

五洋建設(株) ○戸田泰和, 金津文夫
関東学院大学 武藤暢夫, 岡田誠之

1. はじめに

前報¹⁾では、開発した小規模高度污水处理システムの実証プラントの処理過程での窒素除去特性について報告した。本報では、同じ14ヶ月の実污水による実験の中で得られた汚泥の沈降特性に関する計測結果と沈降特性に影響を与える要因についての若干の知見を報告する。

2. 実験設備および方法

実験全体の進め方や設備、反応槽での処理方法等については前報¹⁾のとおりである。SV₃₀等の測定用サンプリングは第二曝気工程終了直前に行った。汚泥界面沈降速度は静置工程開始から15分毎に汚泥界面計で位置を測定し、排水直前の界面位置迄の沈降距離を経過時間で除した平均的な値とした。

3. 実験結果および考察

3. 1 活性汚泥の界面沈降速度に関する実験結果

界面沈降速度は汚泥濃度が低い場合は水温に比例するが、濃度が高い場合には20℃でピークを示し、それ以下では水温の低下に伴って低下するが、20℃以上の時には反対に水温の上昇に伴って低下する山型の傾向を示すこと、またMLSS濃度が低ければ大きく、高ければ小さくなることが報告されている。²⁾

著者らの実験結果を図-1～3に示す。図-1は界面沈降速度 $V_{\max}$ (m/h)とMLSS濃度 C_A (mg/l)との関係を示したもので、既報告²⁾と同様な傾向が見られる。データからの界面沈降速度の回帰式は、 $V_{\max} = 1.15 \times 10^{-4} \cdot C_A^{-1.11}$ (相関係数 $= -0.79$)

である。図-2は界面沈降速度 $V_{\max}$ (m/h)と水温 t (℃)との関係を示したもので、MLSS濃度が3,000～5,500mg/lの範囲のデータについては、20℃近辺にピークを示す山型の関係が見られるが、それ以外のデータを含めるとそうした傾向は認められず、明らかにMLSS濃度の影響のあることがわかる。図-1, 2から、沈降速度は概ねMLSS濃度に反比例の関係にあるとみて、 $V_{\max} \cdot C_A$ と水温 t (℃)との関係を整理してみたのが図-3である。この図は、20℃近辺にピークを示す山型の関係と類似した傾向を示す。MLSS濃度が3,000mg/l以上でかつ水温が17℃より大きい場合のデータからの界面沈降速度の回帰式は、 $V_{\max} = 1.48 \times 10^{-5} \cdot t^{-1.10} \cdot C_A^{-1}$ (相関係数 $= -0.84$)、同様に水温が20℃以下の場合のデータからの

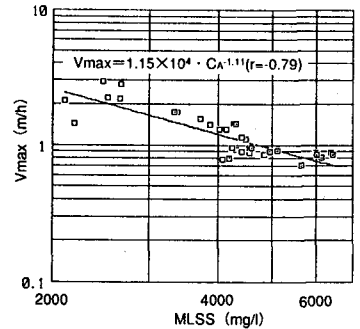


図-1 汚泥界面沈降速度とMLSS濃度の関係

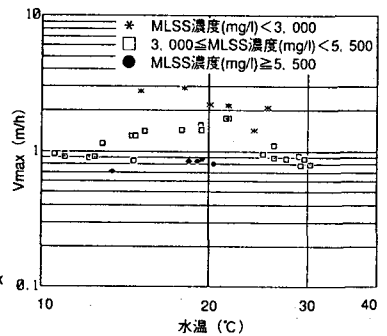


図-2 汚泥界面沈降速度と水温の関係

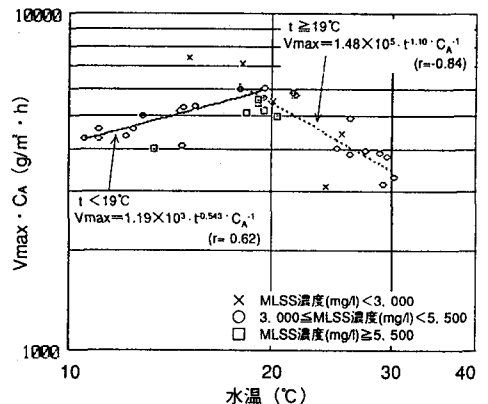


図-3 $V_{\max} \cdot C_A$ と水温の関係

界面沈降速度の回帰式は、 $V_{\max} = 1.19 \times 10^3 \cdot t^{0.543} \cdot CA^{-1}$ （相関係数=0.62）であった。

