〈論文〉

負荷解析のための河川水質シミュレーションモデル

Simulation model of the water quality in a river for the pollution load analysis

川 島 博 之*   鈴 木 基 之*
Hiroyuki KAWASHIMA   Motoyuki SUZUKI

Abstract

The simulation model of water quality in a river is prepared for the purpose of analyzing the pollution load to the receiving water body such as a lake. Sedimentation of suspended solid, growth and respiration of attached biomass on the river bed and denitrification by attached biofilm are taken into account in the model. It describes the change of SS, DOC, NH_4 and NO_3 concentration in the flowing water.

The capacity of selfpurification is expressed using pollution load ratio of output to that of input in the river. The model also includes accumulation and degradation of pollutant on the river bed and its wash out by flash flood.

When the flow rate, river width, gradient and pollution load are given, the model can give the pollution load ratio of output to input.

By using the proposed model, the pollution load analysis to the lake Kasumi was performed. Regarding thirteen rivers flowing into the lake Kasumi, about 20% of organic carbon, and 5% of nitrogen to total amount of inflow are considered to be removed during the flow in the rivers.

Key words: simulation, river, water quality, pollution load analysis

1. 緒 言

これまで比較的清浄と考えられ、上水道源として利用されてきた湖沼等にまで、近年、汚濁が広がる傾向が見られる。水域汚濁対策の要諦は流入する汚濁負荷を、栄養塩をも含め削減することにある。これには下水道の普及、三次処理施設の充実が望ましい。しかしながら、わが国の下水道普及率は、生活雑排水を考えたとき、全人口比においても未だ31%程度¹⁾にとどまり、特に受水域の富栄養化等が問題となる、人口が急増した大都市近郊や地方都市、農山村地域では普及率が低く^{1),2)}、また、早急な改善も望めない状況にある。このような現在、受水域に対する負荷解析を的確に行い、

1) 水源となる受水域の汚濁抑制に対し、より効果の大きな地区から優先的に下水道を建設する、

2) 簡易な処理を行うことによっても効果が期待される地区を選定し、積極的に簡易処理を導入する、

等の柔軟な対応により緊急の問題の改善を計る必要

があろう。

これらの判定手法を確立するに当たっては、人口や産業分布の調査、原単位の推定、自然、特に中小の河川の有する浄化能力の定量、この三点に基づく負荷解析の精度を上げることが肝要である。ここで、人口や産業分布の調査、また原単位の推定は労力を厭わなければ、的確な推定値を得ることができる。これに対し、河川の有する自浄能力は労力をかけるだけでは推定困難な問題であり、従来は充分な検討がないままに、経験的推定値が用いられる場合が多かった³⁾。

河川の自浄作用については多くの研究がなされている。しかし、これまでの研究は現象の解明を目的としているために、実際の負荷解析に簡易に利用できるようには整理されてはいない。また、個別の河川ではなく、我が国における一般の河川を考えたとき、河川の有する自浄能力を負荷解析全体の中で、どのように位置づけたらよいかについて定量的な検討例はほとんどない。

* 東京大学生産技術研究所 〒106 東京都港区六本木 7-22-1, Institute of Industrial Science University of Tokyo, 22-1 Roppongi 7 chome Minato-ku, Tokyo 106 Japan

本研究ではこのような現状に鑑み、現象の解明に重きを置いた従来の研究とは目的を別にして、負荷解析を目的として簡易に一般河川の流達率を推定出来るモデルを作成すると共に、モデルを用い負荷解析の中で河川の持つ自浄能力の位置づけを試みた。

2. 自浄能力と流達率

河川の浄化機能は、流達率で議論される場合が多い。流達率は河川に流入する汚濁負荷量と河口より流出する負荷量との比であるが、河床への蓄積とこれの雨天時流出を考慮するとき、必ずしも正確に定義されてきたとは言いがたい。しかし、負荷解析を行う上では簡便な概念であり、現象の解明に重点を置かない本研究ではこの概念は有効と思われ、踏襲することとした。

通常、流達率は上流観測点と下流観測点の間の物質収支を測定することにより求められる。しかし、この手法では沈殿量と分解量を分離することが出来ない。だが、流達率が問題となるような汚濁した河川では、河床蓄積量が無視できないことが報告されている^{4)~7)}。沈殿量は雨天時流出量より実測することも可能であるが、雨天時流出量には流域の道路、畑地等よりの面源負荷が加わるために正確な値を求めにくい。また、どの程度の雨量があれば沈殿物が全量流出するかについても、定量的な議論はこれまでなされていない。湖沼等でしばしば行われる河床に容器等を置き沈殿物量を求める手法も、流れのある系では難しい。

このように、必要とされる因子間の直接の関係を実験的に検討することが困難な系では、数理モデルを用い、観測できる多くのパラメータとの関連において検討を進める手法は有効と考えられる。このため、本研究では、モデルを用いて流達率を推定することとした。

3. 数理モデル

従来、河川モデルは多摩川等、個別の系を対象としたものが多い。このため、ある系に固有の現象をよりよく説明する努力がなされており、これが逆に、他の河川には適応させにくい原因となっている。本研究では、これとは立場を逆にして、汎用性を第一義とし、普遍的と考えられる因子のみを考慮しモデルの作成を試みた。

3.1 モデルの基礎概念

モデルの概念図を Fig. 1 に示す。本モデルは、我が国に多く見られる比較的浅い中小河川への適用を優先し、従来のモデル⁸⁾を参考に、なるべく簡略化した形で構成した。脱窒については前報⁹⁾と同様に、付着生物膜において酸素が消費され尽くした下層、脱窒層にて生ずるとした。

Fig. 1 Scheme of the model.

