

国立公害研究所研究報告 第27号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, No.27, 1981.

陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI)

Comprehensive Studies on the Eutrophication of Fresh-water Areas

研 究 総 括

Summary of Researches

昭和53～54年度

1978—1979

合 田 健

Takeshi GODA

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

水はすべての生物にとって生命維持に必要な物質であるから、水質汚濁が極めて重要な環境問題となることはいうまでもない。しかるに近年、特に閉鎖性水域における有機汚濁物質と栄養塩の長年の蓄積によって生じた富栄養化現象により、漁業、飲料水源に直接影響を及ぼすだけでなく、社会活動までにおよぶ多くの面で水域としての価値を失ってきている。現実には、陸水域では琵琶湖に淡水赤潮が多発し、霞ヶ浦や諏訪湖の“水の華”が大きな社会問題となってきた。

昭和40年代後半より、この富栄養化現象の機構と実態、その防止策について各分野の科学者が研究を始めていたが、必ずしも研究者間の協力や情報交換が理想的に行われていたわけではなかった。当研究所では、その創立（昭和49年）直後より、水環境問題として所内の多彩な専門分野を総合し、最初の学際的な特別研究として「陸水域の富栄養化に関する総合研究」（昭和52～54年度）を取り上げたのは誠に時宜を得たものであった。

この特別研究には所内6部30数名の参加と、所外25名の客員研究員の研究協力を得て、当面の研究対象を霞ヶ浦に設定し、自然科学だけでなく、社会科学の見地も加味して鋭意作業を進めてきた。その研究成果の一部は既に国立公害研究所研究報告、第1号、第6号として中間報告をしている。その後、いろいろな問題意識が作業活動に良く反映して多岐にわたったため、この特別研究の最終報告はたんに部厚いというだけでなく、内容も多彩で1冊にまとめきれない状態になった。そこで、上記の2報告に続き、研究報告、第19号から第26号までの8分冊にまとめてその成果を公刊したわけで本冊はそれらの総括編である。

当研究所の富栄養化問題の研究はこれで完全に終了したわけではない。この特別研究を通じ、富栄養化現象が複雑な機構を有しており、なお研究するべき未知のことがらがいかに多いかを改めて認識するとともに、さらに一步進んで、富栄養化した水域を適正な水環境に回復させる方法についての基礎研究や応用研究の必要性を痛感した。この結果、第2期の水特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」が昭和55～57年度の予定で既に始まっており、第1期の特別研究に参加した多くの研究者が引き続いて現在も研究をしていることを付記しておく。

昭和56年2月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

目 次

I. まえがき	1
II. 報告書各冊の内容	
1. 霞ヶ浦（西浦）の湖流	5
2. 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	11
3. 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価	29
4. 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量	37
5. 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究	59
6. 富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究	72
7. <i>Microcystis</i> （藍藻類）の増殖特性	78
8. 藻類培養試験法による AGP の測定	89
III. 付言と結語	
1. 霞ヶ浦高浜入の生態系とリン収支	93
2. 今後の展望	96
3. 謝 辞	99
資 料	
研究成果一覧（昭和52～55年度）	101

I. まえがき

国立公害研究所研究報告第19号から第26号までの8冊のシリーズは、「陸水域の富栄養化に関する総合研究」(特別研究)の昭和53年度と54年度にまたがる分担テーマごとの研究報告であって、それ以前に発行された国立公害研究所研究報告第6号が昭和52～53年にわたる研究成果の中間報告であるから、両者をあわせて三年次をカバーする特別研究の全体報告となる。

研究報告第6号でも付記したように、フィールド調査の対象陸水は霞ヶ浦が主で、これについては通年の全域観測、水文・水理観測と解析、生態・生物調査、環境動態や水利用における富栄養化の影響解析など、富栄養化現象にかかわる多岐の研究がなされた。これに対し、研究報告第23号に述べている、富栄養化状態評価指標に関する議論や成果は、北海道、本州にわたる各地の調和型湖沼について夏期に水質、生物調査を行った成果に基づいている。

霞ヶ浦は、湖面積 220km^2 、湖岸線延長 250km 、流域面積は 2169km^2 でこれは茨城県総面積の約半にあたる。県南の平地および山地の降水がこの湖に流集されるわけである。水面標高は低く、Y.P. + 1.00 mで典型的な平地の湖(海跡湖)であり、平均水深4 m、最大水深でも7 mであるから、非常に風の影響を受け易い。流域には46の市町村があるが、山林や農地が多く、人口15万以上の都市はない。年間平均降水量は統計のとりかたにもよるが、ほぼ 1300mm で、常陸利根川に設けられた水門からの流出量は年平均 13.9億m^3 である。利水では、現在でも上水 $0.25\text{億m}^3/\text{y}$ 、工水 $0.99\text{億m}^3/\text{y}$ 、農水の推計が $2.65\text{億m}^3/\text{y}$ で、計 $3.89\text{億m}^3/\text{y}$ の取水が行われているが、これに対して昭和60年度完成を目標とする霞ヶ浦開発事業の計画では、新たにかんがい用水平均 $19.56\text{m}^3/\text{秒}$ 、都市用水(上水+工水) $23.36\text{m}^3/\text{s}$ 、計 $42.92\text{m}^3/\text{s}$ の利水をしようとしている。これは年間量では $9\text{億m}^3/\text{y}$ 近くにあたり、このように大規模な利水が可能となるためには、湖岸堤の新設、かさ(嵩)上げ等により、計画高水位 Y.P. + 2.85 m、水利用上限水位 Y.P. + 1.30 m、下限水位 Y.P. ± 0 m、有効貯水容量を 6.17億m^3 とし、常陸川水門からの年流出量を 5億m^3 以内に抑える必要がある。この霞ヶ浦の水ガメとしての機能は、その有効貯水量が利根川水系で最大クラスの矢木沢ダム湖のその3倍に達することからわかるように、水資源利用の側からは非常に魅力的な対象であるが、それが水質や霞ヶ浦生態系に与える影響は未知のままである。

現在霞ヶ浦のCOD値は4測点平均値で 9.9ppm (昭和55・12)に達し、ここ1年 10ppm 以上のレベルにあがっており、環境基準のA類型(3ppm 以下)と比べると異常な高さである。またT-Nは55年10月の値で西浦湖心が 1.11ppm 、T-Pは同じ時点、場所で 0.101ppm である。環境庁は窒素・リン水質目標として湖沼のリン濃度を5段階にして示したが、霞ヶ浦はその最悪の部類(0.1ppm 以上)に入る。一方、富栄養化防止対策は、湖北流域下水道を初めとして建設省や県当局で

種々のものが考えられ、実施に移されているが、まだそのどれかが効果をあらわしたという形跡はなく、むしろここ数年、水質はより悪化の道をたどっている。多くの研究者が指摘しているように、霞ヶ浦はいわゆる窒素制限型の典型的富栄養湖になっており、その現状はむしろ過栄養 (hyper-trophic) 湖と呼んだ方が当たっている。湖中の水産資源種や底棲生物もそれを裏付けている。さきにあげた COD などの数字は、湖心などの水質基準点における観測値が中心であり、西浦でことに富栄養度の強い高浜入、土浦入の湾奥部等の値ではないことも考慮すると、一般的に考えて状態が危機的であることは間違いない。このような状態に根本的改善が加えられぬまま、霞ヶ浦開発計画のような大量の新規利水事業を行ったら湖水質はどうなるであろうか。また逆に、今のような水質不良の状態が今後も続き、霞ヶ浦開発計画のような大量の利水が将来とも不能であるとしたら、その経済的、社会的損失はいかばかり大きいかも考えねばならない。

霞ヶ浦全体としてはもとより、西浦に限ってみてもその生態系、水量収支、物質収支は極めて複雑であり、現状の完全な把握も困難であった。昭和52年度から開始した特別研究の第三年度が終わったいま、こうした水量や物質の収支が若干未詳の部分を残しながらも大略つかめたことは大きな収穫である。もっとも、高浜入に関する必要な情報がほぼ揃ったとはいえ、西浦全体としてはまだ不足であるが、西浦の水文・水理現象や富栄養化機構そのものは、以下に述べる研究報告8分冊の内容と既刊の研究報告第6号とでその概容が明らかになった。また、富栄養度を評価するための化学的、生物学的諸指標の相関や、藻類の増殖特性、AGP指標の実用性などが明示されたことや、湖水の富栄養化が漁業や上水道などに与える影響の定量化ができたこと等もみるべき収穫である。

研究担当の職員の所属・氏名は以下の通りである。

水質土壌環境部

部 長	合 田 健 (プロジェクトリーダー)	
陸水環境研究室	須 藤 隆 一	田 井 慎 吾
	矢 木 修 身	岡 田 光 正
	細 見 正 明	山 根 敦 子
水質環境計画研究室	村 岡 浩 爾	海老瀬 潜 一
	相 崎 守 弘	大 坪 国 順
	福 島 武 彦	津 野 洋

生物環境部

水生生物生態研究室	安 野 正 之	春 日 清 一
	今 村 典 子	花 里 孝 幸
生物環境計画研究室	岩 熊 敏 夫	

計測技術部

大気計測研究室	安部喜也	
水質計測研究室	大槻晃	河合崇欣
分析室	西川雅高	

総合解析部

第1グループ	内藤正明	中杉修身
第2グループ	北島能房	
第3グループ	原科幸彦	
第4グループ	青木陽二	原沢英夫

環境情報部

業務室	土屋 巖	白井邦彦
情報システム室	宮崎忠国	安岡善文
情報調査室	宇都宮陽二郎	

技術部

技術室	松重一夫	管谷芳雄
-----	------	------

(以上35名)

本特別研究に関係して研究活動、報告執筆、助言等をして頂いた客員研究員各位の所属・氏名は次の通りである。

大阪大学教授	合葉修一
早稲田大学教授	石居進
東邦大学講師	磯部吉章
筑波大学教授	市川正己
京都大学教授	井上頼輝
島根大学助教授	大竹久夫
茨城大学講師	菊池昶史
東京工業大学助教授	熊田禎宜
信州大学助教授	桜井善雄
埼玉大学助教授	佐藤邦明
岡山大学教授	佐橋謙
筑波大学助教授	関文威
京都大学教授	宗宮功
筑波大学助教授	高橋正征
茨城大学助教授	高村義親

筑波大学教授（故）	辰 巳 修 三
島根大学教授	伊 達 善 夫
筑波大学技官	萩 原 清 子
信州大学講師	林 秀 剛
一橋大学教授	宮 川 公 男
大阪大学教授	室 田 明
富山大学教授	柳 田 友 道
茨城大学講師	山 根 爽 一
筑波大学教授	吉 田 富 男
東京理科大学教授	吉 野 善 彌

（五十音順）

Ⅱ. 報告書各冊の内容

1. 霞ヶ浦（西浦）の湖流*

1) 概説

霞ヶ浦が現在の形状に落ちついたのはおよそ300年前であり、明治の初期以来、利根川の影響を受けて幾度か氾濫したため、一方で治水工事、築堤、逆水門建設が行われ、他方で干潟や入江の干拓、農地化が進められ今日に到った。干拓総面積は2660 haでこれは霞ヶ浦水面積の約12%であり湖内流にもかなりの影響を与えたはずである。霞ヶ浦の水理特性をあげると、

- 1) 浅湖で風の影響を受け易く、一般に吹送流が卓越する
- 2) 安定な水温躍層はなく、鉛直混合が盛んである
- 3) 流動と風波により底質も影響を受ける
- 4) 流入栄養塩は相対的に多く、富栄養化し易い

等である。

霞ヶ浦を対象とした湖流などの水理学的研究は建設省土木研究所、関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所、南部祥一ら、佐々木らおよび中村らによるものがあげられ、それぞれに特徴があるが、大がかりな数値シミュレーションや模型実験等はない。本冊では、特に、吹送流による鉛直循環、水平循環流、セイシュとその流動への影響、河川流入に伴う随伴流、鉛直・水平混合に注目し、(1) 理論的解析、(2) 現地実測、(3) 水理模型による吹送流実験、(4) FEM法による数値解析を行った。それらの成果を相互にチェックするとともに補完的に用いた。上記の(1)～(4)の特徴を述べると次のようである。

(1) 理論的解析

浅湖の吹送流を主対象に、風による水域の流動形態や特性を重点として理論的考察を行った。すなわち先ず風により水塊に加えられる運動量、エネルギー量の評価を既往の研究を用いて整理し、次に風により生じる流動の形態を鉛直および水平循環流、セイシュに分けてとらえ、その特性を運動、連続の基本方程式により明らかにした。一方、湖内での力学エネルギー収支に関して、個々のエネルギー量の見積りかたを論じ、定量的な比較を行った。

* 国立公害研究所研究報告第19号

(2) 現地観測

実測値および既に資料としてある風向風速、水位、流量などの基本量の整理を行ったほか、現地で次のような実測調査を行った。すなわちフロート追跡調査、西浦の湖心部と高浜入を画する狭窄断面内の流向流速分布—流出入量解析；電磁流速計、超音波流速計による湖流の連続観測；水温、DO等の鉛直分布とその経時変化観測；セイシュについての長期観測、すなわち湖岸5地点での水位の同時連続観測；伝導度の水平分布調査などである。

(3) 水理実験

浅湖の吹送流に関連して次の3種の実験を行った。i) 長方形水槽による実験—風洞中に長方形水槽を設置し、吹送流による鉛直循環の諸特性を調べた。ii) モデル湖実験—底面に段差やスロープをつけた基本底面地形を有するモデル湖に風を吹きつけて表面せん断力を与え、その時生ずる水平循環流の諸特性を調べた。iii) 霞ヶ浦地形模型実験—水平縮尺1/8000、鉛直縮尺1/50の霞ヶ浦模型を風洞中のターンテーブル上に設置し、各種風向により霞ヶ浦に生じる吹送流、セイシュ、混合拡散現象に関する実験を行った。また実物での現象との対応を解析するため、相似律を論じ、各種の現象に関し現地観測データ等と比較検討を行った。

(4) 数値解析

各種の湖流計算方式を紹介したうえ、現在までに霞ヶ浦に関し各研究者が行った湖流シミュレーション計算について、手法や諸係数の与えかたなどを整理した。実際の数値シミュレーションとしては、水理実験で用いたモデル湖に対するエクマンタイプ力学モデル（慣性項と水平粘性項を省略したモデル）の適用と、霞ヶ浦の原型および水平1/8000の地形模型に対する鉛直一層水平二次元モデルによる湖流計算を行った。後者の計算方法の特徴は、離散化の手法として四角形要素の結合による有限要素法を用いたこと、慣性項、粘性項を評価していること、側方境界でスリップ条件としたこと、および時間積分法に中央、後退の二方式を、用途により使い分けたことがあげられる。

ロ) 霞ヶ浦の水理現象の特性

(1)、(2)、(3)、(4)で行った解析や実測、それらの相互比較を基礎に、対象とした吹送循環流の特性、セイシュを含めた西浦の流動形態、鉛直・水平混合の規模、数値シミュレーション結果の適応性を含めた評価を述べてみる。

(1) 吹送流による鉛直循環

有限の水域では上層で吹送方向に順流、下層で逆流となる鉛直循環が生じる。図1には、湖心と高浜入の結合部にあたる狭窄部での流出入量観測により得られた鉛直流速分布、および長方形水槽での実験により求めた流速分布の例を示している。鉛直循環流の特性をまとめると次のように

なる。

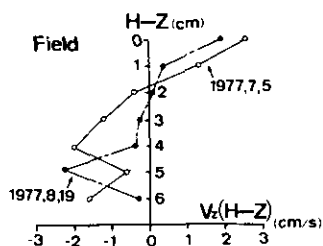


図 1. a 狭窄部流入流出量観測による吹送流鉛直循環流

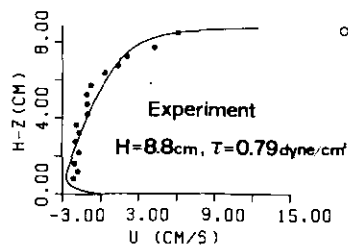


図 1. b 直水槽実験における吹送流鉛直循環流 (実線は混合距離モデルにより予測される鉛直流速分布)

- i) 鉛直流速分布は鉛直渦動粘性係数あるいは混合距離を仮定すれば理論的に求まる。図 1 の水理実験値に対して実線で示した流速分布は、混合距離を与えた時 (研究報告第 19 号 3・2・3) 得られる分布で、実験値とよく一致している。
- ii) 表面流速の大きさは、現地観測によると風速の 1~5%、水理実験では 3% 程度となった。
- iii) 全水深平均の鉛直渦動粘性係数 \bar{k}_z は混合距離の仮定から次式のように表現できる。

$$\bar{k}_z = 0.0043 U_* h \quad (1)$$

ここに U_* は風のせん断力による摩擦速度、 h は水深である。

iv) 風のエネルギー供給率に対する乱流エネルギー逸散率の全水深積分値の比率は、現地観測で数%程度、長方形水槽実験で 5~15% となり、両者はほぼ一致する。

v) コリオリ力の影響は鉛直エクマン数 \bar{k}_z / fh (k_z : 鉛直渦動粘性係数、 f : コリオリ係数、 h : 水深) で表現できるが、数 m/s の風に対しては水深約 10 m 以下では無視できる。

(2) 吹送流による水平循環

吹送方向に直角に底面地形変化が存在する時には、浅い領域で吹送方向に対し順流、深い領域で逆流となるような水平循環が起り、これと鉛直循環流とが重畳する。図 2 には霞ヶ浦地形模型での実験による流動パターンの例および原型に対する鉛直一層水平二次元数値シミュレーション結果の 1 例を示す。これに対する現地観測は高浜入水域でのフロート追跡調査による潮流観測があるだけで、西浦全域スケールの水平循環の実測は行っていない。水平循環流の特性をまとめると以下のようになる。

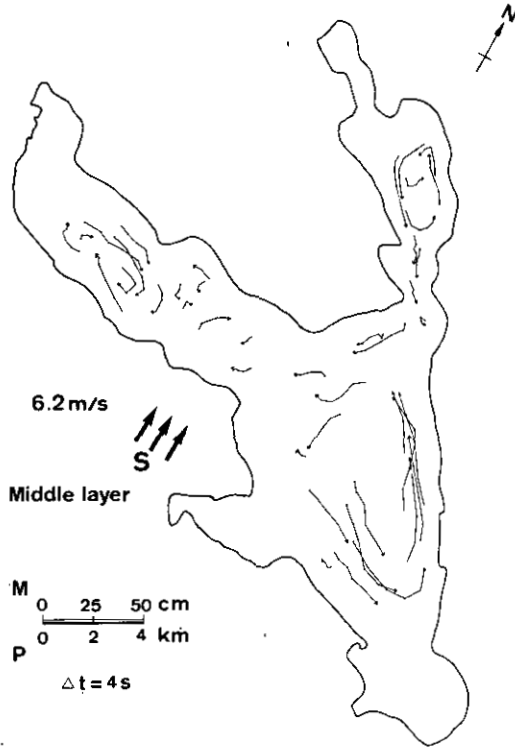


図 2. a 霞ヶ浦湖地形模型実験による湖流パターン（南の風，風速 6.2 m/s，中層）

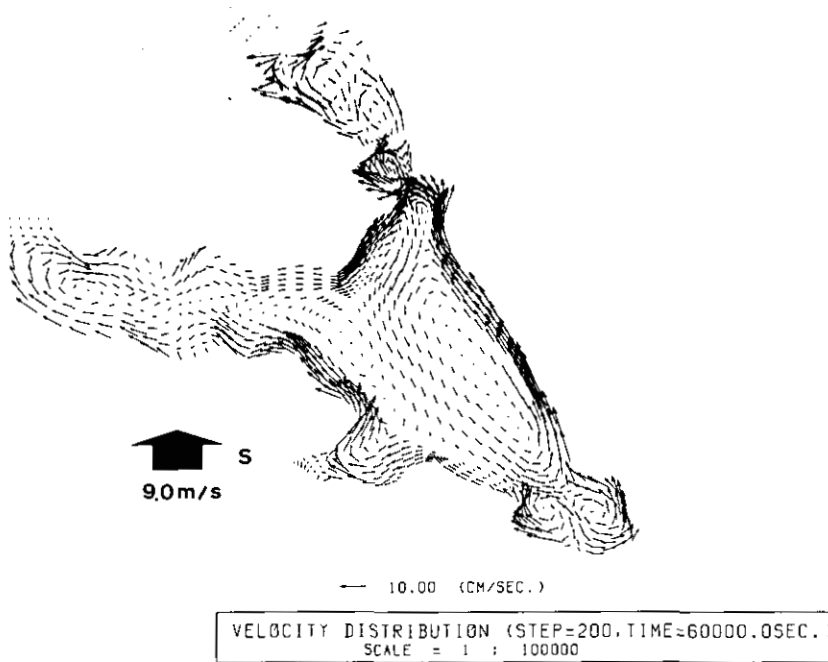


図 2. b 鉛直一層水平二次元数値シミュレーションによる湖流パターン

- i) 理論的に予測されるとおり、浅い部分で吹送方向に順流、深い領域で逆流となるような水平循環が、現地観測、模型実験、数値シミュレーションにおいていずれも観察された。
- ii) 水平スケール L 、水深こう配 $\partial h / \partial y$ の水域に生じる最大の水平循環流速 U_{rot} は、 \bar{k}_z を用いた擬似層流理論より

$$U_{rot} = \frac{L}{2} \frac{U_*^2}{2 \bar{k}_z} \frac{\partial h}{\partial y} \quad (2)$$

と表現できる。 \bar{k}_z を式 (1) で推定すれば、モデル湖実験、霞ヶ浦地形模型実験、エクマンタイプモデルなどで得られた結果を式 (2) はよく説明する。

- iii) 一般に存在する浅い湖では鉛直循環流の表面最大流速と水平循環流最大流速は同じオーダーになる。

(3) セイシュ (Seiche)

風の吹送状態の変化などにより湖内に長周期波動現象が生ずる。理論的考察および測定が簡単であることから、セイシュ現象の観測解析により湖内水理に関する基本量、例えば風摩擦係数、底面摩擦係数、水平粘性係数などの決定に利用することができる。得られた特性をまとめると、

- i) 周期について：水位、流速の連続観測より、霞ヶ浦西浦では141分程度の周期をもつ波動が卓越している。模型実験では Froude 則によって原型と周期が一致し、また数値シミュレーションにおいてもほぼ完全に再現された。
- ii) 振幅の大きさ：湖内に日常的に生じている水位変動の振幅は、入江奥部の湖岸で約1cmである。数値シミュレーションと現地観測結果の比較により、風摩擦係数の大きさは0.001より若干小さいことが推定された。
- iii) 減衰の速さ：セイシュの減衰の速さから、流速の2乗に比例する形の乱流型底面摩擦則を仮定して底面摩擦係数を求めると0.02程度となり、海域などでの報告値に比べ1オーダー大きい値となった。これは形状が不規則であるため水平粘性の効果が大きいこと、水深の浅いこと、流速が小さく層流的であること等が影響していると思われる。

(4) 流入河川による流れ

河川流入による湖内へのエネルギー供給率は風によるものに比べ小さい。このため河川流入、流出により生じる流動への影響は少ない。大雨時の高浜入口狭窄部の流速でも2 cm/s程度である。

(5) 霞ヶ浦の流動現象

霞ヶ浦における流動現象の特徴は、以上述べた基本特性から次のようなものと考えられる。

- i) 大雨時などを除き吹送流、風によるセイシュが卓越している。
- ii) 一般に湖心域などの拡がり部分では吹送流の水平循環、狭窄部では鉛直循環、セイシュによ

る流動が一般的である。

iii) 風波を除けば湖内に生じている日常的な流動の規模は、流速で10 cm/s以下である。

(6) 鉛直混合

水温鉛直分布の経時変化測定により鉛直渦動拡散係数は上層で3~10 cm²/s、下層で0.2~2 cm²/sとなり、式(1)に示した粘性係数の予測式で得られる数値に比べ若干小さい。風からの供給エネルギーに対する鉛直混合による位置エネルギーの増加率は3~25%となり、実験的に得られている報告値と比較して大きく、この点なお検討が必要である。しかし霞ヶ浦の平均水深はわずか4 mであるため、5 m/sの風が吹けば全水深一様に混合する可能性が強い。

(7) 水平混合

電気伝導度の水平分布を利用して一次元分散係数を算出すると、拡がり域で10⁴~10⁵ cm²/s程度となる。ボックス間の交換流量で表現すると、河川流入量と比例関係にあるという結果が得られたが、セイシュ、吹送流も関係していることが予想される。

ハ) 霞ヶ浦地形模型実験、数値シミュレーションの意義、適用性

霞ヶ浦西浦の流動パターン再現のため行った風洞を用いる地型模型での水理実験、ならびに鉛直一層水平二次元モデルによる数値シミュレーションを行ったが、その結果の意義と適用性、その限界について総括する。

まず地形模型に対する水理実験においては、原型と間の相似則に関し次のような知見が得られた。

- i) セイシュの相似則は Froude 則により決定されるので、周期性については十分再現された。しかし模型の粗度付けが難しいため、摩擦力に関する相似——せん断流は再現できず、この点はより大縮尺の模型による実験での宿題として持越された。
- ii) 吹送流の水平循環の規模は慣性項を考慮しない時の相似則により、近似的ではあるが原型の現象と関連づけることができる。
- iii) こと混合に関しては歪み模型であるため、移流、乱流拡散、鉛直分散、水平分散といった各混合形態それぞれに相似則が異なる。このため混合現象の再現はこの模型では難しい。
- iv) つぎに数値シミュレーションについては、鉛直一層二次元力学モデルを使ったから当然のことながら、吹送流の鉛直循環などの特性を表すことができない。しかしセイシュ、吹送流の水平循環に関しては、底面摩擦係数、水平粘性係数を適当に選べば原型、模型での流れ、水位変化を再現できると考えられる。

2. 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*

イ) 霞ヶ浦とその周辺の低地の地形について

中間報告 — 国立公害研究所研究報告第20号では，主に霞ヶ浦湖盆の地形とその長期変化の傾向を示した。本報告では，北浦を含めて湖沼への流入河川の流域である低地の微地形変化を，先ず多くの研究者の成果と国土地理院による地形図の吟味により説明した。地形面図は台地の原面図として残されている。その原面の高度を連ねた接峰面図を描いて，地形面形成後の地殻変動を調べた。また低地の地形変化の歴史的な過程をつぎに示す河川の沖積低地につき地層構成と地形学的所見から解説した。すなわち，1) 桜川低地，2) 恋瀬川・園部川低地，3) 小野川低地，4) 西浦湖岸低地，5) 小貝川，鬼怒川，佐原以西の利根川低地，6) 巴川，七瀬川低地，7) 北浦湖岸低地，8) 佐原以東の利根川低地，である。

まとめとして，次のような諸事項があげられた。

- 1) 対象とした地域は山地，台地，河岸段丘（上位，下位），沖積低地（上位，下位）に分類される。
- 2) 台地の高度変化から，いわゆる一般的な関東造盆地運動の他に，小野川や小貝川ぞいに局地的な変動を証明する活構造が推定される。
- 3) 河岸段丘の上位面は銚子付近のみで，下位面は各河川の中・上流にかけ左岸側にみとめられる。
- 4) 沖積低地上位面はいわゆる縄文海侵により形成された地形面と考えられる。

ロ) 霞ヶ浦流域の降水特性及び大気中からの栄養塩の供給について

中間報告に続き，霞ヶ浦流域の大気圏から供給される栄養塩の総量を推定する実測調査を行った。降下栄養塩量の測定は降水量に関する資料が月間，年間量であったので，それに合わせ月間単位で行った。図3は霞ヶ浦流域の降水量分布であるが，これは1941～1970年の間の平年値にもとづいたもので，30年間の平均値で最大は麻生の1476 mm/y，最小は筑波山の1242 mm/yである。降水量分布は一般に西側内陸部で低く，南東の海岸部に向かい高くなる傾向がある。

降水の季節変化は，基本的には表日本型で冬に少なく，春先にふえ始め，6月と9月ごろの2回

* 国立公害研究所研究報告第20号

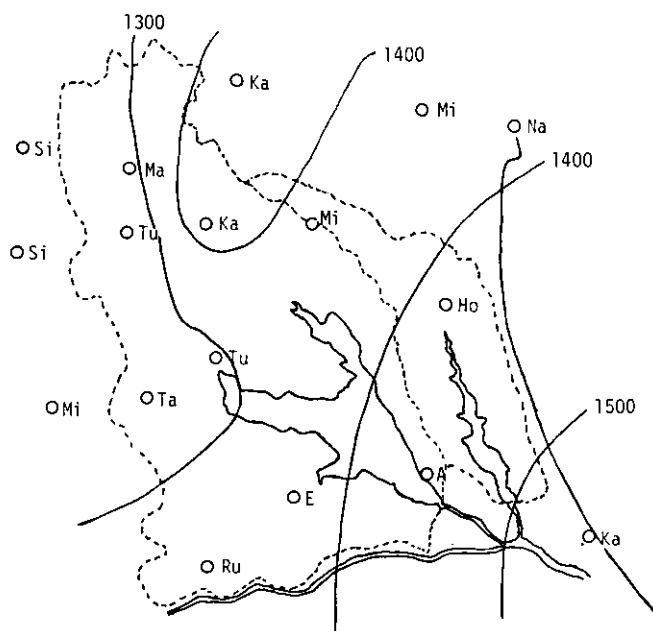


図3 年降水量平均値（1941～1970）分布

ピークがある。このほか集中豪雨や台風による雨のピークも存在する。西浦流域1641km²への年間平均降水量を1966～1978の13年間について、等雨量線法を用いて求めたのが表1である。

表 1 西浦流域内における年降水量の平均値および降水全量の経年変化

	Average annual precipitation	Annual total amount of precipitation
1966	1425 mm	$2.3 \times 10^9 \text{ m}^3$
1967	1115	1.8
1968	1425	2.3
1969	1363	2.2
1970	1053	1.7
1971	1363	2.2
1972	1425	2.3
1973	1053	1.7
1974	1301	2.1
1975	1363	2.2
1976	1549	2.5
1977	1301	2.1
1978	929	1.5
mean	1301	2.1

対象地域の降下物中栄養塩量の測定は過去に実測例がいくつかあるが、いずれも断片的なものである。安部らは公害研究所研究棟屋上に径23 cmのガラスロートとガラス瓶とを組合わせて2基設置し、1977年6月から連続観測を行った。ロート壁面に付着したドライおよびウエットフォールアウトは蒸留水で洗浄し全量に加えている。なお試料水の変質を防ぐため、一方の装置にはあらかじめ1 N硫酸20 mlを入れ、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の分析に用い、もう一方の装置には1 NのNaOH溶液20 mlを加えて $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の測定に供した。栄養塩として分析したのはT- $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ で、いずれもオートアナライザーによった。

得られた成果をまとめると次のようである。

- 1) 三年半にわたる実測で、降水の少ない月には極端な高濃度の値を得たが、それを棄却するとT-P濃度は0.1 mg P/l以下でT-Nは2.0 mg N/l以下である。
- 2) 月間雨量に対するT-P、T-Nの濃度のバラツキが図4、図5に示してある。Nの場合T-Nの1/2～2/3が $\text{NH}_4\text{-N}$ である。
- 3) 単位面積当たりの栄養塩総降下量を1978～1980の3年間につき求めたが、霞ヶ浦水面および流域全体への降下量をこの結果から示したのが表2である。流域全体についてはT-P降下量の年平均が56.7 t、T-Nは1649 tであり、また水面に直接降下する分はT-Pが6 t/y、T-Nは175 t/yである。

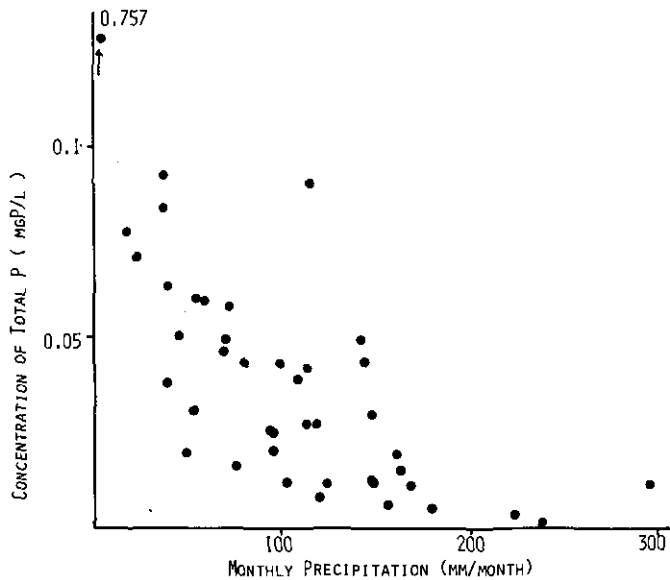


図4 月降水量と降下物中Total-P濃度の関係

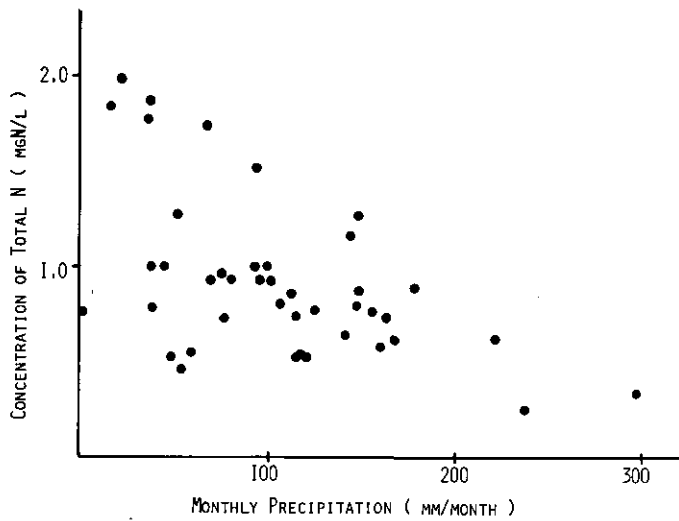


図5 月降水量と降水物中Total-N濃度の関係

表 2 西浦の流域全体および水面上への年間栄養塩降下量

	Watershed		Water surface	
	Total-P	Total-N	Total-P	Total-N
1978	73.6t/y	1175t/y	7.8t/y	125t/y
1979	38.4	1987	4.1	211
1980	58.3	1784	6.2	189
mean	56.7	1649	6.0	175

4) 降水物全体の栄養塩のうち降水が占める割合はT-Pで10%位、T-Nでは50~80%と差がある。このように降水するリンの90%がドライ・フォールアウトに由来しているが、ドライ・フォールアウトのN/P比は10に近い値で、これは生物体のN/P比に近いことから、フォールアウト中の栄養塩の起源を推定する一つの手がかりかもしれない。

ハ) 湖面蒸発量の研究

国立公害研究所研究報告第6号では、公害研究所生物実験池畔での、1977年7月から1978年8月までの蒸発量観測が主であった。今回は、同じclass A panを用いての1980年までの観測のほか、1978年6月以降、蒸発計を設置した茨城県内水面水試(西浦東北岸玉造町)と江戸崎中学校

(西浦南西岸, 江戸崎町)での委託観測データの比較や, 蒸発における風速や気温, 湿度の効果をみるため行った風洞内実験, さらにまた, 水温変化に伴う体積変化の影響を消す方法として, 微圧変換器を用いる野外実験や, 塩水法による蒸発量観測を行ない, 湖面蒸発量を推算するとともに蒸発を支配する各因子の影響を知ることができた。

先ず国際的な標準測器である class A pan による長期観測であるが, 1977 年は冷夏多雨型で 1978 年が逆にひでり型であった。これに対し 1979 年, 1980 年はそれほどの特徴はなかった。この容器での観測結果から蒸発量を算出する時の係数に 0.8 を使用したが, 1977 年 7 月~1978 年 6 月の観測結果から得られた霞ヶ浦全水面の推測蒸発量は $1.2 \text{ 億 m}^3/\text{y}$ であったのに対し, 1978 年 8 月~同年 12 月の観測によると $1.4 \text{ 億 m}^3/\text{y}$, また 1979 年 1 月~12 月の観測については $1.5 \text{ 億 m}^3/\text{y}$ となる。これらの結果から, 土屋らは推定蒸発量として $1.20 \sim 1.47 \text{ 億 m}^3/\text{y}$ とした。

上の推計値は, 茨城大学農学部の研究者らが 1977 年に用いた値 $2 \text{ 億 m}^3/\text{y}$ や, 気象庁の小型蒸発計による東京と水戸の年蒸発量平年値から得る値 $2.2 \text{ 億 m}^3/\text{y}$ に比しかなり低い。しかし上記の $1.20 \sim 1.47 \text{ 億 m}^3/\text{y}$ は, 以下に述べるような蒸発に関与する諸因子についての検討結果を背景として, 担当研究者は妥当な結果と考えている。 $2 \text{ 億 m}^3/\text{y}$ という数字は, Dalton 型実験式で風速や水面温度をやや高く見積った場合の値であり, また熱収支の式を用いる場合でも水面温度を高く見積った場合にあたる。

玉造と江戸崎という湖岸の 2 観測点の観測値を比較すると, 玉造の内水試の方が江戸崎のそれより蒸発量がやや多い。その理由は 2 地点の冬の気温の差などいくつかあり, 当然と考えられる。大型蒸発計を用いた時の, 蒸発量を求める係数は $0.6 \sim 0.8$ であるが, そのどこをとるかに問題が残されている。

蒸発を支配する風速, 温度などの影響を調べるため, 研究所内の大気拡散風洞において蒸発実験を行った。この試みは過去にほとんど例がない。class A pan を水深 20 cm とし, 24°C , 湿度 40% で風速を 1 m/s , 2 m/s で単位時間当たりの蒸発量や pan 内水の鉛直温度分布などを調べた。その結果, 単位時間の蒸発量はほぼ風速に比例する。また, 風洞実験では一般的に乾燥した強風にさらされ, 高い水温において蒸発量が大となる常識的な結果を得た。

