<論 文>

効率と安定性を指標とする

曝気槽への廃水分配方式の評価

Optimal Allocation Scheme of Feeding
Wastewater into Aerators乙 間 末 広*, 内 藤 正 明*, L.T.FAN**
Suehiro OTOMA Masaaki NAITO

Abstract

Optimal allocation scheme of feeding wastewater into aeration vessels is studied. So far a very few works have quantitatively evaluated advantages (or disadvantages) of modifying feeding scheme of inlet wastewater despite the long and practical use of step aeration processes. The evaluation herein is made based on the two criteria, i.e., "time average treatment efficiency" and "stability of time variation of effluent quality".

The result implies the followings:

- (1) The conventional way of step feeding is not always advantageous in terms of the above two criteria.
- (2) The performance of aeration vessels is improved only by the optimized feeding scheme.

Needed now is to accumulate practical data to ascertain the present numerical analysis.

は じ め に

曝気槽は活性汚泥プロセスにおいて中心的な役割を果たしている単位装置であり、この特性がプロセス全体の性能を支配する重要な因子であることはすでに認識されているところである。したがってこの曝気槽の設計や運転操作についてこれまで種々の改良工夫が加えられ、いくつかの変法プロセスが生まれている。しかしこれらの改良はほとんど過去の経験にもとづいて提唱されたものであり、現在までのところその得失に対する定量的な裏付けが得られている段階にはない。これにはいくつかの理由が考えられるがその最大のものは曝気槽内の汚水処理メカニズムが複雑で、数式的な取扱いが可能なほどまだ現象解明が進んでいないことであろう。

本報は曝気槽の変法操作、特にステップエアレーションに見られる廃水の分配注入方式が曝気槽の特性にどの

ような影響を与えるかを数式モデルに基づいて検討したものであるが、このように廃水処理プロセスに対して不十分ながら、現在得られる範囲のデータで数式モデルを作成し、この解析結果からなんらかの情報を得ようという研究はこれまでも内外で続けられている^{1),2)}。もちろんこの種の研究の意義と限界については慎重な考慮が必要であり、最も注意すべきは結果そのものが実用に直結しうる保障の無いことである。しかし一方「定性的にはあるが追試するに足る結果を示唆することがある」ことや「結果が非現実的である場合、数式モデルに欠点と考えられるので、このことが現象解明に当たってどの部分をしらべるべきかに一つの手掛りが得られる」ことがこの種の数値解析の意義といえよう。

*国立公害研究所 300-21茨城県筑波郡谷田部町大字館野, Department of Systems Analysis and Planning, National Institute for Environmental Studies P.O. Yatabe, Tsukuba, Ibaraki 300-21

**カンサス州立大学, Department of Chemical Engineering, Kansas State University Manhattan, Kansas 66506 U.S.A.

1. 対象と問題設定

曝気槽における污水浄化原理は好気性微生物群（活性汚泥）の代謝分解・増殖機能を曝気により促進することにより、污水中に含まれる有機物（基質）の好気性分解を速かに進行させるものであり、したがってこの浄化機構に關与する三大因子は活性汚泥、基質、溶存酸素である。曝気槽には最初沈殿池から送られてくる污水と最終沈殿池から返送されてくる活性汚泥が混合流入し、連続的な曝気をうけつつ流下し、流出していく。標準活性汚泥法（Fig. 1-a）では污水も返送汚泥も曝気槽最前部に一括注入されるが、ステップエアレーションのような注入方法の異なる各種変法も提案され、実用化されている。

ステップエアレーション法はわが国の下水処理に多く採用されている活性汚泥法の一変法であり、污水を曝気槽内流下方向に分割注入される（Fig. 1-b）。ところでこの変法の利点については以下の三点が主なものとして一般に認められている³⁾。

- (1) 曝気槽全域において酸素消費速度が均一となり、処理効率が向上する。
- (2) 污水の水量・水質に急激な変動があっても活性汚泥に与えるショックは比較的少なく安定した処理水がえられる。
- (3) 曝気槽出口における MLSS が低く、最終沈殿池での汚泥分離が容易である。

