九州大学学術情報リポジトリ
Kyushu University Institutional Repository

複数の種構成を考慮に入れた水質予測モデルによる富栄養化貯水池のクロロフィルaと栄養塩の動態特性

堂馬, 彬史
九州大学大学院生物資源環境科学府環境農学専攻生産環境科学教育コース水環境学研究分野 | 九州大学大学院農学研究院環境農学部門生産環境科学講座水環境学研究分野

原田, 昌佳
九州大学大学院農学研究院環境農学部門生産環境科学講座水環境学研究分野

平松, 和昭
九州大学大学院農学研究院環境農学部門生産環境科学講座水環境学研究分野

丸居, 篤
九州大学新キャンパス計画推進室 | 九州大学大学院農学研究院環境農学部門生産環境科学講座水環境学研究分野

https://doi.org/10.15017/18865

出版情報：九州大学大学院農学研究院学芸雑誌. 65 (2), pp.73-89, 2010-10-29. 九州大学大学院農学研究院
バージョン：
権利関係：

九大農学芸誌（Sci. Bull. Fac. Agr., Kyushu Univ.）
第 65 巻　第 2 号　73-89　（2010）

複数の種構成を考慮に入れた水質予測モデルによる富栄養化貯水池のクロロフィルaと栄養塩の動態特性

堂馬彬史[1]・原田昌佳*
平松和昭・丸居篤[2]
九州大学大学院農学研究院環境農学部門生産環境科学講座水環境学研究分野
（2010年6月30日受付，2010年7月9日受理）

Dynamic Analysis of Chlorophyll-a and Nutrients in Eutrophic Reservoirs by using a Water Quality Model Based on Species Composition of Algae

Akifumi DOUMA[1], Masayoshi HARADA*, Kazuaki HIRAMATSU and Atsushi MARUI[2]
Laboratory of Water Environment Engineering, Division of Bioproduction Environmental Sciences, Department of Agro-environmental Sciences, Faculty of Agriculture, Kyushu University, Fukuoka 812-8581, Japan

緒　　言

農業用ため池は，灌漑用水の供給が不安定な地域において，貴重な水源であるとともに，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するなど，農業農村地域の非常に重要な環境資源でもある．しかしながら，現在，わが国の湖沼や貯水池などの閉鎖性水域では有機汚濁・富栄養化による水圏環境の悪化が懸念されている．とくに，都市化・混住化が進む農業農村地域の地域用水では，窒素やリンの過剰負荷による富栄養化が顕在化し，アオコや淡水赤潮などの植物プランクトンの異常増殖への対策が急務である．このような植物プランクトンの大量増殖は，透明度の低下に伴う景観悪化，悪臭の発生，水利用上の障害，生物多様性の低下など様々な水環境問題を引き起こす．よって，水域の富栄養化防止対策を講じ，水環境の保全，改善に向けた取り組みを考える上で，水質悪化の原因メカニズムの究明，水理学的・水質学的・生物生態学的観点による水環境アセスメント，さらには水環境動態の将来予測が果たす役割は大きい．

植物プランクトンの異常増殖への対策を資するための水環境の解析・評価では，植物プランクトンの種構成とその消長の特性を考慮した上で，窒素やリンに代表される水質環境を論ずることが重要である．このような解析・評価において，水質調査やプランクトンを主とする生物調査などの水環境モニタリングに加えて，生態系モデルをベースとする水質予測モデルを利用した数理的なアプローチの有効性は極めて大きい．これまで，生態系モデルを用いた水環境の動態解析に関する数多くの研究がなされてきたが，その多くは，植物プランクトンの現存量を平均的な単一の種の群集を考え，その取り扱いを簡略化している．しかしながら，実際の水域での植物プランクトンの種構成は多様であり，光・温度・栄養塩などの環境要因に対する応

[1] 九州大学大学院生物資源環境科学府環境農学専攻生産環境科学教育コース水環境学研究分野
[1] Laboratory of Water Environment Engineering, Course of Bioproduction Environmental Sciences, Department of Agro-environmental Sciences, Graduate School of Bioresource and Bioenvironmental Sciences, Kyushu University
[2] 九州大学新キャンパス計画推進室
[2] New Campus Planning Office, Kyushu University
* Corresponding author（E-mail: mharada@bpes.kyushu-u.ac.jp）

答性はその種によって異なる．また，アオコに代表されるような富栄養化に伴う水環境問題を考える上で，水域中の植物プランクトンの種構成とその季節的な消長を十分に配慮する必要がある．そのため，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を行うことで，種によって異なる増殖特性と環境要因との関連性を論ずることができ，詳細な水環境の動態解析が可能となる．

本研究では，顕著な富栄養化が見られる九州大学伊都キャンパス内の1号調整池，ならびに同キャンパス周辺に位置する平川池，大久保池を対象に，複数の藻類綱を考慮したワンボックス型低次生態系モデルを構築した．これらは伊都キャンパス周辺の桑原・開地区の農業用水源を担う貯水池であるが，水域スケールや植生などの水域特性が異なる．本研究ではまず，水域特性の異なる富栄養化貯水池に適用可能な水質予測モデルを構築し，同モデルによる水質調査結果の再現計算を行った．さらに，得られた計算結果をもとに，藻類綱の増殖の制御因子となる環境要因と関連付けて窒素・リンの変動特性を検討し，この観点から各貯水池の水環境を評価した．

最後に，本研究は，新キャンパス計画専門員会における「九州大学新キャンパス予定地おける農場用水の水質調査費」の補助，ならびに日本学術振興会科学研究費補助金（基盤研究(B)(1)課題番号 19380138）を受けた．ここに，記して謝意を表する．

データと方法

1．対象水域と水質調査の概要

伊都キャンパス内およびその周辺に位置する1号調整池，平川池，および大久保池を対象水域とし，各水域の特徴を下記にまとめる．

1号調整池は九州大学伊都キャンパス文系予定地区の東部に隣接し，流域面積約32.4ha，水面積約36,200m^2，平均水深約0.7m，総貯水量約37,800m^{3}の農業用水源である（図1参照）．同池ではイネ科の抽水植物が繁茂し，ジャンボタニシの繁殖や渡り鳥の飛来が見られるなど，高度な生態系がつくりだされている．

平川池は，大原川上流域に位置する流域面積約15.6ha，水面積約20,500m^2，平均水深約3m，貯水量約62,200m^{3}の農業用ため池であり，桑原地区の農業用水源の一つを担っている．同池では年間を通じて貯留水が緑色を呈しており，富栄養化の進行が確認できる（図2参照）．

大久保池は，伊都キャンパス文系予定地区の南部に位置する流域面積約3.1ha，水面積約19,300m^2，平均水深約3.5m，総貯水量約54,200m^{3}の農業用貯水池であり，開地区の水稲栽培ならびに施設園芸の灌漑用水源である．大久保池では，7月～10月の期間で，ヒシ科を主とする浮葉植物の生育が見られる（図3参照）．

図1　1号調整池

図2　平川池

図3　大久保池

また，平川池と同様に，植物プランクトンの大量発生に伴い貯留水は緑色を呈する．

本研究では2009年5月から12月までを観測期間とし，有機汚濁・富栄養化関連項目に関する水質調査を約1週間間隔で実施した．水質調査項目は，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_4-N），亜硝酸態窒素（NO_2-N），硝酸態窒素（NO_3-N），リン酸態リン（PO_4-P）である．また，採水と合わせて水温および溶存酸素濃度（DO）を現地にて測定した．各水域のChl.aに関する定期観測では，植物プランクトンの総量と種構成を考慮した藻類綱別濃度の二つの視点からその濃度を分析した．前者では，蛍光光度計（Aquafluor, TURNER DESIGNS社製）を用いたN.N－ジメチルホルムアミドによる溶媒抽出測定法を採用し，総Chl.a濃度を分析した．後者では，多波長励起式蛍光光度計（bbe Moldaenke社製）による藻類綱別Chl.aの測定を現地にて行った．同計測器では，藻類の色素組成の違い（蛍光特性）を利用し，発光波長の異なる6つの蛍光励起LED（波長370nm，470nm，525nm，570nm，590nm，610nm）を用いることで水中に存在する植物プランクトン由来のChl.a濃度を緑藻類，藍藻類，渦鞭毛藻／珪藻類，クリプト藻類の4つの藻類綱別の定量が可能である．ここで，渦鞭毛藻類と珪藻類の励起スペクトルは類似し，二つを区別することは困難であるため，本計測器ではこれらのChl.aの和として計算される．多波長励起式蛍光光度計で定量するChl.aは生体内（In Vivo）Chl.aであり，溶媒抽出測定法によるChl.aとは必ずしも一致しない．そこで，同計測器により測定したIn Vivo Chl.a濃度から各藻類綱の構成比（存在比）を計算し，これを溶媒抽出測定法により測定した総Chl.a濃度に乗じることで藻類綱別のChl.a濃度を求めた．

