

高炉水砕スラグ微粉を用いた曝気沈殿一体型リアクターの研究

福永和久*・石谷邦治*・近藤三雄**

活性汚泥は、活性汚泥微生物が生産する高分子化合物を介して固着結合したフロック状を呈している。この活性汚泥が本来持つ特性を生かし、活性汚泥フロック内に高炉水砕スラグ微粉を多数とりこませる事により、フロック比重を大きくして、固液分離を促進させるプロセスを開発した。このプロセスの特性を明らかにするために、スラグが汚泥に取り込まれるメカニズム・リアクター内の汚泥の挙動について調査した。

Keywords : fluidized-bed reactor, blast-furnace granulated slag, sludge blanket zone, high rate biological oxidation-settling unit

1. はじめに

活性汚泥法の効率化は、曝気槽での活性汚泥の高濃度化及び最終沈殿池での汚泥の負荷の軽減により図れる。そこで、活性汚泥の高濃度化と沈殿効率の向上の2点を同時に解決する手段として、活性汚泥の固定化が注目されている¹⁾。昨今、この固定化活性汚泥法は建設省総合技術開発プロジェクトであるバイオフォーカスWTを通して、数多くの担体・プロセスが提案されてきた²⁾。又、当社においても高炉水砕スラグを担体とする流動床リアクターが提案されている³⁾。

一方、活性汚泥は活性汚泥微生物が生産する高分子化合物を介して固着結合したフロック状を呈しており、自然固定化活性汚泥法と考えることもできる。そこで、筆者らは、流動床生物膜処理法の様に担体に生物膜を形成させるのではなく、この汚泥自信が本来持つ特性を生かし、活性汚泥フロック内に非常に微細な高炉水砕スラグ微粉を比較的短時間に多数とりこませる事により、フロック比重を大きくして固液分離を促進させ、その結果曝気槽内汚泥の高濃度化を図るプロセスを研究してきた。又、本プロセスを沈殿部の固液分離が不安定な高速エアレーション沈殿池に適用し、汚泥界面を安定化させるリアクター（以下、曝気沈殿一体型リアクターという）についても研究してきた⁴⁾。

本論文は、高炉水砕スラグ微粉の特性や活性汚泥への取りこまれメカニズム及びリアクター内の汚泥の挙動について考察することで、本プロセスの特性・機能を明らかにしたものである。

2. 高炉水砕スラグ微粉混入活性汚泥法

(1) 活性汚泥高濃度化の問題点

一般に、活性汚泥の浄化反応は次式で示される。

$$\ln(l_e/l_0) = -K_2 \cdot S_a \cdot t \dots\dots\dots (1)$$

ここで、 l_e : 処理水の BOD 濃度 (mg/l)
 l_0 : 流入原水の BOD 濃度 (mg/l)
 K_2 : 定数 (1/mg·hr)
 S_a : 曝気槽内活性汚泥濃度 (mg/l)
 t : 曝気時間 (hr)

すなわち、処理時間（曝気時間）を短縮し、曝気槽容量を小さくするためには、曝気槽内活性汚泥濃度を高くする必要がある。しかしながら、活性汚泥が高濃度化するに従って、汚泥の沈降性が悪化するため、沈殿池を含めたトータルの処理施設をコンパクト化する事は難しい。濱らは、この現象を次式を用いて説明している¹⁾。

$$V = \text{曝気槽容量} + \text{沈殿池容量} \\ = l_0 Q_0 / (L_s S_a) + 2 dr / a(n-1) \cdot (n-1/n)^n \cdot (r+1)^n / r^n S_a^n \cdot Q_0 \dots\dots\dots (2)$$

ここで、 Q_0 : 処理水量 (m³/日)、
 L_s : BOD-SS 負荷 (kg/kg-SS·日)
 d : 最終沈殿池水深 (m)
 r : 汚泥返送率
 a, n : 沈殿定数

Fig.1は、一般的な例として、 $l_0 = 180 \text{ mg/l}$, $L_s = 0.3 \text{ kg/kg 日}$, $d = 3 \text{ m}$, $r = 0.3$ を式 (2) に代入し、計算したものである。 a, n は、日本下水道事業団が実施した回分式活性汚泥実験値の $a = 2.664 \times 10^7$, $n = 1.7$ を用いた。

Fig.1からもわかる様に、現行の活性汚泥プロセスでは活性汚泥濃度を任意に高めても、処理施設のコンパクト化にはつながらない。即ち、活性汚泥濃度を高濃度化

* 正会員 工修 新日本製鐵 (株) 技術開発本部
 (〒299-11 千葉県富津市新高 20 番 1)
 ** 新日本製鐵 (株) エンジニアリング事業本部

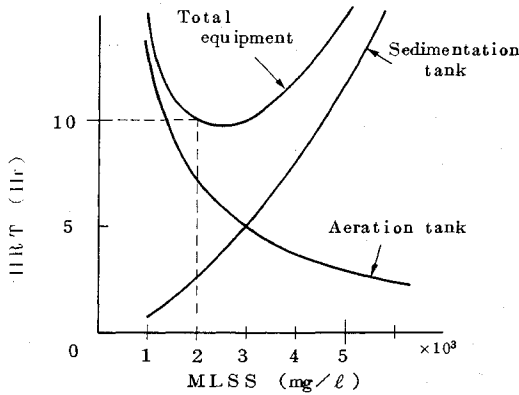


Fig.1 Relationship between MLSS and equipment capacity

し且つトータルの施設のコンパクト化を図るためには、活性汚泥の沈殿特性の改善が不可欠である。

(2) 高炉水砕スラグ微粉添加の効果

本プロセスの特徴は、活性汚泥の沈殿特性を改善するため、平均粒径 12μ の非常に微細な高炉水砕スラグ微粉を添加することである。曝気槽に添加した高炉水砕スラグ微粉は、瞬時に活性汚泥内に取り込まれフロック比重を増加させる。Fig.2は、高炉水砕スラグ微粉が取り込まれた活性汚泥フロックの顕微鏡写真である。

この高炉水砕スラグ混入汚泥が、どの程度沈降性を改善できるかを調べるため、沈降テストを行った。

沈降テストは、後述するパイロットプラントのリアクター ($1.5\text{ m}\phi \times 1.5\text{ mH}$) を大きな沈降筒として用い、活性汚泥濃度と水砕浮遊量を種々変えて、界面沈降速度を測定することにより行った。リアクターは筒高、筒径も十分あるため、水深・壁面の影響は殆どない。

