

数理モデルによる富栄養化のシミュレーション解析

SIMULATION ANALYSIS OF EUTROPHICATION BY A MATHEMATICAL MODEL

奥川 光治*・宗 宮 功**
By Koji OKUGAWA and Isao SOMIYA

1. はじめに

富栄養化現象に関して各方面でさまざまな調査研究がなされている。その中で富栄養化の水質予測を取り扱ったものの1つに OECD の総合解析プロジェクトがあり、その一環をなす「浅水湖および貯水池」プロジェクトの報告書¹⁾が1979年に出されている。そこでの議論は年平均値という形で進められており、時間的な変動や空間的な要因が考慮されていないことも指摘されている²⁾。このようなスタティックなモデルは概略的な状況を把握しようとしたものであり、水利用の立場から水質の季節変動や分布状況等を考慮する場合にはダイナミックなモデルが必要である。

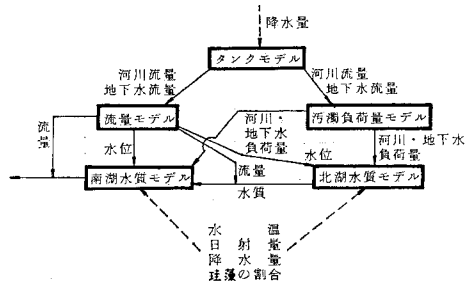
著者らは DiToro ら³⁾の提示したダイナミックなモデル——数理生態モデルと汚濁流出のモデルとを琵琶湖およびその集水域に適用し、琵琶湖南湖の富栄養化の現況把握、将来予測等を行ってきた^{4)~7)}。本論文はそのうち水質予測モデルの設定と検証についてまとめたものであり、このモデルが富栄養化の現況把握や将来予測、防止方策の検討において有効な手段になるものと考えられる。

2. 琵琶湖南湖における水質予測モデルの設定

(1) 概 要

閉鎖性水域における富栄養化現象をダイナミックな観点から解析したモデルとして DiToro ら³⁾による数理生態モデルがあることはすでに述べた。このモデルは水界中における栄養塩とプランクトンの関係を表現したものであるが、栄養塩の供給に関しては一定の負荷速度を仮

定しており簡単なモデルとなっている。しかし、実際には集水域からの負荷をはじめ栄養塩供給の時間変化が閉鎖性水域における水質の時間変化の大きな要因となっている。そこで、本研究では数理生態モデルと集水域における汚濁流出のモデルとを組み合わせることを試み、図一1に示すような5つのサブモデルからなる水質予測モデルを設定する。このモデルの特徴の第1は南湖水質モデルおよび北湖水質モデルの基礎をなす数理生態モデルを中心に据えていることである。このモデルでは、南湖への汚濁負荷として、河川、地下水等による集水域からの負荷、北湖からの負荷、降水による湖面への直接の負荷、底泥からの溶出を考慮した。そのうち、集水域からの負荷、北湖からの負荷をサブモデル化したことが第2の特徴である。第3の特徴は南郷洗堰における流量、水位調節の仮想的な人為操作モデルをサブモデルとして組み込んだことである。第4の特徴は入力として与えるデータに関することである。データとしては種々の速度定数のように一定値として与えるデータと時間的に変動するデータとに分類することができる。後者についてはシミュレーションの期間にわたりモデルの目的と精度とに合ったデータを実測あるいは入手する必要がある。特にモデルの実用性からいえば簡単に実測あるいは入手することが必要である。たとえば、水温、日射量は年による変動が小さいので既存のデータを毎年同じパターンで



図一1 琵琶湖における水質予測モデルの概念図

* 正会員 工修 富山県立技術短期大学講師 衛生工学科
** 正会員 工博 京都大学教授 工学部衛生工学科

代用することも可能である。しかし、河川や北湖からの汚濁負荷量、流量は年による変動が大きいため毎年同じパターンのデータを与えるわけにはいかないこと、データの入手も困難なことから、サブモデル化して降水量を入力データとして用いた。そういう観点から、本研究では降水量、水温、日射量および植物プランクトン群集中の珪藻の割合を日々変動する入力データとして扱い、既存のデータを与えた。

(2) 北湖水質モデルおよび南湖水質モデル

a) 数理生態モデル

琵琶湖のように大規模で複雑化した生態系における富栄養化現象では多くの因子が関連しているが、本研究では以下の水質項目を取り扱う。① 藻類増殖の原因物質としての窒素 (N)、リン (P) については、それぞれ無機態 (Inorg) と有機態 (Org) とに区別する。② 1次生産性の指標として植物プランクトンを取り上げ、クロロフィル a (Chl. a) 量で表示する。動物プランクトンは炭素量で表示する。③ 富栄養化現象は1次生産により有機物が増大するので間接的な有機汚濁現象である。その指標として溶解性 COD (S-COD) と浮遊性 COD (P-COD) とを取り上げる。以上の水質項目は互いに密接な関係を有しているばかりでなく、水温、日射量、流量、流動状況、降雨など物理的な環境条件からも影響を受けている。その様子を図-2に概念的に示した。このような相互関係を定量的に把握するため数理生態モデルを設定する。表-1に基礎方程式を、表-2に記号の説明を示す。このモデルの基礎は DiToro ら²⁾によるが、多くの点で改良を加えた。以下に数理生態モデルのおもな特徴点を列挙する。① 水質項目は8つあり、それぞ

