

## 生物膜流動床による排水処理とその解析

鶴泉 彰恵\*・太田 洋\*・大矢 公彦\*  
野納 敏展\*\*・佐野 悞\*\*\*

## Studies on the Wastewater Treatment by Means of Fluidizing Bed of Bio-membrane

Akie TSURUIZUMI, Hiroshi OHTA, Kimihiko OHYA,  
Toshinori YANO and Isamu SANŌ

A concentrated population of microorganisms in the activated sludge mix-cultured with the soil microorganisms growing in water is fixed into the hydrophylic and porous Cristobalite, and let it be in contact with the wastewater to oxidize organic matters there in according to the fluidized bed process. As the result, when the more organic matters are present in the wastewater, the more volumes of them are oxidized, that makes the volume of water treatable per unit time larger. It also increases the above-stated effect because of the chemical engineering merit due to the fluidized bed device.

### 1. はじめに

排水を大別すれば工場、作業場よりのものと都市下水道の排水との二種がある。前者は特殊なイオン、有機物または有害物質を含んでいるが、それぞれの企業の責任において資源循環の立場より環境保全の向上に努力しているのが現状である。後者は都市下水として莫大な排水量を占めている。この処理は日本でも諸外国においても一般に活性汚泥法が採用されている。しかしこの装置の設置には広大な面積を要し、運転については経費が大きく自治体の財政を圧迫し、更に設置については住民の苦情が多発しているのが現状である。この装置の性能は水質規準に適応させることができるが全窒素、リンをもう少し除去されることが望まれている。

この水質規準は絶対のものでなく、むしろ人類を含めた全生物、植物、土壌、陸水、海水をもまとめた水圏の再生産機能を営むサイクルの最低限のものである。現在閉鎖系海域の汚濁はこのことを示す証左である。したがって水質規準の向上、富栄養物質

の低下などについての技術が既に検討されているが運転経費が低いことが第一に要望されている<sup>1)</sup>。

このため最近ではバイオテクノロジーの一環として混合培養系に対応した分子育種技術——遺伝子組換え、細胞融合、接合、また一方では菌固定化法——包括、共有結合法などの研究<sup>2)3)4)</sup>が主流となっているが、これについても処理法が容易で低コストが第一に要求されている。

本報は活性汚泥法と同じく生物処理であるが、都市排水よりの活性汚泥中の水生微生物と水圏でも増殖し、汚泥中の特定物質を資化する土壌微生物<sup>5)</sup>を同一培地中で混合培養し、それらの菌数が飽和になった濃厚な微生物集団を親水生が強力で、水中での物理吸着性能が相当大きい天然鉱物の担体に物理吸着によって固定化し、一般的な都市下水道排水として家庭排水に近い組成の人工合成汚水を強制的にこの固定化酸化触媒に流動床<sup>6)7)8)9)</sup>を通じて接触させ汚水の酸化反応速度と化学工学的利点の向上を試みるために流動操作について化学工学的解析<sup>7)10)</sup>を行

\* 応用化学科

\*\* 春日井市環境分析センター

\*\*\* 名古屋大学名誉教授

い各種条件について推算を行なった。

## 2. 実験方法

### 2.1 担体 ( $\alpha$ -クリストバライト)

クリストバライトは青森地方で最近発見された鉱物で興味ある特性を持っている天然の多孔質岩石で陶器石とも呼ばれる岩石の一種で代表的な担体とされている物質より吸着性能がすぐれているものである。代表的な担体の微生物吸着性能を Table 1 に示す。

クリストバライトを細砕すると珪酸に富む部分  $\text{SiO}_2$  92%と、やや低い部分  $\text{SiO}_2$  82%前後が縞状に互層をなしてぜんたいとして  $\text{SiO}_2$  85~86%となっている。

クリストバライトには低温型の斜方晶形の  $\alpha$  型と高温型の等軸晶形の  $\beta$  型があり、 $\alpha$  型から  $\beta$  型への転移点は180~270°C位である。本研究に用いたのは低温型の  $\alpha$ -クリストバライトである。その化学的組成と物理的特性を Table 2 に示す。

$\alpha$ -クリストバライトは天然の岩石としては表面積が大きいすなわち細孔容積も相当な大きさである。101の結晶面間隔は4.11~4.09 Å と比較的広い結晶面間隔をもっている。

**Table 1** Adsorption of microorganism

$\alpha$ -Cristobalite	530.6 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$	366.1 $\text{mg}\cdot\text{ml}^{-1}$
Sand	8.7	13.0
Active carbon	208.4	56.3
Allophane	113.4	32.9

**Table 2** Chemical and physical properties of  $\alpha$ -Cristobalite

Chemical components		Physical properties	
$\text{SiO}_2$	85.7 %	Surface area	60~70 $\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$
$\text{TiO}_2$	0.30	Pore volume	0.3~0.5 $\text{ml}\cdot\text{g}^{-1}$
$\text{Al}_2\text{O}_3$	6.40	Pore rad. dispersion	25~100 Å
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	1.90	Pore rad. peak	~30 Å, 50~100 Å
CaO	0.20	Lattice dist. (101)	4.11~4.09 Å
MgO	0.60	Density	2340 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
MnO	0.04	Bulk density	650 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$
$\text{K}_2\text{O}$	0.90	Pore size	$3.5\times 10^{-4}$ m
$\text{Na}_2\text{O}$	0.30	Shape coefficient	0.4
Ig. Loss	3.66		

