

河川における自浄作用と自濁作用

Selfpurification and Selfpollution in the Rivers

川島博之*・鈴木基之*

Hiroyuki KAWASHIMA and Motoyuki SUZUKI

河川に流入した有機汚濁物質は、バクテリアなどの活動により次第に無機化される。また、栄養塩濃度の高い浅い河川では、河床付着性藻類の繁茂により有機物が大量に生産される。本論文はこれらの現象について行われた既往の研究を整理し、河川内における有機物の無機化と生産を統一的に理解しようと試みたものである。

1. 緒 言

清浄な河川に汚濁物質が流入すると、その場所においては河川の汚れが目立つが、流下するにつれて、またもとの清浄な状態に戻る。このプロセスを総称して「河川の自浄」(Selfpurification)と呼ぶ。広義には無機汚濁物質 (Zn や Cd など) や毒物 (シアンなど) が、化学変化や河床底泥への吸着などにより除去される場合を含むが、一般に「河川の自浄」という場合には、有機汚濁現象のみを扱い、BOD (生物化学的酸素要求量) に関する物質の除去についていうのが普通である。本論文においてもこの現象に限って言及する。

有機汚濁の自浄という概念は、本質的には、バクテリアなどによる有機物の無機化を意味し、これは自然界において生物の営みの一環として、海洋・湖沼・河川・土壤中などでごく一般に生じている。しかしながら、ここで取り上げる問題は、自然界における物質循環に着目したのではなく、人為的に発生した汚濁物質の河川内での挙動を中心としている。

「河川の自浄」という概念が、19世紀より認識されていたのに対し、「河川の自濁」(Selfpollution) という概念は新しく、ごく最近になって、特に日本において認識されてきたものである。

下水の二次処理は普及してきたものの、放流水中の栄養塩濃度が依然高いレベルにあるため、河床まで太陽光線の到達し易い浅い河川においては、付着性藻類が河床に大量に繁茂する現象が観察される。このような河川では、藻類の呼吸作用により、夜間の DO (溶存酸素) 値が顕しく低下する。このことは、河川に BOD 物質を排出した場合と結果的には同様となり、大型の魚類や水生生物が恒常的に棲息するには不適な環境条件が作り出される。同時に、付着成育した藻が死滅し剝離流下することは、下流に対して新たな有機汚濁源 (二次的負荷) とな

る。この現象は、河川中において光合成により栄養塩の存在下で無機の炭素より有機物が生成されることに起因している。河川中で有機物が無機化される現象を「自浄」と呼んだのに対し、この現象を「河川の自濁」と呼ぶ。

この自濁は、多かれ少なかれ自然界のいたる所で見られる現象であるが、ここで「自濁」と呼ぶ場合には、人為的に栄養塩濃度が著しく上昇させられ、藻類の異常繁茂が問題となる場合のみに限定する。

以上のように定義した「河川の自浄と自濁」を検討する場合、二つの方向からの研究が行われている。一つは水質に着目した研究であり、もう一つはそこに棲息する生物種に関する研究である。この双方は相補的立場にあるのはもちろんであるが、主に生物に着目した研究についてはすでにすぐれた成書¹⁻⁴⁾⁽⁵⁾も存在するので、この立場からの記述はこれらにゆずり、ここでは水質に関する定量的な研究について紹介を行う。

2. 河川における自浄作用

水質の面より見た自浄作用の研究は、従来主に衛生工学の分野で行われ、主な関心は DO 値の予測に向けられていた。河川中の DO が減少すると河川は嫌氣的となるため黒濁し、硫化物や異臭が発生し、また魚類など有用生物の死滅、伝染病細菌の温床になるなど、好ましくない状況を呈する。そこで、河川の DO 値をあるレベル以下に低下させないためには、汚濁物質の放流をどのような形で行えばよいかを知る必要が生じた。研究がここから出発したため、以下の自浄作用の水質面からの研究は、DO の挙動と河川中において DO を消費する物質 (BOD 成分) の挙動を説明することに、その努力の大半が費やされている。

2-1 初期における研究

産業革命後の人口の増大と都市への集中により、19世紀に入ると、都市周辺の河川において、汚濁現象が目だってきた。この当時すでに、有機汚濁物質が自浄されることが経験的に知られており、ある程度の汚水ならば河

*東京大学生産技術研究所 第4部

川に放流しても問題ないと考えられていた。その判断基準は放流量と河川流量の比であり、50 倍から 100 倍に希釈されるならばよいと考えていたようである。
1-111-215-4)

この汚水の放流に対し、初めて BOD という概念を導入し、(当時の BOD は 18.3°C, 5 日間で測定した。これは、テムズ川の流下時間に基づいている) 排水基準を定めたのは、英国の Royal Commission であった¹⁻²⁾ (1912)。ここでの基準は、汚水放流後の河川の BOD を 4 [g/m³] 以下にするようにというものであり、放流後の BOD 濃度の予測には、次式のような単純な物質収支を用いた。

$$BOD = \frac{Q_R \cdot BOD_R + Q_S \cdot BOD_S}{Q_R + Q_S} \quad (1)$$

ここで、 Q_R : 河川流量 [m³/s], Q_S : 放流量 [m³/s], BOD_R : 放流手前の河川の BOD [g/m³], BOD_S : 放流水の BOD [g/m³], BOD : 放流後の河川の BOD [g/m³]

この基準を達成するために普通沈殿法や薬品を用いた SS (懸濁物質) の除去が行われたようであるが、その効果は疑問であった。また、この当時は BOD 自浄量の定量的把握という問題については、系統だった研究は行われておらず、これが開始されるのは Streeter と Phelps の研究を待たねばならなかった。

2-2 Streeter-Phelps Model

Streeter と Phelps⁵⁻³⁾ は 1925 年、米国 Ohio 川を対象とした研究において、流水中の DO と BOD の挙動についてモデル化を行った。このモデルは以後の河川の自浄作用研究に大きな影響を与えた。

