琵琶湖生態系を対象にしたレジームシフトの数値シミュレーション

NUMERICAL EXPERIMENTS USING THE CASM TO PREDICT A REGIME SHIFT IN LAKE BIWA

川口智哉[1]・小尻利治[2]
Tomoya KAWAGUCHI and Toshiharu KOJIRI

[1]正会員　工修　株式会社日水コン　中央研究所（〒163-1122 東京都新宿区西新宿6-22-1）
[2]正会員　工博　京都大学教授　防災研究所水資源環境研究センター（〒611-0011 宇治市五ヶ庄）

Ecosystems where there are many interactions between organisms and materials can be viewed as complex systems. Many important insights have already been obtained regarding stability and state-shifts in a system. Lakes may have alternative states. Shift among these states is called a regime shift. The regime shift brings large ecosystem impacts, and restoration after the shift is expensive or sometimes impossible. Precise evaluation of alternative states is needed for management in lake ecosystems.

We predict a regime shift using the CASM in Lake Biwa. The CASM is developed based on a one dimensional model to evaluate the vertical profiles through a year. The model parameters are determined to be reliable by the practical use of MCMC, GA. This study illustrated major cause of the regime shift through numerical experiments. It is the changing vertical convective circulation with climate change.

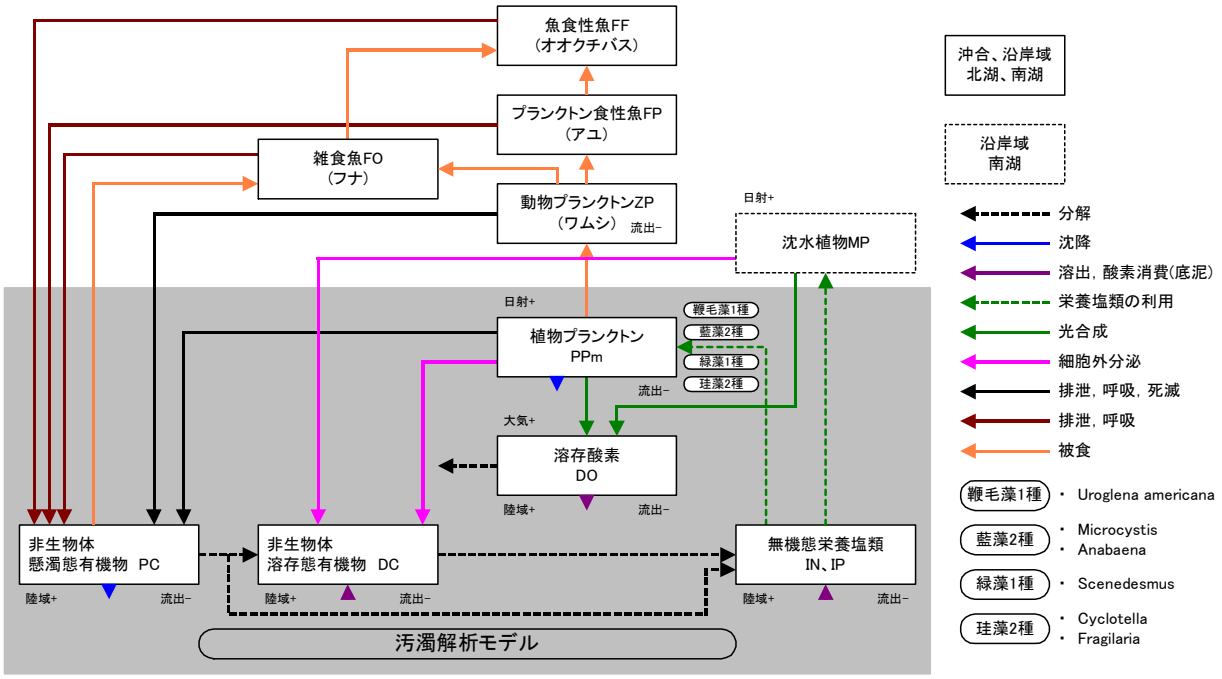
Key Words **:** *Eutrophication*, *regime shift*, *ecosystem model*, *Lake Biwa*, *parameter estimation*, *Comprehensive Aquatic Simulation Model*

１．はじめに

湖沼水質保全対策特別措置法によって指定された琵琶湖等の指定湖沼では，5年毎に策定する湖沼水質保全計画に基づいて様々な対策が実施されてきてはいるが，COD環境基準の達成率は依然として低いままである．このことが指定湖沼を管理する府県および環境省などの長年の行政課題となっている．2004年には総務省から，湖沼の水環境の保全に関する政策評価書[1)]が出され，水質汚濁機構の解明等の内容が提言されている．琵琶湖北湖を例に挙げれば，湖内のBODの変化傾向から，ある程度の対策効果が確認できるものの，環境基準であるCODやT-Nは環境基準が達成できないうえ漸増傾向にある．CODの漸増傾向の原因については，諸説[2)]があるが未だ判然としないようであり，予測水質と達成水質との乖離がなく，効果的な対策を見出すためにも水質汚濁機構を解明する必要がある．また，有機物汚濁指標としてのCODの問題点[3)]も指摘されており，環境基準の達成可否だけでなく，CODやT-Nの漸増傾向に伴う不都合の程度として，例えば，生態影響を評価することも重要である．

