

活性汚泥の沈降性状に関する基礎的研究

国立公衆衛生院 (正) の鼻柄 泰基, 北海道大学 (学) 宇上沢 光賢

はじめに

活性汚泥法による汚水処理の効率を支配するのは活性汚泥を構成する微生物群によって汚水中の有機物が溶液系から除去されるプロセスと沈殿池における固液分離操作にあることは広く知られている。前者の問題に関し、例えばプロセスの定常状態の維持管理に関する諸要素については古くから数多くの研究が行なわれている。しかし後者の問題、とくに活性汚泥の沈降性状に関する研究はその例が少ない。

環境(水域)への排出有機物量を増々少なくしなければならぬ今日、三次処理あるいは高度処理を行えばその目的を達成できようが、既存の施設の放流水の浮遊物濃度を減少することによってむしろその目的は相当のところまで達成できると考えられる。また、水質基準あるいは放流水基準を上回る原因の多くは沈殿池から活性汚泥フロックが流出していることによる。

以上のように活性汚泥法のメカニズムの解明、また実際問題としては既存施設の効率向上のためにも活性汚泥の沈降に関する研究の必要性は高いと思われる。なお、最後沈殿池上澄水の浮遊物質濃度と左右する因子としては沈殿池それ自体の構造(幅と長さの比、整流効果など)と活性汚泥の沈降性状の二つに大別されるが、本研究は後者に関連する問題を取りあげたものである。

活性汚泥の沈降性状

活性汚泥の沈降性状は活性汚泥フロックの寸法と密度および凝集性の3つに分けて考えることができよう。寸法と密度は活性汚泥の沈降速度に直接関係しており、一つのグループとして扱ってよいであろう。活性汚泥フロックのうち寸法の大きいものは、いわば接触凝集沈殿池における母フロックに相当するものであり、活性汚泥プロセスにおいては返送汚泥としてエアレーションタンクに戻され、循環するものである。凝集性は沈後水の浮遊物濃度に直接関係しており、これに関与するのは活性汚泥フロックのうち寸法の小さなフロックであり、その多くはエアレーションおよび沈降過程で母フロックに吸合されるものである。

活性汚泥フロックの寸法と密度に関する従来の報告では、活性汚泥をスライドグラスあるいはその中に類似した容器中に落として顕微鏡で測定したり、ろ紙上に活性汚泥をのせ、乾燥したのちその寸法を測定したり、あるいは沈降分析を行なって寸法を測定している。また密度に関しては、密度標準液中にフロックを滴下して測定したり、懸濁液の密度に関して物質収支をとって求めたり、あるいは乾燥重量を測定して求めている。いずれの方法もエアレーションタンク内の活性汚泥の寸法と密度を正確には求めていない。たとえば顕微鏡で求める方法では、スライドグラス上に試料を移すことによってフロック相互が合一し、フロックが変化するためである。また懸濁液の密度から活性汚泥の密度を求める方法によると、乾燥汚泥の密度の値を得るが、実際の活性汚泥フロックはその周囲に液体を随伴して移動するものであり、この値とは異なっている。

活性汚泥の主要構成微生物であるバクテリアの寸法は数μ程度であり、プロセス内で分裂、増殖、

減衰と変化しているものであるから、その性状を考えるには当然その生理学条件をも考慮しなければならない。多くの研究者は生物の増殖相の変化に伴ってコロイドの凝集性状の一つである表面電位を測定し、その値とフロック形成との関係を調べている。その結果はフロック形成と表面電位が関係するもの¹⁾、関係しないもの²⁾とに分れており、不明確である。またフロック形成はバクテリアによって生成される *polysaccharide* や *polyaminoacids* のような高分子の粘液物質が関係するものと考え、その粘液物質を測定した例が報告されている。しかしこれに関しても、粘液物質が多いとフロック形成が促進されるもの³⁾と阻害されるもの⁴⁾との二者があり、不明確である。

以上のようなことから、活性汚泥フロックの歪と密度に関しては、できるだけ正確にエアレーションタンク内と同じような形で求めるよう配慮し、種々の条件下における歪および密度を測定した。また凝集性状については電気泳動度、粘液物質との関係を調べた。

