

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会  
講演報告集 — 5 —

Proceedings of the Conference on Limnological Studies at the Kasumigaura  
Water Research Station, NIES. Part 5

相崎 守弘編  
Edited by Morihiro Aizaki

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

## 序

霞ヶ浦臨湖実験施設では、施設を利用した研究の成果を発表する研究発表会を毎年1回開催している。本年も6月11日に第6回の研究発表会を行った。昨年は「霞ヶ浦はきれいになったか？」をテーマにしたシンポジウムを合わせて開催し、多数の参加者を得て有意義な意見交換ができた。本年のシンポジウムは「アオコ指標作成に向けて」をテーマに開催した。

ここ数年、霞ヶ浦ではミクロキスティスを主体としていたアオコが同じラン藻類であるオシラトリアに変化するなど水質に変化が見られている。アオコで総称されるラン藻類の異常発生は各地で大きな社会問題となっているが、アオコの発生機構についてはこれまで多くの研究が積み重ねられているにもかかわらず、どのような湖沼環境条件でアオコが発生するのかまだ不明の点が多い。このシンポジウムではアオコを指標とした湖沼水質の評価と管理を目指して、日本の各地の湖沼での水質とアオコ発生との関係を中心テーマに討論した。

今回のこの発表会には国立公害研究所の研究者の他に、所外から7県21名の環境部局担当者やアオコの問題に関心をお持ちの方々のご参加を得、貴重なご意見をいただいた。本講演報告集はこの研究発表会とシンポジウムの予稿をもとに、若干の修正を加え、さらに本施設で実験用水として取水している霞ヶ浦湖水の水質データを付け加えてまとめたものである。

国立公害研究所はこの7月に国立環境研究所と名称を変更し、組織も大幅に変更した。霞ヶ浦臨湖実験施設には、従来は専任の技術部職員と主任研究官がいたが7月以降はその体制がなくなった。今後は施設運営連絡会を中心に運営して行くことになったが、できるだけ従来通りの活動を継続したいと考えている。今後とも皆様方の一層のご支援とご協力をお願いしたい。

地域環境研究グループ

統括研究官 内藤 正明

## 目 次

I. シンポジウム「アオコ指標作成に向けて」	
1. アオコ発生湖沼の底質環境	1
福島武彦	
2. 霞ヶ浦における <u>Anabaena</u> の発生要因について	7
矢木修身	
3. 北海道でのアオコの発生状況と要因	9
日野修次	
4. 丸田沢ため池の水質について	25
田口早智子・相原良之・関 敏彦・角田 行	
5. 淡水湖と汽水湖における湖沼の内部生産について	29
安田満夫・田中賢之介・南条吉之・寛 一郎	
6. 児島湖の水質	33
片山靖夫	
7. アオコの優占培養に対する米ぬか抽出液の効果	37
相崎守弘・青山莞爾	
8. 霞ヶ浦におけるラン藻類発生指標としてのフィコシアニン濃度	45
大槻 晃	
II. 臨湖実験施設研究発表	
1. 東京湾における青潮に関する研究II	47
田中秀之・相崎守弘・田井慎吾・北村 博	
2. 日本における酸性降下物による陸水の酸性化予測	57
河合崇欣	
3. 溶存メタン分析計の製作と陸水試料への応用	69
野尻幸宏	
4. 水中分光機を利用した野外での藻類現存量測定に関する研究	73
相崎守弘・木幡邦男	
5. 霞ヶ浦のオナガケンミジンコ ( <u>Cyclopus vicinus</u> ) の生活史	75
春日清一・青野恵美子・山根爽一	
6. 尾瀬沼に侵入した帰化植物コカナダモの生態	81
野原精一	
7. 水耕栽培による水質浄化に関する研究	89
相崎守弘・権 五相	
8. 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	99
相崎守弘	
III. 資料	
1. 第6回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム	109
2. 第6回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧	110
3. 平成2年度施設利用計画	111
4. 施設を利用した研究成果の一覧	112

# アオコ発生湖沼の底質環境

福島武彦（水質土壌環境部）

## 1. はじめに

湖水と湖底の堆積物とは、界面を通しておこる物質移動などにより相互に影響しあっている。この意味で本報告の題名は、アオコ（*Microcystis* などのらん藻類）発生に関わる底質の影響という観点と、アオコが発生することによる底質の変化という観点を有している。高村（1988）によれば、アオコの発生する湖沼の特徴として、(1)栄養塩濃度が高い（富栄養、過栄養）、(2)水深が浅い（13m以下）、(3)水温が高い（17°C以上）などが挙げられる。この内(1)では湖底堆積物からの栄養塩、鉄、有機物などの溶出、(2)では冬期の休眠地としての役割（Takamura 1984）を通して、底質あるいは湖盆の深さがアオコの発生要因となる可能性を示している。しかし、なぜアオコが大発生するのかについてもまだ仮説の段階にあり、いわんや底質が発生要因となっている報告例も少ないので（Ringelberg & Baard(1988)は直接的な証拠は示していないが、魚による湖底堆積物のかくらんがアオコのブルームの一つの原因と推定している）、この観点に関しては現在これ以上の検討が不可能である。

次に、湖底堆積物は湖水中懸濁物が沈積、変化したものであるため、当然湖水の情報を有していて、アオコの存在する湖沼の底質は存在しない湖沼のそれとは異なることが期待される。例えば、底質は湖水の栄養度、栄養塩の回帰ポテンシャル、前の増殖期でのアオコ発生量などの情報を間接的にでも有しているのではないかと考えられる。アオコ発生量は湖水中TP濃度で決まるとの報告も多く（Trimbee *et al.* 1987, Ejsmont-Karabin & Spodniewska 1990）、少なくとも底質中に湖水の栄養度の特徴が反映されていれば、これを利用してアオコ指標作成に役立てることも可能であろう。ここでは特に、富栄養化状態指標作成のための全国湖沼調査（調査1, 1977-1980）と全国富栄養化湖沼の底質調査（調査2, 1986-1988）の結果を利用して、底質に埋め込まれている水質情報についてまとめる。なお、詳細は前者については細見（1987）、後者については福島ら（1989）を参照されたい。

## 2. 調査、分析の方法

調査1では富栄養化状態の異なる18湖沼、調査2では富栄養化湖沼を中心に28湖沼を調査対象湖沼としたが、その内3湖沼が重複した。サンプルの採取はすべて重力式のコアサンプラーを用いて行った。分析方法は、調査1では各湖湖心における湖底堆積物の表層0-2cmあるいは0-3cmの凍結乾燥サンプルに対して、全リン(P)をAndersenの方法、全有機窒素(ON)をCHN分析(柳本)で測定した。調査2では各湖の流入河川流下方向1-5地点で底泥のコアサンプルを採取し、2cmごと10から20cmまでのサンプルを凍結乾燥後、全有機炭素(OC)、全有機窒素(ON)は

CHN分析計, その他の元素 (Na, K, Mg, Ca, Sr, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, P) は硝酸フッ酸により分解後, ICP にて測定した (Okamoto & Fuwa 1984)。

### 3. 底質変化の構造, 特徴

まず, 図1には調査2のデータをもとに, 底質成分間の相関行列から得たクラスター分析の適用結果を示す。図中の FPR, LPR はそれぞれ 20 $\mu$ m以下, 74 $\mu$ m以上の粒子割合 (湿式によるふるい法) である。また, 図2には同時に測定した湖水懸濁物の組成と底質の比を各元素毎にまとめる。この他, 湖沼間の底質変動の大きさ, 湖水懸濁物組成と底質との相関, 及び底質の鉛直分布, 流下方向分布特性

(Amano & Fukushima 1987, 福島ら 1987) とあわせて, 底質変化の構造, 特徴をまとめると以下のようである。

(1) 底質成分を分類分けすると, (a)Na, Mg, Ca, Sr, K といったアルカリ金属, アルカリ土類金属のグループ, (b)Ti, Fe

といった土粒子が主要な供給源のグループ, (c)P, Cr, Cu, Zn といった人為的な負荷源の影響を大きく受けるグループ, (d)有機物の OC, ON となる。V, Mn は他の元素との関連が乏しい。

(2) 懸濁物組成と底質との相関マトリックスでは, (a), (b)で高い正の相関, (d)で弱い正の相関, (c)では P 以外は相関が見られなかった。

(3) 懸濁物と底質の組成比は(c), (d), (a), (b)の順に小さくなる。底質の組成変動は(c)で大きく, (b)で小さい。また, 懸濁物のそれは(c)で大きく, (d)で小さい。

(4) (c), (d)で表層の方が高く, (a), (b)で下層で高い。また, (d)では湖心の方が河口より高くなり, それ以外で河口の方が湖心より高い。

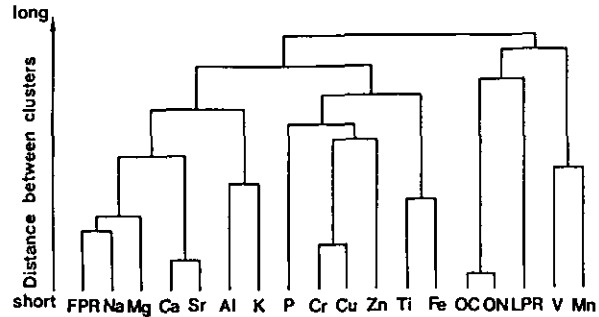


図1 クラスター分析による底質成分のグルーピング

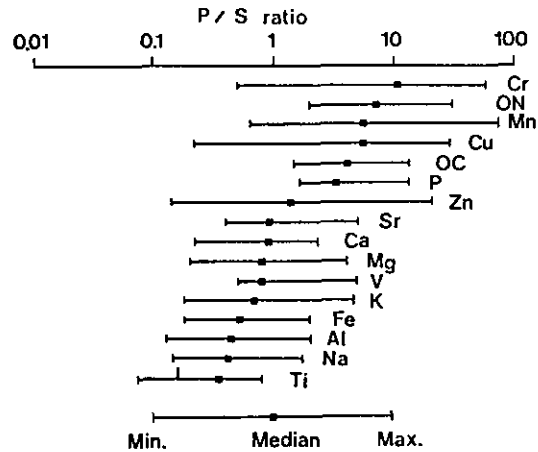


図2 懸濁物中の含量/底質中の含量比の範囲

#### 4. 底質に及ぼす流域、湖盆、湖水質の影響

グループ(a)の堆積物中含量は主に水中の溶存態 Na など塩分により決まり、グループ(b)のそれは懸濁物質中の含量と関係して流域からの土粒子（岩石の破片，土砂，土壤粒子をまとめて）の到達し易さを反映した。前者は汽水湖，淡水湖による差が大きい。

グループ(c)では P を除くと，懸濁物組成とは相関がなく，懸濁物濃度とは弱い正の相関，湖水中 TP 濃度，懸濁態 P 濃度と正の相関がある。P の場合，これらすべての項目と正の相関関係にある。丸山ら（1982）も長野県の52湖沼で，P について底質と湖水中濃度との相関関係を報告している。また，細見ら（1987）は霞ヶ浦の数地点でこの両者の相関関係を示している。図3には調査1の結果もあわせてその関係を示すが，図中黒丸を丸で囲んだ湖沼ではアオコ発生が報告されている（水質法令研究会編 1986）。TP 濃度が 0.05-0.1mg/lまでは底質 P 含量はほぼ 1.2 mg/gを平均として一定で，それを超えると TP 濃度にほぼ比例して増加する傾向が見られる。1.2mg/g とは地殻中の P 含量と大体等しく，流域からの土粒子由来の成分を表していると考えられる。また，TP 濃度が 0.1mg/l 以下の富栄養湖で底質 P 含量が低いのは砂などの粒子を多く含む地点が多い。図3と同様な関係は P 以外の Cu, Zn, Cr でも見られた。底質が流域からの土粒子，人為発生負荷，内部生産物質の混合物であるという三成分モデルによりこうした関係は説明される（福島ら 1987）。アオコ発生湖沼には富栄養化した湖沼が多いため，底質の P 濃度も一般的に高い。

最後に，グループ(d)については過去に多くの検討がなされているものの，底質濃度と湖水の透明度，COD，富栄養化状態指数との間には明白な関係が見られない（西条・半谷 1953，金子ら 1981，丸山ら 1982，Hankanson 1982）。これらの原因としては，各湖沼毎に降雨流出時に流入する土粒子量が異なることと説明されている。すなわち，底質の OC, ON は植物プランクトン等の湖内内部生産物質を主たる供給源とするのに対して，それを希釈する土粒子は年間でも非常に頻度の少ない大降雨時に運び込まれていると考えられる。前者を湖水中クロロフィル a 濃度と沈降速度の積，後者を土粒子発生原単位と流域面積の積を湖面積で除した量で表し，沈降速度と土粒子発生原単位を湖沼間で一定と考えると，ON を湖水クロロフィル a 濃度で除した量は湖面積を流域面積で除した量に比例することが予想される。図4には両者の関係を示すが，平均水深が6m未満とそれ以上の二つに分類しておくそれぞれで比例関係が得られる。平均水深による差の原因としては，一度沈降したものが再浮上して移動する確率，外来性懸濁物が湖心に到達する確率，堆積物中で分解される比率，が関係していると考えられる。図4にはアオコ発生湖沼を分けて示しているが（黒丸，黒三角），特に目立った傾向は見られない。底質の ON とも顕著な傾向はないので，これらがアオコの発生に関する情報を有しているとは言えない。なお，OC, ON の場合，一湖沼で流下方向にサンプリングすると，湖水懸濁物中の含量と底質のそれとが比例関係にあることがわかっている（福島ら 1987）。こうした諸点で，底質中の OC, ON と P は特性が異なっている。その一番の原因としては，人為影響の大きい流入河川から運ばれる懸濁物の P 含量が土粒子や内部生産物のそれと比べて極めて高濃度であることが挙げられる。

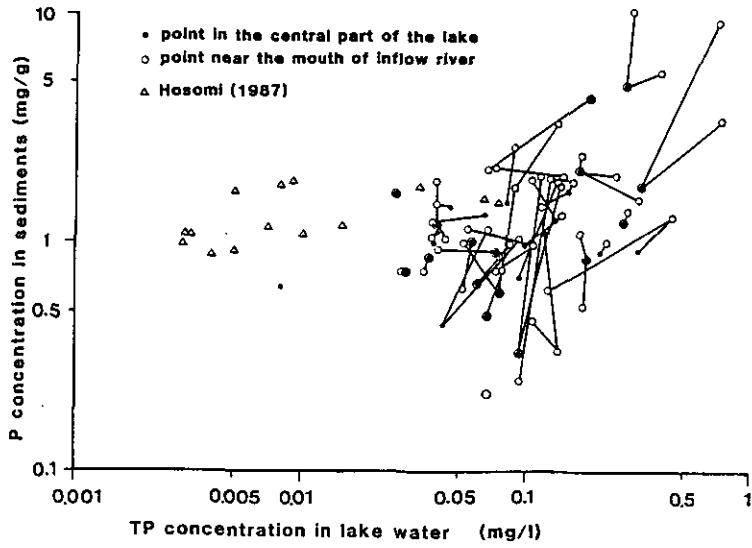


図 3 水中 TP 濃度と底質中 TP 含量との関係

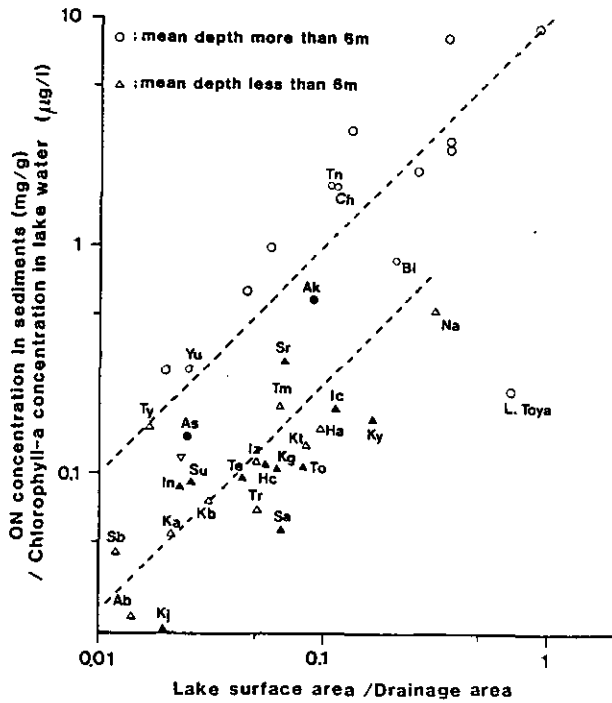


図 4 底質中 ON 含量/水中クロロフィル a 濃度 vs. 湖面積/流域面積

## 5. おわりに

アオコ発生湖沼は富栄養化した湖に多く、このため水中の TP 濃度と関連の深い底質 P 含量などにその情報が蓄積されている、というのが本報告の結論である。アオコ指標という観点では、より直接的に湖底堆積物からアオコを洗いだしてカウント (Takamura 1984) した方がよいだろう。アオコ発生に底質が影響するかどうかについては今後、増殖必須物質の検討、実験池を利用した増殖条件の検討などを通して明らかにしてゆかねばならない。

## 引用文献

- Amano K. & Fukushima T. (1987) : On the longitudinal and vertical changes in lake estuarine sediments. *Water Sci. Tech.*, 20(6/7), 143-153.
- Ejsmont-Karabin J. & Spodniewska, I (1990) : Influence on phytoplankton mass in lakes of different trophic by phosphorus in lake water and its regeneration by zooplankton, *Hydrobiologia*, 191, 123-128.
- 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, 23, 31-40.
- 福島武彦・天野耕二・村岡浩爾 (1989) : 全国富栄養化湖沼の底質特性について, 衛生工学研究論文集, 25, 69-79.
- Hankanson L. (1982) : On the relationship between lake trophic level and lake sediments. *Water Res.*, 18, 303-314.
- 細見正明 (1987) : 湖沼底泥からの窒素・リン溶出とその制御に関する研究, 大阪大学博士論文
- 金子光美・国包章一・橋爪健一郎 (1981) : 国立公園内湖沼の水質汚濁の現況(1), 用水と廃水, 23, 544-551.
- 丸山正人・赤尾秀雄・西堀将尋 (1982) : 長野県下52湖沼の底質, 用水と廃水, 24, 1349-1355.
- Okamoto K. & Fuwa K. (1984) : Low-contamination digestion bomb method using a teflon double vessel for biological materials. *Anal. Chem.*, 56, 1758-1760.
- Ringelberg, J. & Baard, R. (1988) : Growth and decline of a population of *Microcystis aeruginosa* in mesotrophic Lake Maarsseveen I (The Netherlands), *Arch. Hydrobiol.*, 111, 533-545.
- 西条八束・半谷高久 (1953) : 湖沼堆積物の研究 (第1報), 地理学評論, 26, 595-606.
- 水質法令研究会 (1986) : 湖沼の水質保全, その現状と新しい制度, 地球社.
- Takamura N., Yasuno M., and Sugawara, K. (1984) : Overwintering of *Microcystis aeruginosa* Kutz. in a shallow lake. *J. Plankton Res.* 6, 1019-1029.
- 高村典子 (1988) : ラン藻による水の華, 特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状, 藻類, 36, 65-79.



Trimbee A. M. & Prepas E. E. (1987) : Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta Lakes, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 44, 1337-1342.

# 霞ヶ浦における *Anabaena* の発生要因について

矢木修身（水質土壌環境部）

## 1. はじめに

富栄養湖における水の華の原因となる藍藻 *Anabaena* の増殖と環境条件との関係については、野外および実験室において多くの検討がなされている。しかし培養条件下での増殖特性をもとに野外において *Anabaena* の大增殖をもたらす要因を検討した例は極めて少ない。本研究は *Anabaena* が水の華を形成するときの環境条件と培養条件下での *Anabaena* の増殖特性との関係を明らかにし、*Anabaena* の大增殖をもたらす環境要因を明らかにしようとするものである。

## 2. 方法

1988年 6月 7日から 8月24日までの間に霞ヶ浦土浦港において合計20回の観測を行い *Anabaena* および *Microcystis* の密度に加えて水温・pH・水中照度・リンおよび窒素濃度など17対象水質項目を測定した。

またキャピラリーベット洗浄法により霞ヶ浦湖水から分離した *A. spiroides* を異なる条件下で静置培養して増殖に及ぼす光・温度・リンおよび窒素濃度の影響を調べた。

## 3. 結果および考察

土浦港における *Anabaena* は 6月中  $10^3 \text{cells} \cdot \text{ml}^{-1}$  程度の密度を維持したが、7月上旬には水温の上昇とともに指数関数的に増殖し、やがて水の華を形成した。このとき *Anabaena* 細胞群の70%は *A. spiroides* で占められ、ほかに *A. flos-aquae*, *Anabaena* sp. が共存した。その後一時的に水温が下降すると *Anabaena* の密度も減少し、8月 6日には最小値  $6 \times 10^2 \text{cells} \cdot \text{ml}^{-1}$  を示した。

*Anabaena* と混在する *Microcystis* は 6月には  $10^3 \text{cells} \cdot \text{ml}^{-1}$  程度、7月の水温上昇期には  $10^3 \sim 10^4 \text{cells} \cdot \text{ml}^{-1}$  程度の密度を示した。一時的な水温下降期にはその密度も減少したが、8月には水温の上昇とともに増加して  $10^6 \text{cells} \cdot \text{ml}^{-1}$  に達し、*Anabaena* に代わり優占種となった。こうした観察から水温の上昇は藍藻類の急速な増殖を促す要因になると推察される。

反応リンは 6月下旬から 7月上旬にかけて  $30 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  程度に保たれていたが、*Anabaena* が水の華を形成した際には  $3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  にまで減少した。7月下旬以降は常に  $20 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  を越え、7月 19日、8月 6日および19日にそれぞれ 83, 50,  $104 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  に達する濃度の極大を示した。

霞ヶ浦湖水より分離した *A. spiroides* の最大比増殖速度 ( $\bar{\mu}_{\text{max}}$ ) は 10Klx で飽和に達し、その光飽和定数は 2.2Klxであった。この藻は好高温性で 20~40°Cで盛んに増殖し、 $\bar{\mu}_{\text{max}}$ は35°Cで最大を示した。この藻の栄養要求特性は低く、リンは  $20 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  以上あれば良好に増殖し、無

機態窒素源を培地に加えなくても良好な増殖が認められた。

このような増殖特性に基づいて *Anabaena* の増殖を律速する現場の環境要因を考えてみた。溶存無機態窒素は窒素固定能を有する *Anabaena* の律速因子とはならないと思われる。鉛直混合の著しい現場の水塊では光条件が増殖を律速することは考えにくい。水温は最適条件に近いので、パルス的に供給される反応リンが増殖を律速している可能性が考えられる。そこで湖水ろ液に反応リンを添加して *Anabaena* および *Microcystis* を培養したところ、前者は  $20\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  の反応リン濃度で良好に増殖し、後者は  $80\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  以上の反応リン濃度で著しく藻体量を増した。このことから反応リンの供給が律速することが考えられた。

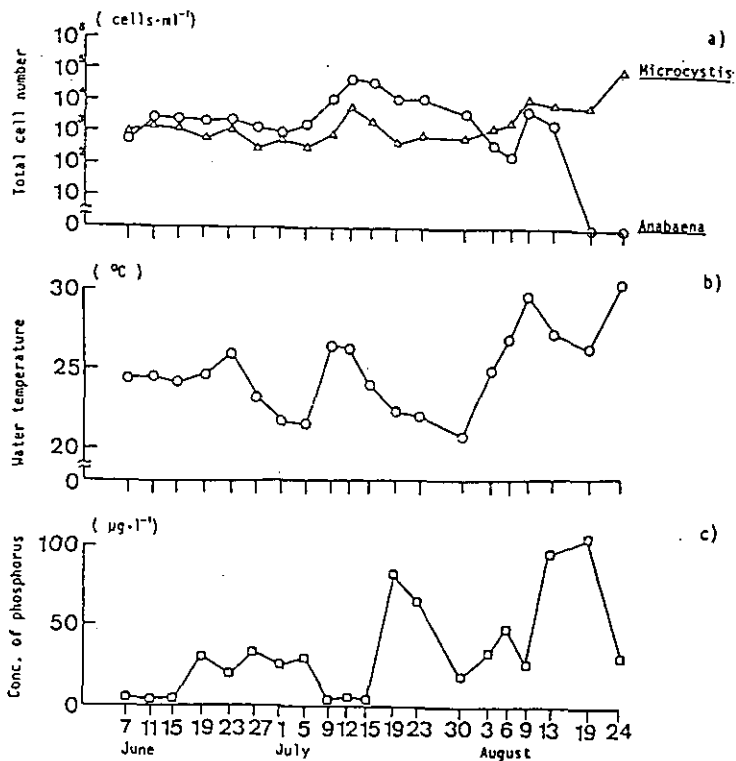


Fig. Changes of a) total cell number of *Anabaena* and *Microcystis*, b) water temperature, c) concentrations of dissolved reactive phosphorus in the water column (0-3m) at Tsuchiura Harbour during the period from June 7 to August 24, 1986

# 北海道でのアオコの発生状況と要因

日野修次（北海道公害防止研究所）

## 1. はじめに

日本全国の中でも優れた自然環境を持つと評価されている北海道でも、近年ではその環境の悪化が懸念されており湖沼の現況を把握することが急務とされている。この問題をふまえて、北海道公害防止研究所では1983-1989年の7年間にわたって調査した94湖沼の結果を「北海道の湖沼」として取りまとめ発刊した。この調査結果では、一部の湖沼については水質の悪化が確認されている。

栄養塩類の増加などの水質の悪化と共に一次生産を支える植物プランクトン種の変遷が認められ、珪藻類や緑藻類を中心とした段階からラン藻類を中心とした、いわゆる水の華の発生が認められるようになった。このような湖沼で優占種となるラン藻のうちでアオコと呼ばれる *Microcystis* 属が社会的にも問題となっているが、北海道では *Microcystis* 属よりも他のラン藻種による水の華が多数発生している。

今回は北海道内でのアオコを含むいわゆる水の華を構成する植物プランクトンを対象として、その発生状況の紹介と、要因の推定、さらに北海道内で最も汚濁が進み水の華の著しい発生が認められる湖沼の一つである茨戸湖での実態とラン藻類を中心とする植物プランクトンの生理的な特性についてまとめてみた。

## 2. 北海道内湖沼の水の華の発生状況

これまでに確認された主な水の華の発生する湖沼として、網走湖、阿寒湖、春採湖、渡島大沼、茨戸湖、チミケツブ湖、塘路湖、ベケレット湖、ポロト湖などがあげられるが、その他の小さな湖沼にも発生が認められることがある。図1に示したように水の華の発生は北海道中央部と道東部に集中しており、北緯43度50分以北ではあまり発生していない。

また、表1に示したように多数の水の華を構成している種があり同一種ではないことが特徴である。その種には



図 1 北海道内で水の華の発生する湖沼

Anabaena 属 5 種, Microcystis 属 1 種 (当種には 3 種 2 品種が含まれているがここでは厳密な分類はしていない), Aphanizomenon 属 1 種, Phormidium 属 1 種 のラン藻の他, ミドリムシである Euglena 属 1 種, 鞭毛藻である Ceratium 属 1 種が含まれている。

表 1 北海道で水の華の認められる湖沼とその優占藻類

湖沼名	位置	成因	N/P比	水の華の構成種
春採湖	42° 58' N 144° 24' E	海跡湖	11.1	<u>Euglena limnophira</u> <u>Phormidium</u> sp.
阿寒湖	43° 27' N 144° 06' E	堰止湖	11.8	<u>Anabaena spiroides</u> <u>A. flos-aquae</u>
網走湖	43° 51' N 144° 10' E	海跡湖	16.1	<u>Anabaena spiroides</u>
ポロト湖	42° 34' N 141° 22' E	海跡湖	17.0	<u>Anabaena affinis</u> <u>A. sheremetievi</u>
ベケレット湖	43° 10' N 141° 23' E	河跡湖	19.0	<u>Microcystis aeruginosa</u> <u>Anabaena spiroides</u>
塘路湖	43° 09' N 144° 33' E	海跡湖	20.0	<u>Aphanizomenon flos-aquae</u>
渡島大沼	42° 00' N 140° 41' E	断層湖 堰止湖	26.7	<u>Microcystis aeruginosa</u> <u>Anabaena macrospora</u>
チミケップ湖	43° 38' N 143° 53' E	堰止湖	27.3	<u>Aphanizomenon flos-aquae</u> <u>Microcystis aeruginosa</u> <u>Ceratium hirundinella</u>
茨戸湖	43° 15' N 141° 23' E	河跡湖	63.4 (23.3)	<u>Microcystis aeruginosa</u> <u>Aphanizomenon flos-aquae</u> <u>Anabaena flos-aquae</u> <u>A. spiroides</u>

\* 茨戸湖は下部湖盆と中部湖盆 ( ) が示されている

水の華の発生している湖沼の成因として海跡湖（河跡湖）が多いことが特徴としてみられた。これは断層湖やせき止め湖が山岳地帯や内陸部に多く、また比較的水深があるために汚濁の影響を受けにくいためであろう。一方海跡湖や河跡湖は平地にあること、水深が浅いこと、また都市部周辺に位置していることなどの条件により汚濁を受けやすいためであろう。山間地にありせき止め湖である阿寒湖は以前より観光地化しており、過去の汚濁によっていると考えられる。現在は下水道が完成しており湖沼への直接排水はないものとされているので今後の水質変化が注目されている。チミケップ湖は阿寒湖と同様に山間地にあり周囲に主なる汚濁源がないにもかかわらず *Aphanizomenon flos-aquae* による水の華が発生しており、山林などの面源からの栄養塩類の流入によるのではないかと考えられる。

水の華の発生は栄養塩類濃度との関係が強いとされているが、高村（1988）は、アオコが優占する条件として、全リン濃度 0.08 mg/l、全窒素濃度 0.5 mg/l 以上で水深 13 m以下、水温 17 °C以上の湖沼に限られているとしている。図2に示したように北海道内でもアオコ以外の発生の方が多いことを除いてほぼ同様な傾向が認められているが、最も顕著な違いは緯度が高いこと（北海道はすべて北緯 42 度以北）によって水温があまり上昇しないことであろう。北海道では霞ヶ浦や近年アオコが発生している琵琶湖とは異なって水温が 25 °C 以上になることが珍しく、このような水温が低い湖沼では *Microcystis* 属の発生はあまりなく、*Aphanizomenon* 属や *Anabaena* 属が発生している。

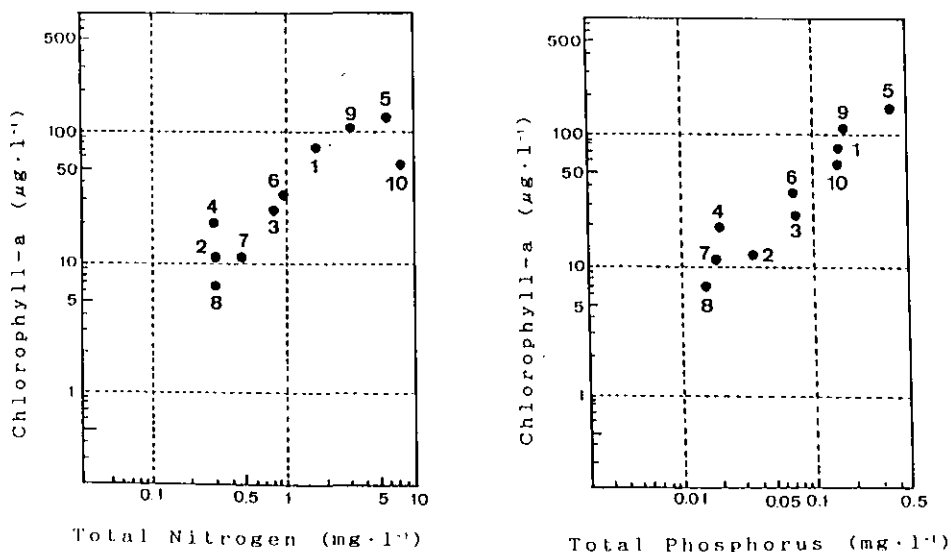


図 2 北海道内湖沼でのリン、窒素濃度とクロロフィル a 濃度の関係

1. 春採湖 (*Euglena*)
2. 阿寒湖 (*Anabaena*)
3. 網走湖 (*Anabaena*)
4. ポロト湖 (*Anabaena*)
5. ベケレット湖 (*Microcystis*)
6. 塘路湖 (*Aphanizomenon*)
7. 渡島大沼 (*Microcystis*, *Anabaena*)
8. チミケップ湖 (*Aphanizomenon*)
9. 茨戸湖 (中部湖盆) (*Microcystis*, *Aphanizomenon*)
10. 茨戸湖 (下部湖盆) (*Microcystis*, *Aphanizomenon*)

もう一つの問題として栄養塩濃度そのものに加えて、N/P 比が優占的となる植物プランクトン種の遷移に影響を与えているのではないだろうか？ これは、あくまでも北海道のような比較的水温が限られた条件下でのみかかもしれないが、表1に示したように対象9湖沼（茨戸湖は中部湖盆、下部湖盆の2地点）のなかでN/P比が17以下の湖沼で *Anabaena* 属が優占し、N/P比が19以上の湖沼で *Microcystis* 属が優占する傾向が認められており、植物プランクトンの生育に必要な窒素要求量の違い、または窒素欠乏になりやすい湖沼での優占種となるラン藻類の窒素固定能力の有無との関連が考えられた。

### 3. 茨戸湖について

北海道内にあり著しく汚濁が進みアオコの発生が認められる湖沼の一つとして茨戸湖がある。ここでは茨戸湖の実態と湖沼が抱える種々の問題点についてまとめるとともに植物プランクトンの生理生態的な変動機構や維持機構について明らかになった点をまとめてみた。

#### 3.1 茨戸湖の概要

北海道茨戸湖は、石狩川の河床切り替え工事によって1930年に形成された冬期に結氷する最大水深9m（現在は浚渫によって13m以上である）の河跡湖であり、札幌市の下水処理水の流入によって富栄養湖から過栄養湖へと移行している。

茨戸湖は8月のみ弱い温度成層が形成され、また渇水期には石狩川を遡上して海水が流入するため夏期の底層では塩素イオン濃度が増加するとともに溶存酸素飽和度も低下し飽和度20%以下の貧酸素層が形成される（図3）。現在は浚渫工事ともなつて一部の水域で水深が増加しており、水質の変化が懸念され今後の検討が必要である。クロロフィル-a濃度はアオコ（水の華）の発生にもなつて表層から2m層にかけては100 $\mu$ g/l以上となるのが一般的であった（図4）。

#### 3.2 植物プランクトンの季節変化

茨戸湖ではアオコは1970年代初めより顕著に出現するようになったが、1961年にはすでに *Microcystis aeruginosa* を初めとするラン藻類の薄い膜状の水の華が出現することが報告されている（黒萩・長内、1963）。

茨戸湖の植物プランクトンの季節変化について、1982年から1983年までの調査結果を表2に示した。試料の採取法が1982年と1983年では多少異なっているため、細胞数あるいはコロニー数の直接比較は出来ないが、今回得られた結果でもラン藻による水の華の発生が認められた。1982年と1983年を比較すると夏期の水の華発生時のそれぞれの優占種が異なっており、1982年では *Microcystis aeruginosa* が、1983年では *Aphanizomenon flos-aquae* および *Anabaena spiroides* が認められている。この優占種の違いは、1983年に冷夏のために水温が上昇せず *M. aeruginosa*

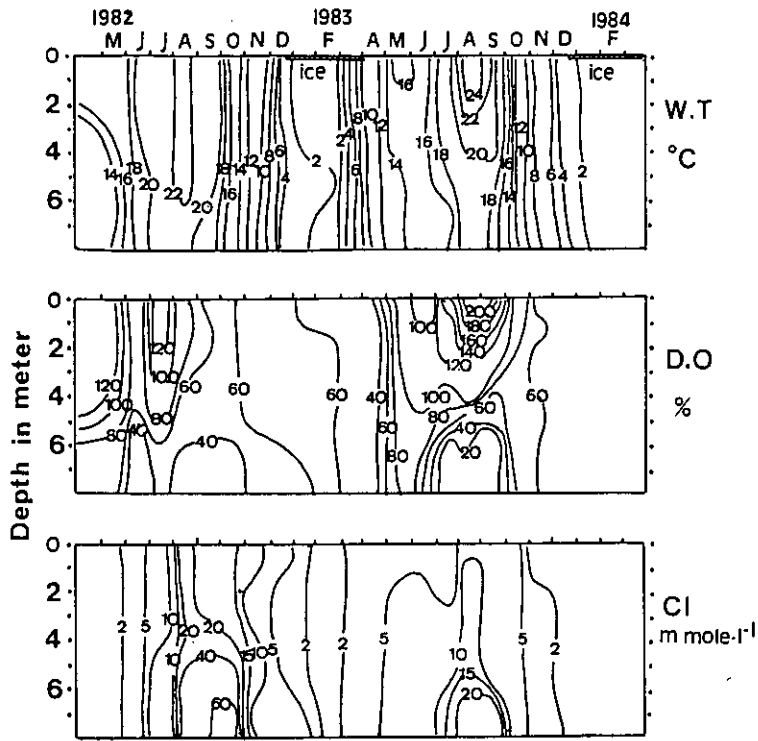


図 3 茨戸湖での水温，溶存酸素，および塩素イオンの季節変化  
 W.T ; 水温, D.O ; 溶存酸素, Cl ; 塩素イオン

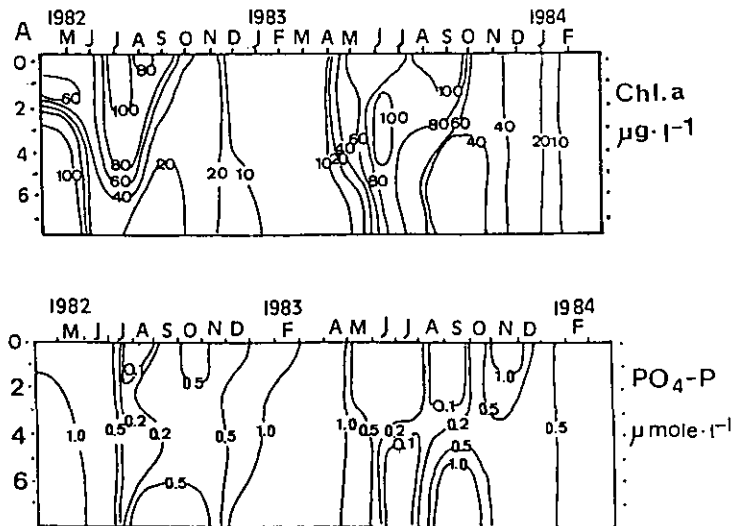


図 4 茨戸湖でのクロロフィル-aおよびリン酸態リンの季節変化  
 Chl.a ; クロロフィル-a, PO<sub>4</sub>-P ; リン酸態リン



表 2 茨戸湖の植物プランクトンの季節変化 (1982-1983年)

Species	/type/	1982									1983								
		May	Jun.	July	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Apr.	May	Jun.	July	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec	
Bacillariophyta																			
<i>Melosira ambigua</i>	f	#	+	+						+	+	tr	##	##		tr	+		
<i>M. granulata</i>	f		##	#	#	+	+						+	+	tr		tr		
<i>M. granulata</i> var. <i>angustissima</i>	f																tr		
<i>Nitzschia fruticosa</i>	s									+		+	##		tr				
<i>N. sp.</i>	s													tr	tr	+			
<i>Synedra acus</i>	s															+	+		
<i>S. ulna</i>	s											tr					+		
<i>Cyclotella</i> spp.	s																+		
<i>Asterionella formosa</i>	s							+											
Cyanophyta																			
<i>Microcystis aeruginosa</i>	c	#	##	##	##	#	+	+						+	tr	+	+		
<i>M. viridis</i>	c	#	+	+	#	##	+	+											
<i>M. aeruginosa</i> f. <i>flos-aquae</i>	c	+	#		+											+	+		
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	f	##	#		#	+	##	+	#			+	##	##	##	##	##		
<i>Anabaena spiroides</i>	f													##	#				
<i>Phormidium mucilacum</i>	f												+						
<i>P. sp.</i>	f				##														
Chlorophyta																			
<i>Micractinium pusillum</i>	s													+					
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	s														tr				
<i>Closterium strigosum</i>	s	+													tr				
<i>C. sp.</i>	s							+											
<i>Selenastram</i> sp.	s															+			
<i>Scenedesmus</i> spp.	c	+																	
<i>Oocystis</i> spp.	c	+																	
Euglenophyta																			
<i>Euglena</i> sp.	s	##																	
<i>Clamydomonas</i> sp.	s								+										

f; filamentous, c; colony, s; single cell  
 units; filament number, colony number, or cell number per milliliter of lake water  
 tr; <10, +; 10-50, #; 50-100, ##; 100-500, ###; >500.

