

Title	活性汚泥法における微生物濃度評価の動力学制御への応用に関する研究
Author(s)	岩堀, 恵祐
Citation	大阪大学, 1988, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/1025
rights	
Note	

Osaka University Knowledge Archive : OUKA

<https://ir.library.osaka-u.ac.jp/>

Osaka University

活性汚泥法における微生物濃度評価の
動力学制御への応用に関する研究

1987年6月

岩 堀 恵 祐

活性汚泥法における微生物濃度評価の
動力学制御への応用に関する研究

1987年6月

岩 堀 恵 祐

目 次

緒 論	1
第1編 活性汚泥法制御における微生物濃度の評価手法の比較展望	
第1章 緒 言	5
第2章 微生物濃度の各種評価手法について	5
第1節 微生物濃度評価の必要性	5
第2節 MLSS測定による微生物濃度の評価	6
第3節 生物活性度測定による微生物濃度の評価	9
第3章 活性汚泥法制御の各種管理指標からみた微生物濃度評価 手法の比較	30
第1節 微生物からみた活性汚泥のMLSS成分	30
第2節 活性汚泥法制御と各種管理指標	33
第3節 微生物濃度評価と活性汚泥法制御への適用	39
第4章 要 約	40
第2編 微生物濃度比測定による活性汚泥法の動力学制御 に関する基礎的研究	
第1章 緒 言	45
第2章 活性汚泥法の動力学制御と微生物濃度比測定の理論背景	45
第1節 活性汚泥微生物の増殖、酸素利用と基質除去の動力学基礎式	45
第2節 活性汚泥法の動力学制御理論	48
第3節 微生物濃度比連続測定の理論	55
第3章 活性汚泥法制御動力学式のパラメーター測定の理論	56
第1節 回分培養による動力学式パラメーターの測定理論	56
第2節 連続培養による動力学式パラメーターの測定理論	72
第3節 連続 Fed-Batch培養による動力学式パラメーターの測定理論	76
第4章 活性汚泥法制御動力学式のパラメーター測定の実験的検討	83
第1節 回分培養による動力学式パラメーターの測定	83
第2節 連続培養による動力学式パラメーターの測定	107
第3節 各種温度の回分・連続両培養における動力学式パラメーター 値の比較	116

第4節 連続 Fed-Batch培養による動力学式パラメータの測定	121
第5章 要約	133

第3編 微生物濃度比測定装置の開発に関する研究

第1章 緒言	139
第2章 微生物濃度比測定の基礎的検討	139
第1節 微生物濃度比測定の実用化法	139
第2節 微生物濃度比測定の実験的検討	141
第3章 微生物濃度比測定装置の試作	150
第1節 微生物濃度比測定装置の設計諸元	150
第2節 微生物濃度比測定装置の工程設計	154
第3節 試作装置の仕様	157
第4章 微生物濃度比測定装置の実施設への適用に関する検討	159
第1節 実施設による試験方法	159
第2節 試験成績と考察	161
第5章 要約	168

第4編 活性汚泥法における微生物濃度比測定の動力学制御への応用に関する研究

第1章 緒言	171
第2章 微生物濃度比による活性汚泥法動力学制御の実験的検討	171
第1節 実験材料と方法	171
第2節 実験成績と考察	175
第3章 微生物濃度比の活性汚泥法制御への応用に関する研究	185
第1節 実験材料と方法	185
第2節 実験成績	188
第3節 考察	191
第4章 要約	197

総括並びに結論	200
---------	-----

文献	204
----	-----

緒 論

昭和30年代の我が国における高度経済成長と人口、産業の大都市集中、住民生活や生産活動の高度化に伴い、全国主要都市内の河川はもちろん、都市近郊の河川、その沿岸域あるいは東京湾、伊勢湾、瀬戸内海等の閉鎖水域における水質汚濁が急激に進行し、大きな社会問題となった。

我が国の本格的な下水道事業は、昭和33年の下水道法制定以降であるが、上記の社会的背景をふまえ、昭和38年にはじめて下水道整備5ヶ年計画が発足し、下水道事業が急速に進展してきた。昭和42年の公害対策基本法、昭和45年の水質汚濁防止法の制定および同年の下水道法改正で、水質保全に係わる環境基準の設定や下水道が特定事業場として取り扱われたことにより、さらに下水道事業が拡大されてきた。これは、都市環境の整備と水質保全、水資源の確保の立場から、下水道事業が重要な役割を担うものとして位置付けられてきたからである。

その結果、我が国の下水道普及率は昭和58年度末で約33%に達し、昭和55年度末の人口規模別下水道普及状況(表1)によると、100万人以上の大都市で73%の普及率が達成されているが、10万人以下の小さな公共団体では普及率6%とその事業にほとんど着手しておらず、人口規模が小さくなるほどその傾向が強い。

このように、今後の下水道整備の重点は、大都市から地方都市、さらに農山漁村部へと移行していくことは必定のことであるといえる。しかし、こういった地域は、大都市に比較して居住密度が低いため、従来の大規模処理施設では対応できにくい面をもっている。このため、自然・生態系との調和、居住区域の分散と施設の小規模化、用地確保の容易さ、処理水・汚泥の循環・再利用など、その地域特性に見合った下水道の導入と処理方式の検討が急務となり、現在その実現のために鋭意検討・努力がなされている。しかし、小規模

表 1 都市規模別下水道普及状況¹⁾

人口規模	行政人口 (万人)	処理人口 (万人)	普及率 (%)
100 万人以上	2,330	1,697	73
50 ～ 100	574	271	47
30 ～ 50	1,371	460	34
10 ～ 30	2,331	738	32
5 ～ 10	1,449	183	13
5 万人未満	3,651	105	3

注) 昭和55年度末の調査データによる

処理施設は大規模と比較して、維持管理費が高くなるので、その費用ができるだけかからずに、処理効果を高めることが重要で、ここに、自動化、省力化の必要性があるといえる。

また、下水排除方式には、汚水と雨水を別々の管渠系統で排除する分流方式と、汚水と雨水を同一の管渠系統で排除する合流式がある。昭和58年度末の公共下水道における排除方式別都市数をその規模に応じて示したものが表2で、人口規模が小さな都市ほど分流式を採用している。これは、我が国における下水道が主として大都市の低湿地帯を中心に普及してきたという歴史的経過³⁾と居住密度が非常に高いことから、大都市では合流式を採用している施設が多く、公共用水域の水質保全という社会的要請に応じた処理対象地域の拡大とその小規模化に伴い、昨今では分流式が採用されてきたことによるものである。

合流式下水道では、晴天時には、下水管渠の調整効果により流入変動が比較的少ないが、雨天時には多量の雨水が混入し、また、そのフラッシュ効果により下水管渠内沈殿物は処理施設に押し出されてしまい、したがって雨天時の流入水質水量は晴天時と比較して大きな変動を示すことになる。分流式下水道では、日常生活で使用する水量がそのまま反映された日間変動を示す。これは、住民の生活パターンに類似しているため生ずるもので、朝・晩にその他の時間帯の2～3倍程度の水質水量が流入するといわれている。このような流入下水の水質水量変動は、処理規模の大小を問わず、下水処理の大きな今日的課題のひとつである。

しかし、昭和48年の石油ショック以降、下水道事業も省資源・省エネルギー化への対応が叫ばれ、昨今のエレクトロニクス技術の目ざましい進歩と相まって、下水処理の自動化および省力化へのアプローチがなされてきた。しかし、大規模処理施設を中心にその導入が行なわれてきたが、十分な活用がなされているとは言い難い。これは、①混合培養系

表 2 公共下水道排除方式別都市数²⁾

行政人口 規模(千人)	排除方式		分 流 合 流	分 流		計
	合 流	一 部 合 流		一 部 合 流	分 流	
指定都市		5	2		4	11
一般都市						
300～1,000		16	4	9	16	45
100～300	7	29	3	63	38	140
50～100	4	13	3	135	22	177
50未満	1	7	2	388	13	411
小計	12	70	14	595	93	784
事務組合等		1		18	1	20
合計	12	71	14	613	94	804

注) ○ 行政人口は住民基本台帳による、○ 昭和58年度末の調査データによる

微生物による浄化反応動力学モデルの位置付けが不十分であること、②微生物浄化反応を精確に測定できる有効な指標の評価があまり行なわれていないこと、③このような指標を自動的に計測できる装置あるいはセンサーの開発が遅れていること、④自動化に伴う装置あるいはセンサーの精度、再現性の検討が難しいこと等によるものである。

特に、種々雑多な複合成分の下・廃水が不定期に処理施設に流入するため、浄化に関与する微生物濃度を精確に測定、計測あるいは捉えて、広義に評価することは、上記課題を解明するためにも、活性汚泥法に代表される生物処理の最も基本的な検討事項であると考えられる。また、このような微生物濃度評価の観点から、浄化反応動力学モデルを位置付け、その制御性を検討することは、本法の運転・維持管理上、極めて重要かつ意義深いことである。

そこで、著者は下・廃水の生物処理で最も広く採用されている活性汚泥法の微生物濃度評価を比較展望し、流入水質水量変動に対応できる活性汚泥法動力学制御への応用をはかるため、種々の角度から検討をはじめることとした。

中西⁴⁾は、活性汚泥微生物集団の浄化能力を定量的に評価する指標が活性度であると考え、①浮遊物付着あるいは溶解性有機物の除去活性度、②浮遊物あるいは溶解性有機物の代謝活性度、③活性汚泥の沈降分離性能に分類し、これらの活性度の基準となる測定条件の開発が急務であることを指摘している。この活性度の概念を測定条件で分類し、微生物濃度評価への適用を試みたのが金子⁵⁾である。金子は活性度を、①栄養物質の利用速度による活性度、②微生物の基質蓄積能、③特定の酵素活性、④細胞内特定成分による活性度に分類している。これらの報告は、微生物濃度を次のように大別して評価できることを意味している。

(1) 微生物菌体およびその細胞内特定成分を直接測定する方法

(2) 代謝活性としての微生物濃度を間接的に評価する方法

このような生物活性度による微生物濃度評価を活性汚泥法の管理指標と結びつけて論述した研究として、これまで数多くの報告^{6)~11)}がある。しかし、そのほとんどは、MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids) あるいはMLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids) 成分中の活性微生物と不活性微生物の割合を活性汚泥滞留時間 (以下、 t_s と略す) を指標として論述したもので、これらが浄化に関与する精確な微生物濃度を評価しているとはいえない。

一方、活性汚泥法の最適管理にあたっては、微生物増殖動力学を基礎にして、その設計および操作、運転を行なう必要があることを橋本¹²⁾は論述している。このためには、古くはGould¹³⁾その他の研究者等により提案された汚泥齢の概念の適用が最初であるが、以後には Jenkins & Garrison¹⁴⁾、Lawrence & McCarty¹⁵⁾、Sherrard & Schroeder¹⁶⁾および Sherrard & Lawrence¹⁷⁾により t_s の概念の適用をへて発展され、現在この t_s が活性汚泥法の重要なパラメーターであるとされるようになっている。この t_s

による活性汚泥法の制御は、これまでのF/M比による制御とくらべて、極めて精度よく、管理労力が少なくすむという利点があり¹⁸⁾、自動制御の可能性を示唆している。

活性汚泥法制御の実用化に際して最も重要なことは、できる限り計測項目、計測数を少なくすることである。これは、個々の計測誤差が微小であっても、それらを演算すると、その演算値の誤差は個々の計測誤差より大きくなる可能性があるからである。活性汚泥法制御量を精確に決定するためには、制御指標を必要最小限に絞りこむとともに、その測定精度、再現性を高めることが極めて重要なことである。このことは、前述した活性汚泥微生物濃度を迅速かつ精確に評価することに帰着できる。

そこで、著者は、微生物濃度評価の活性汚泥法動力学制御への応用を目的として本研究を進めてきた。本研究を次の4編に分け、それぞれの研究内容の概要をまとめると次のようになる。

第1編では、活性汚泥法制御における微生物濃度評価の必要性を述べ、その評価手法をMLSS測定と生物活性度測定による微生物濃度として概説するとともに、微生物からみた活性汚泥のMLSS成分について検討する。また、活性汚泥法の各種管理指標を微生物濃度評価からとらえ、その活性汚泥法制御への適用について論述する。

第2編では、流入水質水量の変動にかかわらず安定した処理性能を得ることができる活性汚泥法動力学制御理論を導き、微生物濃度比（以下、 S_r/S 値と称す）が重要な制御指標であることを明らかにするとともに、その連続測定の理論を述べる。また、活性汚泥法制御動力学式パラメーターの測定理論を、回分培養、連続培養、連続Fed-Batch培養の各培養方法ごとに整理し、その算出法を明確にするるとともに、各種供給基質による実験的検討から、動力学式パラメーター値を各種算出法で求め、パラメーター測定に関する諸問題と活性汚泥法制御動力学へのアプローチについて論述する。

第3編では、微生物濃度比の連続測定理論に基づき、その実用化法と装置の開発を検討する。 S_r/S 値測定の実用化法として、間欠希釈による方法、連続希釈による方法を提示し、これらの方法の実験的検討から、間欠希釈法が装置化できることを確認するとともに、その試作を行なう。また、試作装置を実処理施設に適用し、 S_r/S 値と透光度、検水希釈の関係、希釈水SS成分の影響、試作装置の連続運転とその保守性を試験し、プロセス制御用としての実用化の可否を検討する。

第4編では、連続Fed-Batch培養で測定した動力学式パラメーター値を用いて t_s を算出し、微生物濃度比による活性汚泥法動力学制御が流入水質水量変動に対応できるかどうかを室内規模の実験で確認するとともに、流入変動の影響、動力学式パラメーターによる処理性能の評価について考察する。また、微生物濃度比測定による動力学制御効果を実処理施設で明らかにするため、 t_s を4日に設定した場合と何等設定しない場合についての処理性能を比較し、その有意差を検定するとともに、 t_s 値、微生物濃度と処理性能に及ぼす流入変動の影響をシミュレーションにより考察する。

第1編 活性汚泥法制御における微生物濃度の評価手法の比較展望

第1章 緒 言

活性汚泥法は、下・廃水を培養基として細菌、原生動物、その他の微生物の混合集団を連続培養することにより、この微生物細胞の生体触媒作用で汚染性有機物を酸化分解する方法である。したがって、活性汚泥微生物の濃度評価は、処理プロセスの設計・運転・管理のうえで最も重要かつ基本的な事項となるものである。従来、活性汚泥法の管理指標として有機物 - SS 負荷量、酸素呼吸量、汚泥容量示標 (SVI)、汚泥齢 (SA) あるいは活性汚泥滞留時間 (t_s) 等が用いられているが、これら指標を入手するためには、何れも活性汚泥微生物の精確な濃度評価を要するものである。

これまで、一般的に活性汚泥微生物の濃度は MLSS¹⁾ 測定値で代用されているが、活性汚泥は多くの不活性物質を含むので、微生物細胞の精確な濃度評価になっていないといえる。また、活性汚泥から微生物細胞のみを取り出してその濃度を測定することは、非常に難しいといわれている²⁾。そこで、MLSS を微生物濃度により近似させるため、活性汚泥中の揮発性物質濃度 MLVSS を測定する方法¹⁾ が用いられているが、この方法では MLSS 測定の約 2 倍の時間を要するというので、実際の見地から仕方なく MLSS を活性汚泥微生物の濃度評価に用いているというのが実状である。

本編では、これまで報告されてきた活性汚泥微生物の濃度評価手法を概説し、活性汚泥法の各種管理指標とその制御への適用について展望する。

第2章 微生物濃度の各種評価手法について

第1節 微生物濃度評価の必要性

活性汚泥法は、微生物の代謝作用と固液分離作用を利用した生物学的処理法であるので、活性汚泥の構成微生物群の生存、増殖、代謝活性および沈降特性を適正に維持する必要がある。このような浄化作用に直接関与する微生物を精確に評価することは、本法の運転・管理上で最も基本的かつ重要なことである。

活性汚泥法の各種管理指標は、そのほとんどが微生物濃度を基礎としている。例えば、F/M 比で表される指標は、微生物量に対する流入基質量の比率で表され、BOD と MLSS 評価では通常 BOD - SS 負荷量として $0.2 \sim 0.4$ (kg-BOD/日) / kg-SS が望ましいといわれている³⁾。しかし、F 成分を資化するのは、浄化に関与する微生物であるので、M 成分中のその微生物量がかわれば、F/M 比が見かけ上一定であっても、そ

の比率は一定であるとはいえない。ここに、微生物濃度評価の必要性が存在している。

活性汚泥微生物濃度は、現在MLSS（あるいはMLVSS）として評価しているが、これに代わる評価方法として、①MLSS（あるいはMLVSS）を工学的手法により迅速かつ再現性よく測定する方法、②活性汚泥微生物の生物活性度をもって微生物濃度を評価する方法に大きく分けることができる。前者は迅速にMLSSを測定できることから、実用化され、多くの実施設に設置されてきた。後者は浄化に関与する微生物濃度を精確に測定するという、最も本質的で意義のある研究ではあるが、その実用化には、まだ検討の余地が多く残されている。

以上のように、活性汚泥法の維持管理、運転操作、制御性および実用性の側面から、微生物濃度を精確、迅速、再現性よく評価する方法を検討することは極めて意義深いことである。

第2節 MLSS測定による微生物濃度の評価

微生物の濃度指標は、一般的にMLSSあるいはMLVSSが用いられ、これまで多くの工学的迅速測定法が開発されてきた。これらの計測法は、何れもMLSSを短時間に連続的に計測できるので、活性汚泥法の自動化に極めて価値のある方法である。本節では、代表的な、MLSS測定による微生物濃度の評価手法について、その概略を述べる。

2.1 光学的MLSS測定

光学的MLSS測定法は、①透過光を測定する方式、②散乱光を測定する方式、③透過光と散乱光の比を測定する方式の3種類がある⁴⁾。各測定方式ごとに、その特徴をまとめると表1.2.1のとおりである。粒子径、着色の測定精度に及ぼす影響については、受光量の比率による評価あるいは偏光、積分球の採用などによりかなり改善されてきたが、計測セルの汚れについては、まだ改善の余地が多く、洗浄機構の装着が必要である⁵⁾。ここでは光学的MLSS測定法の基本である透過光方式について述べたい。

同一の光源と液層では、活性汚泥混合液とその汙液あるいは上澄液（以下、対照溶液と称す）について、Lambert-Beerの法則より次の関係式が成立する⁶⁾。

$$T_{AT-soln} = \frac{I_1}{I_0} = 10^{-\varepsilon' S' l - \varepsilon S l} \quad (1.2.1)$$

$$T_{solv} = \frac{I_1'}{I_0} = 10^{-\varepsilon' S' l} \quad (1.2.2)$$

ここで、 $T_{AT-soln}$ ：活性汚泥混合液の透光度、 T_{solv} ：対照溶液の透光度、 I_0 ：光の強さ、 I_1, I_1' ：混合液、対照溶液の透過光の強さ、 l ：液層の長さ、 $\varepsilon, \varepsilon'$ ：吸光係数、 S ：活性汚泥混合液の濃度、 S' ：対照溶液中の吸光物質の濃度

$T_{AT-soln}$ 、 T_{solv} の値は通常実測できないが、次の関係式に置き換えると、 $T_{AT-soln} / T_{solv}$ を実測することができる。

表 1.2.1 光学的手法による汚泥濃度の測定方式 (文献4)に加筆し、作成した)

測定方式	原理図	計測セルの汚れ	粒子径の影響	着色の影響	備考
1. 透過光方式	$S = K_t \cdot \left(-\log \frac{I_1}{I_0} \right)$	<p>① 汚れが直接影響</p> <p>② 落下式(セルなし)の場合は汚れがない</p>	<p>① 粒子系が大きいほど測定値は小さい</p> <p>② 散乱光の場合よりこの傾向が大きい</p>	<p>影響を直接受ける</p>	
2. 散乱光方式	<p>(1) 標準法</p> <p>(2) 散乱光比較法</p> <p>(3) 表面散乱光法</p>	<p>汚れが直接影響</p>	<p>粒子径が大きいほど測定値は小さい</p> <p>I_1, I_2とも粒子径が大きいほど小さいが、その比をとるため、比較的影響されない</p>	<p>通過する液層が薄いため、影響はかなり改善される</p>	<p>偏光解消度 = $\frac{\perp \text{成分光(垂直)}}{\parallel \text{成分光(平行)}}$</p>
3. 透過散乱光方式	<p>(1) 標準法</p> <p>(2) 積分球法</p>	<p>汚れの影響少しあり</p>	<p>粒子径の大小に影響されにくい</p> <p>粒子径が大きいほど I_1 は大、I_2 は小となり、I_1/I_2 は I_1 はさらに小さくなる他の方式より影響を受けやすい</p> <p>多くの散乱光をとらえるため、かなり改善される</p>	<p>透過光、散乱光とも小さくなるが、その比で相殺されて、影響はかなり少ない</p>	<p>入射した光の総量を入射方向のいかんにかかわらず受光器(2)で測定できる</p>

(記号) I_0 : 光源の強さ, I_1 : 透過光の強さ, I_2 : 散乱光の強さ, S : 汚泥濃度 (mg/l), K_t : 比測定数

$$T = \frac{T_{AT-soln}}{T_{soln}} = \frac{I_1}{I_0} \times \frac{I_0}{I_1'} = \frac{I_1}{I_1'} = 10^{-\epsilon S l} \quad (1.2.3)$$

式(1.2.3)より活性汚泥混合液の濃度Sは次式で示される。

$$S = \frac{1}{\epsilon l} \left(-\log \frac{I_1}{I_1'} \right) \quad (1.2.4)$$

したがって、式(1.2.4)の吸光度 $(-\log \frac{I_1}{I_1'})$ を計測することにより活性汚泥混合液の濃度を測定することができる。実際には、光源からの光が完全にさえぎられた時を0%、対照溶液の透過光の強さを100%と設定し、各濃度レベルのMLSSとの相関関係からMLSS濃度を測定している。

本方式による活性汚泥の濃度評価は、上記の対照溶液を用いれば、たとえ溶液の色相が変化しても、100%設定のみ調整すれば、その影響をうけにくい。しかし、汚泥自体の色相あるいは汚泥性状が変化すると吸光係数 ϵ が変わり、予め測定した相関関係にズレを生ずるため、再度検量線を測定しなおす必要がある。気泡や夾雑物が混合液中に存在する場合、光が散乱し、これらを活性汚泥としてとらえるので精確な透光度を示しているとはいえない。また、光源部には粘着物がつきやすく、光の強さI₀が減少するので、同様の結果を生ずる。

したがって、プロセス制御用として連続測定するためには、相関関係が成立しているかどうかを検査すると同時に、粘着物、夾雑物等の汚れを取り除き、対象混合液を正しく測定しているかどうか、定期的に保守する必要がある。また、濃度計本体に、このような保守性を考慮した自動校正装置、洗浄装置を組み込むことができれば、信頼性が向上し、活性汚泥法の自動制御への道がさらにひらけてくるといえる。

一方、式(1.2.4)で示したように、透光度を吸光度に換算して濃度評価を行うため、濃度計のスケール調整による誤差を伴う。透光度をTとすると、Twyman & Lothianが指摘した誤差関数Fは次式で示される⁷⁾。

$$F = \frac{1}{T \cdot \ln T} \quad (1.2.5)$$

図1.2.1に示した誤差曲線から、誤差が最小となる透光度は36.78%であり、この値付近の透光度に対応する濃度を測定する必要があるといえる。したがって、本式では、精確な濃度測定範囲が限定される。

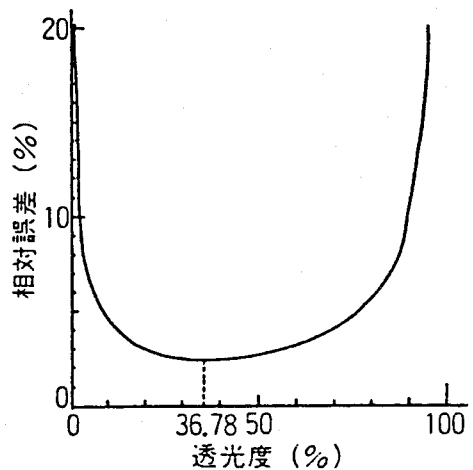


図 1.2.1 Twyman-Lothianの誤差曲線

2.2 超音波式MLSS測定

超音波は媒体密度、粘度、粒子形状、粒子弾性等により減衰現象をおこす性質がある。この性質を応用したものが超音波式MLSS測定法である。

周波数が高く、送・受信子間距離が十分小さい場合、発信強度を I_{SO} 、受信強度を I_{SL} とすると次の関係式が成り立つ⁸⁾。

$$\frac{I_{SL}}{I_{SO}} = e^{-2\alpha L} \quad (1.2.6)$$

$$\alpha = \frac{K^4 D^6}{8} \left\{ \frac{3}{4} (1 - \tau)^2 + \left(\frac{\delta - 1}{\delta + \frac{1}{2}} \right)^2 \right\} \cdot S \quad (1.2.7)$$

式(1.2.6)、式(1.2.7)から活性汚泥混合液の濃度 S は次式で示される。

$$S = \frac{1}{2L \cdot \frac{K^4 D^6}{8} \left\{ \frac{3}{4} (1 - \tau)^2 + \left(\frac{\delta - 1}{\delta + \frac{1}{2}} \right)^2 \right\}} \left(-\ln \frac{I_{SL}}{I_{SO}} \right) \quad (1.2.8)$$

ここで、 α は減衰率、 L は送・受信子間距離、 K は伝搬定数、 D は粒子半径、 τ と δ は液と粒子間の圧縮率比と密度比、 S は活性汚泥混合液の濃度である。

一定周波数の超音波、一定粒子の混合液では α は S に比例することから、減衰率 α を測定することにより活性汚泥混合液の濃度を測定することができる。実際には、汚泥の粒径、密度比、圧縮率比は一定ではないので、回路上で補正を行ない、これに対処している。

本方式による活性汚泥の濃度評価は、流速の変化、乱流、温度、pH、油分、色相等に影響されないが、標準的な活性汚泥法曝気槽で維持されているMLSSレベルでは、超音波の不感帯領域にはいるため、精確な測定値を示すことができにくい。しかし、返送汚泥あるいは濃縮汚泥のような比較的高濃度レベルの汚泥については、精度よく測定することができる。したがって、測定対象の選定が必要である。

第3節 生物活性度測定による微生物濃度の評価

活性汚泥法は、複合基質成分である流入下・廃水を吸着、酸化、同化等により浄化する微生物の代謝作用に依存しているため、微生物の生物化学的機能から、生物活性度として微生物濃度を評価しようとする試みが、これまで多くの研究者により行なわれてきた。この生物活性度は、①微生物菌体およびその細胞内特定成分を直接測定する方法、②代謝活性として微生物濃度を間接的に評価する方法に大別できる。

3.1 代謝活性度の測定

(1) ATP測定による微生物の濃度評価

微生物細胞内の各生体高分子は、化学的に異なる多数の単量体からなり、この単量体が予め化学的に活性化をうけることにより生体高分子の生合成がはじまる。このような活性化にはATP(Adenosine Triphosphate: アデノシン三リン酸)が必要である。ATP

の化学構造は図1.2.2に示すとおりである。この結合は反応性に富んだもので、リン酸基を多くの代謝中間物質に渡すことができ、その物質を活性化させる役割を担っている。したがって、ATPを指標として微生物濃度を評価することができる。

Pattersonら¹⁰⁾は、活性汚泥微生物の濃度評価にATP測定を適用した。Pattersonらは、ルシフェラーゼによるルシフェリン分離で起こる発光現象はATPの消費に比例することから、活性汚泥中のATP測定により、活性汚泥微生物の濃度評価を種々研究した結果、微生物の代謝活性の変動に伴ってATPも迅速に変化するので、ATP量から増殖可能な微生物量を概算できると報告している。Pattersonらの研究以降、活性汚泥中のATP含量の測定について数多くの研究報告^{11)~25)}があり、そのほとんどは、活性汚泥微生物の増殖速度と基質除去速度を、活性汚泥滞留時間(t_s)およびATP含量との比較から論じたものである。

Hysertら¹¹⁾は、4ヶ月間の実施設での調査から、図1.2.3に示したMLSSとATP含量の関係を得ている。この図から、MLSS濃度の増加に比例してATP含量も増えることがわかる。しかし、ATPが検出されなくても横軸切片としてMLSS濃度3000mg/lが測定されていることから、浄化に関与しない不活性物質をSS成分として含んでいることを示唆している。この直線関係は、定常運転時の結果得られたものであり、Weddle & Jenkins¹²⁾の報告とも一致している。

Nelson & Lawrence¹³⁾は、活性汚泥のVSS成分を、①活性

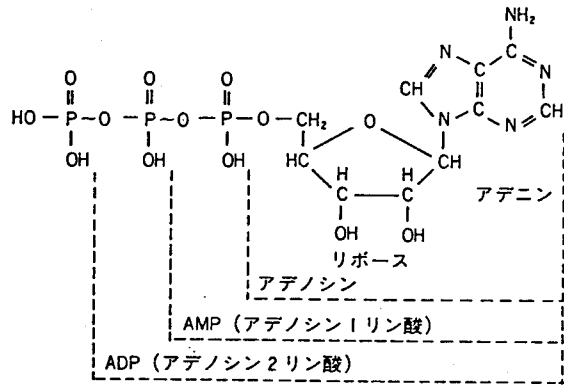


図 1.2.2 ATPの構造⁹⁾

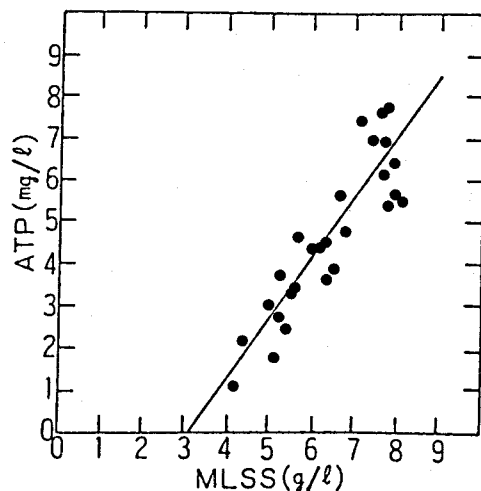


図 1.2.3 ATP濃度とMLSS濃度の相関¹¹⁾

な汚泥 (S_a)、②不活性な汚泥 (S_i)、
 ③不活性だが生物分解可能な汚泥 (S_d)
 に分けて、活性汚泥 VSS 成分の構成比
 を ATP 測定から種々検討し、次の結果
 を得ている。すなわち、t_sに対する各成
 分の変化は、図 1.2.4 に示したように、
 VSS 成分の構成比が t_sにより変動し、
 t_sが大きくなるにつれて、VSS 成分中
 の不活性部分が蓄積される。また、S_d
 は微生物細胞が自己分解する過渡状態の
 汚泥であると位置づけている。これらの
 結果から、Nelson & Lawrence は、次
 式で示される比活性度を微生物濃度の評
 価指標として提案している。

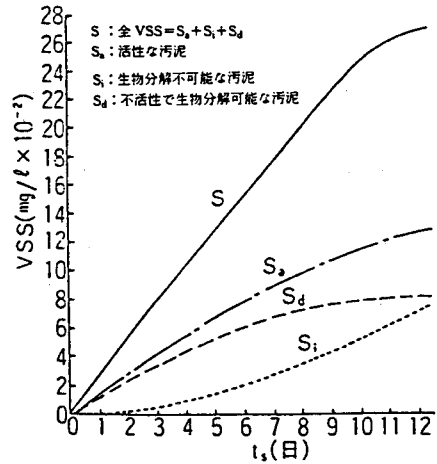


図 1.2.4 MLVSS 成分の微生物濃度
 構成と t_s の関係¹³⁾

$$\text{比活性度} = \frac{\mu\text{g-ATP}}{\text{mg-VSS (あるいは mg-SS)}} \quad (1.2.9)$$

この指標は、VSS (あるいは SS) 成分中の活性部分を比率として表したもので、Roe
 & Bhagat¹⁴⁾ もその有用性を主
 張している。Nelson & Lawrence
 は、図 1.2.5 に示した比活性度
 と t_s の関係を得ており、washout
 直前の t_s = 0.25 ~ 0.5 (日)
 で、最大比活性度は 2.5 μg-ATP /
 mg-VSS を示し、t_s が 4
 日以降では、その 45% で一定と
 なることがわかる。つまり、t_s が
 大きくなるにつれ不活性物質が蓄
 積されるが、比活性度は一定、す
 なわち活性部分が VSS 成分中に
 一定の割合で存在することを示し

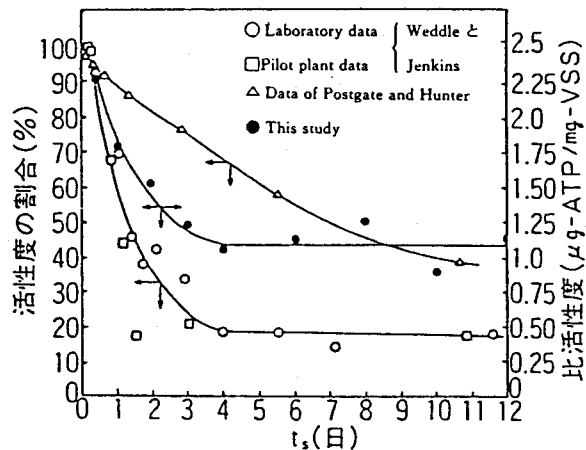


図 1.2.5 活性度と t_s の関係¹³⁾

ている。これは、Roe & Bhagat、Upadhyaya & Eckenfelder¹⁵⁾ の報告とも一致して
 いる。したがって、浄化に直接関与する微生物量を測定できるばかりでなく、生物分解可
 能性を議論するうえでも ATP は重要な評価指標であるといえる。

しかし、Roe & Bhagat が指摘したように、ATP 濃度の測定は、使用する発光物質
 および加熱・抽出等の操作方法の違いにより影響される。また、一般的に、化学発光物質

を用いた化学発光現象は、図 1.2.6 に示したように、検体を試薬と混合した時点 (t_0) から時間の経過に伴い、発光量 (cps : count/sec) は急激に増大し、最大値 (cps)_{max} に達し、その後徐々に減少するパターンを示す。しかし、ATP 計測のような生物発光現象では、(cps)_{max} 到達時間が著しく速いため、混合直後の初期発光量を精度よく計測することが困難である²⁵⁾。つまり、ATP を指標として微生物濃度を評価

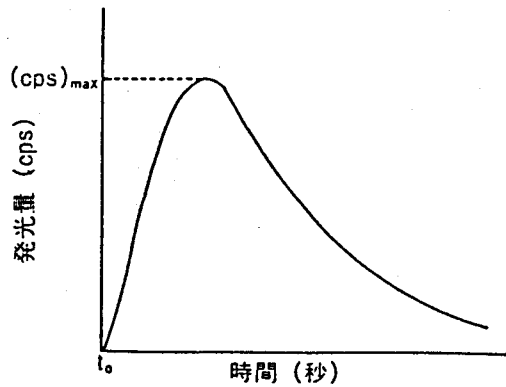


図 1.2.6 化学発光現象における発光パターン

する場合、その測定方式の統一と使用する蛍光光度計の精度、再現性を向上させることが必要不可欠なことである。

(2) 呼吸活性測定による微生物の濃度評価

呼吸とは、生物による基質の、脱水素あるいは酸化分解で、「電子が電子伝達鎖を通ることにより ATP が生成される過程である」と定義できる²⁶⁾。つまり、電子伝達により ATP 生成されることが呼吸の特徴であり、前述した ATP 測定と同様に、微生物の呼吸速度を測定することにより、呼吸活性として微生物濃度を評価できるはずである。このような立場から、Young²⁷⁾、Benefieldら²⁸⁾、Weddle & Jenkins¹²⁾、橋本ら^{29)~31)}等は呼吸活性による活性汚泥微生物の濃度評価を行なっている。

呼吸作用は S S あるいは V S S 成分中の生細胞の働きにより行なわれるので、Benefieldら²⁸⁾は、式 (1.2.9) の比活性度と同様の概念で呼吸活性から V S S 成分中の活性部分を推定できると考え、次式を提案した。

$$f = \frac{Rrs}{RrB} \quad (1.2.10)$$

ここで、 f : V S S 成分中の活性部分の割合、 RrB : 比呼吸速度の基礎値 ($(\text{mg-O}_2/\text{hr})/\text{mg-VSS}$)、 Rrs : 対象混合液の比呼吸速度 ($(\text{mg-O}_2/\text{hr})/\text{mg-VSS}$)

Benefieldらは、基質が存在すれば汚泥増殖や基質除去がおけると仮定して、残存基質の存在しない汚泥を希釈操作により調製し、これを V S S 成分中の活性部分が最大となる試料と考え、この比呼吸速度を RrB とし、肉エキスとグルコースを含む基質を用いて連続培養の活性汚泥について種々検討している。Benefield らの得た f と活性汚泥滞留時間 t_s の関係を図 1.2.7 に示した。この図から t_s が大きくなるにつれて f は減少することがわかる。これは、ATP 測定の比活性度と同様に、呼吸活性による濃度評価でも V S S 成分中の活性部分を推定できることを示唆している。また、 RrB は基質により異なることが予想

されるが、予め図1.2.7の関係を求めておけば、 f で補正したMLVSSを用いて、浄化に直接関与する活性汚泥微生物の動力学式パラメータの推定が可能であることを示している。Benfieldらの研究は、生物活性度から微生物濃度を評価し、それを動力学式パラメータの推定に適用した点に意義がある。しかし、 f 値評価の基礎である R_{RB} 測定の詳細な検討が必要である。

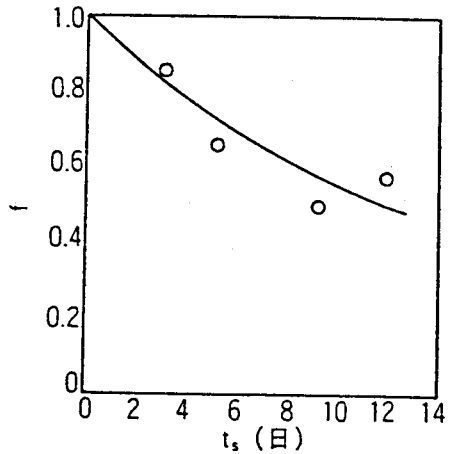


図 1.2.7 呼吸活性測定によるVSS成分中の活性成分の割合 f と t_s の関係²⁸⁾

一方、Young²⁷⁾は、活性微生物量に比例して不活性生物量も増えるというUpadhyaya & Eckenfelder¹⁵⁾の報告を基に、表1.2.2の式(1.2.11)～式(1.2.15)で示した定常状態モデル式から活性微生物量の評価を試みている。定常

表 1.2.2 不活性生物量を含んだモデル式²⁷⁾

揮発性生物量の全増殖速度	$R_g = Y \cdot R_s - b \cdot M_a$ (1.2.11)	$f_d = 0.8 \sim 0.9$ (Upadhyaya & Eckenfelder ¹⁵⁾)
不活性生物量の生成速度	$R_{g_i} = (1 - f_d) \cdot b \cdot M_a$ (1.2.12)	
活性な揮発性生物量の増殖速度	$R_{g_a} = R_g - R_{g_i}$ $= Y \cdot R_s - (2 - f_d) \cdot b \cdot M_a$ (1.2.13)	定常状態
t_s	$M_a = R_{g_a} \cdot t_s$ (1.2.14)	
活 性 生 物 量	$M_a = \frac{Y \cdot R_s \cdot t_s}{1 + (2 - f_d) \cdot b \cdot t_s}$ (1.2.15)	

(記号) R_g :正味の増殖速度 (mg/l/hr), R_{g_i} :不活性生物量の生成速度 (mg/l/hr), R_{g_a} :活性生物の増殖速度 (mg/l/hr), Y :収率係数, R_s :基質除去速度 (mg/l/hr), b :自己分解係数 (1/hr), M_a :活性生物量 (mg/l), f_d :細胞内活性部の割合 (%), t_s :活性汚泥滞留時間 (hr)

状態における活性汚泥微生物の呼吸速度 R_o は次式で示される。

$$R_o = R_s - \beta_r \cdot R_w \quad (1.2.16)$$

ここで、 β_r は単位微生物量当りの酸素要求量 (mg-O₂/mg-VSS)、 R_w は引き抜き微生物量 (mg/hr) で式(1.2.11)の R_g に等しい。そこで、式(1.2.11)を式(1.2.16)に代入し整理すると次式となる。

$$\frac{R_o}{M_a} = \frac{R_s}{M_a} (1 - \beta_r \cdot Y) + \beta_r \cdot b \quad (1.2.17)$$

式(1.2.17)の左辺は活性微生物量当りの呼吸速度(SOD_a)、右辺第2項の $\beta_r \cdot b$ は活性微生物量当りの内生呼吸速度(SOD_e)をそれぞれ示している。式(1.2.15)と式(1.2.17)から、各呼吸速度と t_s の関係を導くと次式ようになる。

$$SOD_a = \frac{1 + (2 - f_d) \cdot b \cdot t_s}{Y \cdot t_s} (1 - \beta_r \cdot Y) + SOD_e \quad (1.2.18)$$

$$SOD_e = \beta_r \cdot b \quad (1.2.19)$$

両式に代表的なパラメーター値である $Y = 0.40$ 、 $b = 0.20$ 、 $f_d = 0.80$ 、 $\beta_r = 1.42$ を代入して、SOD_a、SOD_eと t_s の関係を示すと図1.2.8のとおりである。

この図から、 t_s が2~10日ではSOD_aは急激に減少し、それ以降はほぼ一定であることがわかる。また、SOD_e値は11.83(mg-O₂/hr)/g-VSSと計算されるが、この値は、100%活性生物量に対する内生呼吸速度を意味するのでSOD_eを実測することにより、次式で活性微生物量の割合を算出することができる。

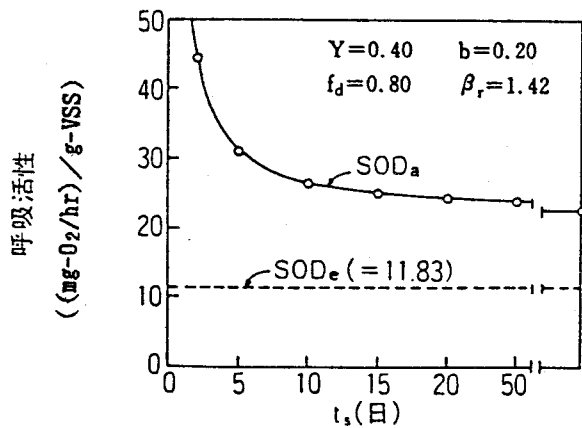


図 1.2.8 SOD_a、SOD_eと t_s の関係²⁷⁾

$$M_a \text{の割合} (\%) = \frac{SOD_e}{11.83} \times 100 \quad (1.2.20)$$

このように、内生呼吸活性から活性生物量の割合を推定しようとする試みは注目に値するが、流入下・廃水と活性汚泥の性状に見合った各種パラメーターとSOD_eの測定方法に今後の検討課題があるといえる。また、ここでは定常状態を仮定して数式を展開しているが、呼吸活性は非定常状態(流入下・廃水の変動、ショックロード等)における微生物の酸素摂取が極めて迅速であることから、これまではフィード・フォワード的な評価指標と考えられてきたので、この非定常状態を加味した濃度評価を期待したい。

一方、これらの報告はほとんど室内規模の研究成果であり、呼吸活性から活性生物量を推定できる基礎的知見が得られた段階である。この知見を実施に適用する場合、呼吸速度を迅速かつ精確に測定できる装置が必要である。これまで提案あるいは考案されてき

た呼吸速度測定装置の様式をまとめると図1.2.9のとおりである。しかし、実施におけるモニターあるいはプロセス制御用に長期間使用できる自動測定装置の実用化は、まだ行なわれていないのが現状である。今後の課題として、室内規模で得られた呼吸活性の知見を実施に適用するアプローチの検討が極めて重要である。

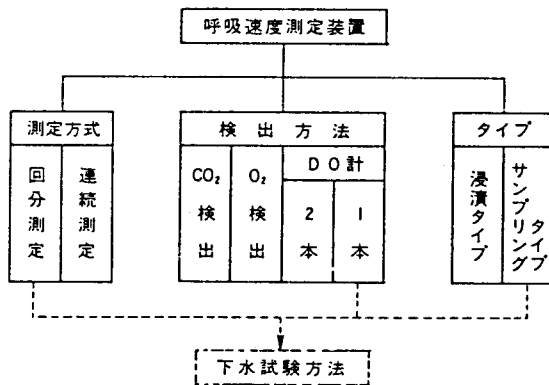


図 1.2.9 呼吸速度測定装置の様式³²⁾

(3) 脱水素酵素活性測定による微生物の濃度評価

微生物は、菌体維持と増殖のために、数多くの酵素による生化学反応を行なっている。したがって、基質の除去、分解能力の高い微生物すなわち生物活性の高い微生物は、それだけ反応に関与する酵素活性が高いと考えられる。そこで、この酵素活性を測定することにより微生物濃度を評価することができる。

脱水素酵素、加水分解酵素を用いることが多いが、活性汚泥微生物を対象とした場合、脱水素酵素を用いた研究が数多く報告されている^{21), 33)~36)}。これは、微生物細胞内の酸化反応が、直接分子状酸素を必要とせず、電子の除去いわゆる脱水素として行なわれていることに注目したものである。

脱水素酵素活性は、水素受容体としてテトラゾリウム塩 (Triphenyl Tetrazolium-chloride : TTC) が用いられ、このTTCがTF (Triphenyl Formazone) に還元される反応 (図1.2.10) により測定される³³⁾。

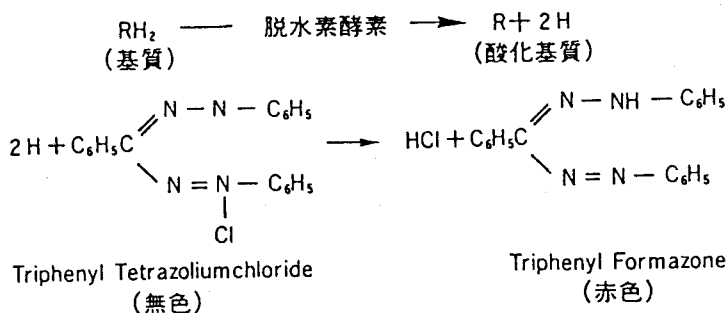


図 1.2.10 TTCの脱水素反応³⁴⁾

須藤ら³⁴⁾は、活性汚泥混合液の脱水素酵素活性が、基質依存による活性と細胞内呼吸の活性とを加えたもので、次式で示されることを提案している。

$$D_t = D_s + D_e \quad (1.2.21)$$

ここで、 D_t : 全脱水素酵素活性 ($\mu\text{g-TF}/10\text{ml}$)、 D_s : 基質依存の脱水素酵素活性 ($\mu\text{g-TF}/10\text{ml}$)、 D_e : 内生呼吸による脱水素酵素活性 ($\mu\text{g-TF}/10\text{ml}$)

D_e は微生物量と細胞内貯蔵物質質量とに依存するはずであるから、BOD希釈水で活性汚泥を2回洗浄した時の活性度として測定できる。須藤らの実験データから、 D_e とMLSS濃度の関係を示すと図1.

