

研究展望

モデルによる計算環境工学あるいは

理論環境工学の薦め—蓄積される研究成果のために

MODEL DEVELOPMENT FOR COMPUTATIONAL AND THEORETICAL ANALYSES ON ENVIRONMENTAL ISSUES

松尾友矩

Tomonori MATSUO

正会員 工博 東京大学教授 大学院工学系研究所 都市工学専攻

(〒113-8656 東京都文京区本郷 7-3-1)

Key Words: environmental issues, computational environmental modeling, water quality, activated sludge, social management

1. 環境問題に関する科学の方法論について

現象の理解を進めるために、その現象に係わる物理量等の関係を数式により表現することは、力の関係やエネルギーの関係を定式化したニュートン力学の体系を例示するまでもなく、物事の本質を理解する上で大変有効な方法である。物質を作り出す原子の世界を探り、原子の成り立ちを明らかにすることは、物理学の永遠の課題である。そこでは力とエネルギーと物質の関係を素粒子の世界に立ち戻り、数式に示される関係としてモデル化して表す理論的解析と起きている現象を観測する実験的確認の両者によって新しい素粒子の存在やそれらの関係が解き明かされていく。

何も原子物理学の世界のアナロジーとして、環境問題に係わる現象の解明を例示する必要もないのではあるが、環境問題が扱わなければならない世界あるいは現象は、原子の世界を探ると同じあるいはもっと複雑な系を扱っているということを経験することが、ここでの議論の出発点である。本論の目的は環境の問題に係わるいくつかの現象を理解するために使われる、数式モデルの意味と限界について検討し、より進んだ現象の理解のための「モデルの確立」の重要性を論じることにある。ここにおける「モデルの確立」の意味は、現象を支配しているメカニズムの解明を意味しており、素粒子の世界や、宇宙の創造の歴史を解明していくようなレベルの科学性を確立することを意味することになる。

環境の問題を扱う科学が、ともすると経験科学の

領域を越え難く、積み重ねの少ない繰り返しの多い科学の分野になりがちなのは、環境に係わる現象があまりにも複雑であることに起因しているといえるが、一方で、環境の問題を扱う方法論にも問題があったように思える。おそらく方法論に関する議論が深化することなしに、当面の問題解決が求められてきたことによるものと思える。この積み重ねのききにくい状況は、多くの研究者が、既にずいぶん多くの時間と材料を使い成果を挙げながら、それらが十分に次の発展に役立つようになっていない点にある。それは、対象の広いことをいいことにして、各自がかなり勝手にそれぞれの研究を進め、総合化と結果の共有化、それに伴う相互の批判が無いままに、個別の成果として放置されてきたことを意味している。

このとき問題は、共通のモデルの形成への合意の努力をせず、あるいはそのモデルへのアンチテーゼを正当に主張したり、批判することを避ける、習慣、心理にあったといえる。ある種の共通のモデルの形成についての努力が現時点での最も重要な点であるように思われる。

もちろん、現象を解明しようとする好奇心だけでは、実際のものを作ったり、計画したり、政策判断を下し、必要な材料の数を決定し、予算を決定していくことは出来ない。このような現実の問題への回答を与えるためには、経験を重視しながら、具体的な解を与えてくれる科学的方法が必要となる。その意味でも、ある種のモデルの形成は現象解明の成果を工学的成果へ還元していく上でも有効な手段となりうると思われる。

また、さらに言えば、これらの工学的成果を実際の事業へ反映していくためには人々の合意を得ていく必要がある。この合意は行政と住民という関係だけでなく、行政の担当者の間での合意の形成も重要な要素となる。これらの広い意味でのパブリックアクセプタンスを得る上でもモデルの果たす役割は大きいと考えられる。ある種の仮想体験を可能とするモデルの提示は、合意形成の有効な支援システムとなることが期待される。モデル形成、モデルの利用法、モデルの表示法、モデルの開示法、についての新たな研究をスタートすべき時期にあると思われる。

本稿においては、環境に係わる現象の理解を進めるモデル形成の発展に係わる3つの例を示し、モデル形成上の問題点を指摘をしたい。1つは歴史的にみて数式的な表示を使うモデルの提示が最も早い時代から始まった、河川水中での有機物および溶存酸素の変化を記述する関係式である。近年においては、対象となる物質や、対象となる環境の領域も多様になり、水中でおきる複雑な各種の現象を解明するものとなっているモデルである。2つには、第1の例と近い関係にあるともいえるが、生物処理法の代表例である活性汚泥法のいくつかのメカニズムの相互関係をモデル化することで、活性汚泥とはどんな構成を持つものか、各種の反応を支配する条件はどのようなものなのかを定量的に評価するモデルの発展を見ることである。そして第3番目は、社会全体に係わる物質移動の現象をより詳細に記述しようとするモデルの例の提示である。この第3のモデルは人間そのものの政治的判断、経済活動をも含むことになり、最終的には最も複雑な究極的なモデルの成立を想定するという野心的内容を持つことになる。どこまで野心的であるか、大方の人々の支持を得られるかが、モデルの到達点を示すことになる。1) 2)のモデルと3)のモデルは若干異質ともみえるが、物質変化を記述する保存則にかかわる現象の記述という点では、同質の現象解明の手法と考えられる。この点の考え方については4章で論述したい。いずれにおいても、ここで扱うモデルは現象をどれだけ忠実に反映したかが評価の基準になるものである。

2. 河川における有機物分解、溶存酸素濃度変化解析モデルの発展

河川における有機物分解、溶存酸素濃度変化を解析する数学的モデルの第1号は、Streeter-Phelps¹⁾の1925年の論文に示された関係式である。この関係式は式(1)のように示され、現在においても、概念モデルとしては大変分かりやすく、河川中で起きている現象をうまく表現しているように見えるので、長い寿命を持って使われている。但し、改めて河川の中で起きていることを十分に正しく反映した関係式になっているかという点ではいくつかの問題点が指摘される。

Streeter-Phelpsの原式は式(1)のように示される。

$$\frac{dD}{dt} = k_1 L - k_2 D \quad (1a)$$

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \quad (1b)$$

ここに、 $D=C_0-C$ (D は溶存酸素不足量、 C_0 は飽和溶存酸素濃度、 C はその時点での溶存酸素濃度、を表す) k_1 : 脱酸素係数、 k_2 : 再ばつ気係数、 L : 溶存有機物濃度

式(1)の解は、基本的には D または L の時間変化として示されるが、これに河川の平均流速を掛けることにより流下方向への空間的変化としても記述することが出来る。この溶存酸素の変化曲線は、溶存酸素垂下曲線(dissolved oxygen sag curve)とよばれ、溶存酸素濃度が河川のどのあたりで最小になるのか、その値はどの程度かを推定する手段として利用されてきている。但し、この原式のままでは河川での溶存酸素の流下方向への濃度変化を正しく記述することが出来ないので、河川の水利的な特性、特に流れによる移流、拡散、分散の効果を加え、さらに河川中での物質の生物的变化、化学的变化、物理的变化と移動、等の複雑な変化の要素を組み込んだ関係式として示される必要がある。

河川水中でいろいろな物質について物質保存則を総括的に示す式は水質方程式と呼ばれるが、現代では式(2)、(3)のような一般化された関係式として定式化されている。式(2)は1985年版の土木学会水理公式集²⁾によるものであり、式(3)は1994年発行の楠田ら³⁾の成書によっている。さらに実際に河川や湖沼・海域での物質の挙動を解析するためには、物質保存則に加えて、物質移動の媒体となる

