

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III)

*Comprehensive Studies on the Eutrophication Control of Freshwaters (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実験的研究

*Enclosure Experiments for Restoration of Highly Eutrophic Shallow  
Lake Kasumigaura*

昭和55~57年度 特別研究報告

1980-1982

生物環境部：岩熊敏夫・春日清一・高村典子  
花里孝幸・安野正之

水質土壌環境部：相崎守弘

計測技術部：大槻 晃・河合崇欣

Environmental Biology Division :

Toshio IWAKUMA, Seiichi KASUGA, Noriko TAKAMURA  
Takayuki HANAZATO, Masayuki YASUNO

Water and Soil Environment Division :

Morihiro AIZAKI

Chemistry and Physics Division :

Akira OTSUKI, Takayoshi KAWAI

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

# 国立公害研究所研究報告 第52号

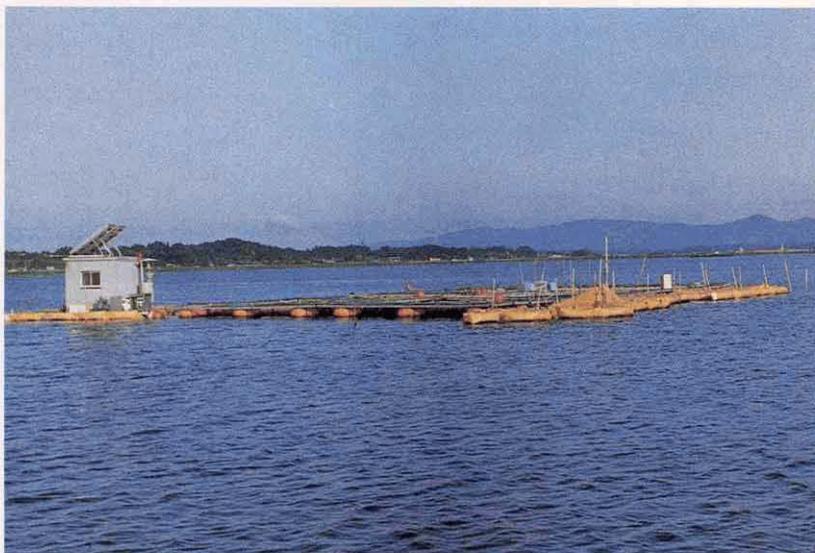
陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(III)

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実験的研究

昭和55～57年度 特別研究報告

## 正 誤 表

| ページ | 行        | 誤                                     | 正                           |
|-----|----------|---------------------------------------|-----------------------------|
| 14  | 図8 説明文   | 1981年                                 | 1982年                       |
| 21  | 上10      | ±0.15                                 | ±0.015                      |
| 28  | 上19      | <i>losgirostris</i>                   | <i>longirostris</i>         |
| 32  | 下3       | Elliote                               | Elliott                     |
| 42  | 上8～10    | Elliott, E.T., L.G.<br>Castanares, D～ | 削除                          |
|     | 上11      | Elliote                               | Elliott                     |
|     | 下4       | 環境汚染物質検出系としての<br>マイクロエコシステムの開発        | 微小生態系の構造に対する<br>有害汚染物質の影響評価 |
|     | 下3       | 第62号                                  | 第62号, 37-47.                |
| 79  | 4行英文タイトル | Waterhyacinth                         | waterhyacinth               |
|     | 6行       | Crassipes                             | crassipes                   |



高浜入高崎沖に設置した隔離水界実験施設(大きさは5 m×5 m)

## 序

本報告書は、特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」昭和55～57年度報告8分冊の一つである。

湖沼の富栄養化現象の防止に、栄養塩の流入負荷量の削減が最も有効で、かつ重要な対策の一つであることは疑う余地がない。しかし、霞ヶ浦のような水深の浅い富栄養化した湖沼の水質を短期間に回復させようとした場合、流入負荷量の削減とともに、湖内に蓄積している栄養塩を、その生態系を乱すことなく効果的に除去し、又は、不活性化する手段を検討しておくことが必要となる。

本研究では幾つかの制約のため十分な規模での野外研究は行えなかったが、それを実施する際どのような影響がその生態系に現れる可能性があるか興味ある知見が得られたのでここにその結果を公表する。水質浄化に関心を持たれる方だけでなく、生態学関係の方にも御参考になれば幸いである。

昭和59年3月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

# 目 次

|                                 |    |
|---------------------------------|----|
| 1. 研究の目的                        | 1  |
| 2. 水界の隔離が水質及び生物に及ぼす影響           | 3  |
| (担当執筆 岩熊敏夫)                     |    |
| 3. 硫酸アルミニウム処理による底泥からのリン溶出削減     | 45 |
| 3.1 水質の変化と湖底からのリン溶出速度の推定        | 47 |
| (担当執筆 相崎守弘)                     |    |
| 3.2 生物相の変化                      | 59 |
| (担当執筆 高村典子)                     |    |
| 4. 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— | 79 |
| (担当執筆 大槻 晃)                     |    |
| 5. ニジマスによるイサザアミ制御の可能性           | 95 |
| (担当執筆 春日清一)                     |    |

## CONTENTS

|   |    |
|---|----|
| 1. Introduction .....   | 1  |
| 2. The effect of isolation of the water column on the physico-chemical<br>and biological conditions .....   | 3  |
| (Ed. T. Iwakuma)  |    |
| 3. Phosphorus inactivation in enclosures in a eutrophic shallow lake<br>by aluminum sulfate application .....   | 45 |
| 3.1 The effects on water quality and estimation of phosphorus release<br>rates from sediment surface .....  | 47 |
| (Ed. M. Aizaki)   |    |
| 3.2 The effects on phytoplankton and zooplankton .....  | 59 |
| (Ed. N. Takamura)   |    |
| 4. Changes in water quality and plankton during the growth of waterhyacinth,<br><i>Eichhornia crassipes</i> (Mart) Solms, after the transplantation ..... | 79 |
| (Ed. A. Otsuki)   |    |
| 5. Preliminary study on rainbow trout introduction to control opossum<br>shrimp ( <i>Neomysis intermedia</i> ) population in Lake Kasumigaura .....       | 95 |
| (Ed. S. Kasuga)   |    |

# 1. 研究の目的

## Introduction

Vollenweiderモデルが亜熱帯、温帯地方の湖沼の富栄養化管理にかなりの成功をおさめてきたことは、彼のリン負荷モデルの考え方が湖沼の富栄養度を支配する重要な法則の一つであることを示唆している。また、カナダにおけるSchindlerらの自然の湖沼を用いた実験的研究結果とともに考えたとき、富栄養化防止対策の基本はリン負荷量の削減であることに疑う余地はない。

しかしながら、各湖沼はそれぞれ異なった地理学的・水文学的特性を持ち、また、異なった条件下におかれており、それらを考慮した対策手段を見いだすことが必要であろう。

我々の過去の調査結果によると、霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴は次のように要約できる。(1)6月下旬から8月にかけてのラン藻類の異常増殖、すなわち水中の全リン現存量の増加と溶存オルトリン酸濃度の増加である。その供給源は湖底であることはほぼまちがいない。(2)11月から翌年の5月にかけての底生性動物イサザアミの異常増殖である。この時期は漁業活動が低下するばかりでなく、低水温下のために捕食活動も低下しており、冷水性の捕食者も見当たらない。また、羽化期の11~12月を除くアカムシユスリカ及びオオユスリカ幼虫の異常に高い現存量である。イサザアミの異常増殖を除く、これらの特徴は、国外での多くの過栄養湖がそうであるように、平均水深が浅く、吹送流による湖水の活発な鉛直混合と湖底泥の巻き上げを伴う波の作用により、夏期でさえも水温やく層がほとんど形成されず、したがって嫌気層もほとんど形成されないことによるものと考えられる。

本研究の目的は、これら霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴を基本に、霞ヶ浦の水質をいかに回復させ得るか、隔離水界施設を利用してその手法を検討することにあつた。行った実験は、(1)夏期に湖底から回帰するリンが物理化学的溶出機構によると仮定すると、還元的な条件で溶出可能な鉄結合態リンをアルミニウムとともに不活性化することが可能かどうか、(2)水温の上昇に伴い増加する溶存オルトリン酸を減少させるため、取り扱いが簡単で成長速度の速い浮遊植物ホテイアオイを栄養塩取り込みの競争者として共存させようかどうか、(3)冬期の現存量の大きいイサザアミを低水温で成長する冷水性魚に捕食させることは可能かどうか、以上の作業仮設をもとに計画されたものである。

既に前2者については諸外国でも検討されているもので、幾つか成功例も報告されている。第3番目の方法は、イサザアミをより経済的に価値の高い魚に転換し、漁業又は観光資源として利用することも考えられるものである。

なお、本研究グループにおいては大槻、河合がホテイアオイ及び栄養塩、岩熊、高村が1次生産、植物プランクトン、花里、安野が動物プランクトン、春日が魚、相崎が細菌、沈降物を分担測定した。本報告書の作成にあたり、1章 大槻、2章 岩熊、3章 (1)相崎、(2)高村、4章 大槻、5章 春日が担当執筆した。

本研究に際し、霞ヶ浦高崎沖に隔離水界施設の設置を許可された建設省霞ヶ浦工事事務所にお礼申し上げる。

## 2. 水界の隔離が水質及び生物に及ぼす影響

### The effect of isolation of the water column on the physico-chemical and biological conditions

#### Abstract

Changes in physical, chemical, and biological conditions in the water columns isolated by enclosures were studied at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura during 1980–1983. Four types of enclosures were used. Type I (5m×5m×2.2m) and Type II (2m×2m×2.2m) enclosures were open to atmosphere and to sediment. Type I-b (5m×5m×2m) and Type II-b (2m×2m×2m) were open only to atmosphere.

In Type I enclosures, biomass and species composition of phytoplankton and zooplankton did not differ much from lake water for a 43-d period during the winter and for a 78-d period during the summer except that number of phytoplankton species decreased in the late summer. A bloom of *Microcystis* was observed both in Type I enclosures and in lake water. Total heterotrophic bacteria increased only during the summer. Net system production ( $P_s$  = sedimentation + increase in phytoplankton biomass + increase in zooplankton biomass) in Type I was lower during the winter but higher during the summer than in lake water. Due to the less vertical mixing within enclosures, the net system production was high. Meanwhile, *Microcystis* accumulate to the surface water in enclosures. Dissolved oxygen at bottom decreased during the summer in Type I. The concentrations of nutrients did not differ much in Type I from lake water.

In a Type I-b enclosure, phytoplankton biomass ( $B_p$ ) decreased to a half within two weeks after the start of experiment during the summer. Green algae were dominant and cyanobacteria were far less in number after then. Number of species in Type I-b was larger than lake water or Type I, but those phytoplankton occurred one after another in small groups. The mean phytoplankton biomass was 25% of that of lake water but the system turn over rate,  $P_s/B_p$ , did not differ between Type I-b and lake water. Biomass of rotifer decreased within two weeks after the start of experiment and did not increase much afterwards. The mean zooplankton biomass was about a half of that in lake water, and its ratio to the mean phytoplankton biomass was ca. 1 in Type I-b. Cyclic oscillations were observed both in zooplankton and in phytoplankton biomasses. Total heterotrophic bacteria tended to increase immediately after enclosed, but decreased to the level of lake water afterwards. Nutrient conditions were quite different from lake water: Total phosphorus decreased within two weeks; The concentrations of reactive phosphorus oscillated in June when the experiment was started and remained at low levels during July–August; Inorganic nitrogen decreased gradually towards the end of August. No oxygen depletion at

bottom was observed.

After the start of experiment during the summer, phytoplankton biomass decreased to a half of the initial biomass within 10d in Type II enclosures or within 4d in Type II-b. Number of total bacteria did not change much but total heterotrophic bacteria increased in both Types II and II-b. Zooplankton abundance had a sharp peak during a period of two weeks after the start of experiment.  $P_s$  and  $P_s/B_p$  in Type II-b were comparable to those in lake water within this period. Dissolved oxygen contents in water columns decreased with time more sharply in Type II-b than in Type II during the summer.

As for water temperature and light conditions, these four enclosures did not differ much from lake water. The biomass ratio of attached algae on the walls to that of phytoplankton in Type I enclosures were 13% during the winter and 12% during the summer. The ratio for Type I-b was 10% during the summer.

When these enclosures are used as model ecosystems of Lake Kasumigaura, the maximum feasible experimental periods for Types I, I-b, II, and II-b are three months, two weeks, 10d, and 4d, respectively. A device is necessary to remove attached algae on the walls of enclosure, when an experiment is conducted for much longer period even in Type I.

## 1. はじめに

実験生態系としての隔離水界 (=制御実験生態系, 高橋, 1979) は, これまで主として海洋の生態系の研究手段として開発されてきた (例えば Davies & Gamble, 1979)。海洋の大きさから比べれば隔離水界は生態系の一部分としてのマイクロコズムの性格が強いと考えられる。

霞ヶ浦における隔離水界実験は, この湖における富栄養化防止対策の検討を主たる目的として行われた。したがってここで用いられる隔離水界は霞ヶ浦のモデル生態系として湖を代表し, 再現していることが必要となっている。

霞ヶ浦で行った隔離水界実験のもう一つの目的は, 浅い富栄養湖における物質循環の解明である。この目的のためには, さらに隔離水界が実験系としてどの程度安定であり一般性があるかについての知見が必要である。この実験には開口部 2 m × 2 m の小型の隔離水界 (Type II 及び Type II-b) が多く用いられた。

霞ヶ浦を代表させるという特殊性と, 実験系としての一般性の両面についての検討が, 今回の隔離水界実験では必要とされた。

この章では, 富栄養化防止対策実験に用いた開口部 5 m × 5 m の隔離水界 (Type I 及び Type I-b) の湖の再現性と, Type II, Type II-b を含めた隔離水界の実験系としての実用性について, 水質, 生物の両面から検討を行うこととする。

## 2. 霞ヶ浦に設置した実験隔離水界の概要及び調査方法

### (1) 設置地点

1980 年秋に, 霞ヶ浦で最も富栄養化した水域である高浜入の, 農林水産省高崎揚水機場沖合 300

mの水深 2.2 mの地点に実験隔離水界を設置した(図 1)。この地点は従来から最も高い頻度で定点観測を行ってきているSt. 1とSt. 2の中間に位置している。水深は1980年11-12月, 1981年6-8月には2.2 mであったが, 台風後に増水した1982年7月には2.3 m, 1983年5月には2.5 mであった。

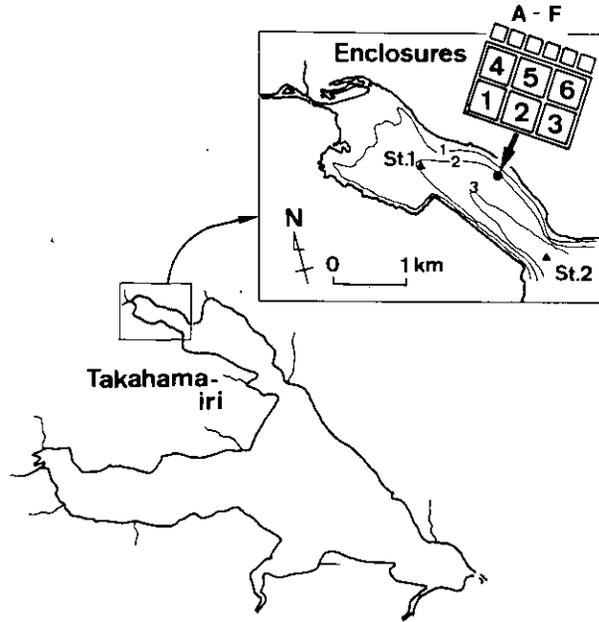


図 1 霞ヶ浦隔離水界設置地点

Fig. 1 Map showing the location of experimental enclosures at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura

### (2) 実験の概要

使用した実験隔離水界には5種あり, 容積は55 m<sup>3</sup>から1.8 m<sup>3</sup>である(表1)。

表2にこれまでに隔離水界を用いて行った12の実験の一覧を示した。<sup>13</sup>Cと<sup>15</sup>Nのトレーサーを用いた物質循環解明実験(No.10-12)については別に報告をする(Otsuki *et al.*,未発表)。この章では1980年冬(No.1)と1981年夏(No.2,3)の実験を中心に, 水界隔離の影響について述べる。基本的に水柱を囲っただけの隔離水界のデータを用いたが, 1980年冬については, リン酸を継続的に投入した隔離水界のデータも用いた。リンはリン酸1カリウムを毎週1回4.2 gずつType Iの隔離水界に投入した。これは年間負荷量として2 gP m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>となり, 高浜入での年間リン酸態リン負荷量3 gP m<sup>-2</sup>y<sup>-1</sup>の2/3に相当する。

### (3) 構造

Type I と Type I-b の構造を図 2 に示す。作業台を兼ねる外枠は鉄骨製でフロートの上に組み上げ、作業用に幅 1 m の耐水ベニヤ板を張りめぐらしてある。外寸は南北 13 m, 東西 19 m で四隅より自重 50 kg のいかりを合計 6 本投げようし湖に固定した。筑波おろしの吹く北西側, 西側には 1 本ずつ余分に投げようしてある。Type I, Type I-b の隔離水界は外枠の内側に設置した。隔離水界はオイルフェンスを改造したもので, 上端周囲には高さ 30 cm の発泡スチレンフロートが付いており, 風波を受けた際には外枠とは独立に動けるようになっている。外壁は厚さ 0.52 mm のナイロン布製で光は透過しない。Type I の外壁下端にはステンレスパイプ枠が挿入してありおもりと形成材を兼ねている。湖上より別のパイプで外壁下端を泥の中に約 50 cm 押し込み, 水界を隔離する。Type I-b は Type I に似ているが底に外壁と同じ材質のナイロン布が張ってあり, 深さは 2 m である。水中ポンプを用いて湖水を注入した。

Type II 及び Type II-b の構造を図 3 に示す。基本構造はそれぞれ Type I 及び Type I-b に同じである。隔離水界作業台外枠の北側に, 竹竿を用いて 6 基設置した。水界の隔離方法は Type I, Type I-b に同じである。Type II, Type II-b は 1981 年 5 月より使用し, 当初 3 基ずつ設置した。

Type III-b は簡易型で外壁は内周 4 m, 長さ 5 m の筒形透明ポリエチレンシートでできている。高さ 300 mm 長さ 0.9 m の発泡スチレンフロートを二つ割にしたものを 4 個, ポリエチレンシートの中に折り込み, 長さ 2.5 m の 2 重外壁を作り, 下端をロープで縛り, いかりに係留した。外枠作業台内に, Type I 隔離水界を取除いた後に設置した。寸法は開口部 1 m × 1 m, 深さ 1.8 m である。注水は水中ポンプを用いた。Type III-b についての結果は他の機会に報告する。

各実験開始前に, 新しい外壁材からの化学物質の溶出による影響を避けるために Type I 及び Type II ではあらかじめ外壁を引上げた状態 (図 2 A', 図 3 A') に約 2 週間保っておいた。Type I-b, Type II-b では少量の湖水をあらかじめ注水しておき, 実験開始前にその湖水をポンプで排出してから再度, 0.5 m の深さの湖水を注入した。Type II, Type II-b で繰り返し実験を行った際にはその都度, 外壁内側の付着物を洗い落した。

表 1 霞ヶ浦に設置した実験隔離水界の概要

Table 1 Sizes, volumes, and designs of bottom of five types of enclosures set up in Lake Kasumigaura

| Type  | Open to sediment? | Dimension (m) | Volume (m <sup>3</sup> ) |
|-------|-------------------|---------------|--------------------------|
| I     | Yes               | 5 × 5 × 2.2   | 55                       |
| II    | Yes               | 2 × 2 × 2.2   | 8.8                      |
| I-b   | No                | 5 × 5 × 2     | 50                       |
| II-b  | No                | 2 × 2 × 2     | 8                        |
| III-b | No                | 1 × 1 × 1.8   | 1.8                      |

表 2 1980—1983年に霞ヶ浦で行われた隔離水界実験一覧

Table 2 A list of enclosure experiments in Lake Kasumigaura during 1980-1983

| No. | Period         | Duration<br>(d) | Type<br>of<br>enclo-<br>sure | Treatments/Objectives |                                  |                        |                        |                    |                    |                                 | Reference |                                       |
|-----|----------------|-----------------|------------------------------|-----------------------|----------------------------------|------------------------|------------------------|--------------------|--------------------|---------------------------------|-----------|---------------------------------------|
|     |                |                 |                              | Isola-<br>tion        | Phos-<br>phorus<br>addi-<br>tion | Alum.<br>sul-<br>phate | Water<br>hya-<br>cynth | Fate<br>of<br>C-13 | Fate<br>of<br>N-15 | Zoo-<br>plank-<br>ton<br>growth |           | Zoo-<br>plank-<br>ton<br>grazing      |
| 1   | 5 Nov.-18 Dec. | 1980            | 43                           | I                     | 2                                | 1                      |                        |                    |                    |                                 |           | Chap. 2                               |
| 2   | 3 Jun.-19 Aug. | 1981            | 84                           | I                     | 2                                |                        | 2                      |                    |                    |                                 |           | Chaps. 2 & 3                          |
| 3   | 27 May-19 Aug. | 1981            | 91                           | I-b                   | 1                                |                        |                        |                    |                    |                                 |           | Chaps. 2 & 3                          |
| 4   | 22-25 Sep.     | 1981            | 3                            | I-b                   | 1                                |                        |                        |                    |                    | 1                               |           |                                       |
| 5   | 17-29 Dec.     | 1981            | 13                           | I-b                   | 1                                |                        |                        |                    |                    |                                 |           |                                       |
| 6   | 27 May-10 Jun. | 1981            | 14                           | II, II-b              | 4                                |                        |                        |                    |                    |                                 | 1         | Chap. 2                               |
| 7   | 22-29 Jul.     | 1981            | 8                            | II, II-b              | 3                                |                        |                        |                    |                    |                                 | 1         | Chap. 2                               |
| 8   | 18 Aug.-2 Sep. | 1981            | 14                           | II, II-b              | 2                                |                        |                        |                    |                    |                                 | 2         |                                       |
| 9   | 18 Jun.-3 Aug. | 1982            | 46                           | I                     | 1                                |                        | 2                      |                    |                    |                                 |           | Chap. 4                               |
| 10  | 10-16 Aug.     | 1982            | 7                            | II, II-b              |                                  |                        |                        | 2                  | 2                  |                                 |           | Otsuki <i>et al.</i><br>(unpublished) |
| 11  | 25 May-10 Jun. | 1983            | 16                           | I                     |                                  |                        |                        |                    | 1                  |                                 |           |                                       |
| 12  | 25 May-10 Jun. | 1983            | 16                           | III-b                 |                                  |                        |                        | 2                  | 2                  |                                 |           |                                       |

Number of replication is shown in the table

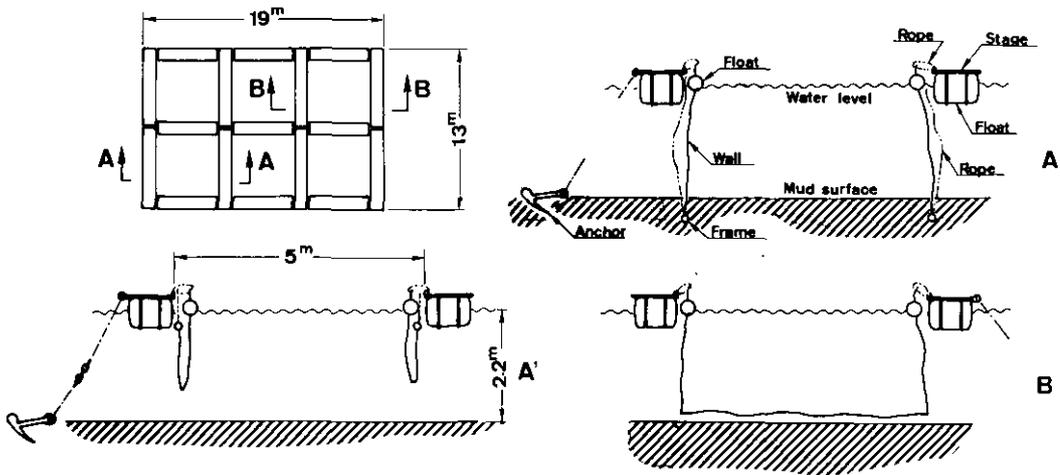


図 2 Type I 及び Type I-b 隔離水界の構造

Fig. 2 Design of Types I and I-b enclosures

Upper left panel : A layout of the frame and stages ; A : A cross-sectional view of Type I enclosure ; A' : Type I enclosure before the experiment ; B : A cross-sectional view of Type II-b enclosure.

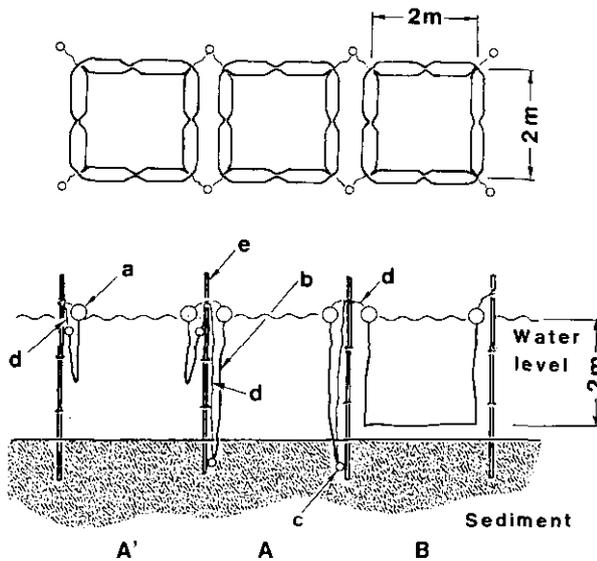


図 3 Type II 及び Type II-b 隔離水界の構造

Fig. 3 Design of Types II and II-b enclosures

Upper panel : A plan view ; Lower panel : A cross-sectional view of the enclosures (left, middle, and right show Type II enclosure before the experiment, Type II during the experiment, and Type II-b enclosure, respectively).

## (4) 現場測定, 採水

測定及び採水作業は幅 300 mm, 長さ 6 m のアルミ台を渡して, 各隔離水界の中央部で行った。測定及び採水は Type I, Type I-b では実験開始後 2 週間までは週 2 回, 以後は 1 週間ごとに, また Type II, Type II-b では 3 時間ごとに 2 日間, 又は 1 ないし 2 日ごとに行った。対照とする湖水の測定及び採水は特に断らない限り作業台東南端で行った。

水温, DO, pH は多項目水質測定機 (Hydrolab-8000) を用い, 0.5 m 又は 1 m 深さごとに測定した。DO センサーはウィンクラー法により較正した。水中照度は水中光量子計 (LI-COR LI 192S 又は Biospherical QSP 200+QSP 170) により 1 m までは 0.25 m ごとに, それ以深は 0.5 m ごとに測定した。日射量は 1982 年からは隔離水界外岸南側にフロートステーションを設置し光量子センサー (LI-COR LI 190 S) で 10 分ごとに測定しデータロガー (TEAC DR 55) に収録した。1980-1981 年の日射量は館野高層気象台又は国立公害研究所大気モニター塔の記録を, また降雨量, 風速は国立公害研究所大気モニター塔の記録を使用した。

分析用の試水は長さ 2 m 内径 43 mm (容量 2.8 l) の透明カラム採水器を用いて採取した。1 回のサンプル量は約 17 l で, Type I, Type II の容積のそれぞれ 0.03 %, 0.2 % であった。

## (5) 分析項目及び方法

分析項目は以下のとおりである。方法については括弧内の文献による。PO<sub>4</sub>-P, TP, DTP, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, SS, POC, PON, クロロフィル *a* (谷田, 1979), 生菌数, 全菌数 (相崎・中島, 1981) 植物プランクトン (今村・安野, 1981)。動物プランクトンは隔離水界内 4 点で各 1 サンプルずつ採水し NXX 13 ネットで汲集し, シュガーホルマリンを加えて保存後計数した。各生物の個体数から炭素重量への変換は, 生菌, 全菌は桜井 (1975), 植物プランクトンは今村ら (1982), 動物プランクトンは花里・安野 (1984) による。動物プランクトンの生産量推定は花里・安野 (1984) による。沈降量は内径 53 mm のガラス筒をステンレス網かごに固定し, 口の部分が水深 2 m に来るようにつるし, 1 週間ごとに 2 反復回収した。分析及び沈降量の補正方法は福島ら (1984 a) による。

付着藻類の定量には隔離水界の壁材と同じナイロン布で幅 70 mm, 長さ 1 m の付着布を作り隔離水界の四方から垂下し一定期間放置後回収した。すなわち 1980 年 11 月 5 日に付着布を設置し, 12 日目, 22 日目, 及び 36 日目に回収した。1 つの隔離水界当たり, 1 回に四つずつ回収し, 上から 20 cm ごとにブラシで付着物をはぎ取り, GF/C フィルター上に集めて UNESCO/SCOR 法によりクロロフィル *a* 量を定量した。また 1981 年 6 月 2 日に各隔離水界に付着布を設置し 37 日後の 7 月 9 日に回収した。

## 3. 隔離水界内の環境要因, 水質及び生物の変動特性

## 3.1 環境要因

(1) 水温, DO, pH

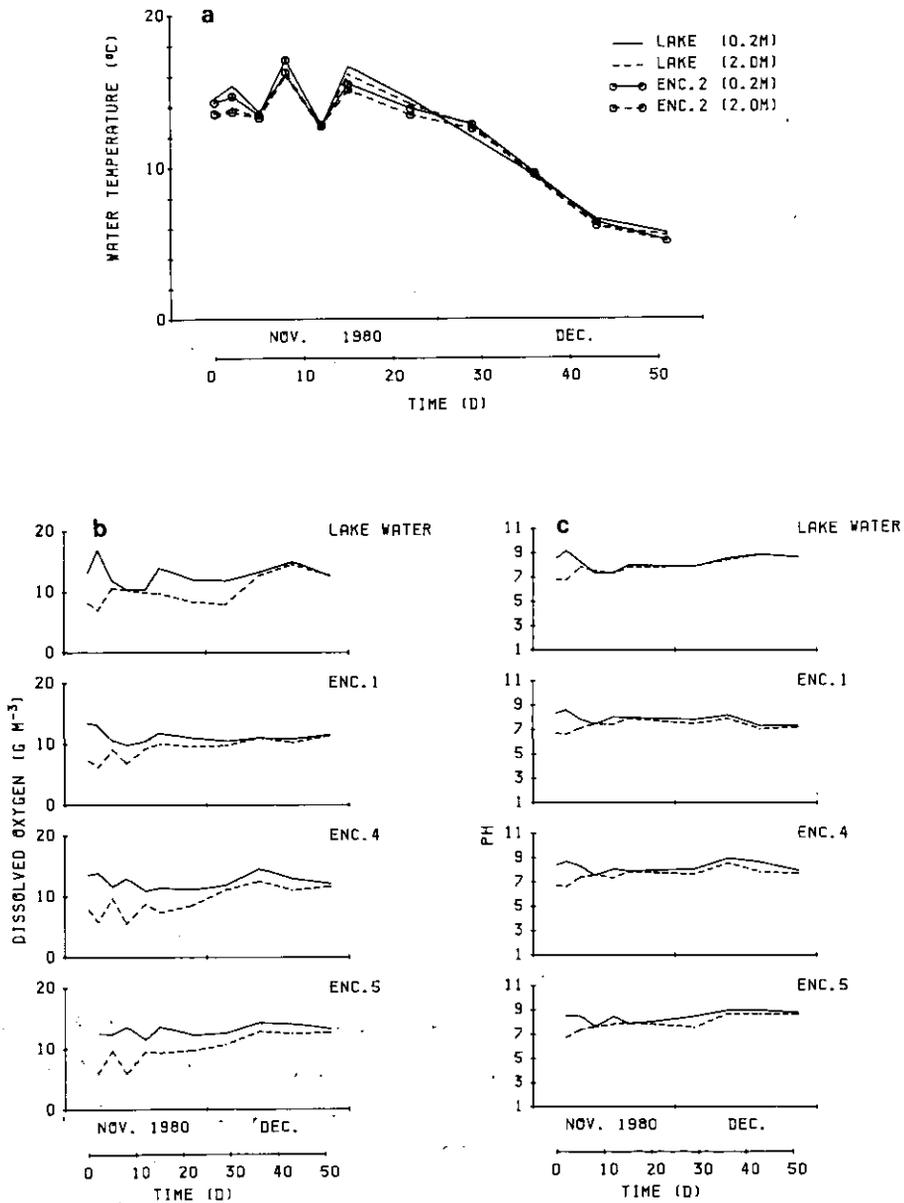


図 4 1980年冬期(11月5日-12月18日)のType Iの隔離水界中の環境要因  
 Fig. 4 Changes in water temperature (a), dissolved oxygen (b), and pH (c) of water in Type I enclosures and in lake water during 5 November-18 December 1980. Solid line and dashed line show the values of surface (0.2m depth) and bottom (2.0m depth), respectively.

図4に1980年冬のType Iの隔離水界(Encl. 1, Encl. 4)中の水温, DO, pHを湖水中の値と比較して示した。水温は表層と底層で $3^{\circ}\text{C}$ 以上成層することは無く, 湖水中の値との差はたかだか $1^{\circ}\text{C}$ であった。DO, pHについても湖水中の値との差は小さかった。冬期には北西風が毎日吹いており図5に示すように瞬間値が $10\text{ m s}^{-1}$ を超えることもあり, 隔離水界内が湖水と同様良く混合されていたためであると考えられる。

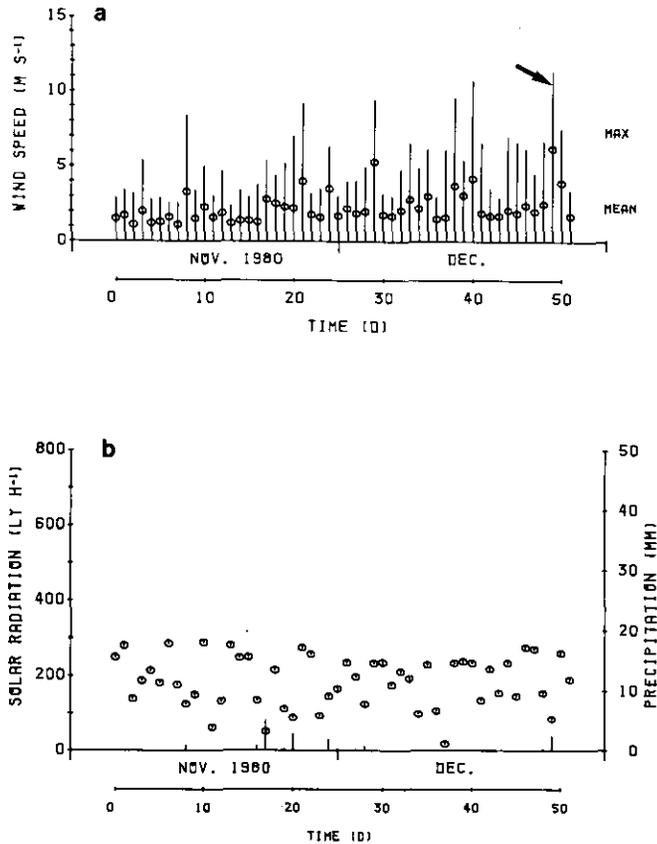


図 5 1980年冬期(11月-12月)の気象条件

Fig. 5 Meteorological data during November-December 1980

a : Mean and maximum wind speed ; b : Incident solar radiation and precipitation.  
Data either from Atmospheric Pollutant Research Building in NIES or Tateno Meteorological Station.

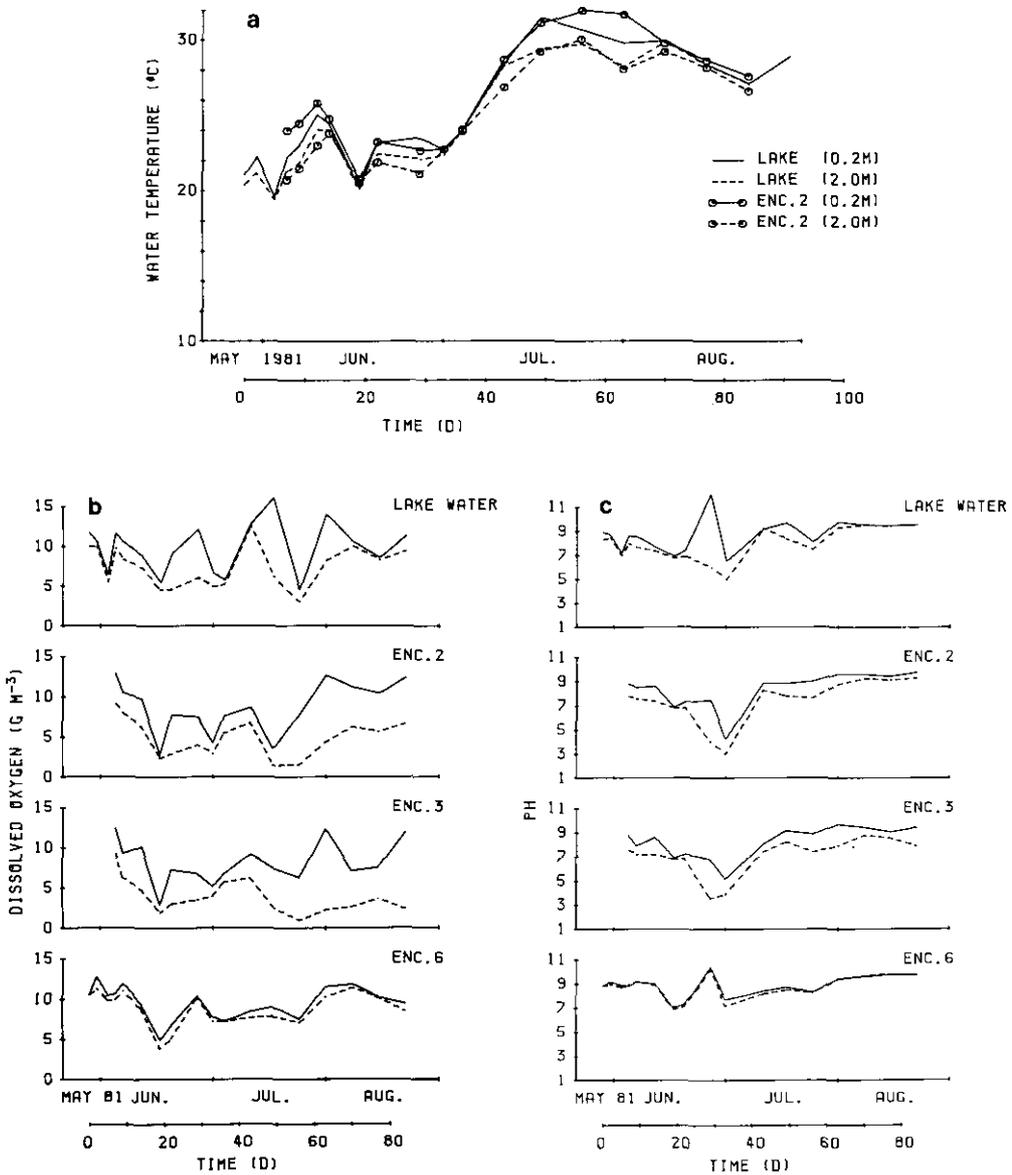


図 6 1981年夏期(6月3日—8月19日)のType I及びType I-bの隔離水界中の環境要因

Fig. 6 Changes in water temperature (a), dissolved oxygen (b), and pH (c) of water in Type I enclosures and in lake water during 3 June–19 August 1981. Solid line and dashed line show the values of surface (0.2m depth) and bottom (2.0m depth), respectively.

