

- (1) 微生物の比増殖速度ならびにBOD除去係数に対する基質濃度のべき関数表示
- (2) 活性汚泥微生物の連続培養系における非定常特性について
- (3) し尿の純酸素活性汚泥処理について
- (4) 活性汚泥と重金属(第1報)——主としてCdについて——(討議)

東京大学応用微生物研究所 須藤 隆一

1. (1)および(2)の論文について

活性汚泥法が他の微生物利用工業と異なる点は、①混合培養系、②種々難多基質、③環境条件の変動などである。すなわち、活性汚泥は細菌から微小原生動物までのいくつかの栄養レベルの生物で構成されておりために、各種個体群の中に競争、共生、捕食などの生態学的相互作用がみられ、微生物の増殖からみると純粹培養系とは全く異なる特徴を有している。また、混合基質ではジオキシー(diauxie)が存在する。従来活性汚泥における微生物の増殖と基質との関係から動力学的にはアプローチして研究は少ないが、この分野の研究を一段と進めなければならぬであろう。しかしながら、活性汚泥のような複雑な混合培養系を、従来の連続培養理論(1.7および1.8式)で説明することにはかなり無理があると考えられる。¹⁾ たとえば、混合培養系で得られた K_s および μ_{max} はどのような意味をもつであろうか。

生方氏らは、回分法で得られたデータを連続培養の理論で説明しているが、回分(環境条件が常に変る)と連続(環境条件一定)で微生物の増殖特性がかなり異なると考えられる。質問: ①Dと回分のTを対応させねばならぬが、この場合の実験方法が理解できない。②(2.2式)は $dX/dt = 0$ の場合のみ成立するはずであるが、図5におけるSはどのような条件で決めたか。③図3(1)の実験における $K_s = 80 \text{ ppm}$, $\mu = 0$ のときのBODが80 ppmと説明されているが、これはどういう意味か。④本実験における K_s の算定法および純粹培養細菌に比較して K_s がきわめて大きい理由。

加藤氏らの実験方法では、各希釈率における微生物相がかなり異なると思われる。またCellの循環がない系では μ の小さい生物はWashoutされることはである²⁾。質問: ①非定常実験における μ の測定方法。②表2における K_s の算定方法および各希釈率における K_s の異なる意味(K_s は微生物と制限基質によって決まる)。③低い希釈率でYが低下するのは、捕食作用が影響しているのではないか。

筆者は、活性汚泥に優占的に出現する *Alcaligenes faecalis* をアスパラギンを制限基質として連続培養を行ない、 $\mu_{max} = 0.114 \text{ hr}^{-1}$, $K_s = 10.7 \text{ mg/l}$, $Y = 0.15$ という値を得ている。また実際槽における原生動物の物質収支から、活性汚泥の μ を $0.3 \sim 0.6 \text{ day}^{-1}$ としている³⁾。

2. (3)の論文について

入江氏らの報告によると、1尿の添加率よく純酸素処理できる可能性が理解できた。質問: ①酸素濃度が高い場合、ある種の微生物の増殖が阻害されるか。②除去BOD当りの汚泥発生量が著しく高いが、これは不活性のSSの流入によるためか。③MLSS 10,000 mg/l程度の操作は可能か。④溶解酸素濃度を高くすると、リニの過剰除去(luxury uptake)があると思われる。⑤経済性に対する検討。

3. (4)の論文について

カドミウム1 mg/l程度ではほとんど影響なく、10 mg/lでもBOD 90%以上除去できることについて理解できたが、この関係が実際の処理に適用できるかどうか疑問に思う。質問: ①表5の実験における副化方法。②Cd濃度によって汚泥生成量がかなり異なるのは、原生動物の捕食活性が影響しているためではないか。③汚泥中の

Cdの存在形態および食物連鎖で濃縮する可能性。

筆者は活性汚泥に対する重金属の影響を原生動物の増殖速度から検討を加え²⁾³⁾。Cdの場合ILm(μ が50%低下する濃度)は次の通りである。Colpidium camylum: 0.062 mg/l, Opercularia sp: 0.11 mg/l, Vorticella microstoma: 0.49 mg/l.

参考文献

- 1) 須藤隆一, バイオテク, 3, 743(1972)
- 2) R. Sudo and S. Aiba, Proc. 4th Ferment. Today, 577(1972)
- 3) R. Sudo and S. Aiba, Wat. Res., 7, 1301(1973)