

国立公害研究所研究報告 第23号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, No.23, 1981.

陸水域の富栄養化に関する総合研究(VII)

Comprehensive Studies on the Eutrophication of Fresh-water Areas

湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究

Applicability of Trophic State Indices for Lakes

昭和53～54年度

1978—1979

大槻 晃・相崎守弘・福島武彦・河合崇欣
細見正明・合田 健・村岡浩爾・須藤隆一
田井慎吾・宮井 博・高橋正征

Akira OTSUKI, Morihiro AIZAKI, Takehiko FUKUSHIMA, Takayoshi KAWAI,
Masaaki HOSOMI, Takeshi GODA, Koji MURAOKA, Ryuichi SUDO,
Shingo TAI, Hiroshi MIYAI, and Masayuki TAKAHASHI

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

本冊は特別研究「陸水域の富栄養化に関する総合研究」の昭和53～54年度報告8分冊の一つである。湖沼の富栄養化現象とは生物学、陸水学、水文地理学などに拘わる広汎な現象であって、物理・化学的に測定したデータだけでは必ずしも十分ではない。しかし富栄養化状態を数量化した指標を見出すことは水質の比較や対策などの上からも重要である。

そこで特別研究「陸水域の富栄養化に関する総合研究」ではこの問題に幾人かの研究者が取り組んだ。本冊は、5篇のこれに関する報文を集めたものである。

いずれの方法も一長一短は免れないが、本研究を通じてわが国の30の湖の水質が測定され貴重なデータが得られた。この研究によってカールソン式指標の適用上の問題点が明らかになり、富栄養化指標の新しい提案も行うことができた。この論文集の刊行を機に多くの方々から討論や御批判を仰ぐことができれば幸いである。

昭和56年1月

国立公害研究所

所長 近 藤 次 郎

緒 言

本報告の位置づけ 特別研究報告8分冊の大部分が霞ヶ浦の諸現象について述べている中で、本分冊は湖沼の富栄養化状態に係わる諸指標のどれが、どのていどに富栄養化機構や状態を表し得るかを論じている点の特徴である。しかし本冊において取扱った観測資料は大部分わが国の調和型湖沼に関するもので、外国のデータは一部に参考程度にとりあげている。

湖沼の富栄養度を表す指標に透明度、全リン、クロロフィル-*a*などがあるが、その三者の関連性を基礎とした包括的な新指標TSIの適用性について、わが国湖沼の立場が具体的に論じられたのは相崎、大槻らの研究が初めである。TSIはわが国調和型湖沼においても重要な意義を有することが明らかにされたが、その指標としての総合性や適用限界にも注意を払う必要がある。また有機汚濁度の代表指標COD値と各湖沼の地文学的指標とはどういう相関があるかを合田が論じている。また、多様性指数で代表される情報エントロピーの理念を、富栄養度の各段階における湖沼プランクトン相にあてはめて新しい見方と事実を示したのが田井らの報文である。

研究のいきさつ この特別研究は当研究所創立の翌年、すなわち昭和50年に企画され、約1年でいどの準備・調整期間を経て実施に移されたもので、対象陸水として研究所から至近の距離にある霞ヶ浦を選び、フィールド調査とデータ収集が始まった。52年4月に特別研究として正式にスタートしてからは霞ヶ浦のみでなく、全国の湖沼をも対象としたが、湖沼と汚染源の流域の比較が比較的シンプルな系として独得の調査を行った湯の湖を除き、霞ヶ浦以外の他湖沼では霞ヶ浦で行ったようなルーチンサーベイが不可能であったので、主として夏期における各湖沼の水質特性をつかむためのフィールド調査のみに止め、その成果は湖沼一般の富栄養度評価の研究や、他湖沼との比較における霞ヶ浦の特性把握に役立てた。

研究スタッフと研究の性格 この特別研究には、研究所の9部のうち6部が参加し、35名の研究者が寄与している。その内訳は水質土壌環境部13、総合解析部6、生物環境部5、環境情報部5、計測技術部4および技術部2である。その専門分野も陸水学、生態学、環境工学のようなフィールド調査に直接関係のあるものから、気象学、地文学、情報工学、社会工学といった諸分野にまで亘っていて、まさに典型的な学際研究である。第1期の特別研究の特徴は、第2期(昭和55年4月より)のそれが「陸水域の富栄養化防止」をかかげたのに対し、明らかに基礎研究の色彩が濃い。霞ヶ浦でいえば、その流域、背後地まで含めた面、空間でみられる物質移動、状態変化から、視覚・心理学的価値評価まで、富栄養化に関連する可能な限りの角度からスポットをあてて、その実態、実相をつかむことを試みた。

本報告各分冊の紹介 成果をまとめて一冊にするには種々難点があるので、全体をRシリーズで8分冊(R-19……R-26)、プラス総括編(R-27)計9冊とした。本冊はその一つであるが、全体との関係を知って貰うため分冊のタイトルを紹介すると、Ⅲ、「霞ヶ浦(西浦)の湖流」、Ⅳ、「霞ヶ浦の微地形、気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響」、Ⅴ、「霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価」、Ⅵ、「霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量」、Ⅶ、「湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究」、Ⅷ、「富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究」、Ⅸ、「*Microcystis*の増殖特性」、Ⅹ、「藻類培養試験法によるAGPの測定」で、これに加えて総括編がある。Ⅲ～Ⅹを通じて、Ⅲ、Ⅳ、Ⅴ、Ⅵは標題が示す通り霞ヶ浦、とくに西浦の現象を扱ったもので、Ⅷもその色彩が強い。

霞ヶ浦をめぐる行政の現実と研究の今後 第一期特別研究のこれらの成果(Ⅰ～Ⅹ)を足がかりに第二期特研で富栄養化防止策を研究するにあたり、霞ヶ浦の現実を見直すと、一方で現行水質環境基準A類型を達成すべしという命題が重くのしかかっており、富栄養化防止関係の諸要求充足のための対応策を早急に講じなければならない。また一方では、水資源公団が昭和60年度完成を期している霞ヶ浦開発事業があって、その主たる目的である43m³/秒の新規利水と沿岸の浸水や塩害防止のため湖周の護岸や常陸川水門の改造が行われ、それにより調節可能水深は2.85mとなり、治水容量3.4億m³、利水容量2.8億m³となる。この合計である有効貯水量6.2億m³は、霞ヶ浦の現貯水容量8.8億m³に比し極めて大きな数字であり、この新規利水により常陸川水門を流下する放流量は、現在の14億m³/年から5億m³/年と大幅に減ずる。富栄養化しやすい浅湖の代表である霞ヶ浦にとって極めて重大なこの改造が将来水質にどう影響するかは予測も重要な課題である。われわれはこうした行政上の現実を注視して今後の研究を有効に展開することを心掛けるつもりだが、将来水質の予測は正直なところ難しいものになると予想される。研究グループがなお保持している高いポテンシャルに期待するのみである。

昭和56年1月

国立公害研究所

水質土壌環境部長

合 田 健

目 次

I 編者はしがき	1
大槻 晃	
II 報 文	
1. カールソン富栄養化状態指標の我国調和型湖沼群への適応性の検討とその問題点	3
大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣・福島武彦	
2. 修正カールソン富栄養化状態指標の日本湖沼への適用と他の水質項目との関連	13
相崎守弘・大槻 晃・福島武彦・河合崇欣・細見正明・村岡浩爾	
3. 湖沼富栄養度指標の相関性および地文学的指標の意義	33
合田 健	
4. 情報エントロピーによる湖沼の栄養状態の評価	49
田井慎吾・須藤隆一・合田 健	
5. 屋外モデル池における栄養塩供給量と藻類現存量の関係	63
相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣	
6. 藻類増殖過程の水質連続測定	89
河合崇欣・大槻 晃・相崎守弘・宮井 博・高橋正征	
III 資 料	
湖沼調査データ	103
大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾	

CONTENTS

I. Forward	1
A. OTSUKI, Editor	
II. Papers	
1) Application of Carlson's Trophic State Index to Japanese Lakes	3
A. OTSUKI, M. AIZAKI, T. KAWAI, and T. FUKUSHIMA	
2) Application of Modified Carlson's Trophic State Index to Japanese Lakes and its Relationships to other Parameters Related to Trophic States	13
M. AIZAKI, A. OTSUKI, T. FUKUSHIMA, T. KAWAI, M. HOSOMI, and K. MURAOKA	
3) Mutual Correlation of Lake Eutrophication Indexes and the Significance of Physiographical Properties	33
T. GODA	
4) Evaluation of Trophic State in Lake by Entropy of Information Theory	49
S. TAI, R. SUDO, and T. GODA	
5) Relationship Between Nutrients Loading and Phytoplankton Standing Crop in Outdoor Experimental Ponds	63
M. AIZAKI, A. OTSUKI, and T. KAWAI	
6) Continuous Measurements of <i>in vivo</i> Fluorescence of Chl. - <i>a</i> , pH, Solar Radiation and Other Factors During Algal Growth in Out Door Experimental Ponds	89
T. KAWAI, A. OTSUKI, M. AIZAKI, H. MIYAI and M. TAKAHASHI	
III. Data	
Limnological Data of Surveyed Lakes in Japan	103
A. OTSUKI, M. AIZAKI, T. KAWAI, T. FUKUSHIMA, M. HOSOMI and K. MURAOKA	

I. 編者はしがき

この報告書は特別研究「陸水域の富栄養化に関する総合研究」の一環として、1977年4月より開始した「湖沼の富栄養状態指標に関する研究」グループの研究成果である。

当初の考え方は、従来の深層水中の溶存酸素濃度分布、栄養塩類濃度又は植物プランクトン量によって分類されていた貧栄養、中栄養、富栄養という三つの段階を、湖盆形態および水の平均滞留時間を考慮した一連の指標に改良することにあたった。しかし、我々の研究開始直後に米国において発表されたカールソン富栄養状態指標を検討すると、従来の知見をもとに極めて簡単な指標になっており、調査労力も少なくすむと共に、その内容が理解しやすいすぐれた特徴を持っていることが明らかになった。そこで、新しい指標の開発よりも、その指標の我国湖沼への適応性を先に検討することに方針を変更することにした。

カールソン指標の問題点は、植物プランクトン現存量を基礎としたが、それを表す基準として最も測定が簡単な透明度を利用したことにあつた。そこで、カールソン指標の適応性を検討すると共に、新しく有光層中の平均クロロフィル-*a*濃度を基準とする修正カールソン指標を提案し、その適応性と共に、他の富栄養化現象に関連する因子との関係をも検討し、修正カールソン指標が信頼性の高い指標であることが明らかになった。

また、もう一つの問題点はカールソンが利用したクロロフィル-*a*濃度と全リン濃度又は全リン負荷量との関係を我々自身で確認しておく必要があつた。そのため、1年後の4月より茨城県の山王川下流部実験施設を借用して、準天然湖沼条件下でそれらを確認する実験を行うことが出来た。同時に、今後のクロロフィル-*a*濃度測定法の簡易化を考え、野外でのけい光法によるクロロフィル-*a*濃度測定に関する基礎的研究をこの実験池を用いて行い重要な知見を得ることが出来た。

さらに各富栄養状態因子の相関性を再検討し、あわせて地文、地理学的因子と年間COD平均値の関係を検討し一群の過栄養湖とよばれる湖沼が他の湖沼と区別されることが示された。また現存藻類の情報エントロピーを計算することにより富栄養状態評価の試みがなされた。

ここに報告する各論文の主旨を統一することをしていない。それ故、各著者の湖沼の富栄養状態指標に対する考え方が現れていると思う。

本報告書の作成にあたり、山王川下流部実験池施設の使用を許可された茨城県当局に深くお礼を申し上げたい。また本報告書の原稿に目を通され、助言を下された客員研究員名古屋大学水圏科学研究所坂本充助教授に感謝したい。さらに、琵琶湖および諏訪湖調査に多大な御援助をいただいた滋賀県立衛生環境センター水質課長吉川和秀代、野村潔、水嶋清嗣両研究員ならびに信州大学臨湖実験所沖野外輝夫助教授にお礼を申し上げる。

大 槻 晃

II-1. カールソン富栄養化状態指標の我国調和
型湖沼群への適応性の検討とその問題点

大槻 晃¹・相崎守弘²・河合崇欣¹・福島武彦²

Application of Carlson's Trophic State Index to Japanese Lakes

Akira OTSUKI¹, Morihiro AIZAKI², Takayoshi KAWAI¹ and Takehiko FUKUSHIMA²

Abstract

Applicability of Carlson's trophic state index was examined for 24 Japanese lakes, involving a series of trophic states in summer period. The trophic state indices, calculated from Secchi disk transparency, chlorophyll-a concentration and total phosphorus concentration, showed excellent linear relationships each other with each correlation coefficient of more than 0.87. The present results suggested that Carlson's trophic state index can be applicable for Japanese lakes with minor modifications and the index number should be simultaneously calculated from three parameters because they have individually, complementary property.

1. はじめに

今日の広義の富栄養化現象とは、人間活動による湖沼への栄養塩類の流入増加にもとづき、それを利用しての水中浮遊性藻類（植物プランクトン）現在量の増加を意味している。これは明らかに植物プランクトンの光合成作用にもとづく二次的な有機性汚濁現象であり、有機性汚濁物質が公共水域に直接流入しておこるいわゆる一次汚濁と明確に区別されるべきである。

現在行政的には、湖沼の富栄養状態を表す指標を特別に定めていない。そのため、水質汚濁防止法により定められている生活環境の保全に関する測定項目である化学的酸素要求量（Chemical Oxygen Demand, COD）を用いてそれを代替していると考えてよいであろう。しかし本来CODは有機性汚濁の指標として用いられるべきであり、また古くからそれとして用いられて来たが、これだけでは富栄養化現象の因果関係を直接表す指標とはなり得ない。即ち、COD値が高いか

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

らといって、それが直ちに富栄養化された湖水を意味しないし、もし排水基準としてCOD 値を低く設定したとしても富栄養化現象を防止することはほとんど不可能に近い。それ故、今日問題になっている閉鎖性水域の富栄養化現象の防止施策にあたり、それを適確に表す指標の開発が強く望まれている。

1977年4月より本研究所の特別研究「陸水域の富栄養化に関する総合研究」の一環として、湖沼の栄養状態を表す指標の開発研究を開始した。しかし、その直後、米国のCarlson(1977)は従来から得られている生物陸水学的知見を基礎に透明度、クロロフィル-a濃度、全リン濃度から湖沼の富栄養状態を連続的に表す指標(Trophic State Index, TSI)を発表した。このカルソン指標は極めて簡単でわかりやすく、行政的にも利用可能であり、また陸水学的にも我国の湖沼における適応性を十分検討する価値があると判断された。更に、陸水学的には植物プランクトン量(水中の細胞容積又はクロロフィル-a濃度)又は種構成、栄養塩類濃度、深層水中の溶存酸素濃度分布等によって、本来連続的な富栄養状態を、貧栄養、中栄養、富栄養と三段階に分類してきたが富栄養といわれている湖沼の中にも種々の段階があり、集水域の地理、地質学的条件を考慮した行政目標の設定に当りそれを利用出来ない状態にあった。

2. カールソン指標

湖沼の富栄養状態を正確に判断するには出来るだけ多くの陸水学的因子を測定し、さらに湖盆形態を考慮した総合的パラメータを作り上げる必要があるとの考え方が強かったように思える。しかし多くの因子を年間を通して観測するには多大な労力と経験を必要とする。また冬期の観測が不可能な場合もありうる。したがって、中栄養から富栄養湖においては植物プランクトン現存量が量も多くなる夏期に数回の観測でその富栄養状態を適確に表し得る因子を見い出すことが重要である。また単一なパラメータでも専門家以外の人々にも理解され、また測定が容易であるならば正確度はそれほど高くなくても、それを利用して住民が湖沼の富栄養化を監視できるという点で極めて重要なものとなるかも知れない。

Carlsonは、温帯地方の湖沼でかなり普遍的に観測されている透明度とクロロフィル-a濃度との関係、およびクロロフィル-a濃度と全リン濃度との関係を相互に関連づけた。即ち測定が最も簡単な透明度と水中懸濁物量との関係を基礎とし、水中懸濁物質のほとんどは植物プランクトンであると仮定した。それ故、植物プランクトンと透明度との間には次の関係があることになる。

$$I_z = I_0 \cdot \exp \left\{ -(k_w + k_s) z \right\} \quad (1)$$

I_z = セッキ(Secchi)透明度板が見えなくなる水深での光の強度。

I_0 = 水表面での光の強度。

k_w = 水および溶存物質による光の減衰係数。

k_s = 浮遊性藻類による光の減衰係数。

z = セッキ透明度板が見えなくなる水深。

ここで、 $k_s = \beta c$ とおき、 β は係数、 c は植物プランクトンの濃度 (mg/m^3) であり、(1) 式を書きかえると、

$$\frac{1}{2} \left(\ln \frac{I_0}{I_z} \right) = k_w + \beta c \quad (2)$$

となる。経験的に $I_z = I_0 / 10$ (Tyler, 1968) が知られていることから、 $k_w \ll \beta c$ ならば透明度と植物プランクトン濃度との関係となる。

そこで透明度を、2 を底とする対数にとると透明度が2分の1になるごとに、藻類量は2倍ずつ増加することになる。現在まで観測された世界最高の透明度は摩周湖の41.6 mであった。それ故、その値に最も近い2の累乗である透明度64 mを藻類量が最も少ない自然水として、それを $\text{TSI} = 0$ と仮定した。そして0~100までの数値で富栄養状態を表わすため、10倍して、次式を提出した。

$$\text{TSI (SD)} = 10 (6 - \log_2 [\text{SD}]) = 10 \left(6 - \frac{\ln [\text{SD}]}{\ln 2} \right)$$

[SD] = 透明度 (m) (3)

また、透明度とクロロフィル-*a* 濃度との間には、経験的に

$$\ln [\text{SD}] = 2.04 - 0.68 \ln [\text{Chl}] \quad (4)$$

[Chl] = クロロフィル-*a* 濃度 (mg/m^3)

の関係式があること、クロロフィル-*a* 濃度と全リン濃度との間には

$$\ln (\text{Chl}) = 1.449 \ln (\text{TP}) - 2.442 \quad (5)$$

[TP] = 全リン濃度 (mg/m^3)

の関係式があることから、クロロフィル-*a* 濃度および全リン濃度から同様に $\text{TSI} (\text{Chl})$ 、 $\text{TSI} (\text{TP})$ を求めることが出来る。

$$\text{TSI (Chl)} = 10 \left[6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln (\text{Chl})}{\ln 2} \right] \quad (6)$$

$$\text{TSI (TP)} = 10 \left[6 - \frac{3.70 - 0.98 \ln (\text{Chl})}{\ln 2} \right] \quad (7)$$

又は近似式として

$$\text{TSI (TP)} = 10 \left[6 - \frac{\ln \left(\frac{48}{\text{TP}} \right)}{\ln 2} \right] \quad (8)$$

以上のように透明度、クロロフィル-*a*濃度、全リン濃度、それぞれからTSIを算出することが出来る。

3. 調査方法

調査は1977年から1980年にわたって、北海道、東北、関東、中部、近畿地方の主な調和型湖沼について夏期におこなった。各湖沼とも湖心を含む1～4地点で、深度別に3～5水深で採水した。表1は調査した湖沼名と調査年月日を示す。

透明度（直径30cmのセッキ板）、水温（サーミスター温度計、東邦電探社）、溶存酸素（溶存酸素計、ベックマン社）、水中照度（ラムダ社）；pH（pHメータ、横河電機）については現場で測定した。採水した試料はできるだけすみやかに、あらかじめ450°C、2時間加熱処理した、ガラスフィルター（ミリポア社 Ap 20）でろ過し、クロロフィル-*a*はUNESCO/SCOR法により、又、全リンはペルオキシニ硫酸カリウムを酸化剤として密封出来るバイエルピンを用いオートクレーブ中で120°C、45分間分解した後、テクニコンオートアナライザーⅡ型で測定した。

4. 結果および考察

図1および2は調査した湖沼における透明度とクロロフィル-*a*濃度との関係、およびクロロフィル-*a*濃度と全リン濃度との関係を示す。Carlsonが両関係を相互に結びつけるために利用した前提条件は、我々が調査した湖沼にもあてはまることが確認された。

表3はカールソンが提出した(3)(6)(7)および(8)式より算出したTSI値である。TSI値が高い方が三者のバラツキは小さくなる傾向が見られる。また、全リン濃度よりTSIを算出する場合、近似式ではTSI値が1～2程低くなり、全体的にはバラツキが大きくなる傾向を示した。

各TSI間関係を図3,4,5に示す。それぞれほぼ1対1の直線関係を示し、相関係数(R)は0.87以上であった。これらの結果はカールソン指標が我国の調和型湖沼群に適応可能であることを示している。

図3に見られるように、TSI(Chl) - TSI(SD)の間には、高い相関係数(0.96)が得られているが1対1の直線の上側に各点がかたよる傾向が見られた。このことは、カールソン指標の基礎となる仮定、即ち、湖水中の懸濁性物質のほとんどは植物プランクトンであり、溶存物質による光の減衰は無視しようという仮定を支持しているように見える。しかし、現実の湖沼を考えた時、このような場合はまれであると考えられるから、CarlsonがTSI(Chl)を求めるために用いた(4)式、特にその勾配に問題があると思われる(相崎ら, 1981)。

各パラメータから得られるTSIの特徴と問題点を考えて見ると次のようである。

(1) 透明度からのTSI

長所は最も簡単な測定項目の一つで、得られた値も理解しやすい。しかし、(2)式で明らかのように、 $k_w \ll \beta c$ が常に成り立つとは限らない(Lorenzen, 1980)。特に、腐植栄養湖の場合

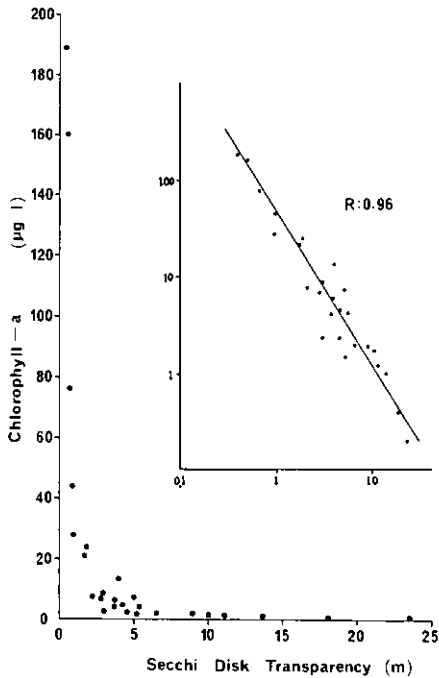


図 1 透明度とクロロフィル *a* 濃度との関係
 Fig. 1 Relationship between Secchi disk transparency and mean chlorophyll-*a* concentration in euphotic layer of surveyed lakes during summer

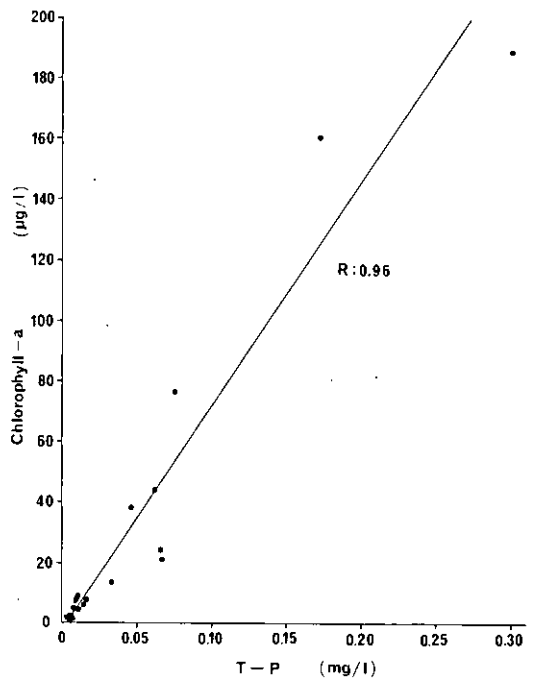


図 2 全リン濃度とクロロフィル-*a* 濃度との関係
 Fig. 2 Relationship between mean chlorophyll-*a* and total phosphorus concentrations in euphotic layer of surveyed lakes during summer

がこれにあたる。また、浅い湖沼の場合、透明度が測定出来ないこともある。さらに、土砂等の流入により粘土鉱物が水中に懸濁している場合は当然藻類量として算出されてしまうことになる (Megard, et al. 1980 ; Edmondson, 1980)。

(2) クロロフィル-*a* 濃度からの TSI

Carlson (1980) も指適しているように、湖沼における植物プランクトンの現存量を富栄養状態の指標として古くから利用してきた。したがって、クロロフィル-*a* 濃度より算出する TSI が最も適当と考えられるが、さらに重要な点は、測定にあたり試料採取量を変えることにより、極低濃度から高濃度まではほぼ同一の精度で測定出来る利点がある。しかし、一般的には、冬期、春期では利用可能な栄養塩類が回帰して存在しているにもかかわらず、水温や光等による制限を受けて最大の現存量になれない場合が多い。それ故、利用可能な栄養塩類が残存している場合、クロロフィル-*a* 濃度からの TSI は富栄養状態を低く評価する可能性がある。このことは Sakamoto (1966)、

表 1 調査湖沼および調査年月

Table 1. Morphological data of surveyed lakes and time of survey

湖 沼 名	標 高 (m)	表 面 積 (km ²)	最大水深 (m)	平均水深 (m)	調 査 年 月	
支 笥 湖 (北海道)	248	76.2	363.0	255.9	Jun.	1978
十 和 田 湖 (青 森)	401	59.05	334.0	71.0	"	
本 栖 湖 (山 梨)	902	4.9	126.0	65.3	Aug.	1979
西 の 湖 (山 梨)	898	2.1	66.5	34.8	"	
中 禪 寺 湖 (栃 木)	1271	11.63	161.5	94.6	Aug.-Oct.	1977
俱 多 楽 湖 (北海道)	260	4.34	147.5	105.0	Jun.	1978
青 木 湖 (長 野)	822	1.86	58.0	29.0	Sep.	1979
野 尻 湖 (長 野)	654	3.9	37.5	20.8	"	
洞 爺 湖 (北海道)	83	70.0	179.2	117.0	Jun.	1978
中 網 湖 (長 野)	815	0.14	12.0	5.7	Sep.	1979
琵琶湖 (滋 賀)	85	674.4	96.0	41.2	Jul.	1980
木 崎 湖 (長 野)	764	1.4	29.5	17.9	Sep.	1979
山 中 湖 (山 梨)	982	6.5	13.2	—	Aug.	1979
榛 名 湖 (群 馬)	1084	1.23	12.5	—	Sep.	1979
葛 沼 (青 森)	450	0.05	15.0	—	Jun.	1978
河 口 湖 (山 梨)	822	6.1	15.4	9.8	Aug.	1979
大 沼 (北海道)	130	5.1	13.6	5.9	Jun.	1978
半 月 湖 (北海道)	270	0.0045	18.2	4.4	"	
精 進 湖 (山 梨)	896	0.65	11.2	—	Aug.	1979
湯 ノ 湖 (栃 木)	1478	0.33	12.5	—	Aug.-Oct.	1977
三 方 湖 (福 井)	0	3.6	4.0	—	Jul.	1980
瀬 沼 (茨 城)	3	12.0	3.5	—	Sep.	1977
諏 訪 湖 (長 野)	759	14.5	7.0	4.1	Sep.	1979
霞 ケ 浦 (茨 城)	1	178.0	7.0	4.0	Jun.-Sep.	1977-79

表 2 調査湖沼の生産層中の平均クロロフィル-*a* 濃度, 全リン濃度および透明度

Table 2. Transparency, mean concentrations of Chl-*a* and T-P in euphotic layer of surveyed lakes

湖 沼 名	透 明 度 (m)	クロロフィル- <i>a</i> (mg / l)	T - P (mg / l)
支 笥 湖 (北 海 道)	23.5	0.2	0.005
十 和 田 湖 (青 森)	18.0	0.4	0.005
本 栖 湖 (山 梨)	11.2	1.2	0.003
西 の 湖 (山 梨)	9.0	1.9	0.002
中 禪 寺 湖 (栃 木)	10.0	1.7	0.003
俱 多 楽 湖 (北 海 道)	13.6	1.0	0.008
青 木 湖 (長 野)	5.2	1.5	0.003
野 尻 湖 (長 野)	6.5	2.0	0.007
洞 爺 湖 (北 海 道)	3.0	2.3	0.004
中 網 湖 (長 野)	4.5	2.3	0.006
琵琶湖 北湖 (滋 賀)	5.4	4.3	0.008
“ 南湖 (“)	2.2	7.7	0.016
木 崎 湖 (長 野)	5.0	7.3	0.009
山 中 湖 (山 梨)	2.8	6.9	0.009
榛 名 湖 (群 馬)	3.7	4.1	0.009
蔦 沼 (青 森)	4.3	4.5	0.011
河 口 湖 (山 梨)	2.9	8.7	0.010
大 沼 (北 海 道)	3.7	6.0	0.015
半 月 湖 (北 海 道)	4.0	13.3	0.033
精 進 湖 (山 梨)	1.7	21.0	0.067
湯 ノ 湖 (栃 木)	1.8	24.0	0.066
三 方 湖 (福 井)	0.95	28.0	0.046
酒 沼 (茨 城)	0.67	76.0	0.075
諏 訪 湖 (長 野)	0.48	160.0	0.172
霞 ケ 浦 湖心 (茨 城)	0.96	44.0	0.062
“ 高兵入 (“)	0.39	189.0	0.302

表 3 我国湖沼におけるカルボンTSI値
Table 3. Carlson's TSI numbers of surveyed lakes during summer

湖 沼 名	TSI (Chl)	TSI (SD)	TSI (TP)	平均値と標準偏差
支 笥 湖 (北海道)	15	14	27 (29)*	18.6 ± 7.2
十和田湖 (青 森)	22	18	27 (29)	22.3 ± 4.5
本 栖 湖 (山 梨)	32	25	20 (22)	25.7 ± 6.0
西 の 湖 (山 梨)	37	28	14 (16)	26.3 ± 11.6
中 禅 寺 湖 (栃 木)	36	27	20 (22)	27.6 ± 8.0
俱多楽湖 (北海道)	31	22	34 (36)	29.0 ± 6.2
青 木 湖 (長 野)	35	36	20 (22)	30.3 ± 9.0
野 尻 湖 (長 野)	37	33	32 (34)	34.0 ± 2.6
洞 爺 湖 (北海道)	38	44	24 (26)	35.3 ± 10.2
中 網 湖 (長 野)	39	38	30 (32)	35.6 ± 4.9
琵琶湖北湖 (滋 賀)	45	36	34 (36)	38.3 ± 5.8
“ 南湖 (“)	51	49	44 (46)	48.0 ± 3.6
木 崎 湖 (長 野)	50	37	36 (38)	41.0 ± 7.8
山 中 湖 (山 梨)	50	45	36 (38)	43.6 ± 7.1
榛 名 湖 (群 馬)	44	41	36 (38)	42.0 ± 5.5
葛 沼 (青 森)	45	39	39 (41)	41.0 ± 3.5
河 口 湖 (山 梨)	52	45	37 (39)	44.6 ± 7.5
大 沼 (北海道)	48	41	43 (45)	44.0 ± 3.6
半 月 湖 (北海道)	56	40	55 (56)	50.3 ± 9.0
精 進 湖 (山 梨)	60	52	65 (66)	59.0 ± 6.6
湯 ノ 湖 (栃 木)	62	52	65 (66)	59.6 ± 6.8
三 方 湖 (福 井)	63	61	59 (61)	61.0 ± 2.0
酒 沼 (茨 城)	73	66	66 (68)	68.3 ± 4.0
諏 訪 湖 (長 野)	80	71	78 (79)	76.3 ± 4.7
霞ヶ浦湖心 (茨 城)	68	61	64 (65)	64.3 ± 3.5
“ 高兵入 (“)	82	74	87 (87)	81.0 ± 6.6

* () は近似式を用いない場合

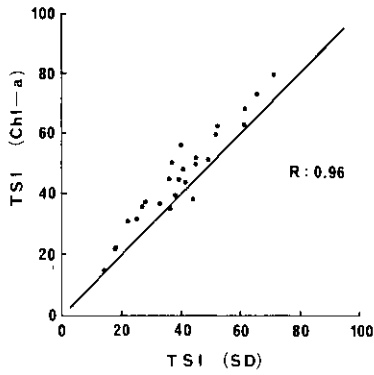


図 3 TSI (Chl-*a*) と TSI (SD) との関係
 Fig. 3 Relationship between TSI(Chl-*a*) and TSI(SD)

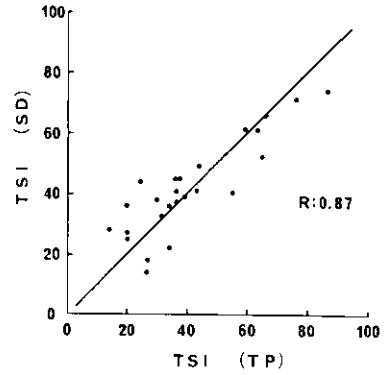


図 4 TSI (Chl-*a*) と TSI (TP) との関係
 Fig. 4 Relationship between TSI(SD) and TSI(TP)

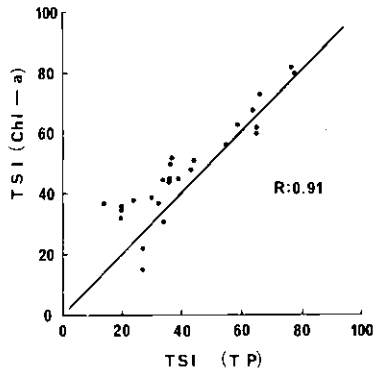


図 5 TSI (Chl-*a*) と TSI (TP) との関係
 Fig. 5 Relationship between TSI(Chl-*a*) and TSI(TP)

Dillon と Rigler (1974) らの報告でも明らかである。

(3) 全リン濃度からの TSI

春の循環期における全リン濃度と夏期のクロロフィル-*a* 濃度との直線関係から判断して TSI (Chl) と TSI (TP) との相関は極めて高いことが予想されるが、夏期以外は TSI (TP) 値は常に TSI (Chl) より高めの値を示す筈である。即ち、TSI (TP) は夏期以外は潜在的な TSI 値を示すことになる。問題ははん雑な溶媒抽出法を用いない場合、全リン濃度測定法の感度不足であり、 $5 \mu\text{g}/\text{l}$ 以下の濃度では測定誤差が $\pm 20\%$ 以上となる。このことは TSI 値として 10 の違いが容易にでてくることが予想される。

5. むすび

Carlson の富栄養状態指標は我国の調和型湖沼に適応が十分可能であることが明らかになった。しかし、各 TSI はそれぞれ欠点を持ち合わせているため、単一の測定項目から TSI を算出するのは信頼性に欠ける恐れがある。それ故、透明度、クロロフィル-*a* 濃度、全リン濃度の 3 項目を同時に測定し、TSI を算出すると共に他の条件を考慮して三者又は二者の平均値を、或は単一の TSI 値を採用するのが適切であると考ええる。また腐植栄養湖および無機懸濁物量が多い場合をのぞけば、透明度測定だけでおおよその TSI は算出可能で、専門家以外でもその富栄養化状態を簡単に推定出来るところにカールソン栄養状態指標の特徴がある。今日問題になっている中栄養から富栄養湖の場合、植物プランクトンの現在量は夏期に最も多いことから、富栄養状態の調査は夏期におこなうのが適当であり、年間通しての調査は必要ないと思われる。

引用文献

- 1) 相崎守弘・大槻 晃・福島武彦・河合崇欣・細見正明・村岡治爾 (1981): 修正カールソン富栄養化状態指標の日本湖沼への適用とその他の水質項目との関係。本研究報告書。
- 2) Carlson, R. E (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 361-369.
- 3) Carlson R. E (1980): More complications in the chlorophyll-Secchi disk relationship. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 379-382.
- 4) Dillon, P. J., and F.H. Rigler (1974): The phosphorus chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 767-773.
- 5) Edmondson, W. T. (1980): Secchi disk and chlorophyll. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 378-379.
- 6) Lorenzen, M. W. (1980): Use of chlorophyll-Secchi disk relationships. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 371-372.
- 7) Megard, R.O., J.C. Settles, H. A. Boyer and W. S. Combs, Jr. (1980): Light, Secchi disks and trophic states. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 373-377.
- 8) Sakamoto, M. (1966): Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.*, **62**, 1-28.
- 9) Tyler, J. E. (1968): The Secchi disk. *Limnol. Oceanogr.*, **13**, 1-6.

II-2. 修正カールソン富栄養化状態指標の日本湖沼への
適用と他の水質項目との関係

相崎守弘¹・大槻 晃²・福島武彦¹・河合崇欣²・細見正明¹・村岡浩爾¹

**Application of Modified Carlson's Trophic State Index to Japanese Lakes
and its Relationships to other Parameters Related to Trophic State**

Morihiro AIZAKI¹, Akira OTSUKI², Takehiko FUKUSHIMA¹,
Takayoshi KAWAI², Masaaki HOSOMI¹ and Koji MURAOKA¹.

Abstract

Carlson (1977) proposed a numerical trophic state index that incorporates most lakes in a scale of 0 to 100. The index number was calculated from Secchi disk transparency, chlorophyll- α , and total phosphorus. We examined the possibility of the application of Carlson's trophic index (TSI) to Japanese lakes and the relationships between this index and other parameters related to trophic status of lakes. Twenty-four fresh water lakes and six brackish lakes in Hokkaido, Tohoku, Kanto, Chubu, and Kinki in Japan were surveyed in summer time during 1977 to 1980. In fresh water lakes, the modified Carlson's TSI calculated from Secchi disk transparency, chlorophyll- α and total phosphorus concentrations showed linear relationships each other. Modified Carlson's TSI also showed linear relationships to other parameters, such as concentrations of seston dry weight, particulate organic carbon and nitrogen, total nitrogen, chemical oxygen demand, and total number of bacteria. However, these parameters showed less correlations each other in brackish lakes. It was concluded that the Carlson's TSI can be modified and the modified trophic state index is useful as one of water quality criteria for trophic status of fresh water lakes.

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

1. はじめに

湖沼の人為的富栄養化の著しい進行に伴い、湖の栄養状態をコントロールする必要が世界各地の湖で生じてきた。富栄養化をコントロールするためには、流入するリン量を規制することが最良であることが近年明らかになってきた（Vollenweider, 1976；Schindler, 1978）が、一方、湖の富栄養状態を正確に知ることも非常に重要な課題となった。これまで湖の栄養状態を知るためには底層の溶存酸素量、植物、動物プランクトンの種類組成、栄養塩濃度、および、種々の生体量や一次生産量が用いられてきており、慣例的に、貧栄養、中栄養、富栄養と三段階に現在は分類されている。しかし、このような分類法では本来連続的である富栄養化現象を正確には表すことができず、また、変化の激しい人為的富栄養化を制御する目的にも十分に対応することができない。Carlson（1977）はほとんどの湖沼を0から100の範囲で表すことのできる、透明度、クロロフィル濃度、全リン濃度から求める新しい富栄養化状態指標を提唱した。

本研究では、このCarlsonの富栄養化状態指標（TSI）を改良し、それが日本の湖沼にも適用できるかどうかの検討を行った。また同時に、透明度、クロロフィル、全リン以外の富栄養化に関連した各種要因を測定し、TSIとの関係を明らかにした。

2. 調査湖沼および方法

調査は1977年から1980年にわたって夏季を中心として北海道、東北、関東、中部、近畿地方のおもに調和型の湖沼24湖について行った。また、1980年には汽水湖への適応を調べるために中部、近畿地方の6湖の汽水湖についても調査した。調査湖沼および調査年月を表1に示す。また、霞ヶ浦については、季節変動を調べるために1977年5月から1978年10月までの調査結果（国立公害研究所、1979）もあわせて使用した。各湖とも湖心を含む1～3地点で、深度別に3～5水深で採水し、分析を行い、生産層（表面照度の1%）の平均値を求めた。霞ヶ浦については湖心および高浜入湾奥を代表地点とし、琵琶湖については北湖および南湖を区別して取扱った。

透明度、溶存酸素量（DO）、水中照度等については現場で測定した。透明度は30cmのセツキ透明度板を使用した。また、溶存酸素は溶存酸素計（ベックマン・ジャパン社）を、水中照度は水中照度計（ラムダ社）を使用した。採取した試水は当日内にあらかじめ450℃、2時間加熱処理したガラスフィルター（ミリポアー社、AP20）で濾過し、SS乾燥重量、懸濁態炭素量（POC）、懸濁態窒素量（PON）を求めるための試料とした。クロロフィル及び栄養塩類はガラスフィルター（ワットマン社、GF/C）で濾過した濾液をすみやかに凍結させ、実験室に持帰って分析した。全菌数（TB）は試水を0.4μのヌクレオポアーフィルター（野村マイクロサイエンス社）で濾過し、0.01%アクリジンオレンジ水溶液で染色して風乾させ、実験室に持帰り蛍光顕微鏡で計数した。COD用の試水は1%の塩酸で固定し実験室に持帰った。分析方法は以下の通りである。POC、PONはCHNコーダ（柳本社）で分析した。クロロフィルaはSCOR/UNESO法を用いた。全リン（TP）は過硫酸カリで分解後オートアナライザ（テクニコン社）を使用して、アンモニア態窒素、

表 1 調査湖沼および調査年月

Table 1. Morphological data of surveyed lakes and time of survey

Lake	Altitude of lake surface (m)	Surface area (km ²)	Maximum depth (m)	Mean depth (m)	Date of survey
L. Shikotsu	248	76.2	363.0	255.9	Jun. 1978
L. Kuttara	260	4.34	147.5	105.0	"
L. Toya	83	70.0	179.2	117.0	"
L. Hangetsu	270	0.45	18.2	4.4	"
L. Onuma	130	5.1	13.6	5.9	"
L. Tsutanuma	450	0.05	15.0	-	"
L. Towada	401	59.05	334.0	71.0	"
L. Hinuma	3	12.0	3.5	-	Sep. 1977
L. Kasumigaura	1	178.0	7.0	4.0	Jun.-Sep. 1977-79
L. Chuzenji	1271	11.63	161.5	94.6	Aug.-Oct. 1977
L. Yunoko	1478	0.33	12.5	-	"
L. Haruna	1084	1.23	12.5	-	Sep. 1979
L. Aoki	822	1.86	58.0	29.0	"
L. Kizaki	764	1.4	29.5	17.9	"
L. Nakatsuna	815	0.14	12.0	5.7	"
L. Nojiri	654	3.9	37.5	20.8	"
L. Suwa	759	14.5	7.0	4.1	"
L. Kawaguchi	822	6.1	15.4	9.8	Aug. 1979
L. Motosu	902	4.9	126.0	65.3	"
L. Nishinoumi	898	2.1	66.5	34.8	"
L. Shoji	896	0.65	11.2	-	"
L. Yamanaka	982	6.5	13.2	-	"
L. Biwa	85	674.4	96.0	41.2	Jul. 1980
L. Mikata	0	3.6	4.0	-	"

Brackish lake					
L. Hamana	0	73.5	15.8	-	Jul. 1980
L. Inohana	0	5.43	12.1	-	"
L. Suigetsu	0	4.3	34.0	-	"
L. Suga	0	0.9	-	-	"
L. Kugushi	0	1.38	2.5	-	"
L. Hyuga	0	0.9	38.0	-	"

亜硝酸態窒素、硝酸態窒素もオートアナライザを使用して分析した（国立公害研究所，1979）。COD は淡水湖については過マンガン酸カリウムの酸性法を、汽水湖についてはアルカリ法を用いた。全窒素（TN）は溶存態有機窒素の測定を行わなかったのでアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素および PON の和で表した。

3. Carlson の富栄養化状態指標の修正

Carlson (1977) は透明度が植物プランクトン量を正確に表すと仮定して、透明度を基準とし

た TSI を提唱したが、これまでの多くの研究は植物プランクトンによる光の消散係数がそれ以外の溶存物質や懸濁物による消散係数に比べて必ずしも高くなく、透明度が植物プランクトン量によってのみ決まるものではないことを示している (Sakamoto, 1966 a; Lorenzen, 1980; Megard et al., 1980; Edmondson, 1980)。したがって、TSI の基準としては、藻類量を直接的に表すことのできるクロロフィル濃度が透明度より勝っている。Walker (1979) はクロロフィル濃度を基準とした TSI としてクロロフィル-*a* 濃度 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ を 0 とし、指数が 10 増加するごとにクロロフィル濃度が 2 倍になる栄養状態指標を提唱しているが、 $0.25 \text{ mg} \cdot \text{chl. } -a \cdot \text{m}^{-3}$ を指数の 0 とする根拠は示されていない。

本研究では TSI の基準として生産層中の最大平均クロロフィル-*a* 量を 100 とした。即ち、光が Lambert-Beer の法則にしたがって減衰してゆくと仮定すると次式が成立する。

$$I_z = I_0 \cdot \exp \{ -(k_w + \beta C) Z \} \quad (1)$$

ここで I_0 は表面照度、 I_z は深さ $Z \text{ m}$ の所での照度、 K_w は藻類以外の要因による消散係数、 β は藻類の消散係数、 C は藻類濃度である。Megard et al. (1980) によれば、これまで藻類の吸光係数 (β) として $0.009 \sim 0.02 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{mg} \cdot \text{chl}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$ の値が報告されている。ここで生産層を表面光の 1% の照度になる深さ (Sakamoto, 1966 a) とすると次式のようなになる。

$$-\ln 0.01 = (K_w + \beta C) Z \quad (2)$$

Clarke (1954) によれば純水の消散係数は 0.039 であるので、藻類以外の物質による吸収がないと仮定すると、藻類の消散係数が 0.009 および $0.02 \text{ m}^{-1} \cdot \text{mg} \cdot \text{chl}^{-1} \cdot \text{m}^{-3}$ の場合には生産層中の最大平均クロロフィル現存量としてそれぞれ 507 および $228 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ という値が得られる。Aruga (1966) はこの値を $900 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ と推定している。また、Tominaga & Ichimura (1966) は純粋培養した *Chlorella* sp. および *Skeletonema* sp. を用いてそれぞれ 650 および $400 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ の値を得ている。また、彼等は河床の付着藻類では $200 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ と報告している。これらの値から、生産層中のクロロフィル現存量は最も多い場合でも $1000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ を越えることはほとんどない。一方、実際の湖沼での最大クロロフィル濃度は、風等による吹寄せのない限り、通常 $200 \sim 400 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ であり、めったに $500 \sim 1000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ にはならない (Mori & Yamamoto, 1975; 国立公害研究所, 1977)。したがって湖水表層の最大クロロフィル濃度を考える場合、生産層中の最大平均クロロフィル濃度を使用すべきであると考えられる。そこで、本研究では、クロロフィル-*a* 濃度 $1000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ を TSI 指数の 100 とし、0 としては植物プランクトンによる光の吸収が水による吸収よりも十分に小さくなる値として、クロロフィル-*a* 濃度 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ を仮定した。その結果、次式のような連立方程式が得られた。

$$\text{TSI}(100) = 10 \times \left(a + \frac{\ln 1000}{\ln b} \right) \quad (3)$$

$$TSI(0) = 10 \times \left(a + \frac{\ln 0.1}{\ln b} \right) \quad (4)$$

この連立方程式から a の値として 2.46, b の値として 2.5 が得られ, TSI の基本式としてクロロフィル濃度が 2.5 倍になるときに指数が 10 ずつ増加する次式が得られた。

$$TSI(\text{Chl}) = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln(\text{chl})}{\ln 2.5} \right) \quad (5)$$

4. 結果

(1) TSI の日本湖沼への適用

調査した湖沼の透明度, 水中のクロロフィル濃度, SS 乾燥重量, 全リン濃度, 全窒素濃度, POC, PON, COD 濃度, および, 全細菌数の生産層での平均値を表 2 に示す。調査結果から, クロロフィル濃度と透明度, 全リン濃度との間には次式のような関係があることが明らかになった。

$$\ln(\text{chl}) = 3.69 - 1.53 \ln(\text{SD}) \quad ((\text{SD}): \text{m}) \quad (r: 0.96) \quad (6)$$

$$\ln(\text{chl}) = 6.71 + 1.15 \ln(\text{TP}) \quad ((\text{TP}): \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) \quad (r: 0.90) \quad (7)$$

(5) 式に (6), (7) 式を代入すると, TSI(SD) および TSI(TP) を求める式として以下の式が得られる。

$$TSI(\text{SD}) = 10 \times \left(2.46 + \frac{3.69 - 1.53 \ln(\text{SD})}{\ln 2.5} \right) \quad (8)$$

$$TSI(\text{TP}) = 10 \times \left(2.46 + \frac{6.71 + 1.15 \ln(\text{TP})}{\ln 2.5} \right) \quad (9)$$

以上の (5), (8), (9) 式を用いて調査湖沼の TSI 値を求めた (表 3)。また, 図 1 に TSI(Chl), TSI(SD), および, TSI(TP) の間の関係を示した。図から明らかになごとくそれぞれの水質項目を TSI に変換してもそれぞれの間には良い相関関係が認められた。

霞ヶ浦は典型的な富栄養湖としてよく知られているが, 湖心及び富栄養化の進んだ高浜入湾奥での TSI の季節変化を図 2 に示す。湖心部ではクロロフィルから求めた TSI は 48 から 72 の範囲を変動し, 透明度および全リン濃度から求めた TSI はそれぞれ 60~72, 55~68 の間を変動した。また, 一部の期間を除き三つのパラメータから求めた TSI 値はそれぞれよい一致を示した。一方, 湾奥部では非常に激しい変動を示した。最高値は夏季に得られた約 90 という高い値であり, その他の季節でも 60 から 80 という高い値を変動した。しかし, 湖心部と同様に, 一部の期間を除き, 三つのパラメータから求めた TSI はそれぞれよい一致を示した。

(2) TSI と他の関連水質項目との関係

湖の富栄養状態を正確に判断するためにはできるだけ多くの因子を測定し, それを総合した形で

表 2. 調査湖沼の生産層中の物理的, 化学的および生物学的な水質の
平均値

Table 2 Physical, chemical and biological water qualities of euphotic
layers of surveyed lakes

Lake	Secchi disk (m)	Chloro- phyll- <i>a</i> ($\mu\text{g}/\ell$)	T-P (mg/ℓ)	SS dry wt. (mg/ℓ)	T-N (mg/ℓ)	POC (mg/ℓ)	PON ($\mu\text{g}/\ell$)	COD (mg/ℓ)	Total bac. (No./ $\text{m}\ell$)
L. Shikotsu	23.0	0.2	0.005	0.07	0.088	0.08	11	0.15	1.3×10^5
L. Towada	18.0	0.4	0.005	0.36	—	0.10	16	0.45	1.2×10^5
L. Motosu	11.2	1.2	0.003	0.22	0.087	0.10	15	0.27	2.3×10^5
L. Kuttara	13.6	1.0	0.008	0.40	0.222	0.19	33	0.44	1.7×10^5
L. Chuzenji	10.0	1.7	0.003	0.55	0.076	0.17	30	0.32	2.6×10^5
L. Nishinoumi	9.0	1.9	0.002	0.43	0.044	0.20	10	0.47	3.2×10^5
L. Aoki	5.2	1.5	0.003	0.88	0.130	0.16	26	0.32	5.4×10^5
L. Nojiri	6.5	2.0	0.007	0.73	0.062	0.27	39	0.68	4.9×10^5
L. Nakatsuna	4.5	2.3	0.006	1.24	0.195	0.28	45	—	7.5×10^5
L. Toya	3.0	2.3	0.004	1.6	0.222	0.21	29	0.54	4.0×10^5
L. Biwa (N)	5.4	4.3	0.008	1.9	0.108	0.63	78	1.1	6.0×10^5
L. Biwa (S)	2.2	7.7	0.016	4.7	0.158	0.69	90	1.1	1.1×10^6
L. Tsutanuma	4.3	4.5	0.011	3.1	—	1.15	120	1.4	6.3×10^5
L. Kizaki	5.0	7.3	0.009	1.0	0.121	0.53	84	0.73	1.1×10^6
L. Yamanaka	2.8	6.9	0.009	1.3	0.110	0.49	75	1.1	4.9×10^5
L. Haruna	3.7	4.1	0.009	1.4	0.175	0.49	71	1.4	1.2×10^6
L. Kawaguchi	2.9	8.7	0.010	1.7	0.155	0.66	84	1.3	1.7×10^6
L. Hangetsu	4.0	13.3	0.033	2.9	0.837	0.85	179	2.8	1.8×10^6
L. Onuma	3.7	6.0	0.015	2.0	0.297	0.38	82	2.3	1.2×10^6
L. Shoji	1.7	21	0.067	2.4	0.519	1.18	156	1.8	2.5×10^6
L. Yunoko	1.8	24	0.066	3.4	0.375	1.39	257	—	1.7×10^6
L. Mikata	0.95	28	0.046	9.4	0.241	3.56	230	3.8	3.4×10^6
L. Hinuma	0.67	76	0.075	24.0	0.632	2.90	447	—	2.8×10^6
L. Suwa	0.48	160	0.172	35.2	2.06	10.4	1725	8.0	6.1×10^6
L. Kasumigaura (T)	0.39	189	0.302	47.6	2.36	9.8	1603	14.4	7.0×10^6
L. Kasumigaura (C)	0.96	44	0.062	14.8	0.531	3.1	490	8.3	3.8×10^6

Brackish lake									
L. Hamana	1.6	25	0.044	36.2	0.457	2.1	370	13.3	5.7×10^6
L. Inohana	2.1	23	0.056	39.5	0.775	2.2	350	9.6	4.5×10^6
L. Suigetsu	2.5	8.3	0.580	7.8	0.215	1.7	210	1.8	3.0×10^6
L. Suga	2.4	6.7	0.350	4.3	0.129	0.94	120	1.9	2.4×10^6
L. Kugushi	1.7	9.5	0.027	8.8	0.200	1.5	195	2.1	3.0×10^6
L. Hyuga	4.0	3.7	0.026	18.6	0.117	0.65	67	7.5	—

判断した方がよいことは明らかである。クロロフィル濃度, 透明度, 全リン濃度の間にはそれぞれ
良い相関関係があることは明らかになったが, これらの TSI 値と他の富栄養化現象に関連した因
子との関係を明らかにしておくことは得られた TSI の信頼性を高めるために必要である。また,

表 3. 調査湖沼のクロロフィル-*a* 濃度, 全リン濃度, および透明度から求めた富栄養化状態指数
()内は Carlson の式から求めた値.

Table 3. TSI values calculated from surveyed data of concentration of chlorophyll-*a*, total phosphorus, and Secchi disk transparency in Japanese lakes.

Lake	TSI (Chl)	TSI (SD)	TSI (TP)
L. Shikotsu	7 (15)	12 (14)	31 (27)
L. Towada	15 (22)	17 (18)	31 (27)
L. Motosu	27 (32)	25 (25)	25 (20)
L. Nishinoumi	32 (37)	28 (28)	20 (14)
L. Chuzenji	30 (36)	26 (27)	25 (20)
L. Kuttara	25 (31)	21 (22)	37 (34)
L. Aoki	29 (35)	37 (36)	25 (20)
L. Nojiri	32 (37)	34 (33)	35 (32)
L. Toya	32 (38)	47 (44)	29 (24)
L. Nakatsuna	34 (39)	40 (38)	34 (30)
L. Biwa (N)	41 (45)	37 (36)	37 (34)
L. Biwa (S)	47 (51)	52 (49)	46 (44)
L. Kizaki	46 (50)	38 (37)	39 (36)
L. Yamanaka	46 (50)	48 (45)	39 (36)
L. Haruna	40 (44)	43 (41)	39 (36)
L. Tsutanuma	41 (45)	41 (39)	41 (39)
L. Kawaguchi	48 (52)	47 (45)	40 (37)
L. Onuma	44 (48)	43 (41)	45 (43)
L. Hangetsu	53 (56)	42 (40)	55 (55)
L. Shoji	58 (60)	56 (52)	64 (65)
L. Yunoko	59 (62)	55 (52)	63 (65)
L. Mikata	61 (63)	66 (61)	59 (59)
L. Hinuma	72 (73)	72 (66)	65 (66)
L. Suwa	80 (80)	77 (71)	76 (78)
L. Kasumigaura (C)	66 (68)	66 (61)	63 (64)
L. Kasumigaura (T)	82 (82)	81 (74)	83 (87)

(): TSI values calculated from Carlson's equations (Carlson, 1977).

逆に, もし TSI と種々の因子との間に一定の関係があるとすれば, 最も測定が容易で安価な透明度を測定することによってその湖のおおよその水質を推定することもできるはずである。

SS 乾燥重量, POC, PON は懸濁物の濃度を示すもので, 植物プランクトンを含む微生物量およびデトリタス, 無機態懸濁物量を示す指標である。また, 多くの湖沼ではリンとならんで窒素が藻類増殖の制限因子となるところから TN も富栄養状態指標として重要なものと考えられる。COD で表される有機物量も藻類が増加すれば当然高くなることが予想される。同様に細菌類はその大部分が有機物を分解してエネルギーを得ているところから, 有機物の多い所では高い細菌数が計数さ

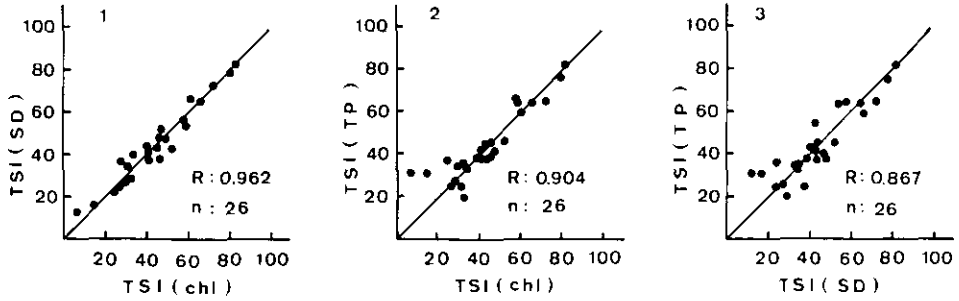


図 1 淡水湖における TSI (Chl), TSI (SD), TSI (TP) の関係
 1. TSI(Chl) と TSI(SD) の関係. 2. TSI(Chl) と TSI(TP) の関係.
 3. TSI(SD) と TSI(TP) の関係.

Fig. 1 Relationships among the three indices calculated from concentration of chlorophyll- α , total phosphorus, and Secchi disk transparency
 1. Chlorophyll index versus Secchi disk index. 2. Chlorophyll index versus phosphorus index. 3. Phosphorus index versus Secchi disk index..

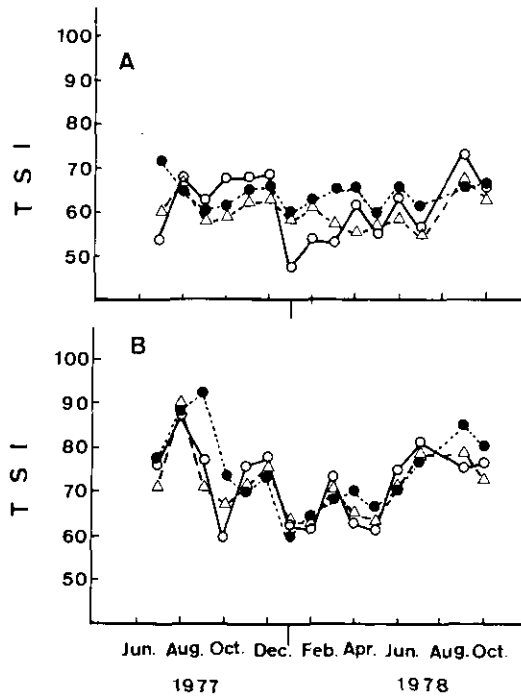


図 2 霞ヶ浦における TSI 値の季節変化
 A. 湖心 (st. 9). B. 高浜入 (st. 1). 記号: \circ - TSI (Chl), \bullet - TSI (SD),
 \triangle - TSI (TP)

Fig. 2 Seasonal changes in TSI values in Lake Kasumigaura
 A. Lake center (st. 9). B. Takahamairi bay (st. 1). symbols. \circ TSI (Ch1), \bullet TSI (SD),
 \triangle TSI (TP).

