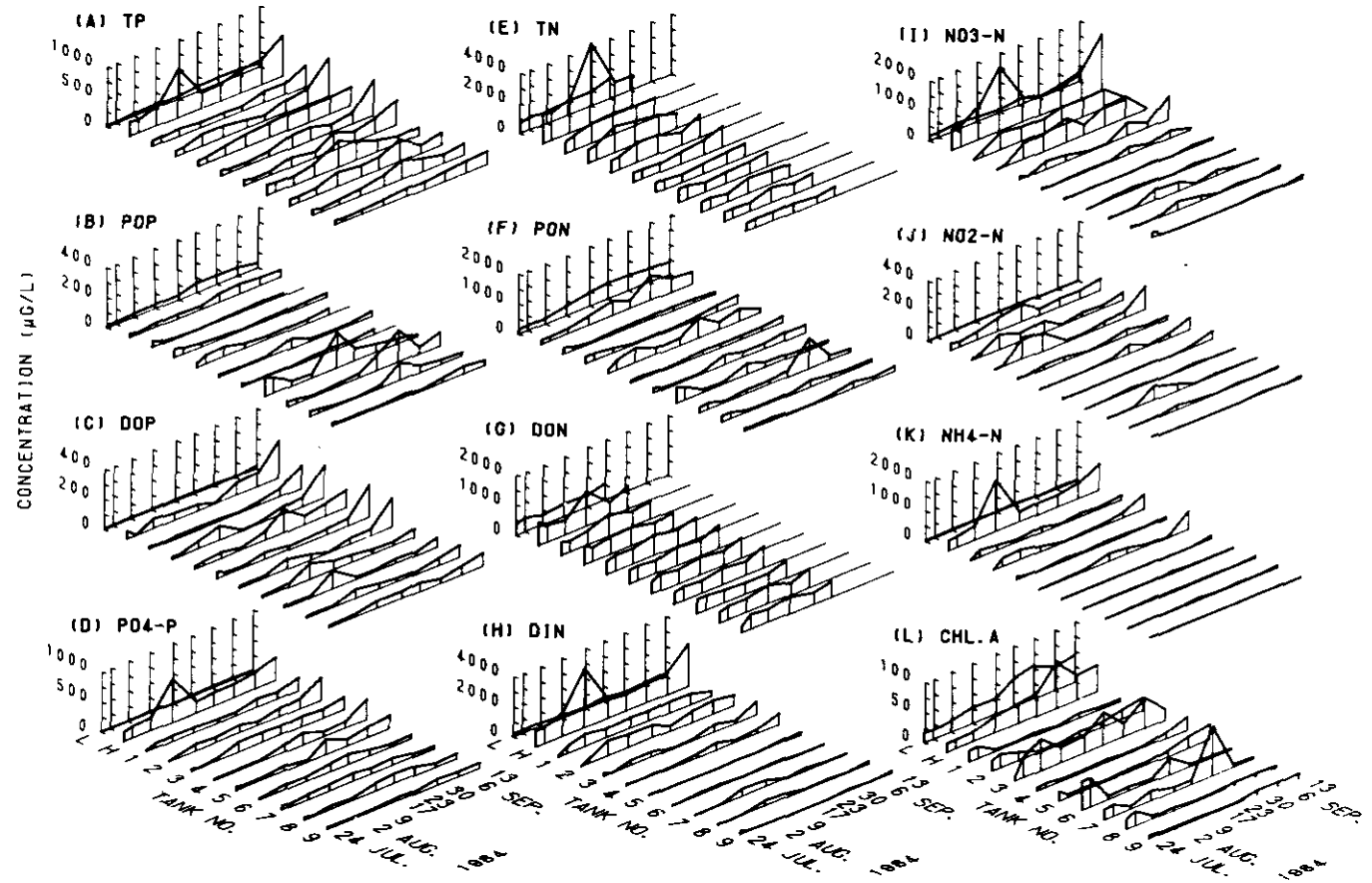


図 4b 水槽からの流出水中の窒素、リン及びクロロフィルa 濃度の経時変化
記号は図4aに同じ。

Fig. 4b Time-specific changes in nitrogen, phosphorus, and chlorophyll a concentrations in outflow water from experimental tanks
Symbols and legends are the same as Fig. 4a.

表 1 各水槽内のヒシの現存量，現存量の増加量及び純生産速度

B : 現存量 ; dB : 現存量の増加量 ; p_n : 純生産速度

Table 1 Biomass, biomass increment, and daily net production of *Trapa natans* in experimental tanks during a period of 51 d from 24 July to 13 September 1984

B : biomass; dB : biomass increment; p_n : daily net production. Net production during a given period is shown in parenthesis ($g \cdot m^{-2}$)

Data	Interval (d)	Tank 4			Tank 5			Tank 6			Tank 7			Tank 8			Tank 9		
		B (g/m^2)	dB (g/m^2)	p_n (g/m^2d)	B (g/m^2)	dB (g/m^2)	p_n (g/m^2d)	B (g/m^2)	dB (g/m^2)	p_n (g/m^2d)	B (g/m^2)	dB (g/m^2)	p_n (g/m^2d)	B (g/m^2)	dB (g/m^2)	p_n (g/m^2d)	B (g/m^2)	dB (g/m^2)	p_n (g/m^2d)
24 Jul.		61			94			233			108			137			149		
	9		15	3.2		-6	.4		94	19.4		52	9.1		26	5.1		75	11.2
2 Aug.		76			88			327			160			163			224		
	15		16	7.1		33	3.7		97	16.4		155	15.5		92	7.2		28	5.0
17 Aug.		142			121			424			315			255			252		
	6		29	7.3		16	4.2		22	11.5		36	9.8		38	9.9		15	5.8
23 Aug.		171			137			446			351			293			267		
	7		34	7.3		17	4.2		25	11.5		41	9.8		44	9.9		18	5.8
30 Aug.		205			154			471			392			337			285		
	14		2	2.7		-20	.4		16	9.4		68	10.4		-3	5.1		11	4.2
13 Sep.		207			134			487			460			334			296		
24 Jul.- 23 Aug.	30		110	6.0 (180)		43 (84)	2.8		213 (490)	16.3		214 (374)	12.4		156 (214)	7.1		118 (211)	7.0
24 Aug.- 13 Sep.	21		36 (89)	4.2		-3 (34)	1.6		43 (212)	10.1		109 (214)	10.2		41 (155)	7.4		29 (100)	4.8
23 Jul.- 13 Sep.	51		116 (269)	5.3		40 (218))	2.3		254 (702)	13.8		352 (588)	11.5		197 (369)	7.2		147 (311)	6.1

表 2 水槽内の植物プランクトン分類群組成 (炭素量で表す)

Table 2 Changes in the phytoplankton biomass in the inflow water and in experimental tanks

Biomass is expressed as carbon weight for each taxonomical group.

Date	Group	Biomass (mgC·m ⁻³)									
		Inflow	Tank 1	Tank 2	Tank 3	Tank 4	Tank 5	Tank 6	Tank 7	Tank 8	Tank 9
2 Aug.	Cyanobacteria	30	10	10	20	0	10	10	10	10	10
	Green algae	10	10	130	80	10	0	10	10	10	20
	Diatoms	10	10	10	150	10	10	10	10	0	0
	Flagellates	10	20	130	620	20	30	470	10	10	40
	Total	60	50	280	870	40	40	500	40	30	70
9 Aug.	Cyanobacteria	420	0	10	50	20	10	10	100	0	10
	Green algae	40	0	10	80	30	0	10	10	0	10
	Diatoms	30	0	10	50	0	0	10	10	10	10
	Flagellates	10	10	0	20	10	10	10	30	10	60
	Total	500	10	30	200	60	20	40	150	20	90
17 Aug.	Cyanobacteria	290	20	10	10	10	10	40	30	0	0
	Green algae	30	10	10	180	0	0	0	10	0	0
	Diatoms	20	10	10	10	0	0	20	10	10	30
	Flagellates	10	10	0	60	0	10	10	20	10	0
	Total	350	50	30	260	10	20	70	70	20	30
23 Aug.	Cyanobacteria		0	10	40	0	10	20	20	0	40
	Green algae		0	10	200	10	10	10	10	0	10
	Diatoms		10	10	90	0	10	10	10	0	40
	Flagellates		40	170	850	110	100	30	40	20	160
	Total		50	200	1180	120	130	70	80	20	250
30 Aug.	Cyanobacteria	610	140	50	60	10	70	90	90	30	70
	Green algae	20	10	20	50	30	30	10	20	10	10
	Diatoms	30	50	10	40	10	50	10	10	10	30
	Flagellates	10	60	80	780	490	270	50	30	10	80
	Total	670	260	160	930	540	420	160	150	60	190
6 Sep.	Cyanobacteria	170	30	90	100	30	160	40	40	30	50
	Green algae	10	0	0	10	10	20	10	0	0	10
	Diatoms	110	10	20	10	10	30	10	10	10	0
	Flagellates	0	0	0	10	20	80	0	0	0	0
	Total	290	40	110	130	70	290	60	50	40	60
13 Sep.	Cyanobacteria	460	10	110	70	210	380	10	30	40	0
	Green algae	70	10	10	20	50	40	10	0	10	0
	Diatoms	360	20	40	50	100	180	10	50	40	40
	Flagellates	30	20	80	370	310	280	140	30	10	190
	Total	920	60	240	510	670	880	170	110	100	230

意な関係が得られなかった。

表 2 に植物プランクトンの分類群別の現存量を炭素量として示す。植物プランクトンの構成比は流入水と水槽内で全く異なった。すなわち流入水中 (=湖水中) では, *Microcystis* spp. 及び *Aphanizomenon flos-aquae* を中心とするラン藻類が優占し, 植物プランクトン全体の炭素量, $300\sim 900\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$ の約80%を占めていたが, 9基の水槽内ではいずれも減少し, 代わりに *Chlamydomonas* spp. を中心とする鞭毛藻類が優占した。特に水槽3では鞭毛藻類の現存量が8月後半に $800\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$ に達した。そのほか, 水槽2及び3では *Dictyosphaerium pulchellum*,

表 3 各水槽内の植物プランクトンの現存量の増加量
水槽内のクロロフィルaの増加量, クロロフィルaの沈降量, 及びクロロフィルaの流出量と流入量の差の合計より推定した。括弧内は炭素量の推定値を示す。

Table 3 Biomass increment of phytoplankton in experimental tanks during a period of 51 d from 24 June to 13 September 1984
Increment was the sum of chlorophyll a amounts of the change in standing crop in tank, sedimentation, and the difference between outflow and inflow.
Carbon values estimated by multiplying by carbon: chlorophyll a ratio of 47.7 are shown in parentheses (gC m^{-2}).

	Chlorophyll a amount (mg m^{-2})								
	Tank 1	Tank 2	Tank 3	Tank 4	Tank 5	Tank 6	Tank 7	Tank 8	Tank 9
24 Jun.-23 Aug. (30 d)									
Change in standing stock in tank	-2	1	19	11	-6	6	-12	-4	-4
Sedimentation	94	57	219	105	192	201	169	148	83
Outflow-Inflow	17	-10	47	-14	-27	41	-22	-12	-22
Biomass increment	109 (5.2)	48 (2.3)	285 (13.6)	102 (4.8)	159 (7.6)	248 (11.8)	135 (6.4)	132 (6.3)	57 (2.7)
24 Aug.-13 Sep. (21 d)									
Change in standing stock in tank	-5	3	-6	3	25	-24	10	2	5
Sedimentation	84	67	225	120	68	297	211	233	167
Outflow-Inflow	-107	-146	-11	-90	-40	-107	-93	-118	-96
Biomass increment	-28 (-1.3)	-76 (-3.6)	208 (9.9)	33 (1.6)	53 (2.5)	166 (7.9)	128 (6.1)	117 (5.6)	76 (3.6)
24 Jun.-13 Sep. (51 d)									
Change in standing stock in tank	-7	4	13	14	19	-18	2	-2	1
Sedimentation	178	124	444	225	260	498	380	381	250
Outflow-Inflow	-90	-156	36	-104	-67	-66	-115	-130	-118
Biomass increment	81 (3.9)	-28 (-1.3)	493 (23.5)	135 (6.4)	212 (10.1)	414 (19.7)	263 (12.5)	249 (11.9)	133 (6.3)

Scenedesmus spp. 及び *Actinastrum* spp. などの緑藻類が $100\text{mgC}\cdot\text{m}^{-3}$ 以上に増加することがあった。

表 3 に植物プランクトンの現存量の増加量を示す。この値は純生産量の推定値となるが、遮光しない水槽 3 で最も高く、7月24日から8月23日までの期間については $0.45\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、8月24日から9月13日までの期間については $0.47\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。

ヒシを植えた水槽 4～9 では現存量の増加量はヒシの生産量と有意な相関を示していた。この増加量には沈降物中のクロロフィル *a* 量が大きく寄与しているので、表中のクロロフィル *a* 増加量の起源はヒシの枯死葉であると推定され、実際の植物プランクトンの純生産量はこの表の値よりかなり低いものと考えられる。

水槽 3 から 9 には *Cladophora* spp. 等の糸状藻類が出現し、底泥表面を覆ったが、光を遮へいた水槽 1 及び 2 には出現しなかった(表 4)。水槽 3 及び 5 では 8月17日にその現存量は、それぞれ乾重で $54\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 及び $73\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ に達した。水深 50cm の水柱内の植物プランクトン量がたかだ

表 4 各水層内の糸状藻類の現存量の増加量
刈り取り法により求めた。*印はその期間に刈り取りを行わなかったことを示す。

Table 4 Biomass increment of filamentous algae in experimental tanks during a period of 51 d from 24 June to 13 September 1984
Increments were estimated by the harvest method. An asterisk indicates that no harvest was done during the interval.