2.11のとおりである。室内規模実験では、MLSS濃度が増加すると D_e も増加することがわかる。しかし、実施設における関係は室内規模ほど明確な関係が得られていない。これは、各施設で、流入特性、処理方式、運転条件等が異なることに起因している。そこで、式(1.2.9)の比活性度と同様の考えから、細胞内呼吸による単位SS量当りの脱水素酵素活性(比脱水素酵素活性、 D_e/MLSS : $\mu\text{g-TF}/\text{mg-SS}$)によりBOD-SS負荷量を評価すると図1.2.12のようになる。本図より、負荷量が増加すると D_e/MLSS も増加し、室内規模、実施設とも類似した傾向を示していることがわかる。 D_e とMLSS、 D_e/MLSS とBOD-SS負荷量は、両者とも比例的な関係を示さず、MLSSあるいは負荷量が、0~5100 (mg/ℓ)あるいは0~0.65

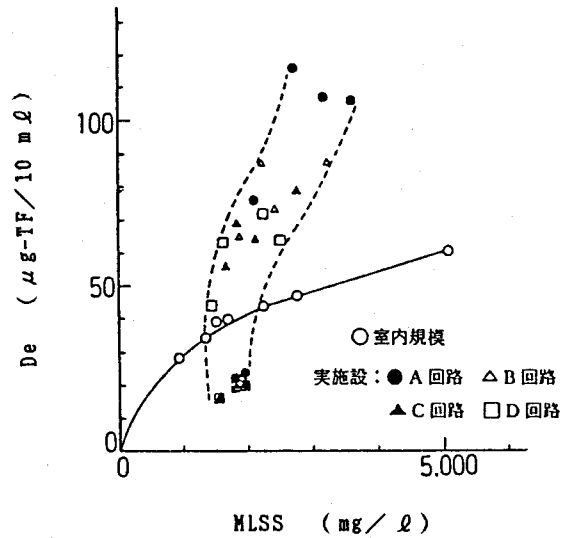


図 1.2.11 D_e とMLSS濃度の関係(須藤ら³⁴⁾のデータより作成)

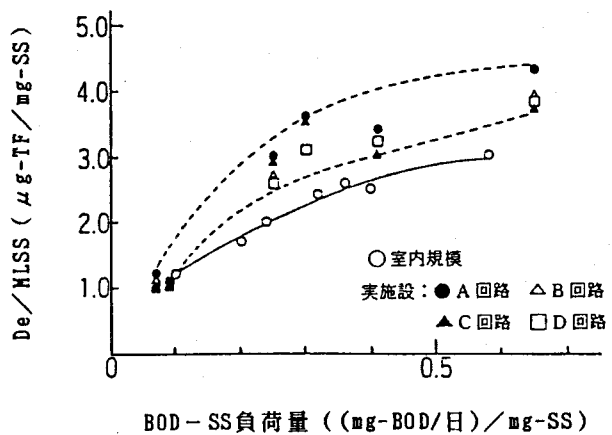


図 1.2.12 D_e/MLSS とBOD-SS負荷量の関係(須藤ら³⁴⁾のデータより作成)

$((\text{kg}-\text{BOD}/\text{日})/\text{kg}-\text{SS})$ の範囲で高くなるとほぼ一定値となる傾向にある。これは、MLSS中の活性生物量の占める割合が異なることを示し、MLSSの増加に伴い、不活性物質が蓄積し、活性微生物量が減少するという報告^{11)~13)、15)}とも一致している。

このように、細胞内呼吸による脱水素酵素活性(De)を測定することにより、生物活性度としての微生物濃度、とりわけ活性な微生物の相対量を評価することができる。また、De値だけでなく、De/MLSSさらにDe/MLVSSとして評価すれば、活性な微生物のF/M比を推定できるとともに、種々の管理・運転条件に左右されにくい指標として有効である。しかし、こうした知見を制御指標としてプロセスにフィードバックさせるためには、測定の自動化が不可欠である。脱水素酵素活性をオンライン測定できる自動装置はまだ実用化されておらず、その装置の開発と実施への適用に関する実用化研究が今後行なわれることに期待したい。

3.2 細胞構成物質含量の測定

微生物細胞は、大部分が巨大な分子、生体高分子と呼ばれる物質により構成され、これらにはタンパク質、核酸、多糖類および複合脂質が含まれている³⁷⁾。各生体高分子は、多数の化学的に異なった単量体、すなわちアミノ酸、ヌクレオチド、リン酸、糖などにより構成され、予め化学的に活性化した単量体が結合して生合成される。したがって、これらの細胞構成物質含量を測定することにより、微生物濃度を評価することができる。

(1) タンパク質測定による微生物の濃度評価

微生物細胞の構成物質であるタンパク質は、その含量が微生物菌種によってそれぞれ一定しており、基質の種類、微生物の増殖速度の大小により影響されにくい³⁸⁾。したがって、微生物のタンパク質含量を測定すれば、精確な微生物の濃度評価を行なうことができるはずである。

タンパク質の定量は、これまでケルダール法による総窒素量から算出されていた³⁹⁾。これは、タンパク質の窒素含量が通常16%内外(12~19%)である点に着目した方法⁴⁰⁾であるが、活性汚泥混合液中の非タンパク性窒素化合物も同時に測定されることになる。また、BOD負荷量、流入下・廃水の性状によってかなり異なるという指摘⁴¹⁾もある。

そこで、馬淵⁴²⁾は、タンパク質に特異的で、しかも迅速な反応を示すLowry-Folin法⁴³⁾(フェノール試薬法)に可溶化の前処理をほどこし、微生物の濃度評価を検討した。その操作手順を示すと図1.2.13のとおりである。馬淵は肉エキス、ペプトン主体の合成下水で馴養した活性汚泥を用いて測定したところ、MLSS 1mg 当り0.67mg、MLVSS 1mg 当り0.74mgのタンパク質を定量できたと報告している。また、Lowry-Folin法は、非タンパク性窒素化合物を定量せず、フェノール等の阻害物質の影響をほとんどうけず、再現性の高い測定方法であることを確認している。

従来、活性汚泥微生物のタンパク質定量法は難しいといわれてきたが、本測定法は実用

性の高い方法であるといえる。しかし、本法で定量したタンパク質と他の評価指標との比較検討、および微生物代謝機能、増殖・基質除去速度への濃度評価に期待したい。

(2) 有機性窒素測定による微生物の濃度評価

有機性窒素はタンパク質、アミノ酸等の有機性窒素化合物の総称で、この含量を測定することにより微生物濃度を評価することもできる。

Tench⁴⁴⁾ は、MLSS成分を活性部分と不活性部分および汚泥吸着酸化物質の3つに分類し、MLSSに含まれる有機性窒素量から微生物濃度の評価を試みている。

活性汚泥、汚泥中の活性部分および不活性部分、吸着酸化物質の濃度をそれぞれS、Ma、Mi、La、また、これらに含まれる有機性窒素量をそれぞれ c_N 、 $a_N + b_N$ 、 a_N 、 d_N とすると次式が成り立つ。

$$S = Ma + Mi + La \quad (1.2.22)$$

$$c_N S = (a_N + b_N) Ma + a_N Mi + d_N La \quad (1.2.23)$$

式(1.2.23)は次式のように書き換えられる。

$$c_N = \frac{a_N [(Ma + Mi) + \frac{d_N}{a_N} La]}{S} + \frac{b_N Ma}{S} \quad (1.2.24)$$

式(1.2.22)から $Ma + Mi = S - La$ が導けるので、これを式(1.2.24)に代入すると次式となる。

$$c_N = a_N \left(1 - \frac{a_N - d_N}{a_N} \cdot \frac{La}{S}\right) + b_N \cdot Ma \cdot \frac{1}{S} \quad (1.2.25)$$

式(1.2.25)で、 $La \ll S$ 、 $a_N \approx d_N$ であれば右辺第1項は、一定値 a_N で近似できる。したがって、汚泥中の有機性窒素量 c_N は、活性汚泥濃度Sの逆数に比例し、その傾きから有機性窒素量で評価した汚泥の活性部分を推定できることがわかる。

Tenchは、マンチェスターの3実処理施設の汚泥を用いて、式(1.2.25)の有効性を実験的に検討し、図1.2.14の関係を報告している。本図は、理論から予想されるように、 $1/MLSS$ の減少すなわちMLSSの増加に伴い、汚泥中の有機性窒素量が減少

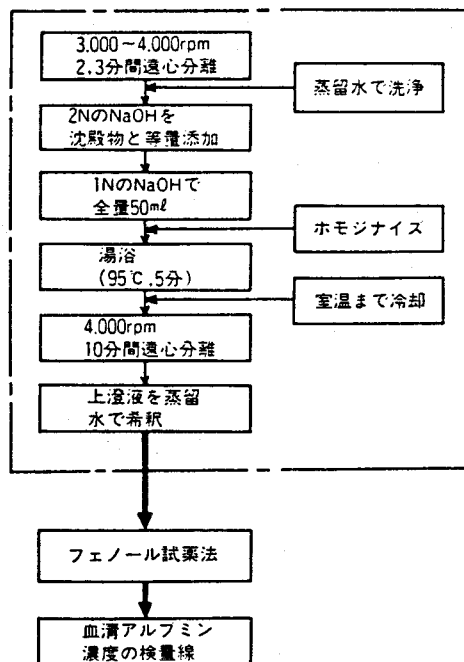


図 1.2.13 タンパク質の定量分析手順

することを示している。しかし、MLSSの濃度レベルおよび処理施設により、理論式の直線関係が異なっている。これは、各施設の汚泥状態により活性部分が異なること、同じ汚泥であっても、MLSS濃度レベルにより活性部分の割合が変化することを示唆している。一方、切片で示される式(1.2.25)の右辺第1項は、各施設とも同じ値を示し、不活性部分の有機性窒素量が汚泥状態に影響されないことがわかる。しかし、

この値はMLSS濃度レベルにより変化し、低いレベルでは約6.4%、高いレベルでは約4.9%となった。すなわち、MLSS濃度レベルが高くなるほど不活性部分と吸着酸化物の窒素含量が小さくなることを示している。ATPや呼吸活性の測定による不活性物質の知見を考えると、吸着酸化物に由来する窒素含量がMLSSの高濃度レベルで大きく減少したことによると推定される。したがって、吸着物質の影響を取り除いた場合の濃度評価を再検討する必要がある。

(3) 多糖類測定による微生物濃度の評価

多糖類は、グルコースなどの単糖類を構成単位とした高分子体で、微生物の細胞壁を形成し、エネルギー貯蔵物質として微生物の細胞合成に役立つ物質である。この多糖類と活性汚泥との関連は、これまで種々の研究者^{45)~49)}により報告されてきたが、多糖類タイプと汚泥の物理特性を論じているものがほとんどである。しかし、Bradleyら⁴⁵⁾は、比色定量による多糖類測定から活性汚泥微生物の濃度評価を試み、MLSSおよびMLVSSの直接測定法に代わる簡便法として適用できることを示唆した。その操作手順は図1.2.15に示すとおりで、希釈度さえ適切に設定できれば自動測定が可能であることがわかる。

Finger & Strutynski⁵⁰⁾は、この分析法による多糖類測定の自動装置化を試み、実用化した装置から微生物の濃度評価を検討している。この装置は、480mμの比色分析計を装着し、図1.2.15の操作手順を連続自動化したもので、特に呈色反応に最も影響する温度を自動制御できる仕様である。本装置は第2節2.1項で述べた光学的手法の一種であるので、吸光度として微生物濃度が評価される。蒸留水あるいは汙液を対照液とし

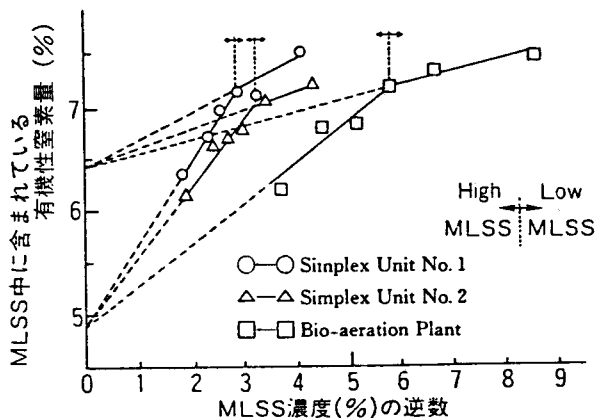


図 1.2.14 MLSS中に含まれている有機性窒素量と MLSS濃度の逆数の関係 (Tench⁴⁴⁾のデータより作成)

て検討したところ、MLSSおよびMLVSSとも吸光度と高い相関関係（相関係数0.938以上）があり、再現性の良さを示した。しかし、多糖類が熱灼揮散性物質であることから、MLVSS濃度の評価指標に適することを指摘している。

光学的手法による濃度評価は、試料が均質であれば非常に有効であるが、活性汚泥混合液のような粒子状物質が存在する場合には、その沈降により測定誤差を生ずる危険性がある。このような場合、例えば超音波破碎のような方法で予め試料を均質化する手段を講ずる必要があるといえる。この前処理による多糖類への影響を検討し、より精度の高い測定装置の実用化を期待したい。

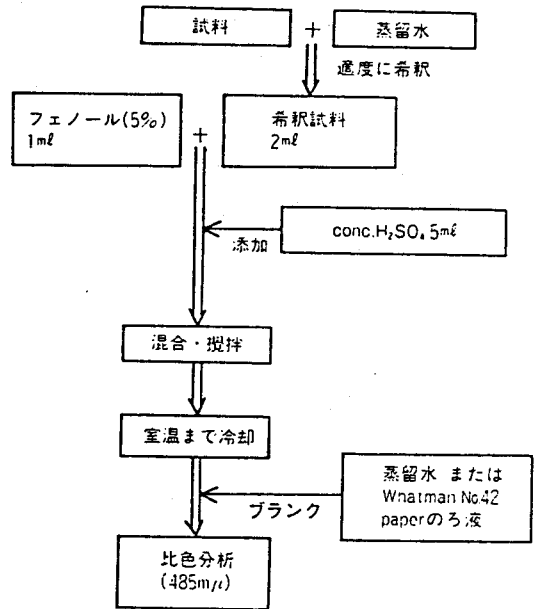


図 1.2.15 Bradleyら⁴⁵⁾の提案した比色定量分析フロー

(4) DNAあるいはRNA測定による微生物の濃度評価

DNA (Deoxyribonucleic acid : デオキシリボ核酸) は微生物細胞の遺伝子本体で、この塩基配列の中に種の特徴が保存されている。その重要な役割は、遺伝情報によって細胞内反応の主役である酵素を合成することである。RNA (Ribonucleic acid : リボ核酸) は、DNAの細胞内機能と密接に関連するもので、DNAの遺伝情報がRNAに転写され、タンパク質を生合成する各段階で重要な役割を演じている。この生合成の一般経路を示すと図1.2.16のとおりである。

タンパク質同様にDNA含量は微生物菌種により一定しており、乾燥重量で3~4%といわれている⁵²⁾。一方、RNA含量は基質の種類に関係なく、タンパク合成や物質代謝の活発な細胞ほど高くなる⁵²⁾と考えられている。した

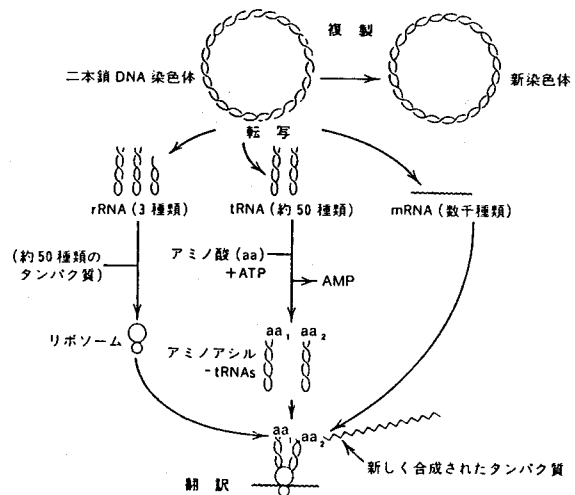


図 1.2.16 核酸とタンパク質の一般合成経路⁵¹⁾

がって、DNAは微生物量、RNAは生物活性度をそれぞれ評価できる指標である⁵⁴⁾・⁵⁴⁾といえる。RNAは、呼吸活性あるいは基質除去速度などと類似した指標としてとらえることができるが、これらは活性汚泥微生物の混合集団を総括的にとらえたもので、微生物細胞のみの代謝機能を厳密には表現していない。しかし、その反応過程は、同じように次式でモデル化できることを金子⁵⁵⁾は報告している。

$$v = f(\varrho_e) \cdot Ac \cdot S \quad (1.2.26)$$

$$f(\varrho_e) = \frac{k \cdot \varrho_e}{K_m + \varrho_e} \quad (1.2.27)$$

ここで、 v : 反応速度、 Ac : 活性度、 S : 微生物濃度、 k : 反応速度定数、 K_m : Michaelis定数、 ϱ_e : 基質濃度

系中の活性 $Ac \cdot S$ と同様の挙動をとる物質がRNAであるとすると、次式が成り立つ。

$$Ac \cdot S = kc \cdot (RNA) \quad (1.2.28)$$

ただし、 kc は比例定数である。

式(1.2.27)、式(1.2.28)を式(1.2.26)に代入すると次式が得られる。

$$v = kc \cdot (RNA) \frac{k \cdot \varrho_e}{K_m + \varrho_e} \quad (1.2.29)$$

式(1.2.29)は、活性汚泥微生物の反応速度が、RNAを指標として表現できることを示している。

一方、微生物量としてのDNAと生物活性度としてのRNAを用いて、式(1.2.9)の比活性度と同様に定義すれば、次式のように、単位細胞量当りの正味の生物活性度を評価できるはずである。

$$\text{比活性度 (mg-RNA/mg-DNA)} = \frac{RNA}{DNA} \quad (1.2.30)$$

このような比活性度による細胞内物質代謝の知見を、活性汚泥微生物混合培養系にアプローチする研究が望まれる。しかし、DNA、RNA測定の分析操作が煩雑であることを認識しておく必要がある。

(5) 蛍光物質測定による微生物の濃度評価

活性汚泥のような混合培養系の微生物でなく、特定の微生物種に固有な物質含量を測定し、その菌体量あるいは生物活性度を評価する方法がある。このなかで、近年特に注目されてきた方法が、メタン菌電子伝達物質 F_{420} の蛍光特性によるメタン菌活性計測法^{56)~59)}である。

メタン菌は、進化分類学的には古細菌(Archaeobacteria)に分類されるものであり、一般の好気性細菌などの核膜を有さない原核生物の微生物とは異なる代謝系をもっている。メタン菌のエネルギー代謝系には、メタン生成反応の電子供与体としての中心的な役割を演じている F_{420} という電子伝達物質が存在する。 F_{420} の化学構造は図1.2.17に、ま

たメタン醱酵の代謝経路は図1.2.18に示すとおりである。F₄₂₀は、他の微生物には存在しないといわれる、メタン菌固有の物質であり、CO₂のメチル化反応で特に重要な役割を演ずる蛍光物質であるので、蛍光計測法でその濃度を評価することができる。

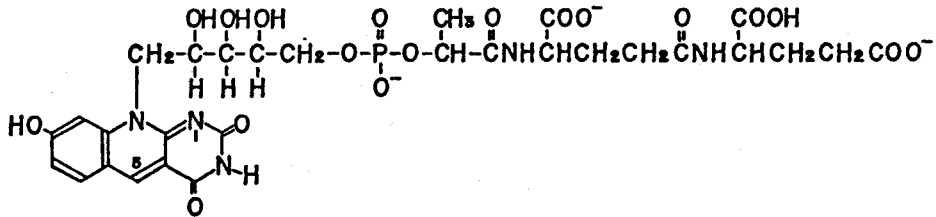


図 1.2.17 F₄₂₀ の化学構造⁶⁰⁾

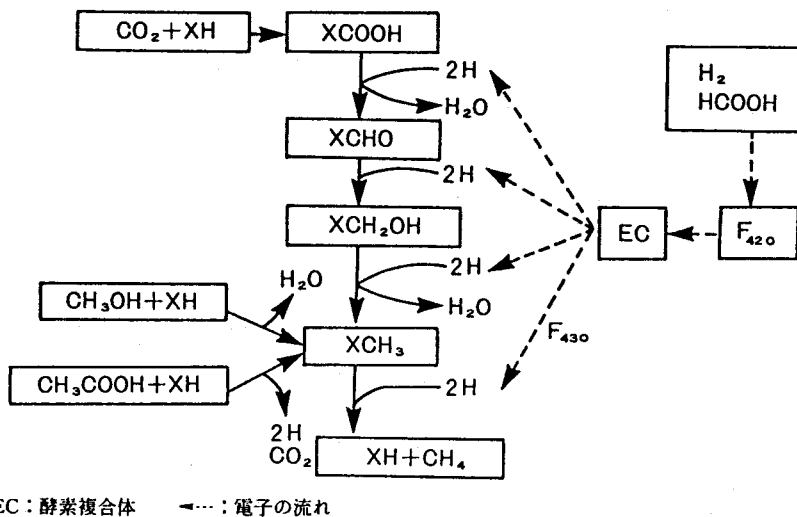


図 1.2.18 メタン醱酵の代謝経路⁵⁹⁾

メタン醱酵液のF₄₂₀の蛍光計測法は、メタン菌以外の微生物あるいは有機・無機成分がメタン菌体内のF₄₂₀の蛍光信号に対しバックグラウンド・ノイズとなり、メタン菌由来の蛍光信号を精確に計測できにくい^{56)~58)}といわれている。しかし、磯田ら⁵⁹⁾は、メタン菌から抽出精製されたF₄₂₀はアルカリ処理すると、その強度が約2.5倍高まり、かつ励起ピークの位置が400nmから420nmへと移動するが、大腸菌の培養液では、アルカリ処理しても、このようなスペクトルの変化が認められないことを報告している。また、同様の効果をBinotら⁵⁸⁾も確認している。したがって、メタン醱酵液にアルカリ処理を施すことにより、メタン菌由来の蛍光信号のみを精確に測定できるといえる。

磯田らは、この蛍光計測法を用いて、F₄₂₀蛍光強度とメタン生成量および培養液の濁度との関係を回分培養試験で検討し、図1.2.19の結果を得ている。本図より、濁度(OD₅₅₀)は、酸生成菌とメタン菌の両者の総和を示しているの、F₄₂₀蛍光強度よりも早く立ち上がり、早く定常値に達しており、またメタン生成は、F₄₂₀蛍光強度の立ち上がりよりも遅れるが、蛍光強度が定常値に達しても増加し、その後一定になることがわかる。これは、F₄₂₀蛍光強度がメタン菌体量に必ずしも直接対応しないが、蛍光強度からメタン菌活性の評価が可能で、この活性をリアル・タイムでとらえることができることを示唆している。

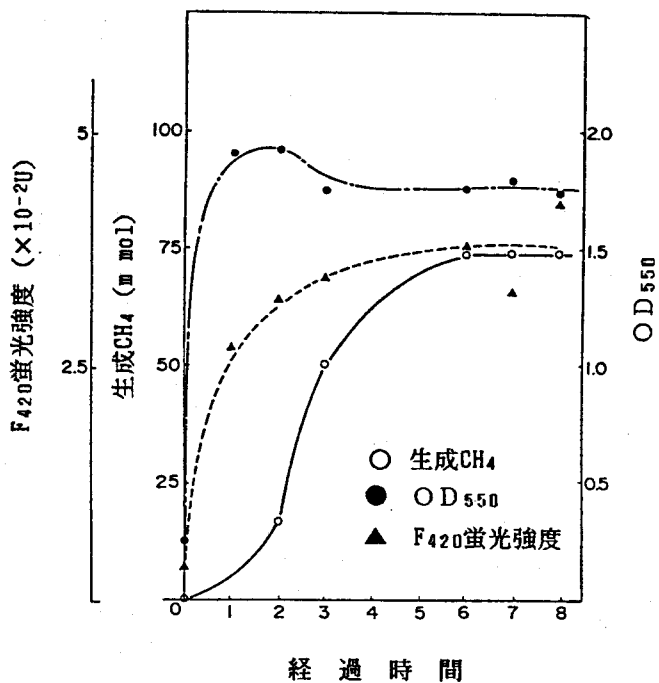
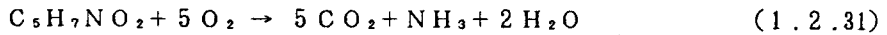


図 1.2.19 メタン醱酵液中の濁度、生成CH₄ およびF₄₂₀ 蛍光強度の関係⁵⁹⁾

蛍光物質測定による濃度評価は、メタン醱酵が正常に進行し、有機物の分解が効率よく行なわれているか否かを把握するうえで、極めて重要となる。したがって、前記の基礎的研究をふまえて、実規模における計測器の開発とその活用に期待したい。

3.3 有機物含量の測定

活性汚泥微生物の細胞組成式は、細菌と同様、一般的にC₅H₇NO₂で表される⁶¹⁾ことが多い。CがCO₂に変換酸化され、NがNH₃に還元される過程は次式の反応式で示される。



式(1.2.31)の反応は、活性汚泥微生物の重クロム酸カリウムによるCOD(COD_{Cr})測定により達成できる。COD_{Cr}は、直鎖脂肪族化合物、芳香族炭化水素、環式窒素化合物以外の有機物をほとんど分解する⁶³⁾ので、活性汚泥微生物当りのCOD_{Cr}値から微生物濃度を評価できる。すなわち、式(1.2.31)の反応では、COD_{Cr}は微生物細胞量の1.42倍とし評価することができる。

細胞組成式は、これまで数多く提案されているが、代表的な組成式に対するCOD_{Cr}値を整理すると表1.2.3のとおりである。何れの組成式についてもほぼ同様のCOD_{Cr}値

表 1.2.3 活性汚泥の成分組成式に対するCOD_{Cr}/cell比

組成式	分子量	COD _{Cr} /cell	文献
C ₅ H ₇ O ₂ N	113	1.42	63)
C ₅ H ₈ O ₂ N	114	1.47	
C ₇ H ₁₀ O ₃ N	156	1.48	
C ₉ H ₁₆ O ₅ N	218	1.43	
C ₆₀ H ₈₇ O ₂₃ N ₁₂ P	1374	1.46	64)

を示すことがわかる。このような観点から、COD_{Cr}測定による微生物濃度の実験的評価を行なったのが須藤ら⁶⁵⁾である。須藤らは、人工下水および都市下水を処理する活性汚泥のMLSSあるいはMLVSSのCOD_{Cr}を測定し、前者の汚泥については1.34 mg-COD_{Cr}/mg-MLSS、後者の汚泥については0.93 mg-COD_{Cr}/mg-MLSS、1.58 mg-COD_{Cr}/mg-MLVSSの値を報告している。須藤らの報告値は、表1.2.3の理論値と比較して、MLSS評価では低く、MLVSS評価では高いことを示している。これは、細胞組成式が活性汚泥微生物の組成を精確に表現していないこと、あるいはMLSS、MLVSSが微生物の細胞重量を示していないことを示唆するものである。

一方、Lamb & Tollefson⁶⁶⁾は、活性汚泥混合液の有機性炭素を測定することにより、細胞組成比および微生物濃度の評価を試みている。Lamb & Tollefsonは、超音波処理した混合液の有機性炭素(Total OC)と遠心分離(15000 rpm、5分)後の上澄液の有機性炭素(Sol.OC)をそれぞれ測定し、Total OCとSol.OCとの差が微生物細胞の炭素成分であると考えた。他の成分分析から、細胞中の炭素成分とその組成比を表1.2.4の成績として報告している。この平均組成比を用いてCOD_{Cr}/cell値を算出すると、1.574となり、須藤らの報告値1.58 mg-COD_{Cr}/mg-MLVSSとよく一

致している。これは、Lamb & Tollefsonの報告した組成比がMLVSS成分をよく評価し、MLVSS測定 of 簡便法として有効であり、活性汚泥微生物の濃度評価に有機性炭素測定が利用できることを示唆している。

表 1.2.4 有機性炭素測定による活性汚泥の成分⁶⁶⁾

試料数	炭素成分		組成式 $C_pH_qN_rO_s$			
	平均値 (%)	偏差	p	q	r	s
10	42.3	0.8	6.4	11.8	1	4.9
11	42.5	0.8	6.2	11.5	1	4.5
13	43.5	0.8	6.0	11.5	1	5.4
36	37.4	0.8	5.5	10.2	1	5.4
平均	41.425		6.025	11.25	1	4.775

注) p, q, r, s は組成式の C, H, N, O の成分比を表す

また、Hashimotoら⁶⁷⁾ は、TOC測定による嫌気性消化汚泥の濃度評価を試みている。Hashimotoらは、Lamb & Tollefsonの評価方法とは異なり、不活性物質に影響されない微生物量を測定できる方法を提案し、DNA含量との比較検討を行なった。すなわち、図1.2.20で示される消化汚泥中の非溶解性物質は、遠心分離、洗浄、超音波処理で溶解性あるいはコロイド状の溶液となる。この溶液を遠心分離すれば微生物中の不活性物質が沈殿し、上澄液のTOC成分が消化汚泥の活性成分つまりバイオマスとして評価できる。

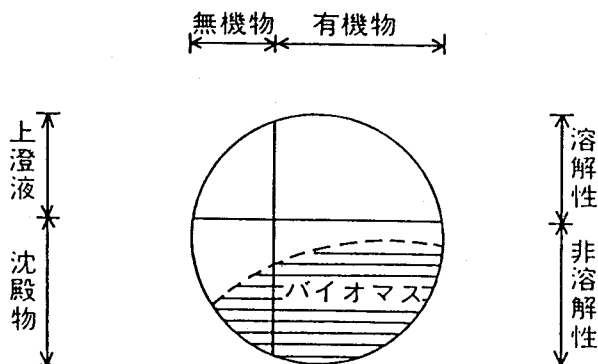


図 1.2.20 消化汚泥混合液のバイオマスの模式図⁶⁷⁾

その操作手順を示すと図1.2.21のとおりである。先に述べたように、DNAが微生物細胞の遺伝子本体であり、微生物の濃度評価指標として有効であるので、このTOC測定による微生物量（TOC-バイオマス）をDNA含量（DNA-バイオマス）と比較し、図1.2.22から次式の関係を得ている。

$$\text{DNA} = 0.0096 \cdot (\text{TOC}) + 23.38 \quad (1.2.32)$$

(相関係数 $r = 0.89$)

これから、TOC-バイオマス測定法がDNA-バイオマスと高い相関関係があることがわかる。

DNA測定は、分析・操作手順が難しいため、実用レベルの段階にはいたっていないが、TOC測定は、通常行なわれている水質分析法のひとつで、操作が簡単であり、しかも測定が短時間である。したがって、これまでの分析操作と同じく、覚え易い点を考えれば、TOC-バイオマス測定法は極めて実用的な評価方法であるといえる。また、TOC分析計は、燃焼酸化方式、湿式酸化方式が現在装置化され、自動測定が可能となった⁶⁸⁾が、実用的で長期間連続測定可能な装置であるとは言い難い。プロセス制御用にTOCを測定する場合、有機成分を強制酸化させる装置部の信頼性、保守性が要である。このような点から、紫外線(UV)による光酸化方式⁶⁹⁾が最もプロセス用に適しており、TOC-バイオマス測定法の自動化への道もさらに開けてくるものと思われる。

3.4 生菌数の測定

活性汚泥微生物の生菌数の測定は、平板計数法(Plate Count)により行なうことができる。これは、細胞懸濁液をその微生物が生育可能な寒天培地に分散し、培地中あるいはその表面に生じたコロニー数を計数する方法である。この生菌数計数法は、活性汚泥中

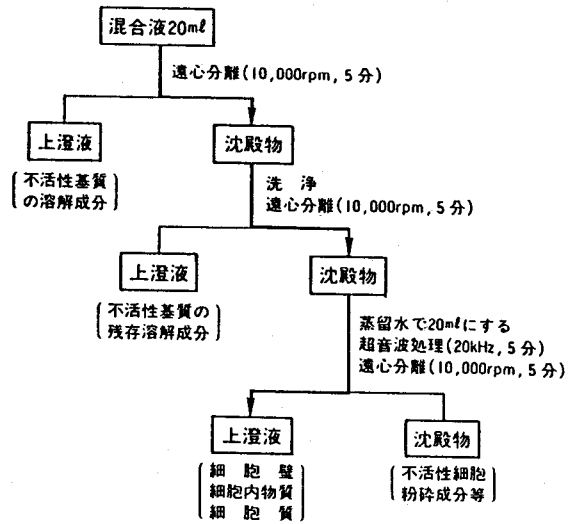


図 1.2.21 TOC-バイオマス測定手順⁶⁷⁾

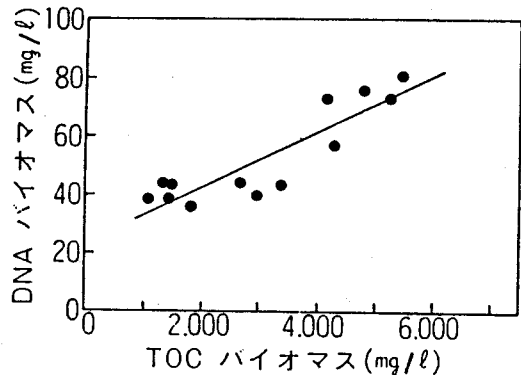


図 1.2.22 TOCとDNAで評価したバイオマスの相関⁶⁷⁾

のすべての細菌を培養できるかどうか、あるいは活性汚泥フロックをできるだけ分散させる必要がある等の問題があることは否めないが、現在のところ、増殖可能な細菌数をはかるのに最も感度の高い方法である。したがって、活性汚泥微生物の濃度を生菌数より評価しようとする試みは、これまで多くの報告^{14)・21)・70)~72)}がある。しかし、何れの報告も、生菌数測定の有効性を主張しているものはなく、生菌数と他の評価指標すなわち生物活性度や生物分解性などの関係について比較検討したものである。

Speeceら⁷⁰⁾は、グルコース・酵母エキスを流入基質として培養した活性汚泥微生物の生菌数とDNAを測定し、図1.2.23の関係を報告している。すなわち、生菌数とDNA含量の間には非常に高い相関関係があり、正味の細胞増殖量がDNA増加量で表されることを実験的に確認している。

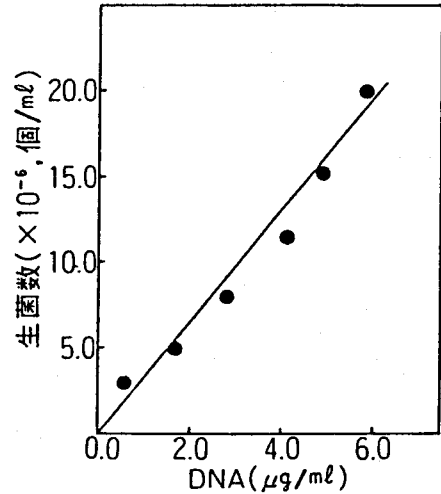


図 1.2.23 DNAと生菌数の相関⁷⁰⁾

Walker & Davies⁷¹⁾は、実排水を流入基質として培養した活性汚泥微生物の生菌数と呼吸活性を測定し、次のような結果を報告している。

図1.2.24で示されるように、比増殖速度 μ が大きくなると生菌数、呼吸速度とも同じように増加し、 μ が0.7~0.8 (1/日) のとき両者が最大となる。また、生菌細胞

