

環境管理モデル—流域、底泥、生物種をどのように考えるか—

Models for Environmental Management with Special Reference to Watershed, Sediments, and Phytoplankton Species

福島武彦

Takehiko FUKUSHIMA

1. はじめに

Jorgensen (1994)はモデルをリサーチタイプとマネジメントタイプの2種類に分けている。前者はモデルを機構解明に、後者は環境管理に利用するものである。本論では主に後者を扱うが、対象となる現象の機構が完全に解明されていない場合も少なくなく、前者の目的に利用される場合もある。ところで、内湾、湖沼といった閉鎖性水域における水質、生物など環境を予測する場合、対象水域内での物質循環機構をモデル化する必要があるが、同時に流域からの負荷の流入、底質との物質のやり取りもモデル化しなければならない。また、水域の環境評価にあたっては、植物プランクトンなど生物種の情報が必須の場合もある。本論ではこうしたモデルの内容と利用例を紹介する。

2. 流域モデル

2.1 汎用型流域モデル

流域モデルとは、流域から水、物質がどのように発生し、対象水域にどのように流達し、そこでどのような挙動をするかを数学モデルで表現したものである。また、流域の改変や対策の実施により、そうした流出現象がどのように変わるかを評価できるものである。米国を中心に数多くの流域モデルが提案されているが、その内代表的なものを整理したのが表1である。ANSWERS, CREAMS, AGNPSは農地のみを対象としたものであり、農地で各種の管理施策(BMPs: Best Management Practices)を行った場合の流出負荷量などの変化を予測することが可能である。これに対してHSPFとGWLFは土地利用をパラメータの違いとして表現するもので、多様な土地利用が混在した流域に適用が可能である。特にHSPFは2.2で紹介する都市域モデルのSWMMをサブモデルとして含んでいる。解析の空間スケールは、ANSWERS, CREAMS, AGNPSでは

表1. 代表的な流域モデル

	ANSWERS	CREAMS	HSPF	GWLF	AGNPS
対象地域	農地	農地	多様な土地利用	多様な土地利用	農地
対象物質	水、土壌粒子 (栄養塩)	水、土壌粒子 栄養塩、農薬	水、土壌粒子 栄養塩、農薬	水、土壌粒子	水、土壌粒子 栄養塩
空間スケール	フィールドスケール エレメントベース	フィールドスケール 流域スケール	流域スケール	流域スケール	フィールドスケール 流域スケール セルベース
時間スケール	イベント	イベント、連続	イベント、連続	イベント、連続	イベント
水流出モデル	遮断、土壌水分量による浸透を考慮した表面流出	表面流出(CNE法)	遮断、Stanford法による浸透、中間、地下水流出	CREAMSと同じ	CREAMSと同じ
土流出モデル	降雨、流れによる飛び出しと輸送	USLEタイプによる流出と輸送	USLEタイプによる流出と輸送	USLEタイプによる流出と輸送	USLEタイプによる流出と輸送
モデルの目的	リサーチ プランニング	プランニング	リサーチ プランニング	プランニング	プランニング

ANSWERS: Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation (Purdue Univ.; Beasley, et al., 1980)

CREAMS: Chemical Runoff Erosion from Agricultural Management (USDA; Knisel, ed., 1980), HSPF: Hydrological Simulation Program Fortran (USEPA; Johanson, et al., 1980), GWLF: Generalized Watershed Loading Functions (Haith & Shoemaker, 1987), AGNPS: Agricultural Nonpoint Source Pollution Model (Young, et al., 1989)

主に ha スケールのフィールド、HSPF と GWLF では km² スケール以上の流域であるが、CREAMS と AGNPS では数 100 km² より大きな流域全体を対象とする場合もある。特に ANSWERS では長方形のエレメントから構成され、水が最大勾配方向へ流下するとして、表面流、浸透流の流路が決定される。また、AGNPS は数 ha のセルを基本単位として、土壌特性などのパラメータを入力する。一降雨を対象とするものが多いが、年スケールの降雨入力に対して流出量の変化を計算することが可能なものもある。

水の流出モデルとしては、次式のような SCS curve number 式 (USDA, Soil Conservation Service, 1972) を利用するものが多いが、あまり精確ではない。

$$Q = (P - 0.2S)^2 / (P + 0.8S) \tag{1}$$

$$S = 25400 / CN - 254 \tag{2}$$

ここに、Q は直接流出量 (mm)、P は降水量 (mm)、S は浸透量 (mm)、CN は流域の土地利用で決まるパラメータである。このため、ANSWERS では土壌水分を変数とする水流出モデルを、HSPF では浸透能の面積分布を考慮した Stanford モデル (Crawford and Linsley, 1966) を利用している。土壌粒子の流出は、以下のような USLE (The Universal Soil Loss Equation; Wischmeier & Smith, 1965) タイプのモデルを利用することが多い。

$$A = (R) (K) (LS) (C) (P) \tag{3}$$

ここに、A は対象とする降雨に対する単位面積当たりの土壌流出量、R は降雨強度 (rainfall energy factor)、K は土壌因子 (soil erodibility factor)、LS は勾配因子 (slope-length factor)、C は穀物管理因子 (cropping management factor)、P は流出防止因子 (erosion-control practice factor) であり、それぞれの因子が数理モデル化されている。ANSWERS では雨滴の落下の衝撃による土壌粒子の剥離と流れによる剥離のそれぞれ

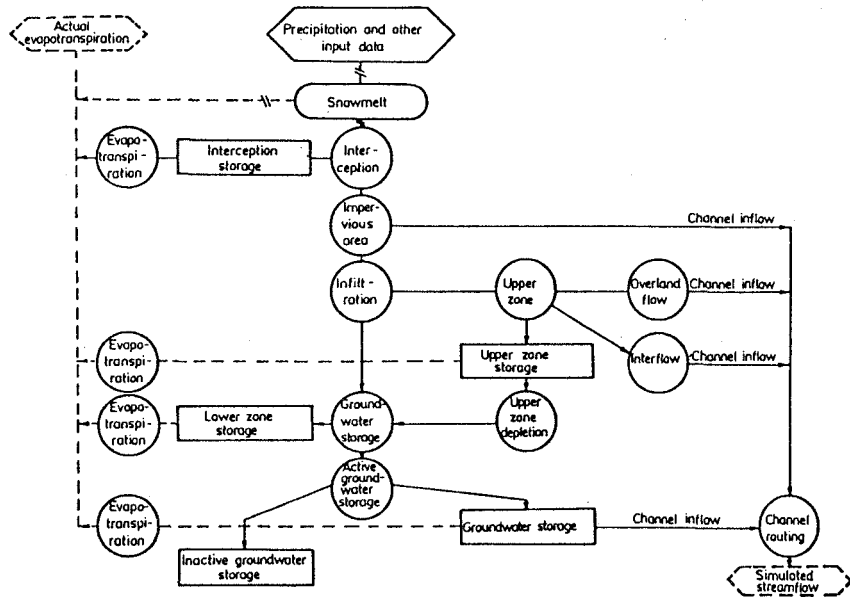


図 1. HSPF の水流出サブモデルの構造 (Crawford and Donigan, 1973)

をモデル化している。

以上のように、ANSWERSは基礎過程の精確なモデル化を目的としたものであるので、現象の解析に利用される場合も多い（リサーチタイプ）。また、HSPFは表面、中間、地下水流出、それぞれを出力としているので（図1）、そうした観点からの現象解析に利用される場合もある。他のモデルはBMPsの検討など、フィールド、流域スケールでの管理施策の効果を評価する目的に利用されることが多い。

なお、栄養塩、農薬などの流出は、図2（リンの例）に示すように溶存態と懸濁態に分けてモデル化することが多い。すなわち、懸濁態は土壌粒子に含まれたり、吸着した成分を、溶存態はそれと疑似平衡関係にある溶解成分であり、それらが表面、中間、地下水流出する様子を表現する。穀物、肥料、降雨からの供給、水中での化学変化等の基礎過程もモデル化される。さらに、河川、湖沼での水質変化に重点をおいたQUAL-II、WASP（MuCutcheon, 1989）、湖沼における気象、流動、拡散、生物化学的な変化を合体したものとしてMINLAKE（Riley and Stefan, 1988）がある。

一般に、こうしたモデルは希望者に自由に提供されている。マニュアルの提供、バージョンアップのお知らせ、質問の受付などのサービスを行っているものもある。そのためか、様々な改良が多くの利用者の手で行われ、それらが論文として評価される例が多い。最近の例では、ANSWERSをサブモデルを改良し、キャリブレーションなしでの利用可能性を検討したもの（Bouraoui and Dillaha, 1996）、AGNPSを用いて降雨強度の確率から年間流出負荷を予測したもの（Mostaghimi, et al., 1997）、ランドサット衛星データからパラメータ予測を行い地理情報システムとANGPS等の流域モデルを組み合わせたもの（Mitchell, et al., 1993; Wong et al., 1997）などがある。しかし、水田サブモデルがない、各種パラメータがデータベース化していない、といった理由から、残念なことに、こうした米国で開発された汎用モデルを日本で利用するのは難しいのが現状である。我々もHSPFを山地流域に適用した経験を有するが（福島他、1990）、他の流域への適用は試みていない。日本ではリサーチレベルの流域モデルはいろいろと開発されているが（例えば奥川他、1994）、それらが汎用化された例はない。今後、マネジメントを目指した流域汎用モデルの開発が望まれる。