野外で微圧変換器を蒸発計に接続した蒸発実験を行ったが, これは風や温度による測定誤差や補正の問題を検討するため, 瞬間的な水圧と大気圧の差を測定して容器内水量の変化を測定するシステムであり, 好結果を得た。その他, 電気伝導度による塩分測定から蒸発量を求める塩水法を試みたが, 測定値は大型蒸発計により得られたものとはほぼ似たものとなった。

二) 霞ヶ浦沿岸地下水の挙動と水質

水収支, 物質収支において地下水がどの位のウェイトを有するか, これは湖沼一般にとって重要な問題であるにかかわらず, 正確な値を求めることは至難である。琵琶湖や霞ヶ浦のような規模になると, 局所的な現象をつかめても, 全体との関係はつかみ難く, 局所について行うような努力を

全体の湖岸について行うには多額の費用と多大の時間とを要する。

今回の研究報告は国立公害研究所研究報告第6号での既報に続き、美浦村モデル地区の地下水水理と水質とを調査研究し、湖岸ぞいに流入する地下水量を求めた。また、西浦沿岸の数十か所の集落にある既存の井戸と、若干の新設観測井における調査とをあわせ、西浦沿岸全体からの流入地下水量と含有栄養塩濃度とを概略にではあるがは握した。

美浦村モデル地域は、西浦南西岸中央部にある14km²の小ブロックであるが、人口密度は283人/km²で、一方西浦流域全体の平均人口密度は、湖面を含めて284人/km²である。このモデル地区の、地下水量測定用観測井は、湖岸から丘陵部に到る800mの間に図6に示すように5基ある。

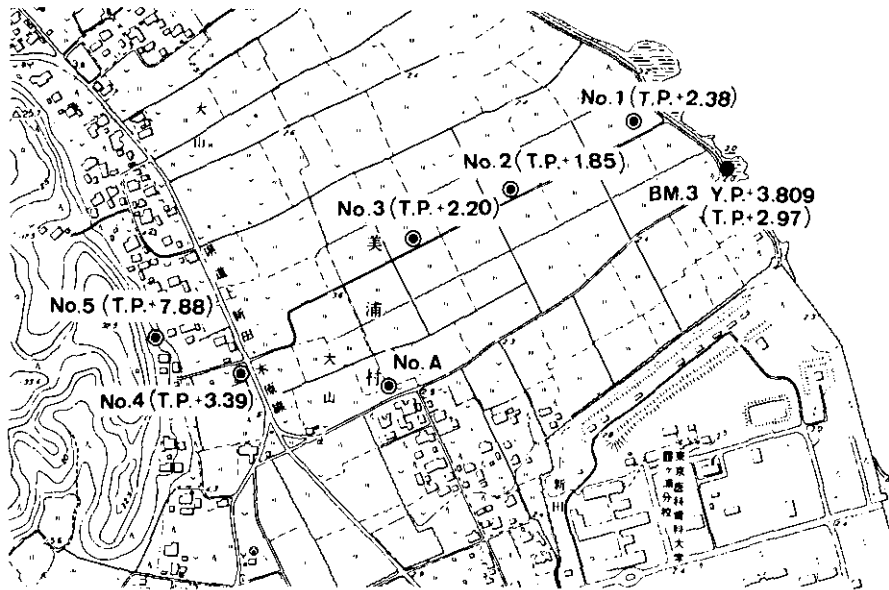


図6 観測井平面位置

水位変化はその5基すべてについて自記水位計で連続的に行われた。透水層の厚さは、土質柱状図とこれによる縦断地質図とから判定してやぶ層5~8mがそれにあたり、該層の透水係数は $k = 1.21 \times 10^{-2} \text{ cm/s}$ で、この透水層が湖岸側から湖内へ向かいほぼ水平に延びている。観測井の月平均水位の変化と月雨量の分布を示したのが図8である。かんがい期に水位が若干下がる傾向が認められたが、地下水位は湖水位より高く、常に正の流入であることが確認された。代表的に観測井1と2の間をとり、動水こう配 $I = \Delta H/L$ を求め、地下水流入量を

$$Q_0 = k I d \quad (3)$$

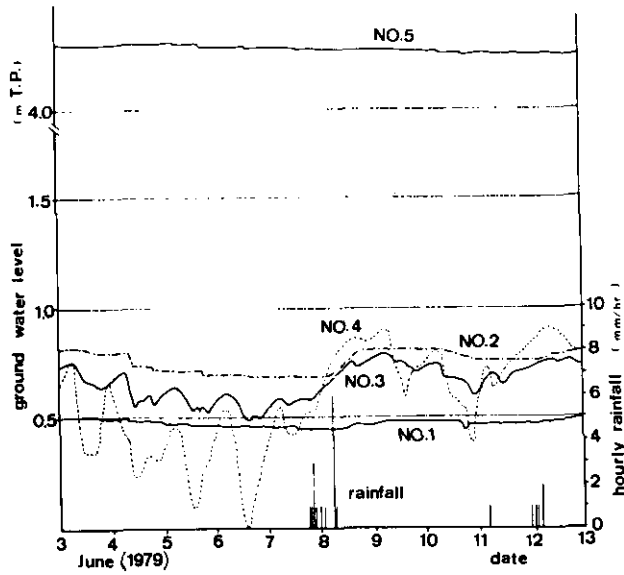


図7 降雨による観測井水位の変動（かんがい期）

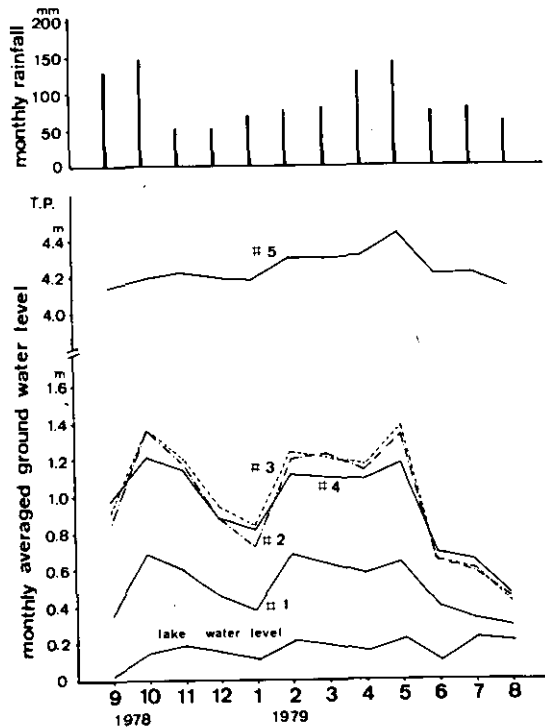


図8 各観測井水位の月変化

から求めると、湖岸線1m当たり年間流入量として $54.84 \text{ m}^3/\text{m}/\text{y}$ を得た。 k は上記の値を用いたが、 d は透水層厚で6mとした。式(3)の各因子を一定として、西浦沿岸長121kmにつき推定地下水流入量を求めると、 $6.64 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{y}$ となり、河川由来の西浦への流入量7.5億 m^3 の1%弱にあたる。

次に、西浦湖岸全域の集落から60か所を選び、比較的湖岸に近く、使用中の浅井戸をとって、それぞれの地下水位として3回の観測の平均値をとり、一方の湖水位をT.P. 0.00~0.20mの中央値0.10mとして各地点ごとに動水こう配を求めた結果が図9に示されている。図中細かい矢印は深井戸、太矢印は浅井戸で、動水こう配の大小を矢の長さで示している。この動水こう配の頻度分布から平均値は 7.4×10^{-3} となり、美浦村モデル地域のそれよりかなり大きい。図9にみる通りかなり地域的に偏っている。そこで沿岸地下水の平均動水こう配値として 5.0×10^{-3} を用い、西浦湖岸全長につき $d = 6 \text{ m}$ 、 $k \cong 10^{-3} \text{ cm}/\text{s}$ (湖岸の地質断面図から推定)として全地下水流入量を求めると、ほぼ $1.7 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{y}$ となり、美浦村モデル地区の流入量から推算したものより低い値である。いずれにしても、これらの値は年間河川流入量の1%以下である。

西浦沿岸地下水質は表3に示すように、美浦村地下水で求めた値よりは栄養塩濃度が高い。ちなみに茨城県が昭和43年に行った調査結果では、霞ヶ浦流域市町村の井戸水質は、816検体の平均値

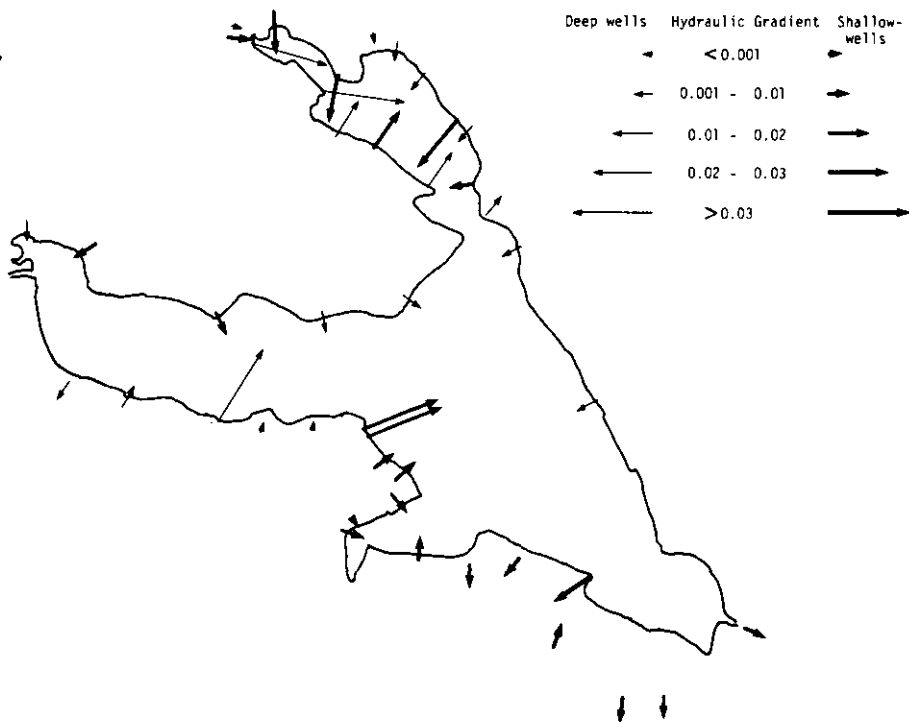


図9 西浦湖岸域における地下水の動水こう配

表 3 西浦沿岸地下水の平均水質

	pH	S. E. C. (u/cm)	PO ₄ -P (mg/l)	NH ₄ -N (mg/l)	NO ₂ +NO ₃ -N (mg/l)	Na (mg/l)
Mean values	7.37	471	0.213	0.27	3.05	44.3
Standard deviation	0.667	283	0.313	0.34	5.75	78.4
Coefficient of variation	0.09	0.60	1.47	1.27	1.88	1.77

	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Fe (mg/l)	Si (mg/l)	Sr (mg/l)	K (mg/l)	Mn (mg/l)
Mean values	32.4	10.4	0.32	21.8	0.20	10.7	0.15
Standard deviation	22.5	11.6	0.43	4.3	0.16	9.7	0.33
Coefficient of variation	0.69	1.12	1.37	0.20	0.80	0.91	2.16

で pH = 6.87, NO₃-N = 7.0 mg/l, Cl⁻ = 49.0 mg/l, 総硬度 = 96.2 ppm, Fe = 0.06 mg/l である。この検体の70%は浅井戸のものである。この結果から西浦沿岸の浅層地下水から湖中に供給される栄養塩負荷を求めると、T-Nについては河川からの負荷量の0.3~2.0%, T-Pでは0.12~0.72%と推定された。

これらの値は積算過程や仮定からして当然のことながら概算値であり、できれば更に検討を要する。

最後に重要なことは、この研究では、あくまで地下水の直接流入分あるいは負荷の直接流入分を対象としており、農業や工業用に汲揚げられた地下水には触れていないことである。実は地下水汲揚げ量について種々資料を調べたが、工業用などは別として、井戸の個数としても、また揚水量としても最も問題と考えられる農業用について信頼するに足りるものが得られなかった。農業用に用いられている井戸は、一般家庭用と異なりポンプ揚程や実稼動時間などを個々につかむ他なく、霞ヶ浦流域全体では莫大な数にのぼるためその実態を数字で明らかにすることにできなかった。地下水のうち直接湖中に流入する分より、この揚水分が大きいと考えられ、栄養塩の寄与の点でも注目すべきことは既報の国立公害研究所研究報告第1号で合田が述べた通りであるが、次項ホ)の水収支でも述べるようにこの揚水した分については農業利水分として、あるいは河川流出分等として間接的にはあるがとらえられている。

表3に示されている通り、湖水質に比し、あるいは表流水質に比し、地下水の含有栄養塩がN、Pともに高い点はやはり重要で、注目すべき点である。

ホ) 霞ヶ浦の水収支

湖沼の富栄養化防止対策の基礎となるのが、湖中生態系および水循環サイクルに乗る物質収支で

あり、水収支はその基礎となるものである。水量に関する収支であるから一見その把握は容易なように見えるが、実際に正確な数値を求めることは容易ではない。実測資料や文献資料が多いようでも、真に信頼できるのは降水量位で、河川流量、湖面蒸発量、都市用水収支、農業用水・排水の収支とだんだんやっかいかつあいまいになり、さらには地下水流入量、浸透による損失量となると実測値も推定値も格段に精度が落ち、あるいは資料が全くない。とりあえず、図10にあげたような諸量をおさえねばならない。水量収支をどれだけの期間についてとるかも問題であるが、ここでは年単位にした。ちょうど建設省霞ヶ浦工事事務所が水収支を検討するための基準年としたのが昭和47年であり、本研究ではそれから昭和54年までの8年間としている。

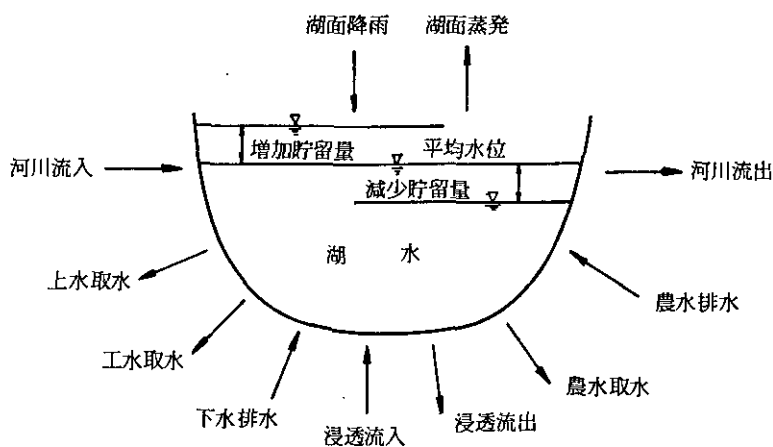


図10 湖の水収支

(1) 流入河川流量について

研究報告第20号「霞ヶ浦の水収支」の文献5（建設省，1977，1978）を引用して河川流量を調べたが、流量観測の行われたものについては、その年間の流量観測値と降雨記録から照合検討を行い、これを参考にして流量観測の行われなかった河川につき、降雨および地形特性から流出率を定めて流量を推算した。表4の中欄の昭和47年流量は文献5の値を転載したものである。表4の右欄の昭和47年流量は左欄流量で値の分かっているものはそのままとし、分からないものについて同じ文献5に記載された西浦、北浦、外浪逆浦の各流域からの平均流出率0.47、0.66、0.48を用いて流量を推定したものである。流出量の計は左欄の14.65億 m^3/y に対し、右欄の計は同報告第20号の文献4（建設省，1980）による流域面積でまとめ直したもので、13.77億 m^3/y とやや差が出る。これは残流域からの流出量の推算などに原因がある。昭和48年以降54年までの流入量推算には、この右欄で設定した流域面積と流出率を用い、各年の流域降水量から各河川の流出高を計算して求めている。これに各年の湖面降水量の値を加えたのが表5である。

表 4 霞ヶ浦流入河川年流量（昭和47年）

流域面積：km²，年流量：×10⁶ m³/y

区域 (流域)	河川名 (註1)	(文献5,6)によるまとめ			(註2)		備考
		流域面積	昭47年流量	流出率	流域面積	昭47年流量	
西 浦	1 麻生前川	4.0	6.2	1.04	4.0	(註3)	
	2 城下川	9.7	14.2	1.02	7.4		
	3 弁財天川*	8.8	5.7	0.45	5.2	*大川	
	4 船子川	—	—	—	11.8	(8.0)	(0.47)**(註4)
	5 新田川	2.7	1.9	0.49	2.7		
	6 船津排水路	—	—	—	1.9	(1.3)	(0.47)
	7 手賀川	5.2	3.5	0.47	5.2		
	8 梶無川	33.0	23.0	0.48	30.7		
	9 沖州川*	—	—	—	16.6	(11.2)	(0.47)*鎌田川
	10 園部川	79.3	52.0	0.46	79.3		
	11 山王川	12.8	20.5	1.11	12.3		
	12 恋瀬川	218.1	137.8	0.44	212.6		
	13 菱木川	23.9	18.0	0.52	23.7		
	14 一ノ瀬川	25.7	18.5	0.50	29.4		
	15 川尻川	8.8	12.9	1.02	15.0		
	16 田村川	—	—	—	6.7	(4.5)	(0.47)
	17 境川	20.3	15.1	0.52	19.9		
	18 新川	15.8	25.3	1.11	15.6		
	19 桜川	333.3	108.8	0.23	350.3		
	20 備前川	19.7	31.5	1.11	3.7		
	21 花室川	36.6	59.0	1.12	38.8		
	22 清明川	25.3	18.9	0.52	25.5		
	23 余郷入干拓承水路	—	—	—	9.7	(6.6)	(0.47)
	24 高橋川	—	—	—	15.7	(10.6)	(0.47)
	25 小野川	176.0	61.8	0.24	175.7		
	26 新利根川	180.1	167.0	0.64	184.0		
	N-1	9.2	6.0	0.45	—	—	—
	N-2	7.5	5.0	0.46	—	—	—
	N-3	0.4	0.3	0.52	—	—	—
	N-4	5.7	3.8	0.46	—	—	—
	N-5	6.0	4.1	0.47	—	—	—
	N-6	19.2	12.6	0.46	—	—	—
	残流域	138.8	133.0	0.66	122.5	(116.5)	(0.66)**(註5)
	(計)	(1426.0)	(970.0)		(1426.0)	(960.1)	
北 浦	1 流川	3.9	6.3	1.05	3.6		
	2 水神川	6.3	4.1	0.42	5.9		
	3 中里川	—	—	—	8.1	(8.2)	(0.66)
	4 居合排水路	—	—	—	7.7	(7.8)	(0.66)
	5 武井川	—	—	—	3.6	(3.7)	(0.66)

表4 (つづき)

区域 (流域)	河川 名	(註1)	(文献5,6)によるまとめ			(註2)			備考	
			流域面積	昭47年流量	流出率	流域面積	昭47年流量	流出率		
北 浦	6 沼里排水路		—	—	—	7.2	(7.3)	(0.66)		
	7 白鳥川		—	—	—	5.5	(5.6)	(0.66)		
	8 大洋川		3.7	5.4	0.95	3.4				
	9 境川		—	—	—	4.5	(4.6)	(0.66)		
	10 二重作大排水路		—	—	—	8.9	(9.0)	(0.66)		
	11 二重作第2排水路		—	—	—	4.7	(4.8)	(0.66)		
	12 長茂川		6.8	4.4	0.42	6.4				
	13 鉾田川		43.9	32.8	0.49	52.7				
	14 巴川		128.4	83.9	0.43	131.8				
	15 長野江川		7.1	4.7	0.43	6.6				
	16 武田川		18.4	27.1	0.96	19.7				
	17 山田川		19.9	14.8	0.48	19.9				
	18 大円寺川		—	—	—	6.8				
	19 蔵川		17.7	26.2	0.96	16.1				
	20 雁通川		8.2	12.0	0.95	8.2				
	21 堀川		—	—	—	2.9	(2.9)	(0.66)		
		K-1		7.3	4.7	0.42	—	—	—	
		K-2		5.0	4.1	0.53	—	—	—	
		K-3		9.6	6.3	0.43	—	—	—	
		K-4		7.7	5.0	0.42	—	—	—	
		K-5		8.7	5.7	0.43	—	—	—	
	残流域		57.5	125.0	1.41*	26.3	(26.7)	(0.66)* *(註6)		
	(計)		(360.3)	(372.0)		(360.5)	(301.7)			
外浪逆浦	1 前川*		6.3	4.1	0.41	11.7			*稲井川を含む	
	2 夜越川		16.5	12.3	0.47	16.4				
	3 横利根川		—	—	—	6.5	(5.0)	(0.48)		
	4 与田浦		—	—	—	30.1	(23.0)	(0.48)		
	5 鰐川		—	—	—	30.1	(23.0)	(0.48)		
		S-1		35.0	23.0	0.41	—	—	—	
		S-2		1.0	0.6	0.38	—	—	—	
	残流域		97.4	83.0	0.54	55.4	(47.6)	(0.54)* *(註7)		
			(149.3)	(123.0)		(150.2)	(115.0)			
全 域	合 計		1935.5	1465.0		1936.7	1376.8			

註1：(文献4)によって記載した。但しN, K, Sの河川群は(文献5,6)によるものである。註2：(文献4)による流域面積で年流量をまとめおしたもの。註3：年流量, 流出率の欄で空欄の部分は(文献5,6)の値と同じとみなす。また()内の値は推定値である。註4：推定の必要な河川の流出率は(文献5,6)に従って, 西浦0.47, 北浦0.66, 外浪逆浦0.48の平均流出率を当てた。ただし残流域については別である。註5：西浦残流域の流出率は(文献5,6)で求まる0.66を適用した。註6：北浦残流域の流出率は, (文献5,6)の値が1.41と不可解なので西浦と同様0.66を適用した。註7：外浪逆浦の流出率は(文献5,6)で求まる0.54を適用した。

表 5 霞ヶ浦流入河川流量と湖面降水量

単位：×10⁶ m³/y

区別	地域	(註1)		(註2)							平均
		昭47	昭47	昭48	昭49	昭50	昭51	昭52	昭53	昭54	
流域	西浦	970	960.1	713.6	856.2	905.3	995.6	837.8	580.4	768.2	827.2
	北浦	372	301.7	260.6	330.5	328.2	356.0	329.0	283.2	346.0	316.9
	外浪逆浦	123	115.0	83.9	109.2	114.5	107.1	106.6	78.2	114.3	103.6
	計	1465	1376.8	1058.1	1295.9	1348.0	1458.7	1273.4	941.8	1228.5	1247.7
湖面	西浦	260	260.3	181.3	209.8	221.3	243.3	193.6	150.7	207.3	208.4
	北浦	55	54.2	39.2	49.4	50.5	51.3	48.6	35.7	50.9	47.5
	外浪逆浦	24	24.2	16.9	22.0	23.1	21.6	21.5	15.8	23.0	21.0
	計	339	338.7	237.4	281.2	294.9	316.2	263.7	202.2	281.2	276.9
合計	1804	1715.5	1295.5	1577.1	1642.9	1774.9	1537.1	1144.0	1509.7	1524.6	

註1：(文献5)の値

註2：本文に記述した方法で推定した値

(2) 上水・工水の取水量と新規利水予想

これは統計が利用できるので表6、表7にまとめている。表6によると、昭和54年の実績で湖水取水量は約1.25億m³/yであり、この値は50年以降やや減少の傾向を示している。新規利水の計画として霞ヶ浦開発事業(水資源公団資料)があるが、これによると、昭和61年ごろ予想される数値は表8のようであり、新規に42.92m³/sの利水が計画されているが、その内訳は23.36m³/sが都

表 6 上工水の霞ヶ浦からの年間取水量

単位：10⁴ m³/y

	霞ヶ浦水道		鹿島水道		鹿島工業用水道		合計	地下水を除く 合計
	(湖水)	(地下水)	(湖水)	(湖水)				
昭和47年	1012	—	169	8828	10009	10009		
48	1192	1	347	9892	11432	11431		
49	1239	10	359	12422	12432	12422		
50	1333	77	400	12973	14783	14706		
51	1324	147	429	12641	14541	14394		
52	1488	208	465	12308	14469	14261		
53	1835	121	546	11276	13778	13657		
54	2046	100	501	9941	12588	12488		
	(註1)							
取水地点	美浦村	—	鹿島町	鹿島町・大野村				

註1：昭和53年7月以降で、それまでは土浦市。

表 7 霞ヶ浦を水源とする水道事業

水道事業名	取水水域	所在地	給水区域	計画給水人口	1日最大給水量		給水開始	建設期間	備考
					表流水	地下水			
潮来上水道	常陸利根川	牛堀町上戸		人	m ³	m ³			~昭和37年
				15,000	2,400				
東村上水道(1)	西 浦	東村八筋川			300				
同 (2)	横利根川	東村西代			150				
佐原上水道(1)	横利根川	佐原市北和田			600				
同 (2)	常陸利根川	佐原市加藤州			750				
鹿島水道	北 浦	鹿島町爪木							
上水 7ヶ年計画		鹿島町		*50,000	*20,000	*5,000			昭和41~47年度 *下欄一次拡張に吸収
同 第1次拡張		鹿島町, 神栖町, 波崎町		60,000	30,000	5,000			昭和48~58年度
工水 第2期事業		鹿島町, 神栖町, 波崎町		—	600,000		昭 47. 11		昭和44~52年度
鹿島工業用水道	北 浦	大野村							
工水 第1期事業		鹿島町, 神栖町		—	200,000	10,000	昭 44. 2		昭和41~46年度
霞ヶ浦水道	西 浦	土浦市大岩田							
創設時		土浦市, 阿見町の一部		*47,000	*8,460		昭 35. 12		昭和32~34年度 *下欄一次拡張に吸収
第1次拡張		土浦市, 阿見町, 県南水道企業団		175,700	47,215		昭 39. 10		昭和39~54年度
第2次拡張		筑南水道企業団		100,000	92,000	8,000	昭 48. 10		昭和46~54年度
美浦村分水		美浦村		7,200	6,000		昭 53. 4		昭和51~52年度
				計	979,415	23,000			

註：(文献2)(文献6)(文献8)より作製

市用水、 $19.56 \text{ m}^3/\text{s}$ が農業用水である。

(3) 下水処理による排水の湖内流入分

目下、下水道は湖北流域下水道および自治体の公共下水道が進められているが、処理水の湖内流入分としては湖北流域下水道の分が54年に約 $5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{y}$ あった。

(4) 農業用水の取水・排水量について

対象とするのは湖水に依存する農業用水であって、沿岸で取水するものはもとより、河川取水のものでも、湖水の背水が及ぶ水域からの取水を含める。水田のかんがい様式を、文献11（茨城県農地部農地計画課、昭和52年度）によりA、B、C₁、C₂、Dの5種に分類する。A型は降雨の他に湖水取水をするが排水はないもの、B型は用水としては降雨のみにより、湖への排水があるもの、C₁は取水、排水ともにあるものうち一般の取排水方式によるもの、C₂は干拓地型で、特異な取排水を行うもの、Dは取排水のほか循環利水が行われている農地である。

農地の取排水量を算定するに当たり、次の原単位方式をとることとした。すなわち、

$$\text{取水または排水量} = \text{原単位} \times \text{水田面積}$$

とする。この原単位算出にはいろいろ困難があったが、種々の仮定等により次の数値を得た。先ず取水原単位の値は、A型で $6000 \text{ m}^3/\text{ha}$ 、B型は0、C₁型は $12000 \text{ m}^3/\text{ha}$ 、C₂型は余郷入干拓の値に統一し、 $30000 \text{ m}^3/\text{ha}$ 、D型は $3000 \text{ m}^3/\text{ha}$ である。一方排水については、A型 0、B型も考慮不要で、C₁型 $8500 \text{ m}^3/\text{ha}$ 、C₂型 $26500 \text{ m}^3/\text{ha}$ 、D型は0とした。

この結果を用い沿岸水田の取排水量を推定したのが表9である。2.65億 m^3 の取水量に対し排水量は1.91億 m^3 、差引き7420万 m^3 がかんがいによる消費水量となる。これを減水深に直すと360mmである。

(5) 湖面蒸発量

これはハ)の研究調査で明らかにした通り。

(6) 地下水流入量

ニ)の研究で述べた通りであるが、ここに採用したのは美浦村モデル地域の値を西浦湖岸全体に適用した664万 m^3/y 、また同じ値では北浦が411万 m^3/y 、外浪逆浦その他の計が296万 m^3/y で計1371万 m^3/y である。

(7) 集 計

(1)～(6)までを総合して、昭和47年から54年にわたる霞ヶ浦の年間水収支を表10にあらわした。表中降水量以外の数値はすべて億 m^3 単位である。これらの数値を導出するにあたり既述の諸仮定があるが、更に将来の再検討に待ちたい。いずれにせよ、この水収支の上立って霞ヶ浦の将来や汚濁防止、富栄養化防止策が論じられるべきである。

表 8 霞ヶ浦から取水される都市用水・農業用水の予想量（註1）

		常時送水量 m ³ /s	1日最大取水量 m ³ /d	1日平均取水量 m ³ /d	年間推定取水量 10 ⁶ m ³ /y	備 考
上 水	現状施設での将来予測量 （表5の全上水道事業）	—	179,415	*119,610	43.66	*(註2)
	総合開発による新規開発量	5.56	—	480,384	175.34	
	小 計	5.56	—	599,994	219.00	
工 業 用 水	総合開発による開発量	*17.80	—	1,537,920	561.34	*(註3)
	小 計	17.80	—	1,537,920	561.34	
農 業 用 水	現状施設での将来予測量 （表8の沿岸水田）	—	—	—	*265.00	*(註4)
	総合開発による新規開発量	*19.56	—	—	**207.87	*(註5) **(註6)
	小 計	19.56	—	—	472.87	
合 計		—	—	—	1253.21	

註1：昭和61年頃の予測とする。註2：1日最大取水量の2/3とする。註3：表5の鹿島水道（工水）、鹿島工業水道の第1期・第2期の給水量80万m³（1日最大）は、総合開発による開発量17.80m³/sに含まれている。註4：この値は予想困難のための現状維持とみた。註5：かんがい期の平均送水量。註6：かんがい期を5・6・7・8月（123日間）とみた。

表 9 霞ヶ浦沿岸水田の推定年間取排水量

水田類型別	地域	西 浦	北 浦	常陸利根川 (茨城県側)	鰐 川	横 利 根 川 (茨城県側)	(註1) 新利根川	常陸利根川 横 利 根 川 (千葉県側)	計	原 単 位 10 ³ m ³ /ha	備 考
*かんがい面積 (ha)											
A 型 (用水のみ)		893.2	274.0	—	—	9.5	—	—	1176.7		*(註2)
B 型 (排水のみ)		120.0	—	—	—	—	—	—	120.0		
C ₁ 型 (用排水一般型)		3212.7	1139.0	622.5	219.0	456.6	7467.1	2623.0	15739.9		
* C ₂ 型 (用排水干拓型)		1039.0	217.0	157.0	250.0	—	—	489.0	2152.0		*(註3)
D 型 (循環利水型)		774.5	494.5	174.0	—	—	—	—	1443.0		
計		6039.4	2124.5	953.5	469.0	466.1	7467.1	*3112.0	20631.6		*(註4)
*推定年間取水量 (10 ⁶ m ³)											
A		5.4	1.6	—	—	0.1	—	—	7.1	6.0	*(註5)
B		0	—	—	—	—	—	—	0	0	
C ₁		38.6	13.7	7.5	2.6	5.5	89.6	31.5	189.0	12.0	
C ₂		31.2	6.5	4.7	7.5	—	—	14.7	64.6	30.0	
D		2.3	1.5	0.5	—	—	—	—	4.3	3.0	
計		77.5	23.3	12.7	10.1	5.6	89.6	46.2	265.0		
*取水依存の年間排水量 (10 ⁶ m ³)											
A		—	—	—	—	—	—	—	—	0	*(註6)
B		—	—	—	—	—	—	—	—	0	
C ₁		27.3	9.7	5.3	1.9	3.9	63.2	22.3	133.8	8.5	
C ₂		27.5	5.8	4.2	6.6	—	—	13.0	57.0	26.5	
D		—	—	—	—	—	—	—	—	0	
計		54.8	15.5	9.5	8.5	3.9	63.2	35.3	190.8		

註1：かんがい水は霞ヶ浦からの逆流水が多いとみて新利根川を考慮に入れた。註2：(文献)による。ただし、以下の註に記したものは除く。
 註3：干拓型水田面積は、西浦は(文献)より、北浦は延方干拓、常陸利根川(茨城県側)は浪逆干拓、鰐川は鰐川干拓、常陸利根川・横利根川(千葉県側)は市和田干拓・日川干拓・沖ノ洲干拓を当てる。註4：1/25,000土地利用図(国土地理院昭和52年4月発行)より求めた。註5：水田類型別に原単位を設定して推定した。詳細は本文参照。註6：取水された水の排水量であって、雨水流出(排水)は考慮していない。求め方は註5と同様。

表 10 水収支総括表

単位：億 m³

	(文献5)		本報告書での予測地							昭和61年頃 の予想値*		備考
	昭 47	昭 47	昭 48	昭 49	昭 50	昭 51	昭 52	昭 53	昭 54	の予想値*	*(註1)	
年降水量 (流域平均) mm	1523	1523	1108	1356	1403	1560	1326	988	1289	1319		
流入	1. 湖面降水量	3.39	3.39	2.37	2.81	2.95	3.16	2.64	2.02	2.81	2.77	
	2. 河川流入量	14.65	13.77	10.58	12.96	13.48	14.59	12.73	9.42	12.29	12.48	
	3. 地下水流入量*	—	0.14	0.11	0.13	0.13	0.15	0.13	0.09	0.12	0.13 *(註2)	
	4. 処理下水排水量	—	—	—	—	—	—	—	—	0.05	1.22	
	5. 農業用水排水量*	—	(1.91)	(1.91)	(1.91)	1.91	(1.91)	(1.91)	(1.91)	(1.91)	1.91****(註3)***(註9)	
	1,2,3の小計	18.04	17.30	13.06	15.90	16.56	17.90	15.50	11.53	15.22	15.38	
小計	18.04	19.21	14.97	17.81	18.47	19.81	17.41	13.44	17.18	18.51		
湖内貯留変化量*											*(註4)	
流出	6. 湖面蒸発量*	1.76	(1.57)	(1.54)	(1.32)	(1.43)	(1.21)	1.20	1.45	1.47	1.25 *(註5)	
	7. 河川流出量*	15.33									*(註6)	
	8. 上水取水量	} 0.91	0.12	0.15	0.16	0.17	0.18	0.19	0.24	0.25	2.19	
	9. 工水取水量		0.88	0.99	1.24	1.30	1.26	1.23	1.13	0.99	5.61	
	10. 農水取水量*		(2.65)	(2.65)	(2.65)	2.65	(2.65)	(2.65)	(2.65)	(2.65)	4.73****(註7)***(註8)	
	8,9,10の小計	0.91	3.65	3.79	4.05	4.12	4.09	4.07	4.02	3.89	12.53	
小計	18.00											

註1：年降水量および1,2,3の項目は昭47~54の平均値。註2：河川流入量の1名と見積った。詳しくは本文参照。註3：昭50以外の値は予測が困難なため、同年の値を当てた。詳しくは本文参照。註4：+は増加量，-は減少量を示す。註5：昭47~51の値は昭52~54の資料をもとに気象条件を参考にして推定した。註6：昭47~54，および昭61の予測値は他の収支の残量として求めた。註7：註3と同義。註8：既往の取水量2.65億m³に新規開発量2.08億m³(本文参照)を加えたもの。註9：総合開発による農業用水の流域内からの排水量は推定困難のため見積っていない。

3. 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量 変化とその評価*

イ) 概説

河川を經由する栄養塩の流出負荷は、もとより一定した量ではない。しかし河川の特性というものが、それを把握すれば、降雨量などの値から総流出負荷量のある程度の確かさで予測することができる。この研究では負荷流出において降雨のもつ重要な意義を実測と解析を通して明らかにし、上記の総負荷量をどう見積るかを論じたもので、基礎データは霞ヶ浦高浜入の主たる流入河川である恋瀬川とその支流、園部川および都市河川的な性格を持つ山王川である。

従来のこの種の実測は断片的なものが多く、それらを集めてみても確からしい総流出負荷には近づき難いので、本研究では、あるていど長期間にわたる比流出負荷量（流域単位面積当たりの栄養塩負荷量）の性格、特に断片的観測、あるいは定期的観測ではとらえがたい降雨流出分のシェアを明らかにすることに力点を置いた。

霞ヶ浦に流入する河川は図11に示す通りで、その規模からいってすべて中小河川であり、一般に中小河川は大河川に比し栄養塩等の流出負荷量変動が大きく、急激である。従ってこうした河川での負荷流出量推定の精度を上げるためには、流量および水質濃度の定期観測頻度を高めるか、晴天時流出すなわち平常値に対する降雨時などの異常値のオーダーを定量的には握ることが重要な意味を持つ。

国立公害研究所研究報告第6号で津野等が既報のごとく、過去に上記3河川に対し1977年から1978年にわたり24時間連続観測による日負荷量特性を明らかにしたが、今回海老瀬らは、1978年6月～1980年5月の2年間に亘り、同じ3河川について週1回の頻度で定期負荷量実測を行ったほか、特に降雨時の流出負荷観測に重点をおいた。例えば石岡市街地を貫流し多量の汚濁物質を運ぶ山王川に対しては、高浜入への流入口近くの測点の地に、上流部でも石岡市街をはさむ上・下流各1測点をとり週1回の定期観測を行ったほか、負荷量の周目変化を知るため4回の24時間観測、3回の降雨時負荷流出観測を行っている。この降雨時負荷流出観測は恋瀬川の支流で山地と農耕地を流下する小桜川でも2回行っている。