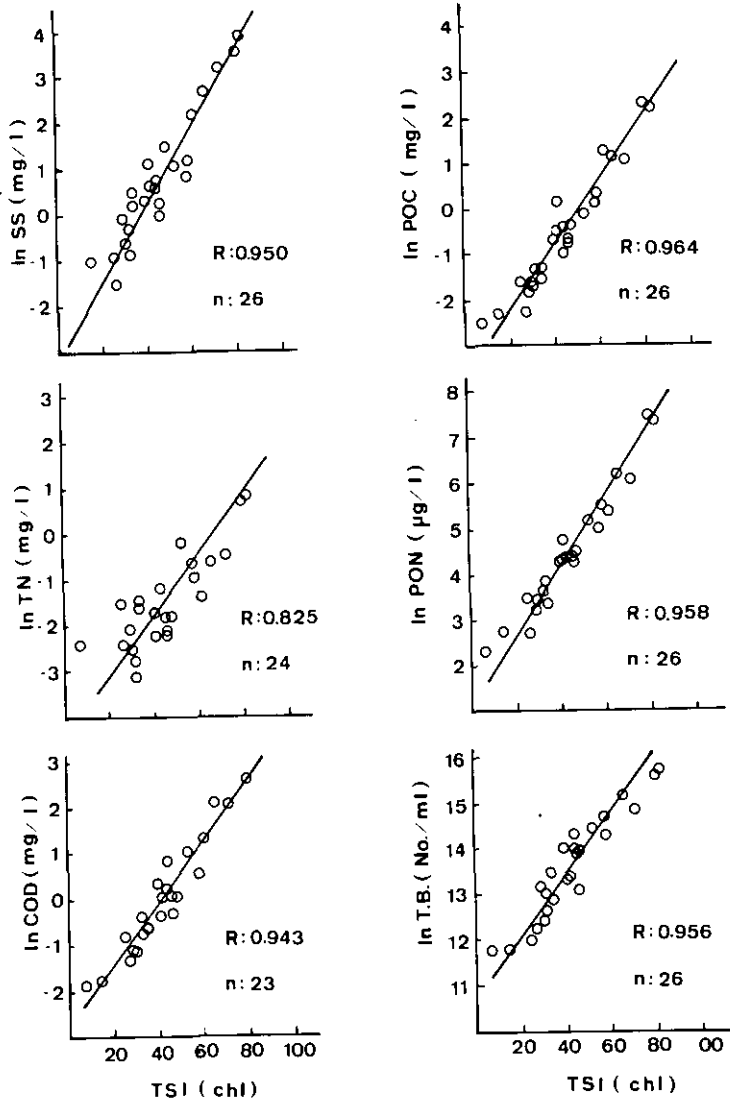


図 3 淡水湖における TSI (Chl) と SS 乾燥重量, 全窒素量, POC 量, PON 量, COD 濃度, および全細菌数との関係

Fig. 3 Relationships between TSI (Chl) and seston dry weight, total nitrogen, particulate organic carbon, particulate organic nitrogen, chemical oxygen demand, and total number of bacteria

れる。したがって、これらの水質項目と TSI との間には高い相関関係が予想される。図3にTSI (Chl) とこれらの水質項目との関係を示す。TSI (Chl) とそれぞれの水質項目に良い関係が認められる。また、表4にそれぞれの水質項目の測定値の自然対数をとった場合の各パラメータ間の相関関係を示す。種々のパラメータ間にも良い相関関係があることがわかる。特に、クロロフィル濃度、SS乾燥重量、POC、PON、全菌数の間には高い相関関係がみられる。また、表層の値と生産層の平均値を比較すると、生産層の平均値を使用した方が多くの場合高い相関係数が得られた。特にCOD、全菌数は生産層の平均値を使用すると他の水質項目と良い相関関係が得られることがわかった。これらの結果からクロロフィル-a濃度と各パラメータの間には以下のような関係があることがわかった。

表 4 富栄養化に関連した水質項目間の相関係数の比較。北海道、東北、関東および中部地方の22湖沼の淡水湖のデータを使用した。
上段、表面水のデータ；下段、生産層の平均のデータ。

Table 4. Comparison of regression coefficients between surface layer (0m) and euphotic layer
Data of 22 fresh water lakes in Hokkaido, Tohoku, Kanto, and Chubu were used.

	Secchi disk	SS dry wt.	Chlorophyll	COD	T-P	T-N	POC	PON
SS dry wt.	0.972							
	0.964							
Chlorophyll	0.965	0.940						
	0.965	0.953						
COD	0.878	0.869	0.864					
	0.911	0.954	0.941					
T-P	0.868	0.880	0.879	0.893				
	0.864	0.869	0.901	0.916				
T-N	0.880	0.878	0.828	0.797	0.921			
	0.832	0.866	0.844	0.859	0.919			
POC	0.956	0.960	0.970	0.918	0.925	0.870		
	0.939	0.956	0.968	0.948	0.929	0.872		
PON	0.957	0.960	0.958	0.907	0.943	0.906	0.984	
	0.928	0.951	0.958	0.950	0.951	0.907	0.981	
Total bac.	0.922	0.869	0.926	0.892	0.807	0.796	0.925	0.905
	0.936	0.913	0.956	0.921	0.870	0.835	0.929	0.926

Data of surface layer (0m)

Average of euphotic layer

$$\begin{aligned} \ln(\text{chl}) &= 1.04 \ln(\text{SS}) + 1.12 && ([\text{SS}] : \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) \\ \ln(\text{chl}) &= 1.23 \ln(\text{POC}) + 2.44 && ([\text{POC}] : \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) \\ \ln(\text{chl}) &= 1.19 \ln(\text{PON}) - 3.49 && ([\text{PON}] : \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) \\ \ln(\text{chl}) &= 1.35 \ln(\text{TN}) + 3.93 && ([\text{TN}] : \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) \\ \ln(\text{chl}) &= 1.36 \ln(\text{COD}) + 1.50 && ([\text{COD}] : \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) \\ \ln(\text{chl}) &= 1.35 \ln(\text{TB}) - 16.63 && ([\text{TB}] : \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}) \end{aligned}$$

これらの関係式を使って TSI とその指数から予想される湖の水質を表 5 に示す。指数が 10 増加するにしたがって透明度, 約 1.8 倍; [T-P], 約 2.2 倍; [SS] 乾燥重量, 約 2.4 倍; [POC], 約 2.1 倍; [PON], 約 2.2 倍; [T-N], 約 2.0 倍; [COD], 約 2.0 倍; 全菌数, 約 2.0 倍ずつ増加する関係が得られた。

この他, 透明度と生産層の深さには図 4 に示すような関係がみられ, 透明度の 2.5 倍が生産層の深さと一致した (Hogetsu & Ichimura, 1954)。

(3) 汽水湖への適用

これまで述べてきたごとく調和型の淡水湖においては, クロロフィル濃度, 全リン濃度, 透明度の間により相関関係がみられ, また, 他の関連する水質項目の間にも相関関係がみられることがわかった。したがって, これらの値から計算される富栄養化状態指標が, 湖の富栄養状態をかなり正確に表すことが明らかになった。しかし, 日本には多くの汽水湖, 腐食栄養湖, 酸性湖等調和型以外の湖沼が存在しており, これらの湖沼に対しても調和型の湖沼と同様に Carlson の富栄養状態指標を適用できるかどうかは重要な課題である。そこで, 我々は予備的な調査として中部, 近畿地方

表 5 富栄養化状態指数と関連する水質項目との関係
Table 5. Trophic state index and its associated parameters

TSI	Chl.-a ($\mu\text{g}/\ell$)	Secchi disk (m)	Total-P ($\mu\text{g}/\ell$)	SS dry wt. (mg/ℓ)	POC (mg/ℓ)	PON ($\mu\text{g}/\ell$)	Total-N (mg/ℓ)	COD (mg/ℓ)	Total bac. (No./ $\text{m}\ell$)
0	0.10	48	0.4	0.04	0.02	3	0.010	0.06	4.2×10^4
10	0.26	27	0.9	0.09	0.05	6	0.020	0.12	8.3×10^4
20	0.66	15	2.0	0.23	0.10	13	0.040	0.24	1.6×10^5
30	1.6	8.0	4.6	0.55	0.21	29	0.079	0.48	3.2×10^5
40	4.1	4.4	10	1.3	0.44	62	0.16	0.94	6.4×10^5
50	10	2.4	23	2.1	0.92	130	0.31	1.8	1.3×10^6
60	26	1.3	50	7.7	1.9	290	0.65	3.6	2.5×10^6
70	64	0.73	110	19	4.1	620	1.2	7.1	4.9×10^6
80	160	0.40	250	45	8.6	1340	2.3	14	9.6×10^6
90	400	0.22	555	108	18	2900	4.6	27	1.9×10^7
100	1000	0.12	1230	260	38	6500	9.1	54	3.8×10^7

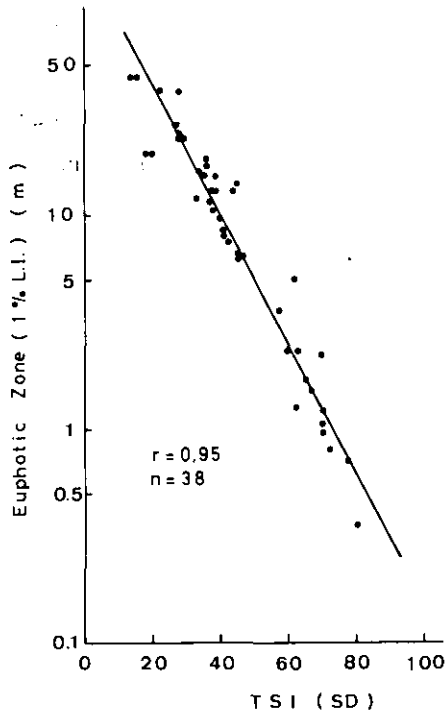


図 4 淡水湖における TSI (SD) と生産層の深さ (1%表面照度深度) の関係
 Fig. 4 Relationships between TSI (SD) and euphotic depth

の六つの汽水湖を選び、これらの湖への修正Carlson 指標の適用を検討した。表 6 に調査した水質項目間の相関係数を示す。

透明度はクロロフィル濃度、POC濃度、PON濃度と良い相関を示す以外、他の水質項目との相関は悪い。クロロフィルは透明度、全窒素量、POC濃度、PON濃度、全菌数とは高い相関関係を示すが、全リン、CODとの相関は悪い。全リンは測定したすべての水質項目とあまり高い相関関係は認められなかった。このように、これら三つの水質項目はどれも富栄養化状態を代表するパラメータとしては使用できないように思われる。また、これらの湖沼では、クロロフィル濃度と全窒素量とに高い相関関係がみられ、全リン量とは相関関係が低いことから窒素が藻類増殖の制限因子となっている可能性が高い。一般に海洋では窒素が制限因子となることが多いが、汽水湖でもこのような関係がみられるようである。また、測定した水質項目の中では全菌数が他の水質項目と比較的高い相関関係を示しており、淡水湖、汽水湖に共通した水質指標として重要な項目になるものと思われる。今回の調査からは Carlson 指標を汽水湖へ適用することは、多くの問題があると思われるが、調査

した湖沼の数が少なく、今後更に検討する必要がある。

表 6 汽水湖での富栄養化に関連した水質項目間の相関係数の比較
Table 6. Regression coefficients of each parameter in euphotic layer of surveyed brackish lakes

	Secchi disk	SS dry wt.	Chloro-phyll	COD	T-P	T-N	POC	PON
SS dry wt.	0.162							
Chlorophyll	0.800	0.623						
COD	0.043	0.947	0.498					
T-P	0.085	0.608	0.129	0.611				
T-N	0.587	0.757	0.938	0.593	0.189			
POC	0.799	0.446	0.920	0.228	0.057	0.876		
PON	0.831	0.495	0.966	0.314	0.012	0.900	0.988	
Total bac.	0.625	0.962	0.975	0.958	0.574	0.875	0.865	0.958

5. 考察

(1) Carlsonの富栄養化状態指標の修正

これまで、湖沼の水質指標に関しては多くの研究がある(合田 健, 1979; Hillbricht-IlkowskA, 1979)。これらの中で、Carlsonの富栄養化状態指標は以下のような点で優れている。(1) スケールが0から100までの連続的な数字で表すことができる。このことは、富栄養状態の変化を記述するうえで従来の方法より詳細な記述が可能である。(2) スケールは三つの独立したパラメータ(クロロフィル-a濃度, 全リン濃度, 透明度)から計算することができ、また、それぞれのパラメータ間に良い相関関係が存在するところから、状況に応じて最も適当なパラメータを選択することができる。(3) 目的によっては、安価・簡便で、だれでも行える水質測定方法である透明度の測定値のみでも栄養状態の記述ができ、多くの人が多く湖沼の水質を監視することが可能となる。一方、行政的により高い精度を必要とする場合には、前記の三つのパラメータおよびそれに付随する他の水質項目の測定によって、正確な富栄養状態を把握することができる。このような優れた面をもつ反面、Carlsonの富栄養化状態指標は、そのスケールの基準として透明度を用いたことによる欠陥を同時に持っている。即ち、彼は植物プランクトンの消散係数がそれ以外の物質(水+着色溶存物質+植物プランクトン以外の懸濁物)による消散係数よりはるかに大きく植物プランクトン以外の物質による光の吸収は無視できると仮定して透明度により植物プランクトン量を表したが、Sakamoto (1966a), Lorenzen (1980), Megard et al. (1980), および Edmondson (1980) は植物プランクトン以外の物質による消散係数が植物プランクトンのそれに比べて決して無視できる値ではないことを指摘している。Sakamoto (1966a) は日本の湖沼での植物プランクトン以外の物質による消散係数を計算し、 $2.39 \sim 4.23 \text{ m}^{-1}$ の値を得ている。我々も今回の調査結果

から次式にしたがって植物プランクトン以外の物質による消散係数 (K_w) を計算してみた。

$$[SD] = \frac{-\ln(0.2)}{K_w + 0.02 C} \quad (\text{Lorenzen, 1980})$$

その結果、 K_w の値として $0.065 \sim 0.88 \text{ m}^{-1}$ が得られた。得られた K_w の値と透明度の関係を図 5 に示す。透明度が低くなるにしたがって K_w は高くなる傾向を示した。得られた最高値 0.88 m^{-1} という値は、この湖ではたとえ植物プランクトン量が 0 となった場合でも透明度は 1.8 m よりは小さくならないことを示している。したがって、このことから富栄養状態指標の基準として透明度を用いることには問題があり、なんらかの修正が必要であった。我々はこのような理由でクロロフィル-*a* 濃度を基準としたスケールを使用した。このスケールは指数 0 がクロロフィル-*a* 濃度 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ に対応し、クロロフィル濃度が 2.5 倍になるごとに指数が 10 ずつ増加する関係になっている。当然、植物プランクトン量が倍になるごとに指数が 10 増加する関係式の方が優れていると思われるが、藻体中のクロロフィル含量は環境状態や生育状況によって変化してくることが知られており (Steele & Baird, 1962, 1965 ; Parsons et al., 1961), 必ずしも、クロロフィルの増加量が藻類全体の増加量を表してはいない。今回用いた指数とクロロフィル以外の水質項目との関係を見ると、クロロフィル同様藻類量を近似的に示していると考えられる POC, PON は指数が 10 増加するにしたがって 2.1 ~ 2.2 増加しており、2 倍に近い値になっている。また、他の関連水質項目も SS 乾燥重量を除き 1.8 倍 ~ 2.2 倍の範囲に入っており、ほぼ 2 倍に近い値となっている。これらのことを考え合わせると (5) 式で示したクロロフィル濃度を基準とした式は TSI の基本式として妥当なものと考えられる。また、基準とした TSI (0) の透明度 48 m はこれまで得られた湖沼

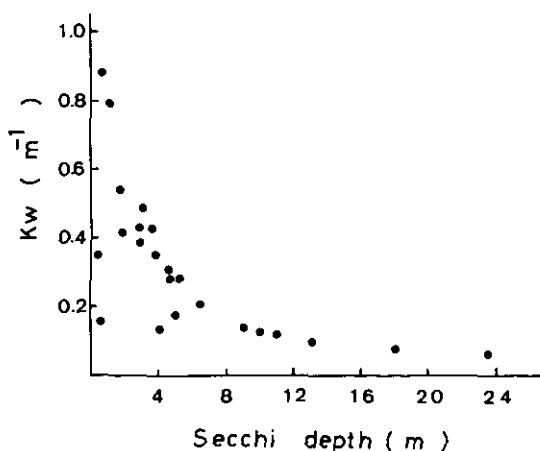


図 5 藻類以外の物質による吸光係数 (K_w) と透明度の関係
 Fig. 5 Relationships between Secchi disk transparency and extinction coefficient from factors other an algae

の最高の透明度、摩周湖の41.6mにはほぼ等しい。

以上述べてきたごとく、多少修正は必要であるが Carlson の富栄養化状態指標は日本の調和型の湖沼の富栄養状態を示す指標としてきわめてすぐれていると考えられる。今回得られた結果と従来から使用されてきた貧栄養、中栄養、富栄養の三つの栄養段階を比較してみると以下のようなになる。Forsberg & Ryding (1980) はこれまで発表された報告を整理し、貧栄養はクロロフィル-*a* 濃度が $2 \sim 7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 以下、全リンが $10 \sim 15 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 以下、透明度が 3.7 ~ 4.6 m 以上であると報告している。従って、これらの値を TSI 値に換算すると、TSI (Chl) 32~46以下、TSI (TP) 40~45以下、TSI (SD) 39~43以下となる。また、富栄養はクロロフィル-*a* 濃度が $5 \sim 12 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 以上、全リンが $20 \sim 25 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 以上、透明度が 2 ~ 2.7 m 以下と報告しているので、それぞれ TSI (Chl) 42~52以上、TSI (TP) 49~52以上、TSI (SD) 48~53以上となる。その中間が中栄養となる。貧栄養、中栄養、富栄養を区別するのに用いる値に幅があるのは研究者によって使用する基準値が異なるためである。また、表7にクロロフィル、全リン、透明度の間のこれまで報告されたいくつかの関係式と今回の調査結果を示す。今回得られたクロロフィルと全リンとの関係は年間平均を使用した OECD, Schindler の結果と比較的よい一致を示したが、冬季又は春季の全リン濃度と夏季のクロロフィル濃度との関係を調べた Sakamoto, Dillon & Rigler, Carlson の値に比べると回帰式の傾きはかなり小さくなる傾向を示した。透明度とクロロフィルとの関係はこれまでの調査結果の間であまり大きな違いはなく、今回の結果もちょうどその中間の値となった。透明度と全リンとの関係もこれまで報告された値のほぼ中間の値となった。したがって、今回得られたクロロフィル、全リン、透明度の間の関係式はこれまでの報告と比較的よい一致を示すことがわかった。

(2) Carlsonの富栄養化状態指標の有用性

これまで湖の栄養状態を表す指標として、底層の溶存酸素量、底生動物組成、植物、動物プランクトンの種類組成と多様性、栄養塩濃度、および一次生産量が用いられてきた。Carlson 指標は栄養塩濃度、植物プランクトン量を表す指標としては非常に有用であることが明らかになったが、他の項目との関係、特にこれまで栄養段階の決定に大きな役割を果たしてきた底層の溶存酸素量、および一次生産量との関係を検討する必要がある。Walker (1979) は TSI と底層水の酸素欠乏速度とに高い相関関係があることを示している。また、Cornett & Rigler (1979) も全リン濃度と湖盆形態とを組合せることによって底層水の酸素欠乏速度を推定している。一方、Smith (1979) は湖水中の全リン濃度と有光層における単位容積当りの日平均一次生産速度に高い相関関係があることを見出ししている。Sakamoto (1966b), Dillon & Rigler (1974), Carlson (1977), およびその他の多くの研究者は循環期の全リン濃度と夏季のクロロフィル量に高い相関関係があること示しており、また、透明度と植物プランクトン量にも高い相関関係があることは多くの研究者によって明らかにされている。(例えば、Ichimura, 1956 ; Carlson 1977, Oglesby & Schaffner, 1978). このように、これまで個々に取扱われてきた栄養段階を決めるための指標がそれぞれ有機的に密接な関係にあることが次第に明らかになってきている。しかしながら、富栄養化状態指標はあくまで

表 7 クロロフィルと全リン, 透明度とクロロフィル, 透明度と全リン
の関係を示す式の比較

Table 7. Comparison of equations which shows relationships between
chlorophyll and total phosphorus, Secchi disk transparency and
chlorophyll, and, Secchi disk transparency and total phosphorus.

Source	Equation	Equation	Equation
Sakamoto (1966b)	* $(\text{Chl}) = 0.07 (\text{P})^{1.58}$	-	-
Dillon and Rigler (1974)	* $(\text{Chl}) = 0.07 (\text{P})^{1.45}$	-	-
Carlson (1977)	* $(\text{Chl}) = 0.09 (\text{P})^{1.45}$	$(\text{SD}) = 7.69 (\text{Chl})^{-0.68}$	$(\text{SD}) = 48.2 (\text{P})^{-0.98}$
Schindler (1978)	** $(\text{Chl}) = 0.14 (\text{P})^{1.21}$	-	-
Oglesby and Schaffner (1978)	* $(\text{Chl}) = 0.574(\text{P}) - 2.90$	$(\text{SD}) = 9.14 (\text{Chl})^{-0.61}$	$(\text{SD}) = 22.9 (\text{P})^{-0.76}$
Fosberg and Ryding (1980)	-	$(\text{SD}) = 7.08 (\text{Chl})^{-0.57}$	-
OECD (1980)	** $(\text{Chl}) = 0.28 (\text{P})^{0.96}$ $(\text{Chl})_{\text{max}} = 0.64 (\text{P})^{1.05}$	$(\text{SD}) = 9.33 (\text{Chl})^{-0.51}$	$(\text{SD}) = 35.2 (\text{P})^{-0.55}$
This study	$(\text{Chl}) = 0.29 (\text{P})^{1.15}$	$(\text{SD}) = 10.18 (\text{Chl})^{-0.60}$	$(\text{SD}) = 21.3 (\text{P})^{-0.69}$

* (Chl) in summer *versus* (P) in winter or spring

** Mean annual (Chl) *versus* mean annual (P)

Also see Nicholls & Dillon's Paper (1978)

も独立栄養生物である藻類を中心とした指標であることを認識しておく必要がある。したがって、その適用には自ら限界があり、藻類の最大増殖に必要な以上の栄養塩が存在したり有機物濃度が高くなった場合には、これらのパラメータ間の相関はほとんど意味のないものとなる。Forsberg & Ryding (1980) はスウェーデンの30の湖沼について調査を行い、全リン量が $0.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ 以上に増加してもクロロフィル量は $100 \sim 200 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ の値で頭打ちになってしまい、それ以上増加しないことを示している。このようなことから富栄養化状態指標の最高値としては生産層中の最大平均クロロフィル濃度をとることが合理的である。酸化池のようにより強度に汚濁された水域に対しては他の水質指標を使用することを考えるべきである。陸水学の分野では、有機物の分解強度を示す汚水生物体系の指標も存在しており、湖沼の栄養段階（藻類の生産段階）を示す指標である富栄養化指標と逆の立場からのアプローチがなされてきている。最近、この二つの体系の融合が計られてきているが (Sladeczek, 1972), 今後更に有機汚濁に関する水質指標体系を整理し、富栄養化状態指標をより有効に利用する工夫が必要であると考えられる。

6. 要 約

湖の栄養状態は、これまで栄養塩濃度、植物・動物プランクトン種類組成、種々の生体量や一次生産量、および、底層水の溶存酸素量等から慣例的に、貧栄養、中栄養、富栄養の3段階に分類されてきた。しかしながらこのような分類法では本来連続的である湖の富栄養化現象を正確に表すこ

とができない。Carlson (1977) はほとんどの湖沼を 0 から 100 の範囲で表すことのできる、透明度、クロロフィル濃度、全リン濃度から求める新しい富栄養状態指標を提唱した。本研究ではこの Carlson の富栄養状態指標 (TSI) が日本の湖沼にも適用できるかどうかの検討を行った。また同時に、透明度、クロロフィル、全リン以外の富栄養化に関連した各種要因を測定し、TSI との関係調べた。その結果、以下のような点が明らかになった。

1. Carlson の TSI はその基準として透明度を用いているが、透明度は植物プランクトン量以外にも着色溶存物質や懸濁態の無機・有機物によってその値が影響されるため、本研究ではクロロフィル濃度を基準とした以下のような修正 TSI を採用した。修正 TSI はクロロフィル-*a* 濃度 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ を指数 0 とし、クロロフィル-*a* 濃度 $1,000 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ を指数 100 とする以下の式で表わした。

$$\text{TSI (Chl)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln(\text{chl})}{\ln 2.5} \right)$$

2. 調査は北海道、東北、関東、中部、近畿地方の調和型の淡水湖 24 湖、および、汽水湖 6 湖について 1977 年から 1980 年のおもに夏季を中心に行った。

3. 調査結果からクロロフィル-*a* 濃度と透明度、全リン濃度には以下のような関係があることが明らかになった。

$$\ln(\text{chl}) = 3.69 - 1.53 \ln(\text{SD}) \quad ([\text{SD}] : \text{m})$$

$$\ln(\text{chl}) = 6.71 + 1.15 \ln(\text{TP}) \quad ([\text{TP}] : \text{mg} \cdot \text{l}^{-1})$$

このことから TSI (SD)、TSI (TP) を求める式として以下の式が得られた。

$$\text{TSI (SD)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{3.69 - 1.53 \ln(\text{SD})}{\ln 2.5} \right)$$

$$\text{TSI (TP)} = 10 \times \left(2.46 + \frac{6.71 + 1.15 \ln(\text{TP})}{\ln 2.5} \right)$$

4. 淡水湖での TSI (Chl)、TSI (SD)、TSI (TP) の間には高い相関関係 ($r : 0.87 \sim 0.96$) がみられた。

5. 淡水湖では TSI (Chl) と SS 乾燥重量、全窒素量、COD、POC、PON、全細菌数の間にも高い相関関係 ($r : 0.83 \sim 0.96$) がみられた。

6. 淡水湖では、TSI の指数が 10 増加するごとに、透明度、約 1.8 倍；T-P、約 2.2 倍；SS 乾燥重量、約 2.4 倍；POC、約 2.1 倍；PON、約 2.2 倍；T-N、約 2.0 倍、COD、約 2.0 倍；全細菌数、約 2.0 倍ずつ増加する関係が得られた。

7. 汽水湖では、クロロフィル-*a* 濃度と透明度には高い相関関係がみられたが、全リン濃度とは相関関係がほとんどみられず、TSI の汽水湖への適用は問題点が多いように思われた。

8. 淡水湖については TSI は多少の修正が必要であるが、非常に有用であることが明らかになった。修正 TSI 値によって従来の貧栄養、中栄養、富栄養を区別すると以下ようになった。貧栄養：TSI (Chl) 32~46以下，TSI (TP) 40~45以下，TSI (SD) 39~43以下。富栄養：TSI (Chl) 42~52以上，TSI (TP) 49~52以上，TSI (SD) 48~53以上。

引用文献

- Aruga, Y. (1966): Ecological studies of photosynthesis and matter production of phytoplankton 111. Relationship between chlorophyll amount in water and primary production. *Bot. Mag. Tokyo*, **79**, 20-27.
- Carlson, R.E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 361-369.
- Cornett, R.J. and F.H. Rigler (1979): Hypolimnetic oxygen deficits: Their prediction and interpretation. *Science*, **205**, 580-581.
- Clarke, G.L. (1954): *Elements of ecology*. John Wiley.
- Dillon, P.J. and F.H. Rigler (1974): The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **19**, 767-773.
- Edmondson, W.T. (1980): Secchi disk and chlorophyll. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 378-379.
- Forsberg, C. and Sven-Olof Ryding (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. *Arch. Hydrobiol.*, **89**, 189-207.
- 合田 健(編) (1979): 水環境指標, 思考社.
- Hillbricht-Ilkowska, A. (1980): Ecological indices of change in temperate aquatic ecosystems. In "Land Use Impacts on Lake and Reservoir Ecosystems" (ed. by Duncan, N. and J. Rzoska) pp. 35-66. *Facultas-Verlag, Wien*.
- Hogetsu, K. and S. Ichimura (1954): Studies on the biological production of Lake Suwa. VI. The ecological studies on the production of phytoplankton. *Jap. J. Bot.*, **14**, 280-303
- Ichimura, S. (1956): On the ecological meaning of transparency for the production of matter in phytoplankton community of lake. *Bot. Mag. Tokyo*, **69**, 219-226.
- 国立公害研究所 (1977): 陸水域の富栄養化に関する総合研究. 国立公害研究所報告 R-1.
- 国立公害研究所 (1979): 陸水域の富栄養化に関する総合研究 II. 国立公害研究所報告 R-6.
- Lorenzen, M. W. (1980): Use of chlorophyll-Secchi disk relationships. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 371-372.
- Megard, R.O., J.C. Settles, H.A. Boyer, and W.S. Combs, Jr. (1980): Light, Secchi disk, and trophic states. *Limnol. Oceanogr.*, **25**, 373-377.
- Mori, S. and G. Yamamoto (1975): JIBP synthesis vol. 10, productivity of community in Japanese inland waters. *Univ. Tokyo Press*.
- Nicholls, K.H. and P.J. Dillon (1978): An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, **63**, 141-154.
- Oglesby, R.T. and W.R. Schaffner (1978): Phosphorus loadings to lakes and some of their responses. Part 2. Regression models of summer phytoplankton standing crops, winter total P, and transparency of New York lakes with known phosphorus loadings. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 135-145.
- OECD (1980): (富栄養化防止のための) OECD 陸水モニタリング協力計画総合報告書(原案). 環境庁水質保全局, 訳. 公害対策技術同友会.
- Parsons, T.R., K. Stephens and J.D.H. Strickland (1961): On the chemical composition of eleven species of marine phytoplankters. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **18**, 1001-1016.
- Sakamoto, M. (1966a): The chlorophyll amount in the euphotic zone in some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton community. *Bot. Mag., Tokyo*, **79**, 77-88.

- Sakamoto, M. (1966b) : Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.*, **62**, 1-28.
- Schindler, D.W. (1978) : Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 478-486.
- Sladeczek, V. (1972) : Saprobic successions. *Verh. int. Ver. Limnol.*, **18**, 896-902.
- Steele, J.H. and I.E. Baird (1962) : Carbon-chlorophyll relations in cultures. *Limnol. Oceanogr.*, **7**, 101-102.
- Steele, J.H. and I.E. Baird (1965) : The chlorophyll a content of particulate organic matter in the northern north sea. *Limnol. Oceanogr.*, **10**, 261-267.
- Smith, V.H. (1979) : Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **24**, 1051-1064.
- Tominaga, H. and S. Ichimura (1966) : Ecological studies of the organic matter production in a mountain river ecosystem. *Bot. Mag. Tokyo*, **79**, 815-829.
- Vollenweider, R.A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, **33**, 53-84.
- Walker, W.W., Jr. (1979) : Use of hypolimnetic oxygen depletion rate as a trophic state index for lakes. *Water Resour. Res.*, **15**, 1463-1470.

II-3. 湖沼富栄養度指標の相関性および
地文学的指標の意義

合田 健¹

Mutual Correlation of Lake Eutrophication Indexes and the Significance
of Physiographical Properties

Takeshi GODA¹

Abstract

The relationships between three major eutrophication indexes, secchi disk transparency, chlorophyll-*a* and total phosphorus, are discussed based on the data presented by OECD's group of "shallow lakes and reservoirs" (1979), and that of Aizaki et al (1980) for 22 Japanese lakes. It was found [chl] vs [TP] plot show some poor correlation compared with the correlation between [SD] and [chl]. This may be induced by the fact that the significance of instantaneous value of TP should be recognized as the consequence of long-term nutrient feeding and utilization. This result may influence the concept of TSI, proposed by Carlson, of which value is samely accessible from [SD], [chl] and as well from [TP].

Some physiographical indexes are examined to distinguish each lake's tendency of eutrophication using the index of COD. *W/V*, watershed area per unit water volume, *P/V*, contributing population density, and also *PW/V* was calculated for Japanese 26 lakes and lagoons. *W/V* and *P/V* are plotted on the semi-log papers versus annual mean COD values. The group of shallow, eutrophicated lakes are plotted apart at some part of each paper. Moreover, by plotting *PW/V* versus COD, the number of highly eutrophicated lakes are more restricted and their plottings are isolated further from other lakes. Here, the factor *P/V* is assumed proportional to the rate of nutrient loading from point sources, and *W/V*, nonpoint sources.

1. 本論の概要

霞ヶ浦を含む各種栄養レベルの調和型湖沼を通じて、透明度、クロロフィル-*a*および全リンの3者が富栄養化度の判定における重要指標とされている。しかし、これらが明瞭な相関を有する個別指標といえるかどうか、これまでに多くの研究があったにもかかわらず依然として議論は煮詰まっ

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

ていない。

3 因子が富栄養度評価において有する意義は改めて触れるまでもなく、坂本 (1966), Dillon and Rigler (1974), National Eutrophication Survey (1974), Carlson (1977) および OECD 水管理部会の「浅湖と貯水池」レポート (1979) などによって明らかである。

これらの文献に示されている因子間の相関式には微妙な食い違いがあり、そのどれを採用すれば日本の湖沼の最近のデータにもっとも適合するかについてもなお議論の余地が残されている。著者はこれら2点に探りを入れるべく、OECD 水管理部会が1973～1976年にわたり各国の浅湖と貯水池について公式にとりあげた観測値と、公害研の水特研グループが1977～1979の3年間にわたり、わが国の22湖沼を観測して得た値(相崎他, 1980)とを対象にして、1) どの相関式がよく適合するか、2) 透明度、全リン、クロロフィル-*a*の3者間の相関を同列のものと考えてよいか、を検討してみた。2, 3節の検討により、透明度とクロロフィル-*a*の関係は当然ながらよいが、全リンと他の2者の相関には注意すべき点があり、CarlsonのTSIにみられるような、3因子を同列の指標とみる取扱いに疑問があることを示した。

つぎに視点を交えて、霞ヶ浦、諏訪湖、印旛沼のような過栄養ともいえる一群の湖沼が、他の湖沼とくらべて何が異なるのか、これを全リン量や透明度のような通常の富栄養状態評価因子から論ずるのではなく、地文学的あるいは地理学的因子によって説明することを考えて見た。別なアプローチとして Vollenweider の負荷率曲線(許容負荷、危険負荷)を用いる方法があるが、その基礎となる発生、流達栄養塩負荷率の計算はいかにも煩わしく、現段階では多くの仮定を重ねての積算とならざるを得ず、推定負荷量の信頼度が低い。地文学的因子からのアプローチはより単純で、湖水容積を V とした時の、富栄養原因物質が発生する流域面積 W との相対比 W/V 、また流域人口との相対比 P/V を求め、湖沼の代表的な水質として年平均 COD 値との相関を検討した。さらに、リン・窒素の負荷は点源と面源とにわかれ、前者は流域人口にほぼ比例し後者は流域面積に関係が深いので、 PW/V という量は、点源・面源の比負荷量を増幅した形であらわす因子であると考えられる。この値と前記の COD 平均値、あるいは全リン平均値との相関をとれば、そこに湖沼の富栄養化特性がより明瞭に図示できるであろう。この議論を 4 に詳説する。

2. OECD資料(1973～1976)と公害研データ(相崎ら, 1977～1979)との違い

OECD の「浅湖と貯水池」グループは、欧州諸国と日本、オーストラリアの代表的な湖沼、貯水池につき1973～1976年間の有光層の全リン、全窒素、クロロフィル-*a*、セッキ板透明度(SD)を求めてそれらの相関や相関式を論じた。図1はそれらのうち有光層のクロロフィル-*a*の年間平均値 $[\overline{\text{chl}}]_{\text{eu}}$ と全リンの年間平均値 $[\overline{\text{TP}}]_{\text{eu}}$ の関係を示したものである。

図中の曲線Aは $[\overline{\text{chl}}]_{\text{eu}}$ の極値を $50\text{mg}/\text{m}^3$ と見て、相関式

$$[\overline{\text{chl}}]_{\text{eu}} = a(1 - \exp\{-b[\overline{\text{TP}}]_{\text{eu}}\}) \quad (1)$$

の $a = 50$, $b = 0.007$ としたものである。一方の B 線は A 曲線の直線近似であって、次式に対応している。

$$[\overline{\text{chl}}]_{\text{eu}} = 0.43 [\overline{\text{TP}}]_{\text{eu}}^{0.88} \quad (2)$$

OECD 水管理部会によるデータ整理や curve fitting にはかなり Vollenweider の理論や指示が影響している。しかし Vollenweider の導いた諸公式には必ずしも理論的根拠が明確でなく、単に curve fitting のために作られたものもあって、式 (1), (2) はその例である。われわれとしては日本の湖沼群のデータに適合する式を別に検討してみる必要がある。なお、図 1 には同じ番号のプロットがいくつかあるが、それらは 1973 ~ 1976 のどれかの測定年次に対応するものである。原因にはこの年次も記されていることを断っておく。

図 1 のデータで番号 8 ~ 11 が琵琶湖 (北, 南) および霞ヶ浦 (西, 北) に対応するが、これらの値に A, B 両線に比しより近いものとして坂本 (1966) の直線と Carlson (1977) の式とを併せ示した。坂本の直線はクロロフィル-a でなく 8 月を除く夏期の表層水中プランクトンの現存量の代表として総クロロフィル量を縦軸にとったものであり、また Carlson 式

$$\ln(\text{chl}) = 1.449 \ln(\text{TP}) - 2.442 \quad (3)$$

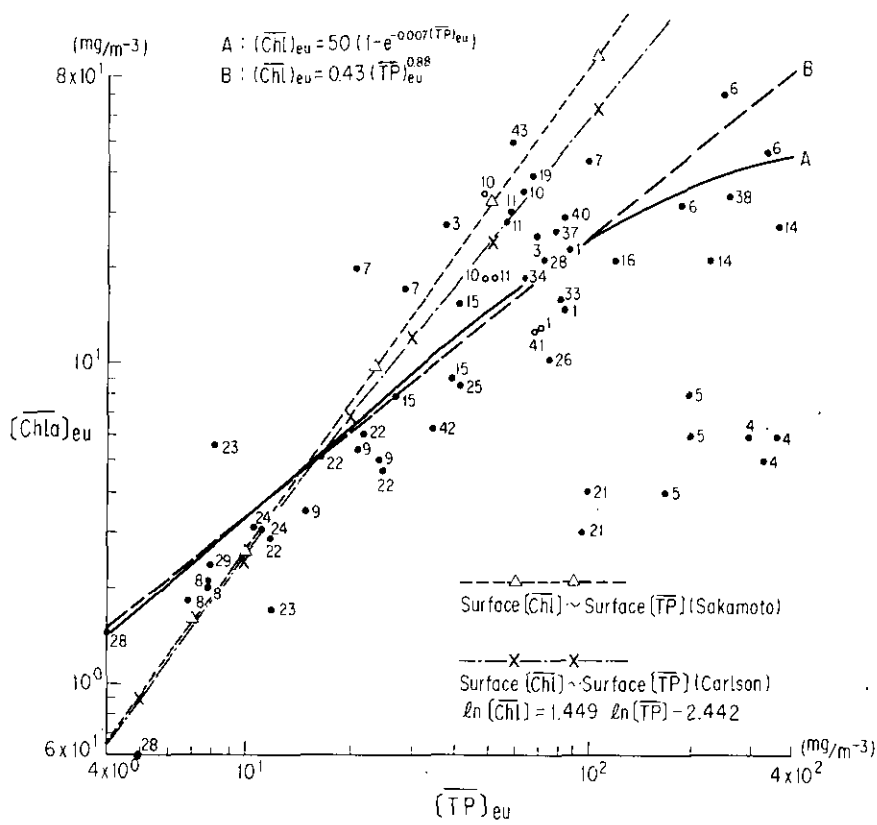
の $[\text{chl}]$ は 7 ~ 8 月における湖沼表層水のクロロフィル-a を意味している。

図 1 から見る限り琵琶湖や霞ヶ浦のデータは A, B 線よりむしろ坂本や Carlson の線により近い。少なくとも琵琶湖、霞ヶ浦のデータを A, B 線で説明することは妥当でないと思える。

図 2 は、相崎、大槻らの公害研水特研グループが 1977 ~ 1979 年の 6 ~ 9 月にかけて行った、本邦各地の 22 湖沼の観測結果をプロットしたもので、クロロフィル-a, 全リンともに有光層の平均値を示している。

両対数紙にプロットされた測定値は図 1 の OECD データほどではないが、やはりのバラついた状態に映る。このグループの一連の観測においてクロロフィル~全リンについては有光層代表値同士で比較するより相関がよくない。(図 3 参照)。図 2 では $[\text{chl}]_{\text{eu}}$, $[\text{TP}]_{\text{eu}}$ それぞれの高い値において完全に A, B 両線から外れており、 Δ (坂本), \times (式 (3)) にいくらか近い。しかるに $[\text{chl}]_{\text{eu}}$, $[\text{TP}]_{\text{eu}}$ の低い貧栄養湖群 ($[\text{TP}]_{\text{eu}} \leq 10 \text{ mg/m}^3$) では、測定値群は Δ , \times の直線からかなり外れる。

一方、22 湖沼のクロロフィル-a と全リンの各表層値とを対応させると、図 3 に見る通り両者の相関度はかなりよく見える。ここで繰り返すが坂本の直線と Carlson の式 (3) はいずれも表層水のデータを対象としている。坂本の直線は 8 月のデータが除外されているが式 (3) はそうではなく、また $[\text{chl}-a]$ を対象にしているの、この場合式 (3) を適合式とみるのは一応妥当といえよう。ただし、山中湖、河口湖、木崎湖、蔦沼および俱多羅湖のデータ、また富栄養湖では湖沼のデータがこの線から少し外れている。



- | | | |
|-----------------------|-----------------------|----------------------|
| 1 De Grote Rug | 16 Lough Neagh | 31 Tjeukemeer |
| 2 Laugh Leane | 17 Farmoor | 32 Ennepe |
| 3 Lough Ennel | 18 Grafham Water | 33 Blackhawk |
| 4 Hondereden Dertig | 19 Loch Leven | 34 Twin Valley |
| 5 Petrusplaat | 20 Queen Elizabeth II | 35 Kerr Res Koanoke |
| 6 Braakmann II | 21 Mt. Bold | 36 Isles |
| 7 Braakmann III | 22 Wahnbach | 37 Cox Hollow |
| 8 Biwa, North | 23 Olef | 38 |
| 9 Biwa, South | 24 Prospect | 39 Kerr Res Nutbrush |
| 10 Kasumigaura, West | 25 Sorpe | 40 Virginia |
| 11 Kasumigaura, North | 26 Möhne | 41 Redstone |
| 12 Nisramont | 27 Verse | 42 Camelot Sherwood |
| 13 Eupen | 28 Soese | 43 Stewart |
| 14 Brielse Meer | 29 Fuerwigge | |
| 15 El Burguillo | 30 Vechten | |

図 1 有光層における年平均クロロフィル-aと全リンの相関
 Fig. 1 Annual average chlorophy-a concentration versus annual average total phosphorus in the euphotic zone³⁾.

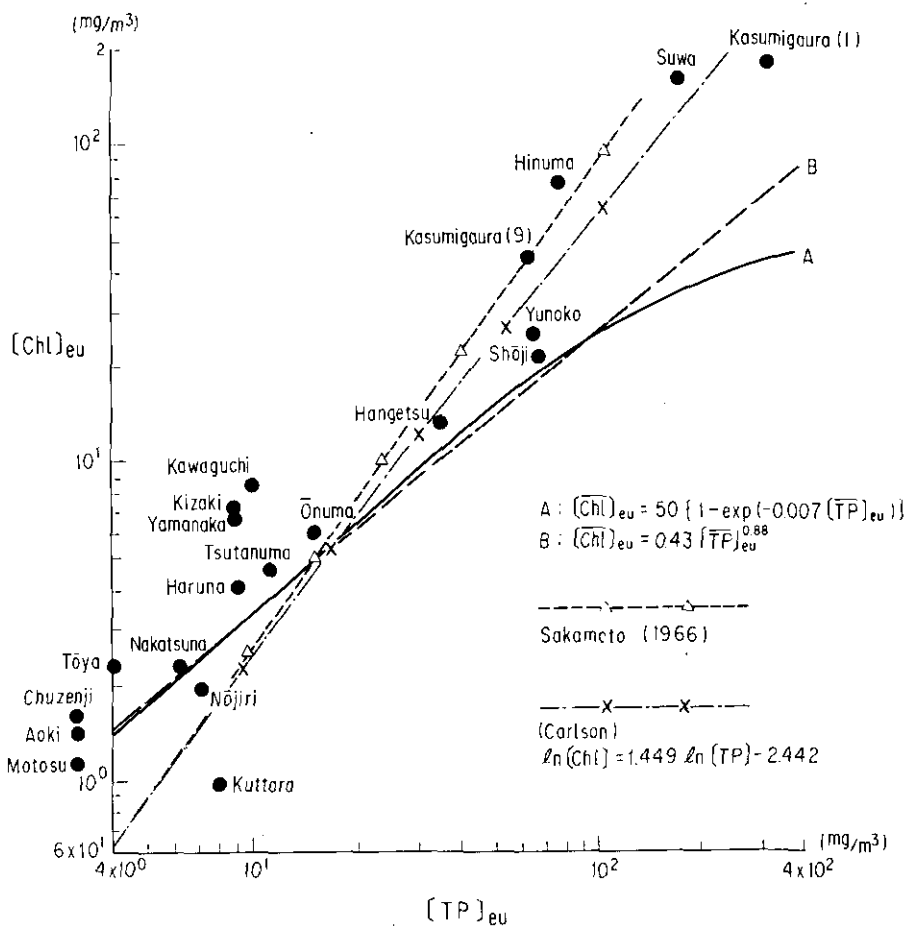


図 2 公害研の 1977～1979 年観測における有光層クロロフィル-a と全リン
 Fig. 2 Plot of $[Chl]_{eu}$ versus $[TP]_{eu}$ for 1977-1979 data¹⁾.

3. 三指標の相関性についての考察

公害研グループが対象とした 22 湖沼のデータのうちクロロフィル-a と全リンの関係は既述の通りであるが、ここではその観測データのうち透明度を中心にして、それに対する他の 2 指標—全リン、クロロフィル-a の相関の差を見ることにする。

図 4 には透明度と表層の全リンの関係を示した。図中に記入した実線、破線を除外してプロットのみを見るならば、相関係数を求めるまでもなく、両者のつながりは密接ではない。Carlson は表層の全リンと透明度の相関式として図の実線 ($(SD) = 64.9 / [TP]$) と破線 ($(SD) = 48 / [TP]$) を提案しているが、この場合両者とも適合式とはいえない。この図 4 の関係について考察してみると、透明度の意味するものは観測の時点における有光層上部の吸光度や光散乱の大小であり、同じ時、同じ測点での全リン値と強い相関性を求めることに元来無理がある。全リンあるいはオルトリンは、

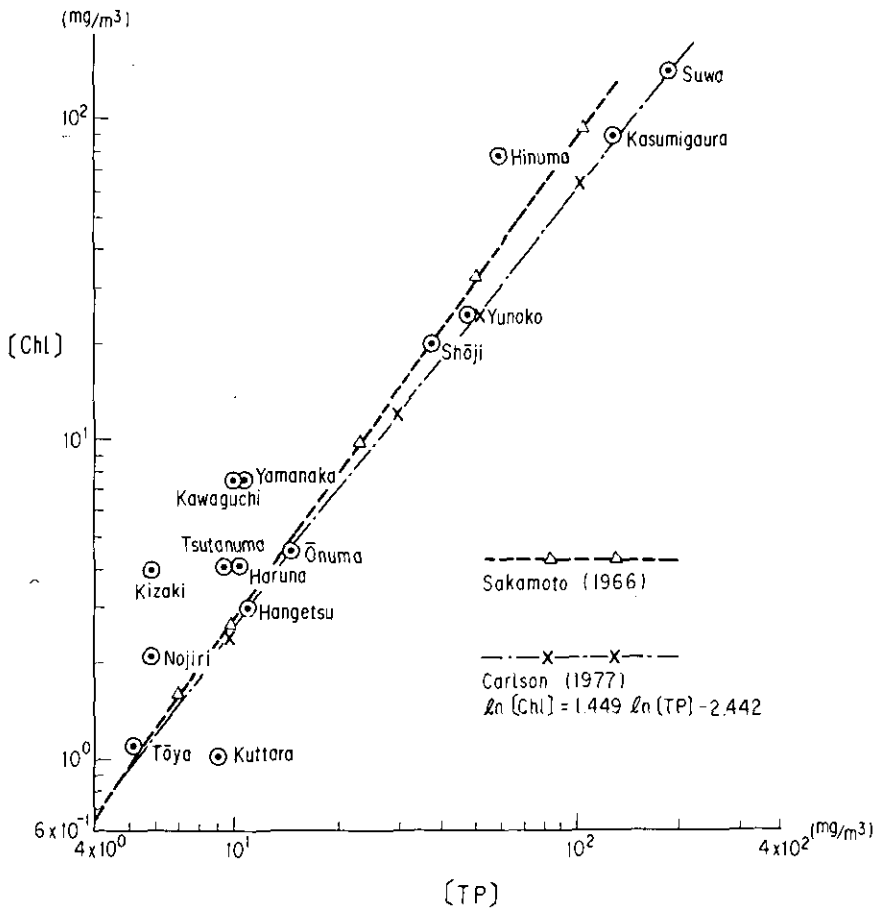


図 3 公害研の 1977～1979 年観測における表層クロロフィル-a と全リン
 Fig. 3 Surface [Chl] versus surface [TP] for 1977-1979 data¹⁾.

観測の時点までにおけるリンの藻類による摂取, それに伴う藻類量の増加の履歴を考慮して初めてクロロフィル量など他因子との相関を論じるのであって, ある測定時点の全リン量というだけでは他の 2 指標との相関を深く追究してもあまり意味がない。それを証明しているが図 4 であり, また図 2 であり, さらにまた図 1 もおそらくそのように眺めるべきものであろう。この見方からすると図 3 の相関のよさがむしろ奇異に見えてくる。すなわち, 図 3 のような一見密接な相関は, 全リン～クロロフィル-a の間でいつも期待できるものではないと考える方が至当であろう。

これに対し, 図 5 に示した透明度と有光層のクロロフィル-a との相関の密接さはそれ相当の意義がある。透明度はその物理学的な意義から考えてクロロフィル-a 量と密接なことは頷ける。しかるに Carlson は, その TSI 思想の説明に際して [SD]～[TP], [TP]～[Chl] の関係式を詳論しているのに対し [SD]～[chl] の関係の扱いかたが軽い。すなわち

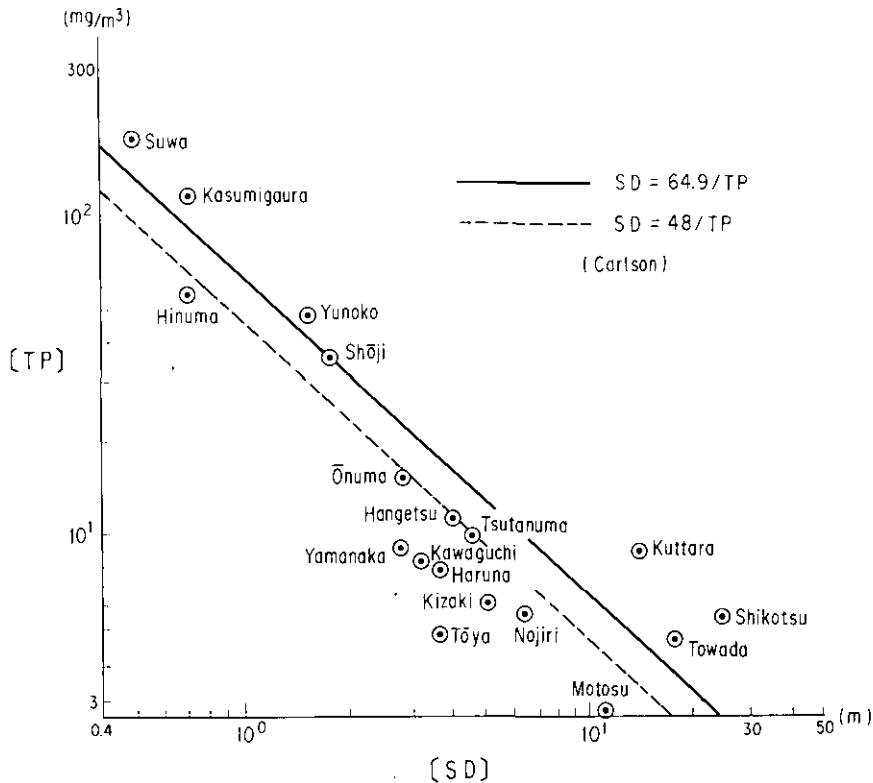


図 4 公害研の 1977～1979 年観測における表層全リンと透明度
 Fig. 4 Surface [Chl] versus surface [TP] for 1977-1979 data¹⁾.

$$\ln[SD] = 2.04 - 0.68 \ln[chl] \quad (4)$$

はその成立由来の説明もなしに式の変換において [SD] を [chl] に置き換えるのに使われている。

図 5 のプロットに対し、式 (4) (実線) の代わりに破線で示した、

$$\ln[SD] = 2.44 - 0.68 \ln[chl] \quad (5)$$

を提案する。

Carlson の TSI 論は、透明度の論議から発しているが、透明度、クロロフィル-*a*、全リンの 3 者を同列に扱い、それらの連関を、米国の多くの湖沼の観測値に基づくと呼んでいくつかの相関式を提案し、それを用いて [SD], [chl], [TP] のいずれの指標値からもほぼ同じ値に到達するようにして富栄養状態指数 TSI を提案した。公害研グループによる 22 湖沼の観測結果についてこの TSI 値が現実になどのようになり、相互にどう関連しているかの議論は本冊子の大概、相崎の所論に詳しく述べられているが、筆者が指摘したいのは、3 指標のうち全リンは他の 2 者と異質であり、その年

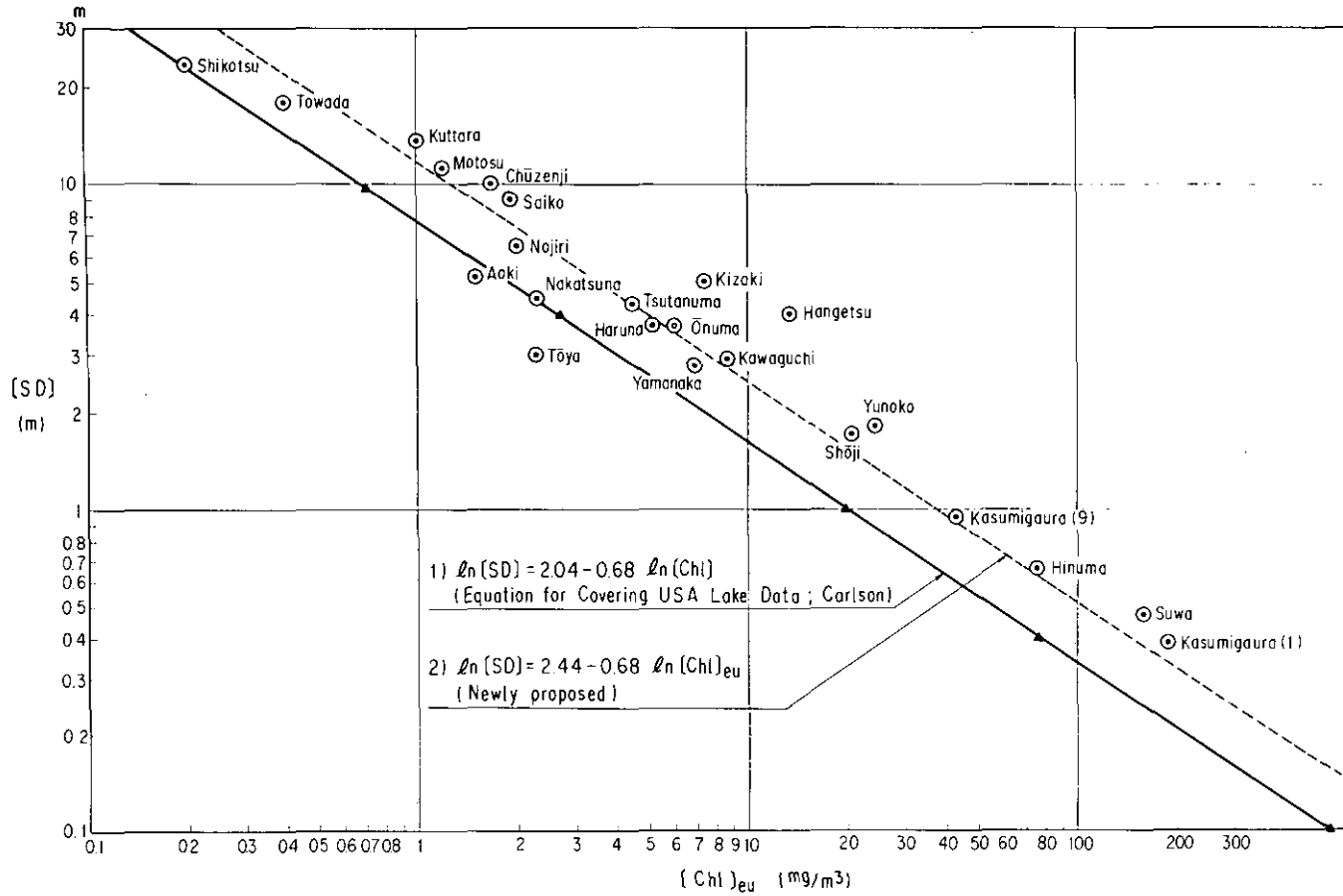


図 5 公害研の1977～1979年観測における透明度と有光層クロロフィル-a
 Fig. 5 [SD] ~ [Chl]_{eu} plots for 1977-1979 data¹⁾.

