

## 複数の植物プランクトン種を考慮に入れた水質予測モデルの構築

増田, 慎也

九州大学大学院生物資源環境科学府生産環境科学専攻地域環境科学講座水環境学研究室

原田, 昌佳

九州大学大学院農学研究院生産環境科学部門地域環境科学講座水環境学研究室

平松, 和昭

九州大学大学院農学研究院生産環境科学部門地域環境科学講座水環境学研究室

丸居, 篤

九州大学新キャンパス計画推進室

<https://doi.org/10.15017/16506>

---

出版情報：九州大学大学院農学研究院学芸雑誌. 64 (2), pp.135-145, 2009-10-29. 九州大学大学院農学研究院

バージョン：

権利関係：

## 複数の植物プランクトン種を考慮に入れた水質予測モデルの構築

増田 慎也<sup>1</sup>・原田 昌佳\*  
平松 和昭・丸居 篤<sup>2</sup>

九州大学大学院農学研究院生産環境科学部門地域環境科学講座水環境学研究室  
(2009年6月30日受付, 2009年7月13日受理)

### Formulation of Water Quality Prediction Model considering Several Species of Phytoplankton

Shinya MASUDA<sup>1</sup>, Masayoshi HARADA\*, Kazuaki HIRAMATSU  
and Atsushi MARUI<sup>2</sup>

Laboratory of Drainage and Water Environment, Division of Regional Environment Science,  
Department of Bioproduction Environmental Sciences, Faculty of Agriculture,  
Kyushu University, Fukuoka 812-8581, Japan

#### 緒 言

灌漑水の供給が不安定な地域において、農業用ため池は貴重な水源であるだけでなく洪水緩和機能、地下水涵養機能、生態系の形成などの多面的機能を有し、農業農村地域を形成する非常に重要な環境資源の一つである。しかし、近年のこのような地域の都市化・混住化により、自然の浄化作用を超えるリンや窒素が流入し、農業用ため池などの閉鎖性水域では富栄養化が急速に進行している。このような水域では、夏季を中心に植物プランクトンが異常増殖し、アオコと呼ばれる水の華が発生する。アオコの発生は、水面の着色による景観の悪化、水利用上の障害、生物多様性の低下などの問題を引き起こす。また、夜間の植物プランクトンの呼吸や死滅した藻類の分解に伴い、大量の酸素が消費されるため、水域は貧酸素状態となり、水生生物に被害が生じる。さらに、カビ臭と呼ばれる藍藻類独特の臭気が発生、藍藻類の一部が産生する神経毒や肝臓毒による水圏生態系への悪影響も問題となる。以上のように、富栄養化が与える影響は広範囲に及び、ため池が有する多面的機能が著しく低下する。したがって、持続的な農業農村の発展を考える上で、ため池などに代表される地域水環境の保全と改善、とくに富栄養化による植物プランクトンの異常増殖に対する対策が急務である。

適切な水質改善策を図る上で、窒素・リンなどの栄養塩類や植物プランクトンを指標とする水環境動態の解析・予測は極めて重要な知見を与える。また、アオコに代表される藻類の異常増殖への対策では、植物プランクトンの総量だけではなく、その種構成と季節的消長に関する特性も考慮するべきである。近年の水環境アセスメントでは、詳細な水環境モニタリングに加えて、生態系モデルによる数理的なアプローチが有効な手法である。生態系モデルとは、水域内部における生物化学的、生態学的な物質循環過程を考慮に入れ、生物と環境要因の相互関係をモデル化した水質予測モデルである(松梨, 1993)。これまでに、生態系モデルを用いた水環境動態の解析・予測に関する研究は数多くあるが(例えば、中曽根ら, 2005; 井芹ら, 2008)、その多くは植物プランクトンを優占種で代表

<sup>1</sup>九州大学大学院生物資源環境科学府生産環境科学専攻地域環境科学講座水環境学研究室

<sup>2</sup>九州大学新キャンパス計画推進室

<sup>1</sup>Laboratory of Drainage and Water Environment, Division of Regional Environmental Science, Department of Bioproduction Environmental Sciences, Graduate School of Bioresource and Bioenvironmental Sciences, Kyushu University

<sup>2</sup>New Campus Planning Office, Kyushu University

\*Corresponding author (E-mail: mharada@bpes.kyushu-u.ac.jp)

した単一群集として取り扱い、種構成までを配慮したモデルの構築は少ない。しかしながら、年間を通じて藻類の種構成やその個体数が季節に応じて大きく変動するような植物プランクトンの動態を論じる上で、それを単一種として取り扱ってきたこれまでの生態系モデルでは限界がある。とくに光、温度、栄養塩濃度の各要因に対する藻類の応答特性を藻類網別にモデル化することの重要性は大きい。すなわち、富栄養化防止策に資するための藻類を重要指標とする水環境動態解析では、複数の植物プランクトン種を考慮に入れた水質予測モデルの開発が求められる。

本研究では、植物プランクトンの種構成を網レベルで考慮し、藻類網別に植物プランクトンの季節的消長の解析が可能な低次生態系モデルを構築した。また、福岡県糸島地域の富栄養状態にある農業用ため池の水環境解析に同モデルを適用し、その妥当性を検証した。糸島地域は、コメ、麦、施設園芸、畜産業などが盛んであり、福岡県内有数の農業地域域として知られている。その一方で、水資源の乏しい糸島地域では農業用ため池が多く点在し、その農業用水源への依存度が大きい。さらに近年では、都市化・混住化の影響を受けて、同地域の主要な農業用水源であるため池では、有機汚濁や富栄養化が顕在化し、水環境の劣化が大きな問題となっている。対象水域である大久保池においても、富栄養化が進行し、夏季にアオコの発生が確認されている。そこで、本研究を持続的な農業用水源の保全や管理に資するための基礎的研究と位置付け、水環境モニタリングと生態系モデルによる数値計算の両者を通じて、藻類網別の増殖特性の観点から水環境解析を行なった。とくに、各藻類網の増殖特性や季節的消長を、光・水温・栄養塩濃度の各環境要因と関連付けて検討した。

