

## 生態系モデルを用いたクリーク底泥からの 栄養塩溶出の定量評価

平川 翔大\*・原口 智和\*・郝 愛民\*\*

(\*海浜環境情報学研究室, \*\*温州大学生命与環境科学学院)

平成30年12月16日 受理

### Quantitative Evaluation of Nutrients Elution Flux from Sediment in Creek using Ecological Model

Shota HIRAKAWA\*, Tomokazu HARAGUCHI\*, Aimin HAO\*\*

(\*Laboratory of Rural Environment Sciences, \*\*College of Life and Environmental Science, Wenzhou University)

*Accepted December 16, 2018*

#### Summary

With an experiment resembling a semi-closed creek, a box type primary ecosystem model was applied to identify the model parameters for concentrations of phytoplankton, nutrients, dissolved oxygen etc. in the temporal pattern. Temporal changes in these concentrations estimated by the model mostly matched with observed data. Additionally, the numerical results were analyzed for quantitative evaluation of nutrient concentration and supply/consumption by processes which have effect on the concentration. This indicated that supply through nutrients elution from sediment was less than those through phytoplankton activity and mineralization of organic matter.

**Key words:** ecological model, nutrients elution, dissolved oxygen, sediment, creek

#### 緒 言

佐賀平野は佐賀県南東部に広がる沖積平野であり、稲作を中心とする農業が栄えてきた。これを支えてきたのは、乏しい水資源の有効活用を可能とするクリークの存在によるものが大きい<sup>1)</sup>。クリークとは農業用排水路のことで、佐賀平野の全域に亘って張り巡らされている。クリークは農業用水の送水・排水だけでなく、貯水機能・洪水緩和機能により安定した農業を支えてきた。しかし、佐賀平野は低平地のため水流が緩やかで半閉鎖的であり、かつ用水を反復利用するという性質上、窒素やリンといった栄養塩が蓄積し、富栄養化に陥りやすい環境である。農村部では都市化や混住化の進行に伴う生活雑排水の流入も、富栄養化問題に拍車をかけている。富栄養化によって植物プランクトンが異常繁殖すると、魚介類のへい死、生物相の変化、レクリエーション障害などを引き起こす。このことから、クリークの水質保全・浄化に向けた対策を講じる必要がある。

水質改善の手段として植生浄化法がある。植生浄化法とは、栄養塩を植物の養分として吸

収させることで水中から削減する水質浄化システムである。その水域内に自生し、繁殖している水生植物を利用した水質浄化が検討されている<sup>2)</sup>。しかし、異常繁殖による通水阻害、浄化に利用した植生をそのまま放置することで水域内の貧酸素化、および有機汚濁負荷や栄養塩類等の増加といった様々な問題が懸念される<sup>3)</sup>。このことから、植生浄化法の実用化には、水生植物の水質浄化能力だけでなく、水生植物がクリーク水環境にどれほど影響を及ぼすのかを併せて考える必要がある。水生植物が水質へ及ぼす影響を数値的に視覚化させるには、水域内での窒素、リン、酸素などの様々な物質の内部循環を明らかにしなければならない。その手法として、水域内の生物および環境要因の相互関係をモデル化する生態系モデルが存在する。

一方で、クリークは従来モデルが適用されてきた湖沼よりも水深が浅く、農地からの土壌や有機物の流入も大きいため、底泥からの栄養塩溶出による濃度変動の影響が大きいものと推察される。また、クリークの底泥に関しては、田畑から流入した土壌の堆積と移動や、底泥中の有機物の構成など、未知な部分が多いため、定量的に評価する手法を確立しなければならない。本研究では、水生植物が繁茂するクリークの水環境評価に資するため、生態系モデルを用い、底泥からの栄養塩溶出の定量評価を行った。

## 方 法

### 1. 解析対象データ

2014年8月～11月に佐賀大学農学部西圃場にて行われた閉鎖的クリークを模した実験<sup>4)</sup>のデータをモデル解析に使用した。実験の概要は以下のとおりである。90Lポリ容器(直径48cm, 高さ68.3cm)の底に佐賀市内のクリークより採取した底泥(厚さ10cm)を入れ、そこにクリーク水を静かに入れた。これを3つ設けたが、そのうちの一つの水表面に藻類が繁茂した。一週間毎に水深10cm, 40cmの2深度で水質(アンモニア態窒素( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), 亜硝酸態窒素( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), 硝酸態窒素( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), リン酸態リン( $\text{PO}_4\text{-P}$ )の濃度, クロロフィルa濃度(Chla), 溶存酸素濃度(DO))を測定した。気温, 湿度, 降雨量, 日射量などの気象データに関しては, 農学部圃場に常設されている気象観測システムで測定した。水深はスチール定規を用いて測定した。