間平均値や長期間の一連の実測値を用いるならともかく、個々の観測値を示すだけでは湖の富栄養状態やそれに至る過程の説明は到底十分であり得ない点である。環境庁の窒素・燐水質目標設定に際しても、この点への配慮があり、全リンと他の因子、すなわちクロロフィル-*a*、透明度および溶存酸素飽和度との相関を表示するにあたって全リンの年間平均値でランク分けがされている。(環境庁水質保全局, 1980)

結局、Carlson の TSI はそれなりに有意義なものであるが、これが 3 指標を包括する「総合的指標」と受けとるにはやや無理があり、その総合性は少し割引いて評価すべきであろう。

4. 地文学的因子と湖沼の富栄養度

湖沼の富栄養化は流域の人口や生活形態、産業活動、土地利用状態、点源・面源負荷からの栄養塩の発生および流達特性、地点の高度や緯度、降下物由来の負荷量、水域内部で発生する負荷の大小などによるわけであるが、北海道から九州南部まで存在する湖沼群を一括して比較する場合、湖沼特性を僅少の因子によって表現比較するのに必要不可欠のものとして、個々の湖沼の地文学的特性と、負荷栄養塩の発生量あるいは単位水体あたりの比負荷量が選ばれよう。このうち後者は、始めに述べた通り、いろいろな仮定の上で煩雑な計算をせねばならず、その結果の信頼性もそう高くない。一方、緯度、高度についての問題はありますが、むしろ一部の湖沼で、底泥由来や養殖による内部発生負荷が全体に占めるウェイトが大きいので、これについては別に検討が必要である。

このような事情から、湖沼の富栄養化特性を際立たせるための支配因子に、地文学的特徴と流域人口とに着目してみる。比流域面積は、全体負荷というより特に面源負荷の大小に直接つながる因子である。一方、単位水体当たりの流域人口は点源負荷率に関係が深い。本来、栄養塩負荷率の計算は、流域の産業別人口構成、産業別の発生負荷原単位、生活由来の栄養塩負荷量を出すための汚水処理形態別人口構成、それに流出の効率、流達率などの基礎資料を揃えないと出来ない上、内部発生負荷など、計算が極めて面倒でしかも信頼度の低いものを加えねばならず、現段階では条件にもよるが労多くして功少ない感を免がれない。

そこで表 1 には、比較的信頼すべきデータを集めうる本邦 26 湖沼の諸元(環境庁, 1980)と地文学的因子値、平均 COD 値などを一括して示した。最近年の全リン平均値の資料がないため平均 COD 値を用いたが〔COD〕の本来の意味は有機汚濁度であるため、富栄養度を直接議論比較するには到っていないことを断っておく。以下 W/V (単位水体当たりの比流域面積)、 P/V (同流域人口)、さらに PW/V などのパラメータと平均 COD 値との関係を逐次見ていく。

図 6 は片対数紙で、 W/V ($\text{km}^2/10^6\text{m}^3$) の値を平均〔COD〕に対応させ、田沢湖(非調和型)以外の 25 湖沼の値をプロットしたものである。図からよくわかるように平均水深 10m 以下の浅湖が、山間にある野尻湖を除いてすべて $W/V > 1.0$ 、すなわち図の右側に集約され、反対に平均水深 10m 以上では例外なく $W/V < 1.0$ で、しかも〔COD〕 < 3.0 ppm というゾーンに集約されている。また、平均〔COD〕 > 5 ppm のゾーンには、一群の過栄養あるいは特殊な条件にある富栄養湖が存在する。

表 1 日本の26湖沼の地文学的因子および指標

Table 1. Physiographical Parameters and Indexes of 26 Japanese Lakes

Name	Catchment Area W (km ²)	Water Volume V (×10 ⁶ m ³)	Mean Depth H (m)	Surface Area A (km ²)	Population P (×10 ³)	W/V	P/V	$(P/V) \times 10^3$	COD (S.52) (ppm)	Retention Period (y)	PW/V Capita· km ² /10 ³ m ³
Shikotsu	218.8	19500	252.3	77.3	0.37	0.011	0.00002	0.02	0.75	—	0.0004
Toya	176.7	8200	117.8	69.6	7.08	0.022	0.0009	0.90	0.50	(9.3)	0.152
Onuma	106.1	32.8	6.4	5.1	4.57	3.235	0.139	139	2.98	0.60	14.8
Abashiri	1357.1	233	7.2	32.5	43.08	5.824	0.185	185	6.3	0.15	251
Akan	98.4	210	17.8	11.8	2.20	0.469	0.010	10.0	2.61	1.2	1.03
Kussharo	202.5	2200	28.4	77.5	2.96	0.092	0.0013	1.3	0.94	(12)	0.27
Towada	60.0	4190	71.0	59.1	—	0.143	—	—	0.85	8.5	—
Tazawa	22.3	7200	280.0	25.7	—	0.003	—	—	<0.5	7.9	—
Hibara	106.4	128	12.0	10.4	0.85	0.831	0.0066	6.6	1.8*	0.87	0.70
Onogawa	37.5	11.8	7.9	1.5	0.25	3.178	0.021	21.0	1.9*	0.05	0.80
Akimoto	112.1	32.8	9.9	3.3	0.33	3.418	0.010	10.0	2.1*	0.09	1.13
Numazawa	8.9	85	27.0	3.1	0.23	0.105	0.0003	0.3	1.3	0.84	0.02
Kasumigaura	2169	800	4.0	220	750.0	2.711	0.938	938	7.2	0.70	2033
Chūzenji	70.0	1100	94.7	11.6	—	0.064	—	—	1.1*	7.2	—
Yunoko	18.0	1.7	5.2	0.33	0.29	10.59	0.171	171	2.8*	(0.11)	3.06
Inba-numa	520	19.7	1.5	13.1	351	26.40	17.82	17820	7.3	0.044	9265
Kahoku-gata	272	14.7	1.8	8.2	152.8	18.50	10.39	10390	6.9*	0.057	2827
Motosu	66	320	49.0	6.5	0.8	0.206	0.003	3.0	0.6*	6.5	0.17
Suwa	531	64	4.6	13.7	186.3	8.297	2.911	2911	9.0	0.12	1546
Nojiri	9.0	25.6	5.6	4.6	1.13	0.352	0.044	44.0	1.9*	1.01	0.40
Aoki	32.8	54.5	29.0	1.9	1.67	0.602	0.031	31.0	1.6*	—	1.01
Biwa	3800	27500	41.2	674	850.0	0.138	0.031	31.0	2.53	4.85	117
Koyamaike	41	19	2.8	6.8	6.10	2.158	0.321	321	9.3	0.24	13.2
Chūkai	690	533	5.5	96.9	176.7	1.295	0.332	332	4.3*	0.16	229
Shinji	460	344	4.2	81.8	195.7	1.337	0.569	569	4.0*	0.24	262
Ikeda	23	1300	120	11.0	1.6	0.018	0.0012	1.2	1.5	53.0	0.03

Remarks: * : Observed Values of 1978, average of 75% value (Other data are from 1980 data of Environment Agency)

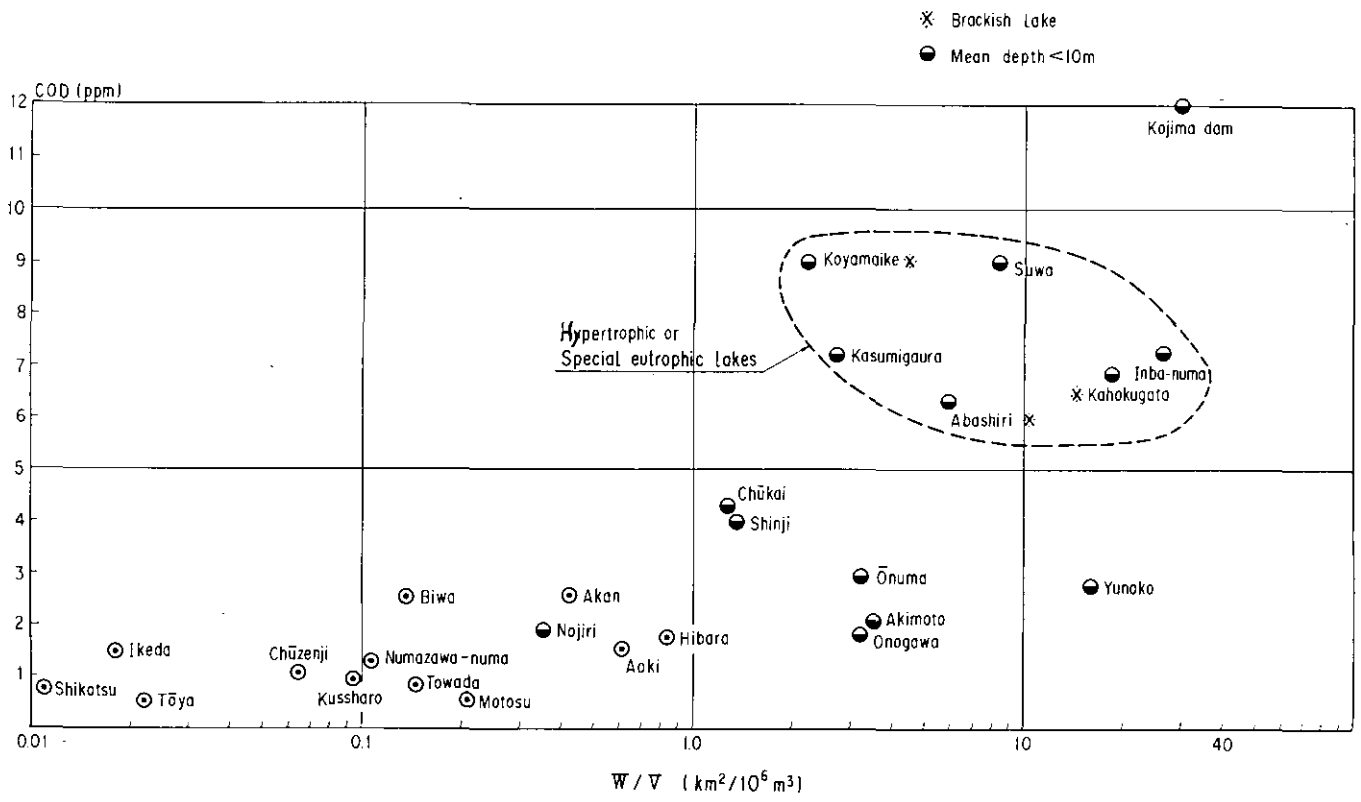


図 6 湖沼の W/V 値に対する年平均 COD 値

Fig. 6 W/V value versus annual average COD

この破線のゾーン内の湖のうち特殊な富栄養湖とは湖山池と網走湖とを指すが、これらはともに汽水湖とはいえ純淡水湖に近く、湖山池は有機性汚濁度が高く、網走湖は工場排水による影響が強い(1980, 環境庁委託調査報告書)。この2者は後に $PW/V \sim \text{COD}$ プロットで図8のようにその位置づけがはっきりする。諏訪湖、霞ヶ浦、印旛沼の3湖沼は平地または盆地にある浅湖で、富栄養化が著明なものである。対照のためのプロットした児島湖(ダム湖)を除けば、富栄養負荷発生可能性からみて印旛沼がもっとも条件が悪い。これに対し大沼、湯の湖、秋元湖および小野川湖は国立公園など面源負荷の影響の少ない湖とみることができよう。

P/V を [COD] に対しプロットすると様相はやや図6と異なるが(図7参照)、一群の過栄養湖と先述の特殊な富栄養湖の相対的位置はやはり他のグループと離れている。特殊な湖の一つ、網走湖は、流入する網走川の水質に関していえば、一時より改善され、湖流入直前の測点での年平均 [BOD] は 1.9ppm (昭53年, 建設省河川水質年鑑 1979年編) であるが、流域にてんさい糖工場や飼料工場、水産加工場などが集中してその影響を受けている外、都市下水流入の影響も軽くはなく、栄養塩の流入が多い(1980, 環境庁委託調査報告書)。BOD値(流入河川)に比し [COD] が高いのはそのため、水の華の発生もよく記録されており、このような意味で特殊な条件にある富栄養湖と云える。

PW/V という因子をとった理由は次のようである。すなわち、平地の湖においては、面源負荷の大小に直接関係する流域面積と、点源負荷量にはぼりニヤーとみられる流域人口とを同時に考慮する必要があり、 W/V , P/V といった次元の異なる量の相加を考えるより、相乗の形で負荷率を強調、あるいは増幅した方が湖沼特性が見分け易くなると判断したためである。高地や僻地の湖の場合は流域が広くとも面源負荷率は小さいから、図8のようにプロットすると、過栄養とみられる平地の湖との間に歴然とした差がでてくる。

事実、図から容易に判るように、諏訪湖、霞ヶ浦、河北潟、印旛沼のグループは $PW/V > 1,000$ (人・ $\text{km}^2/10^3\text{m}^3$) の領域に集まり、他湖沼と明確に一線を画している。河北潟は汽水湖であるが、金沢市の都市下水と周辺工場排水の影響を強く受けており、金沢港、貯木場ともつながっている。図6でこの4湖沼と同じグループに入っていた網走湖と湖山池はここで切り離され、特に網走湖は中海、共道湖のグループに近い位置を占める。

このようにして地文あるいは地理学的因子により有機汚濁の指標であるCODを介して湖沼の富栄養度を見直してみると、平地にある浅くて負荷条件の悪い湖が、平均水深は浅くても PW/V 値の低い湖とはっきり区別される。また図8でも児島湖の富栄養度(有機汚濁度)が並外れていること、それは他のすべての湖沼の PW/V 値より更に条件が悪いこととつながることが理解される。

富栄養化防止、あるいは軽減という立場からは前記4湖沼と児島湖とは条件が極めて悪い。結局、今更どうにもならぬ地理学的条件を別にすれば、これらの湖沼の富栄養度軽減には、点源、面源負荷を何らかの方法で削減または軽減することが前提であり必須であることが示唆される。削減や軽減ということには、流域変更やdiversionによる方法なども当然含められる。

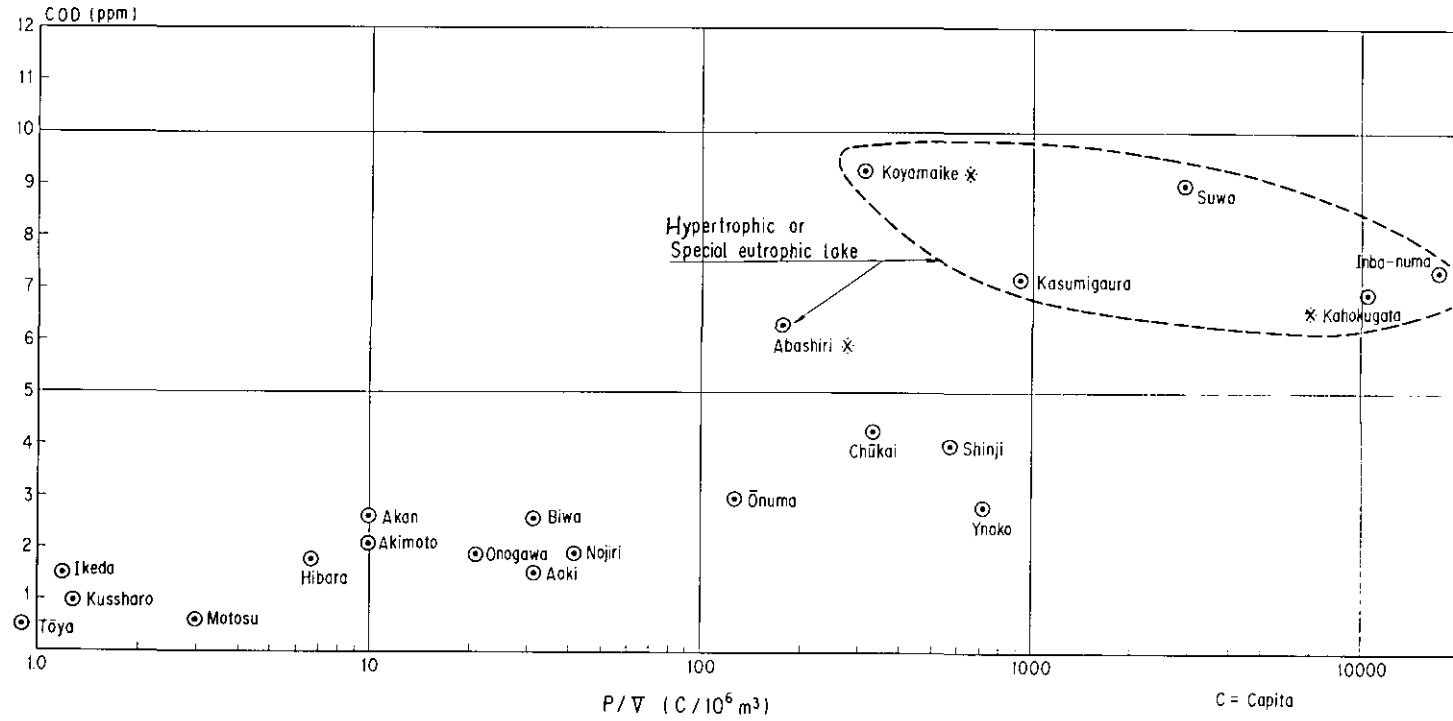


図 7 湖沼の P/V 値に対する年平均 COD 値
Fig. 7 P/V value versus annual average COD

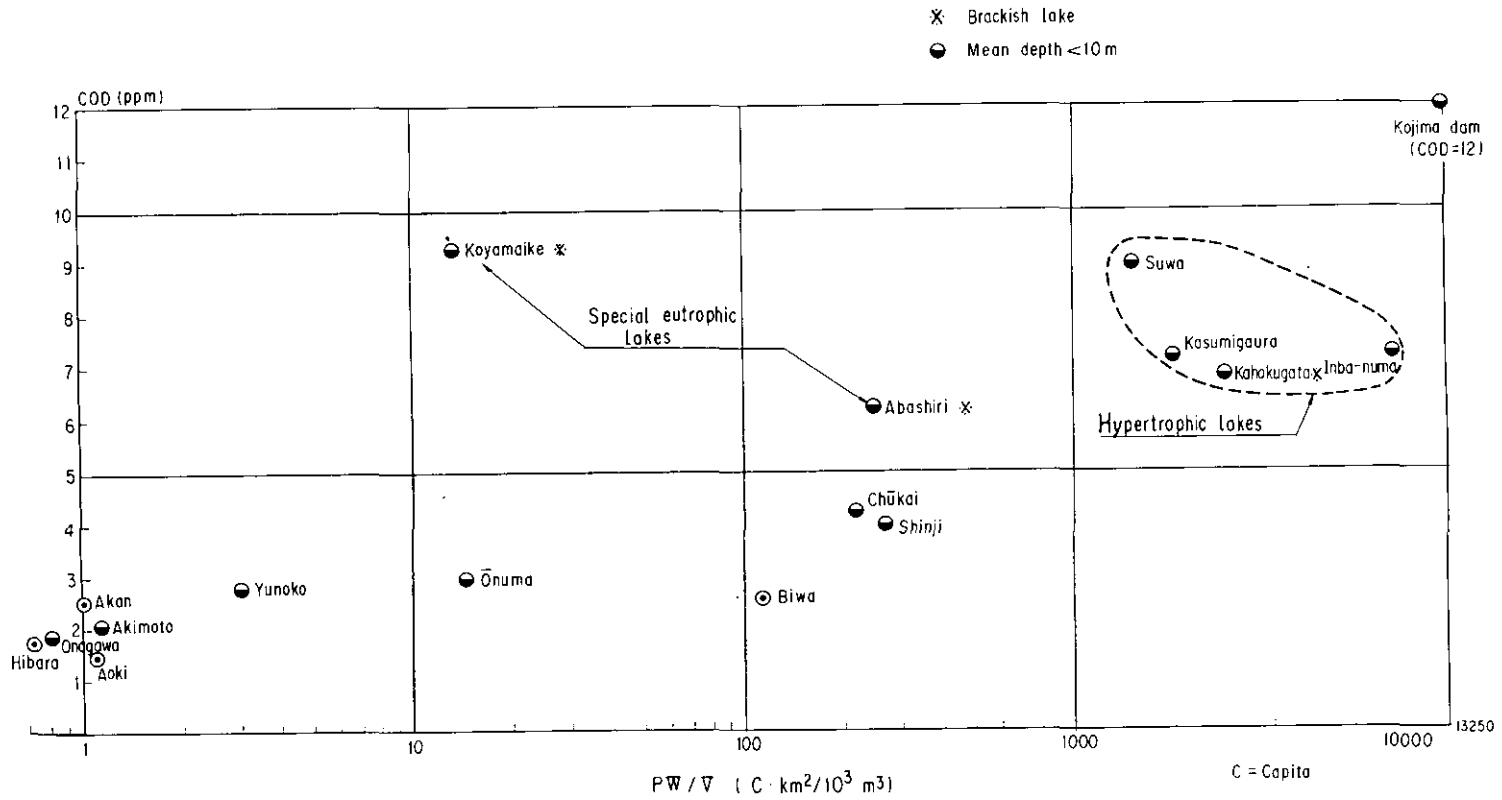


図 8 湖沼の PW/V 値とそれに応ずる年平均 COD 値
 Fig. 8 PW/V value versus annual average COD

5. 総括

第2, 3節ではOECDの「浅湖と貯水池」のレポートに収録された有光層クロロフィル-*a*と全リンの関係図の検討から始め、相崎らの観測した22湖沼の夏期の全リン、クロロフィル-*a*および透明度の3因子についてそれぞれの相関性を改めて検討した。その結果は次の4項に要約される。

- 1) 3因子のうち、全リン～クロロフィル-*a*、全リン～透明度のように全リンを絡めると測定値の相関は劣ってくる。
- 2) これに対し、日本の22湖沼に対する透明度～クロロフィル-*a* 逆相関は両対数紙上の直線で示され、適合式として式(5)を提案した。
- 3) 2)の結果は順当といえるのに対し、個々の時点での全リン観測値をもって他の2因子との相関を追求することは、全リン値のもつ意義からして少し意義が乏しく、年間平均値や長期間の実測値群を用いるような場合と区別すべきである。
- 4) このことから、CarlsonのいうTSIの意義も、3因子を同列に包含したものと受けとるのは妥当でなく、その指標としての総合性を引き下ろして解釈、使用すべきであろう。

つぎに、第4節で展開した本邦26湖沼の地文、地理学的因子とCOD年間平均値の関係の検討結果は次のようにまとめる。

- 1) 湖水単位容積当たりの流域面積 (W/V)、同人口 (P/V) についてみると、諏訪湖、霞ヶ浦、河北潟、印旛沼、児島湖に加え1～2の特殊な湖沼がとくに他の湖沼群から離れて際立って有機汚濁度が高くなっている印象を与える。
- 2) W/V は面源負荷量と関係があり、また P/V が点源負荷量にほぼリニアな量と考えられるので、負荷量の差を増幅させるため PW/V 値をとり、片対数紙に〔COD〕との関係をプロットすると、上記の一群の過栄養湖沼が更に他の湖沼より切り離され、児島湖を含む5湖沼が特別なグループであることが明瞭になる。
- 3) この5湖沼の場合、その富栄養化の軽減、防止の基本は点源、面源栄養塩の人為的削減または栄養塩流入路の変更等であることが改めて示唆された。

以上の論議から感想として、富栄養度評価のための指標の選択には細心の配慮が必要であること、また富栄養レベルを直接論じうるような長期間をカバーする湖沼統計データが必要で、それにより本論の後半は再度見直すべきである。

引用文献

- 1) 相崎守弘ら(1980): 富栄養化状態指標に関する研究, 第14回日本水質汚濁研究会年次学術講演集, 87～92
- 2) Carlson, R. E. (1977): A trophic state index for lakes, *Limnol. & Oceanogr.*, **22**, 361-369.
- 3) Clasen, J. (1979): OECD cooperative programme for inland waters (eutrophication control). Final

Report of the Project on "Shallow Lakes and Reservoirs", 1.

- 4) Dillon, P.J. and F.H. Rigler, (1974) : The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. & Oceanogr.*, 19, 763-773.
- 5) 環境庁水質保全局 (1980) : 湖沼の磷に係る水質目標についての検討結果, 印刷資料
- 6) National Eutrophication Survey (1974) : The relationships of phosphorus and nitrogen to the trophic state of north-east and north-central lakes and reservoirs, working paper No. 23, N.E.S. Pacific NW Environmental Research Lab., Corvallis, Oreg..
- 7) 日本水道コンサルタント (1980) : 環境庁委託業務「磷環境指導指針策定調査報告書」
- 8) Sakamoto, M. (1966) : Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Archiv für Hydrobiologie*, 62, 1-28.

II-4. 情報エントロピーによる湖沼の栄養状態の評価

田井慎吾¹・須藤隆一¹・合田 健¹

Evaluation of Trophic State in Lake by Entropy of Information Theory

Shingo TAI¹, Ryuichi SUDO¹ and Takeshi GODA¹

Abstract

The propriety of using entropy of information theory (H) as a trophic state of lake was examined. Species entropy for algae (H_S) give a better indication of environmental differences between stations. H_S may be hierarchically according to the categories of the taxonomic hierarchy. Taxonomic hierarchical entropy reveals components of entropy at each taxonomic level. For algae, generic entropy (H_G) revealed nearly as much about community structures as H_S suggesting that discriminating higher taxa rather than identifying species can be used in algal community, with saving of time and money. The distribution of algal community has maximum entropy (H_{max}) if all the species abundances are equal. The ratio of entropy for aquatic sample (H) to H_{max} is called the relative entropy (h). The h according to the taxonomic hierarchy give a better indication of the differences between trophic state of lakes. The h for algae hold promise for the studies of entrophication of lake and need further investigation.

1. はじめに

富栄養化は湖沼などの閉鎖性水域に栄養塩類が流入し一次生産が盛んになる現象である。ことに流入する栄養塩負荷が増すと一次生産者である藻類は、霞ヶ浦の *Microcystis* のような、ある1種が気温、日射量などの環境条件に応じて異常増殖する傾向がある。

富栄養化は藻類の増殖量の増加についての問題であることを考えれば、藻類の与える情報を詳細に検討することによって有用な富栄養化度の判定、そして更にその防止の方策が得られる。藻類から得られる情報には栄養塩の吸収などの生化学的なもの、あるいは生態学的なものなど多方面にわたるが、藻類の種と個体数についての情報もその一つである。

生物の種と個体数という離散情報をただ一つの尺度で表す方法として情報エントロピーがある。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

Water and Soil Environmental Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabo-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

情報エントロピーはある事象の“不確実さ”、“無秩序さ”の尺度であり、藻類でいえば藻類個体群の中から任意に1個体を取り出したとき、その藻類がどの種に、あるいはどの属に属するかは不確実であり、種あるいは属の数が多く、しかもそれぞれに属する個体数が同数に近くなるほど不確実さは増す。この意味から情報エントロピーは藻類の個体群の多様性の尺度である。

また、生物の分類学上の階級において、種の段階で情報エントロピーが同じ値であってもその種が同じ属に属するのかわでは多様性が異なり、すべて異なった属に属する場合の方がより多様であると考えるのが妥当であろう。さらに科、目、綱の段階においても同様なことがいえる。

本研究では湖沼の藻類の個体数についての観測結果を情報エントロピーというただ一つの尺度で表し、種の段階での情報エントロピーと水温、照度、栄養塩濃度の変化との関係を考察するとともに、分類学上の分岐に着目して分類階級間での情報エントロピーの関係、さらには最大情報エントロピーから得られる“平坦さ”についても検討を加えた。

2. 情報エントロピーの概念

水質、大気質、生物相といった環境の組成を図1のように、1～sの構成成分があり、それぞれの成分には $n_1 \sim n_s$ 個ずつ、全体でN個あるとする。

全個数の配列の数は $N!$ である。しかし、そのうち同一成分の配列 $n_1! \sim n_s!$ を除く異なった配列の仕方 m は

$$m = \frac{N!}{n_1! \cdot n_2! \cdots n_i! \cdots n_s!} \quad (1)$$

$$\text{ここに、} N = n_1 + n_2 \cdots + n_i \cdots + n_s$$

で表される。

ここで、 n_i の全体に占める割合を

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad (2)$$

とし、これを(1)式に代入して対数をとると(1)式は

$$\ln m = \ln N! - \sum_{i=1}^s \ln (n_i!) \quad (3)$$

となる。ここで N が十分に大きいとするとStirlingの公式によって(3)式の右辺各項は

$$\ln N! \cong N \ln N - N \quad (4)$$

$$\ln (n_i!) \cong (n_i) \ln (n_i) - n_i \quad (5)$$

となるから、(3)式は

$$\ln m = N \ln N - N - \left\{ \sum_{i=1}^s (n_i) \ln (n_i) - \sum_{i=1}^s n_i \right\} \quad (6)$$

となる。さらに $\sum_{i=1}^s p_i = 1$ であるから、

$$\ln m = -N \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (7)$$

となる。したがって構成成分 1 個当たりの配列の数の対数は

$$\frac{\ln m}{N} = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (8)$$

となる。(8) 式は Shannon (長谷川, 井上訳 1969) によって定義された情報エントロピー

$$H = -K \sum_{i=1}^s p_i \log p_i \quad (9)$$

である。なお、(9) 式において、 K は単に測度の単位の選び方によるに過ぎないから、 $K=1$ とし対数の底に 10 を用いると、

$$H = -\sum_{i=1}^s p_i \log p_i \text{ (decit)} \quad (10)$$

となる。すなわち、一般的に事象 n_1, n_2, \dots, n_s の起こる確率が p_1, p_2, \dots, p_s であるときに、これらの事象の結果によって得られる、この事象のもつ情報エントロピーは (10) 式で与えられる。

(10) 式で定義される情報エントロピーは次のような性質を持っている。

- ① $1 \geq p_i \geq 0$ であるから $H \geq 0$ である。なお、 $p_i = 1$ のとき $\log 1 = 0$ から $H = 0$ また、 $p_i = 0$ のとき $0 \log 0$ は不足であるが、 $\lim_{x \rightarrow 0} x \log x = 0$ であるから $0 \log 0 = 0$ とする。
- ② 等確率すなわち $p_1 = p_2 = \dots = p_s = 1/s$ のとき情報エントロピーは最大値 H_{\max} をとる。
- ③ 事象 $X(n_1, n_2, \dots, n_s)$ が $A \cup B, A \cap B = \emptyset$ の条件を有する事象 $A(n_{A1}, n_{A2}, \dots, n_{Ak})$ と $B(n_{Bk+1}, n_{Bk+2}, \dots, n_{Bs})$ に分割できるとき、それぞれの事象の情報エントロピーの間には

$$H(p_1, p_2, \dots, p_s) = H(p_A, p_B) + p_A H(p_{A1}, p_{A2}, \dots, p_{Ak}) + p_B H(p_{Bk+1}, p_{Bk+2}, \dots, p_{Bs}) \quad (11)$$

ここで、 p_A, p_B はそれぞれ $\frac{A}{X}, \frac{B}{X}$

の相加法則が成り立つ。

たとえば、ある事象が図 2 のように分割して表されるとすると、

$$H(p_1, p_2, \dots, p_s) = -\frac{1}{3} \log \frac{1}{3} - \frac{1}{4} \log \frac{1}{4} - \frac{1}{4} \log \frac{1}{4} - \frac{1}{6} \log \frac{1}{6} = 0.5897$$

$$H(p_A, p_B) = -\frac{7}{12} \log \frac{7}{12} - \frac{5}{12} \log \frac{5}{12} = 0.2949$$

$$p_A H(p_1, p_2, \dots, p_i) = \frac{7}{12} \left(-\frac{4}{7} \log \frac{4}{7} - \frac{3}{7} \log \frac{3}{7} \right) = 0.1730$$

$$p_B H(p_{i+1}, p_{i+2}, \dots, p_s) = \frac{5}{12} \left(-\frac{3}{5} \log \frac{3}{5} - \frac{2}{5} \log \frac{2}{5} \right) = 0.1218$$

$$\therefore H(p_A, p_B) + p_A H(p_1, p_2, \dots, p_i) + p_B H(p_{i+1}, p_{i+2}, \dots, p_s) = 0.5897$$

となって確かに (11) 式が成立することがわかる。

ところで、(10) 式の情報エントロピーの式は Margalef が生物の集合体の多様性 (diversity) の尺度として導入したものである。また、情報エントロピーの最大値 H_{\max} と H を

$$h \equiv \frac{H}{H_{\max}} \tag{12}$$

とおくとき、 h を情報の相対エントロピーと呼ぶが、生態学では生物の集合体の平坦さ (evenness) という。

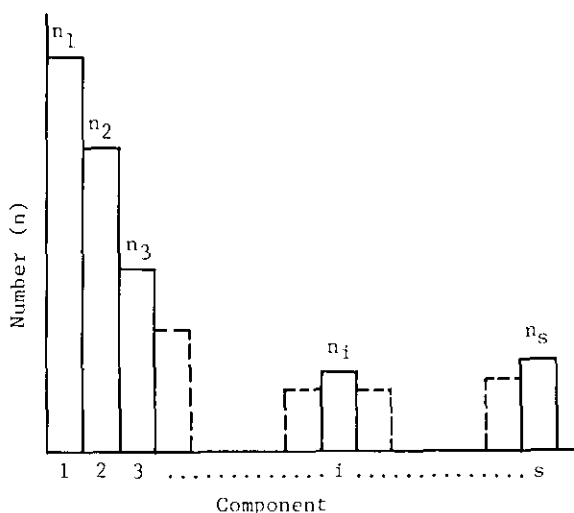


図 1 環境質の組成

Fig. 1 Composition of environmental quality

3. 藻類種の情報エントロピー

藻類の増殖を支配する要因には N, P などの栄養塩類の濃度存在形態など化学的なものや水温、照度、水の混合状態などの物理的な条件がある。水中に栄養塩濃度が十分にあってでも水温が低い場合、あるいは照度が不足する場合は藻類の増殖は小さくなる傾向がある。

図 3 に湯の湖における藻類種数と個体数および水温、照度などの垂直分布を示した。相対照度が 1.1% (表面の約 45 分の 1)、水温が 11°C (表面の約 2 分の 1) に低下する水深 5 m では藻類は *Asterionella formosa* (2,300 個/ml), *Fragillaria construens* (60 個/ml), *Cryptomonas* sp. (40

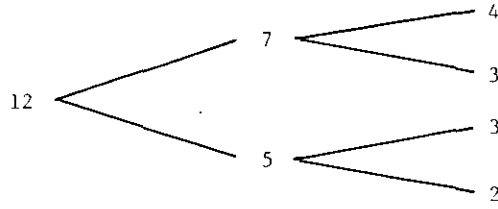


図 2 事象の樹木
Fig. 2 Dendrogram of event

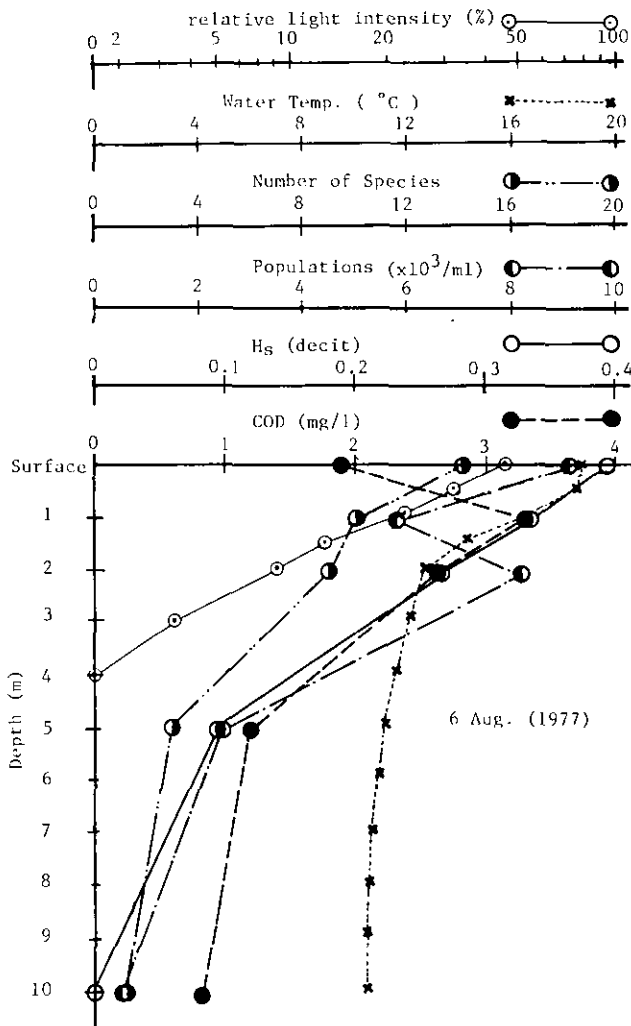


図 3 湯の湖における藻類の情報エントロピーの垂直分布
Fig. 3 Vertical distribution of entropy of information theory for algae at Lake Yunoko

個/ml)のみとなって単純化(藻類種の情報エントロピー(H_s)は0.087(表面は13種, 9180個/ml, $H_s = 0.398$)となった。さらに深くなり水深10mでは *A. formosa* (560個/ml)のみとなって情報エントロピーは0となった。なお, T-P濃度は0.05~0.5mg/l T-N濃度は0.5~2.0mg/lで深くなるほど濃度が高くなっている。

図4は霞ヶ浦で最も汚染の著しい高浜入(表層)における藻類の情報エントロピーの日変化を河川からの汚染物質の流入する湾奥から湾口まで5地点について示したものである。観測期間中は夏期であり藻類の増殖が著しい(冬期の[COD]が5~7mg/lであるのに対して20~50mg/lである)ため藻類の増殖の少ない時期(1977年3月3日)の栄養塩濃度の変化を見ると, PO_4 -P濃度はSt. 1の0.038mg/lからSt. 5の0.003mg/lに, inorg.-N濃度は0.18mg/lから0.007mg/lまで湾口に向かって次第に減少している。すなわち, 情報エントロピーは栄養塩濃度が高いSt. 1で最も小さく, 湾口のSt. 4およびSt. 5と栄養塩濃度が低下するに従って大きくなることを示している。栄養塩濃度と情報エントロピーの関係について, 五つの湖での夏期の値について検討し(田井ら1979), 栄養塩濃度の低い場合と高い場合で情報エントロピーの値は高く, その中間で高いことを示したが, 物理的条件の概ね等しい湖の藻類の情報エントロピーを求めることによってその湖の栄養状態を比較し評価することができる。

ところで, 現存する藻類の種と個体数から求めた情報エントロピーによって湖沼の栄養度を評価する場合, その情報エントロピーがどのような意味を持っているのかが問題となる。すなわち, 一定の物理的条件下で情報エントロピーの値が栄養度とどう結びつくのか, 情報エントロピーの絶対値を求めうるのかという点である。たとえば湯の湖という海拔1000mを越える比較的水温の低い湖ではどの程度の情報エントロピーの値であれば良いのかが問題となる。この間に答えるためには多くの湖で, しかも長期間の藻類と栄養塩濃度, 物理的条件の観測が必要であるが, 一つの方法として, 藻類の分類学上の全種, あるいは一定の物理条件下で存在する可能性のある全種が均等に存在したとして求めた最大の情報エントロピー H_{max} との比から求めた(12)式の相対エントロピー(あるいはevenness)を用いることが考えられる。表1に「日本淡水藻類図鑑」(広瀬, 1977)から求めた藻類の綱(class)から種(species)までの5段階の分類階級の数(ただしCharophyceae綱は除き, 珪藻綱については「日本淡水プランクトン図鑑」(水野, 1977)を用いた)を示した。この表で全種に個体数が均等に存在したとすると種の段階での最大の情報エントロピー H_{Smax} は情報エントロピーの性質②から3.306となり(表2参照), 図3の湯の湖の表層の相対エントロピー h は0.120となる。霞ヶ浦の1977年6月3日から1978年3月3日までの h は0.013から0.419であった(表5参照)。しかし, それぞれ異なった物理的条件を備えた湖ですべての藻類種が存在すると考えることは無理があり, 観測した藻類種の個体数が均等であったとして H_{max} を求めることも一つの方法である。同じく湯の湖の場合14種が観測されているため, この14種に個体数が均等であるとして求めた情報エントロピーの最大値は $H_{Smax} = 1.146$ であり, 相対エントロピーは $h = 0.347$ となる。

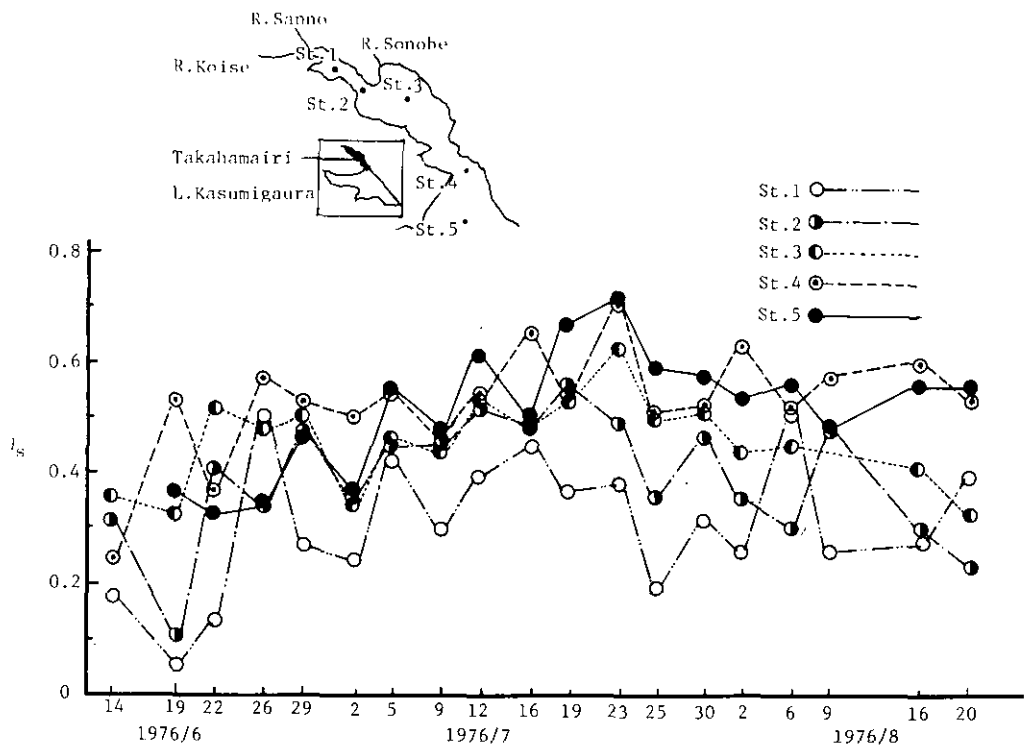


図 4 霞ヶ浦高浜入における藻類の情報エントロピーの

Fig. 4 Diurnal variations of entropy of information theory for algae at Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura

表 1 藻類の分類学上の階級数

Table 1. Numbers of class, order, family, genus and species of algae

	Class	Order	Family	Genus	Species
Cyanophyceae	1	5	14	60	393
Glaucophyceae	1	1	1	2	3
Rhodophyceae	1	5	7	10	18
Phaeophyceae	1	1	1	1	1
Chrysophyceae	1	3	9	20	48
Xanthophyceae	1	4	10	18	46
Bacillariophyceae	1	6	16	40	217
Dinophyceae	1	3	5	9	35
Cryptophyceae	1	1	1	2	4
Chloromonadophyceae	1	1	1	3	4
Euglenophyceae	1	2	4	10	105
Chlorophyceae	1	11	36	149	1147
Total	12	43	105	324	2021

表 2 藻類の分類階級別最大情報エントロピー

Table 2. Maximum entropy of information theory for algae in taxonomic hierarchy

	H_{Cmax}	H_{Omax}	H_{Fmax}	H_{Gmax}	H_{Smax}
Cyanophyceae	0	0.409	0.745	1.483	2.594
Glaucoephyceae	0	0	0	0.276	0.477
Rhodophyceae	0	0.485	0.665	0.820	1.255
Phaeophyceae	0	0	0	0	0
Chrysophyceae	0	0.305	0.746	1.124	1.681
Xanthophyceae	0	0.486	0.842	1.022	1.663
Bacillariophyceae	0	0.542	0.975	1.395	2.336
Dinophyceae	0	0.336	0.597	0.739	1.544
Cryptophyceae	0	0	0	0.244	0.602
Chloromonadophyceae	0	0	0	0.452	0.602
Euglenophyceae	0	0.023	0.091	0.625	2.021
Chlorophyceae	0	0.457	0.751	1.454	3.060
Total	0.660	1.077	1.377	1.995	3.306

4. 分類階級における藻類の情報エントロピー

生物は分類学によって綱、目、科、属、種と系統分岐が見られ、統一あるものとしてその多様性が扱われている。そして分類階級は形態を主とした分類学的単位であるとともに、その生物を生活という面から見れば生態学的単位でもある。すなわち、生物の多様性は原始的な生物が長い時間をかけて環境変化によって進化し分岐した結果として生じている。今後さらに形態変化によって多様性は増すであろうが、それは分類階級の末端の種の段階においてであろう。したがって種の段階で情報エントロピーを求めることが望ましいのであるが、種の段階で分類し個体数を求めることは非常に熟練と時間、労力を必要とする。そこで分類階級のより上位の段階で分類整理することができ、しかも種の段階での情報エントロピーと高い相関があれば分類学の専門家でなくとも比較的容易に情報エントロピーを求めることが可能となり、水質データと共に生物データを有効に利用することができる。また、富栄養化の場合、栄養塩濃度の変化が藻類の分類階級のどの段階に影響を与えているのかをも考察することができる。

表2に藻類の各分類階級における情報エントロピー（綱、目、科、属、種の情報エントロピーをそれぞれ H_C , H_O , H_F , H_G , H_S とする）を示したが、その値は(11)式に示したように、その階級の一つ前の階級の情報エントロピーに、前の階級からその階級への分岐の情報エントロピーの成分(component entropy of information theory)を加えたものである。すなわち、一般的に

$$H_O = H_C + \sum_{i=1}^c \frac{N_i}{N} H_{O,i} \quad (13)$$

$$H_F = H_C + \sum_{i=1}^c \frac{N_i}{N} H_{O,i} + \sum_{i=1}^c \sum_{j=1}^{O_i} \frac{N_{ij}}{N} H_{F,ij} \quad (14)$$

$$H_G = H_C + \sum_{i=1}^C \frac{N_i}{N} H_{O,i} + \sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^{O_i} \frac{N_{ij}}{N} H_{F,ij} + \sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^{O_i} \sum_{k=1}^{F_{ij}} \frac{N_{ijk}}{N} H_{G,ijk} \quad (15)$$

$$H_S = H_C + \sum_{i=1}^C \frac{N_i}{N} H_{O,i} + \sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^{O_i} \frac{N_{ij}}{N} H_{F,ij} + \sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^{O_i} \sum_{k=1}^{F_{ij}} \frac{N_{ijk}}{N} H_{G,ijk} \\ + \sum_{i=1}^C \sum_{j=1}^{O_i} \sum_{k=1}^{F_{ij}} \sum_{l=1}^{G_{ijk}} \frac{N_{ijkl}}{N} H_{S,ijkl} \quad (16)$$

によって各階級における情報エントロピーを関係付けることができる。表3に表2に対応した各階級における情報エントロピーの成分（(13)式から(16)式までの右辺の末端の項の値、これを〔A〕、〔B〕、〔C〕、〔D〕とした。）を示した（表5も同じ）。たとえば、表2のTotalの H_{Smax} は H_{Cmax} に表3の各階級のTotalの値を加えることによって

$$H_{Smax} = 0.623 + 0.417 + 0.300 + 0.624 + 1.351 = 3.315$$

得られる。

表 3 藻類の分類階級別情報エントロピーの成分

Table 3. Components of entropy of information theory for algae in taxonomic hierarchy

	〔A〕	〔B〕	〔C〕	〔D〕
Cyanophyceae	0.409	0.336	0.738	1.111
Glaucophyceae	0	0	0.276	0.201
Rhodophyceae	0.485	0.180	0.155	0.435
Phaeophyceae	0	0	0	0
Chrysophyceae	0.305	0.439	0.378	0.557
Xanthophyceae	0.486	0.356	0.180	0.641
Bacillariophyceae	0.542	0.433	0.420	0.941
Dinophyceae	0.336	0.261	0.142	0.805
Cryptophyceae	0	0	0.244	0.358
Chloromonadophyceae	0	0	0.452	0.150
Euglenophyceae	0.023	0.068	0.534	1.396
Chlorophyceae	0.457	0.294	0.703	1.606
Total	0.417	0.300	0.618	1.320

表4に霞ヶ浦水道事務所沖の藻類の観測結果を分類階級に応じて整理して示したが、珪藻、緑藻、藍藻の3綱、77種が出現し個体数は最高で46,420個/mlとなっている。このデータから各段階における情報エントロピーと(13)式から(16)式までの右辺の末端項である情報エントロピーの成分

表 4 霞ヶ浦における藻類個体数の階級別分類

Table 4. Hierarchical dendrogram for algae from Lake Kasumigaura

Class	Order	Family	Genus	Species	1977					1978											
					6/3	7/2	8/4	9/3	10/3	11/3	12/3	1/2	2/3	3/3							
Bacillariophyceae	Dicoideae	Melosiraceae	Melosira	M. granulata	20	20				20	40										
				M. distans		40				60											
				M. italica						20											
		Coccinodiscaceae	Cyclotella	C. meneghiniana	40	40	20		20												
				C. kuetzingiana										260	40	40					
				C. sp											80	60					
	Biddulphiidae	Solenoidae	Coccinodiscus	C. lacustris		20				860	1500										
				R. sp	20																
	Fragilarioidae	Fragilariaceae	Synedra	S. acus	20	20															
				S. rumpens	60	280	220			20	80	40						20			
				S. actinastroides	20	20													20		
				S. ulna			40	20		20	40								40		
	Achnanthes	Achnantheaceae	Achnanthes	A. sp	80																
				Cocconeis																	
				C. diminuta																	
				Navicula																	
	Eunotioidae	Epithemiaceae	Eunotia	E. sp	20						20										
				Nitzschioideae	Nitzschaceae	Nitzschia	N. palca	20													
N. acicularis			20																		
Nitzschioideae	Nitzschaceae	Nitzschia	N. linearis																		
			N. sp																		
		Surirellaceae	Surirella	S. biseriata				20													
Chlorophyceae	Tetrasporales	Palmellaceae	Gloeocystis	G. gigas	300	500	620	180	20	1020	1660	300	140	180							
				G. sp	20							80									
				Sphaerocystis																	
				S. schroeteri	20																
				Periastrum																	
				P. tetras																	
	Chlorococcales	Hydrodictyaceae	Golenkinia	G. radiata																	
				Dictyosphaeriaceae	Dictyosphaerium	D. pulchellum	180	60					60	40	40						
		D. ehrenbergianum	20																		
		Coelastraceae	Coelastrum	C. sphaericum									40								
				C. sp	20	20															
		Oocystaceae	Tetraedron	Tetraedron	T. minimum	20															
	T. funufa				20																
	T. elegans						40							20							
	T. regulare														20						
	T. muticum															40					
	C. quadriseta				20	20															
	Oocystis	Oocystis	Oocystis	O. citrifermis																	
				C. longiseta				20													
				O. pusilla	20																
				O. parva			280	120													
				O. sp										60							
				Nephrocystium	N. limneticum	60															
	Selenastrum	Selenastrum	Selenastrum	S. minutum																	
S. sp																					
Kirchnerilla				K. contorta	20																
K. sp				20																	
Ankistrodesmus				A. falcatus	140	80	20													800	
Closteriopsis				C. longissima	80															20	
Scenedesma	Scenedesma	Scenedesma	S. setigera	20			20				40										
			Quadrifida	Q. recustris				20													
			Tetrastrum	T. staurogeniaeforme	40	80	20					20									
			S. abundance	40	100								20								
			S. bijuga	40																20	
			S. quadricauda	20			20					60	20								
Ulotrichales	Ulotrichaceae	Ulotrichaceae	U. sp																		
			Mougeotia	M. sp	40																
			Desmidiaceae	Clostrium	C. sp																
			Straurastrum		S. asterias																
			Volvocales	Chlamydomonadaceae	Chlamydomonas	C. sp															
Cyanophyceae	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Lingbya	L. sp																	
				Phormidium	P. tenue																
				Anabaena	A. sp			140	160			80	300								
				Chroococcales	Chroococcaceae	Chroococcus	C. dispersus	140	100												
							C. limneticus	20	20												
								C. turgidus					6000								
	C. sp										380			40							
					A. punctata	20															
					Merismopedia	M. punctata															
					Microcystis																
					Aphanocapsa	A. pulchra	60														
					A. sp	40	240														
	Total					280	800	940	30520	46400	9400	14340	0	0	0						
	Total					1400	4600	1900	30780	46420	10840	16480	460	1160	1300						

を表5に示した。表5において H_G と H_S の値はほぼ等しく、湖の栄養状態を評価するには属の段階の情報エントロピーで十分であることがわかる。なお、表6に表5の各階級における情報エントロピーの値の相関係数を示したが、霞ヶ浦に限っていえば H_C と H_S の値の相関係数が0.874であり情報エントロピーの値は小さくなるが、最も簡単な分類での情報エントロピーでも藻類の多様性の変化を知ることができる。すなわち、霞ヶ浦のように富栄養化が進んだ湖では冬は珪藻、春と秋は緑藻、夏から秋にかけては藍藻が増殖し、しかも *Coscinodiscus lacustris*, *Ulothrix* sp. *Microcystis aeruginosa* などの特定の種が優占するために綱という大分類と種という詳細な分類との間に高い相関があるのであろう。

霞ヶ浦の例では水温、照度などの物理的条件の変化が綱の段階に影響を与えていることがわかったが、栄養塩濃度がどの階級に影響を与えているのかは明らかでない。この点を明らかにするためには人為的に栄養塩濃度を変化させて藻類の観測を行わなければ明確な答は得られず、今後の課題であるが、定量的に得られたならば(16)式右辺各項に重み付けを行い、富栄養化と藻類の情報エントロピー(多様性)を直接結びつけることができると考える。

なお、表5の霞ヶ浦の場合、分類階級の上位において種の段階の情報エントロピーの比が逆転する(たとえば、6月3日と8月4日の値で H_C は6月3日の方が大きい H_G では逆に小さくなっている)こともあるが、概収種の段階から綱の段階へと情報エントロピーの値は一律に小さくなっている。これは同一の湖についての結果であるが、藻類については種、属の段階では情報エントロピーの値、すなわち多様性は変化しないが科、目、綱の段階では種、属の段階の多様性が逆転することがありうることを示唆される。

また、表4でこの期間中に発生した藻類種は77種であり、これから $H_{max} = 1.886$ 、したがって相対エントロピー h は9月3日の0.023から6月3日の0.734の間で変動している。

5. おわりに

霞ヶ浦、湯の湖の藻類個体数のデータから情報エントロピーを求め湖沼の物理的条件および栄養塩の影響を考察するとともに情報エントロピーの性質から分類学上の各分類階級における情報エントロピーの関係、情報エントロピーの最大値との関係などについて考察した。

藻類の種と個体数からの情報エントロピーは湖の栄養状態を評価する指標として有効であることは、すでに示した(田井ほか, 1979)が、属の段階での情報エントロピーでも種の段階と同様に有効であることがわかった。なお、霞ヶ浦のように富栄養化が進んだ湖では綱の段階での藻類の個体数の分類でも十分な情報が得られる。

また富栄養化を情報エントロピーで評価する場合、富栄養化が進むにつれてその値が小さくなるが、どのていどの値までならよいのかが問題である。分類学上の分類表から求めた最大値、あるいはその湖に存在した種あるいは属などからの最大値との比からの相対エントロピーも一つの方法で

表 5 霞ヶ浦における藻類の分類階級別最大情報エントロピーおよび情報エントロピーの成分

Table 5. Maximum entropy of information theory and components of entropy of information theory in taxonomic hierarchy of algae from Lake Kasumigaura

Entropy	1977				1978					
	6/3	7/2	8/4	9/3	10/3	11/3	12/3	1/3	2/3	3/3
H_G	0.419	0.340	0.444	0.023	0.002	0.205	0.199	0.281	0.160	0.175
H_O	0.649	0.659	0.707	0.042	0.002	0.252	0.261	0.477	0.245	0.426
H_F	0.931	0.782	0.748	0.043	0.002	0.270	0.285	0.477	0.260	0.489
H_G	1.241	0.938	0.817	0.044	0.169	0.274	0.300	0.477	0.295	0.512
H_S	1.384	1.016	0.869	0.044	0.169	0.281	0.306	0.477	0.310	0.540
.....										
Component of Entropy										
[A]	0.230	0.319	0.263	0.019	0	0.047	0.062	0.196	0.085	0.251
[B]	0.282	0.123	0.041	0.001	0	0.018	0.024	0	0.015	0.063
[C]	0.310	0.156	0.069	0.001	0.167	0.004	0.015	0	0.037	0.022
[D]	0.143	0.078	0.052	0	0	0.007	0.006	0	0.014	0.028

表 6 霞ヶ浦における藻類の階級別情報エントロピーの相関係数

Table 6. Correlation coefficients of maximum entropy of information theory in taxonomic hierarchy of algae from Lake Kasumigaura.

	H_C	H_O	H_F	H_G	H_S
H_G	-	-	-	-	-
H_O	0.962	-	-	-	-
H_F	0.944	0.978	-	-	-
H_G	0.886	0.910	0.973	-	-
H_S	0.874	0.896	0.957	0.999	-

ある。

さらに、湖沼の栄養塩濃度が藻類の分類階級のどの段階により影響を与えるのかを知るとともに栄養塩濃度との間に定量的な関係を求めることが今後の課題として残る。

表 4 の藻類の観測結果は茨城県企業局霞ヶ浦水道事務所、杉浦則夫氏によるものであることを付記する。

引用文献

- 1) Shannon, C. E. and Warren Weaver, 長谷川淳, 井上光洋訳 (1969): コミュニケーションの数学的理論. 明治図書.
- 2) 田井慎吾・岡田光正・須藤隆一 (1979): 情報エントロピーとAGPによる富栄養化の評価. 国立公害研究所報告, 第6号, 203 ~ 212.
- 3) 疋瀬弘幸・山岸高旺編 (1977): 日本淡水藻図鑑. 内田老鶴園新社.
- 4) 水野寿彦 (1977): 日本淡水プランクトン図鑑. 保育社.

II-5. 屋外モデル池における栄養塩供給量
と藻類現存量の関係

相崎守弘¹・大槻 晃²・河合崇欣²

Relationship Between Nutrients Loading and Phytoplankton Standing Crop in
Outdoor Experimental Ponds

Morihiro AIZAKI¹, Akira OTSUKI² and Takayoshi KAWAI²

Abstract

Relationship between nutrients loading and phytoplankton standing crop was studied in outdoor experimental ponds during a period from autumn 1978 to winter 1979. Each experimental pond made of concrete has a dimension of 3m wide, 6.6m length, and 1m depth. Throughout the experimental periods, phosphate, nitrate and ammonium were added continuously at 3.5, 7.0 and 10.6 mg·m⁻²·day⁻¹ of phosphorus in three experimental ponds, respectively. Nitrogen loading was adjusted about 7 times of phosphorus by weight. The apparent water residence time of each experimental ponds was 20 days.

1. Apparent maximum growth rates of phytoplankton in each experimental pond were 1.2-1.8 days in the term of doubling time in spring, summer and autumn, and 3.2-4.0 days in winter. The growth rates showed less correlation to the concentration of the nutrients.

2. Phytoplankton standing crop at steady states showed high correlation to the nutrients loading. Relationship between phosphorus loading (mg·m⁻²·day⁻¹) and concentrations of chlorophyll-*a* (μg·l⁻¹), POC (mg·l⁻¹) and PON (mg·l⁻¹) and PON (mg·l⁻¹) in experimental ponds were expressed as following formula ;

$$[\text{Chl}] = 18.1 [\text{P}] - 57 \quad (n = 14, r = 0.90)$$

$$[\text{POC}] = 0.69 [\text{P}] + 0.38 \quad (n = 12, r = 0.89)$$

$$[\text{PON}] = 0.096 [\text{P}] - 0.16 \quad (n = 16, r = 0.95).$$

3. Following relationships were found between concentrations of total phosphorus (μg·l⁻¹) and chlorophyll-*a* (μg·l⁻¹), POC (μg·l⁻¹), and PON (μg·l⁻¹) in experimental ponds;

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

$$\begin{aligned} [\text{Chl}] &= 0.87 [\text{P}] - 14.08 & (n = 44, r = 0.79) \\ [\text{POC}] &= 38.8 [\text{P}] + 1261 & (n = 40, r = 0.83) \\ [\text{PON}] &= 5.32 [\text{P}] + 1.66 & (n = 41, r = 0.94). \end{aligned}$$

4. Relationship between phosphorus loading and chlorophyll α concentration in a part of Takahamairi bay in Lake Kasumigaura which has almostly the same dilution rate as this experiment, about 30 days, showed similar result of this experiment as following formula:

$$[\text{Chl}] = 9.4 [\text{P}] - 37.5 \quad ([\text{P}]: \text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}).$$

5. It was concluded from these results that the relationship between nutrients loading and phytoplankton standing crop has to be clarified at various dilution rates for prediction of eutrophication in shallow and short water residence time lakes.