2.2 都市域モデル

2.1は農地を含む流域を対象としたモデルであったが、ここでは都市域のように不浸透域が多く、また下水管渠内での物質動態を扱うモデルを紹介する（図3にはそれらの模式図を示す; Novotny and Olem, 1993）。

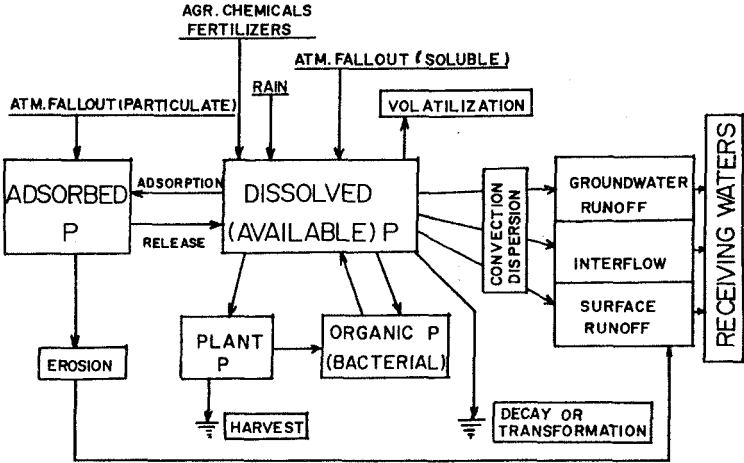


図2. 栄養塩（リン）の動態サブモデルの例（Novotny and Olem, 1993）

それぞれのモデルは(i) 地表面、(ii) 管渠内、における、(a) 水、(b) 物質の流送、堆積、変化を表現するサブモデルから構成されている(和田、1989; Novotny and Olem, 1993; 藤田、1997; 市川、1997)。まず、(i)-(b)の内、堆積量は以下のような式で表現されることが多い(和田、1989)。

$$P(n) = P_o \exp(-kn) + a(1 - \exp(-kn)) / (1 - \exp(-k)) \quad (4)$$

ここに、Pは汚染物質の堆積量、 P_o は先行降雨による残存路面堆積量、kは一日当たりの分解速度、nは先行降雨からの日数、aは一日当たりの路面堆積量である。路面清掃がある場合には、その効果を表現した式となる。路面堆積物の主要な起源としては、大気降下物、廃棄物、落ち葉、車からの排出物などが考えられている。また、流出量は以下の式等が提案されている(Novotny and Olem, 1993)。

$$dP/dt = -XrP \quad (5)$$

ここに、Pは堆積量(ここでは路面残存量となる)、tは時間、Xは流出係数、rは降雨強度である。

次に、(ii)の(b)の汚濁物質の流出量 Q_w は(合流式の場合、地表面、すなわち(i)からの流入量を上乗せされる) 、

$$Q_w = cS^m Q^{n-1} (Q - Q_c) \quad (6)$$

のように表現されることが多い(和田、1989; 藤田、1997)。ここに、cはパラメータ、Sは管渠内堆積量、

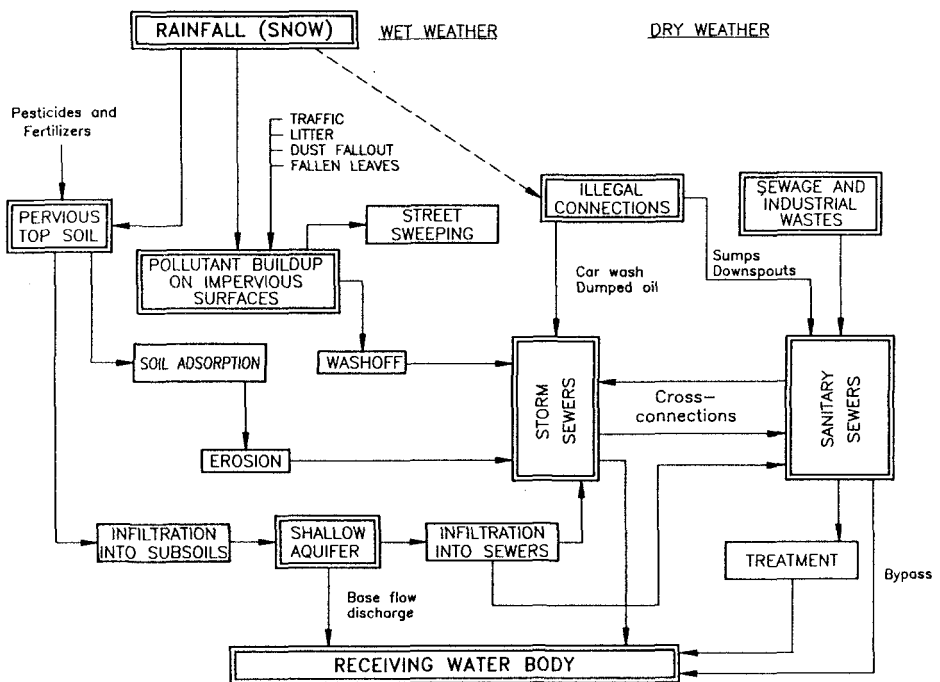


図3. 都市域からの物質流出の諸過程 (Novotny and Olem, 1993)

Qは流量、Qcは限界流量（この流量以下では $Q_w = 0$ ）、m, nは乗数である。また、Sは $S = S_0 - \int Q_w dt$ となる。

以上を組み合わせたものとして、土研モデル（日本下水道協会、1982）、和田モデル（和田・三浦、1986）、STORM（Storage-Treatment-Outflow-Runoff Model; Huber and Dickinson, 1988）、SWMM（Stormwater Management Model; Hydrological Engineering Center, 1975）等がある。

2.3 流域特性変化とその水環境に及ぼす影響予測モデル

2.1, 2.2では現状、あるいはそれに対策を行った場合の水質変化予測モデルを示したが、ここでは将来、流域がどのように変わり、そのため水環境がどのように変化するかを予測したシステムを東京湾域を例として紹介する（天野他、1992；福島・内藤、1993；Fukushima et al., 1994）。

システムの全体構造は図4に示すとおりで、まず現状推移型の基本シナリオと、それに社会トレンド、各種対策を入れた変化シナリオをつくり、それぞれのケースで人口、工業出荷額等といったモデルへの入力変数を予測する。次に、東京湾への汚濁負荷予測モデルや中小河川の水質変化予測モデルを動かし、それらを予測する。最後に、こうして得られた「東京湾への汚濁負荷量（環境負荷）」と「中小河川の水質（親水）」という2つの観点を総合した評価に立って、各シナリオにおける将来の水環境の問題点を指摘し、提言を行