気象条件および水深の経時変化を図1に示す。10/8の急激な水深の上昇は, 水の補給によるものである。水表面に藻類が繁茂したものの以外の2つの容器について, Chla, DO,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ の平均値を求めた(図2)。本モデル解析では, 水面に藻類が繁茂した容器を除く2つの容器の2深度における各濃度の平均値を用いた。

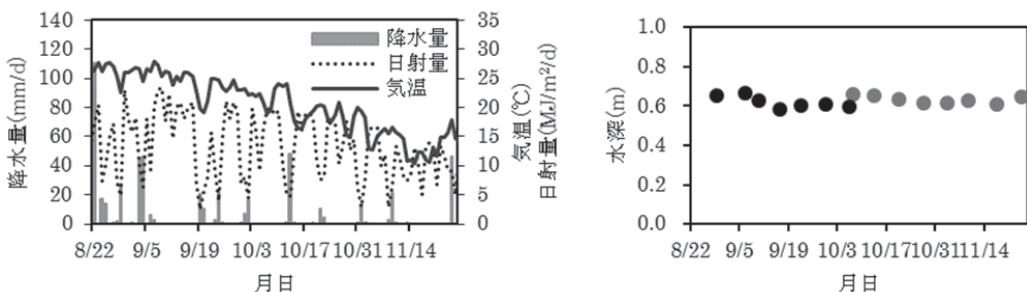


図1 気象条件および水深の経時変化

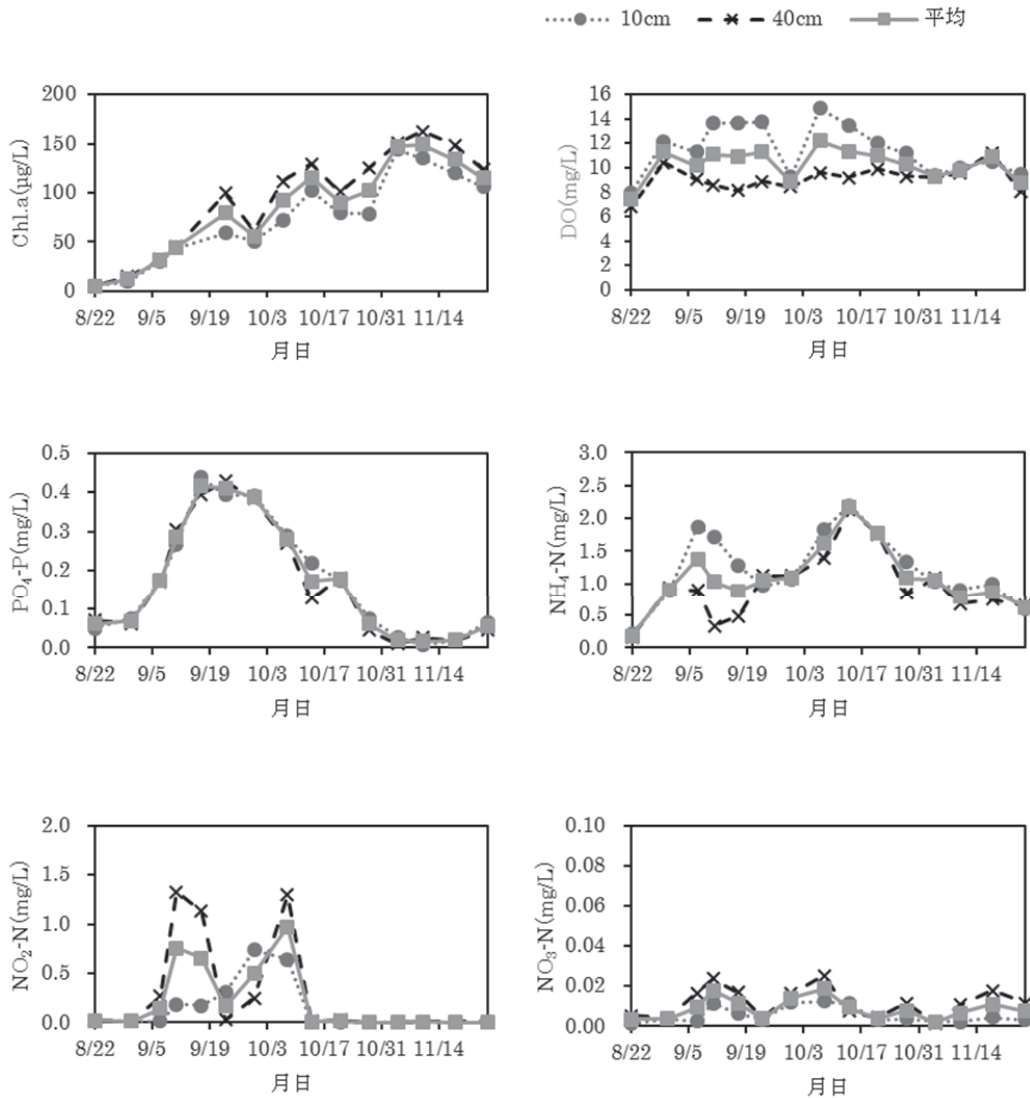


図2 実験におけるクロロフィル a 濃度, 溶存酸素濃度, 栄養塩類濃度の経時変化

## 2. 生態系モデル

本研究では, 中田ら<sup>5)</sup>および井芹ら<sup>6)</sup>によって示された, 閉鎖水域の水質を均一とするワンボックス型低次生態系モデルを採用した. 本モデルの概念図を図3に示す. 底泥からの栄養塩溶出は, 底層の溶存酸素濃度の影響を受ける. また, 底泥による酸素消費は堆積物の分解, 底生生物の呼吸などが複雑に絡み, 詳しいことは明らかにされていない<sup>5)</sup>. よって, 底生生物や堆積物からなる底生生態系は環境因子として扱い, モデルの状態変数から除外した. 本モデルの状態変数は, 植物プランクトン (PP), 動物プランクトン (ZP), 懸濁態有機性炭素 (POC), 溶存態有機性炭素 (DOC), PO<sub>4</sub>-P, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, DO の計9種類の濃度である. PP, ZP の現存量は炭素量で表現する. 各状態変数の時間変化は, 生物化学的な物質循環過程による濃度変動量を用いた物質収支式で表される. 本研究では, 井芹ら<sup>6)</sup>に示された以下の物質収支式を用いた.

