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

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

井芹, 晴香
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

平松, 和昭
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

森, 牧人
高知大学農学部

他

https://doi.org/10.15017/13165

出版情報：九州大学大学院農学研究院学芸雑誌. 63 (2), pp.147-160, 2008-10-29. 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63巻　第2号　147-160　(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

井　芹　晴　香*[1]・原　田　昌　佳*
平　松　和　昭　・森　　牧　人[2]・丸　居　　篤[3]
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
(2008年6月27日受付，2008年7月16日受理)

Evaluation of Water Quality Environment in Eutrophic Reservoirs using an Ecosystem Model

Haruka ISERI*[1], Masayoshi HARADA*, Kazuaki HIRAMATSU
Makito MORI[2] and Atsushi MARUI[3]
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

農業用貯水池は，主に農業用水の確保を目的とされているが，その他にも，洪水緩和機能，生態系の形成，親水空間の提供などの多面的機能を有しており，農業農村地域において非常に重要な環境資源である．しかし，近年，農業農村地域の都市化や混住化の影響を受け，このような閉鎖性水域の富栄養化が深刻な問題となっている．富栄養化水域では，植物プランクトンの内部生産が活発であり，そのため水の華と呼ばれる植物プランクトンの大量発生がしばしば見られる．特に，アオコなどに代表される植物プランクトンの異常増殖は，生態系の変化，水利用上の障害，景観悪化などの水質障害をもたらし，その影響は多大で広範囲に及ぶ．そのため，持続的な農業農村地域の発展と農業用貯水池が有する多面的機能を考えると，水域の富栄養化防止対策を講じ，その水環境の保全・改善に向けた取り組みは極めて重要である．

富栄養化水域の水圏生態系の保全を考える上で，水質悪化の原因メカニズムの解明や水環境動態の評価ならびに予測は重要な位置付けにある．近年では，このような研究課題に対して，詳細な水環境モニタリングと合わせて生態系モデルに代表される水質予測モデルを用いた数理的手法が有効である（例えば，中田ら，1983；中曽根ら，2005）．生態系モデルとは，水域内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ものである．特に，富栄養化水域を対象とする場合，1次生産者である植物プランクトンの動態を有機物ならびに栄養源となる窒素，リンと関連付けて表し，さらに動物プランクトンとの捕食－被食関係を考慮した低次生態系モデルが用いられる．同モデルにより，湖水

[1]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
[2]高知大学農学部
[3]九州大学新キャンパス計画推進室
[1]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
[2]Faculty of Agriculture, Kochi University
[3]New Campus Planning Office, Kyushu University
*Corresponding author（E-mail:h-iseri@bpes.kyushu-u.ac.jp）

中のクロロフィル a，溶存酸素，全窒素，全リンなどの水質指標の動態解析，さらには水質改善対策シナリオに対する水環境の将来予測が可能となる．

本研究では，九州大学伊都キャンパスを源流とする大原川流域内の洪水調整池ならびに農業用貯水池を対象に，生態系モデルを用いて水質指標の動態解析を行った．大原川流域一帯は，水稲栽培や施設園芸など福岡県内有数の農業地域として知られているが，近年の急速な都市化・混住化に伴い，水域の有機汚濁や富栄養化が進行している．そこで，同流域内の健全な水循環・水環境の保全に資することを目的に，ワンボックス型低次生態系モデルにより，栄養塩としての無機態窒素および無機態リンの動態特性の観点から各水域の水環境評価を行った．なお，生態系モデルに含まれる多数のパラメータについては，大域的最適化手法の１つである，単純遺伝的アルゴリズム（Simple Genetic Algorithm, SGA）を用いて各水域の最適値を設定した．

データと方法

１．対象池の概要および観測概要

対象水域は，伊都キャンパス内にある５号調整池，ならびに大原川流域周辺に位置する農業用貯水池の平川池と大久保池である（図１参照）．各水域の諸元を以下にまとめる．

５号調整池（図２(a)）は，森林域を伐採し造成された流域面積約31.3ha，水面積約13,800m^2，平均水深約８m，総貯水量約63,000m^{3}の洪水調整池であり，渇水時には下流域の水田や施設畑の灌漑用水源としても利用される．調整池周辺の広範囲に多量の伐採木材チップが散布されているが，その木材チップ由来の難分解性有機物であるフミン物質の流入によって，水域は茶褐色を呈する．齋藤（2008）によれば，多量のフミン物質の存在により，透明度が著しく小さく，同調整池は寡少な光環境下にある．また，夏季では強固な水温成層が形成され，約１m以深で無酸素状態にある．

平川池（図２(b)）は，流域面積約15.6ha，水面積約20,500m^2，平均水深約３m，総貯水量約62,200m^3

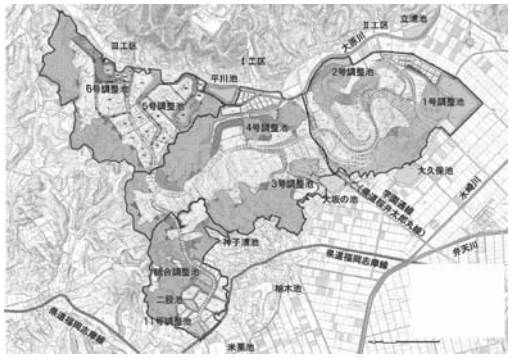

図１　対象池の配置図
（九州大学新キャンパス計画推進室提供）

(a)　５号調整池

(b)　平川池

(c)　大久保池

図２　対象池の全景

の農業用貯水池である．富栄養化の進行により水域は緑色を呈しており，松本（2008）によれば，７月中旬ならびに９月中旬～11月中旬の期間で藍藻類の大量発生が観測された．

大久保池（図２(c)）は，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る．同池では，７月上旬～10月の期間でヒシ科を主とする浮葉植物が繁茂する点で，他の二つの水域と異なる特徴をもつ．また，松本（2008）によれば，６月下旬，７月中旬～９月上旬，そして11月初旬に藍藻類の大量発生が観測された．

本研究では，2007年５月～11月を観測期間とし，各水域の水質観測を実施した．まず，定期観測として，護岸近くの表層水を採水し，これを有機汚濁・富栄養化関連項目の水質分析に供すると伴に，現地にて多項目水質計（HORIBA 社製）により溶存酸素（DO）を測定した．また，熱電対（c－c 線）を用いた表層水の水温の連続観測を，データのサンプリング時間10分で実施した．

有機汚濁・富栄養化に関連する水質分析項目は，クロロフィル a（Chl.a），化学的酸素要求量（COD），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）の10項目である．なお，TP，NH_4-N，COD の測定には多項目水質測定器（セントラル科学社製）を，Chl.a の測定には蛍光光度計（チューナーデザインズ社製）を用いた．また，TN，NO_3-N，NO_2-N，PO_4-P の測定にはイオンクロマトグラフ（日本ダイオネクス社製）を，TOC と DOC の測定には湿式紫外線酸化方式の TOC 分析計（セントラル科学社製）を用いた．なお，後述の生態系モデルによる水質観測結果の再現計算に必要となる全天日射量については，５号調整池近傍で観測された気象データの提供を受けた．

水質観測結果として，Chl.a，DO，TN，TP の季節変化を図３に示す．以下では，我が国の水稲栽培に関わる農業用水水質基準および OECD による湖沼類型の分類基準と比較して，各水域の水質の現状について評価した．

まず，Chl.a の観点から各水域の栄養状態について考察すると，５号調整池では７月～９月の期間で，また平川池と大久保池では観測期間を通じて，富栄養湖のレベル（８～25mg/l）にある．特に，５号調整池については７月下旬～８月の期間で，大久保池については７月～10月の期間で，過栄養湖のレベル（25mg/l 以上）にあり，松本（2008）による植物プランクトンの調査結果によれば，藍藻類の大量発生時期と一致した．また，TP の観点から同様に考察すると，５号調整池と平川池は観測期間を通じて富栄養湖のレベル