表-1 数理生態モデルの基礎方程式

$$\begin{aligned}
 dP/dt &= (G_P - k_2 \cdot T - G_Z \cdot Z/P - d) \cdot P + (Q_0 \cdot P_0 - Q \cdot P)/V \\
 dZ/dt &= (a \cdot a_s \cdot G_Z - k_2 \cdot T) \cdot Z + (Q_0 \cdot Z_0 - Q \cdot Z)/V \\
 dC_{IN}/dt &= (-G_P + \eta_N \cdot k_2 \cdot T) \cdot \beta \cdot P + \zeta_N \cdot \beta \cdot P \cdot (1 - a_s) \cdot G_Z \cdot Z \\
 &\quad + \beta \cdot Z \cdot \theta_N \cdot k_2 \cdot T \cdot Z + D_{C,N} + [RV_{IN} + UG_{IN} + RN_{IN} \\
 &\quad + w_{IN} \cdot \exp(\tau_{IN} \cdot (T - 20)) \cdot A]/V + (Q_0 \cdot C_{IN0} - Q \cdot C_{IN})/V \\
 dC_{ON}/dt &= (G_P - \eta_N \cdot k_2 \cdot T) \cdot \beta \cdot P - \zeta_N \cdot \beta \cdot P \cdot (1 - a_s) \cdot G_Z \cdot Z \\
 &\quad - \beta \cdot Z \cdot \theta_N \cdot k_2 \cdot T \cdot Z - D_{C,N} + [RV_{ON} + UG_{ON} + RN_{ON} \\
 &\quad + w_{ON} \cdot \exp(\tau_{ON} \cdot (T - 20)) \cdot A]/V - d \cdot (C_{ON} - \beta \cdot Z) \\
 &\quad + (Q_0 \cdot C_{ON0} - Q \cdot C_{ON})/V \\
 dC_{IP}/dt &= (-G_P + \eta_P \cdot k_2 \cdot T) \cdot \tau \cdot P + \zeta_P \cdot \tau \cdot P \cdot (1 - a_s) \cdot G_Z \cdot Z \\
 &\quad + \tau \cdot Z \cdot \theta_P \cdot k_2 \cdot T \cdot Z + D_{C,P} + [RV_{IP} + UG_{IP} + RN_{IP} \\
 &\quad + w_{IP} \cdot \exp(\tau_{IP} \cdot (T - 20)) \cdot A]/V - d_{IP} \cdot C_{IP} \\
 &\quad + (Q_0 \cdot C_{IP0} - Q \cdot C_{IP})/V \\
 dC_{OP}/dt &= (G_P - \eta_P \cdot k_2 \cdot T) \cdot \tau \cdot P - \zeta_P \cdot \tau \cdot P \cdot (1 - a_s) \cdot G_Z \cdot Z \\
 &\quad - \tau \cdot Z \cdot \theta_P \cdot k_2 \cdot T \cdot Z - D_{C,P} + [RV_{OP} + UG_{OP} + RN_{OP} \\
 &\quad + w_{OP} \cdot \exp(\tau_{OP} \cdot (T - 20)) \cdot A]/V - d \cdot (C_{OP} - \tau \cdot Z) \\
 &\quad + (Q_0 \cdot C_{OP0} - Q \cdot C_{OP})/V \\
 dC_{SC}/dt &= \eta_C \cdot k_2 \cdot T \cdot \delta \cdot P + \zeta_C \cdot \delta \cdot P \cdot (1 - a_s) \cdot G_Z \cdot Z + \delta \cdot Z \cdot \theta_C \cdot k_2 \cdot T \cdot Z \\
 &\quad - f_{SC} \cdot \exp(k_{SC} \cdot (T - 20)) \cdot C_{SC} + D_{C,C} + [RV_{SC} + UG_{SC} \\
 &\quad + w_{SC} \cdot \exp(\tau_{SC} \cdot (T - 20)) \cdot A]/V + (Q_0 \cdot C_{SC0} - Q \cdot C_{SC})/V \\
 dC_{PC}/dt &= (G_P - (\eta_C + \eta_I) \cdot k_2 \cdot T) \cdot \delta \cdot P - (\zeta_C + \zeta_I) \cdot \delta \cdot P \cdot (1 - a_s) \cdot G_Z \cdot Z \\
 &\quad - \delta \cdot Z \cdot (\theta_C + \theta_I) \cdot k_2 \cdot T \cdot Z - D_{C,C} + (RV_{PC} + UG_{PC})/V \\
 &\quad - d \cdot (C_{PC} - \delta \cdot Z) + (Q_0 \cdot C_{PC0} - Q \cdot C_{PC})/V
 \end{aligned}$$

ここで

$$\begin{aligned}
 G_P &= \{p \cdot \mu_0 \cdot (-T^2/289 + T/8.5) + (1 - p) \cdot \mu_c \cdot k_1 \cdot T\} \\
 &\quad \cdot \{L/(k_L + L)\} \cdot \{C_{IN}/(k_{IN} + C_{IN})\} \cdot \{C_{IP}/(k_{IP} + C_{IP})\} \\
 G_Z &= c_g \cdot k_{PP} \cdot P/(k_{PP} + P) \\
 D_{C,N} &= f_N \cdot \exp(k_N \cdot (T - 20)) \cdot (C_{ON} - \beta \cdot P - \beta \cdot Z) \\
 D_{C,P} &= f_P \cdot \exp(k_P \cdot (T - 20)) \cdot (C_{OP} - \tau \cdot P - \tau \cdot Z) \\
 D_{C,C} &= f_C \cdot \exp(k_C \cdot (T - 20)) \cdot (C_{PC} - \delta \cdot P - \delta \cdot Z)
 \end{aligned}$$

れについて微分方程式を立てた。② 植物プランクトンの増殖は水温、日射量、Inorg-N、Inorg-Pの関数とした。水温の影響に関しては珪藻とそれ以外の藻類とで最適温度が異なる⁸⁾ので、藻類を2つのグループに分けて考えた。すなわち、珪藻では適温が15~20°Cなので、17°Cで最大となる放物線により水温の影響を表示した。珪藻以外の藻類では適温が25~30°Cなので増殖速度は水温に比例するとした。植物プランクトン量の実測は

Chl. a量で一括して測定している。植物プランクトン群集中の珪藻の割合を変動データとして与えることにより2グループの現存量とした。藻類をグループに分ける場合それぞれについて基礎式を設定しその加算で藻類群集全体を把握することも可能であるが、それぞれについてのデータが不足していることや生物相互の競合性等の問題があり単なる加算だけのモデルでは表示し得ていないことから、珪藻の割合を導入して藻類群集を一括して取り扱う基礎式とした。したがって、今後長期の水質予測へと展開していく場合そのデータをどう扱うかが問題になる。

