

## [21] 活性汚泥プロセス制御の運用効果の評価方法

三菱電機(株) 応用機器研究所 ○前田満雄 広辻淳二  
 " 中央研究所 前田和男  
 " 制御製作所 長田俊二

### 1. 緒 言

近年、我国では、下水処理施設の整備拡大の一方、環境保全や水資源確保の観点から、処理水質の高度化が要望されてきている。また、エネルギー単価の上昇に伴なう処理費用の増大なども問題となってきており、下水処理施設の効率的運用をはかる維持管理の自動化が重要視されてきている。このため、活性汚泥プロセスを中心とする水質制御が注目されているが、その実施のためには、①制御方式、②制御効果の評価、③センサーの信頼性、保守性、などが確立されねばならない。制御方式については、M L S S 制御をはじめとして各種方式が検討されているが、実プラントでの実証例はまだ余りない。また制御効果の評価に関しては、その考え方や方法等が必ずしも明確にはされていない。本報告は、活性汚泥プロセス制御の運用効果の評価方法について、実用上の観点から、簡単な検討を行なったものである。また、実プラントでの評価例として、ステップエアレーション法で運用される活性汚泥処理施設において、汚泥総量管理のもとで M L S S 制御を実施した結果<sup>1,2)</sup>の一部を引用して紹介する。

### 2. ステップエアレーション法における活性汚泥プロセスの基礎式

ステップエアレーション法における活性汚泥プロセスの基本構成を図 1 に示す。同図をもとに各回路についてつきの各基礎式が得られる。

- (a) 流入水量 ( $Q_i$ )  $Q_i = (\gamma + \sum_{j=1}^i \alpha_j) \cdot Q_s$  (1)
- (b) 流入基質濃度 ( $C_i^*$ )  $C_i^* = (C_{i-1} \cdot Q_{i-1} + \alpha_i \cdot C_s \cdot Q_s) / Q_i$  (2)
- (c) 流入汚泥濃度 ( $x_i^*$ )  $x_i^* = (x_{i-1} \cdot Q_{i-1} + \alpha_i \cdot x_s \cdot Q_s) / Q_i$  (3)
- (d) 流入酸素濃度 ( $y_i^*$ )  $y_i^* = (y_{i-1} \cdot Q_{i-1} + \alpha_i \cdot y_s \cdot Q_s) / Q_i$  (4)
- (e) 基質負荷比 ( $f_i$ )  $f_i = C_i^* \cdot Q_i / V_i \cdot x_i$  (5)
- (f) 基質除去率 ( $\eta_i$ )  $\eta_i = (C_i^* - C_i) / C_i^*$  (6)
- (g) 比増殖速度 ( $\mu_i$ )  $\mu_i = Y_{X/C} \cdot (1/x_i) \cdot (dC/dt) - b$  (7)
- (h) 汚泥収支  $(x_i^* - x_i) Q_i + \mu_i \cdot V_i \cdot x_i = 0$  (8)
- (i) 基質収支  $(C_i^* - C_i) Q_i + V_i \cdot dC/dt = 0$  (9)
- (j) 酸素収支  $(y_i^* - y_i) Q_i + V_i \cdot dy_i/dt - Y_{O/C} (C_i^* - C_i) Q_i - b \cdot V_i \cdot x_i = 0$  (10)

これらの関係式は、エアレーションタンク全体についても同様の式で示される。同タンク全体における基質除去率 ( $\eta_t$ )、比増殖速度 ( $\mu_t$ ) および汚泥総量 ( $S_t$ ) は各回路の値とそれぞれつきの関係式で示される。

$$\eta_t = 1 - (1 - \eta_d) / (1 + \gamma) [ \alpha_d + [ \alpha_c + \{ \alpha_b + \alpha_a (1 - \eta_a) \} (1 - \eta_b) ] (1 - \eta_c) ] \quad (11)$$

$$\mu_t = (V_t / \xi_t \cdot S_t) \sum_{j=1}^n \mu_j \cdot x_j \quad (12)$$

$$S_t = \sum_{j=1}^n V_j \cdot x_j + V_r \cdot x_r + \tau (1 + \gamma) Q_s \cdot x_d \quad (13)$$

$V_{i,t}$  : エアレーションタンク容積,  $C_i, \xi$  :