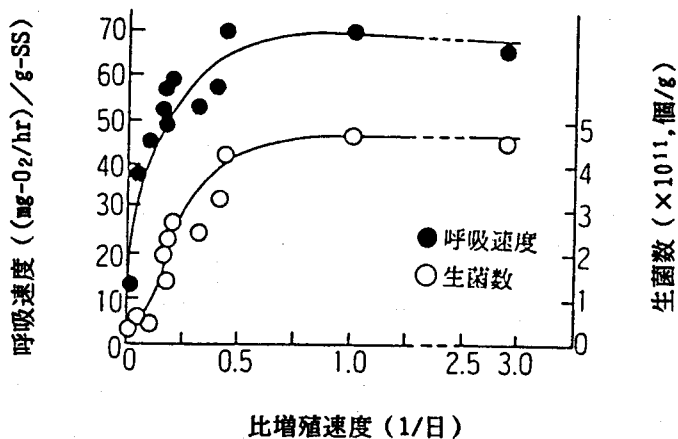


図 1.2.24 比増殖速度と生菌数、呼吸速度の関係⁷¹⁾

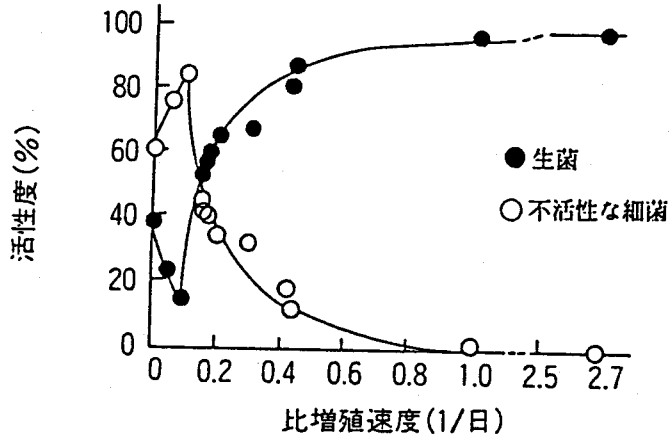


図 1.2.25 種々の比増殖速度における生菌と不活性な細菌の呼吸活性の割合⁷¹⁾

1個当りの見かけの呼吸速度 R_a は、図 1.2.25 で示されるように、 μ が 0.4 (1/日) 以上では 1.46×10^{-12} ((mg- O_2 /hr)/生菌細胞1個) で一定となり、 $\mu = 0.1$ で最大の R_a 9.5×10^{-12} ((mg- O_2 /hr)/生菌細胞1個) となる。活性汚泥の呼吸速度が生菌数によるものであれば、 R_a は一定になるはずであるから、Walker & Davies の実験結果は、 μ が小さくなると呼吸活性の一部に、死滅あるいは不活性な細菌が寄与することを示唆している。これは、 t_s が大きくなると、MLSS あるいは MLVSS 成分中に不活性物質が蓄積されるという従来^{13)~15)} の報告を、生菌数の測定から確認したものである。

一方、Upadhyaya & Eckenfelder¹⁴⁾ は、生菌数と MLVSS の関係から、活性汚泥の生物分解能を実験的に検討している。すなわち、活性汚泥がそれ以上分解できなくなるまで長期間 (20~30日) 曝気し、残存した汚泥が非分解性であると仮定し、次式から生物分解可能な部分の割合 (χ) を評価した。

$$\chi = \frac{(\text{初期MLVSS}) - (\text{最終MLVSS})}{(\text{初期MLVSS})} \quad (1.2.33)$$

Upadhyaya & Eckenfelder の報告した実験結果を示すと図 1.2.26 のとおりである。単位 VSS 当りのコロニー数は、 χ とは比例関係にあるが、MLVSS が増加しても飽和することがわかる。この飽和値は外挿法で求めると 3.5×10^8 (コロニー数/mg-VSS) であった。また、ATP、呼吸活性、脱水素酵素活性による代謝活性で比較検討したところ、代謝活性は生菌数と同様の傾向が得られたと報告している。

以上の報告から、MLVSS が増加すると、それに比例して VSS 成分中の生菌数は増加するが、生物分解可能な部分はある MLVSS レベル以上では一定となることがわかる。これは、生物活性度と生物分解能とが必ずしも一致しないことを意味しており、微生物

濃度を評価するうえで極めて重要な知見である。しかし、生菌数の計測は、測定に時間を要し、連続測定が困難であることは否めない。

このような問題点を解決するため、電気化学的な電極法で生菌数をオンライン計測した報告例⁷³⁾がある。これは、白金板アノード、過酸化銀カソード、陰イオン交換膜から構成される燃料電池型電極を、測定用、対照用に2本用意した装置である(図1.2.27)。

対照電極アノード表面には、微生物非透過性の膜が被覆されている。両電極を菌含有排水中に浸漬すると、それぞれの電極から電流 I_A 、 I_B が流れる。この電流値の差(ΔI)が菌数に比例するわけである。対照電極は微生物非透過膜を使用しているため、排水中の電極活動物質の電極反応による電位であるので、次式から生菌数のみを計測できる。

$$\Delta I = I_A - I_B = RN \quad (1.2.34)$$

ここで、 R は定数、 N は菌数である。

しかし、この非透過膜の寿命がオンラインでは最も重要な点であり、膜の劣化特性およびその保守性を考慮しなければ、長期間安定した測定ができにくい。また、排水だけでなく、活性汚泥混合液のような高菌数へのアプローチも今後の課題といえる。

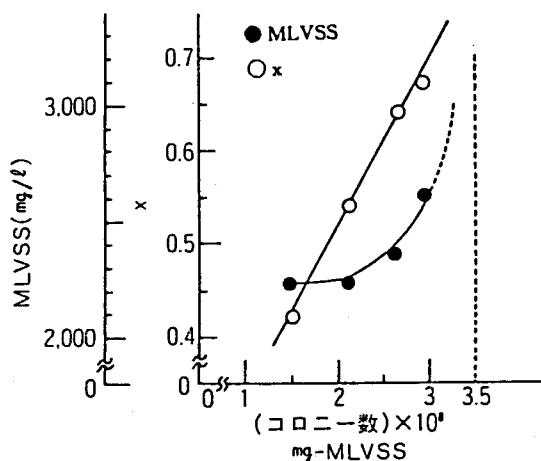
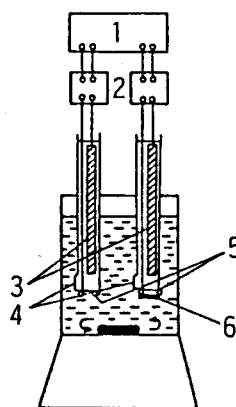


図 1.2.26 単位VSS当りのコロニー数とMLSS濃度、生物分解可能な部分の割合 x の関係 (Upadhyaya & Eckenfelder¹⁵⁾のデータより作成)



1 : 記録計 2 : 電流計 3 : 過酸化銀電極(カソード) 4 : 陰イオン交換膜 5 : 白金電極(アノード) 6 : セルロース透析膜

図 1.2.27 菌数計測センサー⁷³⁾

第3章 活性汚泥法制御の各種管理指標からみた微生物濃度評価手法の比較

第1節 微生物からみた活性汚泥のMLSS成分

1.1 MLSS成分と微生物細胞

Wangら⁷⁴⁾は、下・廃水中あるいは活性汚泥中に存在する総固形物量(Total Solids)を図1.3.1のごとく分類した。MLSS成分はこのTotal Solidsから溶解性の成分を

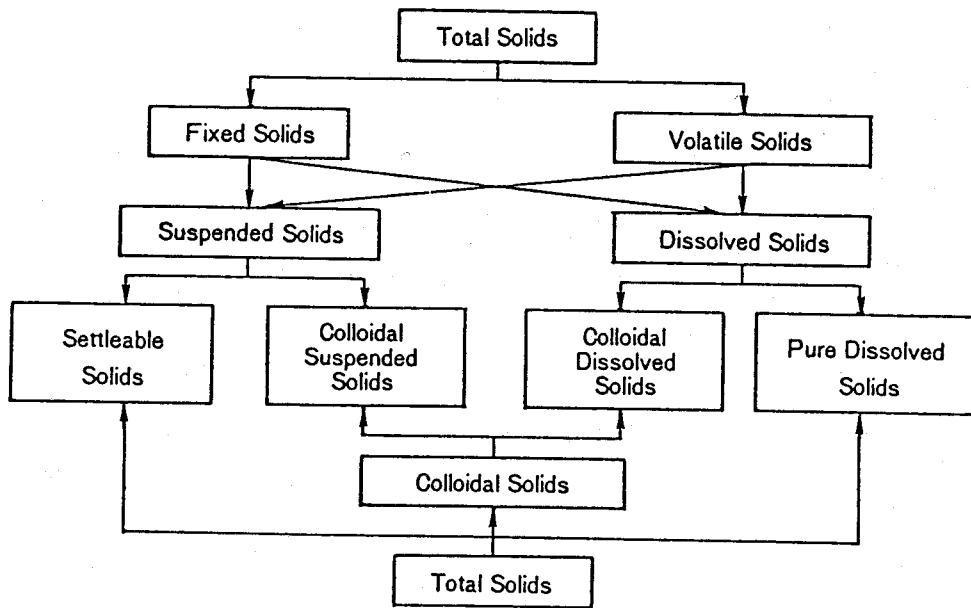


図 1.3.1 下・廃水あるいは活性汚泥に存在する総固形物の分類⁷⁴⁾

除いたもので、MLVSS成分はこのなかの灼熱揮散性の成分に相当する。この尺度は、固形物を単に物理的に分類した

ものであり、MLSS成分中には、砂や夾雑物といった微生物代謝能力に関与しない不活性物質が含まれている。そこで、MLSS成分の一部を構成する活性汚泥微生物レベルでとらえることが必要となる。

表1.3.1は、活性汚泥中の代表的な微生物の化学組成を乾燥重量中の含量(%)で示した

表 1.3.1 微生物の化学組成⁷⁵⁾

	タンパク質	核酸	脂質
細菌	40~70	13~34	10~15
カビ	10~25	1~3	2~7
酵母	40~50	4~10	1~6
単細胞の藻類	10~60	1~5	4~80

単位：%

ものである。基質中の各種化合物から合成された細胞物質は微生物の種類によって異なることがわかるが、同一種においても基質の組成、培養時間、増殖速度等により大きく影響される⁷⁵⁾。したがって、これらの細胞物質は、微生物代謝能力を示す評価指標でもある。また、微生物細胞は、10000rpm程度の遠心分離で沈殿するといわれており、Hashimotoら⁶⁷⁾は、この操作によりMLSS成分中の活性微生物量(バイオマス)を図1.2.20のように模式化している。これは、消化汚泥混合液中の非溶解性物質すなわちMLSSには、バイオマスとともに不活性物質が含まれていることを示したものである。

1.2 MLSS成分と微生物の代謝活性部分

MLSS成分と微生物の代謝活性については、これまで多くの研究者により報告されてきた^{12), 13), 15), 16), 76)~82)}。これらは、SSあるいはVSSの一部のみが浄化に関与しており、微生物活性度(Microbial Activity)と生物分解可能性(Biodegradability)の見地から、微生物の濃度評価を行なうべきであると指摘している。

活性汚泥の生物分解能と生物活性度から、微生物の濃度評価を検討したのがKountz & Forney⁷⁷⁾であり、MLSS成分中の活性部分(Active mass)の77%が生物分解可能であると報告している。また、Eckenfelder⁷⁸⁾は、この考えを検討し、次式からその量を算出することを提案した。

$$\text{Active mass} = \frac{x \cdot S_v}{0.77} = \frac{\text{生物分解可能なMLVSS}}{0.77} \quad (1.3.1)$$

ここで、 S_v はMLVSS、 x はMLVSS中の生物分解可能な部分の割合、 $x \cdot S_v$ は生物分解可能なMLVSSである。

Eckenfelderの考えを整理すると図1.3.2のとおりである。この x 値を汚泥物質収支から理論的に展開し、動力学式パラメーター、汚泥齢(SA)、ATP、呼吸活性から生物分解能を議論したのがBarnardら⁷⁹⁾である。Barnardらの理論的展開は次に示すとおりである。

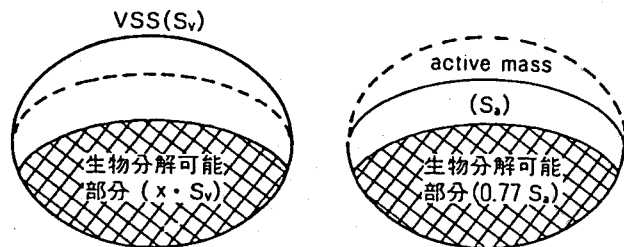


図 1.3.2 VSSの構成図(文献78)より作成)

流入VSS(S_0)中の生物分解可能な部分の割合を f_0 とすると、MLVSS評価の余剰汚泥量(ΔS_v)は次式で示される。

$$\Delta S_v = S_0(1 - f_0) + (Y \cdot L_r - b_v \cdot S_v) \quad (1.3.2)$$

ここで、 L_r : 基質除去量、 Y : 収率係数、 b_v : VSS評価の自己分解係数

生物分解可能なVSSを S_a 、 S_a 成分評価からの自己分解係数を b_b とすると次式が成り立つ。

$$b_v \cdot S_v = b_b \cdot S_d = b_b \cdot \chi S_v \quad (1.3.3)$$

式(1.3.2)、式(1.3.3)とKountz & Forneyの報告をふまえ、微小時間における汚泥の物質収支をとると次式のようなになる。

生物分解可能な汚泥 :

$$f_o S_o dt + (Y L r \cdot 0.77 dt - b_b \cdot \chi S_v) - \chi \Delta S_v dt = 0 \quad (1.3.4)$$

生物分解できない汚泥 :

$$(1 - f_o) S_o dt + Y L r \cdot 0.23 dt - (1 - \chi) \Delta S_v dt = 0 \quad (1.3.5)$$

式(1.3.4)、式(1.3.5)から ΔS_v を消去すると次式となる。

$$Y \cdot L r \left(\frac{0.77 - \chi}{1 - \chi} \right) + S_o \left(\frac{f_o - \chi}{1 - \chi} \right) = b_b \cdot \chi S_v \quad (1.3.6)$$

式(1.3.6)を χ について解くと次式が得られる。

$$\chi = \frac{Y L r + S_o + b_b S_v - \sqrt{(Y L r + S_o + b_b S_v)^2 - 4 b_b S_v (S_o f_o + 0.77 Y L r)}}{2 b_b S_v} \quad (1.3.7)$$

流入下・廃水が溶解性であれば、 $S_o = 0$ 、 $f_o = 0$ を上式に代入して χ 値を推定すればよい。

合成下水を流入基質とした連続実験から、COD_{cr}評価で $Y = 0.54$ 、 $b_b = 0.24$ と決定され、これらの値を式(1.3.7)に代入し、汚泥齢(SA)に対する $\chi / 0.77$ を推定すると図1.3.3のとおりである。なお、既往のATP、呼吸活性による場合も比較のため図示した。流入基質と汚泥性状の違いから、ATP、呼吸活性とも式(1.3.7)の理論値より低い生物分解能であったが、SAが高くなるにつれて、 χ が同じ傾向で低下することを示している。また、動力学式パラメーター

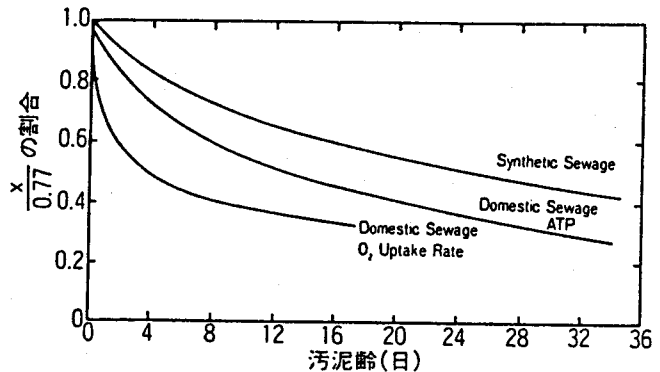


図 1.3.3 Active mass の比較¹⁹⁾

の χ に及ぼす影響をシミュレートしたところ、図1.3.4の結果を得ている。本図より、次のことが明らかである。F/M比の増加に伴い χ 値は大きくなるが、高F/M比では χ 値が一定となる。また、収率係数Yが大きいほど χ 値は高くなり、 b_b に影響されない。同じYならば b_b が高いほど χ 値は低い。このように、動力学式パラメーターが生物分解可能性に及ぼす影響は大きく、特に自己分解係数 b_b への依存度は非常に高いといえる。した

がって、式(1.3.7)で x を評価する場合、動力学式パラメーターを流入特性、汚泥状態に見合って精確に測定する必要がある。

一方、Upadhyaya & Eckenfelder¹⁵⁾ は、動力学式パラメーターを測定することなく、実験的に x を評価する方法を提案している。すなわち、これは、活性汚泥がそれ以上分解でき

なくなるまで長期間曝気した残存汚泥の VSS から式(1.2.33)により x 値を評価する方法である。この方法で測定した x 値と $f_0=0$ 、 $S_0=0$ として計算した x 値の関係を図示すると図1.3.5 のようになる。計算 x 値と測定 x 値とがよく一致しており、Upadhyaya & Eckenfelder の提案した評価方法を用いると生物分解能を簡単に見積ることができるといえる。しかし、簡便法としては有効であるが、最終 VSS の測定に長時間を要し、迅速性に欠ける点が今後の課題である。

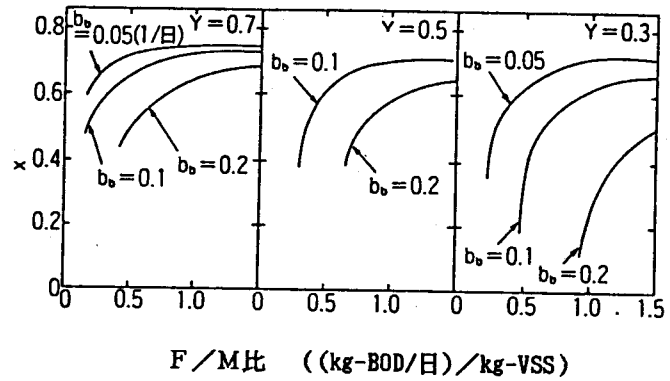


図 1.3.4 動力学式パラメーター Y 、 b_0 の影響⁷⁹⁾

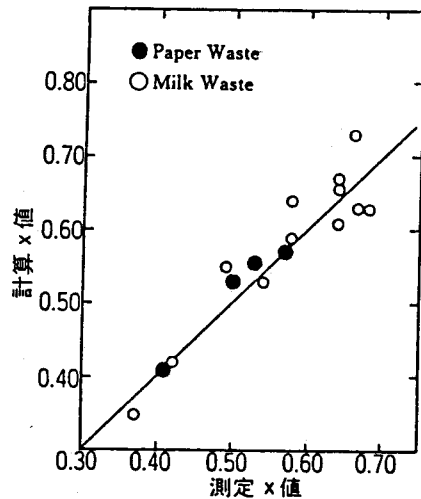


図 1.3.5 生物分解性の測定値と計算値の比較¹⁵⁾

第2節 活性汚泥法制御と各種管理指標

標準活性汚泥法の操作変量は、送風量、返送汚泥量、余剰汚泥量である。送風量は、生物学的酸化の hydrogen acceptor として重要な操作変量で、活性汚泥微生物の代謝作用を促進させるために必要不可欠な環境条件である。したがって、曝気槽内溶存酸素 (Dissolved Oxygen : DO) 濃度が、微生物代謝作用の律速因子とならないレベルに保持できればよい。一方、返送汚泥や余剰汚泥の各操作変量は、汚泥すなわち活性汚泥微生物を直接取り扱うため、活性汚泥法の各種管理指標も、最終的には、これらの操作変量に関連づけた評価がなされている。

活性汚泥法を適正に運転、管理するために必要な指標として、①有機物負荷量、②汚泥

容量 (Sludge Volume : SV) あるいは汚泥容量示標 (Sludge Volume Index : SVI)、③活性汚泥の呼吸速度、④汚泥齢 (Sludge Age : SA) と活性汚泥滞留時間 (ts) が広く用いられている。

2.1 有機物負荷量

活性汚泥法では、活性汚泥微生物量 (M) と下・廃水中の有機物量 (F) の比が重要である。微生物量として MLSS、有機物量として BOD を用いるのが一般的である。有機物負荷量には、①有機物容積負荷量と②有機物-汚泥負荷量があり、前者は曝気槽 1 m³ 当り 1 日流入する有機物量で、単位は (kg-BOD/日)/m³、後者は単位微生物量当り 1 日に流入する有機物量で、単位は (kg-BOD/日)/kg-MLSS である。後者の指標は、F/M 比あるいは BOD-SS 負荷量とも呼ばれ、極めて重要な管理指標である。この BOD-SS 負荷量と有機物の分解および汚泥増殖との関係を示すと図 1.3.6 のとおりであり、負荷量が増大すると未分解

の有機物が残存し、BOD 除去率が低下する⁸³⁾。したがって、良好な処理水を得るためには、適正な負荷量になるように活性汚泥微生物量を保持する必要がある。しかし、この F は時間とともに変動しており、5 日後でなければ評価できない BOD では、その変動にまったく対応できない。また、第 2 章で述べたように、MLSS レベルにより活性と不活性の両成分の割合が変化するため、SS 成分として負荷量を基準化することは危険である。このように、生物処理

を行なううえで F/M 比の意義は大きいですが、実際的でないことから、その代替指標により、活性微生物量に対する有機物量を評価する方式が必要となる。

2.2 SV および SVI

最終沈殿池における固液分離作用は、処理状態を決定する大きな要因である。その沈降特性を表す指標が SVI であり、次式で定義される。

$$SVI = \frac{10^4 \cdot SV_{30}}{MLSS} \quad (1.3.8)$$

ここで、SV₃₀ は 30 分間静置後の汚泥容量 (%) である。

SVI は、活性汚泥混合液を 30 分間静置、沈降させた 1 g の MLSS が占める容積を

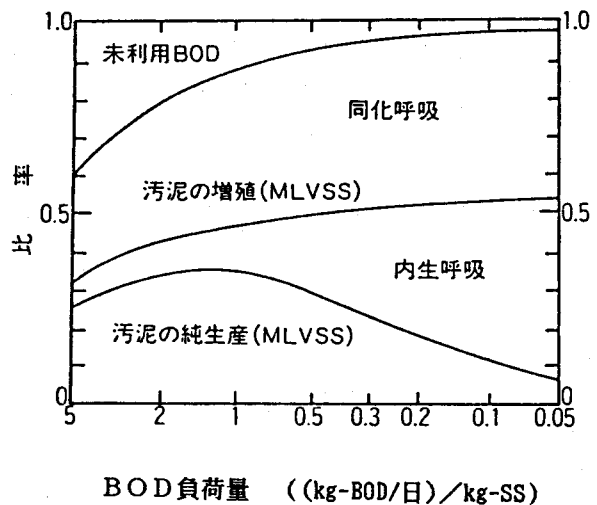


図 1.3.6 BOD 負荷量と有機物の分解および汚泥増殖量との関係⁸³⁾

mlで示したものであり、活性汚泥の膨化度を評価する指標である。通常、SVIは50～150程度が望ましいといわれているが、人為的に制御することは難しい。むしろ、活性汚泥法の制御指標としてSV₃₀あるいはSVIを位置づけるよりも、固液分離機能の評価および沈殿池での滞留汚泥量の推定に適用することがより実用的であると考えられる。このような点から、活性微生物量としてSVIを評価する必要もなく、浮遊物量としてとらえたMLSSでも構わないといえる。しかし、同一汚泥であってもMLSSレベルによりSVIが変動することは式(1.3.8)から明らかであり、1000～1500mg/l程度に調整した混合液のSVIを測定すること³²⁾、および通常の1ℓメスシリンダーで測定すると壁効果により沈殿池での沈降特性を評価できにくいこと³⁵⁾に注意すべきであろう。

2.3 呼吸速度

活性汚泥生物の呼吸速度は、第2章で述べたように、代謝活性として微生物濃度を評価できる指標である。この呼吸速度を用いて活性汚泥法を適正に維持・管理する方法は、これまで多くの研究者の報告^{29)~32), 36)~38)}があるが、実施で実際に適用された例はほとんどない。どの提案も、活性汚泥微生物の酸素摂取が迅速であることから、他の管理指標と比較してフィードフォワード制御への可能性があることを示唆しているだけである。その一例³²⁾を示すと次のとおりである。

活性汚泥の酸素利用と基質除去の関係は、経験的・実験的に次式で示される。

$$\gamma_r = Y' \cdot \frac{dQ_r}{dt} + b' \cdot S \quad (1.3.9)$$

ここで、 dQ_r/dt は基質除去速度 (mg/l/hr)、 S は槽内活性汚泥濃度 (mg/l)、 Y' 、 b' は恒数である。

式(1.3.9)から、 F/M 比と kr ($=\gamma_r/S$ 、単位微生物当りの呼吸速度)の関係を図1.3.7に示す。ただし、この関係は各処理施設ごとに異なるのであらかじめ測定し

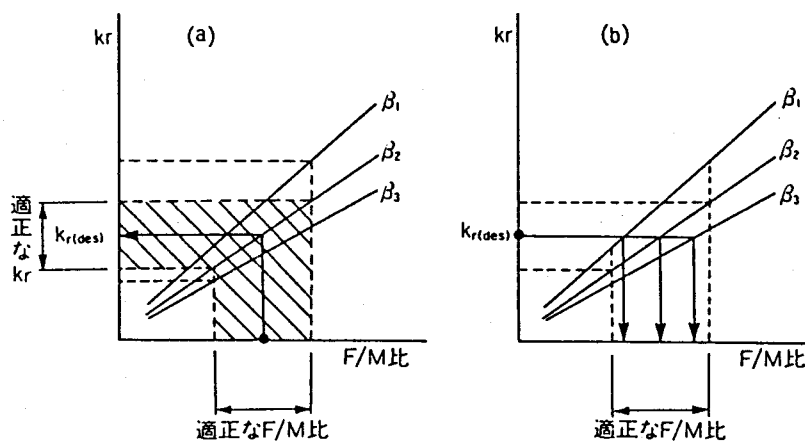


図 1.3.7 F/M 比と kr の関係³²⁾

ておく必要がある。 β_1 、 β_2 、 β_3 はそれぞれ基質除去率を示す。例えば、除去率が β_2 の場合、適正なF/M比の範囲を越えないkrを槽内で維持できれば良好な結果が得られる(図1.3.7の(a))。この望ましいkrを $kr_{(des)}$ と設定すれば、良好な活性汚泥濃度 $S_{(des)}$ は時系列的に測定した平均値 $\bar{\gamma r}$ を用いて次式で示される。

$$S_{(des)} = \bar{\gamma r} / kr_{(des)} \quad (1.3.10)$$

逆に除去率が変わったとしても適正範囲内にF/M比が存在すれば $kr_{(des)}$ を変更する必要はない(図1.3.7の(b))。

したがって、活性汚泥プロセスとりわけ活性汚泥微生物を適正に管理するためには、式(1.3.10)で求められた良好な活性汚泥濃度を維持できるようにプロセス系内汚泥量を制御すればよい。この運転操作変量として返送汚泥量と余剰汚泥量が有効である。

一方、式(1.3.9)の γr を dO_2/dt とおくと次式が成り立つ。

$$\frac{dO_2}{dt} = Y' \cdot \frac{d\ell r}{dt} + b' \cdot S \quad (1.3.11)$$

曝気槽の容積を V_A とすると、式(1.3.11)は次式のように変形できる。

$$\frac{V_A \frac{dO_2}{dt}}{V_A \frac{d\ell r}{dt}} = Y' + \frac{b' \cdot S \cdot V_A}{V_A \frac{d\ell r}{dt}} \quad (1.3.12)$$

曝気槽が定常状態であれば、 $V_A \frac{dO_2}{dt}$ は1日当りの活性汚泥微生物の酸素利用量、

$V_A \frac{d\ell r}{dt}$ は1日当りのBOD除去量を示す。したがって、式(1.3.12)の左辺は、B

OD除去量当りの酸素利用量を示している。また、流入下・廃水量を Q_s 、流入水および処理水のBOD濃度を ℓ_s 、 ℓ_e とすると $d\ell r/dt$ は次式となる。

$$\frac{d\ell r}{dt} = \frac{Q_s(\ell_s - \ell_e)}{V_A} \quad (1.3.13)$$

BOD除去率を β とすると、式(1.3.13)は次式のように書き換えられる。

$$\frac{d\ell r}{dt} = \beta \cdot \frac{Q_s \ell_s}{V_A} \quad (1.3.14)$$

式(1.3.12)、式(1.3.14)から次式の関係が成立する。

$$\frac{V_A \frac{dO_2}{dt}}{V_A \frac{d\ell r}{dt}} = Y' + \frac{\frac{b'}{\beta}}{\frac{Q_s \ell_s}{V_A S}} \quad (1.3.15)$$

$Q_s \ell_s / V_A S$ はBOD-SS負荷量であるので、それを L_s とすると式(1.3.15)は次式のようになる。

$$\frac{V_A \frac{dO_2}{dt}}{V_A \frac{d\ell r}{dt}} = Y' + \frac{\frac{b'}{\beta}}{L_s} \quad (1.3.16)$$

Y' 、 b' は活性汚泥微生物の酸素利用に関する恒数、 β は処理効率で一定とみなせる。したがって、式(1.3.16)から、BOD-SS負荷量と除去BOD当りの酸素利用量の関係がわかる。

いま、除去率 $\beta = 0.95$ 、 $Y' = 0.4$ 、 $b' = 0.1$ とすると式(1.3.16)の関係は図1.3.8のように図示される。酸素利用量kgを空気利用量 m^3 に換算するには、酸素密度 $1.429 \text{ kg}/m^3$ 、空気中の酸素割合20%を用いた。本図より、 L_s が $0.2 \sim 0.4 \text{ (kg-BOD/日)}/\text{kg-SS}$ では、除去BODkg当りの空気利用量が $2.32 \sim 3.24 \text{ m}^3$ であることがわかる。これは活性汚泥微生物が直接利用する空気量である。実際には、エアレーション効率は10%程度になる⁹⁰⁾といわれており、本図の結果を送風量に置き換えるとHaseltine⁹⁰⁾の報告とほぼ一致することがわかる。

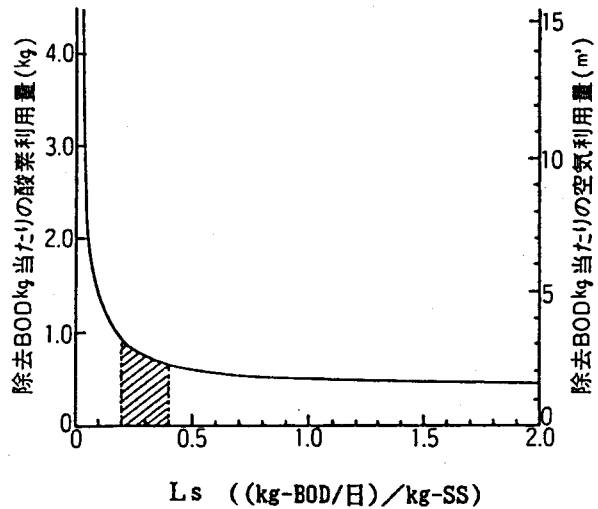


図 1.3.8 活性汚泥微生物による除去BOD当りの酸素利用量とBOD-SS負荷量の関係

以上のように、活性汚泥微生物の呼吸速度は F/M 比と深い関連があり、重要な管理指標である。

2.4 汚泥齢および活性汚泥滞留時間

微生物の増殖速度からみた重要な管理指標として活性汚泥滞留時間がある。これは、Gould⁹¹⁾の提案した汚泥齢 (Sludge Age: SA) の概念から、微生物増殖動力学へと展開、発展したものである。

GouldはSAを次式で定義している。

$$SA = \frac{\text{曝気槽内汚泥量}}{\text{1日当りの流入SS量}} = \frac{V_A \cdot S}{Q_s \cdot S_s} \quad (1.3.17)$$

ここで、 V_A : 曝気槽容積 (ℓ)、 Q_s : 流入下・廃水量 ($\ell/\text{日}$)、 S_s : 流入下・廃水のSS濃度 (mg/ℓ)、 S : 曝気槽内活性汚泥濃度 (mg/ℓ)。

SAは、下・廃水中に含まれるSS成分が曝気槽内で曝気をうける平均時間であるが、実際の活性汚泥法制御に適用された例はほとんどない。これは、流入SS成分がほとんど存在しない下・廃水では何ら意味をもたないし、流入SS量の把握が困難であることによ

る。

そこで、処理系内で増殖した汚泥量を処理系外に流出あるいは排出される量を操作変量として提案された指標が、活性汚泥滞留時間 (t_s) であり、次式で定義される。

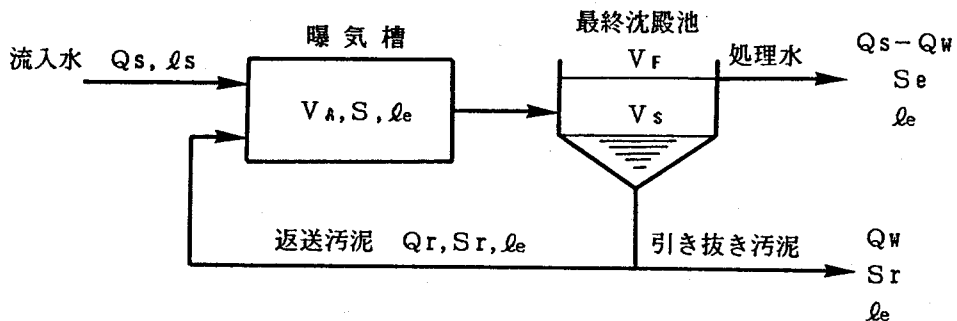
$$t_s = \frac{\text{処理系内活性汚泥微生物量}}{\text{処理系から流出あるいは排出された活性汚泥微生物量}} \quad (1.3.18)$$

この t_s の概念は、これまで活性汚泥法の基本的な管理指標である F/M 比に関連づけて論じられている。すなわち、 F/M 比は、それに適した微生物増殖速度と除去率に応じて適正な微生物量が保持される指標で、 t_s は、微生物増殖速度を維持するために、それに適した微生物量を制御する指標である。最終的には、どちらの指標もほぼ同じ効果を期待できるが、その制御・操作性は t_s が優れていることが広く認められている^{92)~102)}。しかし、この t_s は、SRT (Sludge Retention Time)、MCRT (Mean Cell Residence Time) など、研究者により用語、定義が異なり、種々の計算法が提案されてきた。さらに、SAR が t_s の意味で使われることも多い。これは活性汚泥法を維持、管理、運転するうえで大きな混乱を引き起こす原因になると考えられる。

これまで報告あるいは提案されてきた t_s の考え方を、図 1.3.9 に示した標準活性汚泥法の工程に基づき整理すると次のように分類できる。

1) 系内活性汚泥微生物量を曝気槽のみと考え、 t_s を次式で定義する^{92)~94)}。

$$t_s = \frac{V_A \cdot S}{(Q_s - Q_w) S_e + Q_w S_r} \quad (1.3.19)$$



(記号)

Q_s : 流入下水量 Q_r : 返送汚泥量 Q_w : 引き抜き汚泥量 S : 曝気槽内活性汚泥微生物濃度 S_r : 返送汚泥および引き抜き汚泥の微生物濃度 S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 l_s : 流入基質濃度 l_e : 処理水基質濃度 V_A : 曝気槽容積 V_F : 最終沈殿池容積 V_s : 最終沈殿池の汚泥ホッパー容積

図 1.3.9 標準活性汚泥法の工程図

2) 系内活性汚泥微生物量を曝気槽と最終沈殿池と考え、 t_s を次式で定義する^{95)・96)}。

$$t_s = \frac{(V_A + V_F)S}{(Q_S - Q_W)S_e + Q_W S_r} \quad (1.3.20)$$

3) 系内活性汚泥微生物量を曝気槽と最終沈殿池の一部と考え、 t_s を次式で定義する^{97)・98)}。

$$t_s = \frac{V_A S + V_s S_r}{(Q_S - Q_W)S_e + Q_W S_r} \quad (1.3.21)$$

式(1.3.19)は活性汚泥微生物の浄化作用が曝気槽のみで行なわれることを仮定したもので、最終沈殿池内の微生物量を推定することが実際には難しいことから、簡便法としては有効である。しかし、最終沈殿池の汚泥は曝気槽と同一由来のもので、その浄化作用を過小評価することになる。また、最終沈殿池に汚泥を滞留させすぎの傾向にあるため、その浄化作用をさらに無視する結果となり、生物活性度の低下、沈降特性の悪化を引き起こすことにもなる。したがって、最終沈殿池内汚泥量が曝気槽と比べて無視できるほど小さければ、式(1.3.19)の定義でも問題ないといえる。

このような点から、最終沈殿池内汚泥量を簡易に推定し、 t_s を定義したのがWalker⁹⁵⁾である。Walkerは、最終沈殿池内汚泥が均一に混合されているならば、その濃度は曝気槽と同じであると考え、式(1.3.20)を提案している。これは、最終沈殿池の汚泥量を簡便に推定するには都合のよい方法であるが、矩型沈殿池ではこの仮定を適用できにくいし、円型沈殿池では汚泥ホッパーの汚泥沈降特性が高いことから、精確な汚泥量を把握できない。

式(1.3.21)の t_s は、最終沈殿池内汚泥量を式(1.3.20)より精確に推定しようとした場合であるが、実際的には、容積 V_s とそのなかの平均汚泥濃度の測定が困難である。したがって、最終沈殿池に汚泥を長時間滞留させないように返送、引き抜き操作を行ない、式(1.3.19)で t_s を設定した方が現状では実用的であるといえる。今後、式(1.3.21)の t_s が設定可能となるような最終沈殿池の構造上の改善あるいはその滞留汚泥量測定方式の開発に期待したい。

第3節 微生物濃度評価と活性汚泥法制御への適用

活性汚泥法の運転・管理目標は、浄化に関与する微生物を適正に維持することであり、活性汚泥微生物の代謝作用と固液分離作用が常に最高に発揮されるようにプロセス条件を設定し、操作することが必要である。

しかし、その維持・管理・操作のほとんどが経験と勘に頼っているのが現状で、流入下・廃水の水量や水質の変動、活性汚泥状態の変化などに迅速に対応したり、その変動量に見合った操作量を適正に設定することは、人為的には困難である。とりわけ、維持管理あるいは監視のできにくい夜間などに上記の変動や変化がおこると、処理状態を悪化させる

ことが多い。そこで、活性汚泥プロセスに重要な微生物濃度評価と各種管理指標を検出する装置、設定値、操作量を常時監視あるいは制御できる自動化システムの導入が呼ばれるようになってきた。

こうした自動化の特徴ならびに有効性は次に示すとおりである。

- 1) コンピューターに連動したオンライン水質計測器は、処理プロセスの変動とその修正に要するタイムラグを短かくでき、速応性の高い制御が可能である。
- 2) 人員に関する操作上のコストの上昇をおさえる。
- 3) データ収集から処理プロセスまでを総合的・有機的に制御でき、その操作情報、管理状態を自動的に出力できる。

しかし、このような自動化の有効性ばかりでなく、活性汚泥法制御で考えねばならない課題をも認識する必要がある。

第1に、浄化に関与する微生物濃度を精確に評価できる手法を確立することである。第2章で既述した評価手法は、微生物細胞あるいは遺伝子本体にまで極小化されたもので、室内実験レベルでは非常に有効であることは論をまたない。しかし、その測定のための分析手順も複雑であり、実施設にその手法を簡単に適用でき難い。したがって、微生物濃度を有効に評価できる指標で、できる限り、従来からの分析・測定法を活用できる手法の選定が重要である。

第2に、夾雑物、付着物、汚れ等から検出器を保守する手間も、実施設レベルでは無視できないことである。したがって、無保守で校正を要しない、あるいはそれらの周期をできるだけ長くとする工夫が、活性汚泥法制御の重要な課題である。

第3に、必要最小限の制御項目をしぼりこみ、その精度、保守性を向上させることである。通常、監視・制御項目が多くなるほど、その精度は向上すると考えられがちだが、かえって実際的でないことが多い。活性汚泥法制御に最も重要な指標を選定し、種々の要因に影響されずに連続測定できれば、より信頼性の高いシステム構成を期待できる。

以上の課題をふまえ、有効な微生物濃度評価手法の確立と活性汚泥法制御の実際的検討が待たれるところである。

第4章 要 約

活性汚泥法における微生物濃度の評価手法と各種管理指標を比較検討し、その制御への適用について展望した。

- 1) MLSSあるいはMLVSSで活性汚泥微生物濃度を精確に評価することは難しく、これらに代わる評価指標として、①MLSSを工学的手法により迅速かつ再現性よく測定する方法、②活性汚泥微生物の生物活性度をもって濃度評価する方法が有効であ

ることを示した。

- 2) MLSSあるいはMLVSS成分には、活性部分、不活性部分が存在し、高い t_s 値あるいはMLSSの増加に伴い、不活性物質が蓄積され、比活性度は一定となることが明らかとなった。
- 3) 活性汚泥法の各種管理指標は、すべて活性微生物の濃度評価に依存しており、活性汚泥法制御における微生物濃度評価の必要性を示した。
- 4) 実施設で活性汚泥微生物を評価する場合、測定・分析手順が簡便で保守性が優れ、従来方式を活用できる評価手法の選定が重要であり、活性汚泥法制御の実際的検討が望ましいことを明らかにした。

記 号

第2章

- I_0 : 光源の強さ
- I_1, I_1' : 活性汚泥混合液、対照溶液の透過光の強さ
- I_2, I_2' : 散乱光の強さ
- l : 液層の長さ
- $\varepsilon, \varepsilon'$: 吸光係数
- S : 活性汚泥混合液の濃度 (mg/l)
- S' : 対照液中の吸光物質の濃度 (mg/l)
- $T_{AT-soln}$: 活性汚泥混合液の透光度 (%)
- T_{soln} : 対照溶液の透光度 (%)
- T : 対照溶液の影響を除いた場合の透光度 (%)
- k_s : 比例定数
- F : Twyman-Lothianの誤差関数
- I_{SO} : 超音波発信強度
- I_{SL} : 超音波受信強度
- α : 減衰率
- L : 送・受信子間距離
- K : 伝搬定数
- D : 粒子半径
- τ : 液と粒子間の圧縮率比
- δ : 液と粒子間の密度比

