

水質汚濁制御における biokinetics の展開

松 井 三 郎*

水質汚染の解明と制御方法の開発を行う場合、生物の役割に対する認識とその利用を避けておることのできないことは自明のこととして理解されるようになった。一般に、生物体と物質との間にみられる物質移動、物質代謝の動的機構を総称して biokinetics (微生物の動力学) とよんでいる。水質汚染制御に登場する微生物の働きを把握することは、とりもなおさず汚染物質と微生物との間に繰り広げられる biokinetics を解明することにほかならない。

衛生工学の分野で応用される biokinetics は、河川湖沼の自浄作用機構や、下水廃水処理にみられるさまざまな生物処理機構等に展開されている。biokinetics の対象レベル(分子、酵素、細胞、微生物集団)によって、biokinetics が展開される場(水系、各種生物処理装置)によって、また、着目する汚染物質(有機物質、無機物質)によっても現在提示されている biokinetics のモデル式は相当多数にのぼるが、主として水質汚染制御で展開されている biokinetics について解説を試みる。

1. Biokinetics の基礎理論

現在 biokinetics にみられる様々なモデル式は、主として次の三つの分野の基礎理論と関連している。すなわち、(1) 化学反応速度論、(2) 酵素反応速度論、および

(3) 絶対反応速度論である。

(1) 化学反応速度論

化学反応速度論の扱う主題は、化学反応の速度と速度を支配する諸要因である。これらの要因のうちもっとも重要なものは、濃度、圧力および温度である。なかでも濃度(圧力は同様の取扱いが可能)に依存する速度則については、現象論的経験則として整理されており、温度依存による速度論は、絶対反応速度論で展開される。

(a) 反応次数と反応速度形式

ある種の反応では、反応速度は原料濃度の数乗に比例する。もし速度 v が 1 つの反応成分の濃度 c と速度定数 k との間に次の関係が成立するならば、

$$v = kc \dots\dots\dots(1)$$

反応は 1 次であるという。2 次反応は次の 2 つの場合に使われる。

第 1 は、速度が単一成分の濃度の自乗に比例する反応、

$$v = kc^2 \dots\dots\dots(2)$$

であるもの。

第 2 は、速度が 2 種の反応原料のそれぞれの濃度の積に比例する。

$$v = kc_{AC}B \dots\dots\dots(3)$$

このような状況を一般化して、反応速度が反応体 A の濃度の α 乗、 B の β 乗、…に比例するとき、

$$v = kc_A^\alpha c_B^\beta \dots\dots\dots(4)$$

* 正会員 工博 金沢大学助教授 工学部建設工学科

であれば、反応は A について α 次、 B について β 次であるという。そして反応の全次数は、

$$n = \alpha + \beta + \dots \quad \dots\dots\dots (5)$$

となる。

(b) 反応の微分型

以上の反応形式を微分型表示を行うと次のようになる。1 次反応は形式的に、



と書ける。反応の始まり ($t=0$) では A の濃度は a 、 P の濃度は 0 であるとする。時間 t を経たとき P の濃度を x とすると、 A の濃度は $a-x$ となる。

$$\frac{dx}{dt} = k(a-x) \quad \dots\dots\dots (6)$$

$$x = a(1 - e^{-kt}) \quad \dots\dots\dots (7)$$

もとの物質 A の半量が消滅するのに要する時間を半減期とよぶが、半減期 τ と速度定数 k との間には簡単な関係があり次のようになる。

$$\tau = \frac{1}{k} \ln 2 = \frac{0.693}{k} \quad \dots\dots\dots (8)$$

2 次反応では 2 つの場合が考えられるが、反応体がただ 1 種類のときは、 $2A \rightarrow P$ と模式的に示され、2 種類の物質間の反応では、 $A+B \rightarrow P$ で示される。しかし A, B の初期濃度が等しい場合は第 1 の場合に帰着する。