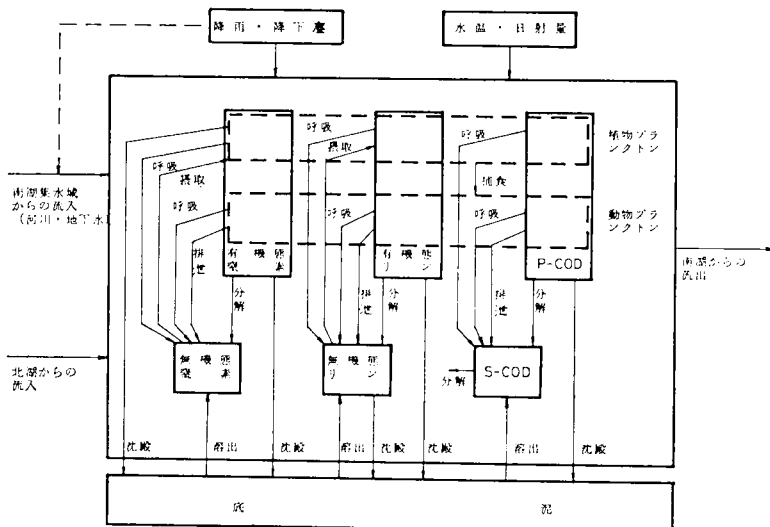


図-2 琵琶湖南湖の富栄養化モデルの概念図

なお、底生藻類や水辺での藻類、大型植物の効果は考慮しなかった。水温以外の影響に関しては Michaelis-

表-2 記号の説明

P, P_0 : 湖水中および流入水中の植物プランクトン濃度 ($\mu\text{g chl. a/l}$)
Z, Z_0 : 湖水中および流入水中の動物プランクトン濃度 (mg C/l)
C_{IN}, C_{IN_0} : 湖水中および流入水中の Inorg-N 濃度 ($\mu\text{g N/l}$)
C_{ON}, C_{ON_0} : 湖水中および流入水中の Org-N 濃度 ($\mu\text{g N/l}$)
C_{IP}, C_{IP_0} : 湖水中および流入水中の Inorg-P 濃度 ($\mu\text{g P/l}$)
C_{OP}, C_{OP_0} : 湖水中および流入水中の Org-P 濃度 ($\mu\text{g P/l}$)
C_{SC}, C_{SC_0} : 湖水中および流入水中の S-COD 濃度 (mg/l)
C_{PC}, C_{PC_0} : 湖水中および流入水中の P-COD 濃度 (mg/l)
t : 時間 (day)
G_P : 植物プランクトンの増殖速度 (day^{-1})
G_Z : 動物プランクトンの増殖速度/ $\alpha \cdot a_s$ ($\mu\text{g chl. a/mg C} \cdot \text{day}$)
T : 水温 ($^{\circ}\text{C}$)
L : 日射量 ($\text{cal/cm}^2 \cdot \text{day}$)
p : 植物プランクトン群集中の珪藻の割合
μ_0 : 珪藻の最大増殖速度 (day^{-1})
μ_c : 珪藻を除いた植物プランクトン群集の最大増殖速度 (day^{-1})
k_1 : 珪藻を除いた植物プランクトン群集の増殖速度に対する 温度影響に関する定数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)
k_2 : 植物プランクトンの呼吸速度 ($^{\circ}\text{C}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$)
k_3 : 動物プランクトンの呼吸速度 ($^{\circ}\text{C}^{-1} \cdot \text{day}^{-1}$)
k_L : 日射量に関する Michaelis 定数 ($\text{cal/cm}^2 \cdot \text{day}$)
k_{IN} : Inorg-N に関する Michaelis 定数 ($\mu\text{g N/l}$)
k_{IP} : Inorg-P に関する Michaelis 定数 ($\mu\text{g P/l}$)
k_{PP} : 飽食効果に関する Michaelis 定数 ($\mu\text{g chl. a/l}$)
c_g : 動物プランクトンが周囲の水をろ過する速度 ($l/\text{mg C} \cdot \text{day}$)
a_s : 動物プランクトンの同化率
d : 沈降速度 (day^{-1})
d_{IP} : Inorg-P の化学的反応による沈降速度 (day^{-1})
α : 植物プランクトン中の C/Chl. a 比 ($\text{mg C}/\mu\text{g chl. a}$)
β_P : 植物プランクトン中の N/Chl. a 比 ($\mu\text{g N}/\mu\text{g chl. a}$)
β_Z : 動物プランクトン中の N/C 比 ($\mu\text{g N}/\text{mg C}$)
γ_P : 植物プランクトン中の P/Chl. a 比 ($\mu\text{g P}/\mu\text{g chl. a}$)
γ_Z : 動物プランクトン中の P/C 比 ($\mu\text{g P}/\text{mg C}$)
δ_P : 植物プランクトン中の COD/Chl. a 比 ($\text{mg COD}/\mu\text{g chl. a}$)
δ_Z : 動物プランクトン中の COD/C 比 ($\text{mg COD}/\text{mg C}$)
$\eta_N, \eta_P, \eta_C, \eta_I$: 植物プランクトンの呼吸に伴う Org-N の無機化率, Org-P の無機化率, P-COD の溶存化率, 無機化率
$\theta_N, \theta_P, \theta_C, \theta_I$: 動物プランクトンの呼吸に伴う Org-N の無機化率, Org-P の無機化率, P-COD の溶存化率, 無機化率
$\zeta_N, \zeta_P, \zeta_C, \zeta_I$: 動物プランクトンの排泄に伴う Org-N の無機化率, Org-P の無機化率, P-COD の溶存化率, 無機化率
Q_0, Q : 流入水量, 流出水量 (m^3/day)
V : 湖容積 (m^3)
A : 湖底面積 (m^2)
$D_{C,N}$: Org-N の無機化速度 ($\mu\text{g N/l} \cdot \text{day}$)
$D_{C,P}$: Org-P の無機化速度 ($\mu\text{g P/l} \cdot \text{day}$)
$D_{C,C}$: P-COD の溶存化速度 ($\text{mg COD/l} \cdot \text{day}$)
f_N, k_N : 20°C における Org-N の無機化速度 (day^{-1}) および定 数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)
f_P, k_P : 20°C における Org-P の無機化速度 (day^{-1}) および定 数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)
f_C, k_C : 20°C における P-COD の溶存化速度 (day^{-1}) および定 数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)
f_{SC}, k_{SC} : 20°C における S-COD の無機化速度 (day^{-1}) および定 数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)
RV, UG, RN : 河川, 地下水, 降雨からの負荷速度 ($\text{mg N/day, mg P/day, gCOD/day}$)
w, τ : 20°C における底泥からの溶出速度 ($\text{mg N/m}^2 \cdot \text{day,}$ $\text{mg P/m}^2 \cdot \text{day, gCOD/m}^2 \cdot \text{day}$) および定数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)

ここで、添字 IN, ON, IP, OP, SC, PC はそれぞれ Inorg-N, Org-N, Inorg-P, Org-P, S-COD, P-COD を示す。

Menten 型の式で表示した。③ 植物プランクトンの減少速度については動物プランクトンによる捕食、呼吸による自己分解、沈降を考慮した。動物プランクトンについては呼吸による自己分解のみとした。高次捕食者の効果については信頼し得るに十分なデータが得られていないため考慮しなかった。増殖速度、減少速度については水温以外の影響に関しても藻類をグループ分けして考慮すべきであるが、Michaelis 定数等に関する資料が少ないので一括して扱った。④ 呼吸、排泄に伴う栄養塩の回帰を考慮した。⑤ 有機物の分解速度は水温に関して指数関数的な影響があるとした。⑥ 栄養塩の供給源として河川、地下水等による集水域からの負荷、降水による負荷、底泥からの溶出を考慮した。空气中窒素の固定また脱窒についてはモデル化できるまで調査研究が進んでいないので考慮しなかった。集水域からの負荷は河川の流量に強く左右されるのでサブモデル化して取り扱った。降水による直接の負荷は、その地域の気象、植生、土地利用、産業活動、人口等の自然的、社会的環境により異なり、また季節によっても変化すると考えられるが、本研究では降水中の栄養塩濃度を一定として扱った。濃度については滋賀県における実測例⁹⁾ (Inorg-N = 0.61 mg N/l, Org-N = 0.28 mg N/l, T-P = 0.33 mg P/l) を参考にした。なお、Inorg-P/T-P = 0.5 と仮定し、また COD に関してはデータがないので考慮しなかった。底泥からの溶出は水温に関して指数関数的な影響があるとした。⑦ 湖内の流動については水質の平均的な季節変化特性を把握することが目的であるので、b), c) の項で示すように北湖、南湖で相違はあるが完全混合を基本とした。したがって、水質の分布特性をも評価可能という動力学モデルの有効性を生かせられなかった。

b) 北湖水質モデル

このモデルは北湖の水質を推定し、北湖から南湖への流入濃度を求めることを第1として開発したモデルであり、北湖水質の概略的变化を把握しようとするものである。北湖では南湖と違って季節により水温躍層が発達するので単一の完全混合槽とみなすことはできない。よって、水温躍層より上の上層と、下の下層との2層に北湖を分割し、それぞれは完全混合として数理生態モデルを適用する。水温躍層は5月15m、6~10月20m、11月25m、12月45mの水深にあるとして2層に分割した。上層、下層の混合は水温躍層の変動に伴って起こるとした。1~4月は循環期であり水温躍層は存在しないが、同一モデルで1年間のシミュレーションを行うという計算のテクニック上、水深90mで上下2層に分割した。なお、水温躍層の変動は北湖の分割方法に関することであるので、数理生態モデルの変動データとしては扱って

