

(15) 湖沼生態系モデルによる富栄養化防止対策の評価

ASSESSMENT OF EUTROPHICATION CONTROL PROGRAMS
USING AN ECOLOGICAL MODEL FOR A DIMICTIC LAKE

細 見 正 明*, 岡 田 光 正**, 須 藤 隆 一*
Masaaki HOSOMI*, Mitsumasa OKADA**, Ryuichi SUDO*

ABSTRACT; An ecological model of Lake Yunoko, a dimictic lake, was developed to obtain quantitative information on the nutrient cycle in Lake Yunoko, particularly the sediment-water interactions and to assess various programs for eutrophication control. A multi-component dynamic model for nutrients in the bottom sediment-water system was incorporated into the model, one dimensional water temperature-water quality-ecological model. Good agreement between the model calculations and observed nutrients, chlorophyll-a, and dissolved oxygen concentrations in the water and nutrients concentrations in the bottom sediment was noted. The agreement between the model calculations and the measured nutrient flux from bottom sediment during the summer stagnation period was good. The effectiveness of eutrophication control programs on chlorophyll-a concentration in the surface water and dissolved oxygen concentration in the bottom water was assessed using the calibrated model. Sediment dredging decreased nutrient flux from bottom sediment. As a result, chlorophyll-a concentrations in the surface water at autumn circulation period decreased in comparison with those of the control simulation. However, sediment dredging had not an effect on the depression of nutrient release flux after 4 years as compared with the control simulation. The depletion of dissolved oxygen in the bottom water during the summer stagnation period was scarcely restored by dredging only. Artificial circulation increased dissolved oxygen in the bottom water more than 5.2 mg l^{-1} throughout the year, whereas chlorophyll-a concentration in the surface water scarcely decreased compared with the control simulation. In the case of 50 percent reduction of external phosphorus loading from the wastewater treatment facility, the annual average chlorophyll-a concentration in the surface water decreased to 79 percent of that of the control simulation for the 4th year.

KEYWORDS; Ecological model, One-dimensional model, Sediment model, Nutrients, Dissolved oxygen, Eutrophication control, Dimictic lake, Lake Yunoko

1 はじめに

我が国の湖沼は、環境基準達成率でみるかぎり、河川域68%、海域80%に比べ、41%と低く、富栄養化による水質汚濁が進行している¹。湖沼や貯水池は、飲料用水源として重要であること、また地域特性が大きく異なっているため、とり得る対策も一律ではなく地域特性を考慮してきめ細かな対策を行う必要があること等から、湖沼水質保全特別措置法が1983年に制定された。その中で、水質保全に資する事業（下水道の

* 国立公害研究所 The National Institute for Environmental Studies,

** 東京農工大学 Tokyo University of Agriculture and Technology

整備、浚渫などの水質改善対策)を計画し、実施することがうたわれている。しかしながら、水質改善対策は、莫大な費用と時間を要する。したがって、種々の対策による水質改善効果を事前に評価検討し、効果的な対策を選定しなければならない。このためには、水域における物質循環機構を定量的に把握しておく必要のあることは言うまでもない。

こうした手法として、水界生態系の数理モデルがよく使用されている。湖沼の富栄養化は、外部からの栄養塩負荷のみならず、底泥からの栄養塩溶出による内部負荷の影響も大きいとされている²。しかしながら、従来の水界生態系モデルでは、底泥の効果は定数か外部関数として与えられる場合が多く、底泥モデルが組み込まれていない³⁻⁷。すなわち、底泥モデルが組み込まれていないと、湖沼生態系に対する外乱(特に底泥に影響するような浚渫等)に対し、底泥の変化やそれに伴う水質の変化を厳密に予測することができない。

また、水界生態系モデルの多くは、1ボックスモデル(水平方向にいくつかのボックスが連結される場合も含む)として水深の浅い湖沼に適用されてきた^{3-5,8}。水温成層が形成され、かつ富栄養化が進行した湖沼には、ほとんど鉛直方向に生産層および分解層(あるいは表水層および深水層)からなる2ボックスモデルの水界生態系モデルが適用されてきた⁹。しかし、ボックス間の混合特性やクロロフィルaの最大値がみられる変水層の扱い方に問題が残る。また、分解層では化学成層が発達し、鉛直方向に均一とみなせない場合が多い。さらには、貯水池の水質改善対策として曝気による水質改善が実施されつつある¹⁰⁻¹²。この対策効果を評価するためには、水-底泥間における栄養塩の移動ならびに水温成層している水塊中の栄養塩の移動を考慮する必要がある。

本研究では、水温成層が形成される貯水池や湖沼における物質循環機構を明らかにするとともに、外部負荷削減対策だけでなく、曝気や底泥浚渫の湖内対策による水質改善効果を評価することを目的として、窒素、リンの底泥サブモデルを組み込んだ鉛直次元の水温-水界生態系ボックスモデルを作成し、これを複循環湖である湯ノ湖に適用した。

2 対象湖沼

湯ノ湖は、日光国立公園にあり、温泉地として、またマス釣などでも有名である。湯ノ湖の概要をFig.1に示す。調査地点は、湖心のSt.1(水深12m)である。湯ノ湖は、平均水深が7.4 m、表面積が0.35 km²、滞留時間が約40日で、春期和秋期に循環する複循環湖である。主な流入源は、湯元終末処理場排水、大ドブ、地下水であり、流出口は、湯滝の1箇所である。湯ノ湖は、山地湖沼であるにもかかわらず、旅館排水の流入により富栄養化が著しく進行している。栃木県をはじめ、多くの研究者により湯ノ湖の富栄養化とその防止に関する研究が行われてきた。その結果、表水層のクロロフィルa濃度は20 $\mu\text{g l}^{-1}$ をしばしば越え、また表水層中の全窒素、全リン濃度は、それぞれ0.2~0.8 mgN l^{-1} 、0.02~0.10 mgP l^{-1} の範囲にあり、さらに底泥中には多量の有機物(I.L. 18~21%, 1.6~2.7 mgP g^{-1} 、6~7 mgN g^{-1})や硫化物が蓄積していることが示された¹³⁻¹⁵。

すでに、湯ノ湖では、終末処理場における排水のリン除去試験や湖沼底泥の一部の浚渫試験¹⁴、有リン洗剤の使用禁止¹⁶、湖水の曝気試験¹⁷など種々の水質改善対策が検討されてきた。また、現在全面的な底泥の浚渫計画について検討されつつある。

以上のような、湯ノ湖において、水質保全計画を策定し、水質保全に資する事業を実施するためだけでなく、従来からの水質や底泥データの総合化をはかり、物質循環機構を定量化するために

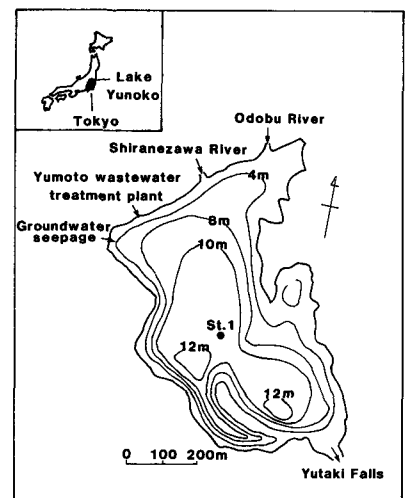


Fig. 1 Lake Yunoko

も、水界生態系モデルの作成が必要であると考えられる。

3 モデルの構造

本研究で提案するモデルは、水温モデルと結合した生態系モデルである。これは、深い貯水池の一次元水温モデルである WRE モデル¹⁸ や MIT モデル¹⁹、さらには電中研モデル²⁰を拡張したモデルといえる。すなわち、鉛直一次元水温－水質－生態系モデルと呼ぶことができる。このようなモデルは、すでに Chen & Orlob²¹ によって提案されており、米国工兵隊の水工学センターのプログラムパッケージ²²にも入っている。今回提案するモデルには、このようなモデルに、底泥中の栄養塩濃度を予測したり、水－底泥間における栄養塩交換速度を予測するための底泥サブモデルが組み込まれている。

湯ノ湖は冬期に結氷するが、WRE モデル、MIT モデル、電中研モデルでは結氷・融氷する現象をシミュレートできない。そこで、本研究で提示する水温モデルでは、以下のような熱保存方程式と連続式とを基本式とする MIT モデルに、Greene²³ が提案した Energy Balance モデルを組み込み、結氷現象もシミュレート可能にした。

$$\begin{aligned} \frac{\partial T_y}{\partial t} = & \frac{(\alpha + D)}{A_y} \frac{\partial}{\partial y} \left(A_y \frac{\partial T_y}{\partial y} \right) - \frac{1}{\rho c A_y} \frac{\partial}{\partial y} (A_y \phi_y) - \frac{1}{A_y} \frac{\partial}{\partial y} (v_y A_y T_y) \\ & + \frac{1}{A_y} (u_{1y} B_y T_1' - u_{0y} B_y T_y) \\ v_y = & \frac{1}{A_y} \int_0^y (u_{1y} - u_{0y}) B_y dy \end{aligned}$$