恋瀬川、山王川、園部川の流域特性値は表11に示す通りである。

* 国立公害研究所研究報告第21号

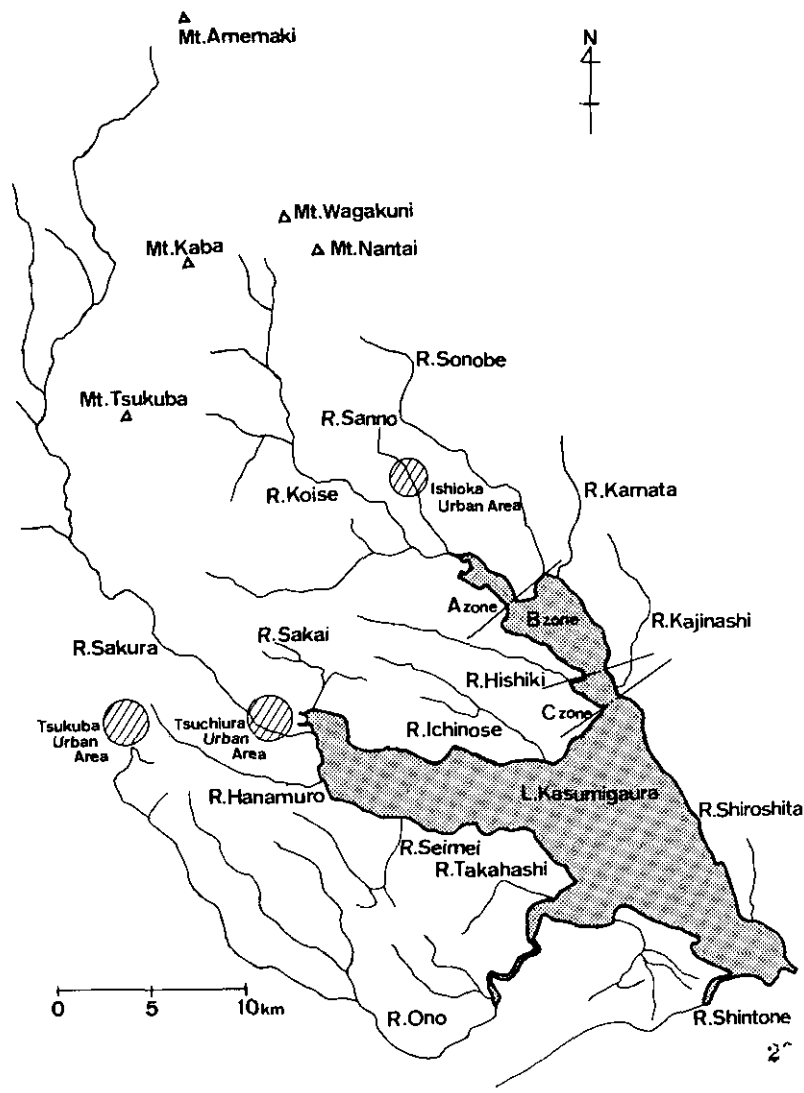


図11 霞ヶ浦（西浦）流入河川

表 11 3 河川の流域特性

	流域面積 (km ²)	河川長 (km)	河川勾配 (%)	流出率 (%)	山林面積 (ha)	田面積 (ha)	畑面積 (ha)	その他面 積 (ha)	流域人口 (人)	牛頭数 (頭)	豚頭数 (頭)
恋瀬川	209.0	25	4.0	43.8	7,059	3,313	2,003	8,525	51,674	3,764	52,029
山王川	12.8	8	2.9	111.3	146	405	309	370	19,659	356	5,264
園部川	81.8	22	2.7	45.5	2,013	1,258	1,289	3,620	26,718	2,540	18,158

ロ) 定期負荷量調査結果

恋瀬川、山王川、園部川の3河川における週1回の定期負荷量調査では、水質濃度観測値の頻度分布が正規型となる傾向があるが、負荷量で見ると対数正規分布に近くなる。これは流量観測値の分布がほぼ対数正規型であることが大きく影響している。豪雨時には異常ともいえる負荷流出があり、期間総流出負荷量に占める降雨時負荷量のウエイトが大きい。週1回の定期観測では降雨時流出をとらえることは少なく、ほぼ、平常時、あるいは晴天時負荷流出量を観測していることになり、定期観測値のみによる3河川の比流出負荷量と変動係数を水質項目ごとに示したのが表12である。

表 12 定期負荷量観測に基く比流出負荷量と流出負荷量の変動係数

河川		流量	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	Inorg.-N	Org.-N	T-N
恋瀬川	比流出負荷量	1.21	0.51	1.97	2.53	0.75	3.28
	変動係数	0.89	1.60	1.27	1.17	1.49	1.16
園部川	比流出負荷量	1.47	3.27	3.55	7.55	1.68	9.26
	変動係数	1.01	0.82	1.36	1.00	1.74	1.07
山王川 (日の出橋)	比流出負荷量	2.99	2.78	3.30	6.91	3.44	10.3
	変動係数	0.51	0.43	1.13	0.66	1.08	0.67
山王川 (鹿の子橋)	比流出負荷量	1.54	1.22	4.78	7.44	2.57	9.98
	変動係数	1.03	1.89	1.10	1.10	2.66	1.21

河川		PO ₄ ³⁻ -P	Org.-P	T-P	Cl ⁻	SS
恋瀬川	比流出負荷量	0.10	0.16	0.26	17	38.0
	変動係数	2.39	1.92	1.88	0.82	2.62
園部川	比流出負荷量	0.37	0.19	0.58	31	29
	変動係数	0.80	1.60	0.78	0.93	3.46
山王川 (日の出橋)	比流出負荷量	1.11	0.57	1.76	77	69
	変動係数	0.34	1.45	0.57	0.38	1.71
山王川 (鹿の子橋)	比流出負荷量	0.53	0.85	1.42	76	54
	変動係数	1.59	7.58	4.96	0.57	6.48

ハ) 比流出負荷量

河川の流出負荷量を比較し、河川流出の特性を際立たせるには、流域単位面積当たりの流出負荷量、すなわち比流出負荷量による比較が便利である。比流出負荷量には、流域の土地利用形態、人口、工業出荷額等の特性が反映されるし、平常時の負荷流出特性がよくわかる。

図12は、1979年6月～1980年5月まで1か年の定期観測によるT-COD、T-NおよびT-Pの3因子の平均負荷量を3軸図で表示したものである。3河川の負荷流出特性をみると先ず山王川が

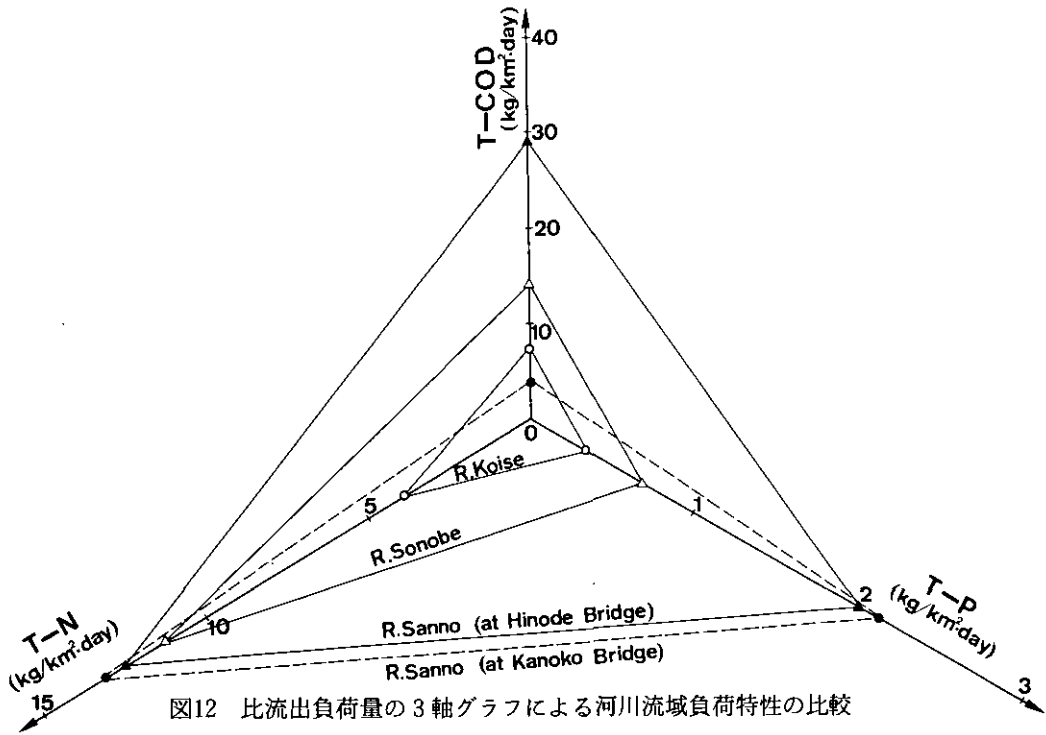


図12 比流出負荷量の3軸グラフによる河川流域負荷特性の比較

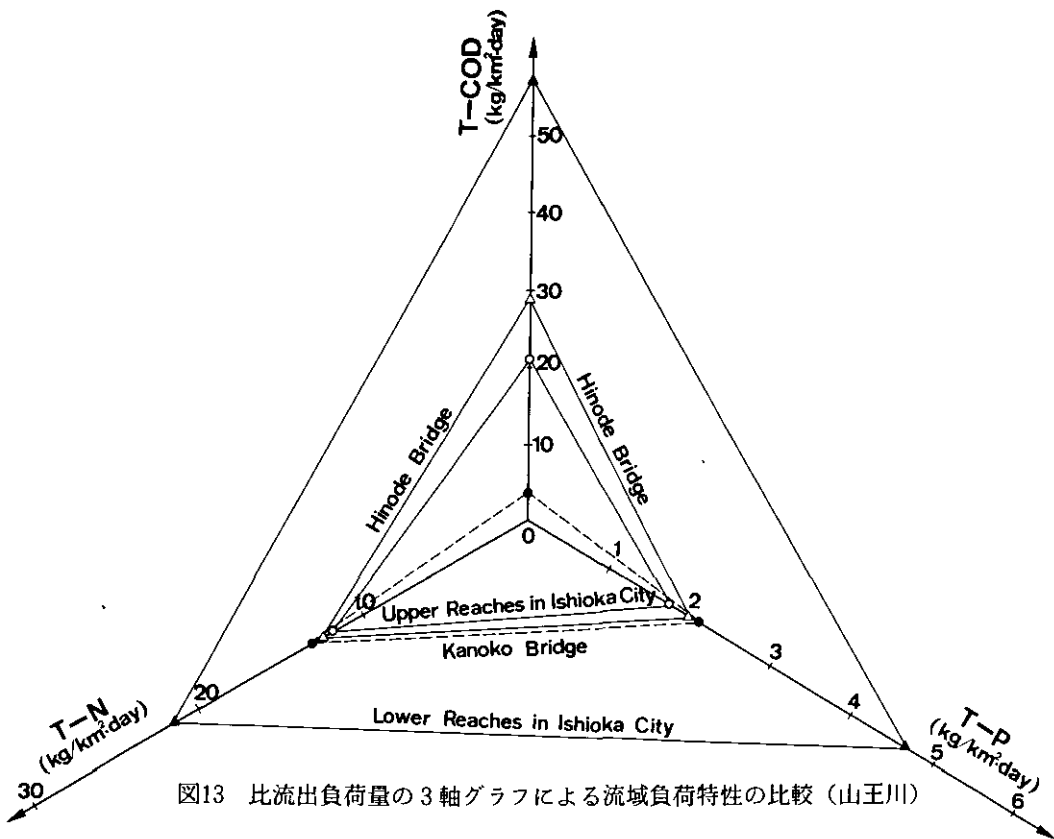


図13 比流出負荷量の3軸グラフによる流域負荷特性の比較(山王川)

市街地河川特有の高負荷の性格をもつこと、恋瀬川はそれと逆の低負荷の田園河川の性格をもつが、三軸図では両者がほぼ相似三角形で示されること、また園部川が両者の中間的な性格を有していることが知られる。山王川について更にその測点別（石岡市街地末端、鹿の子橋、日の出橋、石岡市街地上端）に3軸図を作ったのが図13で、流域特性による比負荷量の差が示されている。この図では、山王川中流部にある石岡市街地からの負荷が特に目立っている。

二) 期間総流出負荷の算定モデル

長期間における総流出負荷量の算定には、週1回でいどの定期観測のデータのみでは普通降雨による流出の著明なものは扱えられないが、一部の降雨はとらえている。そこで高浜入流入3河川の定期負荷量観測値は、20mm以下のあまり大きくない降雨による流出負荷を含んだ平時の流出とみることとし、これに21mm以上の降雨による流出負荷を加える。つまりそうした目立った降雨による流出負荷を、推定される数日間の平常時流出負荷量と差しかえることにより期間総流出負荷量を求めるのが実際のであろう。図14はこの手順を示したものである。図のプロセスで必要な降雨時流出負荷の算定等については次項以下の通りである。

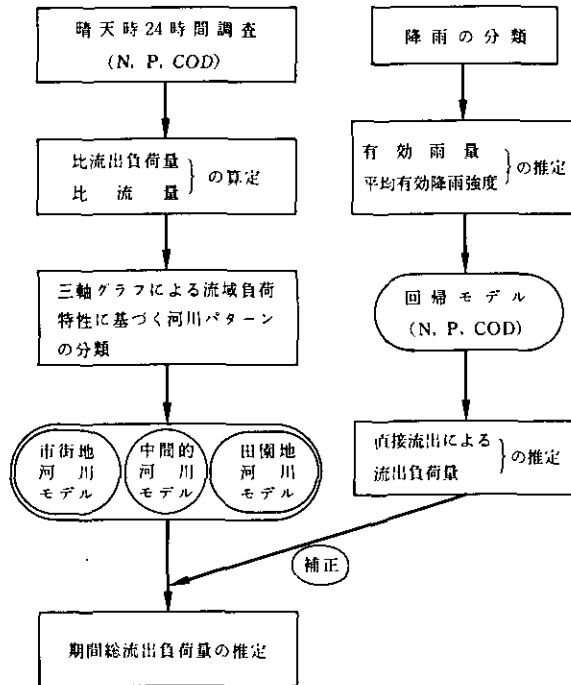


図14 期間総流出負荷量算定のためのフローチャート

木) 降雨時流出負荷量の算定

多くの降雨について、降雨流出の初期から流出負荷量がほぼ初期の値に戻る時点までの負荷量観測を行った結果、1降雨の直接流出による流量 Q と流出負荷量 L の関係が、 $L = aQ^n$ の1本の曲線で表現できる場合は少ない。それは降雨量と強度がともに大きく、降雨量ピークが1つ存在する場合に限られる。

実際には、流量が常時観測されている場合は少ないので、そういう対象河川については、一般に手に入り易い降雨量データから流出負荷量を推定する方法を考えねばならない。

1例として、恋瀬川支流の小桜川について、降雨による流出の累加流量と累加負荷量の関係調べ、T-CODについてその傾向を図示したのが図15である。流出の後半では累加流量の減少に応じて累加負荷量の増加も頭打ちとなる現象がとらえた。この傾向はSSについてはもとより、P-COD、PTP、PTNなどの懸濁態の水質に共通に認められる。一般に大きな降雨の流出では、トータル負荷量中に占める懸濁態量のウェイトが大きい。

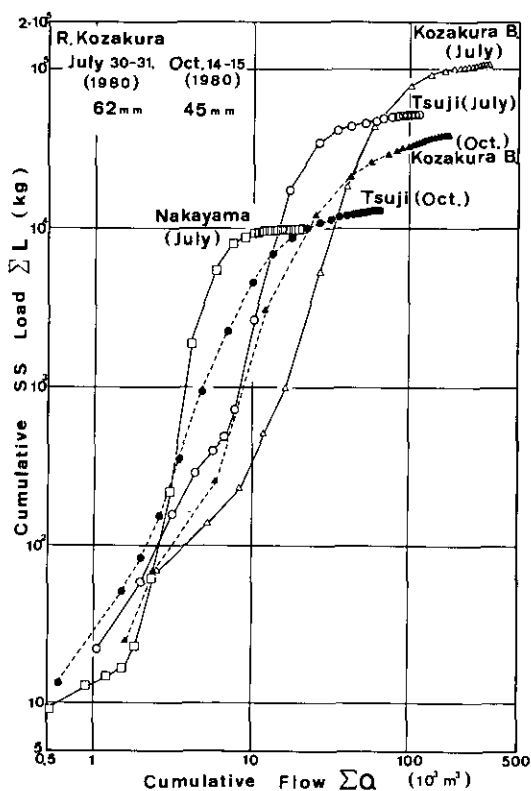


図15 降雨時流出の累加流量とSS累加負荷量の関係(小桜川)

次に、1降雨の流出による全累加負荷量 (ΣL) と累加流量 (ΣQ) をその流域面積 A で除して流域規模の差を除き、比累加負荷量 $\Sigma L/A$ と比累加流量 $\Sigma Q/A$ としてその量的関係を検討した。 $\Sigma Q/A$ は水文学でいう有効雨量に相当する因子である。両者の関係を回帰式で表現すると、 $\Sigma L/A$ を kg/km^2 、 $\Sigma Q/A$ を $10^3 \text{ m}^3/\text{km}^2$ の単位で表し、次のようになる。

$$\text{T-COD}_{\text{Mn}} : \Sigma L/A = 13 (\Sigma Q/A)^{1.17} \quad (4)$$

$$(r = 0.83)$$

$$\text{T-P} : \Sigma L/A = 0.57 (\Sigma Q/A)^{1.08} \quad (5)$$

$$(r = 0.88)$$

$$\text{T-N} : \Sigma L/A = 1.3 (\Sigma Q/A)^{0.92} \quad (6)$$

$$(r = 0.92)$$

$$\text{SS} : \Sigma L/A = 34 (\Sigma Q/A)^{1.61} \quad (7)$$

$$(r = 0.74)$$

これらの関係は、海老瀬らが琵琶湖流入河川について求めたのと同型であり、係数 a 、指数 n も中小河川については妥当な値と考えられる。

へ) 年間総流出負荷量算定

図14に示したモデルの手順によって、21mm以上の各降雨ごと、また各水質項目ごとに回帰式(4)~(7)によって直接流出による流出負荷量を算定し、その直接流出分を定期負荷量観測結果の平常時分とさしかえる。この計算を行った結果が表13である。

こうして補正を行う以前の、定期観測値のみによる年間負荷量に対し、降雨流出負荷分を加え補正した年間総流出負荷量は、3河川においてT-Nで16~45%、T-Pで25~131%、T-CODで59~142%大きい値となる。内容的にみると、平常時の負荷レベルの低い山地、田園地河川の恋瀬川では降雨時の寄与率が大きく、市街地河川の山王川では寄与率が低く、中間的な性格を有する園部川では、降雨時負荷の寄与率はT-Nで低く、T-PとT-CODで高い結果となった。

ト) 結 び

このようにして、定期観測による負荷量測定値が期間総流出量で占める位置が明瞭になり、一方きわめて想定が難しかった降雨時の非点源流出負荷分が、実測を基礎に式(4)~(7)のように表せた。これにより降雨量さえ与えれば流出負荷が求まり、それが期間総流出量計算に内挿できるというふうに、図14の算定モデルの適用性が具体化されたのは大きい収穫である。この結果を用いて、他の霞ヶ浦流入河川に対しても、その河川特性の類別化と定期負荷量観測値の用意があれば、かなりの精度をもって総流出負荷量を求める目途がついた。

表 13 年間総流出負荷量

(a) (1978年6月～1979年5月)

	山王川				恋瀬川				園部川			
	T-N	T-P	T-COD	流量	T-N	T-P	T-COD	流量	T-N	T-P	T-COD	流量
平常時年間負荷量	37	6.9	—	12.3	152	10.4	—	60	211	14.7	—	34
降雨時流出負荷量	9.2	1.9	69	3.0	68	13.6	445	22	42	8.5	286	14
降雨時流出の平常時分	2.9	0.5	—	0.9	11	0.8	—	4.5	16	1.9	—	2.5
年間総流出負荷量	43	8.3	—	14.4	209	23.2	—	78	238	21.3	—	45
降雨時分/平常時分	25%	28%	—	24%	45%	131%	—	37%	20%	58%	—	41%

(ただし、負荷量は ton, 流量は 10⁶ m³)

(b) (1979年6月～1980年5月)

	山王川				恋瀬川				園部川			
	T-N	T-P	T-COD	流量	T-N	T-P	T-COD	流量	T-N	T-P	T-COD	流量
平常時年間負荷量	57	9.1	132	14.8	216	18.7	371	75	330	20.1	400	52
降雨時流出負荷量	13.6	2.3	78	3.7	85	16.6	528	27	52	10.4	339	17
降雨時流出の平常時分	5.3	0.9	12	1.4	20	1.8	35	7.1	31	1.9	38	4.9
年間総流出負荷量	63	10.5	196	17.1	281	33.5	864	95	351	28.6	701	64
降雨時分/平常時分	25%	24%	59%	25%	39%	89%	142%	36%	16%	52%	85%	33%

(ただし、負荷量は ton, 流量は 10⁶ m³)

4. 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量*

イ) 概説

富栄養化機構の解明に欠かせない陸水域生態系の物質収支を知るためには、関係水質の水域内分布とその季節的変化を詳細に調べることから始まり、植物、動物プランクトンの組成、存在量とその季節的変動、捕食者や底生動物の種別構成と消長、河川、大気、底泥と水体の間の栄養塩のやりとり、植物プランクトン自身の光合成と呼吸量、物質収支に関係する細菌群、すなわちタンパク質、アンモニア、亜硝酸、硝酸態窒素の酸化、分解、脱窒を行う細菌の現存量をつかむこと等々、地味でしかも長期にわたるフィールド観測が前提となる。

上述のうち、降雨による栄養塩の流入は2で、また河川からの流入については3で述べた通りで、必要な数値は既に得られている。ここに総括する研究報告第22号では上述の他の生態系因子につき調査解析を行った結果を述べるとともに、それらの結果を用いて、霞ヶ浦高浜入における湾奥部ゾーン(A)および拡がり部ゾーン(B)につき、それぞれ各態窒素およびリンの物質収支をとり、物質循環の径路を明らかにしている。物質移動の各径路のうち、底泥との中の各態栄養塩の移動量は正確な算定が困難で、この点に関する本冊の推論は満足なものとはいえないが、鯉の養殖に由来する栄養塩寄与なども盛り込んだ物質収支推算は、富栄養化防止の対策確立に資すること大なるものがある。

ロ) 高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態

霞ヶ浦高浜入における溶存態リン(DTP)および懸濁態リン(PTP)、 PO_4-P 、 NH_4-N および NO_2+NO_3-N の存在度を1977年~1980年にわたり調査し、その成果から例えばPTPとクロロフィル a の間に次のような関係があることが分かった。

$$Y = 0.695 X + 14.51 \quad (r = 0.86) \quad (8)$$

ここに Y はクロロフィル a (mg/m^3)、 X はPTP (mg/m^3)

大概らは全溶存態リン(DTP)の分画の結果を表14のようにまとめた。すなわち反応性の PO_4-P はむしろ夏場に多くなり、アオコの環境水からこの種のリンが消失することがない。TPでは0.1~0.4ppmという高い値であるが、DTPの高い時でも有機態リンの占める割合は常に70%以上ある。図16は NH_4-N と NO_2+NO_3-N の存在比の季節的変動を示しているが、1978、1979、

* 国立公害研究所 研究報告第22号

1980年のいずれも夏場に $\text{NO}_2 + \text{NO}_3 - \text{N}$ がなくなり、 $\text{NH}_4 - \text{N}$ のみという窒素制限状態が起こることが確認された。この時期に優占種となっている *Microcystis* は $\text{NO}_3 - \text{N}$ を選択的に取込むからである。

表 14 全溶存態リンの分画例*

Sampling date	Sampling site	Dissolved total phosphorus		Reactive phosphate	Condensed phosphate	Organic phosphate
		Persulfate digestion (I)	UV digestion** (II)			
				(III)	(I) - (II)	(II) - (III)
20, Sept. 1978.	Station 1	0.028 (0.145)***	0.022	0.006	0.006	0.016
	Station 2	0.049 (0.382)	0.043	0.013	0.006	0.030
	Station 2'	0.047 (0.298)	0.043	0.017	0.004	0.026
25, Apr. 1979.	Station 1	0.029 (0.288)	0.025	0.006	0.006	0.019
	Station 2	0.023 (0.208)	0.022	0.004	0.001	0.018
	Station 3	0.018 (0.140)	0.017	0.002 >	0.001	0.017
	Station 4	0.019 (0.121)	0.017	0.003	0.002	0.014
	Lake center	0.014 (0.100)	0.014	0.002 >	0	0.014

* Unit : mg/l, sampling depth : 0.5 m.

** UV digestion : organic phosphate + reactive phosphate (Armstrong et al., 1966).

*** () : total phosphorus.

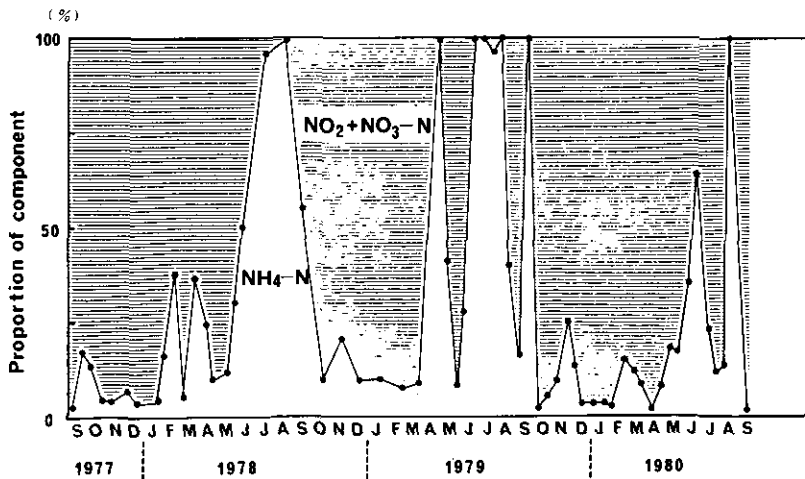
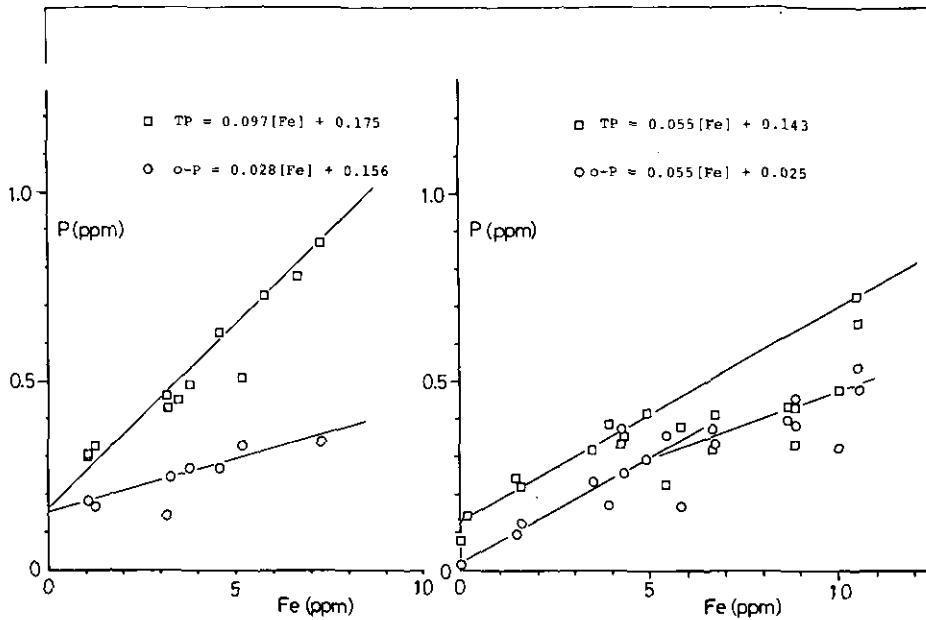


図16 St-1における全無機態窒素中の成分組成の季節変動



(a) 79.6.29 ~ 7.4. (St. 1)

(b) 79.12.6 ~ 13 (St. 1)

図17 間隙水中のDTP (□) および PO_4-P (○) の鉄濃度に対する関係。鉄濃度の増加は酸化還元反応の進行 (Eh の低下) に対応している。

ハ) 高浜入における底泥間隙水の組成変動からみたリンの可溶化

河合らは底泥間隙水の採取装置を改良して、高浜入底泥の間隙水の物質組成、酸化還元電位等を測り種々の考察を行った。リンの場合鉄との関係が重要であるが、嫌気的条件下で Fe^{3+} が還元溶解するまでは、 PO_4-P は $Fe_2(OH)_6$ の加水分解沈殿物等に完全に吸着されているとみられる。高浜入の浅い水域では吹送流により底面近くが還元状態になることはまれである。しかし、DTPと PO_4-P に有意の差が認められる期間がかなりあり、従って非オルソ態リンが相当量溶出している可能性がありそうである。なお、 $Fe(III)$ とその加水分解沈殿物、 Mn の存在の意義などがオルソリンの吸着、蓄積にどのような意義を有するかについては、すでに第一回富栄養化シンポジウム*で河合(1981)や合田(1981)が指摘している。

酸化の段階に対応する底泥中分解生成物とその蓄積状態を下表に示した。

* 国立公害研究所 調査報告第16号、第1回富栄養化問題シンポジウム

— 底沼問題を中心として — pp. 1~4 ; pp. 25~31 (1981)

段階	酸化物	分解生成物	蓄積状態
1	$O_2 + NO_3^-$	PO_4	Fe(III)加水分解沈澱に収着
2	MnO_2	PO_4	" "
		org.-P	間隙水中に溶存
3	Fe(III)	PO_4	" "

二) 底泥中のリン分布特性とその季節的变化

細見は図18に示す高浜入の測点で底泥中の各態リンの垂直および水平分布を調べた。底泥0～3 cm層の全リンと灼熱残渣の関係を求めたほか、湖水中のリンと底泥中のリンの関係をみた結果が図19の通りである。st. 1, st. 2' について調べた所ではあまり季節的变化は見られない。底泥表層3 cmの全リン量は一般に河川の流入口近くが高く、湖内に入ると漸次低くなる傾向が見られた。

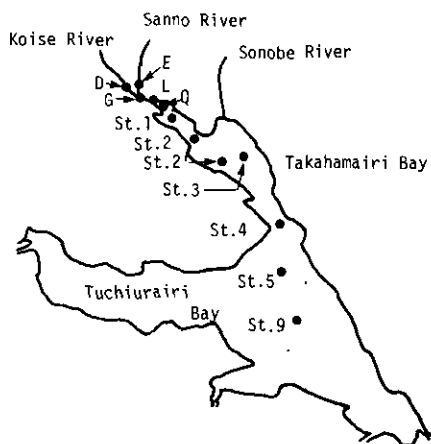


図18 調査地点

ホ) 豊ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支

岩熊は1979年2月から1980年4月の間、高浜入の湾奥測点(水深2.2 m)で、月1回底泥温度の垂直分布を調べ、伝熱方程式

$$\rho c \frac{\partial T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial Z} \left(K \frac{\partial T}{\partial Z} \right)$$

における熱伝導度 K を、 $\rho c = 1$ (ρ は密度、 c は比熱)とすると、 $1.82 \times 10^{-3} \text{ cal/cm} \cdot \text{s} \cdot K$ と見積った。また外国の湖沼と高浜入とを比較し熱量収支の表を作製した。

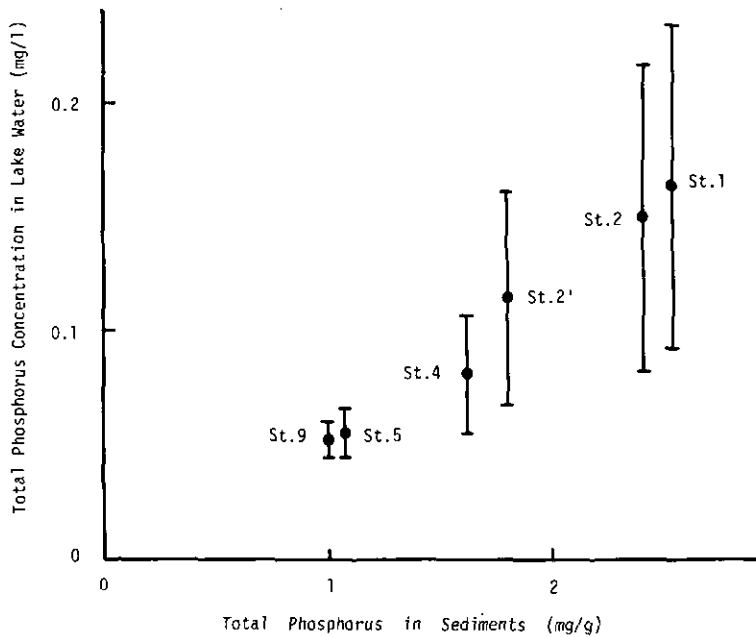


図19 湖水中のT-P（1977年9月～1978年8月）と底泥中のT-Pとの関係

へ) 細菌分布からみた霞ヶ浦の物質循環

相崎らは、霞ヶ浦高浜入の内外を含む図20の7測点について、表層水および底泥中の従属栄養性細菌——タンパク分解細菌、アンモニア化成細菌、アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌、硝酸還元細菌、脱窒菌、好気性窒素固定細菌、嫌気性窒素固定細菌、硫酸塩還元細菌の数をMPN法で調べた。その結果従属栄養細菌の水中の量は大体 10^{11} cell/m² であるのに対し、底泥表層1cm中では大略その半数か、それ以下の密度である。タンパク分解細菌に限り底泥表層の方が少し多い。従って湖水中での上記物質群の分解は概して底泥中を上回る規模で行われていると見られる。

この調査で分かったことは、底泥中の有機物分解速度と泥湿の関係からみて、10℃で底泥表層1cm当たり窒素の release 量は約 $15 \text{ mg N/m}^2 \cdot \text{d}$ 、20℃で $36 \text{ mg N/m}^2 \cdot \text{d}$ 、30℃で $57 \text{ mg N/m}^2 \cdot \text{d}$ と見積られる。これは好気の状態の表層における値で、下層は嫌気の状態なのでそれらの値の20%位であろう。一方底泥表層の脱窒速度は夏期に $31 \sim 116 \mu\text{g N/gr} \cdot \text{dry mud} \cdot \text{d}$ 、冬期には $9 \sim 50 \mu\text{g N/gr} \cdot \text{dry mud} \cdot \text{d}$ と考えられる。この値を換算すると、高浜入の夏期の脱窒率は $62 \sim 230 \text{ mg N/m}^2 \cdot \text{d}$ 、冬期は $18 \sim 100 \text{ mg N/m}^2 \cdot \text{d}$ となる。

付言すると、中島、相崎らによる室内での脱窒率測定は、底泥試料採取→水冷保存→100ml培養ビンでKNO₃溶液をNとして100mg加え密栓→30℃でincubation→N₂O発生量の測定、の順で行われたが、高浜入3測点につき $10 \sim 140 \mu\text{g N/gr} \cdot \text{dry mud} \cdot \text{d}$ の値を得た。なお、文献調査では、デンマーク湖沼群においては湖沼の全窒素負荷量の約10%が脱窒されるという。

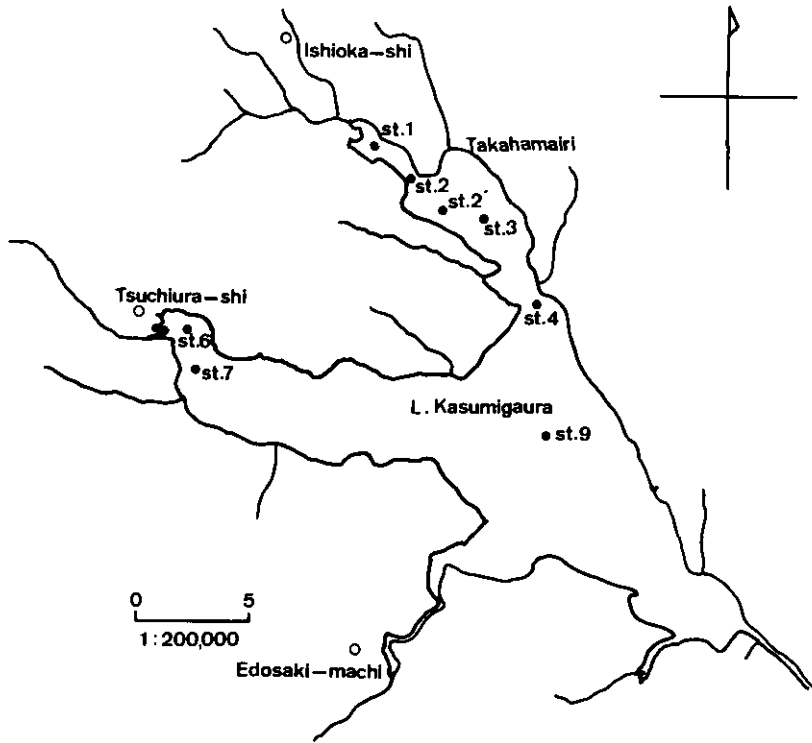


図20 霞ヶ浦概略図と調査地点

ト) 霞ヶ浦の1次生産特性

1978年10月より1980年11月の間、月1回の全域調査で岩熊は1次生産を調べているが、図20におけるst. 1, 2, 2', 4, 7, 9の各測点における明暗ビンによる擬似現場法で1次生産率と光合成活性を算出した。この擬似現場法は現場法での結果に比べてよく一致した値が得られ、手軽である。st. 1, 4, 7では6月に総生産が最大になり、 $10 \sim 17 \text{ grO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ となる。この値は1977～1978年に観測の時に比しやや大きい。他の測点では5月あるいは9月始に最大となる。図21は測点4, 7, 9における総生産量と呼吸量のプロットである。

