

## 琵琶湖塩津湾の生態系モデルによる数値シミュレーション

焦春萌・余輝<sup>1)</sup>・日高平<sup>1)</sup>・津野洋<sup>1)</sup>

### 要 約

本研究では、2004年夏に行った48時間連続調査の結果をもとに、該湾の生態系モデルを構築した。本生態系モデルは、北湖に開けている鉛直方向に10層ボックスを分割した。北湖との水の出入りの開境界条件は、等温面法を用いて計算した。また、本モデルの河川水流入スポットは、鉛直方向10層の湖水水温に応じて流入スポットを動的に変えられるようにした。さらに、本モデルは、植物プランクトンの種群を三つに分け、その種群競争を再現することができた。モデルの計算値は観測値の特徴をよく再現した。また、本研究には、溶存態有機物の増大は湾内の無機態リン分布に大きな影響を及ぼすことが数値シミュレーションにより示された。

### 1. はじめに

近年、琵琶湖北湖一部の湖岸帯において、藍藻類の増殖が見られる。北湖の一番大きい湖湾である塩津湾にも、藍藻類が優占種になった場合もあり、その水質は変わっている。塩津湾で増殖した藍藻類は北湖に拡散しており、琵琶湖全体の水質に対して影響が生じる可能性がある（焦，2004）。塩津湾の水質形成過程の把握は、現在、緊急な課題となっている。一方、湖沼での水質形成過程の解明には、水理学的要因と生物化学的要因の両者を組み合わせて検討する必要があるので、本研究は水理学的要因を配慮する塩津湾生態系モデルを導入した。

本生態系モデルの特徴として、鉛直方向に従来の1層或いは2層の湖沼生態系モデルと違って、10層に分割していて、河川水流入スポットは、鉛直方向10層の湖水水温に応じて流入スポットを動的に変える。また、植物プランクトンの種群を三つに分け、湖流、水温、光日射量および栄養塩などの外部変数の変化に応答した植物プランクトン



図1 琵琶湖塩津湾および48時間連続調査地点

1) 京都大学大学院工学研究科

の種群競争を再現することができるようになった。

本研究では、2004年夏に行った48時間連続調査の結果をもとに、該湾の生態系モデルを構築し、塩津湾の水質形成過程を把握することを目的とする。

## 2. 塩津湾生態系モデルの構築

### 2.1 空間ボックスの分割

本モデルでは、夏の塩津湾の水温成層特徴を表すため、該湾(図1)を鉛直方向に10個のボックスを分割した。表水層を第1層と第2層(ボックス)にし、水温躍層を第3層~第7層にし、深水層を第8層~第10層にした。水温躍層を詳しく表現するため、第3層~第7層は2mごとに細かく分割した。

### 2.2 塩津湾生態系モデル

#### 2.2.1 塩津湾生態系モデルの状態変数

塩津湾における物質循環を簡略化したものを図2に示す。四角で囲まれている変数は塩津湾生態系の構成要素として取り扱う変数(状態変数と呼ぶ)であり、本モデルでは、無機態窒素(N)、無機態リン(P)、植物プランクトン( $M_1, M_2, M_3$ :珪藻、藍藻、緑藻およびその他の植物プランクトン)、動物プランクトン(Z)、デトリタス(D)、溶存態有機物(C)、溶存酸素(DO)、および底泥からの栄養塩の溶出( $N_{sed}, P_{sed}, C_{sed}$ :底泥からの無機態窒素(N)、無機態リン(P)および溶存態有機物(C)の溶出)が考慮されている。

#### 2.2.2 塩津湾生態系モデルの概要

図2にはモデルの化学・生物諸過程および物質流動循環経路を示している。植物プランクトン( $M_j; j=1, 2, 3$ )は栄養塩(N, P)を摂取し光合成により増殖し(paths(1), (2), (3))、一部は枯死・呼吸(基礎代謝)によりデトリタス(D)となるかまたは分解により栄養塩(N, P)として回帰される(paths(4), (5), (6))、一部は動物プランクトン(Z)に捕食される(paths(7), (8), (9))。増殖した動物プランクトン(Z)は自身の基礎代謝によりデトリタス(D)となるかまたは分解により

栄養塩(N, P)に回帰される(paths(10))。デトリタス(D)は下層や底泥に沈降し、沈降過程で一部が分解され溶解性有機物(C)になり(paths(11))、溶解性有機物(C)はさらに分解し無機態の栄養塩(N, P)に回帰され(paths(12))、再び植物プランクトン( $M_j$ )の増殖に利用され、循環サイクルに入る。有光層深さを考慮し第1~4層でのみこれらのすべての反応経路を設定しているが、第4層以下は植物プランクトンの光合成による増殖はないものと設定している(Tsuno, 2001)。底泥には、酸素(DO)が消費され、栄養塩および溶存態有機物( $N_{aed}, P_{aed}, C_{aed}$ )が溶出される(paths(13), (14), (15))。また湖流・北湖からの内部波のスロッシングによるデトリタスの再浮上が起こる(paths(16))。