表 3 茨戸湖の植物プランクトンの季節変化 (1988-1989年)

	1988												1989											
	Feb.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Feb.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.				
<u>&lt;Diatoms&gt;</u>																								
<u>Melosira ambigua</u>		+++	+										+++		+		+	+++	++++	+++				
<u>M. granulata</u>			+++	+++	+			++	+++	++			++	++					+	++				
<u>Synedra acus</u>	+	+							+	+++			++	++	+					+				
<u>Asterionella formosa</u>	+	++		+									+	+	++++	+				+				
<u>Fragilaria construens</u>														+										
<u>Nitzschia fructicosa</u>	+																							
<u>N. spp.</u>	+																							
<u>Cyclotella glomerata</u>																				+				
<u>C. spp.</u>																	++	+						
<u>Navicula peregrina</u>																				+				
<u>Diatoma elongatum</u>													+											
<u>Basillaria paradoxa</u>																			+	+				
<u>&lt;Green algae&gt;</u>																								
<u>Planktonema lauterbornii</u>																			+	+				
<u>Sphaerocystis schoeteri</u>						+																		
<u>Actinastrum hantzshii</u>					+					++				+										
<u>Microactinium pusillum</u>																				+				
var. <u>elegans</u>																				+				
<u>Scenedesmus guandoricauda</u>																	+			+				
<u>Closterium spp.</u>								+	+	+				+			+		+					
<u>Chlorococcus sp.</u>														+										
<u>Hougeotia sp.</u>													++	+										
<u>Pediastrum sp.</u>								+		+							+							
<u>Golenkia radiata</u>																				+				
<u>&lt;Blue green algae&gt;</u>																								
<u>Microcystis aeruginosa</u>					+++	+++	+++						++			+	++++							
<u>M. flos-aquae</u>															+									
<u>M. spp.</u>																								
<u>Aphanizomenon flos-aquae</u>			+			+							+	++	++++	+++	+++	++						
<u>Anabaena flos-aquae</u>													+++	+++	++									
<u>A. solitaria</u>					+																			
<u>A. circinalis</u>						+														+				
<u>Oscillatoria limnetica</u>								++																
<u>O. spp.</u>									+++															
<u>Phormidium spp.</u>												++	+	+	+	+								
<u>Merismopedia tenuissillua</u>																								
<u>&lt;Others&gt;</u>																								
<u>Peridinium sp.</u>																								
<u>Ceratium sp.</u>									+															

+++; very frequent, ++; frequent, +; common, tr; rare

より低温域に生育至適温度がある *Aphanizomenon flos-aquae* が優占したものと考えられた。1988年と1989年の植物プランクトンの季節変化を比較してみると1988年では *Microcystis* 属が優占種であったが、1989年 6月から 8月までは *Aphanizomenon flos-aquae* や *Anabaena flos-aquae* が優占種であり、1982年と1983年の入れ替わりと同様な変化を示していた(表3)。また、共通の現象としては、水の華発生まで大量に生育していた *Melosira ambigua* や *Melosira granulata* などの珪藻類が表層ではほとんど確認できなかった。

### 3.3 栄養塩類の変動

栄養塩類の現存量は1982年より1984年までの平均として全リン  $0.96 \text{ g/m}^2$ 、全窒素  $64 \text{ g/m}^2$  と高い値を示しており、この傾向は現在でも大きな変化は認められていない。また、N/P 比は窒素現存量を反映して 66.7 と高い。また、表1に示したように1988-1989年の表層の N/P 比も下部湖盆で 63.4 と高い値を示している。この N/P 比が大きい理由としてアンモニア態窒素の濃度が高いことがあげられる(図5)。各態の窒素化合物のなかで生物量に相当する有機態窒素よりアンモニア態窒素のほうが高く全体の半分近くを占めている。これは、湖水中での有機態窒素の活発な分解や、底質からの溶出、流入河川からの高負荷などによるものと考えられる(Hino and Tada 1985)。

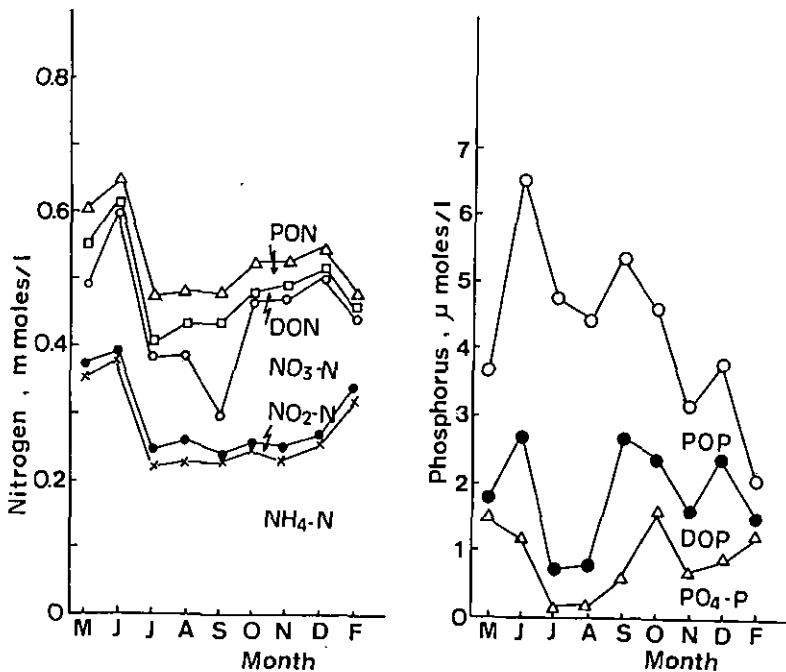


図 5 茨戸湖でのリン、窒素の季節変化(1982年)

PON; 懸濁態有機窒素, DON; 溶存態有機窒素,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ; 硝酸態窒素,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ; 亜硝酸態窒素,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ; アンモニア態窒素, POP; 懸濁態有機リン, DOP; 溶存態有機リン,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ; リン酸態リン

リンは懸濁態リンが最も多く、ついで溶存有機態リンが多かった(図5)。しかしながら、植物プランクトンにとって最も利用されやすいリン酸態リンは、夏期には有光層から消失してしまい(図4)、茨戸湖ではリン制限となっていると考えられる。リン酸態リンの減少、消失とは反対に懸濁態リンは増加しているが、それと同時に植物プランクトン量を表すクロロフィル-a量が著しく増加しており(図4)、リン酸態リンが植物プランクトンに取り込まれた結果として懸濁態リンに変化したとしても、植物プランクトン量の増加はそれを上回り細胞あたりのリン濃度は減少しているのかも知れない。植物プランクトンの現存量を蛋白質として表すと単位蛋白質当りのリン量は夏期に大きく減少しており(図6)、このときには細胞が必要とする限界まで低下していると考えられ、それ以後の植物プランクトン量の増加が著しく制限されていると推定された。

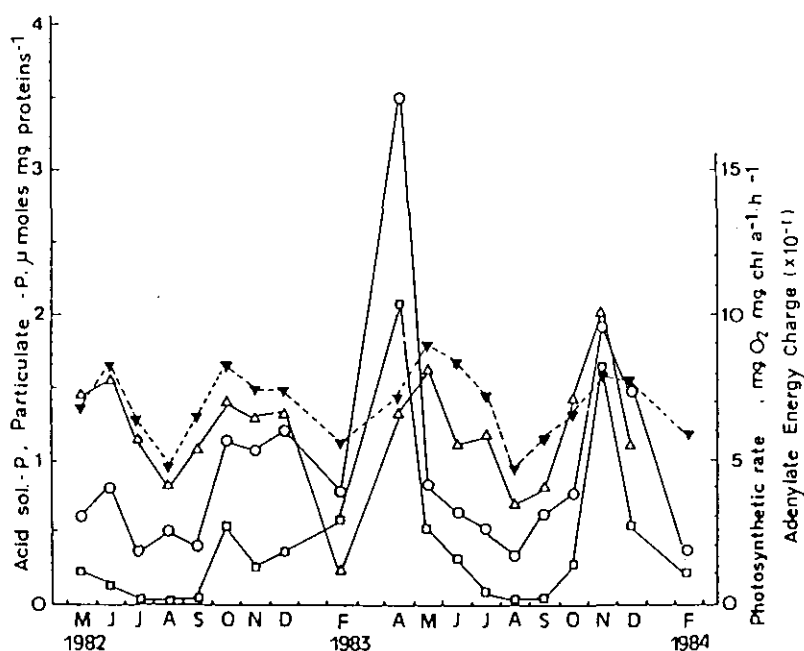


図 6 茨戸湖での酸可溶性リン、懸濁態リン、光合成活性、および生物活性度の変化

(□) Acid sol-P; 酸可溶性リン, (○) Particulate-P; 懸濁態リン,  
 (▼) Photosynthetic rate; 光合成速度, (△) Adenylate Energy Charge;  
 アデニレートエネルギーチャージ

### 3.4 茨戸湖のリン化合物利用特性

茨戸湖の溶存態有機リンは全体の 20~30%を占めており、リン酸態リンや懸濁態リンとは異なり年間を通じて湖水中から消失することはなく、また大きな変化も認められなかった(図4)。よって茨戸湖ではリン酸態リンが消失した後も溶存有機態リンが多く残存しており、植物プラ

ンクトンによって利用されているのかどうか疑問があった。この問題を明らかにするため湖水中にほぼ一定した濃度で存在する溶存有機態リンの植物プランクトンによる利用可能性について検討を試みた。その中でも能動的な利用法である藻類自身の酵素分解系を通しての効率および細菌群などの介在による間接的な効率を推定することの 2 点について実験を行なった (Hino 1988 a, 1989)。

結果の一部を表 4, 5 に示す。得られた結果を要約すると,

- (1) 湖水や植物プランクトンおよび底泥抽出液に含まれる有機態リンの加水分解実験を行なった結果、植物プランクトンから抽出された溶存有機態リンのうち 74 % 以上が藻類や細菌から精製された起源の異なる 3 種類のアルカリフォスファターゼによって加水分解可能であったが、湖水中や底泥抽出液に含まれる溶存有機態リンは加水分解効率が低いこと (表 4, 5)
- (2) 溶存有機態リンの分子量分布をゲル濾過法によって分画した後、各画分ごとに加水分解酵素によるリン酸態リンの遊離の可否を検討した結果、アルカリフォスファターゼのみの処理によって分子量 1,500 ダルトン以下の低分子画分に含まれる溶存有機態リンおよび低分子環状リン化合物と考えられる画分は容易にリン酸態リンを遊離すること (それぞれ, 38%, 62%, 表 4)
- (3) 高分子画分の溶存有機態リンはアルカリフォスファターゼ, フォスフォジエステラーゼ, またはニュークレアーゼの単独処理ではほとんどリン酸態リンを遊離しなかったが、フォスフォジエステラーゼまたは、ニュークレアーゼのどちらか一方が、アルカリフォスファターゼと同時にインキュベートされた時に著しくリン酸態リンを遊離し、これらの成分の一部は核酸化合物またはその分解断片であると考えられること (表 4)

以上の結果より、生物体に由来する溶存有機態リンが細菌や藻類の加水分解酵素群によって分解無機化された後に速やかに利用される一方、湖水中に残存している溶存有機態リンは主として分解されにくい成分から構成されており、湖沼内のアルカリフォスファターゼ活性が高い状態であったとしても、これらの成分は単一な加水分解酵素系を通しての利用は少なく、もし利用されるとしても溶存態の酵素や細菌群などの持つ複数の酵素系が同時に存在しそれを経なければならぬことが示唆された。また、溶存有機態リンのうち 60 % はフォスフォジエステラーゼやニュークレアーゼとアルカリフォスファターゼを同時に作用させてもリン酸態リンを遊離せず、核酸成分とは異なった成分または、分解に対して抵抗性のある成分であると考えられた。

### 3. 5 茨戸湖植物プランクトンの生理特性

リンが植物プランクトンにとって最も重要な栄養塩類の一つであり、また茨戸湖ではリンが制限因子となることから、リンが制限された状態で植物プランクトンはどのような状態になるのだろうか? この問題を明らかにするために茨戸湖でのリン制限下での淡水植物プランクトンの生理状態の変化を細胞内リン濃度の変化と生理活性度を表すアデニレートエネルギーチャージ(AEC)

表 4 分子量分画後の加水分解酵素による溶存有機態リンの加水分解特性

Molecular weight	> 30,000	30,000 - 10,000	10,000 - 5,000	5,000 - 1,500	1,500 - 300	*	Total
Enzyme	Hydrolyzed dissolved organic phosphorus $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ at P(%)						
1.	0.01 > (-)	0.01 > (-)	0.30 (-)	0.38 (3.1)	3.17 (38.0)	4.31 (67.2)	8.16 (16.5)*
2.	0.03 (0.8)	0.02 (1.4)	0.02 (1.4)	0.03 (0.2)	0.09 (0.7)	0.11 (1.7)	0.23 (0.5)*
3.	0.02 (0.5)	0.05 (3.5)	0.05 (3.5)	0.08 (0.6)	0.05 (0.4)	0.10 (1.6)	0.37 (0.1 >)*
4.	0.05 (1.3)	0.06 (4.2)	0.06 (4.2)	0.13 (1.1)	0.10 (0.8)	0.08 (1.2)	0.53 (1.1)*
5.	1.26 (33.6)	0.30 (21.1)	0.30 (21.1)	1.33 (10.8)	8.52 (64.5)	4.37 (68.2)	18.46 (38.2)*
6.	1.47 (39.2)	0.62 (43.7)	0.62 (43.7)	1.59 (12.9)	7.06 (53.5)	4.80 (74.9)	19.74 (39.8)*

Enzymes, 1: alkaline phosphatase; 2: phosphodiesterase; 3: RNase; 4: DNase; 5: alkaline phosphatase plus phosphodiesterase; 6: alkaline phosphatase plus RNase plus DNase.

\*: fraction eluted later than total bed volume of Sephadex G-15 column

+ : amount of hydrolyzable DOP as a percentage to the total amount of DOP

表 5 藻類抽出物と底泥抽出物に含まれるリン化合物のアルカリフォスファターゼによる加水分解効率

DOP origin		DOP $\mu\text{mole} \cdot \text{l}^{-1}$	Dominant species	Pi release $\mu\text{mole} \cdot \text{l}^{-1}$ (%)		
				Alkaline phosphatase		
				1	2	3
Algal extract	1	28.1	<i>Melosira</i> <i>ambigua</i>	22.1 (78.6)	24.1 (85.8)	20.7 (73.7)
	2	45.2	<i>Aphanizomenon</i> <i>flos-aquae</i>	38.4 (85.0)	40.0 (88.5)	35.9 (79.4)
	3	38.4	<i>Microcystis</i> <i>aeruginosa</i>	33.5 (87.2)	29.7 (77.3)	31.3 (81.5)
Sediment extract	1	16.3	-	2.3 (14.1)	1.6 (9.8)	0.84 (5.2)
	2	28.5	-	2.7 (9.5)	0.95 (3.3)	0.77 (2.7)
	3	12.7	-	2.5 (19.7)	0.71 (5.6)	0.90 (7.1)

Alkaline phosphatases were isolated from: 1: *Melosira ambigua*; 2: *Anabaena* sp.; 3: *Escherichia coli*.

および生物生産の基礎である光合成活性を用いて評価することを試みた (Hino 1988 b)。

また、リンが制限された状態での湖沼内での有機物生産を見積ることによってこの湖沼の物質循環の一端を明らかにすることができると考えられる。植物プランクトンは光合成によって合成した有機物の一部を細胞外に放出し、その有機物が細菌群などの基質になることが知られている。茨戸湖でも溶存有機物濃度が大きく変動しており (Hino and Tada 1985), また植物プランクトン現存量とは異なった変化を示し、植物プランクトンの現存量の増大期または減少期に溶存有機物量が増加する傾向があることが明らかとなっている。しかしながら、これまでに報告された論文では、生産された有機物に対して放出される有機物量との関連は明らかにされていない。これは、植物プランクトンの生理活性状態 (生物活性度) を正確に把握できていないことによると考えられた。茨戸湖での溶存有機物量と植物プランクトンの生物活性度との関連から植物プランクトンの生理状態の変化に応じて放出される有機物量およびその成分が変化するのではないかと考え、植物プランクトンの生理状態の把握をアデニレートエネルギーチャージを適用して生物活性指標とし、異なる生理状態での光合成生産物の放出速度と、その成分および分子量分布の関連について検討した (Hino 1988 c)。

ここでアデニレートエネルギーチャージを応用するのは、従来の生物量を表す指標としてクロロフィル *a* や蛋白質あるいは有機炭素などがもちいられているが、これらの数値で表された生物量がすべて生存しており生態系において真の生物活性度に対応しているかどうか不明であるためである。例えば図 7 に示したように、

Aブロック：生物量も生物活性も高い状態

Cブロック：生物量は低いが生物活性は高い状態

Gブロック：生物量が多いが生物活性は低い状態

Iブロック：生物量も生物活性も低い状態

などに大きく分類されるが、生物量あるいは生物活性度のみで考えた場合にはどの位置にあるのかが不明である。特に生物量で判断することはきわめて曖昧であると考えられ、Gブロックではこれから増殖可能である状態であると判断されるが生物量からではCブロックとIブロックを区別することは不可能であろう。ここに総合的に判断し得る指標としてアデニレートエネルギーチャージを利用することが重要となり、生物の状態について位置付けをすることが可能となる。

得られた結果の一部を図 6, 8, 9 および表 6 に示す。結果を要約すると、

(1) 茨戸湖より毎月 1-2 回の頻度で採取した植物プランクトンの単位蛋白質あたりのアデニレ

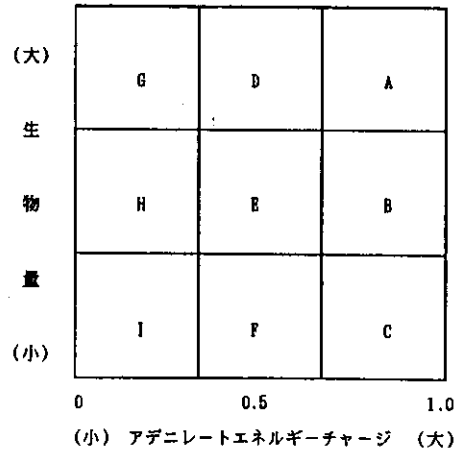


図 7 アデニレートエネルギーチャージと生物量の関係と位置づけ



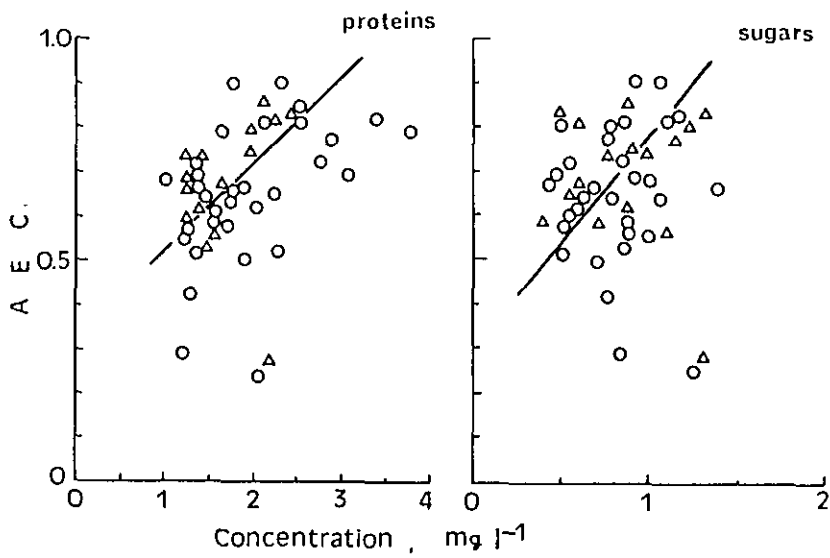


図 8 茨戸湖での溶存有機物濃度と生物活性度の関係  
 (○) ; 表層, (△) ; 2 m層

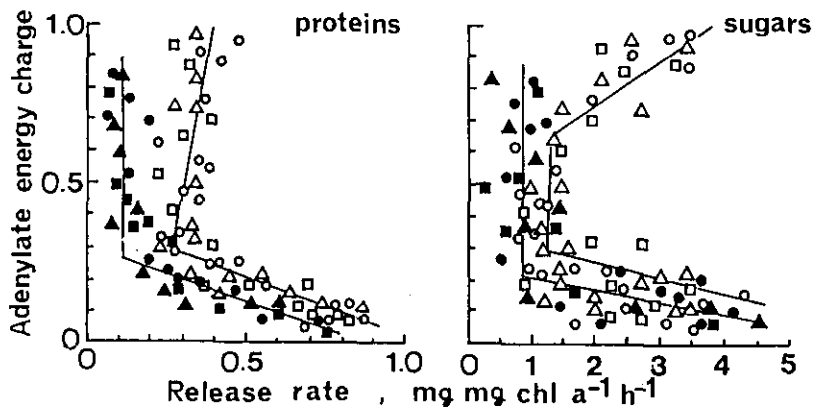


図 9 藻類の生物活性度と有機物の細胞外放出速度の関係  
 (○, ●) ; *Microcystis aeruginosa*, (△, ▲) ; *Aphanizomenon flos-aquae*,  
 (□, ■) ; *Anabaena* sp.  
 ○, △, □ ; 明条件 ●, ▲, ■ ; 暗条件

- ート (ATP + ADP + AMP) 量と アデニレートエネルギーチャージの値は夏期に急激に減少する傾向があり、湖水中の植物プランクトン、分離培養した *Microcystis aeruginosa* ともに藻体内のリン濃度を分析した結果、リン酸態リンが検出されなくなる時には細胞内リン濃度、特に細胞内酸可溶性リン濃度の著しい低下が認められ、アデニレートエネルギーチャージ値と光合成活性の低下と一致し植物プランクトンの生理状態の変化が認められること (図6)
- (2) 茨戸湖では湖水中の溶存有機物 (蛋白質, 糖類) 量と生育している植物プランクトンのアデニレートエネルギーチャージ値の間には、アデニレートエネルギーチャージ値 0.4 以上で有為な相関が認められ、湖水中の溶存有機物は植物プランクトンの生物活性によって影響を受けていること (図8)
- (3) アデニレートエネルギーチャージ値と蛋白質や糖類など光合成生産物の放出速度との間にはいくつかの段階をもつ明確な関係が認められ、アデニレートエネルギーチャージ値 (光合成活性も同時に) が高い時に放出される糖成分は比較的低分子化合物であること、蛋白質ではアデニレートエネルギーチャージ値 0.3 以上で放出速度に大きな変化が認められず、光の存在で放出が促進されるのは低分子の糖成分であることから、光合成生産された糖の一部が同化されないで直接放出されてしまうこと (図9)
- (4) アデニレートエネルギーチャージが低い時、つまり細胞死またはそれに近い状態でも同様に有機物の放出が見られるが、この場合は高分子成分が多く細胞崩壊とともに細胞を構成する成分の放出が起きていると考えられること (表6)

表 6 細胞外放出された有機物の分子量分布と生物活性度の関係

AEC value		Molecular weight			
		> 50,000	50,000-10,000	10,000-5,000	< 5,000
		mg mg chl-a <sup>-1</sup> 5 h <sup>-1</sup> (%)			
0.83	P	0.21 (12.9)	0.16 (9.9)	0.42 (25.9)	0.83 (51.2)
	S	3.41 (27.0)	0.73 (5.8)	1.07 (8.5)	7.41 (58.7)
0.57	P	0.26 (15.6)	0.18 (10.8)	0.68 (40.9)	0.54 (32.5)
	S	2.23 (35.8)	1.07 (17.2)	0.88 (14.1)	2.04 (32.8)
0.21	P	0.83 (36.4)	0.39 (17.1)	0.54 (23.7)	0.52 (22.8)
	S	3.52 (40.2)	1.85 (21.1)	1.32 (15.1)	2.06 (23.5)

AEC: adenylate energy charge; P: proteins; S: sugars.

これらの結果より、茨戸湖内での植物プランクトンによる有機物生産のうち、光合成に伴って放出される有機物と細胞の活性の低下、または細胞死に伴って放出される有機物が混在しており、植物プランクトンの生理状態の変化と深く関連している。これらの現象は細胞内リン濃度によって影響を受けるが、植物プランクトン自体はリン欠乏状態であっても3・4で述べたように溶存

成分のかなりの部分を占める有機態リンは利用できない状態で存在していること、言い換えれば湖沼生態系での役割は低いことが考えられる。また、藻類からの有機物の放出はその生理状態と密接に関連し、生理状態の変化に応じて放出のプロセスが変化することが明らかとなった。

以上茨戸湖について栄養塩類の問題、アオコ発生に係わる生物活性の問題、植物プランクトンの一次生産による有機物負荷の問題など湖沼が抱えるいくつかの疑問を提起し、その一部については現象を説明し得る結果を得られたと考えている。これは他の富栄養化した湖沼をはじめとして中栄養湖などでもおそらく同様な現象があると思われる。しかしながら、未だ明らかにされていない点も多く存在し、湖沼生態系を理解するうえできわめて重要な問題を含んでおり、個々の問題点については今後解決されなければならない。今後は従来の方法に加えて他の化学的な方法を組み合わせた調査方法が必要であると考えられる。

#### 引用文献

- (1) 高村典子 (1988) : ラン藻による水の華, 特に Microcystis 属の生態学的研究の現状, 藻類 No.36, pp.65-79.
- (2) Hino, S. and M. Tada (1985) : Seasonal changes of nutrients, chlorophyll-a, and organic matter concentrations in highly eutrophic Lake Barato, Japan. Jpn J. Limnol. No.46, pp.268-278.
- (3) Hino, S. (1988, a) : Fluctuation of algal alkaline phosphatase activity and the possible mechanisms of hydrolysis of dissolved organic phosphorus in Lake Barato. Hydrobiologia, No.157, pp.77-84.
- (4) Hino, S. (1988, b) : Variations in physiological states corresponding to cellular phosphorus content in freshwater phytoplankton - Correlations with adenylate energy charge and photosynthetic activity. Arch. Hydrobiol., No.113, pp.295-305.
- (5) Hino, S. (1988, c) : Extracellular release of organic matter associated with the physiological state of freshwater blue-green algae. Arch. Hydrobiol., No.113, pp.307-317.
- (6) Hino, S. (1989) : Characterization of orthophosphate release from dissolved organic phosphorus by gel filtration and several hydrolytic enzymes. Hydrobiologia No.174, pp.49-55.
- (7) 北海道公害防止研究所編集「北海道の湖沼」1990年.
- (8) 黒萩 尚・長内 稔 (1963) : 石狩川古川の陸水学的研究 I. 石狩古川の水利条件とプランクトン相の季節的变化. 水産ふ化場研究報告18号, pp.123-141.

# 丸田沢ため池の水質について

○田口早智子・相原良之・関 敏彦・角田 行（仙台市衛生研究所）

## 1. はじめに

仙台市には、150余りの池沼があり、その殆どが灌がい用である。しかし、都市化が進行するにつれ使用されなくなったため池も数多くあり、親水公園等に組み込まれる傾向にある。数多くのため池の中でも仙台市の北西部に位置する丸田沢池は、隣接するため池である三共堤と共に、貯水量も多く、市民の憩いの場となっている。しかし、夏期には、アオコ等の藻類が異常増殖し、着色、異臭等の苦情が報告されている。また、丸田沢は昭和60年7月より、りんの排出規制を受けている。今回は、1989年8月に実施した汚濁負荷量調査、1985年5月から1988年3月まで3年間、春季、夏季、秋季、冬季に実施した合計12回の水質検査結果、及び1985年8月に実施した表層水のプランクトン調査結果について報告する。なお、丸田沢に隣接するため池である三共堤についても同様の調査を実施しているので併せて報告する。

## 2. 調査方法及び結果

丸田沢及び三共堤は仙台市の北西部に位置し（図1）、池沼の概況は表1に示す通りである。物理化学的検査項目は、汚濁負荷量調査（表2）が18項目、水質調査（表4）が17項目（酸素飽和度を除く）である。

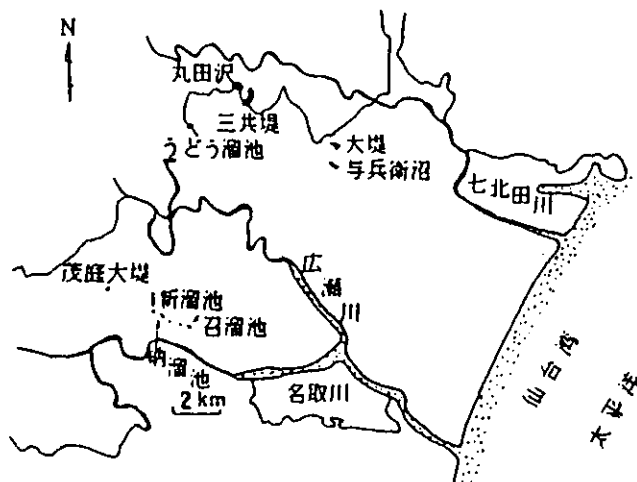


図 1 調査池沼

各調査結果は、表2、3、4及び図2、3に示す通りである。

表 1 調査池沼の概況

池沼名	貯水量 (m <sup>3</sup> )	貯水面積 (ha)	水深 (m)
丸田沢	371,900		
三共堤	191,000	7.98	2.4

表 2 汚濁負荷量調査結果

採水日 平成元年 8月21日

調査地点	烏滝川	三共堤入口	三共堤	丸田沢 流入前	丸田沢 ため池	高柳川 7号橋	高柳川 杉ノ田	高柳川 最下流
採取時刻	9:40	10:00	11:30	12:50	11:40	11:00	10:20	10:35
川幅 (m)	2.3	1.3	(6)	3	(6)	8	5	5.6
流量 (m <sup>3</sup> /日)	7,500	7,600	(5,400)	4,100	(3,800)	9,200	23,000	24,000
水温 (°C)	21.5	23	27	23	26	27.5	25.5	26.5
透視度 (cm)	25	30	52	32	50	32	50	47
pH	6.8	7.0	9.1	7.4	9.0	8.5	8.7	8.7
DO (mg/l)	6.3	8.5	12	3.7	12	8.5	12	10
BOD (mg/l)	22	24	6.7	24	12	6.7	9.2	5.2
BOD負荷量 (kg/日)	170	190	36	99	47	62	210	120
COD (mg/l)	—	15	8.6	15	14	—	—	—
SS (mg/l)	14	9	8	8	13	10	10	11
大腸菌群数 (MPN)	1,700,000	1,300,000	220	17,000	220	1,300	70,000	49,000
T-N (mg/l)	5.7	5.7	1.0	5.6	1.4	1.6	1.2	1.1
T-P (mg/l)	0.77	0.88	0.12	1.1	0.24	0.37	0.19	0.23
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	26	29	17	25	17	19	15	15
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	4.2	3.4	<0.02	4.9	0.14	0.44	<0.02	<0.02
MBAS (mg/l)	3.8	2.3	0.31	2.0	0.09	0.11	0.07	0.07
TOC (mg/l)	14	15	6.9	16	9.0	7.6	8.2	8.0
クロロフィル-a (μg/l)	—	—	85	—	160	—	—	—
備考			( )は出口		( )は出口			

表 3 プランクトン調査結果

(採水日: 850827)

	丸田沢	三共堤
TOTAL (個/ml)	20570	6540
Cyclotella comta	605	900
Cyclotella sp.	242	240
Melosira varians	242	
Navicula pupula	242	60
Navicula sp.		240
Nitzschia longissima		60
Synedra sp.		60
Actinastrum hantzschii	1815	
var. fluviatile		
Microactinium pusillum		60
Pediastrum duplex	14157	180
Scenedesmus quadricauda	121	120
Schroederia setigera	1694	240
Anabaena sp.		120
Microcystis sp.		1440
Oscillatoria tenuis	726	1680
Phormidium sp.		1080
Euglena sp.	726	60

BOD 値の状況

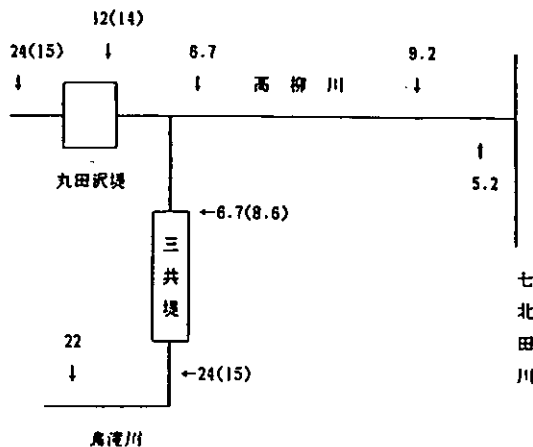


図 2 BOD (COD) 値の推移

調査日: 平成元年8月21日

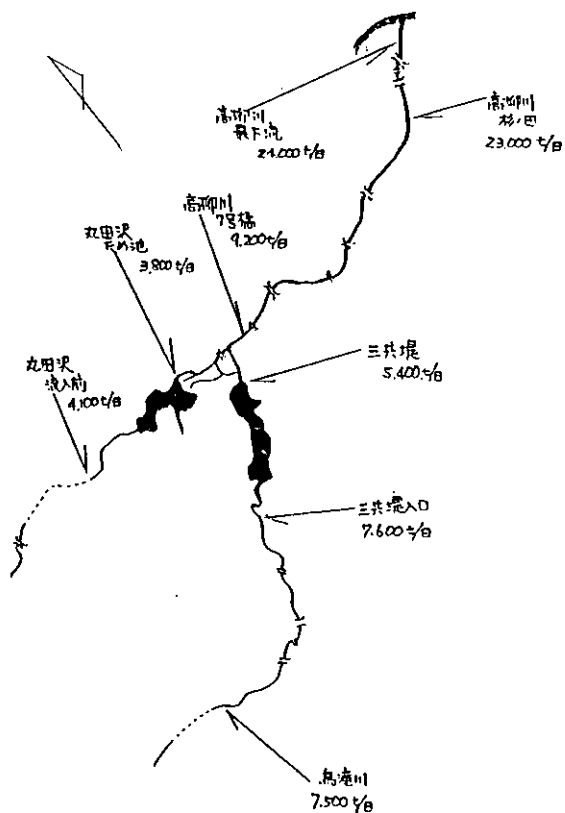


図 3 流量の推移

表 4 水質調査結果 (1985年 5月~1988年 3月)

丸田沢

	850528	850827	851127	860318	860527	860825	861112	870317	870519	870831	871112	880310	最大	最小	平均
気温 °C	20.0	29.8	11.0	7.0		28.0			25.0		18.5		29.8	7.0	19.9
水温 °C	20.0	27.2	7.0	7.0	17.5	25.5	8.0	8.0	19.0		14.5		27.2	7.0	15.4
透視度 cm	35	10	19	14	30	22	17	13	19		9		35	9	18.8
pH	8.48	8.98	8.60	8.54	8.31	8.92	7.96	8.61	9.44	7.63	7.30	8.02	9.44	7.30	8.40
DO mg/l	10.4	9.50	13.6	14.9	10.6	12.6	10.7	14.2	14.7	8.39	5.04	6.06	14.9	5.04	10.9
BOD mg/l	7.90	9.70	9.60	10.6	10.9	6.12	7.48	12.4	14.4	8.42	7.10	18.3	18.3	6.12	10.2
COD mg/l	13.4	13.2	15.1	14.8	12.2	13.0	12.8	22.7	32.6	11.2	22.8	21.4	32.6	11.2	17.1
TOC mg/l	12.7	33.5	13.1	7.40	6.27	6.49	8.80	19.2	18.5	4.62	9.35	17.0	33.5	4.62	13.1
SS mg/l	18.5	56.0	24.5	30.0	11.0	15.5	28.0	24.0	37.0	22.0	62.0	31.0	62.0	11.0	30.0
Cl <sup>-</sup> mg/l	29.0	35.0	19.0	59.0	19.8	12.8	18.2	105	30.4	14.2	26.9	36.9	105	12.8	33.9
T-P mg/l	0.317	0.482	0.377	0.806	0.480	0.178	0.387	0.938	0.652	0.282	0.480	0.573	0.938	0.178	0.496
NH <sub>4</sub> -N mg/l	2.15	0.79	1.12	4.71	1.52	0.051	0.185	3.29	2.10	0.644	6.88	11.1	11.1	0.051	2.88
NO <sub>2</sub> -N mg/l	0.178	0.108	0.176	0.183	0.120	0.102	1.02	0.193	0.238	0.129	0.341	0.322	1.02	0.102	0.259
NO <sub>3</sub> -N mg/l	0.533	0.415	1.07	0.965	0.370	0.263	0.144	0.821	0.987	0.626	1.27	0.521	1.27	0.144	0.665
T-N mg/l	4.56	4.00	3.87	7.73	3.88	2.02	3.73	6.58	6.23	5.32	9.24	11.9	11.9	2.02	5.76
MBAS mg/l	0.110	0.06	0.300	0.280	0.201	0.056	0.144	0.360	0.100	0.01	0.422	2.38	2.38	0.01	0.37
Chl-a mg/l	78	313	239	304	111	19.5	209	280	300	96.9	5.8	18.3	313	5.8	165
酸素飽和度 %	118	121	116	127	114	157	93.3	124	163		51.0		163	51.0	118

三共堤

	850528	850827	851127	860318	860527	860825	861112	870317	870519	870831	871112	880310	最大	最小	平均
気温 °C	22.0	28.0	7.0	7.0		27.5			25.0		17.0		28.0	7.0	19.1
水温 °C	21.0	28.0	7.0	7.0	19.8	25.5	9.5	9.0	20.0		13.0		28.0	7.0	15.9
透視度 cm	31	14	24	13	12	16	24	9	13		35		35	9	19
pH	9.22	9.86	8.09	8.89	9.89	9.14	7.63	8.73	9.39	7.64	7.65	6.92	9.89	6.92	8.6
DO mg/l	12.2	11.5	12.4	14.5	18.5	15.6	9.46	15.7	15.6	8.26	11.9	14.1	18.5	8.26	13.3
BOD mg/l	8.9	17.3	10.4	16.6	14.1	7.92	13.8	18.1	17.2	6.02	7.42	6.6	18.1	6.02	12.0
COD mg/l	16.4	17.4	18.9	32.3	21	16.4	20.6	31.9	38	8.92	20.9	14.2	38	8.92	21.4
TOC mg/l	13.2	34.2	14	15.1	7.16	9.21	13.1	20	21.1	4.42	7.19	6.55	34.2	4.42	13.8
SS mg/l	12.5	35	26.5	50	32	25	32	45	38	10	15	6	50	6	27.3
Cl <sup>-</sup> mg/l	27	33	17	58	19.1	15.6	20.3	87.3	26.2	17	19.8	93.7	93.7	15.6	36.2
T-P mg/l	0.277	0.552	0.580	1.20	0.387	0.126	0.474	0.635	0.480	0.114	0.48	0.583	1.20	0.114	0.491
NH <sub>4</sub> -N mg/l	0.570	0.01	2.52	3.98	0.485	0.704	1.63	2.74	3.32	0.620	4.41	6.45	6.45	0.01	2.29
NO <sub>2</sub> -N mg/l	0.22	0.001	0.164	0.231	0.129	0.08	0.102	0.182	0.113	0.071	0.096	0.155	0.231	0.001	0.129
NO <sub>3</sub> -N mg/l	0.386	0.0005	0.797	0.895	0.348	0.235	0.558	0.456	0.206	0.418	0.268	0.765	0.995	0.0005	0.453
T-N mg/l	3.15	3.10	5.52	10.8	3.91	2.58	4.55	7.64	11.7	2.73	6.61	7.37	11.7	2.58	5.81
MBAS mg/l	0.320	0.050	0.300	0.350	0.284	0.075	0.139	0.332	0.190	0.01	0.385	0.402	0.402	0.01	0.236
Chl-a mg/l	85.0	203	376	1180	485	22.7	442	429	391	89.7	189	70.3	1180	22.7	330
酸素飽和度 %	141	148	106	123	205	194	86.0	140	176		117		205	86.0	144