後述のワンボックス型生態系モデルによる水質動態解析では，計算条件として水温および日射量の時系列データが必要となる．前者については，各水域で実施した熱電対（C-C線）による水温の連続観測結果（10分インターバル）を用いた．後者については，伊都キャンパス・センターゾーンで観測された気象データのうち，10分インターバルの収録データを利用した．

2．生態系モデルによる水質動態解析の概要

本研究では，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（NH_4），亜硝酸態窒素（NO_2），硝酸態窒素（NO_3），溶存酸素（DO）の状態変数から構成されるワンボックス型低次生態系モデルをベースに，植物プランクトン

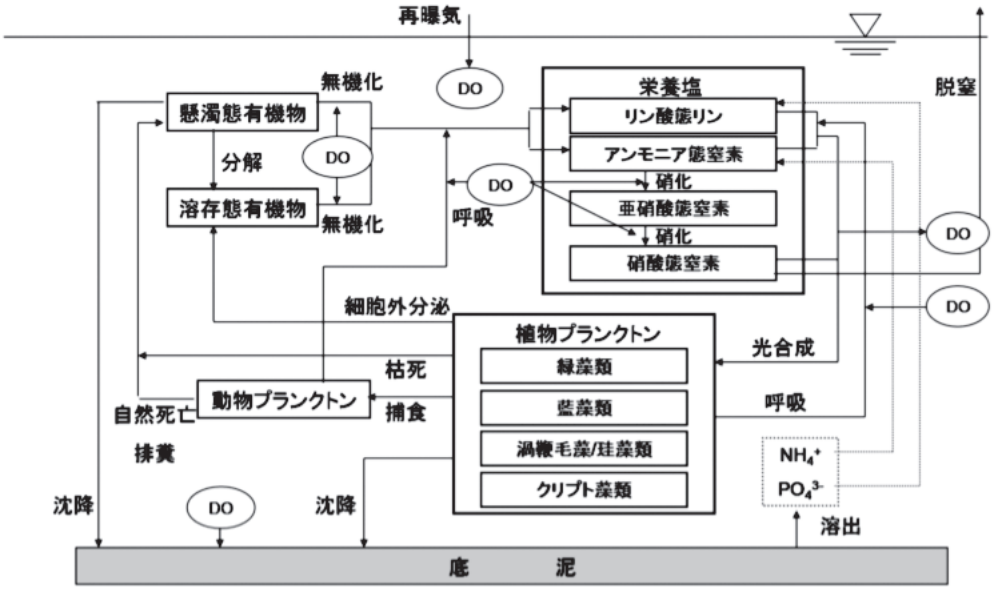


図4　ワンボックス型低次生態系モデルの概要図

として上記4つの藻類綱，すなわち緑藻類（G），藍藻類（B），渦鞭毛藻／珪藻類（D），クリプト藻類（C）を指標とする水質予測モデルを構築した（図4参照）．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した．各状態変数の時間変化は，図4中の状態変数間を結ぶ生物化学的プロセスによって記述され，また，各プロセスは1次反応式を基本としてモデル化される．なお，各状態変数の時間変化を記述する基礎式，および植物プランクトンの増殖項（光合成項）を除く生物化学的反応項のモデル化は増田ら（2009）の取り扱いに従った．

生態系モデルによって藻類綱の季節的消長や種間競争を適切に再現するためには，植物プランクトンの増殖項のモデル化が重要となる．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．

$$B_{1,\mathrm{Y}} = G_{\max,\mathrm{Y}} \cdot f_{T,\mathrm{Y}} \cdot f_{I,\mathrm{Y}} \cdot f_{N,\mathrm{Y}} \tag{1}$$

ここで，添え字Y（=B, G, D, C）は上記4つの藻類綱を，$G_{\max,\mathrm{Y}}$は植物プランクトンの最大比増殖速度を表す．また，$f_{T,\mathrm{Y}}$，$f_{I,\mathrm{Y}}$，$f_{N,\mathrm{Y}}$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御因子である．これらの制御因子はいずれも[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．各制御因子のモデル化は以下の通りである．

水温の制御因子$f_{T,\mathrm{Y}}$のモデルとして様々なものが提案されているが，本研究では次式を用いた．

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

ここで，$T_{\mathrm{opt,Y}}$は最適水温である．上式により，水温が最適水温よりも低い場合，増殖速度は水温の上昇とともに増加し，一方，それよりも高い場合は水温による増殖障害を受けることが表現可能となる．

最大光合成速度で規格化された光合成速度μ_{Y}は光強度の増加とともに増大する一方，強光条件下では光合成はしばしば阻害される．このような光強度に対する植物プランクトンの光合成応答のモデル式として，次式のSteele式が一般に用いられる．

$$\mu_{\mathrm{Y}}(I) = \frac{I(z)}{I_{\mathrm{opt,Y}}} \exp\left(1 - \frac{I(z)}{I_{\mathrm{opt,Y}}}\right) \tag{3}$$

ここで，$I_{\mathrm{opt,Y}}$は最適光強度を表し，これを超える光環境下において植物プランクトンは強光阻害を受ける．また，$I(z)$はある水深zにおける水中光強度を表す．水中の光強度は濁りによって減衰し，その水深分布は次式のLambert-Beer式で表される．

$$I(z) = (1-\beta) I_0 \exp(-\kappa z) \tag{4}$$

ここで，I_0は水面での有効短波放射量，κは消散係数，βは水面近傍で有効短波放射量が吸収される割合を表す．式(4)は，ある深さzに対する水中光強度$I(z)$を表すことから，ワンボックスモデルでは，水深全体の平均的な光強度に対する光-光合成応答式を式(3)として用いる必要がある．そこで，水域の平均水深をhとしたとき，式(4)を式(3)に代入し，これを[0,h]の範囲で積分することで得られる次式を光の制御因子として用いた．

$$f_{I,\mathrm{Y}} = \frac{1}{\kappa h} \left\{ \exp\left(1 - \frac{(1-\beta) I_0}{I_{\mathrm{opt,Y}}} \exp(-\kappa h)\right) - \exp\left(1 - \frac{(1-\beta) I_0}{I_{\mathrm{opt,Y}}}\right) \right\} \tag{5}$$

富栄養化水域において植物プランクトンの増殖により透明度が著しく低下することに着目し，植物プランクトンのみを考慮した次式から光の消散係数κを算定した．

$$\kappa = 0.085 - 0.043 \times \sum [\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP,Y}} \cdot \mathrm{C}_{\mathrm{PP,Y}} + 0.229 \times \left(\sum [\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP,Y}} \cdot \mathrm{C}_{\mathrm{PP,Y}} \right)^{2/3} \tag{6}$$

ここで，$\mathrm{C}_{\mathrm{PP,Y}}$は炭素量で表される藻類綱Yの現存量，$[\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP,Y}}$はクロロフィルa濃度と植物プランクトン中の炭素量の質量比である．

栄養塩濃度による制御因子は，無機態窒素DIN（＝NH_4+NO_3）と無機態リンDIP（＝PO_4）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式で表現し，Liebigの最小律の考えに基づき，$f_{N,\mathrm{Y}}$を次式で表現した．

$$f_{N,\mathrm{Y}} = \min\left\{ \frac{\mathrm{DIN}}{K_{\mathrm{N,Y}} + \mathrm{DIN}}, \frac{\mathrm{DIP}}{K_{\mathrm{P,Y}} + \mathrm{DIP}} \right\} \tag{7}$$