彼らは、BOD が流水中でその濃度に対して一次の分解速度を有すると仮定し、また DO は飽和酸素量との差を推進力として河川表面において大気から溶け込むとして、以下の式を導いた。

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - K_1 \cdot L \quad (2)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U \frac{\partial C}{\partial z} - K_1 \cdot L + K_2 (C_s - C) \quad (3)$$

(河幅、水深、流速一定)

L : BOD [g/m³], C : DO [g/m³], z : 流れ方向距離 [m], t : 時間 [s], U : 流速 [m/s], C_s : 飽和酸素濃度 [g/m³], D_z : 流下方向混合拡散係数 [m²/s], K_1 : BOD 分解速度 (脱酸素) 定数 [1/s], K_2 : 再曝気係数 [1/s]

ここで、 K_1 と K_2 は彼らが新たに導入したパラメータである。

BOD の分解、すなわち酸素消費速度を BOD に一次であると仮定した理由の一つは、暗ビン法で BOD を測定した際、酸素の消費量と時間の関係が一次反応のような挙動を示すことにヒントを得たと考えられるが、これは

小さな暗ビンのような容器のなかでのことであり、河川にこのまま適用してよいかについては議論がある。特にバクテリアが BOD 物質を消費して、その量が増加する問題が考慮されていないこと、河川により K_1 の値が異なり一般性にとぼしいことなどが以後の課題となった。

再曝気係数 K_2 については、その後、気液間の物質移動係数 K_L [m/s] との関に

$$K_2 = K_L / d \quad d : \text{水深 [m]} \quad (4)$$

なる関係があることが指摘⁰⁻²⁾され、深さ方向の代表濃度をとれば、 K_1 と K_2 を推定することは同じこととなり、物理的イメージの明確なパラメータとなり、一般性のある議論が可能だったため、初期の経験式の後も、界面更新説や Kolmogorov の最小渦説を用いて多くの研究がなされた^{0-1), T-2)}。この問題については既にレビュー^{K-2)}もあるので、ここでは省略する。

さて、Streeter-Phelps 式に対して、定常状態を想定し、また流下方向の混合拡散項を無視すると次式を得る。

$$U \frac{dL}{dz} = -K_1 \cdot L \quad (5)$$

$$U \frac{dC}{dz} = -K_1 \cdot L + K_2 \cdot (C_s - C) \quad (6)$$

この両式は、初期条件を与えれば、容易に解けて、($z=0 : L=L_0, C=C_s$)

$$L = L_0 \cdot \exp(-K_1 \cdot z / U) \quad (7)$$

$$C_s - C = \frac{K_1 \cdot L_0}{K_2 - K_1} \{ \exp(-K_1 \cdot z / U) - \exp(-K_2 \cdot z / U) \} \quad (8)$$

ここで示される関係を概念的に示すと、図 1 のようになり、酸素濃度が一時減少し、再び上昇する過程を表す曲線は Oxygen-Sag Curve と呼ばれる。

また、(7) 式から解るように、2 地点で BOD 値を測定すれば、河川での実測値より K_1 を求めることができる。Phelps^{P-2)} (1944) は実際の河川で測定した K_1 を自

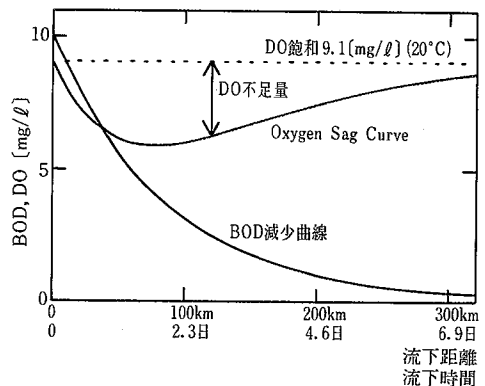


図 1 Streeter-Phelps Model による DO と BOD の関係 $K_1=0.5$ [1/day] Dobbins 式⁰⁻¹⁾により推算 $L_0=10$ [mg/l], $U=0.5$ [m/s], $d=1.5$ [m], 水温 20°C 飽和 DO 量 9.1 [mg/l] として計算