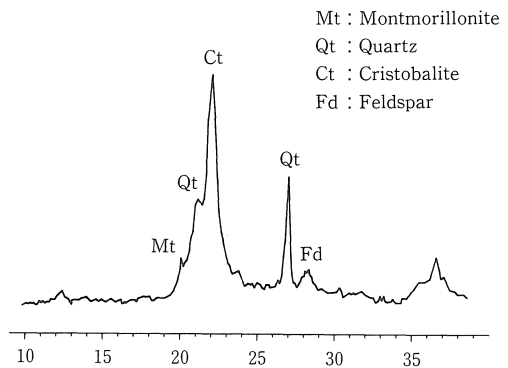
担体の形状は岩石を破碎して  $\bar{D}_p = 3.6\times 10^{-4}$  m と揃えたため形状係数=0.4でやや扁平型の楕円となっている(形状係数は目的粒子と同一直径を有する球の表面積と目的粒子の表面積の比で定義する)。

Fig. 1 に  $\alpha$ -クリストバライトのX線回折スペクトルを示す。これより担体の鉱物組織は石英、モンモリロナイト、長石がふくまれている。

### 2.2 微生物の固定法

微生物の固定法の担体結合法としては(1)共有結合法、(2)イオン結合法、(3)物理吸着法などがあり、その他としては架橋法、包括法があるが、まずこの担体の界面物性が十分活用でき、固定化に手数と費用がかからないという条件より物理吸着法を選定した。

活性汚泥からの微生物および土壌からの微生物の増殖培地は下水道排水を考慮して Table 3 に示す組成とした。



**Fig. 1** X-ray diffraction of  $\alpha$ -Cristobalite

**Table 3** Components of synthetic wastewater for growth and immobilize

Dextrine	37.31 g	Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub> ·12H <sub>2</sub> O	2.40 g
Peptone	26.65		
KCl	2.13	controlled	pH 6.8~7.2
MgSO <sub>4</sub>	1.60	Aq. dist.	ad 20.0L
Chemical oxygen demand		ca.	2000 mg·l <sup>-1</sup>
Microorganism number from active sludge	6.4×10 <sup>9</sup>	TC·ml <sup>-1</sup>	
Microorganism number from soil	6.0×10 <sup>7</sup>	TC·ml <sup>-1</sup>	

**Table 4** Microorganism from soil

General compost bacteria (aerobic)	
Streptomyces thermoviolaceus	subsp. pingens
Streptomyces thermovulgaris	
Streptomyces thermodiasticus	
Decomposition of peptone (aerobic)	
Bacillus subtilis	
Bacillus mesentericus vulgatus	
Pseudomonas fluorescens	

土壌中の微生物としては主に植物の分解菌である放線菌で水域でも十分に増殖可能な菌として Table 4 に示す菌を用いた。また活性汚泥よりの微生物は都市下水からの活性汚泥をそのまま使用した。

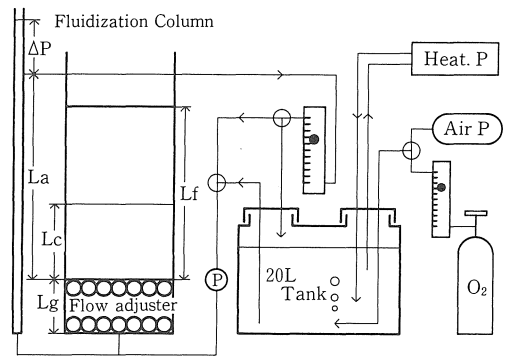
なお微生物を多量に増殖するために汚水濃度を COD≒2000mg·l<sup>-1</sup> と高くし、これに活性汚泥槽と土壌より採取した微生物をそれぞれ別個に飽和まで増殖させ、それぞれ約6.4×10<sup>9</sup> TC·ml<sup>-1</sup>の20ml および6.0×10<sup>7</sup> TC·ml<sup>-1</sup>の20ml を Table 3 の人工合成汚水 (20 l) に添加して飽和まで増殖する——固定用培地。

担体 W=0.164kg を Fig. 2 の実験装置のカラムに入れ、増殖用人工合成汚水にタンクに入れ Table 5 に示す条件で15~18時間流動し循環させる (展開率3.4)。固定化微生物量 B<sub>F</sub>=0.180 kg<sup>-1</sup> (乾量) となった。