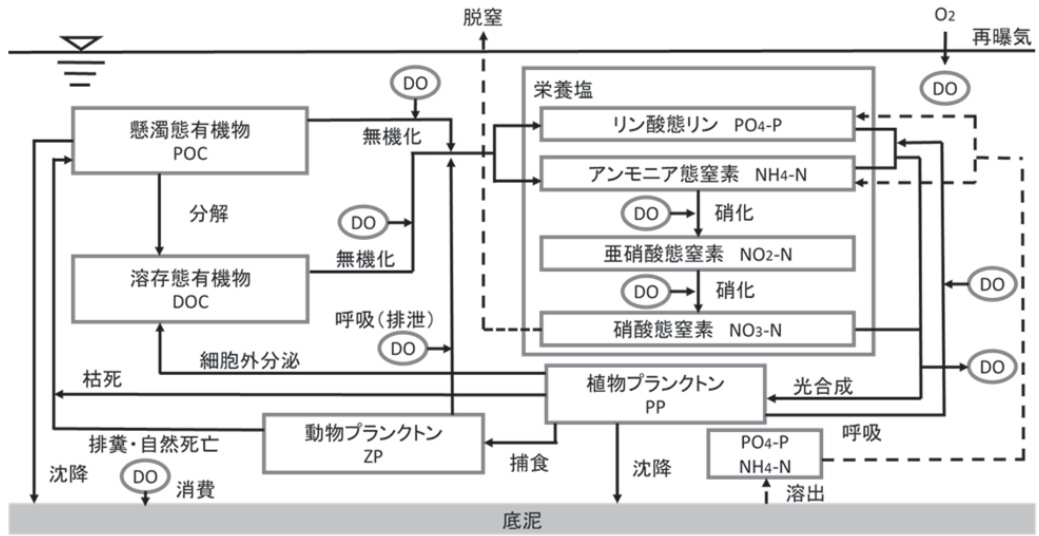


図3 ワンボックス型低次生態系モデルの概念図

$$\frac{dC_{PP}}{dt} = B_1 - B_2 - B_3 - B_4 - B_5 - B_6 \quad (1)$$

$$\frac{dC_{ZP}}{dt} = B_3 - B_7 - B_8 - B_9 \quad (2)$$

$$\frac{dC_{POC}}{dt} = B_5 + B_7 + B_9 - B_{10} - B_{11} - B_{12} \quad (3)$$

$$\frac{dC_{DOC}}{dt} = B_2 + B_{11} - B_{13} \quad (4)$$

$$\frac{dC_{PO_4-P}}{dt} = -[P:C]_{PP}B_1 + [P:C]_{PP}B_4 + [P:C]_{ZP}B_8 + [P:C]_{POC}B_{10} + [P:C]_{DOC}B_{13} + B_{14} \quad (5)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{NH_4-N}}{dt} = & -(1-r_1)[N:C]_{PP}B_1 + [N:C]_{PP}B_4 + [N:C]_{ZP}B_8 + [N:C]_{POC}B_{10} \\ & + [N:C]_{DOC}B_{13} + B_{15} - B_{16} \end{aligned} \quad (6)$$