表-1 既往の河川水質モデルとその特徴

研究者	年代	対象河川	特徴	酸素消費量	再曝気係数	光合成項	文献番号
H.W.Streeter & E.B.Phelps	1925	America Ohio	初めて、BODの消費と再曝気より自浄をモデル化	$-K_1 \cdot L, K_1$: BOD分解速度定数(g/g/s), L : BOD(g/m ³)	$\frac{E \cdot U^n}{d} - E, n$: 経験的定数 u: 流速(m/s), d: 水深(m)	考慮せず	S-3)
W.E.Dobbins	1964	なし	途中流入項, 沈殿項などを導入し, モデルの拡張	$-K_1 \cdot L - D_b, D_b$: 底質などでの酸素消費(g/m ³ /s)	Dobbins式 ⁹⁻¹¹ などの比較検討を行う	底質での酸素消費項 D_b の一部として考慮	D-1)
G.D.Pence, Jr etal	1968	America Delaware Estuary	潮流の影響を含める連続完全混合槽型モデル	$-K_1 \cdot L - D_b$	Doddins式 ⁹⁻¹¹	底質での酸素消費項 D_b の一部として考慮	P-1)
D.J.O'Connor & D.M.DiToro	1970	America Truckee, etc.	植物プランクトンの作用重視 日周変動のシミュレーション	$-K_1 \cdot L - K_N \cdot N - P_r, K_N \cdot N$: 硝酸性BODによる酸素消費, P_r : 植物呼吸(g/m ³ /s)	Dobbins式 ⁹⁻¹¹	$P(t) = P_m \cdot \sin\left(\frac{\pi}{P}(t - t_s)\right)$ (本文参照)	O-2)
J.C.Rutherford & M.J.O'Sullivan	1974	New Zealand Tarawera	バクテリア, 原生動物の増殖より BOD, DO の変動を記述	-バクテリア呼吸-原生動物呼吸 -バクテリア自己消化-原生動物自己消化	$5,026 U^{0.969} \cdot m^{-1.673}$ U: 流速(ft/s), m: 水力学的半径(ft)	考慮せず	R-2)
合衆ら	1975	日本 多摩川	河川付着性藻類によるBODの二次的負荷(自濁)のモデル化	$-K_1 \cdot L - r \cdot \frac{M}{d}, r$: 藻類呼吸速度(g/g/s), d: 水深(m), M: 藻類量(g/m ²)	Thackston式 ^{T-2)}	河床の照度の関数として光合成速度を決める $+P(\text{lux}) \cdot \frac{M}{d}$	A-1) A-2)
J.C.Rutherford	1977	New Zealand Waikato	植物を付着性藻類, 大型着性植物, プランクトンに分けて考察	$-K_1 \cdot L - R, R$: 植物の呼吸(g/m ³ /s)	$3,739 \cdot U \cdot d^{3/2}$ U: 流速(ft/s) d: 水深(ft)	流域の植物存在量をこまかく実測し, これと光合成速度より推定	R-3)
G.Knowles & A.C.Wakeford	1978	England Thames Catchment	硝酸化, 光合成, 沈殿など既往研究の結果を用いた総合モデル	$-K_1 L - K_N \cdot N - D_b$	$(U + 0.3406)^{0.97} \cdot d^{-0.85-60}$ U: 流速(cm/s), d: 水深(cm)	$P = 0.00103 \cdot I^{0.79} / d, I$: 光の強さ(cal/cm ² /hr), P : (g/m ³ /min)	C-1) K-1)
J.F.Simonsen & P.Harremoës	1978	Denmark Havelse	DOとICの収支を光合成のある場合について考察	$-K_1 L - K_N \cdot N - D_b - P_r$ P_r : 植物の呼吸(g/m ³ /s)	Thackston式 ^{T-2)}	DO, pHの変動より植物の呼吸量, 光合成量を推定	S-2)
C.J.Bathala etal	1979	America Coleman Creek	小河川の自浄能力の推定	$-K_1 \cdot BOD - K_N \cdot N$	$9504 \cdot S \cdot U, S$: 河床勾配(-) U: 流速(ft/s)	考慮せず	B-1)
J.B.Erbmann	1979	England Chales	DOの日周変動より, 光合成量と呼吸量を測定	$-r$, 総括呼吸量(g/m ³ /s) (日周変動より求める)	Dobbins式 ⁹⁻¹¹	$+P$ 総括光合成量(g/m ³ /s) (日周変動より求める)	E-2)
J.E.Miller & M.E.Jenning	1979	America Chattahoochee	硝酸化の影響を中心に考察	-硝酸化によるもの $-K_1 \cdot L -$ 沈殿-植物呼吸	E.C.Tsivoglou & J.R. Wallace式 ^{T-6)}	パラメーターの一項として扱われているが, 重視されていない	M-1)
S.Rinaldi etal	1979	Italy Bormida	DOの日周変動より, 光合成量, 呼吸量を測定	$-K_1 \cdot L - P_r$ P_r : 植物の呼吸(g/m ³ /s)	K_2/K_1 の比を実測値より求め K_2 を推定	パラメーターの一項として扱われているが, 重視されていない	R-1)

浄係数 (Selfpurification Constant) と呼び、Ohio 川において水温 20°C のとき 0.1 [1/day] なる値を与えている。しかしながら、以後いろいろな川で測定した自浄係数は、暗ビン法による推定より大きくなることが知られている⁷⁻¹¹⁾。これは、実際の河川では沈殿が起こるなどにより懸濁態の BOD 成分が消失し、見かけ上 BOD の分解消失が生じたと同じ効果を示すことによると考えられる。この沈殿などの影響を入れて Streeter - Phelps Model を拡張することは、環境問題が顕在化した 1960 年代に入ってから、種々行われた。

2-3 Streeter-Phelps Model の拡張

Streeter-Phelps モデルの拡張であり、実際の河川での測定値と比較検討を行っているものの主なものを表 1 に列記する。この中には合葉らのモデルなど自濁作用について研究を行ったものも含まれているが、そのほとんどは自浄に着目し、河川水質の予測を目的としたものである。以下は、この中で自浄作用と DO 値の予測に重点を置き、特徴があると思われるモデルについて述べる。

2-3-1 BOD の途中流入と沈殿

Dobbins (1964)¹²⁻¹⁴⁾ は、Streeter-Phelps Model を実際の河川に適用するには、次の 8 つの因子をも含め考えなければならないとしている。

1. 沈殿と吸着による BOD 成分の除去
2. 河床沈殿物の巻き上げによる BOD 成分の付加
3. 流下途中よりの新たな BOD 成分の負荷
4. 河床の好氣的部分による酸素の消費
5. 河床沈殿物より発生したガスによる酸素の消費
6. 植物プランクトンや着生植物の光合成による酸素の付加
7. 植物プランクトンや着生植物の呼吸による酸素の消費
8. 流下方向混合拡散の影響

以上を考慮して、Dobbins は定常状態の場合次式を提案した。

$$D_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - (K_1 + K_3)L + L_a = 0 \quad (9)$$

$$D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U \frac{\partial C}{\partial z} + K_2(C_s - C) - K_1 L + D_b = 0 \quad (10)$$