本研究の実施にあたり、新キャンパス計画専門委員会における「九州大学新キャンパス予定地における農場用水の水質調査費」の補助を受けた。ここに、記して謝意を表します。

## データと方法

### 1. 対象池の概要および観測概要

研究対象池は九州大学伊都キャンパスに隣接する大久保池であり、流域面積約3.1ha、水面積約19,300 m<sup>2</sup>、平均水深約3.5m、貯水量約54,200m<sup>3</sup>の農業用ため池である(図1参照)。伊都キャンパス周辺は、水稻栽培やイチゴ・トマトなどの施設園芸が盛んな農業農村地域であり、豊かな田園風景を形成している。その一方で、水資源の乏しい地域であり、古くからその確保が重要な問題である。大久保池は同地域の主要な灌漑用水源の一つであるが、近年、その水環境は悪化し、有機汚濁・富栄養化の進行が認められる。松本ら(2008)によれば、7月中旬～9月上旬の期間で、藍藻類 *Microcystis* 属、*Phormidium* 属、*Aphanizomenon* 属によるアオコが長期的に発生し、また、11月上旬にも *Aphanizomenon* 属によるアオコが観測された。そのため、クロロフィル a は7月中旬以降に30 µg/l 程度と高い値で推移し、過栄養湖レベルに相当する。

本研究では、平成20年6月～11月を水環境のモニタリング期間とし、以下の定期的、連続的観測を実施した。まず定期観測では、約1週間間隔で岸付近の表層近傍で採水を行い、室内実験によるクロロフィル a (Chl.a)、全窒素(TN)、全リン(TP)、全有機炭素量(TOC)、溶存態有機炭素量(DOC)、アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N)、亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N)、硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N)、リン酸態リン(PO<sub>4</sub>-P)の水質分析に供した。また、現地にて溶存酸素の測定を合わせて行なった。なお、上記のクロロフィル a の分析では、蛍光光度計を用いた N,N-ジメチルホルムアミドによる溶媒抽出法を採用した。

連続観測では、水面下約50cm に多波長励起蛍光光度計(FluoroProbe, bbe Moldaenke 社製)を設置し、総 Chl.a 濃度に加えて、網類別 Chl.a 濃度ならびに水温の各項目を測定した。観測期間を2008年8月9日～11月26日とし、データのサンプリング間隔は約10分である。本計測器は、*in vivo* Chl.a を現地にて連続的に測定できる蛍光光度計であり、藍藻類、緑藻類、渦鞭毛藻/珪藻類、クリプト藻類の藻類網別 Chl.a の測定が可能である。ただし、渦鞭毛藻と珪藻類の判別ができないことから、同グループとして扱っている。なお、生態系モデル



図1 対象池の全景

による数値計算では、計算条件として全天日射量の時系列データが必要となる。本データとして、伊都キャンパス内センターゾーンの観測点にて10分インターバルでモニタリングされた気象データを用いた。

2. 生態系モデル

本研究では井芹ら (2008) によるワンボックス型生態系モデルをベースにモデルを構築した。すなわち、植物プランクトン (PP)、動物プランクトン (ZP)、懸濁態有機物 (POC)、溶存態有機物 (DOC)、リン酸態リン (DIP)、アンモニア態窒素 (NH4)、亜硝酸態窒素 (NO2)、硝酸態窒素 (NO3)、溶存酸素 (DO) の状態変数から構成される低次生態系モデルである。本研究では、植物プランクトンとして藍藻類 (B)、緑藻類 (G)、渦鞭毛藻/珪藻類 (D)、クリプト藻類 (C) の以上4つの藻類綱を指標とする水質予測モデルを構築した (図2参照)。底生生物や堆積物からなる水底系は環境因子として取り扱い、モデルの変数から切り離れた。プランクトンならびに有機物の現存量を炭素量で表現し、状態変数の濃度を  $C_X$  (添え字 X は上記の括弧内の記号) で表すと、各状態変数の生物化学的な物質循環過程による時間変化は次式で記述される。ただし、植物プランクトンに関わる変量については、添え字 Y (= B, G, D, C) を併用して表す。

$$\frac{dC_{PP,Y}}{dt} = B_{1,Y} - B_{2,Y} - B_{3,Y} - B_{4,Y} - B_{5,Y} - B_{6,Y} \tag{1}$$

$$\frac{dC_{ZP}}{dt} = \sum B_{4,Y} - B_7 - B_8 - B_9 \tag{2}$$

$$\frac{dC_{POC}}{dt} = \sum B_{3,Y} + B_7 + B_9 - B_{10} - B_{11} - B_{12} \tag{3}$$

$$\frac{dC_{DOC}}{dt} = \sum B_{2,Y} + B_{11} - B_{13} \tag{4}$$

$$\begin{aligned} \frac{dC_{DIP}}{dt} = & - \sum [P:C]_{PP,Y} B_{1,Y} + \sum [P:C]_{PP,Y} B_{3,Y} + [P:C]_{ZP} B_8 + [P:C]_{POC} B_{10} \\ & + [P:C]_{DOC} B_{13} + B_{14} \end{aligned} \tag{5}$$