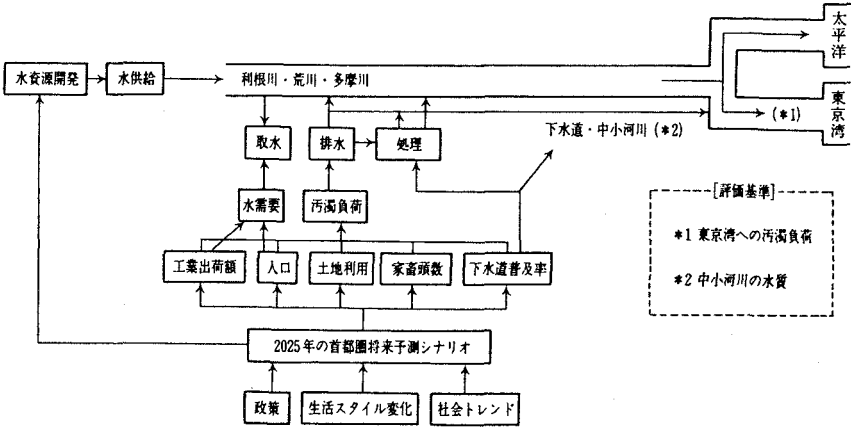


図4. 東京湾域水環境解析システムの概要

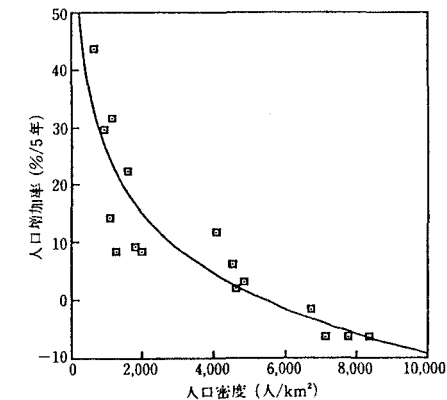


図5. 1965-1985年における人口増減率と人口密度との関係

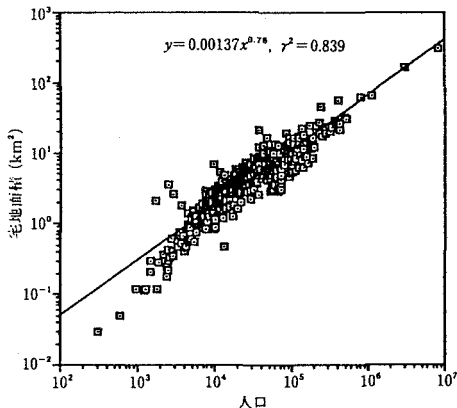


図6. 市町村ごとの総人口と宅地面積との関係

うことを目的としたシステムである。予測年度は2025年（システム構築時には30年先）である。

(1) 東京湾汚濁負荷モデル

COD、全窒素（TN）、全リン（TP）を対象物質として、原単位法で排出負荷量を予測した。排出区分（以下の括弧内はフレーム値）は、生活系（水処理形態別人口）、畜産系（家畜頭数）、面源系（土地利用別面積）、産業系（製品出荷額）である。流達率は1とした（排出負荷量の和が流入負荷量）。東京湾に排水が流入する市町村に関して、以上のフレーム値の現在と将来のものを求めて、原単位（処理対策によっては原単位の値を変化させたものもある）を乗じて排出負荷量とした。なお、利根川では利根大堰、関宿に分流があり、水の一部が東京湾、一部が太平洋に流出する。このため、流量比で東京湾流入負荷を算出した。

(2) 中小河川水質予測モデル（中森他、1994）

関東地方の一級河川（利根川、荒川、多摩川、鶴見川、相模川）における21の中小河川の本川合流直前のBODを流域特性から予測するモデルの開発を行った。全河川のBODを一つの予測式で表すのには無理があるので、まず河川の流域特性でクラスタリングを行い、それぞれのクラスターでBOD値を与えるルール、すなわち予測式を求めるモデル（ルールベース型モデル）の開発を行った。モデル構築の手順は以下のとおりである。i) データ集合を異なる構造を持ついくつかの部分集合に分割し（オーバーラップは許す）、それぞれの部分データ集合を用いて河川のBODと流域特性との間の関係を同定する。ii) それぞれのモデルをメンバーシップ関数を用いて統合することにより、全域的に滑らかな非線形モデルを構築する。iii) メンバーシ

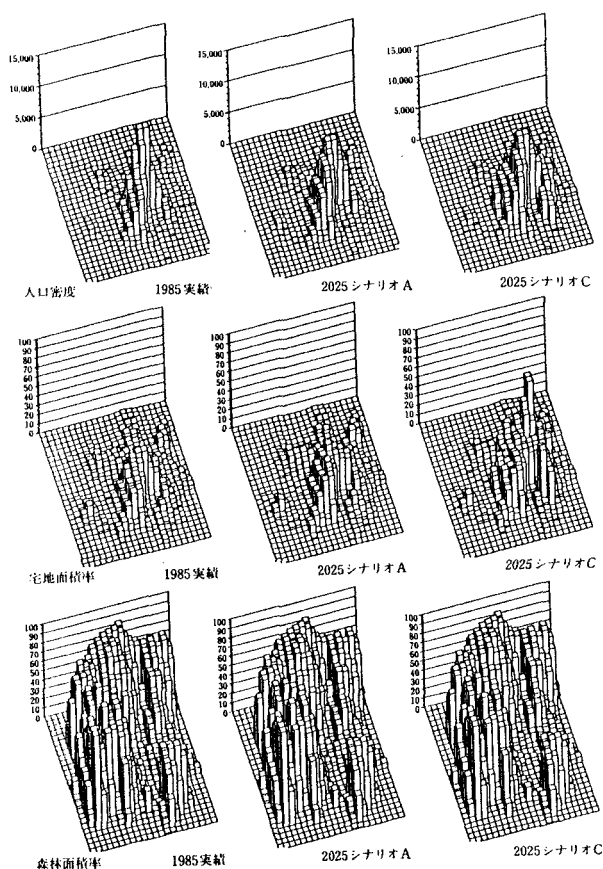


図7. 1985年と2025年での首都圏での人口密度、宅地面積率、森林面積率（10 km メッシュ）

ッ関数のチューニングによってモデル精度の向上を図る。具体的には、流域の「人口密度、下水道普及率、森林面積率、出荷額密度」という4つの指標を用いて回帰式の重みであるメンバーシップ関数を計算し、a) 人口密度が小さい流域、b) 人口密度が大きい下水道普及率は小さい流域、c) 人口密度と下水道普及率がともに大きい流域、という3ルールによる回帰式の加重平均から河川のBOD予測値を計算した。

(3) 流域の変化

将来の流域がどのようなものなのか、ここでは人口と製品出荷額について2025年にそれぞれ2つの予測値を考え、それらを組み合わせることにより4つの基本シナリオを設定した。人口は、i) 現状推移型（厚生省人口問題研究所の予測値を各市町村に割り振る）、ii) 一極集中型（50 km 圏内の市町村の最小人口を飽和値、すなわち図5の人口増加率ゼロから5,393人/m²と推定）、製品出荷額は、i) 処理率向上型（出荷額は増加するが排出負荷は現状と同じ）、ii) 線形増加型（出荷額当たりの原単位を現在と同じ）である。

この他の項目については、次のようなサブモデルを用いて将来値を設定した。a) 下水道；年率1%の伸びで外挿、b) その他の処理方式；現状の比率で推移、c) 宅地面積；人口と宅地面積の回帰式（図6）を利用、d) 田畑、森林、その他の面積；宅地面積以外は現状の比率で推移、e) 家畜数；いくつかの変数による重回帰モデル。また、東京湾流入負荷量の評価の場合には、次のような生活雑排水対策バリエーションを考慮した変化シナリオも対象とした。I) バリエーションI；水田の自然浄化能の利用やエコロジカルライフの定着を仮定し、生活雑排水の原単位を現状の半分とする、II) バリエーションII；下水道未普及地域のすべてに合併浄化槽を設置する。

以上、図7には1985年、2025年における首都圏域での人口密度、宅地面積率、森林面積率の空間分布を示す。

(4) 予測結果と評価

図8には東京湾への流入負荷量を各シナリオごとに示す。基本シナリオの場合、COD、TPでは下水道普及率、産業系の処理効率が増加すれば、総負荷としては1985年実績と大差ない。TNではどのシナリオとも増加の予測となる。また、バリエーション型シナリオの場合、CODではかなりの負荷削減が期待されるが、TN、TPでは影響は少ない。

次に中小河川水質は図9のように予測される。人口シナリオi)で水質の悪化する河川は、現在人口密度が低く、森林比率が高いためBODが低い、2025年には下水道普及率が増加するものの人口増加により開発が進むと考えられる河川である。また、水質がよくなる河川は、現在でも人口密度が高いものの、下水道普

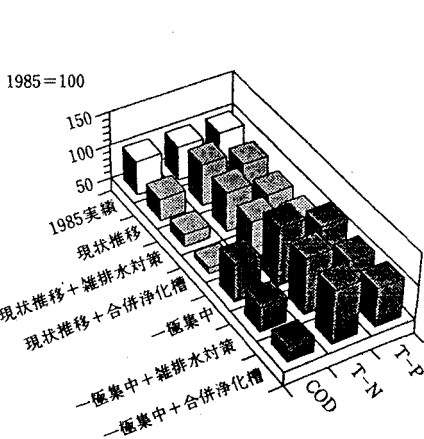


図8. 1985年を100とした時の東京湾への負荷量予測

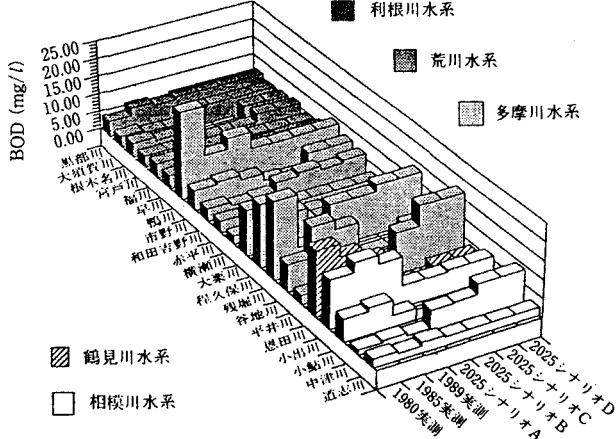


図9. 中小河川におけるBODの実測値と2025年の予測値

及率が低い、2025年には人口が漸増するものの、下水道普及率が増加することが予想される河川である。以上から、環境基準のC、Dタイプの河川は達成率がよいものの、A、Bタイプの河川ではほとんど満たさないことが予測される。