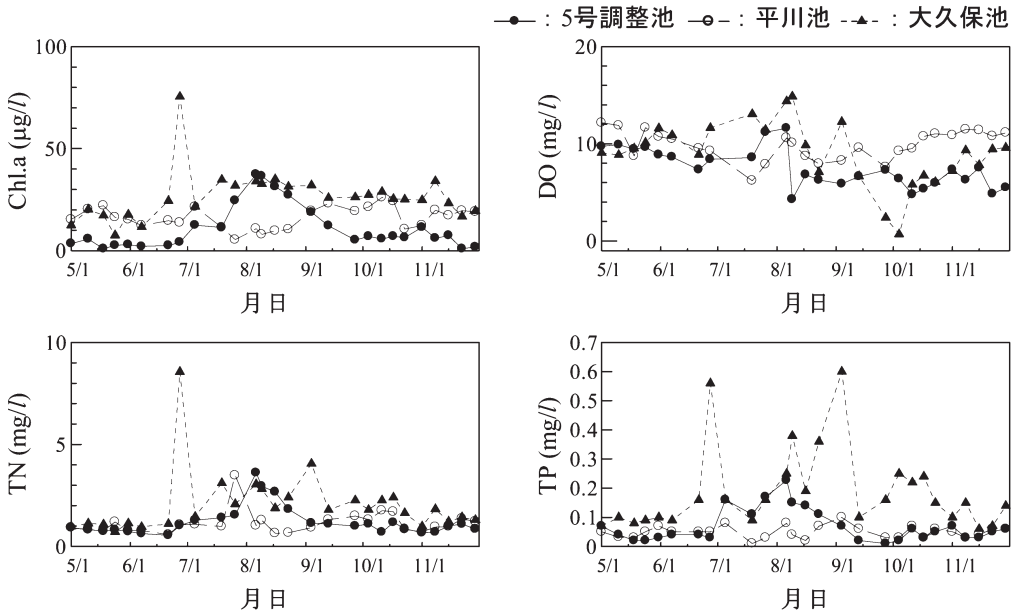

図３　Chl.a，DO，TN，TP に関する定期観測結果

(0.035～0.1mg/l）にあり，一方，大久保池はほぼ過栄養湖のレベル（0.1mg/l以上）にあった．

つぎに，DO に関しては，いずれの水域で観測期間を通じて農業用水水質基準（5 mg/l以上）を満たしていた．なお，大久保池では，9 月～10月上旬の期間で DO の値が減少傾向にあったが，これは夏季に繁茂したヒシ科植物の影響によるものと思われる．また，TN については，いずれの水域で観測期間を通じて農業用水水質基準（1 mg/l以下）を大幅に超え，窒素過剰であることがわかる．特に，夏季に濃度が上昇する傾向を示し，これは藍藻類の大量発生の影響を受けたものと考えられ，同時期の水域中の窒素の多くは植物プランクトンに由来すると推察できる．なお，COD の観測結果を図示していないが，いずれの水域で10～26mg/lの範囲で変化し，これは農業用水水質基準（6 mg/l以下）を大幅に超える結果であった．

2．生態系モデル

本研究では，沿岸海洋性生態系内の物質循環を対象とした水質モデル（中田ら，1983）を参考にし，水域内の水質を全て均一とするワンボックス型低次生態系モデルを構築した．本モデルでは，図 4 に示すように，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-N），亜硝酸態窒素（NO_2-N），硝酸態窒素（NO_3-N），溶存酸素（DO）の計 9 個を状態変数とした．なお，植物プランクトン，動物プランクトン，懸濁態有機物，溶存態有機物の現存量は炭素量で表現した．また，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．状態変数の濃度 C_X（添字 X は上記の括弧内の記号）の時間変化は，図 4 中の状態変数間を結ぶ生物化学的な物質循環過程による濃度変動量 B_i（添字 i は各種循環過程）を用いた収支式によって表される．生物化学的反応項 B_i は 1 次反応式で表され，また比例定数である反応速度定数については水温などの環境要因の影響が考慮されることで，生態系モデルが構成される．以下に，各状態変数のモデル式を示す．なお，モデル式中で用いられるパラメータを表 1，2 にまとめる．

