

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V)

Comprehensive Studies on the Eutrophication Control of Freshwaters (V)

霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化

Modelling the Eutrophication of Lake Kasumigaura

昭和55~57年度 特別研究報告

1980-1982

合田 健・村岡浩爾・福島武彦

中杉修身・松岡 譲

Takeshi GODA, Kohji MURAOKA, Takehiko FUKUSHIMA,

Osami NAKASUGI, Yuzuru MATSUOKA

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

国立公害研究所研究報告 第54号

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V)

霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化

昭和55~57年度 特別研究報告

R - 54 正 誤 表

頁	行	誤	正
4	上18	大きいことを明らかとなった。	大きいことが明らかとなった。
4	上19	湖沼であることを明らかとなった。	湖沼であることが明らかとなった。
5	上4	栄養供給源	栄養塩供給源
17	下1	各ボックスの数値には $Q_{ch} = 0$ の値には $Q_{ch} = 0$ とした ……	各ボックスの数値には $Q_e = 0$ と した ……
22	表8中	ねむし	わむし
34	式5	$d_x / \int_{x_j}^{x_{j+1}} A_{(x)}$	$d_x / \int_{x_j}^{x_{j+1}} A_{(x)} d_x$
37	上14	…… t きい断面を選び、	……大きい断面を選び、
42	式33	$E_x \propto$	$E_x \propto$
44	式34	$= \alpha' n \sqrt{gH^{5/6}} u $	$= \alpha' n \sqrt{gH^{5/6}} u $
156	上10	よる観測値 ³⁵⁾	よる観測値 ³³⁷⁾
199	上8追加		337) 土屋巖・白井邦彦・増田啓子 ・河合崇欣・植田洋匡・佐橋謙(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.

序

霞ヶ浦の富栄養化現象については、1977年以来既に6年以上にわたって特別研究として取り組み、その後も調査を続けている。それらの研究は、霞ヶ浦の水理・水質・栄養塩の物質収支、プランクトン・イサザアミ・魚類などの動物、藻類等の生物相に関する調査を含んでいる。その調査資料はおびただしい量になる。しかし、これらのデータを統計的に解析しただけでは、現象の十分な理解には至らない。因果関係を明らかにし、現象の予測や制御を行うには多くの変数の動的変化を表現する数式を用いるのが好都合である。そこで、本報告では特に拡散、物質循環、生物の成長・死滅等を表す数学モデルを開発して、富栄養化現象をモデル化することを試みた。また、計算結果と観測結果との比較も行って、ある程度満足する結果を得た。

霞ヶ浦は日本第二の湖で、広大な三次元的水域である。そのうえ、流入河川も多い。そこで、このような大きな地域を全体としてモデル化しても、よい精度で現象を再現することは難しい。しかし一方において、細分区割数を増すとそれに計算の手間が著しく増え、湖全体としての整合性のある結果を得ることが難しくなる。そこで、本研究では水理学的な見地からも霞ヶ浦を合理的に分割しモデル化する方法を考案した。また、それに基づいて栄養塩の物質収支についての調査を行い、最後に数理モデルを立てた。湖はそれぞれ固有の特性をもっているので、本報告の方法がそのまま他の湖にも利用できて、良い適合性を示すかどうかは疑問であるが、少なくとも広大な水域における生物をも含んだシステム・ダイナミックスの一つの例と見ることができる。

この研究は、1980年より行っている「富栄養化防止に関する総合研究」の一環として行ったもので、本研究に関して各方面から多くの御支援を賜ったことを付記して、ここに厚く感謝する次第である。

なお、本報告の内容は8月20日から24日の間、国立公害研究所において行われた第4回国際生態モデル会議で“Synthesis and Analysis of Comprehensive Lake Model-with the Evaluation of Diversity of Ecosystem”として発表されて参加者の興味を引く結果となった。

1984年12月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

目 次

I. 研究の概要	1
中杉修身	
II. 報 文	
1. 霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について	9
合田 健・村岡浩爾・福島武彦	
2. ボックスモデル構築に関する水理学的検討	31
村岡浩爾・福島武彦	
3. 霞ヶ浦の富栄養化モデル	53
松岡 譲	

CONTENTS

I. Outline of the Studies	1
O. NAKASUGI	
II. Papers	
1. Phosphorus and Nitrogen Budget in Lake Kasumigaura	9
T. GODA, K. MURAOKA and T. FUKUSHIMA	
2. Hydrological Considerations on Box Model	31
K. MURAOKA and T. FUKUSHIMA	
3. An Eutrophication Model of Lake Kasumigaura	53
Y. MATSUOKA	

I.

研究の概要

Outline of the Studies

中杉修身¹

Osami NAKASUGI¹

1 本研究の目的

環境における種々の現象に対して既に数多くの数式モデルが開発されているが、このようなモデルが果たす役割は二つあると考えられる。一つは対象となる現象解析に当たってその指針を見いだすためのものである。パラメーターの感度解析等を行うことによって、対象となる現象にとってどの部分が重要であるかを見だし、その後の研究の重点を定めることができる。もう一つは環境施策の意思決定のための判断材料を提供することである。環境アセスメントにおいては、事業の実施が環境にどのような影響を与えるかをモデルを用いて予測し、その結果が事業実施の可否を判断する材料として用いられる。また、総量規制を行う際の排出量の割り当てにもモデルの計算結果が判断材料に用いられる。

富栄養化防止におけるモデルの役割にもこれら二つのものが考えられる。本研究ではモデルの持つこれら二つの役割のいずれをも目的としている。すなわち、モデルを作成する段階でどのような情報が不足しているかを整理することができ、また、計算結果を検討することによりどの部分が富栄養化現象に効いているかを知ることができる。このような検討の結果、今後の研究で解明すべき点が明らかとなる。

一方、霞ヶ浦の富栄養化現象は依然として深刻な状態にあり、これに対して総合的な水質改善のための施策が立案されているが、その立案・選定に当たっては施策によって将来水質がどのようになるかを見積もる必要がある。本研究で作成したモデルは一方では研究の指針を与えるためのものであり、まだ改良の余地のあるものではあるが、あえて施策の効果の予測を行い、施策立案・選定への利用可能性について検討した。

モデルの作成は一般に図1のような手順で行われる。すなわち、まず、モデル作成の目的を明らかにする。これによってモデルの対象が異なってくる。例えば長期的な水質変化を予測するには、一般的には年平均水質が対象となるが、富栄養化現象の機構を解明するためには水質の詳細

1. 国立公害研究所 総合解析部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

Systems Analysis and Planning Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

な時間変化を表現する必要がある。それぞれに応じてモデルの対象が異なる。

予測の目的によって、どこを対象とするのか(空間的範囲), どのような項目を対象とするのか(項目範囲), どの時点までを予測するのか(時間的範囲)が定まる。

富栄養化防止にかかわる意思決定に対する判断材料を提供するためには, 汚濁を発生する人間活動をモデルの中に組み込む必要がある。すなわち, 人間活動に対してどのような対策を施せば, そこから発生し, 排出される汚濁負荷がどの程度少なくなるかを知ることは, 富栄養化防止施策を立案する上で欠かすことができない。また, 対策の費用効果を考えるに当たっては, その対策に必要な直接的費用・効果だけでなく, その対策の実施がもたらす間接的な効果及び影響をも把握する必要がある。この意味で湖沼の富栄養化防止にかかわる意思決定の判断根拠を与えるためのモデルのフレームワークは図2のようなものになると考えられる。すなわち, 本書で報告する湖沼内での物質循環モデルに加えて, 地域社会における人間活動からの汚濁負荷の発生, 排出にかかわるモデル, この汚濁負荷が水路, 河川等を経て湖沼に至るまでの流達過程のモデル, 湖沼水質の変化に伴う湖沼の利用に対する影響を表すモデルが必要となる。また, 富栄養化防止施策の実施が地域社会にどのような影響を及ぼすかを把握することも必要となる。

本特別研究でもここに示したフレームワークに沿ってモデルの検討を行ってきたが, これらプロセスのモデル化は難しい。汚濁負荷の流達過程及びいくつかの湖沼の利用に関してモデル化が検討されているが, フレームワーク全体を組み込んだモデルを作成するまでには至っていない。流達過程及び湖沼利用のモデルは別に報告しているので, 本報告では湖内の物質循環モデルを中

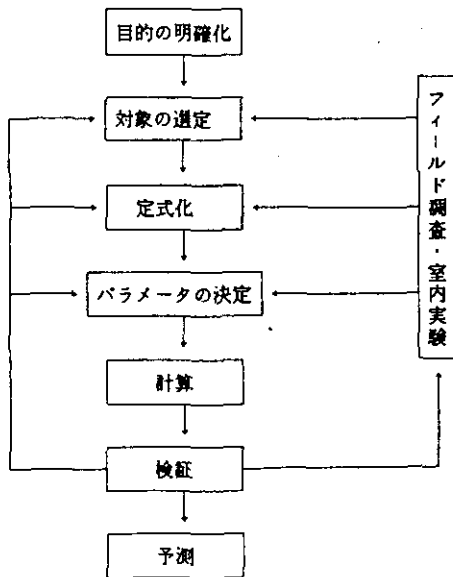


図 1 モデル作成の手順
Fig. 1 Procedure of modelling

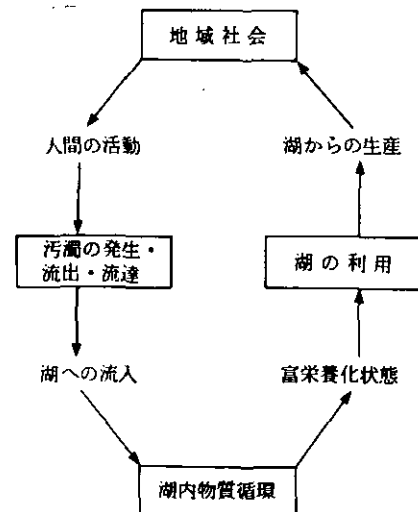


図 2 富栄養化防止のためのモデルのフレームワーク
Fig. 2 Conceptual Framework of the model

心に報告する。

本研究の一つの目的が、今後の研究の指針を得ることにあつたため、本特別研究の他のグループによって解明された成果を中心に利用可能な知見をできるかぎり活用しよう心がけた。このためモデルは複雑なものとなり、富栄養化防止に関する意思決定の判断材料を提供するという、もう一つの目的にとっては費用の面等で実用可能性が必ずしも高くないと考えられる。しかし、すべての湖沼に適用できるモデルの開発を目指すには、それぞれの湖沼が持つ多様な特徴をすべて含んだモデルをまず作成し、次に感度解析等によって不要な部分を削除し、それぞれの湖沼にあつたモデルを作成する手順が必要であると考えて、ここではできるだけ多くの要素を組み込んだモデルを作成することにした。

物質循環モデルを作成する前に、まず霞ヶ浦（西浦）における栄養塩の物質収支を検討した。これは本特別研究で実施した昭和53年～55年の3か年の野外調査結果を中心に全窒素と全リンの収支をまとめたものである。物質循環モデルへの基礎資料という観点から、以下の点に留意して解析した。(i)湖内現存量の各存在形態ごとの比較並びにその季節変化特性の把握、(ii)負荷量並びに輸送形態の定量的比較、(iii)湖への栄養塩の流入、流出の差並びに湖内現存量の変化より求まる収支残量の季節変化特性の把握並びにその内容の検討、等である。

次に物質循環モデルとして採用するボックスモデルに対応して、霞ヶ浦（西浦）における湖水の挙動の水理学的検討から、(i)水域の適切な分割数並びに分割方法の検討、(ii)水域分割を行った際の、拡散・分散現象によるボックス間の物質移動速度の表現方法、(iii)実水域における物質移動速度の推定方法を検討し、これらの方法を霞ヶ浦（西浦）に適用した。

以上、二つの研究を始めとして本特別研究の成果を集めて物質循環モデルを構築した。ここでは霞ヶ浦（西浦）を四つのボックスに分割し、ボックス内は均一であると考え、ボックス間及びボックスと湖外との物質のやり取りと、ボックス内での各要素間の物質循環を考えて、物質収支を数式で表現するボックスモデルを採用した。

本モデルの特徴は、(i)ボックス内の生物要素として植物プランクトンに加えて、動物プランクトン及び魚類等を含むこと、(ii)植物プランクトンを繁殖時期、摂食行動等の違いから二つに分類して扱ったこと、(iii)植物プランクトンが栄養塩を過剰摂取し、体内に蓄積するとしたこと等である。モデルの検証は昭和53年1月～昭和55年12月の観測データを対象に実施した。

富栄養化防止にかかわる意思決定への判断材料の提供という面での可能性を探るため、このモデルを用いて茨城県が計画している霞ヶ浦富栄養化防止対策による負荷量の見積もりに基づき、将来水質の予測も実施した。

2 研究体制

本研究は、総合解析部及び水質土壌環境部のメンバーが中心となって実施したが、物質循環の解明あるいはモデルの構築に当たっては、本特別研究の多くのメンバーの協力を得ている。

水質土壌環境部		合 田 健
	水質環境計画研究室	村 岡 浩 爾
		福 島 武 彦
総 合 解 析 部	第一グループ	松 岡 譲
	第五グループ	中 杉 修 身
環 境 情 報 部	情報システム室	宮 崎 忠 国

3 研究成果の概要

まず、栄養塩収支の検討から以下のことが明らかとなった。

(1) 霞ヶ浦(西浦)を4ボックスに分割し、全リン、全窒素の各月収支を計算した結果、①ボックス間の分散現象に基づく物質移動量が押し出し流によるものと同程度存在すること、②魚、イサザアミ、ユスリカ等の大型動物の現存量変化が物質収支に大きく影響すること、③養殖負荷及び、漁獲による栄養塩の減少割合がそれぞれ陸上負荷、及び放流による減少に匹敵すること等が明らかとなった。

(2) 植物プランクトンの新生堆積量、栄養塩の底泥からの溶出量を含めた収支残量の比較から、沈降量と溶出量の差は収支残量よりも大きく、大型動物による底泥の取り込みとその排せつ物の沈降、底泥の巻き上げ・かく乱による回帰等の径路を通して底泥との密接な関係が予想できた。

(3) 全リンと全窒素を比較すると、流入分に懸濁態が多く、分解されにくい全リンの方が消失速度が3倍程大きいことを明らかとなった。

(4) 他の報告例と比較して、霞ヶ浦が全リンの消失速度が大きい湖沼であることを明らかとなった。

次にボックスモデル構築に関する水理学的検討から以下のことが明らかとなった。

(5) ボックス化という集中定数化に伴い、分散現象により生ずる混合量をボックス間濃度差と交換流量の積で表した。

(6) 変化項を有する水質項目の水域内変化を一次元移流分散方程式と交換流量を含むボックスモデルで比較し、その誤差が Pe , Pk 数, ボックス数で決定されることを明らかにした。これから、許容誤差率, Pe , Pk 数を与えれば、最少必要なボックス数を求めることができる。

(7) 変化項の適切な表現、水域の周波数応答特性、定常分布特性の考察から水域の分割に当たり考慮すべき条件を明らかにした。

(8) 交換流量を実水域で推定する方法として、離散化手法を用いた数値解析法を示した。

最後に霞ヶ浦の富栄養化モデルを構築することにより、以下のことを明らかにした。

(9) モデルによる計算結果から霞ヶ浦(西浦)における物質循環構造が以下のものであることが明らかにされた。

① 湖水への栄養塩の供給源として外部負荷に加えて、底泥及び沈殿物から魚類・イサザアミ

を経て回帰する径路が大きい。

② その径路の季節的変動としては、春期に動物を通じて汲み上げられ、秋期にラン藻の枯死とともに底へ沈降するパターンが見られる。

③ リンの静止溶出は夏期には栄養供給源として大きな意味を持つが、年間通じてはそれほど大きな役割は果たしていない。

④ 窒素の静止溶出量はリンに比べて物質循環に対する寄与が大きく、特に夏期には重要な意味を持つ。

⑤ 藻類成長の制限要因としては、夏期には窒素及び水温が、秋期には光強度があげられる。リンは年間通じてそれ程重要な因子とならないが、春期、秋期には大きな意味を持つ。冬期には水温による制限が卓越する。

(10) 構築したモデルを用いて茨城県の負荷削減計画に基づく将来水質の予測を実施した。その結果、以下のような結果が得られた。

① 茨城県の負荷削減計画のもとでは1990年度的全窒素、全リン濃度は霞ヶ浦（西浦）でそれぞれ1.0mg/l、0.07mg/l、北浦でそれぞれ0.7mg/l、0.05mg/lであり、いずれも類型IVを満足することは難しい。

② しかし、負荷削減を行わないときに比べると、浄化率は霞ヶ浦（西浦）で全窒素23%、全リン39%、北浦で全窒素14%、全リン26%となり、対策がないときに類型Vを満足できないことから考えると、削減計画の意義は大きいと言える。

4 まとめ

本研究の目的は、湖沼の富栄養化現象を記述するモデルを開発し、(i)今後の研究の指針を得ることと、(ii)富栄養化防止にかかわる行政の意思決定を助けるための判断材料を提供する手段を開発することにあった。この二つの必ずしも相容れない目標を掲げたために、十分とは言えないまでも、3で示したような、一定程度の成果をあげることができた。

まず、第一の目的に対しては、モデルの計算結果に基づき明らかにされた湖内における物質循環の構造から、湖水への栄養塩の供給源として底泥が重要であり、またその径路としてのイサザアミ、魚類の役割が大きいことが指摘できた。しかし、本特別研究によってもこれらの部分が十分解明されたとは考えられず、これらの部分に関してはモデル構築に際しても間接的な類推によるところが多かった。底泥からの溶出機構の解明及びイサザアミや魚類をめぐる物質循環機構の解明等は今後の研究課題として残されている。

二番目の目的である富栄養化防止への判断材料の提供という点でも、必ずしも完璧なものとは言えないが、構築したモデルを用いて霞ヶ浦の富栄養化防止計画の効果予測を実施し、いくつかの指摘を行うことができた。先に述べた課題の検討結果をモデルに反映させることによってより正しい結果を予測することができると考えられる。

しかし、今回構築したモデルはできるだけ多くの要素を盛り込んだため、それを動かすために必要となるデータも多くなる。また、用いたパラメーターも必ずしも汎用性のあるものだけでなく、霞ヶ浦固有のものも含まれている。このため、他の湖沼に適用しようとする現在のままではパラメーター推定等に多くの労力を必要とする。より一般的な湖沼に、また容易に適用できるようにするためには、モデルの簡素化とともに、用いるパラメーター等の一般化を行う必要があると考えられる。

今後、これらの点に留意しつつモデルの改良を行い、一般的な湖沼により容易に適用できるモデルを作成していくつもりである。

成果報告一覧

印刷発表

- (1) 中杉修身・北畠能房・原科幸彦・内藤正明 (1979) : 富栄養化防止に関する総合解析フレームワーク. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 303-309.
- (2) 村岡浩爾・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦の湖流. 国立公害研究所研究報告, 第19号, 1-150.
- (3) 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 309-318.
- (4) 福島武彦他 (1983) : 霞ヶ浦の水質変化特性の統計的解析と水質観測方法. 土木学会衛生工学研究論文集, 19, 9-18.
- (5) 村岡浩爾・福島武彦 (1983) : ボックスモデルを用いた水質予測方式に関する研究. 土木学会論文報告集, 336, 85-94.

口頭発表

- (1) 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. 土木学会第22回水理講演会論文集, 81-86.
- (2) 福島武彦・村岡浩爾 (1981) : 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回水理講演会論文集, 577-583.
- (3) 合田 健 (1981) : 富栄養化問題とモデリング. 国立公害研究所調査報告, 第18号, 1-6.
- (4) 福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦における湖流と混合問類の数値解析. 国立公害研究所調査報告, 第18号, 7-29.
- (5) 宮崎忠国・中杉修身 (1981) : 霞ヶ浦環境動態モデル. 国立公害研究所調査報告, 第18号, 81-91.
- (6) Fukushima T. and K. Muraoka (1981) : Current and vertical mixing in a shallow

lake. Verh. Internat. Verin. Limnol. 21, 141-149.

- (7) 村岡浩爾・福島武彦 (1982) : 霞ヶ浦の物質収支と動態モデル解析の方向. 国立公害研究所研究発表会予稿集, SS/OT-5-82, 177-198.
- (8) 福島武彦 (1982) : 霞ヶ浦における栄養塩の循環, 収支. 国立公害研究所調査報告, 第22号, 3-20.
- (9) Muraoka, K. and T. Goda (1982) : Budgets of water mass and materials in a shallow lake. Proc. of The Third Japan-Brazil Symposium on Science and Technology, Oct. 1982, Tokyo, 257-274.
- (10) 中杉修身 (1983) : 霞ヶ浦における物質循環モデルの開発. 国立公害研究所研究発表会予稿集, SS/OT 6-83, 7-16.

II-1

霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について

Phosphorus and Nitrogen Budget in Lake Kasumigaura

合田 健¹・村岡浩爾¹・福島武彦¹

Takeshi GODA¹, Kohji MURAOKA¹ and Takehiko FUKUSHIMA¹

Abstract

Total phosphorus (T-P) and total nitrogen (T-N) budgets were examined in Lake Kasumigaura for 1978—1980. Four boxes model was applied with regard to the non-uniformity of water qualities in space. From monthly variations of three forms of standing stock : dissolved and suspended nutrients, Chironomidae, fish and shrimp, and seven types of inflow and outflow load, the budgets of nutrients were calculated.

The amounts of nutrients retained annually in the whole lake were 344ton T-P and 1975ton for T-N, and the retention rate were calculated to be 75% for T-P and 61% for T-N. The retention speeds for one box, Takahamairi Bay, were compared to the settling rate of freshly produced phytoplankton and suspended component of inflow, and the release rate from bottom sediments. As the difference of them exceeded the retention speeds, other mechanisms of nutrients return from sediments to lake water were supposed. If denitrification was taken into account, the accumulation rates into sediments were in accord with the retention speeds approximately. The difference of retention rates of T-P and T-N was discussed with other field data and laboratory experiments. The comparison to other lakes, where Vollenweider type analysis were applied, showed that lake Kasumigaura has relatively high settling velocity of T-P.

1 はじめに

湖沼の富栄養化の歯止めの一環として、リン・窒素等の循環機構の把握や収支に関する研究が多くの湖沼で行われている。湖沼は閉鎖性が強く、収支というとらえ方に適しているから、物質

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

Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

収支以外にも水、熱、エネルギー等の収支計算がしやすい。栄養塩物質の収支、循環に関する既往の研究を分類すれば以下ようになる。

(1) Vollenweider¹¹⁾に始まる、流入負荷栄養塩量、地形、水理の基本特性、並びに湖沼水質間との関係に関する研究。多くの湖沼を並列的に見て、その統計的情報を利用する立場であり、予測に重点がおかれている。最近では北米の704の自然湖沼、626の貯水池のデータを整理したもの²⁾、OECDによる世界150湖沼に関する報告³⁾等がある。(2) 個々の湖沼の収支を詳細に調査、解析して、(1)の画一的なとらえ方に問題点を提起するような研究。(3) 湖内で生じる各種現象ごとに栄養塩の形態変化速度を明らかにし、循環の構造を論ずる研究。

(1) は (i) 流入負荷量と湖内濃度間の、物質収支的、あるいは統計的關係の解析、(ii) 湖内生産の制限となる栄養塩の推測、(iii) それと湖内内部生産を表現する指標、例えば栄養段階、クロロフィル *a*、一次生産速度等との關係の統計的解析、より成り立っているが、物質収支と関係するのは (i) の段階である。その物質収支の考え方は Dillon & Rigler⁴⁾、Vollenweider⁵⁾、Larsen & Mercier⁶⁾らに代表されるように以下のような仮定から出発している。(i) 完全混合反応槽、(ii) 1年単位で現象をとらえ定常状態を想定、(iii) 流入、流出濃度間の差を一括して収支残量としてとらえる、(iv) 大型の動物・植物等通常分析の対象とされないものは考慮しない。しかし、実際の湖沼では上述のような条件がすべて成立することはまれで、このため、Imboden⁷⁾、Snodgrass & O'Melia⁸⁾らは鉛直二層モデル、Chapra⁹⁾は水域の分割、Chapra & Tarapchak¹⁰⁾は非定常性の検討等を行っている。

(2) の研究例としては多くのものがあるが、その内代表的なものをあげれば次のようになる。Dillon¹¹⁾、Turner ら¹²⁾は Flushing rate の高い湖沼での収支を論じている。1か月程度の短い時間スケールで収支計算を行い、収支残量の季節変化を論じた例としては Malueg ら¹³⁾、Jansson¹⁴⁾らのものがある。Edmondson¹⁵⁾、Effler ら¹⁶⁾は浄化対策との關係で検討を行い、Soltero¹⁷⁾、Straskrbova¹⁸⁾らは貯水池の各種形態栄養塩の流入、流出濃度の關係という観点より収支残量を議論している。Horn & Boltmann¹⁹⁾は特に窒素固定の、Stefan & Hanson²⁰⁾は底泥よりのリンの回帰現象の重要性を報告している。日本では IBP 研究 (1968-1972) の成果として、琵琶湖、諏訪湖、湯ノ湖等に関して報告があるが²¹⁾、主に (3) の観点より論じられることが多い。最近の報告としては沖野による諏訪湖²²⁾、相崎らによる中禅寺湖²³⁾の例がある。

(3) の研究は多数あり、日本では JIBP 報告²⁴⁾等があり、今回対象湖沼として解析を行った霞ヶ浦では相崎ら²⁵⁾、安野・大槻²⁶⁾などが既に発表されている。

本報告は霞ヶ浦における1978-1980 (昭和53-55) 3か年の全リン、全窒素の収支をまとめたものであるが、この湖沼の地形的、水理的、あるいは生態的、社会的特殊性より (1) の研究例とは異なる収支の考え方をした点が多く、上述の分類からいえば (2) に相当する。また、物質循環予測モデルへの基礎資料という観点より、以下の点に特に留意した解析を行った。(i) 湖内現存量の各存在形態ごとの比較並びにその季節変化特性、(ii) 負荷量並びに輸送形態の定量的比較、

(iii) 湖への栄養塩の流入，流出の差，湖内現存量の変化より求まる収支残量の季節変化特性並びにその内容の検討，等である。以下2.には霞ヶ浦の特殊性と物質収支算定の方法を，3.には湖内現存量，流入・流出負荷量，収支残量等の結果を全域1ボックスモデルと水域分割したモデルに対して示す。4.にはその考察並びに他湖沼との比較を行う。なお，本報告は福島²⁷⁾，村岡・福島²⁸⁾，Muraoka & Goda²⁹⁾の成果をまとめたものである。

2 霞ヶ浦の特殊性と物質収支算定の方法

2.1 霞ヶ浦の特殊性

霞ヶ浦（西浦）の地形，水理，生態，社会的特殊性を列挙すれば以下のようになる。

- (1) 面積が171km²に対し，平均水深は3.87mと極めて広く浅い湖沼である。
 - (2) 水域は土浦入，高浜入，湖心域に分かれ，それぞれの水域の水質は独立性が高い³⁰⁾。
 - (3) 水域間の物質輸送には河川流以外に主に吹送流により生じる水平循環流の働きが大きい³¹⁾。
 - (4) 滞留時間は年平均で0.6年程度であるが，降水量の季節変化により，月単位では数倍の変動幅を有する³²⁾。
 - (5) 湖水中溶存態，懸濁態の栄養塩現存量に対し無視できないほどの魚類あるいは底生動物に蓄えられた栄養塩が存在し，季節変化する^{33,34)}。
 - (6) 周辺域が開発されていて，特に農業，漁業活動が盛んに行われている。
- 以上の諸点を考慮して物質収支算定の基本方針を以下のように設定した。

2.2 水域の分割，湖内現存量の算定，物質収支式

霞ヶ浦の水質観測点は図1に示す10点であり，観測間隔は月1～3回である。特殊性の(2)を考慮して図1実線で区分されるような4ボックスを設け，それぞれのボックスでの物質収支算定を行った。各ボックスの面積 A ，体積 V ，平均水深 \bar{h} は図中に示し，図中の点線で区分される水域の水質は各測定点のそれで代表されるとした。ボックス分割の数並びに分割断面の位置については福島・村岡³⁵⁾で検討している。各ボックスでの物質の出入は図2のように表される。すなわち， Q_{in} ：流入負荷量， Q_{out} ：流出負荷量， Q_{in2} ：隣接ボックスへの押し出し流による物質移動量， Q_{ch} ：交換流による物質移動量である。また A_s は現存量であり，この変化と Q_{in} ， Q_{out} ， Q_{in2} ， Q_{ch} 等との差し引きが残量 Q_{un} (各ボックスからの流出を正とする) である。 Q_{in2} は各ボックス平均濃度と押し出し水量の積の形で与えた。押し出し水量は全水域同一水位の条件で水収支計算³⁶⁾により得られる数値とした。また， Q_{ch} は隣接ボックスの平均濃度の差に交換流量³⁵⁾を掛け合わせたものとしたが，全域1ボックスの場合には打ち消しあって存在しない。以上を式で表せば次のようになる。

$$\frac{dA_s(i)}{dt} = Q_{in}(i) - Q_{out}(i) + Q_{in2}(i-1) - Q_{in2}(i) + Q_{ch}(i) - Q_{un}(i) \quad (1)$$

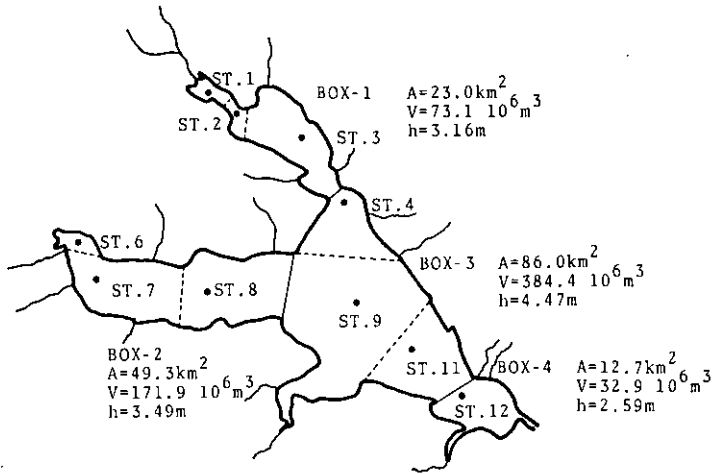


図 1 霞ヶ浦測定地点と水域分割
Fig. 1 Measuring points and 4 divided boxes for nutrients budget

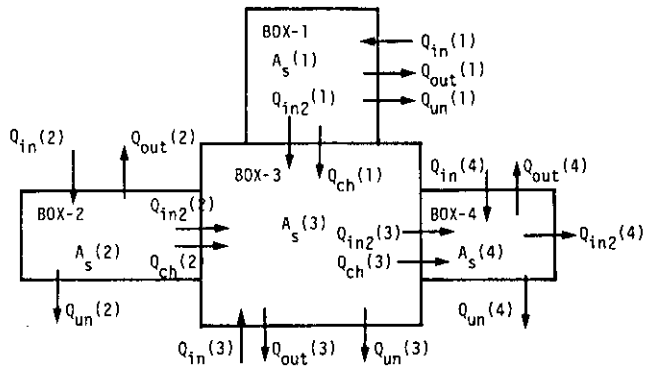


図 2 栄養塩収支算定方法
Fig. 2 The calculating method of nutrients budget

ここに、 i はボックス番号である。

2.3 物質収支をとる期間と演算の時間間隔

水質観測頻度と特殊性の(4)を考慮して1か月単位の物質収支計算を1978.1~1980.12の3か年36か月に対して行った。

2.4 現存量の種類

リン・窒素収支をとる上で、生物体としてウェイトの大きいユスリカ、魚、テナガエビ、イサ

ザアミ（後三者は以降の図では Fish としてまとめる）を湖水以外に考慮した。湖水には溶存態、植物プランクトン、動物プランクトン、デトリタス、バクテリア等が含まれるが、その TOC における構成比率並びに水草等の大型植物、底泥については 3 以降に述べる。

2.5 流入流出負荷量の種類

流入負荷としては陸上流入負荷、降雨並びに dry fallout の負荷³⁷⁾、コイのいけす養殖に伴う負荷³⁸⁾を対象とした。陸上負荷は河川、残留域、下水処理場放流水によるものにより構成されていて、茨城県の報告結果をそのまま引用した³⁹⁾。霞ヶ浦には大小二十数河川が流入し、それらの残留域の割合は全体の10%である。このため、算定は降水量と流出率による原単位方式を基本としている。流出負荷としては農業取水³²⁾、漁獲⁴⁰⁾、上水取水⁴¹⁾、ユスリカ羽化³³⁾を考えた。なお、沈降量に関しては高浜入について福島ら⁴²⁾、リン・窒素の底泥よりの溶出について細見ら⁴³⁾、脱窒に関しては中島・相崎⁴⁴⁾の報告があるが、ここでは一応収支計算には入れず収支残量との比較で議論を行う。なお、データの詳細は福島²⁷⁾に記した。また、表1には今回の物質収支の計算並びにその考察に用いたデータを現存量、負荷、その他に区分して示す。

表 1 霞ヶ浦の負荷、現存量、その他のデータ一覧

Table 1 Table of data referred to nutrients budget in Lake Kasumigaura

負 荷		現 存 量		そ の 他	
陸上流入*	茨城県 ³⁹⁾	湖 水*	大槻 ⁴⁷⁾	沈 降	福島 ⁴²⁾
降雨流入*	安部 ³⁷⁾	ユスリカ*	岩熊 ³³⁾	溶 出	細見 ⁴³⁾
養殖流入*	相崎 ³⁸⁾	魚・イサザアミ*	春日 ³⁴⁾	脱 窒	中島 ⁴⁴⁾
河川流入	海老瀬 ⁵¹⁾	水 草	桜井 ⁴⁸⁾ 、桜井 ⁴⁹⁾	窒 素 固 定	吉田 ⁵⁰⁾
		植物プランクトン	高村 ⁶⁷⁾	底 泥 の	岡野 ⁵⁷⁾
農業取水*	村岡 ³²⁾	動物プランクトン	花里 ⁶⁵⁾	堆 積 速 度	浅見 ⁵⁸⁾
漁獲流出*	北島 ⁴⁰⁾	バクテリア	相崎 ⁴⁶⁾	魚 の 排 泄	浜田 ⁶⁰⁾
上水取水*	田井 ⁴¹⁾	デトリタス	相崎 ⁴⁶⁾	底泥の物性	岩熊 ⁵⁸⁾
ユスリカ羽化*	岩熊 ³³⁾	底 泥	細見 ⁵⁴⁾ 、相崎 ⁵⁵⁾	隔 離 水 界	岩熊 ⁵³⁾
				物 質 収 支	福島 ²⁷⁾ 、村岡 ²⁸⁾
				物 質 循 環	相崎 ²⁵⁾ 、安野 ²⁶⁾

(*をつけた項目は今回の物質収支算定に用いたデータ)

3 結 果

3.1 滞留時間

表2には各ボックスの押し出し水量 WQ_{in2} の平均値並びにボックス間の交換流量 WQ_{ch} の値をまとめる。なお、交換流量は以下のように与えた。ボックス1とボックス3の間の $WQ_{ch}(1)$ は電

表 2 各ボックスよりの押し出し水量とボックス間の交換流量
Table 2 River flow from each box and exchange flow

	押し出し水量 ($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{月}$)	交換流量($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{月}$)			
		Box-1	Box-2	Box-3	Box-4
Box-1	18.8 \pm 8.4			7.8	
Box-2	21.5 \pm 11.1			56.2	
Box-3	51.8 \pm 27.7	7.8	56.2		36.5
Box-4	66.3 \pm 33.5			36.5	

気伝導度の収支から3~5 m^3/s の値が得られている⁴⁵⁾。ボックス2と3の間、ボックス3と4の間のそれは実測値がないため、湖流並びに拡散数値計算より得られるボックス1と3の間の交換流量との比7.12, 4.69を用いて、 WQ_{ch} (1) を3 m^3/s として推定した³⁵⁾。

3.2 湖内現存量

相崎⁴⁶⁾によれば1979.7-1980.6の高浜入における生物現存量は炭素換算値として以下のようである。植物プランクトン11.1 gC/m^2 、動物プランクトン0.3 gC/m^2 、浮遊性細菌0.4 gC/m^2 、底生動物9.9 gC/m^2 、魚並びにイサザアミ、テナガエビ1.5 gC/m^2 、水草9.8 gC/m^2 である。このほかデトリタスが9.8 gC/m^2 程度存在する。リンでは無機能のものが夏季に増加し、湖水中の全リンの20~50%程度となるが、冬季には減少する⁴⁷⁾。無機能窒素は冬季に多く、湖水中全窒素の20~50%を占める。また、溶存態有機窒素は年間を通じ懸濁態有機窒素の0.5~1倍程度存在している⁴⁷⁾。これらの季節変化の様子は福島²⁷⁾に示した。上述の生物現存中今回の収支計算に含めなかったものは水草(抽水植物:88.3%、浮葉植物:3.2%、沈水植物:8.5%)であり、全域では乾量として3974tとなり⁴⁸⁾、リン・窒素含量として抽水植物のリン0.18%、窒素1.41%⁴⁹⁾を用いればリン7.2t、窒素56tとなる。水草を除く湖全体量としては1978-1980年の全平均値としてリン89.1t(湖水51.3t、ユスリカ25.3t、魚等12.4t)、窒素(湖水814t、ユスリカ259t、魚等81t)であり、水草は約5~10%の比率を有する。しかし、季節変化の様子、湖水へのかかわりかたが不明なため、今回の収支計算より省いたが、その生態系に対する役割は無視できず今後の解明を待ちたい。図3に湖水、ユスリカ、魚等と分類を行った場合の全湖でのT-P、T-Nの月別変化の様子を示す。湖水の現存量は夏季に増加し、魚等のそれは冬、春季に多い。ユスリカは前二者に比較して現存量変化は少ないといえよう。全体としては夏季の現存量は冬季のその1.2~1.5倍程度存在する。各ボックスにおける月別変化も上述の特徴と大差ない²⁷⁾。

3.3 流入流出負荷量

表3に各ボックスへの流入、流出負荷量の平均値と標準偏差をまとめる。また、図4には全湖

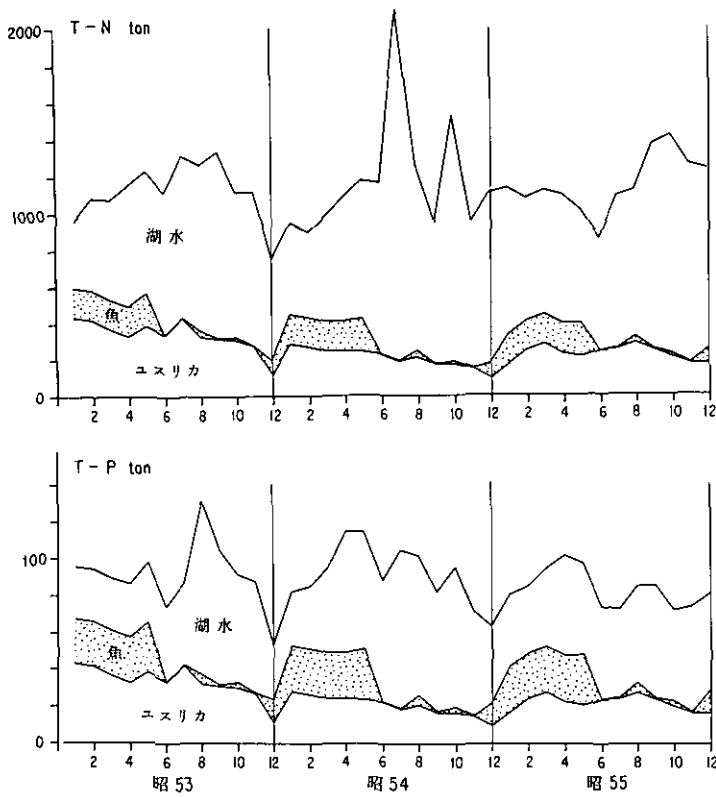


図 3 T-P, T-N の形態別現存量の月別変化

Fig. 3 Monthly T-P and T-N variations of three forms of standing crop for whole basin

表 3 各ボックスへの T-P, T-N 負荷量の平均と標準偏差 (単位 t/月)

Table 3 Average and standard deviation of inflow and outflow load of T-P and T-N in each box

負荷の種類 (流入or流出)	Box-1		Box-2		Box-3		Box-4	
	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N
陸上(流入)	9.79±0.51	66.1±9.6	11.3±0.57	79.6±11.2	5.39±0.28	38.9±5.7	3.96±0.26	29.8±5.4
降雨(流入)	0.08±0.06	2.0±0.9	0.16±0.12	4.2±2.0	0.25±0.19	6.6±3.1	0.04±0.03	1.1±0.5
養殖(流入)	1.24±1.08	6.5±5.6	1.89±1.64	9.9±8.6	4.50±3.91	23.5±20.4	0.0	0.0
農業取水(流出)	0.06±0.17	0.6±1.25	0.06±0.13	0.8±1.7	0.07±0.14	0.8±1.7	0.02±0.05	0.4±0.8
漁獲(流出)	0.91±0.51	3.9±2.0	1.43±0.74	6.5±3.1	3.58±1.84	16.5±7.7	0.13±0.07	0.6±0.3
上水取水(流出)	0.0	0.0	0.15±0.07	2.7±1.4	0.0	0.0	0.0	0.0
ユスリカ羽化(流出)	0.04±0.07	0.5±0.7	0.09±0.15	1.0±1.5	0.15±0.23	1.5±2.4	0.02±0.04	0.3±0.4

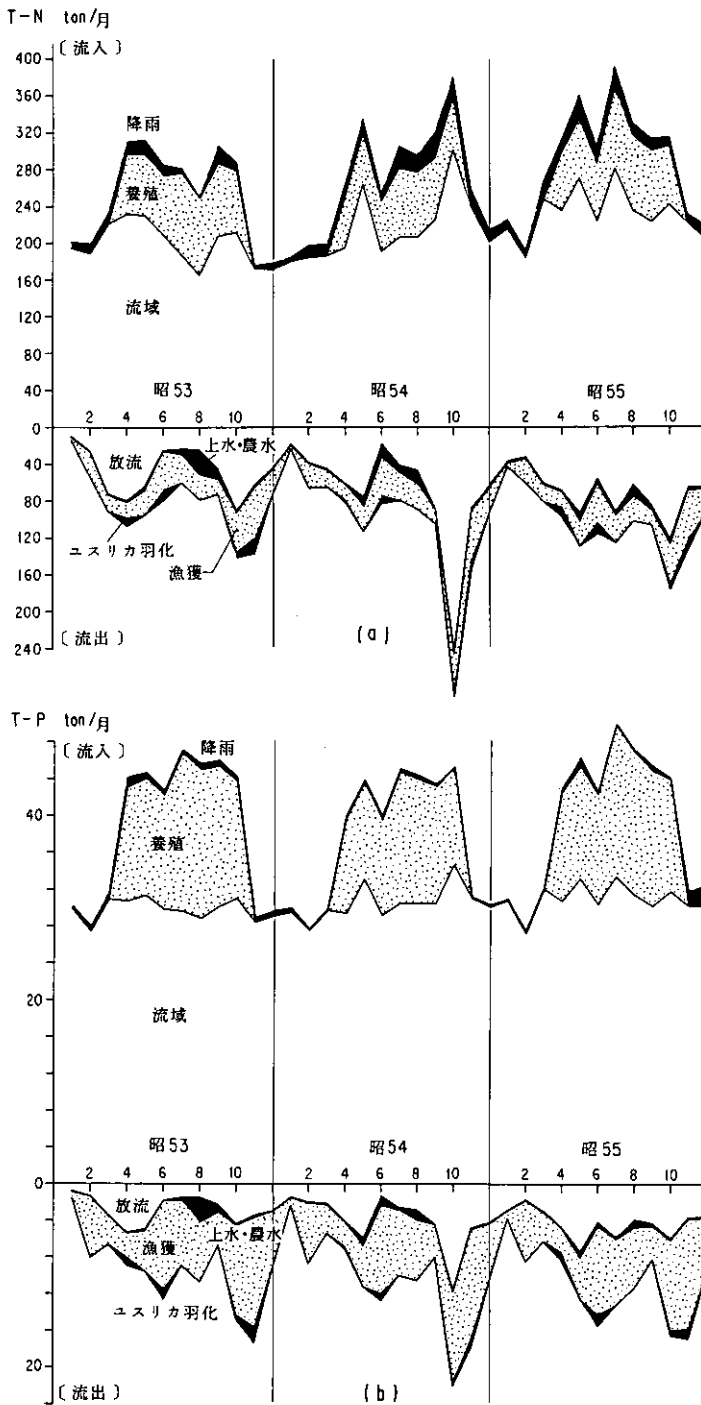


図 4 T-P, T-N の種類別流入負荷量月別変化

Fig. 4 Monthly T-P and T-N variations of eight types of inflow and outflow load for whole basin

1ボックスとしたときの流入、流出負荷量の月別変化を示す。流入では陸上負荷のリン約25%、窒素約19%に相当する養殖負荷が存在して、特に4～10月に大きい。図4の流出負荷には湖より流出する湖水に相当した放流負荷が含まれているが、これらを全部合計しても流入負荷に対してリンでは約1/4、窒素では約1/3程度にしかない。残量は湖内に蓄積されていることになり Q_{un} は正となる。流出負荷の中では漁獲の比率が特にリンで高く、放流負荷を上回るほど存在している。

3.4 物質収支

表4に各ボックスにおける流入、流出各形態の値の平均値、標準偏差をまとめる。放流負荷はこの表では Q_{in2} に分類されている。 Q_{out} 、現存量変化の項は小さい。ボックス3では交換流による流入の比率が高い。収支残量である未知項の値は Q_{in} と比較しても相当大きいことがわかる。図5には全湖1ボックスとしたときの収支残量の月別変化を示す。リンでは冬季に少なく、3～5月にかけて増加し、6、7月に若干減少し、8、9月にピークに達する。窒素もほぼ同様な傾向を有している。年間にしてリンでは約344t、窒素では約1975tが湖内に蓄積する。単位面積、単位時間当たりによれば、リン5.5、窒素31.6mg/m²dとなる。この蓄積速度を湖水濃度との関係で一次反応の減衰係数として表現したものを図6に示す。その傾向は当然収支残量の変化と似通っているが、冬季にも他季節とあまり変わらない減衰係数を有していることが注目される。減衰係数の年平均的な値はリンで0.018 (1/d)、窒素で0.0066 (1/d) となり、半減期はリンで39日、窒素で105日となる。この数値に平均水深をかければ沈降速度と同一の単位を有する速度が得られる。表5には各ボックス、全湖1ボックスとしたときのその速度をまとめる。この速度は Settling velocity 等と Vollenweider 流の解析では呼ばれているが、内容的には沈降以外の現象の効果を含み、また後に現地の沈降速度との比較を行うので、本報告では消失速度と呼ぶ。各ボックスの数値には Q_{ch} =

表 4 各ボックスへの T-P, T-N 流入流出量の平均と標準偏差 (単位 t/月)

Table 4 Average and standard deviation of inflow and outflow of T-N and T-P in each box

流入、流出の形態	Box-1		Box-2		Box-3		Box-4	
	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N	T-P	T-N
Q_{in}	11.1±1.2	75.7±11.3	13.4±1.8	94.2±15.8	10.3±3.7	69.9±22.3	4.0±0.2	31.0±4.7
Q_{out}	1.0±0.4	5.0±2.1	1.8±0.7	11.1±4.0	3.8±1.5	19.1±7.3	0.2±0.1	1.2±0.7
Q_{in} 流入	0.0	0.0	0.0	0.0	4.4±2.5	67.6±40.7	3.8±2.6	58.0±37.4
Q_{in} 流出	2.4±1.3	32.4±19.4	2.0±1.3	35.3±22.8	3.8±2.6	58.0±37.4	3.6±2.1	61.8±40.5
Q_{ch}	-0.5±0.4	-4.3±2.7	-1.2±1.3	-29.2±23.8	1.1±1.6	26.1±31.0	0.6±0.8	7.4±14.0
現存量変化	0.0±4.8	1.2±37.5	-0.2±7.6	2.0±147	-0.1±8.5	4.9±153	-0.1±1.0	-0.2±11.0
収支残量(Q_{un})	7.3±4.5	32.9±37.2	8.5±7.4	16.6±145	8.3±10.1	81.6±162.9	4.6±2.3	33.6±30.3

値には $Q_{ch} = 0$ とした場合の値も示す。窒素はリンの約半分程度の値となる。ボックス4の値が他ボックスに比し目立っているが、表3より主に Q_{in} , Q_{in2} 流入, 流出の見積りの内どれかに問題があるのではないかと考えられる。また、窒素のボックス2への値が小さいが、 $Q_{ch} = 0$ としても

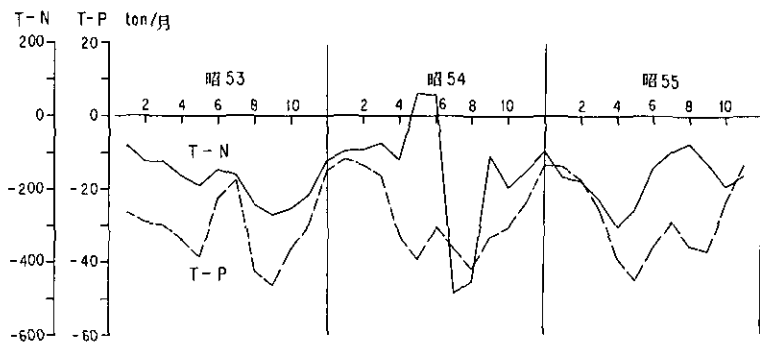


図 5 T-P, T-N 取支残量の月別変化
 Fig. 5 Monthly variations of the amounts of retained T-P and T-N

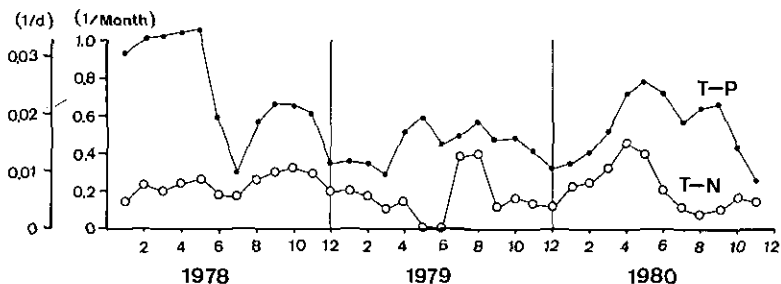


図 6 減衰係数の月別変化
 Fig. 6 Monthly variations of decrease rate of T-P and T-N

表 5 各ボックス並びに全湖の消失速度 (単位 cm/d)
 Table 5 Retention speeds for 4 boxes and for whole basin (cm/d)

	T-P		T-N	
	v	$v(Q_{ch}=0)$	v	$v(Q_{ch}=0)$
Box-1	8.0	8.5	2.8	3.2
Box-2	6.0	7.0	0.67	1.9
Box-3	5.0	4.3	3.1	2.1
Box-4	21.7	18.9	9.5	7.4
全湖	7.1	7.1	2.6	2.6

まだ小さく、リンでは他のボックスとはほぼ同程度となっている点を考慮すれば、ボックス2への窒素流入量の算定に何か問題点があることを想像させる。一般にこの消失速度はセストンの沈降速度、溶出速度等により変化するが、それが同一の水域で数倍も変化するには考えにくい。この点を逆に利用して水域分割を行った際の消失速度を比較することにより、収支の問題点などを上述のように指適することも可能と考えられる。

全湖1ボックスでの栄養塩の滞留時間を年平均負荷量と年平均湖水現存量より算出すると、リンで1.3か月、窒素で3.0か月と水の滞留時間7.2か月に比べ圧倒的に小さい。流入栄養塩量には今回の計算では考慮していない底泥よりの回帰、窒素固定等が含まれるため、その意味では上述の値よりさらに小さい滞留時間となる。栄養塩の滞留時間と水のその比は Volleweider によれば τ_r として定義されるもので、湖内水の平均濃度と流入するすべての栄養塩量を流入水量で除して得られる平均的流入濃度の比を意味する⁵⁾。

4 考察

4.1 収支残量

表6には各ボックス、全湖での収支残量の大きさを、1年を4半期に区分して単位面積、単位時間当たりの数値として示す。図5の説明で述べたような傾向に加えて以下のようなことがわかる。ボックス1, 2では、リンではあまり大きな季節変化が見られず、全湖における冬季小、春・夏季大の傾向は主にボックス3, 4での季節変化の影響をうけている。窒素ではボックス1, 2において4~9月に減少している。これに対しボックス3では1~6月に少なく、9~12月に多い。こうした水域における特性の違いは、沈降、回帰現象の季節変化、地点変化、上流ボックス

表 6 各ボックス、全湖での収支残量の大きさ (単位 $\text{mg}/\text{m}^2 \text{ d}$)
Table 6 Retention speeds for 4 boxes and whole basin ($\text{mg}/\text{m}^2 \text{ d}$)

		1~3月	4~6月	7~9月	10~12月
T-P	Box - 1	9.1	11.5	8.9	10.5
	Box - 2	4.6	7.3	5.3	5.7
	Box - 3	0.4	5.1	5.9	2.3
	Box - 4	10.8	13.8	14.1	8.5
	全 湖	3.5	7.0	6.4	4.9
T-N	Box - 1	53.0	30.5	45.0	59.2
	Box - 2	15.9	6.9	9.7	14.9
	Box - 3	11.6	25.7	49.3	47.6
	Box - 4	76.5	121	136	31.6
	全 湖	22.6	26.1	40.8	34.5

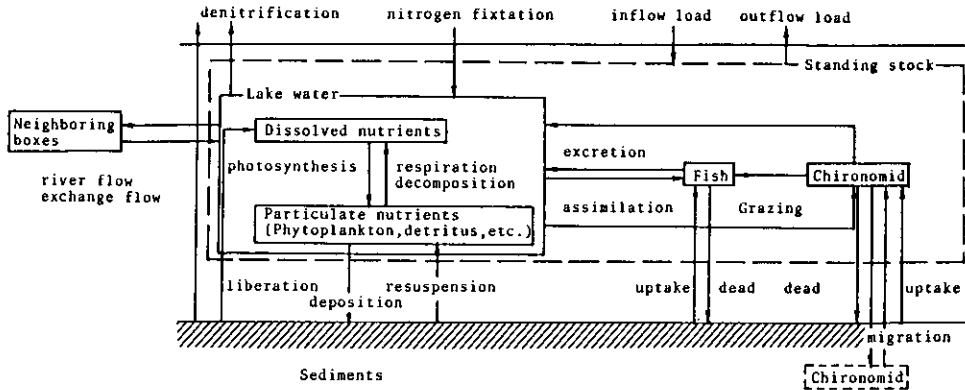


図 7 湖内での栄養塩の循環

Fig. 7 Schematic figure of phosphorus and nitrogen cycle in Lake Kasumigaura

からの流入量あるいは流入負荷に占める陸上負荷のウェイト等に起因していると考えられるが、はっきりその説明を与えることは難しい。このため、まず収支残量の内容を考える。図7に表1等のデータをもとにして得られる栄養塩の湖内循環の概略を示す。この図より収支残量には湖水中懸濁成分の沈降、底泥よりの溶出、魚、イサザアミ、ユスリカ等の底泥物質の取り込み、あるいは死亡による沈降、風波・吹送流あるいは大型動物による底泥の巻き上げ・かく乱による回帰、脱窒、窒素固定などが関係していることがわかる。ここでは以上の諸量の内いくつかについて観測値のある高浜入すなわちボックス1で収支残量の内容を検討した。

吉田らは霞ヶ浦の湖水の窒素固定能、脱窒活性が存在しないか無視し得るほど小さいことを報告している⁵⁰⁾。相崎らは現地の脱窒速度を $20\sim 27\text{mg}/\text{m}^3\text{d}$ と推定しているが²⁵⁾、この脱窒活性は底泥の微生物活動により生じていて⁴⁴⁾、ここでいう収支残量とは直接的な関係をもたない。次に、福島らは沈降びんによる高浜入数地点での沈降量観測の結果を植物プランクトンの新生堆積量として報告している⁴²⁾。また、細見らは現地の底泥を持ち帰り静穏、好気条件下でのリン、窒素の溶出量を報告している⁴³⁾。ともに高浜入で4~5地点でのデータを有するが、変化の特徴はどの地点とも変わらないことを考慮してSt.3における値を表7に収支残量とあわせて示す。 Q_{un} の定義から沈降量は正、溶出量は負の値として示す。植物プランクトンの新生堆積量はリン・窒素とも1~6月に少なく、7~12月に増加する。また、リンの溶出は7~9月期のみが存在し、窒素の溶出量は1~6月に少なく、7~12月に大きいことがわかる。ここで上記の沈降量は懸濁態として流入する栄養塩が湖水中で変化せずに沈降してしまう成分を含んでいない。しかし、高浜入末端でのSt.4で懸濁態に占める植物プランクトン比率が0.8~0.9と高いことから流入のまま変化せずに隣接ボックスへ移動するものが少ないこと、流入河川の背水域で懸濁物濃度の減少が大きく、また

その減少分は溶存態に変化したとも考えられないこと等から、これらの成分がかなり大きいことが予想される⁴²⁾。ここではその最大値を、流入する懸濁態分のすべてが何の変化も受けずに沈降すると仮定して表7にこの値も示す。なお、懸濁態分の割合には、海老瀬による高浜入3河川での値⁵¹⁾をもとにして、松岡らが湖内物質循環モデルの流入データとしたリン約66%、窒素約31%を用いた⁵²⁾。窒素では植物プランクトンの新生堆積量に比べ小さく、リンでは同程度存在する。表7にあげた現象以外に収支残量に寄与するものとしては、大型生物の底泥取り込みとその排せつ物の沈降、底泥の巻き上げかく乱による回帰デトリタスの沈降等があげられる。表7の結果をもとにすれば、1～3月期にはこれらの現象の差し引きがあまり存在しないこと、4～12月期には生物活動の活発化に伴い大型動物の底泥の取り込みや底泥の巻き上げかく乱による回帰が大きくなることが予想される。しかし、上記の現象の大きさは差し引きとして推定されるのであって、生物活動の活発さにより各現象が極めて大きい可能性もある。例えば、イサザアミは5、6月頃の水温上昇により急激に減少するが⁴³⁾、その速度はリンにして8 mg/m²d程度に当たる。図4によれば魚、イサザアミの減少とは逆にこの時期に湖水中の栄養塩が増加している。こうした現象は見かけ上は収支残量に現れないが、上記のような底泥と密接な関係を有する現象が介在していることを想像させる。また、岩熊らは夏季における実測値として隔離水界（ボックス1奥部）でのリン増加速度を36mg/m²dと報告している⁵³⁾。隔離することによる水界の特性変化もあるが、底泥よりの栄養塩の回帰能が極めて大きいという事実を補注する数値といえる。底泥の巻き上げ量が植物プランクトンの新生堆積量、流入懸濁物量より1～2オーダー大きいこと⁴²⁾や、大型動物の現存

表 7 高浜入における収支残量、新生堆積量、溶出量（単位 mg/m² d）
Table 7 Retention speeds, settling rate of freshly produced phytoplankton and suspended component of inflow, and release rate from bottom sediments in Takahamairi Bay

期 間		1～3月	4～6月	7～9月	10～12月	通 年
T-P	収 支 残 量	9.1	11.5	8.9	11.9	10.4
	新生堆積量 1 * ¹	13.5	9.6	17.6, ^{*4} 20.5 ^{*5}	18.4	14.8, ^{*4} 15.5 ^{*5}
	新生堆積量 2 * ²	9.0	11.1	11.5	10.0	10.4
	溶 出 * ³	0	0	-10	0	-2.5
T-N	収 支 残 量	53.0	30.5	45.0	59.2	46.9
	新生堆積量 1 * ¹	116	109	268, ^{*4} 256 ^{*5}	211	176, ^{*4} 173 ^{*5}
	新生堆積量 2 * ²	27.6	35.8	34.8	30.8	32.3
	溶 出 * ³	-4	-9	-69	-41	-31

* 1 - 植物プランクトンの新生堆積量⁴²⁾(${}^2Q_{new}$)、* 2 - 流入負荷の懸濁態分の沈降量子最大値、

* 3 - 静穏、好気状態下での溶出量⁴³⁾、* 4 - 1981.7-9のデータ、* 5 - 1982.7-9のデータ

量が植物プランクトンのそれに匹敵しているといった霞ヶ浦の地形、生態系の特徴が物質収支にも大きく関与していると考えられ、その解明には物質循環モデルの成果を期待したい。

最後に底泥の問題にも触れておこう。底泥の組成の季節変化は小さく^{42,54)}、底泥表層0~2 cmでのリン・窒素含有率は高浜入でリン0.19~0.27%、窒素0.5~0.7%と報告されている^{54,55)}。この数字を用いれば泥厚で約0.2, 1 cm.がそれぞれリン・窒素の水中現存量と匹敵する。年間の新生堆積速度としては浅見ら⁵⁶⁾、岡野ら⁵⁷⁾により約0.5cm/yの報告があるが、見かけ比重1.15、含水率80%⁵⁸⁾として上述のリン、窒素含有量を掛け合わせれば、リン6.0~8.5、窒素16~22mg/m²dという底泥への移行速度が求まる。表6の Q_{un} リン10.4、窒素46.9mg/m²dに比べリンでは同程度、窒素では小さい値となる。窒素では先にも述べたように底泥中での脱窒が20~27mg/m²d存在することが原因していると考えられる。

4.2 リン・窒素の特性の差異

表5に示したようにリンの消失速度は窒素に比べ約2.7倍大きい。ここではその原因について考察する。表8には現存量、負荷等についてそれぞれのN/P比をまとめる。流入負荷の多くを占める陸上負荷のN/P比に比べ湖水現存量のN/Pは2倍程度大きく、放流負荷のそれはさらに大きい。また、底泥中のN/P比が4~5と低いことを考え合わせれば、リンの消失速度が窒素に比べ大きいことがうなずける。この原因としては以下のようなことが考えられる。(1)リンの場合流入の形態として懸濁態のもの比率が高く、沈降しやすい。(2)沈降中の分解量、魚等の排せつ物の形態。湖水中有機物質の分解実験において窒素の方が分解されやすいこと⁵⁹⁾、コイの養殖実験

表 8 形態別 T-N/T-P 比

Table 8 T-N/T-P ratio of each form

湖内現存量		流入出負荷		その他(参考)	
湖水	15.9	陸上	7.1	植物プランクトン	
ユスリカ	10.2	降水	29.5	らん藻 ⁵⁴⁾	13.5
魚など		養殖	5.2		
テナガエビ	7.0	(平均) (7.0)		動物プランクトン ⁶⁵⁾	
		イサザアミ	6.5	放流	17.0
ハゼ	6.6	農水	12.7	みじんこ	6.1
(平均)	(13.0)	上水	13.1	けんみじんこ	10
		漁獲	4.5	水草 ⁴⁹⁾	
		ユスリカ羽化	10.2	抽水植物	7.8
		(平均)	(9.4)	浮葉植物	7.9
				沈水植物	8.5
				底泥(0~2cm層) ⁶⁶⁾	5.3

の結果、排せつされる窒素の約60~90%、リンの約5%が溶存態という報告がある⁶⁰⁾。

4.3 他湖沼との比較

まず1に述べた分類(2)に属する研究報告との比較を行う。比較に当たっては対象湖沼の陸水的特性すなわち形状、水理特性、富栄養化状態等に注意しなければならないが、ここでは詳細な検討を避け、霞ヶ浦の特徴を明らかにする方向で議論を進める。沖野によれば、霞ヶ浦とともに浅く富栄養化した湖沼の代表的存在である諏訪湖においては懸濁物質の沈降量がリン7.8mg/m²d、窒素37.2mg/m²d、溶出量がリン5.5mg/m²d、窒素118mg/m²d、脱窒素量が65.5mg/m²dと報告されている²²⁾。霞ヶ浦に比べ沈降量は少ないが沈降びんの形状が異なるなどの測定方法上の差異が関係している。また、溶出量は2~3倍大きい、底層水が嫌氣的になる期間を考慮していることが原因している。しかし、これらのオーダーは霞ヶ浦のものとはほぼ等しく、中、貧栄養湖での値と比べ圧倒的に大きい。浅く富栄養化した湖沼での旺盛の生物活動を示す数値といえよう。次に、カリフォルニアのClear Lakeでの窒素固定速度は4.9mg/m²dであり¹⁹⁾、汚濁した湖沼ではその寄与度があまり大きくないと考えられる。フロリダのLake Talquinではリンの蓄積率は0.44で窒素の0.10を大きく上回る、並びに年度ごとの収支計算の結果、flushing rate (滞留時間の逆数)の大きい年には蓄積率が減少することが報告されている¹²⁾。こうした特性はミネソタのShagawa Lakeでも報告されている¹³⁾。霞ヶ浦の場合も1978年flushing rate 1.15 (y⁻¹)、リン蓄積率0.82、窒素蓄積率0.69、1979年1.5 (y⁻¹)、0.71、0.53、1980年1.63 (y⁻¹)、0.69、0.60となる。flushing rateの増加とともに蓄積率が減少する傾向が見られる。しかし、Turnerらはflushing rateが、1 (y⁻¹)以上の湖沼について両者の関係は不明確と報告している¹²⁾。湖沼間の陸水的な特性の差異の方がflushing rateの効果を上回るものと考えられよう。

次に、1に述べた分類(1)に属する研究との比較を行う。その使用式には数々のものがあるが、基本的には次のような完全混合、定常状態を仮定した物質収支より導かれる関係をもとにしている。

$$[P]_x = \frac{L(1-R)}{q_s} = [P]_i(1-R) \quad (2)$$

ここに、 $[P]_x$: 流出水濃度すなわち湖水平均濃度 [mg/m³]、 L : 面積負荷 [mg/m²y]、 R : 蓄積率、 q_s : 水量負荷 [m/y]、 $[P]_i$: 流入の平均濃度 [mg/m³] である。ここで対象物質の消失速度 v [m/y] と R との関係は

$$R = v/(v + q_s) \quad (3)$$

また、消失率 σ [1/y] と v の関係は \bar{z} を平均水深 [m] として

$$\sigma = v/\bar{z} \quad (4)$$

で与えられる。 σ は Sedimentation coefficient, deposition coefficient 等と呼ばれているが、ここでは v との対応で消失率と呼ぶ。多くの研究報告が全リンに関して R , v , σ と湖沼の諸特性量の間を統計的に調べているが、その代表的なものをあげると次のようになる。

$$v \approx 10 \quad \text{Vollenweider}^{51} \quad (5)$$

$$v \approx 13.2 \quad \text{Dillon \& Kirchner}^{61)} \quad (6)$$

$$v \approx 11.6 + 0.29q_s \quad \text{Reckhow}^{62)} \quad (7)$$

$$R = 1 / (1 + \sqrt{1/T_w}) \quad \text{Vollenweider}^{51} \quad (8)$$

$$\text{Larsen \& Mercier}^{61)}$$

$$R = 0.426 \exp(-0.271q_s) + 0.574 \exp(-0.00949q_s) \quad (9)$$

$$\text{Kirchner \& Dillon}^{63)}$$

$$\sigma = 0.162 (L/\bar{z})^{0.456} \quad \text{Canfield \& Bachmann}^{21} \quad (10)$$

ここに、 T_w は水の滞留時間である。式(8)、(9)、(10)は純然たる統計的関係である。Rの関数形で見れば式(5)～(7)は式(9)と同じく、 q_s のみに関係する。式(8)を v で表すと $v = q_s^{1/2} \bar{z}^{1/2}$ となり v が \bar{z} に関係すること、また式(10)では v が L と \bar{z} により決まり q_s には関係しないなどの特徴を有している。

Rを計算する方法としては $R = 1.0 - (\text{outflow load}) / (\text{inflow load})$ として求める方法と、式(2)より $R = 1.0 - q_s [P]_x / L$ ($[P]_x$:湖水平均濃度)として求める方法がある。前者は収支的発想より得られるもので先に述べた霞ヶ浦のRの年度変化はこの方法で算出した。後者はあくまでも式(2)による $[P]_x$ の予測に主眼をおくものである。式(5)～(10)等が整理されている湖沼では一般に両者の一致度はよい。ここで霞ヶ浦に対して両法を適用してみると前者で0.74、後者で0.84となる。この差は流出負荷に占める、水の流出を伴わない負荷量の影響であり、すなわち漁獲負荷、ユスリカ羽化の影響である。霞ヶ浦等のこのように生態系の特殊な湖沼においてはこうした点に注意しなければならない。

以上の問題点を考慮してここでは沈降速度 v を比較することにしよう。霞ヶ浦の値としては表4に示した全リンの消失速度7.1cm/dすなわち25.9m/yがある。これに対して式(5)～(10)は1978～1980年の平均として $q_s = 5.5\text{m/y}$, $T_w = 0.6\text{y}$, $\bar{z} = 3.87\text{m}$, $L = 2.7 \times 10^8\text{g/m}^2\text{y}$ を用いれば、式(5)–10m/y, 式(6)–13.2m/y, 式(7)–12.7m/y, 式(8)–4.3m/y, 式(9)–9.8m/y, 式(10)–12.4m/yとなる。特に式(8)で小さい値を与えるが、Larsenらがこの式の相関分析の際に $[P]_x \leq 25\text{mg/m}^3$ の与えている⁶¹⁾のに対し、霞ヶ浦では $[P]_x \cong 77.5\text{mg/m}^3$ であることが原

困している可能性がある。

次に、霞ヶ浦で消失速度 v が大きい理由を考えてみる。 v の値がどの程度ばらつくかを Larsen らの対象としている36の湖沼⁹⁾について計算してみると $v=13.5\pm 12.2\text{m/y}$ となる。最大は Lake Cameron の 57.5m/y であり、最小は Lake Perican の 0.7m/y と約2オーダーの開きがある。このうち霞ヶ浦の v を上回るものは4湖沼存在するが、 T_w , q_s , $[P]_s$ に他湖沼と著しい差は見られない。霞ヶ浦において v の値が大きくなる要因としては、(1)降雨時の流入あるいは養殖負荷等の懸濁態の形で湖内に流入するリンが大きい、(2)沈降→底生動物→漁獲あるいは羽化といったリンの流れが大きい、などがあげられよう。特に養殖負荷が大きいことから流入に占める懸濁分の比率が7割程度となり、諏訪湖の $0.37^{22)}$ 、Lake Talquin の $0.63^{12)}$ を上回っている。

最後に式(2)は完全混合域を仮定しているが、霞ヶ浦では平均湖水現存量として、リンではボックス1— 128mg/m^3 、ボックス2— 92mg/m^3 、ボックス3— 71mg/m^3 、ボックス4— 55mg/m^3 となり、窒素でもボックス1— 1.65g/m^3 、ボックス2— 1.62g/m^3 、ボックス3— 1.11g/m^3 、ボックス4— 0.91g/m^3 である。すなわち、湖水平均濃度と流出河川水濃度には大きな差が存在し、特に予測計算においては水域を分割したモデル化が必要となる。

5 まとめ

霞ヶ浦に対し1978—1980年の3か年にわたり全リン、全窒素の収支計算を行った。得られた成果をまとめれば以下のようになる。

(1) 霞ヶ浦の地理、水理、生態あるいは社会的特殊性を考慮して、4ボックス、各月収支、並びに湖内現存量としては湖水以外に底生動物、魚等を含めた計算を行った。また、流入負荷としては養殖負荷、流出負荷としては漁獲負荷等も考慮した。この結果、水域を分割することによりボックス間の分散現象に基づく物質移動量を求め、これが押し出し流によるものと同程度存在すること、各月収支をとることにより収支残量の季節変化特性が明白となること、魚、イサザアミ、ユスリカといった大型動物の現存量の変化が物質収支に与える影響が大きいこと、養殖負荷、漁獲負荷のウェイトがそれぞれ陸上負荷、放流負荷と匹敵することを明らかにした。

(2) 植物プランクトンの新生堆積量、溶出量等の実測値が存在するボックス1において収支残量とそれらの比較を行った結果、沈降量と溶出量の差は収支残量よりも大きく、大型動物の底泥の取り込みとその排せつ物の沈降、底泥の巻き上げ・かく乱による回帰等といった底泥との密接な関係が予想された。

(3) 全リンの消失速度は 7.1cm/d 、全窒素のそれは 2.6cm/d となり、流入分として懸濁態割合が多く、また分解されにくい全リンの方が消失速度が3倍程度大きいことを明らかにした。

(4) Vollenweider 流のモデルの報告例と比較して、霞ヶ浦は全リン消失速度のかなり大きい湖沼であることを示した。

謝 辞

本報告は主に国立公害研究所特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」内に設けられた「霞ヶ浦モデル打ち合わせ会」での討議内容を著者らがまとめたものである。ここに貴重なデータを提供していただき、同会で熱心に御討議いただいた同特別研究関係者に深く感謝いたします。

引 用 文 献

- 1) Vollenweider, R. A. (1968) : The scientific basis of lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Tech. Rep. OECD, Paris, DAS/CSI/68, 27, 1-182.
- 2) Canfield, D. E. and R. W. Bachmann (1981) : Prediction of total phosphorus concentration, chlorophyll-*a*, and secchi depth in natural and artificial lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38, 414-423.
- 3) OECD (1982) : Eutrophication of Waters. OECD, Paris, 1-154.
- 4) Dillon, P. J. and F. H. Rigler (1974) : A test of a simple nutrient budget model predicting phosphorus concentration in lake water. J. Fish. Res. Board Can., 31, 1771-1778.
- 5) Vollenweider, R. A. (1976) : Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 33, 53-83.
- 6) Larsen, D. P. and H. T. Mercier (1976) : Phosphorus retention capacity of lake. J. Fish. Res. Board Can., 33, 1742-1750.
- 7) Imboden, D. M. (1974) : Phosphorus model of lake eutrophication. Limnol. Oceanogr., 19, 297-304.
- 8) Snodgrass, W. J. and C. R. O'Melia (1975) : Predictive model for phosphorus in lakes. Environ. Sci. Tech., 9, 937-944.
- 9) Chapra, S. C. (1979) : Applying phosphorus loading models to embayment. Limnol. Oceanogr., 24, 163-168.
- 10) Chapra, S. C. and S. J. Tarapchak (1976) : A chlorophyll-*a* model and its relationship to phosphorus loading plots for lakes. Water Resour. Res., 12, 1260-1264.
- 11) Dillon P. J. (1975) : The phosphorus budget of Cameron Lake, Ontario. Limnol. Oceanogr., 20, 28-39.
- 12) Turner, R. R. *et al.* (1983) : Nutrient retention and transformation in relation to hydraulic flushing rate in a small impoundment. Freshwater Biol., 13, 113-127.
- 13) Malueg, K. W. *et al.* (1975) : A six-year water, phosphorus, and nitrogen budget for Shagawa Lake, Minnesota. J. Environ. Qual., 4, 236-242.
- 14) Jansson, M. (1979) : Nutrient budgets and the regulation of nutrient concentration in a small sub-arctic lake in northern Sweden. Freshwater Biol., 9, 213-231.
- 15) Edmondson, W. T. (1970) : Phosphorus, nitrogen, and algae in Lake Washington after diversion of sewage. Science, 169, 690-691.
- 16) Effler, S. W. *et al.* (1981) : Response of Onondaga Lake to restoration efforts. Proc. of ASCE, EE, 107, 191-210.

- 17) Soltero, R. A. *et al.* (1973) : Effects of impoundment on the water quality of the Bighorn River. *Water Res.*, 7, 343-353.
- 18) Straskrabova, V. (1975) : Self-purification capacity of impoundments. *Water Res.*, 9, 1171-1177.
- 19) Horne, A. J. and C. R. Goldman (1972) : Nitrogen fixation in Clear Lake, California. *Limnol. Oceanogr.*, 17, 678-692.
- 20) Stefan, H. G. and M. J. Hanson (1981) : Phosphorus recycling in five shallow lakes. *Proc. of ASCE, EE*, 107, 713-730.
- 21) JIBP-PE 分科委員会 (1973) : 日本陸水群集の生産力に関する研究. 1-412.
- 22) 沖野外輝夫(1982) : 諏訪湖における炭素, 窒素およびリンの収支と湖内での循環の現状. 国立公害研究所調査報告, 第22号, 35-42.
- 23) 相崎守弘・村岡浩爾・平田健正・福島武彦・岩田 敏・大坪国順・海老瀬潜一 (1983) : 中禅寺湖における栄養塩の収支. 第17回水質汚濁会講演集, 219-224.
- 24) Japanese Committee for IBP (1975) : Productivity of communities in Japanese inland waters. *JIBP Synthesis*, 10, 1-436.
- 25) 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 281-308.
- 26) 安野正之・大槻 晃 (1981) : 霞ヶ浦高浜入沖帯の生態系の構造. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 309-318.
- 27) 福島武彦 (1982) : 霞ヶ浦における栄養塩の循環, 収支. 国立公害研究所調査報告, 第22号, 3-20.
- 28) 村岡浩爾・福島武彦 (1982) : 霞ヶ浦の物質収支と動態モデル解析の方向. 国立公害研究所研究発表会予稿集, SS/OT-5-82, 177-198.
- 29) Muraoka, K. and T. Goda (1982) : Budgets of water mass and materials in a shallow lake. *Proc. of The Third Japan-Brazil Symposium on Science and Technology*, Oct. 1982, Tokyo, 257-274.
- 30) 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一・村岡浩爾 (1983) : 霞ヶ浦の水質変化特性の統計的解析と水質観測方法. 土木学会衛生工学研究論文集, 19, 9-18.
- 31) 村岡浩爾・福島武彦 (1983) : ボックスモデルを用いた水質予測方式に関する研究. 土木学会論文報告集, 336, 85-94.
- 32) 村岡浩爾 (1981) : 霞ヶ浦の水収支. 国立公害研究所研究報告, 第20号, 103-120.
- 33) 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦生態系の物質循環における底生動物の役割. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 171-180.
- 34) 春日清一(1981) : 霞ヶ浦高浜入最奥部入江における魚類, イサザアミ, テナガエビの現存量推定と栄養塩回帰への寄与. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 159-170.
- 35) 村岡浩爾・福島武彦 (1984) : ボックスモデル構築に関する水理学的検討. 国立公害研究所研究報告, 第54号, 31-51.
- 36) 村岡浩爾 (1981) : 霞ヶ浦の水収支と湖水位の将来予測. 国立公害研究所研究発表会予稿集, 第4号, 18-32.
- 37) 安部喜也(1981) : 霞ヶ浦流域の降水特性および大気中からの栄養塩の供給について. 国立公害研究所研究報告, 第20号, 27-42.
- 38) 相崎守弘 : 私信.
- 39) EX 都市研究所 (1981) : 霞ヶ浦長期水質予測調査報告書.
- 40) 北畠能房 : 私信.
- 41) 田井慎悟 : 私信.

- 42) 福島武彦・相崎守弘・村岡浩爾 (1984) : 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 89-101.
- 43) 細見正明・須藤隆一 (1984) : 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について—高浜入を中心として. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 191-217.
- 44) 中島拓男・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における脱窒. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 89-98.
- 45) 村岡浩爾・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦の湖流. 国立公害研究所研究報告, 第19号, 1-150.
- 46) 相崎守弘(1983) : 霞ヶ浦における物質循環. 国立公害研究所水特研グループ研究内容検討会資料, 57-63.
- 47) 大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存態窒素の動態. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 3-22.
- 48) 桜井善雄(1981) : 霧ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 229-280.
- 49) 桜井善雄・林 一六・渡辺義人・天白精子・大橋通成 (1973) : 水生植物. 建設省霞ヶ浦生物調査報告書, 78-148.
- 50) 吉田富男・相崎守弘・浅見輝男・横島真樹 (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.
- 51) 海老瀬潜一(1981) : 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価. 国立公害研究所研究報告, 第21号, 1-130.
- 52) 松岡 譲 (1983) : 物質循環モデルの開発. 国立公害研究所水特研グループ研究内容検討会資料, 65-78.
- 53) 岩熊敏夫・今村典子・花里孝幸・安野正之・大槻 晃・相崎守弘 (1982) : 湖内実験隔離水界を用いた水質回復実験. 国立公害研究所調査報告, 第21号, 15-35.
- 54) 細見正明・須藤隆一 (1981) : 底泥中のリンの分布特性とその季節変化. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 45-54.
- 55) 相崎守弘(1981) : 霞ヶ浦の物質循環における底泥の役割. 国立公害研究所調査報告, 第16号, 95-104.
- 56) 浅見輝男・小野美起子・三瓶英敏 (1979) : 霞ヶ浦および流入河川底質の重金属分布 (第1報). 日本土壤肥科学雑誌, 50, 138-142.
- 57) 岡野三郎・小池亮治・田口勝久 (1979) : 霞ヶ浦の水質汚濁に関する研究. 水質汚濁研究, 2, 215-221.
- 58) 岩熊敏夫(1981) : 霞ヶ浦高浜入における底泥温度の年変動と熱収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 55-62.
- 59) 福島武彦・相崎守弘・大坪国順・村岡浩爾 (1982) : 湖沼の沈降物質に関する研究. 土木学会第18回衛生工学討論会論文集, 9-14.
- 60) 浜田篤信・外岡健夫・山崎耽二郎・光田三男 (1979) : 網生養殖の負荷量の算定と対策. 茨城県内水面水産試験調査研究報告, 第16号, 45-63.
- 61) Dillon, P. J. and W. B. Kirchner (1975) : Reply. Water Resour. Res., 11, 1035-1036.
- 62) Reckhow, K. H. (1977) : Uncertainty applied to Vollenweider's phosphorus criterion. J. Water Pollut. Cont. Fed., 51, 2123-2128.
- 63) Kirchner, W. B. and P. J. Dillon (1975) : An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. Water Resour. Res., 11, 182-183.
- 64) 高村義親・野村和輝・萩原富司・平松 昭・矢木修身・須藤隆一 (1981) : 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学的組成. 国立公害研究所研究報告, 第25号, 31-46.
- 65) 花里孝幸 : 私信.

- 66) 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣・福島武彦・細見正明・村岡浩爾 (1979) : 底泥からの栄養塩類の回帰.
国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 105-114.
- 67) 高村典子 : 私信.

II-2 ボックスモデル構築に関する水理学的検討

Hydrological Considerations on Box Model

村岡浩爾¹・福島武彦¹

Kohji MURAOKA¹ and Takehiko FUKUSHIMA¹

Abstract

It is necessary to construct a suitable model for long term control and prediction of water quality in the lake. The box model, which is described by the system of ordinary differential equations to average in any space, is often used for such a purpose. Some hydrological considerations on adequate construction of box model and its application to a natural lake were performed, and following results were obtained ;

(1) In box model, mixing term between neighbouring boxes due to diffusion and dispersion is described by the product of exchange flow and the difference of concentration averaged in each of these boxes.

(2) From the lake model with uniform cross section and evenly divided boxes, two non-dimensional parameters : Pe and Pk , and box number N can provide the error due to the model concerned.

(3) From the N -divided lake model with non-uniform cross section, the partition lines should be selected on the location where the value (flux on unit area)/ (diffusivity) is large, besides the boxes selected in such a manner should be expected to have same retention time each other.

(4) To estimate the values of exchange flow, the method of numerical calculation concerning flow and mixing under the condition of steady wind and unsteady wind was proposed.

(5) The box model system based on above consideration was applied to Lake Kasumigaura, and exchange flow was discussed in comparison with measured data.

