

九州大学 正員 〇小川 ひろみ
九州大学 正員 山崎 惟義
九州大学 正員 栗谷 陽一

1. まえがき

活性汚泥による基質の除去特性すなわち基質の活性汚泥生物体内への取込みについては種々の機構モデル、反応速度モデルが考えられている。これらの考え方は活性汚泥フロック内での物質輸送を考慮しない完全分散系として検討したものが多い。しかし曝気槽内において、活性汚泥生物は直径が数十ミクロンから数百ミクロンのフロック状をしているため完全分散系の考え方がそのまま適用できるとは考えられない。また曝気槽内で反応を最大にするためには活性汚泥粒径は小さい方が効率が高いと考えられる。そこで活性汚泥フロック粒径の影響を考慮した基質除去速度モデルを考え、数値計算を行ないフロック粒径の除去特性におよぼす影響を検討してみた。また実際にフロック粒径の異なる活性汚泥を用いて除去特性の実験を行ない、モデルとの比較を行った。

2. 活性汚泥フロック粒径の影響を考慮したモデル式

仮定として、(1)フロック形状は球形である。(2)フロック内は完全均一系である。(3)フロック内における輸送は分子拡散のみによる。(4)反応はMichaelis-Menten型である。(5)フロック粒子表面での濃度は水相の濃度に等しい。(6)基質濃度のみが律速になっている。とすると定常状態では、フロック内における基質濃度に関して次式が成立する。

$$D \frac{d^2 C}{dr^2} + \frac{2D}{r} \frac{dC}{dr} - \frac{V_{max}}{1 + K_M/C} = 0 \quad (1)$$

C : フロック内における基質濃度

D : フロック内における単位体積あたりの基質除去速度

r : フロック中心からの距離

K_M : Michaelis-Menten 定数

V_{max} : 最大速度定数 (フロック粒子内における単位体積あたりの速度)

又境界条件は $r = R$ で $C = C_0$ ($0 \leq r \leq R$, C_0 : 水相の基質濃度) / $r = 0$ で $\frac{dC}{dr} = 0$ であるとする。

今、 $Y_0 = Y$, $Y_0 = X$, $r = \sqrt{K_M C_0} \lambda$, $\lambda = \sqrt{\frac{V_{max} C_0}{D}} R$ とおくと、(1)式は

$$\frac{Y_0}{\lambda^2} \frac{d^2 Y}{dX^2} + \frac{2Y_0}{\lambda^2 X} \frac{dY}{dX} - \frac{Y}{Y + Y_0} = 0 \quad (2)$$

3. 実験装置と方法

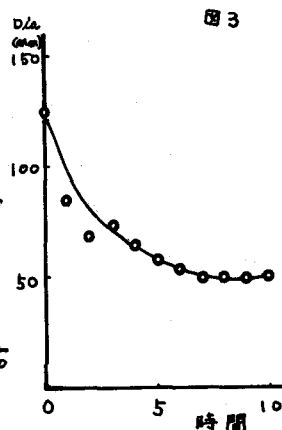
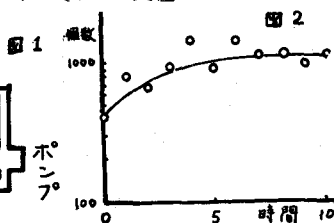
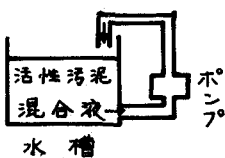
1) 活性汚泥フロックの破壊 活性汚泥フロックは非常に破壊されにくく攪拌によって粒径はあまり変化しないので、ジャーテスター等を用いずポンプにより活性汚泥フロックを破壊した。装置を図1に示す。この装置の動作を調べるに破壊開始後経時的にフロックを採取し顕微鏡撮影によってフロック粒径の変化を測定した。この結果を図2、図3に示す。

これによるとフロックの総個数及び D_{50} とは、6時間以後ほぼ一定値におちついておりこの装置により十分に分子様に破壊されたと考えられる。

2) 除去特性の実験 図1の装置により

破壊した活性汚泥と破壊する前の活性汚泥を用い、50%と0.25と

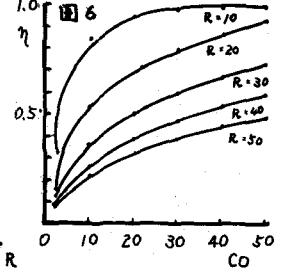
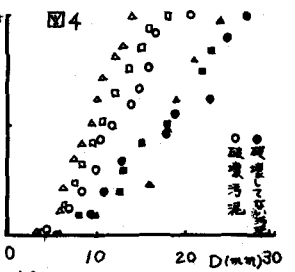
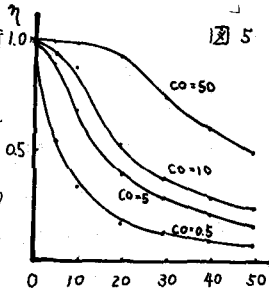
0.5と1にして基質を投入し、投