また、塩津湾の外部の物質流動循環経路として、河川からの流入負荷、琵琶湖北湖との物質交換、降水の影響なども考慮されている。

### 2.3 物理・化学・生物諸過程の定式化

#### 2.3.1 物質流動循環の定式化

本モデルの状態変数の変化率は次式で表される。

$$\frac{dC_{i,j}}{dt} = R_{rain} + R_{river} + R_{Ni,j} + F_{i,j} + FLUX_{i,j} - FLUX_{i,j-1} - S_j \quad (1)$$

ここで、 $i$ はN, P,  $M_1, M_2, M_3, Z, C, DO$ 、 $C_{i,j}$ は $j$ 層における $i$ の濃度、 $j$ は1~10の水層ナンバー、 $R_{rain}$ は降水による変化率、 $R_{river}$ は河川流入などの外部負荷による変化率、 $R_{Ni,j}$ は北湖との交換による変化率、 $F_{i,j}$ は湖内の生物化学的諸過程の反応による変化率、 $FLUX_{i,j}$ は上下層間物質の鉛直拡散移動による変化率で、 $S_j$ はデトリタスの沈降による $C_{D,j}$ の変化率である。この方程式における各変化率は以下の式で表される。

#### 1) 降水による変化率 $R_{rain}$

$$R_{rain} = \frac{Q_{rain}}{V_j} (C_{i,rain} - C_{i,j}) M_j \quad (2)$$

ここで、 $Q_{rain}$ は降水率( $m^3/day$ )、 $V_j$ は第 $j$ 層の体積( $m^3$ )、 $C_{i,rain}$ は雨水の $i$ の濃度である。



$$M_j = \begin{cases} 1 & j=1 \\ 0 & j \neq 1 \end{cases}$$

2) 河川流入の外部負荷による変化率  $R_{river}$

$$R_{river} = \frac{Q_{river}}{V_j} (C_{i,river} - C_{i,j}) N_j \quad (3)$$

ここで、 $Q_{river}$  は河川水の流入率 ( $m^3/hr$ )、 $C_{i,river}$  は河川水中の  $i$  の濃度である。

$$N_j = \begin{cases} 1 & j = \text{河川水と同一水温の第 } j \text{ 層} \\ 0 & j = \text{それ以外の水層} \end{cases}$$

3) 上下層間物質の鉛直拡散移動による変化率  $FLUX_{i,j}$

$Flux_{i,j}$  は第  $j$  層境界面にある  $i$  の Flux

$$Flux_{i,j} = -K_{dj} \frac{A_j}{V_j} \frac{dC_{i,j}}{dz} = -K_{dj} \frac{A_j}{V_j} \frac{(C_{i,j+1} - C_{i,j})}{\Delta H_j} \quad (4)$$

ここで、 $K_{dj}$  は第  $j$  層境界面における鉛直拡散係数、 $A_j$  は第  $j$  層境界面の面積、 $V_j$  は  $j$  層の体積、 $\Delta H_j$  は第  $j$  層と第  $j+1$  層との中心部の水深差である。水表面と湖底面を通過する Flux が無いから、

$$Flux_{i,0} = Flux_{i,10} = 0 \quad (5)$$

鉛直拡散係数  $K_{dj}$  は次式で与える (Imberger, 1987)。

$$K_{dj} = \frac{a}{N^2 \alpha} \quad (6)$$

ここで、 $a$  は定数 (0.05) で、 $\alpha$  は 0.3~0.9 の定数 (0.5) である。N は浮力振動周波数で、次式で与える。

$$N^2 = -\frac{g}{\rho_0} \frac{d\rho}{dz} \quad (7)$$

ここで、 $\rho_0 (=1000kg/m^3)$  は湖水の参照密度、 $\rho$  ( $kg/m^3$ ) は湖水の密度、 $g (=9.80665m/s^2)$  は重力加速度、 $Z$  は水深 (m) である。

4) 琵琶湖北湖との水交換による変化率 (北湖の影響、希釈作用)  $R_{Ni,j}$

琵琶湖北湖との水交換による希釈作用は湾内栄養塩レベルに支配的な影響を持つから、その希釈作用を評価するために、湾内外水交換による混合率をモデルに導入した。

琵琶湖北湖との水交換による変化率  $R_{Ni,j}$  は下式で求める。

$$R_{Ni,j} = \frac{Q_{Nj}}{V_j} (C_{Ni,j} - C_{i,j}) \times rr \rightarrow (Q_{Nj} > 0) \\ R_{Ni,j} = 0 \rightarrow (Q_{Nj} < 0) \quad (8)$$

ここで、 $Q_{Nj}$  は第  $j$  層に入る北湖の水フラックス、 $Q_{Nj} > 0$  の時、水フラックスが湾内へ流れ、 $Q_{Nj} \leq 0$  の時、水フラックスが湾外へ流れる。 $C_{Ni,j}$  は第  $j$  層に入る北湖水の  $i$  成分の濃度、 $rr$  は北湖との水交換混合率で次式で与える。

$$rr = 0 \sim 1 \quad \begin{cases} rr = 1 & \text{混合しない場合} \\ rr = 0 & \text{完全混合の場合} \end{cases}$$

5) 塩津湾における生物化学的反應諸過程による変化率  $F_{i,j}$

塩津湾における各状態変数の生物化学的反應速度の計算は本モデルの一番重要な部分である。各状態変数  $i$  の反應速度  $F_{i,j}$  は各相関する生物化学的反應速度  $R_k$  ( $k=1 \sim 18$ ) の総和で計算され、次節で説明される。