平均流速、水深、河川長さ、河川幅、流量、汚濁負荷量が与えられると、平常流量時流達率、河床蓄積量、二次の汚濁負荷量が、それぞれ与えられるようにした。流量については、計算を容易にするため上流から下流まで一定としている。大幅な流量の変化がある河川の場合は、河川をいくつか区切って計算する必要がある。

従来、汚濁負荷は BOD、T-N、T-P 等で与えてきた。本モデルでは沈殿について考慮しなければならないため、有機物を BOD として一括して表わすのではなく、懸濁態、溶存態に分けて扱うこととした。また、リンについては有機炭素や窒素と違い、形態変化を行うものの、 CO_2 や N_2 となり大気中に放散されることがなく、水域に保存されるため、ここでは扱わないこととした。

窒素については、 NH_4 と NO_3 の二態を考えた。実際には有機態よりの NH_4 化や NO_2 の挙動等も、窒素の流れを把握する上では重要であるが、有機態窒素の NH_4 化速度が硝化速度や脱窒の速度に較べて速いこと¹⁰⁾から省略することとし、また、 NO_2 は通常の河川においてはその存在量が少なく挙動も NO_3 に似ていることから、 NO_3 態の中に含めて考えることにした。
(NO_x と表す。)

3.2 基礎式群

3.2.1 河床付着性生物、堆積物のモデル化

河床に沈殿した懸濁物質は付着性生物膜の一部を形成するとし、本モデルでは、あえて沈殿物と付着性他栄養生物を分けてモデル化しないこととした。その増加は次のように表わせる。

$$\frac{dSe}{dt} = \mu_H \cdot Se_{ae} - r_{an} \cdot Se_{an} + k \cdot SS - r_e \cdot Se_{ae} \quad \dots\dots\dots (1)$$

底泥の酸素の消費は河床付着生物膜内での拡散と反応を考慮して⁹⁾、次のように計算される。

$$F_{DO} = \sqrt{\left(\frac{D^* \cdot (\mu_H + re) \alpha_{O_2} \cdot \delta_1}{D} \right)^2 + 2 \cdot DO \cdot (\mu_H + re) \alpha_{O_2} \cdot D^*} - \frac{D^* \cdot (\mu_H + re) \cdot \alpha_{O_2} \cdot \delta_1}{D} \quad (2)$$

脱窒量についても同様に河床生物膜内での拡散と反応を考慮した二層モデルより⁹⁾、次のように計算される。

$$F_N = \sqrt{\left(D^* \cdot X_N \cdot \rho_N \left(\frac{\delta_2}{D} + \frac{\delta_1}{D^2} D^* \right) \right)^2 + 2 \cdot NO_3 \cdot X_N \cdot \rho_N \cdot D^*} - D^* \cdot X_N \cdot \rho_N \cdot \left(\frac{\delta_2}{D} + \frac{\delta_1}{D^2} D^* \right) \quad (3)$$

ここで膜厚 δ_2 、 δ_3 は次のように与えられる。

$$\delta_2 = \sqrt{\frac{2 \cdot D^* \cdot DO}{(\mu_H + re) \cdot \alpha_{O_2}} + \left(\frac{\delta_1}{D} \cdot D^* \right)^2} - \frac{\delta_1}{D} \cdot D^* \quad (4)$$

$$\delta_3 = \sqrt{\frac{2 \cdot D^* \cdot NO_3}{X_N \cdot \rho_N} + \left(\frac{\delta_2}{D} + \frac{\delta_1}{D^2} D^* \right)^2} \cdot D^{*2} - \left(\frac{\delta_2}{D} + \frac{\delta_1}{D^2} D^* \right) D^* \quad (5)$$

δ_1 は河床と流水の間に生ずる境膜の厚みであり、これはエネルギー消散量 ϵ [m^2/s^3] より決定される等方性乱流の最小渦の直径が決めるとした kolmogrov の理論¹²⁾より推定した。

$$\delta_1 = (\epsilon / \nu^3)^{-0.25} \quad (6)$$

ここで流水のエネルギー消散量は次式により計算される。

$$\epsilon = g \cdot v \cdot \cos \theta \quad (7)$$

藻類は河床の石などに付着増殖するとし、河床付着生物膜とは独立に存在するとした。本モデルでは、全体が好氣的であるとしており、また、一定の厚さ以上に増殖すると藻類自身が妨げとなり下部には光が到達せず、ある一定の厚さのみが増殖に関与する¹³⁾とした。

