

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No.117, 1988.

国立公害研究所研究報告 第117号

自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VI)

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

湖沼の生態系構造と自然浄化

Lake Restoration and Ecosystems

昭和60/61年度 特別研究報告

Research Report in 1985/1986

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」
(期間 昭和58～61年度)

本研究報告(VI)「湖沼の生態系構造と自然浄化」
(研究期間 昭和60/61年度)

特別研究責任者：合田 健* 水質土壌環境部長 (昭和58～60年度)
村岡浩爾 同 上 (昭和61年度)

特別研究幹事：須藤隆一・矢木修身・海老瀬潜一
田井慎吾・中杉修身・原沢英夫

報告書編集担当：春日清一・野原精一

(*昭和61年3月 退任)

序

自然の浄化機能を応用した水質改善に関する本特別研究は、富栄養化防止に関する特別研究（昭和55～57年度）のあとを受けて昭和58～61年度にかけて実施された。現在、湖や内湾などの閉鎖系水域及び都市内の中小河川の水質汚濁が問題となっているが、省資源、省エネルギー的である森林、土壌、水路、池沼及び水草帯の自然の浄化力を定量化し、この浄化力を水質改善に応用することを目的として研究が遂行された。

本特別研究の成果は、9分冊としてまとめられた。第1～第4分冊は中間報告書として既に昭和61年3月に出版されており、第5～第9分冊が最終報告書としてこのたび刊行される。

本報告書第6分冊は中間報告書第2分冊を担当した池沼グループ、水草帯グループ、生態系グループがその後、行った研究を12編の報文にまとめたものである。

池沼グループでは池沼の懸濁物質や化学物質の発生・流入やその湖内での動態を検討した。その一つとして霞ヶ浦の底泥再浮上機構を解析し、風による波浪が主要因であることを明らかにした。これによって風による底泥再浮上を予測することが可能となった。また、霞ヶ浦に流入する河川からの懸濁物質が河口域で50%以上沈殿していることが明らかにされた。日本のいくつかの湖沼底泥中の化学物質濃度が河口域から湖心に向かい減少し、この底泥中の濃度は直上水中の諸物質濃度を反映していた。過栄養湖である手賀沼の栄養塩収支を調べ全リン、全窒素ともに下流に向かうほどその濃度は減少し窒素では34～38%、リンでは44～56%が沈殿し底泥に移行し水中から除去されていた。湯ノ湖では水質改善対策のため水界生態系モデルが開発され、このモデルから底泥のしゅんせつや流入リン量の削減が水質改善に有効であることが示された。

水草帯グループでは霞ヶ浦江戸崎入水草帯の水質及び水生植物の調査を行い、夏から秋には多量のアオコの集積、また冬期には水生植物の枯死により有機物がこの水域に堆積することを明らかにした。さらにこれら水生植物の刈り取りにより湖外へ取り除かれるリン及び窒素量が試算された。さらにこの水域の大型無脊椎動物の動物相とその現在量が調べられ、沖帯に比べ複雑な生物相を示していることが明らかにされた。

生態系グループでは、霞ヶ浦の動物プランクトン生産におけるアオコの役割が検討され、またイサザアミの動物プランクトンやさらに植物プランクトンに対する影響が調べられた。屋外実験

池で流入栄養塩負荷量を変えた実験でこの池に出現した動物プランクトンが水質決定に重要な役割を持つことを明らかにした。さらに水中溶存酸素の連続測定により植物プランクトンの環境変化に対する生理学的反応を見いだす手法が開発された。

これらの結果から湖沼が流入水を浄化し、その過程で生物が極めて重要な役割を負っていることが定量的に明らかになった。

本研究の成果が、汚濁の進行している湖、河川等の水質改善に役立つことを願っている。

昭和63年3月

国立公害研究所

所長 江上信雄

目 次

| | |
|--|-----|
| Abstract | 1 |
| I. 研究の概要 | 3 |
| II. 報 文 | |
| 1. 底泥の再浮上現象の現地観測及びそのシミュレーション | 13 |
| 大坪国順・村岡浩爾 | |
| 2. 湖沼河口域における懸濁物質の動態 | 39 |
| 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一・大槻 晃 | |
| 3. 湖沼底質中の栄養塩・重金属・化学物質の分布特性 | 57 |
| 天野耕二・福島武彦 | |
| 4. 手沼質における栄養塩収支 | 69 |
| 細見正明・須藤隆一 | |
| 5. 湯ノ湖の生態系モデル | 87 |
| 細見正明・須藤隆一 | |
| 6. 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水質変動特性 | 113 |
| 相崎守弘・野原精一・河合崇欣 | |
| 7. 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における栄養塩類の挙動 | 125 |
| 野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・高村典子・相崎守弘・大槻 晃 | |
| 8. 霞ヶ浦江戸崎入水草帯の底生及び付着動物 | 141 |
| 上野隆平・岩熊敏夫・野原精一・土谷岳令 | |
| 9. 霞ヶ浦高浜入における枝角類の個体群動態と生産, 及びアオコとの関係 | 151 |
| 花里孝幸・安野正之 | |
| 10. 藻類増殖過程の水質連続測定 | 165 |
| 河合崇欣・相崎守弘・大槻 晃・青山莞爾・西川雅高・菊池京子 | |
| 11. 屋外実験池における池沼の自然浄化機能 | 179 |
| 相崎守弘・河合崇欣・大槻 晃・花里孝幸・青山莞爾 | |
| 12. 霞ヶ浦における大雨後のイサザアミの減少とそれによる 動物プランクトン及び水質の変化 | 223 |
| 春日清一 | |

CONTENTS

| | |
|--|-----|
| Abstract | 1 |
| I. Outline of the Project in this Report | 3 |
| S. KASUGA and S. NOHARA | |
| II. Papers | |
| 1. Field Observation and Simulation of Deposition and Resuspension of Cohesive Sediments in a shallow Lake | 13 |
| K. OTUBO and K. MURAOKA | |
| 2. Dynamics of Particulate Matter near the Mouth of the Influent River | 39 |
| T. FUKUSHIMA, M. AIZAKI, S. EBISE and A. OTSUKI | |
| 3. On the Vertical and Longitudinal Changes in Nutrients, Metals and Chemicals in Lake Sediments | 57 |
| K. AMANO and T. FUKUSHIMA | |
| 4. A Three-Year Water, Nitrogen, and Phosphorus Budget for Lake Teganuma ... | 69 |
| M. HOSOMI and R. SUDO | |
| 5. Development of an Ecological Model of Lake Yunoko and Assessment of Eutrophication Control Programs Using its Ecological Model | 87 |
| M. HOSOMI and R. SUDO | |
| 6. Characteristics of Seasonal Changes in Water Quality in Littoral Zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura | 113 |
| M. AIZAKI, S. NOHARA and T. KAWAI | |
| 7. Nutrient Movements in the Littoral Zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura | 125 |
| S. NOHARA, T. TSUCHIYA, T. IWAKUMA, N. TAKAMURA, M. AIZAKI and A. OTSUKI | |
| 8. Benthic and Epiphytic Macroinvertebrates in the Littoral Zone of Edosakiiri Bay of Lake Kasumigaura | 141 |
| R. UENO, T. IWAKUMA, S. NOHARA and T. TSUCHIYA | |
| 9. Population Dynamics and Production of Cladoceran Zooplankton in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura and their Relation to <u>Microcystis</u> Bloom | 151 |
| T. HANAZATO and M. YASUNO | |

| | |
|--|-----|
| 10. Continuous Measurements of pH, DO and DIC along the Time Course of the Algal Growth | 165 |
| T. KAWAI, M. AIZAKI, A. OTSUKI, K. AOYAMA, M. NISHIKAWA and K. KIKUCHI | |
| 11. Effect of Zooplankton on Phosphorus Retention in Outdoor Experimental Ponds with Continuous Flow System | 179 |
| M. AIZAKI, T. KAWAI, A. OTSUKI, T. HANAZATO and K. AOYAMA | |
| 12. The Depression of the Opossum Shrimp Population after Heavy Rain and Its Effects on the Zooplankton and Water Quality | 223 |
| S. KASUGA | |

Abstract

This volume is the sixth series of progress reports on the project carried out during fiscal 1985-1986. Twelve studies concerning the ecosystems of river mouths, littoral and pelagic zones of lakes are included.

The results obtained are summarized as follows.

The field observations and numerical simulation for deposition and resuspension of cohesive bottom sediment in lake Kasumigaura were studied. The calculated turbidity showed a good agreement with that obtained by the field observation. The dynamic changes in water qualities near the mouth of influent rivers were measured in Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura. Near the mouth, the concentrations of several substances (metals, nutrients and chemicals) changed seriously and inside of the lake most of those varied longitudinally in proportion to the log of the volume up to reaching each point. These substances in the sediment of lakes in Japan were analyzed. The longitudinal changes in the sediment would express one of the estuarine characteristics by reflecting the spatial variation of the suspended matter and water quality. By the three-year observation of nutrients budget for Lake Teganuma, nitrogen and phosphorus concentration in water decreased gradually from the mouth of influent river to the outlet of the lake. The retention coefficients of nitrogen and phosphorus in lake water defined by Vollenweider were 0.34-0.38 and 0.44-0.56, respectively in Lake Teganuma. An ecological model of Lake Yunoko was developed to assess various program for eutrophication control. In the case of 50% reduction of external phosphorus loading from the wast-water treatment facility, the annual chlorophyll-a concentration in the surface water decreased to 79 % of that of the control simulation.

Water quality and aquatic plants in the littoral zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura were surveyed. The maximum phosphorus and nitrogen standing stocks of

aquatic plants were $0.6-2 \text{ gP m}^{-2}$ and $9-25 \text{ gN m}^{-2}$, respectively, in the littoral zone of the bay. A large amount of Microcystis sp. accumulated in aquatic macrophytes zone in summer and autumn. And dead emergent macrophytes accumulated in winter. Dissolved nutrient concentration increased in autumn and winter. Benthic and periphytic macroinvertebrate in the littoral zone were mainly composed larvae of chironomid and oligochaeta. Biomass of chironomids and oligochaeta in this zone was highest in early summer.

In summer season, Bosmina fatalis predominated in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura. In this season Microcystis was dominant phytoplankton and Bosmina could not utilize Microcystis directly. Cladocerans may utilized the decomposed Microcystis and bacteria.

The effects of dilution of lake water by a heavy rain on the ecosystem of Lake Kasumigaura were observed. After the rain, Neomysis population decreased dramatically and then the zooplankton biomass increased. Phytoplankton decreased following the zooplankton increase in the lake.

The outdoor pond experiments were carried out for analysis of relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop and of the effects of zooplankton on phosphorus retention. Phytoplankton standing crops reached the maximum values on 1 to 2 weeks after beginning of experiments. Apparent settling velocities of phosphorus showed almost same value unrelated with areal water loads in the periods of no zooplankton growth. Apparent settling velocities of phosphorus were promoted by the existence of zooplankton. In the same experimental ponds, continuous measurements of DC, DIC and pH were carried out along the course of growth stage of the phytoplanktons. The carbon and oxygen metabolism of the phytoplankton were analyzed on the diurnal changes and in acidification of the pond water.

研究の概要

Outline of the Project in this Report

春日清一・野原精一

Seiichi KASUGA and Seiichi NOHARA

1 研究目的

特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」は昭和58年度に開始され昭和61年度までの4年間10グループにより遂行されてきた。このなかで、湖沼の生態系解析を目指した三つのグループ、池沼グループ、水草グループ、生態系グループはその構成員が重なり、協同して現場の仕事を進めることも多く、共通の立場を持つことから、昭和61年に出版された本特別研究の第2分冊と同様、今回もこの3グループの研究成果をまとめて発表することとなった。

近年様々な湖沼の水質改善対策にもかかわらず、我が国の湖沼の富栄養化状態は必ずしも改善されていないのが現状である。この富栄養化した湖沼の水質改善には栄養塩の湖内への流入を削減することが何より肝腎ではあるが、湖沼の水質を決めている機構を明らかにし、湖内の環境を管理することによる水質の維持改善を図ることも重要である。湖内に流入した様々な物質は河口域でその様態を変化させる。この過程で生物が極めて重要な役割を持ち、この生物の活動の在り方によって水質は左右される。このような生態系の機能と役割は第2分冊にも報告されたが、ここではさらに個々の構成員である底泥、動物、植物などの持つ自然浄化能力を明らかにし、これらを“生態系”として管理するための基礎的研究が行われた。

この分冊では第2分冊に続く昭和60～61年度の研究成果を12編にまとめて発表した。

2 研究課題

本分冊を担当したグループのうち池沼グループは池沼あるいは湖の河口域での物質、特に栄養塩の動態を明らかにし、これをモデル化とシミュレーションすることにより、水質の管理法を検討した。また、水草帯グループは霞ヶ浦江戸崎入における水質、水生植物の現存量・生産量、また底生動物の現存量を明らかにし、これら構成員の自然浄化機能に果たす役割を、さらに生態系グループは霞ヶ浦を対象とし、その生態系構造の形成機構を検討し動物プランクトン、イサザアミなどの水質への影響を湖及び実験的にも検討した。

3 成果の概要

ここに発表された成果の概要は以下のとおりである。

(1) 池沼グループ(報文1～5)

池沼グループではまず霞ヶ浦高浜入を対象として、風、湖流、波浪及び濁度の現地観測を行い、

底泥の再浮上に関するシミュレーションを行った。底泥の再浮上の主たる要因は、風により誘起される波浪であり、風速12m/sで湖内の濁度は200~300 ppmに上昇することを明らかにしている。また高浜入流入河川河口域で行った懸濁態物質を中心とした水質調査では懸濁態物質は50%以上が河口域にトラップされており、このトラップ機能を強化することにより汚濁負荷の削減が期待された。さらに日本全国の16湖沼から底質を採取し栄養塩、重金属、LAS分布を調べ、これらの物質が河口から湖心に向け濃度が低下しており、この濃度は直上水の組成を反映していた。手賀沼の3年間にわたる水質・底泥調査から、この沼における栄養塩収支を計算し、自然浄化能を評価した結果、窒素では34~38%、またリンでは44~56%が湖水から取り除かれ底泥に移行していた。これらの結果は池沼や流入河川河口域が流入物質をトラップする場所として、すなわち自然浄化の場所として重要であることを示した。次に湯ノ湖を対象として水界生態系モデルが開発され、種々の水質改善対策の効果予測が行われた。その結果、湖のクロロフィルa濃度は底泥の浚渫及びリン負荷量の削減により減少することが示された。

(2) 水草グループ (報文6~8)

このグループでは霞ヶ浦江戸崎入の水草帯をフィールドとした水質、水生植物、底生動物の調査結果3編が報告されている。

水草帯内の水質は夏から秋にかけて多量のアオコの吹き寄せとその分解によるクロロフィルa、全リン、懸濁態炭素、窒素、溶存栄養塩などの濃度の著しい上昇、また冬期には抽水植物の枯死分解により溶存栄養塩濃度が上昇し溶存有機物も高い濃度を維持した。またこの水域に生育する抽水植物体内には窒素がヒメガマで $9\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ 、マコモで $25\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ 、ヨシで $12\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ 、またリンではそれぞれ $0.9\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $2\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $0.6\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ と試算された。この値から、霞ヶ浦の抽水植物をすべて刈り取ったとすると霞ヶ浦に流入する窒素の1.5%、またリンの1.4%が湖外へ取り出されることになる。ここで見られる底生動物はユスリカ幼虫、イトミミズ、ヨコエビが優占し、これらの現存量は6~8月及び1~3月にピークが見られた。ユスリカ幼虫は19種採集され沖帯と比べ種数は豊富であった。水草帯では生物相も複雑で湖の多様性を保つうえでも重要な役割を持っている。

(3) 生態系グループ (報文9~12)

生態系グループは霞ヶ浦をフィールドとして、その生態系構造を明らかにし物質循環を通じた自然浄化機能を評価しようとしている。

霞ヶ浦の動物プランクトンの調査と実験的研究によってその生産はアオコ分解過程で生ずるバクテリアが餌として重要な役割を持つことを明らかにした。また、霞ヶ浦の動物プランクトン相はイサザアミの捕食の影響を受けており、さらにイサザアミは大雨による湖水の希釈によりその個体群密度を減少させた。このイサザアミの減少により動物プランクトンの現存量は増加しこれに伴い植物プランクトン量が減少した。屋外実験池における栄養塩負荷試験において動物プランクトンは植物プランクトンの摂食によりリンの見かけの沈降速度を増加させ、浄化作用を強めた。また水中溶存酸素の連続測定により、この変化が植物プランクトンの環境変化に反応した生理学

的变化を反映していることを明らかにした。このグループの研究により湖沼の水質、また植物プランクトン量が動物プランクトンやさらにそれを捕食する動物により大きな影響を受けていることが証明され、生物が構成する生態系を管理することによる水質改善の可能性を示唆した。

4 研究組織

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

表1 研究担当者所属・氏名

| | |
|------------|-----------------------------------|
| プロジェクトリーダー | |
| 水質土壌環境部長 | 合田 健 (昭和58~60年度) 村岡浩爾 (昭和61年度) |
| 生物環境部 | |
| 水生生物生態研究室 | 安野正之・春日清一・高村典子・花里孝幸 |
| 生物環境管理研究室 | 岩熊敏夫・高村健二・野原精一・上野隆平 |
| 水質土壌環境部 | |
| 水質環境計画研究室 | 村岡浩爾・相崎守弘・海老瀬潜一・大坪国順・福島武彦 |
| 陸水環境研究室 | 須藤隆一・細見正明 |
| 計測技術室 | |
| 水質計測研究室 | 大槻 晃・河合崇欣・白石寛明・野尻幸宏 |
| 分析室 | 西川雅高 |
| 技術部 | |
| 生物施設管理室 | 菅谷芳雄 |

表2 客員研究員所属・氏名

| | |
|------|--------------------|
| 新井孝昭 | (日本大学生産工学部) |
| 今田和史 | (北海道水産孵化場) |
| 菊池泰二 | (九州大学理学部) |
| 木村允 | (東京都立大学理学部) |
| 松尾友矩 | (東京大学工学部) |
| 三村信男 | (茨城大学工学部) |
| 中本信忠 | (信州大学繊維学部) |
| 中島拓男 | (滋賀県琵琶湖研究所) |
| 小倉紀雄 | (東京農工大学工学部) |
| 坂本充 | (名古屋大学水圏科学研究所) |
| 佐々学 | (富山医科薬科大学) |
| 関文威 | (筑波大学生物科学系) |
| 宗宮功 | (京都大学工学部) |
| 高橋正征 | (東京大学理学部) |
| 滝井進 | (東京都立大学理学部) |
| 田中昌一 | (東京大学海洋研究所) |
| 手塚泰彦 | (京都大学理学部付属大津臨湖実験所) |
| 辻本哲郎 | (金沢大学工学部) |
| 津野洋 | (京都大学工学部) |
| 山根爽一 | (茨城大学教育学部) |

成果発表一覧

〔印刷発表〕

- Aizaki, M. (1986): Trophic status and water quality of high altitude lakes in Mt. Annapurna regeion. *Studies on Dstribution, Adaptation of Microorganisms in Nepal Himaralayas*. 14-26.
- Aizaki, M., A. Otsuki and T. Kawai (1986): Relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop in outdoor experimental ponds with continuous flow systems. *Water Res.*, **20**, 859-863.
- 福島武彦・天野耕二・村岡浩爾 (1986) : 湖沼水質の簡易な予測モデル1. 湖沼流域の諸特性と湖水栄養塩濃度との関係. *水質汚濁研究*, **9**, 586-595.
- 福島武彦・天野耕二・村岡浩爾 (1986) : 湖沼水質の簡易な予測モデル2. 湖水栄養塩濃度と内部生産COD, クロロフィル a との関係. *水質汚濁研究*, **9**, 775-785.
- 福島武彦・相崎守弘・海老瀬藩一 (1987) : 湖沼河口域での懸濁物質組成の特性と底泥組成との関係. *衛生工学研究論文集*, **23**, 31-40.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1987) : Evaluation of Microcystic as food for zooplankton in a eutrophic lake. *Hydrobiologia*, **144**, 251-259.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1987) : Experimental studies on competition between Bosmina longirostris and Bosmina fatalis. *Hydrobiologia*, **154**, 189-199.
- 細見正明・岡田光正・須藤隆一 (1985) : 底泥からの窒素の溶出モデル. *港湾技術要報*, (96), 57-81.
- Hosomi, M., M. Okada and R. Sudo (1985) : A model of nitrogen release from bottom sediments. *Management of bottom Sediments Containing Toxic Substance Proceedings of the 10th U.S./Japan Experts Meeting*, (T.R. Patin ed., U.S. Army Corps of Engineers, 414p.), 30-62.
- Hosomi, M. and R. Sudo (1986) : Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in freshwater samples using persulfate digestion. *Int. J. Environ. Stud.*, **27**, 267-275.
- Hosomi, M. and R. Sudo (1986) : Methods for estimating nitrogen release from lake sediments. *Proc. Symp. Fifth Jpn. -Braz. Symp, Sci. Technol.*, 186-191.
- 細見正明 (1987) : 3. 化学物質と底質等コロイド物質との関連 (1) モデル水系における底質土の物質浄化機能. *土・水研究会資料*, (農業技術研究所発行, 117p), (4), 63-78.
- 岩熊敏夫 (1986) : 霞ヶ浦の生物生産・水質汚濁研究, **9**, 406-411.
- 岩熊敏夫 (1986) : ユスリカの発生と霞ヶ浦の環境悪化. *予防時報*, (145), 44-50.
- 岩熊敏夫 (1986) : 陸水における二次生産, 特に底生動物の生産と富栄養化の関係について. *日本生態学会誌*, **36**, 169-187.

- Iwakuma, T. and M. Yasuno (1987) : The role of zoobenthos in a shallow eutrophic lake. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol., 28, 515-524.
- 春日清一 (1987) : 湖沼の動物相管理による水質保全. 公害と対策, 23(3), 35-41.
- 村岡浩爾・平田健正・大坪国順・福島武彦 (1986) : 風の影響を受ける湖岸の現象について. 沿岸海洋研究ノート, 23(2), 168-170.
- 村岡浩爾 (1987) : 第7章 コメント 一森林と河川の役割. 水資源の保全一琵琶湖流域をめぐる諸問題一, 吉良竜夫編, 人文書院, 113-118.
- 村岡浩爾 (1987) : 国際河川の水質汚濁・水質管理ーライン川の汚染から何を学ぶかー. 地理, 32(5), 26-33.
- 野尻幸宏 (1986) : 水質分析の進歩 (1). 日本地下水学会誌, 28(3), 35-41.
- 大坪国順・村岡浩爾 (1985) : 底泥の物性および限界掃流力に関する実験的研究. 土木学会論文集, 363/II-4, 225-234.
- Otsubo, K., K. Muraoka (1985) : Resuspension rate function for cohesive sediments in stream. J. Hydrosci. Hydraul. Eng., 3(2), 1-13.
- 大坪国順・村岡浩爾 (1986) : 流れによる底泥の飛び出し率. 土木学会論文集, 375/II-6, 43-52.
- Otsuki, A., H. Seki, C.D. McAllister and C.D. Levings (1987) : Measurement of net growth rates of herbivorous benthic animals using periphyton labeled simultaneously with ^{13}C and ^{15}N . Limnol. Oceanogr., 32, 499-503.
- 佐藤敦子・大関修・春日清一・山根爽一 (1987) : 茨城県酒沼におけるマハゼ Acanthogobius flavimanus (Temm. et Schl.) の雌の生殖周期と卵巣の組織学的変化. 茨城大学教育学部紀要(自然化学), (36), 19-30.
- 白石寛明 (1986) : 質量分析法における測定方の最近の進歩. プラズマスペクトロスコピー, 6(2), 33-51.
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1986) : Photosynthesis of size-fractionated phytoplankton population in hypertrophic Lake Kasumigaura, Japan. Arch. Hydrobiol., 108(2), 235-257.
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1987) : Uptake of ^{13}C and ^{15}N (ammonium, nitrate and urea) by Microcystis in Lake Kasumigaura. J. Plankton Res., 9(1), 151-165.
- 安野正之 (1987) : 水の華の発生機構とその制御ー発生状況とその環境. 水の華の発生機構とその制御, 生嶋功編, 東海大学出版会, 47-58.
- 安野正之 (1987) : 水の華の発生機構とその制御ー生態系内の生物相互作用. 水の華の発生機構とその制御, 生嶋功編, 東海大学出版会, 91-96.
- 安野正之 (1987) : 水の華の発生機構とその制御ー水の華発生時の生態系の特徴. 水の華の発生機構とその制御, 生嶋功編, 東海大学出版会, 121-139.
- 安野正之・花里孝幸 (1987) : 淡水赤潮ー淡水赤潮プランクトンをめぐる生物間切互関係. 門田

元編, 恒星社厚生閣, 79-88.

〔口頭発表〕

- 相崎守弘・花里孝幸・河合崇欣・大槻 晃: 野外実験池における動物プランクトンの捕食による植物プランクトン量変動と栄養塩回帰について. 第33回日本生態学会, 京都(61.4).
- 相崎守弘・福島武彦: 湖沼における溶存有機炭素濃度変動. 日本陸水学会第51回大会, 清水(61.10).
- 相崎守弘: 走査型電子顕微鏡による霞ヶ浦の微生物の観察. 第2回日本微生物生態学会, 府中(61.11).
- 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・花里孝幸・青山莞爾: 野外実験池におけるSS中のC,N,P およびChl.a含量の変化. 文部省「環境科学」第1回環境科学シンポジウム, 東京(61. 11).
- Aizaki, M. and K. Sakamoto: Relationship between water quality and periphyton biomass in several streams in Japan. 23rd Congr. Int. Assoc. Limnol., Hamilton(N.Z.), (62.2).
- 天野耕二・福島武彦・稲葉一穂・細見正明: 手賀沼底質中のLASの分布. 第21回水質汚濁学会, 小金井(62.3).
- 海老瀬潜一: 霞ヶ浦水域における汚濁負荷の動態 集水域からの汚濁負荷の発生と流出. 日本土壌肥料学会(昭和61年度筑波大会), 筑波(61.4).
- 海老瀬潜一: 物質収支法による流下過程の水質変化の評価. 第21回水質汚濁学会, 小金井(62.3).
- 海老瀬潜一: 無機イオンから見た河川の水質汚濁の評価. 土木学会第42回年次学術講演会, 札幌(62. 9).
- 海老瀬潜一: 降雨による流量増加時の陽イオン濃度の上昇. 日本陸水学会第52回大会, 札幌(62.10).
- 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一・大槻 晃: 湖沼流入河川の河口域での物質動態. 日本陸水学会第51回大会, 清水(61.10).
- Fukushima, T. and K. Muraoka: Simple model to predict water qualities in 90 Japanese lakes. 23rd Congr. Int. Assoc. Limnol., Hamilton(N.Z.)(62.2).
- Fukushima, T., M. Aizaki and K. Muraoka: Characteristics of deposited matter and its role in nutrients cycle in a deep lake. 4th Int. Symp. Interaction Sediments Water, Melbourne(Aust.)(62.2).
- 花里孝幸・安野正之: 異なる餌条件下における *Bosmina longirostris* と *Bosmina fatalis* の競争. 日本陸水学会第51回大会, 清水(61.10).
- 花里孝幸・安野正之: 霞ヶ浦における動物プランクトン群集の変動とイサザアミの消長. 日本陸水学会第51回大会, 清水(61.10).
- Hanazato, T. and Y. Yasuno: Impact of predation of *Nemysis intermedia* on a zooplankton community in Lake Kasumigaura. 23rd Conder. Int. Assoc. Limnol., Hamilton (N.Z.)
- 花里孝幸・安野正之・渡辺泰徳: 夏期富栄養湖での動物プランクトンの餌としての分解アオコ中のバクテリアの重要性. 第34回日本生態学大会, 沖縄(62.4).

- 細見正明・須藤隆一：底泥からの窒素・りん溶出に及ぼす温度の影響。第20回水質汚濁学会，東京(61.3)。
- 細見正明・須藤隆一：湯の湖における水収支および熱収支。日本陸水学会第51回大会，清水(61.11)。
- Hosomi, M. and R. Sudo: Methods for estimating nitrogen release from lake sediments. Fifth Jpn. -Braz. Symp. Sci. Technol., Tokyo(61.10)。
- 細見正明・須藤隆一：手賀沼における栄養塩の動態。土木学会第41回年次学術講演会，福岡(61.11)。
- Hosomi, M., M. Okada and R. Sudo: Assesment of sediment control lake eutrophication using an ecological model. 12th U.S/Jpn. Experts Meet. Manage. Bottom Sedments Containing Toxic Subst., Yokohama(61.11)。
- 細見正明・須藤隆一：水-底泥間における窒素循環モデル。第24回水質汚濁学会，小金井(62.3)。
- 細見正明・須藤隆一：手賀沼における栄養塩収支。第4回自然浄化シンポジウム-自然浄化機能による水質改善-，筑波(62.3)。
- 岩熊敏夫・細見正明：底生動物による沈降有機物の分解についてのモデル解析-霞ヶ浦を例として-。第20回水質汚濁学会，東京(61.3)。
- 岩熊敏夫・安野正之・菅谷芳雄：富栄養湖指標生物としてのアカムシユスリカとオオユスリカ。日本陸水学会第52回大会，札幌(62.10)。
- 岩熊敏夫：霞ヶ浦沖帯におけるユスリカ成虫の発生の季節変動と温度依存性。第34回日本生態学会大会，沖縄(62.4)。
- 春日清一：イサザアミの動物プランクトン相及び水質に与える影響。昭和62年度日本水産学会春期大会，東京(62.4)。
- 村岡浩爾：湖沼の環境水理。土木学会第22回水工学に関する夏期研修会，盛岡(61.7)。
- 野原精一・岩熊敏夫・上野隆平：霞ヶ浦におけるヨシ群落の地域差について。日本陸水学会第52回大会，札幌(62.10)。
- 野原精一：ヒシ群落内外の水質の違いについて。第33回日本生態学会大会，京都(61.4)。
- 野原精一・土谷岳令：野生化したハスの分布と現存量の季節変化。第34回日本生態学会大会，沖縄(62.4)。
- 野尻幸宏・原口紘丞・大槻 晃：ICP 発光分析法によるクロロフィル化合物の分別定量。第47回分析化学討論会，前橋(61.6)。
- Otsubo, K. and K. Muraoka: Resuspention of cohesive sediments by currents. 3rd. Int. Symp. River Sediments., Jackson(USA) (61.4)。
- 大坪国順：底泥の再浮上機構。第5回水質予測研究会，大津(62.2)。
- 大坪国順・村岡浩爾：底泥の限界掃流力と飛び出し率。第21回水質汚濁学会，小金井(62.3)。
- Otsubo, K. and K. Muraoka: Field observation and simulation of sediment resuspension in a shallow lake. Specialised Conference on Coastal and Estuarine Pollutio, Fukuoka(62.10)。

- 大坪国順：霞ヶ浦での底泥の浮上に対する限界風速について。環境化学シンポジウム，東京(62.11)。
- 大槻 晃・高村典子：富栄養湖のクロロフィル -a測定におけるUNESKO/SCOR法とメタノール抽出蛍光検出逆相高速液体クロマトグラフ法の比較。日本陸水学会第51回大会，清水(61.10)。
- 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣：霞ヶ浦におけるリン・窒素の動態。文部省「環境科学」第1回環境科学シンポジウム，東京(61.11)。
- Otsuki, A. and N. Takamura: Comparison of chlorophyll a concentrations measured by HPLC spectrophotometric methods in highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura. 23rd Congr. Int. Assoc. Limnol., Hamilton(N.Z.), (62.2)。
- 白石寛明：GC/MSモニタリングの現状と今後の方向。第4回環境科学セミナー，所沢(62.2)。
- 高村健二・菅谷芳雄・安野正之：過栄養湖手賀沼のユスリカ相。第33回日本生態学会大会，京都(61.4)。
- 高村典子・岩熊敏夫・相崎守弘・安野正之：霞ヶ浦江戸崎入の水生植物群落における植物プランクトンと付着藻類の生産と窒素吸収。第33回日本生態学会大会，京都(61.4)。
- 高村典子・岩熊敏夫・安野正之：霞ヶ浦における *Microcystis* spp. の窒素吸収特性。日本陸水学会第51回大会，清水(61.10)。
- 高村典子・安野正之：霞ヶ浦高浜入りの水の華発生時における植物プランクトンの生産，沈降と分解。第34回日本生態学会大会，沖縄(62.4)。
- 上野隆平・岩熊敏夫・野原精一：霞ヶ浦湖岸帯の底生動物分布。日本陸水学会第51回大会，清水(61.10)。
- 上野隆平・岩熊敏夫・野原精一：Sticky tripによる霞ヶ浦からのユスリカ発生量調査。昭和61年度日本生態学会関東地区会，筑波(62.2)。

底泥の再浮上現象の現地観測及びそのシミュレーション
Field Observation and Simulation of Deposition and Resuspension
of Cohesive Sediments in a Shallow Lake

大坪国順¹・村岡浩爾¹

Kuninori OTSUBO¹ and Kohji MURAOKA¹

要 旨

霞ヶ浦高浜入を対象として、底泥の再浮上現象に関する現地観測及びシミュレーションを行った。湖流、風向・風速、波浪及び濁度の観測結果をもとに、霞ヶ浦における底泥の再浮上は、湖流ではなく、風により誘起された波浪によると結論づけた。今回のシミュレーションの主な特色は、現地での底面せん断応力の時系列を確率過程としてモデル化した点と、たい積層の含水比の鉛直方向変化を考慮した点である。前者に対してはその方法を詳述し、後に対してはその必要性を明らかにした。また、西浦を対象として、三つの卓越風向に対する底泥浮上に関する臨海風速マップを作製した。

Abstract

The main purpose of this study is to present and discuss the results of field observation and numerical simulation for deposition and resuspension of cohesive bottom sediment in a shallow lake. Field data taken in lake Kasumigaura, such as lake current, wind velocity and direction, water wave, and turbidity, are shown. Based on these results, we discussed how sediments were suspended in this lake and established the procedure to estimate the bottom shear stress causing sediment resuspension. This procedure was used in the simulation and also used to determine the critical wind velocity (Wind over this velocity makes the sediment move from the bed.) for the twenty five points in Lake Kasumigaura. We adapted the one-dimensional (vertical) mass conservation equation in the simulation to express the behavior of the resuspended sediment particles in the currents. We studied the effect of vertical change of water content of the bottom layer in the sediment resuspension rate, and this effect was taken into consideration in the simulation. The calculated turbidity showed a good agreement with that obtained by the field observation.

1 概 説

本研究は、霞ヶ浦高浜入における底泥の再浮上に関する現地観測及びシミュレーションについて述べたものである。現地観測は底泥の再浮上の実態を把握する上で不可欠であり、数理モデル

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental
Studeis. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

は、底泥中の栄養塩類の水系への回帰量を推定したり、富栄養化防止・抑制対策を検討する上での有力な手段となる。Sheng & Lick (1979) はエリー湖を対象に、吹送流による底泥の再浮上とそれに伴う濁度の時間変化を計算した。濁度の鉛直方向の変化や底泥層中の含水比の鉛直変化は無視し、風向と濁度の水平分布特性の関係を検討した。底泥の沈降・再浮上に関する数理モデルの構築には、四つのサブシステムの解明もしくはモデル化が必要である。すなわち、Ⅰ. 底泥の限界掃流力と飛び出し率、Ⅱ. 底泥層内の含水比の鉛直方向分布特性、Ⅲ. 底泥の再浮上の原因となるせん断応力特性、Ⅳ. 再浮上した底泥粒子の湖内での挙動の四つである。図1には四つのサブシステムとそれらを解明するための方法、手段などが示されている。サブシステムⅠ、Ⅱについては既に一応の成果が得られており(大坪・村岡, 1985a, b, 1986), サブシステムⅢ, Ⅳのモデル化が残されている。本論文では、現地観測の結果、サブシステムⅢ, Ⅳのモデルの順に述べ、最後に、高浜入りでの濁度や底泥の浮上厚のシミュレーションの結果について実測結果との比較を交えながら検討する。サブシステムⅢ. については、波による底面せん断応力を確率過程論の手法を用いて評価した。また、その方法に基づいて、霞ヶ浦25地点に対して、底泥を浮上させる臨海風速について計算を行った。サブシステムⅣについては、鉛直方向についてのみ底泥粒子の物質収支を考えたモデル化を行った。

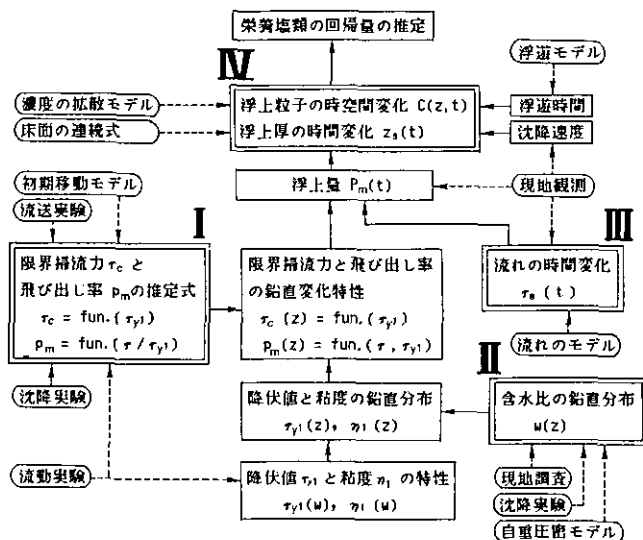


図 1 サブシステムの説明図

Fig. 1 Explanation of sub-system as to cohesive sediment resuspension

2 現地観測結果 (大坪・村岡, 1985c)

底泥の再浮上に関する現地観測は計測機器の防水などの保全の都合上、高浜入湾奥部(図2のSt.1の約1km南東)に係留されている観測小屋で行った。観測小屋は面積約25m²のいかだの上に設置されている(図3参照)。小屋の北東方向に隣接して面積約400m²の隔離水界に係留されている。観測地点の水深は2.5mで季節や天候などにより±0.2m程度変化する。観測項目は、濁度、風向・風速、湖流及び波浪である。濁度と湖流の計測位置は湖底面から0.3m上方である。濁度は光透過式濁度計、風向・風速は微風向風速計、湖流速及び流向は電磁流速計、波高と波の周期は容量式波高計(最大計測波高:1m)により自動計測され、カセット・テープもしくは記録紙に自動記録された。湖上観測のため、カー・バッテリー(8個並列)を計測機器の動力源とした。バッテリーの交換頻度や各項目の計測間隔は、計測機器の消費電力や記録紙及びカセット・テープの容量(長さ)によって決められた。

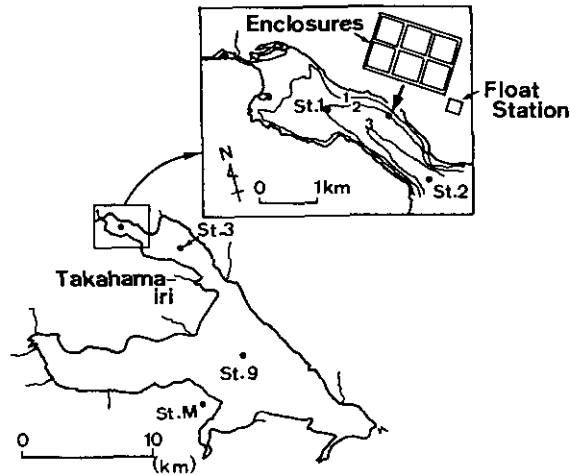


図 2 現地観測の地点

Fig. 2 Location of field research float station

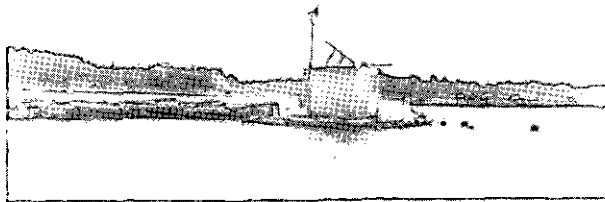


図 3 湖上観測ステーション

Fig. 3 Photograph of the float station for field research

2. 1 風向・風速の特性

風に関するデータは30秒おきに記録されるが、解析には30分代表値を用いた。霞ヶ浦周辺は平坦地形であるので、湖面上の風向・風速とも全域でほぼ一様と考えられる。実際、最北部の高浜入り(図2のSt.1)と最南部に近い美浦村(図2の point M)での風向・風速の相関係数は0.92であった。図4は、臨湖実験施設で計測されたデータをもとに、全風速と風速5m以上のものについて、風向の頻度分布を示したものである。いずれの季節においても、全風速に対する卓越風向と強風に対するそれとはほぼ一致している。春(3~5月)は、NE~E方向の風が多い。夏(6~8月)ではENE~E方向の他にSW~S方向の風も多い。秋(9~11月)には、N, NE方向が卓越し、冬にはN及びNWの風が卓越する。夏期の風速変動のパワー・スペクトル結果には、1日と半日に対応する波数域に顕著なピークが現れた。一方、秋期の結果には夏期の場合ほど顕著なピークはないが、2.5日程度に対応する波数域に弱いピークが存在した。夏期の最大風速は台風時を除いて6m/s前後でさほど強くなかった。秋期には、風の強い日と弱い日が2~3日の周期で繰り返された。強い風は終日続き、日中の平均風速が10m/sを越す日もあった。冬期には、1月中旬過ぎから徐々に風の強い日が多くなり、風速も大きくなった。

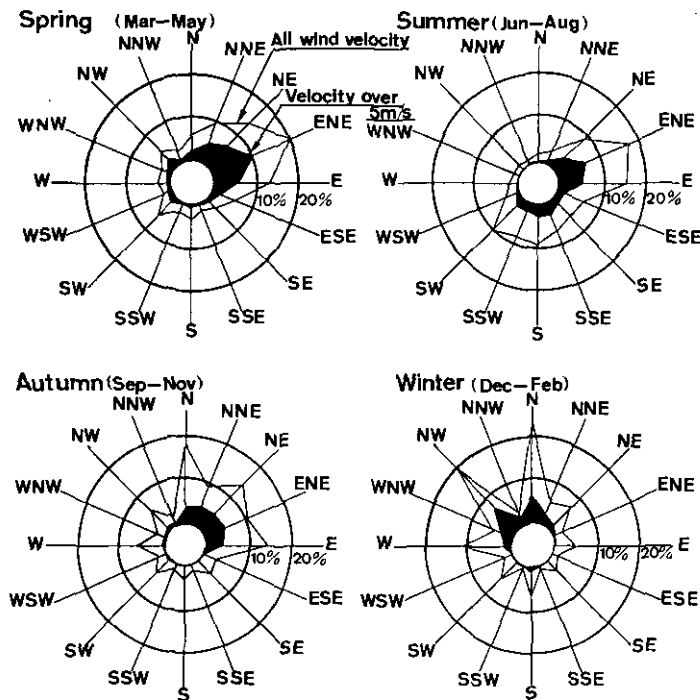


図 4 風向の季節変動

Fig. 4 Seasonal distribution of wind direction in Lake Kasumigaura

2. 2 湖流の特性

流速値は 2.5秒ごとに計測されたデータを 5分または10分ごとに平均して自動記録された。湖流速変動のパワー・スペクトルにも、夏期には、1日相当の波数域に弱いピークが、秋期には、2～3日の波数域に弱いピークが認められた。湖流速は 50 mm/sを越すことはまれで、平均は10～20mm/sであった。風速と流速の相関は、両者の30分平均値を用いても0.05とかなり低かった。この結果は、村岡・福島(1980)による報告とほぼ一致する。著者らの研究によれば、霞ヶ浦の底泥表層が浮上し始める限界の掃流力 τ_{c1} の値は 0.035N/m^2 程度である。湖流の最大値60mm/sを用いて掃流力を計算しても(抵抗係数:0.02)、その値は 0.01N/m^2 程度であり、湖流では底泥を浮上させることは難しいと判断される。

2. 3 波の特性

記録紙やテープの長さの制限から、ペン・レコーダーでは、紙送り速度を50mm/minと遅くして波高のみ押え(20分おきに1分間記録)、カセット・テープレコーダー(1時間おきに1分間記録)のデータからは波浪の周期特性を求めた。波高の整理が簡単にでき、また今回の記録法では他の波高値と比しても信頼性は劣らないという理由で、最大波高 $H_{max}(m)$ を選んで解析した。最大波高と風速 $V_w(m/s)$ (30分代表値)との回帰分析の結果は次のようである。

$$H_{max} = 0.047 V_w + 0.134 \quad (\gamma = 0.76) \quad (1)$$

ここで γ は相関係数である。現地の不規則な波に対する底面せん断応力の評価に際しては、有義波の概念が有効と考えられるので、最大波高と風速との関係を有義波とのそれに書き改める。波高分布が Rayleigh 分布と仮定すれば、N波中の最大波高 H_{max} と有義波高 $H_{1/3}(m)$ の関係は近似的に式(2)で与えられる(土木学会編, 1971)。

$$H_{max}/H_{1/3} = 1.07\sqrt{\log_e N} \quad (2)$$

データの計測時間が1分間であり、波浪の周期が1.5前後であったという事実、さらに計測機器の立ち上がりの影響を考慮して、 $N=30$ とおく。この場合、式(1)は次のようになる。

$$H_{1/3} = 0.035V_w - 0.10 \quad (3)$$

図5中の曲線①は式(3)の関係である。曲線②は Wilson(土木学会編, 1971)により与えられた有義波高の推定式

$$H_{1/3} = 0.0024(F/g)^{1/2} V_w \quad (4)$$

において、吹送距離(fetch) F を1kmとした場合である。

波浪の周期については、zero-up cross法により求めた平均周期 T_m は H_{max} もしくは V_w と正の相関が認められた。図5中の●印は H_{max} と T_m の実測データによる関係を、式(1)と $T_{1/3} = 1.1T_m$ なる経験式(土木学会編, 1974)を用いて、風速 V_w と有義波の周期 $T_{1/3}$ との関係に直して示したものである。図中の曲線③はWilsonの推定式(土木学会編, 1971)

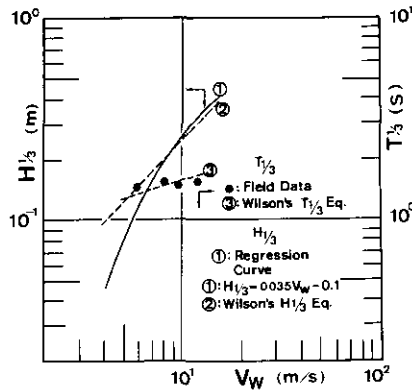


図 5 観測地点での有義波の波高及び周期

Fig. 5 Significant wave height and period against wind velocity at the field site

$$T_{1/3} = 0.1096 \pi (F/g^2)^{1/3} V_w^{1/3} \quad (5)$$

でFを1 kmとした結果である。吹送距離Fに対する風向の影響などの問題も残るが、観測地点付近の $H_{1/3}$ 及び $T_{1/3}$ は、一応、図5の曲線②及び③で評価できると考えられる。

2. 4 濁度の特性

湖沼では、動植物プランクトンや各種の懸濁態物質が常時浮遊して一定の濃度を保っている。この濃度を基底濃度 C_b と呼ぶことにする。晴天が続く風のない時の濁度の観測値はこの C_b に対応している。 C_b の値は夏場の30~40mg/lを最高に、秋には20mg/l前後となり、さらに冬には10mg/l前後にまで徐々に低下した。この値はその後春から夏にかけて再び上昇するという年変動パターンを示したが、これは動植物プランクトンの生長に深く関係している。 C_b は水底面と底面近傍を除いて、ほぼ一様であった。濁度の観測値 C_o から C_b を差し引いた値 C_p が底泥の再浮上による濁度の上昇分と考えられる。 C_p の値は、6~7 m/sの風速では10mg/l程度であるが、 $V_w > 12$ m/sでは精度が保証される計測上限値(110mg/l)を越すことがあった。風が収まると C_p の値は1~2時間以内に10mg/l以下に下がった。また、観測ステーションのNE方向に隔離水界実験用いかだ(底面近くまで届く水中フェンスが取り付けられている。)が隣接しているため、N~NE方向の風に対してはいかだの消波効果のため波が立たず、強風が1日続いた場合でも C_p の値は10~20mg/l程度しか上昇しなかった。 C_o の時間変動は図12に示したが、 C_p と V_w についての回帰分析の結果は以下のようなものである。

$$C_p = 0.016 V_w - 0.09 \quad (\gamma = 0.53) \quad (6)$$

ここで γ は相関係数である。この場合、 $V_w > 5$ m/sの風速を対象とし、N~NE方向の風速のデータは除外した。湖流と風速の場合に比して、 C_p と V_w との間にかなり高い相関が認められる。前述した波浪と風速の関係を考え合わせると、霞ヶ浦高浜入での底泥の再浮上を引き起こす主要因は、

風により誘起された波浪と考えられる。

3 現地での底面せん断応力

3.1 実効掃流力

底泥の限界掃流力及び飛び出し率の推定式を用いて、現地を対象とした底泥の再浮上のシミュレーションを行うためには、現地での流れの状態を底面せん断応力（掃流力）として評価する必要がある。湖底の底泥を浮上させる掃流力 τ をそれに貢献する原因から次のように大別することにする。

$$\tau = \tau_w + \tau_f + \tau_s \quad (7)$$

ここでは τ_w は風波によって付加させるせん断応力、 τ_f は湖流底面せん断応力である。 τ_s は乱れによる変動分で、底泥の飛び出し率を推定する際に考慮済みである（大坪・村岡，1986）。 τ_f は湖流の変化に伴ったゆっったりとした変動成分を有しているし、 τ_w も風波の周波数域程度の比較的ゆっくりした変動成分を有しているがそれに加えて一様一方向流れにも含まれる変動分がありそれを τ_s と書いている。今回のシミュレーションでは、湖流速の最大値に対する 0.01 N/m^2 という値を τ_s として与え、これが定常的に働くとしている。湖流の観測結果からもわかるように τ_s の値は微弱であるため、霞ヶ浦での底泥の再浮上に関与する主要なせん断応力は τ_w と考えられる。 τ_w という交番性の底面せん断応力を底泥の掃流力としてどう評価するかが問題となる。

現地での波浪は不規則で、その波浪による底面せん断応力を決定論的に記述することは非常に難しいため、確率論的手法が広く用いられている（首藤，1981）。ここでも、底泥の初期移動に対して、底面せん断応力の向きは問題なく大きさのみが効くと考え、絶対値の平均で定義される実効掃流力 τ_w 量を定義し、その時間変動を確率過程として捉えることにした。すなわち τ_w をその平均値が風速 V_w とともに変動するようなランダム変数と考え、 V_w についての条件付き確率分布形としては正規分布を仮定した。

まず、実効掃流力の平均値 τ_w の具体的な評価について述べる。湖面上に V_w なる風速の風が吹けば $h_w(t)$ なる不規則波浪が生じ、それに呼応して湖底に $\tau_w(t)$ なる不規則底面せん断応力が作用すると考えられる（図6(a), (b), (c)参照）。ある時間スケール T_w の間は湖面上の風速 V_w は一定と仮定する。風速 V_w の条件付きでの湖水面上の不規則波を、規則波で代表させる。その際の波高、周期としては不規則波に対応する有義波の波高 $H_{1/3}$ 、周期 $T_{1/3}$ を適用する（図6(d), (e),参照）。水深を h として、微小振幅波理論における波長 L と周期 T の関係式

$$L = (gT^2/2\pi) \tanh(2\pi h/L) \quad (8)$$

を用いて有義波の波長 $L_{1/3}$ を計算すると、 $T_{1/3}$ が1.8秒以下の場合には水深波長比 $(h/L_{1/3})$ の値は0.5以上となり、想定した波は深水波に分類される。また波形こう配 $(H_{1/3}/L_{1/3})$ は0.142以下となり碎波しない条件にある。これらのことを踏まえて、観測地点付近の波浪を微小振幅波の深水波として扱うこととした。深水波の湖底面での水粒子速度 u_b は

$$u_b = \{a \sigma_w / \sinh(kh)\} \sin(kx - \sigma_w t) = \hat{u}_b \sin(kx - \sigma_w t) \quad (9)$$

で与えられる。ここで a は波の振幅、 \hat{u}_b は u_b の振幅、 $k = 2\pi/L_{1/3}$ 、 $\sigma_w = 2\pi/T_{1/3}$ である。また湖底での質量輸送速度 U_b は

$$U_b = (1/2)a^2 \sigma_w k \{1/\sinh(kh)\}^2 \quad (10)$$

で与えられるが、 $T_{1/3} = 1.8s$ 、 $L_{1/3} = 5m$ 、 $a = 0.18m$ という U_b が最大となる条件でも、 $U_b = 0.56mm/s$ と微弱であるため、 U_b がの平均実効掃流力へ寄与する分は無視できる。湖底面での水粒子速度が与えられた時の底面せん断応力 τ_w については層流の場合には理論解が存在し次式で与えられる(首藤, 1981)。

$$\tau_w = \hat{\tau}_{wL} \sin(kx - \sigma_w t - (\pi/4)) \quad (11)$$

ここで $\hat{\tau}_{wL}$ は次式で定義される底面せん断応力の振幅である。

$$\hat{\tau}_{wL} = \rho \sqrt{\sigma_w \nu} \hat{u}_b \quad (12)$$

ここで、 ρ は水の密度、 ν は水の動粘性係数である。底面せん断応力と湖底面での水粒子速度との間には $\pi/4$ の位相差が現れる。乱流の場合も、境界層の概念を用いて計算された例があるが、その手順は複雑で渦動粘性係数の与え方などに問題がある。そのため乱流の場合は実用的観点から、粗面条件に対して振幅 τ_{wT} を求めることに重点が置かれ $\tau_{wT} = \rho C u_b^2$ もしくは $\tau_{wT} = (1/2) \rho f_w \hat{u}_b^2$ と表現した場合の係数 C 及び f_w の値が検討されている(首藤, 1981)。底面せん断応力と水粒子速度の位相差の問題、底面せん断応力と底泥粒子の追従性の問題など不確定要素が多く、波の評価自体が実用性の見地からなされた波浪の評価の単純化を考えると、ここでは底面せん断応力のみ厳密に論議してもあまり意味がない。そこで乱流の場合の考え方を拡張して次式で定義される τ_w を用いて底泥の再浮上に関する波の掃流力を評価した。

$$\begin{aligned} \tau_w &= (2/T_{1/3}) \int_0^{T_{1/3}/2} \hat{\tau}_{wL} \sin(kx - \sigma_w t + \theta) dt \\ &= (2/\pi) \hat{\tau}_{wL} \end{aligned} \quad (13)$$

ここで、 $\hat{\tau}_{wL}$ は底面せん断応力の振幅、 θ は水粒子速度と掃流力の位相差である。

底面の粗度を $50\mu m$ として、水粒子速度の振幅が与えられた時の掃流力の振幅を層流境界層理論、梶浦及び Jonnson による方法(両方法とも乱流境界層理論(首藤, 1981))で計算した結果、砂粒の場合と異なり粗度が小さいため、 $\hat{\tau}_{wL}/\tau_{wT} = 2.0 \sim 10.0$ と層流解の方が大きくなった。滑面乱流としての評価は、確立された方法がなく、 $\hat{\tau}_{wL}$ との比較はしなかった。今回は $\hat{\tau}_{wL}$ で実効掃流力の平均値 $\bar{\tau}_w$ を評価した。

これまでに述べてきた実効掃流力の平均値を求める手順を要約すると、まず、風速に対応する有義の波長 $L_{1/3}$ 及びその周期 $T_{1/3}$ をそれぞれ式(4)、(5)、及び式(8)から求める(図6(e)に対応)。次にその $L_{1/3}$ 及び $T_{1/3}$ に微小振幅波理論を適用して湖底での水粒子速度の振幅 u_b を求め、この値と式(12)から τ_w を計算して、最後に、式(13)で示される平均化操作から τ_w の平均値を求

めるというものである (図 6 (f) に対応)。

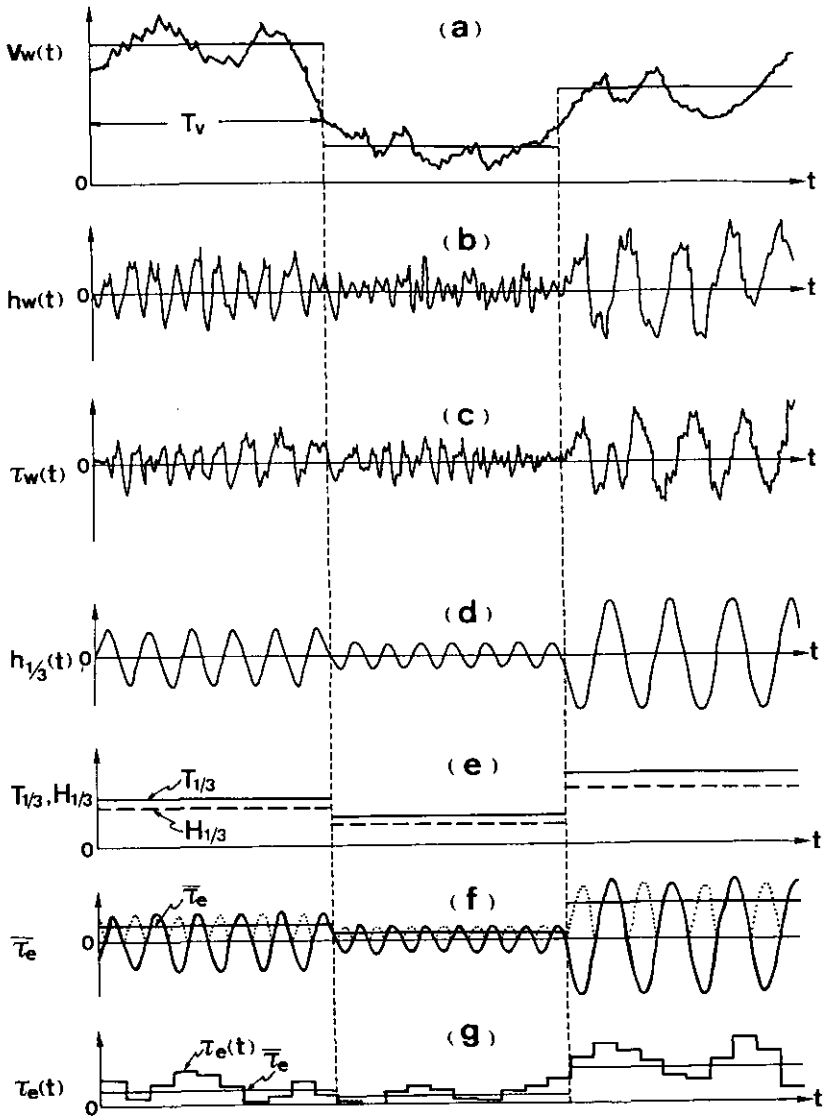


図 6 実効掃流力の評価手順の説明図

Fig. 6 Explanation of procedure to obtain $\tau_e(t)$ for given $V_w(t)$

3. 2 飛び出し率に及ぼす実効掃流力の変動の影響

現地においては、風速の変動により実効掃流力の平均値が時間的に変化するだけでなく、風速が一定でも波の不規則性や底泥面の凹凸などの様々な原因により、底泥面に作用するせん断応力は実効掃流力の平均値のまわりに変動していると考えられる。すなわち、現地での実効掃流力の時系列 $\tau_e(t)$ は、その平均値が風速の変動に呼応するランダム過程として取り扱うのが適当と考えられる。ここでは、風速条件付きでの実効掃流力の分布を平均値 $\bar{\tau}_e$ 、標準偏差 σ_e の正規分布と仮定する。3.1の手順で与えられる平均値 $\bar{\tau}_{e*}$ に対して、 $\alpha_e = \sigma_e / \bar{\tau}_e$ で定義される変動係数が、底泥の飛び出し率 $p_{m*}(\bar{\tau}_{e*})$ の統計的性質に及ぼす影響を検討することにする。上記の実効掃流力の分布の仮定より、底泥の無次元飛び出し率の平均値 $\bar{p}_{m*}(\bar{\tau}_{e*})$ 及び標準偏差 $\sigma_p(\bar{\tau}_{e*})$ は次のように表される。

$$\bar{p}_{m*}(\bar{\tau}_{e*}) = \int_0^\infty p_{m*}(\tau_{e*}) f(\tau_{e*}) d\tau_{e*} \quad (14)$$

$$\sigma_p(\bar{\tau}_{e*}) = [\int_0^\infty p_{m*}^2(\tau_{e*}) f(\tau_{e*}) d\tau_{e*} - \{\bar{p}_{m*}(\bar{\tau}_{e*})\}^2]^{1/2} \quad (15)$$

$$f(\bar{\tau}_{e*}) = \{1/(\sqrt{2\pi} \sigma_{e*})\} \cdot \exp[-\{(\tau_{e*} - \bar{\tau}_{e*})/(\sqrt{2} \sigma_{e*})\}^2] \quad (16)$$

ここで、 $f(\tau_{e*})$ は無次元実効掃流力 τ_{e*} の確率密度函数である。さらに、 $\tau_{e*} = \tau_e / \tau_{e2}$ 、 $\bar{\tau}_{e*} = \bar{\tau}_e / \tau_{e2}$ 、 $\sigma_{e*} = \sigma_e / \tau_{e2}$ である。また $\bar{\tau}_e$ 及び σ_e はそれぞれ τ_e の分布の平均値と標準偏差であり、 τ_{e2} は底泥の破壊限界値(大坪・村岡, 1985a)である。実効掃流力の分布の変動係数 α_e は

$$\alpha_e = \sigma_e / \bar{\tau}_e = \sigma_{e*} / \bar{\tau}_{e*} \quad (17)$$

で定義されるので、式(17)を式(16)に代入すれば

$$f(\tau_{e*}) = \{1/(\sqrt{2\pi} \alpha_e \tau_{e*})\} \cdot \exp[-\{(\tau_{e*} - \bar{\tau}_{e*})/(\sqrt{2} \alpha_e \bar{\tau}_{e*})\}^2] \quad (18)$$

となる。いま、 $y_* = (\tau_{e*} - \bar{\tau}_{e*}) / \sigma_{e*} = (\tau_{e*} - \bar{\tau}_{e*}) / (\alpha_e \bar{\tau}_{e*})$ とすると、式(14)、(15)は次のようになる。

$$\bar{p}_{m*}(\bar{\tau}_{e*}) = \int_{-1/\alpha_e}^\infty \alpha_e p_{m*}(k_* \bar{\tau}_{e*}) \phi(y_*) dy_* \quad (19)$$

$$\sigma_p(\bar{\tau}_{e*}) = [\int_{-1/\alpha_e}^\infty \alpha_e p_{m*}^2(k_* \bar{\tau}_{e*}) \phi(y_*) dy_* - \{\bar{p}_{m*}(\bar{\tau}_{e*})\}^2]^{1/2} \quad (20)$$

ここで、 $\phi(y_*)$ 及び k_* は次式で定義される。

$$\phi(y_*) = (1/\sqrt{2\pi}) \exp(-y_*^2/2), \quad k_* = y_* \alpha_e + 1 \quad (21)$$

図7は、実効掃流力 τ_e の変動を考慮に入れた場合の、底泥の無次元飛び出し率の平均値 $\bar{p}_{m*}(\bar{\tau}_{e*})$ と無次元実効掃流力の平均値 $\bar{\tau}_{e*}$ の関係を、 τ_e の変動係数 α_e をパラメータにして整理したものである。 $\bar{p}_{m*}(\bar{\tau}_{e*})$ の値は $\bar{\tau}_{e*}$ が0.3付近では α_e の値によって2オーダーほど異なり、 α_e が大きいほど大きくなる。しかし、 $\bar{\tau}_{e*}$ が増加するにつれて α_e による差が減少し、

$\bar{\tau}_{e,*}=1.2$ 付近では α_t による違いは無視できる程度となる。図7の結果は $\bar{\tau}_{e,*}$ が小さくて $\alpha_t = 0$ では底泥が浮上しない場合でも、変動係数 α_t の値によっては、かなりの底泥が浮上することを示唆している。例えば、 $\alpha_t = 0$ と $\alpha_t = 0.5$ の場合を考える。著者らにより、 $\tau_{e,1}$ の値は $\tau_{e,1} / \tau_{e,2} = 0.5$ で定義されている。 $\alpha_t = 0$ の場合の $\bar{p}_{m,*}$ の曲線から $\bar{\tau}_{e,*} = 0.5$ に対応する $\bar{p}_{m,*}$ の値を求めると0.003となる。すなわち $\bar{p}_{m,*} = 0.003$ が $\tau_{e,1}$ の判定条件と考えることができる。 $\alpha_t = 0.5$ の場合の $\bar{p}_{m,*}$ の曲線から、 $\bar{p}_{m,*} = 0.003$ に対応する $\bar{\tau}_{e,*}$ の値を求めると約0.32となる。このときの $\tau_{e,1}$ の値を $\tau_{e,1,v}$ とすると、結局 $\tau_{e,1,v} = 0.63 \tau_{e,1}$ となる。すなわち、実効せん断応力に変動がある場合には、見かけ上の流送限界が小さくなり、 $\tau_{e,1,v}$ で底泥の浮上の影響が現れることになる。

ここで、 $\tau_{e,1}$ に変動を考慮した場合 ($\tau_{e,1}$) と、しない場合 ($\tau_{e,1,v}$) による臨界風速値 (これ以上の風速で底泥が浮上する) の違いを、図8に示した25地点に対して検討することにする。表1は25地点の水深と底泥の種類、底泥 (0~2cm層) の含水比 (water content in percent of dry weight) 及び中央粒径、さらには霞ヶ浦での代表的風向 (NNW, ENE, S) に対する各地点の吹送距離 (fetch) を示す。(ここで与えた fetch F は上記3風向に対して、沿岸から各地点までの距離を地図上で機械的に読み取ったものである。一方、図5において、観測地点に適用した fetch の値は、波浪と風速のデータに対して、式(4)及び(5)が最もよく合うように決められたもので、現地での波浪の回折、減衰、伝播等の様々な影響を反映している。)

各地点の臨界風速を試算するに当たり、以下の仮定を行った。

- 1) 各地点における風速と fetch が与えられた場合の波浪の特性は、有義波で代表する。有義波は微小振幅波と見なし、その波高と周期はすべて式(4)及び(5)で与えられる。

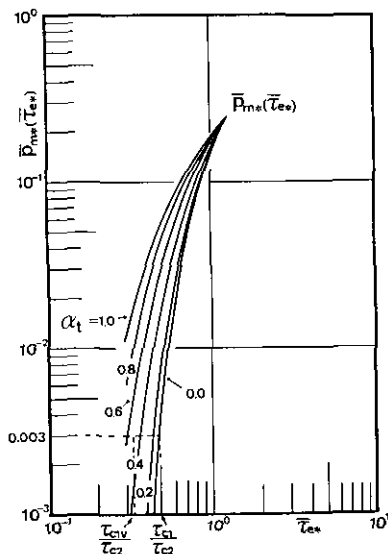


図 7 実効掃流力の変動を考慮した場合の底泥の無次元飛び出し率 $\bar{p}_{m,*}(\bar{\tau}_{e,*})$

Fig. 7 Lines of $\bar{p}_{m,*}$ as a function of $\bar{\tau}_{e,*}$ for different α_t

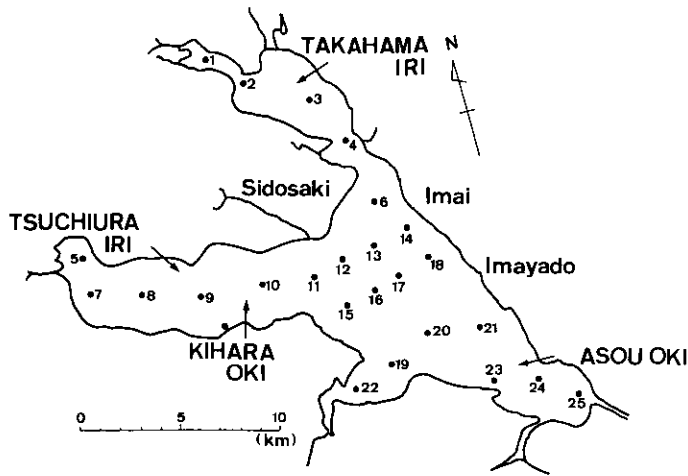


図 8 臨界風速を検討した25地点の位置
 Fig. 8 Location of the twenty five sites for studying
 the critical wind velocity

2) 与えられた有義波に対する底面せん断応力の実効値の平均値 $\bar{\tau}$ は式(8)~(13)で評価される。
 3) 各地点の底泥表層の流送抵抗力(限界掃流力)は砂地の地点を除いて同じとする。具体的には、 $\tau_{c1} = 0.035 \text{ N/m}^2$ (よって、 $\tau_{c1v} = 0.0224 \text{ N/m}^2$)で与える。砂に対しては、岩垣公式より与える。

第三の仮定については、若干の説明を要する。もし、各地点での底泥が同じ物性を保有していれば、含水比の高い地点ほど τ_{c1} の値は小さいはずである。しかし、流送実験の結果によれば、St.1の底泥と湖心域での底泥とでは、含水比が同じ場合の τ_{c1} の値は、後者の方がかなり大きい。一方、表層での含水比(湖心域のものが高い)に対する τ_{c1} の値は、両者ではほぼ等しい。以上の事実より、含水比の高い地点の表層で必ずしも τ_{c1} が小さいとは限らず、むしろ τ_{c1} の値は地点間であまり大差ないと考えられる。より高い含水比状態でたい積している底泥は、粘着力が大きいため、自重圧密も進行しにくく、より低い含水比で堆積している底泥と同程度の τ_{c1} の強度を持ち得ると考えられる。著者らの一連の実験で、表層での含水比が高い底泥ほど、自重圧密も進行しにくく、粘着力も大きいことは確かめられている。

表2は、25地点における τ_{c1} 及び τ_{c1v} に対応する臨界風速をNNE、ENE及びSの方向に対して示したものである。どの地点においても、 τ_{c1v} に対する臨界風速 V_{c2} が τ_{c1} に対する臨界風速 V_{c1} より1~3 m/s程度小さいことがわかる。図9の三つの図は、上記の三つの風向に対して、 V_{c2} の値の西浦での水平分布を25地点の値を参考に示したものである。沿岸部は碎破などの影響もありこの限りでない。NNE方向の風に対しては、湖南域から麻生沖にかけての底泥が5~6 m/sの風で浮上し得る可能性がある。ENE方向の風に対しては、湖西域と木原沖及び土浦沖の底泥が5~6 m/sの風速で浮上し得る可能性がある。S方向の風に対しては、湖の北東域の底泥が浮上しやすい状

表 1 霞ヶ浦代表的地点の水深、底泥表層の物性値及び吹送距離

Table 1 Date of water depth, water content and median diameter of surface sediments, and fetch of the representation sites in Lake Kasumigaura

| Site No. | Water Depth (m) | Material | Water Content (%) | Median Diameter (μm) | Fetch Length F(m) | | |
|----------|-----------------|----------|-------------------|-----------------------------------|-------------------|------|------|
| | | | | | Wind Direction | | |
| | | | | | NNW | ENE | S |
| 1 | 2.2 | mud | 552 | 35.5 | 300 | 300 | 500 |
| 2 | 3.0 | mud | 795 | 26.7 | 3300 | 300 | 1300 |
| 3 | 4.2 | mud | 1177 | 37.1 | 2000 | 1000 | 1500 |
| 4 | 5.2 | mud | 1066 | 34.5 | 3000 | 500 | 1000 |
| 5 | 2.4 | sand | 68 | 226.0 | 1000 | 700 | 2500 |
| 6 | 5.8 | mud | 1004 | 31.3 | 6000 | 1200 | 7500 |
| 7 | 2.8 | mud | 724 | 11.5 | 2500 | 3000 | 1000 |
| 8 | 4.0 | mud | 719 | 10.8 | 1500 | 4000 | 1500 |
| 9 | 4.8 | mud | 837 | 13.6 | 1500 | 4500 | 1500 |
| 10 | 5.5 | mud | 1200 | 14.9 | 1500 | 7000 | 1500 |
| 11 | 5.7 | mud | 950 | 17.1 | 1500 | 5000 | 2000 |
| 12 | 5.6 | mud | 1160 | 31.5 | 1200 | 3500 | 4000 |
| 13 | 5.6 | mud | 1100 | 24.6 | 2500 | 2000 | 6500 |
| 14 | 4.0 | mud | 1095 | 42.0 | 3500 | 1000 | 6000 |
| 15 | 5.5 | mud | 840 | 18.5 | 3500 | 5500 | 1700 |
| 16 | 6.0 | mud | 1410 | 16.3 | 3500 | 4000 | 4500 |
| 17 | 5.7 | mud | 1100 | 20.0 | 4000 | 2700 | 4500 |
| 18 | 5.2 | mud | 950 | 39.7 | 4500 | 1000 | 5500 |
| 19 | 5.1 | mud | 940 | 19.8 | 6000 | 5500 | 1500 |
| 20 | 5.6 | mud | 965 | 27.0 | 6500 | 3000 | 2000 |
| 21 | 5.3 | mud | 690 | 34.0 | 5500 | 1500 | 2500 |
| 22 | 4.4 | mud | 915 | 32.0 | 700 | 7000 | 500 |
| 23 | 4.6 | mud | 624 | 35.8 | 10000 | 2000 | 500 |
| 24 | 4.0 | mud | 239 | 33.0 | 500 | 1500 | 1500 |
| 25 | 2.0 | sand | 45 | 155.0 | 1000 | 700 | 1000 |

The data of water content and median diameter are for the sediments at 0 - 2 cm layer

況にある。湖心域は、いずれの風向に対しても、9~10 m/sの風が吹かないと底泥は浮上し始めない結果となった。現地での波浪の特性は波の回折・伝播・減衰などの複雑な相互作用を反映したものとなり、必ずしも上記の取り扱いで十分ではないこともあり得る。例えば S方向の風の場合には、解析では高浜入りでは底泥の浮上は非常に起こりにくい結果となっているが、現地では湖の南岸から発達した波浪は高浜入りに伝播し、水深効果による減衰を伴いながらも湾奥部まで到達すると考えられ、その場合には、高浜入りの St.2, 3, 4などでは5~6 m/sの風で底泥が浮上する可能性がある。

上記のような問題点が残されてはいるが、西浦における風波による底泥の浮上限界風速は、図9のようであると考えられる。

表 2 霞ヶ浦代表的地点における2種類の臨界風速値の比較
 Table 2 Comparison of two different critical wind velocities at the representative sites in Lake Kasumigaura

| Site No. | Wind Direction NNW | | Wind Direction ENE | | Wind Direction S | |
|----------|--------------------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | V_{c1} (m/s) | V_{c2} (m/s) | V_{c1} (m/s) | V_{c2} (m/s) | V_{c1} (m/s) | V_{c2} (m/s) |
| 1 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 | 17 | 15 |
| 2 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 | 12 | 10 |
| 3 | 12 | 11 | OVER 20 | 20 | 16 | 14 |
| 4 | 12 | 10 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 |
| 5 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 | OVER 20 | 15 | 12 |
| 6 | 8 | 7 | OVER 20 | OVER 20 | 7 | 6 |
| 7 | 7 | 6 | | 6 5 | 13 | 12 |
| 8 | 15 | 13 | | 7 6 | 15 | 13 |
| 9 | 18 | 17 | | 8 7 | 18 | 17 |
| 10 | OVER 20 | 20 | | 6 6 | OVER 20 | OVER 20 |
| 11 | OVER 20 | 20 | | 9 8 | 18 | 16 |
| 12 | OVER 20 | OVER 20 | | 11 10 | 10 | 9 |
| 13 | 15 | 13 | | 18 16 | 7 | 6 |
| 14 | 8 | 7 | OVER 20 | 18 | 5 | 5 |
| 15 | 11 | 10 | | 8 7 | 20 | 18 |
| 16 | 12 | 11 | | 11 10 | 10 | 9 |
| 17 | 10 | 9 | | 14 13 | 9 | 8 |
| 18 | 8 | 8 | OVER 20 | OVER 20 | 7 | 6 |
| 19 | 7 | 6 | | 7 6 | 20 | 18 |
| 20 | 7 | 6 | | 13 11 | 18 | 16 |
| 21 | 7 | 7 | OVER 20 | 19 | 14 | 12 |
| 22 | OVER 20 | OVER 20 | | 5 5 | OVER 20 | OVER 20 |
| 23 | 5 | 5 | | 14 12 | OVER 20 | OVER 20 |
| 24 | OVER 20 | OVER 20 | | 15 13 | 15 | 13 |
| 25 | 19 | 16 | OVER 20 | OVER 20 | 19 | 16 |

V_{c1} : critical wind velocity for ($\tau > \tau_{c1}$)

V_{c2} : critical wind velocity for ($\tau > \tau_{c2}$)

4 湖内での底泥の収支

4.1 物質収支の基本式

ここでは、観測地点周辺を対象として、再浮上した底泥粒子の挙動について検討する。流水中で沈降・浮上を繰り返す物質の挙動を決定論的に記述する一手段として、拡散方程式を用いて濃度分布などの形で表現する方法がある。ここでも基本的にはその方法を用いる。底泥粒子の流水中での挙動は、粒子濃度 $C(x, y, z, t)$ に関する三次元拡散方程式を解くことにより求められるわけであるが、それをそのまま解くのは、各方向の拡散係数の与え方の難しさなどのため、煩雑でばく大な計算量のわりには大した精度が期待できない。そのため、通常は構成各項の断面平均値を求め、それについての物質収支式を考えることがなされている(石原編, 1972)。観測地点

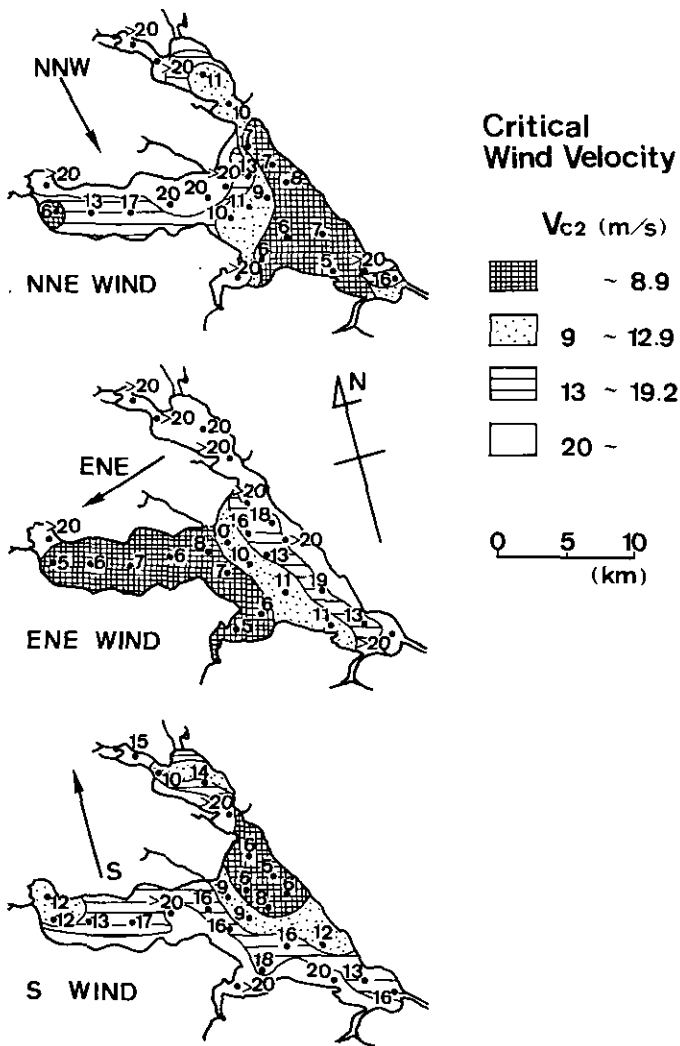


図 9 西浦における各風向に対する底泥浮上の臨界風速の分布
 Fig. 9 Horizontal distributions of critical wind velocity V_{c2} in Lake Kasumigaura for the three different wind directions

周辺では、水平方向に水深や波浪の条件が一樣であるため、底泥の飛び出し量も一樣と考えられる。さらに湖流速も小さいので、濁度の移流効果も小さく、濁度の挙動は水平方向に一樣とみなせる。よってここでは鉛直方向のみの物質収支を考え、次式を得る。

$$h(\partial C_m / \partial t) = [E_z(\partial C / \partial z)]_0^h + (w_p C)_0^h \quad (22)$$

ここで、 z 軸は鉛直上向き、 C は濃度、 C_m は断面平均濃度、 w_p は粒子の沈降速度、 h は水深、 E_z は z 方向の拡散係数、 t は時間である。境界条件は、水表面では物質が系外へ脱出しないという条

件より

$$[E_z(\partial C/\partial z) + w_0 C]_{z=h} = 0 \quad (23)$$

水底では単位時間単位面積当たり P_m なる量の底泥粒子が飛び出すという条件より

$$[E_z(\partial C/\partial z) + w_0 C]_{z=0} = -P_m + w_0 C|_{z=0} \quad (24)$$

となる。この場合 $E_z|_{z=0} \neq 0$ が前提となる。 $C|_{z=0} = C_0$ と書き、式(23)及び式(24)を式(22)に代入して整理すれば、

$$h(\partial C_m/\partial t) = -w_0 C|_{z=0} + P_m + w_0 C|_{z=0} - w_0 C_0 = P_m - w_0 C_0 \quad (25)$$

となる。ここで C_m 及び C_0 について次の仮定をする。 $C_m(t)$ 及び $C_0(t)$ の定義はそれぞれ

$$C_m(t) = (1/h) \int_0^h C(z,t) dz, \quad C_0(t) = C(0,t) \quad (26)$$

であり、厳密には $C_m(t)$ 及び $C_0(t)$ を求めるためには、 $C(z,t)$ の値が必要となるが、ここでは $C(z,t)$ の鉛直分布形は常に相似で、定常状態の方程式

$$\partial (E_z(\partial C/\partial z)) / \partial z + w_0(\partial C/\partial z) = 0 \quad (27)$$

の解で近似できると仮定する。

4. 2 拡散係数

せん断乱れ場での拡散係数 E_z は、壁面や水表面では水粒子の運動が制限されるため小さく、主流部で大きい特性がある。 E_z の分布として、対数流速分布則に基づく

$$E_z = \beta u_* \kappa z (1 - z/h) \quad (28)$$

を考えれば、式(27)を満足する鉛直濃度分布形 $C(z)$ は次のRouse型分布となる(岩佐, 1972)。

$$C(z)/C_a = \{(h-z)/z\}^{z/a} \{a/(h-a)\}^{z/a}, \quad z_* = w_0 / (\beta u_* \kappa) \quad (29)$$

ここで β は底泥粒子の拡散に関する比例定数、 κ はカルマン定数、 C_a は $z=a$ での濃度で規準面濃度と呼ばれる。式(28)の $E_z(z)$ を用いた場合の問題点は $z=0$ に規準面をとれないことである。すなわち、Rouse型分布の場合、 $a \rightarrow 0$ とすると、 $C_a \rightarrow C_0 \rightarrow \infty$ となり、式(25)の右辺は、 P_m が無限大でない限り常に負となり、底泥の浮上があっても湖内の濁度は全く上昇しないことになる。そのため、通常、 $a/h=0.05$ に基準点が取られている。しかし、 $a/h=0.05$ なる条件は水深 h が大きくなると

$$E_z(\partial C/\partial z)|_{z=0} = -P_m \quad (30)$$

が成立しない。そのため C_a の値を何らかの形で与えている。しかし、著者らは、参考文献3(大坪

・村岡, 1986)において P_m の推定式を導いているので, 式(25)のように P_m を取り組んだ形の物質収支を考えたい。一方, 拡散係数は水深方向に一定とし, 式(28)の断面平均値 $E_x = \beta u_* \times h/6$ で与えれば, 式(27)を満足する $C(z)$ は次のような指数分布形となる。

$$C(z)/C_0 = \exp(-6z_*z/h) \quad (31)$$

ここで C_0 は $z=0$ での濃度であり, $E_x|_{z=0} \neq 0$ であるために定義が可能となる。この場合, 式(25)の適用が可能となる。しかし, $E_x = \beta u_* \times h/6 (= \text{const.})$ なる仮定は, 壁面付近で問題となる。このように, 上記二つの E_x の与え方には互いに問題点を含んでいる。拡散係数 E_x の分布形として

$$E_x = \beta \nu + \beta u_* \times z (1-z/h) \quad (32)$$

を考えれば, この分布形は E_x の値が境界付近で小さく主流部で大きいという特性を満足し, かつ規準面を $z=0$ で定義できる。ここで, ν は水の動粘性係数である。ただ, E_x を式(32)で与えた場合, 式(27)を満足する濃度分布形は解析的には表現できず少し不便である。そこで, 主に便宜上の理由から拡散係数 E_x の分布形としては次のように仮定する。

$$E_x = E_{x,u} = \beta \nu \quad 0 \leq z \leq a \quad (33a)$$

$$E_x = E_{x,u} = \beta u_* \times z (1-z/h) \quad a \leq z \leq h \quad (33b)$$

式(33)は, $z \rightarrow 0$ では $\beta \nu \gg \beta u_* \times z (1-z/h)$ であり, z が大きくなるにつれて $\beta \nu \ll \beta u_* \times z (1-z/h)$ を考慮したものである。これによれば, 濃度分布形 $C(z)$ は図10のようになる。すなわち, $C(z)$ は $0 \leq z \leq a$ の下層部では指数型濃度分布を, $a \leq z \leq h$ の上層部ではRouse型濃度分布を考える。この濃度分布形は $z=a$ において $C(z)$ は連続であるが微分不可能となる。しかし, $C(z)$ に対する時間的相似性などの仮定を踏まえれば, この近似は許容されると考えられる。

ここで $C_{m,u}$ 及び $C_{m,s}$ をそれぞれ上層($a \leq z \leq h$)及び下層($0 \leq z \leq a$)での断面平均濃度とすると, 式(25)は次のように書き改められる。

$$(h-a)(\partial C_{m,u}/\partial t) + a(\partial C_{m,s}/\partial t) = P_m - w_0 C \quad (34)$$

上・下層の接続面 a の位置は $E_{x,u}(a) = E_{x,s}(a)$ なる条件で決めることにすれば, a は次の関係式から求められる。

$$\nu = u_* \times a (1-a/h) \quad (35)$$

a が微小な場合, $1-a/h=1$ となるので, a は結局

$$a = \nu / (u_* \times) \quad (36)$$

で近似される。 $\times = 0.4$ として, a の値と粘性底層厚 $\delta_1 (= 5\nu/u_*)$ との比を求めると $a/\delta_1 = 0.5$ となり, a の位置は粘性底層内に存在することになる。

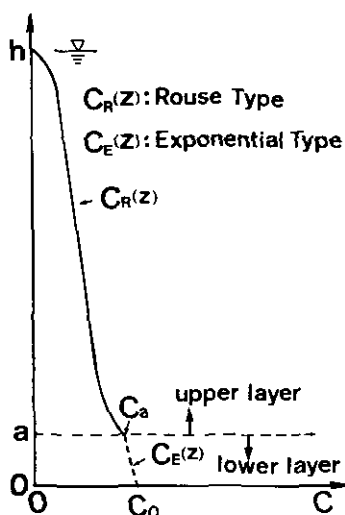


図 10 濃度分布形モデルに関する説明図
 Fig. 10 Explanation of $C_E(z)$ and $C_R(z)$

4. 3 シミュレーションに用いた物質収支式

濁度の計算値を観測結果と比較するためには、観測地点（底泥面から0.3m上方）での濃度 C_a (t)を求める必要がある。そのために、まず式(34)を $z=a$ での濃度 C_a に関する式に書き改めることとする。濃度分布形の仮定より、

$$M_{aR} = (h-a) C_{a,u} = \int_a^h C_R dz = \int_0^h C_R dz - \int_0^a C_R dz \tag{37}$$

