〈論 文〉

活性汚泥の糸状性バルキングに対する嫌気条件の影響

Effect of anoxic/anaerobic condition on filamentous bulking in activated sludge process

安 田 正 志*
Masashi YASUDA

Abstract

The effect of anoxic/anaerobic condition on filamentous bulking of activated sludge is studied experimentally using completely mixed reactor and sequencing batch reactor activated sludge process. These laboratory scale processes were fed with synthetic wastewater by modifying operational schedule with timer. And aeration was performed after feeding substrate in a cycle. As result the following conclusions can be made from this study.

1) In completely mixed reactor process, the anoxic/anaerobic condition has no effect on controlling growth of *Sphaerotilus natans*. Regardless of anoxic/anaerobic and aerobic conditions, starvation period ratio defined by the author (1981) has effect on growth of filamentous microorganisms. And filamentous bulking is proved to be controlled in the case in which its ratio is held over 6.

2) In sequencing batch reactor process, *Sphaerotilus natans* is found in the case of low COD-SS loading and over pH 6, and Type 1863 or free bacteria is found in the case of high COD-SS loading because of accumulation of metabolic substances such as organic acids in anaerobic stage, but growth of these are not influenced by pH value.

Key words: filamentous bulking, anoxic/anaerobic condition, sequencing batch reactor, *Sphaerotilus natans*, Type 1863

1. はじめに

エアレーションタンクにおける DO 濃度は一般に活性汚泥の活性度に影響する重要因子であることから、汚泥中の糸状微生物に対しても何らかの影響を与えているものと考えられる。

DO 濃度の影響については、既に Palm らや Hao らによる研究があり^{1),2)}、DO 濃度が低い場合に糸状性バルキングが発生するとされ、また前者では BOD 負荷等との関連についても論じられている。

一方、近年生物学的リン除去法として注目されている嫌気一好気式活性汚泥法では、バルキングが発生しにくいとの報告がみられるが³⁾、その理由については明らかではない。また回分式活性汚泥法において、エアレーションを流入水の流入後に行うシステムでは、糸状性バルキングが発生しないとされているが、その理由についても未だ解明されていない⁴⁾。この回分式

活性汚泥法のシステムは、DO 変化の面から嫌気一好気のシステムとみることができる。

以上のようなことから、糸状性バルキングに対する嫌気条件の影響について検討することが重要な課題であると考えられた。そこで本研究は、合成下水を処理対象とする完全混合型および回分式のベンチスケールの活性汚泥培養装置を用いて、嫌気条件を組み込んだ運転を行い、糸状性バルキングに対する嫌気条件の影響についての比較検討を行った。

既に筆者らは、*Sphaerotilus natans* を原因微生物とする糸状性バルキングについて研究を行ってきており^{5)~7)}、本研究もその一連の研究の一環として、グルコース系の基質を用いることとし、従来の結果との比較検討も行えるように考慮した。

その結果、活性汚泥の糸状性バルキングに対する嫌気条件の影響について若干の知見が得られたので報告

* 金沢工業大学土木工学科 〒921 石川県石川郡野々市町扇が丘 7-1, Kanazawa Institute of Technology, Department of Civil Engineering, 7-1, Ogigaoka Nonoichimachi, Ishikawa-gun, Ishikawa 921 Japan

する。

2. 実験方法

2.1 装置および基質

本研究に用いた完全混合型の活性汚泥装置は、エアレーション部の容量 2 l、沈殿部の容量 1 l で、低速攪拌装置 (150rpm) と散気装置を設けており、微量定量ポンプにより、合成下水を一定流量で流入させた。エアポンプと定量ポンプはそれぞれタイマーに接続し、所定時間毎に断続できるようになっている。そのフローシートを Fig. 1 に示した。