しかし、これらの利点は、主として経験にもとづき主張されているものであるが、まだその理論的根拠は十分明らかではない。

本研究は、水量・水質が時間とともに変動する下水の活性汚泥プロセスの浄化過程を数式モデルでシミュレーションし、ステップエアレーションの効果を数値的に検

討する。ここでは上記項目の内、(1)、(2)に着目しその当否を考察するが、この二つの特性を評価するためには、“廃水の平均的な処理効率”と同時に“処理水質の安定性（均一性）”を併せて評価対象とすることが必要となり、いわば多目的評価の問題として設定することが本解析の要点の二つである。

2. 数式モデル

一般に反応を伴う流れ系システムのモデル化は二つのステップに分けることができる。一つは系内でおこる反応の種類とその速度のモデル化であり、いま一つは系内における流体の混合状態を表わす流動特性のモデル化である。

2-1 反応速度式

曝気槽内の微生物反応を表わすモデル式はすでに種々提案されている⁴⁾。しかし、槽内の反応は複雑であり、その反応過程すべてを十分な精度で記述しうるモデル式はまだない。ここでは比較的現象をよく記述するとして従来から多く採用されているモデル^{5)~7)}で、基質除去、汚泥増殖、溶存酸素変動を連立させたものを採用する。

$$R_X = \frac{dX}{dt} = -kMX + \beta bM \quad (1)$$

$$R_M = \frac{dM}{dt} = akMX - bM \quad (2)$$

$$R_O = \frac{dO}{dt} = K_{La}(O_s - O) + \alpha R_X - d \quad (3)$$

ここに、

R_X ; 基質除去速度 (BOD ppm/hr)

R_M ; 汚泥増殖速度 (MLSS ppm/hr)

R_O ; 溶存酸素変動速度 (DO ppm/hr)

X ; 基質濃度 (BOD ppm)

M ; 汚泥濃度 (MLSS ppm)

O ; 溶存酸素濃度 (DO ppm)

k ; 基質除去速度係数 (1/hr-MLSS ppm)

β ; 汚泥から基質への転化率 (BOD ppm/MLSS ppm)

b ; 汚泥分解速度 (1/hr)

a ; 基質から汚泥への転化率 (MLSS ppm/BOD ppm)

K_{La} ; 総括物質移動係数 (1/hr)

O_s ; 飽和溶存酸素濃度 (DO ppm)

α ; 単位 BOD を酸化するのに要する酸素量 (DO ppm/BOD ppm)

d ; 現象論的定数

活性汚泥は好気性微生物であり、その反応の進行は溶存酸素レベルと不可分な関係にある。そこで、(1)式から(3)式までに含まれる基質除去速度係数が溶存酸素濃度の関数として次のようなミカエリス・メンテン型の式を採用

Fig. 1-a Conventional activated sludge process.

Fig. 1-b Step aeration process.

用する⁹⁾。

$$k = k_o \frac{O}{K + O}$$

なお、現時点ではまだ十分この式に対するデータの裏付けはないが、定性的にはこのような関係は不自然ではない。ここでは簡単化のため、さらに近似化した次の式を使用する。

$$k = k_o \frac{O}{K + O} \sim k_o' O^p \quad (4)$$

ここに k_o, K, k_o', p は定数である。

2-2 流動特性

一般に、流れ系プロセスの流動特性は短絡流などの特異な流れを除き、均一な混合状態を対象にすると、完全混合槽槽列モデルで表現できる。ここでは槽数4の槽列モデルによって曝気槽の流動特性を表示するが、実際の標準活性汚泥法における曝気槽の混合状態も、ほぼこの程度で表現しうるといえることが言われている^{9), 10)}。Fig. 2は4槽槽列モデルで表現したステップエアレーションのフローダイヤグラムである。なお各槽の容積は変化しないと仮定している。

2-3 物質収支式

上記の反応速度モデルと流動特性モデルを組合せることによって、各槽および最終沈殿池において各種の物質収支式が得られる。得られた一連の式はシステム解析手法の表現に従えば設計変数や状態変数 (Fig. 2 参照) が満たさねばならない“拘束条件”である。ただし、最終沈殿池内での反応は汚泥滞留時間が短いため無視する。

水量 (全物質) 収支:

$$\left. \begin{aligned} Q_1 &= (W_1 + r)Q \\ Q_i &= Q_{i-1} + w_i Q, \quad i=2, 3, 4 \\ Q_5 &= Q_4 - eQ - rQ \end{aligned} \right\} \quad (5)$$

$$\sum_{i=1}^4 w_i = 1 \quad (6)$$

ここに、

Q ; 流入下水量 (m^3/hr)