ない。北湖水質モデルの特徴は、① 河川、地下水、降雨による負荷が上層にのみ関与すること、② 底泥からの溶出は上層に直接負荷される部分と下層に負荷される部分とに分けたこと、③ 上層での沈降を直接湖底に達する部分と下層へ沈降する部分とに分けたこと、④ 日射の下層への透過率は水温躍層の深さの関数とし、水温躍層が深くなれば透過率は小さくなるようにしたことである。南湖最北端の水深は 7 m、北湖上層の水深は最小 15 m であるので北湖水質モデルで得られる上層水質を南湖への流入濃度とする。

c) 南湖水質モデル

このモデルは南湖の水質を推定するモデルであり、南湖を単一の完全混合槽と仮定して数理生態モデルを適用する。

(3) タンクモデル

このサブモデルは集水域から河川（表流水）として、あるいは地下水として琵琶湖へ流入する流量を推定するものである。琵琶湖流域に適用されたタンクモデルによる流出解析の研究例としては菅原¹⁰⁾や海老瀬ら¹¹⁾によるものなどがある。本研究では比較すべき実測流量が得られていないこと、また数理生態モデルや流量モデルなど他のサブモデルの精度が必ずしも高くないことから、図-3 に示すように簡略化して 2 段のタンクモデルを設定した。得られる流出量のうち a, c の孔からの流出量を河川流量、d の孔からの流出量を地下水流量（地下水として直接琵琶湖に流入する流量）と考えた。降雨のない日には蒸発散が起こると考え、降水量が 0 の日は蒸発散量（彦根地方気象台の資料を参考にして 1~6 mm/day）を負の降水量として与えた。以上のようなタンクモデルを、北湖流域は 1 流域として、また南湖流域は 23 流域に分割してそれぞれに適用し 1 日刻みで流出解析を行った。図-3 に示す各係数値は、① 菅原や海老瀬らの使用した値を参考にすること、② 水位が異常な値にならないことならびに ③ 地下水流量が河川流量の 10% 程度となること、という 3 つの観点から設定した。なお、

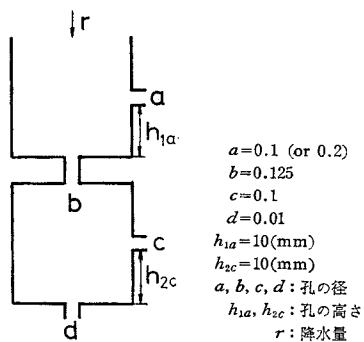


図-3 タンクモデルの構造

モデルの段数、パラメーターについては不確定なものが多いばかりでなく、長期予測の場合にはパラメーターの経年変化も考慮する必要がある。また、検証のための実測流量が不十分であり、表流量と地下水流量との比率は不分明となっている。

(4) 汚濁負荷量モデル

このサブモデルはタンクモデルで得られた河川流量、地下水流量から琵琶湖に流入する汚濁負荷量を推定するモデルである¹²⁾。河川流量をもとに負荷量を算出するにあたっては、従来から用いられている経験式 $L=k \cdot Q^n$ 型の負荷量表示式を用いた。ここで、 L は負荷量、 Q は流量、 k, n は係数である。この経験式はマクロでスタティックなモデルであり連続的な時間変化を解析する場合には不向きであるが、長期的な流出解析を試みるとの立場から概略値を把握することとした。 k, n の値については他測定機関で実測された南湖周辺の各河川流量と水質とに係る資料をもとに回帰分析を試み表-3 のように設定した。北湖集水域については河川流量と水質とに関する資料が乏しいので、土木学会による調査¹³⁾を参考にして年間総負荷量が南湖集水域の 5 倍程度になるように係数値を与えたが、今後さらにデータを蓄積し精度を向上させる必要がある。モデルの構造から渇水年には汚濁負荷量が低下することになるが、人間生活の場からの発生量が降雨に関係なく一定とすると、自浄作用あるいは貯留効果が著しいということになる。逆に豪雨時には汚濁負荷量が異常に高くなり、湖水質への影響を過大に評価するという欠点にもなる。豪雨時の汚濁負荷量は沈降性のよい物質が多く含まれていると考えられ、湖沼における生物生産への利用という観点からみると、いったん沈降して底泥を形成し、その後分解作用を受けて湖水中へ溶出して初めて藻類に利用されることになる。したがって、豪雨時の汚濁負荷量のモデルは量的な評価だけでなく質的な評価も含める必要がある。

一方、地下水に係る負荷量は地下水中の栄養塩濃度の季節変化に関する調査資料が不十分なので一定として算出した。栄養塩濃度は南湖集水域では土木学会の調査¹⁴⁾によるものを用い、北湖集水域では河川負荷量の場合と同様年間総負荷量が南湖集水域の 5 倍程度になるよう設定した。

なお本来、N, P, COD いずれの項目についても無機態と有機態あるいは溶解性と浮遊性それぞれの負荷量データを用いるべきであるが、資料が十分でないここではそれぞれの比率が一定であるとした。すなわち、N については滋賀県の流入河川調査結果¹⁵⁾の $\text{Org-N/T-N} = 0.08 \sim 0.20$ (平均 0.13)、永島¹⁶⁾の中ノ井川調査結果の $0.15 \sim 0.34$ を参考にして、 $\text{Org-N/T-N} = 0.20$ とし

表-3 南湖流入河川の流量-負荷量曲線

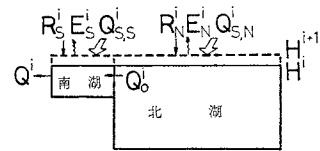
河川名	T-N	T-P	T-COD
天神	106 $Q^{1.21}$	11.0 $Q^{0.85}$	217 $Q^{0.77}$
御呂戸	$n=13$	$n=24$	$n=30$
雄琴	$r=0.92$	$r=0.84$	$r=0.71$
大正寺			
高橋・足洗	85.1 $Q^{0.88}$	9.03 $Q^{0.63}$	277 $Q^{0.88}$
大宮	$n=24$	$n=36$	$n=50$
藤ノ木	$r=0.72$	$r=0.61$	$r=0.85$
四ツ谷			
柳	225 $Q^{1.44}$	36.7 $Q^{1.00}$	995 $Q^{1.20}$
不動	$n=22$	$n=30$	$n=44$
熊野	$r=0.64$	$r=0.65$	$r=0.72$
百々			
吾妻			
常世	91.2 $Q^{0.30}$	※ 76.8 $Q^{0.21}$	377 $Q^{0.66}$
諸子	$n=57$	$n=69$	$n=94$
堂野	$r=0.64$	$r=0.13$	$r=0.61$
におの浜水路			
相模			
篠津	121 $Q^{0.78}$	15.6 $Q^{0.59}$	386 $Q^{0.64}$
盛越	$n=19$	$n=23$	$n=23$
兵田	$r=0.88$	$r=0.75$	$r=0.88$
法竜			
天神		10.6 $Q^{0.44}$	393 $Q^{0.87}$
守山	410 $Q^{1.82}$	$n=23$	$n=42$
境	$n=39$	$r=0.75$	$r=0.86$
葉山	$r=0.90$	54.3 $Q^{1.86}$	556 $Q^{1.82}$
伊佐々		$n=32$	$n=45$
草津		$r=0.78$	$r=0.96$
伯母			
北前	148 $Q^{0.84}$	17.7 $Q^{0.84}$	442 $Q^{0.91}$
十禅寺	$n=12$	$n=22$	$n=41$
狼	$r=0.98$	$r=0.92$	$r=0.89$

1. Q : 流量 (m^3/s), n : データ数, r : 相関係数
各式で負荷量 (kg/day) が表わされる。
2. ※ 相関係数が小さいので篠津, 盛越, 兵田の式を用いる。

た. また P については琵琶湖工事事務所資料を参考にして $Org-P/T-P=0.50$ とした. COD については海老瀬ら²⁹⁾の調査や感度解析の結果を参考にして, $P-COD/T-COD=0.50$ とした.

(5) 流量モデル

このサブモデルは北湖から南湖への流入流量, 南湖からの流出流量および琵琶湖の水位等を簡易に推定予測し, 北湖および南湖水質モデルの入力として常識的に妥当な範囲で水位, 流量の季節変化を与えるモデルである. まず, 図-4 のように琵琶湖全体の水収支をとり,



ここで, R : 降水量, E : 蒸発量, H : 水位,
 Q_S : 集水域からの流入流量,
 Q_0 : 北湖から南湖への流入流量,
 Q : 南湖からの流出流量
 である. 添字は, S : 南湖, N : 北湖, i : i 日を表わす.