上式において，$K_{\mathrm{N,Y}}$と$K_{\mathrm{P,Y}}$はそれぞれDIN，DIPの摂取に関する半飽和定数である．

以上の生態系モデルを用いて，水質の定期観測によって得られた藻類綱別Chl.a，ならびにTOC，TN，TP，DOの経時変化の再現計算を行った．平川池と1号調整池については7月2日の観測結果を，大久保池については6月24日の観測結果を初期条件とし，水質調査の最終日にあたる12月2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．前者は，光合成項$B_{1,\mathrm{Y}}$の光強度依存性を考慮する際に必要となる入力値であり，式(5)中のI_0に関する計算条件である．また，後者のデータは，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る．前節で述べたように，これらのインターバル10分の連続観測データを計算条件として用いた（図5参照）．なお，いずれの対象池においても，流入・流

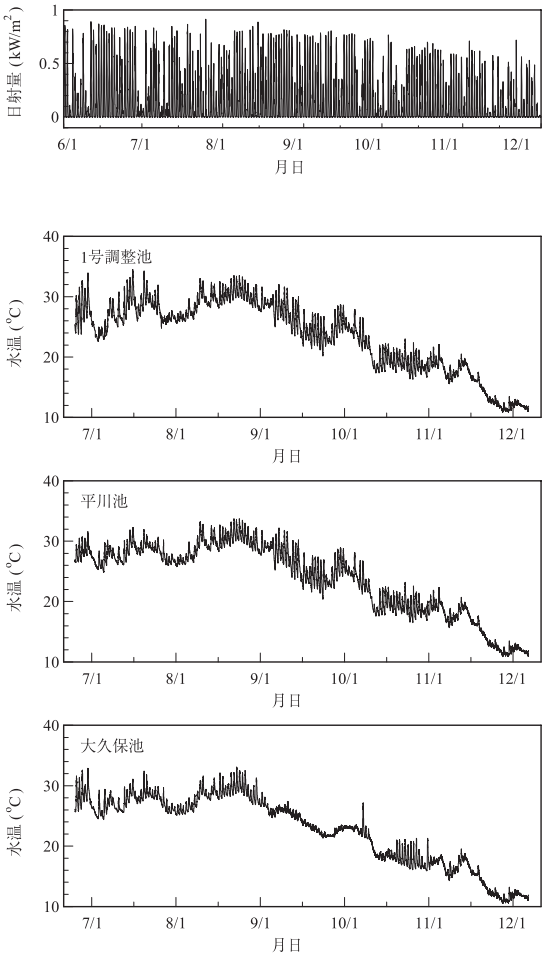


図5　各水域の水温と日射量に関する計算条件

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ことから，有機物，窒素，リンの流入荷量の影響を考慮しない．また，大久保池，1号調整池のそれぞれで浮葉植物と抽水植物の植生が見られるが，本モデルではこれらの影響は考慮していない．ただし，大久保池については，浮葉植物が太陽光を遮断し，水中光強度に対する影響が大きいため，式(4)中のβの値を試行錯誤的に0.5と設定することで，その植生による水中光の減衰を考慮した．なお，1号調整池と平川池については$\beta=0$とした．

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，既往の文献値（中田ら，1993；富樫・清成，2000；増田ら，2009）を参考にし，藻類綱別Chl.a，TOC，TN，TP，DOの観測結果を十分に再現できるように試行錯誤的にパラメータを調整した．また，対象池ごとにモデルパラメータを設定し，とくに，最適水温，最適光強度，窒素やリンの摂取に関する半飽和定数などといった植物プランクトンに関わるパラメータについては藻類綱別に調整した．表1～表4に，対象水域ごとに設定したパラメータの設定値をまとめる．

最適水温について，各対象池とも緑藻類，藍藻類はそれぞれ20℃を超えた比較的高い値を設定し，一方，渦鞭毛藻／珪藻類およびクリプト藻類は14℃前後と低水温側で与えた．これらは，珪藻類は高温に対応できないこと，藍藻類は他の種に比べてより高温に適していること（松本ら，2008；藤本ら，1995）と一致する．また，無機態リン摂取の半飽和定数について，渦鞭毛藻／珪藻類とクリプト藻類は緑藻類，藍藻類と比べて小さい値で設定した．これは，珪藻類は低い栄養塩濃度でも生育可能であり，藍藻類や緑藻類の半飽和定数として比較的小さくなるという知見（岡市，1997；林・柳，2007）と一致する．さらに，渦鞭毛藻／珪藻類の最適光強度が他のそれと比べて小さい値で設定されているが，これは，珪藻類が強光阻害の影響を強く受けるという知見と一致する．以上のように，各藻類綱の光合成項に関するモデルパラメータの設定値は，プランクトンの増殖と環境因子に関する既往の研究成果を反映している．

各水域の藻類綱別Chl.a，総Chl.a，TOC，DOC，DOの計算結果を観測結果と併せて図6～図8に示す．同図より，各対象池とも，計算結果と観測結果に若干のずれは見られるものの，ほぼ良好な再現結果が得られた．とくに，藻類綱別Chl.aの季節的変化を十分に再現している．まず，平川池，大久保池，1号調整池のいずれにおいても，7月から増加傾向のある緑藻類のChl.aが9月中旬にピークを示し，その後，緩やかに減少する経時変化を良好に再現している．また，平川池と大久保池での藍藻類Chl.aが7月以降に減少傾向にある点，さらに，大久保池と1号調整池において渦鞭毛藻／珪藻類ならびにクリプト藻類が11月以降に増殖する点で，計算結果と観測結果は一致している．このように，水域特性の異なる貯水池での植物プランクトンの季節的消長を良好に予測できることから，パラメータ値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．

表1　生態系モデルの各種パラメータの設定値(1)

モデルパラメータ		値			単位
		平川池	1号調整池	大久保池	
緑藻類					
最大増殖速度	$G_{max,G}$	1.85	1.95	1.95	d^{-1}
最適光量	$I_{opt,G}$	90.0	90.0	90.0	W/m^2
最適水温	$T_{opt,G}$	22.8	22.8	22.8	℃
窒素摂取の半飽和定数	$K_{N,G}$	22.7	22.7	22.7	mg/m^3
リン摂取の半飽和定数	$K_{P,G}$	7.9	7.9	7.5	mg/m^3
0℃における呼吸速度	$\alpha_{1,G}$	0.03	0.03	0.03	d^{-1}
温度係数	$\beta_{1,G}$	0.0524	0.0524	0.0524	$℃^{-1}$
0℃における枯死速度	$\alpha_{3,G}$	0.0005	0.0005	0.0005	d^{-1}
温度係数	$\beta_{3,G}$	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
沈降速度	$W_{PP,G}$	0.06	0.03	0.12	m/d
Chl.a/C比	$[Chl.a : C]_G$	0.028	0.022	0.023	—
P/C比	$[P : C]_G$	0.007	0.011	0.011	—
N/C比	$[N : C]_G$	0.09	0.13	0.13	—
TOD/C比	$[TOD : C]_G$	3.08×10^{-3}	3.26×10^{-3}	3.26×10^{-3}	—
藍藻類					
最大増殖速度	$G_{max,B}$	1.95	2.00	1.80	d^{-1}
最適光量	$I_{opt,B}$	110.0	110.0	110.0	W/m^2
最適水温	$T_{opt,B}$	23.1	23.8	23.1	℃
窒素摂取の半飽和定数	$K_{N,B}$	22.7	22.7	22.7	mg/m^3
リン摂取の半飽和定数	$K_{P,B}$	9.0	8.0	9.0	mg/m^3
0℃における呼吸速度	$\alpha_{1,B}$	0.03	0.03	0.03	d^{-1}
温度係数	$\beta_{1,B}$	0.0524	0.0524	0.0524	$℃^{-1}$
0℃における枯死速度	$\alpha_{3,B}$	0.0005	0.0005	0.0005	d^{-1}
温度係数	$\beta_{3,B}$	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
沈降速度	$W_{PP,B}$	0.15	0.03	0.12	m/d
Chl.a/C比	$[Chl.a : C]_B$	0.023	0.023	0.023	—
P/C比	$[P : C]_B$	0.007	0.007	0.007	—
N/C比	$[N : C]_B$	0.09	0.13	0.13	—
TOD/C比	$[TOD : C]_B$	3.08×10^{-3}	3.26×10^{-3}	3.26×10^{-3}	—