チ) 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種組成および現存量の季節的变化

今村らは高浜入、湖心等st. 1, 2, 3, 4, 9の5点で、植物プランクトンの種、個体数変化を1979年5月～1980年10月の間調べた結果をまとめた。ブルーム時植物プランクトン量は高浜入湾奥部から出口に向かい傾斜することが分かった。すなわち*M. aeruginosa*の場合、水の華最盛期の6～9月、st. 1, 2では $10^5 \sim 10^6 \text{ cell/ml}$ 、st. 3で $10^5 \sim 10^{5.5} \text{ cell/ml}$ 、st. 4では $10^4 \sim 10^5$ である。*M. aeruginosa*のブルームに先行して藍藻の*Anabaena flos-aquae*のブルームがあ

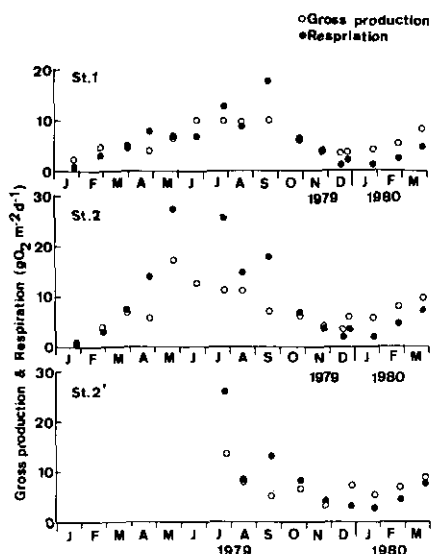


図21 擬似現場法により求められた各地点での一次生産量の周年変動

り、*Aphanizomenon flos-aquae* は秋に多くなる。*Anabaena spiroides* や水の臭気に関係の深い *Phormidium tenue* もかなりの存在量である。硅藻の *Cyclotella*, *Synedra* 等はアオコ消滅と入れ違いに増える。これらは冬期にいったん減少し、3～4月にまた増え始める。

M. aeruginosa を中心とするアオコは秋から冬に向かうと湾奥から順に消滅（移動を含む）し、湾口、湖心に高密度域が移り、冬になっても 10^4 cell/ml といった密度を保つ。しかし、この時期の *Microcystis* のコロニーの潜在光合成活性は夏場のその1/2に下がっている。st. 3 を例として藻類グループごとの炭素量の変動の1例を示したのが図22である。

リ) 霞ヶ浦高浜入の動物プランクトン現存量の推移

安野らは1977年から1979年に到る間の霞ヶ浦高浜入における動物プランクトン現存量調査の成果をまとめた。後半のフィールド調査は、1979年の夏は週1回の頻度で、その後は月1回行った。降雨の影響があるようで、河川流入口近くではプランクトンは少ない。また夏には植物プランクトンの大増殖があるが、動物プランクトンも多くなる。図23は1979年1月～12月のst. 1およびst. 3での動物プランクトン量の変動を示している。

図24は年間における構成種の比率の変化を示したもので、*Rotifer*（輪虫類）は春に多く、冬は *Copepoda*（桡脚類）が優先で、*Cladocera*（枝角類）は夏にのみ dominant になる。高浜入の動物プランクトンはこの3種にはほぼ限られるが、その現存量は多い場合 $2 \sim 3$ gr/m³ にも達する。高浜入の夏期は諏訪湖の現存量とほぼ似ている（最大 1.44 g/m³）。上記の値は他の湖沼に比しかなり大きく、霞ヶ浦でもとくにこの水域の富栄養度が強いことと密接な関係があると見られる。

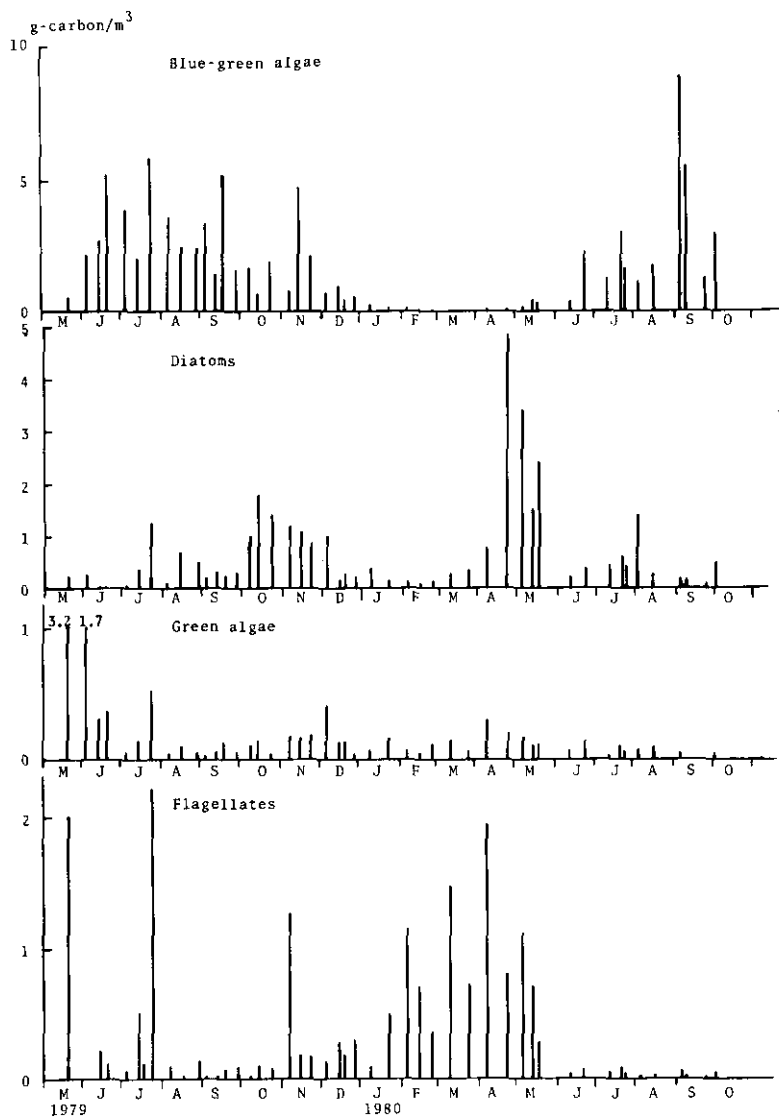


図 22 地点 3 の藻類量の季節変動

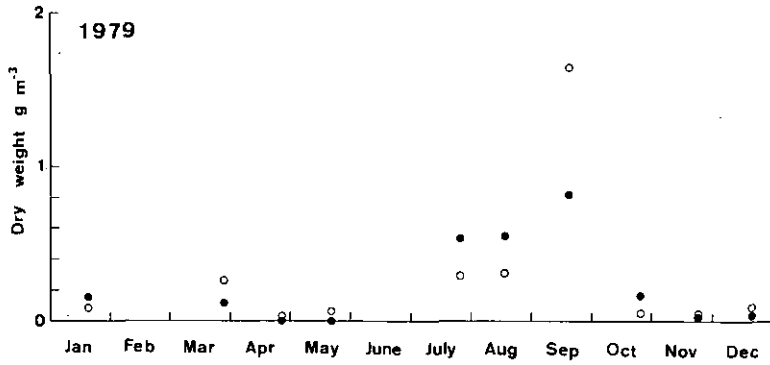


図23 高浜入の動物プランクトン現存量の変動 (1979年)
(白丸は St. 1, 黒丸は St. 3)

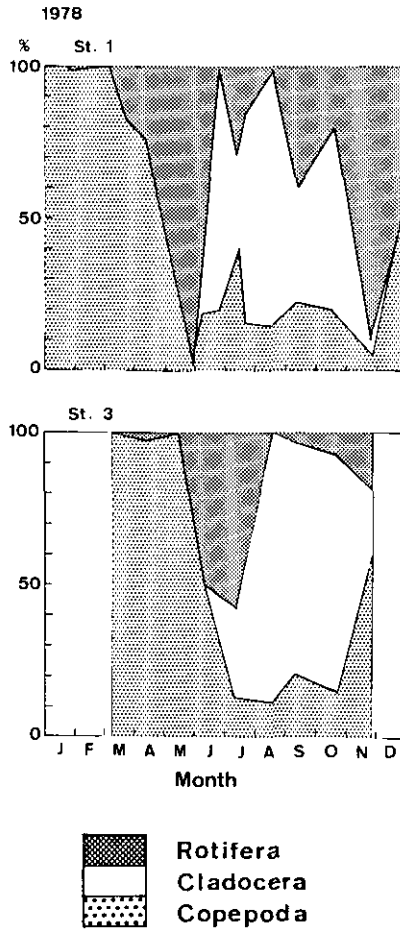


図24 動物プランクトンの組成の変動 (1978年)

ヌ) 霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類、イサザアミ、テナガエビの現存量推定と栄養塩回帰への寄与

1977年以降春日が調査を行っているが、対象地点は高浜入最奥のほぼ中央で、底は泥質で曳網はほとんど行われない。1977年12月～1979年3月の間に桁網を、計22回引いて生物を採集し、ユスリカ幼虫、イトミミズ、二枚貝、巻貝を除いた動物を分類計算した。イサザアミ(49%)、テナガエビ(20.1%)に加え、チチブ、ウキゴリ、ジュズカケハゼ、アシシロハゼ等のハゼ類(11.8%)が主で、他にはキンブナ、モッコ、クルマサヨリ、オタマジャクシ等(計18.2%)がある。このうちイサザアミは12月～5月期に多く、ハゼ、テナガエビは夏期が主である。推定現存量としては、底層部に多いイサザアミが2月～5月の平均で 56.76 gr/m^2 、この値を乾燥重量に直すと単位面積当たり 9.65 gr/m^2 、テナガエビは6～11月の平均乾重 0.14 gr/m^2 となる。イサザアミは積極的な漁獲の対象とならないこともあって、その総量は霞ヶ浦漁業の1年間の漁獲総量に匹敵する。また、イサザアミの胃内容からその食性を調べると、雑食性であるがミジンコ、ワムシなどが多く、一応動物食性といえる。現にイサザアミが高密度で存在する時は動物プランクトンは全くいなかった。栄養塩収支へのイサザアミの寄与は、大型魚によるイサザアミの餌料効率がほぼ15%とみられるので、湿重 9.65 g/m^2 の分布からみて 8.20 g/m^2 の魚体の栄養塩が湖水、底泥に還元する計算になる。

ル) 霞ヶ浦の底生生物の個体群の変動について

高浜入のベントスについて、岩熊らが月例の定期観測で16層箱型採泥器により試料採取した結果、アカムシユスリカ、オオユスリカおよびイトミミズが底生動物の大半であることがわかった。これは高浜入のst.2と湖心st.9で得たデータが主であるが、特にアカムシユスリカ(*T. akamushi*)が優占種で、st.2では1978～1980の3年間の平面的密度が $13 \sim 15 \text{ g/m}^2$ (リン含量にして $0.086 \sim 0.100 \text{ g/m}^2$)と一定している。これに対し湖心点ではやや変動がある。一方オオユスリカの現存量は年により大きく違いますが、 $2 \sim 10 \text{ g/m}^2$ の平面密度である(Pにして $0.002 \sim 0.076 \text{ g/m}^2$)。図25は高浜入におけるアカムシユスリカの水平分布密度(m^2 当たり乾重)を示したものである。

ヲ) 霞ヶ浦高浜入湖岸帯の物質代謝

関は高浜入湖岸帯の環境と植物プランクトンとのかかわり、高浜入湖岸帯のヒシ群落の生態、基礎生産者の分解機構、ヒシを構成するTOCの33%を占めるセルロースの動態、溶存態有機物と従属栄養微生物のかかわりあい—DOC(溶存態有機炭素)の消費速度、バクテリオプランクトンの増殖速度、植食動物とデトリタス捕食動物の生態、節足動物の殻に存在するキチンの量と分解速等に論及し、いくつかの速度式や量的関係式を提案した。例えば植物プランクトンの光合成による酸素発生速度は

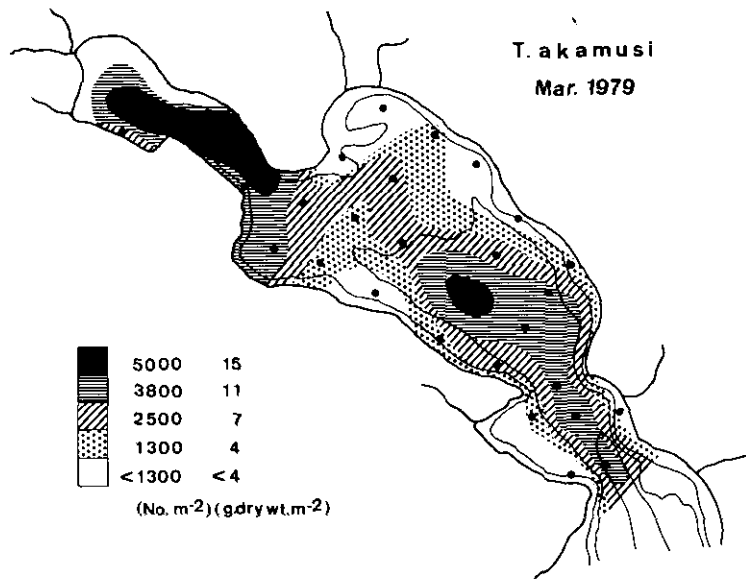


図25 1979年3月の霞ヶ浦高浜入のアカムシユリスカの分布。エクマンバージ採泥器によるデータに補正係数2.5を乗じたもの

$$P_g = \frac{4.65 P_{\max} \cdot D \cdot \text{chl}}{K} \log \frac{\sqrt{1 + a I_{0,\max}} + 1}{2} \quad (9)$$

[P_g : 1日当たり総酸素発生率 ($\text{mg O}_2/\text{m}^2/\text{d}$), P_{\max} : 現場における最大酸素発生速度 ($\text{mg O}_2/\text{mg chl}/\text{m}^3$), chl : 水柱の平均クロロフィル a 濃度 ($\text{mg chl}/\text{m}^3$), D : 日照時間 (h), a : 光合成—光曲線における半飽和照度の逆数で表される定数, $I_{0,\max}$: 湖水表面における最大日照量 ($\text{g} \cdot \text{cal}/\text{cm}^2 \cdot \text{h}$)] のように表される。ただしこの式は光合成がごく表層のみで行われている時には合わない。

溶存態有機物と従属栄養微生物 (バクテリオプランクトン) の系において, DOC のバクテリアによる利用速度 $d(\text{DOC})/dt$ を

$$d(\text{DOC})/dt = 0.0251 \cos \left[\frac{\pi}{60} (t - 78.5) \right] \times 10^{(0.577 + 0.479 \sin \frac{\pi}{60} (t - 78.5))} \quad (10)$$

で示し, 一方バクテリオプランクトンの増殖率を

$$\frac{d(\text{TB})}{dt} = 0.023 \cos \left[\frac{\pi}{60} (t - 87.2) \right] \times 10^{(13.339 + 0.444 \sin \frac{\pi}{60} (t - 87.2))} \quad (11)$$

として検討の結果, 湖中のバクテリアはDOCの生産に8.7日遅れて増殖することを示した。このようなシミュレーションが水の華形成の途中, 前後についてもなされている。

ワ) 霞ヶ浦の水生高等植物のフロラ、植被面積および現存量

桜井は霞ヶ浦湖岸帯の水生高等植物相について1972年に調査し、今回1978年と1979年8～9月に亘り調査した結果から、植物相の変化、現存量についての報告、評論を行った。

霞ヶ浦湖岸は水生植物群落がよく発達し保存されている例である。1972年以降湖水質は悪化の一途を辿ったが、富栄養度の強化は水生植物相にも現れている。西浦湖岸線121 kmを踏査するに当たり図26に示すように、2～3 km おきに80か所のポイントを選び、水田、バス田、河岸も含む植生調査を行ったが、生育を確認された水生植物は23科62種に及ぶ。しかしこの多様性は近年やや貧しくなる傾向がみえ、特に抽水植物、沈水植物にそれが認められるが、富栄養化による透明度の減少による所が大きい。

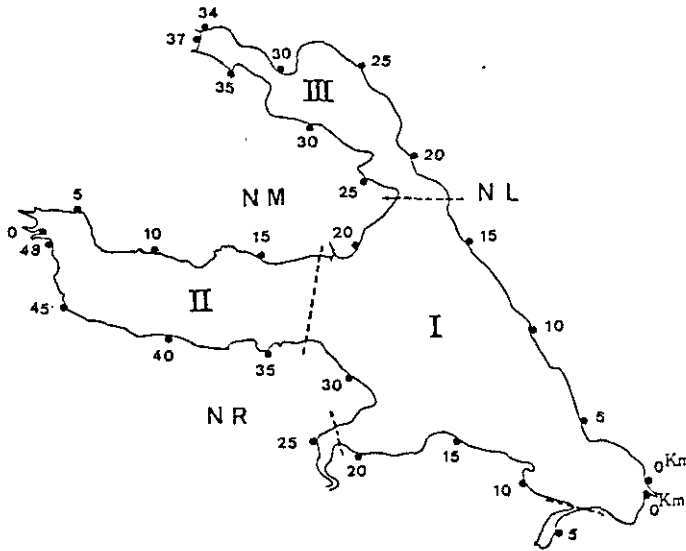


図26 霞ヶ浦湖岸線の距離標と三つの副湖盆の区分

表15は、主湖盆（I）と土浦入（II）、高浜入（III）にわけて水生植物の出現頻度を示した。表16とあわせてみるとI→II→IIIと種の減少が顕著に認められる。水生植物の現存量は1978年に

表 15 霞ヶ浦の3つの湖盆の調査地点における水生植物の平均出現種数

湖盆の区分	調査地点数	全生活型	抽水植物	浮葉植物	沈水植物
I	20	6.70	1.05	1.70	3.95
II	10	5.70	0.70	1.70	3.30
III	14	4.43	0.71	1.86	1.86

表 16 霞ヶ浦の3つの湖盆における水生植物の種の出現頻度*

生活型と種	湖 盆		I	II	III
	ヨ	シ			
抽水植物	マ	コ	0.48	0.50	0.79
	ヒ	メ	0.53	0.40	0.14
	ハ		0	0	0.07
	フ	ト	0.10	0	0
	ミ	ク	0	0	0.07
浮葉植物	ヒ	シ	0.15	0.10	0.07
	オ	ニ	0.10	0	0
	ヒ	メ	0.30	0	0.07
	ヒシ	中間型	0	0.10	0.29
	ヒシ	属合計	0.40	0.20	0.43
	ア	サ	0.25	0.20	0
	ガ	ガ	0	0.10	0
	ヒ	ル	0.20	0.20	0
	ト	チ	0	0.10	0.14
	オ	ニ	0	0	0.07
沈水植物	サ	サ	0.70	0.70	0.64
	リ	ウ	0.55	0.40	0.07
	ヒ	ロ	0.40	0.40	0.14
	セ	ン	0.25	0.40	0.07
	エ	ビ	0.10	0.10	0.36
	ヤ	ナ	0.05	0	0
	イ	ト	0.05	0.10	0
	サ	サ	0.30	0.20	0.07
	ホ	ザ	0.50	0.40	0.29
	ク	ロ	0.20	0.20	0
	オ	オ	0.05	0.10	0.10
	コ	ウ	0.20	0	0
	セ	キ	0.35	0.30	0.14
	マ	ツ	0.25	0.10	0
	ト	リ	0.05	0	0

注：*各湖盆ごとに、その種がみられた地点の数を全調査地点数で割った値である。

は乾量で4000 tあり、湖岸線単位長当たりで32.7 kg/mであるが、1972年の調査時に比し68.8%に減少した。これには抽水植物の植被面積減が大きく響いている。なお、水生植物群落の総面積の4.4%強にあたる。

カ) 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支

高浜入に関する気象、流入栄養塩、生態系諸量の変化と各種生物現存量、養殖投餌の実態、底泥

の物理・化学的性質など多くの情報を基にして、高浜入をA(湾奥)、B(湾中央部)の2ブロックに分け、物質循環、栄養塩収支を検討したのが本報文である(相崎ら6名)。対象期間は1978年6月から1980年5月までの2年間とした。

Aゾーンは3.9 km²、Bゾーンは16.6 km²あり、それぞれの流入栄養塩は河川由来、降雨由来、網生質養殖由来、底泥由来のものについて考察した。湖水中の物質現存量については1978年は毎月、1979年5月以降は2週間に1度の定期水質観測データに基づいている。両ゾーンに関係する恋瀬川、山王川、園部川からの栄養塩供給については3.の調査より、また降水由来のものについては2.に述べた資料に基づく。入出力のうちA→Bへの栄養塩流入は一樣な押し流れとして計算しており、春夏秋冬それぞれの収支は各3か月の平均値で表した。

仮定として、窒素固定率はあまり高くないとして無視し、光合成速度は岩熊が擬似現場法で調べた値によった。漁撈による系外への栄養塩持出し分は計算に含めなかったことと、イサザアミ、テナガエビの現存による付加分についても考慮外とした。

表17～20は、2年間の栄養塩収支をa)1978年6月～1979年5月、b)1979年6月～1980年5月にわけてそれぞれA、BゾーンのTIN、TN、PO₄-P、TPにつき示したものである。養殖に由来するものがかなりのウエイトを占めるが、小割式養殖による負荷率は次式から求めた。

$$L = F \left(\frac{\alpha}{E} - \beta \right) \quad (12)$$

L: 負荷量, F: 生産量, E: 餌量効率 (= 0.606), α/E : 生産単位量当たり投餌による有効負荷量, β : コイ単位量の栄養塩含有率

ただし、コイの体内栄養塩含率はN: 2.58%, P: 0.237%, C: 12%とし、配分餌料についてはN: 6.56%, P: 1.1%, C: 45%としている。網生質養殖による湖への年間栄養塩負荷量は表21に示す通りである。この値は負荷のうちNについて80%, Pは5%が溶存態として求めている。

収支計算にあたり必要なC、N、Pの単位面積当たり沈降量はA、Bゾーンでそれぞれ試算により求めた。光合成速度は擬似現場式酸素法で得られた測定値を2.45で割って炭素量に換算しており、植物プランクトンの組成は(CH₂O)₁₀₆(NH₃)₁₆H₃PO₄として計算している。Aゾーンでは生産量と呼吸量がほぼ等しくなったが、Bでは呼吸(分解)量の方が高くなった。

底泥中での有機物分解・硝化速度について、高浜入st. 1, 3での春夏秋冬期の有機物分解によるNの生成速度と硝化速度(ともに $\mu\text{gN/g} \cdot \text{dry mud} \cdot \text{d}$)を実験値と仮定から求めた。この硝化速度は、分解によるアンモニア態Nの生成速度よりかなり早い。一方の脱窒速度も中島、相崎の研究(へ)参照)から春夏秋冬の値を推定した。これは脱窒が底泥表層1cmで起こると仮定しているが、st. 1, 3で70～80 mgN/m²・dになりNH₄-N生成速度や硝化速度よりも大きい。高浜入A、BゾーンのN収支とP収支を、a)1978年6月～1980年5月(図27)、b)1979年6月～1980年5月(図28)に分けて図示した。

表 17 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. Aゾーン. 1978年6月~1979年5月.

ZONE: A AREA: $3.8 \times 10^6 \text{ m}^2$ VOLUME: $6.52 \times 10^6 \text{ m}^3$ MEAN DEPTH: 1.68 m

Inflow River: River Koise, River Sanno

Period	Inflow & Outflow ($\times 10^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	R. T. ¹⁾ (d)	Item	Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)				LP/qs ²⁾ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	Standing Crop		Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Accumulation ³⁾ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Sediment ⁴⁾ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	
				River	Rain	Fish Culture	Sum		($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$)				
1978 Jun.-Aug.	River	132.2	47.4	TIN	45	1.2	54	100	2.8	0.19	328	7	14	—
	Rain	5.3		TN	80	1.2	67	148	4.2	1.74	2923	62	7	620 (47)
	Total	137.5		PO ₄ -P	6	0.12	0.7	6.8	0.19	0.08	143	3	-1	—
1978 Sept.-Nov.	River	229.8	26.8	TIN	95	2.2	32	129	2.1	0.93	1555	58	-10	—
	Rain	13.4		TN	148	2.2	40	191	3.0	2.13	3595	134	-22	480 (36)
	Total	243.2		PO ₄ -P	7	0.11	0.4	7.5	0.11	0.01	17	0.6	-0.1	—
1978 Dec.	River	187.5	33.3	TIN	112	1.8	0	114	2.3	0.40	667	20	2	—
	Rain	8.1		TN	124	1.8	0	126	2.5	0.94	1580	47	10	216 (16)
	Total	195.6		PO ₄ -P	6	0.99	0	7.0	0.14	0.004	7	0.2	0.07	—
1979 Mar.-May	River	245.4	25.1	TIN	141	2.9	20	164	2.4	0.52	868	35	-8	—
	Rain	14.0		TN	182	2.9	25	210	3.1	1.45	2451	98	-3	370 (28)
	Total	259.4		PO ₄ -P	7	0.06	0.3	7.4	0.11	0.008	13	0.5	1	—
1978 Jun.	River	198.7	33.2	TIN	98	2.1	26	126	2.3	0.51	855	30	-0.01	—
	Rain	10.2		TN	134	2.1	33	169	3.1	1.57	2637	85	-2	424 (32)
	Total	208.9		PO ₄ -P	6	0.1	0.3	6.4	0.11	0.03	45	1.1	-0.01	—
1979 May				T-P	12	0.1	6	18.5	0.34	0.21	360	11	-1	72 (6)

1) R. T.: Retention time.

2) LP/qs: Average concentration of inflowed nutrients.

3) Difference in standing crop of nutrients between series of two seasons/90 d.

4) Sediment.: Sedimentation amount calculated as sedimentation rate of $0.4 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$.

() : Sedimentation amount calculated as sedimentation rate of $0.03 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$.

表 18 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支、Aゾーン、1979年6月～1980年5月。

Period	Inflow & Outflow ($\times 10^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	R. T. (d)	Item	Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)				LP/qs ($\text{mg} \cdot \text{f}^{-1}$)	Standing Crop		Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Accumulation ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Sediment. ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	
				River	Rain	Fish Culture	Sum		($\text{mg} \cdot \text{f}^{-1}$)	($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$)				
1979 Jun.-Aug.	River	120.1	50.2	TIN	47	3.5	36	87	2.6	0.10	176	4	25	-
	Rain	9.8		TN	86	3.5	45	135	4.0	1.30	2192	77	22	480 (36)
	Total	129.9		PO ₄ -P	6	0.1	0.4	6.5	0.19	0.06	99	2	-0.8	-
1979 Sept.-Nov.	River	376.7	16.3	TIN	226	5.0	22	253	2.5	1.42	2392	147	-4	-
	Rain	22.2		TN	281	5.0	27	313	3.0	2.46	4138	254	-13	416 (32)
	Total	398.9		PO ₄ -P	8	0.04	0.3	8.3	0.08	0.02	29	2	-0.2	-
1979 Dec. 1980 Feb.	River	213.6	29.7	TIN	131	2.1	0	133	2.3	1.22	2046	69	-5	-
	Rain	5.8		TN	170	2.1	0	172	3.0	1.75	2938	99	-0.5	212 (16)
	Total	219.4		PO ₄ -P	6	0.05	0	6	0.11	0.006	10	0.3	-0.02	-
1980 Mar.-May	River	262.2	23.3	TIN	176	4.3	20	196	2.7	0.94	1572	68	-9	-
	Rain	17.3		TN	210	4.3	25	239	3.3	1.72	2893	124	-8	312 (24)
	Total	279.5		PO ₄ -P	14	0.12	0.2	14.3	0.20	0.005	8	0.4	0.2	-
1979 Jun. 1980 May	River	243.2	25.4	TIN	145	3.7	19	168	2.5	0.92	1547	61	2	-
	Rain	13.8		TN	187	3.7	24	215	3.2	2.06	3461	137	0.1	456 (35)
	Total	257.0		PO ₄ -P	8	0.08	0.2	8.2	0.12	0.02	37	1.5	-0.2	-
				T-P	19	0.08	4.5	23.6	0.36	0.19	312	12	-1.0	68 (5)

表 19 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. Bゾーン. 1978年6月~1979年5月.

ZONE: B AREA: $16.55 \times 10^6 \text{ m}^2$ VOLUME: $55.6 \times 10^6 \text{ m}^3$
Inflow River: River Sonobe

Period	Inflow & Outflow ($\times 10^3 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	R. T. (d)	Item	Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)				LP/qs ($\text{mg} \cdot \Gamma^{-1}$)	Standing Crop		Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Accumulation ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Sediment. ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	
				River	Rain	From Zone A	Sum		($\text{mg} \cdot \Gamma^{-1}$)	($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$)				
1978 Jun.-Aug.	River	92.1	220	TIN	24	1.2	2	27	1.8	0.08	259	1.2	5	-
	Rain	22.5		TN	35	1.2	14	51	3.3	1.02	3445	15.6	5	376 (28)
	From Zone A	137.5		PO ₄ -P	2.2	0.12	0.7	3	0.20	0.06	218	1.0	-1.2	-
	Total	252.1		T-P	2.8	0.12	2.6	6	0.39	0.19	622	2.8	-1	52 (4)
1978 Sept.-Nov.	River	88.1	143	TIN	30	2.3	14	46	2.0	0.22	729	5.1	-7	-
	Rain	57.3		TN	36	2.3	31	70	3.0	1.17	3923	27.4	-26	380 (29)
	From Zone A	243.2		PO ₄ -P	2.4	0.12	0.1	2.6	0.11	0.03	104	0.7	-1.0	-
	Total	388.6		T-P	3.0	0.12	2.7	6	0.26	0.16	548	3.8	-4	52 (4)
1978 Dec. - 1979 Feb.	River	90.7	173	TIN	31	1.8	5	36	1.9	0.03	101	0.6	2.5	-
	Rain	34.6		TN	33	1.8	11	46	2.3	0.47	1593	9.2	14	176 (13)
	From Zone A	195.6		PO ₄ -P	1.6	0.09	0.05	1.7	0.09	0.003 >	10 >	0.06 >	-0.03	-
	Total	320.9		T-P	2.2	0.09	1.6	4	0.21	0.06	205	1.2	2	23 (2)
1979 Mar.-May	River	101.1	132	TIN	16	2.9	8	27	1.1	0.10	323	2.4	-2	-
	Rain	59.7		TN	39	2.9	23	64	2.5	0.84	2830	21.4	30	298 (22)
	From Zone A	259.4		PO ₄ -P	1.2	0.06	0.1	1.4	0.06	0.002 >	7 >	0.05 >	1.4	-
	Total	420.2		T-P	1.8	0.06	3.4	5	0.20	0.11	360	2.7	7	43 (3)
1978 Jun. - 1979 May	River	93.2	166	TIN	30	2.04	7	39	1.9	0.11	353	2.1	-0.4	-
	Rain	43.5		TN	35	2.04	20	58	2.9	0.08	2948	17.8	6	308 (24)
	From Zone A	198.7		PO ₄ -P	2.8	0.10	0.3	3.2	0.16	0.03	84	0.5	1	-
	Total	335.4		T-P	3.6	0.10	2.6	6	0.30	0.13	434	2.6	1	40 (3)

表 20 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支, Bゾーン, 1979年6月~1980年5月.

Period	Inflow & Outflow ($\times 10^3 \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)	R. T. (d)	Item	Load ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)				LP/qs ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	Standing Crop		Outflow ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Accumulation ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	Sediment. ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	
				River	Rain	From Zone A	Sum		($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$)				
1979	River	66.5	233	TIN	21	3.5	1	26	1.8	0.05	158	0.7	19	—
	Rain	42.1		TN	28	3.5	18	50	3.5	1.65	5534	23.7	-4	640 (49)
Jun.—Aug.	From Zone A	129.9		PO ₄ -P	1	0.1	0.5	1.6	0.11	0.04	131	0.6	-0.7	—
	Total	238.5		T-P	2	0.1	3	5.1	0.35	0.29	971	4.2	-5	116 (9)
1979	River	221.2	78	TIN	66	5.0	34	105	2.4	0.55	1848	23.8	-4	—
	Rain	95.0		TN	83	5.0	59	147	3.4	1.54	5191	66.8	-19	396 (30)
Sept.—Nov.	From Zone A	398.9		PO ₄ -P	2	0.04	0.5	2.5	0.06	0.02	64	0.8	-0.6	—
	Total	715.1		T-P	5	0.04	4	9	0.21	0.15	514	6.6	-3	52 (4)
1979 Dec.	River	149.5	141	TIN	52	2.1	16	70	2.9	0.44	1472	10.4	-13	—
	Rain	25.0		TN	66	2.1	23	91	3.8	1.04	3484	24.7	-5	240 (18)
1980 Feb.	From Zone A	219.4		PO ₄ -P	2	0.05	0.07	2.1	0.09	0.002	7	0.05	0.03	—
	Total	393.9		T-P	4	0.05	1	5	0.21	0.07	235	1.7	2	27 (2)
1980	River	133.1	114	TIN	36	4.3	16	56	1.9	0.10	323	2.8	5	—
	Rain	73.8		TN	40	4.3	29	73	2.5	0.89	2990	26.2	7	316 (24)
Mar.—May	From Zone A	279.5		PO ₄ -P	2	0.12	0.1	2.2	0.07	0.003	10	0.09	0.3	—
	Total	486.4		T-P	3	0.12	2	5.1	0.17	0.11	380	3.3	0.5	43 (3)
1979 Jun.	River	142.6	121	TIN	44	3.7	14	62	2.2	0.28	951	9.4	2	—
	Rain	59.0		TN	54	3.7	32	90	3.2	1.28	4301	35.5	-5	400 (30)
1980 May	From Zone A	257.0		PO ₄ -P	2	0.08	0.4	2.5	0.09	0.02	54	0.4	-0.2	—
	Total	458.6		T-P	3	0.08	3	6.1	0.22	0.16	524	4.0	-1.4	60 (5)

表 21 霞ヶ浦に対する鯉養殖業からの年間栄養塩負荷量

単位 t

	1974年	1975年	1976年	1977年	1978年	1979年
P	96	116	119	108	132	87
N	503	605	620	564	690	453
C	3,799	4,565	4,681	4,258	5,207	3,419