ここに、 T_y ：標高 Y における水温、 u_{1y} ：標高 Y における流入水の水平方向流速、 v_y ：標高 Y における鉛直方向流速、 T_1' ：標高 Y における流入水温、 A_y ：標高 Y における貯水池平面積、 B_y ：標高 Y における貯水池平均幅、 ϕ_y ：標高 Y に達する輻射熱、 α ：分子拡散係数、 D ：渦動拡散係数、 ρ ：水の密度、 c ：水の比熱、 t ：時間

具体的には、平常時には MIT モデルを用いて水温分布を計算するが、表層水温が 0°C で、さらに水から大気への熱放出が続き、厚さ Δz (ここでは、10cm とした) の水の凝固熱分が放出された場合は、氷が形成するとして、次の要領で Energy Balance モデルと結合させた。まず、1) 氷の表層温度を氷表面での熱収支から求める。2) 氷内温度分布と水から氷への熱移動量を求める。3) 水の表層での熱収支は、氷内部で減衰しながら到達する日射量と水から氷への熱移動量だけとし、表層以深の水温分布を求める。

次に、水界生態系モデルで取上げた水界生態系における各コンポーネント間の関係を Fig. 2 に示す。状態変数は、利用可能な窒素・リン濃度、利用不可能な窒素・リン濃度、クロロフィル a 濃度で表現した植物プランクトン、動物プランクトン、溶存酸素 (DO) 濃度である。利用可能な栄養塩は、溶存態無機窒素、溶存態無機リンからなる。また利用不可能な栄養塩は、懸濁態窒素、リン (湯ノ湖では、溶存態有機窒素、溶存態有機リンが比較的少ないため) からなる。

湯ノ湖における植物プランクトンの優占種は、*As-terionella formosa*, *Synedra acus*, *Fragilaria*

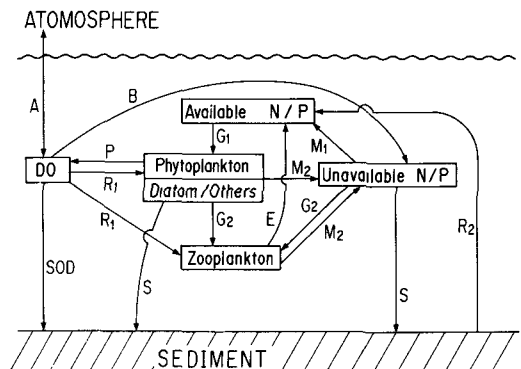


Fig. 2 A schematic diagram of the structure of the ecological model proposed in this study

A : aeration, B : bacterial decomposition, E : excretion
G₁ : growth, G₂ : grazing, M₁ : mineralization
M₂ : mortality, P : photosynthesis, R₁ : respiration
R₂ : release, S : sinking, SOD : sediment oxygen demand

crotonensis などのケイ藻類や *Uroglena americana*, *Cryptomonas* sp. などの鞭毛藻類である¹⁵。大型のケイ藻類の沈降速度は、鞭毛藻類よりもはるかに大きい^{24,25}。しかも大型のケイ藻類は、動物プランクトンの優占種である *Keratella cochlearis*, *Bosmina longirostris* によって容易に捕食されないと考えられる。そこで、本モデルでは、植物プランクトンをケイ藻類と主に鞭毛藻類からなる他の藻類の2種類に分類した。

Fig. 3 は、底泥サブモデルのスキームを示している。このサブモデルの基本的な概念は、Hosomiら²⁶や細見・須藤²⁷と同様であり、底泥中のリン、窒素化合物の変化過程や沈殿過程が含まれている。前者は、①生物学的な分解や脱着による懸濁態から溶解態への可溶化、②底泥中の利用可能なリンの底泥粒子への吸着、の各過程を含んでいる。また、後者は①利用不可能な栄養塩や植物プランクトンの底泥表面への沈殿、②底泥粒子の沈殿・堆積に伴う懸濁態栄養塩の沈殿、③溶解態栄養塩の濃度勾配による拡散移動を含む。

本モデルは、湯ノ湖を深さ方向に1 m毎に切断した12層ボックスモデルと2つの底泥サブモデルからなる。底泥サブモデルは、沿岸帯底泥（0～4 m水深）を示すサブモデルAと深底帯底泥（5～12 m水深）を示すサブモデルBの2種類である。各サブモデルは1 cmごとに切断した20層モデルである。

4 モデルの導出ならびに計算

水界生態系モデルの計算フローをFig.4に示す。水界生態系モデルは、まず水温モデルの結果を生態系モデルの入力（水温、連行に伴う鉛直移流量、拡散に伴う鉛直拡散量、各ボックスの流入流出量）とし、Fig.2に示したような各変化過程を計算するようになっている。

Table 1に湯ノ湖の水温予測計算の計算条件ならびにパラメータを示す。この中で、各流入水の連行係数は文献値の範囲内で水温の実測値に合うように決定した。また渦動拡散係数は、水温の鉛直分布の経時変化から評価した範囲内¹⁵で、停滞期と循環期とに分けて水温の実測値に合うように設定した。

生態学的変化過程や水-底泥間の移動過程を示す微分方程式をFig.2に基づいて作成した（Table 2）。ここで、 $J_{1,1} \sim J_{8,1}$, $D_{1,1} \sim D_{8,1}$, $REN_{1,1} \sim REN_{8,1}$, $OUT_{1,1} \sim OUT_{8,1}$ は、それぞれ第1層における各状態変数の鉛直移流量、鉛直拡散量、連行負荷量、流出量を示し、水温モデルによって求められた値である。

Table 3に水界生態系モデルのパラメータの一覧を示す。湯ノ湖の水質調査データや底泥を用いた実験データからモデルのパラメータ評価や初期値に用いた¹⁵。ただし、Table 3において、パラメータが範囲で示してあるのは、リン/クロロフィルa比、植物プランクトンや利用不可能な窒素やリンの沈降速度、間隙率で、これらの数値はそれぞれ測定値の範囲を示している。モデルの計算時には、リン/クロロフィルa比の場合、各年毎に測定した値をパラメータとして用いた。沈降速度の場合は、各季節毎に表水層および深水層で測定した平均値をパラメータとした。間隙率は、各底泥深さ毎の測定値を底泥第1層における間隙率に対

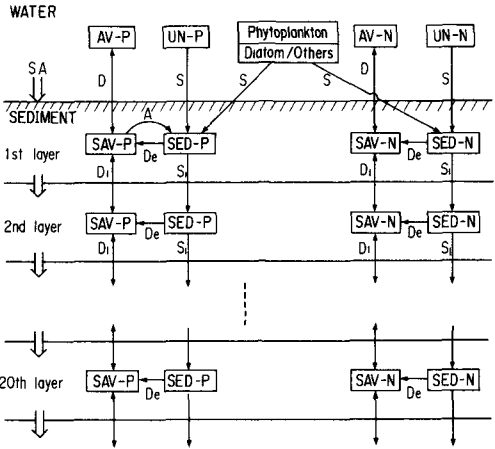


Fig. 3 A schematic diagram of the structure of the sediment submodel proposed in this study

SA : sediment accumulation and compaction
 AV-P : available phosphorus, AV-N : available nitrogen,
 UV-P : unavailable phosphorus,
 UV-N : unavailable nitrogen,
 SAV-P : dissolved phosphorus in pore water,
 SAV-N : dissolved nitrogen in pore water,
 SED-P : particulate phosphorus in sediment,
 SED-N : particulate nitrogen in sediment, D_1 : diffusion,
 S_1 : sedimentation, De : decomposition, A : adsorption,
 S : sedimentation from water,
 D : diffusion between sediment and water

応させた。また十分なデータが得られない場合は、文献値を参考にした^{3,4,6,8,28,29}。表中の文献値とあるのは、文献値の範囲でキャリブレーションを行い、パラメータを決定した。

連立微分方程式の数値解法は、ルンゲクッタギル法によった。計算期間は1979年5月1日より1982年12月1日までである。また外部関数としては、気象データ（湯ノ湖の近くにある日光測候所）や流入水の水温、水質の値である（ただし、測定値を直線補間して日データとした）。

5 モデルの検証

水温モデルの出力結果の一例をFig. 5に示す。計算値と実測値とがよく一致している。なお、ここでは示していないが、この水温モデルは結氷や融氷現象をよく表現していた。

Fig. 6, 7, 8は、生態系モデルの出力結果の一例である。いずれの項目についても、計算値はおおむね実測値と一致している。しかしながら、クロロフィルaの実測値は、夏期停滞期には非常に短期間（一週間程