1. はじめに

富栄養化は、栄養塩、とくにリンと窒素による過剰肥沃化現象による水域の変化で、元来は自然状態でも起こるものとしてみとめられていた現象である。しかし、近年、主として人間活動に起因する栄養塩の供給による人為的な富栄養化が世界各地の湖で生じており、大きな社会問題となっている。人為的に促進された富栄養化は栄養塩のより効果的な使用や排水の処理等により供給量を削減することによって防止することができる。しかし、大半の場合、すべての栄養塩供給源を削減することは不可能である。したがって、栄養塩の供給量と湖の富栄養化状態との関係を明らかにし、目的に応じた水質管理を行う必要がある。

栄養塩の供給量と富栄養化、主として藻類現存量との関係については多くの研究がある。その研究方法は、実験室での研究と屋外での研究の二つに大別できる。実験室ではおもに回分式培養が中心であったが、連続培養による研究も近年行われるようになってきた (Tezuka, 1977)。一方、野外では湖の一部を隔離した研究 (Schindler et. al., 1971)、屋外モデル湖沼 (O'Brien & DeNoyellers, 1974) を使った研究、および実験湖沼群を使った大規模な研究がなされている (Schindler & Fee, 1974; Schindler, 1975; Schindler, 1977)。また、実際の湖沼でのフィールドデータの解析から湖の栄養状態を栄養塩供給量から推定する試みも多くなされている (Vollenweider, 1968, 1976; Schinder, 1978; Oglesby & Schaffner, 1978; OECD, 1980)。これらの結果から、流入するリン負荷量を制御することにより、湖の栄養状態をコントロールすることができるという基本的な認識が得られてきている。然しながら、流入リン負荷量と湖の栄養状態の関連についての定量性という点ではまだ不明の点も多い。特に、霞ヶ浦のような水深が浅く水の交換速度の大きな湖では、これまでの研究をそのまま適用できない可能性が高い。本研究では、このような浅く水の交換速度の速い湖での栄養塩供給量と藻類現存量との関係についての基礎的知見を得るために、連続的に低濃度の栄養塩を供給でき、水の交換速度をコントロールすることのできる屋外実験池を用いて実験を行った。

2. 実験方法

実験には、霞ヶ浦高浜入の北方約 500 m の地点にある山王川に面した屋外実験池を使用した。

実験池は、長さ 6.6 m、幅 3 m、深さ 1 m、容量 20m³ の大きさである (図 1)。実験は 1978 年秋季から 1979 年冬期まで各季節ごとに 5 回行った。実験開始に先立って、実験池はブラシ等を使用してよく洗浄し、水道水を満した。各実験池には植物プランクトンの植種用として約 20 l の霞ヶ浦高浜入 (st. 2') の表層水を添加し、実験を開始した。実験期間中、池の水は水中ポンプによって常に十分に攪拌した。実験は栄養塩を連続的に供給する連続培養の手法によって行った。即ち、実験池の隣の小屋にセットした水道水貯蔵水槽 (1 m³) に一定の水深になるように水道水を貯め、バルブ操作によって一定量の水道を連続的に各実験池へ供給できるようにした。水道水貯蔵水槽には微量元素を補給する為、都市排水によって汚染されている山王川の水を水道水に対して約 1/1000 になるように水道水注入時に同時に注入した。添加する栄養塩としてはリン源として KH₂PO₄ を、窒素源としては NH₄NO₃ を使用した。添加栄養塩は次の 3 段階の濃度を作り 20 l のポリエチレン容器に入れ、低温 (4°C) で保持しながら、毎分 1 ml の注入速度で貯蔵水槽を出た直後の水道水に連続的に添加した。① KH₂PO₄ 0 g/l, NH₄NO₃ 0.82 g/l ② KH₂PO₄ 0.215 g/l, NH₄NO₃ 1.80 g/l, ③ KH₂PO₄ 0.43 g/l, NH₄NO₃ 2.78 g/l。添加栄養塩の N/P 重量比は 7 である。水道水には、もともと高濃度の無機リン (0.135 mg P/l) と窒素 (0.080 mg N/l) が含まれていたため、1978 年秋季の実験では低濃度での実験ができなかった。その為、1979 年 4 月以後の実験では、添加する水道水の半分を逆浸透膜装置を用いて栄養塩を取り除き、低濃度の実験も行えるようにした。逆浸透膜装置によって、水道水中の約 90% のリンを除去することができた。表 1 に各実験池への添加栄養塩の設定目標濃度を示す。各実験池の水の交換速度は、初め 10 日間に設定したが、一部の試験池で流出速度が生長速度を上まわり、藻類の増殖がみられなかった所から 1978 年秋季の実験途中から 20 日にした。この交換速度での水道水の供給量は毎分 0.7 l である。

試料の採取は 2~7 日間隔で行い、実験は溶存の栄養塩がほとんど消費され、藻類量が定常状態に達するまで続けた。採取した試料はできるだけすみやかに実験室へ持ち帰り、一部はあらかじめ 450°C で 2 時間熱処理したガラスフィルター (ワットマン GF/C) でろ過し、栄養塩分析用の試料とした。化学分析は以下の方法で行った。全リン濃度は採取した試水を過硫酸カリで加熱分解後オートアナライザ (テクニコン社) を使用して分析した。無機リン酸 (PO₄-P)、アンモニア態窒素、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素も同様にオートアナライザを使用して分析した (国立公害研究所, 1979)。全無機態窒素 (TIN) はアンモニア態、硝酸態および亜硝酸態窒素の和で表わした。クロロフィル濃度は SCOR/UNSO 法で、懸濁態有機炭素 (POC)、懸濁態有機窒素 (PON) 濃度は、CHN コーダ (柳本社) で分析した。植物プランクトンは採水後ルゴール溶液で固定し顕微鏡下で計数した。生菌数は 1/10 普通寒天培地 (Oxoid 社) を用い、混釈法で行い、20°C、2 週間培養後のコロニー数を計数した。全菌数は 0.4 μm スクレオポアーフィルター (野村マイクロサイエンス社) でろ過後、0.01% アクリジン・オレンジ水溶液で染色しけい顕微鏡を用いて計数した。水温、日照量については連続的に計測した。

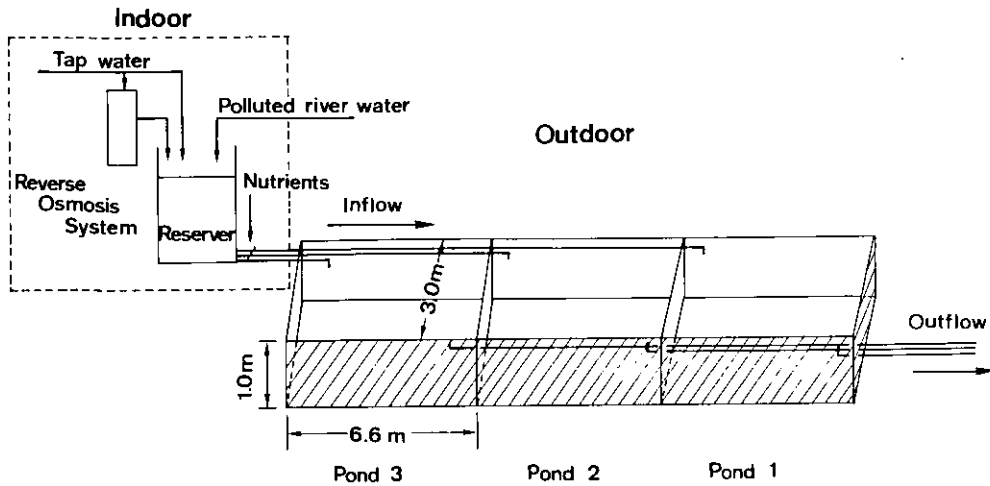


図 1 屋外実験池および実験方法の概要

Fig. 1 Schematic diagram of the outdoor experimental ponds

3. 結果

3-1 藻類増殖の季節変化

表 1 に各実験池の流入水中の栄養塩の期待濃度と実測値を示す。流入水の栄養塩の期待濃度は、1978 年秋季の実験では〔 $o-PO_4-P$ 〕 0.135 mg/l 、 0.385 mg/l 、 0.635 mg/l であったが、最高濃度の池では実験終了時にも溶存の栄養塩が多量に残存したので 1979 年春季以後は $o-PO_4-P$ 濃度を 0.070 mg/l 、 0.140 mg/l 、 0.210 mg/l とした。流入水の栄養塩濃度の実測値は 1979 年秋季の Pond 3 を除きほぼ目標濃度に近い値となった。1979 年秋季は流入水中の栄養塩濃度の測定を行わなかったため期待濃度を流入水濃度とした。

図 2 に各実験期間中の水温と日照量を示す。水温は夏季には平均 24.5°C まで上昇し、冬期には 5.6°C まで低下した。春季、秋季には約 14°C であった。また、各実験期間中の水温変動は 5°C 以上にはならなかった。この水温の季節変化は霞ヶ浦における値とほぼ同様であった。平均日射量は春から夏にかけては約 $400\text{ g}\cdot\text{cal}/\text{cm}^2\cdot\text{day}$ 、秋から春にかけては $200\text{ g}\cdot\text{cal}/\text{cm}^2\cdot\text{day}$ であった。

図 3-1 ~ 図 3-3 に 1978 年秋季の実験結果を示す。実験開始後 10 日目までは水の交換速度を 10 日間としたためか、藻類量の増加はみられず、水中の栄養塩濃度の減少もみられなかった。そこで 10 日目以後は水の交換速度を 20 日間とした。それに伴い各実験池とも藻類現存量の急激な増加がみられ、水中の溶存栄養塩濃度も低下した。しかし、Pond 1 では栄養塩濃度が高すぎた為か、実験終了時までかなり高濃度の栄養塩が残留した。Pond 2、Pond 3 においては、藻類が増加し始めてから水中の栄養塩が消費され藻類の現存量が定常状態に達するまで 16~24 日間かかった。定常状態での平均クロロフィル- a 、POC、PON 濃度はそれぞれ Pond 2 で $250\mu\text{g}\cdot\text{chl. }a/\text{l}$ 、 $9.6\text{ mg}\cdot[\text{POC}]/\text{l}$ 、 $1.33\text{ mg}\cdot[\text{PON}]/\text{l}$ 、Pond 3 で $90\mu\text{g}\cdot\text{chl. }a/\text{l}$ 、 $6.2\text{ mg}\cdot[\text{POC}]/\text{l}$ 、 $0.58\text{ mg}\cdot[\text{PON}]/\text{l}$ 、

表 1 各実験池への流入水中の期待栄養塩濃度(Est.)および実測栄養塩濃度(observer.)
 Table 1. Comparison between estimated and observed concentrations of nutrients in the inflow water of each experimental pond

		Pond 1		Pond 2		Pond 3	
		o-PO ₄ -P (mg/l)	NH ₄ NO ₃ -N (mg/l)	o-PO ₄ -P (mg/l)	NH ₄ NO ₃ -N (mg/l)	o-PO ₄ -P (mg/l)	NH ₄ NO ₃ -N (mg/l)
Autumn 1978	Obs.	0.587	3.79	0.304	2.82	0.166	0.81
	Est.	0.635	4.45	0.385	2.70	0.135	0.95
Spring 1979	Obs.	0.218	1.65	0.133	0.94	0.067	0.55
	Est.	0.210	1.47	0.140	0.98	0.070	0.49
Summer 1979	Obs.	0.147	0.94	0.061	0.48	0.157	1.09
	Est.	0.140	0.98	0.070	0.49	0.210	1.47
Autumn 1979	Obs.	-	-	-	-	-	-
	Est.	0.210	1.47	0.140	0.98	0.070	0.49
Winter 1979	Obs.	0.050	0.64	0.122	1.12	0.210	1.85
	Est.	0.070	0.49	0.140	0.98	0.210	1.47

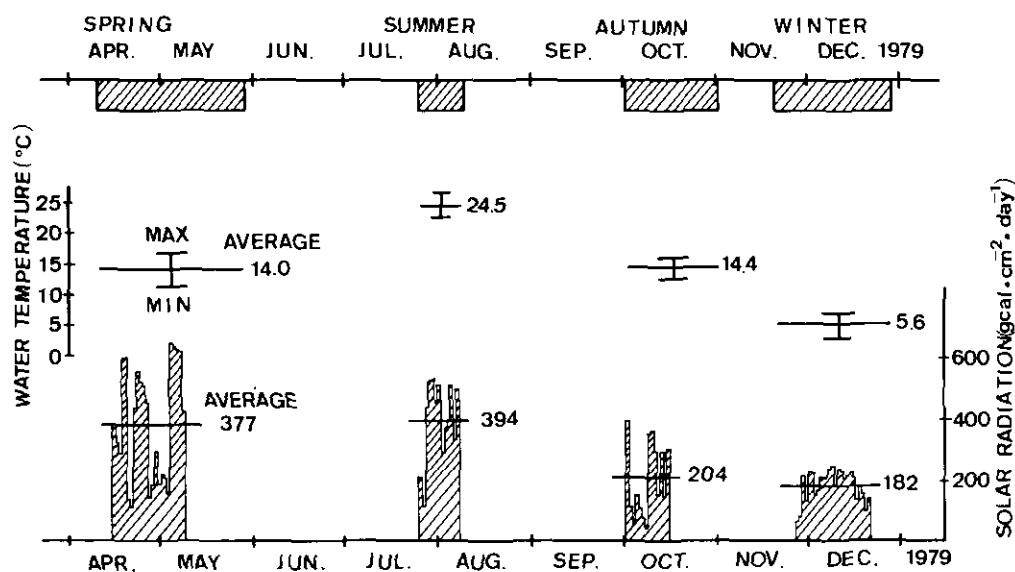


図 2 実験期間と実験期間中の水温および日照量
 但し、1978年秋季の実験を除く。

Fig. 2 Experimental periods, maximum, minimum and average temperature, and solar radiations in each experiments. Except the experiment of autumn 1978.

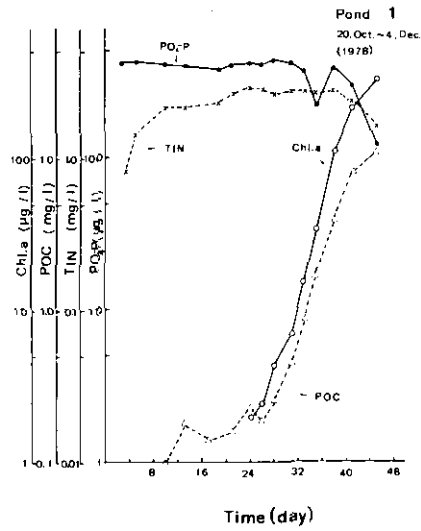


図3-1 1978年秋期の実験における実験池-1中のクロロフィル、POC、 PO_4-P 、およびTIN濃度の変化
 実験開始後10日目に滞留時間を10日から20日に変更した。

Fig. 3-1 Changes in concentrations of chlorophyll- α , POC, PO_4-P , and TIN in the Experimental Pond 1. This experiment was conducted in autumn 1978. The dilution rate was changed from 10 days to 20 days at 10th days of the experiment.

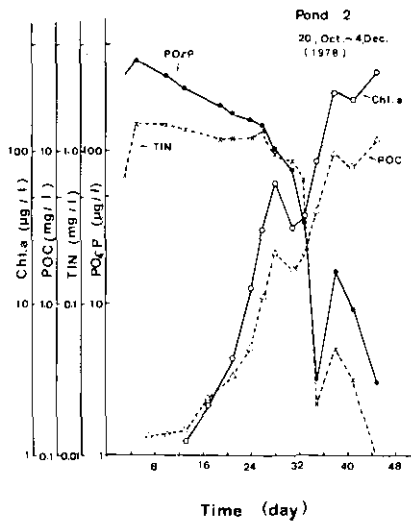


図3-2 1978年秋季の実験における実験池-2中のクロロフィル、POC、 PO_4-P 、およびTIN濃度の変化
 実験開始後10日目に滞留時間を10日から20日に変更した。

Fig. 3-2 Changes in concentrations of chlorophyll- α , POC, PO_4-P , and TIN in the Experimental Pond 2. This experiment was conducted in autumn 1978. The dilution rate was changed from 10 days to 20 days at 10th day of the experiment.

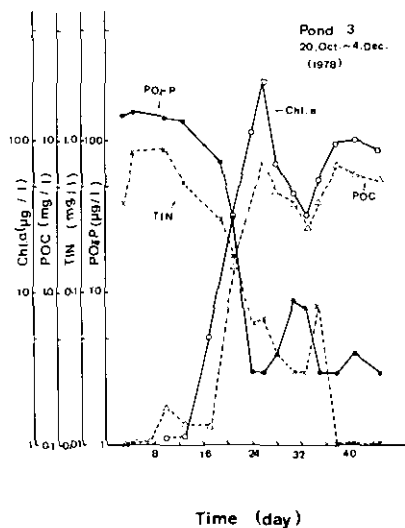


図3-3 1978年秋季の実験における実験池-3中のクロロフィル, POC, PO_4 -P, およびTIN濃度の変化

実験開始後10日目に滞留時間を10日から20日に変更した。

Fig. 3-3 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, POC, PO_4 -P, and TIN in the Experimental Pond 3. This experiment was conducted in autumn 1978. The dilution rate was changed from 10 days to 20 days at 10th day of the experiment.

[PON]/lであった。

図4-1~図4-3に1979年春季の実験結果を示す。藻類は実験開始直後より増殖を開始し、それに伴って水中の溶存栄養塩濃度は急激に減少し、実験開始後8日~12日間で定常状態に達した。定常状態での平均クロロフィル-*a*, POC, PON濃度はそれぞれPond 1で $145 \mu\text{g} \cdot [\text{chl. } a] / \text{l}$, $8.5 \text{mg} \cdot [\text{POC}] / \text{l}$, $1.03 \text{mg} \cdot [\text{PON}] / \text{l}$, Pond 2で $50 \mu\text{g} \cdot [\text{chl. } a] / \text{l}$, $5.6 \text{mg} \cdot [\text{POC}] / \text{l}$, $0.55 \text{mg} \cdot [\text{PON}] / \text{l}$, Pond 3で $30 \mu\text{g} \cdot [\text{chl. } a] / \text{l}$, $4.1 \text{mg} \cdot [\text{POC}] / \text{l}$, $0.32 \text{mg} \cdot [\text{PON}] / \text{l}$ であった。

図5-1~図5-3に1979年夏季の実験結果を示す。夏季は他の季節に比べて藻類の増殖速度が速く実験を開始してから約8日後には三つの実験池とも定常状態に達した。夏季の実験で顕著な現象は、栄養塩、特にリンが一度検出限界以下の濃度まで藻類の増殖に伴って低下した後、再びかなりの濃度まで増加したことである。特にPond 2, 3ではクロロフィル濃度が最高値に達した直後に約1/2の濃度まで低下しており、それに伴って急激なリンの増加がみられた。このようなリンの著しい増加は恐らく動物プランクトンによる藻類の捕食と排泄によるものであろう。今回の実験では動物プランクトンの計数は行わなかったが、各実験池とも動物プランクトン(貝ミジンコ, Ostracoda)著しい増加がみられた。定常状態でのクロロフィル-*a*, POC, PON濃度はそれぞれPond 1では $55 \mu\text{g} \cdot [\text{chl. } a] / \text{l}$, $5.2 \text{mg} \cdot [\text{POC}] / \text{l}$, $0.45 \text{mg} \cdot [\text{PON}] / \text{l}$, Pond 2では $29 \mu\text{g} \cdot [\text{chl. } a]$

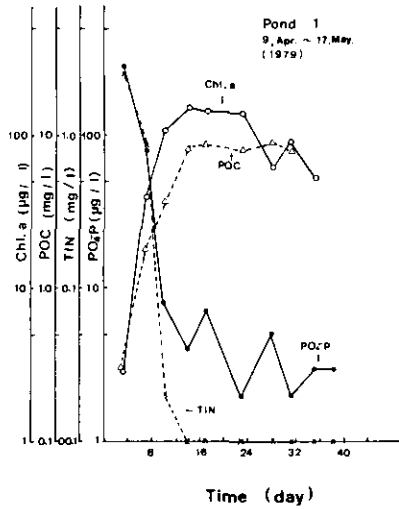


図4-1 1979年春季の実験における実験池-1中のクロロフィル, POC, PO₄-P, およびTIN濃度の変化

Fig. 4-1 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 1. This experiment was conducted in spring 1979.

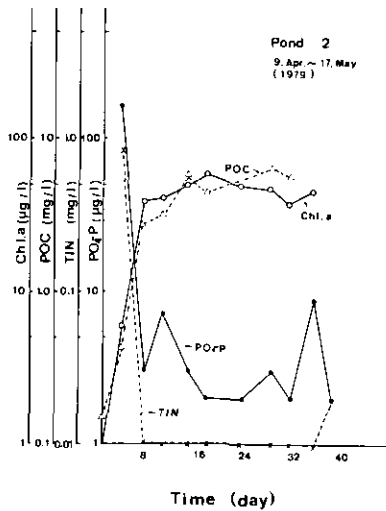


図4-2 1979年春季の実験における実験池-2中のクロロフィル, POC, PO₄-P, およびTIN濃度の変化

Fig. 4-2 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 2. This experiment was conducted in spring 1979.

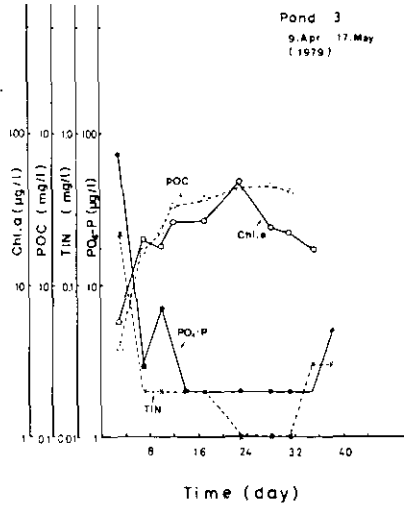


図4-3 1979年春季の実験における実験池-3中のクロロフィル, POC, PO₄-P, およびTIN濃度の変化

Fig. 4-3 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 3. This experiment was conducted in spring 1979.

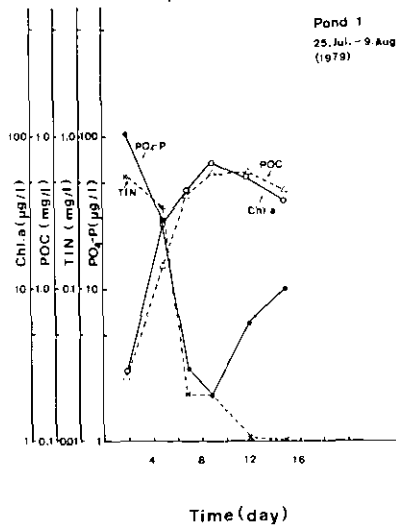


図5-1 1979年夏季の実験における実験池-1中のクロロフィル, POC, PO₄-P, およびTIN濃度の変化

Fig. 5-1 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 1. This experiment was conducted in summer 1979.

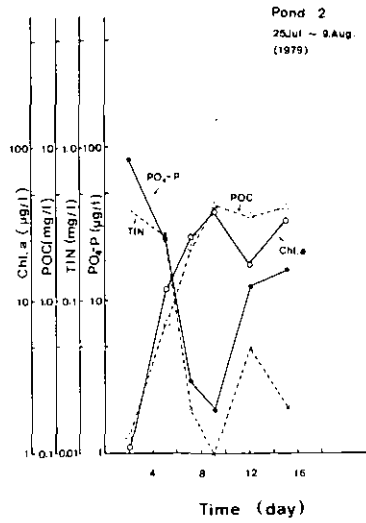


図5-2 1979年夏季の実験における実験池-2中のクロロフィル, POC, PO₄-P, およびTIN濃度の変化

Fig. 5-2 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 2. This experiment was conducted in summer 1979.

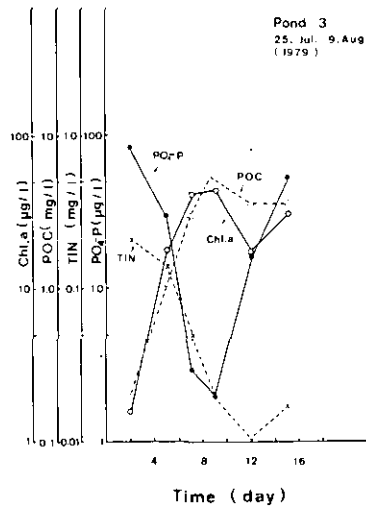


図5-3 1979年夏季の実験における実験池-3中のクロロフィル, POC, PO₄-P, およびTIN濃度の変化

Fig. 5-3 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, POC, PO₄-P, and TIN in the experimental Pond 3. This experiment was conducted in summer 1979.

／l, 3.9 mg・[POC]／l, 0.38 mg・[PON]／l, Pond 3では43 μ g・[chl. a]／l, 4.0 mg・[POC]／l, 0.37 mg・[PON]／lであった。

図6-1～図6-3に1979年秋季の実験結果を示す。実験開始直後の栄養塩の分析は行われなかったが、初期の濃度は他の季節の実験とほぼ同じ程度の値であったと推定される。したがって、栄養塩は実験開始後11日目ではほぼ消費され、リンに関しては、その後、夏期と同様にかかなりの増加がみられた。このリンの増加も動物プランクトンによる藻類の捕食および排泄によるものと推測される。藻類は実験開始直後より増加し始め、11～15日後に定常状態に達した。定常状態でのクロロフィル-a、POC、PON濃度はそれぞれ、Pond 1で160 μ g・[chl. a]／l, 9.0 mg・[POC]／l, 0.77 mg・[PON]／l, Pond 2で106 μ g・[chl. a]／l, 7.4 mg・[POC]／l, 0.63 mg・[PON]／l, Pond 3で36 μ g・[chl. a]／l, 3.2 mg・[POC]／l, 0.30 mg・[PON]／lであった。

図7-1～図7-3に1979年冬季の実験結果を示す。冬季は藻類の増殖速度も遅く、実験を開始してから約14日後に藻類の増加がはじまり、36～40日後に定常状態になった。栄養塩も24～32日後にはほぼ検出限界以下になった。定常状態でのクロロフィル-a濃度はPond 1で44 μ g [chl. a]／l, Pond 2では54 μ g [chl. a]／l, Pond 3では78 μ g [chl. a]／lであった。

優占した藻類は季節および栄養塩の濃度に関係なく *Oöystics* sp., *Cosmarium* sp. *Scenedesmus* spp., *Selenastrum* sp., *Pandorina* sp., および *Synedra* spp., の6種でこのなかで夏季および秋季には *Selenastrum* および *Cosmarium* が、冬季および春季には *Oöcystis* および *Selenastrum* が特に優占した。各藻類種ごとの増殖特性に関しては別報 (Miyai & Takahashi, 1980)を参照されたい。

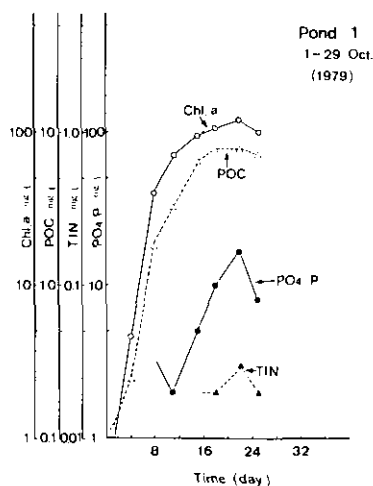


図6-1 1979年秋季の実験における実験池-1中のクロロフィル, POC, PO₄-P, およびTIN濃度の変化

Fig. 6-1 Changes in concentrations of chlorophyll-a, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 1. This experiment was conducted in autumn 1979.

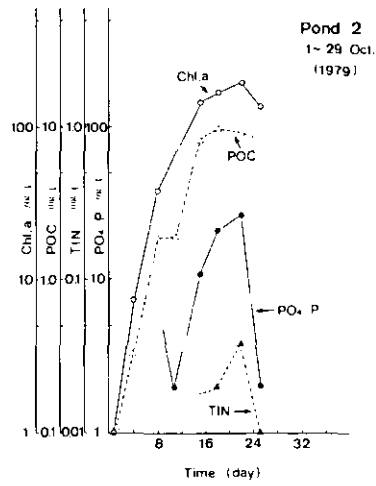


図6-2 1979年秋季の実験における実験池-2中のクロロフィル、POC、PO₄-P、およびTIN濃度の変化

Fig. 6-2 Changes in concentrations of chlorophyll-a, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 2. This experiment was conducted in autumn 1979.

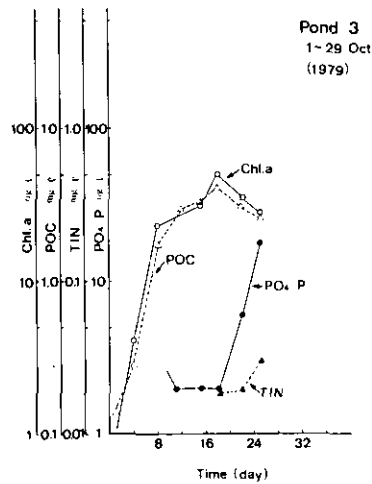


図6-3 1979年秋季の実験における実験池-3中のクロロフィル、POC、PO₄-P、およびTIN濃度の変化

Fig. 6-3 Changes in concentrations of chlorophyll-a, POC, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 3. This experiment was conducted in autumn 1979.

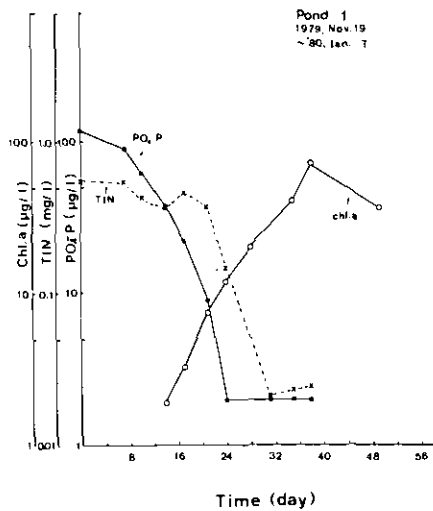


図7-1 1979年冬季の実験における実験池-1中のクロロフィル, PO₄-P, および TIN濃度の変化

Fig. 7-1 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 1. This experiment was conducted in winter 1979.

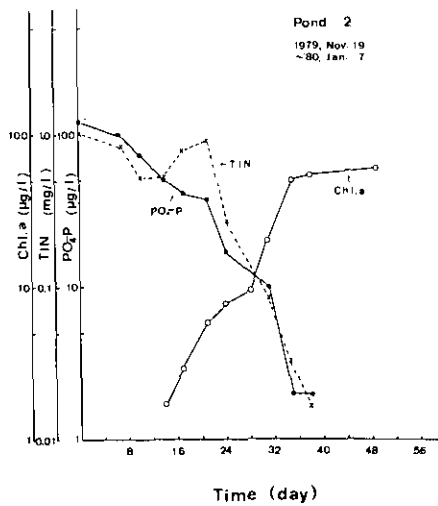


図7-2 1979年冬季の実験における実験池-2中のクロロフィル, PO₄-P, および TIN濃度の変化

Fig. 7-2 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 2. This experiment was conducted in winter 1979.

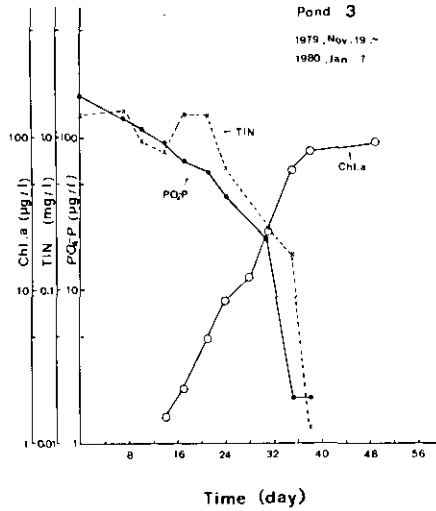


図7-3 1979年冬季の実験における実験池-3中のクロロフィル, PO₄-P, および TIN濃度の変化

Fig. 7-3 Changes in concentrations of chlorophyll-*a*, PO₄-P, and TIN in the Experimental Pond 3. This experiment was conducted in winter 1979.

3-2 栄養塩供給量と定常状態における藻類現存量の関係

図8に流入水中の全リン濃度と実験池中の全リン濃度の関係を示す。実験池中の全リン濃度(y)と流入水中の全リン濃度(x)との間には $y = 0.84x - 0.026$ の関係があることがわかった。この関係は、流入したリンの約16%に相当する量が壁への付着とか沈降とかの形で系外に取り除かれていることを示している。流入し、池の中に入ったリンは藻類の増殖と共に藻体内へ取り込まれる。

図9~11および表2に池中の無機態のリンが消費されつくした後の全リン濃度とクロロフィル- a 濃度, POC, PON濃度との関係を示す。これらの関係は藻体中に取り込まれたリンと他の藻体成分との関係を近似的に示すものである。全リンとクロロフィル- a 濃度の間には年間を通じてみると $[\text{Chl}] = 0.87[\text{P}] - 14.08$ ($n = 44, r = 0.79$) の関係があったが、あまり相関係数は高くなかった。しかし、季節別に分けて関係をみると夏季を除き各季節とも高い相関係数にあることがわかった(図9, 表2)。図9をみると夏季を除き各季節とも傾きはほぼ同じ程度の値(1.05~1.52)であるが、 y 切片の値がかなり季節によって変化していることがわかる。特に1978年秋季および1979年春季ではクロロフィル濃度が0でも懸濁態の全リンが45~55 µg/l存在することになる。全リンと[PON], [POC]との関係ではこのような現象はあまり顕著にはみられなかったところからこの原因ははっきりしない。また、夏季の値が他の季節とかなり異っていたが、これはリン濃度の高い実験池でクロロフィル濃度があまり高くならなかった為で、この原因も明らかではない。一方、[POC]と全リンとの間には年間を通じてみると $[\text{POC}] = 38.8[\text{P}] + 1261$ ($n = 40, r = 0.83$) の関係があった。季節別にみると冬季の値が試料数も少なく他の季節と大きく異なっていたが、他の季節

表 2 実験池中の各季節における全リン濃度とクロロフィル-a, PON, および POC濃度の関係
 Table 2. Relationships between concentrations of total phosphorus and chlorophyll-a, PON, and POC in experimental ponds at each season

	Equation	<i>n</i>	<i>r</i>	Equation	<i>n</i>	<i>r</i>	Equation	<i>n</i>	<i>r</i>
1978 Autumn	$Chl^* = 1.23P^* - 53.9$	11	0.89	$PON^* = 5.12P^* + 31.0$	11	0.94	$POC^* = 34.2P^* + 1340$	10	0.80
1979 Spring	$Chl = 1.07P - 60.9$	15	0.84	$PON = 7.76P - 326$	14	0.97	$POC = 46.8P + 598$	14	0.82
Summer	$Chl = 0.55P + 5.25$	7	0.77	$PON = 5.97P - 53.0$	7	0.92	$POC = 67.3P - 429$	7	0.86
Autumn	$Chl = 1.52P - 21.1$	4	0.99	$PON = 5.87P + 70.4$	5	0.92	$POC = 70.4P + 534$	5	0.88
Winter	$Chl = 1.05P - 4.24$	6	0.95	$PON = 2.72P + 134$	4	0.94	$POC = 7.61P + 1281$	4	0.54
1978 Autumn - 1979 Winter	$Chl = 0.87P - 14.1$	44	0.79	$PON = 5.32P + 1.66$	41	0.94	$POC = 38.8P + 1261$	40	0.83

* $\mu\text{g/l}$

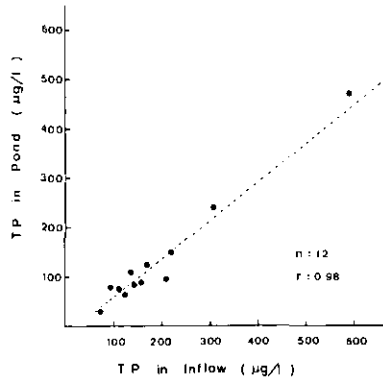


図 8 流入水中の全リン濃度と実験池中の全リン濃度の関係
データは各季節、各実験池の平均値を用いた。

Fig. 8 Relationship between concentrations of total phosphorus in inflow water and in the experimental ponds throughout all experiments.

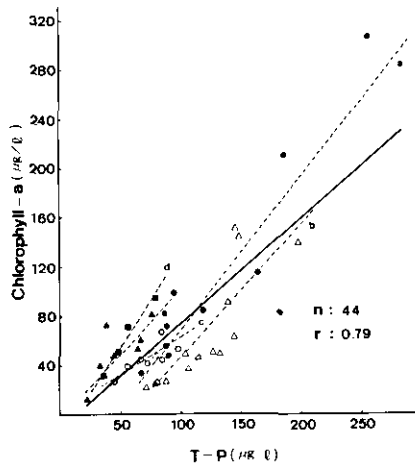


図 9 実験池中の全リン濃度とクロロフィル濃度の関係

図中の a, b, c, d, および e は、それぞれ、1978 年秋季、1979 年春季、夏季、秋季および冬季のデータから求めた回帰直線を示す。(●) 1978 年秋季、(△) 1979 年春季、(○) 1979 年夏季、(■) 1979 年秋季、(▲) 1979 年冬季。

Fig. 9 Relationship between concentrations of total phosphorus and chlorophyll-a in the experimental ponds throughout all experiments. Letters of a, b, c, d, and e in the figure indicate the regression line obtained from the data of each experiment in autumn 1978, spring 1979, summer 1979, autumn 1979, and winter 1979, respectively. Symbols : (●) autumn 1978, (△) spring 1979, (○) summer 1979, (■) autumn 1979, (▲) winter 1979.

ではかなり類似した傾向を示した(図10)。相関係数は冬期を除き季節別にみても年間を通じてみた場合とあまり変わりなく($r = 0.80 \sim 0.86$), クロロフィルと全リンとの関係と対称的であった。PONと全リンの間には図11に示すごとく, 各季節ごとにみてもまた年間を通じてみても非常に高い相関関係がみられた。年間を通じてみると全リンと〔PON〕の間には〔PON〕 $= 5.32〔P〕 + 1.66$ ($n = 41, r = 0.94$) の関係がみられた。これらの結果からリン1に対しておおよそクロロフィル- a , 1.2 ; 〔PON〕, 6.2 ; 〔POC〕, 55 の関係にあることがわかった。

次にリン負荷量と藻類現存量との関係を検討した。図12-1~図12-3にリン負荷量と定常状態に達した後のクロロフィル- a , POC, PON濃度との関係を示す。低濃度のリン負荷の実験池では, 初めに実験池に満たした水道水のリン濃度(0.135 mg/l)が高く定常状態に達した時のリン濃度が設定目標値とは異なる値となったので定常状態に達した時のリン濃度を次式から求めた。

$$X = A - (A - X_0) e^{-Dt}$$

ここで X : t 時間後のリン濃度, A : 流入リン濃度, X_0 : 初期のリン濃度, D : 希釈率である。リン負荷とクロロフィル- a 現存量($\mu\text{g/l}$)の間には〔Chl〕 $= \sqrt{18.1〔P〕 - 57}$ ($〔P〕 = \text{mg/m}^2 \cdot \text{day}$) の関係がみられた(図12-1)。季節的にみると冬季は他の季節と様子が異なるようであるが, しかしながら, 他の季節, 春季, 夏季, 秋季の間ではかなり類似した傾向を示した。図12-1からリン負荷 $3.1 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{day}$ までは, 流入したリンは藻類にあまり利用されず, その後リン負荷

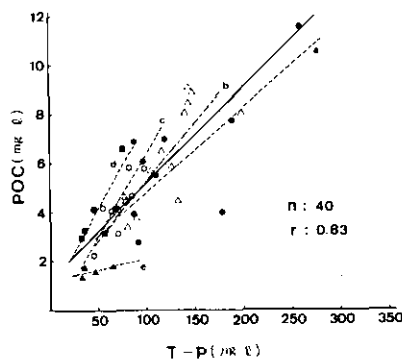


図 10 実験池中の全リン濃度と POC 濃度の関係

図中の a, b, c, d, および e は, それぞれ, 1979 年春季, 夏季, 秋季, および冬季のデータから求めた回帰直線を示す。(●) 1978 年秋季, (△) 1979 年春季, (○) 1979 年夏季, (■) 1979 年秋季, (▲) 1979 年冬季。

Fig. 10 Relationship between concentrations of total phosphorus and POC in the experimental ponds throughout all experiments. Letters of a, b, c, d, and e in the figure indicate the regression line obtained from the data of each experiment in autumn 1978, spring 1979, summer 1979, autumn 1979, and winter 1979, respectively. Symbols : (●) autumn 1978, (△) spring 1979, (○) summer 1979, (■) autumn 1979, (▲) winter 1979.

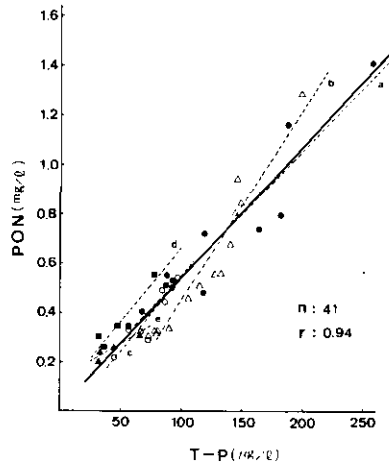


図 11 実験池中の全リン濃度とPON濃度との関係

図中の a, b, c, d, および e は、それぞれ、1978 年秋季、1979 年春季、秋季、および冬季のデータから求めた回帰直線を示す。(●) 1978 年秋季、(△) 1979 年春季、(○) 1979 年夏季、(■) 1979 年秋季、(▲) 1979 年冬季。

Fig. 11 Relationship between concentrations of total phosphorus and PON in the experimental ponds throughout all experiments. Letters of a, b, c, d, and e in the figure indicate the regression line obtained from the data of each experiment in autumn 1978, spring 1979, summer 1979, autumn 1979, and winter 1979, respectively. Symbols : (●) autumn 1978, (△) spring 1979, (○) summer 1979, (■) autumn 1979, (▲) winter 1979.

が $1\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 増すごとにクロロフィル-*a* 濃度が約 $18\mu\text{g}/\text{l}$ の割合で増加していくことがわかった。リン負荷と [POC] 現存量 (mg/l) の間には $[\text{POC}] = 0.69 [\text{P}] + 0.38$ ($[\text{P}] : \text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$) の関係がみられ、クロロフィルと同様に季節に関係なく高い相関関係がみられた(図12-2)。この結果はリンの負荷がなくても実験池中にはわずかな POC が存在しており、リン負荷が $1\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 増すにしたがって、[POC] 現存量が $0.69\text{mg}/\text{l}$ の割合で増加することを示している。リン負荷と [PON] 現存量 (mg/l) の間には $[\text{PON}] = 0.096 [\text{P}] - 0.16$ ($[\text{P}] : \text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$) の関係がみられ、他のクロロフィル、[POC] よりも更に高い相関関係にあった(図12-3)。この結果は、リン負荷 $1.7\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ までは PON 現存量の増加はみられず、その後 $1\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ のリン負荷量の増加と共に $96\mu\text{g}/\text{l}$ の割合で [PON] が増加してゆくことを示している。これらの結果から使用した実験池では流入するリンの一部は細菌や原生動物等の他の微生物に利用され、その量は図12-1にみられる藻類増殖が始まるまでの負荷量約 $3\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ に相当する量であると予想される。その後リン負荷量が $1\text{mg}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ 増加するにしたがって、クロロフィル-*a* $18\mu\text{g}/\text{l}$ 、[POC] $0.69\text{mg}/\text{l}$ 、[PON] $96\mu\text{g}/\text{l}$ の割合で増加してゆくものと推測される。

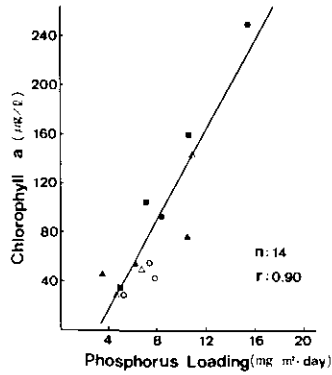


図12-1 実験池へのリン負荷量と定常状態での実験池中のPOC濃度との関係
 (●) 1978年秋季, (△) 1979年春季, (○) 1979年夏季, (■) 1979年秋季,
 (▲) 1979年冬季。

Fig. 12-1 Relationship between phosphorus loading and chlorophyll-a concentration at the steady state in the experimental ponds. Symbols : (●) autumn 1978, (△) spring 1979, (○) summer 1979, (■) autumn 1979, (▲) winter 1979.

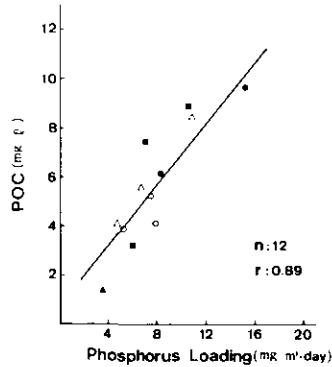


図12-2 実験池へのリン負荷量と定常状態での実験池中のPOC濃度との関係
 (●) 1978年秋季, (△) 1979年春季, (○) 1979年夏季, (■) 1979年秋季,
 (▲) 1979年冬季。

Fig. 12-2 Relationship between phosphorus loading and POC concentration at the steady state in the experimental ponds. Symbols : (●) autumn 1978, (△) spring 1979, (○) summer 1979, (■) autumn 1979, (▲) winter 1979.

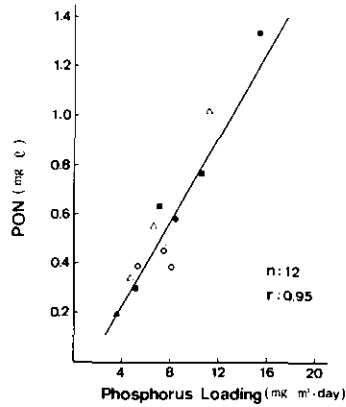


図12-3 実験池へのリン負荷量と定常状態での実験池中のPON濃度との関係
 (●) 1978年秋季, (△) 1979年春季, (○) 1979年夏季, (■) 1979年秋季,
 (▲) 1979年冬季。

Fig. 12-3 Relationship between phosphorus loading and PON concentration at the steady state in the experimental ponds. Symbols: (●) autumn 1978, (△) spring 1979, (○) summer 1979, (■) autumn 1979, (▲) winter 1979.

4. 考 察

4-1 実験池の特殊性

本実験は水深1 m, 水の交換速度20日間という条件で行ったが, このような条件は霞ヶ浦高浜入の湾奥部の状態とかなりよく類似している。しかしいくつかの点で実際の湖沼とは異っている。

まず第1に, 実験池では底泥が存在しないため実験結果に種々の自然湖沼でおこるような底泥の影響を含んでいない。霞ヶ浦のような浅い湖では底泥の影響は無視できないものと考えられているが, その程度は明らかでない。今後, 底泥を含む実験池での研究を進める必要がある。

第2に動物プランクトンを無視している点である。実験池では系を単純にする目的から, 実験中に動物プランクトンがあまり増殖しないように注意し, また藻類現存量が定常状態に達すると実験を中止した。これらは動物プランクトンによる藻類の捕食効果まで含めると, 実験結果の解析が困難になるため意識的に行ったものであるが, 次の段階では動物プランクトンを含んだ系での実験が必要と考えられる。しかしながら, かなり注意したにもかかわらず, 夏季および秋季には多量の動物プランクトン(貝ミジンコ)の発生がみられ, 実験池中に動物プランクトンの集団がパッチ状に確認された。

次に細菌数が実際の湖沼とは異なる点である。図13に実験にともなう細菌数の変化を示す。水道水を実験池に満した直後の生菌数は $10^2 \sim 10^3$ cells/mlのオーダーであったが, 実験を開始してから2日後には 10^5 cells/mlのオーダーに増加した。全菌数も 10^5 cells/mlのオーダーから 10^6 cells/mlのオーダーに増加している。もちろん, この期間では藻類の増殖はみられず, また溶存有機炭素の

増加もみられなかった。生菌数および全菌数は、このような初期の急激な増加の後、実験期間の後期では藻類量の増加とともに約2～3倍増加した。定常状態で生菌数が全菌数に対して占める割合は15～25%と非常に高い値であった。このような高い割合は自然湖沼ではみられず、また初期の細菌数の急激な増加と考え合せると、実験池は細菌の生育環境としてはかなり特殊な状態であると推測される。

この他、優占的に出現する藻類が6種の緑藻類に限られており、藍藻類や珪藻類が出現することの多い自然湖沼とはかなり異っていた。しかし、同一種が年間を通して優占したことは、次にのべる富栄養化状態指標の検討や、藻類組成のコントロールを考える場合に非常に重要な結果であったと思われる。実験期間中水をかなり強く攪拌していたことも自然湖沼とはかなり異った状態であり、出現する藻類種に対して影響を与えていたのかもしれない。このように使用した実験池の生態系は自然湖沼とはかなり異った状態であったが、しかし野外で行ったという点で実験室と自然湖沼をつなぐ実験として重要な意義をもつものと考えられる。

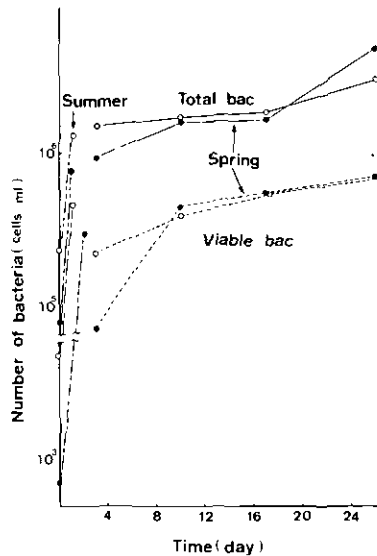


図 13 実験期間中の全菌数および生菌数の変化

(●) 実験池-1, (○) 実験池-3.

Fig. 13 Changes in total number and viable count of bacteria in experimental ponds.

(●) Pond 1, (○) Pond 3.

4-2 全リン濃度と藻類量の関係

Carlson (1977) は富栄養化状態指標として透明度、クロロフィル濃度、全リン濃度を使用することを提唱した。我々も日本湖沼の調査から、これらの水質項目の有用性を確認した (相崎他,

1981)。しかし我々の行った調査は主に夏季を中心としたもので、季節が異なる場合の検討はあまりできなかった。今回の実験では、各季節を通して前述した6種の緑藻類が優占していたので、全リン濃度とクロロフィル濃度の関係の季節変化を調べるには好都合であった。結果は図9および表2に示したごとく、各季節ごとには全リン濃度とクロロフィル濃度にかかなり高い相関関係がみられたが、年間を通した場合には相関係数は低下した。この原因は1978年秋季および1979年春季の実験で、藻類以外の懸濁物中に無視できない量のリンが存在していたためと考えられる。しかし、クロロフィル濃度と全リン濃度の傾斜は各季節とも比較的類似していた。したがって、自然湖沼では年間を通して相関関係が高いまま維持される可能性も高い。今回の実験では、夏季および冬季のサンプル数が少なかったところから、今後更に研究を進める必要がある。ところで、PON濃度と全リン濃度との間には季節別にみても、年間を通してみても高い相関関係がみられる。したがって藻類量もしくは微生物量を表す指標として、PON濃度を利用することを今後さらに検討する必要がある。

4-3 栄養塩供給量と藻類現存量

供給した栄養塩がすべて藻類に利用され藻体に変わるならば、藻類の現存量と栄養塩供給量との関係は実験室の研究から推測が可能である。Tezuka (1977)は実験室における*Scenedesmus Obliquus*の連続培養実験から、滞留時間を1日とした場合、供給リン量とクロロフィル-a現存量の間には $[Chl] = 2.7 [P] + 11.6$ ($[P]: \mu g/l \cdot day$)の関係があると報告している。一方、Oglesby & Schaffner (1978)は北米の14の自然湖沼の調査結果から、リン負荷量とクロロフィル-a濃度の間には $[Chl] = 0.24 [P] - 4.05$ ($[P]: mg/m^3 \cdot year$)の関係があると報告している。またSchindler et. al. (1978)はカナダにおける実験湖沼群の研究から $[Chl] = 0.147 [P] + 2.86$ ($P: mg/m^3 \cdot year$)の関係を報告している。今回の実験からは $[Chl] = 18.1 [P] - 57$ ($P: mg/m^3 \cdot day$)の関係が得られた。これらの式を比較すると、実験室、屋外実験池、実験湖沼群、および、自然湖沼の間で、リン負荷量とクロロフィル現存量との関係が非常に異なることがわかる。

このような違いはどのような原因で生ずるのであろうか。一概に異なったレベルでの実験を比較することは無理があると思われるが、以下に考察してみる。まず、Tezukaの実験と今回の実験とを比較すると、Tezukaの実験では滞留時間(1日)が短かいため、栄養塩濃度と増殖速度がミハエリス-メンテンの式にしたがうとすると、生長速度とつりあう栄養塩濃度が高くなる。そのため単位リン負荷量当りのクロロフィル-a現存量が小さくなるものと考えられる。それに対して、今回の実験では滞留時間が20日間であるため、低濃度の栄養塩まで利用でき、単位リン負荷量当りのクロロフィル-a現存量が大きくなるものと推測される。このように藻類の増殖速度と水の交換速度は藻類の現存量を決めるうえで非常に重要な要因である。今回の実験の各季節における藻類のみかけの最大増殖速度をクロロフィル-a濃度の増加曲線から求めてみると、春季から秋季にかけては供給栄養塩濃度にはほとんど関係なく、クロロフィルの倍加時間は1.2~1.8日であった。また冬季の

それは3.2～4.0日であった。この値から考えると、水の交換速度が春季から秋季にかけては2～3日、冬季では5～6日以上になると藻類の増殖速度より流出速度の方が上まわるため、藻類現存量は増加しないものと考えられる。1978年秋季の実験では滞留時間を10日間としたにもかかわらず藻類の増加がみられなかったが、この原因は明らかでない。水の滞留時間をさらに長くすると藻類の集団としての増殖速度は遅くなり、低濃度の栄養塩の利用が可能となる。そのため、単位栄養塩負荷量当りの藻類現存量は高くなる。

次に今回の実験結果と Oglesby & Schaffner の結果を比較する。今回の結果を年単位のリン負荷量に換算すると $[Chl] = 0.05 [P] - 57$ ($[P]: mg/m^3 \cdot year$) の関係になる。この結果は、Oglesby & Schaffner の報告している関係 ($[Chl] = 0.24 [P] - 4.05$) に比べて単位リン負荷量当りのクロロフィル現存量が非常に小さい。このことはOglesby & Schaffner の調査した湖では滞留時間が平均約6年と非常に長く、供給された栄養塩が水中へ蓄積されてゆくため、低濃度のリン負荷でも高い藻類現存量になるものと考えられる。ところで水中へ供給されたリンは水中に全リン濃度の増加というかたちで蓄積されるのであろうか。Schindler & Fee (1974) の実験湖沼群での研究結果をみると、5月から10月まで一定の割合で栄養塩を供給しつづけると、藻類の現存量はその前年の現存量よりかなり高くなる傾向を示した。したがって、供給した栄養塩の一部は翌年へ持越されるものと考えられる。しかし、彼等の実験で栄養塩の供給を停止すると翌年にはほとんど栄養塩を供給する前の水準に戻ることから、年単位で蓄積されるリン量はごくわずかなものと考えられる。ところで自然湖沼での藻類の季節変化をみると、一般に一種類の藻類が優占して出現している期間は3～5か月間程度である(例えば、Hutchinson, 1967)。したがって、この期間は流入するリンが蓄積される可能性が高い。今回の実験では、実験を開始し藻類が定常状態に達するまでの期間は夏季で約8日間、冬季で約30日間であった。定常状態に達するまでの期間を20日間とし、その期間に供給したリン量を3～5か月間かかって供給したと仮定し、またその時のクロロフィル現存量が今回の実験結果と同様であったとすると、リン負荷量とクロロフィル-a現存量の間には、3か月の場合には $[Chl] = 0.22 [P] - 57$ 、5か月の場合には $[Chl] = 0.37 [P] - 57$ ($[P]: mg/m^3 \cdot year$) の関係が得られる。この関係は Oglesby & Schaffner の関係に極めて近い。

これらのことから考えると、滞留時間が3～5か月未満の場合には藻類の流出によって水界中のリンの減少が生じ、負荷されたリンを藻体として水界中に維持できないものと考えられる。したがって滞留時間がこれより短かく、水の交換速度の大きな湖では従来の年単位の負荷量計算からでは正確な藻類現存量の予測は困難と思われ、水の交換速度に見合った栄養塩負荷量と藻類現存量の関係を明らかにしてゆく必要がある。

4-4 霞ヶ浦高浜入湾奥部との比較

霞ヶ浦高浜入湾奥部は面積 $3.87 km^2$ 、容量 $6.52 \times 10^6 m^3$ 、平均水深 1.68 m の水域である。この水域の水の交換速度は約30日間で今回の実験とほぼ同様である。ここには山王川、恋瀬川という

二つの流入河川があり、この水域に対する大きな栄養塩供給源となっている。またこの水域内では鯉の養殖も行われており、そこで与えられる餌料も栄養塩供給源の一つとなっている。我々はこの水域の栄養塩収支を1978年6月から1980年5月までの2年間測定した(相崎他, 1981)。その結果、この水域に対するリン負荷量と表層中のクロロフィル現存量の間に高い相関関係があることがわかった(図14)。リン負荷量およびクロロフィル現存量は各季節ごとの3か月間の平均値を用いた。カッコ内の点は1979年秋季および1980年春季の値で特に降水量が多く、3か月の平均滞留時間が16.3日および23.3日と他のデータに比べて非常に短くなっていたため参考値とした。残りの期間のこの水域での全リン負荷量とクロロフィル現存量の間には $[Chl] = 9.4 [P] - 37.5$ ($[P]$: $mg/m^2 \cdot day$) の関係にあり、非常に高い (r : 0.91) 相関関係がみられた。この値をリンの年間負荷量当りに換算すると $[Chl] = 0.026 [P] - 37.5$ ($[P]$: $mg/m^2 \cdot day$) の関係になる。この関係は Oglesby & Schaffner や Schindler et. al. の報告している関係と比べると単位リン負荷量当りのクロロフィル- a 増加量がきわめて小さく、今回の屋外実験池での関係にすこぶる近い。この水域への全リン負荷のうち、河川由来のものは60~70%を占め、そのうち藻類に直ちに利用できる無機態のリン含量は約50%である(相崎他, 1981)。上記の関係式は藻類に利用できないような形のリンも含む全リン濃度との関係であったが、もし藻類に利用可能なリンの量が全リン濃度の50%であると仮定するならば、高浜入湾奥のリン負荷量とクロロフィル現存量との関係は今回の屋外実験池で得られた結果とほとんど同じとなる。以上のことから、本研究で行った屋外実験池での研究は自然湖沼での栄養塩供給量と藻類現存量との関係を明らかにするうえで非常に有力な手段となると思われる。

5. 要 約

水深が浅く、水の交換速度の大きな湖での栄養塩供給量と藻類現存量との関係を明らかにするために、連続的に低濃度の栄養塩を供給でき、水の交換速度をコントロールすることのできる屋外実験池を用いて実験を行った。実験池はコンクリート製の6.6 m(長さ) × 3 m(幅) × 1 m(深さ)、容量20 m³ の大きさで、同時に3個を使用した。実験は1978年秋季に開始し1979年冬季まで各季節ごとに1回の割合で行った。各実験池の水の交換速度は約20日間とした。供給栄養塩はKH₂PO₄とNH₄NO₃を用い、各実験池の栄養塩濃度を次の3段階になるように調節して連続的に添加した。①リン0.07 mg/l, 窒素0.49 mg/l, ②リン0.140 mg/l, 窒素0.98 mg/l, ③リン0.210 mg/l, 窒素1.47 mg/l。その結果、以下のような点が明らかになった。

- 1). 藻類の現存量は実験開始後、春季では8~12日後、夏季では約8日後、秋季では11~15日後、冬季では36~40日後に定常状態に達した。また水中の溶存栄養塩濃度は藻類の増殖に伴って急激に減少した。
- 2). 各実験池のクロロフィル増加曲線から求めた藻類のみかけの最大増殖速度は栄養塩の濃度にはほとんど関係なく、倍加時間で、春季から秋季にかけては1.2~1.8日、冬季には3.2~4.0日であっ

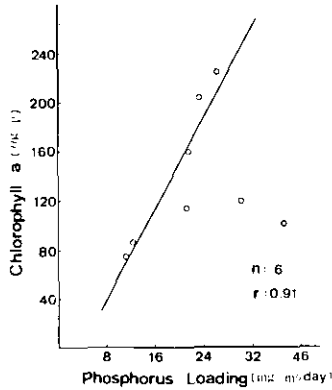


図 14 霞ヶ浦高浜入湾奥部へのリン負荷量と高浜入湾奥部のクロロフィル-*a* 濃度との関係

カッコ内のデータは雨の影響で滞留時間が他とくらべて非常に短くなったため参考値とした。

Fig. 14 Relationship between phosphorus loading and chlorophyll-*a* concentration in a part of the Takahamairi bay in the Lake Kasumigaura which has almostly same dilution rate as this study. The values in parentheses indicate the data at rapid water renewal under influence of heavy rain.