$$\frac{dx}{dt} = k(a-x)^2 \quad \dots\dots\dots (9)$$

$$\frac{x}{a(a-x)} = kt \quad \dots\dots\dots (10)$$

半減期は、

$$\tau = \frac{1}{ak} \quad \dots\dots\dots (11)$$

速度が 2 種類の物質の濃度に比例し、これらの物質の初期濃度が等しくないときは、

$$\frac{dk}{dt} = k(a-x)(b-x) \quad \dots\dots\dots (12)$$

$$\frac{1}{a-b} \ln \frac{b(a-x)}{a(b-x)} = kt \quad \dots\dots\dots (13)$$

この場合半減期という概念は、2 つの初期濃度が違うことから使えない。

一般に初期濃度が皆同じであるような n 次の反応では、一般的速度式として、

$$\frac{dx}{dt} = k(a-x)^n \quad \dots\dots\dots (14)$$

$$\frac{1}{n-1} \left[\frac{1}{(a-x)^{n-1}} - \frac{1}{a^{n-1}} \right] = kt \quad \dots\dots\dots (15)$$

半減期は、

$$\tau = \frac{2^{n-1} - 1}{(n-1)ka^{n-1}} \quad \dots\dots\dots (16)$$

ここで注意しなければならないのは、反応体の濃度依存性が簡単な次数にならない場合が多くあることである。このことは後述する有機物の除去反応でもみいだす

ことができる。

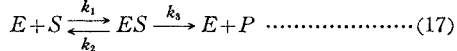
(c) その他の反応

化学反応でその他に、正逆両方向に進行する反応、平行反応や連続反応などの様々な場合があり、それぞれに微分型の展開がみられる。

(2) 酵素反応速度論

酵素は生体内で生産され、生体内で起こる化学反応(物質代謝)の各段階で触媒作用を営み、反応速度を律する重要な役割を占めている。したがって、酵素反応速度論を応用した biokinetic model は、水質汚染制御の生物処理分野で多く展開される。もっとも基礎となる速度論は、Michaelis-Menten (1913) 式である。

競合のない、単一基質 (S) に対する酵素 (E) の作用で、まず、酵素-基質複合体 (ES) が生成し、この複合体から反応産物 (P) を生ずる。このときに酵素は再びもとの状態に戻り、再び同一様式で反応を触媒する。



速度式は次のようになる。() は濃度を示す。

$$\frac{d(E)}{dt} = (k_2 + k_3)(ES) - k_1(E)(S) \quad \dots\dots\dots (18)$$

$$-\frac{d(S)}{dt} = k_1(E)(S) - k_2(ES)$$

$$= \frac{d(P)}{dt} = k_3(ES) \quad \dots\dots\dots (19)$$

$$\frac{d(ES)}{dt} = k_1(E)(S) - (k_2 + k_3)(ES) \quad \dots\dots\dots (20)$$

反応が定常状態になった場合、 $d(E)/dt = d(ES)/dt = 0$ となり、式 (18) あるいは式 (20) から、

$$(ES) = \frac{k_1(E)(S)}{k_2 + k_3} \quad \dots\dots\dots (21)$$

が得られる。 $t=0$ での E, S の濃度をそれぞれ $(E)_0, (S)_0$ と記し、一般的に酵素反応では $(E)_0 \ll (S)_0$ の状態にあることを考慮して近似的に次のように書ける。

$$(E)_0 = (E) + (ES) \quad \dots\dots\dots (22)$$

$$(S)_0 = (S) + (P) \quad \dots\dots\dots (23)$$

式 (22) を式 (21) に代入して、

$$(ES) = \frac{k_1(E)_0(S)}{k_3 + k_2 + k_1(S)} \quad \dots\dots\dots (24)$$

次に式 (19) から、

$$-\frac{d(S)}{dt} = \frac{d(P)}{dt} = \frac{k_1 k_3 (E)_0 (S)}{k_3 + k_2 + k_1(S)} \quad \dots\dots\dots (25)$$

ここで、 $K_m = k_2 + k_3 / k_1$ を用いれば、

$$-\frac{d(S)}{dt} = \frac{k_3 (E)_0 (S)}{K_m + (S)} \quad \dots\dots\dots (26)$$

式 (26) の右辺の分子分母を (S) で割ると、

$$-\frac{d(S)}{dt} = \frac{k_3 (E)_0}{1 + \frac{K_m}{(S)}} \quad \dots\dots\dots (27)$$