Date	Interval(d)	Biomass increment (g m^{-2})						
		Tank 3	Tank 4	Tank 5	Tank 6	Tank 7	Tank 8	Tank 9
24 Jun.								
	9	*	7.4	15.3	4.8	25.8	*	*
2 Aug.	7	*	*	*	*	*	16.6	13.9
9 Aug.	8	54.0	3.9	72.5	3.9	18.6	*	*
17 Aug.	6	*	*	*	*	*	8.6	16.8
23 Aug.	7	6.4	1.2	34.9	.1	.2	5.4	10.8
30 Aug.	14	11.5	2.5	58.9	.7	1.6	.3	27.9
13 Sep.								
24 Jun.- 23 Aug.	30	55.6	11.6	96.5	8.7	44.5	25.2	30.7
24 Aug.- 13 Sep.	21	16.3	3.4	85.1	.8	1.8	5.7	38.7
24 Jun.- 13 Sep.	51	71.9	15.0	181.6	9.5	46.3	30.9	69.4

か $0.5\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$ 、乾重量で約 $1\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ であるのに比べるとはるかに高い現存量であった。ヒシを植えた水槽4から9では、ヒシが高密度になるにともない糸状藻類の現存量が低くなる傾向がみられた。

3.3 窒素及びリンの収支

表5にヒシ及び糸状藻類の窒素及びリンの含有量を示す。ヒシの器官別では、葉身と根の窒素含有率が高く、1.6~3.1%であった。リン含有率は葉身よりは葉柄が高い傾向がみられ0.16~0.56%であった。糸状藻類の窒素及びリン含有率は時間の経過とともに高くなった。

栄養塩収支は二つのモデルにより計算した。栄養塩濃度が水槽内と水槽の出口とで異なるとし

表 5 ヒシ及び糸状藻類中の窒素・リンの含有率 (乾重に対する%値で表す)

Table 5 Nitrogen and phosphorus concentrations in *Trapa natans* and in filamentous algae (% of dry weight)

Date	Organ	Nitrogen concentration (%)							Phosphorus concentration (%)												
		Tank number							Tank number												
		2&3	4	5	6	7	8	9	2&3	4	5	6	7	8	9						
<i>Trapa natans</i>																					
23 Jul.	Lamina	1.8							.20												
	Petiole	1.3							.24												
	Stem	1.1							.19												
	Water root	1.7							.19												
	Root	2.0							.29												
	Seed	1.4							.29												
	2 Aug.	Lamina	2.2	1.6	2.7	2.4	2.1	1.6	.21	.14	.21	.23	.23	.20							
Petiole		1.6	1.3	1.4	1.5	1.4	1.1	.24	.16	.35	.24	.22	.23								
30 Aug.	Lamina	2.3	1.8	2.2	3.1	2.3	1.6	.23	.21	.29	.35	.28	.22								
	Petiole	1.3	.9	1.1	1.5	1.1	.34	.25	.45	.56	.43	.38									
13 Sep.	Lamina	2.5		2.2									.23	.44							
	Petiole	1.0		.8									.23	.41							
	Stem	.6		.6									.14	.28							
	Water root	2.9		1.7									.22	.44							
	Root	1.7		2.6									.54	.33							
	Seed	1.5		1.1									.34	.35							
	Filamentous algae																				
24 Jul.		1.9	2.4	1.8	2.0	2.9	2.6	2.7	.24	.25	.26	.22	.53	.30	.27						
2 Aug.		2.2		2.1		3.2		3.7		3.2		2.0		.32	.17	.30	.40	.30	.25		
17 Aug.		3.0	3.2	2.6	4.2	4.2								.34	.41	.57	.36	.57			
23 Aug.									3.8		2.5									.52	.35
30 Aug.		5.2	4.1	2.9	4.8	5.2	4.6	3.7	.51	.84	.55	.38	.57	.51	.38						
13 Sep.		4.1	4.8	5.6	5.3	5.3	5.6	5.6													

たモデルと、栄養塩濃度は水槽内で均一となり、出口の栄養塩濃度も同じであるとしたモデルである。両者の栄養塩濃度には大きな差は認められず(図4 a, b), また栄養塩収支の計算結果は両モデルでほとんど違いがみられなかったため、ここでは後者のモデルの結果のみについて示す。

図5に8月23日までの30日間の流入及び流出の窒素量及びリン量を示す。PONは水槽3で流出量が流入量より高く、水槽内で生産された植物プランクトンによるものと考えられる。他の水槽では、水槽6以外ではPONは流出量が低くなっていた。DONはいずれの水槽でも流出量が低くなり、水槽内では細菌による溶存態有機物の利用が活発であることを示唆していた。DINは流出量が流入量よりはるかに低く、特にヒシを植えた水槽で顕著であった。DINの流入量と流出量との差、すなわち水槽内でトラップされる量は流入量に比例して低くなっていた。遮光した水槽1及び2では流出するDIN量は他の水槽より多かった。

リンについても窒素と同様のことがいえるが、DINに比べて $PO_4\text{-P}$ が相対的に過剰なため、流

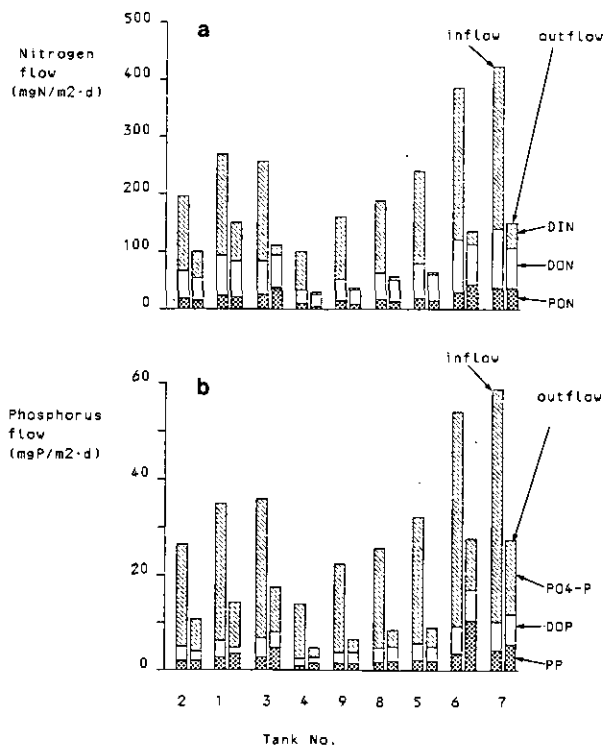


図 5 7月23日から8月23日までの期間における各水槽でのリン・窒素の日当たり流入量及び流出量
(a): 窒素; (b): リン

Fig. 5 Inflow and outflow of nitrogen and phosphorus for each tank during a period of 30 d from 24 July to 23 August 1984

出する $\text{PO}_4\text{-P}$ 量は多かった (図 5 b)。

表 6 に流入する DIN 及び $\text{PO}_4\text{-P}$ の収支を示す。7月24日から8月23日までの期間については、ヒシを植えた水槽 4～9 では流入する DIN のうち 84～98% は水槽内でトラップされていた。水槽 5 を除き、トラップされた量のうち 50～100% はヒシの現存量に転化していたことになる。水槽 5 では糸状藻類が優占していた。ヒシの現存量の増加速度 db_T ($\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) 及び植物プランクトン、糸状藻類及びヒシの全ての一次生産者の現存量増加速度 db_{Total} ($\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) と DIN 負荷量 L_{DIN} ($\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) の間には有意な回帰が得られた：

$$db_T = 26.6 + 0.41L_{\text{DIN}} \quad (n = 6, r = 0.96, p < 0.05) \quad (6)$$

$$db_{\text{Total}} = 47.3 + 0.65L_{\text{DIN}} \quad (n = 6, r = 0.95, p < 0.05) \quad (7)$$

すなわちヒシと糸状藻類との間には競争関係がみられ、栄養塩の分配が行われていたと考えられる。水槽内でトラップされた流入 DIN はこれらの一次生産者の現存量増加量で説明された。(6)式は流入負荷量が $45\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 以下ではヒシの現存量増加速度が流入負荷量を上回るが、このことは負荷量の低い場合はヒシを中心とする系は底泥から栄養塩を吸収して現存量に転化しうることを示唆している。また(6)、(7)式は負荷量が増加するに従い、一次生産者に転化する割合が低下することも表わしている。水槽 3 では流入 DIN のうち 90% がトラップされ、トラップされた量の 86% が植物プランクトンと糸状藻類の現存量増加量で説明できた。光を遮へいた水槽 1 及び 2 では流入量のうち 60% 以上が水槽内でトラップされており、植物プランクトンの現存量の増加量で説明できるのはそのうちの 16～26% であった。寒冷紗の付着物量は測定を行っていないが、その量でも残りの部分を説明はできず、多くは沈降していたと考えられる。実験終了時の底泥中の窒素含有率は、水槽 1 から 9 でそれぞれ、0.45%、0.46%、0.53%、0.44%、0.45%、0.59%、0.50%、0.42% 及び 0.45% であった。

4 考 察

水生植物を用いた水質浄化法に関する研究は、窒素・リン濃度の高い二次処理水程度の水について、ホテイアオイ (*Eichhornia crassipes*) 等の浮漂植物 (Wolverton と McDonald, 1979; Reddy, 1983) や、イグサ類 (*Scirpus* spp.) 及びヨシ (*Phragmites* spp.) などの抽水植物 (De Jong, 1976; Spangler ら, 1976; Zauke ら, 1982) を用いて数多くなされている。いずれの研究でも約 90% 近い除去効率を得られている。

窒素・リン濃度がより低い自然水域で、栄養塩除去についての研究例は少ない (佐々木・外岡, 1978; Vincent と Downs, 1980; Howard-Williams ら, 1982)。これらの研究では、系の閉鎖性の確保と正確な流量把握という点で難がある。ヒシと同じく水中根を有するオランダガラシ (*Nasturtium officinale*) の生育する河川では、現存量 $669\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ のときに $1.14\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ の窒素を吸収し、この量は河川水中からの損失量を上回るという (Howard-Williams ら, 1982)。

表 6a 流入溶存態無機窒素 (DIN) の水槽内の収支
括弧内は各要素の流入溶存態無機窒素に対する%値を示す。

Table 6a Fate of the dissolved inorganic nitrogen (DIN) flown into the experimental tanks
Percentage of each component to inflowing DIN is shown in parenthesis.

	Nitrogen flux (mgN · m ⁻² · d ⁻¹)								
	Tank 1	Tank 2	Tank 3	Tank 4	Tank 5	Tank 6	Tank 7	Tank 8	Tank 9
24 Jul.-23 Aug.									
DIN _{inflow}	175 (100)	129 (100)	173 (100)	67 (100)	160 (100)	266 (100)	284 (100)	125 (100)	109 (100)
DIN _{outflow}	65 (37)	46 (36)	17 (10)	5 (7)	4 (2)	22 (8)	44 (16)	7 (6)	3 (3)
DIN _{inflow} - DIN _{outflow}	110 (63)	83 (64)	156 (90)	62 (93)	156 (98)	244 (92)	240 (84)	118 (94)	106 (97)
Increase in phytoplankton biomass	29 (17)	13 (10)	76 (44)	27 (41)	43 (27)	67 (25)	36 (13)	35 (28)	15 (14)
Increase in the biomass of filamentous algae	0 (0)	0 (0)	56 (32)	10 (15)	81 (51)	11 (4)	58 (21)	28 (23)	23 (21)
Increase in <i>Trapa natans</i> biomass	0 (0)	0 (0)	0 (0)	63 (94)	21 (13)	132 (50)	150 (53)	88 (70)	53 (49)
Increase in the biomass of primary producers	29 (17)	13 (10)	132 (77)	100 (150)	145 (91)	209 (79)	245 (86)	152 (121)	92 (84)
Net production of <i>Trapa natans</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	102 (154)	42 (26)	301 (113)	231 (81)	120 (96)	95 (87)
24 Aug.-13 Sep.									
DIN _{inflow}	200 (100)	399 (100)	191 (100)	311 (100)	230 (100)	216 (100)	138 (100)	183 (100)	192 (100)
DIN _{outflow}	73 (36)	174 (44)	44 (23)	57 (18)	13 (5)	10 (5)	12 (9)	10 (5)	17 (9)
DIN _{inflow} - DIN _{outflow}	128 (64)	226 (56)	148 (77)	255 (82)	217 (95)	206 (95)	125 (91)	173 (95)	175 (91)
Increase in phytoplankton biomass	-11 (-5)	-29 (-7)	80 (42)	13 (4)	20 (9)	64 (29)	49 (36)	45 (25)	29 (15)
Increase in the biomass of filamentous algae	0 (0)	0 (0)	35 (18)	8 (2)	193 (84)	2 (1)	4 (3)	10 (5)	88 (46)
Increase in <i>Trapa natans</i> biomass	0 (0)	0 (0)	0 (0)	31 (10)	-7 (-3)	28 (13)	81 (59)	32 (18)	20 (10)
Increase in the biomass of primary producers	11 (-5)	-29 (-7)	114 (60)	52 (17)	207 (90)	94 (44)	134 (98)	87 (47)	137 (71)
Net production of <i>Trapa natans</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	77 (25)	25 (11)	142 (66)	155 (112)	110 (60)	73 (38)

表 6b 流入リン酸態リン (PO₄-P) の水槽内の収支
括弧内は各要素の流入リン酸態リンに対する%値を示す。

Table 6b Fate of the phosphate phosphorus (PO₄-P) flown into the experimental tanks
Percentage of each component to inflowing PO₄-P is shown in parenthesis.

	Phosphorus flux (mgP · m ⁻² · d ⁻¹)								
	Tank 1	Tank 2	Tank 3	Tank 4	Tank 5	Tank 6	Tank 7	Tank 8	Tank 9
24 Jul.-23 Aug.									
PO ₄ -P _{inflow}	28.8 (100)	21.3 (100)	29.3 (100)	11.5 (100)	26.5 (100)	44.8 (100)	48.4 (100)	20.9 (100)	18.8 (100)
PO ₄ -P _{outflow}	9.6 (33)	6.6 (31)	9.4 (32)	2.1 (18)	3.9 (15)	10.7 (24)	15.9 (33)	3.5 (17)	2.7 (14)
PO ₄ -P _{inflow} - PO ₄ -P _{outflow}	19.2 (67)	14.7 (69)	19.8 (68)	9.4 (82)	22.6 (85)	34.1 (76)	32.5 (67)	17.4 (83)	16.1 (86)
Increase in phytoplankton biomass	3.6 (13)	1.6 (8)	9.5 (32)	3.4 (30)	5.3 (20)	8.3 (18)	4.5 (9)	4.4 (21)	1.9 (10)
Increase in the biomass of filamentous algae	0.0 (0)	0.0 (0)	6.0 (20)	1.4 (12)	16.3 (61)	0.9 (2)	7.1 (15)	3.2 (15)	3.1 (16)
Increase in <i>Trapa natans</i> biomass	0.0 (0)	0.0 (0)	0.0 (0)	8.8 (77)	2.5 (10)	21.8 (49)	22.3 (46)	13.5 (65)	9.0 (48)
Increase in the biomass of primary producers	3.6 (13)	1.6 (8)	15.5 (53)	13.6 (118)	24.1 (91)	31.0 (69)	33.8 (70)	21.1 (101)	14.0 (74)
Net production of <i>Trapa natans</i>	0.0 (0)	0.0 (0)	0.0 (0)	14.4 (125)	6.6 (25)	50.7 (113)	34.6 (71)	18.9 (90)	16.3 (86)
24 Aug.-13 Sep.									
PO ₄ -P _{inflow}	33.1 (100)	66.0 (100)	34.0 (100)	49.7 (100)	37.3 (100)	39.1 (100)	25.0 (100)	32.6 (100)	33.3 (100)
PO ₄ -P _{outflow}	17.0 (51)	44.3 (67)	21.4 (63)	31.8 (64)	28.7 (77)	15.3 (39)	6.8 (27)	13.1 (40)	12.9 (39)
PO ₄ -P _{inflow} - PO ₄ -P _{outflow}	16.1 (49)	21.7 (33)	12.6 (37)	18.0 (36)	8.7 (23)	23.9 (61)	18.2 (73)	19.5 (60)	20.4 (61)
Increase in phytoplankton biomass	-1.3 (-4)	-3.6 (-5)	9.9 (29)	1.6 (3)	2.5 (7)	7.9 (20)	6.1 (24)	5.6 (17)	3.6 (11)
Increase in the biomass of filamentous algae	0.0 (0)	0.0 (0)	4.0 (12)	1.4 (3)	22.2 (59)	0.1 (0)	0.5 (2)	1.4 (4)	7.0 (21)
Increase in <i>Trapa natans</i> biomass	0.0 (0)	0.0 (0)	0.0 (0)	4.8 (10)	-0.4 (-1)	7.4 (19)	21.8 (87)	7.2 (22)	3.8 (12)
Increase in the biomass of primary producers	-1.3 (-4)	-3.6 (-5)	13.9 (41)	7.8 (16)	24.3 (65)	15.5 (40)	28.4 (113)	14.1 (43)	14.5 (44)
Net production of <i>Trapa natans</i>	0.0 (0)	0.0 (0)	0.0 (0)	11.1 (22)	3.6 (10)	38.1 (97)	42.2 (169)	27.2 (84)	12.5 (37)

本研究では、ヒシの生育のピーク時（7月24日～8月23日）に、流入する窒素・リンの93%はヒシを中心とする系にトラップされ、70%以上はヒシを中心とする一次生産者の現存量に転化していた（表6、水槽4～9）。そのうち水槽5を除いては、50%以上がヒシの現存量増加量であった。生育期のヒシの生産量は流入負荷量に依存していた。実験期間中の全負荷量のうち、窒素については80～150%が、リンについては70～125%がヒシの生産に移行していた。ヒシの窒素吸収能力は現存量増加分で約 $150\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、純生産速度で約 $300\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。一方、コントロールの水槽3では糸状藻類を除くと58%が、遮光した水槽1及び2で63～64%がトラップされていた。

生育期のピークを過ぎると（8月24日～9月13日）、ヒシの生産に移行する割合は減少したが、それでも窒素の流入負荷量の91%をトラップしていた（表6、水槽4～9）。