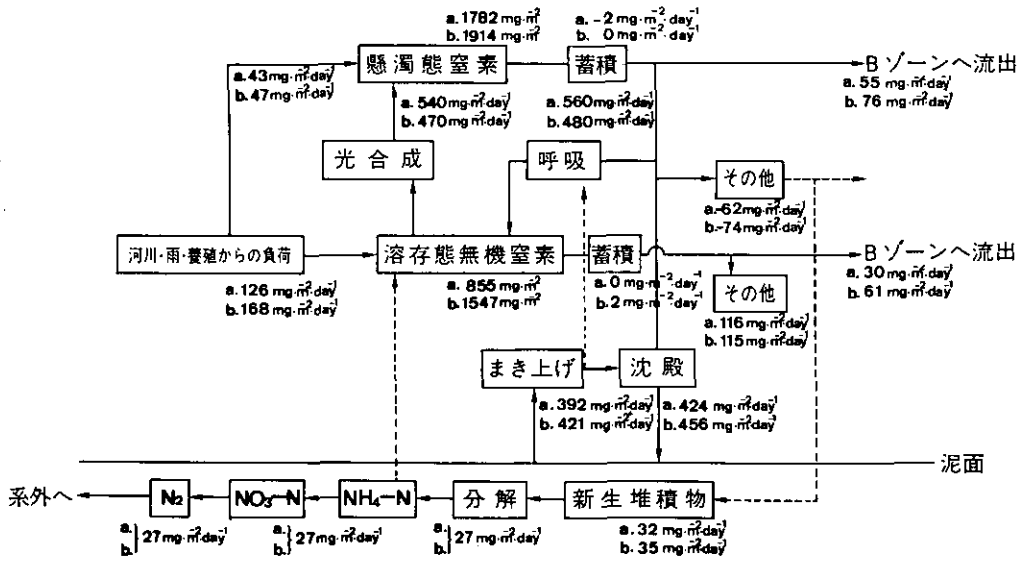


図27 高浜入Aゾーンにおける窒素収支

a : 1978年6月 - 1979年5月

b : 1979年6月 - 1980年5月

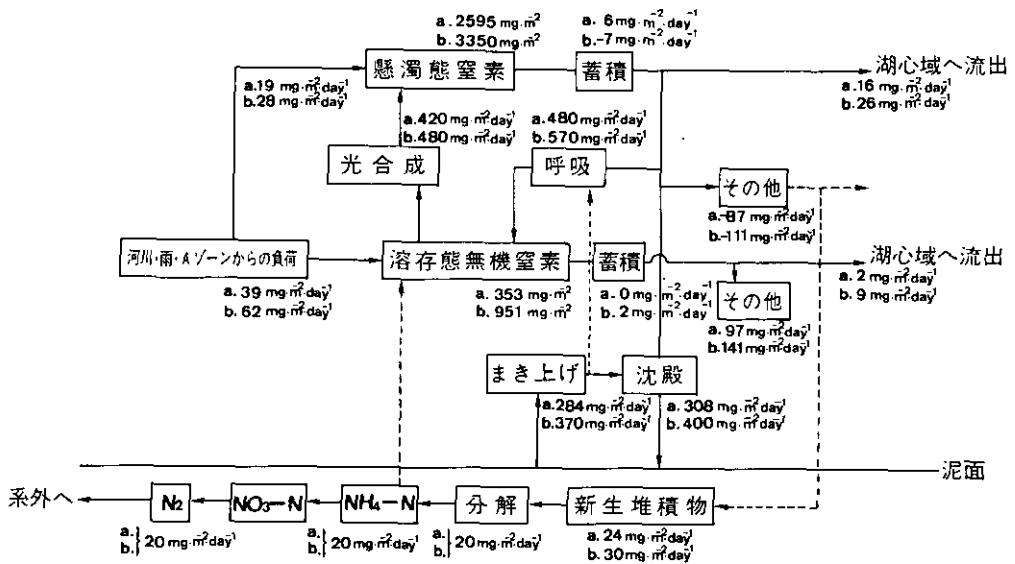


図28 高浜入Bゾーンにおける窒素収支

a : 1978年6月 - 1979年5月

b : 1979年6月 - 1980年5月

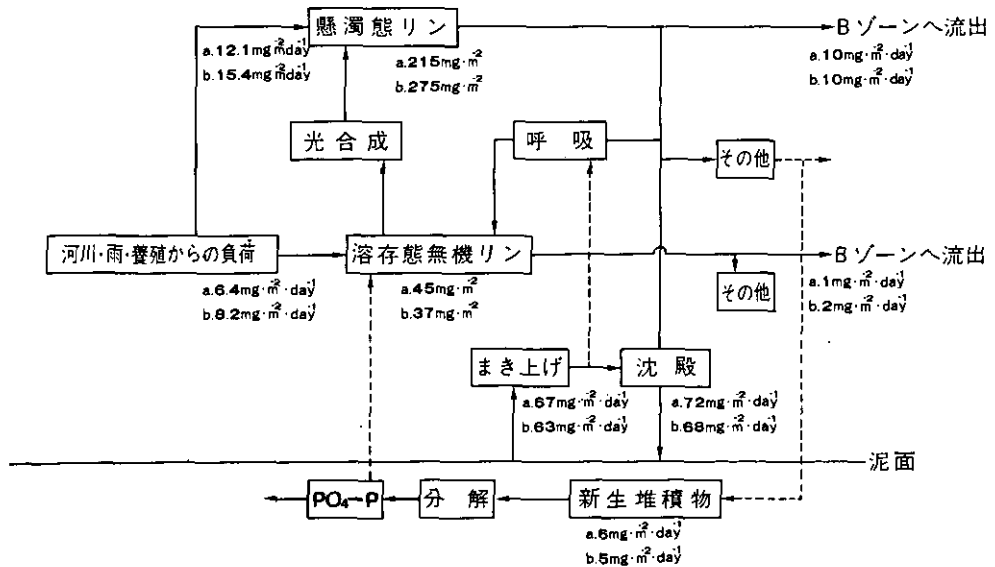


図29 高浜入Aゾーンにおけるリン収支

a : 1978年6月 - 1979年5月

b : 1980年6月 - 1980年5月

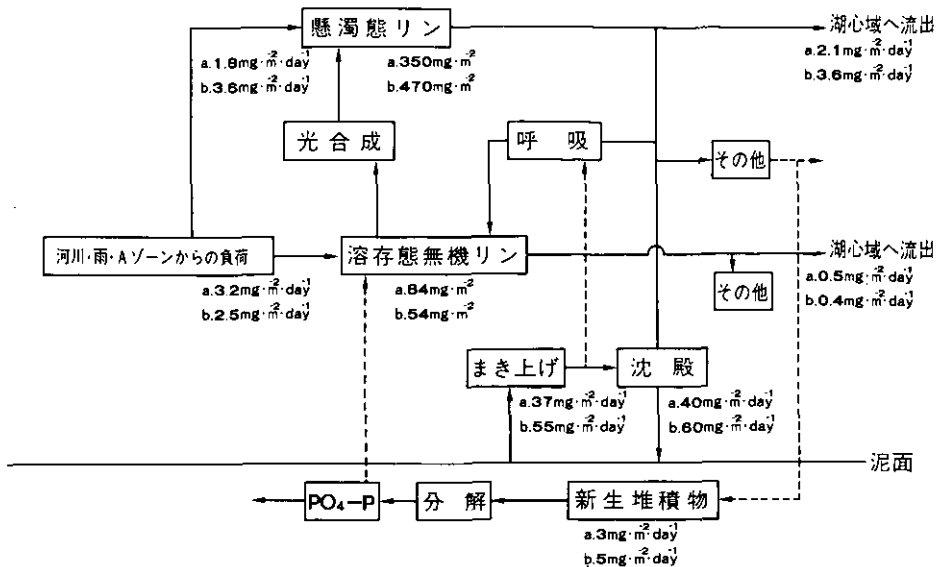


図30 高浜入Bゾーンにおけるリン収支
a : 1978年6月 - 1979年5月
b : 1979年6月 - 1980年5月

N収支についてみるとBゾーンへ流出するDTNは、a, b両ケースでそれぞれ30, 61 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ となる。対応するPNは55.56 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ である。全体収支でDINが115 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 過剰になるがPNは逆に66(a), 90(b, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)不足であり、この不足分は多分底泥の捲上げにより補償されているものと見た。Bゾーンでの河川からの流入負荷はDINで70%, TNで60%である。

次に両ゾーンのP収支を見ると、まずAゾーンでは河川、降雨および養殖に由来するDIPが6.4 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (a), 8.2($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)(b)である。養殖による負荷はDIP 2~5%, PPで20~30%と推定している。ちなみに茨城県が昭和56年2月公表した値によると水産養殖由来のPが22.4%であり、この数値に比較的近い。AからBへ流出する分はPPで10 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, DIPで1~2 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ である。一方底泥捲上げによるPOPの増加は67(a, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 63(b, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)で、沈降率は72(a, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 68(b, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 新生堆積物として6(a, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 5(b, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)となった。一方Bゾーンでは河川由来のP負荷がDIPで80%, PPで30~40%を占める。無機態リンの光合成によるプランクトン体への吸収が26(a, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 30(b, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)に対し、呼吸による回帰は30(a, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 36(b, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)でそれぞれ光合成を少し上回る。湖心域へ流出する分はPPで2.1(a, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 36(b, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), DIPで0.5(a), 0.4(b)である。底泥捲上げによるPPの増加が37(a, $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)

および $55 (b, \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d})$ に対し、沈降する分は $40 (a, \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d})$, $50 (b, \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d})$, また新生堆積物としては $3 (a, \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d})$ および $5 (b, \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d})$ で、その $30 \sim 40 \%$ が分解されて無機態になると考えられる。結局全体収支では a 期に PP が $7.3 \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 不足し、DIP は $5.7 \text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 過剰になるのに対し b 期では PP は 11.5 不足で DIP 過剰分は 8.3% である。

既に断わったように、この推算では湖水中の魚体ならびにその漁獲による系外排出を試算に入れていないのと、河川由来の負荷に降雨時の補正をしていないので、全体として N, P 負荷が過少評価になっているはずである。他にも沈降量や光合成、呼吸量など測定値が十分でないものがあり、数値のつかみ難い底泥よりの N, P 回帰量とともに収支計算をより正確なものとする必要がある。この問題については 9. で再びとりあげる。

5. 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究*

1) 概説

湖沼の富栄養度を表わす代表的因子が何かということはいま論議の最中であって、特定の1因子が世界共通のものとして使われる段階にはない。しかしOECDの水管理部会が世界各地の陸水(湖沼, ダム湖)の富栄養度を比較しまとめるに当たり、クロロフィル a 量およびT-P, T-Nが重要な指標とされている。透明度もまた有意義な指標であり、クロロフィル量と強い相関を有するので、環境庁が陸水の富栄養度を論議し、水質目標を定めるに当たり、とりあげた指標はT-P, T-Nで、これに関連するのが透明度とクロロフィル a である。環境基準の指標で富栄養化関連のものとしてはCODがあるが、これは存在する植物プランクトン量と密接な関連を有するとはいえ、本来有機汚濁度の指標である。このためわが国湖沼やダム湖の水質についてCOD以外に公に管理されている富栄養化因子のデータは少ない。

そこで相崎, 大槻ら本特別研究の指標研究グループは、T-P, クロロフィル a , 透明度などのデータを自ら集める必要があり、1977年から1980年に到る間、北海道, 東北, 関東, 中部, 近畿各地方の調和型湖沼25(含霞ヶ浦)と汽水湖6について、6~9月の間に表層および生産層の水質を調べ、上記3指標の相関や、3指標のどれからも求値される包括的指標TSI(Trophic State Index)の性格を検討し、相当の成果をあげることができた。TSIは元来、米国のCarlsonが提唱した総合的富栄養度指標であるが、相崎らは別に修正TSIとして、クロロフィル a 量を基本とするTSI_Mを考案し、それがわが国湖沼でどのような意義を有するかを明らかにした。一方合田は、公害研指標グループの上記の実測資料とOECDが集めた資料を再検討して透明度とクロロフィル a の強い相関に比し、T-Pとそれら2量の相関がやや弱くCarlsonのTSI指標の汎用性がこのため幾分制約を受けることを指摘したほか、地文学的指標とCODの相関をわが国調和型湖沼のデータにつき検討し、比流域面積 W/V (W は流域面積, km^2 , V は湖水容積 10^3m^3), P/V (単位水体当たり流域人口), および PW/V などの指標でデータを整理すると、富栄養湖とそうでない湖沼とが画然と区別できることを示した。

別に田井らは、植物プランクトンの多様性を追究し、綱, 目, 科, 属, 種という分類階級を考察して、通常の生物調査における分類と計数の容易さあるいは困難さを論じ、多様性指数——情報エントロピー——の計算はどのレベルで求めるのが最適かを、湯の湖, 霞ヶ浦などの実例を用いて検討し、絶対エントロピーを求めるよりは考えうる多様性指数の最大値との比で示す相対エントロピー

* 国立公害研究所 研究報告第23号

を利用することが便利であること、また面倒な種レベルの同定でなく、その上の属レベルのデータで十分であることを示した。

ロ) カールソンの TSI 指標

公害研の指標研究グループが各湖沼の観測を始めた 1977 年に Carlson* が TSI 指標の理念を発表した。この TSI は、湖沼の透明度の物理的意義を出発点としてつくられた指数で、光の消散法則

$$I_z = I_0 \exp [-(K_w + \alpha C)]$$

〔 I_z は水深 Z での照度、 I_0 は水面の照度、 K_w は消散係数、 α は係数、 C は浮遊物質（植物プランクトン）の濃度〕

から、定義された透明度は、

$$SD (m) = Z = \left(\ln \frac{I_0}{I_z} \right) \left(\frac{1}{K_w + \alpha C} \right)$$

となることから、対象とする湖沼の指数を 0 から 100 の範囲に入れるため、次のように定義した。

$$TSI (SD) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln [SD]}{\ln 2} \right) \quad (13)$$

透明度とクロロフィル a の関係および全リン濃度との関係を北米の湖沼等について検討した結果により、クロロフィル a (Chl)、全リン (TP) のいずれの値からも計算しうるように、Carlson は次の 2 式を提案している。

$$TSI (Chl) = 10 \times \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln [Chl]}{\ln 2} \right) \quad (14)$$

$$TSI (TP) = 10 \times \left(6 - \ln \frac{48}{[TP]} / \ln 2 \right) \quad (15)$$

$$[Chl] : [mg/m^3], \quad [TP] : [mg/m^3]$$

このように定義された TSI は、一応富栄養化に極めて関係深い 3 因子のいずれからでも計算できるわけで、その意味で包括的因子と呼べる。それが日本の湖沼についてどうであるかを検討すべく、22 湖沼の調査結果にあてはめて相崎らが検討した結果**、TSI がわが国調和型湖沼でも十分応用できることを見出し、TSI 値と他の水質指標群、すなわち有光層厚、SS、POC、PON、TN、COD、TB (全菌数) などとの相関も明らかにされた。しかし TSI (SD) や TSI (Chl) はと

* Carlson, R. E.: Limnology and Oceanography, 22 (2), 361 ~ 369 (1977)

** 相崎・大槻・福島：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講演集，87 ~ 92 (1980.2)

もかく、TP と他の 2 因子との相関には若干問題があり、TSI を総合的指標と呼ぶにはやや抵抗があることが合田の検討により示された。

ハ) 修正 TSI の提案と観測値との照合

富栄養化状態指標としては、藻類量を直接的に表すクロロフィル濃度からアプローチするのが適切と考え、相崎、大槻らは修正 Carlson 指標を考案した。これは、指数の上限が、考えられる最大の生産層平均クロロフィル濃度 1000 mg/m^3 に対応し、下限 (指数 0) は、藻類による光の吸収が水によるそれより十分小さくなるクロロフィル濃度として 0.1 mg/m^3 を考え、基本式として次式を与えた。

$$\text{TSI}_M(\text{Chl}) = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln[\text{Chl}]}{\ln 2.5} \right) \quad (16)$$

$$[\text{Chl}] : [\text{mg/m}^3]$$

そして、調査した 24 湖沼のデータから SD および TP との間の相関式として

$$\begin{aligned} \ln[\text{Chl}] &= 3.69 - 1.53 \ln[\text{SD}] & (17) \\ [\text{SD} : \text{m}] & (r = 0.96) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \ln[\text{Chl}] &= 6.71 + 1.15 \ln[\text{TP}] & (18) \\ [\text{TP} : \text{mg/l}] & (r = 0.90) \end{aligned}$$

を与え、これを用いて $\text{TSI}_M(\text{SD})$ 、 $\text{TSI}_M(\text{TP})$ の式を導出した。表 22 には (16)、(17)、(18) 式を用い 22 湖沼について TSI_M (カッコ内は TSI) を求めた結果である。 TSI_M 指数値は、50 付近では TSI 値とほぼ等しいが、低い値では Carlson 指数より小さく、高い所では逆に大きくなる傾向がある。

図 31 にはこの TSI_M 値と SS, TN, COD, POC, PON, TB との関係を示した。相関係数値は TN の場合 ($r = 0.825$) を除きいずれもかなり高い。一方各 TSI_M 相互の相関は図 32 に示す通りで、 $\text{TSI}_M(\text{SD}) \sim \text{TSI}_M(\text{Chl})$ の相関は強いが TP がからむとやや弱くなる。ともかく、わが国の調和型淡水湖においては、修正 Carlson 指標 TSI_M が湖の栄養状態をよく表し得ることが分かった。しかし汽水湖、ダム湖、腐植栄養湖、酸性湖への適用は別問題である。ちなみに近畿、中部の 6 汽水湖について調べた結果ではよい結果は得られなかった。

表 22 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.

Lake	TSI _M (Chl)	TSI _M (SD)	TSI _M (TP)
L. Shikotsu	7 (12)	12 (15)	31 (29)
L. Towada	15 (12)	16 (19)	31 (26)
L. Motosu	27 (30)	24 (25)	25 (18)
L. Saiko	32 (37)	28 (29)	20 (14)
L. Chūzenji	30 (29)	26 (27)	25 (20)
L. Kuttara	25 (31)	22 (22)	37 (36)
L. Aoki	29 (35)	37 (36)	25 (20)
L. Nojiri	32 (38)	34 (34)	35 (29)
L. Tōya	32 (32)	47 (42)	35 (27)
L. Nakatsuna	34 (36)	40 (38)	33 (30)
L. Kizaki	46 (44)	38 (38)	38 (30)
L. Yamanaka	46 (50)	48 (45)	38 (36)
L. Haruna	40 (45)	43 (41)	38 (34)
L. Tsutanuma	41 (45)	41 (39)	41 (41)
L. Kawaguchi	48 (50)	47 (44)	40 (35)
L. Ōnuma	44 (45)	43 (45)	45 (43)
L. Hangetsu	53 (56)	42 (40)	55 (55)
L. Shōji	58 (61)	57 (52)	64 (55)
L. Yunoko	59 (61)	56 (55)	63 (60)
L. Hinuma	72 (73)	72 (66)	65 (62)
L. Suwa	80 (81)	78 (70)	75 (79)
L. Kasumigaura			
at st. lake center	66 (68)	65 (61)	63 (64)
at st. Takahamairi	82 (82)	82 (74)	82 (87)

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

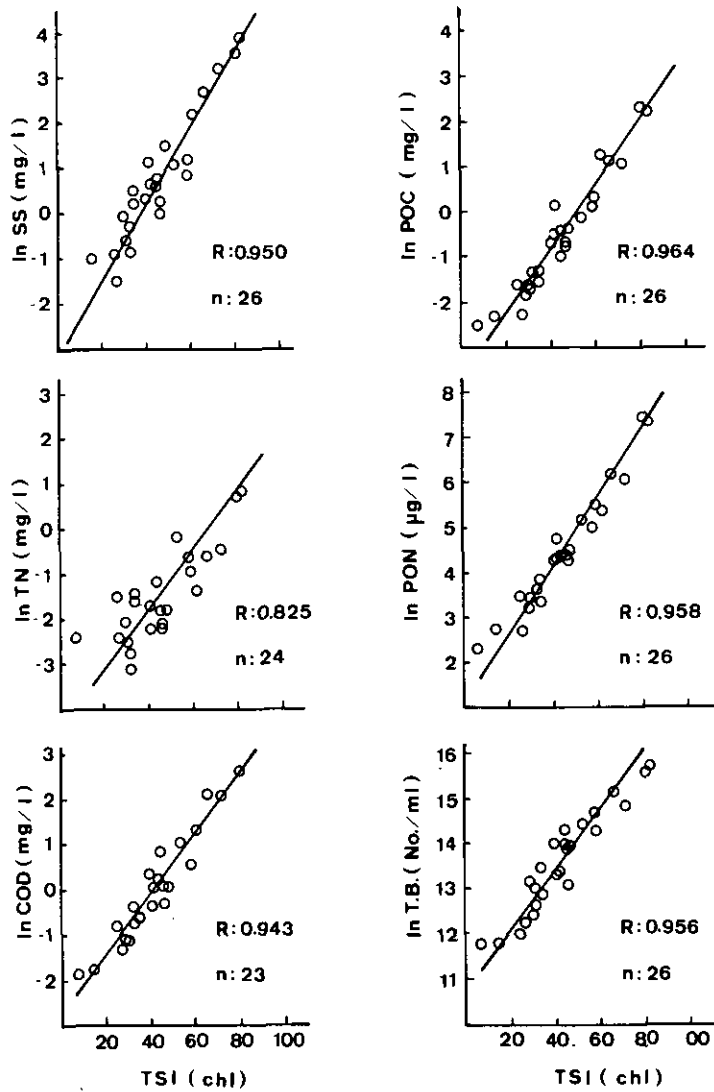


図31 淡水湖におけるTSI (chl)とSS乾燥重量, 全窒素量, POC量, PON量, COD濃度, および全細菌数との関係

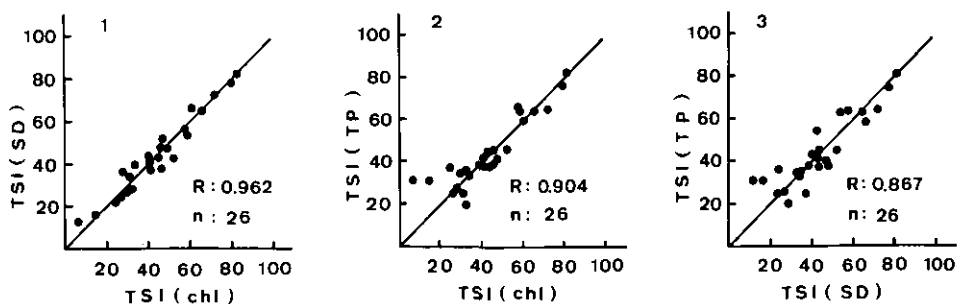


図32 淡水湖におけるTSI (Chl), TSI (SD), TSI (TP) の関係

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

相崎らは別途に、湖沼になぞらえた人工の槽でクロロフィル a と全リン濃度および全リン負荷量との関係を調べた。場所は霞ヶ浦高浜入奥に近い山王川下流部の実験場で、 $3\text{ m} \times 6\text{ m} \times 1\text{ m}$ の容量のモデル実験池を3個つくり、準天然湖沼条件下で1年間実験し、データ解析を行った。滞留日数は20日という短いものであったが、全リン負荷量とクロロフィル a との間にも、各季節を通じてよい相関関係が得られている。この実験での滞留日数に近い霞ヶ浦高浜入湾奥部での全リン負荷量とクロロフィル a との関係もこの実験結果に近いものである。

二) 地文学的因子と湖沼の汚濁度、富栄養度

湖沼の富栄養度あるいは有機汚濁度には地文学、地形学的な因子が関係しており、例えば浅湖で平野部にある湖沼は富栄養化し易く、反対に人口密度の低い山地や複雑な地形の所に存在する湖は貧栄養または中栄養で、深湖の場合は特に富栄養化しにくいと一般に言われている。湖沼の富栄養度はそういう地形とどうかかわっているのか、湖沼の浅度もしくは流域人口が支配要因なのか、まだよく確かめられていないので、合田は W/V (湖沼単位水体当たりの流域面積、つまり比流域面積、 $\text{km}^2/\text{湖水 } 10^6\text{ m}^3$)と P/V (単位水体当たり流域人口、 $\text{人}/10^6\text{ m}^3$)の2因子をとって湖沼の年間平均COD値との対応をプロットした。両者とも似た傾向になるので代表的に $W/V \sim \text{COD}$ の相関図を示すと図33のごとくなり、印旛沼、諏訪湖、霞ヶ浦といった過栄養湖群に加え、河北潟、網走湖、湖山池という汽水湖群が他と離れたグループとして示される。プロットされた湖沼群にあって、平均水深10m以下の浅湖は、野尻湖を除きすべて $W/V > 1.0$ 、すなわち図の右側に集約されているが、そのどれもが富栄養、あるいは高汚濁であるわけではない。一方、平均水深10m以上では例外なく $W/V < 1.0$ で、 $\text{COD} < 3.0\text{ ppm}$ である。

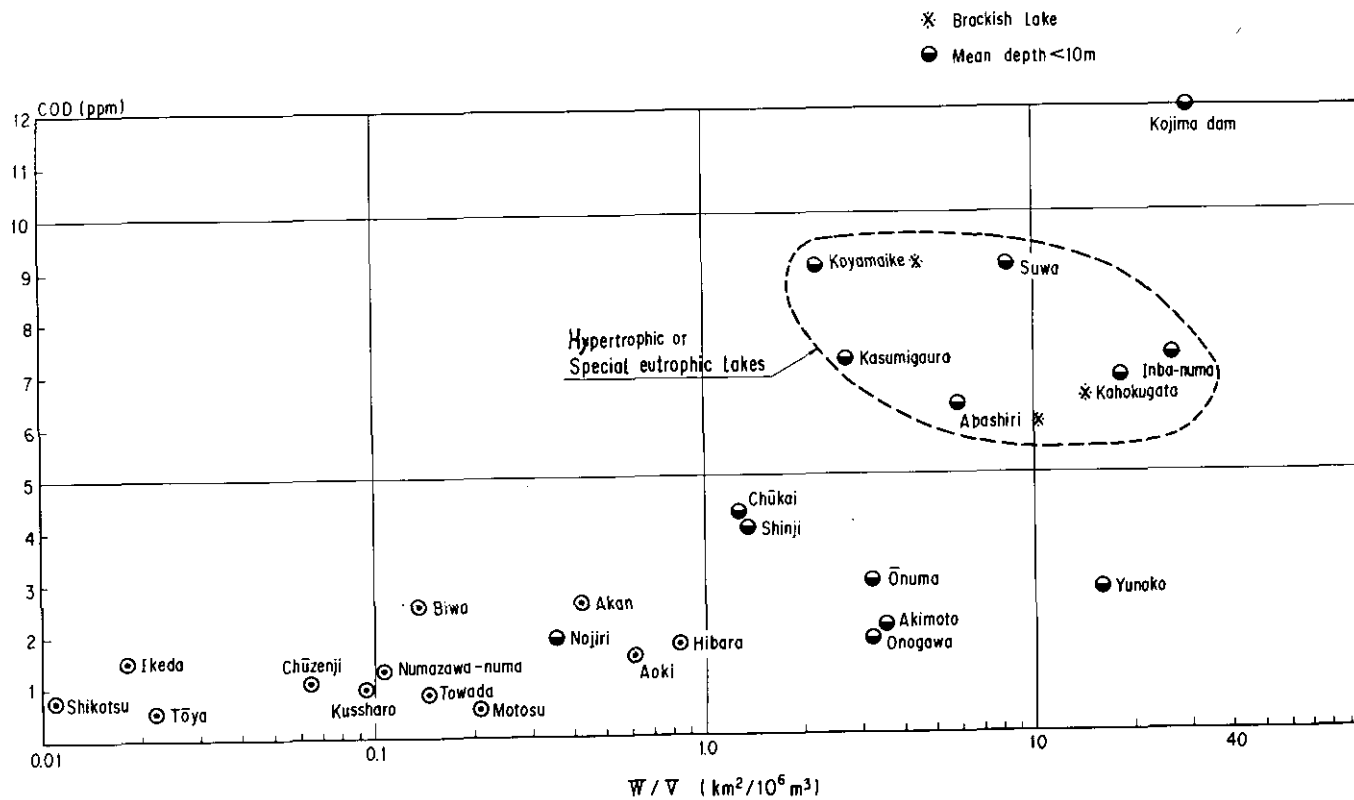


図33 湖沼のW/V値に対する年平均COD値

✕ Brackish lake

● Mean depth <10 m

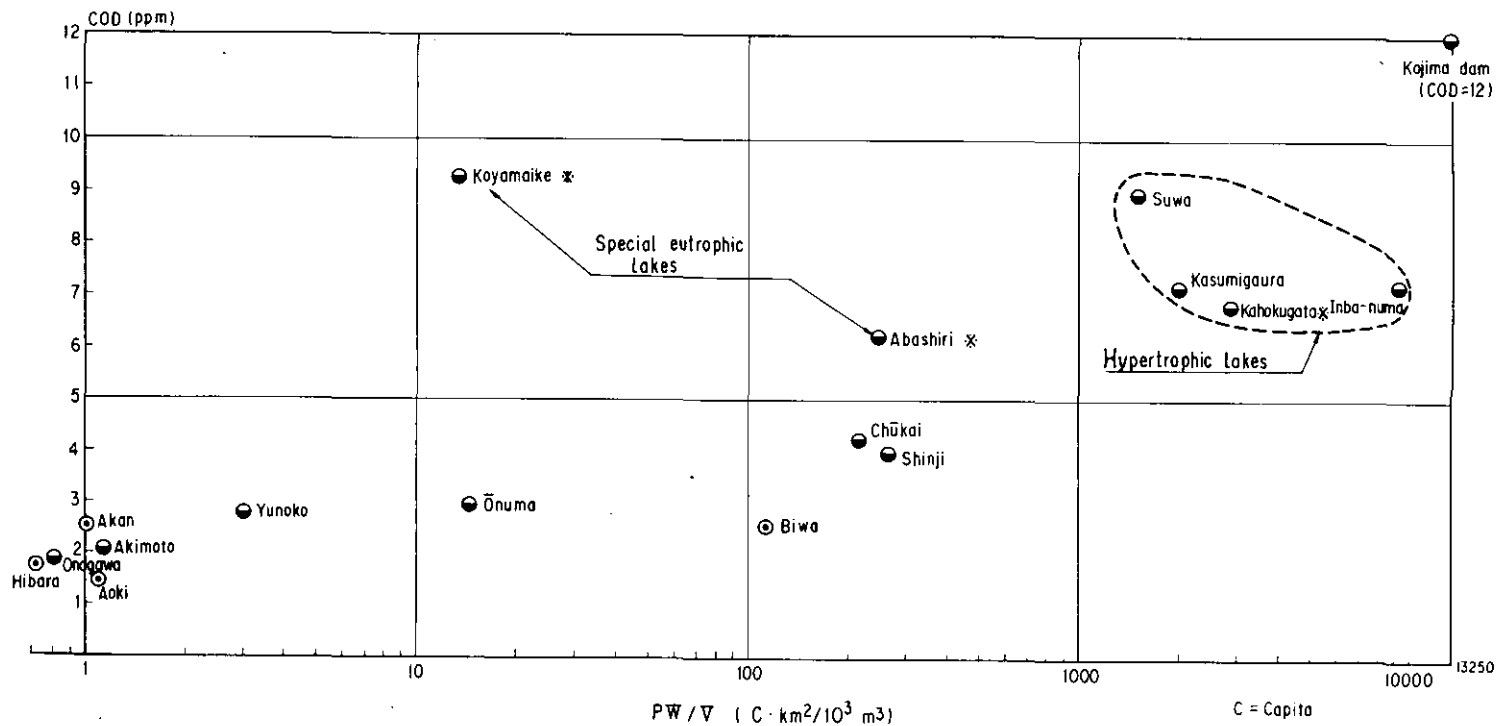


図34 湖沼の PW/V 値とそれに応ずる年平均COD値

栄養塩の点源負荷の大きさ、特に人の活動に由来するものは P/V の因子で代表されるとみられ、一方非点源負荷の大きさは W/V に比例的と考え、 PW/V (人・ $\text{km}^2/10^3\text{m}^3$)が両者の負荷率を強調あるいは増幅した因子といえる。図34は $PW/V \sim \text{COD}$ のプロットであるが、ここでは諏訪湖、霞ヶ浦、印旛沼、河北潟のグループは $PW/V > 1000$ (人・ $\text{km}^2/10^3\text{m}^3$)の領域に集まり、他湖沼と明瞭に一線を画している。特殊な富栄養湖として図33では同じグループに入っていた網走湖と、湖山池が、ここでは切り離された存在となる。一方、ダム湖で富栄養化が著しく進んだ児島湖は、上記の過栄養湖のグループより更に右に離れた位置を占める。

このように、地文学的因子 W/V 、 P/V 、 PW/V は湖沼の富栄養度あるいは有機汚濁度を類別する上で重要な意義を有する。まとめの対象としたデータに年間平均のクロロフィル量、あるいは全リン値がなかったのは残念であるが、ハ)で述べたように、相崎等の研究でこれらの対象湖沼では、CODとTSIあるいは TSI_M との相関性が強いことが確認されており、上記の両図を富栄養度の評価類別とみることもできる。

ホ) 植物プランクトン分布の多様性評価指数 — 情報エントロピー理念の導入

田井らは湖沼の富栄養度に係る別な指標として、植物プランクトンの多様性を表すのに適当な指数を、情報エントロピーの理念を基礎として論じた。Shannonに始まり、Margalefが式示した生物分布の多様性指数は、

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i \quad (19)$$

(p_i : i 番目の種または属あるいは科、目、綱の生物個体数)

で表されるが、この H は $S=1$ で0、また $p_1=p_2=\dots=p_s=1/S$ のとき最大値 $H_{\max}=\log S$ となる。問題は植物プランクトンの分類階級が門、綱、目、科、属、種で構成されているので、1)どのレベルで多様性指数をとるのが最適か、2)多様性指数を絶対値で示す絶対エントロピー値の考えよりも、指数のとりうる最大値 — 最大の多様性 — に対する比の形で相対エントロピーとして示す方法はどうか、等が問題になる。

1)に対しては、事象 $X(n_1, n_2, \dots, n_s)$ が $A \cup B$ 、 $A \cap B = \phi$ の条件を有する事象 $A(n_{A1}, n_{A2}, \dots, n_{Ak})$ と $B(n_{B, k+1}, n_{B, k+2}, \dots, n_{B, s})$ に分割できるとき、それぞれの事象の情報エントロピー間に

$$H(p_1, p_2, \dots, p_s) = H(p_A, p_B) + p_A H(p_{A1}, p_{A2}, \dots, p_{Ak}) + p_B H(p_{B, k+1}, p_{B, k+2}, \dots, p_{B, s}) \quad (20)$$

ただし $p_A = A/X$ 、 $p_B = B/X$

なる相加法則が成り立つ。

表 23 藻類の分類学上の階級数

	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 24 藻類の分類階級別最大情報エントロピー

	H_{Cmax}	H_{Omax}	H_{Fmax}	H_{Gmax}	H_{Smax}
Cyanophyceae	0	0.409	0.745	1.483	2.594
Glaucophyceae	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

表 23 のような階級構造において、それぞれ綱 (class)、目 (order)、科 (family)、属 (genus) 種 (species) においてプランクトンが同数に分布する最大エントロピーの値を求めたのが表 24 である。一方上記 2) の相対エントロピーは

$$h = H/H_{\max} \quad (21)$$

で求めればよい。存在プランクトン全種について種の段階で個体数 N_i 等が同定されたとすれば、その多様性指数を H で表すと、全種同個体数の場合の H_{\max} は 3.306 となる。なお、表中の H_o, H_F, H_G, H_S は次式から求まる。

$$H_o = H_c + \sum_{i=1}^c \frac{N_i}{N} H_{o,i} \quad (22)$$

$$H_F = H_c + \sum_{i=1}^c \frac{N_i}{N} H_{o,i} + \sum_{i=1}^c \sum_{j=1}^{O_i} \frac{N_{i,j}}{N} H_{F,i,j} \quad (23)$$

$$H_G = H_c + \sum_{i=1}^c \frac{N_i}{N} H_{o,i} + \sum_{i=1}^c \sum_{j=1}^{O_i} \frac{N_{i,j}}{N} H_{F,i,j} + \sum_{i=1}^c \sum_{j=1}^{O_i} \sum_{k=1}^{F_{i,j}} \frac{N_{i,j,k}}{N} H_{G,i,j,k} \quad (24)$$

$$H_S = H_c + \sum_{i=1}^c \frac{N_i}{N} H_{o,i} + \sum_{i=1}^c \sum_{j=1}^{O_i} \frac{N_{i,j}}{N} H_{F,i,j} + \sum_{i=1}^c \sum_{j=1}^{O_i} \sum_{k=1}^{F_{i,j}} \frac{N_{i,j,k}}{N} H_{G,i,j,k} + \sum_{i=1}^c \sum_{j=1}^{O_i} \sum_{k=1}^{F_{i,j}} \sum_{l=1}^{S_{i,j,k}} \frac{N_{i,j,k,l}}{N} H_{S,i,j,k,l} \quad (25)$$

1 例として表 25 に霞ヶ浦土浦入の水道事務所沖でのプランクトン分類結果を階級別に整理して示した。珪藻、緑藻、藍藻の 3 綱にわたり 77 種が出現しているが、上記 (10) ~ (13) 式による H_o, H_F, H_G, H_S と H_c の値を表 26 の上半部に記した。これからわかるように、 H_G と H_S の値にそれほど違いはなく、同定の面倒な種の段階でなく属の段階までの分類情報があればほぼ十分ということが出来る。

以上、生物の種類と個体数という離散情報をただ一つの尺度で表すため多様性指数、すなわち情報エントロピーをどのように求めればよいかを示したが、生物分布の多様性と一口にいってもいろいろあり、かりに種の段階での多様性指数が同一であっても、その種が同じ属に属する場合よりいろいろ異なった属に属する方がより多様であるといった考えがあろう。この研究では、(1) なるべく細かい分類による多様性指数という意味では種レベルでも属レベルでも指数値に大した違いはないから属レベルまでの同定でよいこと、また、(2) 絶対エントロピー値でなく H_{\max} に対する指数の比という、相対エントロピー値を用いれば他の湖沼の指数と比較ができるであろうということ、更に (3) 同じ相対エントロピー、あるいは絶対エントロピー値の場合でも、その上の分類階級でのエントロピー値、例えば H_G で同じ値が得られる場合でも更に H_F での差を調べて多様性の意味の違いを追究することができる、といった諸点を明らかにすることができた。

表 25 霞ヶ浦における藻類個体数の階級別分類

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	Discoideae	Melosiraceae	Melosira	M. granulata	20	20	20			20	40							
				M. distans						60								
				M. italica						20								
		Coscinodiscaceae	Cyclotella	C. meneghiniana	40	40	20		20									
				C. kuetzingiana										20				
				C. sp									260	40	40			
		Biddulphiidae	Solenoidae	Coscinodiscus	C. lacustris		20				860	1500		80	60			
					Rhizosolenia													
		Fragilarioidae	Fragilariaceae	Synedra	S. acus	20	20											
					S. rumpens	60	280	220			20	80	40			20		
					S. actinastroides	20	20											
					S. ulna			40	20		20	40				20		
					S. sp			40								40		
		Achnanthes	Achnantheae	Achnanthes	A. sp	80		260	120									
					Cocconeis				20									
C. diminuta																		
Naviculaceae	Navicula	N. cryptocephala			20													
		N. sp	20						20									
Eunotioidae	Epithemiaceae	Eunotia							20									
Nitzschoideae	Nitzschiaceae	Nitzschia	N. palea	20														
			N. acicularis			20												
			N. linearis			20												
			N. sp			20												
			S. biseriata				20											
	Surirellaceae	Surirella				20												
					300	500	620	180	20	1020	1660	300	140	180				
Chlorophyceae	Tetrasporales	Palmellaceae	Gloeocystis	G. gigas	20						80							
				G. sp														
				Sphaerocystis	S. schroeteri	20												
				Periastrum	P. tetras		20											
				Golenkinia	G. radiata		20											
				Dictyosphaeriaceae	Dictyosphaerium	D. pulchellum	180	60						60	40	40		
						D. ehrenbergianum	20											
				Coelastraceae	Coelastrum	C. sphaericum									40			
						C. sp	20	20										
				Oocystaceae	Tetraedron	T. minimum	20											
						T. lunula	20											
						T. elegans		40							20			
						T. regulare								20				
						T. muticum									40			
				Chodatella	C. quadriseta	C. quadriseta	20	20										
C. citrifermis		20																
C. longiseta			20															
Oocystis	O. pusilla	O. pusilla	20															
		O. parva		280	120													
		O. sp							60									
Nephrocystium	N. imneticum	N. imneticum	60															
		Selenastrum	S. minutum		20													
S. sp	S. sp	S. sp		20	20													
		Kirchnerilla	K. contorta	20														
K. sp	K. sp	K. sp	20															
		Ankistrodesmus	A. falcaus	140	80	20												
Closteriopsis	C. longissima	C. longissima	80									20						
		Schroederia	S. setigera	20		20					40							
Quadrigula	Q. recustris	Q. recustris		20														
		Tetrastrum	T. staurogeniaeforme	40	80	20				20								
Scenedesmus	S. abundance	S. abundance	40	100							20		20					
		S. bijuga	40															
		S. quadricauda	20		20				60	20								
		S. dimorphus		140						20								
		S. armatus																
S. opoliensis									80									
Ulotrichales	Ulotrichaceae	Ulothrix	U. sp		2120													
			Zygnematales	Zygnemataceae	Mougeotia	M. sp.	40	60										
Desmidiaceae	Clostrium	C. sp	C. sp		40													
			Volvocales	Chlamydomonadaceae	Strausastrum	S. asterias			20									
Chlamydomonadaceae	Chlamydomonas	C. sp	C. sp		80	100	40			160	100	120	960	280				
					820	3300	340	80		420	480	160	1020	1120				
Cyanophyceae	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	Lingbya	L. sp		20												
				Phormidium	P. tenue		20		20					60				
				Anabaena	A. sp			140				80		300				
				Chroococcales	Chroococcaceae	Chroococcus	C. dispersus	140	100									
							C. limneticus	20	20									
				C. tuigidus	C. sp	C. sp	C. sp				6000					40		
							A. sp		20							20		
				Merismopedia	M. punctata	M. punctata	M. punctata	20										
							Microcystis	M. aeruginosa			800	30340	40400	9320	13860			
				Aphanocapsa	A. pulchra	A. sp	A. pulchra	60										
							A. sp	40	240									
									280	800	940	30520	46400	9400	14340	0	0	0
				Total					1400	4600	1900	30780	46420	10840	16480	460	1160	1300