活性汚泥フロックの歪と密度

乱流条件下にある粒子は乱流変動によって生ずる剪断力で破壊される。その乱れの場合におけるフロックの歪は式(1)で示される乱れのマイクロスケール以下であり、フロック形成の最終段階の歪、すなわちフロックの最大成長歪はほぼそのマイクロスケールに匹敵した値となる。⁵⁾

$$\lambda_0 = \left(\sqrt[3]{\frac{\rho_0}{\epsilon_0}} \right)^{1/4} \dots\dots\dots (1)$$

λ_0 = 乱水のマイクロスケール、 ν = 動粘性係数、 ρ_0 = 水の密度、

ϵ_0 = 有効エネルギー消費率

この最大成長歪が乱水のマイクロスケールに近くなった領域、すなわち慣性領域への遷移直近辺でも式(1)が成り立つことが明らかにされている。有効エネルギー消費率は空気吹込み方式のエアレーションタンクの場合、その空気量 K 比例することになる。

したがって活性汚泥フロックの物理的性状を測定するには、エアレーションタンクの攪拌条件が同一になるような場を設定して、そこにおける活性汚泥フロックの歪と密度を測定すれば良いことになる。

表-1. 活性汚泥の馴養条件および活性汚泥フロックの密度特性

活性汚泥の 馴養条件	有 効 歪 度			歪 度 関 数 値	
	最 小	平 均	最 大	α	β
1. 0.2 kg COD/kg MLSS	0.0479	0.1534	0.4780	2.07×10^{-3}	1.093
2. 0.4 "	0.0409	0.1094	0.3690	1.50×10^{-3}	1.219
3. 0.6 "	0.0314	0.0872	0.3270	3.10×10^{-3}	0.936
4. 0.8 "	0.0150	0.0539	0.1640	2.50×10^{-3}	0.923
5. 1.0 "	0.0147	0.0611	0.3510	3.80×10^{-3}	0.867

実 験

グルコースを炭素源とする人工下水で24時間サイクルの *fill and draw* で馴養した表-1に示す5種類の活性汚泥についてフロックの歪と密度をエアレーション時間の経過に従って丹保等⁶⁾の方法に準拠して測定した。

方 法

沈降管付ジャーテスターにエアレーションタンク内混合液を移し、攪拌状態のまま上部測面の透明板近傍のフロックを写真撮影してフロック径を測定した。また下部の沈降管にフロックを数個落とし、その沈降速度を測定し、同時に写真撮影して径を求め、ストークスの式から導いたフロックの有効密度を示す式(2)にそれぞれの値を代入し、フロックの有効密度を求めた。

$$\rho_e = 0.03698 \times \frac{\mu_w \cdot V_0}{d_{avg}^2} \quad \text{----- (2)}$$

ここに、 ρ_e = 活性汚泥フロックの水中での有効密度、 μ_w = 水の粘性係数、 V_0 = 粒子の沈降速度、 d_{avg} = 粒子の平均径、なお、粒子の形状係数は0.847とした。

活性汚泥フロックの径はその置かれている場の乱水の程度によって規制されるので、この測定に際しては次の方法によりエアレーションタンクの攪拌強度と同一になるようにジャーテスターの攪拌条件を設定した。

エアレーションタンクおよび物性測定用ジャーテスターの攪拌強度は種々の攪拌条件下における硫酸アルミニウムフロックの最大成長径を測定し求めた。なお凝集条件はカオリンを濃質としAL/T比40 = 1、PH 8.4~8.8である。その結果図-1に示すように、エアレーションタンクの吹込空気量 l/d 分(この空気量はエアレーション時間中常に溶存酸素が1PPM以上存在させるために必要であった)と同じ攪拌条件を得るには、ジャーテスターの回転数を40rpm、空気量を $3l/d$ 分に設定してやれば長いことが明らかになった。なお、この攪拌条件のエネルギー消費率は $10^4 \text{ erg/cm}^3 \cdot \text{sec}$ でCampのG値では 10^2 となり、いわゆる急速攪拌に相当する。

結果・考察

エアレーションタンクに人工下氷が流入してからエアレーション時間の経過に伴う、活性汚泥フロックの平均径の変化を図-2に示す。これによると活性汚泥のフロック径はエアレーションの経過に伴い、一定の傾向を持って変化しないものと思われる。またその平均径は活性汚泥に対する有機物質荷が大きいほどフロック径が大きくなる傾向がある(図-3)。