6) デトリタスの変化率  $S_j$

デトリタスの沈降による  $C_{D,j}$  の変化率  $S_j$  は次式で与える。

$$S_j = -\frac{v_{sD} C_{D,j}}{H_j} \quad (9)$$

ここで、 $v_{sD}$  はデトリタスの沈降速度、 $C_{D,j}$  はその濃度、 $H_j$  は第  $j$  層の厚みである。

### 2.3.2 塩津湾における生物化学的反應諸過程

各生物化学的反應速度  $R_i$  は以下の式で計算される。

(1) 光合成

植物プランクトンの光合成速度 ( $R_i, i=1, 2, 3$  (paths)) [ $mgChl-a/(L \cdot day)$ ] は、周囲の水温・日射量・栄養塩濃度に依存し、次式で計算される。

$$R_{1,2,3} = \mu_{Mk} \times f_{T_k} \times f_{I_k} \times f_{N_k} \times M_k \\ k=1,2,3 \quad (10)$$

ここで、 $\mu_{Mk}$  は最大比増殖速度、 $f_{T_k}$  は水温影響関

数,  $f_{Ik}$  は日射量影響関数,  $f_{Nk}$  は栄養塩影響関数,  $M_k$  は植物プランクトンの生物量 (mgChl-a/L) である。

a) 水温影響関数  $f_{Tk}$  は最適温度 ( $T_{opt}$ ) のとき 1.0 となり、0℃では 0 となる 2 次関数曲線である。植物プランクトンの増殖最適温度は種によって異なる。水温が成長最適温度に達したときに最大の増殖速度になる。水温影響関数は次式で与える。

$$f_{Tk} = -\frac{(T - T_{optMk})^2}{T_{optMk}^2} + 1 \quad k=1,2,3 \quad (11)$$

b) 日射量影響関数は、Di Tro (1971) の指数関数で計算される。

$$f_{Ik} = \frac{e}{\varepsilon h} \left[ \exp\left\{-\frac{I}{I_{optMk}} \exp(-\varepsilon h)\right\} - \exp\left(-\frac{I}{I_{optMk}}\right) \right] \quad k=1,2,3 \quad (12)$$

ここで、 $I$  は水深  $h$  までに透過する日射量 (MJ/( $m^2 \cdot d$ ))、 $I_{optMk}$  はプランクトン増殖の最適日射量、 $e$  は湖水の固有消光係数、 $\varepsilon$  は植物プランクトンによる消光係数である。最適日射量  $I_{optMk}$  を超えると強光障害になり、また、水柱に透過する日射量は Lambert-Beer's Law に従い、種間競争は各種の最適日射量  $I_{optMk}$  に制限される。

c) 栄養塩濃度による影響関数は、Michaelis-Menten式で表される。

$$f_{Nk} = \min\left(\frac{N}{K_{NMk} + N}, \frac{P}{K_{PMk} + P}\right) \quad k=1,2,3 \quad (13)$$

ここで、 $K_{NMk} \cdot K_{PMk}$  はそれぞれ無機態窒素・無機態リンの摂取に伴う半飽和定数 (Michaelis定数) である。Liebigの最小律に従い、栄養塩濃度による種間競争光合成速度は水中のリン・窒素のうち制限の強い方に依存し、各種の植物プランクトンの Michaelis定数およびその最大比増殖速度  $\mu_{Mk}$  で支配される。

## (2) 枯死

植物プランクトンの枯死速度 ( $R_{4,5,6}$ ) [mgChl. a/(L·day)] は水温および水中の溶存酸素 (DO)

濃度に依存する。水温による影響は指数関数で、DOによる影響はMichaelis-Menten式で表される。

$$R_{4,5,6} = k_{dMk} \theta_{Mk}^{(T-20)} \frac{DO}{K_{DO} + DO} M_k \quad k=1,2,3 \quad (14)$$

ここで、 $k_{dMk}$  (1/d) は植物プランクトン枯死速度、 $\theta$  は水温影響定数、 $K_{DO}$  は溶存酸素の半飽和定数 (mgO<sub>2</sub>/L) である。

## (3) 捕食速度

動物プランクトンによる植物プランクトンの捕食速度 ( $R_{7,8,9}$ ) は、20℃における最大濾水速度 ( $F_{maxZ}$  [L/(d·mgDW)])、水温の影響、植物プランクトン生物量、動物プランクトン濃度および対植物プランクトン濃度の濾水抵抗影響数 ( $K_{mZ}$ ) により計算される。

$$R_{7,8,9} = F_{maxZ} \frac{T}{20} \frac{K_{mZ}}{K_{mZ} + \sum M_k} M_k Z \quad k=1,2,3 \quad (15)$$