図6に1982年夏のType I (Encl. 2, Encl. 3) 及びType I-b (Encl. 6) の隔離水界中の水温 DO, pHを湖水中の値と比較して示した。夏期には隔離水界の表層水温が湖水中の表層水温を上まわり、上下で3°C以上の成層を示すことがあった。Type I のpHは7月初めに低い値を示した他は7-9の値を示し、湖水との差異は大きくなかった。Type I-b (Encl. 6) 内のpHは7-10の値を示し表層と底層での差は小さく、明らかに湖水及びType I の隔離水界中と異なる挙動を示した。溶存酸素はType I の隔離水界底層で湖水に比べて低い傾向を示し、特に7月から8月にかけては湖水に比べて成層が大きく、底層(2 m)での値が $1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3}$ を下回っていた。底泥表層ではさらに値が低かったと考えられる。一方、Type I-bの隔離水界中では梅雨時を除いて $7 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3}$ を超えており、また水界内の成層も $2 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3}$ 以下であった。図7に1981年5月-8月の気象条件を示した。

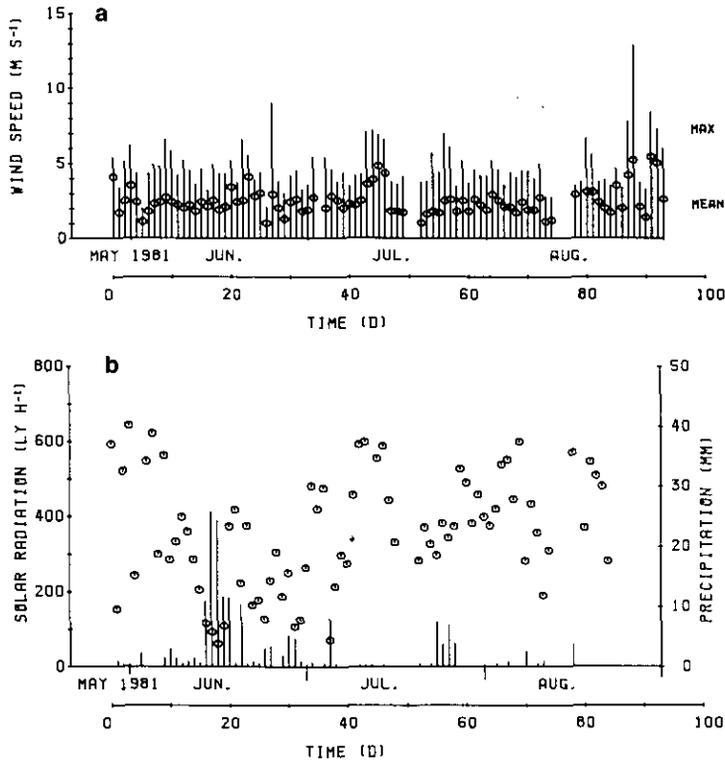


図 7 1981年夏期(5月-8月)の気象条件

Fig. 7 Meteorological data during May-August 1981

a : Mean and maximum wind speed ; b : Incident solar radiation and precipitation.  
Data from Atmospheric Pollutant Research Building in NIES.

夏期にTypeII, TypeII-b内で水温等の日周変化を調べた結果を図8に示す。日中にはどちらの隔離水界とも水温で約3°C, 溶存酸素で約10 gO<sub>2</sub> m<sup>-3</sup>の成層がみられたが、夜間は成層が小さくなった。概してTypeIIの方がTypeII-bよりも水深, 溶存酸素, pHの成層が大きくなり、特に底層での溶存酸素減少が顕著であった。

図9に, Type I, Type I-b及び湖水中での底層の溶存酸素濃度と水温との関係を示した。Type I-bについては1981年冬と1982年春の測定値もプロットしてある。図中の破線は各温度に対応する飽和溶存酸素濃度である。湖水中の濃度はバラツキがあるものの、平均すればどの時期も底層に酸素が供給されていた(図9c)。夏期の水温の高い時期に過飽和になることがあった。これに比較してType Iの隔離水界の中では溶存酸素濃度が高温時に大きく低下していた(図9a)。Type I-bではどの水温下でもほぼ飽和に近かった(図9b)。

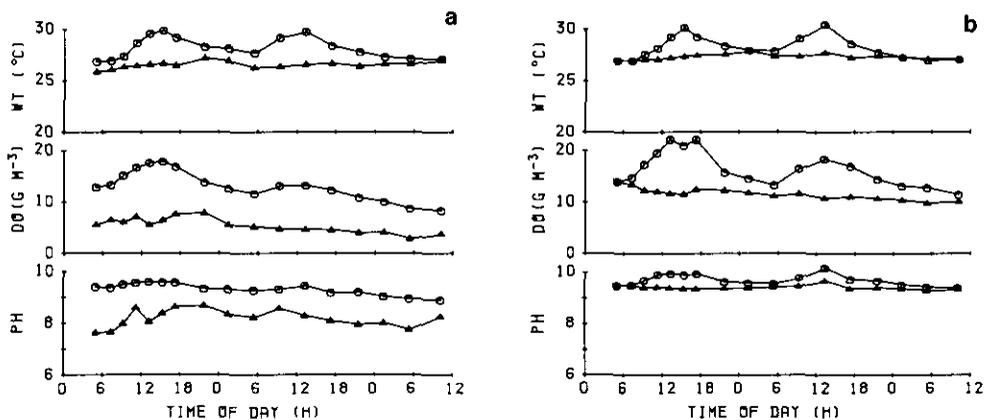


図 8 1981年8月10日から2日間のTypeII (a)及びTypeII-b(b)隔離水界内の水温, 溶存酸素, pHの日変動

Fig. 8 Diel changes in water temperature, dissolved oxygen, and pH in TypeII (a) and TypeII-b (b) enclosures over a period of 2 d from 10 August 1982  
Open circle and open triangle show values at 0.2m depth and those at 2.0m depth, respectively.

## (2) 光条件

Type I, Type I-bのいずれの隔離水界にも, 周囲に高さ0.3mのフロートが付いている。冬期には太陽高度も低くなるために影になる部分が出てくるが, 実際には光は水中で散乱されるため, 影になる部分での照度減少は小さいと考えられる。また, 曇天時には入射光自体が散乱光となっているために, フロートと壁面の光環境に対する影響は少ないと考えられる。

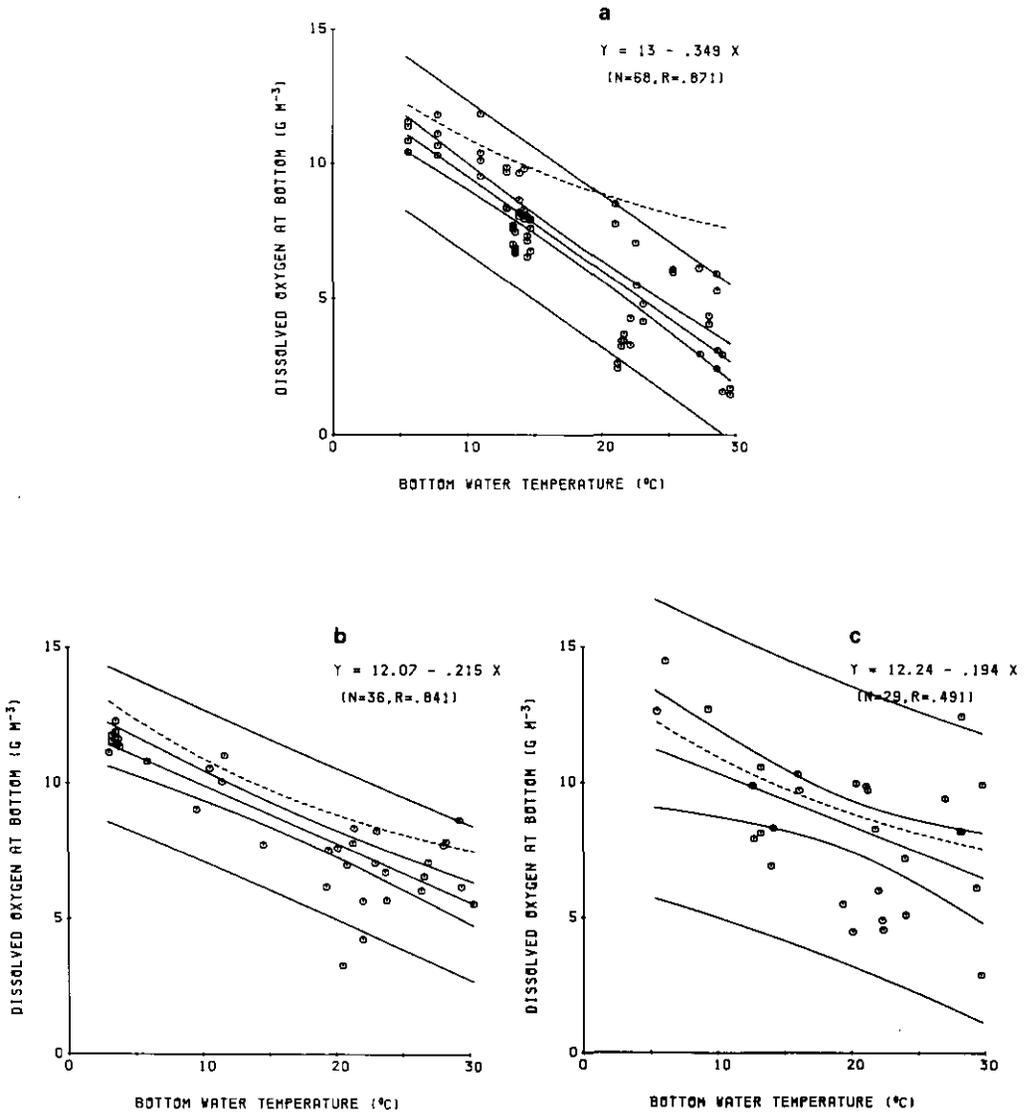


図 9 隔離水界内(a, b)及び湖水(c)における底層の溶存酸素濃度(2m深さ)と水温との関係

Fig. 9 Relationship between dissolved oxygen and water temperature at bottom in enclosures and in lake water

a : Type I enclosure ; b : Type I-b enclosure ; c : Lake water.

A dashed line indicates saturated oxygen concentration in water at each temperature after Truesdale *et al.* (1955).

図 10 に Type I の隔離水界の 0.5 m 水深での水中照度の、隔離水界外の入射光に対する相対照度の日変化を示した。水中照度と入射光は 10 分ごとの瞬時値であるが、データ入力時間に数秒のずれがあるため、入射光量が激しく変化するときには図のプロットに多少のバラツキを生じさせる結果になる。天気と比較的良好な 1983 年 5 月 26 日や 28 日には (光合成有効日射量が 50 及び 44 Einsteins  $\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) 昼近くに 35% 位の値を示していたが、8 時以前及び 16 時以後には 20% 以

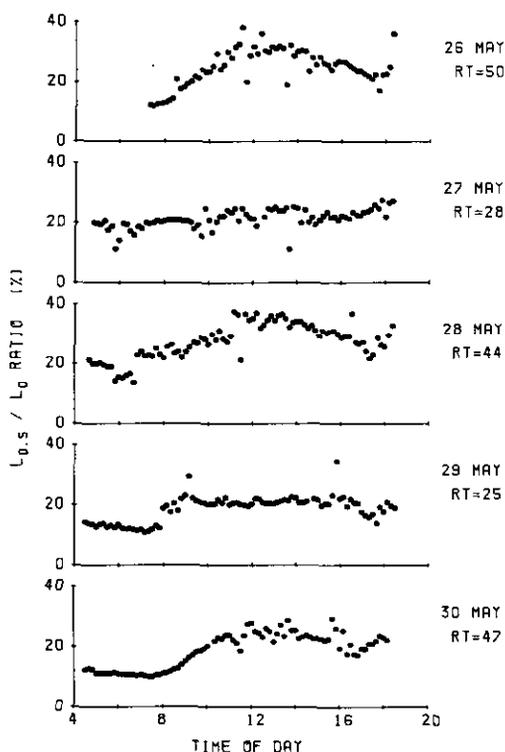


図 10 Type I の隔離水界中央の 0.5 m 水深における水中照度の日変動。  
フロートステーションで測定した日射量に対する相対値で示してある。

Fig. 10 Diel change in underwater irradiance at 0.5m depth in Type I enclosure as expressed by the percentage of incident solar radiation measured above water at the float station

Data were collected at every 10 minute over a period of 5 d from 26 May 1983. RT : Daily total solar radiation (Einsteins  $\text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ).

注) 1 Einstein =  $0.0286 \lambda^{-1} \text{cal} = 0.120 \lambda^{-1} \text{W} \cdot \text{s}$ , ただし  $\lambda$  は光の波長 (m) である。晴天時の波長分布からは, 1 Einstein =  $5.12 \times 10^4 \text{cal par}$  (par: 光合成有効日射量) =  $2.14 \times 10^6 \text{W par s}$  である (Harris, 1978)。従って 1983 年 5 月 26 日及び 28 日の光合成有効日射量はそれぞれ  $256 \text{cal par cm}^{-2}$  及び  $225 \text{cal par cm}^{-2}$  となる。

下に減少している。曇天の5月27日や29日には(日光合成有効日射量が28及び25 Einsteins  $m^{-2}d^{-1}$ ), 1日中約20%であった。太陽高度の低い時には直射光の水面反射率が高くなることと、散乱光の水面反射率が太陽高度には影響されにくいことに対応していると考えられる(例えば, Wetzel, 1975)。

図11aには図9と同時期(5月25-26日)のType I内の水中相対照度の日変化を示す。消散係数 $k$ は2.3-3.1の間を変動し, 朝と夕に特に高いということはなく, またどの時刻にも照度は指数的に減少していた点から, Type Iの隔離水界中央部では特に光の遮へいはなかったと結論できよう。

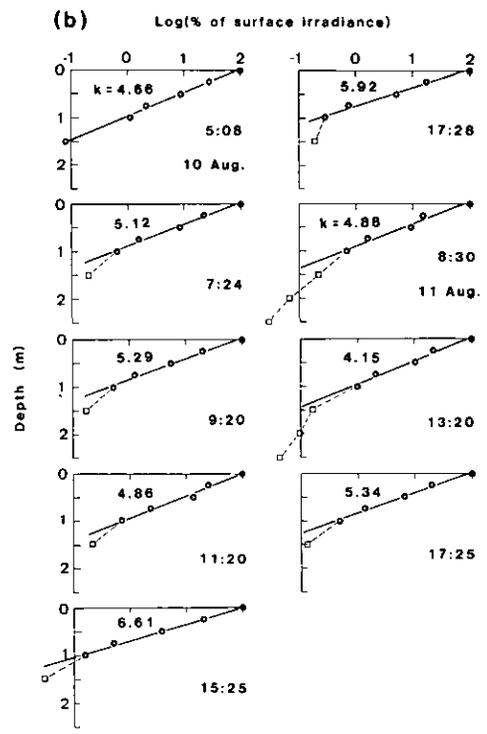
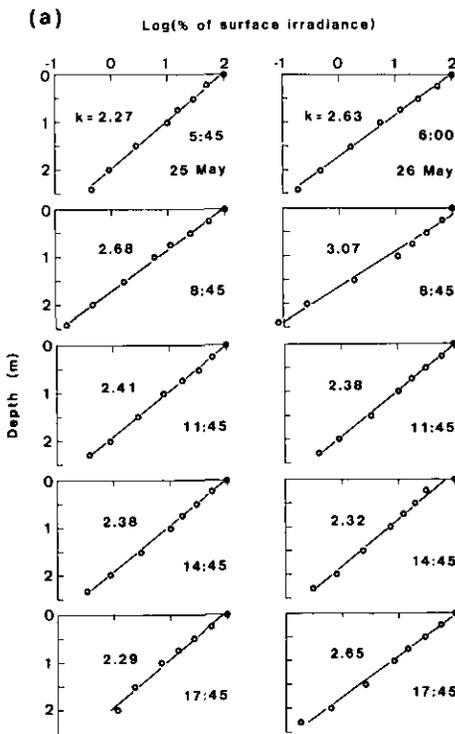


図11a Type Iの隔離水界内の照度の鉛直プロフィールの日変動  
(1983年5月25-26日)

図11b Type IIの隔離水界内の照度の鉛直プロフィールの日変動  
(1982年8月10-11日)

Fig.11a Diel changes in vertical profile of underwater irradiance in Type I enclosure over a period of 2 d from 25 May 1983

Fig.11b Diel changes in vertical profile of underwater irradiance in Type II enclosure over a period of 2 d from 10 August 1982

$k$  : Vertical extinction coefficient ( $m^{-1}$ ).

$k$  : Vertical extinction coefficient ( $m^{-1}$ ).

図 11 bには夏期 (1982年8月10-11日)のType II内の水中照度の日変動を示す。水深1 m以上ではむしろ照度の減衰率は上り、表層に集ったラン藻類の吸光、散乱が大きかったと考えられる。消散係数 $k$ の日変動も小さいことから、Type II内においても、夏期にはフロートや壁による光の遮へい効果は小さかったと言えよう。しかし、植物プランクトン量の少ない時期については今後検討を要する。

表 3に、消散係数 $k$ のうちクロロフィル濃度による項を差引いた残りの水の吸光係数 $k_w$ をType I, Type I-bの隔離水界中及び湖水とで比較をした。冬期にはType Iの隔離水界内の $k_w$ は湖水中より低く、0.24から0.69であった。5月から8月の間では平均で1.4-2の値を示し湖水中よりは低かったものの、冬期と違い何らかの濁りを生じていた。またType I-bでは平均0.7と低かった。 $k_w$ が同じ湖で季節により変化することは興味深いが、原因については現時点で不明である。

表 3 湖水, Type I 隔離水界 (Encls.1-5), 及びType I-b隔離水界 (Encl. 6) 中の光条件に関するパラメーター値

Table. 3 A comparison of optical parameters in lake water, Type I enclosures (Encls. 1-5), and Type I-b enclosure (Encl.6)

| Site                    | Number of observations | $Z_e$<br>(m) | $k$<br>( $m^{-1}$ ) | Chl. $a_m$<br>( $mg\ m^{-3}$ ) | $k_w$<br>( $m^{-1}$ ) |
|-------------------------|------------------------|--------------|---------------------|--------------------------------|-----------------------|
| 7 Nov.-11 Dec. 1980     |                        |              |                     |                                |                       |
| Lake water              | 8                      | 1.5          | $3.10 \pm 0.42$     | $122 \pm 13$                   | $1.14 \pm 0.49$       |
| Encl.1                  | 9                      | 2.0          | $2.34 \pm 0.41$     | $106 \pm 8$                    | $0.69 \pm 0.46$       |
| Encl.4                  | 8                      | 2.1          | $2.15 \pm 0.23$     | $96 \pm 21$                    | $0.60 \pm 0.37$       |
| Encl.5                  | 7                      | 2.0          | $2.34 \pm 0.21$     | $139 \pm 22$                   | $0.24 \pm 0.19$       |
| 9 Jul.-22 Jul. 1981     |                        |              |                     |                                |                       |
| Lake water<br>(Sts.1&2) | 12                     | 1.1          | $4.36 \pm 1.31$     | $116 \pm 55$                   | $2.04 \pm 0.93$       |
| Encl.2                  | 2                      | 1.9          | $2.5 \pm 0.6$       | $57 \pm 1$                     | $1.4 \pm 0.6$         |
| Encl.3                  | 2                      | 2.3          | $3.0 \pm 1.6$       | $48 \pm 24$                    | $2.0 \pm 1.2$         |
| Encl.6                  | 2                      | 5.6          | $0.8 \pm 0.1$       | $6 \pm 3$                      | $0.7 \pm 0.1$         |
| 25 May-5 Jun. 1983      |                        |              |                     |                                |                       |
| Encl.4                  | 21                     | 1.8          | $2.52 \pm 0.35$     | $48 \pm 14$                    | $1.56 \pm 0.30$       |

$Z_e$ : depth of euphotic zone (m);  $k$ : extinction coefficient ( $m^{-1}$ ); Chl. $a_m$ : mean chlorophyll  $a$  concentration ( $mg\ m^{-3}$ );  $k_w$ : extinction coefficient due to water, suspended materials other than phytoplankton, and dissolved matter ( $m^{-1}$ ) ( $=k - k_c\ Chl.\ a$ ;  $k_c$ : extinction coefficient for chlorophyll  $a$  concentration,  $k_c=0.016\ m^2\ mgChl.a^{-1}$  for the winter and  $k_c=0.020\ m^2\ mgChl.a^{-1}$  for the summer. Values are mean  $\pm$  SD or mean  $\pm$  range when two observations were made.

### 3.2 栄養塩

図 12 に 1980 年 11 月 - 12 月の Type I の隔離水界と湖水中のクロロフィル *a* 量 (Chl. *a*), 全リン量 (TP), リン酸態リン量 ( $PO_4\text{-P}$ ), 硝酸態 + 亜硝酸態窒素量 ( $NO_3 + NO_2\text{-N}$ ), 及びアンモニア態窒素量 ( $NH_4\text{-N}$ ) の変動を示す。実験開始後 1 か月までは水界を隔離することにより Chl. *a* 及

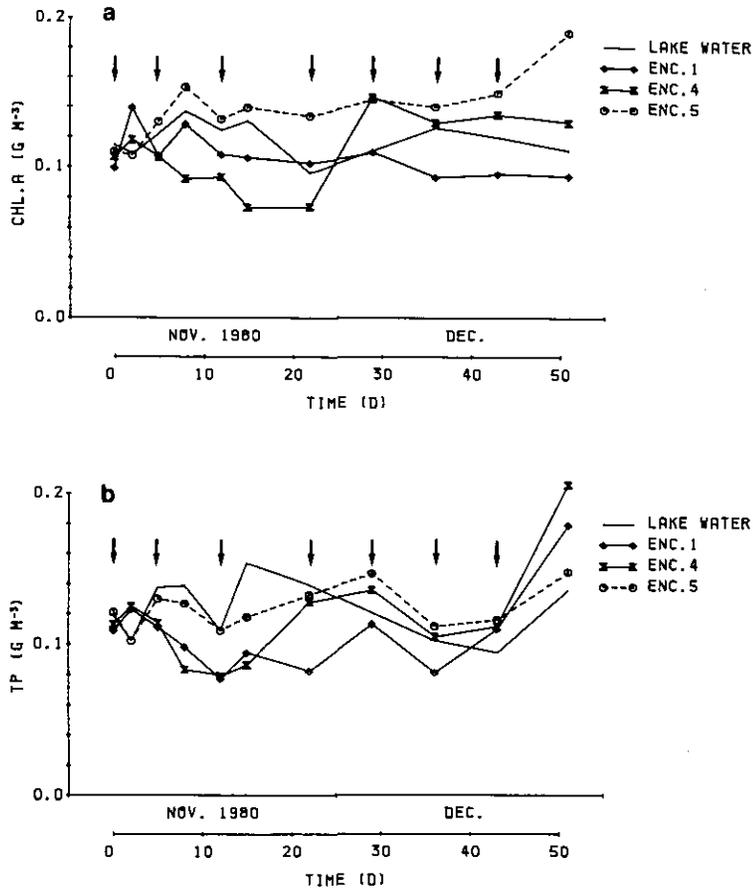


図 12 1980 年冬期 (11 月 5 日 - 12 月 18 日) の Type I の隔離水界内のクロロフィル *a* 濃度及び栄養塩類濃度

Fig. 12 Changes in chlorophyll *a* and nutrient concentrations in Type I enclosures and in lake water during 5 November - 18 December 1980

a : Chlorophyll *a* concentration ; b : Total phosphorus ; c : Soluble reactive phosphorus ; d : Nitrate and nitrite nitrogen ; e : Ammonium nitrogen.

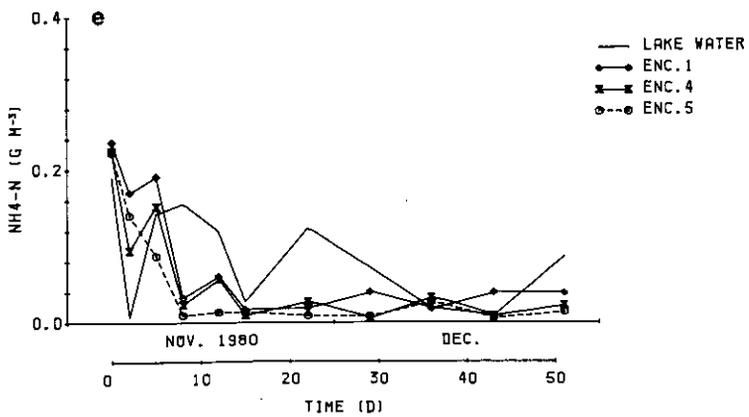
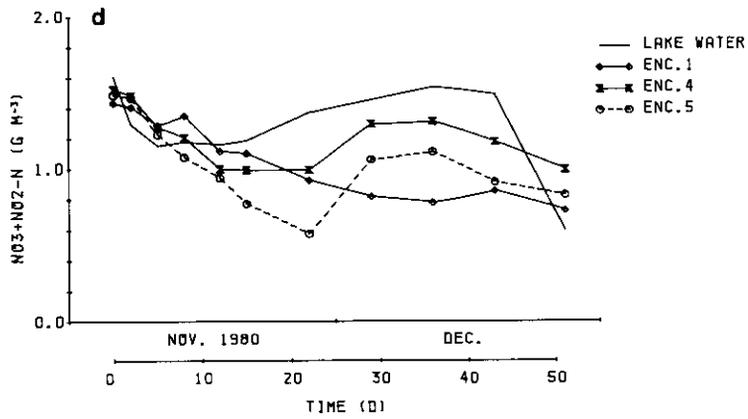
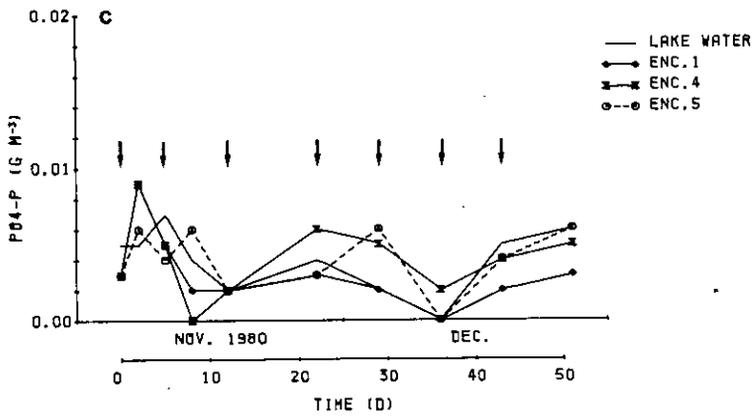


図 12 (つづき)  
 Fig. 12 (continued)

びTP濃度は湖水よりも低い値を示していた(Encl. 1及びEncl. 4)。またリン酸塩を投入することによりChl.*a*及びTP濃度は湖水より高くなっていった(Encl. 5)。PO<sub>4</sub>-P濃度は隔離水界中も、湖水中でも0.009 g m<sup>-3</sup>以下を変動していたがリン酸塩投入による顕著な増加は見られなかった(図12 c)。一方無機態窒素は隔離水界中で減少する傾向が見られ(Encl. 1及び4)、Encl. 5ではリン酸の投入により無機態窒素、特にアンモニア態窒素がさらに減少する傾向が見られた(図12 d, e)。12月26日には隔離水界中のTP濃度が高くなったが、この時点でEncl. 1, Encl. 4の破損が確認され、前日の瞬間値が10ms<sup>-1</sup>を超える強風(図5 a矢印)の影響と考えられたので、実験を打ち切った。11月5日から12月18日までの43日間の栄養塩の平均濃度には明確な差が認められなかった。またEncl. 5へのリン酸塩の投入はクロロフィル濃度を増加させたが、43日間のTP平均濃度は0.119±0.15 g m<sup>-3</sup> (n=10)で初期濃度の0.121 g m<sup>-3</sup>と異なることはなかった。したがってその間6回にわたり投入されたリン酸態リン量、240 mg m<sup>-2</sup>は沈降したと考えられる。1日当たりにして約5.6 mg m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>であった。またEncl. 5内では無機態窒素、とくにNH<sub>4</sub>-N濃度が低下しており、リンの投入により増加した植物プランクトンの取り込みの結果であると考えられた。

図13に1981年5月—8月のType I及びType I-bの隔離水界中と湖水中のChl.*a*, TP, PO<sub>4</sub>-P, NO<sub>3</sub>-N, NH<sub>4</sub>-N及び懸濁態リン濃度の経時変化を示す。

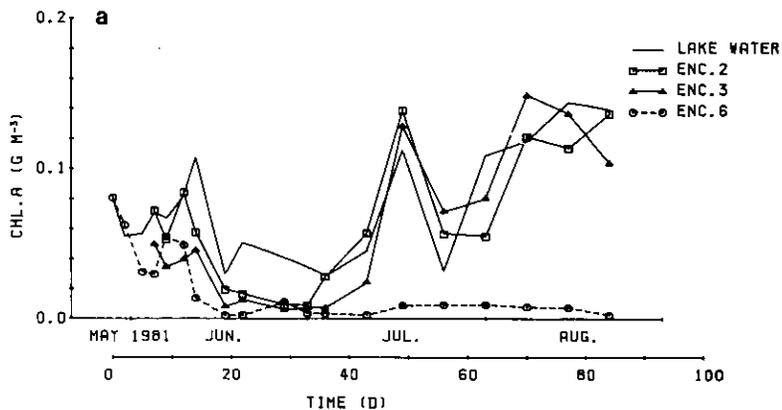


図 13 1981年夏期(5月27日—8月19日)のType I (Encl. 2, 3)及び、Type I-b (Encl. 6)の隔離水界内のクロロフィル*a*濃度及び栄養塩類濃度

Fig. 13 Changes in chlorophyll *a* and nutrient concentrations in Type I (Encls. 2 and 3) and Type I-b (Encl. 6) enclosures and in lake water during 27 May—19 August 1981

a : Chlorophyll *a* concentration ; b : Total phosphorus ; c : Soluble reactive phosphorus ;  
d : Nitrate nitrogen ; e : Ammonium nitrogen ; f : Particulate phosphorus.

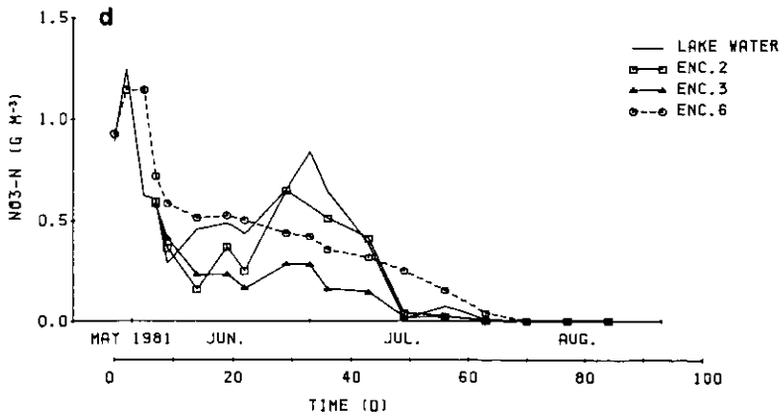
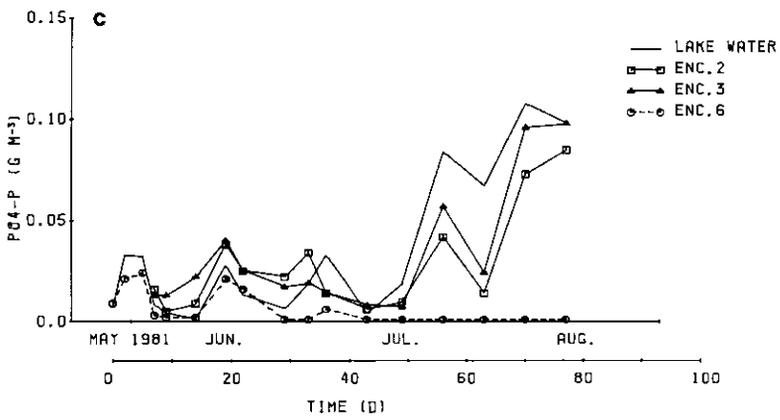
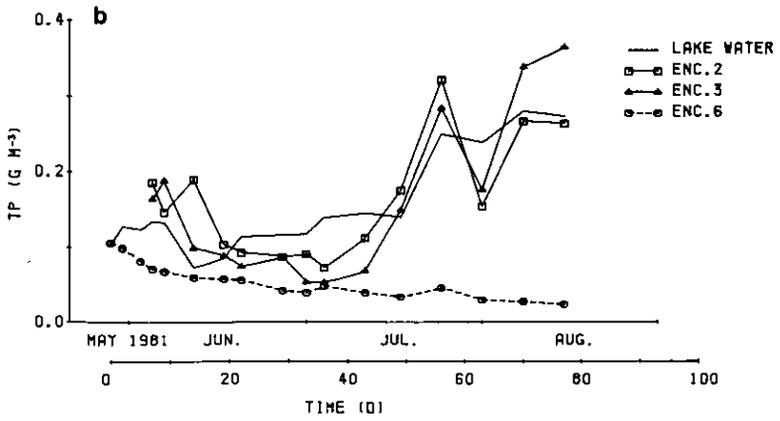


図 13 (つづき)  
Fig. 13 (continued)

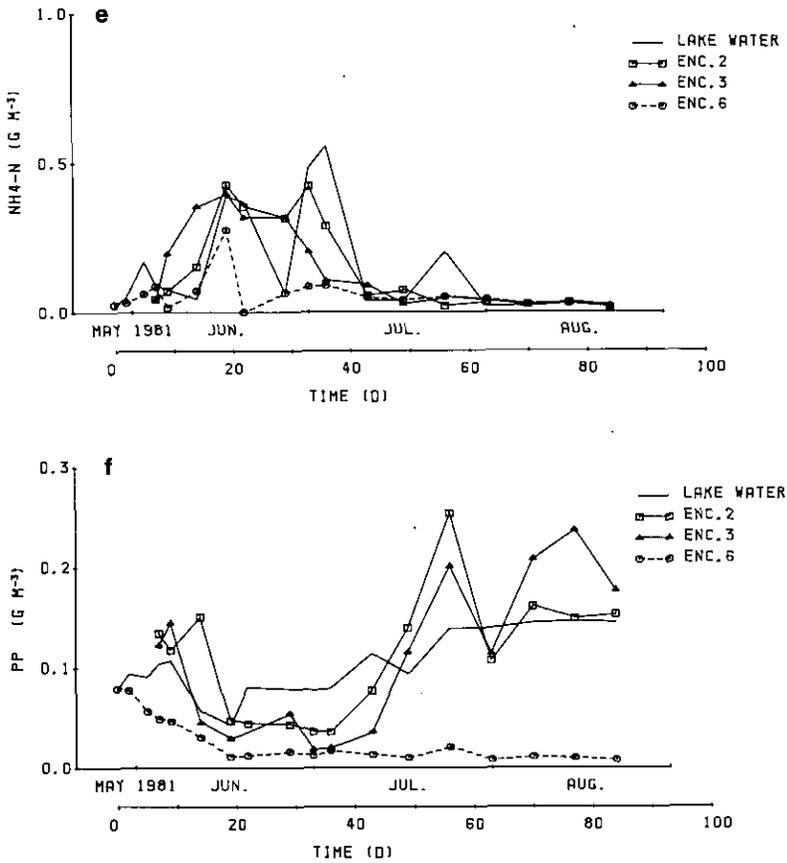


図 13 (つづき)  
Fig. 13 (continued)

Type I の隔離水界中では実験開始後 7 月中旬の梅雨明け時にかけて TP 濃度は漸減し、初期濃度の約 50% に低下した。PO<sub>4</sub>-P については初期の濃度と同じレベルを保ち、無機態窒素は漸減した。この梅雨明けまでの期間は植物プランクトンの生産は不活発であったと考えられる。梅雨明け後の 7 月中旬—8 月には、TP が増加し、逆に NO<sub>3</sub>-N が検出限界以下に低下した。Type I-b では TP 及び NO<sub>3</sub>-N 濃度は実験開始後 1 週間で初期濃度の約 60% に低下し、その後は 8 月まで徐々に減少した。最終的に TP 濃度は初期の約 20% に、NO<sub>3</sub>-N 濃度検出限界以下に低下した。PO<sub>4</sub>-P 濃度は梅雨明け時の 7 月初めまでは、湖水中の変動と同様の周期で変動したが、以後は検出限界の値を示した。夏期には隔離水界の中では底泥の有無が栄養塩動態に大きく変化を与えることが分かった。夏期の栄養塩動態については底泥からの栄養塩回帰に関して、第 3 章で詳しく述べる。

Type II, Type II-b の隔離水界では 3 週間の実験期間内でクロロフィル a は初期に減少がみられ、また、PO<sub>4</sub>-P が減少し、NH<sub>4</sub>-N が増加した。(図 14)。

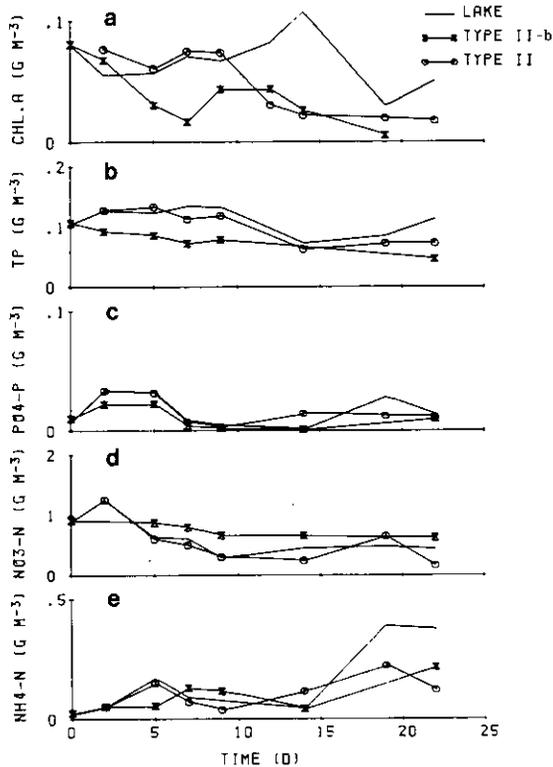


図 14 1981年夏期のType II及びType II-bの隔離水界におけるクロロフィルa及び栄養塩濃度

Fig. 14 Changes in chlorophyll a and nutrient concentrations in Types II and II-b enclosures and in lake water during the summer in 1981  
 a : Chlorophyll a concentration ; b : Total phosphorus ; c : Soluble reactive phosphorus ;  
 d : Nitrate nitrogen ; e : Ammonium nitrogen.

