

(6) 草木ダム湖の富栄養化に関する研究

STUDY ON EUTROPHICATION CHARACTERISTICS IN LAKE KUSAKI

黒田 正和*・折原 孝浩*・下斗米 清一*・榊原 豊*
Masao KURODA*, Takahiro ORIHARA*, Seiichi SHIMOTOMAI*, Yutaka SAKAKIBARA*

ABSTRACT : Excessive growth of Phormidium tenue and musty odor due to it have been observed recent years in lake Kusaki located in Gunma, Japan. Variations of the algal growth and water qualities in the lake were observed for two years, and investigated a possibility of forecasting the excessive growth from a simple ecological model with known parameters which were generally reported in former studies. The field surveys showed that distributions of temperature and nutrient concentrations were significant in the vertical direction but not in horizontal, therefore, a vertical one-dimensional mathematical model consisted of the heat and mass balance equations was used. The model fairly evaluated the seasonal changes in water qualities of TN, TP, TOC, and Chl. a as well as the thermal stratification and turnovers. Although some modifications of the model should be necessary to evaluate the P. tenue population exactly, the growth pattern which had two peaks in early and late summer in 1990 were estimated reasonably well by assuming a maximum specific growth rate of 2.5 d^{-1} .

KEYWORDS; eutrophication, Phormidium tenue, ecological model, nutrients, musty odor.

1. はじめに

草木ダム湖は渡良瀬川の上流部に位置する多目的ダムで、ここ数年来、藍藻特にPhormidium tenue (以下 P. tenue) が異常増殖し、異臭味問題が生じている。下流の浄水施設では、かび臭発生時に活性炭処理を行っているが、処理の対応が遅れたりまた処理が不十分な場合があり、ダム湖 on siteでの簡便な藻類増殖予測や水質改善対策が望まれている。

本研究では、このように富栄養化が問題となっている草木湖について、水質の年間変動及び藻類異常増殖についての現状調査を行い、また鉛直一次元水質変化モデルを用いた湖水水質及び藻類 (クロロフィル a (以下 Chl. a) 及び P. tenue) 増殖の年間変動予測の可能性と問題点について検討した。

2. 水質調査

2.1 調査内容及び方法

Fig. 1に草木ダム湖の概略を示した。ダム湖内の有効貯水量は $5 \times 10^7 \text{ m}^3$ 、水表面面積は約 2 km^2 である。調査期間は平成1年10月から平成3年3月までで、上旬、中旬、下旬の月3回採水した。調査地点は、ダムサイト

* 群馬大学工学部建設工学科 (Dept. of Civil Eng., Gunma University.)

(SP1)を下流とし鉛直方向0.5~60mに7点、ダムサイトから2.2km(SP2)を中流とし鉛直方向0.5~30mの間に6点、ダムサイトから3.2km(SP3)を上流とし鉛直方向に0.5m, 5m, 10mの3点の計16点とした。

調査項目は、全窒素(以下TN)、形態別窒素(硝酸性窒素(NO_3^- -N)、亜硝酸性窒素(NO_2^- -N)、アンモニア性窒素(NH_4^+ -N))、全リン(以下TP)、無機リン(以下IP)、全有機炭素(TOC)、Chl. a、水温、溶存酸素(以下DO)、濁度、pH、*P. tenue*群体数及びかび臭原因物質の1つである2-methyl

isoborneol(以下2-MIB)濃度である。TP、TN、IP及び形態別窒素の測定は分光光度計(セントラル科学TNPセット、測定範囲; IP, TP:0~1mg/l(± 0.02 mg/l), NO_2^- :0~0.2mg/l(± 0.01 mg/l), NO_3^- :0~0.7mg/l(± 0.05 mg/l), NH_4^+ :0~0.7mg/l(± 0.02 mg/l))を用い、TOCの測定はガスクロマトグラフィー(島津TOC-500)で行った。なお、*P. tenue*、2-MIB、一部の放射量及び水温データは、草木湖ダムサイトにおける測定結果^{7), 8)}である。また、Chl. aはダムサイト及び貯水池上流、中流地点の表層における測定結果^{7), 8)}である。