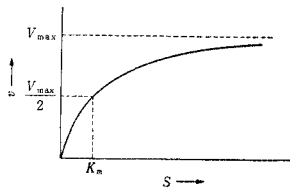


図-1 Michaelis-Menten の関係

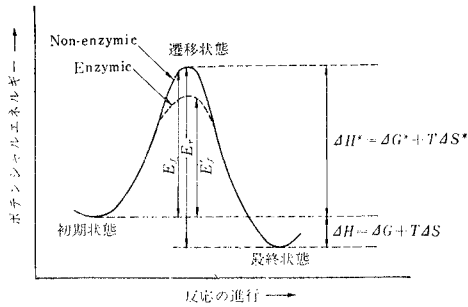


図-2 ポテンシャルエネルギー論による酵素の役割

いま $S \rightarrow \infty$ を仮定すると最大速度 V_{\max} は、

$$-\frac{d(S)}{dt} = V_{\max} = k_3(E)_0$$

であるから、式 (26) は次のようになり、

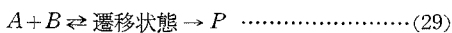
$$-\frac{d(S)}{dt} = \frac{V_{\max}(S)}{K_m + (S)} = v \quad \dots\dots\dots (28)$$

式 (28) を Michaelis-Menten 式という。また K_m を Michaelis 定数という。(S) と v の関係は 図-1 となる。酵素反応速度論はこの他、競争、阻害、可逆反応等様々な展開がある。

(3) 絶対反応速度論

化学反応をより本質的な機構面から考察するために、分子論的取り扱いがなされているが、そのなかで分子の衝突運動理論は、現在のところ biokinetics のレベルまでに発展関連づけることはないために省略し、biokinetics でみられる反応速度の温度依存性を説明するための基本的な理論として絶対反応速度論を簡単に紹介する。

Michaelis-Menten 酵素理論の酵素-基質複合体と必ずしも完全に一致しないが、絶対反応速度論において 図-2 に説明されるような遷移状態の存在がいわれている。この図において酵素の存在はある反応が進行するのに越えなければならないポテンシャルエネルギーの障壁の高さを低下させ、反応が前進する場合と逆方向の場合とも E_f から E_f' に活性化エネルギーの障壁を低下させる。



$E = E_f - E_r$ の値は、生物化学反応では反応熱 ΔH とほぼ等しくなる (後で説明)。

遷移状態を形成する平衡係数 K^* は次のようになる。

$$K^* = \frac{c^*}{c_A c_B} \quad \dots\dots\dots (30)$$

ここに、 c^* は遷移状態にある物質の濃度、 c_A, c_B はそれぞれ式 (29) の物質 A, B の濃度。

絶対反応速度論によると次の関係が成立する。

$$k_r c_A c_B = \frac{c^* k T}{h} \quad \dots\dots\dots (31)$$

ここに、 T は絶対温度、 k_r は生産物 P を生成する反応速度定数、 k は Boltzman 定数、 h は Plank 定数である。式 (30) と式 (31) から、

$$k_r = \frac{k T}{h} \cdot \frac{c^*}{c_A c_B} = \frac{k T}{h} \cdot K^* \quad \dots\dots\dots (32)$$

平衡定数 K は、自由エネルギーの変化量 ΔG と次のように関係づけられる。

$$\Delta G^* = -RT \ln K^* = \Delta H^* - T\Delta S^* \quad \dots\dots\dots (33)$$

R は気体定数、 ΔS^* は活性化に伴うエントロピーの変化量、 ΔH^* は活性化の反応熱量である。

式 (32) と式 (33) から、

$$\Delta G^* = -RT \ln \frac{k_r h}{k T} = \Delta H^* - T\Delta S^* \quad \dots\dots\dots (34)$$

$$k_r = \frac{k T}{h} e^{\Delta S^*/R} e^{-\Delta H^*/RT} \quad \dots\dots\dots (35)$$