た。

3). 定常状態での藻類現存量は栄養塩供給量との高い相関関係を示した。クロロフィル-*a* 濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$), 懸濁態有機炭素濃度 (*POC*) (mg/l), および, 懸濁態有機窒素濃度 (*PON*) (mg/l) とリン負荷量 ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$) との間には次式で示す関係が得られた。

$$[\text{Chl}] = 18.1 [\text{P}] - 57 \quad (n: 14, r: 0.90)$$

$$[\text{POC}] = 0.69 [\text{P}] - 0.38 \quad (n: 12, r: 0.89)$$

$$[\text{PON}] = 0.096 [\text{P}] - 0.16 \quad (n: 12, r: 0.95)$$

4). 実験池中の全リン濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$) とクロロフィル-*a* 濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$), *POC* 濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$), および *PON* 濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$) との間には次式で示す関係が得られた。

$$[\text{Chl}] = 0.87 [\text{P}] - 14.08 \quad (n: 44, r: 0.79)$$

$$[\text{POC}] = 38.8 [\text{P}] + 1261 \quad (n: 40, r: 0.83)$$

$$[\text{PON}] = 5.32 [\text{P}] + 1.66 \quad (n: 41, r: 0.94)$$

5). 実験池における栄養塩供給量と藻類現存量の関係は, 滞留時間がほぼ同じである霞ヶ浦高浜入湾奥部の栄養塩供給量と藻類現存量の関係 { $[\text{Chl}] = 9.4 [\text{P}] - 37.5$ ($[\text{P}]: \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$) } とほぼ等しい結果となった。

6). これらの結果から、水の滞留時間の短い湖と滞留時間の長い湖とでは、栄養塩負荷量と藻類現存量との関係が異っており、水の滞留時間の短い湖では、それぞれの滞留時間に対応した両者の関係を明らかにする必要があることがわかった。

引用文献

- 相崎守弘・大概 晃・福島武彦・河合崇欣・細見正明・村岡浩爾 (1981): 富栄養化状態指標に関する研究. 国立公害研究所報告, 第23号.
- 相崎守弘・大概 晃・海老瀬潜一・安部喜也 (1981): 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所報告, 第22号.
- Carlson, R.E. (1977): A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 361-369.
- Hutchinson, G.E. (1967): *A Treatise on Limnology*, vol. 2. Wiley and Sons, New York.
- Miyai, H. and M. Takahashi (1980): Phytoplankton population dynamics in outdoor microcosms under various nutrient supply. Proceedings of 21th Congress of International Association of Theoretical and Applied Limnology.
- O'Brien, W.J' and F. DeNoyelles, Jr. (1974): Relationship between nutrient concentration, phytoplankton density, and zooplankton density in nutrient enriched experimental ponds. *Hydrobiologia*, **44**, 105 - 125.
- O E C D (環境庁水質保全局, 訳) (1980): (富栄養化防止のための) 陸水モニタリング協力計画総合報告書 (原案). 公害対策技術同友会.
- Oglesby, R.T. and W.R. Schaffner (1978): Phosphorus loadings to lakes and some of their responses. Part 2. Regression models of summer phytoplankton standing crops, winter total P, and transparency of New York lakes with known phosphorus loadings. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 135 -145.
- Schindler, D.W. (1975): Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **19**, 3221 - 3231.
- _____ (1977): Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, **195**, 260 - 262.
- _____ (1978): Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 478 - 486.
- Schindler, D.W., F.A.J. Armstrong, S.K. Holmgren, and G.J. Brunskill (1971): Eutrophication of lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **28**, 1763 - 1782.
- _____ and E. J. Fee (1974): Experimental Lakes area: Whole-lake experiments in eutrophication. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **31**, 937 - 953.
- _____, E.J. Fee, and T. Ruzyczynski (1978): Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standingcrop and production in the Experimental Lakes Area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, **35**, 190 -196.
- Tezuka, Y. (1977): The effect of nutrient concentration on the standing crop of *Scenedesmus Obliquus* grown continuous culture condition. *Jap. J. Limnol.*, **38**, 90 - 93.
- Vollenweider, R.A.* (1968): Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to phosphorus and nitrogen as factors in eutrophication. OECD Tech. Rep. DAS/CSI/68.27, p159 (Revised 1971).
- _____ (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. 1st. Ital. Idrobiol.*, **33**, 53 - 83.
- * 印を付したものは直接参照できなかった。

II-6. 藻類増殖過程の水質連続測定

河合崇欣¹・大槻 晃¹・相崎守弘²・宮井 博³・高橋正征³

Continuous Measurements of *in vivo* Fluorescence of Chl-*a*, pH,
Solar Radiation and Other Factors During Algal Growth
in Out Door Experimental Ponds

Takayoshi KAWAI¹, Akira OTSUKI¹, Morihiro AIZAKI²,
Hiroshi MIYAI³ and Masayuki TAKAHASHI³

Abstract

Continuous measurement system of aquatic quality was developed for outdoor experimental ponds. *in vivo* fluorescence of chlorophyll-*a*, pH, solar radiation and others were continuously measured during phytoplankton growth. Two new phenomena on the photoresponse of the *in vivo* fluorescence of phytoplankton were found. One is photoenhancement of the *in vivo* fluorescence. The other is that under the similar conditions of species, water temperature, solar radiation, nutrient concentrations, and growth stage there are changes in the ratio of photoinhibition per unit light intensity and small photoenhancement also occurs.

A longer period pH fluctuation, rather than diurnal ones, was found and attributed to the algal succession. The results seems to interpret the pH change in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura.

1. はじめに

環境調査に関する測定が対象とする自然は地質・地形や空間的広がりなどの条件に制約される不均一不連続な系であり、太陽エネルギーを原動力とする非平衡な系である。そして個体維持と種族保

-
- 1 国立公害研究所 計測技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Chemistry and Physics Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
 - 2 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environmental Division, The National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
 - 3 筑波大学環境科学 〒305 茨城県新治郡桜村
Environmental Science, University of Tsukuba, Sakura-mura, Niiharigun, Ibaraki 305, Japan

存を独自の指向とする生物相も含まれている。したがってほとんどの測定項目は長短さまざまな変動周期が重なり合った複雑な時間変化を示す。又、空間的な広がりに伴う変動もある。

測定方法をこのような実情に合わせていく試みの一つとして測定の高頻度化・連続化がある。これには時間的なものと空間的なものとの両面があるが、現段階では労力的にも設備的にも非常に大きな負担となるため余り一般的には使われていない。当面は不十分な測定頻度から生ずる重要な現象の見落としについての点検や見かけ上の不規則性からくる解釈上の困難克服への寄与が期待される。

2. 実験

水系および栄養塩類制御に関する実験条件は相崎ら¹⁾の報告に詳しいので省略する。

連続測定のためのサンプリングおよび記録の機構概念図を図1に示した。取水口を3つの池のそれぞれ水面下5cmと底から10cmのところに設置し、これら6つの取水口ごとに5分ずつ順次取水した。取水の制御は電磁弁の開閉によって行った。試料水はシリコンゴム管を通して気泡除去管に送られ一部がけい光々度計 (Turner Designe Co., USA.) のフローセルを通るようにした。励起波長不詳 (フィルター: コーニングNo.5-60), 測定波長不詳 (フィルター: コーニングNo.2-64) を用いた。各池の上下2点 (取水口と同じ深さ) で水温 (宝工業, 日本), 水面下50cm位でpH (Beckman 480, USA), No.3池でD.O. (Beckman 260, USA) と硝酸濃度を測定した。別に気温と日射量を測定した。これらの測定結果は長時間型アナログデータレコーダ (TEAC 970L, Japan) で磁気テープに記録した。

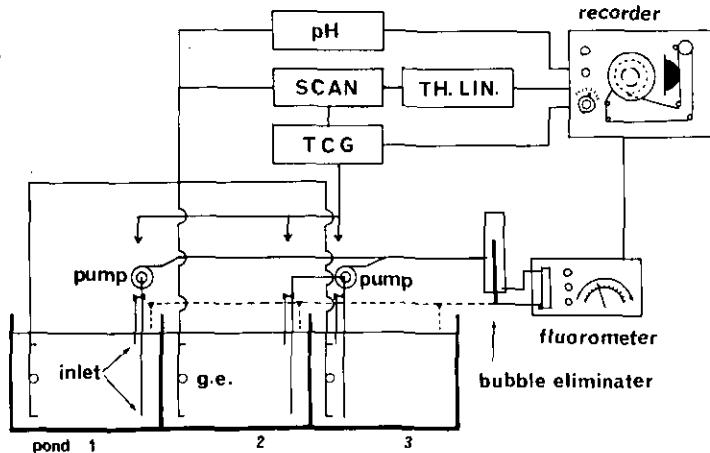


図 1 自動連続測定 of の機構図

TH. LIN., TCG, g. e. はそれぞれサーミスタリニアライザ, 時間信号発生器, ガラス電極を表す。

Fig. 1 Schematic illustration of continuous measurement system. TH. LIN., TCG, g. e. indicate thermister linearizer, time code generator, and glass electrode respectively.

別に各池の表層から週2回ポリビンに採水し、氷で冷して研究所に持帰った試料について、抽出クロロフィル-*a*量、全リン、 PO_4-P 、全無機窒素等および植物プランクトンの量および組成、全有機炭素量を測定した。

3. 結果と考察

A. *in vivo* クロロフィル-*a*のけい光強度に対する光影響

現場においてクロロフィルを非破壊で連続的に測定する試みは1966年にLorenzen²¹によって始められた。彼は、フローセルを内蔵したけい光々度計を用いて海域の植物プランクトンの量的な分布を連続的に測定した。その後この方法は陸水域も含め多くの研究者に用いられてきている^{3),4)}。他方、単位、クロロフィル濃度当たりのけい光強度は藻類の種類が異なったり^{5),6)}また同一種内でも環境条件が異なる^{7),8)}と変わることが明らかとなってきた。その中の一つに測定直前までの光条件による変化があり、強い光の中に置かれていた場合にはけい光強度が弱められることが報告されている。

これらは、現場での非破壊連続測定という最も望ましい測定形態に制約を与えるものとなっているが、SlovacekとHannan⁹⁾はDCMU(3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1-dimethylurea)を試料水に添加することによってけい光強度のこれら諸々の条件依存性をほぼ完全に除去できると報告した。植物プランクトンのクロロフィルから出るけい光についてはかなりよく研究されておりクロロフィルに吸収された光エネルギーの化学的変換に際しての電子伝達過程に密接な関連があることが知られている。Heaney⁶⁾は淡水系植物プランクトンのけい光について調べ、ラン藻類では抽出クロロフィル-*a*量当たりのけい光強度は他の藻類に比べ著しく低いことを指摘した。そして、そのけい光が強い光の下でもほとんど弱められないのは、ラン藻類のクロロフィル-*a*がほとんどけい光の弱いphotosystem Iに結合しているからであると推論した。また、Vincent¹⁰⁾は光を当てるとけい光強度が減少したり(photoinhibition)、暗いところでそれが回復したりするのは、photosystem IIからIへエネルギーが漏れるのが減るからであると説明している。

以上、現場でクロロフィル-*a*のけい光を非破壊で測定した場合の光に対する応答性は測定技術上の問題としてだけでなく、生理生化学的にも重要な情報を提供すると思われる。

図2に藻類増殖過程でのけい光の連続測定の一例を示した。図1に示したように、三つの池の上下二つの取水口からの試料を1台のけい光々度計で順次測定したので、けい光々度の記録は本来、左上枠内に示したように出力されている。したがって、黒い帯状に示されたグラフの上端を結ぶ線がNo 1池、下端を結ぶ線がNo 3池の測定結果を示している。No 2池の結果は図中では明らかでない。下段に同じ時期の日射量を示した。

けい光強度が日射量変化に対応して減少しているのが見られる。指數的増殖段階の中頃から定常段階に至って非常に顕著に現れるようになる。増殖段階の初期を除いて夜間のけい光強度はほとんど変化しない。このことは、この実験で増殖した主な藻類種ではクロロフィルは昼間だけ増えるこ

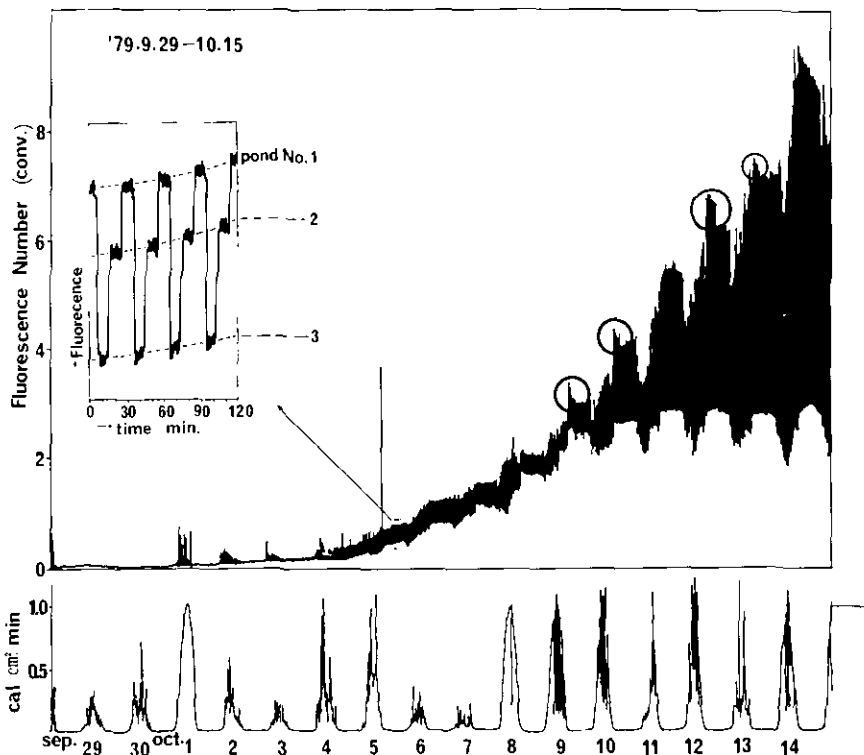


図 2 *in vivo*クロロフィル-*a* の連続測定の一例

けい光の測定記録は本来、左上に示したグラフのように出力されているので幅広の記録の上端部を結んだ線がNo 1 池のけい光々度データで、下端部を結んだ線がNo 3 池のものを示している。下段に日射量を示した。

Fig. 2 An example of continuous measurements of *in vivo* fluorescence of chlorophyll-*a*. Inner graph shows the real shape of the measured fluorescence data. The top envelope line and the bottom one correspond to the fluorescence data of ponds 1 and 3 respectively. Under stage is solar radiation.

とを示している。けい光曲線の形はまた、更に複雑な様相を呈しており、今までに報告されていないようなけい光の光応答があることを示唆している。即ち、増殖段階初期にみられるけい光強度の光増進、又日の出前後、日没前後に見られる夜間よりも強いけい光などである。(図中、円囲いの部分)。知る限りに於て、けい光強度の光増進については報告されていない。これまでは夜間のけい光強度が最高と考えられていた¹⁰⁾。

3 図に 1979 年春の結果を拡大して示した。この時は、たまたま三つの池において、後に述べるように、植物プランクトンの増殖がともに止った時期に当たる。したがって、これらの結果は、気象条件、増殖段階、藻類組成 (表 1)、栄養塩濃度等の条件が同じもしくは近い状態でけい光の光応答に違いがあるかどうかを比較するのに好都合である。それぞれ上端や下端をなぞる線はNo 1、No 3 池の

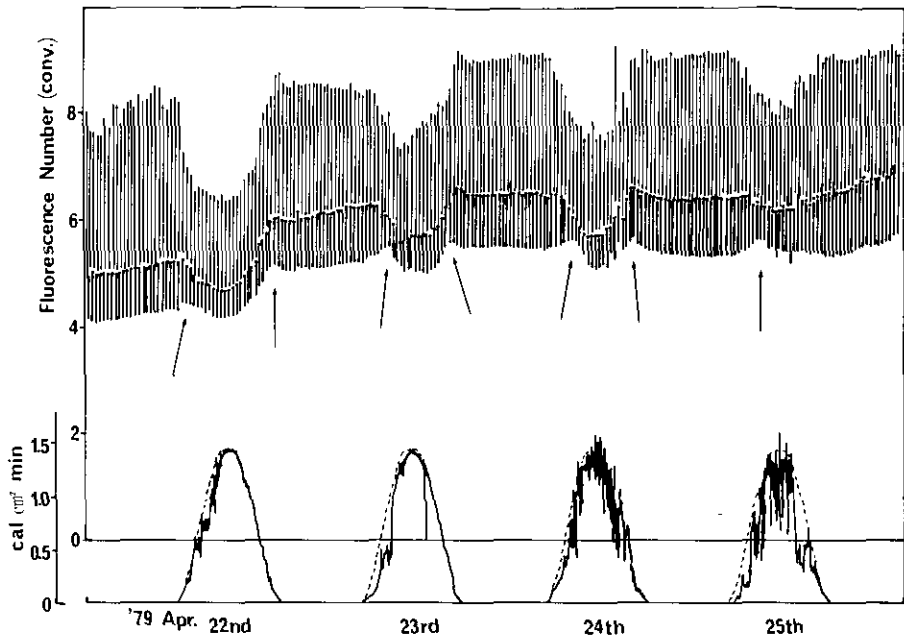


図 3 時間的に拡大したけい光々度データ
 中間の点線はNo.2 池のデータ。

Fig. 3 Expanded display of a result. Middle dot line is corresponding to the result of pond 2.

表 1 主要藻類中の炭素含量
 Table 1. Phytoplankton Carbon in Main Species

Sampling Day	Pond No.	Total C ($\mu\text{g}/\ell$)	Scenedesmus (%)	Selenastrum (%)
Apr. 19th	1	1040	20.9	69.8
23rd		853	19.0	73.1
26th		1110	15.0	81.7
Apr. 19th	2	729	3.8	85.8
23rd		678	4.0	84.9
26th		870	2.2	89.0
Apr. 19th	3	288	0.9	94.4
23rd		357	0.5	95.7
26th		606	0.4	96.1

結果を示し、間の点線はNo.2池の結果を示す。これら三つの曲線は、同じ日射量変化に対して異なった応答をしている。上端をなぞる線に示された光阻害は最も顕著である。下端をなぞる線では、夜のけい光強度に比べ、小さいがはっきりした光増進が朝と夕方見られる（矢印で示した下端のうき上り）。点線で示されたNo.2の結果は中間的な様相を呈している。けい光の、この朝・夕の光増進と、類似条件下での異なった光応答は新しい観察の一つである。

図4に、図3に示した測定日がどの増殖時期にあたるかを明示するために、増殖曲線と栄養塩類濃度変化を示した。図中、縦の点線の帯は図3に示した期間を表す。クロロフィル-*a*濃度で表した増殖曲線はいずれも丁度定常段階に入ったところであり、TINも検出限界以下になったところであることがわかる。オルソリン酸はいずれもオートアナライザの定量限界（2 ppb）よりわずかに上のところにある。このように、これら三つの池の増殖段階、栄養塩濃度は非常によく似ている。

植物プランクトン量及び組成は全炭素量およびそれに占める各藻類種の割合で表1に示した。全部の池で *Selenastrum* が優勢であったが、No.1池では *Scenedesmus* もかなり見られた。この間

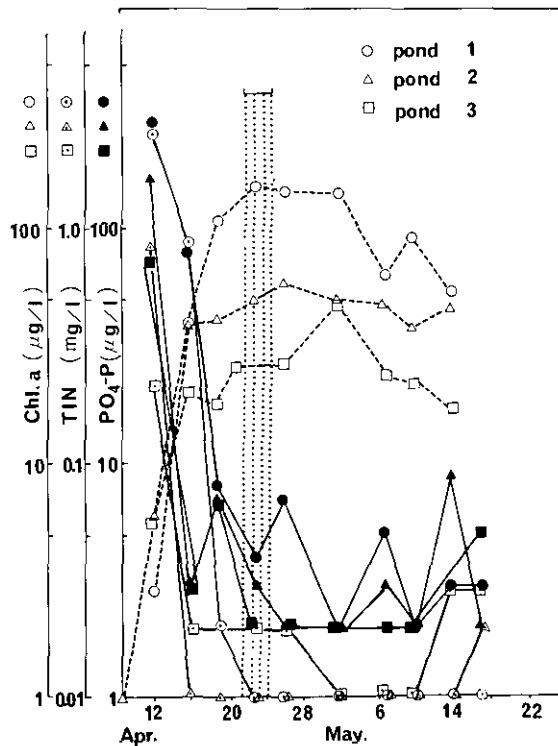


図 4 抽出クロロフィル-*a* 濃度で示した増殖曲線と栄養塩類濃度変化
 Fig. 4 Growth curves by the concentration of extractive chlorophyll-*a* plotted with open symbols connected by broken lines. Dotted and closed symbols tied with solid lines are total inorganic nitrogen (TIN) and PO_4 -P.

の平均水温は19°Cで4日間で1.5°C水温が上昇した。溶存無機炭酸は普通 pH 変化に反映されるが、この間にわずかに上昇しただけであった。

5図で先に示した1979年春の結果について夜間の安定したけい光強度 (F_{I_0}) を基準にして、昼間のけい光強度 (F_I) の変化割合を各池ごとに日射量に対してプロットしたものを示した。ここで基準とした夜間のけい光強度は安定していただけでなく、増殖段階や池の違いによらず抽出して測定したクロロフィル-a量とよい相関を示した(図6)。図5から単位クロロフィル-a量当りのけい光強度は、藻類種、栄養塩濃度(≈ 0)、光条件、水温などがほぼ同じでも異った光応答を示すことが明らかとなった。光阻害と光増進という逆向きへの応答さえ示された。このような違いをつくる原因は明らかでない。藻類量をけい光々度法で現場測定する場合は夜間かもしくは1時間程度暗場所においてから^{7), 8), 10)}測定するとよい。

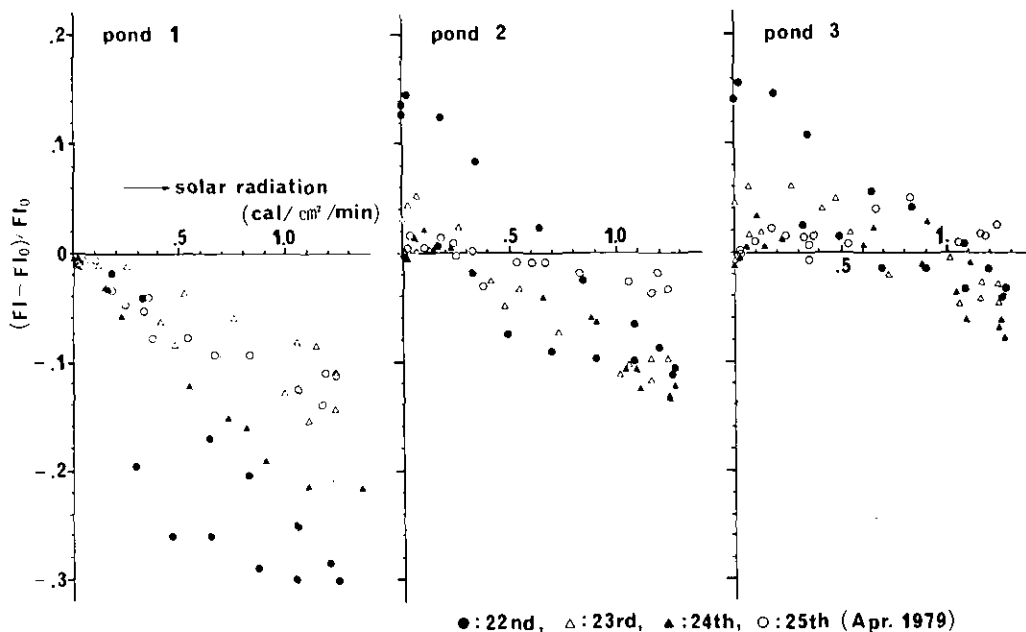


図 5 日射量に対する光影響度の変化 (3図の結果)

F_{I_0} は夜明け前の暗い時のけい光々度

Fig. 5 Alteration of photoeffect on fluorescence of solar radiation shown by another form from Fig. 3. F_{I_0} is the fluorescence in dark before sunrise of the day.

次に、もう一つ別の光増進について7図に示した。この光増進は増殖段階の極初期に現れる。1979年の9月および11月に開始した2度の実験で観察された。9月開始の実験結果については図2に示したが、11月~12月に行った実験でより顕著に現れた(図7)。長い誘導期の終わりに現れて

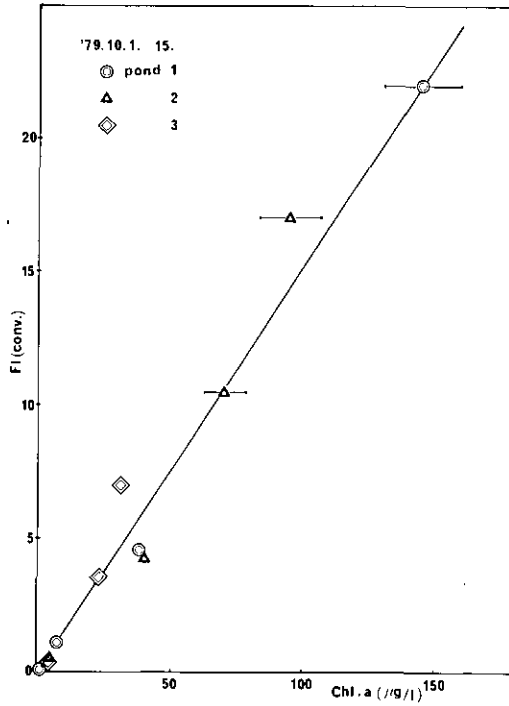


図 6 夜間の *in vivo* クロロフィル-*a* のけい光強度と抽出クロロフィル-*a* 量との関係
 Fig. 6 Relationship of the *in vivo* fluorescence in dark at night and extractive chlorophyll-*a* concentration.

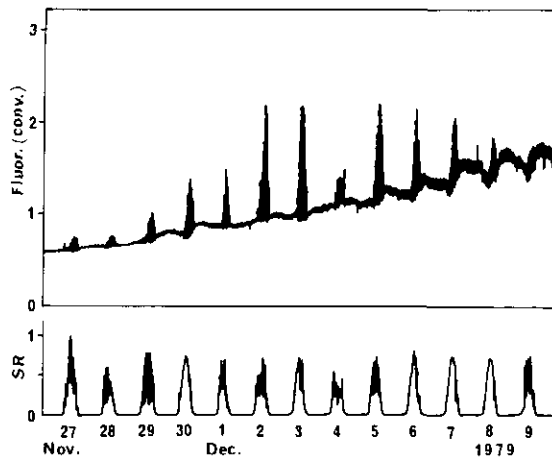


図 7 対数期初めに現れたけい光の光増進
 Fig. 7 Photoenhancement occurred in early log phase.

2週間以上も続いたが、終わりに近づいて徐々に従来報告されて来た光阻害現象に変わっていった。この段階の典型的な日変動を図8に示した。雲にさえぎられて日射量が減少した事に応答して光増進が抑えられているのが見られる(図中○印の位置)。又、朝夕の日射量が小さい時間にはほとんど出ないという点で、先に示した光応答と異なる。

しかし、図に見られるように各試料の初めの部分だけに現れることなど、池の中の光応答と考えるには問題も残されている。

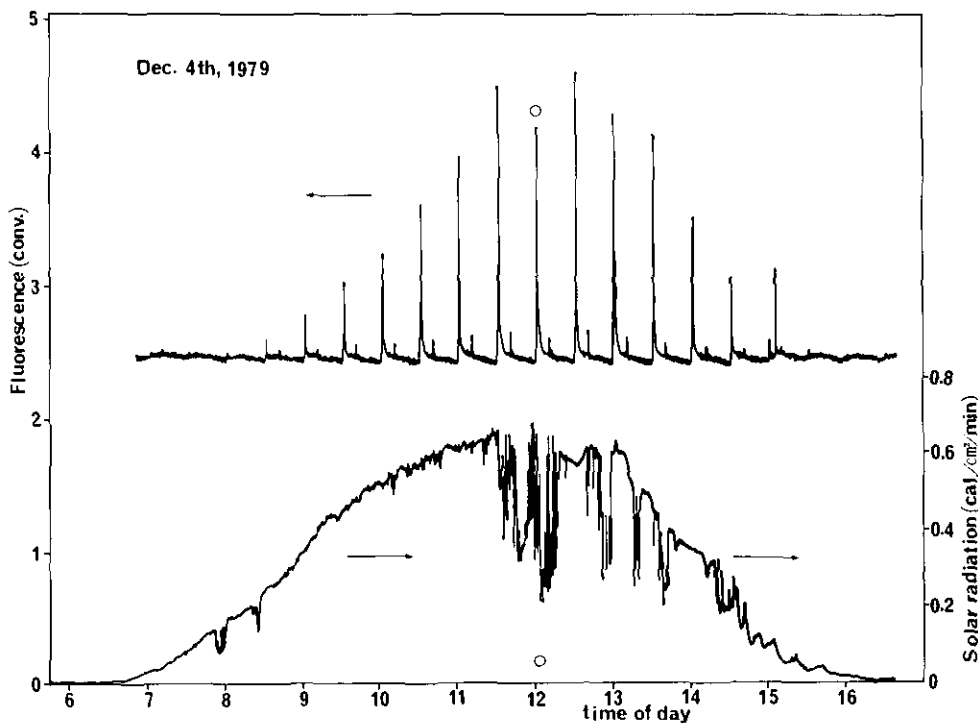


図 8 光増進と日射量の日変動

ピークの高さが雲にさえぎられた日射量の減少に応答しているのが見られる。(○印の位置)

Fig. 8 Diurnal fluctuation of photoenhancement and solar radiation. Peak height responds to the light intensity decrease by clouds (circled position).

B. 藻類増殖過程の pH 変化にもとづく高浜入定期調査の pH 値についての一考察

pH は最も基本的で重要な水質項目の一つとして水質の調査ではほとんど必ずといって良い位測定されている。そして近年の測定機器の進歩により、フィールドに於ても ± 0.02 pH 単位程度の精度は比較的容易に期待できるようになって来ている。しかし、一般に水域の pH 値はかなり広い範

圃に分布し、水域が異なることによる差もかなり大きいことから、水域や測定時刻を特定しない場合にはその許容範囲をかなり広く取らなければならない。(水質基準AAで5.5～9.5)。そのためほとんどの調査で測定され簡便な方法で十分高い精度の測定値が得られるにもかかわらず陸水域でのpHに関する議論は余りされていないように思われる¹⁾。

水域のpHは①地質的な条件と空気中の炭酸ガスの溶解の相互作用を主因として決まるアルカリ度と②生物的な光合成速度呼吸活性に関連する溶存無機炭酸の増減を主な要因として決まり変動している。したがって①で決まる中心値のまわりを②によって変動する日変動パターンが形成され、朝の未明時に最も低く、午後から夕刻にかけて最も高くなる。(図9)

藻類増殖実験池での連続測定の結果の一例を図10に示した。ここでpHは日変動の他に藻類の増殖過程を反映した長い周期の振幅の大きい変動があり得ることが明らかになった。これは、増殖に伴って水中の無機炭酸が同化固定されていく訳であるから空気中もしくは湖底等系外からか、又は水中での分解呼吸等による炭酸ガスの補給量が同化固定の速度に追いつかないときには十分起こりうる。図中、pHとDOの曲線の間を示した数字は各時点でのアルカリ度である。この間のアルカリ度は余り変化しておらずpH変動の主要な原因にはなっていないことを示している。

ここでpHの変動に最も関係深いと思われる藻類量をクロロフィル-*a*量で置きかえて、pH日変動の最高値をクロロフィル-*a*量に対してグラフに描くと図11のようになった。これは、pH8付近で水素イオン濃度変化に対する炭酸の緩衝能が最も低くなることをそのまま反映していることによると考えられる。同時に大気を含め系外からの無機炭酸供給は藻類の増殖に伴う吸収よりもかなり遅いことも示している。

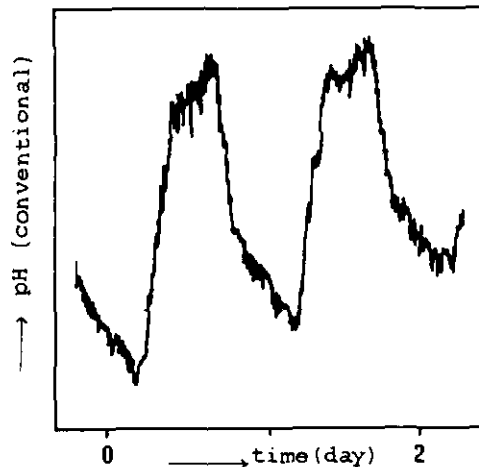


図 9 典型的な pH 日変動
変動の形やpHが最高になる時間は主要な藻類の種類によって多少異なる。
Fig. 9 A typical diurnal fluctuation of pH. Shape and the time of maximum pH are different between main algal species.

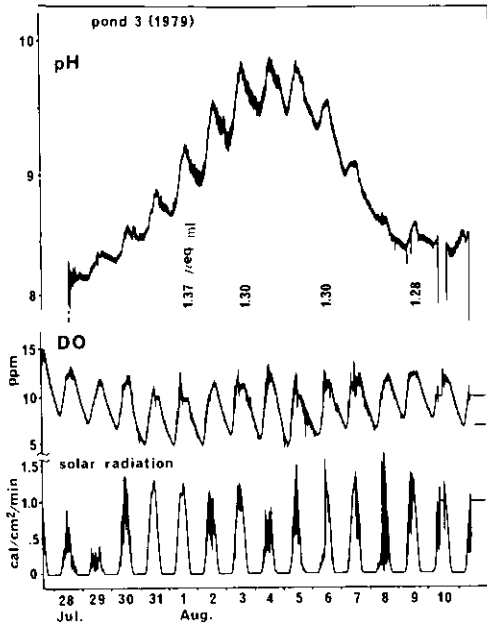


図 10 戸外実験池での藻類増殖過程の連続測定
 pH と DO の曲線の間に入れた数字は滴定で得られたアルカリ度で、アルカリ度の
 変化が pH の変動の主要な原因とはなっていないことを示す。

Fig. 10 An example of continuous measurements of algal growth in the out door
 experimental ponds. Numbers between pH and DO curves are titrated
 alkalinity.

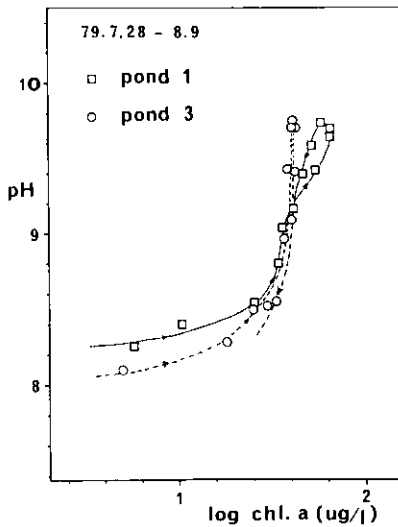


図 11 戸外実験池でのいろいろなクロロフィル-*a* 濃度 (抽出) に対する pH 値
 Fig. 11 Distribution of pH values vs. various chl. *a* concentration in the out door
 experimental ponds.

以上の実験結果および考察に基づいて、霞ヶ浦高浜入の定期調査²⁾の pH 値について検討した。図12に1977年6月から1978年10月まで霞ヶ浦高浜入の St. 1 で測定された pH 値を示した。各値はすべて午前11時～午後1時半までに測定されたもので、pH 日変動のほぼ最高値と考えてよい。測定値は不規則に変動しながら、かなり広い pH 範囲に分布している。しかし、水温の変動のように1年を周期とするものでもない。

各 pH 値を St. 2 および St. 2' の値も含めて、クロロフィル-a 量に対してグラフに描くと図13のようになった。結果は藻類増殖実験池での測定値に関して上に述べた考察が実際の湖沼である高浜入の pH 変化にもほぼ当てはまることを示している。図中、線で結んだ黒丸は1978年8月25日から10月26日までの St. 1 の pH 値で、線は以上の検討に基づいて矢印の方向に時間を追って描いたものである。水中のクロロフィル濃度に対する pH の分布状態をよく説明している。実験池の結果と違うのは pH 8 前後でも曲線がねていることと、増殖段階と枯死分解段階で曲線に開きが出ていることである。これは湖水と実験池との違い — 例えば天然湖沼では湖底で生成された炭酸ガスが氷中に出てくること、また藻類の活性が異なることなど — を考慮することによって理解される。

pH は正常な状態の湖沼でも必ずしも季節に関係なく広い範囲の値をとるので“異常値”の検出をはじめ、生態学的・地球化学的な評価をしにくい。しかし光合成や呼吸分解に伴う溶存無機炭酸の収支が予測されれば“pH がとりうる値の範囲”ははるかに狭くなり、結果として pH の異常に対する検出感度も格段に改善されるであろう。

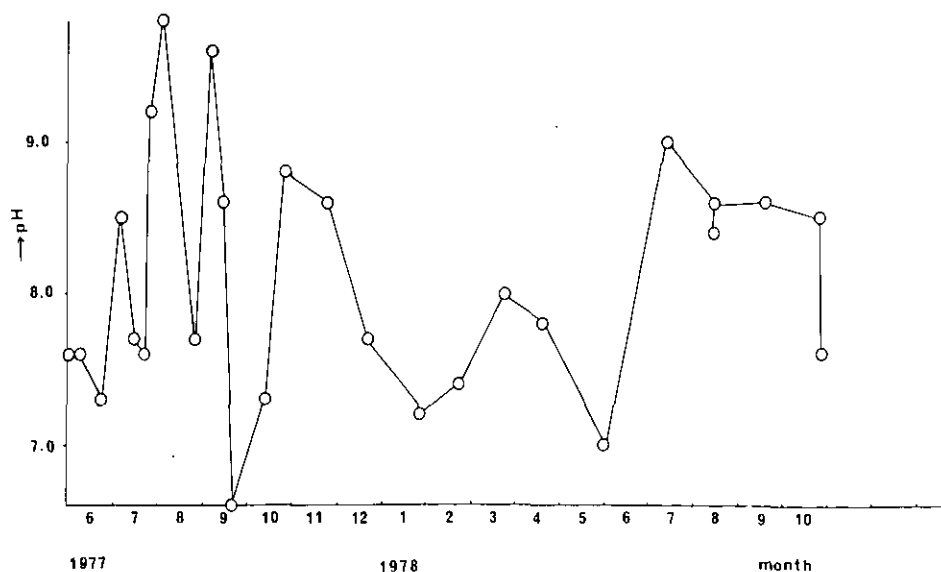


図 12 霞ヶ浦高浜入 St. 1 の定期調査で得られた pH 変化

Fig. 12 pH change on interval measurement at St. 1 in Takahamairi Bay of L. Kasumigaura.

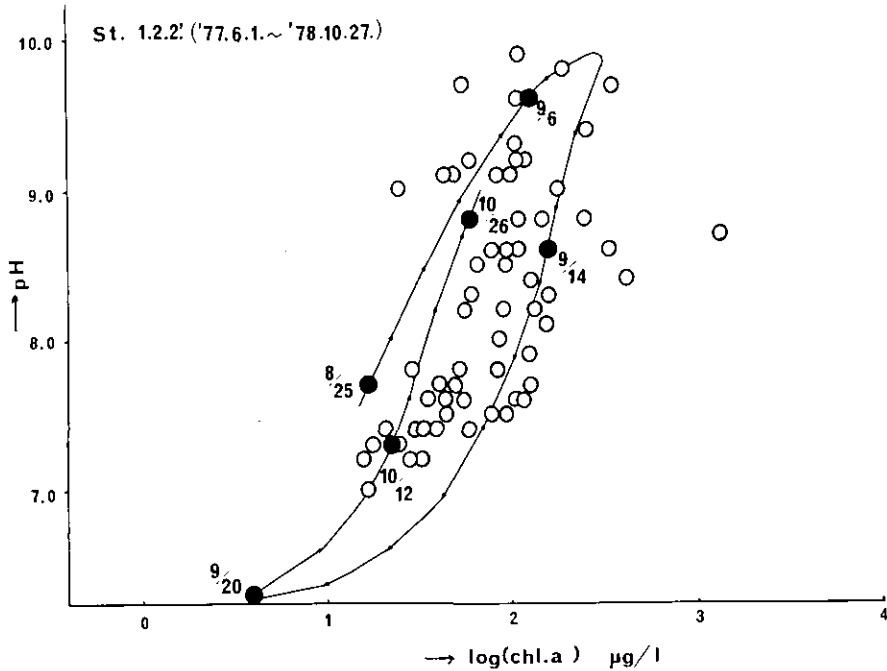


図 13 高浜入 St.1,2,2' の pH とクロロフィル-*a* 濃度の関係。
 シグモイド型の逐次 pH 変化 (●) は定常的な CO₂ 供給があるところでの藻類
 増殖過程に追隨した変化と考えられる。

Fig. 13 Distribution of pH values vs various chl. *a* concentrations together for St's.
 1,2 and 2' in Takahamairi Bay. Sigmoid shaped successive pH change (●)
 was thought to be following to the algal growth cycle under continuous
 CO₂ loading.

4. まとめ

自動連続測定は現段階ではまだいろいろな困難や制約を伴うが、フィールド調査では圧倒的な中心になっている人力がもつ制約 — 体力, 危険, 繰返し精度, 長期連続性等 — をカバーし環境からより多くの情報を得ることを可能にする。

本来現場での連続測定法として導入されたけい光々度法であるが, *in vivo* クロロフィル-*a* のけい光強度が諸々の条件によって変ることが知られるようになった。今回, *in vivo* クロロフィル-*a* のけい光強度の光応答には今まで報告されてきた光阻害 (photoinhibition) の他に光増進とも言うべき, 逆向きのものがあることが明らかにされた。又, 光応答現象に影響する諸因子 — 藻類種, 水温, 光強度, 栄養塩類濃度, 増殖段階など — がほぼ同じでも光応答には違いが現れることが見出された。

水質測定項目としての pH がほとんど必ず測定されているにもかかわらず, 日常的にはあまり議

論されないのは、pH を決め、変動させる要因についてまだ十分知られていないためと思われる。今回、藻類の増殖過程を反映した周期の長い（1～数か月）大きな pH 変動があることを見出し、クロロフィル-*a* 量との相関で湖水の pH 変動がかなりよく理解できることが明らかになった。

謝 辞

連続測定システムを構成するに当り一部装置の作製を含め、多くの御協力を戴いた、計測技術部の功刀正行氏に感謝します。

引 用 文 献

- 1) 相崎守弘, 大槻 晃, 河合崇欣: 屋外モデル湖沼における栄養塩供給量と藻類現存量に関する研究. 本報告書.
- 2) Lorenzen, C.J. (1966): A method for continuous measurement of in vivo chlorophyll *a*: precautionary note. *Deep-Sea Res.*, **15**, 225 – 227.
- 3) Herbland, A., (1978): The soluble fluorescence in the open sea: distribution and ecological significance in the equatorial atlantic ocean. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, **32**, 275–284.
- 4) Berman, T. (1972): Profiles of Chlorophyll Concentrations by in vivo fluorescence: Some Limnological Application. *Limnol. Oceanogr.*, **17**, 616–618.
- 5) Flemer, D. (1969): Continuous measurement of chlorophyll of a dinoflagellate bloom in Chesapeake Bay. *Chesapeake Sci.*, **10**, 99 – 103.
- 6) Heaney, S. I. (1978): Some observations on the use of the in vivo fluorescence technique to determine chlorophyll-*a* in natural populations and cultures of freshwater phytoplankton. *Freshwater Biology*, **8**, 115 – 126.
- 7) Kiefer D.A. (1973): Fluorescence properties of natural phytoplankton populations. *Marine Biology*, **22**, 263 – 269.
- 8) Kiefer D.A. (1973): Chlorophyll-*a* fluorescence in marine centric diatoms: Responses of chloroplasts to light and nutrient stress. *Marine Biology*, **23**, 39 – 36.
- 9) Slovacek, R.E. and P.J. Hannan (1977): In vivo fluorescence determinations of phytoplankton chlorophyll-*a*. *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 919 – 924.
- 10) Vincent, W.F. (1979): Mechanisms of rapid photosynthetic adaptation in natural phytoplankton communities. I. Redistribution of excitation energy between photosystems I and II. *J. Phycol.*, **15**, 429 – 434.
- 11) Ciaccio, Leonard L. (Ed.): *Water and water pollution handbook Vol. 1–4*, Marcel Dekker (New York) (1970–1973).
- 12) 相崎守弘・大槻 晃・森下正彦・岩熊敏夫・手塚和彦 (1919): 高浜入調査データ. 国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 377 – 390.

Ⅲ. 資 料

DATA

湖沼調査データ

大槻 晃¹・相崎守弘²・河合崇欣¹・福島武彦²・細見正明²・村岡浩爾²

Limnological Data of Surveyed Lakes in Japan

Akira OTSUKI¹, Morihiro AIZAKI², Takayoshi KAWAI¹,
Takehiko FUKUSHIMA², Masaaki HOSOMI² and Koji MURAOKA²

1. 調査湖沼

「陸水域の富栄養化に関する総合研究」の一環として、1977年～1980年にかけて国内の調和型淡水湖沼を中心に調査を行った。調査地域は道南、東北々部、関東、中部、近畿の汽水湖を含む計30湖沼(表1)であった。そのうち霞ヶ浦の調査結果については別に合田(1979)がまとめたのでここでは省略した。

各湖沼中の調査地点は152頁～163頁の図に示した。

2. 調査方法

調査方法は計測車で現地に行き、採水後直ちに濾過、接種、乾燥、凍結等した外は、霞ヶ浦の調査方法(相崎, 1977; 合田, 1979)に準ずる。

3. 作業分担

採水および現地調査項目は大槻, 相崎, 河合, 福島, 細見, 村岡が担当した。

試料の分析は以下のごとく分担した。

TP, PO₄-P, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N : 大槻

COD, SS : 福島

クロロフィル-*a*, POC, PON : 相崎

全菌数 : 相崎

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

4. 結果

得られた結果を、各湖沼採水地点図、水温、電気伝導度、水中照度、溶存酸素の深度変化図、分析結果表に分けて、表1の索引に示したそれぞれの頁に示した。

深度変化図中の各項目の単位は、水温：°C、電気伝導度： $\mu\text{V}/\text{cm}$ 、水中照度：lx、DO：mg/lである。また電気伝導度の温度補正はしていない。

表に示した分析結果で、NDは全くピークが見られなかったもの、0.001>等はピークは見られたが定量限界以下であったものである。

引用文献

- 相崎守弘（1977）：水質・生物調査資料，国立公害研究所特別研究成果報告，第1号，資料篇。
合田 健（1979）：霞ヶ浦全域調査データ，国立公害研究所研究報告，第6号，資料篇。

表 1 調査湖沼索引 (アルファベット順)

Table 1. An alphabetical index for surveyed lakes

Lake	Date of survey	Sampling sites	Figures	Table
L. Aoki (Chubu)	Sep. 1979	150	121	106
L. Biwa (Kinki)	Jul. 1980	151	122	107
L. Chuzenji (Kanto)	Aug.-Oct. 1977	151	124	108
L. Hangetsu (Hokkaido)	Jun. 1978	152	126	109
L. Haruna (Kanto)	Sep. 1979	153		109
L. Hinuma (Kanto)	Sep. 1977	153	127	109
L. Kawaguchi (Kanto)	Aug. 1979	154	129	110
L. Kizaki (Chubu)	Sep. 1979	150		110
L. Kuttara (Hokkaido)	Jun. 1978	154	131	111
L. Mikata (Kinki)	Jul. 1980	155	132	111
L. Motosu (Kanto)	Aug. 1979	156	133	111
L. Nakatsuna (Chubu)	Sep. 1979	150		112
L. Nishinoumi (Kanto)	Aug. 1979	157	136	114
L. Nojiri (Chubu)	Sep. 1979	156		113
L. Onuma (Hokkaido)	Jun. 1978	157	137	113
L. Shikotsu (Hokkaido)	Jun. 1978	158	138	114
L. Shoji (Kanto)	Aug. 1979	158	140	115
L. Suwa (Chubu)	Sep. 1979	159		115
L. Towada (Tohoku)	Jun. 1978	159	142	116
L. Toya (Hokkaido)	Jun. 1978	160	144	116
L. Tsutanuma (Tohoku)	Jun. 1978	160	145	117
L. Yamanaka (Kanto)	Aug. 1979	161	146	117
L. Yunoko (Kanto)	Aug.-Oct. 1977	161	147	117
Brackish lake				
L. Hamana (Chubu)	Jul. 1980	152	126	119
L. Hiruga (Kinki)	Jul. 1980	155	128	119
L. Inohana (Chubu)	Jul. 1980	152	129	119
L. Kugushi (Kinki)	Jul. 1980	155	131	119
L. Suga (Kinki)	Jul. 1980	155	141	119
L. Suigetsu (Kinki)	Jul. 1980	155	142	120

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Aoki															
St. 1 ('79.9.4)	0	7.2	0.88	25	156	6.4	1.5		0.41,0.26	4.8×10 ⁵	0.003>	N.D.	0.022	0.002>	0.087
	5	8.1	0.97	29	192	6.6	1.4		0.33,0.35	7.0×10 ⁵	0.003>	N.D.	0.022	0.001>	0.087
	10	7.7	0.80	23	145	6.4	1.5		0.23,0.24	4.3×10 ⁵	0.003>	N.D.	0.027	0.001>	0.067
	20	7.5	0.50	23	137	6.0	1.7		0.31,0.26	3.2×10 ⁵	0.003>	0.001>	0.047	0.002>	0.123
St. 2 ('79.9.4)	0	7.8	0.75	25	152	6.2	1.4		0.21,0.27	5.1×10 ⁵	0.002>	0.001>	0.028	0.003>	0.096
	5	8.1	0.87	28	176	6.4	1.5				0.002>	N.D.	0.022	0.001>	0.109
	10	7.6	0.74	21	142	6.7	1.3				0.003>	N.D.	0.027	0.001>	0.114
	20	7.6	0.56	21	121	5.7	1.2				0.005	0.001>	0.047	0.002>	0.142

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Biwa															
St. 1 ('80.7.26)	0	9.0	1.4	0.06	0.49		3.2		1.0	6.2×10^5	0.008	0.002>	0.010	0.002>	0.010
	5	9.2	1.5	0.06	0.75		3.7		1.0	6.4×10^5	0.010	0.002>	0.014	0.002>	0.004
	10	9.0	2.2	0.09	0.73		6.1		1.1	7.5×10^5	0.009	0.002>	0.007	0.002>	0.003
	20	8.2	0.5	0.03	0.18		1.8		0.6	2.8×10^5	0.007	0.002>	0.002	0.002>	0.158
St. 2 ('80.7.26)	0	9.1	2.2	0.06	0.46		2.4		1.1	5.9×10^5	0.007	0.002>	0.010	0.002>	0.003
	5	9.1	1.7	0.07	0.54		3.5		1.0	6.2×10^5	0.007	0.002>	0.008	0.002>	0.000
	10	8.4	2.1	0.09	0.72		5.8		1.0	8.4×10^5	0.008	0.002>	0.044	0.002>	0.077
	20	7.9	0.5	0.03	0.18		1.5		0.5	1.2×10^5	0.005	0.002>	0.008	0.002>	0.177
St. 3 ('80.7.26)	0	9.3	2.1	0.09	0.67		3.9		3.5	7.2×10^5	0.007	0.002>	0.008	0.002>	0.003
	5	9.3	1.9	0.10	0.66		4.4		1.6	5.4×10^5	0.007	0.002>	0.007	0.002>	0.004
	10	9.3	1.8	0.08	0.64		5.3		1.2	6.9×10^5	0.009	0.002>	0.023	0.002>	0.022
	20	7.8	0.9	0.04	0.29		2.7		0.6	2.0×10^5	0.006	0.002>	0.010	0.002>	0.185
St. 4 ('80.7.26)	0	8.8	4.9	0.08	0.63		7.3		1.2	1.2×10^5	0.017	0.002>	0.033	0.003>	0.046
	2	8.8	4.9	0.10	0.74		7.7		1.2	1.1×10^5	0.015	0.002>	0.021	0.003>	0.037
	5	8.8	4.2	0.09	0.71		8.1		1.0	9.5×10^5	0.016	0.002>	0.022	0.004>	0.036

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Chuzenji															
St. 1 ('78.8.8)	0	7.2	-	-	-	-	0.6	-	0.2	1.3×10^5	0.04	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	5	7.4	-	-	-	-	0.6	-	0.5	1.5×10^5	0.01	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	10	7.8	-	-	-	-	4.8	-	0.6	2.9×10^5	0.01	-	0.01>	0.01>	0.01>
	20	7.3	-	-	-	-	2.6	-	0.1	2.3×10^4	0.01>	-	0.01>	0.01>	0.08>
St. 2 ('77.8.8)	0	7.5	-	-	-	-	0.6	-	0.2	5.7×10^4	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	5	7.5	-	-	-	-	0.6	-	0.4	1.6×10^5	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	10	7.7	-	-	-	-	2.8	-	0.5	1.7×10^5	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	20	7.3	-	-	-	-	3.1	-	0.0	3.5×10^5	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
St. 1 ('77.10.21)	0	7.4	0.4	10	170	11.9	1.0	-	-	4.7×10^5	0.003>	0.003>	0.032	0.002>	0.002>
	5	7.4	0.5	26	200	7.6	0.9	-	-	-	0.003>	0.003>	0.036	0.002>	0.002>
	10	7.4	0.5	30	190	6.3	1.0	-	-	-	0.003>	0.003>	0.032	0.002>	0.002>
	20	7.4	0.6	28	220	7.8	1.5	-	-	-	0.003>	0.003>	0.033	0.002>	0.020
St. 2 ('77.10.21)	0	7.5	0.5	30	170	6.7	1.1	-	-	3.0×10^5	0.003>	0.003>	0.046	0.002>	0.002
	5	7.4	0.6	30	170	6.3	1.2	-	-	4.8×10^5	0.003>	0.003>	0.052	0.002>	0.003>
	10	7.5	0.5	30	170	6.3	1.2	-	-	3.5×10^5	0.003>	0.003>	0.041	0.002>	0.003>
	20	7.3	0.6	30	210	7.2	1.3	-	-	5.0×10^5	0.003>	0.003>	0.042	0.002>	0.002>
	50	7.2	-	-	-	-	-	-	-	2.0×10^5	-	-	-	-	-
	100	7.1	-	-	-	-	-	-	-	1.7×10^5	-	-	-	-	-
	150	7.0	-	-	-	-	-	-	-	5.3×10^5	-	-	-	-	-

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Hangetsu															
('78.6.25)	0	7.4	1.4	58	598		3.0	0.97	2.83	1.3×10^6	0.011	-	0.063	0.004	0.002
	5	7.0	4.0	160	1460		5.1	1.74	-	1.6×10^6	0.020	-	0.336	-	-
	10	6.3	2.9	179	850		13.3	10.9	2.83	1.8×10^8	0.033	-	1.57	-	-
	15	6.3	4.8	423	1960		21.9	-	3.76	-	-	-	-	-	-
L. Haruna															
('79.9.7)	0	8.4	0.97	53	425	8.0	4.2		1.3	1.2×10^6	0.008	0.002>	0.052	0.003	0.031
	5	8.4	1.4	65	474	7.3	4.0		1.3	9.8×10^5	0.007	0.002>	0.053	0.003>	0.033
	10	6.9	1.8	95	570	6.0	4.1		1.3	1.4×10^6	0.011	0.002>	0.138	0.003>	0.005
	12	-	1.4	71	490		4.1		1.4	1.2×10^6	0.009	-	-	-	-
L. Hinuma															
St. 1 ('77.9.28)	0	-	24.3	510	3130	6.2	105		-	1.7×10^6	0.085	0.008	0.005	0.018	0.081
	1	-	25.1	490	3300	6.6	82		-	2.4×10^6	0.087	0.008	0.006	0.018	0.085
	2	-	29.5	520	3200	6.2	78		-	3.7×10^6	0.087	0.008	0.008	0.017	0.088
St. 2 ('77.9.28)	0	-	19.7	510	3100	6.0	80		-	3.6×10^6	0.077	0.008	0.005	0.021	0.090
	1	-	20.0	530	3200	6.1	85		-	3.3×10^6	0.076	0.008	0.005	0.021	0.089
	2	-	20.9	530	3070	5.8	84		-	4.6×10^6	0.080	0.007	0.006	0.021	0.088
St. 3 ('77.9.28)	0	-	20.2	520	3100		83		-	3.8×10^6	0.078	-	-	-	-
	1	-	12.3	330	2000	6.0	57		-	1.3×10^6	0.057	0.005	0.009	0.027	0.236
	1.9	-	12.3	330	2070	6.2	58		-	1.9×10^6	0.057	0.004	0.008	0.027	0.236
	1.9	-	51.9	450	3400	7.5	57		-	2.6×10^6	0.072	0.004	0.010	0.027	0.239

