

国立公害研究所 中杉修身
北畠能房
宮崎忠国
原科幸彦
内藤正明

1. はじめに

水域の富栄養化は今日重要な環境問題の一つとなり、これに関する研究も多く見られるようになってきた。国立公害研究所においても「陸水域における富栄養化現象に関する総合研究」がプロジェクト研究として昭和52年度より実施されている。ここでは霞ヶ浦を対象にそのフィールド調査や所内施設における実験が行われ、富栄養化現象に関する基礎情報が蓄積されつつある。一方、これら調査および実験の成果をふまえて、富栄養化防止に関する対策案を逐次検討し、望ましい水環境保全施策を選定する手法についても並行して検討を進めている。このような施策を選定する際には、それら各施策による水環境改善の効果に加えて施策実施に伴う二次的な影響を含めた総合評価を行わねばならない。本報告では、霞ヶ浦を例にとり、湖に対する富栄養化防止を中心とする水環境保全施策（以下富栄養化防止施策という）を評価・選定するシステムのフレームワークを明らかにするとともに、環境総合評価に対する一つの考え方を提示する。

2. 湖環境保全施策評価・選定システムのフレームワーク

富栄養化防止施策の評価・選定には、①富栄養化防止施策の立案、②その効果および二次的影響の予測、③その予測結果に基づく評価が必要である。本報告ではこれら三つのステップのうち、効果および二次的影響の予測とそれに基づく評価の部分を中心にその手続きを明らかにする。

富栄養化防止施策は総合的に評価されねばならないが、関連する全ての項目を網羅することは困難である。そこで評価の対象とする項目を選び出す作業が必要となる。このためには、行政あるいは地域住民が当該湖をどのように位置づけているか、すなわち地域社会が湖をどのように利用しているか、また湖からどのような負の影響を受けているかを将来動向も含めて把握することが必要である。

次に防止施策の効果および二次的影響の予測にはそれらを予測するモデルが必要となる。このモデルの全体フレームワークを図1に示す。ここではまず当該地域社会の人間活動（立案された富栄養化防止施策の実施をも含む）の結果としてもたらされる湖環境（湖およびその周辺の自然環境）の種々の変化が推定される。続いてこの湖環境の変化が地域社会に及ぼすフィード・バック効果が推定される。

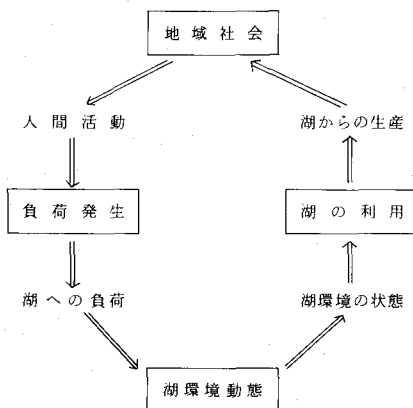


図1 モデルの全体フレームワーク

このモデルは大きく二つの部分に分けられる。一つは富栄養化防止施策を含む地域社会の人間活動を記述する部分（地域社会システムモデル）であり、ここではある施策の実施に伴う人間活動が推定され、その人間活動が地域社会の他の人間活動に及ぼす影響が推定される。この影響には地域社会内を波及していくものと湖環境の変化を通して地域社会にフィード・バックされるものが考えられる。

もう一つは人間活動による湖環境の変化を記述する部分（湖環境動態モデル）である。ここでは、人間活動あるいは自然から湖に加えられる負荷に基づく湖環境の状態、すなわち湖内物質循環とそれに伴

う生物の動態あるいは湖水量の変化などが記述される。富栄養化防止施策実施による湖環境の変化は、施策に伴う人間活動を通してこのモデルによって推定することができる。

これら二つのサブモデルを結合するインターフェースとして負荷発生と湖利用の二過程を考える。負荷発生過程は、負荷の発生、流出および流達を考慮して、人間活動のレベルに応じた湖への負荷量を推定するものである。一方、湖利用過程は、湖利用（利水、漁業、余暇行動など）と湖から人間が受ける負の影響（悪臭、洪水など）の可能性を湖環境の状態に応じて算定するものである。これら二過程は、それぞれ一方のサブモデルの出力をもう一方のサブモデルの入力へ変換することによって二つのサブモデルを結びつける。