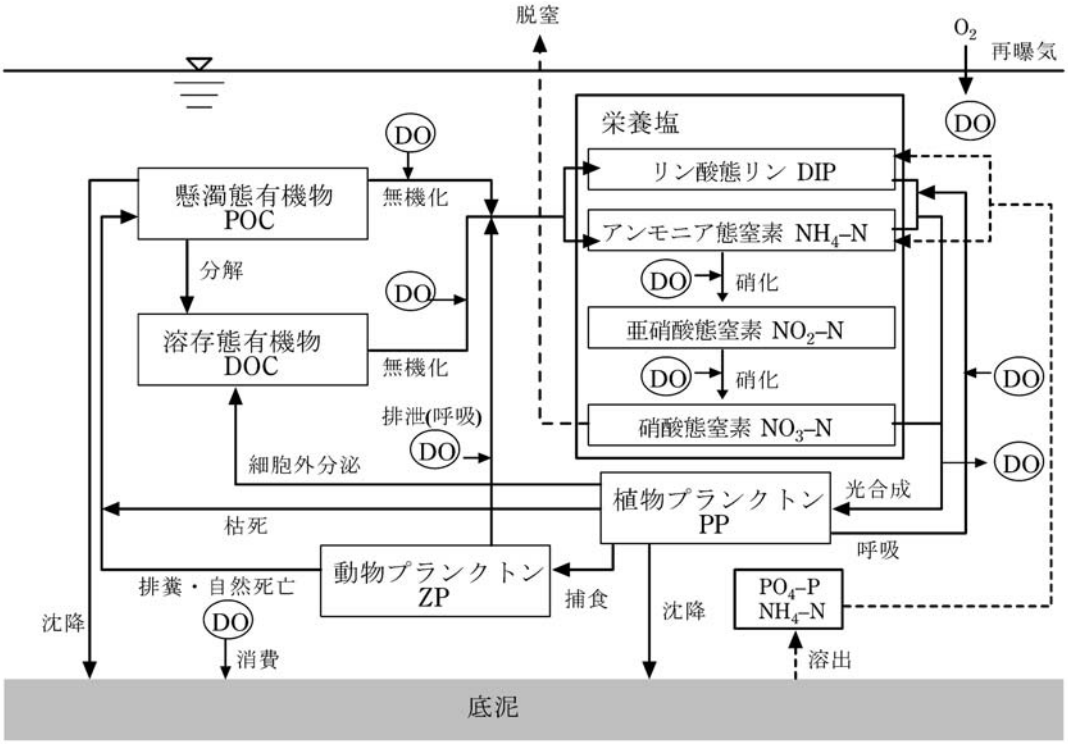

図 4　ワンボックス型低次生態系モデルの概念図

表 1 生態系モデルのパラメータ設定値

モデルパラメータ		5 号調整池	平川池	大久保池	単位
0 ℃における最大生長速度定数*	α_1	0.500	0.524	0.400	d^{-1}
温度係数	β_1	0.0633	0.0633	0.0633	$℃^{-1}$
最適光量*	I_{opt}	73.2	72.7	72.2	W/m^2
窒素摂取の半飽和定数*	K_N	4.25	30.00	22.70	mg/m^3
リン摂取の半飽和定数*	K_P	2.50	20.00	10.00	mg/m^3
0 ℃における最大摂食速度定数*	α_2	0.03	0.03	0.03	d^{-1}
温度係数	β_2	0.0524	0.0524	0.0524	$℃^{-1}$
0 ℃における呼吸速度定数	α_3	4.5×10^{-5}	4.5×10^{-5}	4.5×10^{-5}	d^{-1}
温度係数	β_3	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
植物プランクトン沈降速度*	w_{PP}	0.185	0.017	0.018	m/d
0 ℃における枯死速度定数	α_4	0.0513	0.0354	0.0350	d^{-1}
温度係数	β_4	0.0588	0.0588	0.0588	$℃^{-1}$
Ivlev 定数	λ	0.0063	0.0063	0.0063	$(mg/m^3)^{-1}$
餌の閾値濃度*	Π*	198.0	115.0	165.0	mg/m^3
0 ℃における自然死亡速度定数	α_5	5.0×10^{-4}	5.0×10^{-4}	5.0×10^{-4}	d^{-1}
温度係数	β_5	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
DO の半飽和値	DO_1	3.0	3.0	3.0	mg/l
同化効率	e	0.5	0.5	0.5	−
総成長率	g	0.16	0.16	0.16	−
0 ℃における POC 分解速度定数*	α_6	1.00×10^{-3}	3.25×10^{-4}	1.20×10^{-3}	d^{-1}
温度係数	β_6	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
酸素制限の半飽和値	DO_2	1.5	1.5	1.5	mg/l
分解余剰分生成割合*	ζ	0.154	0.258	0.240	−
POC 沈降速度*	w_{POC}	0.450	0.428	0.380	m/d
0 ℃における DOC 分解速度定数*	α_7	1.61×10^{-5}	3.50×10^{-4}	3.88×10^{-4}	d^{-1}
温度係数	β_7	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
酸素制限の半飽和値	DO_3	1.5	1.5	1.5	mg/l
0 ℃におけるリン溶出速度*	α_8	0.244	0.550	0.100	$mg/m^2/d$
温度係数	β_8	0.0677	0.0677	0.0677	$℃^{-1}$
DO によるリン溶出抑制効果*	γ_P	1.05×10^{-3}	0.328	0.080	$(mg/l)^{-1}$
0 ℃における窒素溶出速度*	α_9	8.00	7.70	0.72	$mg/m^2/d$
温度係数	β_9	0.0392	0.0392	0.0392	$℃^{-1}$
DO による窒素溶出抑制効果*	γ_N	1.20×10^{-3}	9.28×10^{-1}	7.00×10^{-1}	$(mg/l)^{-1}$
0 ℃における NH_4-N 硝化速度定数	α_{10}	1.5×10^{-3}	1.5×10^{-3}	1.5×10^{-3}	d^{-1}
温度係数	β_{10}	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
DO の半飽和値	DO_4	0.5	0.5	0.5	mg/l
0 ℃における NO_2-N 硝化速度定数	α_{11}	0.1	0.1	0.1	d^{-1}
温度係数	β_{11}	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
DO の半飽和値	DO_5	0.5	0.5	0.5	mg/l
0 ℃における脱窒速度定数	α_{12}	1.55×10^{-3}	1.55×10^{-3}	1.55×10^{-3}	d^{-1}
温度係数	β_{12}	0.0932	0.0932	0.0932	$℃^{-1}$
脱窒反応の閾値	DO_6	2.5	2.5	2.5	mg/l
水温 T_B での DO 消費速度定数*	α_{13}	302.0	50.0	54.2	d^{-1}
水温	T_B	0.0	0.0	0.0	℃
温度係数	β_{13}	0.0693	0.0693	0.0693	$℃^{-1}$
再曝気係数*	k_a	3.10×10^{-3}	1.50	5.35×10^{-2}	$mg/(m^2\cdot d)$

*印は SGA による最適値探索を行ったパラメータ

表 2 生態系モデルの組成比設定値

組成比		5 号調整池	平川池	大久保池
植物プランクトン中の Chl.a/C 比*	$[\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP}}$	2.20×10^{-2}	3.48×10^{-2}	1.90×10^{-2}
植物プランクトン中の P/C 比*	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{PP}}$	2.20×10^{-2}	7.98×10^{-3}	7.50×10^{-3}
動物プランクトン中の P/C 比*	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{ZP}}$	2.14×10^{-2}	1.80×10^{-2}	1.28×10^{-2}
懸濁態有機物中の P/C 比*	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{POC}}$	1.53×10^{-2}	1.50×10^{-2}	3.18×10^{-2}
溶存態有機物中の P/C 比*	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{DOC}}$	7.68×10^{-3}	4.00×10^{-3}	9.00×10^{-3}
植物プランクトン中の N/C 比*	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{PP}}$	1.19×10^{-1}	7.50×10^{-2}	6.35×10^{-2}
動物プランクトン中の N/C 比*	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{ZP}}$	1.42×10^{-1}	1.37×10^{-1}	1.00×10^{-1}
懸濁態有機物中の N/C 比*	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{POC}}$	1.24×10^{-1}	1.65×10^{-1}	1.68×10^{-1}
溶存態有機物中の N/C 比*	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{DOC}}$	6.59×10^{-3}	1.00×10^{-1}	2.80×10^{-1}
植物プランクトン中の TOD/C 比	$[\mathrm{TOD:C}]_{\mathrm{PP}}$	3.21×10^{-3}	3.01×10^{-3}	2.96×10^{-3}
動物プランクトン中の TOD/C 比	$[\mathrm{TOD:C}]_{\mathrm{ZP}}$	3.32×10^{-2}	3.29×10^{-3}	3.12×10^{-3}
懸濁態有機物中の TOD/C 比	$[\mathrm{TOD:C}]_{\mathrm{POC}}$	3.23×10^{-3}	3.42×10^{-3}	3.43×10^{-3}
溶存態有機物中の TOD/C 比	$[\mathrm{TOD:C}]_{\mathrm{DOC}}$	2.70×10^{-3}	3.12×10^{-3}	3.95×10^{-3}

*印は SGA による最適値探索を行ったパラメータ

(1) 植物プランクトン

本モデルでは，水域内の優占種に着目し，平均的な単一の種の群集を考えることで，植物プランクトンの取り扱いを簡略化した．植物プランクトンの炭素濃度 C_{PP}（mg/m^3）の時間変化は次式で表現される．

$$\frac{\mathrm{d}C_{\mathrm{PP}}}{\mathrm{d}t} = B_1 - B_2 - B_3 - B_4 - B_5 - B_6 \tag{1}$$

ここで，B_1 は光合成，B_2 は細胞外分泌，B_3 は動物プランクトンによる被食，B_4 は呼吸，B_5 は枯死，B_6 は植物プランクトンの沈降による変動量である．

増加量 B_1 は，植物プランクトンの最大増殖速度を水温 T（℃）の関数で与え，栄養塩（DIN，DIP）に対する制限関数 μ_1（DIN，DIP）と，水中の光強度 I（W/m^2）に対する制限関数 $\mu_2(I)$ を考慮することで，次式のように表される．

$$B_1 = \alpha_1 \exp(\beta_1 T)\cdot\mu_1(\mathrm{DIN,\ DIP})\cdot\mu_2(I)\cdot C_{\mathrm{PP}} \tag{2}$$

栄養塩に対する制限関数 μ_1（DIN，DIP）は，Michaelis-Menten 式と Liebig の最小律に基づいて次式で表される．

$$\mu_1(\mathrm{DIN,\ DIP}) = \min\left\{\frac{\mathrm{DIN}}{K_{\mathrm{N}}+\mathrm{DIN}},\ \frac{\mathrm{DIP}}{K_{\mathrm{P}}+\mathrm{DIP}}\right\} \tag{3}$$

また，水深 h（m）の平均的な水中光強度に対する制限関数 $\mu_2(I)$ に関しては，Steele 式および Lambert-Beer 式を用いると，次式のように表される．

$$\mu_2 = \frac{1}{\kappa h}\left\{\exp\left(1-\frac{I_0}{I_{\mathrm{opt}}}\exp(-\kappa h)\right) - \exp\left(1-\frac{I_0}{I_{\mathrm{opt}}}\right)\right\} \tag{4}$$