表-1 水質方程式における物質循環モデルの要素

物質	S_i	L_i	G_i
保存物質 (C _c)	-	L_c	-
自己減衰物質 (R)	$-(\gamma_1 + \gamma_2)R$	L_R	-
生物学的酸素要求量 (BOD)	$-k_1 BOD$	L_{BOD}	$-\sigma_1 BOD$
化学的酸素要求量 (COD)	$-k_2 COD + \alpha_1 \mu_A PA$	L_{COD}	$-\sigma_2 COD$
溶存酸素 (DO)	$-k_3 BOD + (\alpha_2 \mu_A - \alpha_3 \rho_P) PA - \alpha_4 \beta_1 NH_3$ $- \alpha_5 \beta_2 NO_2 - \alpha_6 k_5 DE - \alpha_7 \rho_Z Z$	$L_{DO} - K_{bO}$	$k_2 (DO_{sat} - DO)$
植物プランクトン (PA)	$(\mu_A - \rho_P) PA - \alpha_8 \mu_Z Z / \eta_z$	-	$-\sigma_3 PA$
動物プランクトン (Z)	$(\mu_Z - \rho_Z - m_Z) Z - F_r$	-	-
アンモニア性窒素 (NH ₃)	$\alpha_9 \rho_P PA - \beta_1 NH_3 + \varphi_N \alpha_{10} DE + \alpha_{11} \rho_Z Z$	$L_{NH3} - K_{bN}$	-
亜硝酸性窒素 (NO ₂)	$\beta_1 NH_3 - \beta_2 NO_2$	L_{NO2}	-
硝酸性窒素 (NO ₃)	$\beta_2 NO_2 - \alpha_3 \mu_A PA$	L_{NO3}	-
リン酸態リン (PO ₄)	$\alpha_{12} (\rho_P - \mu_A) PA + \varphi_P \alpha_{13} DE$	$L_{PO4} + K_{bP}$	-
デトリタス (DE)	$(1/\eta_z - 1) \mu_Z Z - k_5 DE$	-	$-\sigma_4 DE$

水の流動条件を解くために流体運動を記述する運動方程式と組み合わせることが必要となる。基本的な運動方程式は Navier-Stokes の運動方程式によることになるが、実用的には、摩擦係数や粗度係数、分散係数、拡散係数を導入した平均流に関する方程式が使われる。また運動方程式にかかわる外力として、対象となる環境の力学的条件によって、コリオリの力、風の影響、潮汐の影響を考慮することが必要となる。このような物質保存則、運動方程式の関係は大気の問題においても基本的に同じである。コリオリの力を考慮し、3次元の流動条件の下で内湾での複雑生態系に係わる物質連鎖を含めて解析した例としては Taguchi-Nakata⁹⁾の研究を例示することが出来る。但し、以下の論述においては、運動方程式の系については省略して議論を進めたい。

水理公式集 (1985) に採録されている水質方程式は式 (2) のように示される。

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} + u \frac{\partial C_i}{\partial x} + v \frac{\partial C_i}{\partial y} + w \frac{\partial C_i}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial C_i}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial C_i}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial C_i}{\partial z} \right) + \sum_j S_j(C_j) \quad (2)$$

ここに、 c_i : i なる物質の濃度、 u, v, w : x, y, z 方向の平均移動速度、 k_x, k_y, k_z : x, y, z 方向の乱流拡散係数、 $S_j(C_j)$: j なる物質の i なる物質への変換速度。

なお、本式を解くためには、物質変換に係わる反応項 S_i の明示、河床や水面などの境界を通しての物

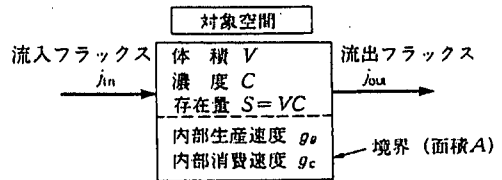


図-1 流れの中での物質収支を取る基本的スキーム

質の移動に関する項としての、 L_i (河川潤辺に係わる量となる物質の溶出に関する項)、 G_i (河川水表面積に係わる量としての沈殿による除去あるいは再ばっ気による大気からの補給) を明示していく必要があるが、それらは、表-1 に示される。ここで、特に S_i で示される項は物質間で相互に反応に係わり合うので全体像を得るためには多元の連立方程式を解く必要がある。但し、表-1 中で k_1, k_2 として示される脱酸素係数、再ばっ気係数は、Streeter-Phelps が導入した概念と同様な扱いとなっている。

より一般化された水質変化モデル (1994 年・楠田ら) は図-1 で示される関係を想定した上で式 (3) のように示される。

$$\frac{d(VC)}{dt} = (J_{in} - J_{out}) \cdot A + (g_g - g_c) V \quad (3a)$$

$$J = u \cdot AC - (D \cdot \nabla C) \cdot A + r_j \quad (3b)$$

ここに、 V : 対応とする空間の体積、 A : 輸送方向の射影面積、 C : 対象物質の濃度、 u : 流速、 D : 拡散係数、 J : 対象物質のフラックス、 g : 対象物質の生成速度、 r_j : 流れによらないフラックス、 ∇ : 勾配を示す演算子。

なお本式を解くための r_j 項の内容は表-2 に示さ

表-2 より一般化された水質方程式における物質の輸送と変換の素過程

素過程	対象物質	工学的操作	基本式等	支配因子：操作要素
物理的過程	流送（浸透）	全物質	輸送 $J = uC$	流速 u , 濃度 C : 流況
	分散	全物質	混合・希釈 $J = -K \cdot \nabla C$	分散係数 K , 濃度勾配 ∇C : 乱流構造
	分子拡散	溶解性物質	混合・希釈 $J = -D \cdot \nabla C$	濃度勾配 ∇C : 濃度境界層厚, 界面の面積拡散係数, D : 水温
	沈降	沈降性物質	底層・底面への輸送固液分離 $j_s = -w_s C$ $w_s = \sqrt{\frac{4g}{3C_D} \frac{\rho_p - \rho}{\rho} d}$	沈降速度 w_s , 粒径 d , 粒子密度 ρ_p : フロック径, 乱流構造
	ろ過	SS, コロイドの一部	固液分離 $R = -\lambda C$	阻止率 λ , 濃度 C : 線流速, ろ材
	付着	SS, コロイドの一部	固液分離 $R_a = -\alpha_a C$	付着率 α_a : 流速, 粒径, 粒子界面特性
	浮上分離	浮遊性物質	固液・液々分離 $j_s = w_s C$	浮上速度 w_s , 濃度 C : 気泡径, 気泡付着特性
化学的過程	底質の巻き上げ	沈降性物質	分散, 混合 $j_z = \alpha_a \left(\tau / \tau_{cc} \tau^{-1} \right)^m$	限界せん断応力 τ_{cc} , せん断応力 τ : 流速, 水深, 波の振幅, DO
	溶解	粒子性物質	相転換（固→液） $j = \alpha_s (C_s - C)$ $\alpha \alpha_a + \beta \alpha_b \rightarrow \gamma \alpha_c + \delta \alpha_d$ $K = \frac{\alpha_c \alpha_d}{\alpha_a \alpha_b}$	飽和濃度 C_s , 溶解度（積） K : 水温, 共存物質, 粒子比面積, 攪拌
	吸脱着	コロイド, 分子, イオン	液相から固相への輸送, 高濃度化 Langmuir 式 $V_A = \frac{V_{Amax}}{1 + 1/kc}$ Freundlich 式 $V_A = aC^{1/n}$ $j = k(v_s - v)$	濃度 C , 最大吸着量 V_{Amax} , 単位体積当り飽和吸着量 v_s : 温度, pH, 最大吸着量
	イオン交換	イオン性物質	同上 $M^+ + H^+ X^- \rightarrow H^+ + M^+ + X^-$	最大交換能: pH, 温度
生物学的過程	気散・放散	ガス化物質, 臭気物質	液相から気相への輸送 $j = \alpha_g (C_g - C)$ $P_R \approx kX_B$ $C_s = f(X_B)$	気散係数 α_g : 界面の面積, 温度, 共存物質, 分圧 P_D , 平衡モル分率 X_D , Henry 定数 k : 温度, 共存物質
	酸化・還元	不活性物質以外の物質	反応 $M \rightarrow M^{n+} + ne$ $M + ne \rightarrow M^{n-}$: 共存物質, 触媒, 温度, 混合
	中和	酸・アルカリ	反応 酸(Ⅰ) + 塩基(Ⅱ) = 酸(Ⅱ) + 塩基(Ⅰ)	: 共存物質, 温度, 混和
	凝析	低溶解度物質	相転換（液→固） 「溶解」の項参照	「溶解」の項参照
生物学的過程	光合成（同化）	植物 (C, N, P, K, H, O)	炭素固定, 無機物の有機物化 $r_p = (\mu_p - \mu_r)P$	植物量 P , 光合成係数 μ_p , 呼吸係数 μ_r : 日射量, 温度, 栄養塩濃度
	菌体増殖（同化, 異化）	生物分解性物質	固形化（溶解性物質除去）, 質変換 $r_s = \mu X$ Monod 式 $\mu = \mu_{max} \frac{C}{K_s + C}$ Contois 式 $\mu = \mu_{max} \frac{C}{BX + C}$ $\Delta s = r_s / Y$	比増殖速度 μ , 菌体量 X , 最大比増殖速度 μ_{max} , 飽和定数 K_s , 濃度 C : 濃度, DO, 温度, 共存物質, 阻害物質
	自己分解（呼吸）	生物	分解 $r_d = -k_d X$	死滅係数 k_d , 菌体量 X : 温度
	捕食	微生物	除去 $r_p = \mu_z Z$	動物プランクトン量 Z , 捕食係数 μ_z : 温度, 共存微生物
	生物濃縮	重金属, 難分解性物質	濃縮 $r_c = \mu_{vp} X_w - \mu_{pw} X_p$	摂取濃度 X_w , 体内濃度 X_p , 変換係数 μ_{vp} , 排出係数 μ_{pw} : 共存物質, 水温, 被濃縮物質