図-4 琵琶湖の水収支

$i+1$ 日の水位 H^{i+1} を求めると,

$$H^{i+1} = (Q_{S,S}^i + Q_{S,N}^i + R_S^i + R_N^i - E_S^i - E_N^i - Q^i) / (A_S + A_N) + H^i$$

となる. ここで A は湖表面積である. この式で Q_S^i にはタンクモデルの計算結果が与えられ, また R^i, E^i にはそれぞれ降水量, 蒸発量が与えられるので, 未知の変数は Q^i と H^i とである. よって i 日のデータから Q^{i+1} が推定できれば, H^{i+1} の式と連立することにより, Q, H に初期値を与えるだけで順次 Q, H が求まる. Q^i から Q^{i+1} への変動は, 実際には水位, 降水予報等を考慮して南郷洗堰で人為操作が行われて決定されている. したがって, 本モデルでも水位を考慮して Q^{i+1} を決定する仮想的な人為操作モデルを考えることとした. その概要は以下のとおりである. H の単位は cm , Q の単位は m^3/s である.

- ① $H^i \geq 0$ のとき, 水位変動により Q^{i+1} を決定する.
 $H^{i+1} - H^i \geq 6$ のとき $Q^{i+1} = Q^i + 100$
 $6 > H^{i+1} - H^i \geq 3$ のとき $Q^{i+1} = Q^i + 50$
 $3 > H^{i+1} - H^i > -3$ のとき $Q^{i+1} = Q^i$
 $-3 \geq H^{i+1} - H^i > -6$ のとき $Q^{i+1} = Q^i - 50$
 $-6 \geq H^{i+1} - H^i$ のとき $Q^{i+1} = Q^i - 100$
- ② $H^i < 0$ のとき $Q^{i+1} = Q$ とする. ただし, $Q^i \geq 110$ のとき, $Q^{i+1} = 110$ とする.
- ③ ①, ② 計算後, H^{i+1} によって以下のように設定し直す.

$$H^{i+1} > 50 \text{ のとき } Q^{i+1} = Q^i + 200$$

$$50 \geq H^{i+1} \geq -50 \text{ のとき}$$

$$Q^{i+1} < 60 \text{ であれば } Q^{i+1} = 60$$

$$-50 > H^{i+1} \text{ のとき } Q^{i+1} = 60$$

次に北湖から南湖への流入流量は南湖での水収支をとることにより

$$Q_0^i = Q^i + (H^{i+1} - H^i) \cdot A_S - Q_{S,S}^i - R_S^i + E_S^i$$

で求まる.

なお, 南湖, 北湖の水位については建設省の実測によると彦根と鳥居川の測定点で 10 cm 程度の差があるが, 水位変動は南湖, 北湖とも類似しているため同一として取り扱った. また, 南, 北湖間の水の交換については密

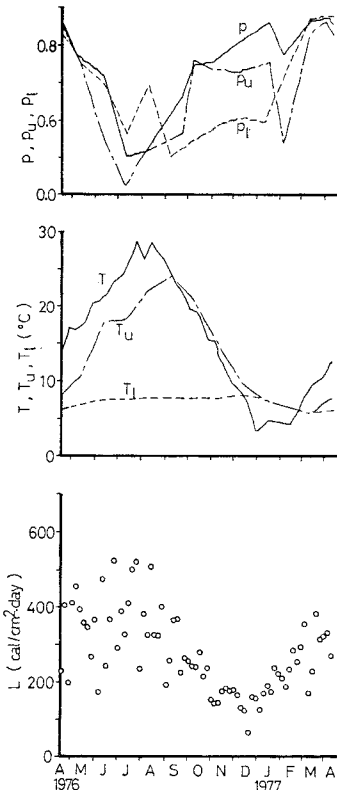
度流や静振を考慮しなかった。さらに、湖周辺での上水道、工業用水、農業用水による湖水の循環利用も配慮しなかった。南郷洗堰での人為操作についてはいっそうの明確化が必要である。

3. 水質予測モデルの検証

ここでは 1976 年 4 月から 1977 年 4 月までの 1 年間のデータを使って前章で設定した水質予測モデルの検証を行う。

(1) 検証に用いたデータ

水質予測モデルに与条件として与える変動データは水温、日射量、降水量および藻類群集中の珪藻の割合の 4 種のデータである。降水量以外のデータ（図-5 参照）は 5 日ごとに変化する離散的な量として与えるが、実測値が得られている 5 日間はその値を用い、実測値が得られていない 5 日間はその後の実測値から内挿（比例配分）して求めて与えた。降水量は日データとして与えた。なお、水温と珪藻の割合については急激な変動はな



P, P_u, P_l : 南湖, 北湖上層, 北湖下層の珪藻の割合
 T, T_u, T_l : 南湖, 北湖上層, 北湖下層の水温 (°C)
 L : 日射量 (cal/cm²·day)

図-5 検証に用いたデータ

く、年による相違も大きくないので、計測日時の違いによる影響は小さいものとみられる。

① 藻類群集中の珪藻の割合 南湖および北湖上層に与えたデータは京都市水道局による水質試験年報の 1976 年 4 月～1977 年 5 月のデータから計算して求めた。北湖下層に与えたデータは建設省琵琶湖工事事務所等による 1978 年 4 月～1979 年 3 月の資料から計算して求めた。いずれの資料も月 1 回の調査であるが、珪藻の割合は夏季に小さく冬季に大きいという傾向があり急激な変動は少ないと考えられるので、このデータを用いる。なお、珪藻、緑藻、藍藻等それぞれについてのクロロフィル a 含量に関して利用できるデータがないので、珪藻の割合は個体数から計算した。

② 水温 南湖については 1976 年 4 月～1977 年 4 月までの 14～22 地点の実測値（採水間隔 10～15 日）の平均値を用いた。北湖については文献¹⁷⁾にみられる資料から上層、下層それぞれについて計算して用いた。

③ 日射量 彦根地方気象台により毎日実測されている全天日射量の 5 日間平均値を用いた。資料は 1976 年 4 月 19 日～1977 年 4 月 18 日のものを用い、南湖、南湖とも同じデータを与えた。なお、本モデルは水質の時間変化まで求めようとするものではないので、日射量の時間変化については考慮しなかった。

④ 降水量 滋賀県気象月報の 1976 年 4 月 19 日～1977 年 4 月 18 日のデータを用いた。この期間の総降水量は南湖集水域で 2072 mm、北湖集水域で 2102 mm であり、平年 (1900 mm 程度) より少し多い程度である。

(2) サブモデルの計算結果

a) 流量、水位

降水量のデータをタンクモデル-流量モデル系の入力として与えることにより、北湖から南湖への流入流量、南湖からの流出流量、水位が算出される。シミュレーション結果を図-6 に示す。流量の細かな変動には対応できていないが、おおむね変動傾向は再現できた。年間総流出流量は計算値 56 億 m³ であり、実測 64 億 m³ の