### 3.3 植物プランクトン，動物プランクトン及び細菌

1980年冬のType Iの隔離水界，及び湖水の植物プランクトンの出現種を表4に示す。湖水，隔離水界とも，優占種はケイ藻の*Cyclotella*及び黄色鞭毛藻の*Ochromonas*であった。出現種数は隔離水界の中で増加する傾向が見られ，リン酸塩を添加したEncl. 5ではさらに増加する傾向がみられた。植物プランクトンの現存量は，隔離後，Encl. 1では変化が少なかったがEncl. 4では一度減少し1月後にはもとのレベルより高くなった(図12 a)。またリン酸塩を添加したEncl. 5ではTPと同様，湖水より高い現存量が観測された(図12 a)。

表5に1981年夏期のType I，Type I-b及び湖水の植物プランクトンの出現種を示す。湖水及びType Iの隔離水界の優占種は6月15日から7月9日までの梅雨の期間中を除いて同じで，種

表 4 1980年11月5日から12月18日の間のType Iの隔離水界及び湖水中の植物プランクトン出現種

Table 4 A list of phytoplankton species occurred in lake water and Type I enclosures during 5 November—18 December 1980

| Species  | Lake water | Encls. 1&4 | Encl. 5 |
|--|------------|------------|---------|
| <b>Cyanophyceae</b>  |            |            |         |
| <i>Anabaena affinis</i> Lemm.  | +          | +          | +       |
| <i>A. flos-aquae</i> (Lyngbye) Brébisson                               | +          | +          | +       |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.                            | ++         | ++         | +       |
| <i>Chroococcus</i> sp.   | +          | +          | +       |
| <i>Dactylococcopsis fascicularis</i> Lemm.                             | ++         | ++         | +       |
| <i>Gomphosphaeria lacustris</i> var. <i>compacta</i> Lemm.             | ++         | ++         | +       |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.                                    | ++         | ++         | +       |
| <i>Merismopedia</i> spp.   |            | +          |         |
| <i>Phormidium tenue</i> Gomont   | ++         | ++         | +       |
| <i>Synechococcus</i> sp.   |            |            | +       |
| <b>Bacillariophyceae</b>   |            |            |         |
| <i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.                                   | ++         | ++         | +       |
| <i>Cyclotella</i> sp.1   | +++        | +++        | ++      |
| <i>Cyclotella</i> sp.2   | +++        | ++         | +       |
| <i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs                                 | ++         | ++         | +       |
| <i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> Mull.                     |            | +          | +       |
| <i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> fo. <i>spiralis</i> Mull. | +          | +          | +       |
| <i>Synedra acus</i> Kütz.  |            |            | +       |
| <i>S. rumpens</i> Kütz   | ++         | ++         | +       |
| <i>S. berlinensis</i> Lemm.  | ++         | ++         | +       |
| <b>Chlorophyceae</b>   |            |            |         |
| <i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim                                |            | +          |         |
| <i>Ankistrodesmus falcatus</i> Ralfs                                   | +          | +          | +       |
| <i>Carteria</i> sp.  |            |            | +       |
| <i>Closterium aciculare</i> T. West                                    | ++         | +          | +       |
| <i>Chlamydomonas</i> spp.  | +          | +          | +       |
| <i>Crucigenia crucifera</i> Collins                                    |            |            | +       |
| <i>Kirchneriella</i> sp.   |            |            | +       |
| <i>Micractinium pusillum</i> Fresenius                                 |            |            | +       |
| <i>Mougeotia</i> sp.   | ++         | +          | +       |
| <i>Pediastrum duplex</i> var. <i>reticulatum</i> Lager.                |            | +          |         |
| <i>Scenedesmus</i> spp.  | ++         | ++         | +       |
| <i>Tetraedron</i> spp.   | +          | +          | +       |
| <i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> Lemm.                              | ++         | ++         | +       |
| <i>Westella botryoides</i> De Wildeman                                 | ++         | ++         | +       |
| <b>Cryptophyceae</b>   |            |            |         |
| <i>Cryptomonas</i> sp.   | ++         | ++         | +       |
| <b>Chrysophyceae</b>   |            |            |         |
| <i>Chysochromulina</i> sp.   | ++         | ++         | +       |
| <i>Ochromonas</i> spp.   | +++        | +++        | ++      |

+ :  $< 10^2$  cells ml<sup>-1</sup>; ++ :  $10^2 - 10^4$  cells ml<sup>-1</sup>; +++ :  $> 10^4$  cells ml<sup>-1</sup>.

表 5 1981年6月3日から8月19日の間のType I及びType I-bの隔離水界及び湖水中の植物プランクトン出現種

Table 5 A list of phytoplankton species occurred in lake water, Type I enclosures (Encls.2 & 3), and Type I-b enclosure (Encl.6) during 3 June-14 August 1981

| Species  | 3 June-10 June |              |         | 15 June- 9 July |              |         | 15 July-19 August |              |         |
|--|----------------|--------------|---------|-----------------|--------------|---------|-------------------|--------------|---------|
|  | Lake water     | Encls. 2 & 3 | Encl. 6 | Lake water      | Encls. 2 & 3 | Encl. 6 | Lake water        | Encls. 2 & 3 | Encl. 6 |
| Cyanophyceae   |                |              |         |                 |              |         |                   |              |         |
| <i>Anabaena affinis</i> Lemm.                              | +              | +            | +       |                 |              |         |                   |              |         |
| <i>A. flos-aquae</i> (Lyngbye) Brébisson                   | +              | +            | +       | +++             | +            |         |                   | +            |         |
| <i>A. viguieri</i> Denis et Frémy                          |                |              |         | +               | +            | +       |                   |              |         |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.                | +              | +            | +       | +               |              | +       |                   | +            |         |
| <i>Chroococcus</i> sp.                                     | +              | +            | +       | +               | +            | +       | +                 | +            |         |
| <i>Dactylococcopsis fascicularis</i> Lemm.                 | +              | +            | +       |                 | +            |         |                   | +            |         |
| <i>Gomphosphaeria lacustris</i> var. <i>compacta</i> Lemm. | +              | ++           | +       | +               | +            | +       | +                 | +            | +       |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.                        | ++             | ++           | ++      | +++             | ++           | +       | +++               | +++          | +       |
| <i>M. wesenbergii</i> Komárek                              |                |              |         |                 |              |         | +                 | +            | +       |
| <i>Merismopedia</i> spp.                                   |                |              |         |                 |              |         |                   |              |         |
| <i>Oscillatoria</i> sp.                                    | +              |              |         |                 |              |         |                   |              |         |
| <i>Phormidium tenue</i> Gomont                             | +              | ++           | +       | +               | +            | +       |                   |              |         |
| <i>Synechococcus</i> sp.                                   |                |              |         |                 |              |         |                   |              |         |
| Bacillariophyceae  |                |              |         |                 |              |         |                   |              |         |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassall                        | +              | +            | +       |                 |              | +       |                   |              |         |
| <i>Atteya</i> sp.  |                | +            |         |                 |              |         |                   |              |         |
| <i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.                       | +++            | ++           | ++      | ++              | +            |         | +                 | +            |         |
| <i>Cyclotella</i> sp. 1                                    | +++            | ++           | ++      | +               |              |         | +                 | +            | +       |
| <i>Cyclotella</i> sp. 2                                    | +++            | +++          | ++      | +               |              |         |                   |              |         |
| <i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs                     | ++             | +            | +       | +               | +            | +       | +                 | +            |         |
| <i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> Mull.         |                |              |         |                 |              |         |                   |              |         |
| <i>Nitzschia</i> sp.                                       | +              | +            | +       | +               |              | +       |                   |              | +       |
| <i>Synedra acus</i> Kütz.                                  |                | +            |         |                 | +            |         |                   |              |         |
| <i>S. rumpens</i> Kütz.                                    | ++             | +            | +       | +               | +            | +       |                   | +            | +       |
| <i>S. beroldsensis</i> Lemm.                               |                |              |         | +               |              | +       |                   |              |         |

|   |    |   |    |    |    |    |    |   |   |   |
|---|----|---|----|----|----|----|----|---|---|---|
| Chlorophyceae   |    |   |    |    |    |    |    |   |   |   |
| <i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerhem                  |    |   |    | +  |    |    | +  |   |   |   |
| <i>Ankistrodesmus falcatus</i> Ralfs                    |    |   |    |    | +  |    |    |   |   |   |
| <i>Closterium aciculare</i> T. West                     | +  | + | ++ | +  | +  | +  | +  | + | + |   |
| <i>Chlamydomonas</i> spp.                               | +  | + | +  | +  | +  | +  | +  | + | + | + |
| <i>Coelastrum cambricum</i> Archer                      |    |   |    |    |    |    |    |   |   | + |
| <i>C. sphaericum</i> Nageli.                            | +  | + |    | +  | +  | +  | +  | + | + | + |
| <i>Crucigenia crucifera</i> Collins                     | +  |   |    |    |    |    |    |   |   |   |
| <i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille                    |    |   |    |    |    |    |    |   |   | + |
| <i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg                       |    | + | +  | ++ | +  | +  | +  | + | + |   |
| <i>Golenkinia</i> sp.                                   |    | + |    |    |    |    |    |   |   |   |
| <i>Kirchneriella</i> sp.                                | +  |   |    |    | +  | +  |    |   |   |   |
| <i>Lagerheimia citrifomis</i> Smith                     |    |   |    |    |    |    |    |   |   | + |
| <i>Microactinium pusillum</i> Fresenius                 | +  | + | +  |    | +  |    |    |   |   |   |
| <i>Oocystis</i> spp.                                    |    |   |    |    |    |    |    | + |   | + |
| <i>Pandorina morum</i> Bory                             |    |   |    |    |    | +  | +  |   |   |   |
| <i>Pediastrum duplex</i> var. <i>reticulatum</i> Lager. |    |   |    |    |    |    |    | + |   |   |
| <i>Scenedesmus</i> spp.                                 | +  | + | +  | +  | +  | +  | +  | + | + | + |
| <i>Schroederia setigera</i> Lemm.                       | +  | + |    | +  |    |    | ++ |   |   | + |
| <i>Sphaerocystis Schroeteri</i> Chodat                  |    |   |    |    |    |    |    |   |   | + |
| <i>Tetraedron</i> spp.                                  |    | + |    |    | +  |    |    | + | + | + |
| <i>Tetrastrum staurogenniaeforme</i> Lemm.              | +  |   |    | +  |    |    |    |   |   |   |
| <i>Volvox aureus</i> Ehrenberg                          |    |   | ++ |    | ++ | +  |    |   |   |   |
| <i>Westella botryoides</i> De Wildeman                  |    |   |    | +  | +  |    |    |   | + |   |
| Cryptophyceae   |    |   |    |    |    |    |    |   |   |   |
| <i>Cryptomonas</i> sp.                                  | ++ | + | +  | +  | ++ | +  | +  | + | + | + |
| <i>Rhodomonas</i> sp.(?)                                | +  | + | +  | +  | +  | +  | +  | + | + |   |
| Chrysophyceae   |    |   |    |    |    |    |    |   |   |   |
| <i>Chrysochromulina</i> sp.                             | +  | + | +  |    | +  |    |    |   |   |   |
| <i>Dinobryon</i> sp.                                    |    |   |    |    | +  |    |    |   |   |   |
| <i>Ochromonas</i> spp.                                  | +  | + | +  | +  | +  | ++ | +  | + | + | + |
| <i>Mallomonas</i> sp.                                   | +  | + |    |    | +  |    |    |   |   |   |

+: < 0.1 gC m<sup>-3</sup>; ++: 0.1-1 gC m<sup>-3</sup>; +++: > 1 gC m<sup>-3</sup>.

構成にも大きな違いは見られなかった。すなわち 6 月 3—10 日の間はケイ藻の *Cyclotella* spp., *Coscinodiscus lacustris* が優占し 7 月 15 日から 8 月 19 日まではラン藻の *Microcystis aeruginosa* が優占した。梅雨の間は湖ではラン藻の *Anabaena flos-aquae* と *M. aeruginosa* が優占したのに対し Type I 隔離水界の優占種は *M. aeruginosa* の他緑藻の *Volvox aureus*, クリプト藻の *Cryptomonas* sp. で現存量は低かった。Type I の植物プランクトンは隔離後梅雨期までは湖水より低かったが、7 月 15 日以後は湖水と同じく  $0.1 \text{ g Chl.}a \text{ m}^{-3}$  以上に増加した (図 13 a)。

Type I-b の植物プランクトン現存量は、隔離後 2 週間で 20 % に減少しその後は 8 月まで約  $0.01 \text{ g Chl.}a \text{ m}^{-3}$  であった (図 13 a)。Type I -b では *M. aeruginosa* は 6 月 15 日以降は減少し全期間を通じて、各種の植物プランクトンが入り代わりたちかわり出現する不安定な群集構造を示した (表 5)。

1980 年冬期の動物プランクトンは Type I の隔離水界及び湖水の間で出現種には大きな違いはみられなかった。わむし類が多く、*Asplanchna priodonta*, *Brachionus caliciflorus*, *B. angularis*, *Keratella cochlearis* などが優占し、橈脚類の数が後半に多くなった。11 月 5 日から 12 月 18 日までの平均現存量は Type I の Encl. 1 で  $0.05 \text{ g dry wt m}^{-3}$  と低かったが、他は Encl. 4 で  $0.24 \text{ g dry wt m}^{-3}$ , リンを投入した Encl. 5 で  $0.16 \text{ g dry wt m}^{-3}$  で湖水中の  $0.18 \text{ g dry wt m}^{-3}$  と大きな違いはみられなかった。

図 15 に 1981 年夏期の Type I 及び Type I-b の隔離水界及び湖水中の動物プランクトンの種別の個体数変動を示す。Type I (Encl. 2, 3) と湖水とは出現種の変動パターンが非常に良く似ていた。すなわち梅雨あけの 50 日目までは枝角類の *Bosmina longirostris* が優占し以後は *B. fatalis* が優先した。また実験開始直後はわむし類の *Polyarthra trigla*, *Brachionus* spp., *Filinia longiseta* 等が優占していたが約 2 週間で Type I, 湖水とも減少したが、以後は低密度で出現し、消滅することはなかった。6 月 3 日から 8 月 19 日までの平均現存量は Type I の Encl. 2 で  $2.76 \text{ g dry wt m}^{-3}$ , Encl. 3 で  $2.44 \text{ g dry wt m}^{-3}$  であり湖水の  $2.34 \text{ g dry wt m}^{-3}$  と大きな違いは見られなかった。

Type I-b の隔離水界ではわむし類の *P. trigla*, *Asplanchna* spp., *Brachionus* spp. などが約 2 週間の間にほとんど消滅したが、他の枝角類、橈脚類は湖水と同様に実験期間中出现していた。6 月 3 日から 8 月 19 日までの平均現存量は  $1.2 \text{ g dry wt m}^{-3}$  で湖水の約半分であったが、Type I-b 内の植物プランクトンの平均現存量と比較するとその割合は高く、約 0.75 倍であった。Type I-b 内での動物プランクトンと植物プランクトンの変動を見ると、図 16 に示すように両者の現存量は交互に 4 回ほど振動を繰り返すことが確認された。また動物プランクトンの現存量変動と合わせて、アンモニア態窒素の量の変動し、動物プランクトンの排せつによるものと考えられた (図 16)。他の栄養塩にはこのような変動は見られなかった (図 13 b-d)。

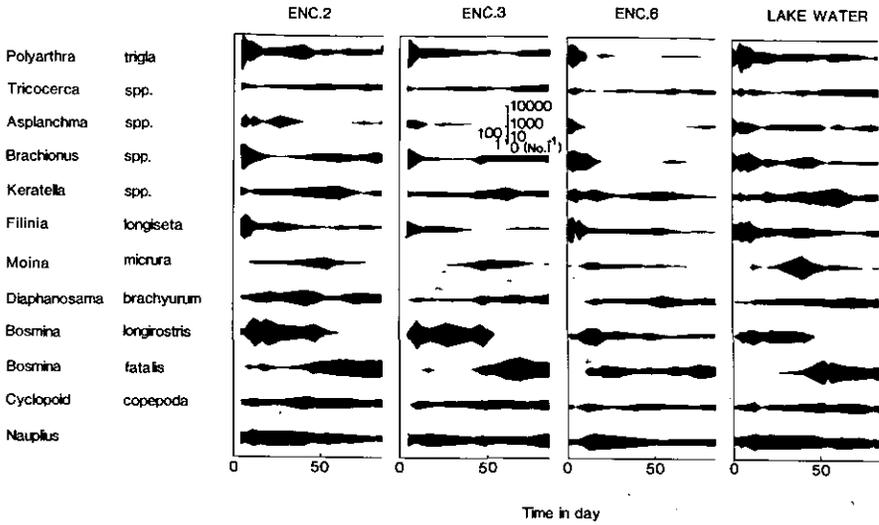


図 15 1981年夏期(6月-8月)のType I (Encls. 2, 3)及びType I-b(Encl. 6)の隔離水界内及び湖水中の動物プランクトンの現存量の変動

Fig. 15 Changes in zooplankton biomass in Type I (Encls.2 and 3) and Type I-b (Encl. 6) enclosures and in lake water during 27 May-19 August 1981

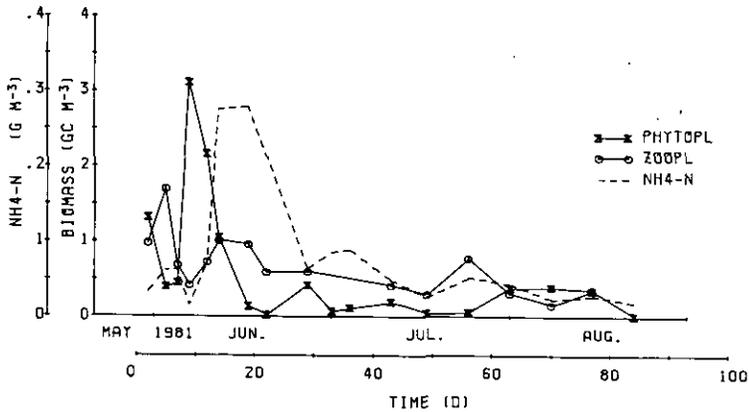


図 16 1981年夏期(5月27日-8月19日)のType I-bの隔離水界内における植物プランクトンと動物プランクトンの現存量の変動及びアンモニア態窒素濃度の変動

Fig. 16 Oscillations in phytoplankton and zooplankton biomasses and changes in ammonium nitrogen concentration in Type I-b enclosure (Encl.6) during 27 May-19 August 1981

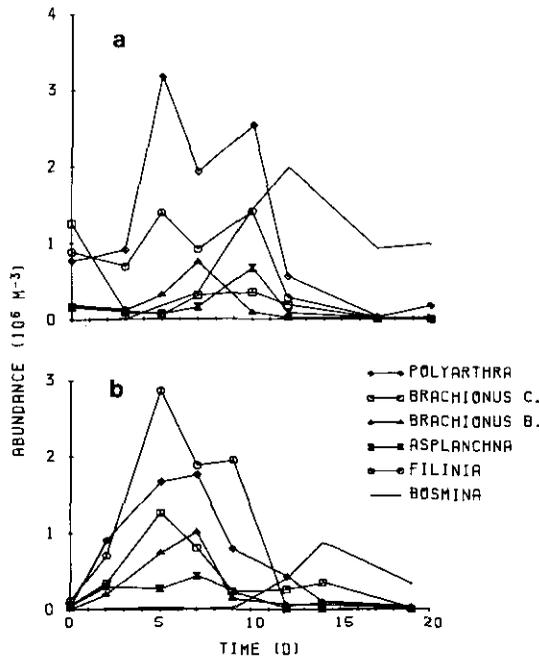


図 17 TypeII (a)及びTypeII-b(b)の隔離水界における動物プランクトン現存量の変動の代表的なパターン

Fig. 17 A typical pattern of change in zooplankton abundance in TypeII(a) and Type II-b (b) enclosure (27 May-18 June 1981)

TypeII, TypeII-bの隔離水界では、動物プランクトンのわむし類の現存量が3週間の間に一つのピークを描いた後に、急速に現存量が低下するパターンがみられた(図17)。3週間以上の長期にわたる変動を調べていないため、その後の変動パターンについては不明である。

全菌数については1980年冬期には湖水及びType I 隔離水界中とも  $2.6 \times 10^6$  cells ml<sup>-1</sup> から  $5.4 \times 10^6$  cells ml<sup>-1</sup> の間を変動し、また生菌数については  $4.1 \times 10^3$  cells ml<sup>-1</sup> から  $7.1 \times 10^4$  cells ml<sup>-1</sup> の間を変動したが、全菌数、生菌数ともに明確な変動パターンはみられなかった。11月5日から12月18日までの湖水, Encl. 1, Encl. 4, 及びリン酸塩を添加したEncl. 5における平均全菌数はそれぞれ、 $4.3 \times 10^6$ ,  $4.0 \times 10^6$ ,  $4.3 \times 10^6$ ,  $3.7 \times 10^6$  cells ml<sup>-1</sup> で平均生菌数はそれぞれ  $3.7 \times 10^4$ ,  $3.0 \times 10^4$ ,  $3.3 \times 10^4$ ,  $2.7 \times 10^4$  cells ml<sup>-1</sup> であった。

図18に1981年夏期のType I (Encls. 2, 3), Type I-b (Encl. 6) 及び湖水中の生菌数の変動を示す。湖水中の数は  $2 \times 10^3$  cell ml<sup>-1</sup> から  $3.3 \times 10^4$  cells ml<sup>-1</sup> の間を変動し平均が  $1.4 \times 10^4$  cells ml<sup>-1</sup> であったのに対し、Type I では変動幅が2けたと大きく、平均値もEncl. 2で  $2.9 \times 10^4$  cells ml<sup>-1</sup>, Encl. 3で  $3.9 \times 10^4$  cells ml<sup>-1</sup> と高くなる傾向を示した。またType I-bでは生菌数は、隔離後9日目までは湖水より多くその後は大体少なかった。Type I-bの全期間の平均値は  $1.9 \times 10^4$  cells ml<sup>-1</sup> と湖水より高かった。

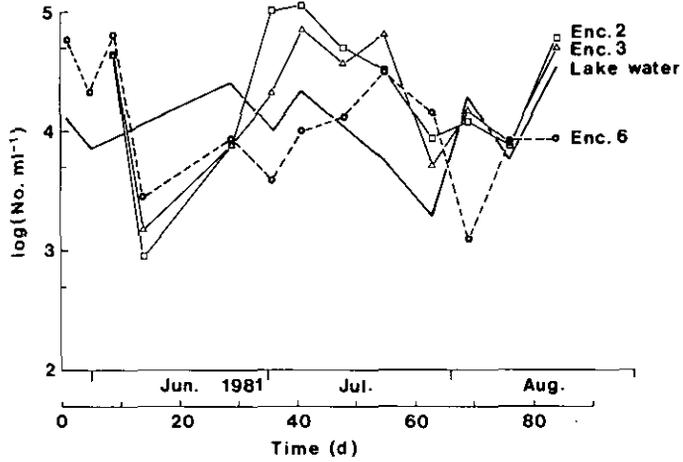


図 18 1981年夏期（5月27日—8月19日）のType I（Encl. 2, 3）及びType I-b（Encl. 6）及び湖水中の生菌数の変動

Fig. 18 Changes in the number of total heterotrophic bacteria in Types I and I-b enclosures and in lake water during 27 May–19 August 1981

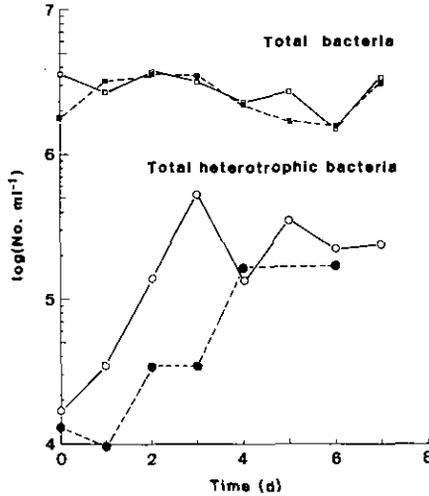


図 19 Type II及びType II-bの隔離水界内の全菌数及び生菌数の変動

Fig. 19 Changes in the number of total bacteria and total heterotrophic bacteria in Types II and II-b enclosures during 9–16 August 1982

Open square : Total bacteria in Type II ; Solid square : Total bacteria in Type II-b ;  
 Open circle : Total heterotrophic bacteria in Type II ; Solid circle : Total heterotrophic bacteria in Type II-b.

Type II, Type II-bでは隔離直後の3—4日間で生菌数が増加する傾向がみられたが、全菌数については顕著な変化がみられなかった。図19に1982年8月9—16日の結果を示す。このときの水温は26—28°Cで、Type IIにおける生菌の初期増殖係数は $1.38 \text{ d}^{-1}$ 、Type II-bでは $0.94 \text{ d}^{-1}$ であった。1981年夏期に行われたType II-bについての7回の実験では隔離後1週間の間の生菌数の平均値は、 $6.8 \times 10^4 \text{ cells ml}^{-1}$ で他のType I, Type I-b及び湖水よりも高い傾向を示した。

### 3.4 隔離水界中の溶存酸素濃度

図20に光合成有効日射量の日変動と、Type I 隔離水界内、及び湖水中の水中当たりの溶存酸素量の日変動を示す。最初の3日間は3時間ごとに溶存酸素が計っており、昼間の変動は日射量に応じて光合成による上りこう配が変化することが示されている。日間変動は好天が続くと水柱当たりの溶存酸素量が増加する傾向を示している。すなわち水柱当たりの溶存酸素量は日射量に左右されていると考えられる。図21に1981年の夏期について、Type I, I-b, II, II-bの隔離水界内の水柱当たりの溶存酸素量の変化量とその間の平均光合成有効日射量との関係を示す。回帰のこう配は光合成有効日射量に対する酸素発生量の多少を示すがType Iが最も低く、Type IIが最も高い傾向を示した。また回帰線が酸素発生0に対応する平均日射量はType I, I-b, IIでは約 $30 \text{ Einsteins m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であったが、Type II-bだけは約 $40 \text{ Einsteins m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ と高い値を示した。1981年夏期の平均光合成有効日射量は6月、7月、8月でそれぞれ25.1, 35.7, 33.1  $\text{Einsteins m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ であったので、Type II-bだけはどの月にも水柱当たりの溶存酸素量は減少するものと考えられる。またType Iの水柱当たりの溶存酸素量は、日射量の変化には大きく左右されないことが分かった。

### 3.5 沈降量

表6にType I及びType I-bの隔離水界及び湖水中の沈降量と沈降速度を示す。1980年冬期にはType I内の沈降速度は湖水のそれに比べて低い傾向が見られた。また沈降量も湖水よりType I内で小さかった。リン酸塩の添加は沈降量の増加をもたらさなかった(Encl. 5)。1981年夏期のType I内の沈降速度は逆に湖水より高い傾向を示した。またType I-b内では沈降量は湖水及びType Iより少なかったが沈降速度は最も速く約 $1.1 \text{ m s}^{-1}$ であった。

### 3.6 生態系生産量

これまで水界の隔離が生態系に与える影響について現存量を中心に述べてきた。本節では生産量について調べてみる。ここでは生産量として生態系純生産量、すなわち沈降量+植物プランクトン現存量増加量+動物プランクトン現存量増加量(Elliotte *et al.*, 1983), を考える。表7にType I, Type I-b, 及びType II-bについて動植物プランクトン、細菌の現存量及び生態系純生産量をまとめた。冬期にはType Iの隔離水界は湖水に比べて植物プランクトンの現存量の低下と植物ブ

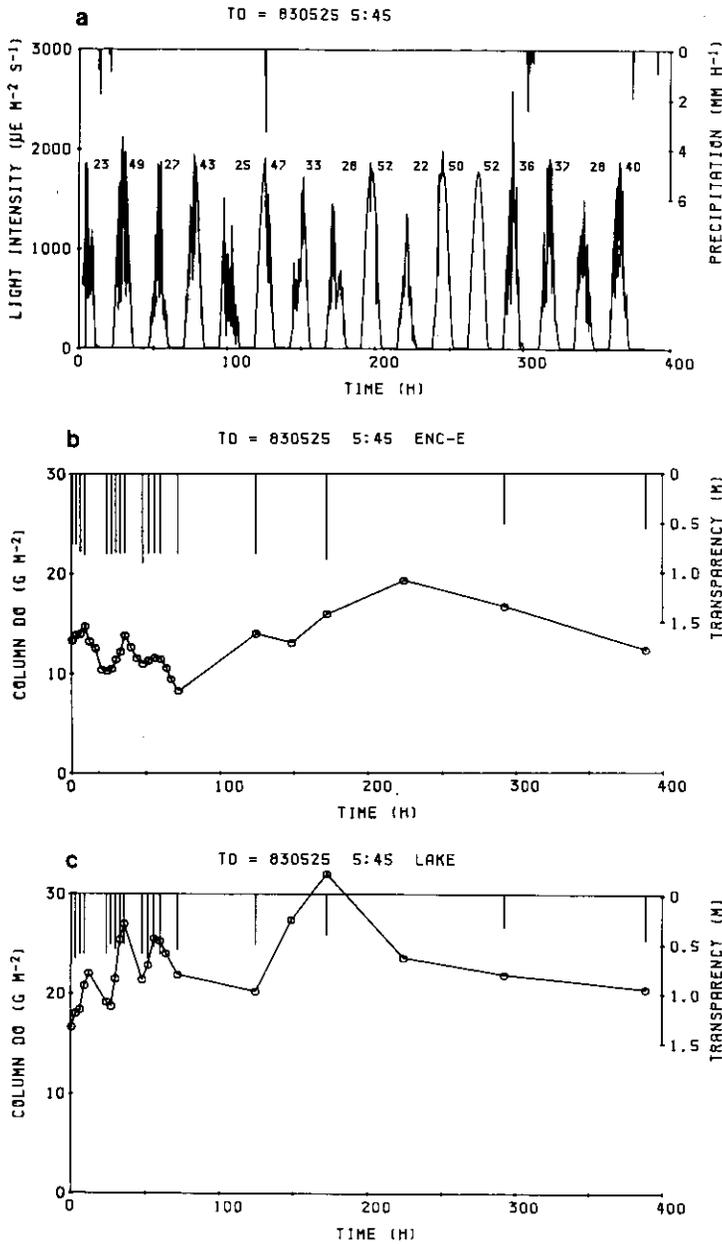


図 20 Type I の隔離水界内の水柱当たりの溶存酸素量と気象条件の比較

Fig. 20 Changes in oxygen contents in water columns in Type I enclosure and in lake water in relation to meteorological data during 25 May-10 June 1983

a : Chnges in incident solar radiation and hourly precipitation. Numerals in the figure show daily total radiation ( $\text{Einsteins m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ); b : Changes in oxygen contents in a water column in Type I enclosure and transparency ; c : Changes in oxygen contents in a water column in lake water and transparency.

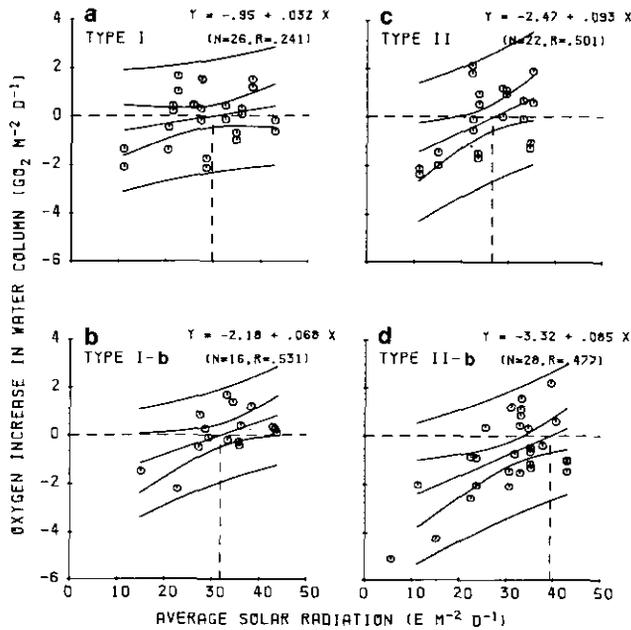


図 21 隔離水界内の水柱当たりの溶存酸素量の増減とその期間内の平均日射量との関係

Fig. 21 Relation of the daily changes in dissolved oxygen contents in a water column, calculated by the difference between two consecutive observations, to the mean daily incident solar radiation (June–August 1981, range of water temperature was 22–32°C)

a : Type I enclosure ; b : Type I-b enclosure ; c : Type II enclosure ; d : Type II-b enclosure. Curves by the regression line indicate 95% confidence bands for the regression and for data plots.