Fig.3は、水砕浮遊濃度・活性汚泥濃度 (MLVSS) ・界面沈降速度の関係を示したものである。この図から、活性汚泥濃度が高くなるに従い、沈降性が悪化し、沈降速度が遅くなっていく事がわかる。又、添加する高炉水砕の浮遊濃度が高くなるに従い、フロックの沈降性が改善され、沈降速度が大きくなる事がわかる。水砕浮遊濃度 0% の直線は日本下水道事業団実施の回分式活性汚泥実験値であるが今回の沈降テストの結果も、ほぼ類似した勾配で沈降速度と活性汚泥濃度の関係を示す直線が得られている。

Fig.3より、水砕浮遊濃度 1.1% の沈降速度は、水砕浮遊濃度 0% の時の沈降速度に比べ、約 4 倍になっていることが読みとれる。そこで、沈降速度を 4 倍にし、再度式 (2) を用いて、曝気槽及び沈殿池の容量 (滞留時間) と MLSS の関係を計算したのが Fig.4 である。

Fig.1 の通常の活性汚泥法の関係と比較してみると、その違いがよくわかる。曝気槽容量を示す曲線は、同じであるが、沈殿池容量を示す曲線は、沈降速度の増加によ

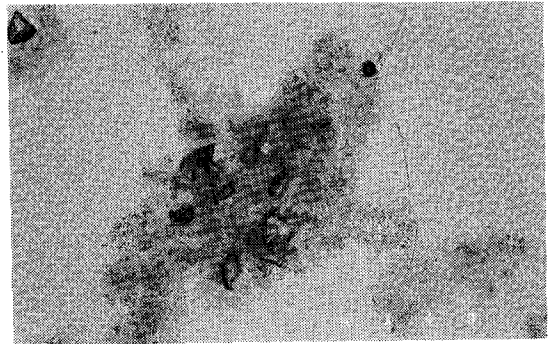


Fig.2 Activated sludge including blast furnace granulated slag powder

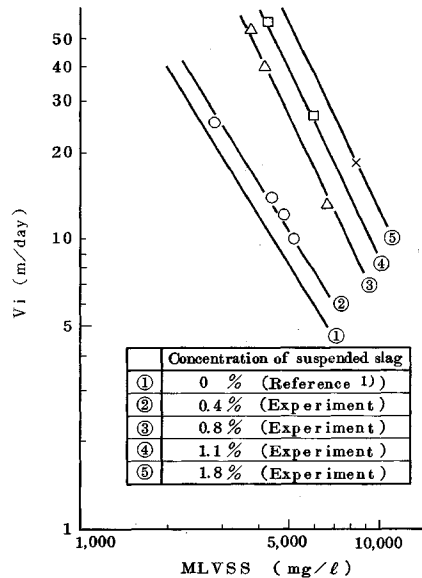


Fig.3 Settling velocity of blanket zone as function MLVSS and concentration of suspended slag

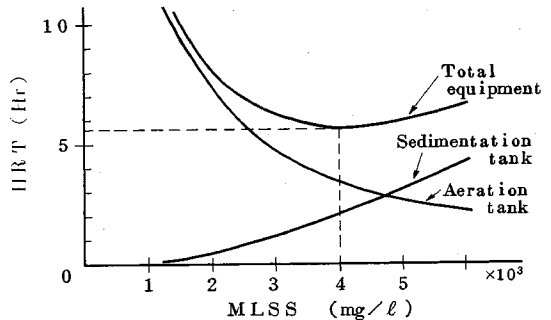


Fig.4 Relationship between MLSS and equipment capacity (in case of the settling velocity is increasing to four times)

り、勾配がゆるやかになってくる。その結果、曝気槽内汚泥濃度 (MLSS) を 4000 mg/l に高濃度化すれば、曝気槽・沈殿池トータルの容量 (処理時間) を理論上、通常の約半分にすることが可能になる。

Table 1 Characteristics of carriers

	Blast furnace slag	Zeolite	Active carbon	Silica sand
1. Real density	2.9	2.66	1.9~2.2	2.56
2. Component (%)	CaO 41~44 SiO ₂ 32~35 Al ₂ O ₃ 13~16 MgO 4~8 Fe ₂ O ₃ 0.6~0.9	SiO ₂ 60~70 Al ₂ O ₃ 10~15 CaO ~5 Na ₂ O ~10 K ₂ O ~5	C	SiO ₂ 97 Al ₂ O ₃ 1.35
3. Diameter (μ)	0~80	0~60	200~2000	500~2000
4. Zeta potential (mV)	-32	-40	-	-
5. Pore size (Å)	None	3~10	15~40	None

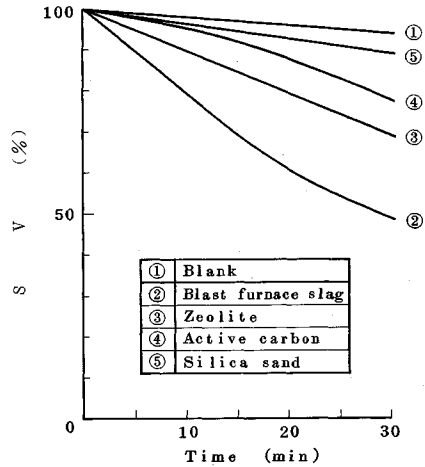


Fig.5 Settling curves for each carriers

(3) 高炉水砕スラグ微粉の特性

高炉水砕スラグ微粉は、溶鉱炉で銑鉄を造る際、溶融して出てくる高炉スラグを大量の水で急冷してガラス化したものである。鉄鋼各社では、この水砕スラグを乾燥及びセパレーター等で粒度調整し、セメントやコンクリート細骨材の原料として商品出荷している。外観は白色微粉末で真比重2.9である。主な化学成分は、SiO₂ 32~35%、Al₂O₃ 13~16%、CaO 41~44%であり、Fe、Mg等の重金属を若干含有している。平均粒径は、12μで、95%以上が50μ以下と超微細な粉末である。

この高炉水砕スラグ微粉と水処理によく用いられている担体を比較するため、シリンダーテストを行った。

比較テストに用いた担体は、ゼオライト微粉・活性炭・珪砂の3つである。これらの担体の特性をTable 1に示す。シリンダーテストは下記要領で実施した。

污水処理場内の汚泥を3倍濃縮した高濃度汚泥 (MLSS 16 800 mg/l, MLVSS 15 400 mg/l) と上記の担体約2%を1lシリンダーに投入し、30分間曝気し、担体を汚泥中に取りこませた後、静止しSVを測定した。その結果をFig.5に示す。この図からもわかる様に明らかに高炉水砕スラグ微粉混入汚泥の沈降性が良い。この理由を調べる為に、浮遊汚泥の検鏡を行った。Fig.6は、高炉水砕の次に沈降性の良かったゼオライトを担体として用いた活性汚泥の一例である。Fig.2の高炉水砕スラグ微粉を用いた活性汚泥の写真と比較するとその違いが理解できる。長時間曝気し、馴養した担体テストであれば、この4つの担体に付着した生物膜汚泥の量、形態に違いがないかもしれないが、本テストの様に短時間曝気後の汚泥と担体の形態には、大きな違いがでてくる。つまり、高炉水砕スラグの様に、活性汚泥とのなじみが良く、短時間に活性汚泥の中に取りこまれるものはアンカー効果を発揮し、汚泥の沈降性が良くなる。