基質濃度,  $Q_s$  : 流入下水量,  $x_{i,s}$  : 汚泥濃度,

$Y_{X/C}$  : 消費基質  $C$  対する汚泥収率,  $Y_{O/C}$  : 消

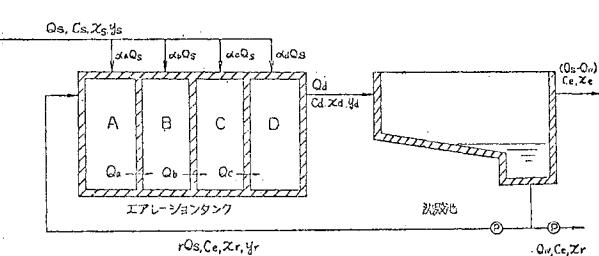


図1. 活性汚泥プロセス模式図

質基質に対する必要酸素比率,  $b$  : 汚泥自己酸化係数,  $b'$  : 汚泥内生呼吸係数,  $\alpha_i$  : 流量配分比率,  $(\sum_{j=1}^n \alpha_j = 1)$ ,  $\gamma$  : 返送汚泥比率,  $\xi_t$  : 汚泥配分比率,  $\tau$  : 汚泥沈降速度,  $V_r$  : 終沈ビット容積,  $i$  = 各回路 ( $i = 1 \cdots A$  回路 ~  $i = 4 \cdots D$  回路,  $i = 0 \cdots$  返送汚泥管路),  $t$  : タンク全体,  $s$  : 流入下水

### 3. 制御効果の評価方法

#### 3.1. 处理水質

処理水質については、従来、制御効果を単純に評価するものとして検討されている。荻島・中里<sup>2)</sup>によれば、実プラントにおいて M L S S 制御系と無制御系との同時運転により、図 2 に示す結果を得ている。荻島等<sup>2)</sup>の結果をもとに若干の検討を加えよう。まずエアレーションタンク流出水の溶解性 B O D について、同タンク全体の F / M 比との関係をプロットした結果を図 3 に示す。これをもとに両者の間で指數回帰分析を行なった結果、次式を得た。

$$\log C_d = 6.24 f_t - 0.155 \quad (14)$$

これより、汚泥性状が安定な範囲では、流出水質(溶解性基質)は F / M 比によって支配されることが分る。そこで、エアレーションタンクの特定地点(ここでは B 回路)の M L S S 制御が F / M 比の安定性におよぼす影響について整理した結果を図 4 に示す。同図により、M L S S 制御にもとづく F / M 比の安定化効果が、流出水質の安定性をもたらすことが理解されよう。また、同図における縦軸切片は、流入基質変動にもとづく F / M 比変動の大きさを示している。したがって、M L S S 制御の設定値や制御精度の検討に際しては、施設の外乱条件を考慮すべきことを示唆している。

つぎに、最終沈殿池処理水質の評価について検討する。この処理水中には、溶解性基質に加えて、微生物フロックのキャリオーバーによるけん済性基質が含まれる。適正な運転条件下では、処理水の溶解性基質は除去限界基質濃度に近いと考えられ、この場合、微生物性フロックの内生呼吸による酸素消費が B O D 測定値に寄与する。下水では、内生呼吸は  $2 \sim 10 \times 10^{-3} (\text{hr})^{-1}$ <sup>3)</sup> とされており、これから微フロック 1 mg/l 当りの B O D 値の増分は、0.2 ~ 1.2 mg/l となる。図 2 をもとに、流出水質(溶解性 B O D)と最終処理水質(全 B O D)との関係をプロットした結果を図 5 に示す。最終処理水質中には数 mg/l の S S が含まれておらず、同図は溶解性 B O D 値と同程度の微フロック性 B O D の寄与があることを示唆している。本報告者等は、実プラントでの実験から、処理水中の S S 単位濃度当り 1 ~ 1.2 mg/l の B O D 値に換算されるとの結果を得ている。ところで、処理水中の微フロック濃度は、制御にかゝわる F / M 比や活性汚泥微生物性状によって影響されるのみならず、最終沈殿池の特性によって影響される。