2．環境要因と藻類綱別Chl.aの変動特性

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9～図11に示す．なお，栄養塩濃度については，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す．これらをもとに，各環境要因の制御因子の観点から，植物プランクトンの増殖特性について評価した．

まず，水温の制御因子の変化によれば，いずれの対象池においても緑藻類と藍藻類の増殖に対する制限が11月から次第に大きく，一方，渦鞭毛藻／珪藻類とクリプト藻類については10月以降に制限が小さいことがわかる．つぎに，光の制御因子については，水域による変動パターンの違いが認められ，藻類綱によって最適光強度は異なるものの，種類による違いは小さいことがわかる．平川池と大久保池の平均水深はほぼ同じであることから，両池の光制御因子は類似の経時変化を示したが，大久保池での光による影響度は平川のそれと比べて大きい．これは，浮葉植物の繁茂した時期と一致していることから，強光阻害ではなく，増殖に十分な光環境下になかったことを反映していると考えられる．一方，1号調整池の光制御因子の経時変化は，他の2つと比べて大きく変動し，全く異なる挙動を示した．これは，水深が0.7mと浅いため，日々の日射環境の変化に対する応答性が極めて敏感であることに因るものと推察できる．また，どの対象池においても，光による増殖制御の程度に季節的な違いは見られない．栄養塩濃度については，藻類綱や季節に関係なくDIPによる制限因子の値がDINのそれと比べて小さ

表2　生態系モデルの各種パラメータの設定値(2)

モデルパラメータ		値			単位
		平川池	1号調整池	大久保池	
渦鞭毛藻/珪藻類					
最大増殖速度	$G_{max,D}$	1.75	1.75	1.85	d^{-1}
最適光量	$I_{opt,D}$	50.0	50.0	50.0	W/m^2
最適水温	$T_{opt,D}$	14.0	14.6	14.0	℃
窒素摂取の半飽和定数	$K_{N,D}$	22.7	22.7	22.7	mg/m^3
リン摂取の半飽和定数	$K_{P,D}$	2.5	2.0	2.5	mg/m^3
0℃における呼吸速度	$\alpha_{1,D}$	0.03	0.03	0.03	d^{-1}
温度係数	$\beta_{1,D}$	0.0524	0.0524	0.0524	$℃^{-1}$
0℃における枯死速度	$\alpha_{3,D}$	0.0005	0.0005	0.0005	d^{-1}
温度係数	$\beta_{3,D}$	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
沈降速度	$W_{PP,D}$	0.15	0.03	0.11	m/d
Chl.a/C比	$[Chl.a : C]_D$	0.025	0.025	0.025	—
P/C比	$[P : C]_D$	0.007	0.007	0.007	—
N/C比	$[N : C]_D$	0.09	0.13	0.13	—
TOD/C比	$[TOD : C]_D$	3.08×10^{-3}	3.26×10^{-3}	3.26×10^{-3}	—
クリプト藻類					
最大増殖速度	$G_{max,C}$	1.90	1.85	1.95	d^{-1}
最適光量	$I_{opt,C}$	80.0	80.0	70.0	W/m^2
最適水温	$T_{opt,C}$	13.8	13.8	14.3	℃
窒素摂取の半飽和定数	$K_{N,C}$	22.7	22.7	22.7	mg/m^3
リン摂取の半飽和定数	$K_{P,C}$	3.0	3.2	2.9	mg/m^3
0℃における呼吸速度	$\alpha_{1,C}$	0.03	0.03	0.03	d^{-1}
温度係数	$\beta_{1,C}$	0.0524	0.0524	0.0524	$℃^{-1}$
0℃における枯死速度	$\alpha_{3,C}$	0.0005	0.0005	0.0005	d^{-1}
温度係数	$\beta_{3,C}$	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
沈降速度	$W_{PP,C}$	0.15	0.03	0.10	m/d
Chl.a/C比	$[Chl.a : C]_C$	0.023	0.023	0.023	—
P/C比	$[P : C]_C$	0.007	0.007	0.007	—
N/C比	$[N : C]_C$	0.09	0.13	0.13	—
TOD/C比	$[TOD : C]_C$	3.08×10^{-3}	3.26×10^{-3}	3.26×10^{-3}	—

く，どの対象水域においても観測期間を通じてリン制限的であることがわかる．

3．DIN・DIPの動態解析

各水域の栄養塩の動態特性を検討するために，本モデルによる計算結果からDIN，DIPの1日当たりの全変動量，さらに，栄養塩の変動過程として，植物プランクトンの光合成に伴う摂取（消失），動植物プランクトンの呼吸に伴う生産（供給），懸濁態・溶存態有機物の無機化に伴う供給，底泥からの供給（溶出），窒素については脱窒による消失を考慮し，それぞれの生物化学的な変動量を計算した．図12に各月の上旬，中旬，下旬ごとに計算した変動量の平均値を表す．対象水域に共通して，有機物の無機化による栄養塩の変動は微量であり，また，脱窒によるDINの消失量は皆無である．これに対して，植物プランクトンの光合成に伴う消失量や動植物プランクトンの呼吸による供給量が卓越している．以下，対象水域ごとにDIN，DIPの変動特性について考察する．

平川池に関しては，DINとDIPの変動量ならびにその収支の季節的な変化に類似した傾向が見られた．すなわち，両者ともに7月から8月の夏季に減少し，9月以降では増殖する傾向を示した．これは，植物プランクトンの摂取による消失量が増大し，呼吸や溶出などによる供給量を上回ったためである．平川池の植物プランクトンの種構成は，観測期間を通じて藻類のうち70%以上が緑藻類であり，8月以降は95%以上が緑藻類により占められていた．したがって，植物プランク

表3　生態系モデルの各種パラメータの設定値(3)

モデルパラメータ		値			単位
		平川池	1号調整池	大久保池	
動物プランクトン					
0℃の最大摂食速度	α_2	0.03	0.03	0.03	d^{-1}
温度係数	β_2	0.0588	0.0588	0.0588	$℃^{-1}$
Ivlev係数	λ	0.0063	0.0063	0.0063	$(mg/m^3)^{-1}$
餌の閾値濃度	Π^*	0.1	0.1	0.1	mg/m^3
0℃の自然死亡速度	α_4	0.0005	0.0005	0.0005	d^{-1}
温度係数	β_4	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
同化効率	e	0.5	0.5	0.5	—
総成長効率	g	0.16	0.16	0.16	—
P/C比	$[P:C]_{ZP}$	0.0128	0.0128	0.0128	—
N/C比	$[N:C]_{ZP}$	0.1000	0.1000	0.1000	—
TOD/C比	$[TOD:C]_{ZP}$	3.08×10^{-3}	3.26×10^{-3}	3.26×10^{-3}	—
懸濁態有機物					
0℃の分解速度	α_5	0.012	0.012	0.012	d^{-1}
温度係数	β_5	0.0693	0.0693	70.0	$℃^{-1}$
酸素制限の半飽和値	DO_1	1.5	1.5	1.5	mg/l
分解余剰物生成割合	ξ	0.24	0.24	0.24	
沈降速度	W_{POC}	0.38	0.38	0.38	m/d
P/C比	$[P:C]_{POC}$	0.0035	0.0035	0.0035	—
N/C比	$[N:C]_{POC}$	0.1400	0.1400	0.1400	—
TOD/C比	$[TOD:C]_{POC}$	3.31×10^{-3}	3.31×10^{-3}	3.31×10^{-3}	—
溶存態有機物					
0℃の分解速度	α_6	0.0004	0.0009	0.0015	d^{-1}
温度係数	β_6	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
半飽和値	DO_2	1.5	1.5	1.5	mg/l
P/C比	$[P:C]_{DOC}$	0.001	0.009	0.004	—
N/C比	$[N:C]_{DOC}$	0.003	0.003	0.003	—
TOD/C比	$[TOD:C]_{DOC}$	2.68×10^{-3}	2.68×10^{-3}	2.68×10^{-3}	—