Q_i ; 第 i 槽からの流出水量 (m^3/hr)

w_i ; 第 i 槽への流入下水分割率

r ; 汚泥返送率

e ; 余剰汚泥率

基質収支:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dX_1}{dt} &= \frac{1}{v} (W_1 Q X + r Q X_4 - Q_1 X_1) + R_{X1} \\ \frac{dX_i}{dt} &= \frac{1}{v} (w_i Q X + Q_{i-1} X_{i-1} - Q_i X_i) + R_{Xi}, \quad i=2, 3, 4 \\ X_5 &= X_4 \end{aligned} \right\} \quad (7)$$

ここに、

X ; 流入下水基質濃度 (BOD ppm)

X_i ; 第 i 槽内基質濃度 (BOD ppm)

v ; 各槽容積 ($\frac{V}{4}$)

V ; 曝気槽全容積 (m^3)

汚泥収支 (注):

$$\left. \begin{aligned} \frac{dM_1}{dt} &= \frac{1}{v} (r Q \gamma M_4 - Q_1 M_1) + R_{M1} \\ \frac{dM_i}{dt} &= \frac{1}{v} (Q_{i-1} M_{i-1} - Q_i M_i) + R_{Mi}, \quad i=2, 3, 4 \\ M_5 &= \text{zero} \end{aligned} \right\} \quad (8)$$

ここに、

M_i ; 第 i 槽内汚泥濃度 (MLSS ppm)

γ ; 最終沈殿池における汚泥濃縮係数

(8)式では最終沈殿池において汚泥は完全に沈降分離されると仮定している¹⁰⁾。よって、濃縮係数、汚泥返送率、余剰汚泥率には次の関係が成立する。

$$\gamma = \frac{r+1}{r+e} \quad (9)$$

溶存酸素収支

$$\left. \begin{aligned} \frac{dO_1}{dt} &= \frac{1}{v} (w_1 Q O + r Q O_4 - Q_1 O_1) + R_{O1} \\ \frac{dO_i}{dt} &= \frac{1}{v} (w_i Q O + Q_{i-1} O_{i-1} - Q_i O_i) + R_{Oi}, \quad i=2, 3, 4 \\ O_5 &= O_4 \end{aligned} \right\} \quad (10)$$

Fig. 2 Step aeration process represented by a four-tank series model.

ここに,

O ; 流入下水の溶存酸素濃度 (DO ppm)

O_i ; 第 i 槽内溶存酸素濃度 (DO ppm)

これらの式を連立して解くことにより, 各槽における水質の状態やその変動を把握することができる。

3. 評価指標

プロセスを評価するためにここでは二種類の指標を考える。一つは下水の“処理効率”でもう一つは, 本来ステップエレーション法が処理水質の安定化を主要目標としていることから“処理水質の安定性”を取り上げる。なお近年, 環境基準が厳しくなるにつれて, 活性汚泥法のみによる処理では十分対処できず, いわゆる三次処理と呼ばれる高度な物理・化学処理が必要となっている。安定な二次処理水の供給はこれら三次処理施設の効率的な設計・操作を図るうえで不可欠であるため, この面からも安定性の意味は大きいと思われる。

一般に処理効率 E は次のように定義される。

$$E(\%) = 100 \left(1 - \frac{\bar{X}_s}{\bar{X}} \right) \quad (11)$$

ここに,

$\bar{X}_s$; 最終沈殿池出口における平均基質濃度

$\bar{X}$; 流入下水の平均基質濃度

$\bar{X}$ は処理場ごとに定まるものでプロセスの設計や操作によって影響されることはない。したがって, ここでは処理効率に関する評価指標として処理水の平均基質濃度をとる。

$$J_1 = \left\{ \int_0^{24} Q_s X_s dt \right\} / \left\{ \int_0^{24} Q_s dt \right\} = \bar{X}_s \quad (12)$$

上式では流入下水の水量・水質変化を24時間周期と仮定している。(11)式からもわかるように J_1 は小さいほど, 高い処理効率が得られることになる。一方, 処理水の安定性を表わす指標として最終沈殿池出口における基質濃度の分散を採用する。

$$J_2 = \left\{ \int_0^{24} Q_s (X_s - \bar{X}_s)^2 dt \right\} / \left\{ \int_0^{24} Q_s dt \right\} \quad (13)$$

もちろん, J_2 は J_1 と同様に小さいほど望ましい。

4. 各種プロセスの比較

本節と次節で使用されるデータはN市の下水処理場で実測¹¹⁾されたもので, 流入下水の水量・水質変動パターンおよびその統計的データは Fig. 3 と Table 1 に示すとおりである。ただし, 流入下水中の溶存酸素濃度のデータは無いので一応 2 ppm と仮定するが, これは結果に重大な影響を与えない。反応速度モデルに含まれるパラメータの値としては Table 2^{7), 12)}のものを採用し, プロセスの操作, 設計に関する諸条件は下記のように与え

Fig. 3 Variations of the flow rate and the substrate concentration of influent sewage.