## (4) 分解速度

動物プランクトンの死亡速度 ( $R_{10}$ ) [mgDW/(L·day)]、デトリタスおよび溶存態有機物の分解速度 ( $R_{11}, R_{12}$ ) [mgDW/(L·day)] [mgCOD/(L·day)] は水温および水中の溶存酸素 (DO) 濃度に依存する。水温による影響は指数関数、DOによる影響は Michaelis-Menten式で計算される。

$$R_{10} = k_{dZ} \theta_Z^{(T-20)} \frac{DO}{K_{DO} + DO} Z \quad (16)$$

$$R_{11} = k_{dD} \theta_D^{(T-20)} \frac{DO}{K_{DO} + DO} D \quad (17)$$

$$R_{12} = k_{dC} \theta_C^{(T-20)} \frac{DO}{K_{DO} + DO} C \quad (18)$$

ここで、 $k_{dZ}$ 、 $k_{dD}$  および  $k_{dC}$  (1/d) はそれぞれ動物プランクトンの死亡速度、デトリタスおよび溶存態有機物の分解速度、 $\theta$  はそれぞれの水温影響定数、 $K_{DO}$  は溶存酸素の半飽和定数 (mgO<sub>2</sub>/L) である。

## (5) 底泥溶出速度

底泥からのリン・窒素および溶存態有機物の溶

出 ( $R_{13,14,15}$ ) [ $\text{mgN}/(\text{L}\cdot\text{day})$ ,  $\text{mgP}/(\text{L}\cdot\text{day})$ ,  $\text{mgC}/(\text{L}\cdot\text{day})$ ] は、単位底泥面積の溶出率 ( $k_{srA}$ ) (1/d) および湖底表面積 ( $A$ ) ( $\text{m}^2$ ) の積で表し、底泥からのデトリタス再浮上 ( $R_{16}$ ) [ $\text{mgDW}/(\text{L}\cdot\text{day})$ ] も同様に取扱う。

$$R_{13,14,15} = k_{srA(N,P,C)} \frac{A}{V_L \times 1000} \quad (19)$$

$$R_{16} = k_{srD} \frac{A}{V_L \times 1000} \quad (20)$$

本モデルでは、湖湾の物理地形が湖岸から湖底までの傾斜が非常に穏やかで、層間では層面積の差が大きく、底層だけでなく上層部にも溶出・再浮上が起こることも考慮された。上層部の露出部分の面積  $A$  は ( $A_i - A_{i+1}$ ) で計算した。

#### (6) 溶存酸素の再曝気および消費速度

( $R_{17,18}$ ) [ $\text{mgO}_2/(\text{L}\cdot\text{day})$ ]

溶存酸素濃度 (DO) は、有機物の分解作用以外に、湖表水面における再曝気、底泥での消費によって変化する。

a) 湖面における再曝気は、湖面における飽和溶存酸素量と溶存酸素量との差に依存した関数で計算される。

$$R_{17} = k_L \frac{A(DO_{sat} - DO)}{V_L} \quad (21)$$

ここで、 $K_L$  は再曝気速度定数 ( $\text{m}/\text{day}$ ) で、風速 ( $W$ ) により計算される。

$$K_L = \max(0.04, 0.782\sqrt{W} - 0.31W + 0.0372W^2) \quad (22)$$

飽和溶存酸素量  $DO_{sat}$  ( $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) は水温の関数で表される。

$$DO_{sat} = 16.5 - \frac{8.0}{22.0} T \quad (23)$$

b) 底泥での酸素消費率は下式で表される。

$$R_{18} = k_{DO} \theta_{DO}^{(T-20)} \frac{A}{1000V_L} \quad (24)$$

底泥溶出と同様に、上層部の露出部分の面積  $A$  ( $\text{m}^2$ ) は層間の面積の差 ( $A_i - A_{i+1}$ ) で計算される。

## 2.4 計算条件

### 2.4.1 河川流入条件

#### (1) 流量・負荷量計算

塩津湾に流れ込む主な 4 河川に自動測定器を設置され、10 分間隔で各河川の水位・水温を測定している。これらのデータを用いて作られた各河川の H-Q 曲線によって流量を算出する。流入汚濁物質量の計算は流量及び水質分析データから求める。

#### (2) 流入スポット

本モデルでは、河川水水温は湖水より変化しやすく、日変動が激しい。湖水鉛直各層の水温と比較し、同じ水温層に流れ込むように河川水流入スポット位置を変える。このように鉛直方向 10 層の湖水水温に応じて、流入スポットを動的に変える。成層期では、暖かい河川水が表層に沿って拡散したり、水温躍層に流れ込んだりして、栄養塩の枯渇しやすい有光層の一次生産に寄与する。

### 2.4.2 気象条件

気象条件としては、降水量、気温、風速および植物プランクトンの光合成に関する全天日射量などのデータが必要である。ここで、塩津湾に一番近い彦根気象台虎姫観測所の観測データを利用する。成層期短期モデルでは、1 時間ごとのデータを与える。

### 2.4.3 開境界条件 (北湖との水交換)

本モデルの 10 個 (層) のボックスは閉鎖されたものではなく、北湖に開けている。北湖との水の出入りの開境界条件はモデルの計算に大きく影響する。本モデルの開境界条件は等温面法 (余, 2005) を用いて計算した。本モデルの北湖の水質、植物プランクトンデータは今津中央観測点のものを使った (環境白書)。