$$\frac{dC_{NO_2-N}}{dt} = B_{16} - B_{17} \quad (7)$$

$$\frac{dC_{NO_3-N}}{dt} = -r_1[N:C]_{PP}B_1 + B_{17} - B_{18} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{DO}}{dt} = & [TOD:C]_{PP}B_1 - [TOD:C]_{PP}B_4 - [TOD:C]_{ZP}B_8 - [TOD:C]_{POC}B_{10} \\ & - [TOD:C]_{DOC}B_{13} - B_{19} + B_{20} - B_{21} - B_{22} \end{aligned} \quad (9)$$

ここで、 $r_1$ はPPによる無機態窒素吸収における $NO_3-N$ と $NH_4-N$ の配分比である。 $r_1$ 以外のモデルに用いられるパラメータを表1、2に示す。これら物質収支式中の各濃度変動量 $B_1 \sim B_{22}$ については表3に示すとおりであり、これらの算定式については井芹ら<sup>6)</sup>と同一のものを用いた。なお、PPの呼吸( $B_4$ )は体内有機物の無機化であり、炭素が減少し(式(1)) $PO_4-P$ 、 $NH_4-N$ が供給される(式(5)、(6))。

表1 生態系モデルのパラメータ

モデルパラメータ	設定値	単位
0℃における最大成長速度定数※	$\alpha_1$ 0.58	1/d
温度係数	$\beta_1$ 0.0633	1/℃
最適光量	$I_{opt}$ 72.6875	W/m <sup>2</sup>
窒素摂取の半飽和定数※	$K_N$ 100	mg/m <sup>3</sup>
リン摂取の半飽和定数※	$K_P$ 40.6	mg/m <sup>3</sup>
0℃における最大摂食速度定数※	$\alpha_2$ 0.086	1/d
温度係数	$\beta_2$ 0.0588	1/℃
0℃における呼吸速度定数※	$\alpha_3$ 0.09867	1/d
温度係数	$\beta_3$ 0.0524	1/℃
植物プランクトン沈降速度※	$w_{PP}$ 0.01	m/d
0℃における枯死速度定数	$\alpha_4$ $4.5 \times 10^{-5}$	1/d
温度係数	$\beta_4$ 0.0693	1/℃
Ivlev 定数	$\lambda$ 0.0063	1/(mg/m <sup>3</sup> )
餌の閾値濃度※	$\Pi$ 120	mg/m <sup>3</sup>
0℃における自然死亡速度定数	$\alpha_5$ $5.0 \times 10^{-4}$	1/d
温度係数	$\beta_5$ 0.0693	1/℃
DOの半飽和値	DO <sub>1</sub> 3	mg/L
同化効率	$e$ 0.5	-
総成長率	$g$ 0.16	-
0℃におけるPOC分解速度定数※	$\alpha_6$ 0.009533	1/d
温度係数	$\beta_6$ 0.0693	1/℃
酸素制限の半飽和値	DO <sub>2</sub> 1.5	mg/L
分解余剰分生成割合※	$\zeta$ 0.23	-
POC沈降速度※	$w_{POC}$ 0.3933	m/d
0℃におけるDOC分解速度定数※	$\alpha_7$ $4.4 \times 10^{-3}$	1/d
温度係数	$\beta_7$ 0.0693	1/℃
酸素制限の半飽和値	DO <sub>3</sub> 1.5	mg/L
0℃におけるリン溶出速度※	$\alpha_8$ 0.8	mg/m <sup>2</sup> /d
温度係数	$\beta_8$ 0.0677	1/℃
DOによるリン溶出抑制効果※	$\gamma_P$ 0.0733	1/(mg/L)
0℃における窒素溶出速度※	$\alpha_9$ 6.33	mg/m <sup>2</sup> /d
温度係数	$\beta_9$ 0.0392	1/℃
DOによる窒素溶出抑制効果※	$\gamma_N$ 0.033	1/(mg/L)
0℃におけるNH <sub>4</sub> -N硝化速度定数※	$\alpha_{10}$ $2.6 \times 10^{-3}$	1/d
温度係数	$\beta_{10}$ 0.0693	1/℃
DOの半飽和値	DO <sub>4</sub> 0.5	mg/L
0℃におけるNO <sub>2</sub> -N硝化速度定数※	$\alpha_{11}$ 0.01	1/d
温度係数	$\beta_{11}$ 0.0693	1/℃
DOの半飽和値	DO <sub>5</sub> 0.5	mg/L
0℃における脱窒速度定数	$\alpha_{12}$ $1.55 \times 10^{-3}$	1/d
温度係数	$\beta_{12}$ 0.0932	1/℃
脱窒反応の閾値	DO <sub>6</sub> 2.5	mg/L
水温 $T_B$ での DO 消費速度定数※	$\alpha_{13}$ 200	1/d
水温	$T_B$ 0	℃
温度係数	$\beta_{13}$ 0.0693	1/℃
再曝気係数※	$\alpha_a$ 1.3467	mg/m <sup>2</sup> /d