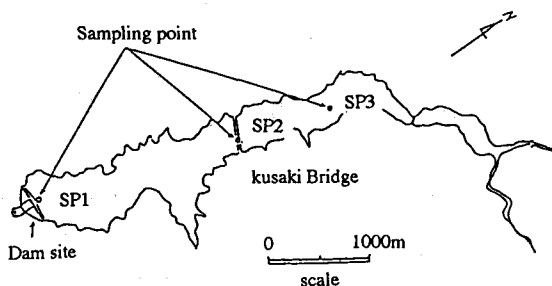


Fig.1 Lake Kusaki

2. 2 調査結果

(1) 水温、濁度、DO

Fig.2にダムサイトにおける水温、濁度、DOの経時変化を示した。水温分布は6月から8月までは表層温度が高く、底層になるにつれて低下する水温成層が形成され、8月に台風による洪水で湖水温度はほぼ均一になった後、再び成層が形成された。10月以降では水温分布は一様になり温度は徐々に低下した。草木湖は一般的な成層型湖沼とみなされる。

濁度は冬期に5mg/l前後と低く、湖水の色は薄い緑色で透明度は約2~3mであった。夏期の降雨後は、濁水の流入により濁度は200mg/l以上になる場合もあった。一方、水位が低下し藻類が増殖する時期(7~8月)では、湖水の色は濃い緑色になり、透明度は約50cm以下に低下した。

DO濃度は、表層では6~9月を除きほとんどが飽和状態にあった。夏期では藻類増殖により過飽和状態になり、このような場合pHが通常の7前後から8以上となった。なお、洪水時では、DOは4.8mg/l前後まで低下した。

(2) 栄養塩類とChl. a

Fig.3 (A),(B)にダムサイト水深5m付近におけるTN, TP濃度の経時変化を示した。TNのほとんど(全体の略97%)は年間を通じて硝酸性窒素であり、亜硝酸性窒素、アンモニア性窒素はTNと同様の季節変動はあるものの極めて少なかった。また、TN濃度は冬期の0.6mg/l前後から夏期、秋期に1mg/l前後に上昇する傾向にあった。

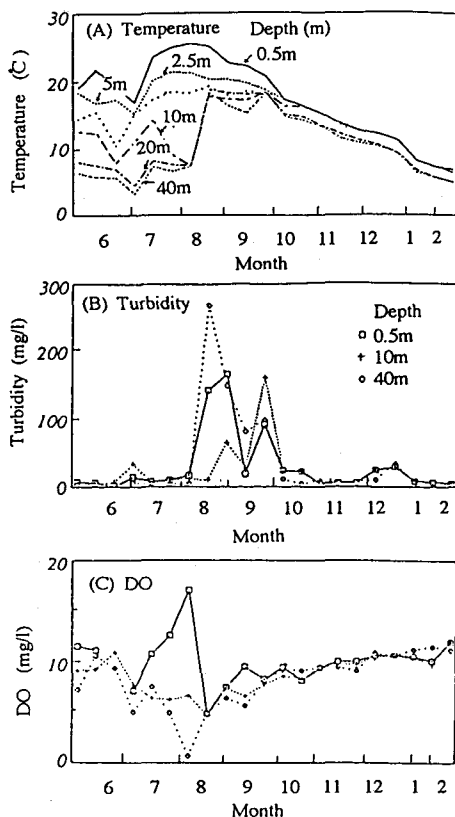


Fig.2 Seasonal variations of temperature, turbidity, and DO (Jun.1989-Mar.1990).

TPは、春期から夏期にかけて0.02mg/l前後から0.1mg/l前後へ上昇する傾向にあった。なお、TP濃度は測定限界濃度である場合もあったが、0.03mg/l以上の測定結果と比較するとTPの80%以上は無機（オルトリン酸）態であった。ここで、冬期ではTP、TNの鉛直分布はほぼ一様であったが、夏期には表層の濃度が底層より低くなる傾向がみられた。これは、表層では夏期に藻類増殖が増大し、栄養塩である窒素、リンが消費されるためであると考えられる。