こうした問題を抱える湖沼や貯水池は，滞留時間が長いことから，物理・化学・生物反応が相互に作用する複雑系である．複雑系とは相互作用した多数の要素がネットワークを形成し，系全体として多様な現象を生み出すシステムとして認識され，生態系も例に漏れない．

生態系の複雑系としての特徴には，生物や非生物間の非線形相互作用，ネットワーク形成効果の2つがある[4)]．前者により，生物の個体数の平衡値が複数存在する可能性が生ずる．何れの個体数が実現されるかは，初期の個体数や環境条件の歴史的な経緯(例えば，富栄養化の進行過程か，改善過程か)等で決定される．後者は前者に対する外力として影響している．これら両者の連鎖が反復した結果として，状態の急激な変化，レジームシフトが生ずるとされており，実際に観察事例[5)]もある．また，最近では研究成果[6)]も報告されている．これによれば，レジームシフトが生ずると，生態系の管理において，2つの解決困難な問題が生ずるとされる．一つは状態遷移が急激でありその予測が困難であること，もう一つは劣化状態へレジームシフトした場合には履歴現象と呼ばれる非可逆的な遷移を伴うこともあり，良好な元の状態への回復には多大な努力が必要となるのである．



図−1 琵琶湖生態系を対象にした湖沼生態系モデル(CASM: Comprehensive Aquatic Simulation Model)の構成

しかしながら，レジームシフトは頻繁に生ずる現象でないことや水質等の観測データの蓄積が少ないことも相まって，その予測が困難である．多くの研究成果は，モデルの検証を経ない仮想領域での数値実験に留まっているうえ，気象，水文，陸水域における社会活動の経時変化の影響が考慮されていない．このため，富栄養化に関するレジームシフトをもたらす要因には，想像が容易な過剰な栄養塩類の流入負荷が有力であると結論付けられることが多い．実際には気温の変動など気象要素の影響に伴う湖内での鉛直混合の変化，水文要素の影響として滞留時間の変化も要因として考えられるであろう．

本研究では，次の2つの内容を視座に，琵琶湖生態系を対象にしたレジームシフトの数値実験を実施する．

- 琵琶湖北湖のCODやT-Nの漸増傾向の原因は何か
- レジームシフトに伴う履歴現象が生ずる可能性およびこれによる生態影響はどの程度か

具体的には，琵琶湖生態系を対象にした湖沼生態系モデル(CASM：Comprehensive Aquatic Simulation Model)を水温や水質の鉛直方向の経時変化を長期間に表現すべく鉛直1次元モデルとして構築する．検討対象期間は，現況解析としてCODやT-Nの漸増傾向の原因を探るため過去15年程度とする．ここでは，モデルをより実用的なものとするため，MCMC(Markov Chain Monte Carlo)[7]やGA(Genetic Algorithm)[8]を適用することで，モデルの精度向上を図る．また，将来予測としてレジームシフトをもたらす要因を設定し，レジームシフトに伴う履歴現象が生ずる可能性および生態影響の程度を検討する．

2． 湖沼生態系モデルの構築

(1) 湖沼生態系モデルの構成

食物連鎖構造のモデル化には，化学物質による生態影響を評価する目的でDeAngelis et al.によって開発されたCASM[9]の概念を参考にした．CASMは捕食-被食関係に生物量に係るMonod式を導入し，高次消費者から低次生産者までの代表的，特徴的な複数種を対象として，水圏生態系の生物量の経時変化を推定するモデルである．ただし，CASMに関する研究は主に仮想湖沼や実験池を対象としたものが多く，実際の水圏生態系への適用は諏訪湖[10]の研究があるものの，湖沼内水質を境界条件として扱っており，汚濁解析モデルと食物連鎖構造とがカップリングされていないため，湖沼への流入負荷が生態系に与える影響の履歴を評価できるものでない．

本研究では，図−1に示すように汚濁解析モデルと食物連鎖構造をカップリングした湖沼生態系モデルを構築する．1次生産者までの階層にある水質指標には，懸濁態COD，溶存態COD，植物プランクトン(鞭毛藻1種類，藍藻2種類，珪藻2種類，緑藻1種類)，沈水植物，無機態の窒素およびリン，溶存酸素の12個を対象とする．これより高次の消費者には動物プランクトンZP，プランクトン食性魚FP，魚食性魚FF，雑食魚FOの4つを対象とする．これを次式にある鉛直1次元モデルとして構築する．対流過程では，静力学的に安定な成層のときは分子拡散係数と渦動粘性係数に従い，静力学的に不安定な成層のときは上下の湖水が瞬時に混合するものと考える．

$$\frac{\partial C}{\partial t}+\frac{1}{A}\frac{\partial (vAC)}{\partial y}= \frac{B}{A}(u_i C_i-u_o C)+\frac{(\alpha+D)}{A}\frac{\partial}{\partial y}\left(A\frac{\partial C}{\partial y}\right)+S \quad (1)$$