また、回分式活性汚泥装置は、容量 5 l の反応槽に低速攪拌装置 (150rpm) と散気装置、基質流入の微量定量ポンプを設けており、そのフローシートを Fig. 2 に示した。流入水は定量ポンプにより供給され、容量が 5 l に達した時、センサーによりタイマーが作動してあらかじめ設定したエアレーション時間、沈殿時間および処理水流出のための電磁弁の開放時間を経過して、上澄液 3 l が処理水として流出するようになって

いる。

両者の装置とも反応槽は、恒温水槽に設置して、温度調整を行った。

流入水は、グルコース、硫酸アンモニウムおよび無機塩類から成る合成下水で、その組成を Table 1 に示した。これを原液として、各実験シリーズ毎に希釈水 (水道水) と合わせて、後に示す Table 3 および Table 4 中の流入水 COD 濃度となるように希釈調整した。なおアリルチオ尿素は、硝化作用の進行による pH 低下

A: AERATION TANK B: SUBSTRATE
C: DILUTION WATER (BUFFER SOLUTION)
D: AIR FLOW METER E: TIMER
P: FEED PUMP R: AIR PUMP
M: MOTOR

Fig. 1 Experimental system for the operation of completely mixed reactor activated sludge process

A: AERATION TANK B: SUBSTRATE
C: DILUTION WATER (BUFFER SOLUTION)
D: AIR FLOW METER E: TIMER
G: WATER LEVEL SENSOR H: SOLENOID VALVE
P: FEED PUMP R: AIR PUMP
M: MOTOR

Fig. 2 Experimental system for the operation of sequencing batch reactor activated sludge process

Table 1 Composition of synthetic wastewater

Reagent	$\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$
Glucose	45.5
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	25.4
NaCl	2.5
CaCl_2	2.5
MgSO_4	0.85
Allyl thiourea	0.45
COD	$47,800 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$
C/N ratio	3.4

を防止するために、硝化作用の抑制剤として添加した。また、pH 調整のために、Table 2 に示したリン酸緩衝液を使用し、希釈水 (水道水) に混合した。

2.2 運転方法および条件

完全混合型の活性汚泥装置では、基質の流入とエアレーションが交互に行われるようにし、8 時間を 1 サイクルとして、基質流入時間とエアレーション時間の長さの比を変えて実験を行った。それらの時間の組合せを Fig. 3 に示した。以下、本報告では Fig. 3 のモード b~d のような運転方法を簡便に表現するため、完全混合型間欠法と称することとする。なおモード a は完全混合型連続法を示し、他の実験に対する対照である。基質流入時には、汚泥が沈殿しないようスターラーで低速攪拌した。

主な実験条件を Table 3 に示した。pH については糸状性バクテリアに対する重要な影響因子であること

Table 2 Composition of buffer solution

Reagent	g · l ⁻¹
KH ₂ PO ₄	6.81
Na ₂ HPO ₄	71.63
pH	7.4

Fig. 3 Operational schedules for completely mixed reactor activated sludge process

から⁵⁾、変動範囲で示したが、その他の項目はいずれも実験期間中の平均値である。流入水の水量は $0.34 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1}$ である。またエアレーション時の空気量は $1 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ である。pH 調整のためのリン酸緩衝液は、実験 1～4 では希釈水 1 l に対して 2 ml の割合、実験 5～8 では同様に 4 ml とした。後半のシリーズで 2 倍に増量したのは、1 サイクルで 2.5 時間以下と基質の流入時間が短く、流入 COD 濃度が高くなるので、pH 緩衝能を高めたためである。汚泥中の糸状微生物の増加の傾向をみるため、実験期間中は汚泥の引抜きを行わなかつ

たが、大きな変動はなかった。

回分式活性汚泥装置の運転モードを Fig. 4 に示した。1 サイクルは 8 時間で、4 時間の基質流入の後 3 時間のエアレーション、さらに 50 分間の沈殿時間と 10 分間の上澄液流出である。なお、前者の装置と同様に、基質流入時にはスターラーで低速撹拌した。