式(1)にしたがって、このエアレーションタンクの乱水のマイクロスケールを求めると約 170μ になり、ほぼ5種類の活性汚泥の平均径 160μ に相当する値となる。したがって活性汚泥についてもそのフロック径を律するものとしてエアレーションタンクの攪拌強度を考えねばならない。しかしフロック径は図-4に示すように数百 μ に達するものもあることから最大成長径は攪拌強度に律されないものと考えられる。この粒径の大きなフロックは沈殿過程のフロック移

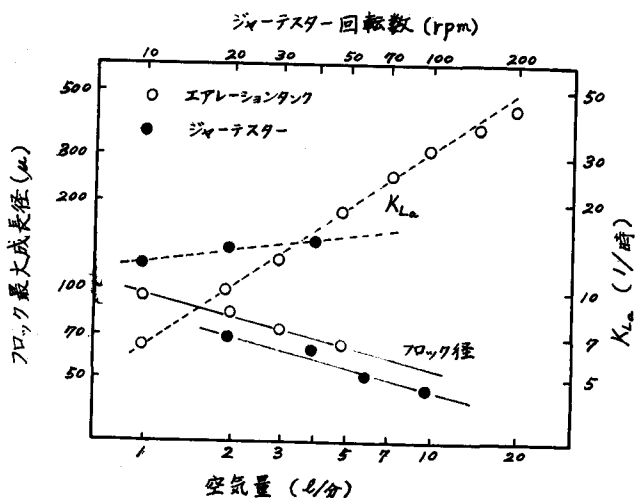


図-1 攪拌条件とフロック最大成長径および K_{La}

状、圧密による圧着などによって生成されるものであろうが、これがその茎より小さなマイクロスケールが卓越する乱流下でも存在することから、一度生成したフロックの結合強度はかなり大きいものと思われる。

活性汚泥フロックの密度は一定の値とならず、表-1に示すように有効密度で0.0147~0.4780まで大きく変化した。各汚泥の有効密度の平均値は図-3に示すように有機物負荷が高いほど小さくなる傾向がある。またこの有効密度はフロック茎と図-4、式-(3)に示す関係があることを示した。

