

東北工業大学 正員 中山 正午
 〃 〃 江成 敬次郎

1. はじめに 活性汚泥による基質の除去・蓄積・代謝は、培養方法と回分法にするか、連続法にするかによつて異なることがこれまでの研究で報告されている。この差は、汚泥の沈降性などにも影響を与えることが知られている。本研究では、活性汚泥の培養方法と 回分法→連続法(完全混合)→回分法、と順次変化した場合に汚泥の性状はどう変わっていくのか、又、培養方法の違いは、基質除去過程を表わすモデルにどのような影響を与えるのか について基礎的な検討を行つたものである。

2. 実験方法 《培養法》活性汚泥は最初に回分法で培養し、ひきつづきこれを連続法に切り換えて培養と続け、更に再度、回分法による培養した。培養条件とそれぞれを表-1に示す。培養は回分法・連続法ともに、容積負荷・SRT が等しくなるようにコントロールした。基質は人工下水とを用い、その組成と、リン酸緩衝液の組成を表-2に示す。《回分実験法》上記の方法で培養した汚泥を用いて、汚泥の性状の変化と、浄化特性と知る目的で、適時回分実験を行った。回分実験に用いた曝気槽は、容積3リットルのものであり、基質はグルコースと、塩化アンモニウムを表-2の割合で混合したものと使用した。測定項目と方法を表-3に示す。

回分法	1日1回基質を投入する fill and draw法 上澄み換 1/2	SRT 4日 容積負荷 グルコース 1000 mg/(ℓ・日)
連続法	HRT=2.5h 返送率 20%	V=14.5ℓ 温度 25℃

表-2 人工下水、リン酸緩衝液組成

表-1. 培養条件

回分法 1 日 1 回 基質を 投入する fill and draw 法 上 澄 入 換 1 / 2	S R T 4 日 容積負荷 グルコース 1 0 0 0 mg / (l . 日)
連続法 H B T = 2 3 h 返送率 2 0 %	Y = 1 . 5 # 温度 2 5 ℃

表-2 人工下水，リン酸緩衝液組成

3. 実験結果および考察 培養槽内の MLSS 濃度は、最初の回分培養時には 2,000 mg/l ほどであり、だが、連続液に切り換えてからは、徐々に 1,000 mg/l 程度まで減少し、再び回分法にすると増加した。連続培養中の SVI 値は、回分培養時に比して大きく、フロックは小型化して、30 分沈殿後も、上澄液はかなり濁っていた。培養期間中における培養汚泥の性状の変化を知るために、汚泥中炭素含有率(C)と、汚泥中窒素含有率(N)とを比 (S/N比) と、汚泥中炭水化合物濃度(S)と汚泥中窒素濃度(M)とを比 (S/M)。の変化を図-1 に示す。(横軸は回分培養から連続培養へ切り換えた日と基準として、培養日数 0 日とした。連続培養は培養日数 1~11 日の間に行われ、12 日目より再び回分培養に切り換えられた。) S/N比, (S/M)。とともに回分培養時の大きな値を示し、連続培養が進むに従って漸減していく傾向にある。次に浄化特性を知るために、回分実験結果の一例と図-2 (回分培養汚泥)、図-3 (連続培養汚泥) に示す。

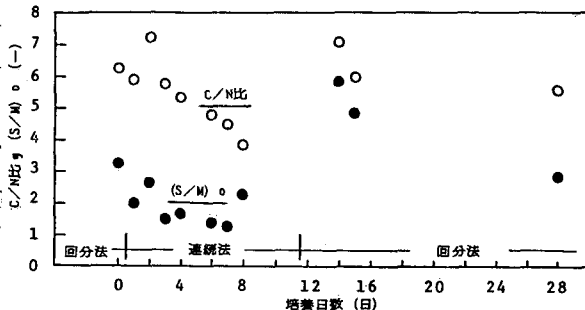
人工下水組成	
$C_6H_{12}O_6$	200.0 g/l
NH_4Cl	30.8 g/l
$NaCl$	20.0 g/l
$MgSO_4$	6.8 g/l
$CaCl_2$	10.0 g/l

リン酸緩液液組成	
KH_2PO_4	50.0 g/l
K_2HPO_4	200.0 g/l

表-3 測定項目と方法

試料	項目	方法
ろ液	炭水化物	アンスロン法 (グルコース基準)
混合液	MLSS	ガラスファイバーろ紙法 (TOYO GA 100)
	炭水化物	アンスロン法 (グルコース基準)
汚泥	C (炭素) N (窒素)	綿本CNコーダー (NT-500)

回分培養と連続培養汚泥との間には、基質の除去速度、基質濃度、代謝速度などに差が生じることが報告されている。本実験の結果では、単仕汚泥量（た）の炭水化物の平均的な除去速度は、培養方式が異なるても明確な相違を示さず、3(〜4(〜5))前後の値を示した。しかしながら混合液中炭水化物の減少速度と表わした代謝速度と除去速度との比は、連続培養汚泥の場合0.61〜0.88であるのに対し、回分培養汚泥では0.29〜0.54と小さな値を示し、