ランクトン当たりの生態系純生産量 (=回転率) を低下させた。夏期にはType I は湖に比べて植物プランクトンの現存量は低下する傾向が見られたが、回転率はむしろ高くなり、生態系純生産量は高くなった。Type I-bでは植物プランクトンの現存量は湖に比べて約1/4であったが回転率はほとんど同じであった。Type II-bでも回転率は湖に比べてほとんど同じであった。またType II-bの1週間の植物プランクトン平均現存量は湖水よりは低かったがType Iとほぼ同じであった。

図 22 に 1981 年 6 月 3 日から 8 月 19 日までの間の光合成有効日射量と生態系純生産量との関係を示す。湖水に比べてType I では回帰のこう配が大きく日射量の変化に対する応答が敏感であったが、Type I-bでは回帰のこう配は低かった。生産量が 0 になる日射量はいずれも 12 から 18  $\text{Einstein m}^{-2}\text{d}^{-1}$  の間に収まっていた。したがって夏期にはType I は湖水に比べて日射量に対しても、植物プランクトン現存量に対しても生産効率が高くなる傾向を示した。

表 6 Type I 及び Type I-b の隔離水界及び湖水での沈降量及び沈降速度  
 Table 6 Sedimentation and its velocity in lake water, Type I enclosures (Encls.1-5),  
 and Type I-b enclosure (Encl.6)  
 Values are mean  $\pm$  SD with numbers of observations in parentheses

| Site                | Type of enclosure | Sedimentation amount<br>( $\text{gC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) | Sedimentation velocity<br>( $\text{m d}^{-1}$ ) |
|---------------------|-------------------|--|---|
| 5 Nov.-18 Dec. 1980 |                   |  |   |
| Lake water          |                   | 2.62   | $0.45 \pm 0.12$ (6)                             |
| Encl. 1             | I                 | 1.64   | $0.33 \pm 0.06$ (6)                             |
| Encl. 4             | I                 | 1.43   | $0.31 \pm 0.06$ (6)                             |
| Encl. 5             | I                 | 1.60   | $0.26 \pm 0.06$ (6)                             |
| 3 Jun.-11 Aug. 1981 |                   |  |   |
| Lake water (St.1)*  |                   | 1.59   | $0.30 \pm 0.12$ (11)                            |
| Encl. 2             | I                 | 2.78   | $0.52 \pm 0.22$ (10)                            |
| Encl. 3             | I                 | 1.61   | $0.48 \pm 0.34$ (10)                            |
| Encl. 6             | I-b               | 0.61   | $1.11 \pm 0.46$ (9)                             |

a Data from Fukushima *et al.* (1984b)

### 3.7 壁面の付着藻類の影響

1980年冬期のType I内の付着藻類量を図23に示す。付着藻類量は水面近くで多くなる傾向を示し、0-1m深さの平均付着量は36日目で $23 \text{ mg Chl.}a \text{ m}^{-2}$ であった。この時期の有光層深さは約2mであり(表3)、1-2mの付着量を0.8-1mの付着量と同じと仮定すると、Type Iの隔離水界1基当たりの付着藻類現存量は $700 \text{ mg Chl.}a$ となった。これはType Iの平均植物プランクトン現存量、 $101 \text{ mg Chl.}a \text{ m}^{-3}$ (表3, Encls. 1, 4の平均) $\times 2.3 \text{ m} \times 5 \text{ m} \times 5 \text{ m} = 5,555 \text{ mg Chl.}a$ 、の約13%であった。

1981年夏の37日目に回収した0-1m深さの付着布の付着藻類現存量はType IのEncl. 2で $7.6 \text{ mg Chl.}a \text{ m}^{-2}$ 、Type I-bでは $0.6 \text{ mg Chl.}a \text{ m}^{-2}$ であった。1-2m深さまでこれと同量の付着量があるとする、隔離水界1基当たりの付着量はType I及びType I-bでそれぞれ380及び30g Chl.aとなり水中の平均植物プランクトン量 $3,135 \text{ g Chl.}a$ 及び $300 \text{ g Chl.}a$ (表3より計算)のそれぞれ約12%及び10%となった。

以上より、Type I、Type I-bとも実験期間が2-3か月の間は植物プランクトン現存量に対する付着藻の現存量はたかだか13%であることが分かった。Type IIに対してType Iと同じ付着量を仮定すると夏期に37日実験を行った場合には隔離水界1基当たり $122 \text{ g Chl.}a$ となる。植物プラ

表 7 Type I, Type I-b 及び Type II-b の隔離水界及び湖水中の平均現存量, 平均生産量及び生態系純生産量 (=沈降量+植物プランクトンの増加量+動物プランクトンの増加量)

Table 7 Summary of mean biomass and mean production of biological components in lake water, Types I, I-b, and II-b enclosures during periods of 43 d from 5 November to 18 December 1980, 78 d from 3 June to 19 August 1981, 12 d from 27 May to 8 June 1981, and 7 d from 22 to 29 July 1981

| Site                                      | Type of enclosure | Mean biomass (gC m <sup>-2</sup> ) |                         |          |                     | Mean production (gC m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> ) |                         | Turnover (d <sup>-1</sup> )    |
|---|-------------------|------------------------------------|-------------------------|----------|---------------------|---|-------------------------|--------------------------------|
|   |                   | Phytoplankton, B <sub>p</sub>      | Zooplankton (Cladocera) | Bacteria |                     | Net <sup>a</sup> system, P <sub>s</sub>               | Zooplankton (Cladocera) |                                |
|   |                   |                                    |                         | Total    | Total heterotrophic |   |                         | P <sub>s</sub> /B <sub>p</sub> |
| 5. Nov. - 18 Dec. 1980 (n=6)              |                   |                                    |                         |          |                     |   |                         |                                |
|   | Lake water        | 12.2                               | 0.20                    | 0.24     | 0.0017              | 2.8   |                         | 0.23                           |
|   | Encl.1 I          | 10.7                               | 0.05                    | 0.22     | 0.0014              | 1.7   |                         | 0.16                           |
|   | Encl.4 I          | 11.1                               | 0.27                    | 0.24     | 0.0015              | 1.6   |                         | 0.14                           |
|   | Encl.5 I          | 14.0                               | 0.18                    | 0.20     | 0.0013              | 1.8   |                         | 0.13                           |
| 3 Jun. - 19 Aug. 1981 (n=10)              |                   |                                    |                         |          |                     |   |                         |                                |
|   | Lake water        | 6.5                                | 2.6<br>(1.4)            |          | 0.0008              | 1.9   | (0.9)                   | 0.30                           |
|   | Encl.2 I          | 5.4                                | 3.0<br>(2.0)            |          | 0.0016              | 3.2   | (0.9)                   | 0.60                           |
|   | Encl.3 I          | 4.9                                | 2.7<br>(1.6)            |          | 0.0021              | 1.9   | (0.8)                   | 0.39                           |
|   | Encl.6 I-b        | 1.6                                | 1.2<br>(0.5)            |          | 0.0010              | 0.6   | (0.2)                   | 0.35                           |
| 27 May - 3 Jun. and 22-29 Jul. 1981 (n=7) |                   |                                    |                         |          |                     |   |                         |                                |
|   | Encls. A-C II-b   | 5.1                                | 2.0<br>(1.0)            |          | 0.0034              | 1.8   | (0.6)                   | 0.35                           |

a Net system production = (sedimentation) + (increase in phytoplankton biomass) + (increase in zooplankton biomass)

ンクトンの平均現存量を 50 mg Chl.a m<sup>-3</sup> とすると隔離水界 1 基当たり 440 mg Chl.a となり付着量はこの 28% に相当する。しかし実験期間を約 2 週間とすると付着量はこれより少なくなり、図 23 の冬の 12 日目のデータを用いれば付着量は隔離水界 1 基当たり約 50 mg Chl.a で、これは植物プランクトン現存量を 1 基当たり 440 mg Chl.a とした場合の約 12% となった。

1983 年 6 月より 11 月までの 6 か月間、Type I に付着布を放置したところ、0-1 m の深さの平均で、約 200 mg Chl.a m<sup>-2</sup> の付着量が得られ、Type I の場合、植物プランクトンの現存量を 57 mg

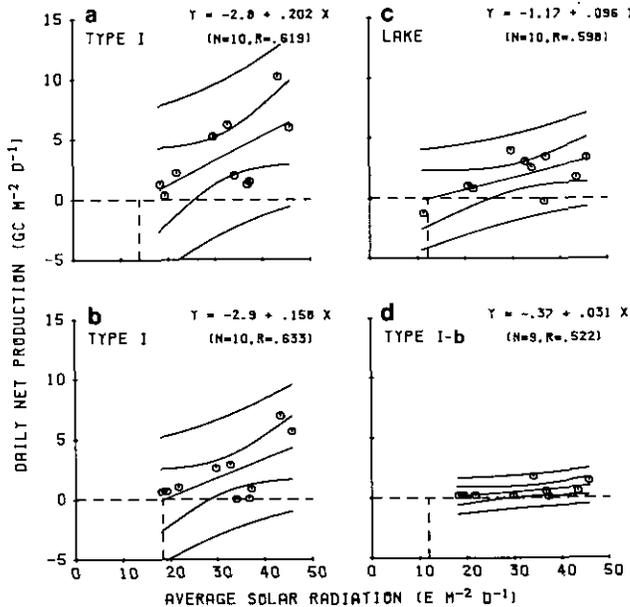


図 22 隔離水界内の生態系純生産量 (=沈殿量+植物プランクトン現存量の増加量+動物プランクトンの現存量の増加量) と期間内の日射量との関係

Fig. 22 Relation of the daily net system production (= sedimentation + increase in phytoplankton biomass + increase in zooplankton biomass) to the mean daily incident solar radiation (3 June–19 August 1981)

a : Type I enclosure (Enc. 2); b : Type I enclosure (Enc. 3); c : Lake water ; d : Type I-b enclosure (Enc. 6).

Chl.a  $m^{-3}$ (表 3, Encl. 2)とし、付着藻が 2 m深さまで均一に分布すると仮定すると、付着藻の植物プランクトンに対する割合は 250 %にもなるので、隔離水界を長期にわたって使用するには、付着藻対策が必要であることを示唆していた。

#### 4. 考 察

底泥のないType I-bの隔離水界では、植物プランクトンと動物プランクトンとの間に、相互作用の結果と考えられる定常的な振動が約 4 回観察された(図 16)。これまでに、ピーカー内マイクロコズム内で、単一の藻類と単一の動物プランクトンとの間で数回にわたる振動が(宮下・安野, 1984), また約 700 lのマイクロコズム内で、複合種の植物プランクトンと複合種の動物プランクトン間で約 2 回の振動が(Jassby *et al.*, 1977) 観察されているが、野外実験系での観測例は少ない。本実験では、栄養塩のうち硝酸態窒素量は十分に残っており(図 13 d), 懸濁態リン量(図 13 f)も多かったため、栄養塩の制限は起こっていなかったと考えられる。事実、Type I-b内の生態系

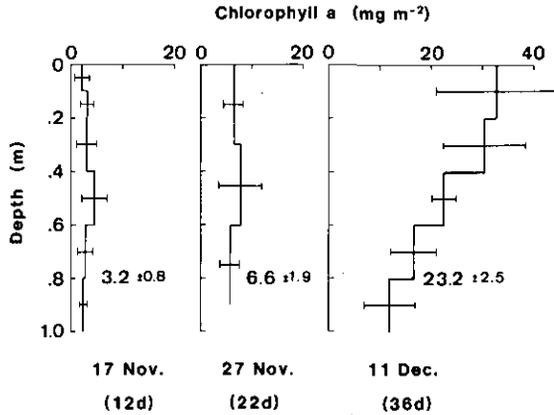


図 23 1980年冬期(11月5日—12月11日)におけるType Iの隔離水界内の附着藻類量の変動

Fig. 23 Amount of attached algae in Type I enclosures during 5 November-18 December 1980

Mean value of four samples taken from two enclosures is shown with SD(horizontal bar). Numerals in the figure indicate the mean and SD of the amount integrated to the depth of 1 m.

の回転速度 ( $P_s/B_p$ ) は湖水に比べて低くなかった(表7)。また植物プランクトン組成も、 $20\ \mu\text{m}$ 以下の種類が多かったことから、Type I-b内の植物プランクトンの増減は、動物プランクトンの摂食量に関連していた可能性がある。Type I-bでは初期の5月27日から6月10日までの間にクロロフィルa量は半減したが、その間の沈降量は約 $23\ \text{gC m}^{-2}$ であると推定された(沈降量は6月3-10日の間に $12.6\ \text{gC m}^{-2}$ であった)。この沈降物が底質としてその後の系の定常的な振動をまかなっていたと考えられる。室内マイクロコズムの例では系の設計には必ずしも底泥は必要とされず(Harte *et al.*, 1980)、多様な底質の群集が実験中に形成されるという(Taub & Crow, 1980)。

夏期のType I-bをType I又は湖水と比較してみると、Type I-b内では栄養塩の絶対量の低下(図13 b-e)、動植物プランクトンの現存量及び生産量の低下(表7)、動植物プランクトンの種構成の変化、特に*Microcystis*の減少(表5)やわむし類の減少(図15)が起り、霞ヶ浦の生態系の再現にはならなかった。Type Iでは栄養塩が底泥から回帰し(図13、及び第3章参照)、湖内と同様に*Microcystis*のブルームが観測された(表5)。Type Iの底泥中の動物プランクトンの休眠卵は水界中の新たな動物プランクトンの供給源として湖水と同じ種組成を維持させていたと考えられる。生態系の安定性だけでなく、類似性という点で、隔離水界の底泥の果たす役割の大きいことが分かり、実験系としてType Iが適切であることが分かった。

隔離水界の中では沈殿量が増加することがこれまでに報告されている(林ら, 1972; 倉沢ら,

1974 : Takahashi *et al.*, 1975)。霞ヶ浦の隔離水界ではType I で冬期に沈殿量が減少し夏期には増加する傾向が見られたが、沈降速度としては有意な差にならなかった。(表 6)。Type I-bでは沈降速度が湖水に比べて有意に高く 3 倍以上の値を示した。この違いはType I-bでラン藻が少なく、沈降速度の違いとなる可能性もあるが、隔離水界の内と外での水界の静的安定度(=1/ρ・∂ρ/∂z, ρ:水の密度; z:水深)の違い (Takahashi *et al.*, 1977) も考慮しなくてはならない。たとえば冬期の 15°Cで 1°Cの成層の場合 (図 4 a) と夏期の 30°Cで 2°Cの成層の場合 (図 6 a) を比較すると、静的安定度は前者では  $8.4 \times 10^{-5} \text{m}^{-1}$ , 後者では  $3.3 \times 10^{-4} \text{m}^{-1}$ で夏期には冬期より約 4 倍高かった。今後はさらに、隔離水界内の水平方向の水の流れを実測し、水界の混合を検討する必要がある。

隔離水界の内部では水界の混合が妨げられ、夏期には *Microcystis* を中心とするラン藻類が表層に集積した。図 24 には 1983 年夏期における Type I 隔離水界内と湖の St. 2 における表層 0—50 cm への植物プランクトンの集積の違いを示した。全水深当たりのクロロフィル a 量に対する表層

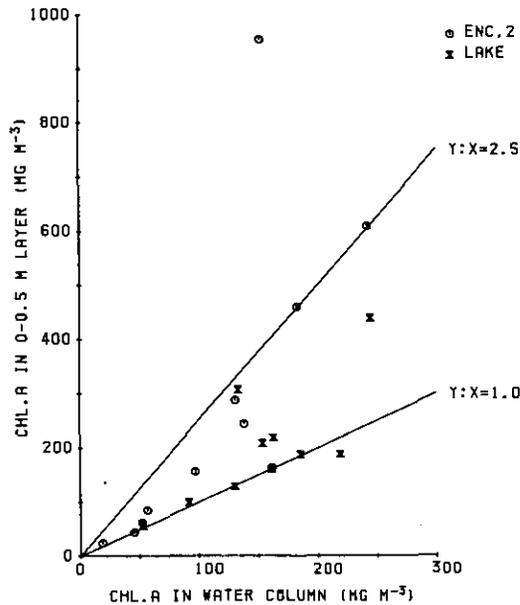


図 24 Type I の隔離水界内と湖水 (St. 2) における全水深当たりのクロロフィル a 濃度 (Type I では 2 m, St. 2 では 3.5 m) と表層 50 cm までのクロロフィル a 濃度との関係

Fig. 24 Relationship between the chlorophyll *a* concentration in surface water to the depth of 0.5m and the chlorophyll *a* cocentration averaged over a entire water column in Type I enclosure and in lake water (St.2)  
 Depths were 2.0m and 3.5m at Type I and St.2, respectively.

(0—50 cm) のクロロフィル $a$ の比は1—2.5の値を示したが、Type I内の方が明らかに湖水よりも高かった。栄養塩濃度が制限因子にならず、光が律速しているような富栄養湖では、風による湖水の攪拌は無光層への植物プランクトンの分散をもたらし、植物プランクトンの増殖には不利になることが知られている (DiGiano *et al.*, 1978; 岡田, 1981)。Type Iの隔離水界では内部の水界の混合が少なく、ラン藻類が表層に集積し、結果として生態系純生産量は湖水よりも高い値を示した(表7)。またType I内の*Microcystis*の表層への集積は、有光層の深さを浅くし、壁面の付着藻に対して制限的な効果をもたらし、結果として壁面効果を小さくするものと考えられる。

今回用いた隔離水界のうち、Type Iは、冬期の43日間、夏期の78日間を通じて、霞ヶ浦の生態系を良く再現していたと言える。一次生産者である植物プランクトンの現存量を目安として、初期現存量の半分以下に低下しない間を、便宜的に隔離水界の再現性のある期間とみなすと、Type I-bでは約2週間、Type IIでは約10日間、Type II-bでは約4日間が再現性のある期間となる。Type II、Type II-bでは水界内の溶存酸素の低下が大きい傾向がみられたが(図21)、これはバクテリアの現存量が増加したため(図19, 表8)酸素消費が促進されたと考えられる。Type Iの隔離水界においても半年もの長期にわたり実験を継続する場合は、付着藻、付着群集の現存量が増加するため、壁面内側にライニングを張る(Gächter, 1979)等の対策が必要であろう。

隔離水界のサイズ効果については、水界内の生物生産と、壁面及び底面を介してのフラックスの比として評価できる(Dudzik *et al.*, 1979)。すなわち開口部の一辺の長さが $a$ 、深さが $h$ の隔離水界を考え、水界内の生物生産は体積 $a^2h$ に比例するものとする。壁面を介してのフラックスは壁面積 $4ah$ に、底面を介してのフラックスは底面効果及び底面積 $a^2$ に比例する。したがって壁面効果及び底面効果は $c_1$ 、 $c_2$ を定数としてそれぞれ $c_1/a$ 、 $c_2/h$ となる。ここで現場の深さの隔離水界を考えると底面効果はサイズに無関係になる。また直径 $d$ の円筒形隔離水界の壁面効果は同様に $c_1/d$ で表せる。たとえばType IIはType Iの16%の容積であるが壁面効果はType Iの2.5倍である。

図25に、これまでに湖沼やダム湖で用いられた隔離水界を、矩形のものは一辺の長さに対して、円筒形のものは直径に対して、実験期間の日数をプロットした。文献中の実験期間は必ずしも実験可能期間ではないが、最低限実験を行うことのできる期間を示す目安にはなると考えられる。霞ヶ浦についてはType Iの1980年冬、1981年夏、及びType IIの1981年夏の3点をプロットした。他の11湖沼は酸性湖一つを除いてほとんどが富栄養湖である。複数の隔離水界を用いて魚の投入等の実験を行っている場合(Lamarra, 1975)は、何も投入しない隔離水界の実験期間をプロットした。また二つの場合(図25のNo.14とNo.15)以外は底泥を含む隔離水界である。Badegg湖では中の水を入れ換えている(Gächter, 1979, No.2)。上記の三つの場合(No.2, 14, 15)を除いて回帰をとると実験期間は開口部の長さの約0.8乗に比例していた。このことと壁面効果が先に述べたように長さの-1乗に比例していることを考えあわせると、隔離水界のサイズを大きくすることによる自然の再現性と持続期間への効果はあまり大きくないと考えられる。実験の目的に応じてサイズと実験期間を定めるべきであろう。

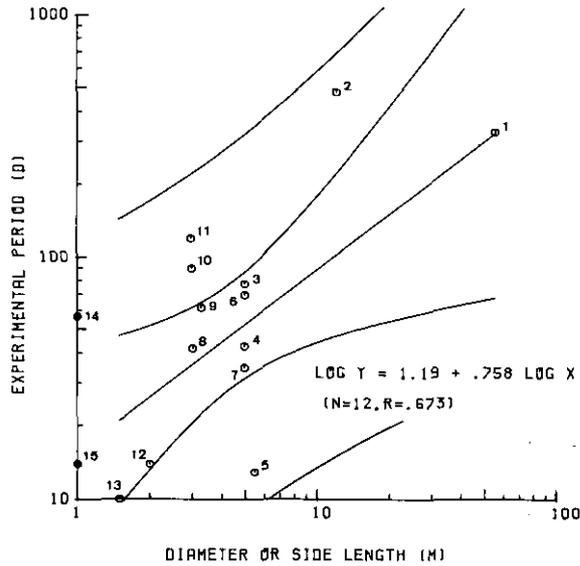


図 25 湖沼における隔離水界実験での実験継続日数の隔離水界有効直径に対する関係

Fig. 25 Relationship between the experimental periods and the side lengths or diameters of the opening of the enclosures in various lakes

Enclosures indicated by open circles are open to sediments. Number 2 enclosure was not included for the calculation of regressions since in this enclosure flow-through system was applied. Numbers 14 and 15 were not included for the calculation of regression.

1 : Bielham Tarn (Lund, 1972); 2 : Lake Baldegg (Gachter, 1979); 3 and 4 : Lake Kasumigaura (Present study); 5 : Lake Suwa (Kurasawa *et al.*, 6 and 7 : Midmar Dam (Twinch and Breen, 1978); 8 : Marion Lake (Dickman and Efford, 1972); 9 : Kuska Pond (Lamarra, 1975); 10 : Lake Bysjön (Andersson *et al.*, 1978); 11 : Lake Trummen (Andersson *et al.*, 1978); 12 : Lake Kasumigaura (Present study); 13 : Lake Suwa (Hayashi *et al.*, 1972); 14 : Cheat Lake (DeCosta *et al.*, 1983); 15 : Lake Emily (Lamarra, 1975)

### 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.
- Andersson, G., H. Berggren, G. Cronberg and C. Gelin (1978): Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 59, 9-15.
- Davies, J.M. and J.C. Gamble (1979): Experiments with large enclosed ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, B, 286, 523-544.

- DeCosta, J., A. Janicki, G. Shellito and G. Wilcox (1983) : The effect of phosphorus additions in enclosures on the phytoplankton and zooplankton of an acid lake. *Oikos*, **40**, 283-294.
- Dickmann, M. and I.A. Efford (1972) : Some effects of artificial fertilization on enclosed plankton populations in marion lake, british columbia. *J. Fish. Res. Board Can.*, **29**, 1595-1604.
- DiGiano, F.A., L. Lijklema and G. V. Straten (1978) : Wind induced dispersion and algal growth in shallow lakes. *Ecol. Model.*, **4**, 237-252.
- Dudzik, M., J. Harte, A. Jassby, E. Lapan, D. Levy and J. Rees (1979) : Some considerations in the design of aquatic microcosms for plankton studies. *Int. J. Environ. Stud.*, **13**, 125-130. Elliott, E.T., L.G. Castanares, D. Perlmutter and K.G. Porter (1983) : Trophic-level control of production and nutrient dynamics in an experimental planktonic community. *Oikos*, **41**, 7-16.
- Elliott, E.T., L.G. Castanares, D. Perlmutter and K.G. Porter (1983) : Trophic-level control of production and nutrient dynamics in an experimental planktonic community. *Oikos*, **41**, 7-16.
- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984 a) : 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
- 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984 b) : 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
- Gächter, R. (1979) : MELIMEX, an experimental heavy metal pollution study : Goals, experimental design and major findings. *Schweiz. Z. Hydrol.*, **41**, 169-176.
- 合田 健 (研究代表者) (1981) : 霞ヶ浦全域調査データ。国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 335—375.
- 花里孝幸・安野正之 (1984) : 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産, 1981—1983. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号
- Harris, G. P. (1978) : Photosynthesis, productivity and growth : the physiological ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, **10**, 1-171.
- Harte, J., D. Levy, J. Rees and E. Saegerbarth (1980) : Making microcosms an effective assessment tool. In : Giesy, J.P. (ed.), *Microcosms in ecological research*, U.S. Department of Energy DOE Symposium Series CONF-781101 NTIS, p.105-137.
- 林 秀剛・沖野外輝夫・青山莞爾 (1972) : 水柱内での有機物収支について。I. ビニール膜による水柱の人為隔離 (水中円筒) による検討。陸水学雑誌, **33**, 51—59.
- 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.
- 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.
- Jassby, A., J. Rees, M. Dudzik, E. Lapan, D. Levy and J. Harte (1977) : Trophic structure modifications by planktivorous fish in aquatic microcosms. EPA-600/7-77-096, 18p.
- 倉沢秀夫 他 (諏訪湖 Bag 実験グループ) (1971) : Bag 実験による諏訪湖における基礎生産と分解関係の研究。JIBP-PF 諏訪湖経過報告, **4**, 36—74.
- Lamarra, V.A. Jr. (1975) : Digestive activities as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **19**, 2461-2468.
- Lund, J.W.G. (1972) : Preliminary observations on the use of large experimental tubes in lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, **18**, 71-77.
- 宮下 衛・安野正之 (1984) : 環境汚染物質検出系としてのマイクロエコシステムの開発。国立公害研究所研究報告, 第 62 号
- 岡田光正 (1981) : *Microcystis* による水の華の発生シミュレーション——その発生の特色と発生防止対策の検討——。国立公害研究所調査報告, 第 18 号, 55—69.

- 桜井善雄 (1975) : 湖沼における細菌と藻類の量的関係, 微生物生態研究会 (編) : 微生物の生態 2, 35—51, 東京大学出版会.
- 高橋正征 (1979) : 水質汚濁研究におけるマイクロコズムの利用. 水質汚濁研究, 2, 12—19.
- Takahashi, M., W.H.Thomas, D.L.R.Seibert, J.Beers, P.Koeller and T.R.Parsons (1975) : The replication of biological events in enclosed water columns. Arch. Hydrobiol., 76, 5-23.
- Takahashi, M., G.T.Wallace, F. A.Whitney and D.W.Menzel (1977) : Controlled ecosystem pollution experiment : Effect of mercury on enclosed water columns. I. Manipulation of experimental enclosures. Mar. Sci. Comm., 3, 291-312.
- Taub, F.B. and M.E. Crow (1980) : Synthesizing aquatic microcosms. In : Giesy, J.P. (ed.), Microcosms in ecological research, U.S. Department of Energy DOE Symposium Series CONF-781101 NTIS, p.1-13.
- Truesdale, G.A., A.L. Downing and G.F. Lowden (1955) : The solubility of oxygen in pure water and sea-water. J. Appl. Chem., 5, 53-62.
- Twinch, A.J. and C.M. Breen (1978) : Enrichment studies using isolation columns. I. The effects of isolation. Aqua. Bot., 4, 151-160.
- Wetzel, R.G. (1975) : Limnology. Saunders College Publishing, Philadelphia, 743 p.

### 3. 硫酸アルミニウム処理による底泥からのリン溶出削減

#### Phosphorus inactivation in enclosures of a eutrophic shallow lake by aluminum sulfate application

##### Abstract

Effects of phosphorus inactivation by aluminum sulfate application were studied using enclosures placed in a eutrophic shallow Lake Kasumigaura from June to August, 1981. Four enclosures (5m×5m×2.2m) and one bag (5m×5m×2m) were used for this study. Aluminum sulfate was applied to Encls. 1 and 4 in early June and the doses were 1.4g Al/m<sup>2</sup> and 6.9g Al/m<sup>2</sup>, respectively. Encls. 2 and 3 were used for control and Encl. 6, the bag was used to evaluate the internal loading from sediments.

The concentrations of chlorophyll-a, phosphorus and nitrogen in Encl. 6 rapidly decreased and then remained low, while those in Encls. 2 and 3 increased due to the release of nutrients from the sediment. In Encls. 1 and 4, those concentrations were intermediate between Encls. 2, 3 and Encl. 6. The release rates of phosphorus from the sediment surface were estimated as 18.2mg P/m<sup>2</sup>·day in Encl. 2 and 24.9mg P/m<sup>2</sup>·day in Encl. 3 during 9 to 22 July. The rates in Encls. 1 and 4, which were treated with aluminum sulfate, were estimated as 8.8mg P/m<sup>2</sup>·day and 7.6mg P/m<sup>2</sup>·day, respectively.

These results indicate that the aluminum sulfate application of 1.4 to 6.9g Al/m<sup>2</sup> may be able to reduce the phosphorus release from sediments by about 40%. This reduction apparently suppressed the increase of algal standing crop. Although, in lake water and Encls 2 and 3, *Microcystis* increased enormously in July and occupied more than 95% of the total standing crop (average 3.2g C/m<sup>3</sup>), it scarcely increased in Encl. 1 which was treated with aluminum sulfate at a dose of 1.4g Al/m<sup>2</sup>. The dominant species were *Eudorina elegans*, *Closterium* sp., *Volvox aureus*, and *Oocystis* spp. in Encl. 1. In Encl. 4, treated at a dose of 6.4g Al/m<sup>2</sup>, *Microcystis* curiously became the dominance species (average 1.4g C/m<sup>3</sup>), but several species of green algae (*Eudorina elegans*, *Chlamydomonas* spp., and *Closterium* sp.) and dinoflagellates (*Ceratium hirundinella*) also appeared. The algal standing crop was very small in Encl. 6, possibly because of the lack of supply of nutrients from sediment surface.

The species composition of zooplankton was not different in lake water and enclosures. Rotifers were dominant in early June, and then *Bosmina longirostris* became abundant. Although *Bosmina longirostris* was replaced with *Bosmina fatalis* in lake water, Encl. 2 and Encl. 3 in July, the replacement occurred in Encl. 1 and Encl. 4 after a month. The standing crop of zooplankton between Encls. 2, 3 and aluminum treated Encls. 1, 4 was not different in the range 2.1 and 2.7g/m<sup>3</sup>, despite of a great difference in the algal standing crop and species composition. These results

may be explained by the fact that there was little difference in the amounts of nanoplankton between Encls. 2, 3 and Encls. 1, 4. In Encl. 6 the standing crop of zooplankton was lowest as a result of the low standing crop of phytoplankton. The results suggest that there is no effect of aluminum sulfate application on zooplankton.

The present studies indicate that aluminum sulfate application may reduce the phosphorus release from sediment surface, and standing crop and species composition of phytoplankton will be greatly influenced.

### 3.1 水質の変化と湖底からのリン溶出速度の推定

#### The effects on water quality and estimation of phosphorus release rates from sediment surface

##### 1. はじめに

多くの湖沼では、湖水中の栄養塩濃度やクロロフィル $a$ 濃度は集水域からの栄養塩の流入負荷量によって支配されている (Rigler, 1975; Vollenweider, 1976; Schindler, 1978; OECD, 1982)。したがって湖内に流入する栄養塩を減少させることによって、湖内の栄養塩濃度やクロロフィル濃度を減少させることができる (Edmondson & Lehman, 1981 他)。しかしながら、一部の湖沼では流入栄養塩負荷を減少させたにもかかわらず期待された富栄養化の回復が得られていない (Larsen *et al.*, 1979; Ahlgren, 1980)。これらの湖沼では夏期に底泥からの栄養塩回帰による内部負荷が大きく、流入栄養塩負荷削減の効果が短期間のうちには現れていない。

霞ヶ浦においても、湖水中の栄養塩濃度やクロロフィル濃度は主として集水域からの栄養塩類の流入負荷によって支配されていると考えられる (大槻・相崎, 1980; 相崎ら, 1983) が、一方夏期の藻類大增殖に伴う水中全リン濃度の増加は底泥からのリンの回帰を無視しては考えられない (Otuki *et al.*, 1980)。霞ヶ浦における底泥からの栄養塩回帰機構は河合 (1981) によって幾つかに整理されているが、その評価はまだ定まっていない。

底泥からの栄養塩回帰による内部負荷が大きい場合、流入負荷削減の効果が減少するところから、底泥からの栄養塩回帰に対する対策を考える必要がある。湖沼の富栄養化に関する底泥対策としてはしゅんせつ等いくつかの方法が考えられ、実施されている (細見, 1983)。底泥中の栄養塩、特にリンの不活性化もその一つの方法である。底泥中のリンは鉄、マンガン、カルシウム、アルミニウムなどの酸化物または水酸化物に吸着する形で主に存在していると考えられている (細見・須藤, 1979, 1981; 河合ら, 1984)。これらの化合物は好氣的条件下であれば通常のpH範囲で安定である。しかしながら、鉄及びマンガン化合物は底泥が還元状態になると容易に還元され、吸着しているリンを放出する。その為、これらの元素はリンの不活性化の目的に使用できない。カルシウムとリンの化合物は安定であるが、このような化合物を効果的に形成させるには自然水域ではありえないような高pH域が必要である。また石灰の使用は湖内生物相への影響も大きい。これに対してアルミニウムは底泥で起こりうる酸化還元電位変化の範囲では酸化状態が変わることがなく、毒性も少ない。これらのことから、底泥中のリンの不活性化処理としてはアルミニウム化合物、特に硫酸アルミニウムによる処理が多く行われている (Funk & Gibbons, 1978 ;

Cooke & Kennedy, 1981)。

本研究では霞ヶ浦高浜入に設置した隔離水界を使用し、外部流入負荷がなくなった場合の底泥からの栄養塩回帰量の算出、外部流入負荷と底泥からの負荷を除いた時の水質変化及び硫酸アルミニウム添加による底泥からの栄養塩回帰抑制効果等の検討を行った。

## 2. 実験方法

霞ヶ浦高浜入最奥部の水深 2.2 m の地点に設置した開口部 5 m 四方の実験隔離水界 5 基を用いて、1981 年 6 月初めに実験を開始した。隔離水界の形状及び処理内容を表 1 に示す。Encl. 2 及び

表 1 隔離水界の形状及び処理内容

Table 1. Size and bottom conditions of the enclosures for alminum sulfate application experiment

| No.     | 水深   | 容積               | 底の状態   | 硫酸アルミニウム処理 |                     |
|---------|------|------------------|--------|------------|---------------------|
| Encl. 1 | 2.2m | 55m <sup>3</sup> | 湖の自然の泥 | ○          | 1.4g/m <sup>2</sup> |
| Encl. 2 | 2.2  | 55               | 湖の自然の泥 | ×          |                     |
| Encl. 3 | 2.2  | 55               | 湖の自然の泥 | ×          |                     |
| Encl. 4 | 2.2  | 55               | 湖の自然の泥 | ○          | 6.9g/m <sup>2</sup> |
| Encl. 6 | 2.0  | 50               | シート    | ×          |                     |

Encl. 3 は外部流入負荷を除いた時の底泥からの内部負荷を調べる目的で使用し、形状としてはフェンスで囲っただけの状態に保った。Encl. 1 及び 4 には、フェンスで囲った上に底泥中のリンを不活性化する目的で硫酸アルミニウムを実験開始時に投入した。投入量は、底泥中の鉄態リン濃度 1 mg/g・dry wt. が深さ 10 cm まで分布すると仮定して 8 g/m<sup>2</sup> のリンを基準に、その 2 割を不活性化する硫酸アルミニウム 1.4 g/m<sup>2</sup> を Encl. 1 に、その全部を不活性化する量 6.9 g/m<sup>2</sup> を Encl. 4 に投入した。投入した硫酸アルミニウムは塩酸で pH を調整し、完全に溶解した状態で使用した。投入前の pH は 8.7 で、投入後表層を攪拌した状態で Encl. 1 では pH 7.5, Encl. 4 では pH 5.5 であった(図 1)。Encl. 6 は外部流入負荷及び底泥からの負荷を除いた時の水質変化を調べる目的で設置し、形状としては底にもシートのあるバック状の隔離水界である。Encl. 6 には 1981 年 5 月 27 日に水深 0.5 m の湖水 50 m<sup>3</sup> をポンプで注入し、その後の水質変化を調べた。他の隔離水界については 6 月 3 日に囲い、実験を開始した。水質測定及び採水は週に 1 ないし 2 回行い、50 φ × 200 mm の透明アクリルパイプで隔離水界の中央及び隔離水界の外の湖水で全層採水を行った。なお隔離水界の構造及び分析方法等に関しては第 2 章を参照されたい。

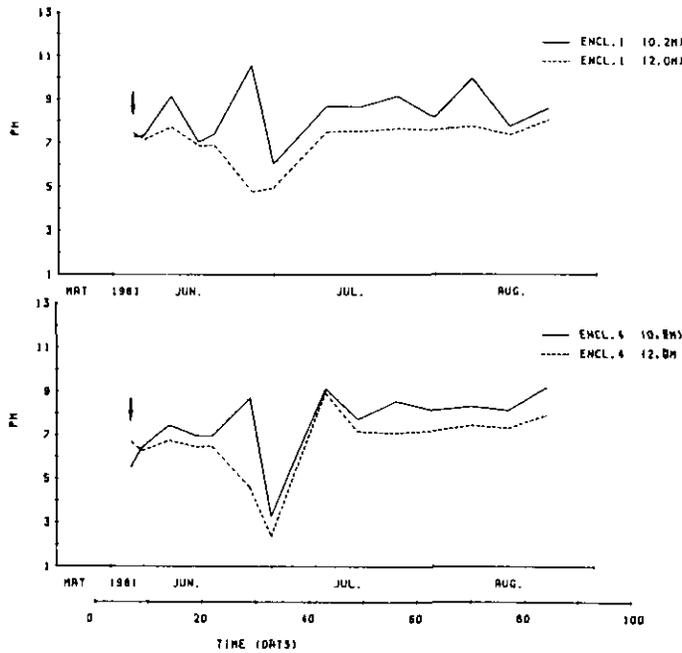


図 1 アルミニウム処理をしたEncl. 1 及びEncl. 4 での表層(0.2 m)及び底層(2 m)のpH変化

Fig. 1 Changes in pH of epilimnion (0.2m) and hypolimnion (2m) in the enclosures 1 and 4

### 3. 結果

#### 3.1 流入負荷抑制の効果

実験期間中の気象及び水温変動は以下のとおりであった(第2章図7参照)。実験開始後6月中旬から梅雨に入り、日射量の低下、降雨量の増加がみられた。この期間中の水温は20°C前後であった。7月上旬の梅雨明けとともに日射量は急増し、現場水温は7月15日までの半月間に表層で20°Cから30°Cに増加し、底層の水温も28°Cまで上昇した。その後7月下旬に一時降雨がみられたが、水温は8月下旬まで28~30°Cを維持した。8月23日に台風15号が上陸し強風と降雨が観測された。観測はその後も継続されたが、台風による影響の評価ができないため、今回は8月19日までの調査結果に基づいて報告する。

流入負荷量抑制の効果を調べる目的で、Encl. 2, Encl. 3, Encl. 6 及び隔離水界外部(湖水)の水質変化を比較した。図2にクロロフィルa濃度の変化を示す。実験開始時のクロロフィルa濃度は約70µg/lであったが、6月の梅雨期には湖水で30~50µg/l, Encl.2及びEncl.3では5~20µg/lの濃度まで低下した。7月に入り梅雨明けとともに、クロロフィルa濃度の急激な増加がみられ、