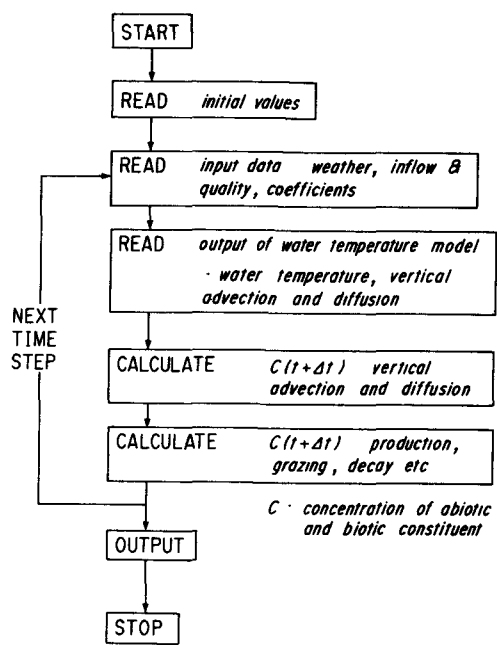


Fig. 4 A flow diagram for the ecological model

Table 1 Input data and parameters for calculation of water temperature model in Lake Yunoko

Calculation period	May 1, 1979 - Dec. 31, 1982
Meteorological data	Nikko Meteorological Station
Initial values	Measurements
Volume of inflows	Measurements (every day data obtained by interpolation)
Water temperature of inflows	Measurements (every day data obtained by interpolation)
Densimetric Froude number	0.25
Molecular diffusion coefficient	0.00000014 cm ² /s
Eddy diffusion coefficient	0.0000005 (summer) - 0.0001 (except for summer) cm ² /s
Mixing ratio due to entrainment	0.5 (for Odobu and Wastewater effluent) 1.0 (for Groundwater)
Fraction of solar radiation absorbed at the water surface	0.5
Radiation extinction coefficient	0.4 m ⁻¹
Shortwave radiation extinction coefficient	0.02 m ⁻¹ (in ice layer)
von Karman constant	0.41 (in ice layer)
Aerodynamic roughness length	0.07 (in ice layer)

度)にかなり変動するが、計算値はこうした激しい変動をシミュレートすることはできなかった。沈殿物捕集容器を用いて得られたクロロフィルaの沈降速度は、一週間程度で激しく変動した¹⁵。このモデルでは、これらの平均的な値を採用したため、この平均化の操作による誤差が実測値と計算値との差異を生じさせたと考えられる。今後、植物プランクトンやデトリタスなどの沈降速度に関する調査研究が望まれよう。

Table 2 The differential equations and adjunct equations to define the model

1	System equations	water
(1)	$dAP_1/dt = L_1/H \cdot A_1 - (\mu_p \cdot PHD_1 + \mu_o \cdot PHO_1) \cdot C1 + KP_1 + AS2 \cdot (FILD \cdot PHD_1 \cdot C1 + FILO \cdot PHO_1 \cdot C1 + \min(UP_1, UN_1) \cdot C1/C2) \cdot ZO_1 + (J1_1 + D1_1 + OUT1_1 + REN1_1 + RELP_1) / (H \cdot A_1)$	
(2)	$dAN_1/dt = L_2/H \cdot A_1 - (\mu_p \cdot PHD_1 + \mu_o \cdot PHO_1) \cdot C2 + KN_1 + AS2 \cdot (FILD \cdot PHD_1 \cdot C2 + FILO \cdot PHO_1 \cdot C2 + \min(UP_1, C2/C1, UN_1) \cdot FILO) \cdot ZO_1 + (J2_1 + D2_1 + OUT2_1 + REN2_1 + RELN_1) / (H \cdot A_1)$	
(3)	$dPHD_1/dt = (\mu_p - M_p) \cdot PHD_1 - FILD \cdot ZO_1 \cdot PHD_1 + SETD \cdot A_1 \cdot (PHD_{1-1} - PHD_1) + (J3_1 + D3_1 + OUT3_1 + REN3_1) / (H \cdot A_1)$	
(4)	$dPHO_1/dt = (\mu_o - M_o) \cdot PHO_1 - FILO \cdot ZO_1 \cdot PHO_1 + SETO \cdot A_1 \cdot (PHO_{1-1} - PHO_1) + (J4_1 + D4_1 + OUT4_1 + REN4_1) / (H \cdot A_1)$	
(5)	$dZO_1/dt = (AS1 \cdot FILD \cdot PHD_1 \cdot CO + AS1 \cdot FILO \cdot PHO_1 \cdot CO + \min(UP_1, UN_1) \cdot C1/C2) \cdot AS1 \cdot FILO \cdot CO / (C1 - MZ) \cdot ZO_1 + (J5_1 + D5_1 + OUT5_1 + REN5_1) / (H \cdot A_1)$	
(6)	$dUP_1/dt = L_6/H \cdot A_1 + STEP \cdot A_1 \cdot (UP_{1-1} - UP_1) + C1 \cdot (M_p \cdot PHD_1 + M_o \cdot PHO_1) + C1/C0 \cdot M_Z \cdot ZO_1 - KP_1 + (1 - AS1 - AS2) \cdot (FILD \cdot PHD_1 \cdot C1 + FILO \cdot PHO_1 \cdot C1) \cdot ZO_1 - (AS1 + AS2) \cdot FILO \cdot \min(UP_1, UN_1, C1/C2) \cdot ZO_1 + (J6_1 + D6_1 + OUT6_1 + REN6_1) / (H \cdot A_1)$	
(7)	$dUN_1/dt = L_7/H \cdot A_1 + SETN \cdot A_1 \cdot (UN_{1-1} - UN_1) + C2 \cdot (M_p \cdot PHD_1 + M_o \cdot PHO_1) + C2/C0 \cdot M_Z \cdot ZO_1 - KN_1 + (1 - AS1 - AS2) \cdot (FILD \cdot PHD_1 \cdot C2 + FILO \cdot PHO_1 \cdot C2) \cdot ZO_1 - (AS1 + AS2) \cdot FILO \cdot \min(UP_1, C2/C1, UN_1) \cdot ZO_1 + (J7_1 + D7_1 + OUT7_1 + REN7_1) / (H \cdot A_1)$	
(8)	$dDO_1/dt = L_8/H \cdot A_1 + DOEXC + (\mu_p \cdot PHD_1 + \mu_o \cdot PHO_1 - KR_1 \cdot (PHD_1 + PHO_1)) \cdot C3 - KP_1 \cdot C3/C1 - SEDO/H + (J8_1 + D8_1 + OUT8_1 + REN8_1) / (H \cdot A_1)$	
2.	Adjunct equations	water
(1)	$\mu_p = \text{MAX } \mu_p \cdot (T_1/TO) \cdot \exp(1 - T_1/TO) \cdot (I_1/LO) \cdot (1 - I_1/LO) \cdot AP_1 / (KMP + AP_1) \cdot AN_1 / (KMN + AN_1)$	
(2)	$\mu_o = \text{MAX } \mu_o \cdot (T_1/TO) \cdot \exp(1 - T_1/TO) \cdot (I_1/LO) \cdot (1 - I_1/LO) \cdot AP_1 / (KMP + AP_1) \cdot AN_1 / (KMN + AN_1)$	
(3)	$I_1 = I_o \cdot \exp(-(EXTC \cdot (PHD_1 + PHO_1) + EXTW)) \cdot H \cdot 1)$	
(4)	$KP_1 = K_p \cdot \theta_p^{T1-20} \cdot UP_1$	
(5)	$KN_1 = K_N \cdot \theta_N^{T1-20} \cdot UN_1$	
(6)	$KR_1 = RES \cdot \theta_R^{T1-20}$	
(7)	$DOEXC = KEXC \cdot (DOS - DO_1) \quad \text{for } 1 = 1$	
	$DOEXC = 0 \quad \text{for } 2 \leq 1 \leq 12$	
3	System equations	sediment
(1)	$Z \cdot \Phi_1 \cdot dSAP_1/dt = FSS \cdot \Phi_1 \cdot APOW / ((1 - \Phi_1) - SAP_1 \cdot \Phi_1 \cdot S_1 - ABS \cdot SAP_1 \cdot Z \cdot \Phi_1 - D_1 \cdot (1 + \Phi_1) \cdot (SAP_1 - APOW) / Z + D_2 \cdot (\Phi_1 + \Phi_2) \cdot (SAP_2 - SAP_1) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot Z \cdot GP_1) \quad \text{for } 1 = 1$	
(2)	$Z \cdot \Phi_1 \cdot dSAP_1/dt = SAP_{1-1} \cdot \Phi_{1-1} \cdot S_{1-1} - SAP_1 \cdot \Phi_1 \cdot S_1 - D_1 \cdot (\Phi_{1-1} + \Phi_1) \cdot (SAP_1 - SAP_{1-1}) / (2 \cdot Z) + D_{1+1} \cdot (\Phi_1 + \Phi_{1+1}) \cdot (SAP_{1+1} - SAP_1) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot Z \cdot GP_1 \quad \text{for } 2 \leq 1 \leq 12$	
(3)	$Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot dSUP_1/dt = FSS \cdot \Phi_1 \cdot UPOW / ((1 - \Phi_1) + SETLP - \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot SUP_1 \cdot S_1 - GP_1 \cdot Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1) + ABS \cdot SAP_1 \cdot \Phi_1 \cdot Z) \quad \text{for } 1 = 1$	
(4)	$Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot dSUP_1/dt = \rho \cdot (1 - \Phi_{1-1}) \cdot SUP_{1-1} \cdot S_{1-1} - \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot SUP_1 \cdot S_1 - GP_1 \cdot Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1) \quad \text{for } 2 \leq 1 \leq 12$	
(5)	$Z \cdot \Phi_1 \cdot dSAN_1/dt = FSS \cdot \Phi_1 \cdot ANOW / ((1 - \Phi_1) - SAN_1 \cdot \Phi_1 \cdot S_1 - D_1 \cdot (1 + \Phi_1) \cdot (SAN_1 - ANOW) / Z + D_2 \cdot (\Phi_1 + \Phi_2) \cdot (SAN_2 - SAN_1) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot Z \cdot GN_1) \quad \text{for } 1 = 1$	
(6)	$Z \cdot \Phi_1 \cdot dSAN_1/dt = SAN_{1-1} \cdot \Phi_{1-1} \cdot S_{1-1} - SAN_1 \cdot \Phi_1 \cdot S_1 - D_1 \cdot (\Phi_{1-1} + \Phi_1) \cdot (SAN_1 - SAN_{1-1}) / (2 \cdot Z) + D_{1+1} \cdot (\Phi_1 + \Phi_{1+1}) \cdot (SAN_{1+1} - SAN_1) / (2 \cdot Z) + \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot Z \cdot GN_1 \quad \text{for } 2 \leq 1 \leq 12$	
(7)	$Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot dSUN_1/dt = FSS \cdot \Phi_1 \cdot UNOW / ((1 - \Phi_1) + SETLN - \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot SUN_1 \cdot S_1 - GN_1 \cdot Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1)) \quad \text{for } 1 = 1$	
(8)	$Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot dSUN_1/dt = \rho \cdot (1 - \Phi_{1-1}) \cdot SUN_{1-1} \cdot S_{1-1} - \rho \cdot (1 - \Phi_1) \cdot SUN_1 \cdot S_1 - GN_1 \cdot Z \cdot \rho \cdot (1 - \Phi_1) \quad \text{for } 2 \leq 1 \leq 12$	
4	Adjunct equations	sediment
(1)	$S_1 = FSS / (1 - \Phi_1)$	
(2)	$D_1 = \Phi_1 \cdot \Phi_1 \cdot DIF$	
(3)	$GP_1 = (SUP_1 - SEDPO) \cdot KSED \cdot \exp(-\alpha \cdot 1) \cdot \theta_{SED}^{T-20}$	
(4)	$GN_1 = (SUN_1 - SEDNO) \cdot KSED \cdot \exp(-\alpha \cdot 1) \cdot \theta_{SED}^{T-20}$	
(5)	$ABS = ABSO \cdot DOOW / (KDO + DOOW)$	
(6)	$SETLP = (Z(SETD \cdot PHD_1 \cdot C1 + SETO \cdot PHO_1 \cdot C1 + SETP \cdot UP_1) \cdot (A_1 - A_{1+1})) / A_4$	
	$\text{for sediment submodel A (0-4 m)}$	
	$SETLP = (Z(SETD \cdot PHD_1 \cdot C1 + SETO \cdot PHO_1 \cdot C1 + SETP \cdot UP_1) \cdot (A_1 - A_{1+1})) / A_{12}$	
	$\text{where } A_{12} = 0 \quad \text{for sediment submodel B (5-12 m)}$	
(7)	$SETLN = (Z(SETD \cdot PHD_1 \cdot C2 + SETO \cdot PHO_1 \cdot C2 + SETN \cdot UN_1) \cdot (A_1 - A_{1+1})) / A_4$	
	$\text{for sediment submodel A (0-4 m)}$	
	$SETLN = (Z(SETD \cdot PHD_1 \cdot C2 + SETO \cdot PHO_1 \cdot C2 + SETN \cdot UN_1) \cdot (A_1 - A_{1+1})) / A_{12}$	
	$\text{where } A_{12} = 0 \quad \text{for sediment submodel B (5-12 m)}$	
(8)	$RELP_1 = (1 + \Phi_1) \cdot D_1 \cdot (SAP_1 - APOW) \cdot A_1 / Z$	
(9)	$RELN_1 = (1 + \Phi_1) \cdot D_1 \cdot (SAN_1 - ANOW) \cdot A_1 / Z$	