6～8月の高浜入最奥部の St. 1 における栄養塩濃度は $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ でそれぞれ $0.5\sim 1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.5\sim 1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.01\sim 0.03\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である（全域調査グループ、1984）。高浜入での値と比較すると、本研究の濃度及び負荷量は窒素については近いが、リンについては高いのでリンについての詳細な論議を行う訳にはいかないであろう。高浜入最奥部への6～8月の負荷量は DIN 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ でそれぞれ $87\sim 100\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $7\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ である（相崎ら、1981）。(6)式によれば、高浜入程度の流入負荷量の下では、ヒシに蓄積される窒素は流入する窒素に依存していると考えられる。

浮葉植物は現存量に比べて生産量が多い、すなわち枯死量が多いことから、水界生態系に対する富栄養化のインパクトが大きいと考えられていた（Brockら、1983；土谷、1983）。本研究では生産速度の速い水槽6で葉の枯死速度が最も速く、7月24日から9月13日までの平均値は $8.8\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。ヒシの葉は、秋期に高浜入に設置したリターバッグ法によると、3週間で乾重は10%以下に減少する（土谷、1982）。これらの植物プランクトン遺体は、溶存態有機物へ転換される（Godshalk と Wetzel, 1976）。仮に難分解性の部分が約10%とすると、水槽6では $134\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ の DON が生成されていたことになる（窒素含量を1.7%として計算した、表5参照）。しかし DON は、水槽内では流入水中の濃度よりも減少し（図4 a）、流出量は流入量を下回っていた（図5）。

ヒシより生成ないしは枯死体より溶出する溶存有機物は、系内の浮遊細菌により利用されていたと考えられる。霞ヶ浦では、湖岸ヒシ帯での湖水中の全菌数は沖帯より1桁高い 10^6m^{-3} に達することが知られている（関、1981）。本研究では細菌の定量を行わなかったが、ヒシの現存量の高い、したがって溶存有機物の生成量の多い水槽ほど溶存酸素濃度が低下していたことから（図3）、これらの水槽では細菌による分解作用が活発であったと考えられる。抽水植物を利用した排水処理システムでもメタノールを加えて細菌の活性を高めると窒素・リンの処理効率が大幅に上昇することが報告されており（Gersbergら、1983）、細菌を通しての窒素・リンの挙動の解析が今後の課題となろう。

表 7 実験終了時(9月13日)のヒシの器官別乾重量, 窒素量及びリン量

Table 7 Biomasses, nitrogen standing stocks, and phosphorus standing stocks of various organs of *Typha natans* at the end of the experiment (13 September 1984)

Organ	Dry weight ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)						Nitrogen ($\text{gN} \cdot \text{m}^{-2}$)						Phosphorus ($\text{gP} \cdot \text{m}^{-2}$)					
	Tank number						Tank number						Tank number					
	4	5	6	7	8	9	4	5	6	7	8	9	4	5	6	7	8	9
Lamina	52	25	86	112	67	42	1.29	.62	1.89	2.45	1.47	1.04	.12	.06	.27	.35	.21	.10
Petiole	24	8	67	103	45	25	.25	.08	.52	.79	.35	.26	.06	.02	.28	.43	.19	.06
Stem	44	40	99	71	76	83	.25	.23	.58	.41	.44	.48	.06	.06	.27	.20	.21	.12
Water root	24	12	80	50	60	46	.42	.22	1.33	.83	.99	.79	.05	.03	.35	.22	.26	.10
Root	14	18	7	22	25	18	.42	.54	.17	.59	.65	.54	.08	.10	.02	.07	.08	.10
Seed	39	18	92	98	59	78	.58	.27	1.05	1.12	.67	1.16	.13	.06	.33	.35	.21	.26
Total	197	122	431	456	332	293	3.21	1.96	5.53	6.19	4.57	4.28	.50	.32	1.52	1.61	1.16	.73
(% of dry weight)							(1.6)	(1.6)	(1.3)	(1.4)	(1.4)	(1.5)	(.25)	(.26)	(.35)	(.35)	(.35)	(.25)

本実験結果より、ヒシの生育期においては、枯死量が多いものの、栄養塩収支の上では溶出は起こらないことが分かった。またヒシの密度の高い水槽内では栄養塩濃度が流入水中の濃度よりはるかに低く、流入及び回帰する栄養塩は速やかに生態系で消費されていた。したがって、ヒシの生育期である夏期には、ヒシを中心とする生態系は栄養塩のトラップを行い、また植物プランクトンの現存量と生産量を抑制していたといえる。

実験終了時のヒシの器官別の現存量を、乾重、窒素、リンについて表7に示す。各水槽内のヒシの水中根は水中根と根の現存量和の67%を占めていた。現存量の高い水槽での水中根重量は根重量より多く、特に水槽6では水中根重量が根重量の12倍に達しており、水中根が栄養塩吸収において重要な役割を果たしていることを示唆していた。

室内実験によると、ヒシの根及び水中根の栄養塩吸収特性は明暗いずれの場合も差はみられず、吸収速度は $\text{NH}_4\text{-N}$ が $\text{NO}_3\text{-N}$ より3~4倍高く、また窒素・リンとも $1.5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 位の濃度まではほぼ直線的に吸収速度が増加する(TsuchiyaとIwaki, 1979)。高浜入奥部の底泥1~5cmの間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は $5 \sim 6 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は $0.2 \sim 0.5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は $0.2 \sim 0.3\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である(細見・須藤, 1984)。本研究では、間げき水中の窒素・リン濃度の定量は行わなかったが、高浜入での値を参考にすると、 $\text{NH}_4\text{-N}$ については底泥の、 $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ については水中の栄養塩の寄与が大きかったと推察される。

時間の経過とともに、ヒシの中のリン含有率は葉身及び葉柄とも上昇し、流入量が多くなるほど含有率が高くなるという傾向がみられたが、窒素ではその傾向は明かではなかった(表5)。ホテ

イアオイのような水中から栄養塩を吸収する浮漂植物の場合には、植物体中の窒素・リンの含有量は水中の窒素・リン濃度に依存して上昇する(沖・青山, 1982)。リンの吸収に関しては、例えばフサモでは湖水中のリン源に依存する割合が高いことが報告されているが(Carignan, 1981)、窒素の吸収に関しては不明な点が多い。

高浜入のヒシの窒素含有率は7月から9月の間は、葉身で2.7%、葉柄で1.4%である(土谷, 未発表)。本実験では8月の全水槽の平均値が葉身で2.2% ($n=12$)、葉柄では1.3% ($n=11$)で(表5)、葉身ではむしろ高浜入より低かった。他の自然水域の水生大型植物の窒素含有率は、オランダガラシの葉身で4.5%、全植物体で2.9~5.3% (Whangamata 川, Howard-Williamsら, 1982)、アサザの葉で1.8% (Bemmelse Strang 湖, Brockら, 1983)、ホテイアオイ全植物体で3.1% (児島湖, 青山ら, 1981)または1.5~2.1% (高浜入, 国立公害研究所, 1984)である。霞ヶ浦の栄養塩レベルの湖では、ヒシの窒素含有率はホテイアオイに匹敵するといえる。水槽6及び7ではヒシの現存量は $480\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ にも達したが(表1)、自然湖沼ではヒシ最大現存量は約 $300\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ (桜井, 1981; TsuchiyaとIwaki, 1983; Raveraら, 1984)である。 $300\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ の現存量の場合、窒素・リンの現存量はそれぞれ $4.2\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $0.8\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ (含有率をそれぞれ1.4%、0.25%とする)となる。この値と、前出の高浜入への流入負荷量(相崎ら, 1981)とを比較すると、生育期を過ぎた後の刈り取りによるリン除去の効果は大きいことが期待される。

また、種子の生産量は高く、現存量の約20%を占めていた(表7)。種子中の窒素及びリン含有量はそれぞれ乾重の1.14%及び0.35%で、現存量の高い水槽6及び7の種子に固定された窒素及びリン量はそれぞれ $1.1\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}$ 及び $0.34\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}$ であった(表7)。種子の大部分は分解しにくいので、ヒシにおける高い種子生産能力は栄養塩の固定という見地からは評価し得るものである。

ヒシは秋~冬期に分解により栄養塩を回帰させるとしても、夏期のラン藻類のブルーム期に栄養塩を固定しておくことで、湖の富栄養化を抑制しているといえる。高浜入沖帯の生態系では夏期と冬期で構造と機能が異なり、夏期には湖水中の物質循環が、冬期には底泥を含めた系での物質循環が重要であることが指摘されている(安野・大槻, 1981; 安野ら, 1984)。湖岸生態系においては、ヒシの死滅期の秋~冬期について、底泥中の枯死体を含めた系での栄養塩収支を明らかにすることが今後の課題の一つである。

今回の実験では水槽内の湖水の滞留時間は0.6~2.5日であった。滞留時間がより長い場合には溶存酸素濃度の低下が起こり、底泥からのアンモニア態窒素あるいはリンの溶出が促進される可能性がある。また、ヒシ帯に吹き寄せられ集積したラン藻類の呼吸により、夜間の溶存酸素量の低下がもたらされる場合には(相崎ら, 1979)、底泥からの栄養塩溶出が促進される可能性がある。これらの点を考慮した実験的研究も必要であろう。

5 まとめ

夏期の生育期のヒシ群落が湖水の栄養塩動態に及ぼす影響を明かにするために、9基のFRP

水槽内に霞ヶ浦より採取したヒシと底泥を入れ湖水を掛け流して、7月24日から9月13日までの間、異なる窒素・リン負荷量の下での栄養塩収支と生物生産を調べた。湖水には $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ を、濃度がそれぞれ $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ずつ増加するように添加した。3基の水槽からは実験開始前日にヒシを全て除去し、さらにそのうちの2基の水槽は遮光した。残りの水槽には異なる密度でヒシを残した。

水槽内の一次生産者はヒシ、植物プランクトン及び糸状藻類であった。糸状藻類は遮光した水槽以外のすべてに出現し、ヒシに次いで現存量が高かった。植物プランクトンの現存量は低かった。

ヒシの生育のピーク時（7月24日～8月23日）に、流入する窒素・リンの93%はヒシを中心とする系にトラップされ、70%以上はヒシを中心とする一次生産者の現存量に転化していた。糸状藻類の増加した1基の水槽を除いては、5基の水槽とも50%以上がヒシの現存量増加量であった。生育期のヒシの生産量は流入負荷量に依存していた。実験期間中の全負荷量のうち、窒素については80～150%が、リンについては70～125%がヒシの生産に移行していた。ヒシの窒素吸収能力は現存量増加分で約 $150\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、純生産速度で約 $300\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。一方、ヒシのない水槽では糸状藻類を除くと58%が、遮光した2基の水槽では63～64%がトラップされていた。

生育期のピークを過ぎると（8月24日～9月13日）、ヒシの生産に移行する割合は減少したが、それでも窒素の流入負荷量の91%をトラップしていた。

ヒシの純生産速度、ヒシの現存量の増加速度、及びすべての一次生産者の現存量の増加速度とDIN負荷量の間には有意な回帰が得られた。あるDIN負荷量以下ではヒシを中心とする系は底泥から栄養塩を吸収して現存量に転化しうることを、それ以上ではヒシを中心とする系は流入栄養塩を現存量に転化すること、及び負荷量が増加するに従い、一次生産者に転化する割合が低下することが示された。

ヒシの生産速度の速い水槽では葉の枯死速度も速く、7月24日から9月13日までの平均値は $8.8\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であった。ヒシの現存量の高い、したがって溶存有機物の生成量の多い水槽ほど溶存酸素濃度が低下していたことから、これらの水槽では細菌による分解作用が活発であったことが示唆され、ヒシより生成ないしは枯死体より溶出する溶存有機物は、系内の浮遊細菌により利用されていたと考えられた。DONは、どの水槽内でも流入水中の濃度よりも減少し、総流出量は総流入量を下回っていた。

ヒシの窒素含有率は葉身で2.2%、葉柄で1.3%であった。全植物体での窒素・リンの含有率はそれぞれ1.4%、0.25%であった。霞ヶ浦で報告されている $300\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ の現存量の場合、窒素・リンの現存量はそれぞれ $4.2\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $0.8\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ となった。生育期を過ぎた後の刈り取りによるリン除去の効果は大きいと考えられた。種子の生産量は高く、現存量の約20%を占めていた。種子中の窒素及びリン含有量はそれぞれ乾重の1.14%及び0.35%で、現存量の最も高い水槽内の種子に固

定された窒素及びリン量はそれぞれ $1.1\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}$ 及び $0.34\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。

高浜入程度の流入負荷量の下では、ヒシに蓄積される窒素は流入する窒素に依存しており、ヒシは秋～冬期に分解により栄養塩を回帰させるとしても、夏期のラン藻類のブルーム期に栄養塩を固定しておくことで、湖の富栄養化を抑制する役割を果していると考えられた。

引用文献

- 青山 勲・沖 陽子・西崎日佐夫・中川恭二郎 (1981): 自然水域における水質変動とホテイアオイ *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms の生長特性. 農学研究, **59**, 125-139.
- 相崎守弘・福島武彦・大槻 晃・手塚和彦 (1979): ブルーム時の水草帯における溶存酸素量の日変動. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 133-137.
- 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.
- Barko, J.W. and M. Smart (1981): Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquat. Bot.*, **10**, 339-352.
- Brock, Th. C. M., M.C.M. Bongaerts, G.J.M.A. Heijnen and J.H.F.G. Heijthuijsen (1983): Nitrogen and phosphorus accumulation and cycling by *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. Kuntze (Menyanthaceae). *Aquat. Bot.*, **17**, 189-214.
- Carignan, R. (1981): An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **39**, 243-247.
- De Jong, J. (1976): The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. *In: Biological Control of Water Pollution*, Tourbier, J. and R.W. Pierson, Jr. (eds.), Univ. Pennsylvania Press, Philadelphia, 133-139.
- Gersberg, R.M., B.V. Elkins and C.R. Goldman (1983): Nitrogen removal in artificial wetlands. *Water Res.*, **17**, 1009-1014.
- Godshalk, G.L. and R.G. Wetzel (1976): Decomposition of macrophytes and the metabolism of organic matter in sediments. *In: Interactions between Sediments and Fresh Water*, Golterman, H. L. (ed.), Dr. W. Junk Publ., The Hague, 258-264.
- 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.
- Howard-Williams, C., J. Davies and S. Pickmere (1982): The dynamics of growth, the effect of changing area and nutrient uptake by watercress *Nasturtium officinale* R. Br. in a New Zealand stream. *J. Appl. Ecol.*, **19**, 589-601.
- 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.
- Kistritz, R.U. (1978): Recycling nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum*). *Oikos*, **30**, 561-569.
- 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, 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, 79-94.
- Landers, H.D. (1982): Effects of naturally senescing aquatic macrophytes on nutrient chemistry and

- chlorophyll *a* of surrounding waters. *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 428-439.
- 沖 陽子・青山 勲(1982): 自然水域におけるホテイアオイによるN, Pの除去能. 国立公害研究所調査報告, 第21号, 44-54.
- 大槻 晃(1982): 水質調査測定方法, 日本水質汚濁協会(編)湖沼環境調査指針, 公害対策技術同友会, 121-145.
- Ravera, O., C. Garavaglia and M. Stella (1984): The importance of the macrophytes in two lakes with different trophic degree: Lake Comabbio and Lake Monate (Province of Varese, Northern Italy). *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **22**, 1119-1130.
- Reddy, K.R. (1983): Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes. *J. Environ. Qual.*, **12**, 137-141.
- 桜井善雄(1981): 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量一特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-279.
- 佐々木道也・外岡健夫(1978): 水草による栄養塩類の除去について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第15号, 91-67.
- Spangler, F., W. Sloey and C.W. Fetter (1976): Experimental use of emergent vegetation for the biological treatment of municipal wastewater in Wisconsin. In: *Biological Control of Water Pollution*, Tourbier, J. and R.W. Pierson, Jr. (eds.), Univ. Pennsylvania Press, Philadelphia, 161-171.
- 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.
- Takamura, N., M. Yasuno and K. Sugahara(1984): Overwintering of *Microcystis aeruginosa* Kutz. in a shallow lake. *J. Plankton Res.*, **6**, 1019-1029.
- 土谷岳令(1983): 霞ヶ浦・高浜入の物質収支におけるヒシ群落の役割. 水草研究会報, **13**, 6-8.
- Tsuchiya, T. and H. Iwaki (1979): Impact of nutrient enrichment in a waterchestnut ecosystem at Takahama-iri Bay of Lake Kasumigaura, Japan. II. Role of waterchestnut in primary productivity and nutrient uptake. *Water Air Soil Pollut.*, **12**, 503-510.
- 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.
- Vincent, W.F. and M.T. Downes (1980): Variation in nutrient removal from a stream by watercress (*Nasturtium officinale* R. Br.). *Aquat. Bot.*, **9**, 221-235.
- Wolverton, B.C. and R.C. McDonald (1979): Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) productivity and harvesting studies. *Econ. Bot.*, **33**, 1-10.
- 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.
- 安野正之・相崎守弘・岩熊敏夫(1984): 霞ヶ浦高浜入生態系における炭素及びリンの循環. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 255-271.
- Zauke, G.-P., D. Thierfeld and T. Hopner (1982): Oxygen concentrations and elimination of inorganic phosphorus and nitrogen in an experimental watercourse stocked with emergent macrophytes. *Aquat. Bot.*, **13**, 339-350.
- 相崎守弘・福島武彦・海老瀬潜一・細見正明・岩熊敏夫・高村典子・花里孝幸・春日清一・安野正之・大槻 晃・河合崇欣・西川雅高(1984): 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所調査報告, 第25号, 1-149.