COD<sub>Mn</sub>濃度が大きいのでエアレーションに酸素を用い、カラムおよびタンク温度は25℃, 30℃で一定とした。

**Table 5** Condition of growth and immobilization

Chemical condition:			
Tank	Temp	30°C	DO 2~3 mg·l <sup>-1</sup>
Column		25°C	0.1 mg·l <sup>-1</sup>
Aeration	O <sub>2</sub>		8.3×10 <sup>-6</sup> m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup>
Fluidizing condition:			
F	=	7.7×10 <sup>-6</sup> m <sup>3</sup> ·s <sup>-1</sup>	LV = 0.0041 m·s <sup>-1</sup>
SV	=	2.55×10 <sup>-2</sup> s <sup>-1</sup>	L <sub>c</sub> = 0.16 m
W	=	0.164 kg	L <sub>f</sub> = 0.55 m
N <sub>Rem</sub>	=	1.60	D̄ <sub>p</sub> = 3.5×10 <sup>-4</sup> m
ΔP	=	65 kg·m <sup>-2</sup>	
Immobilized amount			
B <sub>F</sub>	=	0.180 kg·kg <sup>-1</sup> dry weight	Cristobalite



**Fig. 2** Experiment apparatus of growth, immobilization and oxidation

### 2.3 実験装置および操作条件

人工合成汚水の酸化反応に用いた装置は増殖、固定化と同じ装置 (Fig. 2) を用いた。すなわち増殖、固定化が終わった時点でカラムおよびタンク内の汚水を全部放出して、水を注ぎ、カラム、タンクなどを十分洗浄して固定していない微生物、溶解している有機物などを除く。但し固定化した担体はカラム中に残す。次に微生物の混入していない新しい人工合成汚水 (酸化反応用——Table 6 にその組成を示す) 20 l をタンクに注入、カラムとの間を循環させ、カラム内の固定化微生物担体を流動させる。

温度、流速などを一定に保ち、すなわち Table 7 に示す操作条件で行ない、COD<sub>Mn</sub>, 全窒素, 全リン, 溶存酸素, 菌数 (TC) の変化を経時的に測定する。

人工合成汚水の組成は固定化のときの組成と同じ

であるが濃度は実験 A の場合  $COD_{Mn}$  を  $201.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 実験 B の場合を  $1145 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  とした。

#### 2.4 分析方法

化学的酸素消費量 ( $COD_{Mn}$ ), 全窒素 (T-N), 全リン (T-P), 溶存酸素 (DO), 微生物数 (TC) は JIS K0102 工場排水試験方法<sup>11)</sup>および下水試験法<sup>12)</sup>に準じた。

**Table 6** Component of synthetic wastewater for oxidation

	Experiment A	Experiment B
Dextrine	3.73g	28.0g
Peptone	2.67	20.0
$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$	0.24	1.80
KCl	0.21	1.60
$\text{MgSO}_4$	0.16	1.20
Aq. dist.	ad 20.0 L	20.0 L
Controlled pH	6.7~7.0	6.7~7.0
COD	$201.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$	$1145 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$

**Table 7** Operation of oxidation

		Experiment A	Experiment B
Tank	Temp	$30^\circ\text{C}$	$30^\circ\text{C}$
	DO	$3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$	$2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$
Column	Temp	$25^\circ\text{C}$	$25^\circ\text{C}$
	DO	$2.1 \sim 2.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$	$0.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$
Aeration	Air	$8.3 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	
	$\text{O}_2$		$8.3 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
COD		$201.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$	$1145 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$

Fluidizing condition (Exp. A & B)

$A = 0.0019 \text{ m}^3$	$\rho_s = 2340 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$	$\rho_a = 650 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$
$\bar{D}_p = 3.5 \times 10^{-4} \text{ m}$	$\phi_s = 0.4$ [—]	$W = 0.164 \text{ kg}$
$\rho_f = 996 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} (25^\circ\text{C})$	$\mu_f = 0.8937 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1} (25^\circ\text{C})$	
$F = 7.7 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \cdot \text{s}$	$LV = 0.0041 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$	$SV = 2.55 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$
$N_{Rem} = 1.60$ [—]	$L_t = 0.62 \text{ m}$	$L_c = 0.18 \text{ m}$
$\epsilon_{c1} = 0.722$ [—]	$\epsilon_{c2} = 0.769$ [—]	$Nv = 3.44$ [—]
$\Delta P = 65 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$	$B_F = 0.18 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ dry weight Cristobalite}$	

### 3. 結果および考察

#### 3.1 固定化微生物担体

固定化するため担体  $\alpha$ -クリストバライトは Table 2 に示した如く表面積は岩石としては大きく、細孔容積も大きい。また親水性であるという微生物固定についての利点はモンモリナイト組織の混在によるものと考えられる。

この他に細孔径の大きさなどについても微生物固定の担体としての物性を与えているものである。

担体への微生物の固定法は前述の如く各種の方法があるが、本実験ではこの担体の界面物性が十分に活用でき、固定化に手数と費用がかからないという条件より物理的吸着法を選択した。この方法の欠点として固定した微生物が脱離し易いおそれがあるが担体が多孔質であることと、微生物の増殖速度が極めて大きいので、固定化が促進されることで目的が達し得ると考えられる。