Table 3 Values of parameter used in the model

Parameter	Values	Found by	Parameter	Values	Found by
ABSO	2.0 d ⁻¹	Calibration	MAX μ_D	1.5 d ⁻¹	References
AS1	0.15	Calibration	MAX μ_O	1.0 d ⁻¹	Calibration
AS2	0.1	Calibration	M _D	0.05 d ⁻¹	References
C0	50 gC chia g ⁻¹	Measurements	M _O	0.05 d ⁻¹	References
C1	1.2 ~ 0.7 gP chla g ⁻¹	Measurements	M _Z	0.10 d ⁻¹	References
C2	11 gN chla g ⁻¹	Measurements	RES	0.20 d ⁻¹	Calibration
C3	150 gO ₂ chla g ⁻¹	Calibration	SEDNO	0.0035 gN g ⁻¹	Measurements
DIF	8.6 × 10 ⁻³ m ² d ⁻¹	References	SEDPO	0.0013 gP g ⁻¹	Measurements
EXTC	0.25 m ² chla mg ⁻¹	Measurements	SEDO	1.0 gO ₂ m ⁻² d ⁻¹	Measurements
EXTW	0.03 m ²	Measurements	SETD	0.10 ~ 2.0 m d ⁻¹	Measurements
FILD	0.2 m ² g ⁻¹ C d ⁻¹	Calibration	SETN	0.08 ~ 1.6 m d ⁻¹	Measurements
FILO	2.0 m ² g ⁻¹ C d ⁻¹	Measurements	SETO	0 m d ⁻¹	Measurements
FSS	10 ⁻³ m ² dry m ⁻² d ⁻¹	Measurements	SETP	0.10 ~ 2.0 m d ⁻¹	Measurements
KDO	2.0 gO ₂ m ⁻²	Calibration	TO	18°C	References
KEXC	1.0 d ⁻¹	Calibration	α	1.0	Calibration
KMN	0.10 gN m ⁻²	References	θ_D	1.08	References
KMP	0.005 gP m ⁻²	References	θ_R	1.08	Calibration
K _P	0.10 d ⁻¹	Measurements	θ_{SED}	1.10	Measurements
K _N	0.10 d ⁻¹	Measurements	ρ	2.4 × 10 ⁶ g dry m ⁻³	Measurements
KSED	0.077 d ⁻¹	Calibration	Φ_1	0.96 ~ 0.80	Measurements
LO	300 cal m ⁻² d ⁻¹	Calibration			

水と底泥間の窒素・リンの移動にとって重要^{26, 27}と考えられる底泥表層の窒素・リンに着目する。沿岸帯底泥表層(0-1 cm)中の懸濁態窒素, 懸濁態リンの計算値は, それぞれ7.3-11.6 mgN g⁻¹, 2.04-2.80 mgP g⁻¹の範囲で, また深底帯底泥表層(0-1 cm)中の懸濁態窒素, 懸濁態リンの計算値は, それぞれ6.4-8.8 mgN g⁻¹, 1.66-2.15 mgP g⁻¹の範囲で変動した。一方, 深底帯底泥の実測値は, 懸濁態窒素, 懸濁態リンそれぞれ6.0-7.2 mgN g⁻¹, 1.7-2.2 mgP g⁻¹の範囲にあった。しかし, 実測値は表層0-2 cmあるいは0-3 cmであるので, 計算値も表層0-2 cmあるいは0-3 cmの平均値をとれば, 計算値は実測値の範囲内にあり, 計算値と実測値とかおおむね一致している。ただ, 底泥表層中の懸濁態栄養塩の計算値は, 1979年から1982年にかけて減少する傾向にあるが, 実測値は測定誤差やサンプリング誤差を考慮すればほとんど一定であった。この差異は植物プランクトン等の沈殿フラックスの計算過程で生じた誤差によるかもしれない。

Table 4は, 夏期停滞期における底泥からの窒素, リンの溶出速度の計算値と実測値とを比較したものである。このようにフラックスからみても計算値は, 実測値の範囲にあり, 両者がほぼ一致している。

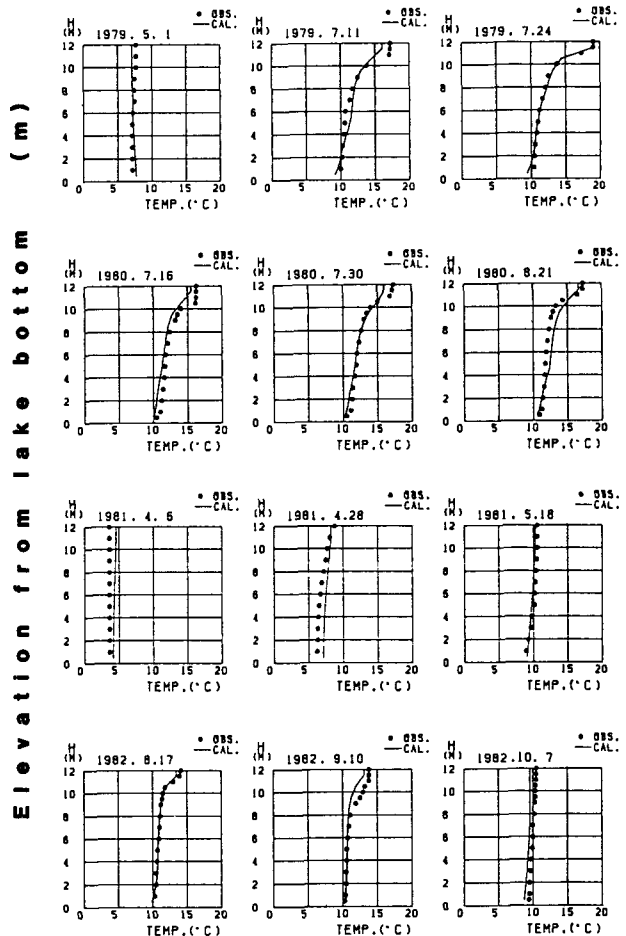


Fig. 5 Profiles of water temperature in Lake Yunoko ; comparison of model calculated (—) and observed data (●)