回分法の実験に関する主な実験条件を Table 4 に示した。pH については前述と同様に変動の範囲で示したが、その他の項目は実験期間中の平均値である。なお、基質流入時には容量が変化するので、MLSS はエアレーション時の容量 5 l に対する値を示した。

基質流入時の流入水量は、実験 11～14 では $0.77 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1}$ であり、実験 15～19 では $0.75 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1}$ である。エアレーション時の空気量は、実験 11～17 では $3 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ 、実験 18～19 では $2 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$ である。回分法では特に嫌気時の pH の影響をみるため、リン酸緩衝液の投入量を希釈水 1 l に対して 2～7 ml の範囲で、嫌気時および好気時についてそれぞれの pH の経日変化を測定しながら増減した。回分法では、運転中汚泥量の増加が大きかったので、MLSS を測定しながら引抜きを行うよ

*: SEDIMENTATION + DRAW

Fig. 4 Operational schedule for sequencing batch reactor activated sludge process

Table 3 Average performance of completely mixed activated sludge process

Run	Period 1985	Operation Mode in Fig. 3	Temp. (°C)	pH	D O in aerobic stage (mg · l ⁻¹)	Influent COD (mg · l ⁻¹)	Effluent soluble COD (mg · l ⁻¹)	MLSS (mg · l ⁻¹)	COD-SS loading (gCOD · g ⁻¹ SS · d ⁻¹)
1	5/28~6/10	a	23.1	7.3~7.7	7.5	125	12.4	1,286	0.40
2	6/17~7/1	a	22.1	6.5~8.0	7.3	294	18.8	2,491	0.48
3	6/17~7/8	b	21.4	7.4~7.8	7.4	239	-	1,892	0.26
4	7/8~7/29	c	21.7	7.1~7.6	7.5	296	11.5	1,961	0.19
5	9/25~10/4	c	20.4	6.8~7.1	6.6	1,344	76.1	2,277	0.75
6	10/7~10/30	c	20.9	6.8~7.8	7.0	870	46.8	3,317	0.33
7	10/12~10/30	c	20.9	7.4~7.7	7.6	377	36.3	2,225	0.22
8	10/30~12/14	d	20.5	6.5~7.6	7.5	1,085	48.8	2,827	0.20

Table 4 Average performance for sequencing batch reactor activated sludge process

Run	Period	Temp. (°C)	pH		DO in aerobic stage (mg · l ⁻¹)	Influent COD (mg · l ⁻¹)	Effluent Total COD (mg · l ⁻¹)	Effluent Soluble COD (mg · l ⁻¹)	Effluent suspended COD (mg · l ⁻¹)	MLSS in 5l (mg · l ⁻¹)	COD-SS loading (gCOD · g ⁻¹ SS · d ⁻¹)
			anaerobic stage	aerobic stage							
11	85/11/8~11/26	20.3	4.8~5.0	6.9~7.2	6.5	756	63.8	41.2	22.6	3,509	0.40
12	85/11/26~12/20	19.8	6.2~7.5	7.4~8.0	7.5	706	93.4	52.3	41.1	2,928	0.45
13	86/1/13~2/8	19.5	5.6~6.5	7.1~7.8	7.5	486	79.3	41.0	38.3	3,882	0.23
14	86/2/8~3/10	19.8	6.1~6.6	7.6~8.0	6.9	572	82.0	50.6	31.4	3,863	0.27
15	86/5/9~5/20	22.0	5.0~5.4	6.5~7.1	6.4	600	86.5	32.1	54.4	3,374	0.32
16	86/5/20~5/23	21.0	4.4~4.7	4.3~4.5	8.2	813	-	-	-	776	1.9
17	86/5/23~6/13	22.6	4.9~6.7	7.0~7.7	6.5	752	105	43.0	62.0	3,405	0.40
18	86/6/13~7/4	20.8	6.5~7.0	7.3~8.0	7.7	197	38.0	23.6	14.4	1,965	0.18
19	86/7/8~7/18	20.9	6.2~6.7	6.3~7.7	8.2	171	18.0	13.0	5.0	1,862	0.17

