

活性汚泥法の操作条件と処理効果に関する研究

京都大学工学部 宗宮 功 津野 洋 ○小野 芳朗

1. はじめに

下水処理場の標準的処理法として用いられている活性汚泥法に関する操作法は、多くは現場での経験に基づくことが実情で、種々の操作間の相互関係や、あるいはそれらの及ぼす処理効果や汚泥量が定量的に把握しきれていない。そこで本研究では、DNA、RNA表示を含めた微生物代謝モデルを水処理系に適用し、シミュレーションを行ない、上述の点を明らかにする方途を模索する。モデルは、CODで表現し、従来のBOD表示のモデルでは十分説明できない生物難分解性物質を考慮に入れ、回分式実験より諸係数値を求めた。

以下本論は、モデル式群を呈示し、それらの活性汚泥への適用性を検討した後、モデル処理場の水処理プロセスに関し返送率、汚泥引抜率等の操作条件の変動による、放流水質、余剰汚泥発生量等の挙動をみる。

2. モデル式群の呈示

図-1に微生物代謝モデルの概念図を示す。基質として溶解性基質(C_{11})、浮遊性基質(C_2)、及び生物内貯留基質(C_{12})を考え、また生物量を表わす指標としてDNAを用い、生物活性を表示する指標としてRNAを用いる。さらに生物の自己分解過程及び浮遊性基質の加水分解過程で難分解性有機物が蓄積するとし溶解性難分解性物質(C'_{11})、及び浮遊性難分解性物質(C'_2)を考慮に入れた。各物質の反応速度定数は k_i で示してあり、また b, ω, δ は図中に示す各径路で物質が移行する割合である。本モデルは宗宮等の呈示した代謝モデル¹⁾に準じ、それに難分解性物質の生成される径路を新たに付加したものであり、各状態変数の変化を表示するモデル式群を表-1に示す。

3. モデルの適用性の検討

本モデルに含まれる諸係数値は実処理場の返送汚泥を希釈したものを用い、

20℃にコントロールした40ℓポリバケツ中で曝気した各種回分式実験より求めた。すなわち、大きく分けて汚泥を数回水洗し浮遊性基質摂取ならびに自己分解過程を追う長時間曝気の実験及び自己分解期の汚泥にろ過した生下水を投入することによる溶解性基質摂取の実験を行った。モデルにおいて本研究でとくに考慮に入れた難分解性物質の挙動に関する係数については以下のようにして求めた。図-2は回分式実験において長時間曝気したときのDNA/浮遊性COD(P-COD)の変化を示したものである。(CODは重クロム酸カリウム法による)汚泥を空曝気して自己分解期に至るのは100~200時間であるが、図は浮遊性難分解性物質が系内で増えているために自己分解期になってもDNA/P-CODが漸減している。そこでP-CODの構成をつぎのように考えた。

図-2は回分式実験において長時間曝気したときのDNA/浮遊性COD(P-COD)の変化を示したものである。(CODは重クロム酸カリウム法による)汚泥を空曝気して自己分解期に至るのは100~200時間であるが、図は浮遊性難分解性物質が系内で増えているために自己分解期になってもDNA/P-CODが漸減している。そこでP-CODの構成をつぎのように考えた。