となる。ここで、 C_R は Rouse型濃度分布である。よって

$$M_{aR} = C_a h \left\{ \frac{t_a}{(1-t_a)} \right\}^{z_*} \int_0^1 \left\{ \frac{(1-t)}{t} \right\}^{z_*} dt - C_a h \left\{ \frac{t_a}{(1-t_a)} \right\}^{z_*} \int_0^{t_a} \left\{ \frac{(1-t)}{t} \right\}^{z_*} dt \tag{38}$$

となる。ここで、 $z_* = w_o / \beta u_* \kappa$ 、 $t = z/h$ 及び $t_a = a/h$ である。式(38)の二つの積分項は、 $0 < z_* < 1$ の場合積分可能である(森口ら, 1957)。 $u_* = 3.2 \text{ mm/s}$ 、 $w_o = 0.46 \text{ mm/s}$ の条件を与えると $z_* = 0.3$ であり、 M_{aR} は結局、

$$M_{aR} = C_a h \left\{ \frac{t_a}{(1-t_a)} \right\}^{z_*} F(1+z_*, \Gamma(1-z_*)) - C_a h \left\{ \frac{t_a}{(1-t_a)} \right\}^{z_*} F(1-z_*, -z_*, 2-z_*; t_a) \tag{39}$$

となる。ここで、 $\Gamma(x)$ はガンマ関数、 $F(a, b, c; z)$ は超幾何関数である。また $aC_{a,u}$ は濃度分布形の仮定より、

$$aC_{a,u} = \int_a^h C_E dz = \{ C_a E_{z,a} / (k_* w_o) \} \{ 1 - \exp(w_o a / E_{z,a}) \} \tag{40}$$

で表される。ここで、 C_e は指数型分布である。また、 $k_e = C_e/C_0$ であり $\exp\{w_0 a / (\beta v)\}$ で与えられる。式(33)、式(39)及び式(40)を式(34)に代入して整理すれば、

$$\begin{aligned} & h\{t_e/(1-t_e)\}^x \Gamma(1-z_x) \Gamma(1+z_x) (\partial C_e / \partial t) \\ & - h\{t_e/(1-t_e)\}^x F(1-z_x, -z_x, 2-z_x; t_e) (\partial C_e / \partial t) \\ & + \{\beta v / (k_e w_0)\} [1 - \exp\{-w_0 a / (\beta v)\}] (\partial C_e / \partial t) = P_m - w_0 C_e / k_e \end{aligned} \quad (41)$$

となり、これを解けば $z = a$ での濃度の時間変動 $C_e(t)$ が求められる。 $z = h_{0,b}$ での濃度の時間変動 $C_{0,b}(t)$ は、 $C_e(t)$ を式(29)に代入して、 $z = h_{0,b}$ とすることにより求められる。

5 底泥層内の含水比の鉛直分布の影響

ここでは、たい積している底泥の含水比の鉛直分布が底泥の再浮上現象に及ぼす影響を、底泥床高の時間的変化を例にとって検討する。簡単のため、流れは時間的に変化せず、浮上した粒子の流下距離は無限大とし、無次元飛出し率 $p_{m,x}$ の推定式(大坪・村岡, 1986)を次式で近似する。

$$p_{m,x} = A(\tau / \tau_{c2})^j \quad (\text{for } \tau / \tau_{c2} < 1) \quad (42)$$

ここで、 τ は底面せん断応力、 A 及び j は比例常数である。実験結果(大坪・村岡, 1985a)を基に、 $\tau_{c2} = \alpha \tau_{y1}$ (τ_{y1} : 降伏値, α : 常数)と近似すると、底泥床面での連続式は次式となる。

$$\begin{aligned} dz_{b,x} / dt_x &= A_1 (d_0 / z_{b0}) (\eta_1 / \eta_0)^{-1} (\tau / \alpha \tau_0) p_{m,x} \\ &= A_1 A (d_0 / z_{b0}) (\eta_1 / \eta_0)^{-1} \cdot \{\tau / (\alpha \tau_0)\}^{j+1} (\tau_{y1} / \tau_0)^{-j} \end{aligned} \quad (43)$$

ここで、 $z_{b,x} = z_b / z_{b0}$, $t_x = (\alpha \tau_0 / \eta_0) t$, z_b は底泥床高さ、 t は時刻、 A_1 は粒子の形状係数、 d_0 は飛び出し時の代表粒径、 z_{b0} は基準河床深さ、 η_1 は底泥の粘度、 τ_0 及び η_0 はそれぞれ $z_b = z_{b0}$ における τ_{y1} 及び η_1 の値である。含水比を濃度 C で表現しその鉛直分布形を $C_b(z) = C_e z_b^{-\ell}$ (C_e, ℓ : 常数)で近似し、さらに実験結果(大坪・村岡)(1985a)より近似される $\tau_{y1} = k_1 C^n$, $\eta_1 = k_2 C^n$ (k_1, k_2, m, n : 実験常数)なる関数を用いて整理すれば、 $dz_{b,x} / dt_x$ は

$$dz_{b,x} / dt_x = A_1 A (d_0 / z_{b0}) \{\tau / (\alpha \tau_0)\}^{j+1} z_{b,x}^{-\ell(j+m+n)} \quad (\tau / \tau_{c2} < 1) \quad (44)$$

と書き改められる。実験や調査の結果(大坪・村岡, 1985a, b)から、 $j=5$, $\ell=1/5$, $m=n=4$ とすれば、 $\{\ell(jm+n)+1\} = 29/5$ となり、これを 6 と近似すれば、 $z_{b,x}$ の時間変化は次式となる。

$$z_{b,x} = (6A_1 A d_0 / z_{b0})^{1/6} \{\tau / \alpha \tau_0\} t_x^{1/6} \quad (\tau / \tau_{c2} < 1) \quad (45)$$

$C(z_b) = \text{const.}$ の場合には、底泥路床の低下量(すなわち、底泥の浮上厚さ) Δz_b が時間に比例して増加するのに比べて、 $C(z_b) = c_1 z_b^{-1/5}$ のような濃度変化をしている場合には、 Δz_b は t の $1/6$ 乗に比例して大幅に減少する。また、同じ経過時刻での Δz_b は、 $C(z_b) = \text{const.}$ の場合には、 $\tau / \alpha \tau_0$ の 6 乗に比例するのに対し、 $C(z_b) = c_1 z_b^{-1/5}$ の場合には $\tau / \alpha \tau_0$ に比例することになり、 τ の増加に伴う Δz_b の増加は $C(z_b) = \text{const.}$ の場合に比べてかなり小さくなるのがわかる。

以上の考察で、たい積した底泥の含水比の鉛直変化が、底泥の再浮上現象に大きな影響を及ぼすことが明らかになった。現地の条件によっては、浮上量を推定する際、含水比の鉛直方向変化を考慮した解析が必要となると考えられる。

6 底泥の再浮上に関するシミュレーション

これまでに得られた知見を基に、霞ヶ浦高浜入湾奥部を対象として底泥の再浮上現象のシミュレーションを行った。本節では、その手順及び結果について述べる。シミュレーションにおいては、風速の時間変動を入力として与え、深さ0.3mでの濁度及び底泥の浮上厚（洗掘深）の時間変化を出力として得ようとするものである。まずシミュレーションの具体的な手順について説明し、計算結果と現地観測結果との比較などを通してシミュレーションの妥当性について検討する。ここでは均一でその性質に時間的変化のない固体粒子を想定した。

6.1 シミュレーションの手順

シミュレーションに当たって、底泥層内の含水比の鉛直分布を反映させて限界掃流力 τ_{c2} や底泥の粘度 η_1 について、その鉛直方向変化を考慮に入れた。また底泥床面に作用するせん断応力を、平均値が風速によって決められる正規分布型確率変数として与えた。濁度や浮上厚さの時間変動は30分間隔で計算したが、実効掃流力 τ_c の値は1分ごとに与えた。具体的な手順は次のとおりである。

①含水比の鉛直分布の実測データを参照して、底泥層を表3のように分割し、各層までの含水比に対応する η_1 及び τ_{c2} の値を与える(大坪・村岡, 1985a)。なお、1983年から1987年までの底泥の分析結果では、含水比の鉛直分布に季節変動が認められないので(Otsubo & Muraoka, 1988)、表3の η_1 及び τ_{c2} 分布は季節に関係なく一定とする。

表 3 シミュレーションに用いた底泥の粘度と限界掃流力の鉛直分布

Table 3 Distribution of τ_{c2} and η_1 in vertical direction used in the simulation

| z_b [mm] | C [kg/t] | w [%] | η_1 [Pa.s] | τ_{c2} [N/m ²] |
|---------------|-------------|----------|--------------------|------------------------------------|
| 0.0 - 0.5 | 0.124 | 760 | 0.05 | 0.07 |
| 0.5 - 1.0 | 0.137 | 690 | 0.08 | 0.11 |
| 1.0 - 2.5 | 0.151 | 620 | 0.12 | 0.15 |
| 2.5 - 5.0 | 0.158 | 590 | 0.17 | 0.21 |
| 5.0 - 10.0 | 0.172 | 540 | 0.23 | 0.26 |
| 10.0 - 20.0 | 0.183 | 500 | 0.28 | 0.32 |

②実効掃流力は以下の手順で与える。入力としての風速は図11(a)のように30分ごとに一定値で与える。30分間の平均値としての波高 \bar{H}_s 及び周期 \bar{T}_s は、それぞれ式(4)及び式(5)から計算する。30分間内の風速変動の影響と、風速と有義波の関係に内在するパラツキとを考慮して、有義波の波高 H_s と周期 T_s を、 \bar{H}_s 及び \bar{T}_s を平均値とし、変動係数が α_H 及び α_T である正規分布型の確率変数として5分ごとに与える(図11(b), (c))。

③有義波 H_s, T_s に対応する実効掃流力 $\bar{\tau}_s$ は3.1に述べた手順で求める。更に、実際の波浪は不規則波であるので、その影響を $\bar{\tau}_s$ に加味して、 $\tau_s(t)$ は1分ごとに確率変数(平均値： $\bar{\tau}_s$ 、変動係数： α_T 、正規分布型)として与える(図11(d)参照)。

④与えられた $\tau_s(t)$ の値と表3に示す限界掃流力 $\tau_{c2}(z)$ と粘度 $\eta_1(z)$ の値を、底泥の飛び出し率の推定式(大坪・村岡, 1986)である式(46)に代入して、1分間ごとの飛び出し量 $P_{*}(t)$ を計算する。

$$\begin{aligned} P_{*} &= (A_2/A_1)(\eta_1/\tau)\{P_m/(\rho_0 d_0)\} \\ &= (a_2/a_1)p_0\{1 + \delta_0 \phi(y_c)/p_0 - \tau_{c2}/\tau\} \end{aligned} \quad (46)$$

ここで、 A_2, A_1 =粒子の形状係数で、それぞれ、 $\pi/4, \pi/6$; ρ_0, d_0 =飛び出す粒子の密度及び粒径; $a_1 = 1, a_2 = 0.75$; $p_0 = \tau > \tau_{c2}$ なる確率; $\delta_0 = \tau$ の変動係数(=0.5); $\phi(y_c)$ =誤差関数; $y_c = (\tau_c - \bar{\tau})/\sigma_1$; $\bar{\tau} = \tau$ の平均値; $\sigma_1 = \tau$ の標準偏差である。

⑤ $P_{*}(t)$ の30分間平均値 \bar{P}_{*} を求めて、この \bar{P}_{*} の値と物質収支式の式(41)を用いて $z=a$ での濁度 C_a の時間変動を30分ごとに計算する(図11(e), (f)参照)。

⑥観測点での濁度 C_o は C_a の値と式(29)を用いて計算する。底泥の浮上厚 z_s は、水中に浮遊している単位面積当たりの底泥粒子の全量 M_s を計算し、次に示す関係式から逆算する。

$$z_s = (M_s/\sigma)(1 + w/100) \quad (47)$$

この際、含水比は $w = 590\%$ で一定とした。ここで、 σ は底泥粒子の真の密度である。

6.2 シミュレーション結果の考察

想定した底泥粒子は、粒径 $26\mu\text{m}$ 、比重2.28で沈降速度は 0.46mm/s である。湖内での鉛直分布形を与える z_* の値は $\beta = 1.2, \alpha = 0.4$ 及び $u_* = 3.2\text{mm/s}$ として0.3とした。水深2.5m、観測点の位置は底面から0.3m上方である。また、確率変数 H_s, T_s 及び τ_s に対する変動係数の値は試行錯誤的に決められ、 $\alpha_H = 0.025, \alpha_T = 0.025$ 及び $\alpha_{\tau} = 0.5$ とした。図12は上記の条件で行った濁度($z = 0.3\text{m}$)及び浮上厚の時間変動のシミュレーション結果である。同図には風向、風速、濁度の現地観測データを併示した。(A)が1983年11月6日から11月19日、(B)が1984年1月14日から1月28日までの結果である。濁度について実測値と計算値を比較すると、風速が 10m/s を越すと計算値は必ず 200mg/l を越える高い値となるが、実測値は必ずしもそうはならない。この原因は風向にあると考えられる。風速が 10m/s を越えても濁度が $10\sim 20\text{mg/l}$ 程度しか上昇していない実測データの場合、風向はN~NEとなっている。N~NEの風向の風は、観測ステーションの位置の関係で、吹送距離が 200m 程度と短い。さらに観測ステーションのNE方向に、約 400m^2 の規模の実験

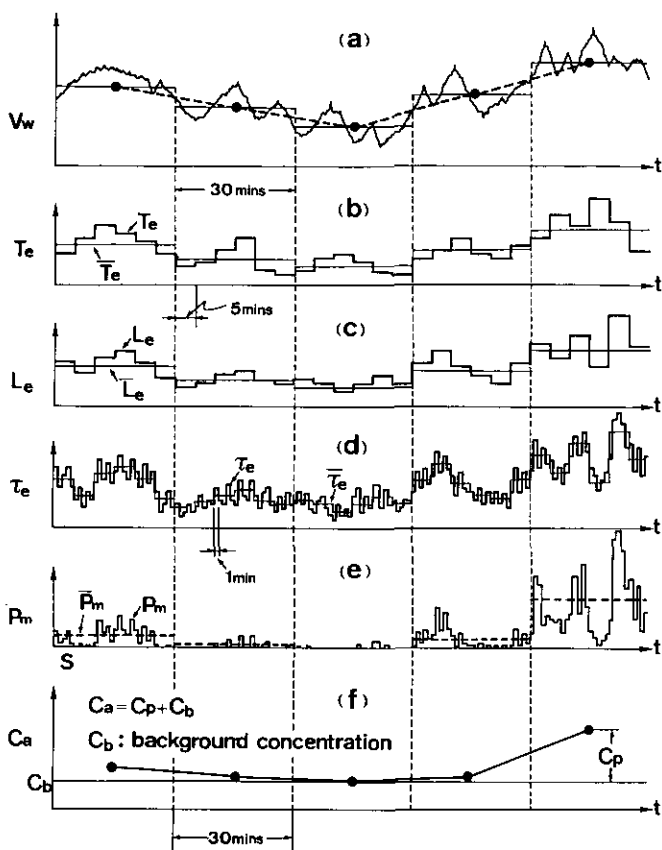


図 11 実効掃流力の時系列を与える手順の説明図

Fig. 11 Explanation of simulation procedure

施設がわずか数m離されて係留されており、これによる消波効果が大きい。以上の二つが、N~NE方向の風の速度が10m/sを越えても、高い濁度が観察されなかった理由と考えられる。この考察を裏付けるデータとして、N~NE方向以外の風が10m/sを越す場合には110mg/lという高い濁度が観測されている。なお、出力値はもっと高い値が記録されていたが、110mg/l以上は計測精度が保証されていないため、図12の実測値は110mg/lで切つてある。N~NE方向の風データを除いて、実測値と計算値の相関係数を求めたところ0.67とかなり高く、今回のシミュレーションは妥当なもの判断される。実測された濁度では、風速8m/sを越すあたりから急激に上昇し始め、風速が6m/s以下になると1~2時間以内にもとの値に下降する特徴が見られたが、シミュレーションでもその特徴は再現できた。浮上厚の計算結果は、風速が12m/sあたりで2~7mm程度の値となった。これによると、高浜入では、風の強い日には数mm程度の底泥が浮上する可能性があり、これに伴い底泥間げき水中の栄養塩類が水圏へ拡散することが予想される。

最後に、各確率変数の変動係数 α_B , α_T 及び α_s の値、さらには底泥の限界掃流力 τ_{c2} 及び n_s

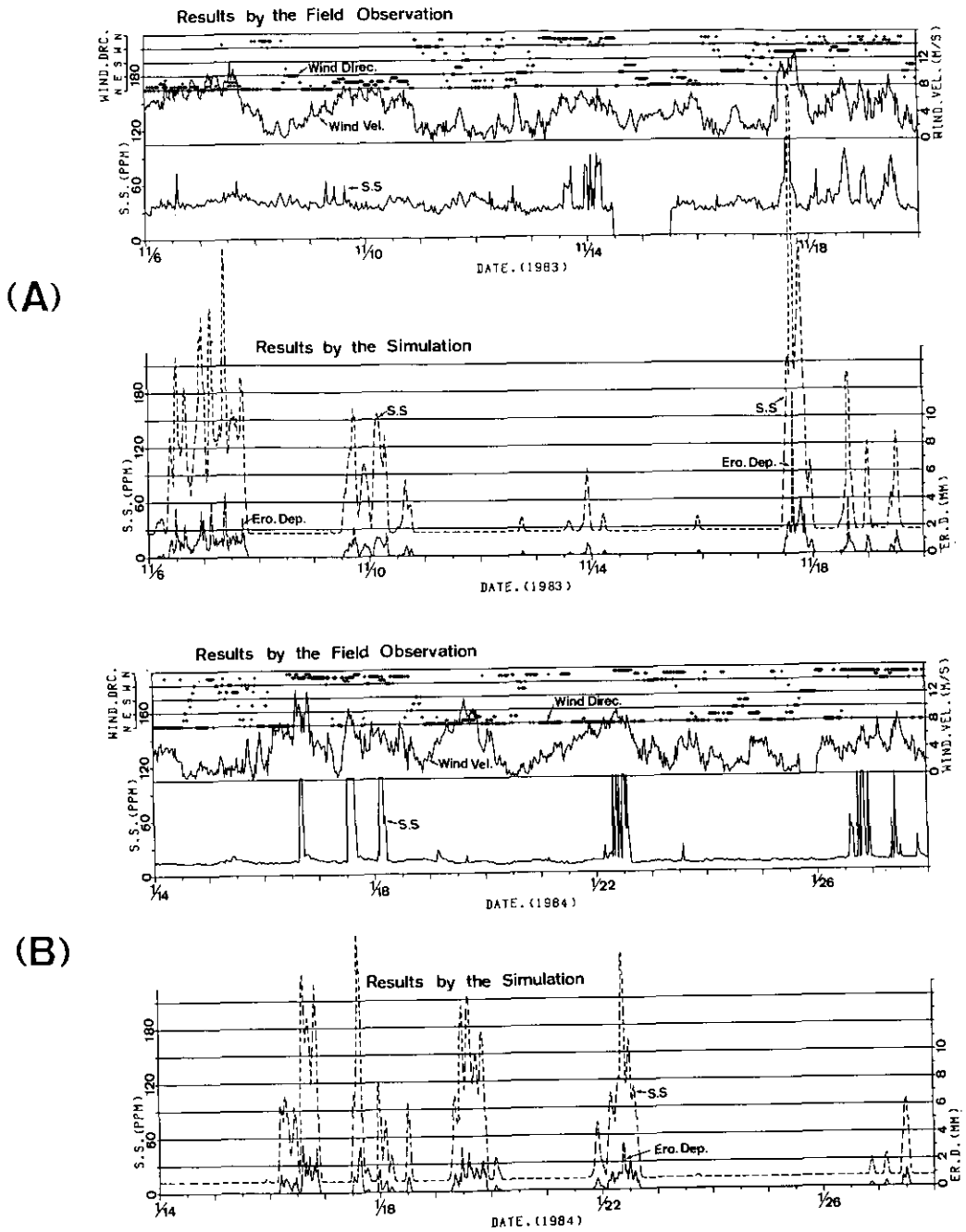


図 12 濁度，風速，風向及び浮上厚の時間変化（実測値と計画値の比較）

Fig. 12 Time variation of turbidity at field reserch site (Field date and calculated results)

の鉛直分布が、シミュレーション結果に及ぼす影響について述べる。 α_H 及び α_T が0.05以下であれば、計算結果には大きな変化は現れない。それ以上になると、風速が10m/sを越すあたりから、計算値は500mg/lをはるかに越す濁度を示すことが多くなる。また α_s については、 $\alpha_s < 0.3$ では風速が6 m/s程度ならば底泥は全く浮上しない結果となり、 $0.5 < \alpha_s < 1$ では α_s の増加とともに風速が6 m/s程度で濁度の上昇が見られ、濁度の変動も若干大きくなる傾向がある。シミュレーション結果に及ぼす影響は、底泥の限界掃流力 τ_{cs} 及び粘度 η_s の鉛直分布によるものが最も大きかった。底泥が $w=590\%$ 、 $\tau_{cs}=0.21 \text{ N/m}^2$ 、 $\eta_s=0.17 \text{ Pa}\cdot\text{s}$ で鉛直方向に一樣とすると、風速が7 m/s以下では底泥の浮上は全くなく、逆に10m/sあたりから濁度は1000mg/lを越し、浮上厚さは数cmという過大な値となった。底泥の含水比、限界掃流力及び粘度の鉛直分布に対する計算結果の感度は5 mm以浅において高く、それ以深では低いので、表3のような底泥層の分割法が有効であった。

7 結 論

霞ヶ浦高浜入を対象として、風、湖流、波浪及び濁度の現地観測を行い、底泥の再浮上に関するシミュレーションを行った。得られた成果を以下に述べる。

(1) 観測結果から、霞ヶ浦で起こる底泥の再浮上の主たる要因は、風により誘起される波浪であることがわかった。

(2) モデル化に当たり、実効掃流力なる概念を導入し、波浪による交番性のせん断応力を評価した。

(3) 現地での実効掃流力の時系列は、その平均値が風速の変動に呼応するランダム過程として表現した。

(4) 実効掃流力の変動が、底泥の飛び出し量や限界掃流力に及ぼす影響を検討した。変動がある場合には、ない場合に比して、同一掃流力に対する飛び出し量が増加すること、また見かけ上の底泥の限界掃流力が小さくなることを示した。

(5) 観測点周辺での底泥粒子の挙動を記述するため、鉛直方向のみの物質収支式を適用した。

(6) 現地でたい積している底泥は、含水比が鉛直方向に小さくなっている（締まっている）。このような状態では含水比が鉛直方向に一樣の場合より、底泥の浮上は抑制されることを示し、この影響をシミュレーション・モデルに組み込んだ。

(7) 濁度についての実測データとシミュレーション結果の相関係数は0.67とかなり良かった。シミュレーションによれば、12m/s程度の風が吹けば、湖内の濁度は200~300mg/l程度に上昇し、底泥の浮上厚は数mmにまで及ぶことになる。

(8) シミュレーション結果は、波浪や底面せん断応力の確率変数の特性にも影響されるが、底泥の限界掃流力及び粘度の鉛直分布、特に5 mm以浅での分布形に最も影響された。

現地での底泥粒子の粒度分布や比重分布にはある幅があり、これらの影響を加味したい場合には、各粒度及び比重別に計算を行って重ね合わせの手法を用いればよい。また植物プランクトンのように粒径や比重が時間的に増減する場合には、新たな検討が必要となる。

謝 辞

濁度等の観測に当たっては、水質土壌環境部水質環境計画研究室 主任研究員福島武彦氏の貴重な御助言及び御協力を賜った。また、図2の観測用フロート・ステーションの説明図を作成するに当たっては、生物環境部生物環境管理研究室長 岩熊敏夫氏の御協力をいただいた。ここにあわせて深謝の意を表します。

引 用 文 献

- 例えば土木学会編 (1971) : 水理公式集. 昭和46年改訂版, 土木学会, 480-484.
- 例えば土木学会編 (1974) : 新版 土木工学ハンドブック下巻. 技報堂, 2220-2221.
- 例えば石原藤次郎 (1972) : 水工水理学. 丸善, 714-725.
- 例えば岩佐義朗 (1967) : 朝倉土木工学講座3. 水理学, 朝倉書店, 246-250.
- 例えば森口繁一・宇田川銈久・一松 信 (1957) : 数学公式集Ⅲ. 岩波書店.
- 村岡浩爾・福島武彦 (1980) : 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. 国立公害研究所研究報告, 第19号, 49-60.
- 大坪国順・村岡浩爾 (1985a) : 底泥の物性および限界掃流力に関する実験的研究. 土木学会論文集, Vol.363/Ⅱ-4, 225-234.
- 大坪国順・村岡浩爾 (1985b) : 霞ヶ浦底泥の物性および堆積特性に関する調査と検討. 土木学会衛生工学研究論文集, Vol.21, 201-210.
- 大坪国順・村岡浩爾 (1985c) : 霞ヶ浦における底泥の再浮上に関する現地観測及びシミュレーション. 土木学会第29回水理講演会論文集, 353-358.
- 大坪国順・村岡浩爾 (1986) : 流れによる底泥の飛び出し率. 土木学会論文集, Vol.375/Ⅱ-6, 43-52.
- Otsubo, K. and K. Muraoka (1988) : Field studies on physical properties of sediment and sediment resuspension, in Lake Kasumigaura. Japanese J Limnology (supplement).
- Sheng, Y.P. and W. Lick (1979) : The transport and resuspension of sediment in a shallow lake. J. Geophys. Res., 84(C4), 1809-1826.
- 例えば首藤伸夫 (1981) : 新体系土木工学 24. 海の波の水理, 技報堂.

福島武彦¹・相崎守弘¹・海老瀬潜一¹・大槻 晃²

Takehiko FUKUSHIMA¹, Morihiro AIZAKI¹, Senichi EBISE¹ and Akira OTSUKI²

要 旨

湖沼流入河川河口域の自然浄化機能を明らかにすることを目的として、霞ヶ浦高浜入を対象に懸濁物組成を中心とした水質調査を行った。懸濁物中の金属、栄養塩組成は河口で急激に変化するとともに、湖内に入ると各地点までの容量の対数にほぼ比例して変化した。懸濁態が主体となるTi, Fe等では50%以上のものが河口域にトラップされることがわかった。各種組成間の相関分析結果から、Tiとクロロフィル含量を用いて土粒子、有機性外来懸濁物、自生性懸濁物の三成分モデルを作成し、それが懸濁物組成の変化、リン含量を説明するものであることを示した。また、懸濁物組成の内いくつかのものは気象、湖内の水理、化学的環境に関する情報を有していること、懸濁物組成と底泥組成には明白な関係があることがわかった。最後に、非特定汚染源の負荷比率の高い流域では、こうした河口域のトラップ機能を強化することから、かなりの汚濁負荷の削減が期待されることを示した。

Abstract

To understand the dynamic changes in water qualities near the mouth of influent rivers, some water qualities, and metals and nutrients compositions of particulate matter and sediment were measured in Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura. Near the mouth those compositions changed seriously and inside of the lake most of those compositions varied longitudinally in proportion to the log of the volume up to reaching each point. More than 50% of some substances such as Fe, Ti were trapped in the region near the mouth of influent rivers. In the influent rivers, high correlation coefficients among Ti, POC, PON, PP concentrations of particulate matter were found. Inside of the lake, similar relations were observed except for PP. Three components model (comprised of soil particles, allochthonous organic matter, and autochthonous matter) on the basis of Ti content and chlorophyll-a content were successfully applied to the explanation on those compositions. The variations of some compositions could be also accounted for by meteorological, hydraulic, chemical

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

conditions of the lake. In the case of POC, PON, Ti, Mn, chlorophyll-a etc., the compositions of sediment which have little change with time were closely associated with and could be a useful tool for the estimation of those averages of particulate matter in the water just above the sediment. In the watershed where non-point sources dominate, the maintenance and the strengthening of the trapping capacity near the mouth of influent rivers would be effective for the reduction of nutrient loads.

1 はじめに

河川と湖沼との接合部である河口域は水を取りまく物理、化学、生物的環境が急変する場であり、水質の空間的、時間的変化が激しい。特に、河川流入物質の湖心域（沖帯）への移流の観点から見ると、主に懸濁態物質（懸濁物）の沈降等による蓄積、降雨時の激しい流入負荷変動の平滑化といった意味でフィルターの役割りを有している。こうした機能を積極的に利用する計画として河口域のラグーン化等が検討され、非特定汚染源の比率の高い湖沼における流入負荷量削減の水際作戦として注目されている。従来、人工のラグーン、酸化池に関しては多くの研究例があるが（George, 1980）、面積が広い、負荷変動が激しい、それ自身湖沼生態系の一部を構成する等の点で、こうした成果を直接河口域に適用することが難しい。また、水質変動の激しさ、湖岸水草群落の影響、水と底質間の物質移動等、河口域における水質挙動を定量化する際には問題点が多く、研究対象となることがまれであった。本研究では、こうした河口域における自然浄化機能を明らかにし、またそれを継持、促進する技術の検討を目標として、霞ヶ浦高浜入湾奥部で行った現地観測結果をもとに、特に懸濁物の内容と動態に関して考察した結果を報告する。

2 現地観測方法、分析方法、既応の調査結果の整理

2.1 調査対象水域

図1に調査対象水域とした霞ヶ浦高浜入湾奥部と水質、底質観測点を示す。この水域には恋瀬川が流入しているが、降雨時を除き、河口から上流約4kmは湖水位の影響を受ける背水域となっている。恋瀬川は流域面積151km²（天の川分は除く）の田園地河川であり、背水域直前で同じく田園地河川の天の川（54.4km²）と合流している。山王川（12.4km²）は人為的負荷の多い市街地河川で恋瀬川の背水域に流入している。図1中の河川での観点ではバックウォーターの影響は受けない。背水域の川幅は20m程度、平均的な水深は St.R-1~R-4で1~2m, St.1,2で1.5~2m, St.3,4,5で2.8~3.5m, St.6で4m, St.7で6mである。

2.2 現地観測方法

今回の報告では、St.R-1~R-4, St.1~4, 及び恋瀬川、天の川、山王川の三河川の合計11地点において、1月約2回の頻度で採水し（全24回、1985年3月~1986年5月）、2.3で示す分析を行った結果を中心に述べる。同時に沈殿物トラップを用いて沈殿量を測定したが、その詳細は略す（Fukushimaら, 1988）。

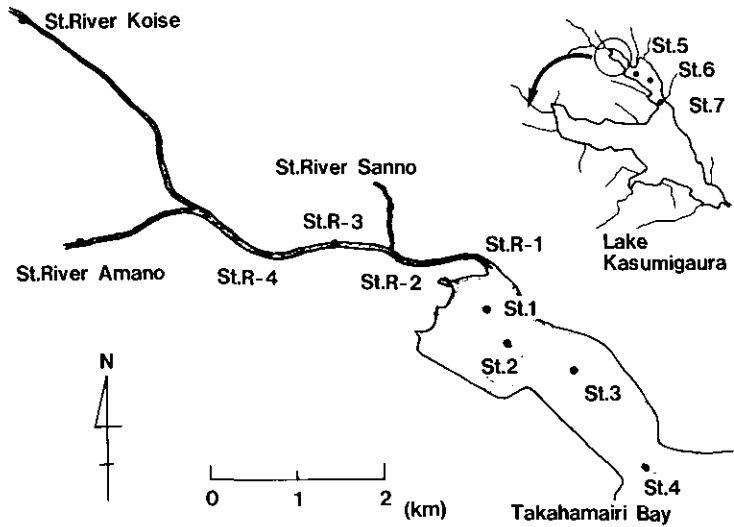


図 1 調査対象水域と観測点

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

2. 3 分析方法

表 1 に調査, 分析項目と分析方法をまとめる。懸濁態をP, 溶存態をDと略して示す。PP, PCOD等はトータルから溶存態を差し引いて求めた。底質, 沈殿物の分析方法は福島ら(1987)に示したとおりである。

表 1 測定項目と測定方法

Table 1 Measured item and analytical method

| | |
|--------------------------|--|
| 現地測定 (Field observation) | 水温 (w.t.), 電気伝導度 (E.C.), 流量 (discharge) |
| 原液 (Total) | 全窒素 (TN) ^{*1} , 全リン (TP) ^{*1} , COD ^{*2} |
| ろ液 (Filtrate) | NH ₄ -N ^{*1} , NO ₂ -N ^{*1} , NO ₃ -N ^{*1} , 全溶存態窒素 (DTN) ^{*1} , PO ₄ -P ^{*1} , 全溶存態リン (DP) ^{*1} , DOC ^{*3} , D-COD ^{*2} , D-Na ^{*4} , D-K ^{*4} , D-Mg ^{*4} , D-Ca ^{*4} , D-Si ^{*4} |
| 採水 (Sample of Water) | フィルター Glass SS, クロロフィルa (Chla) ^{*5} , POC ^{*6} , PON ^{*6} |
| (Filter) Polycarbonate | SS, P-Na ^{*7} , P-K ^{*7} , P-Mg ^{*7} , P-Ca ^{*7} , P-Ti ^{*7} , P-Al ^{*7} , P-Fe ^{*7} , P-Mn ^{*7} |

*1: Autoanalyser (Techicon), *2: Acid, KMnO₄, *3: TOC meter (Oceanography)

*4: ICP (Jarrel-Ash Atomcomp), *5: SCOR/UNESCO, *6: CHN-corder (Yanagimoto),

*7: ICP after digestion by HNO₃ and HF, D: Dissolved, P: Particulate.

2. 4 既応の調査結果の整理

St.4までの水域を対象とした窒素，リン収支は相崎ら（1981）により報告されている。年間平均値として窒素の場合，流入負荷量は溶存態 208ty^{-1} ，懸濁態 64ty^{-1} ，流出量は溶存態として 65ty^{-1} ，懸濁態として 14.1ty^{-1} があり，残量の 92ty^{-1} がこの水域に蓄積されていると考えられた（流入負荷の42%）。リンでは順番に10.3, 17.4, 2.1, 11.4ty^{-1} となり，同じく流入負荷の41%が除去されることが示された。

また，降雨により負荷増大時での物質挙動に関しては森田ら（1985），福島ら（1986a）などの報告がある。いずれの報告とも，降雨時には懸濁態の負荷が急増するが，湖内へ流入した懸濁態物質の大部分は降雨後数日以内に沈降してしまうことが示されている。沈降後，これらの物質が湖水中へ再び藻類利用可能な形で回帰するかどうか，晴天時に流入する懸濁物は湖内生態系にどのような影響を及ぼしているか，が河口域における懸濁物動態解析の大きな課題である。

3 結果と考察

3. 1 懸濁物組成及び水質の流下方向変化

図2は各種物質の懸濁物中含量の測定全平均値が河口域で流下方向にどのように変化するかを示したものである。横軸は背水域始端からの容積（平均流量で除せば平均的流達時間となる。例えば $10^6(\text{m}^3)$ の所は約2.4dの流達時間となる。）とし，またSS, D-Na の変化も示してある。図3には水中のTN, DIN, TP, DP, P-Ti, P-Fe濃度について測定全平均値の流下方向変化を示す。図上に表せなかった項目を含めて全体的な特徴をまとめると以下ようになる。

(1) POC, PON, Chl-a, Mn含量, PCOD/SS比は流下とともに増加し, Ti, Fe, Al含量は低下する。特にこの変化は背水域と湖内との間で大きい。湖内では容量の対数にほぼ比例した変化となっている。また，この傾向は濃度でも見られる。

(2) PP含量は山王川流入後のSt.R-2より下流側で流下方向に減少している。

(3) SSは背水域のSt.R-4からSt.R-3, St.R-2からSt.R-1と減少の傾向が見られるが，湖内に入ると急激に増加する。Chl-a濃度の変化から考えて植物プランクトンの増加が原因である。

(4) Na, K, Mg, Ca含量は減少傾向が見られるもののその変化は少ない。

(5) D-Na, D-K, D-Mg, D-Ca 濃度は増加傾向が見られる。P-Na等の濃度より圧倒的に大きい濃度変化であるので，低濃度の河川水と高濃度の湖心方向の水との混合状況がこれらの溶存態物質の濃度分布を決定している。

(6) $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, D-Siは流下とともに減少するが，特に $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ では夏期の，D-Siはケイ藻が卓越する春期での減少が激しい。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は背水域に比べ湖内で高い。夏期以外では逆の傾向が見られるが，夏期には湖内で $\text{PO}_4\text{-P}$ の極めて高いピークが見られるためこうした傾向が得られた。この原因は底泥からの溶出（細見ら，1984），植物プランクトンの分解（高村ら，1985）と考えられている。DOC, DCODは背水域と比べ湖内で高く，DONの変化は明白でない。

(7) TN, TPは湖内で流下方向に減少している。PONのTNに占める割合は，年平均として，河川，背水域で3~15%，湖内で40~50%と増加する。また，PPのTPに占める割合は，河川，背水域で30~50%，湖内で75%前後である。

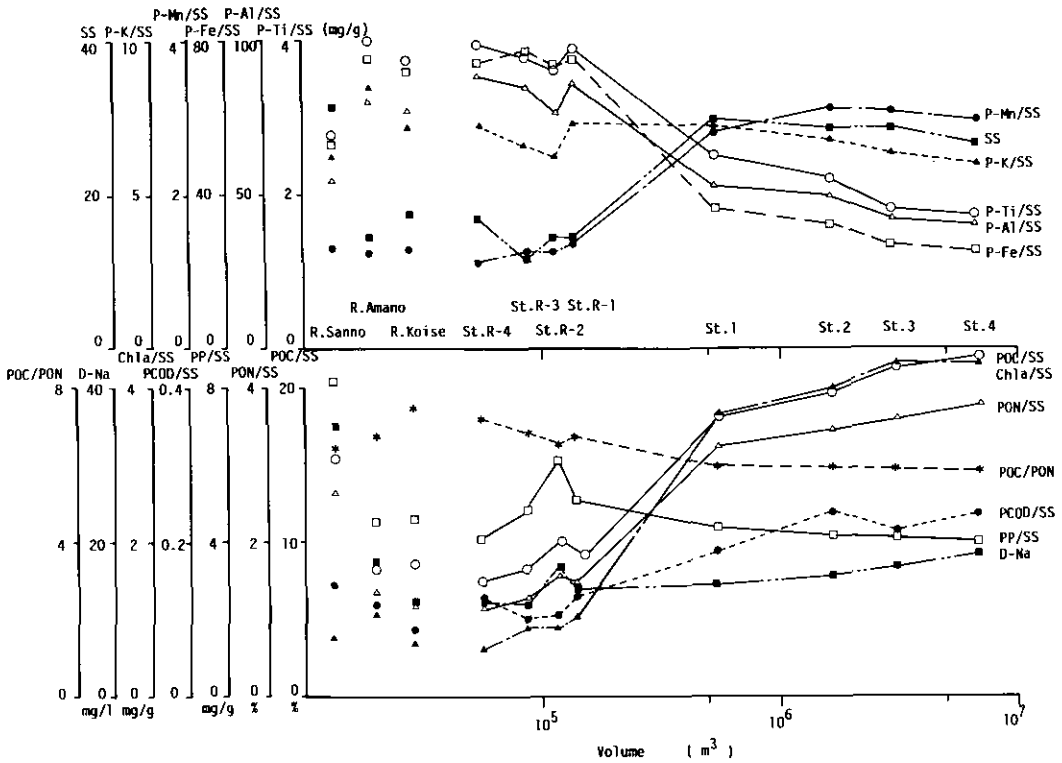


図 2 懸濁物中の各種金属，栄養塩組成の流下方向変化

Fig. 2 Longitudinal changes in some metal and nutrient compositions of particulate matter

(8) 1981年7月～1982年6月に1月1回又は2回の頻度で、St.1～7, St.R-1, R-3の計9地点で採水及び採泥を行い、懸濁物及び底泥表層(約5mm)の組成分析を行った(福島ら, 1984)。この結果によれば、St.5,6,7と流下するに従い、POC, PON, Chl-aの懸濁物中の含量は増加するがその率はSt.1～4間の増加率と比べかなり小さい。

(9) 各測定時での流下方向変化例は略すが(福島ら, 1986b), 懸濁物組成, 水質の時間的変化は極めて大きいことがわかっている。Chl-a, SS, TN等の水質では流下に従い変動係数が低下することが特徴である(福島, 1984)。

以上から、河口域では水質の空間、時間的変化が激しいことがわかり、河口域とは河川と沖帯との接合部として水質を取りまく環境が急変する場であるといえよう。図2から懸濁物組成が大きく変化するのはSt.3程度までで平均的な流達時間でいえば10日程度となる。植物プランクトンの総成長率は $0.1 \sim 1 (d^{-1})$ の範囲にあることが多いが(松岡, 1984), 10日とは総成長率の逆数の1～10倍に当たる。沖帯への移行時間のものさしとしては、このような生物環境の変化速度が有効と考えられる。しかし、流下方向変化を生じる要因には他に流入懸濁物の沈降特性、分散の

大きさ、降雨の確率分布等も挙げられ、これらをすべて考慮したモデルは難しい。

次に図3と対応して、三流入河川からの流量重み付き平均濃度を算定すると TN 3.57mg/l, TP 0.150mg/l, P-Ti 0.121mg/l, P-Fe 1.75mg/l となった。TNで34%, P-Ti, P-Feで58%のものが St.4までに減少してしまい、河口域に貯留されたものと考えられる。TPではほとんど減少が見られないが、これは負荷源として大きな割合を占める降雨、養殖(1978~1980年物質収支ではTPで22%, TNで13%を占めた)を考慮していないためである。なお、2.4に述べたように1978-1980年の物質収支では、TPでも41%のものが St.4までの水域に蓄積されることが報告されている。今回、TPの蓄積率が下がった理由には(降雨、養殖負荷を考慮しても)、山王川からのTP流入濃度が減少しているのに(1978~1980年 0.58mg/l, (海老瀬, 1981), 今回 0.39mg/l) 夏期の湖水濃度にそれ程の変化が見られないことが挙げられる。過去に蓄積された栄養塩が、現在利用されている可能性もあり、今後の追跡が望まれる。

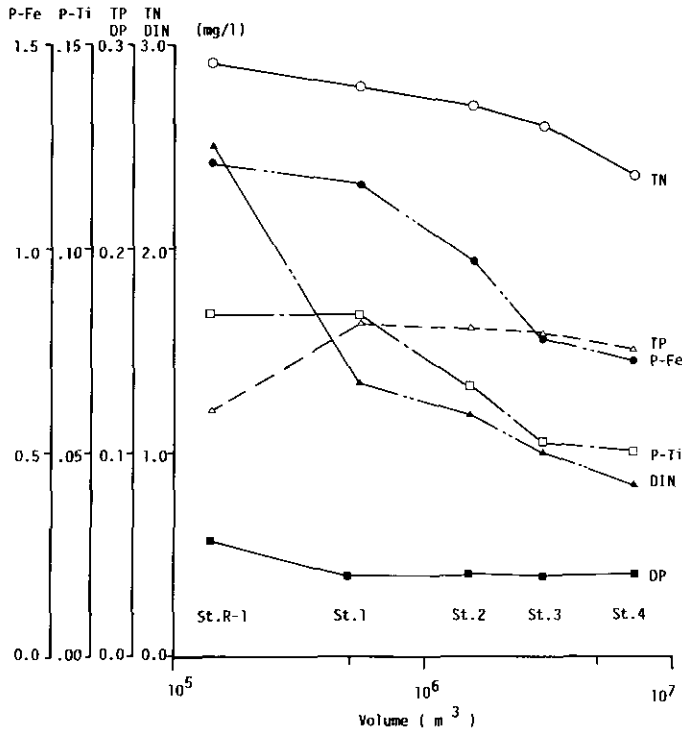


図 3 各種金属、栄養塩濃度の流下方向変化

Fig. 3 Longitudinal changes in metal and nutrient concentrations in the lake water

3. 2 懸濁物の内容と懸濁態リンの分画

河川、背水域、湖内に分けて、懸濁物組成間の相関関係を調べた（福島ら、1987）。この結果を整理すると、

(1) POC, PON, PCOD含量等は相互に正の高い相関を有していて、Ti, AL, Fe含量はこれらと負の相関関係となる。

(2) 河川、背水域ではPP, 湖内ではChl-a含量がPOC等と正の相関を有する。逆に、PPは湖内で、Chl-aは河川、背水域でPOC等と有意な相関関係が見られない。

(3) Mn量は他のものと相関は低く、D-Na濃度等はPOC等の正の相関を有する。

以上の例として、図4には河川におけるTi含量とPON, PP含量との関係を、図5には背水域、湖内におけるそれらの関係を示す。図4から、山王川でTi含量がゼロとなる切片が他の2河川と比べ高い。この差は河川流域特有の懸濁有機物の組成差が原因していると考えられるが、恋瀬川、天の川ではTi含量の低い測定がないので断定できない。また、図4,5いずれの図においても、PON, PP含量がゼロとなるTi含量は5~6 mg/gとなっている。表2にはシルト、粘土、生物等の元素報告値をまとめて示すが、Ti含量はシルト、粘土、土壌で5 mg/g前後とPON, PP含量がゼロとなるときのTi含量に近い。図4は土粒子等の無機物とその他の主に有機物との混合度から河川懸濁物中のPON, PP組成が決まっていることを表している。

表 2 各種物質組成

Table 2 Reported values for the compositions of some elements in various substances

| | (mg/g) | | | | | | | |
|--------|----------------|------|-------------|----------|-------------------------|------|----------------|---------------------|
| | Silt | Clay | Soil | Bacteria | Marine phytoplankton | Aoko | Microcystis | Sheath Materials |
| Al | 70 | 100 | 71 | 0.21 | 0.04~0.44 | 0.14 | | |
| C | | | 20 | 540 | 225 | 377 | | |
| Ca | 37 | 36 | 15 | 5.1 | 6.1 | 5.3 | 4.2 | 23.3 |
| Fe | 29 | 51 | 40 | 0.17 | 0.22~1.5 | 0.36 | 0.8 | 8.5 |
| K | 19 | 21 | 15 | 115 | 13 | 6.8 | 5.8 | 7.8 |
| Mg | 20 | 22 | 5 | 7 | 14 | 2.8 | 2.3 | 3.7 |
| Mn | | | 1 | 0.26 | ~0.12 | | 0.1 | 0.8 |
| N | | | 2 | 96 | 63~110 | 94 | | |
| Na | 9.8 | 8.7 | 5 | 4.6 | 6 | 0.6 | 0.9 | 17.9 |
| P | | | 0.8 | 30 | 4~18 | 7.3 | | |
| Si | 286 | 224 | 330 | 0.18 | 6~210 | | | |
| Ti | 5.1 | 5.3 | 5 | | 0.03~0.94 | | | |
| Com. | 5~50 μm 1~5 μm | | | | | | Microcystis | |
| & Ref. | Miyake(1972) | | Bowen(1979) | | Takamuraら(1981) | | Amamiyaら(1984) | |

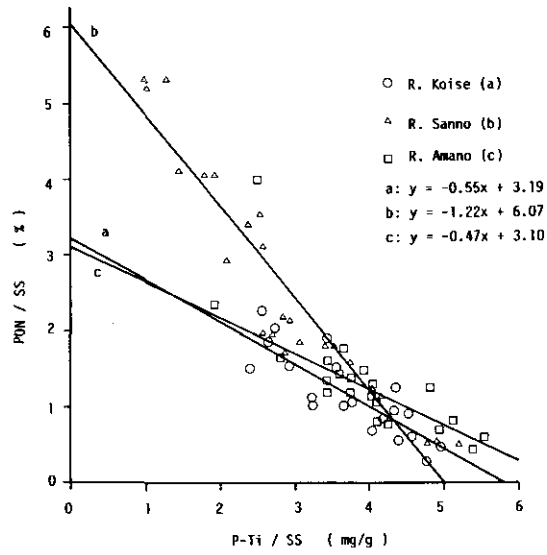


図 4(1) 河川水中懸濁物のTi含量とPON含量との関係

Fig. 4(1) Relationship between Ti content and PON content of particulate matter in influent rivers

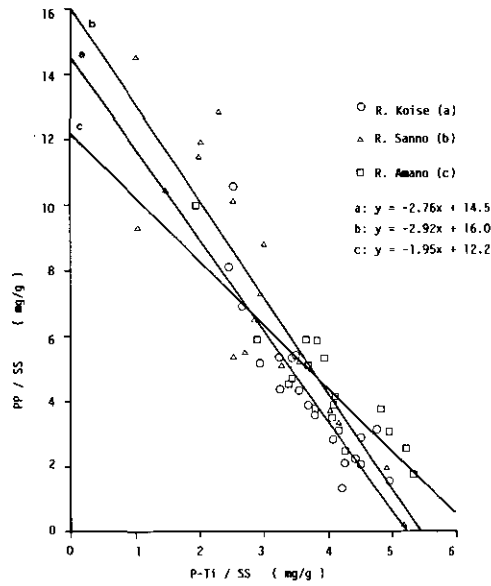


図 4(2) 河川水中懸濁物のTi含量とPP含量との関係

Fig. 4(2) Relationship between Ti content and PP content of particulate matter in influent rivers

これに対して図5のPP含量では湖内の測点で、Ti含量が高い場合には河川でのPP含量と同程度の含量となるものの、Ti含量が低くなっても含量増加の傾向が見られず、表2のAoko等の植物プランクトン中の含量とほぼ等しいことが注目される。河川、背水域の懸濁物中のTi含量をゼロとしたときのPP含量、すなわち土粒子等の無機物を除いたときのPP含量は12~16mg/gとなるが、この値はAoko等の含量に比べてかなり高い。河川、背水域では湖内に比べ懸濁物中のChl-a含量が低く、一次生産者以外の流域起源の有機物の比率が高い。特に、分解者であるバクテリア数は全従属栄養細菌数として、河川では湖内と比べ1オーダー以上多い(相崎ら, 1985)。リンの供給条件にもよるが、バクテリアでは表2に見られるようになりかなり高いPP含量が報告されていて、このような成分のウェイトが大きいことが土粒子成分を除いた河川懸濁物のPP含量を高くしているのではないかと考えられる。

以上のことから、河口域における懸濁物内容を考える場合には、土粒子等の流入懸濁物、それらを除いた流入懸濁物(有機外来性懸濁物、ここでは付着微生物の剥離したもの、バクテリア等が主体と考えられる)、植物プランクトン等の湖内で生産された懸濁物(自生性懸濁物)の三者に分けて話をする必要が生じる。Tiは土粒子等、Chl-aは自生性懸濁物のみに含まれるので、Ti、Chl-a、SSの収支式は以下のようになる。

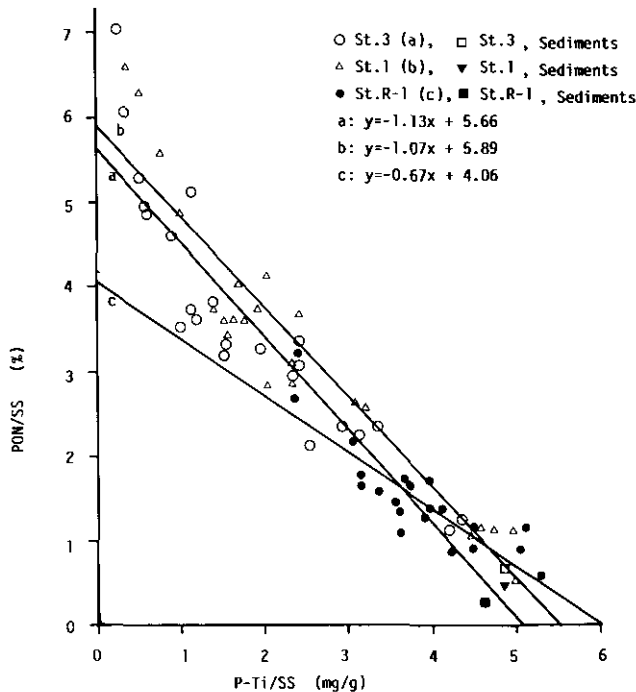


図 5(1) 河口域と湖内での懸濁物中Ti含量とPON含量との関係

Fig. 5(1) Relationship between Ti content and PON content of particulate matter in the backwater

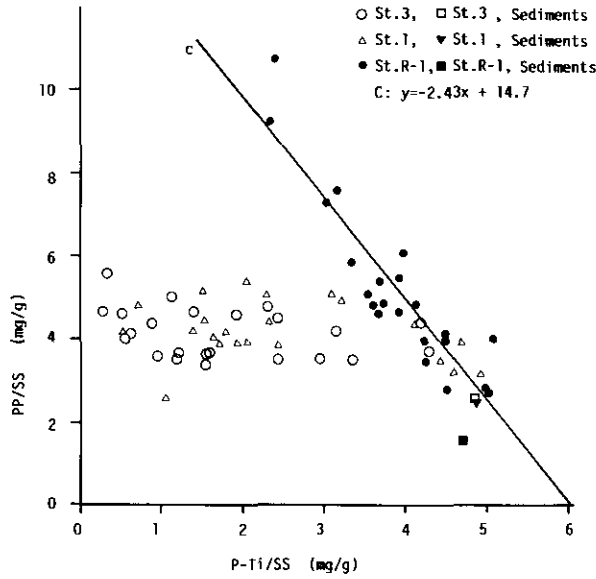


図 5(2) 河口域と湖内での懸濁物中Ti含量とPP含量との関係

Fig. 5(2) Relationship between Ti content and PP content of particulate matter in the backwater region and in the lake

$$C_{ss} = SS_{soil} + SS_{org} + SS_{aut} \quad (1)$$

$$C_{Ti} = \alpha_{Ti} SS_{soil} \quad (2)$$

$$C_{Chl-a} = \alpha_{Chl-a} SS_{aut} \quad (3)$$

ここに、 C_{ss} 、 C_{Ti} 、 C_{Chl-a} は水中のSS、P-Ti、Chl-a濃度 (mg/l)、 SS_{soil} 、 SS_{org} 、 SS_{aut} はそれぞれ水中の土粒子、有機性外来懸濁物、自生性懸濁物の濃度 (mg/l)、 α_{Ti} 、 α_{Chl-a} はそれぞれ土粒子中のTi含量 (g/g)、自生性懸濁物中のChl-a含量 (g/g) である。図4、5等を参考に α_{Ti} を0.0055、 α_{Chl-a} を0.006として、実測されている C_{ss} 、 C_{Ti} 、 C_{Chl-a} から逆に SS_{soil} 、 SS_{org} 、 SS_{aut} を算定した。表3には6地点における各起源ごとのSSの平均値を示す。また、特に三者への分別が重要となるPPに関しては次の式からその濃度を予測した。

$$C_{PP} = \beta_{soil} SS_{soil} + \beta_{org} SS_{org} + \beta_{aut} SS_{aut} \quad (4)$$

ここに、 C_{PP} は水中のPP濃度 (mg/l)、 β_{soil} 、 β_{org} 、 β_{aut} はそれぞれ各起源ごとのPP含量 (g/g) である。表2、図4、5その他を参考にして β_{soil} を0.001、 β_{org} を0.014、 β_{aut} を0.005として C_{PP} を予測した。その予測平均値、実測平均値を表3に示してある。予測値と実測値は平均値 (表3) のみならず、各測定回ごとにも良好な一致が見られ、湖内におけるPP含量の低さも適切に表現することから (福島ら, 1987)、上記の懸濁物内容の分離方式は適当であると

表 3 三成分モデルから計算された土粒子 (SS_{0.15}), 有機性外来懸濁物 (SS_{2.0}), 自生性懸濁物 (SS_{auto}) 濃度, 予測及び実測されたPP濃度, PP濃度に占める三成分の寄与率

Table 3 Predicted concentration of particulate matter comprised of soil particles (SS_{0.15}), allochthonous organic matter (SS_{2.0}), and autochthonous matter (SS_{auto}), respectively. And, predicted and observed concentrations of particulate phosphorus, and predicted proportions of above three components in particulate phosphorus concentration, using Eq.(1)-(4).

| | St.3 | St.1 | St.R-1 | R.Sanno | R.Koise | R.Amano |
|---------------------------|-------|-------|--------|---------|---------|---------|
| SS _{0.15} (mg/l) | 9.6 | 12.5 | 12.7 | 24.2 | 16.1 | 12.5 |
| SS _{2.0} (mg/l) | 2.2 | 1.3 | 2.1 | 8.5 | 4.6 | 2.0 |
| SS _{auto} (mg/l) | 19.9 | 17.1 | 2.2 | 2.1 | 1.1 | 1.5 |
| PP-Predicted (mg/l) | 0.140 | 0.119 | 0.052 | 0.154 | 0.087 | 0.048 |
| PP-Observed (mg/l) | 0.119 | 0.125 | 0.066 | 0.127 | 0.059 | 0.053 |
| DP-Observed (mg/l) | 0.040 | 0.039 | 0.055 | 0.280 | 0.049 | 0.060 |
| PP-SS _{0.15} (%) | 7 | 11 | 24 | 16 | 19 | 26 |
| PP-SS _{2.0} (%) | 22 | 16 | 55 | 77 | 74 | 58 |
| PP-SS _{auto} (%) | 71 | 72 | 21 | 7 | 6 | 16 |

いえよう。表3によれば、SS_{0.15}、SS_{2.0}は流下に従い減少し、SS_{auto}は湖内に入ってから急増している（河川懸濁物中のChl-aは河川で生産された付着藻類によるものが主体と考えられるがここでは分類上自生性懸濁物に含めた）。また、PP量を各成分ごとに見れば、河川でSS_{2.0}の、湖内でSS_{auto}の画分の比率が高いことがわかる。

Cowen & Lee (1976) は都市域から降雨時に流出する懸濁物に対し、AGP試験、分解実験、画分分析を合わせて行い、利用可能なものは30%以下であることを報告している。しかし、サンプルのPP含量は低く、上に述べた画分でいえばSS_{0.15}に当たっている。2.4に述べた物質収支によれば、この水域から流出する全リン（この内懸濁態のものは自生性画分が大部分を占めているので）を流入する溶存態リンではまかなえないので、懸濁態リンの内一部が分解され溶存態となり藻類に利用されていると考えられる。土粒子由来のリンは量も少なく、Cowen & Leeが示すように利用可能なものの割合が少ないため、主としては有機性外来懸濁物からの溶存態リンの回帰量が多いものと推定される。特に、流入負荷の削減の観点から見れば、この画分に対する対策が必要といえよう。

3.3 懸濁物組成から見た河口域の水質動態

降雨時には河川懸濁物及びその内の土粒子等の成分の割合が増加する。湖内の懸濁物中のTi含量をもとにその影響を調べた。図6には調査日前5日間の降水量（柿岡一恋瀬川流域）とSt.1～4における懸濁物中のTi含量平均値との関係を示す。前5日以外に前3, 8, 10, 日間の降水量との関係を見たが、前5日間のものに最も明確な関係が見られた。図6より、降水量の増加とともにTi含量平均値が増加する傾向が読み取れ、降雨によって懸濁物内容が大きく変化することがわかる。St.4までの容量は $6.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ 、流域面積の合計は約230km²、直接流出率を27.5%（茨城

県委託, Ex都市研究所, 1980) とすれば, St.4までの水が降雨時直接流出水で満たされる降水量は約100mmと予測されるが, 図6ではこの程度の降雨で Ti含量平均値は飽和に近づいている。なお, 1985年7月24日に降水量のわりに低いTi含量が見られたのは, このとき Chl-aが500 μ g/l, SSが60mg/l以上とラン藻類の大増殖が生じたためである。

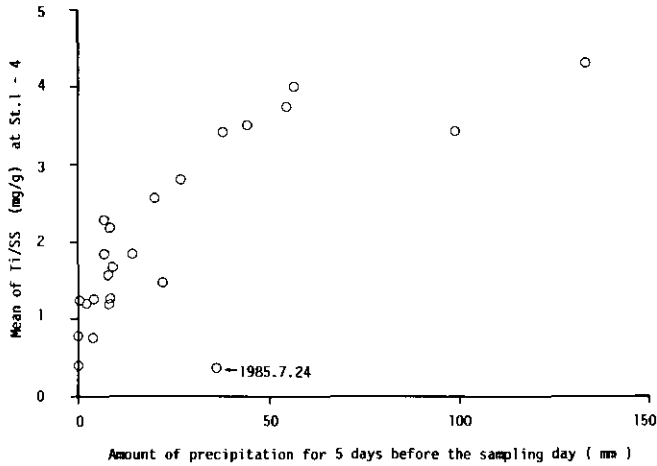


図 6 調査日前5日間の降水量と高浜入湾奥域の懸濁物中Ti平均含量との関係

Fig. 6 Relationship between the amount of precipitation for the 5 days before the sampling time and mean Ti concentration in the inner part of Takahamairi Bay

次に, 溶存態金属濃度と懸濁物組成との関係を調べた。図7には St.R-1,1,3 での懸濁物中Ti含量と D-Na濃度との関係を示す。降雨流出時には河川水の D-Na濃度は低く, 懸濁物中のTi含量が増加すること(福島ら, 1986a); 湖心方向の水は D-Na濃度が高く, Ti含量が低いことが原因している。3地点を比較すると, 流下するに従い同一の D-Na濃度に対するTi含量の値が小さくなる傾向が見られる。D-Naを河川水と湖心域の水との混合比率を表す指標と考え、同一の混合比率の水塊でも流下するに従い, 藻類の生産及び土粒子の沈降によって懸濁物組成が変化することがわかる。このように保存性でかつ, 湖水と河川水で濃度差のある物質の場合, 水中の懸濁物内容を予測する一つの指標となり得ることを示す。

最後に, 他の元素と一風変わった挙動を示すMnについて述べる。図8にはSt.3における懸濁物中のMn, Ti含量, 及び St.R-1でのMn含量の経時変化を示す。St.3で TiとMnとの相関は低く, Mn含量は5, 6月, 10, 11月頃にピークを有している。St.R-1でのMn含量は8月に若干高いが, その他は1mg/g程度とほぼ一定であり, 流入河川由来の懸濁物中の含量変化は小さいことがわかる。表2からSt.3でのMn含量は土壌, 各種生物等での含量と比べかなり高い。このため, Mnの供給経路が問題となるが, Mnは底泥深層で還元され溶存化することが知られている(河合ら, 1984)。この結果, 底泥中では表層の酸化層に偏積している。4, 5月, 9, 10月は植物プランクトンの新生沈殿量のピークであるため(Fukushimaら, 1988), この時期底泥の嫌気状態が強まりMnが溶

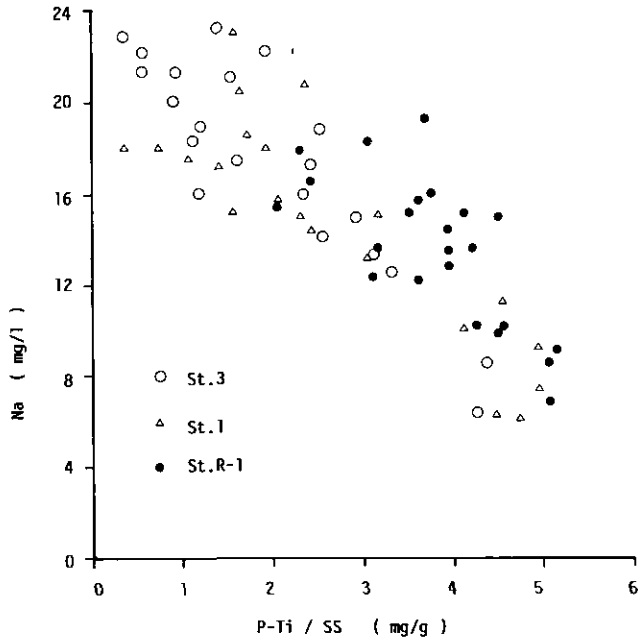


図 7 懸濁物中Ti含量と湖水中Na濃度との関係

Fig. 7 Relationship between Ti content of particulate matter and Na concentration in the lake water

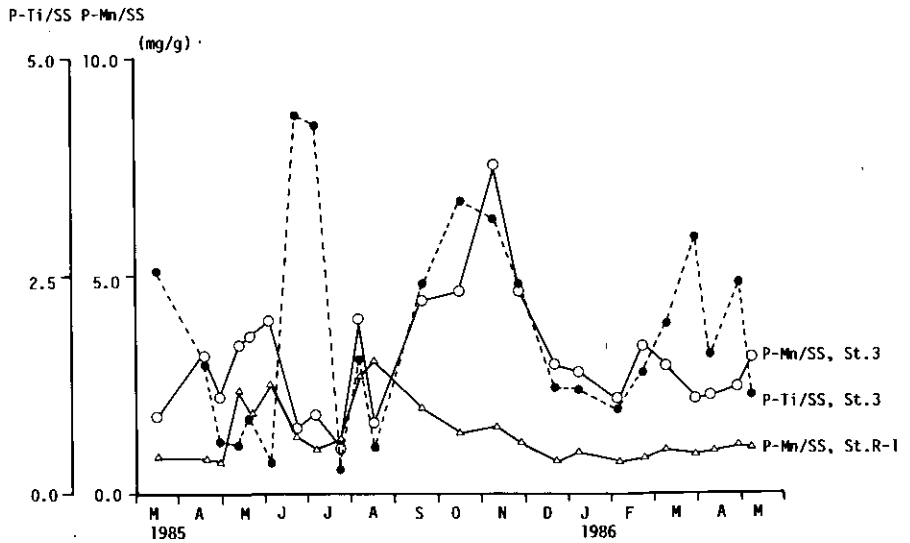


図 8 懸濁物中TiとMn含量の変化

Fig. 8 Seasonal changes in Ti and Mn contents of particulate matter

出し、水中では溶存態酸素等の作用によって酸化され再び懸濁物中に取り込まれ、湖水懸濁物中のMn含量が増加したものと考えられる。このため、Mn含量は水域における酸化還元状態の情報を有していると言えよう。

3. 4 懸濁物組成と底泥組成との関係

1981年7月～1982年6月に1月1回又は2回の頻度で行った懸濁物及び底泥(0-5mm)の組成分析結果を中心に、両者の関係を考察する。底質組成の流下方向変化を見ると図2の懸濁物組成と同様に各地点までの容量の対数にほぼ比例して変化している(福島ら, 1987)。このため、底泥組成平均値と懸濁物組成平均値との関係を見たのが図9である。POC, PON, Chl-a, Mn にはほぼ原点を通る直線上に各地点での値が乗っていることがわかる。傾きの違いには底泥表層での分解、各懸濁物粒子の沈降速度差(ある成分の選択的沈降)等が影響しているものと考えられる(福島ら, 1987)。

次に、Tiでは懸濁物中のTi含量が増加すると底泥中のそれも増加する傾向が見られるが、両者の関係は線形ではない。この原因としては以下に述べるような降雨時等の土粒子急増期の影響と考えられる。図10には懸濁物の Al/Ti比とSS量との関係を示し、底泥中の値も記してある。表2からAl/Ti比はシルトで13.8, 粘土で18.8のように粒径が小さい程大きくなることがわかっていて、図10は流量増加とともに高濁度となり、流送力が増し懸濁物の粒径が大きくなることからAl/Ti比が減少する傾向を示したものと考えられる。この図で注目されるのは、底泥中のAl/Ti比は高濁度時のものに対応していることで、土粒子等が底泥にたまるのは主に大降雨時であることがわかる。ここで示したような定期調査では降雨時等に流入する懸濁物の評価に不十分な点があること暗示しているものと考えられる。

最後に、PPでは明確な関係が得られなかったが、これは3.2で述べたように土粒子成分、有機性外来懸濁物、自生性懸濁物でそれぞれ異なる組成を有し、それらの混合比率が懸濁物と底泥とで異なっていること、化学的吸着反応の影響を受け底泥含量は湖水中の全リン濃度関係があること(細見ら, 1981)が原因と考えられる。以上、底泥組成の時間的変化が小さいことを考慮すれば(福島ら, 1987)、同一の流入河川の影響を受ける背水域、湖内においては、POC, PON等では、懸濁物組成を推定する際に底泥組成の測定が有効と言える。また、河口域の範囲の推定に当たっても、流下方向の底泥組成変化の様子が重要な情報をもたらすものと考えられる。

4 おわりに

水質変化の激しい河口域を対象に、懸濁物組成、底泥組成の流下方向変化、懸濁物内容と懸濁懸リンの分画、各種懸濁物組成と河口域の物理、化学、生物的環境及び底泥組成との関係を論じた。この結果、河口域における栄養塩の物質収支、懸濁物内容の空間的、時間的変化に関して重要な情報を得た。

河口域では流入する物質のかなりの部分をトラップする機能が明らかとなったが、この自然浄化機能を維持、促進される方策としてはどのようなものがあるであろうか。倉田(1983)は琵琶湖周辺に存在する内湖を対象に浄化、治水、水産機能等を論じ、積極的に保全、管理を行うべき

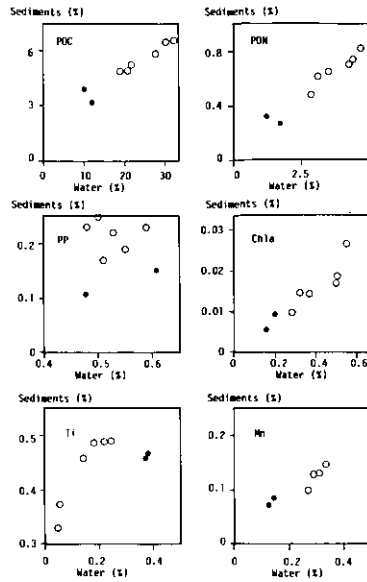


図 9 懸濁物と底泥での各種物質組成間の関係
 Fig. 9 Relationship between mean composition of particulate matter and that in the sediments at several points

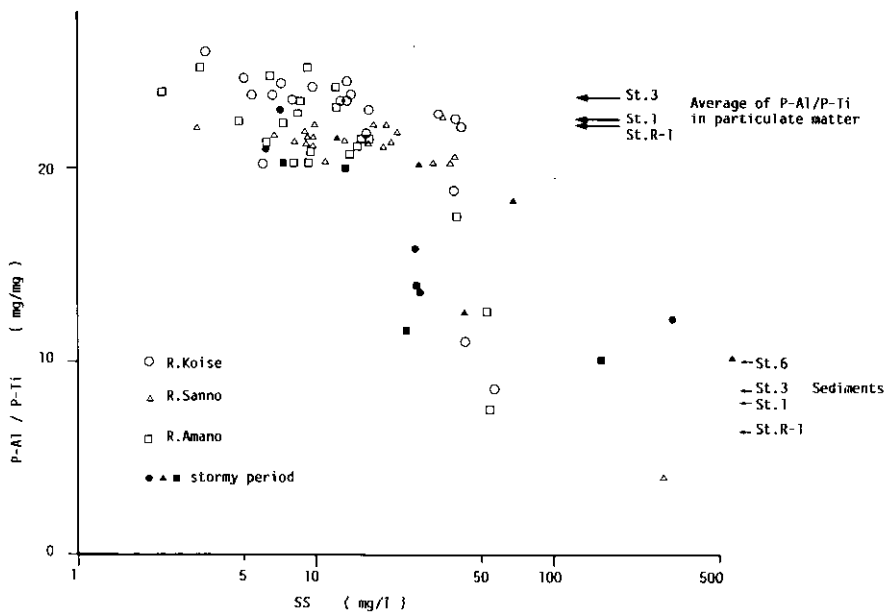


図 10 河川水中のSS濃度と懸濁物のAl/Tiとの関係
 Fig. 10 Relationship between the concentration of suspended solids (SS) and the ratio of Al content to Ti content of particulate matter in the influent rivers

と提言している。また、貯水池、湖沼の入口にプレダムを設けてリン除去を行ったことから富栄養湖が貧栄養湖になった例もある (Berunhardtら, 1981)。すなわち、河口域の一部を仕切り、その部分を集中的に管理すれば非特定汚染源比率の高い湖沼でもかなりの流入負荷削減が期待される。例えば、鉄、アルミ塩の添加、水生植物の培養、養殖等を合わせて行えばかなりの割合のリン負荷が除去できるであろう。霞ヶ浦高浜入の河口域の場合、溶存態リン、有機性外来懸濁物中のリンリ負荷が大きいため、降雨時の流量増大期にはバイパスし湖内へ直接流入する形で、晴天時の河川流入水のみを貯留するようなプレダムを設け、蓄積する栄養塩 (例えば底泥、水生植物等) を適切に処理、管理すれば、有効な富栄養化防止策となるであろう。速やかに、こうした対策案が実行に移され、霞ヶ浦の富栄養化が抑えられることを切望する。

引用文献

- 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦(1981): 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 281-307.
- 相崎守弘・福島武彦・海老瀬潜一(1985): 霞ヶ浦高浜入における河川流出物の挙動. 環境科学研究報告 B271-R12-8.
- 雨宮由美子・中山大樹(1984): 藍藻 *Microcystis* より単離した粘質鞘物質の化学的性質と金属類への吸着特性. 陸水学雑誌, 45, 187-193.
- Berunhart, H. and J. Clasen (1981): Oligotrophication of the Wahnbach Reservoir, Water Qual. Bull., 6, 74-78.
- Bowen, H.J.M. (1979): Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, 1-571.
- Coewn, W.F. and Lee G.F. (1976): Phosphorus availability in particulate materials transported by urban runoff. J. WPCF, 48, 339-345.
- 海老瀬潜一(1981): 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価. 国立公害研究所研究報告, 第21号, 1-130.
- 福島武彦(1984): 浅い湖沼の水質変化特性と水質管理方法に関する研究. 東京大学, 博士論文.
- 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一(1986a): 河口域の降雨時流入物質の挙動. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 13-27.
- 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一・大槻 晃(1986b): 湖沼流入河川の河口域での物質動態. 第51回日本陸水学会講演要旨集, 30.
- 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一(1987): 湖沼河口域での懸濁態物質組成の特性と底泥組成との関係. 衛生工学研究論文集, 23, 31-40.
- Fukushima, T., M. AIZAKI and K. Muraoka(1988): Characteristics of autochthonous deposition and resuspension of sediments in the Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura. Jpn. J. Limnol., (in press).
- George, D.B.(1986): Lagoons and oxidation ponds. J. WPCF, 52, 1177-1181.
- 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. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 45-54.
- 細見正明・須藤隆一(1984): 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 191-218.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高(1984): 底泥からのリンの溶出機構. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 219-240.
- 倉田 亮(1983): 内湖—その生態学的機能. 滋賀県琵琶湖研究所所報, 2, 46-54.
- 松岡 譲(1984): 霞ヶ浦の富栄養化モデル. 国立公害研究所研究報告, 第54号, 53-242.

- 三宅泰雄編(1972)：海洋科学基礎講座12. 堆積物の化学. 東海大学出版会, 1-571.
- 森田弘昭・山田幸男・安中徳二(1985)：洪水時に湖に流入する粒子性栄養塩の挙動. 水質汚濁研究, 8, 233-238.
- 高村典子・相崎守弘・安野正之(1985)：霞ヶ浦における植物プランクトンの分解過程について. 国立公害研究所第2回自然浄化シンポジウム報告書, 33-40.
- 高村義親・野村和輝・萩原富司・平松 昭・矢木修身・須藤隆一(1981)：霞ヶ浦に発生するアオコと Microcystis aeruginosa の化学的組成. 国立公害研究所研究報告, 第25号, 31-46.

湖沼底質中の栄養塩・重金属・化学物質の分布特性
On the Vertical and Longitudinal Changes in Nutrients, Metals
and Chemicals in Lake Sediments

天野耕二¹・福島武彦¹

Koji AMANO¹ and Takehiko FUKUSHIMA¹

要 旨

底質データには、長年にわたって水質環境の変遷を積分した情報を記録しているという可能性がある。本研究では、湖沼の底質データから有用な環境情報を抽出することを目的として、底質中の各種汚濁物質の空間的な分布特性について解析を行った。日本全国の浅く、汚濁の進行した16の湖沼において底質を採取し、栄養塩(POC, PON, PP)、重金属(Ti, Mn, Fe, Zn, Cu)及び陰イオン界面活性剤(LAS)の底質中の鉛直分布と水平分布について考察した。鉛直分布からは底質のたい積状況、酸化還元状態、さらには流入汚濁負荷量の変遷についての情報が得られた。また、河口域から湖心にかけての流下方向の水平分布からは、表層底質がその直上の懸濁物の組成及び水質濃度の平均的な姿を反映していることが分かった。

Abstract

Most natural and anthropogenic activities in a lake and its drainage area will, directly and indirectly, leave an imprint in sediments. Lake sediments have often been examined as a bank of environmental information. In order to extract such environmental information about water and watershed, the vertical and longitudinal distributions in the lake sediments were investigated. The aim of the presented study is to propose a key for opening the bank of environmental information and to explain the interaction between sediments and lake environments. The concentrations of several substances (nutrient, metal, chemical) in the sediment were determined at fifty sampling sites in sixteen shallow lakes in Japan. Analyzing the vertical profiles of the particle size, POC, PON, PP, some metals (Ti, Mn, Fe, Zn, Cu) and LAS, many kinds of sediment properties, such as the sedimentary condition and the redox conditions, were explained, and the traces of the historical changes in the water and watershed were confirmed in the sediment. The longitudinal changes in the sediment between the mouth of river and the deepest point of the lake were clearly observed, and it was expected that those changes would express one of the estuarine characteristics by reflecting the spatial variation in the average composition of the particulate matter and in the average water quality.