※最適値探索したパラメータ

表2 生態系モデル計算に係る変量の組成比

組成比		設定値
植物プランクトン中の Chl.a/C 比※	[Chl.a:C] <sub>PP</sub>	0.025
植物プランクトン中の P/C 比※	[P:C] <sub>PP</sub>	0.017467
動物プランクトン中の P/C 比※	[P:C] <sub>ZP</sub>	0.016
懸濁態有機物中の P/C 比※	[P:C] <sub>POC</sub>	0.0216
溶存態有機物中の P/C 比※	[P:C] <sub>DOC</sub>	0.008
植物プランクトン中の N/C 比※	[N:C] <sub>PP</sub>	0.093
動物プランクトン中の N/C 比※	[N:C] <sub>ZP</sub>	0.08467
懸濁態有機物中の N/C 比※	[N:C] <sub>POC</sub>	0.172
溶存態有機物中の N/C 比※	[N:C] <sub>DOC</sub>	0.08067
植物プランクトン中の TOD/C 比	[TOD:C] <sub>PP</sub>	$3.11 \times 10^{-3}$
動物プランクトン中の TOD/C 比	[TOD:C] <sub>ZP</sub>	$3.31 \times 10^{-3}$
懸濁態有機物中の TOD/C 比	[TOD:C] <sub>POC</sub>	$3.01 \times 10^{-3}$
溶存態有機物中の TOD/C 比	[TOD:C] <sub>DOC</sub>	$2.82 \times 10^{-3}$

※最適値探索したパラメータ

表3 生態系モデルの物質循環過程における濃度変動量

$B_1$	光合成	$B_{12}$	POC の沈降
$B_2$	細胞外分泌	$B_{13}$	DOC の無機化
$B_3$	ZP による捕食	$B_{14}$	底泥からのリン溶出
$B_4$	呼吸	$B_{15}$	底泥からの窒素溶出
$B_5$	枯死	$B_{16}$	NH <sub>4</sub> -N の硝化
$B_6$	PP の沈降	$B_{17}$	NO <sub>2</sub> -N の硝化
$B_7$	排糞	$B_{18}$	脱窒
$B_8$	呼吸 (排泄)	$B_{19}$	底泥による酸素消費
$B_9$	自然死亡	$B_{20}$	再曝気
$B_{10}$	POC の無機化	$B_{21}$	NH <sub>4</sub> -N の硝化 (DO)
$B_{11}$	分解余剰物生成	$B_{22}$	NO <sub>2</sub> -N の硝化 (DO)

物質収支式中の濃度変動量のうち、底泥の関係する物質循環過程によるものは、 $B_{14}$ 、 $B_{15}$ 、および  $B_{19}$  の3つである。リン及び窒素の溶出速度  $B_{14}$ 、 $B_{15}$  は、0℃における溶出フラックス  $\alpha_9$  に水温依存性  $\beta_8$ 、 $\beta_9$  並びに溶存酸素濃度依存性  $\gamma_P$ 、 $\gamma_N$  を、酸素消費速度  $B_{19}$  は、 $T_B$  (0℃) における酸素フラックス  $\alpha_{13}$  と水温依存性  $\beta_{13}$  を考慮したものである。

$$B_{14} = \frac{\alpha_8 \exp(\beta_8 T - \gamma_P C_{DO})}{h_b} \quad (10)$$

$$B_{15} = \frac{\alpha_9 \exp(\beta_9 T - \gamma_N C_{DO})}{h_b} \quad (11)$$

$$B_{19} = \frac{\alpha_{13} \exp\{\beta_{13}(T - T_B)\}}{h_b} \times 10^{-3} \quad (12)$$

ここで、 $T$  (℃) は水温、 $h_b$  (m) は代表水深 (ここでは2つのポリ容器の水深の平均値を使用)、 $C_{DO}$  (mg/L) は溶存酸素濃度である。