ここで，I_0（W/m^2）は水面での光強度である．なお，消散係数 κ（m^{-1}）は，光の消散物質として植物プランクトンのみを考慮した次式の評価式から求められる．

$$\kappa = 0.825 - 0.043\times[\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP}}\cdot C_{\mathrm{PP}} + 0.229\times([\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP}}\cdot C_{\mathrm{PP}})^{\frac{2}{3}} \tag{5}$$

細胞外分泌とは，光合成により固定した有機物質の一部を溶存態有機物の形態で細胞外に排出する現象であり，排泄あるいは浸出とも呼ばれる．細胞外分泌量は次式で表される（Eppley and Sloan, 1965；Watt, 1966）．

$$B_2 = 0.135\exp\{-0.00201\cdot[\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP}}\cdot C_{\mathrm{PP}}\}\cdot B_1 \tag{6}$$

動物プランクトンによる被食量 B_3 は，ろ過食性動物プランクトンの餌（植物プランクトン）濃度に関する閾値の存在（Parson *et al.*, 1967）を考慮した Ivlev 式（1945）を用いて表される．

$$B_3 = \alpha_2\exp(\beta_2 T)[1-\exp\{\lambda(\Pi^* - C_{\mathrm{PP}})\}]\cdot C_{\mathrm{ZP}} \tag{7}$$

なお Π^*（mg/m^3）は餌濃度に関する閾値であり，$\Pi^* \geqq C_{\mathrm{PP}}$ のとき $B_3 = 0$ となる．

呼吸量 B_4 ならびに枯死量 B_5 は，温度依存性のみを考慮し，それを指数曲線型で表現することにより，次式で表される．

$$B_4 = \alpha_3\exp(\beta_3 T)\cdot C_{\mathrm{PP}} \tag{8}$$

$$B_5 = \alpha_4\exp(\beta_4 T)\cdot C_{\mathrm{PP}} \tag{9}$$

また，植物プランクトンの沈降量 B_6 は，その沈降速度 w_{PP}（m/d）と水域の代表水深 h（m）を用いて次式で与えられる．

$$B_6 = \frac{w_{\mathrm{PP}}}{h}\cdot C_{\mathrm{PP}} \tag{10}$$

(2) 動物プランクトン

動物プランクトンは，植物プランクトンと同様に平

均的な単一の種の動物プランクトン群集として取り扱った．動物プランクトンの炭素濃度 C_{ZP}（mg/m^3）の時間変化は次式で表される．

$$\frac{dC_{ZP}}{dt} = B_3 - B_7 - B_8 - B_9 \tag{11}$$

ここで，B_7は排糞，B_8は呼吸（排泄），B_9は自然死亡による変動量である．

排糞量 B_7と排泄量 B_8は，動物プランクトンの摂食量 B_3と同化効率 e および総成長効率 g の指標を用いると，次式のように表される．

$$B_7 = (1-e)\cdot B_3 \tag{12}$$

$$B_8 = (e-g)\cdot B_3 \tag{13}$$

動物プランクトンの自然死亡量 B_9は，水温と溶存酸素濃度に依存するものとし，それぞれ指数曲線型と双曲線型で表すことにより次式で与えられる．

$$B_9 = \alpha_5 \exp(\beta_5 T)\cdot\frac{DO_1 + C_{DO}}{C_{DO}}\cdot C_{ZP} \tag{14}$$

(3) 懸濁態有機物

懸濁態有機物は非生物態の粒状有機物，すなわちデトリタスを示し，その炭素濃度 C_{POC}（mg/m^3）の時間変化は次式で表現される．

$$\frac{dC_{POC}}{dt} = B_5 + B_7 + B_9 - B_{10} - B_{11} - B_{12} \tag{15}$$

ここで，B_{10}は懸濁態有機物の無機化，B_{11}は分解余剰物生成，B_{12}は懸濁態有機物の沈降による変動量を表す．

有機物の無機化は，好気性バクテリアの呼吸に該当し，水温と溶存酸素濃度に依存する．温度依存性については指数曲線型で表現し，また酸素濃度の低下に伴う無機化の阻害を双曲線表現で表すと，懸濁態有機物の無機化量 B_{10}は次式で与えられる．

$$B_{10} = \alpha_6 \exp(\beta_6 T)\cdot\frac{C_{DO}}{DO_2 + C_{DO}}\cdot C_{POC} \tag{16}$$

分解余剰物の生成とは，フミン物質のような難分解性懸濁態有機物が無機化を受けず，溶存態有機物へ推移する現象である．この過程による変動量 B_{11}は，懸濁態有機物の無機化量に対する余剰生成の割合 ζを用いて，単純に次式で表される．

$$B_{11} = \zeta\cdot B_{10} \tag{17}$$

また，沈降量 B_{12}は，植物プランクトンの場合と同様に，懸濁態有機物の沈降速度 w_{POC}（m/d）を用いて次式で表される．

$$B_{12} = \frac{w_{POC}}{h}\cdot C_{POC} \tag{18}$$

(4) 溶存態有機物

溶存態有機物の炭素濃度 C_{DOC}（mg/m^3）の時間変化は次式で表現される．

$$\frac{dC_{DOC}}{dt} = B_2 + B_{11} - B_{13} \tag{19}$$

ここで，B_{13}は好気性バクテリアによる溶存態有機物の無機化による変動量を表し，懸濁態有機物の場合と同様に水温と溶存酸素濃度の依存性を考えると，次式で表現される．

$$B_{13} = \alpha_7 \exp(\beta_7 T)\cdot\frac{C_{DO}}{DO_3 + C_{DO}}\cdot C_{DOC} \tag{20}$$

(5) 栄養塩

リン酸態リン C_{DIP}（mg/m^3）ならびにアンモニア態窒素 $C_{NH4\text{-}N}$（mg/m^3），亜硝酸態窒素 $C_{NO2\text{-}N}$（mg/m^3），硝酸態窒素 $C_{NO3\text{-}N}$（mg/m^3）の時間変化は次式で表される．

$$\frac{dC_{DIP}}{dt} = -[P:C]_{PP} B_1 + [P:C]_{PP} B_4 + [P:C]_{ZP} B_8 + [P:C]_{POC} B_{10} + [P:C]_{DOC} B_{13} + B_{14} \tag{21}$$

$$\frac{dC_{NH4\text{-}N}}{dt} = -(1-r_1)[N:C]_{PP} B_1 + [N:C]_{PP} B_4 + [N:C]_{ZP} B_8 + [N:C]_{POC} B_{10} + [N:C]_{DOC} B_{13} + B_{15} - B_{16} \tag{22}$$

$$\frac{dC_{NO2\text{-}N}}{dt} = B_{16} - B_{17} \tag{23}$$

$$\frac{dC_{NO3\text{-}N}}{dt} = -r_1[N:C]_{PP} B_1 + B_{17} - B_{18} \tag{24}$$

ここで，r_1は植物プランクトンによる無機態窒素の吸収のうち，硝酸態窒素とアンモニア態窒素の配分比である。また，B_{14}とB_{15}はそれぞれ底泥からのリン，窒素（アンモニア）の溶出，B_{16}とB_{17}はそれぞれアンモニア態窒素，亜硝酸態窒素の硝化，B_{18}は脱窒による変動量を表す．

底泥からの溶出量 B_{14}ならびに B_{15}は，0 ℃におけるそれぞれの溶出フラックスに水温と溶存酸素濃度への依存性を考慮することで，次のように表される．

$$B_{14} = \frac{\alpha_8 \exp(\beta_8 T - r_P\cdot C_{DO})}{h_b} \tag{25}$$

$$B_{15} = \frac{\alpha_9 \exp(\beta_9 T - r_N\cdot C_{DO})}{h_b} \tag{26}$$

ここで，γ_P（(mg/l)$^{-1}$）とγ_N（(mg/l)$^{-1}$）は水中の好気的状態による溶出の抑制効果を示すパラメータである．また，h_b（m）は底層の厚さを表すが，ワ