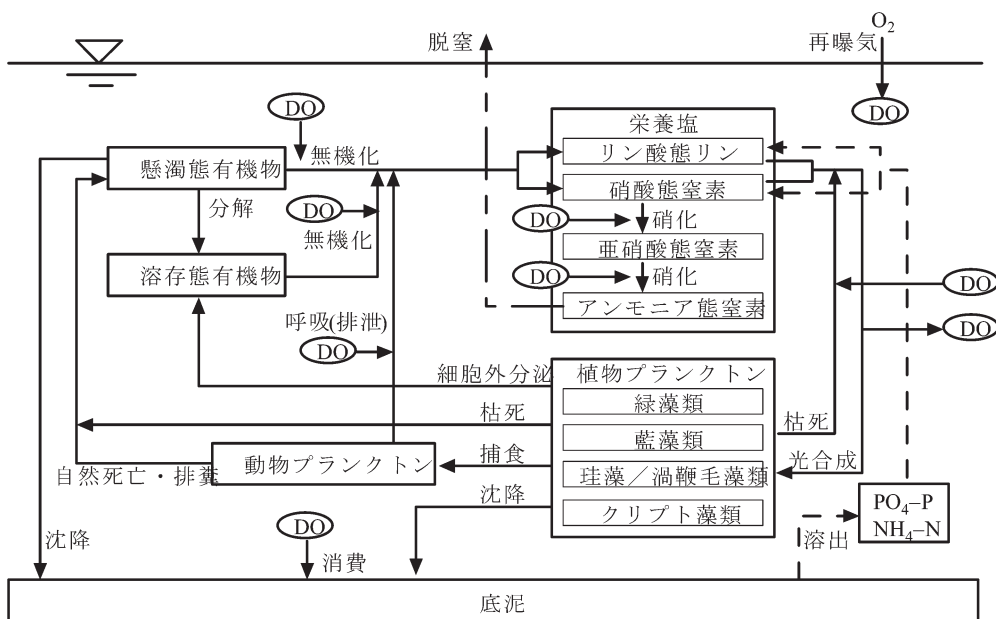


図2 ワンボックス型低次生態系モデルの概要図

$$\frac{dC_{\text{NH}_4}}{dt} = -(1-r_1) \sum [\text{N:C}]_{\text{PP,Y}} B_{1,Y} + \sum [\text{N:C}]_{\text{PP,Y}} B_{3,Y} + [\text{N:C}]_{\text{ZP}} B_8 + [\text{N:C}]_{\text{POC}} B_{10} + [\text{N:C}]_{\text{DOC}} B_{13} + B_{15} - B_{16} \quad (6)$$

$$\frac{dC_{\text{NO}_2}}{dt} = B_{16} - B_{17} \quad (7)$$

$$\frac{dC_{\text{NO}_3}}{dt} = -r_1 \sum [\text{N:C}]_{\text{PP,Y}} B_{1,Y} + B_{17} - B_{18} \quad (8)$$

$$\frac{dC_{\text{DO}}}{dt} = \sum [\text{TOD:C}]_{\text{PP,Y}} B_{1,Y} - \sum [\text{TOD:C}]_{\text{PP,Y}} B_{3,Y} - [\text{TOD:C}]_{\text{ZP}} B_8 - [\text{TOD:C}]_{\text{POC}} B_{10} - [\text{TOD:C}]_{\text{DOC}} B_{13} - B_{19} + B_{20} - B_{21} - B_{22} \quad (9)$$

ここで、 $B_{1,Y}$  = 光合成、 $B_{2,Y}$  = 細胞外分泌、 $B_{3,Y}$  = 呼吸、 $B_{4,Y}$  = 動物プランクトンによる被食、 $B_{5,Y}$  = 枯死、 $B_{6,Y}$  = 植物プランクトンの沈降、 $B_7$  = 排糞、 $B_8$  = 排泄、 $B_9$  = 動物プランクトンの自然死亡、 $B_{10}$  = POCの無機化、 $B_{11}$  = 分解余剰物生成、 $B_{12}$  = POCの沈降、 $B_{13}$  = DOCの無機化、 $B_{14}$  = リンの溶出、 $B_{15}$  = 窒素の溶出、 $B_{16}$  = アンモニア態窒素の硝化、 $B_{17}$  = 亜硝酸態窒素の硝化、 $B_{18}$  = 脱窒、 $B_{19}$  = 底泥による酸素消費、 $B_{20}$  = 再曝気、 $B_{21}$  = アンモニア態窒素の硝化に伴う酸素消費、 $B_{22}$  = 亜硝酸態窒素の硝化に伴う酸素消費である。また、 $[\text{P:C}]_X$ 、 $[\text{N:C}]_X$ 、 $[\text{TOD:C}]_X$  は、状態変数  $X$  の炭素量 (C) に対するリン (P)、窒素 (N)、全酸素要求量 (TOD) の質量比である。以上の状態変数の時間変化式より、全有機炭素量  $C_{\text{TOC}}$ 、全窒素  $C_{\text{TN}}$ 、全リン  $C_{\text{TP}}$  の各濃度は次式より求められる。

$$\frac{dC_{\text{TOC}}}{dt} = \sum \frac{dC_{\text{PP,Y}}}{dt} + \frac{dC_{\text{ZP}}}{dt} + \frac{dC_{\text{POC}}}{dt} + \frac{dC_{\text{DOC}}}{dt} \quad (10)$$

$$\frac{dC_{\text{TN}}}{dt} = \sum [\text{N:C}]_{\text{PP,Y}} \left( \frac{dC_{\text{PP,Y}}}{dt} \right) + [\text{N:C}]_{\text{ZP}} \left( \frac{dC_{\text{ZP}}}{dt} \right) + [\text{N:C}]_{\text{POC}} \left( \frac{dC_{\text{POC}}}{dt} \right) + [\text{N:C}]_{\text{DOC}} \left( \frac{dC_{\text{DOC}}}{dt} \right) + \frac{dC_{\text{NH}_4}}{dt} + \frac{dC_{\text{NO}_2}}{dt} + \frac{dC_{\text{NO}_3}}{dt} \quad (11)$$

$$\frac{dC_{\text{TP}}}{dt} = \sum [\text{P:C}]_{\text{PP,Y}} \left( \frac{dC_{\text{PP,Y}}}{dt} \right) + [\text{P:C}]_{\text{ZP}} \left( \frac{dC_{\text{ZP}}}{dt} \right) + [\text{P:C}]_{\text{POC}} \left( \frac{dC_{\text{POC}}}{dt} \right) + [\text{P:C}]_{\text{DOC}} \left( \frac{dC_{\text{DOC}}}{dt} \right) + \frac{dC_{\text{PO}_4}}{dt} \quad (12)$$

ここで、 $[\text{N:C}]_X$  と  $[\text{P:C}]_X$  はそれぞれ状態変数の炭素に対する窒素、リンの組成比を表す。図2の状態変数間を結ぶ生物化学的反応項 ( $B_i$ ,  $i = 1 \sim 22$ ) は1次反応式で表される。比例定数である反応速度定数のモデル化では、その温度依存性を指数曲線型で表すことを基本とし、光合成については栄養塩と光強度、無機化・硝化ならびに脱窒についてはDOの依存性が考慮される。光合成項を除く生物化学的反応項のモデル化は、井芹ら (2008) の取り扱いに従った。

生態系モデルの中で、藻類網の季節的消長や種間競争を適切に表現するためには、式(4)において植物プランクトンの増殖・成長を表す光合成項  $B_{1,Y}$  のモデル化が重要な要素となる。同項は水温、水中光強度ならびに栄養塩濃度に依存するものとして次式で表される。

$$B_{1,Y} = G_{\text{max},Y} \cdot f_{T,Y} \cdot f_{I,Y} \cdot f_{N,Y} \quad (13)$$