ここに，C:水質gm^{-3}，S:物質反応項gm^{-3}s^{-1}，iおよびo:流入出を表す添字，A:湖沼の面積m^2，B:湖沼の幅m，α:分子拡散係数m^{2}s^{-1}，D:渦動拡散係数m^{2}s^{-1}である．

(2) 定式化

ここで，図-1に示す湖沼生態系モデルを定式化する．

a) 植物プランクトン：PP_m gChl.am^{-3}

$$\frac{\partial(H_l PP_{ml})}{\partial t} = H_l PP_{ml}\left(\mu_{PP_m}\left(1-r_{PP_m}\right)-D_{PP_m}-ZP_l\mu_{ZP}\right) + \left(\left(u_{PP_m}PP_{ml}\right)_{l-1}-\left(u_{PP_m}PP_{ml}\right)_l\right)u_{MP} \quad (2)$$

$$\mu_{PP_m} = \mu_{PP_m\max} f_{EPP_m} f_{IPP_m} h\left(T_{PP_m}\right)$$

$$f_{EPP_m} = \frac{IN_l}{N_{PP_m}+IN_l}\frac{IP_l}{P_{PP_m}+IP_l}$$

$$f_{IPP_m} = \left(\frac{I_l}{S_{PP_m}}\right)\exp\left(1-\frac{I_l}{S_{PP_m}}\right)$$

$$h(x) = \left((x+10-T_l)/10\right)^{1.5}\exp\left(1.5-\left(1.5(x+10-T_l)/10\right)\right)$$

ここに，m:種を表す添字，μ:増殖速度s^{-1}，r:細胞外分泌率-，D:死滅速度s^{-1}，u:沈降速度ms^{-1}，N:N半飽和定数gNm^{-3}，P:P半飽和定数gPm^{-3}，I:日射量kcalm^{-2}d^{-1}，S:最適日射量kcalm^{-2}d^{-1}，T:最適水温℃，l:層を表す添字である．

b) 非生物体の懸濁態COD：PC gCODm^{-3}

$$\frac{\partial(H_l PC_l)}{\partial t} = H_l\begin{pmatrix} PP_{ml}D_{PP_m}\gamma_{PC,PP_m} \\ +ZP_l\left(\mu_{ZP}U_{ZP}+D_{ZP}+R_{ZP}h\left(T_{2ZP}\right)\right)\gamma_{PC,ZP} \\ +\sum B_l\left(\mu_B U_B+R_B h\left(T_{2B}\right)\right)\gamma_{PC,B} \\ -FO_l\mu_{FO}-\left(1+\kappa_{PC}\right)k_{PC}PC_l \end{pmatrix} + \left(\left(u_{PC}PC_l\right)_{l-1}-\left(u_{PC}PC_l\right)_l\right)u_{MP}$$

$$k_{PC} = k_{PC}^{*}1.05^{T_l-20} \quad (3)$$

ここに，κ_{PC}:分解余剰物生成率-，k:分解速度s^{-1}(*は補正前)，B:消費者の生物量gCm^{-3}，U:消費者の排泄率-，R:消費者の呼吸速度s^{-1}，$\gamma_{j,i}$:jのiに対する換算係数である．

c) 非生物体の溶存態COD：DC gCODm^{-3}

$$\frac{\partial(H_l DC_l)}{\partial t} = H_l\left(PP_{ml}\mu_{PP_m}r_{PP_m}\gamma_{DC,PP_m}+\kappa_{PC}k_{PC}PC_l-k_{DC}DC_l\right)+S_{DC}+B_{DC} \quad (4)$$

$$S_x = PqPc_x \qquad B_x = \left(B_x^{*}1.05^{T_l-20}\,DO^{*}/DO_b+DO^{*}\right)b_{MP}$$

ここに，S_x:表層sでの降雨負荷gm^{-2}s^{-1}，Pq:降水量m^{-1}s^{-1}，Pc:降雨水質gm^{-3}，B_x:底層bでの溶出速度gm^{-2}s^{-1}(*は補正前)，DO^{*}:溶出に係るDO半飽和定数gDOm^{-3}である．

d) 無機態N：IN gNm^{-3}

$$\frac{\partial(H_l IN_l)}{\partial t} = H_l\left(-\sum_m \mu_{PP_m}PP_{ml}\gamma_{IN,PP_m}+k_{PC}PC_l\gamma_{IN,PC}+k_{DC}DC_l\gamma_{IN,DC}\right) - MP\mu_{MP}E_{MP}\gamma_{IN,MP} + S_{IN}+B_{IN} \quad (5)$$