II-7 霞ヶ浦湖岸域の水温変動とフナの産卵回遊及び排卵
Spawning Migration and Ovulation of Crucian Carp (*Carassius* spp.)
and Water Temperature Fluctuation in the Littoral Zone of
Lake Kasumigaura

春日清一¹

Seiichi KASUGA¹

要 旨

近年の霞ヶ浦におけるフナの漁獲量減少の要因として、湖内水温分布の変動幅が、護岸工事等により減っていることが考えられた。そこで、湖心部、湖岸部での水温の連続計測及び、湖岸部での定置網によるフナの漁獲試験を産卵期である5月～6月に行った。フナの「乗っ込み現象」とみられる大量の漁獲はなかった。湖岸部の水温変動は湖心部に比べ大きい、調査地点での水温変動幅は8.3°Cより小さかった。またフナの排卵を誘発するための水温の変動幅は6°C以上であり、水温の変動幅が大きいほど早く排卵が起きた。これらのことから、霞ヶ浦ではフナの産卵回遊、また排卵にとって必要な湖内の地域的、又は時間的水温較差が十分でなく、産卵が抑制されている可能性が高い。

Abstract

In recent years, yearly fisheries' catch of crucian carp (*Carassius* spp.) has become only one-third of the highest fish catch in Lake Kasumigaura. The spawning migration called "Nokkomi" of a large number of fish had occurred in the littoral zone or in small ditches around the lake every spring. But, in recent years, the "Nokkomi" phenomena is rarely observed in the lake. And in summer time, fish with matured large eggs in the ovary were frequently detectable. These facts suggest that the fish have been inhibited as to normal spawning in the lake in recent times.

To detect the inhibition of spawning of the crucian carp, collections of the fish by a trap net set up in the littoral zone of the lake were carried out for two months, in May to June, 1984. Water temperature at the littoral and pelagic zone of the lake was recorded by thermographs. Migration of a large number of fish did not detect by the trap net in the experimental period. Fluctuation of water temperature in the littoral

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.

zone was larger than in pelagic zone. And the largest diurnal fluctuation of water temperature was 8.3°C at the littoral zone.

It has been known that ovulation of the goldfish (*Carassius auratus*) was stimulated by water temperature elevation from 13°C to 20°C (Yamamoto *et al.*, 1966). In this study, the effects of water temperature fluctuation on the ovulation of the gynogenetic crucian carp (*Carassius auratus langsdorfi*) were clarified. The ovulation of the fish was completely inhibited by rearing under constant water temperature of 12°C and was induced by water temperature elevation of more than 6°C from 12°C.

In recent years, concrete banks were constructed almost all around the lake, and shoals and small ditches have disappeared. And spacial and chronological water temperature distributions may become too small for the crucian carps to migrate into spawning beds and to induce ovulation in Lake Kasumigaura.

1 はじめに

霞ヶ浦の富栄養化現象は、湖内へ流入する栄養塩の増加ばかりでなく、湖内に生活する動物が漁業をはじめとする人為的働きかけにより変化し、生態系構造が変ることによりさらに富栄養化の方向へと促進されていることが指摘されてきた(春日, 1981; 春日, 1984)。しかし、湖内の生態系構造の変化要因の分析は、多くの要素が複雑に関係しあい極めて難しいことが多い。

霞ヶ浦の最近の魚類漁獲量の変化からみた生態系構造変化のうち、特にフナ漁獲量の減少が著しく目を引く。この減少要因を解析するに当たって、漁師からの聞き込みによる従来4月にみられた「乗っ込み(産卵回遊)」がみられなくなったこと、7~8月でも大形卵を持つ雌個体がしばしばみられること(小沼, 私信)など、湖内でのフナの産卵行動に異常が生じている可能性が考えられた。

一方、フナの産卵のためにはいくつかの条件が必要であるが、キングョを使った生理学的実験から、排卵には水温の急上昇を刺激とした脳下垂体からのホルモン放出が必要であることが明らかにされており(山本ら, 1966)近年の霞ヶ浦用水事業による護岸工事等による湖内水温分布の変化が、フナの生殖生理及び産卵回遊などの行動に影響を与えている可能性を検討したので報告する。

2 調査法

2.1 湖内の水温分布調査

1984年4月28日より同年6月25日まで、霞ヶ浦湖心にある建設省湖心観測塔(図1, St. 1)、茨城県稲敷郡美浦村大山湖岸より沖合150mにある国立公害研究所臨湖実験施設取水塔(図1, St. 2)、及び臨湖実験施設より約1 km北西に設置された小型定置網(張網)の湖岸部(図1, St. 3)の3か所にライオン社製自記温度記録計を置き、水温の連続記録を得た。各地点の水深はSt. 1が約6 m, St. 2が約1.5m, St. 3が約0.3mであった。また温度計はSt. 1及びSt. 2が水面下約0.

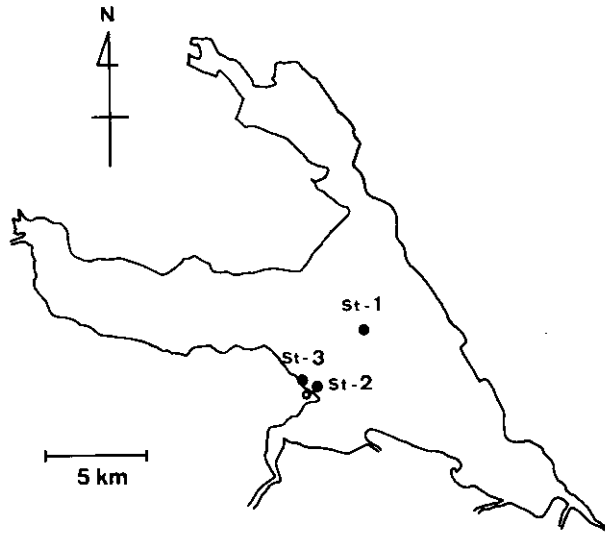


図 1 霞ヶ浦の地図

St. 1, 2, 3 で水温の連続測定が行われた。また St. 3 には張網による漁獲試験が行われた。

Fig. 1 A map of Lake Kasumigaura.

Water temperatures were recorded at St. 1, 2, 3, and the Hariami trap net was set in the littoral zone, St. 3.

5m, St. 3 が湖底直上の水面下約 0.3m にセンサー部を設置した。記録紙に得られたデータより、各日の最高及び最低水温値を読み取り、調査期間中の水温変動のデータとした。

2.2 張網による漁獲試験

1984年5月9日より、同年6月25日まで、美浦村大山湖岸 (St. 3) に張網を設置した。張網の湖岸側支点は水深約 0.3m, 垣網の長さ 30m, 沖側には3方に袋状魚取部を持つ。魚取部の水深は約 1.2m である。湖岸はコンクリートにより護岸され、その先に約 40m のヨシ帯があり、ヨシ帯の終わった部分から張網を設置した。底質は砂泥質で強風の際には強い流れにより底の形状が変化することもあった。漁獲物の取り上げは1日1又は2回とし、この中よりフナを選び出し、その数、種類、体長、体重、生殖巣重量を計測した。魚の取り上げは風速 8 m を越える場合には波が高く、行うことができなかった。漁獲のできない日の次の回の漁獲データは1日間の漁獲量が明らかでないため使用しなかった。

2.3 ギンブナの排卵を誘発するための水温変動試験

国立公害研究所アクアトロンで1983年4月に1尾の雌ギンブナ (*Carasius auratus langsdorfi*) と雄キンギョにより産卵させた1腹の雌性発生フナを得、飼育成熟した1984年4月より、水温12°C

の恒温の流水水槽に飼育した。このフナのうち体長5.4~6.6cmのものを同年9月18日に水量約40 l、水温12°Cの水槽5個に、体長、体重を測定した後、各6尾ずつ入れ、調温器により水温を12、15、18、21、24°Cの各水温に上昇させた。各水槽は良く曝気した。水温上昇速度は1.2~1.5°C/時間で、ほぼ12時間以内に目的水温に達した。水温上昇開始後7日間、毎日全個体の腹部を軽く押し、排卵の有無を確かめた。40 l水槽へ移動した後は餌は与えなかった。

3 結果

3.1 各地点の水温の日較差

図2に水温の日変動の1例として1974年5月2日及び3日の2日間のSt. 1, 2, 3, 各3点における水温の記録を示した。この両日の天候は晴で、特に5月3日は快晴であった。湖岸(St. 3)における1日内の最高、高低水温の差は5月2日が4°C、3日が8.3°Cであった。一方、St. 1及び2での水温の日較差は少なく、この両日とも2.8°C以下であった。実験期間中晴天の日には、最低水温は午前6~7時に現れ、また最高水温は14~16時に現れることが多い。この最高、最低水温の出現する時間帯は水域による違いはみられなかった。しかし、曇天や雨、気温が低い場合など夜明け前より昼間の水温が低い場合がみられた。

図3に実験期間約2か月にみられた水温の日較差の各水域における分布を示した。St. 1及び2においては水温の日較差は平均でそれぞれ0.86°Cと1.11°Cで、1°C以内の場合が50%を越え、3°Cを越えることはなかった。一方湖岸のSt. 3では水温の日較差は平均3.4°C、最高8°Cを越え、水温の差が大きい。

3.2 地点間の水温の差

図4にSt. 1とSt. 2の同一日の最高水温及び最低水温の両地点間の関係を示した。また同様

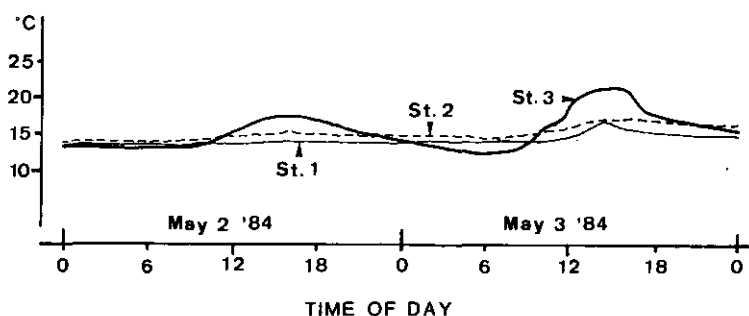


図 2 霞ヶ浦の湖中央部(St. 1, 2)と湖岸部(St. 3)における水温の日内変動パターンの一例

Fig. 2 Diurnal water temperature fluctuation in the pelagic (St. 1 and 2) and littoral (St. 3) zone of Lake Kasumigaura

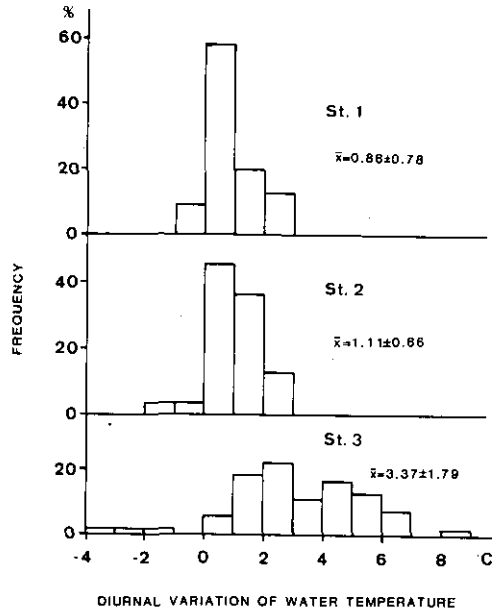


図 3 霞ヶ浦の湖央部 (St. 1, 2) と湖岸部 (St. 3) における水温の日較差の分布

Fig. 3 Distribution of diurnal variation of water temperature at the pelagic (St. 1 and 2) and the littoral (St. 3) zone of Lake Kasumigaura

に図5に St. 1 と St. 3 の水温関係を示した。この両図は $X=Y$ の直線より各点が離れるほど両地点間の水温の差が大きいことを示し、 $X=Y$ の直線より上にあるか下にあるかでどの地点の水温が高いかが明らかになる。両図から St. 1 と St. 2 の水温の差は少ないのに対し、St. 1 と St. 3 の水温の差は大きく、温度差の最大値は St. 1 と St. 2 の間で 2.1°C 、また St. 1 と St. 3 の間で 5.0°C であった。St. 1 と St. 2 の水温の関係は、低水温域では St. 2 の方が高く、高水温域では St. 1 の方が高い傾向にあり、両地点の水温の関係は $WT_2 = 3.37 + 0.82 WT_1$ (ただし、 WT_1 は St. 1 の、 WT_2 は St. 2 の水温を示す) の関係にあり、 $WT_1 = WT_2$ の直線との交点は 18.5°C となる (図4)。この交点の水温はほぼ5月から6月に移行する頃の水温である。この St. 1 と St. 2 の水温の差の逆転は5月までは北又は北東の風が、また6月以降には南又は南西の風が卓越し、風下の水温が風上の水温より高くなったためであろう。また St. 1 と St. 3 では日最高水温はほぼ St. 3 が高く、日最低水温は St. 1 の方が高い。これは St. 3 が日中暖たまりやすく、夜間に冷めやすいことによる。2地点間の水温の差の最大は、日中、最高水温を示す時間帯の14~16時に起こりやすいことが、日最高水温のプロットが $WT_1 = WT_3$ の直線より離れていることから言えるであろう。

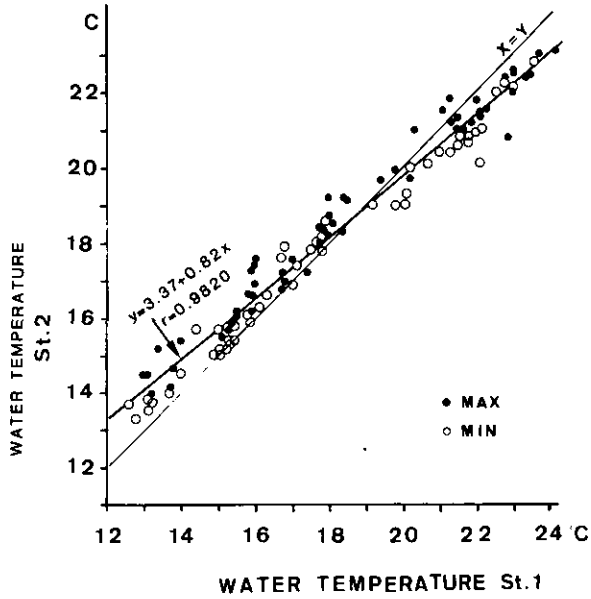


図 4 St. 1とSt. 2 の間の日最高水温 (●) 及び日最低水温 (○) の分布図

Fig. 4 Relations of daily maximum and minimum water temperature between St. 1 and St. 2

