植物性担体包括自己造粒活性汚泥粒子の流動化 バイオリアクターによる廃水処理[†]

正本博士・中原俊輔

福岡大学工学部 化学工学科^{††}

江頭敬二・真嶋勝義

(株)九電工空調管技術部 環境土木課^{†††}

植物性担体を包括造粒した活性汚泥粒子による流動層を用いて実廃水の長期連続処理運転を行った。粒子は特別に熟成された植物性担体を用いることにより約1日で造粒され、運転開始にあたって予備操作を必要としなかった。また、この担体包括粒子は操作条件の急変などにより一たん破壊されても、適当な操作により速やかに正常化することが確かめられた。処理水質は、リアクター出口での溶存酸素濃度が $0 \sim 0.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ と低い場合でも良好でありBOD容積負荷 $2.9 \text{ kg} \cdot \text{BOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ までは処理水BOD₅を $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に維持できた。さらに、本法は標準活性汚泥法や自己造粒粒子を用いるMRB法、AUSB法などに比較して、BOD-容積負荷、BOD-SS負荷および酸素消費などの点で優れた特性をもつことが判明した。

緒 言

従来、廃水の処理には活性汚泥法や生物膜法などいくつかの方法が採用されてきた。最近では、装置の設置面積や単位体積当たりの処理能力について高効率化を目指して、深層曝気法や微生物粒子による流動化法などが注目されている。流動化法には、担体粒子表面に微生物の膜を付着させた粒子を用いる方法と、微生物が自然に自己造粒する性質を利用して、得られた自己造粒粒子を用いる方法がある。

本報の流動化バイオリアクターは、微生物が数個の特殊な植物性担体を包括して自己造粒することによって得られた粒子を緩やかな流動層として廃水と接触させることにより、生物反応で有機汚濁物質を含む廃水を浄化するものである。このようにして得られた微生物粒子を、以下担体包括粒子とよぶ。この方法によるパイロットプラントを建設し、原水の種類を変えて低負荷による運転と高負荷での運転を行い、その特性を検討した。

1. 実験装置および実験方法

1.1 実験装置

低負荷運転の場合の実験装置の概略図をFig. 1に示す。流動化バイオリアクターは、560mm 正方断面で2,000mm 高さの透明塩化ビニル樹脂製カラムであり屋外に設置された。高負荷運転には低負荷運転で使用した装置を移設して、既設の活性汚泥法施設と並列に設置し、既設の調整槽から採水して原水とした。したがって、その場合のフローはFig. 1の最初沈殿槽(4)および調整槽(5)はなく、原水は既設調整槽からスクリーンユニット(3)、原水計量槽(13)を通して循環槽(8)へ供給された。

原水はFig. 2に示すように循環槽より角形のリアクター最下部の四隅へ各辺に平行流れになるように供給し、整流部は設けていない。また、担体包括粒子の塊化によるチャンネルリングを防止するために棒状の攪拌翼3組を持つ攪拌機を設置し、0.7r.p.m.の攪拌速度で液の供給方向と逆向きに攪拌を行った。

リアクターは緩やかな流動層を形成し、担体包括粒子と接触した液は塔頂の溢流堰よりオーバーフローして再び循環槽へともどる。この時、循環水の落下により循環槽液表面で表面曝気が行われ液に酸素が供給される。さらに溶存酸素の増加をはかる場合には、循環槽に設置したブローアで液中に曝気を行った。循環槽から原水流入量

† 1991年5月16日受理；化学工学会大分大会（大分，1990年11月）および化学工学会第56年会（東京，1991年3月）にて発表

†† 〒814-01 福岡市城南区七隈8-19-1

††† 〒810 福岡市南区那の川1-23-35

Fig. 1 Experimental apparatus

- 1: Sewage ditch, 2: Pump, 3: Screen unit,
4: Initial precipitation tank, 5: Control tank,
6: Feed pump, 7: Blower, 8: Recycle tank,
9: Recycle pump, 10: Fluidized-bed reactor,
11: Agitator, 12: Final precipitation tank,
13: Feed measuring notch, 14: Recycle
measuring notch