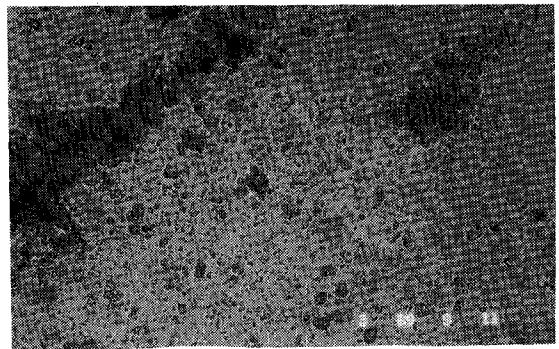


Fig.6 Activated sludge including zeolite

逆に高炉水砕とほぼ同じ粒径でありながらゼオライト微粉末の様に活性汚泥とのなじみが悪いものは、Fig.6に示す様に、単独浮遊してしまい、汚泥の沈降特性も高炉水砕ほど良くならない。尚、活性炭や珪砂の沈降特性があまり良くなかったのは、粒径が粗いため、シリンダーのデッドスペースに堆積したためである。浮遊した活性炭や珪砂も、検鏡の結果、ほとんどが単独浮遊であった。

(4) 活性汚泥への取りこまれメカニズム

一般に、活性汚泥微生物は、フロック形成に関与する高分子物質を分泌しており、これがアニオン性高分子物質であるため、活性汚泥は負に帯電している⁹⁾。従って担体(固形物)が短時間に活性汚泥に取り込まれるためには、担体が正に荷電している事が望ましい。しかし、自然界に、正に荷電している担体は極めて少ない。前述したシリンダーテストにおいて、ゼオライト・珪砂が汚泥に取り込まれにくいのも、負に荷電しているためと思われる。一方、高炉水砕も負に荷電している代表的な無機系担体であるが、下記に示す様な特性を持っている。

高炉水砕は、高圧水による急冷のため、ガラス化しておりガラス形成酸化物(Network Former)であるSiO₂やAl₂O₃が強い結合力で共有結合している。このガラス

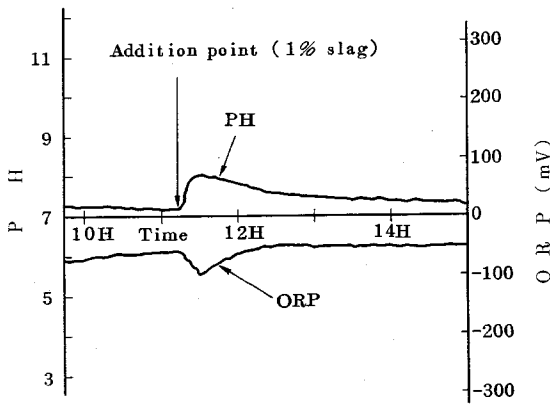


Fig.7 Variation of pH and ORP for slag addition

形成酸化物の網目の孔に CaO や MgO 等の修飾酸化物 (Modifier) がイオン結合している。但し, Al_2O_3 は、両者の中間的役割をし、中間酸化物 (intermediate) である⁶⁾。

この様な結合状態にある水砕は、水中で修飾酸化物の Ca^{2+} がゆっくりと溶出し、水中の H^+ とイオン交換する無機イオン交換体として知られている⁷⁾。

この現象は、水砕添加時の pH 及び ORP⁸⁾の挙動により確認できる。Fig.7は、後述するパイロットプラントの曝気部へ水砕を 1% 投入した時の pH と ORP の時間変動を示したものである。水砕の投入と同時に pH が急激に上昇し、ORP が低下する。これは、 H^+ の水砕への吸着を示している。又、その後、pH・ORP 共徐々に投入前の状況に回復している。これは、 H^+ と分離した OH^- が、水砕から溶出した Ca^{2+} 及び下排水・活性汚泥中に存在する金属イオン、例えば Fe^{3+} や Al^{3+} と水酸化物を形成したためと思われる。この水酸化物が、水砕と活性汚泥の橋渡的な役目を果たし、活性汚泥中へ水砕を取り込んでいく。このメカニズムを示したものが Fig.8である。一方、Fig.6で見られる様なほとんど単独浮遊してしまうゼオライト微粉は、 SiO_2 の四面体を基本単位とする三次元網目構造の鉱物結晶であるため、水砕の様な特性はなく、本来負に荷電しているため活性汚泥中には取り込まれにくい。

3. 高炉水砕スラグ微粉を用いた曝気沈殿一体型リアクター

(1) 曝気沈殿一体型リアクターの特性

筆者らが研究してきたリアクターは、高速エアレーション沈殿池に、前述した高炉水砕スラグ微粉混入活性汚泥法の考えを導入したものである (Fig.9 に、一般的な高速エアレーション沈殿池の外形図を示す)。又、沈殿部には、ブランケットゾーンを形成させ、生物汚過法としての機能も持たせてある。

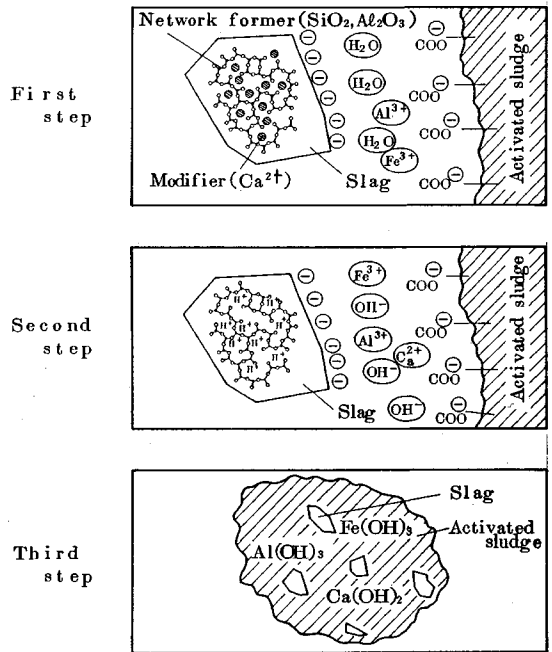


Fig.8 Including process of blast furnace granulated slag powder into activated sludge