- t_s : 活性汚泥滞留時間 (日)
 S_a : 活性な汚泥濃度 (mg/l)
 S_i : 不活性な汚泥濃度 (mg/l)
 S_a : 不活性だが生物分解可能な汚泥濃度 (mg/l)
 f : VSS成分中の活性部分の割合 (%)
 R_{RB} : 比呼吸速度の基礎値 ((mg-O₂/hr)/mg-VSS)
 R_{RS} : 対象混合液の比呼吸速度 ((mg-O₂/hr)/mg-VSS)
 R_g : 正味の増殖速度 (mg/l/hr)
 R_{gi} : 不活性生物の生成速度 (mg/l/hr)
 R_{ga} : 活性生物の増殖速度 (mg/l/hr)
 Y : 収率係数
 R_s : 基質除去速度 (mg/l/hr)
 b : 自己分解係数 (1/hr)
 M_a : 活性生物量 (mg/l)
 f_a : 細胞内活性部の割合 (%)
 β_r : 単位微生物量当りの酸素要求量 (mg-O₂/mg-VSS)
 R_w : 引き抜き微生物量 (mg/hr)
 R_o : 活性汚泥微生物の呼吸速度 (mg/l/hr)
 SOD_a : 活性微生物量当りの呼吸速度 (1/hr)
 SOD_e : 活性微生物量当りの内生呼吸速度 (1/hr)
 D_t : 全脱水素酵素活性 (μ g-TF/10ml)
 D_s : 基質依存の脱水素酵素活性 (μ g-TF/10ml)
 D_e : 内生呼吸による脱水素酵素活性 (μ g-TF/10ml)
 M_i : MLS成分の不活性部分の濃度 (mg/l)
 L_a : 吸着酸化物質濃度 (mg/l)
 $c_n, a_n + b_n, a_n, d_n$: 活性汚泥、汚泥中の活性部分と不活性部分、吸着酸化物質に含まれる有機性窒素量 (mg/l)
 v : 反応速度 (mg/l/hr)
 A_c : 活性度 (%)
 k : 反応速度定数 (1/hr)
 K_m : Michaelis定数 (mg/l)
 l_e : 基質濃度 (mg/l)
 $f(l_e)$: $k \cdot l_e / (K_m + l_e)$ (1/hr)
 x : 活性汚泥の生物分解可能な部分の割合 (%)
 I_A : 測定用電極の電流 (A)

- I_B : 対照用電極の電流 (A)
 ΔI : $I_A - I_B$ (A)
 R : 定数
 N : 菌数 (個/ml)
 μ : 活性汚泥微生物の比増殖速度 (1/日)
 R_a : 生菌細胞1個当りの見かけの呼吸速度 ((mg-O₂/hr)/生菌細胞)

第3章

- S_v : MLVSS濃度 (mg/l)
 S_o : 流入VSS濃度 (mg/l)
 f_o : 流入VSS中の生物分解可能な部分の割合 (%)
 ΔS_v : 余剰汚泥量 (mg-VSS/hr)
 L_r : 基質除去量 (mg/hr)
 b_v : VSS評価の自己分解係数 (1/hr)
 S_d : 生物分解可能なVSS濃度 (mg/l)
 b_b : S_d 成分評価の自己分解係数 (1/hr)
 dt : 微小時間 (hr)
 γ_r : 活性汚泥の呼吸速度 (mg-O₂/l/hr)
 $\frac{dL_r}{dt}$: 基質除去速度 (mg/l/hr)
 Y', b' : 定数
 kr : γ_r / S ((mg-O₂/hr)/mg-SS)
 $\overline{\gamma_r}$: 時系列的平均呼吸速度 (mg/l/hr)
 $kr(des)$: 望ましい kr ((mg-O₂/hr)/mg-SS)
 $S(des)$: 良好な活性汚泥濃度 ($= \overline{\gamma_r} / kr(des)$, mg/l)
 $\frac{dO_2}{dt}$: γ_r (mg/l/hr)
 V_A : 曝気槽容積 (m³)
 Q_s : 流入基質濃度 (mg/l)
 Q_s : 流入下・廃水量 (m³/日)
 β : 除去率 (%)
 L_s : BOD-SS負荷量 ((kg-BOD/日)/kg-SS)
 S_s : 流入水SS濃度 (mg/l)
 Q_w : 引き抜き汚泥量 (m³/日)

S_e : 処理水SS濃度 (mg/ℓ)

S_r : 返送、引き抜き汚泥の濃度 (mg/ℓ)

V_F : 最終沈殿池の容積 (m³)

V_s : 最終沈殿池の汚泥ホッパー容積 (m³)

第2編 微生物濃度比測定による活性汚泥法の動力学制御に関する基礎的研究

第1章 緒 言

活性汚泥法は、下・廃水を培養基として、細菌や原生動物、後生動物等の微生物混合集団を連続培養することにより、下・廃水を浄化する方法で、自然界に存在する微生物の生態特性を生かした極めて有効な方法である。しかし、微生物動力学的には、適確な把握はまだ不完全であり、活性汚泥法最適管理へのアプローチが要望されている。

ここでは、微生物増殖動力学からみた活性汚泥法の設計・管理の基礎式を整理し、活性汚泥法の動力学制御への適用とそれに密接な関連をもつ微生物濃度比の連続測定理論について第2章で述べる。

また、活性汚泥法増殖動力学式のパラメーターは、本法の動力学制御および設計に重要なもので、これを適確にとらえることが、活性汚泥法の適切な制御や自動制御への可能性をひろくものといえる。動力学式パラメーターの測定は、連続培養実験の結果から得られるものが最もよいが、これでは手間がかかり、1つのパラメーター値を測定するのにかなり長時間と手数がかかるものである。そこで、1回の実験データから、簡便、迅速かつ精確にパラメーター値を測定する方法があれば極めて都合がよい。これまで、Gaudyら¹⁾、Gates & Marlar²⁾、Knowlesら³⁾、Bhatlaら⁴⁾、Peil & Gaudy⁵⁾、Chiuら⁶⁾、橋本ら^{7)~9)}等の多くの研究者により、回分培養実験から、作図法あるいはコンピューター利用によるパラメーターの測定とその算出法の提案が行なわれてきた。しかし、それらは、実験方法、微生物の種類、動力学モデル式もさまざまであり、その解析は非定常な状態を取り扱うので非常に困難であるため、実用化されるに至っていない。そこで、第3章では、培養方法ごとに動力学式パラメーターの測定理論を述べ、第4章では、これらの実験的検討を行なう。

第2章 活性汚泥法の動力学制御と微生物濃度比測定の理論背景

第1節 活性汚泥微生物の増殖、酸素利用と基質除去の動力学基礎式^{7)~21)}

活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係は、次式で示される。

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = Y \cdot \frac{1}{S} \frac{dQr}{dt} - b \quad (2.2.1)$$

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = \mu \quad (2.2.2)$$

ここで、 $\frac{dS}{dt}$ は活性汚泥微生物の増殖速度（単位時間当りの増殖微生物濃度、 $\text{mg}/\ell/\text{日}$ ）、 $\frac{d\ell r}{dt}$ は活性汚泥微生物の基質除去速度（単位時間当りの基質除去濃度、 $\text{mg}/\ell/\text{日}$ ）、 Y は収率係数（単位除去基質量当りの増殖微生物量、 kg/kg ）、 S は活性汚泥微生物濃度（ mg/ℓ ）、 b は活性汚泥微生物の自己分解係数（ $1/\text{日}$ ）、 μ は活性汚泥微生物の比増殖速度（ $1/\text{日}$ ）である。

また、活性汚泥微生物の酸素利用と基質除去の関係は、次式で示される^{20)・21)}。

$$\gamma r = Y' \cdot \frac{d\ell r}{dt} + b' \cdot S \quad (2.2.3)$$

ここで、 γr は酸素利用速度（単位時間当りの利用酸素濃度、 $\text{mg}/\ell/\text{日}$ ）、 Y' 、 b' は定数である。

式(2.2.3)を酸素比利用速度 $kr = \gamma r/S$ で表すと次のようになる。

$$kr = Y' \cdot \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} + b' \quad (2.2.4)$$

活性汚泥微生物の増殖と基質除去の模式図を図2.2.1、図2.2.2に示した。図2.2.2で示したように、比基質除去速度は基質濃度に関係し、その曲線は次式で示される。

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{k \cdot \ell e}{K_m + \ell e} \quad (2.2.5)$$

ここで、 k は最大基質除去速度恒数（単位活性汚泥微生物量当りの最大基質除去速度、 $1/\text{日}$ ）、 ℓe は処理水の基質濃度（ mg/ℓ ）、 K_m はMichaelis恒数（ $\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{1}{2} k$ のときの基質濃度、 mg/ℓ ）である。

橋本、藤田¹²⁾は、活性汚泥微生物の浄化反応理論とその機構に関する研究で、活性汚泥微生物の比基質除去速度は次式に従うことを認めた。

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{k \cdot \ell e^n}{[K_m] + \ell e^n} \quad (2.2.6)$$

$$[K_m]' = [K_m] \cdot S^m \quad (2.2.7)$$

ここで、 $[K_m]'$ は修正Michaelis恒数、 $[K_m]$ は定数、 m 、 n は指数（定数）である。

式(2.2.6)、式(2.2.7)から次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{k \cdot \ell e}{[K_m] \cdot S^m \cdot \ell e^{1-n} + \ell e} \quad (2.2.8)$$

すなわち、Michaelis恒数 K_m は、活性汚泥微生物濃度 S と基質濃度 ℓe が広範囲に変動する場合には恒数ではなく、 S と ℓe の関数として次式で示される。

$$K_m = [K_m] \cdot S^m \cdot \ell e^{1-n} \quad (2.2.9)$$

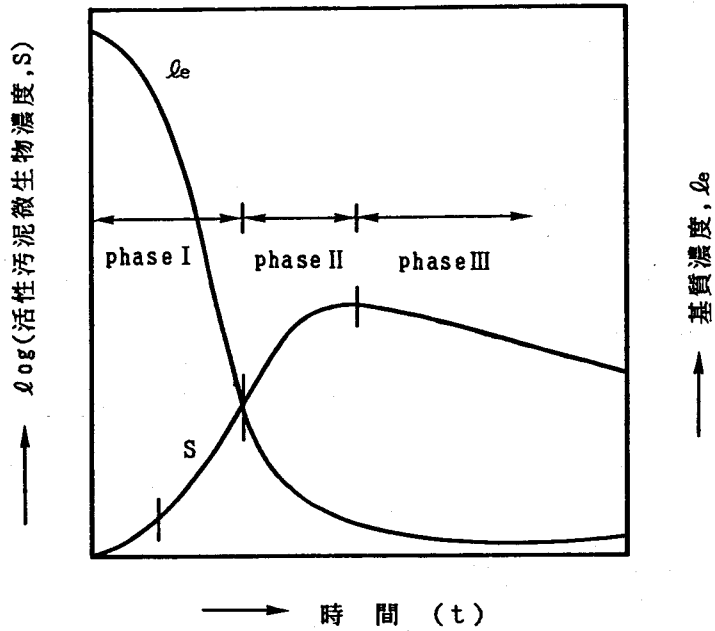


図 2.2.1 活性汚泥微生物の増殖と基質除去の時間変化 (回分培養) 11)

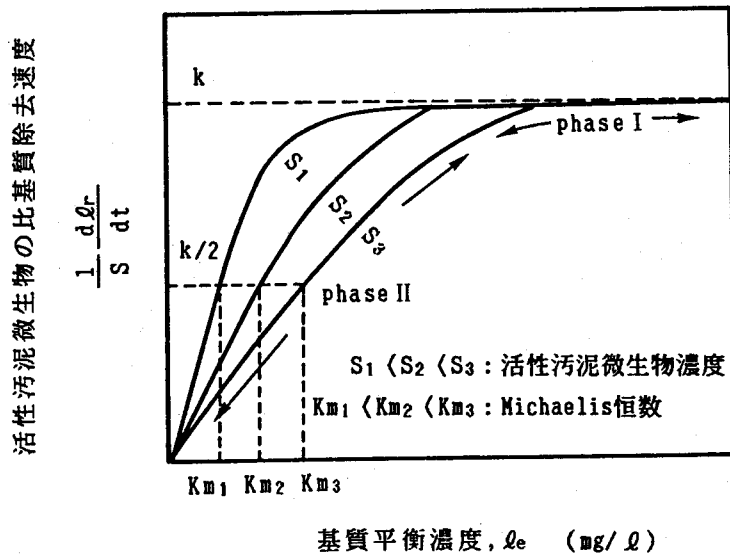


図 2.2.2 活性汚泥微生物の比基質除去速度に及ぼす基質濃度の影響 11)

したがって、式(2.2.5)は次式のように書き換えられる。

$$\frac{1}{S} \frac{dQ_r}{dt} = \frac{k \cdot \frac{Q_e^n}{S^m}}{[K_m] + \frac{Q_e^n}{S^m}} \quad (2.2.10)$$

いま、式(2.2.10)を用いて、活性汚泥微生物の基質除去反応の各種モデル式を考えてみると表2.2.1のようになる。

式(2.2.10)と式(2.2.1)、式(2.2.2)から、活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係を示すと次の一般式が得られる。

$$\mu = Y \cdot \frac{k \cdot \frac{Q_e^n}{S^m}}{[K_m] + \frac{Q_e^n}{S^m}} - b \quad (2.2.11)$$

また、式(2.2.4)と式(2.2.10)から、活性汚泥微生物の酸素利用と基質除去の関係を示すと次の一般式が得られる。

$$k_r = Y' \cdot \frac{k \cdot \frac{Q_e^n}{S^m}}{[K_m] + \frac{Q_e^n}{S^m}} + b' \quad (2.2.12)$$

式(2.2.11)と式(2.2.12)を Q_e について解くと次のようになる。

$$Q_e = S^{\frac{m}{n}} \cdot \left[\frac{[K_m](\mu + b)}{Yk - (\mu + b)} \right]^{\frac{1}{n}} \quad (2.2.13)$$

$$Q_e = S^{\frac{m}{n}} \cdot \left[\frac{[K_m](k_r - b')}{Y'k - (k_r - b')} \right]^{\frac{1}{n}} \quad (2.2.14)$$

ただし、活性汚泥法では、 n, m は $0 \leq m \leq n \leq 1$ の範囲である。

式(2.2.11)と式(2.2.12)と同様に、表2.2.1の各種除去反応モデル式をそれぞれ式(2.2.1)と式(2.2.4)に代入すると、活性汚泥微生物の増殖、酸素利用と基質除去の関係を各種の条件下でモデル化できる。実際上は、これらのなかで、実験的にも最もよく適合しかつ実用化できる動力学モデル式を選択すればよい。

第2節 活性汚泥法の動力学制御理論^{9), 13)~20)}

汚泥返送完全混合式曝気槽の場合の活性汚泥法の工程を模式図で示すと図2.2.3のような流れとなる。ここで、 V_1 は曝気槽容積、 V_2 は沈殿槽汚泥ホッパー容積、 V_3 は汚泥調整槽容積である。

いま、返送パイプの容積を無視すると、図2.2.3で示された汚泥返送完全混合式曝気槽の場合の活性汚泥微生物の1日当りの物質収支をとれば次式で示される。

表 2.2.1 活性汚泥微生物の基質除去速度のモデル式(14), (15)

条 件		除去反応の速度式	式の名称
No.	パラメーター		
1	m, n	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k \cdot \ell_e^n / S^n}{K_m + \ell_e^n / S^n}$	基礎式 ¹²⁾
2	$n=1, m=0$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k \cdot \ell_e}{K_m + \ell_e}$	Michaelis-Menten式 ²²⁾
3	$n=1, m=1$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k \cdot \ell_e / S}{K_m + \ell_e / S}$	Contois式 ^{23), 24)}
4	$n=m (\neq 0)$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k \cdot (\ell_e / S)^n}{K_m + (\ell_e / S)^n}$	橋本式 ⁸⁾
5	$m=0$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k \cdot \ell_e^n}{K_m + \ell_e^n}$	Michaelis-Menten修正式 ¹⁰⁾
6	$n=0$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k}{K_m \cdot S^m + 1}$	
7	$n=1, m=0$ $K_m \gg \ell_e$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k}{K_m} \ell_e$	一次反応式 ²¹⁾
8	$n=1, m=0$ $K_m \ll \ell_e$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = k$	0次反応式 ²¹⁾
9	$m=0, n \neq 0$ $n \neq 1, K_m \gg \ell_e^n$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k}{K_m} \ell_e^n$	Freundlich式 ¹⁰⁾
10	$n=m (\neq 0)$ $K_m \gg (\ell_e / S)^n$	$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k}{K_m} (\ell_e / S)^n$	Freundlich修正式 ²⁵⁾

注) 飽和恒数 K_m , $[K_m]$, $[K_m]'$ を K_m で表示した

Michaelis-Menten式、Michaelis-Menten修正式は、以後 M-M式、M-M修正式と呼ぶ

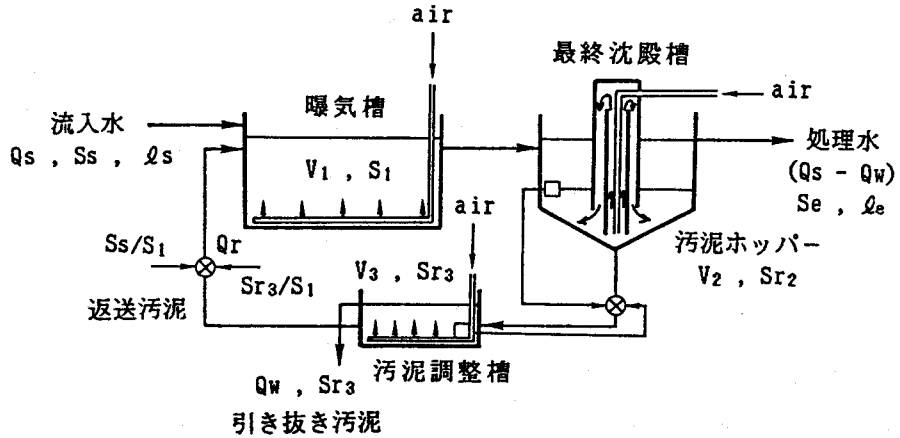
$$\begin{aligned}
 & V_1 \left(\frac{dS_1}{dt} \right)_1 + V_2 \left(\frac{dS_{r2}}{dt} \right)_2 + V_3 \left(\frac{dS_{r3}}{dt} \right)_3 = V_1 \left(Y_1 \frac{d\ell_{r1}}{dt} - b_1 S_1 \right) \\
 & + V_2 \left(Y_2 \frac{d\ell_{r2}}{dt} - b_2 S_{r2} \right) + V_3 \left(Y_3 \frac{d\ell_{r3}}{dt} - b_3 S_{r3} \right) + Q_s S_s \\
 & - [Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_e] \quad (2.2.15)
 \end{aligned}$$

ただし、 $\left(\frac{dS_1}{dt} \right)_1$, $\left(\frac{dS_{r2}}{dt} \right)_2$, $\left(\frac{dS_{r3}}{dt} \right)_3$: それぞれ、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、

汚泥調整槽の活性汚泥微生物濃度の1日当りの時間変化 (mg/l/日)、 $\frac{d\ell_{r1}}{dt}$, $\frac{d\ell_{r2}}{dt}$,

$\frac{d\ell_{r3}}{dt}$: それぞれ、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽の1日当りの基質除去速

度 (mg/l/日)、 Y_1 , Y_2 , Y_3 : それぞれ、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽



Q_s : 流入下・廃水量 (ℓ /日), Q_r : 返送汚泥量 (ℓ /日),
 Q_w : 引き抜き汚泥量 (ℓ /日), V_1 : 曝気槽容積 (ℓ), V_2 :
 汚泥ホッパー容積 (ℓ), V_3 : 汚泥調整槽容積 (ℓ), ℓ_s :
 流入下・廃水の有機物濃度 (mg/ℓ), ℓ_e : 処理水の有機
 物濃度 (mg/ℓ), S_s : 流入下・廃水の微生物濃度 (mg/ℓ),
 S_1 : 曝気槽の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ), S_2, S_3 :
 汚泥ホッパー, 汚泥調整槽の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ),
 S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)

図 2.2.3 汚泥返送完全混合式曝気槽の場合の活性汚泥法の工程模式図

における活性汚泥微生物の収率係数、 b_1 、 b_2 、 b_3 : それぞれ、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽における活性汚泥微生物の自己分解係数 ($1/\text{日}$)

ここで、沈殿槽に入った活性汚泥微生物はただちに固液分離され、分離された汚泥ホッパー内の活性汚泥微生物は、エアリフトポンプでたえず沈殿槽入口の上部に返送することにより、曝気動揺され、好気状態に保持されている。式 (2.2.15) で、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽での活性汚泥微生物は、同一由来のものであるから、何れも収率係数と自己分解係数は同一とみなすことができ、 $Y_1 = Y_2 = Y_3 = Y$ 、 $b_1 = b_2 = b_3 = b$ とおくと、式 (2.2.15) は次式のようになる。

$$\begin{aligned}
 V_1 \left(\frac{dS_1}{dt} \right)_1 + V_2 \left(\frac{dS_2}{dt} \right)_2 + V_3 \left(\frac{dS_3}{dt} \right)_3 &= V_1 \left(Y \frac{d\ell_1}{dt} - bS_1 \right) \\
 + V_2 \left(Y \frac{d\ell_2}{dt} - bS_2 \right) + V_3 \left(Y \frac{d\ell_3}{dt} - bS_3 \right) + Q_s S_s & \\
 - [Q_w S_3 + (Q_s - Q_w) S_e] & \quad (2.2.16)
 \end{aligned}$$

定常状態では、 $V_1 \left(\frac{dS_1}{dt} \right)_1 + V_2 \left(\frac{dS_{R_2}}{dt} \right)_2 + V_3 \left(\frac{dS_{R_3}}{dt} \right)_3 = 0$ であるから、式(2.2.16)は次式のように整理できる。

$$Y \left(V_1 \frac{d\ell r_1}{dt} + V_2 \frac{d\ell r_2}{dt} + V_3 \frac{d\ell r_3}{dt} \right) - b(V_1 S_1 + V_2 S_{R_2} + V_3 S_{R_3}) = Q_w S_{R_3} + (Q_s - Q_w) S_e - Q_s S_s \quad (2.2.17)$$

ここで、 $V_1 \frac{d\ell r_1}{dt} + V_2 \frac{d\ell r_2}{dt} + V_3 \frac{d\ell r_3}{dt}$ は、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽における1日当りのnetの基質除去速度であるので、 $(V_1 + V_2 + V_3) \frac{d\ell r}{dt}$ とおくと、式(2.2.17)は次式のように書き換えられる。

$$\frac{Q_w S_{R_3} + (Q_s - Q_w) S_e - Q_s S_s}{V_1 S_1 + V_2 S_{R_2} + V_3 S_{R_3}} = Y \left(\frac{V_1 + V_2 + V_3}{V_1 S_1 + V_2 S_{R_2} + V_3 S_{R_3}} \right) \frac{d\ell r}{dt} - b \quad (2.2.18)$$

式(2.2.18)の右辺は、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽における全活性汚泥微生物のnetの比増殖速度 $\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = \mu$ である。また、式(2.2.18)の左辺は、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽における全活性汚泥微生物のnetの平均滞留時間 t_s の逆数、すなわち $1/t_s$ である。

$$\mu = \frac{Q_w S_{R_3} + (Q_s - Q_w) S_e - Q_s S_s}{V_1 S_1 + V_2 S_{R_2} + V_3 S_{R_3}} = \frac{1}{t_s} \quad (2.2.19)$$

また、式(2.2.18)で $V_1 + V_2 + V_3 = V$ 、 $V_1 S_1 + V_2 S_{R_2} + V_3 S_{R_3} = V S$ とすると、 $(V_1 S_1 + V_2 S_{R_2} + V_3 S_{R_3}) / (V_1 + V_2 + V_3)$ は、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽を含めた平均の活性汚泥微生物濃度 S である。式(2.2.18)の右辺の比基質除去速度の項に、表2.2.1の活性汚泥微生物の基質除去反応モデル式を適用すると、種々の条件下の活性汚泥法について適用できる各種制御動力学式が導かれる。

例えば、比基質除去速度に表2.2.1の基礎式を適用すると、活性汚泥法の制御動力学式は次式で示される。

$$\frac{1}{t_s} = Y \cdot \frac{k \cdot \frac{\ell e^n}{S^m}}{K_m + \frac{\ell e^n}{S^m}} - b \quad (2.2.20)$$

式(2.2.20)より、定常状態における処理水質 ℓe は、 t_s と S の関数として次式で示される。

$$\ell e = \left[\frac{S^m \cdot \left(\frac{1}{t_s} + b \right) \cdot K_m}{Y \cdot k - b - \frac{1}{t_s}} \right]^{\frac{1}{n}} \quad (2.2.21)$$

表 2.2.2 活性汚泥法の制御動力学モデル式(14), (15)

No.	条 件	制 御 式	処 理 水 質
	パラメーター		
1	m, n (基礎式)	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k \cdot \ell_e^n / S^n}{K_m + \ell_e^n / S^n} - b$	$\ell_e = \left[\frac{S \cdot K_m (1/ts + b)}{Y \cdot k - (1/ts + b)} \right]^{1/n}$
2	n=1, m=0	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k \cdot \ell_e}{K_m + \ell_e} - b$	$\ell_e = \frac{K_m \cdot (1/ts + b)}{Y \cdot k - (1/ts + b)}$
3	n=1, m=1	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k \cdot \ell_e / S}{K_m + \ell_e / S} - b$	$\ell_e = \frac{S \cdot K_m \cdot (1/ts + b)}{Y \cdot k - (1/ts + b)}$
4	n=m (≠0)	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k \cdot (\ell_e / S)^n}{K_m + (\ell_e / S)^n} - b$	$\ell_e = \left[\frac{S \cdot K_m \cdot (1/ts + b)}{Y \cdot k - (1/ts + b)} \right]^{1/n}$
5	m=0	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k \cdot \ell_e^n}{K_m + \ell_e^n} - b$	$\ell_e = \left[\frac{K_m \cdot (1/ts + b)}{Y \cdot k - (1/ts + b)} \right]^{1/n}$
6	n=0	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k}{K_m \cdot S^n + 1} - b$	—
7	n=1, m=0 K _m ≫ ℓ _e	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k}{K_m} \ell_e - b$	$\ell_e = \frac{K_m}{Y \cdot k} (1/ts + b)$
8	n=1, m=0 K _m ≪ ℓ _e	$\frac{1}{ts} = Y \cdot k - b$	—
9	m=0, n≠0 n≠1, K _m ≫ ℓ _e ⁿ	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k}{K_m} \ell_e^n - b$	$\ell_e = \left[\frac{K_m}{Y \cdot k} (1/ts + b) \right]^{1/n}$
10	n=m (≠0) K _m ≫ (ℓ _e /S) ⁿ	$\frac{1}{ts} = Y \frac{k}{K_m} (\ell_e / S)^n - b$	$\ell_e = \left[\frac{S \cdot K_m}{Y \cdot k} (1/ts + b) \right]^{1/n}$

注) 飽和恒数は、文中の [K_m], [K_m]' も含めて、K_m で表示した

同様に、表 2.2.1 に示した m, n の各条件で ℓ_e を求めると表 2.2.2 のようになる。

一方、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽全体での 1 日当りの基質除去量を $V \frac{d\ell_r}{dt}$ とすると、図 2.2.3 より、次式が得られる。

$$V \left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_n = Q_s (\ell_s - \ell_e) - V \frac{d\ell_r}{dt} \quad (2.2.22)$$

ここで、 $\left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_n$: 処理水基質濃度の 1 日当りの時間変化 (mg/ℓ/日)

定常状態では $\left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_n = 0$ となるから次式が得られる。

$$\frac{d\ell_r}{dt} = \frac{Q_s}{V} (\ell_s - \ell_e) \quad (2.2.23)$$

また、定常状態では $\mu = 1/ts$ となるので、式 (2.2.23) を式 (2.2.1) に代入して S について解くと次式が得られる。

$$S = \frac{t_s}{t_d} \cdot \frac{Y(l_s - l_e)}{1 + b \cdot t_s} \quad (2.2.24)$$

ここで、 t_d : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の全水理的滞留時間(日)
すなわち、式(2.2.24)は、 l_s 、 l_e 、 t_d を所定値に設定すれば、活性汚泥微生物濃度
 S は t_s の関数であることを示している。このように、 t_s は活性汚泥微生物の増殖速度と密
接な関係にあり、処理水質を規定する最も重要な制御因子である。

一方、図2.2.3に基づき、沈殿槽および汚泥調整槽の1日当りの活性汚泥微生物の物
質収支をとると次式が得られる。

$$(Q_s + Q_r)S_1 = Q_r S_{r3} + Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w)S_e - V_2 \frac{dS_{r2}}{dt} - V_3 \frac{dS_{r3}}{dt} \quad (2.2.25)$$

$V_2 \frac{dS_{r2}}{dt}$ 、 $V_3 \frac{dS_{r3}}{dt}$ は、それぞれ沈殿槽汚泥ホッパーおよび汚泥調整槽内の活性汚泥微
生物の1日当りの増殖量で、実際には、曝気槽で基質がほぼ完全に除去され、処理水質 l_e
が著しく低いので、 $V_2 \frac{dS_{r2}}{dt} \cong 0$ 、 $V_3 \frac{dS_{r3}}{dt} \cong 0$ および $S_{r2} = S_{r3}$ とみなすことが
できる。したがって、 $S_{r2} = S_{r3} = S_r$ とすると式(2.2.25)、式(2.2.19)はそ
れぞれ次式のように書き換えられる。

$$Q_w S_r + (Q_s - Q_w)S_e = (Q_s + Q_r)S_1 - Q_r S_r \quad (2.2.26)$$

$$\frac{1}{t_s} = \frac{Q_w S_r + (Q_s - Q_w)S_e - Q_s S_s}{V_1 S_1 + V_2 S_r + V_3 S_r} \quad (2.2.27)$$

式(2.2.26)の両辺に $-Q_s S_s$ を加えると次式となる。

$$Q_w S_r + (Q_s - Q_w)S_e - Q_s S_s = (Q_s + Q_r)S_1 - Q_r S_r - Q_s S_s \quad (2.2.28)$$

式(2.2.27)、式(2.2.28)より次式が得られる。

$$\frac{1}{t_s} = \frac{Q_s}{V_1} \cdot \frac{\left(1 - \frac{S_s}{S_1}\right) + \frac{Q_r}{Q_s} - \frac{Q_r}{Q_s} \frac{S_r}{S_1}}{1 + \left(\frac{V_2 + V_3}{V_1}\right) \frac{S_r}{S_1}} \quad (2.2.29)$$

$Q_r/Q_s = r$ (汚泥返送比)とすると、式(2.2.29)は次式となる。

$$\frac{1}{t_s} = \frac{\frac{Q_s}{V_1}}{1 + \left(\frac{V_2 + V_3}{V_1}\right) \frac{S_r}{S_1}} \left[\left(1 - \frac{S_s}{S_1}\right) + r - r \cdot \frac{S_r}{S_1} \right] \quad (2.2.30)$$

式(2.2.30)より、 t_s は汚泥返送比 r と活性汚泥微生物の濃度比 S_r/S_1 、 S_s/S_1
の関数であることがわかる。微生物濃度比 S_r/S_1 は、沈殿槽における活性汚泥微生物の
沈殿特性および固液分離効率に、微生物濃度比 S_s/S_1 は、下・廃水の流入特性にそれぞ
れ深く関与する因子である。

式(2.2.30)より、返送汚泥量 Q_r は次式で決定される。

$$Q_r = \frac{(1 - \frac{S_s}{S_1}) Q_s - \frac{V_1}{t_s} [1 + (\frac{V_2 + V_3}{V_1}) \frac{S_r}{S_1}]}{\frac{S_r}{S_1} - 1} \quad (2.2.31)$$

式(2.2.31)から、 V_1 、 V_2 、 V_3 の容積は一定とみなせるので、所定の t_s 運転下で Q_s と微生物濃度比 S_r/S_1 値、 S_s/S_1 値を連続測定することにより、活性汚泥法の動力学制御、すなわち流入下・廃水の水質水量変動に対応できる、必要な Q_r を求めることができる。

また、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽を含めた平均の活性汚泥微生物濃度 S は次式で示される。

$$S = \frac{V_1 S_1 + V_2 S_r + V_3 S_r}{V_1 + V_2 + V_3} \quad (2.2.32)$$

式(2.2.32)は次式のように整理できる。

$$S = S_1 \cdot [1 + \frac{\frac{V_2 + V_3}{V_1}}{1 + \frac{V_2 + V_3}{V_1}} (\frac{S_r}{S_1} - 1)] \quad (2.2.33)$$

実際的には、 $V_1 \gg V_2$ 、 $V_1 \gg V_3$ すなわち $\frac{V_2 + V_3}{V_1} \cong 0$ とみなすことができ、また、曝気槽で基質がほぼ完全に除去されることから、式(2.2.33)は $S \cong S_1$ と考えるよい。したがって、式(2.2.20)は次式で表すことができる。

$$\frac{1}{t_s} = Y \cdot \frac{k \cdot \frac{\varrho e^n}{S_1^m}}{K_m + \frac{\varrho e^n}{S_1^m}} - b \quad (2.2.34)$$

式(2.2.34)を式(2.2.31)に代入すると次式が得られる。

$$Q_r = \frac{(1 - \frac{S_s}{S_1}) Q_s - V_1 [1 + (\frac{V_2 + V_3}{V_1}) \frac{S_r}{S_1}] (Y \cdot \frac{k \cdot \frac{\varrho e^n}{S_1^m}}{K_m + \frac{\varrho e^n}{S_1^m}} - b)}{\frac{S_r}{S_1} - 1} \quad (2.2.35)$$

動力学式パラメーター Y 、 b 、 k 、 K_m 、 m 、 n は、それぞれ下・廃水の基質組成とそれらを酸化分解する活性汚泥微生物群により決まる恒数である。したがって、希望する処理水質 ϱe が得られるように、 Q_s 、微生物濃度比 S_r/S_1 値、 S_s/S_1 値および S_1 を連続測定し、式(2.2.35)から Q_r を制御すれば、流入下・廃水の水質水量変動にかかわらず、所定水質の処理水を得るように動力学制御が可能となる。

第3節 微生物濃度比連続測定理論^{18)・20)}

濃度 C 、液層の長さ l の混合液を入射光の強さ I_0 の光が通過した時、その強さが I に減少した場合の透過光の模式図を図 2.2.4 に示した。この時、Lambert-Beer の法則²⁰⁾により次式の関係が成立する。

$$T = \frac{I}{I_0} = 10^{-\varepsilon C l} \quad (2.2.36)$$

$$E = -\log T = \varepsilon C l \quad (2.2.37)$$

ここで、 T は透光度、 E は吸光度、 ε は吸光係数であり、 ε は入射光の性質、混合液の種類および状態により決まる定数である。

いま、曝気層内活性汚泥微生物濃度を S_1 、返送汚泥微生物濃度を S_r として、両汚泥をそれぞれ同一仕様

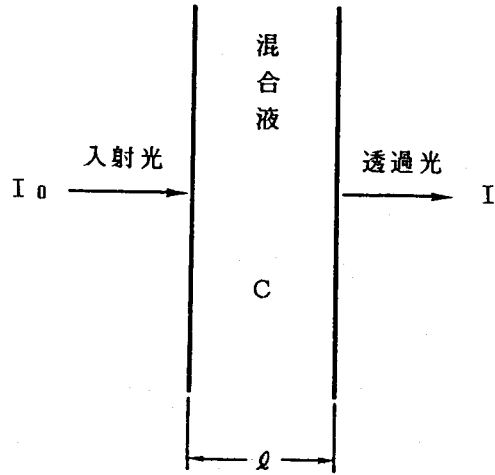
で製作された 2 個の吸光計測セルに、流量 v_1 でそれぞれ流入させる。次いで、これに澄明な処理水を、曝気槽活性汚泥の方には流量 v_2 で、また返送汚泥の方には流量 v_2' でそれぞれ流入させ、両計測セルの吸光度が所定の同一値 E になったとすると、曝気槽活性汚泥と返送汚泥の両セル内微生物濃度はそれぞれ $S_1 \times \frac{v_1}{v_1 + v_2}$ 、 $S_r \times \frac{v_1}{v_1 + v_2'}$ となる。これを式 (2.2.37) に代入すると次の関係式が導びかれる。

$$\varepsilon l \times S_1 \frac{v_1}{v_1 + v_2} = \varepsilon l \times S_r \frac{v_1}{v_1 + v_2'} \quad (2.2.38)$$

$$\frac{S_r}{S_1} = \frac{v_1 + v_2'}{v_1 + v_2} \quad (2.2.39)$$

したがって、活性汚泥微生物濃度比 S_r/S_1 値は、直接 S_1 、 S_r を測定しないで、同一光源、同一仕様の吸光計測セルを用いて、その吸光度あるいは透光度が等しくなるように澄明な処理水で希釈してやれば、 v_1 、 v_2 、 v_2' の値から求めることができる。

一方、微生物濃度 C は、式 (2.2.37) から吸光度 E に比例するので、吸光計測法の相対誤差 $\Delta C/C$ は $\Delta E/E$ を考えればよいことになる。また、吸光度計指示値は透過率に比例する。これらの点に注目して、 $\Delta E/E$ と ΔT の関係を導くと次のようになる²¹⁾。



I_0 : 入射光の強さ、 I : 透過光の強さ、
 l : 液層の長さ、 C : 混合液の濃度

図 2.2.4 透過光の模式図

定義式 $E = -\log T$ より次式の関係が成り立つ。

$$\frac{\Delta E}{\Delta T} = \frac{1}{T \log 10} \quad (2.2.40)$$

式 (2.2.40) の両辺を E で割り、 $\frac{\Delta E/E}{\Delta T}$ を F とおけば次式が得られる。

$$F = \frac{\Delta E/E}{\Delta T} = -\frac{1}{T \log 10 \cdot E} = \frac{1}{T \log 10 \cdot \log T} = \frac{1}{T \log T} \quad (2.2.41)$$

F は吸光度法の誤差関数であり、上式から F を理論的に算出できる。この誤差関数 F と透光度 T の関係は、Twyman-Lothian の誤差曲線と呼ばれるものである。 F の極小値は、

$\partial F / \partial T = -(1 + \frac{1}{\log T}) / (T^2 \log T) = 0$ 、つまり $T = 36.78 (\%)$ であり、この時誤差が最小となる。すなわち、所定の透光度を 36.78% に選定すると微生物濃度誤差つまり S_r/S_i 値の誤差を最小にできることが理論的に示唆できる。

第3章 活性汚泥法制御動力学式のパラメーター測定理論

第1節 回分培養による動力学式パラメーターの測定理論

回分培養における基質濃度および活性汚泥微生物濃度の時間変化は図 2.3.1 のようになる。前章第1節で述べたように、活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係は式 (2.2.