## 2.5 モデル感度分析

モデルを実用する前に、校正 (Calibration) と検証 (Verification) が必要である。しかし、本生態

表1 パラメーターの感度分析

|                 | Parameters         | S_N   | S_P   | S_Diat. | S_Blu. | S_Other. | S_Z   | S_D   | S_C   | S_DO  |
|-----------------|--------------------|-------|-------|---------|--------|----------|-------|-------|-------|-------|
| 消光係数            |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 水の消光係数          | e                  | -0.03 | -0.10 | 0.11    | 0.12   | 0.16     | 0.01  | 0.03  | 0.00  | 0.01  |
| 植物プランクトンの消光係数   | ε                  | -0.07 | -0.27 | 0.31    | 0.31   | 0.42     | 0.02  | 0.09  | 0.00  | 0.02  |
| 珪藻のパラメーター       |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 最適日射量           | I <sub>optM1</sub> | 0.20  | 0.73  | -0.30   | -0.95  | -1.27    | -0.08 | -0.28 | 0.00  | -0.05 |
| 最適水温            | Z <sub>optM1</sub> | 0.00  | -0.01 | 1.49    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 最大生長率           | m <sub>M1</sub>    | 0.00  | 0.00  | 0.61    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| リンの半飽和常数        | K <sub>pM1</sub>   | 0.00  | 0.00  | -0.12   | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 窒素の半飽和常数        | K <sub>nM1</sub>   | 0.00  | 0.00  | -0.06   | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 死亡率             | K <sub>dM1</sub>   | 0.00  | 0.00  | -0.72   | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 温度常数            | q <sub>M1</sub>    | 0.00  | 0.01  | -6.54   | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.01  | 0.00  | 0.00  |
| 藍藻のパラメーター       |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 最適日射量           | I <sub>optM2</sub> | -0.03 | -0.10 | 0.00    | 0.53   | 0.00     | 0.01  | 0.03  | 0.00  | 0.01  |
| 最適水温            | Z <sub>optM2</sub> | 0.00  | -0.01 | 0.00    | 0.07   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 最大生長率           | m <sub>M2</sub>    | -0.04 | -0.15 | 0.00    | 0.85   | 0.00     | 0.02  | 0.06  | 0.00  | 0.01  |
| リンの半飽和常数        | K <sub>pM2</sub>   | 0.01  | 0.03  | 0.00    | -0.17  | 0.00     | 0.00  | -0.01 | 0.00  | 0.00  |
| 窒素の半飽和常数        | K <sub>nM2</sub>   | 0.00  | 0.01  | 0.00    | -0.08  | 0.00     | 0.00  | -0.01 | 0.00  | 0.00  |
| 死亡率             | K <sub>dM2</sub>   | 0.02  | 0.07  | -0.01   | -0.74  | -0.01    | -0.01 | 0.04  | 0.00  | 0.00  |
| 温度常数            | q <sub>M2</sub>    | 0.13  | 0.50  | -0.06   | -6.69  | -0.08    | -0.10 | 0.22  | 0.01  | -0.03 |
| 他の藻類のパラメーター     |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 最適日射量           | I <sub>optM3</sub> | -0.10 | -0.38 | 0.01    | 0.00   | 0.72     | 0.04  | 0.13  | 0.00  | 0.03  |
| 最適水温            | Z <sub>optM3</sub> | -0.01 | -0.04 | 0.00    | 0.00   | 0.09     | 0.00  | 0.01  | 0.00  | 0.00  |
| 最大生長率           | m <sub>M3</sub>    | -0.16 | -0.62 | 0.02    | 0.01   | 1.14     | 0.06  | 0.21  | 0.00  | 0.04  |
| リンの半飽和常数        | K <sub>pM3</sub>   | 0.03  | 0.11  | 0.00    | 0.00   | -0.23    | -0.01 | -0.04 | 0.00  | -0.01 |
| 窒素の半飽和常数        | K <sub>nM3</sub>   | 0.01  | 0.06  | 0.00    | 0.00   | -0.11    | -0.01 | -0.02 | 0.00  | 0.00  |
| 死亡率             | K <sub>dM3</sub>   | 0.06  | 0.22  | -0.02   | -0.02  | -0.76    | -0.04 | 0.11  | 0.00  | -0.02 |
| 温度常数            | q <sub>M3</sub>    | 0.42  | 1.49  | -0.18   | -0.16  | -6.84    | -0.27 | 0.54  | 0.02  | -0.11 |
| 動物プランクトンのパラメーター |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 最大生長率           | F <sub>maxZ</sub>  | 0.00  | 0.00  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.14  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 半飽和常数           | F <sub>mZ</sub>    | 0.00  | 0.00  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.01  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 死亡率             | K <sub>dZ</sub>    | 0.00  | 0.00  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | -0.33 | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 温度常数            | q <sub>Z</sub>     | 0.00  | 0.00  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | -3.09 | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| デトリタスのパラメーター    |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 沈殿率             | v <sub>sD</sub>    | 0.00  | -0.01 | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | -1.53 | -0.04 | 0.00  |
| 分解率             | K <sub>dD</sub>    | 0.00  | 0.01  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | -0.21 | 0.06  | 0.00  |
| 分解の温度常数         | q <sub>D</sub>     | 0.03  | 0.11  | 0.01    | 0.01   | 0.01     | 0.00  | -1.90 | 0.47  | -0.01 |
| 溶存態有機物のパラメーター   |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 分解率             | K <sub>dC</sub>    | 0.08  | 0.32  | 0.03    | 0.04   | 0.05     | 0.00  | 0.01  | -0.13 | -0.02 |
| 分解の温度常数         | q <sub>C</sub>     | 0.74  | 2.54  | 0.21    | 0.29   | 0.39     | 0.02  | 0.07  | -1.22 | -0.18 |
| 溶存酸素のパラメーター     |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 溶存酸素の消耗率        | R <sub>os</sub>    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| 溶存酸素の半飽和常数      | K <sub>DO</sub>    | -0.01 | -0.02 | 0.03    | 0.03   | 0.03     | 0.01  | -0.01 | 0.00  | 0.00  |
| 分解の温度常数         | q <sub>DO</sub>    | 0.00  | 0.00  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.11  |
| 底泥からの溶出パラメーター   |                    |       |       |         |        |          |       |       |       |       |
| リンの溶出率          | K <sub>srAP</sub>  | 0.00  | 0.22  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 窒素の溶出率          | K <sub>srAN</sub>  | 0.10  | 0.00  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.00  | 0.00  |
| 溶存態有機物の溶出率      | K <sub>srAC</sub>  | 0.01  | 0.04  | 0.00    | 0.00   | 0.00     | 0.00  | 0.00  | 0.44  | -0.01 |