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environmental Division, the National Institute for Environmental
Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1 はじめに

一般に汚濁の進行した湖沼においては、流入河川からの汚濁負荷を正確に把握することが水質管理にとって重要な鍵となっている。また、流域の自然及び社会条件と湖沼水質を関係付けるに当たっては、流入河川と湖沼との接続点である河口域における「みかけの自浄作用」を評価することが不可欠である。しかし、河川流入負荷量は河川流量の影響を直接受けるために、その定常的な値を求めることは極めて困難であり、なおかつ河口域における懸濁物質の動態に不明な部分が多いため、河川で計測された負荷量と実際に湖沼に流入した負荷量との間には相違が存在する。湖沼の底質は河川から湖沼にかけての非定常な水質変化を積分した情報を持つものとして重要な研究対象となってきた (Sly, 1978; Förstner, 1983; Hakansonら, 1984) が、いまだ底質情報を有効に利用した水質管理手法らしきものは確立されていない。本研究は湖沼の、特に河口域の底質のもつ情報を利用して、河川から湖沼にかけての流下方向にみられる水質変化を自然浄化作用の立場から評価することを目的として、底質コアサンプルにおける各種物質の鉛直分布と表層底質中の各種物質の流下方向の変化について考察する。

2 対象水域及び測定方法

日本国内の様々な流域特性を持つ16の湖沼を対象とした。各湖沼の特性値の一部を表1に示す。霞ヶ浦については三つの入り江（高浜入、小野川入、土浦入）について別個に調査を行ったため、全部で18の水域が研究の対象となった。各水域について、主要な流入河川の河口域から湖心にかけて、流線に沿った複数の採泥地点を取り、ピストン式のコアサンプラーで底質を採取した。図1に採泥地点を示す。得られた数本のコアサンプルを厚さ2cmごとにスライスしたものを凍結乾燥して分析に供した。ただし、粒径分布については湿泥のまま測定した。

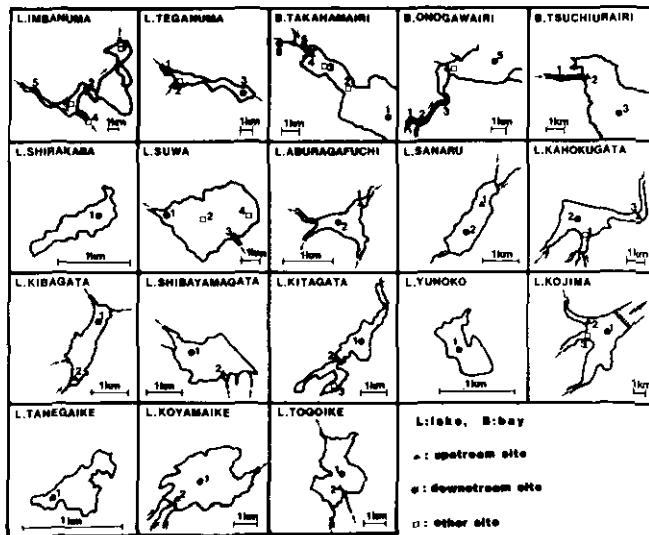


図 1 対象とした湖沼及び採泥地点

Fig. 1 The site locations in the 18 water regions

表 1 対象とした16の湖沼の特性

Table 1 The characteristics data regarding the sixteen study lakes

* In Lake Kasumigaura, three bays were individually surveyed. The code names of these are as follows, Takahamairi Bay : TK, Onogawairi Bay : ON, Tsuchiurairi Bay : TS. The mark “-” means no data of item for the region.

| The Name of Lake | code | Water Area km ² | Mean Depth m | Residence Time year | Watershed Area km ² | Population Density capita/km ² | COD mg/l | T-N mg/l | T-P mg/l |
|------------------|------|----------------------------|--------------|---------------------|--------------------------------|---|----------|----------|----------|
| L.IMBANUMA | IB | 11.55 | 1.7 | 0.048 | 503.1 | 990 | 10.0 | 2.5 | 0.19 |
| L.TEGANUMA | TG | 6.50 | 0.9 | 0.047 | 156.6 | 2193 | 20.4 | 6.5 | 0.71 |
| L.KASUMIGAURA* | | 171.00 | 3.8 | 0.666 | 1446.0 | 402 | 9.8 | 1.5 | 0.09 |
| L.SHIRAKABA | SK | 0.36 | 2.7 | 0.227 | 6.5 | - | 5.3 | 0.8 | 0.03 |
| L.SUWA | SW | 13.30 | 4.6 | 0.109 | 531.2 | 315 | 7.0 | 1.4 | 0.40 |
| L.ABURAGAFUCHI | AR | 0.64 | 3.1 | 0.038 | 45.7 | 2152 | 12.0 | 4.9 | 0.42 |
| L.SANARU | SN | 1.21 | 1.5 | 0.048 | 18.6 | 3291 | 12.6 | - | 0.35 |
| L.KAHOKUGATA | KH | 6.05 | 2.2 | 0.015 | 280.1 | 703 | 5.7 | 1.2 | 0.11 |
| L.KIBAGATA | KB | 1.14 | 1.6 | 0.024 | 38.2 | 440 | 6.3 | 1.1 | 0.10 |
| L.SHIBAYAMAGATA | SY | 1.85 | 2.1 | 0.011 | 156.8 | 335 | 5.3 | 1.1 | 0.08 |
| L.KITAGATA | KG | 2.15 | 2.7 | 0.150 | 34.6 | 375 | 5.2 | 1.1 | 0.07 |
| L.YUNOKO | YN | 0.35 | 7.4 | 0.112 | 14.0 | 106 | 2.6 | 0.3 | 0.10 |
| L.KOJIMA | KJ | 10.88 | 1.6 | 0.043 | 557.1 | 1011 | 9.1 | 2.0 | 0.27 |
| L.TANEGAIKE | TN | 0.18 | 8.3 | 0.404 | 1.7 | - | 3.7 | 0.6 | 0.01 |
| L.KOYAMAIKE | KY | 7.06 | 2.7 | 0.191 | 42.5 | 539 | 5.7 | 0.7 | 0.07 |
| L.TOGOIKE | TO | 4.08 | 1.8 | 0.073 | 51.3 | 267 | 4.9 | 1.0 | 0.07 |

粒径分布は0.020mmと0.074mmのふるいを用いて湿式ふるい法で測定した。栄養塩については有機炭素、有機窒素（CHNコーダー、柳本）と全リン（過硫酸カリ分解後、テクニコンオートアナライザーで分析）の定量を行った。各種金属の濃度は、硫酸、硝酸、フッ酸で200℃加熱分解後ICP（Jarrel-Ash Atomcomp）で定量した（Na, Mg, Al, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Sr, K）。化学物質については、直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)をHPLC(島津LC-4A)で、またヘキサクロロシクロヘキサン(BHC)をECD-GC(島津GC-5A)で定量した。

3 結果

結果の一例として、16湖沼18水域の各調査地点における底質中の微細泥率、有機炭素(POC)、LAC, Mn, Znの鉛直分布を図2に示す。鉛直分布については、いくつかの共通したパターンが観測された。河口から湖心にかけての流下方向の変化については、湖心の底質表層における濃度の河口に対する比の値に項目ごと一定の傾向が見られた。

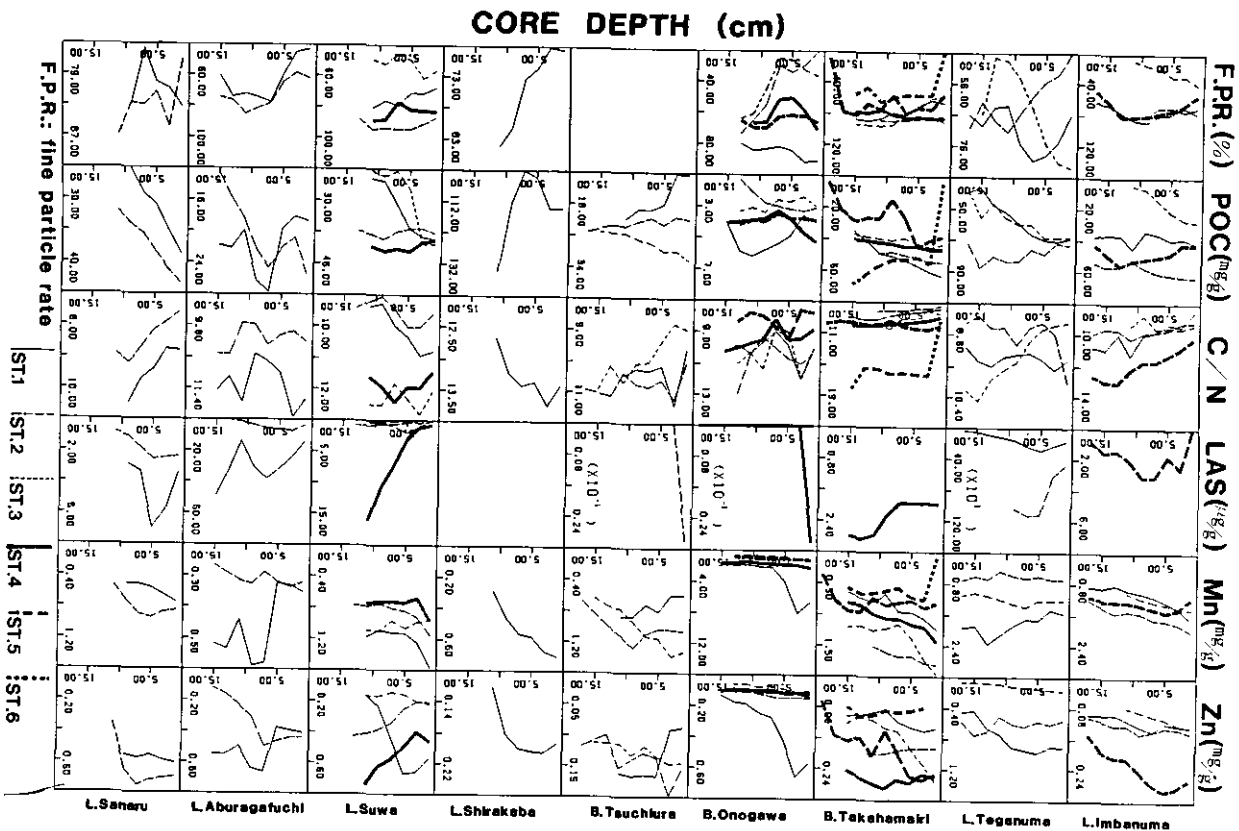


図 2 6項目についての底質中の鉛直分布 (1)

Fig. 2 The vertical profiles of six representative items from each site (1)

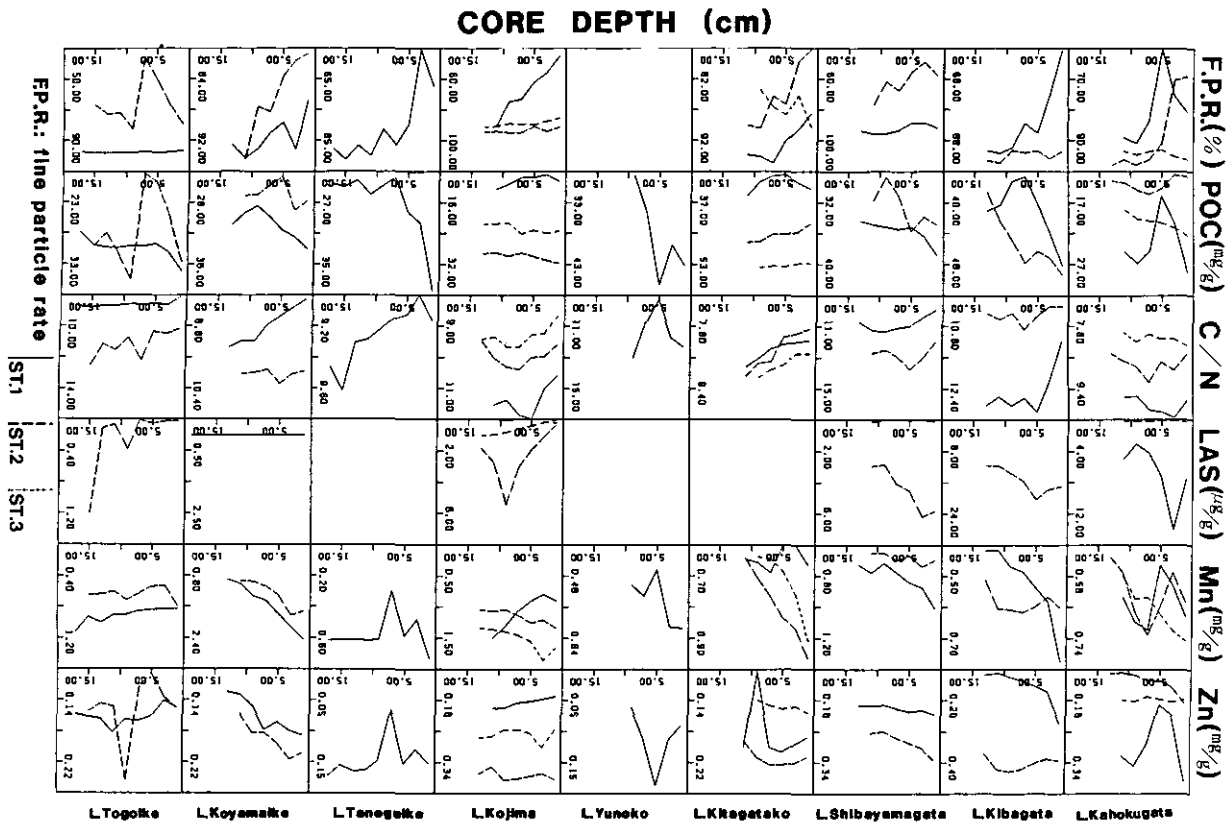


図 2 6項目についての底質中の鉛直分布(2)

Fig. 2 The vertical profiles of six representative items from each site (2)

3. 1 鉛直分布

底質中の鉛直分布は以下の五つのタイプに分類された。

タイプⅠ：表層（0～4 cm）で高く、深さ方向に漸減する。

タイプⅡ：中間層（4～8 cm）にピークがある。

タイプⅢ：深さ方向に漸増して、下層（8 cm～）に高い。

タイプⅣ：表層（0～4 cm）と下層（8 cm～）で高く、中間層（4～8 cm）に落ち込みがある。

タイプⅤ：深さ方向に一定か、あるいは不規則に変化する。

いくつかの測定項目別に、この分類に基づいたタイプを持つ地点の数の一覧を表2に示す。この表及び図1から得られるいくつかの情報を項目別に整理する。

表 2 鉛直分布のパターンの数

Table 2 The numbers of vertical profile sorted into the five types for each of the eleven items

Some typical patterns in vertical profiles has been classified into the following five groups. TYPE 1: maximum concentration in upper layers (0-4cm) and decreases with depth. TYPE 2: maximum concentration in middle layers (4-8cm). TYPE 3: concentration increases with depth and maximum in lower layers (8cm⁻). TYPE 4: minimum concentration in middle layers (4-8cm). TYPE 5: concentration changes irregularly or relatively uniform with depth. "F.P.R" means the fine particle rate.

| Vertical Profile | F.P.R | POC | PON | PP | LAS | BHC | Ti | Mn | Fe | Cu | Zn |
|------------------|-------|-----|-----|----|-----|-----|----|----|----|----|----|
| TYPE I | 4 | 21 | 24 | 26 | 7 | 3 | 6 | 28 | 9 | 18 | 29 |
| TYPE II | 7 | 5 | 5 | 6 | 7 | 3 | 10 | 7 | 10 | 11 | 6 |
| TYPE III | 15 | 5 | 1 | 4 | 4 | 4 | 12 | 4 | 7 | 9 | 7 |
| TYPE IV | 6 | 9 | 8 | 5 | 0 | 2 | 2 | 1 | 9 | 0 | 2 |
| TYPE V | 13 | 9 | 11 | 8 | 6 | 4 | 19 | 9 | 14 | 9 | 5 |

3. 1. 1 微細泥率

一般的な土質分類によると、粒径 0.074mm以上の粒子は砂か礫であり、それ以下の粒子は粘土かシルトとされている。ここでは、底質の粒度分布上の特性として、粒径 0.074mm以下の粒子の占める重量百分率を微細泥率と定義した。多くの地点で微細泥率は深さ方向に増加している。栄養度の高い湖沼においては、底質表層が生物遺骸等の有機物の塊で占められていることが多く、このような場合、有機物の塊が分解されて微粒子化していく過程が微細泥率の深さ方向の増加の原因となっていることが考えられる。中間層あるいは下層で不規則に微細泥率が下がっている地点がいくつか見られるが、この原因としては、洪水時等の特殊な流況で、定常的なたい積層の間に砂が混入した可能性が考えられる。この場合、POC、PON、Mn、Fe等の濃度が砂粒子の存在で希釈されていることが確認された（例えば、河北潟1、東郷池2）。

3. 1. 2 POC, PON, PP

鉛直分布は、表層に高く、深さ方向に漸減する傾向が見られる。POC と PONについては、有機物の分解による結果であり、C/N比が深さ方向に増加するのは、PON の分解が POCよりも速やかに進むためと思われる。これに対して、PPの鉛直分布は、底質の酸化還元状態に従ったPPの表面集積の結果であり、POCやPONとは異なった現象を表現している。

3. 1. 3 LAS, BHC

人工の化学物質の残留状況は、流域の社会活動の変化を直接反映しているが、このような化学物質の動態には、生物を介した、分解、吸着、蓄積等の数多くの要因が絡んでいるために、LASやBHCの、底質における鉛直分布には一定の傾向が見られなかった。

3. 1. 4 Ti, Mn, Fe, Zn, Cu

Tiは外来土砂の主要成分でありたい積後の鉛直移動はないため、底質中では深さ方向に一定の値を持つ傾向がみられる。表層底質の有機物濃度が高い、いくつかの地点においては、POCの深さ方向の減少に伴って、相対的に増加している。底質中の酸化還元状態に従った、Mnの表面集積性については詳細な検討がなされている(Kempら, 1976)が、多くの地点でPPとともにMnの表面集積がみられる。FeもMnと同様の特性を持つが、Mnほど酸化還元状態に敏感ではないため、極端な表面集積傾向はみられない。底質中のZnとCuの濃度が、人為負荷と関係が深いことは従来からよく言われており(Johnsonら, 1985)、ZnとCuの鉛直分布のパターンがLASのパターンと類似した地点がいくつかみられることから、これらのパターンが流域の人為負荷の変遷を反映していることが推定される。ただし、ZnとCuのたい積過程は、植物プランクトンなどの生物を介した複雑な現象を含んでおり(Takamatsuら, 1985)、底質中の濃度分布については、より多くの要因を考慮しなければならない。

3. 2 流下方向の変化

各湖沼において、主要な流入河川の河口域の表層底質と湖心の表層底質の違いを、流下方向の変化として考えた。白樺湖、湯ノ湖、多鯰ヶ池については、湖心のみデータの解析の対象からはずした。いくつかの項目について、湖心の表層底質における濃度の河口に対する比率の一覧を表3に示す。

3. 2. 1 微細泥率

河川から流入する懸濁物の内、粒径の大きなものは、大部分が河口域で沈降するために、微細泥率が流下方向に増加する湖沼が多い。栄養度の高い湖においては、生物遺骸などの大きな有機物粒子が湖心にたい積する可能性が高いため、逆の傾向を示すこともある。

3. 2. 2 POC, PON, PP

POCとPONが流下方向に減少し、PPが増加する湖沼が多い。これらの傾向は水中の懸濁態の組成

の違いから生じている。一般に河川由来の懸濁粒子は大量の有機態あるいは無機態のリンを含んでおり、そのほとんどは河口域にたい積する。これに対して、POCとPONは湖内の内部生産によるものが多く、河口域の底質中では外来性の無機物に希釈されて、相対的に湖心の濃度が高くなる。特に栄養度の高い湖沼ではC/N比が流下方向に減少する傾向がみられる。

表 3 表層底質中の濃度の湖心／河口比

Table 3 The ratios of the concentration at the downstream site to that at the upstream site, using the concentration in the surface layers (0-2cm)

At each of the fifteen regions having plural sampling sites (except SK, YN, TN), two sites were selected as an upstream site (in the most case, the mouth of main influent stream) and a downstream site (in the most case, the central deepest point of the lake or bay) along the main stream line. The mark "-" means the concentrations at both sites are under a detection limit. "F.P.R" means the fine particle rate.

| code | F.P.R | POC | PON | PP | LAS | Ti | Mn | Fe | Cu | Zn | C/N |
|------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| IB | 1.29 | 1.48 | 1.64 | 0.30 | 0.00 | 1.02 | 1.72 | 1.14 | 1.62 | 0.54 | 0.90 |
| TG | 1.25 | 0.99 | 1.10 | 0.19 | 0.01 | 0.80 | 0.78 | 0.88 | 0.48 | 0.19 | 0.90 |
| TK | 0.77 | 1.37 | 1.56 | 0.74 | 0.00 | 0.69 | 0.86 | 0.89 | 0.73 | 0.51 | 0.88 |
| ON | 3.17 | 1.26 | 1.67 | 0.49 | - | 1.15 | 1.08 | 1.08 | 0.98 | 0.74 | 0.76 |
| TS | - | 1.47 | 1.64 | 0.72 | 0.00 | 1.16 | 1.25 | 1.12 | 1.37 | 0.93 | 0.90 |
| SW | 1.20 | 0.97 | 1.09 | 1.58 | 0.88 | 0.75 | 1.65 | 1.06 | 1.41 | 2.66 | 0.89 |
| AR | 1.44 | 1.36 | 1.56 | 0.89 | 0.28 | 1.19 | 0.91 | 1.44 | 1.70 | 1.08 | 0.87 |
| SN | 0.93 | 1.12 | 1.30 | 0.92 | 0.69 | 1.01 | 1.12 | 1.13 | 1.25 | 1.15 | 0.86 |
| KH | 0.72 | 0.57 | 0.56 | 0.40 | 0.00 | 1.05 | 0.87 | 0.93 | 0.91 | 1.06 | 1.03 |
| KB | 0.64 | 0.98 | 0.90 | 0.37 | 0.01 | 0.99 | 1.29 | 0.89 | 0.45 | 0.70 | 1.09 |
| SY | 1.59 | 1.11 | 1.35 | 0.56 | 0.02 | 0.89 | 1.44 | 1.28 | 0.72 | 0.65 | 0.83 |
| KG | 1.14 | 0.79 | 0.76 | 0.78 | - | 1.08 | 0.69 | 0.84 | 0.95 | 0.88 | 1.04 |
| KJ | 0.50 | 0.33 | 0.30 | 0.17 | 0.03 | 0.86 | 0.67 | 0.75 | 0.47 | 0.44 | 1.10 |
| KY | 1.07 | 1.22 | 1.50 | 1.04 | - | 0.87 | 1.42 | 1.14 | 1.36 | 0.89 | 0.82 |
| TO | 1.21 | 1.05 | 1.31 | 1.00 | 0.00 | 1.03 | 1.05 | 1.06 | - | 1.00 | 0.80 |

3. 2. 3 LAS

環境中のLASの生分解は速く、温度に敏感である (Swisher, 1970) ため、流下方向の変動、季節変動ともに大きいと思われる。当然のことながら、湖心／河口の比は1以下であるが、その値はばらついている。

3. 2. 4 Ti, Mn, Fe, Zn, Cu

Tiは流下方向にもほとんど変化しない。MnとFeはともに流下方向に増加する傾向がみられるが、いずれも底質表層に集積する性質を持つために、底質表層と直上水との間で溶出と沈降を繰り返しながら、湖心の底質表層へ輸送されていったものと考えられる。ZnとCuについては、流下方向の変化に一定の傾向はみられない。

4 考察

4. 1 鉛直分布

既に述べてきたように、底質中の各項目の鉛直分布からは、数多くの情報が得られる。ここでは鉛直分布を支配する、いくつかの要因を整理し、それぞれの要因を説明する項目の有用性について考察する。要因の説明に有効と思われる項目について、全地点における鉛直分布の状況を表4に示す。

4. 1. 1 底質のたい積状態

底質のたい積には、長期的なたい積と短期的なたい積の両方を考慮しなければならない。長期の定常的なたい積については、 ^{210}Pb や ^{137}Cs を用いたたい積速度の算定による評価が可能である (Johnsonら, 1985)。ここでは、Zn, Cu, LASといった、人為負荷の変動に比較的敏感な項目の残留状況から定常的なたい積過程を知ることができる。これらの項目の鉛直分布におけるピーク的位置が一致する地点として、手賀沼1及び3, 高浜入4, 諏訪湖1, 2及び4, 油ヶ淵1, 東郷池2などがある。また、たい積過程における短期的なノイズについては、微細泥率の鉛直分布から、洪水時の砂や礫の混入などがある程度推定できる (高浜入5及び6, 油ヶ淵1及び2, 河北潟1, 東郷池2)。

4. 1. 2 底質の化学的特性

酸化還元電位は、底質の化学的特性の中でも最も重要な指標の一つであり、底質中の酸化層の厚さを決定し、MnやPPなどの鉛直分布を支配する。酸化還元電位は、底質表層への有機物の供給速度、直上水中の酸素濃度、さらには底質中の微生物活性により変化する (河合ら, 1984)。MnやPPは底質中で酸化層と還元層の境界に集積するため、MnやPPの鉛直分布のパターンから逆に底質の酸化還元状態を推定することができる。多くの地点では、MnとPPのピークは表層にあるが、いくつかの地点で、酸化層の厚い状態がみられた (手賀沼1及び3, 土浦入1及び2, 油ヶ淵1, 木場潟2)。微細泥率, POC, PONについては鉛直方向の移動が考えられないため、物理的あるいは生物的なかく乱の有無を確認する指標として利用できる。いくつかの地点では、これらの項目の底質中の濃度は深さ方向に一定の割合で増加あるいは減少しており、たい積過程にかく乱はなかったものと思われる (高浜入3, 木場潟1, 北潟湖1及び2, 児島湖1, 多鯉ヶ池)。

4. 2 流下方向の変化

流下方向における表層底質の変化には、懸濁物質の組成, 内部生産の度合, 沈降条件等, 数多

表 4 鉛直分布を説明する底質特性の各地点における表示例
(+印は規則的なパターンを表す)

Table 4 The examples of the application of the item explaining the factors concerning the vertical profile at each site

The factors have been classified into; 1) The sedimentary condition in a long term, 2) The sedimentary condition in a short term, 3) The oxidation-reduction potential, 4) The physical and/or biological vertical disturbance or mixture. (At the site with the mark "+", it was observed that the slope of the profile have a nearly constant value in the static layer where the biodegradation of organic matter progressed constantly). "F.P.R" means the fine particle rate.

| the factors | the sedimentary condition | | | | the oxid.-red. potential | | the disturbance or mixture | | |
|-------------|---------------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------------|----------------------------|----------------|---|
| | depth of LAS peak (cm) | depth of Zn peak (cm) | depth of Cu peak (cm) | depth of sand/cob. (cm) | depth of Mn peak (cm) | depth of PP peak (cm) | profile of F.P.R | profile of C/N | |
| IH | 1 | 6-8 | 2-4 | | 0-2 | 0-2 | | | |
| | 2 | | 8-10 | | 0-2 | 0-2 | | | |
| | 3 | | 0-2 | | 0-2 | 0-2 | | | |
| | 4 | | | | | | | | |
| | 5 | | 4-6 | 6-8 | | 4-6 | 2-8 | | + |
| TG | 1 | 4-6 | 4-6 | 4-6 | 12-14 | 12-14 | | | |
| | 2 | | 14-16 | 14-16 | | 14-16 | + | | |
| | 3 | 0-2 | 0-2 | 0-2 | | 6-8 | | + | |
| TK | 1 | | 2-4 | 14- | 0-2 | 0-2 | | | |
| | 2 | | | | 0-2 | 2-4 | | | |
| | 3 | | 0-2 | 0-2 | | 0-2 | 2-4 | | |
| | 4 | 12- | 8-10 | 8-10 | | 0-2 | 6-8 | + | + |
| | 5 | | 2-6 | | 18-20 | | 2-6 | | |
| | 6 | | | | 0-2 | | | | |
| ON | 1 | | 2-4 | | | 2-4 | | | |
| | 2 | | | 8-10 | | 0-2 | 2-4 | + | |
| | 3 | | 0-2 | 2-4 | | 0-2 | 0-2 | + | |
| | 4 | | | 0-2 | | 0-2 | | | |
| | 5 | | | 6-8 | | 0-2 | 2-6 | | |
| TS | 1 | | 6-8 | | 10- | 10- | | | |
| | 2 | | 2-4 | | 8-10 | 8-10 | | | |
| | 3 | | | | 2-4 | 0-4 | | + | |
| SK | 1 | | 4-8 | 2-4 | 0-2 | 8-10 | + | | |
| SW | 1 | 4-6 | 2-6 | 2-4 | 0-2 | 0-2 | + | | |
| | 2 | 10-12 | 12- | 12- | 0-2 | 10-12 | + | | |
| | 3 | | | 2-4 | | 0-4 | | | |
| | 4 | 10- | 10- | 10- | | 0-2 | 10- | | |
| AR | 1 | 6-8 | 6-10 | 6-8 | 0-4 | 6-10 | 8-10 | | |
| | 2 | 2-4 | 6-8 | 6-8 | 0-4 | 2-4 | 0-2 | | |
| SN | 1 | 4-6 | | 4-6 | 0-2 | 0-2 | | + | |
| | 2 | 4-6 | 6-8 | 8-10 | | 4-6 | 6-8 | | |
| KH | 1 | 2-4 | | 10- | 4-6 | 6-10 | 10- | + | |
| | 2 | | 0-2 | 2-4 | | 6-8 | 0-4 | + | |
| | 3 | | | 8-10 | | 0-2 | 0-2 | | |
| KB | 1 | | 0-2 | | | 0-2 | 0-2 | + | |
| | 2 | 4-6 | 8-12 | 0-2 | | 6-10 | 6-8 | + | |
| SY | 1 | | | | | 0-2 | 0-2 | + | |
| | 2 | 2-4 | 0-2 | 0-2 | | 0-2 | 0-2 | + | |
| KG | 1 | | | 4-6 | | 6-8 | 0-4 | + | |
| | 2 | | | 4-6 | | 0-2 | 0-2 | + | |
| | 3 | | 0-2 | | | 0-2 | 4-6 | + | |
| YN | 1 | | 4-6 | 0-2 | | 0-4 | 4-8 | | |
| | 2 | 8-10 | | 10- | | 10- | 6-8 | + | |
| KJ | 1 | | | | | 0-2 | 0-2 | + | |
| | 2 | | | | | 2-4 | 8-10 | + | |
| | 3 | 12- | 2-4 | 2-4 | | | | + | |
| TN | 1 | | | | | 0-2 | 4-6 | + | |
| | 2 | | 2-4 | 4-6 | | 2-4 | | + | |
| TO | 1 | | | 14-16 | | 16- | | | |
| | 2 | 8-10 | 8-10 | 10-12 | 6-8 | | | | |

くの要因が関係している。この中でも、懸濁物質組成と底質組成の関係が特に重要であるが、河口域において、この関係を詳細に追跡した事例（福島ら、1987）によると、両者の組成は、互いに関係を持ちながら流下方向に変化していた。いくつかの項目（POC, PON, PP, Mn, Ti）について、流下方向の変化の傾向（増加減少）が本報の結果と一致した。これらより、河口域から湖心にかけて、底質が懸濁物質の平均的な姿を反映しつつ変化していることが予想される。さらに、手賀沼におけるLAS（天野、未発表）、霞ヶ浦におけるリン（細見ら、1981）などで底質と直上水質の関係が報告されており、主な懸濁粒子に吸着して運ばれる物質については、水中の溶存態と懸濁態との間で吸着平衡が成立して、底質における吸着濃度が直接水中濃度を反映している可能性も考えられる。

5 結 論

いくつかの項目について、底質中の鉛直分布のパターンを分類し、それぞれのパターンを説明する要因として、対象項目の化学的特性、底質の物理・化学・生物的な特性、堆積状況や流域の状況などを用い、次のような関係を確認した。

- 1) 微細泥率と洪水時の砂・礫の混入の有無
- 2) Mn, PPと酸化層の厚さ
- 3) 微細泥率, POC, PONと物理・生物的なかく乱の有無
- 4) LAS, Zn, Cuと流域からの人為負荷の変遷

河口域から湖心にかけての流下方向の底質の変化を、湖心の河口に対する表層（0～2 cm）底質の濃度の比で表した。これまでの事例と合わせて、表層底質が直上の懸濁物質の組成及び水質の平均的な姿を反映して、流下方向に変化していることが確認された。

引 用 文 献

- Förstner, U. (1983): Metal pollution assessment for sediment analysis. In: Metal pollution in the aquatic environment. Forstner U. and Wittmann G. T. W. (ed.), Springer-Verlag, Berlin, 110-196.
- 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一（1987）：湖沼河口域での懸濁態物質組成の特性と底泥組成との関係。衛生工学研究論文集，23，31-40。
- Hakanson, L. (1984): On the relationships between lake trophic level and lake sediments. Water Res., 18, 303-316.
- 細見正明・須藤隆一（1981）：底泥中のリンの分布特性とその季節変化－高浜入を中心として－。国立公害研究所研究報告，第22号，45-54。
- Johnson, M.G., L.R. Culp and S.E. George (1986): Temporal and spatial trends in metal loadings to sediments of the Turkey Lakes, Ontario. Can. J. Aquat. Sci., 43, 754-762.
- 河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・西川雅高（1984）：底泥からのリンの溶出機構。国立公害研究所研究報告，第51号，219-240。
- Kemp, A. L. W. and R. L. Thomas (1976): Impact of man's activities on the chemical composition in the sediments of Lakes Ontario, Erie and Huron. Water Air Soil Pollut., 5, 469-490.

- Okamoto, K. and K. Fuwa (1984): Low-contamination digestion bomb method using a teflon double vessel for biological materials. *Anal. Chem.*, **56**, 1758-1760.
- Sly, P. G. (1978): Sedimentary Processes in lakes. In: *Chemistry, Geology, Physics*. Lerman, A. (ed.), Springer-Verlag, 65-89.
- Swisher, R. D. (1970): *Surfactant Biodegradation*, Marcel Dekker, New York.
- Takamatsu, T., M. Kawashima and M. Koyama (1985): General distribution profiles of thirty-six elements in sediments and manganese concentrations of Lake Biwa. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, **75**, 1-18.

手賀沼における栄養塩収支

A Three-Year Water, Nitrogen, and Phosphorus Budget for Lake Teganuma

細見正明¹・須藤隆一²

Masaaki HOSOMI¹ and Ryuichi SUDO²

要 旨

昭和58年から昭和61年の3年間において、過栄養湖である手賀沼の流入河川での水質・水量調査並びに湖内の水質・底泥調査を行い、かんがい期(4月～9月)及び非かんがい期(10月～3月)に分けて手賀沼における栄養塩収支を明らかにし、手賀沼の有する自然浄化能を評価した。

湖内各地点とも水中のT-N, T-P濃度は、冬期に増大し、夏期に低下する季節変動を示した。これは、それぞれNH₄-N濃度及びPO₄-P濃度の季節変化に対応していた。

湖水中のT-N濃度は、年間を通じて上流から下流の方向に減少した。底泥中の窒素濃度の分布は、河川流入口部を除けば、ほとんど7mgN/g前後の一定値を示した。また、湖水中のT-P濃度は、上沼においては年間を通じて上流から下流の方向に減少した。底泥中のリン濃度は、水中のリン濃度に対応して、上沼では、上流から下流の方向に11.2mgP/gから2.5mgP/gまで急激に減少した。しかし、下沼では、2.5mgP/g前後の一定値を示した。

栄養塩の収支残差(流入量-流出量)である消失量(湖水からみれば、浄化量に相当する)を流入量で除した手賀沼の湖水全体における窒素及びリンの浄化率(1-流出量/流入量)は、それぞれ0.34～0.38, 0.44～0.56となった。浄化量を単位面積当たりで表現した浄化速度でみれば、年間を通じて上沼におけるリン浄化速度が大きい値を示した(41～48mg/m²/d)。これは、主に沈殿による底泥への移行によると考えられた。一方、窒素については、特にかんがい期における下沼での浄化速度が大きい値を示した(220mg/m²/d)。これは、水-底泥界面における脱窒だけでなく、水中での脱窒によるところが大きいことが示唆された。

Abstract

Water, nitrogen, and phosphorus budgets of hypertrophic Lake Teganuma were determined from April 1983 to March 1986 to evaluate the rates of nitrogen and phosphorus retained in the lake water, i.e., the natural purification capacity of Lake Teganuma for nitrogen and phosphorus.

T-N and T-P concentrations changed seasonably, i.e., the maximum T-N and T-P concentrations were observed during the winter, and the minimum T-N and T-P concentrations during the summer.

T-N concentrations in lake water decreased gradually from the month of

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

the Ohori River entering the lake, Sta.1, to the outlet of the lake, Sta.7. T-N concentrations in surface sediments of Lake Teganuma decreased in the mouths of the Ohori River and the Otsu River and leveled off constant values (approximately 7 mgN/g) down stream from Sta.3 to Sta.7.

T-P concentrations in lake water and surface sediment in Kaminuma, upperstream of Lake Teganuma, decreased remarkably along the flow of water from the inlet to the outlet and leveled off in Shimonuma, downstream of Lake Teganuma.

The water and nutrient budgets, along with field and laboratory studies, indicated that retention coefficients of nitrogen and phosphorus in lake water defined by Vollenweider were 0.34- 0.38 and 0.44 - 0.56, respectively.

Phosphorus retained apparently from lake water, i.e., loss of phosphorus defined as the difference between inputs and outputs of phosphorus, was shifted to sediment phosphorus particularly in Kaminuma.

The horizontal distribution of nitrogen accumulated in the surface sediments and the laboratory study on denitrification rate in sediment - water system suggested that a large portion of loss of nitrogen in lake water was caused by denitrification not only in sediment - water interface, but also in lake water.

1 はじめに

手賀沼（千葉県）は、全国一有機汚濁が進行した湖沼（環境庁，1986）として有名である。手賀沼のように極度に富栄養化が進行した湖沼は、一種の酸化池としてみなすことができ、自然浄化機能が期待される。ここでは、昭和58年～61年における手賀沼の水質並びに底泥調査結果をまとめ、手賀沼における栄養塩の収支を明らかにし（細見・須藤，1986）、湖内での栄養塩消失量を求め、池沼のもつ自然浄化機能を評価した。

2 手賀沼の概要

手賀沼が湖沼化したのは江戸時代初期の利根川の東遷によるとされている（小林，1981）。以来、干拓が進み、昭和43年に現在のような状況になった。しかし、公表されている手賀沼の諸元に関する数値（千葉県，1982）（水面積 6.50km^2 ，平均水域 0.86m ，湖体積 $5.6 \times 10^8 \text{m}^3$ ）は、本手賀沼（手賀大橋以西を上沼，以東を下沼という），南部手賀沼を含んだもので、各沼ごとの数値ではない。今回調査した本手賀沼については、平均水深が不変として単純に図面から読み取った。主たる流入河川は、大堀川，大津川（以上，上沼），湖北集水路，染入落（以上，下沼）でその他に我孫市市街地からの小排水路や農業用の小排水路がある。流出口は手賀水門（曙橋）である。また、手賀沼の湖水は、かんがい期には農業用水として利用される。これは、水収支をとる上でも大きなインパクトと考えられるので、以降収支等を検討する際には、かんがい期（4月～9月）、非かんがい期（10月～3月）に分けて議論する。

3 調査方法

湖内の7地点並びに大堀川、大津川、湖北集水路、染入落、宿幹線排水路の流入河川(図1)において、水質調査を毎月1~2回の頻度で行った。ただし、昭和58年度及び59年度は、大堀川と大津川のみ調査対象とした。なお、流入河川では流量も測定した。分析測定項目は、水温、DO、T-N(全窒素)、DTN(可溶性全窒素)、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ (硝酸及び亜硝酸態窒素)、P-N(不溶性窒素)、T-P(全リン)、DTP(可溶性全リン)、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、P-P(不溶性リン)、クロロフィルa、SSである。分析方法は、常法(日本下水道協会、1985、日本水質汚濁研究協会、1982; Hosomi & Sudo, 1986)に従ったが、T-N、DTN、P-N、T-P、DTP、P-Pについては、過硫酸カルウムを用いた同時分解法(Hosomi & Sudo, 1986)によった。また、水質調査と平行して、底泥調査も行った。具体的には、St. 1及びSt. 7において底泥表層の間げき水中の栄養塩を各月ごとに測定した(細見・須藤, 1983)。さらに昭和58年2月には、湖内の各調査地点において底泥を採取し、窒素・リンの分析(細見, 1980)に供した。また、昭和61年1月~12月にかけて各月ごとにSt. 1並びにSt. 7において、コアー擬似現場法に従って底泥からの栄養塩溶出実験を行った(Hosomi & Sudo, 1984)。ここでいうコアー擬似現場法とは、底泥コアーサンプルを採取して、現場の環境条件に近い実験室内(ここでは、温度のみ制御した)で1日~2日放置し、この実験期間における底泥直上水中の栄養塩濃度の変化量から、水と底泥間の栄養塩交換速度を求めた。

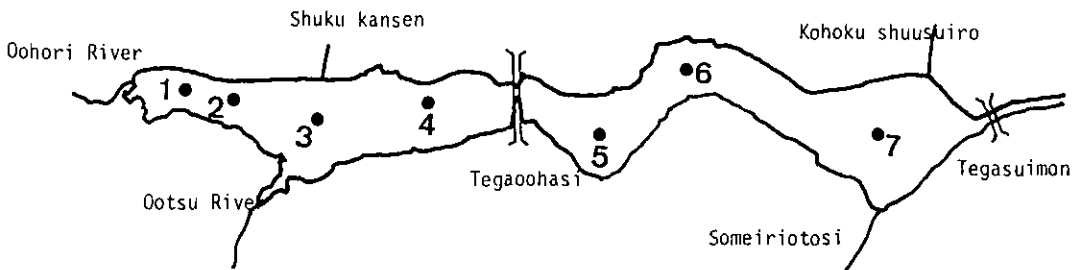


図 1 本手賀沼における調査地点

Fig. 1 Study sites in Lake Teganuma

4 結果及び考察

4. 1 水質の季節変動特性

一例として、St. 3(上沼中央)における窒素、リンの季節変化をそれぞれ、図2、図3に示す。T-N濃度は、3年間にわたって冬期に最大となり、夏期に最小となる季節変動を示した。P-N濃度は、明確な季節変動は認められなかったが、おおむねクロロフィルaの変動傾向と一致していた。DON(可溶性有機態窒素)濃度は夏期にやや高くなる傾向があるが、明確ではなかった。T-N濃度のかなりの割合を占める $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は、冬期に著しく増加し、夏期に減少する季節変動を示した。また $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は、ラン藻類の水の華が発生する8月にはほぼゼロとなり、冬期に高くなる傾向が認められた。以上のような季節変動特性は、他の地点でも同様であった。

St. 3におけるT-P濃度は、T-N濃度と同様に冬期に高くなる傾向が認められるが、他の地点ではこうした傾向が顕著に認められなかった。逆に夏期のほうが高くなる地点もあった。PO₄-P濃度は、1983年を除けば夏と冬にピークが認められた。T-P濃度が夏期に高くなる地点では、夏期のPO₄-P濃度のピークの方が冬期よりも高くなる場合もあった。このように、極度に富栄養化した手賀沼では、夏期のNH₄-N、NO_x-Nを除けば無機態の窒素、リンがかなり残存していること、及び夏期には窒素の方が藻類の増殖に対し、より制限的に作用することが注目される。

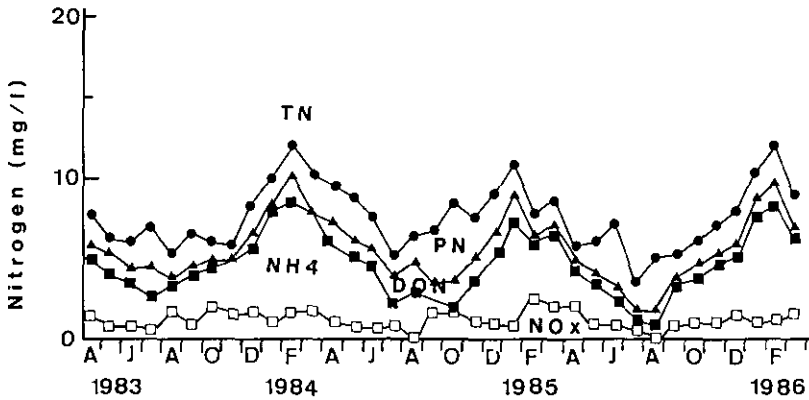


図 2 手賀沼St. 3における各態窒素濃度の季節変化

Fig. 2 Seasonal variations of concentrations of nitrogenous compounds at St. 3 in Lake Teganuma

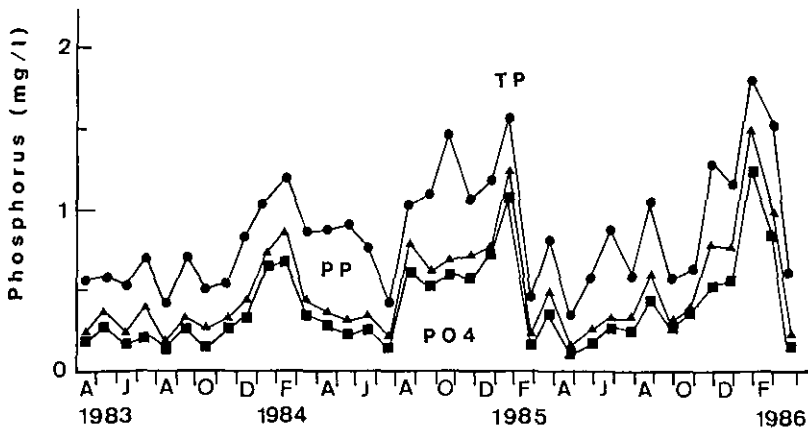


図 3 手賀沼St. 3における各態リン濃度の季節変化

Fig. 3 Seasonal variations of concentrations of phosphorus compounds at St. 3 in Lake Teganuma

図4にSt. 3におけるクロロフィルa濃度の季節変化を示す。各年によってその傾向が異なるが、ピークが認められるのは、3～5月、6～7月、11～12月である。藻類組成からみれば、春先は *Microactinium pusillum*, *Actinastrum hantzschii*, などの緑藻類, 夏期は *Spirulina* sp. や *Microcystis* spp. などのラン藻類, 11月～12月には *Cyclotella* sp. のケイ藻類が3年間にわたって周期的に優占種となった(高村ら, 1986)。

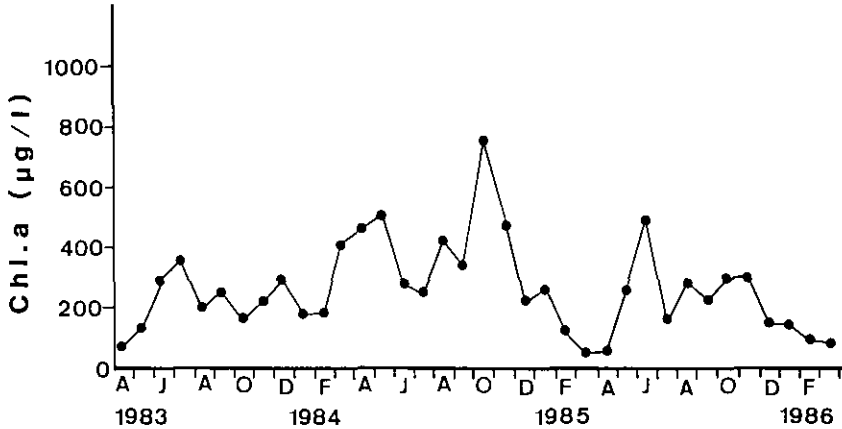


図 4 手賀沼St. 3におけるChl. a濃度の季節変化

Fig. 4 Seasonal variations of chlorophyll-a concentrations at St. 3 in Lake Teganuma

図5に底泥間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の鉛直分布を示す。St. 1では、底泥表層部の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度がSt. 7に比べ2倍程度高い値を示し、深さ方向に増加した。St. 1及びSt. 7とも冬期及び春期の方が夏期, 秋期に比べ、高くなる傾向が認められた。

図6に底泥間げき水中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の鉛直分布を示す。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度については、1～2 cm層ないし2～4 cm層に極大値が認められた。St. 1において春期にやや高くなる季節変動が認められるが、St. 7ではほとんど季節変動が認められなかった。

霞ヶ浦底泥表層では、夏～秋期のはじめに著しく高くなる季節変動特性が認められたが、手賀沼では、春期に高くなる季節変動が認められ、水温の変動と対応しなかった。しかも、霞ヶ浦(細見・須藤, 1984)に比べ底泥間げき水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は数倍高く、また $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は1オーダーから2オーダー高い値を示した。

4. 2 水質並びに底質の水平分布特性

流れの方向、すなわちSt. 1(上流側)からSt. 7(下流側)について検討する。図7はかんがい期及び非かんがい期(3年間の平均)における水中の窒素化合物濃度の地点変化を各地点が代表する湖水の体積(ボックスとする)を基準にして示したものである。かんがい期及び非かんがい期とも、St. 1からSt. 2を除けば、T-N濃度は上流から下流に向かってほぼ直線的に減少した。 $\text{NO}_x\text{-N}$, P-

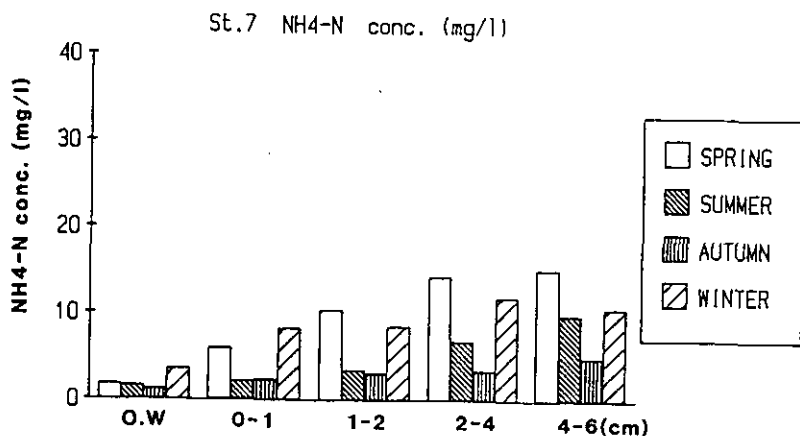
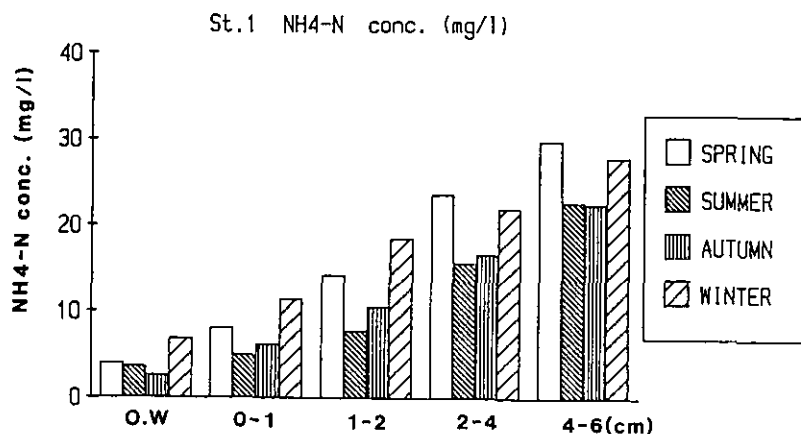


図 5 底泥間げき水中のNH₄-N濃度の鉛直分布

Fig. 5 Vertical profiles of NH₄-N concentrations in the pore water of the sediments in Lake Teganuma

N, DON濃度などは明確な減少傾向を示さなかったのに対し, NH₄-N濃度は下流に向かって著しく減少した。かんがい期のNH₄-N及びNO_x-N濃度は, 非かんがい期に比べ低い値を示した。各ボックスのT-Nは, 一次反応で水中から消失されたものと仮定して, 消失率(1/d)を求めると, かんがい期及び非かんがい期とも消失率は, 0.01 1/dから0.08 1/dの範囲にあった。

図8に底泥表層(0~2 cm)における窒素の水平分布を示す。St. 1及びSt. 2では8~10mg/gと高いが, その他は7 mg/g程度で地点間の差がなかった。図7の結果と比較すると, St. 1及びSt. 2では底泥への窒素の沈殿・たい積による蓄積が認められるが, その他の地点では, 底泥への窒素の蓄積は少ないと考えられる。また夏期の湖水中のNO_x-N濃度が冬期に比べ低下すること, 硝化・脱窒活性が温度に依存することから, 湖水中のNH₄-Nの下流方向の減少量は, 植物プラン

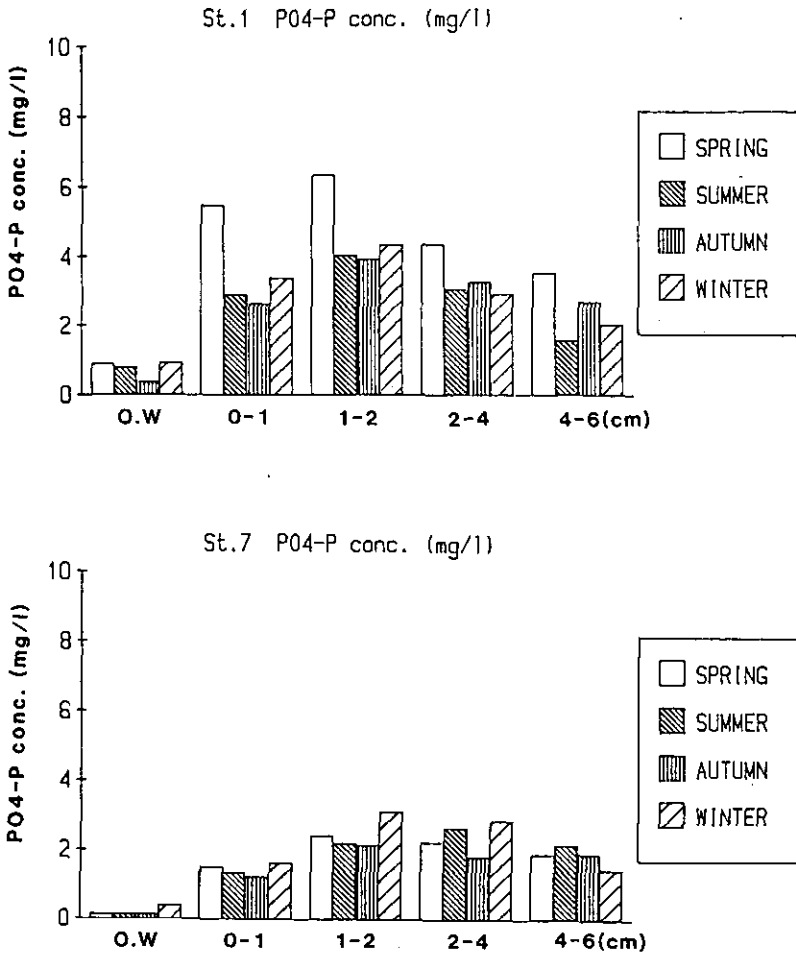


図 6 底泥間げき水中の PO_4 -P濃度の鉛直分布

Fig. 6 Vertical profiles of PO_4 -P concentrations in pore the water of the sediments in Lake Teganuma

クトンへの取り込みだけでなく、 NH_4 -Nが硝化され、さらに脱窒されたものと考えられる。

窒素化合物と同様に図9にリン化合物の地点変化を示す。非かんがい期においては、下流に向かうに従って PO_4 -P濃度が著しく減少し、その減少分に応じてT-P濃度も減少した。しかし、かんがい期においては、St.1からSt.4の上沼では、下流方向にT-P濃度は減少したが、St.5からSt.7の下沼では、やや増加する傾向が認められた。窒素の場合と同様に消失率を求めると、かんがい期には、上沼で0から0.18 l/d、下沼で0から-0.03 l/d、また非かんがい期には、上沼で0.05から0.15 l/d、下沼で0から0.05 l/dの範囲にあった。かんがい期における下沼の消失率が負の値を持つのは、底泥への蓄積量よりも底泥からの溶出量や巻き上げ量の方が大きいためである。上沼では常にリン消失率の高いことが注目される。

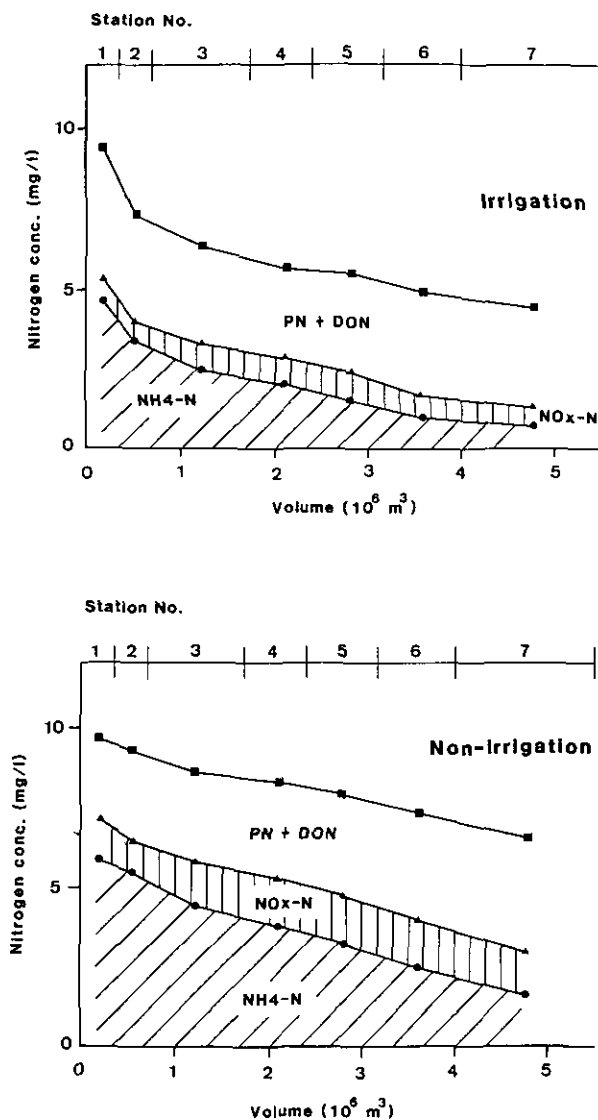


図 7 かんがい期及び非かんがい期における湖水中の各態窒素濃度の地点変化
 Fig. 7 Longitudinal variations of concentrations of nitrogenous compounds in lake water during the irrigation period (April - September) and non-irrigation period (October - March)

図10に底泥表層(0~2cm)における各態リンの水平分布を示す。図9に示した水中のリン濃度に対応して St. 1 から St. 4, すなわち, 上沼においてリンが流れの方向に11.2mg/gから2.85 mg/gまで急激に減少した。しかし, St. 4 からSt. 7までは2.5mg/g 前後でほとんど変化が認められなかった。各リン画分のうち, 最も減少に寄与しているのは, Fe-P, Al-PとOrg-Pであった。

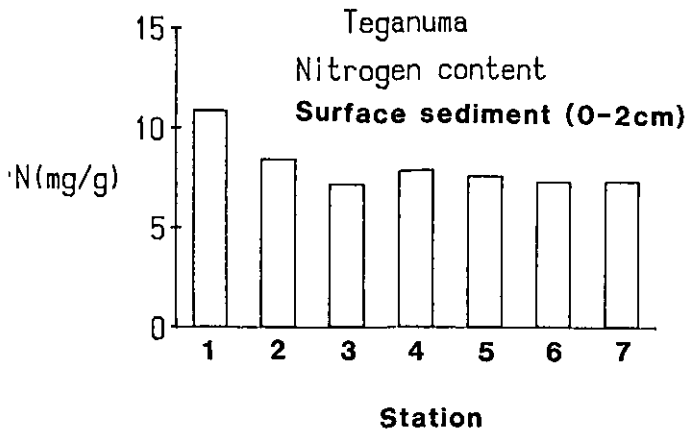


図 8 底泥表層 (0~2cm) における窒素含有量の地点変化

Fig. 8 Logitudinal variations of nitrogen concentrations in the surface sediments (0~2cm) in Lake Teganuma

手賀沼底泥の窒素含有量は、霞ヶ浦(細見, 1980; 細見・須藤, 1981)と比較すると, 1.5 ~ 2倍, またリン含有量は2~5倍高い。特に上沼底泥におけるリン含有量が極めて高いことが注目される。また霞ヶ浦では, 図11及び図12に示すように, 湖水中のリン濃度と底質中のリン含有量とは比例関係が認められるが, 窒素については, 全く認められなかった(細見, 未発表)。手賀沼においてもリンについては, 図8と図10と比較すると両者に霞ヶ浦と同様な対応関係が認められる。これらのことから, 水中のリンは沈殿が吸着により底泥に移行したと考えられる。

しかし, 窒素については, St. 1及びSt. 2で若干高くなっているものの, 他の地点では差がないため湖水中の窒素濃度と明確に対応しなかった。ここで注目されるのは, 手賀沼の水中窒素濃度が霞ヶ浦に比べ, 5~10倍程度高いにもかかわらず, 底泥中の窒素含有量は1~2倍程度しか変わらないことである。底泥中の窒素/リン比は, 霞ヶ浦の場合, 高浜入りから湖心にかけて, 2.4から6.7に, また手賀沼でもSt. 1からSt. 7にかけて, 1から3に増大しているが, 手賀沼の窒素/リン比の方が低い値を示した。窒素の場合, リンに比べ無機態のかたちで底泥中に存在するのはわずかであることから, 底泥に沈殿・たい積した窒素は, 分解され, 水中に回帰したり,あるいは硝化・脱窒されたりして, 底泥中には蓄積されにくいと考えられる。

また, 手賀沼St. 1からSt. 2の河川流入地点での窒素及びリン濃度の減少が大きいこと, その減少量と底泥への蓄積量とが対応していたことが注目される。こうした現象は, 霞ヶ浦の河川流入部でも報告されている(福島ら, 1987)。したがって, 河川流入部での浄化能を積極的に維持促進するための基礎的な検討が今後さらに要求される。

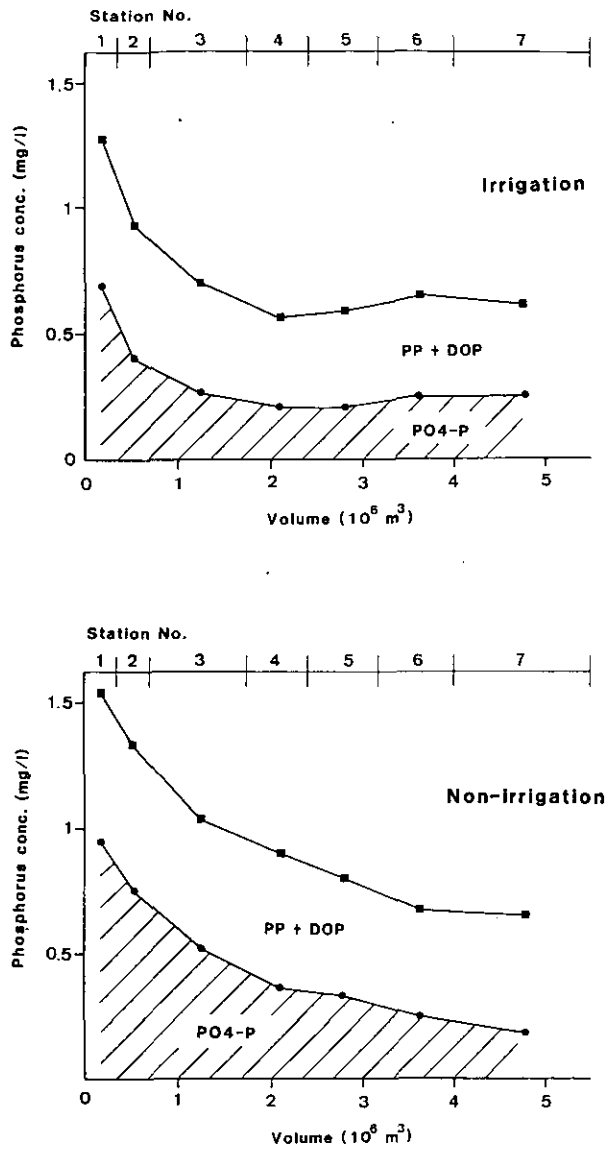


図 9 かんがい期及び非かんがい期における湖水中の各態リン濃度の地点変化
 Fig. 9 Longitudinal variations of concentrations of phosphorus compounds in lake water during the irrigation period (April - September) and non-irrigation period (October - March)

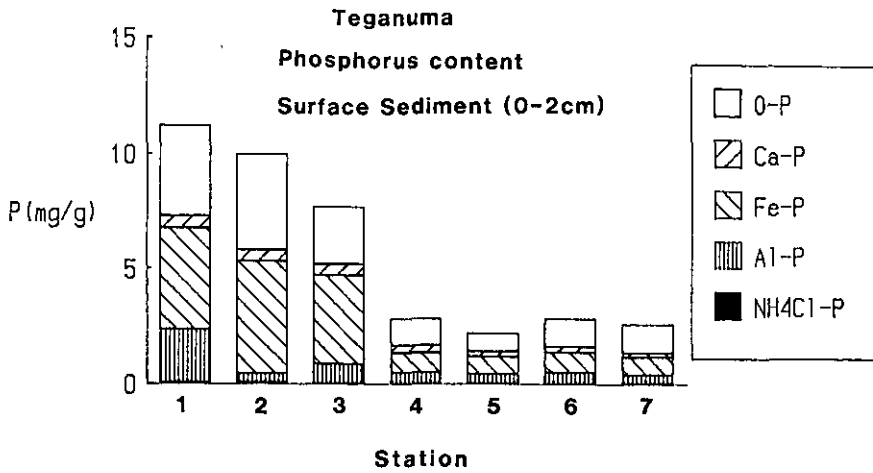


図 10 底泥表層（0～2 cm）における各態リン含有量の地点変化

Fig. 10 Longitudinal variation of phosphorus concentrations in the surface sediments (0～2 cm) in Lake Teganuma

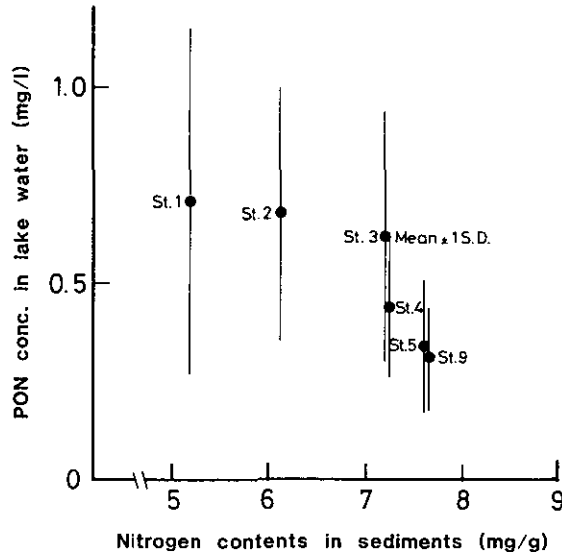


図 11 霞ヶ浦における湖水中の窒素濃度と底泥中の窒素含有量との関係

Fig. 11 Relationship between particulate organic nitrogen concentrations in lake water and nitrogen concentrations in bottom sediment in Lake Kasumigaura

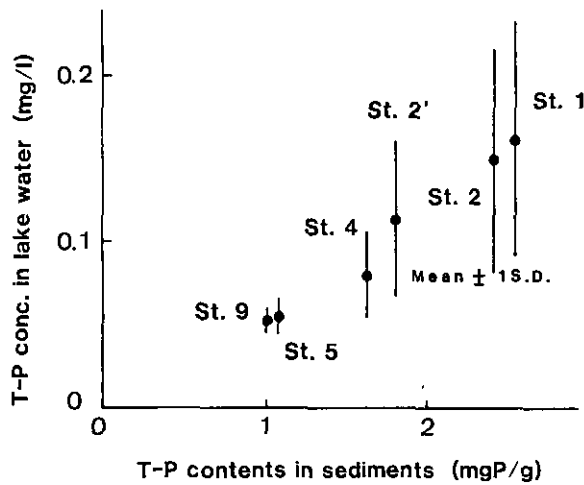


図 12 霞ヶ浦における湖水中のリン濃度と底泥中のリン含有量との関係

Fig. 12 Relationship between total phosphorus concentrations in lake water and phosphorus concentrations in bottom sediment in Lake Kasumigaura

4. 3 水と底泥間における窒素・リンの移動速度

図13に St. 1 及び St. 7 における底泥からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出速度の季節変化を示す。St. 1, St. 7とも夏期に高くなる傾向が認められた。St. 1 及び St. 7 における年間の最大値はそれぞれ6月の $221\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$, $128\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ であった。間引き水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度分布から予想されるように、St. 1の方がSt. 7より2倍程度大きな溶出速度を示した。

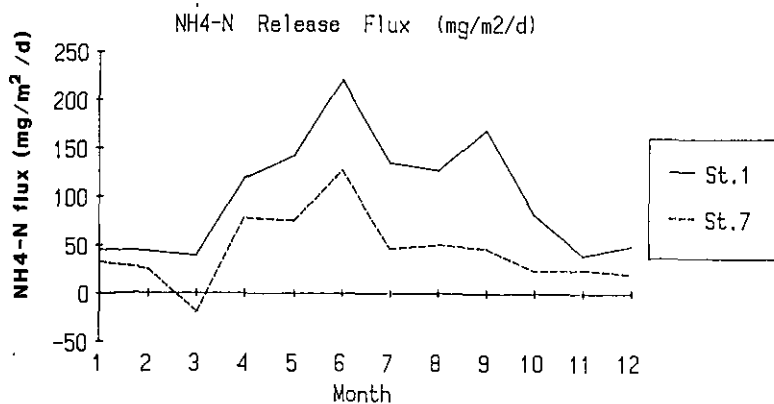


図 13 手賀沼底泥からの $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出度の季節変化

Fig. 13 Seasonal variations of $\text{NH}_4\text{-N}$ release fluxes from bottom sediment in Lake Teganuma

図14にSt. 1及びSt. 7における底泥への $\text{NO}_x\text{-N}$ 吸収速度の季節変化を示す。 $\text{NO}_x\text{-N}$ については年間を通じて、湖水中から底泥への吸収が認められた。手賀沼底泥間げき水中には $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度は表層でもほとんど 0.1mg/l 以下で、検出されないことが多いこと、また手賀沼底泥の脱窒活性が非常に高いこと、霞ヶ浦底泥に比べ脱窒細菌数が1オーダー近く多かったこと（細見，未発表）から、底泥に吸収された $\text{NO}_x\text{-N}$ は脱窒されたと考えられる。 $\text{NO}_x\text{-N}$ 吸収速度はSt. 1で夏期に $40\sim 60\text{mg/m}^2/\text{d}$ と高くなるが、その他の時期は $20\text{mg/m}^2/\text{d}$ であった。St. 7では年間を通じて $20\text{mg/m}^2/\text{d}$ 前後でほぼ一定であった。

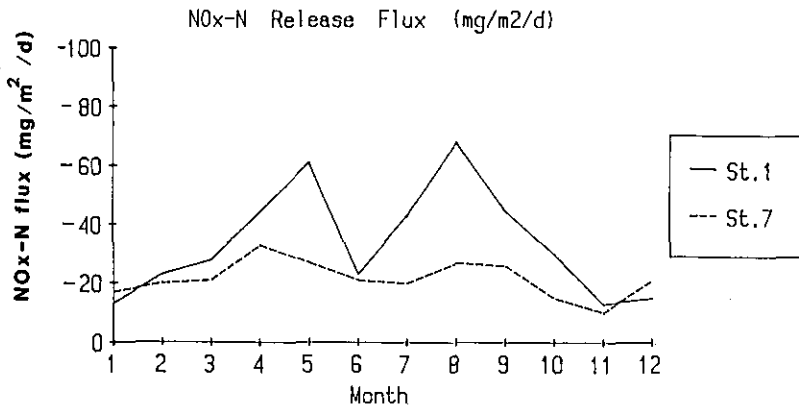


図 14 手賀沼底泥からの $\text{NO}_x\text{-N}$ 吸収速度の季節変化

Fig. 14 Seasonal variations of $\text{NO}_x\text{-N}$ fluxes from lake water to bottom sediment in Lake Teganuma

図15にSt. 1及びSt. 7における底泥からの $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度の季節変化を示す。St. 1では、5月から9月にかけて $40\sim 80\text{mg/m}^2/\text{d}$ と年間の最大値を示し、冬期でも、 $10\text{mg/m}^2/\text{d}$ 程度の値を示した。St. 7の $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度は6月から9月にかけて $10\text{mg/m}^2/\text{d}$ 程度で、冬期では底泥への吸収速度となることもあるが、平均的にはほとんどゼロを示した。

4. 4 水及び窒素，リン収支

大津川，大堀川以外のその他の流入水量並びに流入負荷量は，昭和60年度の（その他の流入河川）／（大津川＋大堀川）の比を昭和58及び59年度に適用して算出した。水収支，窒素及びリン収支を図16から図18に示す。水収支は，湖水の体積を一定とし，河川からの流入水量からかんがい用水量を差し引いた水量を流出水量とした。かんがいによる窒素，リン流出量は，下沼における窒素，リン平均濃度なかんがい用水量を乗じて，また曙橋からの流出窒素，リン量は流出水量に下沼における窒素，リン平均濃度を乗じて求めた。湖内の窒素，リン蓄積速度は，湖内の窒素，リン現存量の時間変化から評価したが，窒素・リンの流入量に比べ，2オーダー小さいので，こ

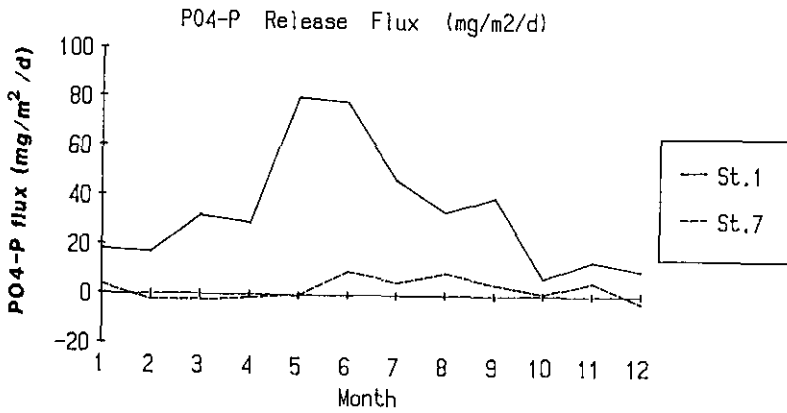


図 15 手賀沼底泥からの PO_4 -P溶出速度の季節変化
 Fig. 15 Seasonal variations of PO_4 -P fluxes from bottom sediment in Lake Teganuma

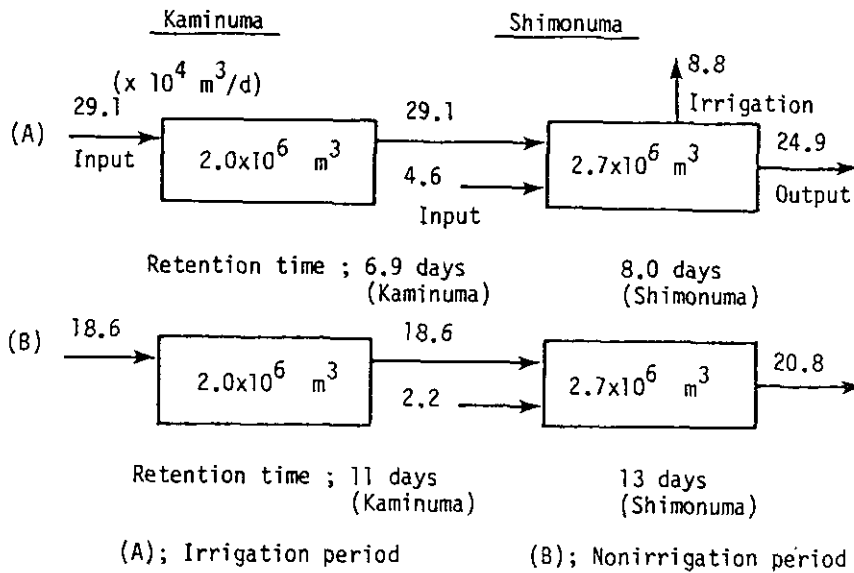


図 16 手賀沼における水収支 (1983年4月~1986年3月)
 Fig. 16 Water budgets in Lake Teganuma (Apr.1983 - Mar.1986)

ここでは、定常状態と仮定した。みかけの底泥への沈殿量(消失量)は、流入負荷量から、湖外への流出量を差し引いた残差である。このような底泥への沈殿量(消失量)を流入負荷量で除した値は、湖沼を酸化池としてみなせば、浄化率として定義できる。

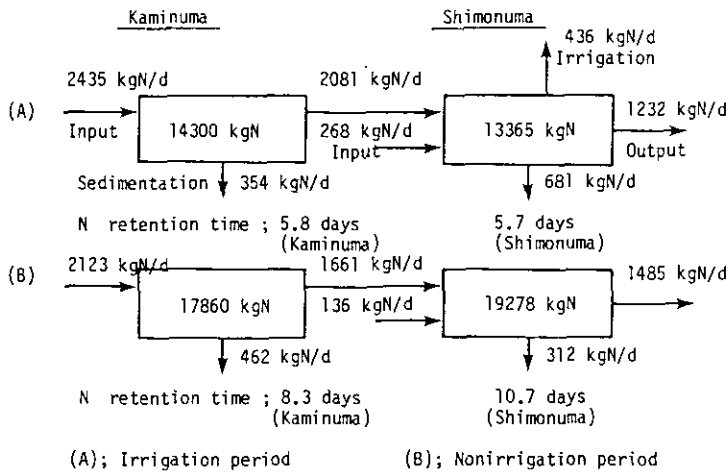


図 17 手賀沼における窒素収支 (1983年4月~1986年3月)
 Fig. 17 Nitrogen budgets in Lake Teganuma (Apr.1983 - Mar.1986)

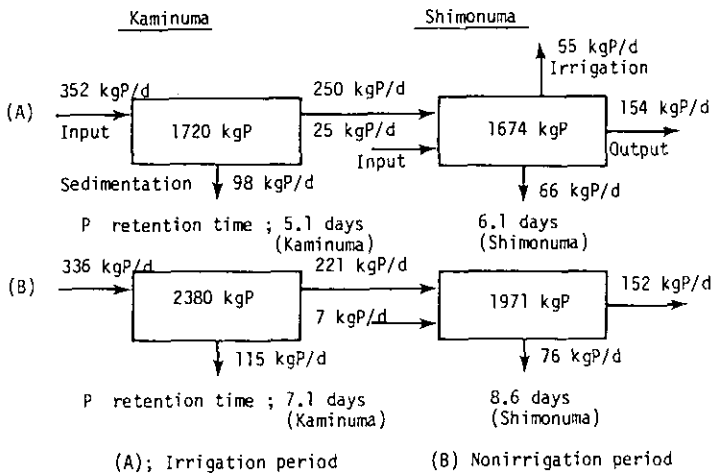


図 18 手賀沼におけるリン収支 (1983年4月~1986年3月)
 Fig. 18 Phosphorus budgets in Lake Teganuma (Apr.1983 - Mar.1986)

Dillon & Rigler (1974), Vollenweider (1976), Larsen & Mercier (1976)によつて、湖沼を完全混合、定常状態と仮定した物質収支式から、湖内の平均濃度が以下のように求められている。

$$P = L / Z \cdot (\rho + \sigma)$$

P : 湖水濃度 (mg/m³), L : 面積負荷 (mg/m²/y), Z : 平均水深 (m), ρ : 希釈率 (1/y), σ : 沈殿率 (1/y)

ここで、保持率 R (retention coefficient) と沈殿率 σ との関係は、

$$R = \sigma / (\sigma + \rho)$$

したがって、

$$P = L \cdot (1 - R) / (z \cdot \rho)$$

この保持率 R は、先に述べた浄化率と同一である。窒素の方がリンよりも保持率 R あるいは浄化率が小さく (Turnerら, 1983), また希釈率が增大すると保持率 R あるいは浄化率が小さくなる (Dillon, 1975; Maluegら, 1975)。しかし、滞留時間が 1 年以内の湖沼では希釈率と R との関係が不明確とされている (Turnerら, 1983)。

かんがい期における上沼及び下沼の滞留時間は、それぞれ 6.9 日, 8.0 日で、非かんがい期の滞留時間の約 60% に相当する。また窒素, リンの滞留時間もかんがい期には、非かんがい期の約 53 ~ 70% に減少する。滞留時間で比較するとは、水 > 窒素 > リンの関係がある。

手賀沼全体における窒素の浄化率は、0.34 ~ 0.38, リンの浄化率は、0.44 ~ 0.56 となる。特に非かんがい期 (浄化率が 0.56) においては、リンが沈殿等により水中から除去されやすいことがわかる。これは、図 15 に示したような非かんがい期におけるリン溶出速度が小さくなるか、あるいは底泥への吸収がみられることから推定される。手賀沼における浄化率は、Turnerら (1983) が滞留時間が 1 年以内の湖沼を対象として整理した浄化率の範囲では、大きい値に属する。しかし、合田ら (1984) が栄養塩収支を明らかにした霞ヶ浦における窒素, リン浄化率は、それぞれ 0.53 ~ 0.69, 0.69 ~ 0.82 で、手賀沼よりも大きい。

浄化量を単位面積当たりで表現した浄化速度 (表 1) でみれば、リンについては上沼が年間を通じて 41 ~ 48 mg/m²/d と大きい値を示し、下沼ではその 50% 程度の浄化速度を示した。

表 1 手賀沼湖水中における窒素及びリンの浄化速度 (mg/m²/d)
Table 1 Rates of nitrogen and phosphorus retained in lake water of Lake Teganuma

| Area | Nitrogen (mg/m ² /d) | | Phosphorus (mg/m ² /d) | |
|------------|------------------------------------|-------------------------|--------------------------------------|-------------------------|
| | Irrigation period | Nonirrigation period | Irrigation period | Nonirrigation period |
| Kaminuma | 148 | 193 | 41 | 48 |
| Shimonuma | 220 | 101 | 21 | 25 |
| Total area | 188 | 140 | 30 | 35 |

上沼での浄化速度が大きいのは、4. 2 で示したように、水中から底泥へのリンの沈殿によるものと考えられる。一方、窒素については、特にかんがい期における下沼での浄化速度が 220mg

$/m^2/d$ と大きな値を示した。これは図14に示した NO_3-N の消失速度から予想されるように、その一因として硝化・脱窒によると考えられる。しかし、水-底泥界面における NO_3-N の消失速度は、全流入負荷量の5~12%、また窒素の浄化速度(表1)の16~30%程度にしか相当しない。さらに、湖水中の窒素の減少量に対し、底泥中の窒素蓄積量が少ないことから、手賀沼では、水-底泥界面だけでなく、水中での脱窒による窒素消失量を無視することはできないと考えられる。

5 まとめ

昭和58年から昭和61年の3年間において、過栄養湖である手賀沼の流入河川での水質・水量調査並びに湖沼の水質・底泥調査を行い、かんがい期(4月~9月)及び非かんがい期(10月~3月)に分けて手賀沼における栄養塩収支を明らかにし、手賀沼の有する自然浄化能を評価した。

湖内各地点とも水中のT-N、T-P濃度は、冬期に増大し、夏期に低下する季節変動を示した。これは、それぞれ NH_4-N 濃度及び PO_4-P 濃度の季節変化に対応していた。

湖水中のT-N濃度は、年間を通じて上流から下流の方向に減少した。底泥中の窒素濃度の分布は、河川流入口部を除けば、ほとんど $7mgN/g$ 前後の一定値を示した。また、湖水中のT-P濃度は、上沼においては年間を通じて上流から下流の方向に減少した。底泥中のリン濃度は、水中のリン濃度に対応して、上沼では、上流から下流の方向に $11.2mgP/g$ から $2.5mgP/g$ まで急激に減少した。しかし、下沼では、 $2.5mgP/g$ 前後の一定値を示した。

栄養塩の収支残差(流入量-流出量)である消失量(湖水からみれば、浄化量に相当する)を流入量で除した手賀沼の湖水全体における窒素及びリンの浄化率($1 - \text{流出量} / \text{流入量}$)は、それぞれ $0.34 \sim 0.38$ 、 $0.44 \sim 0.56$ となった。浄化量を単位面積当たりで表現した浄化速度でみれば年間を通じて上沼におけるリン浄化速度が大きい値を示した($41 \sim 48mg/m^2/d$)。これは、主に沈殿による底泥への移行によると考えられた。一方、窒素については、特にかんがい期における下沼での浄化速度が大きい値を示した($220mg/m^2/d$)。これは、水-底泥界面における脱窒だけでなく、水中での脱窒によるところが大きいことが示唆された。

引用文献

- 千葉県(1982):手賀沼水質管理計画 昭和40年代前半の水質をめざして。昭和57年4月。33p.
 Dillon, P. J. and F. H. Rigler (1974): A test of a simple nutrient budget model predicting phosphorus concentration in lake water. J. Fish. Res. Board Can., 31, 1771-1778.
 Dillon P. J. (1975): The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario. Limnol. Oceanogr., 20, 28-39.
 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一(1987):湖沼河口域での懸濁物質組成の特性と底泥組成の関係。衛生工学研究論文集, 23, 31-40.
 合田 健・村岡浩爾・福島武彦(1984):霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について。国立公害研究所研究報告, 第54号, 9-29.
 細見正明(1980):湖沼底泥におけるリン、窒素の分布とその存在状態。国立公害研究所調査報告, 16, 5-17.
 細見正明・須藤隆一(1981):底泥中のリン分布特性とその季節変化——高浜入を中心として。

- 国立公害研究所研究報告, 第22号, 45-54.
- 細見正明・須藤隆一 (1983) : 底泥からの窒素の溶出について. 衛生工学研究論文集, 19, 100-107.
- 細見正明・須藤隆一 (1984) : 霞ヶ浦底泥からの窒素およびリンの溶出について——高浜入を中心として. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 191-217.
- 細見正明・須藤隆一 (1986) : 手賀沼における栄養塩の動態. 土木学会第41回年次学術講演会概要集第2部, 715-716.
- Hosomi, M. and R. Sudo (1984) : A comparison of methods for estimating nutrient release from lake sediments. Management of Bottom Sediment Containing Toxic Substances (Water Resour. Support Cent. U. S. Army Corps Eng., U. S. Army Eng. Waterways Exp. Stud. Environ. Lab., 476p) 238-250.
- Hosomi, M. and R. Sudo (1986) : Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in freshwater samples using persulfate digestion. Intern. J. Environ. Stud., 27, 267-275.
- 環境庁 (1986) : 環境白書 1985年版.
- 小林節子 (1981) : 手賀沼の汚濁と生態系. 千葉県水質保全研究所資料第29号, 59p.
- Larsen, D. P. and H. T. Mercier (1976) : Phosphorus retention capacity of lake. J. Fish. Res. Board Can., 33, 1742-1750.
- Malueg, K. W., D. P. Larsen, D. W. Schults and H. T. Mercier (1975) : A six-year water, phosphorus, and nitrogen budget for Shagawa Lake, Minnesota. J. Environ. Qual., 4, 236-242.
- 日本下水道協会 (1985) : 下水試験方法. 1984年版. 643p.
- 日本水質汚濁研究協会編 (1982) : 湖沼環境調査指針. 公害対策技術同友会, 257p.
- 高村健二・菅谷芳雄・高村典子・花里孝幸・岩熊敏夫・安野正之 (1986) : 手賀沼の水生物現存量と一次生産量. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 45-58.
- Turner, R. R., E. A. Laws and R. C. Harriss (1983) : Nutrient retention and transformation in relation to hydraulic flushing rate in a small impoundment. Freshwater Biol., 13, 113-127.
- Vollenweider, R. A (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Hidrobiol., 33, 53-53.

Development of an Ecological Model of Lake Yunoko and
Assessment of Eutrophication Control Programs Using Its Ecological Model

細見正明¹・須藤隆一²

Masaaki HOSONI¹ and Ryuichi SUDO²

要 旨

水温成層する湖沼やダム湖における富栄養化の進行による水質汚濁機構を明らかにするとともに種々の水質改善対策の効果予測を行うために、複循環湖である湯ノ湖を対象として、水界生態系モデルを開発した。このモデルは、鉛直一次元の水界-水界生態系モデルで、底泥のサブモデルが組み込まれている。水中の栄養塩、クロロフィル a、DO濃度について、また底泥中の栄養塩濃度について、計算値と実測値とが良く一致した。さらに、夏期停滞期における底泥からの栄養塩溶出速度についても、計算値と実測値とが一致した。

このシミュレーションモデルを用いて、底泥のしゅんせつ、曝気、処理場からのリン負荷削減対策についてクロロフィル a 濃度、DO濃度に与える効果を評価した。底泥のしゅんせつにより、底泥からの栄養塩溶出が抑えられ、その結果として、秋の循環期初期の表水層中のクロロフィル a 濃度が低下した。しかし、経年的に窒素・リン溶出速度が増大し、クロロフィル a 濃度もコントロールシミュレーションのそれに近づいた。また、夏期停滞期における底層水の貧酸素化現象は、しゅんせつのみでは改善されなかった。曝気により、年間を通じて底層水中の DOは、 5.2mg l^{-1} 以上となった。しかし、クロロフィル a 濃度はコントロールシミュレーションに比べほとんど減少が認められなかった。処理場からのリン負荷を1/2に削減した場合、4年目には表水層中のクロロフィル a 濃度はコントロールシミュレーションの79%まで減少し、また、底泥からのリン溶出速度も65%まで減少した。

Abstract

An ecological model of Lake Yunoko, a dimictic lake, was developed to obtain quantitative information on the nutrient cycle in Lake Yunoko, particularly the sediment-water interactions and to assess various programs for eutrophication control. A multi-component dynamic model for nutrients in the bottom sediment-water system was incorporated into the model, one dimensional water temperature-water quality-ecological model.

Good agreement between the model calculations and observed nutrients,

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

chlorophyll-a, and dissolved oxygen concentrations in the water and nutrients concentrations in the bottom sediment was noted. The agreement between the model calculations and the measured nutrient fluxes from bottom sediment during the summer stagnation period was good.

The effectiveness of eutrophication control programs on chlorophyll-a concentration in the surface water and dissolved oxygen concentration in the bottom water was assessed using the calibrated model. Sediment dredging decreased nutrient flux from bottom sediment. As a result, chlorophyll-a concentrations in the surface water at autumn circulation period decreased in comparison with those of the control simulation. However, sediment dredging had not an effect on the depression of nutrient release flux after 4 years as compared with the control simulation. The depletion of dissolved oxygen in the bottom water during the summer stagnation period was scarcely restored by dredging only. Artificial circulation increased dissolved oxygen in the bottom water more than 5.2 mg l⁻¹ throughout the year, whereas chlorophyll-a concentration in the surface water scarcely decreased compared with the control simulation. In the case of 50 percent reduction of external phosphorus loading from the wastewater treatment facility, the annual average chlorophyll-a concentration in the surface water decreased to 79 percent of that of the control simulation for the 4th year.