また、1981年から湯元処理場において硫酸バン土投入によるリン除去（ただし、夏期と秋期のみ）が始められた。それに応じて生産層の全リン濃度は、 0.052 mgP l^{-1} （1979年）から 0.036 mgP l^{-1} （1982年）に減少したが、クロロフィル a 濃度は、 $20 \mu\text{g l}^{-1}$ でほとんど一定であった。この理由として、リン除去により植物プランクトンの増殖制限栄養塩が窒素（リン除去前）からリン（リン除去後）に変化したことによる³⁰。本シミュレーション結果でも、リン除去後クロロフィル a 濃度の著しい低下が認められないが、利用可能なリン濃度はほとんど検出限界以下まで低下した（Fig. 6）。このように、本シミュレーション結果は、上述のリン除去に伴う湯ノ湖の水質変化の結果と一致していると考えられる。

Table 4 Release fluxes of phosphorus and nitrogen from bottom sediments during summer stagnation periods in Lake Yunoko

	Values estimated from nutrients release experiments		Calculated values
	Min.	Max.	Average
Phosphorus Release Flux ($\text{mgP/m}^2/\text{d}$)			
1979	4.0	6.8	4.3
1980	3.6	6.5	3.9
1981	0.4	2.4	2.9
1982	0.2	1.9	2.0
Nitrogen Release Flux ($\text{mgN/m}^2/\text{d}$)			
1979	56	60	47
1980		45	43
1981	28	71	41
1982	20	44	42

6 水質改善対策の評価

前章で検証したシミュレーションモデルを用いて、水質改善対策がクロロフィル a 濃度や DO 濃度に与える効果を評価した。水質改善対策として、底泥の浚渫、曝気、湯元処理場からのリン負荷削減を取上げ、1979

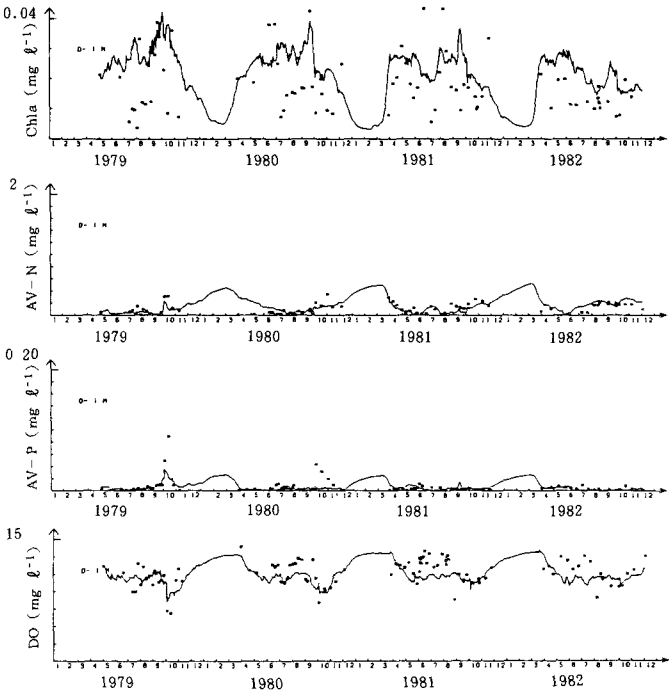


Fig. 6 Chlorophyll-a, available nitrogen, available phosphorus, and dissolved oxygen concentrations at the 0-1 m layer in Lake Yunoko ; comparison of model calculations (—) and observed data (.)

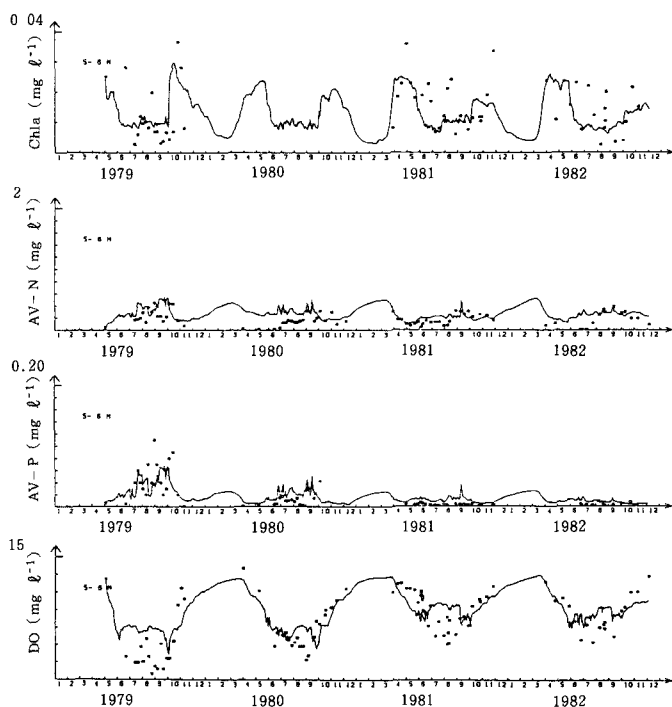


Fig. 7 Chlorophyll-a, available nitrogen, available phosphorus, and dissolved oxygen concentrations at the 5-6 m layer in Lake Yunoko ; comparison of model calculations (—) and observed data (•)

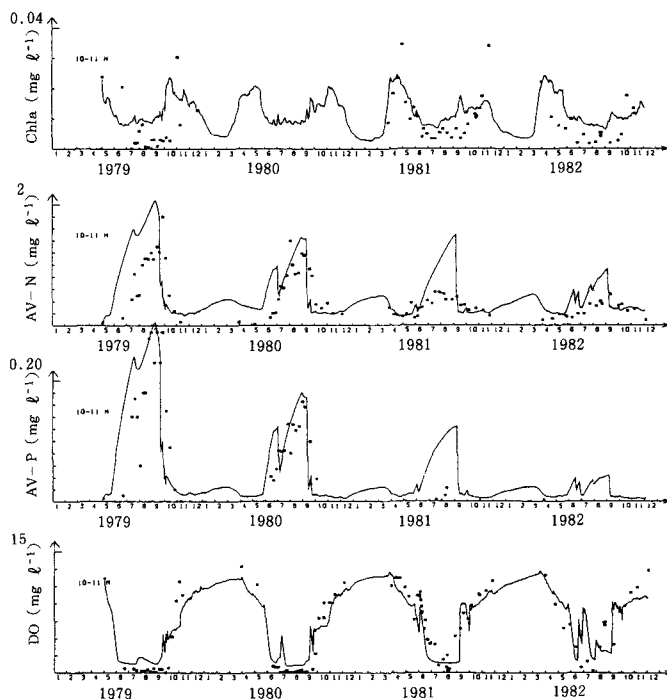


Fig. 8 Chlorophyll-a, available nitrogen, available phosphorus, and dissolved oxygen concentrations at the 10-11 m layer in Lake Yunoko ; comparison of model calculations (—) and observed data (•)