うにした。

各実験シリーズにおける種汚泥は、実験 4, 5, 12, 14, 15以外は住宅団地の終末処理場から採取した返送汚泥をスキムミルクを基質として 1 日 1 回の fill & draw で培養しておいたものを使用し、各実験シリーズ毎にそれぞれの COD-SS 負荷に合わせて、投入する汚泥混合液量を調整した。また実験 4, 12, 14はそれぞれの前の実験の終了時の汚泥を継続して使用し、実験 5, 15では上記の住宅団地終末処理場の返送汚泥を使用した。このように一部異なる種汚泥を用いているが、いずれも同一の処理場の返送汚泥や、それから培養した汚泥であり、本研究の比較検討の範囲においては、問題はないと考えられる。

2.3 分析方法

COD, MLSS, SV₃₀, SVI 等の分析方法是下水試験方法によった⁸⁾。なお、COD は重クロム酸法を用いた。TOC は島津製全有機炭素計 (TOC-10B 形) によって分析した。経時変化測定時の TOC および COD 分析用のサンプルは、混合液を 3,000 回転で 5 分間遠心分離した上澄液について分析した。その他のサンプルの COD 分析用のろ過には、メンブランフィルター 0.45μ を使用した。pH はガラス電極法を用いて測定した。DO は、YSI54 型溶存酸素計を用いて測定した。

回分式の反応プロセスは非定常であるので、1 サイクルにおける測定時間が問題である。本報では、嫌気時の pH は容量が 4.5l となった時点でほぼ最低値に達することから、その時点で測定することとし、また好気時の pH, SV₃₀, DO 等については、エアレーション開始後、水質が安定するとみられた 1.5 時間後の時点で測定することとした。

活性汚泥のバルキングの判定は、前述の SV₃₀, SVI および検鏡による糸状微生物の半定量的な 5 段階表示⁹⁾によった。また優占種の同定は、Eikelboom に基づけられた ATV の分類表を一部修正した方法⁹⁾に

よった。

3. 結果と考察

3.1 完全混合型装置による実験

Fig. 5 に実験 3, 5, 6, 8 の各実験シリーズにおける SVI の経日変化を示した。これらのうち、実験 3, 5, 6 の各実験では遅くとも 3 週間程度でバルキング状態になった。しかし、実験 8 では実験開始後 45 日経過後も SVI は高くなり、バルキング状態にならなかった。同様に、各実験シリーズについて実験開始時と終了時の SV₃₀ と SVI の値、および最終的に出現した糸状微生物の相対量と優占種をまとめたのが、Table 5 である。なお、SVI は、測定時点の SV₃₀ および MLSS の値によって計算した値である。また、実験 4 は実験 3 の *S. natans* の増殖した汚泥を使って、基質流入時間を 4 時間から 2.5 時間に短くすることによる影響をみたものであるが、*S. natans* に対する抑制効果は認められず、逆にバルキングがより進行した。この結果、実験 8 を除く、実験 1 ~ 7 のいずれの実験においても *S. natans* を原因とするバルキングの発生がみ

Fig. 5 Changes of SVI of completely mixed reactor activated sludge process (Run 3, 5, 6, and 8)

Table 5 Experimental results of completely mixed activated sludge process

Run	Settleability				Filamentous microorganisms	
	SV ₃₀		SVI		Relative abundance	Dominant type
	start	end	start	end		
1	11	92	117	715	+++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
2	14	93	36	909	+++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
3	12	88	51	393	+++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
4	88	93	393	567	+++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
5	15	92	71	285	+++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
6	8	78	38	185	++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
7	14	72	72	258	+++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
8	11	17	49	49	++~++++	