※以上の数値は各パラメーターの10%変化による状態変数率で計算したものである (S = [ΔX/X] / [ΔP/P])。

系モデルにはたくさんのパラメーターが含まれているので、この校正は難しい。校正を効率化するため、モデルのパラメーターの中で最も敏感なものを中心に行うのが必要である。パラメーター感度分析は感度分析という。

パラメーターの感度は次式で与える。

$$S_{-x} = \frac{[\Delta X/X]}{[\Delta P/P]} \quad (25)$$

ここで、Δpはパラメーターの変化、Δp/pはパラメーターの変化率（ここでΔp/p=10%）、ΔXは状態変数の変化、ΔX/Xは状態変数の変化率である。このS<sub>-x</sub>は大きければ大きいほど、この状態変数は該パラメーターに感度が高いことになる。

表1に感度分析の結果を示す。まず、植物プランクトンの成長の制限因子である無機態リンの感度分析の結果を検討する。無機態リンの変化は、

植物プランクトンの最大成長率、死亡率、温度常数（植物プランクトンの成長および有機物の分解に関係する）、最適日射（植物プランクトンの成長に関係する）、溶存態有機物の分解および底泥からの無機態リンの溶出の変化に敏感に関係する。植物プランクトンの生物量はその最大成長率、死亡率、温度常数、無機態リンの半飽和常数、最適日射の変化に敏感に変化する。動物プランクトンの量の変化は自身の最大成長率、死亡率、温度常数に敏感である。本来、動物プランクトンの量の変化は植物プランクトンの生物量と関係しているはずであるが、本モデルには、動物プランクトンの量が少ないので、この両者の関係がうすい。デトリタスの量の変化は、植物プランクトンの最大成長率、死亡率、温度常数、最適日射の変化に敏感し、また、デトリタスの沈降速度、分解率および自身の温度常数に関係している。溶存態有機物の量は、自身の分解率、温度常数、底泥からの溶存態有機物の溶出の変化に敏感する。

以上の感度分析の結果を踏まえ、各状態変数に最も敏感なパラメーターが分かった。この敏感なパラメーターを調整し（trial and error方式）、本モデルの校正と検証を行った。

### 3. シミュレーションの結果と考察

#### 3.1 検証用データ

数値モデルを校正（Calibration）する時、現地調査のデータ（検証用）が必要である。平成16年8月6日10:30から8日10:30まで、塩津湾内（図1）で、実験調査船「はっけん号」に泊まり、48時間連続現地調査を行った。調査内容は、表面から底まで5m水深ごとに8層で、4時間1回12回で実施した。水質分析項目としては、塩津湾における懸濁性物質指標、有機汚濁指標、富栄養化指標、生物指標の中での14項目について水質分析を行った。また、平成16年8月10日、平成16年8月12日の2回の現地調査と合わせて、1週間のデータが揃った。このデータを用いて、生態系モデルを校正し、シミュレーションを行った。

#### 3.2 週間水質変動の再現

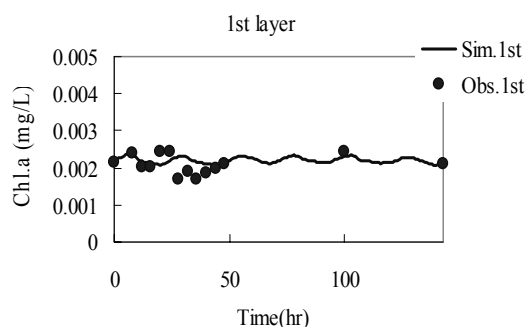
##### (A) クロロフィルa量の再現

この週間データを用いて、観測値と計算値とを比較し、この生態系モデルの妥当性を検証した。図3に、2004年8月6日からの48時間連続調査を含む一週間におけるクロロフィルa量の観測値および計算値の時系列を示す。成層期の8月には、クロロフィルa量が低いであるが、48時間連続調査の時、その変動が見える。図3-aから図3-dまでに、このモデルの有光層のクロロフィルa量を示す。図3-aには、観測値と計算値とはよく一致しているが、48時間連続調査の時（最初の部分）の観測値の変動は計算値が現れていない。図3-b～図3-dには、計算値と観測値がほぼ一致しているが、計算値の方がやや小さい値となっている。一方、図4には、2004年8月6日からの48時間連続調査後の一週間におけるクロロフィルa量の観測値および計算値の鉛直分布を示す。クロロフィルa量の極大値は湖面付近にみられなく、湖面下15m付近の水温躍層付近に現れる。この観測値の鉛直分布特徴（図4の左）は計算値（図4の右）の鉛直分布でよく表現される。