なお、付着性藻類は増殖開始後10日間程度が経過すると、平常流量の際においても、剥離が観測される¹³⁾、この速度を一般的に予測することは困難であるため、ここでは剥離は増水時のみに生ずるものとし、平常水量時に剥離は起こらないとした。

$$\frac{dAlg}{dt} = \mu_p \cdot Alg_L - re \cdot Alg \quad (8)$$

$Alg > Alg_s : Alg_L = Alg_s$

$Alg < Alg_s : Alg_L = Alg$ .....(9)

付着性藻類の増殖速度は栄養塩濃度 ($TN = NH_4 + NO_x$)、河床照度に対し Monod 型で記述した。

$$\mu_p = \frac{L}{L_s + L} \cdot \frac{TN}{TN_s + TN} \cdot \mu_{pmax} \quad (10)$$

河床照度は水深、流水中懸濁物濃度により決定され

る。

$$\epsilon_L = a \cdot SS + b \quad (11)$$

$$L = L_o \cdot \exp(-\epsilon_L \cdot z) \quad (12)$$

呼吸速度は DO 濃度に対し、また付着性他栄養生物の増殖速度は流水中の DOC 濃度に対し Monod 型であるとした。

$$re = \frac{DO}{DO_s + DO} \cdot re_{max} \quad (13)$$

$$\mu_H = \frac{DOC}{DOC_s + DOC} \cdot \mu_{Hmax} \quad (14)$$

3.2.2 水質モデル

流下方向一次元モデルを用い、混合拡散を無視すると、懸濁物質 (SS)、溶存有機炭素 (DOC)、アンモニア態窒素 (NH_4)、硝酸態窒素・亜硝酸態窒素 (NO_x)、溶存酸素 (DO) の濃度は次のように定式化出来る。

SS

懸濁物質については、好氣的分解による減少と沈殿を考慮して、

$$\frac{\partial SS}{\partial t} = -v \frac{\partial SS}{\partial x} - re \cdot SS - k \cdot \frac{SS}{d} \quad (15)$$

DOC

溶存有機炭素については、付着性生物の増殖による取り込み、また付着生物膜下層の嫌気分解による増加を考慮して、

$$\begin{aligned} \frac{\partial DOC}{\partial t} = & -v \cdot \frac{\partial DOC}{\partial x} - \mu_H \cdot \frac{Se_{ae}}{d} \cdot \alpha_c \cdot \frac{1}{Y} \\ & + r_{an} \cdot \frac{Se_{an}}{d} \cdot \alpha_c \quad (16) \end{aligned}$$

NH_4

アンモニア態窒素については、硝酸化に伴う減少、付着生物膜の増殖に伴う取り込み、付着性藻類の増殖による取り込み、また、付着生物膜下層の嫌気分解に伴う溶出を考慮して、

$$\begin{aligned} \frac{\partial NH_4}{\partial t} = & -v \cdot \frac{\partial NH_4}{\partial x} - k_{NH_4} \cdot NH_4 - \mu_H \cdot \frac{Se_{ae}}{d} \cdot \alpha_N \cdot \beta \\ & - \mu_p \cdot \frac{Alg_L}{d} \cdot \alpha_N \cdot \beta \\ & + r_{an} \cdot \frac{Se_{an}}{d} \cdot \alpha_N \quad (17) \end{aligned}$$

NO_x

硝酸態、亜硝酸態窒素の挙動については、アンモニア態窒素の硝酸化による増加、付着生物膜の増殖に伴う取り込み、付着性藻類の増殖に伴う取り込みを考慮して

$$\frac{\partial \text{NO}_x}{\partial t} = -v \cdot \frac{\partial \text{NO}_x}{\partial x} + k_{\text{NH}_4} \cdot \text{NH}_4 - \mu_{\text{H}} \frac{S_{\text{eae}}}{d} \cdot \alpha_{\text{N}} (1 - \beta) - \mu_{\text{P}} \frac{\text{Alg}_L}{d} \cdot \alpha_{\text{N}} (1 - \beta) - F_{\text{N}}/d \quad \dots\dots\dots (18)$$

DO

溶存酸素の挙動については、大気との平衡関係、SSの好気分解に伴う取り込み、付着生物膜の増殖に伴う取り込み、付着性藻類の呼吸による取り込み、また、付着性藻類の光合成による放出、硝酸化に伴う酸素の消費を考えて、

$$\frac{\partial \text{DO}}{\partial t} = -v \cdot \frac{\partial \text{DO}}{\partial x} + \frac{K_L}{d} \cdot (\text{DO}^* - \text{DO}) - re \cdot \text{SS} \cdot \alpha_{\text{O}_2} - F_{\text{DO}}/d + \mu_{\text{P}} \cdot \frac{\text{Alg}_L}{d} \cdot \alpha_{\text{O}_2} - K_{\text{NH}_4} \cdot \text{NH}_4 \cdot \alpha_{\text{NH}_4} - re \cdot \frac{\text{Alg}}{d} \cdot \alpha_{\text{O}_2} \quad \dots\dots\dots (19)$$