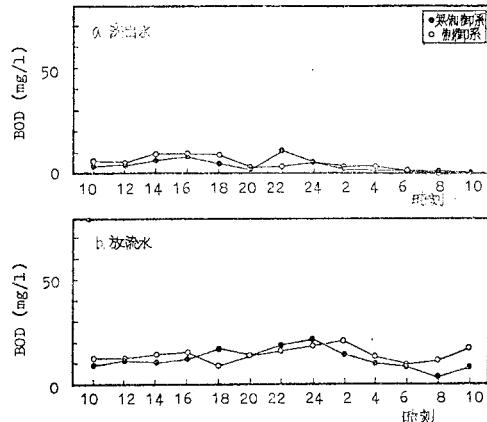


図2 溶解性BODによる処理水質の比較

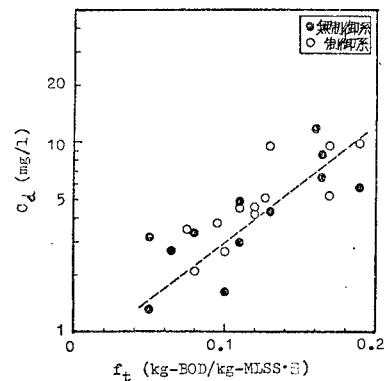


図3 F/M比と処理水質の関係

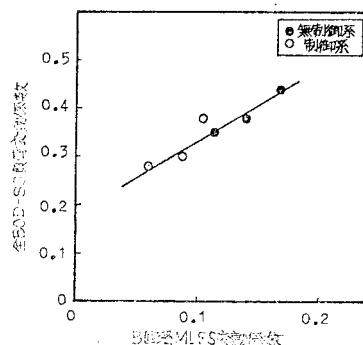


図4 MLSS濃度とF/M比と処理水質の関係

したがって処理水質の評価に関しては、微フロックの挙動を併せて評価する必要があろう。なお、これらに加えて、硝化反応にもとづく処理水質にも注意するべきであろう。たとえば、BOD測定に際し、検水中にアンモニア態窒素が存在すると、これは化学量論的には、単位濃度当たり、 $4.6 \text{ mg/l}$  の酸素を消費し、硝酸態窒素となる。これは通常の測定手順ではみかけ上 BOD 値の増分となるが、処理水質への寄与の程度については、制御の設定値によって異なってくる。

### 3.2. 汚泥性状

実際の下水処理プロセスでは、基質成分の種類が多様で、かつ比較的低濃度レベルであること、微生物群の種類が多く、かつ微生物

種間で食鎖反応を伴なう振動系であること、などから基質除去の速度論的取り扱いは複雑であり、各種提案されている増殖力学モデルは実プラントには、そのまま適用できない場合も多い。ところで、活性汚泥プロセス制御を汚泥側からみれば、活性汚泥微生物群の活性度を制御するものとして扱えられる。加藤<sup>4)</sup>によれば、活性度モデルは代謝機構の種類によってつきの5つに分けられる、①基質除去または重量基準の汚泥の増殖、②活性度に支配される細胞成分の合成、③活性度に支配される酸素消費反応、④中間代謝生成物の溶出、再吸収反応、⑤貯蔵反応。また Andrews<sup>5)</sup>によれば、生物フロックは、活性成分、貯蔵成分、および不活性成分とから成り立ち、排水中の基質成分の取り込みによって逐次変換されたとした。また盛下<sup>6)</sup>によれば、微生物群を構成する細菌、真菌、原生動物、後生動物等の中、原生動物に着目し、これを活性汚泥性、中間汚泥性、および非活性汚泥性とに分類し、処理水質等と関係づける指標を提案している。これらをもとに活性汚泥の構成モデルを図6に示す。従来、汚泥性状は、MLVSS/MLSS比、SVI、沈降性などのマクロ的性状のみで評価されがちであった。本報告者等は、汚泥のマクロ的性状のみで制御効果を評価することは不充分であることを経験しており、図6に示す三次レベル以降の分類であるミクロ的性状にも着目すべきであると考えている。この場合、汚泥の活性成分の評価として、ATPによる生理活性度、呼吸活性度、微生物群構成(MLSS当りの細菌、原生動物数、活性汚泥性原生動物比率など)等が評価項目としてあげられる。これらはマクロ的汚泥性状に先行する評価指標として、制御の長期的運用効果を推し測る手だてとなろう。一例として、汚泥総量が多くなると、原生動物数は増加し、一般細菌数は減少する傾向がみられ、さらに原生動物中の活性汚泥性比率の低下もみられるなど、微生物相が悪化する傾向があることを実プラントで経験している。

### 3.3. 余剰汚泥量、酸素消費量

制御効果のもうひとつの評価側面として、余剰汚泥量や送気量にかかる酸素消費量があげられよう。これらについて検討するために、さきの基礎式をもとにエアレーションタンク内汚泥量  $\xi_t \cdot S_t$  と関係づけたつきの各式が得られる。

$$(i) \text{比増殖速度 } (\mu_t) \quad Y_t/c(\mu_t + b)/D = C_s \cdot V_t \cdot \eta_t \cdot \xi_t \cdot S_t \quad (15)$$

$$(ii) \text{余剰汚泥量 } (S_w) \quad S_w/D = V_t \{ \chi_s (1 - \chi_e/\chi_s) + Y_t/c \cdot C_s \cdot \eta_t \} - b \cdot \xi_t \cdot S_t / D \quad (16)$$

$$(iii) \text{酸素消費量 } (R) \quad R/D = V_t \{ (1 + \gamma) Y_d - Y_o + Y_o/c \cdot C_s \cdot \eta_t \} + b' \cdot \xi_t \cdot S_t / D \quad (17)$$

ここで、希釈率  $D = Q_s/V_t$  とする。除去限界基質濃度付近では、 $\eta_t$  は  $S_t$  によらずほど一定として取り扱えるとし、