1 はじめに

我が国の湖沼は環境基準達成率でみる限り、河川域68%、海域80%に比べ、41%と低く、富栄養化による水質汚濁が進行している（環境庁、1986）。湖沼や貯水池は、飲料用水源として重要であること、また地域特性が大きく異なっているため、取り得る対策も一律ではなく地域特性を考慮してきめ細かな対策を行う必要性があること等から、湖沼水質保全特別措置法が1983年に制定された。その中で、水質保全に資する事業（下水道の整備、しゅんせつなどの水質改善対策）を計画し、実施することがうたわれている。しかしながら、水質改善対策は、莫大な費用と時間を要する。したがって、種々の対策による水質改善効果を事前に評価検討し、効果的な対策を選定しなければならない。このためには、水域における物質循環機構を定量的に把握しておく必要のあることは言うまでもない。

こうした手法として、水界生態系の数理モデルがよく使用されている。湖沼の富栄養化は、外部からの栄養塩負荷のみならず、底泥からの栄養塩溶出による内部負荷の影響も大きいとされている（Andersen, 1974）。しかしながら、従来の水界生態系モデルでは、底泥の効果は定数か外部関数として与えられる場合が多く、底泥モデルが組み込まれていない（Nyholm, 1978; 松岡, 1984; Larsenら, 1978; Orlob, 1983; Gulliver & Stefan, 1982）。すなわち、底泥モデルが組み込まれていないと、湖沼生態系に対する外乱（特に底泥に影響するようなしゅんせつ等）に対し、底泥の変化やそれに伴う水質の変化を厳密に予測することができない。

また、水界生態系モデルの多くは、1ボックスモデル（水平方向にいくつかのボックスが連結される場合も含む）として水深の浅い湖沼に適用されてきた（Nyholm, 1978; 松岡, 1984;

Larsenら, 1978; Jorgensen, 1976)。水温成層が形成され、かつ富栄養化が進行した湖沼には、ほとんど鉛直方向に生産層及び分解層（あるいは表水層及び深水層）からなる2ボックスモデルの水界生態系モデルが適用されてきた (Imboden, 1978)。しかし、ボックス間の混合特性やクロロフィル a の最大値がみられる変水層の扱い方に問題が残る。また、分解層では化学成層が発達し、鉛直方向に均一とみなせない場合が多い。さらには、貯水池の水質改善対策として曝気による水質改善が実施されつつある (Garrelら, 1977; Farts, 1975; 小島, 1983)。この対策効果を評価するためには、水-底泥間における栄養塩の移動並びに水温成層している水塊中の栄養塩の移動を考慮する必要がある。

本研究では、水温成層が形成される貯水池や湖沼における物質循環機構を明らかにするとともに、外部負荷削減対策だけでなく、曝気や底泥しゅんせつの湖内対策による水質改善効果を評価することを目的として、窒素、リンの底泥サブモデルを組み込んだ鉛直一次元の水温-水界生態系ボックスモデルを作成し、これを複循環湖である湯ノ湖に適用した。

2 対象湖沼

湯ノ湖は、日光国立公園にあり、温泉地として、またマス釣などでも有名である。湯ノ湖の概要を図1に示す。湯ノ湖は、平均水深が7.4m、表面積が0.35km²、滞留時間が約40日で、春期と秋期に循環する複循環期湖である。主な流入源は、湯元終末処理場沼水、大ドブ、地下水であり、流出口は、湯滝の1か所である。湯ノ湖は、山地湖沼であるにもかかわらず、旅館排水の流入により富栄養化が著しく進行している。栃木県をはじめ、多くの研究者により湯ノ湖の富栄養化とその防止に関する研究が行われてきた (JIBP-PF Research Group of Lake Yunoko, 1975 ;

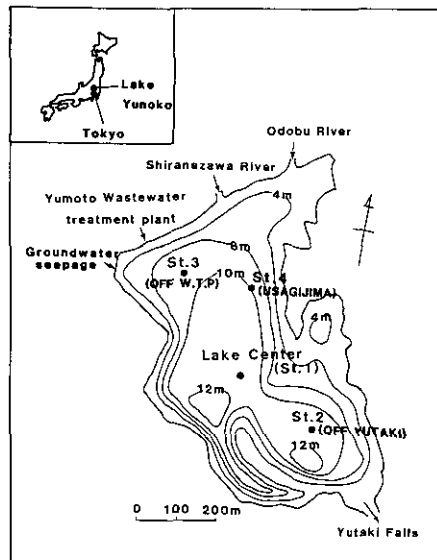


図 1 湯ノ湖の概要

Fig. 1 Lake Yunoko

栃木県, 1978; 細見ら, 1984)。これらの調査結果は、クロロフィル a 濃度が $20 \mu\text{g} \text{ l}^{-1}$ を越えることが多く、湯ノ湖が富栄養湖であることを示された。表水層中の全窒素, 全リン濃度は、それぞれ $0.2 - 0.8 \text{mgN l}^{-1}$, $0.02 - 0.10 \text{mgP l}^{-1}$ の範囲にあり、また底泥中には多量の有機物 (I.L. $18 - 21\%$, $1.6 - 2.7 \text{mgP g}^{-1}$, $6 - 7 \text{mgN g}^{-1}$) や硫化物が蓄積していることも報告されている。

既に、湯ノ湖では、終末処理場における排水のリン除去試験や湖沼底泥の一部しゅんせつ試験 (栃木県, 1978), 有リン洗剤の使用禁止 (栃木県公害防止管理協会, 1981), 湖水の曝気試験 (細見ら, 1982) など種々の水質改善対策が検討されてきた。また、現在全面的な底泥のしゅんせつ計画について検討されつつある。

以上のような、湯ノ湖において、水質保全計画を策定し、水質保全に資する事業を実施するためだけでなく、従来からの水質や底泥データの総合化を図り、物質循環機構を定量化するためにも、水界生態系モデルの作成が必要があると考えられる。

3 モデルの構造

本研究で提案するモデルは、水温モデルと結合した生態系モデルである。これは、深い貯水池の一次元水温モデルである WRE モデル (Water Resources Engineering Inc., 1969) や MIT モデル (Huber ら, 1972), さらに電中研モデル (宮永ら, 1983) を拡張したモデルといえる。すなわち、鉛直一次元水温-水質-生態系モデルと呼ぶことができる。このようなモデルは、既に Chen & Orlob, 1975) によって提案されており、米国工兵隊の水工学センターのプログラムパッケージ (Hydrologic Engineering Center, 1974) にも入っている。今回提案するモデルには、このようなモデルに、底泥中の栄養塩濃度を予測したり、水-底泥間における栄養塩交換速度を予測するための底泥サブモデルが組み込まれている。

湯ノ湖は冬期に結氷するが、WRE モデルや MIT モデルでは結氷・融氷する現象をシミュレートできない。そこで、本水温モデルでは、Greene (1981) が提案した Energy Balance モデルを組み込み、結氷現象もシミュレート可能にした。

具体的には、平常時には MIT モデルを用いて水温分布を計算するが、表層水温が 0°C で、さらに水から大気への熱放出が続き、厚さ Δz (ここでは、 10cm とした) の水の凝固熱分が放出された場合は、氷が形成するとして、次の要領で Energy Balance モデルと結合させた。まず、1) 氷の表層温度を氷表面での熱収支から求める。2) 氷内温度分布と水から氷への熱移動量を求める。3) 水の表層での熱収支は、氷内部で減衰しながら到達する日射量と水から氷への熱移動量だけとし、表層以深の水温分布を求める。

図 2 は、本モデルで取り上げた水界生態系における各コンポーネント間の関係を示している。利用可能な栄養塩は、溶存態無機窒素、溶存態無機リンからなる。また利用不可能な栄養塩は、懸濁態窒素、リン (湯ノ湖では、溶存態有機窒素、溶存態有機リンが比較的少ないため) からなる。

湯ノ湖における植物プランクトンの優占種は、*Asterionella formosa*, *Synedra acus*, *Fragilaria crotonensis* などのケイ藻類や *Uroglena americana*, *Cryptomonas* sp. などの鞭毛藻類である (細見ら, 1984)。大型のケイ藻類の沈降速度は、鞭毛藻類よりもはるかに大きい (Smayda,

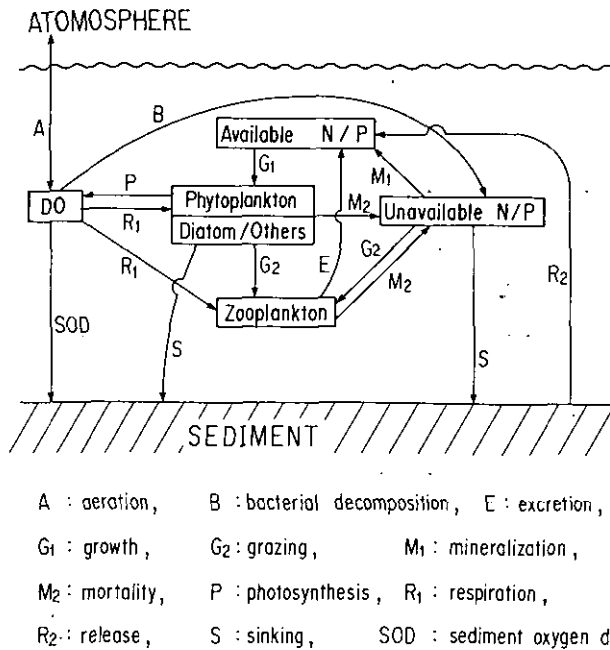


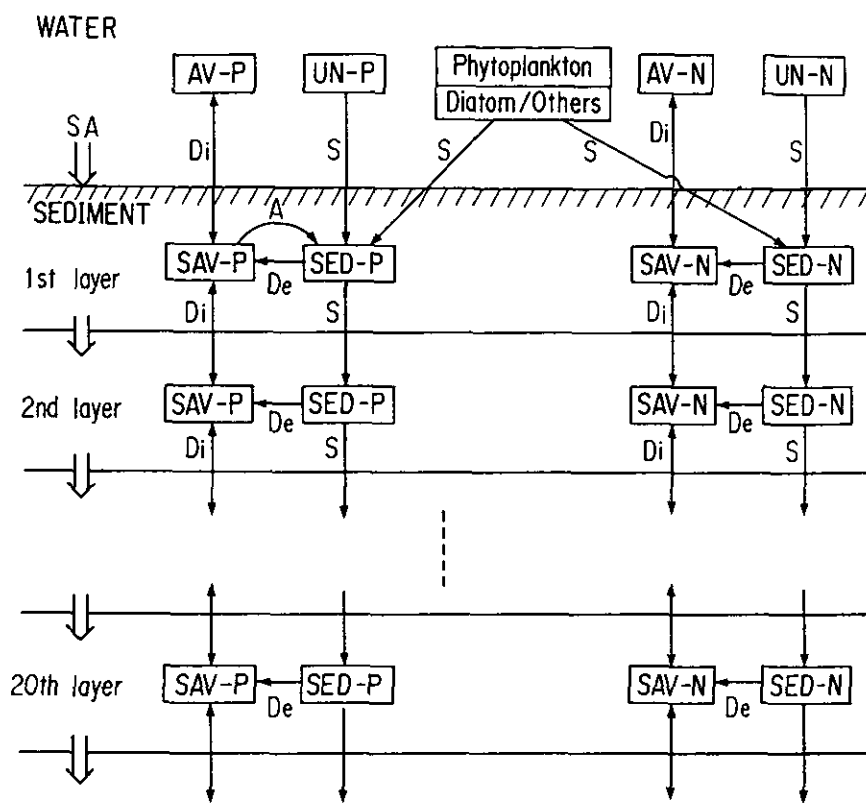
図 2 水界生態系モデルのスキーム

Fig. 2 A schematic diagram of the structure of the ecological model proposed in this study

1964; Titman, 1976)。しかも大型のケイ藻類は、動物プランクトンの優占種である *Keratella cochlearis*, *Bosmina longirostris* によって容易に捕食されないと考えられる。そこで、本モデルでは、ケイ藻類と主に鞭毛藻類からなるその他の藻類の2種類に分類した。

図3は、底泥サブモデルのスキームを示している。このサブモデルの基本的な概念は、Hosomiら(1985)や細見・須藤(1987)と同様であり、底泥中のリン、窒素化合物の変化過程や沈殿過程が含まれている。前者は、①生物学的な分解や脱着による懸濁態から溶存態への可溶化、②底泥中の利用可能なリンの底泥粒子への吸着、の各過程を含んでいる。また、後者は①利用不可能な栄養塩や植物プランクトンの底泥表面への沈殿、②底泥粒子の沈殿・たい積に伴う懸濁態栄養塩の沈殿、③溶存態栄養塩の濃度こう配による拡散移動を含む。

本モデルでは、湯ノ湖を深さ方向に1mごとに切断した12層ボックスモデルと二つの底泥サブモデルからなる。底泥サブモデルは、沿岸帯底泥(0~4m水深)を示すサブモデルAと深底帯底泥(5~12m水深)を示すサブモデルBの2種類である。各底泥サブモデルは1cmごとに切断した20層モデルである。



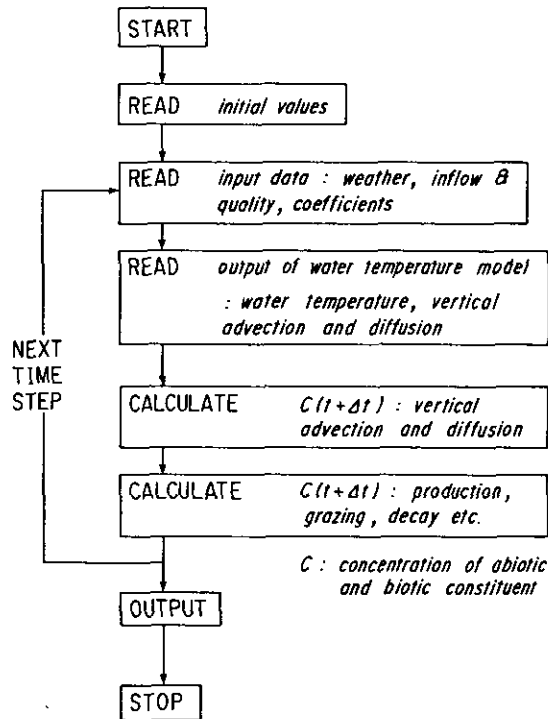
SA : sediment accumulation and compaction,
 AV-P : available phosphorus, AV-N : available nitrogen,
 UN-P : unavailable phosphorus, UN-N : unavailable nitrogen,
 SAV-P : dissolved phosphorus in pore water,
 SAV-N : dissolved nitrogen in pore water,
 SED-P : particulate phosphorus in sediment,
 SED-N : particulate nitrogen in sediment,
 Di : diffusion, S : sedimentation, De : decomposition, A : adsorption

図 3 底泥サブモデルのスキーム

Fig. 3 A schematic diagram of the structure of the sediment submodel proposed in this study

4 モデルの導出並びに計算

水界生態系モデルの計算フローを図4に示す。水界生態系モデルは、まず水温モデルの結果を生態系モデルの入力（水温、連行に伴う鉛直移流量、拡散に伴う鉛直拡散量、各ボックスの流入流出量）とし、図2に示したような各変化過程を計算するようになっている。



Flow diagram for the ecological model

図 4 水界生態系モデルの計算フロー

Fig. 4 A flow diagram for the calculation of the ecological model

表1に湯ノ湖の水温予測計算の計算条件並びにパラメータを示す。この中で、各流入水の連行係数は文献値の範囲内で水温の実測値に合うように決定した。また渦動拡散係数は、水温の鉛直分布の経時変化から評価した範囲内（細見ら, 1984）で、停滞期と循環期とに分けて水温の実測値に合うように設定した。

生態学的変化過程や水-底泥間の移動過程を示す微分方程式を図2に基づいて作成した(表2)。

表3に水界生態系モデルのパラメータの一覧を示す。湯ノ湖の水質調査データや底泥を用いた実験データからモデルのパラメータ評価や初期値に用いた（細見ら, 1984）。十分なデータが得られない場合は、文献値を参考にした（Nyholm, 1978 ; 松岡, 1984 ; Orlob, 1983 ; Jorgensen, 1976, 1979 ; Scavia, 1979）。

連立微分方程式の数値解法は、ルンゲクッタギル法によった。計算期間は1979年5月1日より1982年12月1日までである。また外部関数としては、気象データ（湯ノ湖の近くにある日光測候所）や流入水の水温、水質の値である（ただし、測定値を直線補間して日データとした）。

5 モデルの検証

水温モデルの出力結果の一例を図5に示す。計算期間を通じて計算値と実測値とがよく一致している。なお、ここでは示していないが、この水温モデルは結氷や融氷現象をよく表現していた。

図6は、生態系モデルの出力結果の一例である。いずれの項目についても、計算値はおおむね実測値と一致している。しかしながら、クロロフィルaの実測値は、夏期停滞期には非常に短期間（一週間程度）にかなり変動するが、計算値はこうした激しい変動をシミュレートすることはできなかった。沈殿物捕集容器を用いて得られたクロロフィルaの沈殿速度は、一週間程度で激しく変動した（細見ら、1984）。このモデルでは、これらの平均的な値を採用したため、この平均化の操作による誤差が実測値と計算値との差異を生じさせたと考えられる。今後、植物プランクトンやデトリタスなどの沈降速度に関する調査研究が望まれよう。

水と底泥間の窒素・リンの移動にとって重要と考えられる底泥表層の窒素・リン（Hosomiら、1985；細見・須藤、1987）に着目する。沿岸帯底泥表層（0～1cm）中の懸濁態窒素、懸濁態リンの計算値は、それぞれ $2.04\sim 2.80\text{mgP g}^{-1}$ 、 $7.3\sim 11.6\text{mgN g}^{-1}$ の範囲で、また深底帯底泥表層（0～1cm）中の懸濁態窒素、懸濁態リンの計算値は、それぞれ $1.66\sim 2.15\text{mgP g}^{-1}$ 、 $6.4\sim 8.8\text{mgN g}^{-1}$ の範囲で、変動した。一方、深底帯底泥の実測値は、懸濁態窒素、懸濁態リンそれぞれ $1.7\sim 2.2\text{mgP g}^{-1}$ 、 $6.0\sim 7.2\text{mgN g}^{-1}$ の範囲にあった。しかし、実測値は表層0～2cmあるいは0～3cmあるので、計算値も表層0～2cmあるいは0～3cmの平均値をとれば、計算値は実測値の範囲内にあり、計算値と実測値とがおおむね一致している。ただ、底泥表層中の懸濁態栄養塩の計算値は、1979年から1982年にかけて減少する傾向にあるが、実測値は測定誤差やサンプリング誤差を考慮すればほとんど一定であった。この差異は植物プランクトン等の沈殿フラックスの計算過程で生じた誤差によるかもしれない。

表4は、夏期停滞期における底泥からの窒素、リンの溶出速度の計算値と実測値とを比較したものである。このようにフラックスからみても計算値は、実測値の範囲内にあり、両者がほぼ一致している。

また、1981年から湯元処理場において硫酸バン土投入によるリン除去（ただし、夏期と秋期のみ）が始められた。それに応じて生産層の全リン濃度は、 0.052mgP l^{-1} （1979年）から 0.036mgP l^{-1} （1982年）に減少したが、クロロフィルa濃度は、 $20\mu\text{g l}^{-1}$ でほとんど一定であった。この理由として、リン除去により植物プランクトンの増殖制限栄養塩が窒素（リン除去前）からリン（リン除去後）に変化したことによる（細見ら、1986）。本シミュレーション結果でも、リン除去後クロロフィルa濃度の著しい低下が認められないが、利用可能なリン濃度はほとんど検出限界以下まで低下した（図6）。このように、本シミュレーション結果は、上述のリン除去に伴う湯ノ湖の水質変化の結果と一致していると考えられる。

表 1 湯ノ湖水温モデルの計算に使用した入力条件及びパラメータ

Table 1 Input data and parameters for calculation of water temperature model in Lake Yunoko

| | |
|--|---|
| Calculation period | May 1, 1979 - Dec. 31, 1982 |
| Meteorological data | Nikko Meteorological Station |
| Initial values | Measurements |
| Volume of inflows | Measurements(every day data obtained by interpolation) |
| Water temperature of inflows | Measurements(every day data obtained by interpolation) |
| Densimetric Froude number | 0.25 |
| Molecular diffusion coefficient | 0.00000014 cm ² s ⁻¹ |
| Eddy diffusion coefficient | 0.0000005(summer)-0.0001(except for summer) cm ² s ⁻¹ |
| Mixing ratio due to entrainment | 0.5 (for Odo bu and Wastewater effluent) 1.0 (for Groundwater) |
| Fraction of solar radiation adsorbed at the water surface | 0.5 |
| Radiation extinction coefficient | 0.4 m ⁻¹ |
| Shortwave radiation extinction coefficient | 0.02 m ⁻¹ (in ice layer) |
| von Karman constant | 0.41 (in ice layer) |
| Aerodynamic roughness length | 0.07 m (in ice layer) |

表 2 湯ノ湖生態系モデルの微分方程式

Table 2 The differential equations and adjunct equations to define the model

1. System equations ---- water

- (1) $dAP_i/dt = L1_i - (\mu_D \cdot PHD_i + \mu_O \cdot PHO_i) \cdot C1 + KP_i + AS2 \cdot (FILD \cdot PHD_i \cdot C1 + FILO \cdot PHO_i \cdot C1 + \min(UP_i, UN_i \cdot C1/C2) \cdot FILO \cdot ZO_i + (J1_i + D1_i + OUT1_i + REN1_i + RELP_i)) / (H \cdot A_i)$
- (2) $dAN_i/dt = L2_i - (\mu_D \cdot PHD_i + \mu_O \cdot PHO_i) \cdot C2 + KN_i + AS2 \cdot (FILD \cdot PHD_i \cdot C2 + FILO \cdot PHO_i \cdot C2 + \min(UP_i \cdot C2/C1, UN_i) \cdot FILO \cdot ZO_i + (J2_i + D2_i + OUT2_i + REN2_i + RELN_i)) / (H \cdot A_i)$
- (3) $dPHD_i/dt = (\mu_D - M_D) \cdot PHD_i - FILD \cdot ZO_i + SETD \cdot A_i \cdot (PHD_{i-1} - PHD_i) + (J3_i + D3_i + OUT3_i + REN3_i) / (H \cdot A_i)$
- (4) $dPHO_i/dt = (\mu_O - M_O) \cdot PHO_i - FILO \cdot ZO_i + SETO \cdot A_i \cdot (PHO_{i-1} - PHO_i) + (J4_i + D4_i + OUT4_i + REN4_i) / (H \cdot A_i)$
- (5) $dZO_i/dt = (AS1 \cdot FILD \cdot PHD_i + AS1 \cdot FILO \cdot PHO_i + \min(UP_i, UN_i \cdot C1/C2) \cdot AS1 \cdot CO/C1 - M_Z \cdot ZO_i + (J5_i + D5_i + OUT5_i + REN5_i)) / (H \cdot A_i)$
- (6) $dUP_i/dt = L6_i + SETP \cdot A_i \cdot (UP_{i-1} - UP_i) + C1 \cdot (M_D \cdot PHD_i + M_O \cdot PHO_i) + C1/CO \cdot M_Z \cdot ZO_i - KP_i + (1 - AS1 - AS2) \cdot (FILD \cdot PHD_i \cdot C1 + FILO \cdot PHO_i \cdot C1) \cdot ZO_i - (AS1 + AS2) \cdot FILO \cdot \min(UP_i, UN_i \cdot C1/C2) \cdot ZO_i + (J6_i + D6_i + OUT6_i + REN6_i) / (H \cdot A_i)$
- (7) $dUN_i/dt = L7_i + SETN \cdot A_i \cdot (UN_{i-1} - UN_i) + C2 \cdot (M_D \cdot PHD_i + M_O \cdot PHO_i) + C2/CO \cdot M_Z \cdot ZO_i - KN_i + (1 - AS1 - AS2) \cdot (FILD \cdot PHD_i \cdot C2 + FILO \cdot PHO_i \cdot C2) \cdot ZO_i - (AS1 + AS2) \cdot FILO \cdot \min(UP_i \cdot C2/C1, UN_i) \cdot ZO_i + (J7_i + D7_i + OUT7_i + REN7_i) / (H \cdot A_i)$
- (8) $dDO_i/dt = L8_i + KEXC \cdot (DOS - DO_i) \cdot A_i + (\mu_D \cdot PHD_i + \mu_O \cdot PHO_i - KR_i \cdot (PHD_i + PHO_i)) \cdot C3 - KP_i \cdot C3/C1 - SEDO/H + (J8_i + D8_i + OUT8_i + REN8_i) / (H \cdot A_i)$

2. Adjunct equations ---- water

- (1) $\mu_D = \text{MAX} \mu_D \cdot (T_i/TO) \cdot \exp(1 - T_i/TO) \cdot (I_i/LO) \cdot (1 - I_i/LO) \cdot AP_i / (KMP + AP_i) \cdot AN_i / (KMN + AN_i)$
- (2) $\mu_O = \text{MAX} \mu_O \cdot (T_i/TO) \cdot \exp(1 - T_i/TO) \cdot (I_i/LO) \cdot (1 - I_i/LO) \cdot AP_i / (KMP + AP_i) \cdot AN_i / (KMN + AN_i)$
- (3) $I_i = I_0 \cdot \exp(-(EXTC \cdot (PHD_i + PHO_i) + EXTW) \cdot H \cdot i)$
- (4) $KP_i = K_P \cdot \theta_D^{T_i - 20} \cdot UP_i$
- (5) $KN_i = K_N \cdot \theta_D^{T_i - 20} \cdot UN_i$
- (6) $KR_i = RES \cdot \theta_R^{T_i - 20}$

3. System equations ---- sediment

- (1) $Z \cdot \Phi_i \cdot dSAP_i/dt = FSS \cdot \Phi_i \cdot APOW / (1 - \Phi_i) - SAP_i \cdot \Phi_i \cdot S_i - ABS \cdot SAP_i - D_i \cdot (1 + \Phi_i) \cdot (SAP_i - APOW) / Z + D_2 \cdot (\Phi_i + \Phi_2) \cdot (SAP_2 - SAP_i) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot Z \cdot GP_i$
- (2) $Z \cdot \Phi_i \cdot dSAP_i/dt = SAP_{i-1} \cdot \Phi_{i-1} \cdot S_{i-1} - SAP_i \cdot \Phi_i \cdot S_i - D_i \cdot (\Phi_{i-1} + \Phi_i) \cdot (SAP_i - SAP_{i-1}) / (2 \cdot Z) + D_{i+1} \cdot (\Phi_i + \Phi_{i+1}) \cdot (SAP_{i+1} - SAP_i) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot Z \cdot GP_i$

- (3) $Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot dS_{UP_i} / dt = FSS \cdot \Phi_i \cdot UPOW / (1 - \Phi_i) + SETLP - \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot SUP_i \cdot S_i - GP_i + ABS \cdot SAP_i \cdot \Phi_i$
- (4) $Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot dS_{UP_i} / dt = \rho \cdot (1 - \Phi_{i-1}) \cdot SUP_{i-1} \cdot S_{i-1} - \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot SUP_i \cdot S_i - GP_i$
- (5) $Z \cdot \Phi_i \cdot dSAN_i / dt = FSS \cdot \Phi_i \cdot ANOW / (1 - \Phi_i) - SAN_i \cdot \Phi_i \cdot S_i - D_i \cdot (1 + \Phi_i) \cdot (SAN_i - ANOW) / Z + D_i \cdot (\Phi_i + \Phi_{i+1}) \cdot (SAN_i - SAN_{i+1}) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot Z \cdot GN_i$
- (6) $Z \cdot \Phi_i \cdot dSAN_i / dt = SAN_{i-1} \cdot \Phi_{i-1} \cdot S_{i-1} - SAN_i \cdot \Phi_i \cdot S_i - D_i \cdot (\Phi_{i-1} + \Phi_i) \cdot (SAN_i - SAN_{i-1}) / (2 \cdot Z) + D_{i+1} \cdot (\Phi_i + \Phi_{i+1}) \cdot (SAN_{i+1} - SAN_i) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot Z \cdot GN_i$
- (7) $Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot dS_{UN_i} / dt = FSS \cdot \Phi_i \cdot UNOW / (1 - \Phi_i) + SETLN - \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot SUN_i \cdot S_i - GN_i$
- (8) $Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot dS_{UN_i} / dt = \rho \cdot (1 - \Phi_{i-1}) \cdot SUN_{i-1} \cdot S_{i-1} - \rho \cdot (1 - \Phi_i) \cdot SUN_i \cdot S_i - GN_i$

4. Adjunct equations ---- sediment

- (1) $S_i = FSS / (1 - \Phi_i)$
- (2) $D_i = \Phi_i \cdot \Phi_i \cdot DIF$
- (3) $GP_i = (SUP_i - SEDPO) \cdot KSED \cdot \exp(-\alpha \cdot i) \cdot \theta_{SED} \tau^{-20}$
- (4) $GN_i = (SUN_i - SEDNO) \cdot KSED \cdot \exp(-\alpha \cdot i) \cdot \theta_{SED} \tau^{-20}$
- (5) $ABS = ABSO \cdot DOOW / (KDO + DOOW)$
- (6) $SETLP = \Sigma (SETD \cdot PHD_i \cdot C1 + SETO \cdot PHO_i \cdot C1 + SETP \cdot UP_i) \cdot (A_i - A_{i+1})$
- (7) $SETLN = \Sigma (SETD \cdot PHD_i \cdot C2 + SETO \cdot PHO_i \cdot C2 + SETN \cdot UP_i) \cdot (A_i - A_{i+1})$
- (8) $RELP_i = (1 + \Phi_i) \cdot D_i \cdot (SAP_i - APOW) \cdot A_i / Z$
- (9) $RELN_i = (1 + \Phi_i) \cdot D_i \cdot (SAN_i - ANOW) \cdot A_i / Z$

表 3 水界生態系モデルのパラメータ

Table 3 Parameters used for the calculation of ecological model of Lake Yunoko

| 記号 | 記号の説明 | 採用したパラメータ値 | 根拠 |
|----------------|--------------------------|---------------------------------|-----------|
| k_p | 利用不可能なリンの分解速度定数 | 0.10 d^{-1} | 測定値 |
| k_n | 利用不可能な窒素の分解速度定数 | 0.10 d^{-1} | 測定値 |
| FILD | 動物プランクトンのろ過速度 (ケイ藻) | 0.2 $m^3 g^{-1} C d^{-1}$ | キャリブレーション |
| FIL0 | 動物プランクトンのろ過速度 (その他) | 2.0 $m^3 g^{-1} C d^{-1}$ | 測定値 |
| AS1 | 動物プランクトンの同化率 | 0.15 - | キャリブレーション |
| AS2 | 捕食に伴う利用可能な栄養塩の排泄割合 | 0.1 - | キャリブレーション |
| M_p | 植物プランクトン (ケイ藻) の死滅速度 | 0.05 d^{-1} | 文献値 |
| M_o | 植物プランクトン (その他) の死滅速度 | 0.05 d^{-1} | 文献値 |
| M_a | 動物プランクトンの死滅速度 | 0.10 d^{-1} | 文献値 |
| RES | 植物プランクトンの呼吸速度 | 0.20 d^{-1} | キャリブレーション |
| SETD | 植物プランクトン (ケイ藻) の沈降速度 | 0.10-2.0 $m d^{-1}$ | 測定値 |
| SET0 | 植物プランクトン (その他) の沈降速度 | 0 $m d^{-1}$ | 測定値 |
| SETP | 利用不可能なリンの沈降速度 | 0.10-2.0 $m d^{-1}$ | 測定値 |
| SETN | 利用不可能な窒素の沈降速度 | 0.08-1.6 $m d^{-1}$ | 測定値 |
| MAX μ_p | 植物プランクトン (ケイ藻) の最大増殖速度 | 1.5 d^{-1} | 文献値 |
| MAX μ_o | 植物プランクトン (その他) の最大増殖速度 | 1.0 d^{-1} | キャリブレーション |
| KMP | 植物プランクトンに対するリン半飽和定数 | 0.005 $gP m^{-3}$ | 文献値 |
| KMN | 植物プランクトンに対する窒素半飽和定数 | 0.10 $gN m^{-3}$ | 文献値 |
| T0 | 植物プランクトンの増殖に対する最適温度 | 18°C | 文献値 |
| L0 | 植物プランクトンの増殖に対する最適照度 | 300 $cal m^{-2} d^{-1}$ | キャリブレーション |
| EXTW | 水中の光消散係数 | 0.03 m^{-1} | 測定値 |
| EXTC | 植物プランクトン由来の光消散にかかわる定数 | 0.25 $m^2 chl a \mu g^{-1}$ | 測定値 |
| θ_p | 窒素及びリンの分解にかかわる温度係数 | 1.08 - | 文献値 |
| θ_a | 呼吸にかかわる温度係数 | 1.08 - | キャリブレーション |
| SEDO | 底泥による酸素消費速度 | 1.0 $gO_2 m^{-2} d^{-1}$ | 測定値 |
| KEXC | 大気交換速度 | 1.0 d^{-1} | キャリブレーション |
| C0 | 炭素/クロロフィル a 比 | 50 $gC chl a g^{-1}$ | 測定値 |
| C1 | リン/クロロフィル a 比 | 1.2-0.7 $gP chl a g^{-1}$ | 測定値 |
| C2 | 窒素/クロロフィル a 比 | 11 $gN chl a g^{-1}$ | 測定値 |
| C3 | 酸素/クロロフィル a 比 | 150 $gO_2 chl a g^{-1}$ | キャリブレーション |
| ϕ_1 | 底泥第 1 層における空隙率 | 0.96-0.80 - | 測定値 |
| KSED | 底泥中での窒素及びリンの分解速度定数 | 0.077 d^{-1} | キャリブレーション |
| θ_{sed} | 底泥中での窒素及びリンの分解速度に対する温度係数 | 1.10 - | 測定値 |
| α | 分解速度の減衰係数 | 1.0 - | キャリブレーション |
| SEDPO | 分解されない底泥中のリン含有量 | 0.0013 $gP g^{-1}$ | 測定値 |
| SEDNO | 分解されない底泥中の窒素含有量 | 0.0035 $gN g^{-1}$ | 測定値 |
| ABS | 底泥第 1 層における吸着速度定数 | 2.0 d^{-1} | キャリブレーション |
| KDO | 吸着に対する DO 半飽和定数 | 2.0 $gO_2 m^{-3}$ | キャリブレーション |
| DIF | 底泥中での拡散係数 | $8.6 \times 10^{-6} m^2 d^{-1}$ | 文献値 |
| FSS | セストンの体積フラックス | $10^{-4} m^3 dry m^{-2} d^{-1}$ | 測定値 |
| ρ | 底泥粒子の密度 | $2.4 \times 10^3 g dry m^{-3}$ | 測定値 |

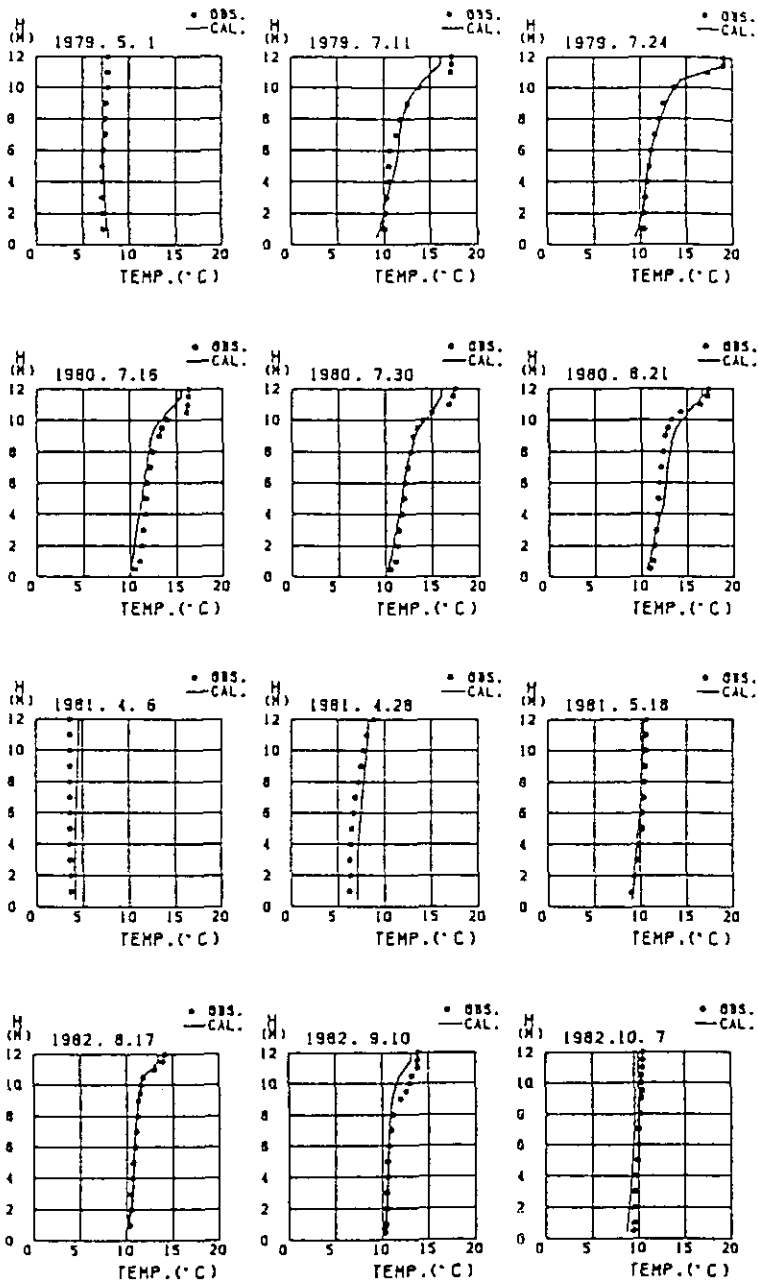


図 5 湯ノ湖における水温の鉛直分布

Fig. 5 Profiles of water temperature in Lake Yunoko ; comparison of model calculated (—) and observed data (●)

(a)

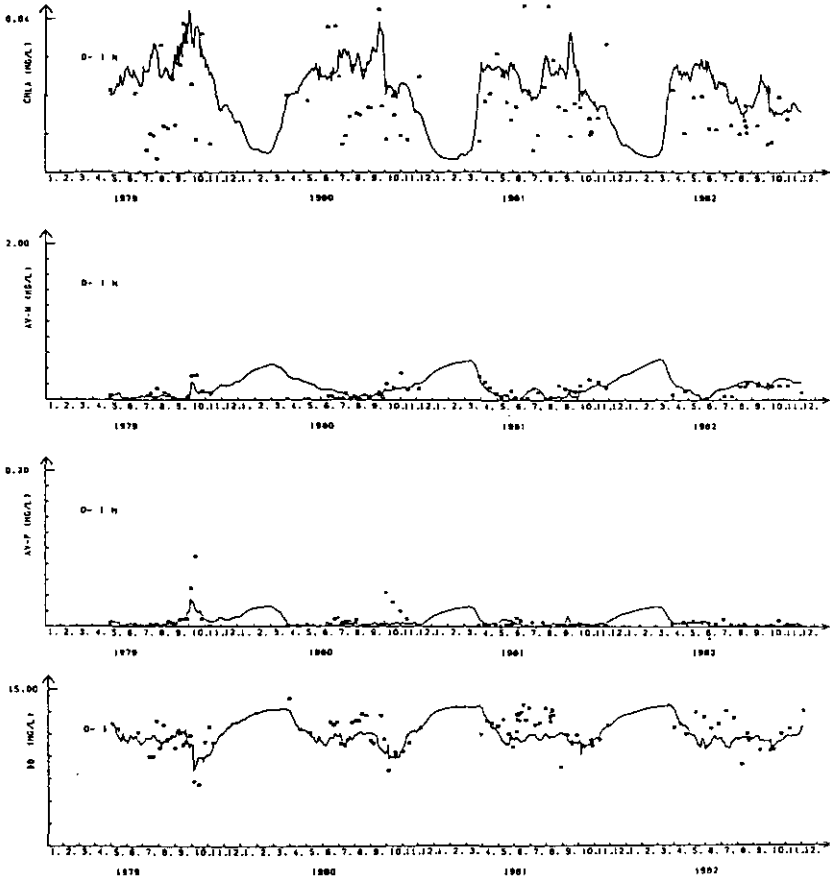


図 6 湯ノ湖におけるクロロフィル a, 利用可能な窒素, リン及びDO濃度
 Fig. 6 Chlorophyll-a, available nitrogen, available phosphorus, and dissolved oxygen concentrations in Lake Yunoko (a) : 0-1 m, (b) : 5-6 m, (c) : 10-11 m; comparison of model calculations (—) and observed data (□)

6 水質改善対策の評価

5で検証したシミュレーションモデルを用いて、水質改善対策がクロロフィル a 濃度や DO 濃度に与える効果を評価した。水質改善対策として、底泥のしゅんせつ、曝気、湯元処理場からのリン負荷削減を取り上げ、1979年のデータを外部関数として各対策を評価した。いずれの対策も講じない場合を、コントロールシミュレーションとした。

底泥のしゅんせつの場合、底泥中の栄養塩をゼロにした。すなわち、しゅんせつによって分解可能な窒素、リンや利用可能な窒素、リンがすべて除去されたとした。また、底泥による酸素消費速度は、しゅんせつにより1/2になるとし、その他のパラメータ値は、コントロールシミュレ

(b)

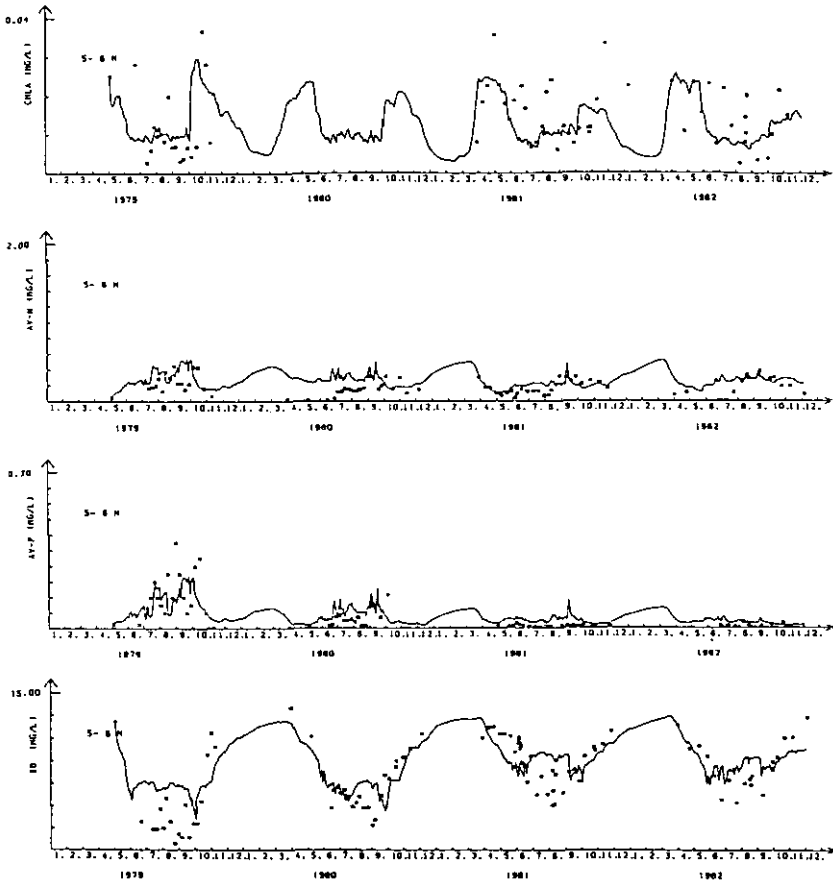


図 6 つづき

Fig. 6 Continued

ーションと同じ値とした。

曝気の場合、水温モデルにおける渦動拡散係数をコントロールシミュレーションの $0.005\text{m}^2\text{s}^{-1}$ から循環期の渦動拡散係数と同じ値、すなわち $0.1\text{m}^2\text{s}^{-1}$ に増加させた。また、曝気を循環期に相当するとして、植物プランクトンや懸濁態栄養塩の沈降速度も循環期と同様の値を用いた。他のパラメータ値等は、コントロールシミュレーションと同じである。

リンの外部負荷削減対策の場合、処理場からのリン負荷のみ現状の1/2になるように設定した。以上のシミュレーションの計算期間は、すべて4年間とした。

図7に、コントロール、底泥しゅんせつ、曝気、リン負荷削減シミュレーションにおける利用可能なリン、クロロフィルa、D0濃度の季節変化を示す。

底泥しゅんせつの場合、表水層(0~4m)の年平均クロロフィルa濃度は、対策後1年目で

(c)

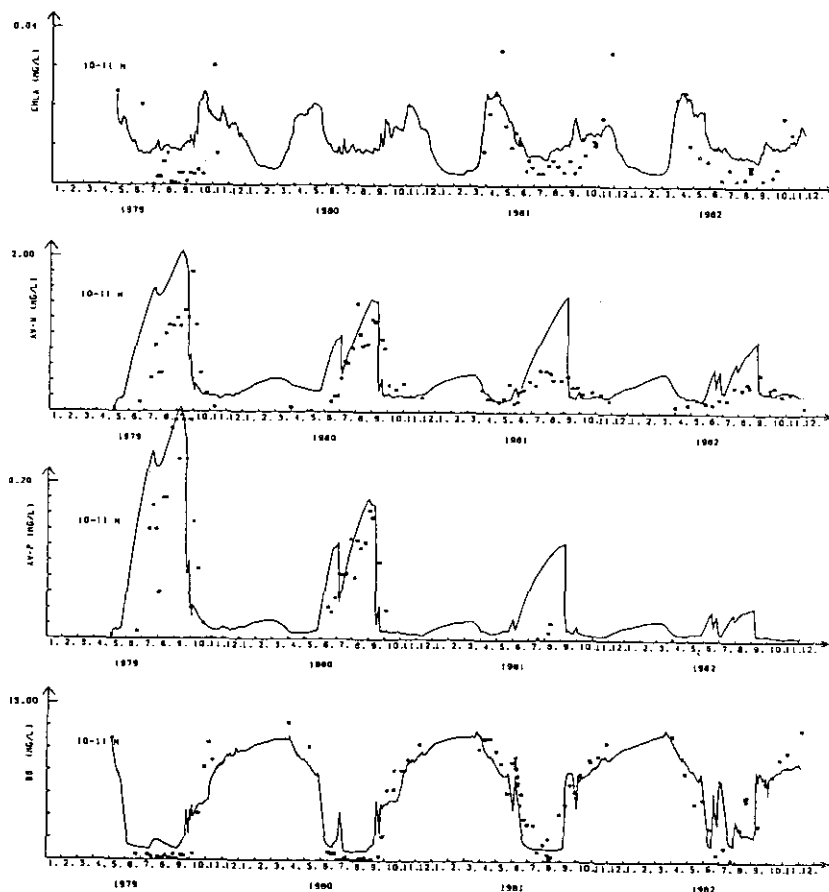


図 6 つづき

Fig. 6 Continued

はコントロールの83%まで減少したが、4年目では94%と経過時間とともにコントロールシミュレーションと大きな差が認められなくなった。また、対策後1年目では底泥からのリン溶出速度がしゅんせつにより大きく減少したため、夏期停滞期における深水層中のリンがコントロールに比べ、著しく減少した。しかし、4年目では窒素・リン溶出速度がコントロールに比べ、それぞれ74%、63%までに相当するようになり、深水層中の窒素・リン濃度も高くなった。さらに、底層水(10~12m)の中のDO濃度は、しゅんせつによってほとんど回復されなかった。仮に底泥による酸素消費速度をゼロにしても、底層水中のDO濃度は、わずか 1 mg l^{-1} 程度しか増加しなかった。したがって、底泥による酸素消費量は、夏期停滞期における底層水中のDO濃度に大きな影響がないと考えられる。

曝気によって、水温の鉛直分布はほぼ均一となった。それに伴い、夏期底層水の水温も3~5

表 4 湯ノ湖夏期停滞期における底泥からの栄養塩溶出速度
 Table 4 Release fluxes of phosphorus and nitrogen from bottom sediments during summer stagnation periods in Lake Yunoko

| | Values estimated from nutrients release experiments | | Calculated values |
|------|---|---------|--|
| | Min. | Max. | Average |
| | Phosphorus | Release | Flux (mgP m ⁻² d ⁻¹) |
| 1979 | 4.0 | - 6.8 | 4.3 |
| 1980 | 3.6 | - 6.5 | 3.9 |
| 1981 | 0.4 | - 2.4 | 2.9 |
| 1982 | 0.2 | - 1.9 | 2.0 |
| | Nitrogen | Release | Flux (mgN m ⁻² d ⁻¹) |
| 1979 | 56 | - 60 | 47 |
| 1980 | | 45 | 43 |
| 1981 | 28 | - 71 | 41 |
| 1982 | 20 | - 44 | 42 |

℃近く増大した。夏期底層水のD0濃度は2.1mg l⁻¹（コントロール）から6.0mg l⁻¹まで増加した。しかしながら、表水層中の年平均クロロフィル a 濃度は、コントロールの90%までしか減少しなかった。逆に水柱（単位面積当りの現存量）としてみれば、コントロールよりもクロロフィル a の現存量が若干増大した。

処理場からのリン負荷を1/2に削減した場合、夏期表層水中のクロロフィル a 濃度は、コントロールの79%まで減少した。1年目の秋の循環期初期の表層水中のクロロフィル a 濃度は、コントロールとほぼ同じであった。これは、底泥から溶出した栄養塩が秋期の循環に伴い表水層へ輸送されたものと考えられる。しかし、経年的にみれば水中のクロロフィル a 濃度の減少に対応して底泥へのリン沈殿量が減少し、それに伴い夏期停滞期におけるリン溶出速度も3.84mgP m⁻² d⁻¹（1年目）から2.51mgP m⁻² d⁻¹まで減少した。その結果、秋期循環期初期におけるクロロフィル a 濃度も減少したと考えられる。

7 結論

水温成層が発達する湖沼やダム湖における富栄養化の進行による水質汚濁機構を明らかにするとともに、種々の水質改善対策の効果を評価するため、複循環湖である湯ノ湖を対象として水界生態系モデルを開発した。このモデルは、鉛直一次元の水温-水界生態系モデルで、底泥のサブモデルが組み込まれている。水中の栄養塩、クロロフィル a、D0濃度について、また底泥中の栄養塩濃度について、計算値と実測値とが良く一致した。さらに、夏期停滞期における底泥からの

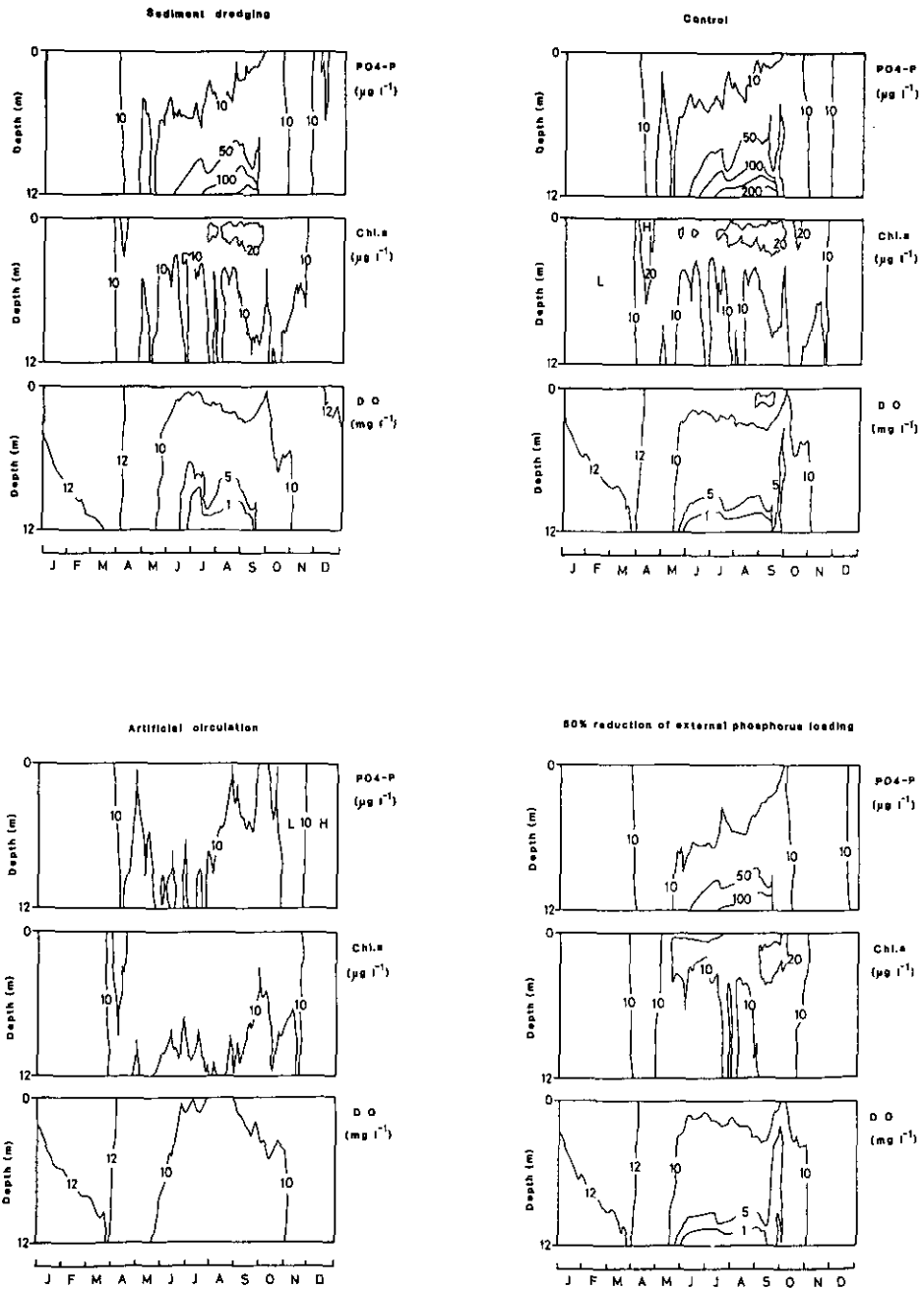


図 7 利用可能なリン，クロロフィル a，DO濃度の季節変化

Fig. 7 Variations with depth and time of water quality constituents in the control simulation (a), sediment dredging simulation (b), artificial circulation simulation (c), and simulation of reduction of external phosphorus loading from wastewater treatment plant (d)

栄養塩溶出速度についても、計算値と実測値とが一致した。

このシミュレーションモデルを用いて、底泥のしゅんせつ、曝気、処理場からのリン負荷削減対策についてクロロフィル a 濃度、DO濃度に与える効果を、いずれの対策も行わない場合との比較から評価した。

底泥のしゅんせつにより、底泥からの栄養塩溶出が抑えられ、その結果として、秋の循環期初期の表水層中のクロロフィル a 濃度が低下した。しかし、経年的に窒素・リン溶出速度が増大し、クロロフィル a 濃度もコントロールシミュレーションのそれに近づいた。また、夏期停滞期における底層水の貧酸素化現象は、しゅんせつのみでは改善されなかった。

曝気により、年間を通じて底層水中のDOは、 5.2mg l^{-1} 以上となった。しかし、クロロフィル a 濃度はコントロールシミュレーションに比べほとんど減少が認められなかった。

処理場からのリン負荷を1/2に削減した場合、4年目には表水層中のクロロフィル a 濃度はコントロールシミュレーションの79%まで減少し、また、底泥からのリン溶出速度も65%まで減少した。

謝 辞

本研究を進めるに当たり、貴重なコメントを頂いた岡田光正東京農工大学助教授（客員研究員）に謹んで謝意を表します。本研究では、主に1979年から1982年に行った湯ノ湖における水質調査結果による成果を使用させていただいた。ここに、当時湯ノ湖の水質調査に御協力をいただいた水質土壌環境部陸水環境研究室及びその関係者の方々に對し、謹んで謝意を表します。

引 用 文 献

- Andersen, V.J.M (1974) : Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. Arch. Hydrobiol., 74, 528-550.
- Chen, C.W., and G.T.Orlob (1975) : Ecologic simulation for aquatic environments. In : System analysis and simulation in ecology, Vol.3, ed., B.C. Patten, New York Academic Press, Inc., 475-588.
- Fart, A.W., V.A. Dorr and R.J. Rosen (1975) : A submerged hypolimnion aerator. Water Resour. Res., 11, 287-293.
- Garrel, M.H., J.C. Confer, D. Kirocher and A.N. Fast (1977) : Effects of hypolimnetic aeration on nitrogen and phosphorus in a eutrophic pond. Wat. Resour. Res., 13, 343-347.
- Greene, G.M. (1981) : Simulation of ice-over growth and decay in one dimension on the upper St. Lawrence River. NOAA Technical Memorandum ERL GLERL-36, PB82-114208,, 87p.
- Gulliver, J.S. and H.G. Stefan (1982) : Lake phytoplankton model with destratification. J. Environ. Eng. Div., ASCE, 108, 864-882.
- 細見正明・岡田光正・矢木修身・山根敦子・須藤隆一 (1984) : 湯ノ湖における富栄養化とその防止対策, 国立公害研究所研究報告, 第56号, 222p.
- 細見正明・高崎みつる・須藤隆一 (1982) : ばっ気による湖沼の水質改善に関する研究. 第15回水質汚濁研究会年次学術講演会講演集, 33-34.

- Hosomi, M., M. Okada and R. Sudo (1985) : A model of nitrogen release from bottom sediments. Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances, Proceedings of the 10th U.S./Japan Expert Meeting, ed., T.R.Patin, US Army Corps of Engineers, Water Resources Support Center, 30-62.
- 細見正明・須藤隆一 (1987) : 湖沼底泥からのリン溶出モデルに関する研究, 衛生工学研究論文集, 23, 15-28.
- 細見正明・岡田光正・須藤隆一 (1986) : 下水処理場からのリン負荷削減に伴う湯ノ湖の水質変化, 下水道協会誌, 23 (261), 52-61.
- Huber, W.C., D.R.F. Harleman and P.J.Ryan (1972) : Temperature prediction in stratified reservoirs. Proceedings of American society of civil Engineers, Journal of Hydraulics Division, Paper 8839, 645-666.
- Hydrologic Engineering Center (1974)(revised 1978) : WQRRS, generalized computer program for river-reservoir systems. US Army Corps of Engineers, HEC, Davis, CA User's Manual 401-100, 100A, 210p.
- Imboden, D.M. and R. Gachter (1978) : A dynamic model for trophic state prediction. Ecol. Model., 4, 77-98.
- JIBP-PF Research Group of Lake Yunoko (1975) : Productivity of the community in Lake Yunoko. JIBP SYNTHESIS Productivity of Communities in Japanese Inland Water, S.Mori and G.Yamamoto(ed.), 47-105.
- Jorgensen, S.E. (1976) : An eutrophication model for a lake. Ecol. Model., 1, 147-165.
- Jorgensen, S.E. (1979) : Handbook of environmental data and ecological parameters. Pergamon Press. 1162p.
- 環境庁 (1986) : 環境白書 1985年版.
- 小島貞男 (1983) : 富栄養化対策としての湖水強制循環法. 産業公害, 18, 68-75.
- Larsen, D.P., H.T.Mercier and K.W.Malveg (1973) : Modeling algal growth dynamics in Shagawa Lake, Minnesota, with comments concerning projected restoration of the lake. In: Modeling the Eutrophication Process, E.J.Middlebrooks, D.H.Falkenberg, T.E. Maloney (ed.), Utah Water Research Laboratory, 15-32.
- 松岡 譲 (1984) : 霞ヶ浦の富栄養化モデル. 国立公害研究所研究報告, 第54号, 53-342.
- 宮永陽一・白砂孝夫・安芸周一 (1983) : 電力用ダム貯水池における富栄養化現象と予測. 国立公害研究所研究資料, 第24号, 81-109.
- Nyholm, N. (1978) : The use of management models for lakes at the Water Quality Institute, Denmark. In: State-of-the-art in Ecological Modeling, Vol.7 ed., S.E., Jorgensen, 561-577.
- Orlob, G.T. (1983) : One-dimensional models for simulation of water quality in lakes and reservoirs. In: Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, and Reservoirs, G.T.Orlob (ed.), International Series on Applied System Analysis. John Wiley & Sons. 227-273.
- Scavia, D. and A. Robertson (1979) : Lake Ecosystem Modeling. An Arbor Science, 326p.
- Smayda, T.J. (1964) : Some experiments on the sinking characteristics of two fresh water diatoms. Limnology & Oceanography, 10, 499-510.
- 栃木県公害防止管理協会 (1981) : 湖沼の富栄養化に係る水質汚濁防止対策に関する検討調査. 昭和55年度環境庁委託業務結果報告書 182p.
- Titman, D. and P. Kilham (1976) : Sinking in freshwater phytoplankton: Some ecological implications of cell nutrient status and physical mixing processes. Limnology & Oceanography, 21, 409-417.

栃木県（1978）：湯ノ湖試験しゅんせつ影響調査結果報告書。財団法人栃木県公害防止管理協会，161p.

Water Resources Engineers, Inc. (1969) : Mathematical models for prediction of thermal energy changes in impoundments. US Environmental Protection Agency Water Pollution Control Research Series 16130 EXT, Contract 14-22-422. US Government Printing Office, Washington, DC, 157p.

<Appendix>

水界生態系モデルにおける記号の説明

| | |
|-------------------|--|
| H | 水中における1ボックスの層厚 (m) |
| A _i | 第i層における面積 (m ²) |
| AP _i | 第i層における利用可能なリン濃度 (gP m ⁻³) |
| AN _i | 第i層における利用可能な窒素濃度 (gN m ⁻³) |
| PHD _i | 第i層における植物プランクトン(ケイ藻)濃度 (gchl a m ⁻³) |
| PHO _i | 第i層における植物プランクトン(その他)濃度 (gchl a m ⁻³) |
| ZO _i | 第i層における動物プランクトン濃度 (gC m ⁻³) |
| UP _i | 第i層における利用不可能なリン濃度 (gP m ⁻³) |
| UN _i | 第i層における利用不可能な窒素濃度 (gN m ⁻³) |
| DO _i | 第i層における溶存酸素濃度 (gO ₂ m ⁻³) |
| L1 _i | 第i層における利用可能なリンの流入負荷量 (gP d ⁻¹) |
| L2 _i | 第i層における利用可能な窒素の流入負荷量 (gN d ⁻¹) |
| L6 _i | 第i層における利用不可能なリンの流入負荷量 (gP d ⁻¹) |
| L7 _i | 第i層における利用不可能な窒素の流入負荷量 (gN d ⁻¹) |
| L8 _i | 第i層における溶存酸素の流入負荷量 (gO ₂ d ⁻¹) |
| REN1 _i | 第i層における利用可能なリンの連行負荷量 (gP d ⁻¹) |
| REN2 _i | 第i層における利用可能な窒素の連行負荷量 (gN d ⁻¹) |
| REN3 _i | 第i層における植物プランクトン(ケイ藻)の連行負荷量 (gchl a d ⁻¹) |
| REN4 _i | 第i層における植物プランクトン(その他)の連行負荷量 (gchl a d ⁻¹) |
| REN5 _i | 第i層における動物プランクトンの連行負荷量 (gC d ⁻¹) |
| REN6 _i | 第i層における利用不可能なリンの連行負荷量 (gP d ⁻¹) |
| REN7 _i | 第i層における利用不可能な窒素の連行負荷量 (gN d ⁻¹) |
| REN8 _i | 第i層における溶存酸素の連行負荷量 (gO ₂ d ⁻¹) |
| J1 _i | 第i層における利用可能なリンの鉛直移流量 (gP d ⁻¹) |
| J2 _i | 第i層における利用可能な窒素の鉛直移流量 (gN d ⁻¹) |
| J3 _i | 第i層における植物プランクトン(ケイ藻)の鉛直移流量 (gchl a d ⁻¹) |
| J4 _i | 第i層における植物プランクトン(その他)の鉛直移流量 (gchl a d ⁻¹) |
| J5 _i | 第i層における動物プランクトンの鉛直移流量 (gC d ⁻¹) |
| J6 _i | 第i層における利用不可能なリンの鉛直移流量 (gP d ⁻¹) |
| J7 _i | 第i層における利用不可能な窒素の鉛直移流量 (gN d ⁻¹) |
| J8 _i | 第i層における溶存酸素の鉛直移流量 (gO ₂ d ⁻¹) |

| | | |
|-------------------|--------------------------------|---|
| D1 _i | 第 i 層における利用可能なリンの鉛直拡散量 | (gP d ⁻¹) |
| D2 _i | 第 i 層における利用可能な窒素の鉛直拡散量 | (gN d ⁻¹) |
| D3 _i | 第 i 層における植物プランクトン (ケイ藻) の鉛直拡散量 | (gchla d ⁻¹) |
| D4 _i | 第 i 層における植物プランクトン (その他) の鉛直拡散量 | (Gchla d ⁻¹) |
| D5 _i | 第 i 層における動物プランクトンの鉛直拡散量 | (gC d ⁻¹) |
| D6 _i | 第 i 層における利用不可能なリンの鉛直拡散量 | (gP d ⁻¹) |
| D7 _i | 第 i 層における利用不可能な窒素の鉛直拡散量 | (gN d ⁻¹) |
| D8 _i | 第 i 層における溶存酸素の鉛直拡散量 | (gO ₂ d ⁻¹) |
| OUT1 _i | 第 i 層における利用可能なリンの流出量 | (gP d ⁻¹) |
| OUT2 _i | 第 i 層における利用可能な窒素の流出量 | (gN d ⁻¹) |
| OUT3 _i | 第 i 層における植物プランクトン (ケイ藻) の流出量 | (gchla d ⁻¹) |
| OUT4 _i | 第 i 層における植物プランクトン (その他) の流出量 | (gchla d ⁻¹) |
| OUT5 _i | 第 i 層における動物プランクトンの流出量 | (gC d ⁻¹) |
| OUT6 _i | 第 i 層における利用不可能なリンの流出量 | (gP d ⁻¹) |
| OUT7 _i | 第 i 層における利用不可能な窒素の流出量 | (gN d ⁻¹) |
| OUT8 _i | 第 i 層における溶存酸素の流出量 | (gO ₂ d ⁻¹) |
| RELP _i | 第 i 層における利用可能なリンの溶出量 | (gP d ⁻¹) |
| RELN _i | 第 i 層における利用可能な窒素の溶出量 | (gN d ⁻¹) |
| T _i | 第 i 層における水温 | (°C) |
| KP _i | 第 i 層における利用不可能なリンの分解速度 | (gP m ³ d ⁻¹) |
| KN _i | 第 i 層における利用不可能な窒素の分解速度 | (gN m ³ d ⁻¹) |
| KR _i | 第 i 層における植物プランクトンの呼吸速度 | (gO ₂ m ³ d ⁻¹) |
| μ _p | 植物プランクトン (ケイ藻) の比増殖速度 | (d ⁻¹) |
| μ _o | 植物プランクトン (その他) の比増殖速度 | (d ⁻¹) |
| K _P | 利用不可能なリンの分解速度定数 | (d ⁻¹) |
| K _N | 利用不可能な窒素の分解速度定数 | (d ⁻¹) |
| FILD | 動物プランクトンのろ過速度 (ケイ藻) | (m ³ g ⁻¹ C d ⁻¹) |
| FILO | 動物プランクトンのろ過速度 (その他) | (m ³ g ⁻¹ C d ⁻¹) |
| AS1 | 動物プランクトンの同化率 | (-) |
| AS2 | 捕食に伴う利用可能な栄養塩の排泄割合 | (-) |
| M _p | 植物プランクトン (ケイ藻) の死滅速度 | (d ⁻¹) |
| M _o | 動物プランクトン (その他) の死滅速度 | (d ⁻¹) |
| M _r | 動物プランクトンの死滅速度 | (d ⁻¹) |
| RES | 植物プランクトンの呼吸速度 | (d ⁻¹) |

| | | |
|------------------|---------------------------------------|--------------------------|
| SETD | 植物プランクトン（ケイ藻）の沈降速度 | ($m d^{-1}$) |
| SETO | 植物プランクトン（その他）の沈降速度 | ($m d^{-1}$) |
| SETP | 利用不可能なリンの沈降速度 | ($m d^{-1}$) |
| SETN | 利用不可能な窒素の沈降速度 | ($m d^{-1}$) |
| MAX μ_D | 植物プランクトン（ケイ藻）の最大増殖速度 | (d^{-1}) |
| MAX μ_O | 植物プランクトン（その他）の最大増殖速度 | (d^{-1}) |
| KMP | 植物プランクトンに対するリン半飽和定数 | ($gP m^{-3}$) |
| KMN | 植物プランクトンに対する窒素半飽和定数 | ($gN m^{-3}$) |
| T0 | 植物プランクトンの増殖に対する最適温度 | ($^{\circ}C$) |
| L0 | 植物プランクトンの増殖に対する最適照度 | ($cal m^{-2} d^{-1}$) |
| EXTW | 水中の光消散係数 | (m^{-1}) |
| EXTC | 植物プランクトン由来の光消散に係わる定数 | ($m^2 chla mg^{-1}$) |
| I ₀ | 水表面における照度 | ($cal m^{-2} d^{-1}$) |
| θ_D | 窒素及びリンの分解にかかわる温度係数 | (-) |
| θ_R | 呼吸にかかわる温度係数 | (-) |
| SEDO | 底泥による酸素消費速度 | ($gO_2 m^{-2} d^{-1}$) |
| KEXC | 大気交換速度 | (d^{-1}) |
| DOS | 飽和溶存酸素濃度 | ($gO_2 m^{-3}$) |
| C0 | 炭素／クロロフィル a 比 | ($gC chla g^{-1}$) |
| C1 | リン／クロロフィル a 比 | ($gP chla g^{-1}$) |
| C2 | 窒素／クロロフィル a 比 | ($gN chla g^{-1}$) |
| C3 | 酸素／クロロフィル a 比 | ($gO_2 chla g^{-1}$) |
| Z | 底泥中における 1 ボックスの層厚 | (m) |
| APOW | 0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均利用可能なリン濃度 | ($gP m^{-3}$) |
| ANOW | 0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均利用可能な窒素濃度 | ($gN m^{-3}$) |
| UPOW | 0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均利用不可能なリン濃度 | ($gP m^{-3}$) |
| UNOW | 0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均利用不可能な窒素濃度 | ($gN m^{-3}$) |
| DOOW | 0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均 DO 濃度 | ($gO_2 m^{-3}$) |
| T | 水中第 12 層における温度 | ($^{\circ}C$) |
| SAP _i | 底泥第 i 層における間隙水中の利用可能なリン濃度 | ($gP m^{-3}$) |
| SAN _i | 底泥第 i 層における間隙水中の利用可能な窒素濃度 | ($gN m^{-3}$) |
| SUP _i | 底泥第 i 層における間隙水中の利用不可能なリン濃度 | ($gP g^{-1} dry$) |
| SUN _i | 底泥第 i 層における間隙水中の利用不可能な窒素濃度 | ($gN g^{-1} dry$) |
| ϕ_i | 底泥第 i 層における空隙率 | (-) |

| | |
|----------------|--|
| S_i | 底泥第 i 層における沈降速度 ($m d^{-1}$) |
| SD_i | 底泥第 i 層における拡散係数 ($m^2 d^{-1}$) |
| GP_i | 底泥第 i 層におけるリン分解速度 ($gP g^{-1} dry d^{-1}$) |
| GN_i | 底泥第 i 層における窒素分解速度 ($gN g^{-1} dry d^{-1}$) |
| KSED | 底泥中での窒素およびリンの分解速度定数 (d^{-1}) |
| θ_{SED} | 底泥中での窒素およびリンの分解速度に対する温度係数 (-) |
| α | 分解速度の減衰係数 (-) |
| SEDPO | 分解されない底泥中のリン含有量 ($gP g^{-1}$) |
| SEDNO | 分解されない底泥中の窒素含有量 ($gN g^{-1}$) |
| ABS | 底泥第 1 層における吸着速度定数 (d^{-1}) |
| KDO | 吸着に対するDO半飽和定数 ($gO_2 m^{-3}$) |
| DIF | 底泥中での拡散係数 ($m^2 d^{-1}$) |
| FSS | セストンの体積フラックス ($m^3 dry m^{-2} d^{-1}$) |
| ρ | 底泥粒子の密度 ($g dry m^{-3}$) |

II - 6

霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水質変動特性
Characteristics of Seasonal Changes in Water Quality in Littoral
Zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura

相崎守弘¹・野原精一²・河合崇欣³
Morihiro AIZAKI¹, Seiichi NOHARA² and Takayoshi KAWAI³

要 旨

霞ヶ浦江戸崎入の水草帯における水質変動を1984年5月から1986年12月まで調べた。水草帯は、ヨシ、マコモ、ヒメガマを中心とする抽水植物帯及びアサザを中心とする浮葉植物帯から構成されていた。水草帯内の水質変動は、夏期から秋期にかけての多量のアオコの集積と、冬期の抽水植物の枯死倒状による有機物のたい積とによって特徴づけられた。水草帯内でのクロロフィルa濃度、全リン濃度、懸濁態炭素及び窒素濃度は夏期から秋期にかけて著しく上昇した。抽水植物帯において、溶存栄養塩濃度は秋期は集積したアオコの分解により、冬期は倒伏した抽水植物の枯死分解により上昇した。冬期から夏期にかけては沖帯とほぼ同程度の濃度であった。溶存有機物濃度は春期までかなり高い濃度を維持し、そのうち高分子有機物の占める割合が高かった。これは抽水植物の分解によるものと考えられた。

Abstract

Water qualities in littoral zone of Edosakiiri Bay, Lake Kasumigaura were surveyed at about monthly interval during May 1984 to Dec. 1986. Two stations in emergent macrophytes (Phragmites, Zizania, and Typha) zone, one station in floating-leaved macrophyte (Nymphoides peltata) zone and two stations in pelagic zone were studied. Water qualities in aquatic macrophytes zone were characterized by the accumulation of a large amount of Microcystis sp. which was brought from pelagic zone by wind during summer to autumn and by the accumulation of abundant dead emergent macrophytes in winter. Chlorophyll-a, total phosphorus, particulate carbon and particulate nitrogen concentration increased in summer and autumn in the aquatic macrophytes zone. On the other hand, dissolved nutrient concentration increased in autumn and winter due to the decomposition

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

of the accumulated Microcystis and dead emergent macrophytes. Dissolved organic carbon concentration showed high values during autumn to spring in the emergent macrophytes zone. High molecular weight dissolved organic matter remained in spring. These organic matter seemed to be decomposition products of emergent macrophytes.

1 はじめに

霞ヶ浦には、水生高等植物群落が生表面積の4.45%に相当する7.47km²存在する(桜井, 1981)。水生高等植物群落は沖帯とは異なった多様な生物群集を構成しており、高い生産性を持つ。野原ら(1986)及び高村ら(1986)はこのような水草群落の役割を評価することを目標に江戸崎入堂崎鼻付近の水草群落を対象に、水生高等植物、プランクトン、付着生物の生産量、水質変動特性等に関して調査を行った。この内、水質変動特性に関しては期間が1年間と短かったため、特性把握が十分ではなかったのでも引き続き調査を継続した。本報告では江戸崎入水草帯でのこれらの水質調査結果について述べる。

2 調査地点及び方法

調査場所は霞ヶ浦江戸崎入で図1に示す。調査は小野川背水域を含め8地点で行ったが、本報告では水草帯を中心とした5地点での水質変化特性について述べる。調査を行った水草帯は水深に応じ抽水植物のヨシ群落、マコモ群落、ヒメガマ群落、浮葉植物のアサザ群落より形成されていた。抽水植物帯は水深約40cmの所まで、岸から約30mまでの水域に分布していた。浮葉植物帯は水深約40~180cmの水域、岸から約30~60mの水域に分布していた。調査地点は抽水植物帯の水

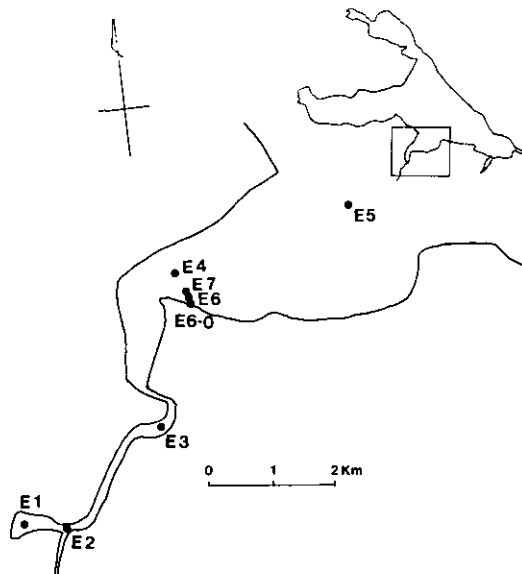


図 1 調査地点

Fig. 1 Map of sampling stations in Edosakiiri Bay

深約30cmのマコモ及びヨシの混成群落の中にE6を、浮葉植物のアサザ帯の中にE7を、E6とE7を線状に延ばした沖にE4を、江戸崎入の出口にE5を設定した。調査は1984年5月から1986年12月までほぼ月に1回の頻度で行ったが、1985年5月からは抽水植物帯の岸寄りの水深約10cmのヨシ帯の中にE6-0を設けた。本報告ではE6-0の水質変動を他の調査地点のそれと比較するため、1985年4月から1986年12月までのデータを基に、調査結果を各季節の平均値として整理した。そのため各季節における調査回数は冬期を除き4～6回、冬期は1986年の1シーズンだけの3回のデータを使用した。

採水はE6及びE6-0では1/のポリピンを用いて直接採水を、E7ではアクリル製カラム採水器を用いて底から水面までを、E4及びE5では同様にカラム採水器を用いて0～2m水深を採水した。水草帯の底質は砂質であり、沖帯は軟泥であった。

水中の栄養塩濃度、(NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, DTN, PO₄-P, DTP, TP)の分析法は大槻ら(1984)及びOtsuki & Sekiguchi(1983)に従った。溶存有機炭素(DOC)の定量はMenzel & Vaccaro(1964)によった。クロロフィルa濃度は90%アセトン抽出後UNESCO/SCOR法で測定した。懸濁態炭素(POC)及び窒素(PON)量はCHNコーダ(柳本社, MT3型)で測定した。なお調査の生データについては別報(相崎ら, 1988)に報告した。

3 結果

3.1 クロロフィル濃度の変化

図2に各季節ごとのクロロフィルa濃度の平均値の水平分布を示す。春期(4月～6月)は各地点とも大きな違いはなく30～40 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲にあった。夏期(7月～9月)で藍藻類のマイクロキスティスの集積がみられ、各地点で現存量に大きな違いがみられた。沖帯のE4及びE5では40～60 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の濃度であったが、アサザ帯(E7)では約90, 抽水植物帯のE6では約120 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と増加し最も岸に近いE6-0では約200 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ まで増加した。秋期(10月～12月)ではアサザ帯(E7)から沖帯のE4, E5にかけてはほぼ同濃度の50～60 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度であったが抽水植物帯のE6, E6-0では夏期に集積したマイクロキスティスの影響が残り高い濃度を示した。特に岸近くのE6-0では150 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と夏期とあまり違いのない濃度であった。冬期(1月～3月)では沖帯のE4, E5では約10 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の低い濃度になったが、水草帯では20～30 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度と春期とほぼ同程度の濃度になった。

3.2 炭素濃度の変化

図3に各季節ごとの懸濁態炭素(POC)濃度の平均値の水平分布を示す。クロロフィルa濃度とほぼ同様な変化を示した。すなわち、夏期から秋期にかけてはマイクロキスティスの吹き寄せによる水草帯での集積によりPOC濃度は他の季節に比べて著しく高い濃度になった。特に岸近くのE6-0で顕著であった。このように夏期から秋期に集積された有機物は水草帯で分解される。図4に溶存有機炭素(DOC)濃度の各季節の平均値の水平分布を示す。POC濃度が高かった夏期ではDOC濃度は各地点とも3.6～4.4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度と変化が少なかった。これに対して秋期から春期にか

けて水草帯での DOC濃度は高くなり、特に岸に近いE6-0で高くなった。秋期のこの上昇は集積したマイクロキスティスの分解によるものと考えられる。冬期から春期にかけては水草、特に抽水植物自身の枯死分解が起こり、それによる DOCの上昇がかなりあるものと考えられる。浮葉植物帯では沖帯とあまり変わらない変化を示した。

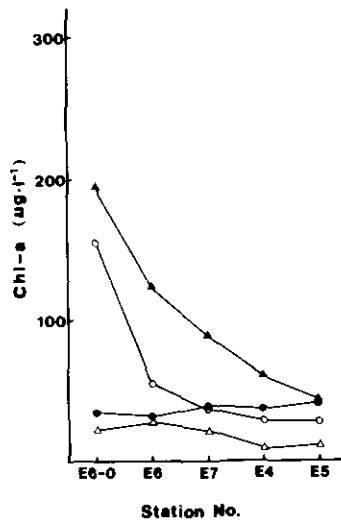


図 2 各季節における平均クロロフィル a 濃度の水平変化

Fig. 2 Horizontal changes in average values Chlorophyll-a in each season during Apr. 1985 to Dec. 1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay. (●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

3.3 窒素濃度の変化

図 5 に各季節の懸濁態窒素 (PON) 濃度の平均値の水平変化を示す。クロロフィル a 及び POC 濃度と同様に夏期から秋期にかけてマイクロキスティスの集積によって水草帯、特に抽水植物帯で高い濃度を示した。冬期は抽水植物帯で $0.4 \sim 0.5 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度と沖帯及びアサザ帯の約 2.5 倍の濃度になったが春期は各地点で大きな変化はなかった。

図 6 に各季節の DTN 濃度の平均値の水平変化を示す。DTN 濃度は DOC 濃度と同様に夏期では各地点で大きな違いはみられなかったが秋期には夏期に比べて全体的に濃度が上昇し特にアサザ帯で高い濃度が観測された。冬期には抽水植物帯で高い濃度が測定され、特に E6-0 で $2.5 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ という高い濃度が測定された。春期は DOC と異なって抽水植物帯で低く、アサザ帯、E4 で高い濃度が測定された。図 7 に各季節の TIN 濃度の平均値の水平分布を示す。夏期、冬期及び E6-0 除いた春期では DTN 濃度とほぼ同程度の濃度変化を示し、DTN の大部分が無機態の窒素であることがわかった。しかしながら秋期及び E6-0 の春期では DTN 濃度と TIN 濃度に $0.4 \sim 0.6 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度の違いが観測され、この時期に DON 濃度が高まることがわかった。秋期における DTN と TIN の濃度の違いは各地点で共通に観測されることから、水草帯だけの特性ではないと思われた。

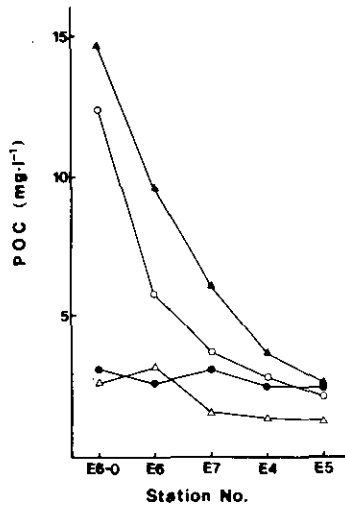


図 3 各季節における平均懸濁炭素 (POC) 濃度の水平変化

Fig. 3 Horizontal changes in average values of POC concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay.

(●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

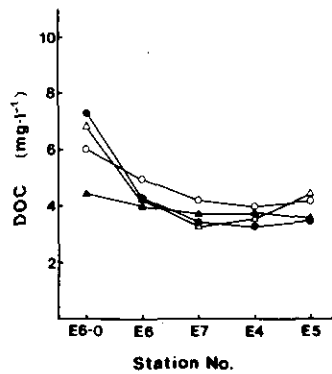


図 4 各季節における平均溶存有機炭素 (DOC) 濃度の水平変化

Fig. 4 Horizontal changes in average values of DOC concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay.

(●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

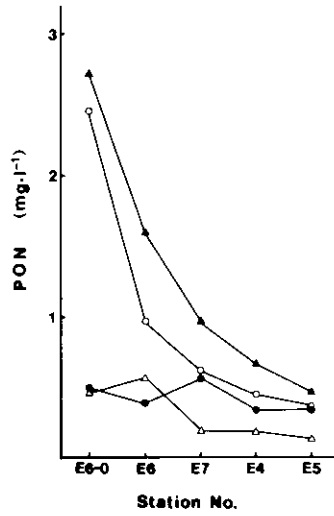


図 5 各季節における平均懸濁態窒素 (PON) 濃度の水平変化

Fig. 5 Horizontal changes in average values of PON concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay.

(●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

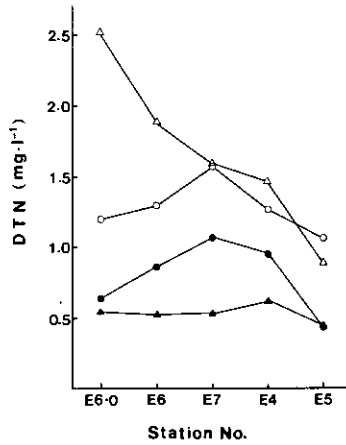


図 6 各季節における平均溶存全窒素 (DTN) 濃度の水平変化

Fig. 6 Horizontal changes in average values of DNT concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay.

(●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

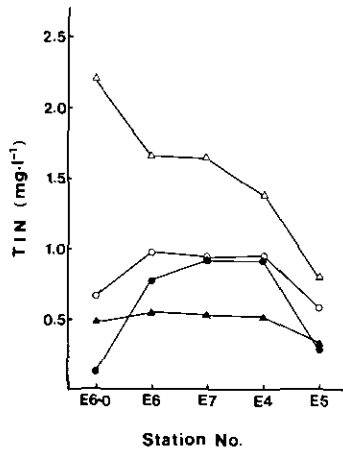


図 7 各季節における平均溶存無機態全窒素 (TIN) 濃度の水平変化

Fig. 7 Horizontal changes in average values of TIN concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay. (●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

3. 4 リン濃度の変化

図 8 に各季節ごとの全リン (TP) 濃度の平均値の水平分布を示す。TP濃度はクロロフィル a, POC, PON濃度と異なって岸に最も近い E6-0 で各季節とも他の地点より高い濃度を示した。夏期及び秋期の水草帯での高い濃度はミクロキスティスの集積によるものと考えられるが、冬期及び春期の高い濃度は、他の懸濁態有機物の挙動とは異なっており、リンに特有な現象と思われる。アサザ帯では夏期を除き沖帯と同様な変化を示した。

図 9 に DTP濃度の各季節の平均値の水平分布を示す。夏期は他の溶存の栄養塩と同様に各地点での変化は少なかったが、秋期には抽水植物帯で高くなる傾向を示し、冬期及び春期ではE6-0で高い値を示した。このDTPの変化は PO_4-P の変化とほぼ一致しており (図10), DTPの大部分は無機態のリンであった。無機態リンはアサザ帯から沖帯にかけてほぼ同程度の濃度を示し季節変化も少なかった。抽水植物帯では冬から春にかけて高い濃度となった。

4 考 察

霞ヶ浦における水草帯での水質変動に関する研究は関 (1981), 高村 (1986) によって行われたが、夏期のミクロキスティス由来の懸濁態炭素・窒素・リン及びクロロフィル濃度の顕著な増加が最大の特徴としてあげられていた。今回の調査でも夏期から秋期にかけて、特に抽水植物帯で顕著なミクロキスティスの集積が観測された。水草帯の水質浄化機能の重要な要素としてこのような湖水懸濁物のトラップ効果を上げることができる。水草帯はまたそれ自身が高い生産力を持つ場として知られている (野原ら, 1986; 高村ら, 1986)。このように湖水から集積した有機

物と水草帯で生産された有機物がどのような挙動をとるのかを理解することは水草帯の機能を考える上で重要である。

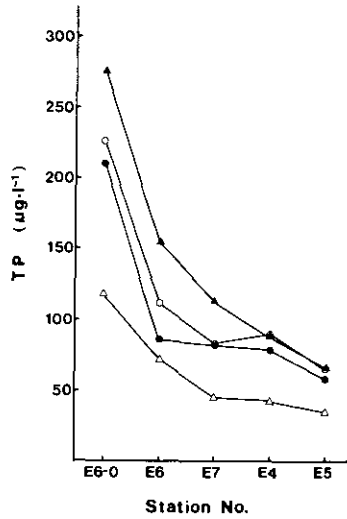


図 8 各季節における平均全リン (TP) 濃度の水平変化

Fig. 8 Horizontal changes in average values of phosphorus concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay. (●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

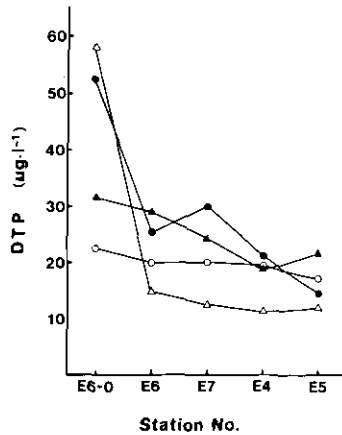


図 9 各季節における平均溶存全リン (DTP) 濃度の水平変化

Fig. 9 Horizontal changes in average values of DTP concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay. (●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

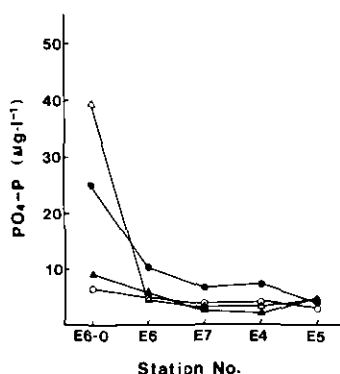


図 10 各季節における平均無機態リン (PO₄-P) 濃度の水平変化

Fig. 10 Horizontal changes in average values of PO₄-P concentration in each season during Apr.1985 to Dec.1986 in littoral zone of Edosakiiri Bay.

(●), spring; (▲), summer; (○), autumn; (△), winter.

浮葉植物であるアサザは5月から10月にかけて増殖し、12月にはその現存量は著しく低下する(野原ら, 1983)。すなわちアサザ帯は冬期から春期にかけてほとんど存在しないと考えてもよい。このことは水質変化にも顕著に現れており、冬期から春期にかけてはアサザ帯E7の水質は沖帯のE4の水質とほぼ同程度であった。アサザは5月から6月にかけては生産量に伴って現存量も増加するが、夏期から秋期にかけては枯死量も多く現存量はあまり増加しない。すなわち夏期から秋期にかけてはアサザ帯で多量の有機物の供給が起こる(野原ら, 1986)。しかしながら、水質に対しては顕著な影響は現れなかった。一方、抽水植物の現存量は5月から11月にかけて増加し12月から2月にかけて減少して、再び5月の現存量と同程度になる(野原ら, 1986)。抽水植物はヒメガマの葉を除き10月下旬まで枯死脱落しないことから、生産された有機物の大部分は枯死後12月から2月にかけて倒伏し、水中へたい積してゆくものと考えられる。抽水植物帯での水質変動を見るとアオコ由来の水中懸濁物質は夏期から秋期に増加しているが冬期にはほぼ沖帯と同程度の濃度まで減少している。これに対し溶存のリンや窒素は秋期から冬期に高い濃度を示している。したがって、秋期の栄養塩濃度の増加は集積したアオコの分解によるものと考えられ、一方、冬期に高い濃度を示したのは抽水植物の分解に起因する栄養塩回帰によるものと考えられる。このことは枯死後倒伏した抽水植物が最も集積している岸近くのE6-0で冬期に特に高い栄養塩濃度を示していたことから推測できる。溶存有機炭素はE6-0では春期まで高濃度を維持した。このことは易分解性の有機物は容易に分解無機化されてゆくが、抽水植物由来の高分子有機物はなかなか分解されず残存する(Weztel, 1983)傾向を反映した結果と考えられる。表1に抽水植物帯E6における、限外口過法により分子量分画した時の全溶存有機炭素濃度及び分子量2万以下の溶存有機炭素濃度、及びその占める割合を示す。夏期の8月には分子量2万以下の低分子量有機物が74%と多いのに対し、冬期ではその割合が57%と高分子有機物量が増加していた。春期は60~63%と冬期と夏期の中間的な割合になった。この結果も、抽水植物由来の高分子有機物の分解

がなかなか進まないことを示唆するものと思われた。

表 1 抽水植物帯E6における全溶存有機炭素濃度 (GF/Cろ液) 及び分子量2万以下の溶存有機炭素濃度とその割合

Table 1 Concentrations of total and below 20,000 molecular weight DOC and ratio of the latter to the former at station E6 in each season during 1985 to 1986.

| Time | Total DOC | | DOC<M.W. 20,000 | |
|----------|--------------------|-----|--------------------|----|
| | mg·l ⁻¹ | % | mg·l ⁻¹ | % |
| Jul.1985 | 6.3 | 100 | 4.0 | 63 |
| Aug. | 3.4 | 100 | 2.5 | 74 |
| Nov. | 5.9 | 100 | 3.7 | 63 |
| Jan.1986 | 4.2 | 100 | 2.4 | 57 |
| May | 4.4 | 100 | 2.6 | 60 |

5 まとめ

霞ヶ浦江戸崎入の水草帯における水質変動測定から、水草帯内の水質は夏期から秋期にかけてのアオコの集積と、冬期における抽水植物の枯死倒状による有機物のたい積とによって特徴づけられることがわかった。水草帯の持つ自然浄化機能としてアオコの集積にみられる水中懸濁物質のトラップ効果が大きなことが判明したが、反面それによって水草帯内の水質環境は著しく悪化した。アオコのような特殊な植物プランクトンの集積がない場合には、水草帯で生産された有機物は冬期に徐々に分解され、春期に再利用されているものと推測された。水草帯の持つ高い生産性は湖沼の多様な生物の生存にとって重要であり、湖沼水質が悪化する夏期には湖水の浄化に大きな役割を果たしていると考えられることから、今後もこのような水草帯を積極的に維持保全していくことが重要と思われた。

引用文献

- 相崎守弘・野原精一・河合崇欣・岩熊敏夫・高村典子・花里孝幸・大槻 晃(1988): 霞ヶ浦江戸崎入調査データ. 国立公害研究所研究資料, 第33号, 105P.
- Menzel, D.W., and R. F. Vaccaro(1964): The measurement of dissolved organic and particulate carbon in sea water. *Limnol. Oceanogr.*, 9, 138-142.
- 野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・上野隆平・花里孝幸(1968): 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水生高等植物の生産. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 59-71.
- Otuki, A. and K. Sekiguchi(1981): Automated determination of ammonia in natural freshwaters using salicylate-hexacyanoferrate-dichloroisocyanurate system. *Anal. Lett.*, 16(A13), 979-985.
- 大槻 晃・岩熊敏夫・河合崇欣・相崎守弘(1984): 霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 1-10.
- 桜井善雄(1981): 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量—特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-279.