3. 底質モデル

3.1 底質モデルの役割と種類

湖沼、内湾といった閉鎖性水域では、河川、降雨など水域外から流入する負荷に加えて、底質に堆積した物質の一部がある特定の時期、水中に回帰する負荷を考慮しなければならない。特に、リン、窒素といった栄養塩の場合には、その負荷を正しく見積もることが、水域の水質予測、流域管理にとっても極めて重要になる(Cooke et al., 1993)。底質モデルとしては、1) 対象水域の実測値、あるいは水温の関数として与える方式(例えば松岡、1984)、2) 底質一層の無機、有機栄養塩濃度を変数とし、その動態から回帰量を与える方式(Kao et al., 1998; AGNPS、WASPとの結合モデル)、3) 底質を何層にも分け、溶存酸素、栄養塩の各種形態を状態変数として栄養塩回帰量を予測したり(Hosomi and Sudo, 1992)、上層の境界生態系モデルと結合させたもの(浮田、1985; Recknagel et al., 1995)、4) 続成作用の表現を目的としたもの(Soetaert et al., 1996)があるが、ここでは3)の内、リンを対象とした代表的なものを紹介する。なお、底質中のリンは、間隙水中のリン、底質粒子中、あるいは吸着したリンに大きく分けられる。前者は主に $\text{PO}_4\text{-P}$ であり、後者は分画によりFe態、Ca態、Al態、有機態に分画されることが多い。有機態のリンは有機物の分解により $\text{PO}_4\text{-P}$ に変化し、Ca、Al態リンは再生されることなくそのまま、Fe態は以下のように酸化、還元状態でそれぞれ不溶化、可溶化するとされている(細見、1987; 中性付近では $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ の溶解度はあまり高くないが一部は可溶化する)。特に、海域のように硫酸が大量に存在し、硫酸還元が生じるような底質では、FeSの生成に伴い大量のリン酸が可溶化し、上層水へ回帰するといわれている(式(14))。↓は不溶沈殿を表す。

(1) 酸化過程



(2) 還元過程(硫酸の存在しない場合)



(2) 還元過程(硫酸の存在する場合)



3.2 海域での底質モデル(浮田他、1985)

海域を対象に、対象物質をリン、窒素、CODと溶存酸素(DO)とした水層2層、底質層2層のモデルであり、その構造は図10のようである。底質中のリンは、間隙水中の無機、有機リン、可溶化可能な鉄態リン(底質表層のみ)、吸着態リン、鉱物態リン(底質下層のみ)、腐植態リン(底質下層のみ)で表現される。

酸化鉄、硫化鉄濃度を状態変数とすることから、酸化還元状態の違いによる溶出量の違いを表現している。すなわち、鉄態リンは酸化層に可逆的に吸着・脱着することをモデル化しているので、酸化層の生成により

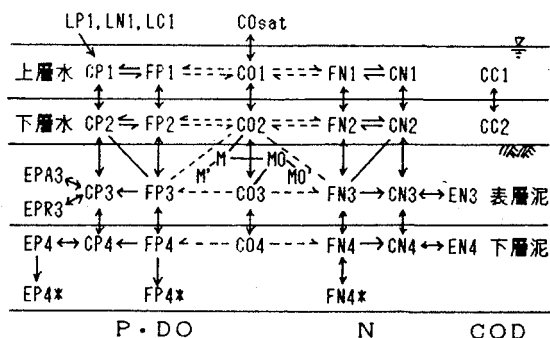


図 10. 海域での底質モデルの構造 (浮田他、1985)

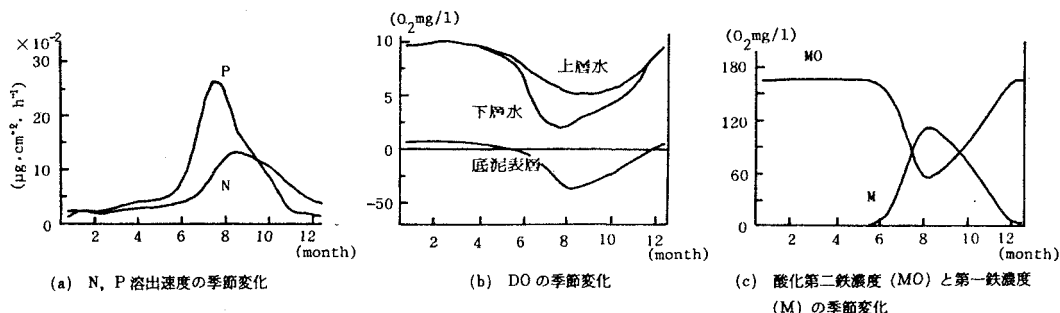


図 11. 海域での底質モデル予測結果 (浮田他、1985)

増加し、消滅により減少する。なお、DO が負となることも許し、その絶対値により硫化物量を表現している。また、水中の COD は状態変数としているが、底質中の COD は状態変数としていないので、底質での有機物の分解は温度と深さの関数として強制入力している。図 11 には計算結果の一例を示すが、夏期に底質中の DO がなくなり（硫化物の生成）、第一鉄が増加し、リンが脱着して、下層水へ回帰する様子が再現されている。

3.3 湖沼での長期水質変化のモデル化を目的とした底質モデル (Recknagel et al, 1995)

モデルの構造を図 12 に示す。水界生態系は既に開発されている上下 2 層モデル (SALMO ; Benndorf and Recknagel, 1982) で表現されていて、底質は 20 層で、DO、間隙水中の $PO_4\text{-P}$ 、有機態リン、交換可能なリン (Fe 態リンを想定)、交換不可能なリン (Ca, Al 態リンを想定) を状態変数として採用している。

また、このモデルでは長期的な水質と底質の相互関係を解析することを目的としているので、底質が水中の懸濁物質の沈降により生成されることを表現している。このため、底質は厚さを増すが、鉛直座標は水-底質境界を原点とするので、層界を移動する量を含めてモデル式を構築している。例えば、第 i 層の有機態リン (P_i ; 単位は gP/g 乾泥のように含量) は、次式のように書くことができる。

$$i = 1; dP_i/dt = f_{ss} \cdot P_{water} \cdot \Phi_1 / (\Delta z \cdot \rho_s \cdot (1 - \Phi_1)^2) + V_p \cdot P_{water} / (\Delta z \cdot \rho_s \cdot (1 - \Phi_1)) - P_i S_i / \Delta z - GP_i \quad (15)$$

$$i > 1; dP_i/dt = P_{i-1} \cdot S_{i-1} \cdot (1 - \Phi_{i-1}) / (\Delta z \cdot (1 - \Phi_i)) - P_i S_i / \Delta z - GP_i \quad (16)$$

$$GP_i = \text{func} (P_i, T) \quad (17)$$

$$S_i = f_{ss} / (1 - \Phi_i) \quad (18)$$

ここに、 t は時間、 f_{ss} は底質粒子の沈降（体積）フラックス、 V_p は水中懸濁物の沈降速度、 S_i は底質の下方移動速度、 P_{water} は水中の有機態リン濃度（単位はmg/l）、 Φ_i は間隙率、 Δz は層厚、 ρ_s は密度、GPは有機態リンの分解速度、 $func(P_i, T)$ は P_i と水温 T の関数であることを示す。式(15)の右辺第1項は堆積した部分にまぎこまれ底質となる量（浮遊していたもの）、第2項は懸濁態の沈降に伴い増加する量、第3項は第2層へ押し出されるため減少する量、第4項は分解により減少する量を表している。式(18)は下層への移動量が底質粒子の沈降（体積）フラックスと間隙率の関数から決まることを示している。