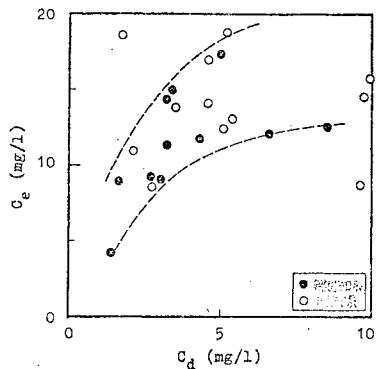


図5. 流出水水質と終処理水質の関係

分類レベル					
0次	1次	2次	3次	4次	5次
M	L	生分解性 MLVSS	活性成分	原生動物	活性汚泥性
LS	S				中間性
					非活性汚泥性
				後生動物	
				細菌、真菌	
					貯蔵成分
					非活性成分
			MLNVSS		

図6. 汚泥汚泥の構成モデル

$\eta_t = 0.95$ ,  $C_s = 100 \text{ mg/l}$ ,  $x_s = 50 \text{ mg/l}$ ,  $V_t = 30000 \text{ m}^3$ ,  $r = 0.3$ ,  $x_e/x_s = 0.1$ ,  $Y_0 = 0$ ,  $Y_d = 1 \text{ mg/l}$  とする。また、各パラメータは文献より、それぞれ、 $Y_{O/c} = 0.89$ <sup>7)</sup>,  $Y_{X/c} = 0.73$ <sup>8)</sup>,  $b = 0.075$ <sup>8)</sup> ( $Y_a$ ),  $b' = 5 \times 10^{-3} (\text{hr}^{-1})$  とする。

これらをもとに、エアレーションタンク内汚泥量に対して、F/M比、比増殖速度、余剰汚泥量、酸素消費量の各関係を図7に示す。同図より、汚泥量を増大することによって、F/M比、比増殖速度、余剰汚泥量は低下するが、酸素消費量は逆に増加し、汚泥性状も悪化する傾向が予想される。したがって、余剰汚泥量や送気量の低減や安定化効果については、処理水質や汚泥性状と関連づけて、制御の設定値を適切に選んだ上で評価すべきであることを示唆している。

#### 4.まとめ

活性汚泥プロセス制御の運用効果に関しては、単に処理水質だけで評価するのではなく、汚泥性状、送気量、余剰汚泥量等を含めて、総合的な維持管理性の向上の観点から評価すべきである。評価の前提として、各処理施設の運用事情を考慮して、制御の設定値を適切に選び、それぞれの効果について検討し、総合的に評価すべきである。以上についてまとめた結果を表1に示す。これらについては、今後実プラントでの実証を積みあげていく予定である。

#### 5.参考文献

- 1) 中堀、前田他：MLSS制御と総汚泥量制御との関係について、第17回下水研、540(1980)
- 2) 萩島、中里：実施設におけるMLSS制御効果、第17回下水研、537(1980)
- 3) Echenfelder et al：“廃水の生物学的処理”(コロナ社)
- 4) 加藤：活性汚泥の物質移動と代謝機構に関する基礎的研究、北大博士論文(1975)
- 5) Andrews et al., J.W.P.C.F 1055(1975)
- 6) 盛下：“活性汚泥と原生動物”(水道産業新聞社)
- 7) 合葉等：“生物化学工学”(東大出版会)
- 8) 山根：“生物反応工学”(産業図書)

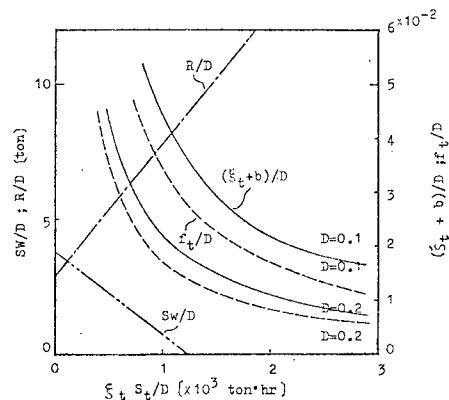


図7. エアレーションタンク内汚泥量と運用効果

表1 運用効果の評価対象とその方法例

評価の対象		評価方法例
処理水質	活性性基質	溶解性BOD or COD, 残存態营养(NH <sub>3</sub> -N, NO <sub>2</sub> -N)
	発酵性基質	全BOD or COD, 残液透度, SS
汚泥性状	マクロ的性状	MLVSS/MLSS比, SVI, 沉降速度
	ミクロ的性状	微生物相(細菌/原生動物), 活性汚泥微生物比率, 生理活性度(ATP), pH, 游離活性酸, リン酸活性酸, 硫酸活性酸
省エネルギー	送気量(送気能力)	基質吸収酸素消費量, 汚泥内呼吸量
	余剰汚泥量	比増殖速度
総括管理	制御効率性	MLSS変動係数
	余剰汚泥管理	余剰汚泥量
	送気量管理	送気量