# 淡水湖と汽水湖における 湖沼の内部生産について

安田満夫・田中賢之介・南条吉之・笈 一郎（鳥取県衛生研究所）

## 1. はじめに

湖沼の内部生産量は、植物プランクトンの増殖などによって発生するが、淡水湖と汽水湖では異なっている。

鳥取県の湖山池、中海の淡水湖の霞ヶ浦<sup>1)</sup>、諏訪湖、汽水湖の宍道湖などの水質データを使用し、植物プランクトンの増殖によって発生した COD を予測することによって内部生産 COD を算出した。内部生産 COD は淡水湖では高値であるが、汽水湖では低値であるなどの知見を得たので報告する。

## 2. リンと植物プランクトンの増殖量

内部生産 COD 算出の湖沼として、湖山池、中海と淡水湖の代表として霞ヶ浦、印旛沼、諏訪湖、北浦、琵琶湖と汽水湖の代表として宍道湖の上層水のおおむね 4 年間の平均水質について検討した。

リン当たり植物プランクトンの増殖量 (Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ ) / TP ( $\mu\text{g/l}$ )) は、富栄養化した淡水湖 (霞ヶ浦、印旛沼、諏訪湖、北浦、湖山池) は 0.861~0.635 であるが、汽水湖 (中海、宍道湖) は 0.475~0.380 と、淡水湖より低値である。また、TP と Chl-a の相関係数は、淡水湖は 0.868~0.401 で 1% と有意であるが、汽水湖は 0.348~0.135 と低値で相関関係が見られない。これらのことから、淡水湖ではリンが植物プランクトンに良く利用されているが、汽水湖ではあまり利用されていないものと考察される (図 1)。

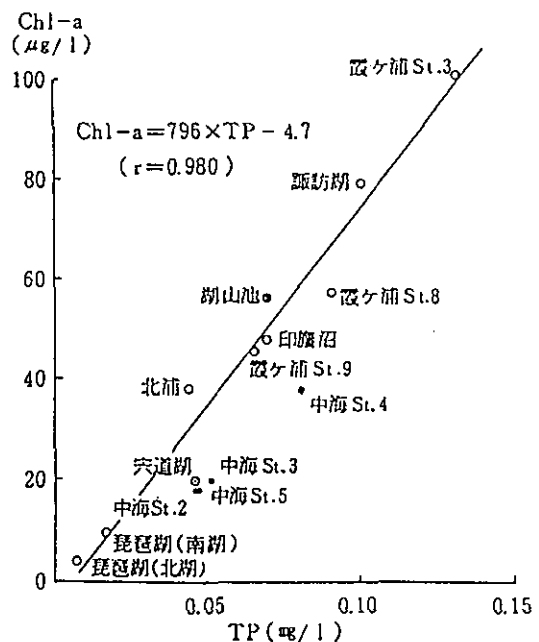


図 1 淡水湖と汽水湖の TP と Chl-a との関係



### 3. 夏期と冬期の水質汚濁

湖沼における植物プランクトン (Chl-a), COD と季節との関係を知るため増殖に条件の良い 6~9月の 4ヶ月を夏期, 条件の悪い 11~2月の 4ヶ月を冬期として, 夏期と冬期の Chl-a, COD を比較する。

Chl-a は, 淡水湖は, 霞ヶ浦が St.3 が 132 と 63 $\mu\text{g/l}$ , St.8 が 79.3 と 33.6 $\mu\text{g/l}$ , St.9が 54.3 と 33.3 $\mu\text{g/l}$ , 印旛沼が 42.4 と 35.1 $\mu\text{g/l}$ , 諏訪湖が 118 と 50.7 $\mu\text{g/l}$ , 北浦が45.2 と 34.1 $\mu\text{g/l}$ , 湖山池が 87.4 と 23.9 $\mu\text{g/l}$ と, いずれも夏期が冬期より大幅に高値である。

汽水湖は, 宍道湖が 19.3 と 17.8 $\mu\text{g/l}$ , 中海が St.2で 15.2 と 19.3 $\mu\text{g/l}$ , St.3が 18.3と 21.5 $\mu\text{g/l}$ , St.4 が 35.3 と 36.5 $\mu\text{g/l}$ , St.5 が 16.1 と 19.0 $\mu\text{g/l}$ で, 宍道湖は夏期と冬期が同定度, 中海では夏期よりやや冬期が高値を示している (図2)。

COD も Chl-a と同様な傾向を示している。

すなわち植物プランクトンの増殖量は, 淡水湖では増殖に条件の良い夏期が, 条件の悪い冬期より増殖が多いが, 汽水湖では夏期と冬期に差がない。これは, 汽水湖では夏期に植物プランクトンの増殖が抑制されているためと考えられる。

### 4. 湖沼の内部生産

湖沼の COD は, 家庭排水, 工場排水, 水田, 樹園地など湖沼の外部から流入した外部汚濁 COD と湖沼内で二次的に植物プランクトンの増殖などにより発生する内部生産 COD が考えられる。植物プランクトンは食物連鎖の生産者に当たり, 内部生産 COD のうち最大の寄与率を占め, マクロには植物プランクトンが内部生産を代表していると考えられる。

内部生産 COD は, 次の仮説に基づいて算出した。

①湖沼 COD = 外部汚濁 COD + 内部生産 COD

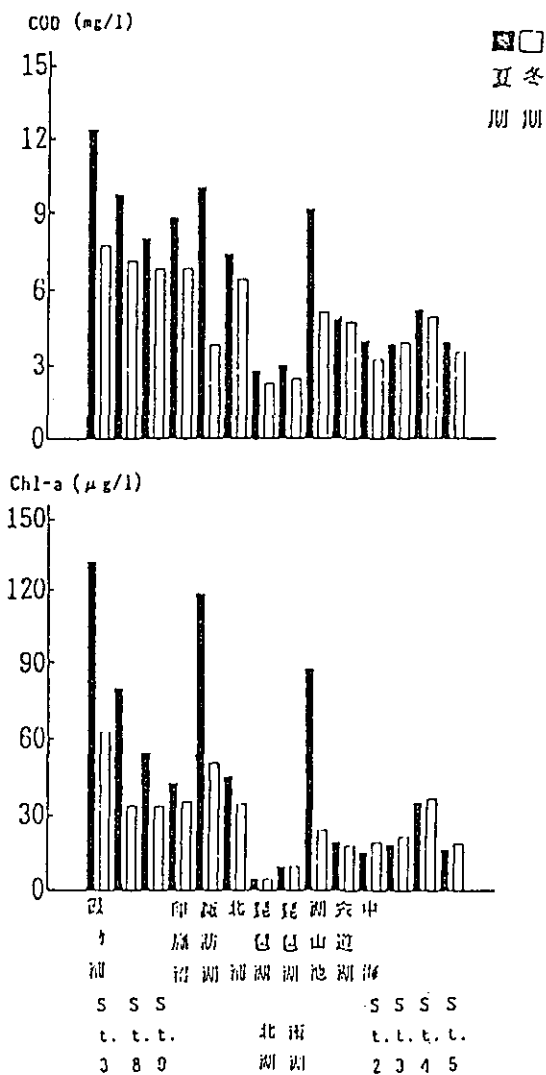


図 2 夏期と冬期の Chl-a と COD の関係

②外部汚濁 COD は、夏期と冬期は同定度である。

③夏期の植物プランクトンの増殖により発生した COD, Chl-a を  $\Delta\text{COD}$ ,  $\Delta\text{Chl-a}$ , とすれば、

$$\Delta\text{COD} = (\text{夏期 COD}) - (\text{冬期 COD})$$

$$\Delta\text{Chl-a} = (\text{夏期 Chl-a}) - (\text{冬期 Chl-a})$$

の関係がある。

淡水湖の 6湖沼 9 地点の  $\Delta\text{COD}$  と  $\Delta\text{Chl-a}$  から回帰式

$$\Delta\text{COD} = (\text{湖沼 Chl-a}) \times 0.063 + 0.52$$

( $n=9$ ,  $r=0.926$ ) が求められる (図 3)。

内部生産 COD と外部汚濁 COD は次式から求めた。

$$\text{内部生産 COD} = (\text{平均 Chl-a}) \times 0.063$$

$$\text{外部汚濁 COD} = (\text{平均 COD}) - (\text{内部生産 COD})$$

汽水湖 (宍道湖, 中海) について同様な方法で、回帰式

$$\Delta\text{COD} = \Delta\text{Chl-a} \times 0.058 + 0.237$$

( $n=5$ ,  $r=0.946$ ) を得た。

回帰係数 0.058 は淡水湖の 0.063 と

あまり差がないので、内部生産の算出には汽水湖でも 0.063 を使用した。

内部生産の COD と、その割合は、霞ヶ浦は St.3 が 6.3mg/l (63%), St.8 が 3.6mg/l (44%), St.9 が 2.8mg/l (38%), 印旛沼が 3.0mg/l (36%), 諏訪湖が 4.9mg/l (71%), 北浦が 2.4mg/l (36%), 湖山池が 3.6mg/l (51%), 宍道湖が 1.2mg/l (26%), 中海は St.2 が 1.2mg/l (29%), St.3 が 1.2mg/l (31%), St.4 が 2.4mg/l (46%), St.5 が 1.1mg/l (30%) である (図 4)。

すなわち、淡水湖と汽水湖を比較すれば、内部生産 COD は淡水湖 6.3 ~ 2.4mg/l, 汽水湖 2.4 ~ 1.1mg/l,

内部生産の割合は、淡水湖 71 ~ 36%, 汽水湖 46 ~ 26% と淡水湖が汽水湖に比較して大きい。特に、霞ヶ浦、諏訪湖、湖山池は内部生産が大きく、夏期の内部生産は、霞ヶ浦 St.3 が 8.3mg/l, 諏訪湖が 7.4mg/l, 湖山池が 5.5mg/l と高値を示し、内部生産の割合も 68%, 74%, 60% と非常

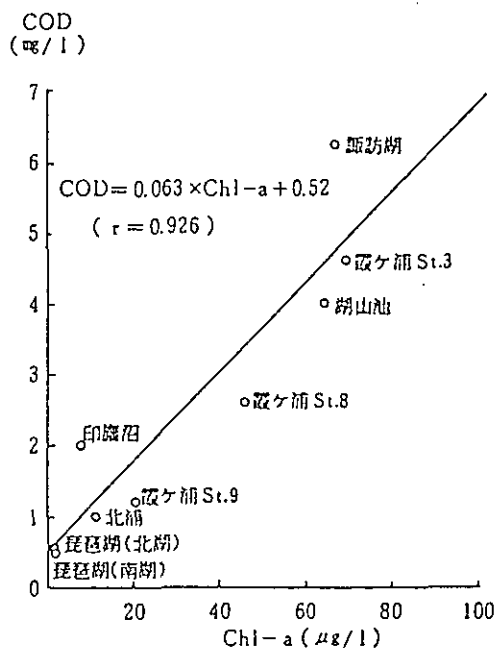


図 3 夏期の植物プランクトンによる Chl-a と COD の関係

に大きい割合を占めている。

### 5. 植物プランクトンの種類と湖沼の水質 (COD)

湖山池, 霞ヶ浦, 諏訪湖では夏期に藍藻類の *Microcystis* が優占し Chl-a, COD が高値となり, 冬期は主として珪藻類で Chl-a, COD は低値である。このためリン当たり植物プランクトンの増殖量, 湖沼の内部生産量, 内部生産の割合が夏期が冬期より高くなっている。

中海では, 赤潮プランクトンは, 渦鞭毛藻の *Prorocentrum* で春と秋から冬にかけて優占し, 夏期には衰微している。宍道湖では, 藍藻類が夏期よりむしろ冬期に優占している。このため Chl-a, COD が夏期と冬期に差が見られなくなったものと考えられる。

これらのことから植物プランクトンの種類と, 冬期と夏期の水質汚濁の相違, 湖沼の内部生産と関係が深いことがわかる。

以上のことから, 汽水湖の中海, 宍道湖が淡水湖になれば, 夏期には藍藻類の *Microcystis* が優占種として増殖し, Chl-a, COD が高値となり, 夏期の内部生産量が大幅に大きくなることが予測される。

### 引用文献

- 1) 国立公害研究所 (1988) : 霞ヶ浦全域調査資料, 国立公害研究所研究資料, Vol.33.

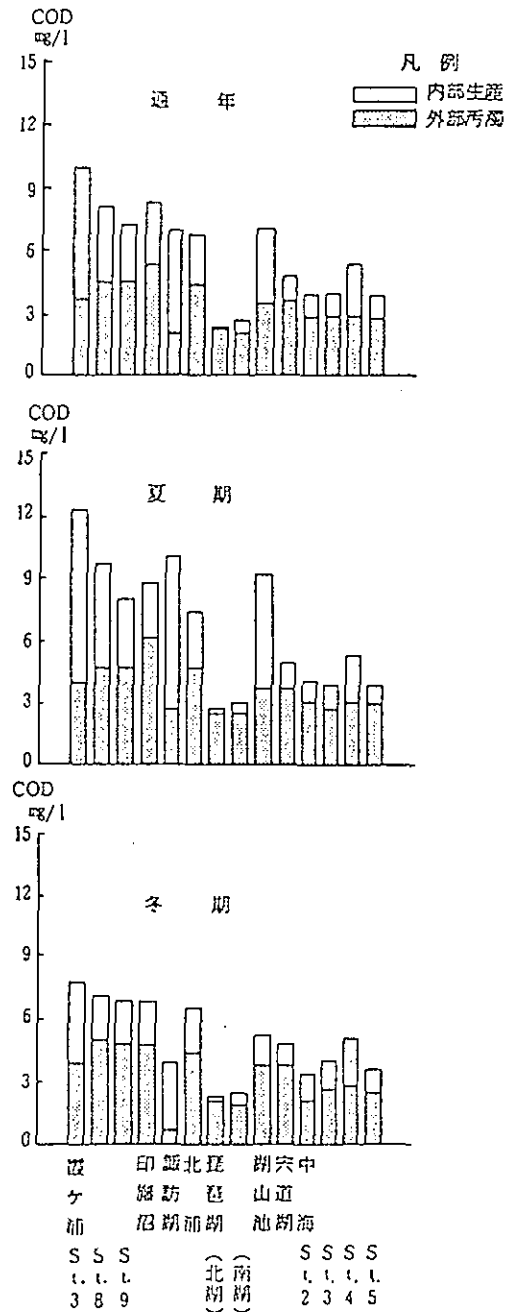


図 4 淡水湖と汽水湖の内部生産と外部汚濁

# 児島湖の水質

片山靖夫（岡山県環境保健センター）

児島湖は岡山県南部の児島湾を干拓農地（5,100ha）の農業用水確保および塩害防止の目的で、昭和34年2月に締切ることにより出来た人造湖である。昭和46年5月には環境基準類型Bがあてはめられている。しかし、児島湖は淡水化後急速に水質汚濁が進行し、ホテイアオイの異常発生、アオコの多発がみられるようになり、環境基準はほとんど達成されず、全国有数の汚濁湖沼となっている。昭和60年12月には湖沼水質保全特別措置法に基づく指定湖沼として琵琶湖などとともに指定された。現在、水質保全計画に基づき水質浄化が図られている。

## 1. 児島湖の諸元

児島湖は面積1,088haの人造淡水湖で、総貯水量2,600万 $m^3$ 、有効貯水量1,700万 $m^3$ 、平均水深1.6m、滞留日数29日である。湖水は2ヶ所のヒ門により水位の調節がなされている。主な流入河川には倉敷川、笹ヶ瀬川があり、児島湖の流域面積は544 $km^2$ である。流域人口は岡山市、倉敷市を中心に約60万人であり、貯水量100万 $m^3$ 当り33,300人、流域面積1 $km^2$ 当り1,090人と高く、指定湖沼でも手賀沼、印旛沼について多い。

## 2. COD, T-N, T-P

児島湖のCOD（表1）は笹ヶ瀬川河口部でやや低い傾向もみられるが10 $mg/l$ と環境基準値5 $mg/l$ の2倍である。CODの経年変化はあまりなく10 $mg/l$ 程度の高濃度で推移しており、水質浄化はみられない。

表 1 COD の経年変化

（単位：mg/l）

測定地点	S46	S50	S55	S60	S61	S62	S63	H元
笹ヶ瀬川 河口部	9.0	10	7.9	10	9.7	10	8.5	8.6
倉敷川 //	10	11	10	12	11	13	11	10
湖 心	10	12	9.9	10	10	10	10	10
樋 門	11	12	9.8	10	10	11	10	10

（注）1 S46年数値はアルカリ法である。

2 数値は75%値である。

T-N, T-P (表2) は流入河川部で高いが湖心では T-N: 1.8mg/l, T-P: 0.21mg/l と児島湖の基準値 T-N: 1mg/l, T-P: 0.1mg/lの 2倍程度も高くなっている。T-N は昭和55年度から 10年間 2 mg/l前後で推移しており変化はみられない。T-P は昭和60年度以降濃度にほとんど変化がみられないが、昭和55年度に比較して明らかに低下している。この原因としては洗剤の無りん化、し尿処理施設などの脱りんによるものと考えられる。

児島湖の汚濁発生負荷量は昭和60年度 COD: 13.9t/日, T-N: 3.6t/日, T-P: 0.46t/日であり、その大半は生活排水によるものである。

表 2 T-N, T-P の経年変化

T-N (単位: mg/l)

測定地点	S55	S60	S61	S62	S63	H元
笹ヶ瀬川 河口部	2.1	2.4	2.1	2.2	2.2	2.1
倉敷川 //	2.6	2.6	2.5	2.4	2.4	2.9
湖 心	1.9	1.9	2.0	1.9	1.9	1.8
樋 門	1.7	1.9	1.8	1.8	1.8	1.7

T-P (単位: mg/l)

測定地点	S55	S60	S61	S62	S63	H元
笹ヶ瀬川 河口部	0.30	0.23	0.23	0.22	0.21	0.21
倉敷川 //	0.49	0.30	0.32	0.30	0.30	0.34
湖 心	0.31	0.20	0.21	0.22	0.19	0.21
樋 門	0.26	0.19	0.21	0.24	0.19	0.20

(注) 数値は年度平均値

### 3. AGP

児島湖の富栄養化の進行状態を把握する目的で AGP (藻類潜在生産能力) の測定を行った。

調査は図1に示す笹ヶ瀬川河口 (St.1), 倉敷川河口 (St.2), 湖心 (St.3), ヒ門 (St.4), 湖南 (St.5) の 5地点について、1988年度, 1989年度に行った。

AGP の測定は下水試験法に準じてオートクレーブで分解した試水に前培養した Selenastrum

表 3 1987年度 AGP 測定結果

(単位: mg/l)

項目	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	平均	
春期	AGP	19	7.0	12	9.1	5.2	10.5
	T-N	3.0	3.7	3.7	3.1	3.2	3.3
	T-P	0.19	0.20	0.21	0.24	0.35	0.24
夏期	AGP	20	15	10	8.1	6.3	11.9
	T-N	2.5	2.3	2.3	2.3	1.7	2.2
	T-P	0.16	0.27	0.31	0.34	0.31	0.28
秋期	AGP	15	4.6	13	14	13	11.6
	T-N	1.4	1.2	1.8	1.1	1.3	1.4
	T-P	0.14	0.14	0.11	0.10	0.14	0.13
冬期	AGP	69	86	16	21	16	41.6
	T-N	2.9	3.9	2.1	2.0	2.0	2.6
	T-P	0.24	0.40	0.18	0.16	0.17	0.23

表 4 1988年度 AGP 測定結果

(単位: mg/l)

項目	St.1	St.2	St.3	St.4	St.5	平均	
春期	AGP	26	33	15	10	5.4	17.9
	T-N	2.6	3.1	2.1	1.4	1.2	2.1
	T-P	0.31	0.38	0.29	0.22	0.22	0.28
夏期	AGP	19	22	12	11	9.2	14.6
	T-N	1.8	2.3	1.3	2.3	1.5	1.7
	T-P	0.24	0.42	0.28	0.34	0.44	0.34
秋期	AGP	25	22	18	17	19	20
	T-N	2.1	2.7	2.0	1.9	2.0	2.1
	T-P	0.15	0.22	0.14	0.13	0.16	0.16
冬期	AGP	22	30	30	29	26	27
	T-N	1.5	1.6	1.1	1.3	1.2	1.3
	T-P	0.22	0.36	0.21	0.23	0.23	0.25

*capricornutum* を接種後、2週間培養後の菌体の増殖量により、全窒素および全リンの測定は告示の方法によって行った。

1) 湖水の AGP

表3及び4に示すように1987年度の湖内平均 AGP は春期10.5mg/l、夏期 11.9 mg/l、秋期11.9mg/l、冬期41.6mg/l であり、冬期は約 4倍高くなった。調査地点については河口部の St.1, St.2 の AGP が高く、とくに冬期に69mg/l, 86mg/lと著しく高かった。St. 5 は比較的低く春、夏期には10mg/l以下であった。湖心 (St. 3) の AGP は10-16mg/lであった。

1988年度の湖内平均 AGP は春期 17.9 mg/l、夏期14.6mg/l、秋期20mg/l、冬期 (3月) 27mg/lであり、前年同様冬期に高かった。調査地点別では河川部の AGP が高かった。湖心 (St.3) の AGPは12-30 mg/l、湖南 (St.5) では5.4-26mg/lと比較的低かった。

2年間の湖内平均AGPおよび湖心のAGPは10mg/l 以上であり、児島湖は富栄養湖 (10mg/l 以上) に属していた。

2) 制限栄養塩の推定

栄養塩添加による1989年 3月 St. 3 (湖心) の AGP の結果を図2に示す。試水の AGP は29mg/lであったが窒素を 2mg-N/l添加した AGP は43mg/lと約40%増加したが、りんを0.2mg-P/l添加した場合29mg/lと変わらなかった。窒素およびりんを添加した場合には AGP は45mg

/lとなり、窒素のみの添加とほとんど変わらなかった。栄養塩添加によるAGP から児島湖の制限栄養塩は窒素であることが推定され、富栄養化対策としてはりん削減だけでなく窒素削減が重要である。

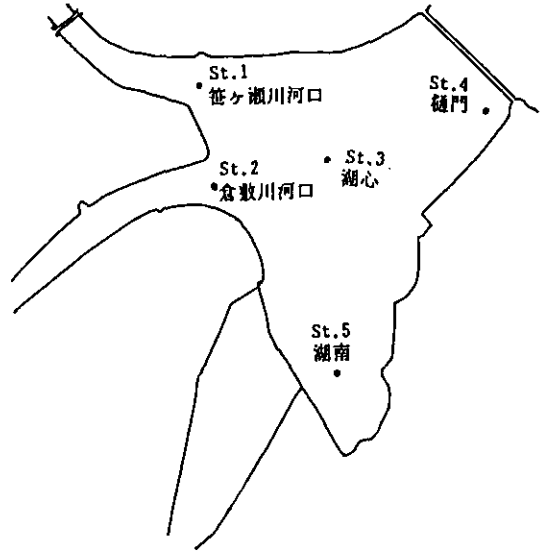


図 1 調査地点

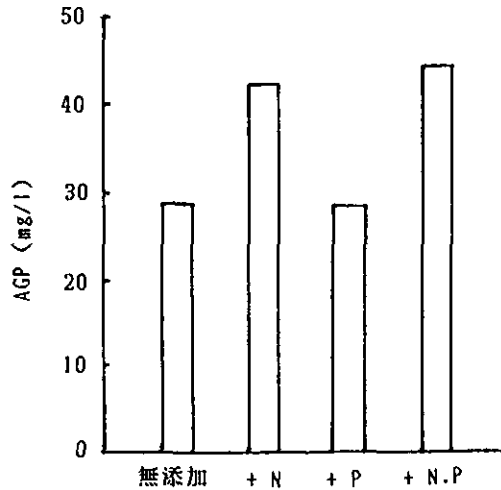


図 2 栄養塩添加による制限栄養塩の推定 (St.3)

# アオコの優占培養に対する 米ぬか抽出液の効果

相崎守弘（水質土壌環境部）・青山莞爾（東邦大学）

## 1. はじめに

アオコは、富栄養化した湖沼では毎年のように大発生している所も多いが、実験室での培養はかなりむずかしく、また屋外で任意に優占種とさせる試みはあまりなされていない。富栄養化した湖沼でアオコが優占種となる機構については、これまで多くの研究がなされてきた。高村（1989）が整理した結果では、アオコが優占する湖沼は栄養塩濃度が高く（だいたい、全リン濃度  $80 \text{ mg m}^{-3}$  以上、全窒素濃度  $500 \text{ mg m}^{-3}$  以上）、水深 13 m 以下の湖沼で、水温が  $17^\circ\text{C}$  以上の場合に限られている。しかしながら、これらの条件が満たされた湖ではアオコが必ず優占種になるかという点必ずしもそうではない。アオコの発生には N, P 以外の要因が強く関与していると考えられる。

本研究ではアオコの増殖に対する有機物の効果を検討した。いくつかの有機物について検討したところ、米ぬかの熱水抽出液にアオコの増殖を促進させる効果があることが明らかになったので報告する。

## 2. 方法

### 2.1 培養実験

実験室における培養実験において米ぬか抽出液の効果を調べた。実験には霞ヶ浦から分離したミクロキスティス・エルギノーサを用いた。用いた株は単藻培養株であるが無菌株ではない。また、はっきりとしたコロニーを形成する株である。培養液は鉄の影響を検討した実験では中禅寺湖の湖水に、 $\text{NH}_4\text{NO}_3$  (N:  $4.60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ),  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  (P:  $0.46 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) を添加したものを基礎培地として用いた。鉄の形態の影響を調べるために  $\text{FeCl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$  (Fe:  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), クエン酸鉄 ( $3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ), Fe-EDTA ( $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) を添加した培地を作った。米ぬかの影響を調べるために、米ぬか 20 g を 1 リットルの純水で抽出し  $0.4\mu$  のヌクレオポアフィルターで濾過した濾液を  $1 \text{ ml}\cdot\text{l}^{-1}$  になるように添加した。分子量分画により有効成分の存在する画分を検討した実験では霞ヶ浦の除濁湖水に上記度同様の窒素、リン及び塩化鉄を添加したものをベースとして用いた。分子量分画は  $0.4\mu$  以下の濾液の他に限外濾過フィルター（東洋濾紙 Co.）を用いて、分子量 2万以下、1000 以下の口液を調整した。試験結果に対するベースとする湖水の影響が大きなことから合成培地の検討を行ったが、そのときの培養液の組成は以下の通りである。MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, 75 mg; CaCl<sub>2</sub>·H<sub>2</sub>O, 40 mg; Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, 10 mg; NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-N, 4.6 mg; KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>-P, 0.46mg; FeCl<sub>3</sub>-Fe, 0.5mg 以上のものを超純水 1 リットルに溶かしたものを基礎培地とした。米ぬか抽出液の効果を調べるためには上記



の  $0.4\mu$ 以下の口液を  $1\text{ml}\cdot\text{l}^{-1}$ の濃度になるように添加した。

実験は 2~3リットルの三角フラスコに上記培地を入れ、抜き取りで行った。培養は  $25^\circ\text{C}$  の実験室でロータリーシェイカーによる攪拌をおこないながら、14 時間光照射、10 時間暗の条件で行った。光照射はリフレックスランプを用い、2500~3000ルクスの条件で行った。

## 2.2 屋外実験池における実験

基本的には前報（相崎ほか，1990）と同様な方法で行った。実験条件は1988年の実験でマイクロキスティスが増殖してきた条件を基本に鉄の形態の影響を調べるためにクエン酸鉄と塩化鉄とを比較した。実験条件を表1に示す。実験は1989年 7月19日より開始した。実験開始時に霞ヶ浦高浜入りで採取したプランクトンネットで濃縮したマイクロキスティスを各池に 15 リットルずつ添加した。また、実験途中でマイクロキスティスが消滅してしまったところから 8月23日及び 9月12日に土浦港から採取した濃縮アオコ10リットルずつを再添加した。また実験当初は添加しなかったが、アオコの増殖が思わしくなかったところから 9月 7日に各池へ EDTA を  $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の濃度になるように添加した。

表1 屋外実験池アオコ優占培養実験条件（1989年）

池 No.	滞留時間	P ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ )	N ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )	米ぬか	クエン酸鉄	$\text{FeCl}_3\text{-Fe}$
P 1	20	0.46 mg/l	4.60 mg/l	730 g/EP	3 mg/l	- mg/l
P 2	20	0.46	4.60	730	3	-
P 3	20	0.46	4.6	-	3	-
P 4	20	0.46	4.6	730	3	-
P 5	20	0.46	4.6	730	-	0.5
P 6	20	0.46	4.6	-	-	0.5

○ 米ぬかは 20 g/l の熱水抽出液を原液として、1 ml/l の濃度。

○ 米ぬか、クエン酸鉄、塩化鉄は 2 - 3 日に 1 回添加

○ 9月7日以降、各池へ EDTA を  $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  の濃度になるように添加した。

### 3. 結果

#### 3.1 ミクロキスティスの増殖に対する米ぬか抽出液の効果

ミクロキスティスの増殖に対する各態の鉄の影響（図1）と各態の鉄と共存させて米ぬか抽出液の効果（図2）を調べた。米ぬかも鉄も加えない場合には、ミクロキスティスの増殖はほとんど見られず、米ぬかだけを添加した場合には増殖はみられたがその速度、最大現存量とも低く、鉄の供給が必須であることが判明した。塩化鉄に比べクエン酸鉄は、米ぬか無添加では増殖速度、現存量とも高くなったが、米ぬか抽出液を添加した場合には、両者とも差がなくよく増殖した。EDTA 鉄は前 2 者に比べ利用されにくいためか、増殖速度現存量とも低かった。いずれにしても、ミクロキスティスの増殖速度及び最大増殖量とも米ぬか抽出液の添加の効果がみられた。

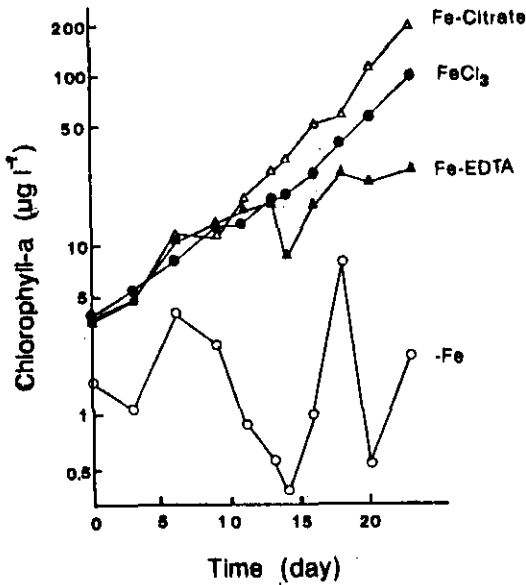


図1 ミクロキスティスの増殖に対する各態の鉄の影響

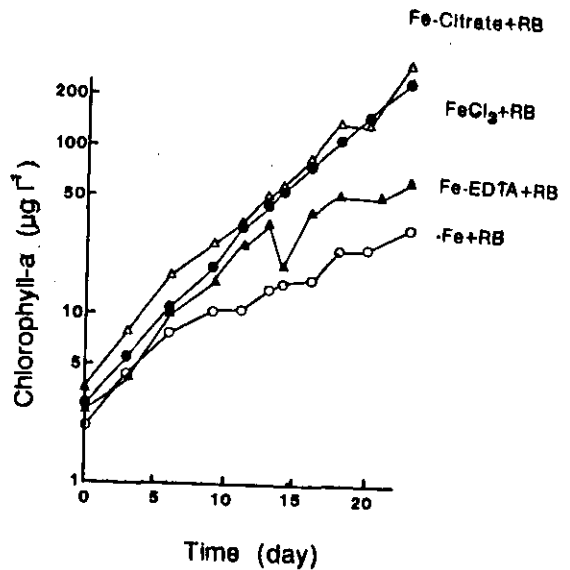


図2 ミクロキスティスの増殖に対する鉄と米ぬか抽出液の影響

図3に米ぬか抽出液を限外濾過によって分子量分画し、どの画分に有効成分があるかを検討した結果を示す。10月25日に開始した実験では（図3-a）、コントロールおよび分子量1000>の画分の米ぬか抽出液を添加した培地に比べ、 $0.4\mu$ >および分子量2万>の画分の米ぬか抽出液を加えた培地でのミクロキスティスの増殖速度、最大現存量とも高く、明らかに分子量2万以下と1000以上の画分に有効成分があると推定された。しかしながら、11月21日に開始した実験（図3-b）ではコントロールに対する各画分の米ぬか抽出液の効果は明らかにみられたが、分子量1000>の画分でも他の画分と同程度の増殖速度及び最大現存量がみられ、前回と異なった結果と

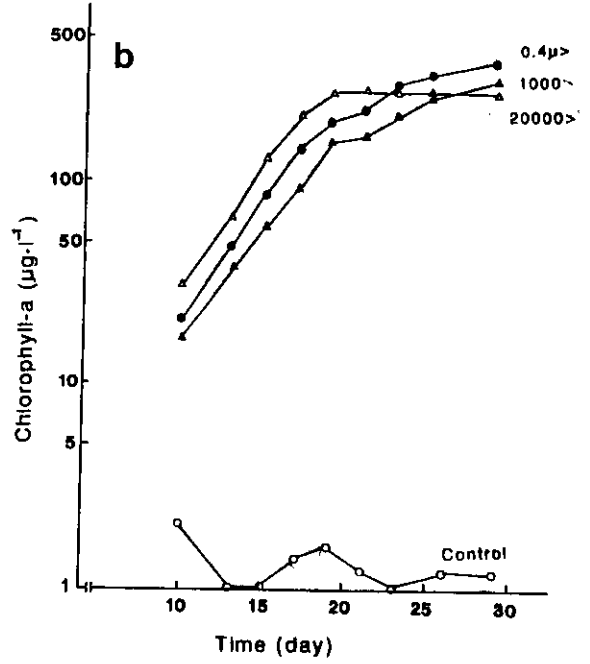
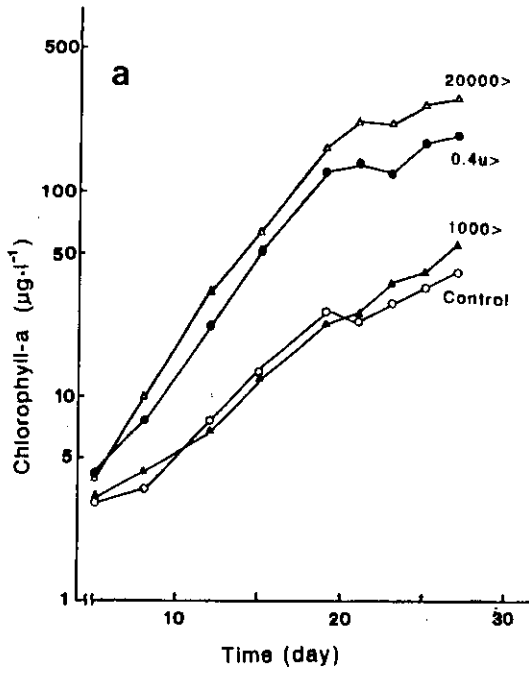


図3 米ぬか抽出液の各画分のマイクロキスティスの増殖に対する影響  
 a、10月25日実験開始； b、11月21日実験開始

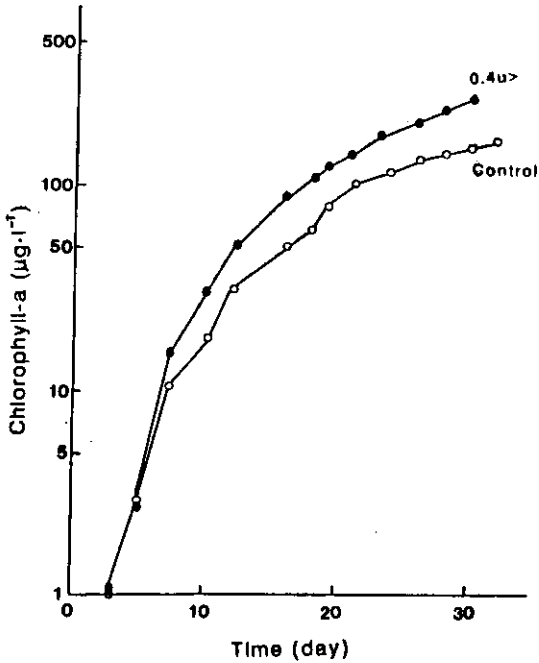


図4 合成培地でのマイクロキスティスの増殖

なった。このような実験は何回か繰り返して行ったが、有効成分が分子量 2 万以下の画分にあることはほぼまちがいないと考えられるが、2 万と千の間にあるのか、千以下にあるのか、また両方にあるとしてその効果が同じなのか異なるのか等についてはまだ明らかではない。

前述したごとく、ベースとして用いる湖水により実験結果がかなり変動するところから、合成培地の検討を行った。結果の一部を図 4 に示す。図から明らかなごとく、米ぬか抽出液を添加しない基礎培地だけでかなりよい成長を示し、米ぬか抽出液の添加効果が明瞭ではなかった。実験は数回繰り返したが毎回同様な結果が得られた。中禅寺湖の湖水でも鉄の添加だけでかなりよい成長を示しており、きれいな湖水では米ぬかの抽出液を加えなくてもよく成長することが明らかになった。これらの結果から、湖沼によってはアオコの生育を抑制する抑制物質が存在し、その抑制物質の効果をマスクするのに米ぬか抽出液が有効であることが推測された。霞ヶ浦や牛久沼でもアオコの成長抑制物質の存在が推測されており（矢木ほか，1989）このような成長抑制物質の存在はかなり一般的なものと推測される。

### 3. 2 屋外実験池におけるアオコの優占培養

図 5 に 40  $\mu$  以上の分面のクロロフィル-*a* 濃度の変化を、図 6 にマイクロキスティスの個体数の変化を示す。各池ともマイクロキスティスは増殖してこず、8 月中旬には緑藻のセネデスムスを中心とする大型藻類が増加した。この時は各池とも pH が 10 以上と高かったことから、pH を 9-10 程度に調節して、8 月 23 日に集積アオコを各池に再び加えた。しかし各池ともマイクロキスティスは速やかに消滅し、9 月初旬にはほとんどなくなってしまった。そこで、各池に EDTA を 0.2 mg/l の濃度になるように加え、9 月 12 日に再び集積アオコを再度添加した。その結果 P 1 の池ではマイクロキスティスが増殖し、40  $\mu$  以上のクロロフィル-*a* 濃度で 160  $\mu$ g/l と増加がみられ、10 月いっぱいアオコ状態を維持し、霞ヶ浦における挙動と近い状況が再現できた。塩化鉄を加えた P 5 の池でも、若干増加がみられたが、10 月初旬にはほぼ消滅した。そのほかの池では、ほとんど増殖せず速やかに消滅した。

以上の結果から、米ぬか抽出液はマイクロキスティスの増殖を促進することは確かめられ、またマイクロキスティスがアオコ状態となるためには、何等かの有機物が必要であることが明らかとなった。