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

1 はじめに

湖沼、内湾等の閉鎖性の強い水域においては、ラン藻類の大発生あるいは赤潮に代表されるような富栄養化現象が進み、水源あるいはレクリエーションの場としての価値の低下が目立っている。このため、流入汚濁物質量の削減など、種々の対策が講じられようとしているが、このとき各種対策案の効果を予測する水質予測モデルが必要となる。すなわち、水域の水質管理、水質の長期予測に適合したモデル化方式の確立が重要な課題となっている。

水質予測モデルには各種の方式が提案され、実水域に適用された例も多いが、それらを、変数の空間分布表現方法で整理すると以下ようになる。(1)任意空間の平均化により集中定数化を行うボックスモデル¹⁾、(2)空間偏微分を差分法、有限要素法等の離散化手法を用いて処理しモデル化する方法²⁾、(3)定常状態を仮定し空間方向の常微分方程式を解くモデル³⁾。さらに変数の変化する空間次元から、水平・鉛直次元、水平二次元のような分類も可能である。それぞれのモデル化方法は、その特性により長所、短所を有するが、この中でボックスモデルは一般に空間代表点が少なく、多種の水質項目の長期予測、諸係数、入力データの空間分布特性の把握、横流入等の境界条件の処理の簡便さなどの観点から、利用されることが多く、今後も有力な水質モデル化手法といえる。しかし同時に、空間平均化による誤差が大きい手法ともいえる。

ここではボックスモデルを用いる水質予測方法を念頭に置き、以下のような問題点を明らかにすることを目的とした。(1)水域の適切な分割数並びに分割方法の検討、(2)水域分割を行う場合に、拡散・分散現象によるボックス間の物質移動速度の表現方式、(3)実水域におけるその移動速度の推定方法。また、以上の方法論を霞ヶ浦(西浦)に適用した結果をまとめる。なお、ここでは霞ヶ浦という極めて浅い水域を対象としたため、鉛直方向に平均化した量を扱う水平ボックスモデルを考案対象とした。また上述(3)に対しては、風に起因する吹送流、セイシュ等の流動が水域間の物質移動に及ぼす影響を、特に定常風吹送時と非定常風吹送時に分け、有限要素法を用いた数値解析をもとに解析を行った。

2 ボックスモデルにおける交換流量の導入とボックス分割方式の検討

2.1 基本方程式

4.1 水域の特性に述べるように、霞ヶ浦は水深が浅く、風等のかく乱により簡単に鉛直混合が生じる。また、その水質変化は主に奥部に集中した流入河川の流下軸方向に生じている。ここでは以上の諸点を考慮して、鉛直次元では一層の、水平次元では流下軸に対する横断方向を平均したような次元モデルを対象とする。この基本方程式は次のような反応項を有する次元分散方程式として表現される。

$$\frac{\partial(AC)}{\partial t} + \frac{\partial(AuC)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left\{ AE_x \frac{\partial C}{\partial x} \right\} - kAC + q_{in}C_{in} \quad (1)$$

ここに、 t は時間、 x は流下軸方向長さ、 A は流軸方向の横断面積、 $u(\geq 0)$ 、 C は断面平均流速と断面平均濃度、 E_x は移流分散係数、 q_{in} は単位長さ当たりの横流入量、 C_{in} はその濃度である。また反応項は、水域での生物、化学並びに物理的変化が一次反動的に生じることを仮定し、変化係数 k を用いて kAC として表現した。物質の増加、減少速度係数並びに対象物質が懸濁態である場合には、その沈降速度 w_p と k は次のような関係を有している。

$$\{(g_1 - g_2) - w_p/H\} C = -kC \tag{2}$$

ここに、 g_1 、 g_2 はそれぞれ増加、減少速度係数、 w_p は対象物質の沈降速度、 H は水深である。

いま、図1に示すように水域を N 分割するボックスモデルを考える。式(1)を i 番目のボックスの両端 ($x=x_j$ 、 x_{j+1}) の区間で積分すればボックス平均濃度 \hat{C}_i に関する方程式となるが、このとき、移流項、分散項はフラックスのまま、 \hat{C}_i では表現されない。このため以下のような条件を与えて、フラックスを \hat{C}_i を用いて書き代える。

(1) 移流項は横流入等の問題も考慮して後退差分形で与える。なお、他の表式でも後の交換流量の値が変化するだけで、以降と同様な解析が可能である。

(2) 分散項は分散現象が卓越し、分散フラックスが一定の条件で \hat{C}_i を用いて表現する。

この結果、式(1)に対応したボックスモデルの基本方程式は次のようになる。

$$\frac{dV_i \hat{C}_i}{dt} + Q_i \hat{C}_i - Q_{i-1} \hat{C}_{i-1} = Q_{ei} (\hat{C}_{i+1} - \hat{C}_i) + Q_{ei-1} (\hat{C}_{i-1} - \hat{C}_i) - kV_i \hat{C}_i + Q_{ri} \hat{C}_{ri} \tag{3}$$

ここに、 V_i はボックスの容積であり、 \hat{C}_{ri} は横流入水の平均濃度である。 Q_{i-1} 、 Q_{ei-1} 、 Q_{ri} 等は以下のように求まる。

$$\left. \begin{aligned} Q_{i-1} &= (Au)_x \\ Q_{ei-1} &= 1/\int_{x_j - \Delta l_1}^{x_j + \Delta l_2} (1/A(x) E_x(x)) dx \\ Q_{ri} &= \int_{x_j}^{x_{j+1}} q_{in} dx \end{aligned} \right\} \tag{4}$$

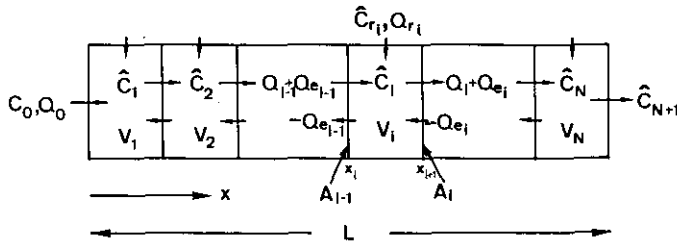


図 1 ボックスモデル模式図

Fig. 1 Schematic figure of box model

ここに、 $\Delta l_1, \Delta l_2$ 等は $C(x) = (\text{分散フラックス}) \times \int_{x_1}^x (1/A(x_1) E_x(x_1)) dx_1 + C(x_j)$ を利用すれば求まる。例えば、 Δl_2 は次式より決定される。

$$\int_{x_j}^{x_j+\Delta l_2} \frac{1}{A(x)E_x(x)} dx = \int_{x_j}^{x_{j+1}} A(x) \left[\int_{x_j}^x \frac{1}{A(x_1)E_x(x_1)} dx_1 \right] dx / \int_{x_j}^{x_{j+1}} A(x) \quad (5)$$

次に境界条件は、式(1)、(3)に対してそれぞれ次のように書くことができる。

$$\text{式(1)に対して} \quad \left. \begin{array}{l} x=0 \quad \text{で} \quad E_x(\partial C/\partial x) - uC = -uC_0 \\ x=L \quad \text{で} \quad E_x(\partial C/\partial x) = 0 \end{array} \right\} \quad (6)$$

$$\text{式(3)に対して} \quad \left. \begin{array}{l} \text{始端ボックスで} \quad Q_{e0}(\hat{C}_1 - \hat{C}_0) - Q_0\hat{C}_0 = -Q_0C_0 \\ \text{終端ボックスで} \quad Q_{eN}(\hat{C}_{N+1} - \hat{C}_N) = 0 \end{array} \right\} \quad (7)$$

なお、 $x=0$ で水域の始端、 $x=L$ で終端を表し、流入水量を Q_0 、その濃度を C_0 とする。

式(4)より Q は押し出し水量、 Q_e はボックス間にネットの水量輸送なしに交換する流量であることがわかる。以降、 Q を移流量、 Q_e を交換流量と呼ぶことにする。 Q_e は式(4)より明らかに断面積、移流分散係数が増加すれば増大し、ボックスの流下軸方向長さの増加により減少する。このため、同一断面においてもボックス分割法により Q_e が異なることに注意しなければならない。

2.2 ボックス分割数と分割方法の検討

式(4)の Q, Q_e は仮定(1)、(2)より導かれるため、一般に式(3)の解は誤差を有している。このため、この誤差を少なくするような観点からボックス分割数、分割方法を決定する方式を検討した。以下にはその結果の大略を述べるだけとし、詳細は2.1も含めて村岡・福島⁴⁾を参照されたい。

(1) 変化項の表現に関する誤差の問題

断面が様な水域における等分割モデルにおいてさらに u, E_x, k 等が水域内で一定で、横流入が存在しない場合に対して式(1)と式(3)の解の比較を行った。式(1)の解は例えば $\lambda(u^2 + 4E_x k) > 0$ の場合に次のようになる。

$$C(x) = b_1 \exp\{(u + \sqrt{\lambda})x/2E_x\} + b_2 \exp\{(u - \sqrt{\lambda})x/2E_x\} \quad (8)$$

特に $E_x = 0$ の場合には

$$C(x) = C_0 \exp(-kx/u) \quad (9)$$

となる。ここに b_1 , b_2 は以下のように求まる。

$$b_1 = 2uC_0 \{ (\sqrt{\lambda} - u) \exp(-\sqrt{\lambda}L/E_x) \} / \{ (\sqrt{\lambda} + u)^2 - (\sqrt{\lambda} - u)^2 \exp(-\sqrt{\lambda}L/E_x) \}$$

$$b_2 = 2uC_0 (\sqrt{\lambda} + u) / \{ (\sqrt{\lambda} + u)^2 - (\sqrt{\lambda} - u)^2 \exp(-\sqrt{\lambda}L/E_x) \}$$

次に、ボックスモデル式 (3) において流出水濃度 \hat{C}_{N+1} ($= \hat{C}_N$) は分割数 N によって以下のように求まる。

$$\left. \begin{aligned} N=1 \text{ の場合} & \quad \hat{C}_{N+1} = QC_0 / (Q + Vk) \\ N=2 \text{ の場合} & \quad \hat{C}_{N+1} = Qa_1 C_0 / \{ a_2^2 - {}^N Q_e a_1 \} \\ N \geq 3 \text{ の場合} & \quad \hat{C}_{N+1} = \{ -a_3 (\xi \eta)^{N-2} (\xi - \eta) QC_0 \} / \left\{ \begin{aligned} & a_1 (\xi^{N-2} - \eta^{N-2}) \\ & + a_2 (\eta^{N-1} - \xi^{N-1}) + {}^N Q_e \xi \eta (\xi^{N-2} - \eta^{N-2}) \\ & + a_3 {}^N Q_e \xi \eta (\eta^{N-3} - \xi^{N-3}) \end{aligned} \right\} \end{aligned} \right\} \quad (10)$$

ここに、 $Q_i = Q = uA$, ${}^N Q_{e_i} = {}^N Q_e = NAE_x/L$ ($i = 1 \sim N-1$), $a_1 = Q + {}^N Q_e$, $a_2 = Q + {}^N Q_e + Vk/N$, $a_3 = a_1/a_2$, ξ , η は x の 2 次方程式 ${}^N Q_e x^2 - (a_2 + {}^N Q_e)x + a_1 = 0$ の 2 根である。特に、 ${}^N Q_e = 0$ (したがって $E_x = 0$) の場合には次式となる。

$$\hat{C}_{N+1} = C_0 [1 / \{1 + (Vk/QN)\}]^N \quad (11)$$

ここで移流項と分散項の比をペクレ数 Pe で、変化項と移流項の比を水域での変化度を示す無次元数 Pk として次のように定義する。

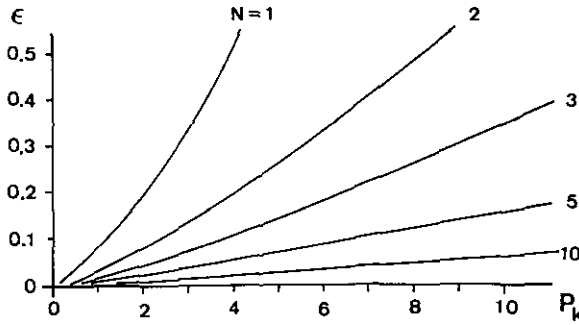
$$\left. \begin{aligned} Pe &= uL/E_x = Q/{}^N Q_e = QN/Q_e \\ Pk &= kL/u = Vk/Q \end{aligned} \right\} \quad (12)$$

式 (8) ~ (11) 等は Pe , Pk を用いて書き換えられるが、その表式はここでは省略する。一般にボックス分割数 N が増加すれば式 (8), (10) 等の解は近づく。このため、水域の Pe , Pk を与えて式 (8) の $C(L)$ と式 (10) の \hat{C}_{N+1} 等を比較すれば、その精度に関する条件から、必要となるボックス数の下限が求まる。例えば次のような条件を与えて、 $Pe = 1$ としたときの Pk , N , 許容誤差率 ϵ の間の関係は図 2 のように求まる。

$$1 - \epsilon < \hat{C}_{N+1}/C(L) < 1 + \epsilon \quad (13)$$

Pk , ϵ が同一な場合、 Pe が増加すれば必要となるボックス数 N は増大する。

次に、水域が一様でない場合あるいは非等分割モデルの場合には、式 (8), (10) のように簡単に解を与えられない。が、 N が 3 程度までのボックスモデル解に関する考察から、各分割水域での交換流量を含めた滞留時間が他ボックスのそれと極端に小さくなるとそのボックスが存在することの出力 \hat{C}_{N+1} への影響がほとんどなくなってしまうことがわかる。また、式 (3) は定常状



* 図 2 Pk 数, ボックス分割数による誤差の変化 ($Pe=1$)
 Fig. 2 Relationship between Pk , N , and ϵ in case $Pe=1.0$

態, 横流入が存在しない場合には次のように変形することができる。

$$\frac{1}{T} \hat{C}_{i-1} + \frac{Q_{ei}}{V_i} (\hat{C}_{i+1} - \hat{C}_{i-1}) - \left(\frac{1}{T} + k\right) \hat{C}_i = 0 \quad (i=2 \sim N-1) \quad (14)$$

ここに, $T=V_i/(Q+Q_{e,i-1}+Q_{e,i})$ である。 N を大きくしたときには $\hat{C}_{i-1} \gg |\hat{C}_{i+1} - \hat{C}_{i-1}|$ であることを考慮すれば

$$\hat{C}_i \approx \hat{C}_{i-1} / (1 + kT) \quad (15)$$

が得られる。式(15)はボックス内での水質変化が kT すなわち交換流量も含めた滞留時間と k の積のみに関係することを表す。このことは逆に, kT を水域内で均一となるようにボックス分割を行えば, 各ボックスにおける水質変化の割合を等しくすることができることを意味する。

(2) 非定常特性

式(1), (3)の解に対し, C_0 すなわち入力フラックスを変動させたときの周波数応答特性を調べ両者を比較した結果, 以下のようなことがわかった。

a) $Pe \ll 1$ の場合には多ボックスでも1ボックスの特性とほとんど変わらず, また $\omega < E_x/L^2$ の低周波域において一次元移流分散方程式の特性ともほぼ一致する。

b) $Pe \gg 1$ の場合には各ボックスの滞留時間を均等にし, N を増加させることにより $\omega < Q/V$ の低周波域において一次元移流分散方程式の応答特性を近付けることができる。

c) $Pe \approx 1$ の場合には各分割水域の滞留時間を均等に選ぶことにより $\omega = 1/T$ より低周波のゲインを一次元移流分散方程式のゲインに近付けることができる。

d) $\omega > 1/T$ より高周波側の入力変動をボックスモデルにおいて一次元移流分散方程式と等しく表現することはできない。

(3) 各ボックス内の定常濃度分布の有する誤差の特性

ボックスモデルにおいてはボックス内で濃度が一定と扱っているが、式(1)では濃度分布が存在する。このことより生じる誤差の検討の結果、以下のようなことが明らかとなった。まず、 N が十分に大きい場合にはボックスモデルの解は一次元移流分散方程式の解に近づく。しかし、ボックスモデルの解は階段状関数となるため、ボックス両端では後者の解と誤差を有し、その大きさは $(\hat{C}_{i-1} - \hat{C}_i)/2$ で近似できる。式(15)を用いてこの濃度差を \hat{C}_i で除し誤差率の形にすれば、それは近似的に $kT/2$ で表される。すなわち kT を均等に選ぶことにより、誤差率は水域全域でほぼ等しくすることができる。

次に、流軸方向に断面積、移流分散係数が変化している場合の、分割断面による誤差の大きさに関する検討から、濃度分布の大きい部分すなわち(分散フラックス)/ $A \cdot E_x$ の大きい断面で分割を行うことが適当であることがわかった。

以上(1)、(2)、(3)で得られたボックスモデルの適切な分割方式は次のようにまとめられる。まず、適切な分割数は水域の Pe 、 Pk 数を与えて、式(8)と式(10)等の比較より決定できる。次に、水域の分割断面は(分散フラックス)/ AE_x の大きい断面を選び、水域全体としては各ボックスの交換流量を含めた滞留時間を均等にすることが望ましい。

3 交換流量の予測

3.1 予測方式の検討

交換流量を予測することは式(4)より明らかなように分散係数の水域内変化を予測することに相当する。交換流量を求める方式には以下のような方法が考えられる。(1)現地観測法1—水域内で濃度分布が明白な保存物質をトレーサーとして、その収支、分布に関する観測を行うことにより式(3)等より Q_e を逆算する方法、(2)現地観測法2—断面での流速分布、横方向拡散係数を実測することにより、分散係数の定義式⁹⁾より E_x を求め A とあわせて Q_e を求める方法、(3)模型実験法—湖模型を作成し任意の流動条件のもとにトレーサー実験を行い Q_e を求め、相似則より現地の Q_e にスケールアップする方法、(4)数値計算法—離散化手法を用いて流動並びに拡散に関する方程式を解き Q_e を算出する方法。(1)の方法はトレーサーとして適当なものの検討並びに収支観測が難しいこと、(2)の方法は河川等に比較して流動特性が複雑な湖沼では観測が膨大な作業となること、(3)の方法は各種の混合形態が同程度に存在する場合、相似則の決定が難しいこと⁹⁾、(4)の方法はその評価方法として現地観測データを必要とするなどの短所を有している。ここでは流動に関して現地データの存在する、トレーサーとして電気伝導度を選んだ収支観測が霞ヶ浦の一部水域に対して行われている、等を考慮して、方法(1)、(4)を組み合わせ Q_e を予測した。

方法(4)の数値解析には、流動並びに混合に関する基本方程式を鉛直一層水平二次元モデル化して有限要素法で離散化する方法を用いた。内容は4.2に述べる。湖内での流動は主に流入河川、

流出河川による流れ、定常風吹送下の吹送流、風の非定常性によるセイシュに分類される。その現地観測例は模型実験、理論的解析を含めて村岡・福島⁶⁾、Fukushima & Muraoka⁷⁾等に示してある。ここでは拡散計算を鉛直一層モデルで行うことの問題点並びに年、少なくとも月スケールといった長期平均的な混合量を求める問題点をまとめておこう。これらは以下のような問題を生じる。

(1) 鉛直一層モデルでは鉛直流速分布に基づく分散現象が考慮されない。

(2) 流動の数値解析は湖内に生じるセイシュ（霞ヶ浦では1次固有周期約141分）を適切に表現するために、その計算時間刻みを10分程度にしなければならない。このため、1月程度の流動解析を行うには約4300ステップが必要となり、計算時間が膨大となる（HITAC, M-180で1ステップのCPUが約0.1min）。

まず、問題点(1)は以下のように評価した。すなわち、分散係数の大きさはその定義式⁸⁾より明らかなように長さスケールの2乗、流速偏差の2乗に比例し、拡散係数に反比例する。このため、霞ヶ浦等の水深の浅く、広い湖沼においては、鉛直流速分布に基づく分散現象は水平流速分布のそれに比較して圧倒的に小さくなることが予想される。次に、鉛直混合に要する時間スケール T_2 は水深 H 、鉛直拡散係数 \bar{K}_z （全水深平均値）を用いて

$$T_2 \propto H^2 / \bar{K}_z \quad (16)$$

より評価できる。 \bar{K}_z は吹送流の場合、水面摩擦速度 u_{*s} を用いて、

$$\bar{K}_z = \beta u_{*s} H \quad (17)$$

となり、 β の値は0.043程度となる⁹⁾。霞ヶ浦の数値として $H \approx 4$ m、風速 W を 4 m/s、風摩擦係数を0.001とすれば T_2 は約6.5時間となる。これに対して水平混合時間 T_L は湖の水平スケールを L 、水平循環流速を u_{rot} として

$$T_L \propto L / u_{rot} \quad (18)$$

で与えられる⁸⁾。 L を30km、 u_{rot} を風速の2%とすれば T_L は約4.3日となり、 T_2 より1オーダー大きい。この結果、鉛直方向の流速分布に基づく分散現象は水平方向の流速分布に基づく分散現象に対して見かけ上拡散現象として取り扱うことができる。前者は流向を有するため異方的であるが、数値計算では等方的に扱った。

問題点(2)に対しては以下のような方法を検討した。まず、風変化特性をパターン化し、それぞれのパターンでの混合量を算出しておく。次に、現地の風特性を先のパターンと比較し、その寄与度とパターン混合量から現地の長期平均的な混合量を計算する。すなわち、パターンによる混合量を原単位とする積み上げ方式である。流動を支配する現象としては吹送流とセイシュがあるが、前者は主に定常風吹送下に、後者は主に非定常風の場合に混合に寄与するため、ここで

は風パターンとして定常風、非定常風に分類をし、それぞれの混合への寄与度を評価した。図3にはこの方式の概略をまとめた。以降3.2には定常風条件での混合量、3.3には非定常風条件の混合量の算出方法を述べる。

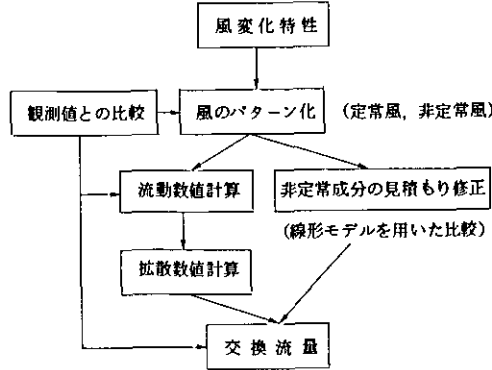


図 3 交換流量の数値解析による算定方式

Fig.3 Calculating method of exchange flow in Lake Kasumigaura

3.2 定常風条件での混合量の算出方法

流入、流出河川水量の存在しない条件で以下のように交換流量を算出した。まず、水域の両端に物質だけの投入、引き抜き要素を設け、その量を等しくする。すなわち、水域内での分散フラックスを一定にする。次にこの条件のもとで、定常風吹送時の任意の流速分布を与えて濃度分布が定常となるまで拡散計算を行う。得られた濃度分布を与えられたボックスに対して平均すれば、それぞれのボックス平均濃度 \hat{C}_i より交換流量は式 (3) から次のように求まる。

$$Q_{e,i,j} = F_d / |\hat{C}_i - \hat{C}_j| \quad (19)$$

ここに、 i, j は隣接するボックス番号、 $Q_{e,i,j}$ はその間の交換流量、 F_d は投入、引き抜き量で分散フラックスに当たる。

3.3 非定常風条件での混合量の算出方法

図4のような長さ L の一次元領域における拡散問題を考える。基本方程式は拡散係数を D として

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (20)$$

となる。境界条件は $x=0, L$ で $\partial C / \partial x = 0$ とする。このとき、初期条件として $t=0$ で $C=C_0$ ($0 \leq x \leq l$)、 $C=0$ ($l < x \leq L$) を与えたときの濃度変化は次のように求まる。

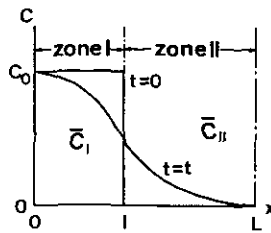


図 4 拡散問題
Fig. 4 Diffusion problem

$$C(x, t) = C_0 \left\{ \frac{l}{L} + \frac{2}{\pi} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n} \sin \frac{n\pi l}{L} \cos \frac{n\pi x}{L} \exp(-Dn^2 \pi^2 t/L^2) \right\} \quad (21)$$

今、 $x=l$ における物質フラックス $F(x=l) = -D(\partial C/\partial x)_{x=l}$ 、並びに図4の領域 I、IIの平均濃度の差 $(\bar{C}_I - \bar{C}_{II})$ を求めるとそれぞれ以下のように求まる。

$$F(x=l) = \frac{D}{\pi} \sum_{n=1}^{\infty} \left(\sin \frac{n\pi l}{L} \right)^2 \left(\frac{n\pi}{L} \right) \exp(-Dn^2 \pi^2 t/L^2) \quad (22)$$

$$\bar{C}_I - \bar{C}_{II} = \frac{2}{\pi} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{1}{n} \left(\sin \frac{n\pi l}{L} \right)^2 \left\{ \frac{L}{l(L-l)} \cdot \frac{L}{n\pi} \right\} \exp(-Dn^2 \pi^2 t/L^2) \quad (23)$$

式(23)より同一水域、同一の水域分割の場合には $(\bar{C}_I - \bar{C}_{II})$ は Dt のみに関係する。この結果、 $Dt = \text{一定}$ すなわち $(\bar{C}_I - \bar{C}_{II})$ 一定の条件で式(22)より $F(x=l)$ は D に比例する。すなわち、 $F(x=l)$ を $(\bar{C}_I - \bar{C}_{II})$ が一定の条件で計算すればそれは D に比例する。

上述の理論を用いれば非定常風条件での混合量は短いステップでの計算で行うことが可能となる。すなわち、あるボックスの初期濃度を C_0 、それに隣接するボックスの初期濃度を 0 として定常風、非定常風条件それぞれに対して拡散計算を行う。他のボックスへの影響が出ないように短い時間で、両ボックス間の濃度差が一定となるときのボックス間フラックスを比較すれば分散係数の比となり、他の条件が同一なので交換流量の比となる。ここでは、以上のような方法で非定常風の混合量を定常風のそれに対する比として求めた。

次に、現地における風特性と数値計算で与えた風条件の比較は以下のような線形モデルで行った。まず、長さ L の均一断面を有する水深 H の水域に一樣な風が非定常的に吹くことを考える。風せん断力 τ_s を $\tau_s/\rho H = G(t)$ で与える。また、底面せん断力 τ_b は断面平均流速 \bar{u} に比例するとして $\tau_b/\rho H = f\bar{u}$ で与える。ここに、 ρ は水の密度、 f は層流摩擦係数である。このとき \bar{u} は以下のような式より決定される。

$$\frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial t^2} + f \frac{\partial \bar{u}}{\partial t} - gH \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial x^2} - \frac{\partial G(t)}{\partial t} = 0 \quad (24)$$

ここに、 g は重力加速度である。境界条件は $x = 0, L$ で $\bar{u} = 0$ であり、初期条件は $\bar{u}(x) = 0$ とする。ここで境界条件を満足する $\bar{u}(x, t) = \sum_{n=1}^{\infty} u_n(t) \sin(n\pi x/L)$ を解とすると、各波数に対する u_n について

$$\begin{aligned} \frac{d^2 u_n}{dt^2} + f \frac{du_n}{dt} + \frac{c^2 n^2 \pi^2}{L^2} u_n &= \frac{dG(t)}{dt} \frac{2}{L} \int_0^L \sin(n\pi \xi/L) d\xi \\ &= \frac{dG(t)}{dt} \frac{2}{n\pi} \left\{ 1 - (-1)^n \right\} \end{aligned} \quad (25)$$

が得られる。ここに $c = \sqrt{gH}$ である。ここで $G(t)$ として

$$G(t) = A_1 - A_2 \cos(\omega_m t) \quad (26)$$

を考える。式(25)は強制振動の式となり、定常状態での解を考える。 n が偶数のとき、右辺はゼロとなり減衰振動となる。また n が奇数のとき、斉次式については減衰振動となり非斉次式の特解が定常解となる。

$$\left. \begin{aligned} u_n(t \rightarrow \infty) &= B_{m,n} \sin(\omega_m t + \delta_{m,n}) \\ B_{m,n} &= (4\omega A_2 / n\pi) / \{c^2 n^2 \pi^2 / L^2 - \omega_m^2\}^{1/2} + f^2 \omega_m^2\}^{1/2} \\ \delta_{m,n} &= \tan^{-1} \{f\omega_m / (c^2 n^2 \pi^2 / L^2 - \omega_m^2)\} \end{aligned} \right\} \quad (27)$$

強制振動を生じる風周期と同一の周期の流動だけが残る。風周期が各種の振動周波数を有する場合にも、そのとき生じる流動は式(27)の線形和となる。ここで流動の分散の時間平均値 $\overline{\bar{u}^2(x, t)}$ を考える。

$$\begin{aligned} \overline{\bar{u}^2(x, t)} &= \sum_{m=1}^{\infty} \left\{ \frac{1}{2} \left(\sum_{n=1}^{\infty} B_{m,n}^2 \sin^2 \frac{n\pi x}{L} \right) + \sum_{n_1 \neq n_2} \sum_{n_1=1}^{\infty} B_{m,n_1} B_{m,n_2} \right. \\ &\quad \left. \times \cos(\delta_{m,n_1} - \delta_{m,n_2}) \sin^2 \frac{n\pi x}{L} \right\} \end{aligned} \quad (28)$$

式(27)より明らかのように $n \rightarrow \infty$ で $B_{m,n} \rightarrow 0$ となることを考慮して、ここでは $n = 1$ の波のみを考える。また、風のせん断力 τ_s のスペクトルを $P_r(\omega_m)$ とすれば

$$A_2^2 \propto P_r(\omega_m) d\omega_m \quad (29)$$

の関係を持している。このため、式(28)で $n = 1$ のみを考えると次のような関係が成立する。

$$\overline{\bar{u}^2(x, t)} \propto \int_0^\infty \frac{P_\tau(\omega_m) \omega_m^2}{\{(c^2 \pi^2 / L^2) - \omega_m^2\}^2 + f^2 \omega_m^2} d\omega_m \quad (30)$$

次に、こうした流動が生じている場での混合問題を考える。断面間に流速分布を有して振動する流れの分散係数に関して Holley ら⁹⁾は次のような解を求めている。

$$E_x / E_\infty = \frac{240 T'^2}{\pi^4} \sum_{n=1}^\infty \frac{1}{(2n-1)^2 \left\{ \left[\frac{\pi}{2} (2n-1)^2 T'^2 \right]^2 + 1 \right\}} = f_E(T') \quad (31)$$

ここに、 E_x はその分散係数、 E_∞ は定常流に対する分散係数、 T' は流速変動周期 T $T_c (= B^2/D)$ との比すなわち T/T_c である。また、 B は水域の幅、 D は横断方向拡散係数である。分散係数は異なる振動周期の流動の和に対して線形な関係を有する。また、式(27)で生じる振動流が横断方向に流速分布を有し、その分布形がどの振動流に対しても同一の分布形をもつことを仮定する。 E_∞ は水域の横断方向の流速偏差の代表値 u'' を用いて

$$E_\infty \propto B^2 u''^2 / D \quad (32)$$

となることを考慮すれば、風変動により生じる分散係数は最終的に次のように書くことができる。

$$E_x \propto f_b \frac{B^2}{D} \int_0^\infty \frac{\omega_m^2 P_\tau(\omega_m)}{\left[\frac{c^2 \pi^2}{L^2} - \omega_m^2 \right]^2 + f^2 \omega_m^2} f_E(2\pi D / \omega_m B^2) d\omega_m \quad (33)$$

ここに、 f_b は各横断面での流速分布に基づく係数である。式(33)は風のせん断力のエネルギー Spektrum に ω_m, c, L, D, B, f 等で決まるフィルターをかけあわされた形となっている。この結果、数値計算で与える風変動の P_τ と現地の風変化特性の P_τ を式(33)を用いて E_x の大きさの比で比較することにより、数値計算で得られる混合量を現地のものにスケールアップすることができる。

4 霞ヶ浦への応用

4.1 霞ヶ浦の水利、水質並びに風の特性

霞ヶ浦(西浦)は面積171km²、容積662×10⁶m³、平均水深3.37mを有し、日本における浅く富栄養化の進んだ水域の代表的存在といえる。図5に示すように土浦入、高浜入、湖心域の3水域に分岐していて、流入河川は二十数河川を数えるが、流出河川は常陸利根川のみである。流入河川の内最も流量の大きい桜川、恋瀬川がそれぞれ土浦入、高浜入の奥部に流入しているため、これらの河口と常陸利根川を結ぶ流動方向での水質変化が卓越している¹⁰⁾。既往の水利、水質観測結

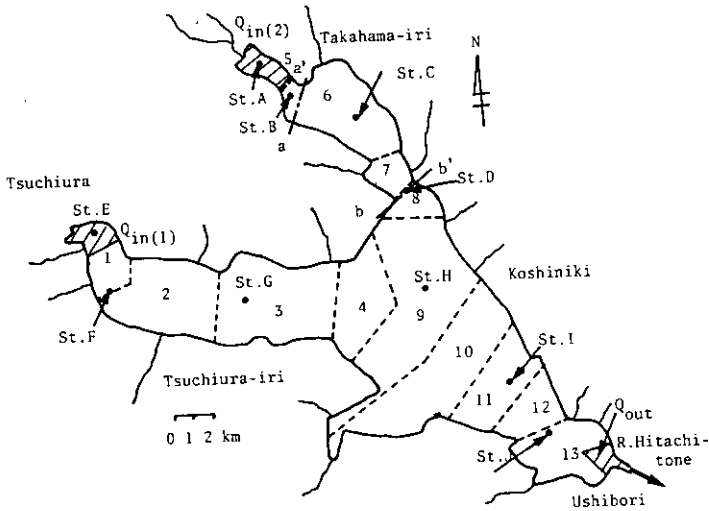


図 5 霞ヶ浦の小分割水域と水質観測地点

Fig. 5 13 small regions for evaluating the box division and measuring points of water qualities in Lake Kasumigaura

果より得られた水理，水質現象の大きさは村岡・福島⁶⁾に整理されている。これによれば土浦一牛堀間を一次元水域と考えた場合に， $L=26\text{km}$ ， $u \approx 0.17\text{cm/s}$ ， $E_x \approx 10^6\text{cm}^2/\text{s}$ より $Pe \approx 0.44$ が，また，全窒素，全リンの物質の物質収支よりその減衰係数として $k \approx 0.01^{-1}$ が得られるため¹¹⁾， $Pk \approx 1.8$ が得られる。高浜入一牛堀間もほぼ同程度の値が求まる。4.5でこの Pe ， Pk を用いて水域分割数を検討する。

次に，霞ヶ浦の風変化特性は図5，St. Hにある建設省霞ヶ浦工事事務所湖心水質水位自動監視所での3か年の風向・風速データを統計解析した。詳細は福島¹²⁾に記したが，その特性は以下のようによまとめられる。(1) 1日の内の風向変化はかなり少ない。(2) 各季節の卓越風向，平均風速はそれぞれ春一南，4.95m/s，夏一南，4.43m/s，秋一北，3.96m/s，冬一北，4.27m/sとなる。

(3) 風速変動には1日周期が卓越し，午前中はなご，午後に風が強くなるパターンが一般的である。

4.2 数値計算法

流動解析には運動量，連続方程式を，混合解析には拡散方程式を鉛直一層化して，有限要素法により離散化して解いた。四角形八節点要素と二次の形状関数を用いた有限要素法であり，全要素数60，全節点数239とした。流動モデルの詳細は村岡・福島⁶⁾に，混合モデルの詳細は福島¹²⁾に記したので省略する。流動計算の結果，流入流出河川の流動への影響が河口域を除いて大きくないこと，水平循環流のパターンが模型実験と一致し，その流速のオーダーが現地観測とほぼ等しい

こと、セイシュの周期並びにその減衰の速度が現地と一致することから^{6,13)}、その再現性は十分であると考えられる。

最後に混合問題で用いる拡散係数の与え方を議論しておこう。3.1に浅い湖沼における鉛直一層モデルでは水平拡散係数として、鉛直流速分布に基づく分散係数を利用すべきことを述べた。この大きさは鉛直流速分布、鉛直拡散係数の分布を用いて計算される。例えば前者に放物型、後者に鉛直分布平均値として式(17)を与えれば、そのときの分散係数 E_z は $E_z = \alpha u_{*s} H$ の形となり、 α には7.49が得られる⁶⁾。ここに u_{*s} は $\sqrt{\tau_s/\rho}$ である。流速分布形として混合長を用い、鉛直拡散係数を分布として与えれば、 α は水深、 τ_s により変化して $H = 4 \text{ m}$ 、 $\tau_s = 0.25 \text{ dyne/cm}^2$ (約5 m/sの風に対応)のとき、20前後の値となる⁶⁾。また τ_b/τ_s はほぼ0.05となる⁶⁾。ここでは拡散係数 D の値を各地点での流速 u 、水深 H と直接関係づけるため、底面せん断力による摩擦速度 $u_* (= \sqrt{\tau_b/\rho})$ を Manning の式で表し、 D の表式として次のような形を用いた。

$$D = \alpha' u_* H = \alpha' n \sqrt{gH}^{5/6} |u| \quad (34)$$

ここに、 n は Manning の粗度係数である。先の $E_z = \alpha u_{*s} H$ と比較すれば $\alpha'/\alpha = \sqrt{\tau_s/\tau_b}$ となり、 α' は100前後の値となることが予想される。図6に $\alpha'n$ を5~500に変化させたときの (n は M. K. S. 単位系)、4.3に述べるボックス2と3の間の交換流量 Q_{e2} の変化を示す。風条件は春の卓越風である。 n は流動計算より0.02~0.05と推定されるので α' については100~25000程度変化させたときに相当する。 $\alpha'n$ が1以下の場合には拡散計算の Pe 数が大きくなり不安定な解が得られたため図6より省いてある。 $\alpha'n$ が100前後までゆっくりと減少し、それ以上大きくなると増加する。すなわち、前者の領域では横断方向の流速分布と D による分散現象が卓越し、後者の領域では D そのものによる拡散現象が卓越している。ここでは上述のような考察並びに計算安定条件より $\alpha'n$ を10.0として以降の計算を行った。

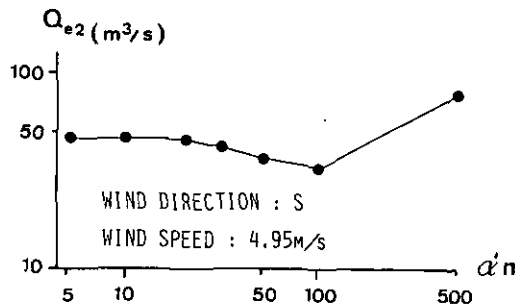


図 6 拡散係数による交換流量の変化

Fig. 6 Relationship between diffusion coefficient and exchange flow

4.3 定常風による交換流量

各季節の卓越風向、平均風速に対して3.2の方法を用いて交換流量を算出した。霞ヶ浦は土浦入、高浜入に分岐しているため、それぞれの流軸に沿った解析が必要となる。このため、図5に示すように $Q_{in}(1)$ 、 $Q_{in}(2)$ を土浦入、高浜入奥部に設け、それぞれ流入要素として、 Q_{out} を引き抜き要素とする2ケースの計算を行った。表1には図5に示す13の小分割水域の容積 V 、流入河川水量 Q_r 並びに春の風条件に対して上述のような計算を行った結果得られた各分割水域の定常平均濃度をまとめる。物質流入と流出量を等しくとってあるため、 Q_{in} 要素の近くで初期濃度より高く、 Q_{out} 要素の近くで低くなる。表1の数値は両分岐の接合水域である No.9 の要素でゼロとなるように示した。この定常平均濃度分布と、このとき与えた分散フラックス 1 kg/s を用いれば、任意の小分割水域により構成されるボックス間の交換流量が式 (19) より求まる。全リン、全窒素の物質収支に用いたボックス分割は、ボックス1—小分割水域5、6、7、ボックス2—1、2、3、ボックス3—4、8、9、10、11、12、ボックス4—13であり、ボックス1—2間の交換流量を Q_{e1} 、2—3間のそれを Q_{e2} 、3—4間のそれを Q_{e3} と呼ぶことにする。また、このボックス分割案を物質収支ボックス分割と呼ぶ。表2の定常の欄に各季の得られた Q_e をまとめる。なお、風速が増加すれば Q_e も増大する。例えば Q_{e2} は南の風で風速 $W = 4.43 \text{ m/s}$ で $41.8 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $W = 4.95 \text{ m/s}$ で $49.8 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $W = 6 \text{ m/s}$ で $61.7 \text{ m}^3/\text{s}$ 程度変化する。 Q_e は $E_x A/L$ に比例するため、 E_x が式

表 1 霞ヶ浦の13の小分割水域の特性量

Table 1 Volume, river inflow, and steady distributions of concentration in case dispersion flux 1 kg/s in 13 small regions in Lake Kasumigaura

要素 No.	容 積 V (10^6 m^3)	Q_r (m^3/s)	定常状態濃度(mg/l)	
			$Q_{in}(1)$	$Q_{in}(2)$
1	10.7	5.93	59.4	0.0
2	46.9	1.05	21.7	0.0
3	96.0	0.54	15.4	0.0
4	89.4	0.0	9.9	0.0
5	5.2	3.92	0.0	641.4
6	33.9	1.62	0.0	194.9
7	7.5	0.95	0.0	140.2
8	3.6	0.0	0.0	32.3
9	149.0	0.59	0.0	0.0
10	101.0	1.76	- 2.4	- 2.5
11	65.6	0.0	- 3.9	- 3.4
12	26.8	0.0	- 5.7	- 5.4
13	25.8	4.73	-30.4	-30.4

表 2 物質収支ボックス分割における各季節ごとの交換流量

Table 2 Exchange flow in each season for the boxes used for material budget (m³/s)

		春	夏	秋	冬	相乗平均
Q _{e1}	Q _e 定常	4.24	3.68	3.39	3.66	3.73
	Q _e 非定常	3.71	2.58	4.39	4.73	3.75
	合計	7.95	6.26	7.78	8.93	7.67
Q _{e2}	Q _e 定常	49.8	41.8	33.0	33.2	38.9
	Q _e 非定常	17.7	12.3	19.6	13.1	15.4
	合計	67.5	54.1	52.6	46.3	54.6
Q _{e3}	Q _e 定常	32.3	27.9	20.0	22.4	25.2
	Q _e 非定常	18.8	8.9	10.6	6.8	10.5
	合計	51.1	36.8	30.6	29.2	36.0

(32)の形で表現されるとすると $B^2 u''^2 A / DL$ に比例する。 D は u'' に比例し、 u'' は W の 1~3 乗に比例することから⁹⁾、 Q_e は W の 1~3 乗に比例することが予想される。上述の結果はこの関係を満足する。また風向の変化により、例えば $W = 6$ m/s では Q_{e2} は北-66.7m³/s、東-74.6m³/s、南-61.7m³/s、西-105.3m³/s となり、あまり変化しない。

4.4 非定常風による交換流量

まず、各季節の風速の代表的日変化パターンとして図7のもの(福島¹²⁾の図2の変動幅を2倍にしたもの)を与えて流動計算を解いた。流動の日変化は2日目以降に定常パターンとなるため、拡散計算の入力としては2日目の変化パターンを与えた。式(30)が成立するかどうかを図5のb-b'断面で調べた。風の条件としては各季節の代表的日変化パターン、春のその変動幅を1/4、1/2、3/4、3/2倍したもの、周期6、12、24時間のSIN波状風変動を与えて、そのときb-b'断面で生じる流速変動の分散と式(30)の右辺を比較したのが図8である。横軸、縦軸とも春の日変化パターンの値で基準化してある。なお、式(30)中の $2L/c$ 、 f はセイシュ周期、その減衰速度より、 $2L/c = 150$ 分、 $f = 8.5 \times 10^{-5}$ (s⁻¹)とした。図8より式(30)がほぼ成立していることがわかる。

次に、計算入力風条件と現地の風変化特性の比較は式(33)で行うが、式(31)の f_E が問題となる。 f_E は次のように近似される。

$$\left. \begin{array}{l} T' (= T/T_c) > 1, \quad f_E \approx 1 \\ 0.1 < T' < 1, \quad f_E \propto T' \\ T' < 0.1, \quad f_E \propto T'^2 \end{array} \right\} \quad (35)$$

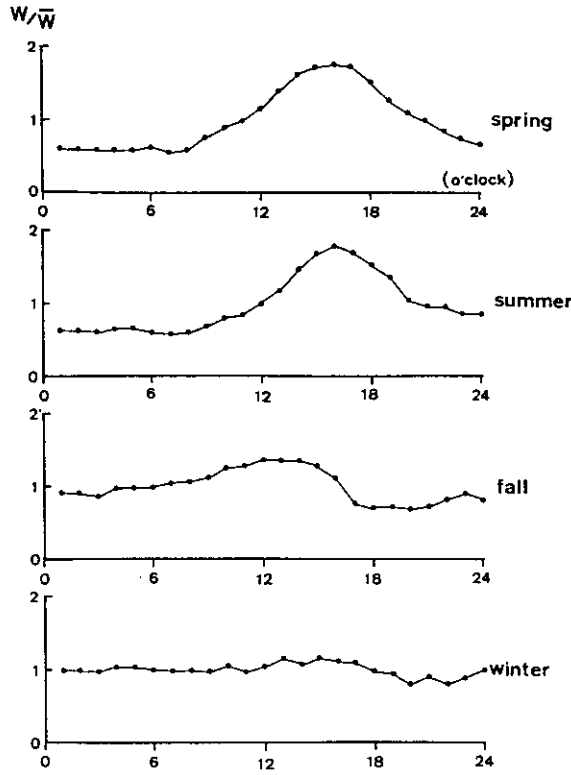


図 7 各季節の風速の日変化パターン
 Fig. 7 Typical wind pattern in each season in Lake Kasumigaura

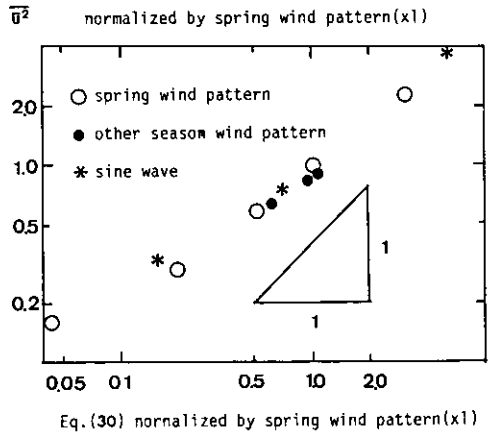


図 8 流速変動の大きさと式 (30) の比較 (春の風変化パターンで規準化)
 Fig. 8 Relationship between \bar{u}^2 and Eq. (30)

T には1日あるいは数日オーダーが卓越していて、 T_c は D を $1\text{ m}^2/\text{s}$ として、 Q_{e1} の断面で数日、 Q_{e2} 、 Q_{e3} の断面で数十日のオーダーとなる。このため、 f_E を T' に比例するとして式(33)の評価を行った。図9には図8と同じく各種の風変化パターンに対して、 Q_{e1} と式(33)右辺を比較した。ともに春の風変化パターンで基準化してある。図9によればほぼ(33)の関係が満足されていることがわかる。 Q_{e2} 、 Q_{e3} もこう配が1を若干下回るが同様な結果が得られている。

表3には風速変動各季節代表パターンによる Q_e の変化の割合すなわち $(Q_e\text{非定常}-Q_e\text{定常})/(Q_e\text{定常})$ の値と、実測風時系列と各季節代表パターンの式(33)の値の比を示す。実測風に対しては南北成分のせん断力スペクトルを用いた。変化率にこの比をかければ現地における非定常流による Q_e への寄与率が求まり、表2にこの結果得られる $Q_e\text{非定常}$ の値を示す。また、定常分、非定常分をあわせた Q_e も示す。

Q_e の実測値は図5の小分割水域6、7のボックスと小分割水域4、9、10、11、12のボックス間に対して $3\sim 10\text{ m}^3/\text{s}$ が得られている⁶⁾。このボックス間の定常流による Q_e は表1の値を用いて $5.5\text{ m}^3/\text{s}$ となり、非定常流分が同程度としても実測値とほぼ等しい。

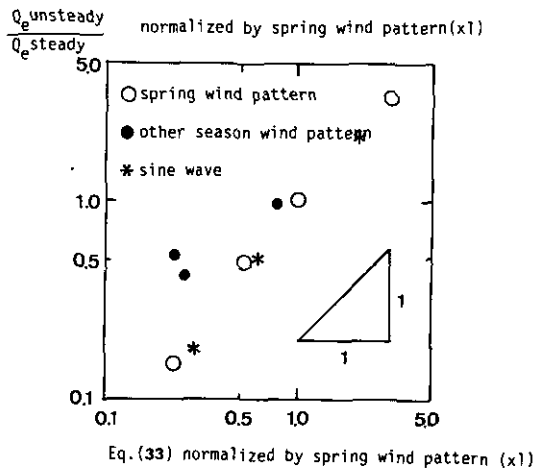


図 9 交換流量の大きさと式(33)の比較(春の風変化パターンで規準化)

Fig. 9 Relationship between exchange flow and Eq. (33)

表 3 非定常風条件での交換流量の算定

Table 3 Calculating results of exchange flow under the condition of unsteady wind

	春	夏	秋	冬
Q_{e1}	0.14	0.14	0.083	0.062
$Q_e\text{非定常} / Q_e\text{定常}$				
Q_{e2}	0.057	0.059	0.038	0.017
Q_{e3}	0.093	0.064	0.034	0.013
式(33)の現地風 / 入力風パターン値	6.25	5.0	15.6	23.2

4.5 ボックス分割数とボックス分割方法

4.1 に霞ヶ浦の平均的な値として $Pe \approx 0.44$, $Pk \approx 1.8$ となることを述べた。しかし k , u 等の数値は季節, 気象状態, 対象とする水質項目により変化する。ここでは Pe を 0.44 とそのままにし, Pk を安全度を考え 10 としたときの望ましいボックス数を考える。式 (8) より $C(L)/C_0$ は 0.052 となるのに対し, 式 (10) より \hat{C}_{N+1}/C_0 は, $N=1$ で 0.091, $N=2$ で 0.061, $N=3$ で 0.058, $N=4$ で 0.056, $N=10$ で 0.052 等が得られる。許容誤差を約 10% とすれば $N \geq 3$ の条件が得られる。

この条件並びに霞ヶ浦が分岐しているという条件をもとに, 2.2, (3) に述べたボックス分割方法を適用した結果, 最適なボックス分割案は表 4 に示すようなものとなった⁴⁾。図 5, St. A~J の 10 地点での 7 水質項目の 20 回にわたる観測結果をもとに地点のクラスター分類を行った結果とよく一致している⁴⁾。なお, この表の交換流量は表 1 の定常濃度分布に基づく定常流成分の寄与しか考慮していない。

次に, 表 5 に 4.2, 4.3 で求めた物質収支の水域分割に対する容積, 河川流量, 交換流量, 滞留時間等をまとめる。ボックス 4 で滞留時間が他のボックスのそれと比較して小さい。ボックス 1,

表 4 霞ヶ浦のボックス分割最適案 ($N=5$)

Table 4 Optimal proposal for box division in Lake Kasumigaura ($N=5$)

ボックス No.	小分割水域	容 積 ($10^6 m^3$)	$Q+Q_r$ ($10^6 m^3/月$)	Q_e ($10^6 m^3/月$) to this box					T (月)
				1	2	3	4	5	
1	1,2,3	153.6	19.8				135.5		0.99
2	5	5.2	10.3			5.77			0.32
3	6,7	41.4	17.1		5.77		14.2		1.12
4	4,8,9,10,11	409.5	43.1	135.5		14.2		148.6	1.20
5	12,13	52.6	55.6				148.6		0.26

01 表 5 物質収支ボックス分割における諸量 ($N=4$)

Table 5 Volume, river flow, exchange flow, and retention time for the boxes used for material budget ($N=4$)

ボックス No.	小分割水域	容 積 ($10^6 m^3$)	$Q+Q_r$ ($10^6 m^3/月$)	Q_e ($10^6 m^3/月$) to this box				T (月)
				1	2	3	4	
1	5,6,7	46.6	17.1			19.9		1.26
2	1,2,3	153.6	19.8			141.4		0.95
3	4,8,9,10,11,12	436.3	43.1	19.9	141.4		93.2	1.47
4	13	25.8	55.6			93.2		0.17

2, 3ではその滞留時間がほぼ等しくよい分割となっている。流軸上の分割数としては土浦入、高浜入でそれぞれ3となるが、ボックス4の存在はあまり意味がないため、分割数2としたときの誤差程度は覚悟する必要がある。

5 まとめ

閉水域特に浅い湖沼等における水質モデル化手法の中で将来にわたり有力な手法と考えられるボックスモデルに関して、その問題点を明らかにするとともに、それをふまえて実水域に適用する際の方法論を水理学的に検討した。また、その方法論を霞ヶ浦に適用した結果を示した。その結果を要約すれば以下のようにまとめられる。

(1) ボックス化という集中定数化に伴い、分散現象により生じる混合量をボックス間濃度差と交換流量の積で表した。

(2) 変化項を有する水質項目の水域内変化を一次元移流分散方程式と交換流量を含むボックスモデルで比較し、その誤差が Pe , Pk 数, ボックス数で決定されることを示した。この結果, 許容誤差率, Pe , Pk 数を与えれば必要となる最小のボックス数が求まる。

(3) 変化項の適切な表現, 水域の周波数応答特性, 定常分布特性の考察から水域の分割に当たり, 次のような条件を考慮すべきことを明らかにした。すなわち, 断面積と分散係数の積の小さい断面で分割し, 並びに水域全体としては各分割水域の交換流量を含めた滞留時間を均等にすべきことである。

(4) 交換流量を実水域で推定する方法として, 離散化手法を用いた数値解析法を示した。このとき, 非定常流動による寄与は風パターンを与えて定常流動による寄与と比較し, さらに線形モデル理論で風パターンと現地風特性の比較を行い現地の交換流量に積み上げてゆく方式を提案した。

(5) 以上の方法論を霞ヶ浦に適用して, 最適なボックス案並びに物質収支に用いるボックス分割での交換流量等を明らかにした。

引用文献

- 1) 例えば Somiya, I., S. Ebise and K. Okugawa (1979) : Eutrophication in the southern basin of Lake Biwa. *Environmental and Sanitary Eng.*, 1, 19-30.
- 2) 例えば Najarian, T. O. and D. R. F. Harleman (1977) : Real time simulation of nitrogen cycle in an estuary. *Proc. of ASCE, EE*, 103, 523-538.
- 3) 例えば Takano, K. (1982) : System approach to urban river drainage for the water quality prediction, *Proc. JSCE*, 319, 179-192.
- 4) 村岡浩爾・福島武彦 (1983) : ボックスモデルを用いた水質予測方式に関する研究. 土木学会論文報告集, 336, 85-94.
- 5) Fisher, H. B. *et al.* (1979) : *Mixing in Inland and Coastal Waters*, Academic Press, 80-147

- 6) 村岡浩爾・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦の湖流. 国立公害研究所研究報告, 第19号, 1-150.
- 7) Fukushima, T. and K. Muraoka (1981) : Current and vertical mixing in a shallow lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21, 141-149.
- 8) 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. 土木学会第22回水理講演会論文集, 81-86.
- 9) Holley, E. D., D. R. F. Harleman, and H. B. Fisher (1970) : Dispersion in homogeneous estuary flow. *Proc. ASCE*, 96, HY, 1961~1709.
- 10) 福島武彦ら (1983) : 霞ヶ浦の水質変化特性の統計的解析と水質観測方法. 土木学会衛生工学研究論文集, 19, 9-18.
- 11) 福島武彦・村岡浩爾 (1984) : 霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について. 国立公害研究所報告, 第54号, 9-29の論文.
- 12) 福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦における湖流と混合問題の数値解析. 国立公害研究所調査報告, 第18号, 7-29.
- 13) 福島武彦・村岡浩爾 (1981) : 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回水理講演会論文集, 577-583.

II-3

霞ヶ浦の富栄養化モデル

An Eutrophication Model of Lake Kasumigaura

松岡 譲^{1,2}

Yuzuru MATSUOKA^{1,2}

Abstract

The artificial eutrophication of lakes and reservoirs is recognized worldwide as a serious problem of water quality management. Lake Kasumigaura, the largest shallow lake in Japan, showed the typical signs of eutrophication over the last decades. This is due to the increased nutrient loadings of urbanization, agricultural development and fishing culture.

A lot of countermeasures are now planning and undertaken by local and central governments. In order to accomplish these plans effectively, it is inevitable to comprehend and summarize the total figure of nutrient dynamics in the lake as well as in the surrounding region.

In this study, a mathematical model of nutrient dynamics, which is composed of 4 segments and 14 compartments in each segment, is presented in order to figure out the roles and relations of each compartment to the nutrient cycles.

After the fidelity of the model to field and experimental information was thoroughly checked, the calibrated model was used to get the future status of water quality of Lake Kasumigaura.

1 概説

霞ヶ浦富栄養化問題に関連し開発された数値モデルとしては、既に津野¹⁾、宮崎・中杉²⁾、あるいは北畠³⁾のものがあるが、これらはいずれも地域、システムコンパートメント範囲において片寄

-
1. 国立公害研究所 総合解析部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Systems Analysis and Planning Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 現在：京都大学工学部 〒606 京都市左京区吉田本町
Present Address: Department of Sanitary Engineering, Faculty of Engineering, Kyoto Univ.

りがあり、湖内栄養塩の循環を把握するには必ずしも十分ではなかった。一方、合田・福島・村岡⁴⁾は頻度高い観測によって得られた現存量データに基づいて全湖規模の栄養塩収支を算出しているが計算の目的上循環の動力学に立入ったものではない。そこで本研究は以下の諸点を目的として霞ヶ浦富栄養化モデルの構築を行ったものである。

1) 霞ヶ浦富栄養化現象に関し従来から集積されてきた知見を総合化し相互間の整合性について検討すること。その総合化の手法としては従来より同種の問題に対し適用され、また他水系への応用が高いと考えられる数理モデルとする。

2) 霞ヶ浦において計画されている水質管理施策に対しその効果予測を行うこと。

霞ヶ浦富栄養化モデル開発に関する基本的な作業フレームについては既に中杉⁵⁾、合田⁶⁾あるいは村岡⁷⁾によって論議され、また湖富栄養化対策にかかわる数理モデルの果たすべき役割、開発手法、問題点については多くの人によって論議されてきた⁸⁻¹⁰⁾。したがってそれらをここに詳述することを避けるが、その大要はまず作業を次の3段階に分けることにある。第1段階ではモデル化すべき範囲を定め、その範囲内での再現モデルの確立(audit)を行う。モデル範囲は構築目的、取得情報量によって制限されるが、かといってむやみにこれを制約すると対象がもつホリスティックな面が失われ総合化する意義がなくなる。この段階における主要な作業はモデル作成のためのデータ整備・整合性チェック、モデル論理性チェック、検定(calibration)及び検証(verification)がある。第2段階はモデルによる施策の効果予測、その評価・分析である。これを行うには各施策の技術的問題、費用の問題、あるいは施策の経済効果などの情報も必要となる。第3段階はモデルの事後評価(post audit)であるが、通常この段階に至るには長い年月がかかる。以上はモデル構築に関する大きな枠組みであり具体的な作成に当たってはこうした一般論では触れ得ない数多くのささいな点、あるいは本質的な点を解決して行く必要に迫られる。

本研究で取り扱った湖富栄養化モデルは湖内における栄養塩循環を中心とするものではあるが、それを実際に動かすためには湖内に留まらず、湖外の情報をも多数必要とする。

それらのうち流入汚濁負荷量の把握は最も大なるものであり、3章ではこれらの点について論じる。4章では水温、光強度などのモデルに対する外力情報とともに湖水質、湖生物などの検定データを整理・検討しモデル作成に資す。5章、6章は本報告の中核をなし、前者にて湖内栄養塩循環の動力学モデル作成を、後者ではそれを使用した計算結果を示している。動力学モデル作成に当たっては霞ヶ浦にて観測された諸特性、あるいは霞ヶ浦の生物種を使用した実験結果等を参考にしたが、一方では従来から諸国の湖沼にて使用されてきた動力学モデルのレビューを並行して行うことによって、モデルとしての一般性、普及性を明らかにし、他湖でのモデル開発に役立つよう努めた。それらを使用した検定計算は6章で行われ、その適合性の検討、挙動の解析などが示されている。以上はモデルの確立に関するものであったが7章では、このモデルを使用し霞ヶ浦将来水質の予測を行った。計算は茨城県が現在遂行している負荷削減計画に基づいており1990年度までの湖水質の予測値を示した。最後に付録は本モデルの基本式系、及び5章で行った

従来モデルのレビューを一覧し、今後のモデル開発あるいはパラメーター値の探索に資すべく努めたものである。以上述べてきた本研究の構成を図1に示す。

さて霞ヶ浦西浦は湖面積171km²、我が国第2の大きさを持つ海跡湖であるが、同時に、流域人口密度が高いこと(424人/km²)、湖水深が小さいこと(3.84m)などの条件が相まって富栄養化が極めて進行しており、栄養塩の循環を追跡するに当たっては、本湖に関し従来から主張されてきた幾つかの指摘に注意する必要がある。その主なものは

- 1) 窒素負荷に比べリン負荷が比較的多いため夏期の藻類増殖は窒素によって制限されている可能性が高い¹¹⁾。
 - 2) 湖水深が小さく風波などによる底泥からの栄養塩回帰が物質循環にとって重要な因子となる可能性が高い¹²⁾。
 - 3) 同様に底魚・イサザアミによって底泥から回帰する栄養塩量も重要であろう¹³⁾。
- などであり、モデル作成に当たってはこうした点に対し一つ一つ対応して行かなければならない。表1にその主要なものを示すが、検討が不十分なもの、あるいは全く考慮がされていないものもあり、今後の研究に待つところも多い。

計算結果によって推定された霞ヶ浦西浦の富栄養化構造、物質循環の構造は次のように要約される。

- 1) 湖水への栄養塩供給源としては外部負荷のほか、底泥及び沈殿物から魚類・イサザアミを関与して回帰するルートが大きいこと。

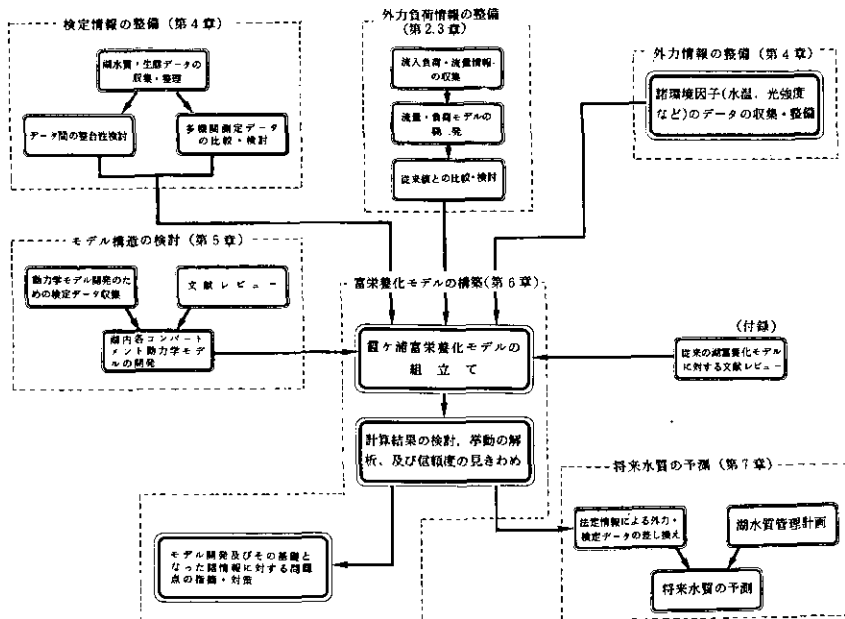


図 1 本研究のフレームワーク

Fig. 1 Framework of the study

表1 霞ヶ浦栄養塩循環の特徴とモデルの対応

コンパートメント	現象	モデルの対応・再現性
植物プランクトン	夏期ラン藻の急激な卓越	ラン藻とその他の藻類を別途モデル化
	夏期窒素制限の可能性	計算結果も同様な傾向
	外部栄養塩と成長速度のヒステリシス	内部栄養塩動力学をモデル化
動物プランクトン	冬期被食による減少	計算結果も同様な傾向
	イサザアミとの強い被食捕食関係	計算結果, 感度解析も同様な傾向
イサザアミ	夏期の減少	ハゼによる捕食により再現
魚類	高い生産量(漁獲量)	計算結果も同様な傾向
底質	イサザアミ・魚類による栄養塩回帰	計算結果も同様な傾向
	夏期藻類急増期のDIPの急速な回帰	再現せず, DO動力学のモデル化の必要か。
	物理的になく乱による回帰の可能性	オーダー評価により無視
その他	夏期のDINの減少, 秋期における増大	計算結果も同様な傾向
	ユスリカ幼虫などのベントスの物質循環への影響	モデル化せず
	バクテリアの動力学的物質循環への影響	モデル化せず(一次反応型無機速度によって表現)
	湖岸帯水草の物質循環への影響	モデル化せず

2) その季節的変動としては春期に動物を通じて汲み上げられ秋期のラン藻類枯死とともに底に沈降するパターンが見られる。

3) リンの静止溶出は夏期の栄養塩供給源として重要であるが、通年すればそれほど大きな役割を持たない。ただし溶存酸素が低下し嫌気性になる場合にはこの限りではない。

4) 窒素の静止溶出量はリンのそれに比べ湖内物質循環に対する寄与度が高く、特に夏期に重要となる。

5) 霞ヶ浦西浦夏期の藻類成長の制限要因としては窒素、水温が挙げられる。光強度は秋期に重要であり、リンは年間を通じそれ程重要な制限要因とはならないが、春期、秋期に重要となる。冬期に水温による制限が卓越することは言うまでもない。

富栄養化の進行が魚類に対し大きな影響を及ぼすことはよく知られているが、それが正のフィードバックを伴って水質悪化に拍車をかけることもしばしば論じられるようになってきた。Opuszynski¹⁴⁾はこれを“ichthyo-eutrophication”と呼び漁業管理により富栄養化制御を行う可能性を論じているが、これは浜田ら¹³⁾あるいは春日¹⁵⁾が主張するものと同一であり、本モデルの結果もこれを支持する。ただし、モデルの魚類コンパートメント作成に使用した知見の多くは間接的な推定に基づくものであり信頼性は必ずしも高くない。情報の収集を待つて今後さらに改良を重ねる必要がある。また、“ichthyo-eutrophication”の一般性についても不明な点が多く、例えば種々の湖沼の外部負荷量と漁獲量の間には図2の関係が見られるがこれについてもその内部構造を比較検討し

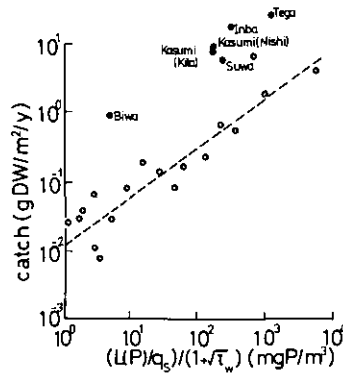


図 2 リン負荷量と漁獲量

Fig. 2 Phosphorous loading and fish catch

●：我が国の湖沼¹⁵⁹⁾，○：Jones ら²³⁹⁾の報告値

て行く必要がある。

底泥からの栄養塩溶出量に関し本モデルでは現場観測あるいは現場泥を用いた実験結果から静止溶出が卓越するとしかく乱溶出については無視しているが、実験の方法によってはかく乱溶出の卓越が示唆されることもあり、他の浅湖ではこれを重要視する例も多い。この相異の原因は明らかではなく、その説明が強く期待される点である。また静止溶出に関しては、本モデルでは擬似現場測定から求めた現状値を固定し外生条件として与えているが、本来、湖状況の変化とともに増減しその程度は将来水質の予測に大きな差異をもたらす。予測計算の信頼性向上に先立ってその説明がなされる必要がある。

以上、本章では研究の目的、結果及び問題点を概説した。そこにも述べられているように開発されたモデルは依然として多くの手直しを必要としているし、また、それがモデル開発の目的の一つでもある。従来から開発されてきたモデルの多くもそうした経過をたどっている。

水質汚濁の機構を解明・予測するのに数値モデルを使用する方法はオハイオ川溶存酸素モデルを嚆矢として以後半世紀にわたり行われてきた。取り扱う対象も河川における DO-BOD から栄養塩の循環を経て、多次元場の chemicals fate へとその領域を広げ多数の開発者によって種々のモデルが開発されつつある。対象を湖水環境に限っても例えば米国五大湖では90本程度のモデル開発プロジェクトに年間14億円程度の援助¹⁶⁾がなされており(図3)、米国内の水関係の数値モデル開発に関しては130億円/年程度の政府援助¹⁷⁾によって活発な開発が行われている。それにもかかわらず、多くのモデルはいまだ再現性、予想性に問題があるとされ⁹⁾、検討すべき点を多く残している。また上に述べたことからわかるようにモデル開発とは多額の出費を強いるものであるから効率性、合目的性に対する十分な配慮も必要となる。モデルをめぐるこうした幾つかの点に対し本研究にいささかも貢献するところがあれば幸いである。

最後に本研究は国立公害研究所内特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」内のサ

ブテーマの一つである「湖環境動態モデルの構築」に関連し行われたものであり、合田健水質土壌環境部長、中杉修身総合解析部第5グループ主任研究官をはじめとする特研関係者の全面的な支援を受けている。また3章河川流出負荷については茨城県公害技術センター山本哲也技師から一部のデータを提供いただき、7章予測に関しては環境庁水質保全局木村祐二技官の助力を得、さらに総合解析部森口祐一研究員には使用計算機(VAX11/780(DEC社))の保守・管理を通じ協力をを受けている。ここに記して感謝の意を表する次第である。

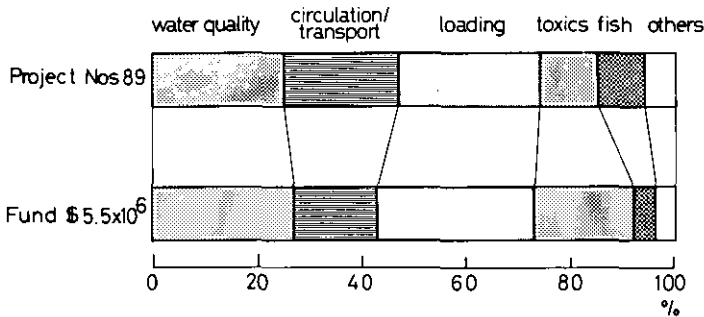


図 3 米国五大湖のモデル開発
Fig. 3 Water quality modelling of the Great Lakes

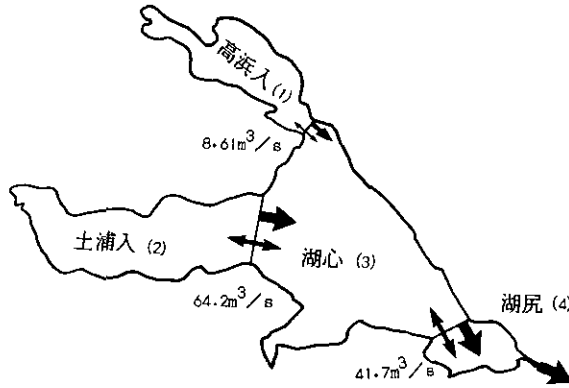
2 流動モデル

霞ヶ浦西浦の流動に関しては佐々木、南部など幾つかの研究がなされているが、中でも村岡・福島¹⁸⁾は現地観測、水理実験、数値解析等の各手法による結果を総合し、次の結果を得ている。

1) 湖流の主成分としては吹送流及び吹送開始・停止等が原因となって発生するセイシュが大きい。

2) 吹送流は定常的あるいは非定常的な水平・鉛直循環流を発生させる。湖心域に発生する水平循環流は北、西風にて時計回り、南風にて反時計回りであり風速の0.5%程度の大きさである。

さらに彼らはこれらを基礎として有限要素法による水平2次元1層の流動数値計算を行い湖水域を図4のように4分割した際の境界面における混合交換流量を表2のように推定している。この計算は吹送による幅方向流速分布による移流分散、あるいは往復流による混合を対象としたものであり、実際には流出量及び鉛直循環等による分散の効果が存在するがここではこれらの影響は前者に比べ無視し得ると仮定している。本モデルではこの計算による分散効果を混合の主因としこれに流出流量による移流を合わせ流動モデルとする。モデル型としては現象解析の空間スケール及び観測データの取得密度から、従来からこの種のモデルに多用されてきたボックスモデル(完全混合槽列モデル)を基本とするが、本例のような粗大分割では移流に伴う擬似拡散効果が大きくなり分割誤差を無視し得ない(例えば高浜入セクション(セクション1)での移流速度を0.1cm/s、セクション長を10kmとすれば擬似拡散係数は $0.1 \times 10^6 / 2 = 0.5 \times 10^6 \text{cm}^2/\text{s}$ となり表2



No.	分割名	湖面積(km ²)	湖体積(10 ⁶ m ³)	湖水深(m)
1	高浜入	23.0	73.1	3.16
2	土浦入	49.3	171.9	3.49
3	湖心	86.0	384.4	4.47
4	湖尻	12.7	32.9	2.59

図 4 湖内4分割図
Fig. 4 Segmentation of the lake

表 2 セクション間交換流量及び α, β

		$EA(m^3/s)$	α	β	(k,j)
断面	I	8.61	0.63	0.37	(1,3)
	II	64.2	0.36	0.64	(2,3)
	III	41.7	0.19	0.81	(3,4)

から逆算した拡散係数とほぼ同オーダーとなる。)この誤差はボックス間の移流濃度を境界面での濃度とせず上流側ボックスの平均値と仮定するために生じたものであり、これを修正するために本モデルでは境界面濃度として上下流ボックス濃度の重み付き平均を採用する。すなわち本方法による水質の収支式は次のようになる¹⁹⁾。

$$\frac{dV^k c^k}{dt} = \sum_j [-Q^{kj}(\alpha^{kj} c^k + \beta^{kj} c^j) + EA^{kj}(c^j - c^k)] + R^k + W^k \quad (2.1)$$

ここに、 c^k : 第 k ボックスの水質濃度、 V^k : 第 k ボックスの容積、 Q^{kj} : 第 k ボックスから第 j ボックスの移流流量、 EA^{kj} : 第 k, j ボックス境界の交換流量、 R^k : 第 k ボックスの反応速度、 W^k : 第 k ボックスへの負荷、 α^{kj}, β^{kj} : ボックス分割に関する係数である。 α^{kj}, β^{kj} の算定法としては種々のものが考えられるが、ここでは図5のようなボックス関係のとき

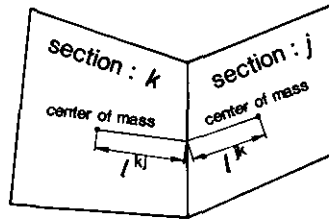


図 5 セクション概念図
Fig. 5 Segmentation

$$\alpha^{kj} = \frac{l^{jk}}{l^{kj} + l^{jk}} \quad (2.2)$$

$$\beta^{kj} = 1 - \alpha^{kj} = \frac{l^{kj}}{l^{kj} + l^{jk}} \quad (2.3)$$

とした。モデルで使用した EA^{kj} , α , β を表 2 に記す。境界形状が一様であるなど特殊な場合を除いては本方法によっても擬似拡散を 0 とすることはできないが、その大きさはかなり小さくなると考えられ、以後これを使用した。式 (2.1) 中の湖容積 V に関しては水位変化による表面積変化は小さいとして Y. P+1.0m 時における湖表面積 (表 3) と観測湖水位を用い算出した。式 (2.1) 右辺のセクション間の水質交換を示す項は c^j , あるいはセクション j 内の物質総量を示す $V^j c^j$ の一次変換である。したがってその変換行列を A とすれば

$$\frac{dV^k c^k}{dt} = \sum_j A_{kj} \cdot V^j c^j + R^k W^k \quad (2.4)$$

と書くことができる。ここに A_{kj} は A の (k, j) 要素である。本研究では以後簡単のために式 (2.4) 右辺第一項を $A \cdot Vc$ と略記し、セクションを示す添字は省略する。

移流流量 Q^{kj} は次の式 (2.5) によって逆算した。

$$\frac{dV^k}{dt} = -\sum_j Q^{kj} + \sum_i g_i^k \quad (2.5)$$

ここに、 g_i^k とは第 i の成分によって第 k ボックスに流入 (流出) する流量であり、村岡²⁰⁾がまとめた湖面降水、河川流出、地下水流出、下水処理場排水、農業排水、湖面蒸発、上水取水、農水取水の 8 成分を考慮した。これらの値はいずれも月単位に集計されているため式 (2.5) の時間ステップとしても月単位とした。各成分の導出手法、及びその特性に関しては村岡²⁰⁾に詳しいがそれらのうち 70% 以上を占めるものは河川流出流量である。村岡はこれを推定するに当たって (1) 各河川ごとに定められた流出率 (総流出率としては約 47%) 及び (2) 月単位での瞬間応答を仮定し月単位降水量から当月の流出流量を求めているが、この流量推定計算の精度が流動モデルの

表 3 計算で使した湖体積

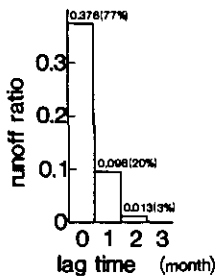
セクション	V (10 ⁶ m ³)
1	23.0 (2.16+ WL)
2	49.3 (2.49+ WL)
3	86.0 (3.47+ WL)
4	12.7 (1.59+ WL)

WL: Y.Pからの水位(m)

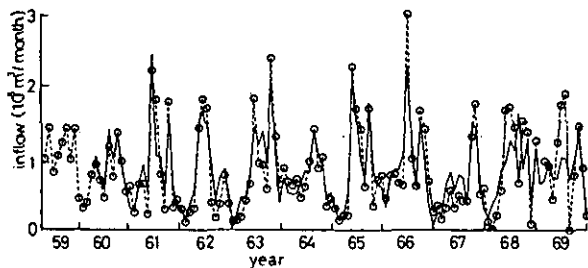
信頼性に大きくかかわっていることを考えるとその妥当性を何らかの方法によって検討しておくことが大切となる。したがって本章ではこれの裏付けとして1959年～1969年にて建設省によって観測・推定された西浦逆算流入量²¹⁾と降水量から、河川流出に関する月単位の統計的単位図を求め上にあげた(1), (2)の仮定の検証を行った。具体的には流域面積をSとして次の ϕ

$$\phi = \sum_i [q_R(i) - S \sum_{j=0}^n a_j r(i-j)]^2 \quad (2.6)$$

を最小にするように a_0, a_1, \dots, a_n を定め第i月流出流量 $q_R(i)$ に及ぼす第(i-j)月の降水量 $r(i-j)$ の影響を求めている。図6(a), (b)にその結果及びこれによって推定された流出量の適合図を示す。これによれば(1)総流出率は48.7%, (2)そのうち当月に77%程度の流出がなされていることになり上記の仮定はほぼ正しいことになる。したがって本章においてもこれを採用するが、その流出遅れについては図6(a)の単位図によって補正を加えている。



(a) 河川流出単位図
(a) Unit hydrograph



(b) 河川流出適合図
(b) Simulation

点線が観測値を示し実線が計算値を示す。

図 6 河川流出計算

Fig.6 Runoff of Stream discharge

1959年5月～1970年3月データのうち最初12か月分を除いたものによって適合計算をした。適合度は、相関係数0.84, 推定の相対誤差31.9%であった。なお、瞬間応答の場合では相関係数0.80, 相対誤差42.7%である。

3 外部負荷モデル

本モデルにおいて取り上げられた外部負荷は（１）河川流出負荷，（２）降水負荷，（３）養殖負荷，（４）下水道負荷である。後に示すように河川流出負荷にはその算出過程から残流域流出負荷も含まれると考えられるので，残流域負荷を特に取り上げることとはしない。各外部負荷の算定法は次のように行った。

3.1 河川流出負荷

本負荷は各河川流域にて発生し河川を經由して湖内に流出する負荷を指し，霞ヶ浦浄化センターを除く各種点負荷あるいは湖水面に直接降下する降水負荷を除く各種面負荷を含む。従来使用されている負荷推定法は大別し（１）直接観測による方法，及び（２）原単位法がある。両法は目的とか利用可能データの有無とかによって使い分けられるが，精度を高めるには両法による相互チェックがなされなければならない。したがって本節においても流入負荷量観測データが多く得られている河川に関しては前者を中心にして，そうでない河川については後者を使用し，また相互チェックが可能な河川についてはこれを行った。表４に前者の in-stream 法の基礎となった検討データの一覧を示し図 7 に湖に流入する河川を一覧する。これらはいずれも河口部付近の水

表 4 計算に使用したデータ一覧

No.	測定河川	測定期間	採水地点	測定機関	測定地点 集水面積	流域面積	備 考
1	園部川	78.6 - 80.5	園部新橋	国公研	80.0	79.3	
2		80.4 - 81.3	"	茨城県	72.8		
3		72.3 - 73.3		建設省	77.8		毎日測定*
4	山王川	78.6 - 80.5	日の出橋	国公研	12.4	12.8	
5		72.3 - 73.3		建設省	12.5		毎日測定*
6	恋瀬川	72.3 - 73.3		建設省	208	218.1	毎日測定*
7	桜 川	80.4 - 82.3	栄利橋	茨城県	327.8	333.3	
8		81.6 - 82.5	"	国公研			
9	菱木川	80.4 - 81.3	仮設橋	茨城県	22.7	23.9	
10	備前川	81.4 - 82.3	小松橋	茨城県	6.48	19.7	
11		81.6 - 82.5	"	国公研	6.48		
12	清明川	81.4 - 82.3	石 川	茨城県	18.9	25.3	
13		81.6 - 82.5	清明橋	国公研	24.5		
14	花室川	81.6 - 82.5	阿見橋	国公研	34.4	36.6	
15	境 川	81.6 - 82.5	境 橋	国公研	17.6	20.3	

測定頻度：週 1 回以上，国公研：海老瀬潜一測定，茨城県：山本哲也ら測定，建設省²²⁾

観測項目：流量，DIN，TN，DIP，TP

*：TP，ケルダール窒素は 1 時間ごとの流量比によるコンポジット，NO_x に関しては週 1 回の測定をその週の代表値とした。

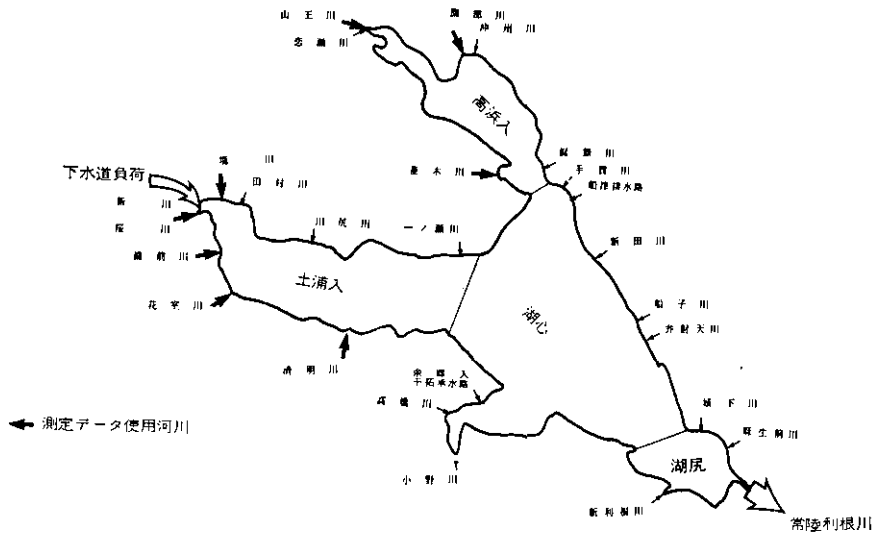


図 7 湖内流入河川

Fig. 7 Streams of Lake Kasumigaura

量, 水質が比較的正確に計測できる箇所にて週1回1年程度の観測を行ったものである。なお No. 3, 5, 6 は特に推定手法の精度検討のために付け加えたものである。これらのデータは観測期間も異なりそのままではシミュレーション期間である1978~1980年での流出負荷とみなすことはできない。したがってこれを上記期間に引き延ばす必要があるがそのためには河川流出負荷モデルの作成を行わなければならない。モデルとしては (a) 平水時流出, 高水時流出を別々に取り扱うものと (b) 流量 Q と負荷量 L の間に経験式を仮定し観測あるいは推定流量から負荷量を推定するものが考えられる。(a) 法において問題となる点は各流出成分の精度である。いま仮に平水時流出分とは河川の平均的な流送能力による流域発生負荷につりあった流出分であるとすれば, これは観測年にそれほど依存しないと考えてよいかもしれない。しかるに図8を見てもわかるように平水時流出負荷と言えども必ずしも一定しないのが普通であって, この方法では平水時流出分においてさえも大きな誤差が予想される。次に (b) 法としては, いくつかの方法が提案されているが, 我が国にて比較的良く取り上げられるものは L, Q に

$$L = aQ^b \quad (3.1)$$

なる指数型を仮定し流量 Q に観測値, あるいはモデルによる推定値を使用するものである^{23,24)}。 a, b 値は河川, 水質指標によって異なり, 先行降雨など, 河床内での汚濁物推積状況によって, 場所的にも時間的にもかなり変化することが知られているが, このモデルではこうした変動はひとまず捨象している。流出負荷量推定をこのように比較的測定・推定し易い流量を仲介変数として行う方法は各国においてもしばしば試みられ, FI 法²⁵⁾, Beale 法²⁶⁾などと称されているものも基

