

○宮崎大学工学部 正員 渡辺 義 公
宮崎大学工学部 正員 石黒 政 儀
神戸 市役所 正員 東 康 雄

1はじめに：水処理における固液分離の促進は、沈殿池の流況改善に代表されるように主として装置の改良によって行なわれて来た。筆者らはアルミニウムフロックについて、その径、密度、粒度分布と操作条件と関連させて研究を行ない、除去の直接の対象となるフロックの物性の面から固液分離を論じて来た。一方、下廃水処理においては活性汚泥による水中有機物の除去、すなわち、基質除去反応については詳細に論じられてゐるが、固液分離に因してのフロック物性面からのアプローチは余りなされてゐない。本報ではフロックの物性(粒径と密度)と沈降性について主にフロック内固形物量を中心に述べ、その結果を基として、最近急を要する問題となつてゐる上水汚泥の処分についての一案を行ないたい。

2 フロック物性と沈降性の関係：アルミニウムフロックについては次の諸点を明らかにし、フロック密度の定量化を行なった。①同一形成条件で生成したフロックでも粒径が異なるとその密度も異なり、フロックの直径と密度の関係は式-(1)のフロック密度関数によって定量的に示される。^{1,2)}

$\rho_e = \rho_f - \rho_w = a / (d_f)^{K_F}$ ----- (1) ここで; ρ_e, ρ_f, ρ_w : フロックの有効密度、実密度、水の密度 (g/cm^3), d_f : フロックの直径 (cm), $a \cdot K_F$: 凝集条件によって決まる定数 (g/cm^3) (無次元)。

②式-(1)の定数 $a \cdot K_F$ は A L T 比 (= アルミニウム注入率 / けん濁物濃度) によって決まり A L T 比の低い条件で形成されたフロック程高密度である。③フロックの単粒子沈降はストークス領域で行なわれるので、式-(1)をもフロック形状が球形である点を補正した修正ストークスの式に代入すると、フロックの沈降速度式は、

$$W = \frac{g}{32\mu} (\rho_f - \rho_w) d_f^2 = \frac{g}{32\mu} \cdot a \cdot d_f^{2-K_F}$$
----- (2) W : フロックの単粒子沈降速度 (cm/sec)

また、④フロック内の物質収支を示す式-(3)とフロック径 (d_f) とフロック内に含まれる初期粒子数 (i) の関係を示す式-(4)を組合わせる事によって、³⁾ フロック体積 (or 径) とフロック内の空隙体積 (V_w) と固形物体積 (V_s) の関係は式-(5), (6) のようになる。

$$V_w = V_f - V_s = \frac{\pi}{6} d_f^3 - i \frac{\pi}{6} d_i^3 = \frac{\pi}{6} (d_f^3 - i d_i^3)$$
----- (3) $i = \left(\frac{d_f}{d_i}\right)^{3-K_F}$ ----- (4)

$$V_w = V_f \left[1 - \left(\frac{d_i}{d_f}\right)^{-K_F}\right]$$
----- (5) $V_s = V_f \left(\frac{d_i}{d_f}\right)^{-K_F}$ ----- (6)

ここで; V_f, V_w, V_s : フロック、フロック内空隙と固形物の体積 (cm^3), i : 直径 d_i のフロック内に含まれる初期粒子数 (無次元), d_i : 初期粒子の直径 (cm)。

従つて、式-(2)・(4)よりフロック内固形物体積 (V_s) とフロック沈降速度 (W) の関係は式-(7)で与えられる。

$$W = \frac{g}{\pi} \cdot \frac{g}{32\mu} \cdot a \cdot \frac{V_s}{d_i} \cdot d_i^{-K_F} = K \frac{V_s}{d_i} d_i^{-K_F}$$
----- (7) $K = \frac{g}{\pi} \frac{g}{32\mu} a$

式-(2), (7)より、フロックの沈降速度を増加させるには次の三つの方法が考えられる。すなわち、①できるだけ低 A L T 比でフロックを生成し、高密度のフロックを作る、②フロック径を増加させる、③一定の A L T 比 ($K_F = \text{const.}$)、一定フロック径でフロック内の固形物体積を増加させる。汚泥発生量が増加すると云う点と、丹保らが指摘したように凝集性粒子の沈降の際には最大フラックスを与える粒子径が存在する云々を考慮すると②の方法には大きな限界がある。③の方法については低 A L T 比で凝集せしめる P A C 等の使用によって達成できる²⁾。そこで、次節ではアルミニウムフロックと生物フロック (活性汚泥) のいづれにも適用しうる④の方法について、活性汚泥を用いて検討した結果について述べる。