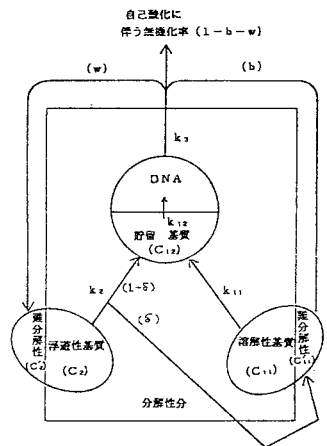


図-1 モデルの概念図

表-1 モデル式群

貯留槽	
溶解性基質	$dC_{11}/dt = -k_{11} \cdot C_{11} \cdot (1 - C_{12}/DNA/S)$
浮遊性基質	$dC_2/dt = -13.12 \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot RNA^{0.342} \cdot (1 - C_{12}/DNA/S)$
貯留基質	$dC_{12}/dt = k_{11} \cdot C_{11} \cdot (1 - C_{12}/DNA/S) + 13.12 \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot RNA^{0.342} \cdot (1 - C_{12}/DNA/S) - 13.12 \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot RNA^{0.342}$
DNA	$dDNA/dt = 13.12 \cdot \alpha \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot RNA^{0.342} - k_3 \cdot DNA$
RNA	$dRNA/dt = 13.12 \cdot \beta \cdot k_{12(50)} \cdot C_{12} \cdot RNA^{0.342} - k_4 \cdot (RNA - \gamma \cdot DNA) - \gamma \cdot k_3 \cdot DNA$
溶解性難分解性有機物	$dC'_{11}/dt = 13.12 \cdot \delta \cdot k_{2(50)} \cdot C_2 \cdot RNA^{0.342} \cdot (1 - C_{12}/DNA/S) + b \cdot k_3 \cdot DNA$
浮遊性難分解性有機物	$dC'_2/dt = \omega \cdot k_3 \cdot DNA$

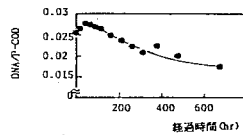


図-2 DNA/P-CODの経時変化

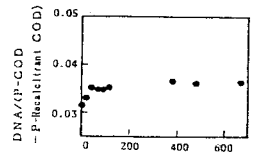


図-4 DNA/(P-COD + P-Recalcitrant COD)の経時変化

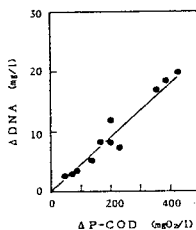


図-3 ΔP-CODとΔDNA

$$P-COD_t = (浮遊性基質 C_{2t}) + (微生物 \frac{DNA_t}{a}) + (貯留基質 C_{12t}) + (微生物の自己分解に伴う浮遊性難分解性有機物量 \omega \sum_{t=0}^i \frac{\Delta DNA}{a}) \\ + (実験開始時に存在した浮遊性難分解性物質 C_{2|_{t=0}}) \quad (1)$$

ここで a は DNA の生物性 COD への換算係数、 ω は自己分解量のうち浮遊性難分解性物質となる割合である。いま貯留基質摂取速度 k_{12} が浮遊性基質摂取速度 k_2 より十分大きいとして $C_{12} \approx 0$ とすれば(1)より

$$\Delta P-COD = \Delta C_2 + \frac{\Delta DNA}{a} \omega \left(\frac{\Delta DNA}{a} \right) \quad (\text{ただし } \Delta X = X_i - X_{i-1}) \quad (2)$$

自己分解期には $C_2 = 0$ であるから $\Delta DNA = \frac{a}{1-\omega} \cdot \Delta P-COD$ (3)

図-3には ΔDNA と $\Delta P-COD$ との関係を示した。この傾きより $\frac{a}{1-\omega} \approx 0.045$ が得られる。ところで Eckenfelder²⁾, Sawyer³⁾, Wohrmann⁴⁾ は除去 BOD あたりの undegradable solid 生成率が

0.12, 及び同 degradable solid 生成率が 0.53 としており, これより生成全固形物量に対する undegradable solid の生成率は $0.12 / (0.12 + 0.53) = 0.185$ となる。また Kountz, R.R.⁵⁾ らは生物量のうち non-biodegradable parts は 0.23 としている。さらに Mckinny, R.E.⁶⁾ はバクテリア生物量のうち約 20% が死後処理しにくい懸濁物質となる結果を得ている。これら各研究結果より $\omega = 0.20$ とすれば $a = 0.036$ の値が得られる。図-4 はここで仮に得られた a, ω の値を用いて

P-COD から難分解性物質を差し引いたもので DNA を除した値の経時変化を示したものである。プロットはほぼ 0.036 に収束し, ここで得られた a, ω の値を用いることが可能であると示された。つぎ