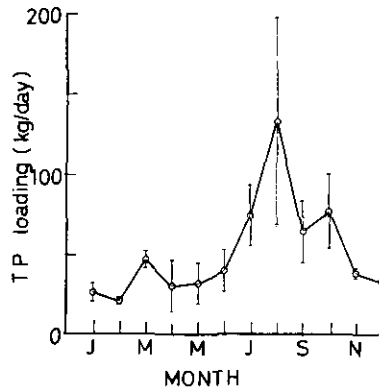


図 8 河川平水時負荷量（月平均）の変動

Fig. 8 Changes of stream discharge (except rainy days)

桜川 TP の観測データのうち月平均平水時流出量（前10日間に21mm 以上の降水がなかった日の平均）の変動を示したものである。縦線は確率誤差の範囲を示す。使用データ：80.4~82.3（国公研），81.6~82.5（茨城県）

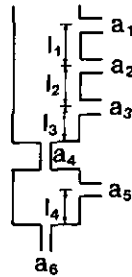


図 9 タンクモデル

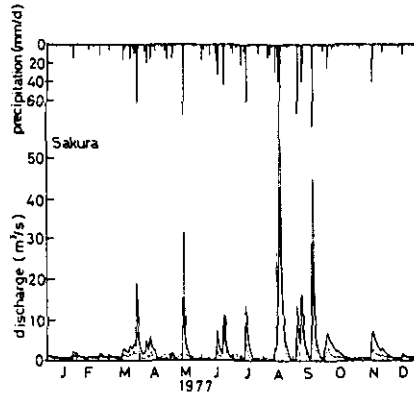
Fig. 9 Tank model

本的な考え方において相違はない。 a, b の変化特性については Hall²⁷⁾、海老瀬ら²⁸⁾、あるいは山口ら²³⁾などによるより複雑なモデルもあるが、取得し得たデータ上の制約から本モデルではこうしたものを考えないことにする。この方法を採用するに当たってまず問題となるのは河川流量に関する情報であるが、霞ヶ浦流域においてはあまり測定されておらず、また精度も問題が多い。そこで、本章ではこれを日降水量からタンクモデルによって算出した。タンクモデルとしては目的から考えて構造を簡単にし直列2段、上部タンク流出孔3孔、下部タンク流出孔2孔とした（図9）。入力降水量には観測日降水量を使用し蒸発散，融雪などによる補正は行っていない。また浸透分(a_6 による流出分)は河川流出量には含めないことにする。タンクの各パラメーターは推定流量と観測流量との誤差2乗和を判定基準とし最適化法によって求めた(表5)。図10は計算の結果得られたものと観測のそれを対比したものである。式(3.1)の関係を調べるために表4のデータ

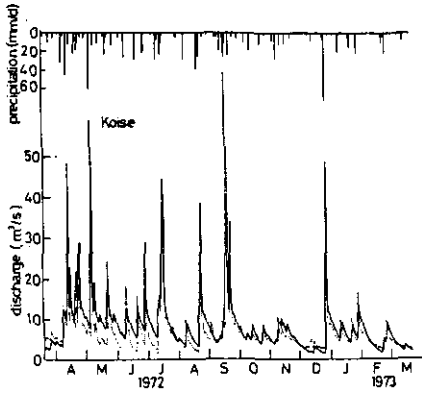
表 5 タンクモデルパラメーター表

河川名	a_1	a_2	a_3	a_4	a_5	a_6	l_1	l_2	l_3	l_4	検定流量データ
園部川	0.187	0.001	0.096	0.189	0.015	0.021	25.0	25.0	5.1	14.9	72.3-73.3 建設省
山王川	0.742	0.143	0.030	0.097	0.018	0.012	25.0	24.8	5.0	14.7	"
恋瀬川	0.429	0.017	0.083	0.041	0.015	0.013	25.0	25.5	5.1	15.1	"
桜川	0.175	0.012	0.126	0.031	0.094	0.10	26.4	22.7	6.67	15.4	77.1~12 茨城県栄利橋

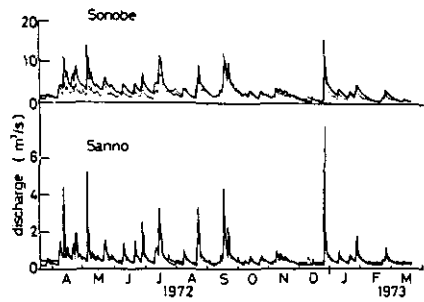
各記号については図9参照のこと、単位 $a_1 \sim a_6$: 1/d, $l_1 \sim l_4$: mm



(a) 桜川
(a) River Sakura



(b) 恋瀬川
(b) River Koise



(c) 園部川及び山王川
(c) River Sonobe and Sanno

図 10 タンクモデルの適合性

Fig. 10 Results of tank model

点線: 実測値 実線: 計算値

に小野川(1981.4~82.3茨城県測定, 1981.6~82.5国公研測定)及び新利根川(1981.6~82.5国公研測定)のそれを加え, それらの流量, 負荷量の相関係数(対数変換後)を計算してみると, 平均値としてTP:0.80, TN:0.87, DIP:0.72, DIN:0.82となり式(3.1)の関係が支持される。しかるに個々の河川についてはそうでない場合も見うけられ(図11), 必ずしも全河川についてこの関係が成立しているとは言い難い。したがって本方法によって全観測河川の負荷量推定は行い得ず, 各河川ごとにその適否を検討する必要がある。

次に問題となる点は方法全体としての精度である。これに関連し本節では表4に示された各データのうち園部, 山王, 恋瀬川のTN, TP負荷の日観測値を用いることによって図12に示すような試行実験を行った。これは(1)毎日観測値から Δt 日間隔にサンプリングを行い, (2)それらのデータのみを用いてQ-L関係を推定し, (3)タンクモデルで推定した流量に乗じて推定負荷量を求め, (4)推定年負荷と測定年負荷の比較を行ったものである。図中黒丸はタンクモデルによる相対誤差の変化であり, 1週間間隔の観測では15%程度の誤差となることがわかる。なお図中には流量, 濃度の単純平均, あるいは毎日流量データが得られるとしたときのQ-L関係による推定値, 及びBeale法による推定値の誤差変化を示している。なお表6に毎日測定データを使用したタンクモデル法による推定誤差を示す。ほかの2川についても同様の結果を得ているが, (1)この結果は推定誤差ではなく検定誤差であること, (2)月負荷の推定誤差は年負荷のそれに比べかなり大きくなること, に注意する必要がある。以上のような欠点があるが他に適当な方法がないためこの(b)法を採用した。以上, 河川流出負荷量を求める具体的な計算方法としては次のように行った。

- 1) 毎日流量から推定した園部, 山王, 恋瀬, 及び, 桜川の4タンクモデルのうち対象河川の流量を最も良好に再現できるタンク型を選ぶ。
- 2) タンクモデルによる推定流量と観測負荷量によって式(3.1)の a, b を推定し, 1978年1月

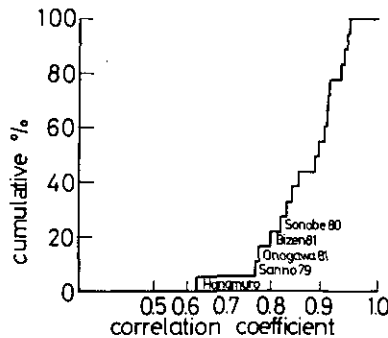


図 11 河川流量と河川流出の負荷の相関係数
 Fig. 11 Correlation coefficient between water quantity and nutrient loading
 累積図で示す。対数変換後の相関係数である TN の例。

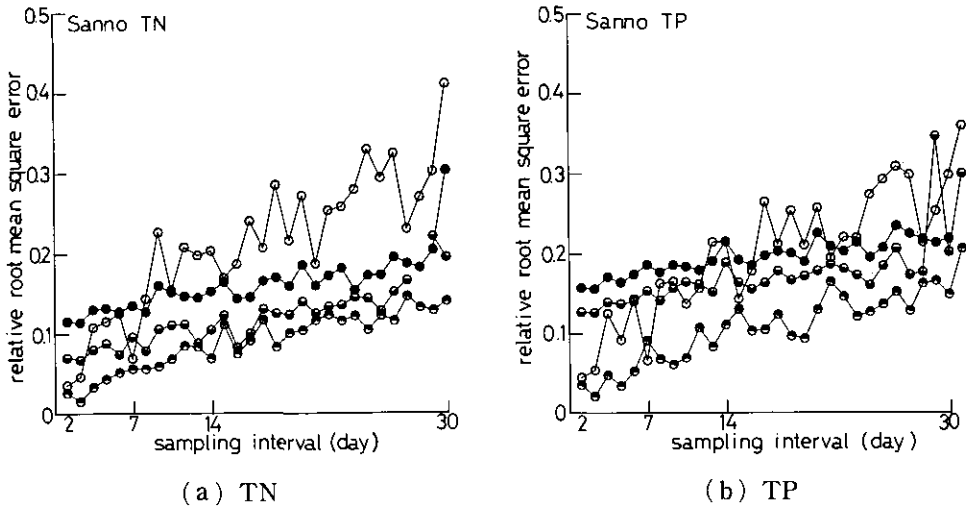


図 12 タンクモデルによる流出負荷量推定の検討 (山王川の例)

Fig. 12 Estimation of stream loading with tank model (an example of river Sanno)

横軸は負荷量測定間隔 (日), 縦軸は年平均日負荷量 \bar{L} の相対誤差を示す。

$$\text{相対誤差} = \frac{(1/n \sum (\bar{L}_{\text{推定}} - \bar{L}_{\text{毎日測定}})^2)^{1/2}}{\bar{L}_{\text{毎日測定}}} \quad n: \text{ケースの数}$$

推定法は次のとおり

- 1) $\Delta \tau$ 日ごとに負荷量を観測しその平均値とする (記号○)。
- 2) $\Delta \tau$ 日ごとの流量・負荷量から式 (3.1) の a, b を推定。これとタンクモデルの毎日流量から平均日負荷量を推定 (記号●)。
- 3) $\Delta \tau$ 日ごとの流量・負荷量から式 (3.1) の a, b を推定。毎日測定流量とあわせ平均日負荷量を推定 (記号⊙)。
- 4) $\Delta \tau$ 日ごとの測定負荷量, 毎日測定流量とあわせ次の Beale 法で推定 (記号⊕)。

$$\bar{L}_{\text{推定}} = \bar{Q} \frac{\bar{L} (N + S_{LQ} / \bar{L} / \bar{Q})}{\bar{Q} (N + S_{QQ} / \bar{Q}^2)}$$

ここに \bar{Q} : 毎日測定流量の平均, \bar{Q} : 負荷量測定日の流量の平均

\bar{L} : 測定負荷量の平均, S_{LQ} : 負荷量測定日の L と Q の積和 / $(N - 1)$

S_{QQ} : Q の平方和 / $(N - 1)$, N : 負荷量の測定回数

なお 3 河川の毎日測定データによる検定誤差を表 6 に示した。

表 6 タンクモデルによる負荷推定の適合度

水 質	河川名	実測平均負荷量	計算平均負荷量	相関係数	相対誤差
TP	恋 瀬 川	83.06	80.35	0.80	0.192
	園 部 川	105.55	110.42	0.54	0.186
	山 王 川	56.96	53.87	0.62	0.135
TN	恋 瀬 川	1720	1701	0.89	0.130
	園 部 川	873	864	0.73	0.123
	山 王 川	271.8	279.4	0.77	0.101

相関係数：毎日推定値と実測負荷量の相関係数

1972.3.20～1973.3.19, 毎日データによる計算, kg/d

～1982年5月の日負荷量を計算する。

3) 次に負荷量測定日における推定負荷量と測定負荷量の適合状況をチェックし(表7),

4) 月単位に平均化し湖内モデルの入力負荷とする。

図13(a)～(h)は以上の方法で求めた流出負荷量である。表7の適合状況からもわかるように、この方法ではタンクモデルの同定を実際に行った園部、山王、桜の3川及び恋瀬川に近い菱木川のTP、TN、DINについてのみ比較的相関が高い推定が行われており、それ以外の河川あるいはDIPに関しては推定の相関は低い。これは、表8からもわかるように上記4河川以外では流量・降水量間の相関が低いこと、DIPのL-Qの相関が他の3水質に比べて低くなっていることなどの結果であると考えられ、これらの河川、水質項目に関してはこの方法が妥当であるとは考えられない。したがってこれらに関しては観測した平均月流出特性がそのまま他の年次についても適用できると考えて計算期間である1978年1月～1980年12月への引き伸ばしを行った。

さて、このようにして推定した河川流出負荷量は観測データを入手し得た8河川分のみであり、残流域に関しては異なった方法により推定を行う必要があるが、本モデルでは原単位法によってこれを行っている。霞ヶ浦流域の流出負荷量を原単位法によって積算する試みはしばしばなされてきた²⁹⁻³⁴⁾。原単位法による積算値と上で推定した河川流出負荷量との適合性を検討した一例を図14に示すが比較的高い相関関係(表9)を示し、原単位法使用に対する一つの根拠となり得る。原単位法を使用する際の問題の一つに流出率があり流域諸特性によって変化することが知られているが、上記8河川の場合にはこうした諸特性と流出率の相関性はそれほど見られなかった(表10(a))。したがって、本節では桜川(流出特性が他の河川とは異なるものと考えられる(図14参照))を除いた7河川での観測負荷、及び、原単位法による推定発生負荷から残流域における河川流出負荷量を推定する操作を試みた。これを式示すれば次のようになる。

表 7 タンクモデルによる負荷推定

水質	河川名	流出タンク型	TPあるいはTN				DIPあるいはDIN			
			測定負荷	推定負荷	相関(1)	相関(2)	測定負荷	推定負荷	相関(1)	相関(2)
P	園部川	園部	55.3	53.3	0.35	0.34	33.4	32.7	0.13	0.15
	山王川	山王	21.8	20.0	0.33	0.68	14.1	13.9	0.08	0.46
	菱木川	恋瀬	9.1	7.3	0.83	0.26	2.1	1.9	0.72	0.44
	桜川	桜	67.5	70.0	0.55	0.45	19.8	20.3	0.54	0.54
	備前川	恋瀬	11.3	14.2	0.14	0.06	5.5	6.6	0.15	0.26
	清明川	園部	19.1	23.0	0.25	0.21	6.3	5.5	0.19	0.21
	花室川	山王	19.5	17.6	0.25	0.24	12.0	15.3	0.30	0.18
	境川	恋瀬	13.1	15.4	0.40	0.19	5.9	10.1	0.17	0.20
N	園部川	園部	761	734	0.44	0.52	625	603	0.41	0.51
	山王川	山王	129	125	0.62	0.77	84	81	0.42	0.72
	菱木川	恋瀬	98	90	0.86	0.53	72	66	0.82	0.50
	桜川	桜	1005	1122	0.41	0.52	754	766	0.35	0.46
	備前川	恋瀬	56	46	0.11	0.03	39	49	0.04	0.14
	清明川	園部	123	110	0.16	0.13	82	72	0.05	0.02
	花室川	山王	355	256	0.02	0.06	215	245	0.04	0.03
	境川	恋瀬	83	70	0.37	0.24	55	46	0.21	0.19

負荷量の単位はkg/d、月平均をしたものの平均である。

相関(1)は測定日ごとの、相関(2)は月平均負荷の相関係数を示す。

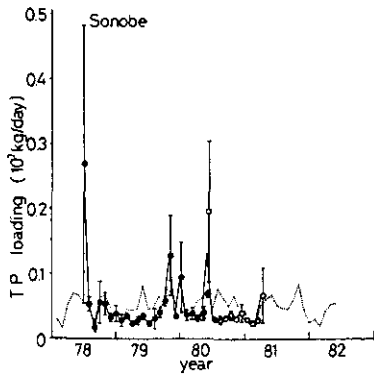
$$\begin{aligned} \text{セクション1の流出負荷} &= (\text{園部} + \text{山王} + \text{菱木} \text{ 3川の推定流出負荷}) \\ &\quad \times \text{補正係数} \end{aligned} \quad (3.2)$$

$$\begin{aligned} \text{セクション2の流出負荷} &= (\text{備前川など4川の推定流出負荷}) \\ &\quad \times \text{補正係数} + \text{桜川推定流出負荷} \end{aligned} \quad (3.3)$$

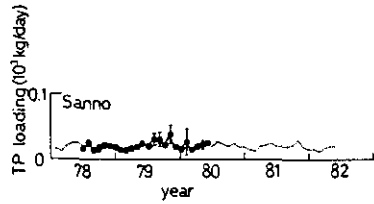
$$\begin{aligned} \text{セクション3の流出負荷} &= (\text{桜川を除く7川の推定流出負荷}) \\ &\quad \times \text{補正係数} \times 0.54 \end{aligned} \quad (3.4)$$

$$\begin{aligned} \text{セクション4の流出負荷} &= (\text{桜川を除く7川の推定流出負荷}) \\ &\quad \times \text{補正係数} \times 0.46 \end{aligned} \quad (3.5)$$

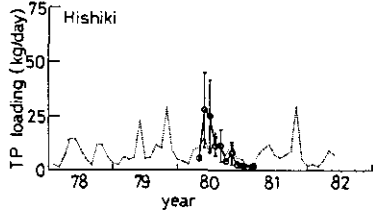
計算に使用した補正係数及びその根拠は表10 (b) 中の(2)に示したものをを用いた。また表中(1)には他の根拠に基づく補正係数を示すが(1)、(2)とも似通った値となっている。



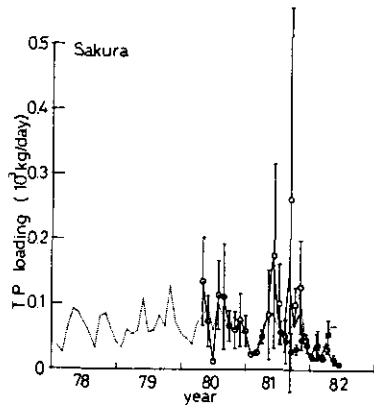
(a) 園部川 TP
(a) TP, River Sonobe



(b) 山王川 TP
(b) TP, River Sanno



(c) 菱木川 TP
(c) TP, River Hishiki



(d) 桜川 TP
(d) TP, River Sakura

図 13 タンクモデルによる推定流出負荷

Fig. 13 Estimation of stream loading with tank model

月平均値を示す。点線は推定値，●は国公研による測定値，○は茨城県による測定値である。縦線は測定値のちらばりを示し正規分布の±25% (確率誤差0.67σ) に対応する。

3.2 降水負荷

ここでいう降水負荷とは降水に伴うものとドライフォールアウトを合計し湖面に直接落下する負荷を算出したものであり、対象期間中に国立公害研究所にて安部³⁵⁾が測定した値から推定している。その大きさは TP : 3 mg/m²/M, TN : 85mg/m²/M 程度であり、それ程大きなものではない。これは、我が国他地域にて報告されている値³⁶⁾である TP : 1 g/ha/d (= 3 mg/m²/M), TN : 30g/ha/d (=90mg/m²/M), あるいは茨城県内水試による測定結果³¹⁾, TP : 1.2g/ha/d (=3.6 mg/m²/M), TN : 27.5g/ha/d (=82.5mg/m²/M) とよく一致する値である。

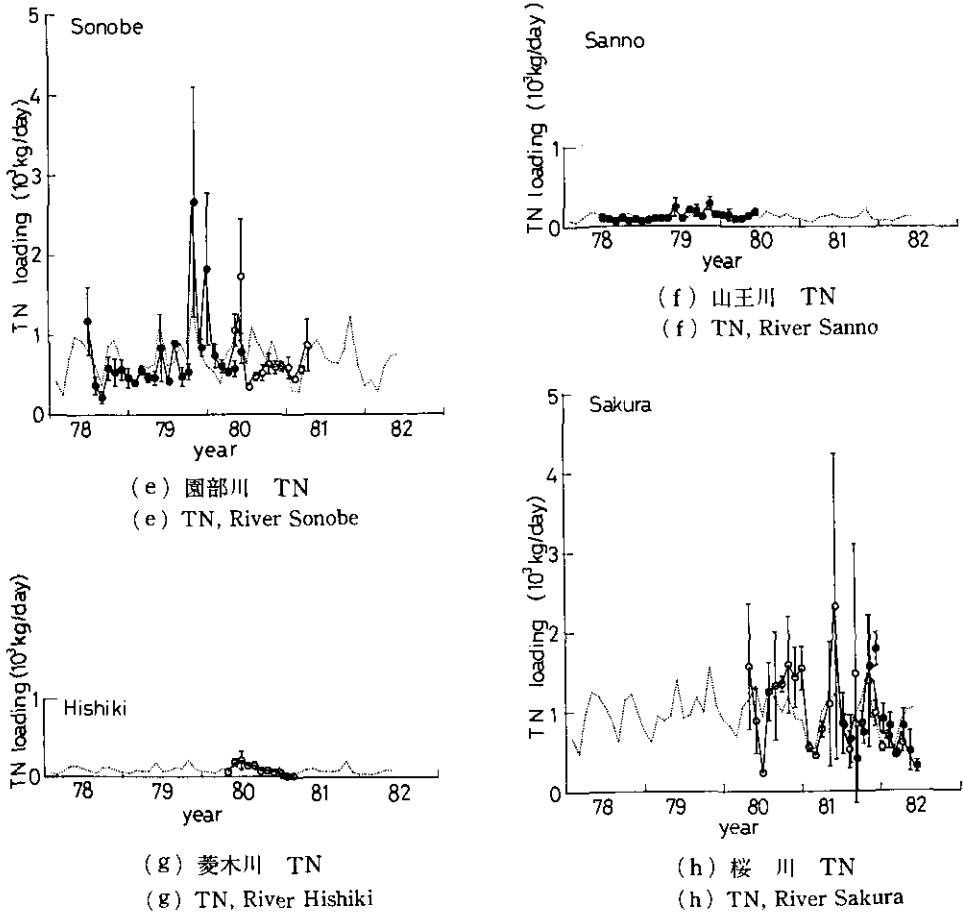


図 13 (つづき)

Fig. 13 (Continued)

3.3 養殖負荷

霞ヶ浦における小割式網いけすを使用したコイの生産は西浦のみでも年間6,400t, 全国のコイ生産高の30%程度を占めている(1981年度)。したがってこれに伴いコイが排せつする栄養塩類, あるいは未摂取餌料などによる負荷は膨大なものとなる。こうした養殖に伴う負荷は餌料中に含まれる栄養塩収支から求めることができ, 次式によって算定される。

$$L = P_N \cdot (K\alpha - \beta) \quad (3.6)$$

ここに L は養殖負荷量, P_N は増肉量, K は増肉係数(投餌量/増肉量), α 及び β は餌料あるいは魚中の栄養塩含量である。増肉量 P_N は取り上げ重量(生産量) P_G , 放養重量 P_L との間に $P_N = P_G - P_L$ との関係があるから, P_G を基本単位として

表 8 測定流量と降水量の相関

河川名	期 間	寄与率(1)	寄与率(2)	備考
園部川	78.6 - 79.5	0.47	0.29	1)
	79.6 - 80.5	0.05	0.25	1)
	80.4 - 81.3	0.26	0.30	2)
山王川	78.6 - 79.5	0.55	0.44	1)
	79.6 - 80.5	0.29	0.41	1)
桜 川	80.4 - 81.3	0.47	0.26	2)
	81.4 - 82.3	0.27	0.42	2)
	81.6 - 82.5	0.21	0.13	1)
備前川	81.4 - 82.3	0.12	0.05	2)
	81.6 - 82.5	0.06	0.01	1)
清明川	81.4 - 82.3	0.14	0.09	2)
	81.6 - 82.5	0.001	0.01	1)
花室川	81.6 - 82.5	0.005	0.02	1)
菱木川	80.4 - 81.3	0.49	0.31	2)
境 川	81.6 - 82.5	0.04	0.02	1)

寄与率(1)：流量と流量観測日を含む前5日間の降水量の相関係数の2乗

寄与率(2)：月平均流量と月平均降水量の相関係数の2乗

1)：国公研観測、2)：茨城県観測

表 9 実測流出負荷と原単位法による負荷量の相関

	測定TP流出負荷	測定TN流出負荷	
原単位法(A社)	0.753(0.812)	0.902(0.924)	
	(0.883)	(0.933)	各河川ごとに測定流出負荷を平均
	(0.791)	(0.922)	" , 桜川を除く
原単位法(B社)	0.728(0.755)	0.891(0.916)	
	(0.720)	(0.885)	各河川ごとに測定流出負荷を平均
	(0.477)	(0.822)	" , 桜川を除く
流域面積	0.746(0.791)	0.841(0.882)	
人 口	0.712(0.767)	0.813(0.828)	

多機関、複数年にまたがる測定データは原則として別々に扱った。()内の数値は対数変換後の値である。

原単位法(A社)³²⁾は河川への流入負荷量を、原単位法(B社)³⁴⁾では水路・支川・本川などへの排出負荷量を計算している。

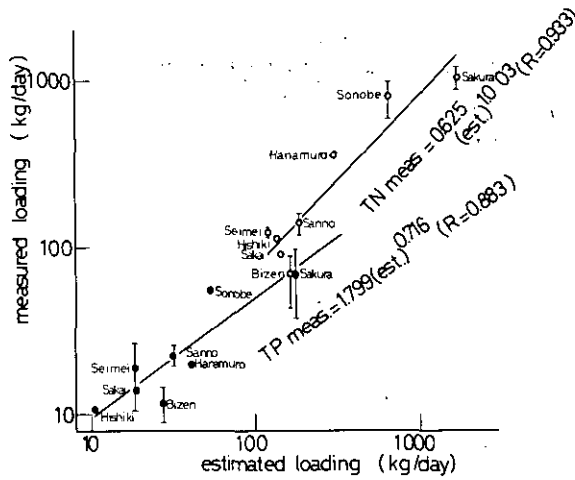


図 14 河川水質測定による流出負荷量と原単位法による流出負荷量

Fig. 14 Correlation between estimates using in-stream method and estimates using per capita values

原単位負荷量は、EX 都市研究所 (1980)³²⁾によった。

$$L = eP_G, \quad e = \left(1 - \frac{P_L}{P_G}\right) \cdot (K\alpha - \beta) \quad (3.7)$$

のように書き表すことができる。ここに e は養殖負荷に関する原単位とも称すべきものである。月単位の負荷を求めるためには e を月単位の給餌配分によって分割する必要がある。式 (3.7) に含まれる各定数は必ずしも明確ではなく、例えば霞ヶ浦 (一部諏訪湖を含む) において使用されてきたものだけでも表11のように種々のものがあり、増肉係数 K では1.4~2.4と50%程度、生産量 P_G では20%程度の変動を示す。前者に関し現場の実態に近いと考えられる漁業調査データ⑥、あるいは餌料使用量^{41,44,45)}から逆算した値(1.76~2.29, ただし1979年の2.29は逃亡魚の影響を受けていると考えられる)からはほぼ2程度であると考えられる。これは従来値に比べ高い値である。いずれにせよ、養殖負荷推定に関してはいまだ不確定な部分が多いが、本章ではひとまず地域配分、季節配分など種々の点にわたる検討がなされている相崎ら⁴⁰⁾の計算値を採用することにし、これ以上の検討については今後の研究を持つことにする。

3.4 下水道負荷

霞ヶ浦流域では湖北、常南流域下水道及び水郷流域下水道などの整備が進んでいるが、これらのうち1980年までに西浦に放流を開始したものは湖北流域下水道に属する霞ヶ浦浄化センターのみである。本処理場は1978年1月から一部処理を開始し、現在日処理水量13000m³であり、標準活

表10 流出率
(a) 流出率(浄化残率)と流域特性の相関

	流域面積	人口	人口密度	人口密度/(流域面積) ^{1/2}
TP流出率	-0.342	-0.503	-0.0276	0.165
TN流出率	0.039	-0.039	-0.132	0.089

EX都市研究所による原単位法推定結果³²⁾に基づく。相関はいずれも対数変換後の変数を用い、多機関にわたる、あるいは複数年にまたがる測定データは単年ごとまた各機関ごと別のデータとして扱った。データ数15。このデータ数のときの有意な相関係数値(5%の有意水準)は0.514であり、上に示した相関係数値はいずれも有意であるとは言えない。

(b) 流出率と補正係数 (t/y)

水質項目 セクション	TP			TN						
	1		2	1		2				
	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)				
① 観測流出負荷	89.8* ⁴	89.8* ⁴	63.1* ⁵	63.1* ⁵	152.9* ²	1020* ⁴	1020* ⁴	628* ⁵	628* ⁵	1648* ²
② ①に対応する流域の排出負荷	97.3	191.1	105.3	251.4	442.5* ²	1003	1197	748	1160	2357* ²
③ 流出率①/②	0.92	0.47	0.60	0.25	0.35	1.02	0.85	0.84	0.54	0.70
④ セクションでの全排出負荷	177.8	378.2	178* ¹	467* ¹	447	2076	2785	1184* ¹	2316* ¹	4018
⑤ セクションでの流出負荷③×④	177.1	177.8	107	117	155	2111	2373	994	1255	2809
⑥ 補正係数⑤/①	1.97	1.98	1.70	1.85	1.01* ³	2.07	2.33	1.58	2.00	1.70* ³

*₁: 桜川を除く。*₂: セクション1, 2での7河川の値。*₃: セクション3, 4の流域面積比0.54:0.46で分配する。

*₄: 園部川, 山王川, 菱木川の河川ごとにまとめた観測流出負荷の和。*₅: 備前川, 花室川, 清明川, 境川の河川ごとにまとめた観測流出負荷の和。

(1): EX都市研究所(1980): 霞ヶ浦水質保全対策総合解析調査報告書。茨城県委託。

(2): 地域開発コンサルタント(1982): 汚濁負荷削減計画策定調査報告書。茨城県委託。

性汚泥法による処理を行った後、セクション1へ放流を行っている。これに伴う負荷排出量は1980年以降のTN, TPについてのみ報告されており、TN: 4.7t/M, TP: 0.04t/M程度の値である。したがって本研究においては報告期間以前についてはこれを無視し、また報告期間中の各態の割合については処理形態から推定してすべて無機溶存態であると仮定した。

外部負荷としては以上4種のほかに地下水流出に伴う負荷などが存在するがこれに関しては河川流出負荷の1%程度⁴⁶⁾であり無視し得る。したがって以上の4種によって全外部負荷とする。図15に、各セクションの負荷を下から河川負荷、養殖負荷及び降水負荷の順に積み上げたものを示す。なお図中下水道負荷は絶対量が小さいので省略している。まず季節変動については河川負荷の影響を受け春先及び秋にピークをもつ双峰型のパターンをなす。これはそのまま降水量変動のパターンでもあり、特に1979年10月の台風16号、20号による大雨(月降水量220mm, 西浦平均)は発生負荷量の鋭いピークとなっている。一方、4~10月にかけての養殖負荷は養殖が盛んな手

表 11 養殖負荷をめぐるパラメーターの変動

(a) 配合試料成分 α (%)

	N	P	備 考
① 相崎ら(1981) ⁴⁰⁾	6.56	1.1	育成用餌料
② 茨城県漁政課資料	6.7	1.1	
③ 浜田ら(1979) ³⁸⁾	6.4	1.0	
④ 長野県水産指導所(1980) ³⁹⁾	6.4	1.86	リン酸塩無添加飼料

(b) コイの成分 β (%)

	N	P
① 国立栄養研究所(1961) ³⁷⁾	2.58	0.237
② 国土開発技術センター(1978) ²⁹⁾	2.5	0.225
③ 浜田ら(1979) ³⁸⁾	2.5	0.22
④ 長野県水産指導所(1980) ³⁹⁾	2.7	0.57

(c) 霞ヶ浦 (西浦) のコイ生産量 P_G (t/y)

	1978	1979	1980	1978~80の平均
茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 ⁴¹⁾	8364	7101	6420	7295
茨城県統計事務所水産統計課資料 ⁴⁰⁾	6273	5214	6011	5832

(d) 増肉係数 K (配合試料)

	K	備 考
① 相崎ら ⁴⁰⁾	1.65 ^{*1,*2}	霞ヶ浦, 1978年, 鯉生産量8364t, 配合飼料使用量13801t
② 国土開発技術センター ²⁹⁾	1:7	増肉量を生産量の90%とする。
③ 浜田ら(1979) ³⁸⁾	1.4	"
④ 津田(1982) ⁴²⁾	1.5	
⑤ 長野県衛生公害研究所 ³⁹⁾	1.55 ^{*1}	増肉量は生産量の92.5%とする。
⑥ 漁業調査データ ⁴³⁾	2.41 ^{*1} 2.13 ^{*1}	給餌器使用, 43経営体数, } 蓄養の歩減りを15%とすると2程度 手撤き, 37経営体数 } となる。

*₁ 投餌量/生産量。1977~1979年の餌料使用量, この値をこい生産量から逆算をすると投餌量/生産量は1.84, 1.76, 2.29となる。(霞ヶ浦北浦における養殖業の現状, 1978, 1979, 1980のデータから)

*₂ P_L は0と近似する。

表 11 (つづき)
(e) 養殖負荷原単位 e (コイ, 配合餌料)

(kg/t 取り上げ量)

	N	P	備 考
① 相崎ら(1981) ⁴⁰⁾	82.4	15.8	増肉係数①, コイ成分①, 餌料成分①
② 国土開発技術センター(1978) ²⁹⁾	80.1	14.8	増肉係数②, コイ成分②, 餌料成分②
③ 浜田ら(1979) ³⁶⁾	49.1	10.6	増肉係数③, コイ成分③, 餌料成分③, 但しN原単位をこれらの値で計算すると58.1となる。
④ 茨城県環境局(1981) ³¹⁾	42.2	11.8	低タン白, 高カロリー飼料の場合
⑤ EX都市研究所(1981) ³³⁾	53.4	11.8	
⑥ 茨城県環境局(1981) ³¹⁾	64.6	11.8	
⑦ 長野県衛生公害研究所 ³⁹⁾	74.2	23.6	増肉係数⑤, コイ成分④, 餌料成分④
⑧ 茨城県(1979) ³⁰⁾	61.9	11.5	

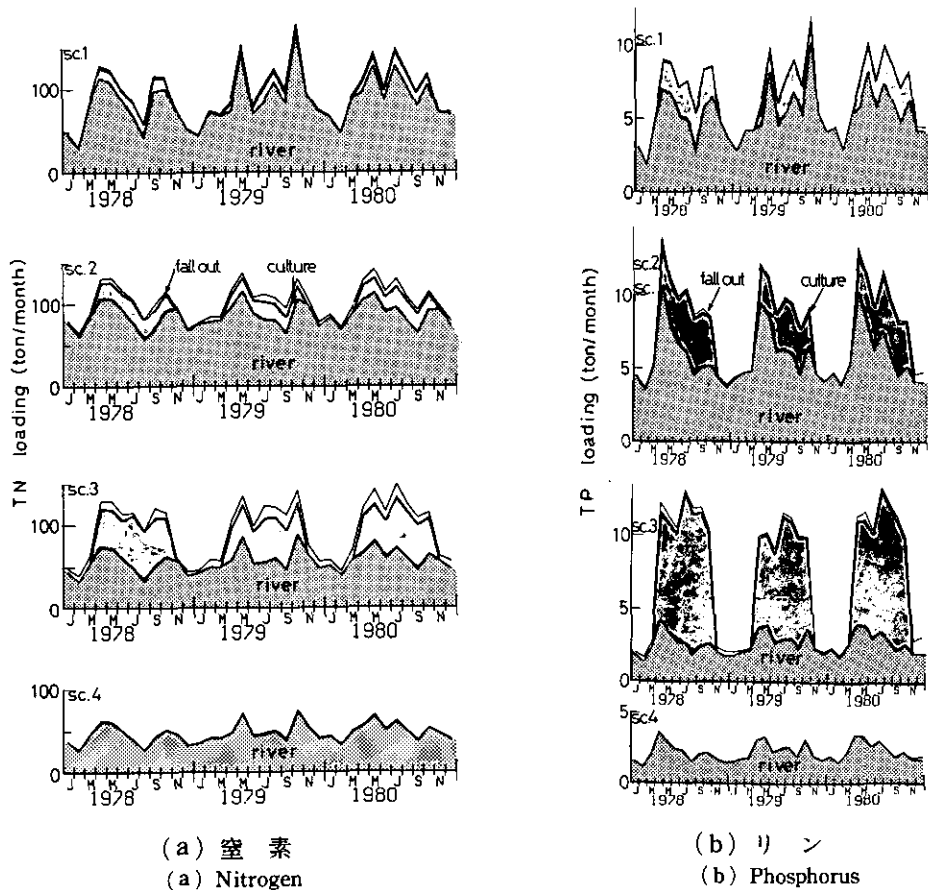


図 15 外部負荷の時間的変動
Fig. 15 Changes of external loads

賀，田伏地区を含むセクション3において重要な部分を占め，この時期におけるTP全負荷の2/3程度にも達する。次にこれを時間的に平均化し各成分の比率を示したものを図16に示す。4成分中最も大きな割合を示すものは河川負荷であり全体の80% (TN)，65% (TP) を占め，次いで養殖負荷の14% (TN)，32% (TP) である。養殖負荷のうち無機溶存態は窒素で56%，リンで5%⁴⁰⁾であり，DIP成分は河川のそれ(47.5%)に比べ非常に小さいと仮定しているから，全体のDIP負荷に対する養殖負荷成分の割合はかなり小さくなる。各セクション間での配分は湖面積・流域面積等が異なるために一概に比較し得ないが，セクション1～3ではほぼ同じオーダーの負荷が，セクション4ではその1/3～1/2の量が流出している(表12)。流域面積当たりの負荷である比負荷ではセクション3が他のセクションの倍程度の値となるが，これは排出量，流出率が共に大きい養殖負荷を含むためであり，これを除けば他のセクションとほぼ同じ大きさとなる。

最後に本章で求めた外部負荷量と従来値との比較を表13に示す。表ではTP：16.4～37t/M，TN：226～280t/Mが推定されているが，この範囲は今回の計算値とほぼ一致している。

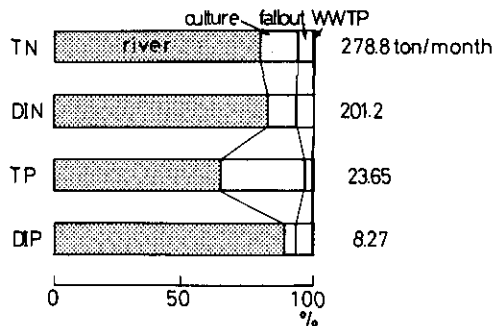


図 16 外部負荷の内訳

Fig. 16 Contents of external loads

4 外力・検定データ

モデル開発に当たってはモデル自体の構造，論理性を正しく組み立てる必要があることは言うまでもないが，その他にこれを検定・検証するデータに関してもその質・量に対する細心の注意とその精度の見きわめが重要となってくる。本章ではモデルの開発に使用した外力・検定データについて概述するとともに，モデルとのすり合わせの際，問題となった二，三の点について述べることにする。

表 12 各セクションに関する諸定数と外部負荷
(a) 流域諸定数

セクション	湖容積	総流出流量 ⁽²⁾	純流出流量 ⁽²⁾	人口 ⁽¹⁾	事業所数 ⁽¹⁾	牛頭数 ⁽¹⁾	豚頭数 ⁽¹⁾	水田面積 ⁽¹⁾	畑面積 ⁽¹⁾	網いけす面積 ⁽³⁾
	10 ⁶ m ³	10 ⁶ m ³ /M	10 ⁶ m ³ /M	人	箇所	頭	頭	km ²	km ²	面
1	73.1	18.8	18.8	139852	939	6654	130355	84.2	120.9	880
2	171.9	21.5	21.5	266811	2181	6500	52157	114.6	121.3	1180
3	384.4	51.8	11.5	109273	488	6672	29235	79.9	66.1	2900
4	32.9	66.3	14.5	89146	438	2798	11948	117.7	16.9	0
計	662.3	66.3	66.3	605082	4046	22664	223695	396.4	325.2	4960

- (1) 地域開発コンサルタント(1982):汚濁負荷削減計画策定調査報告書(茨城県委託)から計算。
 (2) 村岡浩爾(1981):霞ヶ浦の水収支。国立公害研究所研究報告第20号, p103-119から計算。
 (3) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所(1979):霞ヶ浦北浦における養殖業の現状から計算。

(b) 外部負荷

(1978~1980年平均)

セクション	流域面積 km ²	湖面積 km ²	TP			TN		
			負荷量	面積負荷	比負荷	負荷量	面積負荷	比負荷
			t/M	g/m ² /y	kg/km ² /d	t/m	g/m ² /y	kg/km ² /d
1	420.7	23.0	6.50	3.39	0.51	78.4	40.9	6.12
2	539.6	49.3	7.75	1.89	0.47	85.2	20.7	5.19
3	253.3	86.0	7.27	1.01	0.94	76.2	10.6	9.88
4	212.5	12.7	2.13	2.01	0.33	39.0	36.7	6.03
計	1426.1	171.0	23.65	1.66	0.54	278.8	19.6	6.42

表 13 霞ヶ浦西浦の外部負荷に関する従来値

	算定基準年	TP				TN				備 考
		河川流出負荷	降水直接負荷	水産養殖負荷	計	河川流出負荷	降水直接負荷	水産養殖負荷	計	
本 章	1978~80	15.46	0.55	7.63	23.64	224.1	14.7	39.9	278.8	
茨城県 ³⁰⁾	1978	21.00 ^{*1}		7.61	28.61	267.8 ^{*1}		39.6	307.4	北浦を含む
茨城県 ³¹⁾	1980	28.94 ^{*1}	0.91	8.23	38.08	290.7 ^{*1}	18.6	45.4	354.7	北浦を含む
K社 ²⁹⁾	1972	17.23 ^{*2}	0.55	6.05	23.83	227.0	19.3	33.6	279.9	
E社(1) ³²⁾	1975~78	14.02 ^{*2}	0.34	2.03	16.39	195.6 ^{*2}	19.8	11.1	226.5	
E社(2) ³³⁾	1980	29.98		7.25	37.23	240.5		39.7	280.2	
C社 ³⁴⁾	1980	46.96 ^{*1}		6.98	53.94	328.7 ^{*1}		31.6	360.3	排出負荷

*₁: 原単位法, *₂: in-stream法(t/M)

4.1 気象・水文データ

検定期間である1978～1980年の気象・水文状況を表14にまとめる。1978年は夏期の寡雨・高温により、1979年は6月の高温、10月の台風により、1980年は夏期の低温によって特徴付けられる。水温、水位、日射量を1981年度分を含め図17、表15に示す。図17(a)に示す水温は週1回～月1回程度の頻度で行われた定期観測時のデータを後述する体積加重平均によって各セクションごとに求めたものである。ただしセクション4に関しては欠測が多いためセクション3と同一とした。また7章では環境基準点データの単純平均値を用いているが、それとの間の差異はほとんど見られない。図17(b)に示す湖水位は下流の常陸川水門によってほぼY.P+1.0m(T.P+0.16m)に固定され夏期においても制限水位Y.P+1.2mを越えることはほとんどない。1978年8月に見られる低水位は旱魃によるものであり、Y.P+0.66mであった。日射量(図17(c))には館野高層気象台による全天日射量を採用し、可照時間としてはSpencerの ϕ による可照時間表⁴⁷⁾中の北緯36度のものを与えた。

4.2 湖水質データ

霞ヶ浦西浦の水質観測は数多くの機関によって行われているが、それらのうち全湖的な規模のものとしては水質汚濁防止法に基づいて茨城県及び建設省霞ヶ浦工事事務所が実施するもの⁴⁸⁾、水産保護の立場から茨城県内水面水産試験場⁴⁹⁻⁵²⁾によってなされているものがあり、その他、茨城県企業局⁵³⁻⁵⁶⁾も土浦入を中心に比較的稠密な観測を行っている。一方、本研究では国立公害研究所によって測定されたもの⁵⁷⁻⁵⁹⁾を中心とするが、その使用に先立ってデータ間の比較検討を行うことはそれらの代表性、安定性を知る上で有効な手段であろう。これらの観測は互いに採水日、地点、及び分析方法が若干異なる。採水頻度は国公研を除きいずれも1か月に1回程度であるが、採水高としては内水試、企業局は中層を、国公研は表層(水面下0.5m)としている。ただし国公研のpt.4(田伏地先)、pt.9(湖心)及び内水試の湖心点は3層採水である。こうした差異はモデルでは対応できず観測情報がこれに敏感であるならば検定データとして使用し得ないことになる。

データの比較検討には次の二つの観点がある。その1は近接する地点間での時系列的な変動の追従性である。その2は任意の時刻の値あるいはある期間の平均値を多地点にわたって比較するものである。Rekhowら⁶⁰⁾は前者を“time-series”的な取り扱い、後者を“cross sectional”的な取り扱いと称したが、再現性の検討を行うに当たっては両者の区別が重要となる。

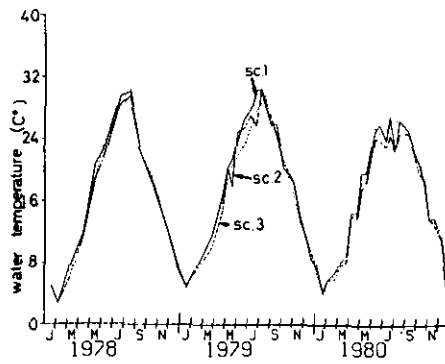
図18は比較検討の対象とした内水試、企業局及び国公研の採水地点を示すものであり図19は“time-series”的な比較の例として内水試、国公研の高崎沖地点(pt.1)でのクロロフィル a データの変動を示すものである。8～9月の鋭いピーク、冬期における落ち込み等全体的パターンはよく似た挙動を示すが1979年7～9月あるいは1980年9月のピーク値ではかなり違った値となっている。ただしこうした月1～2回程度のサンプリングであってもJørgensen⁶¹⁾が例示したような aliasing

表14 検定期間中の水文気象状況

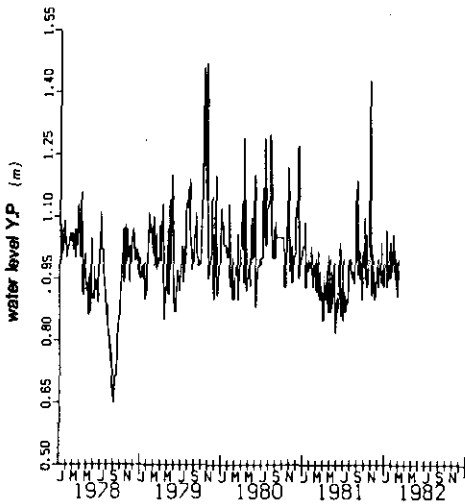
年	月	気象経過	降水量
1978	1	1978年は降水量が平年の65%となる干ばつ年であった。(年降水量882mm, 平均水温16.1°C) 異常高温 日照時間多く, 異常高温 (平年差+2.7°C) ・最近8年間で最も多照・高水温 降水量少なめ ・湖水位低下を始める。 ・湖水位Y.P +0.66m	26
	2		21
	3		91
	4		133
	5		134
	6		90
	7		29
	8		12
	9		110
	10		120
	11		74
	12		42
1979	1	異常高温 1979年は気温が平年より1.6°C高い高気温年であった。(年降水量1168mm, 平均水温17.1°C) 大雨・強風 (5/14) 高温な日が続く。平年差+4.4°C (から梅雨) 異常高温 ・台風20号 (10/17~20), 総降水量156mm ・湖水位Y.P +1.44m	44
	2		76
	3		57
	4		93
	5		167
	6		60
	7		92
	8		68
	9		75
	10		275
	11		95
	12		66
1980	1	1980年 (年降水量1300mm, 平均水温15.5°C) 異常高温, 台風3号, 総降水量40mm 異常低温 平年差-3.5°C 台風19号 (10/14) 総降水量60mm	79
	2		18
	3		135
	4		102
	5		180
	6		120
	7		186
	8		102
	9		101
	10		135
	11		101
	12		41

降水量：柿岡, 真壁, 筑波山, 土浦, 館野, 江戸崎, 竜ヶ崎の測候所記録から村岡²⁰⁾がまとめたもの。

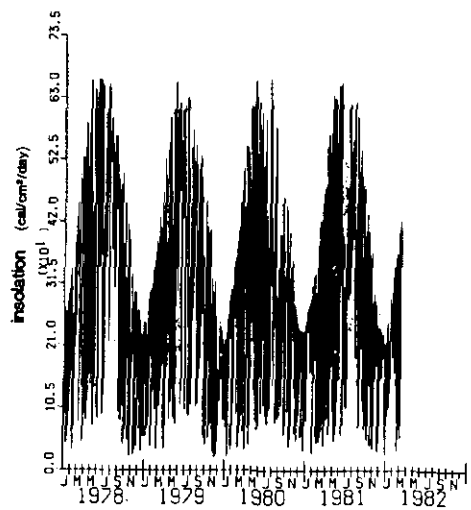
気象経過：茨城県気象月報などから抄録



(a) 水温
(a) Water temperature



(b) 湖水位
(b) Water level



(c) 日射量
(c) Insolation

図 17 気象・水文データ

Fig.17 Meteorological and hydrological data

による変動パターンの埋没は見られないようであり、おおよその再現性は保持されていると言ってよかろう。しかし場合によっては杉浦ら⁸²⁾が土浦沖で観測したような1~10日周期の激しい変動が卓越することもあると考えられ、上にあげた不一致の原因となる。図20の黒丸はこれらのデータを相関図にプロットしたものであるが相関係数は0.29となり相関関係はほとんどなく、図19からは予想されない結果が得られた。この原因として例えば1978年8月に見られるピークを考えてみる。国公研ピークは $400\mu\text{g}/\text{l}$ 程度の値であるが、このときの内水試データは線型内挿から $50\mu\text{g}/\text{l}$ 程度であり図20上では点Aに対応する。しかるに次の観測時ではこの大きさが入れ替わり点Bに

表15 気象・水文データ一覧

気象因子	備 考
降 水 量	湖面：土浦・江戸崎，流域：柿岡・真壁・筑波山・土浦・館野・江戸崎・竜ヶ崎地域 気象観測降水量
日 射 量	館野高層気象台観測値
湖 水 位	建設省霞ヶ浦工事事務所水質水位自動監視所測定（1979年12月31日以前） 茨城県内水面水産試験所測定（1980年1月1日～1981年3月31日） 建設省霞ヶ浦工事事務所牛堀水位観測所測定（1981年4月1日～1982年3月31日）
可 照 時 間	可照時間表（北緯36°）から月単位に与え線型補間する
湖 水 温	定期観測値から線型補間する

移ってしまう。このような変動位相のわずかな違いは採水日，採水位置の違いでしばしば発生することであるが，これは相関係数の激しい劣化をもたらす。したがってデータ比較に当たってはこの主因である変動高周波側での aliasing 誤差を切断する必要が生ずる。その一つの方法には移動平均がある。例えば図21の下半黒丸は $(c_{i-1} + 2c_i + c_{i+1})/4$ なる移動平均を5回行ったものであり，散布図（白丸は1回の平滑操作である）は原点を通る傾き45度の線に近づく。以上の例は高浜入 pt.1 クロロフィル a であるが，図22には湖心 pt.9 クロロフィル a について行ったものを示している。ここに図22 (a) は国公研・内水試データの比較を行ったもの，図22 (b) は国公研・企業局データの比較を行ったものである。この場合でも測定データを直接比較するより移動平均を施した方が良好な相関関係を得ることができる。ただし，移動平均のかけすぎが有用な変動情報の損失をもたらすことは言うまでもない。図23は寄与率の切断周波数に対する感度を描いたものであるが，ある点でピークとなることが示されている。ここに切断周波数としては減衰率が10%の点とし等間隔サンプリングによって近似したものをを用いている。

一方，“cross sectional”的な方法としては観測期間内の各点の平均値によって比較することが考えられる。表16は国公研観測値と同日の他機関測定の内挿値を単純平均し比較したものである。ただし他機関データを長期にわたって入手し得なかった時期については計算から除去している。両機関の平均値は比較的良好な一致を示し図24のように系統的な偏差も見られない。

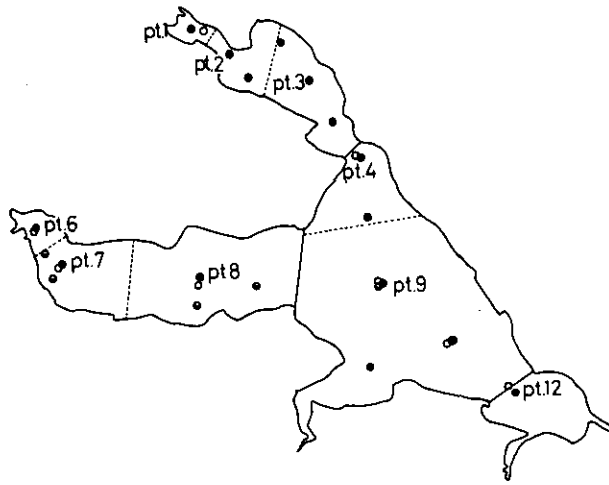


図 18 測定地点
Fig. 18 Measuring sites

●：国立公害研究所，○：茨城県内水面水産試験場，◐：茨城県企業局。実線はセクション分割線，点線はティーセン法による分割線を示す。

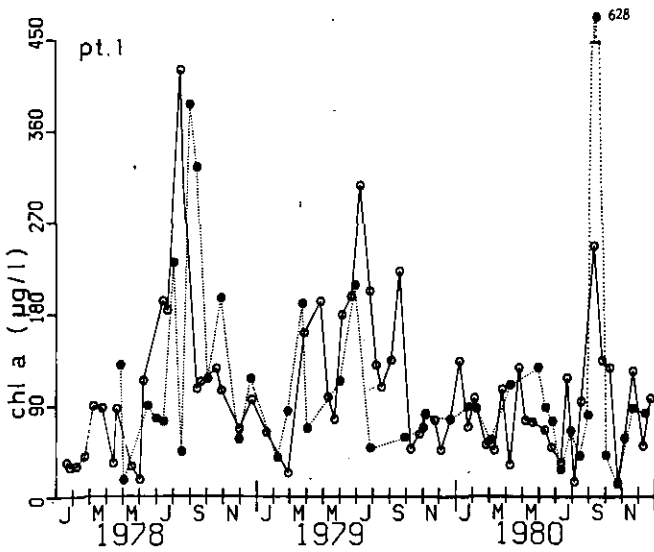


図 19 測定データの比較
Fig. 19 Comparison of measured data

pt-1クロロフィルaの例，○：国立公害研究所，●：茨城県内水面水産試験場

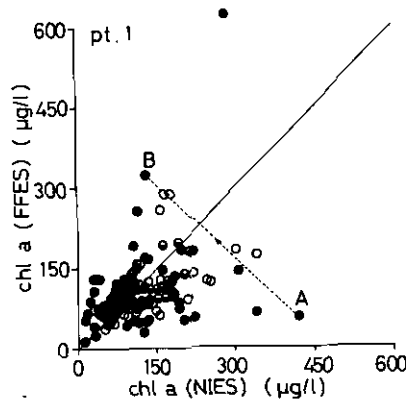


図 20 測定データの比較相関図

Fig. 20 Correlation among measured data

pt-1クロロフィルaの例, ●: 原データ, ○: 移動平均1回, ◐: 移動平均5回, 茨城県内水面試験場データ

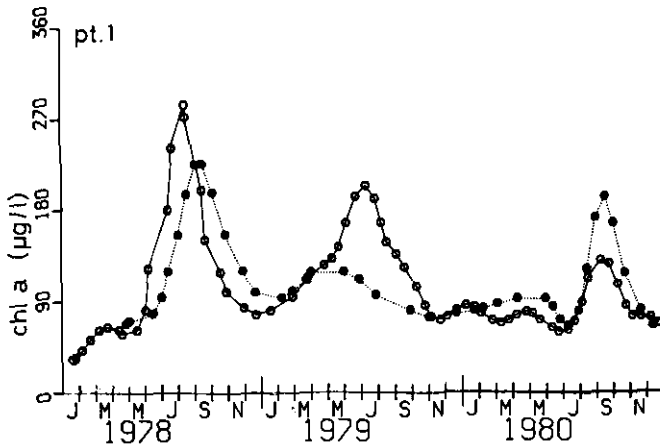
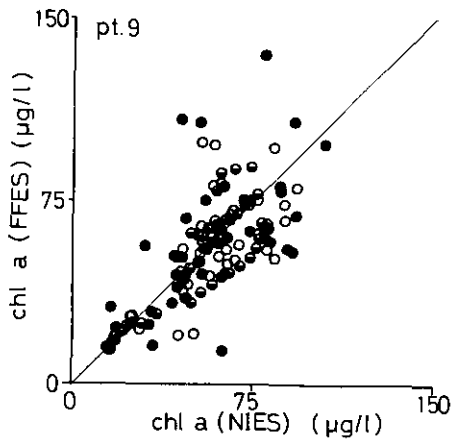


図 21 測定データの比較 (移動平均を行った場合)

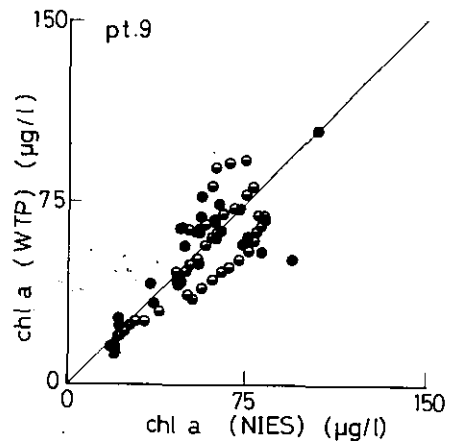
Fig. 21 Correlation among measured data with moving average

pt-1クロロフィルaの例, ○: 国立公害研究所, ●: 茨城県水面水産試験場, 移動平均5回

以上は1地点データであったが、モデルではセクションとしての取り扱いを行うため、セクション内での平均化を行う必要がある。点推定量を領域推定量に変換する方法には種々のものが考えられるが、ここでは最も簡単なティーセン法により各測定値の体積加重平均を行った。算出に使用する測定点是对象期間中なるべく変化しない方が望ましい。表17は検定データ作成に使用した観測点とその重みである。表18、図25は体積加重平均値の比較であり、表19 (a), (b) は移



(a) 茨城県内水面水産試験場と国立公害研究所データ
 (a) Data by Ibaraki Freshwater Fisheries Experimental Station and National Institute for Environmental Studies



(b) 茨城県企業局と国立公害研究所データ
 (b) Data by Bureau of Water Supply, Ibaraki Prefecture and National Institute for Environmental Studies

図 22 測定データの比較相関図

Fig. 22 Correlation among measured data

pt-9クロロフィルaの例, ●: 原データ, ○: 移動平均1回, ◐: 移動平均5回

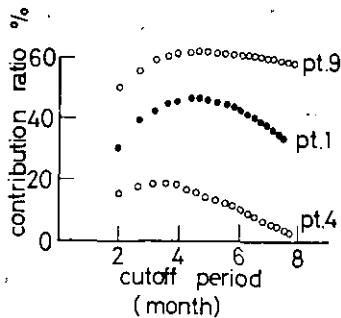


図 23 寄与率と移動平均

Fig. 23 Relation between contribution ratio and moving average of raw data

クロロフィルaの例, 茨城県内水面水産試験場と国立公害研究所データ

表 16 検定データと他機関データの比較

国公研で測定したデータと他機関で測定したものの比較。国公研が測定した日のデータを内水試データから線型内挿し相関係数、回帰の係数（パートレット法）⁶³⁾を求めた。平均の差はウェルチ法によって行い***は“差がない”が90%の有意水準で棄却されなかった場合、**は95%、*は99%で棄却されなかった場合を示す。回帰の傾きについては“傾き=1”について同様な操作を行っている。

水質	地点番号	測定機関	相関係数	国公研平均	他機関平均	差のt値	回帰の傾き
Chl-a	1	内水試	0.29	104.9	100.9	1.21 ***	0.42 —
	4	"	0.27	87.1	88.1	0.50 ***	0.27 —
	7	"	0.69	63.5	51.3	1.30 ***	0.52 —
	8	"	0.65	72.0	61.0	0.72 ***	0.60 —
	9	"	0.75	56.6	54.3	0.42 ***	0.89 ***
	7	企業局	0.77	49.5	45.7	0.36 ***	0.67 **
	8	"	0.97	24.4	25.8	0.11 ***	1.20 ***
	9	"	0.80	50.9	48.9	0.32 ***	0.70 —
	TP	1	内水試	0.40	0.155	0.154	0.054 ***
4		"	0.44	0.105	0.146	2.15 *	1.85 —
7		"	0.28	0.108	0.085	0.89 ***	0.37 **
8		"	0.46	0.074	0.094	1.56 ***	0.72 ***
9		"	0.39	0.066	0.094	2.06 **	1.42 ***
7		企業局	0.12	0.121	0.077	0.95 ***	0.11 —
8		"	0.36	0.044	0.029	1.27 ***	0.22 ***
9		"	0.23	0.061	0.049	2.22 *	0.17 —
DIP		1	内水試	0.35	0.019	0.020	0.094 ***
	4	"	0.22	0.0074	0.013	1.74 **	0.87 ***
	7	"	(—)	0.0061	0.0074	0.49 ***	(—) —
	8	"	(—)	0.0023	0.0030	1.00 ***	(—) —
	9	"	0.35	0.0026	0.0030	0.68 ***	1.75 ***
	7	企業局	(—)	0.0081	0.0097	0.35 ***	(—) —
DIN	1	内水試	0.54	1.01	0.626	3.21 —	0.35 —
	4	"	0.51	0.226	0.281	0.94 ***	0.74 ***
	7	"	0.29	0.539	0.199	4.06 —	0.121 —
	8	"	0.43	0.158	0.152	0.14 ***	0.26 —
	9	"	0.65	0.131	0.105	1.26 ***	0.39 —
	7	企業局	0.75	0.532	0.694	1.17 ***	0.78 ***
	8	"	0.51	0.333	0.222	0.97 ***	0.30 *
	9	"	0.81	0.151	0.122	0.89 ***	0.65 —

動平均（1～5回）を行ったものを比較した例である。

以上の検討をまとめると、次のようになる。

- (1) 1地点データどうしの比較によれば、水質データ変動の再現性はそのままでは良好なものとは言えない（相関係数0.3～0.9程度）。DIPなどは負の相関をもつこともある。
- (2) 一方、各地点期間平均値の再現性は比較的良好である。
- (3) 時系列的な解析でもデータを時間的に移動平均することによって適合相関係数の向上が図れる。ただし過度の平均化は逆効果である。
- (4) 上記の(1)～(3)から検定に当たっては、(a)“cross sectional”的な適合を第1とし“time-series”的な適合に当たってはある程度平滑したものを適合対象とすればよく、(b)その適合度としては表18が一つのメドとなる。

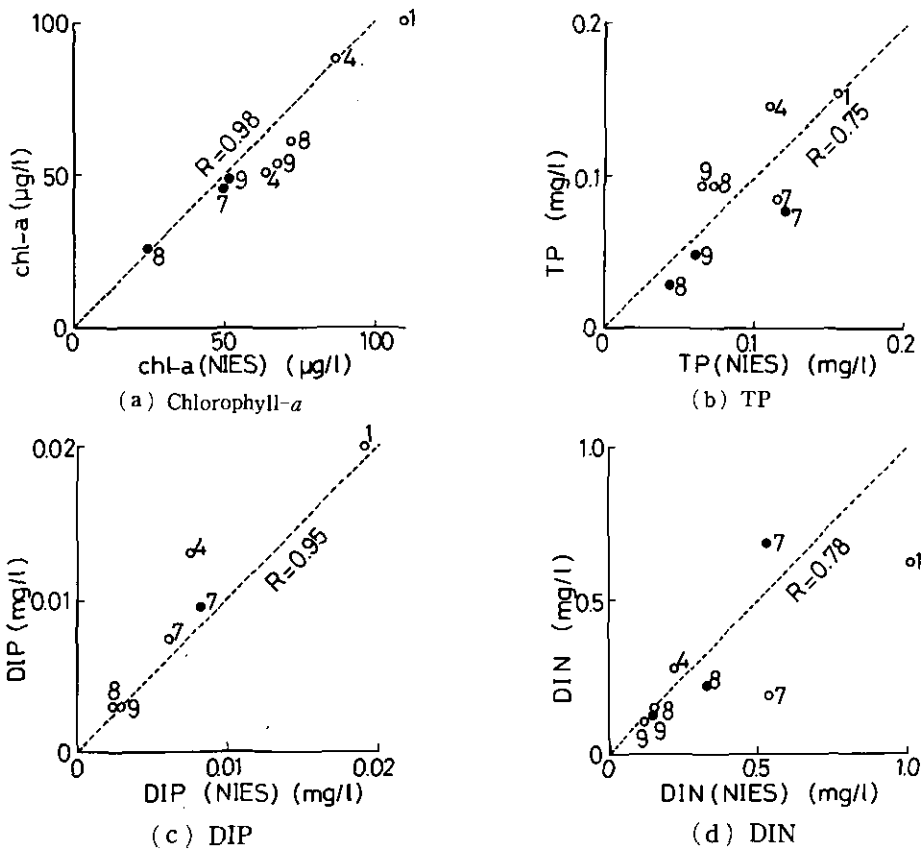
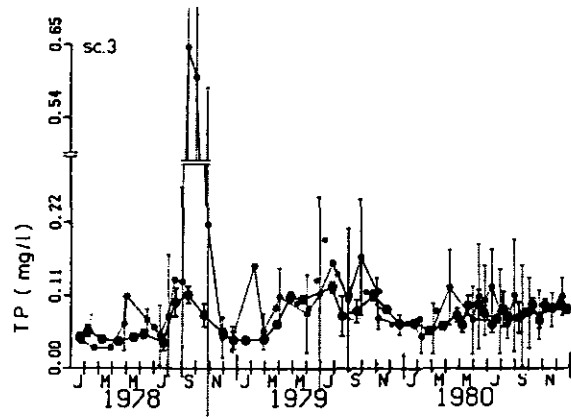


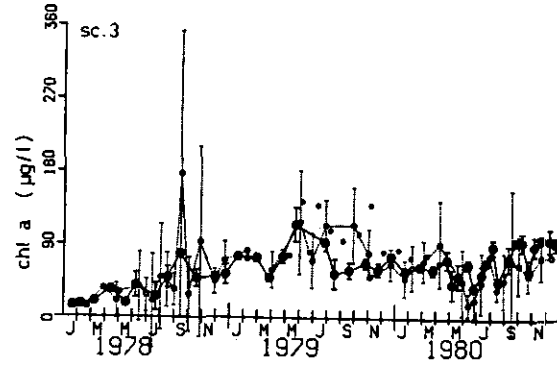
図 24 地点平均濃度の再現性

Fig.24 Repetability of time average concentration

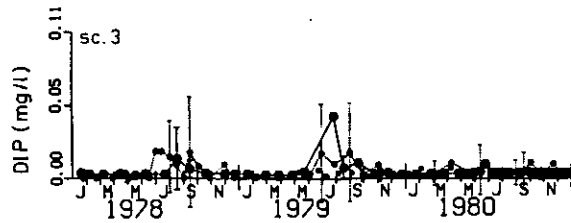
国立公害研究所データに対し○：茨城県内水面水産試験場，●：茨城県企業局のデータを比較



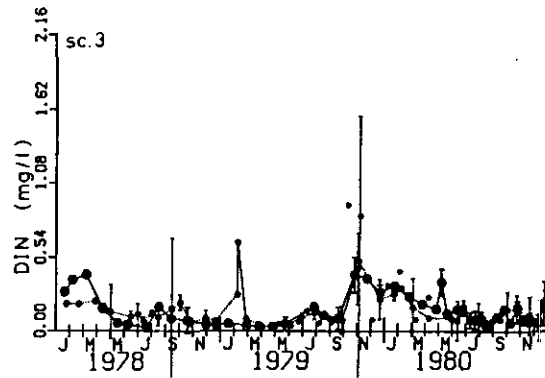
(a) Chlorophyll-a



(b) TP



(c) DIP



(d) DIN

図 25 セクション内平均データの比較

Fig. 25 Comparisons of sectional average data

●：国立公害研究所データ，○：茨城県内水面水産試験場。縦線は確率誤差の範囲を示す。セクション3の例

表 17 観測地点の重み

セクション番号	地点番号	代表体積 (10^6m^3)
1	1	2.9
	2	21.7
	3	48.5
2	6	5.3
	7	48.7
	8	117.9
3	4	44.3
	9	340.1
4	12	32.9

表 18 検定データと他機関データの比較 (セクション内平均)

計算の方法は表16と同じである。

水質	セクション番号	測定機関	相関係数	国公研平均	他機関平均	差のt値	回帰の傾き	相対誤差
Chl- <i>a</i>	2	内水試	0.72	69.8	60.5	0.71 ***	0.70 ***	0.54
	3	"	0.68	59.9	58.9	0.18 ***	0.86 ***	0.35
TP	2	内水試	0.50	0.078	0.095	1.57 ***	0.67 ***	0.45
	3	"	0.43	0.072	0.101	2.05 *	1.44 ***	1.03
DIP	2	内水試	(—)	0.0033	0.0047	1.34 ***	(—) —	1.33
	3	"	0.34	0.0043	0.0040	0.28 ***	0.39 ***	1.66
DIN	2	内水試	0.43	0.330	0.193	2.31 *	0.25 —	0.94
	3	"	0.75	0.141	0.126	0.73 ***	0.45 —	0.58

5 湖水質変化の動力学

湖水質変化のモデルとして本節で採用したものは植物プランクトン2種、動物プランクトン1種、魚類など大型動物3種を含む比較的複雑なものである。モデルではこれらの生物間を移動する窒素・リンの動きを中心に生物達の成長・減衰の再現に努めている。コンパートメント分けの規準としては、(1) 窒素・リン循環への関与の度合、(2) 検定データの有無、(3) 動力学モデル作成の容易さなどによったが沿岸に繁茂する大型植物、湖底泥をめぐる諸要因のモデル化は行い得なかった。底泥に関しては7章で一部モデル化を試みているが極めて不十分であり完成したものではない。

図26は本モデルで設定したコンパートメント間の関連を示したものであり、これらのうち

表 19 検定データと他機関データの比較 (移動平均)

(a) 各地点の比較

水 質	地点番号	測定機関	相関係数	回帰の傾き
Chl- <i>a</i>	1	内水試	0.66	0.67
	4	"	0.44	0.33
	7	"	0.93	0.81
	8	"	0.92	0.69
	9	"	0.80	0.75
	7	企業局	0.93	0.73
	8	"	0.97	1.46
	9	"	0.98	0.97
	TP	1	内水試	0.61
4		"	0.64	2.07
7		"	0.46	1.72
8		"	0.75	0.83
9		"	0.34	1.42
7		企業局	0.23	0.10
8		"	0.99	1.36
9		"	0.20	0.08
DIP		1	内水試	0.53
	4	"	0.69	1.29
	7	"	(—)	(—)
	8	"	(—)	(—)
	9	"	0.31	1.60
	7	企業局	(—)	(—)
	DIN	1	内水試	0.64
4		"	0.78	1.62
7		"	0.35	0.12
8		"	0.67	0.37
9		"	0.82	0.45
7		企業局	0.87	0.92
8		"	0.22	0.20
9		"	0.93	0.79

表19 (つづき)
(b) セクション内平均の比較

水質	セクション番号	測定機関	相関係数	回帰の傾き
Chl- <i>a</i>	2	内水試	0.88	0.77
	3	"	0.77	0.72
TP	2	"	0.62	0.77
	3	"	0.42	1.68
DIP	2	"	(-)	(-)
	3	"	0.63	0.62
DIN	2	"	0.68	0.32
	3	"	0.71	0.46

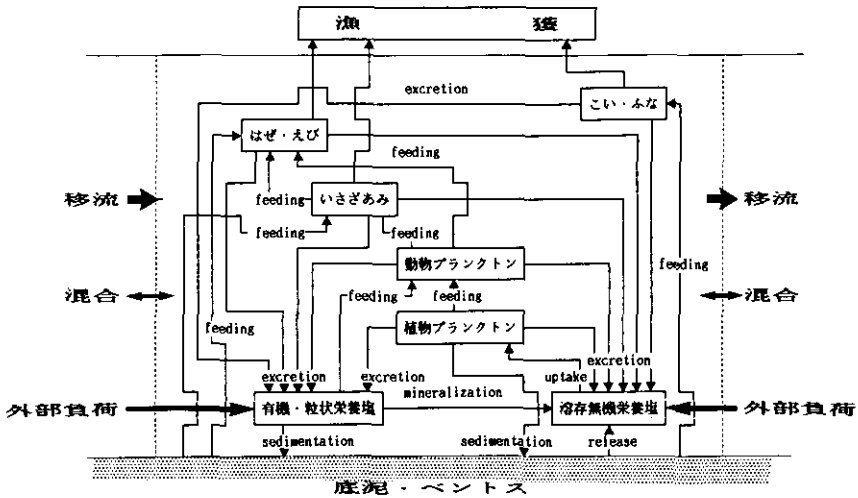


図 26 コンパートメント関連図

Fig. 26 Relation among compartments

(1) 植物プランクトンに関してはラン藻とそれ以外の藻類に分け、藻類中に含まれる窒素・リン量は生体量とは別に計算した。

(2) 栄養塩類・植物プランクトンに関してはセクション分けをするが、動物に関しては全湖1槽として取り扱った。この場合こうした動物から回帰する栄養塩量はそのセクションからの摂取量に比例すると考え、全44変数のシステムを構成した(表20)。本モデル開発に当たり留意した点は次のとおりである。

(1) 従来から報告されている湖生態モデルには植物プランクトン・動物プランクトンの捕食・被食関係を中心としたものが多い。しかし、霞ヶ浦西浦のように大型動物の現存量が多く、かつ

表20 モデルの状態変数

No.	コンパートメント名	変数, 単位
1	植物プランクトン	P_1 : ラン藻乾重量 (t), F_{1P} : 体内リン量(t), F_{1N} : 体内窒素量(t) P_2 : ラン藻以外乾重量(t), F_{2P} : 体内リン量(t), F_{2N} : 体内窒素量(t)
2	動物プランクトン	Z : 動物プランクトン乾重量(t)
3	いさざあみ	N : いさざあみ湿重量(t)
4	はぜ・えび	GO : はぜ・えび湿重量(t)
5	こい・ふな	CA : こい・ふな湿重量(t)
6	溶存無機栄養塩	S_P : DIP量(t), S_N : DIN量(t)
7	有機・粒状栄養塩	O_P : DOP+デトリタス内リン量(t), O_N : DON+デトリタス力窒素量(t)

上記の捕食・被食関係がそれ程強くない湖においてはこうしたモデル設定では不十分な点が多くこれらの点に関する十分な注意が必要となる。

(2) 大型動物、特に魚類を湖生態モデルに組み込む努力は最近しばしば行われているが、その多くは検定データとの対比もなされておらず、物質循環あるいは富栄養化に対する関連も明らかにされていない(付表B.1)。これらの点に対する何らかの見通しを得ることができないか。

(3) 我が国の他湖沼に比べ霞ヶ浦西浦に関しては生態系観測が統一的行われており、またその動力学的室内実験による知見もかなり蓄積されてきた。これらの情報の総合化としての湖動態モデルが作成できないか。

以下に各コンパートメントの内容を詳述する。

5.1 植物プランクトン (図27)

植物プランクトン動力学的モデル化は古くから行われてきた。1946年に Riley⁶⁴⁾が提案したものは光合成による藻類成長、呼吸及び動物プランクトンによる被食を要素とするものであり水温、光強度、消散係数、栄養塩濃度(リン)及び動物プランクトン濃度を外部変数とし計算植物プランクトン量と観測植物プランクトン量を比較したものであったが、このモデルはその後動物プランクトン・栄養塩の動力学及び水塊間での輸送交換なども考慮する⁶⁵⁾ことによって現在試みられているものの原型となった。Rileyらのモデル、あるいはその後の Steele⁶⁶⁾, Cole⁶⁷⁾, Parker⁶⁸⁾, DiToroら⁶⁹⁾などほとんどのモデルでは植物プランクトン現存量に関する変化の式として次式を考える。

$$\frac{dP}{dt} = A \cdot P + (G^P - R^P - W^P) \cdot P - GZ^P \quad (5.1)$$

ここに P : 藻類現存量 (t), A : 移流混合の効果を表すマトリックス (1/d, 2章), G^P : 成長速度 (1/d), R^P : 呼吸, 自然死等による減衰速度 (1/d), W^P : 沈降による減衰速度 (1/d), 及

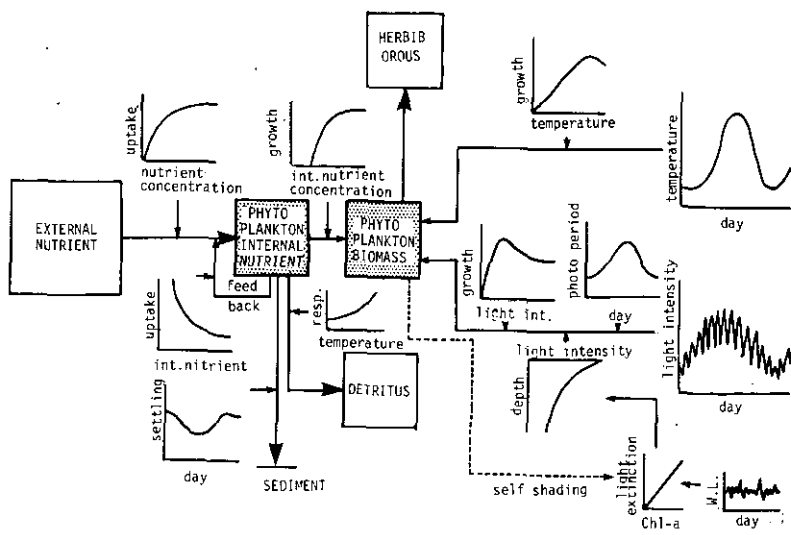


図 27 植物プランクトンモデル
Fig. 27 Phytoplankton model

び GZ^P : 被食による減衰速度 (t/d) である。藻類分割法としては全植物プランクトンを一括シクロフィル a などに対応させるもの、サイズによって分割するもの^{70,71)}、機能的な特徴から分類を行うもの⁷²⁾などがあるが、本モデルではサイズあるいは機能的な観点から全植物プランクトンをラン藻及びそれ以外のものに二分した。これは夏期優先種となるラン藻、特に *Microcystis aeruginosa* が群体を形成し動物プランクトンによる摂食を阻害していること、気胞形成によって上下運動を行い光合成を行うに有利な位置を占めること、など他の藻類と異なった挙動を示す点を考慮したものである。

次に総成長速度 G^P は種々の環境要因により左右されるが、中でも光強度、水温、あるいは藻類の栄養状態に対する依存性がモデル化されてきた(付表 B. 2)。まず光強度に対する依存性としては大きく分けて強光度下における阻害のあるなしによって付表 B. 9 に示す 2 種のモデルが提案されている。これらのうち飽和型のモデルとしては直角双曲線型である Baly 式⁷³⁾が、阻害型としては Steele 式⁷⁴⁾が多用されてきた。両式はいずれも簡単で決定すべきパラメーター数が少ないため使用し易いが、低照度下における曲線の立ち上がりこう配が一定しない。Field ら⁷⁵⁾、Gallegos ら⁷⁶⁾、あるいは岩熊ら⁷⁷⁾は実測値によるモデル式の適合性を検討しいずれも定量子収量型のモデルが最良の成績を納めることを報告しており、本章でもこれらの検討に沿って飽和型モデルとしては Smith 式⁷⁸⁾、阻害型モデルとしては Vollenweider 式⁷⁹⁾により観測データを取りまとめた。Smith 式、あるいは Vollenweider 式は次式によって表される。ただし Vollenweider 式に含まれるパラメーター a は 1 としている。

$$G^p = \phi I \left\{ 1 + \left(\frac{I}{PHT_{\max}} \right)^2 \phi^2 n^n (n+1)^{-(n+1)} \right\}^{-\frac{n+1}{2}} \quad (5.2)$$

ここに、 I は光強度、 ϕ は立上がりこう配、 n は強光阻害を示すパラメーターであり、 PHT_{\max} は G^p の最大値である。式に含まれる ϕ 及び n は霞ヶ浦高浜入にて1978年9月～80年9月にかけて採取した藻類による光合成活性測定結果¹²⁸⁾を使用し次の手順によって決定した。

1) 測定データをラン藻が卓越した6～9月期、及びケイ藻が卓越した11～4月期のものに2分する。

2) 各期の測定値について上2式を適合させる。ただし各期間内中、 ϕ 及び n は一定とし、 PHT_{\max} は観測日により異なるものとする。適合度は次の適合度評価関数 Φ によって判定し、これを最小化する ϕ 、 n を最適化法によって求める。

$$\Phi(\phi, n) = \sum_{j=1}^N \min_{PHT_{\max,j}} \frac{\sum_{k=1}^{l_j} (G^p(PHT_{\max,j}, \phi, n, I_k) - G_{\text{obs},j}^p(I_k))}{PHT_{\max,j}^2} \quad (5.3)$$

ここに、 N は測定ケース数、 l_j は第 j ケースでの観測総成長速度 $G_{\text{obs},j}^p(I_k)$ とそのときの光強度 I_k の組数($k=1, 2, \dots, l_j$)である。

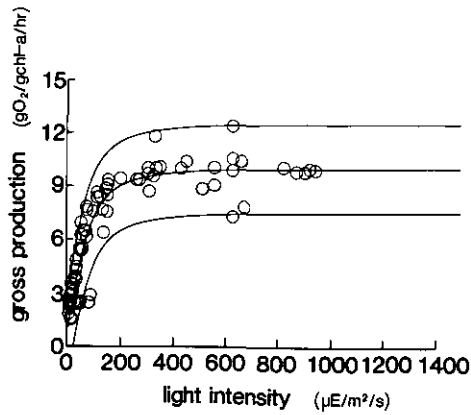
上記の計算から6～9月期ではSmith式 $\phi=0.0384$ (cm^2/cal , 14ケース, 全77組, 適合の標準誤差12.6%), 11～4月期にはVollerweider式, $n=0.2694$, $\phi=0.0403$ (cm^2/cal , 16ケース, 全122組, 適合の標準誤差14.9%)が得られ、以下これを使用した。図28にこれらの適合の状況を示す。 $\phi \cong 0.04$ は従来から報告されている値、例えば $\phi=0.041$ (東京湾, $C/\text{Chl}-a=40$ として有賀⁸⁰⁾による値を換算)とほぼ一致する。