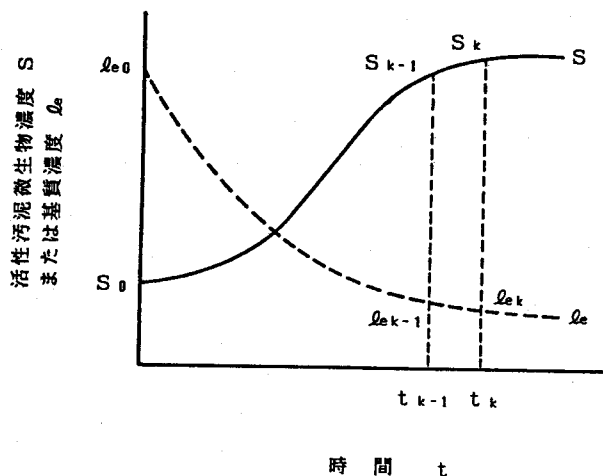


図 2.3.1 回分培養における基質濃度と活性汚泥微生物濃度の時間変化の模式図

1) で示される。

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = Y \cdot \frac{1}{S} \frac{dQr}{dt} - b \quad (2.2.1)$$

また、基質除去反応は、表 2.2.1 に示されるどれかのモデル式であらわされる。培養時間 t_k における基質濃度を Q_{ek} 、活性汚泥微生物濃度を S_k とすれば、回分培養における動力学式パラメーターは次のようにして求められる。

1.1 パラメーター Y、b の測定

式 (2.2.1) の微分値 dS/dt と dQr/dt の取り扱い方により、次の 2 つの方法がある。

○ $\Delta S/\Delta t$ と $\Delta Qe/\Delta t$ を用いる場合：

式 (2.2.1) において、培養時間の微小変化 $\Delta t = t_k - t_{k-1}$ における基質濃度の変化 $\Delta Qe = Q_{ek} - Q_{e(k-1)}$ および活性汚泥微生物濃度の変化 $\Delta S = S_k - S_{k-1}$ を図 2.3.1 から読みとり、増殖速度 dS/dt を $\Delta S/\Delta t$ と、また基質除去速度 dQr/dt を $-\Delta Qe/\Delta t$ と考え、

$$\frac{1}{S} \frac{\Delta S}{\Delta t} = \frac{2}{S_k + S_{k-1}} \cdot \frac{S_k - S_{k-1}}{t_k - t_{k-1}} \quad \text{に対して、} \quad -\frac{1}{S} \frac{\Delta Qe}{\Delta t} = \frac{2}{S_k + S_{k-1}} \cdot \frac{Q_{e(k-1)} - Q_{ek}}{t_k - t_{k-1}}$$

をプロットすることにより直線関係が得られ、傾きより Y、切片より b が求められる。

○ 数値解析法を用いる場合：

先に述べた、 dS/dt と dQe/dt の微分値を測定値から直接読みとる場合には、時間間隔 Δt が大きいと誤差が大きくなり、また S および Qe にも測定誤差が含まれている場合もあるので、精確な微分値を算出できないことがある。そこで、S を代表例として、Lagrange の内挿法²⁰⁾を適用し、誤差の小さな微分値を次のようにして求めることができる。

($2h+1$) 個の測定点 (t_i, S_i) ($i = -h, -h+1, \dots, -1, 0, 1, \dots, h-1, h$) を通る $2h$ 次近似式を考え、この近似式と精確な S 値 (これを $S(t)$ とおく) との誤差を $E(t)$ とすると、 $S(t)$ 、 $E(t)$ は、Lagrange の内挿法より、それぞれ次式で示される。

$$S(t) = \sum_{i=-h}^h X_i(t) \cdot S_i - E(t) \quad (2.3.1)$$

$$E(t) = -\Pi(t) \cdot \frac{S^{(2h+1)}(\xi)}{(2h+1)!} \quad (2.3.2)$$

ただし、

$$X_i(t) = \frac{(t-t_{-h})(t-t_{-h+1})\cdots(t-t_{i-1})(t-t_{i+1})\cdots(t-t_{h-1})(t-t_h)}{(t_i-t_{-h})(t_i-t_{-h+1})\cdots(t_i-t_{i-1})(t_i-t_{i+1})\cdots(t_i-t_{h-1})(t_i-t_h)} \quad (2.3.3)$$

$$\Pi(t) = (t-t_{-h})(t-t_{-h+1})\cdots(t-t_{-1})(t-t_0)(t-t_1)\cdots(t-t_{h-1})(t-t_h) \quad (2.3.4)$$

いま、図 2.3.2 のように、時間間隔が等間隔（間隔： Δt ）で配列している 5 個の測定点を考えると、時間 t は t_0 を基準点として次式で示される。

$$t = t_0 + \Delta t \cdot i \quad (i = -2, -1, 0, 1, 2) \quad (2.3.5)$$

式 (2.3.5) を式 (2.3.1) ~ 式 (2.3.4) に代入すると $S(t)$ は次のようになる。

$$\begin{aligned} S(t) = & S_{-2} \cdot \frac{(i+1)i(i-1)(i-2)}{1 \cdot 2 \cdot 3 \cdot 4} - S_{-1} \cdot \frac{(i+2)i(i-1)(i-2)}{1 \cdot 1 \cdot 2 \cdot 3} \\ & + S_0 \cdot \frac{(i+2)(i+1)(i-1)(i-2)}{2 \cdot 1 \cdot 1 \cdot 2} - S_1 \cdot \frac{(i+2)(i+1)i(i-2)}{3 \cdot 2 \cdot 1 \cdot 1} \\ & + S_2 \cdot \frac{(i+2)(i+1)i(i-1)}{4 \cdot 3 \cdot 2 \cdot 1} + (i+2)(i+1)i(i-1)(i-2) \cdot \\ & (\Delta t)^5 \frac{S^{(5)}(\xi)}{5!} \end{aligned} \quad (2.3.6)$$

また、式 (2.3.5) を i で微分すると $dt = \Delta t \cdot di$ となるので、この関係を用いて、式 (2.3.6) を t で微分すると次式が得られる。

$$\begin{aligned} \frac{dS(t)}{dt} &= \frac{1}{\Delta t} \cdot \frac{dS(t)}{di} \\ &= \frac{1}{\Delta t} \left(S_{-2} \cdot \frac{4i^3 - 6i^2 - 2i + 2}{24} - S_{-1} \cdot \frac{4i^3 - 3i^2 - 8i + 4}{6} \right) \end{aligned}$$

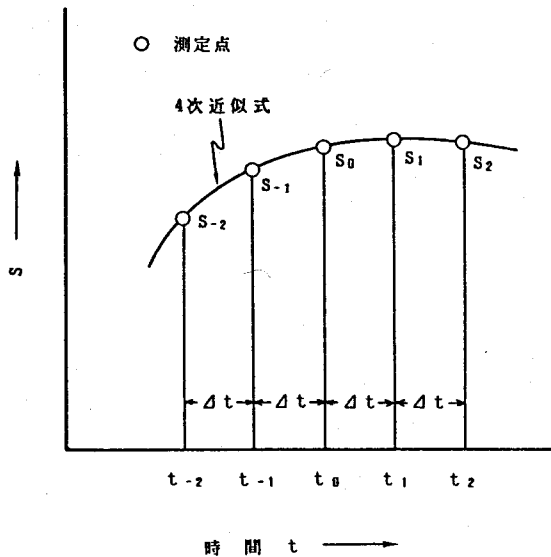


図 2.3.2 等間隔に配列している 5 個の測定点

$$\begin{aligned}
& + S_0 \cdot \frac{4i^3 - 10i}{4} - S_1 \cdot \frac{4i^3 - 3i^2 - 8i - 4}{6} + S_2 \cdot \frac{4i^3 + 6i^2 - 2i - 2}{24} \\
& + (5i^4 - 15i^2 + 4) \cdot (\Delta t)^4 \cdot \frac{S^{(5)}(\xi)}{5!} + (i+2)(i+1)i(i-1)(i-2) \cdot \\
& (\Delta t)^5 \cdot \frac{S^{(6)}(\xi)}{5!} \cdot \frac{d\xi}{dt} \quad (2.3.7)
\end{aligned}$$

図 2.3.2 の各測定点における微分値は、式 (2.3.7) に $i = -2, -1, 0, 1, 2$ を代入して求められ、それぞれ表 2.3.1 のようになる。各測定点の微分値の誤差は、

基準点すなわち $i = 0$ で最小となる。したがって、 Δt を小さくすれば、誤差 $\frac{(\Delta t)^4}{30}$

⁽⁵⁾
 $S(\xi)$ は無視できるので、これを用いて、時間 t_k における微分値 $(dS/dt)_{t_k}$ は次式で求められる。

$$\left(\frac{dS}{dt}\right)_{t_k} = \frac{1}{12 \cdot \Delta t} (S_{k-2} - 8S_{k-1} + 8S_{k+1} - S_{k+2}) \quad (2.3.8)$$

同様にして、時間 t_k における微分値 $(dle/dt)_{t_k}$ は次式で求められる。

$$\left(\frac{dle}{dt}\right)_{t_k} = \frac{1}{12 \cdot \Delta t} (le_{k-2} - 8le_{k-1} + 8le_{k+1} - le_{k+2}) \quad (2.3.9)$$

したがって、上記 2 式から時間 t_k における微分値 $(dS/dt)_{t_k}$ 、 $(dle/dt)_{t_k}$ を算出し、

表 2.3.1 5 個の測定点における微分値の近似式と誤差の一覧表

項目 微分値	近 似 式	誤 差
$\left(\frac{dS}{dt}\right)_{t_{-2}}$	$\frac{1}{12 \cdot \Delta t} (-25 S_{-2} + 48 S_{-1} - 36 S_0 + 16 S_1 - 3 S_2)$	$\frac{(\Delta t)^4}{5} S^{(5)}(\xi)$
$\left(\frac{dS}{dt}\right)_{t_{-1}}$	$\frac{1}{12 \cdot \Delta t} (-3 S_{-2} - 10 S_{-1} + 18 S_0 - 6 S_1 + S_2)$	$-\frac{(\Delta t)^4}{20} S^{(5)}(\xi)$
$\left(\frac{dS}{dt}\right)_{t_0}$	$\frac{1}{12 \cdot \Delta t} (S_{-2} - 8 S_{-1} + 8 S_1 - S_2)$	$\frac{(\Delta t)^4}{30} S^{(5)}(\xi)$
$\left(\frac{dS}{dt}\right)_{t_1}$	$\frac{1}{12 \cdot \Delta t} (-S_{-2} + 6 S_{-1} - 18 S_0 + 10 S_1 + 3 S_2)$	$-\frac{(\Delta t)^4}{20} S^{(5)}(\xi)$
$\left(\frac{dS}{dt}\right)_{t_2}$	$\frac{1}{12 \cdot \Delta t} (3 S_{-2} - 16 S_{-1} + 36 S_0 - 48 S_1 + 25 S_2)$	$\frac{(\Delta t)^4}{5} S^{(5)}(\xi)$

$\frac{1}{S_k} \left(\frac{dS}{dt} \right)_{t_k}$ に対して、 $-\frac{1}{S_k} \left(\frac{d\ell e}{dt} \right)_{t_k}$ をプロットすることにより直線関係が得られ、傾きより Y、切片より b が求められる。

1.2 パラメーター k, K_m, n, m の測定

表 2.2.1 に示した各種反応モデル式のパラメーター k, K_m, n, m の測定法を分類・整理し、一覧表で示すと表 2.3.2 となる。ここでは、表 2.3.2 に示した各測定法のなかで、代表的な方法について述べる。

1.2.1 逆数変換式を用いる場合

(1) 作図法 (基礎式による)

条件 1 の基礎式を Lineweaver-Burk 型に変形すると次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{1}{k} + \frac{K_m}{k} \cdot \frac{S^m}{\ell e^n} \quad (2.3.10)$$

$1 / \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}$ を y とおき、y を S および ℓe で偏微分すると次式となる。

$$\frac{\partial y}{\partial S} = \frac{K_m}{k} \cdot \frac{1}{\ell e^n} \cdot m \cdot S^{m-1} \quad (2.3.11)$$

$$\frac{\partial y}{\partial \ell e} = \frac{K_m}{k} \cdot (-n) \cdot S^m \cdot \frac{1}{\ell e^{n+1}} \quad (2.3.12)$$

上記 2 式より次式が得られる。

$$\frac{\left(\frac{\partial y}{\partial S} \right)}{\left(\frac{\partial y}{\partial \ell e} \right)} = \frac{m \cdot \frac{S^{m-1}}{\ell e^n}}{-n \cdot \frac{S^m}{\ell e^{n+1}}} = -\frac{m}{n} \cdot \frac{\ell e}{S} \quad (2.3.13)$$

式 (2.3.13) より、 $\left(\frac{\partial y}{\partial S} \right) / \left(\frac{\partial y}{\partial \ell e} \right)$ に対し、 $\frac{\ell e}{S}$ をプロットすれば直線関係が得られ、その傾きを a とすれば、 $a = -\frac{m}{n}$ より $m = -a \cdot n$ となり、m と n の関係が求まる。これを条件 1 の基礎式に代入すると次式のようになる。

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{k \left(\frac{\ell e}{S^{-a}} \right)^n}{K_m + \left(\frac{\ell e}{S^{-a}} \right)^n} \quad (2.3.14)$$

上式において、a = 0 の場合は条件 5 の M-M 修正式となり、さらに n = 1 となれば条件 2 の M-M 式と同一となる。また、a = -1 の場合は条件 4 の橋本式となり、さらに n = 1 となれば条件 3 の Contois 式と同一になる。

式 (2.3.14) を変形すると次式が得られる。

表 2.3.2 動力学式パラメータ-k、K_m、n、mの測定法の一覧表

項目 番号	測定法	説明	適用できる反 応モデル式の 条件番号*	備 考
1	逆数変換式を 用いる場合	① Lineavever-Burk型 ② Hofstee型 ③ Eadie型	No.1~No.6	
		重回帰分析	No.1	
2	積分変換式を 用いる場合	① Sの増殖を無視できる場合 ② Sが対数増殖で増える場合 ③ SがLogistic型で増える場合	No.2, No.7は すべてに適用可能 No.9は①のみ 適用可能	パラメータ-初期値が必要 である
		上記①~③についての最小二乗近似 (Newton法 ²⁹)等の利用)		
		数値解析法	No.7~No.10	
3	直接、モデル式 を用いる場合	数値積分法 (Runge-Kutta法 ³⁰ 等) による推定値と測定値の差の二乗和 を最小にするパラメータ-値を検索	No.1~No.10	パラメータ-Y、bも同時 に推定できる
		数値解析法	No.1~No.7, No.9, No.10	パラメータ-初期値が必要 である

* 条件番号は表2.2.1の番号と対応
但し、反応モデル式の No.7, No.9, No.10 はk/K_mの値で求められる

$$\frac{1}{S} \cdot \frac{d\ell r}{dt} = \frac{1}{k} + \frac{K_m}{k} \cdot \frac{1}{\left(\frac{\ell e}{S-a}\right)^n} \quad (\text{Lineweaver-Burk型}) \quad (2.3.15)$$

$$\frac{\left(\frac{\ell e}{S-a}\right)^n}{\frac{1}{S} \cdot \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{1}{k} \left(\frac{\ell e}{S-a}\right)^n + \frac{K_m}{k} \quad (\text{Hofstee型}) \quad (2.3.16)$$

式(2.3.15)、式(2.3.16)より、 a は既知なので、 $-S_k / \left(\frac{d\ell e}{dt}\right)_{t_k}$ あるいは $-\left(\frac{\ell e_k}{S_k-a}\right) \cdot S_k / \left(\frac{d\ell e}{dt}\right)_{t_k}$ に対して、 $1 / \left(\frac{\ell e_k}{S_k-a}\right)^n$ あるいは $\left(\frac{\ell e_k}{S_k-a}\right)^n$ をそれぞれプロットすることにより、 k および K_m が求まる。上記2式のうち精度のよい方を選んで k 、 K_m の値とする。なお、微分値 $\left(\frac{d\ell e}{dt}\right)_{t_k}$ は前項1-1で述べた差分値 $(\Delta\ell e / \Delta t)$ あるいは式(2.3.9)の何れか精度のよい方を選べばよい。

ここで、 n を求める方法としては、 $1 / \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = y$ 、 $\ell e / S^{-a} = x$ とおけば、式(2.3.15)は次のようになる。

$$y = \frac{1}{k} + \frac{K_m}{k} \cdot x^{-n} \quad (2.3.17)$$

上式を x で微分すると次式が得られる。

$$-\frac{dy}{dx} = \frac{K_m}{k} \cdot n \cdot x^{-n-1} \quad (2.3.18)$$

$-\frac{dy}{dx} = \frac{\Delta y}{\Delta x}$ とし、式(2.3.18)の両辺の対数をとれば次式が得られる。

$$\log \frac{\Delta y}{\Delta x} = \log \frac{K_m \cdot n}{k} - (n+1) \log x \quad (2.3.19)$$

したがって、 $\log \frac{\Delta y}{\Delta x}$ に対して $\log x$ をプロットすれば直線となり、傾きより n が求まる。

また、式(2.3.16)において、 $1 / \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = y$ 、 $\ell e / S^{-a} = x$ とおけば次式が得られる。

$$y \cdot x^n = \frac{1}{k} \cdot x^n + \frac{K_m}{k} \quad (2.3.20)$$

上式を x で微分し、 x^{n-1} で両辺を割れば次のようになる。

$$\frac{dy}{dx} \cdot x = -n \cdot y + \frac{n}{k} \quad (2.3.21)$$

したがって、 $\frac{dy}{dx} = \frac{\Delta y}{\Delta x}$ とおけば、 $\frac{\Delta y}{\Delta x} \cdot x$ に対して y をプロットすることにより、傾きから n が求められる。

(2) 数値解析法 (基礎式による)

式 (2.3.11)、式 (2.3.12) の両辺の対数をとれば次のようになる。

$$\ln \left(\frac{\partial y}{\partial S} \right) = \ln \left(\frac{K_m}{k} \cdot m \right) + (m-1) \ln S + (-n) \ln l e \quad (2.3.22)$$

$$\ln \left(- \frac{\partial y}{\partial l e} \right) = \ln \left(\frac{K_m}{k} \cdot n \right) + m \ln S + (-n-1) \ln l e \quad (2.3.23)$$

上記2式は、 $\ln \left(\frac{\partial y}{\partial S} \right)$ あるいは $\ln \left(- \frac{\partial y}{\partial l e} \right)$ と $\ln S$ 、 $\ln l e$ を変数とした線型回帰式であるので、重回帰分析により、式 (2.3.22) または式 (2.3.23) のどちらか適切な方を用いて $\ln \left(\frac{\partial y}{\partial S} \right)$ または $\ln \left(- \frac{\partial y}{\partial l e} \right)$ 、 $\ln S$ 、 $\ln l e$ の各データに最適な係数

$\ln \left(\frac{K_m}{k} \cdot m \right)$ または $\ln \left(\frac{K_m}{k} \cdot n \right)$ 、 $(m-1)$ または m 、 $(-n)$ または $(-n-1)$ を算出することができる。さらに、得られた n 、 m を用いて、 k 、 K_m は先と同様の逆数変換式から求められる。

1.2.2 積分変換式を用いる場合

(1) 作図法 (M-M式による)

○ S の増殖を無視できる場合²⁾ :

S の増殖を無視できる場合には、S は一定で、M-M式を時間 $t=t_1$ から t_2 まで積分すると次式が得られる。

$$l e_1 - l e_2 = k S (t_2 - t_1) + K_m \cdot \ln \frac{l e_2}{l e_1} \quad (2.3.24)$$

ここで、 $l e_1$ 、 $l e_2$: 時間 t_1 、 t_2 に対応する基質濃度

$\hat{r} = l e_2 / l e_1$ を時間 t_1 での基質濃度に対する t_2 での基質濃度の割合、 $t_2 - t_1 = t$ とすれば、式 (2.3.24) は次のようになる。

$$t = \frac{1}{k \cdot S} \{ l e_1 (1 - \hat{r}) - K_m \cdot \ln \hat{r} \} \quad (2.3.25)$$

いま、 $\hat{r} = \frac{1}{2}$ とおき、基質濃度が半減する時間を $t_{\frac{1}{2}}$ とすれば、式 (2.3.25) は次のようになる。

$$l e_1 = 2 \cdot k \cdot S \cdot t_{\frac{1}{2}} - 1.3864 K_m \quad (2.3.26)$$

ここで、任意の培養時間 t_1 における基質濃度 $l e_1$ と $l e_1$ に対する基質濃度半減時間 $t_{\frac{1}{2}}$ をグラ

フから読みとり、 le_1 に対して $t_{1/2}$ をプロットすれば、 k および K_m が求められる。このような半減プロット法概念図を
 2.3.3に示した。しかし、基質濃度が減少すれば、活性汚泥微生物濃度 S が増えることから、基質濃度が非常に低い場合以外は S の増殖を無視できない。したがって、式(2.3.26)より求めたパラメーターは実際の場合とかなり異なることが予想される。

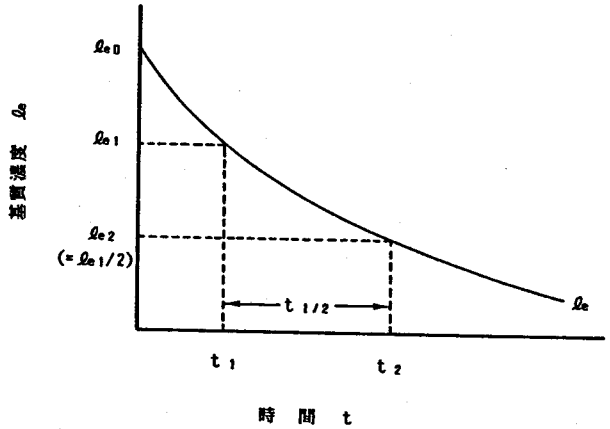


図 2.3.3 半減プロット法概念図

○ S が対数増殖で増える場合^{*)*)} :

活性汚泥微生物の増殖が対数増殖であると仮定すると次式が得られる。

$$\frac{dS}{dt} = k' \cdot S \quad (2.3.27)$$

ここで、 k' は増殖速度恒数(1/hr)である。

式(2.3.27)を $t=0$ 、 $S=S_0$ より $t=t$ 、 $S=S$ の範囲で積分すると次式となる。

$$S = S_0 \cdot e^{k' t} \quad (2.3.28)$$

この増殖型では、活性汚泥微生物濃度 S と基質濃度 le の時間変化は図2.3.4のようになり、式(2.3.28)が成立するためには、回分培養実験の初期に BOD/SS 比を大きくとらねばならない。

式(2.3.28)をM-M式に代入すると次式が得られる。

$$-\frac{dle}{dt} = k \cdot S_0 \cdot \frac{le}{K_m + le} \cdot e^{k' t} \quad (2.3.29)$$

上式を $t=t_1$ 、 $le=le_1$ 、 $S=S_1$ より $t=t_2$ 、 $le=le_2$ 、 $S=S_2$ の範囲で積分すると次式が得られる。

$$le_1 - le_2 - K_m \cdot \ln \frac{le_2}{le_1} = \frac{k}{k'} (S_2 - S_1) \quad (2.3.30)$$

先に述べた半減プロット法を行えば、 $le_2 = \frac{1}{2} le_1$ より次式が得られる。

$$le_1 = 2 \cdot \frac{k}{k'} (S_2 - S_1) - 1.3864 K_m \quad (2.3.31)$$

そこで、図 2.3.4 の曲線上で、 t_1 、 t_2 、 le_1 、 le_2 、 S_1 、 S_2 を $le_2/le_1 = \frac{1}{2}$ となるようにとり、 le_1 に対して $(S_2 - S_1)$ 値をプロットすれば、直線の傾きから $\frac{k}{k'}$ 、切片より K_m が求められる。また、式(2.3.28)の両辺の対数を取り、 $\log \frac{S}{S_0}$ に対し、培養時間 t をプロットすれば直線関係が得られ、傾きより k' が求められる。

○ S がlogistic型³⁴⁾で増える場合：

この増殖型は、シグモイド型増殖と呼ばれるもので、環境抵抗が一定の割合で増大するにつれ、徐々に生長速度が減じて行く場合にあてはまり、これは次式で示される。

$$\frac{dS}{dt} = \mu' \cdot S \cdot \frac{S_m - S}{S_m} \quad (2.3.32)$$

ここで、 μ' ：内的増殖速度恒数(1/hr)、 S_m ：最大限界濃度(一定、mg/l)とし、また $\frac{S_m - S_0}{S_0} = A$ (S_0 は $t=0$ の時の活性汚泥微生物濃度で一定である)とすれば、 A ＝一定となるので、式(2.3.32)を $t=0$ 、 $S=S_0$ から $t=t$ 、 $S=S$ まで積分すると次式のようなになる。

$$S = \frac{S_m}{1 + A \cdot e^{-\mu' t}} \quad (2.3.33)$$

この増殖型では、活性汚泥微生物濃度 S と基質濃度 le の時間変化は図2.3.5のようなになる。

また、式(2.3.33)のLineweaver-Burk型逆数変換式は次のようになる。

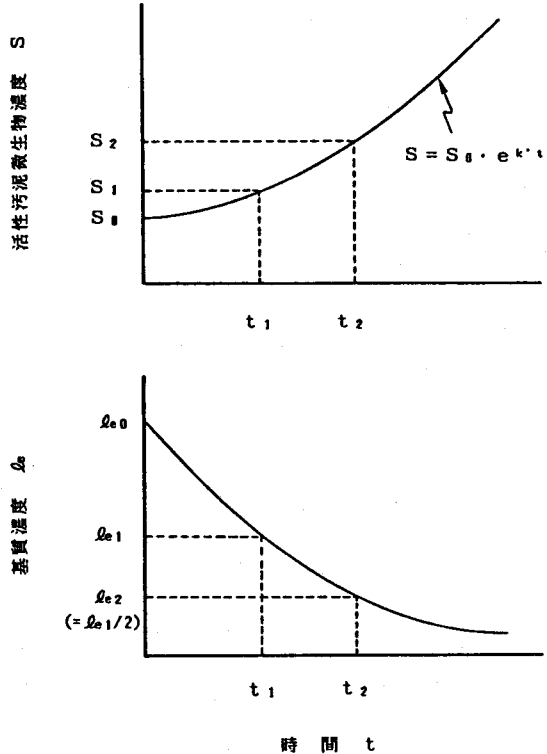


図 2.3.4 活性汚泥微生物濃度 S が対数増殖で増える場合の S と le の時間変化

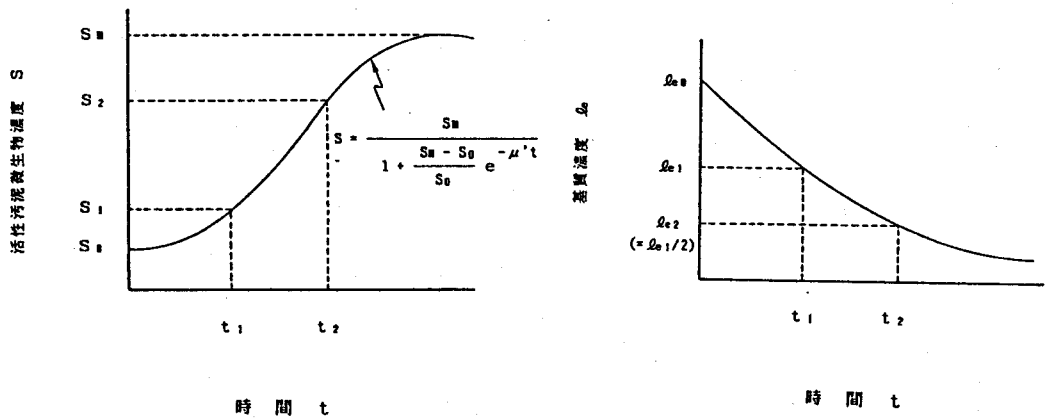


図 2.3.5 活性汚泥微生物濃度 S が logistic 型で増える場合の S と le の時間変化

$$\frac{1}{S'} = \frac{1}{S_m} + \frac{A}{S_m} e^{-\mu' t} \quad (2.3.34)$$

式 (2.3.34) を t で微分すると次式となる。

$$\frac{d\left(\frac{1}{S}\right)}{dt} = \frac{A}{S_m} (-\mu') \cdot e^{-\mu' t} \quad (2.3.35)$$

$-d\left(\frac{1}{S}\right)/dt = \Delta\left(\frac{1}{S}\right)/\Delta t$ とおいて、式 (2.3.35) の両辺の対数をとれば次式のようなになる。

$$\ln\left(\frac{\Delta\left(\frac{1}{S}\right)}{\Delta t}\right) = \ln\left(\frac{A}{S_m} \mu'\right) - \mu' t \quad (2.3.36)$$

したがって、 $\ln\left(\frac{\Delta\left(\frac{1}{S}\right)}{\Delta t}\right)$ に対して培養時間 t をプロットすると直線関係が得られ、

傾きから μ' 、切片から $\ln\left(\frac{A}{S_m} \mu'\right)$ が求められる。 $A = \frac{S_m - S_0}{S_0}$ であるので、

$\ln\left(\frac{A}{S_m} \mu'\right)$ は $\ln\left(\frac{S_m - S_0}{S_m \cdot S_0} \mu'\right)$ となり、 μ' の推定値、 S_0 の実測値および式 (2.3.

36) の切片の値より S_m を求めることができる。

次に、式 (2.3.33) を M-M 式に代入すれば、

$$-\frac{1 + A e^{-\mu' t}}{S_m} \cdot \frac{d le}{dt} = \frac{k \cdot le}{K_m + le}$$

となり、 $t = t_1$ 、 $le = le_1$ から $t = t_2$ 、 $le = le_2$ まで積分すると次式となる。

$$-(\varrho e_2 - \varrho e_1) - K_m \cdot \ln \frac{\varrho e_2}{\varrho e_1} = k \cdot S_m \cdot \frac{1}{\mu'} \ln \left(\frac{e^{\mu' t_2} + A}{e^{\mu' t_1} + A} \right) \quad (2.3.37)$$

上式について、半減プロット法を行なうと次式となる。

$$\varrho e_1 = -1.3864 K_m + \frac{2 k S_m}{\mu'} \ln \left(\frac{e^{\mu' t_2} + A}{e^{\mu' t_1} + A} \right) \quad (2.3.38)$$

したがって、式(2.3.36)から求めた μ' 、 S_m の各値と半減プロット法で決定した t_1 、

t_2 を式(2.3.38)に代入し、 ϱe_1 に対して $\ln \left(\frac{e^{\mu' t_2} + A}{e^{\mu' t_1} + A} \right)$ をプロットすれば、傾

きより k 、切片より K_m を求めることができる。

(2) 数値解析法 (M-M式による)

M-M式の積分変換式を用い、 S が対数増殖で増える場合の数値解析法について述べる。

S が対数増殖で増える場合、式(2.3.28)の関係が成り立つ。ここで、 S_0 と k' を未知パラメーターとし、次式で示した測定値 S_i と計算値 $S_0 \cdot e^{k' t_i}$ の差の二乗和($\sum S S_i$)を最小にするような S_0 、 k' を求める。

$$\sum S S_i = \sum (S_i - S_0 \cdot e^{k' t_i})^2 \quad (2.3.39)$$

いま、 $\sum S_i^2 = [SS]$ 、 $\sum S_i \cdot e^{k' t_i} = [SE]$ 、 $\sum (e^{k' t_i})^2 = [EE]$ とおくと、式(2.3.39)は次のようになる。

$$\sum S S_i = [SS] - 2 S_0 [SE] + S_0^2 [EE] \quad (2.3.40)$$

式(2.3.40)で $\frac{\partial \sum S S_i}{\partial S_0} = 0$ および $\frac{\partial \sum S S_i}{\partial k'} = 0$ とするような S_0 、 k' を求めればよいので、次式が得られる。

$$\frac{\partial \sum S S_i}{\partial S_0} = 2(S_0 [EE] - [SE]) = 0 \quad (2.3.41)$$

$$\frac{\partial \sum S S_i}{\partial k'} = -2 S_0 [tSE] + 2 S_0^2 [tEE] = 0 \quad (2.3.42)$$

ここで、 $\sum t_i S_i \cdot e^{k' t_i} = [tSE]$ 、 $\sum t_i (e^{k' t_i})^2 = [tEE]$ である。

式(2.3.41)、式(2.3.42)より S_0 を消去すると次式となる。

$$[SE] [tEE] - [EE] [tSE] = 0 \quad (2.3.43)$$

$F(k') = [SE] [tEE] - [EE] [tSE]$ とおくと、 k' は $F(k') = 0$ の根である。ここで、直接 $F(k') = 0$ の根を求められないので、Newton法²⁹⁾を用い、関数 $F(k')$ を点 k'_i における接線 $\tilde{F}(k')$ で近似する。

$$\tilde{F}(k') = F(k'_i) + (k' - k'_i) \cdot \left(\frac{dF}{dk'} \right)_{k'_i} \quad (2.3.44)$$

式(2.3.44)の解は、 $\tilde{F}(k')=0$ であるので、次のようになる。

$$k' = -F(k'_i) / \left(\frac{dF}{dk'} \right)_{k'_i} + k'_i \quad (2.3.45)$$

この方法を繰り返して使うため、式(2.3.45)で得られた k' の値を再び k'_i として反復させ、その誤差の絶対値が一定の収束判定値以下になるまで繰り返して、その収束値 k' を求める。さらに、得られた k' 値を式(2.3.41)に代入すれば、 S_0 値が求まる。

次に、式(2.3.29)を $t=0$ 、 $l_e=l_{e0}$ 、 $S=S_0$ より $t=t$ 、 $l_e=l_e$ 、 $S=S$ の範囲で積分し、整理すると次式となる。

$$S = S_0 - \frac{k'}{k} (l_e - l_{e0} + K_m \cdot l_n \frac{l_e}{l_{e0}}) \quad (2.3.46)$$

l_{e0} 、 k 、 K_m は未知パラメーターとなるので、先と同様の操作で求めることができる。

$$\sum_i S S_2 = \sum_i \left(S_i - S_0 + \frac{k'}{k} l_{ei} - \frac{k'}{k} l_{e0} + \frac{k'}{k} K_m \cdot l_n \frac{l_{ei}}{l_{e0}} \right)^2 \quad (2.3.47)$$

$$\sum_i (l_{ei} - l_{e0}) = [L], \quad \sum_i (S_i - S_0) = [S], \quad \sum_i \left(l_n \frac{l_{ei}}{l_{e0}} \right) = [G], \quad \sum_i (l_{ei} - l_{e0})^2 =$$

$$[LL], \quad \sum_i (S_i - S_0)^2 = [SS], \quad \sum_i \left(l_n \frac{l_{ei}}{l_{e0}} \right)^2 = [GG], \quad \sum_i (S_i - S_0)(l_{ei} - l_{e0}) =$$

$$[SL], \quad \sum_i (S_i - S_0) l_n \frac{l_{ei}}{l_{e0}} = [SG], \quad \sum_i (l_{ei} - l_{e0}) l_n \frac{l_{ei}}{l_{e0}} = [LG] \text{ とおけば、以下の}$$

式が得られる。

$$\begin{aligned} \sum_i S S_2 &= [SS] + \left(\frac{k'}{k} \right)^2 [LL] + \left(\frac{k'}{k} \right)^2 K_m^2 [GG] + 2 \left(\frac{k'}{k} \right) [SL] \\ &+ 2 \left(\frac{k'}{k} \right)^2 K_m [LG] + 2 \left(\frac{k'}{k} \right) K_m [SG] \end{aligned} \quad (2.3.48)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \sum_i S S_2}{\partial k} &= -2 \cdot \frac{k'}{k^2} \left\{ \frac{k'}{k} [LL] + \frac{k'}{k} K_m^2 [GG] + 2 \frac{k'}{k} K_m [LG] \right. \\ &\left. + [SL] + K_m [SG] \right\} = 0 \end{aligned} \quad (2.3.49)$$

$$\frac{\partial \sum_i S S_2}{\partial K_m} = 2 \cdot \frac{k'}{k} \left\{ K_m \cdot \frac{k'}{k} [GG] + \frac{k'}{k} [LG] + [SG] \right\} = 0 \quad (2.3.50)$$

$$\frac{\partial \sum_i S S_2}{\partial l_{e0}} = -2 \frac{k'}{k} \left(1 + \frac{K_m}{l_{e0}} \right) \left\{ \frac{k'}{k} [L] + [S] + \frac{k'}{k} K_m [G] \right\} = 0 \quad (2.3.51)$$

式(2.3.50)より次式が得られる。

$$K_m = - \frac{k}{k'} \frac{[SG] + \frac{k'}{k} [LG]}{[GG]} \quad (2.3.52)$$

式(2.3.52)を式(2.3.49)に代入し、 $\frac{k'}{k}$ について解けば次のようになる。

$$\frac{k'}{k} = \frac{[SG][LG] - [SL][GG]}{[LL][GG] - [LG][LG]} \quad (2.3.53)$$

式(2.3.53)を式(2.3.52)に代入すれば、次のようになる。

$$K_m = - \frac{[LL][SG] - [LG][SL]}{[SG][LG] - [SL][GG]} \quad (2.3.54)$$

式(2.3.52)、式(2.3.53)を式(2.3.51)に代入して整理すれば、次のようになる。

$$[L][SG][LG] - [L][SL][GG] + [S][LL][GG] - [S][LG][LG] - [G][LL][SG] + [G][LG][SL] = 0 \quad (2.3.55)$$

式(2.3.55)の左辺を $F(\ell e_0)$ とおき、Newton法により、次式を取束させ、 ℓe_0 を求める。

$$(\ell e_0)_{i+1} = -F((\ell e_0)_i) / \left(\frac{dF}{d\ell e_0} \right)_{(\ell e_0)_i} + (\ell e_0)_i \quad (2.3.56)$$

得られた ℓe_0 値を式(2.3.53)、式(2.3.54)に代入すれば、 k 、 K_m 値が得られる。

ここで $\frac{dF}{d\ell e_0}$ は次のようになる。

$$\begin{aligned} \frac{dF(\ell e_0)}{d\ell e_0} = & \frac{1}{\ell e_0} \{ -[G][S][LL] + [S][L][LG] - [L][L][GS] \\ & + [L][G][SL] - [SL][LG] + [SG][LL] \} \\ & - [S][L][GG] + [S][G][LG] + [L][G][GS] \\ & - [G][G][SL] - [LG][GS] + [SL][GG] \end{aligned} \quad (2.3.57)$$

1.2.3 直接、モデル式を用いる場合

(1) 試行錯誤法(橋本式による)

式(2.2.1)および基質除去反応のモデル式に橋本式を適用し、整理すると次式となる。

$$\frac{dS}{dt} = (Y \cdot \frac{k(\frac{\ell e}{S})^n}{K_m + (\frac{\ell e}{S})^n} - b) S \quad (2.3.58)$$

$$\frac{d\ell e}{dt} = - \frac{k(\frac{\ell e}{S})^n}{K_m + (\frac{\ell e}{S})^n} S \quad (2.3.59)$$

式(2.3.58)、式(2.3.59)の連立1階微分方程式において、動力学式パラメ

ータ Y 、 b 、 k 、 K_m 、 n が既知であれば、初期条件 $t=t_1$ 、 $le=le_1$ 、 $S=S_1$ を与えると、Runge-Kutta の数値積分法³⁰⁾により、時間 t_i における基質濃度 le と活性汚泥微生物濃度 S の推定値 $le_{i,pred}$ と $S_{i,pred}$ を求めることができる。しかし、各パラメーター値は未知であるので、予め Y 、 b 、 k 、 K_m 、 n の各値を設定し、その値を適宜変えながら、次式の平均誤差二乗和 ES が最小になるパラメーター値を推定し、この値を最適値とすればよい。

$$ES = \sum_i \{ (S_i - S_{i,pred})^2 + (le_i - le_{i,pred})^2 \} \quad (2.3.60)$$

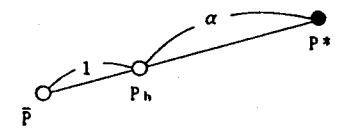
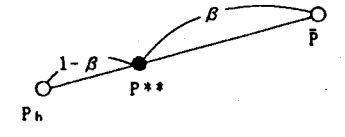
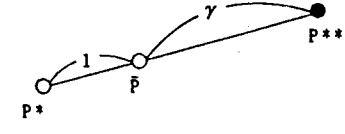
この方法は、橋本式だけでなく、表 2.2.1 のすべてのモデル式に適用でき、しかも k 、 K_m 、 n 、 m 値だけでなく、 Y 、 b 値をも同時に推定できるので、パラメーター測定の間便法として有効である。しかし、各パラメーター値とその変化幅を予め設定する必要があり、またパラメーター数が多いモデル式では、 ES の最小値の判断が難しいこともある。

(2) 数値解析法 (基礎式による)

Nelder & Meadのシンプレックス法³²⁾による基礎式の動力学式パラメーター k 、 K_m 、 n 、 m の測定法について述べる。

シンプレックス法は、推定パラメーター数 q (基礎式では $q=4$) の次元空間で、その次元より1つ多いパラメーター数 ($q+1$) の頂点での評価関数の値を比較しながら、各判断基準にしたがって、最適点の存在しそうな方向へ点を移動させる方法である。この判断基準には、鏡映、縮小、拡張の3種類があり、その計算法ならびに説明図を表 2.3.3 に一括表示した。

表 2.3.3 判断基準の計算法と説明図

項目	計 算 法	説 明 図
Reflection (鏡映)	P_h の鏡映が P^* $P^* = (1 + \alpha) \cdot \bar{P} - \alpha \cdot P_h$ α : 鏡映係数 ($\alpha > 0$)	
Contraction (縮小)	P_h の縮小が P^{**} $P^{**} = \beta \cdot P_h + (1 - \beta) \cdot \bar{P}$ β : 縮小係数 ($0 < \beta < 1$)	
Expansion (拡張)	P^* の拡張が P^{**} $P^{**} = \gamma \cdot P^* + (1 - \gamma) \cdot \bar{P}$ γ : 拡張係数 ($\gamma > 1$)	

(記号) \bar{P} : P の平均値、 P_h : $Z_h = \max(Z_i)$ を満たす P

基質除去反応のモデル式に基礎式を用いる場合、評価関数 Z は次式となる。

$$Z = \sum_i \left\{ \left(\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} \right)_i - \frac{k \cdot \frac{\ell e_i^n}{S_i^m}}{K_m + \frac{\ell e_i^n}{S_i^m}} \right\}^2 \quad (2.3.61)$$

パラメーター初期値 \vec{P}_0 。(すなわち、 k_0 、 K_{m0} 、 n_0 、 m_0) から初期シンプレックスを作り、その時の Z_i ($i = 1, 2, \dots, 5$) を求め、図 2.3.6 に示したフローチャートにしたがって計算すればよい。すべてのパラメーター \vec{P} について 5 個の分散が収束判定定数より小さくなった時に Z が最小に達したとみなし、この \vec{P} 値を推定値とする。なお、 Z_h は $\max(Z_i)$ 、 Z_l は $\min(Z_i)$ であり、これらの値を与えるパラメーター値がそれぞれ P_h 、 P_l である。

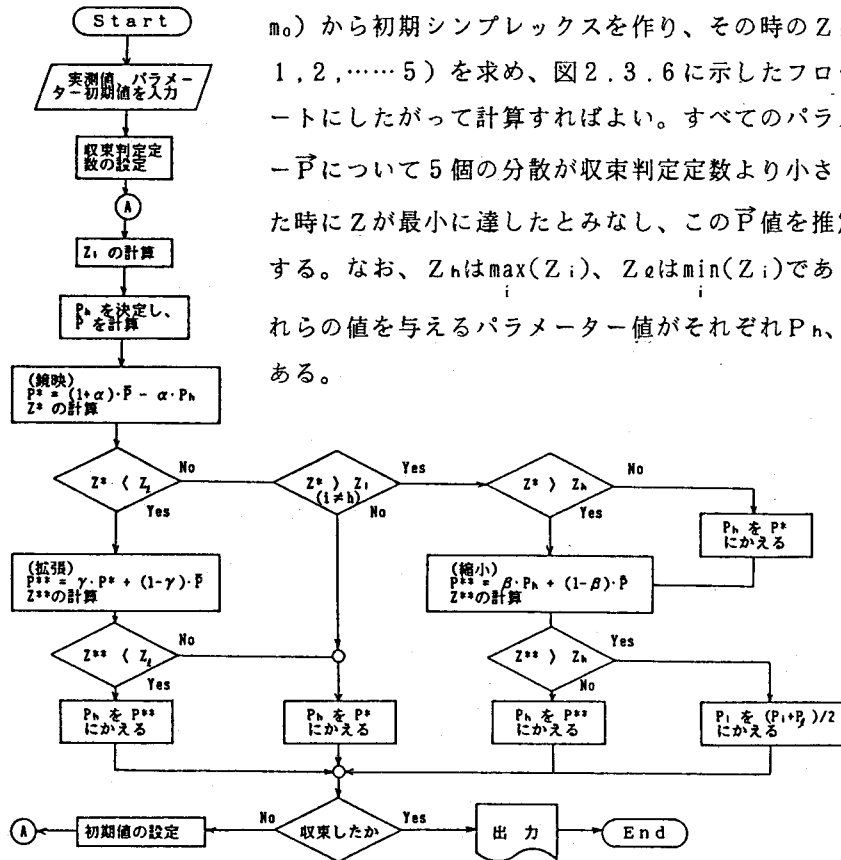


図 2.3.6 シンプレックス法のフローチャート 32)

シンプレックス法による解析は、基礎式だけでなく、他のモデル式も適用でき、また他の数値解析法に比べ収束性が優れているが、初期値の与え方により、シンプレックスが部分空間に落ちこんで、全空間での解が得られなくなる恐れがある。したがって、作図法あるいは試行錯誤法で求めたパラメーターを初期値として解析すれば、より正確なパラメーター値を測定できるといえる。