られた。すなわち、Fig. 3 に示した運転モードからみると、モード a~c では *S. natans* が増殖したが、モード d では抑制された。

Fig. 6 に実験3(モード b)および実験4(モード c)における反応槽内の pH, DO, COD の経時変化の測定例を示した。この結果、基質流入時間が4時間の実験3では DO が $0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の嫌気状態が2時間、基質流入時間が

2.5時間の実験4では1時間の嫌気状態となっており、pH は基質流入時にやや低下する傾向が認められるものの大巾な低下は認められない。また COD については、基質流入とエアレーションの各時間にかかわらず、ほぼ一定の値となっている。

従って、以上の結果からは、嫌気条件の設定は、*S. natans* を抑制する因子とは認められなかった。また糸状微生物の優占種がいずれも *S. natans* であることから、グルコースを基質とする場合には、*S. natans* が優占しやすいことを示しており、従来の知見と一致している⁶⁾。

また、モード c で COD-SS 負荷を0.2~0.7の範囲に変動させているが、いずれも *S. natans* の増殖が認められており、この負荷の範囲では影響がなかった。

モード d の実験8で、*S. natans* の増殖が抑制された理由については、次のように考えられる。すなわち、pH については Table 3 に示したようにいずれの実験も6以上に保持されており、抑制条件となっていない⁵⁾。流入水 COD 濃度が高いことも考えられるが、同程度の流入水 COD 濃度の実験5では *S. natans* が増殖しているため、これを要因とすることはできない。COD-SS 負荷についてみても、同様な条件の実験3, 4, 7で増殖している。

結局、基質流入時間に対するエアレーション時間の比がモード b では1, モード c では2.2, モード d では7であるが、この値が要因になっていると考えられる。本実験装置は完全混合型であり、希釈率が大きいことと、酸化分解によって、流入水 COD 濃度が $1,100\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高濃度であっても反応槽内では、代謝産物として COD 濃度 $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度にまで浄化されている。すなわち、*S. natans* に対しては、基質(グルコース)の供給の影響が卓越したものと考えられ、そのことから、前述の基質流入時間に対するエアレーション時間の比

Fig. 6 Profiles of DO, pH, and COD during a cycle of completely mixed reactor activated sludge process (Run 3 and 4)

を *S. natans* に対する飢餓時間比とすることができ。そして、このことは、飢餓時間比 6 以上で *S. natans* の増殖は抑制されるという従来の知見が当てはまることを示している⁷⁾。

3.2 回分式装置による実験

回分式培養装置による各実験シリーズにおける実験開始時と終了時の SV_{30} と SVI の値、および最終的に出現した糸状微生物の相対量と優占種をまとめたのが、Table 6 である。このうち、*S. natans* の卓越した実験 18 および 19 の SVI の経日変化を示したのが Fig. 7 である。

Fig. 7 Changes of SVI of sequencing batch reactor activated sludge process (Run 18 and 19)

完全混合型間欠法についての実験と異なり、*S. natans* の卓越したのはこの 2 実験シリーズのみで、その他の実験では、 SV_{30} あるいは SVI の指標でみる限り、余り大きな値にならないか、あるいは減少している。しかし、実験 11、14 および 16 では浮遊性細菌、実験 12、13、15 および 17 の各実験では同様に浮遊性の糸状細菌である Type 1863 の大量発生が認められた。このため Table 4 に示した流出水の浮遊性 COD 濃度のデータからわかる通り、実験 11~17 における値が、実験 18、19 に比して、大きな値となっている(実験 11~17 と実験 18、19 のそれぞれの浮遊性 COD 濃度の平均値は信頼度 99% で有意差ありであった)。また流出水の外観も明らかに白濁していた。なお、実験 16 では Fungi の増殖も認められた。

このように回分式装置による実験では、完全混合型間欠法と異なり、*S. natans* 以外の種もみられたことが特徴である。これは、回分法における反応は非定常であり、反応槽内での反応の生成物、あるいは汚泥内の微生物相の変化によって影響されているものと考えられる。