これらの光強度依存式を本モデルのような鉛直一層かつ年スケールのモデルに適用するには、光強度変動の平均化を行う必要がある。いま、消散係数 k_e が水深によらず一定であると仮定すれば深さ z (m)における光強度 $I(z)$ は

$$I(z) = I(0) \exp(-k_e z) \quad (5.4)$$

によって表されるから成長率の水深方向の平均値は

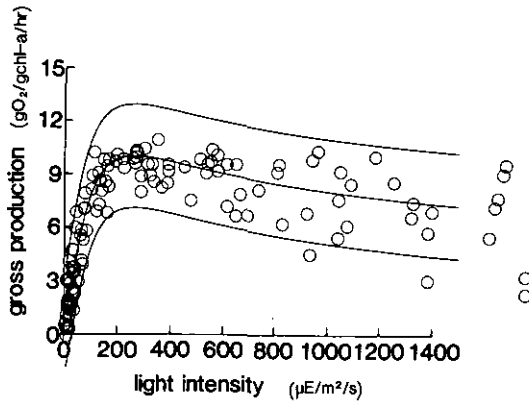
$$\begin{aligned} \bar{G}^p &= \frac{1}{h} \int_0^h \frac{PHT_0 \cdot I(z)}{I_k} \left\{ 1 + \left(\frac{I(z)}{I_k} \right)^2 \right\}^{-\frac{n+1}{2}} dz \\ &= \begin{cases} \frac{PHT_{\max}}{k_e h} \ln \left\{ \frac{I}{I_k} + \sqrt{1 + \left(\frac{I}{I_k} \right)^2} \right\} \Big|_{I=I(0)\exp(-k_e h)}^{I=I(0)}, n=0 \\ \frac{PHT_{\max} n^{n/2} (n+1)^{\frac{n+1}{2}}}{k_e h} \left\{ \phi \left(\frac{I(0)}{I_k}, n \right) - \phi \left(\frac{I(h)}{I_k}, n \right) \right\}, n \neq 0 \end{cases} \quad (5.5) \end{aligned}$$



(a) 夏期6～9月期

(a) Summer season

Smith 式を適合させる。図は光合成速度を $10\text{gO}_2/\text{gChl-a/h}$ とし正規化している。中央の線は $\phi=0.09589\text{gO}_2/\text{Chl-a/h}$ としたときであり、上下の線は適合の95%信頼区間を示す。



(b) 11～4月期

(b) Winter season

Vollenweider 式を適合させる。図は、光合成速度を $10\text{gO}_2/\text{gChl-a/h}$ とし、正規化している。中央の線は $n=0.26937$, $\phi=0.100665\text{gO}_2/\text{gChl-a/h}$ としたときであり、上下の線は適合の95%信頼区間を示す。

図 28 植物プランクトンの光依存性

Fig. 28 Relation between light intensity and phytoplankton growth

となる。ただし、

$$PHT_0 = \phi I_k, \quad PHT_{\max} = PHT_0 \cdot n^{-n/2} (n+1)^{-\frac{n+1}{2}}$$

$$\varphi(x, n) = \int_0^x (1+\eta^2)^{-\frac{n+1}{2}} d\eta \quad (5.6)$$

である。Vollenweider⁷⁹⁾は n の値を限定することによってこの積分を解析的に行ったが、一般的には Fee⁸¹⁾が指摘するように数値積分によらなければならない、本計算においてもあらかじめ x に関して数値表を計算しておき、それを補間することによって求めた。式 (5.5) の日平均化を行うに当たっては光強度の日変化パターンを仮定する必要がある。Talling⁸²⁾は昼夜にわたって一定値(日平均値)を与えたが、この方法では式(5.5)の非線形性により極めて過大な結果を与える。Vollenweider⁷⁹⁾は正弦曲線を平行移動した“標準光日 (standard light day)”によって、Steele⁸³⁾は三角形型の変化を仮定することによって計算を行ったが、DiToro ら⁸⁹⁾など多くのモデルでは昼間にて $I = \bar{I}/PP$, 夜間にて 0 となる矩形形状のパターンを与えることによって簡単にこの平均化を行っており、本モデルにてもこれを踏襲する。ここに \bar{I} は日平均光強度であり、 PP は可照時間 (日) である。矩形仮定は Kremer ら⁸³⁾の解析によると半正弦曲線に比べ15%程度過大な見積もりであり、生島⁸⁴⁾, Sypes ら⁸⁵⁾はより実際に近いパターンを用いるなどさまざまな工夫が試みられているが、ここではもっぱら計算の簡便性の点から上記の仮定を採用した。したがって式 (5.5) の \bar{G} を日平均化したものは

$$\bar{G}^p = PP \cdot \bar{G} (\bar{I}/PP) \quad (5.7)$$

として計算される。以後この \bar{G}^p を総成長速度とし改めて G^p と記すことにする。

湖水中の光強度の消散係数 k_e は水中の懸濁質量に左右されるが、霞ヶ浦西浦のように水深が浅く底泥の巻き上がり量の大きい湖では水中懸濁質量の予測は極めて困難である。次善の策として本モデルではクロロフィル- a 濃度から次式⁸⁶⁾によって推定する。

$$k_e = \alpha \cdot c_{\text{Chl-}a} + \beta \quad (5.8)$$

ここに、 $c_{\text{Chl-}a}$ はクロロフィル- a 濃度であり藻類乾重量濃度 ($c^p = c_1^p + c_2^p$, c_1^p はラン藻, c_2^p はその他の藻類乾重量濃度) との間に

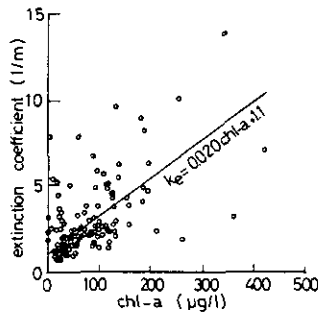
$$c_{\text{Chl-}a} (\text{mg}/\text{m}^3) = c^p (\text{g}/\text{m}^3) / 0.14$$

の関係を仮定する (表21)。 α , β は定数であり、現場水域で行われた水中照度の測定値を整理することによって得られる $\alpha = 0.020$, $\beta = 1.1$ を採用した (図29(a))。なお $\alpha = 0.02$ は Bannister⁸⁶⁾ による理論値, Riley⁸⁷⁾による実測値ともほぼ一致し、式全体としても従来から霞ヶ浦藻類に関し使用されてきたもの (表22) とほぼ同一となる。

表 21 浮遊性物質濃度とクロロフィル *a* との関係
 定期観測で得られた SS 濃度とクロロフィル *a* 濃度の単回帰を示す。

	データ数	相関係数	回 帰 式	残差分散	備 考
1976-1980.4 夏期	456	0.89	$0.140 \cdot c_{\text{Chl-}a} + 8.70$	79.96	6~10月
1976-1980.4 冬期	490	0.74	$0.111 \cdot c_{\text{Chl-}a} + 7.02$	40.34	上記以外
1976 夏期	87	0.94	$0.140 \cdot c_{\text{Chl-}a} + 5.1$	18.49	津野(1977) ¹⁾ による

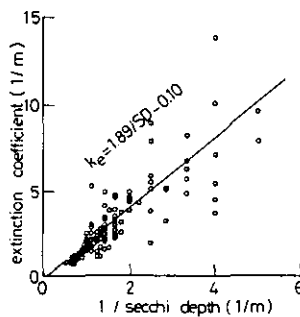
$c_{\text{Chl-}a}$ $\mu\text{g/l}$, SS: mg/l , $c_{\text{Chl-}a}$ を独立変数, SS を従属変数として回帰した。



(a) k_e のクロロフィル *a* 量からの回帰

(a) Regression with chlorophyll-*a*

データ数130, 相関係数0.58, クロロフィル *a* が, $1000 \mu\text{g/l}$ 以上などの異常値を除く。湖心点 (pt-9) のみでは, $0.028\text{Chl-}a + 0.72$ (データ数6, 相関係数0.99), pt-3 のみでは $0.023\text{Chl-}a + 0.82$ (データ数21, 相関係数0.63) であった。



(b) k_e の透明度 (*SD*, m) からの回帰

(b) Regression with Secchi disk depth

データ数は132, 相関係数0.85

図 29 消散係数 k_e の推定

Fig.29 Extinction coefficient

表22 消数係数 k_e とクロロフィル a との関係

関係式	データ数	相関係数	備考
$k_e=0.020 \ c_{\text{Chl-}a}+1.1$	130	0.58	全地点, ただし異常値を除く, 図29(a)
$k_e=0.023 \ c_{\text{Chl-}a}+0.82$	21	0.63	pt.3のみ, ただし異常値を除く
$k_e=0.028 \ c_{\text{Chl-}a}+0.72$	6	0.99	pt.9のみ, ただし異常値を除く
$k_e=0.025 \ c_{\text{Chl-}a}+1.03$	23	0.80	pt.1のみ, 今村ら(1982) ⁸⁸⁾
$k_e=1.89/SD-0.10$	132	0.85	全地点, 図29(b)
$k_e=1.8/SD$			高浜入, 津野(1977) ¹⁾
$1/SD=0.013 \ c_{\text{Chl-}a}+0.46$	874	0.67	全地点

k_e : 消数係数(1/m), $c_{\text{Chl-}a}$: クロロフィル a 濃度($\mu\text{g/l}$), SD : 透明度(m)

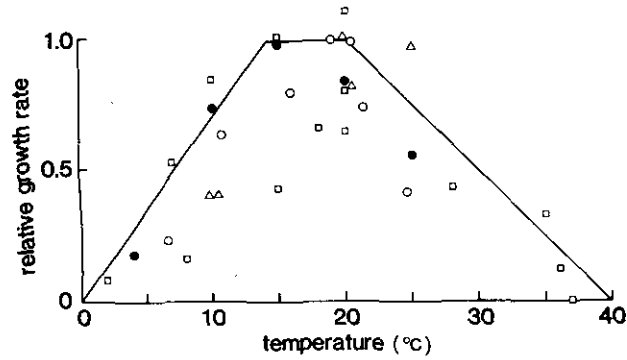
光合成—光曲線の立上りこう配 ϕ は明反応の関数であり, 通常, 光以外の要因によって影響されないが, 最大総成長率 PHT_{max} は水温, 栄養状態などの関数である。温度依存性に関するモデル型としては付表B.10のように様々なものを使用されているが, これらの形状は種・株によってかなり異なり, また生育環境温度によっても大きく変化するからその差異を細部にわたってうんぬんすることは意味がない。そこで, 本モデルでは霞ヶ浦にて採取した *Microcystis aeruginosa* 及びケイ藻を中心に図30のような折れ線によってこの依存性を概略的に近似することにする。ただし, 図30に示した成長依存性はいずれも純成長率に相当するデータをプロットしたものであり, モデル上ではこれに呼吸速度を加えたものを総成長率とする。

栄養状態が成長率に及ぼす影響のモデル化には大きく分けて, (1)外部栄養塩濃度が直接関与するような定式化と, (2)細胞内の栄養塩レベルに依存させ栄養塩摂取を別途モデル化する2段階型のものがある。前者の例としては Monod 型の定式化が著名であるが異なった定式化が試みられることもある(付表B.11)。後者のモデル化は Koonce⁹⁹⁾に始まったが, 最近では, 湖沼富栄養化モデルにもこのタイプの定式化を行うものが増加してきた。両型のモデルの得失については繰り返し検討され, 実証的な比較もしばしば試みられているが, それらを要約すれば次のようになろう。

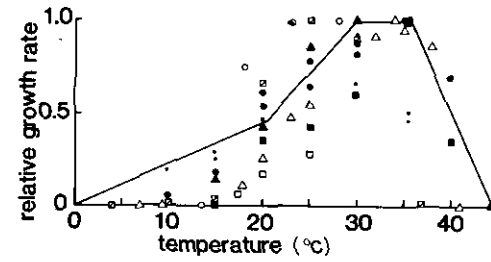
1) Ketchum¹⁰⁰⁾, Fuchs¹⁰¹⁾以来の数多くの実験結果は栄養塩取り込み速度と成長速度の分離の必要性を強調する。また McAllister ら¹⁰²⁾の野外観測からは短期間スケールでの外部栄養塩とはほとんど無関係な成長率が報告されており, 霞ヶ浦においても同様な結果⁸⁹⁾が得られている。こうした現象は1段階型の定式化では説明し得ない。

2) 藻類種の遷移は外部栄養塩の過剰摂取の状況によって大きく左右され, 種間競争のモデル化にはこの要素を組み込むことが重要であると考えられている。

3) 外部環境変化の時間スケールが藻類動力学的時間スケールに比べはるかに長いときには藻類栄養状態は擬似定常と考えてよく外部栄養塩濃度は成長率に直結する。ただしこうした定常仮



(a) ラン藻
(a) Blue-green algae



(b) ケイ藻
(b) Diatom

記号は次のとおり

記号	種	最大成長率	備考
●	<i>Synedra</i> sp.	1.6	市村ら ⁹⁶⁾
△	<i>Asterionella formasa</i>	1.71	Canale ら ⁹⁷⁾
□	<i>Skeletonema costatum</i>	1.9	Canale ら ⁹⁷⁾
○	<i>Cyclotella</i> sp.	2.49	今村 ⁹⁸⁾

記号は次のとおり

記号	種	最大成長率1/d	備考
▲	<i>Microcystis</i>	0.806	今村 ⁸⁹⁾
□	<i>Microcystis</i>	1.8	高橋 ⁹⁰⁾
△	<i>Microcystis</i>	1.0	佐々木 ⁹¹⁾
○	<i>Microcystis</i>	0.155	岩井 ⁹²⁾
☒	<i>Microcystis</i>	—	Kanopka ⁹³⁾
●	<i>Microcystis</i>	—	赤野 ⁹⁴⁾
■	<i>Microcystis</i>	1.0	萩原 ⁹⁵⁾
•	<i>Aphanizomenon</i>	0.594	今村 ⁸⁹⁾
○	<i>Anabena flos-aqua</i>	0.553	今村 ⁸⁹⁾

図 30 藻類成長速度の温度依存性

Fig. 30 Relation between temperature and phytoplankton net growth net 成長速度を示している。

定が、一般湖沼においてどの程度普遍的であるかは不明である。また1) にあげた実験・観測にしてもその時間スケールは最大1週～1か月程度のものであるからそれ以上の長スケールの挙動に関しては1段階型の定式化で説明し得る可能性も高い。

4) 上記3)前半の見通しを定量的に解析したものには Goldman¹⁰³⁾, Burmaster¹⁰⁴⁾, DiToro¹⁰⁵⁾ などがあり、例えば DiToro の解析によれば擬似定常に至る時間スケールを最大成長率の逆数以下としているがこの結果は摂取プロセス、あるいは成長プロセスのモデル化の違いによって大きく変化し、いまだ検討すべき点が多い。

5) 成長と摂取プロセスを分離する2段階モデルの定式化は決定すべきパラメーター数を増加させ必ずしもモデルの信頼性を向上させない。栄養塩摂取プロセスのモデル化にはいまだ不明な点も多く実験手法によっても結果が大きく変化する。

6) 同一水系の藻類発生状況を両モデルで再現したのを見ると、例えば Jørgensen (Glmsø 湖)¹⁰⁶⁾, Desormeau (Alpine 湖)¹⁰⁷⁾, あるいは Wang ら (L227湖)¹⁰⁸⁾ は2段階モデルの方が適合度が良好になると結論したが、Bloomfield ら (Wingra 湖)⁷¹⁾, DiToro ら (Saginaw 湾)¹⁰⁹⁾ は、1段階モデルによって2段階モデル (Koonce (Wingra 湖)⁹⁹⁾, Bierman ら (Saginaw 湾)¹¹⁰⁾ と同程度の結果を得ており、Kremer ら⁸³⁾ は種間の競争を考慮しない限り同様な結果を得ると言っている。

以上のように両モデル間の優劣は必ずしも一定していないが、本モデルではひとまず次の理由から2段階モデルを採用する。

1) 対象とする湖沼の卓越種である *Microcystis aeruginosa* の栄養塩摂取・増殖特性が比較的明確にされており、パラメーター推定の参考とし得ること。

2) 1段階モデルを使用し一次総生産量から逆算した外部栄養塩の半飽和定数が安定せず、時によっては負となること (図31)。

3) 夏期藻類の総成長率と外部栄養塩との関係を調べてみると1対1の対応がみられずヒステリシスを描くこと⁸⁸⁾ (図32)。

2) に関しては Boyce ら¹¹¹⁾ もオンタリオ湖のデータを用いて同様な結果を得ており、この場合にはすべて負の半飽和定数となっている。3) に関してはこの原因が栄養塩の過剰摂取に帰因するかは疑問である。図32に示す実線は外部栄養塩濃度 (NO_x) を外生変数とし本モデルと同様の摂取・増殖機構及びパラメーターを仮定したときのヒステリシスの様子であるが、その程度は観測されたもののように大きなものではないことに注意する必要がある。

2段階モデルの一部である内部栄養塩が成長率に及ぼす影響のモデルとしては付表B.12のように多くのものが提唱されているが、ここではパラメーター数が少なく適合度も比較的良いとされている Droop 式¹¹²⁾を採用する。

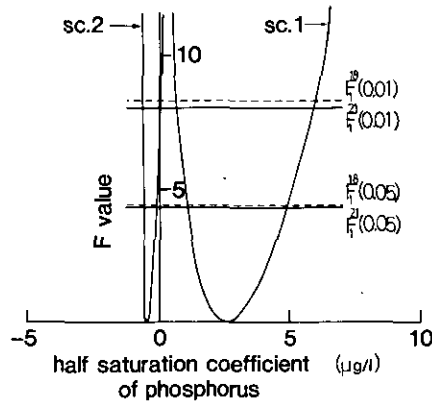


図 31 成長半飽和定数の推定

Fig. 31 Half saturation constant of nutrient for phytoplankton growth

総成長率の光強度依存性を Smith, Volenweider 式によって表しその最大総成率 PHT_{max} (1/d) を次式で表現したとき

$$PHT_{max} = a_1 \exp [a_2 (T - 20)] \frac{DIP}{k_p + DIP} \cdot \frac{DIN}{k_N + DIN}$$

次の $S(a_1, a_2, k_p, k_N)$ を最小とするパラメーターを非線型最小自乗法によって求める。

$$S(a_1, a_2, k_p, k_N) = \sum_{i=1}^n [G_{obs}^i - G^P(PHT_{max}, T_i)]^2$$

最適値を $\hat{a}_1, \hat{a}_2, \hat{k}_p, \hat{k}_N$ とし $S_0 = S(\hat{a}_1, \hat{a}_2, \hat{k}_p, \hat{k}_N)$ とすれば、

$$D = \frac{S(\hat{a}_1, \hat{a}_2, \hat{k}_p, \hat{k}_N) - S_0}{\frac{S_0}{n-4}}$$

は $(1, n-4)$ の F 分布をなす。上図はセクション1, 2における D の挙動を示したものである。セクション1では、 $\hat{a}_1 = 2.32/d$, $\hat{a}_2 = 0.060/^\circ C$, $\hat{k}_N = 0.082$ mg/l, $n = 25$, セクション2では $\hat{a}_1 = 3.35/d$, $\hat{a}_2 = 0.074/^\circ C$, $\hat{k}_N = 0.046$ mg/l $n = 22$ ている

以上、総成長率に対する光強度、水温、及び栄養状態の影響モデルの定式化を行ったが、これらの制限因子の複合に関してもさまざまな方法が提案され使用されてきた(付表 B.13)。これらのうち生態系モデルに比較的好く使用されているものは因子同士を乗ずる方法(Baule 則)¹¹³⁾である。一方、Liebig の最小量法則を拡張した Blackman 則¹¹⁴⁾では最も強く制限する因子のみが成長に関係すると考える。Titman¹¹⁵⁾あるいは Rhee¹¹⁶⁾などの室内実験に基づく報告は後者を強く肯定するが、野外データを対象とした解析では両方法の差異はほとんど見られないか^{83,117)}, あるいは両法則以外のほうが優位となる場合^{69,118,119)}も多い。したがって本モデルにおいても Baule 則を採用するが、光強度に関しては立ち上がりこう配一定の仮定から Blackman 則に従っている。

植物プランクトンの減衰項である R^P には外生呼吸、自然死等が含まれるが、第1次的には水温

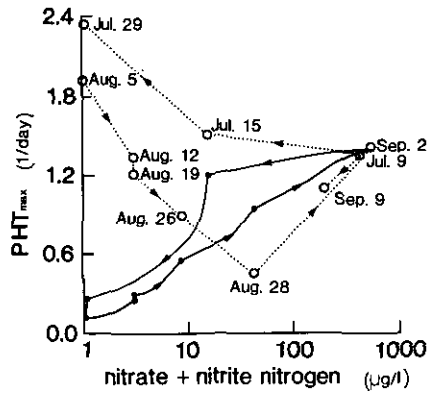


図 32 総成長速度 PHT_{max} と外部栄養塩濃度 ($NO_2 + NO_3$)

Fig. 32 Gross growth rate and external nutrient concentration

今村ら⁸⁹⁾は、霞ヶ浦夏期の藻類を使用して最大光合成速度とその時の湖水質の対応を調べた。図中の点線がそれであり、実線は同じ条件下でのモデルの対応をプロットしたものである。

U_{max} (最大摂取速度) = 0.02gN/gDW/d, $k_N = 100\mu\text{g/l}$, $f_{N_{max}} = 0.08\text{gN/gDW}$,
 $f_{N_0} = 0.02\text{gN/gDW}$, $PHT_{max} = 2.5/\text{d}$

外部栄養塩はデータ点から線型近似により求めた。

に依存するとされ、多くのモデルもこれによっている。呼吸に関し DiToro ら¹²⁰⁾, Beyer¹²¹⁾はその酸素必要性から DO に対するミカエリス・メンテン型を仮定するが、その半飽和定数は 0.1~0.5 mgO_2/l であり、本モデルで対象とする霞ヶ浦では考慮しなくてもよい。その他、栄養状態・光強度なども影響を及ぼすと考えられ、Scavia¹²²⁾, Halfen¹¹¹⁾らは前者に関し、Tooming¹²³⁾, Canale ら¹²⁴⁾は後者に関するモデル化を行っている。一方、自然死に関しては従来のモデルでは呼吸と分離しない場合も多かったが、一部のモデルでは reality の増加あるいはブルーム後の急激な現存量減衰に対する適合といった観点からの定式化がなされている。前者の例としては Lehman¹¹⁷⁾, Scavia ら¹²⁵⁾などのように環境制限因子の強さを死亡率の増加と結びつけるものがあり、後者の例としては DePinto ら¹²⁶⁾, Bierman^{110,127)}などのように減衰速度係数を現存量の増加関数とするものがある。以上のように R^p の各因子についてはいくつかの点に着目したモデルが試みられているが、現在のところこれらが使用された経験は少なくその一般性についても問題となる点が多いと考えられる。したがって本研究では R^p に影響する要因としてはとりあえず水温のみを考えることにし、その依存性には擬似現場法から得た $Q_{10} = 1.611^{128)}$ を用いる。また基準値としては報告値 0.3422/d ($C/\text{Chl}-a=44$, $RQ=1$, 20°C に換算) が昼間かつ表層で得られたことを考慮し、その 1/2 程度と仮定した。したがって R^p 全体としては

$$R^P = R^{PR} \theta_{PR}^{T-20} = 0.1711 \cdot (1.0489)^{T-20} \quad (5.9)$$

であり、従来モデルとほぼ同オーダーのものとなる。

植物プランクトン沈降による減衰のモデル化に関しても様々なものが見られるが、本研究のような一層モデルでは沈降速度を w^p 、水深を h として

$$W^P = w^p/h \quad (5.10)$$

とするものが多い。 w^p は藻類の大きさ、形状、比重などの水理的因子によって決定されるべきであるが、これらは種、株あるいは生理状態によって複雑に変化する。生理状態に関し例えば Smayda¹²⁹⁾はケイ藻の生死によって沈降速度は1.2~3.8倍変化し、Titmanら¹³⁰⁾は定常期の藻類では対数増殖期の4倍程度になるという。同様の差異は光によっても観測されている。これらに対するモデル努力のいくつかを付表B.16に示すが、いずれも成功したとは言いがたく、今後の研究に待つところが大きい。そこで本モデルにおいては沈降速度に対するこうしたモデル化をあきらめ、現場3地点にて測定された沈降量変化(1981年7月~1982年6月測定)に基づき湖水・底泥のクロロフィル含有比の相違から推定された新生堆積物沈降速度¹³¹⁾を植物プランクトン沈降速度とした。沈降速度算定は月単位に行われ0~2.39m/dとばらついているが(図33)、これらのうち6月に関しては卓越藻類がラン藻となったため、また8~10月に関しては風雨による湖水かく乱の影響を受けたものと考えられる。したがってこの4か月については隣接月から内挿し、夏期6~8月のラン藻に関しては浮上能力を考慮して0とした。またそれ以外の月については3地点の平均値を採用した(10.4~29.2cm/d)。

栄養塩摂取速度に対する影響因子には外部栄養塩濃度、内部栄養状態、水温あるいは光強度などが知られている。外部栄養塩濃度に対する依存性モデルとしてはほとんどの場合ミカエリス・メンテン型の定式化がなされるがこの場合には半飽和定数の推定が問題となる。Eppley & Thomas¹³²⁾は外部硝酸塩濃度を変えて摂取速度と成長速度を測定し両半飽和定数がほぼ等しいと述べるが、Burmester¹⁰⁴⁾、DiToro¹⁰⁵⁾などの解析からもわかるように両者の相異は極めて大きいことを覚悟しなければならない。さらにCarpenter¹³³⁾が継代培養によって示したように半飽和定数は環境栄養塩濃度によっても左右され、これらは報告値の散らばりを大きくする原因となる(付図B.1, B.2)。次に内部栄養塩に対する依存性もよく知られてきておりいくつかのモデルが提唱されてきた。Rhee¹³⁴⁾は*Scenedesmus*のリン摂取速度が細胞内のポリリン酸を阻害物質としたときの非きつ抗阻害反応則に合致することを示したが、同様の検討としてDroop¹¹²⁾によるビタミンB₁₂摂取のきつ抗阻害反応則への当てはめ、Conwayら¹³⁵⁾による非きつ抗阻害反応、あるいはRhee¹³⁴⁾、Nelewajkoら¹³⁶⁾、及びNyholm¹³⁷⁾などによる混合タイプの阻害動力学への当てはめなどがあり、それらを受けて富栄養化モデルにおいても付表B.17のように様々なものが使用されている。これ

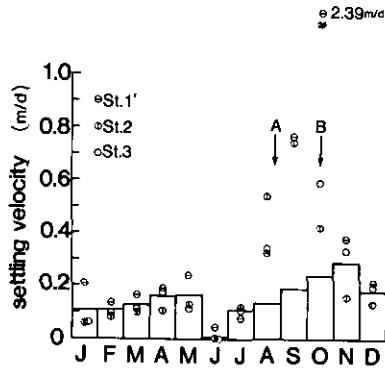


図 33 植物プランクトン沈降速度

Fig. 33 Settling velocity of phytoplankton

霞ヶ浦高浜入にて観測されたもの。1981年7月～1982年6月測定

⊖ : pt-1, ⊕ : pt-2, ○ : pt-3

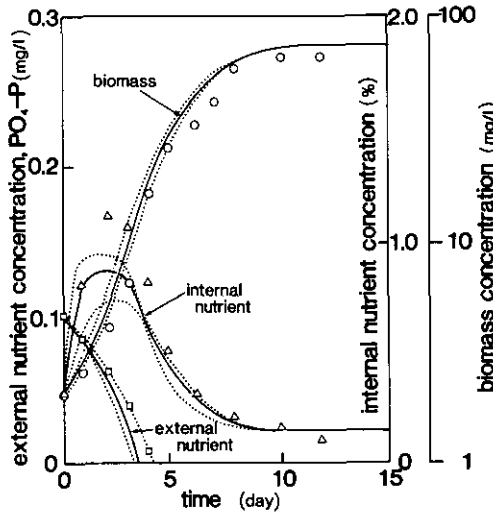
A : 台風198115号, B : 台風198124号

らの各式の優劣についてはいくつかの比較検討が行われているがその結果は一定せず、どのモデルが優先するかは明らかではない。したがって本研究では生態モデルに使用された例が比較的多く、かつ式中に含まれるパラメーターの推定が容易である線型的フィードバック型 (LF) を使用し、そのパラメーターについては別途行われた室内実験¹³⁹⁾との比較(図34)、及び、文献値などを取りまとめたものを推定の根拠とした(付表B.18, B.19, 付図B.1～B.6)。

5.2 動物プランクトン (図35)

霞ヶ浦西浦に発生する動物プランクトンはそのほとんどが枝角類である *Bosmina*, *Diaphanosoma*, *Moina* 及び橈脚類 *Diaptomus* (*Eudiaptomus japonica*, *Pseudodiaptomus inopinatus*) で占められる¹³⁹⁾。これらはいずれもナンノプランクトン、デトリタス、バクテリア、あるいはネットプランクトンの小片を主食とする植食性プランクトンである。その現存量は高浜入にて0.4～1.2gDW/m³程度(年平均)であるが、大部分は夏期に集中的に発生し、3 gDW/m³程度のピークを示す。冬期における動物プランクトンの減衰には魚類、特にイサザアミによる捕食が大きな影響を及ぼすとされ、それらの結果、年間平均のP/Bは60～100と極めて大きいと推定されている。夏期の現存量ピークは、この時期の優先種である *Microcystis* が動物プランクトンによって摂食・同化され難いことからその大部分をデトリタス・バクテリア等によって維持していると推定でき、モデル化に当たっても従来から行われているような捕食連鎖に基づくものとは異なる考え方をとらねばならない。以上の諸点から霞ヶ浦の動物プランクトンモデルとしては次に示す点に留意する必要がある。

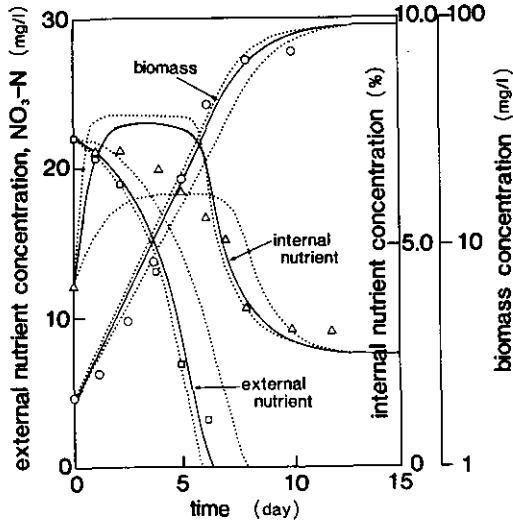
- 1) 動物プランクトンコンパートメントとしてはナンノプランクトン、デトリタスを主食とす



(a) 窒素摂取特性

(a) Nitrogen

$$G^P = 0.72/d, U_{\max N} = 0.06576gN/gDW/d, k_{1N}^P = 0.20g/m^3, \\ f_{N\max} = 0.08gN/gDW, f_{N0} = 0.02gN/gDW$$



(b) リン摂取特性

(b) Phosphorus

$$G^P = 0.72/d, U_{\max P} = 0.024gP/gDW/d, k_{1P}^P = 0.025g/m^3, \\ f_{P\max} = 0.0095gP/gDW, f_{P0} = 0.001gP/gDW$$

図 34 *Microcystis aeruginosa* の栄養塩摂取

Fig. 34 Nutrient uptake of *Microcystis aeruginosa*

岡田は (1979)¹³⁸⁾の実験との比較, 点線は U_{\max} (最大摂取速度) が50, 200%になった場合

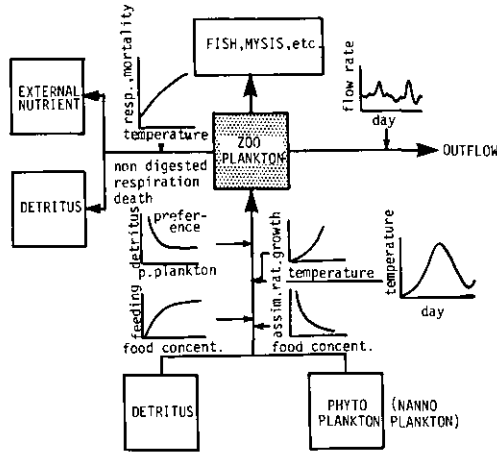


図 35 動物プランクトンモデル

Fig. 35 Zooplankton model

る植食性プランクトン1種とする。

- 2) 各種餌間 (ネットプランクトン, ナンノプランクトン, デトリタス) に選択性を考慮する必要がある。
 - 3) 高次捕食者の強い影響を受ける型式でなければならない。
- これらを考慮し, 本モデルでは動物プランクトンモデルとして次式を採用する。

$$\frac{dZ}{dt} = A \cdot Z + (G^z - R^z) \cdot Z - GZ^z \quad (5.11)$$

ここに, Z は動物プランクトン現存量 (tDW), A は流れ混合の効果を示すマトリックス (1/d), G^z は総成長速度 (1/d), R^z は呼吸・代謝排せつ及び自然死による減衰速度 (1/d), 及び GZ^z は被食による減衰速度 (tDW/d) である。式(5.11)は Riley ら⁶⁵⁾が1949年に提唱して以来, DiToro⁶⁹⁾らなど多くの研究者によって使用されてきたものと同型である。式中の各項は環境諸条件の影響を受ける。

成長過程は摂食過程と同化過程に分けられ, 被食物の濃度, 種類, 大きさ, 分布, 及び, 水温, 光強度, 捕食者密度, 馴致期間など様々な要素によって左右されるが, これらのうち特に餌密度, 種類及び水温を要素に入れたモデル化がなされてきた。さらに場合によっては動物自身の飽和効果を考慮することもあり, これらを総合すると成長速度 G^z は

$$G^z = I_{\max}^z \cdot I_{\frac{1}{2}}(T) \cdot I_{\frac{1}{2}}(c) \cdot FA^z \cdot \left(1 - \frac{G^z}{c_{\max}^z}\right) \quad (5.12)$$

となる。ここに I_{\max}^z は基準摂餌速度 (1/d), $I_z(T)$ は摂餌速度の水温依存性, $I_z^z(c)$ は餌濃度依存性, FA^z は同化率, 及び c_{\max}^z は飽和濃度である。

餌濃度依存性に関するモデルは摂餌形態によって異なるが、霞ヶ浦のようにろ過摂餌が中心となる場合には一定ろ過速度仮定に基づくもの (付表 B. 21 の L, LT 型) と、餌密度の増大に伴ってろ過速度が減少し飽和摂餌速度に達すると考えるもの (付表 B.21 の PL 型など) がある。

Mayzaud & Poulet¹⁴⁰⁾はこの違いが本質的なものではなく順致条件によってはいずれの形にもなることを示し, Leidy ら¹⁴¹⁾はこれを考慮したモデルを作成しているが係数決定に当たって多くの情報を必要とする。一方, 霞ヶ浦の動物プランクトンを使用した摂食実験として花里¹³⁹⁾は *Chlorella*, *Chlamydomonas* を *Diaphanosoma brachyurum* に摂食させ, ¹³C をトレーサとして追跡しているが, それによれば, 摂餌速度は半飽和定数を 0.825mg DW/l とするメカエリス型をなし (図36), 最大摂餌速度は 0.85mgC/mgC/d 程度となっている。したがって本モデルではメカエリス型及びこれらの値を採用する。餌の選択性は摂餌・成長速度を定める重要な要素である。生態モデルの立場からこれを取り扱った例としては O'Neill¹⁴²⁾の例が有名であるが, 以後, 同様あるいは類似の取り扱いが多く研究者によって行われてきた。O'Neill モデルによれば第 j 成分の餌の全摂餌量に対する割合 X_j は

$$X_j = \frac{PR_j \cdot c^j}{\sum_i PR_i \cdot c^i} \quad (5.13)$$

によって表される。ここに $c^i (i = 1, 2, \dots, n)$ は餌密度を, PR_i は選択係数を表し, 漁業学で使用されている餌生物選択指数 (IP)¹⁴³⁾とは次の関係がある。

$$IP_j = \frac{PR_j \cdot \sum c^i}{\sum PR_i \cdot c^i} \quad (5.14)$$

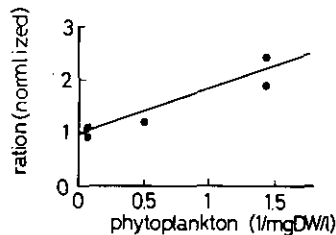


図 36 動物プランクトン摂餌速度

Fig. 36 Zooplankton grazing rate

Diaphanosoma brachyurum の摂食速度, Lineweaver・Burk プロット, $k^z = 0.825\text{mgDW/l}$, $I_{\max}^z = 0.85/\text{d}$ で正規化する。23°C

その他, PR_i にかかわる各種の問題については Vanderploeg ら¹⁴⁴⁾などが検討しており, 生態モデルへの適用も多いため, 本モデルにても O'Neill モデルを採用する。上に述べたメカエリス型摂餌型と合わせれば

$$I_i = I_{\max} \frac{PR_i \cdot (c^i - c_{\text{thres}}^i)}{k^i z + \sum_j PR_j \cdot (c^j - c_{\text{thres}}^j)} \quad (5.15)$$

となる。ここに c_{thres}^i とは摂餌に関するいき値濃度であり現象論的根拠のほか植物-動物プランクトン間の安定性を増加させる役割を持つ。これについては本モデルでは従来から使用されてきた付表 B. 22を参考にして 0.1gDW/m^3 としている。霞ヶ浦動物プランクトンの PR_i に関しては, 上記4種中 *Moina*を除き *Microcystis*を摂食不可能¹³⁹⁾であることが知られている。他湖の場合においても例えば Leidy ら¹⁴¹⁾は数多くの文献を取りまとめラン藻の選択係数を他の藻類の0~30%とし, McNaught¹⁴⁵⁾, Scavia ら¹⁴⁶⁾は Bogdan ら¹⁴⁷⁾が行った実験結果を元にして付表 B. 23のような選択係数を採用している。したがって, 本研究でもこれらの結果を参照しラン藻に対する PR のみを0.2としその他については1とした。

摂餌速度に及ぼす水温の影響としては線型, 指数型が使用される場合が多いが, 藻類成長に関する温度モデル(付表 B. 10)に見られるような種々な型式を用いる場合もある。図37は霞ヶ浦から単離培養した *Moina macrocopa*による摂餌結果¹³⁹⁾を含め, Petipa¹⁴⁸⁾, Burns ら¹⁵²⁾などの報告値をプロットしたものであり, これからもわかるように, 実験間のバラツキが激しくモデル間の優劣を論じられない。また仮に指数型を採用するとしてもその Q_{10} 値は1.2~5程度にばらつき確定したものとは考えられない。そこで本モデルではこれを検定パラメーターとし, ここでは定めないことにする。

同化率 FA^i とは同化速度 G^i と摂餌速度 I^i の比であり, これに関しても一定とする説, あるいは摂餌速度によって変化すると考えるものなど種々のモデルが提案されているが, 前述した *D. brachyrum*の摂餌実験からは一定値0.38を得ており, 以下もこれを使用することにし, 過剰摂餌型モデルとはしないことにする。

式(5.12)中最後の因子である密度効果は, Shindler¹⁵⁵⁾, Hayward ら¹⁵⁶⁾などによる実験結果に見られ, Odum¹⁵⁷⁾, CLEANER¹⁴⁶⁾, Hornberger ら¹⁵⁸⁾のモデルにも採用されているが現象論的には不明な点が多く, むしろモデルで示されるシステムの, 安定性を目指したものと考えた方がよい。Steeleの動物プランクトンモデル中の自己抑制項⁶⁶⁾, Bierman モデル¹¹⁰⁾の2次死滅項もその説明がどうであれ, システム的には同様の役割を果たすものである。それゆえ本モデルにおいてもこの密度効果にかかわるパラメーターである最大動物プランクトン濃度 c_{\max}^i は検定パラメーターとしここでは定めないことにする。

式(5.11)右辺中第2項の R^i は呼吸, 自然死, 及び代謝排せつなどを含むが量的には呼吸量が最も大きな成分となる。動物の呼吸モデルとしては個体重と関連付けるものが多いがプランクト

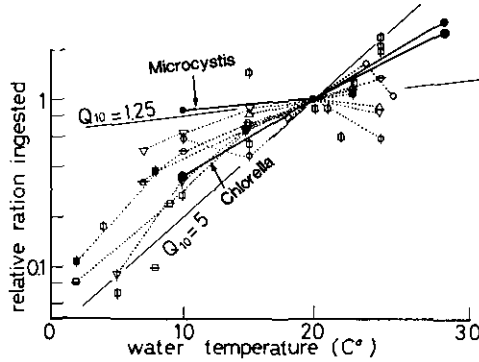


図 37 動物プランクトン摂餌の温度依存性

Fig.37 Relation between temperature and zooplankton grazing rate

霞ヶ浦産の *Moina macrocopa* に *Microcystis*, *Chlorella* を摂餌させたもの, その他, *Acartia clausi* (□: Petipa(1966)¹⁴⁸⁾, (◇: Conover(1956)¹⁴⁹⁾, *Centropages typicus* (■: Anrakuら(1963)¹⁵⁰⁾, *Centropages hamatus* (■: Anrakuら(1963)¹⁵⁰⁾, *Daphnia pulex* (○: Krytchkoraら(1966)¹⁵¹⁾, (△: Burns(1969)¹⁵²⁾, (⊖・⊕: Geller(1975)¹⁵³⁾, *Daphnia rosea* (▽: Burns & Rigler(1967)¹⁵⁴⁾ を記す。

ン集団に適用するためには体重分布を知る必要があり实际的ではない。したがって本モデルでは Leidy ら¹⁴¹⁾による文献値を整理した付図 B.7 より, 0.15 (mgC/mgC/d, 20°C) とし, その温度依存性は $Q_{10}=2.82^{141)}$ としている。

5.3 魚類・イサザアミ (図38)

霞ヶ浦に常時生息する魚類・アミ類は約30種以上が知られているが, 漁獲量から推定すれば, これらのうちの大半はハゼ類, フナ・コイ類, エビ類及びイサザアミであり, この5種によって西浦漁獲量中の約90%を占めている。また霞ヶ浦の代表的な魚として知られるワカサギ・シラウオは最近では漁獲量のほぼ1%を占めるに足らず, 現存量の点からではほとんど問題とならない。さらに霞ヶ浦西浦の単位面積当たりの漁獲量はほぼ60gWW/m²/yに達するが, これは我が国においても溜沼, 矢道湖, 手賀沼に次ぐ値となる。またこの値は, 例えば漁類の年間P/B比を1~3程度, 摂餌効率を10~20%程度と考えるならば, 現存量として20~60gWW/m², 年間総摂餌量として300~600gWW/m²となることを意味し, 湖内の物質循環に対し大きな貢献を行っていることが予想される。

以上のことから, 本モデルではイサザアミ, ハゼ, エビ, コイ, フナの5種を取り上げ, さらにこれらをその生態的な挙動の違いからイサザアミ, ハゼ・エビ類, 及びコイ・フナ類の3コンパートメントに分類した。各コンパートメントの特徴, モデル作成に当たっての留意点をまとめ

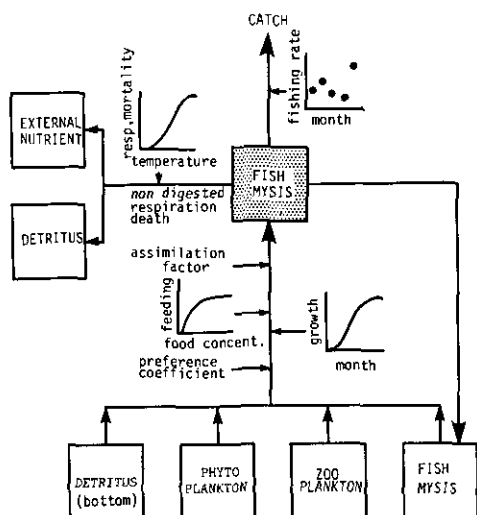


図 38 魚類モデル

Fig. 38 Fish model

ると次のようになる。

1) イサザアミ (*Neomysis intermedia*)—汽水性のアミであり動物プランクトンに属するものであるが、生態的・漁業的な地位から別途コンパートメント化する。霞ヶ浦のイサザアミの生態に関しては茨城県水産試験所¹⁶⁰⁾、茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所¹⁶¹⁾、村野¹⁶²⁾、春日^{163,164)}、及び戸田ら¹⁶⁵⁾によって調査・研究され、比較的明りょうになりつつあるも依然として不明な点が多い。その主要餌料としては底質上に沈下するデトリタス、有機残渣、動物プランクトン類と考えられている。生活史に関しては産卵を3月中旬から開始し10月まで続くことが知られる。産卵が行われてからふ化に達するまでの哺育期間は6～9日でありその後1か月で成熟・抱卵に至る。個体重は4～11mgWW程度¹⁶²⁾である。現存量は春・秋に40gWW/m²¹⁶⁵⁾にも達するピークを示すが、夏・冬期には減少する。湖内沖帯全域にわたりかなり一様に分布するものの、夏期には水深1m以上の水域に、冬期には非常に浅い水域に移動する。

2) ハゼ・エビ類—ハゼ類としては12種が確認されているがその主なものはチチブ (*Tridentiger obscurus*)、ジュズカケハゼ (*Rhodoniichthys nakamurai*)、ウキゴリ (*Chaenogobius annularis*) などであり中でもチチブが大部分を占める。ハゼ類の食性は鈴木¹⁶⁰⁾によって調べられており、チチブの例を図39に示すが、冬・春にかけてはイサザアミを、7～8月には動物プランクトン、それ以降はハゼ類を摂食する。チチブの産卵は4～9月に行われるが5、6月が盛期であり、稚魚は8月下旬から漁獲され始める。寿命は鱗相調査からほとんど1年未満であると考えられている¹⁶⁷⁾。

エビ類としてはテナガエビ (*Macrobrachium nipponensis*)、スジエビ (*Polaeomon pancidens*) など5種が知られているが、これらのうちテナガエビが最も多く、かつ近年大量に繁殖するよう

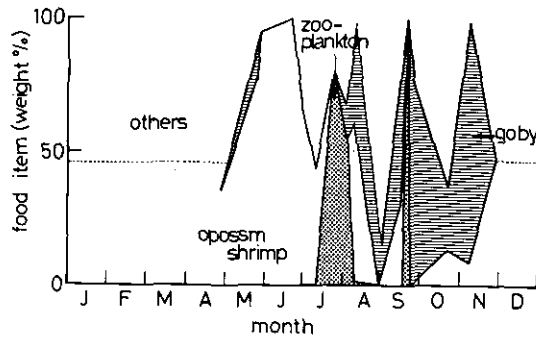


図 39 チチブの摂食物

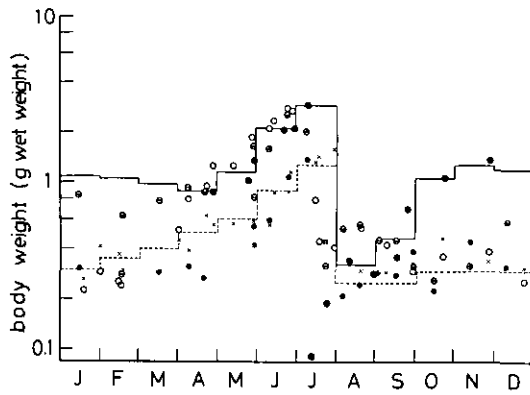
Fig.39 Food of Chichibu (*Tridentiger obscurus*) in Lake Kasumigaura
鈴木 (1980)¹⁶⁶⁾のデータによる。

になった。テナガエビの餌料としてはイサザアミ、ベントス、動物プランクトン、あるいは湖底に沈んだ植物プランクトンと考えられている¹⁶⁸⁾。産卵期は5～9月で7～8月が盛期である。久保¹⁶⁹⁾によると寿命は十数か月であるとされ、また年間漁獲率は浜田¹⁷⁰⁾によれば70～90%、また春日¹⁷¹⁾によれば99%以上に達するとしている。

3) コイ・フナ類—コイ (*Cyprinus carpio*) は湖全域にわたって分布し産卵期(4月下旬～6月下旬)には浅所に移行する。ユスリカの幼生、貝類などのベントス、*Bosmina*などの動物プランクトンを摂食し3か月で1 kg程度にまで成長する¹⁷²⁾。また1914年から放流されている養成種も湖内再生産に関与していると考えられる¹⁷³⁾。

フナ類にはゲンゴロウフナ (*Carassius auratus cuvieri*)、ギンブナ (*C. auratus langsdorfi*)、キンブナ (*C. a. subsp*) が生息するが、1963年～65年の漁獲量ではゲンゴロウフナが65%を占め¹⁷²⁾、最近の春日¹⁷⁴⁾による高浜入の調査ではキンブナが80%を占めている。産卵期は3～6月であり、餌料としてはキンブナはベントスを、ゲンゴロウフナは植物プランクトンを、ギンブナは両者の中間的な食性を示す¹⁷²⁾。霞ヶ浦におけるフナの成長について、稲葉¹⁷⁵⁾は1年で20～26g、3年で123～358gとしているから、図40(b)の個体重と合わせて考えれば0～2年魚によって占められていると推定されるが、張網で漁獲されるものは産卵期を除いては0年魚が多い¹⁶⁷⁾。

霞ヶ浦魚類の現存量は上にも述べたように20～60gWW/m²は存在すると考えられるが生態系シミュレーションを行うに当たっては、その正確な値とか変動パターンを知ることが必須となる。しかし現在までに得られている情報のほとんどはイサザアミ¹⁶⁵⁾を除き沖帯に関するものであり、これをもって湖平均の現存量とすることには問題が多い。したがって本研究ではイサザアミを除く魚類の現存量については「海面漁業漁獲統計調査」¹⁷⁷⁾に記されている月単位の漁獲量及び経営体数・網数などから下に示すような手順によって求めた。ただし、その精度は決して良好なものではなく今後の研究により改良しなければならない。



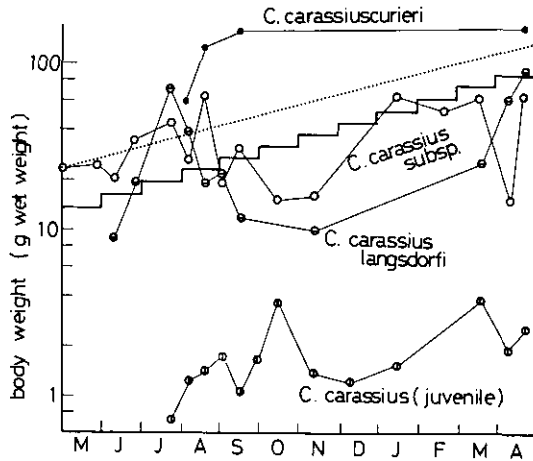
(a) チチブ・テナガエビ

(a) Goby and freshwater shrimp

チチブ：●鈴木(1980)¹⁶⁶⁾，○小沼ら(1984)¹⁷⁶⁾，⊖春日ら(1979)¹⁷⁴⁾

テナガエビ：×小沼ら(1984)¹⁷⁶⁾，⊙春日ら(1979)¹⁷⁴⁾

計算で仮定した個体重を実線(チチブ)，点線(テナガエビ)で示す。



(b) コイ・フナ

(b) Carp and crucian carp

春日ら(1979)¹⁷⁴⁾のデータによる。点線は稲葉(1949)¹⁷⁵⁾のデータからゲンゴロウフナ1年魚の体重を内挿したものであり、実線は計算で仮定した個体重変化である。計算では成長率が問題となるので、図の傾きのみが重要となる。

図 40 魚類個体重の変化

Fig. 40 Seasonal variation of the body weight of fishes

1) ある任意の漁業種類の着業網数あるいは着業統数とその漁業の努力数に比例すると仮定するならば、その漁業による漁獲量を知ることによって単位努力当たり漁獲量 (CPUE) を算定できる。

2) 霞ヶ浦西浦の個々の魚種の平均的体重変化としては表23のような値が得られているが、これを使用すると霞ヶ浦における一匹当たりの純生産量の推定ができる。そこで1か月を単位時間としその魚種全体の現存量収支を考えてみると、

$$FI^{i-1} + PROD^i = FI^i + FC^i + NPM^i \quad (5.16)$$

が成立する。ここに FI^{i-1} とは第 i 月月初めの現存量, $PROD^i$, FC^i 及び NPM^i とは同月の純生産量, 漁獲量, 及び, 被食・自然死等を示す項である。 WE^{i-1} , N^{i-1} を第 i 月月初めの平均個体重, 個体数とすれば、

$$\begin{aligned} FI^{i-1} &= WE^{i-1} \cdot N^{i-1} \\ PROD^i &= \frac{(N^{i-1} + N^i)}{2} \cdot (WE^i - WE^{i-1}) \end{aligned} \quad (5.17)$$

が近似的に成立するから、これを式(5.16)に代入すると、

$$N^{i-1} - N^i = \frac{2}{WE^i + WE^{i-1}} \cdot (FC^i + NPM^i) \quad (5.18)$$

となる。さらに霞ヶ浦西浦のコイ・フナ, ハゼ・エビでは NPM^i が FC^i に比べ無視できる程度と考えられているから各月間の個体数変化はその月の漁獲量 FC^i 及び平均個体重 $(WE^i + WE^{i-1})/2$ から算定できることになる。この方法では初期個体数が明らかではないために現存量を算出することができないが、さらに年間漁獲率 FR を仮定すればこれが行えるようになる。すなわち漁期開始月を $i=1$ として、最終月を n とすれば

$$N^n = FR \cdot N^0 \quad (5.19)$$

が式(5.18)に付け加わり N^0, N^1, \dots, N^n を計算し得る。

3) 方法1) で CPUE がわかり、方法2) では漁獲率を仮定した場合の現存量が算定できる。いま、現存量が CPUE と線型関係にあるとすれば、推定現存量としては両計算値の相関係数が最大となる場合として推定できる。すなわち、1) で求めた第 i 月の $CPUE^i$ と2) で求めた現存量 $(N^{i-1} + N^i) \cdot (WE^{i-1} + WE^i)/4$ の相関係数を FR の関数であると考え、これが最大となるときの FR 値を推定漁獲率とし、これに対応する現存量 (CPUEからの回帰値) を推定現存量と考える。

各漁種、及びそれに対する漁業種類・努力にはさまざまな組み合わせが存在し推定結果も大きく変化するが、本検討では全漁獲量に占める割合等を考慮して表24に示すように組み合わせ、図

表23 モデルで仮定した魚成長状況

月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12		
イサザアミ	生活史 停止 → 産卵し7~9回の世代交代をする → 成長												推定, 村野(1963) ¹⁶²⁾ に基づく	
成長速度 (1/d)	0.0	0.0	0.05	0.10	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.0	0.0		
ハゼ・エビ	生活史 ← チチブ産卵 → ← チチブ種魚加入 → ← エビ産卵 →												鈴木 ¹⁶⁶⁾ によるチチブ観測結果(1980)による。 推定	
個体重(ハゼ, g)	1.18	1.08	0.98	0.88	1.16	2.10	2.89	0.32	0.47	1.09	1.38	1.28		
個体重(エビ, g)	0.3	0.35	0.4	0.5	0.6	0.9	1.3	0.25	0.25	0.3	0.3	0.3		
コイ・フナ	生活史 ← 産卵 →												フナの体重観測値 ¹⁷⁴⁾ 等に基づく推定	
個体重 (g)	50.8	66.4	75.2	84.8	13.3	16.2	19.5	23.3	27.6	32.5	38.0	44.0		

41のような結果を得た。本結果によれば4魚種による平均現存量は20gWW/m²程度であり、これによって4魚種漁獲量約8,000t/yを賄うとすればP/B比は2.2程度の極めて高い値となる。霞ヶ浦西浦の特徴の一つであろう。なお図42には計算に使用した観測漁獲量のうちモデル検定期間中のものを示す。

魚類動態の数理モデルに関しては水産資源学において発達してきたものが有名である。

Schaefer¹⁷⁸⁾, Beverton & Holt¹⁷⁹⁾モデルなどがそれであるが、本モデルに対しこれらはそのままでは使用し難い点を含む。その理由としては次のような点をあげることができる。

1) 上にあげたモデルのほとんどは現存量と漁獲量との関連を問題としており、環境因子は無視されている。

2) 最小の時間スケールが年オーダーであり、本モデルが目的とする年内での変動を取り扱えるようにはなっていない。

3) 生物間の捕食・被食関係が重視されておらず、考慮する場合でも一次生産モデルと関連付けたものはほとんど見られなかった。

一方、湖生態モデルにおいても魚類コンパートメントは比較的古くから考慮されてきたが、その適用対象として魚類生産量がそれほど高くなく、栄養塩循環に対する寄与も大きくないと考えられる湖が多く、せいぜい動物プランクトン変動の説明要因としての役割が課されたにすぎなかった。そうした中で表B.6には魚類モデル化に比較的重点がおかれ、あるいは検討がなされたものを列挙しているが、適用例も少なく、不明な点も多く含まれている。魚類生態モデルにおいて問題となる点は各個体の成長速度が遅く、また成長に応じて生態的地位も大きく変化していくためにこれらを別々のコンパートメントにしなければならないことである。実際、従来からのいくつかの湖生態モデル¹⁸⁰⁾における魚類モデルの変遷をたどってみても、当初、現存量のみをコンパートメント変数としていたものが、開発に伴ってコホートに分けたり、成長段階別に数段階に分類するように改良されている。しかし本モデルではとりあえず以下の理由から現存量(重量)のみを変数とした。

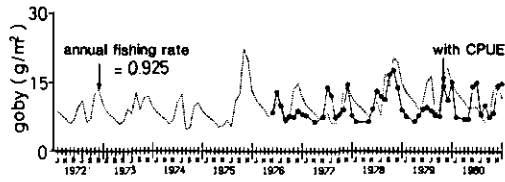
1) 上述したように霞ヶ浦西浦の魚の大半は1年以内の寿命であり、年齢構造の幅が狭い。

ただし、動力学を表現するパラメーターは、水温などの環境因子のほかにコンパートメントの

表24 魚類現存量の推定

設定成長速度	推定摩耗率	両法の相関係数	推定平均現存量(gWW/m ²)	漁獲努力
ハ	表23	0.59	5.40	イサザゴロ引き着業統数
ゼ			9.17	イサザゴロ引き着業統数
エ			6.81	張網網数
ビ			5.90	コイ・フナ機船引き統数
コイ・フナ	0.825	0.56		
〃	0.825	0.80		

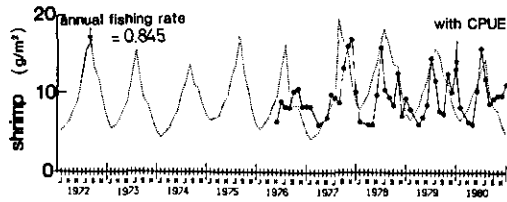
いずれも1976~1980年月データ¹⁷⁷⁾を用いる。



(a) ハゼの推定現存量

(a) Goby

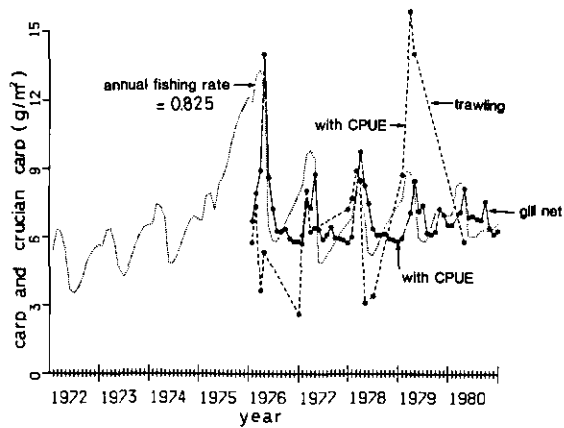
イサザゴロ引き網から推定



(b) エビの推定現存量

(b) Freshwater shrimp

イサザゴロ引き網から推定

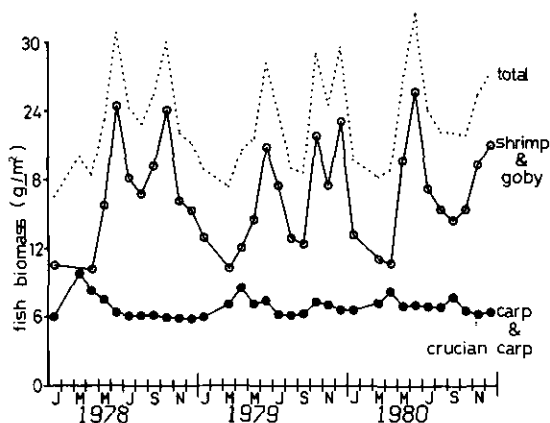


(c) コイ・フナ推定現存量

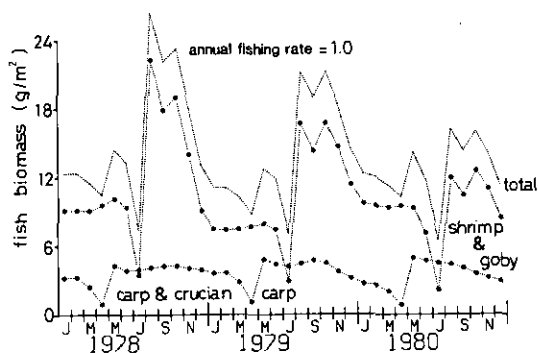
(c) Carp and crucian carp

図 41 魚類現存量の推定

Fig. 41 Estimation of fish biomass



(d) 4 魚種の推定現存量
(d) 4 kinds of fishes



(e) 4 魚種の推定現存量
(e) 4 kinds of fishes (annual fishing rate=100%)
漁獲率が100%の場合

図 41 つづき
Fig. 41 Continued

平均的な月齢に応じて変化させる必要がある。

2) 霞ヶ浦魚類に関する動力学は他湖に比べかなり明らかになっているものの、いまだ不明な点が多い。したがってモデル化するにもなるべく未知パラメーターが少ないものが望ましい。

いま、ある任意の魚種の第 i 月齢の平均個体重を WE_i 、その個体数を N_i として、Beverton & Holt⁽¹⁷⁹⁾が考えたように WE_i 、 N_i に

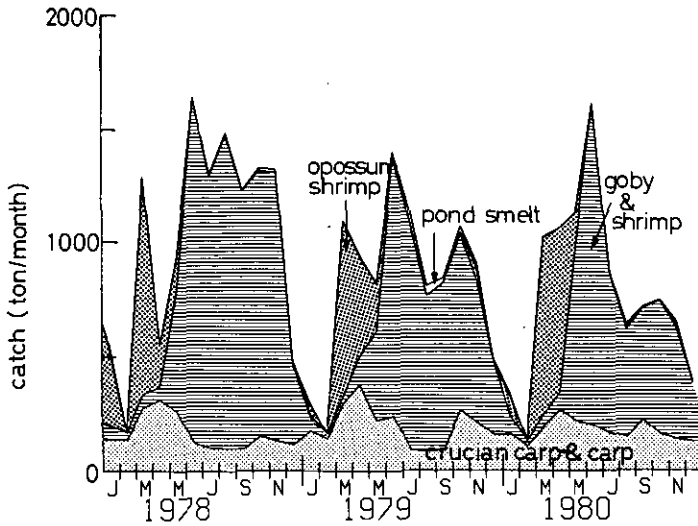


図 42 検定期間中の 5 魚種漁獲量

Fig.42 Catch of fishes during calibration period

海面漁業漁獲統計調査・指定湖沼漁業結果表・霞ヶ浦による。

$$\begin{cases} \frac{dWE_i}{dt} = H_i \cdot WE_i^{\eta} - K_i \cdot WE_i^{\eta} \\ \frac{dN_i}{dt} = -(fc_i + M_i) \cdot N_i \end{cases} \quad i = 0, 1, \dots, N \quad (5.20)$$

を仮定する。ここに H_i , K_i は環境要因によって決まる変数, fc_i は漁獲取り上げによる, M_i は自然死・被食による死亡などを示すパラメーターである。式 (5.20) から現存量 $FI = \sum_{i=0}^N N_i \cdot WE_i$ に関しては

$$\frac{dFI}{dt} = (G^{FI} - R^{FI}) \cdot FI - FC \quad (5.21)$$

ただし,

$$G^{FI} = \frac{\sum H_i \cdot WE_i^{\eta} \cdot N_i}{\sum WE_i \cdot N_i}, \quad R^{FI} = \frac{\sum (K_i \cdot WE_i^{\eta-1} + M_i) \cdot WE_i \cdot N_i}{\sum WE_i \cdot N_i}, \quad FC = \sum N_i \cdot fc_i \cdot WE_i$$

を得る。いま N_i の i に関するばらつきが小さく、デルタ関数によって近似できるならば、月齢 i についての区別は必要なくなり、個体群としての同化・異化速度 G^{FI} , R^{FI} は, $M_i = 0$ として個体の同化・異化速度である $H \cdot WE^{\eta-1}$, $K \cdot WE^{\eta-1}$ と一致する。ただしこの議論は生植物質の放出と

か幼・稚魚の再加入を考慮していないから、これに対応した何らかの修正が必要となる。ただしその修正は最小限のものが望まれる。

以上の立場から本モデルでは次の方法を採用した。

1) 成長速度 G^{FI} は、観測個体重の変化を各月ごとに算出し、これに Kitchell ら¹⁸¹⁾が仮定したような年齢構造、飽和効果を表す係数を乗ずることによって求める。これにより再加入等の修正も行われると考える。同化率に関しては摂食量にかかわらず一定とし従来からよく使用されてきた値である $0.8^{182)}$ とした。ただしイサザアミに関し Wetzel¹⁸³⁾ は *Daphnia* 捕食のとき 0.85 、デトリタス捕食のときはほとんど 0 となることを述べており、ここでは動物プランクトンと同じ 0.38 を仮定した。餌に対する依存性としては他の多くのモデルにならないメカエリス型とした。

2) 餌の選択性に関してはあらかじめ順位を定めこの順に摂取すると考える。例えば“ハゼ・エビ”はまず、イサザアミによって必要な餌料を得るべく試みる。ただしその量はイサザアミ現存量に依存する。不足分の餌料は動物プランクトンによって補充するが、さらに不足がある場合には“ペントス・有機泥”から得ると考える。“ペントス・有機泥”については a) コンパートメントに組み入れていないため現存量が計算されないが、現存量は霞ヶ浦魚類を維持するに十分あると考えられること、b) 1) で算出した成長係数 G^{FI} は本来“現状での餌制限下”のそれに対応するものであり、被食物分配は別として G^{FI} 全体に餌密度に関する依存係数を乗ずることは適当ではない、と考えるとこれ以上の取り扱いは行わなかった。ただし 7 章で取り扱う負荷削減時にはこの項の挙動が重要となり別途検討を行った。

3) 摂取半飽和定数 k^{FI} には種々の要因が関連し Ivlev¹⁸⁴⁾ 以来いくつかの実験が行われてきてはいるもののそれらをそのまま実際場のモデルに使用し得るかは疑問がある。したがってここでは Chen ら¹⁸⁵⁾ が従来から使用してきた値など (付表 B. 25) を参考にして $0.4 \text{gDW}/\text{m}^2$ ($\approx 2.0 \text{gWW}/\text{m}^2$) とし動物プランクトン、イサザアミいずれにも同一の値を与える。限界摂食濃度 c_{thres} については 0 とするモデルも多いが、Steele¹⁸⁶⁾、Scavia¹²²⁾ のように摂食半飽和定数と同じオーダーのものを与えるときもある。ここでは結果の安定性からのみこれを考えることにし、従来値 (Steele¹⁸⁶⁾、Jørgensen ら¹⁸⁷⁾ : $0.75 \text{mg}/\text{l}$ 、Scavia ら¹²²⁾ : $0.05 \text{mg C}/\text{l}$ —アミ類の動物プランクトンに対する捕食—などを越えず半飽和定数に比べ小さい値、例えば $0.1 \text{gDW}/\text{m}^2$ ($\approx 0.5 \text{gWW}/\text{m}^2$) を仮定した。この値に対する計算結果の感度は大きなものではなかった ($\pm 50\%$ の範囲にて)。

4) 異化速度 R^{FI} 中、自然死速度は霞ヶ浦では無視し得る大きさであるとされている。したがって M^{FI} は個体の異化速度と同じ大きさになり Bertalanffy¹⁸⁸⁾ 以来の数多くのモデルを参考にできる。それらによれば R^{FI} は

$$R^{FI} = K_{FI} \cdot WE^{n-1} \quad (5.22)$$

と表される。 K_{FI} 、 n は研究者により若干異なるが、Winberg¹⁸⁹⁾ によれば $K_{FI} = 0.307$ (20°C , mlO_2/h , gWW 単位), $n = 0.81$ とされているから本モデルで使用する gWW , d 単位では $K_{FI} \approx$

0.04 (gWW¹⁻ⁿ/d, gWW 単位) となりこの値を採用する。温度依存性は $Q_{10} = 2$ ($\theta_R = 1.072$) とした。イサザアミに関する異化速度は甲かく類の $K_{FI} = 0.164$ (20°C, mlO₂/h, gWW 単位), $n = 0.81^{190}$ が参考になり, これに個体重を $WE \approx 5$ mg と仮定し $R^{FI} \approx 0.06$ (1/d, 20°C) と設定した。またアミ類の Q_{10} は 3 付近¹²²⁾ との報告から $\theta_{NR} = 1.116$ と仮定した。

5) コイ・フナに関しては上記の検討にもかかわらず摂餌効率20%¹⁹¹⁾ と仮定し計算を行った。これはこれらの魚種に対する代表的な個体重情報を得られなかったためである。ただし成長速度パターンについては表23で近似し得ると考えてこれを使用した。したがってコイ・フナは成長量の5倍の餌を摂取しその内80%は不消化・代謝排出すると仮定し, 不消化, 代謝の区別はしていない。

6) 漁獲率 f_c は漁獲量 FC と現存量 FI の比から求めた。 f_c は各年, 月によって変化するが, 検定期間中では年内変動を除いて一定とし求めている。図43はハゼ・エビ, コイ・フナの月平均漁獲率であり, 各年の変動を平均化して使用した。またイサザアミに関しても同様である。

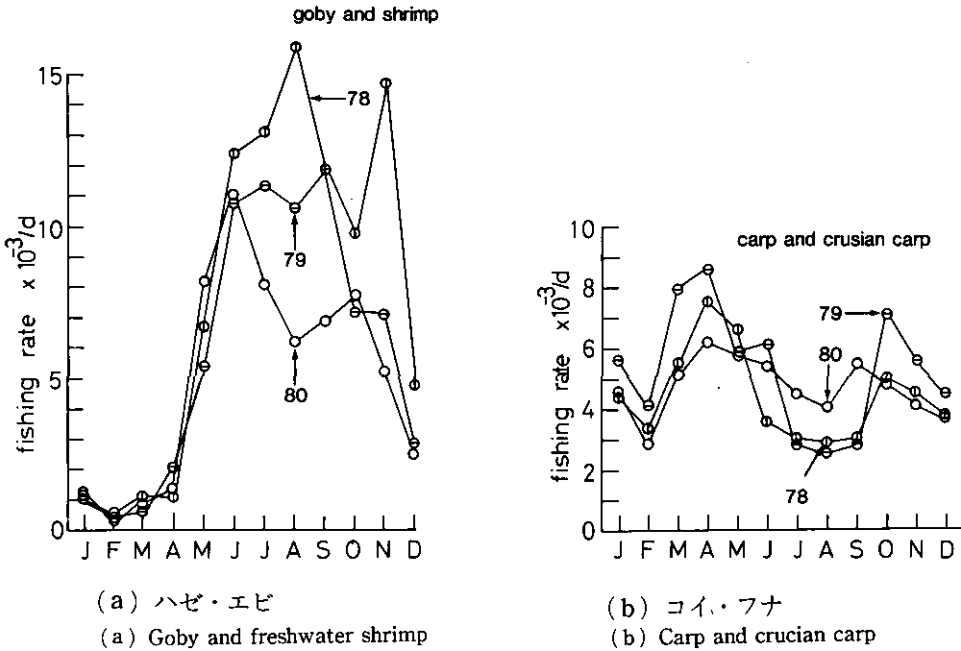
5.4 栄養塩循環 (図44)

生物に対するモデル化は以上のとおりであるが, 栄養塩循環を追跡するに当たってはさらに幾つかの検討すべき問題が残っている。以下それらについて列記する。

(1) 栄養塩無機化に関するモデル

外部負荷, 生物からの排出・死亡によって生ずるデトリタス成分, あるいは有機態状の栄養塩は様々な作用によって無機化され, 再び植物プランクトンに供される。これらのうちモデルに含まれる生物による無機化作用はその成長, 減衰に沿って自動的に計上されるが, バクテリアによる無機化, 自己分解による無機化などについては別途モデル化する必要がある。無機化速度の計測は Grill ら¹⁹²⁾, Otsuki ら¹⁹³⁾ など古くから行われ, また最近でも繰り返し測定されているが, それらの値は必ずしも一致した傾向を見せない。これには, (a) 実験手法の相違, (b) 対象分解物の相違など種々の理由が考えられるが, (c) 無機化過程が何段階にも分かれており, 各々の速度がかなり異なることも大きな原因となる。こうした事情を受けて従来のモデルが採用した速度範囲も極めてばらついていた (付表 B7, B8)。

本モデルでの無機化速度の重要性は第1には有機成分・デトリタス成分が沈降してしまうまでにどれだけの無機物を放出するかという点にあるが, その意味からは沈降に要する時間スケールに比べ, あまり異なった時間スケールをもつ変化プロセスを組み込むことは好ましくない。例えば藻類の枯死直後に開始される貯蔵性有機物の急速な分解はこのプロセスに入れるよりも排出形態比によって処理する方が適当である。図45は霞ヶ浦試水を使用し建設省霞ヶ浦工事事務所が行った無機化実験データ¹⁹⁴⁾をこうした観点から, 水温をパラメーターとしてまとめたものである。図45は大きく散らばり定まった値を示さないがその範囲としてはリン0.01~0.05 (1/d, 20°C),



(a) ハゼ・エビ
(a) Goby and freshwater shrimp

(b) コイ・フナ
(b) Carp and crucian carp

図 43 推定漁獲率
Fig. 43 Estimated fishing rate

図41に示される推定現存量と図42に示される漁獲量から求めたものである。

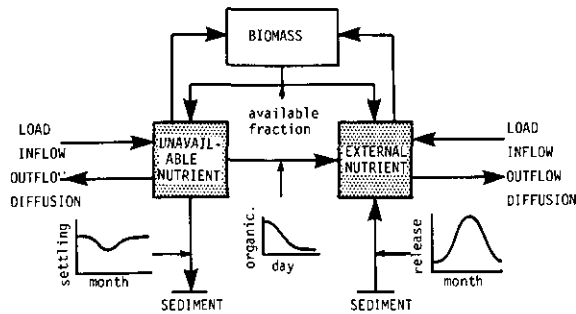


図 44 外部栄養塩モデル
Fig. 44 External nutrient model

窒素0.01~0.1 (1/d, 20℃)であり Q_{10} はほぼ2としてよい。本モデルではこの範囲にて係数探索を行った。

(2) 生物からの栄養塩放出形態

生物からの放出栄養塩がどの程度の量でありそれらのうちどの程度が藻類にとってそのまま利

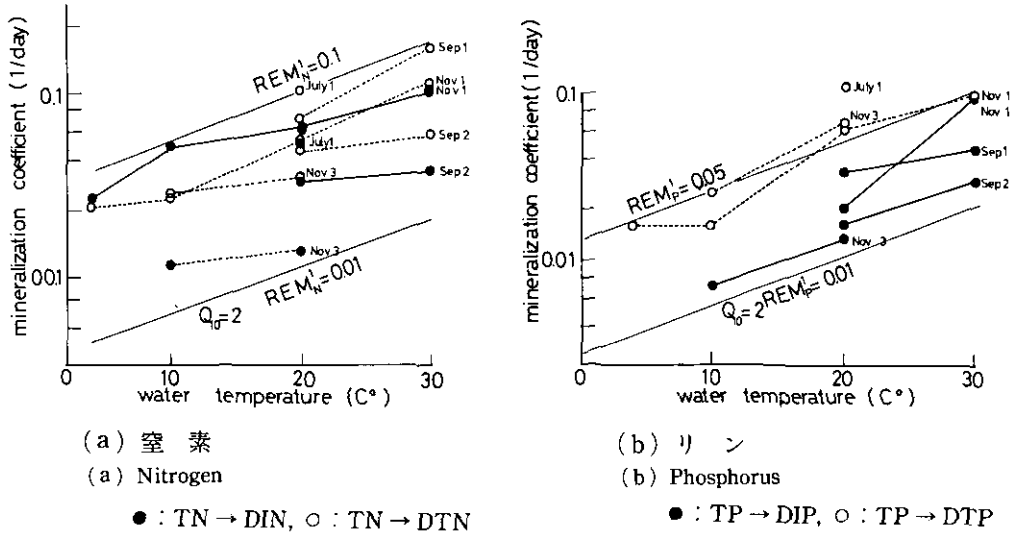


図 45 無機化速度

Fig. 45 Mineralization rate

用可能であるかは栄養塩循環を検討する上で重要な問題である。前者に関しては近年多くのモデル化が試みられているが(例えば付表 B20), それらの一般性は今だ不明である。Dugdale¹⁹⁵⁾は海洋生態モデルをレビューし植物プランクトンの栄養塩放出について現状では, (a)炭素放出と比例させるか, (b)無視するか, いずれかの選択しかないと結論しており, 本モデルにおいても(a)と考え栄養塩放出としては現存量減衰速度 (R^P , R^Z , R^N など) に体組成比を乗じたものを代謝排せつとし, これに不消化排出分を加えた。この仮定は多くの生態系モデルで使用されてきたものではあるが問題点も多い。改良が望まれる点である。

放出形態に関し, まず植物プランクトンでは無機化率 α を 0.5 とする。これは DiToro ら¹⁰⁹⁾ が従来値の検討から得たものであり代謝, 枯死など放出の全形態をひっくりめたとときの値である。動物プランクトンに関しては海洋性のものがよくレビューされているが, それによると窒素では多くの場合 0.75 程度¹⁹⁶⁾ あるいはそれ以上が無機態であるとし, リンでは 0.3~0.8 であると言われている。Conover¹⁹⁷⁾によればその変動範囲はさらに広がる。したがって, 現在のところこれらに対する統一した値を得ることはできないが, モデルでは一応窒素について 0.75, リンについて 0.7 とした。イサザミ・魚類に関しては一部, 霞ヶ浦を対象とした実験が行われており, それらを参照して表 25 のように設定した。ただしこれらの情報の妥当性, 一般性, 変動性については不明な点が多い。栄養塩循環に及ぼす重要性を考えると今後これらの値, 及び, そのメカニズムを明らかにすることが必要であろう。

表25 栄養塩体組成と無機塩排出比

コンパートメント名	栄養塩体組成	無機塩排出比	無機塩排出比決定の根拠
植物プランクトン	P 計算による	0.50	Golterman(1960) ¹⁹⁸⁾ , DiToroら(1980) ¹⁹⁹⁾ などを参照
	N 計算による	0.50	
動物プランクトン	P 0.0115* ₁	0.70	伊藤(1973) ¹⁹⁶⁾ , Conover(1978) ¹⁹⁷⁾ などのレビューを参照
	N 0.070* ₁	0.75	
イサザアミ	P 0.0026* ₂	0.35	Madeiraら(1982) ¹⁹⁹⁾ による <i>Mysis relicta</i> の実験から春日(1983) ¹⁶⁴⁾ が算出した値
	N 0.020* ₂	0.75	
ハゼ・エビ	P 0.0038* ₂	0.59	春日(1983) ¹⁶⁴⁾ による
	N 0.032* ₂	0.70	
コイ・フナ	P 0.0022* ₃	0.05	相崎ら(1981) ⁴⁰⁾ によるDTPの排出比, 但しLamarra(1975) ²⁰⁰⁾ によれば0.5となる
	N 0.025* ₃	0.70	

*₁: 乾重量との比, *₂: 湿重量との比, *₃: 湿重量との比, 浜田ら(1979)³⁸⁾によるコイのデータ

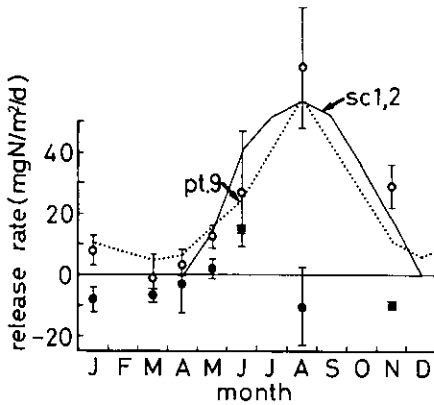
(3) 湖底からの栄養塩回帰

栄養塩の底泥からの回帰は湖水質を決定するに当たり重要な役割を果たす。浅湖においては特にこの傾向が著しく、この内部負荷の外部負荷に対する割合は、例えば Shagawa 湖²⁰²⁾では66% (外部負荷削減以前には28~35%, リンの場合)、Norrsviken 湖²⁰³⁾では300~600% (リンの場合) に達することが報告されている。

回帰の原因としては (a) 静止溶出によるもの、(b) 底泥の物理的かく乱によるもの、(c) 生物による底泥からの直接的な摂取・排せつに伴うものなどが考えられ、全回帰量を把握するにはその各々についての検討が必要となってくる。

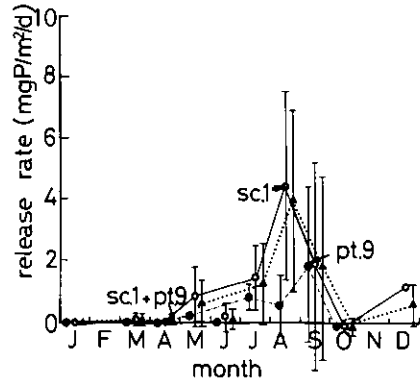
(a) 静止溶出: これによる回帰量は細見²⁰⁴⁾によって得られた擬似現場法による溶出量データを水域ごとに月単位にまとめ、モデルの外力項として与えた(図46)。窒素についてはアンモニウム態、硝酸態によって溶出速度が異なり脱窒作用もかなり激しく行われているが、モデルではこれらの値を一括し用いた。設定された回帰量の年平均値は各水域を平均した場合0.58mg/(m²・d) (リン)、22.3mg/(m²・d) (窒素) であり霞ヶ浦に関し従来から提案されてきたものと比較的良好一致する(表26)。

(b) 物理的かく乱による栄養塩回帰: 物理的かく乱による底泥中の栄養塩回帰を検討した報告²⁰⁸⁻²¹⁰⁾は多々ある。取り扱われたかく乱の種類も風波^{211,212)}、生物^{213,214)}、船舶²¹⁵⁾、漁網²¹⁶⁾など多岐にわたる。また浅湖に富栄養モデルを適用するに当たってかく乱回帰を考慮しなかったことが失敗につながったとする報告²¹⁷⁾もある。一方、かく乱により飛び出した底泥への栄養塩吸着が



(a) 窒素

(a) Nitrogen

○ : $\text{NH}_4\text{-N}$, ● : $\text{NO}_x\text{-N}$ 

(b) リン

(b) Phosphorus

sc. 1 + pt-9は sc. 2に使用

図 46 静止溶出速度 (月平均値)

Fig.46 Nutrient release by diffusion (monthly average)

湖水の浄化に役立っているとの報告^{218,219})もいくつか存在する。霞ヶ浦底泥を使用した実験でも回帰を促進させるとする報告の他に関係しないとするものもある(表27)。現在のところこれらの情報に対する定量的な比較検討はなされておらず、さらに飛び出しのメカニズムについても明確ではない。したがって本章ではこの道筋による回帰量を次の方法によって見積もり、これが静止溶出に比べかなり小さいことから無視することにした。

① 湖現場にて計測された月単位の底泥巻き上げ速度報告値²²¹) (46~146mg/m²/d, 高浜入, 1981年7月~1982年6月) から底泥界面のけずり速度 (1日当たりの巻き上げ深さ) を算出し、その深さ内に含まれている間げき水中の栄養塩量を1日当たりの回帰速度と仮定する。この場合泥中に吸着されたり含有されたりしている栄養塩は沈降速度が大きいと仮定¹³¹)し無視する。間げき水中の栄養塩濃度を y (mg/l), 底泥の見かけ比重を1.15, 含水率を80%²²²)とすると回帰速度 (mg/m²/d) は底泥巻き上げ量を x (mgDW/m²/d) として $3.47 \times 10^{-3}xy$ (mg/m²/d) となる。

② 相崎ら²¹⁶)は現場泥をフラスコに入れてかくはんしその上澄水中の栄養塩濃度の変化から泥1g当たりのかく乱回帰量を測定した。これと①の底泥巻き上げ速度を組み合わせれば間げき水放出、泥による脱吸着等を含むかく乱回帰量を得ることができる。