表 26 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

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

6. 富栄養化が湖利用に及ぼす 影響の定量化に関する研究

イ) 概 説

湖の富栄養化が水利用、産業、地域社会に与える影響を総合的に解析するのが本項の研究目的である。ここに取りあげたのは、湖水を利水用資源として継続的に利用する代表に上水道をとりあげ、その浄水工程でどのような不経済が生ずるかを実態資料をもとに解析すること、また産業の代表として、水産資源の採取、養殖の場として湖水を利用する漁業一般をとりあげ、どのような不利益や悪影響が生ずるかを解明すること、更に水域そのものをレクリエーションの場として見るとき、湖岸を含む景観なり、湖水への近づき易さが客観的にどのように評価されるかを論ずること、の3点である。

富栄養化に限らず、水質の悪化の影響を定量的に評価することは、これまでもしばしば行われて来たのであるが、例えば漁業統計から平年あるいは従前と比べての漁獲高減少を金額で算出するたぐいのものが多く、本研究で論じているような説明変数、被説明変数、経営体特性変量を用いての関数解析や重回帰分析を行ったものはあまり見られない。上水道に与える影響を例にすると、単に被害金額を推算するのではなく、水質指標と経済的因子との有意の関数関係を求めることを中心としている。しかしニ)で述べる湖岸環境評価ではそのような関数解析は難しいので、住民による湖岸環境評価結果に基づいて、その心理的反応を分析し、湖岸のレクリエーション価値とそれを支配する水質因子、あるいは地形因子を抽出した。

ロ) 上水道としての利用

萩原らは上水道における原水から浄水を生産する過程での富栄養化の影響をとりあげ、浄水として要求される一定の基準を満たすため、1) 浄水処理方式の変更の必要性和その不経済性、2) 取水地点の変更の必要性和その経済性、3) 消費する資源とエネルギー量がどれだけ増すか、の3点に焦点をあてるのが妥当と考えた。1)と2)は余分に必要となる建設費や運転経常費が問題となるが、今回の研究では現実に対象とした霞ヶ浦浄水場が、原水質の富栄養化による悪化にもかかわらず、調査期間に取水点変更も浄水方式変更も行っていないため、3)の立場だけに絞り、1978年7月から1979年3月まで9か月間の浄水場維持管理データを基礎とした。

霞ヶ浦浄水場では現在ルーチンの処理操作として、原水の前塩素処理、ポリ塩化アルミ(PAC)

* 国立公害研究所研究報告第24号

による凝集沈殿、急速砂ろ過に加え粒状活性炭ろ過吸着を行っている。これに対し、前塩素注入量、PAC注入量、表面洗浄および逆洗浄水量とそれに要する電力量に注目し、水質の変動に伴うそれら維持管理変量の動きを調べた。水質因子としては、浄水場で操作管理の対象としているpH、濁度、アルカリ度、過マンガン酸カリウム消費量、臭気濃度(TO)、および藻類量を取りあげた。操作に要する資源、エネルギー量を被説明変数とし、上記の水質値を説明変数とする回帰式を、操作データから求めたわけである。この回帰式から、原水水質に依る必要資源・エネルギー量を求め、それに単価を乗じて浄水生産に必要な費用を計算し、季節別(月別)の変化から、*Microcystis*等が異常増殖する夏期の浄水生産費上昇をもって富栄養化影響を経済的に評価した。

回帰式にもとづき、各月平均のTO値、過マンガン酸カリウム消費量、藻類濃度の値により、各月毎の流量当たりの前塩素注入量、PAC注入量、表洗・逆洗流量、表洗・逆洗ポンプ運転時間、汚泥池の流出量、脱水機運転時間、活性炭逆洗流量を求める。ついで各数値に対応する薬品単価(塩素95円/kg、PAC34円/kg)、電気代(7、8、9月：16.86円/kwh、夏期以外：15.65円/kwh)、水道代(54円/m³)、汚泥ケーキ容量当たり生成単価(53円/m³)等から生産水量に対する総費用を求めることになる。単位生産水量当たりの薬剤や電力の費用(円)は表27に示すとおりである。ただし、汚泥ケーキ量は次式により求めた。

$$\text{汚泥ケーキ量 (m}^3\text{)} = \text{汚泥池流出量} \times 800 \text{ ppm} \times 0.02 \times 1.35 \times 0.8$$

表 27 富栄養化の影響による費用の変動

年・月	項目(円/m ³)	前塩素	PAC	表・逆洗流量	表・逆洗ポンプ消費電力	汚泥池流出量	脱水機消費電力	活性炭逆洗流量	計
1978	7	0.55	2.10	6.39	0.14	0.06	0.34	0.25	9.83
	8	0.93	2.75	3.70	0.12	0.08	0.53	0.54	8.65
	9	0.78	2.62	2.45	0.10	0.08	0.53	0.34	6.90
	10	0.67	2.45	2.63	0.10	0.08	0.45	0.25	6.63
	11	0.60	2.31	3.15	0.10	0.07	0.41	0.21	6.85
	12	0.55	2.19	3.59	0.10	0.06	0.37	0.18	7.04
1979	1	0.48	2.01	4.38	0.11	0.05	0.31	0.17	7.51
	2	0.44	1.91	3.88	0.10	0.04	0.27	0.17	6.81
	3	0.49	2.05	4.59	0.11	0.05	0.32	0.17	7.78

註 PAC：ポリ塩化アルミニウム

この月別値は、やはり富栄養化による藻類増殖等が盛んになる夏期に高くなっている。今回の解析は9か月間のごく短期間のデータによるラフな解析であるが、より長期間、より詳細な水道事業

経営関連データを基礎とする評価へのフレームワークづくりに役立つであろう。

ハ) 霞ヶ浦の漁業における富栄養化の影響

富栄養化現象は湖水質にかなりの季節的変化をもたらすが、北畠らはそれが漁業一般にどのような影響を与えるかを定性的および定量的には握るため、「霞ヶ浦水質汚濁が漁業に及ぼす影響に関する調査」として漁業者へのアンケートを行ったが、対象者は主要な漁種、すなわち網生簀養殖、いさざごろ曳き網、わかさぎ・しらうお曳き網と張網の各漁業者である。調査は、富栄養化の影響が顕著である夏期4か月（1978年6月～9月）、976漁業者について行った。アンケート有効回収率は46.1%である。

調査項目は、大別すると経営体特性、漁場特性、操業内容（操業に必要な物財、エネルギー、労働量等）、操業結果（魚種別漁獲量ないし販売量、被害量、被害症状等）、および漁業被害の原因、防止対策、費用負担に関する評価の五つである。まず、富栄養化による被害の状況は、被害金額、被害量ともに張網業、養殖業、いさざごろ曳き網、わかさぎ・しらうお曳き網の順に被害が大きい。図35は被害額を月別に示したもので、曳き漁業においては被害金額が漁獲金額にほぼ比例しているが、張網業および養殖業では7～8月に被害率が高くなっている。これは、定置性漁業が富栄養化の被害をストレートに受けることを示していると考えられる。

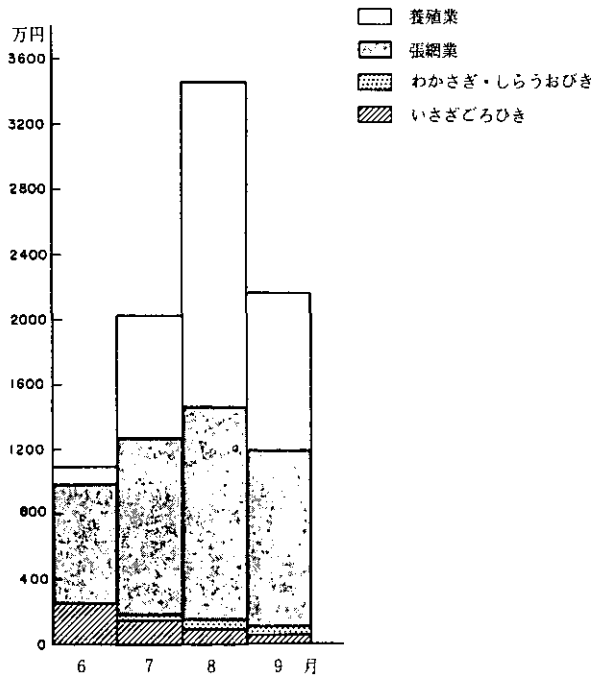


図35 漁業種類別、月別被害金額

次に、漁場の特定できる張網業および養殖業について、被害率を被説明変数、経営体特性変数および、水質変数を含む漁場特性変数を説明変数として重回帰分析を行い、富栄養化現象と漁業被害の関連の定量的把握を試みた。漁場特性変数として用いた水質項目は、測定の信頼性および解釈の容易さ等を考慮して、水温、透明度、クロロフィル a の3者を採用した。一方養殖業の場合は茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所の資料を併用し、経営体特性変数を変数として生産量を推定する生産関数を求めた。張網業においては、特に張網統数と網密度がすべての魚類の被害率に対してプラスにきいている。水質変数のかかわりについては経験的事実とよく一致しており、透明度の低下は浮魚の被害率を増大させ、クロロフィル a の上昇は底魚の被害率を増大させるという結果が得られた。また、経常的にかつ大規模に張網漁業を営んでいる経営体については、富栄養化が収量に与える影響が顕著にうかがえた。

養殖業についての回帰式からは、投下資本が経済効率からみて過大であること、透明度が低下すること、および給餌器を使用していることが被害率を上昇させる一方、曝気装置の使用が被害率を低下させるという結果が得られた。透明度の低下が被害率を上昇させる点では張網業での浮魚の場合と一致している。

次に、これらの回帰式を用いて求めた月別被害率をもとに表28で示す水質の漁場で養殖を行っている経営体に対する富栄養化の影響の有無を推定した。操業規模の小さい手撒き給餌式の経営体は、曝気装置を使用すれば、表のような水質では悪影響を受けないこと、また平均操業規模の大きい給餌器使用経営体は、漁場の水質が悪くなると曝気装置を使っても富栄養化影響を免れないと推論された。

表 28 測定点別月別水温 (T)、透明度 (SD)

測定点番号		月			
		6	7	8	9
1	T ($^{\circ}C$)	2 3.1	2 9.2	3 0.3	2 2.8
	SD (m)	0.8 0	1.7 7	1.1 0	0.8 0
2	T ($^{\circ}C$)	2 3.2	3 0.5	3 0.0	2 2.3
	SD (m)	0.6 5	0.9 0	0.6 0	0.1 0
3	T ($^{\circ}C$)	2 4.4	3 1.1	3 0.1	2 5.6
	SD (m)	0.5 5	0.6 0	0.2 5	0.4 0

二) 湖岸環境評価における心理的反応の分析

青木は、湖において人々が水と接触する頻度の高い湖岸を研究の対象として、人間の側から見た環境評価の手法の研究を始めたが、これはその成果の1例である。すなわち、霞ヶ浦・西浦湖岸の

何点かをえらび、湖岸を見た人の心理的反応を整理し、その構造を明らかにすることにより、湖岸の利用性、景観等をよくするのに寄与すると思われる物理的な変量を抽出したのである。

評価の方法は写真1に示すように、被験者に反応を記入する用紙を持たせ、湖岸に誘導し、観察の上で回答を求めた。その結果をCATDAPというプログラムでAIC基準により変数選択を行わせ、図36に示すような心理的反応をもたらす構造を明らかにした。その結果、図示のごとく湖岸の総合評価は四つの活動によって支えられ、それらの活動に対する評価は、湖岸の物理的な特性五つと、被験者の属性を示す2項目とに支えられていることがわかった。



写真 1

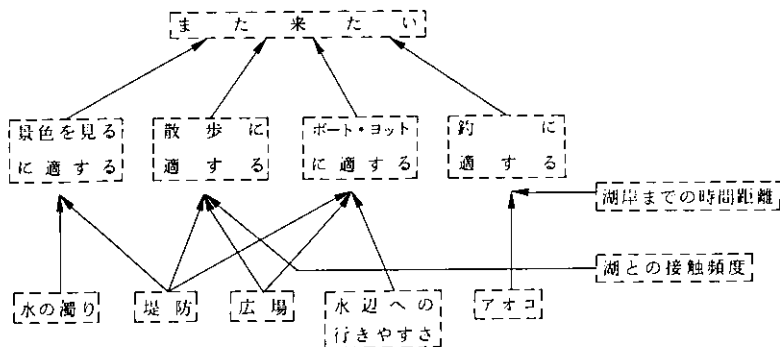


図36 心理的反応の構造

水の濁り等の環境項目の心理的反応との関連分析の結果につき、つぎの2例を示す。

1) 水の濁り

$$Y = -65.1 \log X_1 + 33.1 \log X_2 + 156.9 \quad (26)$$

Y: 水が濁っていると答えた人の割合 (%)

X₁: 透視度

X₂: クロロフィル量 (μg/l)

2) 水辺への近づき易さ

$$Y = 10.9 \log X_1 + 16.4 \log X_2 + 13.9 \quad (27)$$

Y: 水辺へのアクセスがよいと答えた人の割合 (%)

X₁: 人が近づける水辺の長さ (m)

X₂: 湖岸の高さ (m)

この他、堤防の高さや湖岸近くの広場の広さ等が重要な変量として関係することが分かった。こうした分析結果は、例えば景観をよりよくし、レクリエーション価値を高めるのにどのような対策が必要かを示している。

ホ) 結 び

景観評価のようなソフトな問題に対しては、総合解析といってもその手法が十分確立されておらず、本研究の例えばニ)やハ)で行った解析、分析が最善かどうかは更に時間を必要とする課題である。漁業被害の見積りや、関連因子の抽出にも同様なことがいえるが、この方がソフト性はより薄いといえよう。割合に解析が進め易くみえるロ)の水道被害の問題でも、管理・操作にあたる人のうける影響とか、同じ施設であっても配管系統に生ずる悪影響によるロスの見積りや給水される水そのものの質の低下——とくに臭味や健康影響などにも論及することはそう易しいことではない。本冊の諸研究はこの意味で“完成された研究”ではなく、主題の骨格を示したものと受取られることを期待する。

7. *Microcystis* (藍藻類)の増殖特性*

イ) 概 説

霞ヶ浦、諏訪湖などの富栄養湖で6月ごろから夏期にかけて大発生する水の華がアオコと呼ばれ、通常これは *Microcystis* sp. であると考えられている。*M. aeruginosa* および *M. flos-aquae* には特性の異なるいくつかの株があるので、霞ヶ浦の場合、そのアオコの正体が何であるか、ということ、*M. aeruginosa* あるいは *M. flos-aquae* の実験室内での純水分離と、種々な栄養条件下での増殖特性を調べる、および藻体を構成する化学成分や形態、微細構造を明らかにしたことが本冊の前半部を構成する4報文の内容である。

つぎに後半において、*M. aeruginosa* K-1株を用いてその無機態リンの取込み速度 Q_P 、増殖速度 μ を測定し、細胞内および細胞外のリン濃度 f_P 、 P との関係を実験室で定式化したこと、また実験室内大型マイクロコスモシステムでの *Microcystis* の大量培養に成功したいきさつと、その実験環境条件、比増殖速度について報告した。最後に、*Microcystis* の発生、消滅過程のシミュレーション解析として、藻細胞の浮上、沈降に関する各種因子、例えば光合成活性、細胞内膨圧の変化、ガス胞の成長収縮に伴う容積変化等の諸量を一群の定数、係数群を媒介として連立微分方程式と補助式群として定式化し、計算解析により動態を明らかにした。

いずれの成果もオリジナリティに富み、藍藻類によるウォーターブルーム現象の原因と特性について多くの知見が得られた。それらの主なものを論文ごとに拾ってみる。

ロ) *Microcystis* の純粋分離

霞ヶ浦の湖水から群体を形成する *Microcystis aeruginosa* 2種と *Microcystis flos-aquae* 1種を単藻培養で分離することに成功した。この *Microcystis* の培養はかなりの困難を伴ない、特に群体を形成する *Microcystis* の単藻培養はわが国でほとんど成功例がない。本研究では、培地に EDTA とクエン酸鉄を添加することにより、環境中と同様な形態を呈する *Microcystis* の培養が実験室中でも可能なことを立証した。更に、*M. aeruginosa* を用いて無菌化の実験を行ったが、*Microcystis* の細胞はゼラチン状被膜で覆われており、この被膜に共存する細菌を除くのが大変困難である。洗浄法、UV 照射法および抗生物質処理法により無菌化を試みたが、わずかながら細菌の共存が認められた。

* 国立公害研究所研究報告第25号

ハ) 霞ヶ浦に発生する *M. aeruginosa* および純粋培養した *M. aeruginosa* の形態および微細構造

霞ヶ浦湖水から分離した純粋培養株の *M. aeruginosa* および湖水中に存在する *M. aeruginosa* の形態および微細構造を、光学顕微鏡と電子顕微鏡によって観察した。湖水中のものについては浮上性と沈降性についての観察も加えた。その結果浮上性細胞にはガス胞が細胞容積の40%位存在したが、沈降性細胞にはガス胞がほとんど認められない。浮上性および沈降性両細胞には、シラコイド、ポリリン酸顆粒、脂肪顆粒および多面体物質が含まれていた。これらの物質は藍藻細胞に一般に認められるものである。また、沈降性細胞にのみ核質部に繊維構造体が認められた。

純粋培養株は、細胞容積の45%程度のガス胞を有し、構造的には浮上性の細胞と類似しているが、浮上性細胞よりもシラコイドが発達していた。これは、純粋培養株の場合2000lxという、屋外に比較して低い照度で培養したため、光エネルギーの捕捉器官であるシラコイドが増加したためと判断される。どちらの細胞にも多量のポリリン酸顆粒が認められたが、*Microcystis* がリンを過剰摂取することはすでに知られており、リンを全く含まない環境下でも10%程度の増殖が可能な理由はこのポリリン酸顆粒の形でリンを蓄積できるためと考えられる。

ニ) 霞ヶ浦に発生するアオコと *M. aeruginosa* の化学組成について

霞ヶ浦に発生するアオコの化学的組成を検討するとともに、純粋培養の *M. aeruginosa* 藻体の分析も行い、アオコとの比較をした。分析項目は T-N, T-P, TOC, クロロフィル *a*, 色素類, タンパク質, 脂質, 炭水化物, 灰分などの一般成分の他に、脂肪酸組成, アミノ酸組成を調べ元素分析を行った。窒素, リンについては、藻体細胞のいかなる機能をもつ部分に分布しているかを調べた。

アオコおよび培養藻体の窒素, リン, クロロフィル *a* および TOC の分析結果を表29に示す。アオコの窒素含量は約10%であり、タンパク質に換算すると約63%という高い含率になる。リン含量は0.72%, TOCは38.2%で、これらの値は *M. aeruginosa* の培養藻体とよく類似している。その他の化学分析においても、クロロフィル *a* 量および Fe, Al, Zn, Ca などの元素を除けば、両者はきわめて近い値を示した。特に、通常の細菌には認められないポリエー酸が両者に共通して検出され、構成脂肪酸のガスクロマトグラムはよく類似したパターンを示した。また藻体のアミノ酸組成を表30に示したが、両者のアミノ酸組成はよく類似している。つまり化学的組成の面からいえば、霞ヶ浦に発生するアオコは *M. aeruginosa* の培養藻体とほぼ同じ組成といえる。

アオコの主要成分はタンパク質であり、大腸菌と類似した C/N 比を示している。クロロフィル *a* を含有することを除けば、化学的組成は細菌のそれに近い。藻体中のリンの約半分が細胞の冷酸可溶性区分に分布し、そのうちの約半分がオルソリン酸の形であったことは注目される。

表 29 アオコと *M. aeruginosa* 培養藻体のクロロフィル-*a*,
窒素, リン, 全有機炭素の含有量

Component	Aoko*	"Pure" cultured <i>M. aeruginosa</i>
Chl. <i>a</i>	0.55	0.95
Nitrogen	9.93	8.61
Phosphorus	0.72	0.65
TOC	38.20	38.70

(mg/100mg dry algae)

* *M. aeruginosa* harvested from Lake Kasumigaura.

表 30 アオコと *M. aeruginosa* 培養藻体のアミノ酸組成

Amino acids	Aoko	"Pure" cultured <i>M. aeruginosa</i>
Lys	5.76 %	5.75 %
His	1.53	1.50
Arg	7.77	7.28
Asp	11.20	11.56
Thr	5.37	5.45
Ser	5.17	5.69
Glu	15.07	14.37
Gly	4.40	4.12
Ala	6.76	6.19
Cys	1.23	4.24
Val	7.11	7.45
Met	1.62	2.63
Ile	5.67	5.44
Leu	9.99	9.65
Tyr	4.89	4.39
Phe	5.57	4.28

藻体の化学組成と湖水の水質分析値とから、湖水中の窒素、リン、全有機炭素に対する藻体の寄与率を調べたところ、アオコ発生時には、湖水の窒素の62%、リンの75%および全炭素の30%がアオコ藻体に由来することが分かった。

アオコの化学的組成の検討は、分類、形態微細構造、増殖特性などを研究する上で必要な情報である。またアオコの水質への寄与や、そのバイオマスとしての利用 — 例えば嫌氣的分解によるガス利用 — を考える上でも重要である。

ホ) *Microcystis* の増殖特性

霞ヶ浦湖水から分離した群体を形成する *M. aeruginosa* および *M. flos-aquae* の回分培養による増殖特性について検討を加えた。両株ともに温度、窒素およびリン濃度に対する反応、挙動は非常に類似している。すなわち両株ともに25~35°Cの高温で最大の比増殖速度を示し、図37、図38に見るようにリンは0.02 mg/l、窒素は1 mg/lという低濃度でほぼ最大の比増殖速度に達する。これらの窒素、リン濃度は霞ヶ浦湖水の平均値より低い値である点は注目すべく、霞ヶ浦の湖水は常に、*Microcystis* を非常に速い速度で増殖させるに十分な窒素、リンを含んでいることになる。

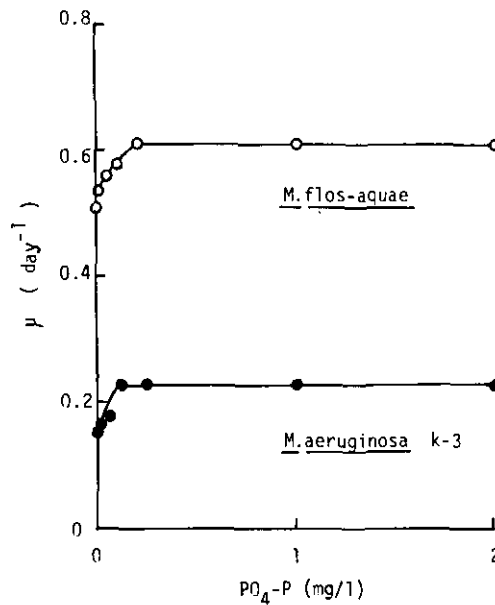


図37 比増殖速度に及ぼすリン濃度の影響

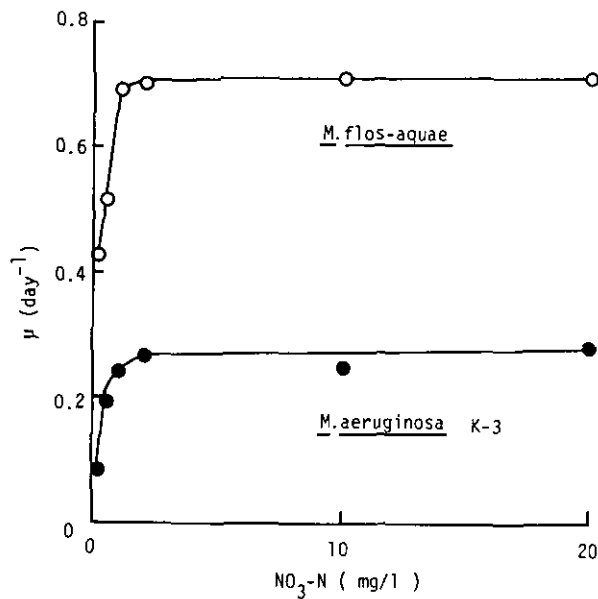


図38 比増殖速度に及ぼす窒素濃度の影響

リンに対する藻体収率（藻体増殖量mg/消費リン量mg）は約900であり，一方窒素に対する収率は約30で，*M. aeruginosa* と *M. flos-aquae* とは窒素，リンいずれの場合もほぼ同じ値を示した。リンに対する藻体収率が高いことは，リン負荷が藻類増殖を著しく増進させる原因であることを証明している。

M. aeruginosa，*M. flos-aquae* 両株ともに，増殖速度は照度の影響を著しく受けるが，なかんづく *M. flos-aquae* の方がより高い比増殖速度を示した。良好な条件下では，*M. aeruginosa* の倍加時間は約1日，*M. flos-aquae* は約0.5日である。

また，鉄分の低い条件下でも *M. aeruginosa* は速い比増殖速度を示し，鉄を全く含まない培地中でも植種量の10~20倍藻体の増加が認められるので，リンと同様に鉄も藻体内に過剰摂取されているものと思われる。

へ) *Microcystis* のリン取込みと増殖の特性

M. aeruginosa によるリンの比取込み速度 Q_P ，およびリン制限下における比増殖速度 μ を求めた。すなわち回分式の前培養を行って増殖期ならびに細胞内外のリン濃度 (f_P , P) の異なる *M. aeruginosa* を準備し，それぞれについて Q_P と μ とを測定した。

リン濃度の高い培地における細胞の場合， Q_P 値は小さく $0.1 \sim 0.3 \mu\text{g-P}/\text{mg dw}/\text{hr}$ である（図39の E cells, phosphorus-rich D cells 参照，E：対数増殖期，D：減衰期）。しかし，リン欠乏下にあった細胞は， Q_P の初期値 ($t = 0$) でしからざるものの10倍以上の値となった。その後

Q_P の値は、培地中にリンが残存していても、 f_P がある最大値に近づくと減少し、約 4 時間で一定値となる（図39の S cells, D cells 参照）。

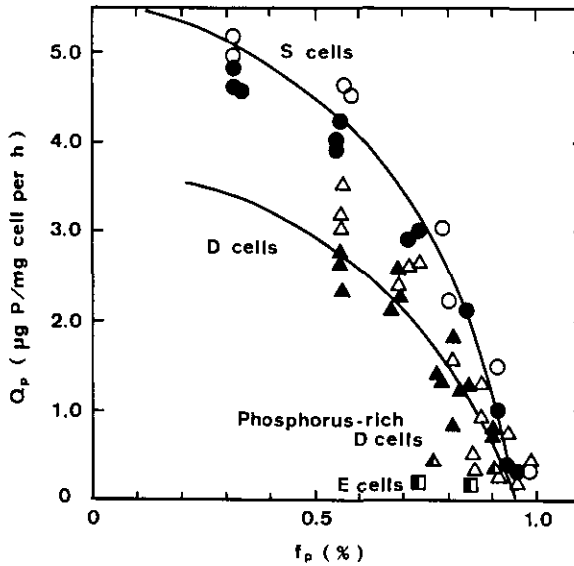


図39 Q_P と f_P との関係

以上の実験結果を説明するため、 Q_P を P と f_P の関数として次のように表した。

$$Q_P = Q_{P, \max} \cdot \frac{P}{K_P + P} \cdot \frac{(f_{P, \max} - f_P)}{K_q + (f_{P, \max} - f_P)} \quad (28)$$

この式は、細胞内リン濃度が変化しつつあるリンの取込み期間中の Q_P 値、ならびに既に知られているような初期リン取込み速度をも包含、表現している。一方 μ については、他の藻類と同様に、 f_P に対する双曲線関数で表せる。

ト) *Microcystis* の大量培養

藍藻類、アオコの主要構成種である *Microcystis* の増殖特性を違った角度から調べるべく、直径 1 m、深さ約 3 m の円筒形ステンレス製人工湖沼（マイクロコズム）を用いて単藻培養実験を行った。人工湖沼の水温、照度は一定値に制御し、水温を下層で 25 ないし 28°C、表層で 30°C、照度は最大 30 klx として、自然界と同様なパターンで一定の日変化 — 1 日 10 時間は暗条件 — をするようにした。



図40 表面に集積した *M. aeruginosa* による水の華

人工湖沼内で *Microcystis* が増殖した結果、湖沼における増殖と同様に水表面にマット状の水の華を形成させることに成功した。この間の藻類濃度の比増加速度（比増殖速度と垂直移動に伴う増加分との和）は、*M. aeruginosa* では $0.1/d$ 、*M. flos-aquae* では $0.3 \sim 0.5/day$ である。本実験における照度は、従来なされた小規模の培養実験の場合と比較すればかなり高かったが低い増加速度となった。上記の値は、湖沼における従来の観測結果にむしろ近いといえる。

一方、水の華形成時における溶存酸素濃度の日変化は小さかった。しかし深さ方向の変化は著しく、2mの深さで 2mg/l に減少した。

チ) 水の華の生成、消滅のシミュレーション

Microcystis、*Anabaena* 等の藍藻類は細胞内にガス胞を有し、その成長、減少により水中を浮上、もしくは沈降すると考えられる。このため、*Microcystis* を主要構成種とする水の華は、表面に浮上してマットを形成するかと思えば沈降して水中に均一に分布する。そこでこの機構をシミュレートするため、*Microcystis* の浮上、沈降に関する諸因子、光合成活性、細胞内の膨圧変化、ガス胞量の変化等を定式化し、水の華の生成と消滅過程を説明する一群の数学モデルを完成した。モデルを用いての数値解析により水の華の生成消滅の交代現象をグラフ化するとともに、その発生防止策の検討をも行った。

Microcystis の光合成活性 Q_{O_2} は、Blackman のモデルを使用して、照度 I の関数として示すことができた。ここで細胞内のクロロフィル a 含有量 c 、水温 θ をパラメータとしたがクロロフィル a 量は照度変化に対応して著しく変動する。この値は低照度 (1.5klx) 下で培養した *Microcystis* を暗条件に移した場合、 c が $1.7\% \rightarrow 2.2\%$ と増加するのに対し、高照度 (12klux) に移した場合は 0.4% まで減少する。タービドスタット連続培養結果をも含め、クロロフィル a 量の変化過程をクロロフィル a 分解速度と合成速度の差の関数として表した。

Microcystis コロニーの浮上・沈降速度は Stokes の公式で表している。コロニーの垂直移動速度の実測値（文献値）から、コロニーの密度 ρ_v はガス胞量 V_f の関数と考えられる。 V_f 値を決定する諸因子の考察を行ったが、ガス胞はある膨圧 P に対応する平衡ガス胞量 V_{feq} 以上に存在し得ないものとし、 V_{feq} を超える V_f 量 ($V_f - V_{feq}$) 瞬時に破壊消滅するものと仮定した。なお V_{feq} は P に対する累積正規分布関数で表わされるとしている。一方ガス胞の生成速度は、照度のいかにかわらず一定と仮定した。 P の変化速度を見積るに当たって、実測値から一定の最大値 P_{max} と最小値 P_{min} を仮定している。 P の光合成による増加速度は、光合成活性 Q_{O_2} ならびに $(P_{max} - P)$ の関数とした。細胞内に存在する光合成代謝産物の減少による P の減少速度は $(P - P_{min})$ に依存するものとした。

上記の諸仮定のもとに、細胞諸量の変化、細胞挙動のモデル化を行い、コロニーの垂直移動並びにそれに伴う水の華の生成消滅過程の数学モデルが、5本の連立微分方程式と13本の補助式群として与えられた。このモデルでは、計算を簡略化し浮上沈降特性を明らかにするため、コロニー径、

c. V_f , P 等の異なる自然界の群ではなく、単一相のコロニー挙動を扱っている。このため、自然界における観測によるとコロニー群としては1日周期の浮上、沈降を繰返すのに対し、元素個々のコロニーは3日周期で浮上、沈降することが示唆される(図41)。

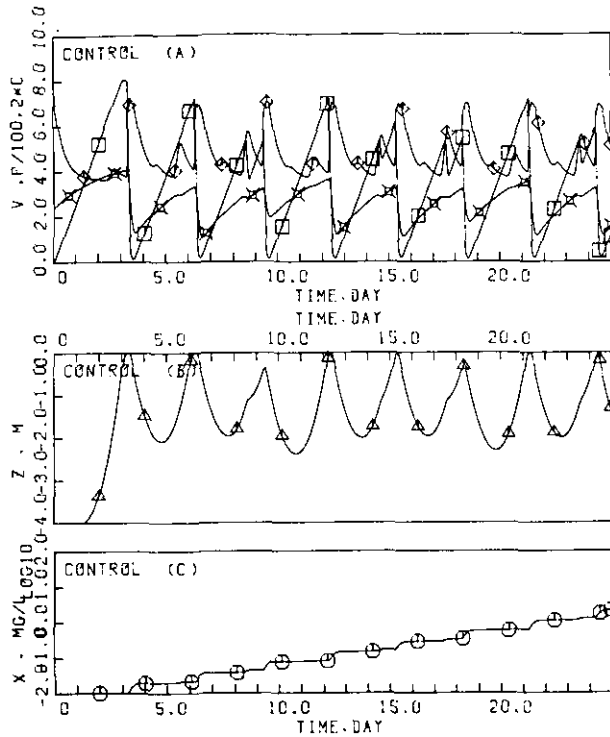


図41 シミュレーション(標準)

- (A): ガス胞容積率の変化, % (V_f ; □), 膨圧の変化, kN/m^2 (P ; ◇, 1/100 スケール), およびクロロフィル a 含有率の変化, % (C ; ◇, 2.0 スケール),
 (B): コロニーの垂直移動, m,
 (C): 増殖, g/m^3 ,

モデル中の種々のパラメータ並びに環境条件に対応する外部変数につき感度解析を行った結果、次に示す変量が増加すると水の華が水表面に現れ易い。

- i) δ : 水中の懸濁物質濃度(図42)
- ii) R : コロニー径(同)
- iii) λ : ガス胞の再生産速度(図43)

逆に次の変量群は、減少すると水の華が水表面に現れ易い。

- iv) θ : 水温(図43)

V) r' : クロロフィル a の変化速度 (図42)

vi) α : 膨圧の変化速度 (図43)

このシミュレーションモデルによる数値実験で、水の濁度の増加、すなわちシルト、粘土や藻類等の湖沼への流入、ならびに湖沼での生産を制御することが水の華の発生防止上有効であることが示唆される。また、湖沼のエアレーション等による湖水混合は、コロニー径を小さくする効果があ

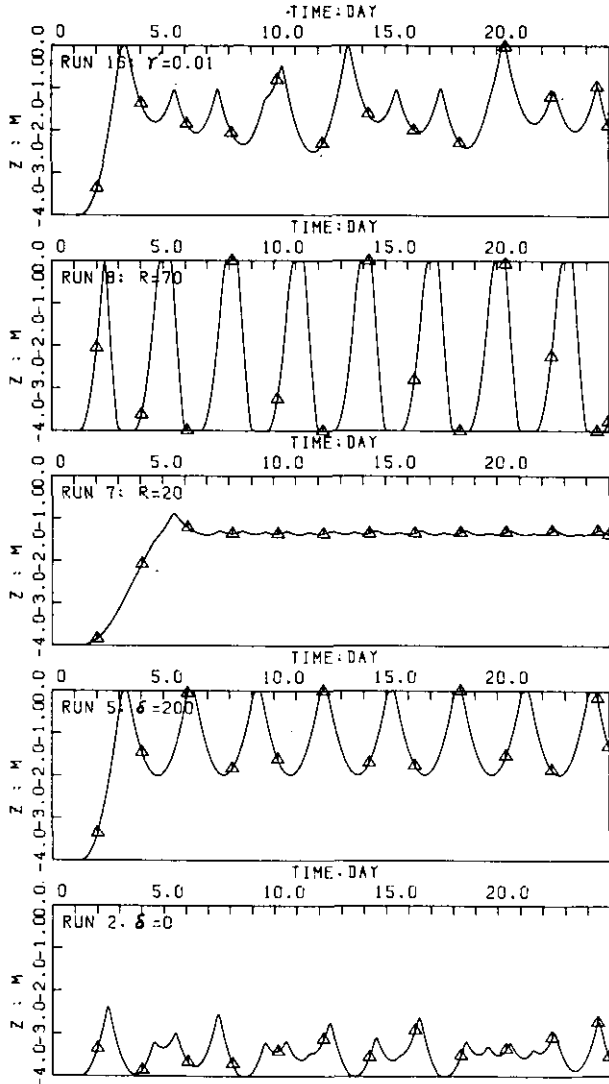


図42 シミュレーション (感度解析). Na 2 : $\delta = 0$, Na 5 : $\delta = 200$, Na 7 : $R = 20$,
Na 2 : $\delta = 0$, Na 5 : $\delta = 200$, Na 7 : $R = 20$, Na 8 : $R = 70$, Na 16 : $r' = 0.01$