以上、富栄養化防止施策の効果および二次的影響を予測するモデルの全体フレームワークを説明したが、モデルの内容は採用された評価項目や湖環境の状態によって変ってくる。霞ヶ浦を例にとると、湖利用の中心は利水と漁業であるため、湖利用過程はそこに重点が置かれるし、夏期における藻類の異常増殖が特に問題となっているので、環境動態モデルも藻類の変化を記述することに焦点をあてたものとなる。

このようなモデルを用いることによって、直接的あるいは湖環境を通して間接的に富栄養化防止施策の実施が地域社会に及ぼす効果と二次的影響が同時に予測され、防止施策の評価指標の値が出力されることになる。この値に基づいて評価がなされるわけであるが、ここで重要な点は、各指標の値をどのようにまとめあげて総合評価するかということと、誰がどのようにして評価を行うかである。これらの点についての考え方は4.のところで示すことにする。

3. サブシステムモデル

3.1 地域社会システムモデル

このモデルは地域社会における人間活動を記述し、その状態から富栄養化防止施策を評価するための指標の値を出力するものである。このため、このモデルは図2のように地域社会活動量の集計部分（マクロパート）と地域社会活動の記述部分（マイクロパート）とから構成されている。

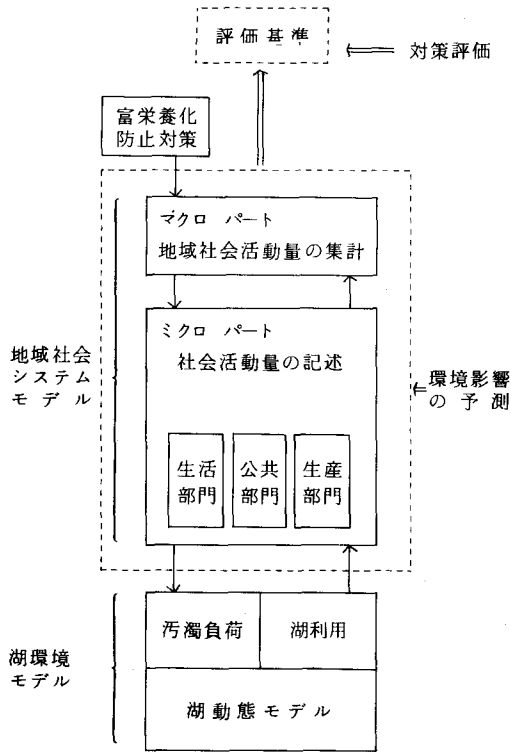


図2 地域社会システムモデルのフレームワーク

マクロパートは本サブモデルのデータ入力および演算結果の出力部分である。人口、土地利用、交通条件の地域基礎データと、政策変数としての富栄養化防止施策パラメーターが入力され、その施策の評価指標群が出力される。富栄養化防止施策のような総合的施策の実施においては二次的影響を無視することはできず、単に環境質だけでなく、より広く生活質に関する指標も出力されることになる。マクロパートではマイクロパートにおいて記述された活動量が集計されて、指標値として出力される。また、マクロパートからは必要な情報がマイクロパートに与えられる。すなわち、人口、土地利用データはシミュレーション期毎にマイクロパートで内生化されるし、マクロ経済指標等の活動パラメーターが当該地域社会全体を一つにして内生化され、マイクロパートへ与えられる。