$$\rho_e = \frac{a}{(d \text{ avg}/1)^n} \quad \text{----- (3)}$$

ここに、 ρ_e = 活性汚泥フロックの有効密度、 d_s = フロック茎、 $a = d_s$ が1cmのときの有効密度、

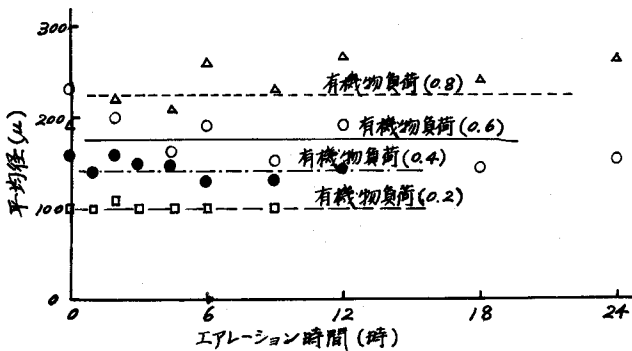


図-2 フロック径の経時変化

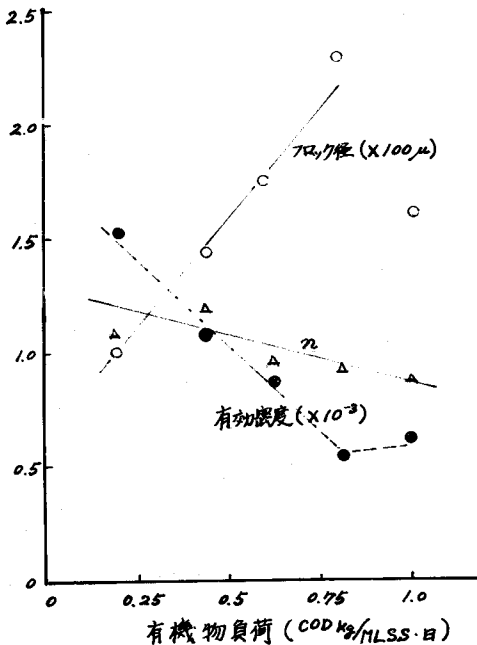


図-3 活性汚泥の物性と有機物負荷の関係

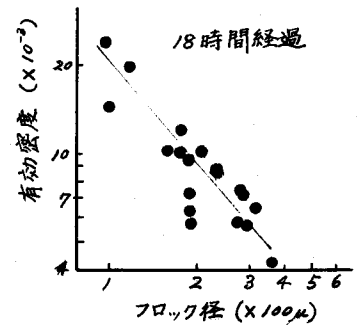
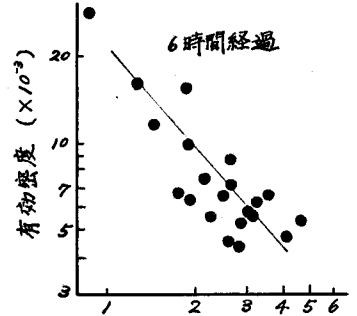
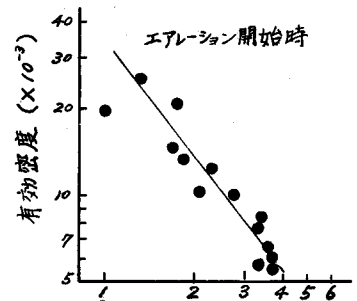


図-4 フロック径と有効密度

μ = フロックの密度関数 (直線の傾き)。式-(3)の關係は活性汚泥フロックの径が大きくなるにつれてその密度が小さくなることを示しており、凍結乾燥した活性汚泥に残存している水分と活性汚泥の沈降性との關係を調べ、このフロック間隙水に相当する水分が減少するほど沈降性が長くなるという Heukelskian の報告⁷⁾と合わせ考えれば、活性汚泥はそのフロック形成の過程で間隙水を取り込むと考えることができよう。

フロック径と有効密度との關係は、エアレーション開始後、溶液中の基質が除去された時、活性汚泥の増殖が盛んな時では不明瞭になる傾向が見られた。

5種類の活性汚泥の密度関数 μ 、 μ の平均値は表-1に示した。フロック径の増大に伴う空隙の割合を示す μ の値は図-3に示すように、有機物負荷が大きいほど小さくなる傾向がある。これと、先の径、密度について得られた傾向から有機物負荷が高い時に発生するバルキング汚泥は、空隙率と間隙水は多いが、径は大きいものであることが分かった。

活性汚泥の凝集性状

実験

エアレーションタンク混合液をエアレーション開始後適宜採取した試料および実験プラント処理水と同じ基質濃度の液に接種したものを振とう培養し、適宜採取した試料につき活性汚泥の生化学的性状ならびに試料を30分沈殿させた上澄水中の活性汚泥フロックの電気泳動度について測定を行なった。ただし、振とう培養液については、30分静置しても懸濁したままなのでそのまま測定した。

電気泳動度は式-(2)に従って求めた。

$$M = \frac{lA}{t \cdot i \cdot R_s} \text{ ----- (2)}$$

M : 粒子の泳動度 ($\mu/\text{sec}/V/\text{cm}$)、 l : 時間 t に粒子が移動した距離 (μ)、 i : 測定セル中を流水に電流 (amp)、 R_s : 懸濁液の比抵抗 (ohm-cm)、 A : 電位勾配に直角方向のセル断面積 (cm^2)、なお、フロックの界面動電性を表わすのに、ゼータ電位を用いなかったのは、活性汚泥ではイオン強度、透電恒数等が不明瞭であるためであるが、電気泳動度によればフロックの定性的な議論は可能であると考えられる。

生化学的性状のうち、細胞外粘着物については、滝口の方法⁸⁾、UEDA等の方法に準拠したが、その他の項目については筆者がすでに報告した論文¹⁰⁾と同じである。

結果、考察

エアレーションあるいは振とう培養時間の経過に伴う、活性汚泥の諸性状について測定した結果を図-5、図-6、図-7に示す。

いずれの場合についても、エアレーション時間が経過するにつれて電気泳動度が増加し、それとともに強度も高くなる傾向があり、活性汚泥の凝集性状と電気泳動度は一定の相関を示すものと考えられる。なお、容易に沈降するマクロフロックについても電気泳動度を測定したが、上澄水中に残っているフロックのような変化は示さなかったことから、活性汚泥の凝集性状は沈殿池も浮遊しているマイクロフロック群により定まることになる。