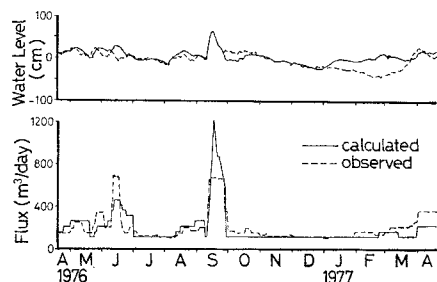


図-6 流量モデルシミュレーション結果

87.5% である。この誤差は水位が負の場合における流量操作のモデル化に原因があると考えられる。

b) 河川・地下水からの汚濁負荷

降水量のデータをタンクモデル-汚濁負荷量モデル系の入力として与えることにより、集水域からの汚濁負荷量が算出される。Inorg-N に関する計算結果を図-7に示す。12月から2月の冬季を除き南湖集水域と北湖集水域の季節変化は類似しており、降雨に対応して負荷量のピークが出現している。特に9月に大きなピークがみられる。冬季には南湖集水域では降水量が少なく負荷量も小さくなっているが、北湖集水域では日本海型気候の影響を受けて降水量が多く負荷量のピークがみられる。地下水による負荷量は河川の5~15%程度と計算された。また、年間総負荷量を、原単位法により算出される値とともに表-4に示す。汚濁負荷量モデルによる計算値に対する原単位法による計算値の比率は T-N で0.887~1.21, T-P で0.449~1.01, T-COD で1.25であり、同程度のオーダーを示している。

c) 降水による汚濁負荷

サブモデルとしてではなく数理生態モデル中の一項目として扱ってはいるが計算結果をここで示す(図-8参照)。総負荷量は南湖で N:99 t/year (河川, 地下水の11%), P:4 t/year (3%), 北湖で N:1158 t/year (24%), P:42 t/year (9%) であり、北湖の N を除き寄与

表-4 河川・地下水からの年間総負荷量

南湖集水域における計算値 (10 ³ kg/year)			
	T-N	T-P	T-COD
汚濁負荷量モデル A	9.33	1.34	18.2
原単位法 B	8.28 ~ 11.3	0.602 ~ 1.35	22.7
B/A	0.887 ~ 1.21	0.449 ~ 1.01	1.25

(注) 原単位法による値は、土木学会、建設省琵琶湖工事事務所、滋賀県生活環境部各機関の昭和50~52年度における試算値を参考にした。

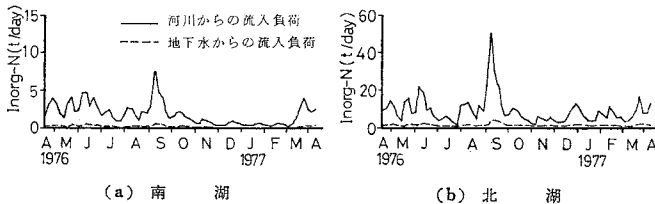


図-7 河川・地下水からの汚濁負荷量

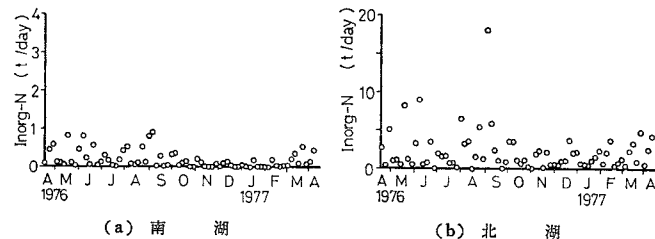


図-8 降水による汚濁負荷量

は小さいが無視し得ない。

(3) 水質予測モデルの検証

南湖および北湖水質モデルはそれぞれ8元および16元連立常微分方程式として解く必要がある。しかし、解析的に解くことは不可能であるので、初期値を与えて電子計算機による数値計算を実行し解を求める。数値計算は計算機組込みのHamming法により行う。この方法では計算の刻みは最初は指定された値が採用されるが、計算の過程でコントロールされ、一定の精度を保ちつつ解が求められていくので、安定した解が得られる。計算の刻みの初期値として0.1日を、また解の精度として1/1000を与えた。なお、計算には京都大学大型計算機を使用したことを付記する。

表-5に数理生態モデルにおける各種の反応速度定数、係数(パラメーター)の採用値を示す。この採用値は文献にみられる数値を参考にして感度解析を行い決定したものである。採用値および3.(1)で示したデータを使用して行った北湖上層水質および南湖水質のシミュレーション結果を図-9, 10に示す。

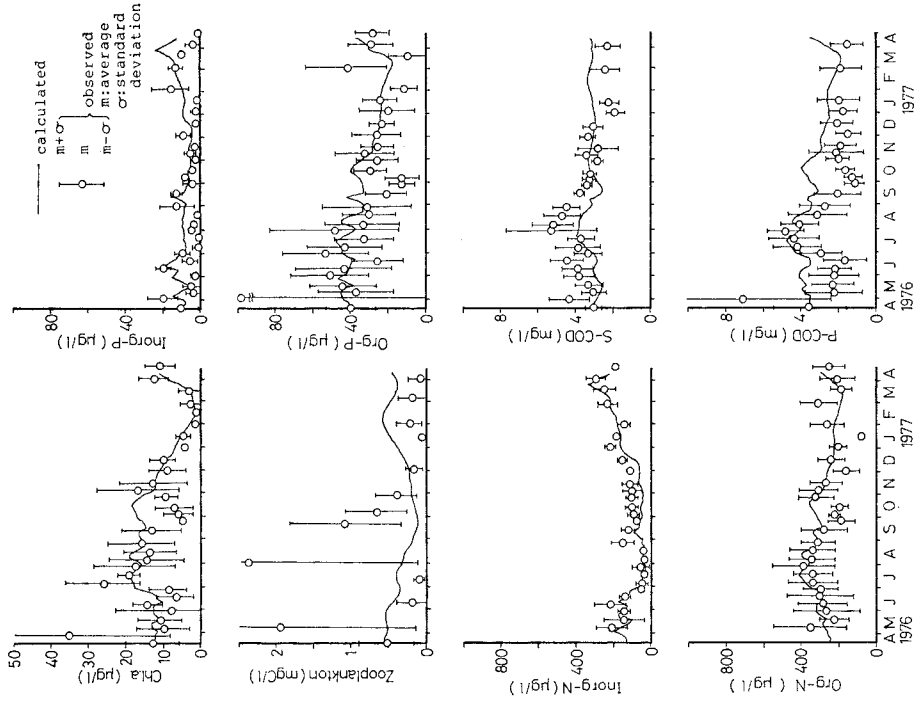
北湖水質のシミュレーションについては、検証用の実測値が琵琶湖大橋におけるものであり、北湖上層水質の代表値としては問題があること、オーダーが少々違っている項目があるがそれは集水域や底泥、降水からの汚濁負荷量の推測に問題があること、全体として変動が小さいがそれは北湖を上層、下層に二分しそれぞれを完全混合と仮定したためであること、などが指摘できる。しかし、北湖水質は南湖水質の概略的なベースを規定するものと考え、オーダーが実測値と同程度となることを現段階での目標とした。