一方、マイクロパートでは個々の人間活

動に着目して、それらを生活、生産・流通、公共の三部門に大別して種々の活動が記述される。この中ではマクロパートからその初期データが与えられた人口構造および土地利用形態が内生化する。すなわちミクロパートからは世帯および工業、農業、畜産、漁業、都市活動などの分布が出力され、湖環境モデルへの入力、負荷量算定の基礎データとして使われる。また、マクロパートで内生された活動パラメーターも負荷量算定に使われる。逆に湖環境モデルの出力、すなわち湖環境の状態から算定された湖利用可能性のデータが、ミクロパートでの活動記述のために使われる。

ミクロパートでは人口構造や土地利用形態のデータを空間分布の形で求めなければならないが、電算機モデルにおいて空間分布を扱う最も精緻な方法はメッシュ方式である。しかし、人口統計はメッシュデータが整備されているが、土地利用データに関して利用できるメッシュデータがなく、新たに作成することが必要である。そこでデータ入手の可能性からとりあえず市町村単位でゾーン分割を行って空間分布の把握を試みる。富栄養化防止施策も市町村単位の公的施策が中心となるであろうし、この点は市町村単位のゾーニングがうまく整合する。

3.2 湖環境モデル

1) 負荷発生・流出・流達過程

地域社会システムモデルの出力（各人間活動のレベル）から湖への負荷量を算定するのが、負荷発生・流出・流達過程である。まず人間活動のレベルに応じて発生する負荷量が見積られる。この負荷発生量を基に各種排水処理等による汚濁除去率や山林農地からの流出率を考慮して流出負荷量が算定される。次に流出した汚濁負荷が河川等を經由して湖へ流達するまでの自然浄化を考慮した流達率を用いて湖へ流入する負荷量が算定される。湖への負荷は、人間活動によるもの、自然環境から加えられるもの、あるいは発生源が面的に広がったもの、点として表わすことができるものなど種々あるが、それぞれ負荷量の算定方式は少しずつ異なる。

霞ヶ浦の場合は、流域には大規模な工業地帯はなく、大部分が農村地帯であり、養豚は全国一である。一方、湖ではこいの養殖が盛んであり、富栄養化の影響を一番受けているのもこいの養殖である。このため、負荷の算定においては山林農地からの流出負荷や畜産あるいは養殖による負荷のように面源ないしは小規模点源からの負荷の見積りが重要となる。また、負荷の内容は富栄養化が問題になっていることから窒素、リンの栄養塩が中心となる。現在、霞ヶ浦周辺地域での負荷発生量を推定するための発生源調査を計画しており、これによって見積られた発生負荷量と河川水質および湖水質とから流出率および流達率を見積ることを考えている。

2) 湖内環境動態モデル

湖における水質の予測は、従来、汚濁物質が物理的な移流、拡散あるいは沈降のみによって水域に分布すると仮定し、これらによる物質の移動を予測し水質を決定するモデルが検討されてきた。しかし、湖の富栄養化現象は、植物プランクトン、動物プランクトン、栄養塩類の間の相互関係、流域に流入する外部負荷、さらには日照、水温、透明度などの因子に支配されるため、湖内での物質の生産および消費を考慮した内部生産モデルによらねば湖環境の状態を正しく把握することは難しくなっている。このような内部生産を考慮したモデルはエリー湖を例にとり DiToro 等により試みられた例がある。また我が国でも環境庁による播磨灘の予測モデルなどがある。さらに霞ヶ浦を対象とした、内部生産を考慮した動力学モデルは津野等によって報告されている。本研究ではこれらのモデルをベースにして以下に述べるようなモデルを構築した。

このモデルの基本形式は対象水域をいくつかの区画に分割したコンパートメントモデルである。各区画内で完全混合を仮定し、① 植物プランクトン、② 動物プランクトン、③ Dissolved Total Phosphate (DTP)、④ Dissolved Inorganic Nitrogen (DIN)、⑤ DO、⑥ CODの経時的变化をシミュレートするモデルである。ここで栄養塩としてのDTP DINは、それぞれ $PO_4 - P + Dissolved Organic - P$ と $NH_4 - N + NO_3 - N$ である。任意の区画におけるこれらの物質の相互関係を図