- 関 文威(1981): 霞ヶ浦高浜入り湖岸帯の物質代謝. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 181-228.
- 高村典子・岩熊敏夫・相崎守弘・花里孝幸・大槻 晃(1986): 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水質プランクトン及び付着藻類の生産. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 73-100.
- Wetzel, R. G. (1983): *Limnology.*, W. B. Saunders, Philadelphia.

霞ヶ浦江戸崎入水草帯における栄養塩類の挙動
Nutrient Movements in the Littoral Zone of Edosakiiri Bay
in Lake Kasumigaura

野原精一¹・土谷岳令²・岩熊敏夫¹・高村典子¹・相崎守弘³・大槻 晃⁴
Seiichi NOHARA¹, Takayoshi TSUCHIYA², Toshio IWAKUMA¹, Noriko TAKAMURA¹,
Morihiro AIZAKI³ and Akira OTSUKI⁴

要 旨

水草帯の自然浄化機能の現実的評価という点から水生植物を中心にした野外の栄養塩類の挙動について解析を行った。調査は霞ヶ浦江戸崎入において1984年5月から1985年5月まで行った。

抽水植物の窒素含量はヒメガマが0.9~2.4%, マコモが1.6~2.8%, ヨシが0.8~2.9%で5月に最も高く12月まで徐々に低下していった。アサザ葉身中の窒素は4月(6.4%)から8月(2.5%)と変化が大きく、枯死すると0.3~2.4%に低下した。どの器官も葉身と同じような季節変化をした。

抽水植物体中のリン含量は春から秋に減少し、変化の範囲はヨシの葉で0.15~0.31%と茎で0.04~0.28%, マコモで0.15~0.3%, ヒメガマで0.09~0.29%であった。アサザは春から夏まで減少しその後秋に増加する傾向がみられた。その変動範囲は葉で0.13~0.48%, 茎と葉柄でやや低く0.09~0.38%, 地下部は更に低く0.07~0.4%であった。

秋の湖岸帯の炭素、窒素、リン在存量のうち抽水植物(地上部)の割合は約30%, 4%, 5%で底質に次いで多く存在していた。

抽水植物の地上部の窒素最大現存量はヒメガマで $9 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}$, マコモで $25 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}$, ヨシで $12 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}$ であり、リン最大現存量はそれぞれ $0.9 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2}$, $2 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2}$, $0.6 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2}$ であると推定された。アサザの窒素最大現存量はこれより少なく $1.5 \text{ gN} \cdot \text{m}^{-2}$, リン最大現存量は $0.09 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2}$ であった。これらの結果から水生植物の自然の栄養塩除

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 昭和60,61年度 国立公害研究所客員研究員(筑波大学生物科学系 〒305 茨城県つくば市天王台1-1-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Institute of Biological Sciences, University of Tsukuba, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
4. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

ン最大現存量は $0.09\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。これらの結果から水生植物の自然の栄養塩除去量について議論した。

Abstract

The role of aquatic plants on nutrient cycling was in the littoral zone of Edosakiiri Bay in Lake Kasumigaura during a period of one year from May 1984 to May 1985.

Phosphorus concentrations in emergent plants, i.e. *Phragmites communis*, *Zizania latifolia*, and *Typha angustifolia*, were highest in May (0.28~0.31%) and lowest in autumn (0.04~0.15%). Dead plant contained lesser amount of phosphorus: 0.1% for *Z. latifolia* and much lower for *P. communis* and *T. angustifolia*. Phosphorus concentrations in a floating-leaved plant, *Nymphoides peltata* (0.09~0.4%), was higher than the emergent plants. The highest concentration was observed in late autumn.

Since the maximum standing crops of emergent plants were 15~27 times higher than the floating-leaved plants, both phosphorus and nitrogen standing stocks were higher for emergent plants. The maximum phosphorus and nitrogen standing stocks were $0.6\sim 2\text{gPm}^{-2}$ and $9\sim 25\text{gNm}^{-2}$, respectively, which amounted ca. 4% and 5% of the respective phosphorus and nitrogen standing stocks in the littoral zone of the bay. Those for floating-plants were 0.1gPm^{-2} and 1.5gNm^{-2} which amounted 0.5% and 0.2% of phosphorus and nitrogen standing stocks, respectively, in the littoral zones. The amount of nutrients removed by harvesting were discussed.

1 はじめに

湖沼の富栄養化は水塊に加わる栄養塩類（特にNとP）が失われる量よりも多い場合、つまり蓄積によって起こり、その機構は複雑である。環境の水より栄養塩を高濃度に濃縮した生物体の遺骸の沈降、水の交換率の大きさ、流入河川水の栄養塩の大きさなどが富栄養化の速度にかかわっている（宝月，1984）。

沿岸帯の大型水生植物の遺体に由来する残査のたい積は、局所的だが沈殿量よりも大きく、湖沼の浅化の速度は湿性遷移の後期に大きくなる傾向がある。浅化によって交換率が変化し遷移の進行に連れて、富栄養化の速度が早まる可能性がある（宝月，1974）がその機構は十分に明らかにされていない。

水生植物群落では、水中の種々の栄養塩は植物体に吸収され濃縮固定され、植物が枯死分解したとき、一部は水中に回復し、再び植物が吸収する。そのため栄養塩が湖水中に滞在する期間が、群落のない場合に比べて長くなる（生嶋，1977）。抽水植物は地下部がよく発達しているため、遺骸によるたい積作用は著しい。Sculthorpe（1967）は水生植物の遷移系列と湖沼の底質との関係についての類型化をし Sastroutomo（1982）は現存量との関係について調べ、野原ら（1986）は底質の微地形と種類について明らかにしている。

水生植物と栄養塩については浄化（例えば De Jong, 1976; Reddy, 1983; Reddy, 1984; 岩態・土谷, 1986）と汚濁（例えば Kistritz, 1978; Barco & Smart, 1981; Landers, 1982）の相反する点から論じられている。その原因は実験系と現場の違いや実験を行った時期と期間の違いあ

るいは生活型の違いや栄養塩濃度の違いなどがあげられ、実際の自然浄化機能を考える上ではそれらの点に注意を要する。

そこで本報告は前報（野原ら，1986）に引き続き水草帯の自然浄化機能の現実的評価という点から水生植物を中心にした野外の栄養塩類の挙動について解析を行った。

2 方法

調査は霞ヶ浦江戸崎入において1984年5月から1985年5月まで、月1から2回の頻度で行った。水質の測定は高村ら（1986）の方法によった。

底質（主に砂）は径4 cmのアクリルパイプで数か所層別に採取し凍結乾燥した。方形区内（0.5~1 m²）の刈り取った抽水植物（ヨシ、マコモ、ヒメガマ）の地上部とアサザは器官別に85℃で恒量になるまで乾燥し、粉碎した。懸濁体、付着物、植物体及び底質の窒素と炭素量はCHNコーダー（柳本 MT-3）により測定した。植物体及び底質のリン含量測定は以下の方法によった。植物体及び底質のサンプルを50mg及び1g試験管に取り、硝酸を加えて30分後過塩素酸：硫酸（4：1）混液を加えて180℃で加熱して分解した（串崎・木内，1983）。蒸留水で希釈しGF/Cフィルターでろ過後100m^lとしてモリブデン青法でリン酸を比色定量した（川村，1981）。

3 結果

植生、現存量、水生植物の生産量、水中表面積、水位変動については野原ら（1986）が報告し、環境条件、栄養塩類などの水質、植物プランクトン量、付着藻類量、一次生産量、細菌量、動物プランクトン量については高村ら（1986）が既に報告した。

3.1 炭素と窒素含有量の季節変化

植物体中に炭素の占める割合はヨシ（*Phragmites communis* Trucz）で乾燥重量の43%から49%の範囲で器官や季節及び生死による違いはなく一定であった。マコモ（*Zizania latifolia* Trucz）の炭素含量も生死の別なく41~45%で季節変化は無かった。ヒメガマ（*Typha angustifolia* L.）の生シュート（茎と葉を合わせたもの）は44~47%、枯死シュートはそれよりやや高く47~49%の炭素含量があり季節変化はなかった。一方、アサザ（*Nymphoides peltata* O.Kuntze）は抽水植物とはやや異なり、葉身は45~48%でほぼ一定、葉柄と茎は葉より低く38~46%で変動幅が大きかった。アサザの地下部炭素含量は季節で変化し6月に32%で最も低く12月に48%で最も高かった。また灰分含量とは逆の関係にあって、6月に最大26%で12月に最低の5%となった。

抽水植物体中の窒素含量の季節変化を図1に示した。一般的傾向として抽水植物の窒素含量は4~5月に最も高く12月まで徐々に低下していった。シュート全体の窒素含量は、ヨシで2.9~0.8%、マコモは2.8~1.6%、ヒメガマで2.4~0.9%に変化した。ヨシの葉の窒素含量は茎よりも2~3倍高くなっていた。枯死したシュートはヨシで1.2~0.4%、マコモで2~1.1%ヒメガマで1.3~0.6%と季節的に徐々に減少した。ヨシの生茎、枯茎、枯葉の窒素含量は8月以降ほとんど同じであり、ヒメガマの生枯シュートは秋にほとんど同じ値を示した。一方マコモはこ

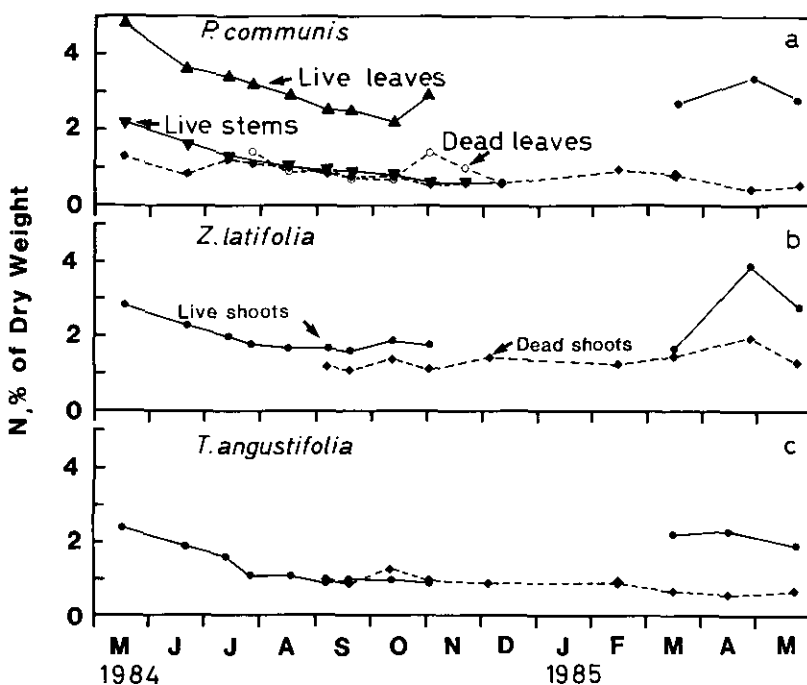


図 1 ヨシ (a), マコモ (b), ヒメガマ (c) の窒素含量の季節変化
 Fig. 1 Seasonal changes in the nitrogen concentration of
P. communis (a), *Z. latifolia* (b), *T. angustifolia* (c)

れらと異なり秋に枯シュートより常に 0.5%ほど低かった。

アサザの C/N 比 (a) と窒素含量 (b) の季節変化を図 2 に示した。C/N 比は1984年の8月と1985年の春に上がり、その位相変化のピークは地下部、葉柄と茎、葉身、枯死葉の順であった。葉身中の窒素は 1984年8月の2.5%から1985年4月に6.4%と変化が大きく、他の器官よりも常に高く、枯死(黄色に変色)すると0.3~2.4%ほどに低下した。他の器官も葉身と同じような季節変化をした。

3. 2 リン含有量の季節変化

抽水植物体中のリンの濃度を図3に示した。ヨシの葉のリン含量変化(a)はヒメガマと似ていて5月(0.31%)に急激に減少した後ゆっくりと減少して0.15%となった。茎も濃度は低い傾向は似ていて0.28~0.04%と変化した。7月に一度茎のリン含量が倍になったことがあり葉でも同時に増加の傾向が見られた。枯死葉(0.05~0.08%), 枯死茎(0.015~0.05%)は生体よりずっと低濃度でしかも変化が少なかった。マコモのリン含量(b)は変動が大きく4月の0.3%から11月の0.15%と徐々に減少した。マコモ枯死体は0.12から0.09%にわずかに減少した。ヒメガマ(c)は4から5月に0.27~0.29%の高いリン含量から急速に低下して6月には約半分

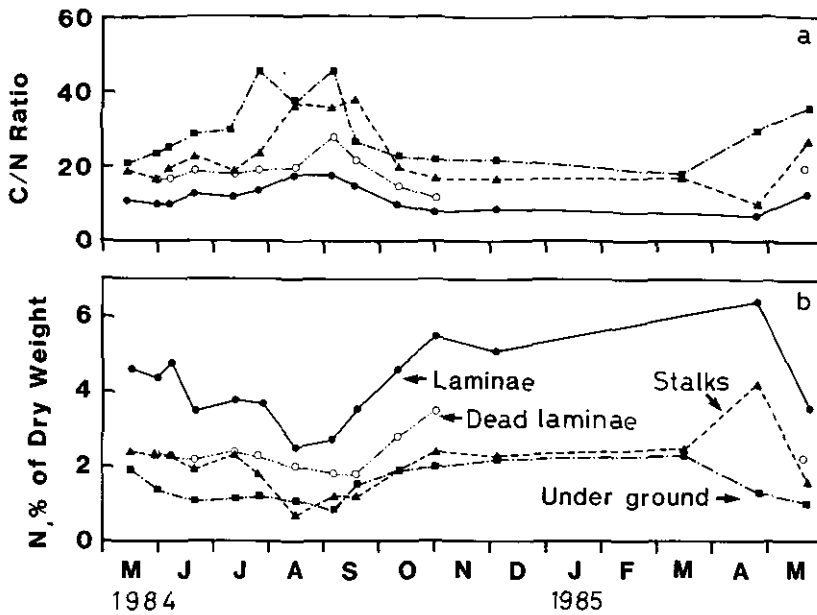


図 2 アサザの C/N比 (a) と窒素含量 (b) の季節変化
 Fig. 2 Seasonal changes in C/N ratio (a) and the nitrogen concentration (b) of *N. peltata*

になり以後徐々に低下していき10月には0.09%になった。枯死体は10月の0.07%が徐々に低下して次の年の4月には0.03%となった。リン含量は窒素含量とは異なり、抽水植物3種とも枯死部は生体部より少なかった。

図4にアサザの窒素とリン比(N/P比)との季節変化を表した。N/P比(a)は夏に高く秋に落ちてまた高くなる傾向を示した。枯葉は生葉よりも高いことが多かった。リン含量(b)は6月に一時増加することがあった外はどの部分も春から夏まで減少しその後秋に増加する傾向がみられた。その変動範囲は葉で0.13~0.48%、茎と葉柄でやや低く0.09~0.38%、地下部は更に低く0.07~0.4%であった。黄色くなった葉(枯死葉)は生葉よりも更に0.04~0.23%低濃度で、生葉よりやや後れて変化した。3月に地下部を更に分けてリン含量を測定したところ、短い地下茎0.23%、長い地下茎0.07%、根0.15%という値であった。

3. 3 植物体に存在する窒素とリンの現存量の季節変化

図5に抽水植物(地上部)の乾燥重量、窒素、リンの現存量の季節変化を示す。前報(野原ら, 1986)では現存量の季節変化は刈り取った方形区の量を表したが、分布が不均一であることから刈り取った場所の特性のためばらつきが大きくなった。そこで密度一定とした永久方形区を想定して計算を行った。シュート密度はヒメガマとヨシはそれぞれ平均22, 23本・m²で季節変化が少ないと仮定し、現存量は平均密度と平均シュート重を掛けて求めた。一方マコモは秋に小シユ

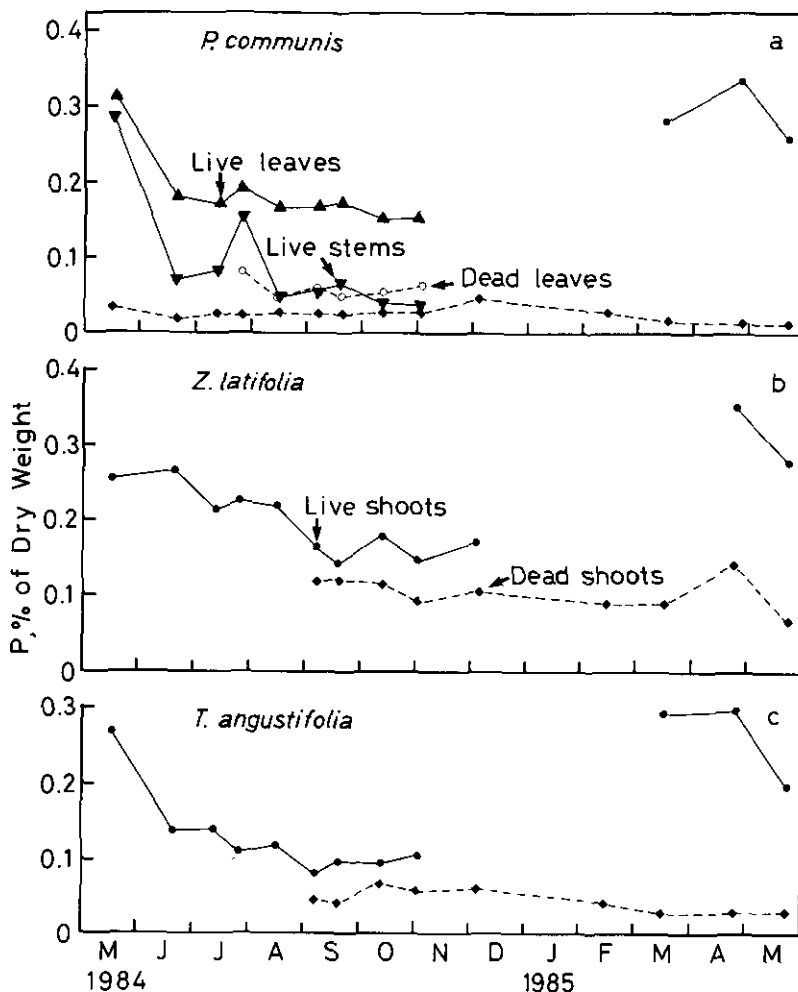


図 3 ヨシ (a), マコモ (b), ヒメガマ (c) のリン含量の季節変化
 Fig. 3 Seasonal changes in the phosphorus concentration of
P. communis (a), *Z. latifolia* (b), *T. angustifolia* (c)

ートの分岐のためシュート密度と平均シュート重の季節変化が大きかったので刈り取り方形区の現存量をそのまま用いた。各々種の各部位の比率と推定現存量(乾燥重量)を掛けて、部位別の重量を求め、さらに窒素とリン含量を掛けて合計して窒素とリン現存量を生枯別に計算した。

ヒメガマは8月から11月に乾重 (a)で $950\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 、窒素 (b)で $9\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ になり、リン (c)は $0.9\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ で最大となった。枯死葉はすぐに水没してしまうので生育期間には水面上に立っている物はほとんどなく、秋から春に風化によって減少し葉の取れた花茎だけになった。特にリンは秋にすぐ無くなってしまった。

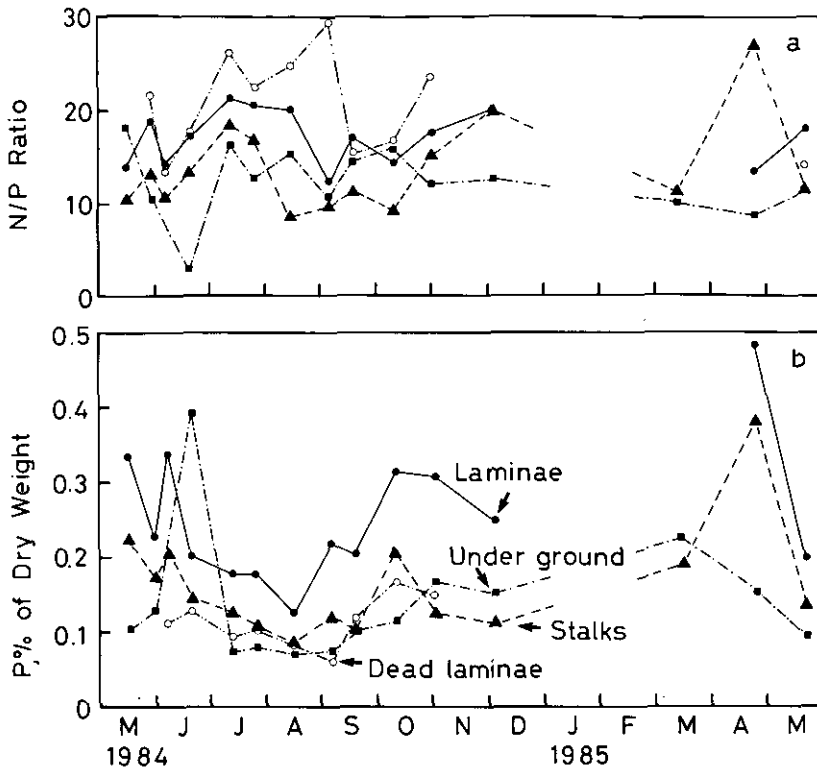


図 4 アサザの N/P比 (a) とリン含量 (b) の季節変化
 Fig. 4 Seasonal changes in N/P ratio (a) and the phosphorus concentration (b) of *N. peltata*

ヨシは8月に最大の $700\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ になった乾重は落葉のため秋に減少し (d), 窒素は $12\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ で最大になり (e), リンは最大で $0.6\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ であった (f)。7月にリン現存量の高い点があるのは茎サンプルのリン濃度が高いため (図 3 c), 原因は不明である。ヨシ枯死体は夏までの生体が枯れるために秋に増え乾重で $100\sim 200\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ までになった。窒素量としては $0.7\sim 1.4\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ リン量としては $0.1\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ 常に少量存在していた。

一方マコモの乾重は最大の $1300\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ まで直線的に増加し秋に枯死して直線的に減少した (g)。同様に窒素, リンは成長による増加でそれぞれ最大値 $25\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ と $2\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ に達した後, 枯死脱落によって減少した (h, i)。

アサザの乾重現存量 (a) については前報 (野原ら, 1986) に記したものと同じである。窒素とリン現存量については図 6 (b, c) に表した。最大現存量が $48\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ のとき (11月1日), 窒素の最大現存量は $1.6\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ でありリンの最大現存量は $0.9\text{gP}\cdot\text{m}^{-2}$ となった。乾重の季節変化は夏に増加の見られなかった肩のある一山型の季節変化となったが, 乾重当たりの窒素とリンの含量が夏に低下したため, 窒素とリン現存量は夏に減少する二山型の季節変化をした。窒素は葉身

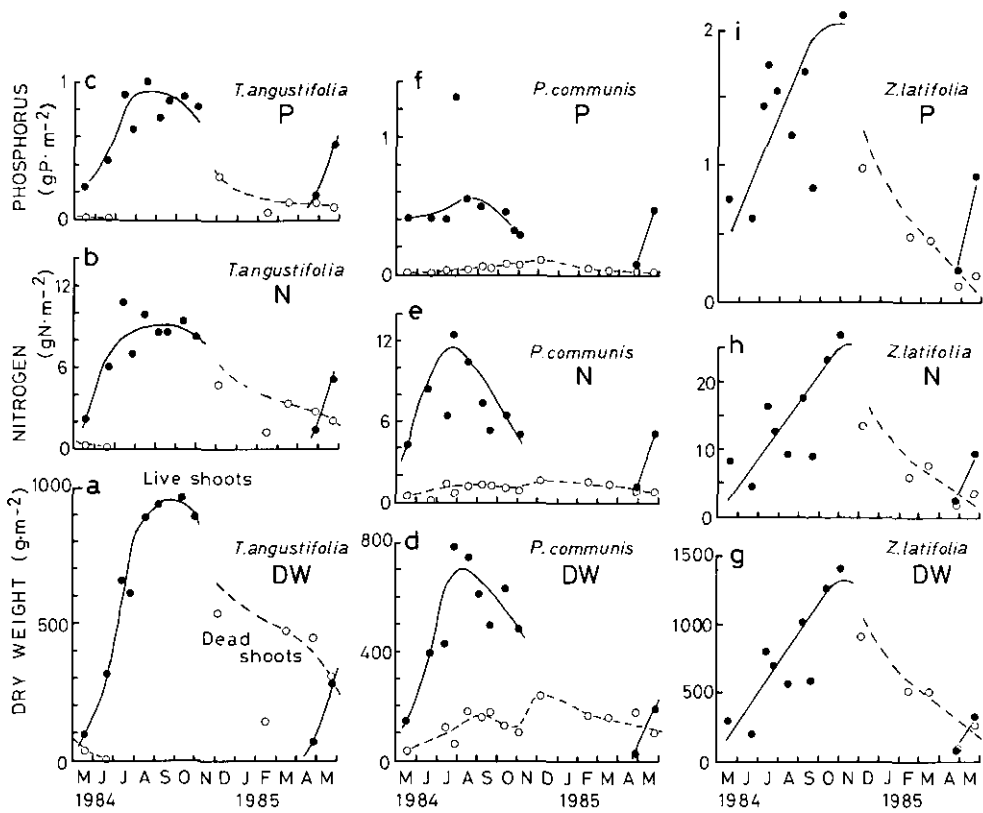


図 5 ヒメガマ, ヨシ, マコモの乾燥(a,d,g), 窒素現存量 (b,e,h) 及びリン現存量 (c,f,i) の季節変化

Fig. 5 Seasonal changes in the standing stocks of dry weight (a,d,g) nitrogen (b,e,h) and phosphorus (c,f,i) of *T. angustifolia*, *P. communis*, *Z. latifolia*

の占める割合が大きくほぼ半分であるが、リンについては葉柄と茎と地下部の割合が大きかった。地下部の窒素は乾重とほぼ似た変動をしたが、リンは秋の増加の外に6月に増加することがあったが、次のサンプリングには減少していた。

3. 4 成長速度と脱落速度

植物を使った浄化の評価には二通り考えられる。一つは生態系(例えば川)の入口と出口の流量と濃度をモニターして収支を取る方法、もう一つは植物を刈り取って成分を測定する方法である。ここでは湖岸帯という開放系であるから後者の方法をとった。抽水植物の地下部は刈り取られなかったので、貯蔵物からの転流量は評価できない。群落は安定していて毎年同じ量の地下部が存在していて変化していないとすると、流入水から底質や地下部を介して栄養塩を取り込んで

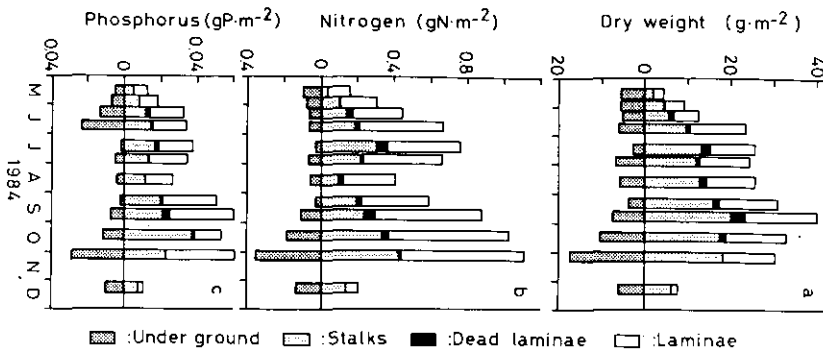


図 6 アサザの窒素現存量 (a) とリン現存量 (b) の季節変化
 Fig. 6 Seasonal changes in the nitrogen (a) and phosphorus (b) standing stocks of *N. peltata*

地上部が作られ分解されるまで一次貯蔵して藻類に回る栄養塩を減らしていることで役立っていると考えられる。転流を含めた地上部への見かけの最大取り込み量は生育期の現存量の増加速度とほぼ等しく、現存量の風化分解速度は水中に再び戻る最大速度を反映していると考えた。

そこで現存量増加と減少の速度は一定と仮定し、時間との直線回帰式の傾き（成長速度、風化分解速度）を求めた（表 1）。上段は刈り取りした方形区と時間から求め、下段は平均密度と平均シュート重の掛算から現存量を推定し計算したものである。ヨシ、マコモ、ヒメガマ、アサザの増加量はそれぞれ 7, 6, 7, 0.2 $\text{gDW}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ でアサザは一けた低い。またヨシ、マコモ、ヒメガマ、アサザの窒素増加量はそれぞれ 91, 92, 75, 6 $\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であり、リンの増加速度はそれぞれ 6, 8, 7, 0.4 $\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ と推定された。一方秋から冬に風化脱落する速度はヨシ、マコモ、ヒメガマでそれぞれ 0.4, 4.3, 1.1 $\text{gDW}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、窒素の風化脱落速度は 5, 64, 15 $\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ であり、リンの風化脱落速度は 0.5, 4.9, 1.3 $\text{mgP}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ と推定された。図 5 に示したように生育時には増加は速く、生育期を過ぎると急に少なくなり以後枯死体は比較的ゆっくり風化脱落して栄養塩は水系に戻ると考えられた。

3.5 水草帯における炭素、窒素及びリンの現存量

水草帯（抽水植物帯、浮葉植物帯）及び沖帯における炭素の現存量の比較を表 2 に表した。抽水植物は地上部のみ、底質は表層が深さ 50cm まで（抽水植物の地下部の存在するおよその深さ）同じとして計算した。湖岸帯の炭素のうちほとんどは底質に存在していて（約 2000 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$ ）、抽水植物帯では、地上部（11月の3種平均 653 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$ ）の倍が全現存量とするとほぼ底質と植物の量のオーダーが同じとなり、抽水植物は炭素の大きな貯蔵体であると考えられた。DOC（溶解態有機炭素）と TIC（全無機炭素）を合わせると 3.9~5.4 $\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}$ 水中の 64~87% となり、植物プランクトンを含めた SS（懸濁態）の割合はごくわずかであった。さらに付着物は SS と多くて同じか一けた低い値であった。アサザ帯では SS の 1.4~3.8 倍の炭素がアサザに存在（底

表 1 水生植物の平均成長速度と平均風化分解速度
 上段は刈り取り法からの計算値，下段は平均シュート重の変化から求めた値。
 (※) はデータなし

Table 1 Mean growth rate and mean decomposition rate
 (※) ; no data.

| | Mean Growth Rate ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) | | | Mean Decomposition Rate ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) | | |
|---------------------|---|----|------|--|-----|------|
| | APR ~ NOV, n=7 | | | DEC ~ MAY, n=4 or 5 | | |
| | Dry Weight | N | P | Dry Weight | N | P |
| <u>Phragmites</u> | 2900 | 3 | -0.5 | -1800 | 0.1 | -0.8 |
| <u>communis</u> | 7200 | 91 | 5.9 | -430 | -5 | -0.5 |
| <u>Zizania</u> | 6100 | 92 | 8.0 | -4300 | -64 | -4.9 |
| <u>latifolia</u> | ※ | ※ | ※ | ※ | ※ | ※ |
| <u>Typha</u> | 6500 | 40 | 3.9 | -3900 | -40 | -3.1 |
| <u>angustifolia</u> | 7400 | 75 | 7.0 | -1100 | -15 | -1.3 |
| <u>Nymphoides</u> | 210 | 6 | 0.4 | ※ | ※ | ※ |
| <u>peltata</u> | ※ | ※ | ※ | ※ | ※ | ※ |

Upper Row : The slope estimated by the harvest method

Lower Row : The slope estimated by the change of the average-sized shoot

質の 0.5~2%) し、溶存態炭素と同じレベルであった。付着物は抽水植物帯と同様に SS とし同じか一けた低い値であった。沖帯では水中の16%が SS として存在していた。

表 3 は窒素の現存量の比較である。底質(深さ50cmまで)に $330 \text{ gN}\cdot\text{m}^{-2}$ 存在しているのに対して、抽水植物には地下部を考えても 1/10 の約 $30 \text{ gN}\cdot\text{m}^{-2}$ ほどしかなく炭素と異なっている。底質を除けば窒素の大きな貯蔵体であることには変わらない。SS は抽水植物地上部の 3% 以下である。浮葉植物帯のアサザの窒素は SS よりもやや多い程度である。水草帯、沖帯とも冬に溶存態のうち TIN(全無機態窒素)の割合は 74% である。夏に沖帯の TIN は 21% であるがアサザ帯では 2%、抽水植物帯では 4% 程度であった。

表 4 ではリンの現存量について比較した。抽水植物帯底質(深さ50cmまで)に平均 $30 \text{ gP}\cdot\text{m}^{-2}$ 、抽水植物に 10% 存在して、アサザ帯底質に平均 $13 \text{ gP}\cdot\text{m}^{-2}$ 、アサザに 0.5% のリン現存量があった。SS は抽水植物地上部の 1% 以下であり、アサザとほぼ同じだけ存在していた。リン酸は水草帯

表 2 抽水植物帯、浮葉植物帯及び沖帯の炭素現存量
Table 2 Carbon standing stocks of emergent plant zone, floating-plant zone and pelagic zone

| | | (gC·m ⁻²) | | | |
|--------------------------------------|--------------------------|-----------------------|-------|--------|-------|
| | | MAY | AUG | OCT | DEC |
| Emergent Plant Zone | <u>P. communis</u> * | 184 | 657 | 724 | 356 |
| | <u>Z. latifolia</u> * | 127 | 357 | 533 | 411 |
| | <u>T. angustifolia</u> * | 188 | 496 | 702 | 580 |
| | Suspended Solid | 0.80 | 1.27 | 2.36 | 0.82 |
| | Periphyton | 0.17 | 0.14 | 3.65** | 0.56 |
| | DOC | 1.23 | 1.22 | 2.53 | 1.72 |
| | TIC | 2.67 | 2.94 | 2.52 | 3.72 |
| Substratum (<50cm) | | 2300 | 1840 | 1810 | 2080 |
| Floating- leaved Plant Zone | <u>N. peltata</u> | 4.41 | 11.10 | 18.49 | 5.93 |
| | Suspended Solid | 1.41 | 3.96 | 4.83 | 4.36 |
| | Periphyton | 0.21 | 0.26 | 0.12 | 1.21 |
| | DOC | 2.15 | 2.64 | 4.02 | 3.53 |
| | TIC | 6.20 | 7.03 | 5.60 | 6.88 |
| | Substratum (<50cm) | | 760 | 1300 | 1150 |
| Pelagic Zone | Suspended Solid | — | 9.62 | — | 6.50 |
| | DOC | — | 18.46 | — | 10.75 |
| | TIC | — | 32.34 | — | 23.43 |
| | Substratum | | — | — | — |

* : standing stock of aboveground

** : drift of blue-green algae

- : no data

沖帯共に常に低く DOP の半分以下であった。抽水植物帯、アサザ帯水中のリンの 70~80%、沖帯の水中のリンの 60~90% が SS であった。

春から秋にかけて水草帯での SS の炭素、窒素、リンは増加し冬に少なくなった。

4 考 察

水生植物の生体成分の季節変化については数多くの研究があり (例えば, Dykyjova, 1978 ; Brockら, 1983), 植物体の栄養塩類の濃度は春先高く徐々に減少することは一般にどの植物でも言われている。また, 地下部のある多年生の植物はかなりの栄養塩を地下部から転流して、地上部に蓄積されたリンの 40% が地下部から転流されたもので 23% が秋地下部へ戻ると計算され

表 3 抽水植物帯、浮葉植物帯及び沖帯の窒素現存量

Table 3 Nitrogen standing stocks of emergent plant zone, floating-plant zone and pelagic zone

| | | (mgN·m ⁻²) | | | |
|--------------------------------------|--------------------------|------------------------|--------|--------|--------|
| | | MAY | AUG | OCT | DEC |
| Emergent Plant Zone | <i>P. communis</i> * | 10900 | 17600 | 15300 | 5570 |
| | <i>Z. latifolia</i> * | 8060 | 13600 | 13200 | 13700 |
| | <i>T. angustifolia</i> * | 10750 | 12000 | 14700 | 10600 |
| | Suspended Solid | 140 | 330 | 430 | 130 |
| | Periphyton | 33 | 28 | 710** | 90 |
| | DON | 111 | 162 | 151 | 177 |
| | TIN | 155 | 6 | 22 | 509 |
| Substratum (<50cm) | | 360000 | 283000 | 315000 | 351000 |
| Floating- leaved Plant Zone | <i>N. peltata</i> | 260 | 470 | 1210 | 350 |
| | Suspended Solid | 260 | 480 | 850 | 310 |
| | Periphyton | 38 | 29 | 20 | 156 |
| | DON | 183 | 291 | 314 | 263 |
| | TIN | 351 | 5 | 75 | 258 |
| Pelagic Zone | Substratum (<50cm) | 96000 | 197000 | 194000 | 185000 |
| | Suspended Solid | - | 1560 | - | 1000 |
| | DON | - | 1250 | - | 1020 |
| | TIN | - | 340 | - | 2910 |
| | Substratum | - | - | - | - |

* : standing stock of aboveground

** : drift of blue-green algae

- : no data

た (Prenikiら, 1987)。地上部の栄養塩類現存量の増加は地下部、底質と水のどれもから来ていると考えられ、生育環境や種によって変わってくる。水生植物と栄養塩との研究はどこから(水か底質か)どれくらい取り込んでいるかということが問題にされてきた(例えば, Carignan & Kalff, 1980)。それは水草は水をきれいにしているか汚しているかということでもある。主として多く存在することから取り込むが、少ないところからも取り込んでいると考えられている。

自浄作用の意味や意義について考えるときに、対象とする水域をどこにとるかあるいは水と底質のどちらかを考えるかで異なってくる。また有機物が無機化される場合の能力は有機物の濃度の関数となるから水が汚れている程浄化能力は高いことになる(日本水産学会, 1979)。水草を浄化に用いる実験は栄養塩濃度がかなり高く設定されており90%近い除去効率がえられている。しかし自然水域での研究例は少なく(Vicent & Dowhs, 1980; Howard-Williamsら, 1982)、流量の把握や冬に除去能が期待できないこと、冬に分解して水中に再び戻るといった問題点がある。水草の機能は冬の分解により栄養塩を回帰させるとしても、夏期の藻類ブルーム期に栄養塩の固定をしておくことで湖の富栄養化を抑制していると考えられる(岩熊・土谷, 1986)。

表 4 抽水植物帯, 浮葉植物帯及び沖帯のリン現存量
 Table 4 Phosphorus standing stocks of emergent plant zone, floating-plant zone and pelagic zone

| | | (mgP·m ⁻²) | | | |
|----------------------------|--------------------------|------------------------|-------|------|-------|
| | | MAY | AUG | OCT | DEC |
| Emergent Plant Zone | <i>P. communis</i> * | 1100 | 1000 | 1250 | 390 |
| | <i>Z. latifolia</i> * | 75 | 1440 | 2280 | 990 |
| | <i>T. angustifolia</i> * | 1160 | 1250 | 1410 | 730 |
| | Suspended Solid | 14 | 18 | 37 | 12 |
| | Periphyton | 2 | 4 | 73** | 11 |
| | DOP | 4 | 5 | 7 | 4 |
| | PO ₄ -P | 1 | 1 | 1 | 2 |
| | Substratum (<50cm) | 1300 | 75000 | 3000 | 29000 |
| Floating-leaved Plant Zone | <i>K. peltata</i> | 25 | 31 | 65 | 21 |
| | Suspended Solid | 16 | 40 | 93 | 26 |
| | Periphyton | 1 | 2 | 1 | 7 |
| | DOP | 2 | 11 | 31 | 8 |
| | PO ₄ -P | 1 | 1 | 1 | 4 |
| | Substratum (<50cm) | 12000 | 16000 | 4000 | 21000 |
| Pelagic Zone | Suspended Solid | 157 | 187 | - | 63 |
| | DOP | 20 | 91 | - | 40 |
| | PO ₄ -P | 5> | 5> | - | 5> |
| | Substratum | - | - | - | - |

* : standing stock of aboveground

** : drift of blue-green algae

- : no data

本質的には生態系からの除去がなければ底質に蓄積していくから、昆虫などの摂食による系外への除去や人の手による収穫が必要である。倉田(1985)は琵琶湖内湖である西の湖の50haのヨシを収穫して窒素16.4t, リン2.3tをよはず産業が毎年取り除いていると試算している。国立公害研究所(1984)は霞ヶ浦高浜入りの隔離水界の実験でホテイアオイ移植によって水質の改善がみられ、100日間で窒素として3.7~7.5 gN·m⁻², リンとして0.5~1 gP·m⁻²を除去できると試算している。

本研究から抽水植物が秋から春に分解して水中に回帰する前に、地上部を刈り取ると最大の除去効果が得られることが分かった。すなわち窒素はヒメガマ, マコモ, ヨシでそれぞれ9, 25, 12g·m⁻², リンそれぞれ0.9, 2, 0.6 Pg·m⁻²浄化できると考えられる。アサザでは1.5Ng·m⁻², リン0.09 Pg·m⁻²である。浄化機能に利用されているホテイアオイと比べると抽水植物は自然の状態で同等かそれ以上の機能があることが明らかになった。

海老瀬(1984)の算定によれば霞ヶ浦の年間総流入負荷量はT-Nで2945 t·y⁻¹, T-Pで253 t·y⁻¹である。桜井(1981)によれば霞ヶ浦の水生植物群落の総面積(7.47km²)は湖全体の4.45%であり、その内抽水植物群落は3.02km²である。本研究によりヒメガマ, マコモ, ヨシの平均

現存量（地上部）を $15\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $1.2\text{Pg}\cdot\text{m}^{-2}$ とすると霞ヶ浦から45.3tの窒素と3.6tのリンを取り除くことができ、この値は霞ヶ浦の年間総流入負荷量の1.5%（窒素）、1.4%（リン）に相当する。本調査地の浮葉植物アサザはBrockら(1983)やVan der Veldeら(1979)の現存量の1/9から1/6と低かったので(野原ら, 1986)、Brockらの値($4.7\text{gN}\cdot\text{m}^{-2}$ 、 $1.75\text{Pg}\cdot\text{m}^{-2}$)よりも蓄積量も小さかった。霞ヶ浦高浜入のヒシは最大現存量約 $300\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ (Tsuchiya & Iwaki, 1983)であり、その時の窒素とリンの現存量は $4.2(\text{gN}\cdot\text{m}^{-2})$ 、 $0.8(\text{gP}\cdot\text{m}^{-2})$ と推定された(岩態・土谷, 1986)。したがって一般に浮葉植物の最大現存量は $4\sim 5(\text{gN}\cdot\text{m}^{-2})$ 、 $1\sim 2(\text{gP}\cdot\text{m}^{-2})$ と考えられる。浮葉植物面積を 0.80km^2 (桜井, 1981)とすると、最大現存量は 3.6tN 、 1.2tP と算定され霞ヶ浦の年間総流入負荷量(海老瀬, 1984)の0.12%（窒素）と0.47%（リン）となり、抽水植物よりも一けた低いと計算された。

次年度の生育に十分な種子生産の済んだ秋に河口域のヒシを刈り取れば、ホテイアオイによる浄化実験のような群落を囲む網も植え付けもなく浄化ができると考えられる。抽水植物の刈り取りの生育に対する効果と植物の処理を検討し、次年度の生育に支障のない程度に刈り取れば同様に最大現存量程度には浄化ができるであろう。今後、刈り取り効果を含めた水生植物の管理研究と刈り取った植物体の処理の研究が必要になってくると予想される。

引用文献

- Barco, J.W. and M.Smart (1981): Sediment-baser nutrition of submersed macrophytes. *Aquat.Bot.*, 10, 339-352.
- Carignan, R. and J.Kalff (1980): Phosphorus sources for aquatic weeds: Water or sediment?, *Science*, 207, 987-988.
- De Jong, J. (1976): The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. In: *Biological Control of Water Pollution*. Tourbier, J. and R.W.Pierson, Jr. (eds.), Univ. Pennsylvania Press, Philadelphia, 133-139.
- Dykyjova, D. (1978): Nutrient uptake by Littoral communities of helophytes. In: *Pond littoral ecosystems, Structure and functioning*, D.Dykyjova and J.Kvet (eds.), Springer-Verlag, Berlin, 257-277.
- 海老瀬潜一 (1984): 霞ヶ浦流入河川による総流入負荷量の評価. 国立公害研究所研究報告, 第50号, 41-58.
- 宝月欣二 (1974): 水界生態系. 生態学講座3, 共立出版, 東京.
- 宝月欣二 (1984): 遷移と物質経済. 生物経済学—植物を中心して—, 葦華房, 東京, 158-174.
- Howrd-Williams, C., J.Davies and S.Pickmere (1982): The dynamics of growth, the effect of changing area and nutrient uptake by watercress *Nasturtium officinale* R. Br. in a New Zealand stream. *J.Appl.Ecol.*, 19, 589-601.
- 生嶋 功 (1977): 水生植物の遷移. 植物生態学講座4, 群落の遷移とその機構, 沼田真編, 朝倉書店, 東京, 92-96.
- 岩態敏夫・土谷岳令 (1986): 生育期のヒシによる湖水からの栄養塩除去の実験的研究. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 101-125.
- 川村静夫 (1981): リン酸. 水の分析—第3版—, 日本分析学会北海道支部編, 化学同人, 東京, 220-222.

- Kistriz, R.U. (1978): Recycling nutrients in an enclosed aquatic community of decomposing macrophytes (*Myriophyllum spicatum*). *Oikos*, **30**, 561-569.
- 国立公害研究所 (1984): 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (Ⅲ) 霞ヶ浦高浜入りにおける隔離水界を利用した富栄養化防止手法の実験的研究, 国立公害研究所研究報告, 第52号, 101p.
- 串崎光男・木内知美 (1983): 灰化法. 栽培植物分析測定, 作物分析委員会編, 養賢堂, 東京, 59-63.
- 倉田 亮 (1985): 内湖の浄化機能. -自然浄化機能による水質改善-, 「第2回自然浄化シンポジウム」報告, 国立公害研究所. 69-77.
- Landers, H.D. (1982): Effects of naturally senescing macrophytes on nutrient chemistry and chlorophyll a of surrounding waters. *Limnol., Oceanogr.*, **27**, 428-439.
- 日本水産学会 (1979): 水域の自然浄化. 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, 東京, 141p.
- 野原精一・土谷岳令・岩態敏夫・上野隆平・花里孝幸 (1986): 霞ヶ浦水草帯における水生高等植物の生産. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 59-71.
- Prentki, R.T., T.D. Gustafson and M.S. Adams (1978): Nutrient movement in lakeshore marshes. In: *Freshwater Wetland, Ecological processes and management potential.*, R.E. Good, D.F. Whigham, R.L. Simposon (eds.), Academic Press, London, 169-194.
- Reddy, K.R. (1984): Nutrient removal potential of aquatic plants. *Aquatics*, **6**(1), 15-16. (国井秀伸訳, 水草帯研究会報, **18**, 13-15. から引用)
- Reddy, K.R. (1983): Fate of nitrogen and phosphorus in a waste-water retention reservoir containing aquatic macrophytes. *J. Environ. Qual.*, **12**, 137-279.
- 桜井善雄 (1981): 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量 -特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について-. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-279.
- Sastoroutomo, S.S. (1982): Summer biomass of aquatic macrophytes in relation to sediment characteristics in Lake Aino-numa, Miyagi. *Jpn. J. Ecol.*, **33**, 47-54.
- Sculthorpe, C.D. (1967): *The biology of aquatic vascular plants.* 610 Edward Arnold (生嶋 功 (1977): 水生植物の遷移. 植物生態学講座4, 群落の遷移とその機構, 沼田真編, 朝倉書店, 東京, 306. から引用)
- Tsuchiya, T. and H. Iwaki (1983): Biomass and net primary production of a floating-leaved plant, *Trapa natans*, community in Lake Kasumigaura, Japan. *Jpn. J. Ecol.*, **33**, 47-54.
- 高村典子・岩態敏夫・相崎守弘・花里孝幸・大槻 晃 (1986): 霞ヶ浦水草帯における水質とプランクトン及び付着藻類の生産. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 73-100.
- Vincent, W., F. and M.T. Downes (1980): Variation in nutrient removal from a stream by watercress (*Nasturtium officinale* R.Br.). *Aquat. Bot.*, **9**, 221-235.

霞ヶ浦江戸崎入水草帯の底生及び付着動物
Benthic and Epiphytic Macroinvertebrates in the Littoral Zone of
Edosakiiri Bay of Lake Kasumigaura

上野隆平¹・岩熊敏夫¹・野原精一¹・土谷岳令²

Ryuhei UENO¹, Toshio IWAKUMA¹, Seiichi NOHARA¹, Takayoshi TSUCHIYA²

要 旨

霞ヶ浦江戸崎入の抽水植物及び浮葉植物の各々が優占する地点で、1984年5月から1985年5月までの期間、底生及び付着の大型無脊椎動物の現存量及び種組成を調査した。底生動物は、抽水植物帯ではユスリカ幼虫及びイトミミズが、浮葉植物帯ではヨコエビ、ユスリカ幼虫及びイトミミズが優占した。いずれの地点でも現存量は6～7月に最高値を示し2月にもピークを示した。ユスリカ幼虫の最大現存量は抽水植物帯で $1,470\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、浮葉植物帯で $95\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ で、この時には Glyptotendipes tokunagai が優占していた。イトミミズの最大現存量は抽水植物帯で $1,760\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、浮葉植物帯で $66\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、ヨコエビのそれは抽水植物帯で $28\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、浮葉植物帯で $187\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。付着動物は、いずれの地点でもユスリカ幼虫及びイトミミズが優占し6～7月に現存量は最大となった。ユスリカ幼虫の最大現存量は、抽水植物帯では $440\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、浮葉植物帯では $19\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。優占種は抽水植物帯では G. tokunagai、浮葉植物帯では Gricotopus sylvestris であった。イトミミズの最大現存量はSt.1で $215\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St.2で $3\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。霞ヶ浦湖岸帯からは G. tokunagai、C. sylvestris及び Orthocladius glabripennis 等全部で19種のユスリカが採集された。沖帯に比べて種数は豊富であったが共通種は少なかった。

Abstract

Seasonal changes in the density and biomass of benthic and epiphytic macroinvertebrates were studied at two stations in the littoral zone of Edosakiiri Bay of Lake Kasumigaura monthly from May 1984 to May 1985.

Dominant benthic macroinvertebrates were chironomid larvae and oligochaetes in the emergent-plant zone (Station 1), and amphipods, chironomid larvae, and oligochaetes in the floating-leaved-plant zone (Station 2). The biomass of these macroinvertebrates reached two peaks, the highest one during June-July and the other in February. The maximum

-
1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies,
Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 昭和60, 61年度 国立公害研究所客員研究員 (筑波大学生物科学系 〒305 茨城県つくば市天王台1-1-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present
Address: Institute of Biological Sciences, University of Tsukuba, Tsukuba,
Ibaraki 305, Japan.

biomass of benthic chironomid larvae was $1,470\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 1 and $95\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 2. Glyptotendipes tokunagai was dominant at these two stations. The maximum biomass of benthic oligochaetes was $1,760\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 1 and $66\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 2. That of amphipods was $28\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 1 and $187\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 2.

Chironomid larvae and oligochaetes were predominant among epiphytic macroinvertebrates at the two stations. Dominant chironomid was G. tokunagai at Station 1 and Cricotopus sylvestris at Station 2. The maximum biomass of epiphytic chironomid larvae was $440\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 1 and $19\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 2. That of oligochaetes was $215\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 1 and $3\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ at Station 2.

Nineteen species of chironomid adults, including G. tokunagai, C. sylvestris, and Orthocladius glabripennis, emerged from sediments and epiphytes collected from littoral zones of Lake Kasumigaura during 1986; only three of them were common to pelagic nine species reported so far.

1 はじめに

湖沼の沿岸帯の底生動物に関しては、Esrom 湖 (Jónsson, 1985) や Loch Leven (Maitland & Hudspith, 1974) などの自然湖沼, 児島湖沿岸帯 (Kikuchi & Ito, 1975), ダム湖 (Wilda, 1984), 農業用溜池 (近藤・橋本, 1982; Kondo & Hamashima, 1985) 等で研究がなされている。しかしながら沖帯に比べて沿岸帯, 特に水草帯の無脊椎動物群集に関する研究はまだ少ない (Ohtaka & Morino, 1986)。霞ヶ浦は最大水深 7 m, 平均水深 4 m 弱と全体的に浅く沖帯の底生動物は 2 種の大型のユスリカが優占し平均現存量及び生産量はそれぞれ $13.7\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 及び $30.6\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ と高い (岩熊ら, 1984), この湖は 3 つの大きな入り江を持つため面積の割に長い湖岸線を持つ。水草帯は抽水植物が 3.0km^2 , 浮葉植物が 0.8km^2 を占め, これは湖面積のそれぞれ 1.8% と 0.5% に相当する (桜井, 1981)。今回の調査では, 江戸崎入の抽水植物帯及び浮葉植物帯の底生無脊椎動物相と現存量を明らかにした。水生大型植物の分布については野原ら (1986), 及び植物プランクトンと付着藻類の一次生産については高村ら (1986) に報告されている。

2 方 法

調査は, 霞ヶ浦江戸崎入 (図 1) において 1984 年 5 月から 1985 年 5 月まで月 1 ~ 2 回行った。St. 1 はヒメガマ, ヨシ, マコモの抽水植物帯に, St. 2 はアサザを優占種とする浮葉植物帯に設けた。水深は St. 1 で 0.2 ~ 0.5 m, St. 2 で 0.6 ~ 1.0 m であった。St. 1, 2 ともに底質は砂質であり, その上に水生植物の枯死体等の有機物がたい積していた。

St. 1 と St. 2 の各々で, エクマン・バージ採泥器 (15cm × 15cm) を底質中約 10cm まで押し込んで底質を 3 サンプルずつ採取し, 10% ホルマリン溶液中に保存し, 後日, 塩水浮遊法及びハンドソーティングで大型無脊椎動物を拾い出した。また, 水草の付着動物については, $0.02 \sim 1\text{m}^2$ のコドラート内の水生植物を刈り取り, 実験室に持ち帰り, 一部のサンプルについてゴム手袋を用いて水生植物表面を摩擦し, 付着物を蒸留水中に洗い落とし, NXX13 の網でろ過した残渣を 10% ホルマリン溶液中に保存し, 後日, 塩水浮遊法及びハンドソーティングで大型無脊椎動物を拾い

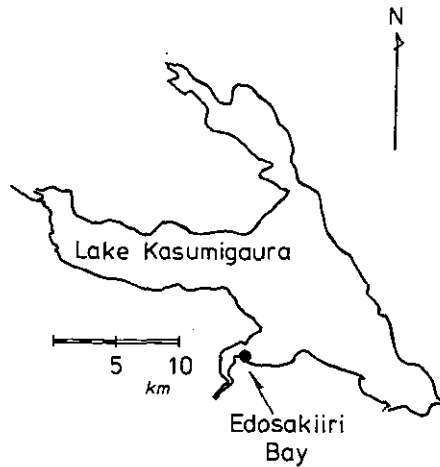


図 1 調査地点図

Fig. 1 Map showing sampling stations

出した。

ユスリカの種の同定は幼虫では困難なため、残りの水生植物サンプルをスチロール容器に抜気水道水とともに入れて室温で付着物中の幼虫を通気飼育し、羽化した成虫を回収し70%エタノールに保存した。また1986年5月、7月、及び11月には霞ヶ浦の湖岸に沿って約5kmごとに23地点を選び、底質と水生植物付着物を採取し、同じ方法でユスリカ幼虫を室内飼育し成虫を回収した。得られた成虫の種のデータをもとに、幼虫の記載がある種については種名を決定した。また、幼虫の記載がないものについても優占種については属まで調べ、幼虫が多い時期に多く得られる成虫の種と対応させた。

ユスリカ優占種は、3、4齢について計数した。現存量はホルマリン湿重にユスリカの乾重：湿重比0.19（岩熊ら，1984）を乗じて換算した。

3 結 果

底生動物についてはSt.1ではユスリカ幼虫及びイトミミズが、St.2では、ヨコエビ・ユスリカ幼虫及びイトミミズが優占した。St.1、2ともにユスリカ幼虫現存量とイトミミズ現存量はほぼ同程度であった。ほかには等脚類（Anthuridae）などが見られたが密度・現存量とも少なかった（表1）。ユスリカ幼虫現存量は *Glyptotendipes tokunagai* が優占する6～7月に最高となり St.1で $1,471\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St.2で $95\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。イトミミズ現存量も6～7月に最高となり St.1で $1,761\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St.2で $66\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。ヨコエビ現存量は7～8月に最高となり St.1で $28\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St.2で $187\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった（図2）。

図3に底生動物中のユスリカ主要種の3、4齢幼虫密度の季節変化を示した。*G. tokunagai*は6～7月には密度でも、特に St.1で高度に優占していた。St.2ではSt.1に比べて著しく

表 1 霞ヶ浦江戸崎入水草帯で採集された大型無脊椎動物のリスト
 Table 1 List of macroinvertebrates collected from the littoral zone of
 Edosakiiri Bay of Lake Kasumigaura during May 1984-May 1985

| Taxa | Substrate | |
|--|-----------|----------|
| | Epiphyte | Sediment |
| MOLLUSCA | | |
| <u>Ferrissia nipponica</u> Kuroda | + | |
| ANNELIDA | | |
| OLIGOCHAETA | | |
| Naididae | + | + |
| Tubificidae | | + |
| HIRUDINEA | | |
| <u>Erpobdella</u> sp. | + | |
| <u>Glossiphonia</u> sp. | + | |
| ARTHROPODA | | |
| CRUSTACEA | | |
| Isopoda (Sphaeromidae) | + | |
| Isopoda (Anthuridae) | | + |
| Amphipoda (Gammaridea) | + | + |
| INSECTA | | |
| Trichoptera | | |
| <u>Orthotrichia</u> sp. | + | |
| Lepidoptera | | |
| <u>Nymphula interruptalis</u> Pryer | + | |
| Diptera (Chironomidae) | | |
| <u>Chironomus samoensis</u> Edwards | + | + |
| <u>Cryptochironomus</u> sp. | | + |
| <u>Dicrotendipes niveicaudus</u> (Kieffer) | + | + |
| <u>Glyptotendipes tokunagai</u> Sasa | + | + |
| <u>Parachironomus arcuatus</u> Goetghebuer | + | + |
| <u>Polypedilum</u> spp. | + | + |
| <u>Tanytarsus</u> spp. | + | + |
| <u>Cricotopus sylvestris</u> (Fabricius) | + | + |
| <u>Orthocladius glabripennis</u> (Goetghebuer) | + | + |

少なかったが、それでも7月の密度は St. 2における他のどの種の最大密度よりも高かった。また、1~5月には前よう(蛹)がみられたが、さなぎがみられたのは4~7月の間だった。Orthocladius glabripennis は1~3月の冬期間優占した。この時期には、ほかの種はほとんどみられなかった。前よう、さなぎはそれぞれ1~3月、2~3月にみられた。この種も St. 1の方が St. 2よりも密度が高いが、G. tokunagai程大きな差ではなかった。C. sylvestris は5~8月にみられた。この種では、O. glabripennis 同様、St. 1 と St. 2 の間で密度の差は小さかつ

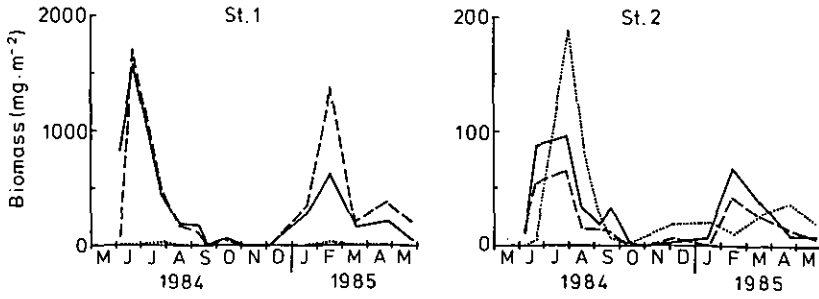


図 2 St. 1, 2における主要底生動物現存量の変化

Fig. 2 Changes in the biomass of major benthic macroinvertebrates at St. 1 and St. 2
(—): chironomids; (- -): tubificids; (····): amphipods.

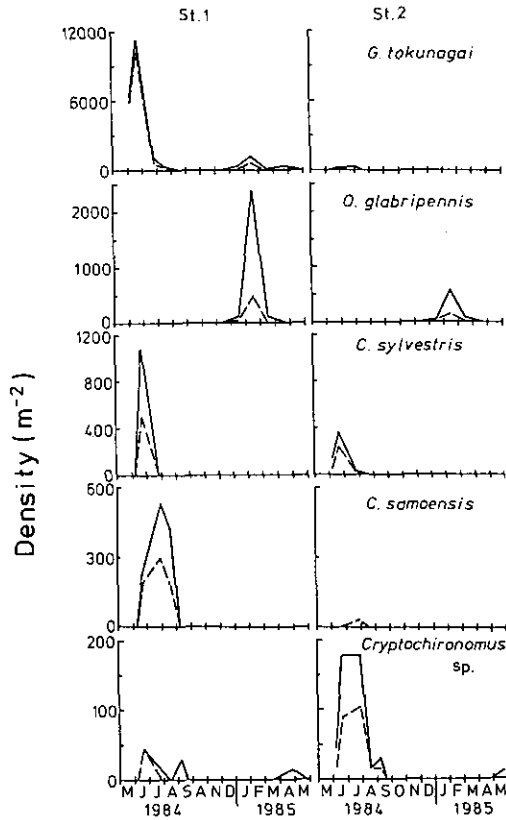


図 3 主要な底生性ユスリカの3, 4 齢幼虫の密度

Fig. 3 Changes in the density of 3rd and 4th instar larvae of major benthic chironomids.

(—), 3rd+4th instar; (- -), 3rd instar.

た。 *Chironomus samoensis* も 6～8月にみられ、 *G. tokunagai* 同様、 St. 1 に比べ St. 2 においては著しく少なかった。 *Cryptochironomus* sp. は 5～9月にみられ、他の種と異なり St. 2 において St. 1 よりも密度が高かった。全ユスリカ幼虫密度は概ね図 1 の現存量と対応した。なお、6～8月及び 1～3月の高密度の時期にはそれぞれ *G. tokunagai* 及び *O. glabripennis* の 2 齢幼虫が多数みられた。

図 4 に水生植物が繁茂する時期の付着動物の現存量の変動を示す。 St. 1, St. 2 ともにユスリカ幼虫及びイトミミズが優占した。ほかには等脚類 (Sphaeromidae), ヒル, 毛翅目幼虫, 他の双翅目幼虫などが見られたがいずれも密度・現存量とも低かった。ユスリカ幼虫現存量は St. 1 では *G. tokunagai* が優占する 5～6月に最高となり $442\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$, St. 2 では *C. sylvestris* が優占する 5～6月に最高となり $19\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。イトミミズ現存量は 5～7月に最高となり St. 1 で $215\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$, St. 2 で $3\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。

図 5 に付着動物中のユスリカ主要種の 3, 4 齢幼虫密度の季節変化を示した。 *G. tokunagai* は St. 1 では 6月を中心に高度に優占していたが、 St. 2 ではほとんどみられなかった。 *C. sylvestris* は 5～7月にみられた。底質中と同様 *G. tokunagai* に比べ St. 1 と St. 2 の密度の差は小さかった。 *Dicrotendipes niveicaudus* は 6～8月にみられ、 *G. tokunagai* 同様、 St. 1 に比べ St. 2 においては著しく少なかった。

全ユスリカ幼虫密度は概ね図 2 の現存量と対応した。なお、 5～7月の高密度の時期には *G. tokunagai* 及び *C. sylvestris* の 2 齢幼虫が多数みられた。

表 2 に 1986年に霞ヶ浦全周の水草帯から得られたユスリカ成虫種を示す。底質及び付着藻類からは全部で 19種の成虫が羽化した。このリストと江戸崎入で得られた幼虫とは 6種が対応がついた。

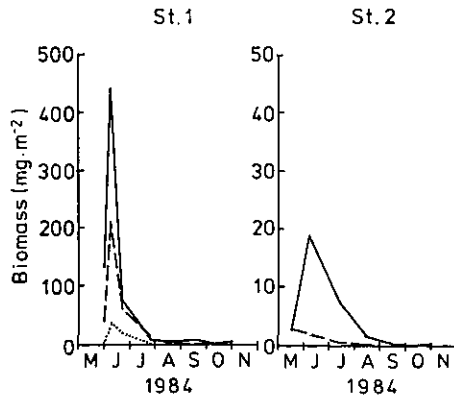


図 4 St. 1, St. 2 における主要付着動物現存量の変化

Fig. 4 Changes in the biomass of major epiphytic macroinvertebrates at St. 1 and St. 2

(—): chironomids; (---): tubificids; (····): amphipods.

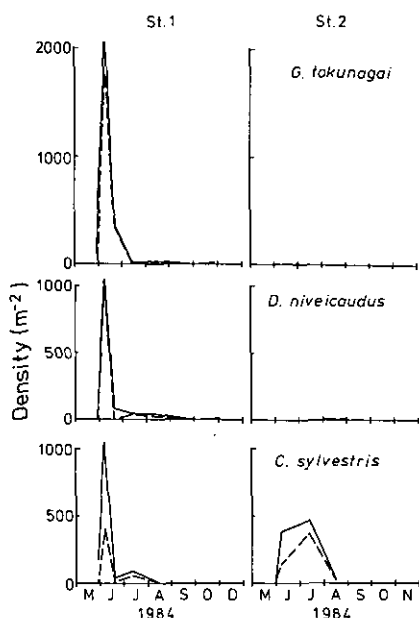


図 5 主要な附着性ユスリカの3, 4 齢幼虫の密度

Fig. 5 Changes in the density of 3rd and 4th instar larvae of major epiphytic chironomids

(—): 3rd + 4th instar; (---): 3rd instar.

4 考 察

水草帯の一次生産者は植物プランクトン、附着藻類及び水生大型植物で構成される。高村ら(1986)によれば、St. 1, St. 2の植物プランクトンの優占種は、5, 6月はケイ藻、7~11月はラン藻、12~4月はケイ藻であり、水中のクロロフィル_aは、ラン藻の *Microcystis* が優占する7~9月に高く、1月を最低として冬期間は低かった。一方、水生植物表面の附着藻類では、優占種はすべてケイ藻で、St. 1の現存量は1984年5月と1985年4月に高く、7~10月には低い。また St. 2の現存量は6月及び12月に高く7~10月には低かった。底生動物現存量は、5~8月と1~3月に高く9~12月に低く、その周年変動パターンは植物プランクトンのクロロフィル_a量よりも、附着藻類現存量のそれに類似していた。しかしながら、単位湖面積当りの一次生産量は附着藻類が27 (St. 1) または $17\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ (St. 2) であるのに対し、植物プランクトンでははるかに高く137 (St. 1) または $361\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ (St. 2) である(高村ら, 1986)。一方水生大型植物の一次生産量は St. 1の抽水植物の平均が $857\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$, St. 2のアサザが $71\text{gC}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ である(野原ら, 1986より計算)。St. 1では抽水植物の、St. 2では植物プランクトンの生産量が卓越している。したがってSt. 2の底生動物は植物プランクトンの生産に依存していると考えられる。

表 2 霞ヶ浦水草帯で採取した底質と水草付着物から羽化したユスリカ成虫種のリスト
 Table 2 List of chironomid adults emerged from the sediments and epiphytes collected from the littoral zones of Lake Kasumigaura during 1986

| Species | Substrate | |
|--|-----------|----------|
| | Epiphyte | Sediment |
| CHIRONOMINAE | | |
| <u>Chironomus samoensis</u> | + | + |
| <u>Chironomus kiiensis</u> Tokunaga | + | |
| <u>Cryptochironomus</u> sp. | | + |
| <u>Dicrotendipes nervosus</u> (Staeger) | + | + |
| <u>Dicrotendipes niveicaudus</u> | + | + |
| <u>Endochironomus pekanus</u> (Kieffer) | + | |
| <u>Glyptotendipes tokunagai</u> | + | + |
| <u>Parachironomus arcuatus</u> | + | |
| <u>Pentapedilum</u> sp. | + | |
| <u>Polypedilum cultellatum</u> Goetghebuer | + | + |
| <u>Polypedilum kyotoense</u> (Tokunaga) | + | + |
| <u>Polypedilum nubifer</u> (Skuse) | + | + |
| <u>Tanytarsus oyamai</u> Sasa | + | + |
| <u>Tanytarsus</u> spp. | + | + |
| ORTHOCLADINAE | | |
| <u>Cricotopus bicinctus</u> (Meigin) | + | + |
| <u>Cricotopus sylvestris</u> | + | + |
| <u>Limnophyes fujinonus</u> Sasa | + | |
| <u>Limnophyes</u> sp. | + | + |
| <u>Orthocladus glabripennis</u> | + | + |

St. 1 の底生動物の最大現存量は St. 2 に比べて高く、ユスリカで約 3 倍、イトミミズで約 8 倍であった。野原ら (1986) によれば、St. 1 での抽水植物優占種 3 種 (ヨシ、マコモ、ヒメガマ) の分解や脱落の速度は種ごとに異なっているが、最も生産量が高いヒメガマの枯死葉の大部分は分解される。St. 1 ではデトライタス供給源として水生植物の枯死・分解物が考えられる。Smock & Stoneburner (1980) によれば、ある種のユスリカ幼虫及び貧毛類の Naididae が抽水植物であるハス (Nelumbo lutea) の枯死分解物を好むことが示されており、さらに Polypedilum nymphaeorum (ユスリカ) の幼虫が、ハスの葉が生きている間は葉の表面の付着物を摂食し、枯死により分解が始まると直接植物組織を摂食することが示されている。しかし今回の調査地点において、底生動物の餌として、水生大型植物の枯死分解物のうちのどれだけの量が実際に利用され

ているのかは、現時点では不明である。

附着動物のユスリカ幼虫についても St. 1 の現存量の方が明らかに高いが、これは主に種組成の違いによるものと思われる。すなわち、St. 1 の優占種となっている C. tokunagai や D. niveicaudus といった大型種が St. 2 ではほとんどみられないことによると思われる。附着基質としての水生植物を考えると、St. 1 の抽水植物の茎に比べて St. 2 のアサザの葉柄は水中での運動が激しい。このことが、St. 2 において、より体長の大きな種の生育を困難しているものと思われる。

ユスリカ幼虫優占種のうち、C. sylvestris は全北区的に分布している。Menzie (1981) はハドソン川河口域の沈水植物帯における C. sylvestris の生産量は $5.8\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{y}^{-1}$ でその P : B 比は 21.0 と非常に高いことを報告し、またその生育期間を 42 日と見積っている。今回の調査では C. sylvestris の 3, 4 齢がみられた期間は 80 日近くあり、この間に複数世代が出現した可能性がある。

湖沼のユスリカについて沖帯と沿岸帯を比較した場合、沿岸帯の方が種数が多いことが示される (安野ら, 1983)。霞ヶ浦沖帯からは 9 種のユスリカが記録されている (Iwakuma, 1987) が、沿岸帯からは 19 種が出現した。ユスリカでみる限り、霞ヶ浦においても水草帯の方が沖帯よりも種数の多いことが示された。霞ヶ浦沖帯のユスリカ 9 種のうち Clinotanypus sugiyamai Procladius culiciformis, Tokunagayusurika akamusi, Chironomus plumosus, Microchironomus sp., Stictochironomus sp. の 6 種は水草帯には出現しなかった。また残りの 3 種、Dicrotendipes sp., Glyptotendipes sp., Polypedilum sp. は水草帯との共通種である可能性がある。したがって霞ヶ浦からは少なくとも 25 種のユスリカが確認された。

琵琶湖北湖 (中栄養) と南湖 (富栄養) の湖岸で 1985~1986 年に採集された 71 種 (Sasa & Kawai, 1987) と霞ヶ浦のものとは比較してみると、霞ヶ浦沖帯について 9 種のうち 4 種が、また霞ヶ浦水草帯について 19 種のうち 14 種が琵琶湖との共通種であった。このように霞ヶ浦には、沖帯、水草帯とも琵琶湖との共通種が多い。貧栄養から富栄養までを含む富士五湖からは 45 種が記録されているが (Sasa, 1985)、霞ヶ浦と共通するのは 8 種である。奥日光の湯の湖 (富栄養) と中禅寺湖 (貧栄養) からはそれぞれ 15 種と 46 種が記録されているが (Sasa, 1984)、霞ヶ浦との共通種はない。琵琶湖の中には霞ヶ浦沖帯・水草帯の各々に類似した環境が存在するものと思われる。

謝 辞

富山医科薬科大学学長佐々 学博士ならびに同大学河合幸一郎博士にはユスリカ成虫の同定に当たってご協力いただいた。また、国立公害研究所の高村典子博士、花里孝幸博士、相崎守弘博士にはサンプリングにご協力いただいた。ここに記して謝意を表する。

引用文献

- 岩熊敏夫・安野正之・菅谷芳雄 (1984) : 霞ヶ浦における底生動物の分布と二次生産及びユスリカの湖内物質移動における役割について. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 103-140.
- Iwakuma, T. (1987) : Density, biomass, and production of Chironomidae (Diptera) in Lake Kasumigaura during 1982-1986. Jpn. J. Limnol. **48** (in press).
- Jónsson, E. (1985) : Population dynamics and production of Chironomidae (Diptera) at 2m depth in Lake Esrom, Denmark. Arch. Hydrobiol. Suppl., **70**, 239-278.
- Kikuchi, T. and T. Ito (1975) : Biotic production and eutrophication in Lake Kojima. Densities and standing crops of the major invertebrates. In : S. Mori and G. Yamamoto (eds.), Productivity of communities in Japanese inland waters, JIBP Synthesis **10**, 224-228, Univ. Tokyo Press, Tokyo.
- 近藤繁生・橋本 碩 (1982) : 農業用溜池におけるユスリカ幼虫の分布について, とくにユスリカ亜科について. 陸水学雑誌, **43**, 1-4.
- Kondo, S. and S. Hamashima (1985) : Chironomid midges emerged from aquatic macrophytes in reservoirs. Jpn. J. Limnol., **46**, 50-55.
- Maitland, P.S. and P.M.G. Hudspith (1974) : The zoobenthos of Loch Leven, Kinross, and estimates of its production in the sandy littoral area during 1970 and 1971. Proc. R. Soc. Edinb., Ser. B, **74**, 219-239.
- Menzie, C.A. (1981) : Production ecology of Cricotopus sylvestris (Fabricius) (Diptera : Chironomidae) in a shallow estuarine cove. Limnol. Oceanogr., **26**, 467-481.
- 野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・上野隆平・花里孝幸 (1986) : 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水生大型植物の生産. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 59-71.
- Ohtaka, A. and H. Morino (1986) : Seasonal changes in the epiphytic animals on the Potamogeton malaianus in Lake Kita-ura, with special reference to oligochaetes. Jpn. J. Limnol., **47**, 63-75.
- 桜井善雄 (1981) : 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量—特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-279.
- Sasa, M. (1984) : Studies on chironomid midges 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. Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., **70**, 19-215.
- Sasa, M. (1985) : Studies on the chironomids collected from lakes in the Mount Fuji area. Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., **83**, 101-160.
- Sasa, M. and K. Kawai (1987) : Studies on chironomid midges of Lake Biwa (Diptera, Chironomidae). Lake Biwa Study Monogr., **3**, 1-119.
- Smock, L.A. and D.L. Stoneburner (1980) : The response of macroinvertebrates to aquatic macrophyte decomposition. Oikos, **35**, 397-403.
- 高村典子・岩熊敏夫・相崎守弘・花里孝幸・大槻 晃 (1986) : 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における水質とプランクトン及び付着藻類の生産. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 73-100.
- Wilda, T. J. (1984) : The production of five genera of Chironomidae (Diptera) in Lake Norman, a North Carolina reservoir. Hydrobiologia, **108**, 145-152.
- 安野正之・岩熊敏夫・菅谷芳雄・佐々 学 (1983) : 日本の各種栄養段階にある湖沼の底生動物—特にユスリカについて. 環境科学研究報告集, B182-R12-17, 21-48.

II - 9 霞ヶ浦高浜入における枝角類の個体群動態と生産、及びアオコとの関係
Population Dynamics and Production of Cladoceran Zooplankton in Takahamairi Bay
of Lake Kasumigaura and their Relation to Microcystis Bloom

花里孝幸¹・安野正之¹

Takayuki HANAZATO¹ and Masayuki YASUNO¹

要 旨

霞ヶ浦高浜入の枝角類群集では、毎年 Bosmina fatalis が優占し、しばしば全枝角類の年間の生物量、生産量の70%以上を占めた。枝角類の生物量や生産量は夏に最大となり、春や秋には高い年と低い年があった。春と秋の枝角類群集の種組成、現存量、生産量は、しばしばイサザアミの捕食によって制御された。

Microcystis の水の華（アオコ）が発生する夏に枝角類の生産量は高くなったが、Microcystis は霞ヶ浦に出現する動物プランクトンには良い餌とならないことが示された。しかし、分解が進むと比較的良好な餌となることがわかった。また、Microcystis 以外の藻類の生産量では夏の枝角類の生産量を賄えないと計算されたことから、分解の進んだ Microcystis が動物プランクトンの主要な餌となっているものと考えられた。さらに、分解の進んだ Microcystis の中ではバクテリアが動物プランクトンの餌として最も重要であることが示された。

Abstract

In Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura, Bosmina fatalis often contributed to more than 70% of the annual cladoceran biomass and production. This species predominated in the summer, when the cladoceran biomass and production were the highest. A lower cladoceran production had been observed in the spring and fall, probably because of the intensive predation by Neonysis intermedia. In the spring of 1984, and the falls of 1983, 1984, and 1985, this predator was absent and consequently relatively high cladoceran productions were recorded.

The dominant species of phytoplankton in the summer was Microcystis, which was not a suitable food for cladocerans. However, Microcystis colonies turned into a utilizable food when they were decomposed. The decomposed Microcystis colonies were considered to be the main food for cladocerans in the summer, since the production of nanoplankton was very low. Furthermore, it was shown that cladocerans fed bacteria selectively in the decomposed Microcystis colonies.

1. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies,
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1 はじめに

湖の生態系において、動物プランクトンは藻類の主要な捕食者であり、また自らは魚の良い餌となる。すなわち、動物プランクトンは藻類から魚への食物連鎖の中で重要な役割を担っている。したがって、湖における動物プランクトンを中心とした食物連鎖を明らかにすることは、そこでの生態系機構を解明する上で重要な課題となる。

そのためには、まず動物プランクトン群集の個体群動態と生産量を明らかにすることが必要となる。霞ヶ浦の動物プランクトンの季節変動については1976年から調査されてきた(安野ら, 1977; 森下・安野, 1979; 安野・森下, 1981; 安野ら, 1981; 花里・安野, 1984; Hanazato & Yasuno, 1985a; Hanazato & Yasuno, 1988a,b)。これらの報告では、霞ヶ浦のいくつかの調査地点での動物プランクトン群集の特徴が明らかにされた。そして動物プランクトン群集では毎年枝角類が優占することがわかった。ここでは、霞ヶ浦の中でも最も富栄養化が進んでおり、特に詳しく研究がなされた高浜入における1980年以降の枝角類の個体群動態と生産量について述べる。

富栄養化の進んだ湖ではしばしばらん藻類による水の華が発生することが知られている。このらん藻類の著しい増殖が藻類を餌とする動物プランクトン群集に大きな影響を与えていることは容易に想像がつく。湖における植物プランクトン群集と動物プランクトン群集の間には強い相互作用が働いていることが知られている。植物プランクトンの現存量の増加は動物プランクトンの現存量の増加を導く(Hallら, 1970)。また植物プランクトン群集の種組成の変化は動物プランクトン群集の種組成の変化を引起こす(Webster & Peters, 1978; Hanazatoら, 1984)。これとは逆に、動物プランクトンの摂食活動はしばしば植物プランクトンの現存量を抑制する(Shapiro, 1980; Lampertら, 1986)。また動物プランクトンの選択摂食により植物プランクトン群集の種組成が変化する(Schoenberg & Carlson, 1984; Bergquistら, 1985)。

霞ヶ浦では毎年夏になると、らん藻類の *Microcystis* が著しく増殖して水の華を形成する。後に述べるように、*Microcystis* は動物プランクトンの餌としてほとんど利用されない。それでは夏の霞ヶ浦の動物プランクトンは何を食べているのか、*Microcystis* によって生産された有機物はどうなるのか、動物プランクトンと *Microcystis* の間にはどのような関係があるのか、といった疑問が生じる。そこで、これらの疑問を解決するために野外での観察や室内での実験を行った。このことはすなわち、霞ヶ浦における水の華形成時期の一次生産者と動物プランクトン間の食物連鎖を明らかとすることになり、そこでの生態系の機構解明に重要な示唆を与えるものと思われる。

これまでの成果は既にいくつかの論文として発表されている。そこで本報告では野外観察や室内実験の方法等は省略し、それらの論文を引用しながらこれまでの結果を総説する。

2 高浜入における枝角類動物プランクトンの季節変動

図1に1980~1985の6年間の枝角類全体と主要種の現存量の季節変化を示す。1980~1982の3年間は似たような季節変化を示した。すなわち枝角類全体の現存量は6月か7月に急に増加し、9月か10月に減少した。最も優占したのは *Bosmina fatalis* で、7月か8月に出現し夏に大きな現存量のピークを示した。*Diaphanosoma brachyurum* が次に優占し、夏の間比較的高い現存

量を保った。またその他に *Moina micrura* と *Bosmina longirostris* が時々高い現存量に達した。1983年は、春にはそれまでの年と同様にほとんど枝角類は見られず、*D. brachyurum* と *B. fatalis* が6月と8月に増加した。しかし、秋から冬にかけての季節変動はそれまでの年と大きく異った。*B. fatalis* が11月まで多く出現し、*Chydorus sphaericus* と *B. longirostris* が11月と12月にピークを示した。さらに *B. longirostris* は冬の間中1/当たり10~20個体の密度を保った。この種は1984年の5月に再び高い現存量に達し、6月にはほとんど姿を消した。この同じ5月、*Daphnia ambigua* が現れ、大きなピークを作った。*B. fatalis* は5月に出現し、10月まで高い現存量を保ち11月に急に減少した。また *C. sphaericus* と *Ceriodaphnia rigaudi* が秋に現れた。1985年は春には枝角類は現れず、*D. brachyurum* と *B. fatalis* が6月と7月に出現し、*B. fatalis* は11月まで現存量が高かった。そしてこの年も *C. sphaericus* と *C. rigaudi* が秋に出現し1/当たり200個体以上の高いピークを作った。まとめると、1980~1982年は春と秋の現存量が極めて低かったが、1983~1985年には秋には現存量が高く、1984年には春にも高い現存量が得られた。そしてこの春と秋の変動にはイサザアミが大きくかかわっているものと思われた (Hanazato & Yasuno, 1988a)。イサザアミは霞ヶ浦に多く生息していることが知られており、春と秋に現存量が高くなることが報告されていたが (Todaら, 1982)、この季節変動のパターンが1983年から不規則になった (図2)。すなわち、1983年には春に多く出現したが秋にはほとんど見られず、その低密度は1984年の10月まで続いた。1985年の春はまた現存量が高くなったが、その年の秋には再びほとんど捕獲されなくなった。春と秋でイサザアミの多い時は枝角類の現存量が極めて低く、イサザアミの少ない時には枝角類が多く出現したことが図1と図2からわかる。アミ類が動物プランクトン、特に枝角類をよく捕食することは知られており (Murtaugh, 1981; Bowers & Vanderploeg, 1982)、しばしば湖の枝角類群集に大きな影響を与える (Richardsら, 1975; Goldmanら, 1979; Threlkeldら, 1980; Rieman & Falter, 1981; Edmondson & Litt, 1982)。霞ヶ浦では春と秋にイサザアミが枝角類の現存量を抑えており、枝角類群集の種組成にも大きな影響を与えていたことがわかった。ちなみに、春に初めてイサザアミの現存量が低くなった1984年には *Daphnia ambigua* が現れたが、霞ヶ浦における *Daphnia* の出現はこれまでに記録がなかった。しかもこの *D. ambigua* は、日本で初めて出現した種であることがわかった (Hanazato & Yasuno, 1985b)。

3 枝角類動物プランクトンの生物量と生産量

枝角類の生物量と生産量を1983~1985の3年間にわたって調べた。

生物量の季節変動を図3に示す。1983年は8月に大きなピークが現れ、1984年には春、夏、秋、それぞれにピークが見られた。1985年は7月に極めて高くなり、その後夏から秋まで比較的高い生物量が維持された。どの年も夏に生物量が最大となり、この生物量には *B. fatalis* が大きく貢献した。春と秋にはイサザアミが枝角類の現存量に大きな影響を与え、それが生物量に反映した。イサザアミの多かった1983年と1985年の春には枝角類の生物量はほとんどなかったが、イサザアミの少なかった1983~1985年の秋と1984年の春は夏に近いレベルにまで生物量が高くなった。枝角類の種別でみると、年間を通して *B. fatalis* の生物量が最も多く、1984年と1985年には枝

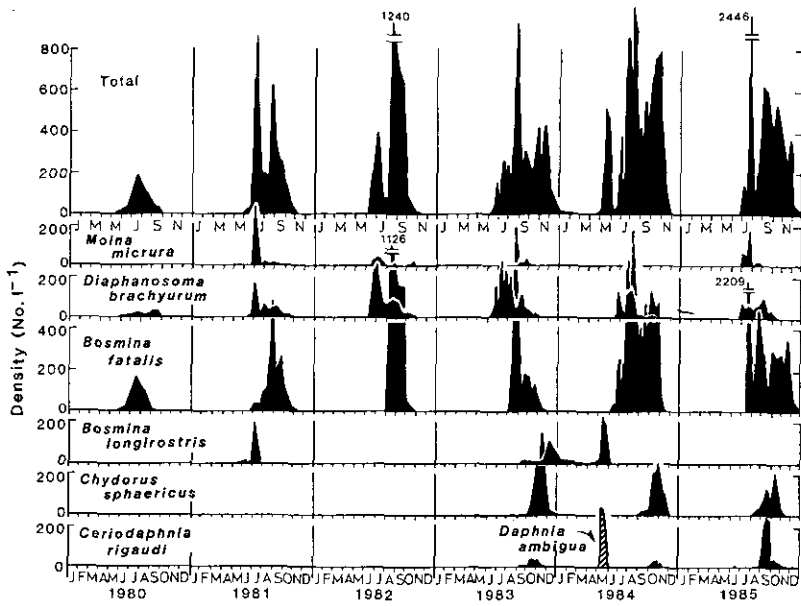


図 1 高浜入における1980～1985の枝角類全体及び主要種の現存量の季節変化 (Hanazato & Yasuno, 1988a)

Fig. 1 Seasonal changes in abundance of the total and main cladoceran species in Takahamairi Bay during 1980～1985 (Hanazato & Yasuno, 1988a)

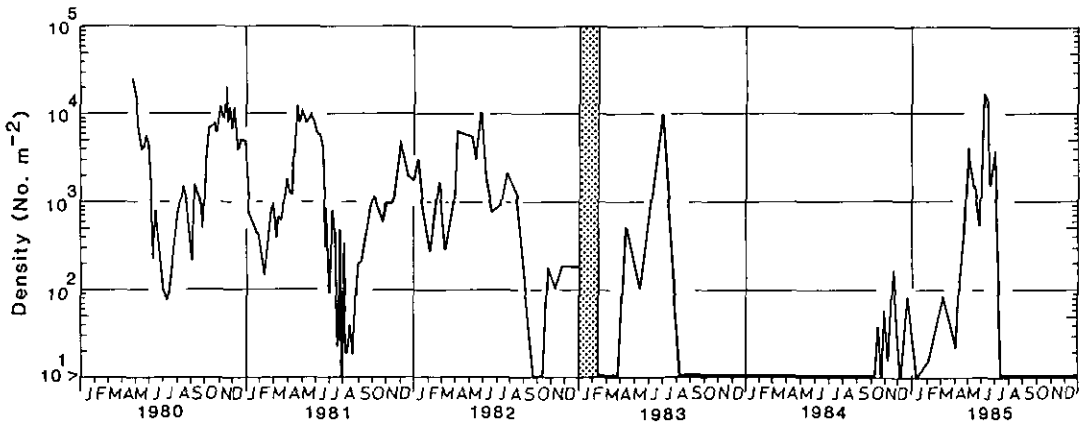


図 2 高浜入における1980～1985のイサザアミの現存量の季節変化 (Hanazato & Yasuno, 1988a)

Fig. 2 Seasonal changes in abundance of *Neomysis intermedia* in Takahamairi Bay during 1980～1985 (Hanazato & Yasuno, 1988a)

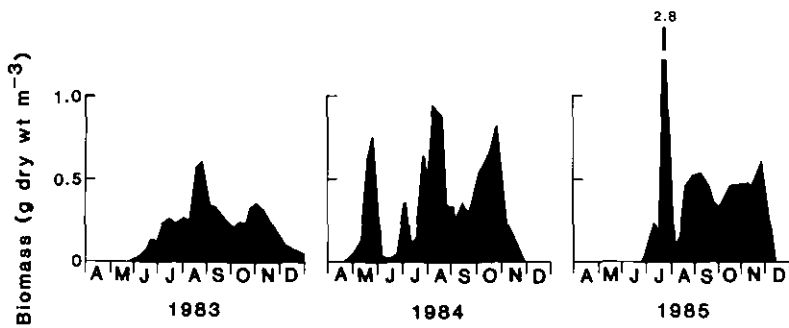


図 3 高浜入における1983～1985の枝角類の生物量の季節変化
(Hanazato & Yasuno, 1985a, 1988bより作図)

Fig. 3 Seasonal changes in biomass of cladocerans in Takahamairi Bay during 1983～1985 (cited from Hanazato & Yasuno, 1985a, 1988b)

角類全体のおよそ70%を占めた (Hanazato & Yasuno, 1988b)。

図4に生産量の季節変動を示す。1983年はきれいな一山型となり8月の下旬から9月上旬に生産量は最大となった。1984年は、最大値は1983年のおよそ半分と低かったが、7月から10月にかけて比較的高い値が続いた。1985年は変動が大きかったが、夏から秋にかけて高い生産量が維持された。生産量においても生物量と同様に、どの年も夏に最も高く、春と秋には高い年と低い年があった。イサザアミが春と秋の枝角類の生物量を制御し、結果として生産量にも影響を与えたものと思われる。生産量においても *B. fatalis* が最も重要な種であり、1984年と1985年には枝角類全体の年間の生産量の70%以上を占めた (Hanazato & Yasuno, 1988b)。

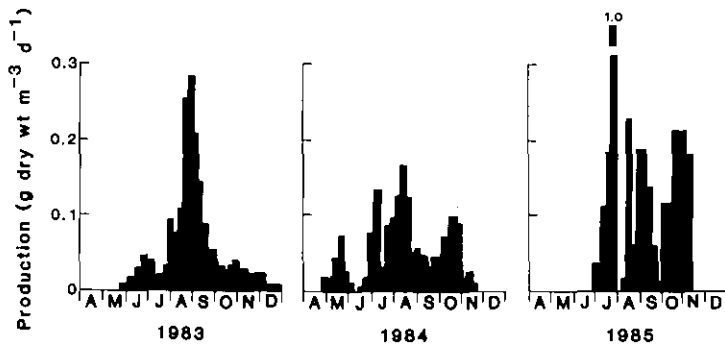


図 4 高浜入における1983～1985の枝角類の生産量の季節変化
(Hanazato & Yasuno, 1985a, 1988bより作図)

Fig. 4 Seasonal changes in production of cladocerans in Takahamairi Bay during 1983～1985
(cited from Hanazato & Yasuno, 1985a, 1988b)

これらの野外調査から、枝角類の生物量も生産量も夏に最大となることがわかった。また報告例の多い欧米の湖との比較において、霞ヶ浦の枝角類の生産量や P/B 比 (P=生産量; B=生物量) はかなり高いことが示された (Hanazato & Yasuno, 1985a)。すなわち、霞ヶ浦では動物プランクトンの生産力 (Productivity) が高いことになる。しかしながら、枝角類の生産量が最大となる夏には、植物プランクトン群集では Microcystis が優占して水の華を形成する。これまで Microcystis は、動物プランクトンに対して毒素を持つ、必須栄養素が不足している、コロニーのサイズが大きい、等の理由から、動物プランクトンの餌としてはほとんど利用されないものと考えられてきた (Sirenkoら, 1976; Lampert, 1977, 1981, 1982; Hanazato & Yasuno, 1984, 1987a; Nizanら, 1986)。Takamuraら (1986) は高浜入における 8 月の 20 μm 以下のセストン中の植物プランクトンの一次生産量を測定し、19.2 gC m^{-2} という値を得た。このサイズの植物プランクトンは動物プランクトンの餌となっていると考えられるが、この生産量では同じ 8 月の枝角類の生産量を賄えないものと計算された (Takamuraら, 1986)。そのために Microcystis によって大量に生産された有機物がなんらかの形で動物プランクトンに利用されているものと推察した。Microcystis が直接動物プランクトンの餌になるという報告もある (DeBernardiら, 1981)。そこで次に、動物プランクトンの餌としての Microcystis の評価を試みた。

4 動物プランクトンの餌としての Microcystis の評価

霞ヶ浦から単離培養した Microcystis を餌として枝角類の Moina macrocopa を飼育したところ、Microcystis の株によって Moina の成長や産仔が大きく異なった (花里ら, 未発表)。ある株は Moina に対し強い毒作用を示したが、別の株には顕著な毒作用が見られなかった。しかしながら、Moina が最も良く成長した株の場合でも、対照として Chlorella を餌としたときよりも Moina の成長は悪く、Microcystis の餌としての価値は低いとみなされた。Microcystis の株によって動物プランクトンに対する毒作用が異なることは他にも報告されている (Nizanら, 1986)。また逆に、動物プランクトンの種によっても Microcystis を餌として利用する能力に違いのあることが示された (Hanazato & Yasuno, 1987a, 1988c)。そこで、霞ヶ浦に出現する動物プランクトンが Microcystis を利用できるかどうかを調べるために、さきの Moina macrocopa の実験で最も良く餌として利用された Microcystis の株を用いて、霞ヶ浦から採集してきた 3 種類の枝角類 (Moina micrura, Bosmina longirostris, Bosmina fatalis) を飼育した。その結果、どの枝角類も成長がかなり悪く (図 5) ほとんど産仔が観察されなかった (図 6)。霞ヶ浦に出現する枝角類は決して Microcystis を良い餌としている訳ではないということになる。

Microcystis には毒素を持っている株があり、その毒素に対して霞ヶ浦に出現する動物プランクトンは高い感受性を持っていることがわかったが、霞ヶ浦より採取した Microcystis を含む湖水でその動物プランクトンを飼育しても、動物プランクトンに対する顕著な毒作用は見られなかった (Hanazato & Yasuno, 1987a)。したがって、霞ヶ浦では Microcystis の毒作用は効果的には働いていないものと考えられる。これは野外の Microcystis が大きなコロニーを作り直接には霞ヶ浦に優占する小型の動物プランクトンには摂食されないためであろう。

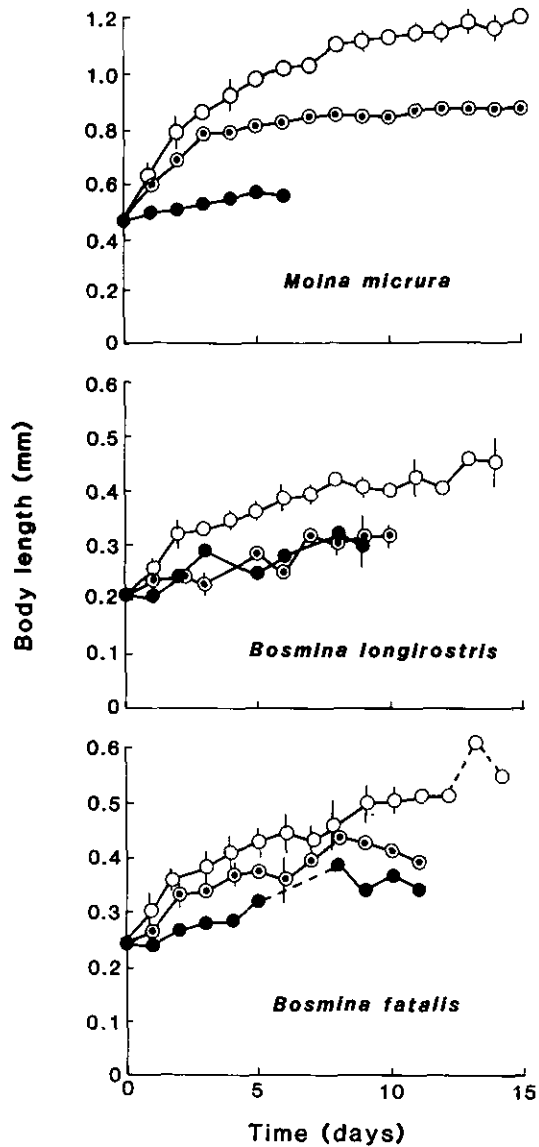


図 5 *Microcystis*と*Chlorella*を餌としたときの3種類の枝角類 (*Moina micrura*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina fatalis*)の成長; ○-*Chlorella*, ●-*Microcystis*, ◐-両藻類種の混合 (Hanazato & Yasuno, 1987a, 1987bより作図)
 図 5 Growth of three species of Cladocera (*Moina micrura*, *Bosmina longirostris*, *Bosmina fatalis*) reared with *Microcystis* and/or *Chlorella*; ○-*Chlorella*, ●-*Microcystis*, ◐-Mixture of both algal species (cited from Hanazato & Yasuno, 1987a, 1987b)

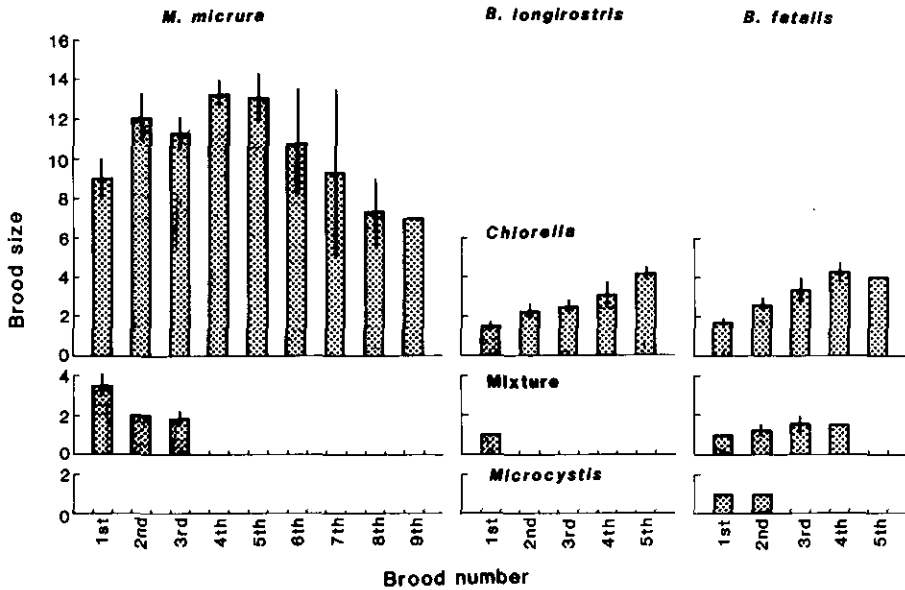


図 6 MicrocystisとChlorellaを餌としたときの3種類の枝角類の産仔数 (Hanazato & Yasuno, 1987a, 1987bより作図)

Fig. 6 Brood sizes of three species of Cladocera reared with Microcystis and /or Chlorella (cited from Hanazato & Yasuno, 1987a, 1987b)

Takamuraら (1986) は、霞ヶ浦では夏には大きなサイズのセストン中だけではなく 20 μm 以下の小さなサイズのセストン中にも Microcystis が多く、この小さいサイズのセストンの光合成活性が低く呼吸活性が高いことから、この中には分解の進んでいる Microcystis が多いと考えた。夏に大量に生産された Microcystis は分解も盛んであると思われ、分解した Microcystis が動物プランクトンの餌となっているものと推察した。そこで霞ヶ浦より採集してきた Microcystis を室内で分解させて枝角類を飼育してみた。野外より採集した直後の Microcystis を与えた場合は枝角類の増殖が見られなかったが、分解の進んだ Microcystis ではかなり良い成長や増殖が観察され (図 7, 8; Hanazato & Yasuno, 1987a), 動物プランクトンの餌として分解の進んだ Microcystis が重要であることが示唆された。また Microcystis は分解が進むとその毒作用が失われることが示された (Hanazato & Yasuno, 1987a)。分解の進んだ Microcystis は細菌を多く含む。¹⁴C や ³H を用いて調べた結果、分解の進んだ Microcystis の中では細菌が動物プランクトンの主要な餌となっていることが示された (花里ら, 未発表)。

したがって、霞ヶ浦では夏期、Microcystis によって生産された有機物は、直接には動物プランクトンには利用されず、分解して細菌を通して動物プランクトンへと流れていくものと

思われる(図9)。すなわち、植物プランクトンと動物プランクトンの間では腐食食物連鎖(detritus food-chain)が中心になっているといえる。これまで動物プランクトンの餌としてのラン藻類の分解物の重要性を指摘した報告は少なく、この物質循環経路は霞ヶ浦の生態系の特徴と思われる。

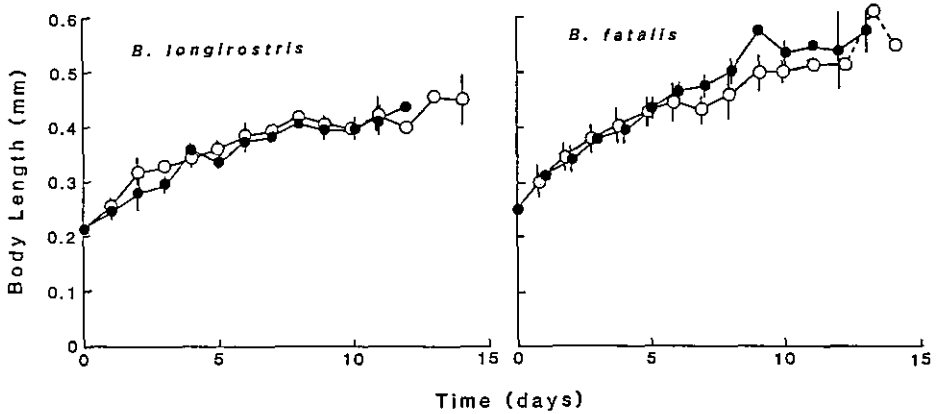


図 7 Chlorellaと分解の進んだMicrocystisを餌としたときのBosmina longirostrisとBosmina fatalisの成長；○-Chlorella，●-分解の進んだMicrocystis (Hanazato & Yasuno 1987b)

Fig. 7 Growth of Bosmina longirostris and Bosmina fatalis reared with Chlorella or decomposed Microcystis : ○-Chlorella, ●-decomposed Microcystis (Hanazato & Yasuno, 1987b)

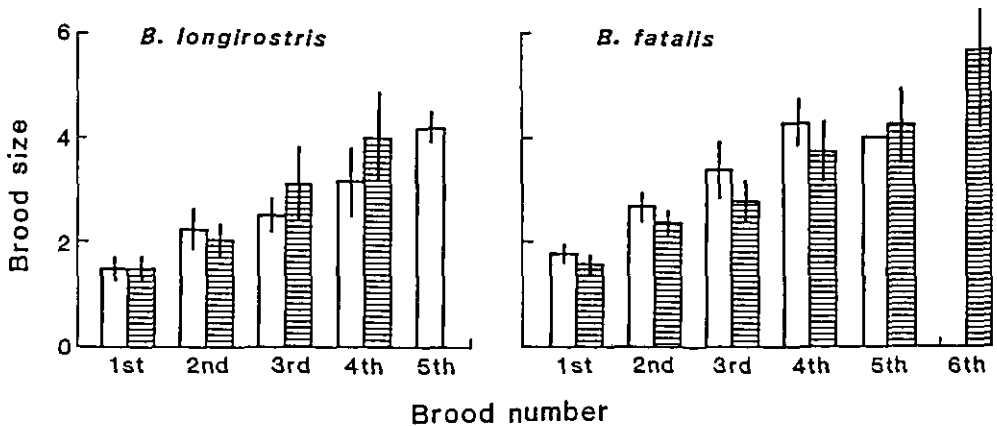


図 8 Chlorellaと分解の進んだMicrocystisを餌としたときのBosmina longirostrisとBosmina fatalisの産仔数：[□]-Chlorella，[■]-分解の進んだMicrocystis (Hanazato & Yasuno, 1987b)

Fig. 8 Brood sizes of Bosmina longirostris and Bosmina fatalis reared with Chlorella (open column) or decomposed Microcystis (shaded column)(Hanazato & Yasuno, 1987b)

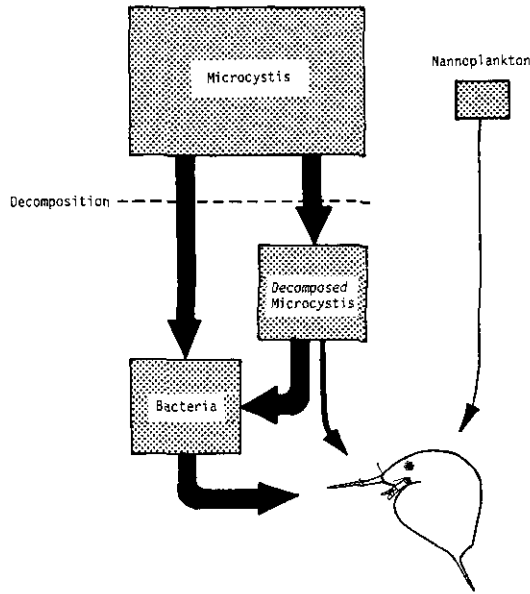


図 9 水の華形成時期の一次生産者から動物プランクトンへの食物連鎖
Fig. 9 Food-chains from primary producer to zooplankton in the blooming season of *Microcystis*

5 水の華と動物プランクトン群集組成

これまでは動物プランクトン群集の量的な問題を中心に話を進めてきたが、まだ質的な問題が残っている。霞ヶ浦における水の華形成時期の動物プランクトン群集の特徴は、*Bosmina fatalis* の著しい優占である。そこで何故 *B. fatalis* が優占するのかという疑問が生じる。湖の富栄養化が進むと大型の動物プランクトンから小型の動物プランクトンへと優占種が変わる傾向があるといわれている (Brooks, 1969)。Brooks (1969) はこれを魚による捕食の結果とした。魚はより大型の動物プランクトンを選食すると考えられており (Brooks & Dodson, 1965)、富栄養湖では魚の現存量が多くなり、動物プランクトン群集に対し魚による捕食の影響が強くなるという訳である。Webster & Peters (1978) は、富栄養化が進んでラン藻類が優占すると、大型の動物プランクトンの方が小型のそれよりもラン藻類の害作用を強く受けることを示し、それが富栄養湖で小型の動物プランクトンの優占する要因になっているとした。実際、*B. fatalis* は枝角類の中では最も小型の種で、富栄養化が進むと小型の動物プランクトンが優占するという傾向は霞ヶ浦にもあてはまる。しかし何故 *B. fatalis* なのか。霞ヶ浦には *B. fatalis* と同属で大きさの似ている *B. longirostris* も出現する。何故 *B. longirostris* は優占しないのか。Hanazatoら、(1984) は高浜入で興味深い現象を観察した。この2種の *Bosmina* の出現に明りような季節性があること、すなわち *B. longirostris* が春に出現し、夏には *B. fatalis* に入替り、秋にまた *B. longirostris* へと種が入替るということである。Hanazato & Yasuno (1985c) は室

内実験から、2種の Bosmina の間には温度適性の明らかな違いがみられず、温度が2種の Bosmina の季節変動を直接支配している訳ではないことを示した。一方、高浜入に設置された隔離水界を用いた実験で、この2種の変動には Microcystis の現存量の変化が関係しているらしいことが示唆された (Hanazatoら, 1984)。しかし Microcystis はどちらの種にも良い餌とはならず、室内実験の結果から、2種の Bosmina の競争において Microcystis が質的に B. fatalis に有利に働いている訳ではないと考えられた (Hanazato & Yasuno, 1987b)。そして Hanazato & Yasuno (1987b) は、2種の Bosmina の競争実験で、餌密度が高いと B. fatalis が勝ち、逆に餌密度が低いと B. longirostris に有利となることを示した。また分解の進んだ Microcystis がどちらの種にも良い餌となったことから、霞ヶ浦では夏期、大量に生産された Microcystis が盛んに分解して動物プランクトンの餌を供給することにより、B. fatalis にとって有利な環境を提供していると考えた。

6 おわりに

これまで多くの湖で、動物プランクトン群集の種組成や現存量が魚などの捕食によって制御されているといわれてきた (Brooks & Dodson, 1965; Zaret, 1980; Vijverberg & Richter, 1982)。これは霞ヶ浦においても例外ではない。特に春と秋にはイサザアミによって動物プランクトンの種組成、生物量、生産量がしばしば強く制御されることがわかった。また、夏においても魚による捕食圧の高いことが示唆され (Hanazato & Yasuno, 1985a)、動物プランクトン群集に対する魚の影響も大きいと思われる。

一方、欧米のいくつかの湖で、ラン藻類が優占すると動物プランクトンの現存量や生産量が減少することが報告されている (Stross, 1973; George & Edwards, 1974; Jonesら, 1979; Edmondson & Litt, 1982)。しかし霞ヶ浦ではこれらの湖と異なり、Microcystis による水の華が形成された時に動物プランクトンの現存量や生産量が最大となることが明らかとなった。霞ヶ浦では小型の B. fatalis が優占しているので、Webster & Peters (1978) が言う様な Microcystis の害作用が動物プランクトン群集には効果的に働かないのかも知れない。また逆に夏の高い水温が Microcystis の分解速度を速め、動物プランクトンへの餌の供給を促進し、動物プランクトンの生産力を上昇させているものと考えられる。ちなみに、先に引用した湖の最大水温は 20~25℃であるのに対して、霞ヶ浦ではしばしば30℃を超える。霞ヶ浦の夏の生態系は、これまで比較的詳しく研究されてきた欧米の湖の生態系とは異なっているように思われる。

引用文献

- Bergquist, A.M., S.R. Carpenter and J.C. Latino (1985): Shifts in phytoplankton size structure and community composition during grazing by contrasting zooplankton assemblages. *Limnol. Oceanogr.*, **30**, 1037-1045.
- Bowers, J.A. and H.A. Vanderploeg (1982): In situ predatory behavior of Mysis relicta in Lake Michigan. *Hydrobiologia*, **93**, 121-131.

- Brooks, J.L. and S.I. Dodson (1965): Predation, body size, and composition of plankton. *Science*, **150**, 28-35.
- Brooks, J.L. (1969): Eutrophication and changes in the composition of the zooplankton. In *Eutrophication: causes, consequences, correctives*, Nat. Acad. Sciences, Washington. 236-255.
- DeBernardi, R., G. Giussant and E.L. Pedretti (1981): The significance of blue-green algae as food for filterfeeding zooplankton; experimental studies on Daphnia spp. fed by Microcystis aeruginosa. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, **21**, 477-483.
- Edmondson, W.T. and A.H. Litt. (1982): Daphnia in Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.*, **27**, 272-293.
- George, D.G. and R.W. Edwards (1974): Population dynamics and production of Daphnia hyalina in a eutrophic reservoir. *Freshwat. Biol.*, **4**, 445-465.
- Goldman, C.R., M.D. Morgan and S.T. Threlkeld (1979): A population dynamics analysis of the cladoceran disappearance from Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnol. Oceanogr.*, **24**, 289-297.
- Hall, D.J., W.E. Cooper and E.E. Warner (1970): An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnol. Oceanogr.*, **15**, 893-928.
- 花里孝幸・安野正之 (1984): 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節変動と生産, (1981-1982). 国立公害研究所研究報告, 第51号, 57-72.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1984): Growth, reproduction and assimilation of Moina macrocopa fed on Microcystis and/or Chlorella. *Jap. J. Ecol.*, **34**, 195-202.
- Hanazato, T., M. Yasuno, T. Iwakuma and N. Takamura (1984): Seasonal changes in the occurrence of Bosmina longirostris and Bosmina fatalis in relation to Microcystis bloom in Lake Kasumigaura. *Jpn. J. Limnol.*, **45**, 153-157.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1985a): Population dynamics and production of cladoceran zooplankton in the highly eutrophic Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, **124**, 13-22.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1985b): Occurrence of Daphnia ambigua Scourfield in Lake Kasumigaura. *Jpn. J. Limnol.*, **46**, 212-214.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1985c): Effect of temperature in the laboratory studies on growth, egg development and first parturition of five species of Cladocera. *Jpn. J. Limnol.*, **46**, 185-191.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1987a): Evaluation of Microcystis as food for zooplankton in a eutrophic lake. *Hydrobiologia*, **144**, 251-259.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1987b): Experimental studies on competition between Bosmina longirostris and Bosmina fatalis. *Hydrobiologia*, **154**, 189-199.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1988a): Impact of predation of Neomysis intermedia on a zooplankton community in Lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, in press.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1988b): Characteristics of biomass and production of cladoceran zooplankton in Lake Kasumigaura. *Jpn. J. Limnol.*, in press.
- Hanazato, T. and M. Yasuno (1988c): Assimilation of Diaphanosoma brachyurum and Moina macrocopa on Microcystis. *Jpn. J. Limnol.*, in press.
- Jones, H.R., T.J. Lack and C.S. Jones (1979): Population dynamics and production of Daphnia hyalina var. lacustris in Farmoor I, a shallow eutrophic reservoir. *J. Plankton Res.*, **1**, 45-65.

- Lampert, W. (1977): Studies on the carbon balance of Daphnia pulex De Geer as related to environmental conditions. II. The dependence of carbon assimilation on animal size, temperature, food concentration and diet species. Arch. Hydrobiol./suppl., **48**, 310-335.
- Lampert, W. (1981): Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on Daphnia. Int. Revue ges. Hydrobiol., **66**, 285-298.
- Lampert, W. (1982): Further studies on the inhibitory effect of the toxic blue-green Microcystis aeruginosa on the filtering rate of zooplankton. Arch. Hydrobiol., **95**, 207-220
- Lampert, W., W. Fleckner, H. Rai and B.E. Taylor (1986): Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. Limnol. Oceanogr., **31**, 478-490.
- 森下正彦・安野正之 (1979): 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの季節消長と水平分布。国立公害研究所研究報告, 第6号, 155-170.
- Murtaugh, P.A. (1981): Mysid life history and seasonal variation in predation pressure on zooplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci., **40**, 1968-1974.
- Nizan, S. C. Dimentman and M. Shilo (1986): Acute toxic effects of the cyanobacterium Microcystis aeruginosa on Daphnia magna. Limnol. Oceanogr., **31**, 497-502.
- Richard, R.C., C.R. Goldman, T.C. Frants and R. Wickwire (1975): Where have all the Daphnia gone? The decline of a major cladoceran in Lake Tahoe, California-Nevada. Verh. Internat. Ver. Limnol., **19**, 865-842.
- Rieman, B.E. and C.M. Falter (1981): Effects of the establishment of Mysis relicta on the macrozooplankton of a large lake. Trans. Am. Fish. Soc., **110**, 613-620.
- Schoenberg, S.A. and R.E. Carlson (1984): Direct and indirect effects of zooplankton grazing on phytoplankton in a hypereutrophic lake. Oikos, **42**, 291-302.
- Shapiro, J. (1980): The importance of trophic-level interactions to the abundance and species composition of algae in lakes. In: Barica and Mur (eds.), Hypertrophic Ecosystems, Dr. W. Junk, Dordrecht, 105-116.
- Sirenko, L.A., Yu. A. Kirpenko, L.F. Lukina, O.V. Kovalenko and L.M. Zimovets (1976): Toxicity of blue-green algae, the causative agents of the blooming of water. Hydrobiol. J., **12**, 13-18.
- Stross, R.G. (1973): Zooplankton reproduction and water blooms. In: G.E. Glass (ed.). Bioassay techniques and environmental chemistry. Ann Arbor Publ. Co., Ann Arbor, 467-478.
- Takamura, N., T. Iwakuma and M. Yasuno (1986): Photosynthesis of size-fractionated phytoplankton population in hypertrophic Lake Kasumigaura, Jap. Arch. Hydrobiol., **108**, 235-257.
- Threlkeld, S.T., J.T. Rybock, M.D. Morgan, C.L. Folt and C.R. Goldman (1980): The effects of an introduced invertebrate predator and food resource variation on zooplankton dynamics in an ultraoligotrophic lake. In: Kerfoot, W.C. (ed.). Evolution and ecology of zooplankton communities. New England Press, Hanover, 555-568.
- Toda, H., M. Takahashi and S. Ichimura (1982): Abundance and life history of Neomysis intermedia Czerniawsky in Lake Kasumigaura. Hydrobiologia, **93**, 31-39.
- Vijverberg, J. and A.F. Richter (1982): Population dynamics and production of Daphnia hyalina Leydig and Daphnia cucullata Sars in Tjeukemeer. Hydrobiologia, **95**, 235-259.

- Webster, K.E. and R.H. Peters (1978): Some size-dependent inhibitions of larger cladoceran filters in filamentous suspensions. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 1238-1245.
- 安野正之・森下正彦・菅谷芳雄 (1977): 霞ヶ浦高浜入における底生動物と動物プランクトン. 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 94-107.
- 安野正之・森下正彦 (1981): 富栄養湖, 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの変動の特徴. 環境科学研究報告, B93-R12-2, 115-122.
- 安野正之・森下正彦・花里孝幸 (1981): 霞ヶ浦高浜入の動物プランクトン現存量の推移. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 149-158.
- Zaret, T.M. (1980): *Predation and freshwater communities*. Yale Univ. Press, New Haven, 187p.

藻類増殖過程の水質連続測定

Continuous Measurement of pH, DO and DIC Along the
Time Course of the Algal Growth

河合崇欣¹・相崎守弘²・大槻 晃¹・青山莞爾³・西川雅高¹・菊地京子⁴
Takayoshi KAWAI¹, Morihiro AIZAKI², Akira OTSUKI¹, Kanji AOYAMA³,
Masataka NISHIKAWA¹ and Kyoko KIKUCHI⁴

要 旨

臨湖実験施設の多目的実験池を用いた藻類の増殖実験において、溶存酸素濃度(DO)、溶存無機炭素濃度(DIC)、pHを連続測定した。現場での研究手段として連続測定法を用いることは、試料採取-分析の過程を経る一般の方法に比べて少なくとも2つの特徴がある。一つは高頻度で長期間(藻類の増殖サイクルの2倍以上)継続する測定値が得られること、もう一つは相対的精度(再現性)が良いということである。後者は主として測定条件が変化しないことによる。これらのことは測定値の数学的処理、例えばDO測定値の時間微分による酸素の生成速度の推定を容易にする。酸素生成速度は、一次生産の活性を反映して変化するため、植物プランクトンが環境(水質等)の変化に対して行う生理的応答をより直接的に見ることができ

る。
以上の検討を踏まえて、池水に酸を加え、水の酸性化によって植物プランクトンの炭素、酸素代謝がどのような影響を受けるかをテストした。一次生産速度に対する池水酸性化の影響(酸素生成速度の低下)はアルカリ度の低下に伴うDICの減少によるものであり、pHが下がったことによる影響は小さいことが推定された。しかし、炭酸ガスの吸収に関する藻類の能力の目安となる、CO₂補償点(ここでは見かけの補償点)は、pHのもっと高いところで測定された本来の補償点よりかなり高い値で

1. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies,
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environmental Division, the National Institute for Environmental
Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 昭和58~61年度 国立公害研究所客員研究員 (東邦大学理学部 〒274 千葉県船橋市三山
2丁目2番1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present
Address: Faculty of Science, Tohou University, 2-2-1 Miyama, Funabashi, Chiba 274,
Japan.
4. 昭和61年度 国立公害研究所共同研究員 (筑波大学環境科学研究科 〒305 茨城県つくば市
天王台1-1-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies.
Present Address: School of Environmental Sciences, University of Tsukuba,
Tennodai 1-1-1, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

あった。

Abstract

Continuous measurements of DO, DIC and pH were carried out in the experimental ponds along the course of growth stage of the phytoplanktons. New possibilities and problems were considered for the application of a continuous measuring system in the field studies. There are two fundamental advances in the method comparing with the ordinary manual method; it is possible to make a much more condensed and long lasting measurement and a better relative accuracy (reproducibility) is provided. On this base, differentiated DO curves, which represented the rate of DO change, were more easily derived. They were employed as the starting data to analyze the effects of the environmental factors on the carbon and oxygen metabolism of the phytoplanktons. The characteristic patterns were discussed for the diurnal change of DO metabolism in each stage of the phytoplankton growth cycle; in the lag time, in the exponentially increasing stage, in the stationary stage and in the decreasing stage.

Acidification of the pond water was carried out to examine the effect of acid on the carbon and oxygen metabolism. The first effect was, of course, the decreasing of alkalinity and DIC. A quasi CO₂ compensation point was observed in the low pH of 4 and low DIC of 80 μM, but it was much higher than those reported by Maberly and Spence (1983). The reason is not found, yet.

1 はじめに

水質自動連続測定は、水質汚染の常時監視システムの一環としてアメリカ、イギリス、ドイツ、オランダなど多くの国々で1960年代から1970年代にかけて広く普及した (Price, 1975; Taylor, 1977; Brigg, 1977等)。我が国でも1975年頃から環境庁の補助などで全国の地方自治体174か所 (河川、湖沼、内湾; 環境庁, 1987) に設置されてきた。これとは別に建設省が河川の水質管理のために同じ位敷設し稼働している。生態学的な立場からは、Kelleyとその共同研究者達 (Kelleyら, 1974, 1981; Churchら, 1983; Cohenら, 1981, 1982; Cosbyら, 1984; Gallegosら, 1977, 1980, 1984; Hornbergerら, 1976; Moeslundら, 1981; Thyssenら, 1985) が、1972以後、主として河川の生産速度の測定に用いており、特に光の変動に対する応答に関心を払っている。また、Shurr (1977), Marra (1978) にも試みた。本研究では、池、湖沼、内湾など静止水域における水質変動に対する植物プランクトンの生理的応答を検知し、生態系破壊に関連したアセスメントのための計測手法としての適用することを目標とした。

現場における直接的測定が、実験室での測定 (観察) と最も大きく異なるのは、注目する現象に影響を与える因子群を制御しない (できない) ということである。したがって測定結果は、そのまま実際のフィールドにおける一つの事実を示しているという重要な特徴を持つ。また、ある状況下で各種多数の因子の中でどれが相対的により重要であるかということが分かりやすい。どんな因子も極端に変化させれば必ず影響があるが、実験室的な条件設定を行う際には「影響を出させて、定量的な評価をする」ことが重要であるので、変化させない因子群も含めて、それが一

般性をもつ実際のフィールドで出現し得るものなのかどうかは確かめられていないことも多い。環境因子の強度変化に対する生物の応答はしばしば、時間的なズレや履歴現象を伴うので実験室で得られた結果の適用に際しては十分な注意が必要であり、またフィールドでも系統的な連続性のない定期的調査の結果からでは把握できない応答も多いように思われる。さらに複数の因子の共同効果として初めて現れるような現象も環境因子を制御しないことによって把握される。しかし、注目する現象と特定の環境因子との関係はほとんどの場合他の因子の影響によって測定の度ごとに少しずつ異なるので実験室での測定に比べると厳密な定量的結果を引き出すのが難しい。対応策としては、主要な因子群については全て同時に測定し、それらがそれぞれ重要な作用をした場合の測定例を多く持ち、複合的な因子解析へ近づけることが必要となる。このようなことは、測定が主として人の手で行われているような条件下では困難であるが、現在は自動計測技術の応用によって十分実用的目標となり得る段階に入っていると考えられる。

現場の生態学的な現象を対象とした連続測定システムでは、水質として測定される項目の外に、生物活動及び指標項目の測定値に影響を与える最も大きな不規則作用因子である気象項目が同時に十分な精度と頻度で（連続的に）測定されていることが重要である。測定項目の種類は第一段階では多いほど良いが、いろいろ制約もあるので、①確かめないで無視しない、②意味もないのに使わないことを念頭において、③常に着目する現象に立ち返ることで淘汰して行くことができると思われる。

もう一つの重要な特徴は、言うまでもなく現場の変化に対する即時検知である。本研究の主要な目的の一つは、測定項目の構成や測定値の解析法を検討し、環境汚染に伴う水質変化によって水生生物の種組成がどのように変化（＝生態系破壊）するかを、種の絶滅が起こる前に検知する手法を検討することにある。しかし、緩衝容量が大きく、平常時の変動も単純でない一般の水域で、D₀、pH その他項目の（連続）測定値をそのまま眺めて異常を検知するのは、極端な場合を除けばほとんど不可能に近い。蓄積された膨大なモニターデータを水域の生態学的管理に十分生かせるかどうかの鍵がここにあるように思われる。

連続測定は、データの時間的密度が高く、測定値の相対的精度が良いという特徴を持つ。また、植物プランクトンの増殖サイクル（10日から3週間位）の2倍以上という十分長期間の測定が可能のため、それぞれの環境因子の相対的な重要性が異なる多くの観測例が比較的容易に入手できる。データの解析に当たっては、この点に留意することが重要である。ここでは、光合成・吸呼に伴う酸素及び炭素代謝の日変動パターンに現れるひずみを検知し、環境変化との定量的な因果関係の解析も行い得る適当なデータ処理法が必要である。

さて、着目する現象を追跡するために測定した指標項目の変動に対して、一見無限とも思われる自然環境中の各種環境因子の作用を定量的に特定化して振り分けることなど果たして可能なのかという疑念は強い。しかし、①各種因子の変動にはそれぞれ独自の周期があること、②生物の環境適応能力は、環境因子の変動に対して相当な許容幅を持つので、同時に重要な制限因子になる項目数は多くないこと、③大きな制限因子の作用を近似的に定量化できれば、その誤差と同程度の大きさの制限因子の存在が見えてくること、④同じ強度の作用に対する応答も、生長段階や直前までの経過によって変わる特徴的な履歴現象を伴うものも多いことなど、連続測定値には作

用の同定や振り分けに役立つ情報も多い。これらの点を考慮すると現場の測定結果と言えども解析が不可能なほど複雑なものではなく、系統的な連続性を損なわない程度の測定密度や同時に測定する項目を良く吟味することによって、各環境因子の作用条件と程度についての理解を深めることは可能である。したがって、それぞれの因子が特異的な重要な作用をしている区間を選択的に抜出して解析に用いることは有効である。逆に、手に入る情報だけで、また制限因子になっていない項目まで含めた機械的な多変量解析を行うのは、注意が必要であるように思われる。

2 実験

実験は、臨湖実験施設のモニター設備及び多目的実験池を用いて行った。主として、溶存酸素、溶存無機炭素濃度の連続測定値から植物プランクトンの酸素、炭素代謝に与える環境影響を検出し、評価することを試みた。酸性降水の陸水生態系に及ぼす影響に関連して、池水の酸性化を行ないそれが酸素、炭素の代謝パターンに及ぼす影響も観察した。

2.1 測定項目群

現在の基本測定項目は、

- (1) 指標項目 = 注目する現象の解析に用いる核となるデータ
DO, pH, DIC (連続測定) 及び植物プランクトン種組成
 - (2) 環境因子 (1) 水質 = 化学的成分の種類と濃度の時間的変動 (定時測定)
 Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Sr^{2+} , B, Si, NH_3 , NO_3^- , DN, $\text{PO}_4\text{-P}$, DP, $\text{SO}_4\text{-S}$, F, Cl
 - (3) 環境因子 (2) 水温及び気象項目 (連続測定)
水温, 日射量, 風向, 風速, 気圧, 気温, 湿度, 降雨量, 地温, (蒸発量)
- 指標項目も環境因子の一部を構成するものであるが、整理上このようにしている。

2.2 センサー類, 測定機器の保守管理

長期間、安定で信頼性の高い測定値を取り続けるためにセンサー類, 測定機器類の保守管理と定期的な校正は重要である。これは、現在まだあまり自動化ができていないので、全体としては自動連続測定とは言い難く、かなりの人手を必要とする。

pH 測定には、温度補償とインピーダンス変換の回路及び電池を内蔵した、投げ込み式複合型ガラス電極 (電気化学計器, 6400型) を用いた。オペアンプ (共和電業, DA210A) でバイアスとスパンを調整し、パソコンの A/D 変換インターフェイスを通して磁気ディスクに取り込んだ (図 1)。屋外では温度の変動は避けられないので、温度補償回路は必須である。また、電極内にインピーダンス変換回路を持つことによって、池から小屋までの送信の途中で拾うノイズは遙かに小さなものになる。観測小屋の中のオペアンプ入力端子のところで短時間変動は $\pm 0.001\text{pH}$ 以下の安定性が得られた。

校正は、週に 1 ~ 2 回, pH 4, 7, 9 の標準緩衝溶液 (和光純薬) を用いて行い、経時的な安定性も確認した。新しい電極は、濡れたペーパータオルで軽くふく程度で、1 ~ 2 か月は安定であった。

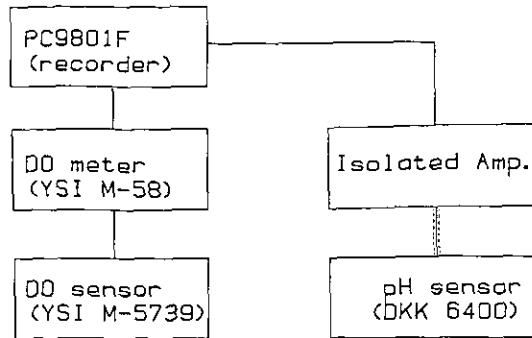


図 1 実験池の連続測定・データ収録システム

Fig. 1 Schematic system for the continuous measurement and data logger in the experimental ponds

DO測定には、温度補償回路付きのポーラロ型隔膜式DOセンサー (YSI M5739) とDOメータ (YSI, Model 58) を用いた。較正は週に1~2回、初めは空気飽和の蒸留水を用いて行ったが、この方法は値が安定するのに時間がかかり再現性が悪かった。現在は、ウインクラー法による測定値を用いて修正する方法を採用している。測定値は良く安定したが、スターラーの不安定化や停止は測定値に重大な影響を与えるのでスターラーの寿命を検知する方法が必要である (図2)。

DIC測定には、ガス透過膜式の炭酸ガス電極 (ORION, M98) とイオンメーター (ORION, 701A) を用いた。霞ヶ浦の湖水は、取水口近くでアルカリ度が約1 meq/l あり、ややアルカリ性で炭酸はほとんど重炭酸イオンの形で溶けているため投げ込み式で直接測定することはできない。池水を水中ポンプで連続ろ過管に送り、得られたろ過池水と0.6N塩酸を比例式ペリスタポンプで

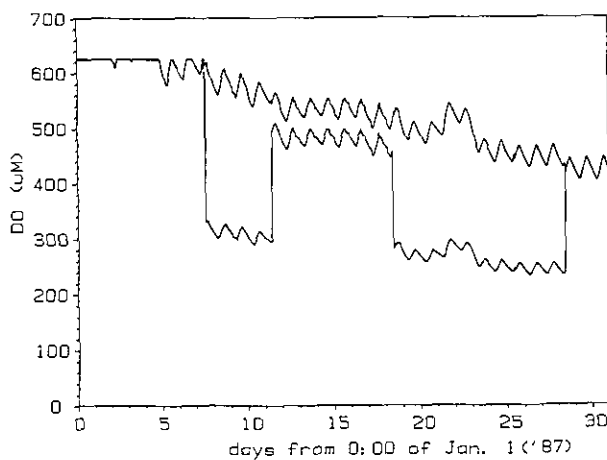


図 2 DO測定値の源データと、ウインクラー法の結果を用いて較正した値

Fig. 2 Original DO record and the corrected values with the Winkler method

39 : 1 (1.5mM HCl相当) の割合で混合し、恒温槽に設置した炭酸ガス電極に導いて測定した (図3)。このシステムはノイズを拾いやすく、現有のオペアンプを介して A/D コンバータ、パソコンにデータを取り込むことができなかつたので、ペンレコーダー (日本電子科学, U-425D) のチャートからデジタイザ (GRAPHIC CORP. DT1000, 日本) を用いて連続デジタルデータを得た。溶存無機炭素 (全炭酸) は、酸性領域では pH とアルカリ度とから算出できないので、炭酸ガス膜電極による測定値は今回の実験では特に重要な意味を持った。

藻類種組成は、検鏡によつた。その他の溶存成分は、ICP (JARRELASH, M975 PLASMA ATOMCOMP), オートアナライザ (テクニコン, AA II, USA), イオンクロマトグラフ (横河電機, IC100) を用いた。

気象項目 (小笠原計器) については、臨湖実験施設研究発表会講演要旨集-1 (1986) を参照して下さい。

2.3 測定システム

測定系は、上記の各項目を結果の記録様式別に、①デジタル磁気記録連続測定、②アナログ磁気記録連続測定、③デジタルハードコピー (分析結果表など)、④アナログハードコピー (ペンレコーダーチャートなど) に分ける (図4)。これは、自動連続測定が、時間的に高密度の多項目同時長期測定であることからデータ数が膨大となり最終的にはコンピュータ処理に頼ることになるので、適当な内外挿法を用いて同期させた (synchronized) データセットに整理することが必要だからである。当然、始めから同期させた①の形のもので最大限測定するのが良いが、重要と思われる項目でいまだ自動連続測定ができないものも多い。また、変動の周期が長い (単調な) 項目は、必ずしも始めから高頻度測定の必要はない。

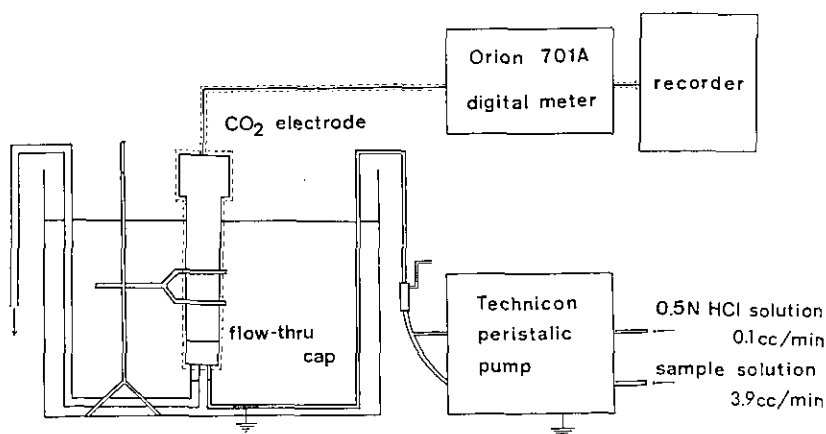


図 3 炭酸ガス膜電極を用いる溶存無機炭素濃度連続測定システム

Fig. 3 Continuous measurement system of DIC with the CO₂ gas membrane electrode

現在、臨湖実験施設で用いている測定システムは、ミニコンピュータを用いたデータ収録装置を中心に、気象、湖水質湖気象、多目的実験池、井水位、土壌浸透装置の五つのブロックの測定値が自動収録されている。敷地内の多目的実験池を用いた今回の実験では、この中から気象及び多目的実験池ブロックのデータを用いている。これとは別に、実験池の指標連続測定項目は、精度と即時処理のしやすさから、A/Dコンバータ(12bit×16ch.)を内装したパソコンに取り込んでいる。

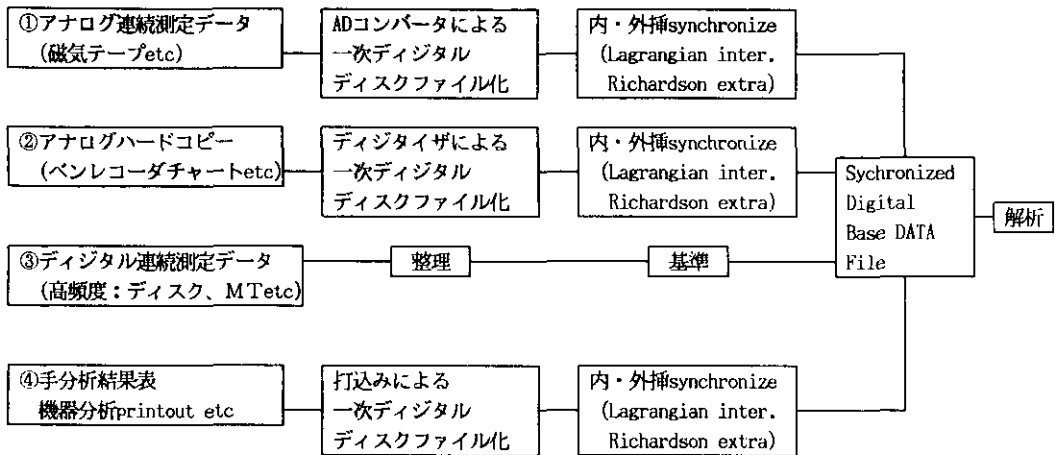


図 4 同期データベースセットの作成フロー

Fig. 4 Preparation of the synchronized base data set

2. 4 多目的実験池

藻類の増殖過程は、栄養塩(N, Pのみ。相崎ら, 1988) 負荷と平均滞留時間を制御し、水中ポンプで水の混合を行っただけの屋外実験池(1辺3mの正六角形、深さ1.5~1.7m)で観測した。これは、実際の湖沼で測定を行うための技術的準備を行うことも重要な目的のひとつである。風雨や日射など気象条件は自然のままであるが、最も評価の困難な不均一水塊の移動の影響、底泥の影響などを除くことによって、測定項目の数と空間的配置密度の削減を行い、解析の平易化を図っている。また、湖上での測定と違って電源の供給が実質上無制限であり、センサー類の保守管理も容易である。さらに池のそばに測定小屋を置くことによって、実験室用の測定機器が使えるので設備費の当初負担が軽減できる。しかし、最大の理由は系の部分的単純化による解析の平易化である。その意味で、実験室と実際のフィールドとの中間段階と言えよう。

3 結果と考察

この報告では、主として溶存酸素濃度の日変動パターンに注目して、初歩的なデータ処理とその結果に見られる、平常時の変動パターンの幾つかの特徴について述べる。また、この結果の応用例として、池の酸性化による藻類の炭素、酸素代謝への影響について述べる。

3. 1 連続測定値の解析

3. 1. 1 DO の日変動パターンと微分法

DO の測定例を図5に示した。DO, DIC, pH などの値は一般に、藻類の増殖・減衰を反映した、周期の長い大きい波に、光合成・呼吸量の昼夜の差を反映した日変動が乗る形で図に示したような変動をする。今はまだ、基本変動パターンについての知見が少ないので、藻類現存量で規格化した変動パターンの分類的整理が必要である。増殖期には DO は過飽和になることが多いので、気液界面を通してのガス交換に影響されてパターンが変わる。気液界面のガス交換速度は、主として風速と過(不)飽和度に支配されているものと思われる(図6)。DO, DIC はいずれも光合成・呼吸に伴って濃度が変わるので、例えば、0時と24時の値の差を取れば純生産量を反映することが期待される。しかし、実際には注目する植物プランクトン以外の生物や気液界面でのガス交換等によって結果は複雑化する。明暗ビンを用いる一般の測定法では、高密度の連続測定はできないし、また閉じ込めによる影響も心配されるので、ここでは注目する植物プランクトンの光合成・呼吸以外の原因による DO, DIC の変化を推定もしくは無視できる方法を検討した。

まず、DO の日変動パターンであるが、一日を周期とする反復変化と言うことでもあり、測定値の曲線から直に思い浮かぶのは三角関数の sine カーブであるが、実際の変動は季節によって日照時間が変わること、夜間の減少は途中に変曲点を持たない等から単純な sine カーブではないことは明らかである。このことは、次に示す時間微分曲線によって明りように示される。

測定した DO 値を、時間で微分すると図6のような結果が得られた。これは、指数増殖期の晴天日のものである。DO そのものは環境変化への生理的応答の積算値的性格が強いのに対し、微分値には応答そのものがより直接的に反映されるので、変動因子の変化パターンとの対応性、即時性、感度共に優れた指標となる。さらに、連続測定曲線では図中に矢印で示したように、DO そのものの曲線では見えないような小さな変化が浮き彫りにされてくる。また、明暗ビン法で

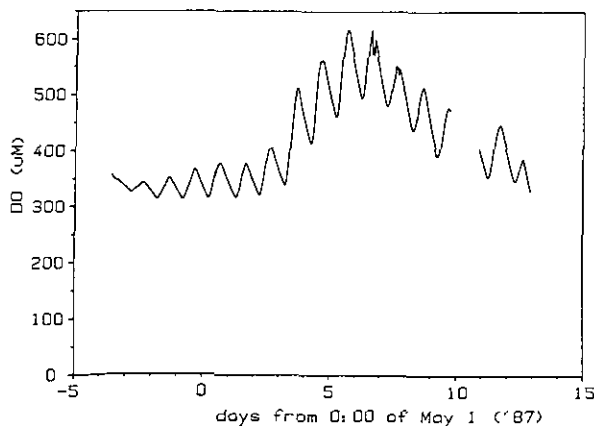


図 5 藻類増殖過程のDOの測定例

Fig. 5 An example of DO change on the course of phytoplankton growth cycle.

The shape is considerably affected by the light fluctuation and wind.

は時間間隔が短くなると作業量が急速に増大するだけでなく、前後の変化量が小さくなると操作のばらつきの影響による測定精度の限界が重大な意味をもつのでこのような短周期の微小な変動まで把握することは困難である。したがって、環境因子の不規則な変動に応答する光合成・呼吸速度の微妙な変化は連続測定によって初めて追跡と検知が可能になることが多い。測定値の相対的精度が高いと言う特徴を持つ連続測定の結果から得られる微分値（純生産・消費速度、処理の仕方で総生産も）は、水質の生態学的研究における指標データとして有効であると思われる。

次に、この DO 微分曲線（生産・呼吸速度曲線）の日変動パターンは藻類の増殖サイクルの各段階（誘導期、指数増殖期、定常期、減衰期）で変化しないものなのか、それとも段階に特徴的な形を示すものなのかどうかについて検討してみた。誘導期の終わりから指数増殖期の初めには図 7aに見られるような「箱型」、指数増殖期には図 7 に示したような左右対称性の良い「山型」、その後「山」の頭が潰れ、やがて後半の肩が落ちてくる（図 7 b）ような推移を示すようである。減衰期の終わりでは再度「箱型」に戻るような傾向が見られた。このような形の推移が一般性を持つのか、何を反映しどのような意味を持つのかなどは今後検討して行く。もし、広い範囲で一般性を持つようであれば、比較的短期の将来予測に使える可能性がある。

3. 2 連続測定値の解析

3. 2. 1 池水の酸性化に伴う見かけの CO₂ 補償点

酸性雨の炭素、酸素代謝に及ぼす影響を検討することも考えて、池水の酸性化の過程で溶存無機炭素（DIC、全炭酸）、pH 及び DO の連続測定を行った。図 8 は、アルカリ度一定の条件下で DIC が変化したときの pH（一般の水域で日常見られる pH 変化）と、単位 pH 当たりの DIC 変化（ $dDIC/dpH$ ；下半分）である。ただし、DIC はアルカリ度で規格化してある。このグラフは、pH とアルカリ度から DIC を計算する場合、 $\pm 0.01pH$ 程度の測定精度で DIC の推定値を $\pm 1\%$ 以内に納めるには、ゼロと -1 （破線）の間に微分曲線が挟まれている pH 領域でなければならないことを示す。霞ヶ浦では植物プランクトンの光合成・呼吸による DIC の日変動幅はせいぜい

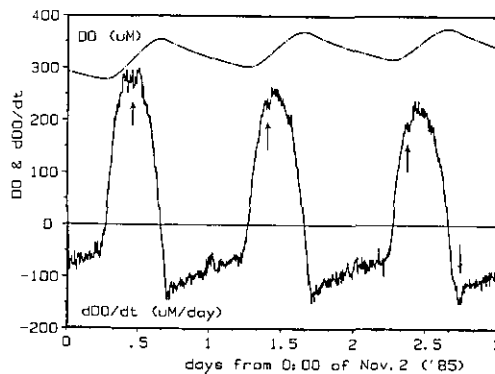


図 6 DO時間微分曲線

Fig. 6 The rate of DO change in the pond

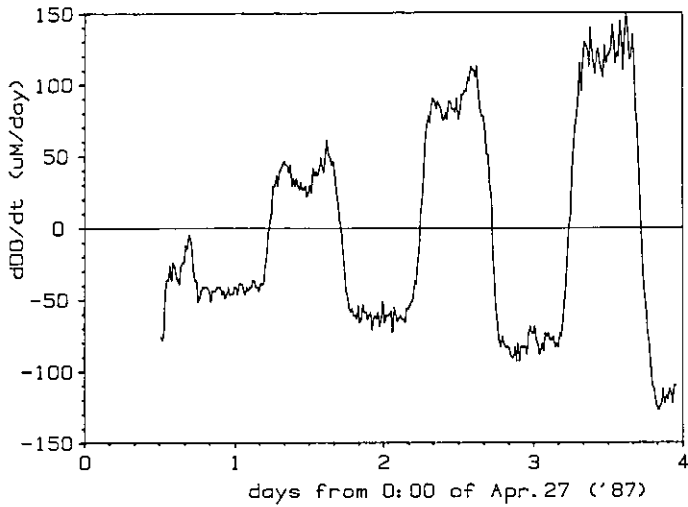


図 7(a) 誘導期末に見られた〈箱型〉日変動パターン (Ddo/dt)
Fig. 7(a) A square shaped diurnal change of the rate in the later period of the lag time

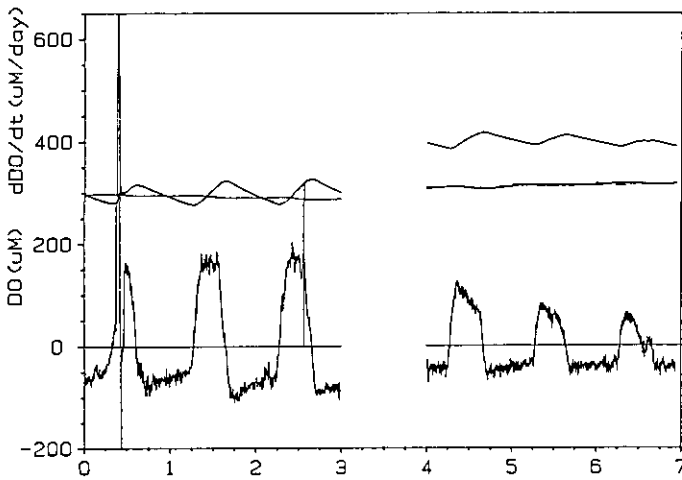


図 7(b) 定常期から減衰期にかけては左側肩の部分が下がる？
Fig. 7(b) The shoulder missing shape in the decreasing stage

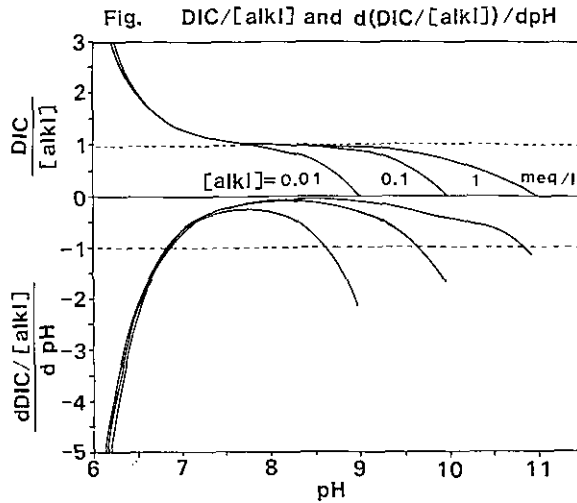


図 8 アルカリ度一定の時のDIC変化とpHの関係

Fig. 8 DIC vs pH under the constant alkalinity. The lower curves show the expectable accuracy in the calculated DIC from pH and alkalinity.

アルカリ度の30%位までであるので、pH とアルカリ度から計算した DIC で光合成・呼吸の変化を議論するのに都合が良いのは、pHが6.5以上の時であることが分かる。それより低い pH では、急激に精度が悪くなり、アルカリ度が0以下では計算ができない。少しまわりくどくなったが、酸性化に伴う低い pH 領域での炭素代謝を追跡するには、pH は役に立たず、直接DIC (全炭酸) を測定する必要がある。図9に、炭酸ガス膜電極で測定した、酸性化過程の DIC 変動を示した。酸の添加に伴って pH はすぐに下がり始めるが、DIC は大気に対して不飽和であるためすぐには減り始めない。やがて過飽和になると、酸の添加速度 (=水和炭酸ガスの生成速度) と釣りあった速さで炭酸ガスは逃げていき DIC は減少する。しかし、ここでは新しいろか湖水を池に加え続けているので、またプランクトンやバクテリアの呼吸もあるので大気中の炭酸ガスと平衡になるまで下がることはない。この条件下で、光合成速度と呼吸速度とが釣り合い、見掛け上炭素、酸素の吸収、放出が無くなる炭酸ガス補償点状態が観測された。この補償点状態は、活性があるのに環境上の制約から増殖ができなくなる境界条件の一つとして重要である。この時の主要藻類種は *G. gigas*、炭酸ガスの濃度は約80 μ Mであった。この濃度は同種の藻類に関して培養系で得られた文献値 (0.5-5 μ M, Birmingham ら, 1979) に比べて非常に大きいように思われる (表1) が、本来の補償点ではないので直接比較はできない。同時に測定した DO の連続測定値及びその時間微分値のグラフを図10に示した。昼間、微分値がゼロになっている時間帯があるのが明りょうに見られる。

以上、現場の (自動) 連続測定法の特徴と欠点、欠点を補うためのデータ解析へのアプローチの一例としての微分、現場の条件に近い池の酸性化による炭酸ガス補償点状態の観測について述

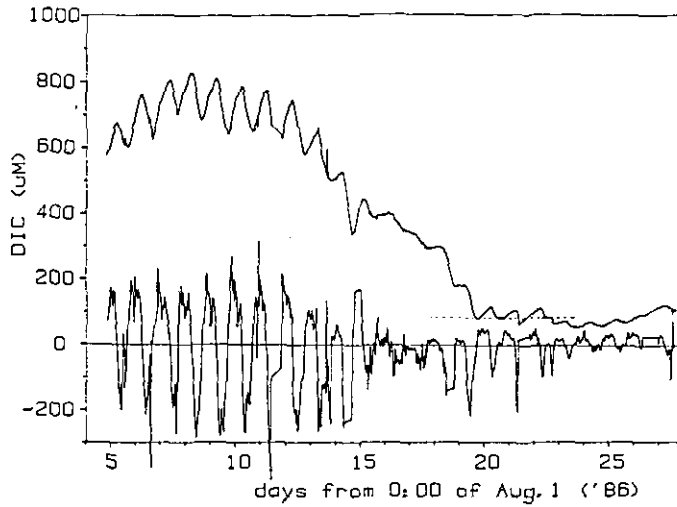


図 9 池水の酸性化過程におけるDICの連続測定結果

Fig. 9 DIC change on the time course of acidification of the pond water

表 1 各種淡水植物プランクトンの炭酸ガス補償点
本研究の結果は擬似値。

Table 1 DIC compensation point for phytoplankters

CO₂ Compensation Points of Several Species of Fresh Water Algae

| | | |
|-------------------|-------------------------|--------|
| Chlorophyceae | Chlorella type (3sp.) | 0.47µM |
| | macro algae type (4sp.) | 1.38 |
| | this work | 80 |
| Bacillariophyceae | plankton type (5sp.) | 1.07 |
| Cyanophyceae | plankton type (3sp.) | 0.78 |

* pH 5.3-5.8

** Oxygen concentration 21%

べた。実際の湖で使う場合には、湖水は不均一であるため水塊の移動や交換による測定値への影響や底泥の影響も評価しなければならないので更に複雑になる。池の連続測定値に影響を与える主な因子群の解析結果を土台として、実際の湖沼へ発展させたい。

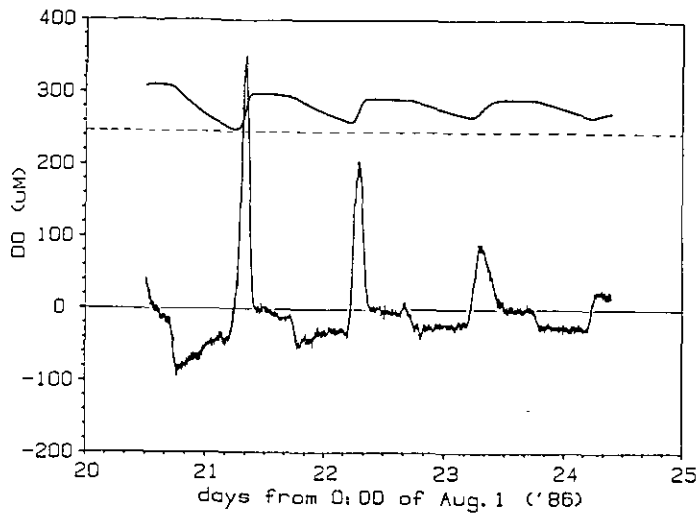


図 10 DIC補償点の現れた時期のDO変動

Fig.10 DO change in the period of DIC compensation

引用文献

- Allen, E.D. and D.H.N. Spence (1981): The differential ability of aquatic plants to utilize the inorganic carbon supply in fresh waters. *New Phytol.*, **87**, 269-283.
- Birmingham, B.C. and B. Colman (1979): Measurement of Carbon Dioxide Compensation Points of Freshwater Algae. *Plant Physiol.*, **64**, 892-895.
- Brigg, R., H.R.S. Page and I.W. Schofield (1977): Improvements in sensor and system technology. *Prog. Water Technol.*, **9**, 43-52.
- Church, M.B., R.R.H. Cohen, C.L. Gallegos and M.G. Kelly (1983): Evidence for carbon uptake and storage in the dark with subsequent photosynthetic fixatic by cultures of mixed Chlorophyceae. *Arch. Hydrobiol.*, **98**(4), 509-522.
- Cohen, R.R.H. M.R. Church and M.G. Kelly (1981): The effect of CO₂ on the response of phytoplankton productivity during a 12-hour light/12-hour dark light regime in unenclosed cultures. *Arch. Hydrobiol.*, **91**(3), 265-275.
- Cohen, R.R.H., M.G.Kelly and M.R. Church (1982): The effect of CO₂ on the relationship of photosynthetic rate to light intensity in laboratory phytoplankton cultures. *Arch. Hydrobiol.*, **94**(3), 326-340.
- Cosby, B.L., G.M. Hornberger and M.G. Kelly (1984): Identification of photosynthesis-light models for aquatic system 11.application to a macrophyt dominated stream. *Ecol. Modelling*, **23**, 25-51.
- Gallegos, C.L., G.M. Hornberger and M.G.Kelly (1977): A model of river benthic algal photothynthesis in response to rapid changes in light. *Limnol. Oceanogr.*, **22**(2), 226-233.
- Gallegos, C.L., G.M. Hornberger and M.G.Kelly (1980): Photosynthesis-light relationships of a mixed culture of phytoplankton in fluctuating light. *Limnol. Oceanogr.*, **25**(6), 1082-1092.

- Gallegos, C.L., M.R. Church, M.G. Kelly and G.M. Hornberger (1983): Asynchrony between rates of oxygen production and inorganic carbon uptake in a mixed culture of phyto-plankton. Arch. Hydrobiol., **96**(2), 164-175.
- Hornberger, G.M., M.G. Kelly and R.M. Eller (1976): The Relationship Between Light and Photosynthetic Rate in a River Community and Implications for Waste Quality Modeling. Water Resour. Res., **12**(4), 723-730.
- Kaplan, A. (1981): Photosynthetic Response to Alkaline pH in Anabaena variabilis. Plant Physiol., **67**, 201-204.
- 環境庁水質保全局水質規制課 (1987): 水質モニターデータ活用マニュアル, 東京,
- Kelly, M.G., G.M. Hornberger and B.L. Cosby (1974): Continuous automated measurement of rates of photosynthesis and respiration in an undisturbed river community. Limnol. Oceanogr., **19**(2), 305-312.
- Kelly, M.G., B. Moeslund and N. Thyssen (1981): Productivity measurement and the storage of oxygen in the aerenchyma of aquatic macrophytes. Arch. Hydrobiol., **92**(1), 1-10.
- Kelly, M.G., N. Thyssen and B. Moeslund (1983): Light and the annual variation of oxygen and carbon-based measurements of productivity in a macrophyte-dominated river. Limnol. Oceanogr., **28**(3), 503-515.
- Maberly, S.C. and D.H.N. Spence (1983): Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. 1. Ecology, **71**, 705-724.
- Marra, J. (1978): Effect of short-term variations in light intensity on photosynthesis of a marine phytoplankton: a laboratory simulation study. Marine Biology, **46**, 191-202.
- Moeslund, B., M.G. Kelly and N. Thyssen (1981): Storage of carbon and transport of oxygen in river macrophytes: Mass-balance, and the measurement of primary productivity in rivers. Arch. Hydrobiol., **93**(1), 45-51.
- Price, D.H.A. (1975): The development of a harmonized monitoring programme for rivers in the United Kingdom. Prog. Wat. Technol., **7**, 99-110.
- Schurr, J.M. and J. Ruchti (1977): Dynamics of O₂ and CO₂ exchange, Photosynthesis, and respiration in rivers from time-delayed correlations with ideal sunlight. Limnol. Oceanogr., **22**(2), 208-225.
- Taylor, R.E. and E.L. Jeffers (1977): NASA Water monitor system for community application. Prog. Water Technol., **9**, 121-129.
- Thyssen, N. and M.G. Kelly (1985): Water-air exchange of carbon dioxide and oxygen in a river: Measurement and comparison of rates. Arch. Hydrobiol., **105**(2), 219-228.

屋外実験池における池沼の自然浄化機能
Effect of Zooplankton on Phosphorus Retention in Outdoor
Experimental Ponds with Continuous Flow System

相崎守弘¹・河合崇欣²・大槻 晃²・花里孝幸³・青山莞爾⁴
Morihiro AIZAKI¹, Takayoshi KAWAI², Akira OTSUKI²,
Takayuki HANAZATO³ and Kanji AOYAMA⁴

要 旨

滞留時間及び栄養塩負荷濃度を制御できる屋外実験池を用い、栄養塩負荷量と植物プランクトン現存量との関係、栄養塩の挙動に対する動物プランクトンの役割等に関して実験を行い解析した。実験は1985年4月から1987年7月まで4回行った。藻類量は冬期に実験を開始した場合を除き、開始1～2週間後に最高値に達し、その後動物プランクトンの摂食の影響を受けて大きく変動した。冬期に実験を開始した場合には動物プランクトンの増殖は4月中旬まで観測されず、藻類量は1月から4月にかけて連続的に増加した。リンの見かけの沈降速度 V_p は動物プランクトンの増殖していない場合には、実験池の水量負荷(滞留時間)にほぼ関係なく $17.9 \sim 21.2 \text{ m y}^{-1}$ の間にあり、平均値は 19.3 m y^{-1} であった。リンの蓄積率 R_p は動物プランクトンが増殖していない場合には、水量負荷 q_s に依存しており、以下のような関係式が得られた。 $R_p = 19.3 / (19.3 + q_s)$ 。またこのような条件下では実験池内の全リン濃度 P_j は流入全リン負荷濃度 P_i と水量負荷 q_s とで決められていることがわかった。動物プランクトンが増殖していない2月から4月にかけて、流入全リン負荷濃度と池内クロロフィル a 濃度の間には明確な関係が認められなかったが、懸濁態窒素濃度との間には直線的な関係が得られた。またこの関係は月により異なっていた。この期間、Chl/PP比は連続的に上昇し1.1～3.9を変化した。動物プランクトンの摂食により植物プランクトン現存量は急激に変化したが、植物プランクトンの減少に見合う無機態栄養塩の回帰はみられず、特にリンに関しては溶存態での回帰はごくわ

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environmental Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Chemistry and Physics Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
3. 国立公害研究所 生物環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
4. 昭和60～62年度 国立公害研究所客員研究員(東邦大学理学部 〒274 千葉県船橋市三山2丁目2番1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Faculty of Science, Toho University, 2-2-1 Miyama, Funabashi, Chiba 274, Japan.

ずかであることがわかった。一方、窒素に関しては大部分が溶存有機態の形で回帰しているものと推測された。動物プランクトンの存在により、リンの見かけの沈降速度 V_p は高い値を示した。得られた V_p 値は動物プランクトン種の違いにより異なった値が得られ、 $19.1 \sim 104.3 \text{ m y}^{-1}$ の間にあった。

Abstract

Relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop and the effect of zooplankton on phosphorus retention were studied using six outdoor experimental ponds with continuous flow system during Apr. 1985 to Jul. 1987. The experimental outdoor pond was 1.75 m in depth and 40 m^3 in volume. Renewal rates of water were adjusted using lake water excluded large particles to 10, 20 and 40 days. The areal phosphorus loadings adjusted to 5, 10 and $20 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Phytoplankton standing crops reached the maximum values on 1 to 2 weeks after beginning of experiments except in winter and abruptly decreased by grazing of zooplankton. In winter, since zooplankton do not increase until April, phytoplankton standing crop continuously increased from January to April.

Apparent settling velocities (V_p) of phosphorus showed almost same values of 17.9 to 21.2 m y^{-1} unrelated with areal water loads (renewal rates) in each experimental pond in the period of no zooplankton growth. In these case, phosphorus retention (R_p) in each experimental pond was depended on the areal water load (q_s) and exhibited as following formula ; $R_p = 19.3 / (19.3 + q_s)$. Total phosphorus concentration in each experimental pond (P_j) could be also exhibited by the total phosphorus concentration in inflow water (P_i) and the areal water load as following formula ; $P_j = P_i \{ 1 - 19.3 / (19.3 + q_s) \}$.

Phytoplankton standing crops exhibited by POC and PON showed linear relationship with phosphorus loadings during the period of no zooplankton growth, but chlorophyll-a concentrations did not correlate with phosphorus loadings. Chl/PP ratio increased continuously during January to April and changed from 1.1 to 3.9.

Regeneration of dissolved phosphorus according to the decrease of phytoplankton due to the grazing of zooplankton was scarcely observed, while dissolved organic nitrogen concentration increased according to the decrease of phytoplankton.

Apparent settling velocities (V_p) of phosphorus were promoted by the existence of zooplankton. V_p values varied with the difference of zooplankton species and ranged from 19.1 to 104.3 m y^{-1} .