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON μg/ℓ	POC μg/ℓ	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/mℓ	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Kawaguchi															
St. 1 ('79.8.31)	0	7.7	1.20	84	479	5.9	6.0		—	1.4×10 ⁶	0.007	N.D.	0.034	N.D.	0.001>
	5	7.8	1.32	32	536	16.8	6.7		—	—	0.010	N.D.	0.039	N.D.	0.002>
	10	7.4	1.20	97	516	5.3	3.8		—	—	0.009	N.D.	0.078	N.D.	0.001>
St. 2 ('79.8.31)	0	8.0	1.73	69	648	9.4	8.3		1.21	1.8×10 ⁶	0.009	0.001>	0.056	0.001>	0.015
	5	8.0	1.69	98	644	6.6	9.1		1.25	1.2×10 ⁶	0.009	N.D.	0.056	0.002	0.016
	7	—	1.71	84	0.14		8.7		1.27	1.5×10 ⁶	0.009	—	—	—	—
St. 3 ('79.8.31)	0	8.1	1.56	17	634	37.5	7.8		—	2.0×10 ⁶	0.009	N.D.	0.056	0.001>	0.006
	3	8.1	1.80	102	728	7.1	9.3		—	1.5×10 ⁶	0.011	N.D.	0.058	0.002>	0.007
	Bottom	—	1.68	—	680	—	8.55		—	1.8×10 ⁶	0.010	—	—	—	—
L. Kizaki															
St. 1 ('79.9.3)	0	8.5	0.56	54	348	6.4	4.1		0.68	1.0×10 ⁶	0.006	0.002>	0.020	0.001>	0.001>
	5	8.4	1.42	113	719	6.4	10.4		0.73	1.1×10 ⁶	0.012	0.003>	0.030	0.001>	0.024
	7	—	0.99	84	530		7.3		0.73	1.1×10 ⁶	0.009	—	—	—	—
	10	7.1	0.69	47	285	5.1	5.3		0.52	1.0×10 ⁶	0.012	0.002>	0.048	0.002>	0.070
	20	7.0	0.17	24	160	6.8	1.5		0.28	4.0×10 ⁵	0.003>	0.001>	0.023	0.002>	0.278
St. 2 ('79.9.3)	0	7.9	0.83	62	390	6.2	3.9		0.76	1.1×10 ⁶	0.010	0.002>	0.023	0.001>	0.005
	5	8.2	1.61	121	737	6.1	11.2		—	—	0.012	0.003>	0.052	0.002>	0.040
	10	7.4	0.61	38	245	6.5	3.9		—	—	0.006	0.001>	0.055	0.003>	0.123
	20	7.3	0.24	19	127	6.8	1.1		—	—	0.003	0.001	0.028	0.002>	0.278

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Kuttara															
St. 1 ('78.6.22)	0	7.2	0.36	24	148		1.0	0.47	0.35	1.6×10^5	0.009	—	0.041	0.003	0.015
	5	7.1	0.34	25	163		0.92	0.54	—	1.1×10^5	0.008	—	—	—	—
	10	7.3	0.42	38	209		0.99	0.64	0.52	2.0×10^5	0.006	—	0.069	0.004	0.004
	15	7.2	0.45	33	190		1.1	0.56	0.44	2.0×10^5	0.008	—	—	—	—
	20	7.2	0.38	34	213		1.2	0.67	0.37	—	0.008	—	0.055	0.005	0.005
	40	7.0	1.2	42	244		1.8	—	—	1.8×10^5	—	—	—	—	—
L. Mikata															
St. 1 ('80.7.28)	0.5	8.1	14.0	330	2520		27.0		3.8	2.1×10^6	0.066	0.003	0.010	0.002>	0.002
St. 2 ('80.7.28)	0.5	—	4.8	130	1040		28.2		—	4.6×10^6	0.026	0.003	0.005	0.002>	0.001
L. Motosu															
St. 1 ('77.8.30)	0	7.3	0.2	10	70	6.9	0.5		0.4	1.1×10^5	0.003	0.002>	0.026	0.002>	0.063
	5	7.3	0.3	10	76	7.6	0.5		0.2	1.6×10^5	0.003	0.002>	0.018	0.002>	0.066
	10	7.3	0.3	12	85	7.0	0.5		0.4	1.3×10^5	0.003	0.002>	0.009	0.002>	0.066
	20	7.3	0.1	6	50	9.2	0.5		0.2	1.6×10^5	0.003	0.002>	0.013	0.002>	0.067
	24	—	0.22	9.5	70		0.5		0.3	1.4×10^5	0.003	—	—	—	0.092
St. 2 ('77.8.30)	0	7.3	0.2	12	83	6.9	0.5		0.1	1.9×10^5	0.003	0.002>	0.013	0.002>	0.067
	5	7.3	0.4	10	72	7.2	0.6		0.3	1.4×10^5	0.002	0.002>	0.011	0.002>	0.066
	10	7.3	0.2	10	73	7.3	0.7		0.1	2.2×10^5	0.002	0.002>	0.010	0.002>	0.066
	20	7.3	0.1	6	48	8.0	0.5		0.4	1.4×10^5	0.002	0.002>	0.020	0.002>	0.067
	24	—	0.23	9.5	69		0.58		0.23	1.7×10^5	0.002	—	—	—	0.090
St. 3 ('77.8.30)	0	7.2	0.2	9	61	6.9	0.6		0.1	—	0.002	0.002>	0.016	0.002>	0.067
	5	7.5	0.1	10	76	7.6	0.6		0.3	—	0.002>	0.002>	0.024	0.002>	0.067
	10	7.3	0.1	10	70	6.7	0.7		0.2	—	0.002>	0.002>	0.016	0.002>	0.067
	20	7.3	0.2	7	52	7.2	0.6		0.4	—	0.002>	0.002>	0.060	0.002>	0.059

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON μg/l	POC μg/l	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Motosu															
St. 1 ('77.11.15)	0	7.0	0.2	20	120	6.6	1.9		—	4.9×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.010	0.002>	0.052
	5	7.0	0.3	23	150	6.3	1.6		—	3.8×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.007	0.002>	0.052
	10	7.0	0.3	20	120	6.7	1.7		—	3.6×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.013	0.002>	0.052
	20	7.0	0.1	20	110	6.6	1.8		—	4.5×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.009	0.002>	0.052
	24	—	0.23	21	130		1.75		—	4.2×10 ⁵	0.003>	—	—	—	0.083
	50	—	—	—	—	—	—		—	2.2×10 ⁵	—	—	—	—	—
	75	—	—	—	—	—	—		—	1.8×10 ⁵	—	—	—	—	—
	100	—	—	—	—	—	—		—	1.6×10 ⁵	—	—	—	—	—
St. 3 ('77.11.15)	0	7.1	0.2	20	110	6.4	1.8		—	3.6×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.011	0.002>	0.052
	5	7.1	0.2	20	130	7.1	1.8		—	4.4×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.016	0.002>	0.052
	10	7.1	0.2	9	130	6.7	1.9		—	4.1×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.012	0.002>	0.052
	20	7.0	0.2	14	110	7.5	1.6		—	3.5×10 ⁵	0.003>	0.002>	0.015	0.002>	0.052
	24	—	0.2	18	120		1.8		—	3.9×10 ⁵	0.003>	—	—	—	0.084
	50	—	—	—	—	—	—		—	1.1×10 ⁵	—	—	—	—	—
	75	—	—	—	—	—	—		—	1.5×10 ⁵	—	—	—	—	—
	100	—	—	—	—	—	—		—	1.6×10 ⁵	—	—	—	—	—
St. 1 ('79.8.30)	0	—	0.16	8	82	10.2	0.6		0.17	1.3×10 ⁵	0.043	N.D.	0.028	0.003	0.062
L. Nakatsuna															
('79.9.4)	0	7.4	0.79	28	187	6.7	1.7		0.35	5.5×10 ⁵	0.003>	0.001>	0.030	0.002>	0.103
	5	7.6	1.3	47	297	6.3	1.9		0.52	7.4×10 ⁵	0.004>	0.001>	0.034	0.002>	0.103
	10	7.2	1.6	60	367	6.1	3.3		0.44	9.9×10 ⁵	0.012	0.001>	0.163	0.002>	0.017
	12	—	1.2	45	280	2.3	2.3		—	7.6×10 ⁵	0.006	—	—	—	—

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Nojiri															
St. 1 ('79.9.5)	0	—	0.61	34	248	7.2	2.4		0.64	5.5×10^5	0.006	0.002>	0.023	0.001>	0.002>
	5	7.9	0.70	37	270	7.3	2.4		0.63	3.2×10^5	0.007	0.002>	0.025	0.001>	0.003>
	10	7.7	0.88	45	294	6.6	1.1		0.71	6.1×10^5	0.008	0.001>	0.022	0.001>	0.003>
	12	—	0.73	39	270		2.0		0.68	4.9×10^5	0.007	—	—	—	—
	20	7.3	0.20	19	131	6.9	—		0.49	3.0×10^5	0.008	0.001>	0.031	0.002>	0.051
St. 2 ('79.9.5)	0	8.3	0.57	34	255	7.4	2.3		0.79	4.6×10^5	0.006	0.001>	0.023	0.001>	0.001>
	5	7.8	0.70	39	281	7.3	2.3		—	—	0.008	N.D.	0.023	0.001>	0.003>
	10	8.2	0.64	44	289	6.5	2.6		—	—	0.008	N.D.	0.023	0.002>	0.002>
	20	7.7	0.24	19	128	6.7	—		—	—	0.006	0.002>	0.023	0.002>	0.055
St. 3 ('79.9.5)	0	7.9	0.60	39	280	7.2	2.0		0.74	4.5×10^5	0.005	N.D.	0.013	0.002>	0.002>
	5	8.2	0.60	39	281	7.2	2.6		—	—	0.009	N.D.	0.020	0.002>	0.002>
	10	7.9	0.53	40	276	6.8	2.4		—	—	0.008	N.D.	0.020	0.002>	0.002>
	20	7.5	0.43	20	135	6.8	1.9		—	—	0.006	N.D.	0.034	0.002>	0.031
L. Onuma															
St. 1 ('78.6.27)	0	7.3	1.2	59	404		4.1	0.75	2.41	1.2×10^6	0.014	—	0.034	0.003	0.122
	3	7.2	1.3	77	405		4.2	0.93	—	—	0.015	—	0.037	0.003	0.182
	6	6.9	1.7	53	359		2.1	0.87	—	—	0.014	—	0.059	0.003	0.123
St. 2 ('78.6.27)	0	7.3	1.7	84	189		6.0	1.27	2.14	1.4×10^6	0.016	—	0.045	0.003	0.110
	3	6.9	2.1	98	573		6.0	1.3	2.37	1.2×10^6	0.014	—	0.065	0.003	0.132
	6	6.8	2.1	63	387		6.1	1.9	2.35	1.0×10^6	0.014	—	0.122	0.004	0.163
St. 3 ('78.6.27)	0	7.2	0.16	86	487		3.5	1.1	2.37	1.4×10^6	0.014	—	0.068	—	—

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Nishinoumi															
St. 1 ('79.8.31)	0	8.9	0.39	6	189	31.4	1.6		0.49	2.8×10^5	0.003>	N.D.	0.038	N.D.	0.001>
	5	8.8	0.48	13	216	16.8	2.1		0.50	3.0×10^5	0.002>	N.D.	0.028	N.D.	0.002>
	10	9.0	0.42	11	198	17.9	2.1		0.50	3.7×10^5	0.002>	0.001>	0.036	0.001>	0.002>
	12	-	0.43	10	200	-	1.9		0.47	3.2×10^5	0.002>	-	-	-	-
	20	8.5	0.28	20	234	11.9	1.9		0.40	4.8×10^6	0.006	0.003	0.089	0.002>	0.167
St. 2 ('79.8.31)	0	8.8	0.33	14	158	11.6	2.2		-	4.2×10^5	0.002>	0.002>	0.030	N.D.	N.D.
	5	8.8	0.52	14	216	15.0	2.2		-	-	0.001>	0.001>	0.031	N.D.	0.002>
	10	9.1	0.45	24	172	7.3	2.1		-	-	0.008	0.002>	0.059	0.002>	0.022
	20	8.4	0.24	15	167	11.3	2.0		-	-	0.003>	0.002>	0.033	0.001>	0.120
L. Shikotsu															
St. 1 ('78.6.21)	0	7.4	0.062	9	78		0.20	0.72	0.31	1.4×10^5	0.006	-	0.039	0.005	0.034
	5	7.4	-	-	-	-	0.19	0.51	-	1.2×10^5	-	-	-	-	-
	10	7.4	0.089	10	76		0.20	0.82	0.12	1.3×10^5	0.004	-	0.042	0.005	0.031
	15	7.3	0.047	-	-	-	0.19	0.072	-	1.1×10^5	-	-	-	-	-
	20	7.3	0.096	15	97		0.33	-	0.02	1.3×10^5	0.005	-	0.037	0.005	0.031
	25	-	0.074				0.22	-	0.15	1.26×10^5	0.005	-	-	-	-
	40	7.3	0.25	11	80	-	0.53	1.20	-	1.8×10^5	-	-	-	-	-
St. 2 ('78.6.20)	0	7.3	0.056	6	41	-	-	-	-	1.7×10^5	0.004	-	0.043	0.005	0.033
	10	7.3	0.16	12	67	-	-	-	-	-	0.005	-	0.049	0.005	0.033
	20	7.3	0.16	9	65	-	-	-	-	-	0.006	-	0.062	0.006	0.032
St. 3 ('78.6.20)	0	7.4	-	-	-	-	0.099	0.13	-	1.5×10^5	0.007	-	0.065	0.006	0.035
	10	7.4	-	-	-	-	0.21	0.19	-	-	0.005	-	0.072	0.005	0.034
	20	7.3	-	-	-	-	0.25	0.32	-	-	0.006	-	0.069	0.004	0.035

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. a ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Shoji															
('77.11.15)	0	7.0	2.2	160	880	5.5	16.3	-	-	2.3×10^6	0.024	0.002>	0.279	0.007	0.090
	5	7.0	2.5	170	930	5.4	12.7	-	-	1.6×10^6	0.025	0.002>	0.233	0.007	0.080
	7	-	2.4	165	910	-	14.5	-	-	2.0×10^6	0.025	-	-	-	0.51
	10	7.0	3.1	150	870	5.6	10.5	-	-	1.8×10^6	0.025	0.002>	0.297	0.007	0.087
('79.8.30)	0	-	2.38	189	1500	7.9	26.8	-	2.3	2.7×10^6	0.045	N.D.	0.234	N.D.	0.082
	5	-	2.40	104	1420	13.7	26.0	-	1.6	3.3×10^6	0.171	0.003>	0.247	0.021	0.246
	9	-	4.17	89	1920	21.7	19.7	-	1.7	-	0.003>	0.003>	0.895	0.022	0.251
	Bottom (9)	-	2.31	147	1450	-	26.4	-	1.8	3.0×10^6	0.108	-	-	-	-
L. Suwa															
St. 1 ('79.9.2)	0	8.2	38.1	2020	11800	5.9	181	-	-	6.9×10^6	0.192	0.009	0.038	0.020	0.229
	2	8.1	29.1	1270	7960	6.3	107	-	-	4.2×10^6	0.166	0.019	0.113	0.021	0.238
	5	7.7	27.2	1040	6350	6.1	75	-	-	4.8×10^6	0.143	0.026	0.206	0.024	0.258
	6	-	31.5	1440	8700	-	144	-	7.3	5.6×10^6	0.167	-	-	-	-
St. 2 ('79.9.2)	0	7.9	25.2	1300	7980	6.1	97	-	-	4.4×10^6	0.130	0.016	0.105	0.022	0.242
	2	7.8	23.5	1030	6720	6.5	81	-	-	-	0.136	0.019	0.125	0.024	0.257
St. 3 ('79.9.2)	0	8.4	43.1	2400	14100	5.9	216	-	-	6.2×10^6	0.202	0.018	0.042	0.017	0.209
	2	8.2	34.4	1630	9900	6.1	134	-	-	6.7×10^6	0.151	0.015	0.047	0.019	0.238
	Bottom	-	38.8	2010	12000	-	175	-	8.6	6.5×10^6	0.177	-	-	-	-

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON μg/ℓ	POC μg/ℓ	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/mℓ	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Towada															
St. 1 (78.6.29)	0	7.5	0.17	10	65		0.19	0.08	0.37	1.2×10 ⁵	0.004	—	0.098	—	—
	5	7.5	0.28	16	96		0.25	0.16	—	9.8×10 ⁴	—	—	—	—	—
	10	7.4	0.40	19	100		0.31	—	0.44	1.1×10 ⁵	0.005	—	0.115	—	—
	20	7.3	0.49	15	94		0.39	0.46	0.54	1.4×10 ⁵	0.004	—	0.118	—	—
	40	—	0.46	17	109		0.40	0.34	0.45	1.2×10 ⁵	0.005	—	0.112	—	—
St. 2 (78.6.29)	0	7.5	0.21	7	44		—	—	—	8.8×10 ⁴	0.006	—	0.124	—	—
	10	7.5	0.34	16	99		0.32	0.12	0.48	—	0.006	—	0.134	—	—
	20	7.5	0.78	29	175		1.22	0.33	0.60	—	0.005	—	0.178	—	—
St. 3 (78.6.29)	0	7.5	—	—	—	—	0.11	0.048	0.48	1.0×10 ⁵	0.004	—	0.115	—	—
	10	7.5	—	—	—	—	0.20	0.05	0.54	—	0.004	—	0.119	—	—
	20	7.6	—	—	—	—	0.38	0.16	0.56	—	0.007	—	0.115	—	—
L. Toya															
St. 1 (78.6.23)	0	6.5	1.7	36	256		1.5	0.39	0.54	3.6×10 ⁵	0.004	—	0.044	0.005	0.113
	5	6.5	1.7	37	280		2.0	0.58	—	4.2×10 ⁵	—	—	—	—	—
	10	6.4	1.6	38	268		3.3	1.15	—	4.1×10 ⁵	0.006	—	0.051	0.004	0.158
	15	6.3	0.94	18	133		0.63	0.25	—	2.3×10 ⁵	—	—	—	—	—
	20	6.3	0.43	14	92		0.35	0.45	—	—	0.003	—	0.052	0.004	0.146
	40	6.3	0.49	13	108		0.21	0.18	—	1.8×10 ⁵	—	—	—	—	—
St. 2 (78.6.23)	0	6.5	1.9	40	301		1.3	0.71	0.54	—	0.005	—	0.063	0.005	0.157
	10	6.4	1.6	280	339		1.6	0.60	—	—	0.003	—	0.063	0.004	0.150
	20	6.3	1.4	17	137		0.35	0.22	—	—	0.004	—	0.057	0.004	0.175
St. 3 (78.6.23)	0	6.5	1.2	27	183		0.69	0.27	0.58	—	0.006	—	0.069	0.005	0.154
	10	6.6	1.8	40	256		3.2	0.70	—	—	0.006	—	0.064	0.005	0.154
	20	6.4	0.8	17	111		0.48	0.0	—	—	0.005	—	0.070	0.005	0.171

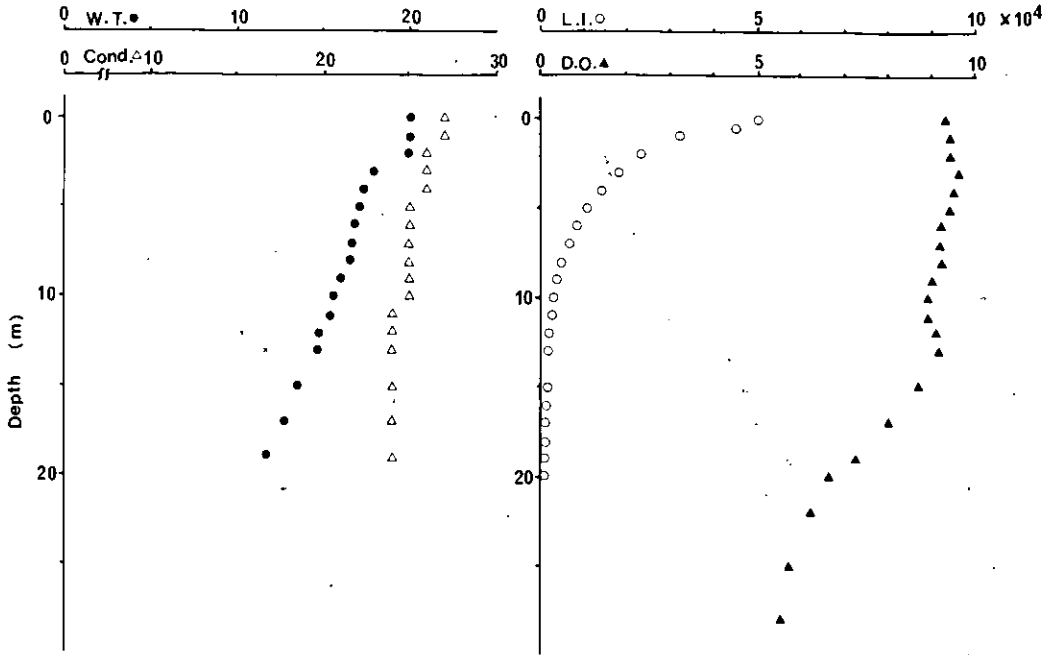
Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON μg/ℓ	POC μg/ℓ	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/mℓ	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Tsutanuma															
('78.6.29)	0	6.8	1.8	—	—	—	4.2	2.8	0.75	4.9×10 ⁵	0.010	—	0.028	—	—
	4	—	3.7	—	—	—	3.9	2.3	1.87	5.9×10 ⁵	0.010	—	0.027	—	—
	8	6.7	3.8	—	—	—	5.4	2.6	2.29	6.3×10 ⁵	0.014	—	0.032	—	—
	12	6.5	3.0	—	—	—	8.4	2.1	2.20	1.2×10 ⁶	0.017	—	0.038	—	—
L. Yamanaka															
St. 1 ('79.8.30)	0	8.2	1.64	77	521	6.8	6.8	—	1.04	2.5×10 ⁵	0.009	N.D.	0.033	N.D.	0.003>
	5	8.4	1.35	86	526	6.1	7.4	—	0.97	2.4×10 ⁵	0.009	N.D.	0.028	N.D.	0.003>
	10	8.2	1.49	81	523	6.5	6.8	—	1.04	5.7×10 ⁵	0.009	N.D.	0.030	N.D.	0.003>
	Bottom	—	1.49	81	520	—	7.0	—	1.11	3.5×10 ⁵	0.009	—	—	—	—
St. 2 ('79.8.30)	0	7.9	1.05	74	454	0.1	7.4	—	—	7.1×10 ⁵	0.008	N.D.	0.042	0.001>	0.008
	5	8.1	1.18	71	484	6.8	6.8	—	—	6.4×10 ⁵	0.009	N.D.	0.036	N.D.	0.003>
	10	7.9	0.98	60	435	7.3	6.0	—	—	5.5×10 ⁵	0.008	N.D.	0.039	N.D.	0.004>
	Bottom	—	1.07	68	460	—	6.7	—	—	6.3×10 ⁵	0.008	—	—	—	— >
St. 3 ('79.8.30)	0	7.9	1.19	64	496	7.7	7.5	—	—	—	0.010	N.D.	0.041	N.D.	0.003>
	5	7.9	1.14	53	554	10.5	7.5	—	—	—	0.011	N.D.	0.044	N.D.	0.002>
	10	7.1	0.68	63	357	5.7	4.2	—	—	—	0.007	N.D.	0.064	N.D.	0.003>
L. Yunoko															
St. 1 ('77.8.6)	0	8.5	—	—	—	—	25	—	1.9	2.0×10 ⁶	0.05	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	1	8.2	—	—	—	—	29	—	3.3	—	0.01>	0.05	0.01>	0.01>	0.01>
	2	7.6	—	—	—	—	29	—	2.6	2.0×10 ⁶	0.06	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	5	6.6	—	—	—	—	15.5	—	1.2	1.2×10 ⁶	0.03	0.01>	0.01>	0.01>	0.01
	10	6.5	—	—	—	—	3.0	—	0.8	1.4×10 ⁶	—	0.12	0.05	0.01>	0.02

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\text{L}$	POC $\mu\text{g}/\text{L}$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/mL	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Yunoko															
St. 2 ('77.8.6)	0	8.3	-	-	-	-	26.9	-	2.5	-	0.05	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	1	7.8	-	-	-	-	29.0	-	1.2	-	0.05	0.01>	0.01>	0.01>	0.01>
	5	6.6	-	-	-	-	15.6	-	0.6	-	0.04	0.01	0.01	0.01>	0.10
	8	6.5	-	-	-	-	3.6	-	0.7	-	-	0.15	0.06	0.01>	0.03
St. 3 ('77.8.6)	0	-	-	-	-	-	24.7	-	2.1	-	0.05	0.01	0.01>	0.01>	0.01>
	1	8.2	-	-	-	-	28.6	-	-	-	0.05	0.01	0.01>	0.01>	0.01>
	5	6.5	-	-	-	-	14.2	-	-	-	0.05	0.01	0.01	0.01>	0.01
	10	-	-	-	-	-	-	-	1.2	-	-	0.28	0.10	0.01>	0.01
St. 1 ('77.10.20)	0	6.6	3.2	240	1360	5.6	15.3	-	-	1.2×10^6	0.072	0.024	0.073	0.002>	0.013
	1	6.7	3.5	250	1440	5.8	17.3	-	-	1.5×10^6	0.067	0.026	0.098	0.002>	0.017
	2	6.7	3.6	260	1500	5.8	18.7	-	-	1.6×10^6	0.064	0.026	0.100	0.002>	0.017
	5	6.7	3.2	260	1340	5.2	18.4	-	-	1.8×10^6	0.064	0.026	0.113	0.002>	0.019
	10	6.6	2.6	190	980	5.2	14.0	-	-	1.5×10^6	0.057	0.026	0.109	0.002>	0.025
St. 2 ('77.10.20)	0	6.7	2.8	230	1220	5.3	22.2	-	-	1.9×10^6	0.054	0.024	0.103	0.002>	0.017
	1	6.8	3.0	240	1250	5.2	14.5	-	-	1.7×10^6	0.061	0.025	0.108	0.002>	0.015
	2	6.6	3.8	290	1590	5.4	25.5	-	-	1.8×10^6	0.069	0.026	0.110	0.002>	0.013
	5	6.6	3.4	280	1370	4.9	25.5	-	-	1.4×10^6	0.070	0.026	0.118	0.002>	0.013
	8	6.7	3.0	260	1310	5.0	23.9	-	-	1.5×10^6	0.067	0.028	0.118	0.002>	0.012

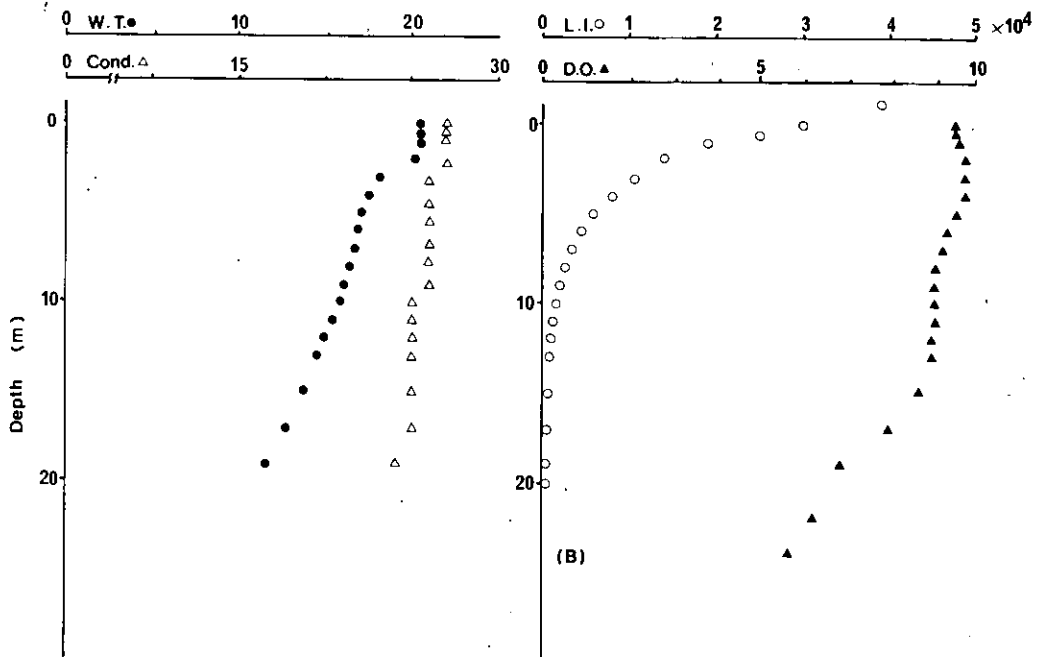
Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g/l}$	POC $\mu\text{g/l}$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Hamana															
('80.7.24)	0.5	8.7	30.7	440	2400	-	27.8		11.8	8.0×10 ⁶	0.049	0.011	0.033	0.002>	0.009
	5.0	8.0	41.6	300	1820	-	22.7		14.7	3.3×10 ⁶	0.011	0.038	0.113	0.003	0.013
	10.0	7.7	71.6	100	910	-	1.4		13.6	1.5×10 ⁶	0.132	0.154	0.868	0.002>	0.002
L. Hiruga															
('80.7.28)	0.5	8.18	14.7	60	650	-	2.9		6.9	-	0.016	0.002	0.045	0.002>	0.002>
		-	20.2	60	70	-	2.9		7.8	-	0.002	0.017	0.041	0.002>	0.002>
	10	-	21.0	80	610	-	5.4		7.9	6.0×10 ⁵	0.045	0.002>	0.060	0.002>	0.002>
	20	-	13.2	40	260	-	1.5		1.1	3.4×10 ⁵	-	0.029	0.049	0.005	0.003
L. Inohana															
('80.7.24)	0	8.9	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-
	0.5	-	21.3	260	1680	-	17.6		8.2	3.7×10 ⁶	0.047	0.002	0.231	0.007	0.629
	2.0	8.7	29.1	460	2740	-	25.8		9.7	7.8×10 ⁶	0.051	0.002	0.036	0.002	0.086
	5.0	7.9	68.2	330	2030	-	26.1		10.8	2.1×10 ⁶	0.071	0.006	0.252	0.002	0.029
L. Kugushi															
St. 1 ('80.7.28)	0.5	8.49	8.1	200	1450	-	9.5		1.9	3.1×10 ⁶	0.035	0.004	0.003	0.002>	0.002>
St. 2 ('80.7.28)	0.5	-	9.5	190	1620	-	9.5		2.3	2.9×10 ⁶	0.018	0.002	0.003	0.002>	0.002>
L. Suga															
('80.7.28)	0.5	7.92	4.0	110	900	-	5.8		2.1	1.9×10 ⁶	0.023	0.002>	0.009	0.002>	0.001
	4	-	4.6	130	970	-	7.6		1.7	2.8×10 ⁶	0.677	0.002>	0.003	0.002>	0.001
	8	-	13.6	190	1220	-	47.5		25.2	3.1×10 ⁶	0.034	0.730	4.66	0.004	0.001

Lake St. (date)	Depth m	pH	SS ppm	PON $\mu\text{g}/\ell$	POC $\mu\text{g}/\ell$	C/N	Chl. <i>a</i> ppb	Pheo ppb	COD ppm	T. Bac. cells/ml	T-P ppm	PO ₄ -P ppm	NH ₄ -N ppm	NO ₂ -N ppm	NO ₃ -N ppm
L. Suigetsu															
('80.7.28)	0.5	8.26	10.8	280	2380	-	7.0		2.1	2.8×10^6	0.027	0.002	0.003	0.002>	0.002>
	5	-	4.8	140	1060	-	9.6		1.4	3.1×10^6	1.13	0.002>	0.003	0.002>	0.002>
	10	-	16.2	120	680	-	13.0		49.2	2.1×10^6	2.12	3.89	0.054	0.002>	0.002>
	200	-	8.9	50	320	-	1.7		73.3	2.0×10^6	0.024	7.85	0.052	0.006	0.000

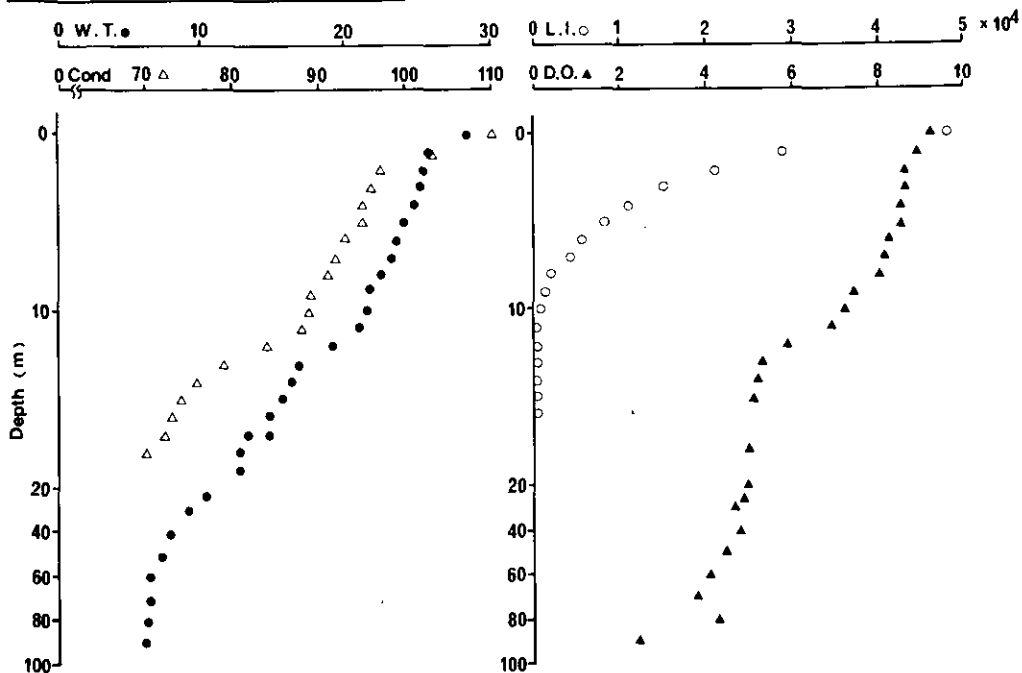
L. AOKI St.1 '79.9.4.



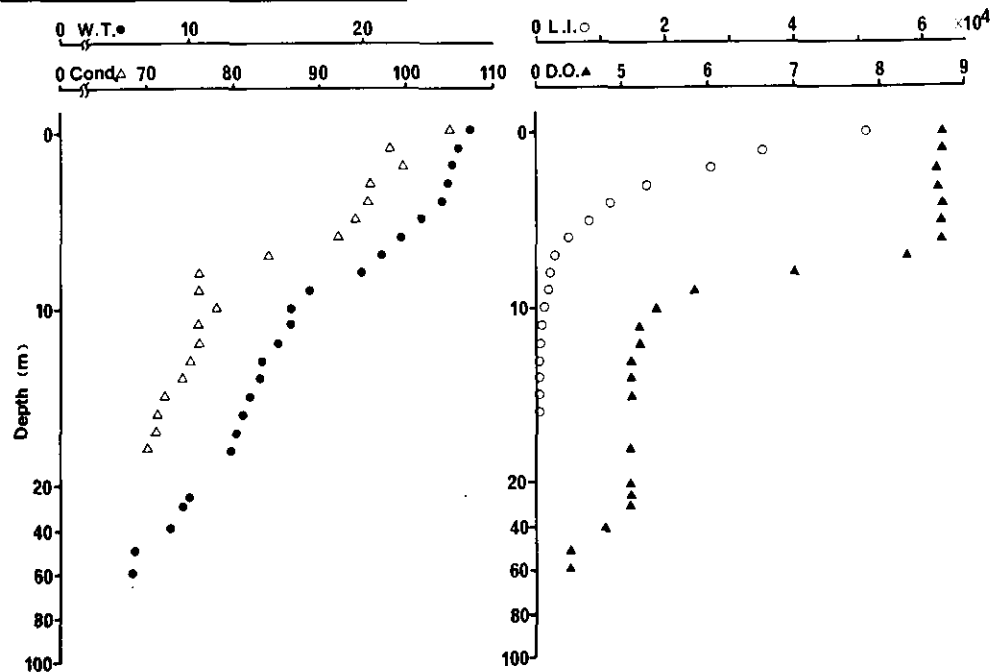
L. AOKI St.2 '79.9.4.



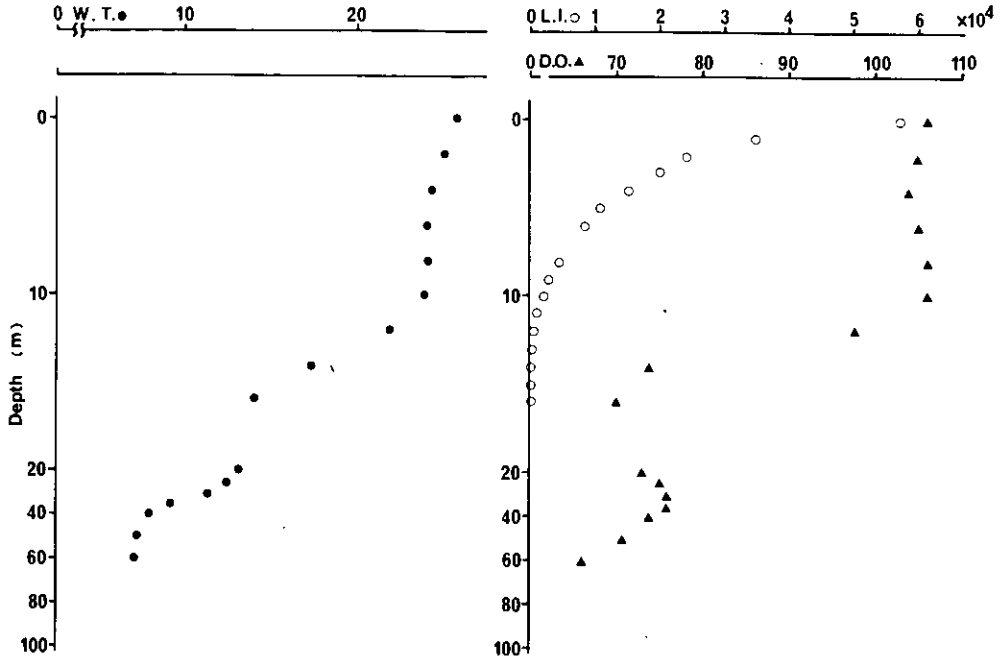
L. BIWA St.1 '80.7.26.



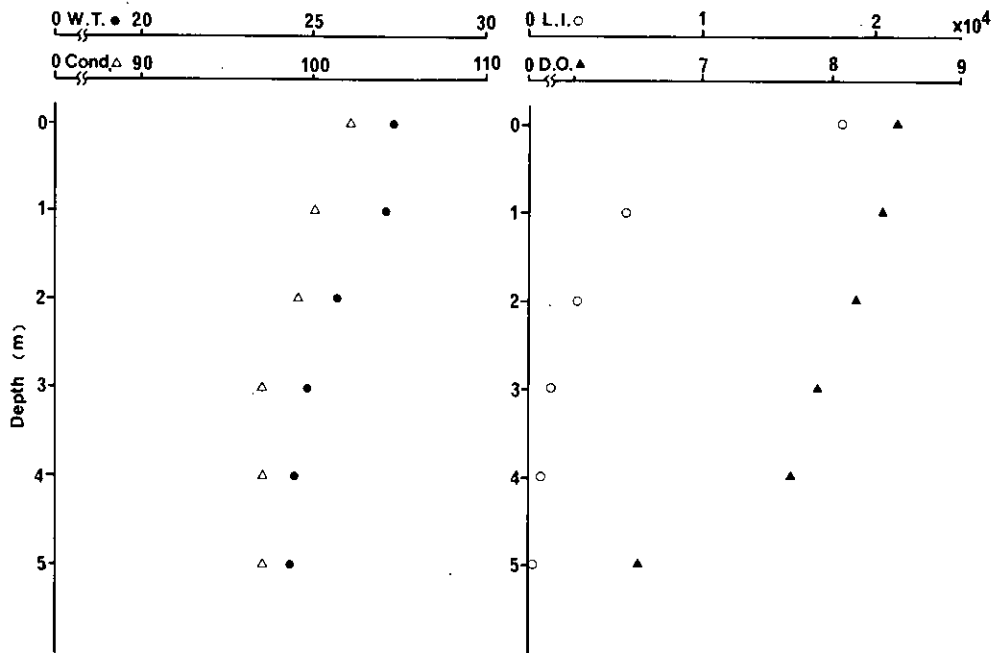
L. BIWA St.2 '80.7.26.



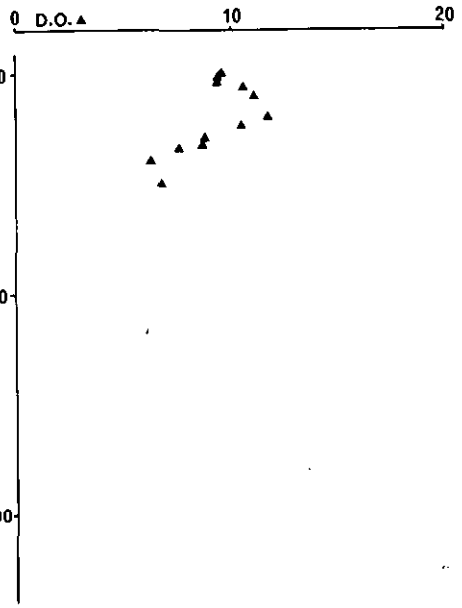
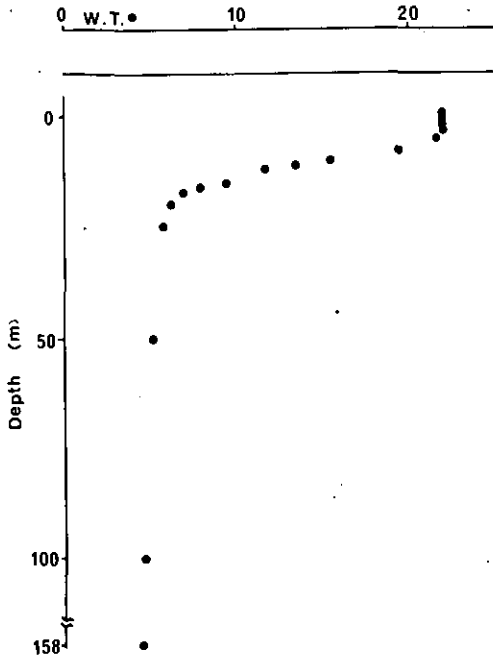
L. BIWA St.3 '80.7.26.



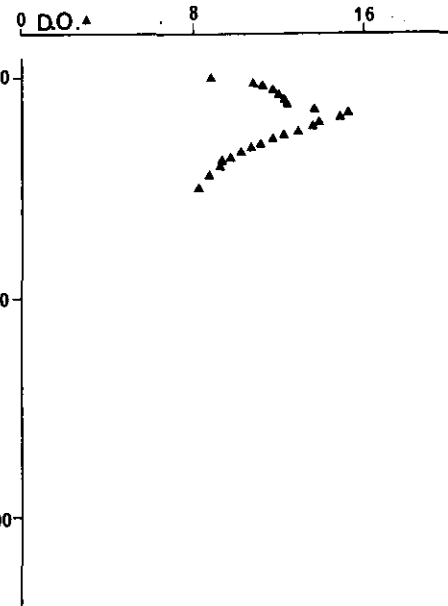
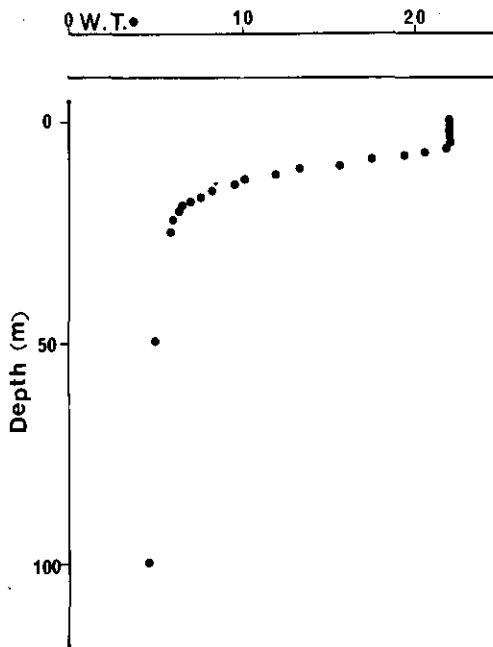
L. BIWA St.4 '80.7.26.



L.CHŪZENJI St.1 '77.8.8.

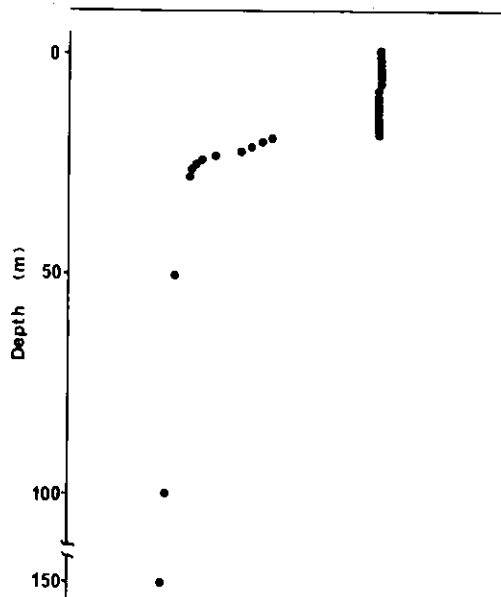


L.CHŪZENJI St.2 '77.8.8.



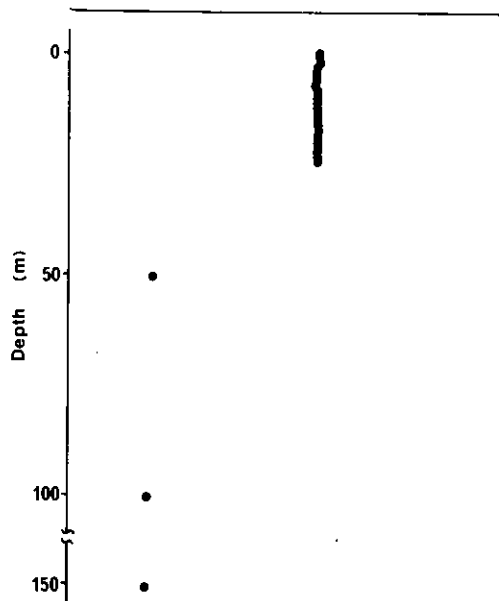
L.CHÜZENJI St.1 '77.10.21.

0 W.T. 10 20



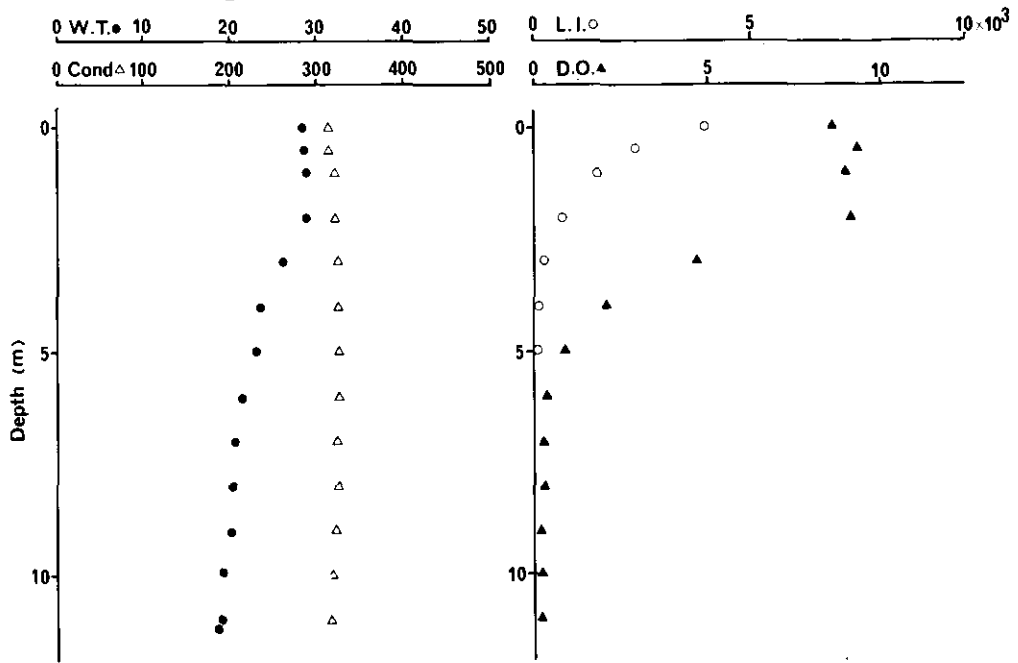
L.CHÜZENJI St.2 '77.10.21.

0 W.T. 10 20



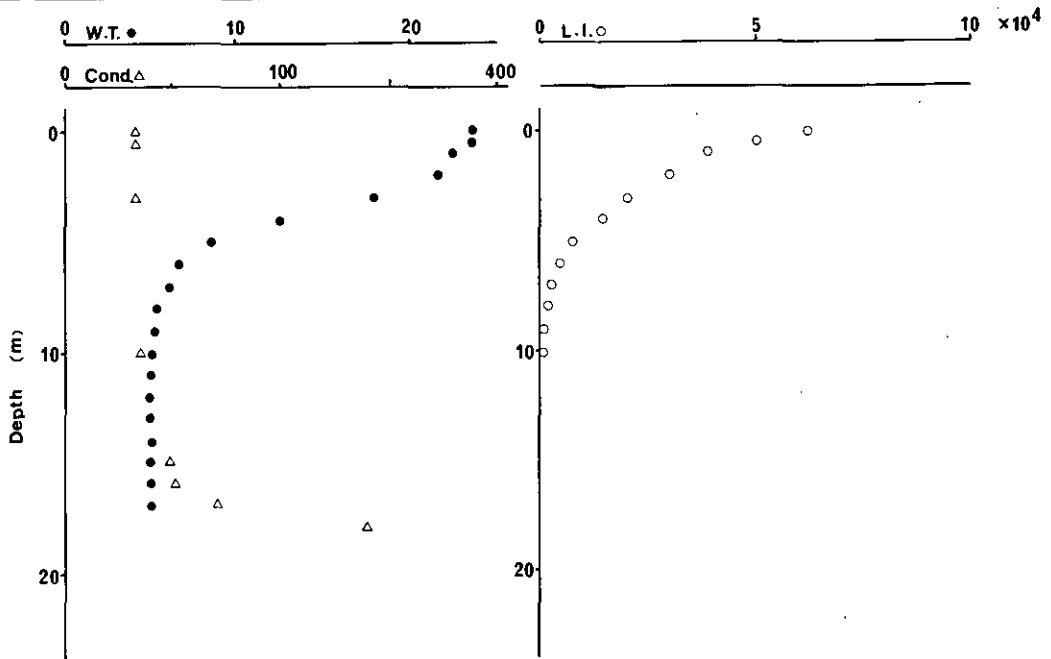
L. HAMANA

'80.7.24.

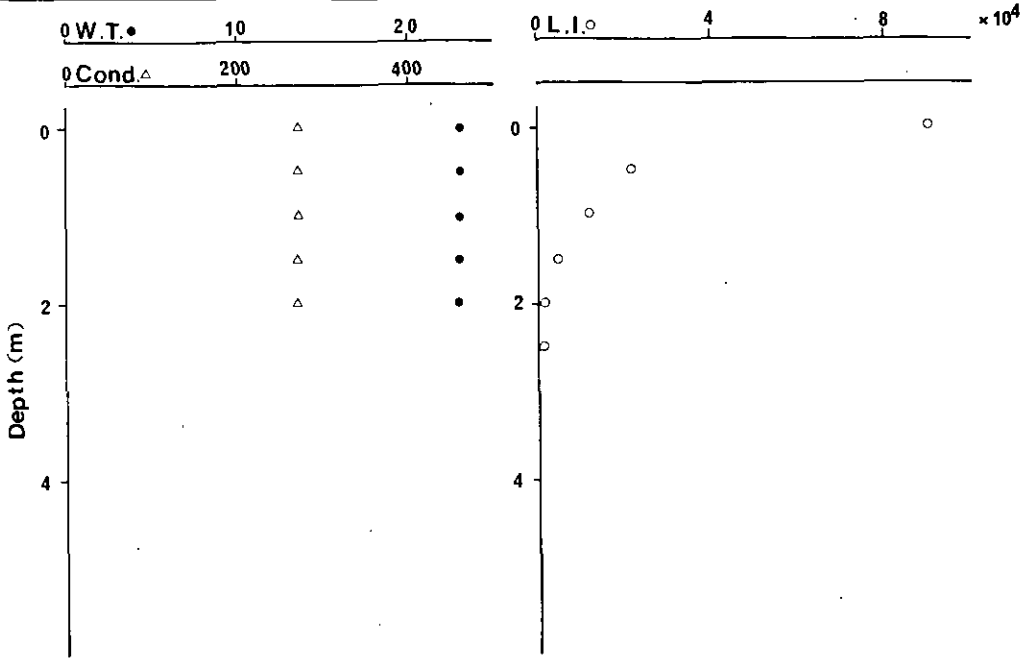


L. HANGETSU

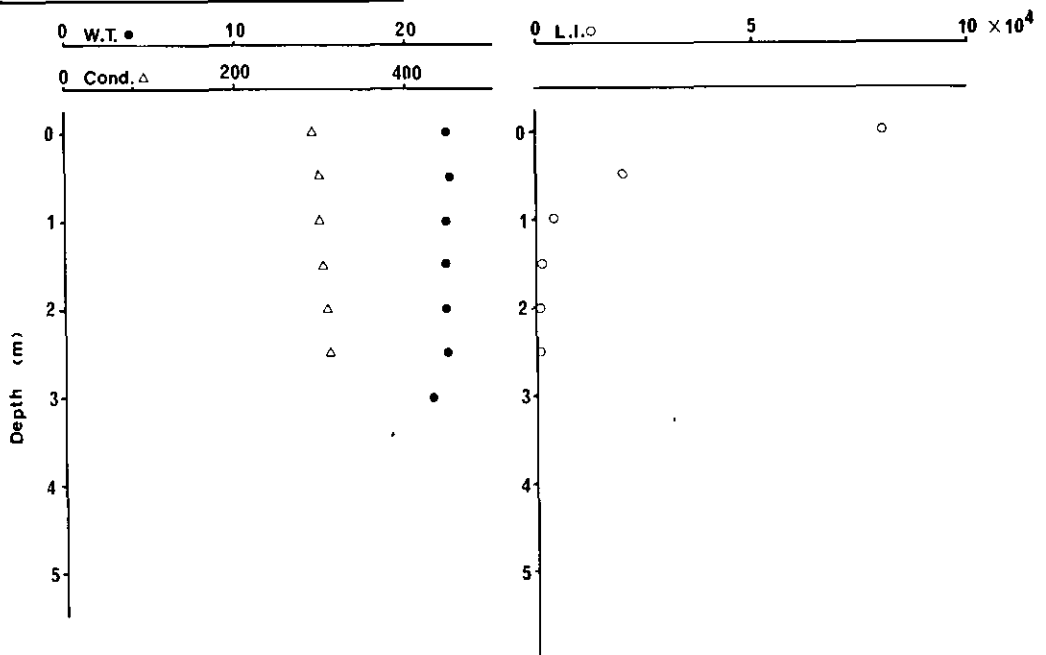
'78.6.25.



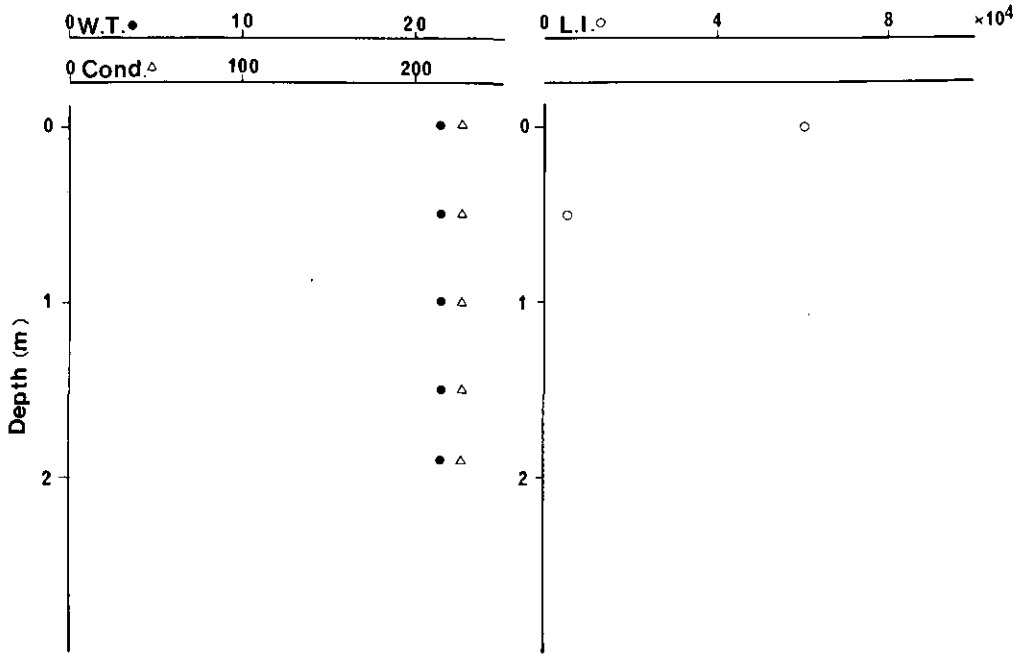
L.HINUMA St.1 '77.9.28.



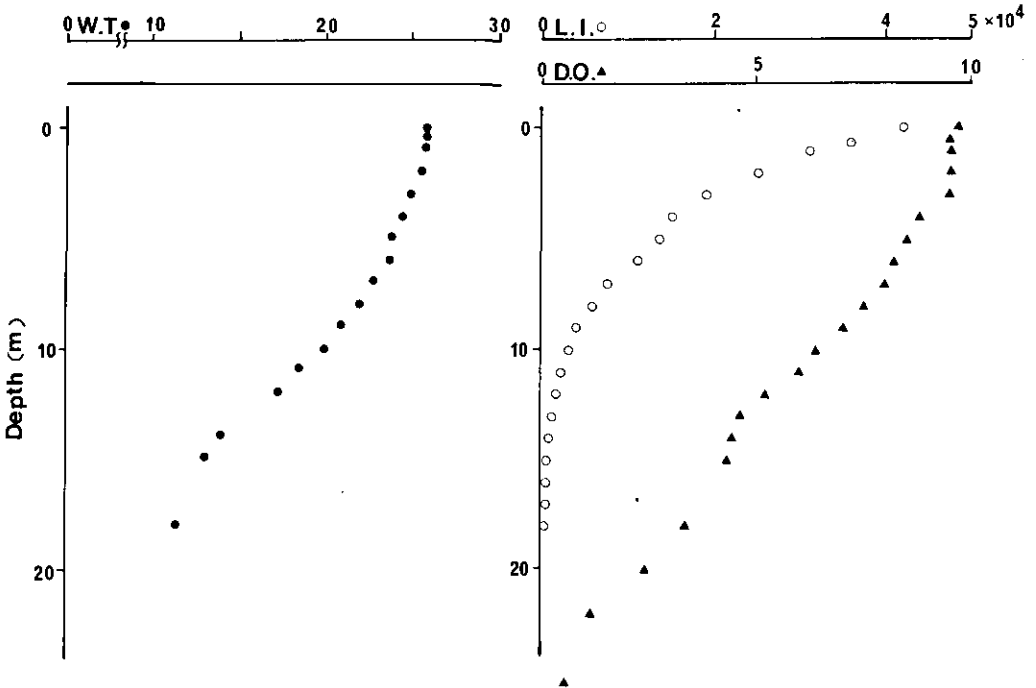
L.HINUMA St.2 '77.9.28.



LHINUMA St.3 '77.9.28.