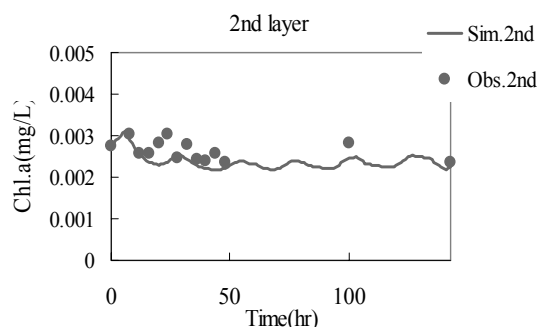
##### (B) 無機態リン週間変動の再現

図5に、2004年8月6日からの48時間連続調査後の一週間における無機態リン量の観測値および計算値の時系列を示す。図5-aと図5-bには、水深14mまでの水層（表水層と水温躍層の上部）のものに相当し、観測値と計算値とは基本的に一致しているが、48時間連続調査の時（最初の部分）の観測値の変動は計算値が現れておらず、計算値の方がやや小さい値となっている。これは開境界条件による問題である。塩津湾と琵琶湖北湖とは内部波によって頻繁に水を交換している。北湖の水質データが不足であるため、期間中北湖の水質は全く変わらないとしている。よって、塩津湾観測値の変動は計算値で十分表現できないことになる。このモデルを校正するため、塩津湾と北湖と同時に水質調査が必要であると思われる。図5-cと図5-dには、水深14m以下の水層（水温躍層の