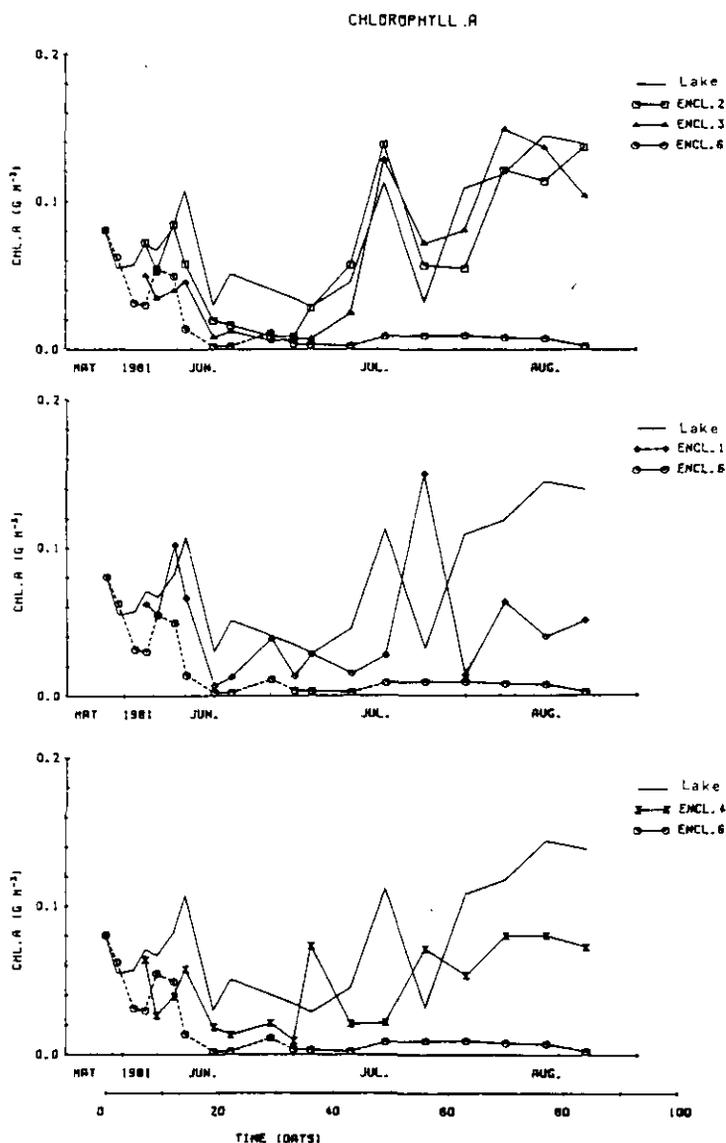


図 2 クロロフィルa濃度の変化

Fig. 2 Changes in chlorophyll-a concentrations in each enclosure and lake water

8月に入ると  $100 \sim 150 \mu g/l$  程度の濃度を維持した。一方、降雨を除いて流入負荷をカットした Encl. 6 では、梅雨期にその値は  $2 \sim 3 \mu g/l$  まで低下し、夏期にもほとんど増加しなかった。

図 3 に  $PO_4-P$  濃度の変化を示す。実験開始時は  $8 \sim 16 \mu g/l$  の濃度で梅雨期もほぼそのまゝの値であったが、湖水、Encl. 2 及び Encl. 3 では 7 月の梅雨明けとともに急激な濃度上昇が観測された。この急激な濃度上昇の時期はクロロフィル濃度の急激な増加より約 1 週間の遅れがみられた。

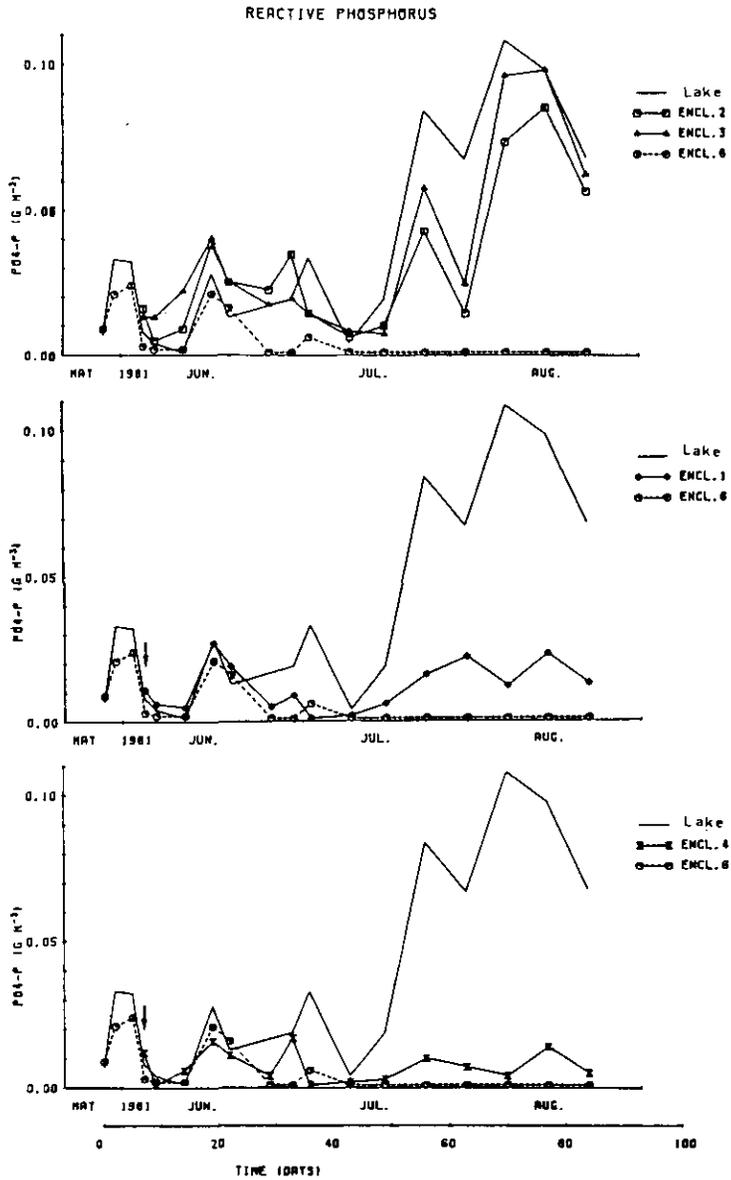


図 3 溶存無機態リン (PO<sub>4</sub>-P) 濃度の変化

Fig. 3 Changes in reactive phosphorus (PO<sub>4</sub>-P) concentrations in each enclosure and lake water

8月に入るとその値はほぼ一定し、100~140 μg/l程度の濃度を維持した。一方、Encl. 6では夏期にはその濃度が低下し、ほぼ検出限界以下の濃度を持続した。

図4に全リン濃度の変化を示す。全リン濃度はクロロフィル $a$ 濃度と類似した変動を示し、梅雨明けとともに急激な増加が、湖水、Encl. 2及びEncl. 3でみられた。湖水では、梅雨期の濃度が0.07~0.14 mg/lであったのが、7月下旬から8月にかけて0.24~0.28 mg/lの濃度まで上昇した。Encl. 2及び3では、0.05~0.09 mg/lであったのが0.22~0.34 mg/lまで上昇した。6月18日か

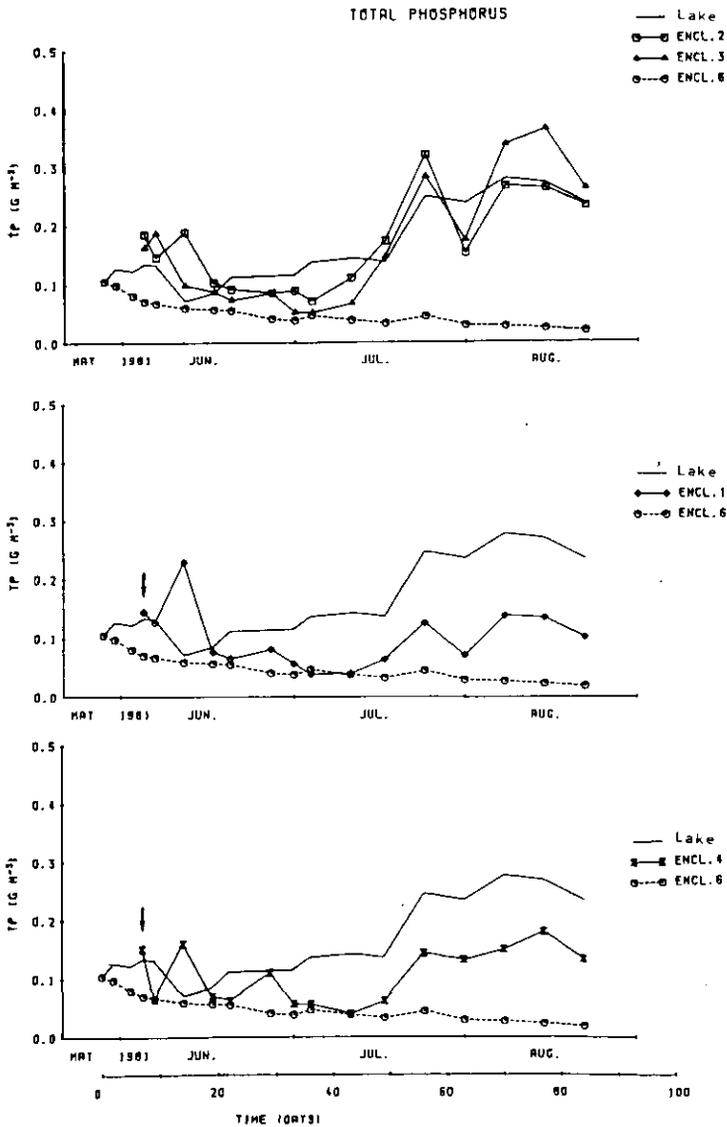


図 4 全リン濃度の変化

Fig. 4 Changes in total phosphorus concentrations in each enclosure and lake water

ら7月9日までの全リン濃度の平均値と7月22日から8月19日までの平均値を比較すると、湖水で $0.28 \text{ g/m}^2$ , Encl. 2で $0.35 \text{ g/m}^2$ , Encl. 3で $0.48 \text{ g/m}^2$ の全リンの増加がみられた。図から明らかごとく、平均をとった両期間内では濃度変動幅が少なかった所から、7月9日から22日までの13日間にほぼ上記の全リン増加が生じたと推定できる。この期間の平均増加速度は、湖水で $22 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{d}$ , Encl. 2で $27 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{d}$ , Encl. 3で $37 \text{ mgP/m}^2 \cdot \text{d}$ となった。一方、Encl. 6では夏期でも全リン濃度の上昇がみられなかった所から、Encl. 2及び3でのこの増加は、底泥からのリンの回帰によるものと推定できる。全リン濃度の増加した7月9日から22日にかけて、Encl. 2及び3の底層の溶存酸素濃度は $6 \text{ mg/l}$ から $2 \text{ mg/l}$ に減少していたので、底泥表層は嫌氣的状態になっていた可能性がある(第2章図6参照)。

リンに関しては底泥からの回帰が大きいたことが明らかになったが、窒素はリンとは異なった挙動を示した。図5に溶存全無機態窒素濃度(TIN)の変化を示す。湖水及びEncl. 2は類似した挙動を示し、6月下旬にTIN濃度の著しい増加がみられたが、Encl. 3及び6では実験開始時から徐々に低下し、藻類の急激な増加のみられた7月下旬には $0.02 \text{ mg/l}$ 程度の低い値となった。溶存無機能リンとは異なって、夏期にTIN濃度の増加はみられず、その成分もほとんどアンモニア態窒素だけであった。図6にTINと懸濁態有機窒素(PON)濃度の和で表した全窒素(TN)濃度の変化を示す。TN濃度の変化は全リン濃度の変化と異なって隔離水界の違いによってその挙動がかなり異なっていた。湖水及びEncl. 2ではTIN濃度が増加した6月下旬にTN濃度も増加しており、特に湖水で著しかった。その後、梅雨明け後のクロロフィル $a$ 濃度や全リン濃度の増加にもかかわらず、TN濃度は減少する傾向を示し、Encl. 2では8月上旬に再び増加がみられたが、その濃度は実験開始時の濃度とほぼ等しかった。Encl. 3では、7月上旬まで濃度の低下がみられたが、梅雨明け後のクロロフィル $a$ 濃度及び全リン濃度の増加と一致して濃度の上昇がみられ、8月中旬に最高値に達した。Encl. 6ではその濃度は実験開始時から徐々に低下し、8月中旬には $0.08 \text{ mg/l}$ の濃度になった。

### 3.2 硫酸アルミニウム添加による底泥からのリン溶出削減の効果

硫酸アルミニウム添加によって底泥からのリンの溶出を抑制できるかどうかについてEncl. 1及び4を用いて調べた。Encl. 4にはEncl. 1の5倍量の硫酸アルミニウムを投入した。図2にクロロフィル $a$ 濃度の変化を湖水及びEncl. 6と比較して示す。7月初めの梅雨明け前まではEncl. 4で7月2日に約 $70 \mu\text{g/l}$ という濃度を観測した以外、ほぼ他の隔離水界や湖水と似た挙動を示した。梅雨明け後はEncl. 1で7月22日に $149 \mu\text{g/l}$ という高い濃度が測定されたがこのような高濃度は持続せず、その後は $13 \sim 60 \mu\text{g/l}$ という濃度を維持した。Encl. 4では梅雨明けとともに徐々に濃度が増加し、8月中は約 $70 \sim 80 \mu\text{g/l}$ という濃度を維持した。8月中の平均クロロフィル $a$ 濃度を湖水及びコントロールのEncl. 2, 3と比較すると、Encl. 1では約40%, Encl. 4では約60%の濃度になり、硫酸アルミニウム添加によって夏期の藻類増殖を抑制できることが明らかになった。

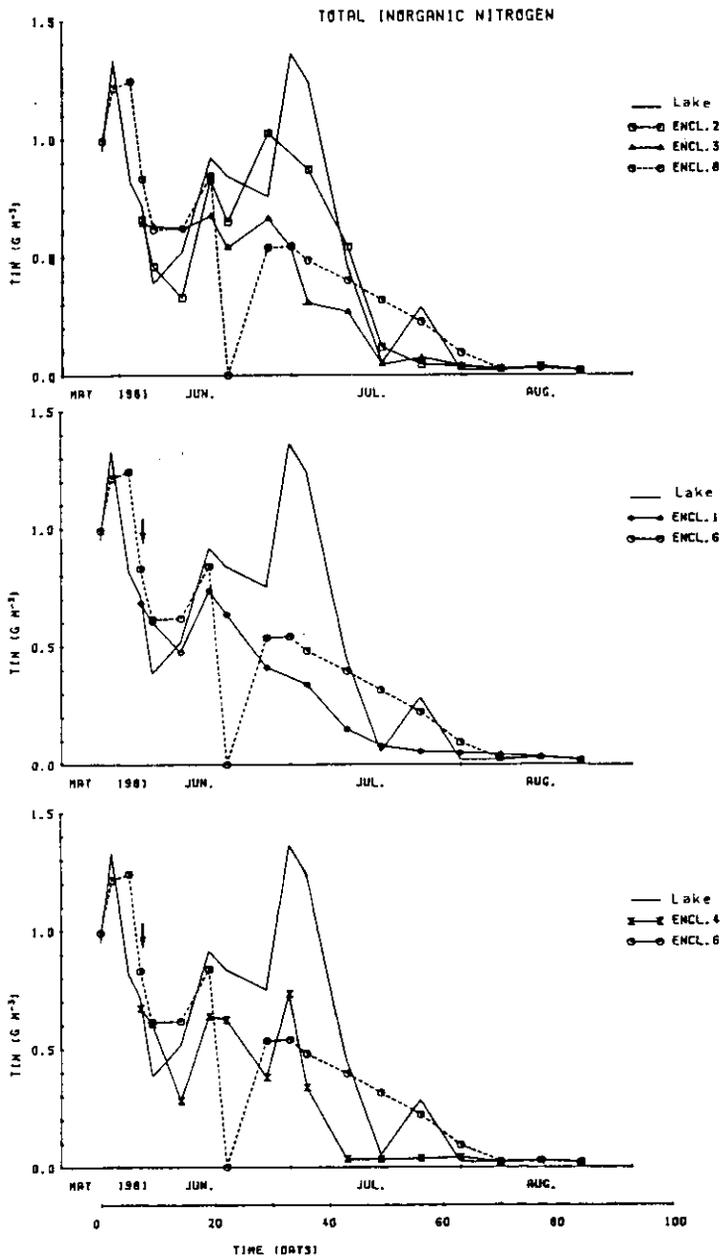


図 5 全無機態窒素 (TIN) 濃度の変化

Fig. 5 Changes in total inorganic nitrogen concentrations in each enclosure and lake water

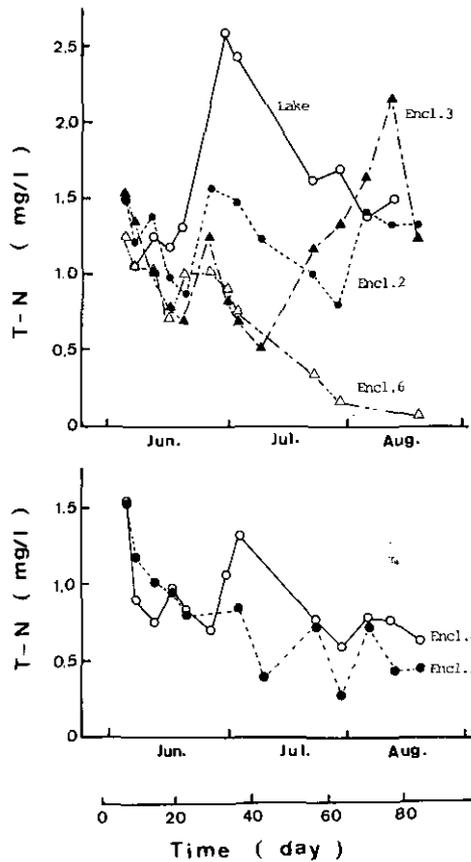


図 6 全窒素濃度の変化, 全窒素濃度はTINとPON濃度の和で表した

Fig. 6 Changes in total nitrogen concentrations in each enclosure and lake water

図3に $PO_4$ -P濃度の変化を示す。硫酸アルミニウム添加は底泥からのリン溶出を抑制することを目的としているが、 $PO_4$ -P濃度の変動でみるかぎり、その効果は顕著に表れた。図から明らかなく、Encl. 1及び4では湖水やEncl. 2及び3で観測された夏期の $PO_4$ -P濃度の増加が観測されなかった。8月中の平均 $PO_4$ -P濃度はEncl. 1で0.016 mg/l, Encl. 4で0.007 mg/lであり、湖水やEncl. 2及び3に比較して前者が約20%, 後者が約9%の値となった。

図4に全リン濃度の変化を示す。8月中の平均全リン濃度はEncl. 1では0.125 mg/l, Encl. 4で0.156 mg/lであり、湖水やEncl. 2及び3に比べてそれぞれ約50%及び約60%の濃度になった。全リンの増加速度を他の隔離水界や湖水と比較すると、7月9日から22日までの増加量はEncl. 1で0.128 g/m<sup>2</sup>, Encl. 4で0.185 g/m<sup>2</sup>であり、上記期間中の平均増加速度はそれぞれ9.8 mg/m<sup>2</sup>・d及び14 mg/m<sup>2</sup>・dと計算された。これらのことから硫酸アルミニウム添加によって底泥からのリン溶出が抑制されることは明らかになった。しかしながら、硫酸アルミニウム添加によるク

クロフィル $a$ 濃度の減少は、 $PO_4$ -P濃度がまだかなりの藻類増殖を引き起こす量残存していたことから、底泥からのリン溶出量を抑制できたため生じた現象ではないと判断された。

図5にTIN濃度の変化を示す。TIN濃度の変動は湖水やEncl. 2及び3での変動と類似していたが梅雨期後半での著しいTIN濃度の上昇は観測されず、7月中旬には藻類の増殖とともにその濃度は0.04~0.05 mg/lの値まで低下し、8月中もほぼ同程度の値を維持した。図6にTINとPON濃度の和で表したTN濃度の変化を示す。TN濃度は湖水やEncl. 2及び3とは異なって、Encl. 1では実験開始時から徐々に減少し、Encl. 4でも7月前半に濃度増加が観測された以外、夏期には顕著な増加は観測されなかった。このような結果は、硫酸アルミニウム添加が底泥からの溶存無機態窒素の溶出も抑制していることを示唆している。またリン濃度やクロフィル $a$ 濃度の変化と合わせて考えると、隔離水界内及び湖水とも窒素が制限因子になっていた可能性が高い。

## 4. 考察

### 4.1 底泥からのリン回帰量の推定

霞ヶ浦底泥からのリンの回帰機構、回帰速度等については河合ら(1981, 1984)、細見・須藤(1984)が詳細な報告を行っている。ここでは隔離水界を用いて流入リン負荷の影響を無視できる条件にした場合のリン回帰速度の推定を行う。図6から明らかなごとく、Encl. 2及びEncl. 3の全リン濃度は梅雨明けとともに増加し、7月9日から22日までの全リン増加速度はEncl. 2で27 mgP/m<sup>2</sup>・d、Encl. 3で37 mg/m<sup>2</sup>・dと推定できた。この全リンの増加が底泥からのリン回帰に由来するものであるとすると、この回帰速度は過去に報告された回帰速度(Holdren & Armstrong, 1980)に比較しても大きい方に属す。この全リン濃度の増加には底泥の巻き上がりによる懸濁態リンの増加も含まれるのでその影響を除く必要がある。図3から湖水、Encl. 2及びEncl. 3での7月9日から22日の期間での溶存無機態リンの増加速度を求めると、湖水で11.8 mgP/m<sup>2</sup>・d、Encl. 2で5.8 mgP/m<sup>2</sup>・d、Encl. 3で8.5 mgP/m<sup>2</sup>・dであった。次に懸濁態リンの増加を底泥の巻き上がりと藻類に取込まれた分部分に分離した。上記期間のクロフィル $a$ 濃度の増加速度を求めると、湖水で11.6 mg/m<sup>2</sup>・d、Encl. 2で12.4 mg/m<sup>2</sup>・d、Encl. 3で16.4 mg/m<sup>2</sup>・dであった。水中の懸濁態リンとクロフィル $a$ との比は観測日によって0.8~5.5まで大きく変化しており、その平均は約2.0と底泥の巻き上がりによる懸濁態リンの増加を示唆した。藻体中のリン含量とクロフィル $a$ 含量の比は藻類の生存する環境条件によって変化することが知られているが、ほぼ1:1の比率と考えて大きな誤差はないと思われる(福島ら, 1984)。そこでここでは、クロフィル $a$ の増加速度を藻体に取り込まれたリンの増加速度と同じと仮定する。その結果、底泥からの巻き上りを除外したリンの増加速度は湖水で23.4 mgP/m<sup>2</sup>・d、Encl. 2で18.2 mgP/m<sup>2</sup>・d、Encl. 3で24.9 mgP/m<sup>2</sup>・dとなり、湖水では全リン濃度の実測値の変化から求めた増加速度にほぼ一致し、Encl. 2及び3では約67%の値になった。

Holdren & Armstrong (1980)によれば、今回観測されたような高い溶出速度は、実験室にお

ける測定結果であるが、Mendota湖の7月の底泥で測定されている。彼らの測定では2日間の短期的な溶出速度であるが、表層0~2cm層の底泥で38~83 mgP/m<sup>2</sup>・dの溶出速度を記録している。Mendota湖の場合、このような高い溶出速度がみられるのは主として7月の試料に限られており、他の月では溶出速度は著しく低下した。またこの溶出速度は窒素ガスを通気しても空気を通気してもあまり変化なく、また底泥表面が攪乱されていてもいなくてもほぼ同程度の速度であった。彼らによれば、リンの溶出速度は間引き水中のリン濃度と関係が深く、上記の溶出速度が測定された時の底泥間引き水中のリン濃度は約1mg/lと他の測定時に比べて非常に大きな値であった。細見・須藤(1984)によれば霞ヶ浦底泥間引き水中のリン濃度は表層付近に6月頃から蓄積が始まり、7月及び8月の夏期では0.4~0.8 mg/lの濃度が観測されている。9月になるとこの濃度は急激に減少し、夏期以外はほとんど蓄積が観測されていない。これらのことを考え合わせると、隔離水界で観測された高い全リンの増加速度は、底泥に蓄積された間隙水中のリンが、梅雨明け時に底泥表層のリン吸着能が酸化還元電位の変化等なんらかの原因で低下することにより、湖水中へ大量に放出されたために観測された一過性の負荷と推測される。

#### 4.2 硫酸アルミニウム添加による底泥からのリン溶出削減の効果

硫酸アルミニウムを添加したEncl. 1及びEncl. 4では梅雨明け後の全リン増加速度が前者で9.8 mgP/m<sup>2</sup>・d、後者で14 mgP/m<sup>2</sup>・dと処理をしなかったEncl. 2及びEncl. 3に比べかなり減少した。Encl. 2及びEncl. 3と同様に溶存無機態リンの増加速度を求めるとEncl. 1で1.7 mgP/m<sup>2</sup>・d、Encl. 4で0.15 mgP/m<sup>2</sup>・dであった。またクロロフィル*a*濃度の増加速度はEncl. 1で7.1 mg/m<sup>2</sup>・d、Encl. 4で7.4 mg/m<sup>2</sup>・dとなり、この速度を藻体に取り込まれたリンの増加速度と仮定すると、底泥からの巻き上がりを除いたリンの増加速度はEncl. 1が8.8 mgP/m<sup>2</sup>・d、Encl. 4が7.6 mgP/m<sup>2</sup>・dと推定された。この値はEncl. 1では全リン濃度の実測値から求めた増加速度とほぼ一致し、Encl. 4では約半分の値となった。Encl. 1とEncl. 4を比較すると、Encl. 4の方が硫酸アルミニウムの添加量が約5倍Encl. 1より多かつたにもかかわらず、みかけ上はEncl. 1の方が抑制効果が高かつた。しかし底泥の巻き上がりを除外した増加速度で比較するとEncl. 4の方が抑制効果が高くなり、予測した結果と一致した。アルミニウムは前述したごとく、底泥の酸化還元電位の変化に対して比較的安定であるので、ここで得られた約8 mgP/m<sup>2</sup>・dというリンの増加速度は底泥が好氣的条件下でも測定される可能性のある値である。逆に、硫酸アルミニウム処理をしなかったEncl. 2及び3でのリンの増加速度との差、約14 mgP/m<sup>2</sup>・dは底泥が還元的状態になったため生じたリンの溶出速度と考えることもできる。

硫酸アルミニウムによる栄養塩の不活性化の研究は、湖水中のリンを水酸化アルミニウムの沈澱に吸着させて除去しようとする目的と、底泥からのリンの回帰を抑制する目的で近年活発に行われている。Cooke & Kennedy (1981) は、1962年以後の実際の湖沼において主としてアルミニウムによる栄養塩の不活性処理を行った例として28例を上げている。アルミニウム投入量は

0.5~26 gAl/m<sup>3</sup>程度の投入量が多いようである。今回の投入量はEncl. 1で0.6 gAl/m<sup>3</sup>, Encl. 4で3.1 gAl/m<sup>3</sup>とほぼこの範囲に入るが投入量としては少ない方である。アルミニウム投入による水質回復効果に関しては継続的に調査された例が少ないが、調査された湖ではアルミニウム投入が水質改善に役立ったと報告されている。例えばTwin湖では、底泥からのリン回帰による夏期の内部負荷量が処理以前は0.8~2.7 mgP/m<sup>2</sup>・dと見積りされていたのが処理後は0.2~0.7 mgP/m<sup>2</sup>・dに減少した (Cooke & Kennedy, 1981)。このような効果はアルミニウム投入後少なくとも4年間は継続していた。Funk & Gibbons (1979)によれば、その他Horseshoe湖, Cline's湖, Medical湖, Liberty湖等でもアルミニウム投入によって水質が改善されていた。特に, Cline's湖ではケールダール窒素や溶存無機態窒素の減少も測定され、今回の隔離水界での実験と合わせて、硫酸アルミニウム処理が底泥からの溶存無機態窒素の溶出をも抑制する可能性を示した。硫酸アルミニウムを散布する時期は全リンのほとんどが溶存無機態リンである初春が適切であり、夏期のブルーム期は懸濁態リンや溶存有機態リンが増加するのでその効果は減少するものと考えられる (Cooke & Kennedy, 1981)。

以上のべてきたごとく、硫酸アルミニウム処理は底泥からのリン回帰量を削減するのに効果的であるが、このような処理を実施する場合にはその前提として流入負荷量の削減がはかられていなければならない。霞ヶ浦を例にとれば、現状では流入負荷量が流出負荷量に比べてはるかに大きく、流入した栄養塩の大部分は霞ヶ浦で沈降し底泥に堆積している(合田ら, 1984)。このような状態で底泥中の栄養塩類の不活性化処理を行っても、すぐに新しい堆積物が表層に形成されるため、その効果は持続しないものと予想される。Shagawa湖の例 (Larsen *et al.*, 1979) にみられるように、流入負荷量を削減させても当初は内部負荷が大きいためその効果が顕著でない場合、アルミニウム処理によってその効果を速めることが可能であるかも知れない。

## 3.2 生物相の変化

### The effects on phytoplankton and zooplankton

#### 1. はじめに

Lake restorationの一つの手段としてアルミニウムを添加してリンを不活性化する試みは、1960年代後半より、池や小さな湖を対象として多くの研究が行われてきた (Cooke & Kennedy, 1981)。2~3の例外 (Knauer *et al.*, 1979) はあるが、今回の実験 (前項) を含めこれらの試みは、その持続性を問題にしない限り、湖水中のリン含量を削減することができたという点で成功したと考えられる。しかしこれらの処理によって当然引き起こされる生物相への影響は、まだ十分研究されておらず評価が定まっていないのが現状である。本項では、前項の隔離水界実験について、植物プランクトンと動物プランクトンへの変化について報告し、硫酸アルミニウム処理による生物相への影響について考察する。

#### 2. 方法

植物プランクトンのサンプルは内径 43 mm長さ 2 mの柱状採水器で採取した。このうち 100 cc にルゴール液 0.2 ccを添加して持ち帰り、Utermöhl (1958)の方法に従って種類ごとに計数した。炭素量への換算は、各種の体積をもとにStrathmann (1967)の式を用いて算出した (今村ら, 1982)。最大光合成速度の測定は、同様に採取した湖水を 100 ccのフランビンに入れ $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ 試薬を添加して行った。試料は、晴天時には現場表層水中にて、曇天時には室内で恒温槽に入れ約  $1,000 \mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$ の光量下で、30分から60分の間光合成させた後、冷暗所に移しGF/Cで濾過し、乾燥した。 $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ 比の分析には同位体比分析装置 (日電アネルバ TE-150)を用いた。

動物プランクトンのサンプルは、柱状採水器 (直径 45 mm, 長さ 2 m, 容積 3.18 l)を用い湖水を柱状に採水した後、NXX 13のプランクトンネット (94  $\mu\text{m}$  mesh)で濾して集めた。これにホルマリン液を約 5%になるように加え持ち帰り、種類ごとに検鏡して計数した。個体数から乾燥重量への換算は、倉沢 (1971)及びDumont *et al.* (1975)に従った。

## 3. 結果

### 3.1 植物プランクトン相の変化

図 7 に湖水中での植物プランクトンの現存量変化を示す。6月中旬までは、ケイ藻類の *Coscinodiscus lacustris*と *Cyclotella* sp. が優占するが、その後はラン藻類が優占した。ラン藻類

の中でも、6月後半は*Anabaena flos-aquae*が多かったが、その後水温が上昇する7月から8月にかけて、*Microcystis aeruginosa*が多くなった。

図8と図9は、コントロールとして用いたEncl. 2とEncl. 3での植物プランクトンの現存量変化を示す。双方とも6月中旬まではケイ藻類の*Coscinodiscus lacustris*と*Cyclotella* sp. が優占したが、水温の上昇に伴ってラン藻類が増加した。これらのラン藻類の9割以上は、*Microcystis aeruginosa*で*Anabaena*の出現は、ほとんど認められなかった。また*Microcystis*の発生前または発生初期に、わずかな期間ではあるが緑藻の*Eudorina elegans*が出現した。*Microcystis*の現存量は湖水と同程度または、それ以上の日もあり、外部からの負荷削減のみでは、夏の*Microcystis*の発生は抑制することはできないと考えられた。

図10は底泥からの負荷をなくすため底をシートで覆ったEncl. 6での現存量変化を示す。全体に極めて現存量は少なく、6月初旬はケイ藻の*Coscinodiscus lacustris*, *Cyclotella* sp., 緑藻の*Volvox aureus*が優占した。*Microcystis aeruginosa*は1割弱の出現が認められたが、6月後半からは全く姿を消し、6月25日には黄色ペン毛藻の*Ochromonas* sp. 7月9日には緑藻の*Schroederia Setigera*が優占した。その後緑藻の*Sphaerocystis schroeteri*が優占したが、この種も8月中旬に姿を消し、種の入れ替わりが頻繁に認められた。従って、底泥を覆い栄養塩回帰をなくすと、夏の*Microcystis*の発生はなくなり、緑藻中心の種構成に変化することが判明した。霞ヶ浦の*Microcystis*の発生には、底泥からの栄養塩回帰が極めて重要であると結論された。

図11と図12は、硫酸アルミニウムを添加したEncl. 1 (硫酸アルミニウムで1.4 g Al/m<sup>2</sup>添加)とEncl. 4 (同6.9 g Al/m<sup>2</sup>)の植物プランクトンの現存量変化を示す。まずEncl. 1では、6月中旬までは、コントロールのEncl. 2とEncl. 3と同様に*Coscinodiscus lacustris*, *Cyclotella* sp.が優占するが、水温の上昇とともに緑藻の*Eudorina elegans*続いて*Closterium* sp.が著しく増加した。しかしその後すぐにこの種は減少し緑藻の*Volvox aureus*, *Oöcystis* spp.に遷移した。*Microcystis*の現存量は8月後半に約1gC/m<sup>3</sup>になったのにとどまった。Encl. 4は、6月初旬、ケイ藻の*Coscinodiscus lacustris*, *Cyclotella* sp.が優占していたが、6月8日に緑藻の*Volvox aureus*に替わった。そして7月初旬再びケイ藻の*Coscinodiscus lacustris* 続いて緑藻の *Eudorina elegans* *Chlamydomonas* spp., *Closterium* sp. ウズベン毛藻の*Ceratium hirundinella*などが増殖した。またEncl. 1の5倍のアルミニウムを加えたにもかかわらず、*Microcystis aeruginosa*が7月中旬から増殖しはじめ、実験終了時まで安定した現存量を維持していた。しかし、7月9日から8月19日までの*Microcystis*の平均現存量は、1.4 g C/m<sup>3</sup>でコントロールのEncl. 2の3.3 g C/m<sup>3</sup>, Encl. 3の3.5 g C/m<sup>3</sup>の40%にすぎなかった。Encl. 1とEncl. 4での種組成の違いは明らかではないが、硫酸アルミニウムを添加した効果により、夏の*Microcystis*の発生量はかなり抑制され、緑藻類の割合が増えたと考えられる。

なお参考までにEncl. 1—Encl. 4における実験期間中の植物プランクトン相を表2に示す。湖水中及びEncl. 6については第2章を参照されたい。

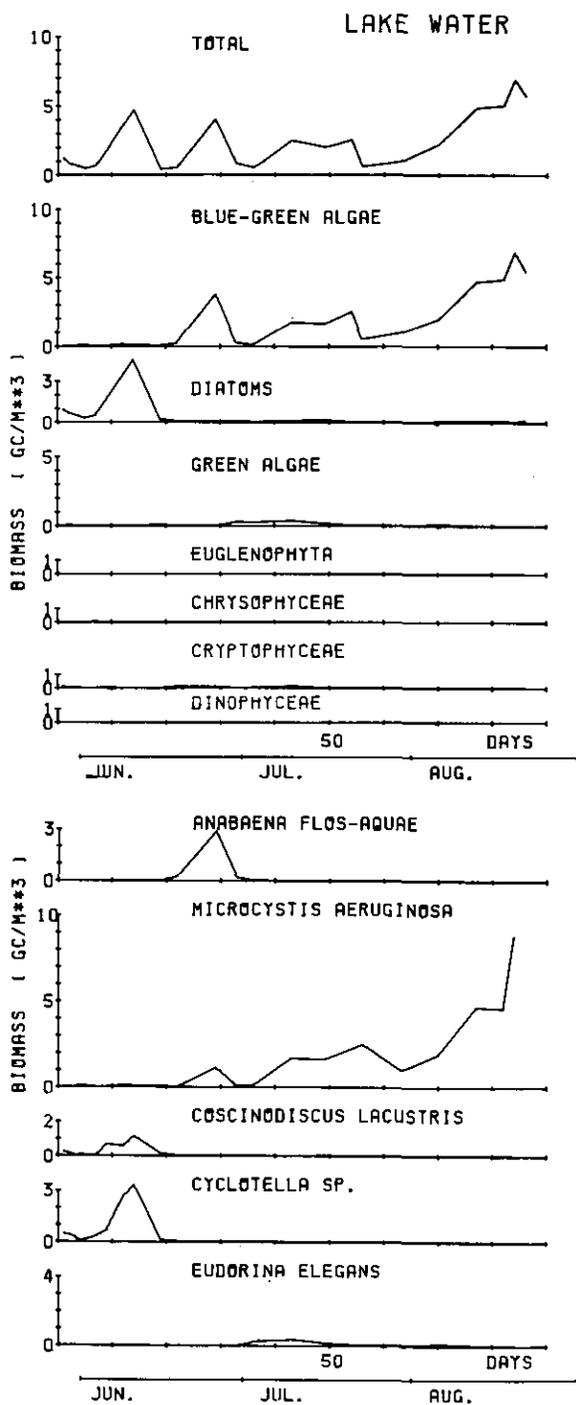


図 7 湖水中における植物プランクトンの現存量変化  
 Fig. 7 Changes in the standing crop of phytoplankton in lake water