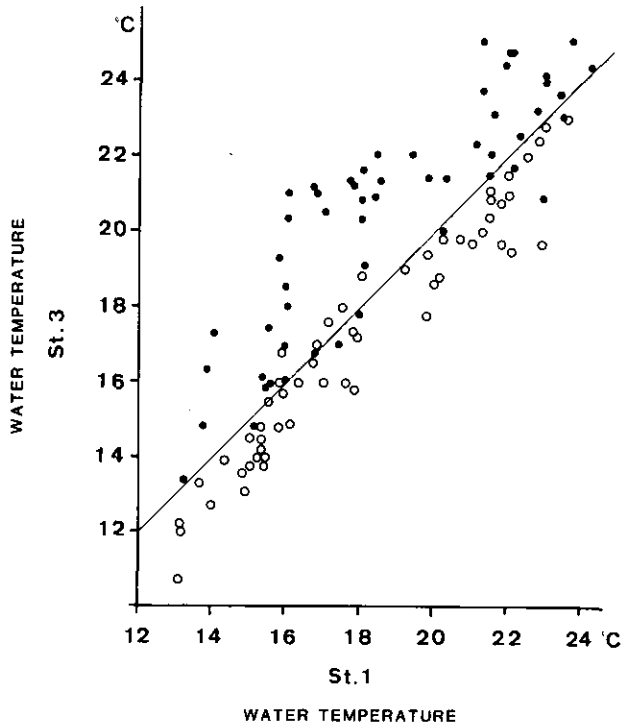


図 5 St. 1とSt. 3 の間の日最高水温 (●) 及び日最低水温 (○) の分布図

Fig. 5 Relations of daily maximum and minimum water temperature between St. 1 and St. 3

3.3 水溫日較差と地点間の水溫の差の關係

図6に湖岸 St. 3 における水溫日較差と、同一日に觀察された湖岸 St. 3 と湖心 St. 1 の最高水溫の差の關係を示した。St. 1, St. 3 共に最高水溫が出現する時間帯はほぼ同じであり、2 地点間の日最高水溫の差は兩地点間の水溫の差が最も大きくなった時間帯であるとみなせるから、図6は湖内の同一日における St. 3 の最高水溫と最低水溫の差、すなわち水溫の時間的変動と St. 1 と St. 3 の間でみられる水溫の差、すなわち水溫の空間的変動の關係を示している。この両者は $Y=0.949+0.785X$ ($V=0.893$) (ただし、Y は St. 1 と St. 3 の水溫の差、X は St. 3 における水溫日較差を示す) の式に良く乗り、この式より、湖内の1日の内にみられる空間的水溫分布と、湖岸にみられる水溫日較差の關係は密接であり、湖岸帯にみられる水溫の時間的変動が、水溫の空間的変動より大きいことを示している。このことから湖内にみられる水溫の最大日較差は湖岸域に現われるといえる。

3.4 湖岸におけるフナの漁獲試験と水溫変動

図7に湖岸帯 St. 3 における水溫変動と張網で漁獲されたフナの日当たり漁獲尾数及び雌フナの成熟度を示した。この年の水溫上昇は4月中は遅れており4月30日に湖心の水溫は13.2°Cであった。また St. 3 では4月30日に最低10.7°C、最高13.4°Cであった。その後、図2に示したように5月初旬に晴天が続き水溫が急速に上昇し、5月10日には St. 3 の水溫は最高22.7°C、最低

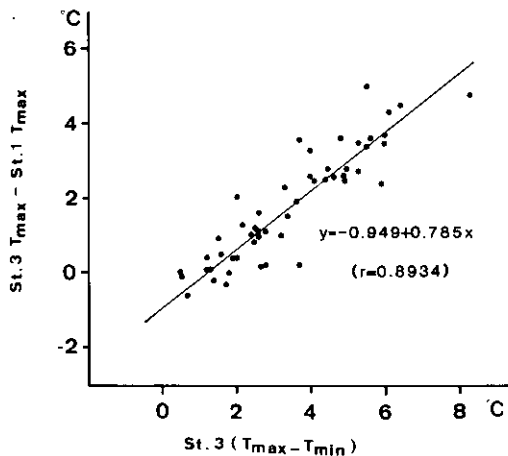


図 6 湖岸部 (St. 3) における水溫の日較差と、湖岸と湖心の最高水溫發生時における水溫の差

Fig. 6 Correlations between the diurnal variations of water temperature in the littoral zone (St. 3, $T_{max}-T_{min}$) and the differences in the maximum water temperatures between the littoral and pelagic zone (St. 3 T_{max} -St. 1 T_{max})

17.2°Cとなった。張網の設置は少し遅れ5月9日に行われた。このため水温上昇の大きかった5月初旬の漁獲試料を得ることができなかった。5月10日以後の水温変動は5月24日頃までそれほど大きくなく、最低水温で13.1~17.2°Cの間を示し、その後水温の上昇がみられ6月2日には最低水温が19.4°Cにまで上った。その後の水温の上昇はあまり大きくなく、6月25日にも最低水温

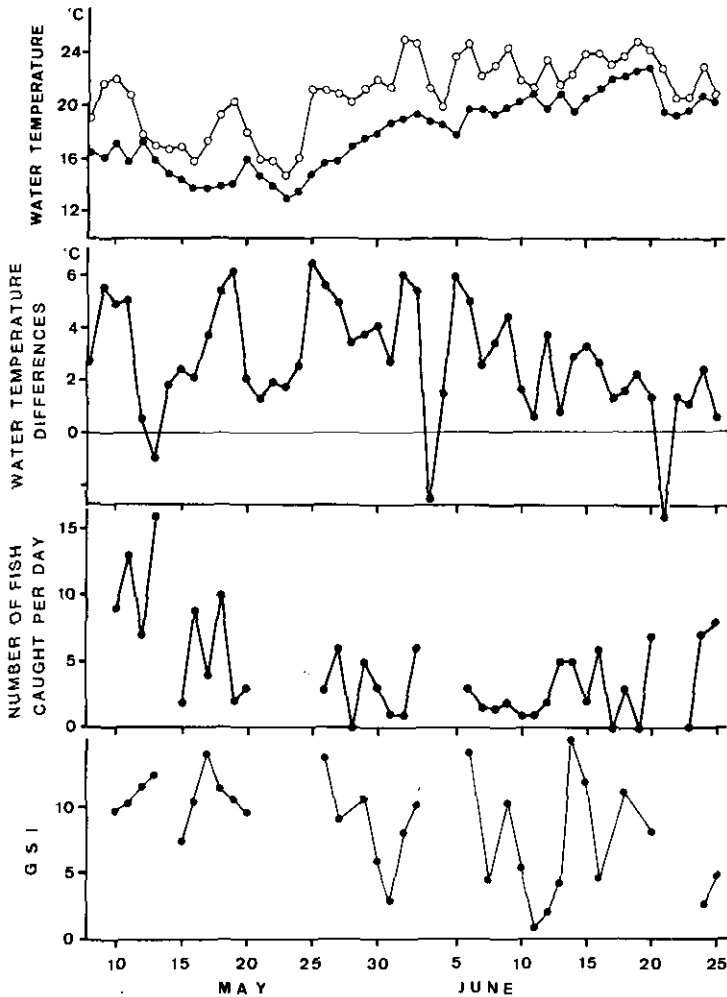


図 7 日最高水温 (○) 及び日最低水温 (●) の変動
水温の日較差 (負の値は朝が昼間より水温の高いことを示す)、張網によるフナの漁獲尾数、及び漁獲された雌フナの成熟度 (GSI) の平均値の変動

Fig. 7 Diurnal fluctuation of the maximum and the minimum water temperature, diurnal differences of water temperature, daily catch of crucian carp by the Hariami trap net in the littoral zone (St. 3), and the gonadosomatic indices (GSI) of the female crucian carps

は20.5°Cであった。1日内の最高水溫と最低水溫の差（水溫の日較差）は張網漁獲試験中は5月25日の6.4°Cを最高にして4°Cを越えることも13日のみであった。

フナの漁獲尾数は実験期間中、合計155尾でこのうちキンブナ (*Carassius auratus buergeri*) 92匹、ギンブナ (*Carassius auratus laugsdorfi*) 55匹、ゲンゴロウブナ (*Carassius auratus unvieri*) 8匹であった。この3種のフナの組成の変動は実験期間中、漁獲尾数が少ないため明確でなかった。このためフナを種別に分けず、漁獲尾数及び成熟度を図7に示した。漁獲尾数が最も多かったのが5月13日の16尾、また5月11日に13尾で、それ以外の日には10尾以下であった。5月18日以前の漁獲尾数は多い傾向にあり、5月19日以後は5尾以下のことが多く漁獲尾数は少ない。また全く漁獲のなかった日は36回のデータの内4回だけであった。フナの成熟度は5月中は未熟と思われる小型のゲンゴロウブナ1尾を除いて、すべての雌の卵巣には大形卵がみられ、成熟度(GSI)も高い値を示している。6月に入り、産卵を終わっていると思われるGSI 1以下の個体が見られるようになったがその数は多くなく、6月下旬にも大形卵を持つGSIが10以上の個体が見られた。

3.5 ギンブナの排卵に及ぼす水溫の影響

実験に用いたギンブナの肥満度 ($cf = \text{体重} / \text{体長}^3 \times 100$) は2.6から3.3の間にあり、このうち、肥満度、2.8未満の個体では、排卵が期待される6°C以上の水溫上昇処理を行っても排卵はみられなかった。また肥満度3以上であれば水溫上昇処理によりすべての個体が排卵した肥満度2.8と3.0の間では排卵のみられない個体もみられた(図8)。

3°C間隔で試みた水溫上昇幅の試験では、12°Cから24°Cまで12°Cの水溫上昇を行ったギンブナで処理の次の日から排卵する個体が見られ2日目までに排卵は終わった。また、21°Cと9°C水溫上昇させた群では6個体中5個体に2日目と3日目に排卵がみられた。さらに18°Cまで6°C水溫

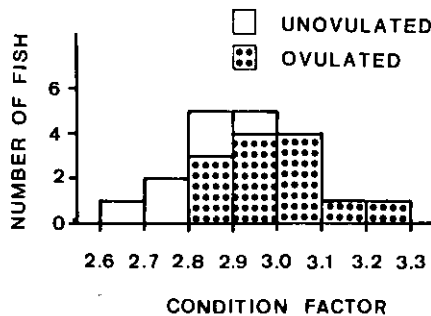


図 8 排卵実験で6°C以上水溫を上げられたフナの肥満度と排卵した個体の分布

Fig. 8 Distribution of the condition factors of the crucian carps examined with the treatment of water temperature elevation

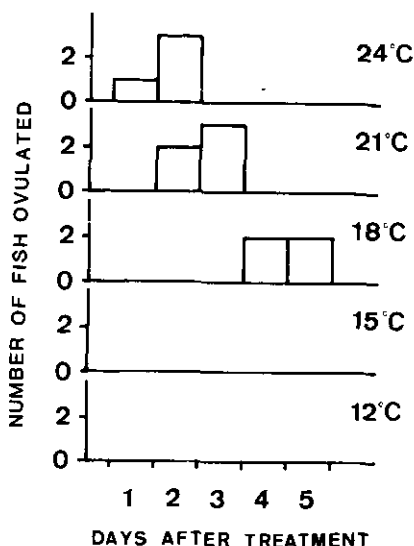


図 9 各水温上昇処理下における排卵個体の分布

Fig. 9 Distribution of ovulated fish by the treatment of water temperature elevation

上昇処理した群では6個体中4個体が4日目と5日目に各2個体が排卵した。しかし、3°Cの水温上昇処理群、水温を上昇させず12°Cに保った群では7日目まで1尾も排卵する個体はみられなかった(図9)。

4 考 察

霞ヶ浦のフナの漁獲統計から1955年から1983年までの29年間の単位面積当たり漁獲量を北浦と比較しながらみると北浦の漁獲量が1965年頃より急速に増加し、その後、1968年頃より霞ヶ浦でも増加が始まり、1980年頃まで両湖とも高い漁獲量が示されている。しかし1981年には漁獲の減少傾向がみられ、1982、83年には1960年代前半の漁獲高になり、霞ヶ浦、北浦共に、最高漁獲年の1/3以下となっている(図10)。このような著しい漁獲量の減少の原因の究明は、この変化が湖内の生態系構造に及ぼす影響の進求とともに行われなくてはならない。

漁獲量変動の原因にはフナの生活環を通しての様々な環境変化を検討しなくてはならないのはあるが、著者の聞き込みから漁業者が、近年春先にみられた大量のフナの乗っ込み現象がみられなくなったということや、夏場にまで産卵するフナがみられたり、大形卵を持つフナがいることが観察される。これらのことは「フナの産卵時の異常が起きているのではないか」を予想させた。

まず「乗っ込み」と呼ばれるフナの産卵回遊現象は、産卵場所に時と場所を同じくして集合する現象であるから、その産卵場所とときを決める何らかの共通の刺激がフナに与えられなければ

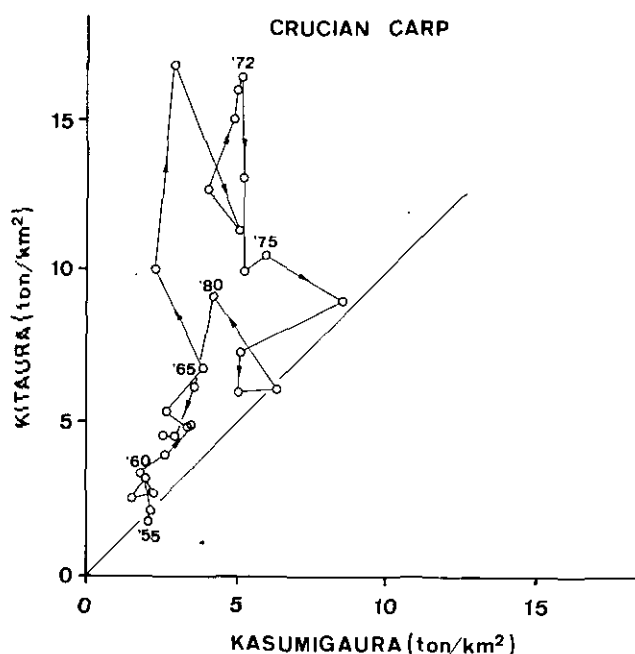


図 10 霞ヶ浦及び北浦のフナ漁獲量変動の比較

Fig. 10 Comparison of the annual fluctuation of the crucian carp catch per unit area between Lakes Kasumigaura and Kitaura
Data originating from Ibaraki agriculture, forestry and fisheries statistics.