トンの摂取による消失の大部分は緑藻類に起因すると考えられる．緑藻類に関する3つの制御因子において，夏季（7月から8月）と秋季（9月から11月）で値の大小が顕著に異なるものはリン濃度である．夏季ではリン制限が小さくなったことにより緑藻類が増殖し，それに伴って，DIN，DIPの摂取量が多くなったと考えられる．秋季では，夏季での摂取量の増加に伴ってリン制御が大きくなり，加えて，11月では水温による制御因子の低下したことから，緑藻類の増殖に対する制限が強まったと考えられる．その結果として，植物プランクトンの摂取による消失が供給量を上回ったため増加傾向にあったと推察できる．

大久保池の栄養塩の変動特性は平川池のそれと類似した傾向を示した．すなわち，DINとDIPの全変動量ならびに変動収支は同様の季節変化を示し，7月から9月の期間において植物プランクトンの摂取による消失量の増大に応じて，全変動量は減少し，9月ではマイナスに転じた．また，9月以降では光合成に伴う消費量が減少したことにより，全変動量は増加した．平川池と同様に，7月から9月の消失量の増大は緑藻類の増殖に起因し，これは水温およびリン濃度による制限の影響度が相対的に小さかったことによる．リン制限については渦鞭毛藻／珪藻類とクリプト藻類に対する影響も同様に小さいが，高温障害の影響を受けて水温による制御因子が強く作用し，これらの藻類の増殖は抑制されたと考えられる．緑藻類および藍藻類は9月以降の秋季にリンによる制限を受け，加えて11月以降では水温低下に伴う増殖の抑制により，これらの藻類が減少し，その結果，光合成に伴う消費量ならびに全変動量は増加しなかったものと考えられる．

表4　生態系モデルの各種パラメータの設定値(4)

モデルパラメータ		値			単位
		平川池	1号調整池	大久保池	
リン酸態リン					
0℃における溶出速度	α_7	0.29	0.29	0.29	$(mg/m^2 \cdot d)$
温度係数	β_7	0.0677	0.0677	0.0677	$℃^{-1}$
DOによる抑制効果	γ_P	0.0	0.0	0.0	$(mg/l)^{-1}$
アンモニア態窒素					
0℃における溶出速度	α_8	11.0	11.0	11.0	$(mg/m^2 \cdot d)$
温度係数	β_8	0.0392	0.0392	0.0392	$℃^{-1}$
DOによる抑制効果	γ_N	0.0	0.0	0.0	$(mg/l)^{-1}$
0℃における硝化速度	α_9	0.0015	0.0015	0.0015	d^{-1}
温度係数	β_9	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
酸素制限の半飽和値	DO_4	0.5	0.5	0.5	mg/l
亜硝酸態窒素					
0℃における硝化速度	α_{10}	0.10	0.10	0.1	d^{-1}
温度係数	β_{10}	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
酸素制限の半飽和値	DO_5	0.5	0.5	0.5	mg/l
硝酸態窒素	K_{NC}				
0℃における脱窒速度	α_{11}	0.00155	0.00155	0.0055	d^{-1}
温度係数	β_{11}	0.0932	0.0932	0.0932	$℃^{-1}$
脱窒反応の閾値	DO_6	2.5	2.5	2.5	mg/l
溶存酸素					
水温T_Bでの消費速度	α_{12}	150.0	150.0	150.0	$(mg/m^2 \cdot d)$
水温	T_B	0.0	0.0	0.0	℃
温度係数	β_{12}	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
再曝気係数	k_a	0.15	0.15	0.15	d^{-1}

1号調整池については，DINとDIPの変動量の季節的な変動傾向が異なる．すなわち，DINについては，計算期間を通じて全変動量はプラスの値を示し，水域内部での供給量は消費量を常に上回っている．一方，DIPにおいては，夏季から秋季を通じて消費量が供給量よりも卓越し，全変動量はマイナスに転じている．この違いは，底質からのDINの供給量がDIPのそれと比べて大きいことに起因している．他の水域と同様に，1号調整池はリン制限的であるため，DIPの動態に着目すると，8月中旬から8月下旬にDIPは大きく減少している．この期間において，緑藻類に大きな増加がみられ，全体の60%を占めている．ついで，藍藻類が10～20%を占めている．この2種においては，3つの制限因子のうち，リン制限が緩和されたことにより，緑藻類および藍藻類が増殖し，これに伴って，栄養塩の摂取による消失量が増大したと考えられる．なお，渦鞭毛藻／珪藻類やクリプト藻類においてもリン制限の緩和がみられるが（図11），図9に示すように水温による制限が強いため，増殖が抑制されたと考えられる．また，11月の中旬に全変動量の値が大きく減少しているが，これは，渦鞭毛藻／珪藻類およびクリプト藻類が増加に起因する．この増加の要因は，水温による制限（図9）の緩和および光の制限（図10）の緩和が挙げられる．緑藻類および藍藻類については，リンによる制限（図11）が強いため，増加に至らなかったと考えられる．

要　　約

富栄養化水域の水環境保全に資することを目的として，水域スケールや植生などの水域特性の異なる3つの農業用貯水池を対象に，生態系モデルによる水環境解析を行なった．藻類の種構成とその季節的消長の観点から水域内部の窒素・リンの循環過程を定量的に評価するために，同モデルでは植物プランクトンとして緑藻類，藍藻類，渦鞭毛藻／珪藻類，クリプト藻類の4種を考慮した．また，藻類綱の増殖の制御因子とな