(注) J : フラックス (ベクトル), j_s : z (鉛直)方向フラックス, C_D : 抗力係数, g : 重力の加速度, ρ : 流体密度, R : 単位体積, 単位時間当りの除去率, R_a : 単位体積, 単位時間当りの付着率, α_a : 係数, α_s : 溶解係数, $\alpha, \beta, \gamma, \delta$: 物質モル数, α_i : i 種の物質 (モル), V_A : 吸着量, k : 係数, a : 吸着係数, n : 指数, v : 単位体積当りの吸着量, M : 物質, X : イオン交換物質, θ : 電荷, n : 荷電数, r_p : 光合成速度, r_s : 菌体比増殖速度, B : 飽和係数, Δs : 基質除去速度, Y : 収率, r_d : 死滅(自己分解)速度, r_z : 捕食速度, r_c : 濃縮速度

れる。各反応項に係わる基本式の提示、支配因子、操作要素が表-1よりもさらに細分化されより精密に議論されるようになってきていることが分かる。ただし、 k_1 に相当する項が見えにくくなっているのが問題であるが、これは、基質除去速度を示す Δs を酸素消費に係わる速度に変換する係数(基質としてBODを考えれば、係数は1になる)を考えることにより、表すことが出来る。なお、図-1に示される g_p 、 g_e の概念の中には内部生産、内部消費、の他に各種の物質の相互変換も含まれると想定される(ここにいる物質の相互変換とはCOD物質からBOD物質への変化、BODあるいはCOD物質からの窒素成分の分離、有機物分解の酸素消費への変換、等の変換を意味している)。一方、 k_2 は気散係数 α_a が相当していることになる。より一般化して表示することにより複雑な印象の関係式にはなるが、起きていることの全容を理解することが出来るようになる点で大きな利点を持つ。

このように式(2)、(3)と定式化が進むにつれて、概念モデルとしてはほぼ同レベルではあるが、現象の記述の深さでは大きく発展していることが分かる。これまで述べてきたStreeter-Phelpsの式との関係で言えば、一番大きな変化は、 k_1 を明示的に示していないところにあると言える。Streeter-Phelpsの式に使われた、 k_1 は河川調査等から実測された数値が定数として扱われてきたが、この反応に係わる要素は、生物的反応であり、多くの場合はバクテリアに係わる反応となるので、本質的には生物量が係わる関係式を想定することが適切である。

この k_1 を決める反応に生物の存在を含めて定式化すべきであるという考え方は、1967年に日野⁹⁾によって提起されているが、従来の水質方程式の中では定数的な k_1 として扱われることが多かった。それに対して、表-2に示される関係式の中ではそのことが明示的でないのが残念であるが、記述の省略を読み込むと、BOD物質を対象とする水質変化では、 Δs を介して、Monod式、またはContois式の関係が k_1 に反映する形になっている点が特徴と言える。ここでの次の問題は、Monod式、とContois式を併記することに対する疑問である。この問題は生物反応の理論化におけるこれからの課題と思われる(次項の活性汚泥のモデル化でも同様である)。

このようにStreeter-Phelpsの式で出発した、水質の予測式は理学的、あるいは定性的な概念構成の進歩により、非常に複雑な構造として示されることになる。ここで問題は式(1)から式(3)までの発展の経過を再確認するとともに「定式化による現象

の理解」と「現象の理解のための定式化」の関係を考えてみることにある。若干の論理の飛躍があることを認めた上でであるが、式(1)から(3)への発展を考えた理論の展開は(i)流体運動に係わる記述の精度が上がっていること、(ii)反応項の記述の精度が上がっていることによっている。

しかし、式(3)の関係の複雑さは、項目の増大とともに、一つ一つの現象を説明する精度においてはまだまだ改善の余地の多いものになっており、それが結果として、実用上は使いにくいものにしてしまっている原因にもなっている。その意味では現在はいよいよ定性的な関係の整理が付き始めた段階であり、表-2に示されている支配因子、操作因子を具体的に定量的に評価するような作業は、今後の大きな研究テーマとして残っていると見える。問題は個別の研究に終わらせないで如何に組織的に個別の成果を有効な形で残せるかにかかっている。

河川の水質変化のテーマは古いテーマという考えもあるが、平成11年6月には環境影響評価法が施行されることになっており、これからは環境影響評価の手順がより明確化されることが必要になり、その手法の合理性が改めて問われる時代になると考えられる。水質項目としても、BODだけではなく窒素に関する項目、その他微量汚染物の項目についての精度の高い推定の手法の開発は当面の大きな課題であるといえる。

その中で、一つの検討課題の例は再ばつ気係数(k_2)の評価手法において示される。再ばつ気係数は表-2の中では、前述のように気散係数と呼ばれているがその影響因子としては、表面付近の乱れの要素が明記されていないが、この係数と乱れの強さとは強い関係があることはよく知られているところである。流れの乱れの強さと再ばつ気係数との関係は、O'Connor-Dobbins¹⁰⁾の1956年の研究以来、精力的な研究が進められ、わが国でも、村上¹¹⁾、あるいは栗谷¹²⁾によって1970年代前半をピークとして研究成果が報告されてきている。

それらの研究は、流れの表面付近の乱れの影響を如何に評価し、その乱れの影響を k_2 にどのように反映させるかを問う研究であり、 k_2 に係わる物理量として、粘性係数、密度、表面張力、酸素の水中での拡散係数、乱れの強さ、を想定し、出来るだけ河川の平均的な水理量との関係を定式化しようとしたものである。このとき問題は乱れの強さの影響をどのような物理量として定量化するかが見解の分かれるところとなり、いくつかの関係式が提案されてきている。