ならない。残念ながらフナの産卵回遊を解析した文献はみられない。しかし、乗っ込み現象が春の水温上昇時に湖岸帯へ、さらに水路や水田へと移動することを考えると、フナが水温差による誘導を受けている可能性が高い。もし水温が産卵回遊という行動を誘発しているとすれば、その行動を誘発する適温域と、空間的水温の傾きが存在しなくてはならない。このような仮説の下に張網による漁獲試験と水温測定を行った。

フナに乗っ込みは霞ヶ浦の湖岸では4月中～下旬に起こるのが普通であったようである。1978年4月20日に春日ら(1979)は高浜入奥部入江の張網で1日に1網88尾の大量のフナを採取しており、顕著な乗っ込みが起きていることを示している。この頃の水温は4月19日に15.8°Cであった。それ故乗っ込みは水温12~16°Cの時に起きているものと思われる。今回の調査期間は、4月中の水温上昇が遅れていたため網の設置が遅れ5月9日になった。しかしこの間、5月2・3日の好天により水温が急上昇し、湖心の最低水温でも5月1日の13.1°Cから5月9日の17.6°Cにまで達した。残念ながらこの間の漁獲データを得ることができなかったが、5月9日以後6月25日まで、高浜入奥部入江でみられた産卵回遊の乗っ込みとみなせる程の漁獲が得られていない。しかし、産卵回遊と思われる個体が最大で16個体、5月中旬に得られており大群ではないにして

も湖岸での産卵は行われている。この頃の漁獲量と湖心と湖岸の水温の差、又は水温の日較差との関係は、差の大きなきに漁獲が多くなるといった関係とはなっていない。湖心と湖岸との最大較差が高さ 5°C であり、また水温の日較差も高さ 8.3°C であり、この位の水温の差では大量の乗っ込みが起こるほどの差ではないのかもしれない。また張網を設置した場所は水深 1m 以浅の水域幅は 30m 以内で十分に藻場や浅瀬が発達した場所ではなく、乗っ込み現象を確認できなかった可能性がある。

さて、さらにフナにとって排卵現象もまた水温により誘発される可能性があり、キンギョでは山本ら(1966)が 13°C 以下に水温を保持することにより成熟した雌魚の排卵を抑制することが可能で、また排卵には低温に保持した魚を 20°C にまで 7°C 水温を上昇させることにより排卵を誘導することができることを示した。今回用いたギンブナにおいても、4月に既に成熟した雌ブナを低温(12°C)に保持することにより排卵を抑制できた。このフナを、排卵させるためには 6°C 以上の水温を上昇させる必要があることが示された。また水温上昇幅が大きいほど早く排卵を誘発した。これらのことは水温が 12°C 以下では産卵の前に必要な排卵現象が起きないことから、産卵することができないこと。また、排卵には、特に水温の差の刺激が与えられてから短時日内に産卵が誘発されるためにはかなりの差が必要である。

今回測られた、湖内の水温の空間的変動や水温の日較差は、高さ 8.3°C であり、1日以内に排卵を誘発するための 6°C 以上の水温の差が生ずることは極めて少ない。このようなことが霞ヶ浦のフナの産卵に影響しているのではないかと思われる。

霞ヶ浦の湖岸は近年護岸工事がほぼ完成し日中暖ためられた水が流れ込む水路や、水田との連絡が完全に切られ、湖岸帯も日中水温が上昇し、大きな水温の差の作られる遠浅の場所はほとんど姿を消している。このような物理的環境条件の単純化が、フナのような同一場所に同時に集まらなければ産卵できない種にとってそれを誘導するための湖内の水温変動幅を小さくしているように思われる。特に減少が著しいのが雌しかいない雌性発生をするギンブナであることを漁業者は指摘している。ギンブナはキンブナ、ヘラブナ、コイなどの精子を受けなければ卵を発生させることができない。大量なフナの乗っ込みが起き他の種の雄と出会う機会が多くなければならない。

5 まとめ

(1) 近年の霞ヶ浦のフナ漁獲量の減少が起きた原因を検討するため、湖岸におけるフナの漁獲試験を、また湖心と湖岸における水温の連続測定を行った。

(2) 5月10日から6月25日までの実験期間中には「フナの乗っ込み」といえるような大量の漁獲はみられなかった。

(3) 湖内の水温変動は水深 6m の湖心と、水深 1.5m の湖岸より 150m の地点ではほとんど差がなく、水深 0.3m の湖岸では水温の日変動も大きかった。水温変動は日較差が高さ 8.3°C で、

地点間の空間的変動はそれよりさらに小さかった。

(4) フナは成熟個体でも水温を12°Cに保持すると排卵を抑制することができた。

(5) 水温12°Cに飼育されたフナは6°C以上の水温上昇処理により排卵を誘発できた。

(6) 霞ヶ浦のフナの減少原因に護岸の完成による湖内の水温変動幅の減少による産卵回遊や排卵の抑制などが考えられた。

引用文献

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 (1984) : 霞ヶ浦及び北浦の富栄養化と魚類群集構造. 国立公害研究所研究報告, 第53号, 1-20.

春日清一・石居 進・山根爽一・松下誉久・高野 護・新井恵子・大貫芳哉・小川年以 (1979) : 霞ヶ浦における魚類個体群の生態学的研究 1. 張網採集による高浜入魚類相の周年変動. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 185-201.

山本喜一郎・長浜嘉孝・山崎文雄 (1966) : 金魚の周年採卵法について. 日本水産学会誌, 32, 977-983.

II-8 霞ヶ浦(西浦)における湖水アルカリ度の変動
と底泥の緩衝作用について

Fluctuation and Sedimental Buffering of the pH 4.8 Alkalinity
in Lake Kasumigaura

河合崇欣¹・西川雅高¹・大槻 晃¹

Takayoshi KAWAI¹ Masataka NISHIKAWA¹ and Akira OTSUKI¹

要 旨

霞ヶ浦西浦の全域調査の結果から、アルカリ度とその変動因子について考察を加えた。アルカリ度は、光合成に必要な溶存無機炭素濃度を比較的高い値に保つうえで重要な因子である。これは保存性の良い水質項目であると考えられているが、湖内では0.5-1.2meq/lの範囲で測定値に変化が見られた。上限は約1.1meq/l、塩分濃度によらず全域で一定、下限は塩分濃度とよい相関を示し約0.5-1.1meq/lであった。上限は底泥の溶解により、下限は河川水による希釈で制御されている。季節により下限希釈線よりも低い値が見られ、流域、底泥表層等で生成される硝酸の効果であることが示された。底泥は酸に対する即時の中和にはほとんど寄与しないようである。

Abstract

Fluctuation of the pH 4.8 alkalinity was estimated and analyzed for 3 years in a limnological survey of Lake Kasumigaura in Japan. Discrepancy in the ion balance of cations and anions measured were thought to be approximated to the pH 4.8 alkalinity. The maximum alkalinity of all sampling points in Lake Kasumigaura were 1.1 to 1.2 meq/l, where chlorinity varied from 0.25 meq/l near the river mouth to 1.8 meq/l near the exit of the lake. The minimum values in the lake showed a good linear relation to the colinity. These suggested that maximum alkalinity is determined by sedimental buffering and the minimum by diluti on with river water. Lowered deviation of some measured alkalinity out of the minimum dilution line was observed, which was larger near the river mouth. It was attributed to acidification by generated nitric acid in the lake or basin. Phytoplankton blooming or high temperature did not

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.

seem to change alkalinity.

1 はじめに

陸水域では、水が底泥や土壌と接触することによって水質に強い影響を受ける場合が多い。このことは底泥や土壌成分の溶解度平衡からのズレを修復する力が常に働いて居ることを意味し、水質が一定に保たれる傾向（緩衝作用）を示す原因となる。しかし、熱力学的概念では非平衡系である湖沼の底泥や集水域の土壌を平衡論的な立場だけから評価すると水質の安定性を過大に期待する危険性がある。一方、降雨の不規則性に起因して水質の変動が激しく、そのために陸水中の水生生物は海生の生物に比べて水質の変動に対する許容範囲がはるかに広いと言われる。しかし、生物にとって安定した生活環境は好ましいことであり、大きすぎたり早すぎる変動は生存条件として好ましくないものと思われる。したがって、環境因子としての水質が中心値、変動幅、変動周期、変動パターンをどのような機構で決められているかを知ることが、水生生物の生活環境を理解するうえで重要である。また、各水質項目の変動の機構を知ることが水質の異常値（平常値からのズレ）をより高い感度で検出することを可能にし、異常の原因への遡及をより容易にする。

アルカリ度は水中の溶存無機炭素濃度(DIC)と密接な関連を持ち、光合成にとって必須のDICを比較的高い値に保つために不可欠の重要な因子である。また、最近日本でも酸性降水の影響が心配されるようになってきたが、湖水の酸性化に対する抵抗力としても重要な意味を持つ。アルカリ度は光合成や呼吸に伴ってDICが変化しても変わらないため、水質項目の中では最も保存性のよいものの一つであると言われている。しかし、嫌氣的な底泥—湖水混合物に炭酸ガスを吹き込む実験で、底泥中のマグネシウム、カルシウム、ストロンチウム、鉄、マンガンなどには炭酸で溶解する部分が相当量含まれていることを示してきた(河合ら, 1984)。すなわち、底泥の表面では活発な有機物の分解が行われており、炭酸ガスの生成があることは間違いないので、底泥はアルカリ土類金属塩の炭酸による溶解を中心に、アルカリ度に関しては湖水に対して活発な供給源としての条件を備えている。また、水中の特に大型植物は、光合成に伴って炭酸カルシウムの沈殿生成をすることが知られており(Lerman, 1978)、湖内でのアルカリ度減少も有り得る。湖沼は、一般に多成分非平衡系であり、それぞれ集水域の地質を強く反映した独自の底泥と水質とを有しており、また水塊のスケールも大きいために変化を受けた水質が平衡濃度に回復するのに要する時間は生物のライフサイクルに比べて無視できない長さとなることも少なくない。以上のような視点から、主に全域調査の無機溶存成分の測定結果に基づいて、霞ヶ浦のアルカリ度の変動とそれを制御している機構に関して検討した結果を報告する。

2 調査及び測定

当研究所水特研 I—IIIを通して、1977年から霞ヶ浦西浦の全域(10—12地点)で、毎月1—2

回定期的な水質、生物その他の調査を続けている（相崎，1977，1981；合田，1979；全域調査グループ，1984）。栄養塩である PO_4 ， NO_3-N ， NH_3-N は初めから，1980年から ICP を用いて，Na，K，Mg，Ca，Sr，B，Al，Si，Fe，Mn その他を，1982年からイオンクロマトを用いて，Cl， SO_4 を測定している。また、現場での測定で、水温，pH，DO を測定している。これらの結果については，国立公害研究所調査報告第 1，6，22，25号に測定法も合わせて整理してある。1985年5月からアルカリ度を測定し，イオンバランスからの検討結果との比較に備えてきた。アルカリ度は，オートタイトレータを用いて10mM 塩酸によって室温で滴定し，pH4.8終点の値をとった。

関連する他グループの調査で，海老瀬ら（1981，1984）が，流入河川の水質調査を行っている。

3 結果と考察

定期的な水質調査の測定結果は，アルカリ度のほとんどを担っている DIC を除いて，湖水中の主要溶存イオン種の全てを含んでいる。したがって，(1)式で算出される，陽イオンの当量の和から陰イオンの当量の和を引いたものは，アルカリ度の良い近似値を示すものと期待される。

$$U = [Na^+] + [K^+] + 2([Mg^{*}] + [Ca^{*}] + [Sr^{*}]) - [Cl^-] - [NO_3^-] - 2[SO_4^{--}] \quad (1)$$

図1は，陽陰イオンの当量差を，St. 1，3，9，12についてプロットしたものである。上流部ほどバラツキが大きい，高いほうの値はどの採水地点でも1.1—1.3meq/l程度にあることが示されている。霞ヶ浦は，1963年利根川河口堰逆水門の完成後に淡水化した湖で，いまだ下流域に行くほど残留または遡上によって塩分濃度が高く，上流域から下流域に向かったの水質変化が比較的大きい湖である。図2に塩化物イオン濃度の各採水地点における経年変動をプロットした。底泥との相互作用のほとんどない塩化物イオンは，集水域の降雨量を反映して変動することが大槻（1978）によって指摘されたが，ここでも上流域から下流域に向かって大きく変化しているのが見られる。図1に示された陽・陰両イオンの当量差では，各地点の変動幅は塩化物イオン濃度の場合に比べて必ずしも小さくないにもかかわらず，特に最大値は非常に狭い範囲に集中していることなどから，塩化物イオン濃度の変動，すなわち湖水の希釈・混合とは関係のない緩衝作用を湖内で受けていることが示されている。図3に，この陽陰イオン当量差を塩化物イオン濃度に対してプロットしたグラフを示した。結果は，全体としてバラツキがかなり大きい，上流域の St. 1，6，7で塩化物イオン濃度との相関が比較的明りょうに見られることがわかる。しかし，塩化物イオン濃度が0.8meq/lを越すと，顕著な相関はほとんど見られない。このことは，塩化物イオンが希釈混合の指標と考えられることから，上流域ではアルカリ度が河川流入水による希釈の影響も強くうけることを示している。しかし，各地点で傾きが異なることや，湖心から下流域にかけては塩化物イオン濃度に対する相関が見られなくなるなどから図1に関連して指摘し

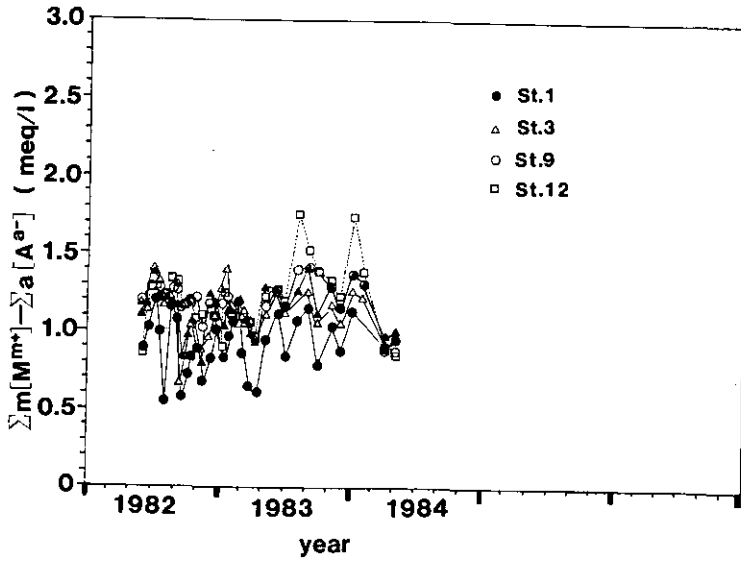


図 1 陽陰イオン当量差（アルカリ度の近似値）の経年変動

Fig. 1 Secular changes of difference in ion equivalences of cations and anions

$$Y = [\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + 2([\text{Mg}^{2+}] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Sr}^{2+}]) - [\text{Cl}^-] - [\text{NO}_3^-] - 2[\text{SO}_4^{2-}]$$

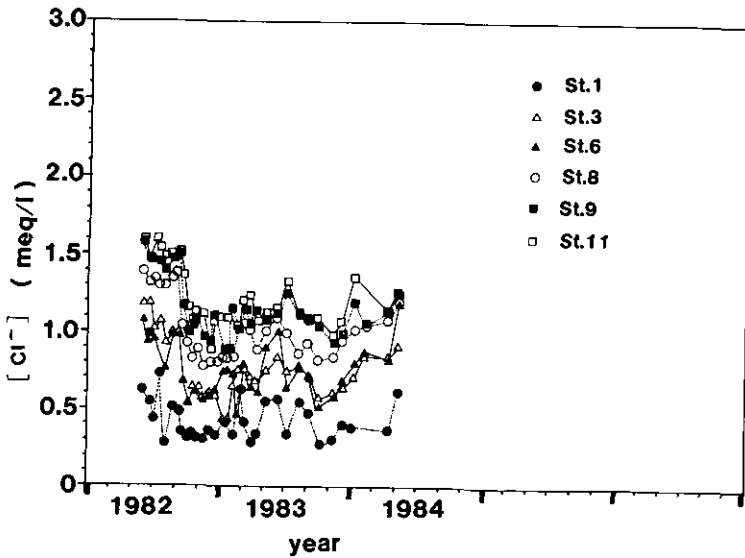


図 2 塩化物イオン濃度（希釈・混合の目安）の経年変動

Fig. 2 Secular changes of chloride ion at several points in Lake Kasumigaura

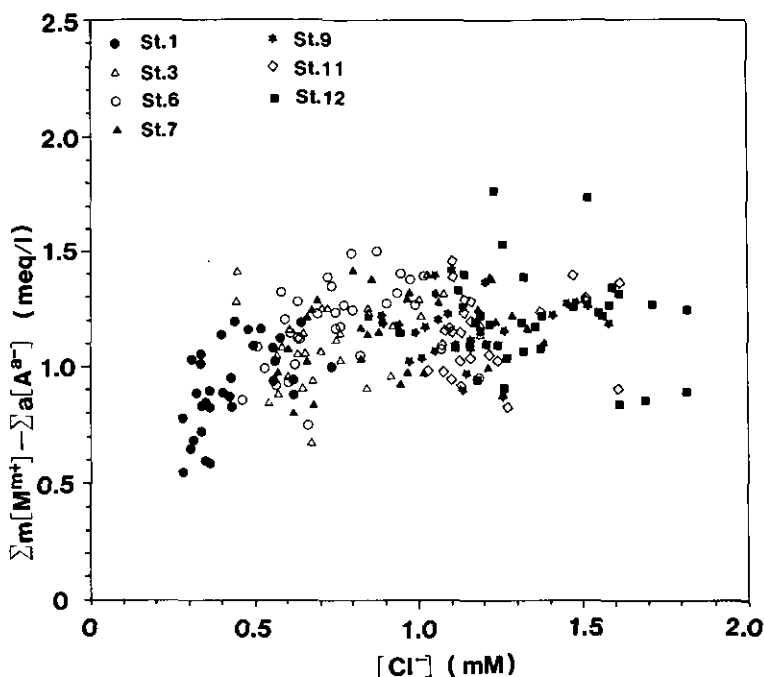


図 3 陽陰イオン当量差の塩化物イオン濃度に対する変化

Fig. 3 Changes of ion equivalence difference of cation and anion vs. chloride ion concentration