ここで再曝気係数の推定には Dobbins の式¹⁴⁾を用いた

$$\frac{K_L}{d} = \frac{\sqrt{D \cdot v}}{2.303 \cdot d^{1.5}} \quad \dots\dots\dots (20)$$

3.3 モデルの妥当性と限界

計算は河川長さ方向に100刻みとし、前進差分法により行い、時間刻みは昼夜の別をつけ12時間とした。なお、各時間刻みにおける水質は定常としており、河床堆積物、付着性藻類のみが時間変化するとした。

文献値を用い各パラメータの値を定めた。計算に使用したパラメータの値を一括して **Table 1** に示す。

一例として1981年における野川¹⁵⁾（東京西南部を流下する多摩川の支流、流量約60000m³/d、河幅約6m、水深約0.3m）における実測値との比較を **Fig. 2a, b), c), d)** に示すが、SS, DOC, NH₄, NO_x共に比較的良好一致が得られている。ここで、5kmより下流において SS, DOC, NH₄ の実測値が計算値より小さくなる傾向が見られる。これは、野川のこの流域において NO₃ に富む湧水が流入しているためと考えられる。このようなことは他の河川に適用する際にも問題となり、さほど良好一致が得られないことも考えられる。地域の特長性により生じる微妙な変化を一般的に記述するには、個別の河川について精緻な情報を得、モデルを拡張する必要がある。

このように考えると、本モデルにおいて確実に主張出来ることは、中小河川で生じているであろう主要な反応を包括し、物質収支が健全なモデルを作成し、また、一般的に妥当と考えられる範囲にあるパラメータ値を用い、これによって、河川で生じている汚濁現象の概略を記述しているという点のみ、と考えられる。

Table 1 Parameters used in the model

Symbol	Value	Unit	Source
<i>a</i>	.28	m ³ /g	24)
<i>b</i>	.61	—	24)
DOC _s	50	g/m ³	19)
<i>D</i>	2.0×10 ⁻⁹	m ² /s	20)
DO _s	0.4	g/m ³	15)
DO*	9.2	g/m ³	21)
<i>g</i>	9.8	m/s ²	—
<i>k</i>	1.97×10 ⁻⁷	1/s	assumed
<i>k</i> _{NH₄}	7.52×10 ⁻⁶	1/s	22)
<i>L</i> _S	2000	lux	assumed
<i>L</i> ₀	10000	lux	assumed
<i>re</i>	8.10×10 ⁻⁷	1/s	15)
<i>r</i> _{an}	5.56×10 ⁻⁷	1/s	15)
<i>X</i> _N	8.06×10 ⁻⁶	g/(g·s)	9)
<i>Y</i>	0.5	—	19)
<i>α</i> _C	0.52	—	23)
<i>α</i> _N	8.91×10 ⁻²	—	23)
<i>α</i> _{O₂}	1.42	—	23)
<i>β</i>	0.5	—	assumed
<i>μ</i> _P	2.89×10 ⁻⁵	—	15)
<i>μ</i> _H	5.79×10 ⁻⁵	1/s	assumed
<i>v</i>	1.0×10 ⁻⁶	m ² /s	20)
<i>ρ</i> _N	2.24×10 ⁻³	g/m ³	9)

Fig. 2 a) Comparison with observed SS concentration and calculated one in the middle reaches of the Nogawa river.

(Distance 0 denotes Koganei)

(Q=60000m³/d, w=6m, slope=3/1000)

4. モデルの特性

河床蓄積量と平常水量時流達率との関係について、定性的な議論はされてきたが、定量的な議論はほとんどなされていない。ここでは、流達率を新たに、平常水位時における見かけの“流達率”（ある一日に流入する汚濁量とその日に流出する汚濁量の比）と、積分流達率（ある日までに流入した全負荷量と、雨天時に沈殿物が全部流出するとして求めた全流出量の比）とに分けて定義し、議論を進めることとする。

Fig. 2 b) Change of DOC concentration in the Nogawa river.

Fig. 2 c) Change of $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration in the Nogawa river.

Fig. 2 d) Change of $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ (NO_x) concentration in the Nogawa river.

Fig. 3 Change of the apparent and net input-output ratio with time.