ここで、 ΔS は温度依存性がないと仮定すると、

$$\frac{d \ln k_r}{dT} = \frac{\Delta H^*}{RT^2} + \frac{1}{T} = \frac{\Delta H^* + RT}{RT^2} \quad \dots\dots\dots (36)$$

$$\Delta H^* + RT = E \quad \dots\dots\dots (37)$$

E は、Arrhenius (1889) の経験則において定義されている活性化エネルギーであり、反応速度定数 k_r の温度依存性が次式で説明される。

$$\frac{d \ln k_r}{dT} = \frac{E}{RT^2} \quad \dots\dots\dots (38)$$

ここで E が ΔH にほぼ等しくなる点を説明すると、ほとんどの生化学反応は、300°K 近辺で行われるから RT の値は約 $1987 \times 300 = 600$ cal/mole になる。一方、 ΔH は通常 10 000 cal/mole 以上である。したがって、式 (36) は式 (38) と等価になり、

$$k_r = \frac{k T}{h} e^{\Delta S^*/R} e^{-E/RT} \quad \dots\dots\dots (40)$$

で与えられる。ここで反応速度定数 k_r は生物化学反応における over-all な酵素の活性度をあらわすことになる。温度変化させて k_r の値を求めることにより、活性化エネルギー E あるいは、エントロピー ΔS^* を推定することができる。

2. 水質汚濁制御における biokinetics の展開

衛生工学で展開されている biokinetics は種々あるが、そのうち代表的なものとして、(1) BOD 反応、(2)

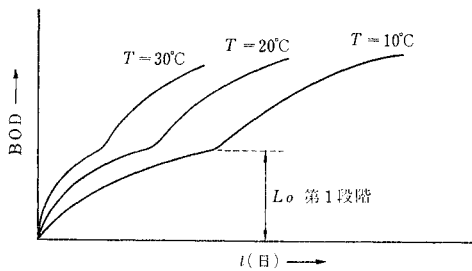


図-3 BOD 反応曲線

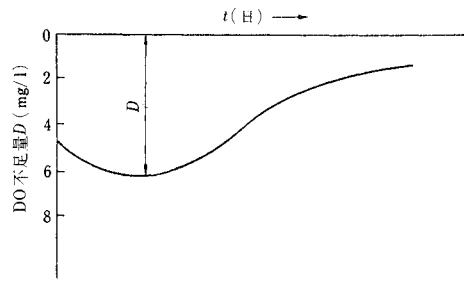


図-4 溶存酸素垂下曲線

河川の自浄作用機構, (3) 活性汚泥の biokinetics, および, (4) その他の生物処理システムの biokinetics を述べる。

(1) BOD 反応

水中の有機物質を, 溶存酸素の存在下で好気性微生物が酸化・分解する場合, 溶存酸素が消費される。有機物質の量に比例してこの酸素消費量が增大することから, 有機物質による水質汚染の指標として生物化学的酸素要求量 (biochemical oxygen demand BOD) が使用されている。BOD 反応は有機物質と溶存酸素を利用する一種の biokinetics とみることができる。図-3 に BOD 試験の経過時間と BOD 値を示してあるが, 炭素系有機物質が主として酸化される第 1 段階の曲線は, 化学反応の 1 次反応形式でもって近似することが可能である。すなわち, 時刻 t において残存している BOD 物質量を L [mg/l], $t=0$ において存在していた BOD 物質量を L_0 [mg/l] とすると, L, L_0, t の関係は次式で表わせる。

$$\left. \begin{aligned} L &= L_0(1 - e^{-Kt}) \\ &= L_0(1 - 10^{-kt}) \\ k &= 0.4343 K \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots(41)$$

K または k は脱酸素速度定数 (deoxygenation rate constant) とよび, 単位として (1/日) であらわす。 K, k の値は分解される有機物質の種類と微生物種によっても変わる。また温度依存性が強く, 絶対反応速度論のところでも説明した Arrhenius の法則にほぼ従うと考えられる。

(2) 河川の自浄作用機構

有機汚染物質が河川に流入した場合, 水中の溶存酸素を消費する形で微生物によって酸化分解されていく。微生物による酸素消費と大気中から河川水に補給される酸素の間に成立する溶存酸素 (DO) の変化について, Streeter-Phelps の古典的な公式がある。水中の溶存酸素濃度は水質指標としてきわめて重要であることから, 衛生工学で古くから研究されてきているテーマである。Streeter-Phelps 式を簡単に紹介すると次のようにな