また、図-5、図-7は、活性汚泥より抽出した高分子化合物も電気泳動度と同様な關係があるこ

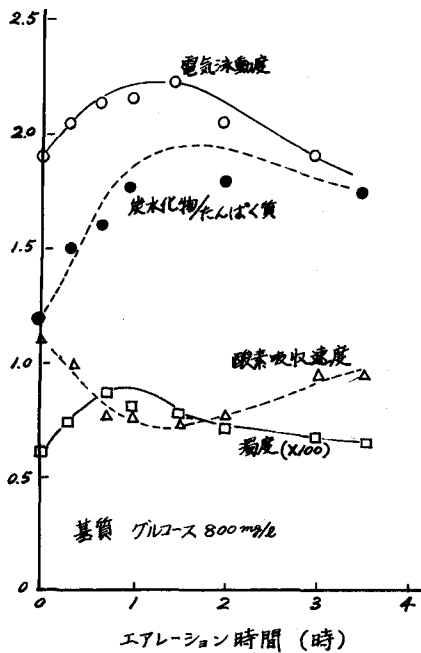


図-5 活性汚泥の性状の経時変化

とを示している。すなわち、活性汚泥の凝集性状は高分子化合物がフロック表面に分泌されるようになると思えるものと考えられる。

活性汚泥の凝集性状が悪くなるのは、基質が汚泥に吸着移行して、活性汚泥フロック内に基質が十分に存在する頃、すなわち活性汚泥が対数増殖相にある時である。こ

の対数増殖期には、沈降速度を律するフロックの性状が不安定になることから、活性汚泥の汚濁物濃度から見た沈後水の性質は活性汚泥の相によって定まるものと考えられる。活性汚泥の基質除去活性は生物が増殖相にあたり、吸着している基質量が多いときには小さくなるという結論と合わせ考えれば、活性汚泥プロセス全体の処理効率を律するものが明らかになるものと考えられる。

図-8は同一有機物負荷で馴養した活性汚泥で空気量すなわち攪拌強度が変った場合の上澄水の濃度と電気泳動度の測定結果である。攪拌強度が大きいと濃度が大きくなるのはフロックが剪断力を受