第2節 連続培養による動力学式パラメーターの測定理論

図2.2.3に示された汚泥返送完全混合式活性汚泥法の工程模式図に基づき、図2.3.7のような完全混合式活性汚泥法連続培養の実験装置を用いて、動力学式パラメーター測定理論を以下に述べる。

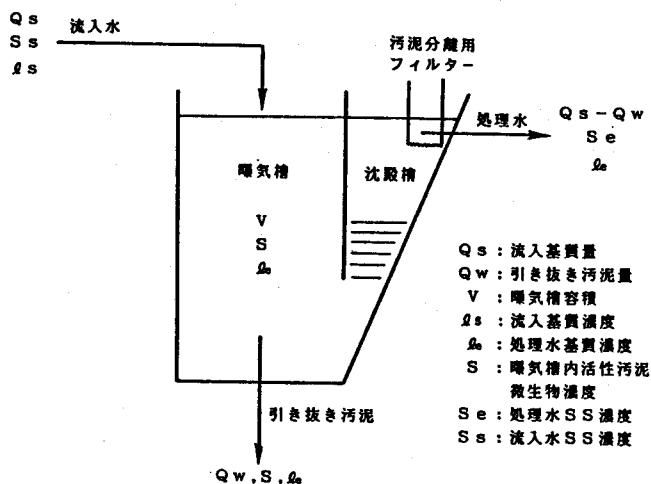


図 2.3.7 完全混合式活性汚泥法の連続培養実験装置

実験装置の曝気槽内の活性汚泥微生物と基質の物質収支をとれば次のようになる。

$$V \left(\frac{dS}{dt} \right)_v = V \frac{dS}{dt} + Q_s S_s - [(Q_s - Q_w) S_e + Q_w S] \quad (2.3.62)$$

$$\begin{aligned} V \left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v &= Q_s \ell_s - (Q_s - Q_w) \ell_e - Q_w \ell_e - V \frac{d\ell_r}{dt} \\ &= Q_s (\ell_s - \ell_e) - V \frac{d\ell_r}{dt} \end{aligned} \quad (2.3.63)$$

ここで、 $(dS/dt)_v$ は曝気槽内活性汚泥微生物濃度の時間変化、 $(d\ell_e/dt)_v$ は曝気槽内基質濃度の時間変化、 dS/dt は活性汚泥微生物の増殖速度、 $d\ell_r/dt$ は活性汚泥微生物の基質除去速度である。

式(2.3.62)の両辺を $V \cdot S$ で割れば次式となる。

$$\frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v = \frac{1}{S} \frac{dS}{dt} - \frac{(Q_s - Q_w) S_e + Q_w S - Q_s S_s}{V \cdot S} \quad (2.3.64)$$

本実験装置では、活性汚泥滞留時間 t_s は次式で定義できる。

$$t_s = \frac{V \cdot S}{(Q_s - Q_w) S_e + Q_w S - Q_s S_s} \quad (2.3.65)$$

式(2.3.65)を式(2.3.64)に代入すると次式となる。

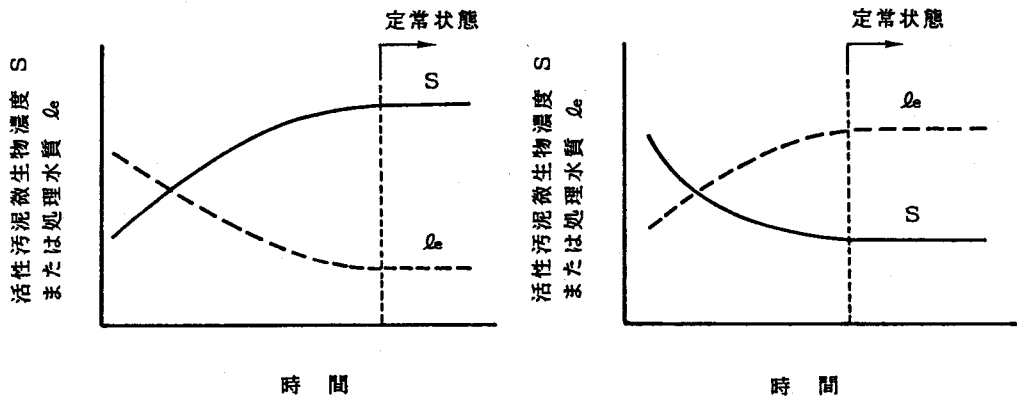
$$\frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v = \frac{1}{S} \frac{dS}{dt} - \frac{1}{t_s} \quad (2.3.66)$$

いま、流入下・廃水の基質容積負荷量 $Q_s \cdot l_s / V$ を一定にして、各種の運転 t_s となるように、汚泥の引き抜き量 Q_w を調整すると、図 2.3.8 に示すような各運転 t_s に対応する定常状態の処理水質 l_e と曝気槽内活性汚泥微生物濃度 S が得られる。図 2.3.8 において、連続運転開始時の S が低く、基質 - S 負荷量の高い時は、(a) 図のような型をとって定常状態に近づき、逆に運転開始時の S が高く、基質 - S 負荷量の低い時は、(b) 図のような型をとって定常状態に近づく。このように、運転時間を十分とり、定常運転を行えば、各運転 (t_s) 値に対応する定常値の処理水質 l_e 値および曝気槽内活性汚泥微生物濃度 S 値が得られる。定常状態では、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_v = 0$ 、 $\left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v = 0$ となるので、式 (2.3.63)、式 (2.3.66) は次のようになる。

$$\frac{dQ_r}{dt} = \frac{Q_s}{V} (l_s - l_e) \quad (2.3.67)$$

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = \frac{1}{t_s} \quad (2.3.68)$$

式 (2.3.67)、式 (2.3.68) を用いて、連続培養における動力学式パラメータ



(a) 曝気槽内初期活性汚泥微生物濃度が非常に低い場合

(b) 曝気槽内初期活性汚泥微生物濃度が非常に高い場合

図 2.3.8 活性汚泥法の連続培養実験における処理水質 l_e および曝気槽内活性汚泥微生物濃度 S の時間変化の模式図

一を次のようにして求めることができる。

2.1 パラメーターY、bの測定

式(2.2.1)に式(2.3.67)、式(2.3.68)を代入すると次のようになる。

$$\begin{aligned} \frac{1}{t_s} &= Y \cdot \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} - b \\ &= Y \cdot \frac{Q_s}{V S} (\ell_s - \ell_e) - b \end{aligned} \quad (2.3.69)$$

V、Q_s、ℓ_sは既知なので、各運転(t_s)_iに対応するℓ_e_iおよびS_iを代入し、1/(t_s)_iに対し、 $\frac{1}{S_i} \frac{Q_s}{V} (\ell_s - \ell_{e_i})$ をプロットすれば、直線関係が得られ、傾きよりY、切片よりbが求まる。

2.2 パラメーターk、K_m、n、mの測定

表2.2.1の各種基質除去反応モデル式のなかで、条件1～条件5のモデル式を用いて、パラメーターk、K_m、n、mを次のように求めることができる。

○ 条件2のM-M式による場合：

M-M式を逆数変換すると次式が得られる。

$$\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{1}{k} + \frac{K_m}{k} \cdot \frac{1}{\ell_e} \quad (\text{Lineweaver-Burk型}) \quad (2.3.70)$$

$$\frac{\ell_e}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{1}{k} \cdot \ell_e + \frac{K_m}{k} \quad (\text{Hofstee型}) \quad (2.3.71)$$

ここで、 $\frac{d\ell r}{dt} = \frac{Q_s}{V} (\ell_s - \ell_e)$ であるから、 $\frac{S_i \cdot V}{Q_s(\ell_s - \ell_{e_i})}$ あるいは $\frac{\ell_{e_i} \cdot S_i \cdot V}{Q_s(\ell_s - \ell_{e_i})}$

に対し、 $\frac{1}{\ell_{e_i}}$ あるいはℓ_e_iをプロットすることにより、k、K_mが求められる。ただし、式

(2.3.70)はℓ_eの低い場合に精度が高くなり、式(2.3.71)はℓ_eの高い場合に精度が高くなるから、両式のうち、精度の高い方を選び、k、K_mの値とする。

○ 条件5のM-M修正式による場合：

M-M修正式を逆数変換すると次式が得られる。

$$\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{1}{k} + \frac{K_m}{k} \cdot \frac{1}{\ell_e^n} \quad (\text{Lineweaver-Burk型}) \quad (2.3.72)$$

$$\frac{\ell_e^n}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{1}{k} \cdot \ell_e^n + \frac{K_m}{k} \quad (\text{Hofstee型}) \quad (2.3.73)$$

したがって、 $\frac{S_i \cdot V}{Q_s(\ell_s - \ell_{e_i})}$ あるいは $\frac{\ell_{e_i}^n \cdot S_i \cdot V}{Q_s(\ell_s - \ell_{e_i})}$ に対して、1/ℓ_e_iⁿあるいはℓ_e_iⁿ

をプロットすることにより、 k 、 K_m が求められる。式(2.3.72)、式(2.3.73)のうち精度のよい方を選び k 、 K_m の値とする。

また、 n を求めるには、 $1 / \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = y$ 、 $\ell e = x$ とおけば、式(2.3.72)は式(2.3.17)と、また式(2.3.73)は式(2.3.20)とそれぞれ同形となり、先と同じ方法で n を求めることができる。

○ 条件3のContois式による場合：

Contois式を逆数変換すると次式が得られる。

$$\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{K_m}{k} \cdot \frac{1}{\frac{\ell e}{S}} + \frac{1}{k} \quad (\text{Lineweaver-Burk型}) \quad (2.3.74)$$

$$\frac{\frac{\ell e}{S}}{\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}}} = \frac{K_m}{k} + \frac{1}{k} \left(\frac{\ell e}{S} \right) \quad (\text{Hofstee型}) \quad (2.3.75)$$

したがって、 $\frac{S_i \cdot V}{Q_s(\ell s - \ell e_i)}$ あるいは $\frac{S_i V (\ell e_i / S_i)}{Q_s(\ell s - \ell e_i)}$ に対して、 $1 / \left(\frac{\ell e_i}{S_i} \right)$ あるいは $(\ell e_i / S_i)$ をプロットすることにより、直線関係が得られ、 k および K_m が求まる。式(2.3.74)、式(2.3.75)のうち精度のよい方を選び k 、 K_m の値とする。

○ 条件4の橋本式による場合：

橋本式を逆数変換すると次式が得られる。

$$\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{K_m}{k} \cdot \frac{1}{\left(\frac{\ell e}{S} \right)^n} + \frac{1}{k} \quad (\text{Lineweaver-Burk型}) \quad (2.3.76)$$

$$\frac{\left(\frac{\ell e}{S} \right)^n}{\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}}} = \frac{K_m}{k} + \frac{1}{k} \left(\frac{\ell e}{S} \right)^n \quad (\text{Hofstee型}) \quad (2.3.77)$$

式(2.3.76)、式(2.3.77)より、 $\frac{S_i \cdot V}{Q_s(\ell s - \ell e_i)}$ あるいは $\frac{S_i V (\ell e_i / S_i)^n}{Q_s(\ell s - \ell e_i)}$

に対して、 $1 / \left(\frac{\ell e_i}{S_i} \right)^n$ あるいは $\left(\frac{\ell e_i}{S_i} \right)^n$ をプロットすることにより直線関係が得られ、 k および K_m が求まる。上記2式のうち精度のよい方を選んで k 、 K_m の値とする。

また、 $1 / \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = y$ 、 $\ell e / S = x$ とおけば、 n は、先に述べたM-M修正式による場合と同様にして求まる。

○ 条件1の基礎式による場合：

基礎式を逆数変換すると次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{1}{k} + \frac{K_m}{k} \cdot \frac{S^m}{\ell e^n} \quad (\text{Lineweaver-Burk型}) \quad (2.3.78)$$

$$\frac{\frac{\ell e^n}{S^m}}{\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt}} = \frac{K_m}{k} + \frac{1}{k} \cdot \frac{\ell e^n}{S^m} \quad (\text{Hofstee型}) \quad (2.3.79)$$

先と同様に、 $1 / \frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = y$ とおき、式 (2.3.78) で y を S および ℓe で偏微分し整理すると式 (2.3.13) が得られ、その傾き $-\frac{m}{n}$ を a とおき、基礎式に代入すると、式 (2.3.14) と同一の次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell r}{dt} = \frac{k \left(\frac{\ell e}{S-a} \right)^n}{K_m + \left(\frac{\ell e}{S-a} \right)^n} \quad (2.3.14)$$

上式を変形し、先と同じ方法で n を決定することができ、さらに式 (2.3.15) の Lineweaver-Burk型逆数変換式あるいは式 (2.3.16) の Hofstee型逆数変換式から k 、 K_m を求めることができる。これらのうち精度のよい方を選んで k 、 K_m の値とする。

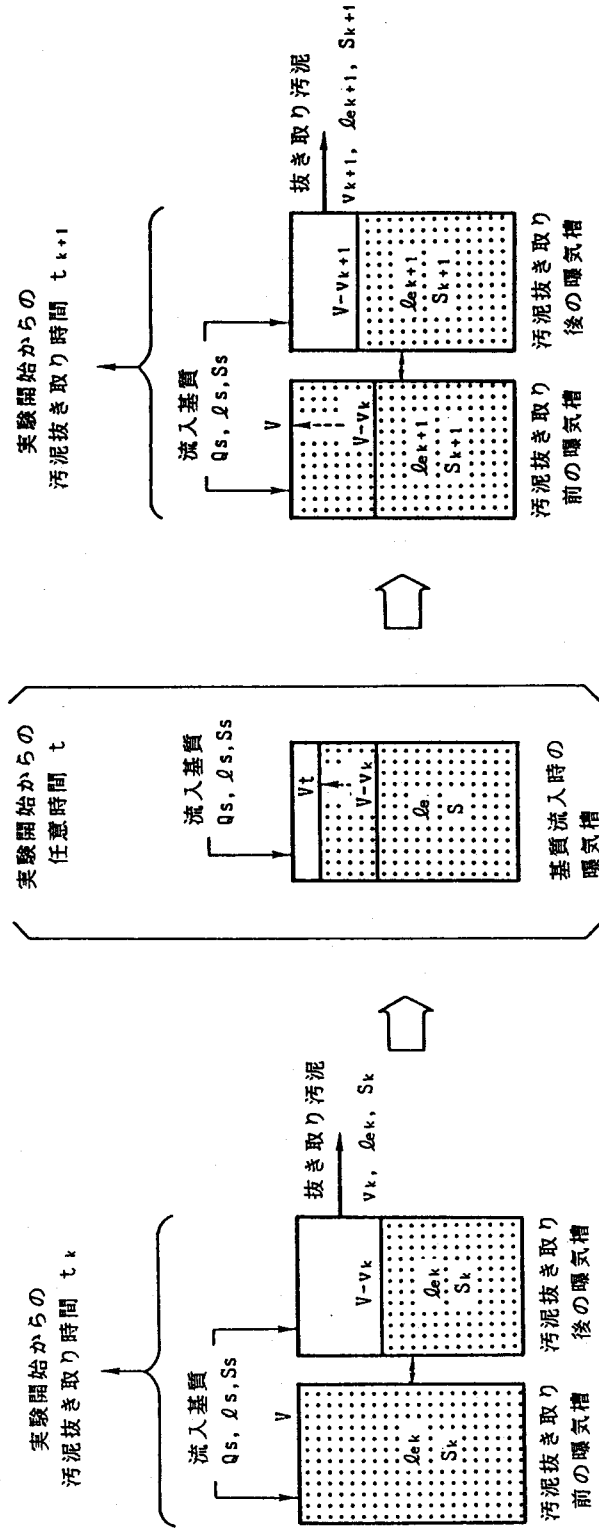
一方、式 (2.3.22) および式 (2.3.23) を用い、重回帰分析の数学的手法により、 $\ln \left(\frac{\partial y}{\partial S} \right)$ あるいは $\ln \left(-\frac{\partial y}{\partial \ell e} \right)$ 、 $\ln S$ 、 $\ln \ell e$ に最適な係数、 $m \cdot \ln \frac{K_m}{k}$ あるいは $n \cdot \ln \frac{K_m}{k}$ 、 $(m-1)$ あるいは m 、 $(-n)$ あるいは $(-n-1)$ が求まるので、直接 m 、 n が決定される。

得られた m 、 n を用い、式 (2.3.78) の Lineweaver-Burk型では、 $1 / (\ell e_i^n / S_i^m)$ に対し $\frac{S_i V}{Q_s(\ell s - \ell e_i)}$ をプロットすることにより、また、式 (2.3.79) の Hofstee型

では、 $(\ell e_i^n / S_i^m)$ に対し $\frac{S_i V (\ell e_i^n / S_i^m)}{Q_s(\ell s - \ell e_i)}$ をプロットすることにより、 k 、 K_m を算出することができる。いずれか精度のよい k 、 K_m の値をとればよい。

第3節 連続Fed-Batch培養による動力学式パラメーターの測定理論

連続Fed-Batch培養による活性汚泥法の運転操作模式図を図2.3.9に示した。これは、曝気槽に基質を連続流入させながら、曝気槽内の液容積が所定容積に達した時に、曝気槽から活性汚泥混合液を抜き取る操作を繰り返す方法である。すなわち、実験開始からの汚泥抜き取り時間 t_k で曝気槽内の液容積が所定容積 V に達した時、基質連続流入下で、容積 v_k の活性汚泥混合液を曝気槽から可及的速やかに抜き取り、さらにその後基質の連



→ 槽の同一を示す

Q_s : 流入基質量 (l/hr)、 l_s : 流入基質濃度 (mg/l)、 S_s : 流入SS濃度 (mg/l)、 V : 汚泥抜き取り前の曝気槽内の液容積 (l)、 t_k, t_{k+1} : 実験開始からの汚泥抜き取り時間 (hr)、 t : t_k と t_{k+1} の間の任意時間 (hr)、 V_k, V_{k+1} : 汚泥抜き取り時間 t_k, t_{k+1} における抜き取り汚泥量 (l)、 V_t : t_k と t_{k+1} の間の任意時間 t における曝気槽内の液容積 (l)、 l_{ek}, l_{ek+1}, l_e : 汚泥抜き取り時間 t_k, t_{k+1}, t における曝気槽内の基質濃度 (mg/l)、 S_k, S_{k+1}, S : 汚泥抜き取り時間 t_k, t_{k+1}, t における曝気槽内の活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

図 2.3.9 連続 Fed-Batch培養の運転操作模式図

続流入で、汚泥抜き取り時間 t_{k+1} に曝気槽内の液容積が V に達し、前同様再度容積 v_{k+1} の活性汚泥混合液を抜き取り、この操作を繰り返す培養法である。これらの一連の操作で抜き取られた活性汚泥微生物と基質の各濃度の時間変化を模式図で示すと図2.3.10となる。図示したように、培養開始時の活性汚泥微生物濃度が低く、基質-S S負荷量が高い時には、(a)図のような型をとって活性汚泥微生物濃度は増加し、基質濃度は減少するが、逆に、培養開始時の活性汚泥微生物濃度が高く、基質-S S負荷量が低い時には、(b)図のような型をとって活性汚泥微生物濃度は減少し、基質濃度は増加する。

図2.3.10の(b)について、具体的に本培養法の活性汚泥微生物濃度と基質濃度の変化を説明すると次のようになる。

時間 t_k での汚泥抜き取り直後の槽内液容積は $V - v_k$ となり、基質の連続流入により、液容積は徐々に増加し、活性汚泥微生物濃度は流入基質で徐々に希釈される。しかし、この流入基質を活性汚泥微生物が摂取し、微生物細胞が増殖する。基質連続流入下では、このような希釈と増殖により、実際には、活性汚泥微生物濃度は図中の実線で示される変化をとり、時間 t_{k+1} で液容積が V に達した時にその濃度は S_{k+1} となる。また、槽内基質濃度は、汚泥抜き取り直後、基質の連続流入で増加するが、微生物による基質摂取で、実際には、図示したように、活性汚泥微生物濃度とは逆の変化になるはずである。したがって、汚泥抜き取り時間 t_k から t_{k+1} の間の任意時間 t における S と le は、図中の実線上の「○」と「△」で示したところに位置している。

次に、図2.3.9の運転操作に基づき、汚泥抜き取り時間 t_k から t_{k+1} の間の任意時間 t における曝気槽内の液容積の時間変化と曝気槽内の活性汚泥微生物と基質の物質収支を考えると次のようになる。

任意時間 t における液容積 V_t は次式で示される。

$$V_t = (V - v_k) + Q_s (t - t_k) \quad (2.3.80)$$

ここで、 $t = t_k$ あるいは $t = t_{k+1}$ の汚泥抜き取り直前では $V_t = V$ 、また $t = t_k$ の汚泥抜き取り直後では $V_t = V - v_k$ となる。上式より、 V_t の時間変化 (dV_t/dt) v は次式となる。

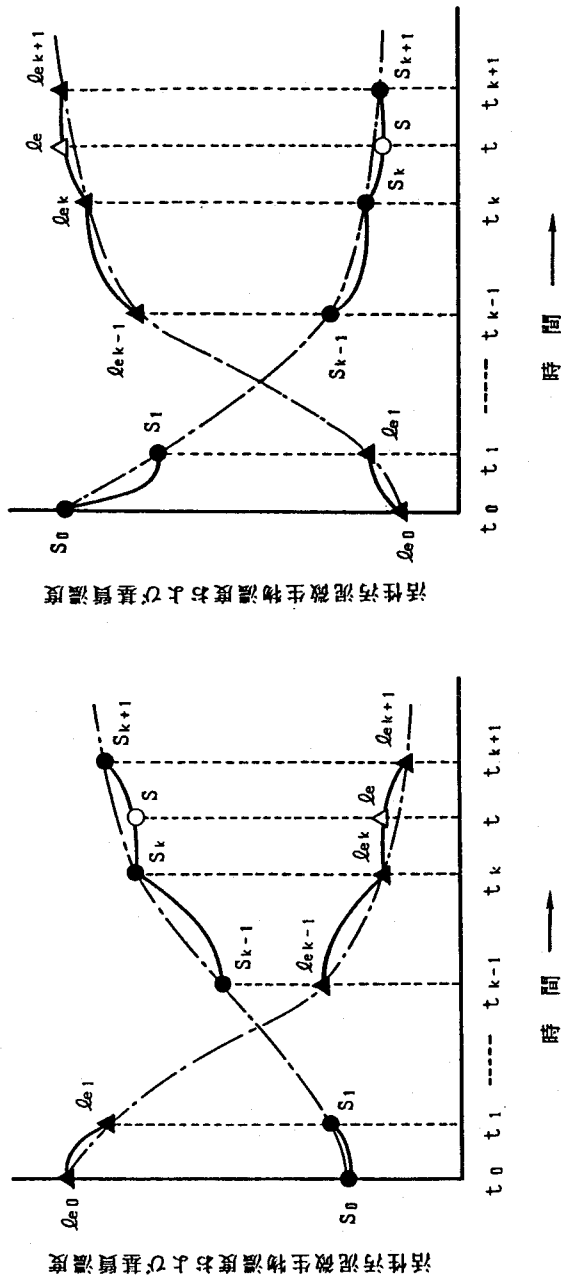
$$\left(\frac{dV_t}{dt}\right)_v = Q_s \quad (2.3.81)$$

また、任意時間 t における曝気槽内の活性汚泥微生物量と基質量はそれぞれ $V_t \cdot S$ 、 $V_t \cdot le$ であるので、任意時間 t における曝気槽内の活性汚泥微生物と基質の物質収支はそれぞれ次のようになる。

$$\left[\frac{d(V_t \cdot S)}{dt}\right]_v = Q_s S_s + \frac{d(V_t \cdot S)}{dt} \quad (2.3.82)$$

$$\left[\frac{d(V_t \cdot le)}{dt}\right]_v = Q_s l_s - \frac{d(V_t \cdot lr)}{dt} \quad (2.3.83)$$

式(2.3.82)は次のように変形できる。



活性汚泥発酵槽中の汚泥濃度および基質濃度の時間変化

活性汚泥発酵槽中の汚泥濃度および基質濃度の時間変化

(a) 曝気槽内初期活性汚泥微生物濃度が非常に低い場合

(b) 曝気槽内初期活性汚泥微生物濃度が非常に高い場合

- 汚泥抜き取り時の曝気槽内活性汚泥微生物濃度の実測値
- ▲ 汚泥抜き取り時の曝気槽内基質濃度の実測値
- 任意時間tにおける曝気槽内活性汚泥微生物濃度
- △ 任意時間tにおける曝気槽内基質濃度
- 基質連続流入時の曝気槽の活性汚泥微生物濃度と基質濃度の実際変化曲線
- - - 汚泥抜き取り時の実測値の変化曲線

図 2.3.10 連続 Fed-Batch 培養実験における曝気槽内の活性汚泥微生物濃度と基質濃度の時間変化の模式図

$$V_t \left(\frac{dS}{dt} \right)_v + S \left(\frac{dV_t}{dt} \right)_v = Q_s S_s + \frac{d(V_t \cdot S)}{dt}$$

$$\frac{1}{V_t \cdot S} \frac{d(V_t \cdot S)}{dt} = \frac{1}{V_t} \left(\frac{dV_t}{dt} \right)_v - \frac{Q_s \cdot S_s}{V_t \cdot S} + \frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v \quad (2.3.84)$$

式(2.3.84)に式(2.3.81)を代入すれば次式が得られる。

$$\frac{1}{V_t \cdot S} \frac{d(V_t \cdot S)}{dt} = \frac{Q_s(S - S_s)}{V_t \cdot S} + \frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v \quad (2.3.85)$$

また、式(2.3.83)を同様に变形し、整理すれば次式となる。

$$\frac{1}{V_t \cdot S} \frac{d(V_t \cdot \ell r)}{dt} = \frac{Q_s(\ell_s - \ell_e)}{V_t \cdot S} - \frac{1}{S} \left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v \quad (2.3.86)$$

上記式(2.3.85)と式(2.3.86)の2式は、任意時間 t における非定常状態で
の活性汚泥微生物の比増殖速度と比基質除去速度である。

曝気槽内の活性汚泥微生物濃度の時間変化 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_v$ と曝気槽内の基質濃度の時間変化 $\left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v$ は、図2.3.10の実線の傾きであり、 S_0 が非常に低く、 ℓ_{e0} が著しく高い場合((a)図)には、 $\frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v > 0$ 、 $\frac{1}{S} \left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v < 0$ となり、また S_0 が非常に高く、 ℓ_{e0} が著しく低い場合((b)図)には、 $\frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v < 0$ 、 $\frac{1}{S} \left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v > 0$ となる。しかし、この $\left(\frac{dS}{dt} \right)_v$ と $\left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v$ は、実際には計測できないので、汚泥抜き取り時の実測値から近似するしかない。また、上記2式の非定常解析から動力学式パラメーターを迅速に測定するには、抜き取り汚泥量を多くして、活性汚泥微生物濃度および基質濃度の変化を大きくする必要があり、抜き取り汚泥量の決定が連続Fed-Batch培養では重要な因子となる。

時間 t_k すなわち汚泥抜き取り直前における曝気槽内の活性汚泥微生物量は $V \cdot S_k$ で、この中の一部の汚泥すなわち抜き取り汚泥量 $(v_k \cdot S_k)$ をこの時間に可及的速やかに一度に抜き取るわけである。しかし、この t_k 時間から次の汚泥抜き取り時間 t_{k+1} までの時間 $(t_{k+1} - t_k)$ 内に、基質の連続流入で流入下・廃水から微生物量 $(v_k \cdot S_s)$ が曝気槽に連続供給されるので、単位時間当りに曝気槽から排出される正味の平均活性汚泥微生物量は $v_k(S_k - S_s) / (t_{k+1} - t_k)$ となる。また、式(2.3.80)は、 $t = t_{k+1}$ とおくと $v_k = Q_s(t_{k+1} - t_k)$ となり、前述 $v_k(S_k - S_s) / (t_{k+1} - t_k)$ は $Q_s(S_k - S_s)$ で表される。したがって、式(2.3.85)の右辺第1項は、 $t = t_k$ における曝気槽内活性汚泥微生物の滞留時間の逆数で表される。活性汚泥微生物の滞留時間を t_s とおくと、次式が成

立する。

$$\frac{1}{Vt \cdot S} \frac{d(Vt \cdot S)}{dt} = \frac{1}{t_s} + \frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right) \nu \quad (2.3.87)$$

$$\frac{1}{t_s} = \frac{\nu_k (S_k - S_s)}{V \cdot S_k (t_{k+1} - t_k)} \quad (2.3.88)$$

また、式(2.3.88)を ν_k について解くと次式となる。

$$\nu_k = \frac{V(t_{k+1} - t_k)}{t_s \left(1 - \frac{S_s}{S_k} \right)} \quad (2.3.89)$$

上式から、汚泥抜き取り時間 t_k における微生物濃度比 S_s/S_k 値がわかれば、所定 t_s 値に対応する汚泥抜き取り量 ν_k を算出できる。すなわち、汚泥抜き取り時の微生物濃度比測定値から、 t_s を希望所定値で、汚泥抜き取り量を計算でき、また各時間ごとのこの汚泥抜き取りの繰り返しにより、連続Fed-Batch培養を一定 t_s に維持することができる。

3.1 パラメーター Y 、 b の測定

式(2.3.87)の左辺は、任意時間 t における活性汚泥微生物の比増殖速度(μ)であるから、同式を変形すると次式で表される。

$$\frac{(dS)\nu}{S} = \left(\mu - \frac{1}{t_s} \right) (dt)\nu \quad (2.3.90)$$

前述の汚泥抜き取り操作により、 t_s 値を一定に維持できるので、上式を $t=t_{k-1}$ 、 $S=S_{k-1}$ から $t=t_{k+1}$ 、 $S=S_{k+1}$ まで積分すると次式が得られる。

$$\ln \frac{S_{k+1}}{S_{k-1}} = \int_{t_{k-1}}^{t_{k+1}} \mu dt - \frac{t_{k+1} - t_{k-1}}{t_s} \quad (2.3.91)$$

いま、 $\int \mu dt = G(t)$ とおくと、上式は次のようになる。

$$G(t_{k+1}) - G(t_{k-1}) = \frac{t_{k+1} - t_{k-1}}{t_s} + \ln \frac{S_{k+1}}{S_{k-1}} \quad (2.3.92)$$

式(2.3.87)より、比増殖速度 μ の時間変化は、 t_s が一定であることから、 $\frac{1}{S}$

$\left(\frac{dS}{dt} \right) \nu$ の時間変化と同一となるが、先に述べたように、この変化を明確に図示することは困難である。

そこで、汚泥抜き取り時間 t_{k-1} 、 t_k 、 t_{k+1} における μ を μ_{k-1} 、 μ_k 、 μ_{k+1} とおき、 μ の時間変化を模式的に示すと図2.3.11のようになる。ここで、実線

は μ の仮想曲線である。図中の斜線部分は $\int_{t_{k-1}}^{t_{k+1}} \mu dt$ すなわち式(2.3.92)の左辺と

同じであるので、 μ の変化量あるいは時間 $(t_{k+1} - t_{k-1})$ が微小であれば、次の近似式が成り立つ。

$$G(t_{k+1}) - G(t_{k-1}) = \frac{\mu_{k-1} + \mu_{k+1}}{2} (t_{k+1} - t_{k-1}) \quad (2.3.93)$$

$$\mu_k = \frac{\mu_{k-1} + \mu_{k+1}}{2} \quad (2.3.94)$$

したがって、式(2.3.92)～式(2.3.94)から、時間 t_k における比増殖速度 μ_k は次式で求められる。

$$\mu_k = \frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_{k+1} - t_{k-1}} \ln \frac{S_{k+1}}{S_{k-1}} \quad (2.3.95)$$

また、式(2.3.86)の $\frac{1}{Vt \cdot S} \frac{d(Vt \cdot lr)}{dt}$ を L_r とおけば、時間 t_k の汚泥抜き取り直前の比基質除去速度 L_{rk} は次のようになる。

$$L_{rk} = \frac{Qs(ls - le_k)}{V \cdot S_k} - \frac{1}{S_k} \left[\left(\frac{dle}{dt} \right)_v \right]_{t=t_k} \quad (2.3.96)$$

基質濃度の変化量あるいは時間 $(t_{k+1} - t_{k-1})$ が微小であれば、上式の微分値 $\left[\left(\frac{dle}{dt} \right)_v \right]_{t=t_k}$ は、先に述べた理由で、汚泥抜き取り時間の実測値をもとに次式で近似できる。

$$\left[\left(\frac{dle}{dt} \right)_v \right]_{t=t_k} = \frac{le_{k+1} - le_{k-1}}{t_{k+1} - t_{k-1}} \quad (2.3.97)$$

また、汚泥抜き取り間隔が大きい場合あるいは基質濃度 le に測定誤差が含まれる場合には、Lagrangeの内挿法を適用して、誤差の小さな微分値を式(2.3.9)と同一の次式から求めることができる。

$$\left[\left(\frac{dle}{dt} \right)_v \right]_{t=t_k} = \frac{1}{12 \cdot \Delta t} (le_{k-2} - 8le_{k-1} + 8le_{k+1} - le_{k+2}) \quad (2.3.98)$$

式(2.3.97)あるいは式(2.3.98)を式(2.3.96)に代入すれば、時間 t_k における比基質除去速度 L_{rk} が求められる。なお、式(2.3.97)あるいは式(2.3.98)の何れを用いて、微分値 $\left[\left(\frac{dle}{dt} \right)_v \right]_{t=t_k}$ を算出するかは適宜選択すればよい。

以上のように、式(2.3.95)、式(2.3.96)で求めた μ_k 、 L_{rk} を各汚泥抜き取り時間ごとに算出し、式(2.2.1)に代入すれば直線関係が得られ、傾きから Y 、切片から b をそれぞれ測定できる。

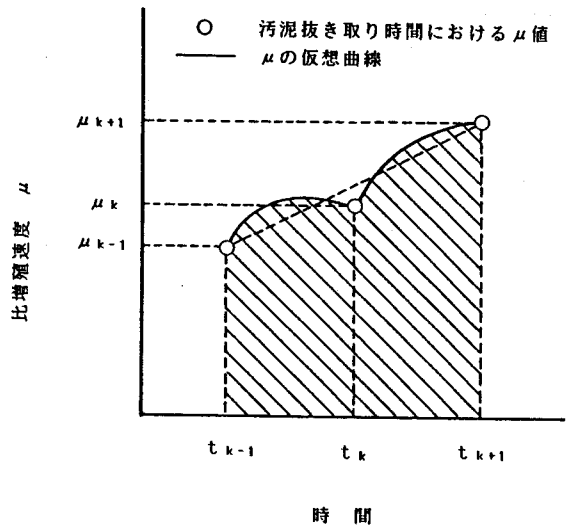


図 2.3.11 比増殖速度 μ の時間変化の模式図

3.2 パラメーターk、K_m、n、mの測定

連続Fed-Batch培養は、回分培養と同じ非定常状態を取り扱う培養法であるので、表2.2.1に示した各種反応モデル式のパラメーターk、K_m、n、mは、時間t_kにおける実測値S_k、l_{ek}と式(2.3.96)から求められるL_{rk}の値を用いて、先に述べた回分培養の測定法と同じように求めることができる。ただし、表2.3.2のなかで、Sの増殖型を仮定した、積分変換式を用いるパラメーター測定法は、図2.3.10の(a)図のように、曝気槽内初期活性汚泥微生物濃度S₀が非常に低い場合には適用できるが、(b)図のような場合には適用できない。

第4章 活性汚泥法制御動力学式のパラメーター測定の実験的検討

第1節 回分培養による動力学式パラメーターの測定

1.1 回分培養の動力学式パラメーター値に関する既往文献

活性汚泥法の動力学式パラメーターを回分培養で求める方法は、実験が連続培養に比べて簡単で手間がかからない反面、その解析は非定常状態を取り扱うので、非常に困難で、なかなか実用化されるにいたっていない。ここでは、回分培養実験による動力学式パラメーターの測定方法と測定値について、既往の文献から概説する。

Busch³⁵⁾は、連続培養の活性汚泥を種汚泥として回分培養実験を行ない、BOD除去速度とBOD濃度の関係を得、最小酸素必要量を求めている。また、Gaudyら¹⁾は、希釈率を種々変えた連続培養実験と、これらの活性汚泥を種汚泥として回分培養実験を、初発基質濃度をCOD 50~800 mg/lで6段階に変えて行ない、各基質濃度での比増殖速度μの変化を測定し、基質濃度とμの関係がMonodモデルに最もよく合うことを確かめ、Lineweaver-Burkプロットよりパラメーターμ_m、K_m、Y_{ob}を得ている(表2.4.1)。ただし、μ_mは最大比増殖速度(1/hr)、K_mは飽和恒数(mg/l)、Y_{ob}は見かけの収率係数である。

Knowlesら³⁾は、次のMonod式を用いている。

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_m \cdot l_e}{K_m + l_e} S \quad (2.4.1)$$

$$\frac{dl_e}{dt} = \frac{1}{Y_{ob}} \cdot \frac{\mu_m \cdot l_e}{K_m + l_e} S \quad (2.4.2)$$

ここで、Sは活性汚泥微生物濃度(mg/l)、l_eは基質濃度(mg/l)であり、初発のSおよびl_eをS₀およびl_{e0}とすると、l_e=l_{e0}-(S-S₀)/Y_{ob}の関係を上記2式に代入し、積分して次式を得ている。

表 2.4.1 グルコースを基質とした回分培養実験より得たパラメーター値¹⁾

種汚泥の希釈率(1/hr)	μ_m (1/hr)	K_m (mg/l)	Y_{ob} (回分)	Y_{ob} (連続)
0.042	0.416	68	0.46	0.552
0.056	0.384	87	0.42	0.692
0.083	0.588	91	0.37	0.675
0.167	0.715	145	0.46	0.636
0.250	0.555	97	0.46	0.685
0.333	0.770	181	0.48	0.558
0.667	0.530	30	0.48	0.785

$$\frac{1}{t} \ln \left(\frac{le}{le_0} \right) = \left[1 + \left(\frac{S_0 + Y_{ob} \cdot le_0}{Y_{ob} \cdot K_m} \right) \right] \cdot \frac{1}{t} \ln \left[1 + \frac{Y_{ob}(le_0 - le)}{S_0} \right] - \mu_m \left(\frac{S_0 + Y_{ob} \cdot le_0}{Y_{ob} \cdot K_m} \right) \quad (2.4.3)$$

$$\frac{1}{t} \ln \left(\frac{S}{S_0} \right) = \frac{Y_{ob} \cdot K_m}{S_0 + Y_{ob} \cdot le_0 + Y_{ob} \cdot K_m} \ln \left[1 - \frac{1}{Y_{ob} \cdot le_0} (S - S_0) \right] + \frac{S_0 + Y_{ob} \cdot le_0}{S_0 + Y_{ob} \cdot le_0 + Y_{ob} \cdot K_m} \mu_m \quad (2.4.4)$$

Knowlesらは、上記2式をNitrosomonasおよびNitrobacterの増殖に適用し、コンピューターを使って、回分培養実験から μ_m 、 K_m 、 S_0 を求め、実際データとよく一致することを報告している。Knowlesらが行なったのは硝化菌についてであるが、Michaelisモデルを基礎とする酵素-触媒反応への応用が可能であるとしている。

Gates & Marlar²⁾は、Knowlesらと同じ式を活性汚泥法に適用し、作図法によってパラメーターの推定を行なっている。すなわち、式(2.4.3)において、 $\frac{1}{t} \ln \left(\frac{le}{le_0} \right)$

に対し $\frac{1}{t} \ln \left\{ 1 + \frac{Y_{ob}}{S_0} (le_0 - le) \right\}$ をプロットすると、切片と傾きより μ_m 、 K_m 、 Y_{ob} が求まる。ところが、 Y_{ob}/S_0 は未知なので、式(2.4.3)が直線化されるように試

行錯誤法で検索する。同様に、式(2.4.4)においても、 $\frac{1}{Y_{ob} \cdot le_0}$ の値を式(2.4.