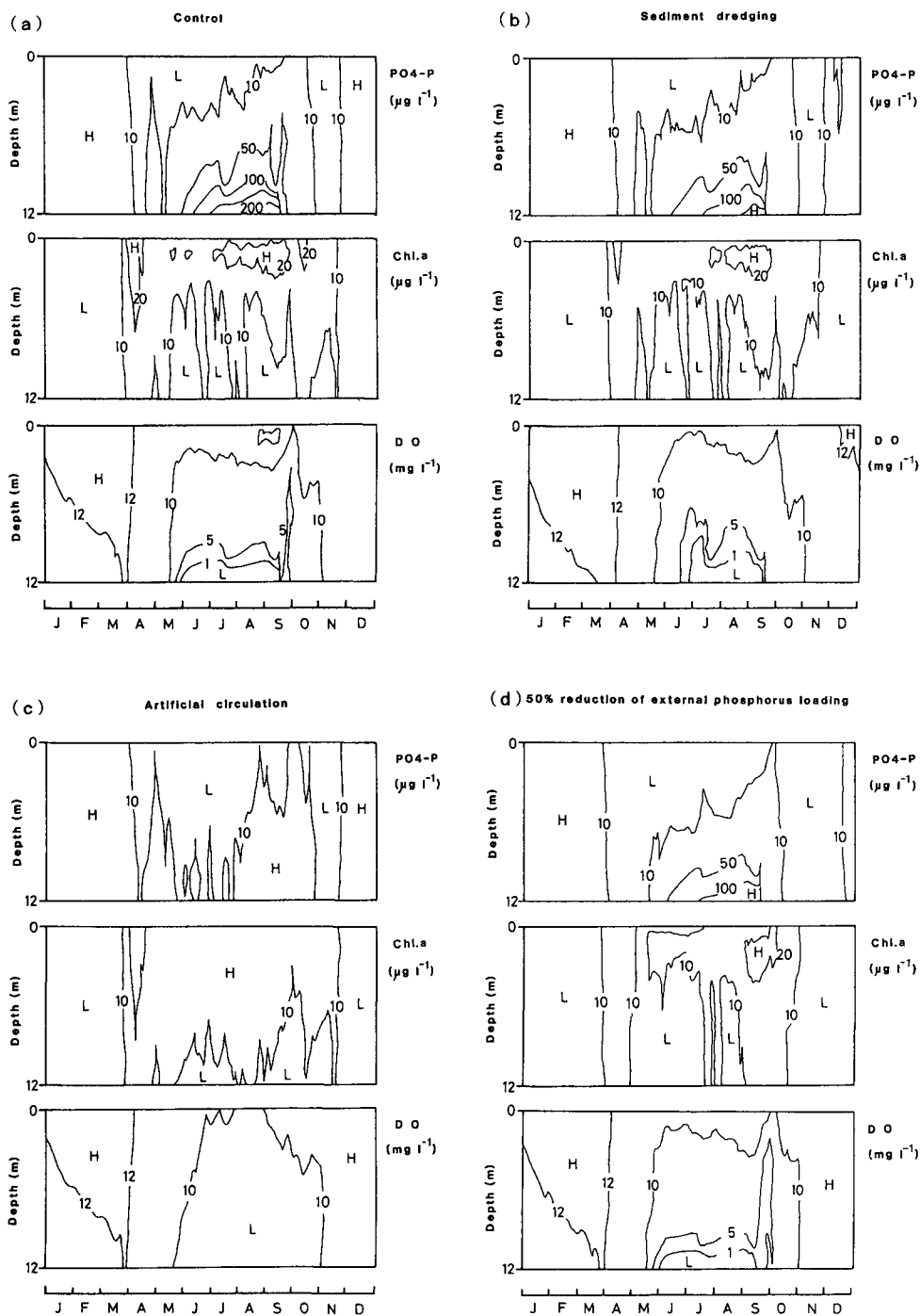


Fig. 9 Variations with depth and time of water quality constituents in the control simulation (a), sediment dredging simulation (b), artificial circulation simulation (c), and simulation of reduction of external phosphorus loading from wastewater treatment plant (d)

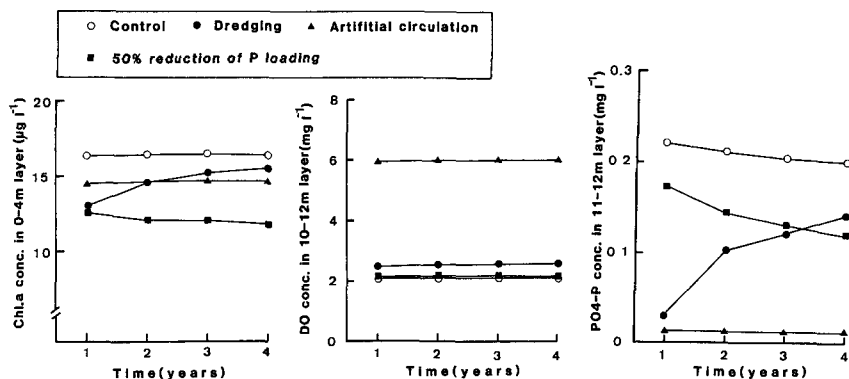


Fig. 10 Effects of sediment dredging, artificial circulation, and 50% reduction of external phosphorus loading on water quality
 (a) chlorophyll a concentration in surface water (0 - 4 m)
 (b) dissolved oxygen concentration in bottom water (10 - 12 m)
 (c) $\text{PO}_4\text{-P}$ concentration in bottom water (11 - 12 m) on August

年のデータを外部関数として各対策を評価した。

まず、対策を講じない場合のシミュレーションをコントロールとした。

底泥の浚渫の場合、底泥中の栄養塩をゼロにした。すなわち、浚渫によって分解可能な窒素、リンがすべて除去されたとした。また底泥による酸素消費速度は、浚渫により 1/2 になるとし、その他のパラメータ値は、コントロールシミュレーションと同じ値とした。

曝気の場合、水温モデルにおける渦動拡散係数をコントロールシミュレーションの $0.005 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ から循環期の渦動拡散係数と同じ値、すなわち $0.1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ に増加させた。また、曝気を循環期に相当するとして、植物プランクトンや懸濁態栄養塩の沈降速度も循環期と同様の値を用いた。他のパラメータ値等は、コントロールシミュレーションと同じである。

リンの外部負荷削減対策の場合、処理場からのリン負荷のみ現状の 1/2 になるように設定した。

以上のシミュレーションの計算期間は、すべて 4 年間とした。

Fig. 9 に、コントロール、底泥浚渫、曝気、リン負荷削減シミュレーションにおける 4 年目の利用可能なリン、クロロフィル a、DO 濃度の季節変化を示す。また、Fig. 10 にコントロール、底泥浚渫、曝気、リン負荷削減シミュレーションにおける表水層 (0 - 4 m) の年平均クロロフィル a 濃度 (ただし、冬期を除く)、夏期停滞期における底層水 (10 - 12 m) 中の DO 濃度および 8 月における 11 - 12 m 層中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の経年変化を示す。

底泥浚渫の場合、表水層 (0 - 4 m) の年平均クロロフィル a 濃度は、対策後 1 年目ではコントロールの 80% まで減少したが、4 年目では 94% と経過時間とともにコントロールシミュレーションと大きな差が認められなくなった。また、対策後 1 年目では底泥からのリン溶出速度が浚渫により大きく減少したため、夏期停滞期における深水層中のリン濃度がコントロールに比べ、著しく減少した。しかし、4 年目では窒素・リン溶出速度がコントロールに比べ、それぞれ 74%, 63% までに相当するようになり、深水層中の窒素・リン濃度も高くなった。さらに、底層水 (10 - 12 m) 中の DO 濃度は、浚渫によってほとんど回復されなかった。仮に底泥による酸素消費速度をゼロにしても、底層水中の DO 濃度は、わずか 1 mg l^{-1} 程度しか増加しなかった。したがって、底泥による酸素消費量は、夏期停滞期における底層水中の DO 濃度に大きな影響がないと考えられる。

曝気によって、水温の鉛直分布はほぼ均一となった。それに伴い、夏期底層水の水温も $3 \sim 5^\circ\text{C}$ 近く増大した。夏期底層水の DO 濃度は 2.1 mg l^{-1} (コントロール) から 6.0 mg l^{-1} まで増加した。しかしながら、表水層中の年平均クロロフィル a 濃度は、コントロールの 89% までしか減少しなかった。逆に水柱としてみれば、コントロールよりもクロロフィル a の現存量が若干増大することが認められた。

処理場からのリン負荷を 1/2 に削減した場合、4 年目の夏期表層水中のクロロフィル a 濃度は、コントロ

ールの79%まで減少した。1年目の秋の循環期初期の表層水中のクロロフィルa濃度は、コントロールとほぼ同じであった。これは、底泥から溶出した栄養塩が秋期の循環に伴い表水層へ輸送されたためと考えられる。しかし、経年的にみれば水中のクロロフィルa濃度の減少に対応して底泥へのリン沈殿量が減少し、それに伴い夏期停滞期におけるリン溶出速度も $3.84\text{mg P m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ (1年目)から $2.51\text{mg P m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ まで減少し、Fig. 10にみられるように、11-12m層の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度も減少した。その結果、秋期循環期初期におけるクロロフィルa濃度も減少したと考えられる。

7 結 論

水温成層が発達する湖沼やダム湖における富栄養化の進行による水質汚濁機構を明らかにするとともに、種々の水質改善対策の効果を評価するため、複循環湖である湯ノ湖を対象として水界生態系モデルを開発した。このモデルは、鉛直一次元の水温-水界生態系モデルで、底泥のサブモデルが組み込まれている。水中の栄養塩、クロロフィルa、DO濃度について、また底泥中の栄養塩濃度について、計算値と実測値とが良く一致した。さらに、夏期停滞期における底泥からの栄養塩溶出速度についても、計算値と実測値とが一致した。

このシミュレーションモデルを用いて、底泥の浚渫、曝気、処理場からのリン負荷削減対策についてクロロフィルa濃度、DO濃度に与える効果を評価した。

底泥の浚渫により、底泥からの栄養塩溶出が抑えられ、その結果として、秋の循環期初期の表水層中のクロロフィルa濃度が低下した。しかし、経年的に窒素・リン溶出速度が増大し、クロロフィルa濃度もコントロールシミュレーションのそれに近づいた。また、夏期停滞期における底層水の貧酸素化現象は、浚渫のみでは改善されなかった。