図47は①, ②の方法によって算定したかく乱回帰量であり静止溶出量に比べ小さい値となっている。

(c) 生物による底泥からの直接的な摂食・排せつに伴うもの: 動物の摂食排せつによる栄養塩の持ち上げのうち魚類・イサザアミに関してはそれぞれのコンパートメントで計算を行っている。ただしこうした動物は直接、底から摂食するほかに、かく乱によって巻き上がった底泥を摂食し

表 26 霞ヶ浦西浦の静止溶出速度

(a) 窒 素

	溶出速度 mg/m ² /d	備 考
本 章	22.3	高浜入, 土浦入23.5mg/m ² /d, 湖心13.5mg/m ² /d 8月に60mg/m ² /d程度となる
建設省霞ヶ浦工事 事務所(1979) ¹⁹⁴⁾	18.5	溶出実験結果をまとめ18.5 θ^{T-20} とする。 $\theta=1.063(T \leq 20^{\circ}\text{C})$ $\theta=1.117(T > 20^{\circ}\text{C})$
建設省霞ヶ浦工事 事務所(1973) ²⁰⁵⁾	5.2	溶出実験結果 0.07~9.73mg/m ² /dから左の数値とする。 茨城県水質審議会霞ヶ浦専門部会中間報告(1981)の基礎数値となる。
佐々木ら(1976) ²⁰⁶⁾	12	24°C好気性, 内水試地先底泥

(b) リ ン

	溶出速度 mg/m ² /d	備 考
本 章	0.58	高浜入0.97mg/m ² /d, 土浦入0.88mg/m ² /d, 湖心0.34mg/m ² /d 1~4月及び11月にはほぼ0となり8月には3.4~4.5mg/m ² /dとなる。
建設省霞ヶ浦工事 事務所(1973) ²⁰⁵⁾	0.35	建設省土木研究所(1972)による嫌気性溶出実験結果0.2~1.2mg/m ² /dから 溶出速度1mg/m ² /d, 嫌気時期を4か月/年として求める。 茨城県水質審議会霞ヶ浦専門部会中間報告(1981)の基礎数値となる。
建設省霞ヶ浦工事 事務所(1979) ¹⁹⁴⁾	0.43~1.02	好気性, 水温10~30°C
河合ら ²⁰⁷⁾	2.18~6.50	嫌気性, 水温20~30°C
	6	弱好気性の場合, 隔離水塊実験では36mg/m ² /dを得た。

ているとも言われるが, 本モデルではこの区別をしない。一方, ユスリカを中心とするベントスは, 排せつ, 羽化による湖水, 湖外への栄養塩放出のほかに水中からの栄養摂取も行うとされている。ユスリカ羽化は10~11月にかけて20gDW/m²程度の規模で発生するがこれらのうち50%が魚類によって補食されると考えられている¹³⁹⁾。したがってユスリカの体組成比を0.66%(P), 6.73%(N)とすれば水中に回帰する栄養塩量は66mgP/m², 673mgN/m²となる。この値は羽化期間中の物質循環には大きな影響を与えるものの年平均的に見れば魚・イサザアミの底泥からの年間摂食量の5%以下(対検定計算値比)であり, これを無視しても年間を通した栄養塩循環にはそれほど大きな影響を与えることはなからう。以上の理由からベントスによる栄養塩回帰はひとまず考慮しないものとする。表28は以上述べてきたものに加え動物が関与する回帰について従来値をまとめたものである。

表27 霞ヶ浦底泥のかくはんによる溶出

研究者	P	N	備考
土木研究所(1973) ²²⁰⁾		浮遊底泥中の40%(10%)が 溶出	ケルゲール窒素, 高浜入・土浦入河 口付近泥全8サンプル, 3~96hrか くはん後30分静置, ()中は0.45 μ フィルターろ過水について
建設省霞ヶ浦工事 事務所(1979) ¹⁹⁴⁾	DIP : 7.2mg/m ² /d (2.4~16.8) DTP : 21.6mg/m ² /d (12.0~24.0)	DIN : 211.2mg/m ² /d (72~240) DTN : 533.8mg/m ² /d (192~720)	湖心, 湖岸, 高浜入の3地点の 底泥, SS濃度250~350mg/l を強くかくはん時。間引き水の かくはんによる溶出を示す。 1978年夏期及び冬期
建設省霞ヶ浦工事 事務所(1979) ¹⁹⁴⁾	DIP : 0.004~0.013mg/gSS DTP : 0.005~0.015mg/gSS	DIN : 0.03~0.10mg/gSS DTN : 0.08~0.22mg/gSS	上と同地点, 同時刻, 再浮遊し た底泥の固結物から溶液への 移行量, 6~24時間かくはん
浜田ら(1976) ¹³⁾		NH ₄ -Nのかくはんによる 溶出は底泥の摂取・排せつに 伴う回帰に比べ無視できる	湖心部底泥を使用した室内水 槽実験
春日(1983) ¹⁶⁴⁾		底泥をかくはんしても静置 した場合の溶出と差が見ら れない	水槽実験

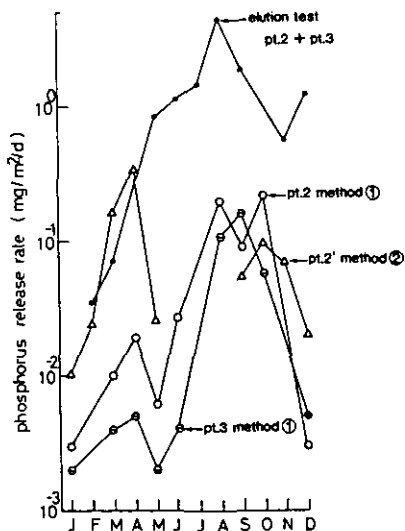
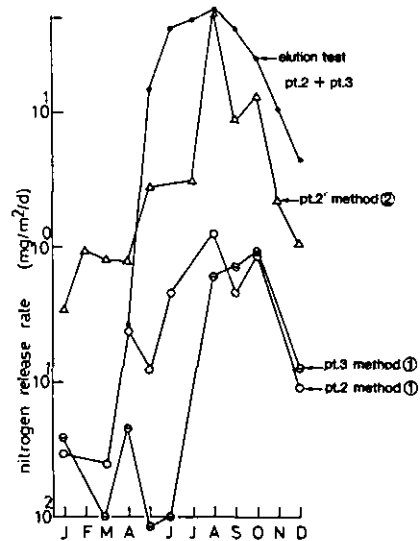
(a) 窒素
(a) Nitrogen(b) リン
(b) Phosphorus

図 47 かく乱溶出速度
Fig. 47 Nutrient release by mixing

表28 動物による湖底泥からの栄養塩回帰速度

	リ ン		窒 素		現存量 gWW/m ²	原単位出所
	原単位 mg/g/d	回帰速度 mg/m ² /d	原単位 mg/g/d	回帰速度 mg/m ² /d		
イサザアミ	>0.034	>0.58			~17	春日(1983) ¹⁶⁴⁾
ハゼ			0.94	5.4	5.76	浜田ら(1976) ¹³⁾ , チチブ
エビ			1.42	13.4	9.45	浜田ら(1976) ¹³⁾ , テナガエビ
コイ	0.054~0.109	0.37~0.74			6.83	Lamarraら(1975) ²⁰⁰⁾
ワカサギ			0.038			浜田ら(1976) ¹³⁾
イトミミズ			0.48			浜田ら(1976) ¹³⁾
ユスリカ		>-8.4				春日(1983) ¹⁶⁴⁾
		1.1~1.5		45~48		細見(1983) ²⁰⁴⁾
		0.18		1.84		羽化によるもの, 岩熊(1983) ¹³⁹⁾
						データから試算
魚類全体		3.7~8.3				春日(1982) ¹⁵⁾ , 1975年漁獲量から試算
				23.4~38		浜田ら(1976) ¹²⁾ , 1970年代前半における試算

6 計算・検定

5章で設定したモデルは44本の連立常微分方程式からなる。個々の方程式導出に当たっては一応の検討がなされているが、システム全体としての挙動が実際に観測値を再現しているかは疑問であり、通常多くの手直しを必要とする。以下では計算結果を中心にこれらの点について述べる。

6.1 数値計算

本モデルは表現を常微分方程式で行っており、解を得るには数値計算に頼る必要がある。富栄養化モデル解析に使用されてきた数値解法としては様々なものがあるが(付表B.26)、その優劣は明らかではなく、計算結果への影響も不明である。Frazhoら²²³⁾は水温・負荷などの外力項補間の相違が結果を大きく左右する例をあげているが、これは積分手法ではなく外力項に対する綿密な取り扱いの必要性を喚起していると解すべきであろう。数値解法に要請される点としては精度、取り扱い易さなどがあげられるが、それを満足する範囲では計算負担量が少ないものが望ましい。計算負担量は積分ステップ幅と1ステップ当たりの計算量に左右される。ステップ幅 Δt は従来モデルでは0.1日程度(内部栄養塩動力学を考慮しない場合)、あるいは0.02日程度(内部栄養塩動力学を考慮する場合)のオーダーである。1ステップ当たりの計算量は方程式元数、手法の階数

及び右辺評価の計算労力に関係し、例えばオイラー前進法 (EF) では1ステップ当たり1回、4階ルンゲ・クッタ法 (RK4) では4回の右辺評価を行うからそれに比例した計算負担量がかかることになる。これらの計算手法及びステップ幅の選択は要求精度、使用計算機種、使用可能予算に大きく左右され一概に論ずることはできないが、従来の報告をまとめると計算時間 (CPU 占有時間) とコンパートメント数 (方程式元数) の間には付図B.8のような相関があり、計算負担量推定に当たっての一つのめどとなろう。本モデルで採用した手法は誤差管理を行い得る手法のうち最も簡単なものの一つである Runge-Kutta-Fahlberg 4.5次法 (RKF45) である。これは1段型可変ステップ法に属するものであり右辺評価が容易な nonstiff は方程式を解く手法としてプログラムコードがよく流布されてきた。本計算では Malanchuk ら²²⁾がコード化した RKFS を一部改変したものを用い、相対誤差1%以下、最大ステップ幅1日として計算機 VAX11/780 (DEC 社) を用い計算を行った。

6.2 検定・結果の解析

モデルの検定計算は観測データが比較的完備している1978年1月~1980年12月を対象として行われた。検定の対象となった主要なパラメーターは表29に示すものであり、その他のパラメーターに関しては5章で既に述べている。

植物プランクトン最大成長速度 \hat{P}_{max} の検定には1次生産量から推定した総成長率との比較が有効である。図48は縦軸に表層部 (水面下0.5m) での日平均総成長率を、横軸にはそれに対応する計算総成長率をとった適合状況図であるが、これがなるべく原点を通り、傾き45度の線上に配置されることが望ましい。藻類間の成長速度比は両藻類間の出現率によって検定し得る。図49はラン藻以外の成長速度 \hat{P}_{max} を標準値 (3.63 (1/d)) の1.5倍、あるいは1/1.5倍にしたものを示しているが、それに伴うラン藻、全藻類比の変化が顕著に示されている。こうした操作の結果、本モデルでは $\hat{P}_{max_i} = 3.63$ (1/d)、 $\hat{P}_{max_e} = 3.63$ (1/d) と設定した。この値は付表 B.3 に示されている従来値と比べると比較的大きいが、こうした値はモデル化する制限因子の数、複合の方法、あるいは

表29 主たる検定パラメーター

コンパートメント名	記号	定義	単位
植物プランクトン	\hat{P}_{max_f}	純最大成長速度	1/d
動物プランクトン	c_{max}^Z	最大密度	gDW/m ²
	θ_{2G}	摂餌に係る温度係数	(-)
魚類・イサザアミ	c_{max}	環境容量	gWW/m ²
	p	年齢分布にかかわる補正係数	(-)
栄 養 塩	REM^1	無機化速度 @ 20°C	1/d
	f_{wr}	デトリタス/植物プランクトン沈降速度比	(-)

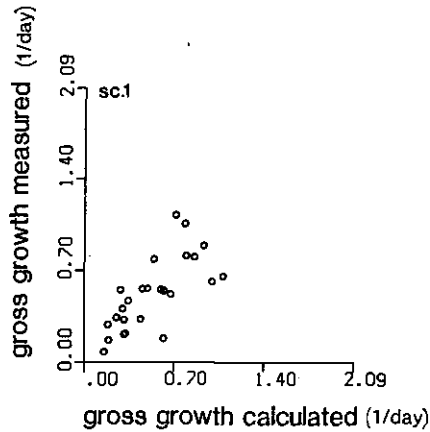


図 48 総成長率の検定例

Fig.48 Comparison of the calculated and measured gross growth rate

セクション 1

は光強度の日内変動の取り扱い法等によって大きく変化しこれらの要素を勘案し現場の一次生産量測定値から最大総成長率を求めた例では 4.71 ± 1.8 (net, 1/d)¹¹⁹⁾, $10 \sim 20$ (1/d)²²⁵⁾といったものも報告されており、従来値に矛盾すると考えるのは誤りであろう。

動物プランクトン成長温度係数は夏期現存量の消長に大きな影響を与える。実際 θ_{ZG} を変化させシミュレーションを行った図50にこのありさまが示されている。動物プランクトン量は被食者の密度にも大きく左右され、例えば、イサザアミ現存量に対する感度も高い(図51, 52)。すなわち、モデルでの動物プランクトンの夏期ピークは水温上昇による成長速度増大と被食圧のバランスによって発生するものであり、例えば被食圧を欠いた場合(図68, (1)に示す常陸利根川の例では魚類、イサザアミのコンパートメントが除いてある)には鋭いピークは見られないようになる。図52によればイサザアミ現存量は、TP, TN 濃度にも影響を及ぼしている。

動物プランクトンの最大密度 c_{max}^Z の決定に当たっては観測最大密度がめどとなるが、魚類・イサザアミに関する環境容量 c_{max}^F についてはそうならない。すなわち、このパラメーターは付表 A.5からわかるように基準成長速度のときの魚密度を意味するが、 p (年齢分布に関する補正係数)とともに、式 (5.21) では顕わに表示されていない再加入、生殖物質放出などの効果を調整する役割も受けもたされている。 p に関し Kitchell¹⁸¹⁾らは 2 を主張し Wetzell¹⁸³⁾, IBP レポート²²⁶⁾なども同オーダーの主張をしているが、一方 CLEANER¹⁴⁶⁾ではこれを 0 として適合計算を行っている。こうした状況であるから本モデルでもなるべく 0 に近い値、例えば 0.1あるいは 0.2と設定した。

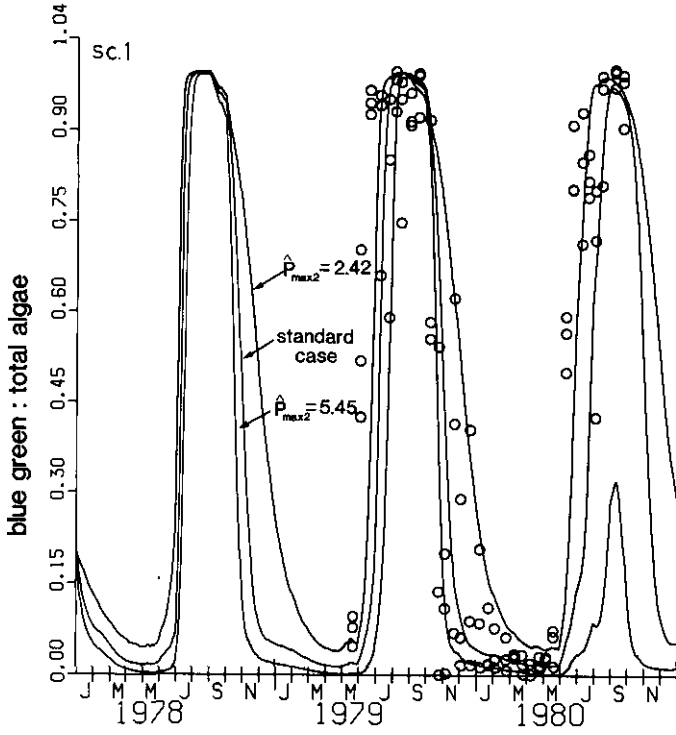


図 49 成長速度比と藻類構成比

Fig. 49 Sensitivity of growth rate on algal composition

セクション 1 $\hat{P}_{max1} = 3.68$ (1/d), $\hat{P}_{max2} = 3.63$ (1/d)

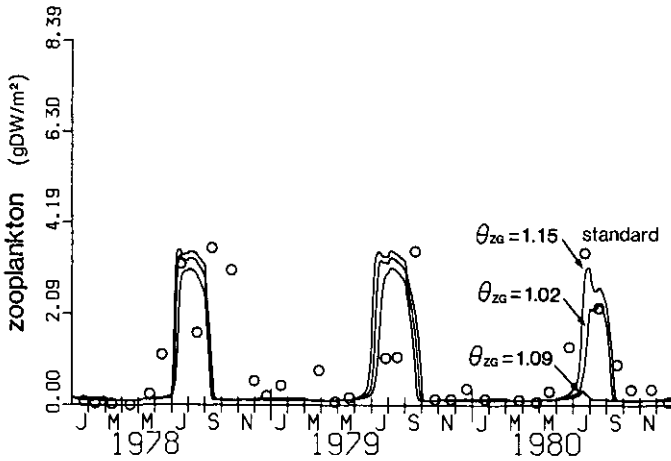
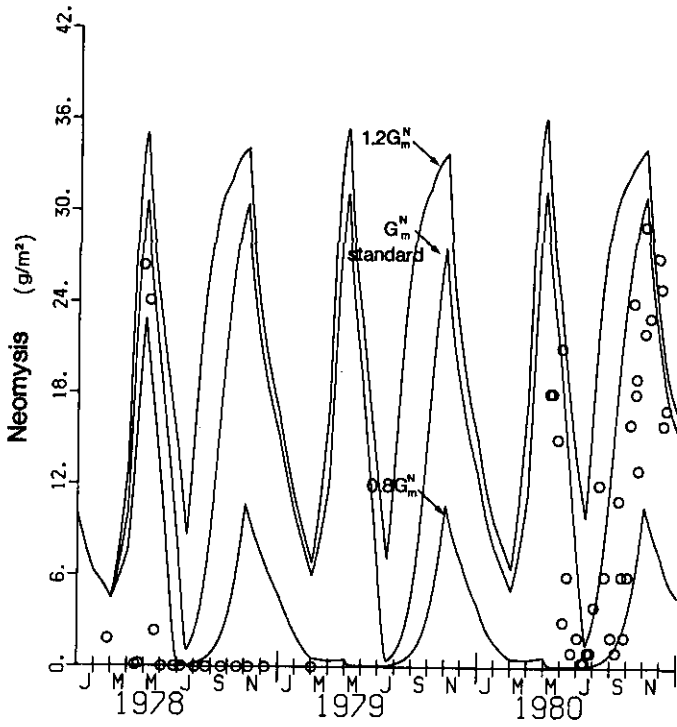


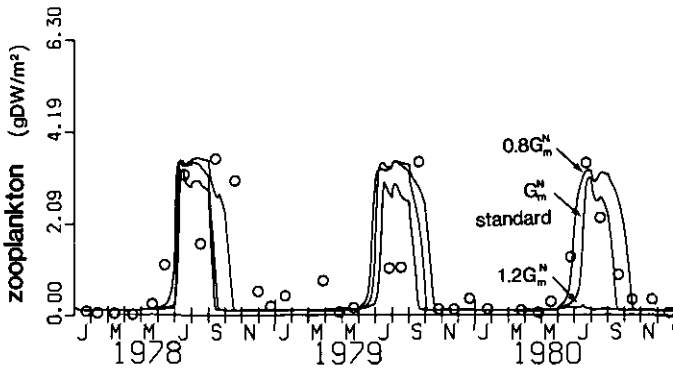
図 50 動物プランクトン現存量に対する成長温度係数の依存性

Fig. 50 Sensitivity of zooplankton growth temperature coefficient on zooplankton biomass



(a) イサザアミ現存量

(a) Opossum shrimp



(b) 動物プランクトン現存量

(b) Zooplankton

図 51 イサザアミ現存量と動物プランクトン現存量
イサザアミ成長速度を変化させ、両現存量に対する感度を検討した。

Fig. 51 Sensitivity of growth rate of opossum shrimp on biomasses of zooplankton and opossum shrimp

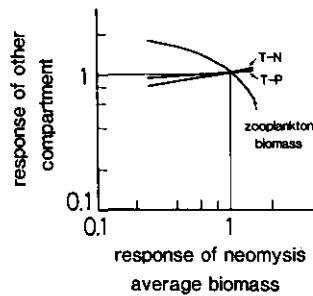


図 52 イサザアミ現存量と他の変数のかかわり

Fig.52 Sensitivity of growth rate of opossum shrimp on water quality

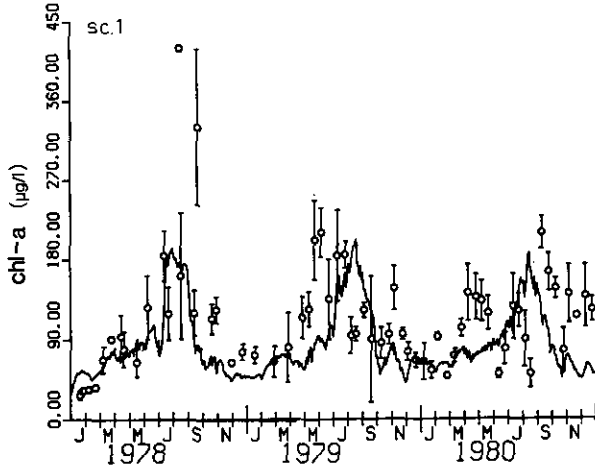
イサザアミ純成長速度 G_m^N を変化させたときのイサザアミ現存量と動物プランクトン、TN 及び TP の変化を示す。検定現存量に対し正規化している。
 $G_m^N = 0.8 \sim 1.2 \times$ 標準値

図53 (a) ~ (x) は以上の検討の結果、得られたものであり、○が観測値（あるいは CPUE からの推定値）、ひげは観測値のバラツキ（平均 $\pm 0.67\sigma$, $\pm 25\%$ 幅に対応）を示している。

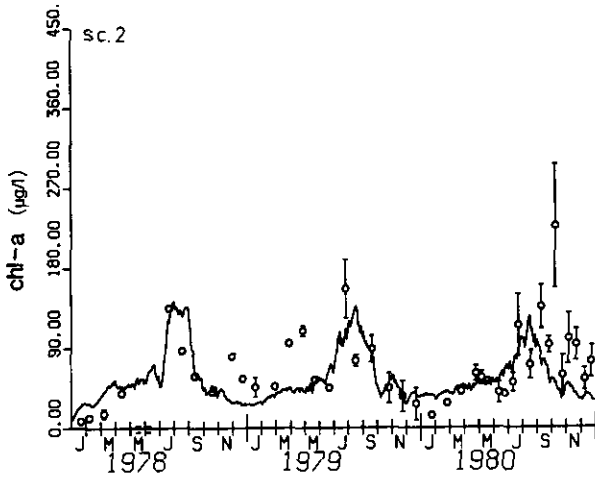
まずクロロフィル a に関しては毎年夏期に激しく立上がりその後急激に減衰する。実際 7 月中旬から *Anabena* が増殖し以後 *Microcystis* が爆発的に成長するパターンは 1978 年、1979 年共に観測され、その結果、1978 年には約 150t、1979 年には 350t の養殖ゴイのへい死が見られている。ただし 1980 年は 40t のへい死に留まっている。

窒素は藻類によく似たパターンを示すが、夏期から秋期にかけての DIN の増大に大きな特徴がある。この傾向は富栄養化した湖沼に共通して見られる^{227,183)}。全リンに関してはほぼ同様であるが、DIP の実測に見られるような夏期の鋭いピークは再現されず、溶出、摂取及び排泄の速度差から生ずるゆるやかな山が計算されるのみである。このピークは水域、年によって発生状況が異なるが TP 増加を伴うことから底泥由来のものであると考えられる。しかしその増加速度は本モデルが仮定した好気性下の溶出速度（最大 $4.5\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ ）ではとらえきれない大きさを持ち現段階では再現不可能である。藻類構成、総成長率及び動物プランクトンについては前述した。

イサザアミに関しては冬期、夏期に谷部をもち、春・秋にピークを持つパターンが再現されている。冬期の減衰は成長速度減少に、夏期の減衰はハゼ・エビの捕食によっている。モデル中で計算されたハゼ・エビの摂食物内容を図54に示すが、5、6 月にかけてのイサザアミに対する高い捕食圧及びそれに伴うイサザアミ現存量の減衰が摂食物内容に対応していることがわかる。ハゼ・エビについては春期、秋期にピークをもつ双峰性のパターンが得られている。コイ・フナ現存量はほとんど平坦な直線をなす。漁獲量に関しては計算魚類現存量が推定現存量と一致すれば



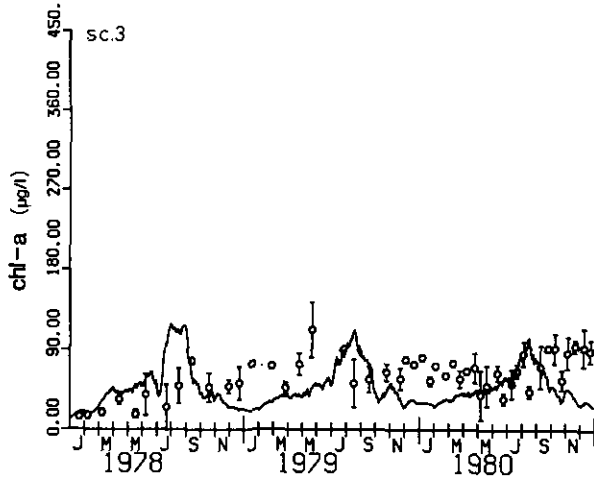
(a) クロロフィル a, セクション 1
(a) Chlorophyll-a, section 1



(b) クロロフィル a, セクション 2
(b) Chlorophyll-a, section 2

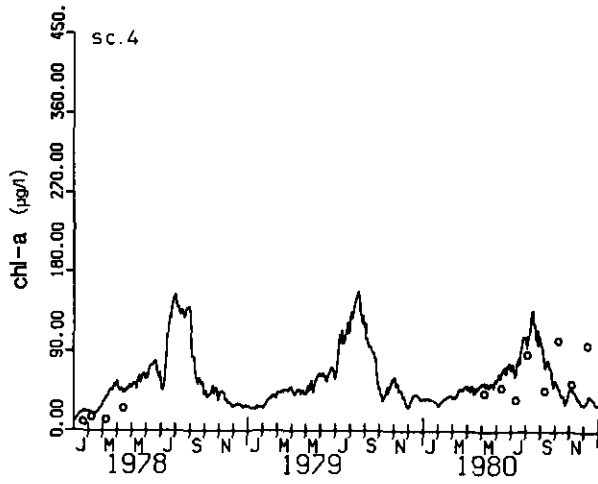
図 53 検定計算結果
Fig.53 Simulation results

縦線は確率誤差を示す



(c) クロロフィル a, セクション 3

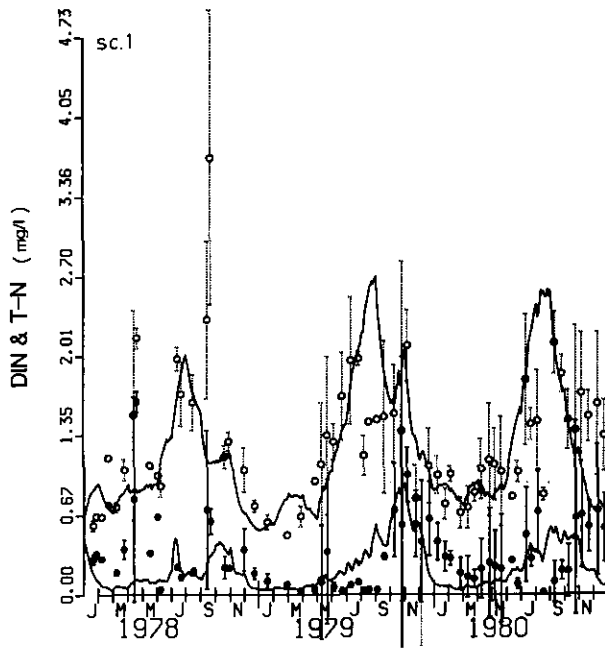
(c) Chlorophyll-a, section 3



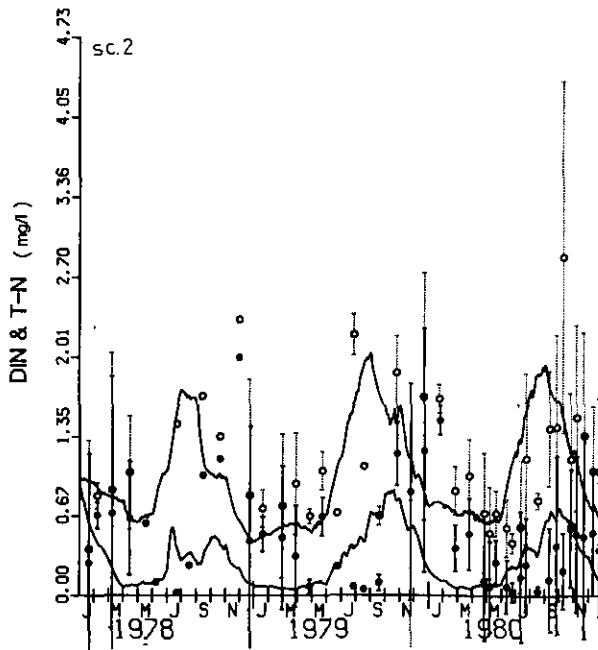
(d) クロロフィル a, セクション 4

(d) Chlorophyll-a, section 4

図 53 つづき



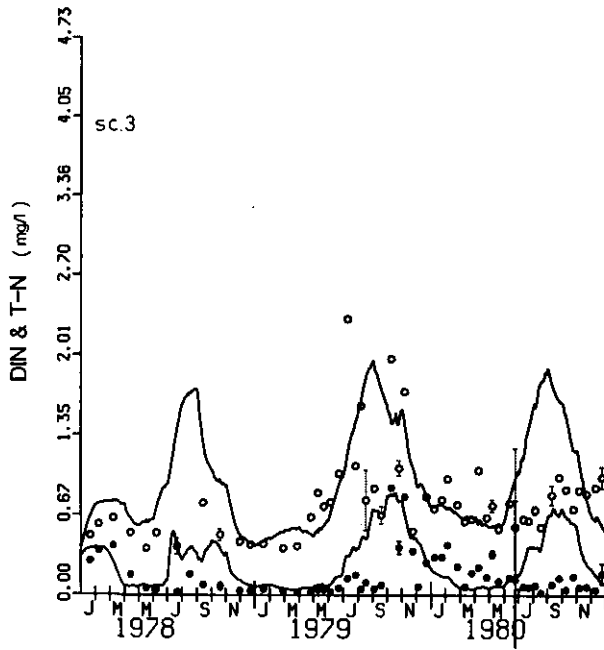
(e) 窒素, セクション1
(e) Nitrogen, section 1



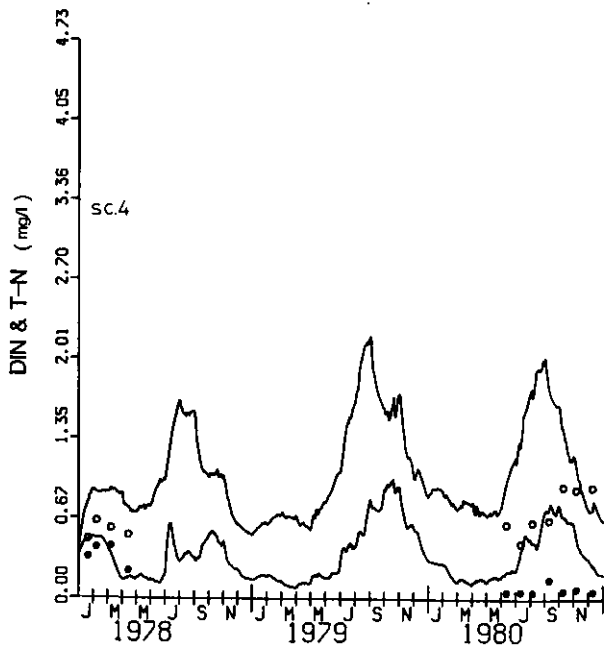
(f) 窒素, セクション2
(f) Nitrogen, section 2

(e)~(f)の白丸は総態 (TN, TP) を, 黒丸は無機溶存態 (DIN, DIP) を示す。

図53 つづき

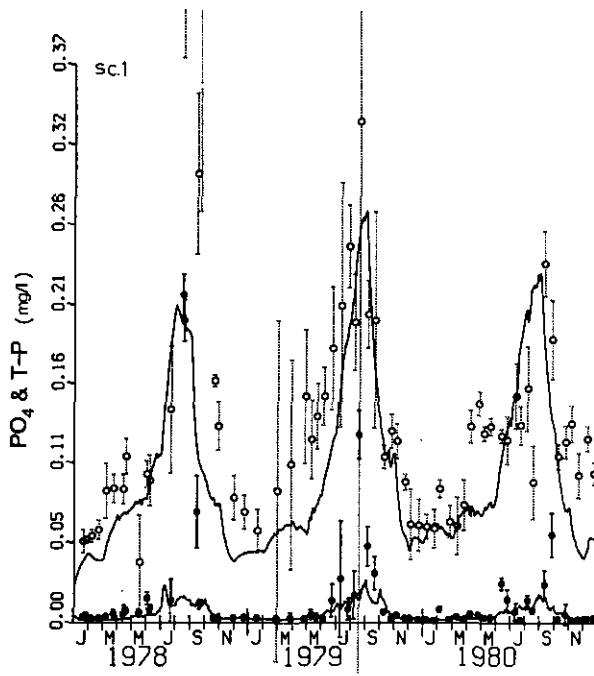


(g) 窒素, セクション 3
(g) Nitrogen, section 3

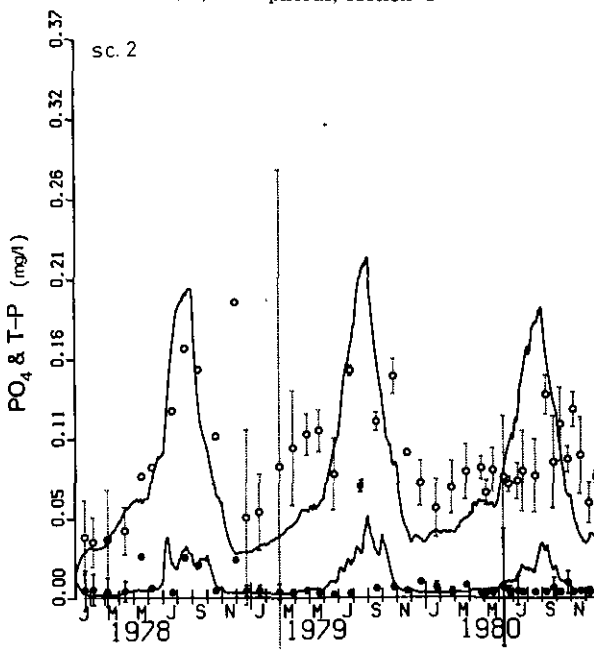


(h) 窒素, セクション 4
(h) Nitrogen, section 4

図 53 つづき

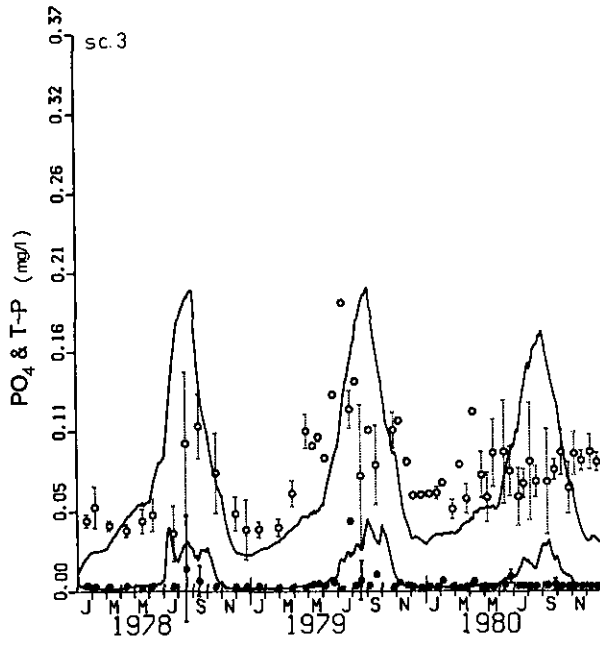


(i) リン, セクション1
(i) Phosphorus, section 1



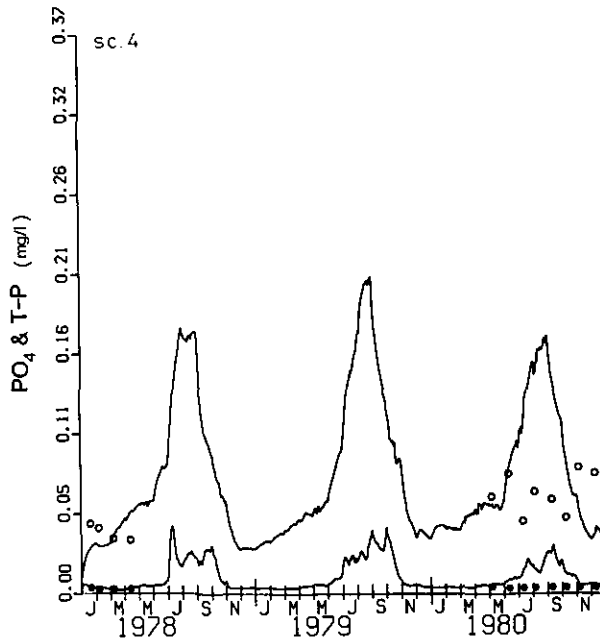
(j) リン, セクション2
(j) Phosphorus, section 2

図53 つづき



(k) リン, セクション 3

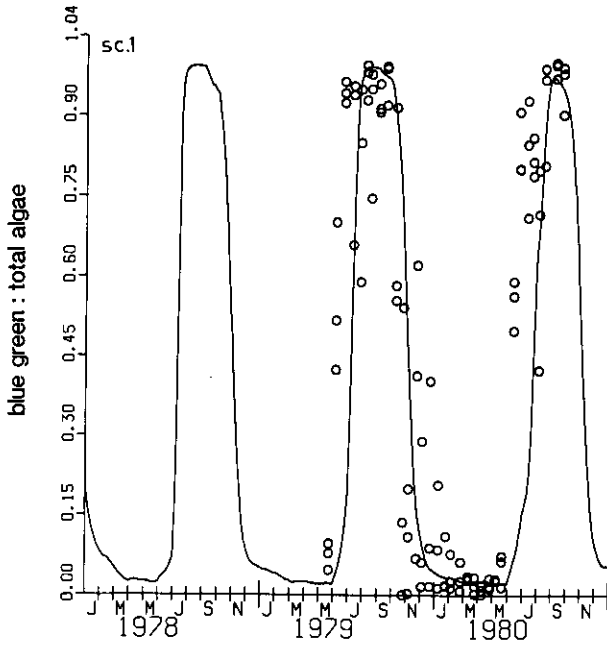
(k) Phosphorus, section 3



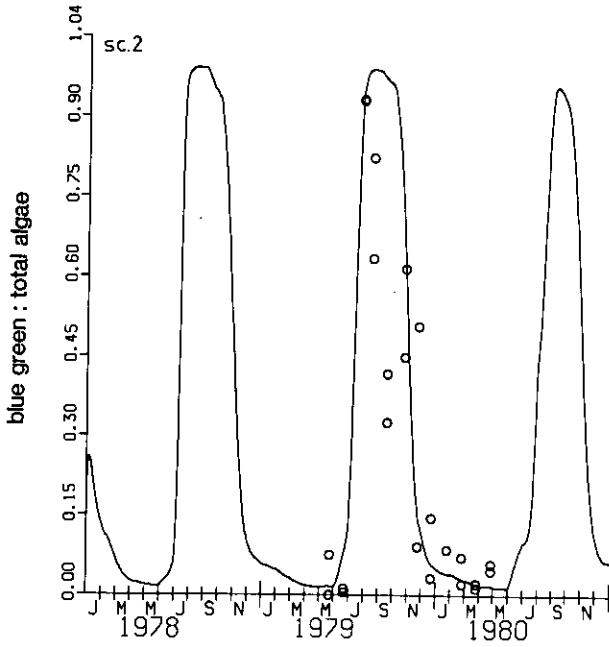
(l) リン, セクション 4

(l) Phosphorus, section 4

図53 つづき

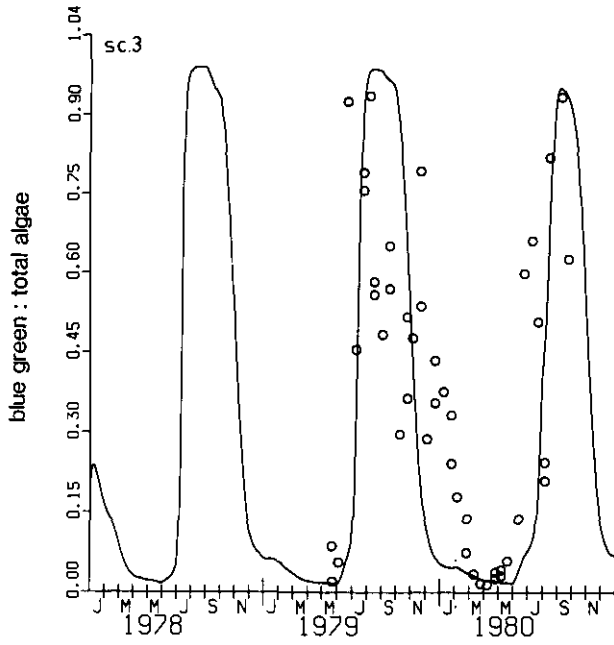


(m) 藻類比, セクション 1
(m) Algal composition, section 1

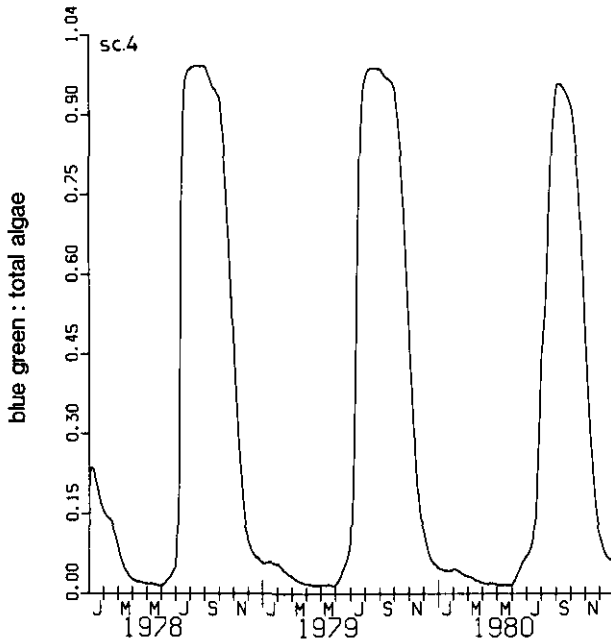


(n) 藻類比, セクション 2
(n) Algal composition, section 2

図53 つづき

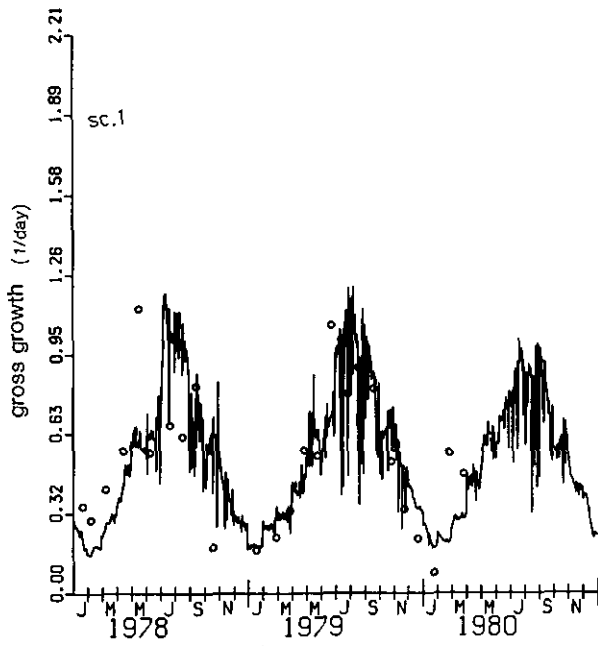


(○) 藻類比, セクション 3
(○) Algal composition, section 3

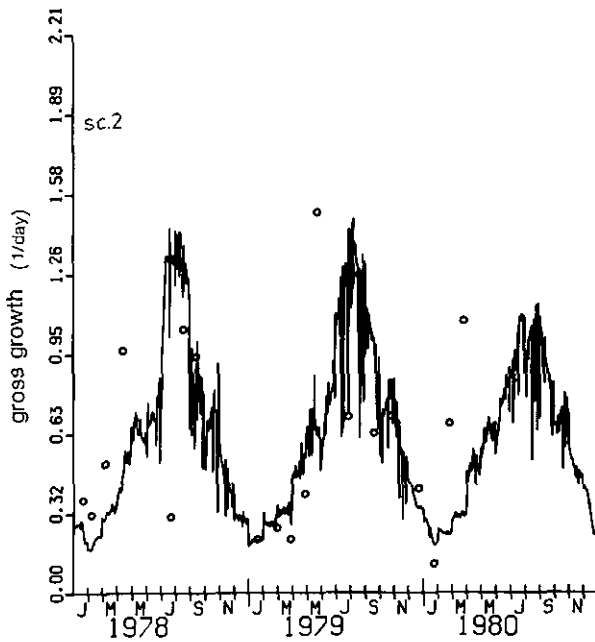


(P) 藻類比, セクション 4
(P) Algal composition, section 4

図 53 つづき

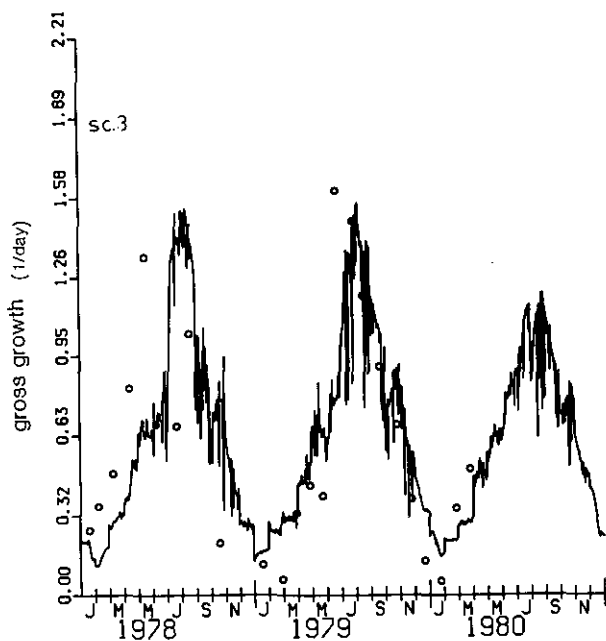


(q) 総成長速度, セクション1
(q) Gross growth rate, section 1

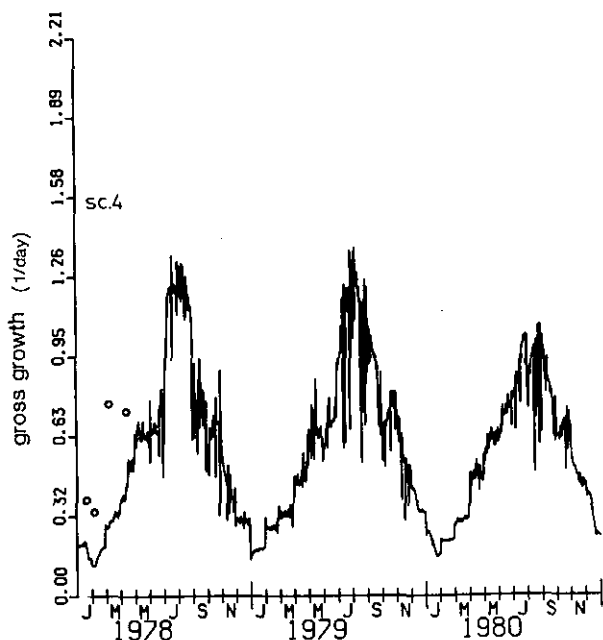


(r) 総成長速度, セクション2
(r) Gress growth rate, section 2

図53 つづき

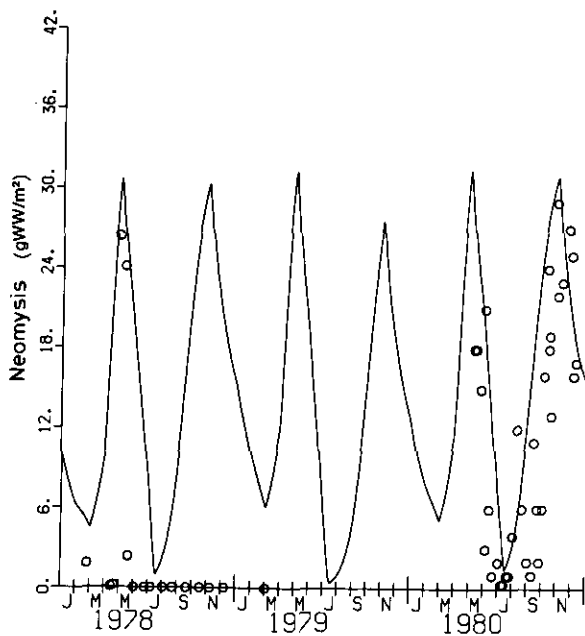


(s) 総成長速度, セクション 3
(s) Gross growth rate, section 3



(t) 総成長速度, セクション 4
(t) Gross growth rate, section 4

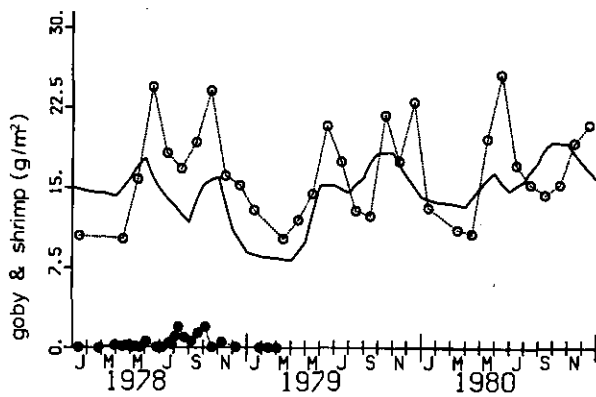
図53 つづき



(u) イサザアミ

観測値は春日 (1978~1979)¹⁷⁴⁾, 戸田ら¹⁶⁵⁾ (1980) による

(u) Opossum shrimp

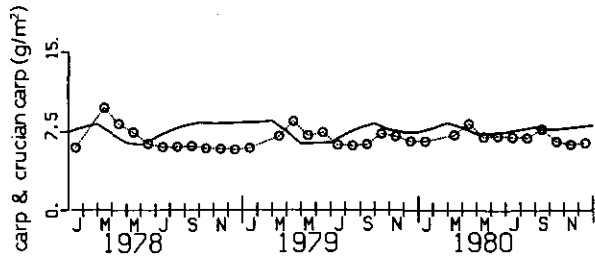


(v) ハゼ・エビ

観測値 (黒丸) は春日ら¹⁷⁴⁾による

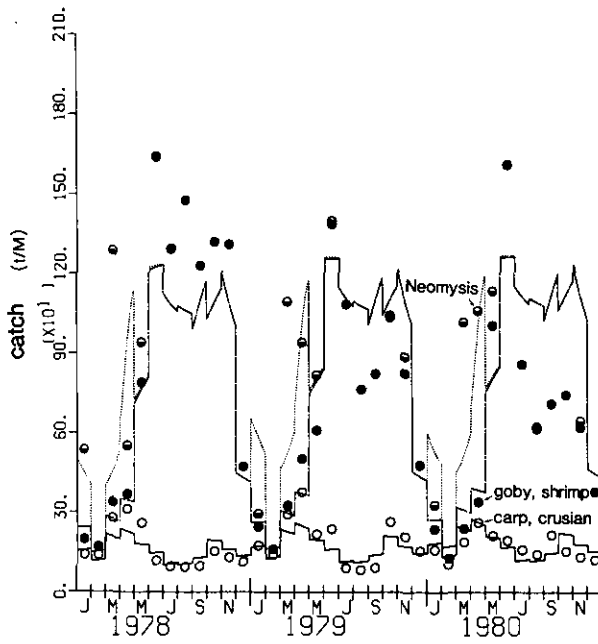
(v) Goby and fresh water shrimp

図53 つづき



(w) コイ・フナ

(w) Carp and crucian carp



(x) 漁獲量

下からコイ・フナ、ハゼ・エビ、イサザアミが積み上げられている。

(x) Fish catch

図 53 つづき

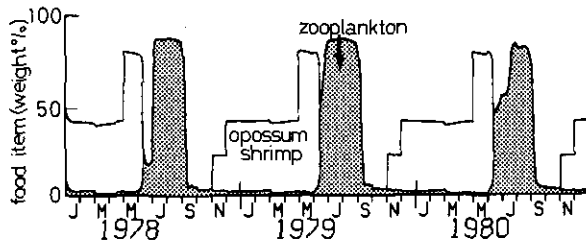


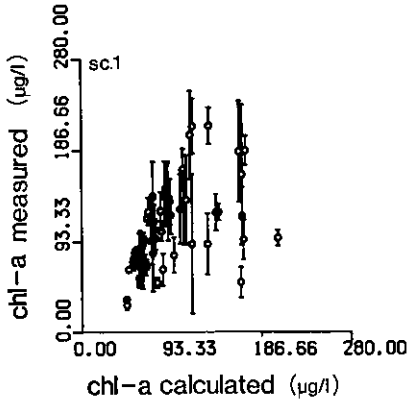
図 54 ハゼ・エビの摂食物

Fig. 54 Food of Goby and freshwater shrimp
図39の観測値に対応する。

当然同じように一致することになる。ただし計算で仮定した漁獲率は3年間にわたる平均値であるため各年の間の漁獲努力の変化に伴う漁獲量の変化を再現することはできない。1978～80年の出漁のべ日数をイサザゴロ引き網、張網、及び掛網について加え合わせてみると1978年には92,326日、79年には83,644日、80年は85,215日となり、1978年に底魚に対する漁獲努力が大きかったことが推定できる。

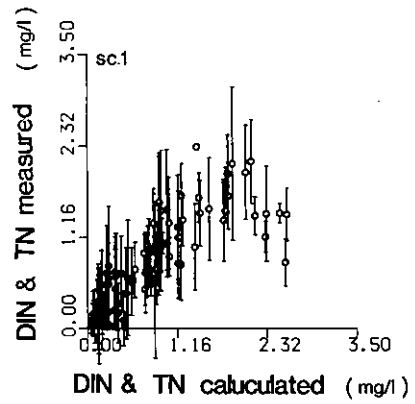
4章に述べたように検定値と観測値の比較には“time-series”的なものと“cross sectional”な見方の2種類が考えられる。図55(a)～(c)は4.2節の図20と同じように横軸に計算値を縦軸に観測値を記した適合検討図であり“time-series”的な解析の1例である。表30は両方の見方を含め比較に関する統計量を示したものであるがセクション平均値は比較的良好な一致を示すものの“time-series”的な適合の成績はかなり悪い。同様の検討例として Thomannら²²⁹⁾の LAKE 1モデルによるオンタリオ湖の例ではクロロフィル *a* を対象として相関係数0.53、回帰の傾き2.1～3.6、平均相対誤差30～40%を報告しており、富栄養化モデルの“time-series”的な適合性に対する困難さが理解できよう。

計算結果に関する検討の一つとして図56は検定期間3か年の湖内栄養塩の循環を記したものである。図中、箱の大きさは現存量 (t) に、矢の大きさはフラックス (t/M) に比例する。これからわかるように湖内物質循環に関する卓越した流れは無機溶存態→植物プランクトン→デトリタス→無機化のサイクルであり、その間に粒状態栄養塩の沈降が行われている。系外とのかかわりでは、イサザアミ・魚類等の底泥からの栄養塩汲み上げが無視できない大きさを持ち、 $5.2\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ (リン)、 $44.7\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ (窒素) にもなる。外部負荷による $4.5\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ (リン) $53.7\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ 、あるいは静止溶出による $0.53\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ (リン) $22.3\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ (窒素) と比べればその大きさが理解できる。またこの値は表28中に示されたイサザアミ・魚類による栄養塩回帰量 ($3.7\sim 8.3\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ (リン)、 $23.4\sim 38\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ (窒素)) と比較的良好に一致する値である。図56の数値から栄養塩各態の回転時間を計算すると表31のようになる。表中の値は他の湖に関する報告値、例えばウィングラ湖²²⁹⁾ (DIP : 0.52～0.59日, POP : 6.8～10日 (藻類態 P : 0.54～2.9日, DIN : 11日, PON :



(a) クロロフィル a, セクション 1

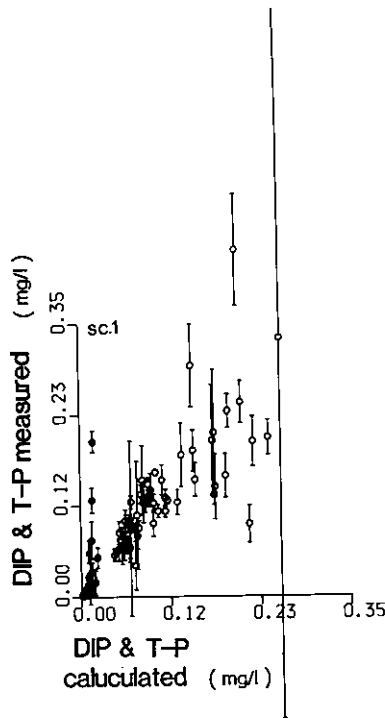
(a) Chlorophyll-a, section 1



(b) 窒素, セクション 1

(b) Nitrogen, section 1

黒丸は DIN, 白丸は TN を示す。



(c) リン, セクション 1

(c) Phosphorus, section 1

黒丸は DIP, 白丸は TP を示す。

図 55 適合性検討図の例

Fig. 55 Comparison of the calculated and measured results

表30 計算結果の適合性

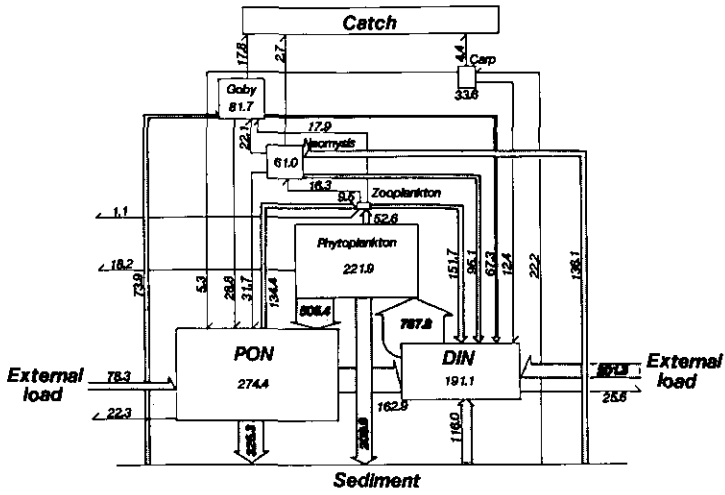
水質	セクション番号	相関係数	測定平均	計算平均	差のt値	回帰の傾き	相対誤差	絶対相対誤差
Chl- <i>a</i>	1	0.31	108	106	0.28 ***	0.31 —	0.47	0.36
	2	0.41	67	60	0.94 ***	0.27 —	0.63	0.46
	3	0.09	68	53	3.30 —	0.07 —	0.61	0.50
TP	1	0.46	0.132	0.104	2.43 *	0.46 —	0.54	0.30
	2	0.43	0.110	0.080	1.48 ***	0.32 —	1.26	0.25
	3	0.38	0.079	0.064	2.59 *	0.47 —	0.49	0.43
DIP	1	0.61	0.015	0.005	2.29 *	0.14 —	3.06	0.53
	2	0.32	0.0073	0.0079	0.29 ***	0.18 —	1.55	0.36
	3	0.62	0.0041	0.0054	1.20 ***	0.57 ***	1.39	0.62
TN	1	0.50	1.24	1.31	0.71 ***	0.61 *	0.40	0.28
	2	0.35	1.14	1.13	0.026 ***	0.31 —	0.50	0.37
	3	0.37	0.80	0.91	1.60 ***	0.43 —	0.48	0.32
DIN	1	0.36	0.31	0.23	1.94 **	0.27 —	0.94	0.81
	2	0.06	0.48	0.41	0.85 ***	0.04 —	1.15	0.93
	3	0.37	0.17	0.23	1.91 **	0.36 —	1.05	0.81
Zooplankton	—	0.70	0.95	0.85	0.31 ***	0.98 ***	1.06	0.74
総成長率	1	0.61	0.52	0.45	1.05 ***	1.05 **	0.50	0.41
	2	0.42	0.70	0.60	0.77 ***	0.40 *	0.76	0.46
	3	0.63	0.61	0.61	0.008 ***	0.63 **	0.59	0.51

計算結果を国公研データと比較したもの。差のt値、その判定、回帰の傾き、その判定等は表16と同じである。

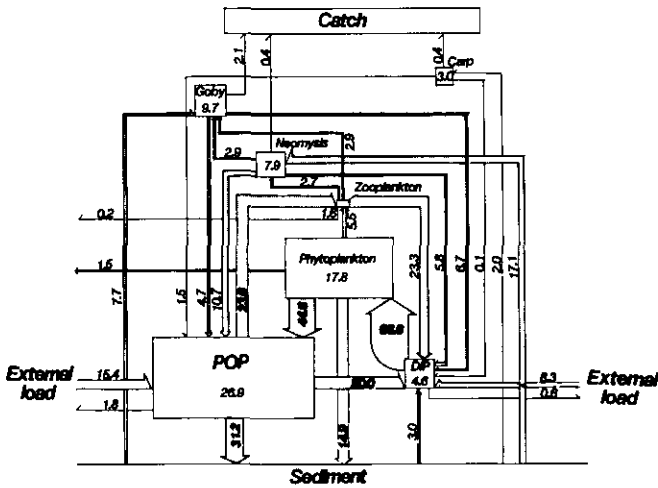
8.5~14日、藻類態 N : 0.46~7.4日) とほぼ同オーダーの値である。

図56は3か年の平均を示したものであったがそれらのうち湖水に対する収支の時間的変化を図57に示す。図は横軸から上に外部負荷、動物による湖底からの回帰、及び静止溶出といった流入分を、下に沈降、漁獲取り上げ、及び常陸利根川への流出分を積み上げたものである。これから明らかなように、湖水質変動の特徴としては、(1)春先のイサザアミを中心とした動物活動の活発化に伴う湖底栄養塩の回帰とその沈降、(2)夏期の窒素を中心とした溶出分の増加と動物による回帰活動の一時低下、及び、ラン藻の卓越による沈降フラックスの減少、(3)秋期の動物による回帰の活発化と夏期に増殖した植物プランクトンの沈降、(4)冬期における外部負荷流入の減少、動物による回帰の停滞があげられる。

最後に図58は検討を藻類にしぼりその総成長に対する制限因子の変化をプロットしたものである。算定は水面下1mを想定している。より深層部では光による制限が強くなることは当然であるが、図の水深では夏期の窒素制限、あるいは春期・秋期のリン制限が推定される。冬期には光・



(a)窒素
(a) Nitrogen



(b)リン
(b) Phosphorus

図 56 栄養塩循環図

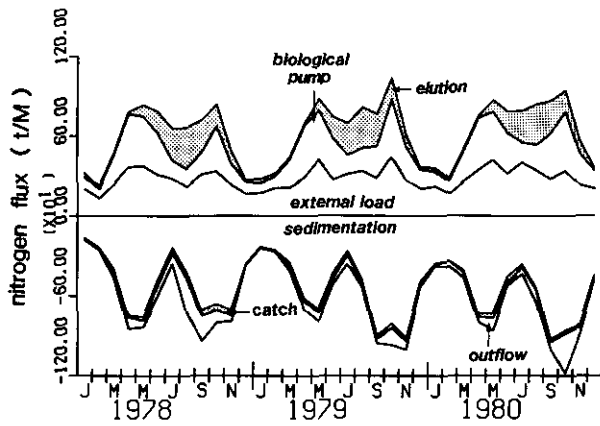
Fig.56 Nutrient cycling

単位は t/M, t である。

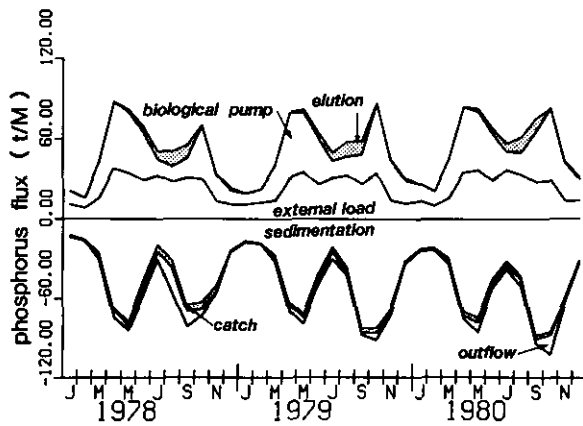
表31 各様態の回転時間 (日)

	P	N
無機溶存態	1.3	4.4
懸濁態	9.7	12.0
植物プランクトン態	4.9	5.2
上記3様態*	31.3	33.0
外部負荷・湖水質から算出した値*	40	76

* : 見かけの回転時間

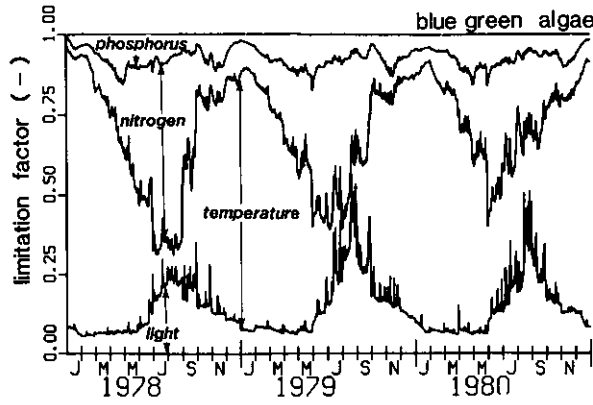


(a) 窒素
(a) Nitrogen

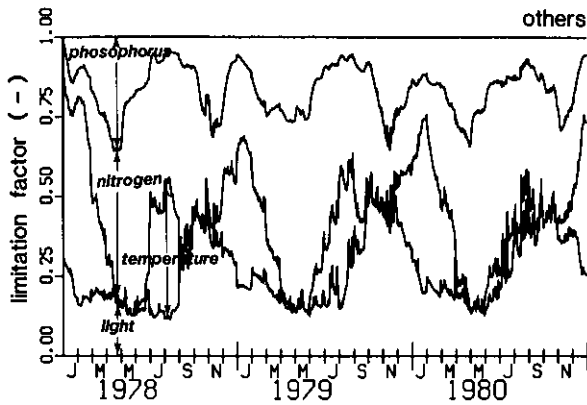


(b) リン
(b) Phosphorus

図 57 栄養塩の収支
Fig. 57 Inflow and outflow of nutrients



(a) ラン藻
(a) Blue-green algae



(b) その他の藻類
(b) Other algae

図 58 藻類成長の制限要因
Fig.58 Factors effecting on algal growth

本モデルでは藻類成長速度を $\hat{P}_{max}g(T) \cdot g(f_P) \cdot g(f_N) \cdot g_{TY}(I)$ と仮定している。ただし、 $g(T)$ 、 $g(f_P)$ 、 $g(f_N)$ 、 $g_{TY}(I)$ とはそれぞれ水温、窒素内部塩濃度、リン内部塩濃度、光強度によって最大成長速度 P''_{max} が割引かれる率を示すものである。これらの要因の制限強度を表現するために例えば水温では

$$L(T) = \frac{\ln(g(T))}{\ln(g(T)) + \ln(g(f_P)) + \ln(g(f_N)) + \ln(g_{TY}(I))}$$

としておけば

$$L(T) + L(f_P) + L(f_N) + L(I) = 1$$

$$0 \leq L(T), L(f_P), L(f_N), L(I) \leq 1$$

が成立しさらに L の大きさは制限の強さの順番と一致する。図はこれを積み上げて記したものである。計算に当たっては、ラン藻では期間中の最高水温、その他の藻類では 20°C における $f_P = f_{Pmax}$ 、 $f_N = f_{Nmax}$ 、 $I = I_{max}$ における計算総成長率を \hat{P}_{max} とし、 g はこの値によって正規化したものを使用した。

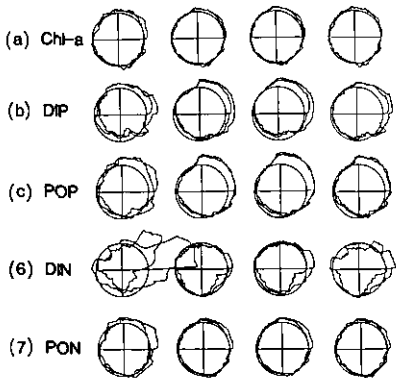
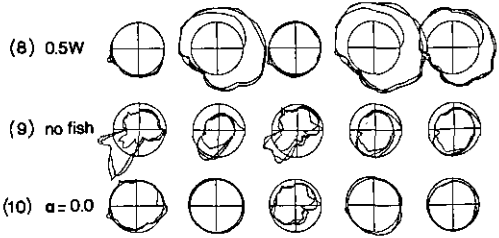
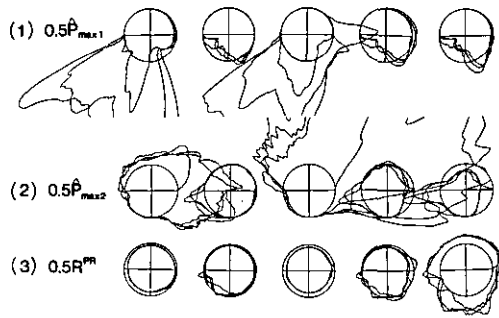
水温制限が卓越することは言うまでもない。またラン藻以外の藻類では夏期に最適水温を越すため、温度制限によっても成長が限害されていることがわかる。

6.3 感度解析

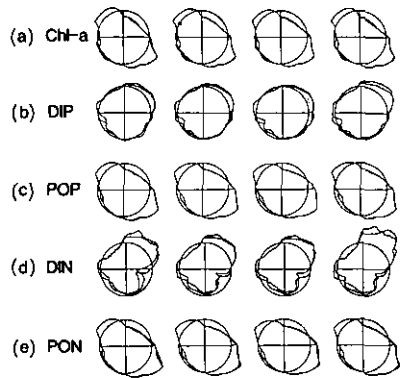
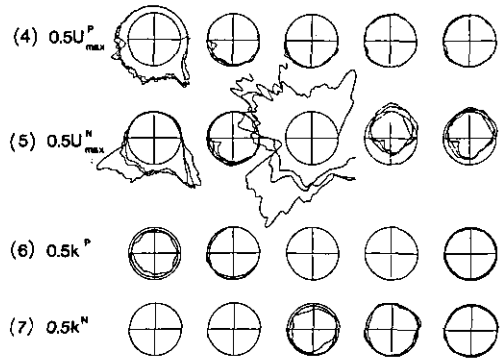
パラメーター、あるいはモデルで設定したいくつかの仮定が計算結果にどの程度影響をもたらしているかは感度解析によってある程度の見通しを立てることができる。

図59は栄養塩の動態に対し関与が深いと考えられるいくつかのパラメーターを変化させ、湖水質への感度を検討した例である。図の記法及び設定ケースの条件については図60及び表32に記す。ケース(1)、(2)は藻類間の成長速度比を変化させたものであり、競合する藻類の脱落によって相手側が優位な立場を得ること、溶存無機態栄養塩に大きな影響を与えていることがわかる。ケース(3)の呼吸・枯死速度の変化は藻類現存量に変化を与えるがそのパターンは変化しない。ケース(4)~(7)は藻類の外部栄養塩摂取にかかわる検討であり、(4)、(5)は摂取速度、(6)、(7)は半飽和定数の変化を行ったものである。摂取速度の変化は藻類現存量にはそれほど影響を及ぼさないが無機溶存態には大きな変化をもたらす。特に窒素摂取の阻害は藻類成長にある程度の影響を及ぼし、その結果水中の無機溶存態がかなり過剰となる。その程度は窒素にて秋から冬に大きいが、もともとこの時期には無機化、排せつ速度が摂取速度を上回り湖水中のDINがピークとなる時期でもあった。摂取半飽和定数の影響は小さく、外部栄養塩濃度に応じて内部栄養塩濃度が変化し、成長・摂取速度が自動的にコントロールされていることを示唆している。ケース(8)では沈降速度の変化が、ケース(9)、(10)ではイサザアミ・魚類の排せつ状況の変化

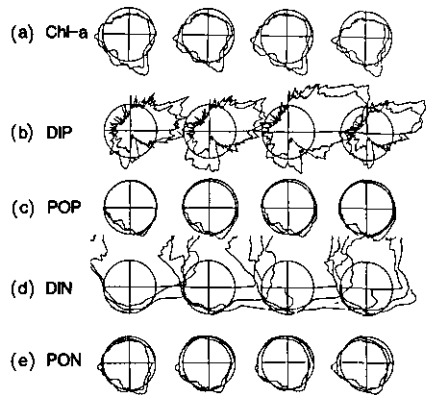
ケース(11)~(13)は以上のもとの若干異なり、外力項の変動性、あるいは内部栄養塩動力学仮定の感度を示したものである。まずケース(11)は流動・負荷状況の年内変動をなくした例であるが、本来外部負荷が多い夏~秋期の栄養塩が減少ぎみになっている。藻類に対する影響は大きくない。ケース(12)は静止溶出速度を一定にした場合であるが夏期のラン藻成長が栄養塩制限によって抑制され、春・秋のラン藻以外の藻類の成長を促していることが推定できる。変化の程度はケース(11)に比べ大きく、栄養塩の湖内循環の重要性を示している。ケース(13)は藻類内の栄養塩濃度を固定し一段型の成長モデルを採用した場合である。この場合にはモデルパラメーターを検討し直す必要があるが、ここでは簡単のため2段モデルと同一としている。冬期のDIN、DIPの余剰が特徴であり、Wangら¹⁰⁸⁾の報告と同様の結果を示す。



(11) constant flow and load



(12) constant release rate



(13) constant internal nutrient quantity

☒ 59 感度解析

Fig. 59 Sensitivity analysis

ケース(1)~(10)は左からセクション1のDIP, POP, DIN, PON, Chl-aを示す。

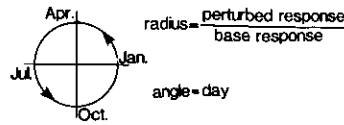


図 60 感度解析説明図

Fig. 60 Explanation of sensitivity circle

表32 感度解析

ケース番号	備 考
(1)	ラン藻成長速度 \hat{P}_{max_1} を1/2
(2)	その他の藻類の成長速度 \hat{P}_{max_2} を1/2
(3)	呼吸・死亡速度を1/2(ラン藻・その他共)
(4)	リン摂取速度を1/2(ラン藻・その他共)
(5)	窒素摂取速度を1/2(ラン藻・その他共)
(6)	リン摂取半飽和定数を1/2(ラン藻・その他共)
(7)	窒素摂取半飽和定数を1/2(ラン藻・その他共)
(8)	沈降速度を1/2(ラン藻・その他藻類, リン, 窒素共)
(9)	イサザアミ・魚類による回帰栄養塩フラックスを0にする。
(10)	イサザアミ・魚類排せつ栄養塩の無機比を0にする。
(11)	流動・負荷を一定値(平均値)とする。
(12)	底泥からの静止溶出を一定値(平均値)とする。
(13)	藻類内部栄養塩濃度を一定値(平均値)とする。

ケース(1)~(10)はセクション1のDIP, POP, DIN, PON, Chl-*a*を示し1978~80年の変化である。
 ケース(11)~(13)は4セクションのChl-*a*, DIP, POP, DIN, PONを示し1979~80年の変化である。
 POP, PONは藻類態のものを含む。

7 予 測

本章では前章までに開発した霞ヶ浦富栄養化モデルを基礎として行った将来水質予測計算について述べる。計算は西浦のみならず、これに北浦、常陸利根川の2水域を付け加えている。また外部負荷データとしては茨城県算定による値を、検定データとしては水質汚濁防止法に基づく公共用水域水質測定計画によって測定・公表されたもの^{48,230-233)}を使用する。これらは実際の水域水質管理計画が上記のデータに基づいて運用されているための措置である。計算は各水域を1ボックスとし全3ボックスを用いて行っているが、これは主として所与データ(特に外部負荷)が細分化されていないことによる。同様の理由から外部負荷の年度内変動は考慮せず、無機溶存態/有機粒状態比のみについて3章の結果を使用した。各ボックス、水質測定点及び主要流入河川等について図61に記す。各ボックスには植物プランクトン2種、同内部栄養塩4種、動物プランクト

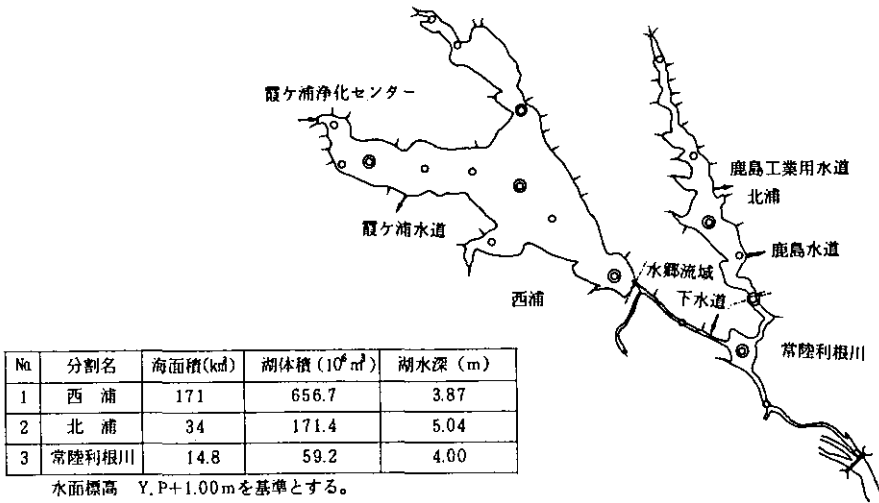


図 61 霞ヶ浦水系概要図

Fig. 61 The Kasumigaura Lakes

霞ヶ浦3水域の概要, ◎は環境基準点, ○は一般点を示す。また→は水収支計算に用いた流入河川のうち冠名河川位置を示し, ⇨は主要な取水源, 排水源を記している。

ン1種, 魚類等3種, 及び外部栄養塩4種の計14コンパートメントを設定したが, 常陸利根川については漁業データの不足のため魚類等3種を除いた11コンパートメントとしている。さらに予測モデルでは底泥中のデトリタスとして各ボックスにつき2コンパートメント(N, P栄養塩量として表現)を付け加え, システム全体を45コンパートメントで構成する。検定期間は負荷計算が基準とする1978年度~1981年度とし, 予測期間は1982年度~1990年度としている。

以下, 予測計算について前モデルと異なる点, 検定状況, 及び予測結果について論ずる。

(1) 水文気象条件

これらの条件に関しては前モデルとほぼ同様の方法によって推定・計算した。すなわち湖流出入流量に関する8要素については表33に示す方法で算出し(図62(a)), 気象因子に関しては表15によった。ただし, 湖水温については環境基準点測定値を使用し線型補間した(図62(b))。1982年4月1日以降(予測期間)に関しては次の3パターンを設定し外挿することにした。

1978年型—1978年度水文・気象条件を使用する。高温多照型

1980年型—1980年度水文・気象条件を使用する。低温寡照型

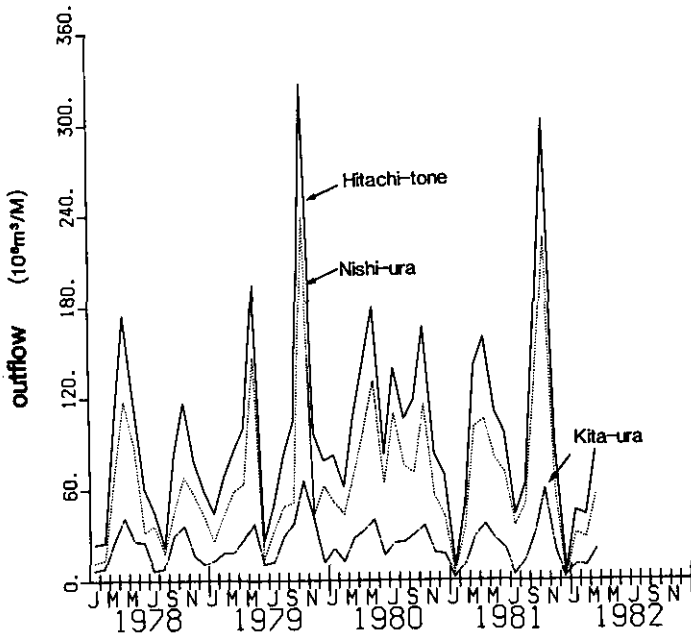
平均型—1978~1980年度水文・気象条件を平均する。

各パターンの年間平均値を表34に示す。

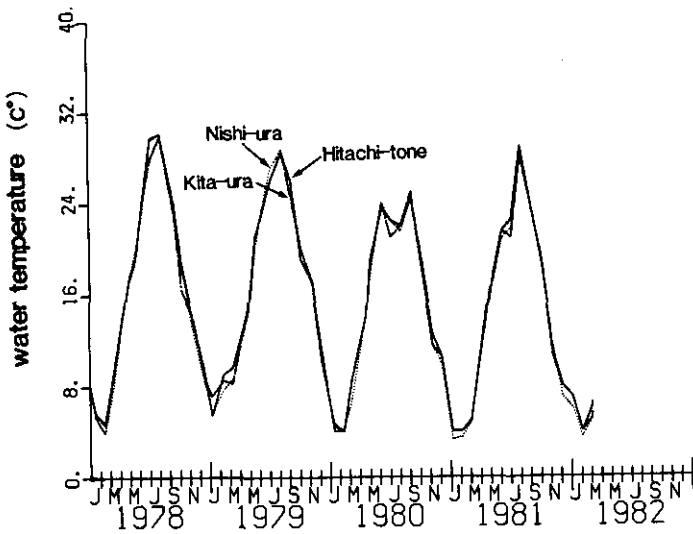
表33 水文・気象データ一覧（予測計算）

計 算 方 法	西 浦	北 浦	常陸利根川	備 考
湖 面 降 水 量	代表降水量×湖面積	土浦・江戸崎降水量	鉾田・鹿島降水量	鹿島
河 川 流 出 量	流域代表降水量×流出率	柿岡・真壁・筑波山・土浦・ 館野・江戸崎・竜ヶ崎降水量	美野里・鉾田・鹿島降水量	鹿島
地下水流出量	河川流出量×0.0103 ²⁰⁾			
下 水 排 水 量	報告値	霞ヶ浦浄化センター* ₁	霞ヶ浦水郷浄化センター* ₂	
農 業 排 水 量	推定 ²⁰⁾	全54.83×10 ⁶ m ³ /y	全15.5×10 ⁶ m ³ /y	全57.2×10 ⁶ m ³ /y
湖 面 蒸 発 量	大型バンに よる観測値 ³⁵⁾ ×湖面積			1981年7月以降データなしのため 前年までの平均月蒸発量とする。
上 水 取 水 量	報告値	霞ヶ浦水道	鹿島工業用水道	—
農 水 取 水 量	推定 ²⁰⁾	全77.5×10 ⁶ m ³ /y	全23.3×10 ⁶ m ³ /y	全74.6×10 ⁶ m ³ /y