る。

河川に流入した有機汚染物が完全に混合して, 一様な流れとして流下する。単位体積の水中に存在する有機物の酸素要求量 (BOD と考えてよい) を L [mg/l], 脱酸素速度定数を K_1 [1/日] とすると, L の時間的变化率は,

$$dL/dt = -K_1 L \dots\dots\dots(42)$$

であるから, $t=0$ で $L=L_0$ を入れて,

$$L = L_0 e^{-K_1 t} \dots\dots\dots(43)$$

が得られる。

河川中の溶存酸素濃度の飽和値からの不足量を D [mg/l] とすれば, 不足量に比例して大気から酸素が供給されて, 不足量の時間的变化率は,

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \dots\dots\dots(44)$$

となる。 K_2 は再曝気係数とよばれて, 式 (42) と式 (44) から,

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} \dots\dots(45)$$

ここに D_0 は $t=0$ における D の値である。不足量 D のプロファイルは溶存酸素垂下曲線として 図-4 に示される。結局 Streeter-Phelps 式は, BOD 反応と再曝気反応を組み合わせた河川という大きなスケールでの一種の biokinetics と理解することが可能である。Streeter-Phelps 式はさらに改良されて, 光合成の影響, 底泥の酸素消費等の要因が加わっている。

(3) 活性汚泥法にみられる biokinetics

biokinetics の展開がもっとも多く試みられ, また利用されているのが活性汚泥法の分野である。活性汚泥による有機物質除去と汚泥増殖の関係についてもっとも基本となる式は Monod の式であり, Heukeljian の提示した活性汚泥の自己酸化の式である。さらに最近では, より基礎的なモデル化を行い, 例えば有機物質 (基質) が, 微生物細胞に吸着, 貯蔵される機構とさらに酸化分解される機構の二つの関係として取り扱うなどの試みがあるが, ここでは解説を割愛する。

(a) Monod の単細胞生物増殖式

Monod の研究において, ケモスタット (連続培養器)

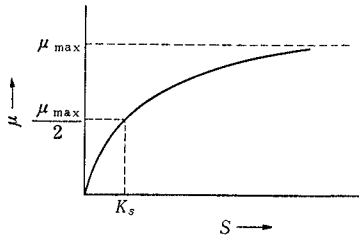


図-5 比増殖速度 μ の基質濃度 S に対する依存性

を利用したバクテリアの増殖実験で、単一基質とバクテリアの増殖の関係が図-5 のようになることをみだした。この図は、Michaelis-Menten 式から導かれる図-1 の関係と同様に考えられることを Monod は確認し、次式を定立した。

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m \cdot \left(\frac{S}{K_s + S} \right) X \quad \dots\dots\dots(46)$$

ここに、 X ：単位体積中の細胞量、 S ：基質濃度、 μ_m ：基質濃度に制限がないときの最大増殖速度、 K_s ：最大増殖速度の半分の比増殖速度が観察される基質濃度比増殖速度 μ は、

$$\mu = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} = \frac{d \ln X}{dt} \quad \dots\dots\dots(47)$$

で定義され、増殖が対数的であり現存量に比例する。

比増殖速度 μ と細胞量が2倍になる時間 t_d との間に、

$$t_d = \ln 2 / \mu = 0.693 / \mu \quad \dots\dots\dots(48)$$

なる関係がある。

(b) Monod の式の応用と汚泥自己酸化の修正

Monod の式を活性汚泥の biokinetics に応用する際に、気をつけなければならない点は、第1に除去対象となる基質が一般に単一ではなく多数になること、第2に、活性汚泥を構成する微生物は、単一種のバクテリアではなく、多数の種で構成された競合、拮抗、共存等の関係がある集団であることである。第1の点に関しては、従来から多基質を統一的な BOD (あるいは COD) という指標であったかも単一基質のごとき工学的取扱いを行って、それなりの成果をおさめてきている。第2の点に関しては、学問的解明がほとんどない状態である。しかしながら、基質組成が大きく変動しない都市下水や有機性廃水で、活性汚泥が十分に馴致された段階 (活性汚泥構成の微生物集団の生態系が安定した段階) では、Monod 式に準ずる形で基質と活性汚泥の間に biokinetics が成立することが多くの実験で確かめられている。

さらに Monod 式を適用して活性汚泥増殖と基質除去の関係を正確に成立せしめるためには、Heukelkion 等によって確立されてきた活性汚泥の自己酸化による減少の影響を考慮しなければならない。すなわち、次式で示される関係が成立する。

$$\frac{dX}{dt} = a \frac{dS}{dt} - bX \quad \dots\dots\dots(49)$$

ここに、 a ：汚泥転換係数、 b ：自己酸化係数

この式中の基質除去速度を示す dS/dt は、Monod のバクテリア増殖式を次式のように転換して表現する。

$$\frac{dS}{dt} = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \cdot X \quad \dots\dots\dots(50)$$