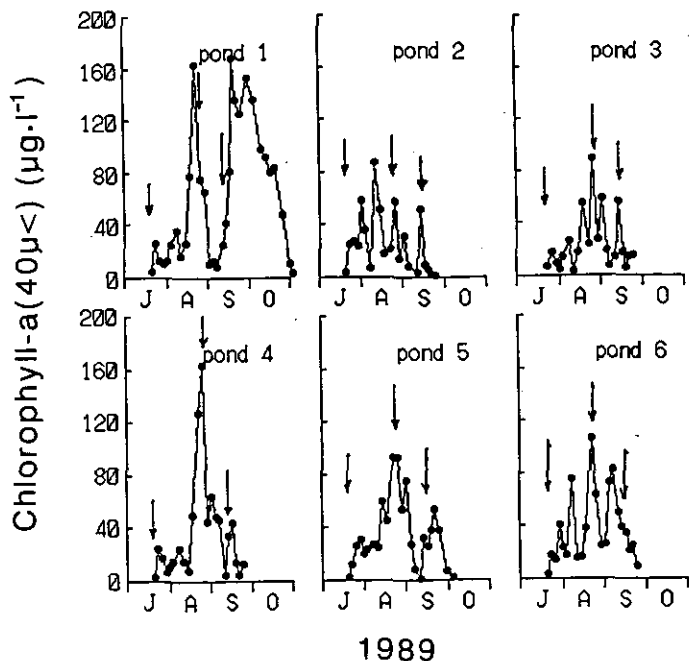


図5 屋外実験池における40 µ以上の分画のクロロフィルー a 濃度の変化。  
矢印は霞ヶ浦から採取した集積アオコの添加した時を示す。

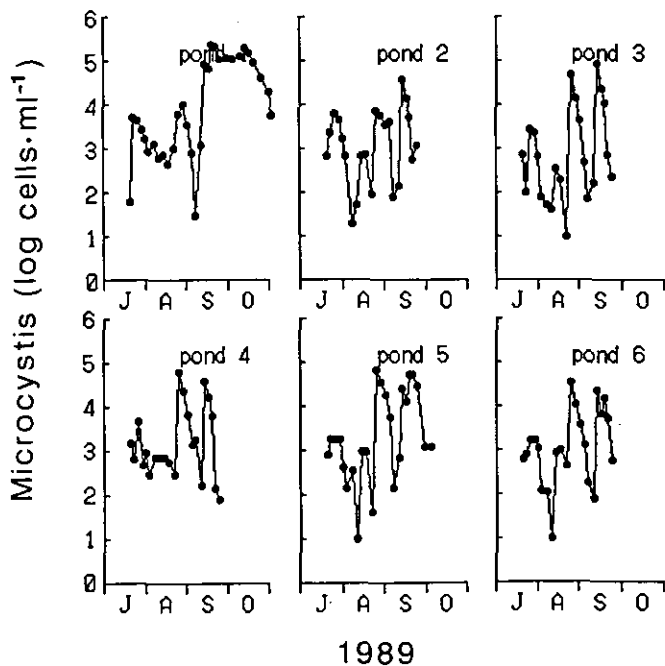


図6 屋外実験池におけるマイクロシスティスの個体数の変化。

## 引用文献

- 相崎守弘・河合崇欣・青山莞爾（1990）：アオコの優占培養に関する研究．国立公害研究所資料，F-16-'90/NIES，73-85．
- 高村典子（1988）：ラン藻による水の華，特に *Microcystis* 属の生態学的研究の現状．藻類，36，65-79．
- 矢木修身・大久保紀男・富岡典子・岡田光正（1989）：牛久沼における藻類増殖の制限物質．陸水学雑誌，50，139-148．

# 霞ヶ浦におけるラン藻類発生指標としての フィコシアニン濃度

大槻 晃 (東京水産大学)

## 1. はじめに

富栄養な湖沼の夏季に異常発生するラン藻類のうちある種は強い毒性物質を含有することが報告されて以来、上水源として利用されている湖沼・貯水池ではその発生を出来るだけ早期に検知する必要が生じている。しかしながら、植物プランクトンの種の同定、全植物プランクトン中の何割をそれらの種が占めるか推定するには高度な専門的知識と多大な時間を必要とする。

本研究では紅藻、ラン藻、ある種のクリプト藻のみに存在し、細胞中の可溶性蛋白の60%以上を占めると言われている光合成補助色素の一つであるフィコビルン蛋白色素の一つ、フィコシアニン色素を取り上げ、ゲルろ過高速液体クロマトグラフィー (HPLC) を用いて分離し、高感度な蛍光検出による定量法を確立し、それを応用して霞ヶ浦湖水試料にてフィコシアニン色素濃度の季節変動を調べた。さらに全植物プランクトン中のラン藻類が占める割合を推定可能かどうかを検討した。

なお、淡水湖では紅藻の存在および夏季におけるクリプト藻のブルームも報告されていない。

## 2. 材料と方法

フィコシアニン・フィコエリトリン色素の測定条件の検討には、霞ヶ浦高浜入で夏季に採取し、凍結乾燥した *Microcystis* sp. と本学育成学科三浦研究室より入手したスサビノリを用いて行った。

フィコビルン蛋白色素の抽出には 10mM リン酸緩衝液 (pH 7.0) を用い、3°C暗所で一晩静置抽出した。さらに上澄みをゲルろ過 HPLC に注入して分離蛍光検出した。シグマ社から購入した標準化合物をもとに検量線を作成し定量した。

用いたカラムは TSK SW2000 または SW3000、移動相は 10mM リン酸緩衝液 (pH 7.0)、流速は  $1\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$ であった。フィコシアニンの検出には励起波長 605nm、蛍光は長波 638nm を用いた。

霞ヶ浦試料は'89年 4月より11月にかけて10地点で採取し、セストンを Whatman GF/C フィルター上に集め、冷凍保存した。フィルター試料から初めにリン酸緩衝液でフィコビルン蛋白色素を抽出し、リン酸抽出液を取り除いた後、さらにメタノールを添加し、一晩クロロフィル色素を 3°C暗所で静置抽出した分光光度計を用いて特定波長の吸光度を測定し、MacKinney の式よりクロロフィル a 濃度を推定した。さらに凍結乾燥した *Microcystis* sp. 試料のクロロフィル a 濃度対フィコシアニン色素濃度比より全植物プランクトン、クロロフィル a 濃度中のラン藻類クロロフィル a 濃度の割合を推定した。

### 3. 結果と考察

霞ヶ浦湖水試料からフィルター上に集められた植物プランクトンから抽出されたフィコビルン蛋白質色素は、ゲルろ過蛍光検出 HPLC を行うと、フィコエリトリン色素は全く検出されず、分子量の異なる少なくとも二つのフィコシアニン色素の存在が初めて確認された。最初に現れるピークの最大励起波長及び最大蛍光波長はそれぞれ 616nm, 642nm で 2番目に現れるピークは *Spirulina platensis* から抽出分離された標準物質のそれらと一致した (Exc. 610 nm, Em. 638 nm)。霞ヶ浦の夏季の試料では常に二つのピークの存在が確認され、その存在割合はピーク面積比で 1:2-1:5であった。本研究では両ピークの合計から検量線を用いて定量した。

フィコシアニンは全域で 5月より検出され始めたが、6月から 9月にかけて土浦入、湖心部ではラン藻の異常増殖は見られなかったが、高浜入全域では *Microcystis* が 6月から 9月にかけてクロロフィル-a濃度が  $220\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  以下でフィコシアニン濃度が  $5,000\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  以下の間では両者には良い直線的な関係 (相関係数 0.91) が見いだされ、さらにフィコシアニン濃度が増加してもクロロフィル-a濃度はそれ以上に増加しないという結果が得られた。

凍結乾燥した *Microcystis* のフィコシアニン濃度とクロロフィル-a濃度比 (約20) を用いて高浜入における全クロロフィル-a濃度の何割をラン藻のクロロフィル-aが占めるか推定することを試みた。その結果、St-1, 2ではラン藻が 100% を超えるケースも現れたがその原因はフィコシアニン濃度が  $5,000\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  であった。



## 東京湾における青潮に関する研究 II

—無酸素水塊形成過程における底泥と底層水中の物質代謝について—

○田中秀之（株式会社 環境研究センター），相崎守弘（水質土壌環境部）

田井慎吾（株式会社 環境研究センター），北村 博（日本大学・生産工学）

### 1. はじめに

東京湾の表面積は1,200km<sup>2</sup>で平均水深は17mである。浦賀水道付近の湾口部では、湾幅が極端に狭くなっており、また湾が屈曲している為外洋との水の交換が極めて悪く、典型的な閉鎖性海域となっている（図1）。東京湾の背後には人口 2,400万人の首都圏が存在し、首都圏からのリン、窒素および有機物（COD<sub>Mn</sub>として）の流入負荷は各々、30.3 ton/day, 334.4 ton/day および396.0 ton/dayと算出されており（矢部, 1987），赤潮の発生が恒常的に見られる過栄養海域である（佐藤, 1987）。

東京湾の内湾奥部において、1963年頃から”青潮”とよばれる現象が観察されている（風呂田, 1987）。近年、青潮現象はアサリの養殖をはじめとする沿岸漁業に多大な被害を及ぼすことから、深刻な社会問題に発展している（風呂田, 1984）。青潮現象は夏から初秋にかけて発生し、とくに9～10月にかけて頻繁に発生し、海面が白濁を帯びた青緑色を呈し、発生時には辺りに硫化水素臭が漂う。この現象は、過去に駿河湾、大阪湾でも発生が確認されたことがあるらしいが、発生が毎年確認されているのは日本では東京湾以外に報告はない。青潮現象は東京湾の北東部に位置する千葉県の子西市から千葉市までの限られた沿岸域でのみ発生が認められ、とくに船橋港付近で多発している。最近になってドイツのキール湾でまったく同様な現象が観察されており、強い離岸風が1～2日間吹いた後に底層に形成された無酸素水が湧昇し、海水表面は白濁した青色を呈する。同時に発生海域周辺に硫化水素臭を伴い、魚類や底生生物に被害を及ぼすと報告されている（Kils et al, 1989）が、発生機構等についての詳細は報告されていない。

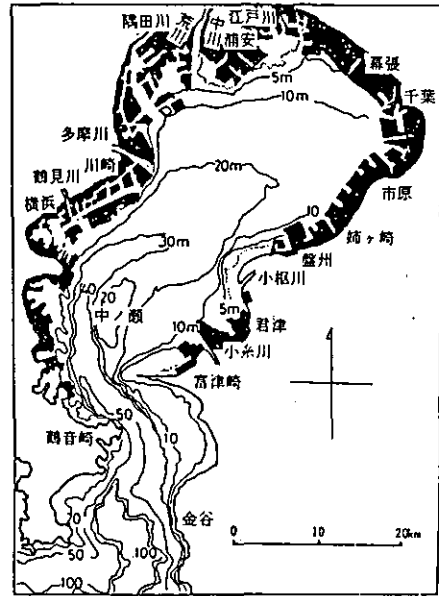


図 1 東京湾の地形図(図中の黒色部分は埋め立てられた浅瀬帯)。[松川(1987)より引用]

青潮現象は以下の3段階で説明することができる。第1段階は湾底層での無酸素水塊の形成、第2段階は離岸風（東京湾では陸から沖合いに吹く北東ないし北北東の風）等による底層水の表層への湧昇、第3段階は青潮特有の海面における着色に至る過程である（相崎ら、1990）。

無酸素水の湧昇過程について大坪ら（1987）は無酸素水塊の湧昇は離岸風的作用によるものだけでなく、内部セイシュによる底層水のせり上がりによっても起きることを鉛直2次元モデルにより理論的に証明しているが、いずれにしても底層水の湧昇は物理的作用によるものであると考えられる。

青潮現象はその名の通り海面水が青白色を呈する。このことから、青潮水の水色に関する報告は比較的多い。太田ら（1987）は青潮水の反射スペクトルと水中照度の測定結果から、いずれもスペクトル極大が長波長側へシフトし反射効率が大きいことを確認し、表層濾過海水の吸収スペクトルは400 nm付近に顕著な吸収極大を示すことから青潮水の水色は粒子による散乱効果が影響していると推測している。さらに富永ら（1988）は現場海水を用いた室内実験において、硫化水素の酸化過程を光学的に追跡したところ、可視領域において硫黄粒子と多硫化物イオンの特徴的なスペクトルが確認されたことから、青潮現象における海水表面での着色は、底層水が表層に湧昇する際、無酸素水塊中に多量に含有する硫化物がオートオキシデーションされて生成する硫黄粒子と多硫化物イオンの光散乱に起因するものと推測している。また平石ら（1987）は青潮水中の懸濁物をヌクレポフィルター（孔径0.2  $\mu\text{m}$ ）により濃縮した後に、得られた懸濁物をシェークロス溶液に拡散し吸収スペクトルを測定したところバクテリオクロフィルcの存在が確認されたこと等から電子供与体として硫化水素を用いる光合成緑色硫黄細菌の関与も指摘している。しかし、青潮水中における緑色硫黄細菌数は高々10 CFU/mlのオーダーでしか検出されなく（田中、未発表）、青潮水の着色との関連については明らかでない。いずれにしても青潮水の水色源には無酸素水塊中で硫酸塩還元細菌により生産される硫化水素と密接な関係があることが容易に推測されるが、青潮現象と硫酸塩還元細菌の関連について詳細に述べた報告は見ることができない。

## 2. 研究目的

本研究は1988年から実施しており、青潮の発生源となる無酸素水塊形成メカニズムを微生物学的な側面から明らかにすることを目的としている。現在までに演者らの行った調査から以下の事実が明らかとなっている。①安定な成層状態にある水域では躍層以深に無酸素水塊が形成され、底層水における呼吸（酸素消費）速度は0.55~1.85  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$ である。②無酸素水塊中には硫酸塩還元細菌が $10^3\sim 10^4$   $\text{mpn}/\text{ml}$ のオーダーで存在し、海水の着色の有無（青潮あるいはスミ潮）に関わらず無酸素水塊の湧昇時においても、表層水の硫酸塩還元細菌は無酸素水塊中と同様、非常に高いオーダーで検出される。また、嫌気性従属栄養細菌も硫酸塩還元細菌と同様な分布変動が観察された（田中ら、1988）。③好気性細菌による有機物分解活性が低下した水塊において、

表層（生産層）から供給されるセストンはほとんど分解されずに底泥に堆積する。また、底層水の無酸素状態になる頻度が高い地点ほど底泥表層における脱水素酵素活性は高く、硫酸塩還元細菌も高い菌数で分布することが明らかとなった（田中ら，1989）。これらの事実から青潮発生およびその発生源となる無酸素水塊の形成に嫌気性細菌→硫酸塩還元細菌における物質代謝が重要な役割を担っており、特に底泥の果たす役割は重要であると考えられる。したがって、青潮の発生源となる無酸素水塊の形成に係わる底泥の役割と底泥中および底層に形成された無酸素水塊中における硫酸塩還元細菌の挙動を把握する必要がある。本発表では、底泥表層の酸素消費量と硫酸塩還元細菌数の時期的変動と現場海水を用いた室内でのセストンの嫌気分解実験等の結果から無酸素水塊の形成過程における物質代謝について考察する。

### 3. 方法と材料

#### 3.1 調査地点および採水方法

図2に調査位置を示す。Stn. A, BおよびCの3地点を設定し、1989年5月から10月までの期間において、原則として月に1度の頻度で調査を実施した。Stn. A, BおよびCにおける最大水深は各々12, 17および11mである。図3にStn. A付近の地形の概略を示す。船橋航路付近は最も青潮が多発している海域である。Stn. Aを設定した航路の地形的な特徴として、水深5mのところをさらに7mも深く掘り下げた地形となっており、船橋港から湾心部に幅300m、長さ5km程度の溝状の航路が直線的に伸びている。航路部の水域では、水深5mを境に上層水と下層水の循環が起こり難く上層から酸素が供給されず、底層部では無酸素水塊が形成され易い構造となっている。

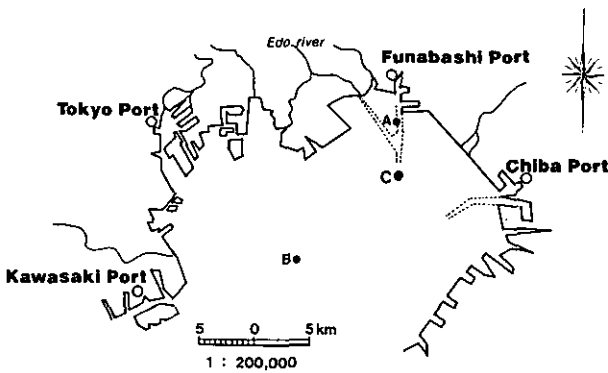


図 2 調査位置

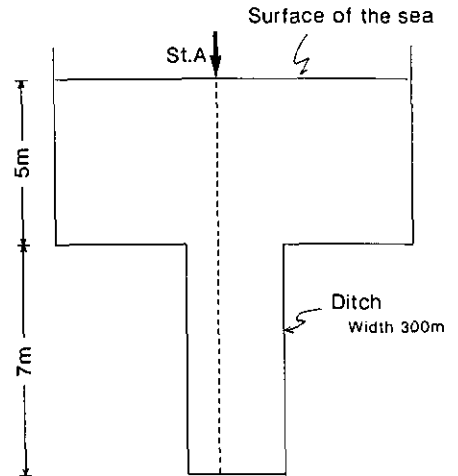


図 3 Stn. A付近の海底の概略

以上の各地点で表層(約0.5m)から底泥直上1 mまでの5水深において、20l容バンドーン型採水器により海水試料を採取した。細菌試験用試水はオートクレーブ滅菌済みスクリュウキャップ付きガラス瓶に出来るだけ空気が接触しないように分注し、氷冷保存して速やかに実験室に持ち帰り、直ちに培地への植え付けを行った。底泥試料は重力式コーサンプラーにより採取し、速やかに実験室に持ち帰り、底泥表層(0~2cm)をスパッテルにより分取し、均一とした後に各実験に供した。

### 3.2 水質の測定および分析方法

海水の水温、塩分濃度、pH および溶存酸素(DO)濃度は現場において多成分水質測定装置(鶴見精機製)により測定した。採取した海水中の $PO_4$ -P、DTP、TP、 $NO_2$ -N、 $NO_3$ -N、 $NH_4$ -N、およびDTNは大槻ら(1979)の方法に準じてテクニコン社製オートアナライザーAAII型により測定した。

### 3.3 細菌試験方法

細菌試験は好気性従属栄養細菌(HTBと省略する)、嫌気性従属栄養細菌(AHTBと省略する)および硫酸塩還元細菌(SRBと省略する)について海水試料、底泥試料ともに計数を行った。HTBは平板寒天を用いた表面塗抹法、AHTBおよびSRBはMPN(5本)法により計数した。HTBはZoBell 2216E培地(ZoBell, 1952)を用い、暗条件下で20°C、2週間培養した後に平板上に出現したコロニーを計数した。AHTBの計数に用いた培地はZoBell 2216E培地を一部改編した組成の液体培地を用いた。すなわち、ZoBell2216E培地から寒天を除いた液体培地をオートクレーブ滅菌し、その後、別にオートクレーブ滅菌をした5%チオグリコール酸ナトリウムを最終濃度が0.05%なるように添加した。試料を植え付けた液体培地の表面をオートクレーブ滅菌した3%寒天溶液(チオグリコール酸ナトリウムを最終濃度として0.05%添加)でシールし嫌気状態を保持し、暗条件下で20°C、4週間培養した後に計数を行った。SRBは基質に酵母エキスと乳酸を用いるWakao and Furusaka(1972)の培地に寒天を3%になるように添加した半流動培地を用い、AHTBと同様に培地表面を還元剤を添加した寒天でシールして、30°C、1週間培養した後に硫化鉄の黒変により判定した。AHTBおよびSRB培地への試料の植え付けに際して、希釈海水にチオグリコール酸ナトリウムを添加(最終濃度として0.05%)する以外には、無酸素ガス下で植え付けする等の処置は行わなかった。

細菌試験に供する底泥試料の前処理は相崎と中島(1981)の方法を一部改編した。先端を広く切ったγ線滅菌済みプラスチックシリンジにより底泥試料(表層0~2cm)5 mlを分取し、滅菌した貯蔵海水45ml(チオグリコール酸を最終濃度として0.05%添加)に分散させ、超音波処理(30 min)を行い、植え付け用試料とした。

### 3.4 底泥酸素消費速度の測定

底泥の酸素消費速度の測定はクーロメータ（大倉社製）により行った。すなわち、3.1で得られた底泥表層（0～2cm）試料10mlを底泥直上水90mlに懸濁させ、1/10濃度に希釈した後に測定に供した。1試料につき2系列で測定を行い、その内の1系列ではスルファニル酸・硫酸銅溶液を添加して生物による呼吸活性を停止させ底泥表層試料中に含まれる還元物質による酸素消費を測定した。

### 3.5 現場海水を用いた室内におけるセストン分解実験

セストンの分解実験には、1989年10月20日にStn. Bからバンドーン型採水器により採取した水深16m付近の底層水を使用した。海水の保存、運搬には滅菌済みポリプロピレン製タンク（20l）を使用し、タンクのまま実験に供した。図4に実験装置の概略を示す。実験開始直前に暗条件下で無菌空気を2時間程度通気した後に、有機物源として東京湾からプランクトンネット（NXXX25）により採取したセストンの凍結乾燥試料を25mg/lとなるように海水に添加し、この時点を実験開始とした。温度条件は20°Cに保持し、底泥付近の水体を想定して静置、暗条件下において実験を行った。

実験中に外部からの酸素や雑菌の混入を避けるよう十分注意した。実験は約16日間行い、DO濃度、SRB数および無機栄養塩濃度等について経時的に測定を行った。

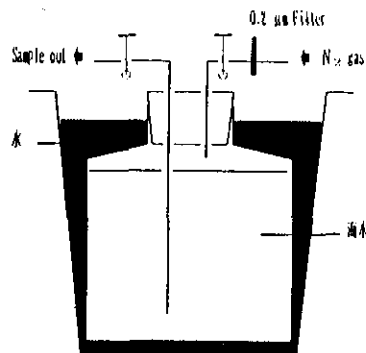


図4 セストンの嫌気分解実験装置の概略

## 4. 結果および考察

### 4.1 底泥における酸素消費

図5にStn. A（8月16日）から採取した底泥表層試料における酸素消費量の経時変化を示す。図から明らかなごとく、酸素消費速度の違いから3段階の過程に区別することができる。第1段階（Phase I）は実験開始直後の急激な酸素消費、第2段階（Phase II）はPhase Iの酸素消費の後から1日以内の間に観察される比較的速い酸素消費、すなわち易分解性有機物の分解における酸素消費、第3段階（Phase III）は実験

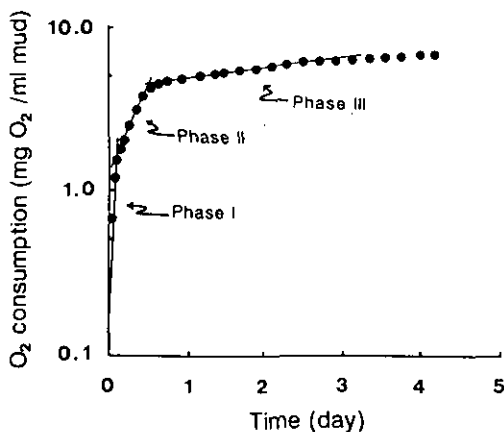


図5 底泥表層試料の酸素消費量の経時変化（1989年8月16日、Stn. Aから採取）

開始1日後から約2~3日間観察される段階、すなわち比較的分解されにくい有機物の分解と考えることができる。Phase Iにおける酸素消費はスルファニル酸・硫酸銅混合溶液により生物の呼吸活性を停止させた実験系においても観察されることから底泥中に含まれる還元物質による酸素消費であると考えられる。このような3段階に区別できる酸素消費パターンは供した底泥表層試料全てにおいて観察された。

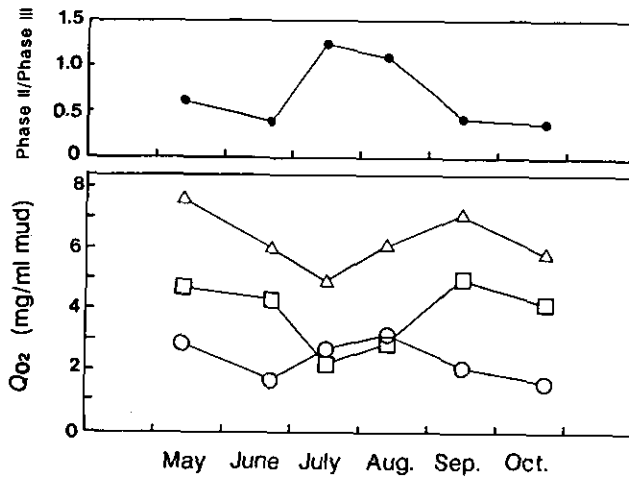


図 6 Stn. AにおけるPhase IIおよびPhase IIIにおける酸素消費量の変動  
Phase I (○), Phase II (□), 5日後 (△)における酸素消費量と  
Phase II/Phase III比 (●)

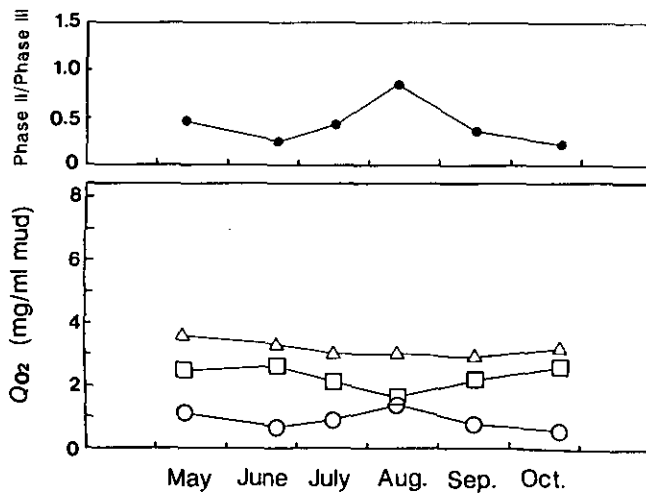


図 7 Stn. BにおけるPhase IIおよびPhase IIIにおける酸素消費量の変動  
Phase I (○), Phase II (□), 5日後 (△)における酸素消費量と  
Phase II/Phase III比 (●)

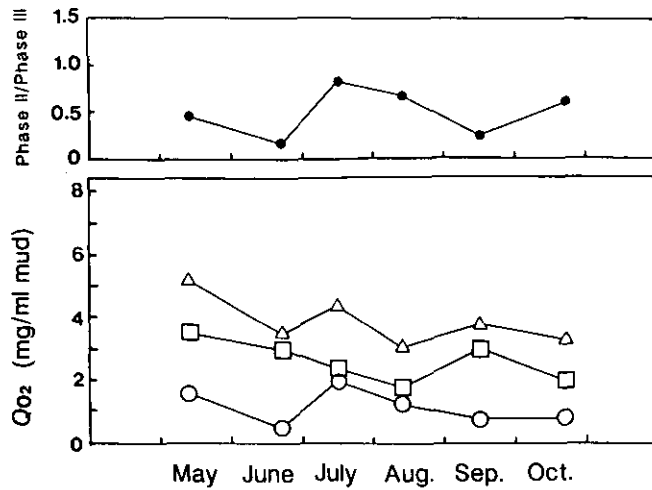


図 8 Stn. CにおけるPhase IIおよび Phase IIIにおける酸素消費量の変動  
Phase I (○), Phase II (□), 5日後 (△)における酸素消費量と  
Phase II/Phase III比 (●)

5月から10月までにStn. A, BおよびCから採取した底泥表層試料の各段階における酸素消費量との変動を図6, 7および8に示す。Phase IIでの酸素消費量の変動は5月あるいは7月および8月に極大値を示し、これとは対称的にPhase IIIにおける酸素消費量の変動は7月および8月に極小値を示した。このような傾向は、いずれの地点においても同様に確認された。すなわち、

夏期において、難分解性有機物から易分解性有機物へと活発に変換されていることが判明した。とくにStn. Aにおける難分解性有機物から易分解性有機物への変換作用は、他の地点に比べ顕著である。図9にStn. Aにおける底泥表層でのSRB数とHTB数の時期変動を示す。SRB数は5月および7, 8月にその極大値が、HTB数は8月に極小値が認められる。このことは7~9月にかけて底泥中の嫌気化が進みHTB数が減少し、逆にSRB数が増加したものと考えられ、難分解性および易分解性有機物量の変動と一致している。すなわちSRBと易分解性有機物と密接な関係があることが示唆された。SRBは乳酸、酢酸等の低級脂肪酸を基質として利用することからPhase IIにおける酸素消費量で示される易分解性有機物は、AHTBの代謝生産物である低級脂肪酸の可能性が高いと考えられる。

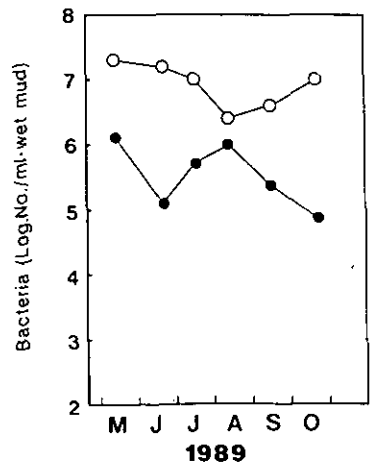


図 9 Stn. Aの底泥表層における硫酸還元菌 (●) と好気性従属栄養細菌 (○) の分布変動

#### 4.2 セストンの嫌気分解における物質代謝

現場海水を用いたセストンの嫌気分解実験におけるDO, 各無機態窒素およびSRB数の経時変化を図10に示す。DO濃度の経時変化から実験開始から3日目までを好気, ないしは半嫌氣的分解過程, 3日目以降を嫌氣的分解過程と区別することができる。

好気・半嫌気分解過程において硝酸の急激な消費, 亜硝酸の著しい蓄積と減少およびアンモニアの緩やかな増加から, 有機物の好気分解および脱窒型, 亜硝酸型, アンモニア型の硝酸還元が活発に行われていることが考えられる。亜硝酸の枯渇後, 直ちにSRBの急激な増殖が観察され, 倍加時間は4.6 h, 増殖定常期における菌数は $1.3 \times 10^5$  MPN/mlを示した。Sorensenら(1979)はデンマークの沿岸海域の底泥においてEhおよび脱窒活性と硫酸還元活性等の鉛直測定したところ脱窒活性のピークの下に硫酸還元活性のピークが現れることを示している。またSorensen(1982)が別に行った実験では, 活発に硫酸還元を行っている沿岸域の底泥に $\text{NO}_3^-$ を添加すると硫酸還元が完全に阻害されることを報告している。すなわち硫酸還元は硝酸により阻害され, 脱窒により硝酸が枯渇した後に硫酸還元が活発に行われ, 本実験で得られた結果と一致している。したがって外部からの酸素供給が停止し無酸素水塊が形成されれば海水中でも底泥中と同様な代謝パターンを示すことが判明した。

嫌気分解過程において, アンモニアの顕著な増加が観察されることから低級脂肪酸を基質とした発酵, すなわちフマル酸 → コハク酸あるいはピルビン酸 → 乳酸等の発酵代謝の他にグリシン等のタンパク質からの発酵代謝が考えられる。タンパク質を基質とした発酵代謝においてアンモニアと酢酸がその生産物として生成することが知られている(高井, 1978)。一般にSRBはエネルギー源および炭素源として発酵性細菌の最終生産物しか利用することができず, 基質とし

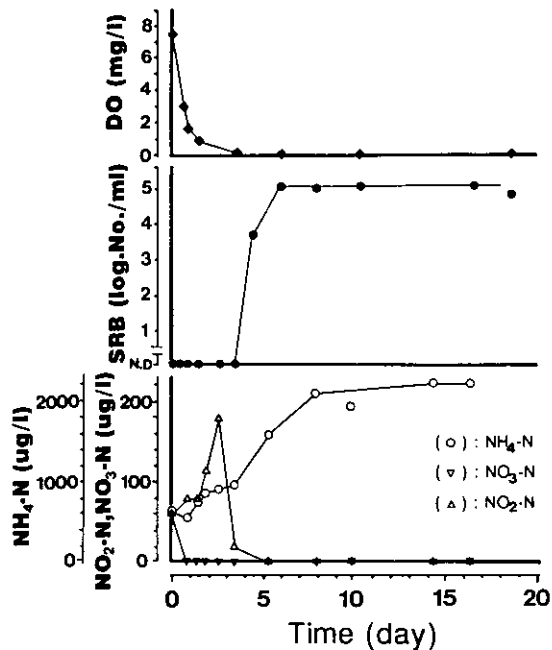


図 10 セストンの嫌気分解実験における DO, 無機態窒素濃度および硫酸還元菌数の経時変化

◆: DO 濃度, ●: 硫酸還元菌数,  
○: NH<sub>4</sub>-N, ▽: NO<sub>3</sub>-N, △: NO<sub>2</sub>-N



て乳酸あるいはピルビン酸を用いるが最近、酢酸（プロピオン酸を用いることもある）を基質として用いるSRBの存在が明らかにされている（例えば Widdel and Pfennig, 1977）。したがってSRBの基質となりえる低級脂肪酸、特に酢酸とSRBの増殖との関わりに生理・生態学的興味がもたれるとともに、発酵性細菌と共生関係にあるSRBの挙動は無酸素水塊形成メカニズムとの係わりにも重要な知見を与えると考えられる。

図11に1988年の6月から10月までのStn. Aにおける無機および有機態窒素の鉛直分布を示す。7月と8月においては水深5 m以下では無酸素水塊が形成されていた。図から明らかなごとく無酸素水塊中ではアンモニア態窒素が非常に高い濃度で存在し、これに対して硝酸態窒素は極めて低い濃度であることが判明した。また同時期における無酸素水塊中のSRB数は  $10^3 \sim 10^4$  MPN/mlであり、海水中における菌数としては極めて高い値であった。これらの現場調査の結果と室内で行ったセストン分解実験での結果は非常に良く対応しており、無酸素水塊形成過程における物質代謝の特徴を十分に反映していると考えられる。

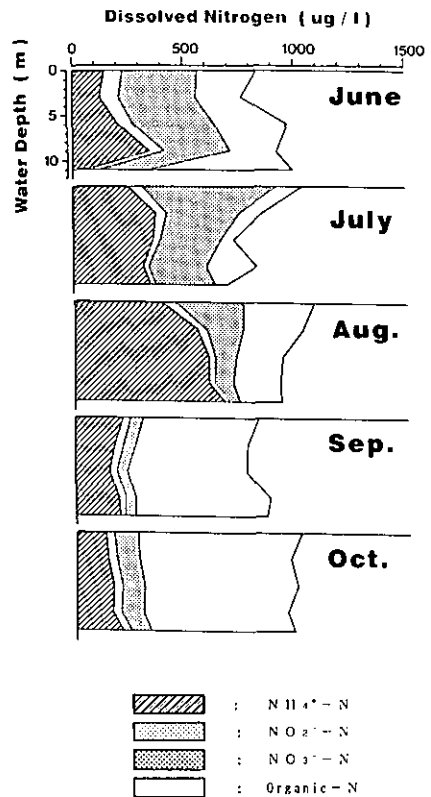


図 11 Stn. Aにおける無機および有機態窒素の鉛直分布 (1988年6月～10月)

#### 引用文献

- 相崎守弘, 中島拓男 (1981) : 細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴. 国立公害研究所報告, 22, 63-87.
- 相崎守弘, 田中秀之, 北村博 (1990) : 東京湾における無酸素水塊の形成と青潮. 用水と廃水, 1, 41-45.
- 風呂田利夫 (1984) : 酸欠湧昇水による潮間帯ムラサキガイの大量へい死. 1984年度日本海洋学会春期大会講演要旨集, 261-262.
- 風呂田利夫 (1987) : 東京湾における青潮の発生. 水質汚濁研究, 10 (8), 470-474.
- 平石明, 北村博, 太田一之, 寒川強, 鬼塚正光 (1987) : 東京湾の青潮に関する研究, その3 青潮のバクテリア. 1987年度日本海洋学会春期大会講演要旨集, 245.

- Kils, U., P. Waller and P. Fischer, (1989) : The Fish-Kill of the Autumn 1988 in Kiel Bay. International Council for the Exploration of the sea, 1-6.
- 太田一之, 寒川強, 鬼塚正光, 富永衛 (1987) : 東京湾の青潮における光学特性. 公害, 22 (6), 23-30.
- 大坪国順, 村岡浩爾 (1988) : 青潮発生の物理的メカニズムに関する一考察. 1988年度水質汚濁学会講演集, 193-194.
- 大槻晃, 相崎守弘, 河合崇欣 (1979) : 栄養塩類濃度の季節変動から見た霞ヶ浦の富栄養化減少の特徴. 国立公害研究所報告, 6, 95-104.
- 佐藤正春 : 東京湾の赤潮とプランクトン, 水質汚濁研究, 10 (8), 475-480.
- Sorensen, J., B.B. Jørgensen and N.P. Revsbech (1979) : Microbial Ecology, 5, 105-115.
- Sorensen, J. (1982) : Appl. Environ. Microbiol., 53, 745-750.
- 高井康雄 (1978) : 微生物の生態 5 -環境汚染をめぐる- , 学会出版センター, 東京, 1-21.
- 田中秀之, 相崎守弘, 北村博 (1988) : 夏期の東京湾における微生物の鉛直分布, 1988年度日本微生物生態学会講演要旨集,
- 田中秀之, 相崎守弘, 北村博 (1989) : 東京湾における貧(無)酸素水塊の形成に関する研究. 1989年度水質汚濁学会講演集, 271-272.
- 富永衛, 木村明, 寒川強, 太田一之, 松尾信, 山本雅洋, 北村博, 近磯晴 (1988) : 東京湾北部海域における青潮の化学的特性 -硫化物のオートオキシデーションについて-. 公害, 23 (5), 17-26.
- Wakao, N and C. Furusaka (1972) : A New Agar Method for the Quantitative Study of Sulfate-reducing Bacteria in Soil. Soil., Sci. Plant Nutr., 18, 39-44.
- Widdel, F. and N. Pfennig (1977) : A New Anaerobic, Sporing, Acetate-oxidizing, Sulfate-reducing Bacterium, Desulfotomaculum(emend.) acetoxidans. Arch. Microbiol., 112, 119-122.
- 矢部禎昭 (1987) : 東京湾の水質と生物変遷. 水質汚濁研究, 10 (8), 458 -459.