3 活性汚泥の沈降性に及ぼす固形物の影響：活性汚泥は30LのエアレーションタンクでMLSSを3000ppmに調整し、グルコースを主成分とする負荷を0.5 kg COD/kg MLSS/日と水温を20°Cに保ち1ヶ月馴致したものを用いた。実験は恒温水槽に浸した2本の2Lメスリシリンダーで行ない、1本は上水汚泥無添加他方は所定の凝聚条件で生成させた上水汚泥を所定量添加して、5時間曝気した後30分静置しその後1Lのメスリシリンダーに移して界面沈降試験を行なった。図-1)は上水汚泥生成条件を濃度1000ppm, Alum注入率500ppm, 図-2)は濃度500ppm, Alum注入率500ppmの場合についで界面沈降曲線である。図-1), (2)から次の2点が明らかとなる。①上水汚泥を添加した活性汚泥の方が無添加活性汚泥より沈降性があり、②上水汚泥の添加により汚泥体積は減少する。図-1)の例では30分沈降体積で活性汚泥205ccに上水汚泥128ccを添加すると混合汚泥体積は160ccとなっており、333ccの汚泥が160ccと1/2以下の体積となっている。

次に、この2点について考察してみよう。活性汚泥の沈降速度が増加した原因として、①フロック粒径の増加と②フロック密度の増大とが考えられる。しかし、沈降速度が増加し混合汚泥体積が減少した実験結果から、フロック径の増加は考えられない。従って、沈降速度の増加はフロック密度の増大とそれに伴うフロック体積の減少によるものである。フロック間の結合の様相は図-3)に示す3つのパターンに分けられるが、先に述べた諸結果を満たすのは(C)の場合である。そこで、上水汚泥の添加による活性汚泥の沈降性の向上と体積の減少は次のように説明される。すなわち、活性汚泥が上水汚泥を内部に取込む事によって固形物体積が増し密度が増大し、沈降性が増した。さらに、取込まれた上水汚泥の凝集力によって汚泥体積が減少した。

4 上水汚泥処分への応用：浄水場で発生する汚泥は都市活動に起因する汚染物であるから、下水処理過程に絡み込んで処分する方法も考えられる。上述のように活性汚泥への上水汚泥の添加は、活性汚泥の沈降性の向上と体積の減少をもたらすので、基質除去反応が阻害されなければこの方法は有効である。図-4)は図-1)の実験時におけるCOD除去について示したものであり、上水汚泥の添加によって基質除去は阻害を受けたりない。この方法によって上水汚泥を処分するには、プロセスへの添加位置、活性汚泥の取込みうる許容上水汚泥量、活性汚泥への上水汚泥蓄積の影響、上水汚泥のage等の問題がある。これらの問題については混合汚泥の物性の定量化、微フロック吸合に対する母フロック物性の影響と合わせて研究を継続中である。参考文献：1, 2, 3) 丹保・渡辺；アルミニウムフロックの密度に関する研究(I)(II)(III), 水協誌, 昭42・10, 昭43・11, 昭44・10, 4) 丹保等；高濃度凝集性粒子群の沈降特性, 第9回衛生工学研究討論会。

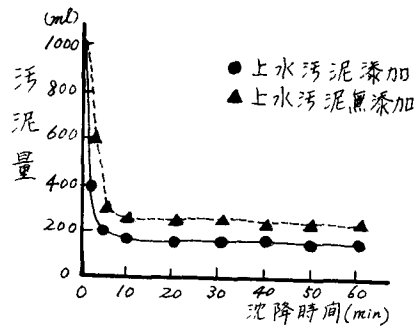


図-1) 界面沈降曲線

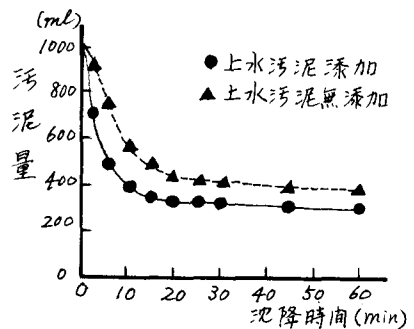


図-2) 界面沈降曲線

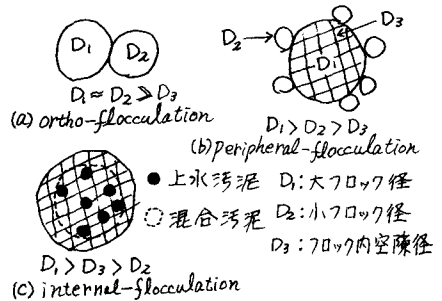


図-3) フロック結合モデル

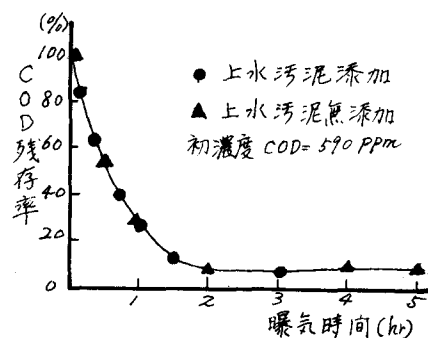


図-4) COD 除去曲線