に自己分解に伴う無機化率 $(1-b-\omega)$ は自己分解期におけるデータを用いて求めた。実験開始時 $t=0$ から $t=t$ までの T-COD の変化量を $\Delta T-COD$ とする。自己分解期は $C_2 = 0$ とみなせるため自己分解に伴う単位生物量あたりの無機化率は $((\Delta T-COD) - C_{2|_{t=0}}) / (\Delta DNA/a)$ と表記でき, その結果 0.77~0.79 を得た。この値より $b = 0.01 \sim 0.03$ が得られる。さらに C'_{11} の変化式は次式用に示した。

$$\frac{\Delta C'_{11}}{\Delta t} = \delta \frac{\Delta C_2}{\Delta t} + b \cdot k_3 \cdot \frac{DNA}{a} \quad (4)$$

(4)式より $\delta = 0.04$ が得られた。他の諸係数値は回分式実験の結果より宗宮¹⁾, 河村⁷⁾ の方法に準じて求めた。濃度効果, 温度関数も同様である。各パラメータを表-2 に示す。表-1 に示すモデル式群を用いて回分式実験の実測データをシミュレートしたものが図-5 ①②であり, この図より本モデルで組み入れた各状態変数の基質除去期間中の変動特性について概そのシミュレートをしうる事が示されている。

4. プロセスモデル式群による操作因子の検討

前述したモデル式群を曝気槽, 最終沈殿池及び汚泥貯留槽を有する活性汚泥法水処理系に適用する。モデル処理場を図-6 に示すが, 例として K 市処理場の曝気槽 10080 m³, 最終沈殿池 6300 m³, 貯留地 (仮説) 100 m³ をとった。曝気槽及び最終沈殿池は各々 4 槽の完全混合槽モデルとして取り扱い, 各々の槽に対し, 表-1 のモデル群が適用されるが沈殿池では固形物は $f_k = 1$ (1/hr) の沈降係数で貯留槽におちることとした。貯留槽から返送汚泥と余剰汚泥が引き抜かれるが, それらの量はいづれも毎時定量とした。流入水条件としては実データをフーリエ級数でシミュレートしたものを与えたがその係数値を表-3 に記す。濃度は COD で与えており, COD 容積負荷は 0.43kg/m³/日である。また曝気槽の平均理論滞留時間は 13 時間である。また以後の解析で考慮した操作因子及びその操作範囲を表-4 に示した。操作条件は標準値として返送率 0.25, 汚泥引抜率 0.01, 貯留槽容積 100 m³, 水温 20℃, 流入水中の溶解性成分比 0.7 をとり, 1 つのパラメータを変動させた場合の他のパラメータは標準値とした。モデル処理場の各槽において式

表-2 パラメーター一覧表

k_{11} (1/hr)	溶解性基質摂取速度定数	0.122
k_2 (1/RNAg/L/hr)	浮遊性基質加水分解速度定数	4.6×10^{-4}
k_3 (1/hr)	DNA 自己分解定数	1.10×10^{-2}
k_4 (1/hr)	RNA 自己分解定数	7.51×10^{-2}
k_{12} (1/RNAg/L/hr)	貯留基質摂取速度定数	9.1×10^{-2}
α	代謝COD量の合成DNA量への換算係数	0.0133
β	代謝COD量の合成RNA量への換算係数	0.05
γ	自己分解期のRNA/DNA	0.5
S	飽和溶解性基質濃度	20
δ	浮遊性基質加水分解過程での C_{11} への移行割合	0.04
ω	自己分解過程での C_2 への移行割合	0.2
b	自己分解過程での C_{11} への移行割合	0.01~0.03
a	DNA (PCOD-難分解性有機物)	0.036
温度関数 θ		
k_{11} (1/hr)	1.039	
k_{12} (1/hr)	1.055	
k_2 (1/RNAg/L/hr)	1.062	
k_3 (1/hr)	1.046	