図一 1 培養期間中の C/N比、(S/M) の変化

これは既往の文献と同じ傾向を示した¹⁾。炭水化物の蓄積量の大きさと知るために最大蓄積量 $[(S/M)_{max} - (S/M)]$ の変化を図-4に示した。回分培養汚泥は4.5以上の値を示すが、連続培養汚泥は、培養日数が増加するに従い減少し、培養日数6日以降は、2以下とかなり小さな値となった。筆者らは、基質の除去過程を式でモデル化した²⁾。式中の定数 k_1, k_2 に与える培養方式の影響について考察を加えた。この式は、単位汚泥量当りの有機物除去速度と活性汚泥微生物細胞内の貯蔵蓄積物量（ここでは汚泥中炭水化物として表現する）の不飽和量 $\{(S/M)_{max} - (S/M)\}$ の一次関数として表わしたものであり、これを、 $L/(k_1 + L)$ と乗じた形となる。本研究では左側量(M)の示様として、汚泥中窒素量を用いている。

$$-\frac{1}{M} \frac{dL}{dt} = \left[k_1 + k_2 \left\{ \left(\frac{S}{M} \right)_{max} - \left(\frac{S}{M} \right) \right\} \right] \left(\frac{L}{k_1 + L} \right)$$

M: 活性汚泥微生物濃度 L: 溶液中有機物濃度

S: 汚泥中炭水化物濃度 k_1, k_2, k_3 : 定数

このモデル式において、基質濃度Lが k_1 に比べて大きい場合 $\{L/(k_1 + L)\} \approx 1$ となる。そこでLが充分大きい範囲の測定値を用いて $\{-(1/M)(dL/dt)\}$ と $\{(S/M)_{max} - (S/M)\}$ との最小二乗法と適用し、切片 k_1 と傾き k_2 を求めた。求めた例を図-5に示す。図-6はこのようにして求めた k_1, k_2 の変化を示したものである。ばらつきはなるものの、連続培養汚泥では k_1 が大きく、 k_2 が小さな値を示す傾向になることがわかる。先に述べたように、連続培養汚泥の場合には $(S/M)_{max} - (S/M)$ の値が小さく、そのうえ k_2 も小さいことから、除去速度は汚泥中蓄積物の項には直接関係しない定数 k_2 が、主に支配するものと考えられる。

4. よりりに 以上の考察により培養方式の違いによる汚泥性状の変化と、基質除去モデルの定数値に与える影響について知ることができた。しかしながら、SRT、汚泥負荷などが本実験と異なる条件下で培養された場合に、どのような挙動を示すかは今後の課題である。更に、各培養条件に馴致する過程についても検討することが必要である。

参考文献 1) 益永 他: 活性汚泥の培養方式と汚泥中糖蓄積の挙動, 第16回衛生工学研究討論会

2) 江成 他: 活性汚泥の浮化機構に関する考察 (第II報), 工業用水, 1986年

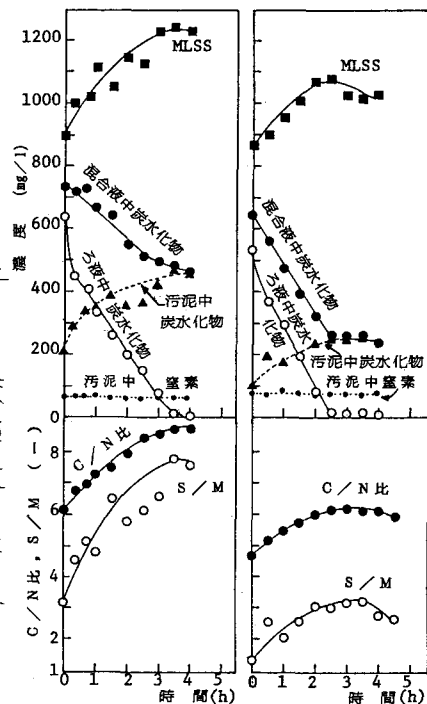


図-2 回分培養汚泥の結果

図-3 連続培養汚泥の結果

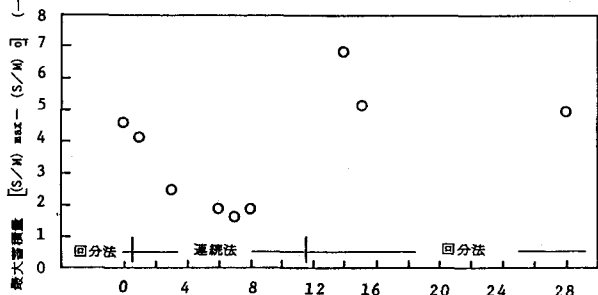


図-4 最大蓄積量 $[(S/M)_{max} - (S/M)]$ の変化

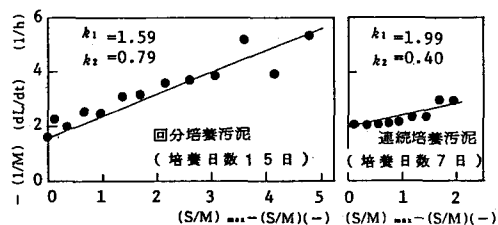


図-5 k_1, k_2 の決定

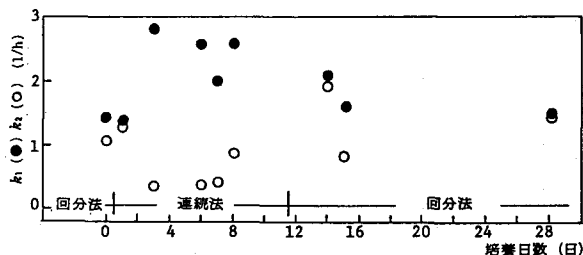


図-6 k_1, k_2 の変化