### 3. 計算条件とモデルパラメータの同定

パラメータの同定では、8/22の観測値を初期値とし、観測終了日の11/26までの96日間を計

算期間とした。状態変数の物質収支式で構成される連立微分方程式の解析には Runge-Kutta-Gill 法を採用し、タイムステップ10分で計算した。PP の現存量  $C_{PP}$  については、Chl.a の観測値を  $[Chl.a:C]_{PP}$  で除することで炭素量に換算した。  $C_{ZP}$  については、  $C_{PP}$  に動物プランクトンと植物プランクトンの個体数比  $r_2$  を乗ずることで与えた。  $C_{DOC}$  と  $C_{POC}$  については実測データが無いので、Chl.a の観測値がほぼ等しい農業用ため池における TOC と DOC の観測値<sup>6)</sup>を参考に、TOC 濃度から DOC、PP、ZP の炭素量を差し引くことで  $C_{POC}$  を算定した。数値計算には水温と日射量の時間変化が必要となるが、日射量には実測値を用い、水温には気温の実測値を代用した。なお、気温を代用することの妥当性については、自作のモデル計算プログラムの動作検証（井芹ら<sup>6)</sup>のシミュレーションの再現）の段階において、気温を代用することの計算結果に及ぼす影響が小さいことを確認している。

表1、2に示したモデルパラメータのうち、未確定な28種類（※印を付したもの）に関しては、単純遺伝的アルゴリズム（Simple Genetic Algorithm : SGA）を用いて最適値探索を行って決定した。SGA では、個体数50、エリート保存戦略、一点交叉率50%、突然変異率5%、最大世代数100を採用した。適応度の評価には、Chl.a、DO、 $PO_4\text{-P}$ 、 $NH_4\text{-N}$ 、 $NO_2\text{-N}$ 、 $NO_3\text{-N}$  の計算値と観測値の2乗誤差で定義される以下の式を用いた（井芹ら<sup>6)</sup>、西田ら<sup>7)</sup>）。

$$f(I) = \frac{1}{ER} \quad (13)$$

$$ER = \sum_{n=1}^N w_n^2 \sum_{m=1}^M (OBS_{m,n} - CAL_{m,n})^2 \quad (14)$$

$$w_n = \frac{1}{\sum_{m=1}^M \frac{OBS_{m,n}}{M}} \quad (15)$$

ここで、 $f(I)$  は個体  $I$  の適応度、 $N$  は適応度の計算対象となる項目の総数、 $M$  は項目毎のデータの総数、 $OBS_{m,n}$  は観測値、 $CAL_{m,n}$  は計算値、 $w_n$  は項目  $n$  の重み係数である。本研究では、 $N$  は6個、 $M$  は14組である。

## 結果および考察

表2、3をパラメータの設定値として再現計算を行った結果を図4に示す。Chl.a については、10月下旬以降を除き、概ね観測値と計算値が一致している。DO については、実験開始から9月上旬までの期間において過小評価となっている。 $PO_4\text{-P}$  については、9月上旬から10月中旬にかけての大きな変動を再現できていない。無機態窒素濃度については、オーダー的にはおおむね妥当であるが、9月上旬及び10月中旬の変動を再現できなかった。なお、10月下旬以降に  $PO_4\text{-P}$  と  $NH_4\text{-N}$  を過大評価しているが、これは、Chl.a を過小評価したために植物プランクトンの吸収量が実際より小さく見積もられたことによるものと考えられる。

図5に無機態窒素並びにリン酸態リンの変動量及び変動に係る5つの過程（光合成、呼吸、無機化、底泥溶出、脱窒）の月毎の平均値（濃度表示）を示す。正値が供給であり、負値が消費である。第二縦軸は5つの過程の収支を示した全変動量である。窒素とリンの溶出が時間の低下に伴って徐々に低下している。これらに係る式(10)、(11)を見ると、DO が期間を通して変動が小さいことから、水温（ここでは気温）の低下の影響によるものだと考えられる。栄養塩供給に係る過程については、期間全体での平均は、底泥からの溶出（窒素： $2.13 \times 10^{-2}$  mg/L、リン： $3.81 \times 10^{-3}$  mg/L）は植物プランクトンの呼吸（窒素： $6.51 \times 10^{-2}$  mg/L、リン： $1.22 \times$