$Q/w=0.12$, slope=5/1000

$\text{SSin}=50$, $\text{DDCin}=15$, $\text{NH}_4\text{in}=10$ (mg/l)

積分流達率(net), いわゆる“流達率”(apparent)の, 降雨による河床洗い流し後の経日変化を Fig. 3 に示す。ここで, 負荷は上流部より流入するとした。これより流達率は, 蓄積量を考慮した積分流達率より低いこと, 積分流達率はあまり経日変化せず, ほぼ一定の値が得られること等が解る。流達率は, 昼夜により変動が観測されるが, これは昼間, 光合成により DO 濃度が上昇し生物による酸化の効率が高まることによる。また, 流達率は徐々に上昇する傾向が見られるが, これは河床蓄積物が嫌気分解し, 一部が流水中に回帰することによる。

Fig. 4a), b), c)には勾配, 流量河幅比, 流入汚濁濃度を变化させた際の, 流達率, 積分流達率の変化について一種の感度解析の結果を示す。この図の上部には脱窒量をも示す。脱窒量は, 従来流達率で議論されては来ず, また, その量も有機物の自浄に較べれば少ないことから, 流達率として表わすことにはあまり意味がないと考え, ここでは, ある一日の流入量と脱窒量の比で議論することとした。

Fig. 4a)は勾配を変化させた場合であるが, わが国の都市や都市近郊において想定される勾配の範囲においては, 流達率, 積分流達率とも勾配の変化によりあまり大きな変化は見られない。これに対し脱窒量は, 勾配が0.1/1000の場合に, 著しい脱窒量が観測される。これは勾配が小さい場合, 流速が低下し滞留時間が増

Fig. 4 a) Change of the apparent and net input-output ratio, and the denitrification ratio with gradient.

$\text{SSin}=50$, $\text{DDCin}=15$, $\text{NH}_4\text{in}=10$ (mg/l)

$Q/w=0.12$

Fig. 4 b) Change of the apparent and net input-output ratio, and the denitrification ratio with Q /width ratio.

slope=5/1000

SSin=50, DDCin=15, NH_4 in=10 (mg/l)

加すること、再曝気量が低下することにより DO 濃度が低下することによって考えられる。

次に流量河幅比を変化させた場合を Fig. 4b) に示すが、河幅が広い河川ほど高い自浄能力が得られる。これは、河床付着性生物が自浄に大きな影響を与えていることを示すものである。なお、河川幅は脱窒速度にあまり影響を及ぼしていないように見えるが、これはこの計算の場合負荷を一定にしているため河幅を広くした場合、下流部分において付着生物膜が薄くなり、脱窒が生じなくなることによる。

流入負荷量を変化させた場合を Fig. 4c) に示す。ここで、流入水質は家庭雑排水を受け入れている側溝の水質を参考に、これが 1/2, 1/4 に希釈された場合を想定した。これより、強く汚濁した流域において流達率が小さくなることが解る。

5. 霞ヶ浦における負荷解析例

実際の負荷解析における流達率の位置づけを明らかにするために、霞ヶ浦（西浦）に流入する 13 の河川の積分流達率について検討した。ここでは、一週間おきに降雨があり、河床沈殿物が全量洗い流されると仮定している。Fig. 3 に見られるように、この期間は雨後 5 日程経過すれば、積分流達率の値にはあまり影響を与えていない。一般河川に本モデルを適用する際には流量、勾配、流域人口等が必要になるが、ここでは、文献値¹⁶⁾によりこれを得た。発生負荷量原単位は、文献値等^{17), 18)}を参考に Table 2 のように定めた。各河川の地理的条件、各流域の人口、水田面積等を一括して Table 3 に示す。Table 3 には原単位を乗ずることによ

Fig. 4 c) Change of the apparent and net input-output ratio, and the denitrification ratio with load.

$Q/w=0.12$, slope=5/1000

a) SSin=100, DOCin=30, NH_4 in=20

b) SSin=50, DOCin=15, NH_4 in=10

c) SSin=25, DOCin=7.5, NH_4 in=5 (mg/l)

Table 2 Pollution load per capita or unit area assumed in this analysis

	SS	DOC	NH_4	Unit
man	56	20	8.1	g/(cap day)
cattle	490	36	50.0	g/(cap day)
swine	105	28	23.4	g/(cap day)
paddy	0	0	13.1	kg/(ha year)
field	0	0	1.5	kg/(ha year)

り求めた、各流域毎の発生負荷量をも示す。河川に流入する負荷量は、発生負荷に流出率を乗ずることにより求まる。本解析では流出率は全て 1 としているが、実際には、便槽を用いているため河川に流出しない量、浄化槽などで除去される量、側溝で自浄される量が存在するため、流出率は 1 以下になる。便槽、浄化槽使用人口については、より詳しい調査を行えば、容易に得られると考えられるが、河川に流出するまでに、側溝、パイプ等の中でどれだけの量が自浄されるかについては、これまで、まとまった研究はなく今後の課題となっている。ここでは、流達率は 1 と仮定し議論を進める。発生した汚濁は、上流端より全量流入するのではなく、河川各部に均一に流入するとして計算した。汚濁流入の状況は、河川の実状に合わせて選択できよう。

Table 3, 4 より、流量も多く比較的勾配が緩い桜川、新利根川、小野川では積分流達率は 0.64–0.72 程度と比較的小さい値であることが解る。これに対して、境川、山王川など比較的小さい河川では、0.9 程度と大き