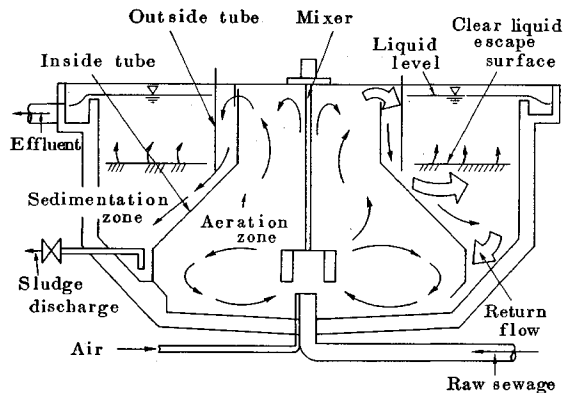


Fig.9 Interior of fluidized-bed reactor

一般に高速エアレーション沈殿池は、標準活性汚泥法に於ける曝気槽と最終沈殿池を集約して一つのパッケージ型に納め、且つ循環流に伴う下水・活性汚泥・エアの気液接触頻度の増加により浄化効率の高度化を図ったものであり、大幅な省スペース化が可能になる⁹⁾。しかし活性汚泥が軽いため、沈殿部での固液分離が難しく、原水水質や水量変動により、沈殿部の汚泥界面が 1 日の間に 1 m 近くも変動し、汚泥がキャリオーバーしやすい欠点を有している。そこで、筆者らは、高炉水砕スラグ微粉混入活性汚泥法の適用により、活性汚泥の沈降性を改善し、固液分離の安定化を試みた。又、生物汚過法の機能を持つ流動床リアクターは、一般に外部曝気型が知られているが¹⁰⁾、沈殿部に強固なブランケットゾーン

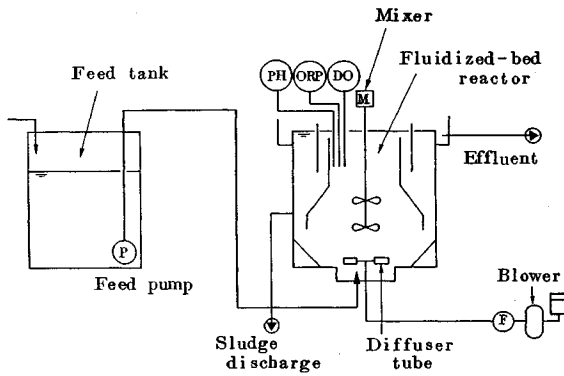


Fig.10 Flow sheet of pilot plant

を形成させる事で、生物戸過式活性汚泥法¹¹⁾としての機能ももたせている。

このリアクターの特性として、重要なポイントが二つある。一つは、吸着と戸過により、処理水質の向上を図るためのブランケットゾーンの形成であり、もう一つは、下水・汚泥・エアーの接触頻度を高めるための循環流の調整である。この循環流は、曝気部内のエアリフト効果により内筒上部を越流する事により生じ、内外筒間を流下し、内筒スカート上を通過して、再び、曝気部に引き込まれる。この循環流が少なすぎると、汚泥の活性度が低下するし、多すぎると固液分離を妨げ、キャリーオーバーの原因となる¹²⁾。そこで、リアクター内筒上部にはゲートを設け、循環流を調節できる様にしている。

(2) パイロットプラントの概要

パイロットプラントは、千葉県君津市の大和田污水处理場（処理対象人員；10 000 人，計画汚水量；2 000 m³/日）内に設置し，昭和 63 年 9 月から平成元年 7 月までの 11 ヶ月のフィールドテストを実施した。パイロットプラントの処理能力は，11 m³/日（2 時間処理時）で，本体のリアクターは，1.5 mφ×1.5 mH である。Fig.10 にパイロットプラントのフローを示す。又，Table 2 にリアクターの仕様，Table 3 に運転条件を示す。

パイロットテストは，既設処理場内汚水槽（スクリーン・沈砂池通過水）に水中ポンプを設置し，パイロットプラント原水槽へ，原水をポンプアップすることで実施した。原水はリアクター下部より上向流で供給し，処理水は周囲のトラフから越流する。又，余剰汚泥は，沈殿部下部の引抜きバルブから，間欠的に引き抜いた。

(3) パイロットテスト結果

Table 4 にパイロットテスト結果の一覧表を示す。S 63 年 11 月以降は，曝気時間 2 時間の高効率処理を実施しており，原水 BOD 濃度が 200 mg/l 近くあるため，BOD 容積負荷も 2.0 kg/m³・日前後の極めて高負荷の運転である。

又，曝気部の MLVSS 濃度を 6 000 mg/l 以上に維持

Table 2 Major specification of fluidized-bed reactor

Profile	φ 1.5 m × H 1.5 m
Total volume	2.5 m ³
Aeration volume	1.0 m ³
Sedimentation volume	1.5 m ³
Feed pump capacity	16 l/min
Blower capacity	200 l/min

Table 3 Operating conditions

HRT (Aeration zone)	2 Hr
HRT (Sedimentation zone)	3 Hr
MLVSS	6,000 mg/l
BOD Volumetric loading	2 kg/m ³ ·Day
BOD-SS Loading	0.2~0.3 kg/kg·Day
Concentration of suspended slag	8,000 mg/l
Air flow rate	150 l/min
S V I	110

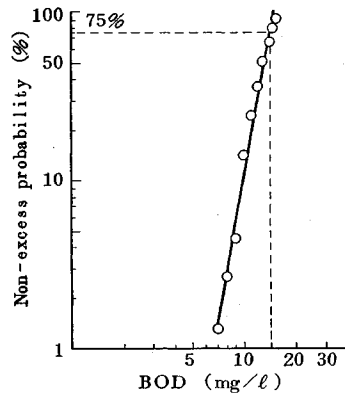


Fig.11 Non-excess probability effluent BOD concentration

しているため，BOD-SS 負荷を 0.2~0.3 kg/kg 日の範囲で運転できる。その結果，BOD 除去率を 90~95% 達成でき，処理水 BOD を 10~20 mg/l に保つことができた。Fig.11 に処理水 BOD の非超過確率を示す。

このテスト期間中の平均必要エアー量は，約 45 m³/kg-BOD 程度で，標準活性汚泥法並の値であった。又，テスト期間中の平均汚泥引抜き量は，150 l/日であった。引抜き汚泥濃度は，曝気部汚泥濃度都ほぼ同じで，MLVSS 6 000 mg/l である。水砕を含まない見かけ MLSS を 8 000 mg/l (MLVSS/MLSS=0.75) として，流入 BOD 濃度を 200 mg/l とすると，水砕添加を考慮しない BOD 汚泥転換率は，約 50% となり，比較的少なかった。この理由として，沈殿部のブランケットゾーン形成による SRT の増加が考えられる。実際，生物膜に多く出現すると言われている Epistylis 属，Carchesium 属，Philodina 属等が多く見られた。