本実験結果と既報告²⁾ から、MLSS濃度が3,000mg/l以上の場合には、活性汚泥の界面沈降速度は概ねMLSS濃度と反比例し、かつ水温20℃近辺を境界としてそれ以下の場合には水温の低下に伴って小さくなり、それ以上の場合には逆に水温の上昇に伴って小さくなる傾向を示すと考えられる。

3. 2 汚泥界面沈降速度に影響を与える要因についての考察

(1) 汚泥濃度についての考察

スラリーの沈降速度は、①沈降の原動力たる密度差が $(\rho_s - \rho_l)$ から $(\rho_s - \rho')$ へと減少する(ρ' :スラリーの見掛け密度)、②粘性が液のみの時の粘度からスラリーの見掛け粘度へ増大する、③粒子濃度が増大すると、粒子の絶対沈降速度が粒子と液との相対速度よりも小さくなる、等の理由から濃度の増大とともに減少することはよく知られている。本実験結果もこのような汚泥界面の沈降特性を反映したものと考えられる。

(2) 水温についての考察

水温低下は水の粘度を増大させるから、この場合の沈降速度の低下は理解しやすい。一方SV₃₀を計測する際、水温上昇に伴って汚泥の呼吸作用等に起因すると思われる微細な気泡が汚泥に付着してほとんど沈降しないことが頻繁に観察された。これらの事実は図-3の傾向を定性的に説明する要因の1つと考えられるが、シリンダー試験では壁面の影響が非常に大きい（シリンダー試験では1日経過してもまったく汚泥が沈降しない場合でも、実際の生物反応槽ではそのような現象は観察されなかった。）ので、特に水温が20℃近辺を境界として沈降特性が逆転する傾向を説明する要因は他にもあるのではないかと考えられた。

図-4に水温と反応槽汚泥のVSS/SSの経日変化を示すが、VSS/SSは水温に非常に良く追従していることがわかる。これより、図-3の横軸にVSS/SSをとり整理してみたのが図-5である。図-3ほど明瞭ではないが、VSS/SS=83%辺りの所にピークを示す山型の傾向が見られる。この図から、活性汚泥自身の属性であるVSS/SSも沈降特性に影響を与える要因の1つと考えられる。次に、図-6に生物反応槽流入BOD濃度の経日変化を示す。流入汚水は夏季は濃度が低く、冬季は2倍程度濃度が高いというおおよその傾向を示している。これは、夏季のシャワーや風呂等雑用水使用量の増加という汚水源である住民の生活パターンに起因する結果とみられる。この結果から、VSS/SSと水温は直接関係するのではなく、季節変動に伴う流入汚水濃度の変動を介して関係しているのではないかと考えられる。