次に、南湖水質のシミュレーションについて特徴点を列挙する。① 図-10中の実測値は月2~3回、南湖内

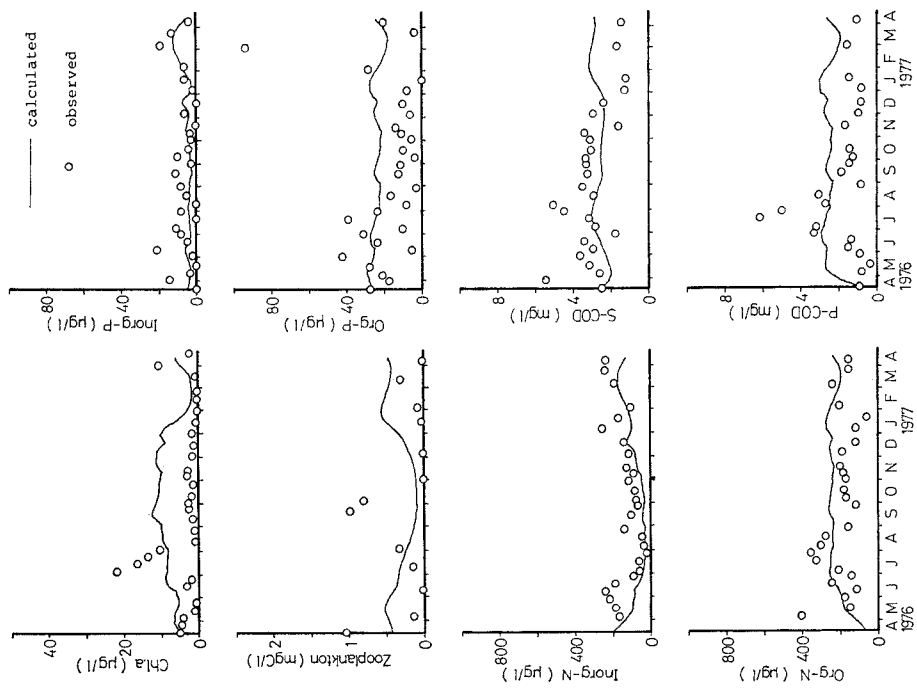
14~22地点における実測値の平均および標準偏差であるが、動物プランクトンについては京都市水道局により測定された個体数を炭素換算したものである。平均および標準偏差で評価するのは、平均値が必ずしも南湖水質の代表値を表わしているとは限らず水質の分布も念頭に入れておく必要性があるからであり、またモデルによる完全な再現は不可能であり、現段階でのシミュレーションの目標が季節変動の大略的の把握であるので、ある一定の範囲をもった水質値との比較、検討でよいとの判断からである。② 完全混合を仮定しているため変動が小さく、プランクトンの突発的なピークには対応できていないが、動物プランクト

表一5 反応速度定数，係数の値

記号(単位)	参考値および説明	参考値の範囲	採用値
μ_0 (day ⁻¹)	<i>Synedra</i> sp. 0.96 (20°C, 換算値) ⁹⁾ , <i>Nitzschia closterium</i> (海産) 1.75 ⁹⁾	0.96~1.75	0.45
μ_c (day ⁻¹)	緑藻 <i>Chlorella ellipsoidea</i> 2.64 (30°C, 換算値) ⁹⁾ , 1.2 ¹⁸⁾ , 3.14 ¹⁹⁾ <i>C. pyrenoidosa</i> 1.96 ⁹⁾ , 2.16 ⁹⁾ , 3.9 ⁹⁾ , 0.85 ¹⁸⁾ <i>C. vulgaris</i> 1.8 ⁹⁾ , 0.49 ¹⁸⁾ <i>Clamydomonas reinhardtii</i> 2.64 ⁹⁾ , <i>Euglena gracilis</i> 0.42 ¹⁸⁾ , 0.60 ¹⁸⁾ <i>Scenedesmus</i> sp. 2.4 (30°C, 換算値) ⁹⁾ <i>S. costulus</i> 0.47 ¹⁸⁾ <i>S. obliquus</i> 1.52 ⁹⁾ <i>S. quadricauda</i> 2.02 ⁹⁾ , 0.88 ¹⁸⁾ 藍藻 <i>Anabaena cylindrica</i> 0.72 (25°C, 30°C, 換算値) ⁹⁾ , 0.32 ¹⁸⁾ , 0.75 ¹⁸⁾ <i>A. variabilis</i> 0.7 ¹⁸⁾	0.32~3.9	0.80
k_1 (°C ⁻¹)	28.6°C で最大となるよう与えた.		0.035
k_2 (°C ⁻¹ ·day ⁻¹)	0.005±0.001 ⁹⁾ , 0.004~0.008 (呼吸-温度曲線からの換算値) ⁹⁾	0.004~0.008	0.005
k_3 (°C ⁻¹ ·day ⁻¹)	0.010±0.005 ⁹⁾ , 0.003 (換算値) ⁹⁾	0.003~0.015	0.003
k_L (cal/cm ² ·day)	100 (換算値) ⁹⁾ , 60~70 (換算値) ⁹⁾	60~100	86
k_{IN} (μg N/l)	1.0~100 ⁹⁾ , 25 ⁹⁾	1.0~100	25
k_{IP} (μg P/l)	T-P に対して 10 ⁹⁾		2
k_{PP} (μg chl. a/l)	60 ⁹⁾		60
a_s	0.63 ⁹⁾ , 0.40~0.85 ¹⁹⁾	0.40~0.85	0.65
c_0 (l/mg C·day)	0.10~4.4 (動物プランクトンの乾重: C=2:1 として換算) ⁹⁾ , 0.13 ⁹⁾	0.10~4.4	0.20
d (day ⁻¹)	木崎湖における沈降量 29~98 mg N/m ² ·day ²⁰⁾ と同程度の沈降が南湖でもあると考え、南湖水中の Org-N を 300 μg N/l, 平均水深を 4 m とすれば, $d=0.024\sim0.032$ (day ⁻¹) となる.	0.024~0.032	0.03
d_{IP} (day ⁻¹)			0.03
f_N, f_P, f_C, f_{SC} (day ⁻¹)	0.005~0.05 (換算値) ²¹⁾	0.005~0.05	$f_N=0.035$ $f_P=0.1$ $f_C=0.12$ $f_{SC}=0.03$
k_N, k_P, k_C, k_{SC} (°C ⁻¹)	温度が 10°C 上昇するごとに, 反応速度が 2~3 倍になる ²²⁾ とすれば, これらの係数の値は 0.0693~0.110 で与えられる.	0.0693~0.110	いずれも 0.0693
w_{IN} (mg N/m ² ·day)	10.3 (南湖の底泥を用いた実験による値) ²³⁾		10.3
w_{ON} (mg N/m ² ·day)	61 (南湖の底泥による実験値だが, まきあげの影響があると思われる) ²³⁾		0.0
w_{IP}, w_{OP} (mg P/m ² ·day)	T-P として 2.4 mg/m ² ·day (南湖の底泥による実験値) ²³⁾ , ほとんど Inorg-P の形で溶出していると考えられる.		$w_{IP}=2.4$ $w_{OP}=0.0$
w_{SC} (gCOD/m ² ·day)	0.410 (南湖の底泥による実験値) ²³⁾		0.10
r_{IN}, r_{ON}, r_{SC} (°C ⁻¹)	0.0367 (NH ₄ ⁺ -N) ²⁴⁾ , 0.0442~0.0496 (T-N, 換算値) ²⁵⁾	0.0367~0.0496	いずれも 0.0367
α (mg C/μg chl. a)	乾重: C:N:P=100:52.4:9.2:1.3 (バクテリア, 藻類: C ₁₀₈ H ₁₈₀ O ₄₅ N ₁₆ P ₁ から換算) ²⁶⁾ C:N:P=42:7:1 (植物プランクトン) ⁸⁾		$\alpha=0.05$
β_P (μg N/μg chl. a)	乾重: C:N:PO ₄ ³⁻ =100:30~50:6~10:1~2 (植物プランクトン) ¹⁹⁾		$\beta_P=10$
β_Z (μg N/mg C)	乾重: C:N:P=100:44.8:4.03:1.88 (<i>Euglena gracilis</i>) ²⁷⁾		$\beta_Z=200$
r_P (μg P/μg chl. a)	乾重: C:N:P=100:49.1:2.91:1.28 (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>) ²⁷⁾		$r_P=1.3$
r_Z (μg P/mg C)	乾重: N:Chl. a=100:5.1:2.1 (<i>Scenedesmus obliquus</i>) ²⁷⁾		$r_Z=26$
δ_P (mg COD/μg chl. a)	乾重: C:N:P:Chl. a=100:50:10:1.3:1 (植物プランクトン, 動物プランクトンも同様) ²⁸⁾		$\delta_P=0.148$
δ_Z (mg COD/mg C)	プランクトン体の COD 換算は, 藻類が完全酸化されるとき式として, 次式を与える, 炭素 1g 当たり 2.96 g O ₂ となる $C_{108}H_{180}O_{45}N_{16}P_1 + 118 O_2 \rightarrow 106 CO_2 + 65 H_2O + 16 NH_3 + H_3PO_4$		$\delta_Z=2.96$
$\zeta_N, \zeta_P, \zeta_C$			いずれも 1.0
$\eta_N, \eta_P, \eta_C, \eta_I$			$\eta_N=0.6$ $\eta_P=0.6$ $\eta_C=0.0$ $\eta_I=0.6$
$\theta_N, \theta_P, \theta_C, \theta_I$			$\theta_N=0.6$ $\theta_P=0.6$ $\theta_C=0.0$ $\theta_I=0.6$