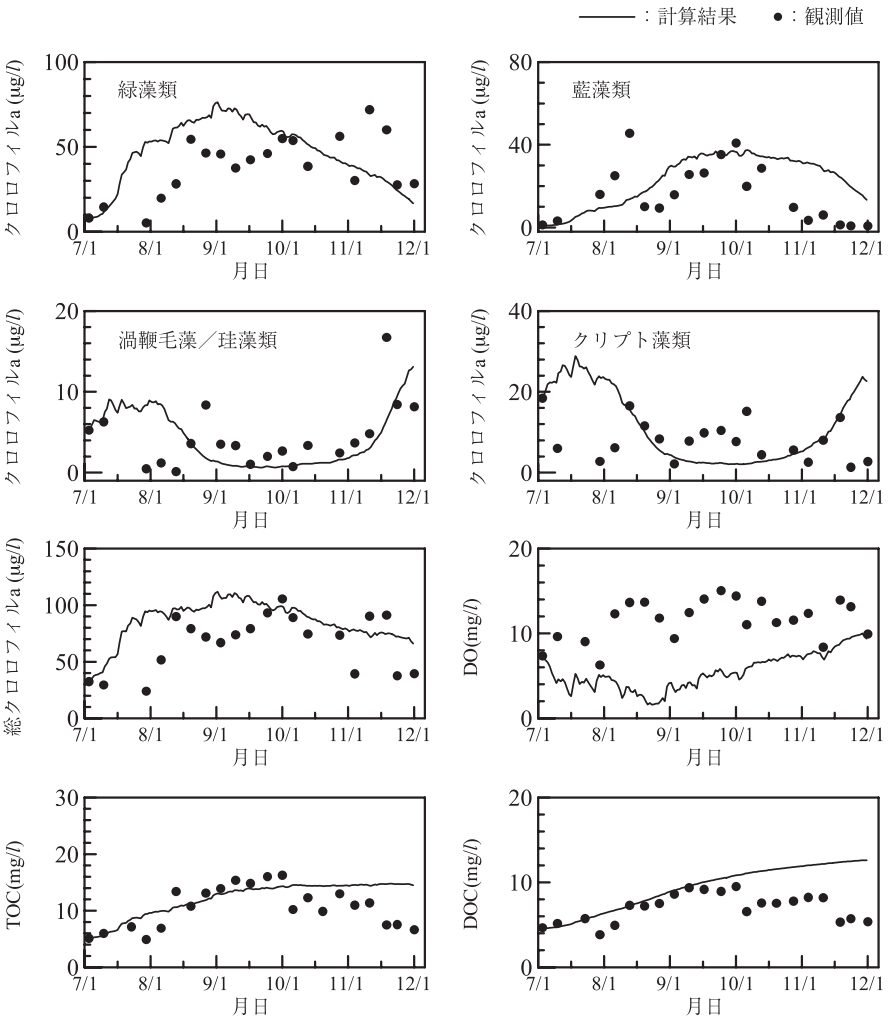


図6　1号調整池の観測値と計算結果の比較

る環境要因とを関連付けて，水域ごとのDIN，DIPの変動特性に着目し，栄養塩の動態特性を検討した．平川池と大久保池に関しては，リンの供給・消費量および全変動量の季節変化は類似の傾向を示した．すなわち，夏季の全変動量の低下は，リン制限の緩和によって緑藻類が増殖し，光合成による消費量が増加したことに起因した．一方，両池の秋季での増大は，緑藻類の水温・リンの制御が強まったことにより消費量が減少したためである．1号調整池においては，優占的に存在した緑藻類と藍藻類の影響を大きく受けた．すなわち，全変動量の夏季での低下と秋季での増加は，これらの増殖と消長に伴う摂取量の増加と減少に起因し，いずれもリンによる制御因子の影響が大きい．なお，10月中旬でのリン消費量の増加は，渦鞭毛藻／珪藻類とクリプト藻類に対する水温および光の制限緩和に伴うこれらの増殖に起因する．

文　　献

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，：pp.45-59

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

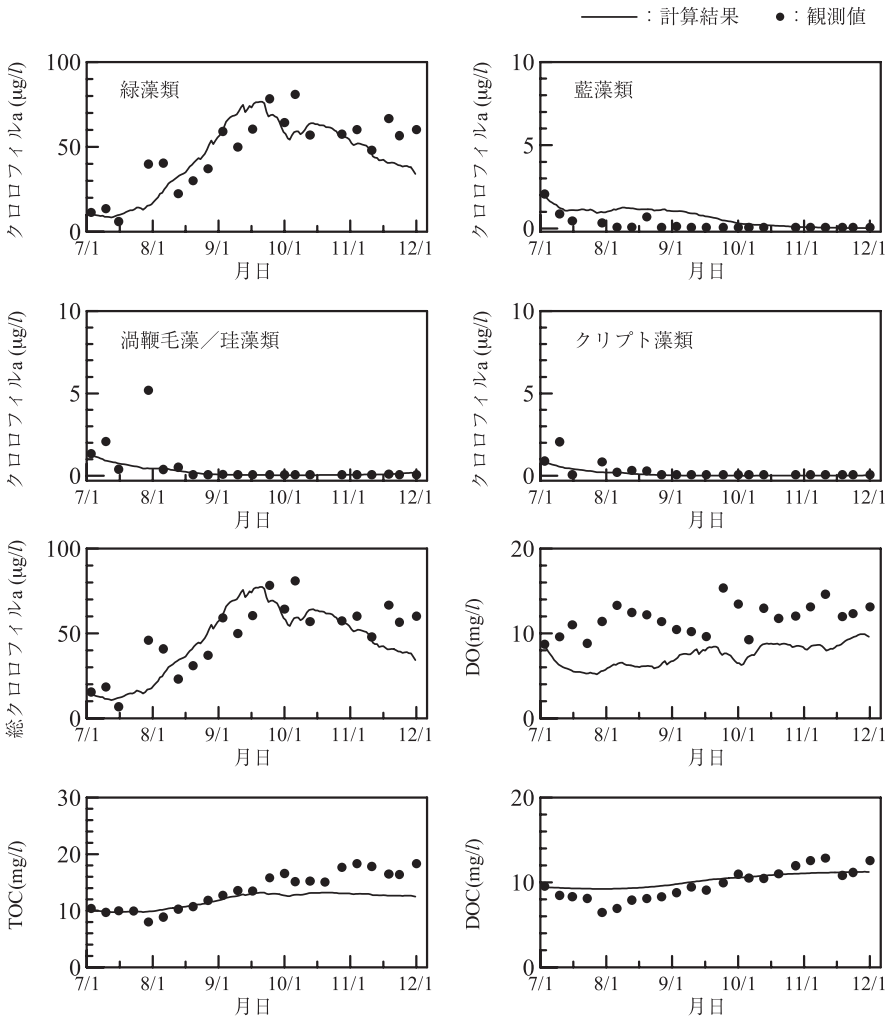


図7　平川池の観測値と計算結果の比較

因子との関係，水環境学会誌，**18**(11)：pp901-908

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，九州大学大学院農学研究院学芸雑誌，**63**(2)：pp.147-160

松本晶子・原田昌佳・平松和昭・森　牧人・丸居　篤　2008　動植物プランクトンの季節的消長からみた富栄養貯水池の水環境評価，九州大学大学院農学研究院学芸雑誌，**63**(2)：pp.161-177

松梨順三郎編　1993　環境流体汚染，森北出版，：pp165-231

増田慎也・原田昌佳・平松和昭・丸居　篤　2009　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，九州大学大学院農学研究院学芸雑誌，**64**(2)：pp.135-145

中田喜三郎，堀口文男，田口浩一　1993　生態系モデル－定式化と未知のパラメータの推定法－，*Journal of Advanced Marine Technology Conference*，**8**：pp.99-138

岡市友利　1997　赤潮の化学，恒星社厚生閣，329

富樫宏由，清成竜太　2000　生態系モデルによる大村湾の3次元流動・水質解析，長崎大学工学部研究報告，**30**(55)：pp.207-214

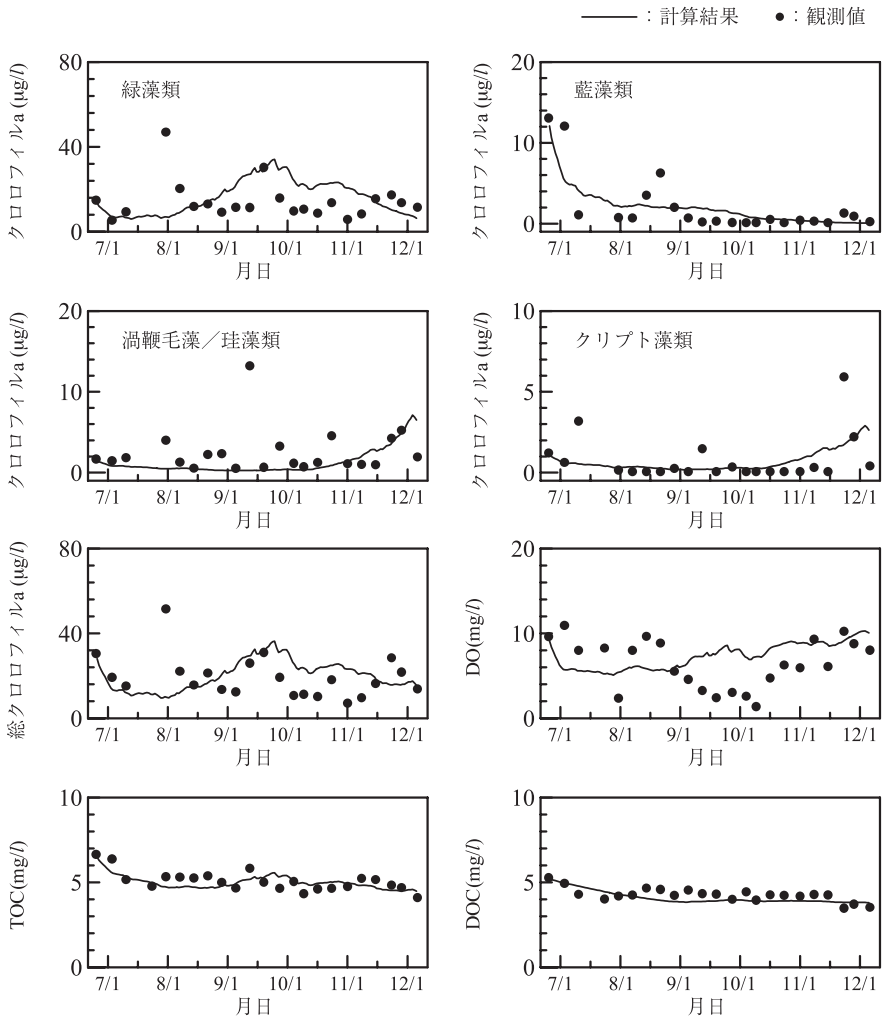
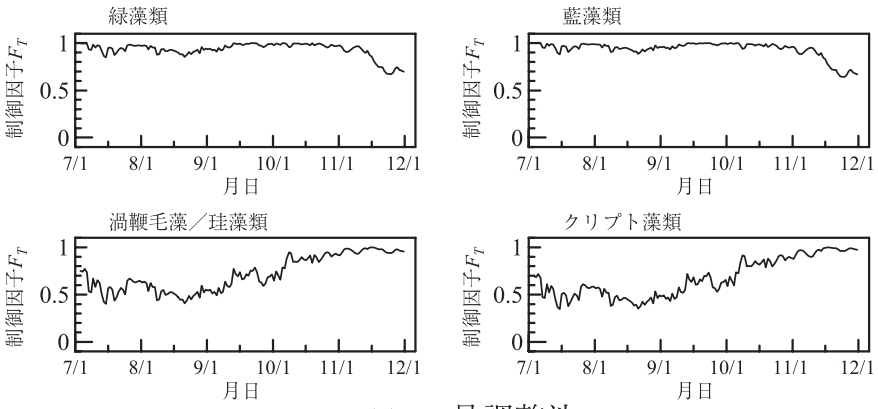
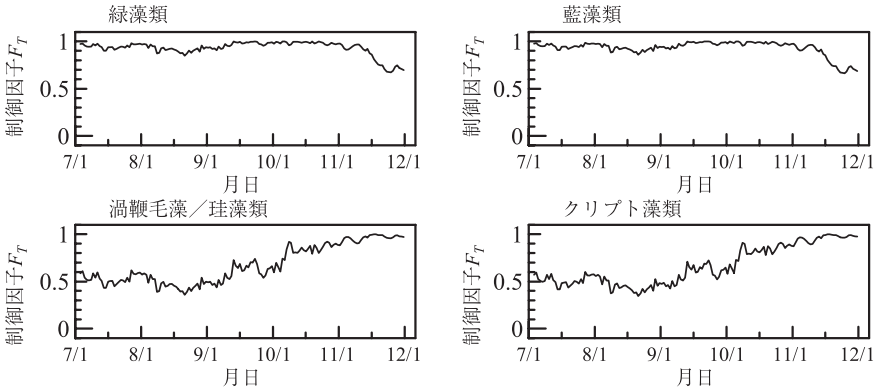