微生物が担体に固定しつつある顕微鏡写真を Fig. 3, Fig. 4 に示す。

Fig. 3 は汚水中で微生物が固定している写真であり、Fig. 4 はこれを偏光顕微鏡で観察した写真である。これを担体 (クリストバライト) を中心として

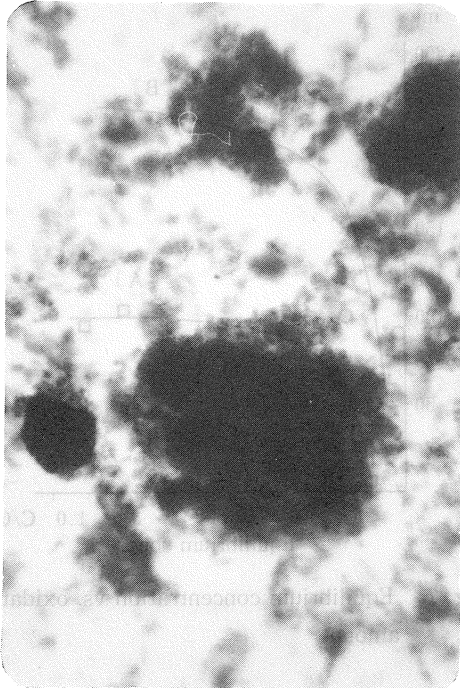


Fig. 3 Observation under a microscope

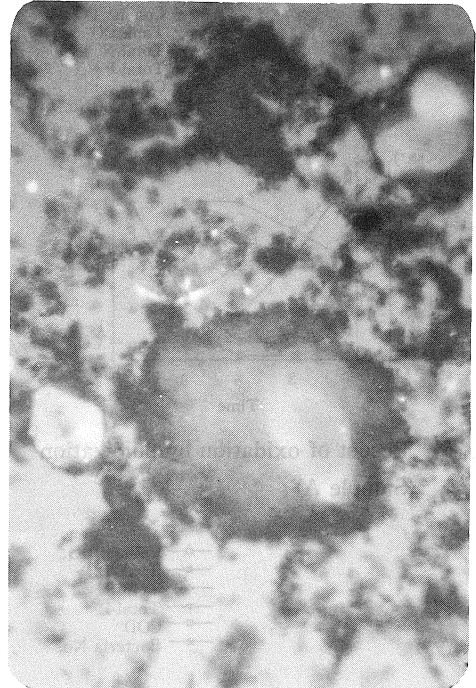


Fig. 4 Observation under a polarisation microscope

Table 8 Identification of cultured micro-organism in synthetic wastewater

Streptomyces thermoviolaceus subsp. pingens	3+	
Streptomyces thermovulgaris	4+	
Streptomyces thermodiastaticus	4+	
Bacillus subtilis	5+	
Bacillus mesentericus vulgatus	5+	
Pseudomonas fluorescens	3+	
Fungi order	Mastigophora class	
Zoogloea spp	5+ Boda sp	3+
Sphaerotillus spp	3+ Pleuromonas sp	2+
other bacteria	3+ Anisonema sp	3+
Eumycetes class	Sarcodina class	
Chlorophta order	Actinophrys sp	2+
Chlmydomonas	3+ Amoeba app	4+
Protozoa division	Aschelminthes division	
Ciliata class	Nematodes class	
Colpoda sp	2+ Nematoda spp	3+
Podophrya sp	2+	

球状に微生物が固定化されている様子、または固定化が生長しつつある過程が明確となる。

固定化された微生物を人工合成汚水の中で超音波振動によって剥離した後同定した結果を Table 8 に示す。

やはり細菌類が最も多く、いずれも土壌微生物と、水性微生物が共棲しているようである。つぎに鞭毛虫綱、肉質虫綱がやや多く、緑草綱、綿虫綱などが普通となっている。この組成は極く一般の活性汚泥に棲息する微生物である。

### 3.2 実験結果

担体に固定された微生物を用いて人工合成汚水の流動化による酸化反応について Fig. 5 に実験 A の結果を経時的に示した。

Fig. 5 の微生物数は流動化初期では固定化されたものの一部の脱離であろうが、時間と共にそれが増殖して固定化菌と共に酵化反応に寄与する。

この微生物数と COD<sub>Mn</sub>、全窒素、全リン、溶存酸素は全く逆の傾向が認められ、酸化反応速度には微生物濃度が最大の要因であることを示している。

Fig. 6 は流動化による酸化反応について実験 B の結果を経時的に示したものである。

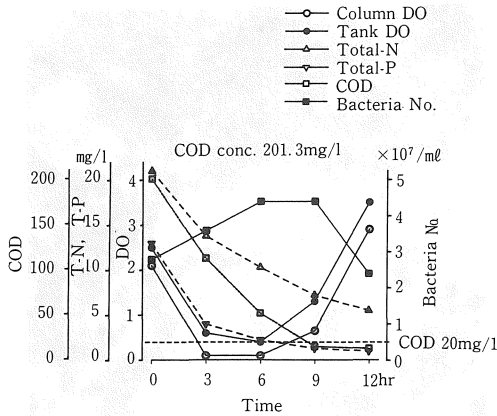


Fig. 5 Result of oxidation by fluidization (Sample A)