Fig.12 は，原水 BOD 濃度と処理水 BOD 濃度の 24 時間挙動を示したものである。本処理場に流入してくる原水は，典型的な団地排水で，朝・昼・夕のピークが顕

Table 4 Summary of pilot plant data

	HRT (Aeration) Hr	Flow rate m ³ /Day	Water temp. °C	pH		BOD			S S			COD			MLVSS mg/l	BOD Volu- metric loading kg/m ³ /Day
				Inf.	Eff.	Inf.	Eff.	Removal effi- ciency %	Inf.	Eff.	Removal effi- ciency %	Inf.	Eff.	Removal effi- ciency %		
				—	—	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%	mg/l	mg/l	%		
S.63.9	6	4.0	2.6	7.7	7.1	211	15	93	182	10	95	126	12	90	2,000	0.84
S.63.9	5	4.8	2.3	7.8	7.1	154	20	87	138	11	92	97	15	85	2,400	0.74
S.63.10	4	6.0	2.0	7.9	7.3	220	18	92	150	14	91	96	16	83	3,000	1.32
S.63.10	3	8.0	1.9	8.0	7.5	129	47	64	87	37	57	100	33	67	3,800	1.03
S.63.11	3	8.0	1.8	8.0	7.4	159	17	89	127	16	87	86	17	80	4,000	1.27
S.63.11	2	12.0	1.8	7.8	7.1	153	20	87	127	16	87	94	18	81	5,900	1.82
S.63.12	2	12.0	1.6	7.9	7.1	184	15	92	126	15	88	99	17	83	6,000	2.19
H.1.1	2	12.0	1.4	7.9	7.1	177	13	93	128	9	93	98	16	84	6,100	2.11
H.1.2	2	12.0	1.4	8.0	7.1	143	15	90	104	10	90	89	16	82	6,100	1.70
H.1.3	2	12.0	1.5	7.9	7.2	152	13	91	106	10	91	96	15	84	6,100	1.80
H.1.4	2	12.0	1.9	7.9	7.3	171	14	92	126	7	94	127	16	87	6,200	2.00
H.1.5	2	12.0	2.0	7.8	7.1	189	12	94	155	12	92	105	13	88	6,100	2.25
H.1.6	2	12.0	2.3	7.9	7.2	177	14	92	154	11	93	110	15	86	6,200	2.09
H.1.7	2	12.0	2.5	7.8	7.2	160	10	94	131	8	94	108	14	87	6,000	2.00

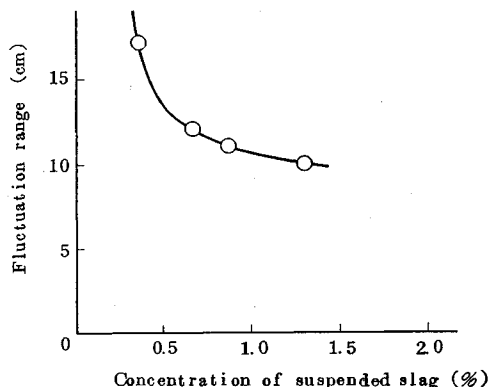


Fig.12 Variations of influent and effluent BOD concentration

著に現れている。図からもわかる様に、この様な濃度変動の大きい原水に対しても処理水質が安定していることがわかる。その間、ゾーンレベルも安定していた。

Fig.13 は、水砕浮遊濃度と一日の界面変動量の平均値をプロットしたものである。水砕浮遊濃度が低いと界面変動量がかなり大きくなる事がわかる。この事からも高速エアレーション沈殿池がキャリオーバーしやすい構造であることが伺える。パイロットテスト期間中は、水砕浮遊濃度を 0.8% 程度に維持していたが、0.8% 以上であれば、1 日の界面変動量も 10 cm と小さく、十分安定した運転を行える。

4. 曝気沈殿一体型リアクターの機能

(1) リアクター内の流況

リアクター内の流況を調査する為に、三次元電磁流速計 (NKS モデル MVM-1 型) を用いて、リアクター内各ポイントでの流速を測定した。Fig.14 は、各ポイントでの流速の経時変化を示したものである。リアクターの上下方向 (重力方向) を Z 軸に、円周直角方向を Y

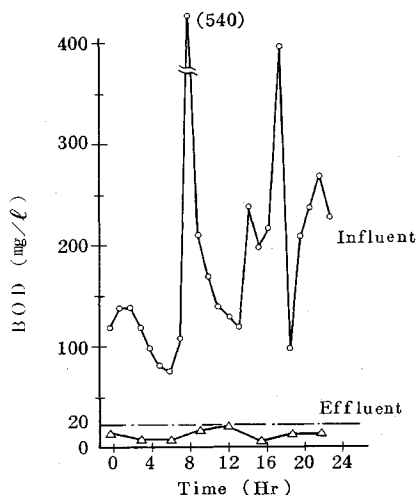


Fig.13 Relationship between concentration of suspended slag and fluctuation range of blanket zone

軸に、円周の接線方向を X 軸にとっている。又、Z 軸の下に向かう流れをプラス、上に向かう流れをマイナスにとり、Y 軸の外に向かう流れをプラス、内側に向かう流れをマイナスとしている。図中のグラフは、縦軸が流速、横軸が経過時間である。又、Table 5 に、その時の平均流速と乱れ強度を示す。平均流速と乱れ強度は、秒間隔で測定した 300 個以上のデータを下記式を用いてデータ処理している。

$$\text{平均流速 } \bar{v} = \sum_{n=1}^N v/N \dots\dots\dots (3)$$

$$\text{乱れ強度 } \overline{v^2} = \sum_{n=1}^N (v-\bar{v})^2/N \dots\dots\dots (4)$$

曝気部中央 (①) は、かなり強い乱れが生じており、完全混合の状態である。この曝気部のエアリフト効果により、内筒から越流した循環流は、内外筒間 (②→③)

Table 5 Average flow velocity and turbulent intensity of measuring point

Point	Direction	Flow velocity (cm/sec)	Turbulent intensity (cm ² /sec ²)
①	Z	3.6	25.4
②	Z	2.1	2.0
③	Z	1.5	1.0
④	Y	6.3	0.07
	Z	1.6	0.12
⑤	Y	-0.84	0.42
	Z	3.7	1.2
⑥	Z	1.2	0.11

で乱れが緩和されていく。その後、この循環流は、内筒スカート上(④)をスカート平行方向に速い速度で流下し、末端(⑤)で再び曝気部に引き込まれていく。又、固液分離の行われる沈殿部では、乱れもなく、一様な上向流であり、安定したブランケットゾーンを形成していることがわかる。