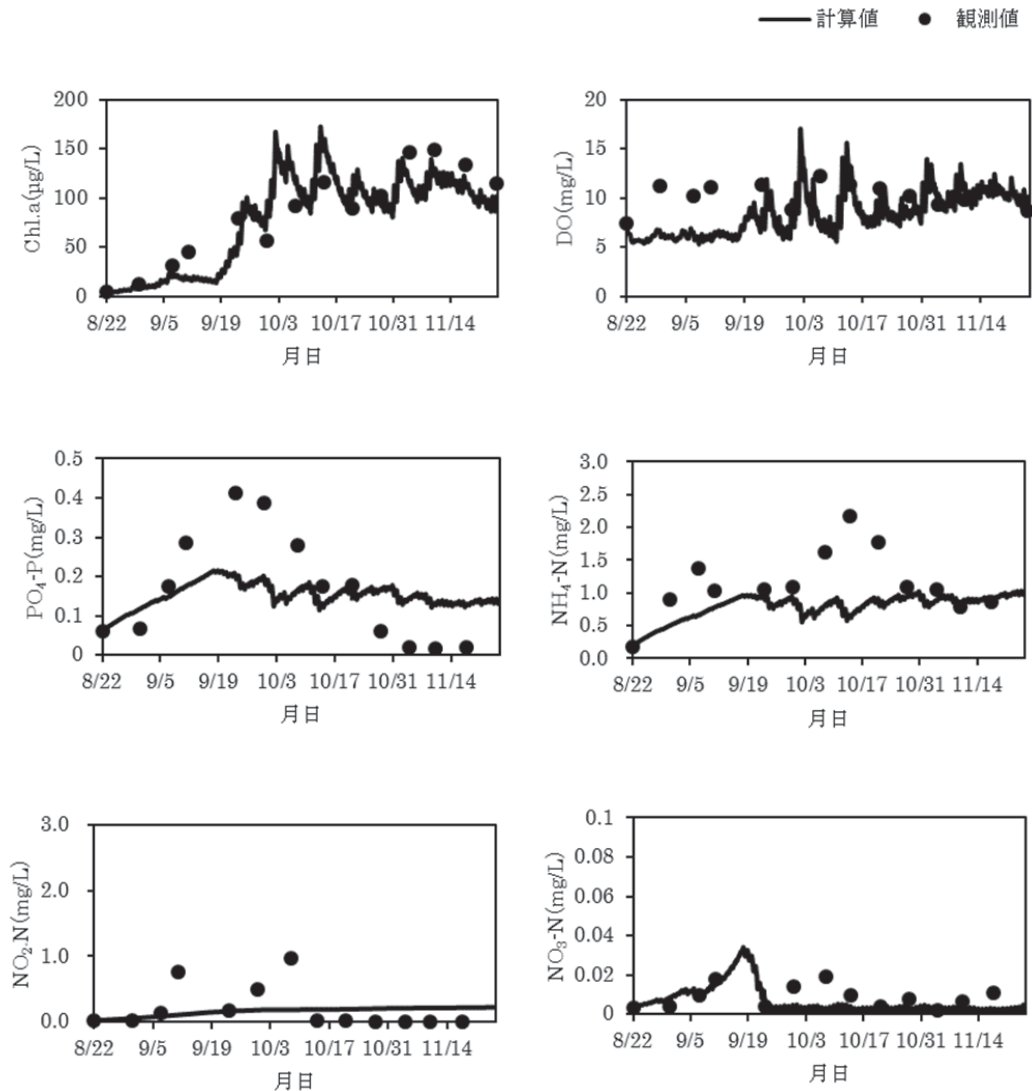


図4 観測と計算によるクロロフィル a 濃度、溶存酸素濃度、栄養塩類濃度の経時変化

$10^{-2}$ mg/L) の 3 分の 1 程であるが、水中有機物の無機化(窒素： $1.11 \times 10^{-2}$ mg/L、リン： $1.13 \times 10^{-3}$ mg/L) の 2、3 倍程度であることが示された。全変動量は、時間の経過に伴い低下しているが、これは、期間の初めで濃度上昇が大きく、後期における濃度変化が小さいことを表している。無機態窒素及びリン酸態リンとともに、Chl.a が比較的高い 9 月以降に光合成と呼吸の絶対値が他の過程に比べ大きくなっていることから、浮葉性植物等による水面被覆が小さく水中への日射が進入しやすい条件では、植物プランクトンの活性の栄養塩濃度に及ぼす影響が大きいと推察される。

本モデルでは堆積物の分解、底生生物の呼吸などで複雑な底泥を環境因子としておらず、式 (10)、(11) 中の  $0^{\circ}\text{C}$  における栄養塩溶出フラックス  $\alpha_8$ 、 $\alpha_9$  も期間を通して一定としているため、底泥中の状態の変化に対応できていないと考えられる。また、光合成による酸素供給のない夜間の DO を観測していないため、DO の計算値の確度が低く、栄養塩の溶出を過小評価し