Chl. aの経時変化を Fig.3 (C)に示した。Chl. a濃度を測定地点別に比較すると、流れの速い上流部では低濃度で他に比べ低い値であったが、中流部、下流部では初夏から秋の増殖を除き、5 mg/m³前後の値であった。なお、Chl. a濃度は概ね5月、7月下旬から8月上旬、及び9月の3回、20~70 mg/m³前後まで増加した。また、*P. tenue*の異常増殖時には、2-MIB濃度は500ng/l前後まで上昇した。

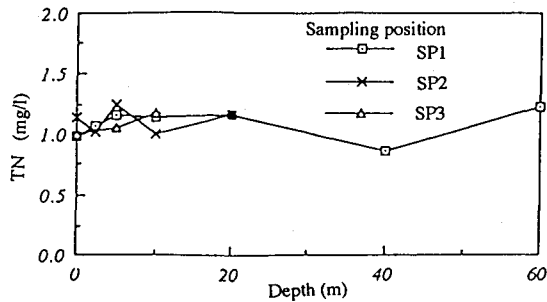


Fig.4 Concentration profiles of TN at different sampling positions (Nov.26,1990).

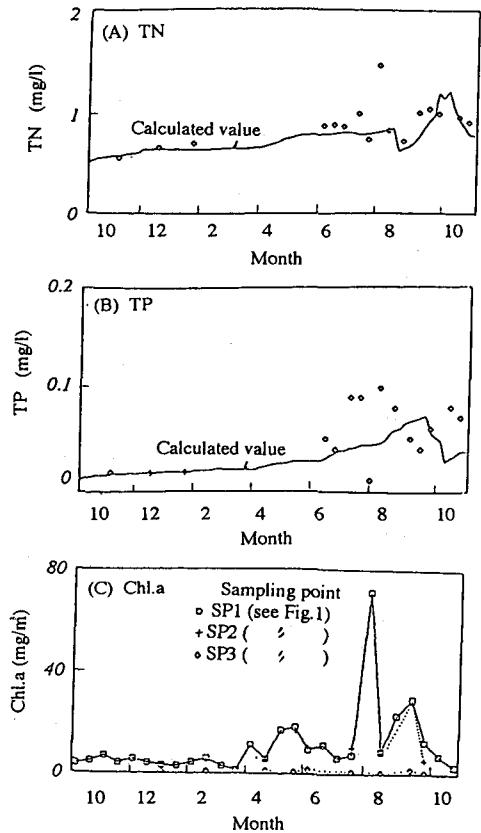


Fig.3 Seasonal variations of TN,TP, and Chl.a at surface layer (Oct.1989~Nov.1990).

なお、湖内流下方向の全窒素濃度の変化の一例を Fig.4に示した。図に示したようにTNの濃度は流下方向について変化は小さく、形態別窒素及びTPについても同様に流下方向について濃度変化は小さかった。

3. 水質変化及び藻類増殖

3. 1 鉛直一次元モデル

流下方向変化について栄養塩濃度の変化が小さいことより、湖内水質変化に対し、鉛直一次元モデルを用いた。

貯水池幅方向及び流下方向の水質の分布は一樣であると仮定し、貯水池を Fig.5に示したように水平分割する。各分割層のChl. a、TOC、TP、TN、DO及び濁質(SS)について物質収支式を立てると次式が得られる。

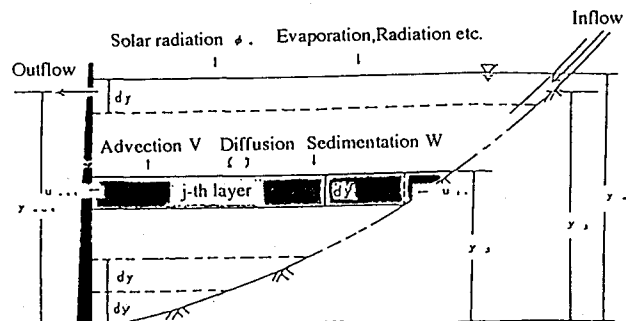


Fig.5 One-dimensional ecological model.