ンボックスモデルの場合では代表水深である．

アンモニアおよび亜硝酸の硝化過程は硝化細菌の活性に関係するものであり，水温と溶存酸素濃度の依存性が考慮される．前者を指数曲線型で，後者を双曲線型で表現すると，硝化量 B_{16}，B_{17} は次式で表される．

$$B_{16} = \alpha_{10}\exp(\beta_{10}T)\cdot\frac{C_{DO}}{DO_4+C_{DO}}\cdot C_{NH4\text{-}N} \tag{27}$$

$$B_{17} = \alpha_{11}\exp(\beta_{11}T)\cdot\frac{C_{DO}}{DO_5+C_{DO}}\cdot C_{NO2\text{-}N} \tag{28}$$

脱窒量 B_{18} は水温依存性を考慮して次式で表される．

$$B_{18} = \alpha_{12}\exp(\beta_{12}T)\cdot C_{NO3\text{-}N} \tag{29}$$

脱窒は嫌気的条件下において硝酸態窒素が窒素ガスに還元される生物化学的過程であることから，脱窒が起こる溶存酸素濃度の限界値を DO_6 (mg/l) とし，$C_{DO} > DO_6$ のとき $B_{18} = 0$ とする．

(6) 溶存酸素

溶存酸素量の時間変化式は，酸素の生産と消費に関する全ての生物化学的反応項による濃度変動量を酸素量に換算することで表される．すなわち，状態変数のうち，植物プランクトン，動物プランクトン，懸濁態有機物，および溶存態有機物が関わる変動量については，全酸素要求量（TOD）と炭素の組成比 $[TOD:C]_X$ を用いることにより，C_{DO}(mg/l) の時間変化は次式で表現される．

$$\begin{aligned}\frac{dC_{DO}}{dt} = {} & [TOD:C]_{PP}B_1 - [TOD:C]_{PP}B_4 \\ & - [TOD:C]_{ZP}B_8 - [TOD:C]_{POC}B_{10} \\ & - [TOD:C]_{DOC}B_{13} - B_{19} + B_{20} - B_{21} - B_{22}\end{aligned} \tag{30}$$

ここで，B_{19} は底泥による酸素消費量，B_{20} は再曝気による供給量，B_{21} と B_{22} はそれぞれアンモニア態窒素，亜硝酸態窒素の硝化に伴う酸素消費量である．

底泥の酸素消費は，細菌による水底堆積物の分解や底生生物の呼吸，窒素の酸化反応などの種々の要因が関係していると考えられるが，詳しい機構は明らかでない．そこで，栄養塩の溶出フラックスと同様の考え方により，酸素消費量 B_{19} は，水温 T_B（℃）における酸素フラックスに温度依存性を考慮することで，次式のように表される．

$$B_{19} = \frac{\alpha_{13}\exp\{\beta_{13}(T-T_B)\}}{h_b}\times 10^{-3} \tag{31}$$

水面を通じての再曝気による酸素の供給量 B_{20} は，飽和溶存酸素量 DO_S（mg/l）と再曝気係数 k_a(d^{-1}) を用いて，次式で表される．

$$B_{20} = k_a(DO_S - C_{DO}) \tag{32}$$

$$DO_S = \frac{32DO'_S}{22.4(1+T/273)} \tag{33}$$

$$DO'_S = 10.291 - 0.2809T + 0.006009T^2 - 0.000063T^3 \tag{34}$$

ここでは，淡水域を対象としていることから，便宜的に飽和溶存酸素量は水温 T のみで規定されるものとした．

アンモニアの硝化反応では，窒素原子14g に対し48 g の酸素消費が見積もられる．また，亜硝酸の場合では，窒素原子14g に対し，16g の酸素が消費される．したがって，硝化に伴う酸素消費量 B_{21} と B_{22} は次式で評価される．

$$B_{21} = 3.429\times 10^{-3}\cdot B_{16} \tag{35}$$

$$B_{22} = 1.1429\times 10^{-3}\cdot B_{17} \tag{36}$$

(7) 全窒素，全リン，全有機炭素量

全窒素 C_{TN}（mg/l），全リン C_{TP}（mg/l）ならびに全有機炭素量 C_{TOC}（mg/l）の時間変化は，これらに関わる状態変数の時間変動量の和として表されるので，結局次式で表される．

$$\begin{aligned}\frac{dC_{TN}}{dt} = {} & [N:C]_{PP}\cdot\left(\frac{dC_{PP}}{dt}\right) + [N:C]_{ZP}\cdot\left(\frac{dC_{ZP}}{dt}\right) \\ & + [N:C]_{POC}\cdot\left(\frac{dC_{POC}}{dt}\right) + [N:C]_{DOC}\cdot\left(\frac{dC_{DOC}}{dt}\right) \\ & + \frac{dC_{NH4\text{-}N}}{dt} + \frac{dC_{NO2\text{-}N}}{dt} + \frac{dC_{NO3\text{-}N}}{dt}\end{aligned} \tag{37}$$

$$\begin{aligned}\frac{dC_{TP}}{dt} = {} & [P:C]_{PP}\cdot\left(\frac{dC_{PP}}{dt}\right) + [P:C]_{ZP}\cdot\left(\frac{dC_{ZP}}{dt}\right) \\ & + [P:C]_{POC}\cdot\left(\frac{dC_{POC}}{dt}\right) + [P:C]_{DOC}\cdot\left(\frac{dC_{DOC}}{dt}\right) \\ & + \frac{dC_{DIP}}{dt}\end{aligned} \tag{38}$$

$$\frac{dC_{TOC}}{dt} = \frac{dC_{PP}}{dt} + \frac{dC_{ZP}}{dt} + \frac{dC_{POC}}{dt} + \frac{dC_{DOC}}{dt} \tag{39}$$

3．水質観測結果の再現計算

窒素およびリンの動態特性の観点から各水域の水環境評価を行うために，上記の低次生態系モデルを用いて水質観測結果の再現計算を行った．まず，Chl.a，DO，TOC，DOC，TN，TP を指標に，観測結果と計算結果を比較することで本モデルの妥当性について検証した．ついで，計算結果に基づいて窒素およびリンの１日あたりの全変動量，ならびに光合成，呼吸，有機物の無機化，溶出，脱窒の各過程による変動成分量を算出した．計算条件ならびにモデルパラメータの

設定については以下の通りである．

(1) 計算条件と初期条件

連続観測結果より得られる水温ならびに日射量の経時変化を計算条件とし，Runge-Kutta-Gill 法により状態変数の物質収支式で構成される連立常微分方程式の数値解をタイムステップ10分で計算した．水温は各種反応速度定数の決定に，日射量は式(4)で表される水中光強度の制限関数の決定に必要となる．なお，対象水域の流入・流出水量，ならびに，系外からの流入水中の各種物質濃度の把握が不十分であることから，本研究では，有機物，窒素，リンの流入負荷量および流出負荷量の影響を考慮していない．

ところで，齋藤（2008）は，7月～10月の5号調整池の池中心部（水深約8m）において，有機汚濁・富栄養化関連項目の鉛直分布（1m間隔）の定期観測，ならびに水温鉛直分布（1.5m間隔）の連続観測を行った．これらの観測結果によれば，同期間を通じて水温成層が形成され，水温に加えて有機物，窒素，リン，DOなどの各種水質の濃度は水深方向によって変化した．本モデルでは水域全体の平均的な水質の動態を取り扱うことから，5号調整池については，齋藤（2008）による観測結果を引用した．すなわち，1.5m間隔の水温鉛直分布の平均値をもって水温に関する計算条件とし，また，式(4)中の消散係数は，透明度 D_S との関係式 $\eta = 1.28/D_S$ によって決定されるものとした．さらに，5号調整池に関するモデルの再現性の検証にあたっては，1m間隔で測定されたChl.a，DO，TOC，DOC，TN，TPの鉛直分布の平均値を水域の代表値とし，この値を計算結果と比較検討した．なお，平川池と大久保池については比較的水深が浅いことから，水質は鉛直方向に十分混合しているものと仮定し，表層水の観測結果をもって水域の代表値とみなした．また，両水域での消散係数の決定には，Chl.aとの関係式である式(5)を用いた．