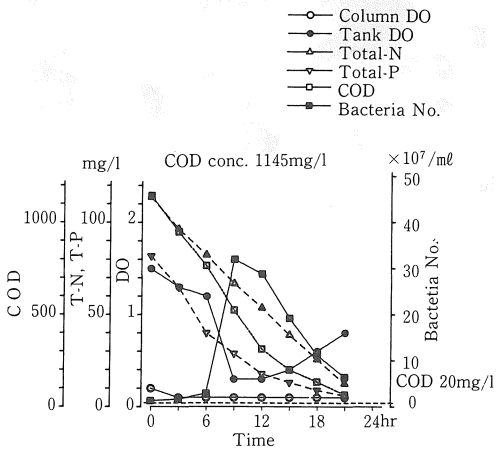


Fig. 6 Result of oxidation by fluidization (Sample B)

この実験Bは人工合成汚水の初濃度が実験Aの場合の約5倍強となっているが、各測定値は実験Aと全く同じ傾向をもっている。汚水濃度が大きいので微生物の増殖も早く実験Aの約10倍となっている。実験Bについて初濃度の大ききの比に対して処理時間の比が小さくなる理由はここにあると考えられる。

実験A、実験B共に汚水浄化の終点をCOD値で約 $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とした(理由は名古屋市の下水道浄化水について昭和49~51年の3ケ年の $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、BOD値の相関は $\text{BOD}=0.99\cdot\text{COD}-2.98$ で表わすことができ、また都市下水道の基準は $\text{BOD } 20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であることによる)。したがって終点 $\text{COD}=20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ は

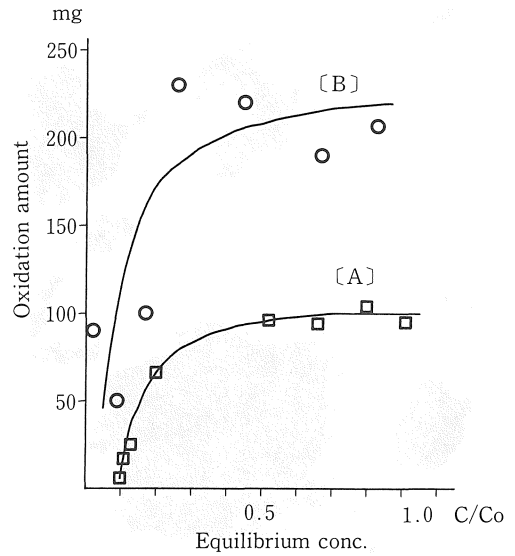


Fig. 7 Equilibrium concentration vs. oxidation amount

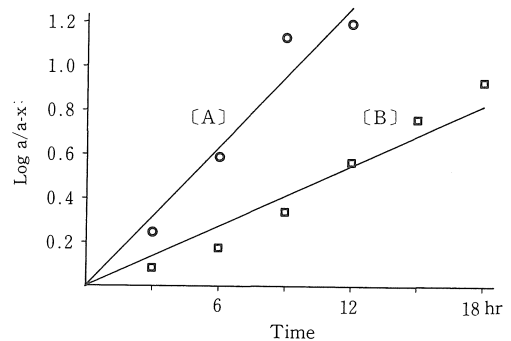


Fig. 8 Oxidation rate (25°C)

$\text{BOD}=16.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となる。

### 3.3 酸化反応について

Fig. 5, Fig. 6よりそれぞれの経時の平衡濃度(未酸化物質濃度・原液濃度<sup>-1</sup>)に対する酸化量の関係をFig. 7に示す。この実験方法では平衡に達してなくて不完全な関係であるが、経時に平衡になったとみなすと同じ平衡濃度に対して実験Bの場合の方がはかるに大きい酸化量を示す。このことは反応推進力の大きい実験Bの方がより有利になることを示すものである。

連続流動であれば、平衡濃度がカラム入口では絶えず1.0附近で操作されるので酸化効率は大きくなる。

Fig. 8に実験A、実験Bの25°CにおけるCODの酸

Table 9 Calculation of the value

Rate const. $K_A=6.71 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ $K_B=2.93 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$
Time equivalent to COD $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$
Experiment value $t_A=8 \text{ h}$ $t_B=24 \sim 30 \text{ h}$
Theoretical value $t_A=9.53 \text{ h}$ $t_B=38.5 \text{ h}$
Incipient fluidization bulk
$\epsilon_{mf}=1-\{W/A \cdot (L_0+0.001) \cdot \rho_s\}=0.771 [-]$
Fluidization bulk
$\epsilon_f=1-(W/A \cdot L_f \cdot \rho_s)=0.933 [-]$
Incipient fluidization velocity
$V_{mf}=(\phi_s \cdot \bar{D}_P)^2/180 \cdot \{(\rho_s-\rho_F)/\mu_F\} \cdot g \cdot \epsilon_{mf}^3/1-\epsilon_{mf}$ $=0.0032 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
Terminal velocity (0.4 < $N_{Rem}$ < 500, Allen)
$V_t=\{4/225 \cdot (\rho_s-\rho_F)^2 \cdot g^2/\rho_F \cdot \mu_F\}^{1/3} \cdot \bar{D}_P$ $=0.053 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$
Rynolds number of the terminal velocity
$N_{Rem}=\bar{D}_P \cdot \rho_F \cdot V_t/\mu_F$ $=20.67 [-]$