曝気により、年間を通じて底層水中のDOは、 5.2mg l^{-1} 以上となった。しかし、クロロフィルa濃度はコントロールシミュレーションに比べほとんど減少が認められなかった。

処理場からのリン負荷を1/2に削減した場合、4年目には表水層中のクロロフィルa濃度がコントロールシミュレーションの79%まで減少し、また、底泥からのリン溶出速度も65%まで減少した。

<参考文献>

1. 環境庁 (1986) : 環境白書 1985 年
2. Andersen, V. J. M. (1974) : Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish lakes. *Arch. Hydrobiol.*, **74**, 528-550.
3. Nyholm, N. (1978) : The use of management models for lakes at the Water Quality Institute, Denmark. In : *State-of-the-art in ecological modeling*, Vol. 7, ed., S. E., Jørgensen, 561-577.
4. 松岡譲 (1984) : 霞ヶ浦の富栄養化モデル, 国立公害研究所研究報告, 第 54 号, 53-342.
5. Larsen, D. P., H. T. Mercier, and K. W. Malueg. (1973) : Modeling algal growth dynamics in Shagawa Lake, Minnesota, with comments concerning projected restoration of the lake. In : *Modeling the eutrophication process*, ed., E. J. Middlebrooks, D. H. Falkenberg, T. E. Maloney, Utah Water Research Laboratory, 15-32.
6. Orlob, G. T. (1983) : One-dimensional model for simulation of water quality in lakes and reservoirs. In : *Mathematical modeling of water quality : streams, lakes, and reservoirs*, ed., G. T. Orlob., International Series on Applied System Analysis. John Wiley & Sons. 227-273.
7. Gulliver, J. S. and H. G. Stefan (1982) : Lake phytoplankton model with destratification. *Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE*, **108**, 864-882.
8. Jørgensen, S. E. (1976) : An eutrophication model for a lake. *Ecological Modeling*, **2**, 147-165.

9. Imboden, D. M. and R. Gachter. (1978) : A dynamic model for trophic state prediction. *Ecological Modeling*, **4**, 77-98.
10. Garrel, M.H., J.C.Confer, D. Kirocher and A.N. Fast (1977) : Effects of hypolimnetic aeration on nitrogen and phosphorus in a eutrophic pond. *Wat. Resour. Res.*, **13**, 343-347.
11. Fart. A.W., V.A. Dorr and R.J. Rosen (1975) : A submerged hypolimnion aerator. *Wat. Resour. Res.*, **11**, 287-293.
12. 小島貞男 (1983) : 富栄養化対策としての湖水強制循環法, 産業公害, **18**, 68-75.
13. JIBP-PF Research Group of Lake Yunoko (1975) : Productivity of the community in Lake Yunoko. JIBP SYNTHESIS Productivity of communities in Japanese inland water, ed., S. Mori, and G. Yamamoto, 47-105.
14. 栃木県 (1978) : 湯ノ湖試験しゅんせつ影響調査結果報告書. 財団法人栃木県公害防止管理協会, 161 pp.
15. 細見正明・岡田光正・矢本修身・山根敦子・須藤隆一 (1984) : 湯ノ湖における富栄養化とその防止対策, 国立公害研究所研究報告, 第 56 号, 222 pp.
16. 昭和55年度環境庁委託業務結果報告書 (1981) : 湖沼の富栄養化に係る水質汚濁防止対策に関する検討調査, 182 pp.
17. 細見正明・高崎みつる・須藤隆一 (1982) : ばっ気による湖沼の水質改善に関する研究, 第15回水質汚濁研究会年次学術講演会講演集, 33-34.
18. Water Resources Engineers, Inc. (1969) : Mathematical models for prediction of thermal energy changes in impoundments. US Environmental Protection Agency Water Pollution Control Research Series 16130 EXT, Contract 14-22-422. US Government Printing Office, Washington,DC, 157 pp.
19. Huber, W.C., D.R.F. Harleman, and P.J. Ryan. (1972) : Temperature prediction in stratified reservoirs. Proceedings of American society of civil Engineers, Journal of Hydraulics Division, Paper 8839, 645-666.
20. 宮永洋一・白砂孝夫・安芸周一 (1983) : 電力用ダム貯水池における富栄養化現象と予測, 国立公害研究所研究資料, 第 24 号, 81-109.
21. Chen, C.W., and G.T. Orlob. (1975) : Ecologic simulation for aquatic environments. In : System analysis and simulation in ecology, Vol.3, ed., B. C. Patten, New York Academic Press, Inc., 475-588.
22. Hydrologic Engineering Center (1974) (revised 1978) : WQRRS, generalized computer program for river-reservoir system. US Army Corps of Engineers, HEC, Davis, CA User's Manual 401-100, 100A, 210 pp.
23. Greene, G.M. (1981) : Simulation of ice-over growth and decay in one dimension on the upper St. Lawrence River. NOAA Technical Memorandum ERL GLERL-36, PB82-114208, 87 pp.
24. Smayda, T.J. (1964) : Some experiments on the sinking characteristics of two fresh water diatoms. *Limnology & Oceanography*, **10**, 499-510.
25. Titman, D., and P. Kilhain. (1976) : Sinking in freshwater phytoplankton : Some ecological implications of cell nutrient status and physical mixing processes. *Limnology & Oceanography*, **21**, 409-417.
26. Hosomi, M., M. Okada, and R. Sudo. (1985) : A model of nitrogen release from bottom sediments. Management of Bottom Sediments Cotaining Toxic Substances, Proceedings of the 10th U.S./Japan Expert Meeting, ed., T.R. Patin, US Army Corps of Engineers, Water Resources

Support Center, 30-62.

27. 細見正明・須藤隆一 (1987) : 湖沼底泥からのリン溶出モデルに関する研究. 衛生工学研究論文集, 23, 15-28.
28. Jorgensen, S.E. (1979) : Handbook of environmental data and ecological parameters. Pergamon Press. 1162pp.
29. Scavia, D., and A Robertson. (1979) : Lake Ecosystem Modeling. Ann Arbor Science, p.326.
30. 細見正明・岡田光正・須藤隆一 (1986) : 下水処理場からのリン負荷削減に伴う湯ノ湖の水質変化, 下水道協会誌, 23, (261), 52-61.

〔記号〕

(1) 水温モデル

A _y	標高Yにおける湖沼平面積 (m ²)
B _y	標高Yにおける湖沼平均幅 (m)
c	水の比熱 (kcal kg ⁻¹ °C ⁻¹)
D	渦動拡散係数 (m ² d ⁻¹)
t	時間 (d)
T ₁ '	標高Yにおける流入水温 (°C)
T _y	標高Yにおける水温 (°C)
u _{1y}	標高Yにおける流入水の水平方向流速 (m d ⁻¹)
u _{oy}	標高Yにおける流出水の水平方向流速 (m d ⁻¹)
v _y	標高Yにおける鉛直方向流速 (m d ⁻¹)
α	分子拡散係数 (m ² d ⁻¹)
ρ	水の密度 (kg m ⁻³)
φ _y	標高Yにおける輻射熱 (kcal m ⁻² d ⁻¹)

(2) 水質モデル

A ₁	水中第1層における面積 (m ²)
AN ₁	水中第1層における利用可能な窒素濃度 (gN m ⁻³)
AP ₁	水中第1層における利用可能なリン濃度 (gP m ⁻³)
AS1	動物プランクトンの同化率 (-)
AS2	捕食に伴う利用可能な栄養塩の排泄割合 (-)
C0	炭素/クロロフィルa比 (gC chla g ⁻¹)
C1	リン/クロロフィルa比 (gP chla g ⁻¹)
C2	窒素/クロロフィルa比 (gN chla g ⁻¹)
C3	酸素/クロロフィルa比 (gO ₂ chla g ⁻¹)
D1 ₁	水中第1層における利用可能なリンの鉛直拡散量 (gP d ⁻¹)
D2 ₁	水中第1層における利用可能な窒素の鉛直拡散量 (gN d ⁻¹)
D3 ₁	水中第1層における植物プランクトン (珪藻) の鉛直拡散量 (gchla d ⁻¹)
D4 ₁	水中第1層における植物プランクトン (その他) の鉛直拡散量 (gchla d ⁻¹)
D5 ₁	水中第1層における動物プランクトンの鉛直拡散量 (gC d ⁻¹)
D6 ₁	水中第1層における利用不可能なリンの鉛直拡散量 (gP d ⁻¹)
D7 ₁	水中第1層における利用不可能な窒素の鉛直拡散量 (gN d ⁻¹)
D8 ₁	水中第1層における溶存酸素の鉛直拡散量 (gO ₂ d ⁻¹)
DO ₁	水中第1層における溶存酸素濃度 (gO ₂ m ⁻³)
DOEXC	入気との酸素交換速度 (gO ₂ m ⁻³ d ⁻¹)
DOS	飽和溶存酸素濃度 (gO ₂ m ⁻³)