# 日本における酸性降下物による 陸水の酸性化予測

河合崇欣（計測技術部）

## 1. はじめに

昨年 8月に発表された環境庁の第一次酸性雨調査（1982-1987）結果によって、日本でも全国的に平均 pH 4 台から 5.5 の酸性雨が降っており、酸性雨の強さでは欧米の被害地域とあまり変わらないことが明らかになった。一方、並行して行なわれた湖沼調査では酸性降下物によると思われる河川・湖沼の酸性化は確認されなかった。しかし、欧米に見られたように、もし酸性化すれば水界生態系に甚大な被害が出ることは避けられない。そこで、「日本の川や湖はこれからも酸性化しないのだろうか」、「もし酸性化するとしたらそれはいつ頃どこで始まり、どのような被害が出るのだろうか」と言うことに強い関心が持たれている。

この章では川や湖の水の酸性化のしやすさの違いはどの様にして決まるのか、酸性降下物によって河川・湖沼の水にどのような変化と各種生物種への影響がでるのかを述べてみよう。酸性降下物の陸水・土壌生態系への影響予測に関する 3つのキーポイントは、(1) 低緩衝能水系、(2) 酸性増幅作用、(3) 低耐性生物相であり、生態学的ブレイクポイントが何処でいつごろ現れるかを絞り込んでいく目安となろう。

## 2. 陸水酸性化の水界生態系に対する影響

まず、陸水が酸性化すると水の中の生き物にとってどのような影響があるのかをざっと見ておこう。

酸性降下物によって水生生物の生活環境はいろいろな形で変化する。それらが生物たちに与える影響を次のように整理してみた。

(1) pH 低下 = カルシウム吸収阻害 = 脱皮後の殻の形成阻害

= 体液中のナトリウムの溶脱 = 衰弱, 死亡

= 卵の殻の硬化 = 孵化率の減少

= 咳

(2) 有害重金属 = 酸性ストレスの陸生植物への危険性が存在することが示されているのは、今のところアルミニウムだけである (Campbellら, 1985)。

アルミニウム 毛根の発育阻害 (植物)

えらへの沈着 = 窒息死

相乗作用 = カルシウム代謝阻害,

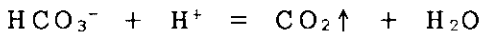
酸性降水物と共に供給されたセレンによって、セレンを特異的に多量に必要とする植物プランクトンが大増殖した例もある。体中の金属濃度に影響を与えると言う報告は沢山あるが、生理的影響や増減につながったことが確認されている例は意外に少ない。植物には銅や亜鉛に弱いものが多いけれど、生物圏には酸によって容易に溶かされる形態の銅や亜鉛は少ないので、酸性雨によって銅障害が出たと言う報告は見えない。

### (3) 栄養塩類循環

窒素循環阻害としては、硝化阻害が良く知られており、結果としてアンモニア濃度が増大する。リン酸循環阻害は、pH の低下に伴うリン酸イオン濃度の減少による貧栄養化が指摘されている。オルソリン酸が底泥の水酸化酸化鉄に最も安定に吸着される pH は 4.8 付近であることは、既に富栄養化問題の研究で知られていた。報告はこれを確認し支持するもの (Scindler, 1985) が中心であるが、否定的な論文もある (Shearer, 1987)。

### (4) 炭酸の量および溶存形態の変化と光合成

一般の河川・湖沼水の緩衝作用は普通、水に溶けている炭酸水素イオンが水素イオンと反応して炭酸ガスになり、水の中から水素イオンを取り除く反応に



よって支えられている。見方を変えれば、川や湖の水に酸が加わると水の中の全炭酸量は減ると言うことである。実際には、外から入ってきた水素イオンやできた炭酸ガスは完全に取り除かれる訳ではなく、一部は水中に残るので pH が下がる。炭酸(ガス)は植物が光合成をするためのもっとも重要な炭素源であるから、水の中の全炭酸が減ると光合成に影響が出る。最初は生長阻害が起こるはずであるが、実際の川や湖で生長阻害が起こっていることを確認するのは容易ではない。

溶存炭酸の量および形態変化 = 光合成のための炭酸ガス吸収

### (5) 有機物の分解活性

有機物の分解速度は余り影響を受けないと言う報告が多い。最近、影響を受けると言う報告も見かけるので、測定法も含めた再検討が必要である。

### (6) 生長段階での感受性の差、種間の感受性の差

物理的、化学的な環境変化は同じでも生物相に現れる被害には差がある。それは、①種間の差、②生長段階の差、③競合状態の違いによって決まる。

### (7) その他

まだあまり騒がれていないが、特にポドゾル化(後述)しやすい地域の土壌生態系への影響が心配である。

微生物、菌類、環形動物(みみず、ネマトーダ)、分解速度

日本の現状としては、酸性化した水域が確認されていないので、ここに述べたような影響のほ

とんでもまだ、現場では観察されていない。しかし、将来もし水域の酸性化が起こればほぼ確実に出る被害でもある。

### 3. 陸水酸性化の機構と緩衝作用

緩衝作用とは、ある現象から受ける衝撃を緩めることである。しかし、どのような場合でも衝撃のエネルギーを別のものに変えるためには必ず何かが変化する。この変化の結果が生物にとって耐えられる程度のものであり、できれば回復の過程を伴って無害化されればなお良い。

酸性化に対する緩衝作用は少し複雑な機構によって起こっているが、雨が降ってから川や湖に流れ出るまでの経路に沿ってそれを見てみよう（図1）。

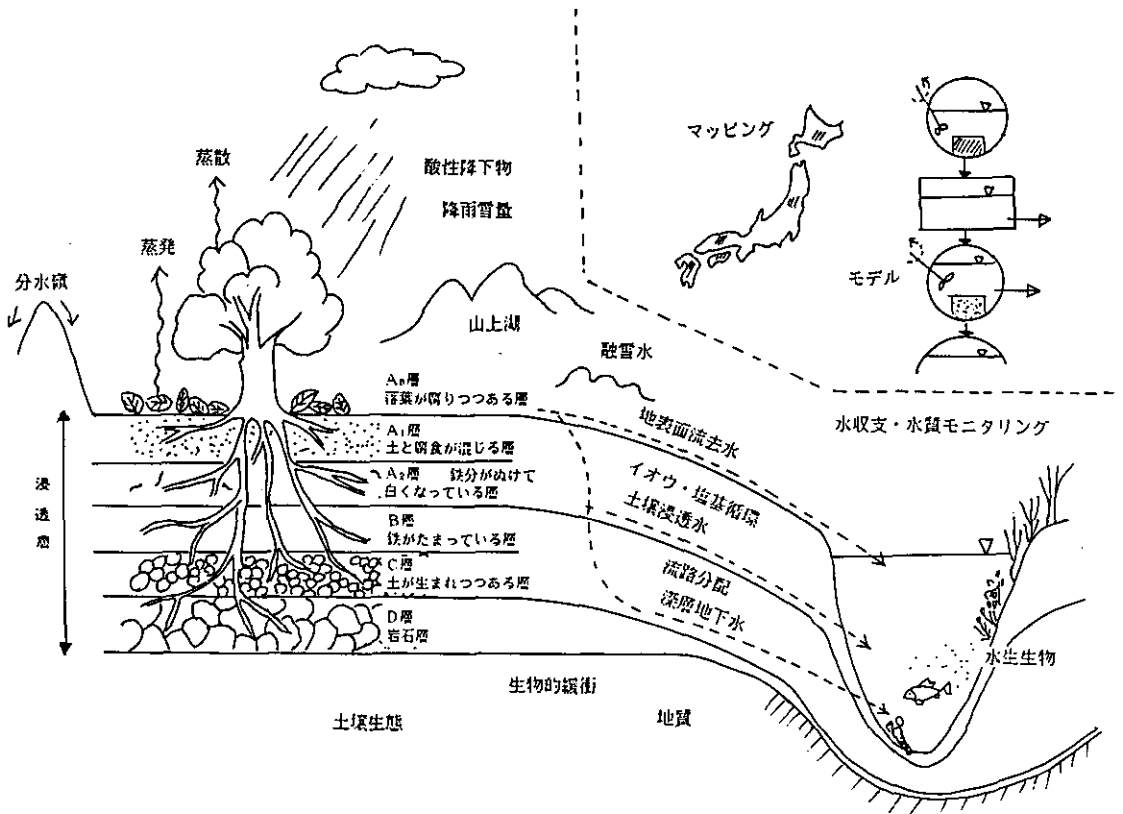


図 1 酸性雨の流路

煙突や自動車から吐き出された酸性物質前駆体は大気中で酸化され酸になる。雨やほこりに含まれて地上に降った酸性物質は、直接川や湖に落ちるものもあるが、大部分は集水域と呼ばれる木や草に着いたり、岩や土の上に落ち、雨水とともに地上を流れたり、地下に浸透していく。この時、酸を中和してしまういろいろな反応が途中で起こるので、その速度と量が大い水域では、酸性物質が相当量降っても川や湖は酸性化しない。しかし、酸を中和する力が弱いところに沢山の酸性物質が降ると耐えきれずに降水が酸性のまま川や湖に出てきてしまうと言ったことが分かってきた。酸性化に対する抵抗力を集水域の緩衝作用（能）または中和容量などと呼んでいる。

### 3.1 空中での中和

大気中に放出された前駆体から生成した酸は、まず地上から舞い上がった砂塵中の塩基成分によって中和される。舞い上がる砂塵の塩基性が低下したために酸性物質は減っているのに雨のpHが下がっていると言う報告がある。

砂塵の起源は、①道路や畑から舞い上がる、②遠方の砂漠で舞い上がったものが飛んでくる（ヨーロッパのサハラ砂漠の砂塵、日本の黄砂など）、③海塩、④火山灰などが考えられる。道路の舗装が砂塵を減らしたと言う指摘もある。

### 3.2 植物との接触による中和

酸性物質は、次に草や木の葉、枝、幹に触れて、ここでも少し中和されると言われている。樹冠部（葉）に降った雨はそれ自身が含まれている酸だけでなく、天気が良いときに着いた乾性沈着物の一部も洗い流しながら木の枝、幹を伝って地面に達する。これを樹幹流と呼んでいる。樹幹流は雨そのものよりもはるかに酸濃度が高くなるため大きな木の周りの土は木から離れた場所より土壌の酸性化が激しく進んでいることが知られている。一方、木はその過程でカルシウムやマグネシウムイオンなど塩基成分を溶かしだされ、酸の中和に寄与していると言われているが、測定や実験の証拠能力にはやや不足を感じる。

### 3.3 土壌層の構造と酸塩基収支

酸性の雨水が一部は直接、一部は樹幹流となって地上に落ちた後は、地面を流れて川に達する地表面流去水と、地中に浸透して土壌浸透水や地下水となる部分、その両方を経由して川や湖に達する部分とに分かれる。その間、相当量の水が蒸発散によって再び大気中に戻って行く。この過程で、酸を含んだ雨水は、大きく2つの機構によって中和される。一つは、土壌鉱物や腐植などに含まれる塩基による化学的中和（イオン交換を含む）であり、もう一つは、植物による吸収や微生物による硫酸、硝酸イオンの還元・分解である。

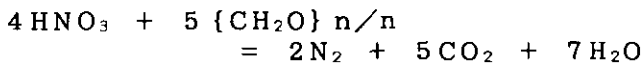
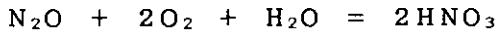
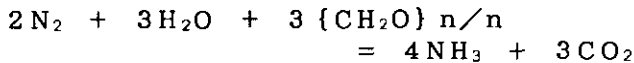
#### 3.3.1 土壌の化学的緩衝作用

まず、緩衝能の主役である鉱物的な土壌塩基性について見てみよう。表層土壌の酸塩基性は、年間降雨量に対する蒸発散量の比率によって大きく異なる。日本などのように年間降雨量が蒸発散量よりはるかに大きい多雨地域では、長い間に土壌塩基性分は少しずつ洗い流され、母岩や母材鉱物の塩基性が強いところでも土壌pHが酸性を示すことが多い（ポドゾル化）。降雨量が蒸発散量よりも少ない場合には、地下水の上方移動にともなって運ばれる溶存成分によって、表層土壌はアルカリ化する。また、風化によって常に新しい土壌鉱物が供給され続ける場合には、鉱物的塩基性はあるレベルに保たれるとともに、土壌層も厚くなり緩衝能は大きくなる。日本のようについ最近まで急流河川が多かったところでは、下流域の表層土壌鉱物は常に更新され続けて

比較的高い塩基性を維持できたものと思われる。豊かな植生により上流からの土壌が保持され厚く積もっていくことができたことも重要であろう。日本の土壌は、多くの地域でポドゾル化が観測され、多雨地域の特徴を示すが、土壌および地層の酸中和容量は小さくないようである。

### 3.3.2 土壌層の生物学的緩衝作用と酸塩基収支

次に、植物や土壌微生物による硫酸、硝酸イオンの消長について見てみよう。森林土壌では、硝酸イオンについては大気や上流からの供給量と下流への流出量の差は、ほとんどの場合プラスで、供給源になっていると考えられる。これは土壌微生物による空中窒素の固定量が硝酸イオンの分解量よりも大きいためであろう。硫酸イオンについてはやや増える場合が多いが、イオン交換による土壌への捕獲と溶出があつて複雑である。蒸発散による濃縮の効果を差し引くと全体としてややマイナスかと思われる。土壌中でのイオウの循環については最近研究者の間で新たに関心が強まっているようである。



生物学的窒素循環は完結して元に戻れば、電気的（イオンの残留）にも、酸塩基反応（水素イオンまたは水酸化物イオンの残留）としても差引ゼロである。しかし、途中で終ったり、途中から始まったりすれば、環境中に酸・塩基の供給が可能である。即ち、外部から負荷された酸を分解して中性化したり、酸塩基イオンを還元してアルカリ度を生成することができる。

生物学的緩衝作用としては、鉄やマンガンの酸化物の還元も考えられる。

### 3.3.3 降水の流路分配

集水域に降った酸性の雨は、地表および地下を流れながらいろいろなものと反応し、溶存成分を少しずつ変えながら中和されていく。従つて、酸性の雨水がどのくらいの割合でどこを通る（流れる）かによつても、その影響の現れ方や河川や湖沼に流れ込んでくる時の水質が違って来る。次の節で述べる。

### 3.4 地下浸透に伴う中和

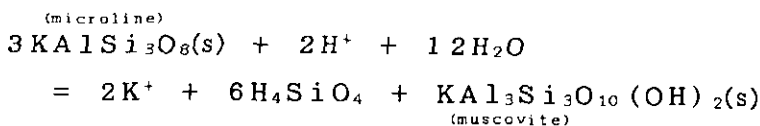
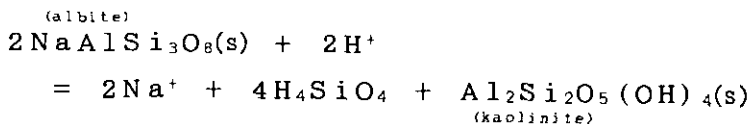
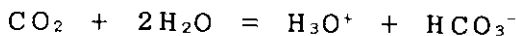
地下浸透に伴う中和反応の条件としては、浸透水が接触する鉱物の塩基性、接触表面積または粒度、水の移動速度または接触時間、温度等が重要である。アルカリ度の生成では炭酸ガスなど鉱物の溶解を促進する弱酸の濃度が重要である。

#### 3.4.1 母岩および土壌母材の鉱物組成と塩基性

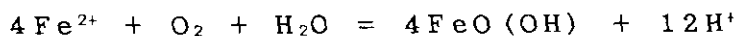
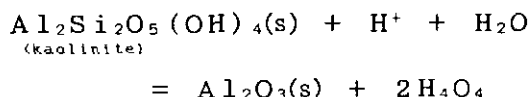
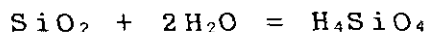
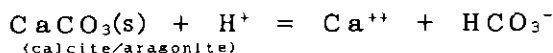
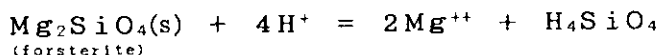
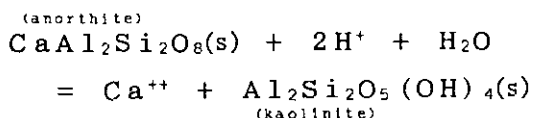
降水は流路によって塩基性や透過性の異なる物体に接触しながら流下していくので中和される速度や、川や湖に達するまでの時間が異なる。一般に地下水のアルカリ度は浸み込んでから流れ出すまでの時間とともに大きくなることが知られているが、最近それを推定する方法が報告された。すなわち、流路と透過性によって中和のされ方が異なり、深く浸透してゆっくり時間を掛けて流下する水はより完全に中和され、溶存成分も安定したものになる。しかし、薄い土壌の下は塩基性の低い硬い岩盤で出来ているような水系では、土壌の緩衝能が小さいだけでなく、流下の速度も早いので中和されないまま川に流れ出すことがある。これまで酸性化した地域のほとんどは、酸性降水物の量が多いこともあるが、氷河によって削り取られた硬い岩盤の上にわずかに残った、粒の荒い礫を含んだ土壌のところが多い。同じ様な地質の所で同じ様な成因（氷跡湖）であるにもかかわらず、湖の周りの土壌の厚さが違うと言うだけで、一つは酸性化し、一つはもうじき酸性化しそうで、もう一つはまだ余裕があると言う結果の違いが出ている湖の例がアメリカのニューヨークの近くの Adirondack という所にある（Campbellら、1985）。

#### 3.4.2 鉱物溶解に伴うアルカリ度の生成に及ぼす炭酸ガスの役割

降水は地下に浸透することによって、接触する鉱物を溶かしながら溶存成分を獲得していく。このとき、浸透水が酸を含んでいるかどうかは溶存成分の濃度を決定する上で重要な意味を持つ。岩石を構成する炭酸塩、ケイ酸塩、アルミノケイ酸塩はいずれも難溶性であるが弱酸の塩であるため酸によって溶かされやすいからである。なかでも炭酸は降水が腐植土壌層を通過するときにとけ込むため供給量が多いので重要である。







酸化鉄や酸化アルミニウムなどは主として炭酸を含む正常な雨水によってはもっとも溶け難い鉱物であるが、強酸が含まれていたり、これらの金属と錯体を作るような有機物があると溶けて移動する。地下水の溶存成分は、炭酸によって浸透層の鉱物が溶かされることで形成される。酸性降水物は、まず水素イオンの供給源として機能し、地層を構成する鉱物の溶解を促進する。浸透水中には炭酸水素イオンの代わりに硫酸イオンや硝酸イオンの比率が増えるが、炭酸ガスの供給量が減らなければアルカリ度は減らない。

### 3.4.3 裏磐梯五色沼湖沼群

鉱物による中和過程の好例が、福島県の裏磐梯にある五色沼湖沼群の水質を通してみられる。ここの酸の起源は火山性酸性湧水で酸性降水物によるものではないが、酸の混ざらない湖を含めいろいろな中和段階を示す湖が沢山ある。日本の活火山や休火山の噴出物は殆ど塩基性の強い安山岩が主体である。磐梯山も例外ではなく、頂上近くの噴気孔に近い赤銅沼は pH 3 前後の酸性であるが、その水が流れて行く先にある柳沼は無機塩類濃度は高いにもかかわらず完全に中和されて pH は 6 以上となり、水も緑色に見える程植物プランクトンがあり、淡水性の魚も沢山いる。

酸性雨の鉱物中和は地下で行われることが多いので、一般の地表水でこのような水質変化が明瞭にみられることはほとんど無い。

### 3.4.4 地下水の流速と反応速度

同じ重さの砂糖の結晶でも、グラニュー糖のように細かいものと氷砂糖のように大きいものとは水にいれたときの溶ける速度が非常に異なる。これは、溶解が起こっている界面の面積が異なるためである。岩石や砂粒を水にいれても目の前で溶けてしまうようなことはないが、土壌鉱

物が雨水に溶けるときの事情は同じである。また砂に浸み込んだ水は簡単に抜くことが出来るが粘土の中の水を抜くことは容易ではない。すなわち、土壤の粒径が小さいほど水は動き難くなり、層を抜けるのに時間が掛かる。酸を中和する能力は、同じ塩基性の鉱物では粒径が小さくなると急激に大きくなる。同じ粒径、流速ならば距離が長いほど、即ち土壤層が厚いほど酸を中和する力が強い。

### 3. 4. 5 母岩の構造的安定性と日本の特徴

集水域の酸中和能力を決める重要な条件の一つとして風化に対する母岩の安定性がある。母岩の塩基性が強くても、中和反応の速度や時間が足らなければ十分中和されない内に河川や湖沼に出てきてしまう。日本は、アジア大陸プレートの東端にあり太平洋プレートの沈み込みが目の前で起こっているために地殻活動が活発である。岩盤に亀裂が入りやすい。温度の変化が大きく、亀裂にしみこんだ水が凍って亀裂を広げる。植生が豊かで、木の根も割れ目を拡大する。比較的降雨量が多いので亀裂に沿って岩石が溶ける。山が急峻で川の流が速いため、ある程度風化が進むと削り取られて下流に運ばれながら更に細粒化が進み、下流域に供給される。比較的塩基性のよく残っている適度な大きさの鉱物が厚く積もって砂礫に富んだ地層を形成する。適度な透水性と保水性を持った地層は清澄な地下水を豊富に蓄え、日本の風土を特徴づけてきた。

岩石鉱物の風化に対する安定性は組成や生成の過程の違いで大きく変わる。もっとも塩基性の低い花崗岩でも正長石（カリ長石）に富んだものは安定で斜長石（ソーダ長石）に富んだものは風化されやすい。玄武岩は花崗岩よりもはるかに塩基性が高いが緻密で強靱なため風化を受けにくい。

### 3. 4. 6 硫酸、硝酸と炭酸ガス

風化という面から酸の役割を見ると、硝酸1モルと炭酸1モルは共に1当量の水素イオンを供給できる「同じ」酸として機能することを示してきた。それはいろいろな鉱物が溶解するときに必要な水素イオンをそれぞれ1個ずつ供給できるからである。しかし、決して同じではないことは炭酸ガスは硫酸や硝酸よりもはるかに沢山供給されているのに、さらに少し炭酸ガスの供給が増えてpHも少し下がったからと言って川や湖の生物が死滅するようなことはない。それは、生き物のまわりにあるときの作用は非常に異なるからである。すなわち、炭酸ガスには母のような抱擁力（緩衝作用）があるが硫酸や硝酸はありつたけの力をぶつけてくる競争相手のようなものだからである。

### 3. 4. 7 土壤浸透水のpHと遊離炭酸濃度

この様に多くの条件によって集水域の緩衝作用が支えられているので、これらの因子を直接測定し、測定値の総合的評価によって酸性化に対する抵抗力を推定するのは容易ではない。しかし、そもそも酸を中和できるかどうかであると考えれば、土壤からにじみ出てきた水の中にどの位酸が残っているかを見ればよいわけである。全炭酸に対する遊離の炭酸（水和炭酸ガスと炭酸の和）

の比率は pH と密接な関係にあるのでこれらの値が分かれば、雨や雪解け水が土壌をくぐって来る間に何%中和されるかを推定できる。

### 3.5 河川・湖沼での中和

鉱物の溶解に伴う化学的中和については、地下水の中和過程と余り違わない。しかし、溶存状態の塩基の反応性は鉱物中の塩基の反応性よりもはるかに高いので、酸との反応は水自身が獲得したアルカリ度を減少させる形で起こることが特徴となる。水面が大気に接しているので、強酸と反応して出来た過飽和の炭酸ガスを閉じ込めて置くことが出来ないが、水底では付着藻の呼吸や沈殿有機物の分解にともなう炭酸ガスの供給もある。川や湖などの様に水面が大気と接している水の中和過程が地下水と最も大きく異なるのは、そこに棲息する生物の寄与が加わると言うことである。また、水面に降った酸は、鉱物の溶解による中和よりも先に、まず、アルカリ度を消費する形で中和される。

#### 3.5.1 陸水の化学的中和力=アルカリ度=と pH

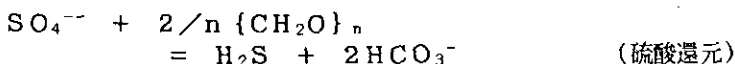
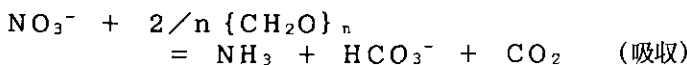
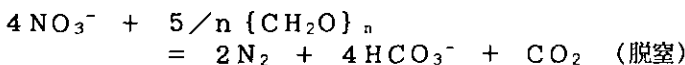
河川水や湖水などの地表水が持つ酸中和力=緩衝能はアルカリ度によって表すことが出来る。陸水の生成過程の事情から、一般にアルカリ度は殆ど炭酸水素イオンと炭酸イオンによって支えられており、次式で与えられる。

$$\text{alkl} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{--}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] + \text{sum}(\text{ai} * [\text{Ai}^{a-}])$$

各々のイオンは反応する pH 領域が少しずつ異なるので、アルカリ度の値は同じでも、試料の pH によって各々のイオンの比率は変化する。

#### 3.5.2 生物学的中和

硫酸イオンや硝酸イオンは、植物に吸収され還元されて有機物を構成する元素の一部として用いられったり、微生物が有機物を分解するために酸化剤として用いられったりすることが知られている。これは、酸性化に対する抵抗力として重要である。下の反応式は、環境中の窒素、硫黄循環においてそれぞれ脱窒、吸収、硫酸還元などと呼ばれているものの骨子である。



いずれの反応でも強酸である硝酸や硫酸が解離してできるイオンが、弱酸である炭酸からできる炭酸水素イオンに置き換えられている。もし環境中に過剰の水素イオンが残っていれば、直ちに炭酸水素イオンと反応して水と炭酸ガスに変わり、pH を上げることができる。すなわち、これらの反応にともなって水の酸度が減ったりアルカリ度が増えたりする。硫酸還元でできる硫化水素は猛毒であるが、ほとんどは鉄と反応して硫化鉄となったり酸素で酸化されて安定な硫黄粒子になったりするので、高濃度の硫化水素が環境中に漂うことはない。自然界には逆向きの反応があり、酸性降水物とは別に硫酸や硝酸が供給されることも普通に起こっている。要は、バランスの問題である。特に、土壌では窒素固定とそれに続く硝化（硝酸生成）が優勢で、植物の吸収があっても森を通り抜けた水には硝酸イオンが含まれる。一方、水の中は硝酸イオンの吸収が優勢であり、富栄養化して有機物が潤沢なところでは底層や底泥の表面では脱窒が活発に起こる。イオウの循環は、酸化も還元も窒素に比べてはるかに緩慢である。

生物学的中和の速度は、関与する植物や微生物の活性に大きく左右されるが、活性も供給が安定しなければ高くならない。これらの生物の活性を知ることは重要であるが、直接活性を測るのは大変なので、硫酸、硝酸イオンの減少速度や反応生成物の生成速度を測ったり、蓄積している生成物から推定したりする。

#### 4. 欧米の陸水酸性化と日本の将来

酸性化しやすさの地域差と言う点で、日本の陸水が酸性化するかどうかは、集水域の緩衝容量と酸性降水物の累積量とのバランスの問題である。年間降水量は、有効酸当量にしてカナダのオンタリオ州で最大  $99700\text{eq}/\text{km}^2$  (1981-1982年) という値が報告されている。これは、平均 pH 4 の雨が 1000mm 降ったことになる。pH 3 の硫酸 1リットルが 10cm 四方に降ることになるから、土壌の酸中和容量が  $1\text{meq}/100\text{g}$  程度だとすると、1年に 1cm 程度の土壌層が酸性化して行くことになる。10-20cm程度の薄い土壌が透水性の悪い硬い岩盤の上に乗っているような地形では 2-30年で川や湖が酸性化し始めることになる。しかし、日本では以上見てきたような様々な条件が幸いして酸性降水物による陸水の酸性化がまだ確認されていないものと思われる。

世界の各地で陸水の酸性化が今も進んでいるという現状から、日本の陸水の将来を予測しておくことは重要である。すなわち、酸性化に対して最も弱いところは何処で、いつ頃から、どの程度の酸性化が起こり、どの様な対策が可能で、どの位の負担が掛かるかを推定しておくこと。特に、インパクトが強調されるだけでなく多くの水生生物の孵化や幼生の時期とも重なる初期融雪水の影響を併せて評価しておかなければならない。

### 引用文献

- Campbell, Peter G.C., James N. Galloway and Pamela Stokes (1985) : Acid Deposition, Effects on Geochemical Cycling and Biological Availability of Trace Metals. National Academy Press, Washington, D. C. pp.83.
- Schindler, D.W. (1985) : Long-term ecosystem stress; The effects of years of experimental acidification on a small lake. Science 228, 1395-1401.
- Shearer, J.A. (1987) : Phytoplankton primary production and light attenuation responses to the experimental acidification of a small Canadian shield lake. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Suppl. I. 44, 83- .

# 溶存メタン分析計の製作と 陸水試料への応用

野尻幸宏（計測技術部）

## 1. はじめに

地球環境問題の中でも温暖化の問題は、その現象の複雑さ、対策の困難さなどから、最も解決が困難な環境問題と考えられる。温暖化に関係するガス成分のうち、炭酸ガス、メタン、亜酸化窒素などの無機ガスについては、その発生、吸収、固定、分解などの諸過程における天然水域の役割が大きく、今後研究を進めるべき分野となっている。大気中のメタンは、産業革命以降の増加率が極めて大きく600-800ppbvから1800ppbvまで増加した。発生源としては、水田や家畜といった農業活動起源が重要であるとされるが、海域および陸水域の寄与については明らかでない。水域の中でも、底層水が嫌気化して溶存メタン濃度が著しく高くなるような栄養度が高くなおかつ深い湖についての研究例は多いが、溶存酸素が消滅することがない浅い湖や貧栄養湖については、水中のメタン分析の困難さもあって、研究が十分ではない。また、嫌気化して深層のメタン濃度の高くなる水域でも、大気への放出は溶存酸素を含む表面水を經由して起こるので、温暖化問題にかかわるフラックスの議論のために、酸化的な水中でのメタンの分解過程の解明が重要である。そのデータは、水田、湿地などの発生源でのフラックスの議論の際にも重要である。

ここでは、メタンの水域からの発生や水域での分解の現象を解析するために、水中の低濃度のメタンを測定する装置を製作し、陸水、海水等の天然水試料への応用研究を開始したことを報告する。

## 2. 装置と特性

装置は海底の熱水を化学的に探査する目的で開発したものであり、観測船上に設置して自動分析を行うシステムである。実験室内での使用にあたっては、若干の改良を行った方が都合のよい点もあるが、現在のところ、船上使用向けの装置をそのまま使っている。

試料水は密閉型の採水器で採取しなくてはならない。霞ヶ浦の試料は国立公害研究所の毎月の定期観測である全域調査の際にGo-Flo型採水器で採取した。試料水と空気との混合は可能な限り避けなくてはならないので、試料水は125mLのガラスバイアル瓶をオーバーフローして満たす。これは、溶存酸素のサンプリングの要領である。瓶は空気泡が入らないようにイソブレンゴムセプタムとアルミシールで封ずる。試料封入時には塩化第二水銀溶液を100mg Hg/Lとなるように加えて冷蔵保存し、微生物活性による変化を抑える。

装置（電気化学計器と共同開発）の構成を図1に示す。装置を構成する電磁バルブ類，電子冷却装置，定量ポンプなどは，クロマトグラフデータ処理装置（島津製作所，CR3A）内蔵コンピューターで自動制御されるので，サンプル瓶を取り付けてキーインすると，所定の時間後に試料水中のメタン濃度が求められる。

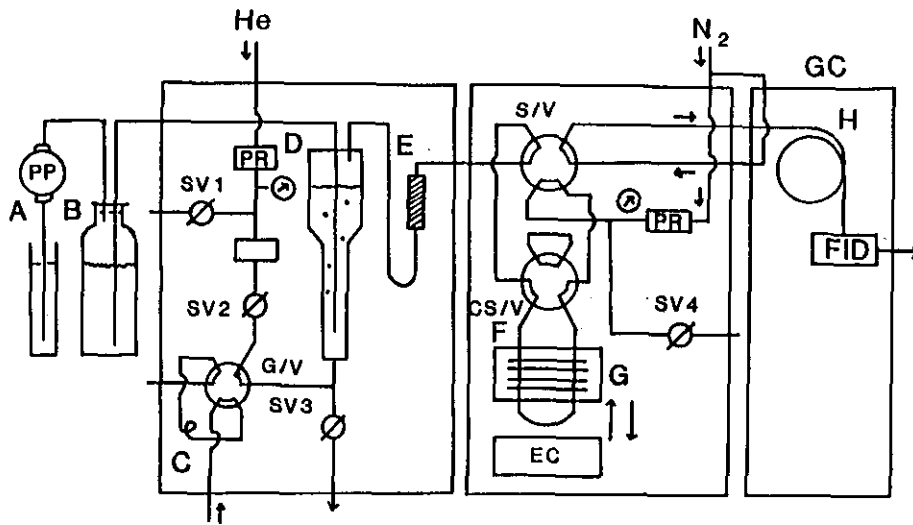


図 1 水中溶存メタン自動分析装置の構成

A; hexane bottle, B; sample vial, C; loop for standard gas, D; purging vessel, E; silica gel column, F; charcoal trapping column, G; aluminum block with electric heater, H; column for gas chromatography, SV; solenoid valves, G/V; standard gas sampling valve, S/V; sample injection valve, CS/V; concentrated sample switching valve, PR; pressure regulator, EC; electric cooling unit, PP; plunger pump, FID; flame ionization detector.

以下に，動作の内容を簡単に解説する。試料バイアル瓶を，図1のBに示す2本の針に差しスタート指令をすると，定量ポンプで瓶Aからヘキサンが吸引され，試料バイアル瓶に押し込まれる。押し込まれたヘキサンの量だけ，試料水がバージ容器に移される。ポンプのプランジャー1動作は0.5mLで，コンピューターからの指令パルスに応じて動作するので，任意量の試料をバージ容器(D)に自動送液できる。5mLの試料水でバージ容器を洗浄，排液した後，必要量（低濃度の場合は25mL，高濃度では10ないし5mLに減ずる）の試料を送り込む。試料送入時に並行してFの活性炭トラップ（粒状活性炭60/80メッシュ0.6g入り）を電子冷却装置で $-30^{\circ}\text{C}$ 以下まで冷却する。トラップが冷却したらSV2とSV4を解放して，ヘリウムガスによるバージを始める。バージ時間は，捕集効率を評価して4分に決めた。バージ容器から追い出されたガスは，シリカゲル管で乾燥されてから活性炭トラップに導かれる。メタンを捕集した後，CS/Vを切り替えて捕集管を封じ，

120°Cまでヒーターで加熱する。この際SV5が閉じられSV3が解放されるので、バージ容器内に窒素ガスが流れて試料水が排水され、純ガスで置換される。脱離したメタンはSVの切り替えでガスクロマトグラフへインジェクトされる。ガスクロマトグラフ条件はカラム：Porapak Q 3m, 温度：45°Cの定温：流量：窒素35mL/minであり、FID（水素炎検出器）でメタンを検出する。インジェクト後約1.2分の保持時間でメタンのピークが検出される。

標準化には、メタン標準ガスをループCに満たし、バージに相当する時間に手動バルブでバージ容器に導びき、試料水中のメタンと同様の操作を行なう。試料水を25mL使用した場合、定量下限は0.1から0.2nM（1nMはメタンガス22x10<sup>-9</sup>L/試料水1L）であって、バックグラウンドの外洋底層海水の濃度程度である。大気はメタンを1.6から1.8ppm前後含んでいるので、25°Cおけるその平衡濃度は約2nMである。その濃度で、分析の繰り返し再現性として2%が得られた。1試料の分析に要する時間は約35分である。定量範囲については、μM濃度以上におよぶ直線性を確認しているので、霞ヶ浦の試料については問題がない。

### 3. 陸水試料のメタン濃度

霞ヶ浦の全域調査において、1990年4月から継続的に、stas.1, 3, 7, 9, 12 の5測点で湖水の採取を行っている。stas.3, 9 では鉛直に3層（表層, 中層, 底層）, sta.7 では2層（表層, 底層）, 他では表層のみの採取である。代表的な測定結果として、sta.1, 3, 9 の表層水濃度変化を図2に示した。1990年の春期と夏期の観測からは次のようなことが明らかとなった。

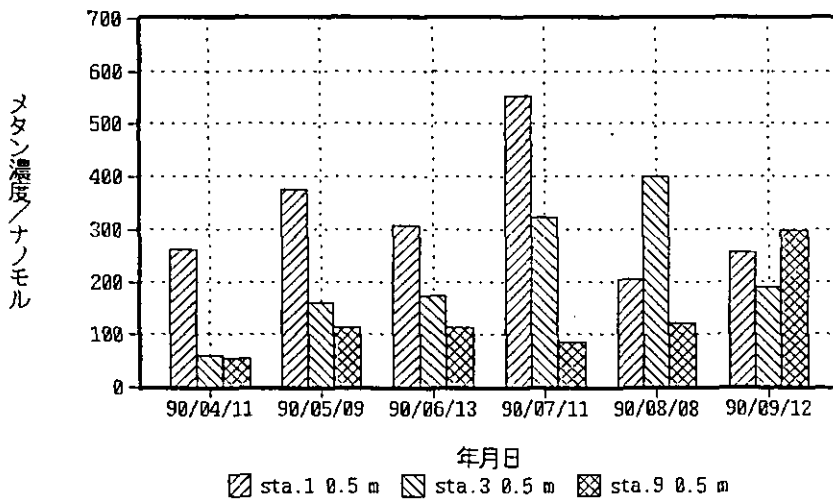


図 2 霞ヶ浦の溶存メタン濃度の変動, stas.1, 3, 9 の表層水について



- ・霞ヶ浦湖水のメタン濃度は大気平衡濃度よりおよそ2桁高い。
- ・霞ヶ浦は浅く湖水混合がよいので、鉛直的には均一なことが多い。
- ・生物活動の活発な夏期には春期より高い溶存メタン濃度となる。
- ・栄養度が高く浅い水域の高浜、土浦、両湾奥部で、溶存メタンは高濃度となる。

現在、この自動測定装置を用いて湖水中のメタン酸化速度とその温度依存性の計測を行っている。この数値を用いることにより、疑似的な定常状態の仮定をおいて、湖水中でのメタンの酸化分解量がわかる。また、臨湖実験施設の気象観測における風速データと水中濃度の関係から、湖面でのガス交換によるメタン放出量の推定ができる。両者の和が霞ヶ浦におけるメタンの生成量であり、メタンの収支の推定ができる。解析結果は、1年間の観測結果の解析後に発表したい。また、貧栄養湖沼のメタン濃度分布についての観測も行っているので、陸水域のメタンの動態の解明を行いたい。

# 水中分光機を利用した野外での藻類現存量測定に関する研究

相崎守弘・木幡邦男（水質土壌環境部）

## 1. はじめに

水中における光の減衰は、水自身による吸収、溶存物質による吸収及び懸濁物質による吸収や散乱によって生じる。従って、溶存物質を含めた水による光の吸収を補正することが出来れば、水中の光の減衰量から、懸濁物質量を推定することが可能である。湖沼における水中懸濁物の多くは植物プランクトンであり、これらは光合成のために各種の植物色素をもち、特定の波長の光を吸収する。従って、水中における光の減衰を波長別に測定できれば、植物プランクトン現存量の推定が可能であり、また、緑藻、藍藻、珪藻等で特有の吸収波長が存在すれば、これらの藻類の現存量を分別して測定可能となる。

本研究では、屋外において藻類現存量を直接的に計測することを目的に、持ち運び可能な水中分光機を開発し、その可能性を検討した。

## 2. 実験方法

水中分光機（環境研究センター Co.）は以下のような特徴を持つ。水中及び空気中の光を光ファイバーで導入し、セクターミラーにより、交互に分光機に入射する。次に分光された光をハーフミラーで2方向に分け、太陽光及び水中光をそれぞれの検知器（ホトマルチプライヤー）で測定し、電気信号に変えてラップトップ型パソコンでデータの取り込みを行う（図1）。得られたデータはフロッピーディスクに保存し、コンピューターのソフトウェア上で、水中光と太陽光のそれぞれのデータ及び水中光を太陽光で割り算を行ったデータを表示できる。また取り込まれたデータは使用者の目的に応じてさらに細かい解析が可能である。測定波長範囲は400-750nm、波長精度は+2nm、測定波長間隔は1nm、走査速度は約30秒、光ファイバーの長さは、水中側30m、空中側5mである。本装置は、分光器部、制御部及びラップトップパソコンの3つの部分から構成されているが、全体の重量は約25kgと持ち運びにはいささか困難を伴う。

実験は主として、国立公害研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外実験池を用いて行った。屋外実験池は一辺が3mの6角形をしており、水深は1.8m、容量は約40m<sup>3</sup>の池である。この池に栄養塩類を添加し、藻類の増殖に伴う吸光度の変化を解析した。実験は6月と7月下旬に行い、6月にはP3の池を対照とし、藻類の増殖をできるだけ抑えるために井水を満たし、栄養塩を添加せずに実験した。

### 3. 結果

図1に対照として測定したP3の池での吸光度の変化を示す。742nm付近に水による強い吸収がみられた。8回測定した内2回を除きほぼ同様な分光特性を示したことから、6月22日のデータを以後ベースとして水の吸光度を補正するために用いた。図2に6月のP4の池での藻類増殖に伴う吸光度の変化を示す。藻類の増殖に伴い430及び678nm付近に強い吸収がみられた。550nm付近は比較的吸収がないようであった。430nm付近はポルフィリン環の、678nm付近はクロロフィルaによる吸収と考えられた。550nm付近は懸濁物による光の散乱に伴う減衰と考えられた。ここでは、野外における藻類現存量の測定を目的とするところから、678nmの吸収に着目して水中のクロロフィルa現存量との関係を調べた。結果を図3に示す。6月(○)及び7月下旬(●)のデータを用いて解析したところ相関係数  $r=0.93$  のよい関係が得られた。クロロフィルa濃度50-100 $\mu\text{g/l}$ 付近にばらつきがみられたが、増加過程では吸光度が高く、減少過程では低くなるような傾向がみられた。また、プランクトンのサイズが大きくなると散乱の影響が強くなり、クリアーな吸収曲線が得られない傾向があった。