化速度を示した。

実験A, 実験B共に直線となり, 一次反応の様相を示す(マクロに考える)。実際はこのようすっきりした反応機構ではなく, 雑多な反応の総合的結果がたまたまこのよくなったと考えるべきであろう。しかしこの反応速度は汚中濃度と正比例の関係があることが察知できる。

### 3.4 反応速度定数および流動化の計算

3.4.1 反応速度定数は実験Aでは $K_A=6.71 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ , 実験Bでは $K_B=2.93 \times 10^{-5} \text{ s}^{-1}$ となり, 実験Bでは汚水濃度が5倍強となっている割合に比して $K_B$ が大きいのは汚水中の微生物量が実験Aに比べて実験Bの方が約10倍となっていることに起因する。

3.4.2 汚水のCOD値が $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ に達する時間は $t_A \rightarrow 8$ 時間,  $t_B \rightarrow 24 \sim 30$ 時間(実験値)である。

一次反応の理論値 $t=1 \cdot K^{-1} \cdot \ln(a \cdot (a-x)^{-1})$ はそれぞれ $t_A=9.53$ 時間,  $t_B=38.5$ 時間となった。

この異なりは理論式に汚水濃度と共に微生物の対数的増加の要素が考えられていないためである。

3.4.3 Table 9に流動化操作の計算結果の詳細を示す。

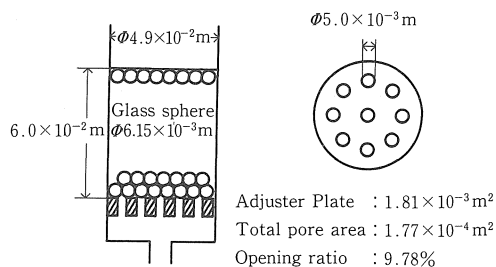


Fig. 9 Flow adjuster

### 3.5 圧力損失についての計算

3.5.1 Fig. 9に流量調整部の概略図を示す。調整板, ガラス球は偏流を防ぎ, 流線の速度分布をなるべく一定にするためのものである。結果より考えるとガラス球の層高はこの半分としてもよい。また調整板の開口率を35~40%にとっても十分であることが判明した。

このために全圧力損失 $\Delta P=65 \text{ kg} \cdot \text{m}^2$ は幾分小さくなったと考えられる。

3.5.2 カラム壁と汚水との間に作用する付着力による圧力損失について

前述の全圧力損失には流量調整の抵抗の他にカラム壁と汚水との間の付着力による抵抗 $\Delta P_\mu$ (圧損失としてあらわれる)も含まれることを考慮する必要がある。

本研究では

$$\text{汚水の粘度 } \mu_F=0.8937 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$$

$$\text{線速度 } V_0=0.0041 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$$

$$\text{レイノルズ数 } N_{Rem}=1.60 [-] \dots\dots\dots \text{層流}$$

汚水は非圧縮液体である。

以上により, ここで取扱った流体はニュートン・フローの範囲に含まれる。

ニュートン・フローの特性として, カラム内の流れの $P_{zx}$ (せん断応力)と $e_{zx}$ (せん断速度)は比例することである。すなわち

$$P_{zx} \cdot g_c = f(e_{zx}) = \mu_F \cdot e_{zx}^n$$

となるがニュートン・フローの場合は直線関係であるから $n=1$ となる。故に

$$P_{zx} \cdot g_c = \mu_F \cdot e_{zx} \text{ となる。}$$

このとき $\mu_F$ は比例定数であるが, 内容的には溶液(汚水)の粘度を現わすことになる。

層流においてはカラム内の流れの流度分布は中心部が最大で, 壁に接する部分が最小となるため, カ

ラム内の平均速度  $\bar{V}_0$  はカラム内の速度分布を積分すればよい。積分範囲はカラムの半径である。

ここで Hagen-Poiseuille の法則を適用して  $\bar{V}_0$  を求める。

$$\begin{aligned}\bar{V}_0 &= \frac{2}{r_w^2} \int_0^{r_w} V_r \cdot r \cdot dr \\ &= \frac{r_w}{P_{wz}^3} \int_{P_y}^{P_{rz}} P_{rz} \cdot \phi \{ (P_{rz} - P_y) \cdot g_c \} \cdot dP_{rz}\end{aligned}$$

ニュートン・フローであるから

$$\text{降伏応力 } P_y = 0$$

$$\phi \{ (P_{rz} - P_y) \cdot g_c \} = P_{rz} \cdot g_c \cdot \mu_F^{-1} \text{ となる。}$$