e) 無機態P：IP gPm^{-3}

$$\frac{\partial(H_l IP_l)}{\partial t} = H_l\left(-\sum_m \mu_{PP_m}PP_{ml}\gamma_{IP,PP_m}+k_{PC}PC_l\gamma_{IP,PC}+k_{DC}DC_l\gamma_{IP,DC}\right) - MP\mu_{MP}E_{MP}\gamma_{IP,MP} + S_{IP}+B_{IP}+\left(\left(u_{IP}IP_l\right)_{l-1}-\left(u_{IP}IP_l\right)_l\right)u_{MP} \quad (6)$$

f) 溶存酸素：DO gDOm^{-3}

$$\frac{\partial(H_l DO_l)}{\partial t} = H_l\begin{pmatrix} \sum_m \mu_{PP_m}PP_{ml}\gamma_{DO,PP_m} \\ -\left(1+\kappa_{PC}\right)k_{PC}PC_l\gamma_{DO,PC} \\ -k_{DC}DC_l\gamma_{DO,DC} \end{pmatrix} + \mu_{MP}MP\gamma_{DO,MP}+S_{DO}-B_{DO} \quad (7)$$

$$S_{DO} = H_s K_{DOS}\left(DOS-DO_s\right) \qquad B_{DO} = B_{DO}^{*}1.05^{T_l-20}$$

ここに，K_{DOS}:表層sでの再曝気係数s^{-1}，DOS:飽和溶存酸素濃度gDOm^{-3}，B_{DO}:底層bでの消費速度gDOm^{-2}s^{-1}である．

g) 沈水植物：MP gCm^{-2}

琵琶湖では1992年に瀬田川洗堰水位操作規則が変更されて以降，水位低下が多々生じている．南湖では1994年の渇水を契機に湖水位低下に伴う光環境改善により，沈水植物が繁茂している．南湖では沈水植物を考慮する．

$$\frac{\partial MP}{\partial t} = MP\left(1-\frac{MP}{K_{MP}}\right)\left(\mu_{MP}\left(1-r_{MP}\right)-D_{MP}\right) \quad (8)$$

$$\mu_{MP} = \mu_{MP\max} f_{IMP} f_{TMP}$$

$$f_{IMP} = \frac{1}{\eta z}\left(\exp\left(-\frac{I_z}{S_{MP}}\exp(-\eta z)\right)-\exp\left(-\frac{I_z}{S_{MP}}\right)\right)$$

$$f_{TMP} = \frac{T_z}{T_{MP}}\exp\left(1-\frac{T_z}{T_{MP}}\right)$$

$$\eta = \eta_1+\eta_2\frac{\sum_l\sum_m PP_{ml}V_l}{\sum_l V_l}$$

沈水植物による沈殿促進効果u_{MP}^{*}，溶出抑制効果b_{MP}^{*}は次のようにモデル化する．この他，植物プランクトンの増殖を抑止する他感作用(アレロパシー)，消費者の生息場所を提供する効果があるが，ここではモデル化するに十分な情報がないことから考慮しない．

$$\begin{pmatrix} u_{MP}^{*} \\ b_{MP}^{*} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} MP/\left(MP+K_{MP}\right) \\ K_{MP}/\left(MP+K_{MP}\right) \end{pmatrix}$$

$$u_{MP} = \begin{pmatrix} u_{MP}^{*} & MP>0 \\ 1 & MP=0 \end{pmatrix} \qquad b_{MP} = \begin{pmatrix} b_{MP}^{*} & MP>0 \\ 1 & MP=0 \end{pmatrix} \quad (9)$$

ここに，η:光消散係数m^{-1}，K:環境収容力gCm^{-2}，z:湖沼の水深m，V:湖沼の容積m^3，E:栄養塩類吸収率-である．

h) 消費者 gCm^{-3}

生態系における階層の低いものからi，j，kとする捕食-被食関係を定式化すると次式のようになる．消費者のうち，魚類は漁獲や駆除による消失を考慮する．

$$\frac{\partial(H_l Bj_l)}{\partial t} = H_l Bj_l\left(\mu_{Bj}\left(1-U_{Bj}\right)-D_{Bj}-R_{Bj}h\left(T_{2Bj}\right)-Bk_l\mu_{Bk}-F_{Bj}\right)$$

$$\mu_{Bj} = \mu_{Bj\max}h\left(T_{1Bj}\right)\frac{\sum_i a_{j,i}w_{j,i}Bi_l\gamma_{Bj,Bi}}{Bj_l+\sum_i w_{j,i}Bi_l\gamma_{Bj,Bi}} \quad (10)$$

$$\mu_{Bk} = \mu_{Bk\max}h\left(T_{1Bk}\right)\frac{w_{k,j}}{Bk_l+\sum_j w_{k,j}Bj_l\gamma_{Bk,Bj}}$$