ここで、 $G_{\text{max},Y}$  は最大比増殖速度である。また、 $f_{T,Y}$ 、 $f_{I,Y}$ 、 $f_{N,Y}$  はそれぞれ温度  $T$ 、光強度  $I$ 、栄養塩濃度  $N$  の最大比増殖速度に対する制限因子を表す。これらはいずれも  $[0, 1]$  の範囲で定義され、値が小さいほど光合成による植物プランクトンの増殖がその因子によって制限される。各制御因子の表現式は以下の通りである。

植物プランクトンを単一的な群集として取り扱う生態系モデルでは、最大増殖速度を水温の関数として与え、一般に指数曲線で表現される。しかしながら、プランクトン種によって最大増殖温度  $T_{\text{opt},Y}$  が存在し、これを超えるとプランクトンは増殖の高温障害を受ける。このような水温による植物プランクトンの増殖制御を表現するために、 $f_{T,Y}$  の関数形として以下のものがある。

$$f_{T,Y} = \left\{ \frac{T}{T_{opt,Y}} \exp\left(1 - \frac{T}{T_{opt,Y}}\right) \right\}^2 \quad (14)$$

$$f_{T,Y} = \begin{cases} \frac{T}{T_{opt,Y}^2} (2T_{opt,Y} - T) & (0 < T < T_{opt,Y}) \\ 1 - \left( \frac{T - T_{opt,Y}}{T_{max} - T_{opt,Y}} \right)^2 & (T_{opt,Y} \leq T) \end{cases} \quad (15)$$

ここで、 $T_{max}$  は植物プランクトンの増殖可能な最高水温であり、式(15)は  $T_{opt,Y}$  より高い水温でより強い増殖阻害を受けることを表現する。本研究では、緑藻類については式(15)で、それ以外の藻類では式(14)でそれぞれ  $f_{T,Y}$  を表した。

水中光強度の制御因子は Steel 式を用いて表される。ワンボックスモデルでは水深  $h$  の平均的な光強度に対する増殖の制限効果を評価する必要があり、この場合の  $f_{I,Y}$  は同式を水深方向に積分することによって次式で表される。

$$f_{I,Y} = \frac{1}{\kappa h} \left[ \exp\left\{1 - \frac{I_0}{I_{opt,Y}} \exp(-\kappa h)\right\} - \exp\left(1 - \frac{I_0}{I_{opt,Y}}\right) \right] \quad (16)$$

$$\kappa = 0.859 - 0.043 \times \sum [\text{Chl.a} : \text{C}]_{PP,Y} \cdot C_{PP,Y} + 0.299 \times \left( \sum [\text{Chl.a} : \text{C}]_{PP,Y} \cdot C_{PP,Y} \right)^{\frac{2}{3}} \quad (17)$$

ここで、 $I_{opt,Y}$  は最適光強度、 $I_0$  は水面での光の強さ（全天日射量）、 $\kappa$  は消散係数である。なお、水中光強度の水深方向への減衰は Lambert-Beer 則に従うものとする。上式は、最適光強度  $I_{opt,Y}$  を超える環境下で植物プランクトンの増殖は強光阻害を受けることを考慮した式である。

栄養塩濃度による制御因子は、無機態窒素 DIN (=  $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ) と無機態リン DIP (=  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) の各濃度によって決定されるものとする。DIN と DIP のそれぞれによる増殖の制限効果を Michaelis-Menten 式で表し、さらに Liebig の最小律の考えに基づいて  $f_{N,Y}$  を次式で評価する。

$$f_{N,Y} = \min \left\{ \frac{\text{DIN}}{K_{N,Y} + \text{DIN}}, \frac{\text{DIP}}{K_{P,Y} + \text{DIP}} \right\} \quad (18)$$

ここで、 $K_{N,Y}$  と  $K_{P,Y}$  はそれぞれ DIN、DIP の摂取に関する半飽和定数である。

### 3. 水質観測結果の再現計算

藻類網別 Chl.a の連続観測を実施した期間を対象に、Chl.a、TOC、TN、TP、DO の観測結果の再現計算を行なった。式(1)~(12)から構成される連立常微分方程式の数値解法として Runge-Kutta-Gill 法を採用し、計算タイムステップを10min、8月11日の水質観測結果を初期条件として、11月26日までを計算期間とした。計算条件として日射量と水温の時系列データが必要となる。日射量は、式(16)の光制御因子の決定に必要な計算条件であり、上述のとおり大久保池に隣接する観測点の気象データを使用した。水温は生物化学的反応項の温度依存性を反映させるための計算条件であり、FluoroProbe による連続観測データを用いた。図3に観測期間の両計算条件の経時変化を示す。水深は  $h = 3.5\text{m}$  とし、また大久保池の流入・流出水量ならびに系外からの流入水中の各種水質濃度の把握が不十分である

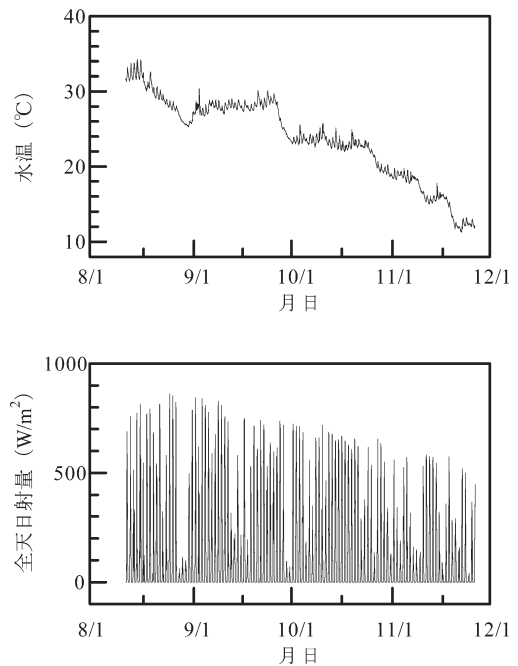


図3 水温と日射量に関する計算条件

ことから、有機物、窒素、リンの流入・流出負荷量の影響を考慮しない。

ところで、ワンボックス型モデルでは水域内の水質を全て均一として扱うため、本モデルでは水域の平均的な水質動態を解析対象とする。上述のように、藻類網別 Chl.a の連続観測はセンサプローブを岸近くの表層部に固定し実施されたものであるため、その観測結果の局所性は極めて強い。そのため、Chl.a に関する観測結果の再現では、FluoroProbe による連続観測結果ではなく、定期観測によって得られたデータを対象とした。ただし、Chl.a に関する定期観測ではその総量のみが測定されているので、定期観測時の各藻類網の存在比を FluoroProbe による連続データから推定し、その比をもとに総 Chl.a の定期観測結果から藻類網別 Chl.a を求めた。したがって、各藻類網の Chl.a に関する初期値、ならびに計算結果との比較で用いた観測結果は以上の方法により算出した値である。