Table 1 Statistical Data of the Influent Sewage

	Maximum	Minimum	Mean	Variance
Flow Rate	150	30	87.1 ¹	977.4 ²
BOD	160	30	91.1 ³	906.7 ⁴

$$1 \quad \bar{Q} = \frac{1}{24} \int_0^{24} Q dt$$

$$2 \quad \sigma_Q^2 = \frac{1}{24} \int_0^{24} (Q - \bar{Q})^2 dt$$

$$3 \quad \bar{X} = \left\{ \int_0^{24} Q X dt \right\} / \left\{ \int_0^{24} Q dt \right\}$$

$$4 \quad \sigma_X^2 = \left\{ \int_0^{24} Q (X - \bar{X})^2 dt \right\} / \left\{ \int_0^{24} Q dt \right\}$$

Table 2 Values of the Parameters in Reaction Kinetic Model (Naito et al., 1960, 1972)

Parameters	Values
a	0.25
b	0.001
d	-4.5
k_0'	0.00016
K_{La}	5.6
O_s	8.0
p	0.4
α	0.052
β	0.7

る。

$$r=0.25$$

$$e=0.005$$

$$V=4\bar{Q} \text{ (平均滞留時間, 4時間)}$$

(5)~(10)式は w_i を適当に選ぶことにより、標準法も含めて種々なステップエアレーションプロセスを表現することが可能である。ここでは以下の4つのプロセスを比較検討する。

- (1) 標準法 (Conventional Process)
- (2) 等分割法 (Equally Divided Feed Process)
- (3) 最大効率法 (Most Efficient Process)
- (4) 最安定法 (Most Stable Process)

(1)のプロセス以外はすべてステップエアレーションに属し、下水はいくつかに分割されて曝気槽に注入される。最も簡単に等分割して注入されるのが(2)のプロセスで普通に用いられるものである。(3)は平均効率 J_1 のみに着目し、これを最小にするよう分割注入するプロセスであり、(4)はこれに対して処理水質変動 J_2 のみを最小

Fig. 4 Locations of the four processes in J_1 - J_2 plane.

Table 3 Comparison of the Designs and the Performances of the Four Different Processes

	CP	Step Aeration Processes		
		EDFP	MEP	MSP
w_1	1.	0.25	0.78	0.67
w_2	0.	0.25	0.22	0.09
w_3	0.	0.25	0.	0.01
w_4	0.	0.25	0.	0.23
$E(\%)$	65.1	57.2	65.6	63.0
J_1	31.8	39.0	31.3	33.7
J_2	208.1	221.2	200.3	182.3
$J_1/J_{1,CP}$	1.	1.23	0.98	1.06
$J_2/J_{2,CP}$	1.	1.06	0.96	0.88

にするようなプロセスである。各プロセスの分割率 w_i および評価指標値は Table 3 にまとめて示している。両評価指標との関係を把握し易いようにこれらの結果を J_1 - J_2 平面にプロットしたのが Fig. 4 である。

Table 2 や Fig. 4 からわかるように平均的効率を指標とした最大効率法は、結果的には J_1, J_2 どちらの評価においても標準法や等分割法よりすぐれている。特に等分割法とは J_1 値 (効率) において25%, J_2 値 (安定度) においても10%程度の差がみられる。しかし、これを標

Fig. 5-a Substrate concentrations in the effluents in CP and EDPF.

Fig. 5-b Substrate concentrations in the effluents in MEP and MSP.