ここで、新たに導入されたパラメーターは、 K_3 [1/s]、 L_a [g/m³/s]、 D_b [g/m³/s] である。 K_3 は BOD の沈殿、吸着による除去の速度定数、 L_a はある流域における底泥の巻き上げ、途中流入を表す量、 D_b は底泥や植物プランクトンなどによる付加や消費を表すものである。このパラメーターを用いれば、河川における BOD の増加、減少は図 2 のように表せる。

これは、Streeter-Phelps Model の実際河川への適用の一例を示したものであるが、このような手法はパラメ

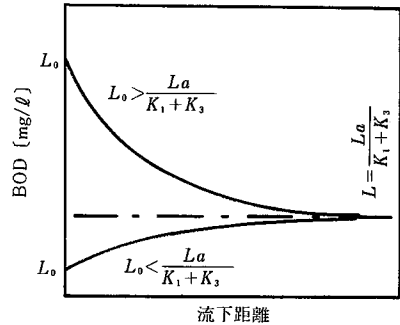


図 2 流下に伴う BOD 濃度変化¹²⁻¹⁴⁾

L_0 : 初期 BOD 濃度 [mg/l], L_a : BOD 途中流入量 [mg/l/s], K_1 : BOD 分解速度 [1/s], K_3 : BOD 沈降速度 [1/s],

$L_0 < \frac{L_a}{K_1 + K_3}$ ならば、BOD 濃度増加

$L_0 > \frac{L_a}{K_1 + K_3}$ ならば、BOD 濃度減少

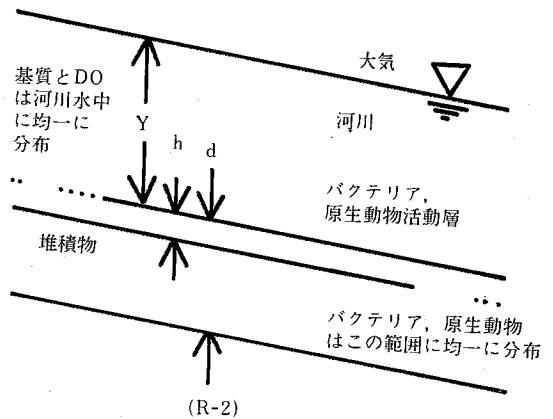


図 3 Rutherford らのモデル概念図^{R-2)}

ーターの増加を招き、特に K_3 , L_a , D_b などのパラメーターの値は特定の河川について現象論的に定めることができるもののその数値には一般性がなく、このような手法には限界があると考えられる。

2-3-2 バクテリアの補食関係を入れた Model

Streeter-Phelps Model では、BOD の消費を $K_1 \cdot L$ 項で近似したが、この項はより厳密にはバクテリアなどによる基質の消費という型で表されるべきである。Rutherford ら^{R-2)}(1974) は基質の消費とバクテリアの補食関係に着目し、これらのことが、河床表面のみで起こると仮定して (図 3 参照) 速度式には Monod 型を用いることによりモデルを作成した。このモデルは、各基質とバクテリアとの関係として表されているが、基質を BOD 濃度とし、そのモデルの概要を示すと次式のようになる。

BOD について

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_z \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - \frac{h}{Y} \cdot \phi \cdot \alpha \cdot \frac{L}{\beta + L} \cdot B + q_s \quad (11)$$

バクテリアについて

$$\frac{\partial B}{\partial t} = F_z \cdot \frac{\partial B}{\partial z^2} - V \cdot \frac{\partial B}{\partial z} + \frac{h}{d} \cdot \phi \cdot \gamma \cdot \alpha \cdot \frac{L}{\beta + L} B - \frac{h}{d} \phi \cdot \epsilon \cdot \frac{B}{\zeta + B} \cdot P - \frac{h}{d} \chi \cdot \theta \cdot B \quad (12)$$

ここで、 L は BOD 濃度を B , P はそれぞれバクテリア濃度 [g/m^3], プロトゾア濃度 [g/m^3] を表す。また α , ϵ , θ はそれぞれ、BOD 消化速度 [$1/\text{s}$], バクテリア自己分解速度 [$1/\text{s}$] を表し、 β , ζ は Monod 式の飽和定数 [g/m^2], q_s は途中流入を、 γ は菌体収率 [-] を表す。また D_z , U は BOD の F_z , V は、バクテリアの流下方向混合拡散と流下に関する速度定数である。また、 ϕ , ψ , χ , はバクテリアとプロトゾアの活動の閾値を表す関数である。 Y , d , h [m] は、それぞれ図 3 に示した河川の深さ、堆積部の厚さ、堆積部表面の好氣的部の厚さを示す。

このモデルは、BOD の消費に関する現象論的モデルをより実体的に表そうという努力の方向を示すものと考えられるが、パラメーターがあまりに増加し、かつ実際の河川でバクテリア数や原生動物数の数を正確に定量することが困難であることなど、今後の研究を待たなければならない部分が多い。

2-3-3 植物プランクトン、付着藻類の影響、DO 日周変動の予測

自浄作用の研究とは若干の相違があるが、Streeter-Phelps Model を拡張し、植物の光合成の影響による DO 値の変動を予測しようという研究がある。この研究は、自浄作用の研究というよりも、むしろ後述の自浄作用との関連で重要である。

D.J.O'Connor and D.M.DiToro⁰⁻²⁾ (1970) は DO の日周変動を次式を用いて説明しようとした。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -U \frac{\partial C}{\partial Z} + K_2(C_s - C) - K_1 L - K_n N + P(t) - R - S \quad (13)$$

$$\begin{cases} P(t) = P_m \sin\left[\frac{\pi}{p}(t - t_s)\right] & \text{When } t_s < t < t_s + p \\ = 0 & \text{When } t_s + p < t < t_s + 1 \end{cases} \quad (14)$$