EXTW	水中の光消散係数 (m ⁻¹)
EXTC	植物プランクトン由来の光消散に係わる定数 (m ² chlmg ⁻¹)
FILD	動物プランクトンのろ過速度 (珪藻) (m ² g ⁻¹ C d ⁻¹)
FILO	動物プランクトンのろ過速度 (その他) (m ² g ⁻¹ C d ⁻¹)
H	水中における1ホックスの層厚 (m)
I ₁	水中第1層における水中照度 (cal m ⁻² d ⁻¹)
I ₀	水表面における照度 (cal m ⁻² d ⁻¹)
J1 ₁	水中第1層における利用可能なリンの鉛直移流量 (gP d ⁻¹)
J2 ₁	水中第1層における利用可能な窒素の鉛直移流量 (gN d ⁻¹)
J3 ₁	水中第1層における植物プランクトン (珪藻) の鉛直移流量 (gchla d ⁻¹)
J4 ₁	水中第1層における植物プランクトン (その他) の鉛直移流量 (gchla d ⁻¹)
J5 ₁	水中第1層における動物プランクトンの鉛直移流量 (gC d ⁻¹)
J6 ₁	水中第1層における利用不可能なリンの鉛直移流量 (gP d ⁻¹)
J7 ₁	水中第1層における利用不可能な窒素の鉛直移流量 (gN d ⁻¹)
J8 ₁	水中第1層における溶存酸素の鉛直移流量 (gO ₂ d ⁻¹)
KEXC	大気交換速度 (d ⁻¹)
KMN	植物プランクトンに対するリン半飽和定数 (gN m ⁻³)
KMP	植物プランクトンに対するリン半飽和定数 (gP m ⁻³)
K _w	20°Cにおける利用不可能な窒素の分解速度定数 (d ⁻¹)
K _p	20°Cにおける利用不可能なリンの分解速度定数 (d ⁻¹)
KN ₁	水中第1層における利用不可能な窒素の分解速度 (gN m ⁻³ d ⁻¹)
KP ₁	水中第1層における利用不可能なリンの分解速度 (gP m ⁻³ d ⁻¹)
KR ₁	水中第1層における植物プランクトンの呼吸速度 (d ⁻¹)
L1 ₁	水中第1層における利用可能なリンの流入負荷量 (gP d ⁻¹)
L2 ₁	水中第1層における利用可能な窒素の流入負荷量 (gN d ⁻¹)
L6 ₁	水中第1層における利用不可能なリンの流入負荷量 (gP d ⁻¹)

L7,	水中第1層における利用不可能な窒素の流入負荷量 (gN d^{-1})	T,	水中第1層における水温 ($^{\circ}\text{C}$)
L8,	水中第1層における溶存酸素の流入負荷量 ($\text{gO}_2 \text{ d}^{-1}$)	TO	植物プランクトンの増殖に対する最適温度 ($^{\circ}\text{C}$)
LO	植物プランクトンの増殖に対する最適照度 ($\text{cal m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	UP,	水中第1層における利用不可能なリン濃度 (gP m^{-3})
MAX μ_{D}	植物プランクトン (珪藻) の最大増殖速度 (d^{-1})	UN,	水中第1層における利用不可能な窒素濃度 (gN m^{-3})
MAX μ_{O}	植物プランクトン (その他) の最大増殖速度 (d^{-1})	ZO,	水中第1層における動物プランクトン濃度 (gC m^{-3})
M $_{\text{D}}$	植物プランクトン (珪藻) の死滅速度 (d^{-1})	θ_{D}	窒素およびリンの分解に係わる温度係数 (-)
M $_{\text{O}}$	植物プランクトン (その他) の死滅速度 (d^{-1})	θ_{R}	呼吸に係わる温度係数 (-)
Mz	動物プランクトンの死滅速度 (d^{-1})	μ_{D}	植物プランクトン (珪藻) の比増殖速度 (d^{-1})
OUT1,	水中第1層における利用可能なリンの流出量 (gP d^{-1})	μ_{O}	植物プランクトン (その他) の比増殖速度 (d^{-1})
OUT2,	水中第1層における利用可能な窒素の流出量 (gN d^{-1})	(3) 底質モデル	
OUT3,	水中第1層における植物プランクトン (珪藻) の 流出量 (gchla d^{-1})	A $_{\text{d}}$	0 - 4 m 水深の面積 (m^2)
OUT4,	水中第1層における植物プランクトン (その他) の流出量 (gchla d^{-1})	A $_{12}$	5 - 12 m 水深の面積 (m^2)
OUT5,	水中第1層における動物プランクトンの流出量 (gC d^{-1})	ABS	底泥第1層における吸着速度定数 (d^{-1})
OUT6,	水中第1層における利用不可能なリンの流出量 (gP d^{-1})	ABSO	最大吸着速度定数 (d^{-1})
OUT7,	水中第1層における利用不可能な窒素の流出量 (gN d^{-1})	ANOW	0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均利用可能な 窒素濃度 (gN m^{-3})
OUT8,	水中第1層における溶存酸素の流出量 ($\text{gO}_2 \text{ d}^{-1}$)	APOW	0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均利用可能な リン濃度 (gP m^{-3})
PHD,	水中第1層における植物プランクトン (珪藻) 濃度 (gchla m^{-3})	DIF	底泥中での拡散係数 ($\text{m}^2 \text{ d}^{-1}$)
PHO,	水中第1層における植物プランクトン (その他) 濃度 (gchla m^{-3})	DOOW	0 - 4 m 層あるいは 5 - 12 m 層の平均 DO 濃度 ($\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$)
RELN,	水中第1層における底質からの利用可能なリン 溶出量 (gP d^{-1})	FSS	セストンの体積フラックス ($\text{m}^3 \text{ dry m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
RELP,	水中第1層における底質からの利用可能な窒素 溶出量 (gN d^{-1})	GN,	底泥第1層における窒素分解速度 ($\text{gN g}^{-1} \text{ dry d}^{-1}$)
REN1,	水中第1層における利用可能なリンの連行負荷量 (gP d^{-1})	GP,	底泥第1層におけるリン分解速度 ($\text{gP g}^{-1} \text{ dry d}^{-1}$)
REN2,	水中第1層における利用可能な窒素の連行負荷量 (gN d^{-1})	KDO	吸着に対する DO の半飽和定数 ($\text{gO}_2 \text{ m}^{-3}$)
REN3,	水中第1層における植物プランクトン (珪藻) の 連行負荷量 (gchla d^{-1})	KSED	底泥中での窒素およびリンの分解速度定数 (d^{-1})
REN4,	水中第1層における植物プランクトン (その他) の連行負荷量 (gchla d^{-1})	S,	底泥第1層における沈降速度 (m d^{-1})
REN5,	水中第1層における動物プランクトンの連行負荷量 (gC d^{-1})	SAN,	底泥第1層における間隙水中の利用可能な窒素濃度 (gN m^{-3})
REN6,	水中第1層における利用不可能なリンの連行負荷量 (gP d^{-1})	SAP,	底泥第1層における間隙水中の利用可能なリン濃度 (gP m^{-3})
REN7,	水中第1層における利用不可能な窒素の連行負荷量 (gN d^{-1})	SD,	底泥第1層における拡散係数 ($\text{m}^2 \text{ d}^{-1}$)
REN8,	水中第1層における溶存酸素の連行負荷量 ($\text{gO}_2 \text{ d}^{-1}$)	SEDNO	分解されない底泥中の窒素含有量 (gN g^{-1})
RES	20 $^{\circ}\text{C}$ における植物プランクトンの呼吸速度定数 (d^{-1})	SEDPO	分解されない底泥中のリン含有量 (gP g^{-1})
SEDO	底泥による酸素消費速度 ($\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	SETLN	底質第1層に沈降堆積する窒素負荷量 ($\text{mgN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
SETD	植物プランクトン (珪藻) の沈降速度 (m d^{-1})	SETLP	底質第1層に沈降堆積するリン負荷量 ($\text{mgP m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
SETO	植物プランクトン (その他) の沈降速度 (m d^{-1})	SUN,	底泥第1層における底質粒子中の利用不可能な 窒素濃度 ($\text{gN g}^{-1} \text{ dry}$)
SETN	利用不可能な窒素の沈降速度 (m d^{-1})	SUP,	底泥第1層における底質粒子中の利用不可能な リン濃度 ($\text{gP g}^{-1} \text{ dry}$)
SETP	利用不可能なリンの沈降速度 (m d^{-1})	T	水中第12層における温度 ($^{\circ}\text{C}$)
		UNOW	0 - 4 m あるいは 5 - 12 m 層の平均利用不可能な 窒素濃度 (gN m^{-3})
		UPOW	0 - 4 m あるいは 5 - 12 m 層の平均利用不可能な リン濃度 (gP m^{-3})
		Z	底泥中における 1 ホックスの層厚 (m^{-3})
		α	分解速度の深さ方向の減衰係数 (-)
		θ_{SED}	底泥中での窒素およびリンの分解速度に対する 温度係数 (-)
		ρ	底泥粒子の密度 (g dry m^{-3})
		ϕ ,	底泥第1層における間隙率 (-)