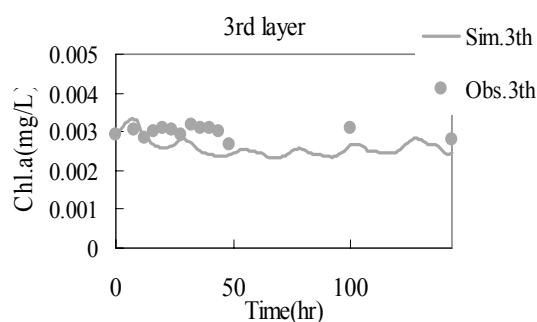




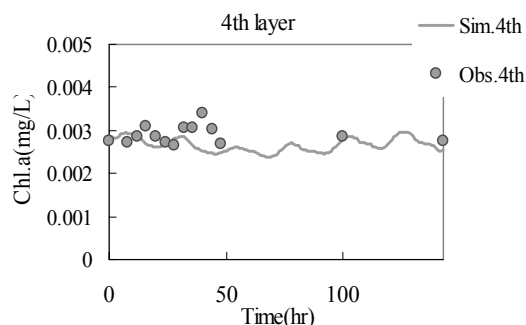
a) 第1層のクロロフィルaの計算値と観測値



b) 第2層のクロロフィルaの計算値と観測値



c) 第3層のクロロフィルaの計算値と観測値



d) 第4層のクロロフィルaの計算値と観測値

図3 塩津湾における2004年8月6日10:30から一週間のクロロフィルaの観測値および生態系モデルによる計算値

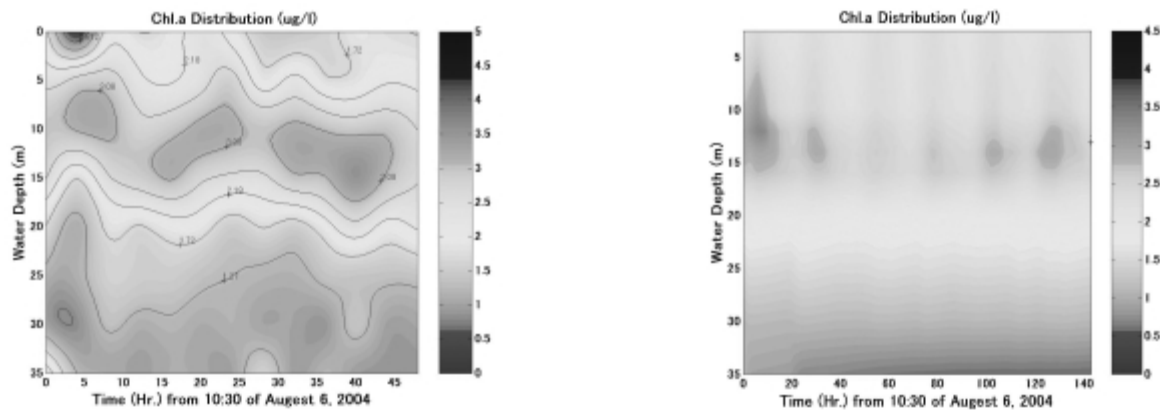


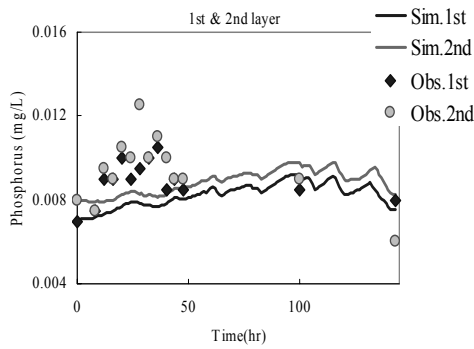
図4 塩津湾における2004年8月6日10:30から48時間のクロロフィルaの観測値(左)および生態系モデルによる一週間計算値(右)の鉛直分布 (グラビア6頁参照)

下部と深水層)のものに相当し、観測値と計算値とは基本的に一致している。

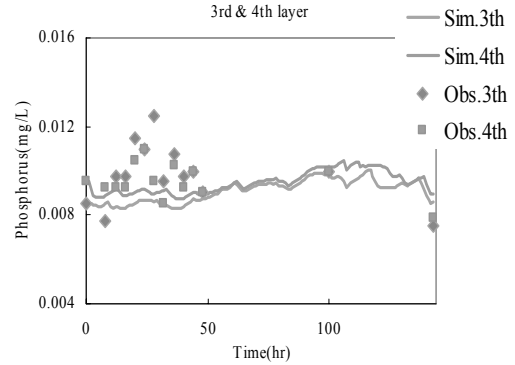
#### 4. まとめ

本報では、2004年8月に行った48時間連続調査で得られたデータの基に、琵琶湖塩津湾の生態系モデルを構築した。塩津湾の生態系の週間変動の

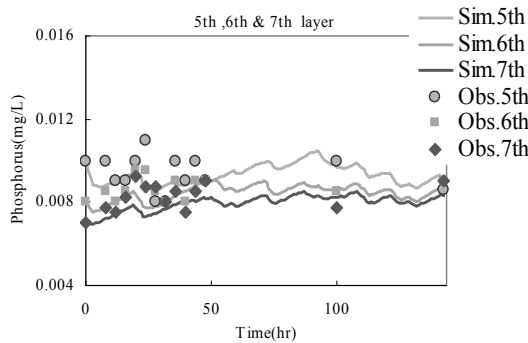
再現を主目的として数値シミュレーションを行ったが、計測値と計算値との間にいくつかの相違が見られた。この主な原因としては、開境界条件のデータが不足であることと、動物プランクトンの動態および湖水と底泥との物質交換のモデル化に改良の余地が残されていることが挙げられる。特に、後者は、塩津湾および琵琶湖生態系の短期変化を



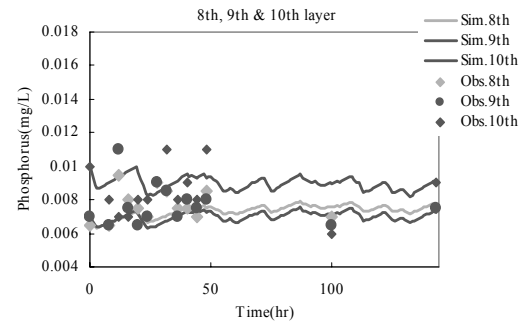
a) 第1, 2層のリンの計算値と観測値



b) 第3, 4層のリンの計算値と観測値



c) 第5, 6, 7層のリンの計算値と観測値



d) 第8, 9, 10層のリンの計算値と観測値

図5 塩津湾における2004年8月6日10:30から一週間のリンの観測値および生態系モデルによる計算値 (グラビア6頁参照)

予測する上で非常に重要であり、今後本生態系モデルで考慮すべき要素である。一方、溶存態有機物の増大は湾内の無機態リン分布に大きな影響を及ぼすことが数値シミュレーションにより示された。原因は明確ではないが、琵琶湖流域の農業形態の変化や人間の生活スタイルの変化、あるいは地球温暖化の原因より湖底からの栄養塩溶出量の増加により、塩津湾の水質は悪化になる可能性がある。したがって、該湾の水質監視を強化するとともに、琵琶湖北湖と連動する将来の水質変動および水質改善効果をより高精度の予測しうるモデルの開発を継続していく必要がある。

## 引用文献

- 焦春萌(2004):塩津湾の水質分布特性の短期変化. 滋賀県琵琶湖研究所報, No.21, 70-77.
- Imberger J. (1987): Hydrodynamics of lakes. Proc. 12th Covention Australian Water and Wastewater Assoc, 401-423.
- 余輝, 焦春萌, 岸本直之, 日高平, 津野洋 (2005): 等温面法による湖沼主湖盆と湖湾における水の移流交換機構の解析. 土木学会論文集, 804, 23-32.
- 滋賀県 (2004): 滋賀県環境白書資料編 2004 版
- Tsuno H., T. Hidaka and S.E. Jorgensen (2001): 2-layer-model development, planning and management of lakes and reservoirs, Models for Eutrophication on Management, PAMOLAR training package version 1.0, UNEP International Environmental Technology Centre and International Lake Environment Committee, 50-73.