た湖内での緩衝作用の存在が支持されている。以上の考察から、霞ヶ浦のアルカリ度を決定する因子として、まず底泥の緩衝作用による最大値の回復と流入河川水による希釈とがあることが示された。

嫌氣的底泥の炭酸による溶解の実験から、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Sr^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} などが炭酸で溶けやすい化合物も含んだ形で底泥中に存在していることを示した(河合ら, 1984)が、鉄は溶存酸素によって容易に酸化され、直ちに加水分解して水素イオンを放出するので、アルカリ度を安定に支える対イオンにはなり難い。マンガンも湖水中では酸化細菌の作用で容易に酸化され、鉄と同様、アルカリ度を支える陽イオンとはなり難いであろう。実際に、湖水中の鉄、マンガンはそのまま評価してもアルカリ度との当量比で3けたほど小さいが、最近、これらの元素はほとんど溶存していないことを示すデータが得られつつある(野尻ら, 1985)。ストロンチウムは、アルカリ土類金属でありマグネシウム、カルシウムとよく似た挙動をすると思われるが、残る3種のイオンに比べて当量比で2-3%程度である。ナトリウムは、水中の濃度は高いが底泥の炭酸による溶解では、濃度増加がほとんど見られなかった。カリウムイオンは同じアルカリ金属イオンのナトリウムと似ており炭酸で溶解する量は僅かであるが、ナトリウムと異なりカルシウムの

溶解量との相関は十分明瞭である。これらのことから、炭酸水素イオンの対イオンとして挙動を共にする主な陽イオンとしては、 K^+ 、 Mg^{*} 、 Ca^{*} 、 (Sr^{*}) が考えられる。

図4に、St. 1, 3, 9, 12において、1982-84年に測定されたカルシウム、マグネシウムイオンの当量濃度を塩化物イオンと硫酸イオンの当量濃度の和に対してプロットした。マグネシウムでは、全域でかなりよい相関を示し、各ポイントごとの傾きと全体の傾きとはほぼ一致している。このことから、マグネシウムは主として塩化物イオンと同様、希釈や混合によって濃度変化していると考えられる。また塩化物イオン濃度に対するマグネシウムイオン濃度の傾きは、海水の $[Mg]/[Cl]$ 比にほぼ等しいことが明らかとなった。すなわち、マグネシウムは遡上または湖底からの浸み出しによって供給される海水が流入河川水によって希釈されることによっておおむね濃度が決定されていることが示された。正のY切片とわずかなバラツキは、マグネシウムの一部がアルカリ度の対イオンとして寄与していることを示すものであると考えられる。他方、カルシウムの場合には、高濃度の領域で線がねているように見える。全体として塩化物イオン濃度との相関が見られることはマグネシウムと似ているが、各ポイントごとの傾きは全体の傾きとは大きくズレている。このことは特に上流域の結果で顕著であり、また、総体にバラツキも大きい。更に、流入河口域の St. 1 でも最高値は湖心や出口付近と同じ位高くなることが示された。このような様相は図3に示した陽陰イオン当量の差のグラフと極めて良く似ている。同じアルカリ土類金属

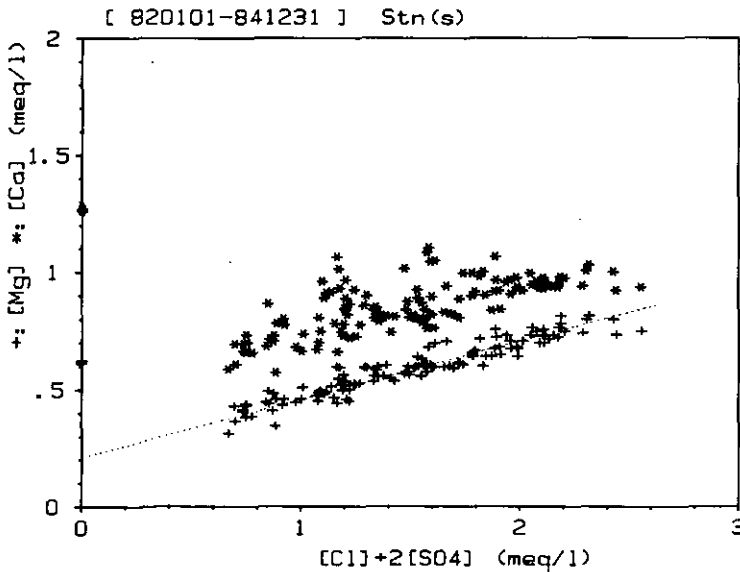


図 4 マグネシウム (+) 及びカルシウム (*) イオンの主要安定陰イオン当量に対する変化

Fig. 4 Changes of magnesium(+) and calcium(*) ion equivalences vs. main stable anion equivalence

イオンでもマグネシウムとカルシウムでは湖内での主要な濃度制御機構が相当異なることが示唆された。また、塩化物イオン濃度の変化に対するカルシウムイオン濃度の変化は海水の $[Ca]/[Cl]$ 比よりもはるかに大きいことが明らかになった。以上のことから、カルシウムイオンはその大部分がアルカリ度の対イオンとして寄与していることが示唆された。このことは、 $[Mg]/[Ca]$ 比が 2 以下では淡水中の炭酸塩沈殿はカルサイト ($CaCO_3$) であるという Muller ら (1972) の経験則とあっている。すなわち、溶解度平衡からのズレを修正するかたちで湖水のアルカリ度の決定に寄与しているのは、主として炭酸カルシウムであることが示唆された。このことから、水中のアルカリ度を担っている炭酸水素イオンと挙動をともしする陽イオンは主としてカルシウムであり、カリウム、マグネシウム、ストロンチウムの一部がこれを補う形で含まれるものと思われる。

以上の考察に基づき、図 5 に、おおむね希釈・混合によって濃度が決定されていると思われる主な陽イオン、ナトリウム、カリウム、マグネシウムの当量の和を、同陰イオン、塩化物、硫酸の当量の和 (1982—84 年分) に対してプロットしたものを示す。図 4 でみられたマグネシウムの正の Y 切片の分を考慮すれば、傾き 1 の原点を通る直線上に来ることが期待され、図 4 までの考察を支持している。

図 6 に、1985 年 5 月から 8 月の、中和滴定で求めたアルカリ度 (終点 $pH=4.8$) をカルシウムイオンの当量に対してプロットしたものを示した。カリウムとマグネシウム、ストロンチウムなどの寄与を考慮していないので、傾きが 1 よりわずかに大きい、ほぼ 1 に近い原点を通る直線上にのることが示された。図 7 には、陽陰イオンの当量差をカルシウムイオンの当量に対してプ

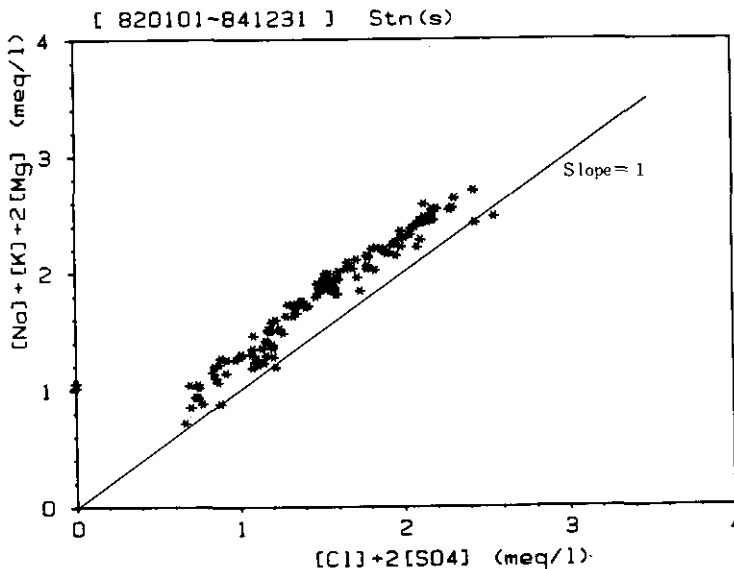


図 5 主要安定陽イオン当量の主要安定陰イオン当量に対する変化

Fig. 5 Changes of $[Na^+] + [K^+] + 2[Mg^{2+}]$ vs. main stable anion equivalence

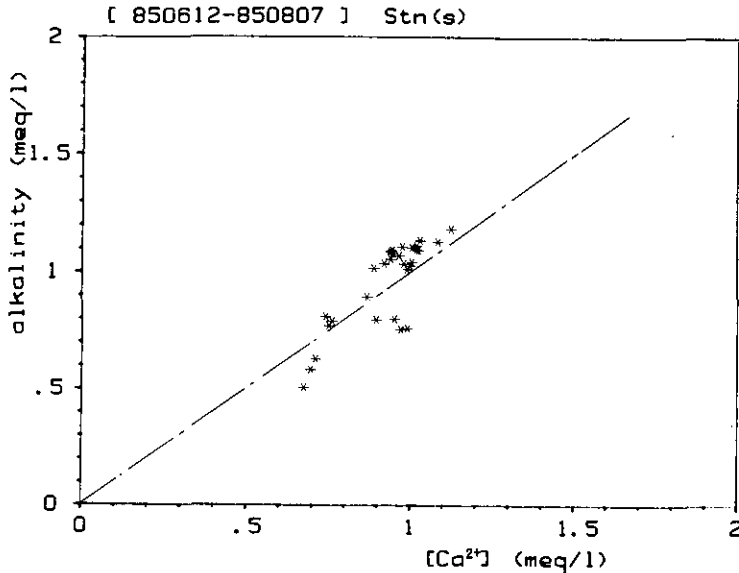


図 6 pH 4.8アルカリ度のカルシウムイオン当量に対する変化
 Fig. 6 Changes in pH 4.8 alkalinity vs. calcium ion equivalence

ロットしたものを示した。滴定で求めたアルカリ度をプロットしたものより傾きがやや大きい、ほぼ同じ結果を示している。流入河口域の St. 1, 6, 7 で部分的に下に外れる点が見られたが、全部ではない。これは、流入河口域でより強く現れる何らかの原因によってアルカリ度が下がったか、あるいは塩化カルシウムのような、アルカリ度には寄与しないカルシウム塩の一時的な負荷があったかのどちらかが理由として考えられる。図1の St. 1 のグラフは、アルカリ度の低下は比較的速やかに回復することを示しており、また、図6に示した結果でも St. 1, 6, 7 でも直線上にのる測定値があることから、下方へのズレは塩化カルシウムなどの流入によるものではないと思われる。アルカリ度に係わらないカルシウムイオンが見られたり、アルカリ度が低下したりする原因としては、強い酸の供給・除去と炭酸塩の溶解・沈殿、その両方が相前後して起こることなどがある訳であるが、0.5—1.2meq/l ほどの値を有するアルカリ度に顕著な影響を与え得る濃度が測定されている強酸のイオンは、塩化物イオン、硫酸イオン、硝酸イオンだけである。ここで、やはり、図1からアルカリ度の落ち込みは比較的短期間に回復することが示唆されていることから湖水中で比較的不安定な強酸であると思われる。湖水中で硝酸は有機物の分解によって生成されるアンモニアの酸化によって相当量供給されることが知られている。しかし、硫酸は供給の条件がはるかに制限されており、雨水中に僅かに含まれるものも湖に到達するまでに中和されているであろう。また、湖水中で容易に還元されてアルカリ度が回復するという機構も考え難い。相崎ら (1982) は、霞ヶ浦の底泥表面でかなりの速度で硝化・脱窒が起こっていることを報告しているので、アンモニアの酸化による硝酸の生成が湖水のアルカリ度を変動させている可

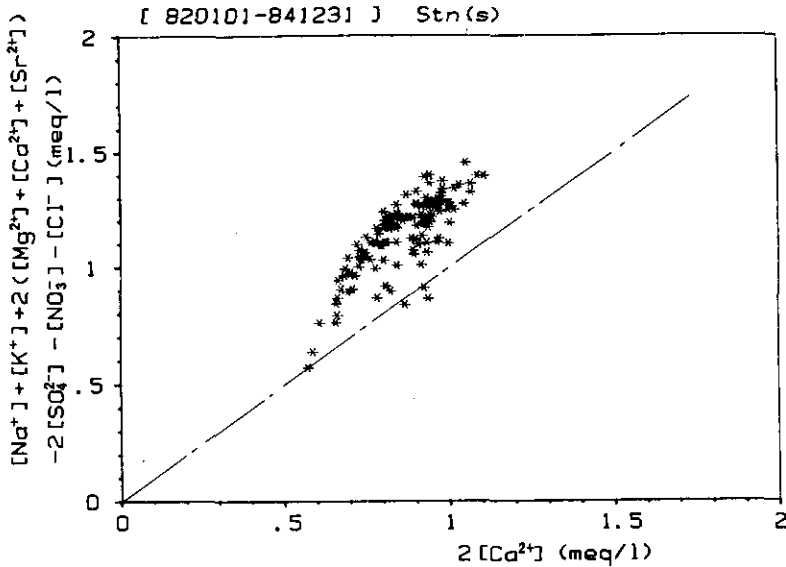


図 7 陽陰イオン当量差のカルシウムイオン当量に対する変化

Fig. 7 Changes of difference in ion equivalences of cations and anions vs. calcium ion equivalence

能性が最も強い。硝酸イオンは湖水中で藻類に取り込まれ水酸化物イオンに置き換えられると思われるので、比較的速やかにアルカリ度の落ち込みが回復することともよく一致する。

以上の考察に基づき、硝酸によって中和された分を考慮してカルシウムの当量から硝酸イオンの当量を差し引いたものに対して、アルカリ度をプロットしたグラフを図8に示した。バラツキは見られるが、グラフは全体として直線性が格段に改善されており、上記の考察が不合理でないことを示した。

Lerman (1978) のまとめによれば、湖によっては植物の光合成に伴う pH の上昇や高温による炭酸ガスの溶解度の低下でカルサイト (CaCO_3) の沈殿が起こることにより高温時にアルカリ度が低い値を示すことがあるようである。図9に、植物プランクトンの現存量に対応する浮遊固形リン (=TP-DP) に対してアルカリ度の近似値である陽陰イオンの当量差をプロットした。また、図10には、やはり陽陰イオンの当量差を水温に対してプロットした。これらの結果は、アルカリ度が植物プランクトンの現存量にも水温にも顕著には依存しないことを示しており、霞ヶ浦では特に炭酸カルシウムが沈殿していないものと考えられる。これは、底泥は土砂として運び込まれた炭酸カルシウムをもっぱら溶かし出すだけであることを意味するので収支上の確認が必要ではあるが、全体の考察の結論とは矛盾しない。