に等しい量がオーバーフローし、最終沈殿槽(12)をへて処理水として放流された。

1.2 自己造粒粒子の形成

微生物の自己造粒には、糸状細菌によりまゆ様に汚泥を包みこませて行うMRB法⁵⁾や、活性汚泥のフロックを成長させていくAUSB法⁶⁾などがあるが、運転開始時に自己造粒粒子を調製するために種汚泥の投入^{5,6)}や種汚泥の流出を防止しつつ自己造粒粒子を成長させるためにリアクター部での液線速度を徐々に増加させなければならぬ⁶⁾などの予備操作が必要であり、定常運転までに1週間から1箇月程度の時間を要する。

これに対し、本法では微生物の資化成分を含む植物性担体を用いることにより約1日で容易に植物性担体を包括した粒子の造粒が行われ、特別の予備操作は必要でなかった。植物性担体としては、トモロコシ芯の破碎したもの(50%)に小麦フスマ(33%)および米ヌカ(17%)を加えた培地を過熱水蒸気で滅菌し、ヒラタケ、シイタケなどのキノコの種菌を植え付けて、室温13°C~20°C、湿度70%~95%の範囲で温度、湿度を適宜変化させて40日間栽培した後、キノコを収穫除去した培地を粉碎し調製した。このようにして作成した担体の大きさは2~5mmであった。この担体を水洗し、可溶性のものおよび水面上に浮上するものを除去した後、嵩体積でリアクターの27%をリアクターの上部より投入し、廃水を循環槽とリアクター間で循環させた。

なお、担体の投入は運転開始時のみでそれ以後の追加投入は行っていない。担体と廃水の接触によって廃水中に存在する微生物は担体を包みこむように増殖し、約1日で植物性担体を包括した粒子が形成された。担体包括粒子の大きさは、運転条件によって米粒大から直径20mm程度まで変化した。なお、このような担体を用い

Fig. 2 Feed inlet at the bottom of fluidized bed bioreactor

て効果的に造粒を行わせる方法については日本特許の出願を行っている。(出願番号2-299918)

1.3 実験方法

実験は低負荷の場合と高負荷の場合について、設置場所および原水の種類を変えて行った。

低負荷運転 (株)九電工寮の雑廃水を原水とした。

原水の BOD_5 は $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度であった。本法での処理能力の限界を把握するために原水流量を $2\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (空塔基準滞留時間, $HRT=7.5\text{h}$)から $15\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ($HRT=1.0\text{h}$)まで変化させた。いずれの原水流量でも循環流量は $3\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ (空塔基準線速度 $9.6\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$)で一定とした。調整槽および最終沈殿槽からのサンプルをそれぞれ原水および処理水とみなし、それらの BOD_5 , COD_{Mn} , SS , pH および透視度を毎日あるいは隔日にJIS K 0102工場排水試験方法によって求めた。また循環槽およびリアクター上部の液について溶存酸素濃度を同上試験方法のウインクルー・アジ化ナトリウム変法によって求めた。

高負荷運転 魚、肉の解凍、洗浄、カッティングおよびパッキングならびに野菜の洗浄を行っている食品加工工場の既設活性汚泥法施設内に実験装置を移設し、既設調整槽から採水して原水とした。原水の性状をTable 1に示す。原水計量槽、循環水計量槽、最終沈殿槽出口からのサンプルをそれぞれ原水、循環水、処理水とみなし低負荷運転の場合と同様に測定を行ったが、さらに TOC , $T-N$, $T-P$, 塩素イオン濃度の測定を追加した。また、低負荷運転と同様に溶存酸素濃度の測定を行い、同時に液温、気温を測定した。測定は1週間に2回行った。原水の BOD_5 は、約 $100\sim 800\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で日により変動した。

2. 実験結果および考察

2.1 実験結果

低負荷運転 低負荷運転の結果をFig. 3に示す。原水流量 $7\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 付近からリアクター上部の溶存酸素濃度が急減し、それ以降では $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で一定となった。処理水 BOD_5 は原水流量が $10\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ (BOD 容積負荷 $0.75\text{kg}\cdot BOD\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$)までは $5\sim 15\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で安定していたが原水流量 $15\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ で $26\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ へと急増している。この時の運転では原水流量を $6\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ から $15\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ へと増加させているが、 BOD -容積負荷は0.45から1.12 kg