## 結果と考察

### 1. パラメータの設定とモデルの再現性

反応速度定数をはじめとする生態系モデル中の各種パラメータの設定では、井芹ら (2008) がプランクトン種を単一的に取り扱った生態系モデル大久保池に適用したときの値をもとに、各藻類網の Chl.a および TN, TP, TOC, DO の観測結果を十分な再現性が得られるよう試行錯誤的にパラメータを調整した。表 1, 2 各種パラメータの設定値をまとめる。

植物プランクトンの生長に関する最大増殖温度  $T_{opt,Y}$  について、藍藻類と緑藻類でそれぞれ 24.5°C, 27°C といずれも高温側に、珪藻/渦鞭毛藻類では 14.5°C と低温側に設定した。これらは、珪藻類が高温を好まず、また藍藻類は比較的高温に適応するとした報告 (藤本ら, 1995; 松本ら, 2008) と一致する。また、珪藻/渦鞭毛藻類の無機態リンの半飽和定数は、緑藻類や藍藻類のそれと比べて小さな値を設定した。このことは珪藻類とそれ以外の藻類とでは、珪藻類の方が低い栄養塩濃度で生育可能であるという既往の研究例 (山本, 1998; 林・柳, 2007) と一致する。以上のように、各藻類網のモデルパラメータの設定値は、各種植物プランクトンの増殖特性と環境因子に関する既往の知見を反映している。

藻類網別 Chl.a, 総 Chl.a, TOC, TN, ならびに TP の計算結果を観測結果と合わせて図 4 に示す。同図より、

表 1 植物プランクトンに関するモデルパラメータの設定値

| モデルパラメータ   | 設定値                   |                       |                       |                       | 単位                |
|------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------|
|            | 緑藻                    | 藍藻                    | 珪藻/渦鞭毛藻               | クリプト藻                 |                   |
| 最大比増殖速度定数  | 2.25                  | 1.95                  | 1.75                  | 1.98                  | d <sup>-1</sup>   |
| 最適光量       | 70.0                  | 90.0                  | 50.0                  | 80.0                  | W/m <sup>2</sup>  |
| 最適水温       | 27.0                  | 24.5                  | 14.5                  | 16.0                  | °C                |
| 増殖可能な最大水温  | 31.3                  | —                     | —                     | —                     | °C                |
| 窒素摂取の半飽和定数 | 22.7                  | 22.7                  | 22.7                  | 22.7                  | mg/m <sup>3</sup> |
| リン摂取の半飽和定数 | 8.0                   | 7.0                   | 1.1                   | 1.8                   | mg/m <sup>3</sup> |
| 呼吸速度定数     | 0.30                  | 0.30                  | 0.30                  | 0.30                  | d <sup>-1</sup>   |
| 温度係数       | 0.524                 | 0.524                 | 0.524                 | 0.524                 | °C <sup>-1</sup>  |
| 枯死速度定数     | 5.0×10 <sup>-4</sup>  | 5.0×10 <sup>-4</sup>  | 5.0×10 <sup>-4</sup>  | 5.0×10 <sup>-4</sup>  | d <sup>-1</sup>   |
| 温度係数       | 0.693                 | 0.693                 | 0.693                 | 0.693                 | °C <sup>-1</sup>  |
| 沈降速度定数     | 0.15                  | 0.15                  | 0.15                  | 0.15                  | m/d               |
| Chl.a/C 比  | 2.30×10 <sup>-2</sup> | 2.90×10 <sup>-2</sup> | 2.50×10 <sup>-2</sup> | 2.90×10 <sup>-2</sup> |                   |
| P/C 比      | 1.90×10 <sup>-2</sup> | 1.00×10 <sup>-2</sup> | 7.00×10 <sup>-3</sup> | 7.00×10 <sup>-3</sup> |                   |
| N/C 比      | 9.00×10 <sup>-3</sup> | 9.00×10 <sup>-3</sup> | 9.00×10 <sup>-3</sup> | 9.00×10 <sup>-3</sup> |                   |
| TOD/C 比    | 3.08×10 <sup>-3</sup> | 3.08×10 <sup>-3</sup> | 3.08×10 <sup>-3</sup> | 3.08×10 <sup>-3</sup> |                   |