$$\frac{\partial (\text{Chl. } a)}{\partial t} = (G_Y - R_Y) \text{Chl. } a + W_o \frac{\partial (\text{Chl. } a)}{\partial y} + F(\text{Chl. } a) \quad (1)$$

$$\frac{\partial (\text{TOC})}{\partial t} = \sigma_{CY} R_Y \text{Chl. } a - K_c \text{TOC} + F(\text{TOC}) \quad (2)$$

$$\frac{\partial (\text{TP})}{\partial t} = \sigma_{PY} (-G_Y + \beta_Y R_Y) \text{Chl. } a + F(\text{TP}) \quad (3)$$

$$\frac{\partial (\text{TN})}{\partial t} = \sigma_{NY} (-G_Y + \beta_Y R_Y) \text{Chl. } a + F(\text{TN}) \quad (4)$$

$$\frac{\partial (\text{DO})}{\partial t} = \sigma_{OY} (G_Y - R_Y) \text{Chl. } a - \sigma_{OC} K_c \text{TOC} - \frac{K_b}{A} \cdot \frac{dA}{dy} + F(\text{DO}) \quad (5)$$

$$\frac{\partial (\text{SS})}{\partial t} = W_o \frac{\partial (\text{SS})}{\partial y} + F(\text{SS}) \quad (6)$$

ここに、 W_o :濁質沈降速度(m/day), G_Y :藻類の比増殖速度, R_Y :自己酸化速度係数, β_Y :TN, TPへの回帰率, K_c :TOCの分解速度定数, K_b :単位面積底泥の酸素消費フラックス, $\sigma_{XX'}$: X' から X への単位換算係数である。

Eqs. (1)~(6)中の F は移流、拡散による移動量を表す項であり、次式で与える。

$$F(X) = \frac{B}{A} (u_{in} X_{in} - u_{out} X) - \frac{1}{A} \frac{\partial (VAX)}{\partial y} - \frac{(\alpha_c + D_c)}{A} \cdot \frac{\partial}{\partial y} \left(A \frac{\partial X}{\partial y} \right) \quad (7)$$

ここに、 A :各分割層の上面面積, B :各分割層の貯水池平均幅, X_{in} :各流入濃度, α_c :物質に関する渦動拡散係数, D_c :分子拡散係数である。また、 u , V はそれぞれ水平方向、鉛直(深さ)方向の流速である。

Eqs. (1), (2)中の藻類の比増殖速度 G_Y 、自己酸化速度係数 R_Y 及び有機物分解速度定数 K_c の温度依存性は次式で表す。

$$\left. \begin{aligned} G_Y &= G_{Y_{max20}} \Theta^{T-20} f_I f_P \\ R_Y &= R_{Y20} \Theta^{T-20} \\ K_c &= K_{c20} \Theta^{T-20} \end{aligned} \right\} \quad (8)$$

ここに、 $G_{Y_{max20}}$:水温20℃における藻類最大比増殖速度, Θ :温度係数, f_I :日射量の大小による効率関数, f_P :リン濃度による効率関数, R_{Y20} :水温20℃における藻類の自己酸化速度係数, K_{c20} :水温20℃における有機物分解速度定数である。

Eq. (8)において、日射量及びリン濃度の影響 f_I , f_P は次式で表す。

$$\left. \begin{aligned} f_I &= \frac{\phi}{I_s} \exp \left(1 - \frac{\phi}{I_s} \right) \\ f_P &= \text{TP} / (k_p + \text{TP}) \end{aligned} \right\} \quad (9)$$

ここに、 I_s :最適日射量 ($\approx 300 \text{ kcal/m}^2 \cdot \text{day}$), k_p :半飽和定数である。

Eq. (9)中の ϕ は各分割層における日射量で Lambert の法則より次式で表す。

$$\phi(y) = (1 - \beta) (1 - a_r) \phi_a \exp(-\eta(y_o - y)) \quad (10)$$

ここに、 β :水面吸収率 (≈ 0.5), a_r :水面反射率 (≈ 0.06), ϕ_a :日射量, η :減衰係数である。

なお、大気－湖水間の酸素移動速度に関して、液境膜厚さ L_x は風速 V_w の関数として次式¹⁾で表す。

$$L_x/L_{x0} = \begin{cases} (V_w/V_{w0})^{-2} & (V_w \geq V_{w0}) \\ 1 & (V_w \leq V_{w0}) \end{cases} \quad (11)$$