Table 1 Wastewater characteristics

		Min	Max	Mean
Temperature	[°C]	7.0	37.0	25.2
pH	[-]	4.03	7.05	5.66
Transparency	[deg]	2.5	7.5	4.2
BOD_5	[mg·l ⁻¹]	134	830	422
COD_{Mn}	[mg·l ⁻¹]	61	364	150
TOC	[mg·l ⁻¹]	71	373	180
SS	[mg·l ⁻¹]	84	716	204
$T-N$	[mg·l ⁻¹]	18.0	81.9	37.1
$T-P$	[mg·l ⁻¹]	4.7	15.8	9.4
Cl^-	[mg·l ⁻¹]	199	1973	442

Fig. 3 Effects of feed rate on BOD_5 effluent and dissolved oxygen concentration at the top of the reactor for the case of low BOD loading operation

- $BOD \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ に急増しており、急激な負荷増大が原因で処理水 BOD_5 の上昇が生じたものとする。以上のことから BOD 容積負荷が $0.75 kg \cdot BOD \cdot m^{-3} \cdot d^{-1}$ までは、リアクター上部の DO が $0.2 mg \cdot l^{-1}$ でも処理水の BOD_5 は良好であることがわかる。

高負荷運転 高負荷運転の結果を Fig. 4 に示す。これによると、原水 BOD_5 は約 $100 \sim 800 mg \cdot l^{-1}$ の範囲で大きく変動しているが、処理水 BOD_5 は以下に説明する期間を除いて約 $20 mg \cdot l^{-1}$ で安定しており BOD 除去率も 90% 以上であった。処理水 BOD_5 の上昇が見られる 51~76 日 (1 回目), 114~133 日 (2 回目), 175~178 日 (3 回目), 199 日 (4 回目) の期間のうち 1 回目, 3 回目は原水流量を $5 m^3 \cdot d^{-1}$ から $7 m^3 \cdot d^{-1}$ へ変化させて、流入 BOD_5 負荷を急激に増加させた時に当たる。また、2 回目は循環流量を $6.5 m^3 \cdot h^{-1}$ から $8.0 m^3 \cdot h^{-1}$ さらに $10.0 m^3 \cdot h^{-1}$ へと増加した時に当たるが、塔内液線速度の増加によりリアクター内の担体包括粒子は徐々に塔上部より溢流し、循環ポンプによって担体包括粒子が破壊されリアクター内は活性汚泥状となった。さらに、4 回目の場合の循環流量は $5.0 m^3 \cdot h^{-1}$ であり、リアクター内の担

Fig. 4 Change of BOD_5 influent, effluent and percent of BOD removal during the pilot plant operation for the case of high BOD loading operation

体包括粒子はそれまでの茶色から黒色へと変色し、硫化水素臭を呈したことからリアクター全体が嫌氣的になったと考えられる。

以上のように処理水 BOD_5 が上昇するトラブルが操作条件の変更などにより発生したが 1 回目, 3 回目の場合には時間の経過とともに処理水 BOD_5 は低下した。したがって、本実験の範囲の負荷変動では流入 BOD_5 負荷の急増に応じて、一たん処理水 BOD_5 も急増するが、時間の経過により流入 BOD_5 負荷の増加に対応して処理能力が増大したことがわかる。また、2 回目の循環流量の増加による場合には、循環流量を担体包括粒子の流出しない値 ($20.7 m \cdot h^{-1}$) に下げることにより、その 2 日後には、担体包括粒子が破壊される以前と同様な植物性担体を包括した粒子が形成され、処理水 BOD_5 も $19 mg \cdot l^{-1}$ へと低下した。このことより、安定な運転のためには空塔速度に限界があり、その限界を越えると溢流破壊されて一部の汚泥は流失するが、適切な操作条件に再設定することにより担体包括粒子が形成されたものと思われる。このことは、次に述べる実験結果からも裏付けられる。

リアクターのスタートアップに際して他のリアクターで作成した担体包括粒子をポンプで吸引しリアクターに移送したことがあるが、担体包括粒子はポンプにより一たん破壊された。このように、一たん破壊された担体包括粒子でスタートアップを行ったリアクターでも数日で良好な処理水を得ることができたことから、破壊された担体包括粒子が再造粒されたものと推定している。さらに、4 回目では循環流量を $5 m^3 \cdot h^{-1}$ から $6.5 m^3 \cdot h^{-1}$ へと増加させて酸素の供給を増すことにより処理水 BOD_5 は約 $20 mg \cdot l^{-1}$ へと低下した。したがって、本法では酸素の供給が不十分で嫌気的環境となることが