問題は、酸素移動の基本的なメカニズムとしてどのような機構を考えるべきかというレベルの問題にまで戻る議論になる。一つは乱れのエネルギー消散に関する指標が支配的であると考えた考え方で、一方は乱れ強度に関する指標が支配的な関係であると考えた考え方である。しよせん乱れの影響をどのように表示するかだけの問題と考えるか、基本的な物質移動を支配するメカニズムとしていずれが正しいのかを問う問題と考えるかにより、結果の異なる関係式が求められる。筆者ら(平山・松尾・今岡・平山)⁹⁾は物質移動に係わる乱れの規模として、エネルギー消散に係わるマイクロスケールのレベルの現象ではなくて、エネルギー含有渦のレベルの規模の現象が効いているのではないかと考え、乱れの強さの指標としても乱れの消散エネルギーではなくて乱れ強度が支配的であるという考え方のモデルを提示してきている。

ここでは紙面の関係もあり以下に、前者の例としての、村上(式(4)、粟谷(式(5))の関係式と筆者らの関係式(式(6a)、(6b))を並列的に示しておく。

$$k_2 = 8.55 \frac{g^{3/8} \rho^{1/2} D^{1/2}}{\sigma^{1/2}} \cdot \frac{n^{3/4} U_0^{9/8}}{HR^{1/2}} \cdot \nu^{3/8} \quad (4)$$

$$k_2 = \alpha g^{3/8} D^{1/2} u_*^{3/4} \nu^{-1/4} H^{-5/8} \quad (5)$$

$$k_2 = (260I^{0.625} R^{0.625} + 0.17) / H \quad (6a)$$

$$k_2 = (880I^{0.625} R^{0.625} + 0.17) / H \quad (6b)$$

ここに、 k_2 : 再ばつ気係数(式(4)、(5)においては $1/s$ 、式(6)においては $1/d$)、 g : 重力の加速度(m/s^2)、 ρ : 密度(kg/m^3)、 ν : 動粘性係数(m^2/s)、 D : 酸素ガス分子拡散係数(m^2/s)、 σ : 表面張力(N/m)、 n : マニングの粗度係数($m^{1/2}s$)、 U_0 : 平均流速(m/s)、 α : 係数、 u_* : 摩擦速度(m/s)、 H : 水深(m)、 R : 径深(m)、 I はエネルギー勾配である。

どちらがより適正なのかは、今後の適用例の中で判断されることになる。このようなレベルの議論も今後いくつかの係数をめぐって検討が進められることが必要と考えられる。

3. 活性汚泥数学モデルの発展

活性汚泥法における、基質除去のメカニズムをどのような関係式として表すかのテーマもいくつかの

考え方のあったものである。教科書的には Eckenfelder¹⁰⁾が示した次のような関係式が出発点となっている。

BOD 濃度が高く、微生物が対数増殖を行うのに十分である場合には、BOD の除去速度は BOD 濃度に関係なく、微生物量に比例した BOD 除去が行われる(0次反応モデル)場合には式(7)で示される。

$$\frac{dc}{dt} = -k_1 S \quad (7)$$

下水の BOD 濃度が低くなると、BOD 濃度にも比例する(1次反応モデル)場合には式(8)で示される。

$$\frac{dc}{dt} = -k_2 S c \quad (8)$$

ここに、 c : BOD 濃度、 S : 活性汚泥濃度、 k_1 、 k_2 : 反応速度係数である。

活性汚泥法における基質除去の機構を数式で表す方程式は我が国でも、橋本・藤田¹¹⁾、合田・宗宮・津野¹²⁾の研究以来多数のモデル式として提案されている。また、有機性基質を易分解性の成分と加水分解されてから基質となる固形物の成分に分ける考え方、炭素系の基質と窒素系の基質を分けて、BOD 除去と窒素除去を同時に考慮することが必要となる生物的な硝化脱窒プロセスのモデル化も進められてきている。これらの進歩は活性汚泥の内容が構成するバクテリアのレベルで多様化し、基質分解の過程をより詳細に追求することが出来るようになってきたことによっている。

これらの発展の過程はさらに細部の発展の積み重ねとして説明するべきではあるが、ここでは IAWQ のタスクグループが中心になってまとめたマトリクス表示を使うモデル化の例を出発点として議論を進めたい。最も簡単なマトリクス表示の例は表-3のように示される。ここで、各行と各列はそれぞれ、反応プロセスと反応に関与する物質を表すことになる。いわゆる数式としては明示されないが、基質を利用して生物が増殖していくプロセス、汚泥として増殖した有機物が再度基質として利用されていくプロセス、基質の利用にともない消費される酸素量等の、いろいろな物質の相互関係が示されている。形はマトリクスになっているが、内容としては、いくつかの連立方程式を解く問題として、定式化される関係である。前述の水質方程式の場合と同様にこれらの反応は反応槽内の水の流れの中で起きている。したがって具体的な活性汚泥の設計や維持管理へと実用性を持つためには運動方程式に担当する関

表-3 生物反応の簡易マトリックス表示

関与する物質→		j 列	1	2	3	4	5	6
i 行	↓ 反応プロセス		S_s	X_B	X_s	X_p	S_o	反応速度式: ρ_i [$ML^{-3}T^{-1}$]
1	生物の増殖プロセス		$-\frac{1}{Y}$	1			$-\frac{1-Y}{Y}$	$\frac{\mu_m S_s}{K_s + S_s} X_B$
2	生物の死滅プロセス			-1	f	$1-f$		bX_B
3	有機物の加水分解プロセス		1		-1			$k_h \frac{X_s / X_B}{K_x + X_s / X_B} \left[\left(\frac{S_o}{K_{O,H} + S_o} \right) + \eta_h \left(\frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_o} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_B$
量論的係数			$r_j = \sum_i v_{ij} \rho_i$					動力学定数 μ_m : 最大比増殖速度 K_s : 飽和定数 (モノ式の) b : 比死滅係数 k_h : 加水分解係数 η_h : 脱窒過程での加水分解比率 $K_{O,H}$: スイッチング関クションの飽和定数 K_{NO} : 脱窒反応時の飽和定数 (S_{NO} : 硝酸性窒素濃度)
Y: 真の増殖収率			r_j : j 列の物質の反応速度式					
f: 分解比率								
			易分解有機物 (基質) 濃度 [M (COD) L^{-3}]	生物体濃度 [M (COD) L^{-3}]	加水分解可能な有機物濃度 [M (COD) L^{-3}]	難分解性有機物濃度 [M (COD) L^{-3}]	溶存酸素濃度 (負の COD として表示) [M (COD) L^{-3}]	

係と連立しなければならない。多くの場合この流体運動の関係は流れ方向への混合の強さと滞流時間を考えることによって考慮される。混合の条件は、完全混合型の反応槽から押し流し流れ型の反応槽へとその混合条件を対応させていくことで取り込まれることになる。

有機物分解 (除去) と窒素化合物の硝化, 脱窒を行う処理過程をモデル化する関係は表-4 のように示される。このモデルは IAWQ 活性汚泥モデル No. 1 (ASM 1) ¹³⁾ と呼ばれているがその特徴は次のように述べる事が出来る。(i) 活性汚泥を構成するバクテリアについて、好気性の独立栄養細菌である硝化菌、有機物の分解に係わる好気性の従属栄養細菌、溶存酸素の無い状態で硝酸還元反応に係わる脱窒性の従属栄養細菌の見かけ上の 3 群のバクテリアの存在を同時に考慮出来るようにしてある、(ii) これらのバクテリアの菌体は再度加水分解して、有機物あるいはアンモニアとして、基質になりうる、(iii) 下水中あるいは反応器中に存在する、物質及びその存在形態を併せて 13 種類の物質に分けて、それぞれの変化及び相互関係を記述できるようになっている、(iv) 反応速度式は加重の Monod 型になっており、関係する物質の濃度に依存する関係として表示