Fig. 8 に実験 11 および 12 における pH の経時変化の測定例を示した。測定日によって pH 低下の時刻がずれているのは、タイマーの誤差のため基質流入時間にずれがあったためである。この図で pH が低下している時間は、基質流入時間であり、エアレーションは停止されている。また実験 11 ではその時間中に pH 5 以下にまで低下したが、実験 12 では 6 程度となっているのは、前者でリン酸緩衝液の投入量を希釈水 1 l につき 2 ml の割合であったものを、後者では 4 ml としたためである。

このような pH 低下の理由としては、エアレーション停止状態で基質の流入を行っていることから、有機

Table 6 Experimental results of sequencing batch reactor activated sludge process

Run	Settleability				Filamentous microorganisms	
	SV_{30}		SVI		Relative abundance	Dominant type
	start	end	start	end		
11	9	22	34	85		free bacteria
12	22	45	85	108	+++++	Type 1863
13	12	53	27	154	+++++	Type 1863
14	53	25	154	45		Free bacteria
15	63	40	198	128	++++	Type 1863
16	10	10	130	130	+++	Fungi, free bacteria
17	22	33	75	73	+++++	Type 1863
18	11	56	66	249	++++	<i>Sphaerotilus natans</i>
19	12	24	59	137	++++	<i>Sphaerotilus natans</i>

Fig. 8 Profiles of pH during a cycle of sequencing batch reactor activated sludge process (Run 11 and 12)

Fig. 9 Profiles of DO and TOC during a cycle of sequencing batch reactor activated sludge process (Run 12)

酸等の嫌気性代謝産物の生成蓄積によるものと考えられる¹⁰⁾。本報では、アリルチオ尿素により硝化作用を抑制しているの、硝化による pH 低下を考える必要はない。

Fig. 9 は、前図と同様に実験12における DO と TOC の経時変化の測定例を示した。測定日によって時刻がずれているのは、前述と同様タイマーの誤差のためである。例えば、11月26日では基質は11時から15時まで流入し、その間 DO は0 となり、Fig. 8 から pH も低下している。そして、15時にエアレーションが開始されると、TOC は減少して17時には最低値となり、逆に DO および pH は17時までには上昇する。

このように Fig. 9 の結果からも、エアレーションを停止した基質流入時間（嫌気条件）は嫌気性代謝産物の生成蓄積があると考えることができる。また、このような嫌気性代謝産物が生成蓄積していると考えられた実験では、実験中にも有機酸臭が感じられた。

Table 4 の pH は以上のようなことから嫌気時と好気時に分けて表示した。なお、実験16では好気時にも pH が低くなったのは、COD-SS 負荷が高く、嫌気性代謝産物の生成蓄積量が多くなり、好気条件になっても十分に分解しきれなかったためと考えられる。そしてこの低 pH のため、Fungi が出現したものと考えられる⁹⁾。また、実験14においては、実験を継続していく間に、リン酸緩衝液を投入しなくても pH は6 以下に低下することがなくなった。このことは、嫌気性代謝産物を代謝する新しい微生物相が形成されたためとの推

測もでき、検鏡によれば特異な樹枝状のフロックが形成されているのが認められた。このようなフロックの形成されるメカニズムや要因については今後さらに検討する必要がある。

以上の結果から、Table 6 に示したそれぞれの優占種が増殖した要因についてまとめると、以下のように考えられる。

S. natans が増殖したのは、COD-SS 負荷を $0.2 \text{ gCOD} \cdot \text{g}^{-1} \text{SS} \cdot \text{d}^{-1}$ 以下と低くした実験の場合である。これらの実験では、リン酸緩衝液の投入量を希釈水 1 l につき 1 ml 以下と少なくとも pH は嫌気時においても 6 以下にはならなかった。すなわち、基質の流入時にも有機酸等の嫌気性代謝産物は pH に影響する程には蓄積せず、従って、完全混合型間欠法と同様にグルコース基質の影響が卓越して *S. natans* が増殖したものと考えられる。なお、これらの実験では、明らかに飢餓時間比は 6 以下である。