ないような注意が必要である。

2.2 考察

酸素消費割合 本装置は好氣的に BOD を除去するリアクターである。したがって酸素消費と BOD 除去の関係は重要である。そこで、まず Eq. (1) から Eq. (4) により BOD 除去速度 (BOD_{rem})、酸素消費速度 (O_{2cons})、微生物単位量当たりの BOD 除去量 (F/M)、酸素消費割合 (O_{2rate}) を求めた。ここで、 F/M は従来慣用されている固形物 (SS) 当たりの流入 BOD_5 負荷ではなく、リアクターでの単位微生物量 (VSS) 当たりでの BOD_5 除去量を取り、 BOD 除去能力を示す指標として Eq. (3) で定義した。

$$BOD_{rem} = 10^{-3} (BOD_{sin} - BOD_{out}) F \quad (1)$$

$$O_{2cons} = 24 \cdot 10^{-3} (DO_i - DO_f) v \quad (2)$$

$$F/M = BOD_{rem} / VSS \quad (3)$$

$$O_{2rate} = O_{2cons} / BOD_{rem} \quad (4)$$

F/M に対して O_{2rate} をプロットしたものを Fig. 5 に示す。これによると低負荷運転、高負荷運転の両方とも連続した変化をしている。すなわち、Jeris ら⁴⁾の砂を担体とした純酸素曝気 2 相流動層のものと同様に F/M が増加するにしたがい O_{2rate} は減少するが、本装置では F/M が $1 \text{ kg} \cdot BOD_{rem} \cdot \text{kg} \cdot VSS^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 以上で O_{2rate} は約 $0.2 \text{ kg} \cdot O_{2cons} \cdot \text{kg} \cdot BOD_{rem}^{-1}$ でほぼ一定となっている。そこで、Fig. 5 に示されている傾向の一般性について検討を行った。

標準活性汚泥法での酸素消費量の推算式は Eckenfelder ら¹⁾、洞沢²⁾などいくつかのものが知られている。Eckenfelder らによる推算式では酸素消費量が増殖のためのエネルギー発生項と自己酸化項により表現されているが、洞沢の推算式では Eckenfelder らの項に加えて、余剰汚泥中の蓄積物質として系外に排出されるために酸素消費なしで BOD_5 減少をもたらす項を導入している。洞沢の推算式を Eq. (5) に示す。

$$O_{2cons} = 1.46 BOD_{rem} + 0.168 SS - 0.625 BOD_{rem} \quad (5)$$

ここで、Eq. (5) において右辺の第 1 項は酸化分解と汚泥発生のため、第 2 項は自己酸化のために必要とされる酸素量を示し、第 3 項は酸素の消費なしに BOD 除去に寄与する余剰汚泥の項を示している。そこで、本実験での強熱減量は $MLSS$ の 0.8 前後であったこと、標準活性汚泥法でのそれは原水性状などにより変化するが $0.7 \sim 0.85$ 程度であることから、ここでは $SS \times 0.8 = VSS$ と仮定して Eq. (5) を変形すると Eq. (6) を得る。

$$O_{2cons} / BOD_{rem} = O_{2rate} = 0.835 + 0.21 / (BOD_{rem} / VSS) \quad (6)$$

また、Eckenfelder の式についても同様の変形を行った

Fig. 5 Effect of food/mass ratio on oxygen utilization

ものが Eq. (7) である。

$$O_{2rate} = a' + b' / (BOD_{rem} / VSS) \quad (7)$$

ここで、 $a' = 0.35 \sim 0.55$, 平均 0.45

$b' = 0.05 \sim 0.20$, 平均 0.12

Eqs. (6), (7) の右辺第 2 項は F/M の逆数であり、Eqs. (6), (7) は標準活性汚泥法での F/M と O_{2rate} の関係を示している。Eq. (6) を用いて計算した計算線を Fig. 5 中に示す。それによれば F/M が増加すると O_{2rate} は減少し 0.835 あるいは $0.45 \text{ kg} \cdot O_{2cons} \cdot \text{kg} \cdot BOD_{rem}^{-1}$ に漸近する。反対に F/M が減少して 1 以下になると O_{2rate} は急激に上昇することがわかる。このように、好氣的微生物処理での F/M と O_{2rate} の関係は Fig. 5 に示されている傾向が一般的なものである。しかし、本装置での O_{2rate} は標準活性汚泥法で採用されている F/M の範囲である $0.23 \sim 0.45 \text{ kg} \cdot BOD_{rem} \cdot \text{kg} \cdot VSS^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ あたりでは標準活性汚泥法の場合と特に違いはないが、標準活性汚泥法では運転がむずかしい F/M が 1 以上でも本法は運転可能でありしかも標準活性汚泥法の場合よりかなり小さい約 $0.2 \text{ kg} \cdot O_{2cons} \cdot \text{kg} \cdot BOD_{rem}^{-1}$ となっている。