今後これらの点を改良して行くことによって、現場での藻類現存量の測定が容易に行えるようになるものと考えられた。

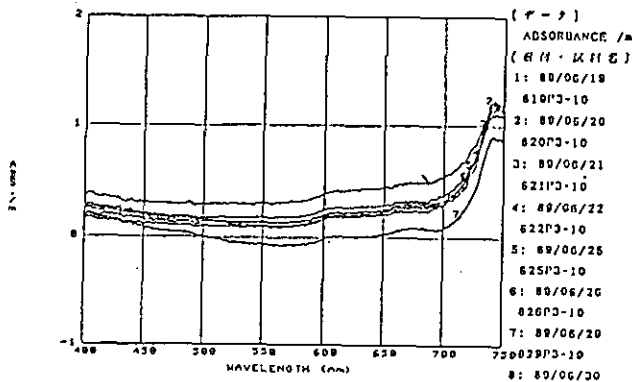


図1 藻類現存量の非常に少ない池での吸光度の変化

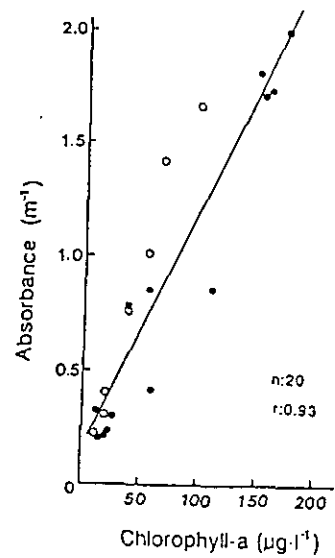


図3

クロロフィルa濃度と吸光度の関係

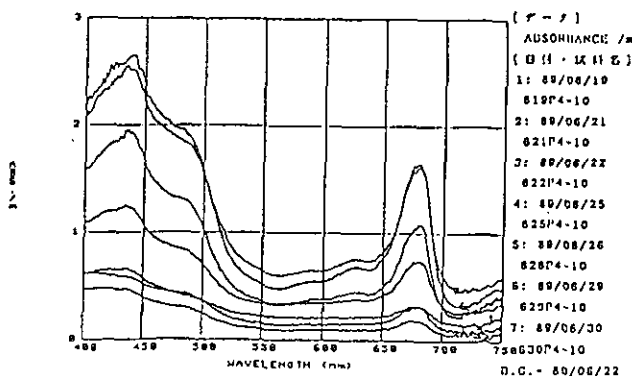


図2 藻類現存量の変化に伴う吸光度の変化

# 霞ヶ浦のオナガケンミジンコ (*Cyclopus vicinus*) の生活史

春日清一 (生物環境部), 青野恵美子・山根爽一 (茨城大学教育学部)

近年, 冬季の霞ヶ浦の動物プランクトンはオナガケンミジンコ (*Cyclopus vicinus*) が優占指定多賀, 1984年以後 *Daphnia* spp. の出現が見られ, 透明度が著しく上昇し, この水域でオナガケンミジンコが減少している。この原因を明らかにすることを目的に, 霞ヶ浦の動物プランクトンの調査を行った。

## 1. 調査地点と方法

動物プランクトン調査は国立公害研究所が霞ヶ浦に設定している調査地点, St.3, 9 の 2地点でおこなった。St.3 は高浜入りの中央部で水深 4m, St.9 は霞ヶ浦の湖心部で水深 5.8m である。

採集は1988年11月 1日から1989年10月25日までの一年間で, ほぼ週に一度行った。プランクトン採集はNXX13の網地で直径 30cm の簡易プランクトンネットを湖底まで静かに下ろし, 毎秒 1m の速度で垂直に引き上げた。採集されたサンプルはほぼ 5% となるようにホルマリンを加え固定し持ち帰った。

オナガケンミジンコの nauplius は 1~6期, copepodid は 1~5期, さらに成体雄, 成体雌, 抱卵雌に分けて計数した。卵は卵囊ごと落ちているものも含め計数した。プランクトンネットの濾水率は 0.7 とし 1m<sup>3</sup> 当りの個体数を算出した。また同時期に優占種として出現した *Daphnia galeata* の個体群密度も同様に算出しオナガケンミジンコへの影響を推定した。同時に透明度, 水温, 溶存酸素量を測定した。

## 2. 結果

### 2.1 水温の変化

St.3 および St.9 の湖底の水温変化を図1に示した。両地点の水温差は少ないが, 水温上昇時には St.3 が, また水温下降時には St.9 がやや水温が高い。最低水温は1989年 1月の St.3 の 4.6°Cで暖冬であった。また最高水温は1989年 8月に 26.9°C とやや低温気味であった。

### 2.2 透明度の変化

両地点の透明度の変化を図2に示す。透明度は St.3 で1988年12月に上昇が始まり, その後 St.9 でも上昇が見られ, 1989年 1月には 5.3m となり, この記録は過去最大値である。St.3 でも1月に湖底まで透明度板が達し 4.3m 以上となった。2月に両地点とも透明度の減少が見られたが3月には再び上がり, その後上下しながら低下し 6月以後は St.3 では 0.5m 前後, St.9 では

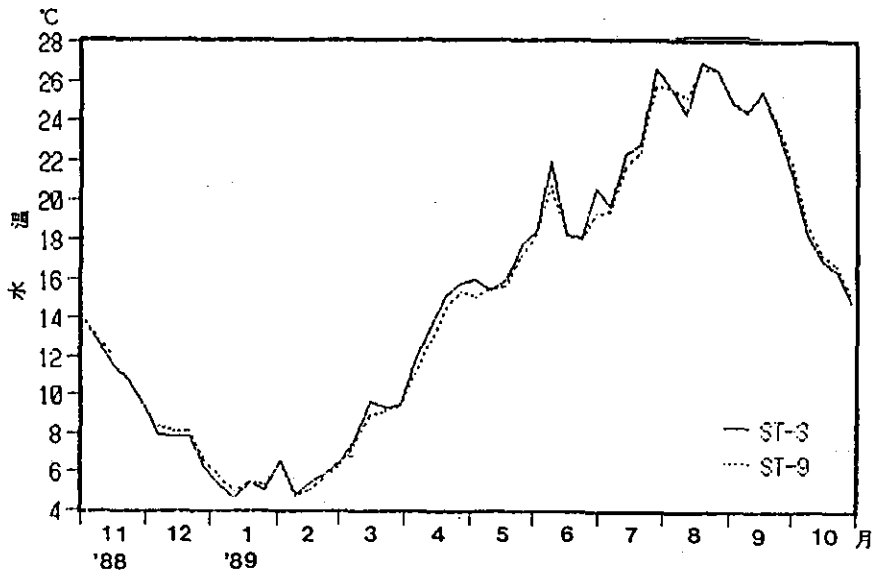


図 1 高浜入 (st-3) と湖心 (st-9) の水温の変化 (1988年11月～1989年10月)

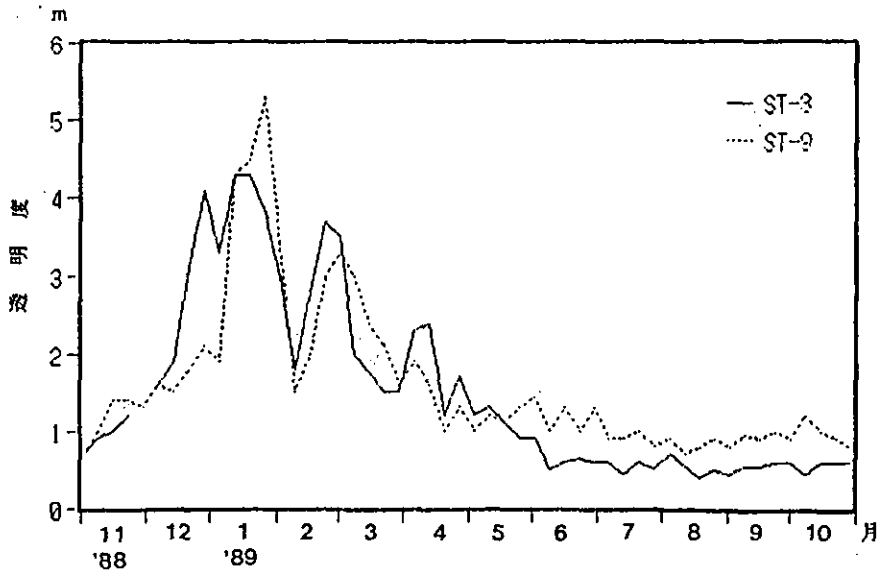


図 2 高浜入 (St.3) と湖心 (St.9) の透明度の変化 (1988年11月～1989年10月)

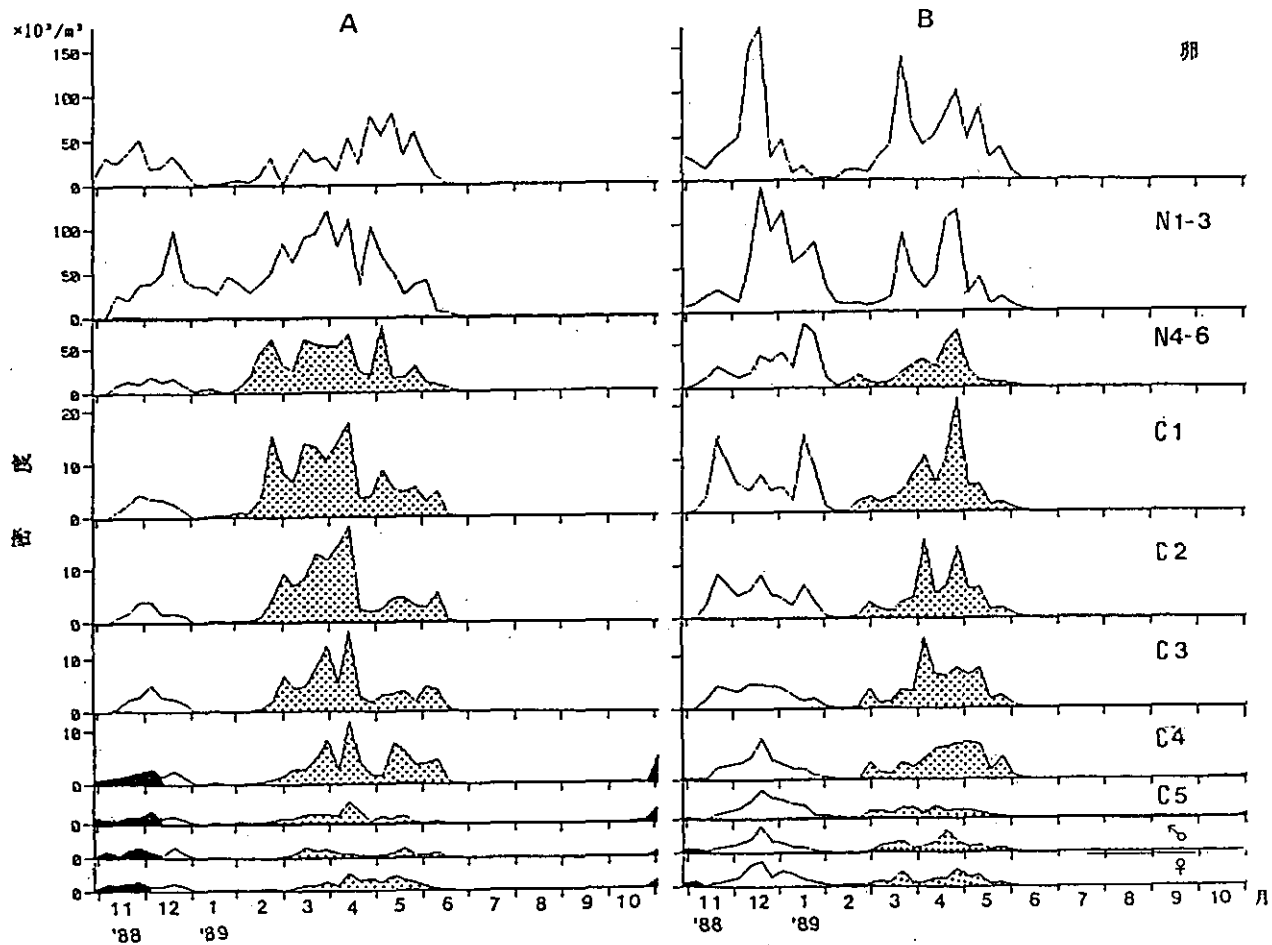


図 3 高浜入 (st-3: A) と湖心 (st-9: B) における *Cyclopus vicinus* の成長段階ごとの密度の季節変化

Nは nauplius, Cは copepodid を示す. N4-6から成体の各ステージで ■ は越冬個体群  
 □ は冬個体群, ▨ は春個体群を示す.

0.9m前後の比較的安定した値を示した。

### 2.3 オナガケンミジンコの個体群密度変化

図3にオナガケンミジンコの卵数, nauplius, copepodid, 及び成体雄, 雌の各々のステージ毎の密度変化を示した。1988年11月には copepodid の 3期以前の個体は出現しておらず, 成体雌雄がわずかに観察された。nauplius の出現は11月上旬以後である。両地点とも nauplius, copepodid, 成体の出現には 2つの大きな山が見られ, さらにその中に小さな山を分けることができる。この小さな山は成長に伴いずれている。St.3では 1月~2月に nauplius は見られるが copepodid 及び成体の出現しない期間がみられる。St.9 ではこのような現象は期間が短い。6月になると成体の個体数の減少がみられ, 更に 6月下旬に本種は姿を消す。

### 2.4 カプトミジンコ (*Daphnia galeata*) の個体群密度の変化

図4に *Daphnia galeata* の密度変化を示した。カプトミジンコは St.3 で11月初旬に出現し12月には極めて高密度となりその後 St.9 でも密度が高くなったが St.3 ほどではない。また St.3 では 2~3月にやや密度を減少するが 4月には再び高密度となり 6月には姿を消した。

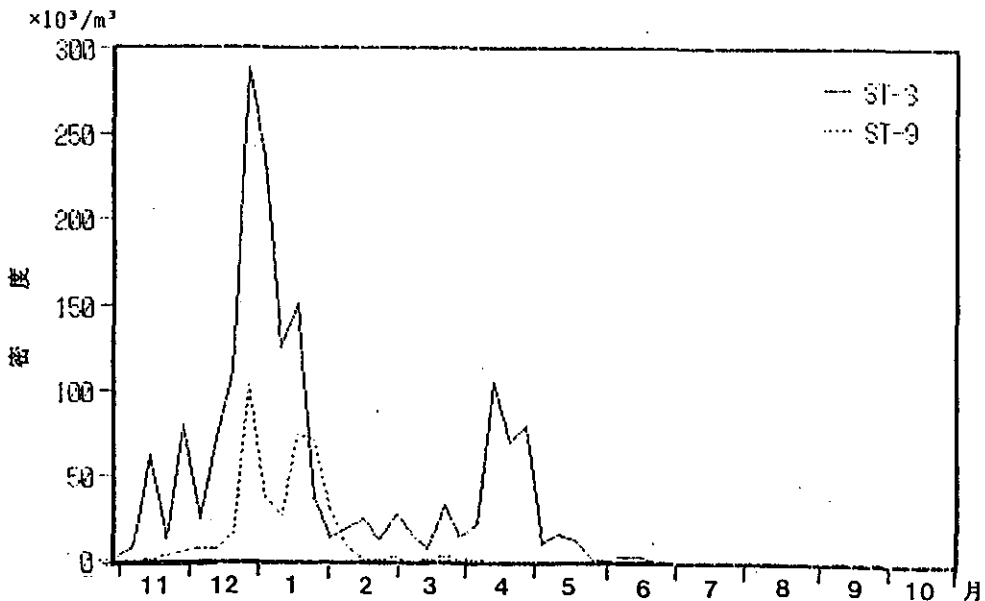


図 4 高浜入 (st-3) と湖心 (st-9) の *Daphnia* sp. の密度の季節変化

## 3. 考察

### 3.1 オナガケンミジンコの生活史

オナガケンミジンコは copepodid の 4期で夏季休眠することが知られており (George, 1973)

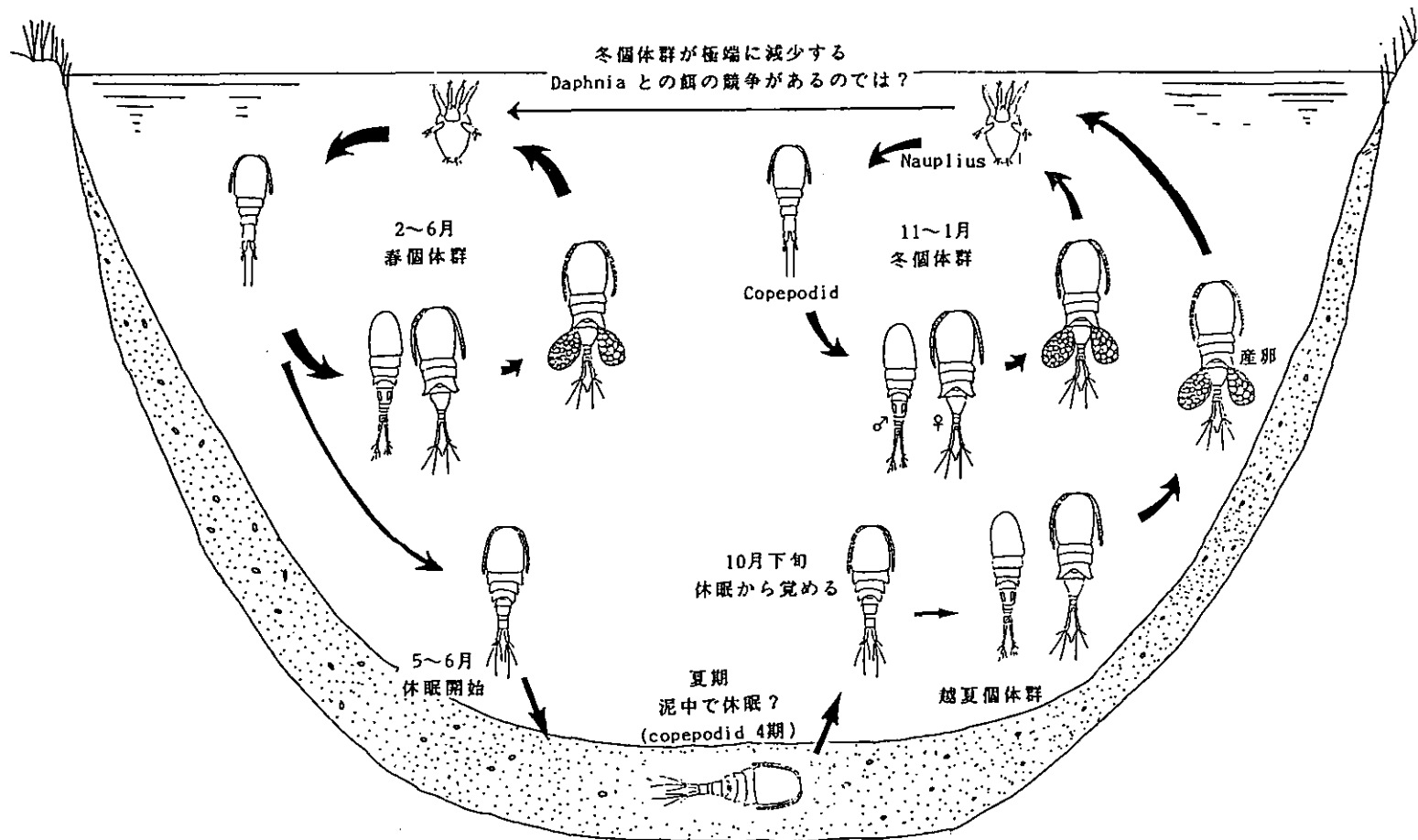


図 5 霞ヶ浦における *Cyclopus vicinus* の生活史



霞ヶ浦でもやはり copepodid 4期で夏眠し10月下旬から11月に水温が約 15°Cのころ覚めて活動を始める。冬季の間、オナガケンミジンコは 3~4世代を送り 6月に水温が 20°Cのころ copepodid 4期で再び夏眠に入るものと思われる(図5)。

### 3.2 カプトミジンコのオナガケンミジンコへの影響

カプトミジンコの出現により St.3 および St.9 の透明度は著しく上昇し植物プランクトンは極めて低濃度となった。この透明度の上昇した時期に併せてオナガケンミジンコの nauplius 3期から 4~6期へ、また copepodid 期への移行が阻害されていることが分かる。これはカプトミジンコの異常繁殖により植物プランクトンがなくなり、植物プランクトンを餌としているオナガケンミジンコの nauplius が成長出来なくなったためである。

### 引用文献

George, D.G. (1973) : Diapause in Cyclopus vicinus. Oikos, 24:136-142.

# 尾瀬沼に侵入した帰化植物コカナダモの生態

野原精一(生物環境部)

## 目的

日光国立公園特別保護地区及び特別天然記念物である尾瀬地域の優れた自然環境を厳正に保全するために、環境等調査を実施することを目的として研究を行った(野原ら、1988)。

## 調査結果及び考察

1988年には6月6日及び8月26、27日、1989年には6月14日及び1989年9月6、7日に水質及び生物調査を実施した。

### 1. コカナダモと在来水草群落の経年的分布変化

調査地点を図1に示した。調査は図のabc付近で行っており、水草の分布は栗田ら(1988)を参考にして作図した。コカナダモの現在の分布域は図の塗りつぶし部分(■)で、栗田らも述べているように種の分布は平衡状態と考えられた。

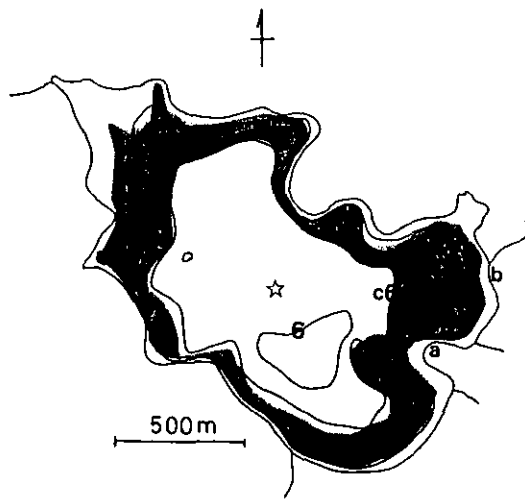


図1 調査地点図。

a b固定ラインで伸長速度測定を行い、bcラインで水質を測定した。コカナダモの1989年現在の分布域は図の塗りつぶし部分(■)。

魚群探知機（古野電気kk、FE-6200, 200kHz）を使って1988年8月と1989年9月に図1のbcライン下の群落のプロファイルを作った（図2）。水深1 mから6 mまでコカナダモに被われ、水深2 m辺りにはヒロハノエビモが点在しており、6 mから7 mまでに在来のセンニンモが生育していた。分布域は1987年とほぼ同じ状況であった。1988年にはコカナダモ群落帯でコカナダモが密生しているために魚探チャートから底が読み取れないのに対し、1989年には浅いところで底が明確であった。群落高から見ても1988年と比べや1989年は貧弱であり、環境等との因果関係の解析が必要である。コカナダモの衰退の兆しとも考えられ、今後の監視を要する。深い地点にあるセンニンモは2年ともほぼ同じ位置にあり、群落高も変化していない。衰退傾向はコカナダモ自身の原因と底質の栄養塩類等の減少が原因という可能性とがあり、底質分析が経年的に必要と考えられた。

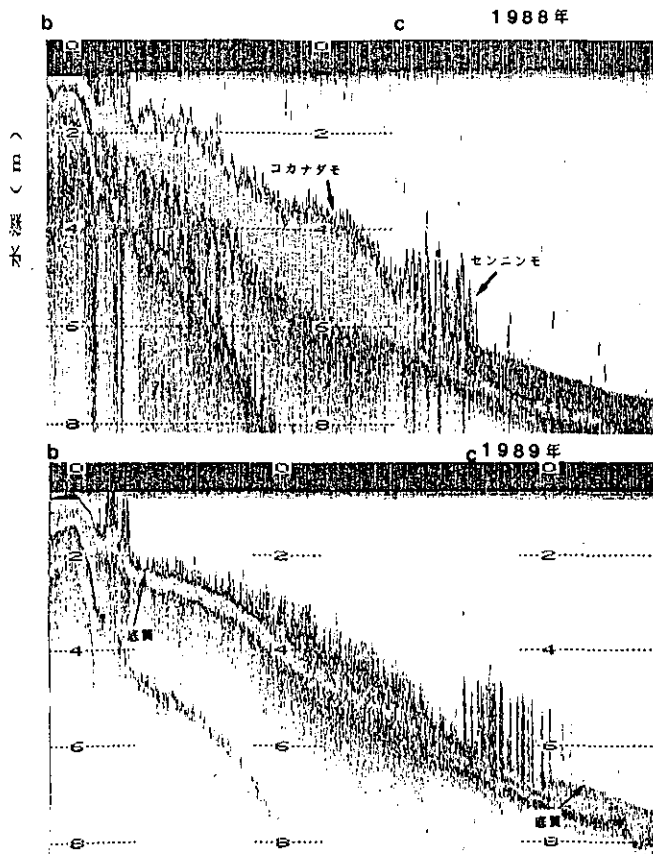


図2 魚群探知機（200kHz）チャート。

1988年8月26日（上）と1989年9月7日（下）。図1のbcライン下で縦軸は水深、横軸は相対的な距離を示す。曳航速度は上下で異なるが同一チャート内は一定速度である。

コカナダモの伸長生長速度及び定着状況を測定するために、a bに目盛りのついたロープを張り10m毎の定点の水深と群落高を測定した。1988年6月、8月及び1989年6月の状況を示したのが図3-1である。実線が水深(底質)、塗りつぶし部分が1988年6月の群落高を現している。黒丸が1988年8月、三角印が1989年6月の群落高である。水深1.2m以浅の底質が石の地点にはコカナダモは無かった。水深の浅い方の分布域は1988、1989年で同じであり、水深1.2mが上限はほぼ変わらないであろう。水温と伸長速度からある程度の長さの植物体で冬季に生存していたことが推定され、6月には最大草高60cm、8月では160cmであった。6月に無植生の子水深1.2m以浅の地点にはコカナダモの新たな進出はなかった。夏の群落高は冬季の残存量に関係せず、夏の群落高が大きくても次の春までの生存は必ずしも大きくなかった。夏の群落高は生育期の条件に既定され、春までの生存は冬の環境影響が大きいと考えられた。1989年8月にトランセクトa b (●印)とa c (○印)のコカナダモ群落の草高を魚群探知機で測定した結果を表したのが図3-2である。最大の草高160cmを示すのは水深2-3mで更に深いと草高は小さくなった。コカナダモの分布の下限は水深6m付近であるのは1987年の調査と一致していた。今回のライントランセクト法の適用で正確に同一地点のモニターができた。広い範囲には応用するには時間的に困難であるが、場所によっては保全地区を限定すれば特殊植物のモニターが可能であると考えられる。

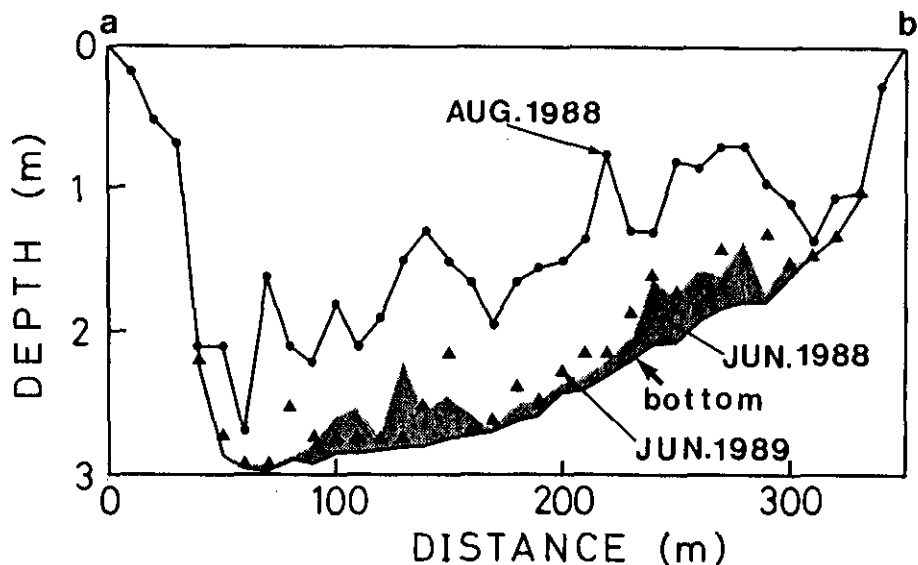


図3-1 コカナダモのa bライン下10m毎の定点の水深と群落高。

縦軸は水深、横軸はa点からの距離。実線が水深(底質)、塗りつぶし部分(■)が1988年6月、黒丸(●)が1988年8月、三角印(▲)が1989年6月の群落高である。

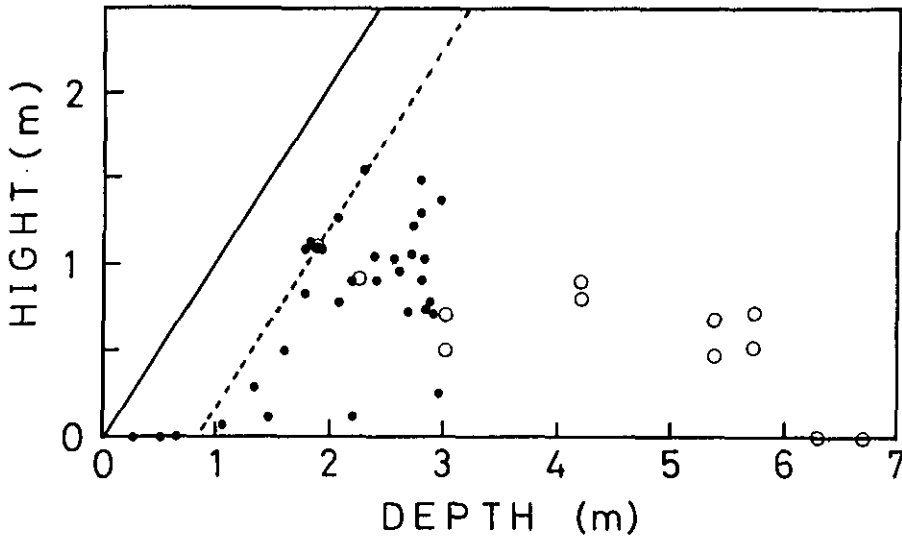


図3-2 水深と群落高の関係。

黒丸 (●) は a b ライン、白丸 (○) は b c ラインでのデータ。

## 2. コカナダモが生育する環境

1987年7月から10月に自記記録の水温計 (RMT; 離合社) を湖心の水深4 mに係留した (図4-1)。また生育期間を知るために水深3 mの底から1 mに係留し (図1の★印)、測定間隔1時間で約1年間の連続測定を行った (図4-2)。最高水温は22度で8月中旬に得られ、最低水温は-0.1度で4月に約1ヶ月つづいた。湖心の日較差は2度程度、コカナダモ群落付近は8度であった。水温の変化に過冷却が無いことから底泥付近は完全には凍結しないと考えられた。伸長可能な水温は10度以上であるから、盛んな生育をする期間は6月上旬から10月中旬の4.5月間と推定された。今後地点間のコカナダモの冬季生残の場所による違いは冬季水温の違いによるか、場所によって冬期の水温がどう異なるか測定する必要があると考えられた。

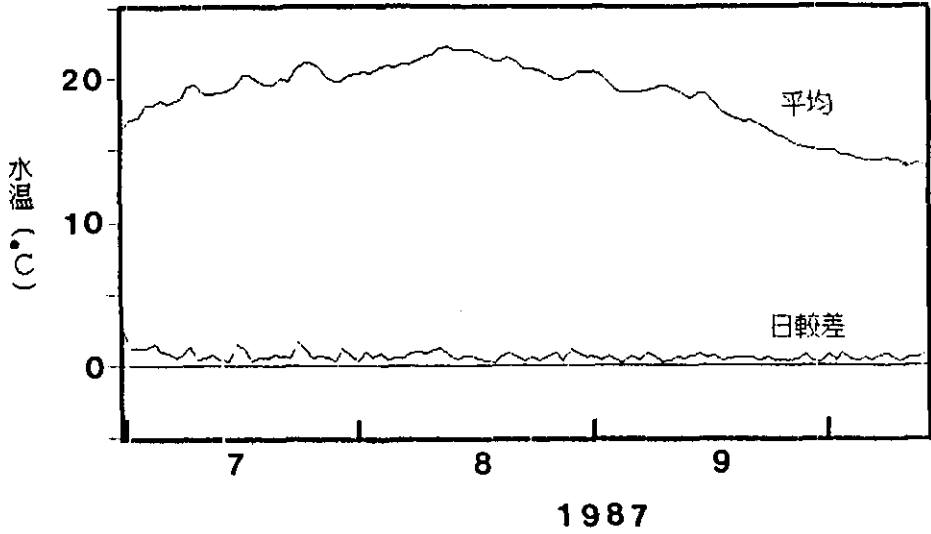


図4-1 水温の季節変化。湖心の水深4 m。

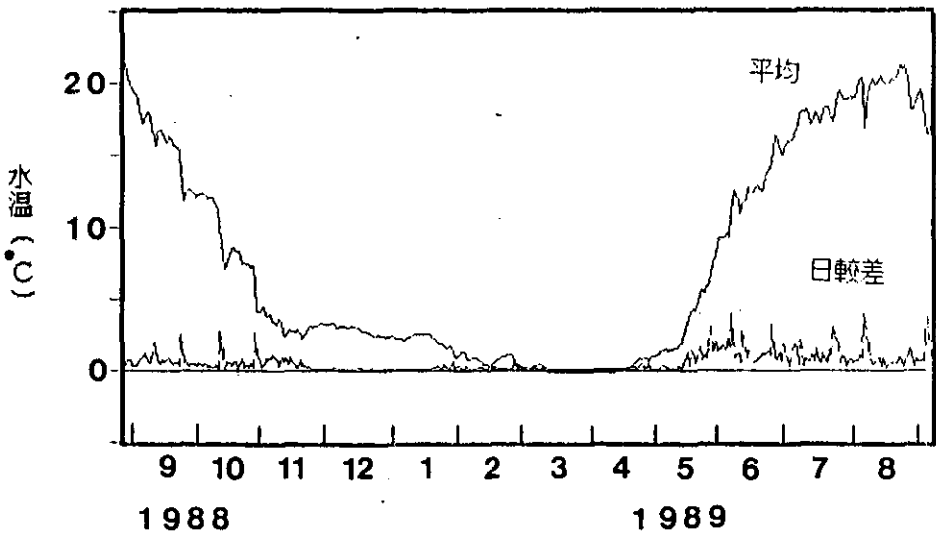


図4-2 水温の季節変化。

図1の★印の地点(水深3 m)の底から1 mの水深で測定。

水質調査は長蔵小屋近くの棧橋 (a) から湖心 (☆印) にラインを想定した。ライントランセクト下で、ハイドロラブサーベイヤーII (富士インダストリーズKK) を用いて測定した。水温、溶存酸素の項目について1988年8月と1989年9月のデータを図5に示した。1988年には水温は湖心に向かうほど高く、水深4 mまでは深さによる違いはなかった。水草帯での溶存酸素は表層で8 ppmで湖底から1 m程度の所で高くなる傾向を示した。水草帯でのpHも似た傾向をしており湖底でやや高くなり、コカナダモによる光合成生産が盛んなことがうかがわれた。それに対して、電導度は湖心では4 mあたりから変化するのに対して水草帯では水深による違いは小さかった。酸化還元電位も水草帯での水深による違いは小さく、湖心と地点5では6 mまでは深くなるほど大きくなった。以上の事から、1987年見られた水草帯の底での貧酸素状態は認められず、群落が1987年ほど密には発達していない事の反映であると考えられた。透明度は湖心とコカナダモ群落帯では大きな違いはなく、コカナダモによる水質影響は特に認められなかった。

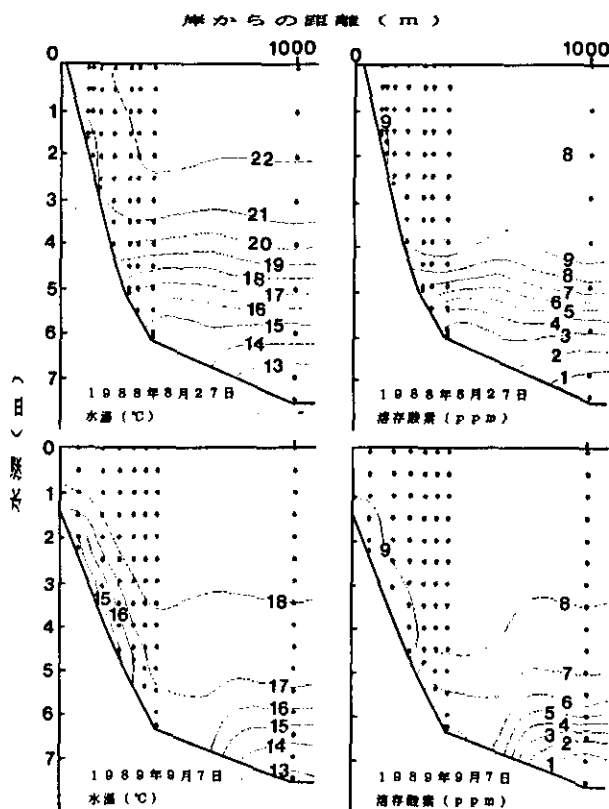


図5 水温と溶存酸素のプロファイル。

上は1988年8月27日、下は1989年9月7日。横軸は岸 (b) からの距離、縦軸は水深、曲線は等温線、等濃度線を示す。

文献

野原精一、多田満、花里孝幸（1989）コカナダモの駆除試験研究。尾瀬の保護と復元 第19

号 福島県特殊植物等保全事業調査報告書 p75-83。

栗田秀男、峰村宏、大森威宏（1988）尾瀬沼におけるコカナダモ侵入後の大型水生植物群落。

尾瀬の自然保護－群馬県特殊植物等保全事業調査報告書 第11号 p33-57。



# 水耕栽培による水質浄化に関する研究

相崎守弘（水質土壌環境部）・権五相（韓国環境研究院）

## 1. はじめに

湖沼の富栄養化に対する家庭雑排水の影響は非常に大きい。家庭雑排水には多量の栄養塩を含むところから、水耕栽培の培地として利用できる可能性があり、水耕栽培と水処理が同時に行われる可能性が高い。本実験では、浄化能を高めるために付着性微生物を利用し、付着性微生物に吸着または取り込まれた栄養物を、水耕栽培によって野菜等の形で回収することを考えた。

## 2. 方法

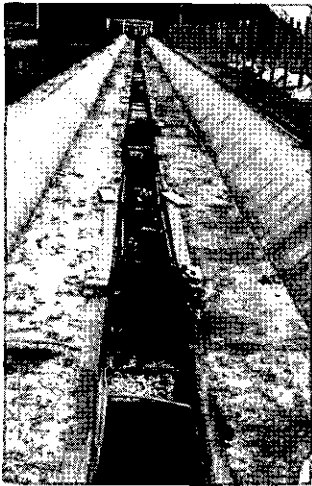
臨湖実験施設の屋外水路を用い、霞ヶ浦の湖水を連続的に供給して、水質の変化と作物の成長の様子を調べた。屋外水路は幅が 60 cm、長さが 110 m ある。その内の 50 m の地点に堰を作り水位を 12 cm になるよう調整した（図 1 c）。水耕栽培は長さ 1.9 m、幅 50 cm、高さ 50 cm の枠を塩化ビニール製のパイプで作製し、回りを網目 1 cm 角のネットで覆ったボックスを用いて行った。ボックスの中には付着性微生物の基質となるよう発泡スチレンの担体を 8 cm の厚さに入れ、上部をネットで覆った。すなわち、このボックスを水路にいれた状態では、下部 4 cm 程度は水だけが流れるが、上部には付着微生物が生息できるようにした。このようなボックスを 16 個用意し実験を行った。採水は 3 地点で毎週 1 回の頻度で行った。すなわち、湖水流入部を St.1、水耕栽培のボックスの終わった地点を St.2、堰の部分を St.3 とした（図 1 参照）。St.1 から St.2 までの距離は約 32 m、St.2 から St.3 までの距離は約 15 m であった。供給湖水の流量は毎分 10 リットルとした。この結果平均流速は 0.23cm/sec となった。