一方、COD-SS 負荷が $0.2 \text{ gCOD} \cdot \text{g}^{-1} \text{SS} \cdot \text{d}^{-1}$ 以上と高い場合には、基質流入時には有機酸等の嫌気性代謝産物が生成蓄積し、その影響が卓越して Type1863 あるいは浮遊性細菌が増殖したものと考えられる。しかし本実験の範囲では、この後者の 2 種の増殖を区別する影響条件は明らかではない。また、これらの優占種については pH 6 以下であっても増殖しており、pH の影響は認められない。

逆に、このような嫌気性代謝産物が生成蓄積する条件では、pH が 6 以下にならない場合でも、嫌気性代謝産物に対しては Type1863 や浮遊性細菌に比べて、*S.*

natans は増殖しにくいものと考えられる。なお pH が 6 以下に低下する場合には、*S. natans* は pH によっても抑制されると考えられる。

また、Type1863あるいは浮遊性細菌が増殖した場合、汚泥を沈殿させてもこれらの種は上澄液中に残留してしまうため、みかけの SV_{30} や SVI は、通常は高くなることはないことを示している。

4. 結 論

活性汚泥の糸状性バルキングに対する嫌気条件の影響を調べるため、完全混合型および回分式の実験装置において、グルコース、硫酸アンモニウムを主体とする基質を用いて、嫌気条件を組み込んだ実験を行った。基質流入時にはエアレーションを停止して嫌気状態とし、基質流入後にエアレーションを行う運転方法により得られた結果について比較検討を行ったところ、以下のような知見が得られた。

(1) 完全混合型活性汚泥装置による実験では、基質流入時間とエアレーション時間を交互に繰返す 1 サイクル 8 時間の運転において、基質流入時間を 4 時間および 2.5 時間とする実験シリーズでは、いずれも *S. natans* が増殖し、バルキング状態となった。しかし基質流入時間が 1 時間では増殖は抑制されることが認められた。これらのことから、嫌気条件は *S. natans* の増殖に対する抑制因子になっていないこと、飢餓時間比が 6 以上で抑制されるとの従来の知見があてはまること等が認められた。

(2) 回分式による実験において、 $COD \cdot SS$ 負荷が低く $0.2gCOD \cdot g^{-1}SS \cdot d^{-1}$ 以下の場合には、完全混合型間欠法の場合と同様、*S. natans* の増殖が認められた。しかし、 $COD \cdot SS$ 負荷が $0.2g COD \cdot g^{-1}SS \cdot d^{-1}$ よりも高い実験シリーズの場合には、Type1863または浮遊性細菌の増殖が認められた。これは、低負荷の場合には回分式であっても、完全混合型に近い環境条件にあったため *S. natans* の増殖が認められ、高負荷の場合には、

嫌気条件下の基質流入によって有機酸等の嫌気性代謝産物の生成蓄積があり、このため Type1863や浮遊性細菌が増殖したものと考えられた。また、これらの Type1863や浮遊性細菌の増殖には pH の影響は認められず、また SV_{30} や SVI は *S. natans* の増殖時のように高くなることはなかった。

本研究は、一部財団法人鹿島学術振興財団研究助成金により、また一部を昭和60、61年度文部省科研費一般研究 C(課題番号60550383)の助成を受けたものである。実験の遂行にあたり、金沢工業大学土木工学科の卒研生の協力を得たので感謝の意を表する。

(原稿受理 昭和62年4月25日)