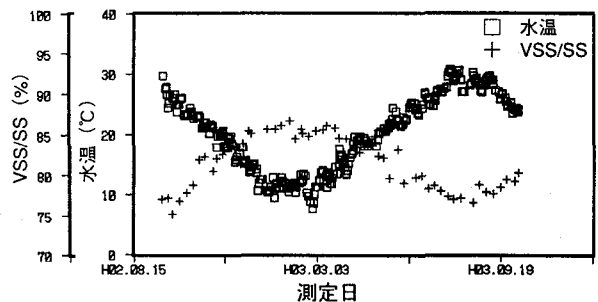


図-4 水温とVSS/SSの関係

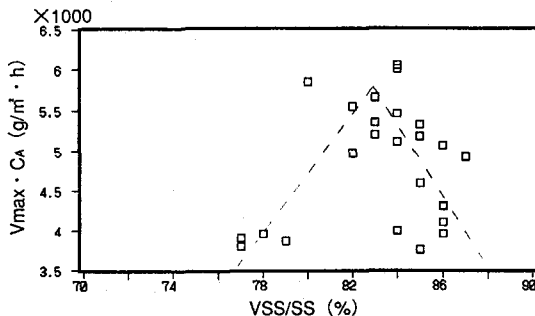


図-5 $V_{\max} \cdot C_A$ とVSS/SSの関係

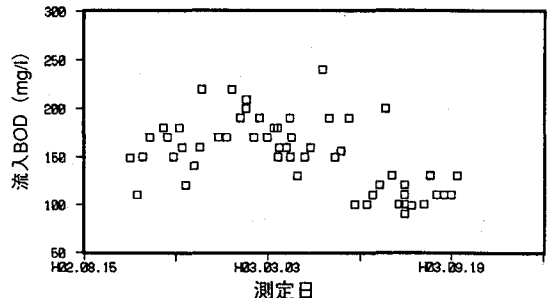


図-6 流入BOD濃度の経日変化

3. 3 生物反応槽の運転方法についての考察

図-7にMLSS濃度と反応槽汚泥のSVIの経日変化を、図-8にBOD-SS負荷の経日変化を示す。実験では処理水質に影響を及ぼさない範囲で、MLSS濃度を5,000mg/l程度に維持しようと努めたにもかかわらず、図-7のようにかなり変動した。SVIは、MLSS濃度の変動を概ね裏付ける変化を示している。SVI上昇時に汚泥の顕微鏡観察を行ったが、糸状微生物の発生は認められなかった。このように流入汚水濃度は季節変動を示し、MLSS濃度もかなり変動しているのにBOD-SS負荷だけは、日処理量を一定にしてからはほとんど変化していない。これが偶然の結果でなく反応槽の活性汚泥が自己コントロールした結果と考え、栗原³⁾の図を参考にして作成した活性汚泥自己コントロールの概念図を図-9に示す。この考えが妥当であれば、MLSS濃度を一定範囲に制御する運転方法より、活性汚泥の自己コントロールを補助するBOD-SS負荷を一定の範囲に制御する運転方法の方が合理的ということになる。またこの図は、糸状性バルキングに関する①(淡水域では)スフェロティルスは高BODを好適条件としている⁴⁾、②(曝気槽では)ズーグレア類は高BOD条件で増殖しやすく、スフェロティルス、Type021Nは低BOD条件で増殖しやすい⁵⁾、という説を矛盾なく説明できるように思われる。

4. おわりに

- ① MLSS濃度が3,000mg/l以上の場合、活性汚泥の界面沈降速度は概ねMLSS濃度と反比例し、かつ水温20℃近辺を境界としてそれ以下の場合は水温の低下に伴って小さくなり、それ以上の場合は逆に水温の上昇に伴って小さくなる。
- ② 季節変動に伴う流入汚水濃度の変動を介してVSS/SSは水温と関係しており、水温との直接的な関係以外に、活性汚泥自身の属性であるVSS/SSと界面沈降速度との関係の可能性を指摘した。
- ③ BOD-SS負荷を維持しようとする活性汚泥の自己コントロール能力の可能性を指摘した。この概念は、糸状性バルキングに関する一見矛盾したように思われる報告をうまく説明できる。

最後に本実験を進めるに際し、御協力いただいた扶桑建設工業(株)の関係各位に感謝します。

(参考文献)

- 1) 金津ら：回分式実污水处理プラントにおける窒素除去特性に関する報告，第29回環境工学研究フォーラム講演集，1992.12.
- 2) 日本下水道事業団技術評価委員会：回分式活性汚泥法の評価に関する第2次報告書，昭和63年5月。
- 3) 栗原：汽水域のエコロジー，土木学会誌別冊増刊，Vol.77-9,1992.6.
- 4) 津田：汚水生物学，北隆館，1970.
- 5) Chudoba, et al. : Control of Activated Sludge Filamentous Bulking-II, Water Research, Vol.7, No.10, Oct.1973.

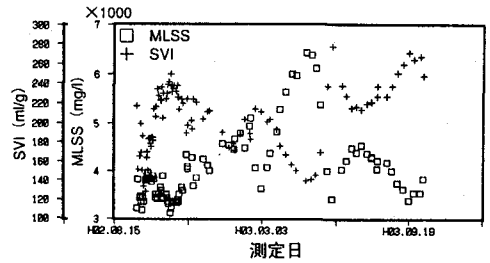


図-7 MLSS濃度とSVIの関係

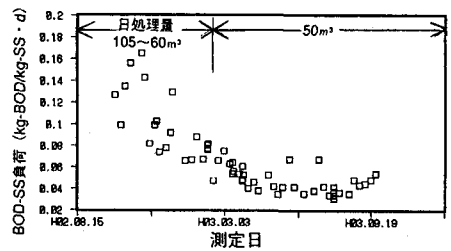


図-8 BOD-SS負荷の経日変化

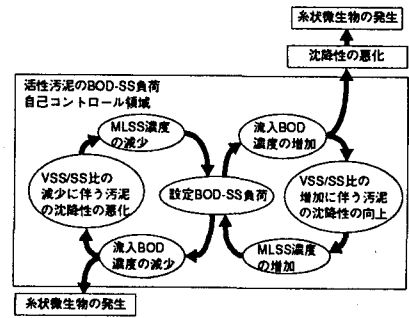


図-9 活性汚泥自己コントロールの概念図