5号調整池と平川池は7月26日，大久保池は7月19日の観測結果に基づいて初期条件を決定し，5号調整池については10月31日，平川池と大久保池については11月30日までを計算期間とした．初期条件のうち，TOC，DOC，無機態窒素，無機態リンおよびDOについては観測結果を直接与えたが，その他の状態変数については次のように取り扱った．まず，植物プランクトンの現存量については，Chl.aの観測結果に質量比 $[\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP}}$ の逆数を乗じることで炭素量に換算した．また，この炭素量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 を乗ずることにより，動物プランクトンの現存量を推定した．懸濁態有機物は非生物の有機炭素量で定義されていることから，TOCの観測結果からDOCならびに上記の植物プランクトンと動物プランクトンの炭素量を差し引くことでPOCを算定した．さらに，TPについては，観測値を用いずに，炭素量をリン量に換算した植物プランクトン，動物プランクトン，POCおよびDOCの現存量にリン酸態リン濃度を加えた値をもって評価し，TNについても同様に取り扱った．なお，5号調整池の初期値の設定では，計算条件と同様に齋藤（2008）による観測結果，すなわち1m間隔で測定された水深方向7地点の観測結果の平均値を用いた．

(2) SGAによるモデルパラメータの設定

生態系モデルに含まれる各種反応速度定数などのパラメータについて，これまで多くの経験値が提案されている．しかしながら．これらのパラメータの多くは，水域における実験結果に基づいて決定された値である．そのため，解析にあたっては，対象水域に応じた適切な値を設定する必要がある．そこで，計算結果と観測結果が良好に一致するようなパラメータの最適値をSGAにより探索した．

全てのパラメータのうち，計算結果に対して感度が大きい，もしくは生物化学的な物質循環過程において重要と考えられるパラメータを対象に最適値探索を行った．探索したパラメータの総数は26個であり，1つのパラメータを固定4ビット長の2進数で表現した．これまでの経験値（中田ら，1983；中田ら，1993；中田，2002；富樫・清成，2000）を参考にし，各パラメータの探索範囲を表3の通りに設定した．SGAの操作には，個体総数50，適応度比例戦略，エリート保存戦略，一様交叉（交叉率50％），突然変異率（5％），最大世代数100を採用した．また，各個体の適応度の評価には，Chl.a，DO，TOC，DOC，TN，TPの計算結果と観測結果の2乗誤差で定義される次式を用いた（西田ら，2003）．

$$f(I_i) = \frac{1}{E_r^i} \tag{40}$$

$$E_r^i = \sum_{m=1}^{M} w_n^2 \sum_{n=1}^{N} (OBS_{m,n} - CAL_{m,n})^2 \tag{41}$$

$$w_n = \frac{1}{\sum_{m=1}^{M} OBS_{m,n}/M} \tag{42}$$

ここで，$f(I_i)$ は個体 I_i の適応度，N は適応度の計

表 3 モデルパラメータの探索範囲

モデルパラメータ	記号	探索範囲
植物プランクトン中の Chl.a/C 比	$[\mathrm{Chl.a:C}]_{\mathrm{PP}}$	2.00×10^{-2} ～ 3.50×10^{-2}
植物プランクトン中の P/C 比	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{PP}}$	0.50×10^{-2} ～ 2.50×10^{-2}
動物プランクトン中の P/C 比	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{ZP}}$	1.00×10^{-2} ～ 2.50×10^{-2}
懸濁態有機物中の P/C 比	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{POC}}$	1.20×10^{-2} ～ 3.50×10^{-2}
溶存態有機物中の P/C 比	$[\mathrm{P:C}]_{\mathrm{DOC}}$	5.50×10^{-5} ～ 8.00×10^{-3}
植物プランクトン中の N/C 比	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{PP}}$	5.00×10^{-2} ～ 1.20×10^{-1}
動物プランクトン中の N/C 比	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{ZP}}$	1.00×10^{-2} ～ 1.50×10^{-1}
懸濁態有機物中の N/C 比	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{POC}}$	1.20×10^{-1} ～ 1.80×10^{-1}
溶存態有機物中の N/C 比	$[\mathrm{N:C}]_{\mathrm{DOC}}$	6.50×10^{-3} ～ 3.00×10^{-1}
0 ℃における最大生長速度定数	α_1	0.5 ～ 0.7
最適光量	I_{opt}	72.0 ～ 73.5
窒素摂取の半飽和定数	K_{N}	4.0 ～ 35.5
リン摂取の半飽和定数	K_{P}	1.0 ～ 15.0
植物プランクトン沈降速度	w_{PP}	0.012 ～ 0.200
0 ℃における最大摂食速度定数	α_2	0.01 ～ 0.15
餌の閾値濃度	Π^*	50.0 ～ 200.0
0 ℃における POC 分解速度定数	α_6	0.30×10^{-3} ～ 1.50×10^{-3}
分解余剰分生成割合	ζ	0.15 ～ 0.35
POC 沈降速度	w_{POC}	0.3 ～ 0.5
0 ℃における DOC 分解速度定数	α_7	1.50×10^{-5} ～ 4.00×10^{-4}
0 ℃におけるリン溶出速度	α_8	0.1 ～ 1.5
DO によるリン溶出抑制効果	γ_{P}	0.0 ～ 0.8
0 ℃におけるリン窒素溶出速度	α_9	5.0 ～ 12.5
DO による窒素溶出抑制効果	γ_{N}	0.0 ～ 1.5
水温 T_B での DO 消費速度定数	α_{13}	30.0 ～ 400.0
再曝気係数	k_a	2.50×10^{-3} ～ 1.80

算の対象となる項目の総数，M は観測値の総数，$OBS_{m,n}$ は観測結果，$CAL_{m,n}$ は計算結果，w_n は項目 n の重み係数である．

結 果 と 考 察

1．モデルの再現性

モデルパラメータの設定値を表 1，2 に示す．同表中の*印は，SGA により最適値探索を行ったパラメータである．また，Chl.a，DO，TOC，DOC，TN，TP の計算結果を観測結果と合わせて図 5 ～ 7 に示す．いずれの水域で，TN と TP の計算結果に若干のばらつきがみられるものの，計算結果と観測結果は概ね一致し，特に Chl.a と DO については充分な再現性が得られた．このことから，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 1，2 中の SGA により決定されたパラメータのうち，各水域の特徴を反映するものがみられた．まず，植物プランクトンの栄養塩摂取に関する半飽和定数 K_{N} および K_{P} に着目すると，平川池と大久保池での値は 5 号調整池のそれと比べて大きい．このことから，両水域では光合成に対する栄養塩の制限因子の影響が大きいことが分かる．溶存態有機物の無機化速度定数 α_7 について，5 号調整池の値が他の水域のそれと比べて 1 オーダー小さい．これは，5 号調整池ではフミン質を主体とする難分解性溶存態有機物が多量に存在したことを反映した結果といえる．また，5 号調整池の底泥による酸素消費速度 α_{13} の値は，他の水域のそれと比較して非常に大きい．同池では，夏季および秋季で水底近傍は無酸素状態にあり，未分解有機物などの堆積物による底質のヘドロ化が現地観測によって確認された．5 号調整池の酸素消費速度の値はこのような底質環境を反映したものと推測できる．