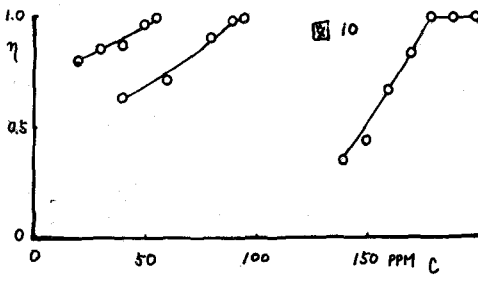
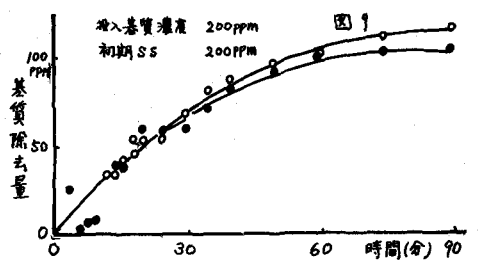
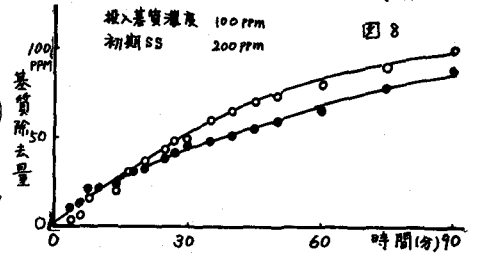
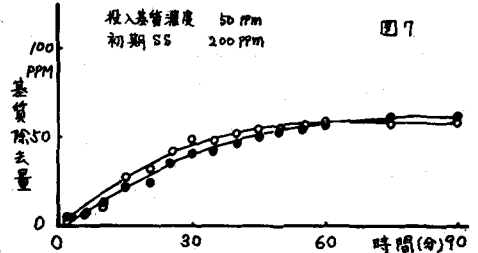
入後適当な時間間隔でサンプリングを行ない上澄液中の糖濃度をフェノール硫酸法で測定した。iii)活性汚泥粒径の測定 破壊汚泥は各曝気槽に入れ攪拌を行なうがその前後で攪拌強度が変化するため汚泥粒径も変化することが考えられる。そこで実験中、経時的に汚泥粒径の測定を行なった。結果は粒径の変化はみられず実験には一定の粒度分布をもつ活性汚泥を用いたとみなす。実験開始直前の粒度分布を図4に示す。

4. 実験結果と考察

モデル式の数値計算は②式を差分方程式になおして行なった。この結果より除去効率 η とフロック粒径 R との関係を図5に、除去効率 η と基質濃度 C_0 との関係を図6に示す。これによりフロック粒径 R の増大とともに効率 η の減少がみられること、投与基質濃度 C_0 が高濃度よりも低濃度の方が大きくフロック粒径の影響を受けていることがわかる。F/M比を0.25, 0.5, 1とし



にそれぞれの基質の取込み曲線を図7, 図8, 図9に示す。これらの図からモデルと同様に投与基質濃度が低濃度ほど粒径の影響を大きく受けることが明らかである。図8, 図9からは、 V_{max} は変化せず見かけの K_d の変化がみられる⁽¹⁾山崎等が指摘したような蓄積物の影響があらわれているとも考えられる。図7, 8, 9を用いて V_{max} , K_d , 各基質濃度における除去効率 η を求めた。破壊により粒径が無限大にならとみなし V_{max} は図9の破壊汚泥の取込み曲線の最大傾きから、 K_d は V_{max} の1/2の速度をもつ基質濃度なので図7, 8により最大傾きの1/2の傾きをもつ点の基質濃度を求めた。 $V_{max}=2.2$ $K_d=30$ ppm(破壊汚泥), 34ppm(破壊しない汚泥) η は図7, 8, 9より各々の基質濃度において破壊汚泥の除去速度と破壊しない汚泥の除去速度の比から求めた。濃度と η の関係を図10に示す。これと図6とを比較してみると同じ様に外部基質濃度の減少とともに η が減少しておりモデルと定性的には一致すると思われる。また同じ基質濃度に対して異なる η が存在する。この事に関しては投与基質濃度がそれぞれ異なるために同じ基質濃度の時でも蓄積物が異なりこれによる K_d の変化と未定結果、 q_{kd} が変化すること、このため同じ基質濃度 C_0 において η が変化すると考えられる。しかし K_d が変化すると $(V_{max}/C_0 \cdot K_d)$ R も変化すること、従って完全に η が一致するかどうか分らない、この点については検討を要する。



参考文献 (1)山崎等「活性汚泥の基質除去について」

土木学会第31回年次学術講演会講演集 1976