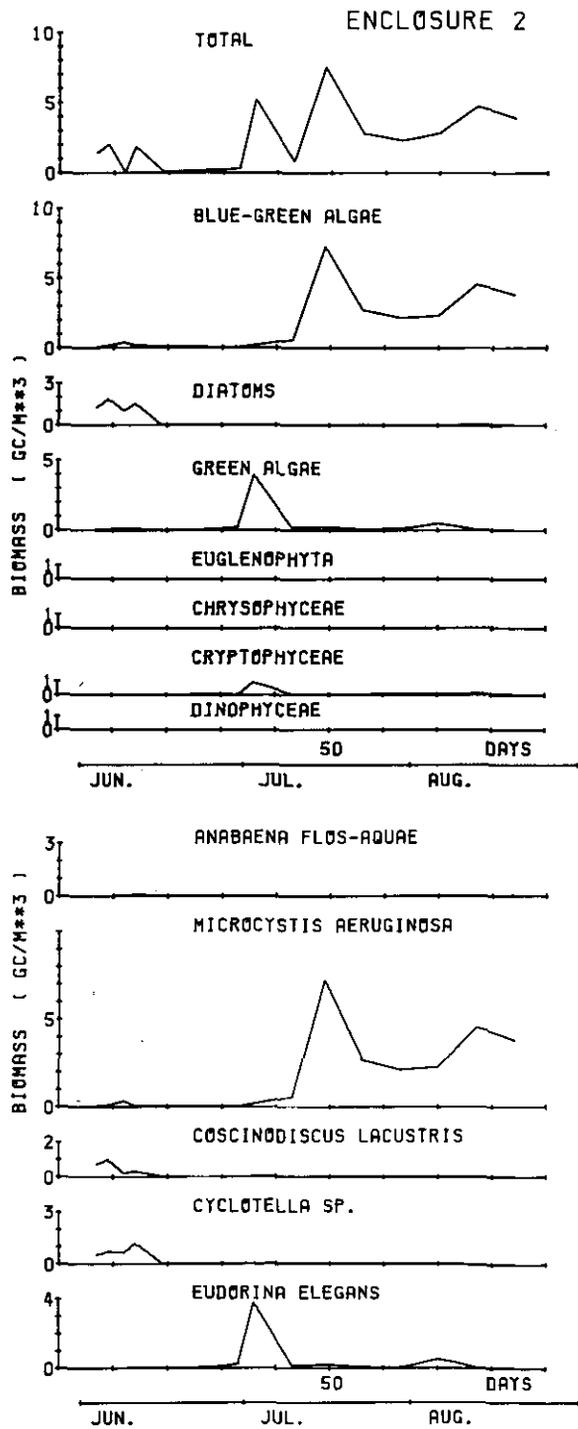


図 8 Enc1.2における植物プランクトンの現存量変化  
 Fig. 8 Changes in the standing crop of phytoklankton in Enclosure 2

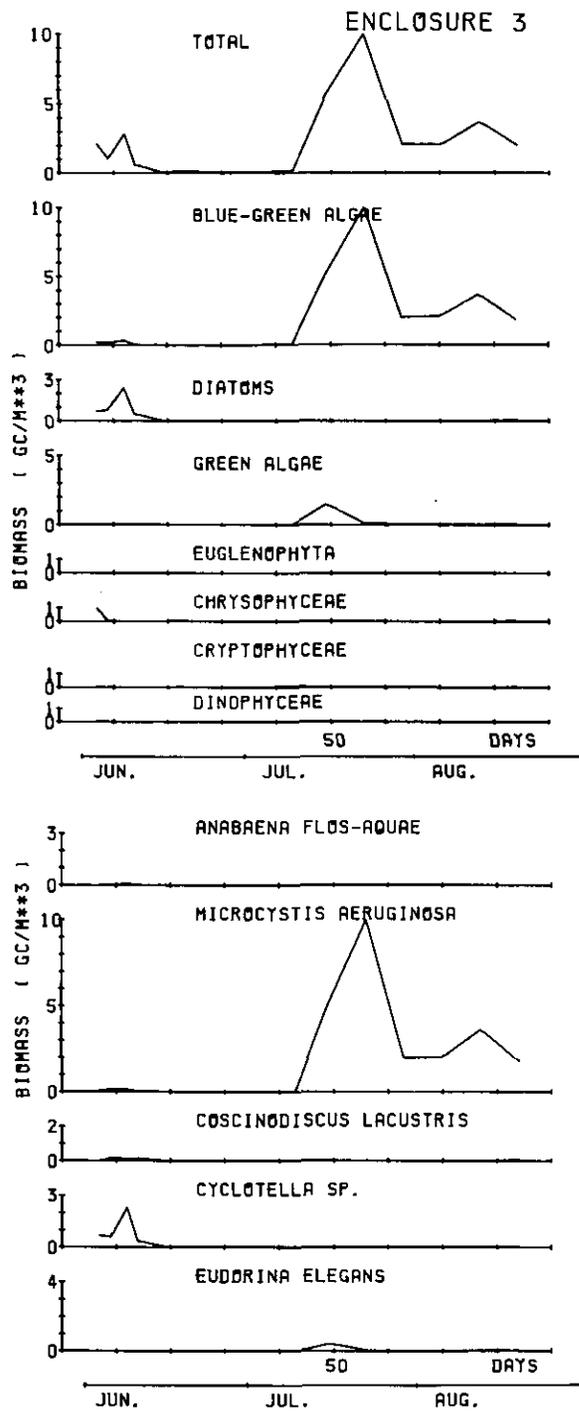


図 9 Encl.3における植物プランクトンの現存量変化  
 Fig. 9 Changes in the standing crop of phytoplankton in Enclosure 3

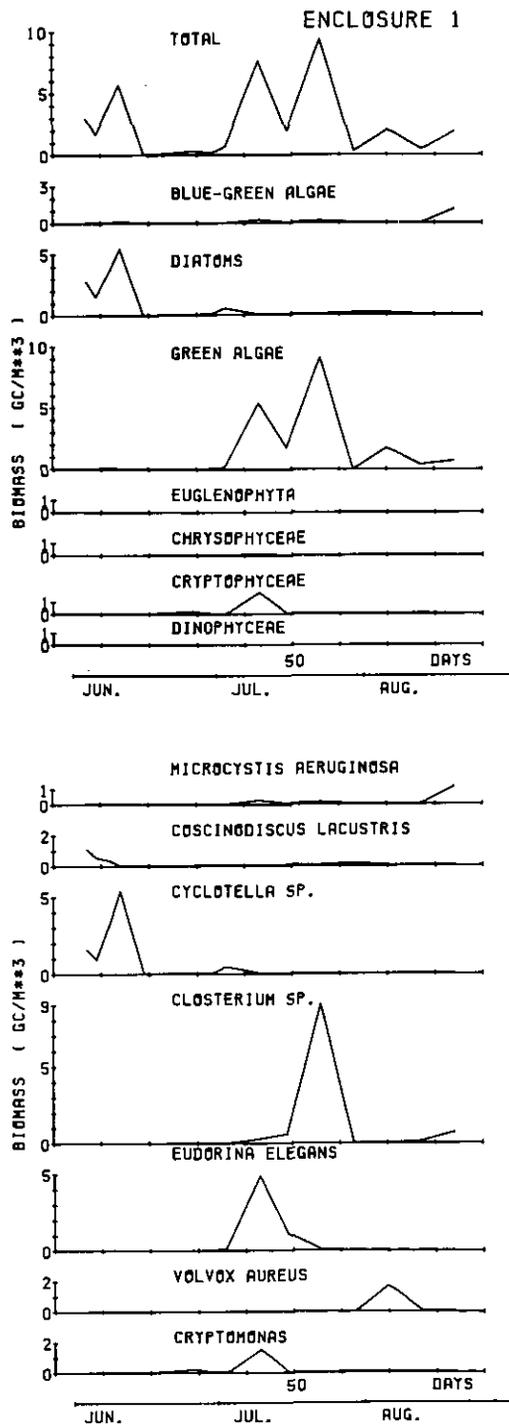


図 10 Encl.1における植物プランクトンの現存量変化  
 Fig. 10 Changes in the standing crop of phytoplankton in Enclosure 1

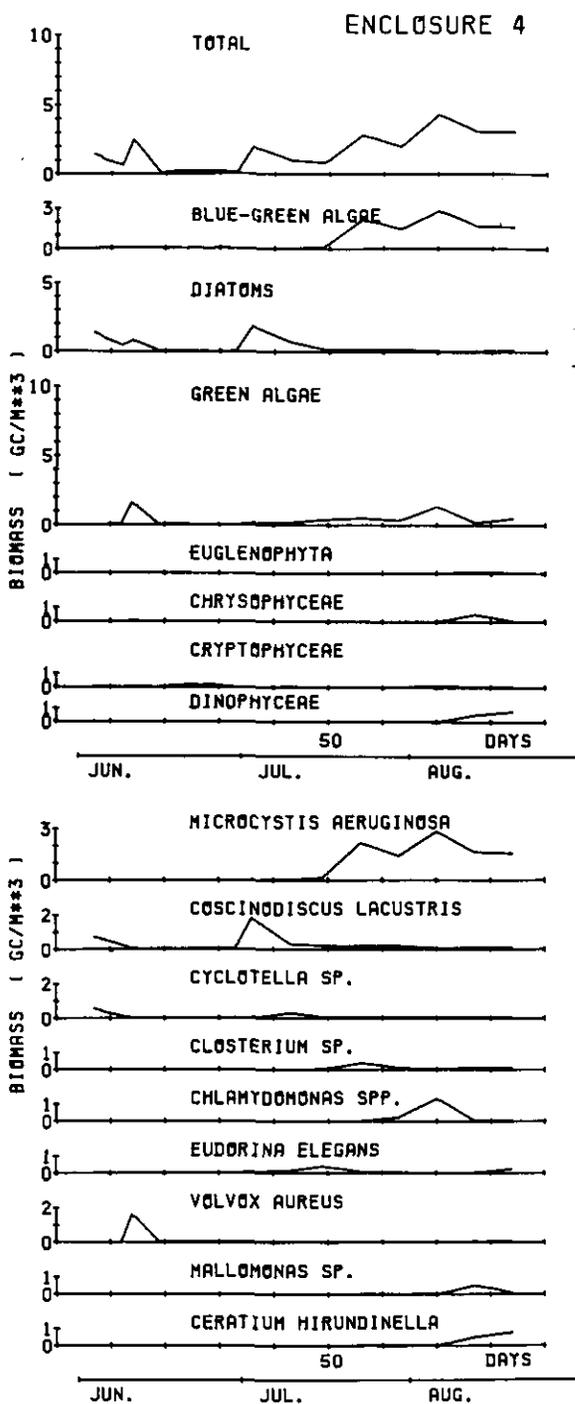


図 11 Encl.4 における植物プランクトンの現存量変化  
 Fig. 11 Changes in the standing crop of phytoplankton in Enclosure 4

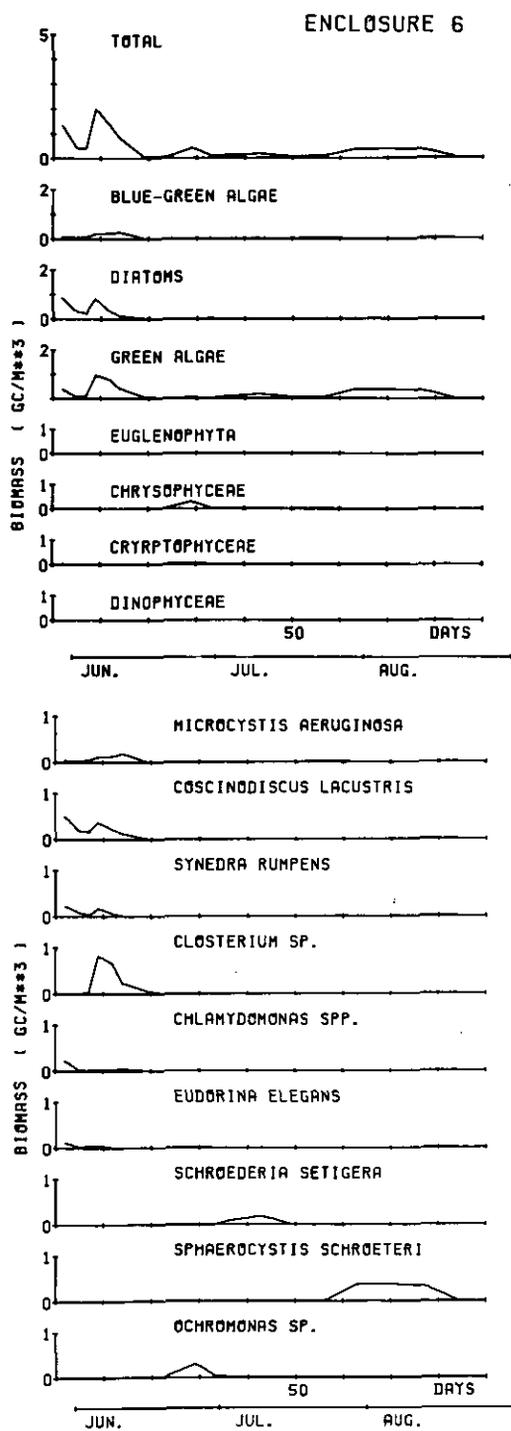


図 12 Encl.6における植物プランクトンの現存量変化  
 Fig. 12 Changes in the standing crop of phytoplankton in Enclosure 6

表 2 Encl. 2 & 3, Encl. 1 及び Encl. 4 における植物プランクトン相  
 Table 2 A list of phytoplankton species occurred in Encls. 2 & 3, Encl. 1, and Encl. 4 during  
 3 June-19 August 1981

| Species   | 3 June-10 June  |            |            | 15 June-9 July  |            |            | 15 July-19 August |            |            |
|---|-----------------|------------|------------|-----------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|
|   | Encls.<br>2 & 3 | Encl.<br>1 | Encl.<br>4 | Encls.<br>2 & 3 | Encl.<br>1 | Encl.<br>4 | Encl.<br>2 & 3    | Encl.<br>1 | Encl.<br>4 |
| <b>Cyanophyceae</b>   |                 |            |            |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>Anabaena affinis</i> Lemm.                                 | +               | +          | +          |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>A. flos-aquae</i> (Lyngbye) Brébisson                      | +               | +          | +          | +               | +          | +          | +                 | +          | +          |
| <i>A. viguieri</i> Denis et Frémy                             |                 | +          | +          | +               | +          |            |                   |            |            |
| <i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs.                   | +               | +          | +          |                 |            | +          | +                 | +          | +          |
| <i>Chroococcus</i> sp.  | +               | +          | +          | +               | +          |            | +                 |            | +          |
| <i>Dactylococcopsis fascicularis</i> Lemm.                    | +               | +          | +          | +               |            | +          | +                 |            | +          |
| <i>Gomphosphaeria lacustris</i><br>var. <i>compacta</i> Lemm. | ++              | +          | +          | +               |            |            | +                 |            | +          |
| <i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.                           | ++              | +          | +          | ++              | ++         | +          | +++               | +++        | +++        |
| <i>M. wesenbergii</i> Komárek                                 |                 |            |            |                 |            |            | +                 |            |            |
| <i>Phormidium tenue</i> Gomont                                | ++              | +          | +          | +               | +          | +          |                   |            | +          |
| <b>Bacillariophyceae</b>                                      |                 |            |            |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassall                           | +               | +          |            |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>Atteya</i> sp.   | +               | +          |            |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>Coscinodiscus lacustris</i> Grun.                          | ++              | ++         | ++         | +               | +          | +++        | +                 | ++         | ++         |
| <i>Cyclotella</i> sp. 1                                       | ++              | +++        | ++         |                 | ++         | ++         | +                 | +          |            |
| <i>Cyclotella</i> sp. 2                                       | +++             | +          | +          |                 | +          | +          |                   |            |            |
| <i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs                        | +               | +          | ++         | +               | +          | +          |                   |            |            |
| <i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i> Müll.            |                 |            |            |                 |            |            |                   |            | +          |

表 2 (つづき)

Table 2 (continued)

| Species                                | 3 June-10 June  |            |            | 15 June-9 July  |            |            | 15 July-19 August |            |            |
|--|-----------------|------------|------------|-----------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|
|  | Encls.<br>2 & 3 | Encl.<br>1 | Encl.<br>4 | Encls.<br>2 & 3 | Encl.<br>1 | Encl.<br>4 | Encl.<br>2 & 3    | Encl.<br>1 | Encl.<br>4 |
| <i>Nitzschia</i> sp.                   | +               | +          | +          |                 | +          | +          |                   |            | +          |
| <i>Synedra acus</i> Kütz.              | +               |            | +          |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>S.rumpens</i> Kütz                  | +               | +          | +          | +               | +          | +          | +                 | +          | +          |
| Chlorophyceae                          |                 |            |            |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerhem |                 |            |            | +               |            |            |                   |            |            |
| <i>Ankistrodesmus falcatus</i> Ralfs   |                 |            | +          |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>Closterium aciculare</i> T.West     | +               | +          | +          | +               | ++         | +          | +                 | +++        | +++        |
| <i>Chlamydomonas</i> spp.              | +               | +          | +          | +               | +          |            | +                 | +          | +          |
| <i>Coelastrum cambricum</i> Archer     |                 |            |            |                 |            |            | +                 |            |            |
| <i>C.sphaericum</i> Nageli             | +               |            | +          | +               | +          | +          | +                 |            |            |
| <i>Dictyosphaerium</i> spp.            |                 |            |            |                 |            |            |                   | +          | +          |
| <i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille   |                 |            |            |                 |            |            | +                 |            |            |
| <i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg      | +               | +          |            | +               | +++        | ++         | +                 | +++        | ++         |
| <i>Golenkinia</i> sp.                  | +               |            |            |                 |            |            |                   |            |            |
| <i>Kirchneriella</i> sp.               |                 | +          |            | +               | +          |            |                   | +          | +          |
| <i>Lagerheimia citriformis</i> Smith   |                 |            |            |                 |            | +          |                   |            | +          |
| <i>Micractinium pusillum</i> Fresenius | +               | +          | +          | +               |            |            |                   | +          | +          |
| <i>Mougeotia</i> sp.                   |                 |            |            |                 |            |            |                   |            | ++         |
| <i>Oöcystis</i> spp.                   |                 |            |            |                 |            |            |                   | ++         |            |
| <i>Pandorina morum</i> Bory            |                 |            |            | +               |            |            |                   |            |            |
| <i>Scenedesmus</i> spp.                | +               | +          | +          | +               | +          | +          | +                 | +          | +          |



表 3 は、7 月から 8 月にかけての各隔離水界 (Encl. 6 を除く) での植物プランクトンのクロロフィル *a* 当たりの最大光合成速度とその時の種構成を示す。8 月 19 日の Encl. 2 では極めて低い値を示すが、常に隔離水界の中では、硫酸アルミニウムを添加した方が、低い値を示した。

表 3 各隔離水界における最大光合成速度 (gC/gchl.*a* · h) とその時の種構成  
Table 3 Assimilation number,  $P_{max}$  (gC/gchl.*a* · h), and species composition of each enclosure

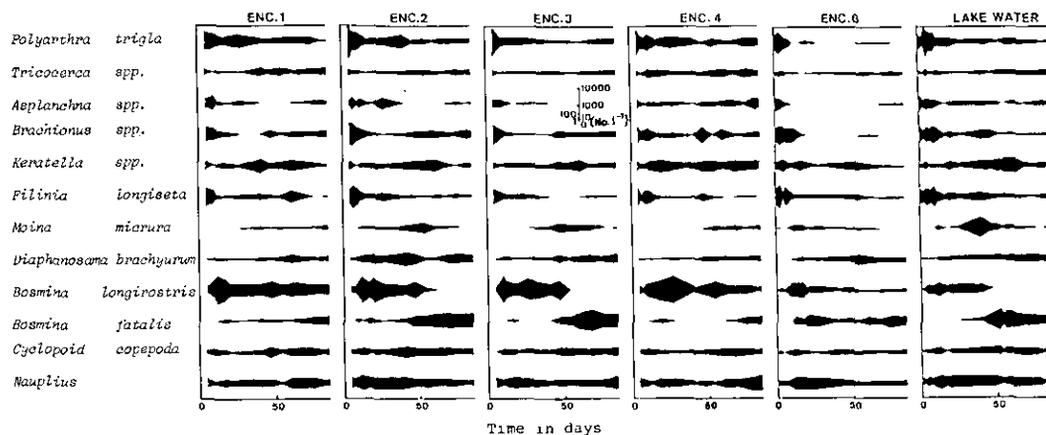
| date    | 7.22                    | 7.29                     | 8.12                   | 8.19                   |
|---------|-------------------------|--------------------------|------------------------|------------------------|
| Encl. 2 | 6.91                    | —                        | 4.39                   | 0.41                   |
|         | <i>Microcystis</i> 97%  |                          | <i>Microcystis</i> 96% | <i>Microcystis</i> 97% |
| Encl. 3 | 5.93                    | 6.78                     | 5.02                   | —                      |
|         | <i>Microcystis</i> 99%  | <i>Microcystis</i> 96%   | <i>Microcystis</i> 98% |                        |
| Encl. 1 | 4.35                    | —                        | 3.23                   | 2.53                   |
|         | <i>Closterium</i> 97%   |                          | <i>Oöcystis</i> 49%    | <i>Microcystis</i> 60% |
|         |                         |                          | <i>Closterium</i> 34%  | <i>Closterium</i> 38%  |
|         |                         |                          | <i>Cryptomonas</i> 8%  |                        |
| Encl. 4 | 3.22                    | 4.11                     | 2.75                   | 1.94                   |
|         | <i>Microcystis</i> 75%  | <i>Microcystis</i> 69%   | <i>Microcystis</i> 52% | <i>Microcystis</i> 50% |
|         | <i>Closterium</i> 14%   | <i>Chlamydomonas</i> 13% | <i>Ceratium</i> 17%    | <i>Ceratium</i> 30%    |
|         | <i>Coscinodiscus</i> 5% | <i>Coscinodiscus</i> 7%  | <i>Mallomonas</i> 17%  | <i>Eudorina</i> 9%     |

### 3.2 動物プランクトンの変化

図 13 に実験期間中の湖水と各隔離水界内に出現した主要種の消長を示す。動物プランクトンの種組成の変化は、湖水と Encl. 2 及び Encl. 3 では極めてよく似ていた。すなわち、6 月初旬の実験開始時にはわむし類の *Polyarthra trigla*, *Asplanchna* spp. (*A. priodonta*, *A. siebordi*), *Brachionus* spp. (*B. calyciflorus*, *B. budapestinensis*, *B. diversicornis*) *Filinia longisetata* が優占していたが、その後、枝角類の *Bosmina longirostris*, *Moina micrura* が多くなり、7 月中旬にはわむし類では *Keratella* spp. (*K. cochlearis*, *K. valga*) 枝角類は *Bosmina fatalis* が多くなった。また、枝角類の *Diaphanosoma brachyurum* と橈脚類の現存量は、実験期間を通して小さくあまり変動しなかった。硫酸アルミニウムを添加した Encl. 1 と Encl. 4 での種組成の変化は、わむし類と橈脚類については湖水と Encl. 2 及び Encl. 3 とは変らなかった。しかし、枝角類については、*Bosmina* の優占種が *B. longirostris* から *B. fatalis* に入れ替わる時期が、8 月中旬と遅くなった。また、*Moina micrura* の現存量は増加しなかった。

*Bosmina* 2 種類の入れ替わる時期は、*Microcystis* の密度と関係があると考えられ *Microcystis* が

図 13 隔離水界と湖水中における動物プランクトンの個体数 (No.l<sup>-1</sup>) の変化  
 Fig. 13 Changes in the abundance of zooplankton (numbers/l) in enclosures and lake



何らかの影響を及ぼしていることが推察された(花里ら, 1984)。同じ現象は本第4章のホテイアオイを入れた実験にも観察された。底泥をシートで覆ったEncl. 6の種組成の変化も、わむし類と橈脚類については他と同様であった。しかしBosminaは6月初旬の早い時期にB. longirostrisからB. fatalisに優占種が入れ替わった。

図14は、各実験区でのわむし類、枝角類、橈脚類の現存量の変化を乾燥重量で示したものである。いずれも実験開始時はわむし類の現存量が多かったが、その直後Bosmina longirostrisを中心とした枝角類が増えた。Encl. 1からEncl. 4では、特にこの枝角類の現存量の増大が顕著で、湖水中の変化とは異なっており、水界を隔離したことによる現象と考えられた。7月初旬に湖水中に現われる枝角類の現存量ピークはMoina micruraによるものである。Encl. 6では、全体に現存量は低く、徐々に減少する傾向が認められた。特にわむし類では、その傾向が顕著であった。

実験期間中の各実験区では動物プランクトンの平均現存量(乾燥重量)は、湖水で2.34 g/m<sup>3</sup>、コントロールのEncl. 2とEncl. 3では、各々2.76 g/m<sup>3</sup>、2.44 g/m<sup>3</sup>、硫酸アルミニウムを添加したEncl. 1とEncl. 4では各々2.17 g/m<sup>3</sup>、2.34 g/m<sup>3</sup>また、底泥をシートで覆ったEncl. 6では1.34 g/m<sup>3</sup>となり、Encl. 6では低い値を示したが、その他の実験区では顕著な差は認められなかった。

#### 4. 考察

今回の一連の実験で、霞ヶ浦の夏のMicrocystisの大増殖には、底泥からの栄養塩回帰が極めて重要な役割を果たしていることが明らかになった。また、短期間の実験ではあるが、外部からの流入削減だけでは、Microcystisの大増殖を抑制するのは困難であることも示唆された。

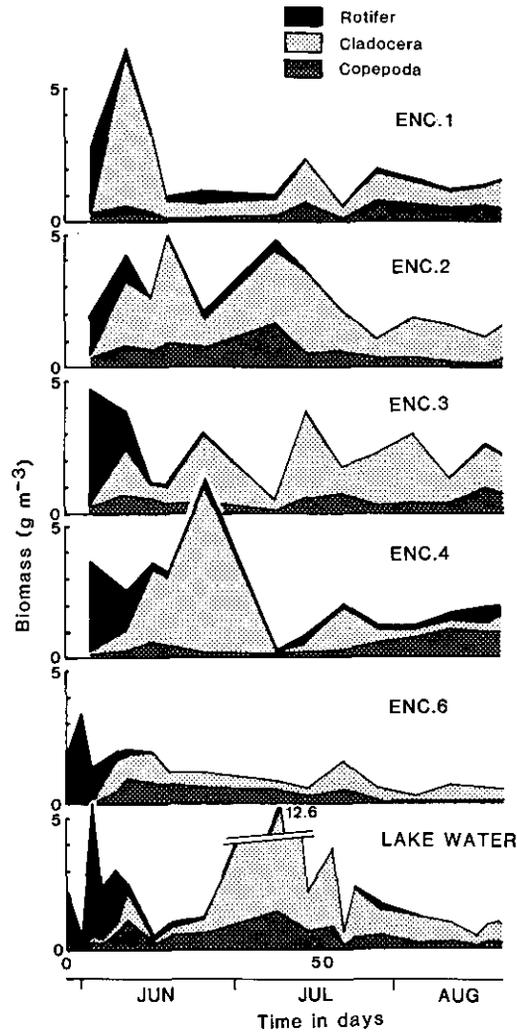


図 14 隔離水界と湖水中における動物プランクトンの現存量の変化  
 Fig. 14 Changes in the standing crop of zooplankton in enclosures and lake water

硫酸アルミニウムを添加して底泥からのリンの溶出を削減した多くの例をみると、クロロフィル $a$ 量は、処理後は処理前の1/2から1/10に減少している。今回の実験でもクロロフィルの量は平均約1/2に減少した。一方植物プランクトンの組成変化については、以下のごとくさまざまである。例えば、Medical湖では、処理前は春にクリプト藻、夏にラン藻の*Microcystis*が優占していたが、処理後は現存量も減り、小型の緑藻とクリプト藻が多く出現し、ラン藻は夏に*Synechococcus* sp.と*Oscillatoria tenuis*が少し出現したにとどまったと報告されている(Gasperino *et al.*, 1982)。

また、Mirror湖では、春と秋の循環期にラン藻の*Oscillatoria agardhii*が大繁茂していたが、処理後その現存量は徐々に減り2年後にはほとんど姿を消した。そのため、種組成は、緑藻（ゼラチン質を持つタイプの）、ケイ藻、黄色ペン毛藻、ウズベン毛藻、クリプト藻と多様になったと報告されている（Garrison *et al.*, 1983）。以上2例は、nuisance blue-green algaeが減り、藻類組成が大きく変わった例である。一方、Twin湖では、ケイ藻類とウズベン毛藻類の割合が増えたが、優占種はラン藻類であったと報告されており（Cooke *et al.*, 1978）Cline's湖（Sanville *et al.*, 1976）やShadow湖（Garrison *et al.*, 1983）では、現存量は減少したものの組成の変化は、ほとんど認められなかった。以上のような組成の変化の程度は、投入されたアルミニウム濃度と、全く相関をもたなかった。

今回の実験においても、Encl. 1では優占種が緑藻に大きく変化したが、Encl. 4では、現存量は低かったものの、*Microcystis*が優占し緑藻類はその割合が増えたにとどまった。これらの相違については明らかではないが、硫酸アルミニウムを加え、底泥からのリンの溶出を抑制したことにより藻類組成は明らかに緑藻型に傾いたと言える。しかし、これらの種組成の変化には、硫酸アルミニウム添加に伴う溶存無機態窒素の溶出量の減少やpHの低下なども併せて考慮されるべきであろう。

動物プランクトンの変化については、先に述べたMedical湖で*Daphnia*と*Diaptomus*が増えわむし類が減ったという報告がある（Gasperino *et al.*, 1982）。この湖の場合は、藻類組成が小型の緑藻に変わったため、これらを好む動物プランクトンが増えたのであろうと推察されている。また、この変化は、魚類生産の立場からも好ましく、この湖は一つの成功した例と考えられる。一方Mirror湖では、春に動物プランクトンの数の減少が認められたが、これは春の一次生産量の減少に伴う変化であらうと推察されている（Garrison *et al.*, 1983）。

今回の実験でもEncl. 6で動物プランクトンの現存量が低かったのは、植物プランクトンの低い現存量に起因するものと考えられる。しかし、コントロールと硫酸アルミニウム処理区では植物プランクトンの現存量及び組成が大きく異なったにもかかわらず、動物プランクトンの現存量及び種組成はほとんど変わらなかった。これは*Microcystis*が、もともと優占種*Bosmina*のエサとして重要でなかったことと、Encl. 1及びEncl. 4で増えた緑藻類（*Closterium* sp., *Volvox aureus*, *Eudorina elegans*）やウズベン毛藻類（*Ceratium hirundinella*）はいずれも*Microcystis*同様にサイズが大きく、利用しにくい藻類であったためと考えられる。図15に、湖水と各隔離水界における、クロロフィルa量と、20  $\mu\text{m}$ 以下のナノプランクトンのクロロフィルa量を示す。この図から明らかな様に、20  $\mu\text{m}$ 以下の植物プランクトンの現存量は、Encl. 6を除いて変わらなかった（ただし、Encl. 1で7月中旬に20  $\mu\text{m}$ 以下の現存量が大きいのは、この分画に針状の*Closterium* sp.が混入したためである。）*Bosmina*類は、18  $\mu\text{m}$ 以下のサイズのエサを摂食すると報告されており（Morgan, 1980）、硫酸アルミニウム処理区とコントロールでは、*Bosmina*類のエサの条件は、あまり変わらなかったのであろうと推察された。

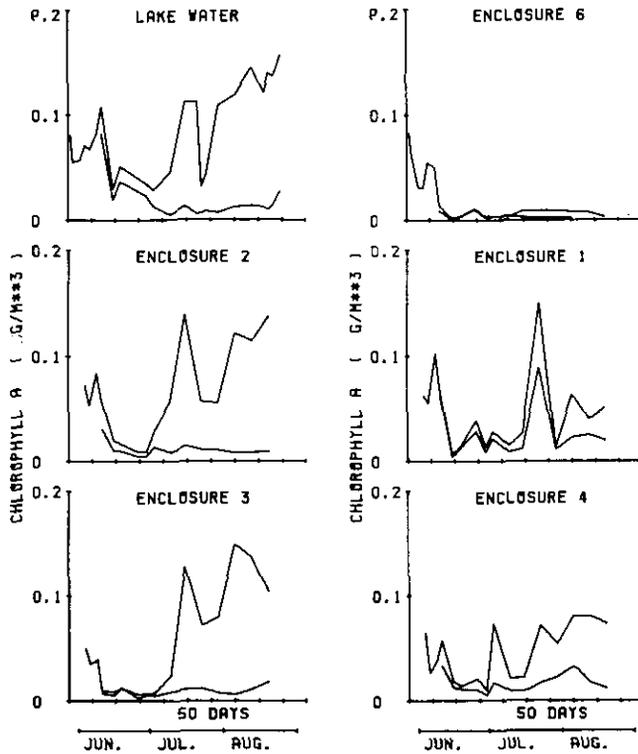


図 15 隔離水界と湖水中におけるクロロフィルa量と20µm以下のクロロフィルa量の変化

Fig. 15 Changes in the chlorophyll a concentrations of total phytoplankton and of nanoplankton (<20µm) in enclosures and lake water

Cooke & Kennedy (1981) は、単一種の淡水生物を用いたバイオアッセイの結果からpHが6以上に保たれていて、溶存態のAl濃度が50µg/l以下であれば、アルミニウムの毒性はほとんど問題がないとしている。しかし、今後は生物群集への影響評価を行う必要性を強調している。Liberty湖では、アルミニウムの添加直後(4日後)に、枝角類、橈脚類、及びわむし類の数が、それぞれ47、20及び15%減少したことが報告されている(Funk *et al.*, 1982)。しかし、今回の実験では、アルミニウム添加による動物プランクトンの数の減少は認められなかった。

浅い湖は本来富栄養湖としての性格を持ち霞ヶ浦では、1930年代(宮内, 1935)に夏は*Microcystis*が優占したことを報告されており、夏は*Microcystis*が優占することで安定した系を維持しているとも考えられる。今回の硫酸アルミニウム添加実験は、*Microcystis*の大発生を抑制することができ、また、動物プランクトン群集にも大きな変化が認められなかった点で、成功した例と考えられる。しかし、Encl. 4では優占種は*Microcystis*であったが、Encl. 1では、*Microcystis*

が著しく減少したものの、代わりに優占した緑藻類は、入れ替わりが激しく、植物プランクトン相は極めて、不安定な状態になった。このことは予期せぬ影響が生態系に現れる可能性を示す。緑藻に変わることが、湖の生態系にとって、必ずしも良いことではない。例えば、霞ヶ浦では、1979年冬から春にかけて、緑藻の*Closterium aciculare*が大発生したが、この時は、動物プランクトンの数の著しい減少（安野ら、1981）やオオユスリカの生産量の低下（岩熊ら、1983）などが報告されている。

いずれにしても、硫酸アルミニウム処理は外部からの流入削減を行った後に実施されるべきものであり、実施にあたっては、その湖本来の生態系をくずさない様、十分配慮、研究されなければならない。

## 5. まとめ

(1) 隔離水界を用いて流入栄養塩負荷をカットした場合の水質変動及び硫酸アルミニウム処理による底泥からのリン溶出量削減効果について実験を行った。開口部5m四方の実験隔離水界5基を用い、1981年6月初めに実験を開始した。Encl. 2及びEncl. 3は底泥からの栄養塩回帰速度を求める目的で外部流入負荷を除去するためにフェンスで周りを囲い、Encl. 6は底泥からの栄養塩類の回帰による負荷も外部流入負荷と合わせて除くために底にシートをはったバック状の形態とした。Encl. 1及び4は硫酸アルミニウムの効果を調べるためにフェンスで囲った隔離水界に、硫酸アルミニウムをそれぞれ1.4 g Al/m<sup>2</sup>及び6.9 g Al/m<sup>2</sup>投入した。

(2) 流入栄養塩負荷と底泥からの栄養塩の内部負荷を完全に除いたEncl. 6では水質が急速に回復することが明らかとなった。しかしながら、外部流入負荷をカットしただけのEncl. 2及び3では夏期に底泥からの栄養塩の回帰速度が速く、流入栄養塩負荷を削減しただけでは急速な水質の回復は望めないことが判明した。底泥からのリン回帰速度は底泥の巻き上がりによる懸濁態リンの増加を補正して、7月9日から22日までの梅雨明け時期の平均速度でEncl. 2で18.2 mg P/m<sup>2</sup>・d、Encl. 3で24.9 mg P/m<sup>2</sup>・dと推定された。硫酸アルミニウム処理したEncl. 1及び4では、その値はそれぞれ8.8 mg P/m<sup>2</sup>・d及び7.6 mg P/m<sup>2</sup>・dであった。このことから、硫酸アルミニウム処理によって底泥からのリン溶出速度を約60%削減できることが分かった。

(3) 植物プランクトンについては、湖水、Encl. 2及びEncl. 3で、7月の水温の上昇とともに、ラン藻の*Microcystis aeruginosa*が著しく増加し、現存量の95%以上を占めた。7月9日から8月19日までの*Microcystis*の平均現存量は、順に、2.8、3.3、3.5 gC/m<sup>3</sup>であった。一方、Encl. 1及びEncl. 4では、クロロフィルa量の増加は、コントロールの平均約1/2に抑えられた。Encl. 1では、*Microcystis*は、ほとんど出現せず、緑藻の*Endorina elegans*, *Closterium* sp., *Volvox aureus*及び*Oöcystis* spp. が順に優占種となった。Encl. 4では、Encl. 1の5倍のアルミニウムを加えたにもかかわらず、*Microcystis*が優占種となった。しかし、その平均現存量は1.4 gC/m<sup>3</sup>とコントロールの約40%に抑えられた。また、コントロールに比べ、緑藻 (*Endorina elegans*,

*Chlamydomonas* spp. *Closterium* sp.) 及びウズベン毛藻類 (*Ceratium hirundinella*) の割合が多かった。Encl. 6 では、底泥からの栄養塩負荷をなくしたため、全体に現存量も低く、緑藻の *Schroederia setigera* や *Sphaerocystis schroeteri* が出現した。

(4) 動物プランクトンの組成変化は、すべての実験区で違いはなく、6月初旬はわむし類が優占し、その後 *Bosmina longirostris* が増加した。湖水と Encl. 2 及び Encl. 3 は7月中旬に *Bosmina longirostris* から *B. fatalis* に入れ替わったのに対し、Encl. 1 と Encl. 4 は、8月中旬と遅くなった。動物プランクトンの現存量(乾燥重量)は、Encl. 6 では、 $1.3 \text{ g/m}^3$  と低く、これは藻類生産の低さによるものであろうと考えられた。しかし、他の実験区では、 $2.1 \text{ g/m}^3$  から  $2.7 \text{ g/m}^3$  の間で、藻類組成及び量が著しく異なったにもかかわらず、大きな相違は認められなかった。これは、 $20 \mu\text{m}$  以下のナノプランクトンの量が大きく違わなかったためであろうと推察された。

(5) 霞ヶ浦での *Microcystis* の大発生には、底泥からの栄養塩負荷が極めて重要であり、硫酸アルミニウム処理により、*Microcystis* の大発生を抑制することができ、動物プランクトン群集も大きな影響を受けなかった。

## 引用文献

- Ahlgren, I. (1980) : A dilution model applied to a system of shallow eutrophic lakes after diversion of sewage effluents. Arch. Hydrobiol., 89, 17-32.
- 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及びクロロフィル *a* 濃度の季節変化特性。水質汚濁研究, 6, 327-333.
- Cooke, G.D., R.H.Heath, R.H.Kennedy and M.R.McComas (1978) : Effects of diversion and alum application on two eutrophic lakes. EPA-600/2-78-033, 1-101.
- Cooke, G.D. and R.H.Kennedy (1981) : Precipitation and inactivation of phosphorus as a lake restoration technique. EPA-600/3-81-012, 1-41.
- Dumont, H.J., I.Van de Velde and S.Dumont (1975) : The dry weight estimate of biomass in a selection of cladocera, copepoda and rotifera from plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia, 19, 75-97.
- Edmondson, W.T. and J.T. Lehman (1981) : The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. Limnol. Oceanogr., 26, 1-29.
- 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。
- Funk, W.H. and H.L. Gibbons (1979) : Lake restoration by nutrient inactivation. In : Lake Restoration, Proc. of Natl. Conf., Minneapolis, Minn. EPA-440/579-001, 141-151.
- Funk, W.H., H.L.Gibbons, G.C.Bailey, B.M.F.Woofwick, S.Mawson, M.Gibbons, R.Nelson, P.Bennett, S. Breithaupt, P.Bulson, G.LeCain, P.Lamb and J.Hein (1982) : Preliminary assessment of multiphase restoration efforts at Liberty Lake, Washington. EPA-600/3-82-005, 1-57.
- Garrison, P.J. and D.R.Knauer (1983) : A five-year evaluation of the Mirror and Shadow Lakes project Waupaca, Wisconsin. EPA-600/3-83-010, 1-100.