こうしたモデルを用いると、底泥の浚渫、シーリング、曝気による底質の好気性化、といった対策の評価

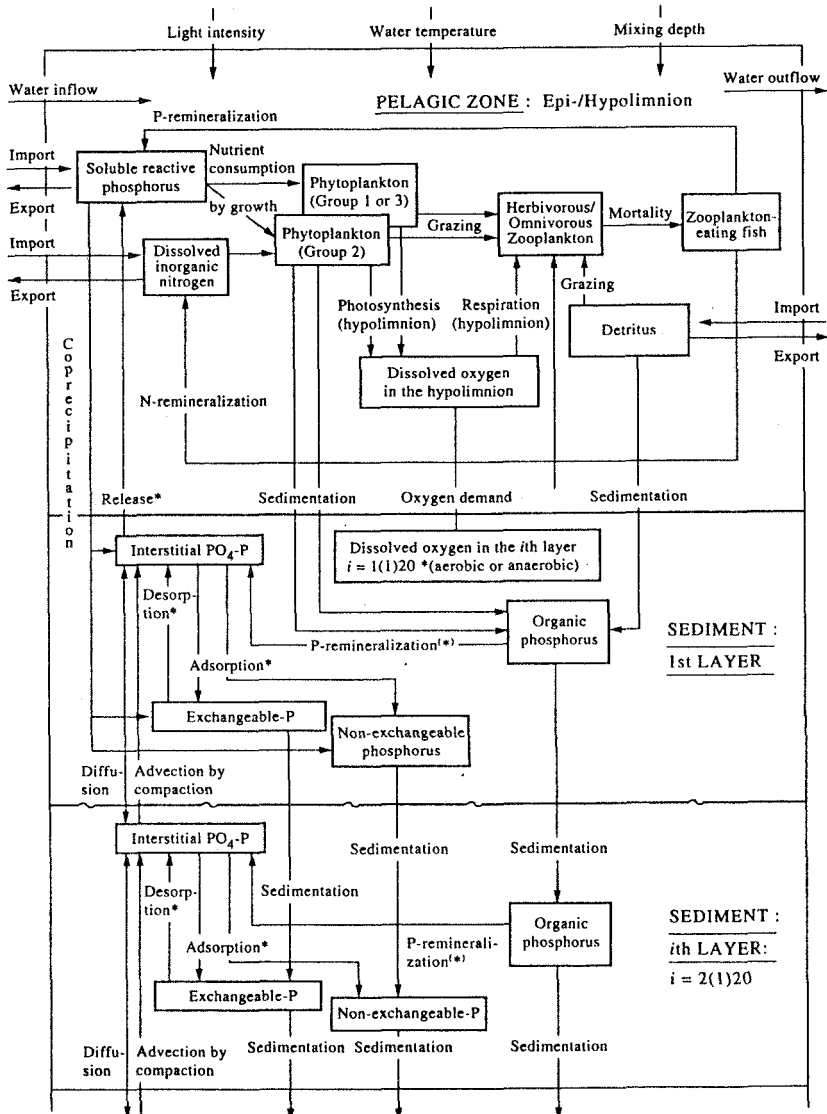


図 12. 湖沼の長期水質、底質モデル (SALMOSED) の構造
(Recknagel et al., 1995)

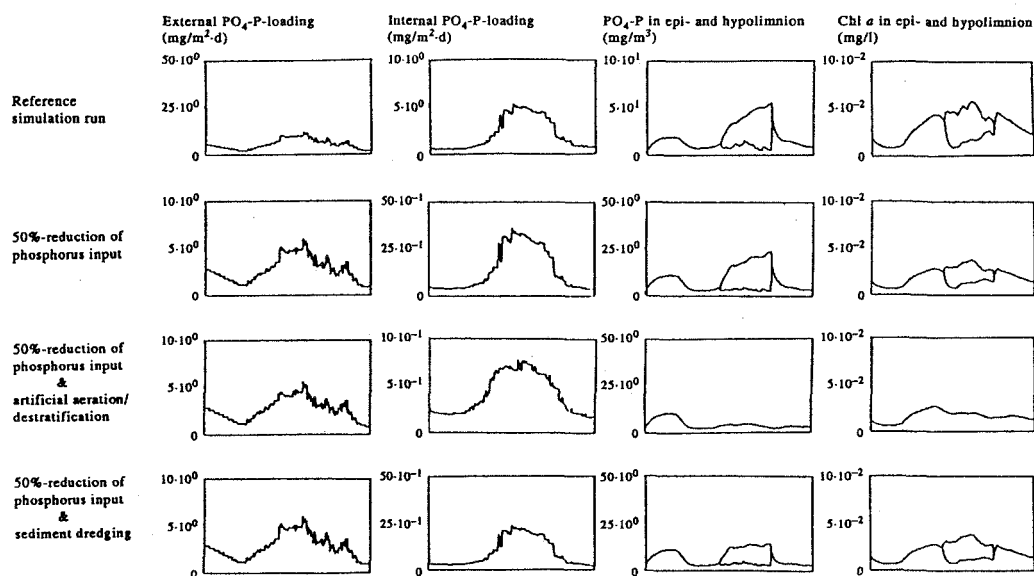


図 13. 長期水質予測結果. 湯の湖で 1980 年にいろいろな対策を行い、その十年後の水質の季節変化 (Recknagel et al., 1995)

が可能になる。図 13 には湯の湖を例として、現状のまま、流入負荷の 50%カット、流入負荷の 50%カットと曝気、流入負荷の 50%カットと浚渫、といったシナリオを与えて、10 年後の水質季節変化を予測した結果を示す。浚渫を行っても、汚濁した底質が再度形成されると内部負荷は浚渫以前と変わらなくなってしまうこと、クロロフィル a 濃度を減少させるためには流入負荷のカットに加えて、曝気が有効なこと、等がわかる。

4. 生物種モデル

4.1 生物種モデルの分類

湖沼における *Microcystis* sp., *Anabaena* sp. といったラン藻、海域における *Chattonella* sp., *Heterosigma* sp. といった鞭毛藻は、アオコ、赤潮等を発生させ水域の環境悪化をもたらす、人体、家畜、魚等に有害な物質を生産することから水利用に甚大な障害を及ぼす可能性を有している。このため、植物プランクトン総量を例えば有機炭素、あるいはクロロフィル a 濃度で予測するだけでなく、個々の植物プランクトン種に関する予測が必要となる場合が生じる。しかし、植物プランクトン種の優占や遷移の機構に関しては不明な部分が多いのが実状である。

Recknagel et al. (1997) は植物プランクトンの予測モデルを表 2 のように分類している。経験モデル (empirical steady-state models) とは Vollenweider (1976) 型のモデルで、植物プランクトン総量と制限因子との関係を統計的に示したものである。決定論的モデル (deterministic model) とは植物プランクトングループごとの現存量に関するモデル式群をたて、各グループごとにパラメータを変化させたものである (例えば松岡, 1984)。Franks (1997) はこうした方式による有害植物プランクトンのブルームに関するモデルを整理しているが、そうした大量発生予測には物理的な機構の適切な表現、詳細な観測データの入手、等が必要となる。時系列モデルは制限栄養塩など環境因子との多変量解析結果をもとに植物プランクトン量時間変化を予測するものである。例えば、Whitehead and Hornberger (1984) はテムズ川の植物プランクトン

量に関するモデル式を作成し、モンテカルロ法とカルマンフィルター法を組み合わせ、パラメータ値の推定を行っている。heuristic モデルは報告されている植物プランクトン種の遷移を定性的にまとめたものである（例えば Sommer et al., 1986）。ファジィモデルとニューラルネットワークモデルは、季節、制限栄養塩、生理的因子、物理因子をもとに、メンバーシップ関数あるいはニューラルネットワークモデルにより、各グループごとの植物プランクトン量を予測するものである（例えば前者として Recknagel et al., 1994、後者として Recknagel, 1997, Recknagel et al., 1998）。以上の他に、有害植物プランクトンの発生時期に関する統計モデル（Soranno, 1997）などもある。以下にはこの中で代表的なものを紹介する。

4.2 植物プランクトン種遷移モデル

Reynolds (1984)は 200 湖沼での植物プランクトン遷移のデータを整理し、栄養度、優占する時期の 2 軸で植物プランクトンを分類した。また、種の遷移には栄養塩など資源の量、比の変化に基づく自発的なものと、物理環境の変化による他発的なものがあり、実湖沼での遷移はそれらの組み合わせにより生じている、それぞれの種の形態学的、生理学的、行動学的特性の差が物理、化学、生物的環境因子の変化に際して優占

表 2. 様々な植物プランクトン量予測モデルの特徴 (Recknagel et al., 1997)

	Empirical steady-state models	Deterministic models	Time-series analysis models	Heuristic models	Fuzzy models	Neural network models
Data type	cross-section	cross-section/time-series	time-series	cross-section/time-series	cross-section/time-series	time-series
Time step for simulation	season/year	minute/hour/day	day	month/season	month	day
Time resolution of predictions	season/year	day/week/month	month	month/season	month/season	day/week
Considered control factors for phytoplankton growth	limiting factors	limiting, physiological and multiple factors	limiting factors	limiting, physiological and multiple factors	limiting and multiple factors	limiting and multiple factors
Bases for predictions	relationships	trend/seasonality/serial dependency	multivariate relationships	seasonality/serial dependency	seasonality/serial dependency	connections
Predicted phytoplankton composition	chlorophyll-a	species/functional groups	chlorophyll-a	species assemblages	species assemblages	species