2．生物化学的循環過程における窒素・リンの変動量

各水域の栄養塩の動態特性を検討するために，生態系モデルによる計算結果から，無機態窒素と無機態リンの 1 日あたりの全変動量，ならびに光合成，呼吸，有機物の無機化，溶出，脱窒のそれぞれの物質循環過程による変動成分量を求めた．図 8 に，これらの 1 日

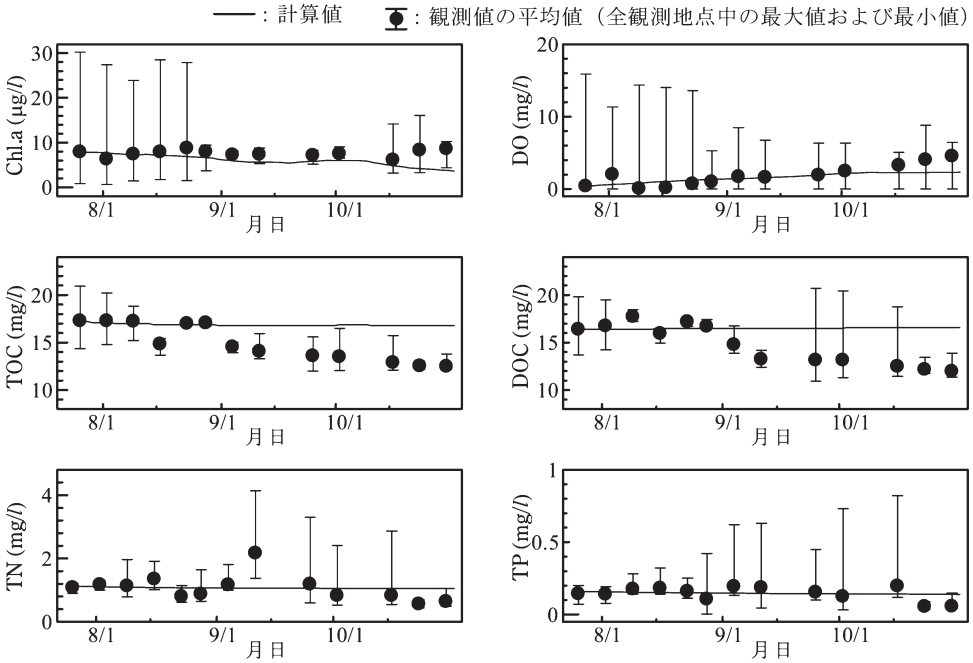

図 5　5 号調整池を対象とした生態系モデルによる計算結果と観測結果の比較

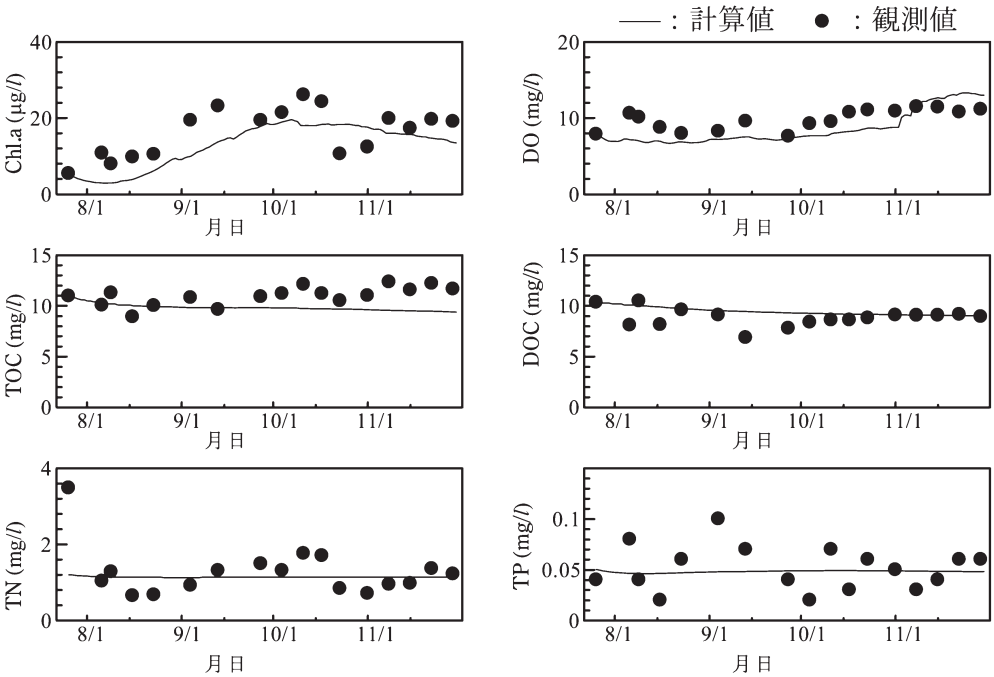

図 6　平川池を対象とした生態系モデルによる計算結果と観測結果の比較

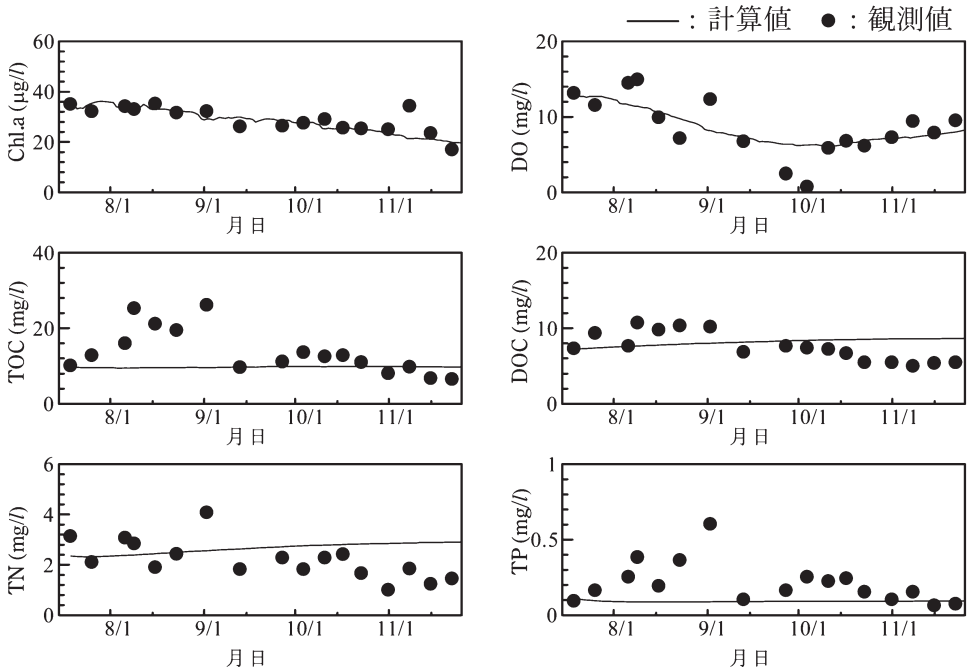

図 7　大久保池を対象とした生態系モデルによる計算結果と観測結果の比較

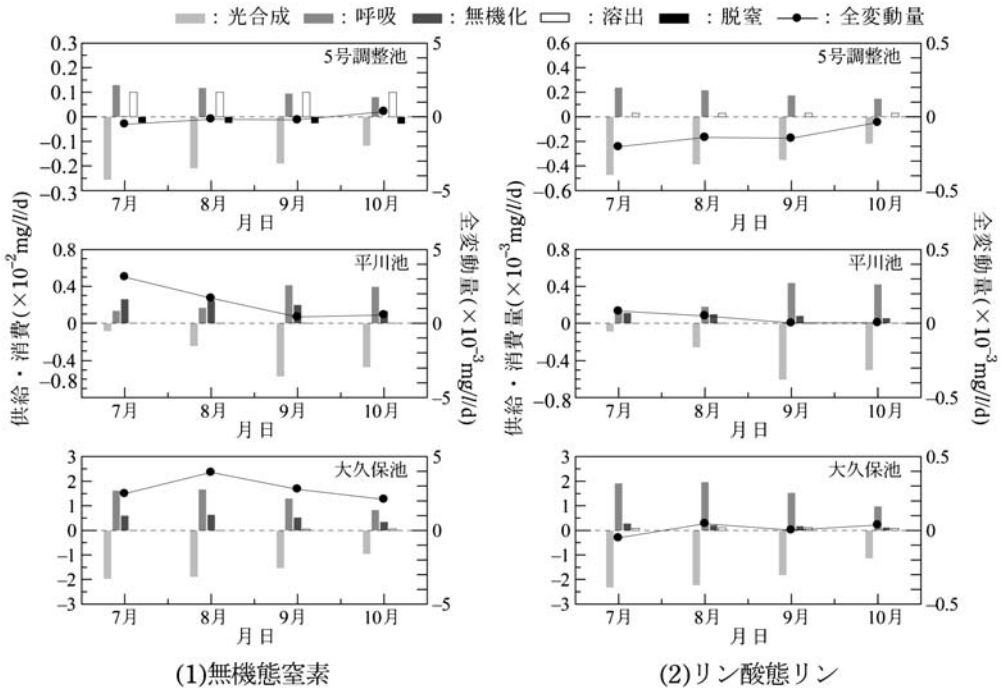

図 8　栄養塩の日変動量の季節的変化

あたりの全変動量と変動成分量の月平均値を示す．まず，対象水域の共通点として，無機態窒素および無機態リンの全変動量の季節的変化は類似した傾向を示すこと，また有機物の無機化や溶出，脱窒による栄養塩の変動成分量はわずかであること，さらに光合成や呼吸などのプランクトンに起因する変動成分量が卓越していることが挙げられる．また，変動量の季節的変化は各水域によって異なり，以下にその特徴をまとめる．

5号調整池の全変動量は観測期間を通じてほぼ一定であり，また光合成，呼吸，無機化による栄養塩の変動成分量は他の水域のそれと比べて小さい．一方，溶出による供給は大きく，また，脱窒による窒素の消失がみられる．これらの点に5号調整池の特徴を見出すことができ，同水域の水底付近が嫌気的状態であることを反映した結果と考えられる．

平川池では，光合成ならびに呼吸による変動成分量が夏季から秋季に向けて増加し，他の水域と異なる季節的変化を示した．また，全変動量は9月と10月で減少傾向にあり，水域中への無機態窒素，無機態リンの供給量は夏季に比べて秋季で少ない結果であった．これは，9月～10月にかけて藍藻類が大量に発生し，植物プランクトンによる栄養塩の摂取量が増加したことに起因するものであり，この点に平川池における栄養塩の動態特性の特徴を見出すことができる．

大久保池の光合成と呼吸による変動成分量は，他の水域のそれと比較して大きく，内部生産が活発であることが分かる．これは，観測期間を通じて藍藻類の大量発生が観測され，他の水域に比べてChl.aが高いことを反映した結果と考えられる．また，全変動量の季節的変化については，期間を通じてほとんど変動がみられない．これは，観測期間を通じて光合成と呼吸のプランクトンに起因する変動要因が卓越し，また無機化や溶出などの反応過程の影響が極めて小さいことから，結果的に変動量の季節的な変化が見られなかったと考えられる．

要　　約

本研究では，九州大学伊都キャンパスを源流とする大原川流域内の5号調整池，平川池，大久保池を対象に，有機汚濁および富栄養化関連項目に関する水質観測と，生態系モデルを用いた数値計算により，栄養塩の動態特性の観点から各水域の水環境評価を行った．まず，Chl.a，DO，TN，TPの水質観測結果を，水稲栽培に関する農業用水質基準ならびにOECDによる湖沼類型の分類基準の観点から考察した．つぎに，植物プランクトン，動物プランクトン，溶存態有機物，懸濁態有機物，リン酸態リン，アンモニア態窒素，亜硝酸態窒素，硝酸態窒素，溶存酸素の計9つの状態変数で構成されるワンボックス型低次生態系モデルを構築し，観測結果の再現計算を行った．水域に応じたモデルパラメータの最適値をSGAにより決定したところ，特にChl.aとDOについては良好な再現結果が得られ，モデルの妥当性が確認された．また，SGAにより探索されたパラメータの中には，溶存態有機物の無機化速度定数や底泥による酸素消費速度など，水域の特徴を充分に反映する値がみられた．

さらに，生態系モデルによる計算結果から，栄養塩にあたる無機態窒素と無機態リンの1日あたりの変動量，ならびに生物化学的循環過程による変動成分量を求め，栄養塩の動態特性を検討した．その結果，無機態窒素と無機態リンの変動量の季節的変化は，各水域で類似した傾向を示した．また，これらの変動量の季節的変化は各水域によって異なり，それぞれの特徴を反映した結果が得られた．すなわち，栄養塩の動態特性は，5号調整池では底質環境の影響を，また平川池と大久保池では藍藻類の大量発生の影響を強く受けることが示された．

文　　献

Eppley, R. W. and P. R. Sloan　1965　Carbon balance experiments with marine phytoplankton. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada,* **22**: 1083-1097

Ivlev, V. S.　1945　The biological productivity of waters. *Uspekhi Sovremennoi Biologii,* **19**: 98-120

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)（投稿中）

中曽根英雄・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

中田喜三郎・堀口文男・田口浩一・瀬戸口泰史　1983　沿岸海域の3次元生態－流体力学モデル．公害資源研究所彙報，**13**: 119-134