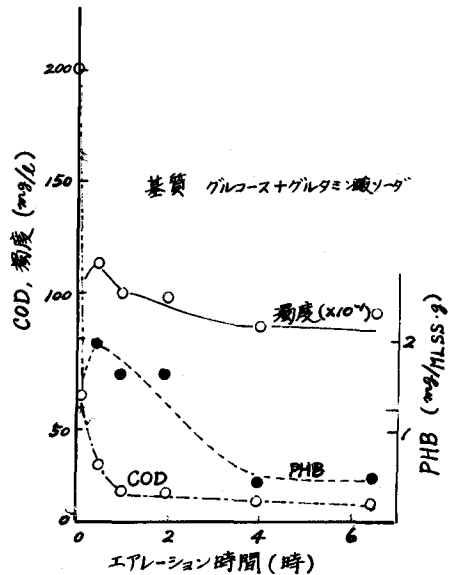


図-6 濁度および PHB の経時変化

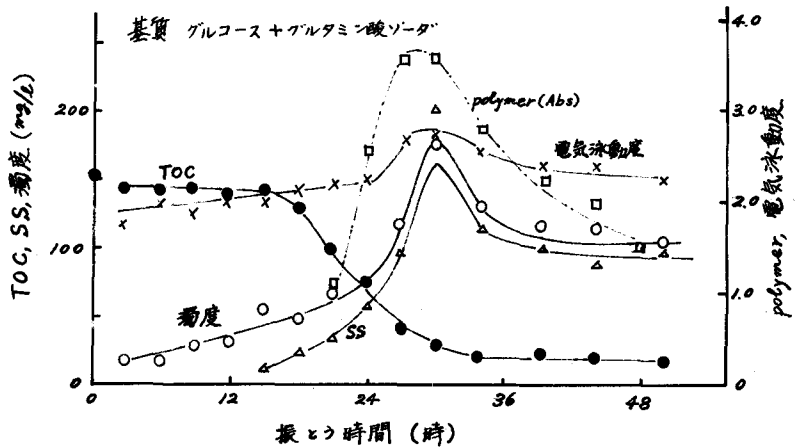


図-7 活性汚泥フロックの経時変化

けて解体したものと考えられるが、電気泳動度も高くなっており、空気量が多いため活性汚泥の生化学的性状が変化したものとも考えられ、その理由は明確ではない。しかし着床な処理水をうるには、沈殿操作前での強い攪拌はさけなければならない。

まとめ、

活性汚泥フロック歪はエアレーション時間によって変化するのではなく、有機物負荷によって変化する。

活性汚泥フロックは歪が大きくなるほど、空隙が大きくなる傾向がある。すなわちバルキングした汚泥は、歪は大きい、密度の小さい、空隙の大きいフロックである。

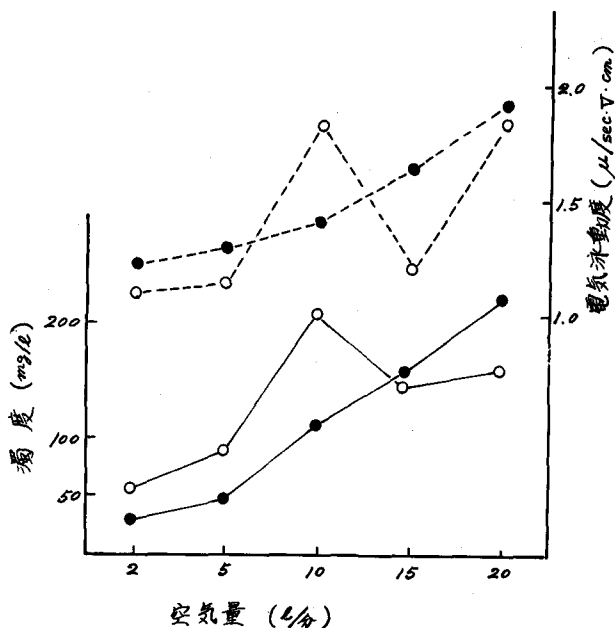


図-8 空気量と濁度および電気泳動度の関係

活性汚泥の凝集性状は活性汚泥の増殖相によって変化し、対数増殖相の時が一番劣る。凝集性状はフロックの電気泳動度、活性汚泥が生成する高分子有機物と関係があり、いずれも高くなると凝集性状は悪化する。

エアレーションタンクの攪拌が強いと沈後水の強度は高くなる。

おわりに、

本研究に御指導頂いた北大、寺島教授、丹保教授、神山助教授ならびに紅生院南部部長また実験に協力して下さった北大、紅生院の皆様へ感謝致します。

参考文献

- 1) Moyer, L.S. "charges in the electrokinetic potential of bacteria at various phase of the culture cycle." J. Bacteriology, Vol 32, No. 4, 4.
- 2) 合, 茶谷 "微生物の凝集に関する二, 三の実験," 醸工 46. No 4
- 3) Teunif, N.W, et al. "chemical flocculation of microorganism in Biological waste treatment." WPCF Vol 37.
- 4) Tuni E, "Pathways for Biosyn thesis of a Bacterial Capsular Polysaccharides." J. Bacteriology. Vol 87, No 2.
- 5) 丹保憲仁 等 "フロック形成過程の基礎的研究. I, II, III." 水協誌, No 372, 381, 382.
- 6) 丹保憲仁 等 "フロック強度に関する研究," 水協誌 No 427.
- 7) Heukelekian, H, et al. "Bound Water and Activated Sludge." S. IW, Vol 28.
- 8) 滝口 "活性汚泥中の粘質物に関する研究" 用水と廃水, Vol 13, No 5.
- 9) VEDA, S., et al " Polysaccharides Produced by Genus Pullularia. I. Production of

polysaccharide by Growing Cells." *Appl. Microbiol.* 11, 211.

10) 眞柄泰基, 林田進 "活性汚泥の基質除去活性に関する研究", 下水協誌, Vol 9, No 97.