式 (50) の基質除去速度を表わす式に Monod 式を利用することが現在一般に利用されている。したがって、式 (49) は式 (50) を代入して、

$$\frac{dX}{dt} = \frac{a\mu_m S}{K_s + S} X - bX \quad \dots\dots\dots(51)$$

式 (50) の基質除去速度については、次のような取扱いが可能である。すなわち、もし基質濃度が十分に高く活性汚泥の増殖に制限とならなければ、 $S \gg K_s$ と考えられて、

$$\frac{dS}{dt} = \mu_m X \quad \dots\dots\dots(52)$$

となりこれは、零次反応式になる。逆に基質濃度が低くて $S \ll K_s$ ならば式 (50) は、

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_m}{K_s} \cdot S \cdot X \quad \dots\dots\dots(53)$$

となって1次反応式となる。

一般に、産業廃水中の基質種類が多く組成が不安定なことから、 μ_m 、 K_s の値はさまざまに変化し総合的な値として平均的な値 K_a を与え、基質除去速度は、1次反応か擬似1次反応あるいは擬似2次反応で表わされることがある。1次反応の場合結局、

$$\frac{dS}{dt} = -K_a \cdot S \cdot X \quad \dots\dots\dots(54)$$

$$\frac{S}{S_0} = e^{-K_a X t} \quad \dots\dots\dots(55)$$

あるいは、

$$\frac{S}{S_0} = \frac{1}{1 + K_a X t} \quad \dots\dots\dots(56)$$

となる。

活性汚泥システムでさらに重要な点は、システムが流動状態であるため、流入基質と活性汚泥の混合の特性によってシステムを記述する kinetics が違ってくる点である。移動現象論の分野で、この点が展開されているのでここでは説明を省略するが、例えば、流入基質と活性汚泥がいわゆる完全混合型で混合する場合、あるいは押し出し流れ系 (plug flow) で混合する場合、あるいはその中間的なステップエアレーション型で混合する場合によって、それぞれのシステムを記述する kinetics は違ってくる。

(c) 生物処理システムの反応速度係数の温度依存性

絶対反応速度論のところ、反応速度係数の温度依存性を説明したが、工学的に温度依存性を表現する場合、現在もっともよく用いられる方法は次式による。

$$K_T = K_{20^\circ C} \theta^{(T-20)} \quad \dots\dots\dots(57)$$

表-1 生物処理システムにおける温度係数 θ の値

生物処理システム	θ
活性汚泥法	1.0
F/M 比 < 0.5 kg BOD/day/kg MLSS	1.0~1.04
F/M 比 > 0.5	1.035
散水ろ床	1.035
好気性ラグーン	1.07~1.08
好気性-通性ラグーン	1.056(20~30°C)
BOD 反応	1.135 (4~20°C)

式 (40) と比較すると式 (57) は厳密に等価なものとなっていないが、生物処理システムの流入基質が多種多様であり、生物自身も多数種集団であることから、式 (57) のような取扱いで現在のところ実用化されている。表-1 に種々の生物処理システムの温度係数 θ を示しておく。

(4) その他の生物処理システムの biokinetics

生物処理システムは、まず好気性システムと嫌気性システムに大きく分類できる。いままで述べてきた BOD 反応、河川自浄作用機構および活性汚泥システムはすべて好気的なシステム（酸素の存在下において有機物質を酸化分解し無機化する）である。また一方で嫌気的処理法の一つとして従来から利用されてきたし尿消化法は、発酵工学が古くから開拓してきた fermentation 技術の一応用とも解釈できる。

さらに生物処理システムを分類する別の方法として、従属栄養型システムか、独立栄養型システムかという見方がある。有機物質を好気性であれ嫌気性であれ分解する過程でエネルギーを獲得し、細胞増殖の物質を同時に得るものは、従属栄養型生物システムになる。独立栄養型生物の一例は、藻類が光エネルギーを獲得して CO_2 , H_2O その他の無機栄養塩類を摂取して増殖するシステムである。最近水系の富栄養化問題で窒素分の挙動が重要になっているが、窒素の酸化還元作用を行う微生物は、酸化還元過程でエネルギーを獲得し、別に有機物質を細胞増殖の材料に利用する化学的独立栄養型の生物システムである。