ここに、 V_w :風速(m/sec), L_{x0} :水面フィルム厚さの基準値($\approx 440 \mu m$), V_{w0} :風速の基準値($\approx 2 m/sec$)である。

貯水池内の各水平分割層に対して熱収支式を立てると次式が得られる。

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{B}{A} (u_{in} T_{in} - u_{out} T) - \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial y} (V A T) + \frac{(\alpha_r + D_r)}{A} \cdot \frac{\partial}{\partial y} (A \frac{\partial T}{\partial y}) - \frac{1}{\rho C A} \cdot \frac{\partial}{\partial y} (A \phi) \quad (12)$$

ここに、 T_{in} :流入水温, D_r :熱伝導度($\approx D_c$), α_r :熱に関する渦動拡散係数($\approx \alpha_c$), ρ :水の密度(t/m^3), C :比熱(kcal/kg $\cdot^\circ C$)である。

Table 1 Parameter used in the model

Symbol	Parameter	Input value (range)	Unit
α_c	Eddy diffusion coefficient	9×10^{-4}	m^2/day
β_y	Yield coefficient of TN and TP	0.6 (0.3~1)	—
η	Light absorption coefficient	0.4	—
θ	Temperature coefficient	1.07	—
σ_{cy}	Ratio of biologic release of TOC from algae	4.8×10^{-2}	gTOC/mgChl. a
σ_{ny}	Coefficient of biologic utilization of TN for algae	17.0 (15~19.5)	gTN/mhgChl. a
σ_{oc}	Oxygen demand exerted by TOC decomposition	2.7	gO ₂ /gTOC
σ_{oy}	Coefficient of biologic production of O ₂ for algae	0.13	gO ₂ /mgChl. a
σ_{py}	Coefficient of biologic utilization of TP for algae	1.25 (1.0~1.3)	mgP/mgChl. a
D_c	Molecular diffusion coefficient	9×10^{-5}	m^2/day
$G_{y_{max20}}$	Maximum specific growth rate of algae at 20°C	2.0 (1~2)	day ⁻¹
K_{b20}	O ₂ utilization rate of sediment at 20°C	2.5 (0.1~5)	gO ₂ /m ² ·day
K_{c20}	Decomposition rate constant of TOC at 20°C	0.01	day ⁻¹
K_p	Saturation coefficient of algae	26.0 (2~50)	mgP/m ³
R_{y20}	Endogenous respiration rate of algae at 20°C	0.09 (0.08~0.1)	day ⁻¹
W_0	Sedimentation rate	0.4	m/day

3. 2 シミュレーション

水質生態モデル及びモデル内パラメーターについてはこれまで多くの研究がなされている。これまでに報告されているパラメーター^{1)~4)}を Table 1 に示した。本研究ではこれら既往研究結果の平均的な値を採用し、草木ダムの年間水質（温度、濁度、DO、TP、TN、TOC）、及び藻類（Chl. a）変化のシミュレーションを行った。

ここで、基礎式の数値解法は前進差分法により行い、計算時間ステップ0.2日、鉛直方向分割距離2mとした。計算期間は1989年10月～1990年10月である。また、外部関数として、気象データ（ダムサイトにおける日射量、風速、気温、湿度）及び流入・流出水量は日平均値を、流入水温及び流入水質は月平均値を与えた。

Fig.6にそれぞれダムサイトにおける表層の水温、DO、濁度の計算結果を実測値と比較して示した。水温に対する計算値は、湖水水温が最低となる2月後半から実測値より若干低い値になったが、両者の年間変動の傾向は良く一致した。また、鉛直方向分布も良い一致をみた。図中の計算結果は10月の測定値を初期条件として与えて計算したものであるが、3ヶ月間前後の短期間の予測を考えればより精度の良い予測が可能であった。DOの計算値もほぼ実測値と一致したが、7、8月の洪水時の急激的な変化は計算されず鉛直方向分布には5 mg/l前後の差が生じた。濁度に関しては、ほぼ安定している冬期で計算値は実測値と良く一致したが8月から9月にかけて大きく異なった。これは降雨、特に洪水時の流入水濁度の日変動が計算に用いられていないことによるものである。