L. HIRUGA '80.7.28.



L. INOHANA

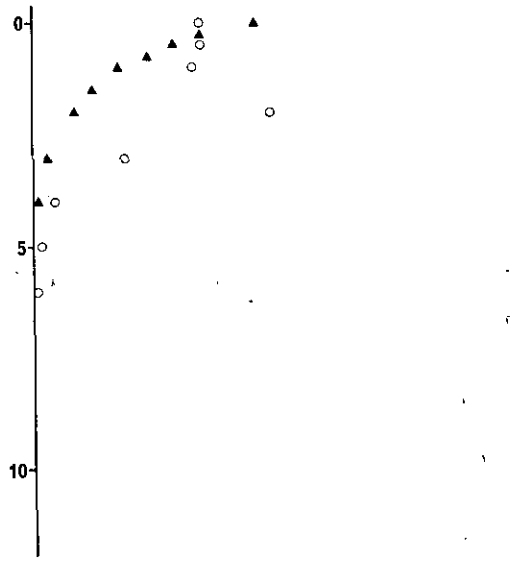
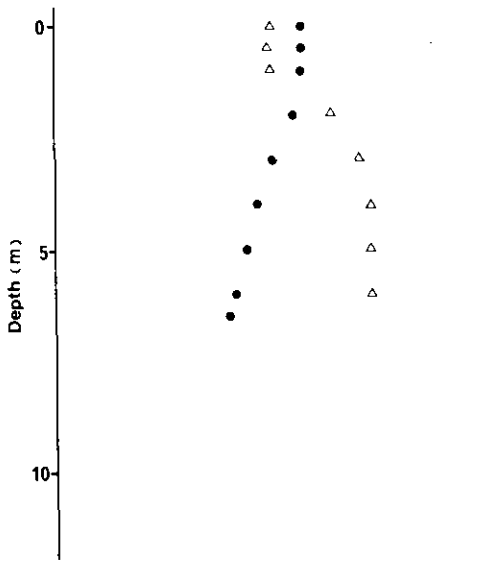
'80.7.4.

0 W.T. ● 10 20 30 40 50

0 L.I. ○ 5 10 $\times 10^3$

0 Cond. △ 100 200 300 400 500

0 D.O. ▲ 10 20



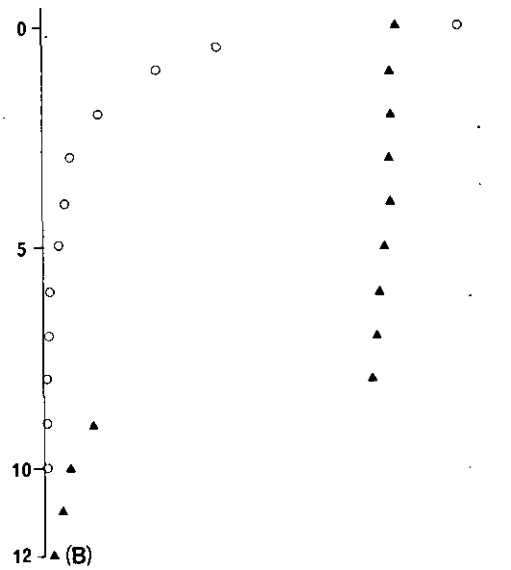
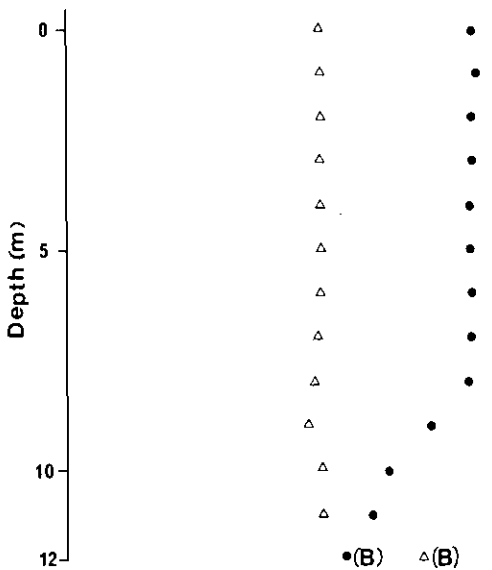
L. KAWAGUCHI St.1 '79.8.31

0 W.T. ● 10 20

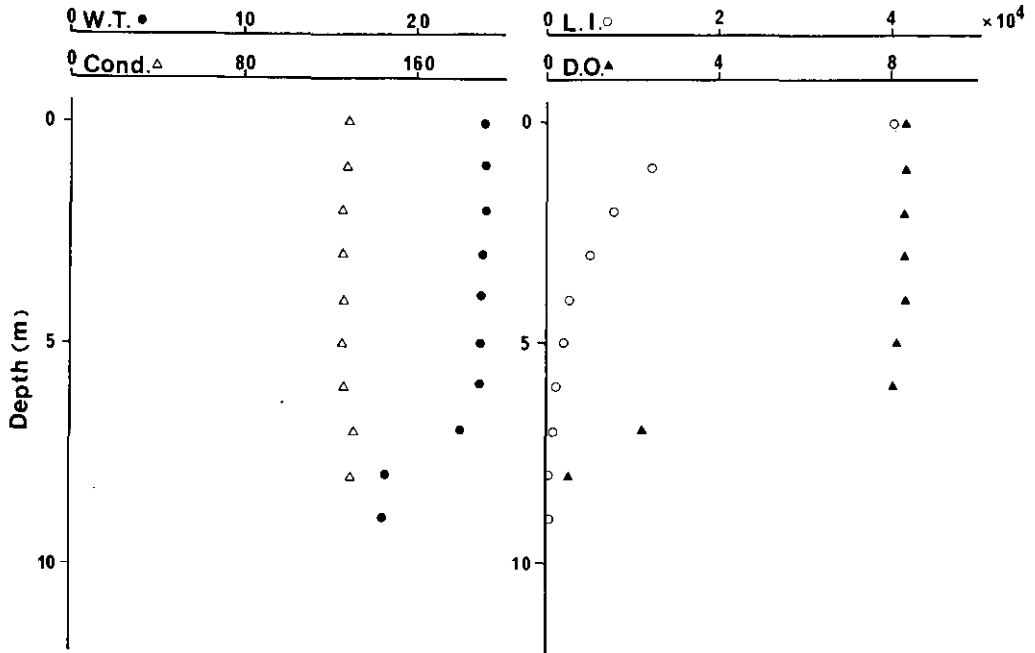
0 L.I. ○ 2 4 $\times 10^4$

0 Cond. △ 80 160

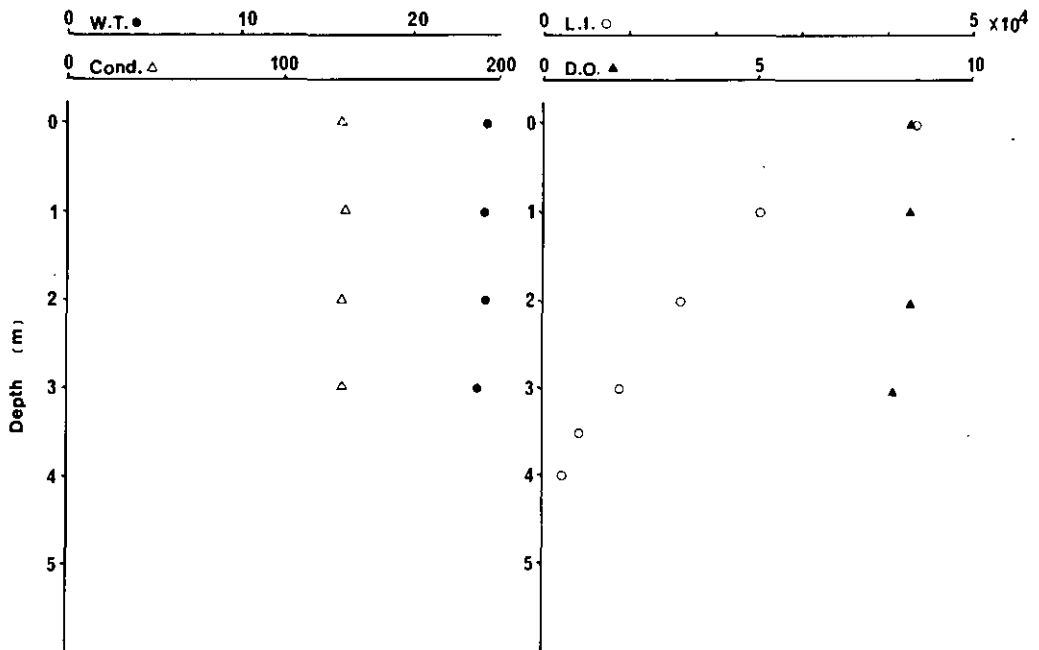
0 D.O. ▲ 4 8



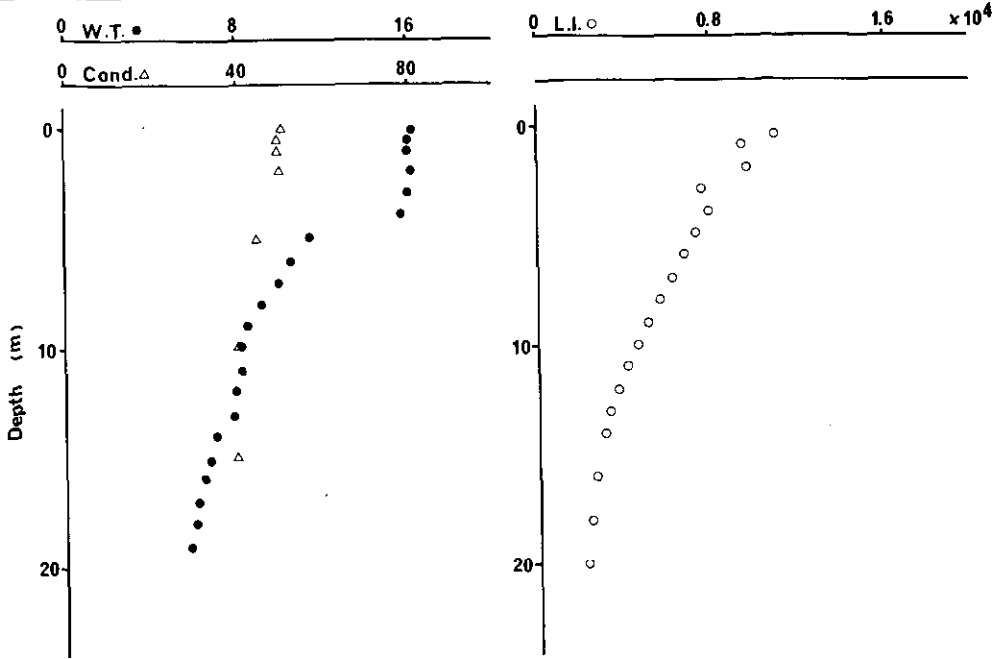
L. KAWAGUCHI St.2 '79.8.31



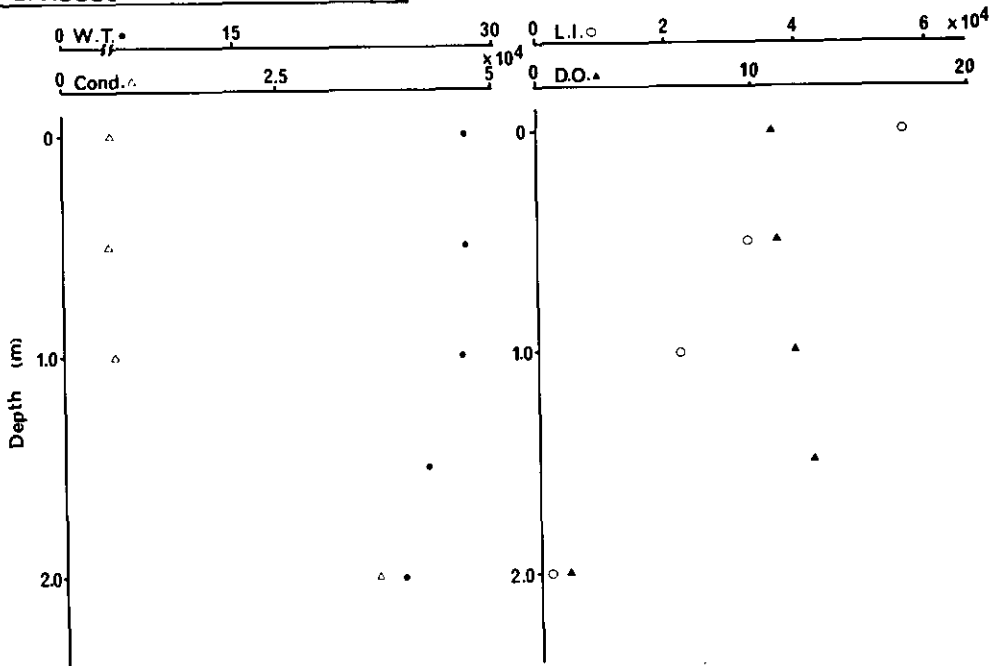
L. KAWAGUCHI St.3 '79.8.31



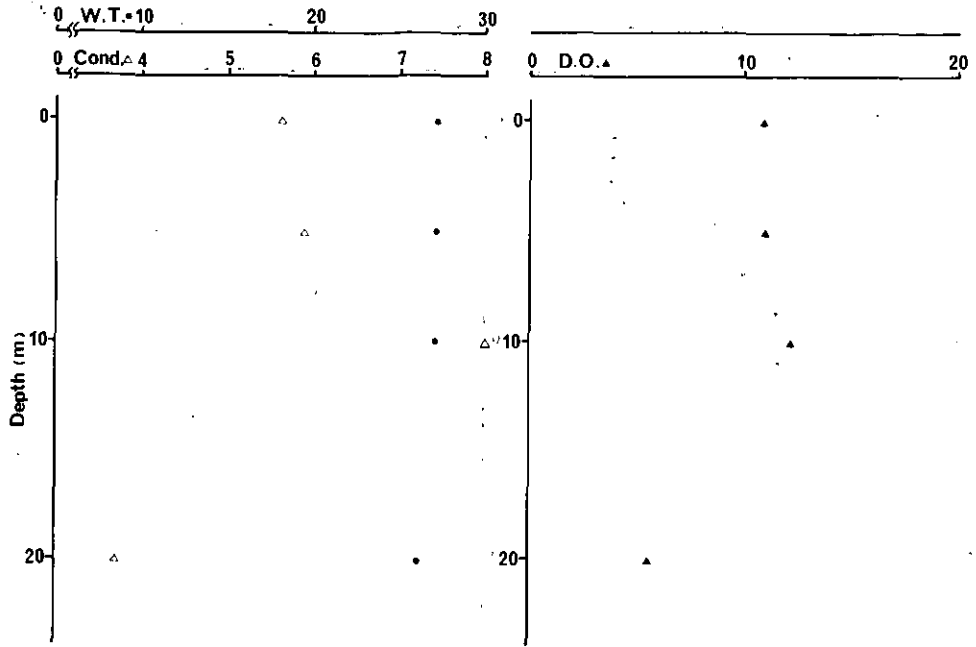
L. KUTTARA St.1 '78.6.22.



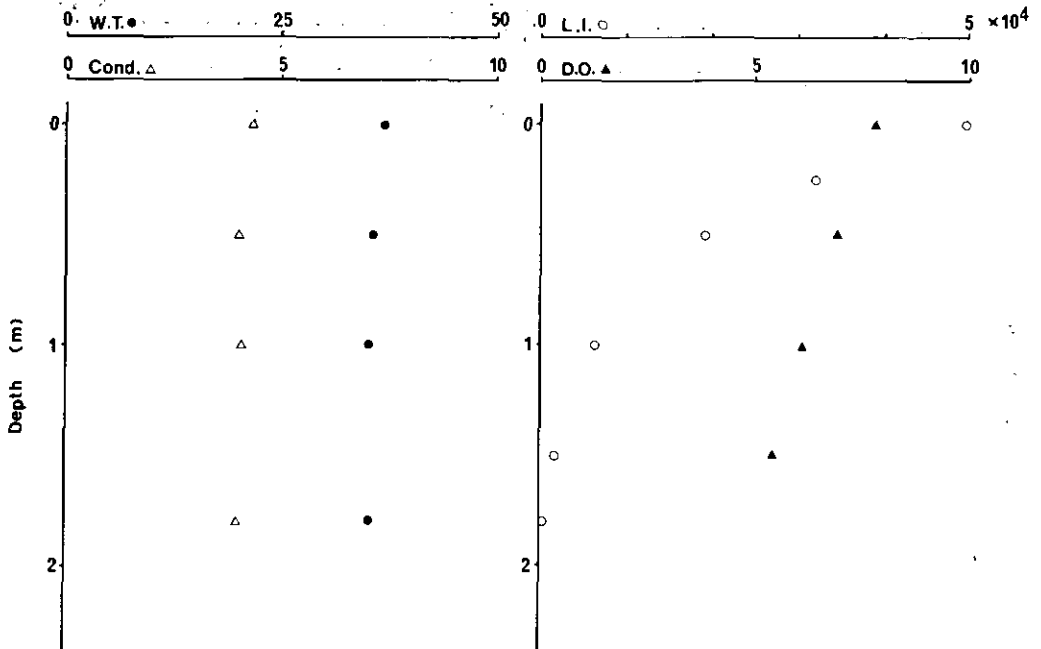
L. KUGUSHI St.1 '80.7.28.



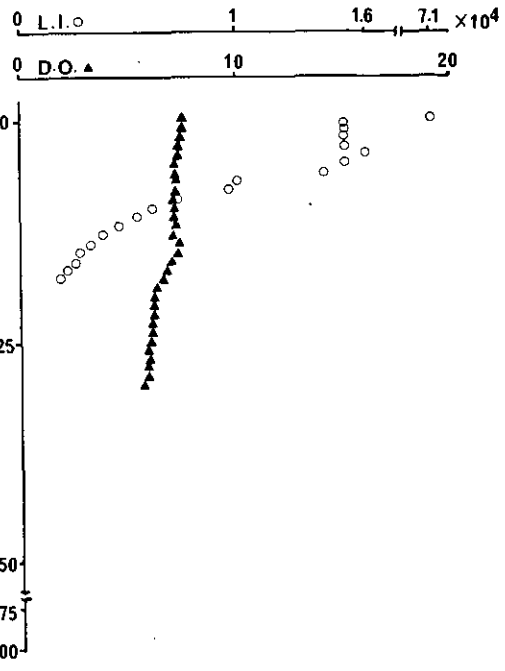
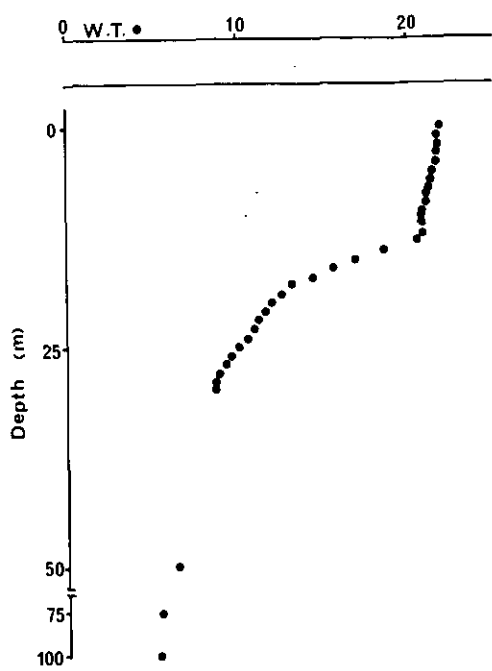
L.KUGUSHI St.2 '80.7.28.



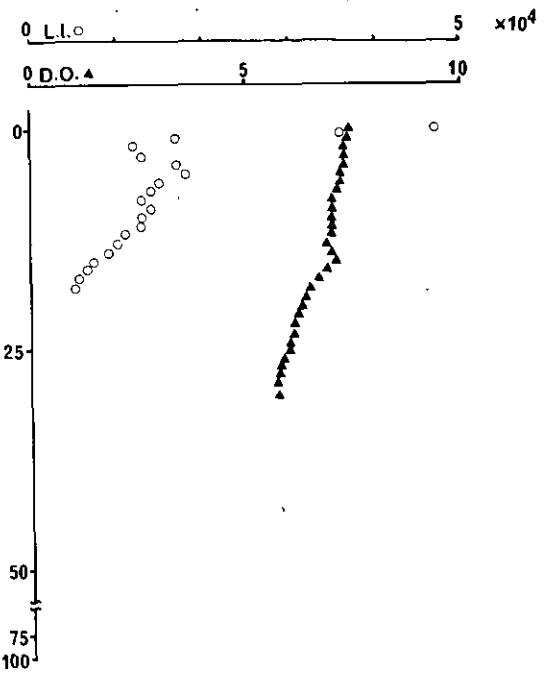
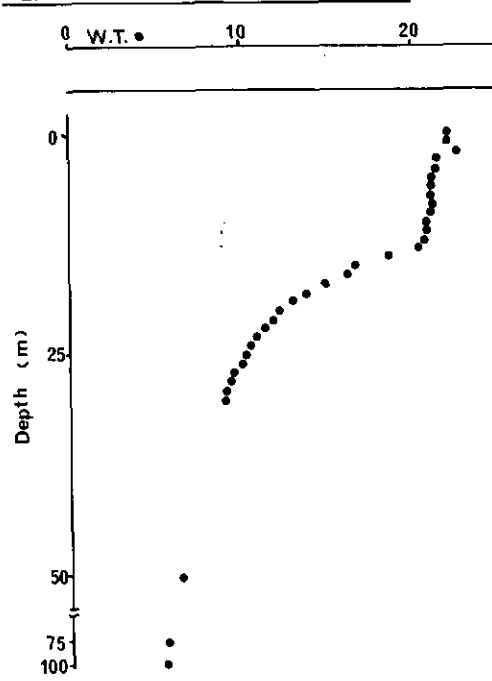
L.MIKATA St.1 '80.7.28.



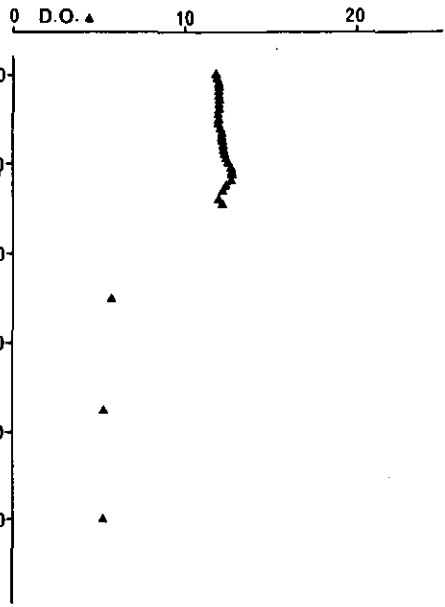
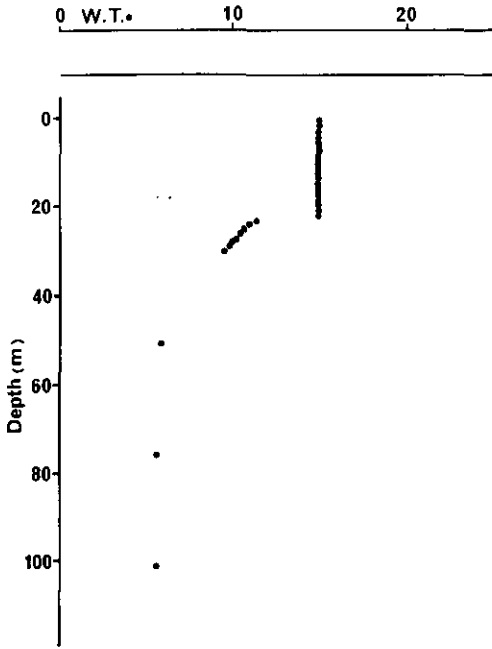
L. MOTOSU St.1. '77.8.30.



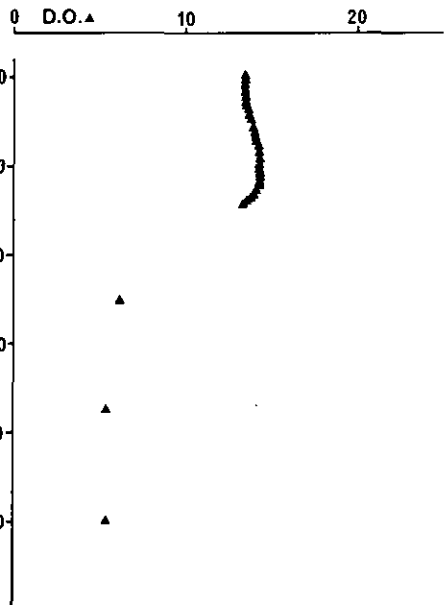
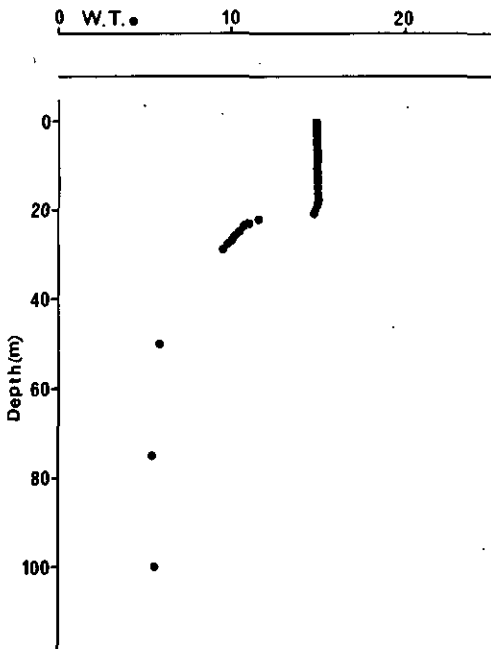
L. MOTOSU St.3 '77.8.30.



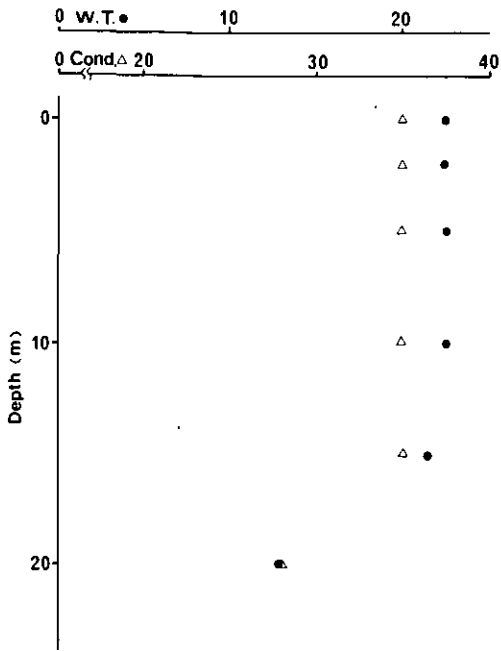
L. MOTOSU St.1 '77.11.15.



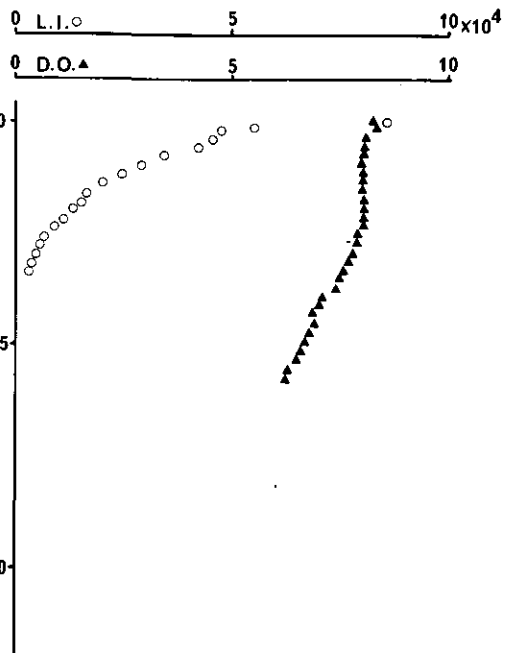
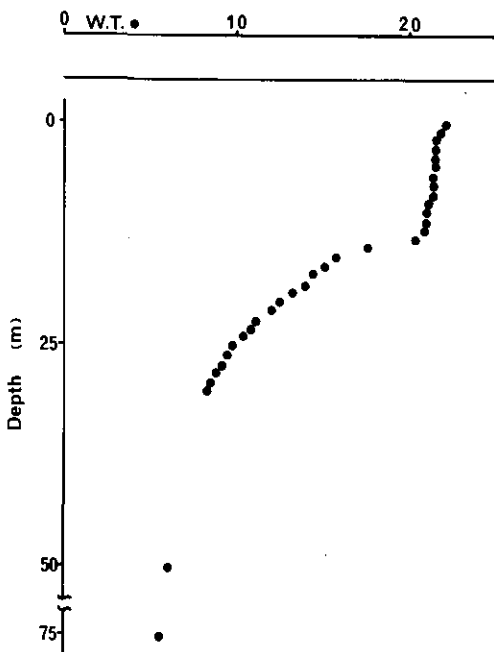
L. MOTOSU St.3 '77.11.15.



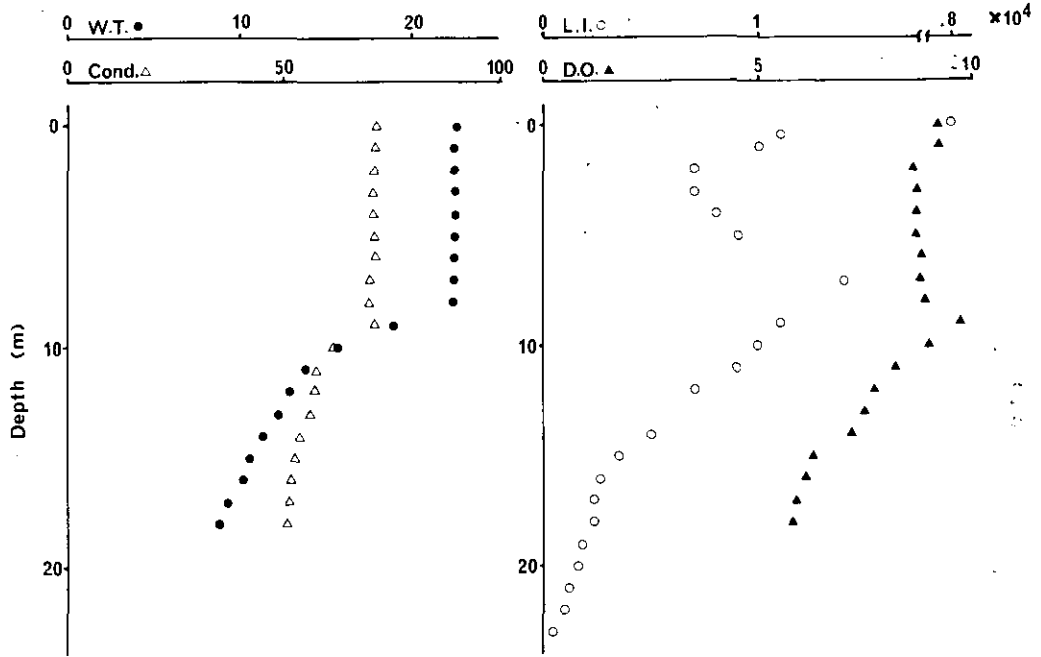
L. MOTOSU St.1 '79.8.30.



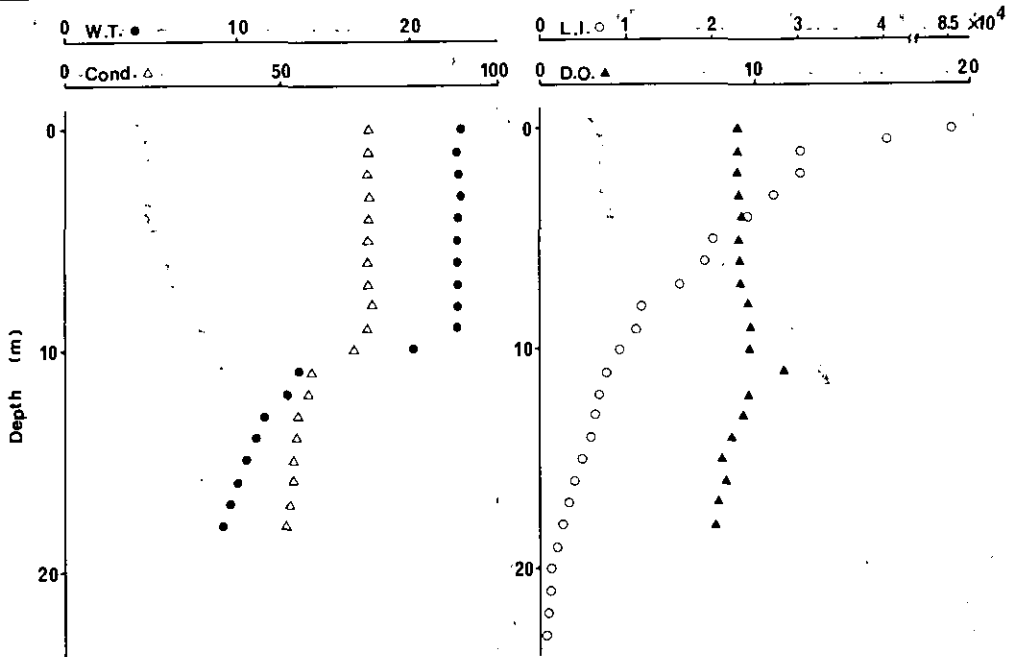
L. MOTOSU St.2 '79.8.30.



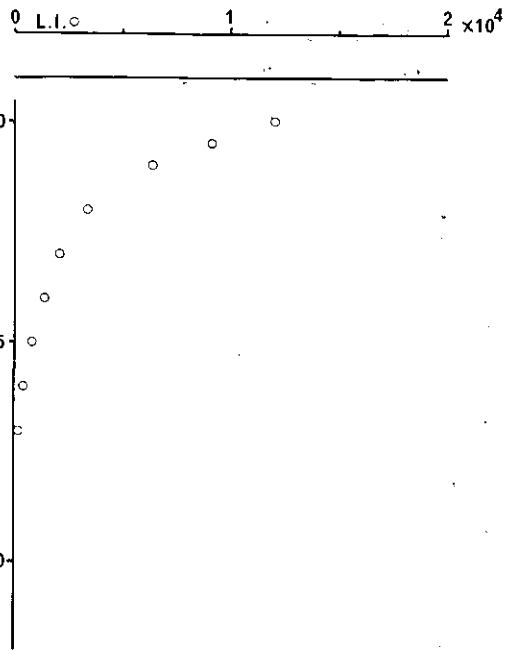
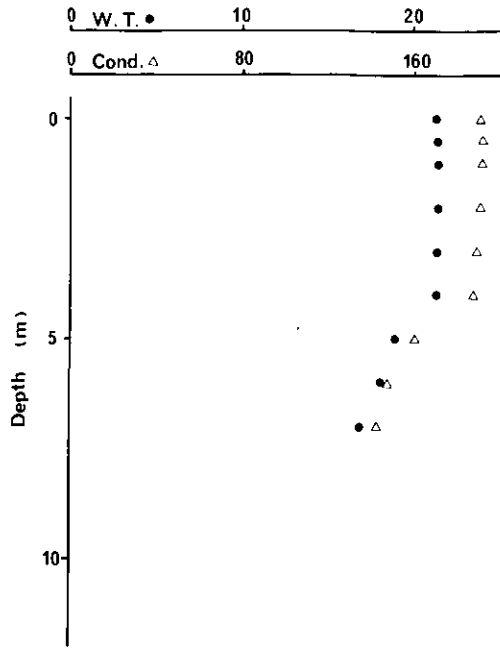
L.NISHINOUMI St.1 '79.8.31.



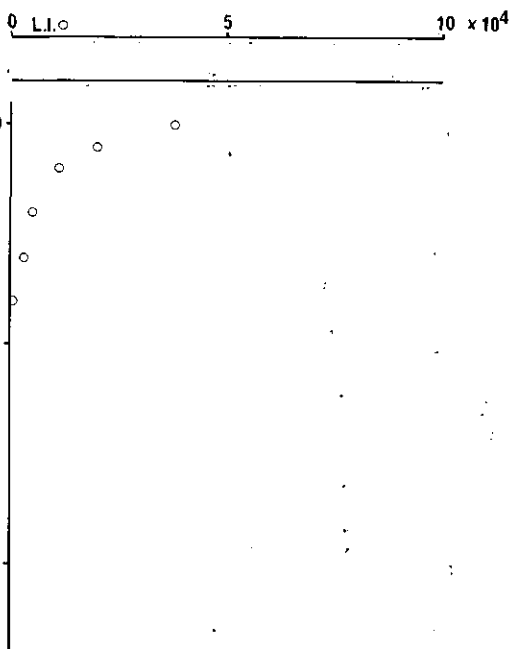
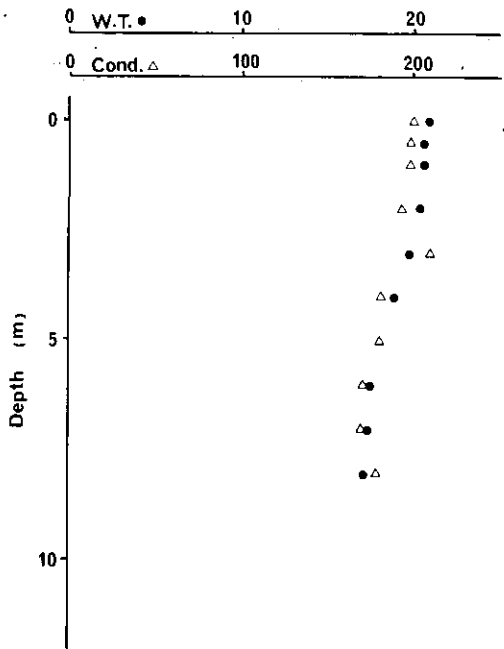
L.NISHINOUMI St.2 '79.8.31.



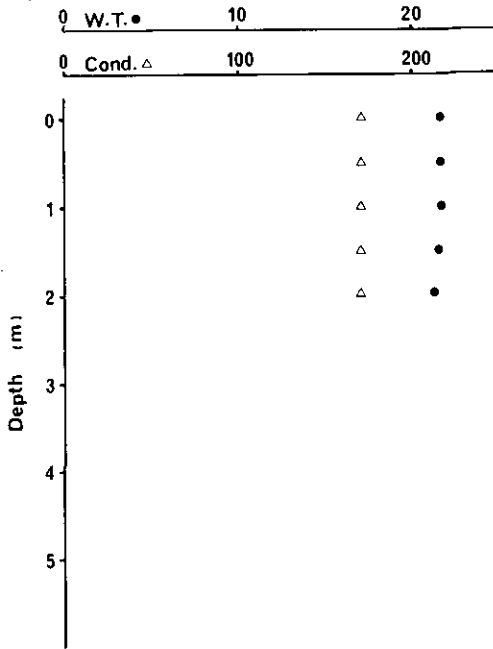
L.ÖNUMA St.1 '78.6.27.



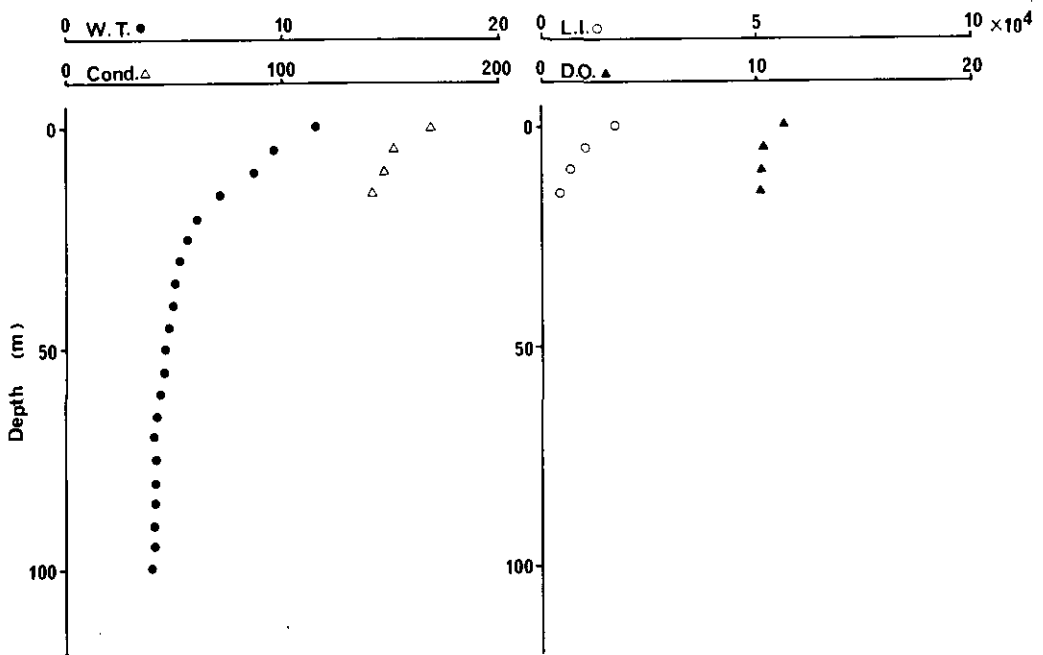
L.ÖNUMA St.2 '78.6.27.



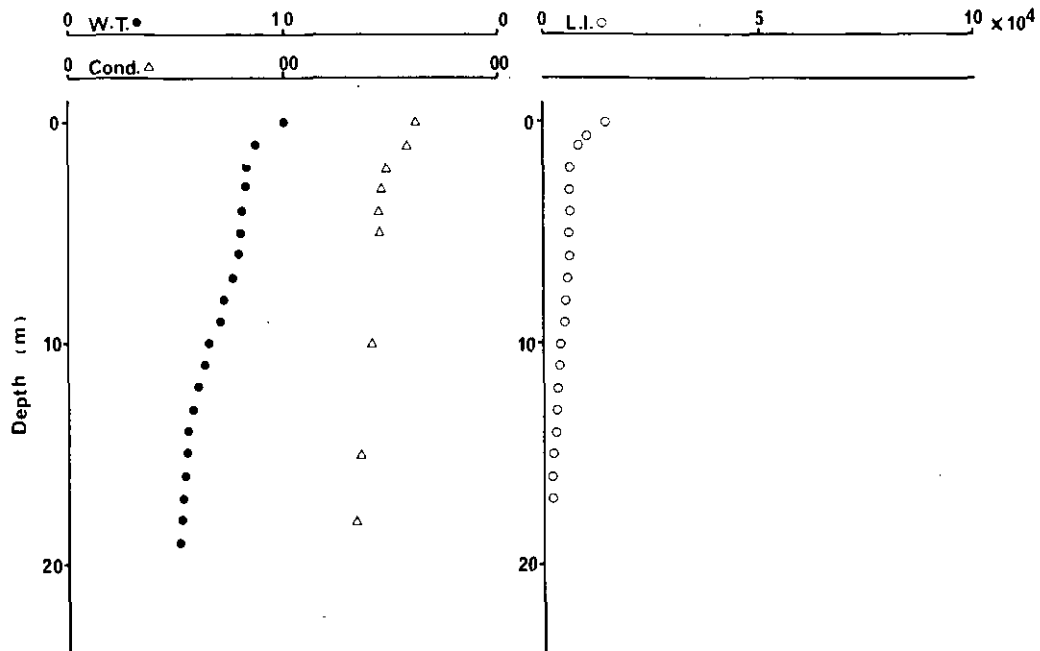
L. ONUMA St.3 '78.6.27.



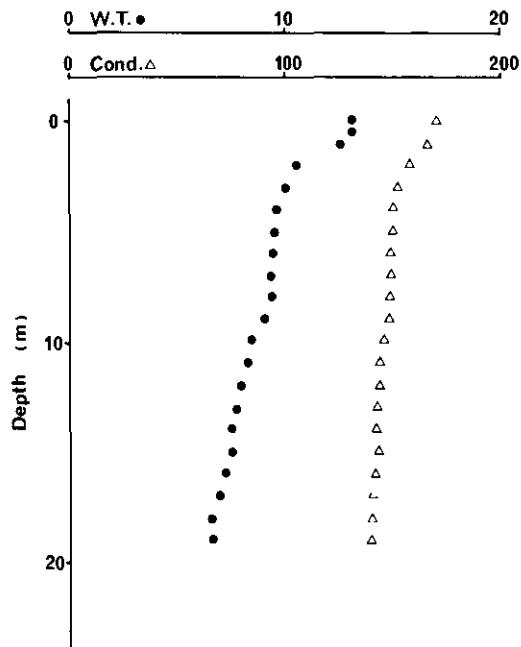
L. SHIKOTSU St.1 '78.6.20.



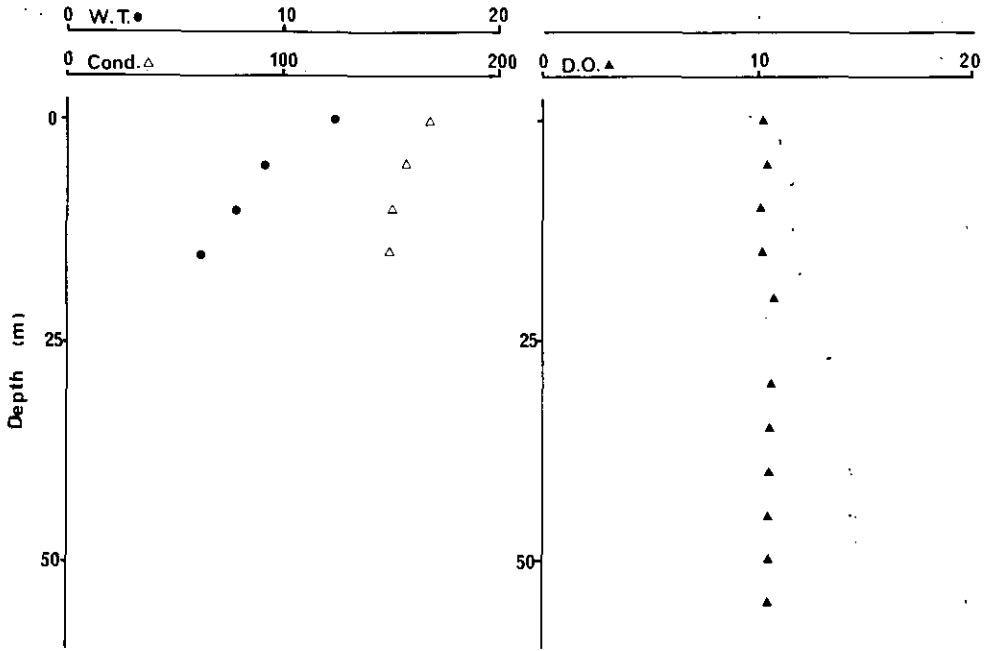
L. SHIKOTSU St. 2 '78.6.20.



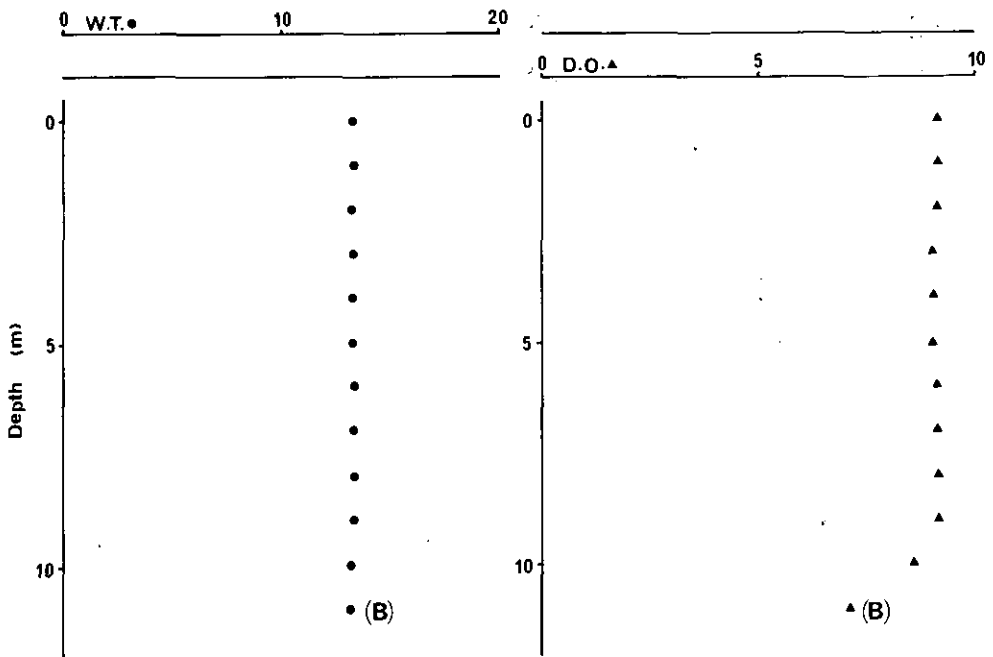
L. SHIKOTSU St. 3 '78.6.20.



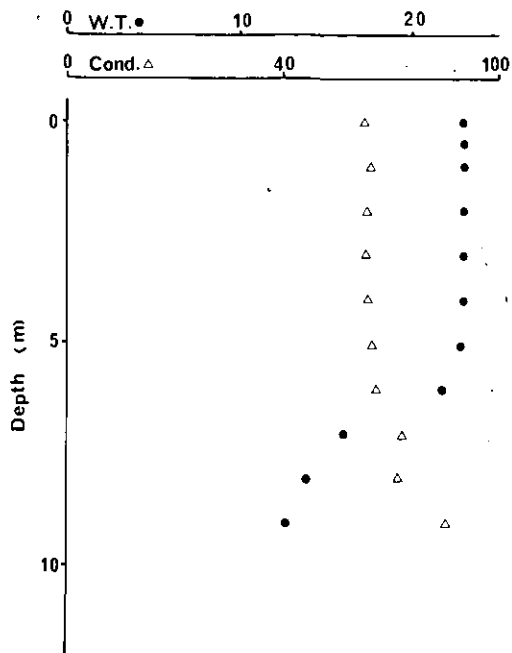
L. SHIKOTSU St.1 '78.6.21.



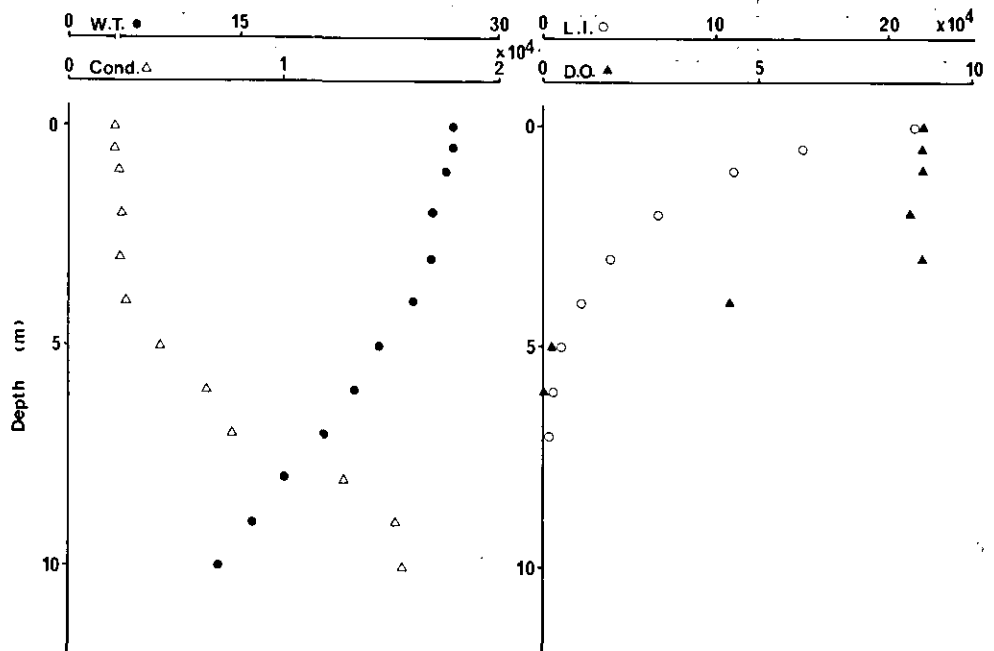
L. SHOJI '77.11.15



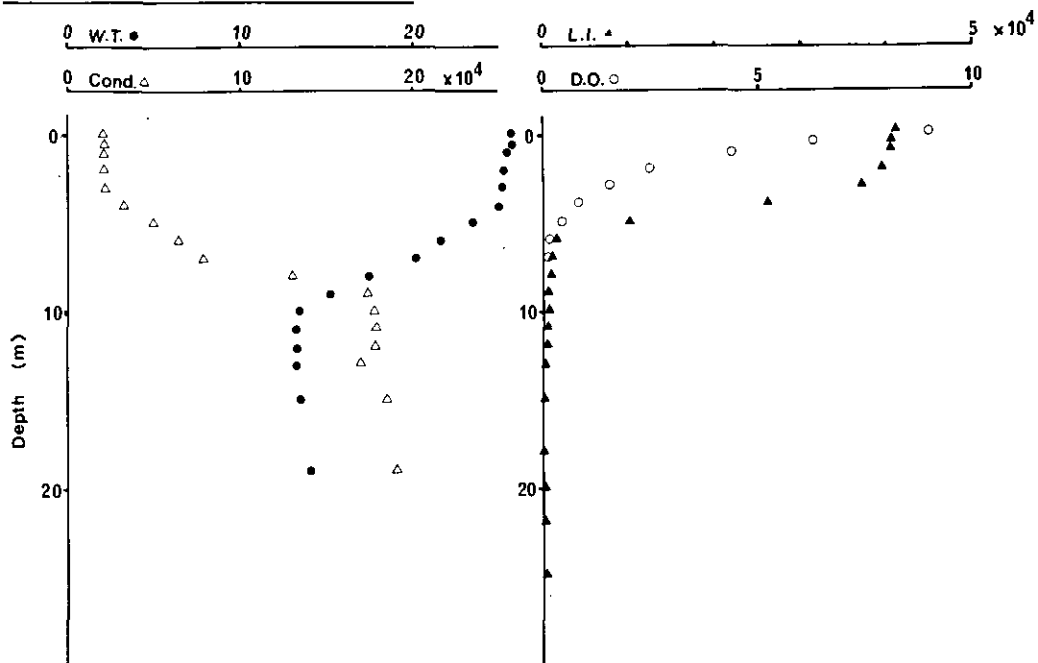
L. SHOJI '79.8.30



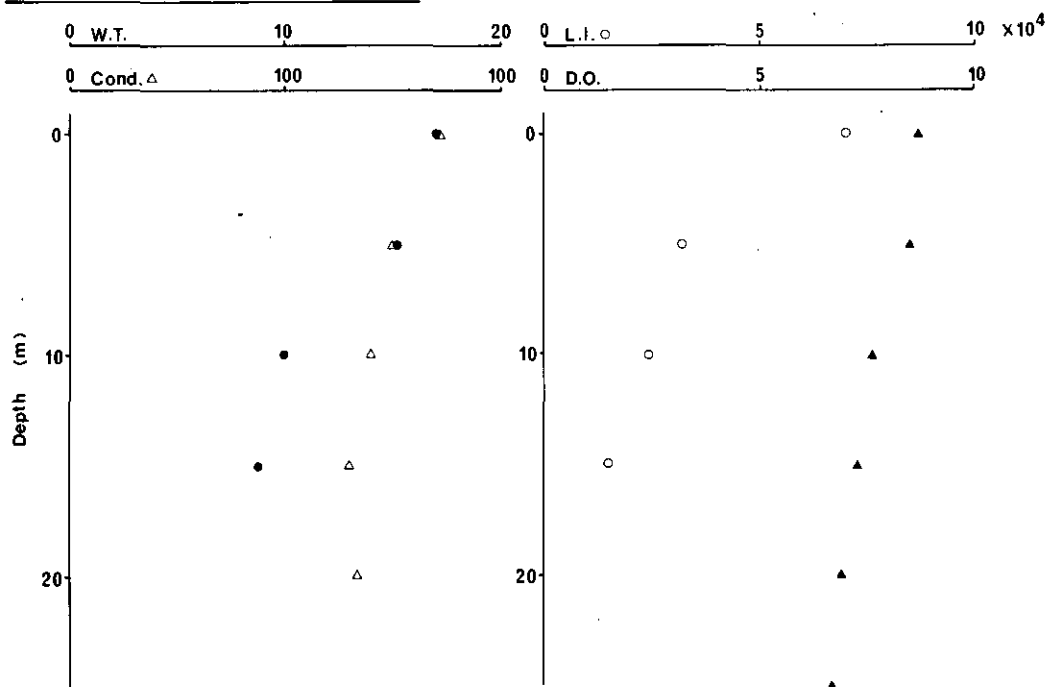
L. SUGA '80.7.28.



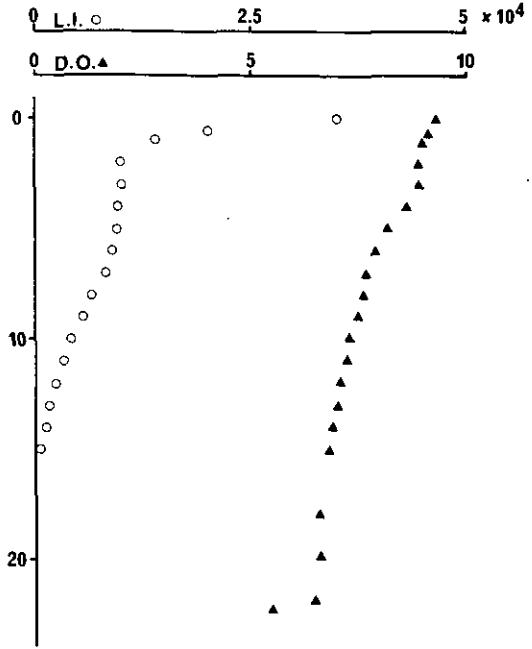
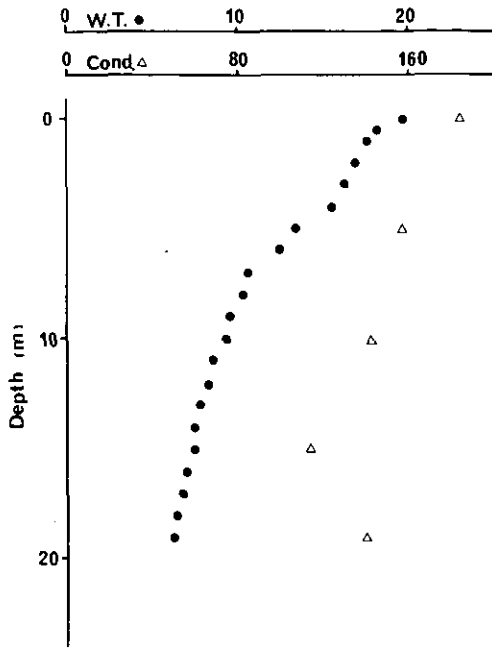
L. SUIGETSU '80.7.28.