BOD 容積負荷 本実験における原水流量の代表的な値、それぞれの流量についての最大および最小の BOD 容積負荷、前述のように数日毎のサンプリングで原水 BOD_5 は変動したが、各回の BOD 容積負荷の原水流量毎の平均値、ならびにそれぞれの原水流量での処理水の BOD_5 の平均値を Table 2 に示す。Table 2 に示したよ

Table 2 Volumetric loading of *BOD* in the experiment

Feed rate	[m ³ ·d ⁻¹]	2	5	7
Maximum <i>BOD</i> volumetric loading	[kg- <i>BOD</i> ₅ ·m ⁻³ ·d ⁻¹]	1.88	4.94	9.27
Minimum <i>BOD</i> volumetric loading	[kg- <i>BOD</i> ₅ ·m ⁻³ ·d ⁻¹]	0.89	1.07	2.32
Mean <i>BOD</i> volumetric loading	[kg- <i>BOD</i> ₅ ·m ⁻³ ·d ⁻¹]	1.4	2.9	5.5
Mean <i>BOD</i> effluent	[mg·l ⁻¹]	10.2	23.0	61.8

Fig. 6 Relation between *BOD* removal and *BOD* volumetric loading

うに、本装置では原水流量 $5\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ で処理水の *BOD*₅ を約 $20\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度に維持できた。その場合の *BOD* 容積負荷は $2.9\text{ kg}\cdot\text{BOD}_5\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ であり、これを標準活性汚泥法での値 $0.6\text{ kg}\cdot\text{BOD}_5\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ に比較すると約 4.8 倍の容積効率である。*BOD* 容積負荷と *BOD* 除去量の関係を Fig. 6 に示す。原点を通る直線でよく相関されており、*BOD* 容積負荷が $10\text{ kg}\cdot\text{BOD}_5\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ まで *BOD* 除去量は *BOD* 負荷に比例することがわかる。

***BOD*-VSS 負荷** *BOD*-VSS 負荷による処理水 *BOD*₅ の変化を Fig. 7 に示す。ここで、VSS の値は前述のように強熱減量が *MLSS* の約 0.8 であったことから *MLSS* にリアクター容積と 0.8 を掛けて求めた。また、*MLSS* の測定は実験期間を通して 10 回しか行わなかったため、それらの間については *MLSS* 値を直線補間し、*BOD*₅ の測定値と対応させた。Fig. 7 によると、*BOD*-VSS 負荷が $0.7\text{ kg}\cdot\text{BOD}_5\cdot\text{kg}\cdot\text{VSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 程度までは処理水 *BOD*₅ は $20\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度ではば一定であるが、それ以上では図中の I, II の直線で挟まれる横軸では *BOD*-VSS 負荷が $0.7\sim 3\text{ kg}\cdot\text{BOD}_5\cdot\text{kg}\cdot\text{VSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ 、縦軸では処理水 *BOD*₅ が $30\sim 190\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の範囲に広く分布している。これらの直線で挟まれている点は直線 II 上の原水流量が $5\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ の 2 点を除き、全て原水流量が $7\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ のデータである。処理水 *BOD*₅ の変化について検討すると、原水流量を $5\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ から $7\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ へと増加させると処理水 *BOD*₅ は 1 日で急増し、時間が経過するに従い *BOD*-VSS 負荷が高いにもかかわらず処理水 *BOD*₅ は徐