表2 生態系モデルの各種パラメータの設定値

| パラメータ                          |                 | 値                     | 単位               |
|--------------------------------|-----------------|-----------------------|------------------|
| 0℃における最大摂取速度定数                 | $\alpha_4$      | 0.05                  | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_4$       | 0.0588                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| Ivlev 定数                       | $\lambda$       | 0.0063                | $(mg/m^3)^{-1}$  |
| 餌の閾値濃度                         | $\Pi^*$         | 0.1                   | $mg/m^3$         |
| 0℃における自然死亡速度定数                 | $\alpha_5$      | $5.0 \times 10^{-4}$  | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_5$       | 0.0693                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| DOの半飽和定数                       | $DO_1$          | 3.0                   | $mg/l$           |
| 同化効率                           | $e$             | 0.5                   |                  |
| 総成長効率                          | $g$             | 0.16                  |                  |
| 0℃におけるPOC分解速度定数                | $\alpha_6$      | $1.2 \times 10^{-3}$  | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_6$       | 0.0693                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| 酸素制限の半飽和定数                     | $DO_2$          | 1.5                   | $mg/l$           |
| 分解余剰分生成割合                      | $\xi$           | 0.24                  |                  |
| POC沈降速度                        | $w_{POC}$       | 0.38                  | $m/d$            |
| 0℃におけるDOC分解速度定数                | $\alpha_7$      | $3.8 \times 10^{-4}$  | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_7$       | 0.693                 | $^{\circ}C^{-1}$ |
| 酸素制限の半飽和定数                     | $DO_3$          | 1.5                   | $mg/l$           |
| 0℃におけるリン溶出速度定数                 | $\alpha_8$      | 0.33                  | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_8$       | 0.0677                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| DOによるリン溶出抑制効果                  | $\gamma_P$      | 0.0                   | $(mg/l)^{-1}$    |
| 0℃における窒素溶出速度定数                 | $\alpha_9$      | 11.0                  | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_9$       | 0.0392                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| DOによる窒素溶出抑制効果                  | $\gamma_N$      | 0.0                   | $(mg/l)^{-1}$    |
| 0℃におけるNH <sub>4</sub> -N硝化速度定数 | $\alpha_{10}$   | $1.5 \times 10^{-3}$  | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_{10}$    | 0.0693                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| DOの半飽和定数                       | $DO_4$          | 0.5                   | $mg/l$           |
| 0℃におけるNO <sub>2</sub> -N硝化速度定数 | $\alpha_{11}$   | 0.1                   | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_{11}$    | 0.693                 | $^{\circ}C^{-1}$ |
| DOの半飽和定数                       | $DO_5$          | 0.5                   | $mg/l$           |
| 0℃における脱窒速度定数                   | $\alpha_{12}$   | $1.55 \times 10^{-3}$ | $d^{-1}$         |
| 温度係数                           | $\beta_{12}$    | 0.0932                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| 脱窒反応の閾値                        | $DO_6$          | 2.5                   | $mg/l$           |
| 水温 $T_B$ での DO 消費速度定数          | $\alpha_{13}$   | 150                   | $mg/(m^2/d)$     |
| 水温                             | $T_B$           | 0.0                   | $^{\circ}C$      |
| 温度係数                           | $\beta_{13}$    | 0.0693                | $^{\circ}C^{-1}$ |
| 再曝気係数                          | $k_a$           | 0.15                  | $d^{-1}$         |
| 動物プランクトン中のP/C比                 | $[P:C]_{ZP}$    | $2.14 \times 10^{-2}$ |                  |
| 懸濁態有機物中のP/C比                   | $[P:C]_{POC}$   | $1.53 \times 10^{-2}$ |                  |
| 溶存態有機物中のP/C比                   | $[P:C]_{DOC}$   | $7.68 \times 10^{-3}$ |                  |
| 動物プランクトン中のN/C比                 | $[N:C]_{ZP}$    | $1.42 \times 10^{-1}$ |                  |
| 懸濁態有機物中のN/C比                   | $[N:C]_{POC}$   | $1.24 \times 10^{-1}$ |                  |
| 溶存態有機物中のN/C比                   | $[N:C]_{DOC}$   | $6.59 \times 10^{-3}$ |                  |
| 動物プランクトン中のTOD/C比               | $[TOD:C]_{ZP}$  | $3.32 \times 10^{-2}$ |                  |
| 懸濁態有機物中のTOD/C比                 | $[TOD:C]_{POC}$ | $3.23 \times 10^{-3}$ |                  |
| 溶存態有機物中のTOD/C比                 | $[TOD:C]_{DOC}$ | $2.70 \times 10^{-3}$ |                  |

計算結果と観測結果に若干のずれは見られるものの、概ね良好な再現結果が得られた。とくに、藍藻類の9月～10月中旬の増加傾向および10月中旬以降の減少傾向、藍藻類の10月中旬のピーク値、珪藻/渦鞭毛藻類とクリプト藻類の11月以降の増加傾向などの各藻類綱の季節的消長を十分に再現されている。これらから、パラメータの設定も含めて妥当なモデルを構築できたと判断できる。