ここに，$w_{j,i}$:jのiに対する選択性-，$a_{j,i}$:jのiに対する収率-，F:魚類の漁獲や駆除による消失速度s^{-1}である．

３． 現況解析

(1) 検討方法

a) 検討条件

北湖におけるCODの漸増現象が指摘されている1985年以降のうち，琵琶湖の水位と放流量を実績として入手している1989年4月から2005年3月までを検討対象とする．気象条件は彦根地方気象台データを用いた．流入量Iは琵琶湖の水位Hと放流量Oの実績値を用い，降水量R，蒸発量Eを定め推定した．北湖と南湖の流入量は比流量を同じに，水の交換は密度流や静振を考慮しないで，交換量Qは水平湛水を仮定し，南湖での水収支から設定した．

$$\frac{dH}{dt}A = I + R - E - O\,,\quad \frac{dH}{dt}A_s = I_s + R_s + Q - E_s - O \quad (11)$$

ここに，Aは湖沼の表面積，sは南湖を表す添字である．鉛直1次元モデルの層分割は，北湖は20層(2m/層)，南湖は4層(1m/層)とした．排出負荷量は灌漑期と非灌漑期に分け，このうち，CODの溶存態比率は下水道が最も大きく0.9，し尿処理と農地還元が最も小さく0.65，負荷量平均で河川水と同じ0.8に整合するように設定した．窒素とリンの無機態比率は河川水の実績から0.8，0.7に設定した．なお，負荷流出率は1と仮定した．**図-2**は北湖への排出負荷量の1985年度に対する割合を示したもので，1990年をピークに減少傾向にある．南湖も同様である．

b) 解析方法

汚濁解析モデルに係るモデル定数のうち，適用範囲[11]や適用事例が豊富である10個を不確実性分析や最適化の対象とした．具体的には，分解速度(k_{PC} k_{DC})，沈降速度(u_{PC} u_{IP})，植物プランクトンのCODとNP含有量およびDO生成量($\gamma_{PC,PP}$ $\gamma_{IN,PP}$ $\gamma_{IP,PP}$ $\gamma_{DO,PP}$)，溶存態CODのNP含有量($\gamma_{IN,DC}$ $\gamma_{IP,DC}$)である．モデルの精度はCOD，T-N，T-P，DO，植物プランクトンChl.aの推定値と観測値との整合性により評価する．本来，モデル定数は不確実性分析により決定するのが望ましいと考える．残念ながら，北湖では解析に要する時間制約からMCMCの適用が困難であるためGAによる最適化を図り，MCMCを適用した南湖での結果との整合性をみて再評価する．その他のモデル定数は知見が乏しく既往研究成果[9),10),12),13)]に基づき設定した．魚類の湖内現存量は漁獲量の実績値と消失速度[13)]から設定し，移動はしないと仮定した．

(2) 北湖を対象にしたケーススタディー

a) GAによるモデル定数の最適化と湖内CODの発生源分析

GAを適用してモデル定数の最適化を図る．GAの個体は未知のモデル定数10個を7ビット/個，すなわち70ビットの遺伝子で表現した．GAの操作条件は個体数60，世代数30，交叉率0.5，突然変異率0.01とした．以下の検討では，MCMCを適用した南湖での検討結果を踏まえ，GAによる最適解をモデル定数として適用する．

図-3は植物プランクトン以上の階層における生態反応の効果を検討したものである．生態反応ありの結果からモデルの精度は良好であると判断できる．生態反応なしのとき，栄養塩類は植物プランクトンに利用されず，特にT-Nでは約2mg/lまで上昇し続けるものと推定された．また，北湖への排出負荷量は1990年をピークに減少傾向にあることを考慮すると，CODの漸増傾向は植物プランクトンの組成変化を伴う生態反応の寄与が大きいと考えられる．この理由は2つの要因の相乗効果が表れたであろう1994年のCODとT-Nの上昇から説明できる(**図-4**参照)．一つは1994年に至る期間では寒候期に経年的に気温が高い暖冬が継続したため，底層では水温が上昇するとともにDOが減少して嫌気化が進み，1994年の冬期に気温が下がったことで鉛直混合が深部にまで及び底層から表層への窒素の供給が増大したこと，もう一つはN/P比の高い環境を好む鞭毛藻や藍藻が発生したことである．北湖など深水湖沼の水質形成は，流入負荷の変動より気象変動の影響が大きく関与しているものと考えられる．