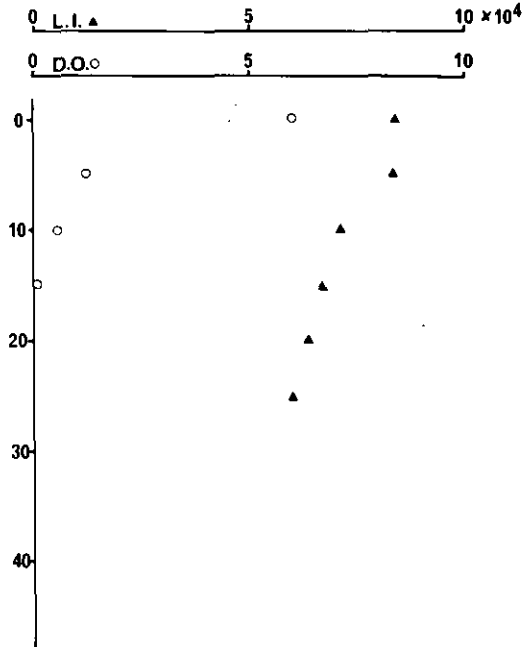
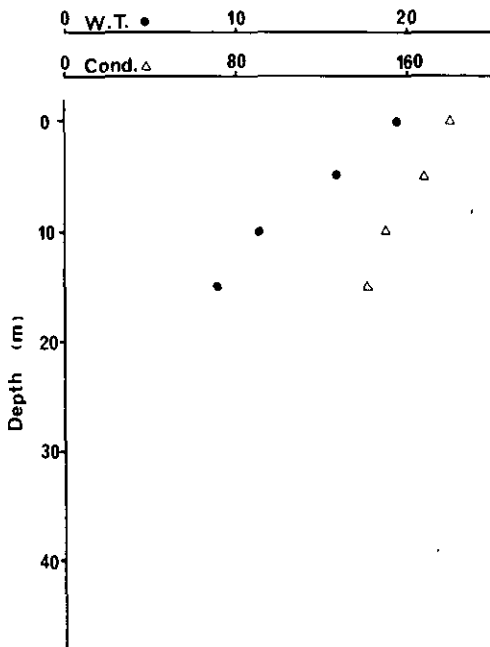
L. TOWADA St.1 '78.6.29.



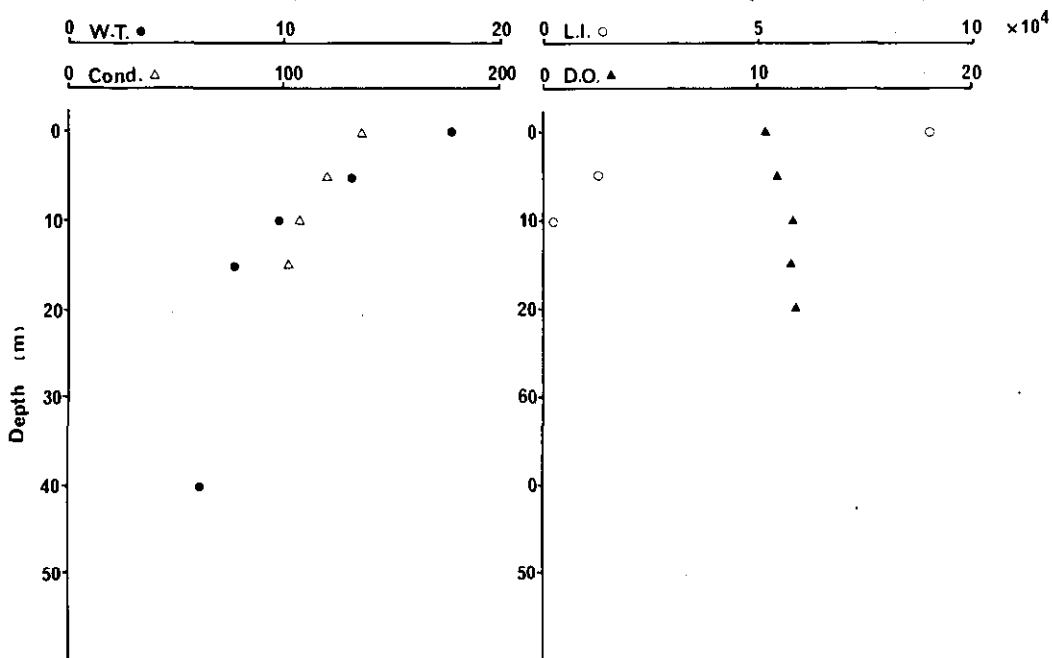
L. TOWADA St. 2 '78.6.29.



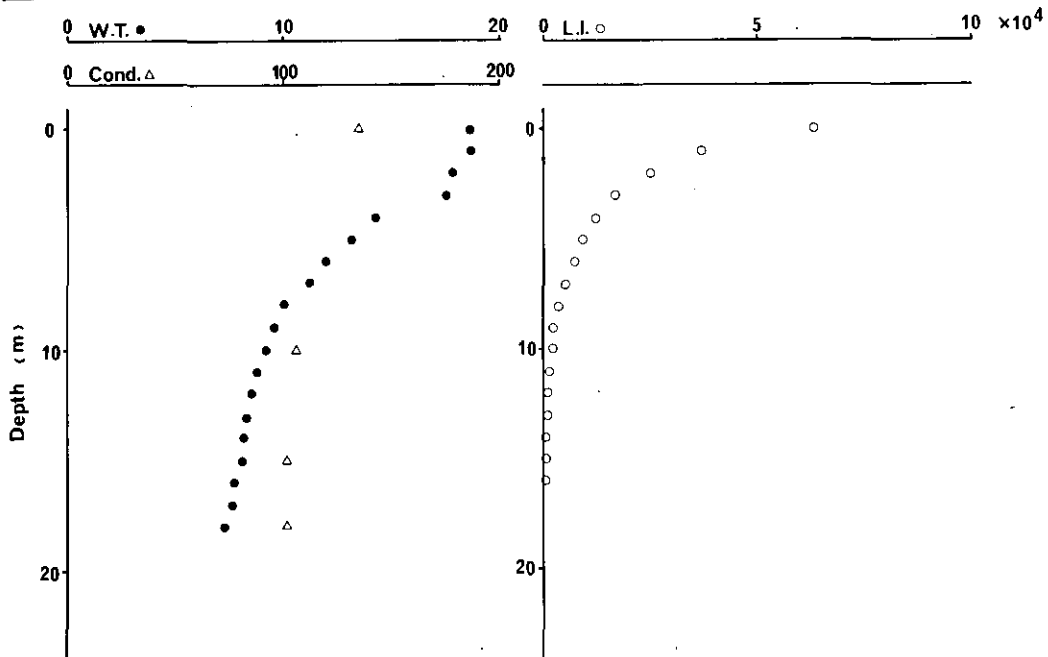
L. TOWADA St. 3 '78.6.29.



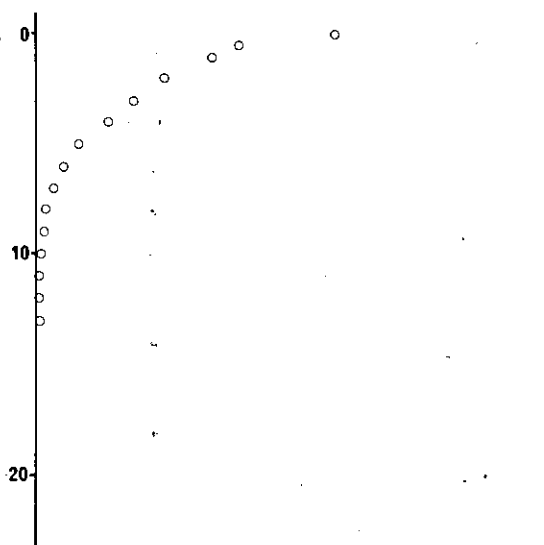
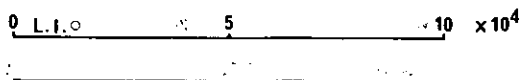
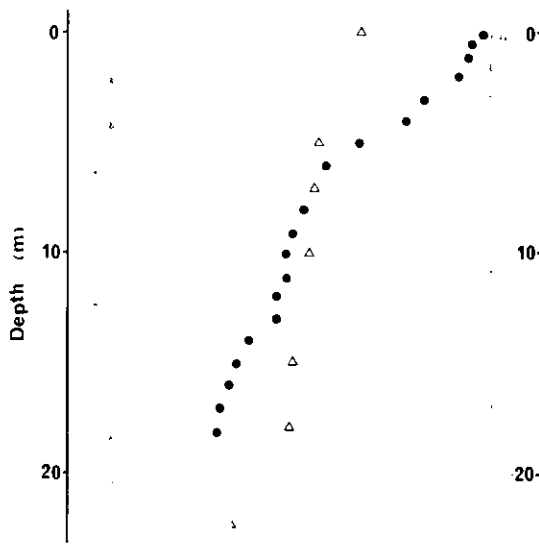
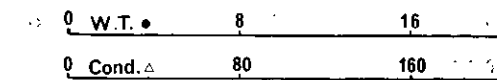
L. TŌYA St.1 '78.6.23.



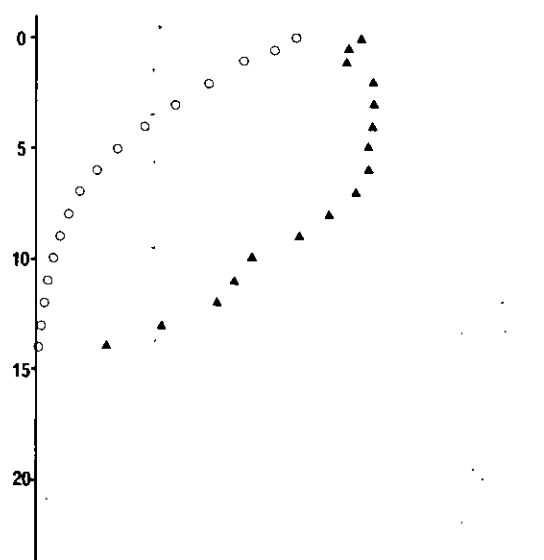
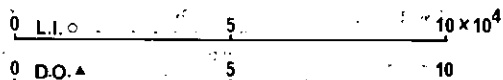
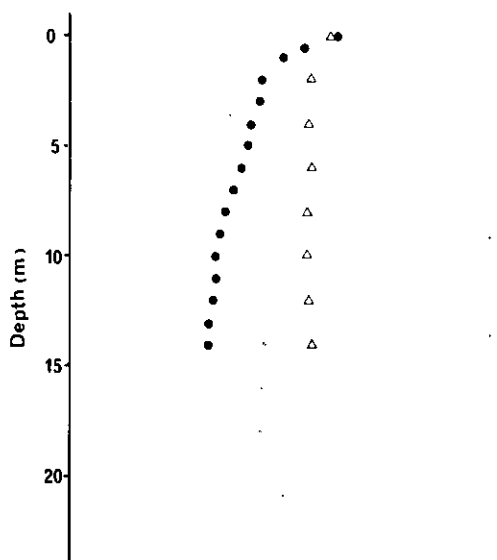
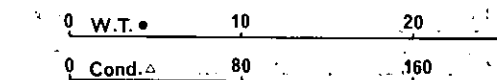
L. TŌYA St.2 '78.6.23.



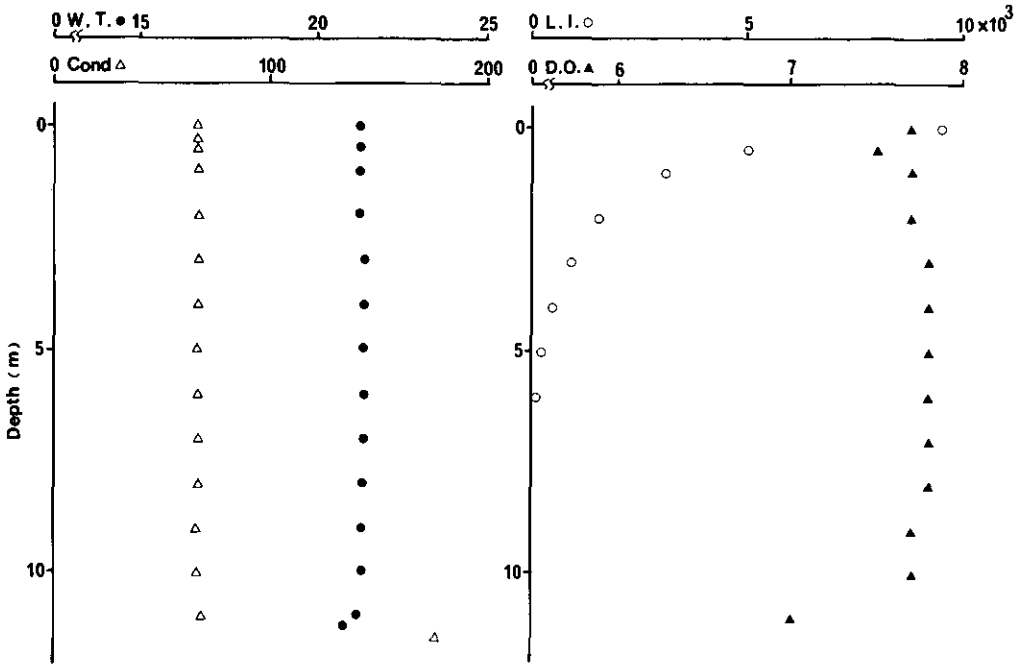
L.TOYA St.3 '78.6.23.



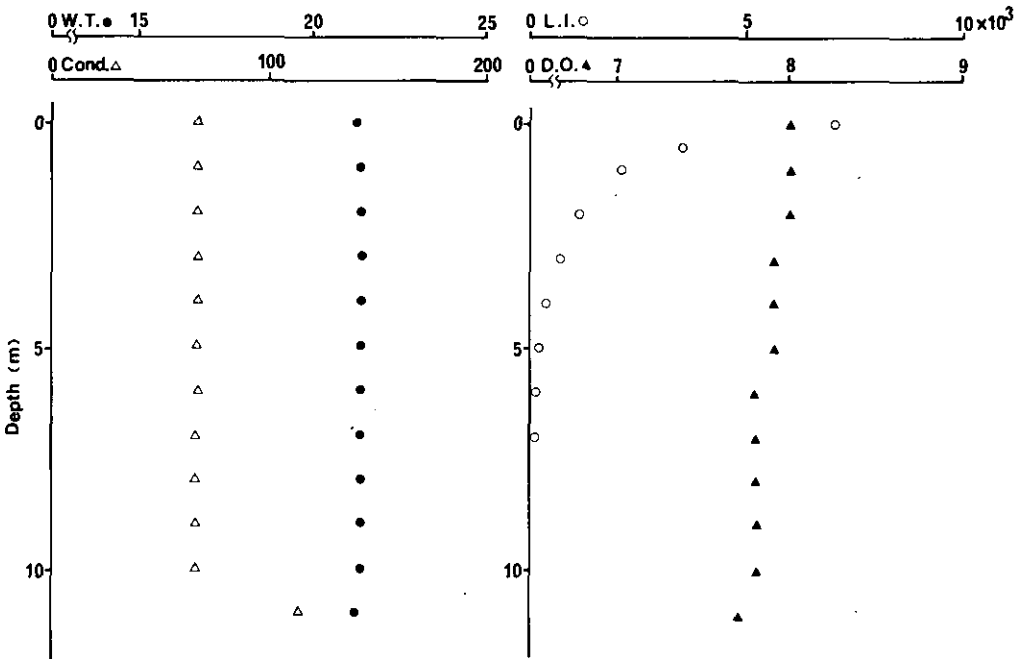
L.TSUTANUMA '78.6.29.



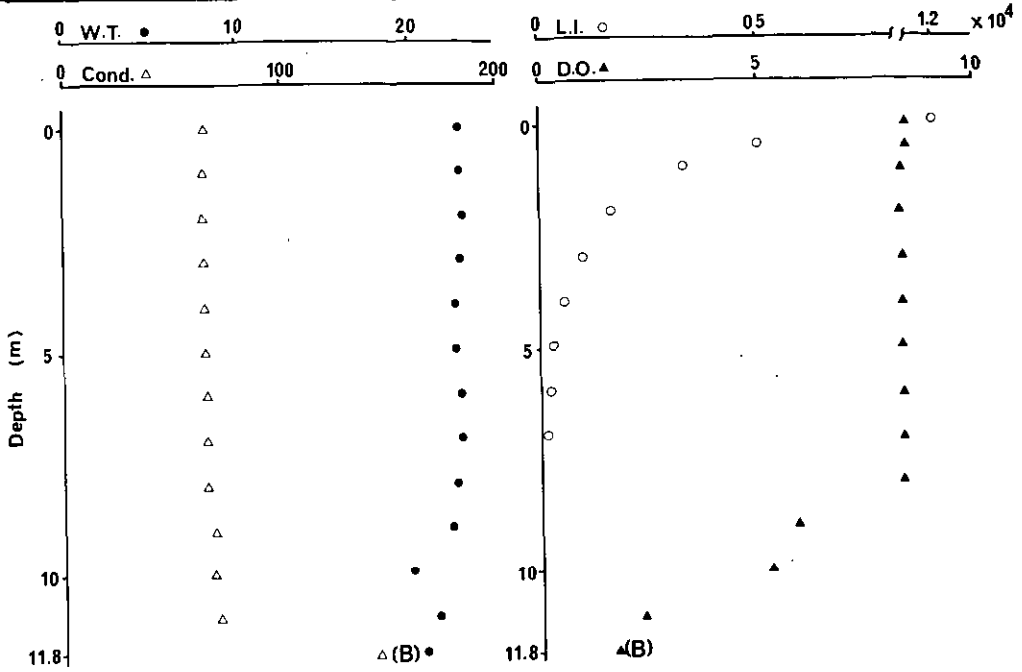
L. YAMANAKA St.1 '79.8.30.



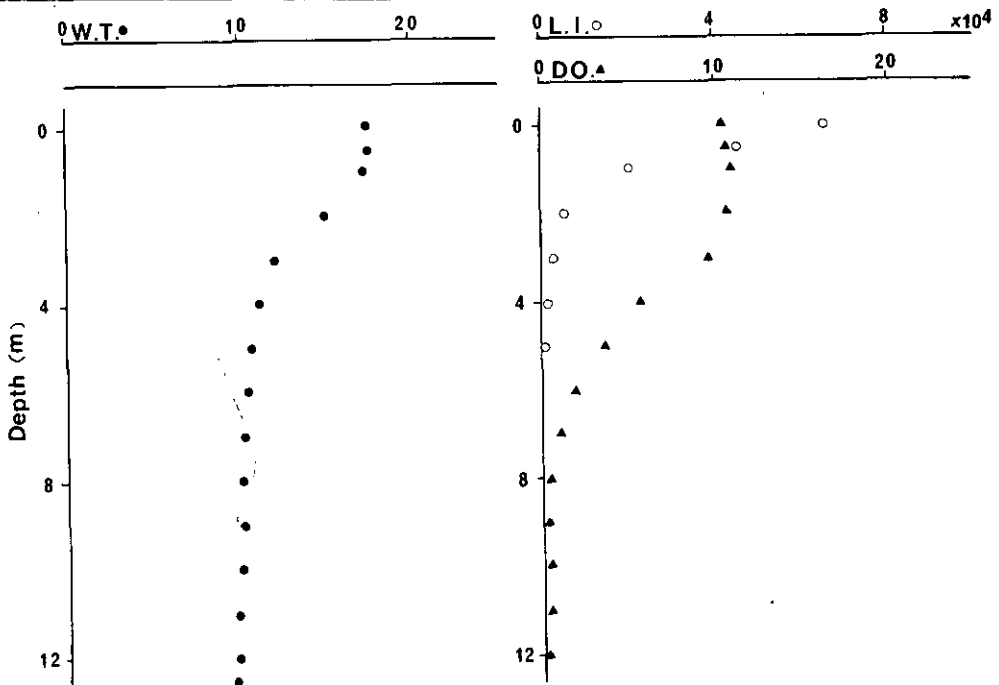
L. YAMANAKA St.2 '79.8.30.



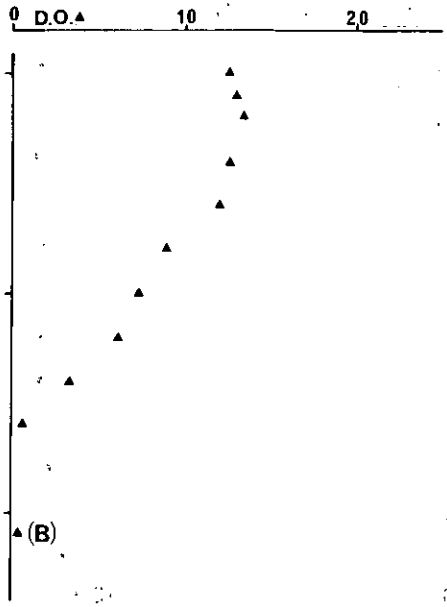
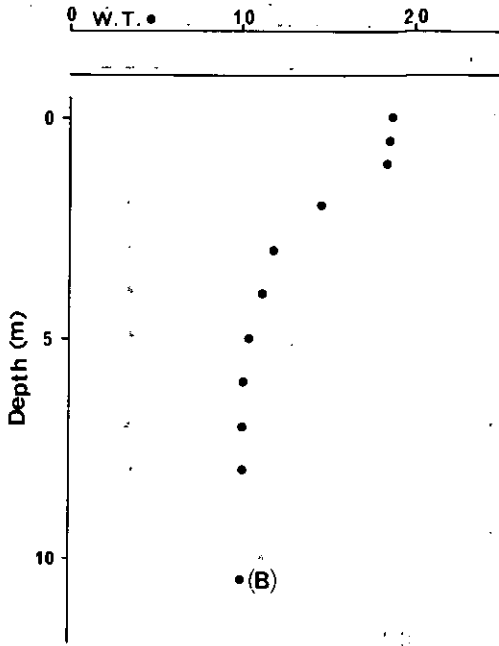
L. YAMANAKA St.3 '79.8.30.



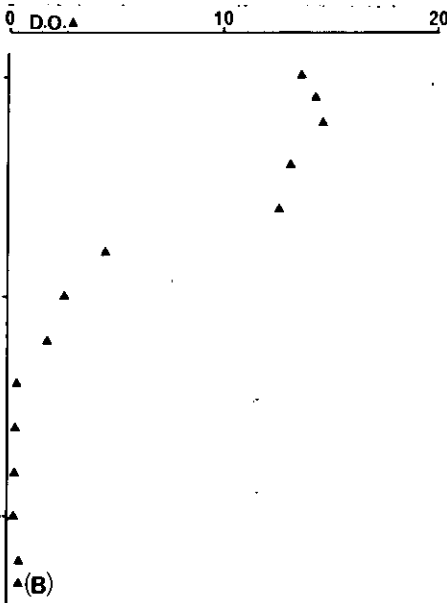
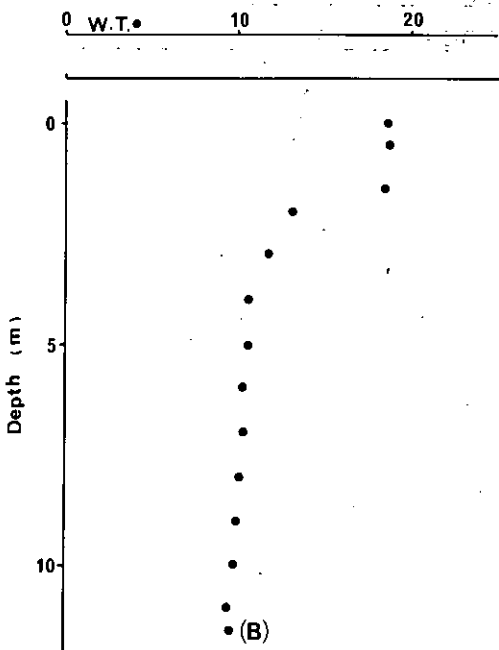
L. YUNOKO St.1 '77.8.6.



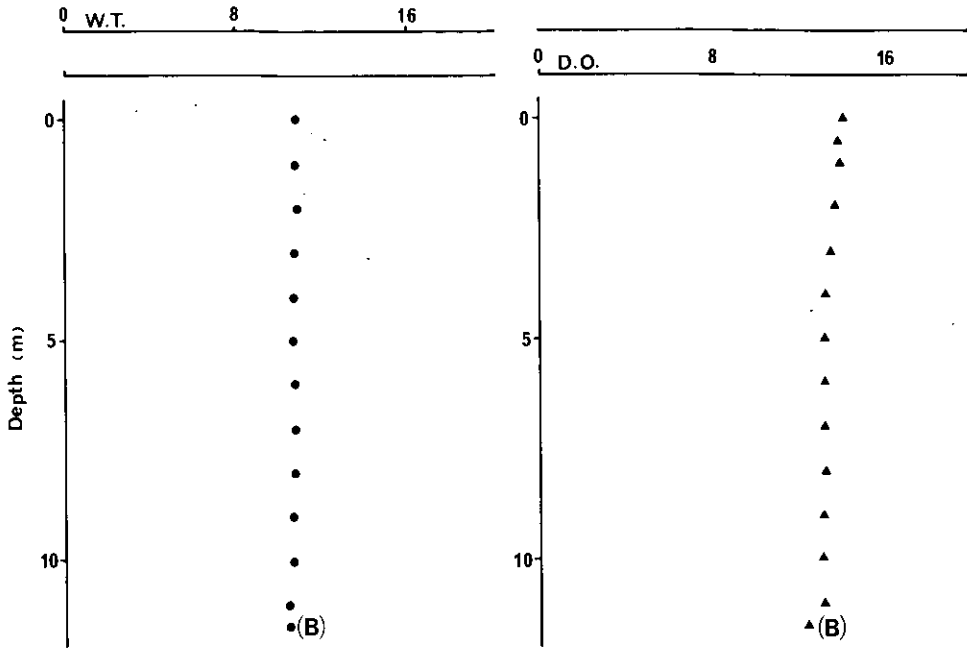
L. YUNOKO St. 2 '77.8.6.



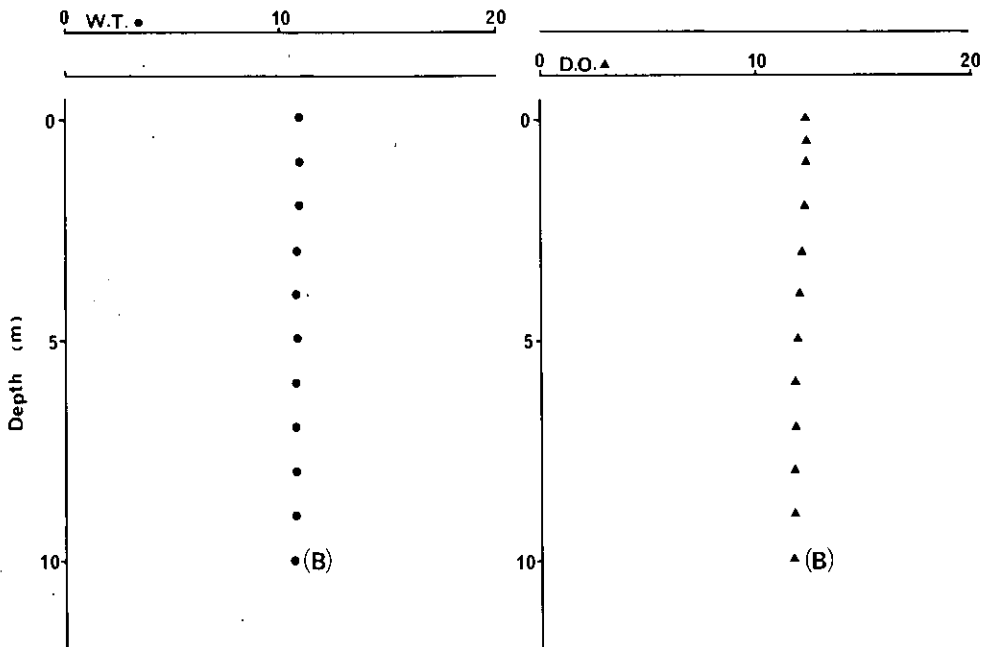
L. YUNOKO St. 3 '77.8.6.

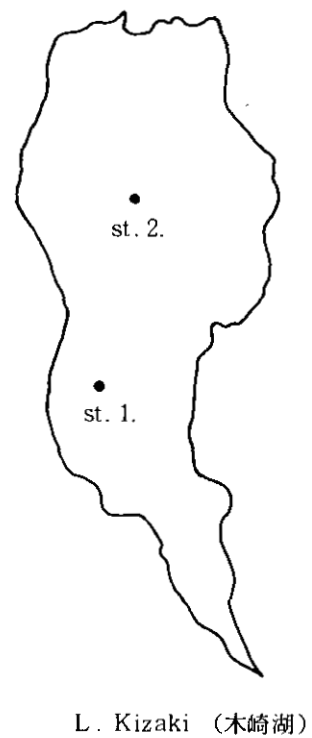
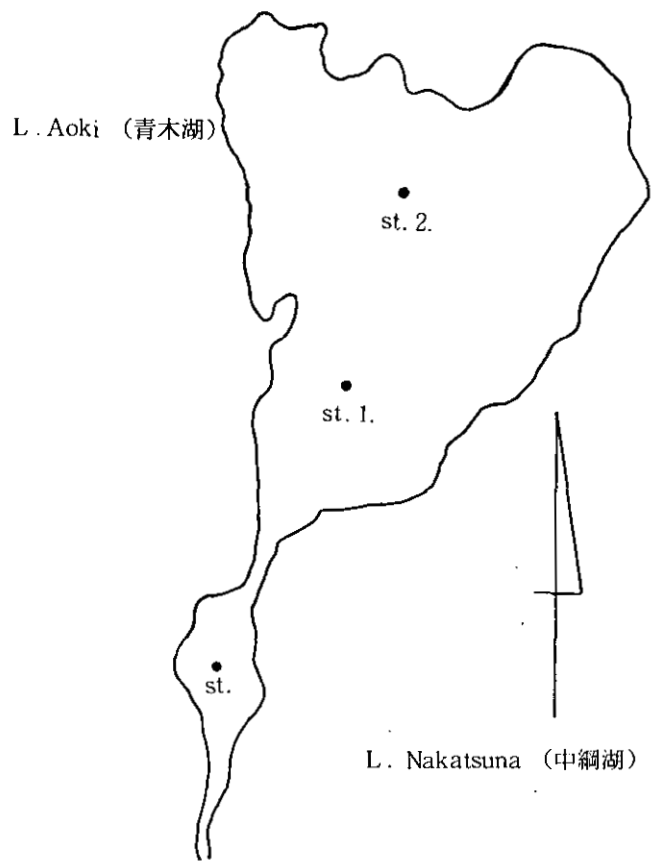


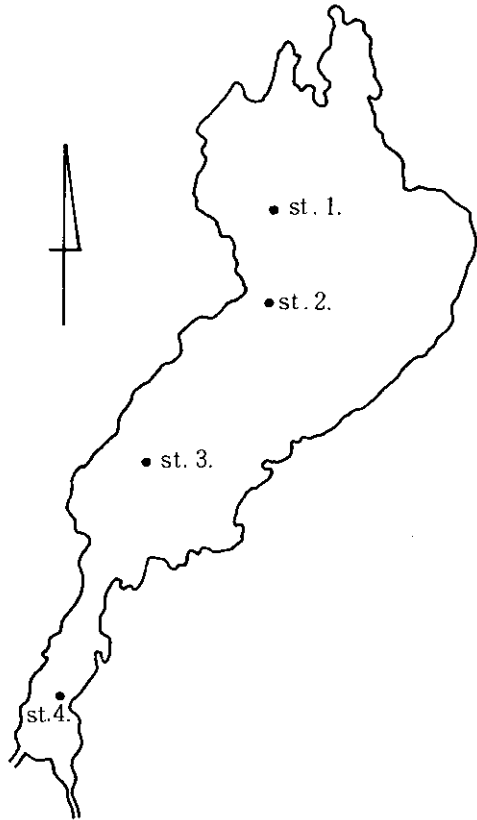
L. YUNOKO St.1 '77.10.20.



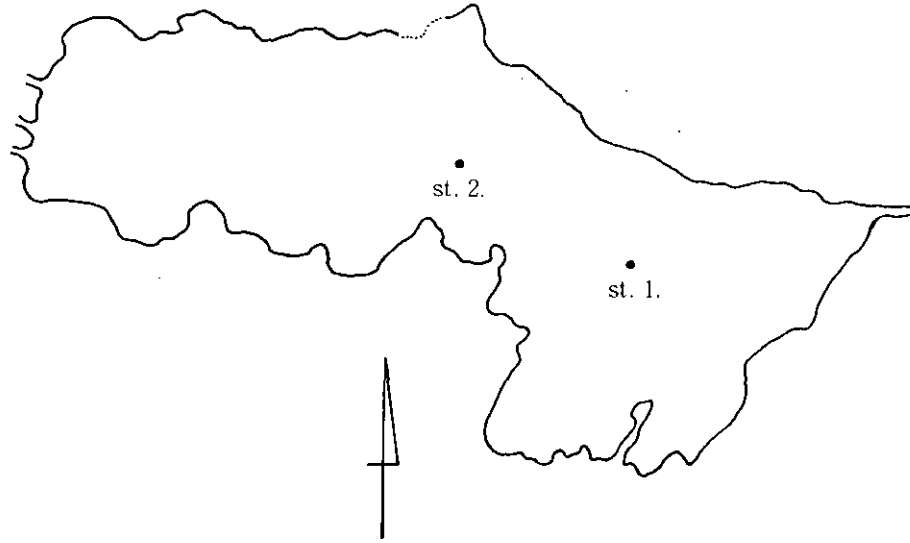
L. YUNOKO St.2 '77.10.20.



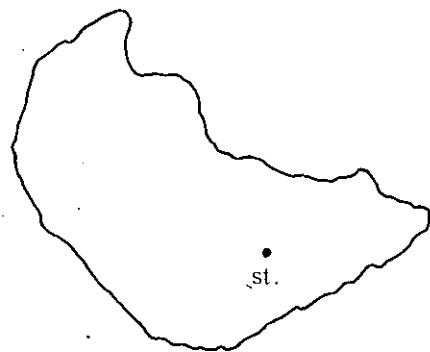




L. Biwa (琵琶湖)

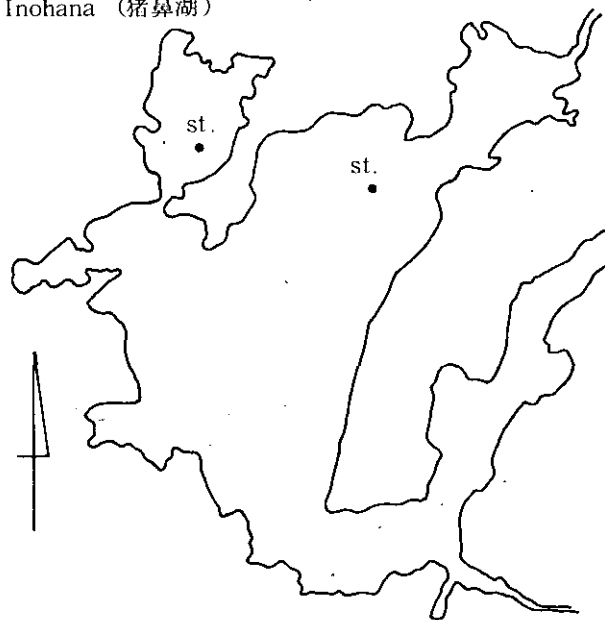


L. Chuzenji (中禅寺湖)

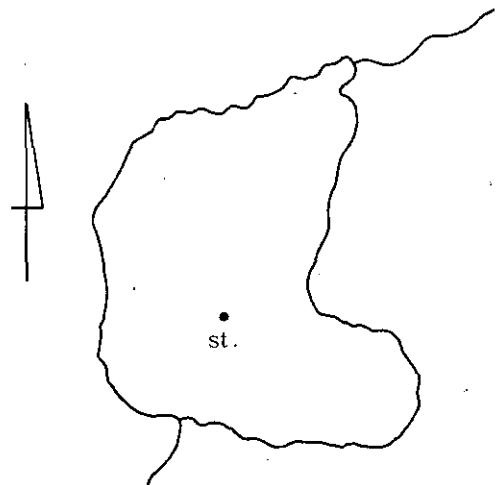


L. Hangetsu (半月湖)

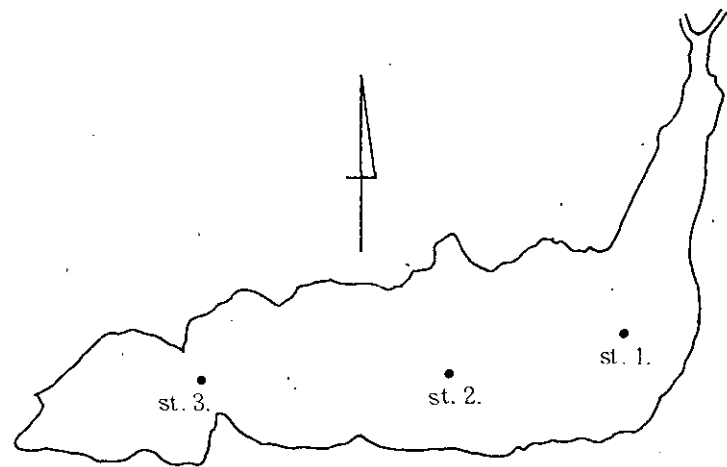
L. Inohana (猪鼻湖)



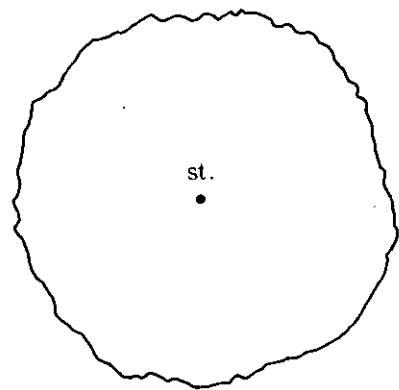
L. Hamana (浜名湖)



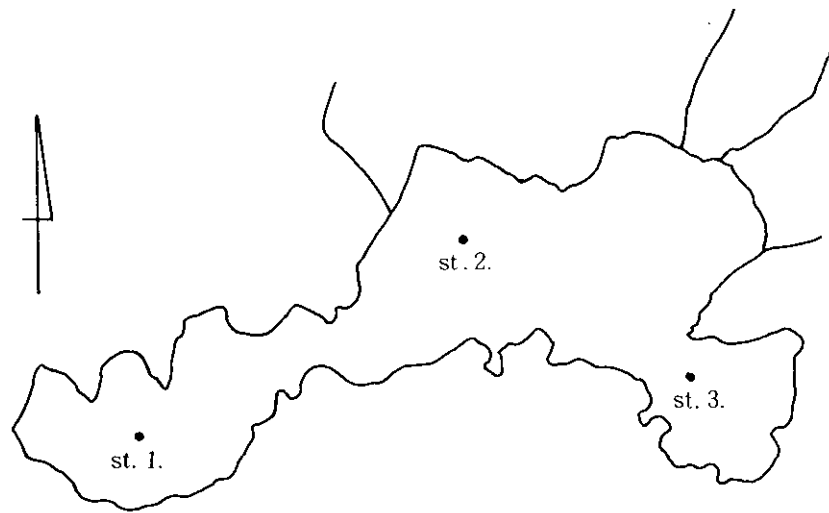
L. Haruna (榛名湖)



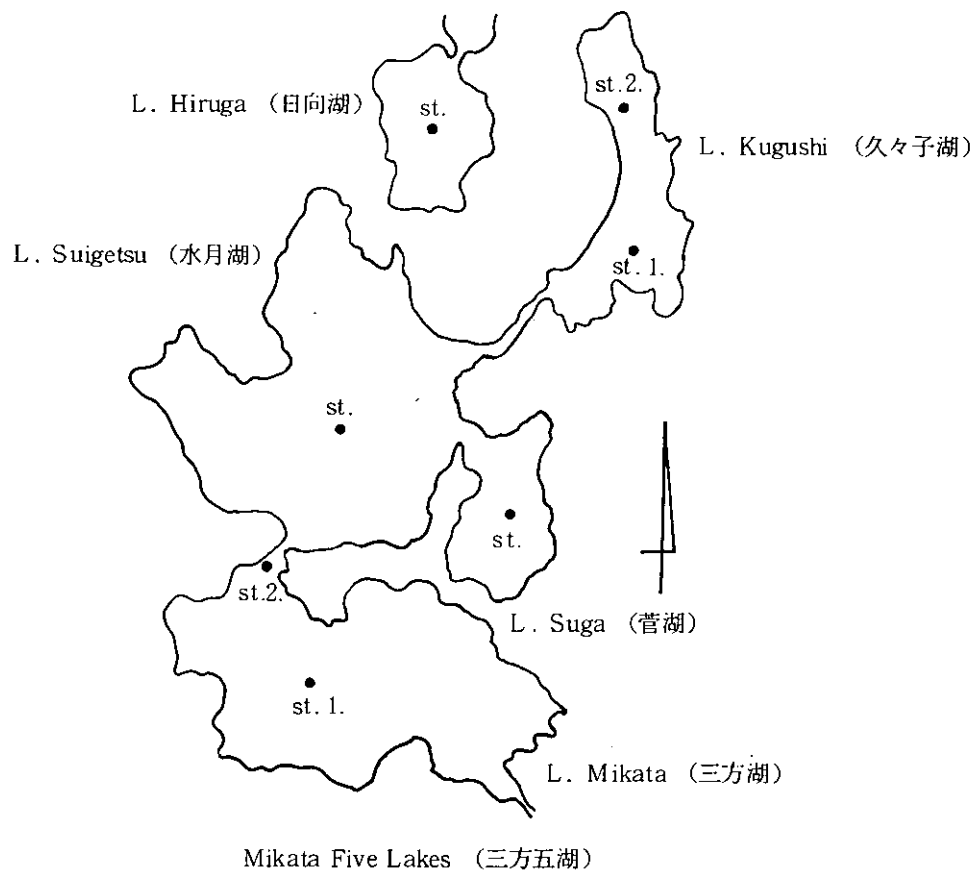
L. Hinuma (湖沼)



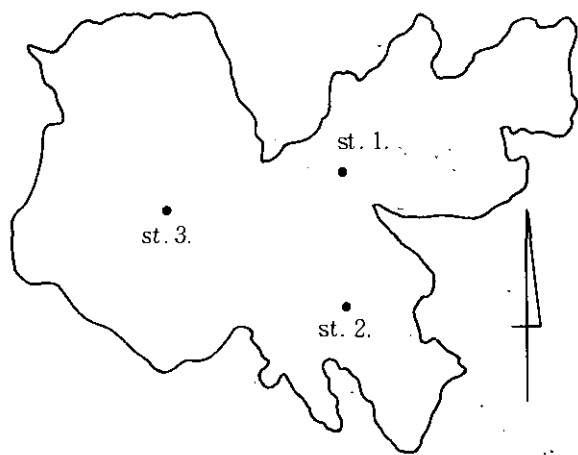
L. Kuttara (倶多楽湖)



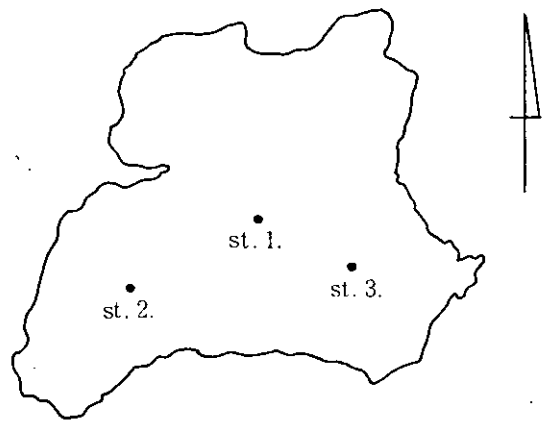
L. Kawaguchi (河口湖)



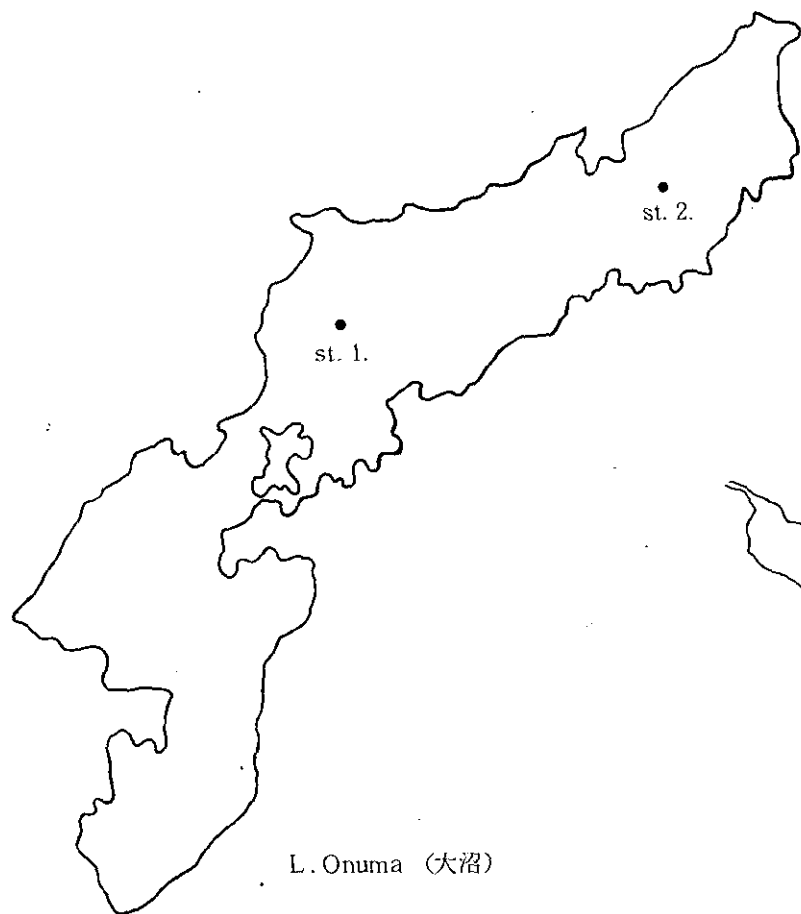
Mikata Five Lakes (三方五湖)



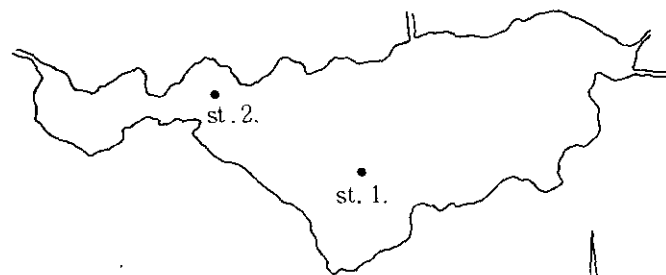
L. Nojiri (野尻湖)



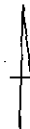
L. Motosu (本栖湖)

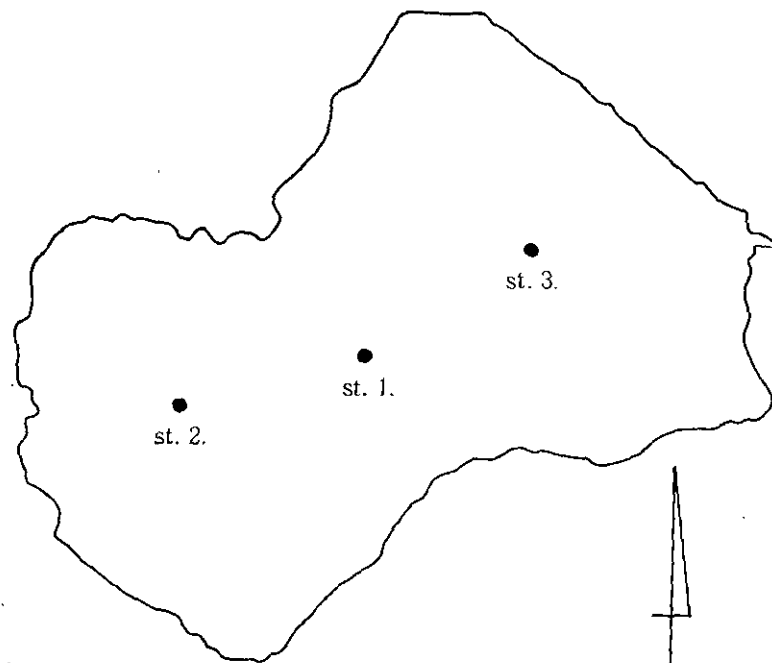


L. Onuma (大沼)

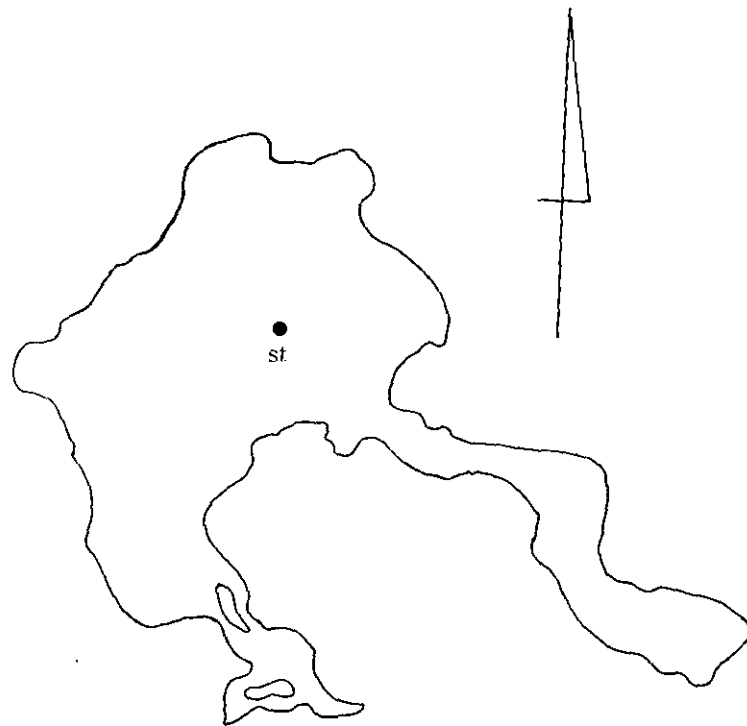


L. Nishinoumi (西の湖)

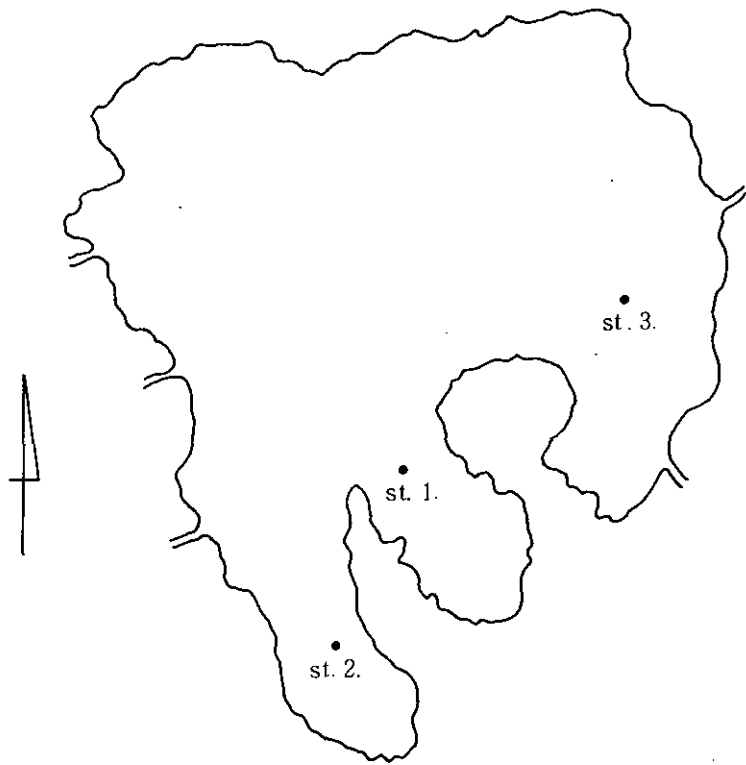




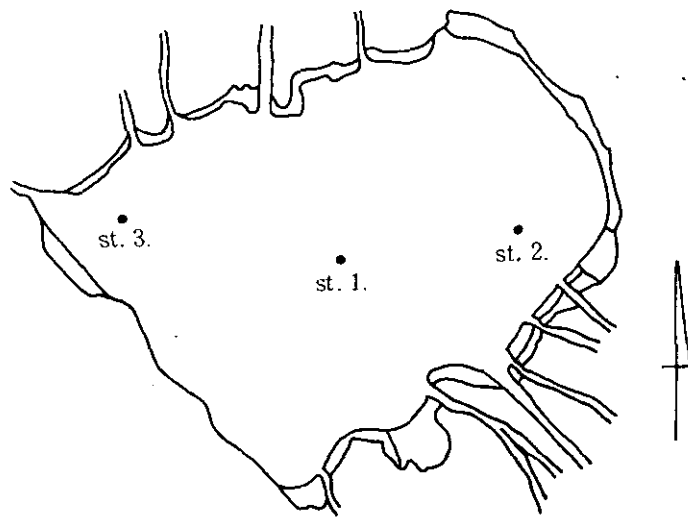
L. Shikotsu (支笏湖)



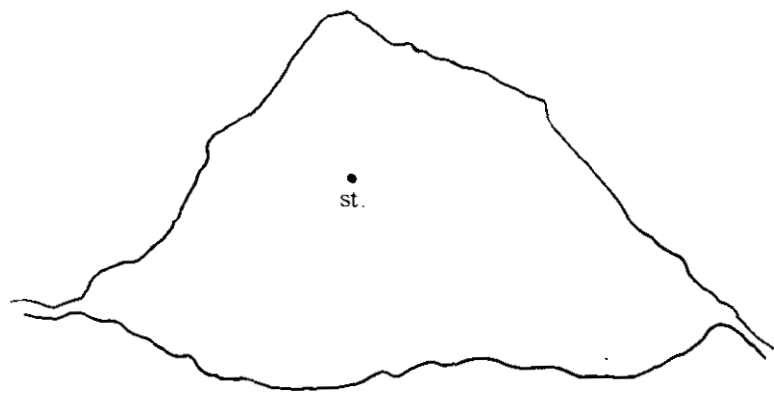
L. Shoji (精進湖)



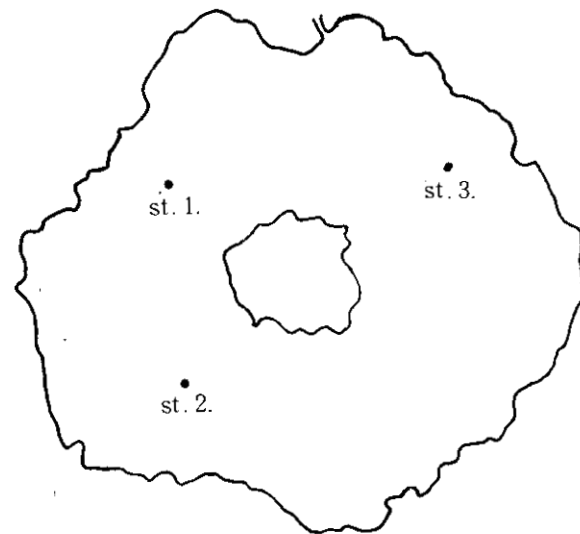
L. Towada (十和田湖)



L. Suwa (諏訪湖)

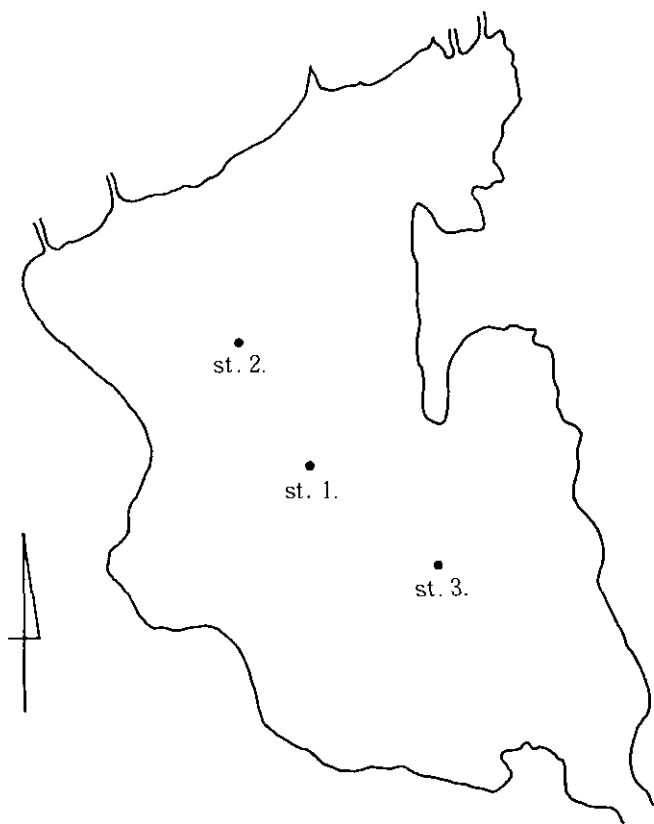


L. Tsutanuma (葛沼)

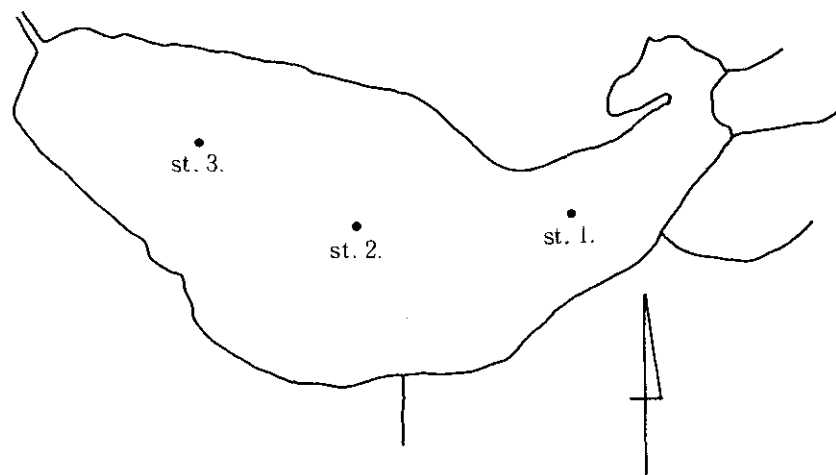


L. Toya (洞爺湖)





L. Yunoko (湯ノ湖)



L. Yamanaka (山中湖)

国立公害研究所特別研究成果報告

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

(改 称)

国立公害研究所研究報告

- 第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属 9 種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素 — 窒素酸化物系光化学反応の研究 — 昭和52年度中間報告. (1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素 — 窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究 — 昭和51/52年度研究報告. (1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(II) — 霞ヶ浦を中心として. (1979)
- 第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- 第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和52/53年度研究報告. (1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素 — 窒素酸化物系光化学反応の研究 — 昭和53年度中間報告. (1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究 — 昭和51/53年度特別研究報告. (1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレームおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2 Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
— 第 1 報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係 —
— 第 2 報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について —)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53, 54年度特別研究報告. (1980)
- 第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和54年度特別研究報告. (1980)
- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測. (1980)
- 第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果 — 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 昭和53/54年度 特別研究報告. (1980)

- 第 18 号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- 第 19 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ) — 霞ヶ浦(西浦)の湖流 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 20 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ) — 霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 21 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ) — 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 22 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ) — 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 23 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ) — 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 — 昭和53/54年度. (1981)

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1966. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1977. (1978)

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

Research Report from the National Institute for Environmental Studies

- No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells – Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1977-1978. (1979)
- No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1978. (1979)
- No.10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1978. (1979)
- No.11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No.12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No.13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
- No.14* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1979. (1980)
- No.16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- No.17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes – Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region. (1980)
- No.18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- No.19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Lake current of Kasumigaura (Nishiura) – 1978- 1979. (1981)
- No.20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Geomorphological and hydro-meteorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment – 1978-1979. (1981)
- No.21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura – 1978- 1979. (1981)

No.22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)

No.23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Applicability of trophic state indices for lakes – 1978-1979. (1981)

* in Japanese

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

No. 23

国立公害研究所研究報告 第23号
(R-23-'81)

昭和56年3月31日発行

編集・発行 国立公害研究所

茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

印刷 株式会社イセブ印刷
茨城県新治郡桜村天久保2-11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
March 1981