(2) 循環流とブランケットゾーン内の挙動

循環流の存在は、前節のパイロットプラント内の流速測定の結果から読みとれる。この循環流とブランケットゾーン内の挙動について、もう少し詳しく調査するため、透明アクリルの二次元平面水槽(500 mm×150 mm×360 mmH)を造り可視化実験を行った(Fig.15)。活性汚泥スラリーと清澄水との比重差を塩分濃度で調整することにより、水槽内に塩分を用いた仮想ブランケットゾーンを形成させた。又、曝気部下部からエアを供給させる事により、エアリフトと循環流を起こした。内筒天端レベルは、内外筒間の循環流のフルード数をパイロットプラント内循環流と一致させる様、調整した。

Fig.15 は、ウランを用いて内筒スカート上を走る循環流をとらえたものである。

この時の循環流は、自由乱流混合層と境界層の二つの領域をもつ壁面密度噴流であり、大小の様々な組織渦を伴いながら流下していく。この事は、沈殿部と循環流の境界に見られる大小の渦からもわかる。又、この様な密度噴流は、噴流の流下に伴い周囲水が流入し、噴流域の流量が増加していく連行現象¹³⁾が生じている事が知られている。そこで、この連行現象の存在と沈殿部内挙動とのかかわりを調べる為、アルミナ粉を添加し、沈殿部の流れを可視化した。

Fig.16 は、シャッタースピードを長くとり、沈殿部のアルミナ粉の軌跡をとらえたものである。この軌跡から沈殿部内に対流が生じていることがわかる。流れの遅い沈殿部では、フルード則だけでなく、レイノルド則も支配的となるため、このフルード模型からパイロットプラントの対流速度を予測することは難しい。しかし、こ

< Sampling point >

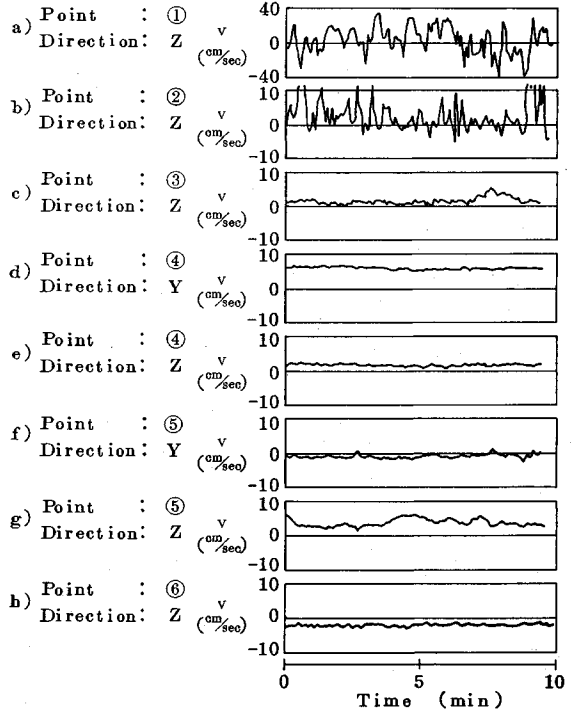
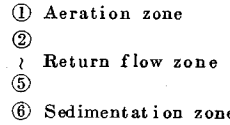


Fig.14 Variation in flow velocity in measuring point

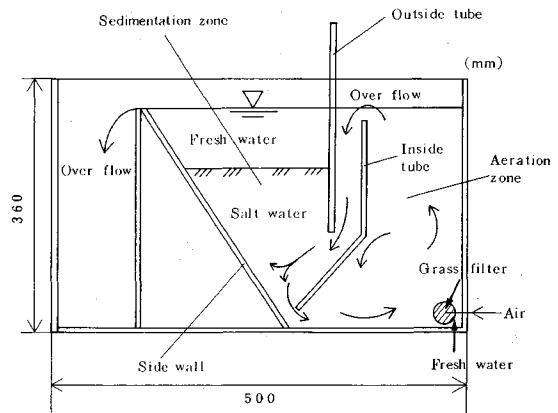


Fig.15 Model tank for visualization

の沈殿部の対流は、ブランケットゾーン内に大量に保持する汚泥の入れ替わりを促進させ、汚泥の活性低下を防ぐ役割をもつ。そこで、パイロットプラント内でもこの現象が生じている事を確認するため、水砕と塩化リチウムを用いたトレーサテストを行った。