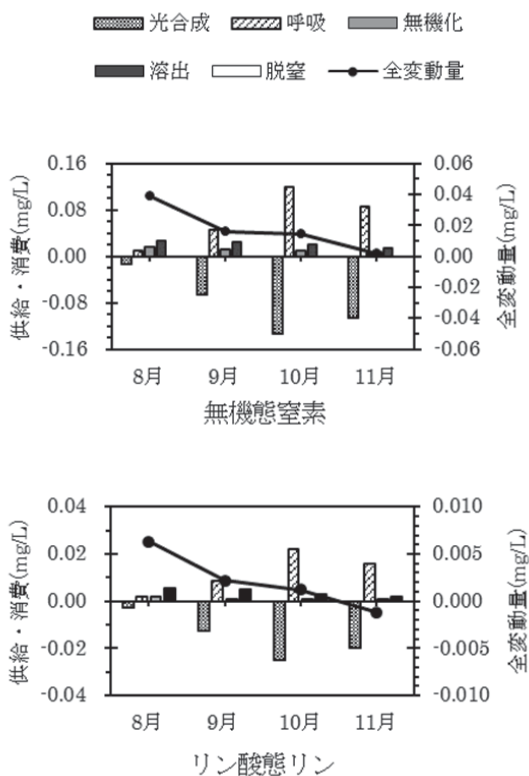


図5 月別の栄養塩類収支

てしまったと考えられる。

## 結 言

本研究では、ワンボックス型低次生態系モデルを用いて閉鎖的なクリークにおける植物プランクトン、栄養塩、溶存酸素等の状態変数の時間変化に係るモデルパラメータの同定を行い、その結果に基づいてクリーク底泥からの栄養塩溶出の定量評価を行った。一部の状態変数や期間においてモデルによる予測精度が低くなったが、この要因としては、解析ではモデルパラメータが実験期間中で一定としていること、底層における堆積物の分解や底生生物の呼吸等の生化学的な作用を環境因子として一元的に取り扱っていることが考えられる。今後、モデルパラメータの時間変動を考慮したり、多層ボックスモデルを適用するなどしてモデルの再現精度を高め、そこに水生植物の作用を加えて、水生植物の存在がクリークの水環境に及ぼす影響を評価する予定である。

## 摘 要

本研究では、閉鎖的なクリークを模した実験の結果に、ワンボックス型低次生態系モデルを適用し、植物プランクトン、栄養塩、溶存酸素等の状態変数の時間変化に係るモデルパラメータの同定を行った。モデルによる計算値が実測値とオーダー的に概ね一致することを確認し、

無機態窒素並びにリン酸態リンの月毎の変動量とそれに係る光合成, 呼吸, 無機化, 底泥溶出, 脱窒の各過程について解析した結果, 底泥からの栄養塩溶出は植物プランクトンの呼吸による供給速度に比べ小さく, 水中有機物の無機化によるものに比べ大きいことが示された.

### 参 考 文 献

1. 農林水産省九州農政局佐賀中部農地防災事業所. 佐賀平野の水と大地の歴史 | 独特な水利用方法 (クリークと淡水 (アオ) 取水). [http://www.maff.go.jp/kyusyu/nn/new/17/mizu/mizu\\_03.html](http://www.maff.go.jp/kyusyu/nn/new/17/mizu/mizu_03.html). 2018年7月2日アクセス.
2. 阿南光政・弓削こずえ・大串和紀・中野芳輔 (2007). ロジスティック曲線を用いた水生植物の栄養塩除去機能の評価. 九大農学芸誌 62(1), 83-90.
3. 環境省 (2014). 自然浄化対策について～生態系機能を活用した“健やかな湖沼水環境”の実現を目指して～〈概要版〉. <https://www.env.go.jp/water/kosyou/shizentaisaku/gaiyo.pdf>. 2018年7月2日アクセス.
4. 片桐大和 (2015). クリーク水環境保全のためのホテイアオイの適正管理に関する研究. 佐賀大学農学研究科修士論文.
5. 中田喜三郎 (1993). 沿岸生態系モデルの開発. 東海大学博士論文.
6. 井芹晴香・原田昌佳・平松和昭・森牧人・丸居篤 (2008). ワンボックス型低次生態系モデルを用いた富栄養貯水池の水環境評価. 九大農学芸誌 63(2), 147-160.
7. 西田渉・松下紘資・野口正人・Dimitri P. Solomatine (2004). 遺伝的アルゴリズムによる水質モデルの検定とその適用性に関する研究. 水工学論文集 48, 1321-1326.