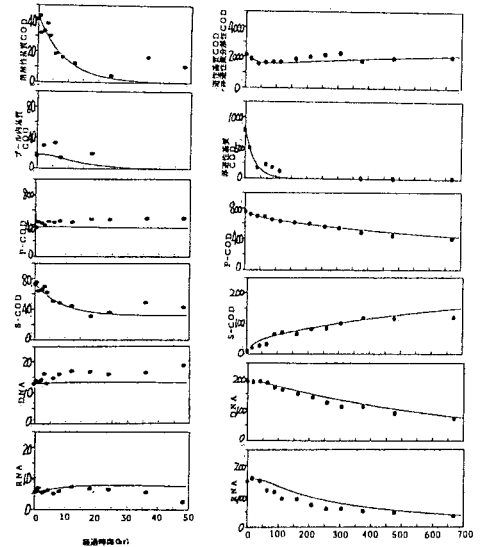


図-5① シミュレーション結果

図-5②

群をルンゲ・クッタ・ギル法で差分時間間隔 0.1hr で解いた。解はある時点の各物質の値とその 24 時間前の値の相対誤差が各槽で 1% 未満となったときの値とし各ケースとも繰り返し時間 10~15 日でこの条件を満たした。

図-7 は操作条件を標準値とした場合の各槽の各物質の濃度値である。浮遊性物質と DNA, RNA は最終沈殿池において沈降し除去されるが貯留槽で高濃度に濃縮されている。溶解性物質は基質は除去されるものの、難分解性成分が漸増し、最終沈殿池第 4 池では基質とほぼ等量存在する。

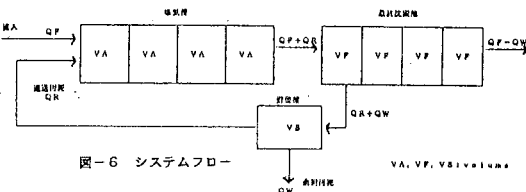


図-6 システムフロー

図-8 ①~⑥にパラメータとして返送率, 汚泥引抜率, 水温, 流入水中の溶解性成分比, 貯留槽容積, 流量比をパラメータにとったときの操作線図を示した。以後()内は操作線図の範囲を示す。

返送率を 0.2~0.5 と大きくすることは MLSS 濃度を増加 (1100~1400 mg/l) させ、また系内汚泥量が増加 (12~14.5 ton) するが、その増加程度は指数関数的である。MLSS の増加はモデルの構造上最終沈殿池での非沈降量が増加するた

めに放流水質の悪化 (70~80 mg/l), すなわち除去率の低下 (73~68%) をまねく。また流入負荷は一定のため COD-SS 負荷率は減少する (0.45~0.35)。さらに曝気槽中に基質が少なくなるため自己分解が進み余剰汚泥量は減じ (1.2~0.7 ton/日), そのことは無機化率の上昇 (50~53.5%) に表われる。余剰汚泥が減じ系内汚泥量が増加したことで SRT が大きくなり (8~11 日) 汚泥令も大きくなる (8~9 日)。返送率の変動の影響の最も大きいのは MLSS 濃度である。無機化率を上げ、余剰汚泥量を少なくする点からは返送率を大きくする方が良いが、無機化率の返送率操作の差はそれ程ない。

汚泥引抜率を 0.005~0.03 と変化させ、各返送率ごとに操作線図を求めたのが図-8 ②である。引抜率を上げることは余剰汚泥量を増加させることとなるが (0.4~1.4 ton/日), その増加程度は指数関数的である。この結果、無機化率は減少する (57~48%)。またこれに伴ない MLSS 濃度 (1700~800 mg/l), 系内汚泥量 (18~8 ton) は減少し、負荷が一定のため COD-SS 負荷率は上昇する (0.3~0.65)。さらにモデル構造上、最終沈殿池での非沈降量が減るため放流水質は良くなり (85~65 mg/l) 除去率は上がる (65~75%)。SRT は余剰汚泥が増え、系内汚泥量が減るため減少する (14~15 日)。また図にみられるように引抜率を上げていき、かつ返送率を下げると、系内の汚泥量が減じ、ついには生物量不足で系が破壊される臨界域を知ることができる。また無機化率を上げ、余剰汚泥量を少なくするには引抜率を小さく、かつ返送率を上げればよいことがわかる。