栽培を試みた野菜は以下の通りである。ミツバ、つるむらさき、チンゲンサイ、ダイズ、トマト、ミニトマト、クレソン、インゲン。これらの野菜は種または苗を 5 月中旬から下旬にかけて蒔いた。

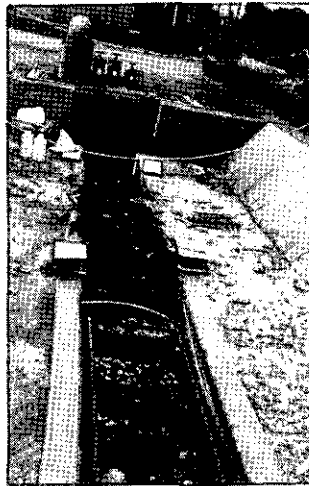
栄養塩類の分析はオートアナライザー（テクニコン Co., AA2 型）を用いて行った。クロロフィル a 濃度はメタノール抽出後、UNESCO/SCOR 法で分析した。懸濁態炭素（POC）および窒素（PON）は CHN コーダ（柳本, MT3 型）で測定した。

## 3. 結果

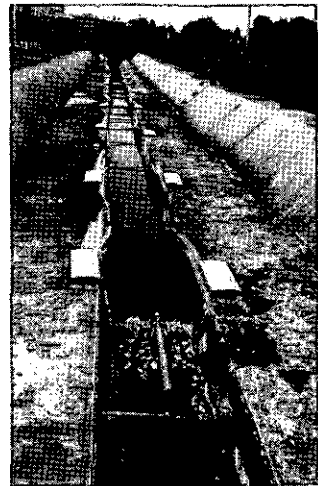
栽培を試みた野菜は、インゲンを除きいずれもよく成長した（図 1 e～g）。しかしながら、トマトとミニトマトは 6 月から 7 月初旬によく成長したが、実が収穫できる直前に枯死した。チンゲンサイ、ダイズは夏から秋にかけて成長が良かった。ミツバ、つるむらさき、クレソンは秋によく成長した。



a. 水路全景



b. 湖水流入口 (St. 1)



c. 湖水流出口 (St. 3)



d. チンゲンサイの生育状況



e. ミニトマトの生育状況



f. クレソンの生育状況



g. ツルムラサキの生育状況

図1 実験水路及び栽培野菜の生育状況 (1989年8月初旬の状況)

図2に懸濁物乾燥重量の各地点での変化を、図3にクロロフィルa濃度の各地点での変化を示す。供給湖水の懸濁物乾燥重量は4月から5月にかけて $10\sim 24\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高い値を示した。6、7月は $5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と濃度が低下し8月から11月にかけては約 $10\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と安定していた。冬期には再び $5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度まで減少した。St.2およびSt.3での測定値は一部の測定値を除きほぼ同程度で、6月以降は $1\sim 2\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の値を示すことが多かった。除去率は4月から5月にかけて30から60%と徐々に上昇し、6月以降は70~80%の値を示した。供給湖水中のクロロフィルa濃度は4~5月にかけてと8~11月にかけて2つのピークがみられ、夏から秋にかけての濃度は約 $30\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度を変動した。懸濁物乾燥重量と同様にSt.2およびSt.3での測定値はほぼ同程度であった。除去率は懸濁物乾燥重量と同様に4月から5月に低く、夏から秋にかけては50~70%程度を変動した。

図4にT-P濃度の変化を示す。T-P濃度もクロロフィルa濃度と同様に2つのピークがみられた。除去率は6月及び10月以降に高くなった。高くなった時期の除去率は50~60%、8~9月では20~40%であった。秋にはクレソンがよく成長したことから除去率が高くなったものと考えられる。

図5に硝酸態窒素濃度の変化を、図6にアンモニア態窒素濃度の変化を示す。供給湖水中の硝酸態窒素濃度は4月から徐々に減少し7~8月に最小値になり秋から冬にかけて再び上昇する傾向を示した。除去率は供給湖水中の濃度が減少した夏期に70~90%と高い値を示した。秋期は30~60%を変動し、冬期及び春期の除去率は低かった。供給湖水中のアンモニア態窒素濃度は春から夏にかけて $20\sim 60\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の値を変動し、秋期には約 $100\sim 120\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と高い値になった。St.2における除去率は変動が大きくマイナスの値を示すときもしばしば見られた。クレソンの成長により植物の現存量の高くなった秋期には60~80%の除去率を示した。

#### 4. 考察

夏期に米ぬか抽出液を添加し、滞留時間を調べたところSt.2におけるBODのピークは添加3時間後にみられ7時間後には平常の値に戻った。St.3では5時間後にピークがみられ9時間後には平常値に戻った。全リン濃度はSt.2においては5時間後にピークがみられ7時間後に平常値に戻った。St.3においては7時間後にピークがみられ9時間後には平常値に戻った。これらのことから、St.1からSt.2までの到達時間は平均5時間、St.1からSt.3までの平均到達時間は7時間程度と推察された。

St.2とSt.3における測定値を比較すると、St.3の方が若干低い値を示したが、多くの場合ほぼ同様な値であった。St.1とSt.2の間では水質に大きな違いがみられたことから、水耕栽培による水質浄化の効果が非常に大きいことが明らかになった。また作物を栽培していなかった4~5月に比べ、クレソンが繁殖した秋期では除去効率が高かったことから、栽培作物の効果も大きなことが明らかとなった。発泡スチレンに付着した微生物による効果は、その効果を判定するた

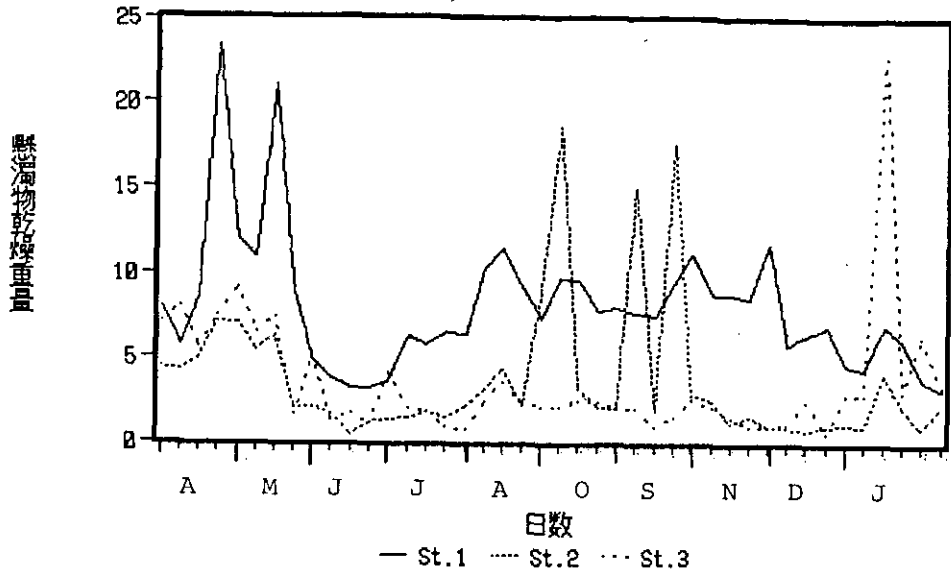


図2 各地点における懸濁物乾燥重量の変化

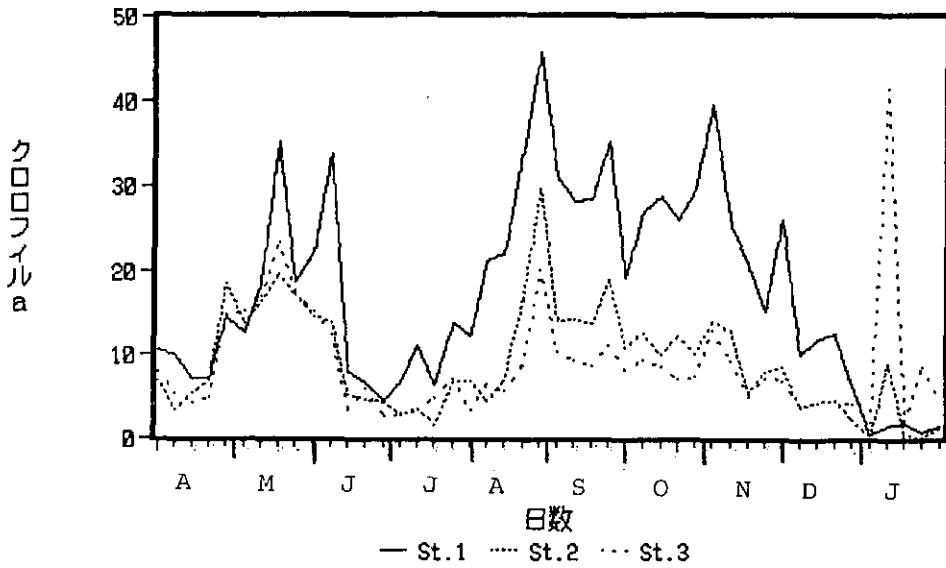


図3 各地点におけるクロロフィル a 濃度の変化

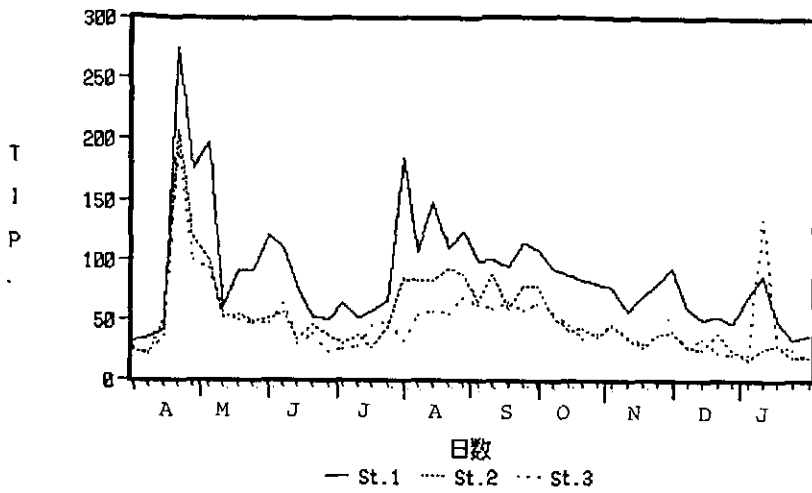


図4 各地点における全リン (TP) 濃度の変化

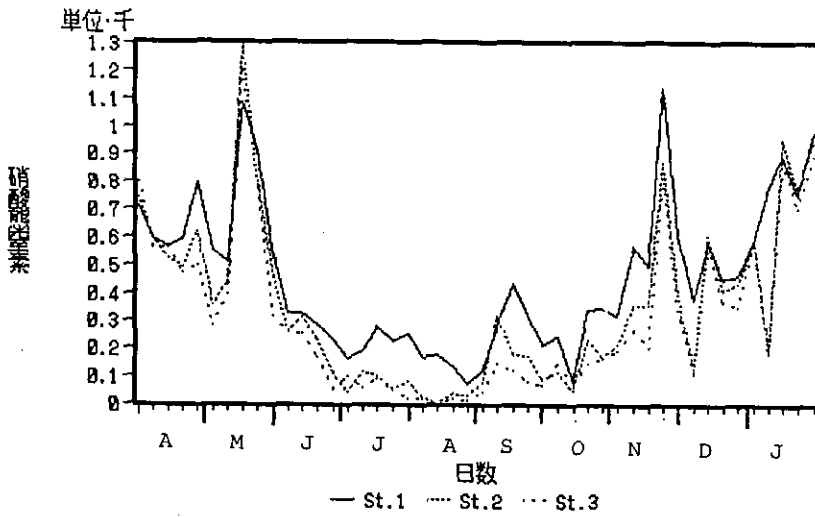


図5 各地点における硝酸態窒素濃度の変化

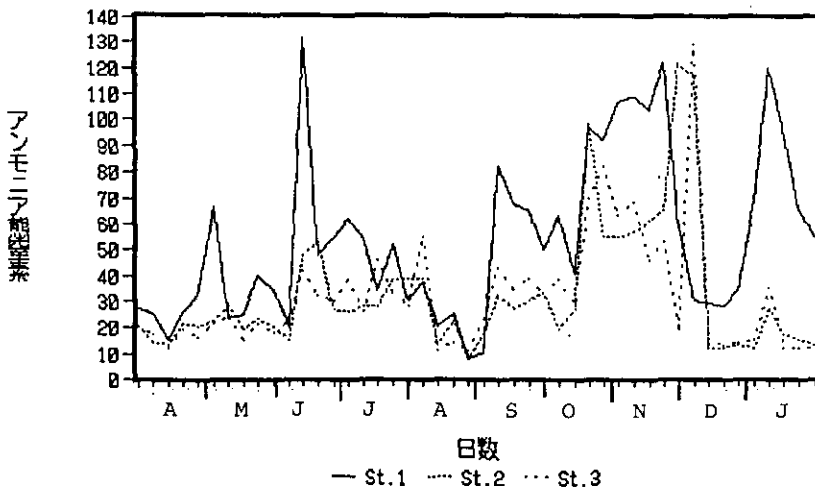


図6 各地点におけるアンモニア態窒素濃度の変化

めの実験を行わなかったところからはっきりしない。発泡スチレンが付着微生物の担体として適当かどうかは明らかではないが、作物の保持のためにはかなり有効であったと判断される。栽培した作物の根は密度が高くまたかなり良く成長しており、水中から栄養物をよく吸収していたものと判断された。

水耕栽培による水質浄化は霞ヶ浦周辺でも、すでに試験的に試みられており、さらに工夫を重ねることにより、より効率が高く簡便な方法が開発されるものと考えられる。

付表 水路における水質測定データ

Date	日数	PO4-P ( $\mu\text{g/l}$ )			DTP ( $\mu\text{g/l}$ )			TP ( $\mu\text{g/l}$ )		
		St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3
89/04/03	3	3	3	2	14	14	14	32	24	27
89/04/06	6	2	1	1	12	12	11	35	21	22
89/04/10	10	4	1	1	23	12	12	41	51	36
89/04/13	13	97	72	70	198	167	156	276	207	193
89/04/17	17	56	39	16	128	60	42	176	118	100
89/04/20	20	2	9	2	156	47	31	197	101	93
89/04/24	24	1	1	1	16	14	13	60	52	53
89/04/28	28	2	3	2	34	17	16	91	54	50
89/05/01	31	2	10	9	31	18	18	91	49	47
89/05/05	35	8	10	7	22	19	39	121	51	47
89/05/08	38	9	11	8	32	26	19	110	55	63
89/05/24	54	5	15	11	18	24	20	77	33	30
89/06/01	62	14	18	8	25	26	18	52	45	38
89/06/09	70	16	12	6	34	28	19	50	36	23
89/06/16	77	13	6	12	26	22	18	63	30	26
89/06/23	84	18	12	6	32	23	20	51	36	28
89/06/30	91	13	8	4	25	21	19	57	27	44
89/07/07	98	12	7	5	32	21	19	65	44	48
89/07/14	105	65	15	6	120	66	21	184	84	32
89/07/21	112	17	26	15	50	50	36	106	82	53
89/07/28	119	42	31	15	71	61	39	147	82	56
89/08/04	126	36	30	15	56	51	39	110	92	54
89/08/11	133	13	20	12	37	39	34	123	88	67
89/08/18	140	8	23	15	28	44	39	99	65	62
89/08/25	147	38	45	24	61	71	41	100	88	59
89/09/01	154	26	26	19	54	45	39	94	59	64
89/09/08	161	37	33	21	62	53	41	114	77	58
89/09/14	167	37	33	24	62	57	46	109	78	63
89/09/22	175	29	21	24	50	36	41	93	53	57
89/09/28	181	31	11	11	34	27	31	87	41	45
89/10/06	189	21	11	8	43	27	23	83	42	34
89/10/13	196	12	6	5	36	21	21	80	35	39
89/10/20	203	5	4	3	27	20	19	76	44	45
89/10/27	210	5	3	4	22	15	16	56	34	35
89/11/02	216	12	4	3	35	16	15	69	27	30
89/11/10	224	14	6	6	34	19	17	80	36	37
89/11/17	231	4	4	4	23	20	19	93	40	40
89/11/24	238	3	2	1	17	14	12	59	27	28
89/12/01	245	1	1	1	17	30	18	50	26	33
89/12/08	252	3	1	1	19	14	14	52	38	22
89/12/15	259	6	2	1	27	18	17	47	24	21
89/12/22	266	16	2	1	33	15	13	69	17	21
89/12/28	272	17	1	6	50	16	30	86	25	134
90/01/12	287	12	5	3	32	21	15	49	29	29
90/01/19	294	7	5	3	23	15	12	33	19	26
90/01/26	301	10	4	3	24	14	12	37	19	17
90/02/02	308	8	4	1	27	17	12	37	24	31
90/02/09	315	2	2	1	16	13	10	39	18	17
90/02/16	322	1	1	1	16	14	10	31	18	19
90/02/23	329	6	3	1	21	11	8	31	16	12
90/03/02	336	5	2	1	17	14	11	32	18	25
90/03/09	343	5	1	1	21	14	13	32	24	14
90/03/16	350	8	1	1	28	15	13	55	23	20
90/03/23	357	6	1	1	20	12	8	33	15	20
90/03/29	363	6	1	1	17	12	11	32	20	24
90/04/06	371	8	2	3	22	14	11	37	19	41
90/04/13	378	10	3	1	19	11	12	40	17	53
90/04/20	385	5	2	1	16	7	8	47	14	43

Date	日数	NH4-N ( $\mu\text{g/l}$ )			NO2-N ( $\mu\text{g/l}$ )			NO3-N ( $\mu\text{g/l}$ )		
		St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3
		89/04/03	3	27	20	20	5	5	5	709
89/04/06	6	25	14	17	5	6	6	597	597	561
89/04/10	10	15	13	12	6	7	7	565	523	561
89/04/13	13	26	21	19	6	6	7	590	496	472
89/04/17	17	32	20	16	9	10	11	796	619	498
89/04/20	20	66	22	21	15	9	7	553	356	284
89/04/24	24	23	28	24	7	8	8	508	440	395
89/04/28	28	25	19	15	12	14	14	1084	1293	1201
89/05/01	31	40	23	21	11	10	9	910	799	773
89/05/05	35	34	20	18	8	6	6	530	452	319
89/05/08	38	20	15	22	6	5	5	328	257	257
89/05/24	54	131	48	42	9	7	6	327	311	252
89/06/01	62	48	53	32	8	6	5	286	229	170
89/06/09	70	55	27	30	5	2	2	231	110	55
89/06/16	77	62	26	38	5	1	2	165	41	99
89/06/23	84	54	28	26	4	2	2	191	115	56
89/06/30	91	34	28	46	4	1	1	276	99	91
89/07/07	98	52	38	33	9	3	4	227	54	47
89/07/14	105	30	39	28	16	6	2	256	80	20
89/07/21	112	37	39	55	12	2	2	168	25	20
89/07/28	119	20	13	11	19	2	2	177	1	1
89/08/04	126	25	22	14	46	5	2	133	38	19
89/08/11	133	8	7	11	26	4	2	73	30	13
89/08/18	140	10	17	23	20	10	4	119	76	45
89/08/25	147	82	32	43	40	49	29	283	315	148
89/09/01	154	67	27	34	21	14	29	430	178	122
89/09/08	161	65	30	39	14	73	52	321	172	83
89/09/14	167	50	33	33	82	10	5	211	86	69
89/09/22	175	63	19	38	97	33	44	243	116	144
89/09/28	181	41	27	29	19	8	8	80	49	79
89/10/06	189	97	98	70	46	33	29	341	231	144
89/10/13	196	92	55	82	40	31	31	343	168	162
89/10/20	203	107	55	63	39	34	32	318	218	194
89/10/27	210	109	57	68	48	40	38	566	356	271
89/11/02	216	104	61	46	10	5	5	493	356	205
89/11/10	224	122	65	53	18	9	11	1137	869	797
89/11/17	231	59	122	19	10	6	6	611	394	339
89/11/24	238	30	116	129	7	5	4	374	131	110
89/12/01	245	29	12	14	5	2	2	582	605	570
89/12/08	252	28	12	13	4	2	2	444	409	368
89/12/15	259	34	13	14	6	2	2	461	430	352
89/12/22	266	69	12	15	19	3	4	585	586	581
89/12/28	272	120	27	35	37	5	19	781	182	208
90/01/12	287	96	17	12	29	5	6	898	956	876
90/01/19	294	66	15	12	15	3	3	747	768	704
90/01/26	301	55	13	12	10	2	3	977	945	893
90/02/02	308	83	89	59	10	5	6	863	906	844
90/02/09	315	54	13	13	9	4	6	829	792	722
90/02/16	322	41	16	14	8	5	8	831	873	807
90/02/23	329	33	13	9	8	5	9	808	766	684
90/03/02	336	33	14	13	10	8	10	806	687	603
90/03/09	343	20	6	9	8	6	6	776	507	450
90/03/16	350	24	4	6	10	6	8	903	697	615
90/03/23	357	28	9	19	9	6	6	745	429	344
90/03/29	363	31	11	15	9	6	7	702	383	357
90/04/06	371	39	20	33	13	7	8	750	452	316
90/04/13	378	41	24	39	13	6	5	435	76	88
90/04/20	385	36	24	29	13	4	2	378	27	51
90/04/27	392	50	26	12	16	2	1	484	78	19



Date	日数	DTN ( $\mu\text{g/l}$ )			Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ )			SS ( $\text{mg/l}$ )		
		St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3
		89/04/03	3	1140	1161	1113	10.5	6.9	7.9	
89/04/06	6	950	1090	950	9.9	3.4	5.3			
89/04/10	10	1123	993	1018	7.1	5.3	4.3			
89/04/13	13	1183	1116	1084	7.0	6.8	4.8			
89/04/17	17	1398	1236	1124	14.3	18.4	14.8	7.97	4.40	7.10
89/04/20	20	1530	1079	1044	12.5	13.7	15.1	5.73	4.23	8.07
89/04/24	24	1231	1144	1240	18.7	16.5	16.9	8.60	4.97	5.67
89/04/28	28	1351	1866	1763	35.2	19.6	23.5	23.30	7.07	7.50
89/05/01	31	1438	1563	1386	18.6	17.1	17.5	12.00	7.00	9.17
89/05/05	35	825	820	670	22.2	14.5	15.1	10.93	5.47	6.43
89/05/08	38	918	849	881	33.8	13.8	12.4	21.03	6.27	7.37
89/05/24	54	724	880	740	7.9	5.2	3.4	8.73	2.03	1.67
89/06/01	62	540	632	577	6.7	4.6	5.9	4.93	2.10	5.03
89/06/09	70	613	526	451	4.4	4.3	2.6	3.80	1.67	1.27
89/06/16	77	624	544	575	6.6	2.8	3.0	3.20	0.47	1.73
89/06/23	84	652	560	536	11.0	3.5	3.4	3.27	1.20	1.23
89/06/30	91	730	556	574	6.3	1.7	4.8	3.60	1.40	4.13
89/07/07	98	773	559	559	13.9	6.9	7.2	6.23	1.43	2.00
89/07/14	105	775	589	463	12.1	6.8	3.4	5.77	1.80	1.83
89/07/21	112	663	553	616	21.3	4.4	6.5	6.44	1.48	0.96
89/07/28	119	863	572	565	21.9	6.8	5.5	6.40	2.20	0.80
89/08/04	126	725	551	497	34.2	16.8	8.7	10.20	3.16	2.40
89/08/11	133	586	491	460	45.8	29.7	20.2	11.40	4.30	3.60
89/08/18	140	623	527	505	31.1	14.1	10.4	9.10	2.25	2.30
89/08/25	147	841	1075	739	28.3	14.2	9.3	7.25	9.00	2.15
89/09/01	154	1047	683	708	28.4	13.6	8.6	9.70	18.50	2.15
89/09/08	161	965	825	735	35.3	18.9	11.0	9.60	3.20	2.50
89/09/14	167	895	702	670	19.1	10.8	8.1	7.75	2.15	2.40
89/09/22	175	1098	770	816	27.0	12.5	9.4	7.95	2.05	2.10
89/09/28	181	686	602	630	28.8	10.0	8.4	7.70	15.00	2.00
89/10/06	189	994	917	752	26.0	12.1	7.1	7.50	1.90	1.05
89/10/13	196	1013	772	772	29.6	10.1	7.4	9.45	17.50	1.60
89/10/20	203	995	810	768	39.6	14.0	13.0	11.20	2.90	2.60
89/10/27	210	1173	856	866	25.2	12.8	9.2	8.75	2.45	2.15
89/11/02	216	1019	755	706	20.8	5.4	5.0	8.75	1.20	1.50
89/11/10	224	1430	1098	989	15.1	8.0	7.2	8.50	1.60	1.00
89/11/17	231	979	789	713	26.1	8.4	6.8	11.75	1.00	1.00
89/11/24	238	743	521	509	9.9	3.6	3.8	5.70	0.90	1.10
89/12/01	245	1058	955	913	11.9	4.2	4.3	6.35	0.75	2.45
89/12/08	252	854	786	719	12.5	4.7	4.4	6.85	1.05	0.60
89/12/15	259	1003	874	848	6.3	2.3	4.0	4.60	1.10	2.90
89/12/22	266	1058	928	981	0.4	0.3	2.0	4.30	1.00	2.85
89/12/28	272	1538	764	1025	1.4	8.9	41.5	6.95	4.05	22.80
90/01/12	287	1448	1321	1264	1.9	0.4	2.3	6.05	2.15	3.00
90/01/19	294	1185	1179	1088	0.8	0.1	8.5	3.80	0.90	6.25
90/01/26	301	1333	1299	1205	1.4	1.1	4.4	3.15	2.25	3.35
90/02/02	308	1200	1128	1090	3.8	0.4	5.2	4.35	1.00	3.70
90/02/09	315	1209	1085	996	7.7	2.8	7.2	4.80	1.25	15.50
90/02/16	322	1226	1143	1165	6.8	1.8	4.8	4.60	1.30	1.85
90/02/23	329	1180	1044	956	1.9	1.5	2.2	3.15	1.40	1.40
90/03/02	336	1321	1191	1033	7.2	2.0	7.7	5.30	1.25	6.25
90/03/09	343	1238	980	829	6.2	2.1	2.0	6.95	1.75	1.45
90/03/16	350	1446	1153	1055	7.5	2.5	2.9	9.65	1.85	2.60
90/03/23	357	1204	799	760	4.9	15.1	2.9	4.20	2.05	3.00
90/03/29	363	1166	921	835	4.2	3.2	7.6	3.55	1.25	4.85
90/04/06	371	1211	975	898	5.1	2.2	5.6	2.75	0.85	5.05
90/04/13	378	1086	561	531	6.9	2.6	7.3	2.75	0.65	4.45
90/04/20	385	939	433	465	13.6	2.3	15.3	6.65	0.80	8.25
90/04/27	392	1041	406	401	10.9	1.9	1.6	4.20		

Date	日数	POC (mg/l)			PON ( $\mu$ g/l)			C/N		
		St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3	St.1	St.2	St.3
89/04/03	3									
89/04/06	6									
89/04/10	10									
89/04/13	13									
89/04/17	17									
89/04/20	20									
89/04/24	24									
89/04/28	28									
89/05/01	31									
89/05/05	35									
89/05/08	38									
89/05/24	54									
89/06/01	62									
89/06/09	70									
89/06/16	77									
89/06/23	84									
89/06/30	91									
89/07/07	98									
89/07/14	105									
89/07/21	112									
89/07/28	119									
89/08/04	126	2.06	0.99	0.76	417	188	135	4.9	5.2	5.6
89/08/11	133	2.70	1.39	1.12	575	294	212	4.7	4.7	5.3
89/08/18	140	2.36	0.90	0.88	511	183	163	4.6	4.9	5.4
89/08/25	147	1.44	0.77	0.64	300	137	105	4.8	5.6	6.2
89/09/01	154	1.54	0.60	0.88	296	108	116	5.2	5.6	7.6
89/09/08	161	1.65	0.86	0.72	323	149	121	5.1	5.8	5.9
89/09/14	167	1.20	0.49	0.63	212	80	78	5.7	6.2	8.1
89/09/22	175	1.29	0.73	0.74	229	111	110	5.7	6.6	6.7
89/09/28	181	1.44	0.58	0.67	263	93	101	5.5	6.2	6.6
89/10/06	189	1.30	0.68	0.47	248	106	78	5.2	6.4	6.1
89/10/13	196	1.55	0.56	0.54	280	96	86	5.5	5.8	6.3
89/10/20	203	1.76	0.84	0.81	326	141	134	5.4	5.9	6.0
89/10/27	210	0.71	0.55	0.58	105	84	94	6.7	6.6	6.2
89/11/02	216	1.21	0.45	0.68	208	78	106	5.8	5.7	6.4
89/11/10	224	1.18	0.59	0.81	212	89	115	5.6	6.6	7.0
89/11/17	231	1.73	0.81	0.81	318	133	128	5.4	6.1	6.3
89/11/24	238	1.16	0.49	0.77	207	83	122	5.6	5.9	6.3
89/12/01	245	1.15	0.43	0.67	196	68	101	5.9	6.3	6.7
89/12/08	252	1.19	0.50	0.49	205	82	80	5.8	6.1	6.1
89/12/15	259	0.71	0.32	0.68	113	52	103	6.3	6.2	6.6
89/12/22	266	0.48	0.27	0.54	70	32	74	6.9	8.4	7.4
89/12/28	272	0.58	0.97	5.00	81	132	797	7.2	7.3	6.3
90/01/12	287	0.35	0.20	0.48	57	33	73	6.1	5.9	6.7
90/01/19	294	0.23	0.20	1.07	42	34	148	5.5	6.0	7.2
90/01/26	301	0.24	0.35	0.49	48	52	77	5.1	6.6	6.4
90/02/02	308	0.25	0.17	0.52	49	22	840	5.2	7.5	6.2
90/02/09	315	0.47	0.28	0.43	91	52	71	5.2	5.5	6.0
90/02/16	322	0.43	0.23	0.30	74	41	61	5.8	5.7	5.0
90/02/23	329	0.28	0.19	0.22	52	32	46	5.4	5.9	4.8
90/03/02	336	0.53	0.23	1.15	102	47	161	5.2	4.8	7.1
90/03/09	343	0.49	0.32	0.25	90	52	40	5.4	6.2	6.2
90/03/16	350	0.71	0.29	0.46	127	50	73	5.6	5.8	6.3
90/03/23	357	0.46	0.49	0.62	88	81	140	5.2	6.1	4.5
90/03/29	363									
90/04/06	371									
90/04/13	378									
90/04/20	385									
90/04/27	392									

# 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果

相崎守弘（水質土壌環境部）

## 1. はじめに

霞ヶ浦臨湖実験施設は霞ヶ浦の中央に面しており、霞ヶ浦の水質モニター地点として優れている。臨湖実験施設では多目的実験池やフリースペース等で使用する湖水を取水するために、湖岸から 150m 沖合いに取水装置が設けられており、用排水処理施設棟に設置した取水ポンプで一日当たり約 120 トンの湖水を取水している。本施設では実験用湖水の水質をモニターすると共に、霞ヶ浦の水質変動特性を明らかにするために、用排水棟で取水した直後の湖水の水質分析を出来るだけ高頻度で行っている。以下に、1989 年 4 月から 1990 年 3 月までの測定結果を示す。

## 2. 実験方法

湖水は沖合い 150m の地点で、水深 0.5m の所から連続的に取水している。測定は毎週 3-4 回の頻度で行った。測定した項目は富栄養化関連の栄養塩類、藻類現存量等である。

## 3. 実験結果

測定結果は経月変化と経日変化とに分けて示す。クロロフィル a 濃度は年間平均 32.2 $\mu\text{g/l}$  であった。月別の最高値は 10 月の 64.2 $\mu\text{g/l}$ 、最低値は 1 月の 2.6 $\mu\text{g/l}$  であった。測定値の最高は 10 月 4 日の 98.9 $\mu\text{g/l}$  であった。最低は 12 月 20 日の 0.6 $\mu\text{g/l}$  であった。

T-P の年間平均値は 86 $\mu\text{g/l}$  であった。月平均値の最高は 7 月の 120 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 2 月の 41 $\mu\text{g/l}$  であった。7 月から 10 月までは平均値が 100 $\mu\text{g/l}$  を越えていた。測定の最高値は 10 月 9 日の 189 $\mu\text{g/l}$ 、最低値は 2 月 8 日の 27 $\mu\text{g/l}$  であった。溶存無機態リンの年間平均値は 7 $\mu\text{g/l}$  であった。6, 8, 9 月は 10 $\mu\text{g/l}$  を越える値が観測された。

アンモニア態窒素の年間平均値は 170 $\mu\text{g/l}$  であった。月平均値の最高は 1 月の 325 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 11 月の 93 $\mu\text{g/l}$  であった。7 月と 1 月に高い値が観測された。亜硝酸態窒素の年間平均値は 20 $\mu\text{g/l}$ 、月別の最高値は 10 月の 41 $\mu\text{g/l}$  であった。硝酸態窒素の年間平均値は 366 $\mu\text{g/l}$  であった。月別平均値の最高は 2 月の 786 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 9 月の 63 $\mu\text{g/l}$  であった。1 月から 3 月にかけて高い値が観測された。DTN の年間平均値は 933 $\mu\text{g/l}$ 、月別平均値の最高値は 1 月の 1324 $\mu\text{g/l}$  であった。PON の年間平均値は 337 $\mu\text{g/l}$ 、月別平均値の最高は 8 月の 602 $\mu\text{g/l}$ 、最低は 1 月の 74 $\mu\text{g/l}$  であった。DTN と PON をたした T-N 濃度は T-P 濃度と異なって季節変動は少なかった。

懸濁態乾燥重量の年間平均値は 15.92 mg/l であった。月別平均値の最高は 10 月の 23.67 mg/l、最低は 1 月の 8.00 mg/l であった。懸濁態有機炭素 (POC) の年間平均値は 1.90 mg/l、月別平均値の最高は 8 月の 3.05 mg/l、最低は 1 月の 0.53 mg/l であった。C/N 比の年間平均値は 5.9、月別平均値の最高は 1 月の 7.3、最低は 8, 9 月の 5.1 であった。