*₁: 1990年度には9×10⁴m³/dとする。 *₂: 1990年度には7900m³/dとする。



(a) 各水域流出量
(a) Water runoff



(b) 水温
(b) Water temperature

図 62 気象・水文状況
Fig.62 Physical forcing functions

表34 水文・気象パターン (予測計算)

	平均日射量 (cal/cm ² /d)	平均水温 (°C)			平均水位 Y. P + m	年間流出量 (10 ⁶ m ³ /y)		
		西 浦	北 浦	常陸利根川		西 浦	北 浦	常陸利根川
(1) 1978年型								
1978	322.80	16.78	16.80	17.26	0.95	631.20	249.48	951.45
1979	309.35	16.42	16.45	16.51	1.03	867.26	334.43	1310.52
1980	293.99	14.50	14.76	14.96	1.03	899.61	282.82	1287.16
1981	304.34	14.75	14.79	15.11	0.96	870.63	256.07	1217.04
1982	327.16	16.43	16.50	16.90	0.96	602.16	240.26	910.58
1983	327.16	16.43	16.50	16.90	0.96	605.28	240.26	913.97
1990	327.16	16.43	16.50	16.90	0.96	627.12	240.26	937.75
(2) 1980年型								
1978	322.80	16.78	16.80	17.26	0.95	631.20	249.48	951.45
1979	309.35	16.42	16.45	16.51	1.03	867.26	334.43	1310.52
1980	293.99	14.50	14.76	14.96	1.03	899.61	282.82	1287.16
1981	304.34	14.75	14.79	15.11	0.96	870.63	256.07	1217.04
1982	295.39	14.73	15.02	15.19	1.04	945.59	306.65	1366.86
1983	295.39	14.73	15.02	15.19	1.04	948.71	306.65	1370.25
1990	295.39	14.73	15.02	15.19	1.04	970.55	306.65	1394.03
(3) 平均型								
1978	323.80	16.78	16.80	17.26	0.95	631.20	249.48	951.45
1979	309.35	16.42	16.45	16.51	1.03	867.26	334.43	1310.52
1980	293.99	14.50	14.76	14.96	1.03	899.61	282.82	1287.16
1981	304.34	14.75	14.79	15.11	0.96	870.63	256.07	1217.04
1982	308.05	15.63	15.73	15.98	1.00	804.14	277.67	1174.29
1983	308.05	15.63	15.73	15.98	1.00	807.26	277.67	1177.69
1990	308.05	15.63	15.73	15.98	1.00	829.10	277.67	1201.46

(2) 外部負荷条件

使用した外部負荷は図63に示すものである。将来値である1988年度、1990年度負荷量は茨城県霞ヶ浦栄養化防止条例による規制・指導に基づいて計画された値であり中間年度については線型内挿した。各年度負荷量値典を表35に一覧する。この負荷量削減によって茨城県は1990年度時点でTN 0.9mg/l, TP 0.07mg/l程度を目標としている²³⁴⁾。負荷削減率は対81年度比でTN 18%, TP 37%であるが、無施策に比べればTN 34%, TP 52%となっており、これを実現するた

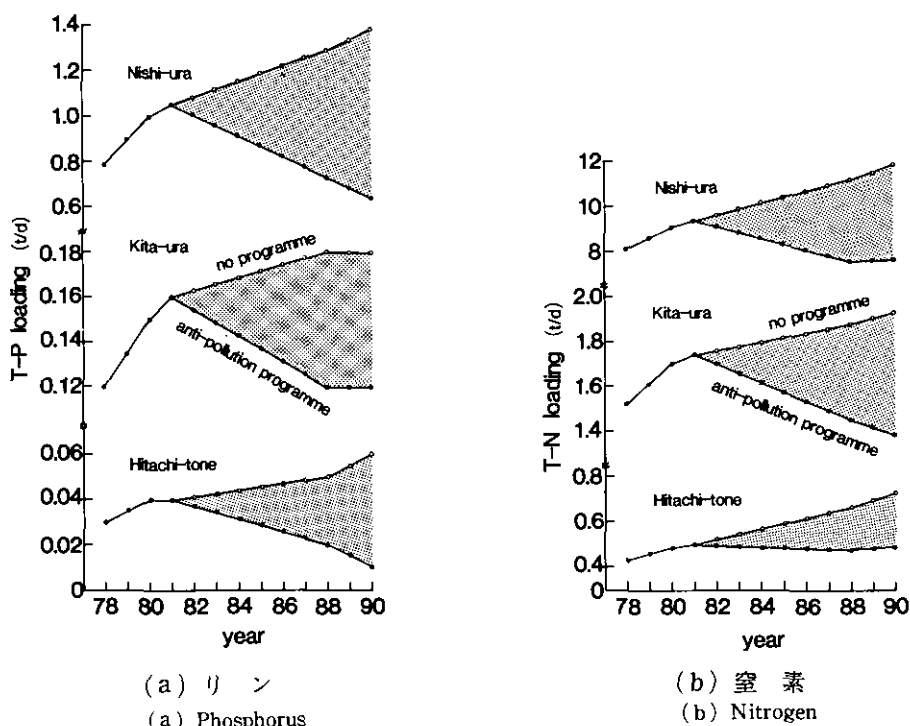


図 63 外部負荷量
Fig. 63 External loading

めに①下水道の普及、②下水道処理、し尿処理の系外放流・高次化・維持管理の徹底、③洗剤無リン化、④事業場排水規制、⑤畜産・水産養殖負荷の低減、⑥農地の適正施肥、⑦適正な水管理など、多角的な観点からの対策が計画されている。

(3) 底泥コンパートメントの追加

前章までのモデルでは湖底からイサザアミ、魚類への栄養塩供給速度は観測成長速度によって規定され、湖底での餌密度には依存しない型であった。この方法は計算値と観測値の適合に当たってはある程度の説得性を持つが、負荷削減時のように湖底状況が変化するときには適用し得ないと考えられる。本モデルではこの点に関する改良として以下のような変更を行っている。

(a) 湖底に推積しイサザアミ・魚類にとって摂食可能である“フレッシュなデトリタス”をモデルコンパートメントとして組み込む。

(b) この底デトリタスの動力学としては魚類等による被食、腐敗・分解による摂食不能物質への変化、及び湖水中の藻類・デトリタスの沈降による堆積を考え(図64)、次式のような定式化を行った。

表35 外部負荷値根拠

年 度	根 拠	備 考
1978	茨城県(1979):昭和54年度環境庁委託業務結果報告書 ³⁰⁾	原単位法による。3水域への配分は1981年度と同一とした。
1979	1978, 1980年度から線型補間した。	
1980	茨城県水質審議会霞ヶ浦専門部会(1981):汚濁負荷量の削減試算について ²³⁴⁾	原単位法による。3水域への配分は1981年度と同一とした。
1981, } 1988, } 1990 }	環境庁(1983):窒素リン環境基準類型指定打合せ資料(霞ヶ浦) ²³⁵⁾	原単位法による。
1982 } 1987, } 1989 }	1981, 1988, 1990年度から線型補間した。	

排出負荷量中の溶存無機塩比は第3章と同一であると仮定した。

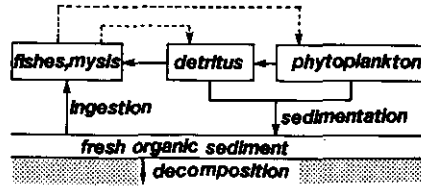


図 64 底デトリタスモデル

Fig.64 Sediment model

$$\frac{dD}{dt} = -\Sigma GZ^{Fi} - REM^D \cdot D + W^o \cdot O + W_1^P \cdot P_1 + W_2^P \cdot P_2 \quad (7.1)$$

ここに D は底デトリタス現存量 (t), GZ^{Fi} はイサザアミ・魚類による被食量 (t/d), REM^D は分解速度係数 (1/d) であり, W^o , W_1^P , W_2^P はデトリタス, 藻類 (ラン藻, その他) の沈降係数 (1/d), O , P_1 , P_2 はその現存量 (t) である。

(c) イサザアミ, ハゼ・エビは動物プランクトン密度が高いときにはこれを優先的に摂食するが, これらが不足するときには底デトリタスの摂食を開始する。ただしその摂食形態は堆積するものを直接採取する場合もあろうし, また物理的にかく乱によって底付近で巻き上がっているものを摂食する場合も考えられる¹⁶⁴⁾が, モデル上では区別はしていない。魚類による湖底からの摂食物としてはこのほかにユスリカなどのベントスがある。コスリカ羽化時における水中・湖外への回帰については既に5章において検討した。またそれ以外の時期における被食による回帰量は

無視し得ると考えられている。したがって本モデルではひとまず、イサザアミ・魚類を介して湖底からの栄養塩回帰は式 (7.1) によって記述されると考え、ベントス等の考慮は行わないことにする。

(d) 魚類等による底デトリタス捕食項 GZ^{Fi} は捕食者密度、餌密度、その分布状況、易食性などに左右されることは言うまでもない。その様子を本モデルでは次のように定式化する。

$$GZ^{Fi} = \frac{c^D}{k_{1/2} + c^D} \cdot \hat{GZ}_0^{Fi} \cdot F_i \quad (7.2)$$

ここに c^D は底デトリタス密度 (D/Ar , Ar は面積, gDW/m^2), $k_{1/2}$ は摂餌半飽和定数, \hat{GZ}_0^{Fi} は季節によって変化する変数, F_i は捕食者現存量である。

(e) $k_{1/2}$ に関する情報はほとんどない。付表 B.25 は一つの目安にはなるが、餌質、運動性が異なることから直接の参考にはならない。したがって予測では $k_{1/2} = 0 \sim 10 gDW/m^2$ の範囲で変化させ、さらに式 (7.2) の極限型として

$$GZ^{Fi} = \frac{c^D}{c_0^D} \cdot \hat{GZ}_0^{Fi} \cdot F_i \quad (7.3)$$

も合わせ考慮する。ここに c_0^D は定数である。

(f) 式 (7.2), (7.3) の $c^D / (k_{1/2} + c^D)$ あるいは c^D / c_0^D は底デトリタス状況の変化による摂食速度の変化を示す項であるが、比較の基準としての検定期間を取れば、その期間中の底デトリタス密度を c^D , 捕食速度を \hat{GZ}^{Fi} として

$$GZ^{Fi} = \frac{c^D}{k_{1/2} + c^D} \cdot \frac{k_{1/2} + c^D}{c^D} \cdot \hat{GZ}_0^{Fi} \cdot F_i \quad (7.4)$$

あるいは

$$GZ^{Fi} = \frac{c^D}{c^D} \cdot \hat{GZ}_0^{Fi} \cdot F_i \quad (7.5)$$

としなければならない。ここに c^D としては検定期間中にては計算した c^D を、予測期間中には季節性を考慮して検定期間 (ただし後半の 1980, 81 年) での年内変動パターンを用いた。以上から本モデルで仮定している底デトリタス被食状況は、㊸ 検定期間中には第 5 章で述べたものと同様、㊹ 予測期間中には底デトリタス量を検定期間中での同月日のものと比較し割り引き率、割り増し率を考慮したものとする。

(g) 底デトリタスの腐敗・分解速度 REM^D は水温 T によって次式のように表現されると考える。

$$REM^D = REM^{D1} \theta_D^{T-20} \quad (7.6)$$

ここに REM^{D1} は $T=20^\circ\text{C}$ での分解速度、 θ_D は温度係数である。 REM^{D1} は無機化速度とは異なり“フレッシュ”でなくなることによる忌避効果なども含まれ、これに対応する実験・実測は行われていないが、ここでは対象とする現象に比較的近いと考えられる湖中沈降物中のクロロフィル a の減衰状況¹³¹⁾ (図65) から $REM^{D1}=0.108/\text{d}$ と定めた。また θ_D は $Q_{10}=2.0$ と仮定し $\theta_D=1.072$ とする。

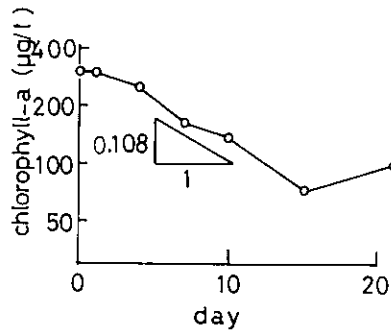


図 65 底デストリタスの分解速度
Fig.65 Decomposition rate of fresh sediment

(4) 北浦の魚類及びその漁獲強度

西浦と比べ北浦ではワカサギ・シラウオが多く、底魚の漁獲状況も西浦と同一であるかは疑問である。ワカサギ・シラウオは湖底からの栄養塩取り上げに関与しないが、ベントス・デトリタスフィーダーへの捕食圧を通じ間接的に関与する。両魚種の漁獲強度は西浦の $0.79\text{gWW}/\text{m}^2/\text{y}$ に比べて、北浦は $8.7\text{gWW}/\text{m}^2/\text{y}$ (1978~1981)であり北浦底魚、イサザアミに対する捕食圧は無視し得ない。そこで北浦ハゼ・エビ及びイサザアミに対してはその動力学方程式を

$$\frac{dFI}{dt} = (G^{FI} - R^{FI}) \cdot FI - GZ^{FI} - GZ^S - FC \quad (7.7)$$

とし、ワカサギ・シラウオによる捕食項 GZ^S を

$$GZ^S = k^S \cdot FI$$

とする。 FI 、 G^{FI} などの記号については既に述べた。 k^S は捕食者密度などに依存し季節的にも大きく変化すると考えられるが、それらを定量化する情報はなく、本モデルでは一定値としかつ、検定パラメーターと考える。

次に北浦の魚類現存量及び漁獲率に関し西浦、北浦のイサザゴロ引き網、張網による漁獲状況

を比較して表36に示す。CPUE比及び漁獲圧比を現存量・漁獲圧推定のめどとし、特に北浦漁獲圧は西浦のそれと等しいものとした。計算現存量は k^S によって変化するが、表36に示したものは k_N^S (イサザアミ被食圧)=0.0088 (1/d), k_E^S (ハゼ・エビ被食圧)=0.0034 (1/d) であり以後この値を使用した。

(5) 検 定

検定パラメーターは最少限にとどめることが望ましく、藻類成長速度 \hat{P}_{max} , \hat{P}_{max} 及びデトリタス・植物プランクトン沈降速度比 f_{wr}^P , f_{wr}^N などについて行っている。モデル上の藻類成長速度がボックスの粗密によって変化することはよく知られており³³⁶⁾、本モデルにおいても何回かの試行の結果、前章モデルとは異なった値である $\hat{P}_{max}=3.63$ (1/d), $\hat{P}_{max}=2.50$ (1/d) を採用した。また沈降速度比は $f_{wr}^P=0.58$, $f_{wr}^N=0.75$ としている。図66 (a) ~ (i) はその適合状況を示すものであり、図中に示されている黒丸は環境基準点の、白丸は一般点を含む全点の実測値の平均値を示したものである。適合状況は概して西浦で良好であり次いで北浦、常陸利根川となる。後2水系、特に常陸利根川で適合が悪いのはイサザアミ・魚類を無視したこと、1ボックスでは近似困難な点があるなどの理由が考えられるが、現段階ではその原因は明らかではなく今後の研究を待つ必要がある。

(6) 将来水質の予測

将来水質計算は図63に示した外部負荷を用い1990年度まで行った。表37は1990年度における計算結果の一部であり県削減計画に基づけば西浦クロロフィルで51.2~58.6 μ g/l, 西浦TPで0.057~0.073mg/l, 西浦TNで0.90~1.07mg/lとなることがわかる。計算結果は $k_{1/2}$ が大きい程良好な水質を得、1978年型、平均型、1980年型の順に濃度の低減がみられる。またNo. 7, No. 8

表36 西浦・北浦の漁業比較

	漁 獲 量 (t/y)				漁 獲 圧 比	現 存 量 比 (計算値)	CPUE比
	西 浦		北 浦				
	報告値	計算値	報告値	計算値			
イサザアミ	1657 ²⁾	1277 ³⁾	71 ²⁾	43 ³⁾	0.96 ^{1,5)}	0.28 ³⁾	0.27 ^{1,5)}
ハゼ・エビ	7114 ²⁾	6728 ³⁾	758 ²⁾	915 ³⁾	0.96 ^{1,5)} , 1.07 ^{1,6)}	0.63 ³⁾	0.50 ^{4,8)} , 0.53 ^{4,7)} , 0.58 ^{4,9)}
コイ・フナ	2310 ²⁾	2547 ³⁾	519 ²⁾	506 ³⁾	1.07 ^{1,6)}	1.00 ³⁾	1.27 ^{4,10)} , 0.74 ^{4,11)}

データ年 1) 1976~1981, 2) 1978~1981, 3) 1978年度~1981年度, 4) 1980~1981

魚種・漁法 5) イサザゴロ引き網, 6) 張網, 7) ハゼ・張網, 8) エビ・張網, 9) エビ・イサザゴロ引き網,

10) コイ・張網, 11) フナ・張網

CPUE=ある漁法による平均漁獲量/その漁法を営んだ経営体数

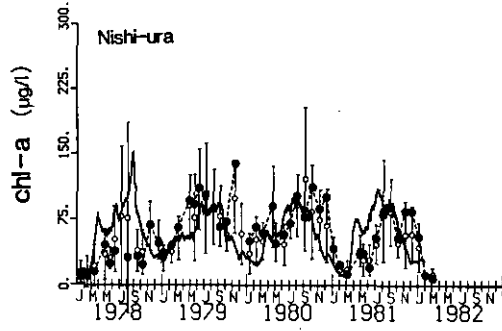
CPUE比=北浦(常陸利根川を含む)CPUE/西浦CPUE

漁獲圧比=北浦経営体数・西浦湖面積(171km²)/(西浦経営体数・北浦湖面積(48.8km²))

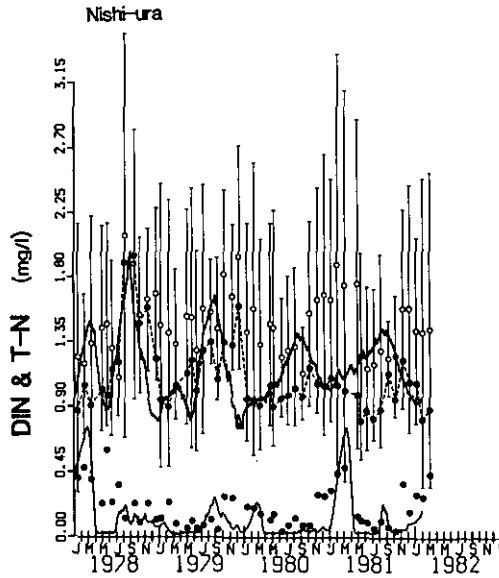
表37 1990年度における水質予測値

		西 浦			北 浦			常陸利根川			k _{1/2} (g/m ²)	水文・ 気象型	負 荷
		TP mg/l	TN mg/l	クロロ フィルa μg/l	TP mg/l	TN mg/l	クロロ フィルa μg/l	TP mg/l	TN mg/l	クロロ フィルa μg/l			
検定期間観測値 (FY1978-FY1981)	基準点のみの平均	0.08	1.12	63.2	0.06	0.84	31.9	0.07	0.95	45.5			
	一般点を含む平均	0.09	1.49	59.2	0.07	1.00	33.5	0.09	0.97	47.8			
	検定期間計算値	0.091	1.19	61.4	0.065	0.88	33.3	0.073	0.97	46.5			
1981年度観測値	基準点のみの平均	0.06	0.96	54.6	0.04	0.79	21.1	0.06	0.89	39.5			
	一般点を含む平均	0.09	1.38	46.2	0.06	0.99	24.6	0.07	0.90	41.0			
1981年度計算値		0.096	1.21	63.2	0.067	0.86	34.5	0.078	0.98	49.7			
1990年度計算値	No. 1	0.067	1.01	55.9	0.050	0.71	30.3	0.050	0.87	42.4	2.0	平均型	茨城県削減計画
	2	0.068	1.08	57.0	0.056	0.80	33.7	0.048	0.91	40.1	2.0	1978型	茨城県削減計画
	3	0.066	0.99	53.8	0.049	0.69	29.3	0.053	0.88	42.8	2.0	1980型	茨城県削減計画
	4	0.073	1.07	58.6	0.052	0.74	30.8	0.054	0.90	44.1	0.0	平均型	茨城県削減計画
	5	0.057	0.90	51.2	0.054	0.71	31.6	0.046	0.82	39.9	式(7.5)	平均型	茨城県削減計画
	6	0.110	1.32	69.4	0.068	0.86	35.6	0.091	1.10	54.6	2.0	平均型	削減対策せず
	7	0.049	0.59	40.1	0.040	0.44	23.4	0.041	0.50	29.9	2.0	平均型	FY1990にて削減率64%(P), 82%(N)*
	8	0.030	0.43	29.8	0.024	0.33	17.3	0.025	0.39	20.9	2.0	平均型	FY1990にて削減率88%(P), 99%(N)*
	9	0.066	1.00	55.4	0.050	0.72	31.4	0.050	0.86	42.4	3.0	平均型	茨城県削減計画
	10	0.065	0.99	55.0	0.057	0.73	32.8	0.051	0.86	42.3	4.0	平均型	茨城県削減計画
	11	0.063	0.96	53.7	0.057	0.73	32.6	0.049	0.85	41.7	10.0	平均型	茨城県削減計画
	12	0.061	0.94	52.9	0.056	0.72	32.4	0.048	0.84	41.1	20.0	平均型	茨城県削減計画

* 対1981年度、1990年度まで線型に削減する。



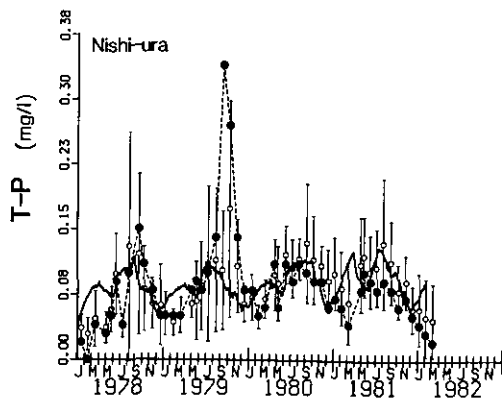
(a) クロロフィル a, 西浦
(a) Chlorophyll-a, Nishi-ura



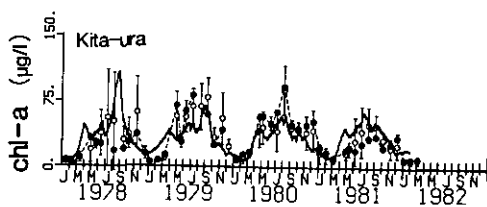
(b) 窒素, 西浦
(b) Nitrogen, Nishi-ura

図 66 検定計算
Fig.66 Simulation results

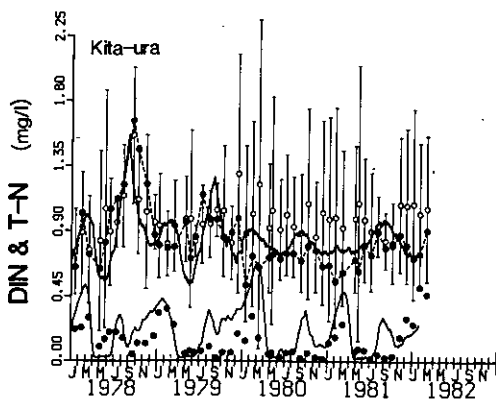
黒丸は基準点, 白丸は一般点を含む全点の観測値平均値である。また下半黒丸は基準点の DIN 観測値を示す。



(c) リン, 西浦
(c) Phosphorus, Nishi-ura

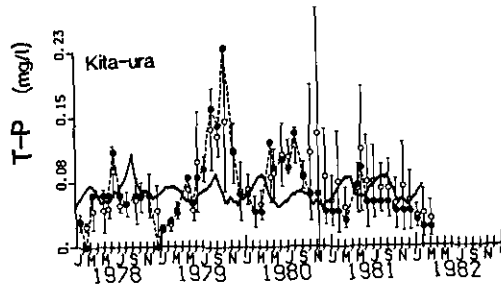


(d) クロロフィル a, 北浦
(d) Chlorophyll-a, Kita-ura

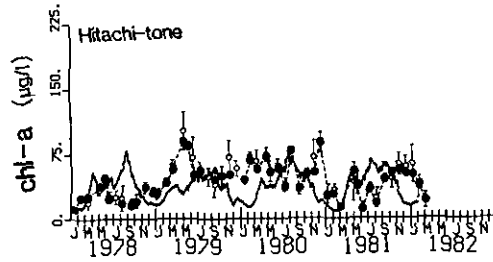


(e) 窒素, 北浦
(e) Nitrogen kita-ura

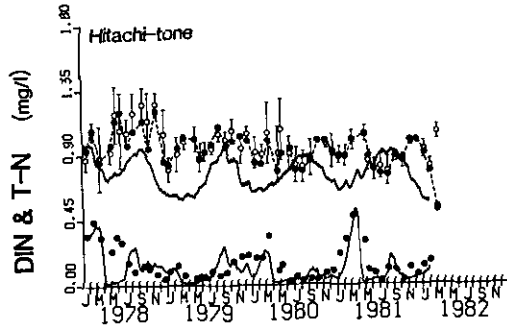
図 66 (つづき)



(f) リン, 北浦
(f) Phosphorus, Kita-ura

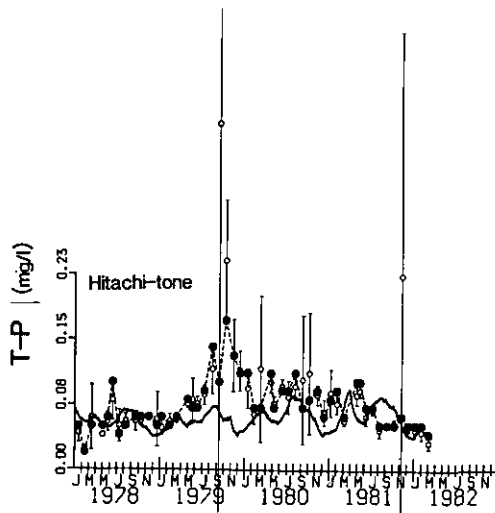


(g) クロロフィル a, 常陸利根川
(g) Chlorophyll-a, Hitachi-tone



(h) 窒素, 常陸利根川
(h) Nitrogen, Hitachi-tone

図 66 (つづき)



(i) リン, 常陸利根川
(i) Phosphorus, Hitachi-tone

図66 (つづき)

のケースはそれぞれ環境基準類型IV ($TP \leq 0.05 \text{mg/l}$, $TN \leq 0.6 \text{mg/l}$) 及び類型III ($TP \leq 0.03 \text{mg/l}$, $TN \leq 0.4 \text{mg/l}$) を目指したものであるが類型IIIへの到達は不可能な結果となっている。中間年における水質浄化の変遷については図67及び図68にその一部を示すが、No. 5のケースでは中間年度にて水質の悪化が見られることがある。これは図69に示されるような魚種組成の変化が発生するためであろう。

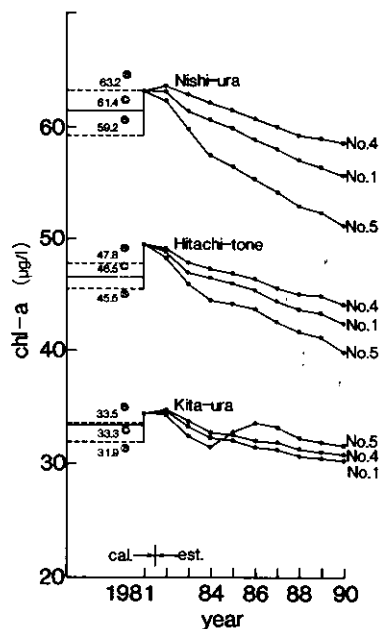
湖内の栄養塩循環については表38に No. 1の例を示す。外部負荷削減に伴ってイサザアミ・魚類が湖底から回帰させる栄養塩量の重要性が際立ってくる。ただし、その程度は $k_{1/2}$ に大きく左右され、例えば $k_{1/2} = 0.0, 2.0 \text{ (gDW/m}^2\text{)}$ 、及び式(7.5)のものを比較すれば表39のような値となり、西浦 TP の場合、外部負荷の80~145%となる。

クロロフィル *a* と栄養塩、例えば TP の関係は、図70に示すように移行する。変化の程度は我が国各湖沼あるいは諸外国湖沼と同様な傾向を示している。また TP と漁獲量の関係は図71であり、他の湖とほぼ同様な挙動を示す。

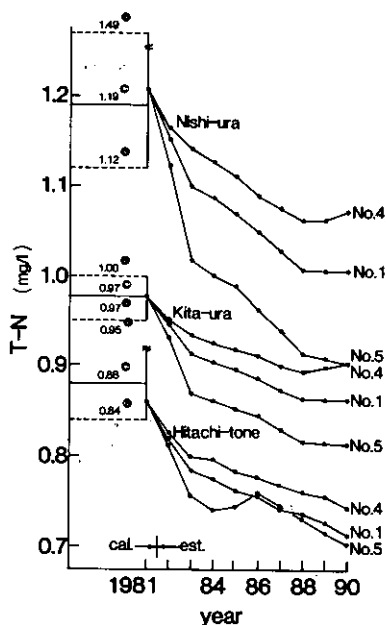
以上をまとめると、茨城県の計画している負荷削減計画のもとで1990年度における霞ヶ浦水質状況は次のようになる。

(a) 西浦では $TP \sim 0.07 \text{mg/l}$, $TN \sim 1.0 \text{mg/l}$, 北浦では $TP \sim 0.05 \text{mg/l}$, $TN \sim 0.7 \text{mg/l}$ 程度が予想される。いずれも類型IVを満足することはできないであろう。

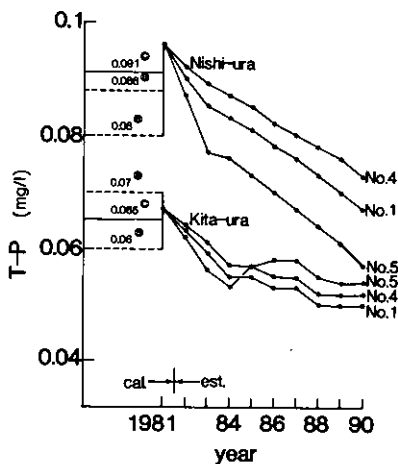
(b) 負荷削減対策を行わないときに比べれば浄化率は西浦 TP で39%, TN で23%, 北浦 TP で26%, TN で14% (No. 1 と No. 6 の比較) となる。対策なしのときには類型Vを越える可能性が高いから、削減対策の意義は大きいと言える。



(a) クロロフィルa
(a) Chlorophyll-a



(b) 窒素
(b) Nitrogen



(c) リン
(c) Phosphorus

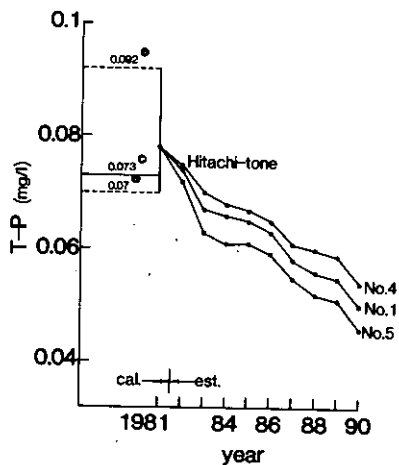
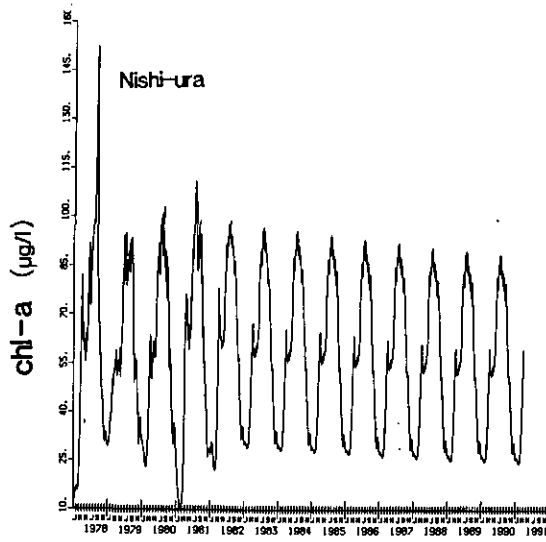
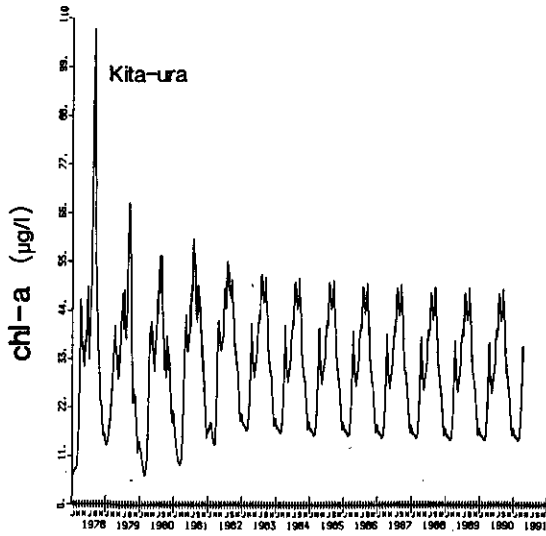


図 67 水質経年変化の予測(1)
Fig.67 Long-term water quality simulations (1)

- No.1, No.4, No.5の場合, (●)検定期間中の計算値の平均
- (○)検定期間中の基準点の平均
- (■)検定期間中の一般点, 基準点の平均

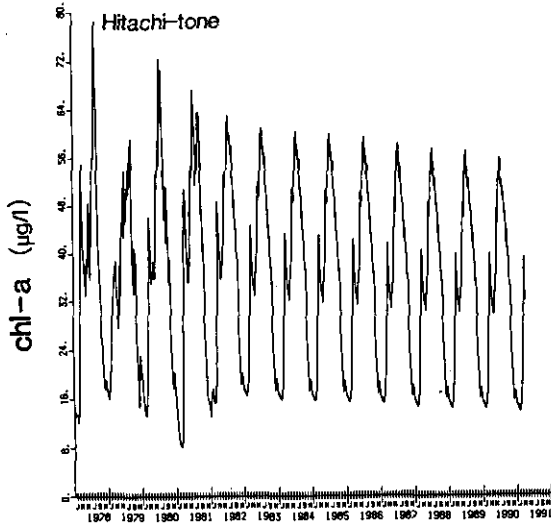


(a) クロロフィル a, 西浦
(a) Chlorophyll-a, Nishi-ura

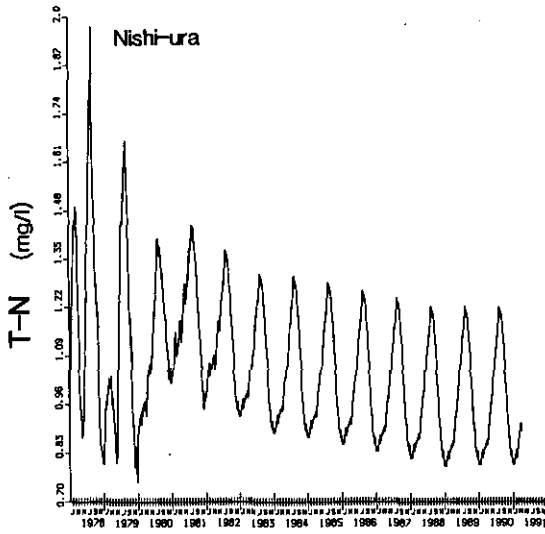


(b) クロロフィル a, 北浦
(b) Chlorophyll-a, Kita-ura

図 68 水質経年変化の予測例(2)
Fig. 68 Long-term water quality simulations (2)
No. 1 の場合

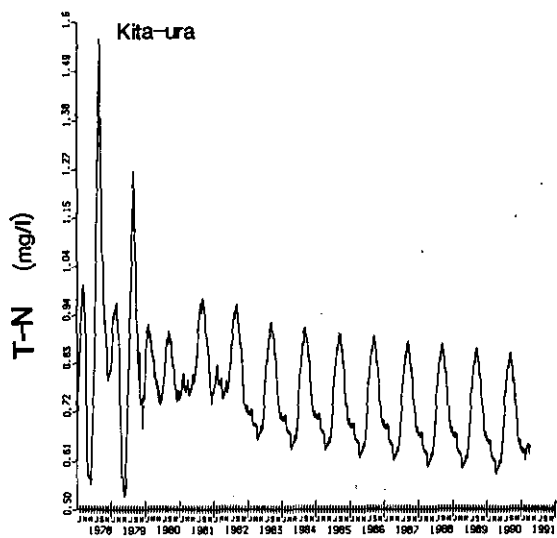


(c) クロロフィル *a*, 常陸利根川
(c) Chlorophyll-*a*, Hitachi-tone



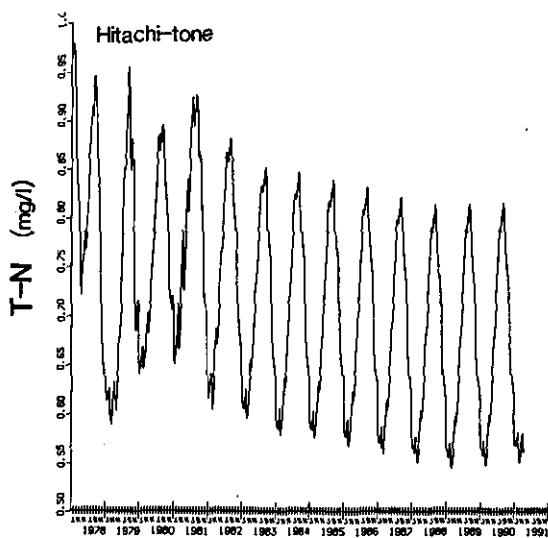
(d) TN, 西浦
(d) TN, Nishi-ura

図 68 (つづき)



(e) TN, 北浦

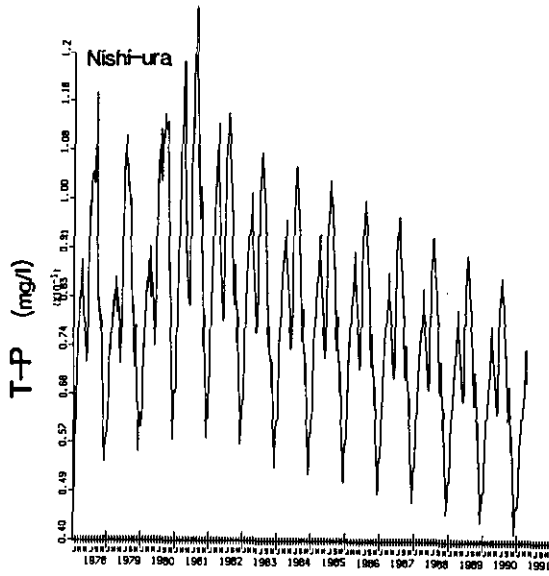
(e) TN, Kita-ura



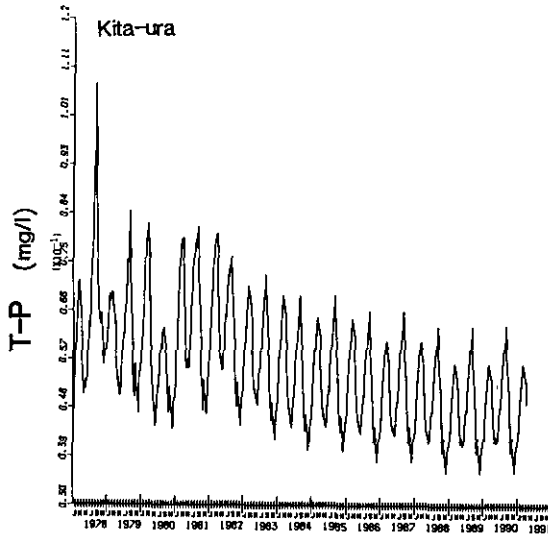
(f) TN, 常陸利根川

(f) TN, Hitachi-tone

図 68 (つづき)

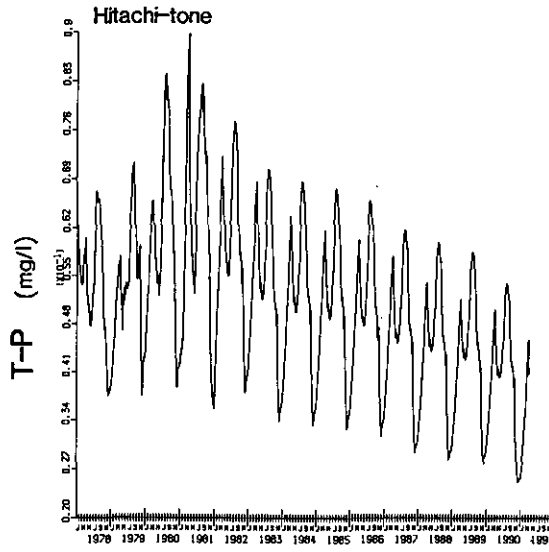


(g) TP, 西浦
(g) TP, Nishi-ura



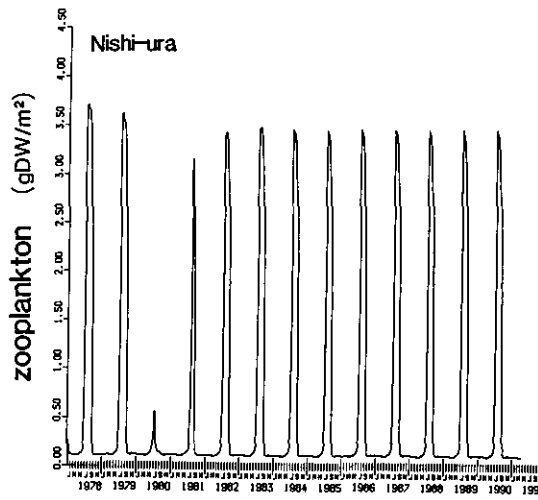
(h) TP, 北浦
(h) TP, Kita-ura

図 68 (つづき)



(i) TP, 常陸利根川

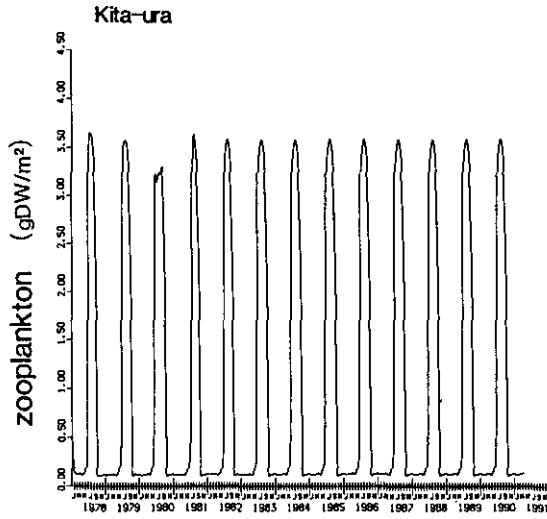
(i) TP, Hitachi-tone



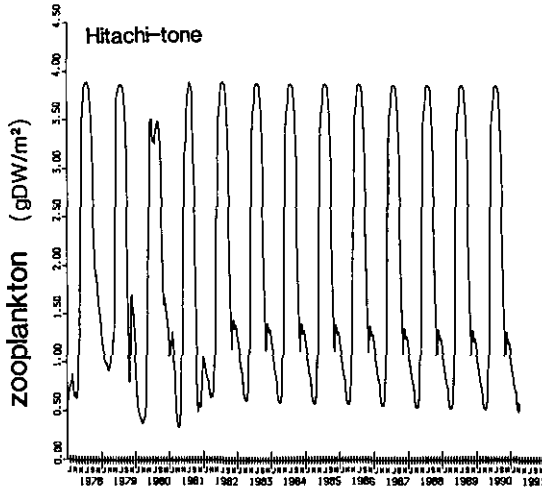
(j) 動物プランクトン, 西浦

(j) Zooplankton, Nishi-ura

図68 (つづき)

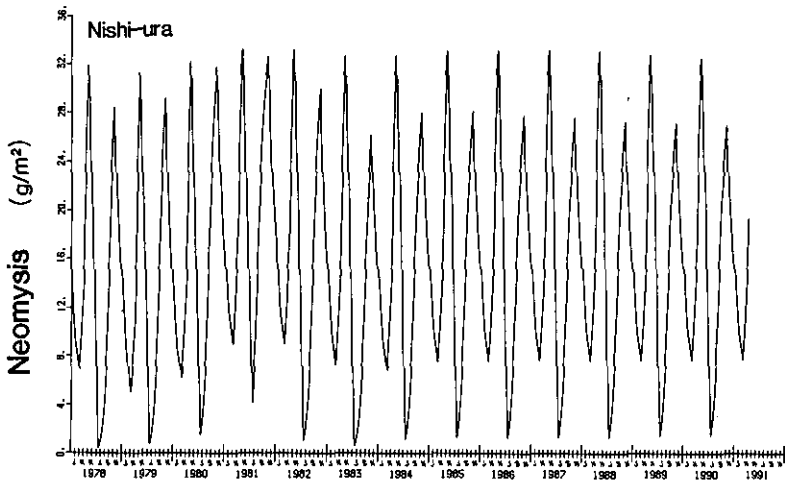


(k) 動物プランクトン, 北浦
(k) Zooplankton, Kita-ura

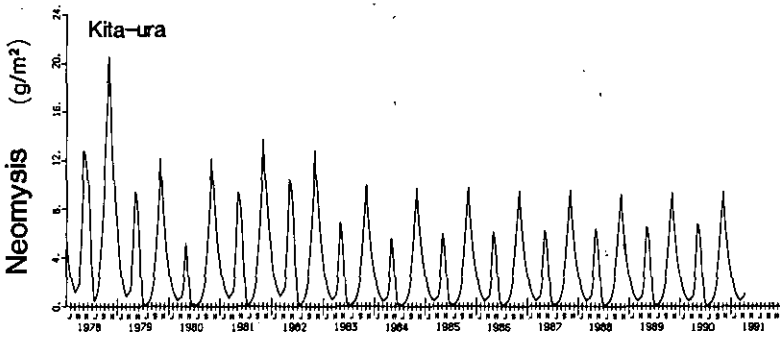


(1) 動物プランクトン, 常陸利根川
(1) Zooplankton, Hitachi-tone

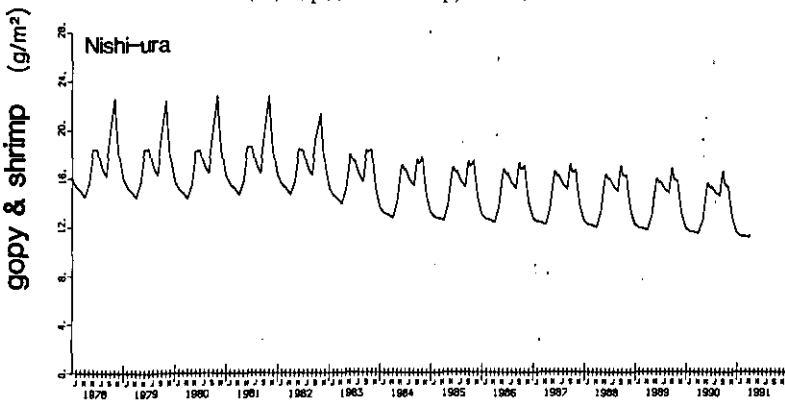
図68 (つづき)



(m) イサザアミ, 西浦
(m) Opossum shrimp, Nishi-ura

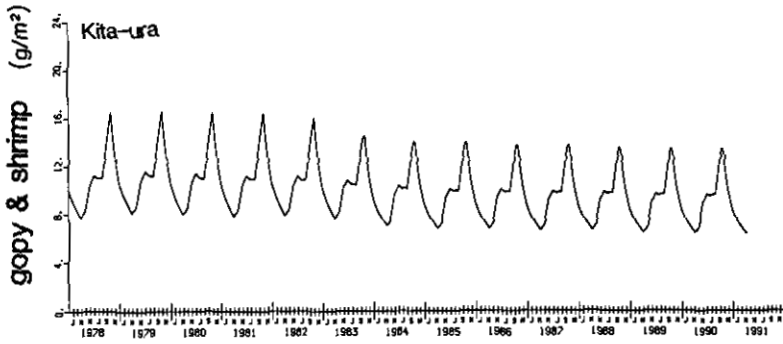


(n) イサザアミ, 北浦
(n) Opossum shrimp, Kita-ura

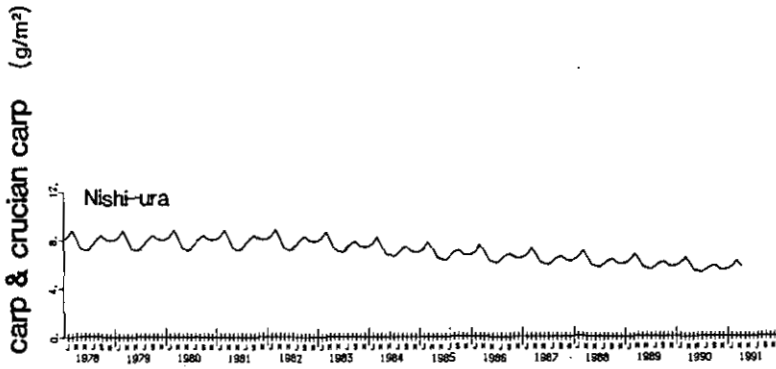


(o) ハゼ・エビ, 西浦
(o) Goby and freshwater shrimp, Nishi-ura

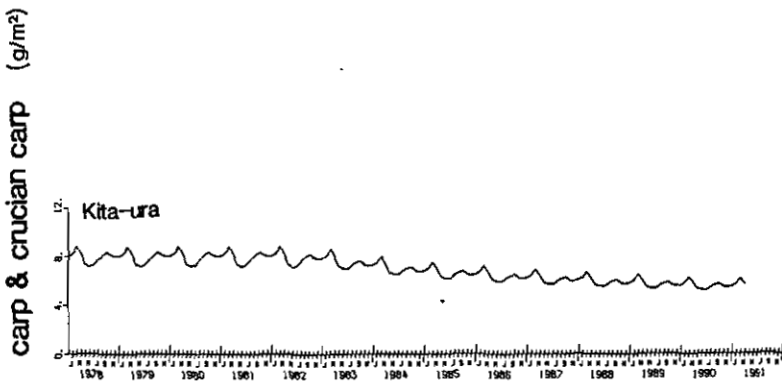
図 68 (つづき)



(p) ハゼ・エビ, 北浦
(p) Goby and freshwater shrimp, Kita-ura

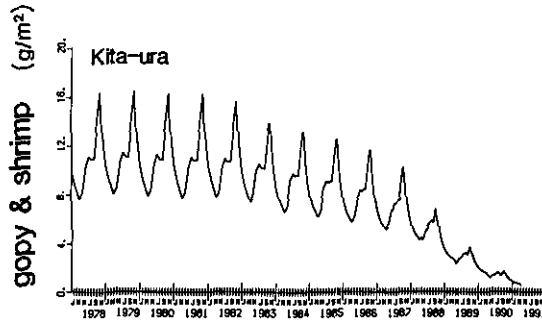


(q) コイ・フナ, 西浦
(q) Carp and crucian carp, Nishi-ura

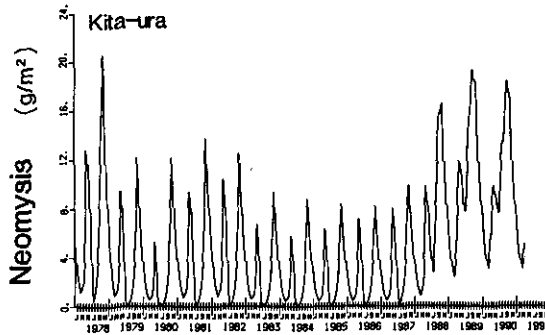


(r) コイ・フナ, 北浦
(r) Carp and crucian carp, Kita-ura

図 68 (つづき)



(a) ハゼ・エビ
(a) Goby and freshwater shrimp



(b) イサザアミ
(b) Opossum shrimp

図 69 魚種の変化
Fig.69 Change of fishes
No.5北浦の例

(c) 霞ヶ浦富栄養化の大きな特徴として内部負荷率の高いことがあげられる。したがってこれを抑制する施策の実施が強く望まれる。

(d) 実際の水質が本予測計算結果より、さらに低濃度側となる可能性としては (i) 静止溶出負荷は湖水質の浄化に伴って低減すると考えられるがそれを考慮していないこと、(ii) イサザアミ・底魚の減少、ラン藻の相対的な減退などに伴う浮魚の増加等が底泥からの栄養塩回帰に相乗的に作用しこれを減衰させる可能性があることがあげられる。

(e) 実際の水質が本予測計算結果よりさらに高濃度側となる可能性としては (i) 動物による底泥からの栄養塩回帰は底デトリタス量にどの程度依存するかが不明であること、(ii) 窒素削減を行うことによって窒素固定可能な藻類種に遷移する可能性があること、などが考えられる。

表38 湖内栄養塩の循環

No.1の例, t/M

load: 外部負荷, B. rel: 動物による回帰, inflow: 上流湖からの流入, sed: 沈降, catch: 漁獲, outflow: 下流湖への流出

西浦		TP balance (t/M)								TN balance (t/M)							
年度	Chl-a (μg/l)	TP (mg/l)	外部負荷	溶出	動物持ち上げ	流入	沈降	漁獲	流出	TN (mg/l)	外部負荷	溶出	動物持ち上げ	流入	沈降	漁獲	流出
検定	61.4	0.091	28.4	3.1	28.6	0.0	50.9	3.0	5.9	1.19	268.5	116.0	246.8	0.0	527.5	26.1	78.5
1981	63.2	0.096	32.0	3.1	30.0	0.0	55.4	3.1	6.8	1.21	285.4	116.0	258.6	0.0	551.1	27.0	88.2
1982	62.3	0.090	30.4	3.1	27.2	0.0	52.3	3.0	5.7	1.15	277.1	116.0	237.6	0.0	536.9	26.3	74.9
1983	61.4	0.085	29.2	3.1	24.9	0.0	49.1	2.8	5.4	1.10	269.3	116.0	218.5	0.0	508.4	24.8	71.1
1984	60.7	0.083	27.6	3.1	25.4	0.0	48.0	2.7	5.3	1.09	261.0	116.0	222.1	0.0	502.8	24.0	70.7
1985	59.9	0.081	26.5	3.1	25.2	0.0	46.9	2.7	5.2	1.07	252.3	116.0	220.6	0.0	494.8	23.6	70.0
1986	59.0	0.078	24.9	3.1	25.0	0.0	45.3	2.6	5.0	1.05	244.5	116.0	217.8	0.0	485.3	23.3	68.9
1987	58.1	0.076	23.7	3.1	24.7	0.0	43.9	2.6	4.9	1.03	236.8	116.0	215.7	0.0	476.3	22.9	67.9
1988	57.1	0.073	22.2	3.1	24.3	0.0	42.3	2.6	4.7	1.01	228.5	116.0	212.3	0.0	466.6	22.5	66.8
1989	56.6	0.070	21.0	3.1	24.0	0.0	40.9	2.5	4.6	1.01	230.7	116.0	209.3	0.0	464.7	22.0	66.9
1990	55.9	0.067	19.7	3.1	23.5	0.0	39.3	2.5	4.4	1.01	232.6	116.0	205.2	0.0	463.6	21.4	67.2

北浦		TP balance (t/M)								TN balance (t/M)							
年度	Chl-a (μg/l)	TP (mg/l)	外部負荷	溶出	動物持ち上げ	流入	沈降	漁獲	流出	TN (mg/l)	外部負荷	溶出	動物持ち上げ	流入	沈降	漁獲	流出
検定	33.3	0.065	4.3	0.6	2.6	0.0	5.7	0.4	1.4	0.88	50.0	23.1	24.5	0.0	74.1	3.5	19.5
1981	34.5	0.067	4.9	0.6	2.6	0.0	6.3	0.4	1.3	0.86	52.9	23.1	24.2	0.0	78.2	3.6	17.7
1982	33.9	0.063	4.6	0.6	2.6	0.0	6.1	0.4	1.4	0.82	51.7	23.1	24.4	0.0	78.9	3.5	18.4
1983	33.3	0.059	4.6	0.6	2.1	0.0	5.6	0.4	1.2	0.79	50.5	23.1	20.3	0.0	72.8	3.3	17.4
1984	32.3	0.055	4.3	0.6	1.9	0.0	5.3	0.3	1.2	0.78	49.3	23.1	18.9	0.0	70.3	3.2	17.1
1985	32.2	0.055	4.3	0.6	1.9	0.0	5.2	0.3	1.2	0.76	48.1	23.1	18.9	0.0	69.8	3.1	16.9
1986	31.5	0.053	4.0	0.6	1.9	0.0	5.0	0.3	1.1	0.76	46.9	23.1	18.6	0.0	68.3	3.0	16.7
1987	31.3	0.053	4.0	0.6	1.9	0.0	5.0	0.3	1.1	0.74	45.6	23.1	18.5	0.0	67.5	3.0	16.4
1988	30.7	0.050	3.7	0.6	1.9	0.0	4.7	0.3	1.1	0.74	44.4	23.1	18.3	0.0	66.0	2.9	16.3
1989	30.5	0.050	3.7	0.6	1.9	0.0	4.7	0.3	1.0	0.73	43.5	23.1	18.2	0.0	65.4	2.9	16.1
1990	30.3	0.050	3.7	0.6	1.9	0.0	4.7	0.3	1.1	0.71	42.3	23.1	18.3	0.0	64.8	2.8	15.8

常陸利根川		TP balance (t/M)								TN balance (t/M)							
年度	Chl-a (μg/l)	TP (mg/l)	外部負荷	溶出	動物持ち上げ	流入	沈降	漁獲	流出	TN (mg/l)	外部負荷	溶出	動物持ち上げ	流入	沈降	漁獲	流出
検定	46.5	0.073	1.1	0.3	0.0	7.3	2.9	0.0	5.9	0.97	14.3	10.0	0.0	98.0	44.5	0.0	78.7
1981	49.7	0.078	1.2	0.3	0.0	8.1	3.2	0.0	6.6	0.98	15.2	10.0	0.0	105.9	47.5	0.0	86.0
1982	48.9	0.074	1.2	0.3	0.0	7.1	3.0	0.0	5.8	0.95	15.2	10.0	0.0	93.3	45.5	0.0	74.6
1983	47.0	0.067	0.9	0.3	0.0	6.6	2.7	0.0	5.3	0.91	14.9	10.0	0.0	88.5	43.2	0.0	71.7
1984	46.5	0.066	0.9	0.3	0.0	6.5	2.7	0.0	5.2	0.91	14.9	10.0	0.0	87.9	42.7	0.0	71.4
1985	46.0	0.065	0.9	0.3	0.0	6.4	2.6	0.0	5.2	0.90	14.9	10.0	0.0	86.8	42.2	0.0	70.8
1986	45.4	0.063	0.9	0.3	0.0	6.2	2.5	0.0	5.0	0.89	14.9	10.0	0.0	85.6	41.6	0.0	70.2
1987	44.4	0.058	0.6	0.3	0.0	6.0	2.4	0.0	4.7	0.87	14.6	10.0	0.0	84.3	40.9	0.0	69.4
1988	43.7	0.056	0.6	0.3	0.0	5.8	2.3	0.0	4.6	0.86	14.6	10.0	0.0	83.1	40.2	0.0	68.8
1989	43.4	0.055	0.6	0.3	0.0	5.6	2.3	0.0	4.5	0.87	14.9	10.0	0.0	83.0	40.1	0.0	69.0
1990	42.4	0.050	0.3	0.3	0.0	5.5	2.1	0.0	4.2	0.87	14.9	10.0	0.0	82.9	39.9	0.0	69.3

表39 湖水中への栄養塩流出入各項目の重要性

	水域	型式	$k \frac{1}{2}$ (g/m ²)	静止溶出 (%)	動物による回帰 (%)	沈 降 (%)	流 出 (%)	漁 獲 (%)	内部負荷率
TP	西 浦	1981年度	—	10	94	173	21	10	1.04
		No.4	0.0	16	145	220	25	15	1.61
		No.1	2.0	16	121	202	23	13	1.37
		No.5 式(7.5)	16	80	172	19	6	0.96	
	北 浦	1981年度	—	12	53	129	27	8	0.65
		No.4	0.0	16	59	132	30	11	0.75
		No.1	2.0	16	51	127	30	8	0.67
		No.5 式(7.5)	16	62	141	32	3	0.78	
TN	西 浦	1981年度	—	41	91	193	31	9	1.32
		No.4	0.0	50	106	212	31	11	1.56
		No.1	2.0	50	88	199	29	9	1.38
		No.5 式(7.5)	50	58	178	26	4	1.08	
	北 浦	1981年度	—	44	46	148	33	7	0.90
		No.4	0.0	55	52	158	39	9	1.07
		No.1	2.0	55	43	153	37	7	0.98
		No.5 式(7.5)	55	47	161	38	2	1.02	

No.1, 4, 5は1990年度の値である。外部負荷を基準値(100%)とした。

内部負荷率=(静止溶出+動物による回帰)/外部負荷

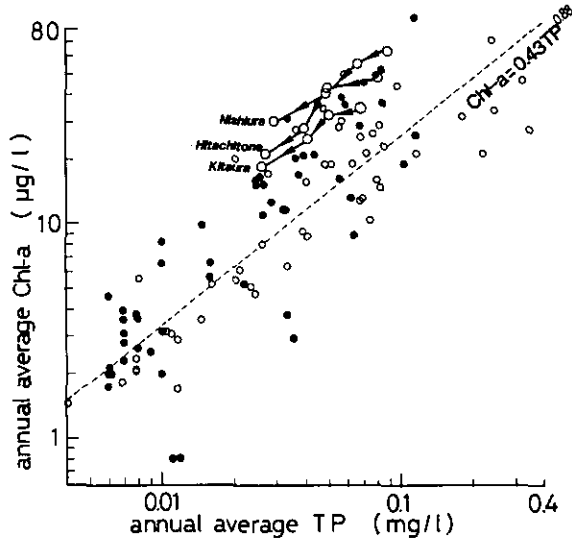


図 70 クロロフィル *a* と TP の変化の軌跡

Fig.70 Cross sectional analysis between chlorophyl-*a* and TP

○霞ヶ浦水域の水質変化の軌跡, 濃度値の高い方から FY1981, FY1990 (No. 1), FY1990 (No. 7), FY1990 (No. 8) を示す。

●我国湖沼の観測値 (FY1980, 1981調べ)

○OECD レポートによる報告値²³⁷⁾

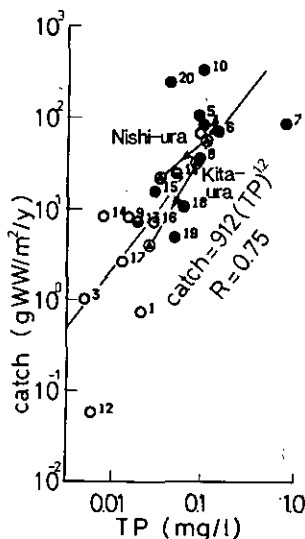


図 71 湖水質 (TP) と漁獲量

Fig. 71 Cross sectional analysis between TP and fish catch

漁獲量には貝類等を含む。ただし計算値は魚類のみである。数字は湖沼コードを示す。1：十和田，2：小川原，3：猪苗代，4：霞ヶ浦，5：北浦，6：印旛，7：手賀，8：諏訪，9：琵琶，10：湖沼，11：網走，12：洞爺，13：大沼，14：芦ノ湖，15：精進，16：木崎，17：青木，18：湖山，19：東郷，20：宍道，TP：湖平均，1980年度水質年鑑²³⁸⁾，漁獲量：昭和53年漁業養殖業生産統計年報¹⁵⁹⁾，○：平均水深10m以上，◐：平均水深5～10m，●：平均水深5m未満。

引用文献

- 1) 津野 洋 (1977)：微生物による基質の摂取・代謝の動力学モデル化に関する研究. 京都大学学位論文.
- 2) 宮崎忠国・中杉修身 (1981)：霞ヶ浦環境動態モデル. 国立公害研究所調査報告，第18号，83-91.
- 3) 北畠能房 (1981)：湖環境の利用に関するモデリング. 国立公害研究所調査報告，第18号，157-172.
- 4) 合田 健・村岡浩爾・福島武彦 (1984)：霞ヶ浦の栄養塩の物質収支について. 国立公害研究所研究報告，第54号，9-29.
- 5) 中杉修身・北畠能房・原科幸彦・内藤正明 (1979)：富栄養化防止に関する総合解析フレームワーク. 国立公害研究所研究報告，第6号，303-309.
- 6) 合田 健 (1981)：富栄養化問題とモデリング. 国立公害研究所調査報告，第18号，1-6.
- 7) 村岡浩爾 (1982)：霞ヶ浦の物質収支と動態モデル解析の方向. 国立公害研究所研究発表会予稿集. SS/OT-5-82，177-197.
- 8) Basta, D. J. and B. T. Bower (eds.) (1982)：Analyzing natural systems, analysis for regional

- residuals—Environmental quality management. Resources For the Future, Inc., Washington, D. C.
- 9) Muller, J. A. and E. Vinci (1980) : Workshop on verification of water quality models. EPA/600/01-80-016, U. S. Environmental Protection Agency.
 - 10) Swain, W. R. (1978) : The computerized ecosystem. EPA-600/J-78-037, U. S. Environmental Protection Agency.
 - 11) 大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘 (1981) : 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 3-21.
 - 12) 南部祥一・真柄泰基・国包章一・田畑日出男 (1974) : 霞ヶ浦の水質におよぼす吹送流と底質の影響. 用水と廃水, 16, 159-168.
 - 13) 浜田篤信・津田 勉 (1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究-III- 窒素収支について. 茨城県内水面産試験場調査研究報告, 第13号, 29-43.
 - 14) Opuszynski, K. (1979) : The role of fishery management in counteracting eutrophication process. *In* : Hypertrophic Ecosystems, S. I. L. Workshop on Hypertrophic Ecosystems, held at Växjö, eds., Barica, J. and J. R. Mur, 263-269.
 - 15) 春日清一 (1982) : 霞ヶ浦の生態系管理による富栄養化防止. 国立公害研究所調査報告, 第21号, 36-43.
 - 16) Heidtke, T. M. and W. C. Sonzogni (1979) : Modeling the Great Lakes system : Ongoing and planned modeling activities. Great Lakes Environmental Planning Study Contributions 6, Great Lakes Basin Commission, Ann Arbor, MI.
 - 17) Office of Technology Assessment (1982) : Use of models for water resource management, planning, and policy. OTA-O-159, Congress of United States, Washington D. C.
 - 18) 村岡浩爾・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦 (西浦) の湖流. 国立公害研究所研究報告, 第19号. 150p.
 - 19) Thomann, R. V. (1972) : Systems analysis and water quality management. McGraw-Hill, New York.
 - 20) 村岡浩爾 (1981) : 霞ヶ浦の水収支. 国立公害研究所研究報告, 第20号, 103-119.
 - 21) 建設省霞ヶ浦工事事務所 (1974) : 霞ヶ浦低水流量調査報告書 (案).
 - 22) 建設省霞ヶ浦工事事務所・水資源開発公団霞ヶ浦開発建設所 (1973) : 霞ヶ浦水質現況調査報告書 (流入河川からの流入水質と流入負荷量).
 - 23) 山口高志・吉川勝秀 (1980) : 河川の水質・汚濁負荷量に関する研究 (II). 土木研究所報告, 第154号.
 - 24) 羽田守夫 (1977) : 雄物川の水質変動特性とその変化. 土木学会論文報告集, No. 265.
 - 25) Westerdahl, H. E., J. Harris, W. B. Ford and C. R. Lee (1981) : Evaluation of techniques to estimate annual water quality loadings to reservoirs. Technical report, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station. WES-TR-E-81-1.
 - 26) International Joint Commission, Great Lakes Water Quality Board (1976) : Annual Report.
 - 27) Hall, F. R. (1970) : Dissolved solid-discharge relationship, 1. mixing models. Water Resour. Res. 6 (3). 845-850.
 - 28) 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.
 - 29) 国土開発技術研究センター (1978) : 昭和52年度霞ヶ浦汚濁制御調査報告書. 建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所委託.
 - 30) 茨城県知事 (1979) : 昭和54年度環境庁委託業務結果報告書.

- 31) 茨城県環境局 (1981) : 汚濁負荷量の削減予測について(案). 茨城県水質審議会専門部会提出資料.
- 32) EX 都市研究所 (1980) : 霞ヶ浦水質保全対策総合解析調査報告書. 茨城県委託.
- 33) EX 都市研究所 (1981) : 霞ヶ浦水質保全対策総合解析調査報告書. 茨城県委託.
- 34) 地域開発コンサルタンツ (1982) : 汚濁負荷削減計画策定調査報告書. 茨城県委託.
- 35) 安部喜也 (1981) : 霞ヶ浦流域の降水特性および大気中からの栄養塩の供給について. 国立公害研究所研究報告, 第20号, 27-42.
- 36) 渡辺義人 (1979) : 降雨の窒素, リン濃度と陸水域への負荷, 環境創造, 6月号, 21-27.
- 37) 国立栄養研究所国民栄養振興会 (1961) : 食品栄養価要覧. 第1出版社.
- 38) 浜田篤信・外岡健夫・山崎耿二郎・光田三郎 (1979) : 網生養殖物の負荷量の算定と対策. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第16号, 45-63.
- 39) 長野県水産指導所諏訪支所 (1980) : 漁業生物による富栄養化対策試験. 赤潮対策技術開発試験報告書7, 昭和54年度.
- 40) 相崎守弘・大槻 晃・海老瀬潜一・安部喜也・岩熊敏夫・福島武彦 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 281-307.
- 41) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1981) : 霞ヶ浦北浦における養殖業の現状 (昭和55年).
- 42) 津田 勉 (1982) : 湖沼環境調査指針. 日本水質汚濁研究協会編, 公害対策技術同友会.
- 43) 北島能房 (1981) : 養殖業における富栄養化影響の経済的評価. 国立公害研究所研究報告, 第24号, 53-64.
- 44) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1979) : 霞ヶ浦北浦における養殖業の現状 (昭和53年).
- 45) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1980) : 霞ヶ浦北浦における養殖業の現状 (昭和54年).
- 46) 村岡浩爾・細見正明 (1981) : 霞ヶ浦沿岸地下水の挙動と水質. 国立公害研究所研究報告, 第20号, 69-102.
- 47) 高橋浩一郎 (監修) : 日本気象総覧, 下巻. 東洋経済新報社, 東京.
- 48) 茨城県 (1978) : 昭和52年度公共用水域の水質測定結果.
- 49) 外岡健夫・島田正幸 (1978) : 霞ヶ浦北浦湖沼観測結果. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第15号, 69-101.
- 50) 外岡健夫・金塚智子 (1979) : 昭和53年度霞ヶ浦北浦湖沼観測結果について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第16号, 175-191.
- 51) 外岡健夫・金塚智子 (1980) : 昭和54年度霞ヶ浦北浦湖沼観測結果について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第17号, 63-75.
- 52) 外岡健夫 (1981) : 昭和55年度霞ヶ浦北浦湖沼観測結果について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第18号, 174-190.
- 53) 茨城県企業局 (1978) : 昭和52年度茨城県企業局水質年報, 9.
- 54) 茨城県企業局 (1979) : 昭和53年度茨城県企業局水質年報, 10.
- 55) 茨城県企業局 (1980) : 昭和54年度茨城県企業局水質年報, 11.
- 56) 茨城県企業局 (1981) : 昭和55年度茨城県企業局水質年報, 12.
- 57) 合田 健 (1979) : 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 335-390.
- 58) 相崎守弘他 (1981) : 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 319-376.
- 59) 相崎守弘他 (1984) : 霞ヶ浦全域調査データ. 国立公害研究所研究資料, 第25号, 1-149.
- 60) Rekhov, K. H. and S. C. Chapra (1983) : Engineering approaches for Lake Management, 1 : Data Analysis and Empirical Modeling. Butterworth, Boston.
- 61) Jørgensen, S. E. (1980) : Lake Management. Pergamon, Oxford.
- 62) 杉浦則夫・宮原怜二他 (1978) : 霞ヶ浦における植物プランクトンの経年変動. 第12回水質汚濁研究

に関するシンポジウム講演集, 日本水質汚濁研究会, 73-77.

- 63) Bartlett, M. S. (1949) : Fitting a straight line when both variables are subject to error. *Biometrics*, 5 (3), 207-212.
- 64) Riley, G. A. (1946) : Factors controlling phytoplankton populations on Georges Bank. *J. Mar. Res.*, 6, 54-73.
- 65) Riley, G. A., H. Stommel and D. F. Bumpus (1949) : Quantitative ecology of the plankton of the Western North Atlantic. *Bull. Bingham Oceanogr. Collect.*, 12, 1-169.
- 66) Steele, J. H. (1958) : Plant production in the Northern North Sea. *Mar. Res.*, Scotland, 7.
- 67) Cole, C. R. (1967) : A look at simulation through a study on plankton population dynamics. *Battelle Mem. Inst. Pacific Northwest Lab. Rep.*, 485, 1-19.
- 68) Parker, R. A. (1968) : Simulation of an aquatic ecosystem. *Biometrics*, 24(4), 803-822.
- 69) DiToro, D. M., R. V. Thomann and D. J. O'Conner (1971) : A dynamic model of phytoplankton populations in the Sacramento-San Joaquin delta. *In* : *Advances in Chemistry Series 106 : Nonequilibrium systems in natural water chemistry*, (ed.), Gould, R. F., American Chemical Society.
- 70) Park, R. A., R. V. O'Neill and J. A. Bloomfield; *et al.* (1974) : A generalized model for simulating lake ecosystems. *Simulation*, 23(2), 33-50
- 71) Bloomfield, J. A. R. A. Park, D. Scavia and C. S. Zahorcak (1974) : Aquatic modeling in the EDFB, US-IBP. *In* : *Modeling the Eutrophication Process*, (eds.), Middlebrooks, E. J. *et al.*, Ann Arbor Science.
- 72) Bierman, V. J., F. H. Verhoff, T. L. Paulson and M. W. Tenny (1973) : Multi-nutrient dynamic models of algal growth and species competition in eutrophic lakes. *Modeling the Eutrophication Process*. (eds.), Middlebrooks, E. J. *et al.*, Ann Arbor Science.
- 73) Baly, E. C. C. (1935) : The kinetics of photosynthesis. *Proc. R. Soc. Lond.*, B117, 218-239.
- 74) Steele, J. H. (1962) : Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, 7, 137-150.
- 75) Field, S. D. (1980) : Nutrient-saturated algal growth in hypereutrophic Onondaga lake, Syracuse, N. Y., Syracuse University, New York. Ph. D. Thesis.
- 76) Gallegos, C. L. and T. Platt (1981) : Photosynthesis measurements on natural populations of phytoplankton : numerical analysis. *In* : *Physiological Bases of Phytoplankton Ecology*, (ed.), Platt T., Bulletin 210, Canadian Bulletins of Fisheries and Aquatic Sciences, Department of Fisheries and Oceans, Ottawa.
- 77) Iwakuma, T. and M. Yasuno (1984) : A comparison of several mathematical equations describing photosynthesis light curve for natural phytoplankton populations. (in press)
- 78) Smith, E. L. (1936) : Photosynthesis in relation to light and carbon dioxide. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 22, 504-511.
- 79) Vollenweider, R. A. (1965) : Calculation models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production measurements. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 18 (Suppl.), 425-457.
- 80) Aruga, Y. (1965) : Ecological studies of photosynthesis and matter production of phytoplankton. II. Photosynthesis of algae in relation to light intensity and temperature. *Bot. Mag. Tokyo.*, 78, 360-365.
- 81) Fee, E. J. (1969) : A numerical model for the estimation of photosynthetic production, integrated

- over time and depth, in natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 14, 906-911.
- 82) Talling, J. F. (1957) : The phytoplankton population as a compound photosynthetic system. *New Phytol.*, 56, 133-149.
- 83) Kremer, J. N. and S. W. Nixon (1978) : A coastal marine ecosystem. simulation and analysis. Springer, Berlin.
- 84) 生嶋 功 (1972) : 水界植物群落の物質生産 I—水生植物—, 生態学講座 7, 共立出版, 東京.
- 85) Sykes, R. M., K. W. Bedford and K. M. Smarkel (1978) : The turbulent transport and biological structure of eutrophication models, Vol.II, Comparative study of the mathematical formulations for primary productivity in stratified lakes. Project Completion Report No. 527X, Dept. Civil Eng., The Ohio State University.
- 86) Bannister, T. T. (1974) : A general theory of steady state phytoplankton growth in a nutrient saturated mixed layer. *Limnol. Oceanogr.*, 19, 13-30.
- 87) Riley, G. A. (1956) : Oceanography of Long Island Sound, 1952-1954. 2. Physical oceanography. *Bull. Bingham Oceanogr. Collect.*, 15, 15-46.
- 88) 今村典子・岩熊敏夫・安野正之・大槻 晃 (1982) : 霞ヶ浦における夏期の植物プランクトンのサイズ別現存量と一次生産を支配する要因について. 国立公害研究所調査報告, 第22号, 182-196.
- 89) Imamura, N. (1981) : Studies on the water blooms in Lake Kasumigaura. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21, 652-658.
- 90) 高橋正征・市村俊英 (1981) : 霞ヶ浦の湖水の栄養特性と「アオコ」の大量発生. 「環境科学」研究報告集, B93-R12-2, 107-113.
- 91) 佐々木道也 (1974) : アオコ (*Microcystis* sp.) の増殖に関する諸要因について. 茨城県内水面水産試験場報告, 第12号, 17-24.
- 92) 岩井寿夫 (1960) : 養鰻池における *Microcystis* の分布, 増殖に対する塩分・水温・栄養塩類の影響. 三重大学水産紀要, 3, 741-757.
- 93) Kanopka, A. and T. D. Brock (1978) : Effect of temperature on blue-green algae (Cyanobacteria) in Lake Mendota. *Appl. Environ. Microbiol.*, 36 (4), 572-576.
- 94) 赤野誠之 (1978) : 培養アオコの基準生長と光合成速度の関係について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第15号, 43-59.
- 95) 萩原富司・高村義親・矢木修身・須藤隆一 (1982) : *Microcystis* の増殖におよぼす細菌の影響. 第16回水質汚濁学会講演集, 日本水質汚濁研究協会, 250-251.
- 96) 有賀祐勝 (1973) : 水界植物群落の物質生産 II—植物プランクトン—, 生態学講座 8, 共立出版, 東京.
- 97) Canale, R. P. and A. H. Vogel (1974) : Effects of temperature on phytoplankton growth. *Proc. ASCE Environ. Eng. Div.*, 100 (EE1) 231-241.
- 98) 今村典子・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の季節変化. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 123-148.
- 99) Koonce, J. F. (1972) : Seasonal succession of phytoplankton and a model of the dynamics of phytoplankton growth and nutrient uptake. University of Wisconsin, Madison, Ph. D. Thesis.
- 100) Ketchum, B. H. (1939) : The absorption of phosphate and nitrate by illuminated cultures of *Nitzschia closterium*. *Am. J. Bot.*, 26, 399-407
- 101) Fuchs, G. W. (1969) : Phosphorus content and rate of growth in the diatoms *Cyclotella nana* and *Thalassiosira fluviatilis*. *J. Phycol.*, 5, 312-321.
- 102) McAllister, C. D., T. R. Parsons, K. Stephens and J. D. H. Strickland (1961) : Measurements

- of primary production in coastal sea water using a large plastic sphere. *Limnol. Oceanogr.*, **6**, 237-258.
- 103) Goldman, J. C. (1977) : Steady-state growth of phytoplankton in continuous culture : comparison of internal and external nutrient equations. *J. Phycol.*, **13**, 251-258.
- 104) Burmaster, D. E. (1978) : Steady and unsteady continuous culture of *Monochrysis lutheri* under phosphorus limitation. Massachusetts Institute of Technology, Ph. D. Thesis.
- 105) DiToro, D. M. (1980) : Applicability of cellular equilibrium and Monod theory to phytoplankton growth kinetics. *Ecol. Model.*, **8**, 201-218
- 106) Jørgensen, S. E. (1976) : An eutrophication model for a lake. *Ecol. Model.*, **2**, 147-165.
- 107) Desormeau, C. J. (1978) : Mathematical modeling of phytoplankton kinetics with application to two alpine lakes. Report No.4, Center for Ecological Modeling, Rensselaer Polytechnic Institute, Troy.
- 108) Wang, M. P. and D. R. Harleman (1982) : Hydrothermal-biological coupling of lake eutrophication models. Ralph M. Parsons Laboratory, Aquatic Science and Environmental Engineering, Report No.270, Massachusetts Institute of Technology.
- 109) DiToro, D. M. and W. F. Matystik, Jr. (1980) : Mathematical models of water quality in large lakes, Part 1 : Lake Huron and Saginaw Bay. EPA-600/3-80-056, U. S. Environmental Protection Agency.
- 110) Bierman, V. J. (1976) : Mathematical model of the selective enrichment of blue-green algae by nutrient enrichment. *In* : Modeling of Biochemical Processes in Aquatic Ecosystems, (ed.), Canale, R. P., Ann Arbor Science.
- 111) Boyce, F. M., A. S. Fraser and E. Halfen, *et al.* (1979) : Assessment of water quality simulation capacity for Lake Ontario. Scientific Series No.111, Inland Waters Directorate, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, Burlington.
- 112) Droop, M. R. (1968) : Vitamin B₁₂ and marine ecology. IV. The kinetics of uptake, growth and inhibition in *Monochrysis lutheri*. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, **48**, 689-733.
- 113) Baule, B. (1917) : Zu Mitscherlichs Gesetz der physiologische Beziehungen. *Landwirtsch. Jahrb.*, **51**, 363-385.
- 114) Blackman, F. F. (1905) : Optima and limiting factors. *Ann. Bot.*, **19**, 281-295.
- 115) Titman, D. (1976) : Ecological competition between algae : experimental confirmation of resource-based competition theory. *Science*, **192**, 463-465.
- 116) Rhee, G. Y. (1978) : Effects of N/P atomic ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition, and nitrate uptake : a study of dual nutrient limitation. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 10-25.
- 117) Lehman, J. T., D. B. Botkin, and G. E. Likens (1975) : The assumptions and rationales of a computer model of phytoplankton population dynamics. *Limnol. Oceanogr.*, **20**, 343-364.
- 118) Thomann, R. V., D. M. DiToro, R. P. Winfield and O'Conner, D. J. (1975) : Mathematical modeling of phytoplankton in lake Ontario, Part 1. Model development and verification. EPA-660/3-75-005, U. S. Environmental Protection Agency.
- 119) Jørgensen, S. E., L. A. Jørgensen, L. Kamp-Nielsen and H. F. Mejer (1981) : Parameter estimation in eutrophication modeling. *Ecol. Model.*, **13**, 111-129.
- 120) DiToro, D. M. and J. P. Connolly (1980) : Mathematical models of water quality in large lakes, Part 2 : Lake Erie. EPA-600/3-80-065, U. S. Environmental Protection Agency.