3 に示す。

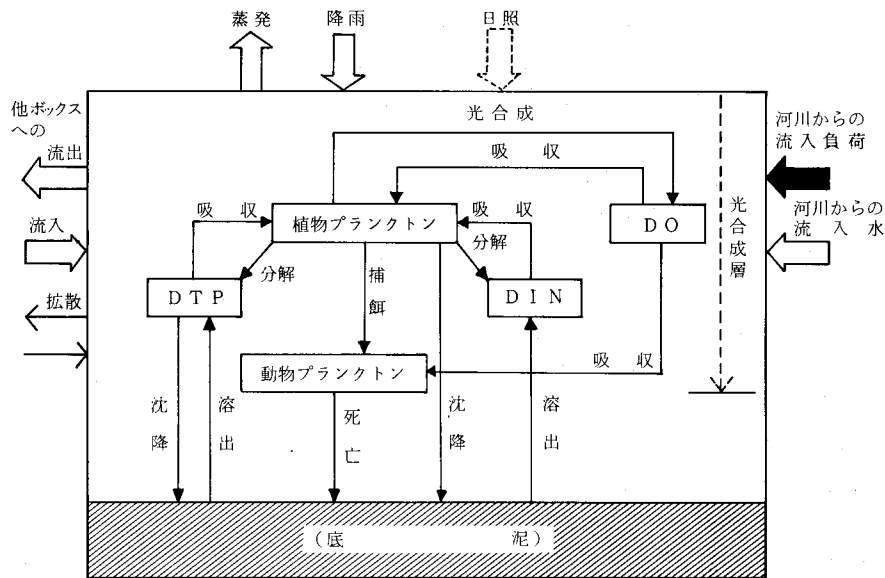


図3 ボックス内における変数の相互関係および外部要図

ボックス j における物質 i の濃度 C_{ij} の基本式 (物質収支式) は次のように表わすことができる。

$$V_j \frac{dC_{ij}}{dt} = \sum_k Q_{kj} \cdot C_{ik} + \sum_k E'_{kj} (C_{ik} - C_{ij}) + \sum_n S_{ijn} + W_{ij} \dots\dots\dots (1)$$

ここで、 V_j : ボックス j の水量、 Q_{kj} : ボックス k , j 間の移流量、 E'_{kj} : ボックス k , j 間の物質移動係数、 S_{ijn} : ボックス j における物質 i の増減速度、 W_{ij} : 外部からボックス j への物質 i の流入量を表わす。

植物プランクトンのボックス内での増減速度は、増殖速度と死亡および沈降速度との差として表わされる。植物プランクトンの増殖速度は日射、水温などの外的因子や栄養塩類の濃度に依存する。動物プランクトンの場合もその増減速度は増殖速度と死亡速度との差で示される。いずれのプランクトンも河川における種類と湖に生息する種類が異なるため、外部からの供給はないと考える。栄養塩類 (DTP と DIN) の濃度は、植物プランクトンに取り込まれる量、プランクトンの死亡等により溶出してくる量、底泥から溶出する量、外部から供給される量のバランスによって決まる。COD はプランクトンからの供給量、分解量、沈降量および外部からの供給量によって濃度が定まってくる。DO は曝気、植物プランクトンの光合成、呼吸、COD 等の分解によって濃度が決まる。

霞ヶ浦についても先述したように津野等が水質のシミュレーションを行っており、おおむねよい結果を得ているが、夏期の植物プランクトンの異常増殖はシミュレートできていない。この点については植物プランクトンとして二種類のものをモデルに取り入れることを考えている。また、魚類の動態についてはこのシミュレーションモデルで得られる水質項目に対応させて別のモデルで取扱う予定である。