されている。

このモデルの適合性については、ヨーロッパを中心として検討が進んでおり、生物学的な窒素除去を行っている活性汚泥処理プロセスにおいて、有効な解析、設計支援システムとして評価されている。我が国においても、幾つかのパイロットプラントでのデータのあてはめが試みられており、その有効性が示されている。

この ASM 1 を生物的脱窒・脱リンプロセスにまで拡張したモデルとして、ASM 2¹⁴⁾が、さらに脱リン細菌が脱窒能力を持つことを仮定し拡張したモデルとして、ASM 2D¹⁵⁾が、また原水中の有機物の除去ならびに代謝過程に対する新たな仮定 (有機物は一度バクテリアの体内に蓄積されてから代謝されるという仮定) を持ち込んだ ASM 1 の拡張モデルとして、ASM 3¹⁶⁾が、IAWQ のタスクグループによって提案されている。それぞれのマトリックス表示は紙面の都合で省略するが、ほぼ表-4 に例示した形式と同様に示される。

これらの拡張変形モデルは、それぞれの仮説を裏付ける実験的な事実により、支持されることになっている。ここではその仮説の妥当性を論ずることはしないが、活性汚泥の基本的な構造を理解したり、

表-4 有機物の分解、窒素化合物の硝化・脱窒プロセスを含む活性汚泥プロセスのマトリックス表示

Component	j	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Process Rate, ρ_i [$ML^{-3}T^{-1}$]	
		S_i	S_n	X_i	X_n	X_{NH}	X_{NA}	X_p	S_p	S_{NO}	S_{NH}	S_{NN}	X_{NH}	S_{NA}		
1	Aerobic growth of heterotrophs		$-\frac{1}{Y_n}$			1			$-\frac{1-Y_n}{Y_n}$		$-i_{XP}$			$-\frac{i \times B}{14}$	$\mu_n \left(\frac{S_i}{K_i + S_i} \right) \left(\frac{S_n}{K_{O_2} + S_n} \right) X_{i,n}$	
2	Anoxic growth of heterotrophs		$-\frac{1}{Y_n}$			1			$-\frac{1-Y_n}{2.86Y_n}$		$-i_{XP}$			$-\frac{1-Y_n}{14 \cdot 2.86Y_n}$	$\mu_n \left(\frac{S_i}{K_i + S_i} \right) \left(\frac{K_{O_2N}}{K_{O_2N} + S_n} \right) \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \eta_n X_{i,n}$	
3	Aerobic growth of autotrophs						1		$-\frac{4.75-Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XP} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_n}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$\mu_n \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left(\frac{S_p}{K_{O_2} + S_p} \right) X_{i,n}$	
4	'Decay' of heterotrophs				$1-f_p$	-1		f_p							$b_n X_{i,n}$	
5	'Decay' of autotrophs				$1-f_p$		-1	f_p							$b_n X_{i,n}$	
6	Ammonification of soluble organic nitrogen										1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_n X_{i,n}$	
7	'Hydrolysis' of entrapped organics		1		-1										$K_n \frac{X_i / X_{i,n}}{K_i + (X_i / X_{i,n})} \left[\left(\frac{S_p}{K_{O_2} + S_p} \right) + \eta_n \left(\frac{K_{O_2N}}{K_{O_2N} + S_n} \right) \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{i,n}$	
8	'Hydrolysis' of entrapped organic nitrogen											1	-1		$\rho_i (X_{NO} / X_i)$	
Observed Conversion Rates [$ML^{-3}T^{-1}$]															$r_i = \sum v_i \rho_i$	
Stoichiometric Parameters:																Kinetic Parameters: Heterotrophic growth and decay: $\mu_{nh}, K_n, K_{O_2}, K_{NO}, b_n$ Autotrophic growth and decay: $\mu_{na}, K_{NO}, K_{O_2}, b_n$ Correction factor for anoxic growth of heterotrophs: η_n Ammonification: k_n Hydrolysis: K_n, K_i Correction factor for anoxic hydrolysis: η_n
Heterotrophic yield: Y_n																
Autotrophic yield: Y_A																
Fraction of biomass yielding particulate products: f_p																
Mass N/Mass COD in biomass: i_{XP}																
Mass N/Mass COD in products from biomass: i_{XP}																
Soluble inert organic matter [ML^{-3}]																
Readily biodegradable Substrate [ML^{-3}]																
Particulate inert organic matter [ML^{-3}]																
Slowly biodegradable substrate [ML^{-3}]																
Active heterotrophic biomass [ML^{-3}]																
Active autotrophic biomass [ML^{-3}]																
Particulate products arising from biomass decay [ML^{-3}]																
Oxygen (negative COD) [ML^{-3}]																
Nitrate and nitrite nitrogen [ML^{-3}]																
NH_4^+ , NH_3 nitrogen [ML^{-3}]																
Soluble biodegradable organic nitrogen [ML^{-3}]																
Particulate biodegradable organic nitrogen [ML^{-3}]																
Alkalinity-Molar units																

反応プロセスの予測をしたり、管理に役立てる上では有効なツールとなっていくことが期待される。このようなモデルの利用法は、現象の理解をより進めるといふ効果とともに、実用的なレベルでも有効に働くことになる。

但し、当然に、これらモデルには限界もあり、それらの点については今後の研究が必要なことは明らかである。モデル構成上の問題から見えてくるメカニズム解明の課題としては次のような点が指摘される。

(i) ASM 3 においては、有機物はバクテリア体内に一度蓄積されてから、エネルギー源あるいは炭素源として利用されることを想定しているが、粒子状で流入してくる物質をいかに取り込むかのメカニズムが明示されていない。この問題は大型の粒子状物質を加水分解して低分子化して体内に取り込む過程がどこでどのように起きているのかに対する現象的な確認作業の必要性を示すことになる。

(ii) ASM 3 では生物の個体の死滅に類する概念に対して、新しいモデルを提示していることになる。従来の ASM 1, 2, 2D では独立栄養細菌でも、従属栄養細菌でも両者はある割合で、死滅が起こり、もう一度加水分解されたり、無機化して、あらためて生物増殖に使われると考えてきていた。しかしこのモデルでは、生物体は再度基質に戻るプロセスを欠いており、生物体の最終的な姿は、不活性な有機物として死に絶えていくプロセスを想定することになっている。この問題は改めて、バクテリア等の生物の死滅という概念を再確認していく必要性を示しているといえる。今後の議論の起きそうなところである。

(iii) 前項とも関係するが、有機物濃度の極めて低い系においては、バクテリア類の再増殖のプロセスが関心を集めているが、そのような場合には、硝化菌のような独立栄養菌がまず増殖し、その独立栄養細菌を有機物源とする、従属栄養細菌が増殖してく

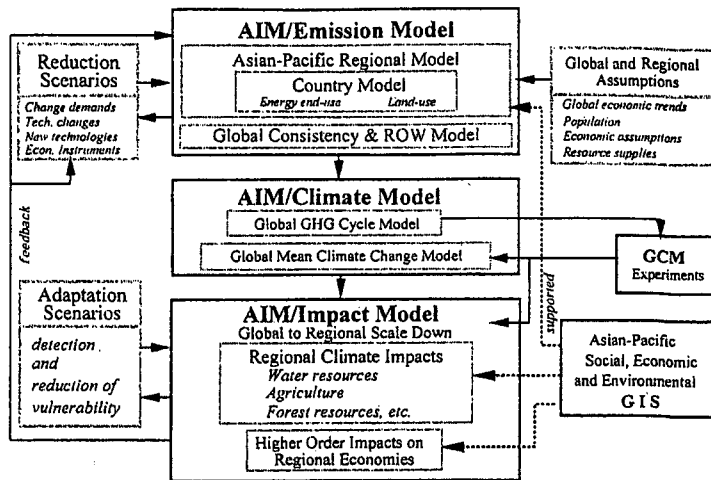


図-2 AIM モデルの概要

The AIM comprises three main models: the AIM/emission model for predicting greenhouse gas emissions, the AIM/climate model for estimating global and regional climate change, and the AIM/impact model for estimating the impacts of global climate change.