図—10 南湖水質シミュレーション結果



図—9 北湖上層水質シミュレーション結果

ンを除きオーダーはほぼ合っており季節的な変動傾向もおおむね表示できた。③ 集水域からの負荷の影響も完全混合のため不明瞭であるが、9月をはじめ負荷の大きなピークに対応した湖水質のピークがみられる。④ 季節変化が最も明瞭なのは Inorg-N であるが、その変動傾向をよく表示できた。集水域からの負荷は春夏に大きく冬季に小さいが、湖水質ではその逆の傾向を示している。これは一次生産の季節による変化のためである。⑤ 動物プランクトンについては調査機関により差があるばかりでなく、炭素量換算の誤差など実測値自体の問題もある。

4. おわりに

本研究では琵琶湖南湖を例に、富栄養化水域における水質の時間変化を評価するための水質予測モデルの設定と検証を試みた。モデルは数理生態モデルからなる北湖および南湖水質モデルを中心に、河川、地下水流量を推測するタンクモデル、その汚濁負荷量を推測する汚濁負荷量モデル、琵琶湖の水位、流出流量等を推測する流量モデルの5つのサブモデルから構成され、おのおののモデルについて数式設定を行った。モデルの検証を、1976年4月から翌年4月までの1年間のデータについて実施した結果、南湖水質のオーダー、季節変動はおおむね表示し得ることを示した。

最後に、調査に便宜を図っていただくとともに資料を提供していただいた建設省近畿地方建設局琵琶湖工事事務所ならびに京都市水道局の関係者の方々、調査等でもろもろの指導、援助をいただいた海老瀬潜一、河村正純、築谷尚嗣、荒井均の4氏に、深甚なる謝意を表す。

参考文献

- 1) 環境庁水質保全局水質管理課：富栄養化防止のためのOECD「浅水湖および貯水池」プロジェクト最終報告(Ⅰ)～(Ⅵ)、公害と対策、Vol. 16, No. 5, No. 7～8, No. 10～12, pp. 465～472, pp. 682～691, pp. 731～741, pp. 974～983, pp. 1078～1085, pp. 1160～1167, 1980年5, 7, 8, 10～12月。
- 2) 公害対策技術同友会：国際シンポジウム「湖沼の富栄養化問題」特集、公害と対策、Vol. 16, No. 12, pp. 1135～1159, 1980年12月。
- 3) DiToro, D.M., D.J. O'Connor and R.V. Thomann: A dynamic model of the phytoplankton population in the Sacramento-San Joaquin delta, *Advances in Chemistry Series*, No. 106, pp. 131～180, 1971.
- 4) 宗宮 功・海老瀬潜一・奥川光治：Eutrophication simulation in the southern basin of Lake Biwa, 環境衛生工学研究論文集第1巻, pp. 19～30, 1979.
- 5) 宗宮 功・奥川光治：琵琶湖南湖の富栄養化のシミュレーション解析, 琵琶湖総合開発に係る影響調査と対策に関する調査—南湖の富栄養化—, 京都大学工学部衛生工学教室水質工学研究室, pp. 67～120, 1980.
- 6) 宗宮 功・奥川光治：琵琶湖の富栄養化のシミュレーション解析, 同上(その2), pp. 111～196, 1981.
- 7) 奥川光治・宗宮 功：琵琶湖南湖の水質変化特性の研究(その6)—富栄養化シミュレーションにおける河川負荷量の推定—, 土木学会第35回年次学術講演会講演概要集第2部, pp. 752～753, 1980.
- 8) 有賀祐勝：水界植物群落の物質生産Ⅱ, 生態学講座8, 共立出版, 1973.
- 9) 京都大学工学部衛生工学科水質工学研究室：琵琶湖の有機性汚濁解析, 1979.
- 10) 菅原正己：琵琶湖流域の流出解析について, 水利科学, No. 89, pp. 1～41, 1973年2月。
- 11) 海老瀬潜一・宗宮 功・平野良雄：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, Vol. 21, No. 12, pp. 46～56, 1979年12月。
- 12) 奥川光治・能登勇二・安田正志：農村域小河川における汚濁負荷量の流出解析, 第18回衛生工学研究討論会講演論文集, pp. 271～276, 1982.
- 13) 土木学会：琵琶湖の将来水質に関する調査報告書昭和46年度, 1977.
- 14) 土木学会：同上 昭和47年度, 1978.
- 15) 滋賀県：環境白書, 1975.
- 16) 永島鉄雄：中ノ井流域における汚濁物質の流達の実状と対策について, 京都大学修士論文, 1977.
- 17) 滋賀大学湖沼研究所：びわ湖Ⅰ自然をさぐる, 三共出版, 1974.
- 18) 吉田陽一：自然水域における植物プランクトンの増殖率, 微生物の生態3, 東大出版, pp. 41～55, 1976.
- 19) 宝月欣二：水界生態系, 生態学講座3, 共立出版, 1974.
- 20) 小山忠四郎：湖沼における浄化作用(Ⅰ), 用水と廃水, Vol. 18, No. 3, pp. 12～20, 1976年3月。
- 21) 水野寿彦：池沼の生態学, 築地書館, 1971.
- 22) Eckenfelder, W.W. Jr and D.J. O'Connor (岩井重久訳)：廃水の生物学的処理, コロナ社, 1965.
- 23) 田中俊博：水質に及ぼす底泥の影響に関する基礎的研究, 京都大学修士論文, 1975.
- 24) 宮内 潔・末石富太郎・盛岡 通：底泥からの栄養塩類溶出に関する二, 三の考察, 土木学会第32回年次学術講演会講演概要集第2部, pp. 640～641, 1977.
- 25) 河合泰治・浮田正夫・中西 弘：底泥からの窒素, リンの溶出機構について, 同上, pp. 642～643, 1977.
- 26) 津田松苗：水質汚濁の生態学, 公害対策技術同友会, 1972.
- 27) 津田松苗：汚水生物学, 北隆館, 1964.
- 28) 酒井 彰：酸化池における生物量と水質変化, 京都大学修士論文, 1976.
- 29) 海老瀬潜一・宗宮 功・大楽尚史：市街地河川流達負荷量変化と河床付着性生物群(Ⅰ), (Ⅱ), 用水と廃水, Vol. 20, No. 12, pp. 17～29, 1978年12月。Vol. 21, No. 2, pp. 45～53, 1979年2月。

(1982.12.10・受付)