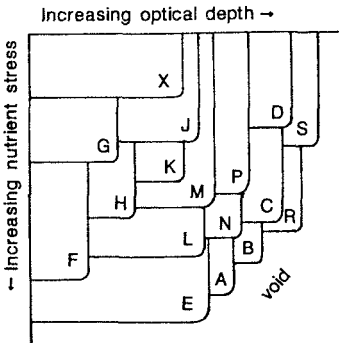


図 14. 透明度と栄養塩量から優占種が決まる概念図

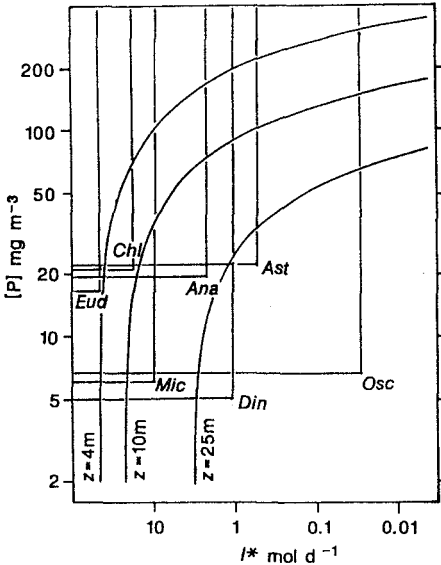


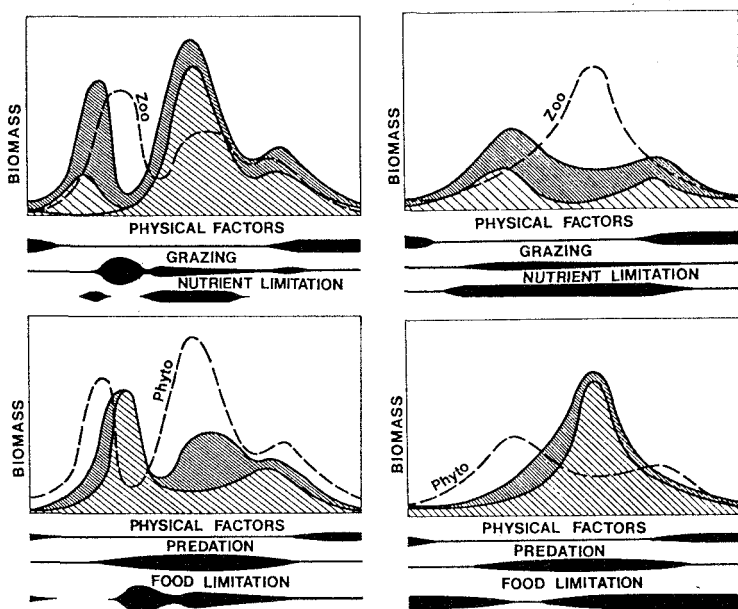
図 15. 優占種遷移の概念図。z は水深、Mic 等は種名
アルファベットはそれぞれの種名 (Reynolds, 1987) 曲線上を右上から左下へ (Reynolds, 1987)

種を決定している、といった仮説の検討を行っている。

また、Reynolds (1987)は物理的要因として光、化学的要因として栄養塩が優占種を決定するとして図 14 を示している（一文字のアルファベットは個々の種を表す）。図 15 はそれをさらに具体的に示したもので、縦軸にリン濃度、横軸に光量を取り、それぞれの種の生存範囲を示している。この生存範囲はリン吸収のミカエリスメンテン濃度と純増殖の最小光量の曲線（水深により変化）から長方形領域として決められている。種の季節的な遷移は、水深ごとの曲線を左下がりの方向へ移動するものとして予測される。以上は、極めて概念的なものではあるが、植物プランクトン種の遷移の生態学的モデルの出発点となった。

Sommer et al. (1986) は以上のようなモデルを参考に、PEG(Plankton Ecology Group)の集めた世界 24 の湖沼での植物プランクトン種の遷移に関する資料をもとに、24 の文から構成される“Word model”を提案した。例えば、24 の中の最初の文は、「Towards the end of winter, nutrient availability and increased light permit unlimited growth of the phytoplankton. A spring crop of small, fast-growing algae such as Cryptophyceae and small centric diatoms develops」のように記述されている。図 16 には富栄養湖、貧栄養湖における植物プランクトン、動物プランクトンの季節変化の様子を模式的に示す。

以上のような植物プランクトンモデルの遷移モデルは、概念的なモデルであり、実湖沼での植物プランクトン種の動態を定量的に予測することはできないが、何故多様な植物プランクトンが共存するのか、何故遷移が生じるのか、湖沼の特性は遷移のパターンにどのように影響するのか、といったことを明らかにするためにはなくてはならないものである。



The seasonal development of the phytoplankton (in top panel) and zooplankton (in bottom panel) in an idealized stratifying eutrophic lake. Top panel: small algae (dark shading); large algae (light shading); large diatoms (hatching) (in small lakes only); zooplankton biomass (dashed line). Bottom panel: small herbivores (dark shading); large herbivores (light shading); phytoplankton biomass (dashed line). The horizontal diagrams indicate the periods when major environmental constraints are important.

The seasonal development of the phytoplankton (in top panel) and zooplankton (in bottom panel) in an idealized, stratifying oligotrophic lake.

図 16. PEG モデル。左は富栄養湖、右は貧栄養湖、上は植物プランクトン、下は動物プランクトン (Sommer et al., 1986)

4.3 ニューラルネットワーク型モデル

図 17 には霞ヶ浦を対象とした植物プランクトン種現存量予測モデルの構造を示す (Recknagel et al.,

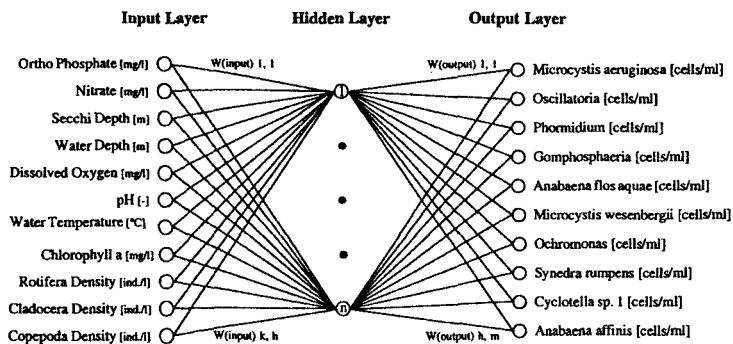


図 17. ニューラルネットワークモデルの概要 (Recknagel et al., 1997)

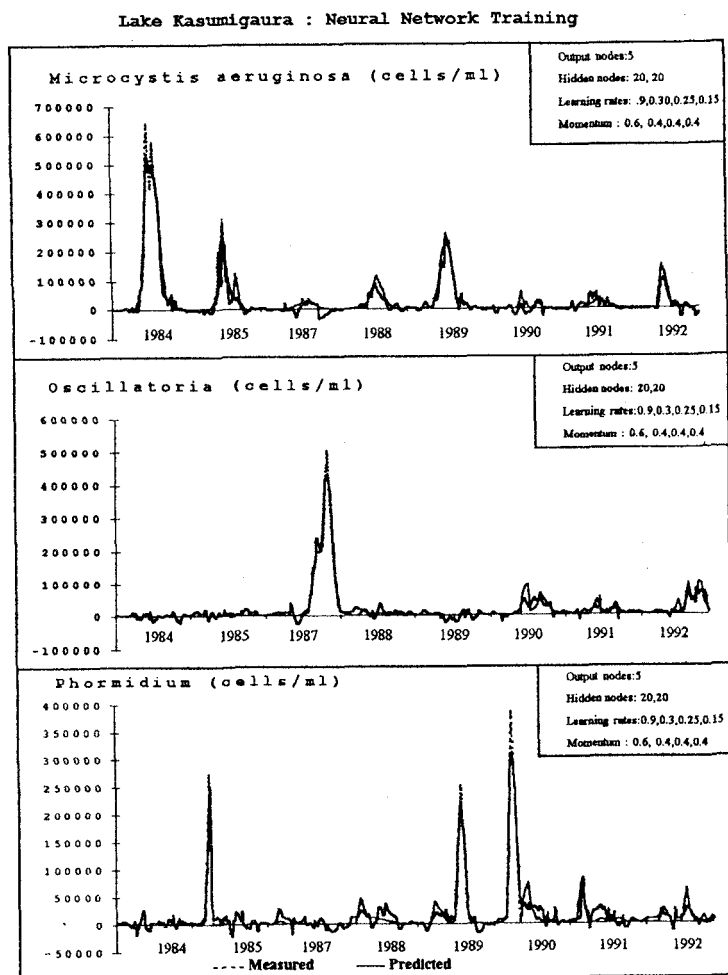


図 18. 霞ヶ浦における 8 年間のデータによるトレーニング結果 (Recknagel et al., 1997)

1997)。入力は栄養塩、理化学的水質項目、クロロフィルa量、動物プランクトン量で、出力は10種の植物プランクトン量である。Neural Ware, Inc.のEXPLORERというソフトウェアを用いてモデルのトレーニングが行われ（backpropagationによるフィードフォワード型ネットワーク；予測値と実測値の差の最小化）、予測モデルを得ている。図18にはトレーニング結果（1984-1993年の10年間の内、1986、1993年を除く8年の月1回のデータ）を実測値と比較して示す。図19には以上の結果得られたモデルを用いて、1986年と1993年の予測を行ったものを実測値と比較する。トレーニング期間での実測値の再現性は極めて良好である。予測期間では、*Microcystis aeruginosa* はピークのタイミング、大きさともよく一致しているが、*Oscillatoria* sp., *Phormidium* sp.では一致しない場合もある。しかし、そのトレーニング方法を変えることで、ピークのタイミング、大きさの一致度を増加させることも可能である（Recknagel et al., 1998）。