るならば、有効な手段となり得よう。その他、モデル式中に導入された細胞の生理学的状態に関する諸定数がどのようにコントロールされればよいかについて、現時点ではまだ割切った結論は出ていないが今後検討の余地が残されている。

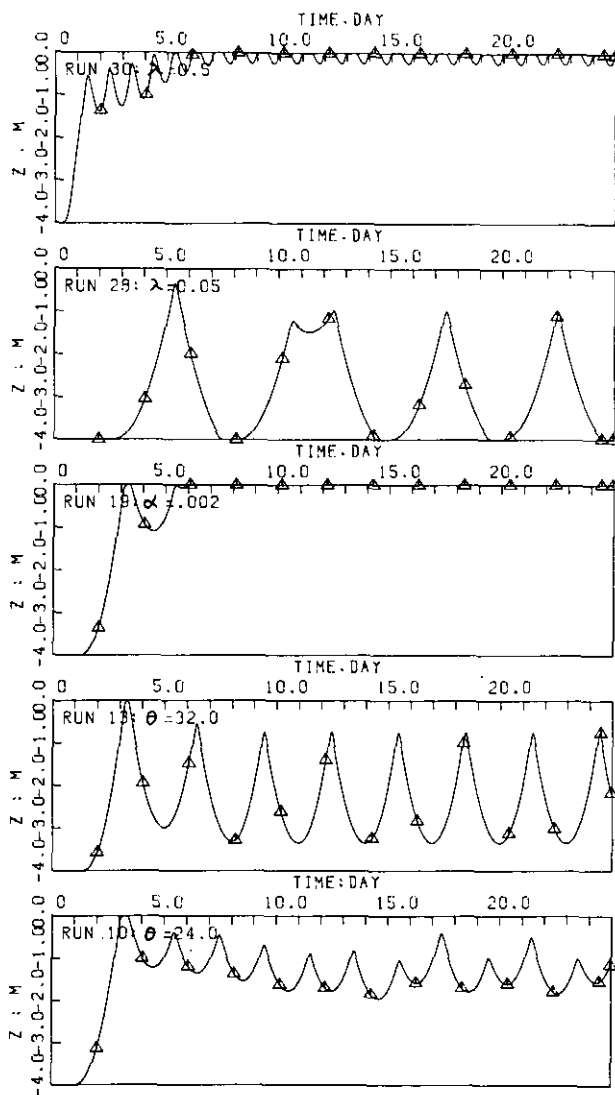


図43 シミュレーション (感度解析), No.10 : $\theta = 24.0$, No.13 : $\theta = 32.0$,
 No.10 : $\theta = 24.0$, No.13 : $\theta = 32.0$, No.19 : $\alpha = 0.002$, No.28 : $\lambda = 0.05$,
 No.30 : $\lambda = 0.5$

8. 藻類培養試験法による AGP の測定*

イ) 概 説

富栄養化現象は、端的にいえば水域の1次生産力が増大する現象である。この1次生産力を支配する自然的、人為的要因のうち、特に人為的要因の代表である全リンや全窒素がとりあげられ、それと密接な関係にある現象指標の透明度やクロロフィルの量が重視されている。このような、富栄養化した状態を代表する指標をめぐる議論は、今回の報告書シリーズの第23号にまとめられている。だが、1次生産力を増大させる能力がどの位あるかという視点すなわち媒体となる水の潜在富栄養化力を見積るには別個な生物・化学的指標を用いる方が便利で、たとえば湖沼に流入する処理下水が、1次生産力にどれだけプラスになるか、について直接的な答が出せるような指標が欲しい。そこで AGP (Algal Growth Potential) の理念がクローズアップしてくる。

AGP は、指標となる藻類種をえらび、それが媒体水中で一定の期間、一定の環境条件下でどれだけ増殖するかを調べる試験である。だから媒体水はある時は純水に栄養塩の加わったものであり、湖沼水であり、また排水そのものであったりする。指標藻が一定で培養条件も一定しておれば、一定期間後の藻類個体の増加量で直接各媒体水の増殖ポテンシャルを比較出来るし、またこの試験を通して藻類増殖の制限因子または物質が何であるかを知りうる。

このような、藻類培養試験による AGP の測定比較は 1965 年ごろから盛んになった。西独の Bringmann が *Scenedesmus* を用いたのが最初 (1956) で、続いてノルウェーの Skulberg (1964) が *Selenastrum capricornatum* を用いることを提唱し、この方法が広範囲の地域に広まった。米国では 1971 年に淡水試験法、1974 年には海水試験法の標準法が制定され、藻類培養試験が公定の Procedure で行われるようになった。わが国でも AGP 測定が近年急速に広まりつつあるが、いまだその規格化は行われていない。時期としては既に基準法的なものを論じ、制定すべき時かと思われ、今回この特別研究報告を機会に藻類培養試験の手法を逐項記述し、その応用例等を述べることとした。

AGP 試験により得られる知見は多くあるが、その主要なもの 6 項目をあげておく。

- 1) 排水処理における脱窒や脱リンの効果判定
- 2) 放流水域の富栄養化に及ぼす排水の影響
- 3) 天然水、排水中の藻類増殖における制限要因

* 国立公害研究所研究報告第26号

- 4) 水中の利用可能な栄養塩量
- 5) 水域の富栄養度，藻類の最大増殖可能量
- 6) 藻類増殖への阻害物質の有無

報告書第26号は，ロ)に示す目次内容でAGPに関する必要事項を述べたが，この内容は淡水のための純粋培養試験の方法が中心となっており，海水の場合は若干触れているものの，完全ではない。

ロ) 研究報告26号の目次紹介

- 2. AGP 試験法：淡水用
 - 2.1 採水，運搬，保存
 - 2.1.1 採水
 - 2.1.2 運搬
 - 2.1.3 保存
 - 2.2 試水の前処理
 - 2.2.1 濾過法
 - 2.2.2 熱分解法
 - 2.2.3 希釈
 - 2.2.4 混合
 - 2.2.5 添加試験
 - 2.3 供試藻類種とその保存
 - 2.3.1 供試藻類種
 - 2.3.2 保存培養
 - 2.4 前培養と接種
 - 2.4.1 前培養
 - 2.4.2 接種
 - 2.5 培養条件
 - 2.5.1 培養器具
 - 2.5.2 培養方法
 - 2.5.3 培養条件
 - 2.6 藻類増殖量の測定
 - 2.6.1 最大増殖量
 - 2.6.2 藻類増殖のモニタリング
 - 2.6.3 乾燥重量の測定
 - 2.7 試験結果の整理と解釈

- 2.7.1 AGP
- 2.7.2 データの信頼性
- 3. 海水の AGP 試験法
 - 3.1 使用藻類種
 - 3.2 培地
 - 3.3 試水の前処理
 - 3.4 接種藻の調製
 - 3.5 測定方法
 - 3.6 栄養塩類の添加
- 4. 自然水、排水の AGP
 - 4.1 自然水の AGP
 - 4.2 排水の AGP
 - 4.3 AGP に及ぼす試水の前処理の影響
 - 4.4 AGP に及ぼす排水の影響
- 5. AGP による制限要因の決定
 - 5.1 制限栄養物質
 - 5.2 実験方法
 - 5.3 結果の整理
- 6. 底泥に関する AGP 試験
 - 6.1 底泥に関する AGP 試験法の概説
 - 6.2 採泥、運搬、保存
 - 6.2.1 採泥
 - 6.2.2 運搬
 - 6.2.3 保存
 - 6.3 底泥の AGP 試験法（その 1）
 - 6.3.1 試験法
 - 6.3.2 試験結果
 - 6.4 底泥の AGP 試験法（その 2）
 - 6.4.1 試験法
 - 6.4.2 試験法の応用
- 7. 混合培養による AGP 試験法
 - 7.1 AGP 試験法の変法
 - 7.2 測定方法
 - 7.2.1 藻類の接種

- 7.2.2 培養条件
- 7.2.3 藻類増殖量の測定
- 7.3 測定例
- 8. AGP 試験による有害物質の判定法
 - 8.1 自然水、排水等の藻類増殖阻害
 - 8.1.1 概要
 - 8.1.2 供試溶液の調製（試水への栄養塩の添加、標準培地の調製ならびにそれらの混合）
 - 8.1.3 AGP 試験
 - 8.1.4 試水Aの栄養塩分析
 - 8.1.5 結果の整理
 - 8.1.6 EDTA 添加試験
 - 8.1.7 試水Aの AGP 試験
 - 8.1.8 実例（埋立地浸出水の毒性評価）
 - 8.2 既知物質の毒性評価
 - 8.2.1 最大比増殖速度の変化による毒性評価方法
 - 8.2.2 最大増殖量の変化による毒性評価方法
 - 8.3 補遺
 - 8.3.1 50%影響濃度（ EC_{50} ）の求め方
 - 8.3.2 比増殖速度（ μ ）の求め方

Ⅲ. 付言と結語

以上、1～8にわたり、特別研究1978～1979年諸研究報告（第19号～第26号）の要点を述べたが、4.の**カ**）に記した湖の物質循環構造、NP収支の問題は第一期特別研究の集約の一つともいえる重要課題で、第二期特別研究がめざしている防止対策の論議の基礎となるものである。したがって、4.の**カ**）の議論で置いた重要な仮定もこの際取払って再検討してみる必要がある。これを1.として述べ、2.では各テーマごとの評価と今後の展望を行いたい。

1. 霞ヶ浦高浜入の生態系とリン収支

図44はJohanes（1972）が描いた水圏でのリン循環収支フローを大槻らが改良したものである。フローに示される通り、I. 一次的な動物の排泄、II. 有機物細片（デトリタス）の自己分解と微生物分解、III. デトリタス食性動物の排泄と更にそれを餌とする肉食動物の排泄、IV. 湖底の物理化学的条件変化による溶出、がある。霞ヶ浦・諏訪湖のような浅い、夏期に藻類ブルームの起こり易い富栄養湖ではI、II、III、IVの再循環過程をすべて問題にせねばならない。

高浜入の湖水中全リンは、DTPの多い冬場に対し夏は*Microcystis*の増殖によるとりこみでDTPが減じ、PPが非常に増大する。その量は莫大なもので、系外からの流入以外に底泥からの回帰がないと説明が付き難い。この底泥からの回帰は、底層水が嫌氣的になるほどの深さでないことや、吹送流と曳網により始終湖水が上下混合されていることから、主にこうした物理的攪乱に基づくものであると考えられるが、量的にはいまだ定かでない。ORPは冬場は100 mVにも達するので、夏ほどIVの経路を重視する必要はない（河合）。底泥間隙水中のリン濃度は夏期で約1 mg/l以上になるが、冬はその半分位である。分子拡散によるリン溶出は当然あるだろうが、上記の物理的攪乱に比すれば無視しうる程度であろう。

一方、湖水中の全細菌数に匹敵する位、底泥表層中の細菌数が多い。タンパク分解、アンモニア化成、硝化、脱窒等にかかわる細菌がそれであるが、これらは、相崎の物質収支論（4. **カ**）参照）のようにN収支を考える際には重要である。

夏期の藍藻の大量発生前後における動物プランクトンに注目すると、6月～9月に現存量が増加するが、これは主として枝角類である。この動物プランクトンが餌とする微小プランクトンは相対的に少ない。冬期は、動物プランクトンの捕食者イサザアミ（opossum shrimp）がその現存量を支配していると思われる。冬期、イサザアミが優占するのに対し夏期はハゼ科魚類（gobioid）およびテナガエビ（freshwater shrimp）が優勢となる。こうした生態系の相互関係から、リン収支を夏期

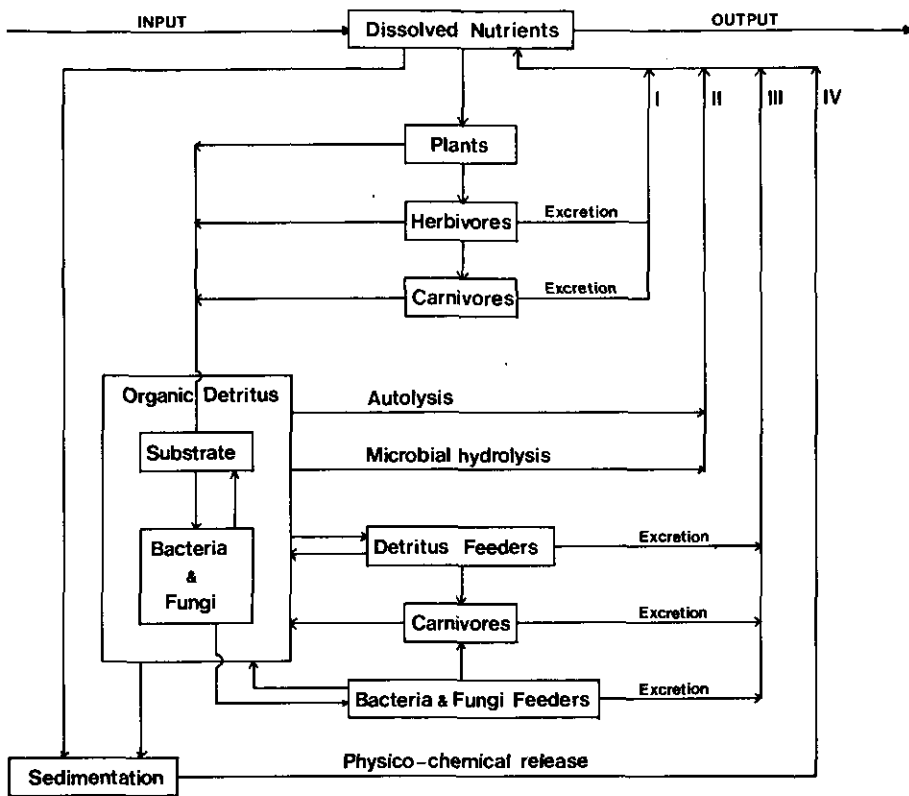


図44 湖での物質循環モデル (after Johannes)

と冬期にわけて図示したのが図45および図46である。これは高浜入Aゾーン（4.カ）参照）を対象としている。

夏期に大量増殖する藍藻のリンは、系外からの分に加え、底泥からの回帰分もあわせ藻体に蓄えられるが、*Microcystis*等の藍藻は、あまり植食動物による被食を受けないので、動物プランクトン量もそれほどふえないまま、水温の低下により湖底に沈降する。一方窒素では、夏期の藍藻類の増殖を制限するのは硝酸態Nであるが、その供給不足の一因は湖底における盛んな脱窒作用と考えられる（相崎ら）。図46に示されている通り、夏期の植物プランクトン現存量に対し動物プランクトンの現存量が少ないのが霞ヶ浦生態系の特徴の一つである。

冬期もまた、植物プランクトン現存量に対し植食動物の現存量は極めて少ない。しかし秋に沈降した植物プランクトンのデトリタスを餌とするユスリカ、テナガエビの現存量は、植物プランクトン現存量の約1/2にも達する。特に注意すべきは原生動物、動物プランクトンを餌とするイサザアミの現存量の大きさである。このイサザアミは冷水性で、被食者がいないこともあって大いに繁殖するが水温の上昇とともに死滅し大きなリンの供給源として湖底に残る。

なお、霞ヶ浦西浦の年間漁獲量は6000～8000tにのぼるが、リン量に換算すると0.3～0.4 mg

$/m^2 \cdot d$ となり、系外からの負荷量に比較すれば小さい。

図の再循環径路の移動速度について、夏場のデトリタスの自己分解、微生物分解速度等については正確な値を示すことができず、窒素の循環サイクルを描くこととあわせ今後の課題の一つである。

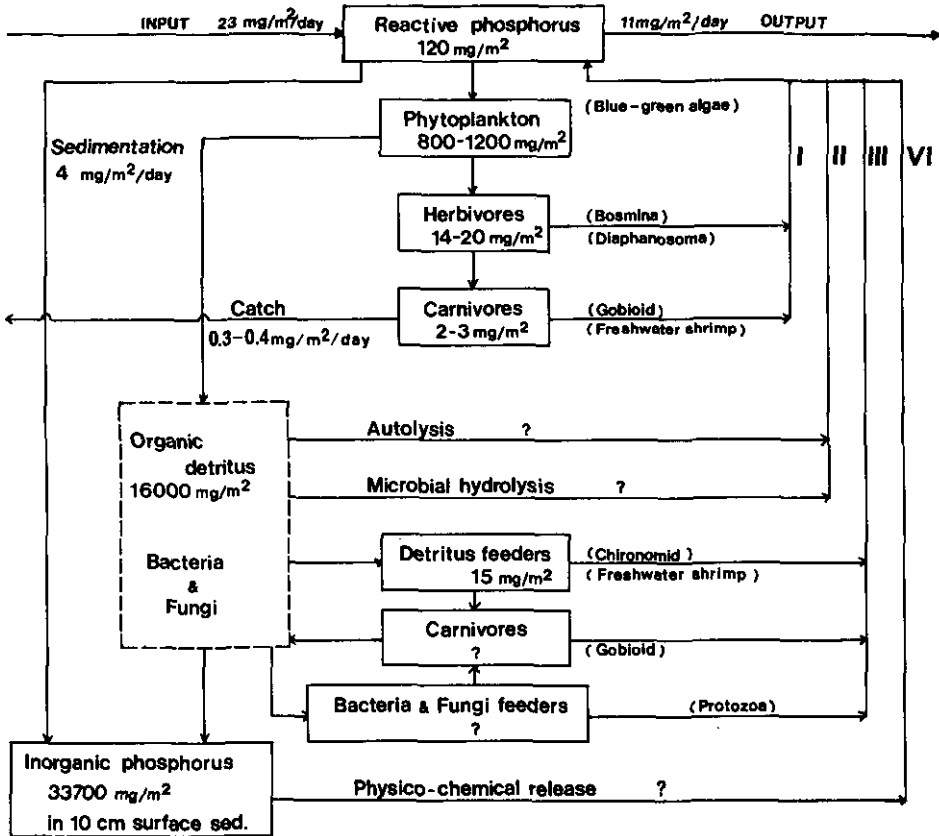


図45 霞ヶ浦の生態系の構造と現存量 (during summer)

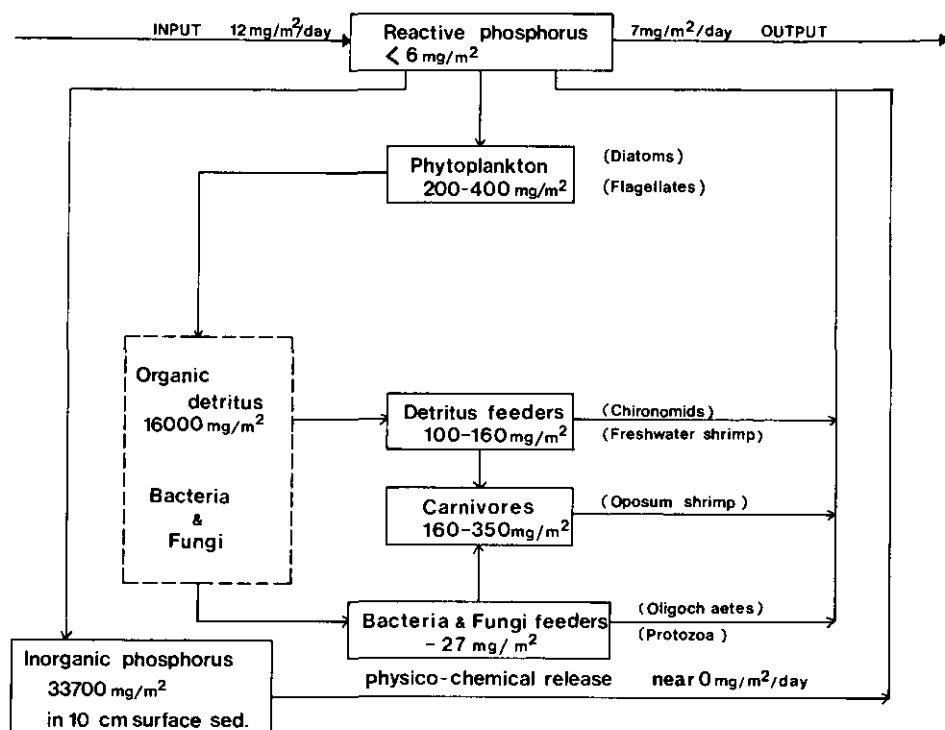


図46 霞ヶ浦の生態系の構造と現存量 (during winter)

2. 今後の展望

1977～1978における特別研究の成果報告第6号に加え、1978年～1979にわたる研究の報告シリーズ第19～26号で、多岐にわたる陸水域富栄養化の総合研究は一応その成果が出そろった。研究対象によっては、例えば底泥からの栄養塩回帰問題に象徴されるように、仲々一定の数量的関係に収斂させ難いものがあったが、概していけば所期の成果を収め得たといえよう。この特別研究は、昭和55年4月から3か年継続の第二期特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」に引継がれているので、研究者の各分担研究がこの意味でどう位置づけられ、新たにどのような命題と取組むことになるのか、一瞥して見よう。

霞ヶ浦の湖流に関しては、理論解析、現地実測、水理模型実験、および有限要素法による数値解析の4方面からのアプローチで、吹送流やセイシュの特性がほぼ解明された。しかし水理模型が小型であったのと、FEM法によるシミュレーションが鉛直一層2次元モデルによったため、局所的な湖流特性や鉛直循環の機構、分散拡散の影響評価等はより精密な詰めが望まれる。

霞ヶ浦と周辺の地形変化についてはまず所期の成果を得たものといってよいであろう。1960年以後、特に最近の堆積速度について正確な情報が得られていないが、これは富栄養化防止策を検討する上では、藻類異常発生の制御などに比べれば副次的な問題に属する。大気由来の栄養塩の湖内流入

についても必要な情報は得られた。しいて問題点を探せば、水面でなく流域に降下した栄養塩が河川や湖に流達する過程でのロスの問題である。湖面蒸発量についても上と同様なことが言えよう。1977年、1978年という冷夏、干ばつを含む異常な年を含めて、平年と考えられる1979、1980年の蒸発量が得られたから、あとは推算の精度を上げる研究であろう。霞ヶ浦沿岸地下水の問題は、水質的な寄与はもとより、水量をは握することだけでも大きな労力と時間を要した。概略ながら西浦沿岸からの直接流入地下水量とそれが運ぶ栄養塩量が明らかになったが、直接流入分の寄与が全体的に小さいのに対し、沿岸や流域での揚水量はかなりのものが予想される。しかしながらその正確な値を押えるには多大の時間と費用を要するゆえ、今後は、例えば美浦村に設定したようなモデル地域を農業用、工業用それぞれに設定して、その汲揚げ量と水質負荷量、湖への流達率を調べる等が考えられる。

霞ヶ浦の水収支は、表流分については種々の推定を伴いながらも一応まとまった。今後の課題は農業用水・排水量などの精度をよりよくすることにより、栄養塩の流入シェアのより確かな値に近付くことで、これは富栄養化防止策を検討する上で重要な意味を持つ。また、霞ヶ浦開発計画の実施に伴う水収支や、栄養塩流入量の変化、滞留日数の変化に伴う湖内現存量の予想などが重視される。

流入河川由来の栄養塩負荷流達は、高浜入3河川で晴天時、雨天時を包含するその動態が明らかになった。性格の異なる3河川の特性が分かったことは、西浦および北浦流入の残る諸河川についてその負荷流達特性を今後調べる上で大いに役立つであろう。ただし、未調査の各河川について、出来得ればそれらの定期観測あるいは24時間観測による負荷流出データをとりたい。

霞ヶ浦生態系の構造と生物現存量について、これまでの研究は高浜入の物質循環、栄養塩収支等を明らかにすることに集中され、各態栄養塩現存量、植物プランクトン、動物プランクトンの現存量と消長、底生生物、細菌、魚類、光合成・呼吸率、底泥の物理化学的環境、栄養塩回帰特性等につき精力的なフィールド調査、実験研究が行われ、多くの成果を収めた。水質量、生物の現存量等についてはほぼ十分な情報が得られ、それを以て高浜入の物質循環を季節ごとにフローで示せるにまで到った。しかし対象を高浜入に限ってもなお、底泥からの栄養塩還元量や物質再循環における移動速度など未詳の点がいくつか残された。西浦全体を考える場合、これまでに得た全域定期観測のデータ等が役立つのはもちろんであるが、現在行っている隔離水界による水質回復の実験で得られる見込みの局所的物質収支の資料に加え、高浜入以外の水域測点における底泥試料についての栄養塩溶出条件等の実験研究、それら水域における魚類やプランクトンの食物連鎖関係や季節別現存量の研究調査などを必要とする。なお水域の環境動態システムモデルは、これらの生態系グループにより得られたデータをもとに、研究報告第1号および第6号ですでに津野らにより構築され、その後再検討を経て近々改良モデルが提示されることになっている。それらは富栄養化防止策研究に重要な役割を演ずることになる。

富栄養度の指標研究グループは、透明度、クロロフィル a および全リン値の3指標を基礎とする

TSI 指標、あるいはそれをモデファイした TSI_M 指標の有用性を実証した。また TSI 指標の包括性の限界にも論及し、一方で比流域面積、比人口およびその両者の積で表される地文学的指標が浅い富栄養型の湖とそうでないものを峻別することを明らかにした。その他、生物種の多様性指数についての研究で、指数で比較するには属までの個体数分類データがあれば十分であることを示した。今後の指標グループの課題は、全国湖沼に適用するため、現在見えそうな諸指標の総合性や特異性を知ってその応用性を明らかにすること、およびダム湖においてこれまで論じたような指標がどういう意味を有するかを探ること等であろう。

環境評価の研究グループは、湖の利用に際して富栄養化の影響がどのように表れているかを経済的損失の角度から定量化しようとし、水道利用の際の浄水作業の不経済性、あるいは曳網漁業、養殖漁業における損失の計量評価を試みてそれぞれに成果を得た。今後に望まれることは、例えば養殖業が鯉の生簀養殖から脱皮するとか、投餌形態を全く変えることの可能性と効果を調べるほか、イサザアミを積極的に食するニジマス養殖・放流を考えること等である。より本質的な課題として、環境評価モデルと環境動態モデルとをリンクさせて、汚濁防止技術や施策の評価を行えるようにすることが重要な狙いであろう。また別に、水辺環境の良否を評価する、よりハードな方法を模索することも必要である。

Microcystis は日本の富栄養湖に縁の深い存在として、その増殖生理、増殖の動力学、純粋分離培養による増殖条件の確認が必要不可欠と考えられた。これらの基礎的課題に対して、研究報告第 6 号および第 25 号の成果はほぼその期待に応え得たと思う。*Microcystis* のブルーム前後の挙動をシミュレートして、支配因子を探ることに、一定の仮定条件の下に成功した。こうした成果を栄養塩のカットや養殖技術の改良などとは別個に、アオコ増殖やそれに伴う被害を喰止める方策を考究することも重要である。*Microcystis* の性質は完全に解明されたわけではなく、それが何故に枝角類などのプランクトンに摂食され難いのか、毒性といわれるものの実体と影響等を確かめることも課題として残されている。

藻類増殖のポテンシャルを AGP 指標で示し比較することも、第 26 号に記したような、procedure の規格化が国内各方面に役立つであろう。AGP 指標は外国で開発され、規格化が進んだ指標であるが、これを国内で普及させるため試験法等の見直し、JIS 化をはかることが望ましい。

最後に、本特別研究が霞ヶ浦特研であると称される（あるいは批判される）ことに対してであるが、われわれの対象はあくまでも一般の陸水域の富栄養化現象であり、またその防止であって、特に霞ヶ浦について詳細な研究を展開するゆえんは、1) 富栄養化し易い浅湖のケーススタディとして、2) 全体の研究を通してわが国陸水の富栄養化現象の理解と、その防止策立案の基礎とすることにある。この意味で、1978 年以來とり取んでいる湯の湖の研究は、システムがより簡単でスケールもより小さい湖のケーススタディであり、そうした観点に立つ議論や研究成果は、今後こういう形で発表されることになる。

3. 謝 辞

特別研究の最終報告を終えるにあたって、報告書第1号、第6号および第19～26号にそれぞれの研究者から個別の謝辞が述べられているが、ここに一括して、本特別研究遂行に当たり御指導、御協力をいただき、あるいはお世話になった方々に心から御礼申上げたい。研究指導、協力の面では客員の方々、共同研究員各位、また資料の収集やフィールド調査実施に多大の便宜等を供与して下さった建設省関東地方建設局、同霞ヶ浦工事々務所、茨城県の関係各部局各位、霞ヶ浦沿岸各漁業協同組合、および霞ヶ浦水道事務所の各位にあつく謝意を表する。

資 料

研 究 成 果 一 覽
(昭和52~55年度)

目 次

第 1 章	序 (内藤正明)	1
第 2 章	プロジェクトの全体フレームワークと研究体制および 研究経過の概要 (内藤正明・相崎守弘)	3
2.1	研究テーマのフレームワーク	3
2.2	研究体制	4
2.3	研究と調査の経過	5
第 3 章	霞ヶ浦周辺地域の現況調査	9
3.1	高浜入周辺地域の人間活動と汚濁負荷 (中杉修身)	9
3.1.1	はじめに	9
3.1.2	高浜入周辺地域の産業活動	10
3.1.3	高浜入周辺地域の汚濁負荷	15
3.1.4	おわりに	19
3.2	霞ヶ浦周辺住民の水を中心とした環境に対する意識調査 (原科幸彦・青木陽二・森田恒幸・丹羽富士雄)	19
3.2.1	調査の目的	19
3.2.2	調査票の設計	19
3.2.3	調査の実施	22
3.2.4	全域での集計解析	23
3.2.5	地点別の集計解析	32
3.2.6	その他の知見と調査の反省	44
3.2.7	結果の要約と今後の展望	46
3.3	遠隔計測による霞ヶ浦地域の現況解析 (安岡善文・宮崎忠国)	48
3.3.1	はじめに	48
3.3.2	データの収集および前処理	49
3.3.3	マルチスペクトル画像解析による土地利用分類の試み	57
3.3.4	マルチスペクトルデータによる水質の解析	61
3.3.5	まとめ	64
第 4 章	霞ヶ浦水質, 生物及び底質調査	67
4.1A	霞ヶ浦高浜入の夏期における水質, 生物変動 - I (相崎守弘・津野 洋・須藤隆一・合田 健)	67
4.1A.1	はじめに	67
4.1A.2	調査方法	69
4.1A.3	結 果	69
4.1B	霞ヶ浦高浜入の夏期における水質, 生物変動 - II (津野 洋・相崎守弘・須藤隆一・合田 健)	80
4.1B.1	はじめに	80
4.1B.2	表層水における生物組成	81
4.1B.3	水深方向の変化	83

4.1B.4	藻類の一次生産に伴う水質相互の関係	85
4.1B.5	動力学モデルによる水質変動特性のシミュレーション	86
4.1B.6	おわりに	92
4.2	霞ヶ浦高浜入における底生生物と動物プランクトン (安野正之・森下正彦・菅谷芳雄)	94
4.2.1	霞ヶ浦高浜入における底生生物の季節変動	94
4.2.2	霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの季節変動	95
4.3	霞ヶ浦高浜入の湖底表面堆積物(佐竹研一・河合崇欣)	107
4.3.1	はじめに	107
4.3.2	ペンシル型コアサンプラーによる底泥の採取	107
4.3.3	結果と議論	107
第5章	霞ヶ浦環境保全のシステム分析例(北畠能房・宮崎忠国・内藤正明)	111
5.1	はじめに	111
5.2	ここで提案する水環境管理モデル	111
5.3	具体例	113
5.3.1	対象地域の概況およびデータの算出	113
5.3.2	水質シミュレーション	115
5.3.3	処理システムの最適設計	118
5.3.4	水質保全目標間のトレードオフ関係の同定	128
5.3.5	費用負担の公平化	129
5.4	おわりに	135
第6章	昭和51年度研究を終わって今後の展望など(合田 健)	139
6.1	はじめに	139
6.2	霞ヶ浦の本格的研究に向けて	139
6.2.1	江戸崎入について	141
6.2.2	土浦入について	142
6.2.3	高浜入について	143
6.2.4	西浦のシステム構成	144
6.3	地下水影響研究を例とした分担研究のポイント	144
6.4	昭和52年度以降の研究サブテーマ	145
6.4.1	水環境実験施設(アクアトロン)を用いる研究	146
6.4.2	霞ヶ浦及びその他陸水域に関する研究	146
資料 1.	水質・生物調査資料(相崎守弘)	1
1.	測定地点	1
2.	調査方法	2
3.	作業分担	3
4.	調査結果	28

資料 2. 霞ヶ浦流域を対象とした画像情報としての空中写真および地図（宇都宮陽二郎）	29
1. 空中写真	29
2. 地 図	36
資料 3. 霞ヶ浦に関する解説分類書誌目録（1）（土屋 巖・白井邦彦）	65
1. 文献・資料の概観	65
2. 著者別書誌目録	76
3. 事項索引	129
資料 4. 霞ヶ浦周辺地域住民の環境に対する意識調査調査票	139

目 次

1. 実施研究のあらましと今後の展望	1
合田 健（プロジェクトリーダー）	
2. 霞ヶ浦の湖底地形とその堆積速度について	7
宇都宮陽二郎	
3. 霞ヶ浦の湖面蒸発の算定について	23
土屋 巖・白井邦彦	
4. 霞ヶ浦の湖流特性	33
村岡浩爾・福島武彦	
5. 山王川流出汚濁負荷量に関する研究	45
津野 洋・村岡浩爾・細見正明	
6. 高浜入水域への栄養塩の河川からの流入量について	55
津野 洋・相崎守弘・大槻 晃・村岡浩爾・楢戸良雄	
7. 美浦村モデル地域における地下水の水質分布特性と地下水流に関する調査研究	65
細見正明・津野 洋・村岡浩爾・合田 健	
8. 大気降下物中の栄養塩量について	79
安部喜也・横内陽子・大槻 晃・	
9. 遠隔計測による霞ヶ浦の定量的水質計測（クロロフィルaの定量）	85
安岡善文・宮崎忠国	
10. 栄養塩類濃度の季節変動から見た霞ヶ浦の富栄養化現象の特徴	95
大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣	
11. 底泥からの栄養塩類の回帰	105
相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾	
12. 藻類の増殖に及ぼす底泥の影響に関する研究——底泥のAGP	115
細見正明・須藤隆一	
13. 霞ヶ浦における細菌分布	123
相崎守彦・近田俊文	
14. ブルーム時の水草帯における溶存酸素量の日変動	133
相崎守弘・福島武彦・大槻 晃・手塚和彦	
15. 霞ヶ浦高浜入における一次生産の季節変動と夏期における日変動	139
岩態敏夫・相崎守弘	
16. 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの季節消長と水平分布	155
森下正彦・安野正之	
17. 霞ヶ浦高浜入の底生動物，特にオオユスリカとアカムシユスリカの分布と季節変動	171
安野正之・菅谷芳雄・岩態敏夫	
18. 霞ヶ浦における魚類個体群の生態学的研究	
1. 張網採集による高浜入魚類相の周年変動	185
春日清一・石居 進・山根爽一・松下替久・高野 護・新井恵子・大貫芳哉・小川年以	

19. 情報エントロピーとAGPによる富栄養化の評価	203
田井慎吾・岡田光正・須藤隆一	
20. けい光分光光度計によるクロロフィル a の連続測定とその分布特性に関する一考察	213
津野 洋・細見正明	
21. 水の華および赤潮生物の培養について	223
矢木修身・岡田光正・須藤隆一	
22. 浅い湖の吹送流に関する実験的研究	231
村岡浩爾・福島武彦	
23. 感潮河川の水利・水質特性—— 沼沼および沼沼川について	245
村岡浩爾・津野 洋・相崎守弘・大坪国順・福島武彦	
24. 山王川の水文流出に関するシミュレーション	257
村岡浩爾・大坪国順	
25. 霞ヶ浦高浜入における藻類増殖のシミュレーションに関する研究	273
津野 洋・相崎守弘・合田 健	
26. 藻類の増殖過程における栄養塩の摂取ならびに代謝に関する動力学モデル	281
津野 洋・合田 健	
27. <i>Microcystis</i> の栄養塩吸収と増殖特性について	293
岡田光正・須藤隆一	
28. 富栄養化防止に関する総合解析フレームワーク	303
中杉修身・北畠能房・原科幸彦・内藤正明	
29. 霞ヶ浦周辺住民の水を中心とした環境に対する意識調査—— 地区調査の結果	311
青木陽二・原科幸彦	
30. 湖岸環境に関する臨場意識調査(その1)—— 第1回調査結果の解析	317
原科幸彦・青木陽二・中杉修身・丹羽富士雄	
31. 湖岸環境に関する臨場意識調査(その2)—— 第2回調査結果の解析	327
中杉修身・青木陽二・原沢英夫・原科幸彦・丹羽富士雄	
資料編	
1. 霞ヶ浦全域調査データ	335
2. 高浜入調査データ	377
3. 地下水調査資料	391
4. 国立公害研究所と気象庁の大型蒸発計観測日表(1977年7月~1978年8月)	405
5. 霞ヶ浦(西浦)流域の気象資料(1977年1月~1978年8月)	409

目 次

1. 底泥問題の論点について	1
国立公害研究所 水質土壌環境部 合田 健	
2. 底質中の栄養塩類存在状態とその量	
2-1 湖沼底泥におけるリン，窒素の分布とその存在状態	5
国立公害研究所 水質土壌環境部 細見正明	
2-2 水域の底泥におけるアンモニア態窒素の分布とその存在状態	18
京都大学 食糧科学研究所 河合 章	
2-3 討 論	23
3. 分解可溶性機構と速度	
3-1 霞ヶ浦高浜入における底泥間隙水の組成について	25
国立公害研究所 計測技術部 河合崇欣	
3-2 水田土壌における各種物質変化	32
茨城大学 農学部 浅見輝男	
3-3 討 論	44
4. 生物的寄与，食物連鎖	
4-1 霞ヶ浦の栄養塩回帰における大型動物の役割	45
国立公害研究所 生物環境部 春日清一	
4-2 底質における底生動物と微生物および無機環境との相与関係について	52
新潟大学 教育学部 福原晴夫	
4-3 討 論	62
5. 底泥のかく乱，巻き上げ，回帰	
5-1 底泥の限界掃流力と巻き上げ量について	65
大坪国順	
国立公害研究所 水質土壌環境部 相崎守弘	
福島武彦	
5-2 底泥の巻き上げと沈降	78
楠田哲也	
九州大学 工学部 海田輝之	
5-3 討 論	93
6. 総合的問題	
6-1 霞ヶ浦の物質循環における底泥の役割	95
国立公害研究所 水質土壌環境部 相崎守弘	

6-2	溶出機構解明のための一連の実験とその成果について —— 諏訪湖を対象として——	105
	野村総合研究所 環境システム研究部 田中哲治郎	
6-3	討 論	109
資 料		
1.	第1回「富栄養化問題シンポジウム——底泥問題を中心として——」プログラム	111
2.	シンポジウム参加者氏名一覧	112

昭和52年度 講演発表

- 1) 相崎守弘・津野 洋・須藤隆一・合田 健：霞ヶ浦高浜入の夏期における水質特性——Ⅰ. 第11回水質汚濁研究に関するシンポジウム, 東京. (52. 2)
- 2) 津野 洋・相崎守弘・須藤隆一・合田 健：霞ヶ浦高浜入の夏期における水質特性——Ⅱ. 第11回水質汚濁研究に関するシンポジウム, 東京. (52. 2)
- 3) 須藤隆一・森 忠洋(下水道事業団)：藻類培養試験による藻類増殖の制限要因の決定. 日本陸水学会, 第42回大会, 日光. (52. 6)
- 4) 須藤隆一：微生物の分類と生物指標. 公害技術全国会議, 東京. (52. 7)
- 5) 津野 洋・細見正明・合田 健：クロロフィル *a* の連続測定に関する研究. 土木学会年次学術講演会, 神戸. (52. 10)
- 6) 合田 健：水質評価へのエントロピー応用の理論と実際. 土木学会年次学術講演会, 神戸. (52. 10)
- 7) 岡田光正・須藤隆一：*Microcystis* による水の華の発生に関する研究(その1) —— *Microcystis* の増殖特性 ——. 日本醸酵工学会大会, 大阪. (52. 11)
- 8) 細見正明・岡田光正・須藤隆一：藻類の増殖に及ぼす底泥の影響に関する研究(第1報) —— 底泥のAGP ——. 日本醸酵工学会大会, 大阪. (52. 11)
- 9) 岡田光正・須藤隆一・内野弘之(環境プラント)：人工湖沼を用いた富栄養化の研究(その1) —— 人工湖沼について ——. 日本醸酵工学会大会, 大阪. (52. 11)
- 10) 岡田光正・須藤隆一：*Microcystis* を用いた藻類培養試験. 日本水処理生物学会大会, 長浜. (52. 2)
- 11) 相崎守弘・津野 洋・須藤隆一・合田 健：霞ヶ浦高浜入の夏期における水質特性——Ⅰ. 第11回水質汚濁研究に関するシンポジウム, 東京. (52. 2)
- 12) 津野 洋・相崎守弘・須藤隆一・合田 健：霞ヶ浦高浜入の夏期における水質特性——Ⅱ. 第11回水質汚濁研究に関するシンポジウム, 東京. (52. 2)
- 13) 岡田光正：湖沼の富栄養化と底泥の役割について. 第3回底質処理技術セミナー, 東京. (53. 3)

昭和52年度 印刷発表

- 1) 須藤隆一 (1977): 陸水域の富栄養化におよぼす排水の影響. かんきょう, 2(5), 70-77.
- 2) 須藤隆一 (1977): 水質汚濁の生物学的試験法. 産業公害, 13, 376-383.
- 3) 合葉修一 (東大応微研)・大竹久夫 (大阪大工)・須藤隆一 (1977): 浅い汚濁河川におけるBOD, DO収支のシミュレーション(第3報)——1日当りの PO_4-P ならびにBOD収支と汚濁対策効果に関する2, 3の検討——. 下水道協会誌, 14(155), 47-53.
- 4) 須藤隆一 (1977): 廃水処理の生物学. 産業用水調査会, 638P.
- 5) 相崎守弘・津野 洋・須藤隆一・合田 健 (1977): 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質, 生物変動—I. 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——, 国立公害研究所 特別研究成果報告, 第1号, 67-80.
- 6) 津野 洋・相崎守弘・須藤隆一・合田 健 (1977): 霞ヶ浦高浜入の夏期における水質生物変動-II. 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——, 国立公害研究所特別研究成果報告, 第1号, 80-94.