したがって

$$\bar{V}_0 = r_w \cdot P_{wz} \cdot \mu_F^{-1}$$

$$P_{rz} \cdot 2 \cdot \pi \cdot r \cdot L = \Delta P_\mu \cdot \pi \cdot r^2$$

$$P_{rz} = \Delta P_\mu \cdot r \cdot 2L^{-1}$$

$$r \cdot P_{rz}^{-1} = r_w \cdot P_{wz}^{-1}$$

$$= 2L \cdot \Delta P_\mu^{-1}$$

$$\Delta P_\mu = 32 \cdot \bar{V}_0 \cdot L \cdot \mu_F (D^2 \cdot g_c)^{-1}$$

$$[\text{m} \cdot \text{s}^{-1}] [\text{m}] [\text{kg} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}] [(\text{m}^2)^{-1}] [\text{s}^2 \cdot \text{m}^{-1}]$$

結局

$$\Delta P_\mu = 4.03 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$$

すなわち全圧力損失  $\Delta P$  にはこれだけの  $\Delta P_\mu$  が含まれることになる。平均流速、粘度が大きくなるとそれに比例して  $\Delta P_\mu$  が大きくなるし、カラムの直径が大きくなれば、その 2 乗に反比例して  $\Delta P_\mu$  が小さくなる。

#### 4. 結 論

微生物を固定した担体（酸化触媒）を流動カラムに充填し、試料汚水の上昇流によって強制流動させた。流動化の経過時間に対する試料汚水の  $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、全窒素、全リン、溶存酸素、微生物数の増減を測定した。尚この実験で用いた人工合成汚水（試料汚水）は研究の目標を一般的な都市下水道排水としているため家庭排水に近い組成とした。更に流動操作については化学工学的な解析を行ない各種条件について推算を行なった。

この結果、反応速度の増加によって単位時間の処理水量を多くすること、流動床であることの効果が加わって利点が更に増強される見通しがあった。また活性汚泥法では不向きな高濃度排水の方がより効果があることが判明した。以上の結果をまとめる

(1)  $L_f = 620 \text{ mm}$ ,  $A = 0.0019 \text{ m}^2$  であるから  $L_f$

のカラム容積  $0.0019 \text{ m} \times 0.62 \text{ m} \approx 1.1 \text{ l}$   $L_f$  を  $1.1 \text{ l}$  の汚水が通過する時間  $620/4.1 \approx 151 \text{ s}$  (但し,  $LV = 0.0041 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ )、タンクの  $20 \text{ l}$  の汚水が 1 回だけ  $L_f$  を通過するに要する時間  $151 \text{ s} \times 20/1.1 = 2745 \text{ s}$  である。

実験 A の場合約 8 時間で  $\text{COD}_{\text{Mn}} = 20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  ( $\text{BOD} = 16.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) となるから、この時間内で  $20 \text{ l}$  の汚水は  $10.5$  回 ( $\approx 3600 \text{ s} \times 8 \text{ h}/2745 \text{ s}$ )  $L_f$  を通過する。

$L_f$  の必要な長さ  $0.62 \text{ m} \times 10.5 \text{ m} \approx 6.5 \text{ m}$ , クリストバライトの量  $164 \text{ g} \times 10.5 \approx 1.72 \text{ kg}$ , したがって、カラムの長さは  $2.3 \text{ m} \times 3$  本 (但し断面積  $0.0019 \text{ m}^2$ ) となる。また担体は約  $1.80 \text{ kg}$  を 3 本のカラムに等分に充填すればよいことになる。すなわち初濃度  $\text{COD}_{\text{Mn}} \approx 200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の汚水を  $2.3 \text{ m} \times 3$  本のカラムに順次完全な流動法によって  $LV = 0.0041 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  で通液すれば 8 時間後 (3 本目のカラムの通液完了のとき) には  $20 \text{ l}$  汚水の  $\text{COD}_{\text{Mn}} \approx 20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  ( $\text{BOD} \approx 16.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) の処理水を得ることができる。

排水の処理量はカラムの径を大きくすれば、その 2 乗に比例して増加することができる。

(2) 本研究は流動法となっているが汚水はタンクとカラムの間を循環する方式であるから回分式と同じと考えた方がよい。すなわち担体に接触する汚水濃度は第一回のサイクルが最高で、次回から逐次濃度が低下した汚水が接触することになる (サイクル毎に推進力が減少する)。早い反応速度を期待するには逆行した様式である。

しかし汚水を多量に使用して、サイクル方式とせざ一方方向のみ流通し、その過程を完全な流動法とすれば汚水の接触濃度は絶えず、カラム同一点では同一濃度であり、終始一定の反応速度が期待できることになる。この連続流動法の場合にはおおむね Fig. 5, Fig. 6 により実験 A では 6.5 時間、実験 B では 21 時間となるであろう (Fig. 5, Fig. 6 の操作時間  $0 \rightarrow 3$  時間の  $\text{COD}_{\text{Mn}}$  の減少を表わす直線をそのまま延長し点線と交わるところの時間)。

(3) 高濃度の排水処理に対してむしろよい効果を得る期待がもてそうである。

(4) この基礎研究で工業化試験の設計見通しができる。但し、汚水濃度が  $1100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の処では溶存酸素の濃度を少くとも  $1.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  位にすれば反応は更に早くなる。このためには空気と汚水を強制的に混合して酸素の溶解効果をよくするような特殊な