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**: 99-138

中田喜三郎　2002　湖沼沿岸域および内湖の物質循環．滋賀県琵琶湖研究所所報，**19**: 84-96

西田　渉・松下紘資・野口正人・Dimitri P. Solomatine　2003　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

Parsons, T. R. and R. J. LeBrasseur and J. D. Fulton 1967 Some observation on the dependence of zooplankton grazing on the cell size and concentration of phytoplankton blooms. *Journal of the Oceanographical Society of Japan,* **23**：10-17

齋藤 孝 2008 寡少な水中光環境下にある富栄養化水域の水質動態解析．九州大学大学院生物資源環境科学府修士論文

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)：207-214

Watt, W. D. 1966 Release of dissolved organic material from the cells of phytoplankton populations. *Proceedings of the Royal Society. Series B, Biological Sciences,* **164**：521-551

Summary

An ecosystem model was developed to evaluate water environment in three eutrophic reservoirs located in the Obaru River basin of the Itoshima area in Fukuoka Prefecture, Japan from the viewpoints of dynamics of two nutrients: dissolved inorganic nitrogen (DIN) and dissolved inorganic phosphorus (DIP). This model was based on a completely mixed system and included nine water quality indices of phytoplankton, zooplankton, particulate organic matter, dissolved organic matter, phosphate-phosphorus, ammonia-nitrogen, nitrite-nitrogen, nitrate-nitrogen and dissolved oxygen (DO). First, the model parameters were determined for each reservoir by the optimization using a simple genetic algorithm in order that water quality observations were reproduced by the ecosystem model. The calculation results were in good agreement with the observations of chlorophyll-a, total and dissolved organic carbon, total nitrogen, total phosphorus and DO, and the validity of this model could be confirmed. Next, the dynamics of nutrients were examined by calculating the daily fluctuation of DIN and DIP, and their components of biochemical processes such as photosynthesis, respiration, mineralizarion, elution and denitrification. The results in common with the targeted reservoirs indicated that the fluctuation of DIN and DIP were similar, and the components of photosynthesis and respiration were superior to others. Also, it was found that the seasonal change in the dynamics and their components was different for three reservoirs, and that they reflected the water environmental features of water bodies such as the bottom sediment, a mass generation of blue-green algae and a vegetation of floating-leaved plants.