1 はじめに

池沼の自然浄化機能には有機物の分解による無機化、懸濁物質の沈殿、植物プランクトンや水草類による栄養塩の吸収、動物プランクトンや大型の動物による摂食や捕食が考えられる。この内で植物プランクトンによる栄養塩の吸収は、栄養塩の豊富な湖沼においては多量の有機物（植物プランクトン）を生産し、逆に湖沼汚濁の要因となっている。現在多くの湖沼では、多量の栄

養塩の流入によって引き起こされる植物プランクトンの多量増殖，それによってもたらされる様々な利水障害，生産された有機物の分解に伴う湖水や底泥の酸素欠乏等が大きな問題となっている。湖沼の植物プランクトン現在量は湖に負荷される栄養塩濃度によってコントロールされていることは多くの人の認めるところになってきた (e.g. OECD, 1982)。しかしながら，栄養塩の流入負荷量と植物プランクトン現存量の関係は，経験的な式に基づくものが多く，実験的な研究は少ない (Aizakiら, 1986)。したがって，詳細なメカニズムは明らかになっておらず，個々の湖沼に適応させる場合にも問題は多い(福島ら, 1986)。植物プランクトン現存量は生産，分解，沈殿及び動物プランクトンによる摂食によって制御されていると考えられ，これらの関係を実験的に調べることは，湖沼の自然浄化機能を知る上でも特に重要と考えられる。

湖沼における実験的な研究として，近年水界隔離実験による解析が多く行われるようになってきたが (e.g. 岩熊, 1984)，水界隔離には多大の費用と労力を要し，維持管理が難しい。これに対して，屋外実験池の研究は，照度や水温等は実際の湖沼と同一状態に近く，また栄養塩負荷量や滞留時間の管理も容易であることから，池沼の自然浄化力や栄養塩の挙動解析には適した研究手法であると考えられる。本研究では，滞留時間及び栄養塩負荷濃度を制御できる屋外実験池を用い，栄養塩負荷量と植物プランクトン現存量との関係，栄養塩の挙動に対する動物プランクトンの役割等に関して実験を行い解析した。

2 実験方法

国立公害研究所臨湖実験施設にある多目的小型実験池6個を用いて実験を行った(図1)。それぞれの実験池は一辺が3mの六角型をしており，深さが1.75m，容量が約40m³の池である。実験条件を統一するために池の内側にはナイロン製の内張りシートを張って実験を行った。内張りシートは一連の実験ごとに新しいものを使用した。栄養塩を添加した実験は1985年4月から8月まで(実験Ⅰ)，1985年12月から1986年7月まで(実験Ⅱ)，1986年9月から12月まで(実験Ⅲ)，及び1987年4月から7月まで(実験Ⅳ)の4回行った。実験条件は各実験とも共通で表1に示す。水の滞留時間は，実験池1(P1)及び実験池6(P6)は40日，実験池2(P2)及び実験池5(P5)は20日，実験池3(P3)及び実験池4(P4)は10日とした。P1～P3の実験池ではリンの表面積当たりの負荷量を10mgm⁻²d⁻¹とした。その結果，滞留時間に応じてリン負荷濃度は0.230，0.116及び0.058mg l⁻¹となった。一方，P4～P6の実験池ではリンの表面積当たりの負荷量をそれぞれ，20，10及び5mgm⁻²d⁻¹とした。その結果，リン負荷濃度は0.115mg l⁻¹程度となった。栄養塩はペリスターポンプ(テクニコン社)を用いて冷蔵庫に保存したタンクから各池へ1ml min⁻¹の流量で直接注入した。各池の滞留時間は霞ヶ浦の除濁湖水(大型の懸濁物を除いた湖水)を用いて調節した。除濁湖水及び栄養塩は実験池表面より注入し，注入地点近傍にセットした水中ポンプ(15l min⁻¹，レイシ社MDS-15)により均一に拡散するように工夫した。排水は表面流出によった。注入したリンの試薬はKH₂PO₄を用い，窒素の試薬はNH₄NO₃を用い，N/P比が10になるように調整した。実験開始時に，それぞれの池が設定した栄養塩濃度になるように，それぞれの試薬を水に溶かして投入した。なお1986年5月13日から7月までは動物プランクトンからの栄養塩回帰量を調べるために栄養塩及び除濁湖水の注入は行わなかった。採水は毎週1～3回程度各池の中央で1.2mのア

クリル製柱状採水器を用いて行い、同時に注入している除濁湖水も採水した。

日射量は臨湖実験施設での観測データを使用した。水温、溶存酸素、pHは池中央にセットした電極により連続的に測定した。採取した試水の一部は、植物プランクトン種組成の測定のためホルマリンを2%濃度になるように加えて保存した。また試水の一部は全リン(TP)濃度の測定に使用した。残りの試水はグラスファイバーフィルター(ワットマンGF/C, ミリポアーAP40)を用いてろ過し、ろ紙上の懸濁物についてはクロロフィル、懸濁態有機炭素(POC)及び有機窒素(PON)濃度の測定に使用した。POC, PONの測定にはあらかじめ熱処理(450℃, 3h)したフィルターを使用した。ろ液は各種栄養塩濃度及び溶存有機炭素(DOC)濃度の測定に使用した。動物プランクトンはNXXX13(口径72 μ)のプランクトンネットにより実験池中央で柱状採水器で採取した水を10/

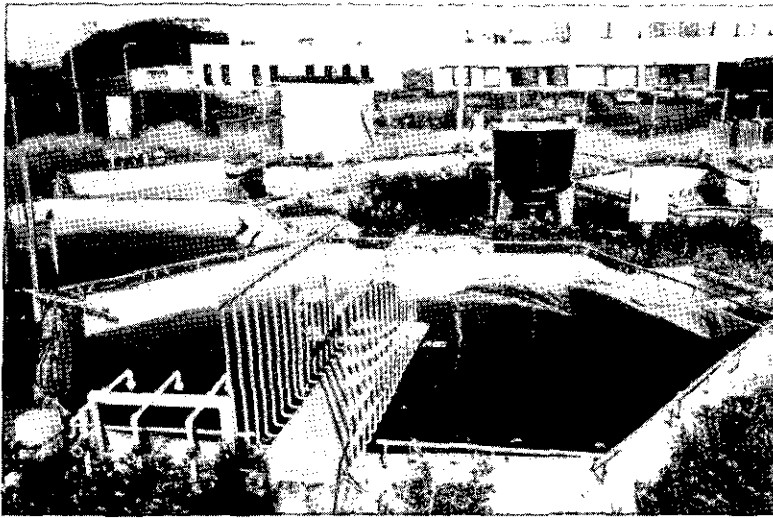


図 1 多目的屋外実験池

Fig. 1 Outdoor experimental ponds with continuous flow system

表 1 実験条件

Table 1 Phosphorus loadings and residence times of each experimental ponds

| 実験池No. | 滞留時間 (d) | リン負荷量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) | リン負荷濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) |
|--------|-------------|--|---|
| 1 | 40 | 10 | 0.230 |
| 2 | 20 | 10 | 0.116 |
| 3 | 10 | 10 | 0.058 |
| 4 | 10 | 20 | 0.115 |
| 5 | 20 | 10 | 0.114 |
| 6 | 40 | 5 | 0.115 |

る過し、ホルマリン固定後、顕微鏡下で測定した。

栄養塩濃度はオートアナライザー（テクニコン社、AA2型）を用いて大槻ら（1984）に従って測定した。アンモニア態窒素（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）濃度は Otsuki & Sekiguchi(1983)の方法によった。クロロフィル a 濃度は 90%アセトンもしくは 100%メタノールで色素を抽出後、UNESCO/SCOR法によって測定した。抽出試薬はアセトンでもメタノールでも測定値に大きな違いは認められなかった。POC及びPON濃度はCHNコーダ（柳本社 MT3型）を用いて測定した。

3 結果

3.1 環境要因

図2に日射量の変化を示す。図は10日間平均の単位時間当たりの日射量を示すものであり、昼間の光の強さを示すものである。4月から8月にかけては、梅雨期の6月下旬から7月初旬を除き、 $0.7\sim 0.8 \text{ MJ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ という高い日射量であった。秋期は変動が激しく、 $0.3\sim 0.8 \text{ MJ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ の間を変化した。冬期は $0.3\sim 0.4 \text{ MJ m}^{-2}\text{h}^{-1}$ 程度であり、3月以後日射量は再び増加した。日当たりの平均日射量は冬期の11月から1月にかけては $7.1\sim 8.5 \text{ MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 程度であり、2月から3月にかけて $9.1\sim 12.1 \text{ MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 程度と上昇した。4月から8月にかけては $13.9\sim 19.3 \text{ MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ 程度を変動した。9月から10月にかけては $12.9\sim 9.6 \text{ MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ と減少した。冬期と夏期では約2倍の違いがみられた。このような日射量変動はほぼ毎年同じであり（高村ら、1986）、特に異常な気象変化が起きない限り毎年同様な変化を示すものと考えられた。

図3にP1における水温変化を示す。水温は5月から6月にかけては 20°C 前後を変動し、7月から8月にかけては約 30°C 程度まで上昇した。9月以降はほぼ連続的に低下し、1月には約 3°C 程度になった。2月になると再び水温の上昇がみられ、3月下旬には 15°C 程度まで上昇した。このような水温変動は霞ヶ浦における水温変動とかなり類似していた。溶存酸素及びpHの変動については別報（河合、1988）で報告する予定である。

3.2 流入栄養塩負荷量と実験池内栄養塩濃度との関係

実験池中のTP、溶存態全リン(DTP)及び $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の変化を図4～6に、全窒素(TN)、溶存態全窒素(DTN)及び溶存態全無機窒素(TIN)濃度の変化を図7～9に示す。実験は4回行ったが、実験Ⅲでは実験期間中ペリスターポンプの故障のため、栄養塩を連続的に注入できなかったため、残りの3回について図に示した。各実験池とも実験開始直後には全リン及び全窒素濃度とも設定濃度より少し高い値を示すことが多かった。特に実験Ⅳでこの傾向が強かったが、これは除濁湖水中の栄養塩濃度が高かったためと思われる。しかしながら、除濁湖水中の栄養塩濃度は各実験期間中はかなり安定していた。全リン濃度の平均値は実験Ⅰ、Ⅱ、Ⅳでそれぞれ 29、19 及び 47 mg m^{-3} であった。全窒素濃度の平均値はそれぞれ 892、891及び 648 mg m^{-3} であった。各実験池とも実験開始直後、無機態の栄養塩濃度、すなわち $\text{PO}_4\text{-P}$ 及びTIN濃度は急激に減少し、懸濁態に変化した。全リン及び全窒素濃度も時間の経過とともに減少した。実験Ⅰ及びⅣでは開始後すぐに動物プランクトンが増殖し懸濁態のリン及び窒素濃度の減少がみられた。特に実験Ⅰでは実験を開始する以前に約6か月間除濁湖水のみを注入していたため動物プランクトンの発生が早く、PI

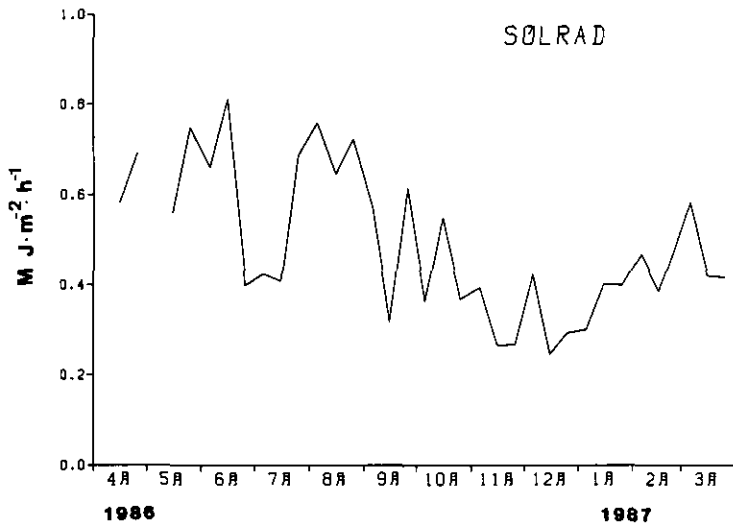


図 2 日射量の季節変化

Fig. 2 Seasonal changes in solar radiation during 1986

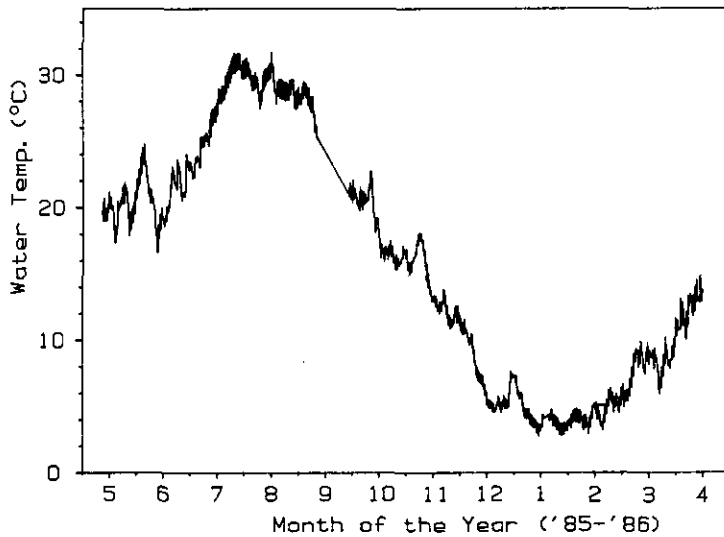


図 3 実験池No.1における水温の季節変化

Fig. 3 Seasonal changes in water temperature during May 1985 to Apr. 1986 in Pond 1

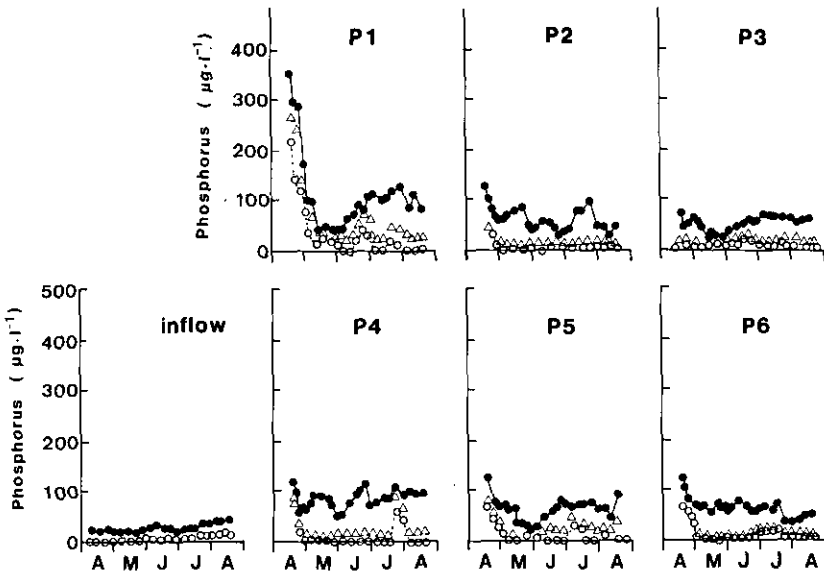


図 4 実験 I (1985) における各実験池及び流入水中の TP, DTP 及び PO_4 -P 濃度の変化
 Fig. 4 Changes in TP, DTP and PO_4 -P concentrations in each experimental ponds and inflow water during Apr. to Aug. 1985. (●), TP ; (△), DTP ; (○), PO_4 -P

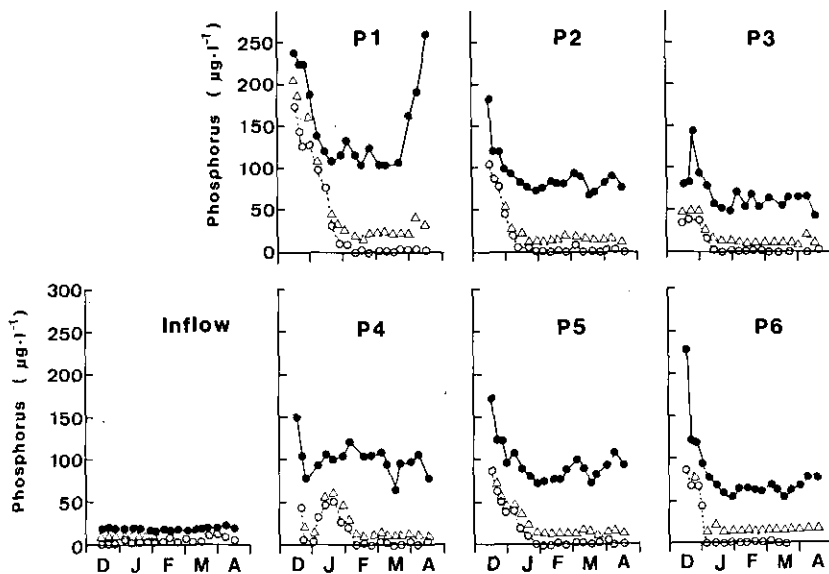


図 5 実験 II (1985-1986) における各実験池及び流入水中の TP, DTP 及び PO_4 -P 濃度の変化
 Fig. 5 Changes in TP, DTP and PO_4 -P concentrations in each experimental ponds and inflow water during Dec. 1985 to Apr. 1986. (●), TP ; (△), DTP ; (○), PO_4 -P

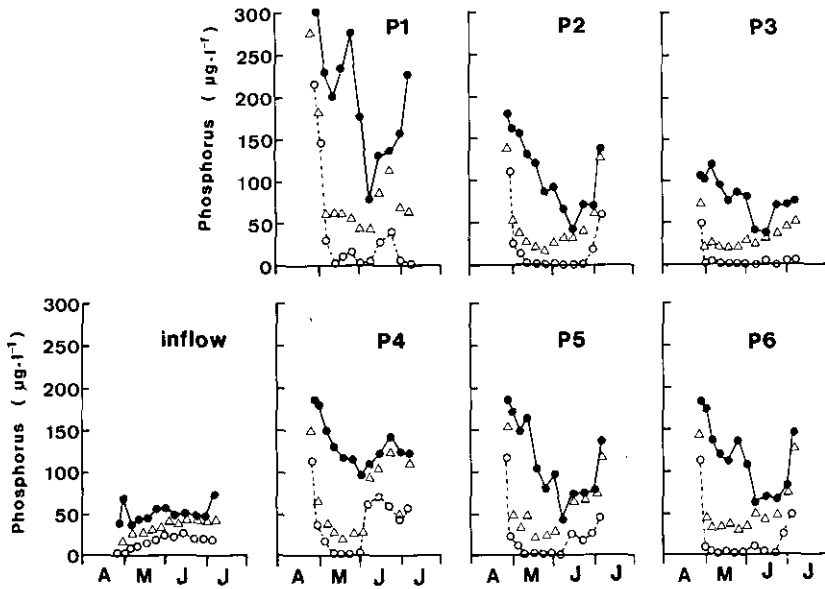


図 6 実験IV (1987) における各実験池及び流入水中のTP, DTP及び PO_4 -P濃度の変化
 Fig. 6 Changes in TP, DTP and PO_4 -P concentrations in each experimental ponds and inflow water during Apr. to Jul. 1987. (●), TP ; (△), DTP ; (○), PO_4 -P

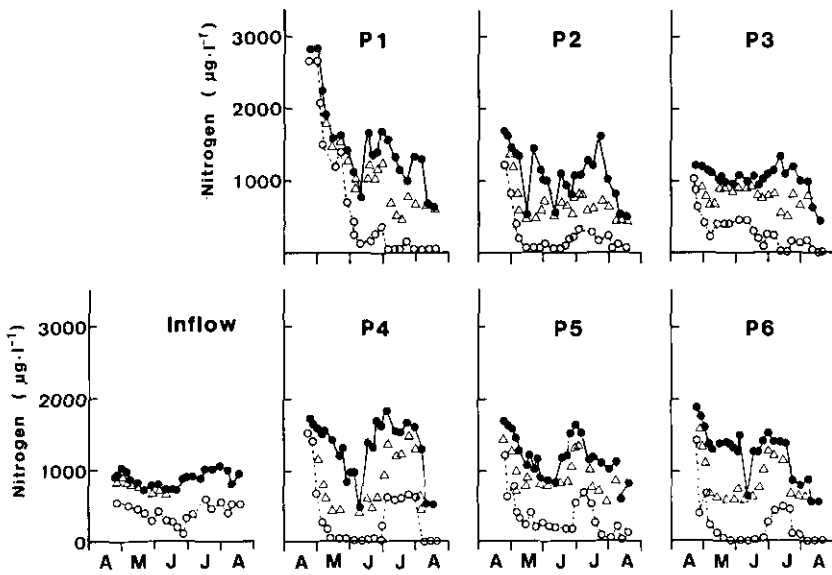


図 7 実験I (1985) における各実験池及び流入水中TN, DTN及びTIN濃度の変化
 Fig. 7 Changes in TN, DTN and TIN concentrations in each experimental ponds and inflow water during Apr. to Aug. 1985. (●), TN ; (△), DTN ; (○), TIN

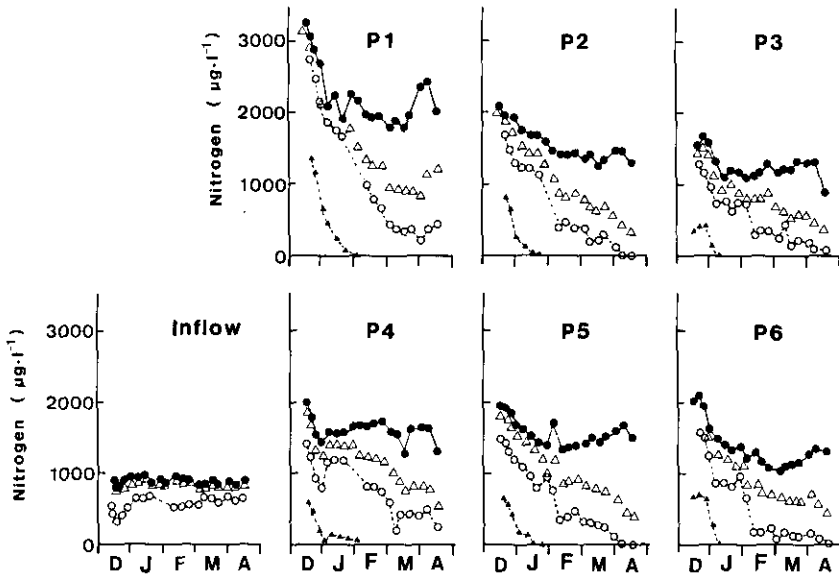


図 8 実験Ⅱ (1985-1986) における各実験池及び流入水中のTN, DTN及びTIN濃度の変化
 Fig. 8 Changes in TN, DTN and TIN concentrations in each experimental ponds and inflow water during Dec. 1985 to Apr. 1986. (●), TN ; (△), DTN ; (○), TIN ; (▲), $\text{NH}_4\text{-N}$

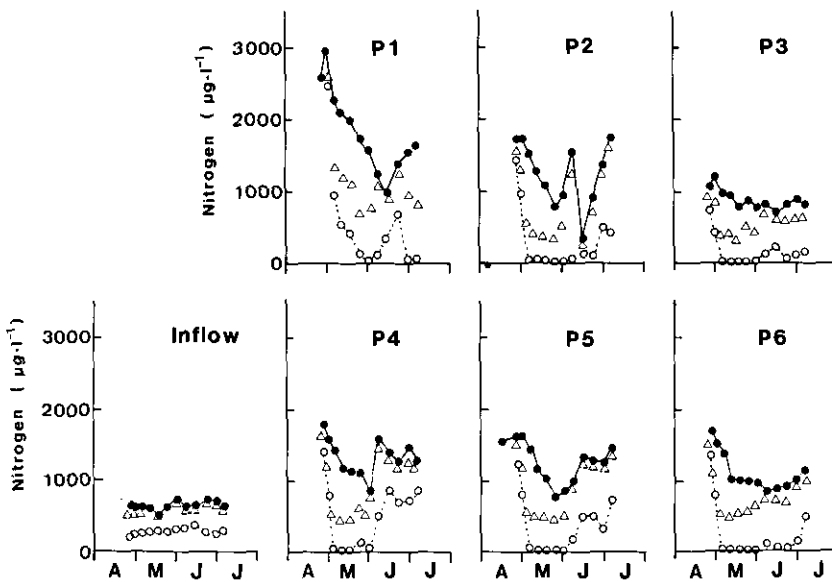


図 9 実験Ⅳ (1987) における各実験池及び流入水中のTN, DTN及びTIN濃度の変化
 Fig. 9 Changes in TN, DTN and TIN concentrations in each experimental ponds and inflow water during Apr. to Jul. 1987. (●), TN ; (△), DTN ; (○), TIN

では懸濁態リン及び窒素濃度が増加しないまま栄養塩濃度の減少が観察された。実験Ⅱでは冬期に実験を開始したことから動物プランクトンの増殖は4月に入るまで観測されず、2月から4月上旬にかけて安定した水質状態を維持した。実験Ⅱでは $PO_4\text{-P}$ 及び $NH_4\text{-N}$ 濃度は開始後約1か月半、すなわち2月初めにはほとんど消費された。硝酸態窒素($NO_3\text{-N}$)は2月下旬まで残存した。各実験池とも実験開始時には $PO_4\text{-P}$ とDTP、TINとDTN濃度に大きな違いは観測されなかったが、動物プランクトン増加後にはDTNとTIN濃度にかなり大きな違いが観測され、溶存態有機窒素(DON)濃度の増加がみられた。DTP濃度は実験Ⅰ及びⅡでは実験期間を通じ $PO_4\text{-P}$ と大きな違いはみられなかったが、実験Ⅳでは動物プランクトン増加の後にかんりの違いがみられ、溶存態有機リン(DOP)濃度の増加が観測された。

図10~12に実験Ⅰ、Ⅱ及びⅣにおける流入全リン負荷濃度(P_i)に対する池内全リン濃度(P_j)の比(P_j/P_i ,%)を示す。実験Ⅰではこの比は実験開始とともに減少したが、後述するごとく動物プランクトンの影響が強く表れ、動物プランクトンの種類や数の変化に応じて値が大きく変化した(図10)。無機態リンが消費された後の変動範囲は以下のとおりであった。P1, 18.0~48.3; P2, 21.8~63.2; P3, 28.0~86.4; P4, 37.4~81.6; P5, 17.4~59.4; P6, 25.7~56.6。同様に動物プランクトンがすぐに増殖した実験Ⅳ(図12)ではこの変動範囲は、P1, 28.0~74.7; P2, 25.9~73.2; P3, 35.2~66.4; P4, 55.5~86.6; P5, 26.4~73.4; P6, 38.4~76.2であった。動物プランクトンの増殖の遅かった実験Ⅱではこの比が2月から3月にかけて安定し、いくつかの特異な点を除くとほぼ一定値となった。2~3月にかけての P_j/P_i 比の平均値は、P1, 45.6; P2, 60.1; P3, 78.2; P4, 76.5; P5, 61.4; P6, 47.2であった。これらの値から明らかなごとく、この比は水の滞留時間の同じP1とP6、P2とP5及びP3とP4でほぼ同程度の値を示し、流入負荷濃度にはほとんど影響されなかった。

図13~15に実験Ⅰ、Ⅱ及びⅣにおける流入全窒素負荷濃度(N_i)に対する池内全窒素濃度(N_j)の比(N_j/N_i ,%)を示す。 P_j/P_i 比と同様に動物プランクトンの増殖した実験Ⅰ及びⅣでは N_j/N_i 比もかなり変動した。実験Ⅰにおける変動範囲は、P1, 31.0~52.0; P2, 39.2~77.6; P3, 65.0~89.3; P4, 41.1~89.2; P5, 44.3~80.1; P6, 38.7~72.5であった。実験Ⅳにおける変動範囲は、P1, 33.3~58.5; P2, 44.0~84.8; P3, 55.7~72.2; P4, 49.2~80.9; P5, 42.5~76.0; P6, 46.8~62.2であった。一方、動物プランクトンの増殖が遅れた実験Ⅱでは N_j/N_i 比は P_j/P_i 比と同様に2~4月上旬にかけて安定した値を示した。この期間における N_j/N_i 比の平均値は、P1, 58.8; P2, 66.3; P3, 81.6; P4, 78.0; P5, 69.8; P6, 55.8であった。これらの値は P_j/P_i 比と同様に水の滞留時間の同じP1とP6、P2とP5、P3とP4でほぼ同程度の値を示し、流入負荷濃度にはほとんど影響されなかった。

3. 3 栄養塩濃度と植物プランクトン現存量の関係

図16~19に各実験期間中のクロロフィルa濃度の変化を示す。各実験期間とも除濁湖水中のクロロフィルa濃度はほぼ一定しており、最高値は1987年4月に 9 mg m^{-3} という値が観測されたが、その他は $1\sim 3\text{ mg m}^{-3}$ 程度を変動した。実験Ⅰ(図16)では動物プランクトンの出現が早く、クロロフィルa濃度はその影響を受けて大きく変動した。特にP1では6月初めまで現存量の増加

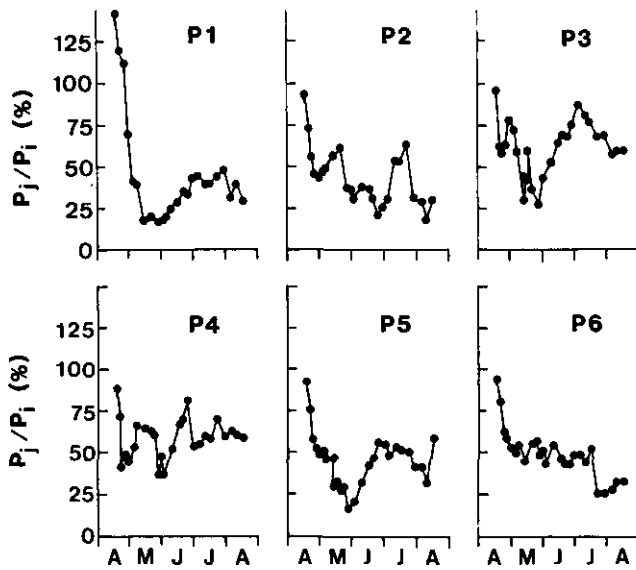


図 10 実験 I (1985) における池内全リン濃度/流入全リン濃度 (P_j/P_i) 比の変化

Fig. 10 Changes in ratio of concentrations of TP in pond water to in inflow water (P_j/P_i) in each experimental pond during Apr. to Aug. 1985

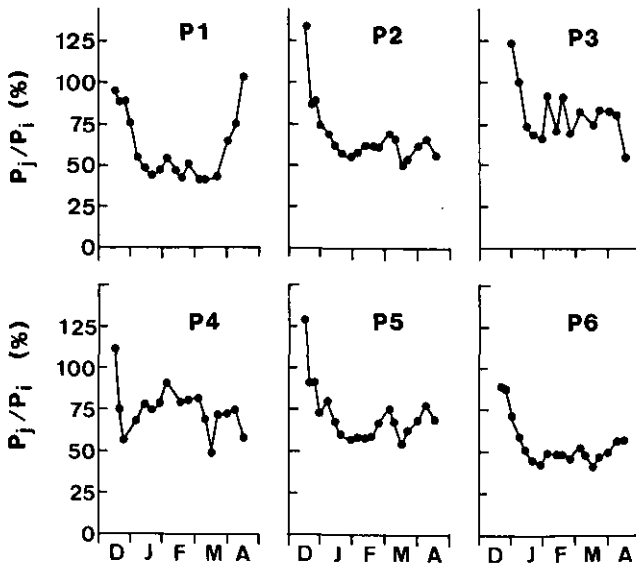


図 11 実験 II (1985-1986) における池内全リン濃度/流入全リン濃度 (P_j/P_i) 比の変化

Fig. 11 Changes in ratio of concentrations of TP in pond water to in inflow water (P_j/P_i) in each experimental pond during Dec. 1985 to Apr. 1986

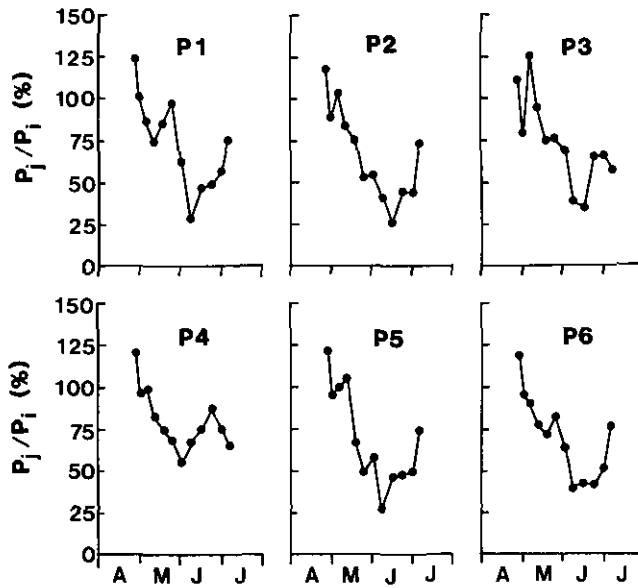


図 12 実験IV (1987) における池内全リン濃度／流入全リン濃度 (P_j/P_i) 比の変化
 Fig. 12 Changes in ratio of concentrations of TP in pond water to in inflow water (P_j/P_i) in each experimental pond during Apr. to Jul. 1987

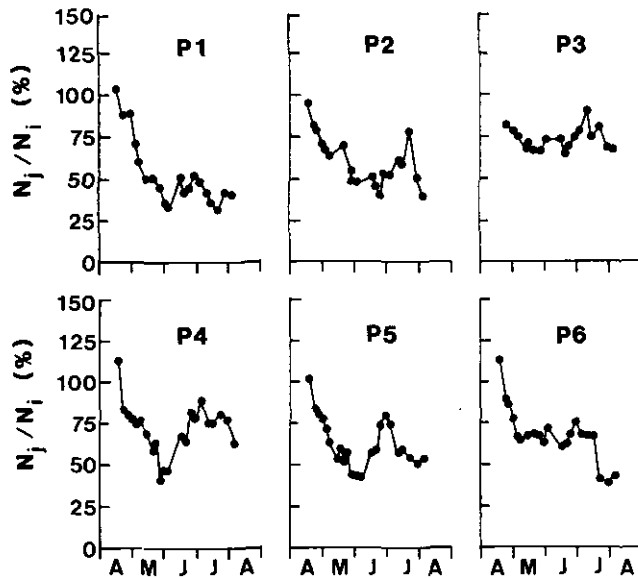


図 13 実験 I (1985) における池内全窒素濃度／流入全窒素濃度 (N_j/N_i) 比の変化
 Fig. 13 Changes in ratio of concentrations of TN in pond water to in inflow water (N_j/N_i) in each experimental pond during Apr. to Aug. 1985

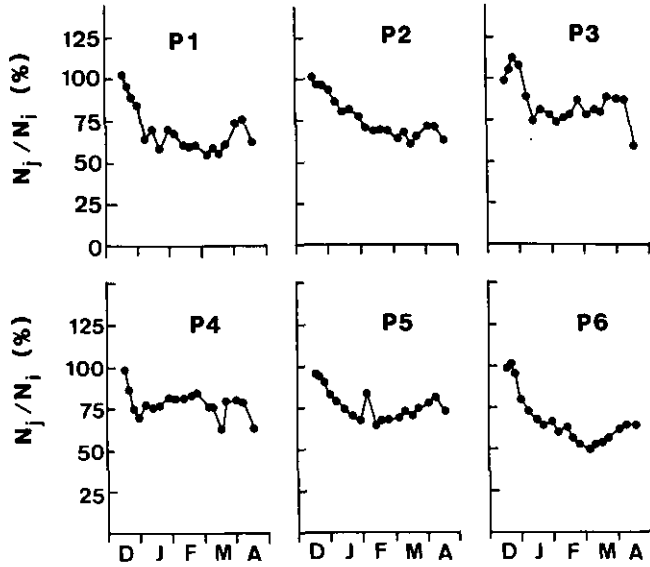


図 14 実験Ⅱ (1985-1986) における池内全窒素濃度/流入全窒素濃度 (N_j/N_i) 比の変化
 Fig. 14 Changes in ratio of concentrations of TN in pond water to in inflow water (N_j/N_i) in each experimental pond during Dec. 1985 to Apr. 1986

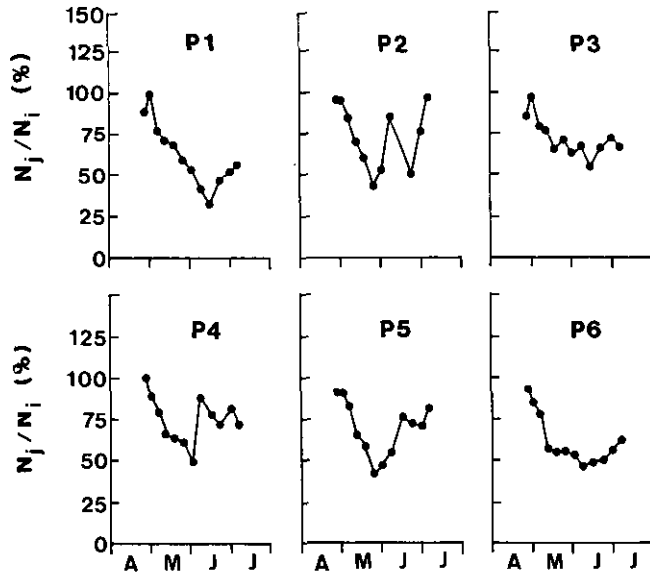


図 15 実験Ⅳ (1987) における池内全窒素濃度/流入全窒素濃度 (N_j/N_i) 比の変化
 Fig. 15 Changes in ratio of concentrations of TN in pond water to in inflow water (N_j/N_i) in each experimental pond during Apr. to Jul. 1987

はみられず、動物プランクトンの種組成が入れ替わった7月初旬に 143mg m^{-3} という値が観測された。P2では実験開始直後、5月中旬に 128mg m^{-3} という最高値に達したのち急激に減少し、その後は $18\sim 50\text{mg m}^{-3}$ 程度を変動した。P3では5月初旬に 55mg m^{-3} という最高値に達した後急激に減少し、5月中旬から6月中旬にかけては $0.9\sim 2\text{mg m}^{-3}$ という非常に低い濃度を維持した。その後7月中旬に 80mg m^{-3} という濃度を示した。P4では実験開始直後に 185mg m^{-3} という高い値を示した後、 45mg m^{-3} まで低下しその後再び 190mg m^{-3} という高い濃度まで上昇した。P5では5月中旬に 67mg m^{-3} という濃度まで達した後、P3と同様に $0.8\sim 2.2\text{mg m}^{-3}$ という非常に低い濃度を約1か月維持し、その後 $20\sim 35\text{mg m}^{-3}$ 程度の値を変動した。P6では5月下旬に約 100mg m^{-3} という濃度に増加した後、 158mg m^{-3} という高い濃度を示したが、その後急激に減少して $10\sim 15\text{mg m}^{-3}$ 程度の値を変動した。

実験Ⅱ(図17)ではクロロフィル a 濃度は各池とも1月から4月にかけて連続的に増加した。これは、栄養塩濃度よりも日射量等の他の要因が藻類増殖の制限要因となっていたためと考えられる。前述したごとく1月下旬までは無機態リン及び窒素とも各池中に残存しており、その期間のクロロフィル a 濃度は各池とも $20\sim 40\text{mg m}^{-3}$ と大きな違いはなかった。2月になると無機態リン及びアンモニア態窒素は各池ともほとんど検出されなくなり $\text{NO}_3\text{-N}$ だけは残存した。2月中のクロロフィル a 濃度は各池とも変動は少なく、P1では $120\sim 130$ 、P2では $80\sim 90$ 、P3では $75\sim 80$ 、P4では $65\sim 75$ 、P5では $60\sim 100$ 、P6では $60\sim 90\text{mg m}^{-3}$ 程度の値を示した。この期間の優占藻類は後述するごとく各池ともけい藻類であった。3月になると $\text{NO}_3\text{-N}$ も消費され、P3を除き優占種が緑藻に変化した。3月中のクロロフィル a 濃度はP1では $170\sim 180$ 、P2では $110\sim 120$ 、P3では $130\sim 170$ 、P4では $110\sim 140$ 、P5では $100\sim 140$ 、P6では $60\sim 100\text{mg m}^{-3}$ 程度であった。4月になると現存量の変動が大きくなった。4月のクロロフィル a 濃度は、P1では $140\sim 250$ 、P2では $120\sim 160$ 、P3では $170\sim 200$ 、P4では $130\sim 140$ 、P5では $140\sim 220$ 、P6では $100\sim 160\text{mg m}^{-3}$ と、これまでの最高値を示した。

実験Ⅲ(図18)では実験開始直後に各池とも最高値が観測されたが、10月中はペリスターポンプの故障のため栄養塩の供給ができず、他の実験に比べて低い濃度になった。また10月中旬からは動物プランクトンの増殖がみられ、各池ともクロロフィル a 濃度は低い値で推移した。最高値はP1で163、P2で100、P3で40、P4で161、P5で101、P6で 93mg m^{-3} であった。実験Ⅳ(図19)では実験開始直後に最高値が観測され、その後徐々に低下して6月初旬からはほとんどの池で $1\sim 10\text{mg m}^{-3}$ 程度の極めて低い濃度となった。観測された最も高い濃度は、P1で135、P2で120、P3で68、P4で120、P5で115、P6で 130mg m^{-3} であった。後述するごとくこの期間、動物プランクトンは5月中はワムシ類が6月中は枝角類が優占した。

表2～5に植物プランクトン個体数と優占種の変化を示す。実験Ⅰ(表2)では実験開始直後の優占種は各池ともケイ藻類の *Synedra repens* であったが、その後P4を除き藻類増加とともに緑藻類の *Ankistrodesmus falcatus* に変化した後、優占種は各池とも激しく変化した。これは、動物プランクトンの摂食の影響と思われる。6～7月にかけてクロロフィル a 現存量が最大になったときの藻類優占種は、P1では *Coelastrum reticulatum*、P2では *Tetraedron limneticum*、P3では *Synedra repens*、P4では *Phormidium* sp.、P5では *Synedra ulna*、P6では *Oocystis*

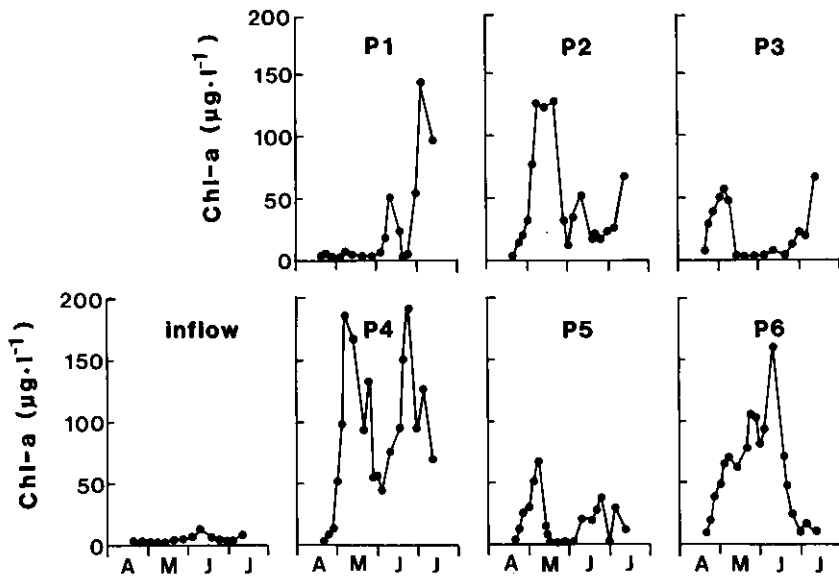


図 16 実験Ⅰ (1985) における各実験池及び流入水中のクロロフィル a 濃度の変化
 Fig. 16 Changes in chlorophyll-a concentration in each experimental ponds and inflow water during Apr. to Aug. 1985

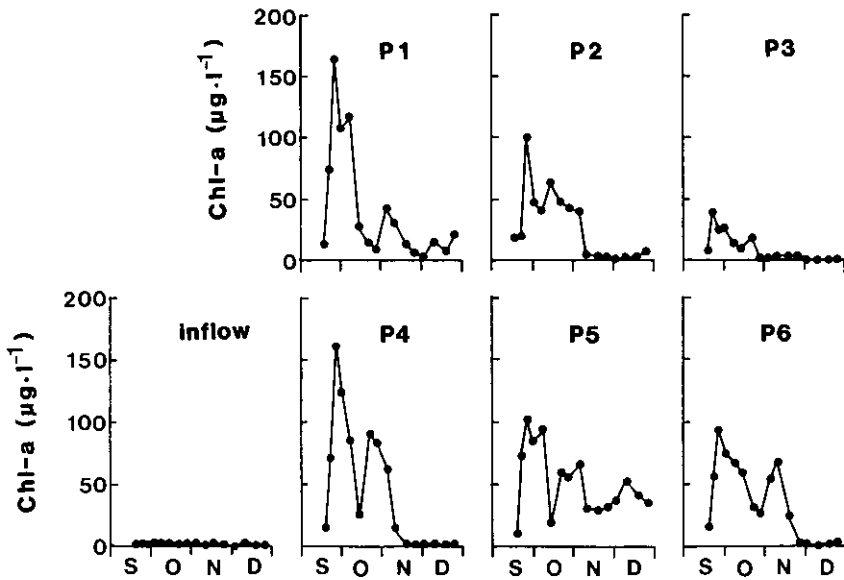


図 17 実験Ⅱ (1985-1986) における各実験池及び流入水中のクロロフィル a 濃度の変化
 Fig. 17 Changes in chlorophyll-a concentration in each experimental ponds and inflow water during Dec. 1985 to Apr. 1986

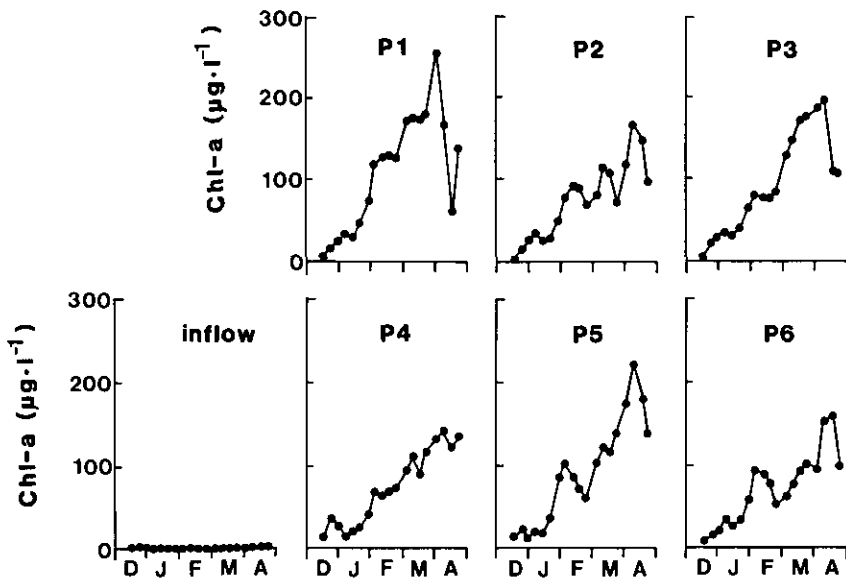


図 18 実験Ⅲ (1986) における各実験池及び流入水中のクロロフィル a 濃度の変化
 Fig. 18 Changes in chlorophyll-a concentration in each experimental ponds and inflow water during Sep. to Dec. 1986

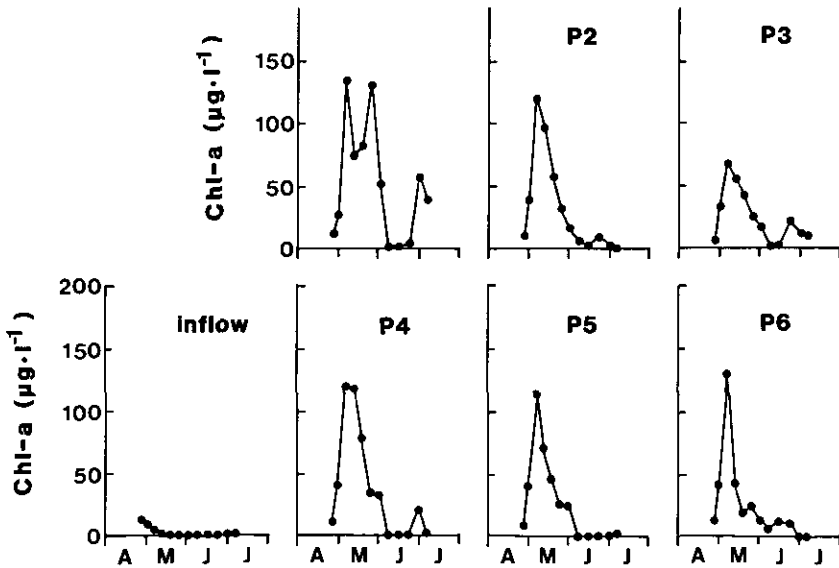


図 19 実験Ⅳ (1987) における各実験池及び流入水中のクロロフィル a 濃度の変化
 Fig. 19 Changes in chlorophyll-a concentration in each experimental ponds and inflow water during Apr. to Jul. 1987

purvaであった。セル数の最高値は、P1は 6.3×10^4 、P2は 2.3×10^5 、P3は 7.8×10^4 、P4は 1.4×10^5 、P5は 9.9×10^4 、P6は 1.5×10^5 cells m^{-1} であった。

実験Ⅱ(表3)では各池とも1月下旬からケイ藻類の *Nitzschia acicularis* が増殖し、2月中はP3を除き優占した。P3では *Synedura ulna* が中旬以後優占した。3月初旬はP3を除き各池とも *Golenkinia radiata* が優占し、その後P1では *Ankistrodesmus falcatus* が、P2では *Synedura* sp. が、P3では *Synedura rumpens* が、P4では *Nitzschia acicularis* が、P5では *Nitzschia acicularis* 及び *Synedura rumpens* が、P6では *Synedura rumpens* が優占した。セル数の最高値は緑藻の場合でもケイ藻の場合でもあまり変わらず、 $1 \sim 2 \times 10^5$ cells m^{-1} 程度であった。

実験Ⅲ(表4)では実験開始後P3を除き各池とも *Coelastrum cambricum* が増殖し優占種となった。その後P1では *Scenedesmus acutus* が、P2及びP4では *Micractinium pusillum* が、P5では *Oocystis parva* が、P6では *Coelastrum cambricum* が優占した。P3では開始直後 *Scenedesmus acutus* が増殖し、その後 *Micractinium pusillum* から再び *Scenedesmus acutus* に変化した。

実験Ⅳ(表5)では実験開始当初除濁湖水中に優占していた *Phoromidium mucicola* や *Dictyosphaerium pulchellum* が各池とも多かったが、藻類の増殖とともにP1を除き *Ankistrodesmus falcatus* が優占してきた。P1では *Dictyosphaerium pulchellum* が増殖し、その後ワムシ類の摂食の影響を受けてかなり優占種は変化し、5月下旬には *Phoromidium mucicola* が優占した。6月になると動物プランクトンの摂食の影響を受けて現存量が著しく低下した。P2、P4、P5では5月中、下旬には緑藻類の *Scenedesmus acutus* が優占し、6月になると動物プランクトンの影響により現存量が低下した。P3ではケイ藻類の *Nitzschia* sp. が優占している期間が多かった。P6ではラン藻類の *Phoromidium mucicola* の優占が5月中続き、6月には緑藻類に変化した。

これらの結果から、1月から4月にかけてはケイ藻類が優占し、5月以降は動物プランクトン等の影響で激しく変化するが、緑藻類が12月まで優占する傾向が強いことが示された。また栄養塩濃度の高いP1の池では緑藻類が優占する場合が多かった。実験Ⅱでは最も濃度の低かったP3だけが常にケイ藻類が優占していた。これらのことから、栄養塩濃度は藻類組成を決める重要な要素になっていることが推測された。

図20~22に実験Ⅱ(1985年12月~1986年4月)における流入リン負荷濃度(P_i/q_s)に対する実験池内のクロロフィルa濃度、POC濃度及びPON濃度の関係を示す。他の実験期間については動物プランクトンの出現が早く、その影響が強くと現れ解析が困難であった。実験Ⅱにおいては前述したごとく植物プランクトン現存量は1月から4月にかけて連続的に増加しており、しかも各月ごとには同程度の値を示した。そこで図20~22では各月ごとの植物プランクトン現存量の平均値と流入リン負荷濃度との関係を示した。2月におけるクロロフィルa濃度はリン負荷濃度の高いP1が最も高く、P4を除き、ほぼリン負荷濃度とクロロフィルa濃度の間には直線的関係が認められた。同一負荷濃度ではあるが面積当たりの負荷量が異なるP2、P4、P5及びP6では面積当たりの負荷量が最も高く、滞留時間の短いP4のクロロフィルa濃度が最も低く、他の三つの実験池ではほぼ同程度の値を示した。3月になると各池ともクロロフィルa濃度は増加した。特にリン負荷濃

表 2 実験 I (1985) における植物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 2 Changes in cell numbers and dominant species of phytoplankton
 in each experimental pond during Apr. to Aug. 1985

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 | Inflow |
|------------|-----------------|--|--|--|---|--|--|---|
| 85 0423 | n % Domi. | 6.0x10 ³ 76 Syned.rum. | 1.2x10 ⁴ 64 Syned.rum. | 2.0x10 ⁴ 76 Syned.rum. | 7.3x10 ³ — — | 1.5x10 ⁴ 68 Syned.rum. | 2.5x10 ⁴ 40 Syned.rum. | 1.3x10 ³ — — |
| 85 0426 | n % Domi. | 3.6x10 ³ 62 Syned.rum. | 1.9x10 ⁴ 60 Syned.rum. | 3.1x10 ⁴ 48 Syned.rum. | 1.2x10 ⁴ 31 Anki.falc. | 2.7x10 ⁴ 59 Syned.rum. | 3.1x10 ⁴ 49 Syned.rum. | 3.0x10 ³ 34 Anki.falc. |
| 85 0430 | n % Domi. | 1.8x10 ³ — — | 2.9x10 ⁴ 54 Syned.rum. | 6.5x10 ⁴ 29 Syned.rum. | 1.4x10 ⁴ 43 Anki.falc. | 3.4x10 ⁴ 42 Syned.rum. | 5.1x10 ⁴ 31 Syned.rum. | 2.1x10 ³ 37 Anki.falc. |
| 85 0504 | n % Domi. | 4.3x10 ³ 82 Anki.falc. | 7.4x10 ⁴ 28 Anki.falc. | 7.8x10 ⁴ 46 Anki.falc. | 4.2x10 ⁴ 47 Syned.rum. | 7.0x10 ⁴ 27 Anki.falc. | 7.7x10 ⁴ 62 Anki.falc. | 1.9x10 ³ 31 Anki.falc. |
| 85 0507 | n % Domi. | 1.0x10 ⁴ 73 Anki.falc. | 1.1x10 ⁵ 41 Anki.falc. | 6.1x10 ⁴ 56 Anki.falc. | 8.8x10 ⁴ 44 Syned.rum. | 9.9x10 ⁴ 33 Anki.falc. | 1.2x10 ⁵ 64 Anki.falc. | 1.6x10 ³ — — |
| 85 0513 | n % Domi. | 3.9x10 ³ 56 Anki.falc. | 2.3x10 ⁵ 33 Anki.falc. | 3.8x10 ³ 33 Anki.falc. | 1.4x10 ⁵ 34 Syned.sp. | 1.4x10 ⁴ — — | 1.5x10 ⁵ 47 Anki.falc. | 3.9x10 ³ 36 Nitz.aci. |
| 85 0520 | n % Domi. | 2.7x10 ³ — — | 1.7x10 ⁵ 23 Anki.falc. | 2.2x10 ³ — — | 9.1x10 ⁴ 52 Syned.sp. | 9.0x10 ² — — | 1.9x10 ⁵ 24 Anki.falc. | 4.5x10 ³ 38 Nitz.aci. |
| 85 0527 | n % Domi. | 4.6x10 ³ 32 Scene.ac. | 7.1x10 ⁴ 28 Phormidi. | 3.9x10 ³ — — | 5.7x10 ⁴ 35 Syned.sp. | 1.7x10 ³ — — | 1.0x10 ⁵ 25 Anki.falc. | 4.6x10 ³ 69 Syned.ulna |
| 85 0603 | n % Domi. | 6.6x10 ³ — — | 7.6x10 ⁴ 64 Anki.falc. | 2.1x10 ³ 61 Scene.ac. | 7.7x10 ⁴ 42 Syned.sp. | 1.8x10 ³ — — | 5.1x10 ⁴ 29 Oecy.par. | 7.9x10 ³ 66 Syned.ulna |
| 85 0610 | n % Domi. | 4.7x10 ⁴ — — | 1.0x10 ⁵ 56 Phormidi. | 4.8x10 ³ — — | 7.3x10 ⁴ 52 Phormidi. | 2.2x10 ⁴ 44 Syned.ulna | 5.4x10 ⁴ 39 Phormidi. | 5.8x10 ³ 70 Syned.ulna |
| 85 0617 | n % Domi. | 4.5x10 ⁴ 40 Syned.ulna | 4.3x10 ⁴ 76 Phormidi. | 1.6x10 ³ — — | 7.6x10 ⁴ 60 Phormidi. | 2.4x10 ⁴ — — | 6.7x10 ⁴ 41 Oecy.par. | 5.4x10 ³ 72 Syned.ulna |
| 85 0620 | n % Domi. | 2.2x10 ³ — — | 4.0x10 ⁴ 69 Phormidi. | — — — | 1.1x10 ⁵ 64 Phormidi. | 3.8x10 ⁴ 60 Syned.sp. | 5.8x10 ⁴ 60 Oecy.par. | — — — |
| 85 0624 | n % Domi. | 3.1x10 ³ 44 Coela.reti. | 4.4x10 ⁴ 60 Phormidi. | 1.4x10 ³ — — | 1.4x10 ⁵ 60 Syned.sp. | 4.7x10 ⁴ 43 Syned.ulna | 1.6x10 ⁴ 86 Oecy.par. | 3.8x10 ³ 68 Syned.ulna |
| 85 0629 | n % Domi. | 1.0x10 ⁴ 86 Coela.reti. | 3.4x10 ⁴ 52 Tetraed.mini. | 6.8x10 ² — — | 6.0x10 ⁴ 79 Syned.ulna | 1.8x10 ⁴ 49 Syned.sp. | 8.0x10 ³ 60 Coela.reti. | 1.4x10 ³ 54 Syned.ulna |
| 85 0704 | n % Domi. | 6.3x10 ⁴ 90 Coela.reti. | 2.0x10 ⁴ 36 Tetraed.mini. | 2.8x10 ³ — — | 4.8x10 ⁴ 92 Syned.ulna | 3.1x10 ³ — — | 5.4x10 ³ 33 Scene.ab. | 5.0x10 ³ — — |
| 85 0711 | n % Domi. | 3.2x10 ⁴ 83 Coela.reti. | 3.5x10 ⁴ 77 Tetraed.mini. | 9.5x10 ³ — — | 5.1x10 ⁴ 96 Syned.ulna | 4.0x10 ³ — — | 3.0x10 ³ 38 Scene.ab. | 2.4x10 ³ 62 Syned.ulna |
| 85 0715 | n % Domi. | 3.8x10 ⁴ 79 Coela.reti. | 3.6x10 ⁴ 95 Tetraed.mini. | 9.6x10 ³ 39 Syned.rum. | 3.4x10 ⁴ 96 Syned.ulna | 7.1x10 ³ 27 Scene.ac. | 3.4x10 ³ — — | 1.8x10 ³ 37 Syned.ulna |
| 85 0722 | n % Domi. | 6.3x10 ³ 63 Syned.ulna | 2.6x10 ⁵ 99 Tetraed.mini. | 4.3x10 ³ 93 Tetraed.mini. | 1.0x10 ³ 50 Syned.ulna | 2.2x10 ⁴ 66 Coela.reti. | 6.3x10 ³ 44 Chiore. | 4.3x10 ³ 36 Syned.ulna |

表 3 実験Ⅱ (1985~1986) における植物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 3 Changes in cell numbers and dominant species of phytoplankton
 in each experimental pond during Dec. 1985 to Jul. 1986

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 | Inflow |
|------------|-----------------|--|--|---|--|--|--|-------------------------------------|
| 85 1217 | n % Domi. | 1.1x10 ⁴ — — | 7.0x10 ³ — — | 1.0x10 ⁴ — — | 8.3x10 ³ — — | 7.9x10 ³ — — | 8.4x10 ³ — — | 1.2x10 ³ — — |
| 85 1224 | n % Domi. | 3.9x10 ³ 32 Anki.falc. | 1.3x10 ⁴ — — | 9.6x10 ³ — — | 1.0x10 ⁴ — — | 9.7x10 ³ — — | 5.2x10 ³ — — | 1.4x10 ³ — — |
| 85 1230 | n % Domi. | 1.1x10 ⁴ — — | 8.1x10 ³ — — | 8.3x10 ³ — — | 7.9x10 ³ — — | 1.1x10 ⁴ 48 Golenki.pauc. | 9.5x10 ³ — — | 2.1x10 ³ — — |
| 86 0107 | n % Domi. | 2.2x10 ⁴ — Elakat.gela. | 7.7x10 ³ — — | 8.9x10 ³ 32 Syned.ulna | 7.4x10 ³ 20 Cyclo. | 8.8x10 ³ — — | 1.8x10 ⁴ — — | 8.3x10 ² — — |
| 86 0114 | n % Domi. | 1.6x10 ⁴ — — | 1.6x10 ⁴ 24 Elakat.gela. | 1.4x10 ⁴ 35 Syned.rum. | 1.6x10 ⁴ 21 Cyclo. | 1.6x10 ⁴ — — | 1.1x10 ⁴ — — | 5.8x10 ² — — |
| 86 0121 | n % Domi. | 1.5x10 ⁴ — — | 1.5x10 ⁴ 38 Nitz.aci. | 2.5x10 ⁴ 37 Syned.rum. | 1.6x10 ⁴ 36 Nitz.aci. | 2.4x10 ⁴ 41 Nitz.aci. | 1.7x10 ⁴ 28 Nitz.aci. | 7.5x10 ² — — |
| 86 0128 | n % Domi. | 2.2x10 ⁴ — — | 3.0x10 ⁴ 54 Nitz.aci. | 6.8x10 ⁴ 51 Nitz.aci. | 3.1x10 ⁴ 51 Nitz.aci. | 4.4x10 ⁴ 43 Cyclo. | 3.5x10 ⁴ 48 Nitz.aci. | 8.2x10 ² — — |
| 86 204 | n % Domi. | 4.9x10 ⁴ 48 Nitz.aci. | 4.8x10 ⁴ 49 Nitz.aci. | 8.3x10 ⁴ 46 Nitz.aci. | 5.3x10 ⁴ 52 Nitz.aci. | 7.5x10 ⁴ 40 Nitz.aci. | 4.3x10 ⁴ 51 Nitz.aci. | 5.4x10 ² — — |
| 86 0212 | n % Domi. | 6.0x10 ⁴ 40 Nitz.aci. | 9.3x10 ⁴ 46 Nitz.aci. | 7.0x10 ⁴ 44 Syned.rum. | 3.2x10 ⁴ 28 Cyclo. | 7.5x10 ⁴ 49 Nitz.aci. | 6.0x10 ⁴ 42 Nitz.aci. | 6.4x10 ² — — |
| 86 0218 | n % Domi. | 6.4x10 ⁴ 34 Nitz.aci. | 6.2x10 ⁴ 43 Nitz.aci. | 7.5x10 ⁴ 61 syned.rum. | 3.6x10 ⁴ 26 Nitz.aci. | 5.7x10 ⁴ 40 Nitz.aci. | 5.4x10 ⁴ 32 Nitz.aci. | 5.2x10 ² — — |
| 86 0226 | n % Domi. | 1.0x10 ⁵ 27 Anki.falc. | 6.2x10 ⁴ 33 Nitz.aci. | 8.0x10 ⁴ 72 Syned.rum. | 4.7x10 ⁴ 29 Nitz.aci. | 3.8x10 ⁴ 28 Nitz.aci. | 5.3x10 ⁴ 20 Golenki.pauc. | 5.0x10 ² — — |
| 86 0304 | n % Domi. | 9.7x10 ⁴ 43 Anki.falc. | 4.7x10 ⁴ 44 Golenki.pauc. | 6.8x10 ⁴ 77 Syned.rum. | 5.5x10 ⁴ 29 Golenki.pauc. | 6.5x10 ⁴ 27 Golenki.pauc. | 6.2x10 ⁴ 23 Golenki.pauc. | 7.2x10 ² 53 Fragi. |
| 86 0310 | n % Domi. | 1.8x10 ⁵ 52 Golenki.pauc. | 1.2x10 ⁵ 75 Golenki.pauc. | 9.8x10 ⁴ 77 Syned.rum. | 1.1x10 ⁵ 44 Golenki.pauc. | 1.5x10 ⁵ 55 Golenki.pauc. | 7.4x10 ⁴ 28 Golenki.pauc. | 1.2x10 ³ 54 Fragi. |
| 86 0317 | n % Domi. | 1.6x10 ⁵ 49 Golenki.pauc. | 2.3x10 ⁴ — — | 1.4x10 ⁵ 78 Syned.rum. | 6.5x10 ⁵ 26 Anki.falc. | 1.1x10 ⁵ 32 Golenki.pauc. | 1.1x10 ⁵ 40 Syned.rum. | 4.4x10 ² — — |
| 86 0322 | n % Domi. | 1.5x10 ⁵ 51 Golenki.pauc. | 6.7x10 ⁴ 38 Golenki.pauc. | 1.3x10 ⁵ 78 Syned.rum. | 1.5x10 ⁵ 36 Anki.falc. | 8.0x10 ⁴ 37 Nitz.aci. | 7.6x10 ⁴ 42 Syned.rum. | 3.9x10 ² — — |
| 86 0402 | n % Domi. | 1.4x10 ⁵ 47 Anki.falc. | 1.2x10 ⁵ 29 Anki.falc. | 1.3x10 ⁵ 87 Syned.rum. | 1.4x10 ⁵ 38 Nitz.aci. | 1.3x10 ⁵ 33 Nitz.aci. | 5.7x10 ⁴ 73 Syned.rum. | 3.9x10 ² — — |

表 3 つづき
Table 3 Continued

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 | inflow |
|------------|---------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| 86 0408 | n | 3.7x10 ⁴ | 6.0x10 ⁴ | 9.8x10 ⁴ | 1.1x10 ⁵ | 1.4x10 ⁵ | 8.0x10 ⁴ | 1.1x10 ³ |
| | % | 67 | 30 | 77 | 65 | 37 | 54 | — |
| | Dom. i. | Anki. falc. | Syned. sp. | Syned. rum. | Nitz. aci. | Nitz. aci. | Syned. rum. | — |
| 86 0416 | n | 3.1x10 ⁴ | 1.1x10 ⁵ | 6.2x10 ⁴ | 9.4x10 ⁴ | 1.8x10 ⁵ | 1.0x10 ⁵ | 1.9x10 ³ |
| | % | 41 | 59 | 76 | 45 | 49 | 43 | 56 |
| | Dom. i. | Anki. falc. | Nitz. aci. | Syned. rum. | Nitz. aci. | Nitz. aci. | Syned. rum. | Achnan. |
| 86 0422 | n | 6.7x10 ⁴ | 1.3x10 ⁵ | 8.9x10 ⁴ | 1.0x10 ⁵ | 1.4x10 ⁵ | 7.7x10 ⁴ | 3.3x10 ³ |
| | % | 21 | 68 | 77 | 51 | 84 | 56 | 36 |
| | Dom. i. | Anki. falc. | Syned. sp. | Syned. rum. | Syned. rum. | Syned. sp. | Syned. rum. | Fragi. |
| 86 0430 | n | 5.8x10 ⁴ | 6.7x10 ⁴ | 7.7x10 ⁴ | 5.9x10 ⁴ | 5.8x10 ⁴ | 3.7x10 ⁴ | 6.4x10 ² |
| | % | 44 | 61 | 53 | 51 | 90 | 31 | — |
| | Dom. i. | Syned. sp. | Syned. sp. | Syned. rum. | Syned. rum. | Syned. sp. | Syned. sp. | — |
| 86 0508 | n | 6.7x10 ⁴ | 7.4x10 ⁴ | 8.8x10 ⁴ | 1.0x10 ⁵ | 6.5x10 ⁴ | 2.1x10 ⁴ | 1.6x10 ³ |
| | % | — | 89 | 48 | 41 | 91 | 55 | — |
| | Dom. i. | — | Syned. sp. | Syned. rum. | Syned. sp. | Syned. sp. | Syned. sp. | — |
| 86 0513 | n | 7.5x10 ² | 8.1x10 ⁴ | 7.9x10 ⁴ | 7.7x10 ⁴ | 8.0x10 ⁴ | 6.2x10 ² | — |
| | % | — | 88 | 57 | 70 | 90 | — | — |
| | Dom. i. | — | Syned. sp. | Syned. sp. | Phormidi. | Syned. sp. | — | — |
| 86 0519 | n | 5.1x10 ² | 8.9x10 ⁴ | 4.0x10 ⁴ | 1.2x10 ⁴ | 6.4x10 ⁴ | 1.2x10 ³ | — |
| | % | — | 71 | 81 | 82 | 92 | — | — |
| | Dom. i. | — | Syned. sp. | Syned. sp. | Phormidi. | Syned. sp. | — | — |
| 86 0523 | n | 5.1x10 ² | 1.3x10 ⁵ | 1.6x10 ⁴ | 8.3x10 ³ | 5.2x10 ⁴ | 8.2x10 ² | — |
| | % | — | 72 | 79 | 38 | 85 | — | — |
| | Dom. i. | — | Syned. sp. | Syned. sp. | Scene. ac. | Syned. sp. | — | — |
| 86 0529 | n | 1.3x10 ³ | 6.2x10 ⁴ | 6.2x10 ² | 5.0x10 ⁴ | 2.6x10 ⁴ | 4.8x10 ² | — |
| | % | — | 56 | — | 78 | 80 | — | — |
| | Dom. i. | — | Syned. sp. | — | Scene. ac. | Syned. sp. | — | — |
| 86 0603 | n | 8.4x10 ³ | 1.0x10 ⁴ | 8.7x10 ² | 2.4x10 ⁴ | 4.2x10 ⁴ | 5.0x10 ² | — |
| | % | 93 | 51 | — | 62 | 78 | — | — |
| | Dom. i. | Schroe. | Oecy. par. | — | Scene. ac. | Syned. sp. | — | — |
| 86 0610 | n | 7.9x10 ⁴ | 1.2x10 ⁴ | 6.1x10 ² | 1.1x10 ³ | 43x10 ⁴ | 9.5x10 ² | — |
| | % | 87 | 49 | — | — | 71 | — | — |
| | Dom. i. | Schroe. | Syned. sp. | — | — | Syned. sp. | — | — |
| 86 0617 | n | 8.9x10 ³ | 2.2x10 ³ | 7.5x10 ² | 8.0x10 ² | 4.3x10 ⁴ | 7.6x10 ³ | — |
| | % | 39 | 82 | — | — | 52 | 78 | — |
| | Dom. i. | Fragi. | Syned. sp. | — | — | Syned. sp. | Schroe. seti. | — |
| 86 0624 | n | 3.0x10 ³ | 6.3x10 ³ | 4.0x10 ³ | 8.6x10 ² | 4.3x10 ⁴ | 9.3x10 ³ | — |
| | % | — | 56 | — | — | 44 | — | — |
| | Dom. i. | — | Syned. sp. | — | — | Phormidi. | — | — |
| 86 0701 | n | 3.4x10 ⁴ | 4.9x10 ³ | 7.4x10 ³ | 2.2x10 ² | 2.3x10 ⁴ | 2.3x10 ³ | — |
| | % | 71 | 64 | 76 | — | 63 | — | — |
| | Dom. i. | Syned. sp. | Oecy. par. | Syned. rum. | — | Phormidi. | — | — |

表 4 実験Ⅲ (1986) における植物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 4 Changes in cell numbers and dominant species of phytoplankton
 in each experimental pond during Sep. to Dec. 1986

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 | Inflow |
|------------|-------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| 86 0919 | n | 2.2x10 ⁴ | 3.6x10 ⁴ | 5.3x10 ⁵ | 2.8x10 ⁴ | 2.0x10 ⁴ | 1.1x10 ⁴ | 2.2x10 ³ |
| | % | 58 | 47 | 51 | 23 | 28 | 37 | — |
| | Domi. | Anki.falc. | Coela.ca. | Coela.ca. | Kirch.sp. | Choda.qu. | Anki.falc. | — |
| 86 0926 | n | 1.9x10 ⁵ | 2.8x10 ⁵ | 1.4x10 ⁵ | 2.1x10 ⁵ | 1.9x10 ⁵ | 3.0x10 ⁵ | 1.5x10 ³ |
| | % | 55 | 79 | 59 | 75 | 48 | 89 | — |
| | Domi. | Coela.ca. | Coela.ca. | Scene.ac. | Coela.ca. | Coela.ca. | Coela.ca. | — |
| 86 1001 | n | 1.7x10 ⁵ | 8.0x10 ⁴ | 1.2x10 ⁵ | 2.4x10 ⁵ | 2.7x10 ⁵ | 2.7x10 ⁵ | 2.1x10 ³ |
| | % | 80 | 71 | 49 | 54 | 75 | 79 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Coela.ca. | Scene.ac. | Coela.ca. | Coela.ca. | Coela.ca. | Coela.ca. |
| 86 1007 | n | 1.4x10 ⁵ | 2.1x10 ⁴ | 1.6x10 ⁴ | 5.1x10 ⁴ | 3.5x10 ⁵ | 2.2x10 ⁵ | 1.1x10 ³ |
| | % | 90 | 62 | 43 | 48 | 81 | 93 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Coela.ca. | Coela.ca. | Coela.ca. | Coela.ca. | Coela.ca. | — |
| 86 1014 | n | 4.2x10 ⁴ | 2.3x10 ⁴ | 6.6x10 ³ | 6.6x10 ³ | 2.3x10 ⁴ | 1.5x10 ⁵ | 7.8x10 ² |
| | % | 91 | 91 | 34 | 82 | 26 | 26 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Micra.pu. | Micra.pu. | Micra.pu. | Coela.ca. | Coela.sp. | — |
| 86 1021 | n | 4.0x10 ⁴ | 2.3x10 ⁴ | 7.6x10 ³ | 2.7x10 ⁴ | 4.1x10 ⁴ | 2.4x10 ⁵ | 9.2x10 ² |
| | % | 98 | 53 | 31 | 89 | 43 | 87 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Micra.pu. | Micra.pu. | Micra.pu. | Micra.pu. | Coela.ca. | — |
| 86 1027 | n | 3.8x10 ⁴ | 2.2x10 ⁴ | 1.2x10 ³ | 4.2x10 ⁴ | 6.3x10 ⁴ | 3.7x10 ⁵ | 2.3x10 ³ |
| | % | 97 | 60 | — | 60 | 75 | 94 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Nitz.sp. | — | Micra.pu. | Coela.ca. | Coela.ca. | — |
| 86 1104 | n | 1.5x10 ⁵ | 2.8x10 ⁴ | 1.1x10 ³ | 4.1x10 ⁴ | 4.2x10 ⁴ | 2.3x10 ⁵ | 1.9x10 ³ |
| | % | 98 | 37 | — | 40 | 35 | 81 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Nitz.sp. | — | Micra.pu. | Coela.ca. | Coela.ca. | — |
| 86 1110 | n | 3.4x10 ⁴ | 2.0x10 ³ | 6.9x10 ² | 6.5x10 ³ | 5.6x10 ⁴ | 8.4x10 ⁴ | 4.6x10 ² |
| | % | 97 | — | 43 | 37 | 52 | 53 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | — | Scene.ac. | Scene.ac. | Coela.ca. | Coela.ca. | — |
| 86 1118 | n | 6.8x10 ³ | 4.0x10 ² | 1.5x10 ³ | 5.8x10 ² | 1.4x10 ⁴ | 1.2x10 ⁵ | 1.7x10 ³ |
| | % | 53 | — | — | — | 81 | 86 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | — | — | — | Oocy.pa. | Coela.ca. | — |
| 86 1125 | n | 1.9x10 ³ | 4.8x10 ² | 1.1x10 ³ | 6.5x10 ² | 1.6x10 ⁴ | 1.3x10 ⁴ | 1.1x10 ³ |
| | % | 49 | — | — | — | 96 | 51 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | — | — | — | Oocy.pa. | Coela.ca. | — |
| 86 1202 | n | 1.7x10 ³ | 6.7x10 ² | 6.7x10 ² | 3.3x10 ² | 6.8x10 ² | 2.9x10 ³ | 1.6x10 ⁵ |
| | % | 74 | — | — | — | — | 52 | 97 |
| | Domi. | Scene.ac. | — | — | — | — | Coela.ca. | Oocy.pa. |
| 86 1209 | n | 9.2x10 ³ | 1.0x10 ³ | 6.4x10 ² | 3.4x10 ² | 5.0x10 ⁴ | 9.5x10 ² | 6.6x10 ² |
| | % | 82 | — | 64 | — | 92 | 48 | — |
| | Domi. | Scene.ac. | — | Scene.ac. | — | Oocy.pa. | Coela.ca. | — |
| 86 1218 | n | 1.3x10 ⁴ | 4.4x10 ³ | 6.9x10 ² | 5.7x10 ² | 2.2x10 ⁴ | 3.7x10 ² | 6.8x10 ² |
| | % | 97 | 67 | 71 | — | 66 | — | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Scene.ac. | Scene.ac. | — | Oocy.pa. | — | — |
| 86 1225 | n | 4.3x10 ⁴ | 4.4x10 ⁴ | 6.4x10 ² | 3.1x10 ² | 4.6x10 ⁴ | 3.5x10 ² | 2.7x10 ² |
| | % | 97 | 86 | 78 | 48 | 79 | — | — |
| | Domi. | Scene.ac. | Scene.ac. | Scene.ac. | Scene.ac. | Oocy.pa. | — | — |

表 5 実験IV (1987) における植物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 5 Changes in cell numbers and dominant species of phytoplankton
 in each experimental pond during Apr. to Jul. 1987

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 | Inflow |
|------------|-----------------|--|---|---|---|---|--|--|
| 87 0427 | n % Domi. | 1.2x10 ⁴ 19 Anki.falc. | 1.2x10 ⁴ 27 Phor.muci. | 1.2x10 ⁴ 20 Kirch.ob. | 1.5x10 ⁴ 29 Phor.muci. | 1.1x10 ⁴ 30 Dicty.pu. | 1.4x10 ⁴ 24 Dicty.pu. | 1.0x10 ⁴ 51 Phor.muci. |
| 87 0430 | n % Domi. | 3.5x10 ⁴ 25 Anki.falc. | 2.6x10 ⁴ 37 Dicty.pu. | 4.0x10 ⁴ 39 Dicty.pu. | 4.4x10 ⁴ 38 Dicty.pu. | 5.5x10 ⁴ 53 Dicty.pu. | 4.2x10 ⁴ 34 Dicty.pu. | 6.3x10 ³ 27 Phoru.muci. |
| 87 0506 | n % Domi. | 1.1x10 ⁵ 39 Dicty.pu. | 1.2x10 ⁵ 44 Anki.falc. | 9.0x10 ⁴ 39 Anki.falc. | 1.2x10 ⁵ 28 Anki.falc. | 1.3x10 ⁵ 41 Anki.falc. | 8.3x10 ⁴ 36 Anki.falc. | 1.7x10 ³ — — |
| 87 0511 | n % Domi. | 5.1x10 ⁴ 57 Nitz.sp. | 1.8x10 ⁵ 51 Scene.ac. | 1.2x10 ⁵ 39 Anki.falc. | 1.5x10 ⁵ 22 Anki.falc. | 1.5x10 ⁵ 38 Scene.ac. | 8.7x10 ⁴ 61 Phoru.muci. | 1.0x10 ³ — — |
| 87 0518 | n % Domi. | 8.1x10 ⁴ 57 Micra.pu. | 1.8x10 ⁵ 65 Scene.ac. | 5.9x10 ⁴ 39 Nitz.sp. | 7.5x10 ⁴ 30 Scene.ac. | 1.3x10 ⁵ 70 Scene.ac. | 4.2x10 ⁴ 57 Phoru.muci. | 3.0x10 ² — — |
| 87 0525 | n % Domi. | 1.4x10 ⁵ 41 Phoru.muci. | 7.7x10 ⁴ 65 Scene.ac. | 3.2x10 ⁴ 88 Nitz.sp. | 3.3x10 ⁴ 35 Nitz.sp. | 6.2x10 ⁴ 65 Scene.ac. | 3.8x10 ⁴ 56 Phoru.muci. | 3.0x10 ² — — |
| 87 0601 | n % Domi. | 4.5x10 ⁴ 34 Phoru.muci. | 4.1x10 ⁴ 54 Scene.ac. | 1.6x10 ⁴ 53 Micra.pu. | 1.5x10 ⁴ 49 Nitz.sp. | 2.5x10 ⁴ 58 Nitz.sp. | 1.4x10 ⁵ 92 Phoru.muci. | 2.0x10 ² — — |
| 87 0608 | n % Domi. | 9.8x10 ³ 56 Phoru.muci. | 1.9x10 ³ — — | 9.4x10 ³ 87 Nitz.sp. | 9.0x10 ² — — | 2.1x10 ³ 84 Scene.ac. | 1.0x10 ⁴ 21 Scene.ab. | 2.0x10 ² — — |
| 87 0615 | n % Domi. | 2.1x10 ³ 28 Phoru.muci. | 1.0x10 ³ 43 Nitz.sp. | 1.6x10 ³ 42 Nitz.sp. | 5.0x10 ² — — | 7.0x10 ² — — | 9.0x10 ³ 24 Coela.ca. | 8.0x10 ² — — |
| 87 0623 | n % Domi. | 3.7x10 ³ 67 Nitz.sp. | 1.2x10 ⁴ 66 Nitz.sp. | 1.2x10 ⁴ 70 Nitz.sp. | 5.0x10 ² — — | 9.0x10 ² — — | 4.0x10 ⁴ 79 Oocy.pa. | 9.0x10 ² — — |
| 87 0630 | n % Domi. | 3.0x10 ⁴ 37 Nitz.sp. | 6.7x10 ³ 59 Nitz.sp. | 4.4x10 ³ 59 Monas-s | 6.2x10 ³ 86 Schro.se. | 6.0x10 ² — — | 7.0x10 ² — — | 9.0x10 ² — — |
| 87 0706 | n % Domi. | 3.4x10 ⁴ 32 Scene.lo. | 7.0x10 ² — — | 9.8x10 ³ 68 Coela.ca. | 1.7x10 ³ — — | 1.4x10 ³ — — | 7.0x10 ² — — | 3.0x10 ² — — |

度の低いP3で著しく、リン負荷濃度とクロロフィル a 濃度との間には直線的関係は認められなくなった。4月になってもこの傾向は継続し、P3でのクロロフィル a 濃度の方が、リン負荷濃度の高いP2, P4, P5及びP6よりも高い濃度を示した。同一負荷濃度であるP2, P4, P5及びP6ではP5が最も高くP4が最も低い濃度を示したが、水量負荷(滞留時間)や面積当たりのリン負荷量との間には明確な関係は認められなかった(図20)。

POC濃度と流入リン負荷濃度との関係(図21)は図20に示したクロロフィル a 濃度との関係にほぼ同一であるが、負荷濃度の低かったP3において3月と4月のPOC濃度はほぼ同程度であり、4月のPOC濃度は2月と同様にP4及びP5を除きほぼ流入リン負荷濃度と直線的関係が得られた。この傾向はPON濃度と流入リン負荷濃度との関係でさらに明確になっており(図22)、PON濃度は流入リン負荷濃度と3月を除きほぼ直線的な関係が得られた。

このように流入リン負荷濃度とクロロフィル a 濃度とは直線関係が得られず、PON濃度とは直線関係が得られた事から、藻体内でのこれらの成分比が変化していることが推測された。図23～25に実験Ⅱにおける懸濁態リン(PP)濃度に対するクロロフィル a 濃度、POC濃度、PON濃度の関係を示す。Chl/PP比は各実験池とも1月から3月にかけて連続的に増加した。無機態リンが消費された2月以降を比較すると、2月はP4を除き各池ともこの比は1.1～1.7程度であったが、3月になるとP1では2.1～2.3、P2では1.0～1.9、P3では1.9～3.6、P4では1.0～1.6、P5では1.2～2.0、P6では1.2～2.2と各実験池ごとに違いが生じた。4月には各池とも最高値を示し、その後低下した。各実験池の最高値はP1 2.3、P2 2.3、P3 3.9、P4 1.8、P5 2.4、P6 2.5とP3で異常に高い値が観察され、P4が他と比べて低い値となった。

POC/PP比はChl/PP比とほぼ同様な変化を示し1月以降ほぼ連続的に増加した(図24)。2月におけるこの値はP4、P6を除き40～50程度の値が多く、大きな違いはみられなかった。P6では60～67と他の実験池に比べて高く、P4では29～34と他に比べて低い値を示した。3月になるとこの比は各実験池とも増加し、3月又は4月に最高値に達した後低下した。各池の最高値はP3が116と最も高く、次にP6が95、P2が88、P1とP2が87と続き、P4が69と最も低い値になった。PON/PP比もChl/PP比、POC/PP比と同様な変化を示した(図25)。各池の2月の値はP1 5.6～7.3、P2 5.1～8.5、P3 6.5～10.0、P4 5.1～5.9、P5 6.4～8.4、P6 9.0～9.8であり、最高値は3月又は4月に観測され、その後低下した。各実験池の最高値は以下のものであった。P1 12.1、P2 13.9、P3 16.7、P4 9.9、P5 13.4、P6 13.3であった。他の比と同様にP3で最も高くP4で最も低かった。

栄養塩負荷濃度の同じP2、P4、P5及びP6の実験池を比較すると、Chl/PP、POC/PP及びPON/PP比とも、滞留時間の長いP6で高くなり、滞留時間の短いP4で低くなる傾向がみられた。換言すれば、滞留時間が長いとリンが有効に使われ多くの藻体が形成されるが、逆に滞留時間が短いとリンの利用効率が低下することが明らかになった。また栄養塩負荷濃度の異なるP1、P2及びP3を比較すると、栄養塩負荷濃度の低いP3でリンは最も有効に利用され、負荷濃度の高いP1ではリンの利用効率が低下する傾向を示した。栄養塩負荷濃度は滞留時間による影響よりさらに強くリンの利用効率に影響することが実験結果から推測された。

図26及び27にクロロフィル a 濃度に対する POC及び PON濃度の比を示す。各実験池とも2月から4月にかけてはこれらの比はかなり安定した値を示した。各実験池でのPOC/Chl比は以下のと

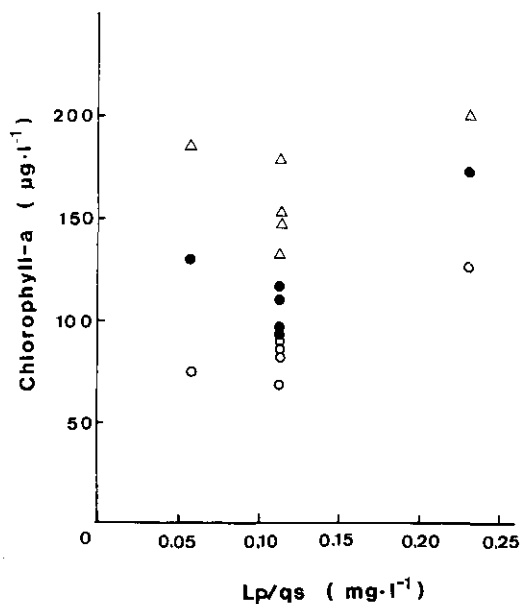


図 20 流入リン負荷濃度 (Lp/qs) と池内クロロフィル a 濃度との関係
 Fig. 20 Relationship between phosphorus loading (Lp/qs) and chlorophyll-a concentration in experimental ponds during Feb. to Apr. 1986. (○), Feb.; (●), Mar.; (△), Apr.

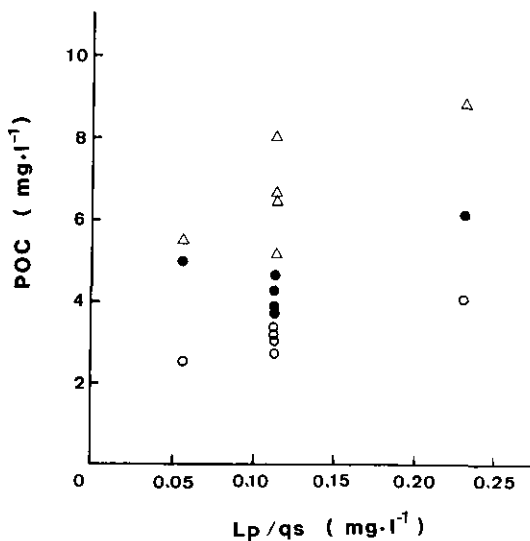


図 21 流入リン負荷濃度 (Lp/qs) と池内POC濃度との関係
 Fig. 21 Relationship between phosphorus loading (Lp/qs) and POC concentration in experimental ponds during Feb. to Apr. 1986. (○), Feb.; (●), Mar.; (△), Apr.

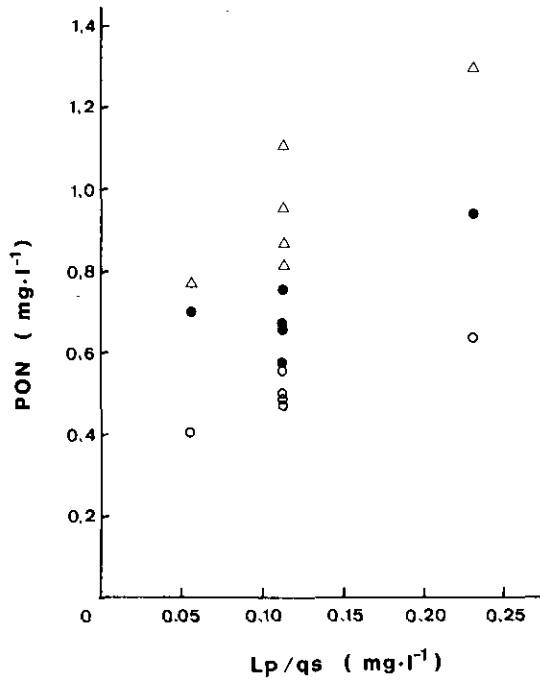


図 22 流入リン負荷濃度 (Lp/qs) と池内PON濃度との関係

Fig.22 Relationship between phosphorus loading (Lp/qs) and PON concentration in experimental ponds during Feb. to Apr. 1986. (○), Feb.; (●), Mar.; (△), Apr.