ポンプを必要とする。

使用した記号

$\rho_s$	: 担体の水置換比重	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]$
$\rho_a$	: 担体の嵩比重	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]$
$\phi_s$	: 担体の形状係数	$[-]$
$F$	: 人工合成汚水の流量	$[\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}]$
$\frac{LV}{(\bar{V}_0)}$	: 汚水のカラム内の線速度	$[\text{m}\cdot\text{s}^{-1}]$
$SV$	: 汚水の空間速度 (25°C)	$[\text{s}^{-1}]$
$W$	: 担体の充填重量	$[\text{kg}]$
$N_{\text{Rem}}$	: レイノルズ数	$[-]$
$L_c$	: 担体の充填静止層高	$[\text{m}]$
$L_f$	: 担体の流動層高	$[\text{m}]$
$\bar{D}_p$	: 担体の平均粒径	$[\text{m}]$
$\Delta P$	: 流動床の全圧損失	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}]$
$B_F$	: 担体に対する菌の固定量 (乾量)	$[\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}]$
$A$	: カラム断面積	$[\text{m}^2]$
$\mu_F$	: 人工合成汚水の流体粘度 (25°C)	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}]$
$\rho_F$	: 人工合成汚水の流体密度 (25°C)	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}]$
$\epsilon_{cf}$	: 担体の静的空隙率	$[-]$
$\epsilon_{c2}$	: 担体のカラム中の静的空隙率	$[-]$
$N_V$	: 担体の膨張比	$[-]$
$K_A$	: 酸化反応の速度定数 (実験A)	$[\text{s}^{-1}]$
$K_B$	: 酸化反応の速度定数 (実験B)	$[\text{s}^{-1}]$
$t_A$	: COD値が $20\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に達する時間 (実験A)	$[\text{h}]$
$t_B$	: COD値が $20\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に達する時間 (実験B)	$[\text{h}]$
$L_a$	: カラムの有効層高	$[\text{m}]$
$L_g$	: 整流硝子球の層高	$[\text{m}]$
$\epsilon_{mf}$	: 流動化開始の空隙率	$[-]$
$\epsilon_f$	: 流動空隙率	$[-]$
$V_{mf}$	: 流動化開始速度	$[\text{m}\cdot\text{s}^{-1}]$
$V_f$	: 粒子終端速度	$[\text{m}\cdot\text{s}^{-1}]$
$g, g_c$	: 重力の加速度	$[\text{m}\cdot\text{s}^{-2}]$
$P_{zx}$	: せん断応力 (z軸に垂直な平面上のx軸方向の応力)	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}]$
$e_{zx}$	: せん断速度 (速度の勾配 $\text{dux}/\text{dz}$ )	$[\text{s}^{-1}]$
$P_{wz}$	: カラムのせん断応力	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}]$

$P_y$	: 降伏応力	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}]$
$r_z$	: 円筒座標	$[-]$
$r$	: カラムの中に考えた小円管の半径	$[\text{m}]$
$Pr_z$	: カラムの中に考えた小円管のせん断応力	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}]$
$r_w$	: カラムの半径	$[\text{m}]$
$D$	: カラムの直径	$[\text{m}]$
$\Delta P_\mu$	: カラムの壁と汚水との間の付着力に起因する圧損失	$[\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}]$

引用文献

- 1) 須藤隆一: 微生物による水処理技術の新しい展望, 産業公害, **20**, 324~331, 1984
- 2) 橋本 奨: 生物処理技術と微生物固定化技術の問題点, 水質汚濁研究, **9**, 684~689, 1986
- 3) 一条久夫, 山内愛造, 平佐興彦: 固定化材料, 水質汚濁研究, **9**, 699~703, 1986
- 4) 戸田 清: 固定化微生物の排水処理への応用, 用水と廃水, **27**, 992~999, 1985
- 5) 都留信也: 土壤微生物の利用研究動向, 産業公害, **20**, 345~350, 1984
- 6) 太田 洋, 吉田高年, 鈴木一如: 流動床式生物処理法による脱窒素, 環境技術, **11**, 795~804, 1982
- 7) 高瀬 均, 石橋大策, 杉本益規: 流動層型生物膜廃水処理装置によるBOD処理, 化学工学シンポジウムシリーズ4, 排水処理技術の最近の動向, 17~20, 1984
- 8) C. M. A. Ademoroti: Water Purification by fluidized bed technique, *Water Research*, **20**, 1105~1109, 1986
- 9) J. S. Jeris, R. W. Owens and R. Hickey: Biological Fluidized-bed Treatment for BOD and Nitrogen Removal, *J. WPCF*, **49**, 816~831, 1977
- 10) J. Suschka: Biooxidation in a Continuous Active Sludge Process, *Water Research*, **14**, 197~206, 1980
- 11) 日本規格協会: JIS K0102<sub>1984</sub> 工場排水試験方法 (1984)
- 12) 日本下水道協会編: 下水試験法 (1974)

(受理 昭和63年1月25日)