- 121) Beyer, J. E. (1981) : Aquatic ecosystems. An Operational Research Approach. University of Washington Press, Seattle.
- 122) Scavia, D., B. J. Eadie and A. Robertson (1976) : An ecological model for lake Ontario model formulation, calibration, and preliminary evaluation. NOAA Technical Report ERL 371-GLE-RL12, Great Lakes Environmental Research Laboratory, Ann Arbor, Michigan.
- 123) Tooming, H. (1970) : Prediction and measurement of photosynthetic productivity. *ed.* I. Malek, (*eds.*), Pudoc., Wageningen.
- 124) Canale, R. P. and M. T. Auer (1982) : Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron : 5. Model development and calibration. *J. Great Lakes Res.*, 8 (1), 112-125.
- 125) Scavia, D. and R. A. Park (1976) : Documentation of selected constructs and parameter values in the aquatic model CLEANER. *Ecol. Model.* 2, 33-58.
- 126) DePinto, J. V., V. J. Bierman and F. H. Verhoff (1976) : Seasonal phytoplankton succession as a function of species competition for phosphorus and nitrogen. *In* : Modeling Biochemical Processes in Aquatic Ecosystems, (*ed.*), R. P. Canale, Ann Arbor Science.
- 127) Bieman, V. J., D. M. Dolan, E. F. Stoermer, *et al.* (1980) : The development and calibration of a spatially simplified multi-class phytoplankton model for Saginaw Bay, Lake Huron. Great Lakes Environmental Planning Study (GLEPS) Contribution No. 33, Large Lakes Research Station, U. S. Environmental Protection Agency.
- 128) 岩熊敏夫・安野正之 (1981) : 霞ヶ浦の一次生産特性. 国立公害研究所研究報告, 第22号, 99-122.
- 129) Smayda, T. J. (1974) : Some experiments on the sinking characteristics of two freshwater diatoms. *Limnol. Oceanogr.*, 10, 499-510.
- 130) Titman, D. and P. Kilham (1976) : Sinking in freshwater phytoplankton : Some ecological implications of cell nutrient status and physical mixing processes. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 409-417.
- 131) 福島武彦・相崎守弘・大坪国順・村岡浩爾 (1982) : 湖沼の沈降物質に関する研究. 第18回衛生工学研究討論会講演論文集, 土木学会衛生工学委員会, 9-14.
- 132) Eppley, R. W. and W. H. Thomas (1969) : Comparison of half-saturation constants for growth and nitrate uptake of marine phytoplakton. *J. Phycol.*, 5, 375-379.
- 133) Carpenter, E. J. and R. R. L. Guillard (1971) : Intraspecific differences in nitrate half-saturation constants for three species of marine phytoplakton. *Ecology*, 52, 183-185.
- 134) Rhee, G-Y. (1973) : A continuous culture study of phosphate uptake, growth rate and polyphosphate in *Scenedesmus* sp.. *J. Phycol.*, 9, 495-506.
- 135) Conway, H. L., P. J. Harrison and C. O. Davis (1976) : Marine diatoms in chemostats under silicate or ammonium limitation. II. Transient response of *Skeletonema costatum* to a single addition of the limiting nutrient. *Mar. Biol.*, 35, 187-199.
- 136) Nalewajko, C. and D. R. S. Lean (1978) : Phosphorus kinetics—algal growth relationships in batch cultures. *Mitt. Int. Ver. Limnol.*, 21, 184-192.
- 137) Nyholm, N. (1977) : Kinetics of phosphate limited algal growth. *Biotechnol. Bioeng.* XIX, 467-492.
- 138) 岡田光正・須藤隆一 (1979) : *Microcystis* の栄養塩吸収と増殖特性について. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 293-302.
- 139) 花里孝幸・岩熊敏夫・安野正之 (1983) : 生物にかかわる物質移動 II. 動物プランクトン・ベントス.

特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」研究内容検討会資料，国立公害研究所水特研グループ，33-40.

- 140) Mayzaud, P. and S. A. Poulet (1978) : The importance of the time factor in the response of zooplankton to varying concentrations of naturally occurring particulate matter. *Limnol. Oceanogr.*, 23, 1144-1154.
- 141) Leidy, G. R. and G. R. Ploskey (1980) : Simulation modeling of zooplankton and benthos in reservoirs : Documentation and development of model constructs. USDI Fish and Wildlife Service, Technical Report E-80-4, National Reservoir Research Program, Fayetteville, Arkansas.
- 142) O'Neill, R. V. (1969) : Indirect estimation of energy fluxes in animal food webs. *J. Theor. Biol.*, 22, 284-290.
- 143) 多々良薫 (1965) : 瀬戸内海におけるマエソの資源生物学的研究. 内海区水産研究所研究報告, 22, 1-64.
- 144) Vanderploeg, H. A. and D. Scavia (1979) : Calculation and use of selectivity coefficients of feeding : zooplankton grazing. *Ecol. Model.* 7, 125-149.
- 145) McNaught, D. C. and D. Scavia (1976) : Application of a model of zooplankton composition to problems of fish introductions to the Great Lakes. *In* : Modeling Biochemical Processes in Aquatic Ecosystems, (ed.), Canale, R. P., Ann Arbor Science.
- 146) Scavia, D. and R. A. Park (1975) : A users' manual for the aquatic ecosystem model CLEANER. FWI Report 75-16, Rensselaer Fresh Water Institute at Lake George, Rensselaer Polytechnic Institute, Troy.
- 147) Bogdan, K. G. and D. C. McNaught (1975) : Selective feeding by *Diatomus* and *Daphnia*. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19, 2935-2942.
- 148) Petipa, T. S. (1966) : Relationship between growth, energy metabolism, and ration in *A. clausi*. *Physiology of Marine Animals*, Akademii Nauk, USSR, Oceanographical Commission, 82-91.
- 149) Conover, R. J. (1956) : Oceanography of Long Island Sound, 1952-1954, VI, Biology of *Acartia clausi* and *A. tonsa*. *Bull. Bingham Oceanog. Collect.*, 15, 156-233.
- 150) Anraku, M. and M. Omori (1963) : Preliminary survey of the relationship between the feeding habits and the structure of the mouth parts of marine Copepods. *Limnol. Oceanogr.*, 8 (1), 116-126.
- 151) Kryutchkova, N. M. and V. G. Kondratyuk (1966) : The dependence of the feeding filtration rate of some types of Cladocera on temperature. *Doklady Akademii Nauk Belorusskii, SSR*, 10, 120-123.
- 152) Burns, C. W. (1969) : Relation between filtering rate, temperature and body size in four species of *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.*, 14, 693-700.
- 153) Geller, W. (1975) : The food uptake of *Daphnia pulex* as a function of food concentration, temperature, animal's body length, and starvation. *Archiv fuer Hydrobiologie Supplement Band*, 48, 47-107. (Fisheries and Marine Service of Canada Translation Series No. 4017, 1977).
- 154) Burns, C. W. and F. H. Rigler (1967) : Comparison of filtering rates of *Daphnia rosea* in lake water and in suspension of yeast. *Limnol. Oceanogr.*, 12, 492-502.
- 155) Schindler, D. W. (1968) : Feeding, assimilation and respiration rates of *Daphnia magna* under various environmental conditions and their relation to production estimates. *J. Ani. Ecol.*, 37,

- 369-385.
- 156) Hayward, R. S. and D. N. Gallup (1976) : Feeding, filtering and assimilation in *Daphnia schoedleri* Sars as affected by environmental conditions. Arch. Hydrobiol., 77, 139-163.
- 157) Odum, H. T. (1972) : An energy circuit language. In : Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. 2, (ed.), Patten, B. C., Academic, New York, 139-211.
- 158) Hornberger, G. M., M. G. Kelly and T. L. Lederman (1975) : Evaluating a mathematical model for predicting lake eutrophication. VPI-WRRC-BULL 82, Virginia Water Resources Research Center, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.
- 159) 農林水産省統計情報部 (1980) : 昭和53年漁業養殖業生産統計年報. 農林水産統計報告55-34 (水統-5).
- 160) 茨城県水産試験場 (1912) : 茨城県霞ヶ浦北浦漁業基本調査報告書 II.
- 161) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1961) : 霞ヶ浦におけるイサザアミについて. 調査資料, 第36号.
- 162) 村野正昭 (1963) : イサザアミ, *Neomysis intermedia Czerniawsky* の漁業生物学的研究, I. 湖沼生産に演ずる役割. 水産増殖, 11 (3), 149-158.
同上II, 食性について. 水産増殖, 11 (3), 159-165.
同上IV, 生活史, 特に成長について. 水産増殖, 12 (2), 109-117.
- 163) 春日清一 (1982) : イサザアミ (*Neomysis intermedia*) の食性と, その霞ヶ浦における生態的地位. 国立公害研究所調査報告, 第22号, 139-147.
- 164) 春日清一 (1983) : 富栄養化と魚類の役割. 特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」研究内容検討会資料, 国立公害研究所水特研グループ, 41-48.
- 165) Toda, H., M. Takahashi and S. Ichimura (1982) : Abundance and life history of *Neomysis intermedia Czerniawsky* in Lake Kasumigaura. Hydrobiologia, 93, 31-39.
- 166) 鈴木健二 (1980) : 霞ヶ浦における漁業資源の生産構造に関する研究-II, ハゼ類の食性について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第17号, 27-32.
- 167) 資源科学研究所 (1971) : 霞ヶ浦・北浦水産生物調査報告書. 水資源開発公団委託.
- 168) 位田俊臣 (1978) : 霞ヶ浦産テナガエビ資源の動態に関する研究-I, 摂餌生態と消化管内容物. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第15号, 1-15.
- 169) Kubo, I. (1949) : Oecological studies on the Japanese fresh-water shrimp, *Palaemon nipponensis*. I. Seasonal migration and monthly size-composition with special reference to the growth and age. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish., 15(3), 125-140.
- 170) 浜田篤信 (1978) : 霞ヶ浦における漁業. 「環境科学」研究報告集, B3-R12-1, 151-156.
- 171) 春日清一 (1981) : 霞ヶ浦の富栄養化と動物たち. 環境情報科学, 10(4), 69-75.
- 172) 日本水産資源保護協会 (1968) : 霞ヶ浦北浦利水関係水産影響調査報告書. 茨城県委託.
- 173) 浜田篤信 (1978) : 霞ヶ浦の魚類. 「環境科学」研究報告集, B3-R12-1, 143-150.
- 174) 春日清一・石居 進・山根爽一他 (1979) : 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. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 185-201.
- 175) 稲葉伝三郎 (1949) : 霞ヶ浦のフナの成長. 水産学会講演. (稲葉伝三郎編 (1976) : 淡水増殖. 恒星社厚生閣, 273p).
- 176) 小沼洋司・高橋 惇・鈴木健二・藤富正毅 (1984) : 霞ヶ浦における底生動物の生産に関する研究-I, ハゼ類およびテナガエビの生態と現存量. 国立公害研究所研究報告, 第53号, 61-84.
- 177) 農林水産省関東農政局茨城統計情報事務所 (1976) : 海面漁業漁獲統計調査, 指定湖沼漁業結果表, 湖沼名 : 霞ヶ浦 (1977), (1978), (1979), (1980).
- 178) Schaefer, M. B. (1954) : Some aspects of the dynamics of populations important to the

- management of the commercial marine fisheries. *Inter-American Tropical Tuna Comm. Bull.*, 1(2), 27-56.
- 179) Beverton, R. J. H. and S. J. Holt (1957) : On the dynamics of exploited fish populations. *Fishery Investigations*, II, 19.
- 180) Park, R. A., T. W. Groden and C. J. Desormeau (1979) : *Modification to model CLEANER* requiring further research. *In* : *Perspectives on Lake Ecosystem Modeling*, (eds.), Scavia, D. and A. Robertson, Ann Arbor Science, 87-108.
- 181) Kitchell, J. F., J. F. Koonce, R. V. O'Neill, *et al.* (1974) : Model of fish biomass dynamics. *Trans. Am. Fish Soc.*, 103, 786-798.
- 182) Leidy, G. R. and R. M. Jenkins (1977) : The development of fishery compartments and population rate coefficients for use in reservoir ecosystem modeling. USDI Fish and Wildlife Service, Contract Report Y-77-1, National Reservoir Research Program, Fayetteville, Arkansas.
- 183) Wetzel, R. G. (1975) : *Limnology*. W. B. Sanders, Philadelphia.
- 184) イブレフ, B.C. (1965) : 魚類の栄養生態学-魚の摂餌についての実験生態学. 児玉康雄・吉原友吉訳, 新科学文献刊行会, 米子.
- 185) Chen, C. W. and G. T. Orlob (1975) : Ecological simulation for aquatic environments. *In* : *System and Simulation in Ecology*, Vol. III, (ed.), Patten, B. C., Academic Press. New York, 475-587.
- 186) Steele, J. H. (1974) : *The structure of marine ecosystems*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- 187) Jørgensen, S. E., H. Mejer and F. Friis (1978) : Examination of a lake model. *Ecol. Model.*, 4, 253-278.
- 188) Bertalanffy, L. V. (1938) : A quantitative theory of organic growth. *Hum. Biol.*, 10, 181-213.
- 189) Winberg, G. G. (1961) : New information on metabolic rate in fishes. *Fish. Res. Bd. Can. Transl.*, 362.
- 190) Ivlev, V. S. and K. K. Yakovleva (1963) : The level of metabolism of sponges. *Dokl. Acad. Sci., USSR (Biol. Sci)*, 152, 1316-1318.
- 191) Winberg, G. G. (1956) : Rate of metabolism and food requirement of fishes. *Fish. Res. Bd. Can. Transl.* 194.
- 192) Grill, E. V. and F. A. Richards (1964) : Nutrient regeneration from phytoplankton decomposition in sea water. *J. Mar. Res.*, 22, 51-69.
- 193) Otsuki, A. and T. Hanya (1972) : *Production of dissolved organic matter from dead green algal cells*. I. Aerobic microbial decomposition. *Limnol. Oceanogr.*, 17, 248-257
- 194) 国土開発技術研究センター(1979) : 昭和53年度霞ヶ浦汚濁制御調査報告書(解析編). 建設省関東地方建設局霞ヶ浦工事事務所委託.
- 195) Dugdale, R. C. (1975) : Biological modeling. *In* : *Modeling of Marine Systems*, (ed.), Nihoul, J. C., Elsevier, Amsterdam, 187-206.
- 196) 伊藤猛夫 (1973) : 水界動物生態学II. 生態学講座16, 山本護太郎共著, 共立出版, 東京.
- 197) Conover, R. J. (1978) : Transformation of organic matter. *In* : *Marine Ecology*, Vol. IV, *Dynamics*, (ed.), Kinne, O. John Wiley, Chichester, 221-499
- 198) Golterman, H. L. (1960) : Studies on the cycle of elements in fresh water. *Acta Bot. Neerl.*, 9, 1-58.
- 199) Madeira, P. T., A. S. Brooks and D. B. Seale (1982) : Excretion of total phosphorus, dissolved

- reactive phosphorus, ammonia, and urea by Lake Michigan *Mysis relicta*. *Hydrobiologia*, 93, 145-154.
- 200) Lamarra, V. A. Jr. (1975) : Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19, 2461-2468.
- 201) 浜田篤信・外岡健夫・岩崎 順他 (1979) : 霞ヶ浦における藻類の異常発生に関する考察. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 第16号, 1-43.
- 202) Peterson, S. A. (1981) : Sediment removal as a lake restoration technique. EPA-600/3-81-013, U. S. Environmental Protection Agency.
- 203) Ulen, B. (1978) : Seston and sediment in Lake Norrviken. III. Nutrient release from sediment. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 40(2), 287-305.
- 204) 細見正明 (1983) : 私信
- 205) 建設省霞ヶ浦工事事務所・水資源開発公団霞ヶ浦開発建設所 (1973) : 霞ヶ浦水質現況調査報告書(湖内底泥堆積量と底泥による水質汚濁の影響).
- 206) 佐々木道也・浜田篤信・赤野誠之 (1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究II, 底泥からの窒素回帰について. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 13, 19-27.
- 207) 河合崇欣・大槻 晃・西川雅高他 (1973) : 湖内物質循環における底泥の役割-栄養塩に着目して-. 特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」研究内容検討会資料, 国立公害研究所水特研グループ, 49-55.
- 208) Zicker, E. L., K. C. Berger and A. D. Hasler (1956) : Phosphorus release from Bog Lake muds. *Limnol. Oceanogr.*, 1, 296-303.
- 209) Bates, M. M. and N. Neafus (1980) : Phosphorus release from sediments from Lake Carl Blackwell, Oklahoma. *Water Res.*, 14(10), 1477-1481.
- 210) Rippey, B. (1977) : The behavior of phosphorus and silicon in undisturbed cores of Cough Neagh sediments. *In* : Interactions Between Sediments and Fresh Water, Proc. of the Inter. Symp. held at Amsterdam, (ed.), Golterman, H. L., Junk, Wageningen 348-353.
- 211) Andersen, J. M. (1974) : Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 74 (N4), 528-550.
- 212) Kamp-Nielsen, L. (1975) : Seasonal variation in sediment-water exchange of nutrient ions in Lake Estrom. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19, 1057-1065.
- 213) Wood, L. W. (1975) : Role of oligochaetes in the circulation of water and solutes across the mud-water interface. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19, 1530-1533.
- 214) Petr, T. (1977) : Bioturbation and exchange of chemicals in the mud-water interface. *In* : Interaction Between Sediments and Fresh Water, Proc. of the Inter. Symp. held at Amsterdam, (ed.), Golterman, H. D., Junk, Wageningen. 216-226.
- 215) Yousef, Y. A., W. M. McLellon and H. H. Zebuth (1981) : Change in phosphorus concentrations due to mixing by motorboats in shallow lakes. *Water Res.*, 14(7), 841-852.
- 216) 相崎守弘・大槻 晃・河合崇欣他 (1979) : 底泥からの栄養塩類の回帰. 国立公害研究所研究報告, 第6号, 105-114.
- 217) Jørgensen, J. E. (1983) : Ecological modeling of lakes. *In* : Mathematical Modeling of Water Quality : Streams, Lakes, and Reservoirs, (ed.), Orlob, G. T., Wiley, Chichester, 337-394.
- 218) Fitzgerald, G. P. (1970) : Anaerobic muds for the removal of phosphorus from lake water. *Limnol. Oceanogr.*, 15, 500-555.
- 219) Gunatilaka, A. (1982) : Phosphate adsorption kinetics of resuspended sediments in a shallow

- lake, Neusiedlersee, Austria. *Hydrobiologia*, **91**, 293-298.
- 220) 建設省土木研究所 (1973) : ヘドロ浚渫に関する調査—ヘドロの化学的・生物学的性状に関する調査.
- 221) 福島武彦 (1983) : 私信.
- 222) 岩熊敏夫 (1983) : 私信.
- 223) Frazho, D. B., W. F. Powers and R. P. Canale (1972) : Numerical integration aspects of a nutrient utilization ecological problem. Proc. Conference on the Numerical Solution of Ordinary Differential Equations, (*eds.*), Heiderberg, A. D. and B. Eckmann, 167-182.
- 224) Malanchuk, J., J. Otis and H. Bouver (1980) : Efficient algorithms of ordinary differential equations for ecosystem modeling. EPA-600/3-80-037, U. S. Environmental Protection Agency.
- 225) Straten, G. and S. Herodek (1981) : Estimation of algal growth parameters from vertical primary production profiles. Collaborative Paper, CP-81-19, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg.
- 226) Backiel, T., J. E. Thorpe, and J. F. Kitchell (1980) : Fish, secondary production. *In* : The Functioning of Freshwater Ecosystems. International Biological Programme 22, (*eds.*), Le Cren, E. D. and R. H. Lowe-McConnell, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 307-334.
- 227) 長野県衛生公害研究所 (1982) : 諏訪湖の富栄養化に関する研究.
- 228) Thomann, R. V., R. P. Winfield and J. J. Segna (1979) : Verification analysis of Lake Ontario and Rochester Embayment three dimensional eutrophication models. EPA-600/3-79-094, U. S. Environmental Protection Agency.
- 229) Watson, V. and O. L. Loucks (1979) : An analysis of turnover times in a lake ecosystem and some implications for system properties. *In* : Theoretical Systems Ecology, (*ed.*), Halfen, E., Academic, New York.
- 230) 茨城県 (1979) : 昭和53年度公共用水域の水質測定結果.
- 231) 茨城県 (1980) : 昭和54年度公共用水域の水質測定結果.
- 232) 茨城県 (1981) : 昭和55年度公共用水域の水質測定結果.
- 233) 茨城県 (1982) : 昭和56年度公共用水域の水質測定結果.
- 234) 茨城県水質審議会霞ヶ浦専門部会 (1981) : 霞ヶ浦専門部会中間報告. 霞ヶ浦富栄養化防止条例関係例規集, 茨城県環境局, 107-143.
- 235) 環境庁 (1983) : 窒素リン環境基準類型指定打合せ資料 (霞ヶ浦). 内部資料.
- 236) 関東農政局茨城統計情報事務所 (1981) : 茨城県農林水産統計年報. 茨城農林水産統計協会. 同 (1982).
- 237) Clasen, J. (1979) : OECD cooperative programme for monitoring of inland waters (eutrophication control). Regional Project Shallow Lakes and Reservoirs, Final Report.
- 238) 環境庁水質保全局 (1982) : 全国公共用水域水質年鑑, 1982年版. 芙蓉情報センター, 東京.
- 239) Jones, R. A. and G. F. Lee (1982) : Review. Recent advances in assessing impact of phosphorus loads on eutrophication-related water quality. *Water Res.*, **16**, 503-515.
- 240) Fleming, R. H. (1939) : The control of diatom populations by grazing. *J. Cons. Explor. Mer.*, **14**, 210-227.
- 241) Cushing, D. H. (1958) : The effect of grazing in reducing the primary production : A review. *Rapp. Cons. Explor. Mer.*, **144**, 149-154.
- 242) Cushing, D. H. (1959) : On the nature of production in the sea. *Min. Agric. Fish. and Food, U. K. Fish. Invest.*, **22**, 1-4.
- 243) O'Connor, D. J., R. V. Thomann and D. M. DiToro (1973) : Dynamic water quality forecasting

- and management. EPA-660/3-73-009, U. S. Environmental Protection Agency.
- 244) Thomann, R. V., D. M. DiToro and D. J. O'Conner (1974) : Preliminary model of Potomac estuary phytoplankton. Proc. ASCE Environ. Eng. Div., 100 (EE 2), 699-715.
- 245) DiToro, D. M., D. J. O'Conner, R. V. Thomann and J. L. Mancini (1975) : Phytoplankton-zooplankton nutrient interaction model for Western Lake Erie. *In* : Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. III, (ed.), Patten, B. C., Academic, New York, 423-474.
- 246) Thomann, R. V., R. P. Winfield, D. M. DiToro and D. J. O'Conner (1976) : Mathematical modeling of phytoplankton in Lake Ontario, Part 2. Simulation using Lake 1 model. EPA-660/3-76-065, U. S. Environmental Protection Agency.
- 247) Scavia, D. (1980) : Uncertainty analysis of a lake eutrophication model. Environmental and Water Resources Engineering, University of Michigan. Ann Arbor. Ph. D Thesis.
- 248) Canale, R. P., L. M. DePalma and A H. Vogel (1975) : A food web model for Lake Michigan : Part 2 -Model formulation and preliminary verification. Technical Report #43, Michigan Sea Grant Program, MICHU-SG-75-201, University of Michigan.
- 249) Scavia, D. (1980) : An ecological model of Lake Ontario. Ecol. Modelling, 8, 49-78.
- 250) Chen, C. W. (1970) : Concepts and utilities of ecologic model. Proc. ASCE, Sanitary Eng. Div., 96(SA5), 1085-1097.
- 251) Hydrologic Engineering Center (1974) : WQRRS, generalized computer program for river-reservoir systems. Users Manual 401-100,100A. U. S. Army Corps of Engineers, HEC, Davis, CA.
- 252) Brandes, R. J., D. J. Glanz and G. T. Orlob (1973) : Ecologic simulation of Tellico reservoir. Report to Tennessee Valley Authority, Knoxville, Tenn.
- 253) Gaume, A. N., R. J. Brandes and J. H. Duke (1975) : Computer program documentation for the reservoir ecologic model TVAECO with Tims Ford reservoir simulation results. Water Quality Branch, Tennessee Valley Authority, Chattanooga, Tenn.
- 254) Water Resources Engineers, Inc. (1973) : Ecologic study of Lake Koocanusa-Libby dam. Report to the U. S. Army Corps of Engineers, Region X, Seattle.
- 255) Gaume, A. N. and J. H. Duke (1975) : Computer program documentation for the reservoir ecologic model EPAECO. Prepared for the U. S. Environmental Protection Agency, Planning Assistance Branch, Washington D. C.
- 256) Chen, C. W., M. Lorenzen and D. J. Smith (1975) : A comprehensive water quality-ecological model for Lake Ontario. Prepared for Great Lakes Environmental Research Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, Ann Arbor, MI.
- 257) Tapp, J. S. (1976) : Comparison of eutrophication models. Proc. EPA Conference on Environmental Modeling and Simulation, Cincinnati, 50-56.
- 258) Kinnunen, K. A. I., J. S. Niemi and J. Eloranta (1978) : Adaptation of the EPAECO model to a lake in Central Finland. Modeling the Water Quality of the Hydrological Cycle Symposium. Proc. of the Baden Symp., IAHS-AISH Publication No. 125, 115-127.
- 259) Brandes, R. J. (1977) : An aquatic ecologic model for Texas bays and estuaries. Report to Texas Water Development Board, UMS7608, Austin, Texas.
- 260) Environmental Laboratory, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station (1982) : CE-QUAL-R1 : A numerical one-dimensional model of reservoir water quality : User's manual. Instruction Report E-82- 1, CE, Vicksburg, Miss.

- 261) Scavia, D. J., J. A. Bloomfield, J. S. Fisher, J. Nagy and R. A. Park (1974) : Documentation of CLEANX : A generalized model for simulating the open-water ecosystems of lakes. *Simulation*, 23(2), 51-56.
- 262) Rose, K. A. (1982) : A simulation comparison and evaluation of parameter sensitivity methods applicable to large models. Proc. 3rd International Conference on the State-of-the-Art in Ecological Modelling, Colorado State University, 129-140.
- 263) Baca, R. G., M. W. Lorenzen, R. D. Mudd and L. V. Kimmel (1974) : A generalized water quality model for eutrophic lakes. Battelle Pacific Northwest Labs., Richland.
- 264) Larsen, D. P., H. T. Mercier and K. W. Malveg (1974) : Modeling algal growth dynamics in Shagawa Lake, Minnesota. *In* : Modeling the Eutrophication Process, (eds.), Middlebrooks, E. J., D. H. Falkenberg and T. E. Moloney, Ann Arbor Science.
- 265) Parker, R. A. (1974) : Capabilities and limitations of a nutrient-plankton model. *In* : Modeling the Eutrophication Process, (eds.), Middlebrooks, E. J., D. H. Falkenberg and T. E. Moloney, Ann Arbor Science, 121-130.
- 266) Lassiter, R. R. and D. K. Kearns (1974) : Phytoplankton population changes and nutrient fluctuations in a simple aquatic ecosystem model. *In* : Modeling the Eutrophication Process, eds., Middlebrooks, E. J., D. H. Falkenberg and T. E. Moloney, Ann Arbor Science, 131-138.
- 267) Patten, B. C. and D. A. Egloff, *et al.* (1975) : Total ecosystem model for a cove in Lake Texoma. *In* : Systems Analysis and Simulation in Ecology, Vol. III, (ed.), Patten, B. C., Academic, New York, 205-421.
- 268) 井上頼輝 (1975) : 水質汚濁の機構と富栄養化のモデルについて. 第9回水質汚濁研究に関するシンポジウム講演集, 日本水質汚濁研究会, 37-62.
- 269) 土木学会 (1978) : 琵琶湖の将来水質に関する調査, 昭和52年度.
- 270) Ikeda, S. and N. Adachi (1978) : A dynamic water quality model of Lake Biwa—a simulation study of the lake eutrophication. *Ecol. Model.*, 4, 151-172.
- 271) Ikeda, S., Y. Inoue and S. Iwai (1978) : Multispecies of planktons and nutrients model of lake eutrophication. A simulation study in Lake Biwa. *In* : State-of-the-Art in Ecological Modelling, Vol. 7, (ed.), Jørgensen, S. E., 501-526.
- 272) Nyholm, N. (1978) : A simulation model for phytoplankton growth and nutrient cycling in eutrophic, shallow lakes. *Ecol. Model.* 4, 279-310.
- 273) Nyholm, N. (1978) : The use of management models for lakes at the Water Quality Institute, Denmark. *In* : State-of-the-Art in Ecological Modelling, Vol. 7, ed., Jørgensen, S. E., 561-577.
- 274) Cloern, J. E. (1978) Simulation model of *Cryptomonas ovata* population dynamics in Southern Kootenay Lake, British Columbia. *Ecol. Model.* 4, 133-150.
- 275) Watanabe, M. (1978) : Modelling of the eutrophication process in lakes and reservoirs. *Symp. Modelling the Water Quality of the Hydrological Cycle*, IAHS-AISH Publication No. 125. 201-210.
- 276) Schellenberger, G., H-P. Kozerski, H. Behrendt and S. Hoeg (1978) : A mathematical ecosystem model applicable to shallow water bodies. *Symp. Modelling the Water Quality of the Hydrological cycle*, Proc. of the Baden Symp., IAHS-AISH Publication, No. 125, 128-136.
- 277) 宗宮 功・海老瀬潜一・奥川光治 (1979) : Eutrophication simulation in the Southern Basin of Lake Biwa. 環境衛生工学研究論文集, 1, 京都大学工学部衛生工学教室, 19-30.
- 278) 宗宮 功 (1981) : 湖沼の物質循環モデル. 国立公害研究所調査報告, 第18号, 114-151.

- 279) Larimore, R. W., J. M. MacNurney and D. R. Halffield (1979) : Evaluation of a cooling lake fishery. Vol. 2 : Lake Sangchris Ecosystem Modeling. Illinois National History Survey, EA-1148, Research Project 573, Urbana.
- 280) Leonov, A. V. (1980) : Simulation and analysis of phosphorus transformation and phytoplankton dynamics in relation to the eutrophication of Lake Balaton. Working Paper, WP-80-88, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg.
- 281) 平塚茂雄・沖野外輝夫・西田直短・田中哲治郎 (1981) : 湖の物質循環モデルと水質の予測 (諏訪湖). 国立公害研究所調査報告, 第18号, 92-113.
- 282) Gosse, P. (1981) : Water quality modeling in the middle reaches of the Loire river. Proc. International Symposium of Energy and Ecological Modelling, Int. Soc. Ecol. Modelling, Louisville, 281-291.
- 283) Garçon, V. (1981) : Modelling of Grangent reservoir ecosystem. Proc. International Symposium of Energy and Ecological Modelling, Int. Soc. Ecol. Modelling, Louisville, 293-304.
- 284) Messer, J. J., W. J. Grenney and J. Ho (1982) : Simulation of phytoplankton growth in a small, fast-flushing reservoir-eutrophication management implications. Proc. Symposium 3rd International Conference on State-of-the-Art in Ecological Modelling, Colorado State University, 787-806.
- 285) Kutas, T. and S. Herodek (1982) : Short description of Balaton eutrophication model (BEM). Working Paper, Computer and Automation Institute, Hungarian Academy of Sciences, Budapest.
- 286) Alcamo, J. M. (1982) : Development and testing of an estuarine phytoplankton model. Proc. 3rd International Conference on State-of-the-Art in Ecological Modelling, Colorado State University, 699-708.
- 287) Mauriello, D. A. (1982) : Global stability concepts for complex ecosystem models. Proc. 3rd International Conference on the State-of-the-Art in Ecological Modelling, Colorado State University, 81-92.
- 288) 松尾直規 (1982) : 貯水池における水温, 濁度ならびに富栄養化指標の予測に関する水理学的研究. 京都大学学位論文.
- 289) 中田喜三郎 (1983) : 生態系モデル. 漁業環境アセスメント, 吉田多摩夫編, 恒星社厚生閣, 47-80.
- 290) Kierstead, H. and L. B. Slobodkin (1953) : The size of water masses containing plankton blooms. J. Mar. Res., 12, 141-147.
- 291) Dahl-Madsen, K. I. and E. Garges (1974) : A preliminary eutrophication model of shallow fjords. Paper at the 7th International Conference on Water Pollution Research, Paris.
- 292) Nixon, S. W. and J. N. Kremer (1977) : Narragansett Bay—The development of a composite simulation model for New England Estuary. In : Ecosystem Modeling in Theory and Practice, An Introduction with Case Histories, (eds.), Hall, C. A. S. and J. W. Day, John Wiley, 621-673.
- 293) Leonov, A. V. (1979) : Mathematical modeling of phosphorus transformation in relation to eutrophication of Lake Balaton. Proc. Second Joint MTA/IIASA Task Force Meeting on Lake Balaton Modeling, Veszprem, 111-175.
- 294) Smith, E. P. (1980) : Parameter estimation for microcosm models. Methods Report No.3. Food and Drug Administration Contract No.223-76-8343. College of Fisheries, University of Washington.
- 295) Anderson, K. P. and E. Ursin (1977) : A multispecies extension to the Beverton and Holt theory

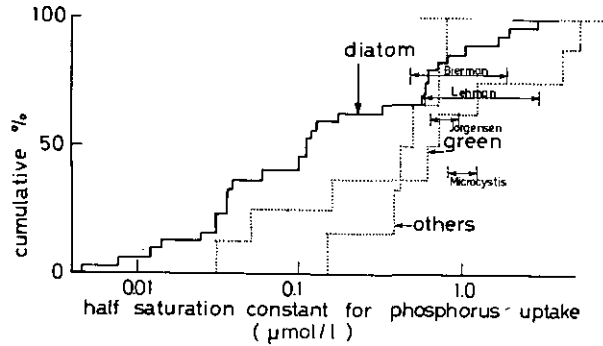
- of fishing, with accounts of phosphorus circulation and primary production. Meddr. Danm. Fisk.-og Havunders, N. S., 7, 319-435.
- 296) Ursin, E. (1967) : A mathematical model of some aspects of fish growth, respiration and mortality. J. Fish. Res. Board. Canada, 24, 2355-2453.
- 297) U. S. Army Corps of Engineers (1974) : Water quality for river-reservoir systems.
- 298) 奥川光治・宗宮 功 (1983) : 数理モデルによる富栄養化のシミュレーション解析. 土木学会論文報告集, 337, 119-128.
- 299) Tetra Tech, Inc. (1975) A comprehensive water quality ecological model for Lake Ontario (final report). National Oceanic and Atmospheric Administration.
- 300) Tamiya, H. and E. Hass, *et al.* (1953) : Kinetics of growth of *Chlorella* with special reference to its dependence on quantity of available light and on temperature. *In* : Algal Culture from Laboratory to Pilot Plant, (*ed.*), Burlow, J. S., Carnegie Inst. Publ. No.600, 204-232.
- 301) Shelef, G. W., W. J. Oswald and C. G. Golueke (1969) : The continuous culture of algal biomass on wastes. Proc. 4th Symposium on continuous cultivation of microorganisms, Prague, 601-629.
- 302) Shelef, G., M. Schwarz and M. Schechter (1972) : Prediction of photosynthetic production in biomass in accelerated algal-bacterial wastewater treatment systems. Proc. 6th International Symposium on Water Pollution Research, Section 5, 1-10.
- 303) Jassby, A. D. and T. Platt (1976) : Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 540-547.
- 304) Dahl-Madsen, K. I. and S. K. Nielsen (1973) : Eutrophication models for ponds, *Vand* 5, 24-31.
- 305) Gargas, E (1976) : A three-box eutrophication model of a mesotrophic Danish Lake. Contributions from the Water Quality Institute, Danish Academy of Technical Sciences. No. 1, Hørsholm.
- 306) Platt, T., K. L. Denman and A. D. Jassby (1975) : The mathematical representation and prediction of phytoplankton productivity. Fisheries Marine Service Technical Report, No.523.
- 307) Platt, T., C. L. Gallegos and W. G. Harrison (1980) : Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. *J. Mar. Res.*, 38, 687-701.
- 308) Eppley, R. W. (1972) : *Temperature and phytoplankton growth in the sea.* *Fisheries Bull.*, 70, 1063-1085.
- 309) Straskraba, M. (1976) : Development of an analytical phytoplankton model with parameters empirically related to dominant controlling variables. *In* : *Umweltbiophysik*, (*eds.*), Glaser, R., K. Unger and M. Koch, Akademie-Verlag, 33-65.
- 310) Lamanna, C. and M. F. Malette (1965) : *Basic Bacteriology.* Williams and Wilkins, Baltimore.
- 311) O'Neill, R. V., R. A. Goldstein, H. H. Shugart and J. B. Mankin (1972) : Terrestrial ecosystem energy model. Eastern Deciduous Forest Biome Memo. Report, 72-19.
- 312) Thornton, K. W. and A. S. Lessem (1978) : A temperature algorithm for modifying biological rates. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107(2), 284-287.
- 313) Contois, D. E. (1959) : Kinetics of bacterial growth relationships between population density and specific growth rates of continuous cultures. *J. Gen. Microbiol.*, 21(7), 40.
- 314) Mar, B. W. (1976) : Challenge of Michaelis-Menten constants. *Proc. ASCE Environ. Eng. Div.*, 102(EE5), 1114-1117.
- 315) Caperon, J. and J. Meyer (1972) : Nitrogen-limited growth of marine phytoplankton-I. Changes in population characteristics with steady-state growth rate. *Deep Sea Res.*, 19, 601-

618.

- 316) Anderson, J. M. (1973) : The eutrophication of lakes. *In* : Towards Global Equilibrium, (*ed.*), Meadows, D., M. I. T. Press, Cambridge, MA, 117-140.
- 317) DeGroot, W. T. (1983) : Modeling the multiple nutrient limitation of algal growth. *Ecol. Modelling*, **18**, 99-119.
- 318) Csáki, P. and T. Kutas (1979) : The BEM modeling approach II : model development for the Lake Balaton ecosystem. Proc. Second Joint MTA/IIASA Task Force Meeting on Lake Balaton Modeling, Veszprem, 94-102.
- 319) Jørgensen, S. E. and D. R. F. Harleman (1978) : Hydrophysical and ecological modelling of deep lakes and reservoirs. Summary Report of a IIASA Workshop, Collaborative Proceedings CP-78-7.
- 320) Rhee, G-Y. and I. J. Gotham (1980) : Optimum N : P ratios and coexistence of planktonic algae. *J. Phycol.*, **16**, 486-489.
- 321) 岡田光正・須藤隆一・合葉修一 (1981) : 藍藻類 *Microcystis aeruginosa* のリン取り込みと増殖. 国立公害研究所研究報告, 第25号, 59-68.
- 322) Kappers, F. I. (1980) : The cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* Kg. and the nitrogen cycle of the hypertrophic lake Brielle (The Netherlands). *In* : Hypertrophic Ecosystem, (*eds.*), Barica, J. and L. R. Mur, Developments in Hydrobiology, Vol. 2, W. Junk, Hague, 37-44.
- 323) 岡田光正 (1982) : 私信.
- 324) Fuller, J. L. (1937) : Feeding rate of *Calanus firmarchicus* in relation to environmental conditions. *Biol. Bull.*, **72**, 233-246.
- 325) Walsh, J. J. and R. C. Dugdale (1971) : Simulation model of the nitrogen flow in the Peruvian upwelling system. *Investigación Pesquera*, **35**, 309-330.
- 326) Rigler, F. H. (1961) : The relation between concentration of food and feeding rate of *Daphnia magna* Straus. *Can. J. Zool.*, **39**, 857-868.
- 327) Frost, B. W. (1972) : Effects of size and concentration of food particles on the feeding behavior of the marine planktonic copepod *Calanus pacificus*. *Limnol. Oceanogr.*, **17**, 805-815.
- 328) O'Brien, J. J. and Wroblewski, J. S. (1972) : An ecological model of the lower marine trophic levels on the continental shelf of West Florida. Geophysical Fluid Dynamics Institute, Florida State University, FL Technical Report, Tallahassee, FL.
- 329) Gause, G. F. (1934) : The struggle of existence. Hafner, New York.
- 330) Harris, J. G. K. (1968) : A mathematical model describing the possible behaviour of a copepod feeding continuously in a relatively dense randomly distributed population of algal cells. *J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer.*, **32**, 83-92.
- 331) McAllister, C. D. (1970) : Zooplankton rations, phytoplankton mortality, and estimation of marine production. *In* : Marine Food Chains, (*ed.*), Steele, J. H., University of California Press, Berkley, California, 419-457.
- 332) Parsons, T. R. and R. J. LeBrasseur (1970) : The availability of food to different trophic levels in the marine food chain. *In* : Marine Food Chains, (*ed.*), Steele, J. H., University of California Press, Berkley, California, 325-343.
- 333) Frost, B. W. (1975) : A threshold feeding behavior in *Calanus pacificus*. *Limnol. Oceanogr.*, **20**, 263-266.
- 334) Tetra Tech, Inc. (1976) : Documentation of water quality models for the Helms pumped storage

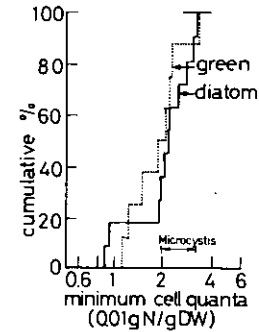
project. prepared for Pacific Gas and Electric Company, San Francisco, California.

- 335) Chen, C. W. and J. T. Wells (1976) : Boise river ecological modeling. *In* : Modeling Biochemical Process in Aquatic Ecosystems., (*ed.*), Canale, R. P., Ann Arbor Science, 171-203.
- 336) McCormick, M. J., B. L. Wharram and D. Scavia (1982) : Comparison of phytoplankton growth constructs in the context of vertically segmented plankton models. Proc. Symposium 3rd International Conference on State-of-the-Art in Ecological Modelling, Colorado State University, 663-668.



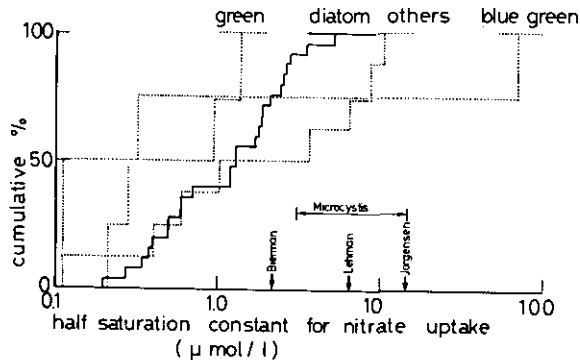
付図 B.1 摂取半飽和定数 (植物プランクトン, リン)
(文献値の度数分布)

Fig. B.1 Half saturation constant for phosphorus uptake
(phytoplankton)



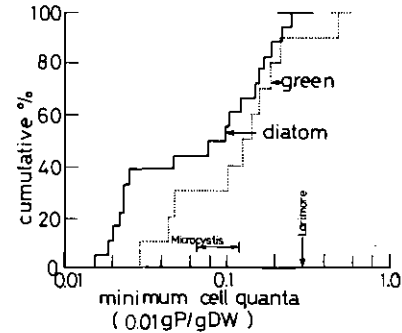
付図 B.3 最小内部栄養塩濃度 (窒素)
(文献値の度数分布)

Fig. B.3 Minimum nitrogen cell quanta
(phytoplankton)



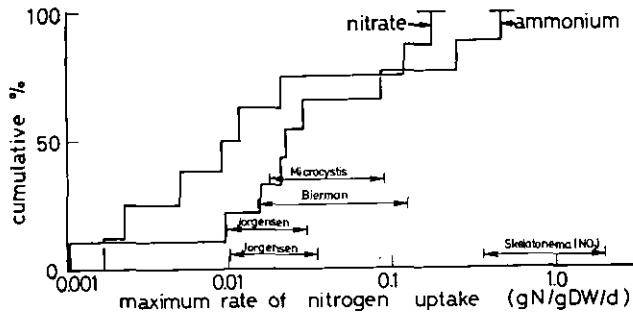
付図 B.2 摂取半飽和定数 (植物プランクトン, NO₃)
(文献値の度数分布)

Fig. B.2 Half saturation constant for nitrate uptake
(phytoplankton)

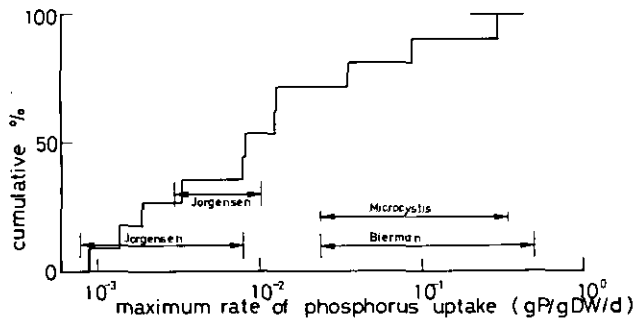


付図 B.4 最小内部栄養塩濃度 (リン)
(文献値の度数分布)

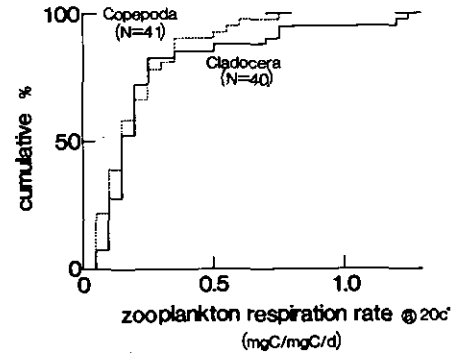
Fig. B.4 Minimum phosphorus cell quanta
(phytoplankton)



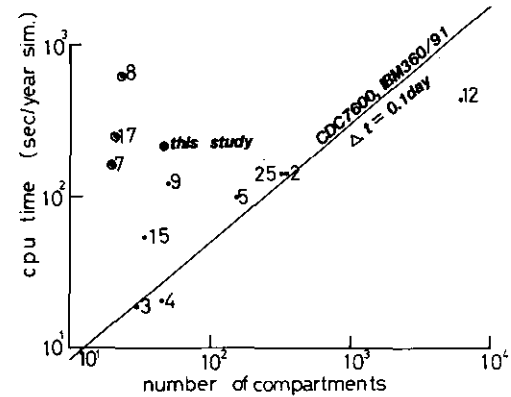
付図 B.5 栄養塩摂取速度 (植物プランクトン, 窒素)
(文献値の度数分布)
Fig. B.5 Maximum rate of nitrogen uptake (phytoplankton)



付図 B.6 栄養塩摂取速度 (植物プランクトン, リン)
(文献値の度数分布)
Fig. B.6 Maximum rate of phosphorus uptake (phytoplankton)



付図 B.7 呼吸速度 (動物プランクトン)
(文献値の度数分布)
Fig. B.7 Zooplankton respiration rate



付図 B.8 湖生態モデルの計算時間
数字は付表 B. 26の No.に対応
●は内部栄養塩動力学を考慮したモデル
Fig. B.8 Computation time of lake ecological model

付表 A.1 システム方程式
Table A.1 System equation

compartment	symbol	unit	kinetic equation
Phytoplankton biomass <i>i</i> = 1 : blue green <i>i</i> = 2 : others	P_i	t dry weight	$\frac{dP_i}{dt} = A \cdot P_i + (G_i^p - R^p - W_i^p) \cdot P_i - GZ_i^p$ convection growth resp sedi- grazing by diffusion NPM mentation zooplankton
Phytoplankton internal nutrient	F_{iP} F_{iN}	tP tN	$\frac{dF_i}{dt} = A \cdot F_i + U_i P_i - (R^p + W_i^p) \cdot F_i - GZ_i^p \frac{F_i}{P_i}$ convection uptake resp sedi- grazing by diffusion NPM mentation zooplankton
Zooplankton	Z	t dry weight	$\frac{dZ}{dt} = A \cdot Z + (G^z - R^z) \cdot Z - GZ^z$ convection growth resp grazing by diffusion NPM Neomysis, goby
Neomysis	N	t wet weight	$\frac{dN}{dt} = (G^N - R^N) \cdot N - GZ^N - FC^N$ growth resp grazing by NPM goby harvest
Goby·Shrimp	GO	t wet weight	$\frac{dGO}{dt} = (G^g - R^g) \cdot GO - FC^g$ growth resp harvest NPM
Carp·Crucia	CA	t wet weight	$\frac{dCA}{dt} = (G^c - R^c) \cdot CA - FC^c$ growth resp harvest NPM
Available nutrient	S_p S_n	tP tN	$\frac{dS}{dt} = A \cdot S - (U_1 \cdot P_1 + U_2 \cdot P_2) + \alpha^p \cdot R^p \cdot (F_1 + F_2) + \alpha^z \cdot EX^z$ convection phytoplankton zooplankton diffusion uptake excreta excreta $+ \alpha^N \cdot EX^N + \alpha^g \cdot EX^g + \alpha^c \cdot EX^c + REM + DIF + LOAD$ neomysis goby carp mine- sediment excreta excreta excreta realization release loading
Unavailable nutrient	O_p O_n	tP tN	$\frac{dO}{dt} = A \cdot O + (1 - \alpha^p) \cdot R^p \cdot (F_1 + F_2) + (1 - \alpha^z) \cdot EX^z + (1 - \alpha^N) \cdot EX^N$ convection phytoplankton zooplankton Neomysis diffusion excreta excreta excreta excreta $+ (1 - \alpha^g) \cdot EX^g + (1 - \alpha^c) \cdot EX^c - REM - W^0 \cdot O - GZ^0 + LOAD$ goby carp mine- sedimen- grazing by excreta excreta realization tation zooplankton loading

付表 A.2 植物プランクトン第2レベル方程式

Table A.2 Phytoplankton second level equation

symbol	definition	equation	note	unit
G_1^r	growth rate of blue-green algae	$PHT_{max1} \frac{PP}{k_e h} \ln \left[\frac{I}{I_{k1}} + \sqrt{1 + \left(\frac{I}{I_{k1}} \right)^2} \right]$ $\left(\begin{array}{l} I = I_{surface} \\ I = I_{bottom} \end{array} \right)$	Smith's equation, Fig.28(a)	1/d
G_2^r	growth rate of other algae	$PHT_0 \cdot \frac{PP}{h} \int_{z=0}^{z=h} \frac{I}{I_{k2}} \left[1 + \left(\frac{I}{I_{k2}} \right)^2 \right]^{-\frac{n+1}{2}} dz$ $PHT_0 = PHT_{max2} n^{n/2} (n+1)^{\frac{n+1}{2}}$	Vollenweider's equation, Fig.28(b)	1/d
PHT_{max1}	maximum growth rate under temperature and nutrient limitation	$(P_{max1} \cdot G_n^r(T) + R^r) \cdot (1 - f_{r0}/f_{r1})$ $\cdot (1 - f_{r0}/f_{r1})$	Baule's assumption, Droop's equation	1/d
h	depth		Table 3	m
PP	photo period		external variable	[-]
k_e	extinction coefficient	$\alpha C_{chl-a} + \beta \cdot C_{chl-a}$: concentration of Chl-a	analysis of field data, Fig.29(a) $\alpha = 0.020 / (m \mu g Chl-a/l), \beta = 1.1/m$	1/m
I	light intensity	$I_{surface} \cdot \exp(-k_e z), z$: water depth (m)		cal/cm ² /d
$I_{surface}$	light intensity at water surface	\bar{I} / PP	rectangular variation, external variable	cal/cm ² /d
I_{bottom}	light intensity at bottom	$I_{surface} \cdot \exp(-k_e h), h$: bottom depth (m)		cal/cm ² /d
\bar{I}	daily average light intensity		external variable	cal/cm ² /d
I_{k1}	saturation light intensity	PHT_{max1} / ϕ_1		cal/cm ² /d
ϕ_1	quantum yield	$\phi_1 = 0.0384 \quad \phi_2 = 0.0403$	Fig.28(a),(b)	cm ² /cal
n	inhibition coefficient	0.26937	Fig.28(b)	[-]
\hat{P}_{max1}	nominal maximum growth rate (net)	actual net maximum growth rate \hat{P}'_{max} $= \hat{P}_{max1} \cdot (f_{rmax} - f_{r0}) \cdot (f_{smax} - f_{s0}) / f_{r0}$ $/ f_{s0}$	calibration $\hat{P}_{max1} = 3.63, \hat{P}_{max2} = 3.63$ $\hat{P}'_{max1} = 2.0 \quad \hat{P}'_{max2} = 2.0$	1/d

symbol	definition	equation	note	unit
$G_{T_1}^I(T)$	temperature dependency of blue-green algae net growth	$\begin{cases} \max(0.025T, 0.05T-0.5), & T \leq 30^\circ\text{C} \\ 1 & T > 30^\circ\text{C} \end{cases}$	Fig.30(a)	[-]
$G_{T_1}^O(T)$	temperature dependency of other algae net growth	$\min(T/14, 1, 4/3 - T/30)$	Fig.30(b)	[-]
R^P	respiration rate of phytoplankton	$R^{PR} \theta_{PR}^{T-20}$	Iwakuma(1981) ¹²³⁾ $R^{P1}=0.1711, \theta_{PR}=1.0489$	1/d
W_i^P	sedimentation rate of phytoplankton	w_i^P/h		1/d
w_i^P	sedimentation velocity of phytoplankton		measured, Fig.33	m/d
GZ_1^P	zooplankton grazing of blue-green algae	$\frac{G^Z \cdot PR^b \cdot (c_i^P - c_{i\text{thres}}^P) \cdot Z}{FA^Z \cdot \{PR^b \cdot (c_i^P - c_{i\text{thres}}^P) + (c_i^P - c_{i\text{thres}}^P) + (c^O - c_{i\text{thres}}^O)\}}$	weighted preference threshold ingestion (≥ 0.0)	t/d
GZ_1^O	zooplankton grazing of other algae	$\frac{G^Z \cdot (c_i^O - c_{i\text{thres}}^O) \cdot Z}{FA^Z \cdot \{PR^b \cdot (c_i^O - c_{i\text{thres}}^O) + (c_i^O - c_{i\text{thres}}^O) + (c^O - c_{i\text{thres}}^O)\}}$	same as above (≥ 0.0)	t/d
PR^b	preference ratio of blue-green algae compared with other ones	0.2	cf. Table B.23	[-]
c_i^P	phytoplankton concentration	P_i/V		gDW/m ³
c^O	detritus concentration	$\min(O^P/V/f_1^O, O_N/V/f_2^O)$	f_1^O : fraction of nutrient in detritus, $f_2^O=0.0086, f_1^O=0.064$ (measured)	gDW/m ³
$c_{i\text{thres}}^P$	} threshold concentration	0.1	cf. Table B.22	gDW/m ³
$c_{i\text{thres}}^O$				
V	volume of a section	$A \cdot r \cdot h$	Table 3	m ³ ·km ²

symbol	definition	equation	note	unit
$A\tau$	area of a section		Fig. 4	km ²
FA^z	assimilation coefficient of zooplankton	0.38	Hanasato(1983) ¹³⁹⁾	[-]
f_{ip}	fraction of phosphorus in the algae (cell quanta)	F_{ip}/P_i		gP/gDW
f_{in}	fraction of phosphorus in the algae (cell quanta)	F_{in}/P_i		gN/gDW
f_{p0}	minimum cell quanta of phosphorus	0.001	cf. Table B.18	gP/gDW
f_{n0}	minimum cell quanta of nitrogen	0.02	cf. Table B.18	gN/gDW
f_{pmax}	maximum cell quanta of phosphorus	0.0095	cf. Table B.18	gP/gDW
f_{nmax}	maximum cell quanta of nitrogen	0.08	cf. Table B.18	gN/gDW

付表 A.3 植物プランクトン内部栄養塩第2レベル方程式
 Table A.3 Phytoplankton nutrient second level equation

symbol	definition	equation	note	unit
U_i	uptake rate of external nutrient U_{iP} : phosphorus U_{iN} : Nitrogen	$U_{max} \frac{c^s}{k_i^s + c^s} \cdot \frac{f_{max} - f}{f_{max} - f_0}$	Michaelis Menten, Lehman equation	gP,N/gDW/d
k_i^s	half saturation coefficient for nutrient uptake k_{iP}^s : phosphorus k_{iN}^s : Nitrogen	$k_{iP}^s = 0.025$, $k_{iN}^s = 0.10$ $k_{iP}^s = 0.00833$, $k_{iN}^s = 0.05$	cf. Table B.18	g/m ³
c^s	available nutrient concentration	S/V		g/m ³
U_{max}	maximum uptake rate of external nutrient	$U_{maxP} = U_{maxN} = 0.005$ $U_{maxP} = U_{maxN} = 0.02$	Table B.18, Jørgensen(1981) ¹¹⁹⁾	gP,N/gDW/d

付表 A.4 動物プランクトン第2レベル方程式
Table A.4 Zooplankton second level equation

symbol	definition	equation	note	unit
G^z	growth rate of zooplankton	$I_{max}^z \cdot I_T^z \cdot I_{c^z}^z \cdot FA^z \cdot (1 - c^z/c_{max}^z)$	Baule assumption, constant assimilation coefficient	1/d
I_{max}^z	nominal maximum grazing rate	0.85	Hanasato(1983) ¹²⁹⁾ <i>Diaphanosoma brachyurum</i> Fig.37	1/d
I_T^z	temperature dependency of zooplankton grazing rate	θ_{zc}^{z-23}	, $\theta_{zc}=1.15$	[—]
$I_{c^z}^z$	food concentration dependency of zooplankton grazing rate	$\frac{PR^b \cdot (c_1^p - c_{1,thres}^p) + (c_2^p - c_{2,thres}^p) + (c^o - c_{thres}^o)}{k'^z + PR^b \cdot (c_1^p - c_{1,thres}^p) + (c_2^p - c_{2,thres}^p) + c_{thres}^o + (c^o - c_{thres}^o)}$	weighted preference threshold ingestion	[—]
k'^z	half saturation coefficient for zooplankton grazing	0.825	Fig. 36	g/m ³
c^z	zooplankton concentration	Z/Ar		gDW/m ²
c_{max}^z	maximum concentration of zooplankton	4.0	calibration	gDW/m ²
R^z	respiration rate of zooplankton	$R^{zR} \theta_{zr}^{z-20}$	Leidy et al.(1980) ¹⁴¹⁾ $R^{zR}=0.15$, $\theta_{zr}=1.1092$	1/d
GZ^z	grazing rate by <i>Neomysis</i> goby and shrimp	$\frac{G^N \cdot (c^z - c_{thres}^z) \cdot N \cdot \gamma^N}{FA^N \cdot (k'^N + c^z - c_{thres}^z)} + \left(\frac{G^G \cdot GO}{FA^G} - GZ^N \right) \cdot \frac{(c^z - c_{thres}^z) \cdot \gamma^G}{k'^{Gz} + c^z - c_{thres}^z}$	threshold ingestion	t/d
γ	dry : wet weight ratio	$\gamma^N=0.17$, $\gamma^G=0.23$	Toda et al.(1982) ¹⁶⁵⁾ Kasuga(1982) ¹⁶³⁾	[—]
c_{thres}^z	threshold concentration	0.1	assumed	gDW/m ²
FA^N	assimilation coefficient of <i>Neomysis</i>	0.38	representative value of zooplankton	
k'^N	half saturation coefficient by <i>Neomysis</i> grazing	0.4	0.1gDW/m ³ × 4 m(depth), cf Table B.25	gDW/m ²
FA^G	assimilation coefficient of goby and shrimp	0.8	representative value of fish ¹⁶²⁾	[—]
k'^{Gz}	half saturation coefficient by goby grazing on zooplankton	0.4	same as k'^N	gDW/m ²

付表 A.5 イサザアミ第2レベル方程式
Table A.5 Neomysis second level equation

symbol	definition	equation	note	unit
G^N	growth rate of <i>Neomysis</i>	$(G_m^N + R^N) \cdot \{1 + p^N \cdot (1 - \frac{C^N}{C_{max}^N})\}$	Kitchell <i>et al.</i> (1974) ¹⁸¹⁾	1/d
G_m^N	net growth rate		Table 23	1/d
p^N	coefficient to correct growth rate for population size distribution	0.1	calibration	[-]
C^N	concentration of <i>Neomysis</i>	N/Ar		gWW/m ²
C_{max}^N	carrying capacity	4.25	calibration	gWW/m ²
R^N	respiration rate of <i>Neomysis</i>	$R^{NR} \theta_{NR}^{I_r^{20}}$	$R^{NR}=0.06$, Ivlev <i>et al.</i> (1963) ¹⁹⁰⁾ assumed weight of <i>Neomysis</i> = 5mgWW. $\theta_{NR}=1.116$, Scavia <i>et al.</i> (1976) ¹²²⁾	1/d
GZ^N	grazing by goby on <i>Neomysis</i>	$\frac{G^G \cdot GO}{FA^G} \cdot \frac{\eta^{GN} (C^N - C_{thres}^N)}{(k'^{GN} + C^N - C_{thres}^N)}$	threshold ingestion	tWW/d
η^{GN}	maximum preference ratio of <i>Neomysis</i> by goby	Dec.~May=0.4, June~July.15=0.8 July.16~Oct.=0.0, Nov.=0.2	cf. Fig. 39	[-]
k'^{GN}	half saturation coefficient by goby grazing on <i>Neomysis</i>	2.0	100mgDW/m ³ (assumed, cf Table B. 25) $\times 5$ (\approx WW/DW ratio) $\times 4m$ (depth)	gWW/m ²
C_{thres}^N	threshold concentration	0.5	assumed	gWW/m ²
FC^N	harvesting of <i>Neomysis</i>	$f c^N \cdot N$		t/d
$f c^N$	fishing mortality of <i>Neomysis</i>		catch/observed biomass (Jan=0.00556, March=0.0106 April=0.00148, May=0.0011, June=0.000131, other month=0.0)	1/d

付表 A.6 ハゼ・エビ第2レベル方程式
Table A.6 Goby and shrimp second level equation

symbol	definition	equation	note	unit
G^c	growth rate of goby and shrimp	$(G_m^c + R^c) \cdot \{1 + p^c (1 - \frac{C^c}{C_{max}^c})\}$	kitchell <i>et al.</i> (1974) ¹⁸⁾	1/d
G_m^c	net growth rate		calculated from Table 23 (≥ 0.0)	1/d
p^c	constant to correct growth rate for population size distribution	0.2	calibration	[-]
c^c	concentration of goby and shrimp	GO/Ar		gWW/m ²
C_{max}^c	carrying capacity	14	calibration	gWW/m ²
R^c	respiration rate of goby and shrimp	$R^{CR}(WE^c)^{-0.19} \theta_{CR}^{1.20}$	$R^{CR} = 0.045$ (gWW ^{0.19} /d), Winberg (1961) ¹⁸⁾ $\theta_{CR} = 1.072$, assumed	1/d
WE^c	weight of fish		Table 23	gWW
FC^c	hervesting of goby and shrimp	$fc^c \cdot GO$		tWW/d
fc^c	fishing mortality of goby and shrimp		Fig. 43(a)	1/d

付表 A.7 コイ・フナ第2レベル方程式
Table A.7 Carp and crucian second level equation

symbol	definition	equation	note	unit
G^c	growth rate of carp and crucian	$G_m^c \cdot \{1 + p(1 + \frac{c^c}{C_{max}^c})\} + R^c$	kitchell <i>et al.</i> (1974) ⁽¹¹⁾	1/d
G_m^c	net growth rate		calculated from Table 23 (≈ 0.0)	1/d
p^c	constant to correct growth rate for population size distribution	0.1	calibration	[-]
c^c	concentration of carp and crucian	CA/Ar		gWW/m ³
C_{max}^c	carrying capacity	3.6	calibration	gWW/m ³
R^c	respiration rate of carp and crucian	—	arbitrary	1/d
FC^c	harvesting of carp and crucian	$f c^c \cdot CA$		tWW/d
$f c^c$	fishing mortality of carp and crucian		Fig. 43(b)	1/d

付表 A.8 外部栄養塩第2レベル方程式
 Table A.8 External nutrient second level equation

symbol	definition	equation	note	unit
a	available fraction of excreted nutrient		Table 25	[-]
EX	excretion rate of animals	$\left\{ \frac{(1-FA)}{FA} G + R \right\} \cdot f \cdot FI + EX_{adj}$ <p>(except carp and crucian)</p> $4 G^c \cdot f \cdot CA \text{ (carp and crucian)}$	Table 25 FI : biomass of zooplankton or goby-shrimp EX_{adj} : adjusting term to set internal nutrient/biomass ratio constant	t/d
f	nutrient/body weight ratio		Table 25	[-]
REM	mineralization flux	$REM^0 \cdot \theta_w^{T-20} \cdot O$	$\theta_w = 1.072$, cf. Fig. 45	t/d
REM'	mineralization rate @ 20°C	$REM'_p = 0.03$, $REM'_s = 0.024$	calibration, cf. Fig. 45	1/d
DIF	nutrient release from bottom	$dif \cdot Ar$		t/d
dif	release rate of nutrient		Fig. 46	mg/m ² /d
W^o	sedimentation rate of detritus	$f_{wr} \cdot w_r^p$, $f_{wr}^p = 1.0$, $f_{wr}^s = 0.9$	calibration of f_{wr}^p , f_{wr}^s	1/d
GZ^o	grazing rate by zooplankton on detritus	$\frac{G^z \cdot (c_i^p - c_{thres}^p) \cdot Z}{FA^z \{ PR^b \cdot (c_i^p - c_{thres}^p) + (c_i^p - c_{thres}^p) \} + (c^o - c_{thres}^o)} \cdot f^o$	weighted preference threshold (≥ 0.0) ingestion	t/d
$LOAD$	external loading		external function	t/d

付表 B.1 湖を中心とする生態モデル一覧

* Table B.1 Models of lake ecosystem

P:リン, N:窒素, Si:ケイ素, C:炭素, Det:デトリタス, Vは内部栄養塩動力学を考慮したもの。

開発者	モデルのコンパートメント数	植物プランクトン数	動物プランクトン数	水中栄養塩(各態数)	その他のコンパートメント	底泥モデル	セグメント数	対象場, 備考
Fleming(1939) ¹⁴⁸⁾	1	1	—	—	—	—	1	英国海峡, 被食を $k_1 + k_2$ とした
Riley(1946) ¹⁴⁹⁾	2	1	1	—	—	—	1	ジュージバンク
Steele(1958) ⁶⁶⁾	2	1	—	P(1)	—	—	1	システム解析の稿矢
Cushing(1958) ¹⁴¹⁾ , 59) ²⁴²⁾	5	1	1	N(1)	魚(2)	—	1	
DiToroら(1971) ⁶⁹⁾	3	1	1	N(1)	—	—	1	サン・ジョアキンデルタ
Thomannら(1973) ²⁴³⁾ , 74) ²⁴⁴⁾	9	1	1	N(3), P(2)	BOD, DO	—	38	ボトマックエスチュアリ
DiToroら(1975) ²⁴⁵⁾	7	1	1	N(3), P(2)	—	—	7	エリー湖
Thomannら(1975)								
(LAKE 1)	10	1	2	N(3), P(2)	魚等(2)	—	1(2層)	オンタリオ湖, Scavia(1980) ²⁴⁷⁾ はこれをサ
(LAKE 2)							1(7層)	ギナウ湾に適用
(LAKE 3)(1975) ¹⁴³⁾ , 76) ²⁴⁴⁾							8~67	
DiToroら(1980) ¹⁸⁹⁾	9	1	2	N(3), P(2), Si(1)	—	—	5(2層)	ヒューロン湖(サギナウ湾), オンタリオ湖
DiToroら(1980) ¹⁹⁰⁾	15	2	2	N(3), P(2), Si(2), C(2)	Alk, DO	Chl-a, N(3)	底を含み10	エリー湖
Canaleら(1975) ²⁴⁶⁾	25	4	9	N(4), P(3), Si(2)	—	深水層(底層)中のN, P, Si	1(2層)	ミシガン湖(グランド・トラバース湾)
Bierman(1976) ¹⁴⁴⁾	20	4	2	N(2), P(2), Si(1)	—	—	1	ヒューロン湖(サギナウ湾)
(SMILE)(1980) ¹²²⁾	23	5	2	N(2), P(2), Si(2)	—	—	1	〃
McNaughtら(1976) ¹⁴⁴⁾	6	2	3	Det	—	—	1	ミシガン湖, オンタリオ湖
Scaviaら(1976) ¹²²⁾	17	4	5	N(3), P(1), C(1), Det	捕食者(1)	ベントス	3	オンタリオ湖
(1980) ²⁴⁸⁾	20	5	5	N(3), P(1), Si(2), C(2)	捕食者(1), DO,	ベントス, N(4), P(2), Si(2) C(2), DO	1~多数 (2~多層)	オンタリオ湖
Chen(1970) ²⁴⁹⁾	9	2	1	N(1), P(1), Det	魚, BOD, DO	—	15	河川
Chen-Orlob(1975) ²⁴⁹⁾ (LAKECO)	16(22以下)	2	1	N(3), P(1), Det, C(1)	魚, BOD, DO, pH, Alk, Coli, 全溶解性物質	ベントス, 有機Sed	33	ワシントン湖, 変数の数は適用場によって異 りLAKECO(HEC(1974) ²⁵⁰⁾)では15変数で あり多くの湖に適用された(Brandesら(1973) ²⁵¹⁾ , Gaume(1975) ²⁵²⁾ WRE(1973) ²⁵³⁾)
Chen-Smithら(1975) ²⁵⁴⁾ (LK ONTARIO)	31	4	3	N(3), P(1), Si(1), C(2), Det	魚(4, 3ステージ), BOD, DO, Coli, 付着生物(1)	ベントス, 有機Sed	209	LAKECOをもとにして開発されオンタリオ 湖に適用された。その後EPAECO(Gaumeら (1975) ²⁴⁴⁾)と名付けられTapp(1976) ²⁵⁵⁾ , Ki- nnunenら(1978) ²⁵⁶⁾ などによって多くの湖に 適用された。

開 発 者	1セグメント のコンパートメント数	植物プラン クトン数	動物プラン クトン数	水中栄養塩(各態数)	その他のコンパートメント	底泥モデル	セグメント数	対象場, 備考
Brandes(1977) ¹³⁹¹ (ESTECO)	21	2	1	P(1), N(3), C(2), Det	DO, BOD, 全溶解性固型物, Alk, pH, Coli, 魚(3),	有機Sed, ベントス	多数 (差分法による)	内湾, エスチュアリー LAKECOの改訂版
Environmental Lab, (US Army Eng. Wat. Exp St., CE-QUAL-R1) (1982) ¹³⁹²	23	2	1	N(3), P(1), C(2), Det, 溶解性有機物など(2)	魚(3), DO, pH, Alk, SS, 水温, Coli	ベントス, 有機Sed	多数	LAKECOの改訂版
Bloomfieldら(1974) ¹³⁹³ Parkら(1974) ¹³⁹⁴ (CLEAN)	8~28	2	3	N(1), P(1)有機物(2), C(1)	魚(3), 大型植物(3), バクテリア	ベントス(4), 有機物(2), バクテリア, C(1), N(1), P(1), 安定性溶存有機物	1	ウイングラ湖 ジョージ湖
Scaviaら(1974) ¹³⁹⁵ (CLEANX)	12	2	3	有機物(2), P(1)	魚(2), バクテリア	ベントス	1	
Scaviaら(1975, 1976) ¹³⁹⁶ (CLEANER)	14~40	3	3	CLEANにほぼ同じ	CLEANにほぼ同じ	CLEANにほぼ同じ	1~多数	ジョージ湖, サラント湖 ロッハレベン(スコットランド) バラトン湖など アルプスの2湖 Derormeauモデルの感変解析用版
Desormeau(1978) ¹³⁹⁷				(V)MS.CLEANERに内部栄養塩動力学を加える				
Rose(1982) ¹³⁹⁸	7	1(V)	—	N(1), P(1)				
Jørgensen(1976) ¹³⁹⁹ (モデル-1)	9	1	1	N(2), P(2)		N(1), P(2)	1	グルムス湖
(モデル-2)	12	1(V)	1	N(2), P(2)		N(1), P(2)	1	
Jørgensenら(1978) ¹⁴⁰⁰ (モデル-2)	17	1(V)	1(V)	N(2), P(2)	魚のN, P,	N(1), P(3)	1	リングビー, グルムス湖
(モデル-3)	18	1(V)	2(V)	N(2), P(2)	魚のN, P,	N(1), P(3)	1	〃
Bacaら(1974) ¹⁴⁰¹ (AQUA-II)	12	1	1	N(4), P(2)	DO, BOD, 有害物質	P(1)	多数	アメリカンフォール貯水池など
Larsenら(1974) ¹⁴⁰²	3	1		P(1), N(1)	—	—	1	シャガワ湖
Parker(1974) ¹⁴⁰³	7	2	2	N(3)	—	—	1	クーテネイ湖
Lassiterら(1974) ¹⁴⁰⁴	12	6	—	N(2), P(2), C(2)	—	—	1	
Hornbergerら(1975) ¹⁴⁰⁵	4~	1	1	N(1), P(1)			多数	シュガーホロー湖
Pattenら(1975) ¹⁴⁰⁶	33	4	3	溶存有機物, 粒状有機物, N(1), P(1), 動物性Det, 植物性Det, C(1)	浮遊藻類マット, 付着性藻類, aufwuchs, 雑管束植物(2), 魚(4), 他の脊椎動物(2), その他	カメ, 無脊椎動物等	1	テクソマ湖
井上(1975) ¹⁴⁰⁷	2	1	—	P(1)	—	—	1	天ヶ瀬ダム
Lehmanら(1975) ¹⁴⁰⁸	21	5(V)	—	—	—	—	1	Linsley 池

開 発 者	1セグメント またはそのコ ンパートメント数	植物プラン クトン数	動物プラン クトン数	水中栄養塩(各態数)	その他のコンパートメント	底泥モデル	セグメント数	対象場、備考
DePintoら(1976) ¹³⁴⁾	11	3(V)	2	N(2), P(2)	高次捕食者(1)	—	1	ストーン湖, Bierman(1976) ¹³⁵⁾ とはほぼ同型のモデル
土木学会(1978) ¹³⁶⁾	5	1	1	N(2), P(1)	—	—	3	琵琶湖
池田ら(1978) ²⁷⁵⁾	5	1	1	N(2), P(1)	—	—	5	琵琶湖, 上記の改訂版
池田ら(1978) ²⁷⁶⁾	8	3	1	N(2), P(2)	—	—	3	琵琶湖, 上記の改訂版
津野(1977) ¹¹⁾								
モデル1	3	1	—	N(1), P(1)	—	—	1	霞ヶ浦高浜入
モデル2	5	1(V)	—	N(1), P(1)	—	—	1	〃
Nyholm(1978) ²⁷³⁾	7	1(V)	—	N(2), P(2)	—	—	1~3	デンマークの多数の湖に適用され, LAVSOE(1978) ²⁷⁴⁾ と名付けられた
Cloern(1978) ²⁷⁴⁾	1	1	—	—	—	—	流下方向多数	クーネイ湖, クリプトモナスのみを取り扱う
渡辺(1978) ²⁷⁵⁾	11	1(V)	1	N(5), P(2)	—	—	1	マイクロゾム
Schellenbergerら(1978) ²⁷⁶⁾	17	2	1	N(2), P(2), Det	魚(1), バクテリア	ペントス(2), Det, バク テリア, N(1), P(2)	1	ミュゲルゼー湖
Halfen(1979) ¹³⁷⁾	9	2(V)	2	P(3), C(1)	—	—	1	オンタリオ湖
宗宮ら(1979) ²⁷⁷⁾	5	1	1	N(2), P(1)	—	—	1~4	琵琶湖南湖
(1981) ²⁷⁸⁾	8	1	1	N(2), P(2)	COD(2)	—	1	琵琶湖南湖, その後北湖にも拡張された(1983)
Larimore(1979) ²⁷⁹⁾ (CLEN)	48	2	1	P(1), Det	大型植物(1), 魚(5種, 8段階)	付着藻類(1) ペントス(1)	1	サンククリス湖
Leonov(1980) ¹³⁸⁾	9	1	—	P(3)	バクテリア, DO	P(3)	4	バラトン湖
Beyer(1981) ¹³⁹⁾	9	1	—	N(1), P(1)	BOD, DO	N, P, Det活性底厚さ	7~11	マリアガル・フィヨルド
平塚ら(1981) ²⁸⁰⁾	7	2	1	N(2), P(2)	—	—	2	諏訪湖
Gosse(1981) ²⁸¹⁾	6	1	—	P(2)	BOD, DO, 水温	—	8	ローレ川
Garcon(1981) ¹⁴⁰⁾	12	2(V)	1	N(1), P(1), Si(1), Det, C(1)	—	—	1	
Messerら(1982) ¹⁴¹⁾ (RESEN)	7	2	1	N(1), P(1)	BOD, DO	—	1	コロラド川貯水池
Kutas(1982) ¹⁴²⁾ (BEM)	9	3	—	N(1), P(1), Det	バクテリア	有機物(1), P(1)	1	バラトン湖
Alcama(1982) ²⁸²⁾	4	1	—	N(2), P(2)	ROD, DO	—	多数	サン・ジョアキンデルタ, 但し定常状態とする。
Mauriello(1982) ²⁸³⁾	3	1	1	N(1)	—	—	1	
Wangら(1982) ¹⁴³⁾								
モデル1	3	1(V)	—	P(1)	—	—	多層	L227湖
モデル2	4	1(V)	1	P(1)	—	—	〃	〃

開 発 者	1セグメント あたりのコシ バートメント数	植物プラン クトン数	動物プラン クトン数	水中栄養塩(各態数)	その他のコンパートメント	底泥モデル	セグメント数	対象場, 備考
松尾(1982)****								
中田(1983)****	4	1	1	P(2)	—	—	1～2層 多数ボックス	三河湾

付表 B.2 植物プランクトンモデル一覧

Table B.2 Models of phytoplankton

C: 内部栄養塩組成一定, あるいは一定値を示す, V: 内部栄養塩動力学考慮, I: 光依存性, T: 水温依存性, N: 栄養塩依存性, Av.Nut: 摂取可能栄養塩, 他の記号については付表B.9~付表B.17に示す。

開 発 者	型式	成 長 (G)				摂 取 (U)	呼 吸 (R)		自然死 (M)		排 出 (EX)	沈 降	栄養塩放出形態, その他
		光	水 温	栄養塩	合 成		水 温	その他	水 温	その他			
Fleming(1939) ¹⁹⁹	-	← C →				-	-	-	-	-	-	-	被食= $k_1+k_2 t$ (t :time)とし英国海峡のデータと合致させた。
Riley(1946) ⁴⁴¹	-	L	-	P (P)	I * N * Turb	-	E	-	-	-	-	-	Turb= z/hm , hm :混合層深さ, z :水深 後に沈降, 拡散の影響を考慮する (1949)
Kiersteadら(1953) ²⁰⁰	-	← C →				-	-	-	-	-	-	-	成長と拡散によるつりあいを考えた。
Steele(1958) ⁴⁴¹	-	-	-	L (P)		-	C	-	-	-	-	-	リンの式と合わせシステム解析を行う。
DiToroら(1971) ⁴⁴¹	C	St.	L	M (N)	I * T * N	-	L	-	-	-	-	-	R → Av.Nut.
Thomannら(1973) ²⁴³	C	St.	L	M (N, P)	I * T * N	-	L	-	-	-	-	-	R → Org.Nut.
DiToroら(1975) ²⁴³	C	St.	L	M (N, P)	I * T * N	-	L	-	-	-	-	-	Rの30%がOrg.Nut.になる。
Thomannら(1975) ¹¹⁴¹	C	St.	E	M (N, P)	I * T * N	-	E	-	-	-	-	C	Rのうち窒素分はDet-Nになる。
DiToroら(1980) ¹⁸⁹	C	St.	E	M (N, P)	I * T * N	-	E	-	-	-	-	C	Rのうち50%はDet分に, 50%はAv.Nut.になる。ヒューロン湖
DiToroら(1980) ¹²⁴⁰	C	St.	E	M(N, P, Si)	I * T * N	-	E	MO (半飽和足数0.1mg/l)	-	-	-	C	Rのうち50%はDet分に, 50%はAv.Nut.になる。エリー湖
Canaleら(1975) ²⁴⁴	C	St.	PL2	M(N, P, Si)	I * T * N	-	L	-	-	-	-	C	RはOrg.Nut. になる。
Bierman(1976) ¹¹⁹¹	V	St.	E	Fuchs(N,P),M(Si)	I * T * Min(N)	Bierman	-	-	L	2	-	C	M → Av.Nut. (過剰摂取分), Org.Nut. (最小必要分)
Biermanら(1980) ¹¹⁷¹	V	St.	PL2	D(N,P),M(Si)	I * T * Min(N)	Bierman	E	-	E	2	-	C	M,R → Av.Nut. (過剰摂取分), Org.Nut. (最小必要分)
Scaviaら(1976) ¹²²²	C	St.	O'Neill	M (N, P)	T * Min(N,P,I)	-	O'Neill	-	O'Neill	Sc	-	Sc	R → Av.P及びOrg.Nitrogen, M → Det.
Scavia(1980) ²⁴⁴	C	St.	O'Neill	M(N, P, Si)	T * Min(N,P,I)	-	O'Neill	NL	-	-	-	C	R → Av.P及びOrg.Nitrogen
Chen-Orlob(1975) ¹³¹¹	C	M	E	M(N, P, C)	I * T * N	-	E	-	-	Toxityによる	-	-	

開 発 者	型式	成 長 (G)				摂 取 (U)	呼 吸 (R)		自然死 (M)		排出(EX)	沈 降	栄養塩放出形態, その他
		光	水 温	栄養塩	合 成		水 温	その他	水 温	その他			
Brandes(1977) ²⁵⁴¹	C	M	E	M(N, P, C)	I*T*N	-	E	-	-	Toxityによる	-	-	R→Av. P. 及びアンモニア
CE-QUAL-R1(1982) ²⁵⁴²	C	M	CEQUAL	M(N, P, C)	I*T*N	-	CEQUAL	-	-	-	-	C	R→Av. P. 及びアンモニア
CLEAN(1974 ²⁵⁴³ , 74 ²⁵⁴⁴)	C	St.	O'Neill	M(N, P, C)	I*T*H(N)	-	-	-	L	-	ネット成長速度の一定倍	Mに含まれる	M→Det.
CLEANER(1975) ²⁵⁴⁵	C	St.	O'Neill	M(N, P, C)	I*T*H(N)	-	O'Neill	最大成長率の一定倍	O'Neill	CL	呼吸の一定倍	L(T)	EX→Av. Nut., M→Det.
Desormeau(1978) ²⁵⁴⁶	V	St, Sm	O'Neill	M(N, P)	I*T*Min(N)	LEI**	O'Neill	-	E	De	Desormeau	C	生体量のEXのうち0.1%がAv. P.に、5%がAv. Nitrogenとなる。
	C	◇	◇	M(N, P)	◇	-	◇	-	◇	◇	◇	◇	
Jørgensen(1976) ²⁵⁴⁷			◇										
モデル1	C	M	Jø	M(N, P, C)	I*T*N	-	Jø	-	C	-	-	C	M→Det, R→Av. Nut.
モデル2	V	M	Jø	D(N, P, C)	I*T*N	LF	Jø	Lehman	C	-	-	C	M→Det, R→Av. Nut.
Jørgensenら(1978) ²⁵⁴⁸	V	M	Jø	D(N, P, C)	T*N	LF	Jø	Lehman	-	-	-	E(T)	光強度の効果はCの摂取速度に影響を及ぼす
Baca-Lorenzen(1974) ²⁵⁴⁹	C	Sm	L	M(N, P)	I*T*Min(N)	-	← C →		-	-	-	-	R+M→Org. Nut.
Larsenら(1974) ²⁵⁵⁰	C	M	-	M(N, P)	Min(I, N)	-	← C →		-	-	-	-	R, M, 沈降合わせ一定と考える。
Parker(1974) ²⁵⁵¹	C	St.	Parker	M(N)	I*T*N	-	-	-	C	-	-	C	
Lassiterら(1974) ²⁵⁵²	C	L	Lassiter	M(N, P, C)	I*T*N	-	-	-	C	-	-	-	
Dahl-Madsenら(1974) ²⁵⁵³	C	G	-	M(N, P)	I*N	-	C	-	C	-	-	C	
Hornbergerら(1975) ²⁵⁵⁴	C	L	-	M(N, P)	I*N	-	C	-	-	-	-	-	
Pattenら(1975) ²⁵⁵⁵	C	L	Patten	P(N, P, C)	I*T*Av(N)	-	L	-	-	-	-	-	
井上(1975) ²⁵⁵⁶	C	L	L	M(P)	I*T*N	-	← L(T) →		-	-	-	-	R, M, 沈降等合わせTの一次型
Lehmanら(1975) ²⁵⁵⁷	V	St.	Lehman	D(P, N, Si)	I*T*N	LF	E	Lehman	-	Lehman	-	C	
渡辺(1978) ²⁵⁵⁸	(V)	-	Lamanna	M(N, P)	T*N	-	E	-	-	-	-	-	R→Det.
Nixonら(1977 ²⁵⁵⁹ , 78 ²⁵⁶⁰)	C	St.	E	M(N, P, Si)	I*T*Min(N)	-	-	-	-	-	-	C	
土木学会(1978) ²⁵⁶¹	C	St.	L, Parker	M(N, P)	I*T*N	-	← L(T) →		-	-	-	-	R+M→Av. P及びOrg. Nitrogen
池田ら(1978) ²⁵⁶²	C	St.	E	M(N, P)	I*T*N	-	-	-	L	-	-	-	M→Av. P及びOrg. Nitrogen
池田ら(1978) ²⁵⁶³	C	St.	Parker	M(N, P)	I*T*Min(N)	-	-	-	L	-	-	-	

開 発 者	型式	成 長 (G)				摂 取 (U)	呼 吸 (R)		自然死 (M)		排出 (EX)	沈 降	栄養塩放出形態, その他	
		光	水 温	栄養素	合 成		水 温	その他	水 温	その他				
津野(1977) ¹¹⁾ モデル1	C	L	L	M (N, P)	I*T*N	-	L	-	L	-	-	C	R→Av.Nut.	
	モデル2	C, V	L	L	M*(N), L*(P)	I*T*N	LF(P), L(T)	L	-	L	-	-	C	R→Av.Nut. *Nについては1段, Pについては2段
Nyholm(1978) ²²²⁾	V	G	E	Nyholm(N, P)	I*T*H(N)	N ₂	-	-	E	M	-	Nyholm	Mの60%がAv.Nut.として回帰。	
Cloern(1978) ²²⁴⁾	V	St.	E	D (N, P)	I*T*Min(N)	NF	-	-	C	-	-	-	-	
宗宮ら(1979) ^{227), 81²²⁸⁾}	C	M	P	M (N, P)	I*T*N	-	L	-	-	-	-	C	R→Det.	
Larimoreら(1979) ²²⁹⁾	V	St.	O'Neill	D (P)	T*H(L, N)	LF	O'Neill	-	E	-	0.3R	L(T)	EX→Av.P, Mは80%がAv.Pに。	
Leonov(1979) ^{232), 60²³³⁾}	(V)	St.	Kutas Leonov		I*T*Mar(P)	Mar(P)	-	-	-	C2'	Leonov	-	EX→DOP, M→Det.	
Beyer(1981) ²²³⁾	C	M	E	M (N, P)	I*T*N		C	MO				C		
								(半飽和定数0.5mg/l)						
平塚ら(1981) ²⁴¹⁾	C	St.	L	M (N, P)	I*T*N	-	-	-	-	-	L(T)	C	EX→Det.	
Gosse(1981) ²²⁵⁾	C	St.	Lassiter	M (P)	I*T*N	-	E	-	E2	-	0.2R	-	-	
Garcon(1981) ²²⁶⁾	V	St.	E	M*(N, P), M*(Si)	I*T*Min(N)	LE1, L(T)	E	-	L2	-	0.056(G-R)	-	M, EX→Det. *, N, Pに関しては2段階, Siに関しては1段階モデル	
	V													
Canaleら(1982) ²⁴⁰⁾	V	2次元応答曲面		D (P)	(L, T)*N	LE2, PL2(T)	L	明暗呼吸を区別	-	-	-	-	<i>Cladophora</i> のモデル	
Messerら(1982) ²⁴⁴⁾	V	M	E	M (N, P)	I*T*Min(L, N)	ME, E(T)	E	-	-	-	0.2 fminG	C	Rの20%はAv.Nut.	
Kutasら(1982) ²⁴³⁾	C	St.	Kutas	M (N, P)	T*Min(N, I)	-	-	-	E	-	-	C	M→Det.	
Alcamo(1982) ²⁴⁶⁾	C	St.	E	M (N, P)	I*T*N	-	L	-	-	-	-	-	R→Det.	
Mauriello(1982) ²²⁷⁾	C	St.	Lassiter	N (N)	I*T*N	-	E	-	-	-	-	C	-	
Wangら(1982) ²²⁸⁾	V	M	Jørgesen	D (P)	I*T*N	NF			C		C	C	M, EX→Av.Nut.	
松尾(1982) ²⁴⁵⁾	C	St.	L	M (N, P)	I*T*N	-	L, E	-	-	-	-	C	-	
中田(1983) ²⁴⁸⁾	C	St.	E	M (P)	I*T*N				C		β(G-R)	C	M, EX→Det.	