Table 3 Population, livestock, paddy field and field distribution in the lake Kasumi basin, and pollution load based on these data

	popul.	cattle	swine	paddy	field	Cin	Nin
unit	10 ³ man	10 ³ capita	10 ³ capita	10 ³ ha	10 ³ ha	— t/day	— t/day
Sakura	122	4.13	35.7	7.67	6.06	10.24	4.82
Shintone	68.0	1.72	8.99	9.14	1.59	4.60	4.13
Ono	54.9	2.00	11.0	2.48	3.65	0.83	0.26
Koise	35.4	2.58	17.1	2.58	1.95	3.91	1.75
Sonobe	23.3	1.96	12.8	1.14	1.45	2.78	1.00
Amano	16.3	0.77	4.98	0.89	0.54	1.42	0.60
Hanamuro	23.4	0.38	4.02	0.55	0.63	1.60	0.50
Ichinose	4.9	1.03	5.46	0.48	0.48	1.01	0.39
Kajinashi	5.6	0.44	2.05	0.31	0.73	0.58	0.23
Hishiki	7.3	0.80	4.64	0.46	0.33	0.98	0.37
Seimei	7.6	0.27	1.36	0.52	0.42	0.56	0.29
Sakai	12.5	0.25	2.51	0.30	0.25	0.90	0.28
Sannou	17.5	0.19	1.91	0.12	0.15	0.83	0.26

Table 4 Character of the each river, and input-output ratio for carbon load analysis (C/Cin), denitrification ratio to the inorganic nitrogen input (Nde/Nin) and the amount of algal growth during 7 days (Alg) in each river

	Area F.R. Grad. L.W.					C/Cin	Nde/Nin	Alg
unit	km ²	m ³ /s	1/1000km	m		—	—	kg/7days
Sakura	349	5.58	1.9	46.5	54.0	.72	.22	11400
Shintone	180	2.88	0.09	24.0	32.1	.64	.067	1310
Ono	172	2.92	0.67	24.3	37.3	.68	.109	3320
Koise	153	2.89	4.0	24.1	24.7	.74	.059	2410
Sonobe	82	1.23	2.7	10.3	22.0	.78	.079	670
Amano	73	0.88	7.1	7.3	14.0	.82	.035	356
Hanamuro	40	0.72	2.1	6.0	15.0	.83	.060	212
Ichinose	29	0.38	1.9	3.2	14.7	.84	.058	78
Kajinashi	30	0.45	3.2	3.8	11.1	.84	.037	123
Hishiki	24	0.41	2.0	3.4	12.3	.86	.046	70
Seimei	26	0.62	2.2	5.2	11.3	.82	.037	186
Sakai	30	0.42	3.5	3.5	7.1	.90	.020	44
Sannou	13	0.39	3.3	3.3	7.6	.89	.023	46

な積分流達率が計算される。また、脱窒量は、桜川、小野川で大きな値が計算され、他の河川では流入量に対し数%以下であり、殆ど無視出来ると思われる。本研究では、発生汚濁負荷量の推定に粗さを伴っているが、発生負荷量推定の精度を高めた場合においても、この傾向は変わらないと思われる。

霞ヶ浦流域では、有機炭素にして約33.6t/dayの汚濁が発生しこれに対し約9.1t/dayの有機炭素が無機化されていると推定される。窒素は流域より約10t/day発生し約1 t/dayが脱窒されていると考えられる。また、付着性藻類により河川内で新たに発生する

汚濁量は約2.9t/dayと推定される。この中で特に有機炭素の自浄量は、発生負荷に対して27%程度になり負荷解析を行う上で無視出来ない量になると考えられる。

本モデルは予測の精度をある程度犠牲にして、一般河川に簡易に適用可能なように作製したものであるため、推定結果には誤差が付きまといっていると思われる。しかしながら、本モデルによる検討の結果より、今後霞ヶ浦の負荷解析を行う上で、河川の自浄能力に付いてより精緻な情報が必要なら、桜川、新利根川、小野川について検討を加えるべきであり、脱窒については

桜川, 小野川に注意を払うべきであろうことが明らかになった。また, 付着性藻類による二次汚濁は, 桜川において著しいと考えられる。

6. 結 言

河川の地理的特性, 流域よりの負荷量から簡易に流達率を計算するモデルを作成した。モデルを用いた解析より, 有機炭素の流達率は, 河川幅に大きく依存していること, また, 脱窒量は河川勾配が緩やかなほど大きなことが明らかとなった。

一例として霞ヶ浦に流入する河川に本モデルを適用し, 流達率が負荷解析に占める位置について検討を試みたが, 桜川, 新利根川等の比較的負荷量, 流量が大きな河川では, 流達率を考慮しないと負荷解析に誤差を生じる可能性があることが示唆された。その他の中小河川では, 流入負荷の推定に大きな誤差が存在することを考え合わせれば, 流達率は負荷解析においてあまり大きな意味を持たないと思われる。脱窒, 付着性藻類による二次汚濁は桜川において著しいと思われた。