ここで K_n は硝酸化速度 [$1/\text{s}$], N は硝酸性 BOD [g/m^3] $P(t)$ は光合成速度 [$\text{g}/\text{m}^3/\text{s}$], R は植物の呼吸速度 [$\text{g}/\text{m}^3/\text{s}$], S は底質に存在するバクテリア呼吸速度 [$\text{g}/\text{m}^3/\text{s}$] また P_m は最大光合成速度 [$\text{g}/\text{m}^3/\text{s}$], p は日照時間 [day] を t_s [day] は昼夜の別をつけるためのパラメーターである。

この研究の主な実測値に計算結果を curve fitting させることにより、各河川における P_m を測定することになり、その結果として $P_m = 50 \sim 70$ [$\text{g}/\text{m}^3/\text{day}$] なる値を得ている。

O'Connor らの研究では、浮遊性のプランクトンが河

川全体で光合成しているとしてモデルを作成しているが、J.C.Rutherford^{R-3)} (1977) は、光の到達するある深さまでが光合成に関与する部分であるとし、また、光合成に関与するものを植物プランクトン、着生大型植物、付着性藻類の 3 つの部分に分け、それぞれの存在量と呼吸速度を現場にて測定し、その値を用いて実測値を説明するという研究を行っている。この研究の主な目的は、光合成植物の DO の変動に対する影響を明らかにしようとしたことにあり、むしろ、火力発電所の冷却水に河川を使用することにより河川環境に変化が生じ、植物群落に対し悪影響が生じることを懸念しており、河川の自濁という観点には立っていない。

2-3-4 その他の Streeter-Phelps 拡張モデル

以上 3 つの場合について Streeter-Phelps モデルの拡張を見てきたが、その他にも、DO の収支に対して硝酸化の影響を強調したモデル^{M-1)}、小河川に適用したモデル^{B-1), V-1)}、河口付近の DO と BOD の変動を予測するために潮流の影響を取り入れたモデル^{T-3)}、また大型河川において既往の研究結果を用いて沈殿、植物、巻き上げ、硝酸化、底部の酸素消費などを総合的にモデル化したもの^{K-1), C-1)}、などいくつかがある。

2-4 物質投入法による自浄能力の推定

モデルを用いて河川の自浄能力を推定しようとする研究に対し、実際にグルコースなどを河川に投入し、これが河川内でどのように減少するかを直接測定した研究がある。小倉ら (1981)⁰⁻⁴⁾、(1982)^{Y-1)} は、多摩川の支流浅川において蔗糖と食塩を投入し、下流地点において流量と濃度を測定することにより、この区間での蔗糖の減少量を調べた。その結果の一例を図 4 に示すが、これは下流地点での濃度と流量の変動を示すものである。ここで食塩は河床への吸着などで若干減少することが考えられるが、生物化学的には安定と考えられ、生分解を容易に受ける蔗糖との比を考えることにより自浄量を推定しようとしている。彼らは、現在までのところ、水量の少ないとき（滞留時間は長くなる傾向がある）に自浄量が大きくなることを報告しているが、その実験例はまだ少なく、今後の検討を待つ部分が少なくない。

この手法はモデルを用いての推定ではなく、実際に自浄能力を測定するというものであり、有力な手法と考えられるが、大河川で実験にくいこと、吸着の影響をどう評価するか問題があること、蔗糖が河川中に存在する BOD 成分を代表するものなのか不明なこと、河川に BOD 物質を投入せざるを得ないことなど問題が多いことも事実である。