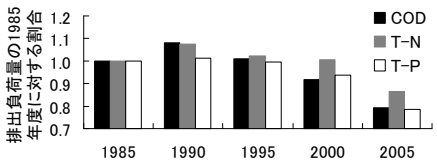


図-2 北湖への排出負荷量の1985年度に対する割合

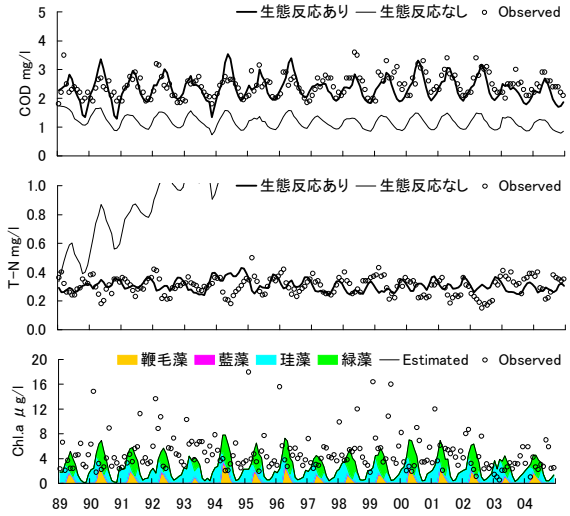


図-3 北湖における表層水質の時間分布

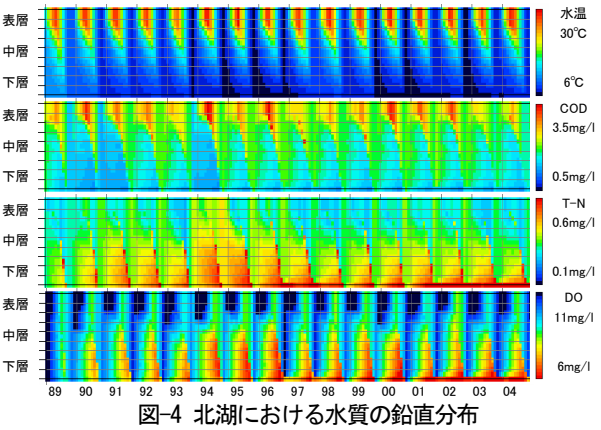


図-4 北湖における水質の鉛直分布

b) 湖内水質の変化に伴う生態影響評価

1994年以降では動物プランクトンの嗜好性が低いとされる鞭毛藻や藍藻の発生が顕著であり，消費者の生物量の減少が予想されるが，**図-5**からその傾向はみられない．この理由はこれら藻類の一時的に発生する大きさのみ増大し，延べ時間には変化がないことによるものと考える．

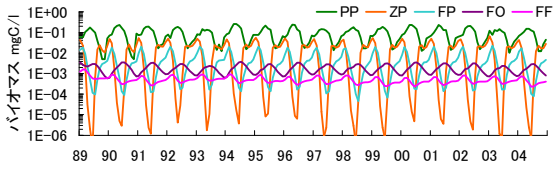


図-5 北湖における消費者の時間分布

(3) 南湖を対象にしたケーススタディー

a) MCMCによるモデル定数の不確実性分析

MCMCを用いたベイズ推定法を適用する．MCMC法はマルコフ連鎖の定常分布からサンプリングする手法である．マルコフ連鎖には，連鎖の反復により確率標本の分布が定常分布に収束する性質があり，目標分布が定常分布になるようマルコフ連鎖を構成すればよい．

ベイズ推定法では，情報入手前の事前分布が情報入手後，どのような事後分布に更新されるかを考える．事後分布はベイズの定理から，n個の観測値x_jと推定値$x_j^*(\theta)$の誤差が平均0，分散σ^2に従うと仮定すると次式を得る．

$$f(\theta|data)=\frac{L(data|\theta)f(\theta)}{\int L(data|\theta)f(\theta)d\theta} \qquad \theta\text{:モデル定数群}$$

$$L(data|\theta)=\prod_{j=1}^{n}\frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma}\exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{x_j-x_j^*(\theta)}{\sigma}\right)^2\right) \quad (12)$$

また，ベイズ推定法ではモデル定数の個数増加に伴う組み合わせ的爆発により計算困難に陥るため，MCMCを用いる．サンプリング方法は Gibbs Sampler を用いる．Gibbs Sampler はマルコフ連鎖を θ^i から θ^{i+1} への推移核を K とする連鎖を反復することで，定常分布を取得し，これよりサンプリングするものである．

$$K(\theta^{(i)},\theta^{(i+1)})=\prod_{k=1}^{m}f(\theta_k^{(i+1)}|\theta_1^{(i+1)},\cdots,\theta_{k-1}^{(i+1)},\theta_{k+1}^{(i)},\cdots,\theta_m^{(i)}) \quad (13)$$

$$\int K(\theta^{(i)},\theta^{(i+1)})f(\theta^{(i)})d\theta^{(i)}=f(\theta^{(i+1)}) \quad when \quad i\to\infty$$

ここで，式(12)の $x_j^*(\theta)$が非線形であるため事後分布が特定できないゆえ，格子点Gibbs Sampler[14]を用いる．MCMC の操作条件はイテレーション i の回数を 150，m 個のモデル定数を各々刻む格子点数を 10 とした．

本研究ではモデル定数は不確実性分析により決定するのが望ましいとする立場であるが，解析に要する時間制約から北湖ではGA，南湖ではMCMCを適用した．モデル定数に関して，**図-6**から南湖のMCMCによる期待値と北湖のGAによる最適値は，分解や沈降の速度定数に関して一致している．北湖のGAによる最適値を再評価した結果，モデル定数は確からしいものと判断できる．