4)が直線となるように試行錯誤法で仮定し、 $\frac{1}{t} \ln \frac{S}{S_0}$ に対し $\frac{1}{t} \ln \left\{ 1 - \frac{1}{Y_{ob} \cdot le_0} (S - S_0) \right\}$ をプロットすれば、式(2.4.3)の場合と同様に、傾きと切片から μ_m 、

K_m 、 Y_{ob} が求まるという理論を提案している。Gates & Marlarらは、グルコースを基質として、初発活性汚泥濃度 20 mg/l という低い濃度で実験を行ない、 $\mu_m = 0.34 \text{ (1/hr)}$ 、 $K_m = 7.95 \text{ (mg/l)}$ 、 $Y_{ob} = 0.40$ を得ている。

Bhatlaら⁴⁹は、回分培養実験より、BOD除去速度を作図的に求め、連続培養実験での処理効率を予測する方法を提案している。また、プロセスを律速するのはBOD除去速度よりも代謝速度であるとして、酸素摂取速度の変化から、Energy Oxygen(このものは有機物が微生物に変換する時の自由エネルギーの変化に比例する)を求める方法を提案しているが、実際データの解析は行なっていない。

Peilら⁵⁰は、種々の単一炭素源および下水を用いた回分培養を行ない、Lineweaver-Burkプロットから μ_m および K_m を求めている(表2.4.2)。

表 2.4.2 種々の基質における μ_m および K_m 値⁵⁾

基 質		μ_m (1/hr)	K_m (mg/l)
グルコース	1	0.49	29
	2	0.38	11
ラクトース	1	0.53	55
	2	0.44	37
	3	0.20	—
	4	0.43	33
スクロース	1	0.55	17
	2	0.28	6
ソルビトール	1	0.60	18
	2	0.44	13
アラニン	1	0.33	27
	2	0.18	15
グルタミン酸	1	0.78	47
	2	0.59	95
セリン	1	0.43	50
	2	0.54	30
ヒステジン	1	0.50	17
	2	0.67	50
フェニルアラニン	1	0.33	41
	2	0.33	54
システイン		0.16	23
酢酸	1	0.36	41
	2	0.29	47
プロピオン酸	1	0.38	6
	2	0.37	17
下水	1	0.49	41
	2	0.43	62

Chiuら⁶⁾は、グルコースを基質として、種々の希釈率で連続培養した活性汚泥を種汚泥とし、回分培養実験を行なっている。Chiuらは、式(2.2.1)および表2.2.1のM-M式を用い、次式の平均二乗偏差TEを最小にするパラメーター値を最適値とする試行錯誤法でパラメーターを測定した。

$$TE = \sum_{i=1}^N \{ (S_{i,exp} - S_{i,pred})^2 + (le_{i,exp} - le_{i,pred})^2 \} \quad (2.4.5)$$

ここで、 $S_{i,exp}$ は第i番目の実際微生物濃度(mg/l)、 $S_{i,pred}$ は第i番目の予想微生物濃度(mg/l)、 $le_{i,exp}$ は第i番目の実際基質濃度(mg/l)、 $le_{i,pred}$ は第i番目の予想基質濃度(mg/l)、Nはデータ総数である。

計算は、Lag相のデータを含まないような操作を行ない、コンピューターを用いて、最小の平均二乗偏差を与えるパラメーター値を求め、表2.4.3の結果を得ている。また、Chiuらは、これら一連の回分培養実験の結果より、混合培養系では微生物は競合関係にあり、異なる希釈率では異なる種が優位を占めるので、 μ_m と希釈率は非常に相関があるとしている。また、希釈率0.4(1/hr)以上から採取した種汚泥を使った回分培養実験のパラメーターのみが、連続培養実験のパラメーターと代替し得ることがわかったという。したがって、処理プラントの設計に際して、安定性のある、高い処理効率のシステムを生み出すように、負荷変動やwashoutを考慮に入れて、回分培養実験で得られたパラメーターを使用せねばならないとしている。

表 2.4.3 グルコースを基質とした回分培養実験より得たパラメーター値⁶⁾

種汚泥の希釈率(1/hr)	Y	b. (1/hr)	k (1/hr)	Km (mg/l)	$\mu_m = Y \cdot k$ (1/hr)
0.022	0.481	0.0125	0.493	3.20	0.237
0.067	0.605	0.0229	0.382	0.84	0.231
0.095	0.606	0.0203	0.419	3.61	0.254
0.20	0.533	0.0100	0.692	2.18	0.369
0.40	0.709	0.0157	1.157	180.91	0.820
0.50	0.530	0.0207	1.092	80.68	0.579
0.57	0.543	0.0085	1.536	186.91	0.834
0.57	0.551	0.0064	1.726	246.20	0.951
0.67	0.553	0.0244	1.146	71.14	0.634

培養温度：25 ± 0.5℃

以上、これまで報告された幾つかの回分培養によるパラメーター値の測定方法に関する試みを概説したが、それらの方法も様々であり、実用化されるに至っていない。しかし、これらの報告の中には、計算の労も少なくすみ、測定パラメーターによる回帰曲線が実測値とよく一致するものもある。今後の問題としては、回分培養より得たパラメーター値を連続培養系に応用するアプローチの検討が極めて必要である。回分培養より得たパラメーターは、その培養環境に著しく左右されるものであり、安定した制御をもたらすパラメーター値の選択についての検討が今後十分なされなければならないと考えられる。

1.2 実験材料と方法

実験装置の模式図を図2.4.1に示した。曝気槽には、容積8ℓの円筒型容器を用い、槽内底部の多孔性散気装置と攪拌子で曝気槽内を完全混合に維持した。

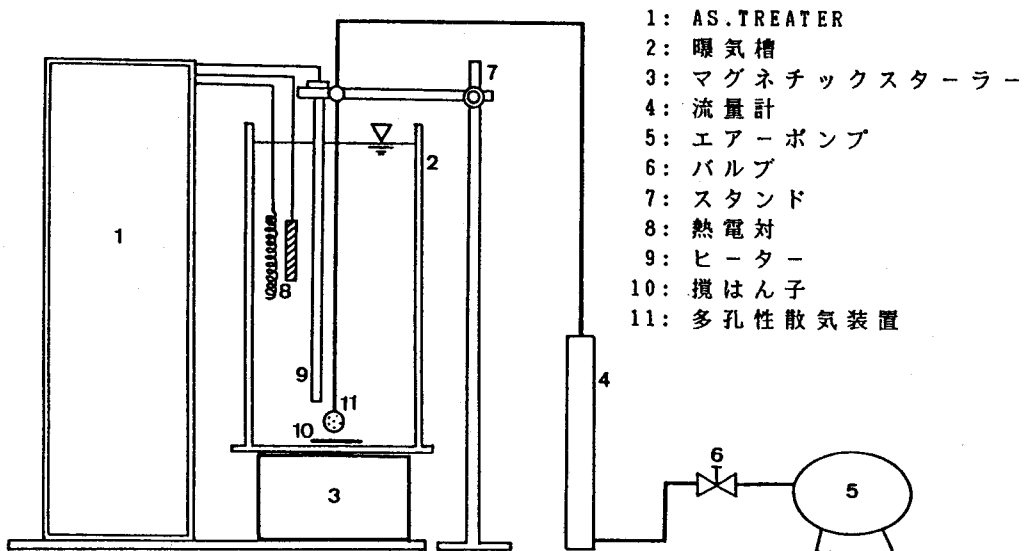


図 2.4.1 活性汚泥法の回分培養実験装置

本実験に使用した基質は、合成下水、Corn Steep Liquor(CSL)、酢酸ナトリウム、グルコース、ラクトース、可溶性デンプン、ゼラチン、ポリビニルアルコール(PVA)およびドデシルベンゼンスルホン酸塩(ABS)の9種類である。これらを炭素源とした培地組成を表2.4.4～表2.4.7に示した。

供試活性汚泥は、基質がゼラチン、CSL、酢酸ナトリウムの場合には、これらを炭素源としてそれぞれ加えた合成下水を培地として、Fill and Draw方式で培養したものをを用いたが、他の基質の場合には、同じくFill and Draw方式で培養し、各々の基質に十

表 2.4.4 各種初発基質濃度と添加無機塩培地

(a) 基 質

基 質	初発濃度
Corn Steep Liquor	5.0
可溶性デンプン	3.0
酢酸ナトリウム	3.0 g/l
グルコース	3.0
ラクトース	3.0
ゼラチン	6.0

(b) 無 機 塩

無機塩	添加濃度
NH ₄ Cℓ	1.0
KH ₂ PO ₄	1.0
Na ₂ HPO ₄	1.0
NaCℓ	0.3 g/l
KCℓ	0.15
CaCℓ ₂	0.15
MgSO ₄	0.1
肉エキス	1.0 μg/l

表 2.4.5 合成下水の培地組成

成 分	濃 度
Peptone	1.8
肉エキス	1.2
Urea	0.3
NaCℓ	0.09 g/l
KCℓ	0.042
CaCℓ ₂	0.042
MgSO ₄	0.03
Na ₂ HPO ₄	0.3
CODcr	3000 mg/l
pH	6.6

表 2.4.6 PVAをC源とした培地組成

成 分	濃 度
Polyvinyl alcohol	0.5
NaCℓ	0.01
CaCℓ ₂	0.025
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.1 g/l
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.015
NH ₄ NO ₃	0.05
KH ₂ PO ₄	0.1
K ₂ HPO ₄	0.8
CODcr	800 mg/l
pH	7.2

表 2.4.7 ABSをC源とした培地組成

成 分	濃 度
C ₁₂ H ₂₅ C ₆ H ₄ SO ₃ Na	30
NaCℓ	0.6
CaCℓ ₂	1.5
MgSO ₄ ·7H ₂ O	6 mg/l
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.9
NH ₄ NO ₃	3
KH ₂ PO ₄	6
K ₂ HPO ₄	48

分馴致して得られる活性汚泥を用いた。

実験操作は、予め馴致培養された活性汚泥を静置沈殿させた後、遠心分離（7000～10000 rpm、10分）と水洗いを2回繰り返して得た活性汚泥に、基質と栄養塩、緩衝液をそれぞれ加えて全量を6ℓとして、図2.4.1の回分培養実験装置を用いて培養を開始した。pHは、培養期間中、ほぼ一定となるようにリン酸緩衝液を加えたが、pH 6.0以下になった場合は、1.5N-NaOHで調整し、pH 6.0～8.0に保った。また、ABSを基質とした実験では、発泡が著しかったため、純粹酸素で曝気し、攪拌も緩やかに行なうと同時に、1%シリコン溶液を消泡剤として使用した。なお、培養温度は、CSLと酢酸ナトリウムを基質とした場合には27℃、他の基質では20℃で一定とし、空気量はすべての実験について1ℓ/分に保持した。

サンプリングは、所定時間間隔で、1回につき50～100mlを採取し、遠心分離（7000～10000 rpm、10分）後の上澄液はCOD_{Cr}、COD_{Mn}、BODの測定に、また沈殿物はMLSSの測定に用いた。基質がABSの場合には、COD_{Cr}の代わりにABS濃度を測定し、また基質がPVAの場合には、COD_{Cr}と同時にPVA濃度も測定した。COD_{Cr}、COD_{Mn}、BOD、ABS、MLSSの分析は下水試験方法³⁷⁾によった。また、PVAの分析はホウ酸-ヨウ素溶液を用いる比色定量法³⁷⁾を用いた。

1.3 実験成績

各種基質での回分培養の実験成績を表2.4.8～表2.4.18、図2.4.2にそれぞれ示した。これらの実験成績をもとに、本編第3章第1節で述べた測定理論に従い、パラメーターを算出した。なお、ABSを基質とした実験では、図2.4.2に示したように、顕著なMLSSの増加およびABS濃度の減少はみられず、パラメーターを算出できなかった。

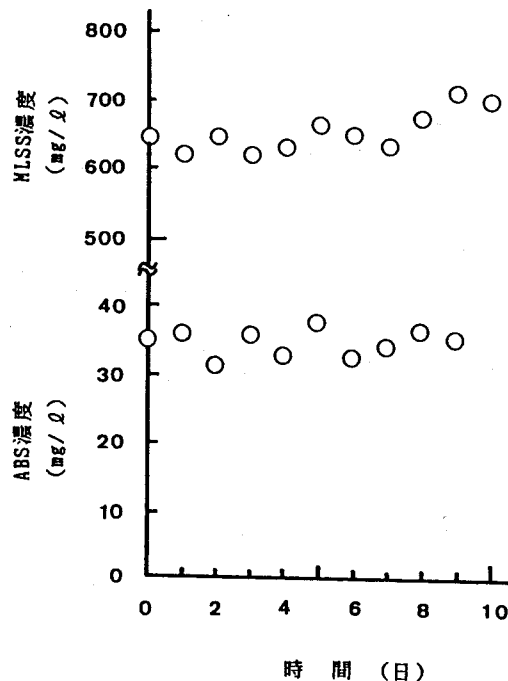


図 2.4.2 ABSを基質とした場合のMLSS濃度とABS濃度の時間変化

表 2.4.8 合成下水を基質とした
回分培養の試験成績(i)

時間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{Mn} (mg/ℓ)
0	960	612.7
0.5	—	618.5
1.0	1051	572.5
1.5	—	557.2
2.0	1159	507.2
3.0	1212	413.7
4.0	1385	400.2
5.0	1446	329.8
6.0	1500	231.2
7.0	1604	174.3
8.0	1595	149.6

表 2.4.10 合成下水を基質とした
回分培養の試験成績(iii)

時間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{Cr} (mg/ℓ)
0	232	2978
2	530	2978
4	238	2848
5	258	2784
6	300	2686
7	350	2654
8	384	2589
9	454	2460
10	482	2363
11	526	2281
12	632	2160
13	682	1990
14	756	1767
15	862	1573
16	934	1437
17	990	1282
18	1066	1165
19	1088	1052
20	1096	959
21	1136	910
22	1150	806
23	1154	786
25	1166	660
27	1188	607
29	1126	518

表 2.4.9 合成下水を基質とした
回分培養の試験成績(ii)

時間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{Mn} (mg/ℓ)
0	980	545.0
0.5	1044	529.7
1.5	1110	485.6
2.5	1140	440.9
3.5	1296	377.8
4.5	1516	258.4
5.5	1542	201.7

表 2.4.11 ゼラチンを基質とした回分培養の試験成績

時間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{nn} (mg/ℓ)	BOD (mg/ℓ)
0	969	747	1695
4	1452	734	1447
8	1961	568	746.8
12	2372	318	213.5
16	2474	88.4	20.8
20	2518	74.0	8.7
24	2331	72.6	5.7
28	2304	78.6	5.7
32	2327	96.7	4.1

表 2.4.13 CSLを基質とした回分培養の試験成績

時間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{cr} (mg/ℓ)
0	327	2275
2	456	2101
4	529	1892
6	640	1697
8	697	1571
10	733	1428
12	811	1295
14	866	1112
16	922	969
23	1163	377
25	1156	347
27	1129	245

表 2.4.12 ラクトースを基質とした回分培養の試験成績

時間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{cr} (mg/ℓ)
0	209	—
3	176	—
6	148	—
9	157	—
12	207	—
15	168	—
18	164	—
21	180	—
27	186	—
33	195	—
39	215	2754
45	286	2579
51	278	2498
57	375	2388
60	471	2229
63	604	2030
66	826	1764
69	1205	1232
72	1586	574
75	1904	75
78	1899	89
81	1841	121
93.5	1578	—

表 2.4.14 グルコースを基質とした回分培養の試験成績(i)

時間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{cr} (mg/ℓ)
0	153	—
3	176	—
6	233	—
9	174	—
12	267	—
15	211	2968
18	235	2901
24	297	2797
27	551	2162
30	1058	1128
32	1392	657
34	1561	395
36	1620	191
38	1526	197
40	1476	—

表 2.4.15 グルコースを基質とした
回分培養の試験成績(ii)

時 間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{cr} (mg/ℓ)
0	652	3168
2	582	2970
4	362	2937
6	410	2871
7	458	2838
8	502	2706
9	530	2574
10	612	2376
11	686	2145
12	788	1914
13	842	1658
14	922	—
15	1010	1287
17	1024	1030
19	1094	832
21	1144	604
23	1178	436
24	—	323

表 2.4.17 酢酸ナトリウムを基質と
した回分培養の試験成績

時 間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{cr} (mg/ℓ)
0	308	2804
4.5	484	2510
9.5	685	1981
23.5	1164	691
28.5	1432	152
33.5	1309	325
47.5	1316	71
52.5	1299	112

表 2.4.18 PVAを基質とした回分培養の
試験成績

時 間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{Mn} (mg/ℓ)	PVA (mg/ℓ)
0	528	804	496
0.5	296	784	476
1.0	260	766	458
1.5	258	745	414
2.0	282	680	389
2.5	—	587	353
3.0	—	488	251
3.25	320	423	190
3.5	338	346	165
3.75	366	301	139
4.0	422	258	106
4.5	476	178	81
5.0	446	158	66
5.5	478	131	53
6.0	478	95	33
6.5	480	74	28
6.75	—	74	21

表 2.4.16 可溶性デンプンを基質と
した回分培養の試験成績

時 間 (hr)	MLSS (mg/ℓ)	COD _{cr} (mg/ℓ)
0	334	—
6	360	—
12	325	2784
18	399	2640
24	501	2473
28	604	2287
30	742	2069
32	933	1610
34	1234	1173
36	1568	603
38	1639	330
40	1624	307
42	1569	290

1.3.1 パラメーターY、bの測定

微分値 (dS/dt)、($d\ell_e/dt$) を差分法で求める場合、時間間隔が大きいと誤差が大きくなり、精確な微分値を算出できないことがある。そこで、ここでは、差分法あるいは数値解析法により適宜微分値を求め、先に述べた測定理論に従い、Y、b値を算出した。

各種基質の代表例として、合成下水 (iii) を基質とした場合 (表 2.4.10) の $\frac{1}{S}$ $\frac{dS}{dt}$ と $\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt}$ の関係を図 2.4.3 に示した。また、その他の基質での回分培養の実験成績から求めたパラメーターY、bの値を表 2.4.19 に一括表示した。

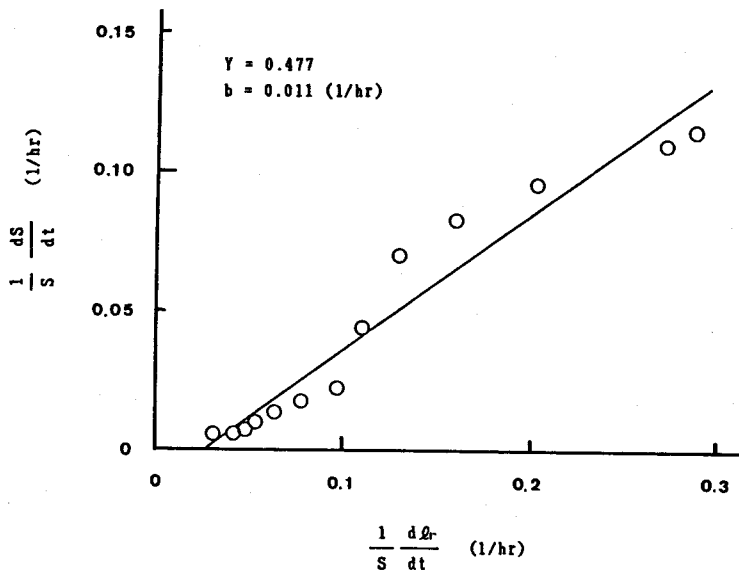


図 2.4.3 合成下水(iii)を基質とした場合の $(1/S)(dS/dt)$ と $(1/S)(d\ell_r/dt)$ の関係

1.3.2 パラメーターk、 K_m 、n、mの測定

(1) 逆数変換式を用いる場合

○ 作図法 (M-M式、Contois式、橋本式による) :

表 2.4.11 のゼラチンを基質とした実験成績 (COD_{Mn}分析値) から、式 (2.3.16) に示したM-M式のHofstee型逆数変換式に従い、 $-\ell_e / \frac{1}{S} \frac{\Delta \ell_e}{\Delta t}$ と ℓ_e をプロットすると図 2.4.4 となり、 $k = 0.036 (1/hr) = 0.864 (1/日)$ 、 $K_m = 120.7 (mg/\ell)$ が得られた。また、式 (2.3.15) のLineweaver-Burk型逆数変換式を用い

表 2.4.19 パラメーター-Y, b 値および各種算出法より得たM-M式のパラメーター-k, K_m値のまとめ

測定方法 および パラメーター	Y (1/日)	b (1/日)	逆数変換式を用いる場合						積分変換式を用いる場合								
			作図法(直接プロット法)			Hofstee型			作図法(半減プロット法)			対数増殖型			対数解折法		
			Lineaver-Burk型		K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	対数増殖型		Logistic型		対数増殖型		対数解折法		
			k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)	
基質 合成下水(i) (分析COD _{HM})	1.470	0.600	7.33	1834.4	8.27	2108.5	1.663	25.7	1.529	18.9	-	-	-	-			
合成下水(ii) (分析COD _{HM})	1.449	0.127	2.23	217.8	3.36	472.1	1.714	53.6	1.970	61.1	-	-	-	-			
合成下水(iii)	0.477	0.264	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
ゼラチン (分析BOD)	0.757	0.150	4.99	1207.0	4.68	1081.6	2.702	25.6	4.068	153.5	-	-	-	-			
ゼラチン (分析COD _{HM})	2.558	0.120	0.818	96.68	0.864	120.7	0.955	80.9	1.274	12.7	-	-	-	-			
グルコース(i)	0.471	0.029	62.82	9573.9	27.29	3811.6	19.55	1472.0	-	-	-	-	21.76	1709.7			
グルコース(ii)	0.390	0.336	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
CSL*	0.628	0.487	2.95	651.0	2.57	212.2	2.409	167.2	-	-	-	-	2.273	75.0			
ラクトース	0.673	-0.010	5.13	343.0	3.82	55.3	3.130	-111.8	-	-	-	-	2.755	-314.1			
酢酸ナトリウム*	0.422	0.014	5.09	1328.3	4.37	895.1	-	-	-	-	-	-	-	-			
可溶性デンプン	0.619	0.240	10.24	1403.8	7.87	770.4	5.616	162.7	-	-	-	-	6.631	356.1			
PVA	0.155	0.016	1.36	577.2	0.749	147.6	-	-	-	-	-	-	-	-			

注) ()に示したものはCOD_{Cr}による分析値を用いた

* 培養温度は27℃

ると、 $k = 0.0341 (1/\text{hr}) = 0.818 (1/\text{日})$ 、 $K_m = 96.68 (\text{mg}/\ell)$ となった。得られた k 、 K_m 値のどちらを取るかについては、 l_e が低い場合には式(2.3.15)より、また l_e が高い場合には式(2.3.16)より得た k 、 K_m 値を用いる方が精度がよいが、これらのパラメーター値を用いて、Runge-Kutta法で求めた S および l_e の推定値(以下、回帰曲線と称す)と実測値との比較を行なえば、より明白となる。ゼラチンを基質とした場合、同じような結果が得られているので、平均値をとるとよい。他の基質についても、M-M式を用いて同様の計算を行ない、得られた結果を表2.4.19に一括表示した。

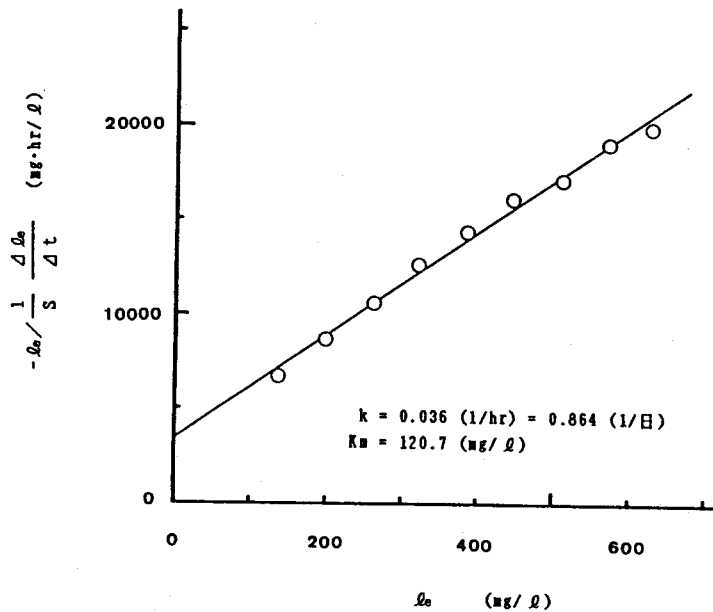


図 2.4.4 ゼラチンを基質とした場合の Hofstee型プロット

次に、グルコース(ii)を基質とした実験成績(表2.4.15)を例にとり、式(2.3.14)で $a = -1$ の橋本氏のパラメーター測定について述べる。

式(2.3.14)に $a = -1$ を代入し、 $\log(l_e/S)$ に対して $\log[-\Delta(1/S \frac{dl_r}{dt}) / \Delta(\frac{l_e}{S})]$ をプロットすると図2.4.5のようになり、 $n = 2.750$ が得られた。この n 値を用いて、式(2.3.15)のLineweaver-Burkプロットを行なうと図2.4.6となり、 $k = 0.378 (1/\text{hr}) = 9.072 (1/\text{日})$ 、 $K_m = 2.728$ が得られた。他の基質についても同様の方法で橋本式あるいはContois式のパラメーターを計算し、それらの結果を表2.4.20に一括表示した。

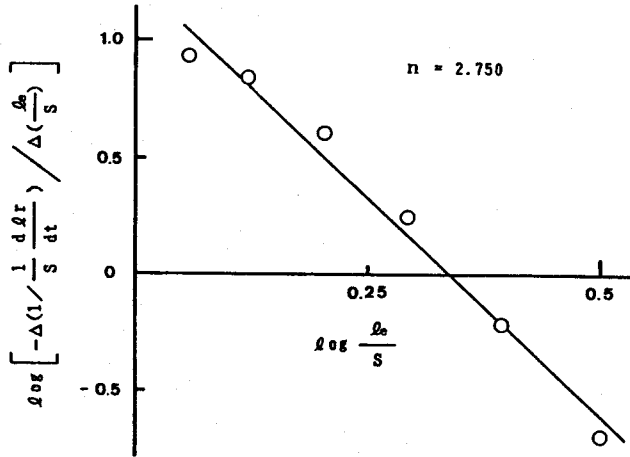


図 2.4.5 グルコース(ii)を基質とした場合の $\log(\ell_e/S)$ と $\log[-\Delta(1/(1/S)(d\ell_r/dt)) / \Delta(\ell_e/S)]$ の関係

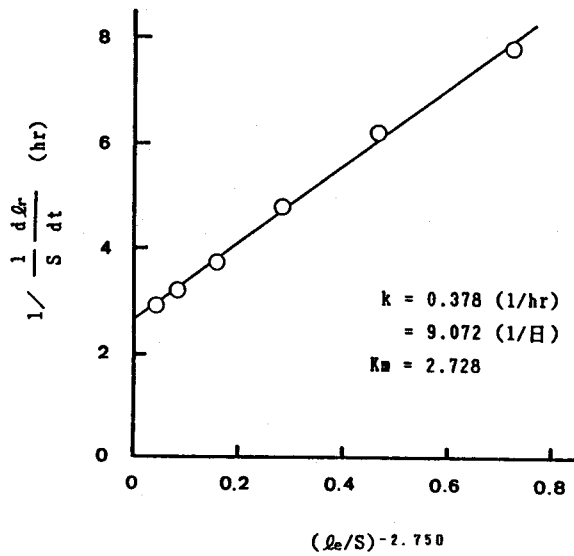


図 2.4.6 グルコース(ii)を基質とした場合の Lineweaver-Burk プロット

○ 数値解析法 (基礎式による) :

式 (2.3.22)、式 (2.3.23) を用いて、重回帰分析により m 、 n の推定を行なった。両式から得られた m 、 n 値はあまり一致していなかったため、式 (2.3.15)、式

表 2.4.20 Contois式、橋本式、基礎式のパラメーター-k、Km、n、m値のまとめ

モデル式 測定方法 パラメーター	Contois式、橋本式										基礎式	
	逆数変換式を用いる場合										逆数変換式を用いる場合	
	作図法(直接プロット法)										数値解析法	
	Lineaver-Burk型					Hofstee型					重回帰分析	
基質	n	k (1/日)	Km	n	k (1/日)	Km	n	m	k (1/日)	Km		
合成下水(i) (分析COD _{mn})	1	3.264	0.481	1	3.856	0.624	2.984	2.326	1.560	0.485		
合成下水(ii) (分析COD _{mn})	1	2.606	0.222	1	2.856	0.267	-	-	-	-		
合成下水(iii)	1.895	7.680	0.740	-	-	-	-	-	-	-		
ゼラチン (分析BOD)	1	3.828	0.409	1	3.680	0.375	0.366	0.818	7.001	38.12		
ゼラチン (分析COD _{mn})	1	0.802	0.039	1	0.667	0.015	1.975	1.093	0.777	5.317		
グルコース(i)	2.430	14.93	2.238	-	-	-	2.225	1.337	13.44	0.0027		
グルコース(ii)	2.750	9.072	2.728	-	-	-	-	-	-	-		
CSL*	0.718	44.52	27.0	-	-	-	0.701	0.920	13.65	1.552		
ラクトース	1.297	6.024	0.223	-	-	-	-	-	-	-		
酢酸ナトリウム*	0.718	6.336	1.843	-	-	-	0.653	0.320	15.27	0.578		
可溶性デンプン	1.619	8.352	0.425	-	-	-	-	-	-	-		
PVA	1.865	0.936	0.636	-	-	-	-	-	-	-		

注) () に示したものはCOD_{cr}による分析値を用いた

* 培養温度は27℃

(2.3.16)の逆数変換式から k 、 K_m 値をそれぞれ求め、回帰曲線と実測値とがよく一致するパラメーター値を採用した。

CSLを基質とした実験成績(表2.4.13)を例にとり、重回帰分析から m 、 n を求めると、式(2.3.22)より $m=0.920$ 、 $n=0.701$ 、式(2.3.23)より $m=0.239$ 、 $n=-0.790$ が得られた。前者の場合、式(2.3.15)のLineweaver-Burkプロットから $k=0.3122(1/hr)$ 、 $K_m=0.685$ 、式(2.3.16)のHofsteeプロットから $k=0.5687(1/hr)$ 、 $K_m=1.552$ がそれぞれ求められた。これらの k 、 K_m 値を用いて、回帰曲線を求めると図2.4.7となり、Hofsteeプロットで求めた k 、 K_m 値の方がやや実測値に近い結果を示した。また、後者の場合、Lineweaver-Burkプロットから $k=0.03766(1/hr)$ 、 $K_m=-604.63$ の値を得たが、Hofsteeプロットではデータのバラツキが大きく、パラメーター値は求められなかった。この k 、 K_m 値を用いて、前者の場合と同様に回帰曲線を求め、実測値と比較したが、良い結果

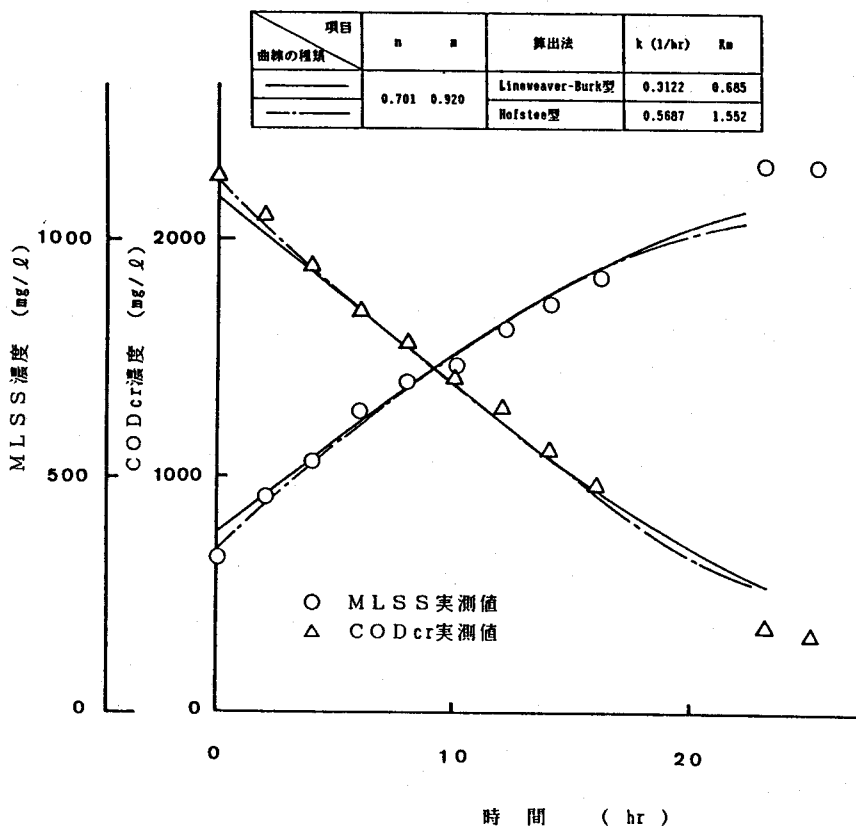


図 2.4.7 CSLを基質とした場合のMLSS濃度とCODcr濃度の実測値と回帰曲線

は得られなかった。他の基質についても同様の方法で k 、 K_m 、 m 、 n 値を求め、表 2.4.20 に一括表示したが、重回帰分析で得た m 、 n 値が負になったり、あるいは著しく高い値をとることがあった。この場合、 k 、 K_m 値を求めて、回帰曲線と実測値との比較を行なったが、よい一致がみられなかったので省略した。

(2) 積分変換式を用いる場合 (M-M 式による)

○ S の増殖を無視できる場合 :

表 2.4.8 に示した実験成績から、合成下水 (i) を基質とした場合の k 、 K_m の値を求めた。式 (2.3.26) に従って、 ρ_{e1} に対し $t_{1/2}$ をプロットし、図 2.4.8 の結果を得た。

この図の直線は、相関係数 0.9984 で非常に高い相関関係を示し、 $k = 0.184$ (1/hr) = 4.42 (1/日)、 $K_m = 778.4$ (mg/l) の値が得られたが、 K_m 値はこれまで活性汚泥について報告されているものよりも非常に大きな値であった。この理由は、表 2.4.8 にみられるように、培養期間中に S が 960 mg/l から 1604 mg/l まで増加しており、S が一定すなわち $dS/dt = 0$ という仮定を満たしていないためと考えられる。以上のことから、回分培養実験で S を一定に保つことは不可能であり、良い結果が得られなかったため、この方法については、これ以上の検討は行なわなかった。

○ S が対数増殖で増える場合 :

ゼラチンを基質とした場合の表 2.4.11 の実験成績を用いて、まず対数増殖式の k' を

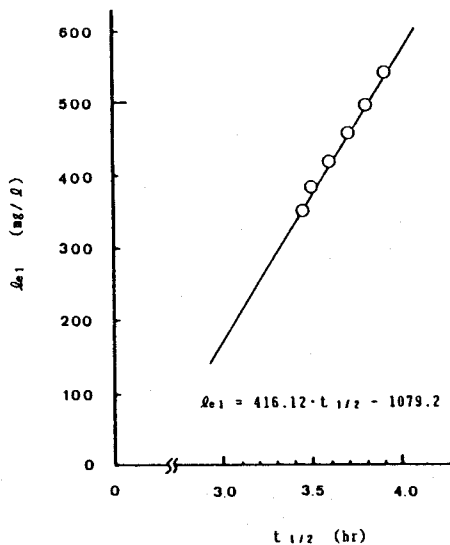


図 2.4.8 合成下水(i)を基質とした場合の COD_{Mn} 濃度 ρ_{e1} と半減時間 $t_{1/2}$ の関係

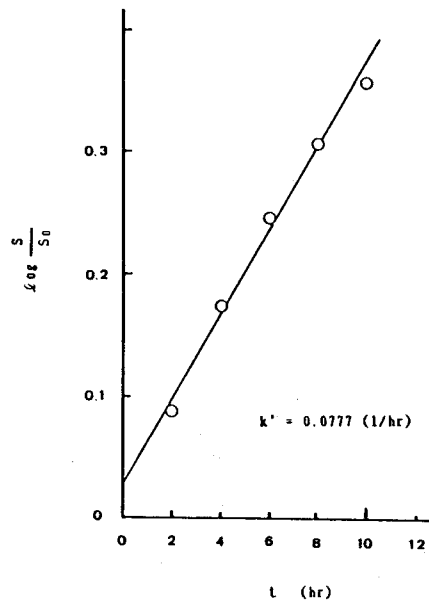


図 2.4.9 ゼラチンを基質とした場合の $\log(S/S_0)$ と培養時間 t の関係

求めるため、 $\log \frac{S}{S_0}$ に対し培養時間 t をプロットすると図 2.4.9 となり、傾きより $k' = 0.0777 (1/\text{hr})$ が得られた。また、式 (2.3.31) に従って、COD_{Mn} 濃度 l_{e1} に対し $(S_2 - S_1)$ をプロットすると図 2.4.10 となり、直線の傾きと k' 値から $k = 0.0398 (1/\text{hr}) = 0.955 (1/\text{日})$ 、切片から $K_m = 80.9 (mg/\ell)$ が得られた。他の基質についても同様の計算を行ない、これらの結果も表 2.4.19 に一括表示した。

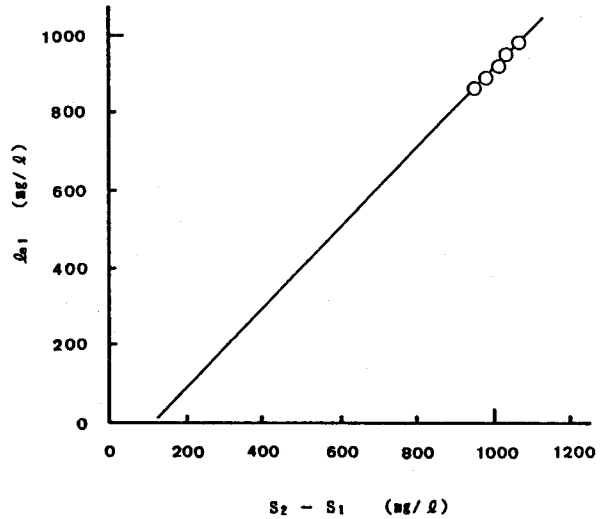


図 2.4.10 ゼラチンを基質とした場合の COD_{Mn} 濃度 l_{e1} と $(S_2 - S_1)$ の関係

○ S が logistic 型が増える場合：

合成下水 (i) を基質とした表 2.4.8 の実験成績を用いて、式 (2.3.36) に基づ

き、 $\ln \left[\frac{\Delta(1/S)}{\Delta t} \right]$ に対しても t をプロットすると図 2.4.11 となり、傾きより $\mu' = 0.2862$ が得られた。この直線の切片を β とすれば、 $\beta = \ln \left(\frac{1}{S_m} \cdot \frac{S_m - S_0}{S_0} \cdot \mu' \right)$ より

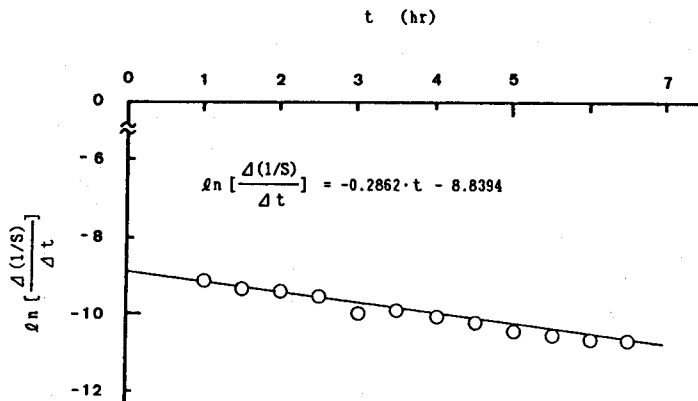


図 2.4.11 合成下水 (i) を基質とした場合の $\ln [\Delta(1/S) / \Delta t]$ と培養時間 t の関係

$S_m = S_0 / (1 - \frac{S_0}{\mu'} \cdot e^{-\beta})$ となり、先に求めた $\mu' = 0.2862$ と初発MLSS濃度

$S_0 = 960$ (mg/l) を代入すると $S_m = 1968$ (mg/l) となった。しかし、 S_m は e^{β} の関数であるため、 β 値のわずかな変動で S_m 値が大きく左右される。そこで、 μ' 値は 0.2862 をそのまま使い、培養時間 t を十分大きくとった時の S の実測値から S_m の推定を行なった。この場合、 $t = 8.0$ (hr)、 S の実測値 1595 mg/l として S_m 値を求めると 1723.5 mg/l となった。 $\mu' = 0.2862$ で、 S_m が 1868 mg/l と 1723.5 mg/l の両者について、式 (2.3.33) から S の推定値を比較すると図 2.4.12 となり、切片 β より得た S_m 値よりも、時間 t における実測値から得た S_m 値の方が実際データとよく一致していることがわかる。この μ' 値と実測値から得た S_m 値を $\ln[(e^{\mu' t_2} + \frac{S_m - S_0}{S_0}) / (e^{\mu' t_1} + \frac{S_m - S_0}{S_0})]$ に代入し、 $\ln e_2 = \ln e_1 / 2$ となる t を数個とって、半減プロット法を行なうと図 2.4.13 のようになった。式 (2.3.38) から、傾きより $k = 0.0637$ (1/hr) = 1.529 (1/日)、切片から $K_m = 18.9$ (mg/l) を得た。他の基質の場合も同様にしてパラメーター値を求め、表 2.4.19 に一括表示した。

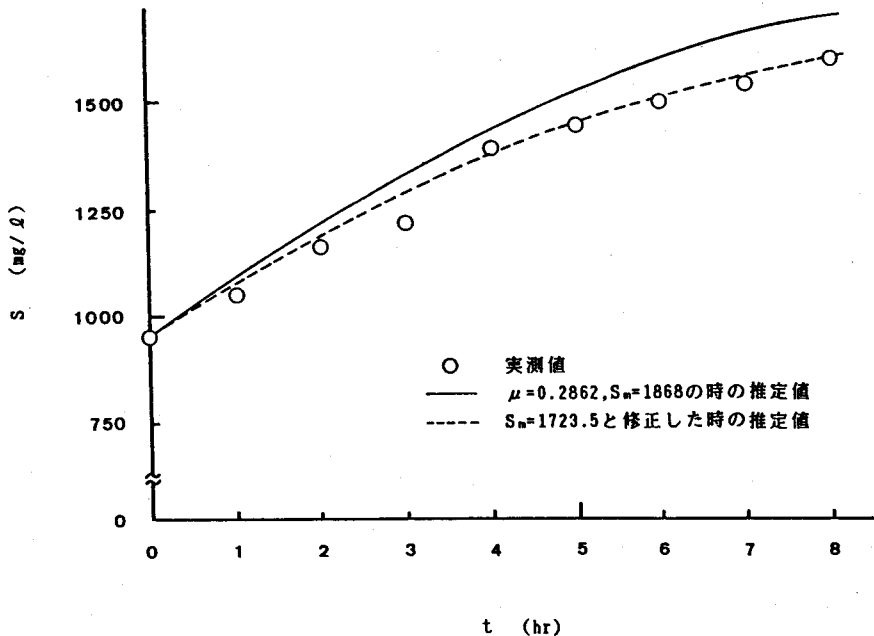
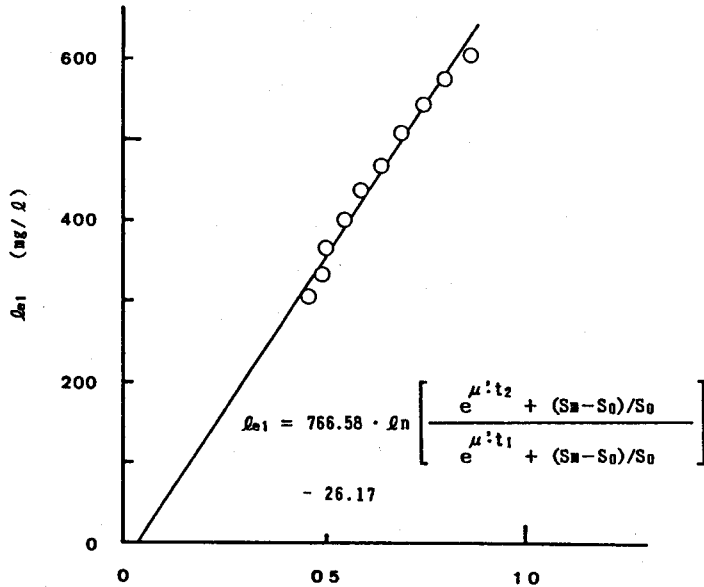