るような考え方も、Furumai-Rittman¹⁷⁾によって提起されている。このような実験結果からは、前項の議論は改めて問題とされることになる。

(iv) 活性汚泥は複数の種類のバクテリアから構成されていることに対しては、多くの場合異論はないが、どうして、比増殖速度の異なるバクテリアが共存できるのかとか、活性汚泥のフロックの内部での物質拡散の影響はどう評価すべきかなど、改めて考えると活性汚泥の特性をどのようにモデル化すべきかについては、多くの問題が残されていると言える。担体を入れた活性汚泥プロセスも多くなっているが、このような系でのバクテリアの存在状態をどのようにモデル化すべきかも今後の課題である。

(v) 既に水質方程式の項でもふれたが、生物反応を表す基本的な関係として、Monod型の関係を想定すべきか、Contois型の関係を想定すべきかは、生物と基質の出会いと反応をどのようなプロセスとして定式化するかが問われることになる。

何れも大きな課題であるが、しかしこのような課題への挑戦は、活性汚泥なるものへの基本的な理解を深めるものになる。このような課題が提起できるようになったのは、モデルの解析が進んだからでもあるといえる。現象の理解を追求する科学的手法が、新しいテーマを切り開いていく様子を示している。モデルを意識することの有効性といえよう。

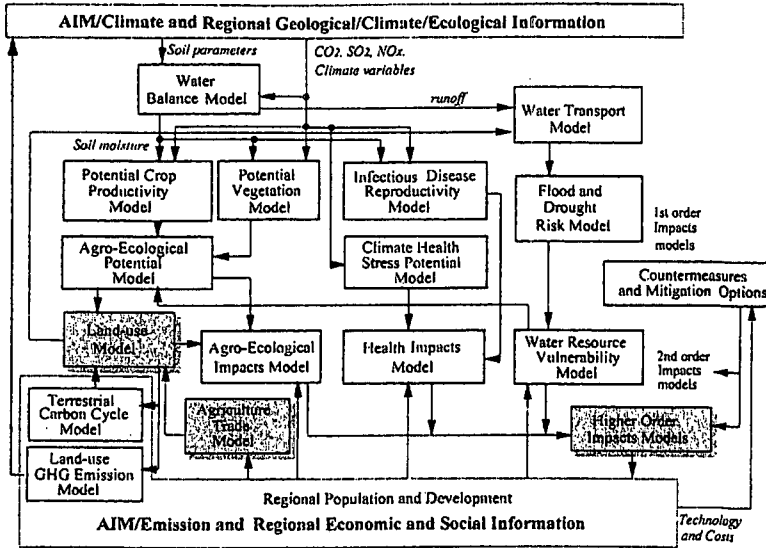
4. 社会モデルの必要性

社会全体にかかわる現象は、その構成要素の複雑さと、それぞれの関係の複雑さから保存則をとる関係は非常に限られた条件下でモデル化される。その

一例としては産業間の物質のやりとりを金額に換算して相対的な関係を示す、産業連関表による解析が知られているが、産業構造の変化そのものを予測的にとりこむことは非常に困難であった。

そのような中でできるだけ細かい要素から積み上げて、社会全体が排出するCO₂の量を推定し、それを基に大気大循環モデル(GCM)に反映し、さらにGCMの結果から、その環境影響を評価し、そのインパクトを低減するためにどのような社会的対応と取るべきかのシナリオを提示する大規模なモデルの開発が進められている。このような社会全体、それも地球規模の社会全体に係わるモデルの例として、森田・松岡ら^{18),19)}によって開発されてきたAIM(Asian-Pacific Integrated Model)を挙げることができる。このモデルでは、社会の中での物質、エネルギー、CO₂量の移動、変化、及び収支を取ることにより、国別または地域別のCO₂排出量を求めている。いくつもの要素の間での物質収支を取る手法はあたかも、水質方程式のモデルや活性汚泥のモデルとも基本的に変わらない構造を持っているといえる。ある種の保存則に基づく構造を持っており、社会全体でのCO₂排出量の推計の合理性を与えている。この保存則に基づく現象の記述は、自然系のみならず、社会系を含むシステム全体に係わる現象の理解、解析にとっても最も重要な基礎的關係を示すものとなる。

しかし、このようなモデルをどのように記述するかは工夫のいるところである。専門家以外の人にとっては、数式を理解することが困難な場合が多く、多くの場合に、各要素の関連を示す物質変化の内容の見えないブロック図の形で示される。ブロック図



The AIM/impact model comprises many linked modules, including: water balance; agricultural impact; health impact; and vegetation impact modules.

図-3 AIM / Impact Model の概要

表 5 Energy end-use 推定のための対象部分と分野

部門	産業部門	家庭部門	業務部門	運輸部門	エネルギー転換部門
分野	鉄鋼業	冷暖房	冷暖房	旅客運送	都市ガス製造業
	セメント工業	給油/炊事	給油/炊事	貨物運送	石油精製業
	石油化学工業	照明	照明		電気事業者
	紙パルプ工業	建物	建物		
	その他製造業	動力等	動力等		

の関係で示すことは定量的な表現が欠落することになり、見かけ上単純な表示方法として扱われる。しかし、実際の計算においては、複雑な収支計算を定量的に積み上げていくことになる。AIM モデルの構造的特徴は図-2, 3, 4 と示される。図-2 は AIM モデルの全体像を示している。AIM/Emission Model は CO₂ などの温室効果ガス (GHG) の排出量の想定モデルであり、AIM/Climate Model は GCM に基づく気候変動の推定を行うモデルであり、AIM モデルは、さらに AIM/Impact Model を加えた、3 つの部分モデルを統合することで、今後の社会が取るべき、対策手段、対策シナリオを提示するものとなっている。AIM/Impact Model の構成は図-3 のように示される。また、CO₂ 等の GHG の排出量の推定を行う AIM/Emission モデルは、経済活動を広範囲にかつ集約的に記述するトップダウン・モデル及びエネルギー活動と技術の進展に焦点をあてた Energy end-use モデルから構成されている。後者の Energy end-use モデルでは、エネルギー消費活

動を表-5 に示すカテゴリーにおいて推計している。鉄鋼業における Energy end-use からの CO₂ 排出量の推定は図-4 に示されるような関係から求められている。

このような実際の物質の流れを再現する形で CO₂ の発生量を推定する方法はボトムアップ型の推定方法となる。そしてこの推定方法は保存則が守られているという意味では、現象自体の記述としては、より正確なものとなる。しかし、これだけでは排出量は外生的に与えられる経済活動により決まることになり、需要と供給の関係に基づく経済原則が記述されていないことになる。この経済原則はいわば水質方程式を解く際に必要となった運動方程式に相当するものといえる。AIM モデルでは、この経済原則をトップダウンモデルで記述し、end-use モデルと組み合わせ使用することで、はば広い視野にたった CO₂ 排出量の推計を試みている。しかし、実際の経済のダイナミズムは需要・供給などの経済原則では記述できない部分も多く、不確実性が残ることにな