Fig. 7 Variation of *BOD*₅ effluent with *BOD*-VSS loading

々に低下し 28 日後は直線 I で示される程度にまで低下した。また、同じように原水流量を $5\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ から $7\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ に増加させて処理水 *BOD*₅ が急増した場合に、原水流量を $5\text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ にもどすことによって、5 日間で処理水 *BOD*₅ は元の値にもどった。さらに、循環流量を $6.5\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ から $8\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ へと増加させた場合、担体包括粒子の破壊が起こり始めると処理水 *BOD*₅ は徐々に増加し始め、また、循環流量を $8\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ から $10\text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ へと増加させた場合、担体包括粒子が完全に破壊されて活性汚泥状となると、処理水 *BOD*₅ は急増している。それに対応して、操作条件を担体包括粒子が破壊しない範囲に再設定すると 2 日後には担体包括粒子が形成されさらに 1 日後処理水 *BOD*₅ は $19\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ にまで改善された。*BOD*-VSS 負荷が $0.324\text{ kg}\cdot\text{BOD}_5\cdot\text{kg}\cdot\text{VSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ で処理水 *BOD*₅ $99.2\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ のプロット点は 199 日のデータであり粒子が黒色化した時のものであって他のプロット点とはかけ離れている。したがって、担体包括粒子の破壊や負荷増大によって処理水 *BOD*₅ が上昇した場合には、適切な対応をすることにより短期間で処理水 *BOD*₅ を $20\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度にすることが可能である。

次に、Fig. 7 中の直線 III は Jeris⁴⁾ らの結果である。上述のように本装置では *BOD*-VSS 負荷の増加に対して処理水 *BOD*₅ が短期的に悪化しても最終的には直線 I で表されるとすれば、処理水 *BOD*₅ を規制する場合、Jeris らの結果より単位微生物当たりの *BOD* 負荷は大きくとることができることとなる。

Table 3 Comparison of performance among some self-coagulated activated sludge processes

		MRB	AUSB	This work	
				all data	$F=5 \text{ [m}^3\cdot\text{d}^{-1}\text{]}$
HRT	[h]	5	1.7	2.2–7.5	3.0
Oxygen utilization	$[\text{kg-O}_2\cdot\text{kg-BOD}_{\text{rem}}^{-1}]$	0.3	1.5	0.29	0.33
SS formation	$[\text{kg-SS}\cdot\text{kg-BOD}_{\text{rem}}^{-1}]$	0.66	0.22	0.486	0.423
BOD volumetric loading	$[\text{kg-BOD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}]$	1.20	1–1.6	3.75	2.9
BOD–SS loading	$[\text{kg-BOD}\cdot\text{kg-SS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}]$	0.22	0.16–0.23	0.86	0.62
Mean BOD removal	[%]	78	83	90	92.5

リアクター内液線速度 本装置では循環水によってリアクターに酸素を供給し、リアクター内を好気性に保ち、緩やかな流動層を形成している。したがって、担体包括粒子の流出を起こさず、酸素の供給の上でも安定な運転を維持するためには、循環水のリアクターでの液線速度が重要な操作変数となる。低負荷、高負荷での運転を通してリアクター内の担体包括粒子は粒径が3mmから20mm程度まで変化したが、循環流量 $6.5\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ($20.7\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$)まではリアクターから粒子の流出は認められず、 $8.5\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ($27.1\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$)の循環流量で粒子の塔上部からの溢流が見られた。したがって、本装置での運転可能な液線速度は空塔基準で $20.7\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ が上限である。

他の好気性自己造粒式処理法との比較 本装置と類似した好気性自己造粒式処理法であるMBR法⁵⁾、AUSB法⁶⁾のパイロットプラントでの処理特性についての比較をTable 3に示す。本装置についての数値は全データについての平均値と $F=5.0\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ の場合の平均値について示した。Table 3より本装置での除去 BOD_5 当たりの酸素消費量はMRB法と同程度である。また、本装置での BOD –容積負荷は全データの平均で両方法の2–3倍、 BOD –SS負荷は4倍であり、両方法より高負荷運転が可能であり、 BOD 除去率も高い。さらに余剰汚泥の発生量はAUSB法の2倍と多いが、MRB法の2/3で両方法の中間であった。

結 言

1) 本装置で用いた植物性担体は運転開始後約1日で担体包括粒子を形成した。すなわち、この植物性担体は造粒に好適でありプラントの運転開始にあたって予備操作を必要としない。また、操作条件の急変などにより一たん粒子が破壊されても、適切な対応により速やかに定常運転に復帰する。