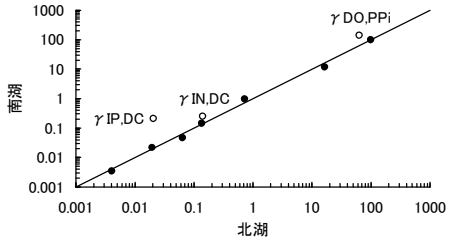


図-6 北湖と南湖でのモデル定数の比較

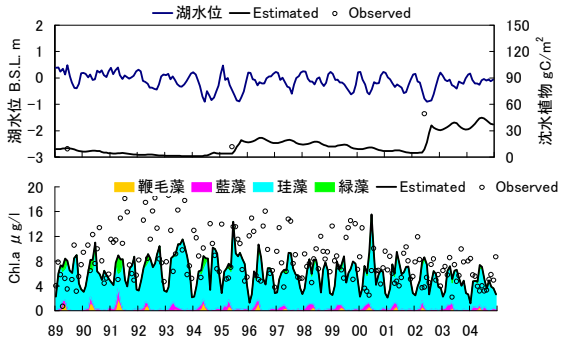


図-7 南湖における湖水位と生産者の時間分布

ただし，$\gamma_{DO,\,PP}$，$\gamma_{IN,DC}$，$\gamma_{IP,DC}$は北湖と南湖で植物プランクトン組成の違いが表れた結果となった．これらモデル定数は湖沼毎に大きく変化する可能性が示唆される．

b) 湖内水質の変化に伴う生態影響評価

ここでは，**図-6**に示す南湖のモデル定数を適用した．南湖は湖水位の低下により沈水植物が繁茂する一方で，植物プランクトンが減少しており，**図-7**はその傾向を再現している．また，消費者に及ぼす影響は少ないと推定され，**図-5**に示す北湖の結果と同じ理由によると考える．

4． レジームシフトの将来予測

ここでは，本研究で構築したモデルに基づく将来予測として，琵琶湖の滞留時間5年を1期とし，3期延べ15年間を対象にレジームシフトの数値実験を実施した．気象，水文，流入負荷の条件は2004年度を用いた．レジームシフトに伴う履歴現象は，各期最終年の湖沼生態系の水質やバイオマス量Bのうち，第1期B_1に対する第3期B_3の割合B_3/B_1が1でないときに生ずる．なお，B_3/B_1は無次元量となる．数値実験はレジームシフトの要因としてCase1とCase2の2つを想定し，第2期のみに与えた．これより，第3期の水質やバイオマス量が第2期を経た後に，第1期と同じになるかを検討し，注視すべき要因を分析する．

- Case1：流入負荷の増大として2004年の2倍
- Case2：寒候期の気温上昇として2004年の+2℃

レジームシフトの生ずる可能性を履歴現象なる非可逆的な遷移の発生状況から判断すると，**図-8**から北湖ではCase2，南湖ではCase1およびCase2の両者で高い．北湖ではT-Nと藍藻で，南湖では水温の高い環境を好む魚類に履歴現象が表れている．ただし，南湖では3期にわたり鞭毛藻と緑藻はバイオマス量が0のままで変化がない．

特に，Case2の結果は北湖，南湖によらず履歴現象が寒候期の気温上昇といった制御困難な要因に伴って生じている．この結果は，北湖における現況解析の1994年前後の状況に類似していることから注目すべきであろう．

図-9にCase2を対象にした北湖表層における栄養塩類と履歴現象が最も顕著に表れた藍藻の時間分布を示した．第3期と第1期とを比較すると，T-Pは変化がないものの，T-Nと藍藻は第1期より大きくなっており，N/P比が高い環境を好む藍藻が増大したものと考えられる．

図-10から寒候期の気象変動では，第2期で気温上昇に伴って，底層は水温が上昇するとともにDOが減少して嫌気化が進んでいること，底層の水温が高い条件下で第3期は気温が下がり鉛直混合が深部にまで及び，底層から表層への窒素の供給が増大していることが確認できる．これより表層ではN/P比が増大し，この環境を好む鞭毛藻や藍藻が発生していると考えられる．寒候期の気象変動は，北湖では生態系の下位階層の生産層でバイオマス構成の変化を招き，南湖では高次消費者層を卓越させており，生態影響をもたらす可能性があると考えられる．