昭和53年度 講演発表

- 1) 合田健・村岡浩爾・津野 洋・細見正明：霞ヶ浦周辺の地下水の水質について（第1報）.
日本陸水学会第43回大会，奈良．（53． 7）
- 2) 津野 洋・相崎守弘・合田 健（1978）
霞ヶ浦高浜入の藻類増殖シミュレーションに関する研究，第12回水質汚濁に関するシンポジウム講演集，67-72.
- 3) 合田 健・村岡浩爾・福島武彦（1978）
浅い湖における吹送流と拡散に関する実験的研究，第22回水理講演会論文集，81-86.
- 4) 合田 健・村岡浩爾・津野 洋・相崎守弘・福島武彦・細見正明・土屋 巖・白井邦彦（1978）：霞ヶ浦とその周辺水圏における水理と水質の関連について．国立公害研究所研究発表会予稿集，74-84（1978）.
- 5) 原科幸彦：暮らしから見た霞ヶ浦の環境汚染．茨城県環境週間記念講演会，土浦．（53． 6）
- 6) 原科幸彦：水環境に対する住民意識に関する研究——霞ヶ浦周辺住民意識調査．日本地域学会第15回国内大会，仙台．（53． 11）
- 7) 原科幸彦・中村修身：霞ヶ浦の環境問題について．霞ヶ浦問題研究会講演会，大洗．（54． 3）
- 8) 須藤隆一・岡田光正・針生 晋：霞ヶ浦および湯ノ湖におけるAGP．日本陸水学会第43回大会，奈良．（53． 7）
- 9) 須藤隆一・岡田光正・寺薮克博：人工湖沼を用いた富栄養化の研究（第2報）．昭和53年度日本醗酵工学会大会，大阪．（53． 11）
- 10) 田井慎吾・岡田光正・須藤隆一：情報エントロピーによる水質評価に関する研究．第15回下水道研究発表会，東京．（53． 5）
- 11) 田井慎吾・須藤隆一・杉浦則夫：藻類のCODと多様性指数 日本陸水学会第43回大会，奈良．（53． 7）
- 12) 矢木修身・岡田光正・須藤隆一：*Microcystis* の分離および培養について．日本陸水学会第43回大会，奈良．（53． 7）
- 13) 矢木修身・須藤隆一：*Microcystis* による水の華の発生および消滅に関する研究（第2報）——霞ヶ浦に発生する*Microcystis* の培養について．昭和53年度日本醗酵工学会大会，大阪．（53． 11）
- 14) 岡田光正：水の華の発生と消滅について．第25回日本生態学会大会（マイクロエコロジー勉強会），福岡．（53． 4）
- 15) 岡田光正・矢木修身・須藤隆一：*Microcystis* の増殖促進物質について．日本陸水学会第43回大会，奈良．（53． 7）
- 16) 岡田光正・須藤隆一・合葉修一：*Microcystis* による水の華の発生および消滅に関する研究（第3報）——*Microcystis* のリン吸収と増殖．昭和53年度日本醗酵工学会大会，大阪．（53． 11）
- 17) 岡田光正・須藤隆一・合葉修一：*Microcystis* による水の華の発生および消滅に関する研究（第4報）——*Microcystis* の窒素吸収と増殖．昭和53年度日本醗酵工学会大会，大阪．（53． 11）
- 18) 岡田光正・矢木修身・須藤隆一・合葉修一：*Microcystis* の連続培養．昭和53年度日本醗酵工学会大会，大阪．（53． 11）
- 19) 細見正明・津野 洋・村岡浩爾：湖の富栄養化に及ぼす沿岸地下水の挙動について（第1報）．土木学会第33回年次学術講演会，仙台．（53． 9）
- 20) 村岡浩爾・相崎守弘・福島武彦・河合崇欣・大槻 晃・手塚和彦：底引き網漁法による底泥のまき上

- げ量の推定. 日本陸水学会第43回大会, 奈良. (53. 7)
- 21) 吉田富男・相崎守弘・浅見輝男・植島直樹: 霞ヶ浦における生物的窒素固定と脱窒. 日本陸水学会第43回大会, 奈良. (53. 7)
 - 22) 安野正之・菅谷芳雄・岩熊敏夫: 霞ヶ浦の底生動物の分布と季節変動. 日本生態学会, 第26回大会, 横浜. (54. 3)
 - 23) 安野正之・岩熊敏夫・菅谷芳雄: 霞ヶ浦の底生動物の分布と季節変動. 日本生態学会, 第26回大会, 横浜. (54. 3)
 - 24) 森下正彦・安野正之: 霞ヶ浦における動物および植物プランクトンの相互関係について. 日本生態学会, 第26回大会, 横浜. (54. 3)
 - 25) 森下正彦・安野正之: 霞ヶ浦における動物プランクトンの季節的消長と環境要因の変動との関係について. 陸水学会, 第43回大会, 奈良. (53. 7)
 - 26) 土屋 巖・白井邦彦: 霞ヶ浦の湖面蒸発量の算定について (1). 日本気象学会, 仙台. (53. 11)
 - 27) 宮崎忠国・安岡善文・清水 浩: グラントルースデータとしての分光反射スペクトルの定量的処理. 第4回リモートセンシングシンポジウム, 東京. (53. 11)
 - 28) 安岡善文・宮崎忠国: 遠隔計測による湖水域の定量的水質計測—その2—クロロフィル a の定量. 第4回リモートセンシングシンポジウム, 東京. (53. 11)
 - 29) 安岡善文: 遠隔計測による湖水域の定量的水質解析. 環境科学特別研究合同研究報告会, 野田. (54. 2)
 - 30) 安岡善文: 遠隔計測による湖水域の濁りの測定. 理研シンポジウム (海の濁りに関するシンポジウム), 東京. (54. 3)
 - 31) 宇都宮陽二郎: 霞ヶ浦の湖産地形とその堆積速度について. 日本地理学会, 東京. (54. 4)
 - 32) 菅谷芳雄・安野正之: 数種の採泥器の比較, 検討. 日本陸水学会, 第43回大会, 奈良. (53. 7)
 - 33) 合田 健・村岡浩爾・福島武彦: 浅い湖における吹送流と拡散に関する実験的研究. 土木学会第22回水理講演会, 東京. (53. 2)
 - 34) 福島武彦・村岡浩爾: 湖における水質の鉛直分布予測モデル. 土木学会第33回年次学術講演会, 仙台. (53. 9)
 - 35) 津野 洋・福島武彦・村岡浩爾: 湯の湖における鉛直方向水質分布特性に関する研究. 第13回日本水質汚濁研究会年次学術講演会, 東京. (54. 2)

昭和53年度 印刷発表

- 1) 合田 健 (1979): 第15回土木学会衛生工学研究討論会講演論文集, 172 - 179.
- 2) 合田 健・田井慎吾 (1978): エントロピーによる水質環境評価. 水質汚濁研究, 1 (1), 12-21.
- 3) 津野 洋・合田 健 (1978) 藻類の増殖過程における基質の摂取ならびに代謝に関する動力学モデル. 水質汚濁研究, 1 (1), 49-62.
- 4) 原科幸彦・森田恒幸・丹羽富士雄 (1979): 湖環境に対する住民意識に関する研究 — 霞ヶ浦周辺住民意識調査. 地域学研究, 9, 155 - 173.
- 5) Otsuki, A. (1978): A reactivation solution for a copperized cadmiation of nitrate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* **99**, 375-377.
- 6) 須藤隆一 (1978): A G P. 下水道協会誌, 15 (167), 104.
- 7) 須藤隆一 (1978): A G Pによる富栄養化の評価. 環境創造, 8 (9), 55-66.
- 8) 森 忠洋・須藤隆一・岡田光正 (1998): 下水3次処理水の藻類培養試験. 日本水処理生物誌, 14(2), 22-29.
- 9) Sudo, R., H. Ohtake, S. Aiba and T. Mori (1978): Some ecological observation on the decomposition of periphytic algae and aquatic plants. *Water Res.*, **12**, 179-184.
- 10) 田井慎吾・須藤隆一・岡田光正・針生 晋 (1978): 富栄養化の評価ならびに制御指標の検討 — C O D_{Mn} について. 水処理技術, 19 (5), 429 - 443.
- 11) 田井慎吾・内藤敦子・合田 健 (1979): 第15回土木学会衛生工学研究討論会講演論文集, 69-74.
- 12) 岡田光正・須藤隆一 (1978): A G Pをめぐる諸問題. 用水を廃水, 20 (7), 765 - 779.
- 13) 岡田光正 (1978): [The effects of sediment on lake eutrophication: The Application of algal assay procedure. 有害底質の処理処分に関する日米専門家会議 (The 4th US/JAPAN Exparts Meeting on Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances).
- 14) 安岡善文 (1979): 霞ヶ浦における水質汚染. 「宇宙からの目」, 朝倉書店, 192.
- 15) 安岡善文・宮崎忠国 (1979): リモートセンシングによる水質環境調査. 日本国土海洋総合学術診断委員会技術報告書, (財) 日本造船振興財団.
- 16) Yasuoka, Y., Y. Iikura and T. Miyazaki (1978): Quantitative description and analysis of remotely sensed water quality distribution. *Proc. of 12th International Symposium on Remote Sensing of Environment*, 1309-1318.
- 17) Aizaki, M. (1978): Seasonal changes in standing crop and production of periphyton in the Tamagawa River. *Jpn. J. Ecol.*, **28**, 123-134.
- 18) Aizaki, M. (1979): Growth rates of microorganisms in a periphyton community. *Jpn. J. Limnol.*, **40**, 10-19.
- 19) 安野正之・森下正彦・菅谷芳雄 (1978): 霞ヶ浦の動物プランクトンおよび底生動物. 環境科学研究報告集, B-3-R12-1, 129 - 136.
- 20) 津野 洋・合田 健 (1978): 藻類の増殖過程における基質の摂取ならびに代謝に関する動力学モデル. 水質汚濁研究, 1 (1), 49-62.

昭和54年度 講演発表

- 1) 合田 健 (1979): 陸水域の富栄養化に関する総会研究—中間総括, 国立公害研究所研究発表会予稿集, 50-71.
- 2) 岡田光正・須藤隆一: 人工湖沼を用いた富栄養化の研究. 生態系のモデル化に関するシンポジウム, 八王子, (54. 4)
- 3) 須藤隆一: 微生物生態系としての環境. 化学工学協会第44年会, 東京, (54. 4)
- 4) 須藤隆一: 霞ヶ浦における水の華の発生と消滅. 日本陸水学会第44回大会, 仙台, (54. 5)
- 5) 細見正明・津野 洋・村岡浩爾・合田 健: 霞ヶ浦周辺の地下水の水質 (第2報). 日本陸水学会第44回大会, 仙台, (54. 5)
- 6) 細見正明・須藤隆一: 霞ヶ浦の底泥におけるリンの分布. 日本陸水学会第44回大会, 仙台, (54. 5)
- 7) 矢木修身・須藤隆一: *Microcystis* の増殖特性. 日本陸水学会第44回大会, 仙台, (54. 5)
- 8) 楠本正康 (日本環境整備教育センター)・須藤隆一・土屋隆夫 (東京都公害局): 回転円板法による家庭排水の処理に関する実用化研究. 第1回生物膜法研究会, 東京, (54. 10)
- 9) 須藤隆一・岡田光正・国安祐子・後藤考秀 (理大): 回転円板処理におよぼす負荷変動の影響 (第1報). 第1回生物膜法研究会, 東京, (54. 10)
- 10) 須藤隆一・矢木修身・岡田光正・細見正明・内藤敦子・熊谷祐子・土屋重和 (技術部): *Microcystis* による水の華の発生および消滅に関する研究 (第6報)—霞ヶ浦における *Microcystis* の消長. 日本発酵工学会大会, 大阪, (54. 11)
- 11) 細見正明・福島武彦: 水の華形成期における *Microcystis* の動態—隔離水塊実験 (現場マイクロコズム法). 土木学会第34回年次学術講演会, 福岡, (54. 10)
- 12) 岡田光正・須藤隆一・合葉修一 (大阪大学工学部): *Microcystis* 浮上・沈降のシミュレーション. 第14回日本水質汚濁研究会年次学術講演会, 東京, (55. 2)
- 13) 須藤隆一: 湖沼の富栄養化と水利用. 第7回産業用水技術会議, 東京, (55. 2)
- 14) 細見正明・矢木修身・岡田光正・田井慎吾・相崎守弘・後藤考秀 (理大)・須藤隆一: *Microcystis* による水の華の発生および消滅に関する研究 (第7報)—現場マイクロコズム実験. 日本発酵工学会大会, 大阪, (54. 11)
- 15) 村岡浩爾・細見正明・飯沢雅人 (埼玉大): 降雨による非汚染土壌の不飽和浸透に伴う物質流出実験. 土木学会第34回年次学術講演会, 福岡, (54. 10)
- 16) 矢木修身・萩原富司 (茨城大)・岡田光正・寺園克博 (日本環境プラント)・須藤隆一: *Microcystis* による水の華の発生および消滅に関する研究 (第8報)—霞ヶ浦から分離した2種の *Microcystis* の増殖特性. 日本発酵工学会大会, 大阪, (54. 11)
- 17) 海老瀬潜一・宗宮 功・平野良雄・安達伸光 (1979): 降雨流出過程における流出物質の挙動. 第7回環境問題シンポジウム (土木学会), 東京, (54. 8)
- 18) 海老瀬潜一・宗宮 功・平野良雄 (1979): 小河川における晴天時流出負荷量と降雨時流出負荷量. 土木学会第34回年次学術講演会, 福岡, (54. 10)
- 19) 荒井 均・宗宮 功・海老瀬潜一: 琵琶湖南湖の水質変化特性の研究 (その5)—数理生態モデルによるシミュレーション. 土木学会第34回年次学術講演会, 福岡, (54. 10)
- 20) 荒井 均・宗宮 功・海老瀬潜一: 琵琶湖南湖における物質収支. 京都大学環境衛生工学研究会第1回シンポジウム, 京都, (54. 12)
- 21) 海老瀬潜一・村岡浩爾・大坪国順: 小河川における総流出負荷量の観測と評価. 第24回水理講演会 (土

- 木学会), 東京, (55. 2)
- 22) 福島武彦・村岡浩爾: 浅い湖における湖流混合現象. 土木学会第34回年次学術講演会, 福岡. (54. 10)
 - 23) 福島武彦・村岡浩爾: 湖の富栄養化現象モデル解析に必要な調査とその資料解析. 第24回水理講演会(土木学会), 東京. (55. 2)
 - 24) 合田 健: 陸水域の富栄養化に関する総合研究 — 中間総括. 国立公害研究所研究発表会, (54. 5)
 - 25) 手塚和彦・相崎守弘・高橋正征: 霞ヶ浦における富栄養化への底泥攪乱効果について. 日本陸水学会第44回大会, 仙台. (54. 5)
 - 26) 相崎守弘・大槻 晃・津野 洋・村岡浩爾: 霞ヶ浦における栄養塩類の収支. 日本陸水学会第44回大会, 仙台. (54. 5)
 - 27) 相崎守弘・福島武彦・大槻 晃・手塚和彦: 夏期の水草帯における溶存酸素量の日変動特性. 日本陸水学会第44回大会, 仙台. (54. 5)
 - 28) 相崎守弘・大槻 晃・福島武彦・河合崇欣・細見正明・村岡浩爾: 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会, 東京. (55. 2)
 - 29) 岩熊敏夫・相崎守弘: 霞ヶ浦高浜入の一次生産の年変動. 日本陸水学会, 仙台. (54. 5)
 - 30) 岡田光正・矢木修身・須藤隆一・合葉修一(大阪大): *Microcystis* による水の華の発生および消滅に関する研究(第9報) — *Microcystis* の異常発生シミュレーション. 日本発酵学会, 大阪. (54. 11)
 - 31) 中杉修身・北畠能房・宮崎忠国・原科幸彦・内藤正明: 富栄養化防止対策総合解析のフレームワーク. 第7回土木学会環境問題シンポジウム, 東京. (54. 8)
 - 32) 北畠能房: 霞ヶ浦富栄養化の養殖業に与える影響に関する実証的研究: 日本行動計量学会, 東京. (54. 10)
 - 33) 北畠能房・青木陽二: 霞ヶ浦水質汚濁の漁業に与える影響に関する実証的研究. 日本地域学会, 酒田. (54. 11)
 - 34) 北畠能房: 漁業に与える富栄養化影響の経済的評価 — 霞ヶ浦を対象として — 文部省科研究費特別研究「環境科学」R40-2, 3, 4 合同研究成果報告会, 東京. (55. 3)
 - 35) 安部喜也・横内陽子・大槻 晃: 大気降水物として供給される栄養塩量について. 日本陸水学会第44回大会, 仙台. (54. 5)
 - 36) 安岡善文・宮崎忠国: 遠隔計測による水質特性の計測と分類. 第18回計測自動制御学会学術講演会, 長野. (54. 8)
 - 37) 安岡善文・宮崎忠国: 遠隔計測による水質特性分布の把握. 第5回リモートセンシングシンポジウム, 計測自動制御学会, 東京. (54. 11)
 - 38) 岩熊敏夫・相崎守弘: 霞ヶ浦高浜入の一次生産の年変動. 日本陸水学会第44回大会, 仙台. (54. 5)
 - 39) 津野 洋・村岡浩爾・楮戸良雄: モデル河川を用いての付着藻類増殖特性に関する研究, 福岡. (54. 10)

昭和54年度 印刷発表

- 1) 合田 健・相崎守弘 (1979): 浅い湖における水温変化と富栄養化. 水温の研究, 23(3), 2-8.
- 2) Ohtake, H. (Shimane Univ.), S. Aiba (Inst. Appl. Microbiol. Univ. Tokyo) and R. Sudo (1978): Growth and detachment of periphyton in an effluent from the secondary treatment plant of wastewaters. *Jpn. J. Limnol.*, 39(4), 163-169.
- 3) 須藤隆一 (1980): 微生物生態系としての環境. シンポジウム「環境化学工学の将来と課題」, 44pp. 16-26.
- 4) 合田 健・相崎守弘 (1979): 浅い湖における水温変化と富栄養化. 水温の研究, 23(3), 2-8.
- 5) 合田 健 (1980): リン規制の必要性について. 用水と廃水, 22(3), 1.
- 6) Tai, S. and T. Goda (1979): The New Approach for the Assessment of Water Quality Using the Theory of Entropy. Water Research Centre Conference on "River Pollution Control", Session 3, Keble College, Eng. 1-19.
- 7) 津野 洋・細見正明 (1979): けい光分光光度計による湖水中のクロロフィル *a* の連続測定. 用水と廃水, 21(10), 1162-1167.
- 8) 須藤隆一・国安祐子・後藤孝秀 (理大)・岡田光正 (1979): 回転円板の微生物相. 水処理技術, 20, 943-953.
- 9) 吉田富男・相崎守弘・浅見輝男・榎島直樹 (1979): 霞ヶ浦における生物的窒素固定と脱窒. 陸水学雑誌, 40, 1-9.
- 10) 海老瀬潜一・宗宮 功・平野良雄 (1979): タンクモデルを用いた降雨時流出負荷量解析. 用水と廃水, 21(12), 46-56.
- 11) 須藤隆一 (1979): 環境保全と微生物. 環境と微生物, 微生物とその応用 6, 共立出版, 265pp., 1-122.
- 12) 田井慎吾 (1979): 三次処理を中心とした下水処理. 土木学会誌, 64(6), 43-46.
- 13) 須藤隆一 (1979): 汚水処理の微生物(10)コルビジウム, コルポーダ, パラメシウム. 水, 21(11), 18-19.
- 14) 須藤隆一 (1979): 生物膜法における生物相. 浄化そう・コミプラ, (43), 1-8.
- 15) 安岡善文・宮崎忠国 (1980): リモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測. 日本国土海洋総学術診断技術報告書, (財)日本造船振興財団, 20-27.
- 16) 須藤隆一 (1979): 回転円板法と微生物. 環境創造, 9(8), 26-32.
- 17) 須藤隆一 (1979): 富栄養化とその防止対策. 日本機械学会誌, 82, 1052-1057.
- 18) 須藤隆一 (1979): 藻類を利用する水質の評価 (I) A G P. 藻類研究法, 西澤一俊・千原光雄編, 共立出版, 754pp., 453-459.
- 19) Sudo, R. and M. Okada (1979): The contribution of sediment to lake eutrophication as determined by algal assay. EPA-600/3-79-102, 161-179.
- 20) 細見正明・須藤隆一 (1979): 湖沼底泥からのリン溶出に関する研究. 水質汚濁研究, 2, 157-162.
- 21) 田井慎吾・岡田光正 (1979): 富栄養化指標. 水環境指標, 合田 健編著, 思考社, 392pp., 227-301.
- 22) 原科幸彦・森田恒幸・丹羽富士雄 (1979): 湖環境に対する住民意識に関する研究——霞ヶ浦周辺住民意識調査. 地域学研究, 9, 155-173.
- 23) 菅谷芳雄・安野正之 (1979): 数種の採認器によるユスリカ幼虫の採集効率の比較. 陸水学雑誌, 40,
- 24) 海老瀬潜一 (1979): 琵琶湖南湖の水質分布特性, 「環境科学」研究報告集 B24-R12-2(2), 16-22.

昭和55年度 講演発表

- 1) 田井慎吾・山根敦子・合田 健：水環境評価への熱測定への応用，第14回日本水質汚濁研究会年次学術講演会，東京，(55. 2)
- 2) 細見正明・須藤隆一：湯の湖における沈殿物，第14回日本水質汚濁研究会年次学術講演会，東京，(55. 2)
- 3) 杉浦則夫（茨城県企業局）・飯島昭夫（茨城県企業局）・矢木修身・須藤隆一：霞ヶ浦から分離した放線菌の産生する臭気物質の産生条件について，第14回日本水質汚濁研究会年次学術講演会，東京，(55. 2)
- 4) 矢木修身・須藤隆一・萩原富司（茨城大農化）・高村義親（茨城大農化）：ミクロキスティスの増殖特性，昭和55年度日本農芸化学会大会，福岡，(55. 4)
- 5) 高村義親（茨城大農化）・野村和輝（茨城大農化）・萩原富司（茨城大農化）・平松 昭（茨城大農化）・松田智明（茨城大農学）・矢木修身：霞ヶ浦に発生するアオコの物質組成と形態ならびに微細構造について，昭和55年度日本農芸化学会大会，福岡，(55. 4)
- 6) 細見正明・須藤隆一：湯の湖の富栄養化に関する研究（第1報）—— N, Pの挙動 ——，日本陸水学会第45回大会，新潟，(55. 6)
- 7) 岡田光正・細見正明・須藤隆一・松濤広徳（自然環境科学研）・岩城英夫（筑波大）：湯ノ湖の富栄養化に関する研究（第3報）—— シミュレーションによる富栄養化対策の評価，日本陸水学会 第45回大会，新潟，(55. 6)
- 8) 矢木修身・萩原富司（茨城大）・須藤隆一：*Microcystis*の増殖特性 —— 鉄およびその他の増殖に及ぼす因子について ——，日本陸水学会第45回大会，新潟，(55. 6)
- 9) Okada, M., S. Aiba (Osaka Univ.) and R. Sudo: Simulation of emergence and/or disappearance of waterbloom of *Microcystis aeruginosa* in a eutrophic lake. The 21st Congr. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol., Kyoto. (55.8)
- 10) 岡田光正・寺蘭克博（㈱環境プラント）・須藤隆一：マイクロコズムを用いたらん藻類の大量培養，第17回日本処理生物学会大会，足柄郡山北町，(55. 10)
- 11) 細見正明・岡田光正・須藤隆一：藻類の増殖に及ぼす底泥の影響に関する研究（第3報）—— 底泥からのNH₄-Nの溶出，昭和55年度日本醗酵工学会大会，大阪，(55. 11)
- 12) 岡田光正・須藤隆一・合葉修一（阪大，工，醗酵）：*Microcystis*による水の華の発生および消滅に関する研究（第10報）—— *Microcystis*の異常発生のシミュレーション（その2），昭和55年度日本醗酵工学会大会，大阪，(55. 11)
- 13) 福島武彦・村岡浩爾：水質予測モデルの検討，土木学会第35回年次学術講演会，札幌，(55. 9)
- 14) 福島武彦，村岡浩爾：浅い湖におけるセイシュの観測とそのモデル化，土木学会第25回水理講演会，東京，(56. 2)
- 15) 大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣・宮井 博・高橋正征：屋外モデル湖沼実験，Ⅰ．添加栄養塩量と藻類生産量の関係，日本陸水学会第45回大会，新潟，(55. 6)
- 16) 宮井 博・高橋正征・大槻 晃・相崎守弘・河合崇欣：屋外モデル湖沼実験，Ⅱ．植物プランクトンの個体群変動，日本陸水学会第45回大会，新潟，(55. 6)
- 17) 相崎守弘・大槻 晃・福島武彦：富栄養化状態指標としての全菌数，日本陸水学会第45回大会，新潟，(55. 6)
- 18) 安野正之・岩熊敏夫・菅谷芳雄・佐々 学：湯の湖底生動物相 —— 特にユスリカについて，日本陸水

- 学会第45回大会, 新潟. (55. 6)
- 19) 岩熊敏夫・安野正之: 霞ヶ浦の底生動物の周年変動 (統報). 日本陸水学会第45回大会, 新潟. (55.6)
 - 20) Ambe, Y., S. Ebise and M. Aizaki: Annual budget of nutrients at Takahamairi, Lake Kasumigaura. 21 SIL Congress, Kyoto. (1980.8)
 - 21) 相崎守弘・串田克則: 水域の富栄養化に対する養殖業の影響. 第15回日本水質汚濁研究会年次学術講演会, 東京. (1981. 3)
 - 22) 今村典子・安野正之: 霞ヶ浦における水の華構成植物プランクトンの動態. 日本陸水学会第45回大会, 新潟. (55. 6)
 - 23) Aizaki, M., A. Otsuki, T. Fukushima, M. Hosomi and K. Muraoka: Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. 21 SIL Congress, Kyoto. (1980.8)
 - 24) 海老瀬潜一・村岡浩爾・相崎守弘・大坪国順: 中小河川における期間総流出負荷量の変化とその評価. 第8回環境問題シンポジウム講演論文集 (土木学会), 118 - 123, 東京. (55. 8)
 - 25) 海老瀬潜一 (1980): 浅い湖沼における懸濁態物質の構成変化. 土木学会第35回年次学術講演会講演概要集第2部, 780 - 781, 札幌. (55. 9)
 - 26) 海老瀬潜一・村岡浩爾・大坪国順 (1981): 小河川における豪雨による浮遊物質流出量の定量化. 第25回水理講演会 (土木学会), 473 - 479, 東京. (56. 2)
 - 27) 土屋 巖: 大型蒸発計を用いた蒸発の風洞実験 (序報). 日本農業気象学会, 関東支部例会, 筑波. (56. 1)
 - 28) 土屋 巖: 温湿度を一定にした風洞内の大型蒸発計からの蒸発. 日本気象学会, 東京. (56. 5)
 - 29) 佐橋 謙 (岡山大)・土屋 巖: 蒸発しつつある水面近傍の温度分布. 日本気象学会, 東京. (56. 5)

昭和55年度 印刷発表

- 1) 合田 健・須藤隆一・田井慎吾・矢木修身 (1980): 藻類の多様性解析とびわ湖赤潮生物の特性. 文部省「環境科学」特別研究研究報告集, B-58-R-12-4 (2), 31-38.
- 2) 合田 健・田井慎吾 (1980): 霞ヶ浦の富栄養化と対策. 環境研究, 29, 88-100.
- 3) 合田 健 (1980): 陸水域の富栄養化に関する総合研究. 産業と環境, '80 (8), 85-90.
- 4) 合田 健 (1980): 環境中のリンをめぐる. 用水と廃水, 22 (8), 3-15.
- 5) 岡田光正・須藤隆一 (1980): 藻類増殖とリン. 用水と廃水, 22, 891-906.
- 6) 岡田光正・須藤隆一 (1980): リンと湖沼の富栄養化. 公害と対策, 16, 838-848.
- 7) 岡田光正 (1980): アオコ (*Microcystis*) の浮上・沈降とその増殖について. 環境技術, 9, 627-629.
- 8) Okada, M. and R. Sudo (1980): Microcosm system study of algal bloom formation. J. Water Pollut. Control Fed., 52, 1029-1034.
- 9) 須藤隆一 (1980): 微生物生態系としての環境・化学工学, 44, 466-471.
- 10) 田井慎吾 (1980): エントロピーによる環境とエネルギー問題の総合評価. エネルギーと環境, (1), 22-30.
- 11) 須藤隆一 (1980): 富栄養化の影響とその防止対策技術. MOL, 昭和55年7月号, 44-50.
- 12) 須藤隆一 (1980): 富栄養化とその防止対策. 都市環境工学, 12 (2), 31-41.
- 13) 須藤隆一 (1980): 霞ヶ浦における水の華に関する研究. 陸水学雑誌, 41 (3), 124-131.
- 14) 須藤隆一 (1981): 富栄養化とその防止対策. アンモニアと工業, 34 (1), 37-44.
- 15) 細見正明・須藤隆一 (1981): 湖沼底質. Annual Report of Studies on Sludge Treatment 1981 汚泥研究年報. 229-237.
- 16) 北島能房・青木陽二 (1980): 霞ヶ浦水質汚泥の漁業に与える影響に関する実証的研究. 地域学研究, 10, 119-141.
- 17) 北島能房・宮崎忠国 (1980): 地域計画モデルの多摩地区への適用例. システム工学会誌, 4 (1), 35-48.
- 18) 海老瀬潜一 (1980): 琵琶湖南湖における懸濁物質の粒径分布. 「環境科学」研究報告集, B-58-R-12-4 (2), 27-30.
- 19) 海老瀬潜一 (1980): 小河川の降雨時流出負荷量の算定と評価. 環境技術, 9 (4), 5-13.
- 20) 相崎守弘 (1980): 富栄養河川における付着微生物群集の発達にともなう現存量および光合成量の変化. 陸水学雑誌, 41, 225-234.
- 21) 相崎守弘 (1980): 多摩川中流域における一次生産の水温特性. 水温の研究, 23, 5258-5264.
- 22) Aizaki, M., A. Otsuki, T. Fukushima, M. Hosomi and K. Muraoka: Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. Verh. Internat. Verein. Limnol., 21; 643-649. (in press)
- 23) 安野正之・森下正彦 (1981): 富栄養湖, 霞ヶ浦高浜入における動物プランクトンの変動の特徴. 環境科学研究報告集, B93-R12-2.
- 24) 岩熊敏夫・安野正之 (1981): 霞ヶ浦の底生動物の現存量. 環境科学研究報告集, B93-R12-2.
- 25) Iwakuma, T. and M. Yasuno (1981): Chironomid populations in highly eutrophic Lake Kasumigaura. Verh. Int. Verin Limnol., 21, 632-642.
- 26) Iwamura, N. (1981): Studies on the waterblooms in Lake Kasumigaura, Verh. Internat. Verin. Limnol., 21, 620-626.
- 27) 土屋 巖・白井邦彦・増田啓子・河合崇欣・植田洋匡・佐橋 謙 (岡山大) (1981): 湖面蒸発量の研究. 国立公害研究所研究報告, 第20号, 43-67.

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 スモッグチャンパーによる炭化水素 — 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 スモッグチャンパーによる炭化水素 — 窒素酸化物系光化学反応の研究 — 昭和53年度中間報告. (1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究 — 昭和51/53年度特別研究報告. (1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
— 第 1 報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係 —
— 第 2 報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について —)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53, 54年度特別研究報告. (1980)
- 第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和54年度特別研究報告. (1980)
- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測. (1980)
- 第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果 — 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 昭和53/54年度 特別研究報告. (1980)

- 第 18 号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- 第 19 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ) — 霞ヶ浦(西浦)の湖流 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 20 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ) — 霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 21 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ) — 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 22 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ) — 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 23 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ) — 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 24 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅷ) — 富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 25 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅸ) — *Microcystis* (藍藻類) の増殖特性 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 26 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X) — 藻類培養試験法によるAGPの測定 — 昭和53/54年度. (1981)
- 第 27 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI) — 研究総括 — 昭和53/54年度. (1981)

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)
- No.24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources – 1978-1979. (1981)
- No.25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Growth characteristics of *Microcystis* – 1978-1979. (1981)
- No.26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Determination of algal growth potential by algal assay procedure – 1978-1979. (1981)
- No.27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Summary of Researches – 1978-1979. (1981)

* in Japanese

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

No. 27

国立公害研究所研究報告 第27号
(R-27-'81)

昭和56年7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.

July 1981