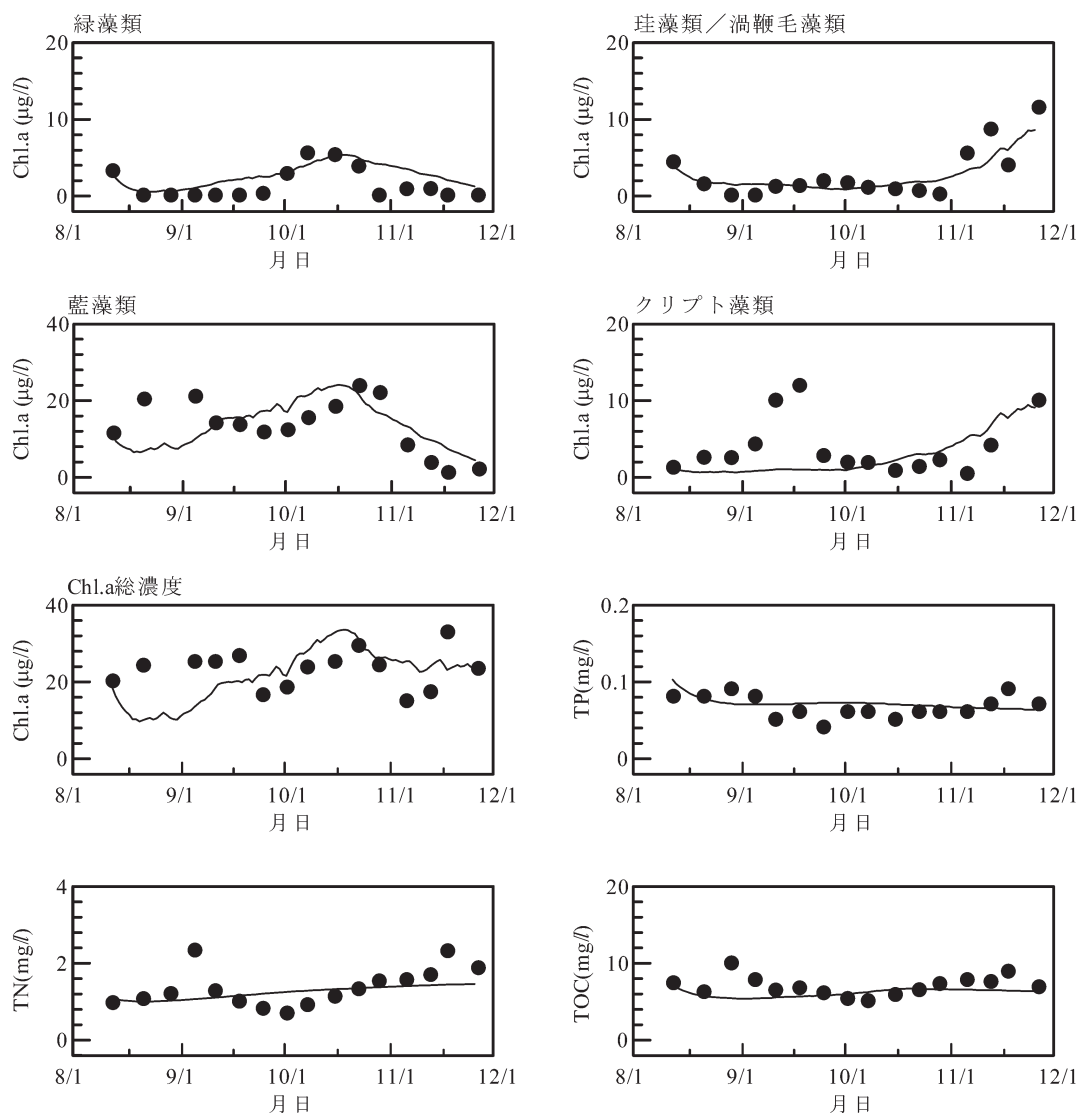


図4 生態系モデルによる計算結果と観測結果の比較

## 2. 藻類網の増殖特性と環境要因

水温、光、栄養塩濃度の各制御因子の経時変化（ただし、正午の値を連ねたもの）を図5～図7に示す。なお、栄養塩濃度の制御因子については、無機態窒素と無機態リンの両者の濃度に関する制御因子の値を示している。これらの図をもとに、各環境因子の観点から、各藻類網の増殖特性について考察する。

まず、水温による制御因子の結果によれば、①緑藻類は8月の高水温期と11月以降の低水温期にそれぞれ水温による増殖制御の影響を受けること、②藍藻類は11月の低水温期に制限を受けるものの、観測期間を通じて水温による影響は小さいこと、③最適水温が約15℃である珪藻類/渦鞭毛藻類とクリプト藻類は、8月～10月に高水温による影響を強く受け、11月の低水温期にその影響が低減されることが分る。また、栄養塩濃度による制御因子については、藻類網と季節に関係なく無機態リンの制限が無機態窒素のそれと比べて強い。また、緑藻類と藍藻類は他の2種に比べて強いリン制限を受け、とくに10月以降にその影響が強まる。光による制御因子については、藻類網に

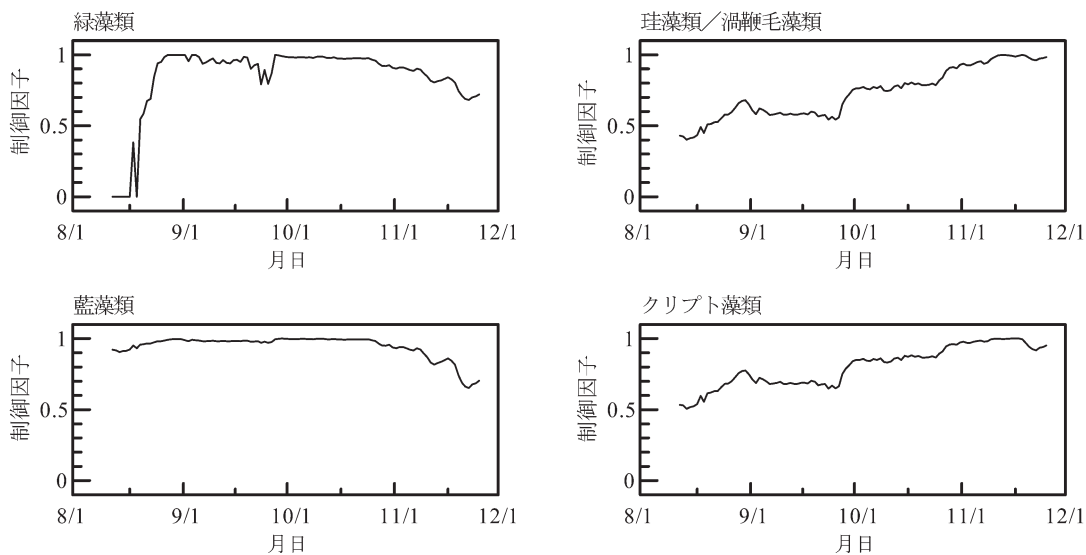


図5 水温に関する制御因子の時経変化

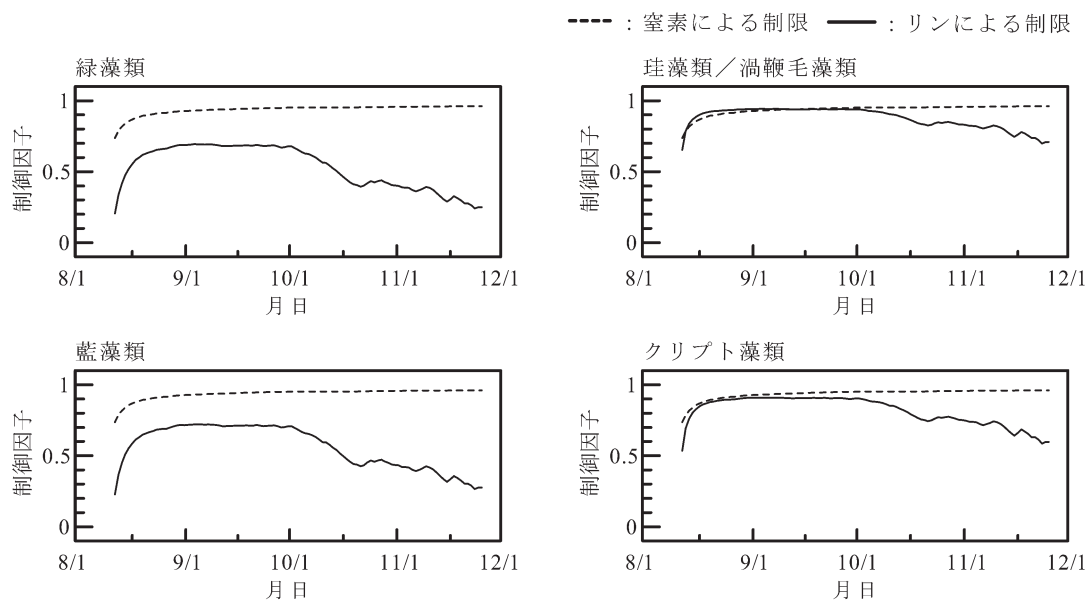


図6 栄養塩に関する制御因子の時経変化

よって最適光強度は異なるものの、種類による制御の違いは見られない。すなわち、植物プランクトン種の季節的消長に対して光の環境要因の直接的影響は小さいと考える。

以上から、緑藻類と藍藻類において10月以降のChl.aの減少はこの時期に栄養塩・水温による制限がともに強くなったためと考えられる。また、珪藻/渦鞭毛藻類およびクリプト藻類の10月以降の増加は水温の低下により水温の制限が弱くなったことが起因したと考えられる。