なお、霞ヶ浦では1990年以前には夏期になると *Microcystis* sp.が大增殖していたが、1990年以降ほとんど見られなくなり、代わりに *Oscillatoria* sp.が優占種となった。この原因に関しては、N/P 比説

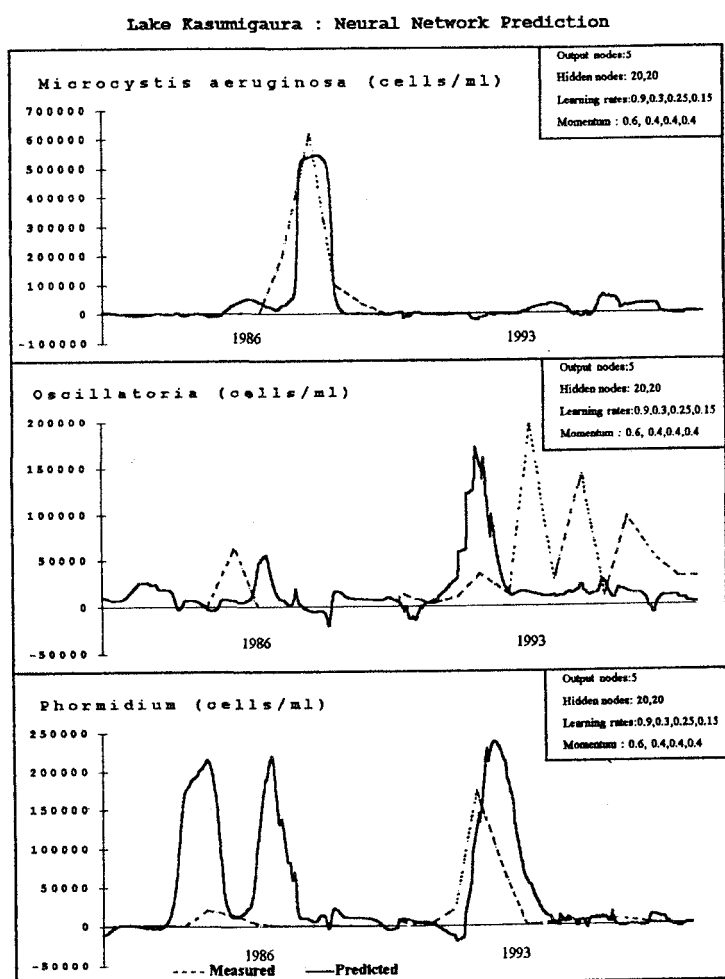


図19. 図18のトレーニング結果を利用して、1986、1993年を予測した結果
 (Recknagel et al., 1997)

(Takamura et al., 1992)、農業説、底泥からの溶出物質説、生態系変化説など、様々な仮説が提案されているが、まだ突き止められていない(福島・相崎編、1995)。Recknagel(1997)はこうした仮説の検討を目的として、1986年と1993年の栄養塩、動物プランクトン、光・温度・透明度、クロロフィルaデータを入れ替え、2つの植物プランクトン種の季節変化の変化を調べた(図20)。この結果、種の変化には光・温度・透明度の影響がもっとも強く表れていると報告している(この仮説が当てはまるかどうかは検証されていない)。また、上記のモデルでは入力変数として動物プランクトン量等の生物量を用いているが、予測の際にはそれらの推測をしなければならない。図21にはこうしたモデルを多段に組み合わせることによって、電氣的に計測可能な理化学項目のデータのみを用いて植物プランクトン種の予測を行う方式を示す(第1段階の動物プランクトン入力値には前年の測定値などが仮入力される)。

5. おわりに

水域環境の現象解析、評価、予測に用いられる流域モデル、底質モデル、生物種モデルの内、代表的なものを紹介した。水域の水質、生態系モデルや流域モデルはパッケージ化されたものが多いが、底質モデル、生物種モデルは開発途上のものも多く、個々の研究者が自らのデータをもとに開発を試みている段階である。

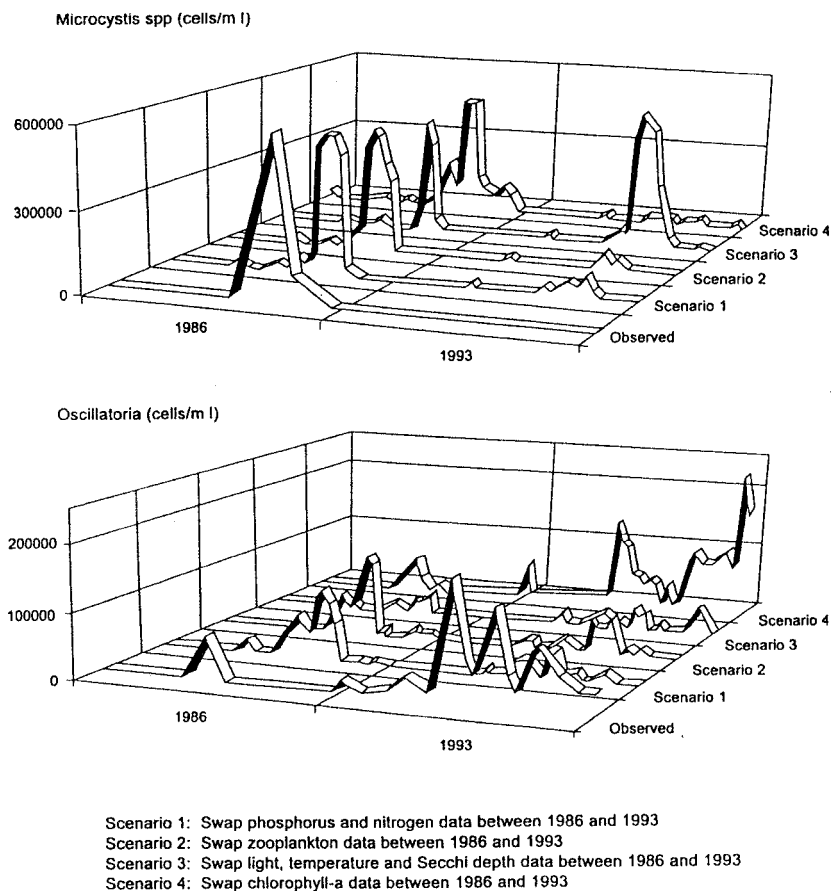


図20. シナリオ交換により2種類の藻類種の季節変化がどのように変化したか(Recknagel, 1997)

いずれ、パッケージ化され、水質、生態系モデルとの結合がはかれる時代がやってくるものと予想される。こうした環境管理モデルのサブモデルの今後の課題としては、(1) パラメータのデータベース化や衛星画像からの推測方法の確立、(2) モデル間リンケージ方式の統一化、(3) 地下水、河川水、湖沼水、内湾水、外海水と水域全体を関連づけるモデルの構築、などが挙げられるだろう。

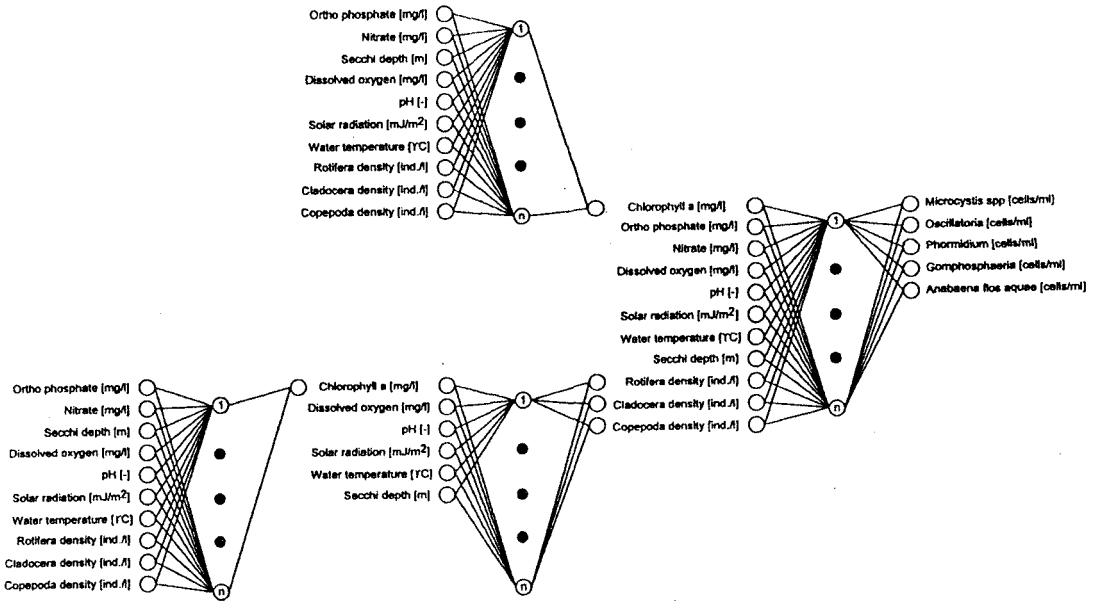


図 21. 動物プランクトン、全植物プランクトン量等の予測を含めたニューラルネットワークモデル (Recknagel, 1997)