(a) 散水ろ床の biokinetics

活性汚泥法とならんで、下水産業廃水の好気的処理法として実用されているものに散水ろ床法がある。この方法は微生物集団がろ床に固着し廃水のみが通過する方法で、固定ろ床式の一つである。現在もっとも一般的に利用されている kinetics は次式で表現される。

$$\frac{S}{S_0} = e^{-kA_0 m D / Q^n} \dots\dots\dots (58)$$

ここに、 k は反応速度係数、 S_0 は流入基質濃度、 A_0 はろ材表面積、 D はろ床深さ、 Q は負荷水量、 m, n は

実験定数である。もし処理水の一部 R が流入水と返送混合されるような場合、返送比 N は R/Q で得られ、その影響により式 (58) は次式になる。

$$\frac{S}{S_a} = \frac{e^{-kA_0 m D / Q^n}}{(1+N) - N e^{-kA_0 m D / Q^n}} \dots\dots\dots (59)$$

ここに S_a は、流入水と返送水の混合した値である。

(b) 嫌気性処理法の biokinetics

高濃度有機性廃水やし尿廃水、活性汚泥の余剰汚泥等は、嫌気性処理がよく行われている。嫌気性分解は、有機物質が酢酸やプロピオン酸等にまで分解される酸発酵と、これらの酸がメタン生成バクテリアによってメタンガスを発生するメタン発酵の2段階に大別される。実際のプロセスは一つの反応槽内でこれらの段階が同時に進行しているが、メタン生成の速度が遅いことから、全体の反応速度を律する。有機質の除去に関する kinetics は、活性汚泥の場合と同様な取扱いができて、

$$\frac{dS}{dt} = -K \cdot S \cdot X \dots\dots\dots (60)$$

あるいは、反応槽が完全混合型の場合、

$$\frac{S_0 - S_e}{X \cdot t} = K \cdot S_e \dots\dots\dots (61)$$

ただし、 S_e は流出水有機質濃度である。汚泥増殖の関係式は活性汚泥の場合とは違って、実験式として次式を使用する場合がある。

$$\frac{S_0 - S_e}{X} = \frac{1}{a} + \frac{b}{a} t \dots\dots\dots (62)$$

ここに、 a, b は室内実験やパイロットプラントでそれぞれ与えられた基質に対して求まる実験値である。

(c) 硝化作用の biokinetics

有機物の分解によって放出された NH_4^+ は、Nitrosomonas によって NO_2^- に酸化され、連続してさらに Nitrobacter によって NO_3^- に酸化される。これらの反応を硝化作用とよんでおり、活性汚泥の曝気槽や河川湖沼において進行している。現在第三次処理として硝化・脱窒のプロセスの開発が行われているが、工学的にみて定式化される kinetics の確立はまだない。しかしながら、いままでみてきたように硝化作用の連続反応は、Monod 式を基礎に展開することが可能である。河川、湖沼などでみられる硝化作用については、次式のような提案もある。

$$dc/dt = \pm KC (N - C) \dots\dots\dots (63)$$

ここに、 C : アンモニアか亜硝酸濃度、 N : 最初に存在する濃度、 K : 反応速度係数。解は次式のようになる。

$$C = \frac{N}{1 \pm e^{KN(\alpha - t)}} \dots\dots\dots (64)$$

ここに、 α は反応が半分進行するに必要な時間をあらわす。また式 (63) のかわりに次のような1次反応式で

も表現することができる。

$$\frac{dC}{dt} = -K(N-C) \dots\dots\dots (65)$$


$$C = N \left(1 - \frac{e^{-Kt}}{2} \right) \dots\dots\dots (66)$$

ただし、 $t=0$ において $C=N/2$ である。

参 考 文 献

- 1) Laidler, K.J. : Reaction Kinetics, Vol. 1, Homogeneous Gas Reactions, Pergamon Press (1963).
- 2) Laidler, K.J. : Reaction Kinetics, Vol. 2, Reaction in Solution, Pergamon Press (1963).
- 3) Aiba, S., Humphrey, A.E. and Millis, N.F. : Biochemical Engineering, University of Tokyo Press (1964).
- 4) Eckenfelder, W.W., Jr. : Industrial Water Pollution Control, McGraw-Hill Book Company (1966).
- 5) Eckenfelder, W.W., Jr. : Water Quality Engineering for Practicing Engineers, Barnes & Noble (1970).
- 6) Fair, G.M., Geyer, J.C. and Okun, D.A. : Water and Waste Water Engineering, Vol. 1, 2, John Wiley & Sons, Inc. (1966).
- 7) 合田 健 : 「水質工学—基礎編」丸善株式会社 (1975).
- 8) 小倉安之 : 「酵素学の基礎」朝倉書店 (1967).