引 用 文 献

- 1) Palm, J. C., et al. (1980) Relationship between organic loading, dissolved oxygen concentration and sludge settleability in the completely mixed activated sludge process, *J. WPCF*, 52, 10, 2484~2506.
- 2) Hao, O. J., et al. (1983) The half-saturation coefficient for dissolved oxygen: A dynamic method for its determination and its effect on dual species competition, *Biotech. & Bioengi.*, 24, 403~416.
- 3) Tomlinson, E. J. (1979) Methods for prevention of bulking in activated sludge, *Wat. Pollut. Control*, 78, 524~538.
- 4) 太宰宙朗, 風袋則夫, 高原義昌 (1982) バルキング防止のための新しい回分式活性汚泥法の開発——制限ばつ気法——, 下水道協会誌, 19, 214, 17~25.
- 5) 安田正志 (1976) 活性汚泥の糸状性バルキングにおける pH および有機物負荷の影響, 土木学会論文報告集, 247, 51~59.
- 6) 安田正志 (1977) 活性汚泥の糸状性バルキングにおける各種要因の影響, 下水道協会誌, 14, 163, 31~39.
- 7) 安田正志, 能登勇二 (1981) *Sphaerotilus* sp. を原因とする糸状性バルキングと“飢餓時間比”の影響, 下水道協会誌, 18, 208, 41~49.
- 8) 日本下水道協会 (1974) 下水試験方法, 東京.
- 9) 安田正志, 安田郁子 (1986) 活性汚泥における糸状微生物の分類と影響因子, 水質汚濁研究, 9, 2, 87~96.
- 10) 野池達也 (1983) 嫌気性消化法, 微生物による環境制御・管理技術マニュアル, 240~253, 環境技術研究会, 東京.

論文要旨

活性汚泥の糸状性バルキングに対する嫌気条件の影響

安田 正志*

* 金沢工業大学土木工学科

〈水質汚濁研究 Vol.10 No.6 (1987) pp.000~000〉

活性汚泥の糸状性バルキングに対する嫌気条件の影響を調べるため、完全混合型および回分式の活性汚泥培養装置を用いて、基質の流入とエアレーションを交互に行う運転方法により、グルコースと硫酸アンモニウムを主とする合成下水を処理する実験を行った。その結果、完全混合型装置による実験から、嫌気条件は *Sphaerotilus natans* の増殖に対する抑制因子になっていないこと、また飢餓時間比が6以上で抑制されるとの従来の知見があてはまることが認められた。また回分式による実験から、COD-SS 負荷が $0.2 \text{ g COD} \cdot \text{g}^{-1} \text{ SS} \cdot \text{d}^{-1}$ 以下の場合には *S. natans* の増殖が認められ、0.2以上の場合には Type 1863または浮遊性細菌の増殖が認められた。これらの2種の増殖には、嫌気条件下の基質流入によって有機酸等の嫌気性代謝産物の生成蓄積が影響しているものと考えられた。またこれらの2種にはpHの影響は認められなかった。

し尿処理施設の現況とその水質保全への対応に関する研究

黒沢 義乗*, 武蔵 昌弘*, 真柄 泰基*, 武藤 暢夫**

* 国立公衆衛生院衛生工学部

** 関東学院大学工学部建築設備工学科

〈水質汚濁研究 Vol.10 No.6 (1987) pp.000~000〉

し尿処理施設から排出される放流水は水質汚濁防止法や廃棄物の処理および清掃に関する法律により規制されているが、公共用水域の水質汚濁防止から地方自治体の多くはこれらよりはるかに厳しい基準値を定めている。そのためし尿処理施設では既存の施設を改造したり、標準的な処理設備に種々の高度処理設備を負荷して対処している。

そこで、これら施設の改良・保全を必要とする事例が生じた、あるいは生じる可能性がある施設の現状についてその実態を解析した。その結果、

都道府県別にみた施設規模、処理方式には特異な傾向があり気候等の地域特性や法規制上の制約を反映していた。

施設規模では日処理能力50kℓから150kℓ程度の施設が約半数を占めていた。また、施設規模の大小は処理方式によらない。

し尿処理施設の計画処理量は年々増強される傾向にある。昭和59年度以降に建設されるし尿処理施設を予測したところ、毎年およそ80施設となった。しかしながら、施設全体の約1/3が15年以上経過した老朽化施設に依