2) BOD 容積負荷が $2.9\text{kg-BOD}_5\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ までは、安定して処理水 BOD_5 を $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下に維持できた。これは標準活性汚泥法に比べ4.8倍の容積効率であり、MRB法、AUSB法と比較しても2–2.5倍の容積効率で

ある。

3) 処理水質は原水あるいは循環流量の変化に敏感に反応して変動するが短期間で安定な運転状態に復帰可能である。

4) 高負荷運転においては循環水による表面曝気と循環槽での補助的曝気で溶存酸素濃度がリアクター出口で $0\sim 0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の低い場合でも処理水質は良好であった。酸素消費割合は F/M が $0.45\text{kg-BOD}_{\text{rem}}\cdot\text{kg-VSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ あたりまでは標準活性汚泥法と同等であるが、それ以上の F/M の範囲では $0.2\text{kg-O}_2\text{cons}\cdot\text{kg-BOD}_{\text{rem}}^{-1}$ であり、標準活性汚泥法、MRB法、AUSB法よりも小さい。

Nomenclature

a'	= constant in Eq. (7)	[–]
BOD_5	= biochemical oxygen demand	$[\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}]$
BOD_{rem}	= removed biochemical oxygen demand per day	$[\text{kg-BOD}_5\cdot\text{d}^{-1}]$
b'	= constant in Eq. (7)	$[\text{d}^{-1}]$
DO	= dissolved oxygen	$[\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}]$
F	= feed rate	$[\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}]$
F/M	= food/mass ratio	$[\text{kg-BOD}_{\text{rem}}\cdot\text{kg-VSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}]$
$MLSS$	= mixed liquor suspended solids	$[\text{kg-SS}\cdot\text{m}^{-3}]$
$O_{2\text{cons}}$	= oxygen consumption	$[\text{kg-O}_2\cdot\text{d}^{-1}]$
$O_{2\text{rate}}$	= oxygen utilization	$[\text{kg-O}_{2\text{cons}}\cdot\text{kg-BOD}_{\text{rem}}^{-1}]$
SS	= suspended solids	$[\text{kg-SS}]$
VSS	= volatile suspended solids	$[\text{kg-VSS}]$
v	= recycle rate	$[\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}]$
<Subscripts>		
in	= influent	
out	= effluent	

Literature cited

- 1) Eckenfelder, Jr. W.W. and D.J. O'Connor: "Haisui no Seibutsugakuteki Shori, translated into Jap. by S. Iwai", p. 40, Koronasha, Tokyo (1965)
- 2) Horazawa, I.: "Haisui no Seibutugakutekishori", p. 113, Gihodoshuppan, Tokyo (1976)

- 3) idem : *ibid.*, p.139
- 4) Jeris, J.S., R.W. Owens and F. Flood: "Biological Fluidized Bed Treatment of Water and Wastewater" Chap. 6, ed. by P.E. Cooper and B. Atkinson, Ellis Horwood, New York (1981)
- 5) Technical report: "Biotechnology wo Katuyoushita Shinhaisuishori System no Kaihatu", pp. 256~277, ed. by A foundation Civil Research Center, Tokyo (1991)
- 6) idem : *ibid.*, pp. 483~492

Treatment of Wastewater by Fluidized-Bed Bioreactor with Self-Coagulated Activated Sludge Granules Containing Vegetable Carrier

Hiroshi Masamoto and Shunsuke Nakahara

Dept. of Chem. Eng., Fukuoka Univ., Fukuoka 814-01

Keiji Egashira and Katuyoshi Mashima

Kyudenko Corporation, Fukuoka 810

Key Words : Wastewater Treatment, Fluidized Bed, Self-Coagulated, Activated Sludge, Vegetable Carrier

Actual wastewater was treated using a fluidized-bed of self-coagulated activated sludge granules containing vegetable carrier for an extended period.

The granules were formed in a day or so with the aid of particularly matured vegetable carrier. Preparatory operation of apparatus before steady running was not required. Moreover, if the granules were destroyed by any sudden change in operating conditions, the granules could be promptly brought back to normal by suitable corrective measures.

Up to BOD -volumetric loading of $2.9 \text{ kg-BOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, BOD_5 value of the treated water was maintained below $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ even at a low reactor DO value of less than $0.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

This process proved superior to the traditional activated-sludge process and some self-coagulated activated-sludge processes such as the MRB method and the AUSB method in regard to BOD -volumetric loading, BOD -SS loading and oxygen consumption.