水温は 10~30℃ の間で変化させたが、その結果を図-8 ③に示す。水温の上昇することにより基質摂取量及び自己分解量が増え、無機化率が上昇する (45~66%)。つまり MLSS 濃度 (1500~1100 mg/l), および系内汚泥量 (16~11 ton) が減少し、余剰汚泥量も減じる。(1.2~0.7 ton/日) 余剰汚泥量と水温, 返送率の関係で、たとえば冬期 [10℃] 返送率 0.25 で操作すると、余剰汚泥発生量は約 1.1 ton/日だが、夏期 [30℃] 同量の汚泥量に制御するためには返送率は 0.2 でよいことがわかる。最終沈殿池の非沈降量が減じ、かつ溶解性基質も摂取されるので放流水質は良くなり (100~55 mg/l) 除去率は高くなる。(0.34~0.46) SRT は余剰汚泥量, 系内汚泥量ともに減じ、そのバランスで水温に依らずほぼ一定となっている。冬期 [10℃] に比し夏期 [30℃] は無機化率で約 15% 高く、余剰汚泥量 0.1 ton/日 少ない。またまた除去率も 15~20% 高く、水温の処理効果に及ぼす影響は比較的大きいことがわかる。流入水中の溶解性成分比を 0.6~0.8 にした場合が図-8 ④である。溶解性成分比が増えることは、溶解性難分解性物質が増加し、このため放流水質の悪化や (63~82 mg/l), 除去率の低下 (75~67%) があり、その状態は線形的である。また固形分が減少するため MLSS 濃度 (1500~1000 mg/l), 系内汚泥量 (15.5~11 ton) が減少し、それに伴ない余剰汚泥量も減少する。

図-3 流入濃度と流入水質のフーリエ級数の係数

$$y_i = A_0 + A_1 \cos(\omega t) + A_2 \cos(2\omega t) + A_3 \cos(3\omega t) + A_4 \cos(4\omega t) + A_5 \cos(5\omega t) + A_6 \cos(6\omega t) + A_7 \cos(7\omega t) + A_8 \cos(8\omega t) + A_9 \cos(9\omega t) + A_{10} \cos(10\omega t)$$

項	A ₀	A ₁	A ₂	A ₃	A ₄	A ₅	A ₆	A ₇	A ₈	A ₉	A ₁₀
濃度 C	472.85	27.7	-1.9	0.4	-0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
濃度 Q	1529.33	110.99	-7.2	1.5	-0.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

図-4 操作条件

返送率 r _q	0.2~0.5
汚泥引抜率 w _q	0.005~0.03
貯留槽容積 VS	100~1000 m ³
水温 WT	10~30 ℃
流入水組成比 (S/P の含有比)	0.6~0.8
流入水濃度比 (Q/B 濃度比)	0.5~2
流入水濃度比 (C/B 濃度比)	0.5~2

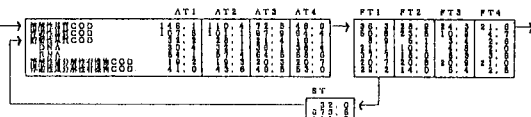


図-7 標準条件での各槽濃度 (mg O₂/l)

(1.2~0.7 ton/日) 流入負荷は一定であるからCOD-SS負荷率が増加する(0.33~0.48)。余剰汚泥量を少なくするためには流入水中に固形分が少ない方がよいが、無機化率の点からは流入水中に固形分が多い場合は返送率を上げた方がよく、溶解性分が多い場合は返送率を下げた方がよいことがわかる。