本モデルを用いれば, 河川内における自浄, 脱窒, 二次汚濁について, 概略の数値が得られ, 負荷解析に役立つと共に, 今後より精緻な研究を遂行しようとした場合に重点を置くべき方向を明らかにすることが出来る。

(原稿受理 昭和61年 7月16日)

引用文献

- 1) 片山徹 (1985) 生活雑排水処理の現状と課題, 水質汚濁研究, 7, (3), 135-140.
- 2) 川島博之, 鈴木基之 (1984) 中小河川の汚濁から見た生活排水処理の選択, 用水と廃水, 26, (6), 606-612.
- 3) EX 都市研究所 (1981) 霞ヶ浦長期水質予測調査報告書, 茨城県委託業務.
- 4) 海老瀬潜一, 宗宮功, 大楽尚史 (1979) 市街地河川における降雨時流出負荷量の変化特性, 水質汚濁研究, 2, (1), 33-44.
- 5) 海老瀬潜一, 相崎守弘, 大坪國順, 村岡浩爾 (1983) 河川流出負荷量としての河床沈殿, 堆積量の評価, 水質汚濁研究, 6, (2), 93-103.
- 6) 海老瀬潜一 (1983) 負荷発生と流出, 流達モデル, 水質汚濁現象の数理モデル (3), 水質汚濁研究, 6 (2), 125-133.
- 7) 川島博之, 鈴木基之 (1983) 中小都市河川における有機汚濁物質の分解と蓄積, 水質汚濁研究, 6, (4), 213-220.
- 8) 川島博之, 鈴木基之 (1984) 浅い富栄養化河川水質シミュレーションモデル, 化学工学論文集, 10, (4), 475-482.
- 9) 川島博之, 鈴木基之 (1986) 河床付着性生物膜による脱窒, 水質汚濁研究, 9, (4), 225-230.
- 10) Motoyuki Suzuki and Hiroyuki Kawashima (1983) Decomposition Rate of Dissolved Organic Nitrogen in River and Sewage Plant, Seisan-Kenkyu, 35, (3), 161-164.
- 11) 川島博之, 鈴木基之 (1986) 数理モデルによる人工流路法の処理効果に関する検討, 水質汚濁研究, 9, (9), 576-585.
- 12) 国井大蔵編, 岩波講座基礎工学, 17移動速度論, 岩波書店.
- 13) 川島博之, 鈴木基之 (1983) 河床付着性藻類の増殖と剝離, 化学工学論文集, 9, (3), 324-329.
- 14) O'Connor D. J. and W. E. Dobbins (1958) The mechanics of Reaeration in Natural Streams, ASCE, Vol. 123, 641-684.
- 15) 川島博之 (1983) 都市河川汚濁回復に関する研究, 東京大学博士論文.
- 16) 茨城大学農学部霞ヶ浦研究会, 田淵俊雄, 高村義親編 (1979) 霞ヶ浦研究報告集.
- 17) 岡田光正 (1985) 生活系排水の原単位, 第二回自然浄化シンポジウム予稿集, 国立公害研究所.
- 18) 田淵俊雄, 高村義親 (1985) 集水域からの窒素, リンの流出, 東京大学出版会.
- 19) Friz J. J., A. C Middleton and D. D. Meredith (1979) Dynamic process modeling of wastewater stabilization ponds, *J. of WPCF*, 51, (11), 2724-2743.
- 20) 化学工学協会編 (1978) 化学工学便覧 (改訂四版), 丸善.
- 21) 大沢濟, 吉良竜夫, 越田豊, 田沢仁, 本城市次郎編 (1980) 基礎生物学ハンドブック, 岩波書店.
- 22) Miller J. E and M. E. Jennings (1979) Modeling nitrogen, oxygen, Chattahoochee river Ga., ASCE *J. of Environmental Engineering Division*, EE4, 641-653.
- 23) Somiya I. and S. Fujii (1984) Material balance of organics and nutrients in an oxidation pond, *Water Research*, 18, (3), 325-333.
- 24) 岡田光正 (1982) ミクロキステスによる水の華発生機構と制御に関する研究, 東京大学博士論文.

使用記号

α : SS の光消散度

[m^2/g]