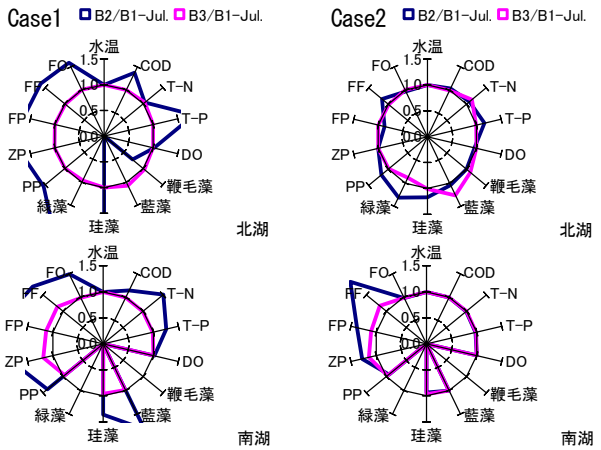


図-8 湖内水質とバイオマス量の各期の第1期に対する割合

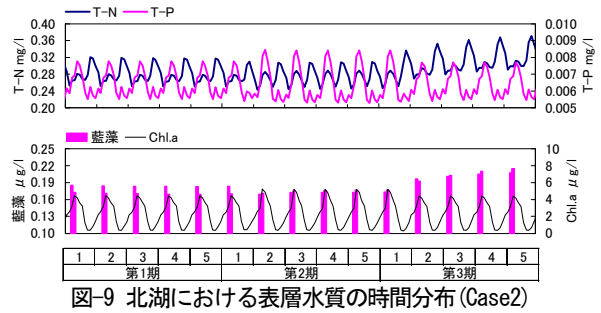


図-9 北湖における表層水質の時間分布(Case2)

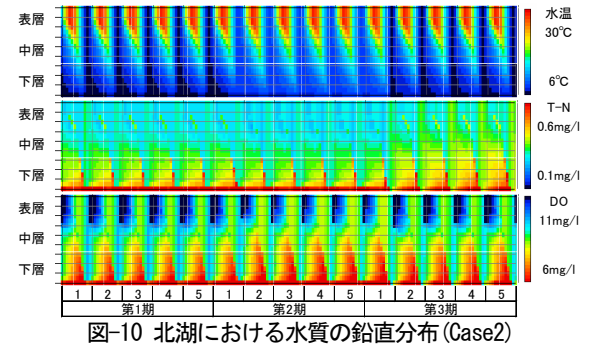


図-10 北湖における水質の鉛直分布(Case2)

5. おわりに

本研究では，琵琶湖生態系を対象にレジームシフトとこれに伴う履歴現象が生ずる可能性および生態影響の程度を検討した．これより，湖沼生態系モデル(CASM)は現況解析を通して，その妥当性を検証し，実用的なものとすることができた．特に，深水湖沼である琵琶湖北湖のケーススタディーから，CODとT-Nの漸増傾向は寒候期の気温の変動に伴うものである可能性が高いこと，寒候期の気温の変動は履歴現象と呼ばれる非可逆的な遷移の要因であることを示唆する結果を得た．また，北湖と南湖では生態系の異なる階層でバイオマスの構成に変化が生じ，それぞれ生態影響の可能性があることを示した．

参考文献

1) 総務省: 湖沼の水環境保全に関する政策評価書, 2004.

2) 早川和秀: 琵琶湖の有機物動態,琵琶湖研究所記念誌, 2005.

3) 井出慎司, 今井章雄, 田中佐代子: 湖沼における有機物汚濁指標の歴史的背景と問題点, 用水と廃水, Vol.48, pp.47-57, 2006.

4) 雨宮隆: “複雑系の科学がとらえた生態環境問題-予測と解決への展望-”, 科学, Vol.76, pp.1047-1052, 2006.

5) M. Scheffer, S. R. Carpenter, J. A. Foley, and B. Walker: Catastrophic shifts in ecosystems: Nature, Vol.413, pp.591-596, 2001.

6) M. Genkai-Kato and S. R. Carpenter: Eutrophication due to phosphorus recycling in relation to lake morphometry, temperature, and macrophytes, Ecology, Vol.86, pp.210-219, 2005.

7) 甘利俊一, 竹内啓, 竹村彰通, 伊庭幸人: 計算統計Ⅱマルコフ連鎖モンテカルロ法とその周辺, 岩波書店, 2005.

8) Holland, J.H.: Adaptation in Natural and Artificial Systems, University of Michigan Press, 1975.

9) D. L. DEANGELIS, S. M. BARTELL, AND A. L. BRENKERT: Effects of Nutrient Recycling and Food-Chain Length on Resilience, The American Naturalist Vol.134, pp.778-805, 1989.

10) Wataru Naito, Ken-ichi Miyamoto, Junko Nakanishi, Shigeki Masunaga, Steven M. Bartell: Application of an ecosystem model for aquatic ecological risk assessment of chemicals for a Japanese lake, Water Research, Vol.36, 2002.

11) 梅田信, 富岡誠司: 環境アセスメントにおける水質予測パラメータの設定に関する検討, 平成15年度ダム水源地環境技術研究所所報, pp.3-9, 2004.

12) 大久保卓也: 湖沼生態系における食物連鎖構造のモデル化, 琵琶湖研究所所報第15号, pp.62-65, 1997.

13) 平成6年度赤潮対策技術開発試験報告書, 社団法人日本水産資源保護協会, 1995.

14) Ritter, C. and Tanner, M. A., “Facilitating the Gibbs Sampler: The Gibbs Stopper and the Griddy-Gibbs Sampler”, Journal of American Statistical Association, Vol.87, 1992.

(2009. 9. 30受付)