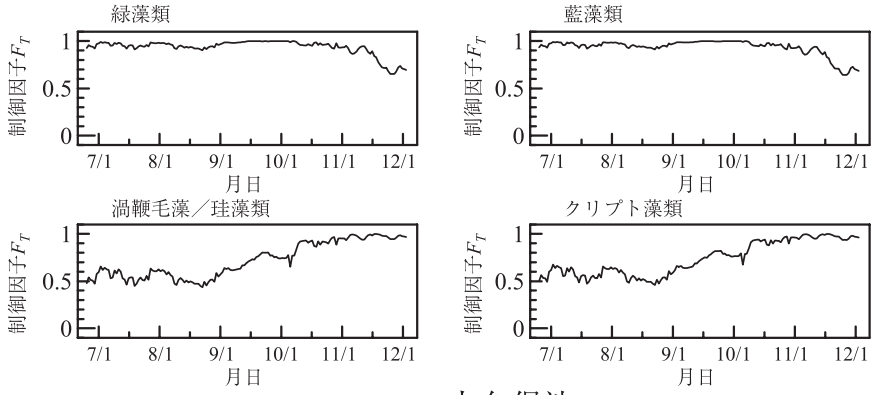
図8　大久保池の観測値と計算結果の比較



(1)　1号調整池

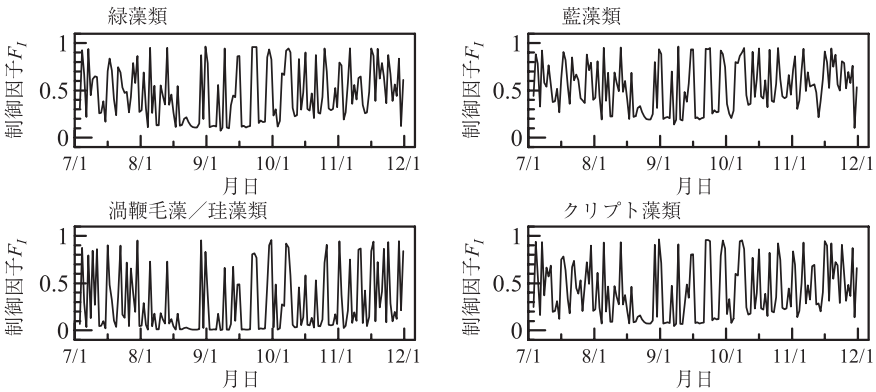


(2)　平川池

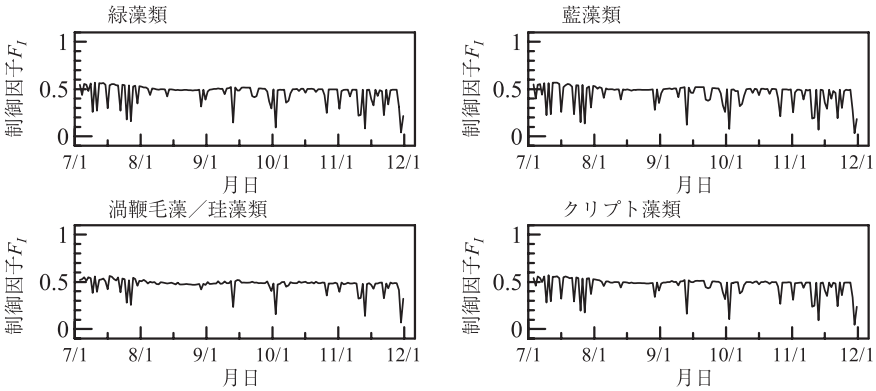


(3)　大久保池

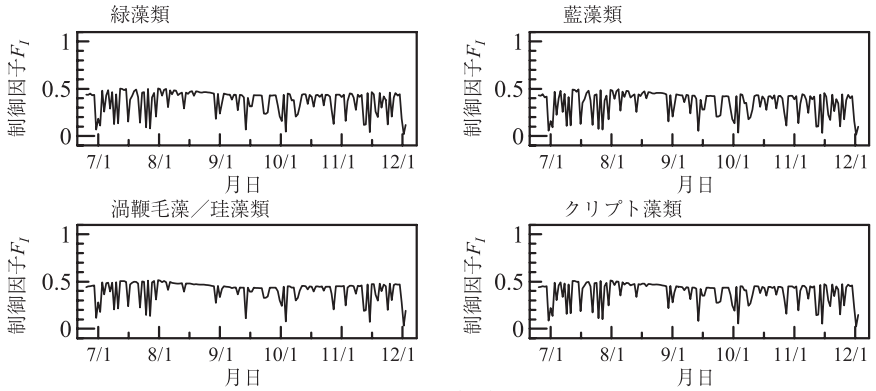
図9　各貯水池の水温による制御因子の経時変化



(1)　1号調整池



(2)　平川池



(3)　大久保池

図10　各貯水池の光強度による制御因子の経時変化

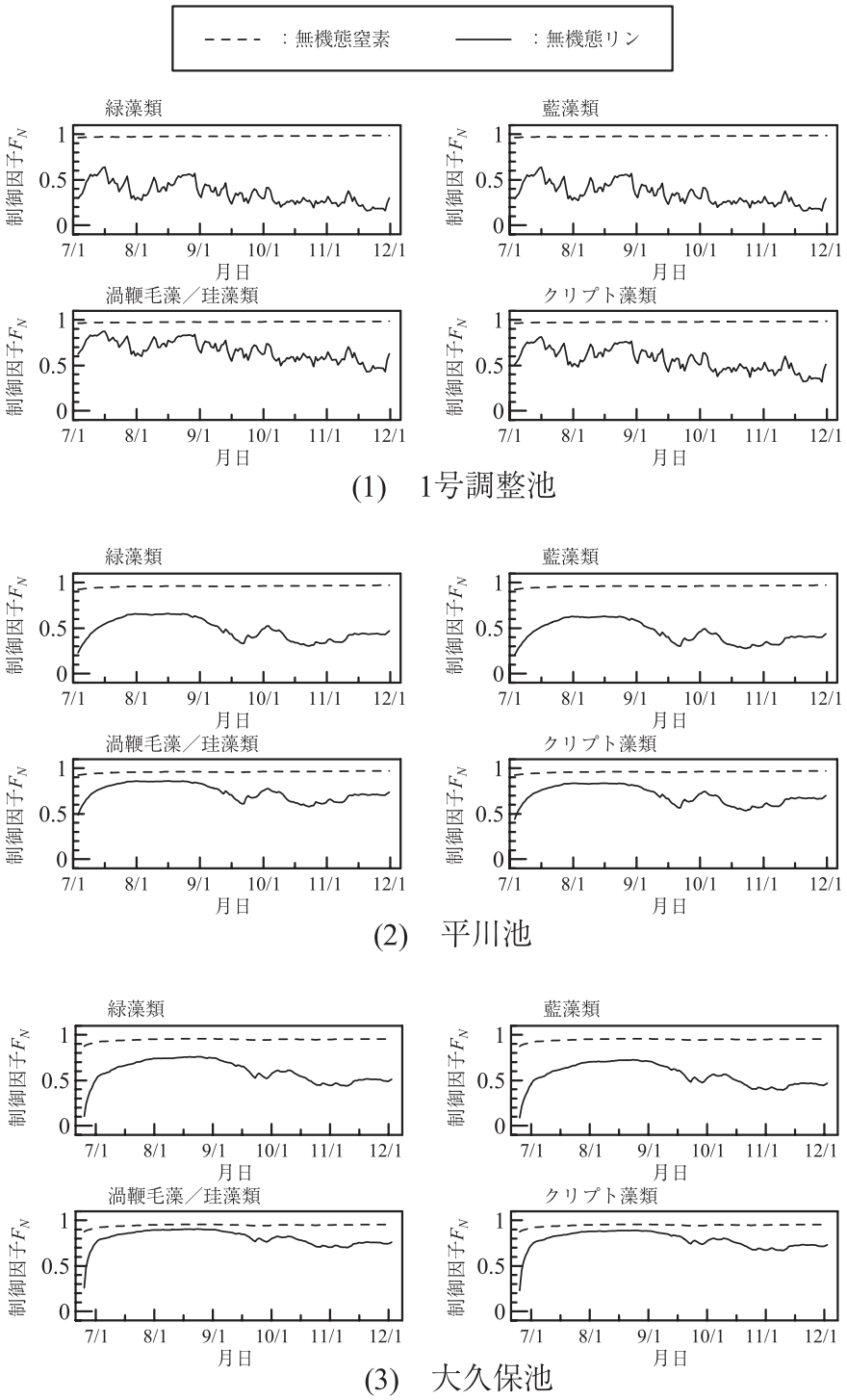


図11　各貯水池の栄養塩濃度による制御因子の経時変化

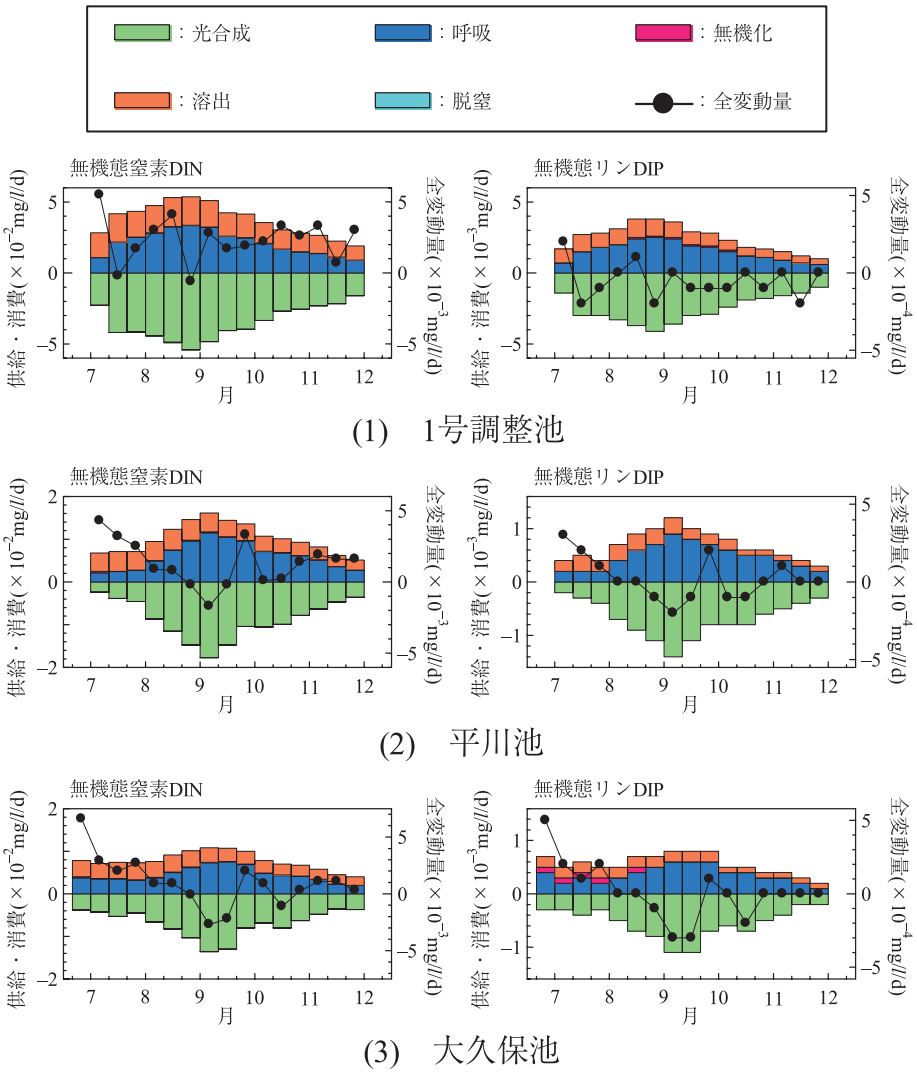


図12　生物化学的循環過程によるDIN・DIPの変動特性

Summary

A large amount of nitrogen and phosphorus flows into agricultural reservoirs through domestic and agricultural drainage in flat, low-lying agricultural areas. The availability of excess nutrients causes a profuse growth of phytoplankton, thereby resulting in water bloom, and leading to various water quality problems. Water quality assessment is very important to prevent eutrophication of reservoir, and to elucidate the movement of phytoplankton and circulation of nutrients within the water body. Therefore, a water quality prediction model is the most effective approach for water quality assessment, and an ecosystem model is frequently utilized to analyze and predict the dynamics of water quality. In this study, a one-box ecosystem model considering 4 primary algal groups (green algae, blue- green algae, diatoms/dinoflagellates, and cryptophytes) was constructed for 3 eutrophic reservoirs in the Itoshima Peninsula, located in the western part of Fukuoka City. These reservoirs were utilized for agricultural water resource, and they differed in characteristics each other, such as water depth, storage capacity, and presence of vegetation (floating-leaved plants and emersed plants). Water quality data of chlorophyll-a content of each algal group, TOC, DOC, TN, TP and DO were weekly observed from July to November 2009 to verify the validity of the ecosystem model. As a result, the variations of water quality related to eutrophication could be evaluated and predicted by this model differed in the water characteristics. Further, the seasonal change in chlorophyll-a concentrations of each algal group in relation to the temporal variations of environmental factors of water temperature, solar radiation and nutrients concentrations, could be quantitatively estimated by this model. Seasonal characteristics that enable proliferation of each algal group under the condition of nutrients limitation could be determined by focusing on the biochemical variable of DIN and DIP calculated from the numerical simulation results.