3. 河川における自濁作用

緒言でも述べたように「河川の自濁」という考えは、特に 1970 年中頃より、日本において強調されてきた概念

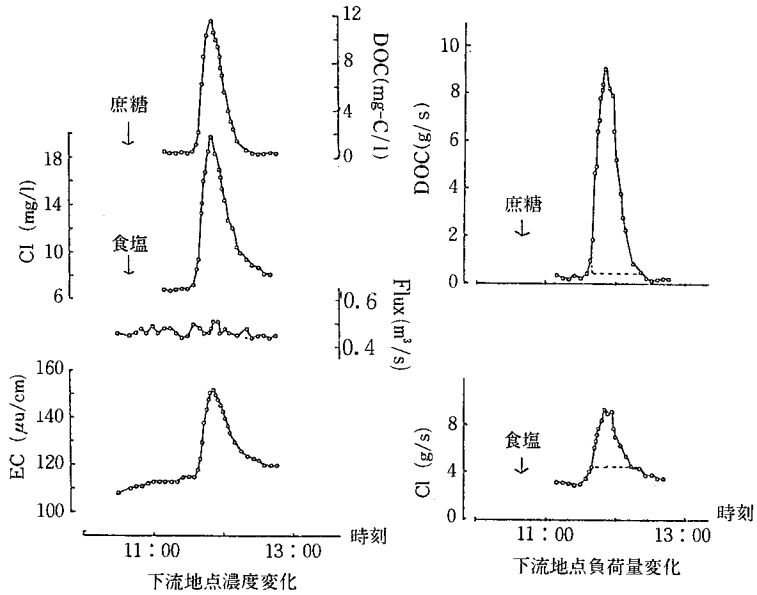


図4 蔗糖, 食塩投入実験下流側での応答⁷⁻¹⁾

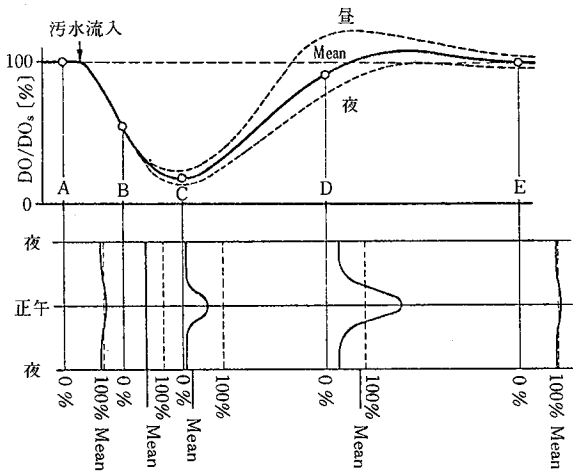


図5 生態系の遷移に伴う DO 濃度変化^{W-1)}
上: 流下に伴う変化
下: 各地点での日周変動

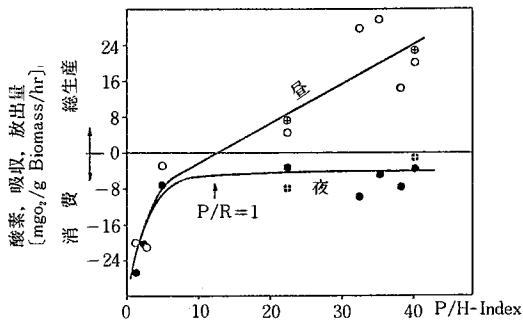


図6 河床付着生物と河川水との間の酸素の移動 (P/H-Index を用いた概念図)^{W-1)}

である。諸外国では、浅い河川への二次処理水の放流が少ないためか、ほとんど問題にされていない。しかしながら、主に陸水学の観点から河川での生態の遷移に伴う酸素や炭酸ガスの放出, 吸収に関する研究が1970年代に入って少数ではあるが行われている。

3-1 生態系の遷移と酸素収支

Wuhrmann^{W-1)}(1972)は、模型水路に汚濁物質を投入すると、投入点付近では他栄養の付着性生物が河床に優先種として繁殖するが、流下し自浄作用により汚濁が回復されるに従い、光合成を行う藻類が優先種となることを観察した。ここにおける DO の変化を、模式的に表したものが図5である。

この DO の変化は、図1に示した Oxygen Sag Curve と類似のものであるが、DO 値の日周変動を記述した点に特色がある。A 地点においては、図5より明らかなように、汚濁物質投入以前であるから付着物も少なく、それゆえ DO 濃度は飽和に近く日周変動も少ない。これが汚濁物質投入直後の B 地点では他栄養生物が河床に繁殖することにより、DO 値は著しく低下する。しかし、この地点では河床に藻類が繁茂しないため、DO 日周変動は見られない。C 地点においては、付着生物による DO 濃度の減少は極大に到するが、この地点では、付着生物群の中に光合成を行う藻類が若干発生し出し、それによる DO の日周変動が観察される。D 地点に来ると、自浄作用により汚濁は著しく改善され DO の平均レベルは、投入以前と同様の状態になるが、ここでは付着藻類が優先種として出現し、それによる DO の日周変動は最大になる。その後、E 地点では栄養塩レベルが低下することにより、

藻類の存在量が減少し、投入以前の状態に復帰する。

Wuhrmann は、この観察により、光合成生物(Phototrophs) と他栄養生物(Heterotrophs)の存在量比(P/H index)をとることにより、ある地点における酸素収支が一般的に決定できるのではないかと考え、図6に示すような整理を行った。ここでP/H index をどのように決定したかについては明確に述べられていないが、生態系の遷移と酸素収支を結びつける試みとして興味ある研究である。

しかしながら、Wuhrmann の研究では生物の生態に興味の中心が置かれていたため、物質の移動と水質の変化を定量的に記述するという側面では、不十分なものだった。特に、光合成現象を定量的に把握しようとする場合重要な二酸化炭素の収支にはまったくふれられておらず、自浄と自濁の定量的な研究は、以後の課題となった。

3-2 光合成量の測定と二酸化炭素の収支

前出の Wuhrmann の研究仕後、実際の河川において植物の光合成速度と呼吸速度を測定したものに、Simonsen⁵⁻²¹⁾ら(1977)のものがある。彼らは、デンマーク Zealand の人口約 20000 人の汚水が放流されている小河川(幅 3.6 m, 平均流量 0.55 m/s)において、付着性藻類の光合成速度と呼吸速度を測定した。この実験区間は、Wuhrmann の実験水路の C, D, E 地点に相当するものと考えられる。

ここで、Simonsen らは、twin curve method と呼ぶ方法を用いて光合成量、呼吸量を測定している。twin curve method は原理的には 2-3-3 で述べた O'Conner らの手法と同様のものであり、二地点の DO の日周変動を測定することにより、その間の河床面積あたりの光合成速度を求めようとしたものである。その結果の一例を、図7、図8に示すが、これより高緯度地方においては夏期に藻類の活動が活発になること、また一日の光合成量と呼吸量の差は小さく、藻類の成長に用いられる量(蓄積量)は、呼吸による物質の流れに比べれば、小さいことが解る。

ここにおいて Simonsen らは、酸素収支を考察すると同時に、光合成と呼吸に伴う CO₂ の収支について考察を加えている。

CO₂ は水和し、次のように解離して存在しており⁵⁻⁵⁾



この中で、大気と交換関係にあるのは CO₂ だけである。

CO₂ の大気との交換速度は、O₂ の交換速度に比べれば研究例が少なく、Simonsen らは Tsivoglou and Wallace^{T-6)}(1972)の研究結果を用い、O₂ の交換の場合の 0.87 倍であるとしている。この CO₂ の再曝気係数につい