5. 結論

本研究では活性汚泥法の水処理系の操作因子とそれに伴う諸因子の挙動の関係をj知るために、微生物代謝モデルに難分解性項を新たに加え、回分式実験で係数値を求めたものを適用した。その結果、返送率、汚泥引抜率等諸操作因子の及ぼす処理効果や汚泥発生量をモデル処理場で知る可能性を示した。モデルは最終沈殿池における沈降係数の影響が大きく、この改良に加え最初沈殿池を含めることや、流入条件として汚泥処理系の返流負荷の影響等、現場データとの検証などが検討課題である。

参考文献

- 1) 宗宮功, 河村清史他; 活性汚泥法による都市下水中有機物質の代謝に関する研究(II), 下水道協会誌 Vol. 17, No 196, 1980.
- 2) Eckenfelder; "Kinetics of biological oxidation" in Biological Treatment of Sewage and Industrial wastes vol. I Reinhold Publ. Corp, New York, 1956.
- 3) Sawyer; "Bacterial nutrition and synthesis", 同上
- 4) Wuhmann; "Factors affecting efficiency and solids production in the activated sludge process", 同上
- 5) Kountz, R. R. et al; "Metabolic energy balances in a total oxidation activated sludge system", Sew. Ind. Wastes vol. 31, No. 7, 1959.
- 6) McKinny, R. E.; "Functional characteristics unique to ponds" Ponds as a wastewater treatment alternative. Austin, Center for Research in water resources, 1976.
- 7) 河村清史; 活性汚泥法による都市下水処理に関する基礎的研究, 京都大学学位論文, 昭和57年9月.

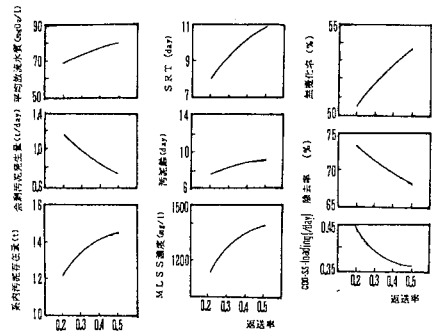


図-8① 返送率の変化

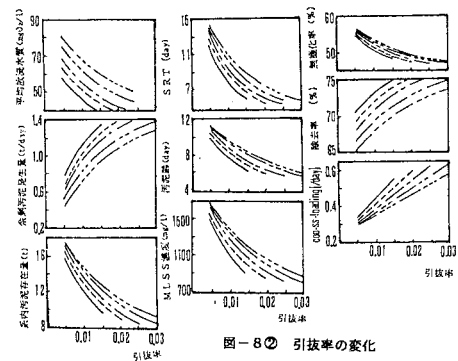
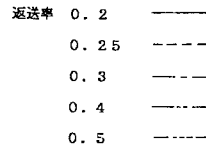


図-8② 引抜率の変化

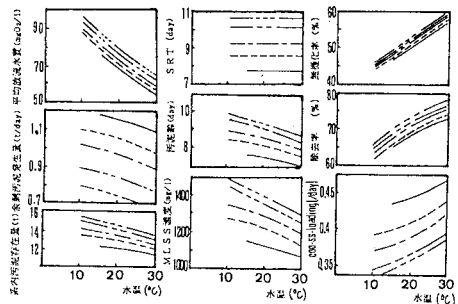


図-8③ 水温の変化

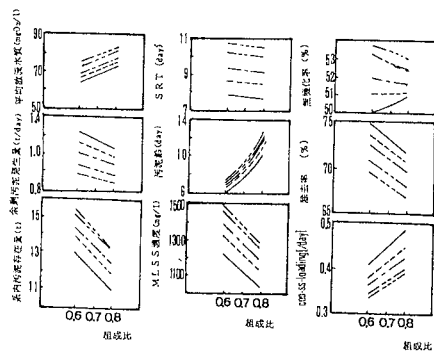


図-8④ 流入水中溶解性成分比の変化