以上、霞ヶ浦湖水のアルカリ度は、基本的に湖内全域で、恐らく炭酸カルシウムの溶解度平衡

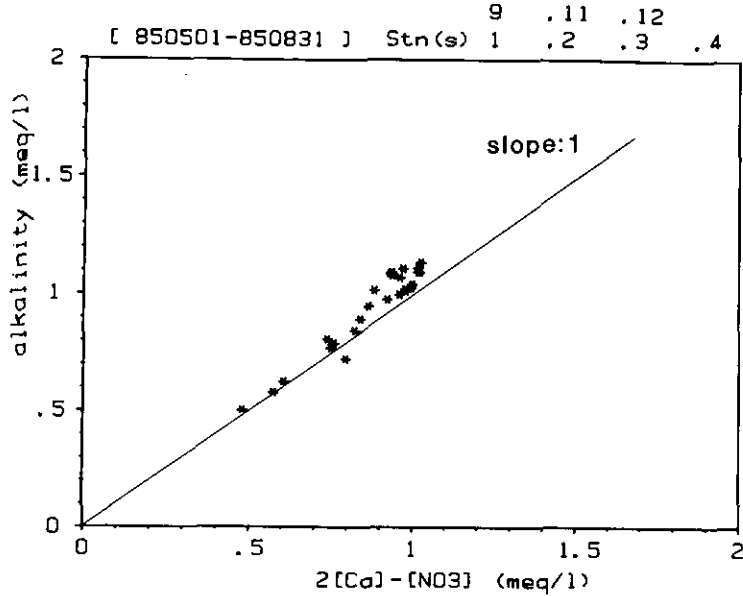


図 8 pH 4.8アルカリ度のカルシウム、アンモニア、硝酸イオン当量の和に対する変化

Fig. 8 Changes in pH 4.8 alkalinity vs. ion equivalence difference of calcium and nitrate ions

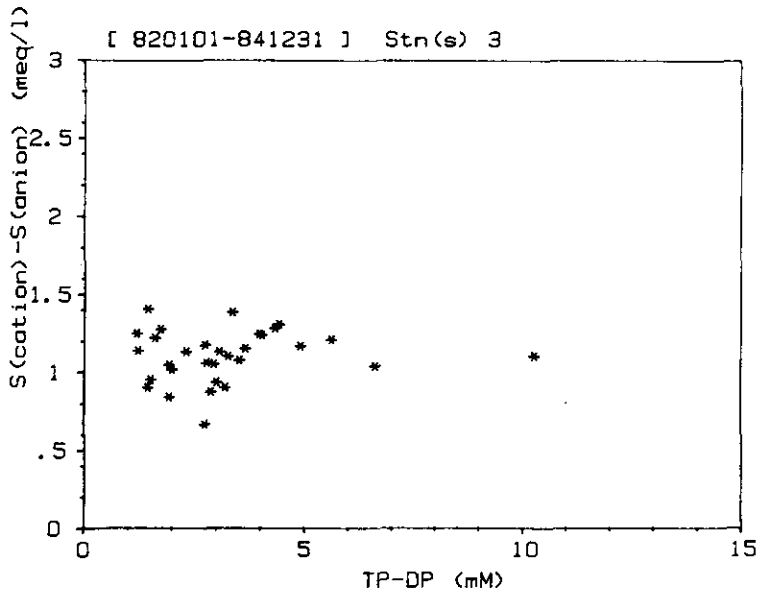


図 9 St.3における陽陰イオン当量差の浮遊固形リン濃度(藻類現存量相似値)に対する変化

Fig. 9 Changes of difference in ion equivalences of cations and anions vs. standing crop of particulate phosphorus at the central area in Takahamairi Bay

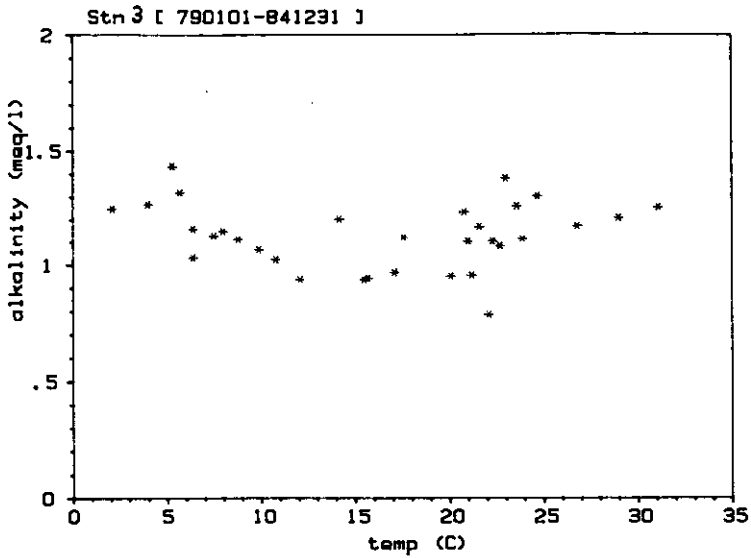


図 10 St.3における陽陰イオン当量差の水温に対する変化

Fig. 10 Changes of difference in ion equivalences of cations and anions vs. water temperature at the central area in Takahamairi Bay

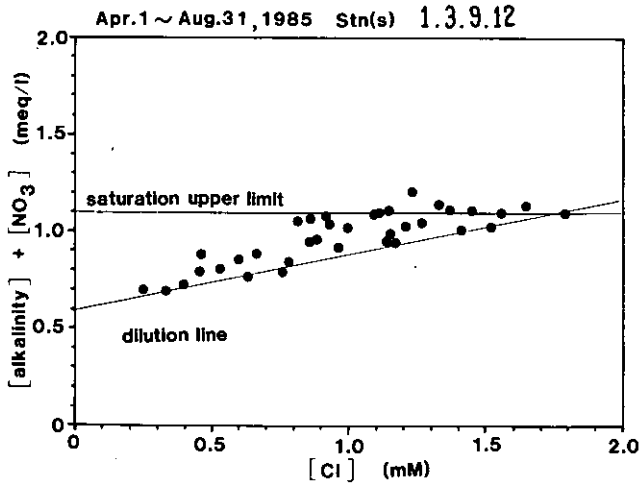


図 11 pH 4.8アルカリ度と硝酸イオン当量の和の塩化物イオン濃度に対する変化
飽和(平衡)アルカリ度直線, 希釈直線, Y軸がつくる三角形の中にほぼ全部の点が入っている。

Fig. 11 A graph of $\text{alkalinity} + [\text{NO}_3^-]$ vs. $[\text{Cl}^-]$
Almost all points of $\text{alkalinity} + [\text{NO}_3^-]$ ion equivalence vs. chloride ion equivalence fell in the triangle made by mud equilibrated upper limit line, chloride ion correlated dilution line and Y axes.

に支配されている最大値を回復する力と、流入河川水による希釈で最大値から下方へずらす力との競争で決まり、これに、有機物の分解で生成するアンモニアと、アンモニアの酸化によって供給され、藻類による取り込みおよび脱窒によって消滅する硝酸の変動を反映した、やや短期のかく乱が乗っているものと考えられる。図11に、滴定で測定されたアルカリ度に硝酸分の補正を加えた値が、一定の飽和値(約1.1meq/l)ラインと、塩化物イオン濃度と一次の相関をもつ希釈ラインとY軸とで囲まれた三角形の中にほぼ全部含まれることを示した。まだ細かい点での検討は必要と思われるが、第一次の近似としては、一応の解釈ができたものと考えられる。

この希釈ラインは流入河川水の最低アルカリ度を実測して描いたものではないが、もしこれがほぼ正しいとすると、硝酸分を補正しないアルカリ度の幾つかの点がこの希釈ラインの下にでる(図12)ことから、主に底泥の表層で生成される硝酸の相当量が底泥中の炭酸カルシウムではなく湖水中で中和されていることを示唆している。これは、底泥の溶解にはかなり時間がかかること

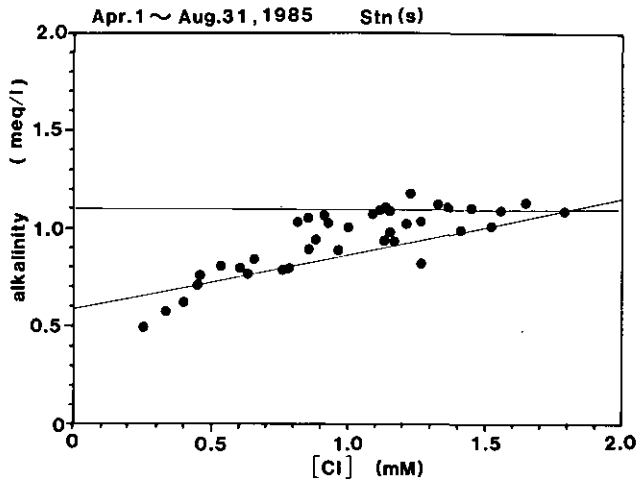


図 12 pH 4.8アルカリ度の塩化物イオン濃度に対する変化
幾つかの点が希釈ラインの下に外れると言うことは、底泥表層で生成した硝酸の相当量は、湖水のアルカリ度で中和されていることを意味する。

Fig. 12 Original alkalinity vs. chloride ion on the three limited line triangle
Some points fell below the dilution lower limit line
This means that a significant amount of bacterially generated nitric acid is not neutralized with sediment but water alkalinity.

を示唆するもので、短期間に湖水のアルカリ度を越すような強い酸性雨が降った場合には、底泥の緩衝作用が間に合わず湖水の酸性化が起こり得ることを意味するものと思われる。

4 まとめ

アルカリ度は、生物の物質及びエネルギー代謝の出発点となる光合成にかかわる溶存無機炭素濃度を支配する重要な水質因子である。また、アルカリ度は溶存無機炭素濃度の変化によって影響を受けないので、最も保存性のよい水質項目の一つであると考えられている。しかし、水生生物の活動や夏期の温度上昇に伴ってカルサイトの沈積が起こって減少することは1920年代に広く確認され、また、生物遺骸の分解に際してカルサイトなどの再溶解やアンモニアの遊離などによって増大することも早くから予想されていた。今回、富栄養化した浅い湖である霞ヶ浦の場合、集水域もしくは湖内（主として底泥表層）で生成される硝酸が一時的なアルカリ度のかく乱（減少）因子として有為の寄与をしていることを明らかにした。このことを含め、霞ヶ浦湖水のアルカリ度が主として底泥の溶解に支配される1.1—1.2meq/lを安定な上限値とし、流入河川水による希釈と湖水塊の混合及び硝酸の生成に伴う減少としてほぼ完全に理解されることを示した。

参 考 文 献

- 相崎守弘編（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，資料編。
- 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，資料編。
- 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，130p。
- 海老瀬潜一（1984）：霞ヶ浦流入河川調査の水質データ。国立公害研究所調査報告，第50号，119-133。
- 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，資料編。
- 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。
- A. レルマン（編）（1984）：湖沼の科学 化学地質学物理学。奥田・半田監訳古今書院，A. Lerman（1978）：LAKES chemistry, geology, physics, Springer-Verlag New York Inc.
- Müller, G., G. Irion, and U. Foerster（1972）：Formation and diagenesis of inorganic Ca-Mg carbonates in the lacustrine environment. *Naturwissenschaften*, 59(4), 158-164.
- 野尻幸宏・河合崇欣・大槻 晃（1985）：霞ヶ浦湖水中の微量金属元素濃度とその変動について。日本陸水学会第50回大会講演要旨集，44。
- 大槻 晃（1978）：霞ヶ浦の物理化学的性状。「環境科学」研究報告集，B 3—R12—1，89-91。
- 全域調査グループ（相崎守弘・福島武彦・海老瀬潜一・細見正明・岩熊敏夫・高村典子・花里孝幸・春日清一・安野正之・大槻 晃・河合崇欣・西川雅高）（1984）：霞ヶ浦全域調査データ。国立公害研究所調査報告，第25号，1-149。

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ー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 特別研究中間報告。(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 2) ——昭和54年度 特別研究中間報告。(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53~55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かく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) ——湯ノ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 汚泥の土壤還元とその環境影響に関する研究——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 morphological 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)
- 第 72 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 2) ——昭和55～57年度 特別研究報告 (第 4 分冊)。(1985)
- ※第 73 号 炭化水素—窒素酸化物—硫黄酸化物系光化学反応の研究——昭和55～57年度 特別研究総合報告。(1985)
- ※第 74 号 都市域及びその周辺の自然環境に係る環境指標の開発に関する研究。環境指標——その考え方と作成方法——昭和59年度 特別研究報告。(1984)
- 第 75 号 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)

- 第 76 号 Study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
(大氣中モノテルペンの挙動に関する研究)
- 第 77 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58年度 特別研究報告。(1985)
- 第 78 号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明。(1985)
- 第 79 号 Studies on the method for long term environmental monitoring —— Research report in 1980-1982. (1985)
(環境汚染による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究)
- 第 80 号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究——昭和57/58年度 特別研究報告。(1985)
- 第 81 号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究——地方公共団体の制度運用を中心として。(1985)
- 第 82 号 植物の大気環境浄化機能に関する研究——昭和57～58年度 特別研究報告。(1985)
- 第 83 号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
(日本の湖沼に発生するユスリカ類の研究)
- 第 84 号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究——昭和57～59年度 特別研究総合報告。(1985)
- 第 85 号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第 86 号 GC/MSスペクトルの検索システムに関する研究。(1986)
- 第 87 号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する基礎的研究——昭和53～58年度 総合報告。(1986)
- 第 88 号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究II。環境指標——応用例とシステム。(1986)
- 第 89 号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
(LANDSAT リモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第 90 号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護運動にむけての住民意識と行動——知床国立公園内100平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として。(1986)
- 第 91 号 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
(人間による環境資源利用の経済分析——水環境と国立公園地域を対象にして)
- 第 92 号 アオコの増殖及び分解に関する研究。(1986)
- 第 93 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 (I) ——昭和58～59年度 特別研究総合報告 (第1分冊)。(1986)
- 第 94 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 (II) ——昭和58～59年度 特別研究総合報告 (第2分冊)。(1986)
- 第 95 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (I) ——汚濁負荷の発生と流出・流達——昭和58～59年度 特別研究報告。(1986)
- 第 96 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (II) ——水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能——昭和58～59年度 特別研究報告。(1986)

※ 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 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 argal 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 Orthoclaadiinae 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 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 significance of sediment in nutrient 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 fishes and crustacea in Lake Kasumigaura. — 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 oxides-sulfur oxides system —Photochemical ozone formation studies by the evacuable smog chamber —Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds —Research report in 1980-1982, Part1. (1984)
- No. 60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system —Formation mechanisms of photochemical aerosol —Research report in 1980-1982, Part2. (1984)
- No. 61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system —Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1) —Research report in 1980-1982, Part 3. (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 1981-1982. (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)
- No.72* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides-system—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere. —Research report in 1980-1982. (1985)
- ※No.73* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides-system—Final report in 1980-1982. (1985)
- ※No.74* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality—Environmental indices-Basic notion and formula (1984)
- No.75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
- No.76 A Study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
- No.77* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution Research Report in 1983 (1985)
- No.78* Study on residents' role in conserving the living environment. (1985)

- No.79 Studies on the method for long term environmental monitoring—Research report in 1980-1982. (1985)
- No.80* Modeling of red tide blooms in the coastal sea—Research report 1982-1983. (1985)
- No.81* A study on effects of implementing environmental impact assessment procedure—With particular reference to implementation by local governments. (1985)
- No.82* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants —Research report in 1982-1983. (1985)
- No.83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
- No.84 A comprehensive study on the development of assessment techniques for health effects due to environmental heavy metal exposure —Final report in 1982-1984. (1985)
- No.85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
- No.86* A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra. (1986)
- No.87* Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on cultured cells —Research report in 1978-1983. (1986)
- No.88* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality II—Environmental indices—Applications and systems. (1986)
- No.89 *Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing.* (1986)
- No.90* National trust movement in Japanese nature conservation —Trustworthy or illusion? (1986)
- No.91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
- No.92* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of *Microcystis*. (1986)
- No.93* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (I) —Research report in 1983-1984, Part 1 (Research Papers 1). (1986)
- No.94* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (II) —Research report in 1983-1984, Part 2 (Research Papers 2). (1986)
- No.95* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (I) —Drainage and flowing down of pollutant load —Research report in 1983-1984. (1986)
- No.96* *Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (II) —Structure and function of the ecosystems of littoral zone —Research report in 1983-1984. (1986)*

* in Japanese

* out of stock