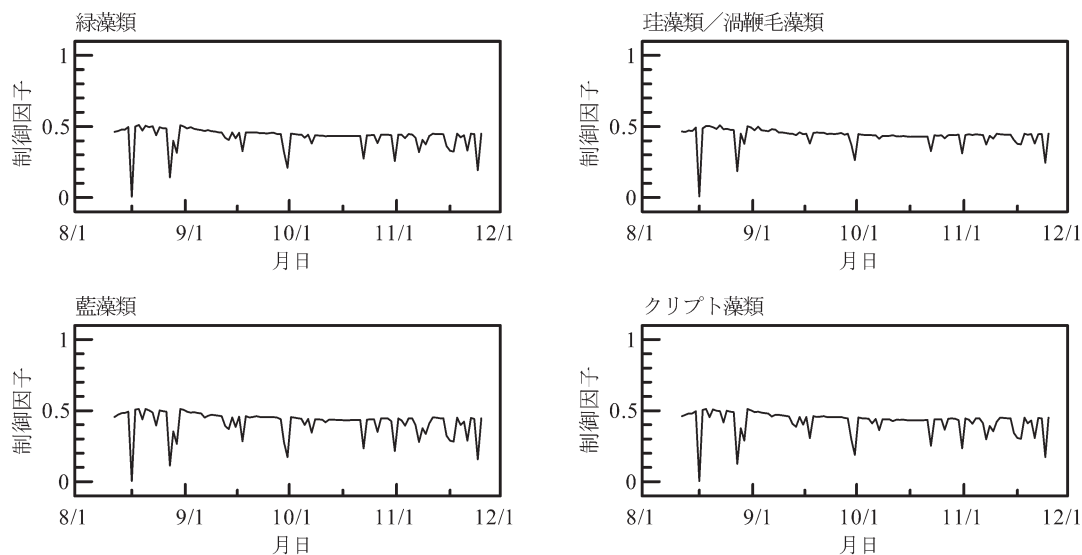


図7 光強度に関する制御因子の時経変化

## 要 約

本研究では、福岡県糸島地域の富栄養化貯水池である大久保池を対象に、有機汚濁・富栄養化関連項目およびFluoroProbeによる藻類網別Chl.aに関する水質観測と、ワンボックス型低次生態系モデルを用いた数値計算により、藻類網ごとに植物プランクトンの季節的消長について検討した。まず生態系モデルでは、植物プランクトンを緑藻類、藍藻類、珪藻類/渦鞭毛藻、クリプト藻類の4種類に分類し、増殖項における水温、水中光強度、栄養塩濃度の各要因による制御因子を藻類ごとにモデル化することで、藻類網の季節的消長と種間競争を考慮した。計算結果と観測結果に若干のずれは見られるものの、概ね良好な再現結果が得られた。ついで、水温、光、栄養塩濃度の各制御因子の時経変化をもとに、各環境因子の観点から各藻類網の増殖特性を検討した。その結果、①藻類網によって水温による制御因子は季節的に異なり、藍藻類は低水温期に、藍藻類、珪藻類/渦鞭毛藻とクリプト藻類は高水温期に、さらに緑藻類は両時期に水温による増殖制御の影響を多大に受ける。②栄養塩濃度については、藻類網と季節に関係なくリン制限が強く、とくに緑藻類と藍藻類に対するその影響は10月以降に強まる。③藻類網の季節的消長に対する光の直接的影響は小さい。

## 文 献

- 藤本尚志・福島武彦・稲盛悠平・須藤隆一 1995 全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係. 水環境学会誌, 18(11): 901-908
- 林 美鶴・柳 哲雄 2007 生態系モデルによる淀川河口海域における赤潮種変化の数値解析. 神戸大学海事科学部紀要, 4: 45-49
- 今村正裕・松梨史郎 2006 植物プランクトン種の特性を考慮した水質モデルによる負荷削減に伴う水質応答特性の検討. 海洋調査技術, 18(2): 11-26
- 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化貯水池の水環境評価. 九州大学学芸誌, 63(2): 143-160
- 松本晶子・原田昌佳・平松和昭・森 牧人・丸居 篤 2008 植物プランクトンの季節的消長からみた富栄養化貯水池の水環境評価. 九州大学学芸誌, 63(2): 161-177
- 松梨順三郎編 1993 : 環境流体汚染, 森北出版
- 中曾根英雄・蕪木元成・黒田久雄・加藤 亮 2005 霞ヶ浦における貧酸素水塊分布に関する研究. 海岸工学論文集, 36: 809-813

山本民次 1998 沿岸環境圏の科学：浅海堆積物：動物プランクトン. 平野敏行監修：沿岸の環境圏. フジ・テクノシステム, 東京, 144-174頁

## Summary

Because of eutrophication, a bloom of phytoplankton called 'aoko' is causing serious problems in Okubo Pond in the Obaru River basin of the Itoshima area of Fukuoka Prefecture. Therefore, a water quality prediction model was built to understand the features of phytoplankton. This model was based on a completely mixed system, and in the model, phytoplankton was separated into four groups: green algae, blue green algae, diatom/dinoflagellates, and cryptophyte algae. Results calculated with the model agreed with observational results. Also, the model parameters connected to phytoplankton corresponded approximately to anamnestic cases. Next, with the model, we considered the characteristics involved in the growth of phytoplankton. The result indicated that features of phytoplankton related to temperature and nutrients varied with species. Also, it was found that the seasonal prevalence of phytoplankton was multiply influenced by temperature and nutrients.