Alg: 付着性藻類量	[g/m ²]	Se _{ae} : 付着性生物膜好気層量	[g/m ²]
Alg _L : 付着性藻類光合成層	[g/m ²]	Se _{an} : 付着性生物膜嫌気層量	[g/m ²]
Alg _s : 付着性藻類最大光合成層厚み	[g/m ²]	SS: 懸濁物質濃度	[g/m ³]
b: 水の光消散度	[1/m]	t: 時間	[s]
d: 水深	[m]	TN: 総無機態窒素	[g/m ³]
D: 水中における酸素の拡散係数	[m ² /s]	TN _s : 飽和定数 (TN)	[g/m ³]
D*: 生物膜中における酸素の有効拡散係数	[m ² /s]	v: 平均流速	[m/s]
DOC: 溶存有機炭素濃度	[g/m ³]	w: 河幅	[m]
DOC _s : 飽和定数 (DOC)	[g/m ³]	x: 流下方向距離	[m]
DO: 溶存酸素濃度	[g/m ³]	X _N : 脱窒速度	[g/(g·s)]
DO _s : 飽和定数 (DO)	[g/m ³]	Y: 菌体収率	[-]
DO*: DO 飽和濃度	[g/m ³]	Greeks	
F _{DO} : 成長に伴う DO の取り込み速度	[g/(m ² ·s)]	α _C : 菌体中炭素量	[-]
F _N : 付着生物膜単位面積における脱窒速度	[g/(m ² ·s)]	α _{NH4} : NH ₄ 硝酸化における酸素消費当量	[-]
g: 重力加速度	[m/s ²]	α _N : 菌体中窒素量	[-]
K _L : 気液界面物質移動係数	[m/s]	α _{O2} : 成長, 自己分解に伴う酸素消費当量	[-]
k: 懸濁物質沈降速度	[m/s]	β: 生物成長に伴う NH ₄ , 取り込み割合	[-]
k _{NH4} : NH ₄ の流水における硝酸加速度	[1/s]	δ ₁ : 境膜厚	[m]
L: 河床照度	[lux]	δ ₂ : 好気層厚さ	[m]
L _s : 飽和定数 (照度)	[lux]	δ ₃ : 脱窒層厚さ	[m]
L ₀ : 水面照度	[lux]	ε: エネルギー消散量	[m ² /s ³]
NH ₄ : NH ₄ 濃度	[g/m ³]	ε _L : 光消散係数	[1/m]
NO ₃ : 硝酸濃度	[g/m ³]	θ: 河床勾配	[Rad]
NO _x : 硝酸・亜硝酸濃度	[g/m ³]	μ _H : 好気性他栄養生物増殖速度	[1/s]
re: 呼吸速度	[1/s]	μ _{Hmax} : 好気性他栄養生物最大増殖速度	[1/s]
re _{max} : 最大呼吸速度	[1/s]	μ _P : 河床付着性藻類	[1/s]
r _{an} : 嫌気分解速度	[1/s]	μ _{Pmax} : 河床付着性藻類最大増殖速度	[1/s]
Se: 付着性生物量	[g/m ²]	ν: 水の動粘性係数	[m ² /s]
		ρ _N : 脱窒菌存在密度	[g/m ³]

論 文 要 旨

負荷解析のための河川水質シミュレーションモデル

川島 博之* 鈴木 基之*

* 東京大学生産技術研究所

〈水質汚濁研究 Vol.9 No.11 (1986) pp.707~715〉

湖沼等閉鎖水域の汚濁負荷解析を目的にした流入河川水質のシミュレーションモデルを作成した。本モデルは、懸濁物質の沈殿、河床付着性生物の成長と呼吸、付着生物膜による脱窒等の主要因子をモデル化し、河川水中の SS, DOC, NH_4 , NO_3 の濃度および、河床に蓄積する底泥、微生物の増殖を記述したものである。

河川の自浄能力は流入する汚濁と河口より流出する汚濁の比（流達率）で表した。河床蓄積物が降雨時に流出することも考えて流達率を定めた。流量、河幅、河川長さ、河床勾配等の物理的条件と、汚濁負荷のような人為的条件が与えられると、任意の小河川の流達率を計算することができる。

本モデルを用い、一例として、霞ヶ浦(西浦)に流入する13河川を調べたが、全流入量に対して有機炭素の20%、また窒素の場合約5%が河川内において除去されていると推定された。

個別家庭用生活雑排水処理装置の実用性能（その2）処理性能の解析

浦野 紘平* 井上 充** 井口 潔** 新出雄彦* 鈴木賢司*

* 横浜国立大学工学部, ** 神奈川県公害センター

〈水質汚濁研究 Vol.9 No.11 (1986) pp.716~723〉

個別家庭の雑排水を処理するために開発した浸漬汙床式小型装置の実用試験結果から、この装置の汚濁物質除去性能を解析した。

流量と汚濁物質濃度との関係を1日分積算し、1日の汚濁物質の流入量、第1槽での予備処理後の量及び第2槽での処理後の量を求め、汚濁物質質量でみた除去率を求めたところ、平均でBOD82%、COD74%、SS62%、TOC64%、MBAS83%となり、前報に示した水質でみた除去率よりやや低くなったものの、十分な除去効果が得られることが確認された。スクリーンネットに捕捉される固形物は6ヶ月で約6 wet-kgであった。また、第1槽の沈殿汚泥量は、約20~60lで増加しなくなり、1~2年間は汚泥の抜き取りが不要と考えられた。さらに装置各部分での炭素収支を検討したところ、上記の除去性能が妥当であることが確かめられた。以上の試験結果をもとに改良型装置を製作し、実用に供することとした。