塩化リチウムは、バックグランド値が低く、汚泥に吸

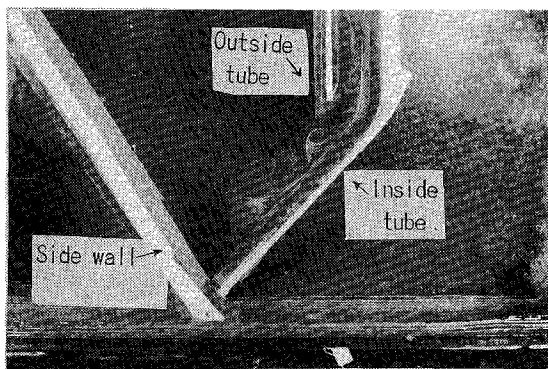


Fig.16 Visualization of return flow in inside tube

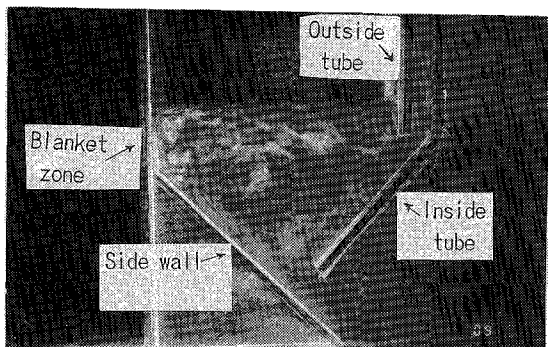


Fig.17 Visualization of sludge convection in sedimentation zone

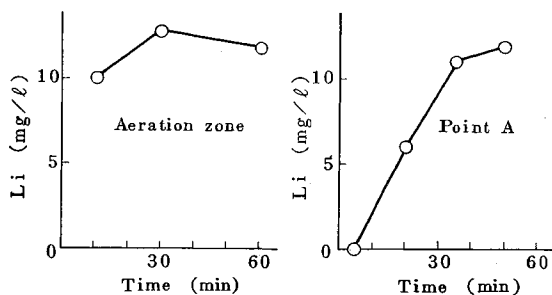


Fig.18 Change of lithium chloride concentration in the measuring point

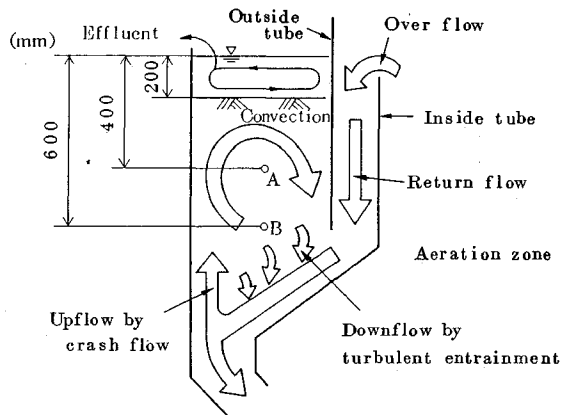


Fig.19 Behavior of return flow and sludge convection in sedimentation zone

着することもなく、生物阻害がないため、消化タンク等のトレーサ剤として用いられている¹⁴⁾。又、水砕は、前述した様に、汚泥に用意に取りこまれる担体である。

従って塩化リチウムにより、沈殿部 HRT を測定し、水砕により、ブランケットゾーン内 SRT を測定する事が可能である。水砕は、パイロットプラント曝気部容量の約 1%、塩化リチウムは、Li 濃度で曝気部が完全混合した時、約 10 mg/l 程度 (事前に生物阻害無いこと確認) になる様に添加した。添加後、所定の位置でローラーポンプを用い、時間おきに汚泥をサンプリングし、分析した。

Fig.18 は、曝気部内と沈殿部 A 点 (Fig.19 参照) での Li 濃度の経時変化である。A 点での Li 到達時間から、沈殿部内の上昇流速を計算すると、約 10 m/日であり、ほぼ OFR と一致する。又、水砕の到達は、MLSS の増加により判断でき、汚泥の動きを知る事ができる。B 点には、約 2.5 時間後に水砕混入汚泥が到達したが、ブランケットゾーン上部には、約 24 時間かかった。即ち、24 時間前後で沈殿部汚泥が入れ替わる事を示す。

沈殿部での汚泥滞留時間が 24 時間程度であれば、汚泥が腐敗・嫌気化する事もない。又、須藤らが¹⁵⁾実施した長時間沈殿によるグルコース分解活性の測定結果からも急激に活性が低下する事はない事がわかる。パイロ

ットプラントでも曝気部と沈殿部の汚泥の酸素利用速度は、多少の時間変動はあるものの 100~200 g/m³Hr で、ほとんど差はみられなかった。

Fig.19 は、循環流と沈殿部の対流の挙動を模式的に示したものである。内筒スカート上を流下する循環流は、一種の壁面密度噴流であり、連行現象により、ブランケットゾーンの汚泥を引き込みながら、外壁に到達する。外壁に到達した循環流は、ほとんど曝気部に引き込まれるが、一部は外壁に沿う上昇流を造る。この上昇流と、連行による下向流により、ブランケットゾーン内には、ゆるやかな対流が生じるものと思われる。その結果、沈殿部に大量に保持されている汚泥がすみやかに入れ替わり、汚泥の活性が維持される。

(3) ブランケットゾーンの管理

ブランケットゾーンの役割は、ゾーン内で確実に吸着と汚過を行うことにより、処理水質を向上させ、且つ安定した処理を行うことである。又、本プロセスでは活性汚泥内に高炉水砕微粉が多数混入しており、非常にしつかりしたゾーンを形成しているため、原水変動にも対応できる。Fig.20 は、パイロットプラント沈殿部のブランケットゾーンレベル (ゾーン厚) と処理水 COD 濃度の関係を示したものである。界面が上昇し、水面から界

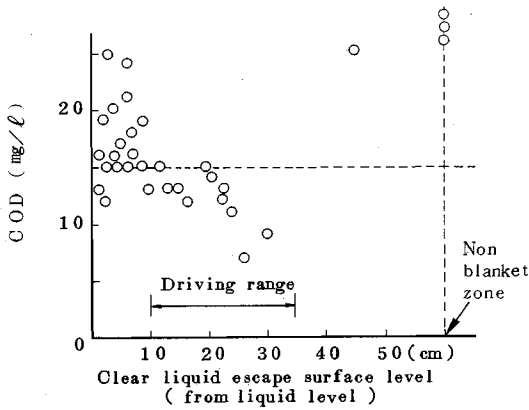


Fig.20 Relationship between clear liquid escape surface level and effluent COD concentration

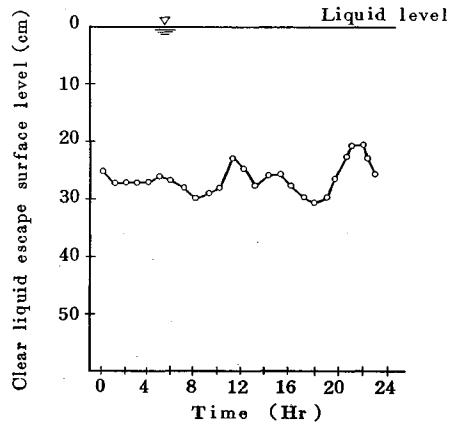


Fig.22 Variation of blanket zone level in a day

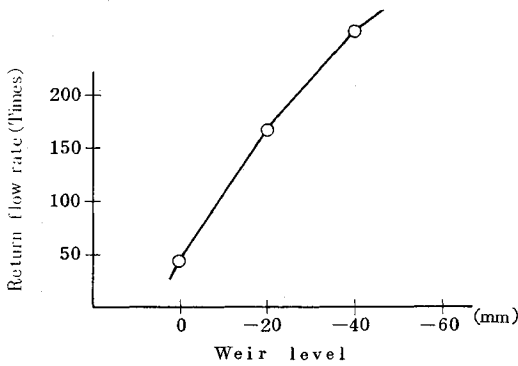


Fig.21 Relationship between weir level and return flow

面までの距離が 10 cm 以下になると、局所的な乱れにより水質が悪化する。しかし、水面から界面までの距離が 10 cm から 35 cm までの間（ブランケットゾーン厚が平均で 60 cm から 40 cm）にあると、処理水質は良好に保たれる。逆に、水面から界面までの距離が 50 cm 以上になると、界面が形成されなくなり、その結果ブランケットゾーンの機能もなくなり、処理水質が悪化する。この様に、ブランケットゾーンは、ある厚み以上形成する必要がある。

ゾーンレベルの管理は、循環流量の管理にもかかわっている。循環流量は、大きければ大きい程、下水・汚泥・エアの気液接触頻度が増し、生物学的には、絶好の環境を造る。しかし、循環流が増えると、ブランケットゾーンが乱れ、沈殿部の固液分離機能を維持できなくなる。