TN及びTPに対する計算結果を実測値と対比して Fig. 3 (A), (B) に示した。TN、TP濃度の実測値は初夏から秋にかけて変動が大きいが、年間変動でみると計算値と実測値はほぼ一致した。なお、TOC値に関しては、計算値が実測値の30～60%の値であったが、両者の傾向はTN、TPと同様にほぼ一致した。Chl. aに対する結果を Fig.7に示した。Chl. aについては、5月の藻類増殖、7月下旬から8月上旬及び8月中旬から9月にかけての異常増殖の傾向を概ね表し、年間変動に対しても計算値と実測値はほぼ一致した。

計算に用いた流入水質データは月平均値であり、変動の著しい夏期及びその前後の期間における水質及び藻類増殖をより詳細に予測するためには、より高頻度のデータ収集が必要である。

Fig.8は、モデル内に *P. tenue* 増殖の項を加え、その経時変化をEq. (1)を用いて計算し、実測値⁵⁾と比較したものである。*P. tenue* 経時変化の計算は、先ずEq. (1)中のChl. a濃度を *P. tenue* 群体数とし、次に全藻類(Chl. a)の年間変動の計算で得られているTP濃度をEq. (9)に代入し、Eq. (8)から増殖速度 G_V を求めて行った。ここで、湖内に流入する *P. tenue* は無視少とし、また *P. tenue* の最大比増殖速度は

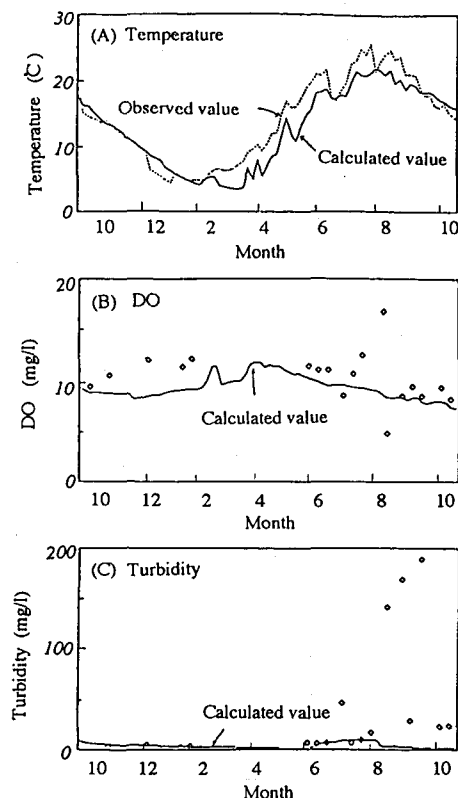


Fig.6 Simulations of temperature, DO, and turbidity at surface layer.

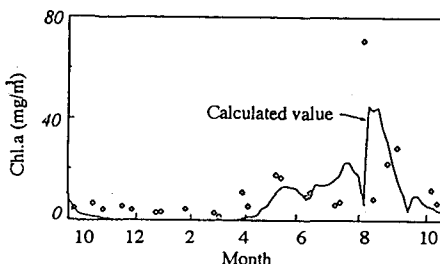


Fig.7 Simulation of Chl.a at surface layer.

実測値の傾向と最も良く一致する $G_{\text{max}20}$
 $=2.5 \text{ 1/day}$ とし、さらに自己酸化速度 $R_{\text{v}20}$
 は全藻類の場合と同じ値とした。また、
P. tenue 群体数の初期値は群体が顕著に
 表れた7月20日の値(図中の矢印)に一
 致するように仮定した。

Fig. 9は、Fig. 8に示した期間内におけ
 る、水深方向の温度及びTP濃度分布の計
 算結果を比較して示したもので、図には
 実測値も合わせて示した。計算値及び実
 測値の傾向からわかるように、春期から
 夏期にかけて形成された温度成層は8月
 上旬の洪水時の湖内攪拌によって破壊さ
 れ、その結果藻類増殖が主として起こる
 略10m前後までの表層部において水温及
 び栄養塩類濃度が上昇する結果となった。
 したがって、Fig. 8に示した8月から9月
 にかけての P. tenue の増殖の計算結果が
 7~8月初旬の計算結果に比べて大きく
 なったのは、洪水時の湖内攪拌による
 ところが大きいと考えられる。