3.3 湖利用過程

この湖利用過程では、湖環境動態モデルの出力である湖環境の状態と人間による種々の湖利用項目との関係が定量的に把握される。人間の利用の対象となる項目は、① 人間にとって収奪あるいは生産の対象となるものと、② ある特定の人々のみに独占的に利用されたり、対象物が個々の人で分割されて利用されたりしにくいものとに大別される。前者の例が漁業や利水であり、景観とかレクリエーションの場とかいったものは後者の例である。これらの利用項目に対して湖環境の状態の与える影響は、漁獲量、利水量、レクリエ

ーション資源量などの収量に与えるものと、網洗いや水処理といったように、一定の収量を確保するために必要な努力量に与えるものに大別される。ここでいう努力量には投下労働力、エネルギー、物財等が含まれる。

1) 漁業に及ぼす影響の定量化

湖環境の状態が漁業に及ぼす影響のうち、漁獲量に対する影響は長期的なものと短期的なものに分けられる。前者は魚種組成や魚種別資源量に与える影響であり、魚種別資源量をベクトルR、環境状態変数をベクトルC、漁民の投下努力量をベクトルLで示すと(2)式で示される。ここで時間tは少くとも年単位である。

$$\frac{dR}{dt} = f_1(R, C, L) \dots\dots\dots(2)$$

収量に与える短期的影響は、具体的には酸欠死、悪臭魚等の漁獲被害量と対応している。魚種別被害量をベクトルDで示すと、短期的影響は(3)式で示される。この短期的影響は収奪漁業については資源量とはほぼ独

$$\frac{dD}{dt} = f_2(R, C, L) \dots\dots\dots(3)$$

立で、主としてアオコの異常増殖などの環境状態によって決まる。一方、養殖業については網あたりの現存量(R)や給餌量(L)にも大きく依存する。

一定の収量を得るための努力量の定量化には漁民の漁業生産関数を求めねばならない。漁民iがある単位時間Δtに努力量ベクトルLⁱを漁法Tを用いて漁場に投下し、収量(漁獲量ー被害量)ベクトルyⁱを得たとすると、漁業生産関数は(4)式で表わされる。努力量に対する湖環境の状態の影響の例としては、網洗い

$$y_i = f_3(R, D, C, L_i; T) \dots\dots\dots(4)$$

の手間の増大や酸欠死を防ぐための曝気装置の購入などが含まれる。

富栄養化が漁業に及ぼす影響の定量化には少くとも(2)～(4)式の同定が必要である。水質、水生植物、魚類等の野外調査や農林水産統計のデータを解析することによってこれらの式を同定することを考えているが、まづ昭和53年6月から9月の4ヶ月間を対象期間として霞ヶ浦沿岸漁民に対してアンケート調査を実施し、現在解析しているところである。

2) 上水道に及ぼす影響の定量化

上水量の収量は上水基準を満足した給水量と考えられる。それゆえ、収量に対する影響は、水源の水質悪化や水位の低下による取水の停止、取水量の削減が考えられる。一定の給水量を確保するための努力量への影響には、取水地点の変更、薬品投下量の増加、ろ過池の逆洗水量の増加、汚泥処理量の増大などが考えられる。

3) 余暇行動

余暇行動の場としての湖利用には二つのものがある。一つは遠隔地からの観光客の余暇行動の場であり、もう一つは地域住民による日常的な余暇行動の場である。余暇行動としての湖利用可能性(余暇行動資源量)と湖環境状態との関係を把握するのが本過程の目的であるが、以上二つの側面ではそのアプローチの仕方は異なる。前者の場合は地域社会からみれば湖は観光業の場であり、評価の観点では観光業の収益が問題となる。一方、後者の場合は地域住民の日常生活の場として湖を位置づけることになり、快適さに焦点があてられる。しかしいづれの場合にも余暇行動資源量R'は湖環境の地形変数ベクトルG、湖内環境状態ベクトルCの関数として(5)式で与えられる。

$$R' = f_4(G, C) \dots\dots\dots(5)$$

霞ヶ浦は水質の悪化に伴い観光的価値は低下しており、現在のところ、地域住民の余暇行動を中心に考えてよいだろう。この点については、昭和52年に予備的な住民意識調査を行っており、さらに住民の側からみた環境の状態と余暇行動の関係についても調査を行った。