準法と比べると、その差はどちらの評価基準に関しても数パーセント程度で、実用上は有意の差とはいえないであろう。最安定法では最大効率法に比して J_2 値では8%程度良くなるが、逆に J_1 値では8%程度悪くなる。以上の結果から考えると処理効率と放流水の質の安定度は互に相反する関係にあるがその程度は小さく、標準法、最大効率法、最安定法の三法はほぼ同一の効果を示す。もちろん、諸条件の変化に伴ない相反の強さも変化すると考えられる。

Fig. 5 ~ 7 はそれぞれ基質濃度、汚泥濃度、溶存酸素

Fig. 6 Activated sludge concentrations of the streams flowing out of aeration tanks in the four processes.

Fig. 7 Dissolved oxygen concentration in each tank.

濃度の経時変化を示している。従来からいわれているように等分割法において曝気槽出口での汚泥濃度が低く、さらに各槽での溶存酸素濃度がほぼ均一である。しかし前述の計算結果によると、これらの事実が効率の向上や処理水の安定化に直接は関与していないことがわかる。

5. 曝気槽容積の影響

前節の解析は曝気槽における平均滞留時間を4時間として進めたが、槽容積の変化に伴ない、その結果も変化すると考えられる。Fig. 8-a と Fig. 8-b は標準法に対するステップエアレーション法（最大効率、最安定法）の効果が槽容積変化に対してどのように推移するかを示したものである。最大効率法は J_1, J_2 どちらの評価においても槽容積に関係なく標準法よりすぐれている。しかしその差はわずかであり、平均滞留時間が5時間を越えると両法は全く一致する。最安定法も滞留時間が短いときは効果的であるが、滞留時間が長くなるとその効果が薄れる (J_2 値の増大) ばかりでなく処理効率の低下 (J_1 値の増大) が問題となる。

6. 結果の要約

以上のモデル解析によって得られた知見を要約すると以下の通りである。(1)比較的小さな曝気槽においてステ

Fig. 8 Effects of the change in aeration tank volume.

ップエアレーション法はわずかではあるが標準法より処理効率を高め、処理水をより安定化できる。しかしその差はここでの試算の範囲では10%を越えないので、実用的に有意の差とみるかどうかは難かしいところである。(2)下水の最適分割注入方法は下水の水量・水質変化パターンや曝気槽容種によって異なり、単純な等分割は処理効率や処理水の安定度をかえって悪化させることが想像される。(3)滞留時間が5時間を越える大きな曝気槽では標準法が他に比べてもっとも処理効率が良く、処理水も十分安定している。これは、合田³⁾、高松⁴⁾らの結論とも一致している。

6. おわりに

本数値解析の結果が直接現場の設計・操作に結びつくためには、本結果を裏付ける実操作または実験装置のデータが不可欠である。

活性汚泥法にはステップエアレーション法以外にもいろいろな変法が提案されており、本研究がそれらについてなんらかの理論的裏付けを見出す一つの足掛りとなれば幸いである。

最後に本研究を進めるにあたり数式モデルに関する有用な示唆をいただいた津野洋氏(国立公害研究所水質土壌環境部)に感謝の意を表します。

なお、本研究は一部文部省特定研究“環境汚染の検知

と制御”の支援によったものである。

—引用文献—

- 1) Erickson, L.E. (1968), WPCF, Vol. 40, p. 717.
- 2) 内藤, 乙間(1974), 化学工場, Vol. 18, No. 8, p.15.
- 3) 宗宮(1976), 水質工学(応用編), 合田編, 第2章, 丸善, 東京
- 4) 津野 (1977), 京都大学学位論文
- 5) Fair, G.M. and E.W. Moor (1932) Sewage Works J., Vol. 4, p. 429.
- 6) Weston, R.F. et al. (1960), Presented at A.I.Ch.E. Annual Meeting.
- 7) Naito, M. et al. (1969), Biotechnology and Bioengineering, Vol. 11, p. 731.
- 8) 日野 (1978), 国立公害研セミナー発表
- 9) Murphy, K.L. and B.I. Boyho (1967), A.S.C.E., SA2, October.
- 10) 津野, 宗宮, 合田 (1976), 下水道協会誌, Vol. 13, No. 145, p.1.
- 11) 田井 (1965), 用水と廃水, Vol. 7, No. 4, p. 248.
- 12) 内藤, 内藤, 山口 (1972), 関西土木学会発表
- 13) 合田 (1967), 第4回衛生工学シンポジウム論文集
- 14) 高松, 内藤, 橋本, 李(1968), 下水道協会誌, Vol. 5, No. 46, p.1.

(注) 曝気槽流入下水中のSSをここでは無視しているが、その量によっては結果に多少の影響が表われることが予想される。