(1976.3.3・受付)



**マーク
は語る**

首都高速道路公団

首都高速道路公団が発足したのは昭和34年、このマークが制定されたのは3年後の昭和37年である。
昭和37年といえば、首都高速道路の

京橋一芝浦間、約4.5kmが初めて供用開始されたときで、東京オリンピックを2年後にひかえ槌音勇しく、高速道路建設が進められ、公団職員の意気が大に上がっているときでした。

職員間に公団マークを求める声があり、職員の応募作品の中から、寺本義男氏（当時公団職員、現在住友重機械工業）のものが選ばれました。

現在は、ヘルメット、作業服などに付けられ公団職員に親しまれています、この作品の意図は、首都高速道路の構造物のうちもっとも多くの部分を占めてい

る高架橋のラーメン橋脚をアレンジしたもので、いまでこそ見なれた構造となってしまう高架橋も、昭和37年当時は市街地の道路の中央に、次々とできあがっていくラーメン橋脚の立ち並ぶ姿は未来像をみるような感慨を市民に与えたものでしたが、作者は、そんなラーメン橋脚のある夕べ、公園の帰りに歩道にたたずみ眺め、その幾何学的美しさに打たれてデザインしたとのことでした。

(大内 雅・記)

骨組構造解析法要覧

成岡昌夫・中村恒善共編 A5・480頁 ¥10000
骨組構造解析を中心とした構造解析学における最近の発展とその成果をまとめた。各細分化分野の現況把握と評価、全体についての総括と展望を行う。新しい研究開始の手引としてまた必要な文献の探索用として有用な書。

有限要素法の理論

G.ストラング・G.J.フィックス共著
三好哲彦・藤井 宏共訳 A5・344頁 ¥3900
本書は、すでにわが国においても専門家の間で大きな反響を呼んでいる名著の完訳である。有限要素法の数学的理論面を取り扱った本としては世界でも最初のものであり、数学者のみならず、技術者にも広くおすすめしたい。

〒102 千代田区
九段南4-3-12
Tel(03)262-5256
振替東京4-44725

培風館

破壊力学と材料強度講座

木原 博監修 全17巻 5月より刊行
破壊力学の最近の発展は著しい。本講座は各学会の権威の方にお願ひして、関連分野の研究者、技術者にこの新しい工学的な方法を紹介する。即ち、ぜい性破壊、疲労、環境強度のみならず、延性破壊やマイクロな破壊機構を追求して、それらを設計に援用し、材料や構造物の安全をはかるものである。

1 線形破壊力学入門

岡村弘之著 A5・240頁 ¥2800 / 5月刊
応力拡大係数とエネルギー解放率によって、亀裂と破壊に至る過程の定量的な取扱いを説き、小規模降伏、不静定構造への応用を示す。さらに種々の破壊現象への線形破壊力学適用の工学的有用性を述べる。巻末に弾性論入門を付す。

2 き裂の弾性解析と応力拡大係数

石田 誠著 A5・240頁 ¥3500 / 6月刊
応力拡大係数は、線形破壊力学の基礎となる重要な概念であるが、本書は、これについて平易に説き、き裂先端近傍の力学的環境条件を定量的に取り扱う手法を述べる。さらに実用の便を考え、基本的で重要な資料を紹介した。

14 多結晶体の強度と破壊

大南正瑛・塩沢和章共著 A5・272頁 ¥3500 / 6月刊
多結晶金属材料の塑性変形や疲労破壊における力学的挙動を研究する上での基本概念を平易に解説したもので、マイクロな構造や性質とどう関連づけられているかを、結晶塑性学および連続体力学の理論と実験的検証の立場から述べた。