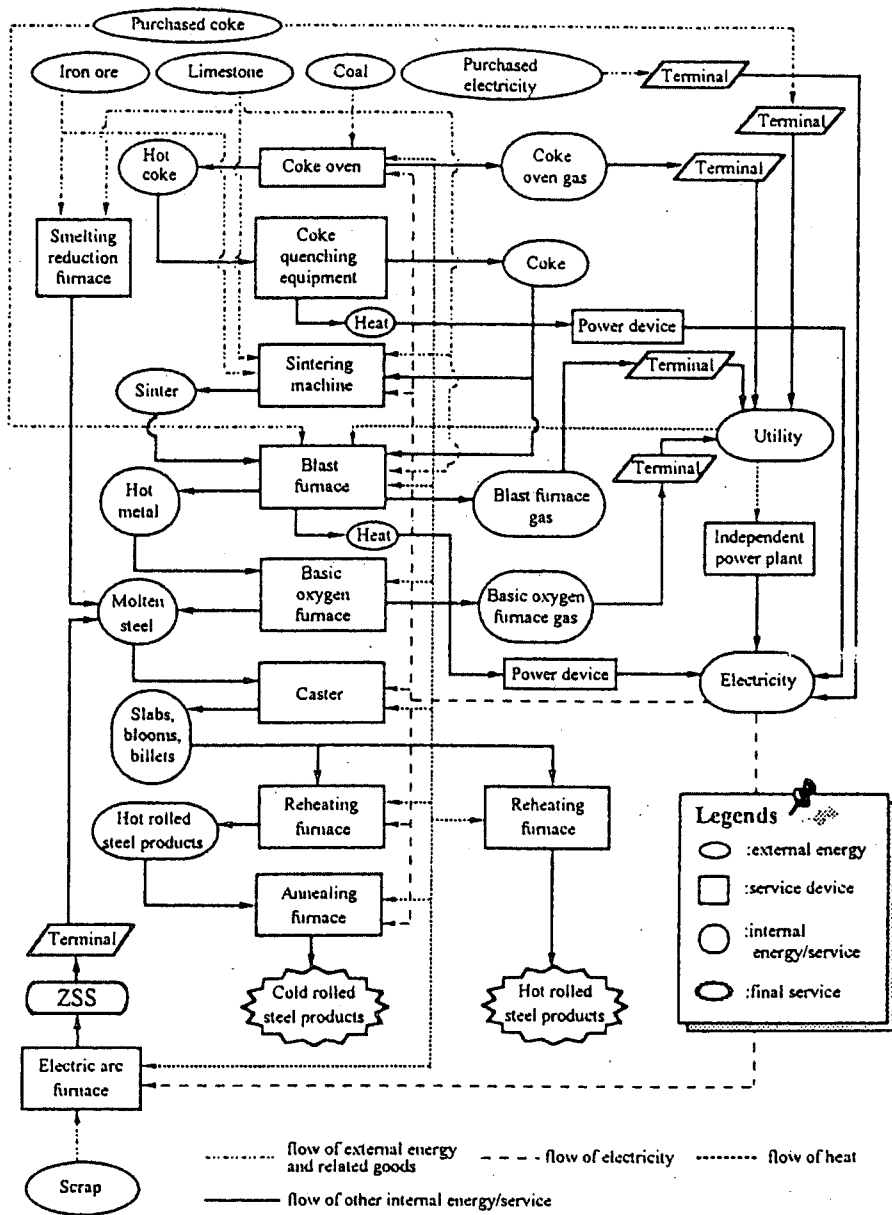


図-4 日本の鉄鋼業における Energy end-use Model のスキーム

る。

森田・松岡らによるこの AIM モデルは前述のように現象解析型のモデルとなっており、その広がり、大きさ、深さにおいて極めて野心的なものといえる。しかし、野心的であり総合的であればあるほど、その使い方には注意が必要であり、使い方の注意が理解されないと、問題を起こすことになる。実際このモデルを使った政策評価は1997年12月のCOP3に対する日本政府としての対応を決める際の政策シ

ナリオの議論のベースとして使われ、その過程でこのモデルの限界をあげつらい、モデルの信頼性を疑う非難がよせられたといわれる。このような非難に対しては森田・松岡²⁰⁾は当然に反論を出しており、その内容はその反論にゆずるが、筆者の第3者的なコメントとしては次のように考えている。

(i) AIM モデルはある一定の環境対策下での社会応答を理解するために作成された現象説明型のモデルであり、かなりの程度の精度を持つが、すべての

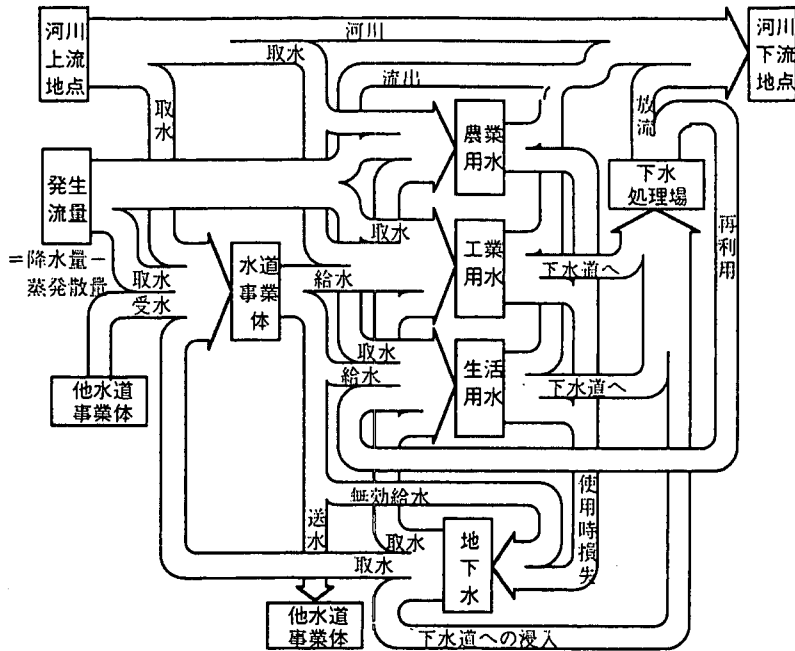


図-5 想定される小流域での水収支のスキーム

現象を解明しきっているものではないので、その利用に際しては当然に注意が必要である。

(ii) その注意の内容としては、前述の制約より、絶対値の議論には特に大きな制約が課せられることを理解すべきであり、政策シナリオの影響を評価するためのシミュレーションツールとして使うべきで、正解を与えてくれるような全能の予測装置として使うべきではない。

(iii) そのモデル批判に当たっては、モデルの持つ構造の不十分さに対して、代替となる構造の提示をすべきであり、そのことによってモデルの優劣、先進性を競うべきである。不十分さをあげつらうことで、モデルの意味自体を軽視することは避けなければならない。不十分であれば、さらによりよいものにする努力が必要であり、それを支援していかなければならないと思われる。

(iv) これらのコメントは実は水質方程式のモデル、活性汚泥のモデルの利用、評価に対しても共通にいえることである。

社会モデルのもう一つの例としては、河川流域の水質管理に係わる政策オプションを評価するモデルを例示することができる。これは、筆者ら（荒巻・松尾）²¹⁾が利根川流域を例にとり、流域における水収支、汚濁物質負荷の収支を求めることで、流域の水収支管理、水質管理の政策オプションを評価できるようにしたシミュレーションモデルである。このモ

デルの特徴は河川流量のような水収支に年間変動等の確率的な要素を含めることにより、流域で起きている現象の再現性を大きく改善したモデルとすることができたと考えている。但し、その基本的なモデル構造を表す関係は利根川上流域の各小流域において、水量および汚濁負荷量を取るもので、図-5のように示される単純な形式となってしまう。このことはこのようなモデルに基づく論文の表現上の難しさとなる。