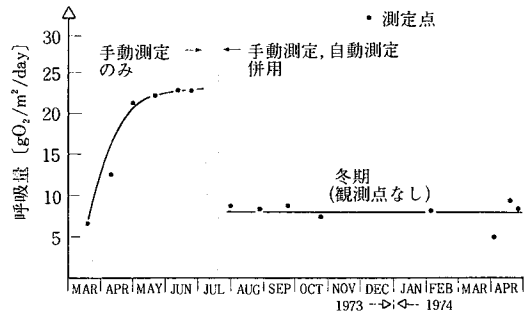


図7 Havelse 川河床の総生産量季節変化⁵⁻²¹⁾

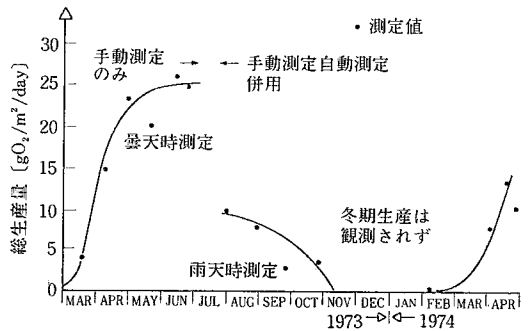


図8 Havelse 川河床付着物呼吸量季節変化⁵⁻²¹⁾

ては Schurr⁵⁻²²⁾(1977)も O₂ と CO₂ の分子拡散係数の比較より、ほぼ同様の推定を行っている。

Simonsen らの研究と Schurr らの研究は、従来 O₂ の収支だけで議論されていた河川における自浄量と光合成量の測定について、無機炭素の面からも確認しようと試みている。しかしながら、この両研究では、水中の IC(無機炭素)濃度は実測されておらず、pH の変動よりアルカリ度一定として推定しており、今後この部分は検討を加える必要がある。

しかしながら、これ等の研究においても、2-3-3 における研究と同様に自濁という側面は強調されておらず、光合成現象の定量的把握という面に中心が置かれている。

3-3 日本における自濁作用の研究

我国においては、1960 年代に入って下水道の整備が進められ、各地に活性汚泥処理など二次処理を行う下水処理場が建設された。これに伴い各河川の汚濁は改善されてきたが、1970 年代中頃になって BOD があるレベル以下には改善されない傾向が見え始めた。これは、我が国の河川が欧米の河川に比べて小河川であり、水深が浅く河床まで太陽光線が到達し易いため、高濃度の栄養塩を含んだ処理水が放流された場合、河床に大量の付着性藻類が繁茂し、これが剝離流下することにより、河川中で新たな BOD 源が発生することによって考えられる。

合葉^{A-1),A-2)}(1975)は、この現象を定量的に明らかにするために、東京西南部を流下する多摩川の中流域に

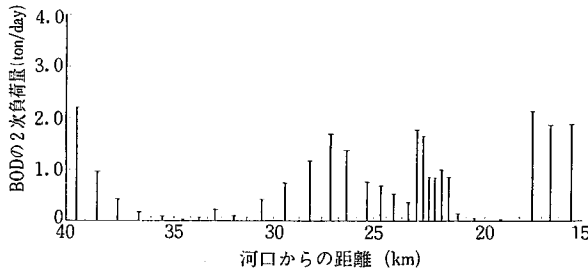


図9 多摩川のBOD 2次負荷量(河床附着性藻類の剥離による)

において、シミュレーションモデルを作成し検討を行った。ここで使用した基礎式は基本的には Streeter-Phelps Model の拡張であり、次のようなものである。

$$\frac{\partial L}{\partial t} = D_r \frac{\partial^2 L}{\partial z^2} - U \frac{\partial L}{\partial z} - K_1 L - K_3 L + \frac{K_4}{d} M + B_T \quad (18)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_r \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - U \frac{\partial C}{\partial z} - K_1 C + K_2 (C_s - C) - \frac{r}{d} M + \frac{I}{a + bI + cI^2} \cdot \frac{M}{d} + C_T \quad (19)$$

ここで M : 附着藻類量 [g/m^2]、 r : 藻類呼吸速度 [$go_2/gcell/s$]、 B_T : BOD 途中流入量 [g/m^3]、 C_T : DO 途中流入量 [g/m^3]、 d : 水深 [m]、 I : 河床における照度 [lux]、 a, b, c : 光合成に関する定数、 K_4 : 附着藻類による 2 次負荷速度 [$g/g/s$] このモデルの特徴は、BOD の負荷に対し K_4 の項を新設したことにある。この K_4 の項について合葉らは、1 日当たりの光合成による藻類の増加量が単位時間あたり平均的な速度で剥離しているとし、藻類の存在量を常に一定と仮定して推定を行っている。この研究において、藻類の河川各地点における存在量を実測し、これにより合葉らは図 9 に示されるような藻類による二次負荷が多摩川に存在していると推定している。この影響は、彼らのシミュレーションによると支流から流入する BOD 量に匹敵するとされ、河床附着性の藻類の成長を抑制することが、今後の河川浄化対策のポイントになることが指摘されている。

しかしながら、この附着性藻類の挙動については、現在までのところ植物プランクトンの研究に比して、極めて研究例が少なく、特に、その成長速度については若干の研究例^{(A-3)(A-4)(E-1)}があるだけである。また、剥離速度については、ほとんど研究がなされていない。そこで合葉ら⁽⁰⁻³⁾(1977) は引きつづき、多摩川に処理水を放流する下水処理場の処理水を人工水路に流し、そこに成育してくる藻類の増殖と剥離について観察を行っている。この結果の一例を図 10 に示す。これは夏期における実験の結果であるが、実際に下水処理水を浅い水路(水深 8~16 cm)に流すと藻類の増殖が観察されること、また 2 週間

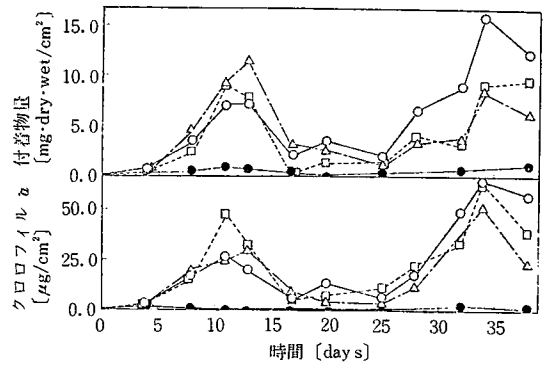


図10 人工水路河床附着生物量、クロロフィル a 量時間変化⁰⁻³⁾(1975.7/25~9/2)

	depth	Current velocity
○ (shallow)	9.0 cm	16.3 cm/s
□ (riffle)	8.0	45.0
△ (pool)	18.5	14.1
● (dark)	16.0	17.1