- Gasperino, A.F., M.A.Beckwith, G.R.Keizur, R.A.Soltero, D.G.Nichols and J.M.Mires (1982) : Medical Lake improvement project : success story. In : Restoration of lakes and inland waters, International Symposium on inland waters and lake restoration, Portland, Maine. EPA-440/5-81-010, 424-428.
- 合田 健・福島武彦・村岡浩爾 (1984) : 霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について. 国立公害研究報告, 第 54 号  
Hanazato, T., M.Yasuno, T.Iwakuma and N.Takamura (1984) : Seasonal changes in the occurrence of *Bosmina longirostris* and *Bosmina fatalis* in relation to the bloom of *Microcystis* in Lake Kasumigaura. Jpn.J.Limnol. (in press).
- Holdren, G.C. and D.E.Armstrong (1980) : Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. Environ. Sci. Technol., 14, 79-87.
- 細見正明・須藤隆一 (1979) : 湖沼底泥からのリン溶出に関する研究. 水質汚濁研究, 2, 157-162.
- 細見正明・須藤隆一 (1981) : 底泥中のリンの分布特性とその季節変化——高浜入を中心として——. 国立公害研究所報告, 第 22 号, 45-61.
- 細見正明 (1983) : 底泥対策. 「富栄養化対策総合資料集」. サイエンスフォーラム, 東京.
- 細見正明・須藤隆一 (1984) : 底泥からの窒素とリンの溶出速度. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号
- 今村典子・岩熊敏夫・大槻 晃・安野正之 (1982) : 霞ヶ浦における夏期の植物プランクトンのサイズ別現存量と一次生産を支配する要因について. 国立公害研究所調査報告, 第 22 号, 182-196.
- 岩熊敏夫・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. 環境科学研究報告集, B 182-R 12-17, 49-63.
- 河合崇欣 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における底泥間隙水の組成について. 国立公害研究所調査報告, 第 16 号, 25-31.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高 (1981) : 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化について. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 23-43.
- 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
- Knauer, D.R. and P.J.Garrison (1981) : A comparison of two alum treated lakes in Wisconsin. In : Restoration of lakes and inland waters, International Symposium on inland waters and lake restoration, Portland, Maine. EPA-440/5-81 010, 412-416.
- 倉沢秀夫 (1971) : プランクトンの数と量との優占種の比較. 諏訪湖生物群集の生産力に関する研究経過報告, 3, 41-53.
- Larsen, D.P., J.V.Sickle, K.W. Malueg and P.D.Smith (1979) : The effect of wastewater phosphorus removal on Shagawa Lake, Minnesota : Phosphorus supplies, lake phosphorus and chlorophyll-a. Water Res., 13, 1259-1272.
- 宮内武雄 (1935) : 霞ヶ浦のプランクトン. 日本陸水学雑誌, 5, 26-32.
- Morgan, N.C. (1980) : Secondary production. In : Cren, E.D. and R.H. LoweMcConnel. (eds.) , The functioning freshwater ecosystems, Cambridge Univ. Press., p.247-340.
- OECD (1982) : Eutrophication of Waters, monitoring, assessment and control. OECD, Paris.
- 大槻 晃・相崎守弘 (1980) : 霞ヶ浦高浜入におけるリン・窒素の動態. 日本プランクトン学会報, 27, 127-130.
- Otsuki, A., S. Kasuga and T.Kawai (1981) : Seasonal changes of the total phosphorus standing crop in highly eutrophic lake, the importance of internal loading for shallow lake restoration. Verh. Int. Verein. Limnol., 21, 634-639.
- Rigler, F.H. (1975) : Nutrient kinetics and the new typology. Verh. Int. Verein. Limnol., 19, 197-210.
- Sanville, W.D., A.R.Gahler, J.A.Searcy and C.F.Powers (1976) : Studies on lake restoration by phosphorus inactivation. EPA-600/3-76-041, 1-46.

- Schindler, D.W. (1978) : Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 478-486.
- Strathmann, R.R. (1967) : Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnol. Oceanogr.*, **12**, 411-418.
- Utermöhl, H. (1958) : Zur Vervollkommung der quantitative phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, **9**, 1-38.
- Vollenweider, R.F. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **33**, 53-83.
- 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の現存量の推移. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 149-158.

## 4. 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—

#### Changes in water quality and plankton during the growth of Waterhyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, after the transplantation

##### Abstract

The effects of the transplantation of waterhyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., on water quality and plankton were examined using enclosures (5m×5m×2.2m) to find the possibility of the transplantation of waterhyacinth for the restoration of eutrophic shallow lake.

During early summer, the relative growth rates and doubling times of waterhyacinth ranged from 8.5 to 13.9%/day and from 5 to 9 days in enclosure, and from 6.2 to 8.2%/day and from 8 to 11 days in lake water. Although they were not low, phosphorus and nitrogen contents of dried waterhyacinth were extremely low, 0.216% in phosphorus and 1.49% in nitrogen in lake water and 0.238% in phosphorus and 2.13% in nitrogen in the enclosure, which were due to low levels of total phosphorus and total inorganic nitrogen concentrations.

With the growth of waterhyacinth after transplantation, transparency increased from 0.5m to 2.0m as the concentrations of total phosphorus and chlorophyll *a* gradually decreased in the enclosure. On the other hand, pH slowly decreased from 7.6 to 6.4 and dissolved oxygen also decreased due to surface coverage of waterhyacinth and the decrease in photosynthetic activity by phytoplankton. However, anaerobic condition was not produced in water.

During the growth of waterhyacinth, species composition of phytoplankton drastically changed, especially blue-green algae disappeared within 10 days after the transplantation. Consequently, species composition of zooplankton also changed with decrease in biomass. Since great changes in species composition of phytoplankton occurred with only 25% coverage of the surface by waterhyacinth, these results suggested that waterhyacinth may secrete some organic compounds to suppress the growth of blue-green algae, rather than interact with blue-green algae as competition of nutrient use.

The present study indicates that the transplantation of waterhyacinth may change species composition of phyto- and zooplankton with the recovery of water quality.

##### 1. はじめに

熱帯、亜熱帯地方に広く分布し、世界十大害草の一つとされてきたホテイアオイ (*Eichhornia crassipes*)は高い生産力を持ったため、家庭排水及び二次処理水中に含まれる栄養塩の除去手段として利用しようと着目され (Penfound & Earle, 1948), 1970年代に入って湖沼の富栄養化問

題とあいまって、詳細な研究が行われるようになった。特に、米国NASAによる大規模な研究は注目を集めている (Wolverton & McDonald, 1979)。

我国においても、水質浄化を目的として、青山、沖ら (1981 a, b, 1982) による自然水域における研究、また徳永ら (1978) 及び佐藤ら (1981) による実験池及び温室での栄養条件に関する詳細な研究がある。

本研究の目的は、浅い富栄養化した湖沼の水質回復にホテイアオイが利用できるかどうかの可能性を見いだすことであった。特に、霞ヶ浦高浜入のように溶存オルトリン酸態リン濃度は、ホテイアオイの成長期に  $10\sim 100\ \mu\text{g/l}$  と従来の報告に比べ極めて低く、植物プラクトンとの栄養塩取り込みの競争者になりうるか、またホテイアオイは風による脱水状態が起こると生育が悪くなる等霞ヶ浦を対象として考えた場合多くの問題が残されていた。そのため、昭和56年度に茨城県内水面試験場の網いけす (玉造町) 2面 ( $5\text{m}\times 5\text{m}$ ) を借用し、水温が約  $20^\circ\text{C}$  になった6月初旬から8月下旬までホテイアオイの成長予備実験を行った。その結果、脱水状態にもならず増殖することが確認されたため、本実験を実施した。

## 2. 実験方法

用いた隔離水界の概要を図1に示す。Encl. 2, 3, 4を利用することとし、Encl. 2はEncl. 3と同様に隔離したがホテイアオイを移植せず水質変化の対照とした。Encl. 3はホテイアオイを移

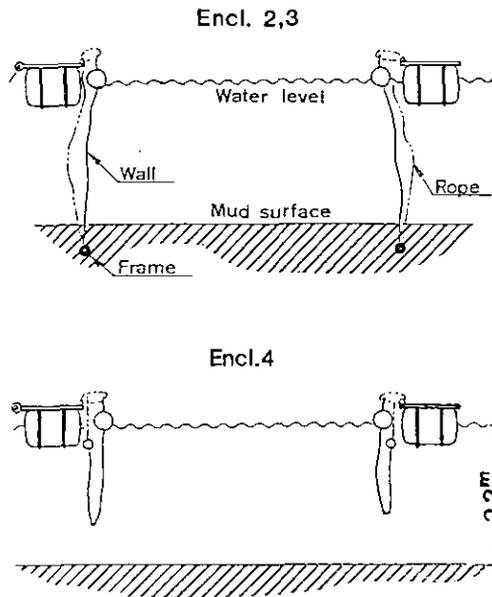


図 1 使用した隔離水界の概要  
Fig. 1 Outline of enclosures used

植し、その成長と水質変化を観測した。Encl. 4 は湖内の栄養条件下でのホテイアオイの成長を見るため、フェンスの下部は隔離されていないものであった。

昭和57年6月18日、温室内で培養していたホテイアオイ約14 kgを湖水に順化させるためEncl. 4に移植し、6月25日Encl. 3とEncl. 4に2等分(各6.8 kg湿重)した。以後7～10日間隔で湿重を現場で測定し、7月19日以後は1 m<sup>2</sup>当たりの湿重量を測定し被覆面積を乗じて全湿重量を推定した。Encl. 3では7月19日にほぼ全面に増殖したため、その1/2を収穫除去した。実験は8月3日の台風のため、それ以後は中断せざるを得なくなった。

ホテイアオイ中の炭素、窒素、リン含量を測定するため、7月27日にEncl. 3, Encl. 4から平均的な大きさのホテイアオイ5株ずつを採取し、2時間室温で放置後、茎葉部と根部分け湿重量を測定した。更に、80°Cで72時間乾燥後、再度重量を測定し乾重量とした。乾燥試料はそれぞれボールミルで粉末にした。炭素、窒素含有量は柳本製CHNコーダーで測定し、リン含有量はテフロンポンプ中で硝酸により150°Cで12時間分解後、ホットプレート(約100°C)上で蒸発乾固した。乾固後蒸留水10 mlを加え、更に濃塩酸0.2 mlを添加し溶解し、ガラス繊維ろ紙(Whatman GF/C)でろ過後、テクニコンオートアナライザーで分析した。

クロロフィル*a*濃度はガラス繊維ろ紙上に植物プランクトンを集めた後、UNESCO-SCOR法(1966)に従って推定した。動物プランクトン試料については第3章、現場測定及び分析法は第2章と同じである。

### 3. 結果

#### 3.1 ホテイアオイの成長

図2は実験期間における平均気温の年偏差、日照時間、降雨量を示す(気象月報)。57年の6～7月にかけて日照時間は長いにもかかわらず、気温が年より2～4°Cも低かった。

表1にホテイアオイの初期成長式を示す。玉造における網いけすでの成長速度定数は、高浜入におけるEncl. 3, Encl. 4に比べ、湖水中の栄養条件を反映してか、約1/2と小さかった。また、Encl. 3と4を比較すると、栄養条件が良いにもかかわらず、Encl. 4のそれは小さく、植物プランクトンとの栄養塩取り込みの競争関係にあったことを推定させた。図3はホテイアオイの指数的増殖を半対数グラフに示したものである。表2はEncl. 3とEncl. 4における7～10日ごとの相対成長率と倍加時間を示す。Encl. 3では相対成長率は7.1%～13.9%/d、倍加時間5～10日であったのに対して、Encl. 4では6.2%～8.2%/d、倍加時間は8～11日と低い値が得られた。これらの値の変動は平均気温変動と一致しているように見える。すなわち気温が年より高い日が数日続いた後に大きな相対成長率が得られている。Encl. 4の7月19日から27日における相対成長率ゼロの原因は気温の下降と栄養塩取り込みの競争要因が重なったためと解釈されよう。

本実験で得られた最大相対成長率8.2%～13.9%/dを自然水域の他の値と比較すると、児島湖の32.9%/d、倉敷川の29.8%/d(沖・中川, 1981)よりはかなり低く、米国フロリダ州での富

栄養湖における 1.5 %/d (Centrer. & Spencer, 1981) よりは数倍高い値となっている。全リン濃度を見る限りでは、霞ヶ浦高浜入の方が 1/2~1/10 と低いため、児島湖及び倉敷川の値は当然としても、米国フロリダ州の富栄養湖ノースセントラルフロリダ湖の値よりは大きく、その理由は明らかでない。

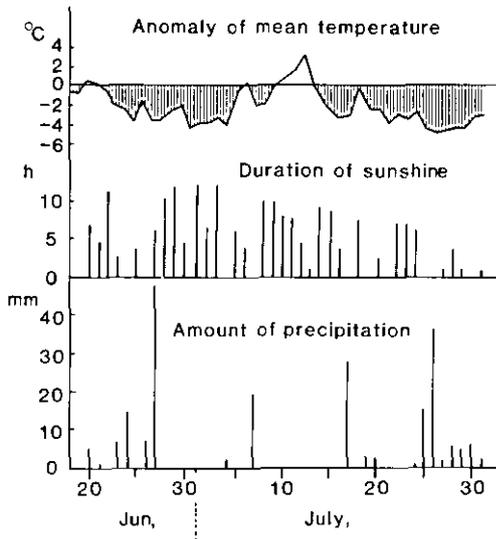


図 2 実験期間中の平均気温の平年偏差, 日照時間, 降雨量  
Fig. 2 Anomaly of mean temperature, duration of sunshine, and amount of precipitation during the experiment

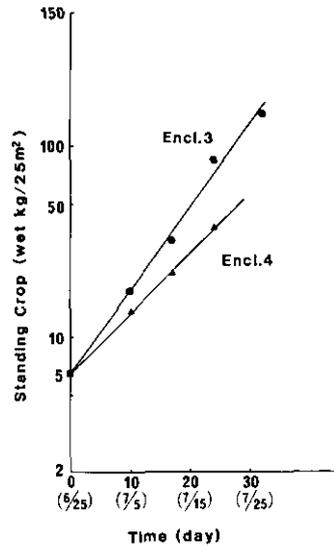


図 3 ホテイアオイの指数関数的な初期成長  
Fig. 3 The growths of waterhyacinth in the initial growth phase in enclosure and open lake water

表 1 得られた初期成長式

Table 1 The growth equations of waterhyacinth in the early phase

| 場所             | 条件                    | 成長初期曲線                        | 相関係数  |
|----------------|-----------------------|-------------------------------|-------|
| 玉造<br>(1981年)  | 網いけす (A)<br>(18~30°C) | $W_T = W_0 \cdot e^{0.0507T}$ | 0.962 |
|                | (B)                   | $W_T = W_0 \cdot e^{0.0507T}$ | 0.957 |
| 高崎沖<br>(1982年) | Encl.4 (23~25°C)      | $W_T = W_0 \cdot e^{0.0722T}$ | 0.999 |
|                | Encl.3 (23~25°C)      | $W_T = W_0 \cdot e^{0.1027T}$ | 0.995 |

$W_T$ : T日後の成長湿重量      T: 増殖期間(日)

$W_0$ : 開始時の移植湿重量

表 2 初夏におけるホテイアオイの相対成長率と倍加時間  
Table 2 The relative growth rates and the doubling times during early summer, 1982

| Encl. | 項目         | 月日 | 6/25-7/5 | 7/5-12 | 7/12-19 | 7/19-27 | 6/25-7/27 |
|-------|------------|----|----------|--------|---------|---------|-----------|
| 3     | 相対成長率(1/日) |    | 0.096    | 0.086  | 0.139   | 0.071   | 0.097     |
|       | 倍加時間(日)    |    | 7.22     | 8.15   | 4.99    | 9.76    | 7.18      |
| 4     | 相対成長率(1/日) |    | 0.075    | 0.062  | 0.082   | 0       | 0.055     |
|       | 倍加時間(日)    |    | 9.24     | 11.2   | 8.45    | 0       | 12.6      |

$$\text{Relative growth rate} = \frac{\ln X_t - \ln X_0}{t}$$

$$\text{Doubling time} = \frac{\ln 2}{\text{R. G. R}}$$

Where  $X_0$  is the initial weight, and  $X_t$  the weight after  $t$  days.

### 3.2 ホテイアオイの成長に伴う水質変化

ホテイアオイの増殖に伴う透明度及びクロロフィル $a$ 濃度の変化を図4に示す。ホテイアオイを移植しなかったEncl. 2では、クロロフィル $a$ 濃度は32日間で大きな減少は観察されなかったのに対し、Encl.3ではホテイアオイの増殖とともに、クロロフィル $a$ 濃度は徐々に減少した。被度が50%になった7月12日で約20%減少した。透明度も、ホテイアオイ移植後10日で2倍以上となり、被度100%になった7月19日では4倍の2mになった。それに対して、Encl. 2ではラン藻類の増殖とともにむしろ透明度は低下した。図5は全リン及び溶存全リン濃度の変化を示す。Encl.3における全リン濃度の減少はクロロフィル $a$ 濃度の変化と対応していた。しかし、溶存全リンは29  $\mu\text{g}/\text{l}$ 以下には減少しなかった。一方、pHの変化はEncl. 2及び附近の湖水では植物プランクトンによる光合成活動の結果として、上昇したのに対して、Encl.3ではホテイアオイの増殖とともに徐々に減少し、全層7以下になった(図6)。同様な結果は、Schreiser (1980)によっても報告されている。また、ホテイアオイの増殖とともに水界表面が覆われ、植物プランクトンによる光合成活動の減少とともに溶存酸素の極端な低下が懸念されたが、図7に示すように表層では3~5割に減少し、2m層では7月19日に1  $\text{mgO}_2/\text{l}$ 以下にまで低下した。しかしこの極端な低下は、附近の湖水、及びEncl. 2でも観察されており、その原因は18, 19日の両日の日平均風速が2m以下、更に日照時間も極めて短いという両要因が重なったためと考えられる。図8は溶存全窒素及びアンモニア態窒素濃度の変化を示す。両者とも一見、ホテイアオイの増殖とともに減少しているように見えるが、Encl. 2でも同様な傾向が見られるため、ホテイアオイの窒素取り込みによる急激な減少とは思われない。

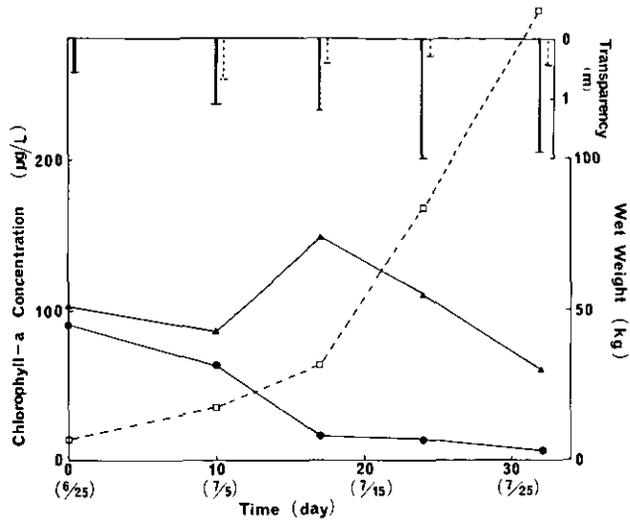


図 4 ホテイアオイの増殖に伴う透明度, クロロフィル a 濃度の変化  
 Fig. 4 Changes in chlorophyll a concentration and transparency during the growth of waterhyacinth.

—▲—: chl-a in Encl.2, —●—: chl-a in Encl.3, —□—: wet weight of waterhyacinth in Encl.3, ↓ : transparency in Encl.3, ⋮ : transparency in Encl.2.

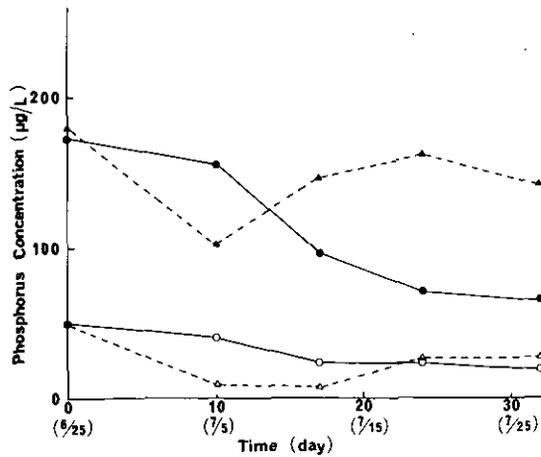


図 5 全リン及び溶存全リン濃度の変化  
 Fig. 5 Changes in total phosphorus and dissolved total phosphorus concentrations

—●—, —○—: TP and DTP in Encl.3.  
 —▲—, —△—: TP and DTP in Encl.2.

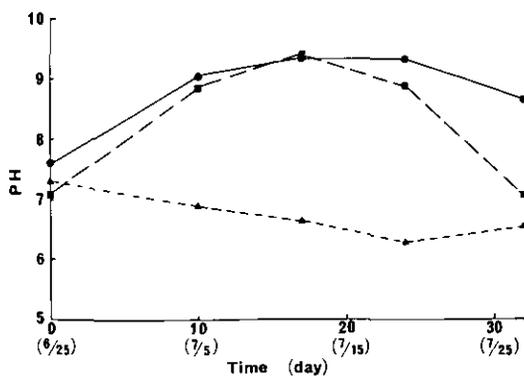


図 6 pHの変化

Fig. 6 Change in pH

—▲— : Encl.3, —●— : Encl.2,  
—■— : open lake water.

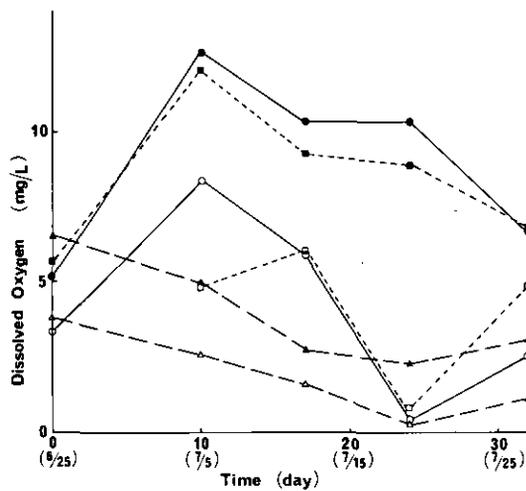


図 7 溶存酸素の変化

Fig. 7 Change in dissolved oxygen

—○—, —●— : 2 m and 0.2 m depths in Encl.2.  
—△—, —▲— : 2 m and 0.2 m depths in Encl.3.  
—□—, —■— : 2 m and 0.2 m depths in open lake water.

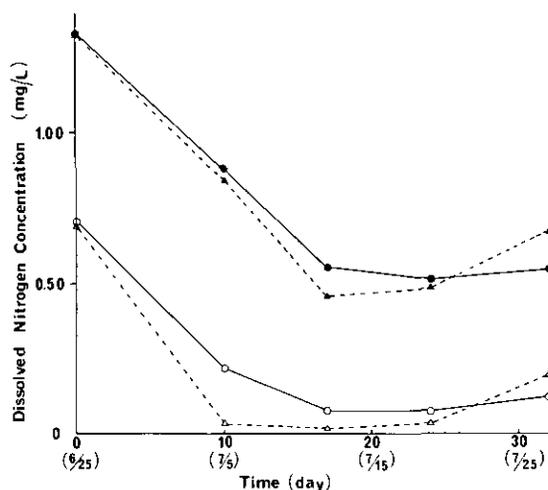


図 8 溶存全窒素及びアンモニア態窒素濃度の変化

Fig. 8 Changes in dissolved total nitrogen and ammonium-nitrogen concentrations

—●—, —○— : DTN and ammonium-N in Encl. 2.

—▲—, —△— : DTN and ammonium-N in Encl. 3.

### 3.3 植物プランクトンの種組成変化

図 9, 10, 11 は Encl. 2, 3 及び付近の湖水中の植物プランクトン量と種組成の変化を示す。実験開始 (6 月 25 日) 時では、梅雨中でラン藻類の量は比較的少なく、7 月中旬にかけて Encl. 2, 湖水では 2~5 倍に増加した。そのうち *Microcystis aeruginosa* が占める割合は Encl. 2 では 8~9 割、湖水では 3~9 割であった。それに対して、Encl. 3 ではラン藻類は 7 月 12 日以後存在しなくなった。また、他の藻類も Encl. 2 及び湖水に比べて非常に少なかった。Encl. 3 を他と比較して、その差はホテイアオイが水界全面を覆った 7 月 29 日には黄色ベン毛藻類 *Synura* sp. の出現であった。これらの変化、すなわち、植物プランクトン種組成変化及びラン藻類の消失はホテイアオイ移植後その成長増殖が引き起こしたものと考えられる。これらの原因は、光量の減少、栄養条件の競争による変化、及びラン藻類増殖抑制物質の放出が考えられる。図 12 は被度 100% の 7 月 19 日の光の相対強度と水深の関係である。ホテイアオイの移植していない Encl. 2 では、ラン藻類が表層 25 cm に集積しているため、むしろホテイアオイが被度 100% の Encl. 3 と同様な減衰線を示すようになっていることを示している。それゆえ、光条件はラン藻以外の藻類に対して悪くなったとは考えにくい。また栄養条件では硝酸態及び亜硝酸態窒素の濃度が 7 月 12 日以後、極端に減少したが、Encl. 2 でも同様であった (図 13)。したがって、ホテイアオイによるラン藻類抑制物質の放出の可能性が浮び上ってくる。

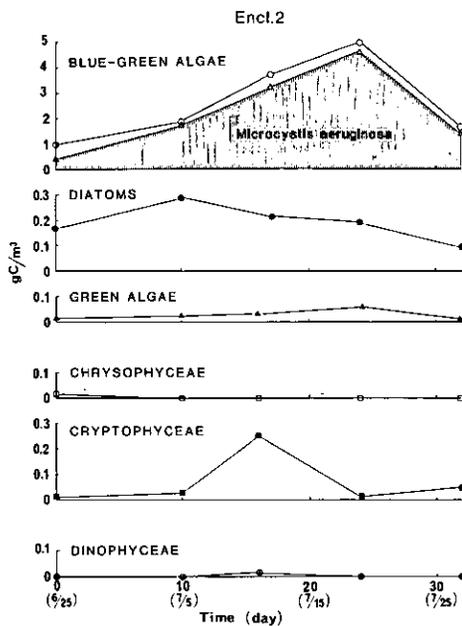


図 9 Encl. 2 における植物プランクトン種組成の変化  
 Fig. 9 Changes in phytoplankton composition and its biomass in Encl.2

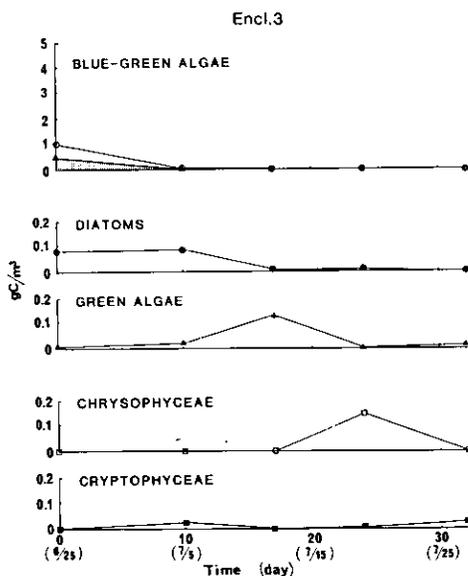


図 10 Encl. 3 における植物プランクトン種組成の変化  
 Fig. 10 Changes in phytoplankton composition and its biomass during the growth of waterhyacinth in Encl.3

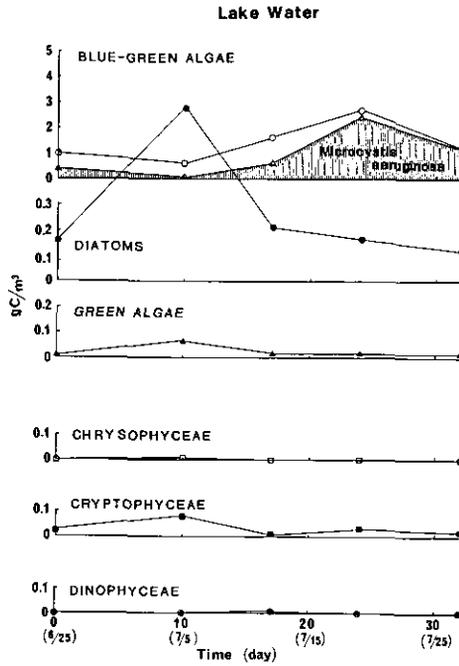


図 11 附近の湖水における植物プランクトン種類組成の変化  
 Fig. 11 Changes in phytoplankton composition and its biomass in open lake water

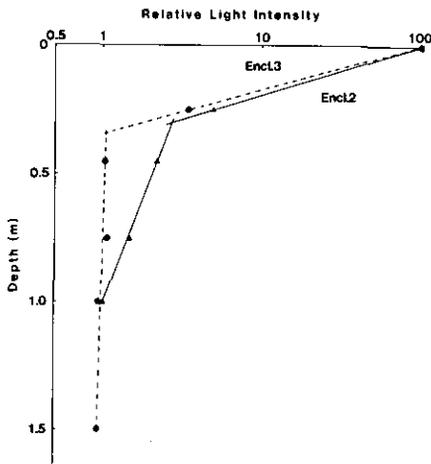


図 12 Encl. 2 及び 3 における光の  
 相対減衰線  
 Fig. 12 Declines of relative light  
 intensity in Encls. 2 and 3

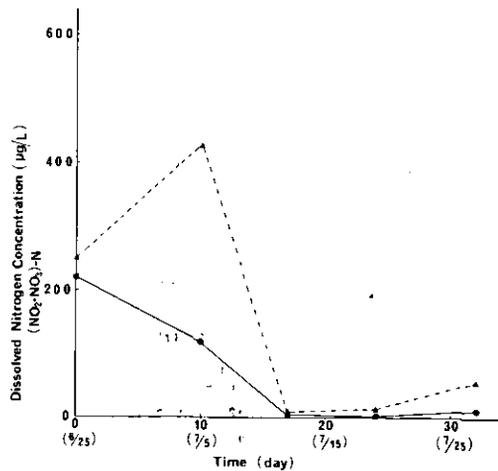


図 13 硝酸態プラス亜硝酸態窒素濃度  
 の変化  
 Fig. 13 Change in nitrite plus nitrate-nitrogen  
 concentrations in Encls. 2 and 3

### 3.4 動物プランクトンの種組成変化

図 14 に Encl. 2, 3 及び付近の湖水中の動物プランクトンの種組成の変化を示す。

Encl. 2 と湖水の動物プランクトンの種組成の変化はほとんど認められなかった。すなわち、わむし類では *Asplanchna* spp. (*A. siebordi*, *A. priodonta*) と *Brachionus* spp. (*B. calyciflorus*, *B. diversicornis*) が 7 月 12 日まで多くの数を占め、それ以後は *Keratella* spp. (*K. cochlearis*, *K. valga*) が増加した。ミジンコ類では実験開始時に多かった *Diaphanosoma brachyurum* の個体数は次第に減少し、少数の *Bosmina longirostris* が出現し、後半 *Bosmina fatalis* が増加し始めた。ケンミジンコ類ではその数が横ばいか、やや減少傾向を示した。一方、Encl. 3 では後半 *Bosmina longirostris* が大量に増加したが、他の動物プランクトンはどの種も著しく減少した。

Encl. 2, 3 及び湖水における *Bosmina* 2 種の出現数の割合を見ると (図 15), Encl. 3 以外では *B. longirostris* の優占から *B. fatalis* へと替わったのがわかる。他方, Encl. 3 では *B. fatalis* の出現は少数に留まり *B. longirostris* が実験終了後時まで優占した。藻類組成では Encl. 3 以外の水界では *Microcystis* が優占したが, Encl. 3 では *Microcystis* は 7 月 5 日以後では完全に消失してしまった。*Bosmina* 2 種の優占度の違いは *Microcystis* の出現と関係があるのかも知れない (Hanazato et al., in press)。

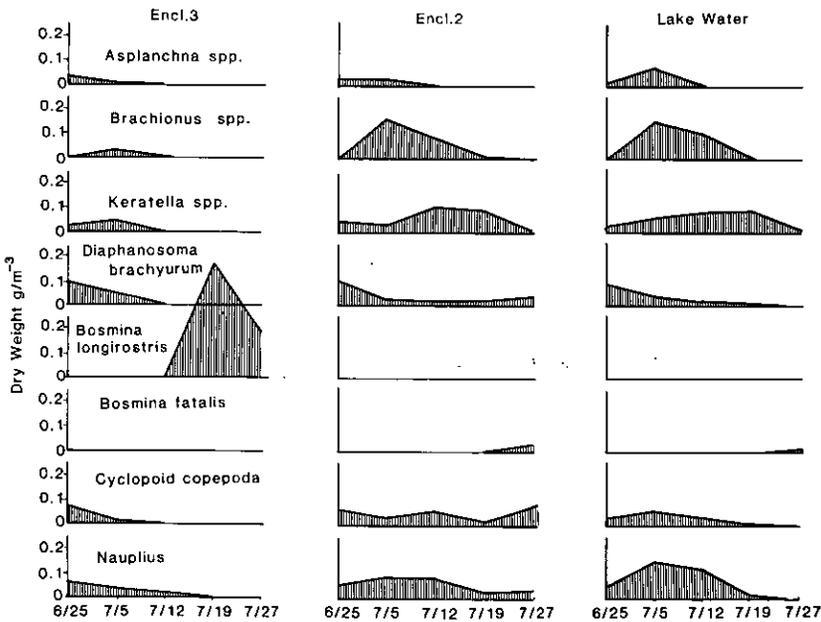


図 14 動物プランクトンの種類組成変化  
Fig. 14 Change in zooplankton composition

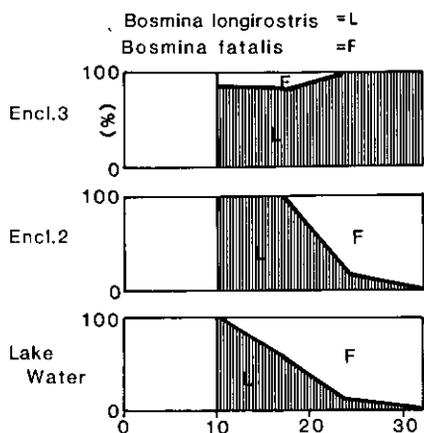


図 15 *Bosmina fatalis*と*B. longirostris*の存在割合の変化  
 Fig. 15 Change in species composition between *Bosmina fatalis* and *B. longirostris*

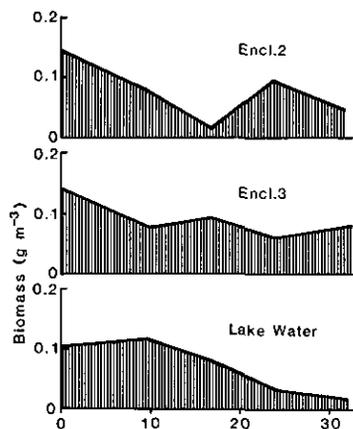


図 16 動物プランクトンの現存量の変化  
 Fig. 16 Changes in zooplankton biomass

図 16 は動物プランクトンの現存量の変化を示す。これらの変化はホテイアオイの増殖による直接の影響というよりも、動物プランクトンの食物としての植物プランクトンの量及び種組成変化に伴う間接的な影響を考えるべきであろう。