Fig. 8の計算結果と実測値を比較する
 と、7月下旬から8月初旬の P. tenue 増
 殖過程及び8月下旬から9月の異常増殖
 過程ともに、最大発生時期はほぼ一致し
 た。しかしながら、本研究で仮定した
 $G_{\text{max}20}$ は山田ら⁵⁾及びSalamaら⁶⁾の報
 告している実験データに比べて数倍大
 きく、またFig. 8の計算値は数値的に大
 きく異なる場合もあり、湖内の濁度 (Fig. 6
 (C)) や洪水時 (8/10及び9/17) を含めた
 7~9月の流入水質データ頻度の向上を
 含め、更に検討が必要である。

4. 結 言

草木ダム湖における富栄養化現象の調査、及び湖水水質変動と藻類増殖の予測の可能性について検討を行
 い、以下の結論を得た。

- (1) 草木ダムの年間水質(栄養塩類濃度、有機物濃度)変化及び藻類(Chl. a)変化に対して、鉛直一次
 元モデルに既往パラメーターの平均的な値を用いて行った計算は実測値の傾向を良好に表した。
- (2) モデル内に Phormidium tenue の増殖過程を組み込み、最大比増殖速度を約 2.5 1/d とした場合の P. tenue
 群体数の予測計算結果は実測値の傾向と大略一致した。
- (3) TN、TP等の栄養塩類濃度の湖内流下方向の変化は、あまりみられなかった。また、栄養塩類の季節

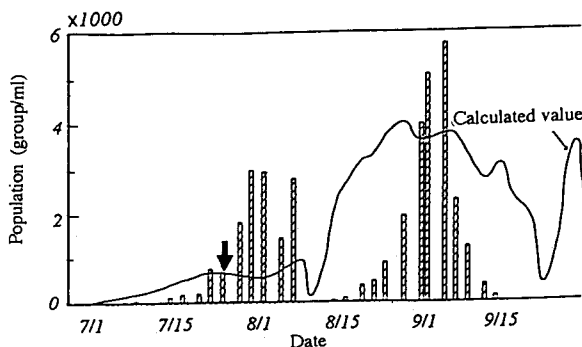


Fig.8 Simulation of excessive growth of Phormidium tenue in 1990.

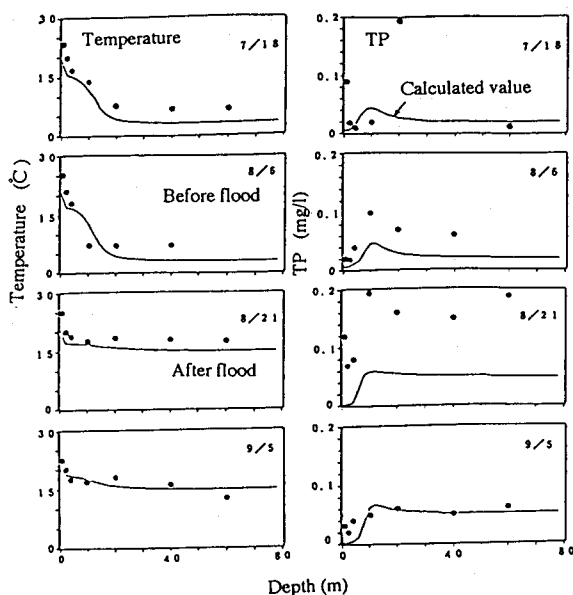


Fig.9 Time course changes of temperature and TP profiles during the excessive growth.