ほど経過すると剥離現象が顕著に見られることを報告している。

だが、この現象と前出の K_4 との関係については、この論文では触れられておらず、藻類の増殖過程を組み込んだ河川の自濁モデルの作成は今後の課題として残されている。

4. 結 言

以上、河川の自浄作用と自濁作用の研究について簡単に紹介したが、そのほとんどは数理モデルを作成し、これに用いるパラメーターを室内実験や水理模型実験を用いて決定し、これにより現象の説明を行ったものである。

しかしながら、これらの研究では実測値を説明することにその努力の大半が費やされ、河川全体の物質の流れのなかで、自浄作用や自濁作用がどのような役割を果たしているかを明らかにし、かつ物質の収支を実体論に基づく正当なモデルにより記述するという視点に欠けている。このため、現状の水質の説明は一応できて、長期の水質の予測という面では十分でない(例えば、沈殿物の性質と河床での酸素消費の関連にふれたものは、ほとんどなく、沈殿が続いた場合水質がどう変化するか、あるいは、降雨により流出した場合どうなるのかなどは予測がつかない)。

また、数理モデルの場合、生態系の遷移については従来考慮されていない。それゆえ、単にモデル中のある項を(例えば途中流入項)をパラメーターとして適宜調節するだけで、どれだけ正確な将来予測が出来ているかについては疑問が残る。

特に、河川附着性生物による自浄、自濁現象を定量的総合的に扱う場合、以上の二点を考慮したモデルを作成

することが今後の課題であると考えられる。

(1982年5月4日受理)

参 考 文 献

- A-1) 合葉ら；下水道協会誌, 12, no.131, 1, (1975)
 A-2) 合葉ら；下水道協会誌, 12, no.132, 26, (1975)
 A-3) 相崎；Jap. J.Limnol., 40, 10, (1979)
 A-4) 相崎；Jap. J.Limnol., 41, 225, (1980)
 B-1) Bathala, C.T., etal; J.Environ. Eng. Div. ASCE, EE6, 1049, (1979)
 C-1) Casapieri, P., etal; Water Research, 12, 1155 (1978)
 D-1) Dobbins, W.E.; J.Sanitary Eng. Div. ASCE, SA3, 53, (1964)
 E-1) Eloranta, P. and S. Kunras; Arch. Hydrobiol, 86, 27, (1979)
 E-2) Erdmann, J.B., etal; J.WPCF, 51 no. 1, 78, (1979)
 I-1) 市川；都市河川の環境科学, 培風館, (1980)
 I-2) 市川；環境科学研究報告集, B 75-S 504, 4, (1981)
 K-1) Knowles, G. and A.C. Wakeford; Water Research, 12, 1149, (1978)
 K-2) Kramer, G.R.; J.Environ. Eng. Div. ASCE, EE1, 77, (1974)
 M-1) Miller, J.E. and M.E. Jennings; J.Environ. Eng. Div. ASCE, EE4, 641, (1979)
 O-1) O'Connor O.J. and W.E.Dobbins; ASCE, Transaction, 641, (1956)
 O-2) Connor.D.J. and D.M.DiTro; J.Sanitary Eng. Div. ASCE, 547, (1970)
 O-3) Ohtake, H., etal; Jap. J. Limnol., 39, 163, (1978)
 O-4) 小倉；環境科学研究報告集, B 75-S 504, 31, (1981)
 P-1) Pence, G.D., etal; J.Sanitary Eng. Div. ASCE, SA2, 381, (1968)
 P-2) Phelps, E.B.; Stream Sanitation (1944)
 R-1) Rinaldi, S., etal; J.Environ. Eng. Div. ASCE, EE1, 75, (1979)
 R-2) Rutherford, J.C. and M.J. O'Sullivan; J.Environ. Eng. Div. ASCE, EE2, (1974)
 R-3) Rutherford, J.C.; J.Environ. Eng. Div., ASCE, EE4, 575, (1977)
 S-1) Schurr, J.M. and J.Richti; Limnol. and Oceanogr. 22, 208, (1977)
 S-2) Simonsen, J.F. and P.Harremoës; Water Research, 12, 477, (1978)
 S-3) Streeter, H.W. and E.B.Phelps; Public Health Bulletin, 146, (1925)
 S-4) 杉木；水質汚濁, 技報堂, (1974)
 S-5) Stumm, W. and J.J.Morgan; Aquatic Chemistry, Wiley, (1970)
 T-1) 手塚；環境汚染と生物II, 共立出版, (1972)
 T-2) Thackston, E.L. and P.A.Krenkel; J.Sanitary Eng. Div. ASCE, SA1, 65, (1969)
 T-3) Thomann, R.V., etal; J.Environ. Environ. Div. ASCE, EE3,699, (1974)
 T-4) 津田；汚水生物学, 北隆館, (1964)
 T-5) 津田；水質汚濁の生態学, 公害対策技術同友会 (1972)
 T-6) Tsivoglou E.C. and J.R. Wallace; Report prepared office of Research and Monitoring V.S. Environmental Protection Agency, Washington (Report No. EPA-R-3-72-012), (1972)
 V-1) Vladimir, N. and P.A. Krenkel; Water Research, 9, 233, (1975)
 W-1) Whrmann, K.; Water Pollution Microbiology, Wiley-Interscience, 119, (1972)
 Y-1) 山崎, 小倉；水質汚濁学会, 第16回, B-101(1982, 東京)