Fig.21 は、堰レベルと循環流の関係である。循環流量は、内外筒間に電磁流速計を設置し、一箇所につき 200 点以上、10 箇所以上の測定点を選び、平均することにより得た。堰を少し下げると、循環流量は、大幅に増加する。通常、循環流量は、流入汚水の 20~40 倍の所で安定した処理が可能である。循環流量が増え、80 倍近くになると、局所的な界面の乱れを起し水質が悪化する。更

に流量が増え、170 倍近くで界面破壊に至る。

プラントでは、このブランケットゾーンレベルと循環流量を管理しながら、1 年間の運転を行った。Fig.22 はブランケットゾーンレベルの 1 日の挙動である。10 cm 程度の変動はあるが、比較的安定している。日変動、季節変動も見られなかった。

5. 結 論

高炉水砕スラグ微粉を用いた曝気沈殿一体型リアクターについて、高炉水砕スラグの活性汚泥への取り込まれメカニズムや流動床リアクター内の汚泥の挙動を実験結果から考察してきた。得られた結果をまとめる。

(1) 活性汚泥は、汚泥濃度の増加に伴い、沈殿性が悪化する。しかし、高炉水砕微粉の添加により、活性汚泥ブロックの沈降特性が改善され、添加量を増加させる程、沈降速度が大きくなる。水砕浮遊濃度が 1.1% の活性汚泥の沈降速度は、通常の汚泥の沈降速度の約 4 倍になる。その結果、曝気槽内の汚泥濃度を 4 000 mg/l に高濃度化すれば、曝気槽・沈殿池のトータル容量は、かなりコンパクトになる。

(2) 水砕微粉、ゼオライト微粉、活性炭、珪砂の 4 つの担体を用いて、担体投入後 30 分後のシリンダーテストにより沈降特性の違いを比較した。その結果、スラグとゼオライトの浮遊率が低く、沈降性は、スラグ混入汚泥が最も良かった。顕微鏡観察の結果、担体投入 30 分後のスラグは、ほとんど汚泥に取りこまれているが、ゼオライトは単独浮遊しているものが多く、沈降性を支配する要因の一つと考えられる。

(3) 高炉スラグ微粉混入活性汚泥法の考えを高速エアレーション沈殿池に適用したリアクターの機能を実証するため、パイロットテストを実施した。その結果、曝気部 MLVSS 濃度を約 6 000 mg/l に保持し、BOD 容積負荷 2.0 kg/m³ 日前後の高負荷運転が可能であっ

た。

(4) 内筒スカート上を流下する循環流は、一種の壁面密度噴流であり、連行現象により、ブランケットゾーンの汚泥を引き込みながら、外壁に到達する。外壁に到達した循環流は、ほとんど曝気部に引き込まれるが、一部は外壁に沿う上昇流を造る。この上昇流と連行による下向流により、ブランケットゾーン内は、ゆるやかな対流が生じる。その結果、沈殿部に保持されている汚泥がすみやかに入れ替わり、汚泥の活性が維持される。

(5) 処理水質は、ブランケットゾーンレベルにより左右される。界面レベルが高く、水面から界面までの距離が10 cm以下になると、局所的な乱れにより水質が悪化し、水面から界面までの距離が10 cmから35 cmまでの間にあると、処理水質は良好に保たれる。

最後に、本研究を行うにあたり有益な御意見を載いた国立環境研究所 稲森悠平総合研究官、当社プロセス技術研究所 藤井正博主幹研究員に感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 濱宏・橋本奨・小笹泰・菅野悦次：活性汚泥法効率化と固定化活性汚泥法，下水道協会誌，Vol. 25，No. 126，pp. 32～41，1988年10月。
- 2) (財) 土木研究センター：バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発報告書，1991年2月。
- 3) 三木理・嘉森裕史・藤井正博：下水の高効率処理技術の開発，第28回下水道研究発表会講演集，pp. 403～405，1991年6月。
- 4) 福永和久・又吉泰治・近藤三雄：高炉水砕微粉を利用す

- る曝気沈殿一体型リアクターの開発，第27回下水道研究発表会講演集，pp. 278～280，1990年5月。
- 5) 真柄泰基・南部祥一：活性汚泥の沈降性を支配する生物化学的因子に関する実験的研究，下水道協会誌，Vol. 11，No. 126，pp. 5～11，1974年11月。
- 6) 巧刀雅長・加藤悦朗・長坂克己著：無機材料，共立出版，pp. 1～14，1980年。
- 7) 青木繁樹・藤沢浩幸・新井康夫：酸溶液による高炉水砕スラグのイオン交換反応，Gypsum & Lime，No. 204，pp. 17～23，1986年。
- 8) 藤井正博：生物学的廃水処理の酸化還元電位，産業公害，Vol. 25，No. 8，pp. 5～13，1989。
- 9) Eidness, F.A. : Some New Developments in Aeration, III The Aera-Accelator Pilot Plant Studies, Sewage and Industrial Waters, Vol. 23, No. 7, pp. 843～848, 1951.
- 10) Jeris, J.S. Owens, R.W. and Hickey : Biological Fluidized-bed Treatment for BOD and Nitrogen removal. JWPCF, 49, 1977.
- 11) 北川政美・岡田滋・緒方誠治・岡田和男：小規模汚水処理プロセスに関する研究—生物汚濁式活性汚泥法の検討，荏原インフィルク時報，No. 103，pp. 9～16，1990年。
- 12) 岩井重久・合田健・川島善・神山桂一：エアロアクセレーターによる都市下水浄化試験報告（第2報），水道協会誌，No. 281，pp. 30～37，1957年。
- 13) 玉井信行著：新体系土木工学22密度流の水力，技報堂出版，pp. 69～95，1980年。
- 14) 佐藤他：トレーサー法による消化タンクの有効容量の実測とその評価，下水道協会誌，Vol. 22，No. 250，1985年。
- 15) 須藤隆一・杉本一次・大越芳男・秋野由成：活性汚泥の活性度の測定，下水道協会誌，Vol. 2，No. 16，1965年。
(1991. 7. 8 受付)

STUDY ON REACTOR WITH SETTLING COMPARTMENT USING BLAST FURNACE GRANULATED SLAG POWDER

Kazuhiisa FUKUNAGA, Kuniharu ISITANI and Mitsuo KONDO

The flocculent activated sludge is adhered and bound with high molecular compounds which is produced by microorganisms. We developed the biological waste water treatment process by using this original characteristic of activated sludge. The major advantage of this process is to stimulate the solids-liquid separation by increasing density of activated sludge flocule with taking in blast furnace granulated slag powders. We investigated a mechanism of taking blast furnace granulated slag powders in activated sludge and the sludge convection in the fluidized-bed reactor for the purpose of making clear the characteristics of the process.