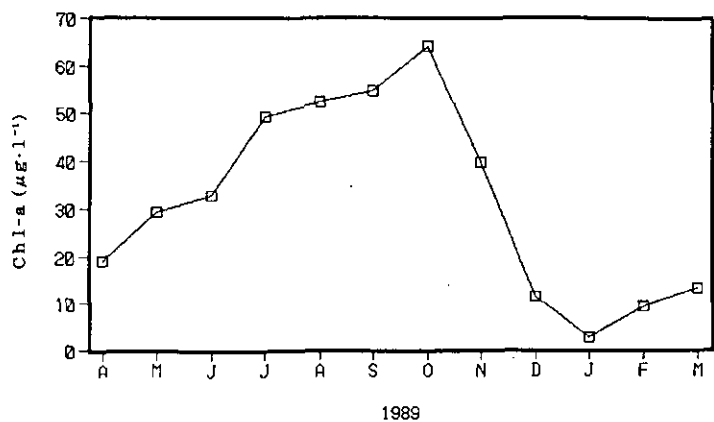


図1 クロロフィル-a濃度の月別変化

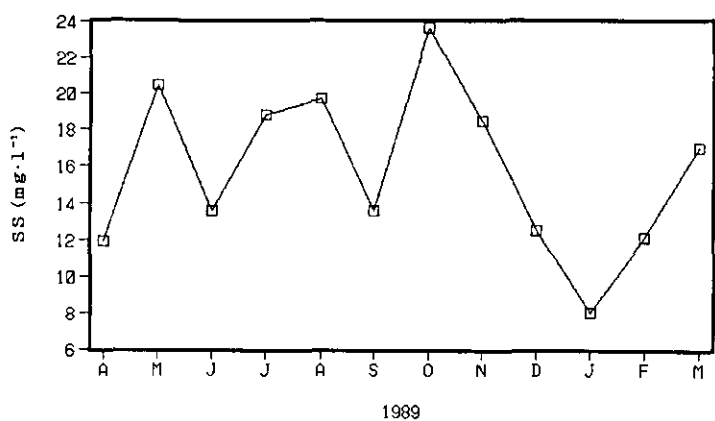


図2 懸濁物乾燥重量の月別変化

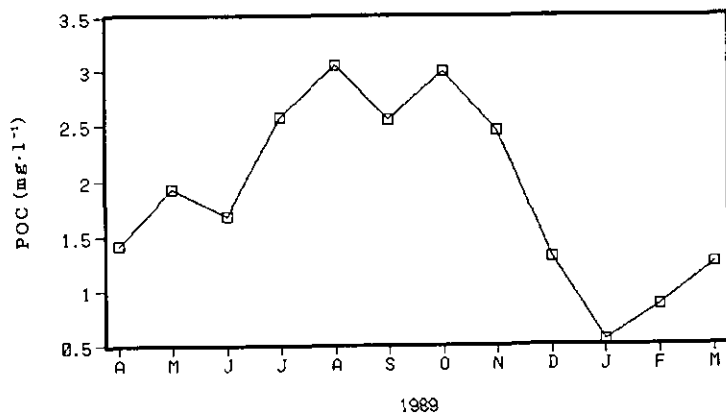


図3 懸濁物炭素濃度の月別変化

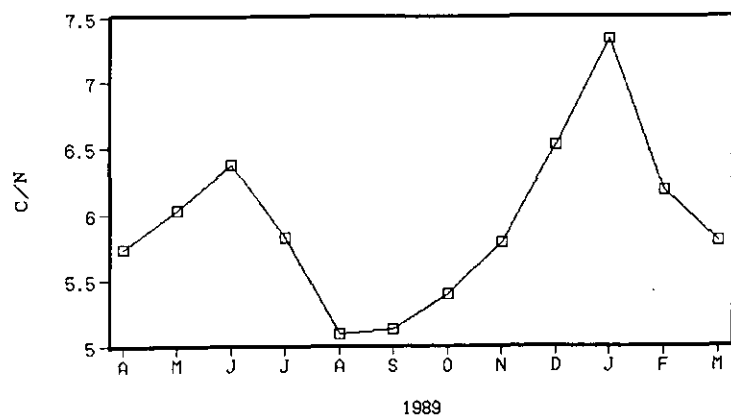


図4 懸濁物C/N比の月別変化

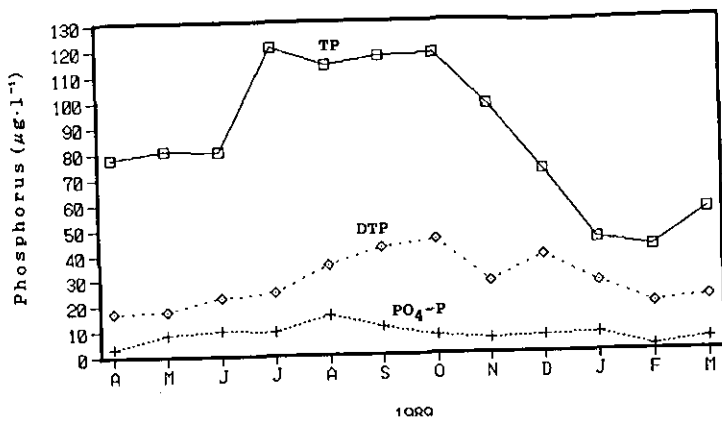


図5 各態リン濃度の月別変化

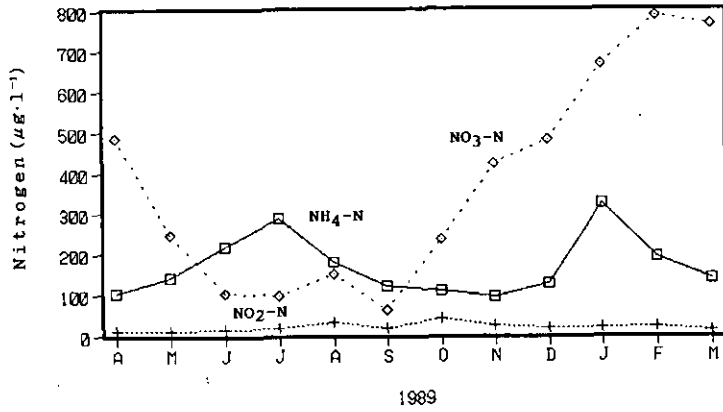


図6 溶存各態窒素濃度の月別変化

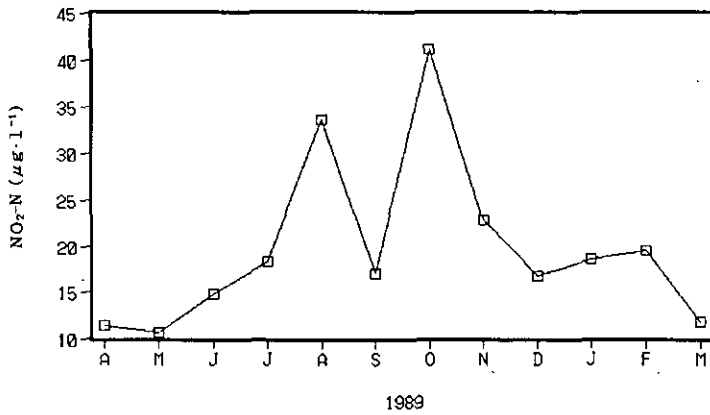


図7 亜硝酸濃度の月別変化

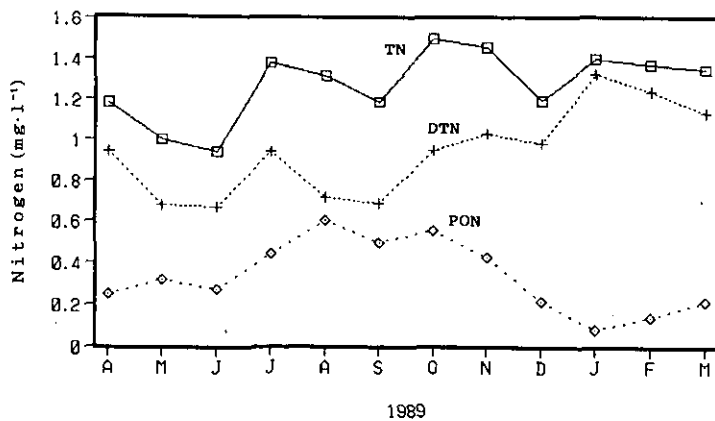


図8 全窒素、懸濁態窒素及び溶存全窒素濃度の月別変化

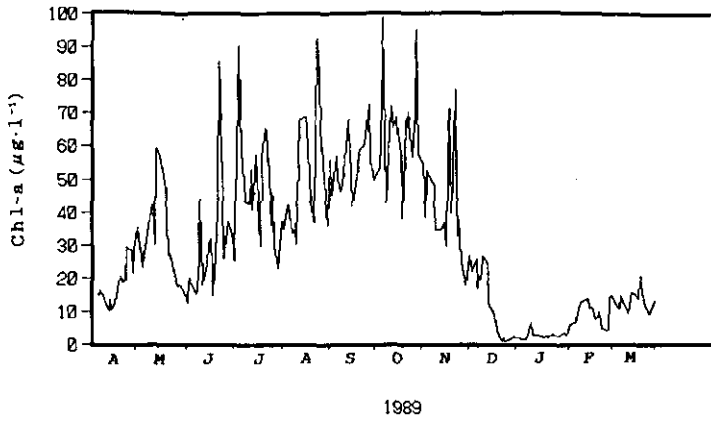


図9 クロロフィル-a濃度の経日変化

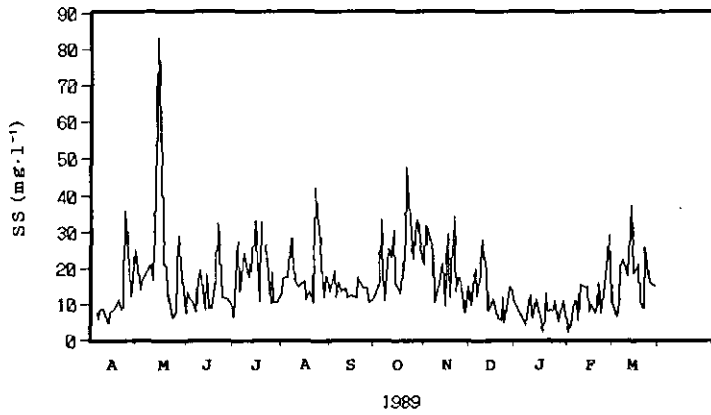


図10 懸濁物乾燥重量の経日変化

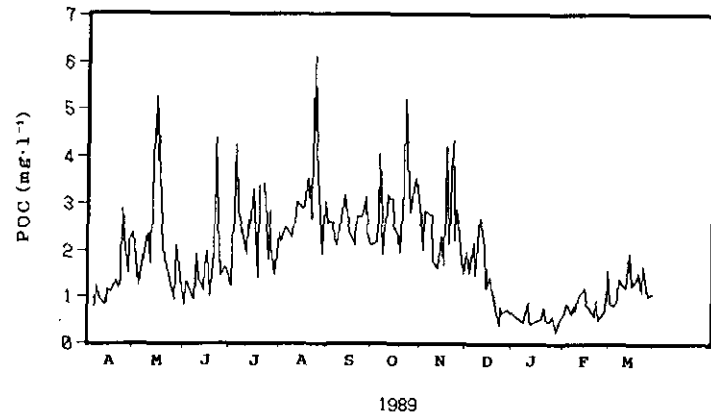


図11 懸濁物炭素濃度の経日変化

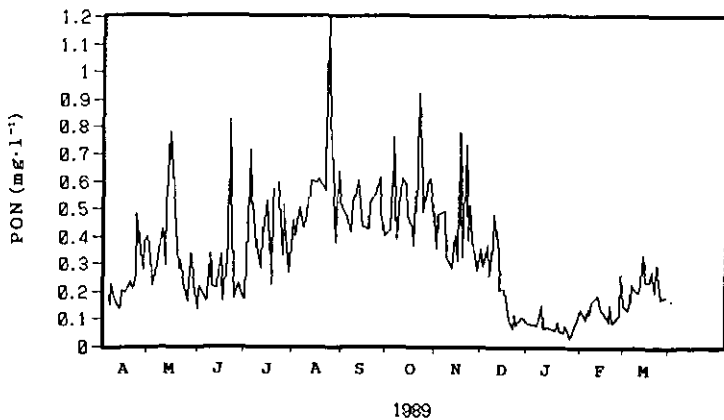


図12 懸濁物窒素濃度の経日変化

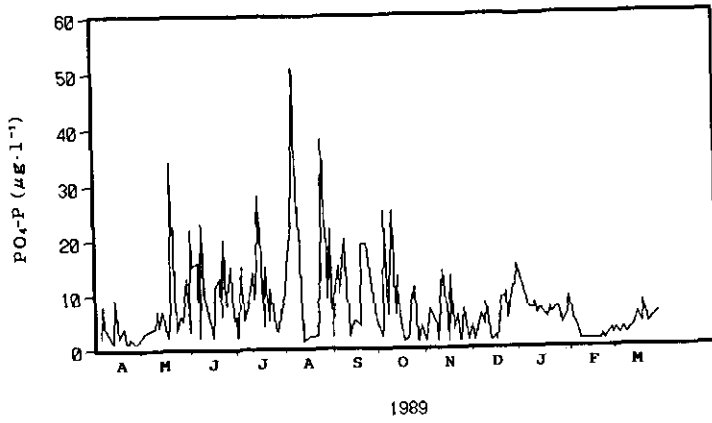


図13 無機態リン濃度の経日変化

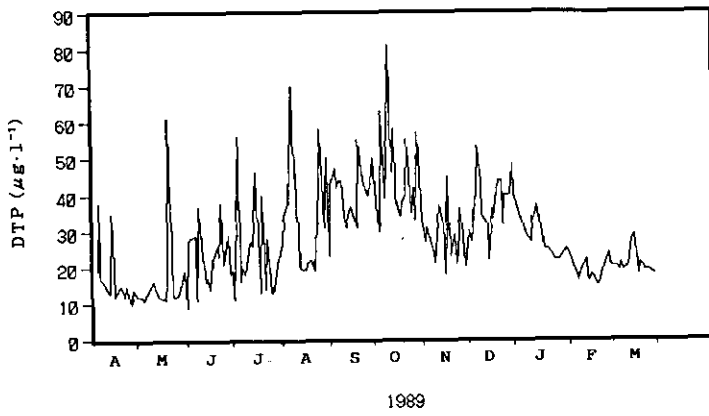


図14 溶存全リン濃度の経日変化

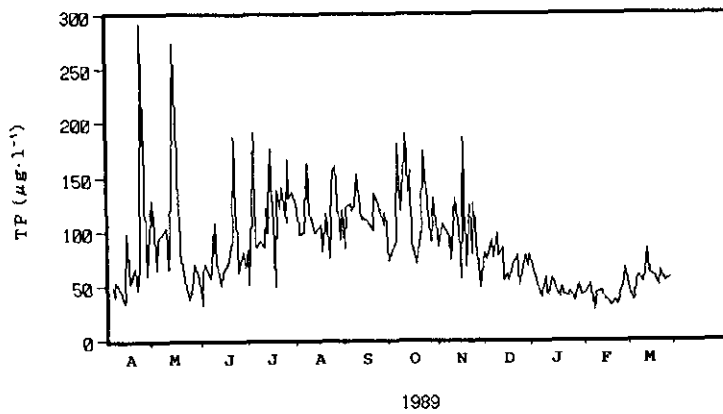


図15 全リン濃度の経日変化

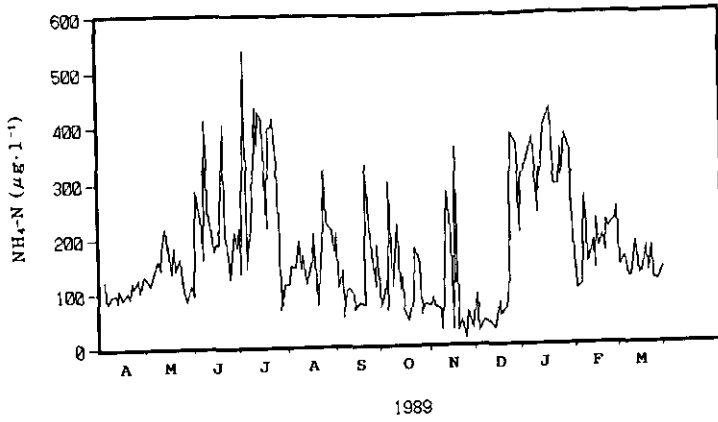


図16 アンモニア態窒素濃度の経日変化

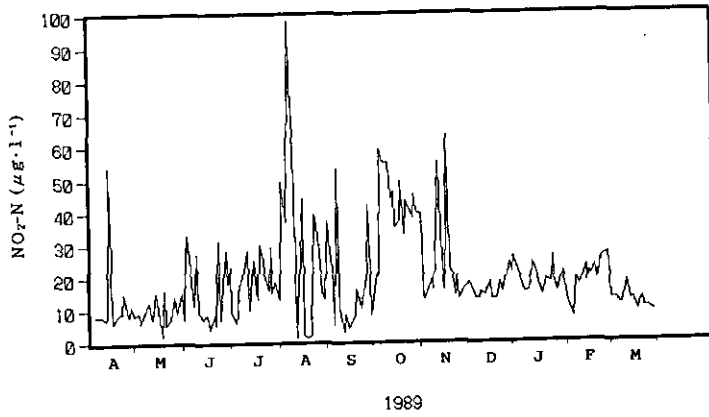


図17 亜硝酸態窒素の経日変化

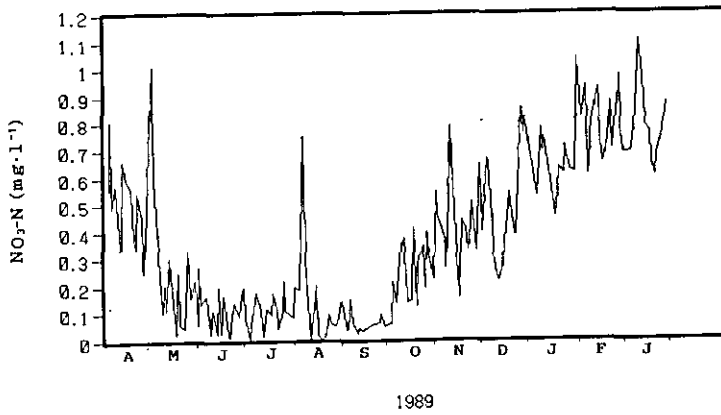


図18 硝酸態窒素濃度の経日変化

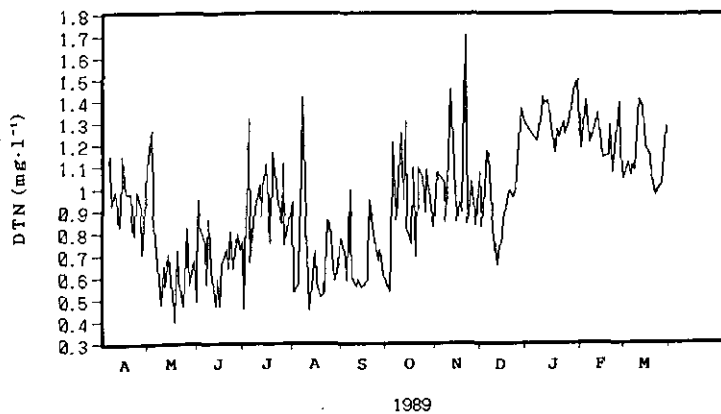


図19 溶存態全窒素濃度の経日変化



(付)

## 霞ヶ浦水質データ (1989.4~1990.3)

Date	TP ( $\mu\text{g/l}$ )	PO <sub>4</sub> -P ( $\mu\text{g/l}$ )	DTP ( $\mu\text{g/l}$ )	NH <sub>4</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>2</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>3</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	DTN ( $\mu\text{g/l}$ )	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ( $\mu\text{g/l}$ )	C/N	Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ )
04-03	49	2	19	122	8	554	1113	7.70	1.01	149	5.4	15.1
04-04	40	8	38	92	8	807	1154	5.75	0.81	224	5.5	14.6
04-05	53	4	17	82	8	489	920	8.15	1.23	169	5.6	16.3
04-07	49	3	16	95	8	569	988	8.55	0.95	137	6.0	13.7
04-10	34	1	13	97	7	338	828	4.65	0.82	156	5.8	9.9
04-11	39	1	13	85	8	345	834	4.60	0.91	204	5.8	13.3
04-12	99	9	35	107	54	659	1148	7.75	1.17	194	5.7	10.2
04-14	52	2	12	88	6	589	975	8.25	1.10	235	5.7	12.7
04-17	66	4	15	102	8	556	978	10.95	1.35	210	5.6	20.1
04-19	46	1	14	90	9	373	809	8.25	1.18	237	5.7	18.5
04-20	68	1	12	120	9	338	788	9.00	1.36	481	6.0	18.7
04-21	292	2	15	109	15	539	989	35.40	2.87	303	5.8	29.1
04-24	86	1	10	127	8	450	910	20.55	1.74	277	5.5	27.9
04-25	60	1	12	102	8	273	705	11.85	1.53	383	5.7	21.5
04-26	82	1	14	107	11	246	745	13.70	2.19	398	6.0	28.4
04-28	130	2	12	130	8	599	1098	25.05	2.38	221	5.7	35.2
-----												
05-01	65	3	12	120	9	1009	1269	13.80	1.25	245	5.9	22.9
05-02	93	3	11	113	6	604	890	16.20	1.44	423	5.6	27.1
05-08	104	4	15	160	12	100	471	20.70	2.36	294	5.9	42.2
05-09	65	7	16	141	8	202	649	16.55	1.74	538	5.7	29.7
05-10	88	4	14	179	7	110	554	26.35	3.04	779	6.8	59.2
05-12	274	7	12	216	15	300	705	82.90	5.26	428	5.9	56.7
05-16	82	2	11	135	2	24	396	20.95	2.51	278	6.3	46.6
05-18	67	8	15	181	16	248	719	20.40	1.75	311	5.6	27.0
05-19	62	34	61	139	5	59	585	12.70	1.75	206	6.0	27.2
05-22	38	3	12	161	7	43	465	5.85	1.24	158	6.0	20.5
05-24	48	6	12	102	14	327	820	7.75	0.94	331	6.3	17.3
05-26	70	5	13	85	9	154	560	28.65	2.09	184	6.3	17.8
05-29	56	13	19	114	15	222	676	13.55	1.16	132	6.2	15.3
05-30	32	3	9	93	7	57	486	7.35	0.82	216	6.2	12.6
05-31	63	22	27	191	27	271	945	13.40	1.33	214	6.2	20.0
-----												
06-01	70	15	28	286	33	131	833	11.95	1.32	162	5.9	18.9
06-05	57	16	29	221	15	163	755	9.20	0.96	171	5.5	15.3
06-06	68	2	11	160	11	117	563	7.65	0.94	336	5.7	16.7
06-07	109	23	37	412	27	27	860	16.65	1.92	215	6.4	43.6
06-09	71	10	26	247	9	110	624	19.35	1.36	211	5.4	17.9
06-12	50	5	16	195	7	27	468	8.20	1.13	274	5.9	24.3
06-13	62	5	17	176	8	194	589	18.30	1.62	332	5.9	30.2
06-14	66	2	14	189	8	25	465	8.75	1.97	166	6.1	31.8
06-16	69	11	22	189	4	166	660	8.70	1.01	377	5.1	14.9
06-19	92	13	26	406	8	22	724	16.85	1.94	825	5.3	39.7
06-20	187	6	23	204	5	8	636	32.20	4.39	398	6.7	85.8
06-21	114	20	38	184	31	94	806	23.85	2.67	174	8.3	64.0
06-23	62	8	21	123	7	139	636	11.75	1.45	225	7.2	25.9
06-26	81	15	29	210	28	88	795	11.35	1.62	195	8.0	36.8
06-28	66	5	18	181	18	169	723	10.15	1.55	168	7.5	34.8
06-29	83	6	19	217	23	196	760	8.95	1.26	170	7.3	31.0
06-30	51	2	11	134	9	83	456	6.35	1.25	712	6.0	25.3

Date	TP ( $\mu\text{g/l}$ )	PO <sub>4</sub> -P ( $\mu\text{g/l}$ )	DTP ( $\mu\text{g/l}$ )	NH <sub>4</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>2</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>3</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	DTN ( $\mu\text{g/l}$ )	SS ( $\text{mg/l}$ )	POC ( $\text{mg/l}$ )	PON ( $\mu\text{g/l}$ )	C/N	Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ )
07-03	192	15	56	539	6	6	1319	27.27	4.25	517	5.4	90.5
07-04	88	5	16	144	9	62	666	13.40	2.80	516	5.4	70.8
07-05	85	6	20	174	16	86	728	14.73	2.77	363	6.6	59.0
07-07	91	8	18	219	20	179	909	24.07	2.40	280	6.8	43.1
07-10	85	14	27	435	28	114	1020	17.13	1.90	428	6.1	42.3
07-11	122	9	27	367	17	57	868	20.93	2.63	411	6.0	52.7
07-12	98	11	26	428	10	17	1001	19.07	2.46	527	6.2	40.8
07-14	176	28	46	415	25	116	1110	33.00	3.28	221	6.3	57.0
07-17	49	4	13	217	13	91	746	10.67	1.39	569	5.9	29.7
07-18	138	15	40	397	30	171	1161	32.40	3.36			56.9
07-20	121	5	14	401	25	115	1026			593	5.7	65.3
07-21	141	11	28	414	21	44	959	26.15	3.40	327	5.5	65.0
07-24	108	4	13	295	16	108	836	10.10	1.79	515	5.5	35.9
07-25	166	3	13	192	29	215	1113	18.70	2.82	398	5.1	44.7
07-26	131	3	14	66	15	105	744	10.20	2.04	265	5.6	29.6
07-28	136	7	21	114	18	97	816	10.25	1.48	456	5.1	23.0
07-31	121	10	27	112	13	83	936	13.00	2.34	397	5.5	36.9
-----												
08-01	96	15	34	147	49	196	528	16.95	2.16	502	4.9	34.5
08-04	99	23	38	144	37	186	569	17.40	2.47	429	5.6	42.1
08-07	163	51	70	192	98	754	1418	27.90	2.38	455	5.0	33.4
08-08	115	25	45	141	68	340	1023	20.60	2.27	484	4.9	34.5
08-09	111	26	46	167	63	191	829	16.15	2.36	600	5.1	30.4
08-11	98	1	20	114	1	5	448	14.60	3.03	593	4.8	68.5
08-15	106	2	19	159	44	198	714	16.30	2.86	605	4.9	68.6
08-16	81	2	21	206	2	16	575	11.05	2.95	585	6.1	65.9
08-18	116	2	22	75	1	2	503	13.15	3.55	562	4.7	43.0
08-21	75	2	19	156	2	15	520	10.35	2.66	1198	5.1	36.6
08-22	139	11	32	225	39	60	739	41.85	6.13	970	5.0	92.6
08-23	156	13	32	319	38	91	856	34.20	4.83	722	5.0	90.7
08-25	161	38	58	224	32	62	830	30.87	3.60	376	5.1	65.6
08-28	92	9	31	213	15	54	585	11.47	1.92	631	4.8	44.1
08-29	120	22	50	173	13	80	613	17.73	3.01	522	4.9	35.8
08-31	84	2	23	205	37	136	708	15.05	2.55	507	5.1	55.8
-----												
09-01	122	9	43	107	31	141	770	13.45	2.61	470	5.5	45.0
09-04	125	15	47	138	19	41	685	18.95	2.59	455	5.0	57.0
09-05	118	10	42	50	5	42	582	11.75	2.26	417	5.1	49.9
09-06	124	16	44	100	53	152	992	15.80	2.12	522	4.7	46.3
09-08	153	20	44	103	10	59	594	13.30	2.47	603	5.3	48.3
09-11	111	2	31	94	3	21	557	14.15	3.18	564	5.3	63.6
09-12	112	3	33	64	8	46	589	11.75	2.96	434	5.5	67.9
09-14	110	5	37	78	4	32	550	12.40	2.39	431	4.9	41.7
09-18	101	4	31	72	8	50	581	11.65	2.11	524	5.2	53.2
09-19	135	19	55	327	16	47	944	17.20	2.71	555	4.9	58.7
09-22	124	19	44	189	10	56	785	14.15	2.72	615	5.1	60.1
09-25	105	12	40	107	20	60	669	14.25	3.13	486	4.9	72.8
09-26	117	11	40	181	42	94	720	10.45	2.37	401	5.3	55.2
09-28	72	5	50	69	8	47	605	10.50	2.11	424	5.1	49.6

Date	TP ( $\mu\text{g/l}$ )	PO <sub>4</sub> -P ( $\mu\text{g/l}$ )	DTP ( $\mu\text{g/l}$ )	NH <sub>4</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>2</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>3</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	DTN ( $\mu\text{g/l}$ )	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ( $\mu\text{g/l}$ )	C/N	Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ )
10-02	89	2	30	117	21	62	531	14.45	2.16	512	5.0	53.6
10-03	91	4	33	64	20	59	709	15.90	2.55	762	5.3	60.9
10-04	180	25	63	296	59	213	1205	33.35	4.05	390	4.9	98.9
10-06	119	6	39	106	55	136	853	10.55	1.91	613	5.2	42.9
10-09	189	25	81	219	55	351	1253	24.75	3.19	599	5.2	72.0
10-11	136	6	46	101	44	374	942	22.50	3.11	584	5.3	65.4
10-12	156	13	58	123	46	242	1305	30.30	3.11	477	5.3	68.5
10-13	88	6	39	66	35	139	816	15.75	2.53	434	5.3	66.8
10-16	70	1	34	44	37	147	748	13.05	2.30	367	5.4	57.5
10-17	81	1	38	53	49	411	1094	14.80	1.98	612	5.4	37.9
10-19	103	2	40	83	33	125	689	23.15	3.33	927	5.6	67.3
10-20	174	7	55	178	43	285	1089	47.45	5.21	494	5.7	70.4
10-23	127	11	35	152	40	344	1043	29.15	2.81	546	5.7	57.0
10-25	93	1	42	56	38	192	887	22.20	3.09	590	5.7	66.3
10-26	90	1	33	70	45	396	1078	29.50	3.34	609	5.8	95.1
10-27	131	4	57	74	40	311	985	33.15	3.55	468	5.8	57.2
10-30	85	1	32	71	39	221	818	22.50	2.70	353	5.7	54.6
-----												
11-01	100	5	27	87	14	543	989	21.00	2.02	479	6.0	38.5
11-02	106	7	31	71	13	450	1070	31.45	2.85	492	5.6	52.3
11-06	94	4	24	64	19	366	1021	24.70	2.74	320	5.5	47.5
11-07	73	1	21	27	16	266	840	10.40	1.76	284	5.7	34.5
11-10	131	14	37	279	55	786	1453	15.55	1.62	404	5.7	34.2
11-13	100	8	33	205	23	460	1091	21.20	2.30	309	5.4	36.6
11-14	57	1	18	26	16	299	844	9.30	1.67	778	5.4	29.5
11-16	186	13	45	358	63	156	929	29.10	4.20	322	6.7	71.1
11-17	68	3	23	25	22	439	886	11.70	2.15	733	5.9	39.6
11-20	124	6	29	44	20	406	1704	33.85	4.35	384	5.8	77.3
11-21	79	1	21	22	14	328	839	13.40	2.23	512	5.6	32.6
11-22	126	1	24	10	20	358	863	16.20	2.87	386	6.7	38.2
11-24	89	7	36	60	13	503	1024	17.25	2.58	272	5.5	24.6
11-27	48	1	20	29	16	323	831	7.45	1.51	353	5.6	17.8
11-29	80	4	30	91	17	648	1068	14.60	1.97	289	5.3	26.6
-----												
12-01	73	1	27	22	18	398	819	9.35	1.53	373	5.8	21.6
12-04	92	5	41	42	14	667	1169	19.60	2.16	257	5.7	25.4
12-05	75	6	53	41	13	652	1145	11.80	1.47	370	6.7	17.1
12-07	97	4	43	37	13	439	884	18.40	2.48	477	5.6	21.6
12-08	76	8	34	40	15	308	809	27.50	2.68	345	6.0	26.7
12-11	84	1	32	26	14	215	649	18.95	2.07	205	5.8	24.4
12-12	54	1	22	34	16	221	710	8.00	1.20	207	6.9	12.1
12-14	60	2	36	75	18	268	774	9.50	1.42	204	5.9	10.0
12-15	54	1	33	51	13	365	873	11.25	1.21	91	8.3	10.1
12-18	71	9	44	61	13	541	988	5.85	0.76	62	6.1	2.6
12-20	77	9	44	120	18	422	951	5.20	0.38	115	6.7	0.6
12-21	64	10	32	256	16	387	975	11.55	0.77	73	8.7	1.7
12-22	50	5	40	382	15	385	988	4.75	0.63	108	6.7	0.8
12-26	77	11	40	362	24	853	1363	14.50	0.72	104	6.3	1.4
12-27	68	11	48	204	21	761	1311	13.65	0.65	86	7.9	2.3
12-28	79	15	40	298	26	819	1295	10.50	0.68	75	5.9	2.0

Date	TP ( $\mu\text{g/l}$ )	PO <sub>4</sub> -P ( $\mu\text{g/l}$ )	DTP ( $\mu\text{g/l}$ )	NH <sub>4</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>2</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	NO <sub>3</sub> -N ( $\mu\text{g/l}$ )	DTN ( $\mu\text{g/l}$ )	SS ( $\text{mg/l}$ )	POC ( $\text{mg/l}$ )	PON ( $\mu\text{g/l}$ )	C/N	Chl-a ( $\mu\text{g/l}$ )
01-05	39	7	29	377	15	528	1215	4.05	0.44	150	5.9	1.4
01-08	58	7	27	240	15	781	1343	12.35	0.88	68	7.4	6.3
01-09	42	8	34	318	18	697	1420	6.35	0.50	65	6.2	2.7
01-10	41	6	33	304	24	748	1386	5.95	0.41	71	6.4	2.4
01-12	57	7	37	397	21	652	1403	10.95	0.45	59	9.0	2.4
01-17	39	5	25	430	14	453	1159	2.10	0.53	88	8.4	1.7
01-18	49	7	25	318	17	542	1270	12.75	0.74	56	8.7	2.3
01-19	42	6	25	290	19	633	1230	7.75	0.49	50	9.3	2.0
01-22	40	7	23	290	18	612	1304	7.95	0.47	77	7.2	2.6
01-23	43	7	22	356	26	711	1249	8.80	0.55	71	8.0	2.3
01-24	44	7	22	306	19	678	1261	10.70	0.56	33	7.1	2.1
01-26	35	4	22	380	15	626	1329	4.85	0.23	76	7.2	2.2
01-29	51	6	24	352	21	614	1476	10.75	0.55	98	6.1	3.2
01-31	41	9	25	196	17	1035	1495	6.65	0.60	138	6.1	2.7
-----												
02-02	42	5	23	98	11	821	1180	2.05	0.85	96	6.3	6.0
02-05	51	3	19	107	7	934	1399	10.75	0.61	136	6.0	6.4
02-07	39	1	18	259	19	606	1293	10.70	0.81	120	5.9	9.0
02-08	27	1	16	269	19	646	1208	5.30	0.70	163	6.2	10.6
02-09	42	1	19	146	17	823	1233	15.25	1.02	188	6.3	12.6
02-13	45	1	22	186	23	925	1343	14.15	1.18	161	6.6	13.7
02-14	42	1	17	134	18	862	1269	14.75	1.07	141	5.9	13.6
02-15	37	1	16	226	21	720	1245	7.75	0.83	127	6.1	10.7
02-16	36	1	18	176	20	652	1138	9.55	0.78	106	6.0	11.1
02-19	31	1	16	196	23	699	1140	7.15	0.64	87	6.6	7.5
02-20	35	1	15	167	19	791	1149	9.20	0.58	150	6.2	8.1
02-21	36	2	15	223	20	877	1288	15.50	0.93	82	6.0	9.6
02-23	32	1	18	210	25	704	1071	7.25	0.49	114	6.3	4.3
02-27	54	3	24	228	27	974	1393	22.90	0.73	260	6.1	4.2
02-28	66	2	21	246	23	757	1148	29.05	1.58	149	5.8	13.9
-----												
03-02	53	3	20	139	13	688	1039	10.15	0.87	134	6.0	14.3
03-05	35	2	20	154	13	685	1115	6.45	0.80	171	5.8	11.0
03-06	39	3	19	129	12	692	1060	10.10	1.00	225	6.2	10.7
03-07	53	3	21	120	11	709	1103	20.75	1.39	210	6.1	14.3
03-09	59	2	19	120	11	774	1080	22.00	1.29	197	6.0	12.7
03-12	52	3	20	183	18	1104	1408	17.65	1.19	334	5.8	9.4
03-14	83	4	28	123	12	959	1369	36.90	1.94	235	5.3	15.5
03-16	61	6	29	128	13	789	1184	18.20	1.25	236	5.8	15.0
03-19	59	4	18	175	9	766	1141	20.90	1.38	276	5.5	13.5
03-20	56	8	21	128	11	646	1046	10.45	1.52	198	5.6	20.3
03-22	49	5	20	174	13	604	966	8.60	1.10	298	5.5	13.2
03-23	63	4	19	118	10	683	986	25.55	1.64	174	5.8	11.4
03-26	53	5	19	114	10	741	1015	16.05	1.01	180	5.8	9.0
03-29	56	6	18	135	9	873	1281	14.90	1.05			13.0

## 資料1

## 第6回 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会

1. 日時: 1990年6月11日(月) 10:00 - 17:10

2. 場所: 霞ヶ浦臨湖実験施設大会議室

## 3. プログラム

時間	題目	発表者
10:00-10:10	開会の挨拶	
10:10-10:25	尾瀬沼に侵入した帰化植物コカナダモの生態	野原精一
10:25-10:40	水耕栽培による水質浄化に関する研究	相崎守弘
10:40-11:00	溶存メタン分析計の製作と陸水試料への応用	野尻幸宏
11:00-11:15	臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	相崎守弘
11:15-11:30	水中分光機を利用した野外での藻類現存量測定に関する研究	木幡邦男・相崎守弘
11:30-11:55	日本における酸性降下物による陸水の酸性化予測	河合崇欣
11:55-13:00	昼食	
13:00-13:20	東京湾における青潮に関する研究II	田中秀之・相崎守弘
13:20-13:45	霞ヶ浦におけるオナガケンミジンコ ( <i>Cyclops vicinus</i> ) の生活史と冬期における <i>Daphnia</i> sp. の影響	春日清一・青野恵美子 (茨城大)・山根爽一(茨城大)
シンポジウム『アオコ指標作成に向けて』		
13:50-14:10	アオコ優占培養に対する米ぬか抽出液の効果	相崎守弘
14:10-14:35	霞ヶ浦における <i>Anabaena</i> の発生要因について	矢木修身
14:35-15:00	アオコ発生湖沼の底質環境	福島武彦
15:00-15:15	休憩	
15:15-15:35	フィコシアニンによるアオコの定量	大槻 晃(東京水産大学)
15:35-16:00	北海道でのアオコ発生状況	日野修次(北海道公害防止研究所)
16:00-16:25	淡水湖と汽水湖における湖沼の内部生産について	安田満夫・田中賢之介 (鳥取県衛生研究所)
16:25-16:50	児島湖の水質現況	片山靖夫(岡山県環境保健センター)
16:50-17:05	丸田沢ため池の水質について	田口早智子(仙台市衛生研究所)
17:05-17:10	閉会の挨拶	
17:30-19:30	懇談会	

資料2 第6回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧

所属等	氏名
北海道公害防止研究所	日野修次
仙台市衛生研究所	田口早智子
栃木県公害研究所	村上敬吾
茨城県公害技術センター	山本哲也
	根岸正美
	稲田敏之
	大木一広
	栗田初美
茨城県霞ヶ浦対策課	横田正雄
	青沼文彦
	久保木均
霞ヶ浦情報センター	岩波嶺雄
和歌山県衛生公害研究所	田中 正
	勝山 健
鳥取県衛生研究所	安田満夫
	田中賢之介
岡山県環境保健センター	片山靖夫
東京水産大学	大槻 晃
	中村岳史
信州大学	李 建華
環境研究センター	田中秀之
国立公害研究所水質土壌環境部	須藤隆一
	矢木修身
	稲森悠平
	海老瀬潜一
	木幡邦男
	相崎守弘
	福島武彦
	今井章雄
	井上隆信
	金 貞圭
	梁 相洵
計測技術部	河合崇欣
	野尻幸宏
生物環境部	春日清一
	高村典子
	野原精一
技術部	竹下俊二

実験施設名	研究テーマ	研究者名	研究期間
多目的実験池 (大型池)	*浅い湖沼の生態系管理による水質改善に関する研究(環境容量特研)	春日	90/4~91/3
(小型池)	*生態系構造の違いによる物質循環の変化に関する研究(環境容量特研)	相崎他	90/4~92/3
	*富栄養湖におけるアオコ優占機構に関する研究(環境容量特研)	相崎他	90/4~92/3
	*藻類増殖過程の水質変動及びその種組成遷移への影響(環境容量特研)	河合他	90/4~92/3
(成層池)	*水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	90/4~永続
人工水路	*水耕栽培による水質浄化に関する研究(地域経常)	相崎他	90/4~91/3
フリースペース	*霞ヶ浦産魚類、甲殻類の成長解析(生物経常)	春日	90/4~91/3
	*水草の有害汚染物質に対する指標性の研究(水界特研)	野原, 岩熊	90/4~95/3
	*実験用水生生物の保存(地域経常)	春日	90/4~長期
取水塔	*水質自動連続測定法に関する基礎的研究(地球経常)	河合	90/4~長期
	*アオコ指標作成のための基礎研究(環境容量特研)	福島, 相崎	90/4~91/3
実験管理棟 (モニター室)	*気象・水質等モニターデータの整理(地球経常)	河合	90/4~長期
(実験室)	*河川流下過程の水質変化と河床生物膜の関係についての研究(水質経常)	井上	90/4~93/3
	*霞ヶ浦のイサザアミ個体群変動要因の実験的解析(環境容量特研)	春日	90/4~91/3
	*霞ヶ浦の魚類調査(環境容量特研)	春日	90/4~永続
	*野外用植物プランクトン現存量測定装置の開発(環境容量特研)	木幡, 相崎	90/4~91/3
	*閉鎖性水域からのメタン、亜酸化窒素の放出に関する研究(地球推進費、温暖化現象)	野尻	90/4~91/3
	*霞ヶ浦の水質・生物変動に関する研究(地域経常及び特別経常)	相崎他	90/4~長期
	*青潮発生機構に関する研究(内湾特研)	相崎他	90/4~91/3
	*生物資源保護に果たす霞ヶ浦の役割(地域経常)	春日	90/4~92/3
	*酸性降下物による陸水酸性化予測に関する研究(地球推進費、酸性雨)	河合	90/4~91/3
素堀池	*霞ヶ浦貴重動植物の保存	春日他	90/4~永続

## 口頭発表

発表者	題 目	学会名称等	発表年
Aizaki, M., T. Kawai, and K. Aoyama	Mass culture of microcystis sp. in outdoor experimental ponds with continous flow system	The 5th Int. Symp. Micro. Ecol.	1989
相崎守弘	美浦村大山地先における霞ヶ浦の 水質変動特性	日本陸水学会第54回 大会	1989
相崎守弘	霞ヶ浦のアオコ	日本フランクソ学会・日本 海洋学会1989年度秋期 シホジウム	1989
Fukushima, K., R. Sudo, M. Aizaki, H. Harasawa, S. Yozawa, M. Yokota, T. Nagai	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environmental management, Part 5: Lake compara- tive study and its application to management of drainage basin	3rd Expert Group Workshop River/Lake Basin Approaches Environ. Sound Manage. Water Resour.	1990
Harasawa, H., R. Sudo, M. Aizaki, T. Fukushima, S. Yozawa, M. Yokota, T. Nagai	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environmental management, Part 6: Comprehensive management of Lake Kasumigaura	3rd Expert Group Workshop River/Lake Basin Approaches Environ. Sound Manage. Water Resour.	1990
井上隆信, 海老瀬潜一	河川調査による河床付着生物膜剥離量 の評価	第26回衛生工学研究 討論会	1989
河合崇欣, 相崎守弘, 野尻幸宏	霞ヶ浦水質変動の最近の特徴について	日本陸水学会第54回 大会	1989
河合崇欣, 野尻幸宏	酸性降下物による陸水の酸性化予測 調査について	1989年度日本地球 化学会年会	1989
春日清一	魚群探知機でみた霞ヶ浦のイサザアミ 分布	平成元年度日本 水産学会春季大会	1989
春日清一	霞ヶ浦の生態系構造決定における イサザアミの役割	日本陸水学会第54回 大会	1989
春日清一	食物連鎖からみた生態系制御	日本フランクソ学会・日本 海洋学会1989年度秋期 シホジウム	1989
野尻幸宏, 日下部実	カメルーン・ニオス湖の熱フラックス と湖水の化学組成	日本陸水学会第54回 大会	1989
野原精一, 土谷岳令	水位変動とハス群落	日本陸水学会第54回 大会	1989
田中秀之, 相崎守弘, 北村 博	東京湾の夏期における青潮発生と 底泥の酸素消費	第5回日本微生物生態 学会	1989



## 誌上発表

発表者	題 目	学会名称等	発表年
相崎守弘, 田中秀之, 北村 博	東京湾における無酸素水塊の形成 青潮	用水と廃水 32(1), 41-45	1990
相崎守弘, 河合崇欣, 青山莞爾	屋外実験池におけるアオコの優占 培養	国立公害研究所 資料 F-10, 35-47	1989
Fukushima, T., M.Aizaki, K.Muraoka	Characteristics of settling matter and its role in nutrient cycles in a deep oligotrophic lake	Hydrobiologia 176/177, 279-295	1989
春日清一	筑波の街のガマガエル	筑波研究学園都市 と自然, 23-39	1988
霞ヶ浦臨湖実験施設	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集-4-	国立公害研究所 資料 F-16	1990
野尻幸宏, 河合崇欣, 大槻 晃	摩周湖湖水の水温, 電導度, 溶存 化学成分の分布と湖水混合の推定	国立公害研究所研究 報告, R126, 25-65	1990