引用文献

- 天野耕二、福島武彦、原沢英夫、中森義輝、内藤正明(1992) 21 世紀初頭の首都圏における水環境システム、環境システム研究、20, 352-358.
- Beasley, D. B., Huggins, L. F. and Monke, E. J. (1980) ANSWERS: A model for watershed planning. Trans. ASAE, 23, 938-944.
- Benndorf, J. and Recknagel, F. (1982) Problems of application of the ecological model SALMO to lakes and reservoirs having various trophic states. Ecol. Modelling, 17, 129-145.
- Bouraoui, F. and Dillaha, T. A. (1996) ANSWERS-2000: Runoff and sediment transport model. J. Environ. Eng. Proc. ASCE, 122, 493-502.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A. and Newroth, P. R. (1993) Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, 2nd ed., Lewis Publishers.
- Crawford, N. H. and Donigian, A. S. (1973) Pesticide transport and runoff model for agricultural lands. EPA-660/2-74-013.
- Crawford, N. H. and Linsley, R. K. (1966) Digital simulation in hydrology, Stanford Watershed Model IV, TR39, CE, Stanford Univ.

- Franks, P. S. J. (1997) Models of harmful algal blooms. *Limnol. Oceanogr.*, 42, 1273-1282.
- 藤田昌一 (1997) ノンポイント汚染の制御モデル、水環境学会誌、12, 826-830.
- 福島武彦、原沢英夫、天野耕二、海老瀬潜一 (1990) 流域管理とその支援システム (第1報)、環境システム研究、18, 129-135.
- 福島武彦、相崎守弘 (1995) アオコの計量と発生状況、発生機構、国立環境研究所資料、F-12-'95/NIES.
- Fukushima, T., Harasawa, H., Naito, M. Amano, K. and Nakamori, Y. (1994) A long-term prediction system for aquatic environments in the metropolitan area. *Proc. China-Japan Bilateral Sym. Fluid Mech. Manage. Tools Environ.*, 72-79.
- 福島武彦、内藤正明 (1993) 5-3 東京湾への汚濁負荷・中小河川水質予測システム、高橋裕編、首都圏の水、東京大学出版会、140-155.
- Haith, D. A. and Shoemaker, L. L. (1987) Generalized watershed loading functions for stream flow nutrients. *Water Resour. Res.*, 23, 471-478.
- 細見正明 (1987) 湖沼底泥からの窒素・燐溶出とその制御に関する研究、大阪大学博士論文.
- Hosomi, M. and Sudo, R. (1992) Development of the phosphorus dynamics model in sediment-water system and assessment of eutrophication control programs. *Water Sci. Tech.*, 26, 1981-1990.
- Huber, W. C. and Dickinson (1988) SWMM User's Manual, Version 4, EPA 600/3-88/001a.
- Hydrologic Engineering Center (1975) STORM Users Manual, Generalized Computer Program 723-S8-L7520, Hydr. Eng. Center, U. S. Army Corps of Engineers.
- 市川新 (1997) 14-4 水環境質決定のメカニズムとそのモデル化、水文・水資源学会編、水文・水資源ハンドブック、朝倉書店、427-436.
- Johanson, R. C., Imhoff, J. C. and Davis, H. H. (1980) Users Manual for HSPF. EPA-600/9-8-015.
- Jorgensen, S. E. (1994) *Fundamentals of Ecological Modelling* (2nd Ed.), Elsevier.
- Knisel, W. G. ed. (1980) CREAMS, Conservation Res. Rep., 26, U.S. Dept. of Agri.
- 松岡譲 (1984) 霞ヶ浦の富栄養化モデル、国立環境研究所研究報告、54, 53-242.
- Mitchell, J. K., Engel, B. A., Srinivasan, R. and Wang, S. S. (1993) Validation of AGNPS for small watersheds using an integrated AGNPS/GIS system. *Water Resour. Bull.*, 29, 833-842.
- Mostaghimi, S., Park, S. W., Cooke, R. A. and Wang, S. Y. (1997) Assessment of management alternatives on small agricultural watershed. *Wat. Res.*, 31, 1867-1878.
- MuCutcheon, S. C. (1989) *Water Quality Modeling Vol. 1 Transport and Surface Exchange in Rivers*, CRS Press.
- 中森義輝、領家美奈、天野耕二、福島武彦、内藤正明 (1994) 一般化回帰モデルの首都圏中小河川水質予測への適用. 環境科学会誌, 7, 43-52.
- 日本下水道協会 (1982) 合流式下水道越流水対策暫定指針
- Novotny, V. and Olem, H. (1993) *Water Quality, Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. Van Nostrand Reinhold.
- 奥川光治、宗宮功、津野洋 (1994) メッシュ法に基づく河川水質予測コンピュータシステムの開発、土木学会論文報告集、497, 111-118.
- Recknagel, F. (1997) ANNA - artificial neural network model predicting species abundance and succession of blue-green algae. *Hydrobiologia*, 349, 47-57.
- Recknagel, F., French, M., Harkonen, P. and Yabunaka, K. (1997) Artificial neural network approach for modelling and prediction of algal blooms. *Ecological Modelling*, 96, 11-28.
- Recknagel, F., Fukushima, T., Hanazato, T., Takamura, N. and Wilson, H. (1998) Modelling and prediction of phyto- and zooplankton dynamics in Lake Kasumigaura by artificial neural networks. *Lakes and Reservoirs*. (in press)

- Recknagel, F., Hosomi, M, Fukushima, T. and Kong, D. (1995) Simulation study on short- and long-term control of external and internal phosphorus loads in lakes. *Water Res.*, 28, 1767-1779.
- Recknagel, F., Petzoldt, T., Jaeke, O. and Krusche (1994) Hybrid expert system DELAQUA - a toolkit for water quality control of lakes and reservoirs. *Ecol. Modelling*, 71, 17-36.
- Riley, M. J. and Stefan, H. G. (1988) MINLAKE: A dynamic lake water quality simulation model. *Ecological Modelling*, 43, 155-182.
- Reynolds, C. S. (1984) Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biol.*, 14, 111-142.
- Reynolds, C. S. (1987) The response of phytoplankton communities to changing lake environments. *Schweiz Z. Hydrol.*, 49, 220-236.
- Soetaert, K., Herman, P. M. J. and Middeburg, J. J. (1996) Dynamic response of deep-sea sediments to seasonal variations: A model. *Limnol. Oceanogr.*, 41, 1651-1668.
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W. and Duncan A. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.*, 106, 433-471.
- Soranno, P. A. (1997) Factors affecting the timing of surface scums and epilimnetic blooms of blue-green algae in a eutrophic lake. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 54, 1965-1975.
- Takamura, N., Otsuki, A., Aizaki, M. and Nojiri, Y. (1992) Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura. *Arch. Hydrobiol.*, 124, 129-148.
- 浮田正夫、中西弘、河合泰治、松村和紀(1985) 富栄養水域における底質評価に関する研究、土木学会論文集、357, 235-242.
- USDA, Soil Conservation Service (1972) National Engineering Handbook, Hydrology Section 4, Chapter 4-10.
- 和田安彦 (1989) 3-2 河川、下水道からの汚濁負荷流出モデル、国松孝男・村岡浩爾編、河川汚濁のモデル解析、技報堂、145-171.
- 和田安彦、三浦浩之 (1986) 分流型下水道の雨天流出に伴う汚濁負荷流出モデルとその適用、土木学会論文集、369, 287-293.
- Vollenweider, R. V. (1976) Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33, 53-83.
- Whitehead, P. G. and Hornberger, G. M. (1984) Modelling algal behavior in the River Thames. *Water Res.*, 18, 945-953.
- Wischmeier, W. H. and Smith, D. D. (1965) Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of Rocky Mountains, USDA Agricultural Handbook No. 282.
- Wong, K. M., Strecker, E. W., Strenstrom, M. K. S. (1997) GIS to estimate storm-water pollution mass loadings. *J. Environ. Eng. Proc. ASCE*, 123, 737-745.
- Young, R. A., Onstad, C. A., Bosch, D. D. and Anderson, W. P. (1989) AGNPS: A non-point-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil Water Cons.*, 44, 168-173.