付表 B.3 植物プランクトンモデル係数一覧
Table B.3 Parameter values of phytoplankton model

Lは線型を示す

開発者	成長長(1/d)		成長半飽和定数		最大採取速度(%/d)		採取半飽和定数		最小内部塩濃度		呼吸速度(1/d)		自然死(1/d)		沈降速度 (m/d)	備考			
	基準値	Q ₁₀	N(μg/l)	P(μg/l)	N	P	N(μg/l)	P(μg/l)	N(‰)	P(‰)	基準値	基準値	Q ₁₀						
DiToroら(1971) ¹⁰⁾	2.0@20	L	25	—	—	—	—	—	—	—	0.1@20	L	—	—	—				
Thomannら(1973) ¹¹⁾	2.0@20	L	25	0.5	—	—	—	—	—	—	0.1@20	L	—	—	—				
DiToroら(1975) ¹²⁾	1.3@20, 0.1+0.06T		25	10	—	—	—	—	—	—	0.08@20	L	—	—	—				
Thomannら(1975) ¹³⁾	0.5@20	1.89	25	2	—	—	—	—	—	—	0.1@20	2.16	—	—	0.10				
DiToroら(1980) ¹⁴⁾	2.0@20	1.93	25	0.5	—	—	—	—	—	—	0.05@20	1.552	—	—	0.05	ビューロン湖			
DiToroら(1980) ¹⁵⁾																			
ケイ藻	2.1@20	1.48	25	1.0	—	—	—	—	—	—	0.075@20	2.16	—	—	0.10	エリー湖			
非ケイ藻	1.6@20	3.39	25	1.0	—	—	—	—	—	—	0.075@20	2.16	—	—	0.10				
Canaleら(1975) ¹⁶⁾																			
小ケイ藻	2.1@20														0.05				
大ケイ藻	2.0@20	PL2	15	2.5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.08@20	L	—	—	0.03
ラン藻	1.6@20														0				
緑藻	1.9@20														0.02				
Bierman(1976) ¹⁷⁾																			
ケイ藻	2.1@25	1.97	—	—	1.5	2.4	—	—	0.52×10 ⁻¹⁴	0.2	—	—	0.0015/d°CmgC	—	—	—	—	0.4	
緑藻	1.9@25	2.16	—	—	6	13.3	—	—	0.52	0.2	—	—		—	—	—	—	—	0.4
ラン藻	0.8@25	2.59	—	—	4	4.2	—	—	0.52	0.585	—	—		—	—	—	—	—	0.15
ラン藻(窒素固定)	0.8@25	2.59	—	—	4	5.9	—	—	0.853	0.134	—	—		—	—	—	—	—	0.15
Bierman(1980) ¹⁸⁾																			
ケイ藻	1.6(最大)								0.801×10 ⁻¹⁴	0.724×10 ⁻¹³	—	—	0.004	1/mg/d	2.16	0.05			
緑藻	1.4								0.345×10 ⁻¹⁴	0.312×10 ⁻¹⁴	—	—	*						
その他	1.2								0.163×10 ⁻¹⁴	0.148×10 ⁻¹³	—	—	*						
ラン藻	1.0	@20	—	—	12.5	50	—	—	0.438×10 ⁻¹⁴	0.566×10 ⁻¹⁴	—	—	0.012						
ラン藻(窒素固定)	0.7								0.377×10 ⁻¹³	0.488×10 ⁻¹⁴	—	—	*						
Scaviaら(1976) ¹⁹⁾																			
小ケイ藻																			
大ケイ藻	1.8@20	2.1	27	9	—	—	—	—	—	—	—	—	0.09@20	2.1					
その他小藻類																			
その他大藻類																			
Scaviaら(1980) ²⁰⁾																			
小ケイ藻			25																
大ケイ藻	2.5@20	2.0	30	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—					
その他小藻類			30																
その他大藻類			35																
ラン藻(窒素固定)	2.0@20	1.9	0	10															

開発者	総成長(1/d)		成長半飽和定数		最大採取速度(%/d)		採取半飽和定数		最小内部塩濃度		呼吸速度(1/d)		自然死(1/d)		沈降速度 (m/d)	備 考
	基準値	Q ¹⁰	N(μg/l)	P(μg/l)	N	P	N(μg/l)	P(μg/l)	N(%)	P(%)	基準値	Q ₁₀	基準値	Q ₁₀		
Chen-Orlob (1975) ¹⁴⁸																
藻類 1	1.0	@20 1.22	300	30	—	—	—	—	—	—	0.05@20 1.22	—	—	—	0.2	
藻類 2	2.0		400	50	—	—	—	—	—	—		—	—	—	—	0.05
Brandes (1977) ¹⁴⁹																
藻類 1	1~2@20	1.22	50~400	20~50	—	—	—	—	—	—	0.05~ 0.2@20	—	—	—	0~0.2	
藻類 2	1~3@20															
CLEANER (1975) ¹⁴⁶																
ナンノプランクトン	1.6	2.2	5.5	5	—	—	—	—	—	—	0.68	0.01	35°C (BGは 45°C) 以上で 2 ^{**}	0.2(1+0.004T) 0.2(1+0.008T) 0		
ネットプランクトン	1.4	最大 1.9	8	15	—	—	—	—	—	0.42	最大 1.9					
ラン藻	1.1	2.0	0.1	15	—	—	—	—	—	0.44	最大 2.0					
Desormeau (1978) ¹⁴⁷			5	50	14	10	50	70	—	—						
			内部塩とし 内部塩とし ては5% て0.5%													
Smith (1980) ¹⁵⁰	1.7@最大		1.5%(内 部塩)	0.1%(内 部塩)	2	1	100	20	—	—	0.0125	2.0	0.02			Desormeau ¹⁴⁷ と同様の モデル
Jørgensen (1976) ¹⁴⁶																
モデル 1	2.0@最大		200	30	—	—	—	—	—	—	0.6	最大	0.015	—	0.056	
モデル 2	2.08@最大		—	—	0.96	0.35	200	30	2	0.3	0.286	大	—	—	0.056	
モデル 1 (1978) ¹⁴⁷	2.3~4.11@最大		—	—	1.2~3	0.3~0.8	200	20	1.5	0.1	0.13	最大	—	—	0.06	
モデル 2	2.53@最大		—	—	1.5	0.14	200	20	1.5	0.1	0.088	大	—	—	0.19	
Bacá-Lorenzen (1974) ¹⁴⁹	1~4@20	L	25~300	6~30	—	—	—	—	—	—	0.1~0.18					
Larsenら (1974) ¹⁴⁶	2.4@最大	—	14	1	—	—	—	—	—	—	0.025~0.1					
Parker (1974) ¹⁴⁸	1.14~5@最大		84	31	—	—	—	—	—	—	—					
Dahl-Madsenら (1974) ¹⁴⁹	1.0@最大		100	5	—	—	—	—	—	—	0.1	—	0.1	—	0.3/d	
Pattenら (1975) ¹⁴⁷	0.097~0.352@最大		350	37.5~50												
井上 (1975) ¹⁴⁸	1.25@20	L	—	10							0.07@20	L				
Lehmanら (1975) ¹⁴⁷					mol/cell/h											
緑藻	2.07				30×10 ⁻¹⁴	10	28	31	90×10 ⁻¹⁴	4.5	144×10 ⁻¹³				0.8	
ラン藻	1.73				10	1	70	62	20	1	0.3				0.2	
ケイ藻	2.07	@最大	—	—	20	3	21	31	40	2	0.6				2.5	
ベン毛藻	1.04				100	10	70	93	200	10	3				0.5	
黄色ベン毛藻	1.04				10	1	10.5	18.6	10	0.5	0.36				0.5	
浅辺 (1978) ¹⁴⁹																
藻類 1	1.8	最大	—	—	—	—	—	—	—	—	0.05	1.63	—	—	—	
藻類 2	2.0		—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.05	1.63	—	—	—
Nixonら (1977 ¹⁴⁸ , 78 ¹⁴⁹)																
藻類 1	0.59	@20 1.88	21	1.75	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0
藻類 2	0.59		14		—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

開発者	総成長(1/d)		成長半飽和定数		最大採取速度(%/d)		摂取半飽和定数		最小内部塩濃度		呼吸速度(1/d)		自然死(1/d)		沈降速度 (m/d)	備考
	基準値	Q _w	N(μg/l)	P(μg/l)	N	P	N(μg/l)	P(μg/l)	P(%)	P(%)	基準値	Q _w	基準値	Q _w		
土木学会(1978) ¹⁰⁰			25	5-10	—	—	—	—	—	—	0.1@20	L	—	—	—	
池田ら(1978) ¹⁰⁰	(2.0@20)		50	10	—	—	—	—	—	—	0.1@20	L	—	—	—	
津野(1977) ¹⁰¹																
モデル 1	1.2@27	L	100	20	—	—	—	—	—	—	0.01@27	L	0.01~0.11@27	L	0~0.05	
モデル 2	106 mg 炭水化物 m ³ chl ⁻¹ ·d	@27L	800	—	—	3.2mgP/ mgP/d	—	450	9mgN/ mgchl ⁻¹ ·d	0.7mgP/ mgchl ⁻¹ ·d	0.01@27	L	0.01~0.11@27	L	0~0.05	
Nyholm(1978) ¹⁰²	0.8~2.4@20	1.63	—	—	(∞)	(∞)	—	—	4	0.146	—	—	0.1~0.6 $\frac{P}{4mg+P}$	1.967	min(0.2, 0.05~0.3h)	P: 葉類濃度, h: 水深
Cloern(1978) ¹⁰³	0.6@20	5.47	—	—	0.476μg/ 10 ⁶ cell	0.014μg/ 10 ⁶ cell	10.64	29.4	5.04μg/ 10 ⁶ cell	0.1225μg/ 10 ⁶ cell	—	—	0.0015	—	—	
宗宮ら(1979) ^{104, 81, 105}	0.56@20	L	25	2	—	—	—	—	—	—	0.1@20	L	—	—	0.12	
(ケイ藻)	0.45@最大															
Larimoreら(1979) ¹⁰⁶																
ケイ藻	1.7@最大	2.1	—	—	—	3.5	—	30	—	0.3	0.2@最大	2.1	0.015·2 ^{-T} · ^h	—	0.006T+0.1	
ラン藻	1.9@最大	1.9	—	—	—	3.5	—	30	—	0.3	0.2@最大	1.9	0.015·2 ^{-T} · ^h	—	0.006T+0.05	
Beyer(1981) ¹⁰⁷	2.0@25	2.01	300	50	—	—	—	—	—	—	0.03	—	—	—	0.01/d	
平塚ら(1981) ¹⁰⁸																
ラン藻	1.30@20	L	30	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.2	EX=0.004T(1/d) とする
ケイ藻	1.30@20	L	15	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	0.2	
Gosse(1981) ¹⁰⁹	2.5@最大		—	20	—	—	—	—	—	—	0.1@20	1.822	0.0004m ³ mgchl ⁻¹ /d	2.16	—	EX=0.2R
Garcon(1981) ¹¹⁰																
ケイ藻	2.1@20	1.97	—	—	14	10	50	70	—	—	0.07@20	2	0.03	L	—	
緑藻	1.9@20	2.16	—	—	14	10	50	70	—	—	0.07@20	2	0.03	L	—	
Canaleら(1982) ¹¹¹	1.08@最大		—	—	—	4.5	—	125	—	0.05	0.44	L	—	—	—	
Messerら(1982) ¹¹²																
ラン藻	0.85~0.89@20	2.59	23×10 ⁻¹¹ mol/cell	1.13	5.54×10 ⁻¹¹ mol/cell·min	0.403	111*	35.7	23×10 ⁻¹¹ mol/cell	2.53×10 ⁻¹¹	0.049@20	2.59	—	—	0	*f _v =94×10 ⁻¹¹ mol/cell の時0となるf _v の線型関数型
ケイ藻	0.85~0.9@20	1.97	45.7	4.64	5.54	0.0533	111*	32.9	45.7×10 ⁻¹¹ mol/cell	3.34×10 ⁻¹¹	0.049@20	1.97	—	—	0.1	
Kutasら(1982) ¹¹³																
冬春プランクトン	3.2		90	6	—	—	—	—	—	—	—	—	0.85@21	1.28	—	
夏プランクトン	7.0	@最大	40	4	—	—	—	—	—	—	—	—	3.3@30	1.916	0.01/d (h=3.2m)	
秋プランクトン	1.1		110	9	—	—	—	—	—	—	—	—	0.25@20	1.16	—	
Alcorno(1982) ¹¹⁴	2.0@20	1.89	25	5	—	—	—	—	—	—	0.1~0.2@20	L	—	—	—	
Mauriello(1982) ¹¹⁵	2.0@最大		1000	—	—	—	—	—	—	—	0.011@20	1.49	—	—	2.0	
Wangら(1982) ¹¹⁶	1.0@最大		—	—	—	30	—	20	—	0.4	—	—	—	—	0.01~0.3	
松尾(1982) ¹¹⁷	0.83@20	L	100	10	—	—	—	—	—	—	0.1@20	L	—	—	0.3	
(改良型)	0.919@20	2.65	100	10	—	—	—	—	—	—	0.057@20	2.65	—	—	0.3	
中田(1983) ¹¹⁸ (夏型)	2.78@20	1.884	—	16.3	—	—	—	—	—	—	—	—	0.5	—	0.6912	
(一年型)	1.70@20															

付表 B.4 動物プランクトンモデル一覧

Table B.4 Models of zooplankton

C:一定値, HF:1次型フィードバック($1/(c^2+k)$)を示す。ただし c^2 :餌密度。
 水温依存性は表B.10の記号を、餌密度依存性は表B.21の記号を参照のこと。
 なお W は選択係数を、 T は限界餌密度を考慮したものを表す。NAは非同化摂食物。

	摂食		同化	呼吸 R		代謝	自然死(M)	栄養塩放出形態その他	
	水温	餌密度		水温	その他				
Riley(1946) ⁴⁴	-	L	-	C	-	-	C		
DiToroら(1971) ⁴⁹	-	L	HF	C	-	-	-	NA+R→Av.Nut.	
Thomannら(1973) ²⁴³	-	L	HF	C	-	-	-		
DiToroら(1975) ²⁴⁵	L	L	HF	P*	-	-	C	NA,Rの30%がOrg.Nut.に、 *:水温に関し2次型	
Thomannら(1975) ²⁴⁴								NA,RはOrg.Nut.に	
Herbivorous	L	L	HF	L	-	-	-		
Carnivorous	L	L	C	L	-	-	-		
DiToroら(1980) ¹⁰⁹								NAの50%はAv.Nut.になる	
Herbivorous	L	M	HF	E	-	-	-		
Carnivorous	L	L	C	E	-	-	-		
DiToroら(1980) ¹²⁰								NAの50%はAv.Nut.になる	
Herbivorous	L	M	HF	E	-	-	-		
Carnivorous	L	L	C	E	-	-	-		
Canaleら(1975) ²⁴⁶									
Raptor	PL2	MW1	C	}	L	-	}	NA+M→Detに	
Selective filterer	PL2	SFW	C					C	RのうちリンはDIP,窒素の70%はOrg
Nonselective filterer	PL2	L	HF						Nit.に残りはアンモニウムになる。
Bierman(1976) ¹¹⁰	-	MW	C	-	-	-	C	NAのうち最小栄養塩分はDetに、その他はAv.Nut.になる。	
Biermanら(1980) ¹²⁷	E	MWT	C	-	-	-	$E(T)(k_1+k_2c^2)$	c^2 :動物プランクトン密度	
McNaughtら(1976) ¹⁴⁴									
Copepods (<i>Diaptomus</i>)	-	MWT	(C)	(C)	-	-	-		
Cladocerans	-	LT					C		
Scaviaら(1976) ¹²²	O'Neill	MWT	C	O'Neill	-	-	$k_1(1+e^{-7m_{max}})$	M→Det, RはOrg.Nitrogen及びAv.Pに	
Scavia(1980) ²⁴⁹	O'Neill	MW*	C	O'Neill	-	-	-	R→Org.Nit.及びAv.Pに、*:植物プランクトンが c_{max} 以下ならば0とする。	
Chen・Orlob(1975) ¹⁵⁵	E	M	(C)	E	-	-	-	R+M→Det.	
Brandes(1977) ²⁴⁹	E	M	C	E	-	-	$E(T)$		
Scaviaら(1975) ¹⁴⁰	O'Neill	MWT	C	O'Neill	-	-	O'Neill	Ex→Av.Nut.に、摂食・自然死に年齢構造、生態構造の考慮をする。	
Jørgensen(1976) ¹⁰⁰	Jφ	MT	C	Jφ	-	-	C	M→Det.	
Jørgensen(1978) ¹⁰⁷	Jφ	MT	C	Jφ	-	-	C	M→Det, R→Av.P, リン体内組成は変化する。	
Bacaら(1974) ²⁴³	L	L	HF	L	-	-	C	R→Org.Nut.	
池田ら(1978) ²⁷⁰	-	L	HF	-	-	-	L(T)	M→Org.Nit., Av.Pに	
池田ら(1978) ²⁷²	L	M	-	-	-	-	L(T)		
渡辺(1978) ²⁷⁵	Lamanna	L	-	-	-	-	E	E(T)	
Nixonら(1977) ²⁹²	E	Iv	C	E	-	-	-	EX→アンモニウム, Av.P, M→Det. NA→Av.Nut., R→アンモニア, DIP, 発達過程に応じ3段階(卵, 幼生, 成虫)と分ける。	
宗宮(1981) ²⁷⁸	-	L	HF	L	-	-	-	R→Detに	
Larimoreら(1979) ²⁷⁹	O'Neill	KIW	C	成長の0.6%	-	0.3R	O'Neill	Scavia(1975)に類似	
平塚ら(1981) ²⁸¹	L	L	HF	-	-	P*	C	Ex→Av.Nut.に、沈降(0.2m/d)あり、*:水温に関し2次型	
Gorcon(1981) ²⁸³	-	MW	C	E	-	-	-		
Messerら(1982) ²⁸⁴	E	MW	C	E	-	-	-		
Mauriello(1982) ²⁸⁷	-	M	C	E	-	-	C	R→Av.Nut.	
Wangら(1982) ¹⁸⁸	Jφ	M	C	Jφ	-	-	-	NA→Av.Nut.	
中田(1983) ²⁸⁹	-	Iv	C	-	-	0.4G ²	C	NA→Det, Ex→Av.Nut.	

付表 B.5 動物プランクトンモデル係数一覧
Table B.5 Parameter values of zooplankton model

開発者	摂餌速度			同化率		呼吸 (1/d)		自然死 (1/d)	代謝	備考		
	基準値	Q_{10}	半飽和定数	基準値	飽和定数	基準値	Q_{10}					
DiToro ら(1971) ¹⁰⁰	0.13 l/mgCd	—	—	0.6	60 μg Chl-a/l	0.075	—	—	—			
DiToro ら(1975) ¹⁰⁰	0.432@20	0.012+0.021 T	—	0.65	60	0.1575@20	0.0007(T-5) ¹	0.015	—			
Thomann ら(1975) ¹¹⁰												
Herbivorous	1.2@20	0.06 T	—	0.6	10	0.02@20	0.001 T	—	—			
Carnivorous	1.2@20	0.06 T	—	0.6	—	0.02@20	0.001 T	—	—			
Upper Trophic level 1	0.2@20	0.01 T	—	0.6	—	—	—	—	—			
Upper Trophic level 2	1.2@20	0.01 T	—	0.6	—	0.04@20	0.002 T	—	—			
DiToro ら(1980) ¹⁰⁰												
Herbivorous	2.72*@20	0.136 T	10 μgChl-a/l	0.6	5 μgChl-a/l	0.03@20	1.55	—	—	*2.72 l/mgC·d=72.2 μgChl-a/mgC·d=2.72 mgfoodC/mgC·d		
Carnivorous	1.92@20	0.96 T	—	0.6	—	0.02@20	1.55	—	—			
DiToro ら(1980) ¹¹⁰												
Herbivorous	0.7*@20	0.035 T	15 μgChl-a/l	0.6	10 μgChl-a/l	0.02@20	1.55	—	—	*0.7 l/mgC·d=10.5 μgChl-a/mgC·d=1.05 mgfoodC/mgC·d		
Carnivorous	2.0@20	0.05 T	—	0.6	—	0.02@20	1.55	—	—			
Canale ら(1975) ¹⁰⁰												
Rapter	0.43~0.7*	P L 2	0.2mg C/l	0.4	—	0.04~0.06	L	0.003	—	*mgfoodC/mgC·d,@20		
Selective feeder	1.0~2.6*	P L 2	0.2mg C/l	0.7	—	—	—	~0.005	—			
Nonselective feeder	3.5~4.0*	P L 2	—	0.8	0.2mg C/l	—	—	Copepodaのみ	—			
Bierman ら(1980) ¹⁰⁰												
Fast ingester	0.7*@20	2.16	1.0mg/l	0.6	—	$Q_{10}=2.16, k_1=0.05 \text{ l/d}, k_2=0.5 \text{ l/mgd}$		—	—	*mgfoodC/mgC·d, $c_{rmax}=0.2 \text{ mg/l}$		
Slow ingester	0.1*@20	2.16	1.0mg/l	0.6	—	$Q_{10}=2.16, k_1=0.01 \text{ l/d}, k_2=0.1 \text{ l/mgd}$		—	—	k_2 は $c_1 < 0.01 \text{ mg/l}$ のとき0とする		
McNaught ら(1976) ¹⁰⁰												
Diaptomus	130**	—	} 1×10 ¹¹ **	} **	} —	代謝と合わせ		} 0.14	} —	*cells/animal/d, *最大摂餌速度のとき出生率を0.5/dとする *m ³ /animal/d *cells/m ³		
Daphnia	0.18×10 ⁻¹⁴	—										
Bosmina	0.36×10 ⁻¹¹ **	—										
Scavia ら(1976) ¹⁰⁰												
小みじんこ	1.9 l	} 2.4	} 0.16mg C/l	} 植物	} —	0.36 l	} 2.4	} $T_{max}=32\text{C}$	} —	} $c_{rmax}=0.5 \text{ mg/l}$	} * g/g/d	
大みじんこ	1.7					0.26						} 30C
Herbivorous	1.7					0.31 l@20						
Rotifer	2.2 l*@20	0.40	} 32C									
Mysids	1.0	0.21		} 17C								
Carnivorous	1.6 l	0.30 l			} 28C							
												$c_{rmax}=0.01 \text{ mGE/l}$

発 表 者	摂 食 速 度			同 化 率		呼 吸 (1/d)		自 然 死 (1/d)	代 謝	備 考
	基 準 値	Q_{10}	半飽和定数	基 準 値	半飽和定数	基 準 値	Q_{10}			
Scavia (1980) ¹⁰⁰⁾										
小みじんこ	1.8	2.0	0.2mgC/l	植物プランクトン	—	0.1	0.25	—	—	C _{plankton} =0.02mgC/l *mgC/mgC/d
大みじんこ	1.6		0.2			0.1	0.25			
Herviborous	1.8		0.4			0.1	0.25			
Rotifer	1.8 *@20		0.2			k ₁ =0.12 k ₂ =0.28	—			
Mysids	1.2		2.4			0.2	0.05			
Omnivorus	1.4	2.0	0.15	デトリタス0.2	0.08	0.25 2.0			C _{detritus} =0.001mgC/l	
Chen·Orlob (1975) ¹⁰¹⁾	0.15 * @20	1.22	0.5mg/l			0.01@20	1.22	(?)	—	* g/g/d, 成長速度
Brandes (1977) ¹⁰²⁾	0.1~0.3 * @20	1.22	0.4~0.6mg/l	0.5~0.8	—	10 ⁻¹ ~10 ⁻³ @20	1.22	1~5 × 10 ⁻³ @20, Q ₁₀	—	* g/g/d, 成長速度
Scavia 5 (1975) ¹⁰³⁾	0.8 * @20	1.7~1.8	0.2mg/l	0.5~0.8	—	生長の0.3倍	1.7~1.8	=1.22 10 ^{-3**}	0.3R	* g/g/d, 成長速度, *1ただし35℃以上で2**とする
Jørgensen (1976) ¹⁰⁴⁾	0.175 * @max	—	1.0mg/l	0.63	—	0.02@max	—	0.125	—	* g/g/d, 成長速度, C _{detritus} =0.5mg/l
Jørgensen 5 (1978) ¹⁰⁵⁾	0.188~0.2 * @max	—	1~2.5mg/l	0.63	—	0.028~	—	0.025~0.033	—	* " "
Baca 5 (1974) ¹⁰⁶⁾	1~4 l/mgCd	—	—	0.5~0.7	0.06~0.6mg/l	0.1~0.6	—	{0}	—	* 同化速度
池田ら (1978) ¹⁰⁷⁾	0.65 l/mgNd	—	—	0.234 *, /d	0.51mgN/l	—	—	0.1@20	—	* l/mgN·d
池田ら (1978) ¹⁰⁸⁾	0.7 * @20	0.02+0.034 l	0.051mgN/T	—	—	—	—	0.1@20	—	
渡辺 (1978) ¹⁰⁹⁾										
窒素	1.2	* @max	—	—	—	—	—	0.1@20	0.01@20	* 体内摂取速度 g ¹ /gzoop ¹ /gph ¹ P/dあるいはgN/gzoopN/gph ¹ N/d
リン	5.0		—	—	—	—	—	—	Q ₁₀ =1.63	Q ₁₀ =1.63
Nixon 5 (1977) ¹¹⁰⁾	0.81@20	1.8~3.32 *1	7.0 l/mg·C ²	0.8	0.4	0.4	2	—	—	
宗宮 (1981) ¹¹¹⁾	0.2 l/mgCd	—	—	0.65	60 μgChl-a/l	0.06@20	0.003T	—	—	
Larimore 5 (1979) ¹¹²⁾	0.8 @max	1.7	—	0.6(植物プランクトン)	—	—	—	{0.025(T<35)	0.3R	
				0.5(デトリタス)	—	0.006C ²	—	0.025 × 2 ^{T-35} (T ≥ 35)	—	
平塚ら (1981) ¹¹³⁾										
ケイ藻には	0.21 l/mgd	0.01+0.01T	—	—	—	—	—	—	—	
ラン藻には	0.05 l/mgd	0.01+0.002T	—	0.65	60 μgChl-a/l	—	—	0.015	0.0007(T-5) *	
	@20									
Garcon (1981) ¹¹⁴⁾	1.8g/g/d	—	0.2mgC/d	0.8	—	0.04@20	2	—	—	
Messer 5 (1982) ¹¹⁵⁾	0.25g/g/d	(?)	5 × 10 ³ cell/ml	ラン藻は0	—	0.049@20	(?)	—	—	
				ケイ藻は3.6 × 10 ³ cell/mg ²⁰⁰	—	—	—	—	—	
Mauriello (1982) ¹¹⁶⁾	0.3g/g/d	—	—	0.7	—	0.022 * @20	1.49	0.05	—	* 0.01e ^{4**T} +0.1 · 摂食速度
Wang 5 (1982) ¹¹⁷⁾	0.25g/g/d	—	0.1mg/l	0.6	—	0.1	—	—	—	
中田 (1983) ¹¹⁸⁾	1.6g/g/d	—	8.2 l/mg·P *1	0.7	—	—	—	*	0.4G ²	*1:イブレフ定数, *2:一層のとき0.4, 2層のとき上層0.35, 下層0.26

付表 B.6 魚類モデル一覧
Table B.6 Models of fish

開発者	摂食・成長速度						その他	異化速度	備考
	基準値	型式	Q _w	型式	半飽和定数	同化率			
Kitchellら(1974) ¹⁰⁾	0.066/d ^{*1}	O'Neill	2.3	KI	0.021 ^{**}	0.8	年齢構造による補正	呼吸+自然死+代謝排泄+生体物質の放出によるロスなど各プロセスのモデル化を行う。	McComish(1970)によるブルーギルの室内実験等を参考にす。ウイングラ湖に適用。 *1: 摂食速度, **1: 重み係数(PR)
CLEANER(1975) ¹¹⁾	ます 0.6/d ^{*1} すずき 0.7/d ^{*1}	O'Neill	2.0	CL	0.5×水深 ^{*2} (gDW/m ³)	0.8~ 0.85	同上	同上	*1: 摂食速度, *2: 捕食者密度による半飽和数の変化は無視する(k ₁ =0)
Chenら(1975) ¹²⁾	寒水魚 0.02/d 暖水魚 0.03/d ペントフィーダー 0.02/d	E	1.22	M	0.06mg/l ^{*1}	0.66~	T=10~20℃の時成長 DO>3 T=15~30℃の時成長 mg/lの T=5~25℃の時成長 1時成長	呼吸等の減衰項 =0.001·(1.02) ^{T-20}	*1: 成長速度@20℃, *2: 動物プランクトン乾重量, *3: ペントス乾重量
Leidyら(1977) ¹³⁾	0.007~0.015 /d ^{*1} (0.01/d)				—				
Brandes(1977) ¹⁴⁾	魚食性魚 0.005~0.02 ^{*1} プランクトン食性魚 0.001~0.003 ^{*1} ペントフィーダー 0.001~0.003 ^{*2} /d	E	1.22	M	100~500 mg/m ³ ^{*3}	0.2~0.6	呼吸 = 10 ⁻¹ ~10 ⁻⁴ × (1.02) ^{T-20} 自然死 = 1~5 × 10 ⁻³ × { 1.0 / (1+(DO-5) ²) } × 1.02 ^{T-20}	DO>5mg/l DO≤5mg/l	*1: 成長速度@20℃, *2: 10~50%は有機物を摂取と仮定, *3: 他の2種魚を食べる, *4: プランクトン乾重量, *5: ペントスには500mgDW/m ³ , 有機泥には5,000mgDW/m ³ を標準とする。
Andersonら(1977) ¹⁵⁾	0.079~0.411 ^{*1} g ⁻¹ /d				—				
Larimore(1979) ¹⁶⁾	こい 0.039/d ブルーギル 体重の関数 ラージマウスバス 0.04~0.2/d	O'Neill	2.1~3.5	KI	—	0.8	呼吸, 自然死, 代謝排泄, 生体物質の放出によるロスなど各プロセスのモデル化を行う。	個体数の式と連立し, 成長に応じて8段階に分離する。	Beverton-Holt(1957), Ursin(1967) ¹⁷⁾ などのモデルを拡張し, 成長式, 個体数の式と共に連立再加入をBeverton-Holt式によって計算, 北海1960-1970のリンの収支を計算, 魚種数11, 動物プランクトン数3, ペントス数3など, 最大7年齢に分けて81コンパートメント, 308変数モデルとする。 *1: 最大摂食速度

付表 B.7 粒状有機態リン分解のモデル一覧
Table B.7 Models of POP mineralization

E：指数型，L：線型

(a) リン無機化速度

	水温	基準値(1/d)	Q_{10}	備考
Thomannら(1973) ²⁴³⁾	L	0.14	—	ポトマック・エスチュアリ
DiToroら(1975) ²⁴⁵⁾	L	0.4	—	エリー湖
Thomannら(1975) ¹¹⁰⁾	L	0.14	—	オンタリオ湖
DiToroら(1980) ¹⁰⁹⁾	E	0.03* ¹⁾	2.16	ヒューロン・サギナウ湾
DiToroら(1980) ¹²⁰⁾	E	0.03* ¹⁾	2.16	エリー湖
Bacaら(1974) ²⁴³⁾	—	0.1~0.7	—	
U. S. Army, C. E. (1974) ²⁵⁷⁾	—	0.001~0.02	—	
Chenら(1975) ¹⁸³⁾	E	0.001	1.22	ワシントン湖
Brandes(1977) ²⁵⁹⁾	E	0.001~0.02	1.48	
Scaviaら(1976) ¹²²⁾	L	0.2	—	オンタリオ湖
Scaviaら(1980) ²⁴⁹⁾	L	0.2	—	オンタリオ湖
Jørgensen(1976) ¹⁰⁸⁾	E	0.1	1.22	グルムス湖
Jørgensenら(1978) ¹²⁷⁾	E	0.5~0.8	2	グルムス湖
Jørgensenら(1981) ¹¹⁹⁾	E	1.6	2	グルムス湖
Bierman(1974) ¹¹⁰⁾	L	0.01	—	サギナウ湾
Biermanら(1980) ¹²⁷⁾	E	0.005	2.16	サギナウ湾
Nyholm(1978) ²⁷²⁾	E	0.1	3.71	デンマークの湖
渡辺(1978) ²⁷⁵⁾	E	0.05	1.63	
Scavia(1980) ²⁴⁷⁾	L	0.1	—	サギナウ湾
Gosse(1981) ²⁸²⁾	E	0.2	1.22	ローレ川
平塚ら(1981) ²⁸¹⁾	L	0.4	—	諏訪湖
宗宮(1981) ²⁷⁸⁾	E	0.05	2	琵琶湖
奥川ら(1983) ²⁸⁸⁾	E	0.1	2	琵琶湖
Garcon(1981) ²⁸³⁾	—	0.015	—	
Alcamo(1982) ²⁸⁶⁾	—	0.015	—	サンジョアキン・デルタ
Kutas(1982) ²⁸⁵⁾	E	0.057	9.03	バラトン湖
中田(1983) ²⁸⁹⁾	—	0.27	—	三河湾，但し上下2層の時は上層0.19，下層0.18

*₁ クロロフィルa に対しメカエリス型，半飽和定数 = 5 $\mu\text{gChl-a/l}$

(b) デトリタス→有機態リン→無機態リン

	水温	可 溶 化		無 機 化		
		基準値(1/d)	Q_{10}	基準値(1/d)	Q_{10}	
Canaleら(1975) ²⁴⁰⁾	L	0.2	—	0.2	—	ミシガン湖

付表 B.8 粒状有機態窒素分解のモデル一覧

Table B.8 Models of PON mineralization

E:指数型, L:線型

(a) デトリタス→無機態窒素

	水温	基準値(1/d)	Q_{10}	備考
Bierman(1976) ¹¹⁰⁾	L	0.01	—	サギナウ湾
Bierman(1980) ¹²⁷⁾	E	0.005	2.14	サギナウ湾
Jørgensen(1976) ¹⁰⁶⁾	E	0.1	1.219	グルムス湖
池田ら(1978) ²⁷⁰⁾	E	0.2	2	琵琶湖
Nyholm(1978) ²²²⁾	—	0.01	—	デンマークの湖
宗宮(1981) ²⁷⁸⁾	E	0.035	2	琵琶湖
Jørgensen(1981) ¹¹⁹⁾	E	0.42	2	グルムス湖
Garcon(1981) ²⁸³⁾	—	0.015	—	
Kutas(1982) ²⁶⁶⁾	E	0.057	9.03	バラトン湖
Alcamo(1982) ²⁸⁶⁾	—	0.04	—	サンジョアキン・デルタ
平塚ら(1981) ²⁸¹⁾	L	0.3	—	諏訪湖
土木学会(1978) ²⁶⁹⁾	—	0.08~0.1	—	琵琶湖
Jørgensen(1978) ¹⁰⁷⁾	E	0.2	2	グルムス湖

(b) デトリタス→アンモニウム→NO₃

	水温	アンモニウム化		硝化		
		基準値(1/d)	Q_{10}	基準値(1/d)	Q_{10}	
Thomanら(1973) ²⁴³⁾	L	0.14	—	0.2	—	ボトマック・エスチュアリ
DiToroら(1975) ²⁴⁵⁾	L	0.04	—	0.052	—	エリー湖
Thomannら(1975) ¹¹⁵⁾	L	0.035	—	0.04	—	オンタリオ湖
DiToroら(1980) ¹⁰⁸⁾	E	0.03* ¹⁾	2.16	0.20	2.16	ビューロン湖, サギナウ湾
DiToroら(1980) ¹²⁰⁾	E	0.03* ¹⁾	2.16	0.12* ²⁾	2.16	エリー湖
Scavia(1980) ¹⁴⁷⁾	L	0.06	—	0.3	—	ビューロン湖, サギナウ湖

*₁、クロロフィルaに対しメカエリス型, 半飽和定数5 $\mu\text{gChl}\cdot\text{a}/\text{l}$

*₂、DOに対しメカエリス型, 半飽和定数2.0 mgO_2/l

(c) デトリタス→アンモニウム→NO₂→NO₃

	水温	アンモニウム化		NH ₄ →NO ₂		NO ₂ →NO ₃		
		基準値(1/d)	Q_{10}	基準値(1/d)	Q_{10}	基準値(1/d)	Q_{10}	
Bacaら(1974) ²⁶¹⁾	—	0.02~0.4	—	0.1~0.5	—	3~10	—	北フォークキング川, カリフォルニア
Tetra Tech(1976) ²³⁹⁾	—	0.005	—	0.1	—	0.5	—	
U.S.Army,C.E.(1974) ²⁷⁷⁾	—	0.001~0.02	—	0.005~0.02	—	0.2~0.5	—	
Chenら(1975) ²⁶⁵⁾	E	0.001	1.22	0.03	1.22	0.09	1.22	ワシントン湖
Brandes(1977) ²⁵⁹⁾	E	0.001~0.02	1.48	0.05~0.2	1.22	0.2~0.5	1.22	
Scaviaら(1976) ¹²²⁾	L	0.02	—	0.02	—	0.06	—	オンタリオ湖
Scaviaら(1980) ²⁴⁹⁾	L	0.02	—	0.02	—	0.1	—	オンタリオ湖

(d) デトリタス→有機態窒素→アンモニウム→NO₂→NO₃

	水温	可溶化	アンモニウム化	NH ₄ →NO ₂		NO ₂ →NO ₃			
		基準値(1/d)	Q_{10}	基準値(1/d)	Q_{10}	基準値(1/d)	Q_{10}		
Canaleら(1975) ²⁴⁶⁾	L	0.02	—	0.024	—	0.16 (NO ₂ +NO ₃ に)		—	ミシガン湖
渡辺(1978) ²⁷⁵⁾	E	0.1	1.63	0.0007	1.63	0.07	1.63	0.1	1.63

付表 B.9 光強度依存性のモデル (植物プランクトン成長)
 Table B.9 Models of light dependency (phytoplankton growth)

	記号	関数型	備考
飽和型	M	$\frac{I}{I+I_k}$	Baly (1935) ⁷¹⁾ , Tamiyaら (1953) ²⁰⁰⁾ , Chen (1970) ²⁵⁰⁾ など多くのモデルにて使用される
	S _m	$\frac{I}{(I^2+I_k^2)^{1/2}}$	Smith (1936) ⁷⁶⁾ , Talling (1957) ²²⁾
		$\frac{I+I_k}{ 1+(I/I_k)^n ^m}$	Bannister (1979) ²⁶⁶⁾
	St	$\begin{cases} I/I_k (I \leq I_k) \\ I (I > I_k) \end{cases}$	Blackman (1905) ¹¹⁴⁾ , Shelefら (1969) ²⁰¹⁾
		$1 - \exp(-I/I_k)$	Shelefら (1972) ²⁰²⁾
		$\tanh(I/I_n)$	Jassbyら (1976) ²⁰³⁾
強光阻害型	G	$\begin{cases} I/I_k (I \leq I_k) \\ 1 (I_k < I < I_n) \\ \max\{0, 1 - a(I - I_k)\} (I > I_n) \end{cases}$	Dahl-Madsenら (1973) ²⁶⁴⁾ , Gargas (1976) ²⁶⁵⁾ , Nyholm (1978) ²²³⁾ など、Nyholmでは I_k は実測により毎月変化させ I_n は水表面の光強度の1次関数とする
		$\frac{I}{I_k} \left(1 - \frac{I}{4I_k}\right)$	Plattら (1975) ²⁶⁶⁾
		$\frac{PHT_0}{PHT_{max}} \frac{I/I_k}{(1+(I/I_k)^2)^{1/2} (1+(aI/I_k)^2)^{n/2}}$	Vollenweider (1965) ⁷⁹⁾
		$\frac{PHT_0}{PHT_{max}} \left\{ 1 - \exp\left(-\frac{I}{I_k}\right) \right\} \exp\left(-\frac{aI}{I_k}\right)$	Plattら (1980) ²⁶⁷⁾
	St	$\frac{I}{I_k} \exp\left(1 - \frac{I}{I_k}\right)$	Steele (1962) ¹⁴⁾ , DiToro (1971) ⁶⁹⁾ , Kreinerら (1978) ²²⁾ など多くのモデルに使用される
		$\left\{ \frac{I}{I_k} \exp\left(1 - \frac{I}{I_k}\right) \right\}^n$	Parker (1974) ²⁶⁸⁾
		$\frac{PHT_0}{PHT_{max}} \frac{I/I_k}{ 1+(I/I_k)^n ^n}$	Iwakumaら (1973) ⁷⁷⁾
		I の多項式	Canaleら (1982) ¹²⁰⁾ , 水温依存性ととも実測し, T, I 平面での2次元多項式補間

付表 B.10 水温依存性のモデル (植物プランクトン成長)

Table B.10 Models of temperature dependency (phytoplankton growth)

記号	関数型	備考
L	1次型 $k_1 T + k_2$	DiToroら(1971) ⁹⁹ などの多くのモデル, $k_2 = 0$ と仮定する場合も多い。
PL1 PL2	折れ線型 $k_1 T (T \leq T_0), k_2 T_0 (T > T_0)$	Bierman(1973) ⁷² 実測値を近似させる。種ごとに変化させる場合が多い。Canaleら(1975) ²⁴⁶ , Biermanら(1980) ²⁵¹
P	多項式型 $k_1 T^2 + k_2 T$	宗宮(1981) ²⁷⁴ , 珪藻を2次関数, それ以外の種を1次関数とし両者の線型和とする。
E Jφ Leonov Lehman	指数型 $\exp\{k_1(T-20)\}$ $\exp\{-k_1 T-T_{opt} \}$ $\text{sech}\{k_1(T-T_{opt})\}$ $\exp(k_1 T)$ の有理関数 $\exp\{-k_1(T-T_{opt})^2\}$ $\exp\{k(aT^2 - bT^c - 1)\}$ $\exp\{k(aT^2 - bT^c - 1)\}$	Eppley(1972) ³⁰⁰ 以来多くのモデルが採用する。(Q ₁₀ formulation, フェントホッフ式) Jørgensen(1976) ¹⁰⁰ , Wangら(1982) ¹⁰⁰ など比較的よく用いられる。 Stratenら(1981) ²²⁵ Leonov(1979) ²⁵³ Lehmanら(1975) ¹¹⁷ , Straskraba(1976) ²⁰⁸ など, T_{opt} を境に k_1 を変化させる場合もある。 MS. CLEANER(1979) ¹⁰⁰ , $a = b(T_{max})^{c-2}, b^{-1} = T_{max}^{c-2} T_{opt}^a - T_{opt}^c$, $2^{\frac{1}{c-2}} = C T_{opt} / T_{max}$
Parker Lamanna Kutas Lassiter O'Neill	指数型 $\left\{ \left(\frac{T}{T_{opt}} \right) \exp\left\{ k_1 \left(1 - \frac{T}{T_{opt}} \right) \right\} \right\}^{k_2}$ $\left\{ \left(\frac{T}{T_{opt}} \right)^{k_1} \exp\left\{ 1 - \left(\frac{T}{T_{opt}} \right)^{k_1} \right\} \right\}, 0 < T \leq T_{opt}$ $1 - (1-V)^{k_1}, T_{opt} < T < T_{max}$ $\begin{cases} V \exp(1-V), & T_{max} \geq T \\ 0, & T > T_{max} \end{cases}$	Parker(1974) ²⁵⁴ , 池田ら(1978) ²⁷¹ . 池田は $k_2 = 3$ とする。 Lamannaら(1965) ²¹⁰ , 渡辺(1978) ²⁷⁵ Kutas(1982) ²⁵⁵
Lassiter O'Neill	多項式型 $V^{k_1} \exp\{k_2(T-T_{opt})\}$ $V^2 \exp\{X(1-V)\}$	Lassiterら(1974) ²⁵⁶ , Jørgensenら(1981) ¹¹⁰ O'Neillら(1972) ³¹¹ , CLEAN(1974) ⁷⁰ など, $X^{1/2} = \frac{W(1+\sqrt{1+\frac{40}{W}})}{20}, W = Q_{10}(T_{max} - T_{opt})$
CEQUAL	$\frac{k_1 \exp\{\lambda_1(T-T_L)\}}{1+k_1\{\exp\lambda_1(T-T_L)-1\}} \times \frac{k_2 \exp\{\lambda_2(T_{max}-T)\}}{1+k_2\{\exp\lambda_2(T_{max}-T)-1\}}$ ただし $T < T_L, T > T_{max}$ では0	CE-QUAL-R1(1982) ²⁶⁰ , Thorntonら(1978) ²¹² による提唱型 $\lambda_1 = \frac{1}{T-T_L} \ln \frac{k_2(1-k_1)}{k_1(1-k_2)}, \lambda_2 = \frac{1}{T_{max}-T_3} \ln \frac{k_3(1-k_4)}{k_4(1-k_3)}$ T_L, T_2, T_3, T_{max} でほぼ k_1, k_2, k_3, k_4 となる。 k_2, k_3 は通常0.98とする。

$V = \frac{T_{max} - T}{T_{max} - T_{opt}}, T_{max}$: 上限水温, T_{opt} : 最適水温, T_L : 下限水温, k_1, k_2 : 定数

付表 B.11 栄養塩依存性のモデル (植物プランクトン成長, 一段階モデル)

Table B.11 Models of external nutrient dependency (phytoplankton growth, constant cell quanta)

記号	関数型	備考
M	$\frac{c^s}{k^1 + c^s}$	ミカエリス・メンテン式, Eppleyら(1969) ¹³²⁾
Mar	$\frac{\alpha c^s}{c^p + \alpha c^s}$	Contois(1959) ³¹³⁾ , Mar(1976) ³¹⁴⁾ , Leonov(1980) ²⁸⁰⁾
P	$\text{Min}(c^s/c_1, 1)$	Riley(1946) ⁶⁴⁾ , Pattenら(1975) ²⁴⁷⁾

c^p : 藻類濃度, c^s : 栄養塩濃度, α, c^1, k^1 : 定数

付表 B.12 栄養状態依存性のモデル (植物プランクトン成長)

Table B.12 Models of external nutrient dependency (phytoplankton growth, variable cell quanta)

記号	関数型	備考
Sl	$\text{Min}(k_1 f, 1)$ $\text{Min}(k_1(f-f_0), 1)$	Slezak(1967) ¹³⁷⁾ により提唱
L	f/f_{\max}	津野(1977) ¹⁾ により提唱, 使用される。
M	$f/(f+k_1)$	ミカエリス式, Desoromeau(1978) ¹⁰⁷⁾ , Garcon(1981) ²⁸³⁾ に使用された。
Fuchs	$1 - \exp[0.693(1 - f/f_0)]$	Fuchs(1969) ¹⁹¹⁾ により提唱され初期のSMILE(1976) ¹¹⁰⁾ に使用された。
D	$1 - f_0/f$	Droop(1968) ¹¹²⁾ により提唱され, 数多くのモデルに使用された。 e.g. Lehmanら(1975) ¹¹⁷⁾ , Jørgensen(1976) ¹⁰⁸⁾ , Cloern(1978) ²⁷⁴⁾ , Canaleら(1982) ¹²⁴⁾ , Wangら(1982) ¹⁰⁸⁾ 。
Caperon	$(f-f_0)/(k_1+f-f_0)$	Caperonら(1972) ³¹⁵⁾ により提唱され, SMILE(1980) ¹¹⁷⁾ に使用された。
Nyholm	$(f-f_0)/(k_1+f-f_0) \cdot$ $(k_1+f_{\max}-f_0)/(f_{\max}-f_0)$	Nyholm(1977) ¹³⁷⁾ により提唱され, Nyholm(1978) ²⁷²⁾ に使用された。

f : 内部栄養塩濃度, f_0 : 最小内部栄養塩濃度, f_{\max} : 最大内部栄養塩濃度, k_1 : 定数

付表 B.13 制限要因の複合に関するモデル (植物プランクトン成長)

Table B.13 Models of multiple growth limitation (phytoplankton growth)

記号	関数型	備考
*	$L_i \times L_j \times \dots \times L_n$	Baule(1917) ¹¹³⁾ により提唱されChen(1970) ²⁵⁰⁾ , DiToroら(1971) ⁶⁹⁾ など数多くの富栄養化モデルに採用された。
Min	$\text{Min}(L_i, L_j, \dots, L_n)$	Blackman則(1905) ¹¹⁴⁾ , Larsenら(1974) ²⁴⁴⁾ , Scaviaら(1976) ¹¹²⁾ , Bierman(1976) ¹¹⁰⁾ , Desoromeau(1978) ¹⁰⁷⁾ *, CE-QUAL-R1(1982) ²⁴⁰⁾ など。
H	$\frac{n}{\frac{1}{L_i} + \frac{1}{L_j} + \dots + \frac{1}{L_n}}$	CLEAN(1974) ⁷⁰⁾
A	$\frac{1}{n} (L_i + L_j + \dots + L_n)$	Anderson(1973) ³¹⁶⁾ , Pattenら(1975) ²⁶⁷⁾ など。
	$\frac{1}{\frac{1}{L_i} + \frac{1}{L_j} + \dots + \frac{1}{L_n} - (n-1)}$	DeGroot(1983) ³¹⁷⁾
	$L_i \times L_j \times \dots \times L_n^{\text{Min}(L_i, L_j, \dots, L_n)} \times \text{Min}(L_i, L_j, \dots, L_n)^{1 - \text{Min}(L_i, L_j, \dots, L_n)}$	Csákiら(1979) ³¹⁸⁾

L_i, \dots, L_n : n 個の制限因子の複合値, L_i : 第*i*因子による制限因子 (≤ 1)

* Desoromeau(1978)¹⁰⁷⁾, Garcon(1981)²⁴³⁾, Rose(1982)²⁶²⁾らは内部栄養塩のN/P比によって制限栄養塩を決定する。

(Rhee(1978)¹¹⁶⁾: threshold hypothesis)

付表 B.14 呼吸のモデル (植物プランクトン)
Table B.14 Models of respiration (phytoplankton)

記号	関数型	備考
L	$k_1 T$	DiToroら(1971) ⁶⁹⁾ , Thomannら(1973) ²⁴³⁾ など
E	$k_1 \theta^{T-20}$ 上記以外の依存型	Chenら(1975) ¹⁶³⁾ , Thomannら(1975) ¹¹⁶⁾ など Jørgensen(1976) ¹⁰⁶⁾ など
MO	$k_1 \cdot \text{TEMP} \cdot \frac{O_2}{k_2 + O_2}$	DiToroら(1980) ¹²⁰⁾ , Beyer(1981) ²²¹⁾
NL	$(k_1 + k_2 \cdot \text{NL}) \cdot \text{TEMP}$	Scavia(1980) ²⁴⁰⁾
Lehman	$k_1 (f_c / f_{\max})^{0.67} \text{TEMP}$	Lehmanら(1975) ¹¹⁷⁾ , Jørgensen(1976) ¹⁰⁶⁾

k_1, k_2, θ : 定数, TEMP: 水温依存型, NL: 栄養塩による制限因子, O_2 : DO濃度
 f_c : 細胞内炭素濃度, f_{\max} : f_c の最大値

付表 B.15 自然死のモデル (植物プランクトン)
Table B.15 Models of non predatory mortality (phytoplankton)

記号	関数型	備考
C	k_1	Jørgensen(1976) ¹⁰⁶⁾ など
L	$k_1 T$	CLEAN(1974) ⁷⁰⁾
L2	$k_1 T c^p$	Bierman(1976) ¹¹⁰⁾ , Garçon(1981) ²⁸³⁾
E2	$k_1 \theta^{T-20} c^p$	Biermanら(1980) ¹²⁷⁾ , Gosse(1981) ²⁸²⁾
C2'	$k_1 c^p / U$	Leonov(1980) ²⁸⁰⁾ , U はリン摂取速度
M	$k_1 c^p / k^2 + c^p$	Nyholm(1978) ²²²⁾
Lehman	$k^1 \left\{ 1 - \exp\left(-\frac{SG}{k_2}\right) \right\}$	Lehmanら(1975) ¹¹⁷⁾ , SG: G が G_{\max}^p の5%以下におさえられた時間
Sc	$\begin{cases} k_1 \cdot \text{TEMP} \cdot (1-L), T < T_{\max} \\ k_1 e^{T-T_{\max}}, T > T_{\max} \end{cases}$ $\begin{cases} k_1 \exp\{k_2(1-IL)\} \\ k_1 \end{cases}$	Scaviaら(1976) ¹²²⁾ , L は光・栄養塩による制限因子 Rose(1982) ²⁸²⁾ 内部栄養塩による制限が0.1以下になる時に上式を取る。 IL は光による制限因子を示す。
De	$k_1 \exp(T - T_1) \exp(0.1 - NL)$	Desormeau(1978) ¹⁶⁷⁾ , NL は栄養塩制限因子
CL	$k_1 \cdot \text{BH} \cdot \text{POP} \cdot \left(1 + \frac{k_2 c^p}{c_{\max}^p}\right) \cdot 2^A$ $A = \begin{cases} T - T_{\max} & T > T_{\max} \\ 0 & T \leq T_{\max} \end{cases}$	CLEANER(1976) ¹²⁵⁾ BH: 行動様式にかかわるパラメーター, POP: 年齢構造にかかわるパラメーター— $\text{POP} = \begin{cases} 1 + k_p \left(1 - \frac{c^p}{c_{\max}^p}\right) & c^p < c_{\max}^p \\ 1 & c^p \geq c_{\max}^p \end{cases}$

k_1, k_2, θ : 定数, T_{\max} : 致死温度, TEMP: 成長速度水温依存型

付表 B.16 沈降速度のモデル (植物プランクトン)
 Table B.16 Models of settling velocity (phytoplankton)

記号	関数型	備考
C	一定	Chen・Orlob(1975) ¹⁸⁵⁾ , Thomannら(1975) ¹⁸⁸⁾ など。
	水温の関数	Scaviaら(1975) ¹²⁵⁾ $k_0 + k_1 T$ $k_1 \theta^{T-20}$ $k_1 T^{3/2}$ Jørgensenら(1978) ¹⁸⁷⁾ , $\theta=1.03$ Jørgensen・Harleman(1978) ¹⁸⁹⁾
	鉛直水温勾配	Bloomfieldら(1974) ²¹⁾
	現場測定値	Canaleら(1975) ²⁴⁸⁾
	生理的関数	Scavia・Eadieら(1976) ¹²²⁾ , L は成長に及ぼす光・栄養塩の制限因子。 $k_0 \frac{k_1}{L + k_1}$
Nyholm	乱れなどの効果	Nyholm(1978) ²²²⁾ , h は水深, $k_0=0.2\text{m/d}$, $k_1=0.05\sim 0.3/\text{d}$ $\min(k_0, k_1 h)$

k_0, k_1 : 定数

付表 B.17 栄養塩摂取のモデル (植物プランクトン)
 Table B.17 Models of nutrient uptake (phytoplankton)

記号		関数型	備考
NF	フィードバックなし	$U_{\max} c^p / (k_1 + c^p)$	Cloern(1978) ²⁷⁴⁾ , Wangら(1982) ¹⁰⁶⁾
PL	増殖率による頭打ち	$U_{\max} c^p / (k_1 + c^p)$, $f < f_{\max}$ $\min(G^p f_{\max}, U_{\max} c^p / (k_1 + c^p))$, $f = f_{\max}$	Nyholm(1977) ¹²⁷⁾ , G^p : 増殖速度
N2	瞬間的摂取仮定	$f < f_{\max}$ なら供給速度に等しい。 $f = f_{\max}$ なら $G^p f_{\max}$	Nyholm(1978) ²⁷²⁾
LF	線型フィードバック	$U_{\max} \frac{c^p}{k_1 + c^p} \frac{f_{\max} - f}{f_{\max} - f_0}$	Koonce(1972) ⁹⁹⁾ , Lehmanら(1975) ¹¹⁷⁾ , Jørgensenら(1976) ¹⁰⁶⁾ , 78 ¹⁰⁷⁾ 81 ¹¹⁸⁾ , 津野(1977) ¹¹⁾
LE1	双曲線型フィードバック	$U_{\max} \frac{c^p}{k_1 + c^p} \frac{k_2}{k_2 + k_3 f}$	Desoromeau(1978) ¹⁰⁷⁾ : U_{\max} は水温に対し O'Neill型, 光強度に対し St, Sm型の依存をすゝと考ゑた。
LE2	双曲線型フィードバック	$U_{\max} \frac{c^p}{k_1 + c^p} \frac{k_2}{k_2 + f - f_0}$	Canaleら(1982) ¹²⁴⁾
ME	双曲線・線型フィードバック	$\frac{c^p}{k_1 + c^p} \frac{U_1 k_2 - U_2 f}{k_2 + f}$	Messerら(1982) ²⁸⁴⁾ : U_1, U_2 は水温の関数。さらに窒素の場合には $k_2 = k_{20}(1 - f_N/f_{N0})$ とした。

c^p : 外部栄養塩濃度, f : 内部栄養塩濃度, $U_{\max}, k_1, k_2, f_{\max}, f_0$: 定数

付表 B.18 栄養塩摂取に関するパラメーター (植物プランクトン, その1)
 Table B.18 Parameter values of nutrient uptake (phytoplankton)

	窒 素				リ ン				備 考	
	U_{maxN} %/d	f_{Nmax} %	f_{NO} %	k_N^p μg/l	U_{maxP} %/d	f_{Pmax} %	f_{PO} %	k_P^p μg/l		
ミクロキステスの実験値	図34(a), (b)	6.6	8	2	200	2.4	0.95	0.1	25	
	岡田(1979) ¹²⁶⁾	3.8(NO ₃) 16.8(NH ₄)	—	2~3.2	—	33.6	—	0.08~0.12	—	
	Rheeら(1980) ¹²⁰⁾	—	—	0.24	—	—	—	0.065	—	乾重を52.8pg/cellと仮定し換算
	岡田ら(1981) ¹²¹⁾	—	—	—	—	12.7~17.0	0.95	0.1	—	
	Kappers(1980) ¹²²⁾	1.8~9.1	—	—	43~160	—	—	—	—	NH ₄ による
	岡田(1982) ¹²³⁾	—	—	—	—	72	—	—	25	
生態モデルへの適用値 (LF型のみ)	Lehmanら(1975) ¹¹⁷⁾	30*	720*	90*	28	10*	72*	4.5*	31	緑藻
		10*	160*	20*	70	1*	16*	1*	62	ラン藻
		20*	320*	40*	21	3*	32*	2*	31	ケイ藻
		100*	1600*	200*	70	10*	160*	10*	93	ペン毛藻
		10*	80*	10*	10.5	1*	8*	0.5*	18.6	黄色 ペン毛藻
	Jørgensen(1976) ¹⁶⁴⁾	0.96	8	2	200	0.35	3	0.3	30	
	津野(1977) ¹¹⁾	—	—	6.39	—	4.4	—	0.497	450	クロレラの培養実験に基づく, リン/クロロフィルa比 =1.94, クロロフィルa/乾重比=0.0071と仮定し換算
	Jørgensenら(1978) ¹⁶⁷⁾	1.2~3	10	1.5	200	0.3~0.8	1.3	0.1	20	モデル1
		1.5	10	1.5	200	0.14	1.3	0.1	20	モデル2
	Larimore(1979) ¹²⁹⁾	—	—	—	—	3.5	3	0.3	30	ケイ藻
	—	—	—	—	3.5	3	0.3	30	ラン藻	
Jørgensenら(1981) ¹¹⁹⁾	2.3±0.5	12	—	340±70	0.56±0.12	—	—	—	現場観測値から推定	
					0.72±0.07	3	—	—		

% = mgP^o or mgN/mgDW × 0.01, U_{max} : 最大摂取速度, f_{max} : 最大内部塩濃度, f_s : 最小内部塩濃度, k^p : 摂取半飽和定数, 添字P: リン, N: 窒素

付表 B.19 栄養塩摂取に物するパラメーター (植物プランクトン, その2)

Table B.19 Parameter values of nutrient uptake (phytoplankton)

	記号	単位	報告値数	代表値	範囲	備考	
窒素最大摂取速度	U_{maxN}	% / d	8	1.0 (MD)	0.35~5.0 (±25%)	NO ₃ } NH ₄ } 図B.5 Smith(1980) ²³⁴⁾ による Jørgensenら(1978) ¹⁸⁷⁾ による文献値	
			9	2.2 (MD)	1.6~8.8 (±25%)		
				2.0 (MN)	1.76~2.24 (±σ)		1~3.5
窒素最小内部塩濃度	f_{NO}	%	11	2.1 (MD)	1.85~2.7 (±25%)	ケイ藻 } 緑藻 } 図B.3 ペン毛藻	
			8	1.9 (MD)	1.35~2.15 (±25%)		
			3	2.17 (MN)	0.37~3.97 (±σ)		
窒素摂取半飽和定数	k_N^p	μg/l	25	18.2 (MD)	7.0~29.4 (±25%)	ケイ藻, NO ₃ } ケイ藻, NH ₄ } 図B.2 ペン毛藻, NO ₃ } Smith(1980) ²³⁴⁾ による	
			16	10.5 (MD)	7.0~28.0 (±25%)		
			8	28.0 (MD)	7.0~123.0 (±25%)		
			100	(MN)	83~117 (±σ)		
リン最大摂取速度	U_{maxP}	% / d	11	0.82 (MD)	0.019~3.5 (±25%)	図B.6 Smith(1980) ²³⁴⁾ による Jørgensenら(1978) ¹⁸⁷⁾ による文献値	
				1.0 (MN)	0.69~1.32 (±σ)		0.3~1.0
リン最小内部塩濃度	f_{PO}	%	18	0.085 (MD)	0.026~0.15 (±25%)	ケイ藻 } 緑藻 } 図B.4 ペン毛藻	
			10	0.14 (MD)	0.05~0.19 (±25%)		
			3	0.102 (MN)	0.033~0.171 (±σ)		
リン摂取半飽和定数	k_P^p	μg/l	30	3.41 (MD)	1.1~18.6 (±25%)	ケイ藻 } 緑藻 } 図B.1 ペン毛藻 } Smith(1980) ²³⁴⁾ による	
			8	20.2 (MD)	1.9~71.3 (±25%)		
			6	14.3 (MD)	12.1~22.3 (±25%)		
			20	(MN)	15.7~24.3 (±σ)		

MD:メディアン, MN:平均値, ±25%:25%, 75%値, ±σ:平均値±標準偏差を示す。

付表 B.20 栄養塩排出速度のモデル (植物プランクトン)
Table B.20 Models of nutrient excretion

関数型	備考
k_1	Wang ら (1982) ¹⁰⁸⁾
$k_1 f_0 G^p$	Messer ら (1982) ²⁸⁴⁾ , f_0 は最小栄養塩濃度
$k_1 (G^p - R^p)$	CLEAN(1974) ¹¹⁾ , Garcon(1981) ²²³⁾ , 中田(1983) ²²⁹⁾ k_1 は C^p に依存
$k_1 R^p$	CLEANER(1976) ¹²⁵⁾ , Larimore ら(1979) ²⁷⁹⁾ , Gosse(1981) ²²²⁾
$k_1 G^p(1-IL)$	Desoromeau(1978) ⁹⁷⁾ , IL は光による制限因子
$G_{max}^p \theta^{T-20} \frac{f C^p}{k_1 + f C^p}$	Halfen(1979) ¹¹¹⁾ , Humphrey(1973)による。 f は内部栄養塩濃度, G_{max}^p は最大成長速度
$\frac{k_1/k_2 U}{1/k_2 + U} + \left(1 - \frac{k_1}{k_2}\right)$	Leonov(1980) ²⁸⁰⁾ U はリン摂取速度

G^p : 成長速度, R^p : 呼吸速度, k_1, k_2, θ は定数

付表 B.21 餌密度依存性のモデル (動物プランクトン摂餌)
Table B.21 Models of ingestion rate (zooplankton)

記号	関数型	備考
L	$F_0 C_P$	Fuller (1937) ²¹⁶⁾ , Fleming (1939) ²⁴⁶⁾ 以来多くのモデルで使用
LT	$F_0 (C_P - C_{P1hrs})$	Walsh ら (1971) ²²⁸⁾
PL	$I_{max} \min \{1, C_P / C_{P1}\}$	Rigler (1961) ²²⁶⁾ , Frost (1972) ²²⁷⁾
Iv	$I_{max} (1 - e^{-k_1 C_P})$	イブレフ式に準ずる。Nixon ら (1977) ²⁸²⁾ , Leidy ら (1980) ²⁴¹⁾
IvT	$I_{max} [1 - \exp\{-k_1 (C_P - C_{P1hrs})\}]$	O'Brien ら (1972) ²²⁵⁾ , Dugdale (1975) ¹⁸⁵⁾
M	$I_{max} C_P / (C_P + k_1)$	ミカエリス式, Chen ら (1975) ¹⁸¹⁾ など多くのモデルで使用
MT	$I_{max} (C_P - C_{P1hrs}) / (C_P - C_{P1hrs} + k_1)$	Steele (1974) ¹⁸⁶⁾ , Scavia ら (1975) ¹⁴⁰⁾ など
SF	$F_0 (k_1 + k_2 C_P) C_P / (k_1 + C_P)$	Canale ら (1975) ¹⁴⁵⁾ 選択ろ過プランクトンに適用
KI	$I_{max} k_1 (C_P - C_{P1hrs}) / (C_2 + k_1 C_P)$	Kitchell ら (1974) ¹⁴¹⁾ のモデルに準じたもの, Larimore (1979) ²⁷⁹⁾
	$I_{max} \sqrt{C_P} / (k_1 + \sqrt{C_P})$	Gause (1934) ²²⁹⁾
	$I_{max} \sqrt[3]{C_P} / (k_1 + \sqrt[3]{C_P})$	Harris (1968) ²²⁰⁾

F_0 : ろ過速度, I_{max} : 最大摂餌速度, C_P : 餌密度, C_{P1hrs} : 限界餌密度, C_{P1} : 飽和餌密度, C_2 : 動物プランクトン密度
 k_1, k_2 : 定数

付表 B.22 摂餌に関する閾値濃度 (動物プランクトン)

Table B.22 Threshold concentration of feeding rate (zooplankton)

C ^P thres	備 考
0.016mgC/l	McAllister(1970) ²³¹⁾ , <i>Calanus pacificus</i>
0.04~0.19mgC/l	Parsons・LeBrasseur(1970) ²³²⁾ , 海洋16種
0.02mgC/l	Frost(1975) ²³³⁾ <i>Calanus pacificus</i>
0.2mg/l	Bierman ら(1980) ¹²⁷⁾
0.05mgC/l	Scavia ら(1976) ¹²²⁾
0.02mgC/l	Scavia ら(1980) ²⁴⁹⁾
0.5mg/l	Jørgensen(1976) ¹⁰⁶⁾

付表 B.23 摂餌の選択係数 (動物プランクトン)
 Table B.23 Preference coefficient of ingestion (zooplankton)

ラン藻	ネ ッ ト プランクトン	ナ ン ノ プランクトン	デトリタス	バクテリア		
—	0.17	0.40	0.47	—	<i>Diaptomus</i> , MWT式使用, McNaughtら(1976) ¹⁴⁵⁾	
—	0.33	0.33	0.01	—	<i>Daphnia</i> 〃 〃	
—	0.33	0.33	0.01	—	<i>Basmina</i> 〃 〃	
0.05 (0.2)	0.3 (0.6)	0.3 (0.6)	0.2 (0.2)	0.15 (0.6)	枝角類, MWT式を使用, CLEANER(1975) ¹⁴⁶⁾ ()内は同化率	
0.05 (0.2)	0.15 (0.6)	0.45 (0.6)	0.25 (0.2)	0.1 (0.6)	樺脚類 ()内は同化率	
0	0.33 (大ケイ藻), 0.33 (小ケイ藻), 0.33 (緑藻)			—	<i>Diaptomus</i> } <i>Daphnia</i> } <i>Bosmina, Holopedium</i> } Canaleら(1975) ²⁴⁸⁾	
0	0 (大ケイ藻), 0.5 (小ケイ藻), 0.5 (緑藻)			—		
0	0 (大ケイ藻), 0.5 (小ケイ藻), 0.5 (緑藻)			—		
—	1 (大 ケイ 藻の 他 藻 及 び 類)	1 (小ケイ藻)	1 (小藻類)	1 (デトリタス)	—	小枝角類 (<i>Bosmina</i>) } 大枝角類 (<i>Daphnia</i>) } Scaviaら(1976) ¹²²⁾ 藻食類 (<i>Diaptomus</i>) } MWT式を使用 輪虫
—	1 (大 ケイ 藻の 他 藻 及 び 類)	1 (〃)	1 (〃)	1 (〃)	—	
—	0.25 (大 ケイ 藻の 他 藻 及 び 類)	1 (〃)	1 (〃)	1 (〃)	—	
—	0.2 (大 ケイ 藻の 他 藻 及 び 類)	0.8 (〃)	0.8 (〃)	1 (〃)	—	
0.2	1 (大ケイ藻)	0.7 (その他)	1 (小ケイ藻)	0.4 (デトリタス)	—	小枝角類 } 大枝角類 } Scavia(1980) ²⁴⁹⁾ MWT式を使用 藻食類 } 輪虫
0.2	1 (〃)	0.7 (〃)	1 (小ケイ藻)	0.4 (〃)	—	
0.2	0.7 (〃)	0.7 (〃)	1 (小ケイ藻)	0.4 (〃)	—	
0.2	0.2 (〃)	0.7 (〃)	1 (小ケイ藻)	0.4 (〃)	—	

付表 B.24 餌密度依存性のモデル (魚類摂餌)
 Table B.24 Models of ingestion rate (fish)

記号	関数型	備考
M	$\frac{c^Z}{k_1 + c^Z}$	ミカエリス型, Chenら(1975) ¹⁸³⁾ , Brandes(1977) ²⁵⁹⁾ など
MW	$\frac{\Sigma PR \cdot c^Z}{k_1 + \Sigma PR \cdot c^Z}$	TetraTech(1975) ²⁶⁰⁾ , Andersonら(1977) ²⁶¹⁾
KI	$\frac{\Sigma PR \cdot c^Z}{c^F + \Sigma PR \cdot c^Z}$	Kitchellら(1974) ¹⁸¹⁾ , Larimore(1979) ²⁷⁰⁾
CL	$\frac{\Sigma PR \cdot (c_i^Z - c_{i(thres)}^Z)}{k_1 + k_2 c^F + \Sigma PR \cdot (c_i^Z - c_{i(thres)}^Z)}$	CLEAN(1974) ²⁷¹⁾ , CLEANER(1976) ¹²⁵⁾ など
Iv	$1 - e^{-k_1 c^Z}$	Ivlev(1966) ¹⁸⁴⁾

c^Z : 動物プランクトンその他の餌料濃度, c^F : 捕食者濃度, PR : 選択係数, k_1, k_2 : 定数
 Andersonら(1977)²⁶¹⁾は $k_1 = 1/q \cdot WE^r$, q : 餌探索率定数, WE : 個体重, r : 定数, とした。

付表 B.25 摂餌半飽和定数 (魚類)

Table B.25 Half saturation coefficient for ingestion (fish)

	最大成長速度 l / d	動物プランクトン mgDW / l	ベントス mgDW / m ²	昆 虫 mgDW / m ²	文献番号
寒水魚	0.025	0.20	—	—	334
	0.02—0.03	0.05—0.1	—	—	297
	0.02	0.05	—	—	185
	0.03	0.05	—	—	335
暖水魚	0.03	0.20	—	—	334
	0.02—0.03	0.05—0.1	—	—	297
	0.03	0.1	—	—	185
	0.03	0.05	—	—	335
ベントスフィーダー	0.025	—	500	—	334
	0.02—0.03	—	50—5000	—	297
	0.02	—	500	—	185
	0.025	—	500	500	335
あみ類		0.1(mgC/l)	—	—	122

付表 B.26 湖生態モデルで使用された常微分方程式解法と計算時間
 Table B.26 Algorithms of ordinary differential equations for lake ecosystem modelling

No.	開 発 者	解 法	Δt (d)	コンパート メント数	CPU/ 時間/1年 (s)	備 考
1	DiToroら(1971) ⁶⁹⁾	RK2				
2	Thomannら(1973) ²⁴³⁾	EF	0.1	342	180	CDC6600
3	Thomannら(1975) ¹¹⁶⁾	EF		~20	30	CDC6600
4	DiToroら(1980) ¹⁰⁹⁾	EF	0.5	45	22	CDC6600
5	DiToroら(1980) ¹²⁰⁾	EF	0.5	150	120	CDC6600
6	Canaleら(1975) ²⁴⁴⁾	DVDQ	(4%)			
7	Bierman(1976) ¹¹⁶⁾	RK4	0.02(uptake) 0.25(growth)	20	203	IBM370/178
8	Biermanら(1980) ¹²⁷⁾	AM	0.02(uptake) 0.125(growth)	23	900	PDP-11/45
9	Scaviaら(1976) ¹²²⁾	RK4	1.0	~50	150	CDC6600
10	Scaviaら(1980) ²⁴⁹⁾	EF	0.5			CDC6600
11	LAKECO(1975) ¹⁸⁵⁾	EB2	1.0			
12	LKONTARIO(1975) ²⁵³⁾	EB2	1.0	~6000	600	CDC7600
13	CLEANX(1974) ²⁶¹⁾	RKM				
14	CLEANER(1975) ¹⁴⁶⁾	RKM				
15	CLEANER(1976) ¹²⁵⁾	RKM		34	63	UNIVAC1110
16	Bacaら(1974) ²⁶³⁾	AM2			~600	
17	Lehmanら(1975) ¹¹⁷⁾		0.125	21	329	IBM370/158
18	Hornbergerら(1975) ¹⁵⁸⁾	RK4	0.021			
19	Nyholm(1978) ²⁷²⁾	RKG	< 1.0	7	1460	IBM370/165
20	Kremerら(1978) ⁸³⁾		0.5~1.0		120	IBM370/155
21	Leonov(1980) ²⁸⁰⁾	RK4	0.1			
22	Beyer(1981) ¹²¹⁾				12	IBM370/165
23	宗宮(1981) ²⁷⁸⁾	H	(0.1%)			
24	Canaleら(1982) ¹²⁴⁾	Gear	(0.1%)	84		
25	Andersonら(1977) ²⁹⁵⁾	RK4	≈ 0.5	308	180	IBM370/165
26	Frazhoら(1972) ²³³⁾	RK4		4	11.8 5.7	速度比較, 2ケースに ついて8ヶ月のシミ ュレーション
	RK713			4	3.5 3.4	
	STEPPER			4	10.4 5.5	
	DVDQ			4	5.2 7.8	
	Gear			4	6.9 4.9	

RK2: 2階ルンゲクッタ法, RK4: 4階ルンゲクッタ法, RKG: ルンゲクッタギル法, RKM: ルンゲクッタメ
 ルソン法, RK713: Fehlbergの7階ルンゲクッタ法, AM: アダムスモルトン法, AM2: 台形法, H: ハミング
 法, DVDQ: Kroghの変数階法, EF: オイラー法, EB2: 2階逆オイラー法, Gear: ギア法(DIFSUB),
 STEPPER: Schwauschの4階予測修正子法

国立公害研究所特別研究成果報告

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

(改 称)

国立公害研究所研究報告

- ※第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属 9 種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和52年度 中間報告。(1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素—窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究——昭和51, 52年度 研究報告。(1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)——霞ヶ浦を中心として。——昭和53年度。(1979)
- ※第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- ※第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和52, 53年度 研究報告。(1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和53年度 中間報告。(1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51~53年度 特別研究報告。(1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
— 第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係 —
— 第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について —)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- ※第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 16 号 計測車レーザ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)
- 第 28 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 29 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthocladiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
— 第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthocladiinae 各種の記載と, その分布の下水汚染度との関係について —
— 第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載 —)
- ※第 30 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 31 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 32 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和54年度 特別研究報告. (1982)
- 第 33 号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 34 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 35 号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究. (1982)
- 第 36 号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55, 56年度 特別研究報告. (1982)
- 第 37 号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究. (1982)
- 第 38 号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
(環境標準試料「池底質」の調製, 分析及び保証値)
- 第 39 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1982)

- 第 40 号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1983)
- 第 41 号 土壌環境の計測と評価に関する統計学的研究. (1983)
- 第 42 号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究. (1983)
- ※第 43 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
 Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
 Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
 Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
 (多摩川に発生するユスリカ類の研究
 — 第 5 報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する 6 月の調査成績とユスリカ亜科に属する 15 新種等の記録 —
 — 第 6 報 多摩本流より 6 月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について —
 — 第 7 報 多摩本流より 3 月に採集されたユスリカ科の各種について —)
- 第 44 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 2) — 昭和54年度 特別研究中間報告. (1983)
- 第 45 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53年~55年度 特別研究報告. (1983)
- 第 46 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 1 分冊. (1983)
- 第 47 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 2 分冊. (1983)
- 第 48 号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析. (1983)
- 第 49 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (I) — 霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II) — 霞ヶ浦の湖内物質循環とそれを支配する因子 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III) — 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (IV) — 霞ヶ浦の魚類及び甲殻類現存量の季節変化と富栄養化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V) — 霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI) — 富栄養化防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII) — 湯ノ湖における富栄養化とその防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) — 総括報告 — 昭和55~57年度 特別研究報告. (1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究 — 昭和55~57年度 特別研究総合報告. (1984)

- 第 59 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究 — 大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第1分冊). (1984)
- 第 60 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学エアロゾル生成機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告(第2分冊). (1984)
- 第 61 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) — 昭和55~57年度 特別研究報告(第3分冊). (1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究 — 昭和56~58年度 特別研究中間報告. (1984)
- 第 63 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1984)
- 第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第1分冊)
- 第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第2分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 68 号 汚泥の土壤還元とその環境に関する研究 — 昭和56~57年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究. (1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park (1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
— 第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究 —
— 第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的, 形態学的研究 —)
- 第 71 号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析. (1984)

※印 残部なし

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

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

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

Research Report from the National Institute for Environmental Studies

- * No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells – Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1977-1978. (1979)
- * No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- * No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1978. (1979)
- No.10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1978. (1979)
- No.11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No.12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No.13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
 - Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
 - Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No.14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem – Progress report in 1978-1979. (1980)
- * No.15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1980)
- No.16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- * No.17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes – Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- * No.19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Lake current of Kasumigaura (Nishiura) – 1978-1979. (1981)
- No.20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment – 1978-1979. (1981)

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

- Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.
- Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaudiinae recovered from the main stream in the June survey.
- Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No.44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No.45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Outlines of special research project – 1978-1980. (1983)
- No.46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No.47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- No.48* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No.49* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution – Research report in 1982. (1984)
- No.50* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Estimation of input loading of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.51* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – The function of the ecosystem and the importance of sediment in national cycle in Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.52* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.53* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Seasonal changes of the biomass of fish and crustacea in Lake Kasumigaura and its relation to the eutrophication. – 1980-1982. (1984)
- No.54* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.55* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Measures for eutrophication control. – 1980-1982. (1984)
- No.56* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Eutrophication in Lake Yunoko. – 1980-1982. (1984)
- No.57* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Summary of researches. – 1980-1982. (1984)
- No.58* Studies on the method for long term environmental monitoring – Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No.59* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber – Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds – Research report in 1980-1982 Part 1. (1984)
- No.60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Formation mechanisms of photochemical aerosol – Research report in 1980-1982 Part 2. (1984)
- No.61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). – Research report in 1980-1982. (1984)

- No.62* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems – Progress report in 1980-1983. (1984)
- No.63* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1981. (1984)
- No.64* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Final report in 1979-1981. (1984)
- No.65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 1. (1984)
- No.66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 2. (1984)
- No.67* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques – Project research report in 1979-1981. (1984)
- No.68* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil – Research report in 1981-1983. (1984)
- No.69* Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji – Basic research report. (1984)
- No.70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park – Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park. – Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- No.71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)

* in japanese

※ out of stock

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 54

国立公害研究所研究報告 第54号

(R-54-'84)

昭和59年12月20日発行

編集 国立公害研究所編集委員会

発行 環境庁国立公害研究所

茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

印刷 フクダ工業株式会社

住所 東京都中央区新川1丁目3番3号

Published by the National Institute for Environmental Studies

Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

December 1984