4. 湖環境保全施策代替案とその選択手法

以上説明してきたモデルによって富栄養化防止施策の効果および二次的影響を予測した結果を用いて、施策の評価を行い、適切な方策を選択するのであるが、ここでその評価・選択方法についての考え方を示す。

湖の富栄養化防止施策としてとりうる対策はいくつも考えられるが、霞ヶ浦を対象としてその保全のためとりうる施策をまとめたものが表1である。ここに示すような諸施策に対しては、費用－効果分析を中心と

表一 各段階における浄化・保全対策の例

段 階	対 策
発 生 源	※水利用合理化
	※施肥の適正化
	※発生源規制強化（N.P規制導入等）
↓	
	※下水道建設
	※し尿浄化槽再検討
	※畜産汚水処理施設
流出・流達	※流入河川浚渫
↓	
	※逆水門による水位調節
	※アオコ除去
	※底泥浚渫
	※Lagoonによる浄化
湖 内	※養殖給餌適正化
（湖利用）	各種利水目的の要求水質の明確化）

する総合的評価を行うことが必要であるが、特にこのような公共的施策の評価には多種多様な基準が考えられる。現時点ではまだこれら全体を定量化するに耐えるデータ蓄積も、各サブモデル式の確立も十分ではないので、ここでは今後の解析のフレームワークを示すに止める。

このような多種の評価項目を扱う場合の手順には大きく分けて二つの考え方がある。一つは種々の情報を単一の指標にまとめて、総合指標として評価するものである。たとえば多次元の情報がある基準で規格化し、重みをかけ、加え合わせて評価する方法である。しかし多様な項目を単一指標で表すのは難しく、重みのつけ方における恣意性など指標の作り方自体にも客観性が乏しい。

このため考えられるのが、多次元指標である。これは多次元の情報をもそのまま、あるいは等質のものだけを部分的にまとめて評価指標を作成し、意志決定者に判断資料として提供するものである。これら二つの方法を並行的に行ってみるつもりである。

また、評価における主観的項目に関する人々の好みの計量化、並びに各種施策の選択という二過程に有効と考えられる手法の開発を試みている。これは我々が開発したグループ・アナライザーシステムを用いて、会議の参加者の意見の集計結果をその場で参加者にフィード・バックすることにより、施策の選択に関する合意形成を促進しようとするものである。

5. おわりに

本報告は広い水域を対象とする水環境全体の保全策を評価・選定するための一連の総合解析フレームワークを示したものである。ただし問題の大きさと解析内容の複雑さのために、現時点ではまだ部分的にしき具体的分析が進んでいない。従って最終的成果をここで提示することはできないが、このような全体的な問題構成、分析手順の考え方について中間経過を報告し、これに対する大方の御批判をうることができれば、今後の研究の進め方の参考にさせていただきたいというのが本報告の主旨である。

最後に本研究においてモデルを作成するにあたり、調査データを提供していただき、かつ助言していただいた「陸水域の富栄養化に関する総合研究」の他のメンバーに感謝の意を表するものである。

参考文献

1. 国立公害研究所（1977）：陸水域の富栄養化に関する総合研究 昭和51年度。
2. 国立公害研究所（1979）：陸水域の富栄養化に関する総合研究（Ⅱ） 昭和53年度。
3. 環境庁（1978）：有機汚濁に与える内部生産エコシステムの影響解析に関する研究、調査1。
4. DiToro, et al.（1975）：Phytoplankton－Zooplankton－Nutrient Interaction Model for Western Lake Erie；System Analysis and Simulation in Ecology VolumeⅢ；Accademic Press New York.
5. 原科幸彦（1978）：参加者意見をフィードバックさせた住民参加会議, 第19回日本社会心理学会研究発表論文集。