変化は夏期に他の期間に比べ大きく、また高濃度であった。鉛直方向分布については、夏期には水面付近濃度がやや低く、中、底層濃度が高いのに対して、その他の期間の分布はほぼ一様であった。

謝辞：本研究の遂行にあたって御協力を頂いた元群馬大学学生、高木つや子（群馬日本電気）、横山奈保美（群馬県庁）に感謝の意を表します。

[Nomenclature]

A	: upper surface area each layer.	(m^2)	u_{1s}	: inlet velocity.	(m/day)
a_r	: reflection coefficient at water surface.	(=0.6)	u_{out}	: outlet velocity.	(m/day)
B	: wide of each layer.	(m)	V	: vertical velocity.	(m/day)
C	: specific heat.	($\text{kcal}/\text{kg}\cdot^\circ\text{C}$)	V_w	: wind velocity.	(m/sec)
D_e	: molecular diffusion coefficient.	(m^2/day)	V_{wo}	: standard value for V_w .	(=2 m/sec)
D_T	: heat diffusion coefficient.	(m^2/day)	W_o	: sedimentation rate.	(m/day)
f_i	: effectiveness function for light intensity defined by Eq.(9).	(-)	y_o	: elevation from lake bottom.	(m)
f_r	: effectiveness function for TP defined by Eq.(9).	(-)	y_{out}	: central position of outflow.	(m)
G_r	: specific growth rate of algae.	(day^{-1})	α_c	: eddy diffusion coefficient.	(m^2/day)
G_{rmax}	: maximum specific growth rate of algae at 20°C.	(day^{-1})	α_T	: thermal eddy diffusion coefficient.	(= α_c)
I_o	: optimum light intensity.	(=300 $\text{kcal}/\text{m}^2\cdot\text{day}$)	β	: absorption coefficient at water surface.(=0.5)	
K_s	: O_2 utilization rate of sediment.	($\text{gO}_2/\text{m}^2\cdot\text{day}$)	β_T	: yield coefficient of TN, TP.	(-)
K_d	: decomposition rate constant of TOC.	(day^{-1})	σ_{cr}	: ratio of biologic release of TOC from algae.	(-)
K_p	: saturation coefficient for TP.	(mgP/m^3)	σ_{nr}	: coefficient of biologic utilization of TN for algae.	(-)
K_{s20}	: O_2 utilization rate of sediment at 20°C.	(day^{-1})	σ_{oc}	: oxygen demand exerted by TOC decomposition.	(-)
K_{d20}	: decomposition rate constant of TOC at 20°C.	(day^{-1})	σ_{or}	: coefficient of biologic production of O_2 for algae.	(-)
L_s	: liquid film thickness.	(μm)	σ_{rr}	: coefficient of biologic utilization of TP for algae.	(-)
L_{so}	: standard value for L_s .	(=440 μm)	θ	: temperature coefficient.	(-)
R_r	: endogenous respiration rate of algae.	(day^{-1})	ρ	: water density.	(t/m^3)
R_{r20}	: endogenous respiration rate of algae at 20°C.	(day^{-1})	ϕ	: light intensity at each layers.	($\text{kcal}/\text{m}^2\cdot\text{day}$)
T	: temperature.	($^\circ\text{C}$)	ϕ_o	: light intensity.	($\text{kcal}/\text{m}^2\cdot\text{day}$)
T_{1s}	: inflow temperature.	($^\circ\text{C}$)	η	: light absorption coefficient.	(m^{-1})
u	: horizontal velocity.	(m/day)			

[参 考 文 献]

- 1) 電力中央研究所;貯水池水質の調査と解析,電力中央研究所報告No. 302(1982)
- 2) 岩佐 義朗;湖沼工学(1990)
- 3) 細見 正明,岡田 光正,須藤 隆一;湖沼生態系モデルによる富栄養化防止対策の評価,衛生工学研究論文集・第24巻pp. 151-166(1988)
- 4) L. G. Rich;Ecological System,Environmental Systems Engineering pp. 99-137,Mc Graw-Hill(1973)
- 5) 山田 直樹,青山 幹,山田 益生,浜村 憲克;天然水のカビ臭に関する研究(第1報) *Phormidium tenue* の増殖特性とカビ臭産生について,水質汚濁研究,第8巻,第8号pp. 515-521(1985)
- 6) A. M. Salama, I. A. Kobbia, and E. F. Shabana;Growth, Chlorophyll a Content and Methabolic Response of *Anabena Flos-aquae* and *Phormidium Fragile* to Herbicide Dalapon, Egypt. J. Physiol. Sci, Vol. 12, No. 1, pp. 53-66(1985)
- 7) 草木ダム湖気象観測月報(1990-1991)
- 8) 桐生市元宿浄水場ホロミジウム計測表(1990)