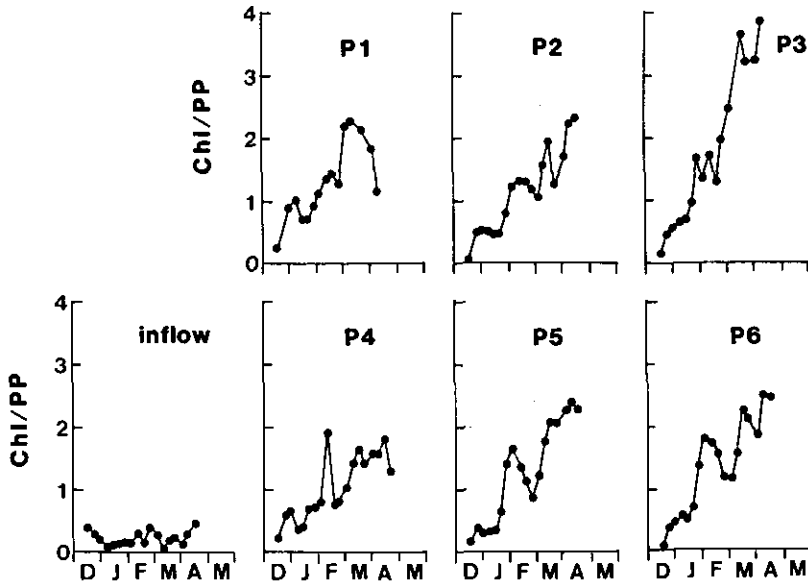


図 23 実験Ⅱ (1985-1986) における各実験池及び流入水中のChl/PP比の変化

Fig.23 Changes in Chl/PP ratio in each experimental pond and inflow water during Dec. 1985 to Apr. 1986

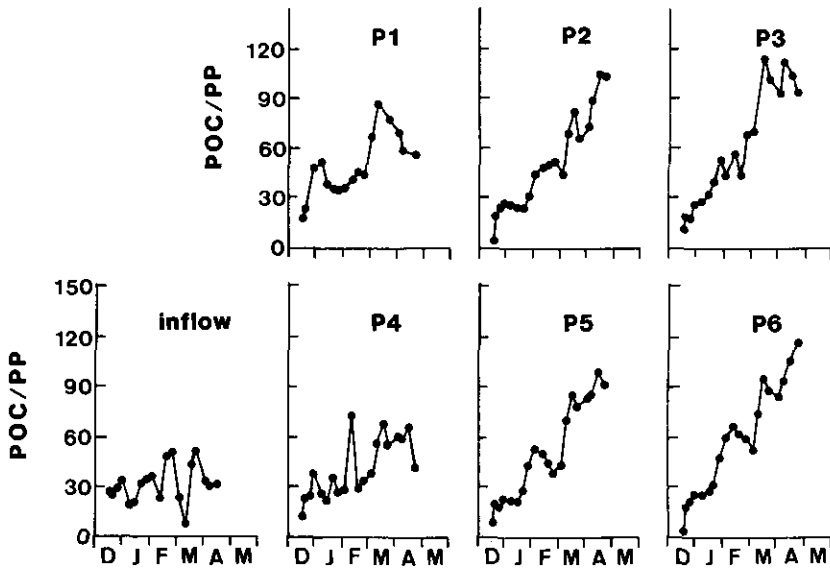


図 24 実験Ⅱ (1985-1986) における各実験池及び流入水中のPOC/PP比の変化
 Fig.24 Changes in POC/PP ratio in each experimental pond and inflow water during Dec. 1985 to Apr. 1986

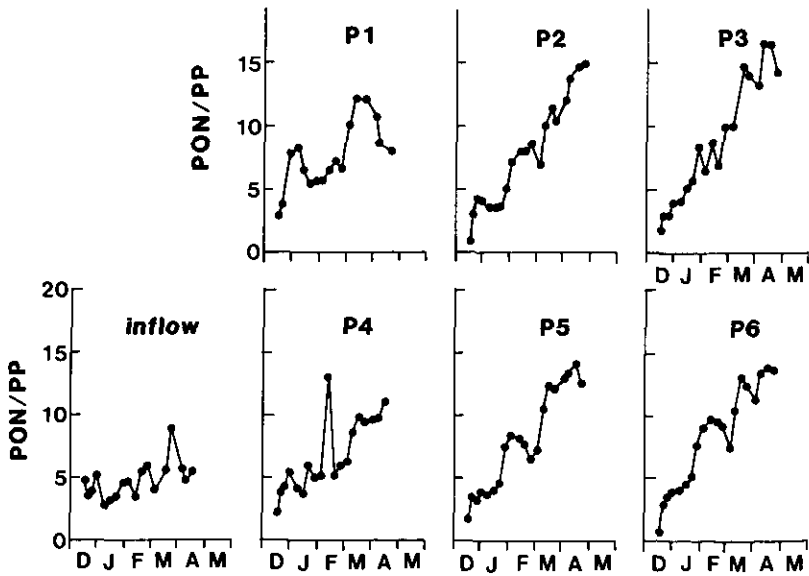


図 25 実験Ⅱ (1985-1986) における各実験池及び流入水中のPON/PP比の変化
 Fig.25 Changes in PON/PP ratio in each experimental pond and inflow water during Dec. 1985 to Apr. 1986

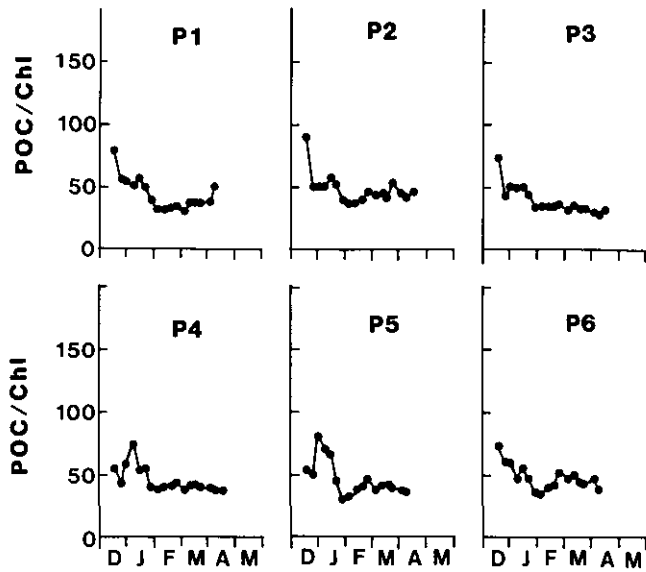


図 26 実験Ⅱ (1985-1986) における各実験池でのPOC/Chl比の変化
 Fig.26 Changes in POC/Chl ratio in each experimental pond during Dec. 1985 to Apr. 1986

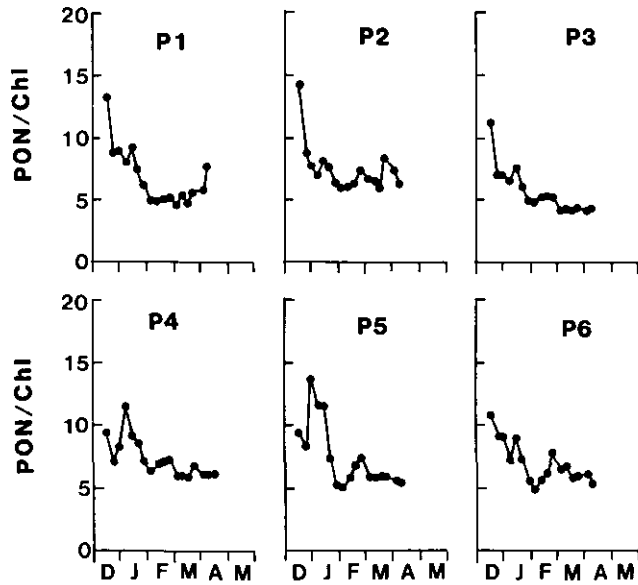


図 27 実験Ⅱ (1985-1986) における各実験池でのPON/Chl比の変化
 Fig.27 Changes in PON/Chl ratio in each experimental pond during Dec. 1985 to Apr. 1986

おりであった。P1 31~38, 平均35; P2 36~53, 平均42; P3 31~35, 平均30; P4 37~42, 平均39; P5 32~46, 平均38; P6 34~51, 平均43であった。PON/Chl比はP1 4.6~7.6, 平均5.4; P2 5.9~8.5, 平均6.7; P3 4.1~5.4, 平均4.6; P4 6.0~7.3, 平均6.5; P5 5.0~7.5, 平均6.1; P6 5.0~7.9, 平均6.2であった。これらの結果からP3でのPOC/Chl, PON/Chl比は他の実験池に比べて低く, P3では藻体中のクロロフィル含量が高かったことが分かった。このことは図20で, クロロフィル a 濃度が流入リン負荷濃度と直線関係がみられなかったにもかかわらず, 図21, 22ではPOC, PON濃度と流入リン負荷濃度との間にかなりよい直線関係が認められたという結果を説明するものと思われる。またクロロフィル a に対するPOC, PON濃度は2~4月を通じて各実験池でかなり安定した値を示したこと, 及び POC/PON比もこの期間は5.7~8.1程度と各実験池で安定した値を示したこと等から, 藻体中のリンの利用効率のみが季節的な影響を強く受けることが分かった。

実験Ⅱの3月から4月に得られた藻体中の各成分比の最高値, 及び流入栄養塩負荷濃度と藻類量の関係は, 動物プランクトンの影響を受けた実験Ⅰ, Ⅲ, Ⅳで得られた最高値よりも高く, 季節的な変動範囲は実験Ⅱで得られた変動範囲内に納まるものと推測された。

3. 4 栄養塩循環に対する動物プランクトンの効果

表6~9に各実験期間における動物プランクトンの個体数と優占種の変化を示す。実験Ⅰ(表6)では実験開始直後には橈脚類の *Cyclopoid Copepoda* 及びその幼生 (*Nauplius*) が優占していた。P1, P3及びP5では5月中~下旬に大型の枝角類である *Simocephalus* sp. が優占した。*Simocephalus* sp. は壁付近に主として分布し, 池中央部にはあまり分布しないという偏った分布傾向を持つため, 現存量の正確な把握は困難であった。表6には実験池中央で採取した結果と壁付近で採取した結果を併せて表示した。P1ではその後, 6月中旬以降は *Bosmina longirostris* が優占した。P2では5月下旬にワムシ類の *Brachionus angularis* が優占し, 6月中旬には橈脚類の *Cyclopoid Copepoda* が, 7月中旬には *Bosmina longirostris* が優占した。P3では *Simocephalus* sp. の優占直後に *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus* の優占がみられ, 6月中旬にはワムシ類の *Keratella cochlearis* が, 7月下旬には *Bosmina fatalis* が優占した。P4では *Bosmina longirostris* や *Nauplius* の優占が認められたが6月までは数が少なく, 7月下旬に中型の枝角類である *Moina micurura* の優占がみられた。P5では *Simocephalus* sp. の優占後6月中は *Cyclopoid Copepoda* が優占しており, 7月には *Bosmina* spp. が優占した。P6では6月初旬までは *Cyclopoid Copepoda* や *Keratella cochlearis* が優占していたが数は少なく, 6月中旬以後は *Moina micurura* が優占した。P6で優占した *Moina micurura* は5月17日に5000個体人為的に添加した種類であった。

実験Ⅱ(表7)では, 3月末まではすべての実験池で動物プランクトンの増殖は認められなかった。4月になるとP4, P5, P6でワムシ類の *Brachionus angularis* の増加が見られた。5月13日以後は動物プランクトンによる栄養塩回帰量を調べるため, 連続的に注入していた除濁湖水及び栄養塩の注入を停止した。5月に入るとP1では *Simocephalus* sp. が優占し6月上旬まで続いた。6月中旬以降は *Moina micurura* が優占した。P2では5月下旬から変化が激しくなり,

表 6 実験 I (1985) における動物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 6 Changes in cell numbers and dominant species of zooplankton
 in each experimental pond during Apr. to Jul. 1985

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 |
|------------|-----------------|---------------------------------------|----------------------|---------------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|------------------------|
| 85 0426 | n % Domi. | 91 64 Naupl. | 109 52 Cyclop. | 38 55 Naupl. | 18 61 Naupl. | 124 42 Cyclop. | 81 35 Cyclop. |
| 85 0430 | n % Domi. | 104 64 Naupl. | 74 76 Kerate. | 57 51 Cyclop. | 57 86 Naupl. | 74 65 Cyclop. | 128 41 Cyclop. |
| 85 0504 | n % Domi. | 99 85 Naupl. | 53 48 Cyclop. | 103 48 Naupl. | 146 68 Naupl. | 77 42 Cyclop. | 153 56 Cyclop. |
| 85 0507 | n % Domi. | 134 95 Naupl. | 53 42 Naupl. | 162 59 Cyclop. | 221 52 Naupl. | 219 40 Kerate. | 194 79 Cyclop. |
| 85 0513 | n % Domi. | 114(67) 97(61) Naupl.(Simoce.) | 35 74 Brachi. | 155(322) 59(73) Naupl.(Simoce.) | 3 — — | 439 66 Kerate. | 64 88 Cyclop. |
| 85 0520 | n % Domi. | 38(167) 68(98) Simoce.(Simoce.) | 27 94 Brachi. | 87(526) 70(86) Naupl.(Bosmi.) | 11 77 Bosmi. | 68(85) 73(55) Naupl.(Simoce.) | 28 76 Cyclop. |
| 85 0527 | n % Domi. | 15(27) 93(70) Naupl.(Simoce.) | 728 99 Brachi. | 94(150) 63(73) Naupl.(Chydo.) | 15 93 Bosmi. | 22 91 Naupl. | 25 60 Kerate. |
| 85 0603 | n % Domi. | 41 89 Naupl. | 374 75 Brachi. | 103(474) 63(83) Naupl.(Bosmi.) | 5 — — | 17(48) 85(44) Naupl.(Simoce.) | 122 59 Kerate. |
| 85 0610 | n % Domi. | 355(345) 74(23) Cyclop.(Bosmi.) | 435 46 Naupl. | 379 69 Naupl. | 19 92 Naupl. | 847 99 Naupl. | 81 54 Moina |
| 85 0617 | n % Domi. | 764 96 Bosmi.sp. | 214 68 Cyclop. | 412 49 Naupl. | 102 91 Bosmi. | 906 89 Cyclop. | 776 99 Moina sp. |
| 85 0620 | n % Domi. | 1472 98 Bosmi. | 172 85 Cyclop. | 320 42 Kerate. | 45 47 Naupl. | 722 83 Cyclop. | 816 99 Moina |
| 85 0624 | n % Domi. | 2270 99 Bosmi. | 112 63 Cyclop. | 494 45 Kerate. | 185 37 Brachi. | 632 78 Cyclop. | 754 91 Moina sp. |
| 85 0629 | n % Domi. | 598 97 Bosmi. | 47 70 Cyclop. | 314 73 Kerate. | 622 82 Brachi.sp. | 630 64 Bosmi. | 592 45 Moina |
| 85 0704 | n % Domi. | 490 100 Bosmi. | 96 42 Cyclop. | 676 70 Kerate. | 1119 82 Brachi. | 808 90 Bosmi. | 446 30 Moina |
| 85 0711 | n % Domi. | 232 96 Bosmi. | 330 67 Bosmi. | 596 53 Naupl. | 500 83 Naupl. | 338 86 Bosmi. | 242 60 Moina |
| 85 0715 | n % Domi. | 54 74 Bosmi. | 666 89 Bosmi. | 358 61 Naupl. | 461 80 Naupl. | 193 67 Bosmi. | 190 54 Naupl. |
| 85 0722 | n % Domi. | 710 53 Bosmi. | 690 79 Bosmi. | 3570 95 Bosmi. | 480 84 Moina | 2098 56 Bosmi. | 406 67 Naupl. |
| 85 0729 | n % Domi. | 2752 100 Bosmi. | 15 100 Bosmi. | 1830 92 Bosmi. | 1216 41 Moina | 18 — — | 111 54 Moina |

表 7 実験Ⅱ (1986) における動物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 7 Changes in cell numbers and dominant species of zooplankton
 in each experimental pond during Mar. to Jul. 1986

| Date | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 |
|------------|----------------------------------|-------------------------------|------------------------------------|----------------------|----------------------|--------------------------------------|
| 86 0304 | n 2 % — Domi. | — — — — | 0.5 — — — | 0.5 — — — | — — — — | 2.5 — — — |
| 86 0310 | n — % — Domi. | — — — — | — — — — | — — — — | — — — — | 1.0 — — — |
| 86 0317 | n — % — Domi. | 2 — — — | 1 — — — | — — — — | 1 — — — | 4 — — — |
| 86 0322 | n 1 % — Domi. | 1 — — — | 3 — — — | 1 — — — | — — — — | 10 60 Naupl. |
| 86 0402 | n 2 % — Domi. | 2 — — — | 5 — — — | 11 64 Naupl. | 1 — — — | 10 80 Brachi. |
| 86 0408 | n 2 % — Domi. | 2 — — — | 2 — — — | 5 — — — | 1 — — — | 55 91 Brachi. |
| 86 0416 | n 1 % — Domi. | 1 — — — | 2 — — — | 30 53 Brachi. | 10 50 Brachi. | 12 83 Brachi. |
| 86 0422 | n 2 % — Domi. | 2 — — — | 2 — — — | 109 63 Brachi. | 8 — — — | 10 — — — |
| 86 0430 | n 1 % — Domi. | 23 74 Naupl. | 20 60 Naupl. | 69 52 Naupl. | 8 — — — | 12 58 Naupl. |
| 86 0508 | n 2 % — Domi. | 54 67 Naupl. | 31 71 Naupl. | 44 59 Naupl. | 18 67 Naupl. | 508 78 Brachi. |
| 86 0513 | n 24(240) 75(90) Domi. | 90 81 Simoce.(Simoce.) | 43 47 Brachi. | 20 55 Naupl. | 23 — — — | 65(103) 52(66) Naupl.(Simoce.) |
| 86 0519 | n 234(519) 95(83) Domi. | 7 — Simoce.(Simoce.) | 210 49 Brachi. | 11 — — — | 21 62 Naupl. | 169 96 Simoce. |
| 86 0523 | n 58(295) 83(83) Domi. | 23 52 Simoce.(Simoce.) | 202 47 Brachi. | 10 — — — | 24 75 Cyclop. | 20(241) 65(85) Naupl.(Simoce.) |
| 86 0529 | n 25(135) 56(64) Domi. | 58 53 Simoce.(Simoce.) | 116(84) 31(38) Bosmi(Naupl.) | 62 97 Naupl. | 36 61 Naupl. | 22(34) —(50) —(Naupl.) |
| 86 0603 | n 82(277) 79(73) Domi. | 176 38 Simoce.(Simoce.) | 80 70 Naupl. | 326 54 Naupl. | 31 65 Cyclop. | 28(97) 50(85) Naupl.(Simoce.) |
| 86 0610 | n 62 65 Domi. | 217 47 Chydo. | 122 75 Naupl. | 58 62 Naupl. | 60 52 Cyclop. | 30 57 Simoce. |
| 86 0617 | n 92 50 Domi. | 395 36 Naupl. | 83 74 Naupl. | 82 82 Naupl. | 111 56 Cyclop. | 29 59 Naupl. |
| 86 0624 | n 181 73 Domi. | 258 76 Cyclop. | 260 44 Naupl. | 26 77 Naupl. | 33 — — — | 241 67 Naupl. |
| 86 0701 | n 287 64 Domi. | 1021 68 Bosmi. | 126 50 Naupl. | 18 83 Naupl. | 96 57 Naupl. | 625 73 Bosmi. |

Cyclopoid Copepoda, Brachionus angularis, Moina micurura, Bosmina fatalis と優占種が変化した。P3では5月中旬に Brachionus angularis が優占し、その後 Bosmina fatalis, Nauplius と変化した。P4では Nauplius の優占が続いたが、7月には人為的に添加した Daphnia magna の個体数の増加も見られた。P5では Cyclopoid Copepoda の優占が続いたが個体数はあまり増加しなかった。P6では5月中旬から6月上旬にかけて Simocephalus sp. が優占した。なおこの実験では栄養塩の添加を停止した5月13日にP2, P3, P4の実験池に、Moina micurura 12,000個体、Daphnia ambigua 8,000個体、及び Daphnia magna 20,000個体を各々の池に人為的に添加した。

実験Ⅲ(表8)ではP1を除き実験開始1～2週間後には各実験池ともワムシ類の Brachionus sp. が優占した。その後P2では Trichocerca sp. が優占し、11月以降は Bosmina sp. が優占した。P3, P4, P5, P6では10月中旬以降 Bosmina sp. が優占した。P1では11月初旬に Trichocerca sp. が優占し、中旬以降は Simocephalus sp. が優占した。P1及びP2の実験池では12月2日にドライアイス約200kg投入し動物プランクトンの消長を調べた。その結果、ドライアイス投入後には動物プランクトンは確認されなくなった。

実験Ⅳ(表9)では実験Ⅲと同様に実験開始1～2週間後にはワムシ類の Trichocerca sp., Asplanchna sp., Brachionus sp. 等が増殖し始め、5月末まで優占した。6月に入るとP1では Simocephalus sp. が、P2では Trichocerca sp. が、P3では Keratella sp. が、P4では Daphnia pulex が、P5では Simocephalus sp. と Daphnia pulex が、P6では Moina sp. が優占した。6月下旬から7月初旬にはP2, P3で Bosmina sp. の増殖がみられた。

これらの結果から冬期には動物プランクトンの増殖は遅く、冬期に実験を開始した場合には春期まで動物プランクトンの影響のない実験が行えることが分かった。また内張りシートを交換して実験を開始した場合には、水温の比較的高い4～10月ぐらいの期間では実験開始1～2週間後にはワムシ類の増殖がみられ、その後枝角類、橈脚類の増加が始まることが分かった。また水温が20℃前後の4月下旬から6月上旬及び11月には Simocephalus sp. が優占する場合が多く、それ以外では Bosmina spp. が優占する場合が多かった。人為的に添加した Moina micurura 及び Daphnia magna は添加後約1か月程度してから優占してきた。また Daphnia ambigua も添加後1か月程度してから増殖が認められたが優占種とはならなかった。このことから、動物プランクトン組成を人為的にコントロールすることはある程度可能であるが、各々の種の特性をよく把握した上で行う必要があることが分かった。

図28～32に実験Ⅱにおいて、5月13日に栄養塩及び除濁湖水の注入を停止した後の動物プランクトンの摂食による植物プランクトン現存量の変化及び栄養塩濃度の変化について示す。P1では Simocephalus sp. が増殖し、それに伴ってクロロフィル a, PON, TP濃度が急激に減少した(図28)。栄養塩の注入を停止した5月13日には既にクロロフィル a 濃度は約 1 mg m^{-3} 程度まで減少してしまっていたが、13日以後無機態の栄養塩類, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の増加は見られず、 $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は逆に低下した。一方, DTP, DTN濃度は増加し、溶存有機態のリン及び窒素が排拙されていることが分かった。P2では前述したごとく、動物プランクトン種の変化が激しく、Brachionus angularis, Moina micurura, Bosmina fatalis といった種が優占した。動物プラン

表 8 実験Ⅲ (1986) における動物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 8 Changes in cell numbers and dominant species of zooplankton
 in each experimental pond during Sep. to Dec. 1986

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 |
|------------|-----------------|--|---------------------------------------|--------------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| 86 0919 | n % Domi. | — — — | — — — | — — — | — — — | — — — | — — — |
| 86 0920 | n % Domi. | 1 — — | — — — | — — — | — — — | — — — | 1 — — |
| 86 0926 | n % Domi. | — — — | 14 — — | 1 — — | 4 — — | 1 — — | 95 100 Brachi. |
| 86 1001 | n % Domi. | — — — | 40 93 Brachi. | 12 100 Brachi. | 5 — — | 2 — — | 97 100 Brachi. |
| 86 1007 | n % Domi. | 11 — — | 500 94 Brachi. | 962 100 Brachi. | 814 97 Brachi. | 130 97 Brachi. | 450 99 Brachi. |
| 86 1014 | n % Domi. | — — — | 294 52 Tricho. | 384 94 Tricho. | 712 74 Brachi. | 436 78 Brachi. | 22 82 Brachi. |
| 86 1021 | n % Domi. | — — — | 116 84 Tricho. | 90 49 Brachi. | 102 82 Bosmi. | 88 48 Bosmi. | 14 71 Bosmi. |
| 86 1027 | n % Domi. | 6 — — | 46 57 Bosmi. | 62(193) 77(88) Bosmi.(Simoce.) | 122 62 Bosmi. | 106 40 Bosmi. | 60 65 Bosmi. |
| 86 1104 | n % Domi. | 43 100 Tricho. | 103 58 Brachi. | 22(63) 82(71) Bosmi.(Simoce.) | 164 70 Bosmi. | 294 88 Bosmi. | 82 76 Bosmi. |
| 86 1110 | n % Domi. | 106 100 Tricho. | 212(165) 39(47) Brachi.(Bosmi.) | 44(108) 68(65) Bosmi.(Simoce.) | 644 77 Bosmi. | 842 94 Bosmi. | 398 58 Bosmi. |
| 86 1118 | n % Domi. | 146 96 Tricho. | 72 58 Bosmi. | 40 93 Bosmi. | 740 92 Bosmi. | 596 98 Bosmi. | 1258 80 Bosmi. |
| 86 1125 | n % Domi. | 103(133) 73(79) Tricho.(Simoce.) | 44 75 Bosmi. | 31 80 Bosmi. | 336 87 Bosmi. | 352 98 Bosmi. | 1042 87 Bosmi. |
| 86 1202 | n % Domi. | 49 65 Simoce. | 51 57 Bosmi. | 54 85 Bosmi. | 282 97 Bosmi. | 146 96 Bosmi. | 438 85 Bosmi. |
| 86 1209 | n % Domi. | — — — | — — — | 58 83 Bosmi. | 232 95 Bosmi. | 86 98 Bosmi. | 264 98 Bosmi. |
| 86 1218 | n % Domi. | — — — | — — — | 93 92 Bosmi. | 172 85 Bosmi. | 54 81 Bosmi. | 224 98 Bosmi. |
| 86 1225 | n % Domi. | — — — | — — — | 36 86 Bosmi. | 76 76 Bosmi. | 54 80 Bosmi. | 138 100 Bosmi. |

表 9 実験Ⅳ(1987)における動物プランクトン個体数と優占種の変化
 Table 9 Changes in cell numbers and dominant species of zooplankton
 in each experimental pond during Apr. to Jul. 1987

| Date | | P-1 | P-2 | P-3 | P-4 | P-5 | P-6 |
|------|-------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|
| 87 | n | — | 1 | — | 1 | — | 1 |
| 0427 | % | — | — | — | — | — | — |
| | Domi. | — | — | — | — | — | — |
| 87 | n | — | — | — | — | — | — |
| 0430 | % | — | — | — | — | — | — |
| | Domi. | — | — | — | — | — | — |
| 87 | n | 5 | 1 | — | — | — | 23 |
| 0506 | % | — | — | — | — | — | 96 |
| | Domi. | — | — | — | — | — | Tricho. |
| 87 | n | 194 | 1 | 4 | 15 | 29 | 33 |
| 0511 | % | 100 | — | — | 100 | 100 | 100 |
| | Domi. | Tricho. | — | — | Asplan. | Asplan. | Tricho. |
| 87 | n | 75 | 5 | 12 | 64 | 5 | 199 |
| 0518 | % | 100 | — | 67 | 100 | — | 100 |
| | Domi. | Tricho. | — | Tricho. | Tricho. | — | Tricho. |
| 87 | n | 435 | 5 | 356 | 156 | 35 | 58 |
| 0525 | % | 100 | — | 86 | 98 | 100 | 100 |
| | Domi. | Tricho. | — | Brachi. | Brachi. | Tricho. | Tricho. |
| 87 | n | 40 | 27 | 314 | 290 | 122 | 39 |
| 0601 | % | 85 | 100 | 84 | 62 | 96 | 100 |
| | Domi. | Tricho. | Tricho. | Brachi. | Brachi. | Tricho. | Moina |
| 87 | n | 68 | 96 | 168 | 16 | 38 | 36 |
| 0608 | % | 100 | 79 | 31 | 38 | 89 | 53 |
| | Domi. | Simoce. | Tricho. | Keratel. | Daph. | Simoce. | Moina |
| 87 | n | 18 | 62 | 38 | 22 | 18 | 30 |
| 0615 | % | 89 | 96 | 63 | 91 | 100 | — |
| | Domi. | Tricho. | Tricho. | Naupl. | Daph. | Daph. | — |
| 87 | n | 20 | 61 | 236 | 26 | 4 | 50 |
| 0623 | % | — | 75 | 58 | 54 | 75 | 56 |
| | Domi. | — | Tricho. | Naupl. | Naupl. | Daph. | Naupl. |
| 87 | n | 67 | 48 | 734 | 8 | 5 | 18 |
| 0630 | % | — | 88 | 90 | — | — | 55 |
| | Domi. | — | Bosmi. | Bosmi. | — | — | Naupl. |
| 87 | n | 104 | 78 | 302 | 6 | 9 | 14 |
| 0706 | % | 39 | 100 | 93 | — | — | 71 |
| | Domi. | Cyclop. | Bosmi. | Bosmi. | — | — | Naupl. |

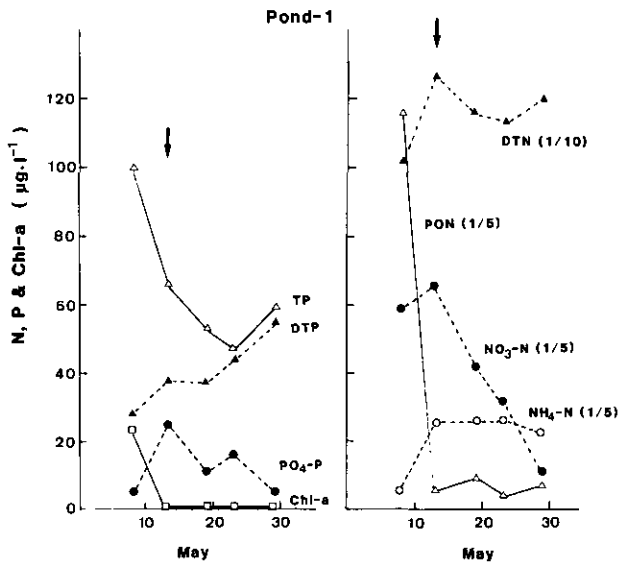


図 28 動物プランクトンの摂食活動による栄養塩類濃度の変化
 Fig.28 Changes in TP, PON, Chlorophyll-a and dissolved nutrients concentration by grazing of zooplankton in Experimental Pond 1 in May 1986
 Addition of nutrient and filtered lake water were stopped on 13 May.

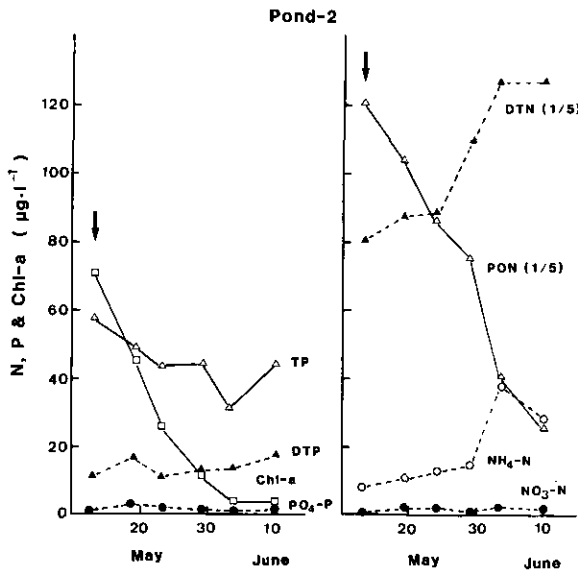


図 29 動物プランクトンの摂食活動による栄養塩類濃度の変化
 Fig.29 Changes in TP, PON, Chlorophyll-a and dissolved nutrients concentration by grazing of zooplankton in Experimental Pond 2 during May to Jun. 1986
 Addition of nutrient and filtered lake water were stopped on 13 May.

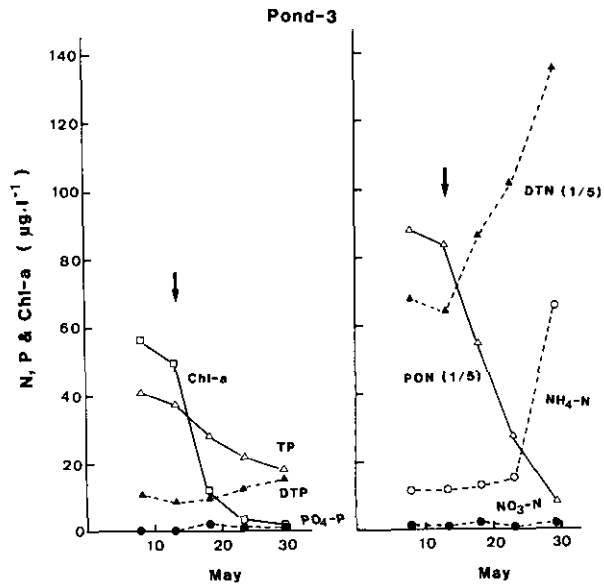


図 30 動物プランクトンの摂食活動による栄養塩類濃度の変化
 Fig.30 Changes in TP, PON, Chlorophyll-a and dissolved nutrients concentration by grazing of zooplankton in Experimental Pond 3 in May 1986
 Addition of nutrient and filtered lake water were stopped on 13 May.

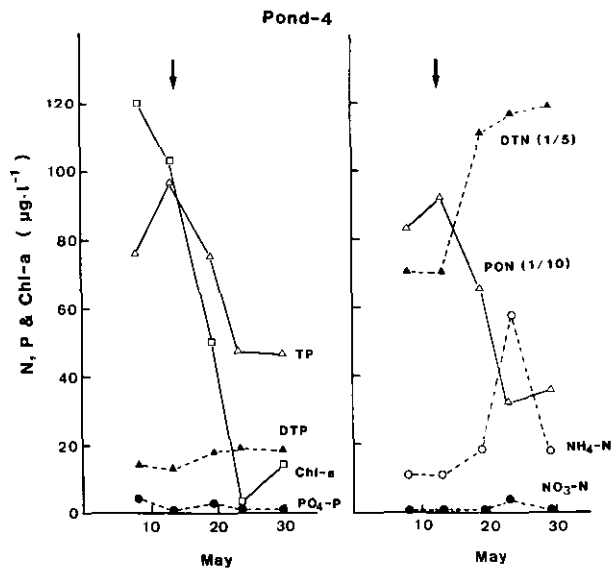


図 31 動物プランクトンの摂食活動による栄養塩類濃度の変化
 Fig.31 Changes in TP, PON, Chlorophyll-a and dissolved nutrients concentration by grazing of zooplankton in Experimental Pond 4 in May 1986
 Addition of nutrient and filtered lake water were stopped on 13 May.

クトンの増殖に伴い、クロロフィル a, PON 濃度は著しく低下した。一方、TP濃度の低下はさほど顕著でなかった。植物プランクトンの減少に伴いNH₄-N濃度は5月30日以後濃度の増加が認められたが、PO₄-P, NO₃-N濃度は全く変化しなかった。DTP濃度の変化も顕著ではなかった。これらに対して、DTN濃度はPON濃度の減少にほぼ見合う濃度の上昇がみられた(図29)。P3では注入停止後ワムシ類の *Brachionus angularis*, *Keratella cochlearis* が増殖し、5月下旬からは *Bosmina fatalis* が優占した。他の実験池同様に、動物プランクトンの増殖に伴ってクロロフィル a, PON濃度の減少がみられた。TP濃度も減少した。一方、無機態のPO₄-P, NO₃-N濃度はほとんど変化せず、NH₄-N濃度のみ5月下旬に増加した。DTP濃度は若干増加したが、TP濃度の減少に比べるとわずかであった。DTN濃度はPON濃度の減少にほぼ匹敵するだけ上昇した(図30)。P4では動物プランクトンの優占種の確認はできなかったが、13日以後クロロフィル a, PON, TP 濃度の顕著な減少がみられた。これに対し、無機態のPO₄-P, NO₃-N濃度は他の実験池同様ほとんど変化せず、NH₄-N濃度のみ5月23日に上昇したが30日には再び低下した。DTP濃度は若干上昇したが、TP濃度の減少に比べるとわずかであった。一方、DTN濃度はPON濃度の減少にほぼ匹敵するだけ上昇した(図31)。P5では橈脚類のCyclopoid Copepoda以外顕著な動物プランクトン種の優占は確認できなかった。しかしながら、クロロフィル a, PON濃度は13日以後減少し、TP濃度も5月下旬から6月上旬にかけて減少した。一方、無機態のPO₄-P, NO₃-N濃度はほとんど変化せず、NH₄-N濃度は若干上昇した。DTP濃度も若干上昇したが19日以後は変化なかった。これに対し、DTN 濃度はPON濃度の減少とほぼ見合う濃度の上昇が観測された(図32)。なお、P6については栄養塩及び除濁湖水の添加を中止する以前の4月下旬から動物プランクトンの増殖がみられ、植物プランクトン現存量が5月13日時点では極めて少なくなっていたのでここでは省略する。

これらの結果から、動物プランクトンの摂食によって植物プランクトン現存量は急激に変化することが明らかにされたが、植物プランクトンの減少に見合う無機態栄養塩の回帰はみられず、特に PO₄-P, NO₃-Nは直接には回帰してこないことが明らかとなった。また、P1を除きTDP濃度の増加もごくわずかであり、リンに関しては溶存態での回帰はごくわずかであることが判明した。すなわち、植物プランクトンの中のリンは動物プランクトンの摂食活動により沈降しやすくなり、系外に除去されているものと考えられた。一方、DTN濃度はどの実験池においてもPON濃度の減少とほぼ匹敵するだけ増加しており、一部 NH₄-N濃度の上昇する実験池も見られたが、大部分は溶存有機態窒素の形で回帰しているものと推測された。霞ヶ浦の湖水中には溶存有機態窒素が多量に存在しており(大槻, 未発表)、その挙動には未解明の部分が多いが、動物プランクトンによる植物プランクトンの摂食及び排拙がその起源として重要であることが示唆された。

4 考察

4.1 流入栄養塩負荷量と池内栄養塩濃度との関係

湖沼のリン濃度を予測するために、湖内リン濃度と流入リン負荷との間の物質収支モデルを利用することは一般的に認められるようになってきた。このようなモデルは Vollenweider 型モデルと呼ばれ、湖沼を定常状態にある完全混合槽と見なして解析がなされてきた。基本式は次のように与えられる。

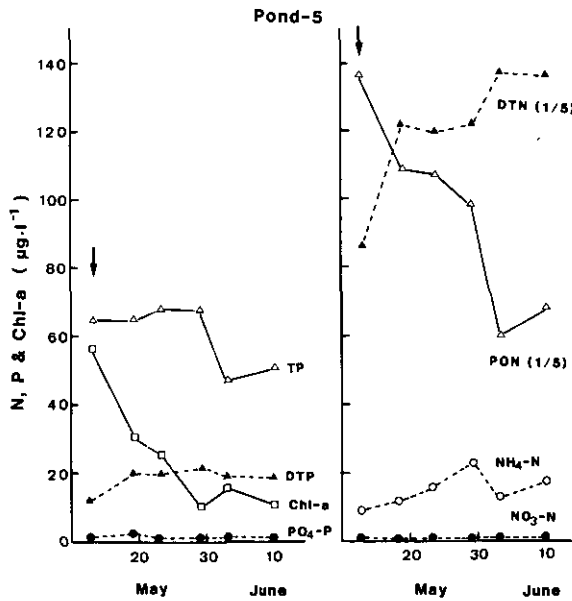


図 32 動物プランクトンの摂食活動による栄養塩類濃度の変化

Fig. 32 Changes in TP, PON, Chlorophyll-a and dissolved nutrients concentration by grazing of zooplankton in Experimental Pond 5 during May to Jul. 1986
Addition of nutrient and filtered lake water were stopped on 13 May.

$$P_j = L(1 - R_p) / q_s = P_i(1 - R_p) \quad (1)$$

ここに、 P_j は湖水平均リン濃度 (mg l^{-1})、 L は面積当たりのリン負荷 ($\text{mg m}^{-2} \text{y}^{-1}$)、 q_s は水量負荷 (m y^{-1})、 P_i は流入水の平均リン濃度、 R_p はリンの蓄積率である。(1)式から、

$$R_p = 1 - P_j / P_i \quad (2)$$

が導かれる。一方、 R_p を求める方法として $R_p = 1 - (\text{流出リン負荷}) / (\text{流入リン負荷})$ という方法もある。湖沼における R_p 値を決める要因として、滞留時間 (T_w) 又は水量負荷が重要と考えられ、多くの湖沼の統計的解析からいくつかの経験式が得られている (Larsen & Mercier, 1976)。その代表的な関係として以下の二つの式がよく用いられている。

$$R_p = \left(1 + \sqrt{1 / T_w} \right)^{-1} \quad (\text{Vollenweider, 1976}) \quad (3)$$

$$R_p = V_p / (V_p + q_s) \quad (\text{Chapra, 1975}) \quad (4)$$

ここに、 V_p は見かけのリン沈降速度 (m y^{-1}) である。(3)と(4)式の違いは(3)式が滞留時間、すなわち湖の容量が重要な因子になるのに対して、(4)式は水量負荷、すなわち湖面積が重要な因子となる点である。Kirchner & Dillon (1975) は北米の15湖沼の解析から滞留時間よりも水量負荷の方が R_p と高い相関関係にあると報告している。一方、Larsen & Mercier (1976)

は同じく北米の36湖沼の解析から、流入負荷濃度 $P_i \leq 25 \mu\text{g l}^{-1}$ の条件下では(3)(4)式とも高い相関関係を示すと報告している。OECD (1982)は(3)式に基づいて多くの解析を行っている。

実験池における R_p を(3)式に基づいて計算すると、P1, P6は滞留時間が40日であるので $R_p = 0.25$ となる。P2, P5は滞留時間が20日なので $R_p = 0.19$ となる。P3, P4は滞留時間が10日なので $R_p = 0.14$ となる。動物プランクトンの影響のなかった実験IIにおける2~3月にかけての P_j/P_i 値は前述したとおりであるが、この値から R_p を求めるとP1 0.54, P2 0.40, P3 0.22, P4 0.24, P5 0.39, P6 0.53となった。これらの値から明らかなごとく実験池での解析には(3)式は適していない。すなわち、滞留時間との関係を求めた場合には(3)式とは異なった関係式が得られる。一方、(4)式対しては、 q_s 値は各実験池の水深が1.75mであるので、滞留時間の同じP1, P6では 16m y^{-1} , P2, P5では 31.9m y^{-1} , P3, P4では 63.9m y^{-1} が得られ、各池の R_p 値より見かけの沈降速度 V_p が計算できる。(4)式で求められた V_p 値(m y^{-1})はP1 19.1, P2 21.2, P3 17.8, P4 19.6, P5 20.2, P6 17.9となり、かなり近似した値となった。平均値は 19.3m y^{-1} であった。得られた V_p の平均値を(4)式に代入すると(5)式が得られた。

$$R_p = 19.3 / (19.3 + q_s) \quad (5)$$

図33に R_p と q_s の関係を示す。実線は(5)式より得られる線である。実測値と(5)式はよい一致を示した。これらの結果、湖内全リン濃度 P_j は動物プランクトンの増殖していない条件下では以下の式で表されることが分かった。

$$P_j = p_i \{ 1 - 19.3 / (19.3 + q_s) \} \quad (6)$$

見かけの沈降速度 V_p の値としては 10m y^{-1} (Vollenweider, 1976), 13.2m y^{-1} (Dillon & Kirchner, 1975), 11.7m y^{-1} (Larsenn & Mercier, 1976)という値が報告されている。OECDの報告では87湖沼に対し平均 15.8m y^{-1} (最大143, 最小 0.66m y^{-1})という値が報告されている(OEDC, 1982)。日本の湖沼に対しては霞ヶ浦で 25.9m y^{-1} という報告がある(合田ら, 1984)。福島ら(1986)は日本の90湖沼を対象に原単位から求めた流入負荷と湖内リン濃度の関係は $V_p = 20\text{m y}^{-1}$ としたときに最もよい一致がみられると報告している。これまで得られた結果は各地の湖沼の統計的解析から得られた値であり、今回の結果から実験的にも(4)式で解析が可能ながことが示された。今回得られた見かけの沈降速度 19.3m y^{-1} という値は、流入負荷として溶存の無機態リンのみを添加していたことを考慮すれば極めて高い値である。原因は明らかではないが壁面効果があったのかもしれない。

これまでリンを対象とした議論を行ってきたが、同様な議論は窒素を対象としても可能である。実験IIの2~3月における N_j/N_i 値は前述したとおりであるが、この値から R_N (窒素の蓄積率)を求めると、P1 0.41, P2 0.34, P3 0.18, P4 0.22, P5 0.40, P6 0.44となった。(4)式から V_N (窒素の見かけの沈降速度, m y^{-1})を求めると、P1 11.2, P2 16.2, P3 14.4, P4 18.0, P5 18.3, P6 12.7となり、平均値は 15.1m y^{-1} であった。この値を(4)式に代入すると(6)式が得られた。

$$R_N = 15.1 / (15.1 + q_s) \quad (7)$$

R_N と q_s の関係を図33に示す。 R_p と q_s との関係と異なって、水量負荷の少ないところで実測値と(6)式から得られる線とはかなりの違いがみられた。水量負荷の少ないP1, P6で V_N が小さくなった原因は明らかではない。 V_N 値の報告は少ないが、霞ヶ浦で 9.5 m y^{-1} という値が報告されている(合田ら, 1984)。福島ら(1986)が日本の90湖沼を対象とした解析では $V_N = 10 \text{ m y}^{-1}$ とした時に最もよく現象が説明されていた。

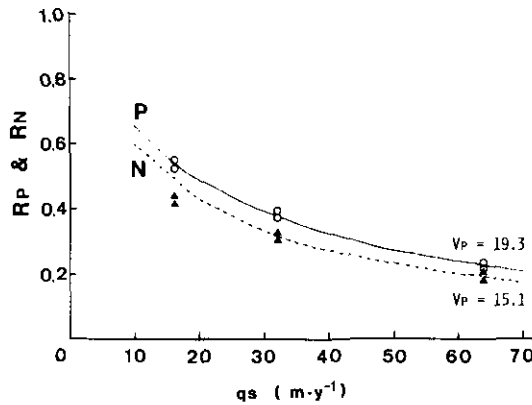


図 33 屋外実験池における動物プランクトンの増殖していない時期におけるリンの蓄積率 (R_p) 及び窒素の蓄積率 (R_N)と水量負荷 (q_s) の関係

Fig.33 Relationship between the areal water load (q_s) and retention coefficients of phosphorus (R_p) and nitrogen (R_N) in experimental ponds during Feb. to Mar. 1986

4. 2 動物プランクトンの効果

4. 1における議論で R_p は見かけの沈降速度 V_p と水量負荷 q_s とから表されることが分かった。実験池では、動物プランクトンの影響のない条件下では $V_p = 19.3 \text{ m y}^{-1}$ という値が得られた。しかしながら、実際の湖沼での V_p 値はOECD (1982) の報告では $0.66 - 143 \text{ m y}^{-1}$ という広い範囲にわたっており、最小と最大では著しい開きがみられる。その原因として、生態系構造の違いが要因の一つと考えられる。そこで実験池で得られた結果から動物プランクトンの V_p 値に与える影響について以下に解析する。解析のためにはある程度の期間同一の動物プランクトンが優占しており、それにより水質が変化している期間を抽出する必要がある。表10に各々の動物プランクトン種ごとに優占期間とその期間の R_p , V_p 値を示す。大型の枝角類である Simocephalus sp. の場合 V_p 値は $65.6 - 104.3 \text{ m y}^{-1}$ の間にあった。同様に大型の Daphnia pulex の場合 V_p 値は 26.6 と 36.4 m y^{-1} であった。中型の枝角類の Moina sp. の場合は 19.1 と 23.9 m y^{-1} で、動物プランクトンの影響のない場合と同程度の値であった。小型の枝角類である Bosmina spp. の場合には $22.8 - 28.5$

表 10 種々の動物プランクトンが優占したときのリンの蓄積率Rpと見かけの沈降速度Vpの変化

Table 10 Retention coefficients (Rp) and apparent settling velocities (Vp) of phosphorus in the periods dominating several zooplankton species in the experimental ponds

| Dominant sp. | Period | Pond | Rp | Vp (m y ⁻¹) | n |
|-------------------------|--------------|------|-----------|-------------------------|---|
| - | 860204 ~ 322 | 1-6 | 0.22-0.54 | 17.8-21.2 | |
| <u>Simocephalus</u> sp. | 850513 ~ 603 | 1 | 0.80 | 65.6 | 6 |
| | 850513 ~ 603 | 3 | 0.62 | 104.3 | 6 |
| | 850513 ~ 603 | 5 | 0.70 | 73.7 | 8 |
| <u>Moina</u> sp. | 850616 ~ 711 | 6 | 0.54 | 19.1 | 6 |
| | 870608 ~ 623 | 6 | 0.60 | 23.9 | 3 |
| <u>Bosmina</u> spp. | 850620 ~ 729 | 1 | 0.59 | 22.8 | 8 |
| | 850711 ~ 722 | 2 | 0.43 | 24.4 | 3 |
| | 850624 ~ 729 | 3 | 0.28 | 24.5 | 8 |
| | 850624 ~ 722 | 5 | 0.47 | 28.5 | 6 |
| <u>Daphnia</u> sp. | 870608 ~ 706 | 4 | 0.29 | 26.6 | 4 |
| | 870615 ~ 630 | 5 | 0.53 | 36.4 | 3 |
| <u>Brachionus</u> sp. | 850527 ~ 610 | 2 | 0.64 | 57.5 | 4 |
| | 850629 ~ 711 | 4 | 0.43 | 49.0 | 3 |
| <u>Keratella</u> sp. | 850507 ~ 513 | 5 | 0.53 | 35.8 | 2 |
| | 850527 ~ 603 | 6 | 0.52 | 17.0 | 3 |
| Cyclopoid Cope. | 850617 ~ 620 | 5 | 0.55 | 38.8 | 2 |

m y⁻¹の間にあった。ワムシ類の Brachionus sp. の場合には49.0と57.5m y⁻¹という高い値を示した。同様にワムシ類の Keratella sp. の場合は17.0と35.8m y⁻¹という値が得られ違いが大きかった。ワムシ類の場合優占している期間が短いため正確な値を得るのが困難であった。橈脚類のCyclopoid Copepoda の場合 38.8 m y⁻¹という高い値が得られたが、この種類は食植性ではないためどのような機構でこのような値が得られたかは不明である。枝角類の場合、Simocephalus sp. のときに極めて高いVp値が観測されたが、Simocephalus sp. の分布は一様ではないため完全混合系としての解析が不適當であるのかも知れない。しかしながら、Moina sp. の場合を除き、動物プランクトンの存在によってVp値が上昇していること確かであり、動物プランクトンがリンの沈降を促進していることは明らかである。この結果は図28~32において得られた結果とよく一致した。

生態系をコントロールすることによって、湖沼の水質浄化を計る場合、どの程度の水量負荷の湖に対して有効であろうか。図34に Vp値を10~50m y⁻¹に変化させた場合の qsに対する Rp値の変化を示す。qs 値が小さい湖、すなわち湖面積が大きく滞留時間の長い湖では Vp値が変化しても Rp値に与える影響は少ない。しかしながら、qsが5m y⁻¹を超える付近から Vp値が変化することによって Rp値の変化が激しくなり、この傾向は qsがかなり大きくなっても継続する。霞ヶ

浦の場合、 q_s 値は 5.5 m y^{-1} と推定されているので、生態系をコントロールすることにより、動物プランクトンを増加させ V_p 値を増やすことができれば、水質浄化に有効であるといえる。特に湾奥部では q_s 値がさらに高くなることから、動物プランクトンの役割は大きなものと考えられる。

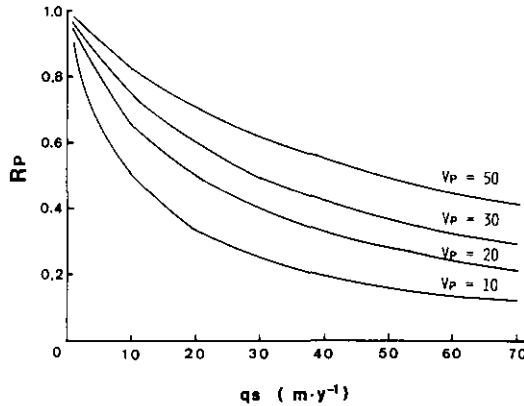


図 34 見かけの沈降速度 V_p を変化させた時のリンの蓄積率 (R_p) と水量負荷 (q_s) との関係
 Fig. 34 Relationship between the areal water load (q_s) and phosphorus retention coefficient (R_p) at several apparent settling velocities of total phosphorus.

5 まとめ

滞留時間及び栄養塩負荷濃度を制御できる屋外実験池を用い、栄養塩負荷量と植物プランクトン現存量との関係、栄養塩の挙動に対する動物プランクトンの役割等に関して実験を行い解析した。屋外実験池は深さが 1.75 m 、容量約 40 m^3 の大きさで、6個使用し、霞ヶ浦の除濁湖水を用いて滞留時間を10日、20日及び40日に制御した。6個の内3個はリン負荷濃度を $10 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ とし、残りの3個はそれぞれ20、10及び $5 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ とした。窒素の負荷量はN/P比を10になるように調整し添加した。以下に得られた結果を要約する。

1) 溶存の栄養塩濃度は藻類の増殖とともに減少し、懸濁態に変化した。動物プランクトン増加後には溶存有機態窒素濃度の上昇がみられた。

2) 藻類量は冬期に実験を開始した場合を除き、開始1～2週間後に最高値に達し、その後動物プランクトンの摂食の影響を受けて大きく変動した。冬期に実験を開始した場合には動物プランクトンの増殖は4月中旬まで観測されず、藻類量は1月から4月にかけて連続的に増加した。

3) 優占藻類量は1月から4月にかけてはケイ藻類が、5月以後は緑藻類が多かった。また栄養塩濃度の低い池ではケイ藻類が、高い池では緑藻類が優占するが多かった。

4) 動物プランクトンは水温の高い4月から10月ぐらいの期間では、実験開始1～2週間後にはワムシ類の増殖がみられ、その後枝角類、橈脚類が増加した。優占種としては4月下旬から6月上旬及び11月には Simocephalus sp. が、それ以外では Bosmina spp. が優占するが多か

った。人為的に添加した *Moina micurura* 及び *Daphnia magana* は添加後1か月程度してから優占した。

5) リンの見かけの沈降速度 V_p は動物プランクトンの増殖していない場合には、実験池の水量負荷(滞留時間)にほぼ関係なく $17.9 \sim 21.2 \text{ m y}^{-1}$ の間にあり、平均値は 19.3 m y^{-1} であった。

6) リンの蓄積率 R_p は動物プランクトンが増殖していない場合には、水量負荷 q_s に依存しており、以下のような関係式が得られた。

$$R_p = 19.3 / (19.3 + q_s)$$

7) 池内の全リン濃度 P_j は動物プランクトンが増殖していない場合には、流入全リン負荷濃度 P_i と水量負荷 q_s とで決められ、以下のような関係式が得られた。

$$P_j = P_i \{ 1 - 19.3 / (19.3 + q_s) \}$$

8) 動物プランクトンが増殖していない2月から4月にかけて、流入全リン負荷濃度と池内クロロフィル a 濃度の間には明確な関係が認められなかったが、懸濁態窒素濃度との間には直線的な関係が得られた。またこの関係は月により異なっていた。

9) 動物プランクトンが増殖していない1月から4月にかけて、Chl/PP比は連続的に上昇し $1.1 \sim 3.9$ を変化した。栄養塩負荷濃度の同じ池を比較すると、滞留時間の長い池で高く、短い池で低かった。また負荷濃度が異なると、負荷濃度の低い池で高く、高い池で低い値が得られた。POC/PP 及び PON/PP 比も Chl/PP比と同様な変化を示した。また栄養塩負荷濃度の低いP3で懸濁物中のクロロフィル a 含量が他の実験池に比べて異常に高い値が得られた。

10) 動物プランクトンの摂食により植物プランクトン現存量は急激に変化することが明らかになった。しかし、植物プランクトンの減少に見合う無機態栄養塩の回帰はみられず、特に $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は直接には回帰してこないことが分かった。また溶存有機態リン濃度が増加する場合も少なく、リンに関しては溶存態での回帰はごくわずかであることが分かった。一方、溶存有機態窒素濃度は PON濃度の減少とほぼ匹敵するだけの上昇がみられ、窒素に関しては大部分は溶存有機態窒素の形で回帰しているものと推測された。

11) 動物プランクトンの存在によりリンの見かけの沈降速度 V_p は高い値を示した。得られた V_p 値は動物プランクトン種の違いにより異なった値が得られ、 $19.1 \sim 104.3 \text{ m y}^{-1}$ の間にあった。これらの結果から、植物プランクトン中のリンは動物プランクトンの摂食活動により沈降しやすくなり、系外に除去されているものと考えられた。

以上得られた結果より、植物プランクトン現存量は流入栄養塩負荷濃度、水量負荷及び動物プランクトン現存量に大きく影響され、植物プランクトン量を低下させるためには流入栄養塩負荷濃度を低下させ、水量負荷を少なくし、動物プランクトン量を増加させることが有効であることが判明した。

謝 辞

実験の遂行に当たり、土谷岳令博士及び森田倫子氏の協力を得た。記して感謝する。

引用文献

- Aizaki, M., A. Otsuki and T. Kawai (1986): Relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop in outdoor experimental ponds with continuous flow system. *Water Res.*, 20, 859-863.
- Chapra, S.C. (1975): Comment on 'An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes' by W. B. Kirchner and P. J. Dillon. *Water Resour. Res.*, 11, 1033-1034.
- Dillon, P.J. and W.B. Kirchner (1975): *Water Resour. Res.*, 11, 1035-1036.
- 福島武彦・天野耕二・村岡浩爾 (1986) : 湖沼水質の簡易な予測モデルⅠ. 湖沼流域の諸特性と湖水栄養塩濃度との関係. *水質汚濁研究*, 9, 586-595.
- 合田 健・村岡浩爾・福島武彦 (1984) : 霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について. 国立公害研究所研究報告, 第54号, 9-29.
- 岩熊敏夫 (1984) : 水界の隔離が水質及び生物に及ぼす影響. 国立公害研究所研究報告, 第52号, 3-43.
- 河合崇欣・相崎守弘・大槻 晃・青山莞爾・西川雅高・菊池京子 (1988) : 藻類増殖過程の水質連続測定. 国立公害研究所研究報告, 第117号, 165-178.
- Kirchner, W.B. and P.J. Dillon (1975): An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. *Water Resour. Res.*, 11, 182-183.
- Larsen, D.P., and H.T. Mercier (1976): Phosphorus retention capacity of lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 33, 1742-1750.
- OECD (1982): *Eutrophication of Waters*. OECD, Paris.
- 大槻 晃・岩熊敏夫・河合崇欣・相崎守弘 (1984) : 霞ヶ浦における富栄養化現象の傾向. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 1-10.
- Otsuki, A. and K. Sekiguchi (1983): Automated determination of ammonia in natural freshwaters using salicylate-hexacyanoferrate-dichloroisocyanurate system. *Anal. Lett.*, 16(A13), 979-985.
- 高村典子・岩熊敏夫・相崎守弘・花里孝幸・大槻 晃 (1986) : 霞ヶ浦江戸崎入り水草帯における水質とプランクトン及び付着藻類の生産. 国立公害研究所研究報告, 第96号, 73-100.
- Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Hidrobiol.*, 33, 53-83.

霞ヶ浦における大雨後のイサザアミの減少とそれによる
動物プランクトン及び水質の変化

The Depression of the Opossum Shrimp Population after Heavy Rain and Its Effects
on the Zooplankton and Water Quality

春日 清一¹

Seiichi KASUGA¹

要 旨

霞ヶ浦の水生動物組成が水質に与える影響を明らかにするため、生物相の大きな変化が予想された台風による大雨後の水質、動物プランクトン、イサザアミの現存量変化を調べた。1985年6月30日台風による160mm以上の大雨により霞ヶ浦の水位は90cm以上上昇し、1週間後には湖心における湖水の塩分濃度が低下し、Ca²⁺、Mg²⁺、Na⁺、K⁺イオンは約半分のそれぞれ8~10ppm、4~5ppm、10~17ppm、2~3.5ppmとなった。

このイオン濃度の低下に伴い汽水性であるイサザアミが激減した。イサザアミの減少後動物プランクトン現存量は徐々に増加し特に大型動物プランクトンの増加が目立った。大雨1か月後に動物プランクトン現存量は最高となり、その後徐々に減少した。クロロフィルa量は動物プランクトンの増加に伴い著しく減少し透明度も高くなった。霞ヶ浦のイサザアミは植物プランクトンを摂食する動物プランクトンを捕食しその繁殖を抑制しており、イサザアミの存在が植物プランクトン繁茂の一助となっている。

Abstract

The effects of heavy rain on the Neomysis- and zooplankton-biomass and on the water quality were observed in Lake Kasumigaura between June 29 to August 21, 1985.

Na, K, Ca and Mg concentration of lake water declined after the rain. The biomass of Neomysis decreased remarkably just after the decline of the salts concentration. The zooplankton biomass increased gradually after disappearance of Neomysis and reached the maximum two weeks after Neomysis disappearance. The chlorophyll-a concentration of lake water decreased following the increase of zooplankton. Transparency of the lake water improved after zooplankton increase. These facts indicate that the water quality of the lake is under the influence of the lake fauna.

1. 国立公害研究 生物環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Environmental Biology Division, the National Institute for Environmental Studies,
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1 はじめに

霞ヶ浦の透明度の経年変化はハゼやワカサギ等の年漁獲高と良い相関があり、生態系構造の変化が湖の水質（透明度）に大きな影響を与えている可能性がある（春日，1984）。霞ヶ浦の生態系構造は1965年にワカサギ漁法が帆曳網からトロール網に効率化され劇的な変化を示した（浜田・津田，1976）。ワカサギの漁獲量は著しく減少し、それに代わってハゼ・エビ等の底生魚類の漁獲量が増加している。ワカサギは動物プランクトン食で霞ヶ浦では上位の捕食者となっており、ワカサギの減少によってその餌となっていたイサザアミが捕食圧から開放され著しい増殖を起こし、イサザアミの餌である動物プランクトンがイサザアミの捕食を受け減少し仔魚期のワカサギの生残率を低下させるという循環が起きており、ワカサギの減少により補食を受けなくなったハゼ・エビの繁殖増加となっていると考えられる（春日，1982）。このような生態系構造の変化にイサザアミが重要な役割を負っており、その役割を現場及び実験的にも明確にする必要があった。イサザアミは汽水性甲殻類で環境水の塩分濃度の低下に耐えることができない（村野，1966）。また1983年9月に大雨後、おびただしい数のイサザアミの死骸が底曳網に入り大雨による湖水塩分濃度の低下がイサザアミの減少を予想させた。1985年6月30日、台風による大雨が降り、この機会にイサザアミの動物相及び水質に与える影響を検討するため調査を行った。

2 調査法

1985年6月29日より8月21日まで霞ヶ浦湖心でほぼ3日間隔合計16回の調査を行った。調査項目を以下に示す。

降水量：霞ヶ浦の湖心に面した美浦村大山湖岸にある国立公害研究所臨湖実験施設データ収録日報から毎日の降水量を求めた。

水位変動：美浦村大山の国立公害研究所臨湖実験施設の港で水位変化をできる限り多く測定した。

透明度：直径15cmセッキ板により測定した。

水温、溶存酸素量：霞ヶ浦湖心における水温及び溶存酸素量は水深1mごとにYSIモデル308溶存酸素計により測定した。

懸濁物質（SS）、クロロフィルa量：霞ヶ浦湖心で水深2mごとに北原式採水器で17採水し氷冷し実験室に持ち帰り直ちにWhatman GF/Cフィルターによりろ過し、SSは80℃で24時間乾燥させ測定した。またクロロフィルa量はろ過フィルターを粉碎後90%アセトン水溶液にて抽出しUNESCO/SCOR法にて定量した。またろ水は塩分濃度測定に用いた。湖心の代表値として4層から得られた値の平均値を用いた。

塩分濃度：Whatman GF/Cフィルターによりろ過した試水100ccに塩酸0.5ccを加え冷蔵保存しNa, K, Ca, Mg, Siの5元素をJARREL ASH社製PLASMA ATOM COMP 975型ICPプラズマ発光分光分析装置により分析した。

動物プランクトン量：簡易動物プランクトンネット（口径30cm，ナイロンメッシュ地 NXX13-開口94μm-使用）を湖底に静かに沈め垂直に水面まで秒速約1mで引き上げた。またイサザアミ（*Neomysis intermedia*）及び大型動物プランクトンを定量するため大型動物プランクトンネッ

ト（口径40cm，ナイロンメッシュ地NGG42-開口464 μ m-使用）を湖底に10秒以上静置した後秒速約1mで引き上げた。1回の調査で両プランクトンネットとも4サンプル採集した。採集したサンプルは直ちに5%ホルマリンで固定し，実験室に持ち帰り固定後24時間以上，1週間以内に計量した。計量は簡易動物プランクトンネットのサンプルはイサザアミを拾い出したのち10mlメスシリンダーに移し24時間静置し沈殿量を測定した。簡易動物プランクトンネットのろ水率はろ水計により計測され0.706であった。沈殿量(SV)から乾燥重量(DW)への換算は沈殿量の明らかとなった試料を80℃で24時間乾燥後計量し次式を得た。

$$DW(g) = 0.033SV$$

簡易動物プランクトンネットによる沈殿量(SV)から動物プランクトンの現存量(Bp)を次の式により算出した。

$$Bp(gDW \cdot m^{-2}) = 0.661SV$$

大型プランクトンネットにより得られた試料からイサザアミを拾い出し個体数及び湿重量(Wn)を計測し，残りの動物プランクトンを大型動物プランクトンとして湿重量(Wl)を計量した。大型プランクトンネットのろ水率はろ水計により測定され0.788を得たイサザアミ及び大型動物プランクトンの乾重/湿重比はそれぞれ0.17, 0.074を用いた。イサザアミ現存量(Bn)と大型動物プランクトン現存量(Bl)は次に算出した。

$$Bn(gDW \cdot m^{-2}) = 1.717Wn$$

$$Bl(gDW \cdot m^{-2}) = 0.747Wl$$

3 結果

降水量と水位変化：1985年6月30日の台風による雨は6月30日に約120mm，翌日の7月1日に約40mm降りその後の降雨は数回みられるが少ない。湖水の水位は降雨後3日目まで急速に増加しその後急速に減少し7月10日にはほぼ平水位に戻った。最高水位は平水位より約90cm上昇していた(図1)。霞ヶ浦の平均水深は約4mであるからこの時流入した水量は湖水の20%以上に達するものと思われる。

水温と透明度：水温は湖心底層水の水温を図1に示した。6月下旬の水温は約20℃で7月に入りやや上昇し7月以降急速な上昇がみられる。最高水温は8月上旬にみられほぼ29℃となりその後低下した。透明度は7月2日に70cm以下の低い値がみられたが7月5日には1mとなりその後90cmから1.3mの間を変動し7月23日には1.4mとなりこの間の最大値を示した。この透明度の高い期間は短く29日には1.2mに低下し，さらにその後低下は続き8月1日には1mとなりその後の変化はない。

底層水の溶存酸素：調査期間中の湖心の底層水の溶存酸素濃度を図2に示した7月14日及び7月17日に2mg//以下の低酸素水塊が形成されたがそれ以外の期間には低酸素水塊が形成されていない。

懸濁物質(SS)：懸濁物質の測定は7月8日より行った。水深0, 2, 4, 6m層より得られた試水のSS値の平均値の変動を図2に示した。その値は9~13mg//が8月9日まで続き，8月13日，21日に16mg//とやや高くなった。

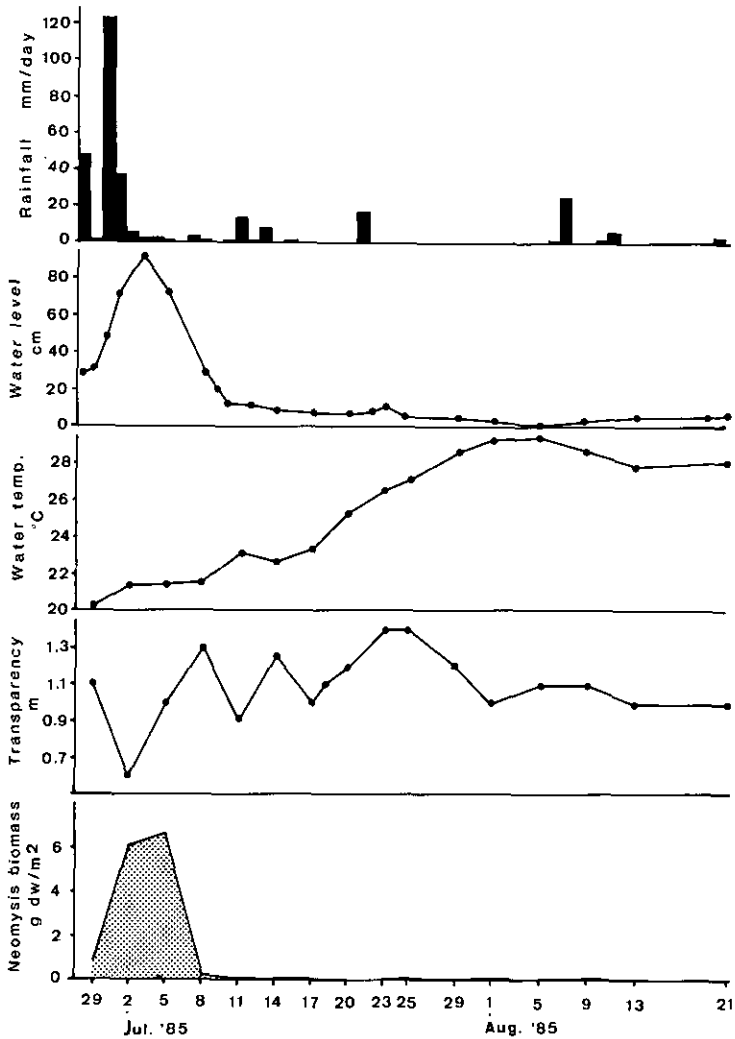


図 1 大雨後の霞ヶ浦湖心における降水量，水位，透明度及びイサザアミの現存量変化
 Fig. 1 Changes of precipitation, water level, water temperature, transparency and *Neomysis* biomass at Lake Kasumigaura.

塩分濃度：7月5日以降の湖心の湖水中のナトリウム (Na)，カリウム(K)，カルシウム (Ca)，マグネシウム (Mg)，カリウム(K)及びケイ素(Si)の濃度変化を図3に示した。これら元素濃度は7月5日から7月8日に急速に減少し，Na, K, Ca, Mg はその後も減少の傾向を示し7月17日以後は7月5日のほぼ50%の値で安定している。Naは7月5日の30.3mg//から7月17日以後には11~17mg//に，Kは5.14mg//から2.16~3.28mg//に，Caは 18.9mg//から 6.87~10.36mg//に，Mgは 8.70mg//から3.07~4.61mg//に濃度低下した。ケイ素は他の元素とは違った変動を示し7月5日には2.07mg//であったものが7月11日まで減少し，7月14日には2.15mg//と増加しその後は減少

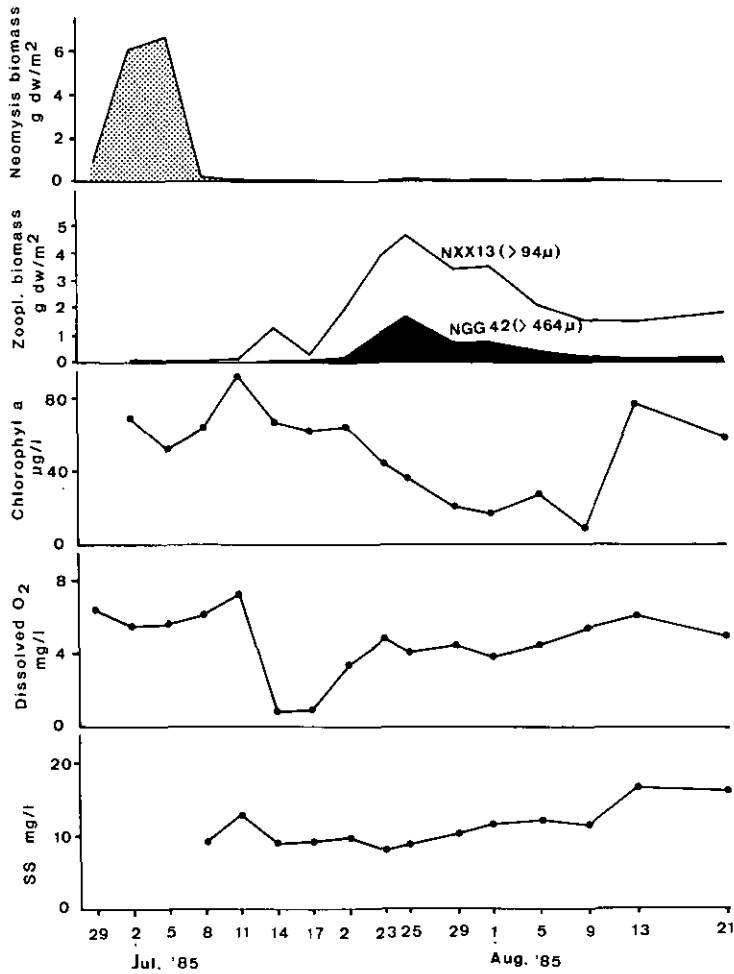


図 2 大雨後の霞ヶ浦湖心におけるイサザアミ、動物プランクトン現存量、クロロフィル a 量、溶存酸素量及び懸濁物質の変化

Fig. 2 Changes of *Neomysis* biomass, zooplankton biomass, chlorophyll a, dissolved oxygen and suspended matter(SS) at the center of Lake Kasumigaura.

傾向にあるがその変動幅は大きい。

クロロフィル a 量：クロロフィル a 量は 7 月 2 日には $69.4 \mu\text{g/l}$ で 7 月 11 日に $92.9 \mu\text{g/l}$ と最高値をとりその後減少し 8 月 5 日には $8.67 \mu\text{g/l}$ の最低値を示した (図 2)。

イサザアミの現存量：イサザアミ乾燥重量は 0.84g/m^2 であったが大雨後の 7 月 2 日及び 7 月 5 日にはそれぞれ 6.2 , 6.7g/m^2 と増加しその後 7 月 8 日には 0.23g/m^2 に激減した。その後イサザアミの現存量は増加することなく極めて低い値を示した。

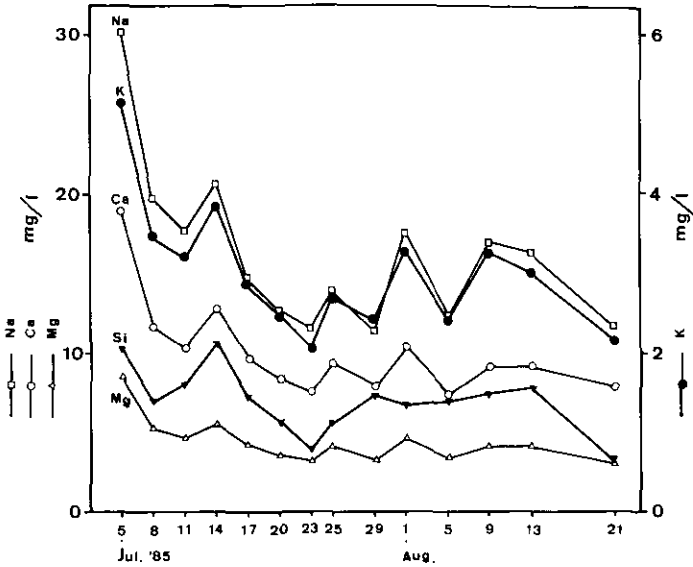


図 3 大雨後の霞ヶ浦湖心における塩分濃度の変化 ナトリウム (Na), カリウム (K), カルシウム (Ca), マグネシウム (Mg) 及び珪素 (Si)

Fig. 3 Changes of Na, K, Ca, Mg and Si concentration in water at the center of Lake Kasumigaura.

動物プランクトンの現存量：動物プランクトン現存量は7月2, 5, 8日ともに著しく少なく $0.06\text{g}/\text{m}^3$ 以下であったが7月11日以降増加し7月17日には $1.24\text{g}/\text{m}^3$ となり, 7月17日に $0.27\text{g}/\text{m}^3$ と減少したがその後増加し, 7月25日には $4.62\text{g}/\text{m}^3$ と最高値を示し,その後徐々に減少した。しかしその減少は7月11日以前の値にまではならず, 少ないときで8月13日に $1.45\text{g}/\text{m}^3$ であった。大型動物プランクトンネットにより採集された $464\mu\text{m}$ 以上の大型プランクトンの現存量は7月11日には $0.004\text{g}/\text{m}^3$ で全動物プランクトン量の3.4%を占めるのみであったが7月23日より著しい増加をはじめ7月25日には $1.68\text{g}/\text{m}^3$ となり簡易動物プランクトンネットにより採集された全動物プランクトン量の36.4%を占めた。7月29日以降大型動物プランクトンの現存量は減少し, 全プランクトンに占める割合も減少し8月21日には8.48%となった。

4 考察

霞ヶ浦におけるイサザアミ現存量の変動要因は魚類による捕食や漁獲による減少など様々な要因が考えられるが, 本研究により大雨後の湖水の塩分濃度の低下が著しいイサザアミ現存量の減少を引き起こしていることを明らかにした。霞ヶ浦の塩分濃度は常陸利根川水門の閉鎖による海水の流れが抑えられていることにより, 低濃度が維持されている(春日, 1984)。イサザアミは汽水性甲殻類のため低塩分濃度の水域には生息することができない(村野, 1966)。その塩分濃度はカルシウム濃度で $7\text{mg}/\text{l}$ 以下になると生残率の低下を起こす(村野, 1966)。今回の調査に

よるCa濃度は7月8日に深水層(6m)では、11.7mg//であったが、水深0~4mでは4.6~5.07mg//と低くこの濃度では、霞ヶ浦のイサザアミは生存できない。このためイサザアミの現存量が7月8日以後著しく減少したものと思われる。イサザアミ現存量の多い時には動物プランクトンの現存量は著しく低く、イサザアミの食性(春日, 1982)からその捕食を受けているものと思われる。イサザアミの捕食圧から解除された動物プランクトンはその後増加を始め7月14日には小型の動物プランクトンが増加し、さらに大型の動物プランクトンも増加を始め、イサザアミ消滅後ほぼ半月後には動物プランクトン現存量のピークとなる。この動物プランクトンの増加に伴ない植物プランクトン量を示すクロロフィルa量は徐々に低下し8月9日にはクロロフィルa量は10 μ g//以下となり7日11日の1/10以下となった。この間水温は6℃以上上昇し29℃にも達している。このような植物プランクトンの減少は動物プランクトンによる摂食によるものと思われる。また植物性プランクトンの減少により透明度もやや改善されている。しかし懸濁物質(SS)の減少の傾向は顕著ではなくさらに栄養塩類の物質循環を明らかにする必要がある。

湖水の植物プランクトンの異常発生は植物プランクトンを摂食する動物プランクトンの減少によっても引き起こされ、霞ヶ浦の富栄養化(植物プランクトンの繁茂による透明度の低下)もまたこのような湖内の生物組成により影響されている。ここでは大雨という自然現象による生物相の劇的な変動による透明度の改善が見られる。これらのことは湖内生物相をコントロールすることによる水質改善が可能であることを示唆していよう。

謝 辞

ICP プラズマ発光分光分析は計測技術部分析室西川雅高氏のお世話になった。また生物環境部水生生物生態研究室安野正之室長には原稿の校閲と御助言を戴いた。これに心から感謝申し上げる。

引 用 文 献

- 浜田篤信・津田 勉(1976): 霞ヶ浦の富栄養化による研究Ⅲ. 窒素収支について. 茨城県内水面水産試験場検査研究報告, No.13, 29-43.
- 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.
- 春日清一(1984): 霞ヶ浦及び北浦の富栄養化と魚類群集構造. 国立公害研究所研究報告, 第53号, 1-20.
- 村野正昭(1966): イサザアミの漁業生物学的研究-V 環境要因に対する適応性. 水産増殖, 13(4), 233-245.

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、重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和53、54年度 特別研究報告.(1980)
- ※第15号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和54年度 特別研究報告.(1980)
- 第16号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測.(1980)
- ※第17号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果—臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究—昭和53、54年度 特別研究報告.(1980)
- 第18号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調整、分析および保証値)
- ※第19号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ)—霞ヶ浦(西浦)の湖流—昭和53、54年度.(1981)
- 第20号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ)—霞ヶ浦流域の地形、気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響—昭和53、54年度.(1981)
- 第21号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ)—霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価—昭和53、54年度.(1981)
- 第22号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ)—霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量—昭和53、54年度.(1981)
- 第23号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ)—湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究—昭和53、54年度.(1981)
- 第24号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅷ)—富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究—昭和53、54年度.(1981)
- 第25号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅸ)—Microcystis (藍藻類)の増殖特性—昭和53、54年度.(1981)

- 第26号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X) — 藻類培養試験法によるAGPの測定 — 昭和53、54年度。(1981)
- 第27号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI) — 研究総括 — 昭和53、54年度。(1981)
- 第28号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54、55年度 特別研究報告。(1981)
- 第29号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究)
— 第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科Orthoclaadiinae 各種の記載と、その分布の下水汚染度との関係について
— 第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載)
- ※第30号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54、55年度 特別研究報告。(1982)
- 第31号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和55年度 特別研究報告。(1981)
- 第32号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和54年度 特別研究中間報告。(1982)
- 第33号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション — 昭和55年度 特別研究報告。(1982)
- ※第34号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度 特別研究報告。(1982)
- 第35号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究。(1982)
- ※第36号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55、56年度 特別研究報告。(1982)
- ※第37号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究。(1982)
- 第38号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
(環境標準試料「池底質」の調整、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 特別研究中間報告。(1983)
- 第45号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53~55年度 特別研究総合報告。(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)―霞ヶ浦の物質循環とそれを支配する因子―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第52号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅲ)―霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第53号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅳ)―霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第54号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅴ)―霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第55号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅵ)―富栄養化防止対策―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第56号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅶ)―湯ノ湖における富栄養化とその防止対策―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第57号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(Ⅷ)―総括報告―昭和55～57年度 特別研究報告。(1984)
- 第58号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究―昭和55～57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第59号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究―大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究―昭和55～57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第60号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―光化学エアロゾル生成機構の研究―昭和55～57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第61号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1)―昭和55～57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- 第62号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究―昭和56～58年度 特別研究中間報告。(1984)
- 第63号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究―昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- ※第64号 複合大気汚染の植物影響に関する研究―昭和54～56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第65号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants―Part 1。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響―第1分冊)
- ※第66号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants―Part 2。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響―第2分冊)
- 第67号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究―昭和54～56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第68号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究―昭和56～57年度 特別研究報告。(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、生態学的研究)
- ※第71号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)
- 第72号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)―昭和55～57年度 特別研究報告(第4分冊)。(1985)
- ※第73号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究―昭和55～57年度 特別研究総合報告。(1985)
- ※第74号 都市域及びその周辺に自然環境に係る環境指標の開発に関する研究。環境指標―その考え方と作成方法―昭和59年度 特別研究報告。(1984)
- 第75号 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa。(1985)
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)
- 第76号 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere。(1985)
(大気中モノテルペンの挙動に関する研究)
- 第77号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究―昭和58年度 特別研究報告。(1985)
- 第78号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明。(1985)
- 第79号 Studies on the method for long term environmental monitoring―Research report in 1980-1982。(1985)
(環境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)
- ※第80号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究―昭和57/58年度 特別研究報告。(1985)

- 第81号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究—地方公共団体の制度運用を中心として。(1985)
- 第82号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~58年度 特別研究報告。(1985)
- 第83号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- 第84号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究—昭和57~59年度 特別研究総合報告。(1985)
- 第85号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第86号 GC/M Sスペクトルの検索システムに関する研究。(1986)
- 第87号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する研究—昭和53~58年度 総合報告。(1986)
- 第88号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究Ⅱ。環境指標—応用例とシステム—昭和59年度 特別研究報告。(1986)
- 第89号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
(LANDSATリモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第90号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動—知床国立公園内100平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として。(1986)
- 第91号 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
(人間による環境資源利用の経済分析—水環境と国立公園地域を対象にして)
- 第92号 アオコの増殖及び分解に関する研究。(1986)
- 第93号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(I)—昭和58~59年度 特別研究総合報告第1分冊。(1986)
- 第94号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(Ⅱ)—昭和58~59年度 特別研究総合報告第2分冊。(1986)
- 第95号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(I)—汚濁負荷の発生と流出・流達—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第96号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅱ)—水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第97号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅲ)—水路及び土壌による水質の浄化—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第98号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅳ)—自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第99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56~59年度 特別研究総合報告。(1986)
- 第100号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究—特定汚染選択的検出法及び高感度分析技術の開発—昭和58~60年度 特別研究報告。(1986)
- 第101号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究—昭和57~60年度 特別研究報告。(1986)
- 第102号 地球規模大気質変動に関する予備的研究。(1986)
- 第103号 環境調和型技術としての電気自動車の評価に関する基礎的研究。(1987)
- 第104号 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
(北海道阿寒国立公園の湖におけるユスリカ相の研究)
- 第105号 畑地土壌における水分と諸元素の動態。(1987)
- ※第106号 筑波研究学園都市における景観評価と景観体験に関する研究。(1987)
- 第107号 遠隔計測による環境動態の評価手法の開発に関する研究—昭和59~60年度 特別研究報告。(1987)
- 第108号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- 第109号 地域環境評価のための環境情報システムに関する研究。(1987)
- 第110号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究—昭和59~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- 第111号 Application of X-Ray Photoelectron Spectroscopy to the Study of Silicate Minerals. (1987)
(ケイ酸塩鉱物研究へのX線光電子分光法の応用)
- 第112号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—有機エアロゾルの生成と挙動に関する研究—昭和58~61年度 特別研究報告。(1988)
- 第113号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—昭和58~61年度 特別研究総合報告。(1988)
- 第114号 水界生態系に及ぼす有害汚染物質の影響評価に関する研究—昭和60~61年度 特別研究

- 総合報告。(1988)
- 第115号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究――昭和57～61年度 特別研究総合報告。(1988)
- 第116号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(V)――汚濁負荷の発生と流出・流達――昭和58～61年度 特別研究報告。(1988)
- 第117号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VI)――湖沼の生態系構造と自然浄化――昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)

※ 残部なし

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1* Man activity and aquatic environment--with special references to Lake Kasumigaura--Progress report in 1976. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants--Progress report in 1976-1977. (1978)

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

Research report from the National Institute for Environmental Studies

- *No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system--Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on cultured cells--Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment--with special references to Lake Kasumigaura--Progress report in 1977-1978. (1979)
- *No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- *No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants--Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system--Progress report in 1978. (1979)
- No. 10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants--Progress report in 1976-1978. (1979)
- *No. 11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No. 12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No. 13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No. 14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem--Progress report in 1978-1979. (1980)
- *No. 15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants--Research report in 1979. (1980)
- No. 16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- *No. 17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes--Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region--Progress report in 1978-1979. (1980)
- No. 18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- *No. 19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Lake current of Kasumigaura (Nishiura)--1978-1979. (1981)
- No. 20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment--1978-1979. (1981)
- No. 21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura--1978-1979. (1981)
- No. 22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura--1978-1979. (1981)
- No. 23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Applicability of trophic state indices for lakes--1978-1979. (1981)
- No. 24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources--1978-1979. (1981)
- No. 25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis*--1978-1979. (1981)
- No. 26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas--Determination of argal growth potential by algal assay procedure--1978-1979. (1981)

- No. 27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Summary of researches—1978-1979. (1981)
- No. 28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Progress report in 1979-1980. (1981)
- No. 29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthocladiinae 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—with special reference to heavy metals—. (1983)
- ※No. 42* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- ※No. 43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthocladiinae recovered from the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No. 44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No. 45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Outlines of special research project—1978-1980. (1983)
- No. 46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No. 47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- No. 48* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No. 49* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution—Research report in 1982. (1984)
- ※No. 50* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Estimation of input loading of Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 51* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—The function of the ecosystem and significance of sediment in nutrient cycle in Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- ※No. 52* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura—1980-1982. (1984)
- No. 53* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Seasonal

- changes of the biomass of fishes and crustacia in Lake Kasumigaura-1980-1982. (1984)
- No. 54* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters-Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura-1980-1982. (1984)
- No. 55* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters-Measures for eutrophication control-1980-1982. (1984)
- No. 56* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters-Eutrophication in Lake Yunoko-1980-1982. (1984)
- ※No. 57* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters-Summary of researches-1980-1982. (1984)
- No. 58* Studies on the method for long term environmental monitoring - Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No. 59* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system - Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber-Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds - Research report in 1980-1982, Part 1. (1984)
- No. 60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system-Formation mechanisms of photochemical aerosol-Research report in 1980-1982, Part 2. (1984)
- No. 61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system - Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere(Part 1) - Research report in 1980-1982, Part 3. (1984)
- No. 62* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems -Progress report in 1980-1983. (1984)
- ※No. 63* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment -Progress report in 1981. (1984)
- ※No. 64* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants-Final report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants-Part 1. (1984)
- ※No. 66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants-Part 2. (1984)
- No. 67* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques-Project research report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 68* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil-Research report in 1981-1983. (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)
- No. 72* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system-Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere - Research report in 1980-1982, Part 4. (1985)
- ※No. 73* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system-Final report in 1980-1982. (1985)
- ※No. 74* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality-Environmental indices-Basic notion and formation. (1984)
- No. 75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
- No. 76 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
- No. 77* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution-Research report in 1983. (1985)
- No. 78* Study on residents' role in conserving the living environment. (1985)
- No. 79 Studies on the method for long term environmental monitoring-Research report in 1980-1982. (1985)
- No. 80* Modeling of red tide blooms in the coastal sea-Research report in 1982-1983. (1985)

- No. 81* A studies on effects of implementing environmental impact assessment procedure
—With particular reference to implementation by local governments. (1985)
- No. 82* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Research report
in 1982-1983. (1985)
- No. 83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
- No. 84* A comprehensive study on the development of assessment techniques for health
effects due to environmental heavy metal exposure—Final report in 1982-1984.
(1985)
- No. 85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectro-
scopic and thermochemical parameters. (1985)
- No. 86* A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra. (1986)
- No. 87* Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on
cultured cells—Research report in 1978-1983. (1986)
- No. 88* A comprehensive study on the development of indices systems for urban and
suburban environmental quality II —Environmental indices—Applications and
systems. (1986)
- No. 89 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing.
(1986)
- No. 90* National trust movement in Japanese nature conservation — Trustworthy or
illusion? (1986)
- No. 91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic
environments and national park regions. (1986)
- No. 92* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of *Microcystis*. (1986)
- No. 93* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to
soil(I)—Research report and papers(Part 1) in 1983-1984. (1986)
- No. 94* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to
soil(II)—Research report and papers(Part 2) in 1983-1984. (1986)
- No. 95* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(I)—Drainage and flowing down of pollutant load— Research report
in 1983-1984. (1986)
- ※No. 96* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(II)—Structure and function of the ecosystems of littoral zone —
Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 97* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(III)—Self-purification in stream and soil—Research report in 1983-
1984. (1986)
- No. 98* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(IV)—Development and application of wastewater treatment technolo-
gies utilizing self-purification ability—Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 99* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems—Final report in 1981-1984.
(1986)
- No. 100* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in
the background regions—Development of highly sensitive and selective analyt-
ical methods for measurement of pollutants in the background regions—Progress
report in 1983-1985. (1986)
- No. 101* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination
on animals. (1986)
- No. 102* A review on studies of the global scale air quality perturbation. (1986)
- No. 103* Technological assessment of electric vehicle from the environmental protection
viewpoint. (1987)
- No. 104 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
Part I. Distribution of chironomid larvae in Lake Akan, Lake Panke and Lake
Kussyaro.
Part II. Chironomid midges collected on the shore of lakes in the Akan National
Park, Hokkaido(Diptera, Chironomidae)
- No. 105* Formulation of the dynamic behavior of water and solutes leaching through the
field soil. (1987)
- ※No. 106* Appraised landscape and thier environmental value in Tsukuba Science City.
(1987)
- No. 107* Studies on remote sensing for spatial and temporal analysis of environment—
Research report in 1984-1985. (1987)
- No. 108* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Final report in
1982-1985. (1987)

- No.109* Studies on environmental information system for regional environmental evaluation. (1987)
- No.110* Modeling of Red Tide Blooms in the Coastal Sea - Final report in 1984-1985. (1987)
- No.111 Application of X-Ray Photoelectron Spectroscopy to the Study of Silicate Minerals. (1987)
- No.112* Study on the Organic Aerosols in the Photochemically Polluted Air - Studies on Formation and Behavior of Organic Aerosols - Research report in 1983-1986. (1988)
- No.113* Study on the Organic Aerosols in the Photochemically Polluted Air - Final report in 1983-1986. (1988)
- No.114* Studies on the Assessment of the Hazard of Chemical Substances to Aquatic Ecosystems - Progress report in 1985-1986. (1988)
- No.115* Experimental Studies on the Effects of Gaseous Air Pollutants in Combination on Animals - Final report in 1982-1986. (1988)
- No.116* Comprehensive Studies on Effective Use of Natural Ecosystems for Water Quality Management(V)-Drainage and Flowing Down of Pollutant Load- Research report in 1983-1986. (1988)
- No.117* Comprehensive Studies on Effective Use of Natural Ecosystems for Water Quality Management(VI)-Lake Restoration and Ecosystems- Research report in 1983-1986. (1988)

* in Japanese
 ※ out of stock

〔昭和62年11月30日受領〕

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No.117

国立公害研究所研究報告 第117号
(R-117-'88)

昭和63年3月31日 発行

発行 環境庁 国立公害研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番2

印刷 HEC印刷株式会社

〒319-12 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 1988