このモデルも基本的には、保存則をベースとするモデルである。そのため、河川の中での水の流動に関する情報、地下水の水位変動に係わる水量の時間変化等の情報は扱えないことになっている。運動方程式を如何に取り込んだモデルに改善していくかが次の目標となる。

5. 環境問題においてモデルが特に必要な理由

環境問題の解析、対策の立案にとってまず重要なことは、起きている現象を正しく理解し、記述することである。現象の理解をより深く進めることは科学の発展にとってより基本的なプロセスであるが、環境に係わる現象に対しては、特に現象の記述が明確である必要があり、専門家のみならず、一般の人々にまでその内容が伝わることを望まれる。そのためにはある現象を記述する多くの人々が理解できる共

通のモデルが提示されることが望ましいことになる。

研究者にとっては独自のモデルの開発ということが研究成果を挙げる上で重要とはなるが、その独自のモデルの優劣を見極める上からも、ある種の共通のモデルが必要になるともいえる。この共通のモデル造りの必要性は環境影響評価のシステムが次第に普遍化していく状況を考えて急がれる作業であるといえる。土木学会標準モデルの提示が求められるのであり、この作業は定期的にそれまでの蓄積を評価して改訂していく種類の作業とすべきと考えられる。各研究者の成果は当然にこの共通モデルのバージョンアップのために再評価され、取り入れられていくことになる。このバージョンアップに大きく貢献した研究成果はしかるべく表彰していくような仕掛けを考えても良いのであろう。

特に、人々の理解を得ながら対策を進めなければならない環境問題への対応においては、適切なモデルの存在が不可欠である。人々が共有できる政策を選択できるように、データの共有化、共同利用できるモデルの提示が必要である。問題はパブリックアクセプタンスをいかに求めるか、その手段を如何にオープンにしていかが問われることになる。

6. まとめ

研究を始めるきっかけとしては、研究者の個人的好奇心に基づく探求、社会的ニーズへの対応、といくつかのレベルがあるが、いずれにしても共通の現象理解の到達点の確認は研究者グループとしての全体の責任であるといえる。このことは研究テーマの設定、研究方法の独自性はまさに研究者のオリジナリティーによるが、その成果は全体として適切に評価され、社会に蓄積されていく成果として引き継がれていくことが必要である。この社会的蓄積を実用的に可能とするためには、理論的なベースを持つ、定量的な評価が可能な計算に乗せうるモデルの開発が求められる。このような定量的な評価を可能とするモデルは、結局は多くの場合にコンピュータの上に構成されるモデルとなるが、現代におけるコンピュータの発達はたいいてい環境に係わる現象のシミュレーションを行うには十分な容量を持ちつつあるといえるし、そのための計算システムの開発も当然次の研究開発の目標になると考えられる。

当然に共通のモデル造りには対立する意見の存在を想定した上で始めることにならう。相反するモデルの存在も両論併記で残し、その正当性は歴史の経過の中で評価されていくことを待つという合意は当

然必要になる。本論においては主として水の系に係わるモデルの例を示してきたが、各種の環境要素に対してもモデルの構築の必要性は同様に大きなものがある。

謝辞：本論説は、土木学会論文集第7部門編集小委員会の勧めにより、まとめる機会を得たものである。このような論説はいつか挑戦してみたいと思っていた領域であった。十分に編集委員会の意図になじんでいるのか心配な面もあるが、筆者としては大変苦しんだ末ではあるが主張は述べさせていただいたと感謝している。個人的思い入れの強い、独断的な部分も多い評論となっていることが心配であるが、土木学会論文集の場を借りて、方法論のあり方としてのモデル論を展開することができたことを感謝している。特に担当の委員となった古米弘明教授（東大）には遅れがちになる原稿の作成に協力してもらった他、心配もかけたし多くの助言を得た。感謝の意を表したい。

参考文献

- 1) Streeter, H. W. and Phelps, E. B. : Studies of the pollution and natural purification of the Ohio River, Part III, Factors concerned in the phenomena of oxidation and re-aeration, Public Health bulletin No. 146, U.S. Public Health Service, Washington D.C., 1925.
- 2) 土木学会：水理公式集, 7.2 水質変化の基礎式, pp.463 - 468, 1985.
- 3) 楠田哲也編著：自然の浄化機構の強化と制御, 技報堂, pp.3 - 6, 1994.
- 4) Taguchi, K. and Nakata, K. : Analysis of water quality in Lake Hamana using a coupled physical and biochemical model, Journal of Marine Systems, Vol. 16, pp.107 - 132, 1998.
- 5) 日野幹雄：生態水理学への試論, 東工大土木工学科研究報告, No. 23, pp.31 - 67, 1978.
- 6) O'Connor, D. J. and Dobbins, W. E. : The mechanism of re-aeration in natural streams, Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, Vol. 82, No. SA 6, pp.1115.1 - 1115.30, 1956.
- 7) 村上健：河川における再ばっ気, 第6回衛生工学研究討論会論文集, Vol. 6, pp.45 - 52, 1970.
- 8) 粟谷陽一：開水路流れの水表面の乱れの構造と再曝気機構, 30回土木学会年次学術講演会講演概要集, II, pp.580 - 581, 1973.
- 9) 平山公明, 松尾友矩, 今岡正美, 平山けい子：乱れ強度モデルに基づく河川の再ばっ気係数の推定式, 土木学会論文

- 集, No. 521/II-32, pp.181 -191, 1995.
- 10) Eckenfelder, W. W. Jr. : Biological Wastewater Treatment, Pergamon Press, 1961.
 - 11) 橋本奨, 藤田正憲: 活性汚泥法の浄化反応理論に関する研究, 下水道協会雑誌, Vol. 5, No. 50, pp.2 - 15, 1968.
 - 12) 合田健, 宗宮功, 津野洋 : 基質除去ならびに代謝に関する動力学モデル, 土木学会論文集, No. 213, pp.17 - 28, 1973.
 - 13) Henze, M., Grady, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. R. and Matsuo, T. : Activated Sludge Model No. 1, Scientific and Technical Report No.1, IAWQ, 1986.
 - 14) Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C. and Marais, G. R. : Activated Sludge Model No. 2, Scientific and Technical Report No.2, IAWQ, 1995.
 - 15) Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C., Marais, G. R. and Van Loosdrecht, M. : Activated Sludge Model No. 2D, ASM2D, Wat. Sci. Tech., Vol. 39, No. 1, pp.165 - 182, 1999.
 - 16) Gujer, W., Henze, M., Mino and Van Loosdrecht, M. : Activated Sludge Model No. 3, Wat. Sci. Tech., Vol. 39, No. 1, pp.183 - 193, 1999.
 - 17) Furumai, H. and Rittmann, B. E. : Advanced modeling of mixed populations of heterotrophs and nitrifiers considering the formation and exchange of soluble microbial products, Wat. Sci. Tech., Vol. 26, No. 3 - 4, pp.493 - 502, 1992.
 - 18) Morita, T., Matsuoka, Y. and AIM Project Team: Asian-Pacific Integrated Model, National Institute for Environmental Studies, 1997.
 - 19) 松岡謙, 甲斐沼美紀子, 森田恒幸 : AIM モデルとシミュレーション, 日本における CO₂削減のためのキーテクノロジー政策, WWF ジャパン, pp.31 - 47, 1997.
 - 20) 森田恒幸, 松岡謙 : AIM エンドユースモデル推計をめぐる最近の争点について, AIM 開発チームメモ, 1997.
 - 21) 荒巻俊也, 松尾友矩 : 水・汚濁物質収支シミュレーションを用いた水量・水質管理施策の相対的確率評価, 土木学会論文集, No. 601/ VII - 8, pp.46 - 57, 1998.

(1999.4.2 受付)