### 3.5 ホテイアオイによるリン、窒素の取り込み量

表 3 はホテイアオイ中の炭素、窒素、リン含有量を示す。リン、窒素含有量は根部で低く、茎葉部が高い。特に窒素含有量は茎葉部で根部の 1.7~2 倍にもなっていた。これらの結果は、培養実験の結果とも一致している (Ower *et al.*, 1981 ; Sato & Kondo, 1981 ; 沖・青山, 1982)。

また、徳永ら (1978) 及び沖ら (1982) による培養実験で得られている水中のリン、窒素濃度と、ホテイアオイの茎葉部中のリン、窒素含有量との密接な関係は、霞ヶ浦水域でも見られるようである。霞ヶ浦で成長したホテイアオイ中のリン、窒素含有量は、従来の報告の中で最も低い方に属する (Boyd & Vichers, 1971 ; Boyd & Scarsbrook, 1975)。

Encl. 3 におけるリン、窒素の収支を見ると表 4 のようである。水中の全リン、全溶存態窒素の減少量とホテイアオイ中に取り込まれたリン、窒素量を比較すると、多くの期間で水中の減少量よりホテイアオイ増殖により取り込まれた量の方が多く、底泥からのリン、窒素の溶出を示唆していた。

表 3 ホテイアオイ中の炭素・窒素・リン含有量\*(%)

Table.3 Carbon, nitrogen, and phosphorus contents of dried waterhyacinth

| 場 所             | 部 位   | 炭素含量(%) | 窒素含量(%) | リン含量(%) | 水分含量(%) | 茎葉部/根部<br>(乾重比) |
|-----------------|-------|---------|---------|---------|---------|-----------------|
| 玉 造<br>(56年度)   | 茎 葉 部 | 32.4    | 2.1     | 0.158   | —       | —               |
|                 | 根 部   | 32.9    | 1.2     | 0.138   | —       | —               |
| 高崎沖<br>(57年度)   | 茎 葉 部 | 32.6    | 2.0     | 0.223   | 94.7    |                 |
|                 | 根 部   | 30.4    | 0.95    | 0.208   | 95.5    | 1.058           |
|                 | 全 植 物 | 31.5    | 1.49    | 0.216   | 95.1    |                 |
| 隔離水界内<br>(57年度) | 茎 葉 部 | 31.8    | 2.7     | 0.267   | 93.8    |                 |
|                 | 根 部   | 32.8    | 1.6     | 0.211   | 94.6    | 0.930           |
|                 | 全 植 物 | 32.3    | 2.13    | 0.238   | 94.2    |                 |

\* 乾燥条件：80°C，72時間

\*\* 採 取 日：昭57年7月27日，昭56年8月20日

### 3.6 ホテイアオイ成長期におけるリン・窒素の沈降量

表5はEncl.2及びEncl.3における沈降物質中のリン・窒素含有量から算定される両者の沈降速度を示す。ホテイアオイを移植したEncl.3の沈降量は、水中の植物プランクトン量がEncl.2に

表 4 隔離水界内のホテイアオイのリン・窒素の取り込み量

Table.4 Phosphorus and nitrogen uptake rates of waterhyacinth in an enclosure

| 項 目 | 期 間   |        |         |                       |       |
|-----|---|--------|---------|-----------------------|-------|
|     | 6/25-7/5                                      | 7/5-12 | 7/12-19 | 7/19-27 <sup>1)</sup> |       |
| リ ン | ホテイアオイの取り込み量(mg/m <sup>2</sup> ・d)            | 5.2    | 9.8     | 36.0                  | 17.8  |
|     | 水中の減少量(mg/m <sup>2</sup> ・d)                  | 3.7    | 19.4    | 8.5                   | 2.0   |
|     | 溶出量又は沈降量 <sup>2)</sup> (mg/m <sup>2</sup> ・d) | 1.5    | -9.6    | 27.5                  | 15.8  |
| 窒 素 | ホテイアオイの取り込み量(mg/m <sup>2</sup> ・d)            | 46.8   | 88.0    | 323                   | 172.5 |
|     | 水中の減少量(mg/m <sup>2</sup> ・d)                  | 108.4  | 109.2   | 15.8                  | 0     |
|     | 溶出量又は沈降量(mg/m <sup>2</sup> ・d)                | -61.6  | -21.2   | 307.2                 | 172.5 |

1) 7月19日1/2を収穫除去したため補正してある。

2) 溶出はプラス，沈降はマイナス。

表 5 沈降物量の比較

Table 5 A comparison of the sedimented rates of phosphorus and nitrogen estimated by sediment traps

| 項目   | 期間                           |                          |             |            |
|--|------------------------------|--------------------------|-------------|------------|
|  | 7/5-12                       | 7/12-19                  | 7/19-27     |            |
| Encl. 2  | リン沈降量 (mg/m <sup>2</sup> ・d) | 17.0 (4.2) <sup>1)</sup> | 17.66 (9.1) | 8.96 (0.9) |
|  | 窒素沈降量 (mg/m <sup>2</sup> ・d) | 33.0                     | 87.6        | 34.8       |
| Encl. 3  | リン沈降量 (mg/m <sup>2</sup> ・d) | 53.9 (34.6)              | 53.8 (12.9) | 28.7 (6.2) |
|  | 窒素沈降量 (mg/m <sup>2</sup> ・d) | 185                      | 102         | 53.8       |
| Encl. 3 のリン沈降量の内分け <sup>2)</sup><br>(mg/m <sup>2</sup> ・d) | 枯死根端部沈降物                     | 6.5                      | 32.3        | 14.4       |
|  | 新生沈降物                        | 34.6                     | 12.9        | 6.2        |
|  | 底泥巻き上がり沈降物                   | 12.8                     | 8.6         | 8.1        |

1) ( ): クロロフィル-*a*含有量からの推定値。

$$\text{リン量} = 1.44 \cdot X - 20.88 \quad X: \text{クロロフィル}a\text{量 (Otsuki et al., 1981)}$$

2) Encl. 2 と Encl. 3 の底泥巻き上がり量 (mg) が同じであったとの仮定のもとに、枯死根端部沈降量の推定値。

比べてかなり低い(図4)のにもかかわらず、リン量として約3倍、窒素量として1.7~5倍も多かった。但し、これらの沈降物質中には湖底泥の巻き上がり沈降物が混入しているため、過大な値になっている。特に、Encl. 3において大きい値になる理由としてホテイアオイの根端の活発な再生に基づく枯死根端部の沈降が考えられる。以下、この値を推定して見よう。

浅い湖沼での沈降物質量の測定は、しばしば波動による湖底泥の巻き上がり現象のために高い値が得られることが知られている。それゆえ、新生沈降物質は主として植物プランクトンよりなるとの仮定のもとに、沈降物質中のクロロフィル*a*含有量を測定し、懸濁物中のクロロフィル*a*濃度とリン濃度との関係を利用して湖底表層堆積物の巻き上がり量を推定する試みがなされている。表5の下段はEncl. 2とEncl. 3との巻き上がり沈降量が同じであったとの仮定のもとに、Encl. 2の巻き上がり沈降量を用いて、Encl. 3中の枯死根端部の沈降量を推定したものである。全リン沈降量の12~60%を枯死根端部中のリンが占めることが推定され、Encl. 2の結果と考えあわせるとホテイアオイの増殖は水中のリンを吸収して成長し、その一部を枯死根端部中のリンとして湖底に沈降させていることを示している。Encl. 3を考えた場合、表4に見られるように、湖底から溶出してくるリンを吸収することになり、一部別の形態のリンを沈降させていることになる。今後ホテイアオイの増殖に伴う枯死根端部の沈降がどのような影響を湖底泥に及ぼすか検討が必要になるかも知れない。

#### 4. 考察及びまとめ

ホテイアオイの関係した生態学的研究（例えば *Sustroutomo et al.*, 1978; *Ultsch*, 1973; *Mitsh*, 1977) を除くと、従来のホテイアオイに関する研究の目的は大きく二つに分けられよう。一つは熱帯、亜熱帯地方における害草としてのホテイアオイをいかに制御するか、他はホテイアオイの持つ高い生産力を利用して、家庭排水や2次処理水に含まれる栄養塩の除去手段として用いるための研究であった。本研究は後者の研究をさらに進めて富栄養化した湖沼の貧栄養化に利用しうるかの知見を得ることであった。

従来の報告に比べて、明らかに成育条件の悪い霞ヶ浦高浜入においてもホテイアオイは成長増殖することが確認された。得られた成長初期の成長速度定数は隔離水界内で  $0.1027/d$ 、湖水で  $0.0722/d$  と青山ら (1981) が児島湖及びそれに流入する河川で、夏期に得た値 ( $0.106\sim 0.130/d$ ) とほぼ同じ大きさであった。しかしながら、ホテイアオイ中のリン、窒素含有量は水中のそれらの濃度を反映して、窒素で約5割、リンではその約1/3も低い結果であった。

ホテイアオイの増殖に伴い、水中の透明度は増加し、全リン濃度も24日間でほぼ1/3に減少し、クロロフィル *a* 濃度も1/10以下になった。他方、pHは6~7に低下し、溶存酸素は当然減少し、Encl. 2の1/2~1/3になった。しかし、嫌気的条件には至らなかった。これらの結果は *Schreiner* (1980)の結果とも一致していた。更に、ホテイアオイの増殖と共に、植物プランクトンの種組成、及び現存量は大きく変化することが明らかになった。特に、Encl. 3ではラン藻類が、ホテイアオイの増殖と共に、消失していくことが観察され、富栄養化した水域での夏期におけるホテイアオイとラン藻類の相互作用は今後の興味ある問題となろう (*Hogetsu et al.*, 1960; *Phillips et al.*, 1978)。動物プランクトンの種組成と現存量にも大きな変化が見られ、これらの原因は彼等の食物である植物プランクトンの種組成、及び現存量変化に基づくものと考えられよう。

本実験で得られた成長曲線式  $W_t = W_0 \times e^{0.072T}$  を用いて霞ヶ浦高浜入においてリン、窒素がおよそどのくらい除去可能か概算してみる。

まず、1,000 kgのホテイアオイを移植し、100日間自然放置し、収穫したとすると湿重量で1,339tになる。乾重量は湿重量の5%とすると乾量67tとなり、リン、窒素含有量を平均0.2%、及び1.5%とするとリン134 kg、窒素1,005 kgとなる。自然放置状態でホテイアオイの現存量は湿重量で5~10 kg/m<sup>2</sup>が得られていることから、平均5 kg/m<sup>2</sup>と仮定するとホテイアオイが0.27 km<sup>2</sup>を覆うことになる。また、リンとして0.5~1 g/m<sup>2</sup>、窒素として3.7~7.5 g/m<sup>2</sup>を除去することが可能であると推定される。以上は単純に、ホテイアオイが湖水中で増殖することを仮定しているが、今回のEncl. 4での実験では、一部ラン藻類の増殖最盛期ではホテイアオイの増殖は抑制される現象が観察されている(表2)。57年度の実験は、図2に見られるように平年より2~3℃低い気温であったことを考えると、更に追加実験が必要であろう。

## 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.
- Boyd, C.E. and D.H. Vickers (1971) : Variation in the elemental content of *Eichhornia crassipes*. Hydrobiologia, **38**, 409-414.
- Boyd, C.E. and E. Scarsbrook (1975) : Influence of nutrient additions and initial density of plants on production of waterhyacinth *Eichhornia crassipes*. Aquat. Bot., **1**, 253-261.
- Center, T.D. and N.R. Spencer (1981) : The phenology and growth of waterhyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart. solm) in a eutrophic North-Central Florida lake. Aquat. Bot., **10**, 1-32.
- Hanazato, T., M. Yasuno, T. Iwakuma and N. Takamura (1984) : Seasonal changes in the occurrence of *Bosmina longirostris* and *Bosmina fatalis* in relation to the bloom of *Microcystis* in Lake Kasumigaura. Jpn. J. Limnol., (in press).
- Hogetsu, K., Y. Okanishi and H. Sugawara (1960) : Studies on the antagonistic relationship between phytoplankton and aquatic plants. Jpn. J. Limnol., **21**, 124-129.
- Mitsch, W.T. (1977) : Waterhyacinth nutrient uptake and metabolism in a north central Florida marsh. Arch. Hydrobiol., **81**, 188-210.
- 沖 陽子・中川恭二郎(1981) : 自然水域におけるホテイアオイ個体群の生長と群落構造の解析. 文部省「環境科学」特別研究報告集, B-112, 115-140.
- 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.
- Otsuki, A., S. Kasuga and T. Kawai (1981) : Seasonal changes of the total phosphorus standing crop in a highly eutrophic lake : the importance of internal loading for shallow lake restoration. Verh. Internat. Verein. Limnol., **21**, 634-639.
- Ower, J., C.F. Cresswell and G.C. Bate (1981) : The effect of varying culture nitrogen and phosphorus levels on nutrient uptake and storage by the waterhyacinth *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. Hydrobiologia, **85**, 17-22.
- Penfound, W.T. and T.T. Earle (1948) : The biology of the water-hyacinth., Ecol. Monogr., **18**, 447-472.
- Phillips, G.L., D. Eminson and B. Moss (1978) : A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated fresh waters. Aquat. Bot., **4**, 103-126.
- Sastroutomo, S. S., I. Ikushima and R. Numata (1978) : Ecological studies of waterhyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart. Solms.) with special emphasis on their growth. Jap. J. Ecol., **28**, 191-197.
- Sato, H. and T. Kondo (1981) : Biomass production of waterhyacinth and its ability to remove inorganic minerals from water. I. Effect of the concentration of culture solution on the rate of plant growth and nutrient uptake. Jpn. J. Ecol., **31**, 257-267.
- Schreier, S.D. (1980) : Use of microcosms in the study of habitat changes caused by the growth and perturbation of a water hyacinth community. 473-488. In "Microcosms in ecological research". J.P. Giesy Jr. Ed., DOE Symposium Series CONF-781101 NTLS.
- 徳永隆司・北喜代司・北 直子・森本昌宏 (1978) : ホテイアオイの生長と無機栄養元素の貯蔵. 日本水処理生物誌, **14**, 1-8.
- Ultsch, G.R. (1973) : The effect of water hyacinth on the micro-environment of aquatic communities. Arch. Hydrobiol., **72**, 460-473.
- Wolverton, B.C. and R.C. McDonald (1979) : The water hyacinth : from prolific pest to potential provider. AMBIO, **8**, 1-8.

## 5. ニジマスによるイサザアミ制御の可能性

### Preliminary study on rainbow trout introduction to control opossum shrimp (*Neomysis intermedia*) population in Lake Kasumigaura

#### Abstract

In Lake Kasumigaura, opossum shrimp (*Neomysis intermedia*) becomes very high standing crops (15–45 wet g per square meter) in spring, possibly because of the lack of their predators during winter, and seems to play an important role in phosphorus cycle in this lake by releasing phosphorus from lake bottom through their feeding activity during spring to early summer. Therefore, a rainbow trout introduction to this lake is proposed to reduce the phosphorus regeneration.

The rainbow trout was cultured without feeding in net pen (5m×5m×2.5m) from March 16 to April 16, 1981 in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura. They survived all and grew well. The stomach contents were mostly the opossum shrimps which entered through the net and the silver color appeared their skin when examined after one month. In order to know a feeding rate and feeding efficiency by rainbow trouts, laboratory experiments were made using live opossum shrimps, caught from the lake, or a commercial food for trouts in glass aquaria at 10–13°C for a week. They fed on the opossum shrimps of 9.7 dry weight percent per their body weight per day and the feeding efficiency was 47.4 dry weight percent much higher than 27.4 dry weight percent in the commercial food.

These results suggest that rainbow trouts, if released, into this lake, can control the increase of opossum shrimp in spring and furthermore can reduce the regeneration of phosphorus from lake bottom by the opossum shrimp. The growing rainbow trouts should be taken out from this lake by commercial or sport fishing before summer when they die out due to high water temperature.

#### 1. はじめに

霞ヶ浦の富栄養化は1965年を境にして急速に進み、この時期に湖内の漁法の機械化による湖内魚類組成の変化やコイ網いけす養殖の本格化が起こっている(浜田・津田, 1976; Toda *et al.*, 1981)。浜田・津田(1976)は霞ヶ浦の富栄養化が湖内生物相の変化, すなわち浮魚であるワカサギ・シラウオの減少と, 底魚, ハゼ・エビ類の増加により底泥からの栄養塩の回帰が増大することによることを指摘した。また春日(1981 a)は魚類相の調査により, 霞ヶ浦では漁獲圧が極めて高く, 生活環の長い高位の捕食者をほとんど欠き, 繁殖力の大きなハゼ・エビ・イサザアミなどの特定種が異常繁殖しており, 湖内生物量が著しく増大していることを指摘した。特に冬期のイサザア

ミの現存量は多く、このイサザアミに栄養塩が貯留され、春から夏にかけて生物活性が高まることにより湖内へ放出されるばかりでなく、その食性から底泥から栄養塩を回帰させる可能性を示した。さらに越冬イサザアミはワカサギ仔魚の餌の競合者であるばかりでなく仔魚さえも捕食し、ワカサギの初期生残に重大な影響を与えており(春日, 1982), ワカサギを主体とした生態系形成を阻害している可能性を示した。この越冬イサザアミを抑制するため冬期でも活発に索餌が行われる冷水魚のニジマスの霞ヶ浦への放流が提案された(春日, 1981 b)。この報告ではニジマス放流の可能性とニジマスによるイサザアミの摂餌量を室内実験により検討した。

## 2. 材料と方法

### (1) 湖内網いけすによるニジマス飼育実験

隔離水界用フロートステーションに湖底に届く網いけすを設置した。網いけすの大きさは5×5 m, 深さ2.5 mで網目2.0 cmのナイロン網地である。水深は実験期間中約2.2 mであった。設置された網に1981年3月16日, 尾叉長, 体重を計測したニジマス22尾, 総重量4,086 gを入れ, 以後投餌は行わず1か月後の1981年4月16日に取り上げ尾叉長, 体重を計測し一部の魚の胃内容物を調べた。また3月19日と4月16日に網いけすの辺りの水域のイサザアミ現存量を開口部0.5×0.3 m, 網地NGG 42, 長さ1.5 mのネットにソリをつけ約180 m曳きイサザアミの現存量を推定した。

### (2) ニジマスの水槽内飼育実験

60×30×40(高さ)cmのガラス水槽3個に1%海水とした飼育水60 lを加え, 直射日光の当たらない屋外に置き1日間絶食させ尾叉長, 体重を計測したニジマス各5尾を入れた。水槽にはエアーストーンによる送気を行った。各水槽のニジマスの総魚体重は約120 gとなるようにし, 餌は1日当たり生きたイサザアミを水槽当たり20 g及び10 g, またマス用クランブル4C号(日本配合飼料KK)を4 g与えた。イサザアミ20 g及びマス用配合飼料4 gは予備実験によりほぼ1日当たりの飽食量である。飼育期間は7日間で水温は10~13°Cの間であった。ふんは毎日取り除いた。

## 3. 結果

### (1) 湖内網いけす実験

実験結果を表1に示した。実験開始時の水温は8.8°C, 終了時は12.8°Cであった。いけすの周辺のイサザアミの密度は3月19日には湿重量で1.86 g/m<sup>2</sup>, 4月16日には6.94 g/m<sup>2</sup>で終了時の方が密度は高かった。ニジマスは放流時22尾でその尾叉長は平均24.67 cmで, 尾叉長のばらつきは小さく, 全個体の大きさは良くそろっていた。体重は平均185.7 gで平均肥満度(体重×100/尾叉長<sup>3</sup>)は1.24であった。実験終了の魚の採り上げ時に1尾を逃がしたため計測は21尾で行われた。1か月間に死亡したものはなく, 4月16日の尾叉長は平均26.11 cm, 平均体重212.1 g,

表 1 網いけすによるニジマス無給餌飼育結果  
 Table 1 The Results of Net Pen Culture of Rainbow Trout (*Salmo gairdnerii irideus*)  
 in Lake Kasumigaura

|                            | Initial State | Final State                                   |
|----------------------------|---------------|---|
| Data                       | March 16 '81  | April 16 '81                                  |
| Water temperature          | 8.8°C         | 12.8°C  |
| Individual number          | 22            | 21<br>(escape 1)                              |
| Total weight               | 4.086g        | 4.240g  |
| Fork length                | 24.67±0.93cm  | 26.11±1.00cm                                  |
| Body weight                | 185.7±21.2g   | 212.1±21.7g                                   |
| Condition factor           | 1.24±0.09     | 1.19±0.07                                     |
| Survival                   | 100%          |   |
| Gain                       |               |   |
| Fork length                | 5.84%         |   |
| Body weight                | 14.22%        |   |
| Stomach contents (n=5)     |               |   |
| <i>Neomysis intermedia</i> |               | 10.4±7.64 ind.(6-24)<br>0.11±0.09g(0.06-0.27) |
| Net pen size               | 5×5×2.5(D)m   |   |
| Water depth                | 2.2m          |   |

平均肥満度は 1.19 で成長は尾叉長で 5.84 %，体重で 14.22 %あり，肥満度はやや低下していた。魚体の表面は実験開始時にみられなかった銀毛化が全個体でみられた。

胃内容物は 5 個体調べ全ての個体がイサザアミのみで占められ空胃はみられず，イサザアミを 6～24 個体，重量で 0.06～0.27 g含まれていた。

## (2) 水槽内飼育

水槽飼育実験で与えたイサザアミは殺さず手早く計量することが必要であるため水分を完全に除去していない。そのため 80°C，48 時間乾燥により 13.2 %となった。またニジマス用市販配合飼料では乾燥重量は湿重量の 92.25 %であった。与えた餌量は乾燥重量で 1 日当たり，イサザアミが 2.64 g，1.32 g，市販配合飼料で 3.69 gであった。与えた餌料は翌日までに全て食べつくした。7 日間の実験期間に与えた餌料は 1 水槽当たり乾重で 18.48 g及び 9.24 g，市販配合飼料で 25.83 gとなる。

イサザアミを湿重 20g を与えた群 (A 群) では平均尾叉長 12.90cm から 13.77cm となり 6.7% の，また体重は平均 23.87 g から 31.10 g となり 30.3 % の増加がみられる。イサザアミを 1 日当たり 10 g 与えた群 (B 群) では平均尾叉長 12.98 cm から 13.43 cm で 3.5 %，平均体重は 24.04 g から

表 2 ガラス水槽でのニジマス飼育実験条件

Table 2 The Cultural Conditions of Rainbow trout (*Salmo gairdneri irideus*) in Glass Aquaria

| No. of animals examined | Water volume | Water temperature | Experimental period | Food |                 |              |              |            |       |
|-------------------------|--------------|-------------------|---------------------|------|-----------------|--------------|--------------|------------|-------|
|                         |              |                   |                     | Item | Per day         |              | Total        |            |       |
|                         |              |                   |                     |      | Fresh w. (g/d)  | Dry w. (g/d) | Fresh w. (g) | dry w. (g) |       |
| A                       | 5            | 60                | 10-13               | 7    | Opossum shrimp  | 20           | 2.64         | 140        | 18.48 |
| B                       | 5            | 60                | 10-13               | 7    | Opossum shrimp  | 10           | 1.32         | 70         | 9.24  |
| C                       | 5            | 60                | 10-13               | 7    | Commercial food | 4            | 3.69         | 28         | 25.83 |

27.90 gとなり 16.1%の増加がみられた。市販配合飼料投与群(C群)では平均尾叉長が 13.31 cm から 14.01 cmとなり 5.3%, 平均体重が 24.40 gから 30.32 gとなり 24.3%の増加がみられた。肥満度はA・B・C群それぞれ 6.3%, 5.8%, 3.6%の増加がみられた(表3)。

表 3 ニジマスのガラス水槽内飼育の結果-1

Table 3 The Results of Laboratory Culture of Rainbow trout (*Salmo gairdnerii irideus*)-1

|   | Initial State    |                 |  | Final state            |                        |  |
|---|------------------|-----------------|--|------------------------|------------------------|--|
|   | Fork length (cm) | Body weight (g) | Condition factor ((BW/FL <sup>3</sup> )×100) | Fork length (cm)       | Body weight (g)        | Condition factor ((BW/FL <sup>3</sup> )×100) |
| A | 12.90±0.42       | 23.87±1.97      | 1.12±0.11                                    | 13.77±0.72<br>(1.067)* | 31.10±3.71<br>(1.303)* | 1.19±0.12<br>(1.063)*                        |
| B | 12.98±0.29       | 24.04±2.38      | 1.04±0.07                                    | 13.43±0.25<br>(1.035)* | 27.90±1.86<br>(1.161)* | 1.10±0.06<br>(1.058)*                        |
| C | 13.31±0.36       | 24.40±1.54      | 1.11±0.06                                    | 14.01±0.42<br>(1.053)* | 30.32±2.13<br>(1.243)* | 1.15±0.05<br>(1.036)*                        |

mean±SD. \*gain

瞬間成長率 ( $r$ ) を下式で求めた。

$$\frac{W_t}{W_0} = e^{rt}$$

ただし  $W_t$  は  $t$  日後の体重,  $W_0$  は初期体重,  $t$  は日数である。

A群では瞬間成長率は 3.78%, B群 2.13%, C群 3.10%であった。次に下式により餌料効率

(E) を求めた。

$$E = \frac{\text{Dry } W_t - \text{Dry } W_0}{\sum_{i=0}^t \text{Dry } F_i}$$

但しDry  $W_t$ は $t$ 日後の魚体の乾燥体重、Dry  $W_0$ は魚体の初期乾燥体重、Dry  $F_i$ は $i$ 日目の投餌量の乾燥重量である。

A群では餌料効率率は44.3%、B群は47.4%、C群では27.4%であった。

表 4 ニジマスのガラス水槽内飼育の結果—2

Table 4 The results of laboratory culture of rainbow trout (*Salmo gairdnerii irideus*) - 2

|   | Instantaneous<br>growth rate<br>(%/d) | Feeding efficiency<br>(dry weight %) | Gut contents<br>(wet weight g) |
|---|---------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|
| A | 3.78                                  | 44.3                                 | 0.34±0.12                      |
| B | 2.13                                  | 47.4                                 | 0.18±0.09                      |
| C | 3.10                                  | 27.4                                 | 0.41±0.13                      |

また実験魚の腸管内内容物を腸管を切開し取り出し重量を計測した。どの群の胃内にも餌はみられず全て腸内に移動していた。腸管内容物はA群で1尾当たり平均0.34g、B群で0.18g、C群で0.41gであった。さらに排せつされたふんはイサザアミ投与群では黒色でその量は少なく、市販配合飼料投与群では黄白色でイサザアミ投与群に比べ多かった。

#### 4. 考 察

霞ヶ浦でのニジマスの生存の可能性は既に茨城県内水面水産試験場(1971)により報告されており10月9日から5月27日まで網いけすで飼育され、1月から3月まで低温期を除き良い成長がみられている。しかしこの試験は投餌飼育の結果である。今回の我々の試験の結果は、163g/m<sup>2</sup>という高密度で無給餌飼育によってもニジマスは霞ヶ浦で生存可能であり、さらにかんりの成長が示された。特に1か月の飼育により銀毛化がみられ、銀毛化の特徴である肥満度の低下がみられる。また胃内内容物に多くのイサザアミが含まれていたことは霞ヶ浦でニジマスが生存するために餌は十分存在し、生存が可能であることを示した。またニジマスの胃内内容物はイサザアミのみで占められ、ニジマスがイサザアミを選択的に捕食していることを示している。霞ヶ浦のイサザアミの密度は3月に1.86g/m<sup>2</sup>、4月に6.94g/m<sup>2</sup>であったがこの密度は春日(1981a)が示した冬期現存量の56.76g/m<sup>2</sup>やToda *et al.* (1982)が示した5月の40.7g/m<sup>2</sup>の値と比べ著しく少な

い。

一方イサザアミの餌料効率は水槽実験により 47.4% という極めて高い値が得られた。この値は飽食群ではなくその 1/2 の餌を与えられた B 群で得られており、飽食することが餌料効率を必ずしも良くしないことを示している。また市販のニジマス用飼料の餌料効率よりイサザアミの餌料効率が著しく良く、腸管内内容物やふんからもイサザアミが消化吸收の早い良い餌料であることが示された。

霞ヶ浦の越冬イサザアミ繁殖抑制のためにはニジマスがイサザアミを選択的に捕食しており効果が期待される。その捕食量は飽食量で乾重量換算すると 1 日当たりニジマスは自体重の 9.7% のイサザアミを捕食することができる。春日 (1981 b) が仮定したニジマスの 1 日当たり摂餌量体重当たり 10% とする数字は湿重計算されており乾重換算すると約 7.5% となる。ニジマスによるイサザアミの同化率 20% は今回の餌料効率 44.3~47.4% より著しく低い。しかし湖内では運動量も多く同化率は水槽実験より低くなるであろう。また水温が低下することにより摂餌量もニジマスの代謝量の  $Q_{10}$  が 2.8 と報告されており (茨城県内水試, 1971) かなり急速に悪くなる可能性もあり検討が必要であろう。いずれにしてもニジマスの放流量決定には放流時期、放流サイズ、イサザアミ密度、ニジマス以外の高位捕食者の現存量等十分な解析が必要とされる。

この高位捕食者であるニジマス放流には幾つかの目的がある。まず第一は異常繁殖したイサザアミの現存量を抑制し湖底から栄養塩回帰の役割を負う生物の量を少なくすることであり、第二にはイサザアミによるワカサギの初期生残抑圧を解除することである。またさらに経済価値の少ないイサザアミをニジマスに捕食させ、より価値の高い魚として取り上げ、廃棄された物質 (栄養塩) をより高い価値を付加して再回収することにある。これ等の目的のためのニジマス放流は第一、第二の点ではニジマスがイサザアミを専食することから、また第三の点ではイサザアミからニジマスへの餌料転換効率が極めて高く、ニジマスを漁獲することにより効率良く栄養塩を回収することができることから霞ヶ浦の生態系管理による湖の多目的利用に有用であると考えられる。

本研究に当たり栃木県水産試験場大友時夫氏にはニジマス入手の便宜を図っていただいた。ここで心から感謝する。

## 5. まとめ

i 霞ヶ浦で網いけすによるニジマス飼育を 1981 年 3 月 16 日より同年 4 月 16 日まで行い全個体生残し、かなり成長がみられ、イサザアミを専食していることが確認された。

ii ニジマスのイサザアミを餌とする水槽飼育実験により、ニジマスが 1 日当たりイサザアミを乾燥重量比で 9.7% 摂食し、その餌料効率 (同化率) は 47.4% にも達した。

iii これらの結果より霞ヶ浦の越冬イサザアミの繁殖抑制、春から夏にかけてのワカサギ資源の増大、イサザアミに蓄積された物質のニジマスへの転換に霞ヶ浦へのニジマス放流が効果があ

ることが示唆された。

## 引用文献

- 浜田篤信・津田 勉(1976)：霞ヶ浦の富栄養化に関する研究—III. 窒素収支について、茨城県内水試研報, No.13, 29—43
- 春日清一(1981 a)：霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類, イサザアミ, テナガエビの現存量推定と栄養塩回帰への寄与。国立公害研究所研究報告, 第22号, 159—169
- 春日清一(1981 b)：霞ヶ浦の富栄養化と動物たち。環境情報科学, 10(4), 69—75
- 春日清一(1982)：イサザアミ (*Neomysis intermedia*) の食性と, その霞ヶ浦における生態学的地位。国立公害研究所調査報告, 第22号, 139—147
- Toda, H., M. Takahashi and S. Ichimura (1982) : Abundance and life history of *Neomysis intermedia* Czerniawsky in Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, 93, 31-39
- 茨城県内水面水産試験場(1971)：ニジマスの網いけす養殖試験。霞ヶ浦北浦漁業振興開発調査実績報告書, p.38—44

## 国立公害研究所特別研究成果報告

- 第 1 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究——霞ヶ浦を対象域として——昭和51年度。(1977)  
第 2 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51, 52年度 研究報告。(1978)

(改 称)

## 国立公害研究所研究報告

- 第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)  
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和52年度 中間報告。(1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素—窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究——昭和51, 52年度 研究報告。(1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)——霞ヶ浦を中心として。——昭和53年度。(1979)
- 第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)  
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- 第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和52, 53年度 研究報告。(1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和53年度 中間報告。(1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51~53年度 特別研究報告。(1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)  
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)  
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)  
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.  
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.  
(多摩川に発生するユスリカの研究  
——第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係——  
——第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について——)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 16 号 計測車レーザ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 A G P 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 distri-  
bution in relation to the pollution with sewage waters.  
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.  
(多摩川に発生するユスリカ類の研究  
— 第 3 報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthoclaadiinae 各種の記載と, その分  
布の下水汚染度との関係について —  
— 第 4 報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載 —)
- 第 30 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報  
告. (1982)
- 第 31 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和55年度  
特別研究報告. (1981)
- 第 32 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における  
光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和54年度 特別研究報告. (1982)
- 第 33 号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション  
— 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 34 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 35 号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究. (1982)
- 第 36 号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55, 56年度 特別研究報告.  
(1982)
- 第 37 号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究. (1982)
- 第 38 号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)  
(環境標準試料「池底質」の調製, 分析及び保証値)
- 第 39 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1982)

- 第 40 号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1983)
- 第 41 号 土壌環境の遠隔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 Orthoclaadiinae 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 特別研究中報告. (1983)
- 第 45 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年~55年度 特別研究報告. (1983)
- 第 46 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌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, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 2 分冊. (1983)
- 第 48 号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析. (1983)
- 第 49 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (I) — 霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II) — 霞ヶ浦の湖内物質循環とそれを支配する因子 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III) — 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (IV) — 霞ヶ浦の魚類及び甲殻類現存量の季節変化と富栄養化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V) — 霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI) — 富栄養化防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII) — 湯の湖における富栄養化とその防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) — 総括報告 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究 — 昭和55~57年度 特別研究総合報告. (1984)

- 第 59 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究 — 大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第 60 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学エアロゾル生成機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第 61 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究) — 昭和55~57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究 — 昭和56~58年度 特別研究中間報告。(1984)
- 第 63 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- 第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)  
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第1分冊)
- 第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)  
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第2分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 68 号 汚泥の土壌還元とその環境に関する研究 — 昭和56~57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park (1984)  
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.  
Part II. Taxonomical and 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)

## Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

No. 1\* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1976. (1977)

No. 2\* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1977. (1978)

[Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to:]

### Research Report from the National Institute for Environmental Studies

No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)

No. 4\* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1977. (1978)

No. 5\* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells – Research report in 1976-1977. (1978)

No. 6\* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1977-1978. (1979)

No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)

No. 8\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1979)

No. 9\* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1978. (1979)

No.10\* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1978. (1979)

No.11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)

No.12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)

No.13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)

Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.

Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.

No.14\* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem – Progress report in 1978-1979. (1980)

No.15\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1980)

No.16\* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)

No.17\* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes – Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Progress report in 1978-1979. (1980)

No.18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)

No.19\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Lake current of Kasumigaura (Nishiura) – 1978-1979. (1981)

No.20\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment – 1978-1979. (1981)

- No.21\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.22\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.23\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Applicability of trophic state indices for lakes – 1978-1979. (1981)
- No.24\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources – 1978-1979. (1981)
- No.25\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis* – 1978-1979. (1981)
- No.26\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Determination of algal growth potential by algal assay procedure – 1978-1979. (1981)
- No.27\* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Summary of researches – 1978-1979. (1981)
- No.28\* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Progress report in 1979-1980. (1981)
- No.29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)  
 Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.  
 Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- No.30\* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1979-1980. (1982)
- No.31\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1980. (1981)
- No.32\* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No.33\* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Simulation of atmospheric motions and diffusion processes – Progress report in 1980. (1982)
- No.34\* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1980. (1982)
- No.35\* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- No.36\* Studies on the method for long term environmental monitoring – Progress report in 1980-1981. (1982)
- No.37\* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy – The evaluation laboratory of Man-environment Systems. (1982)
- No.38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- No.39\* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1981. (1983)
- No.40\* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1981. (1983)
- No.41\* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil. (1983)
- No.42\* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- No.43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)

Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.

Part 6. Description of species of the subfamily 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 of organic wastes on the soil ecosystem – Outlines of special research project – 1978-1980. (1983)

No.46\* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)

No.47\* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)

No.48\* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)

No.49\* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution – Research report in 1982. (1984)

No.50\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Estimation of input loading in Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)

No.51\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – The function of the ecosystem and the importance of sediment in national cycle in Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)

No.52\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)

No.53\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Seasonal changes of the biomass of fish and crustacea in Lake Kasumigaura and its relation to the eutrophication. – 1980-1982. (1984)

No.54\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Modeling the eutrophication-of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)

No.55\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Measures for eutrophication control. – 1980-1982. (1984)

No.56\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Eutrophication in Lake Yunoko. – 1980-1982. (1984)

No.57\* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Summary of researches. – 1980-1982. (1984)

No.58\* Studies on the method for long term environmental monitoring – Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)

No.59\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfer oxides system – Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber – Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds – Research report in 1980, 1982. (1984)

No.60\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfer oxides system – Formation mechanisms of photochemical aerosol – Research report in 1980, 1982. (1984)

No.61\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfer oxides system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere. – Research report in 1980, 1982. (1984)

- No.62\* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems – Progress report in 1980-1983. (1984)
- No.63\* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1981. (1984)
- No.64\* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Final report in 1979-1981. (1984)
- No.65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part I. (1984)
- No.66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 2. (1984)
- No.67\* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques – Project research report in 1979-1981. (1984)
- No.68\* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil – Research report in 1981-1983. (1984)
- No.69\* Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji – Basic research report. (1984)
- No.70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park – Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park. – Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- No.71\* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)

\* in japanese

RESEARCH REPORT FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES  
No. 52

国立公害研究所研究報告 第52号  
(R-52-'84)

---

昭和59年 3月31日発行

編 集 国立公害研究所編集委員会  
発 行 環境庁国立公害研究所  
茨城県筑波郡谷田部町小野川16番 2

---

印 刷 HEC印刷株式会社  
住 所 茨城県日立市大みか町 5 - 1 - 26

Published by the National Institute for Environmental Studies

Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

March 1984