図 2.4.12 S が \logistic 型で増える場合の推定値
(合成下水(i)を基質とした場合)



$$\ln \left[\frac{e^{\mu' t_2} + (S_m - S_0)/S_0}{e^{\mu' t_1} + (S_m - S_0)/S_0} \right]$$

図 2.4.13 合成下水(i)を基質とした場合の l_{e1} と

$$\ln \left[\frac{e^{\mu' t_2} + (S_m - S_0)/S_0}{e^{\mu' t_1} + (S_m - S_0)/S_0} \right]$$

の関係

○ 数値解析法 :

活性汚泥微生物の対数増殖式 $S = S_0 \cdot e^{k' t}$ を用いて、各種基質の実験成績から最小二乗近似でパラメーター k 、 K_m を求め、これらの結果を表2.4.19に一括表示した。ただし、ここでは、パラメーター初期値は積分変換式による作図法(対数増殖型)で求めた値を用いた。

1.3.3 各方法で得たパラメーター値による回帰曲線と実測値との比較

表2.4.19、表2.4.20にまとめたパラメーター値を使って、時間 t における活性汚泥微生物 S と基質濃度 l_e を、動力学式から直接求めるか、あるいは直接求められない場合はRunge-Kutta法で求め、実測値との比較を行なった。図2.4.14~図2.4.20には、各基質における実測値と種々の方法で得た回帰曲線との比較の一例を示した。各方法で求めたすべての回帰曲線を描くと煩雑になるので、よく一致するものを選んで図示した。なお、図中の作図法は、直接プロット法のLineweaver-Burk型を示す。

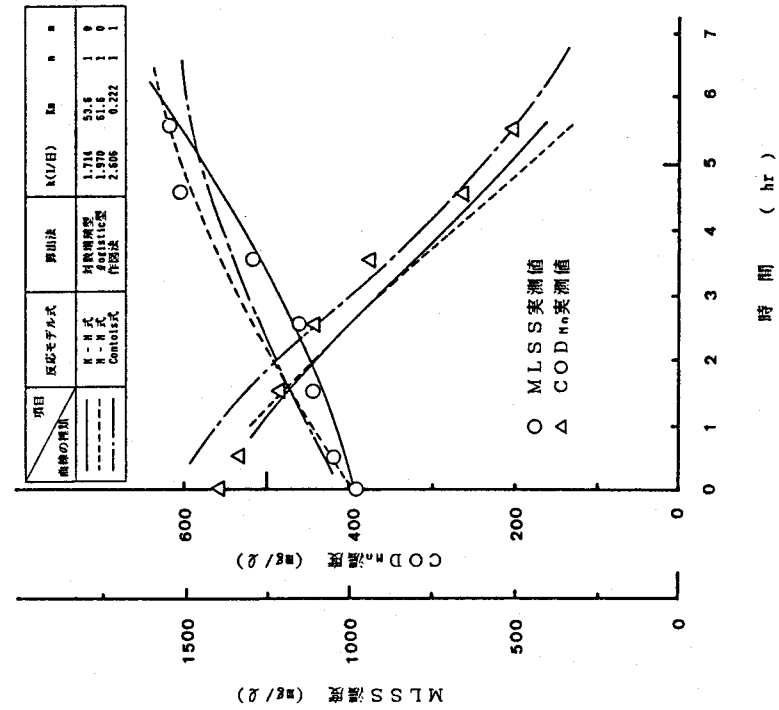


図 2.4.14 回分培養実験におけるMLSS濃度、COD_m濃度変化の実測値と推定値の比較
(合成下水(ii)を基質とした場合)

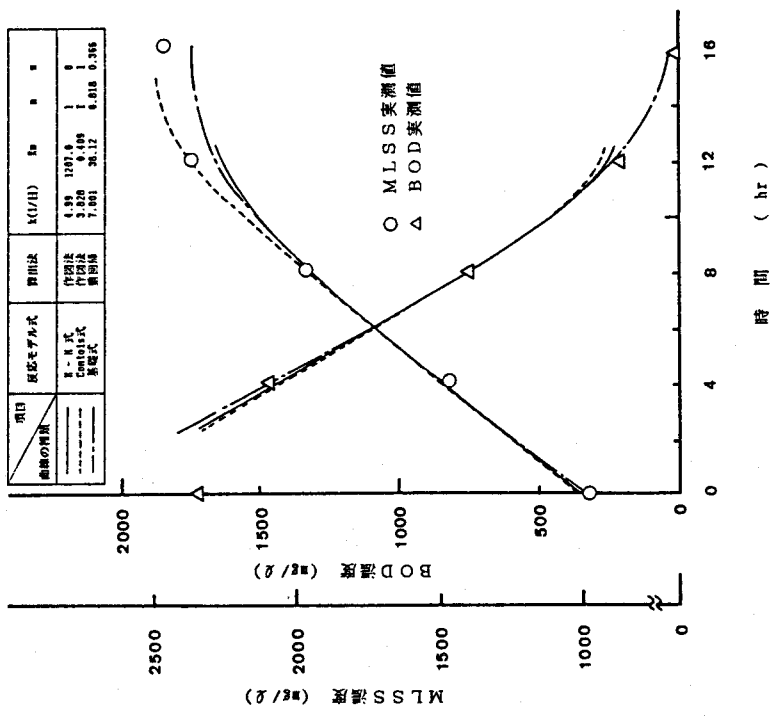


図 2.4.15 回分培養実験におけるMLSS濃度、BOD濃度変化の実測値と推定値の比較
(ゼラチンを基質とした場合)

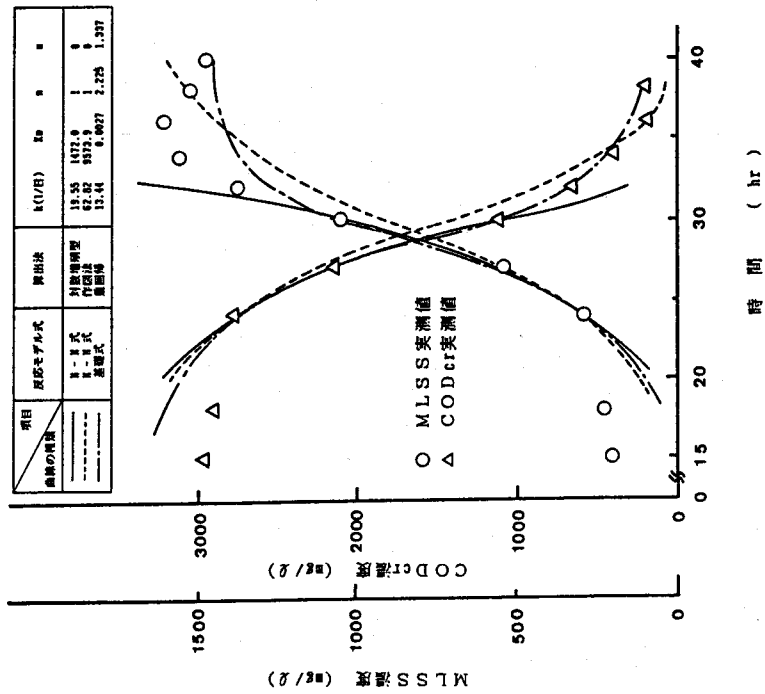


図 2.4.16 回分培養実験におけるMLSS濃度、CODcr濃度変化の実測値と推定値の比較
(グルコース(i)を基質とした場合)

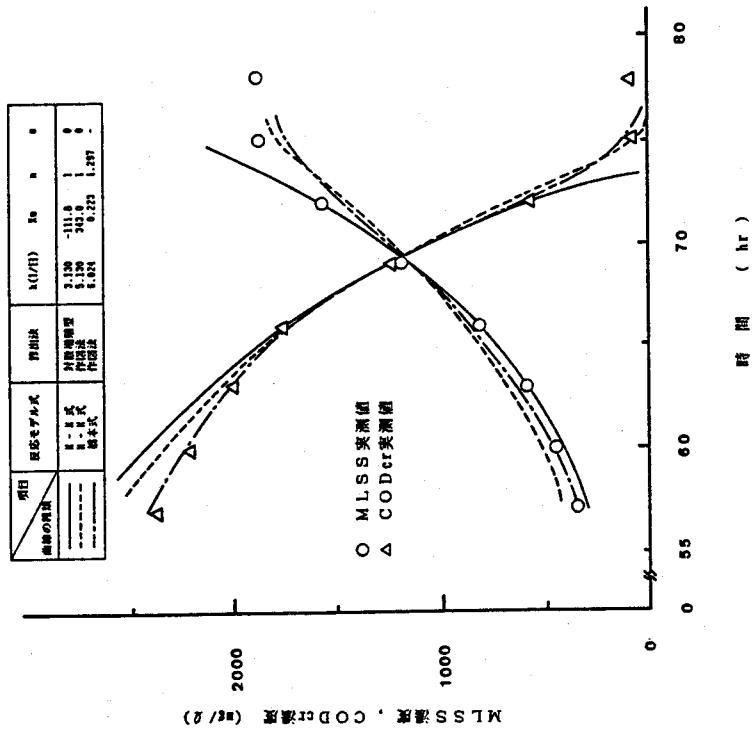


図 2.4.17 回分培養実験におけるMLSS濃度、CODcr濃度変化の実測値と推定値の比較
(ラクトースを基質とした場合)

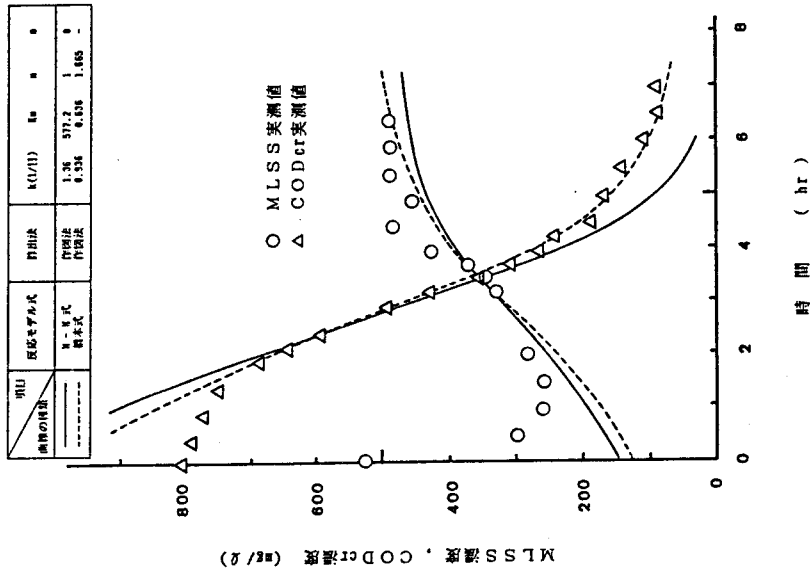


図 2.4.19 回分培養実験におけるMLSS濃度、CODcr濃度変化の実測値と推定値の比較 (PVAを基質とした場合)

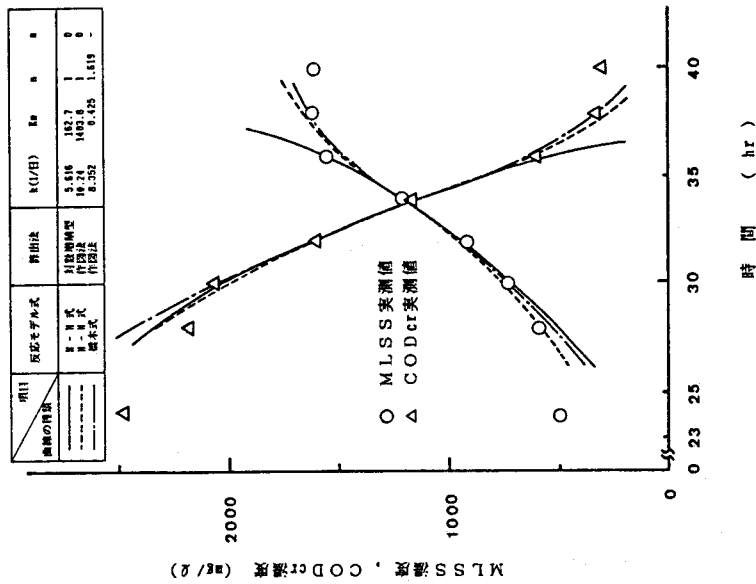


図 2.4.18 回分培養実験におけるMLSS濃度、CODcr濃度変化の実測値と推定値の比較 (可溶性ポンプを基質とした場合)

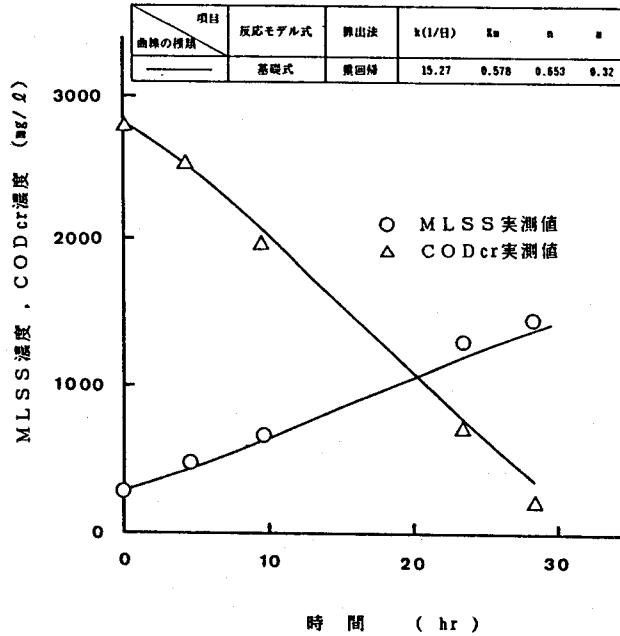


図 2.4.20 回分培養実験におけるMLSS濃度、CODcr濃度変化の実測値と推定値の比較
(酢酸ナトリウムを基質とした場合)

1.4 考 察

1.4.1 回帰曲線からみた各測定方法の比較検討

M-M式において、Sが対数増殖で増える場合には、図2.4.14、図2.4.16～図2.4.18に示したように、培養の初期と後期で実測値と推定値にかなりの差がみられ、限られたわずかの範囲でしかSと l_e を推定できないので実用化は難しいと思われる。また、Sがlogistic型で増える場合には、図2.4.14に示したように、実測値と推定値が一致する範囲が広いが、基本式に含まれるパラメーター数が多く、計算が複雑である。作図法では、図2.4.15～図2.4.18に示したように、実測値と推定値がよく一致したが、図2.4.19のように、基質によってはあまり一致しない場合があった。

Contois式、橋本式において、作図法では、図2.4.14、図2.4.15、図2.4.17～図2.4.19に示したように、すべての場合について、かなり広い範囲で実測値と回帰曲線が一致し、簡単にパラメーターを算出できるので、便利な方法であると思われる。

基礎式において、数値解析法(重回帰分析)で求める方法は、コンピューターを用いるとm、n値が簡単に得られるが $\partial(1/\frac{1}{S} \frac{dQr}{dt})/\partial S$ 、 $\partial(1/\frac{1}{S} \frac{dQr}{dt})/\partial l_e$ のような

偏微分値を実測値から読み取らなければならないので、 m 、 n 値が著しく高い値になったり、好ましくない値がしばしば得られた。しかし、求められたパラメーターから得られた回帰曲線は、図2.4.15、図2.4.16、図2.4.20に示したように、よく実測値と一致していた。

1.4.2 パラメーター k の比較

表2.4.19の作図法から得た k 値で、CODcr分析のものを比較すると、CSL>グルコース(i)>グルコース(ii)>可溶性デンプン>合成下水(iii)>酢酸ナトリウム>ラクトース>PVAの順になった。CSLは極めて易分解性を示し、PVAは他の基質に比べ、 k 値が1桁小さく、難分解性物質であることが示された。

1.4.3 基質濃度の測定方法について

今回、分析をBODで行なったのはゼラチンを基質とした場合のみで、他はCODcrまたはCODmnで行なっており、生物非分解性有機物が基質濃度 l_0 に含まれている。この生物非分解性有機物にパラメーター k 、 K_m が影響されるので、今後、この点について考慮する必要があると思われる。

第2節 連続培養による動力学式パラメーターの測定

2.1 連続培養の動力学式パラメーター値に関する既往文献

連続培養実験を用いて、活性汚泥法を動力学式的に考察した研究は、培養温度やショックロード、また酸素制限や炭素源等の影響についての研究のなかで、これまで多数報告されてきた。特に、Jenkins & Garrison³⁸⁾、Lawrence & McCarty³⁹⁾、その他の研究者が、活性汚泥滞留時間(t_s)の概念を本法の制御法に適用してから、動力学式パラメーター値とその測定方法に関する数多くの研究が報告されてきた。これらは、基質除去の反応モデル式にM-M式を用いて解析されたもので、得られたパラメーター値は施設の設計・操作に応用されてきた。表2.4.21には、各種基質を用いて、連続培養で得られた動力学式パラメーターの既往文献値を一括表示した。本表から、 Y 値は0.3~0.7の範囲にあり、基質や培養温度、分析方法等によりほとんど影響をうけないが、 b 値は約0.01~0.3(1/日)の値が多く、基質によっては0.7(1/日)以上の高い値をとるものもある。また、 k 、 K_m 値は、近年になって種々検討されてきたが、基質や培養温度、その他によりかなり影響されている。

2.2 実験材料と方法

実験には、図2.4.21の汚泥返送完全混合型実験曝気装置を、また表2.4.22の組成の合成下水を用いた。水理学的滞留時間(t_d)を5時間として、一定濃度の流入基質を曝気槽に供給し、各種 t_s 値(20日、15日、10日、8日、6日、5日、4日、3日、2日、1日、0.5日)で実験した。 t_s 値の一定保持は、表2.4.23に示した汚泥引き抜き操作で行なった。

表 2.4.21 各種基質を用いた連続培養における動力学式パラメータの既往文献値

基質	パラメータ				分析方法	培養温度 (°C)	文献
	Y	b (1/日)	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)			
家庭下水	0.5	0.055			MLVSS, BOD	20 ~ 21	40)
家庭下水	0.67	0.048			MLVSS, BOD	20 ~ 21	40)
家庭下水	0.67	0.07	5.6	22.0	MLVSS, COD	20 ~ 21	40)
家庭下水	0.48	0.07			MLVSS, COD	10	41)
家庭下水	0.38	0.07			MLVSS, COD	20	41)
家庭下水	0.52	0.08	6.40	105	MLSS, BOD		42)
家庭下水	0.5	0.06	26.4	120	MLSS, BOD		43)
家庭下水	0.33	0.001			MLVSS, COD		38)
家庭下水 (Pomona処理場)	0.33	0.04			MLVSS, COD		38)
家庭下水 (Bozeman処理場)	0.70	0.025			MLVSS, BOD	13.2**	44)
生下水 (室内規模)	0.65	0.0432	0.3432	71.3	MLVSS, BOD	20 ~ 21	45)
生下水 (室内規模)	0.70	0.048	0.1224	13.2	MLVSS, BOD	20 ~ 21	45)
生下水 (実規模)	0.54	0.0139	0.0382	12.4	MLVSS, BOD	20 ~ 21	45)
合成下水	0.372	0.098	8.35	45.5	MLVSS, BOD		9)
合成下水	0.65	0.18			MLVSS, BOD		40)
グルコース	0.577	0.454	28.7	26.5	MLSS, COD	25 ± 0.5	46)
グルコース	0.569	0.396	28.3*	0.0462*	MLSS, COD	25 ± 0.5	46)
グルコース	0.557	0.353			MLSS, COD	25 ± 0.5	46)
グルコース	0.42	0.087	3.0	355	MLVSS; BOD		40)
グルコース	0.59		3.3		MLVSS, BOD	10	40)
グルコース	0.34	0.03			MLSS, TOC	20 ± 2	47)
バクトペプトン	0.411	0.065			MLSS, COD		48)
ペプトン	0.43		14.5	65	MLVSS, BOD		40)
グルコース・ペプトン	0.49		10.3		MLVSS, BOD		40)
スキムミルク	0.48	0.045	5.1	100	MLVSS, BOD		40)
ソフトドリンク廃水	0.392	0.029	0.089	0.528	MLSS, COD	20 ~ 30	49)
ソフトドリンク廃水	0.349	0.031	0.101	0.31	MLSS, COD	20 ~ 30	49)
ミルク廃水	0.157	0.012	0.324	20.85	MLSS, COD	20 ~ 30	49)
石油精製廃水	0.53	0.250			MLVSS, BOD		43)
パルプ・製紙廃水	0.47	0.199			MLVSS, BOD		43)
羊毛染色廃水	0.38	0.72			MLVSS, COD		50)
羊毛染色・加工廃水	0.69	0.96			MLVSS, COD		50)
ポリエステル染色廃水	0.32	1.2			MLVSS, COD		50)
果物・野菜加工廃水 (リンゴ)	0.57	0.115			MLVSS, COD		5)
(ニンジン)	0.38	0.075			MLVSS, COD		5)
(トウモロコシ)	0.41	0.065			MLVSS, COD		5)
(エンドウマメ)	0.49	0.028			MLVSS, COD		5)
(モモ)	0.46	0.115			MLVSS, COD		5)
(ジャガイモ)	0.88	0.190			MLVSS, COD		5)
(ダイズ)	0.74	0.144	16.2	355	MLVSS, COD		51)

* Contois式の k, K_m 値、** 流入水の平均水温

曝気槽内水温は 25 ± 0.5 °C、通気量は 1.0 ~ 1.5 ℓ/分にそれぞれ維持した。また、曝気槽の pH は、リン酸緩衝液を用いて、pH 6.0 ~ 6.5 にほぼ一定に保持した。

測定項目は、MLSS、pH、COD_{Cr} で、分析に供する採取混合液は、先ず遠心分離 (1000 rpm、10 分) にかけて、その上澄液の COD_{Cr} と pH を、またその沈殿物の MLSS をそれぞれ測定して、曝気槽混合液の MLSS と pH、COD_{Cr} を求めた。これらの分析は下水試験方法³⁹⁾によった。

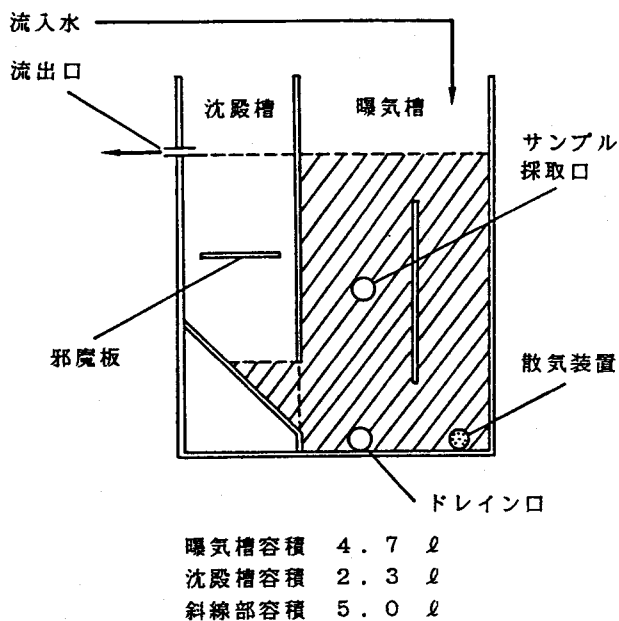


図 2.4.21 返送汚泥完全混合型実験曝気装置の模式図

表 2.4.22 合成下水の培地組成

成分	濃度 (mg/l)
Peptone	150
肉エキス	100
Urea	25
NaC l	7.5
KC l	3.5
CaC l ₂	3.5
MgSO ₄	2.5
K ₂ HPO ₄	267
KH ₂ PO ₄	33
CODcr	230~292 mg/l
pH	6.9

表 2.4.23 汚泥引き抜き方法

ts値(日)	引き抜き方法
20 ~ 10	午前、午後2回分割引き抜き
8 ~ 6	5時間おき3回分割引き抜き
5 ~ 2	3時間おき5回分割引き抜き
1 ~ 0.5	2.0~2.5時間おき10回分割引き抜き

2.3 実験成績

実験成績を表 2.4.24 に示した。このデータをもとに動力学式パラメーターを算出すると次のようになる。

表 2.4.24 実験成績

項目 ts (日)	S (mg/l)	曝気槽 内 pH	ℓs (mg/l)	ℓe (mg/l)	除去率 (%)	COD-SS負 荷量 (1/日)	Lr* (1/日)
0.5	217	6.5	292	55.7	80.9	6.46	5.23
1	442	6.3	292	44.7	84.7	3.17	2.69
2	632	6.3	285	40.8	85.6	2.16	1.85
3	930	6.3	285	41.0	85.6	1.47	1.26
4	1065	6.2	278	34.3	87.7	1.25	1.10
5	1412	6.0	278	25.7	90.8	0.95	0.86
6	1567	6.3	268	38.0	85.8	0.82	0.70
8	2198	6.1	268	35.3	86.8	0.59	0.51
10	2260	6.0	230	19.4	91.4	0.49	0.45
15	3040	6.1	230	19.6	91.5	0.36	0.33
20	2633	6.0	231	23.0	90.0	0.42	0.36

* Lr は活性汚泥微生物の比基質除去速度である

2.3.1 パラメーター Y、b の測定

式 (2.3.69) に基づいて、1

／ts に対して $\frac{Qs}{V \cdot S}(\ell_s - \ell_e)$ をプ

ロットすると図 2.4.22 のようになり、 $Y = 0.403$ 、 $b = 0.126$ (1/日) が得られた。

2.3.2 パラメーター k、Km、n、m の測定

前章第 2 節の測定理論に基づき、表 2.2.1 のなかの条件 1～条件 5 の反応モデル式のパラメーター値を求め、次の結果を得た。

○ 条件 2 の M-M 式による場合：

M-M 式の Lineweaver-Burk プロットあるいは Hofstee プロットをとり、k、Km 値を求めると負の値が得られたので、これ以上解析しなかつた。

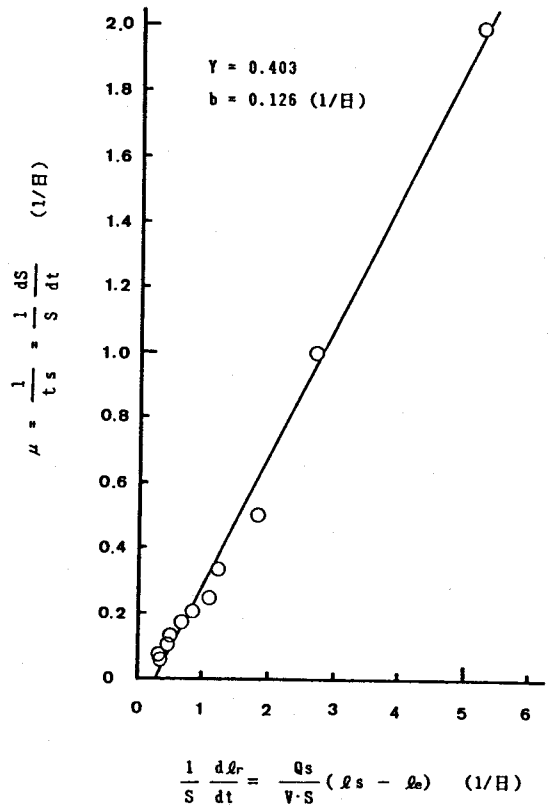


図 2.4.22 μ と $(1/S)(d\ell_r/dt)$ の関係

○ 条件5のM-M修正式による場合：

M-M修正式のn値を式(2.3.19)から求めると図2.4.23となり、 $n=1.480$ が得られた。このn値を用いて、M-M修正式のLineweaver - Burkプロットをとると図2.4.24となり、 $k=3.25$ (1/日)、 $K_m=622.9$ が得られた。次に図2.4.25に t_s 値と実測 l_e 値の関係を、また、得られたパラメーター値とM-M修正式を式(2.3.69)に代入し、変形して得られる次式より、 t_s 値と l_e の理論曲線を図示した。

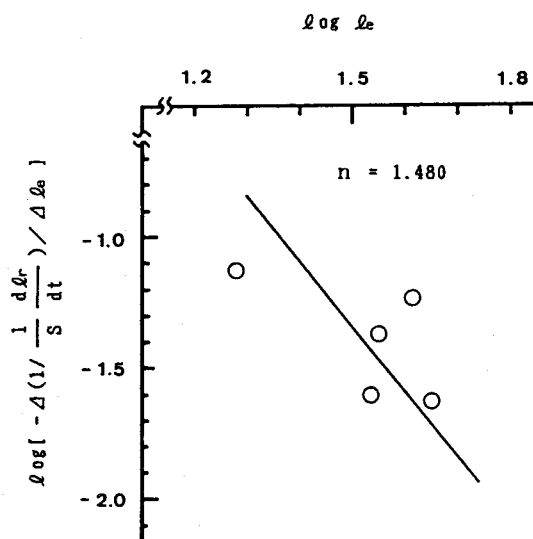


図 2.4.23 $\log [-\Delta (1/(1/S)(d\ell_r/dt)) / \Delta \ell_e]$ と $\log \ell_e$ の関係

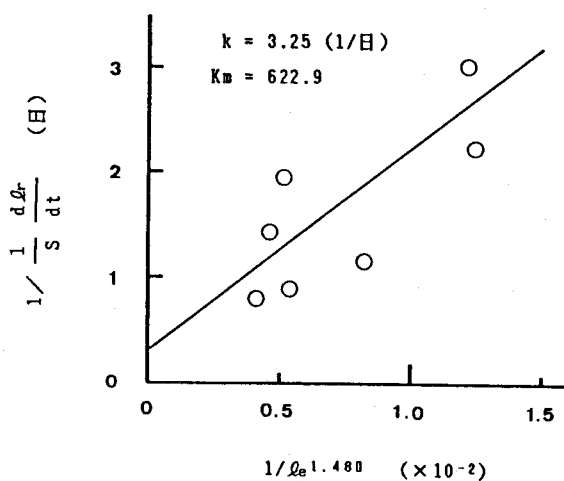


図 2.4.24 $1/(1/S)(d\ell_r/dt)$ と $1/\ell_e^{1.480}$ の関係

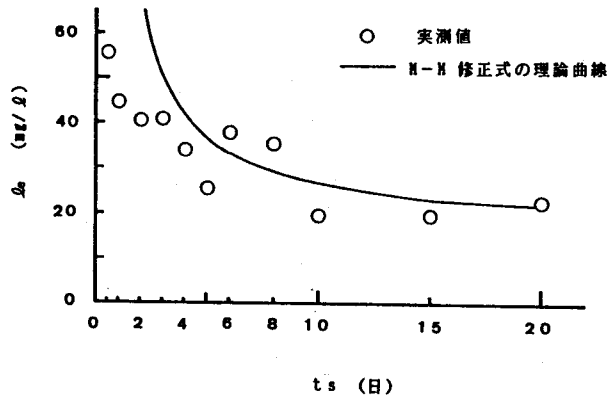


図 2.4.25 t_s と l_e の関係

$$l_e = \left[\frac{K_m(1 + b \cdot t_s)}{t_s(Y \cdot k - b) - 1} \right]^{\frac{1}{n}} \quad (2.4.6)$$

この図より、 t_s 値が低くなると、実測 l_e 値と理論曲線はあまり一致しなかった。

○ 条件3のContois式による場合：

Contois式のLineweaver-Burkプロットをとると、図2.4.26となり、 $k = 2.98$ (1/日)、 $K_m = 0.056$ が得られた。次に、図2.4.27に t_s 値と実測 l_e/S 値の関係を、また得られたパラメーター値とContois式を式(2.3.69)に代入、変形して得られる次式より、 t_s 値と l_e/S の理論曲線も破線で示した。

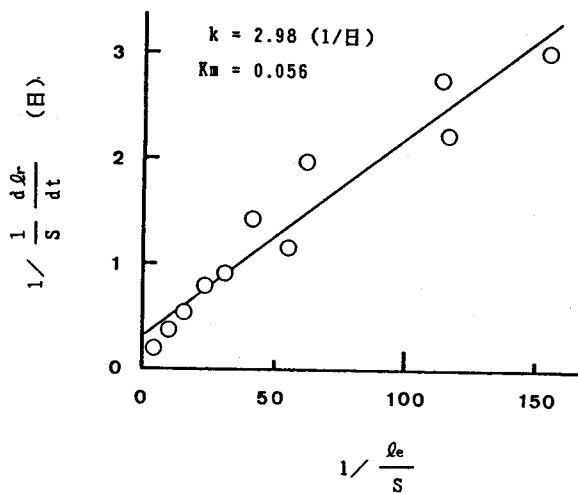


図 2.4.26 $1/(1/S)(dl_e/dt)$ と $1/(l_e/S)$ の関係

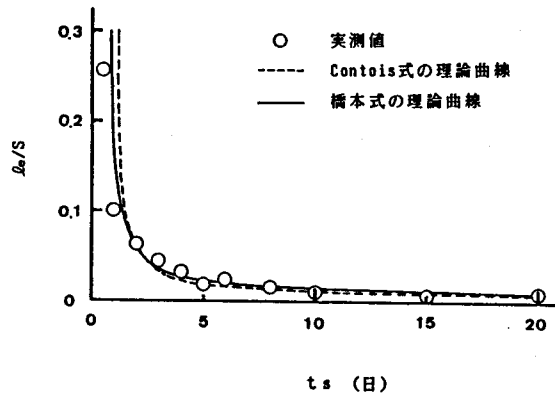


図 2.4.27 t_s と l_e/S の関係

$$\frac{l_e}{S} = \frac{K_m(1 + b \cdot t_s)}{t_s(Y \cdot k - b) - 1} \quad (2.4.7)$$

この図より、 t_s 値が2日以上で、実測値と理論曲線が非常によく一致した。

○ 条件4の橋本式による場合：

橋本式の n 値を先に述べた方法で求めると図2.4.28となり、 $n = 0.844$ が得られた。

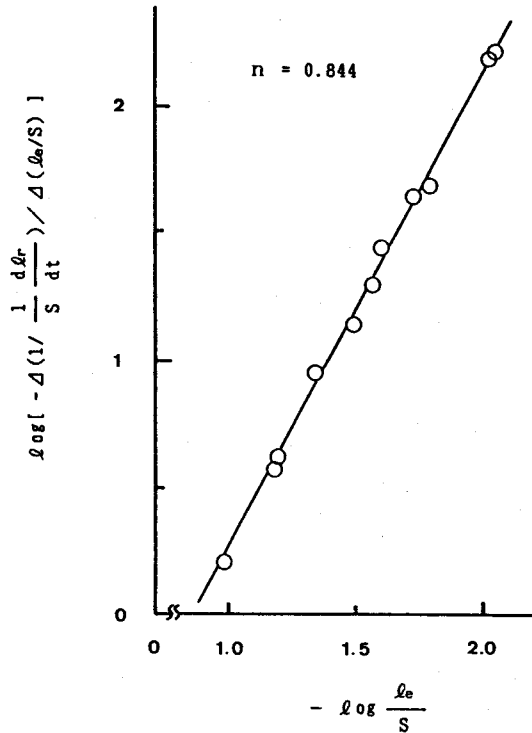


図 2.4.28 $\log [-\Delta (1/(1/S)(d l_r/d t)) / \Delta (l_e/S)]$ と $-\log (l_e/S)$ の関係

この値を用いて、橋本式の Lineweaver-Burkプロットをとると図2.4.29となり、 $k = 5.78$ (1/日)、 $K_m = 0.246$ が得られた。また、前同様にして橋本式から導びかれる次式から、 t_s 値と l_e/S の理論曲線を図2.4.27の実線で示した。

$$\frac{l_e}{S} = \left[\frac{K_m(1 + b \cdot t_s)}{t_s(Y \cdot k - b) - 1} \right]^{\frac{1}{n}} \quad (2.4.8)$$

この図より、 t_s が2日より小さな値でも実測値によく一致し、Con-
tois式より橋本式の方が実測値によく適合することがわかった。

○ 条件1の基礎式による場合：

式(2.3.22)、式(2.3.23)に従い重回帰分析を行なうと、式(2.3.22)の場合には、 $m = 1.147$ 、 $n = 0.280$ で、重相関係数が0.886となり、式(2.3.23)の場合には、 $m = -1.214$ 、 $n = -0.511$ で負の値となり、重相関係数が0.227であった。したがって、ここでは、式(2.3.22)から求めた m 、 n 値を用いて、 k 、 K_m 値を算出した。基礎式の Lineweaver-Burkプロットをとると図2.4.30と

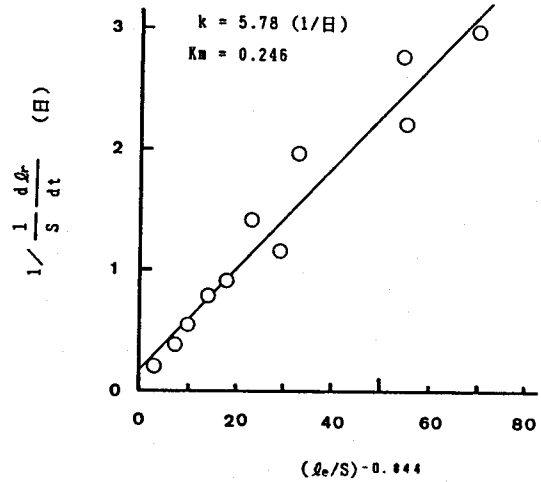


図 2.4.29 $1/(1/S)(dl_r/dt)$ と $(l_e/S)^{-0.844}$ の関係

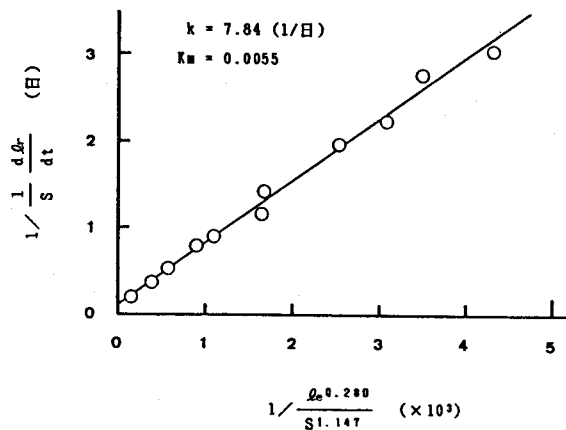


図 2.4.30 $1/(1/S)(dl_r/dt)$ と $1/(l_e^{0.280}/S^{1.147})$ の関係

なり、 $k=7.84(1/\text{日})$ 、 $K_m=0.0055$ が得られた。また、前同様にして基礎式から導びかれる t_s 値と $le^{0.280}/S^{1.147}$ の理論曲線および実測 $le^{0.280}/S^{1.147}$ 値を図2.4.31に示した。

$$\frac{le^n}{S^m} = \frac{K_m(1+b \cdot t_s)}{t_s(Y \cdot k - b) - 1} \quad (2.4.9)$$

この図より、 t_s 値の全範囲で実測値と理論曲線がよく一致した。

以上、各反応モデル式を用いて得られた動力学式パラメーター値を表2.4.25に一括表示した。

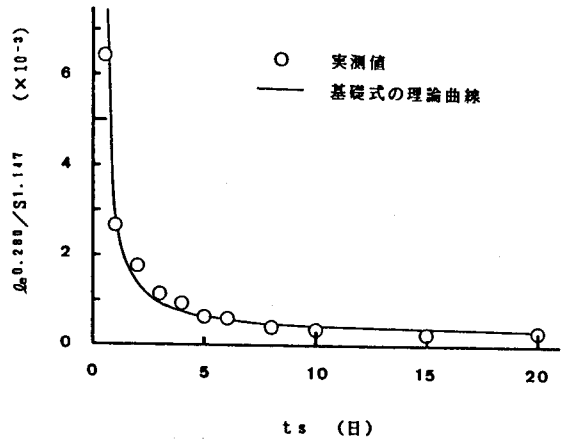


図 2.4.31 t_s と $le^{0.280}/S^{1.147}$ の関係

表 2.4.25 連続培養における各種反応モデル式の動力学式パラメーター値

パラメーター 反応モデル式	Y	b (1/日)	k (1/日)	K_m	n	m
M-M式	0.403	0.126	-	-	-	-
M-M修正式			3.25	622.9	1.480	-
Contois式			2.98	0.056	1	1
橋本式			5.78	0.246	0.844	-
基礎式			7.84	0.0055	0.280	1.147

2.4 考察

M-M式で解析した場合、 k 、 K_m 値は負となり、またM-M修正式で解析した場合、図2.4.25に示したように、実測値と理論曲線は t_s 値が低くなるとあまり一致しなかった。これは、活性汚泥微生物濃度 S の定常値が t_s 値によりかなり大きく変動したため、M-M式あるいはM-M修正式では、この変動を精確に表現できないからであると考えられる。また、Contois式あるいは橋本式による解析では、図2.4.27に示した実測値と理論曲線はよく一致したが、橋本式の方が t_s の低い値でも実測値によく適合した。次に、基礎式で解析した場合、式(2.3.22)と式(2.3.23)から求めた両者の m 、 n 値は、まったく異なる値であった。これは、 S の定常値に比べ、 le の定常値にバラツキがあったため、これが式(2.3.23)の Δle 値に影響し、負の値を示したものと考えられる。しかし、

式(2.3.22)から求めた m 、 n 値を用いると、図2.4.31に示したように、実測値と理論曲線は非常によく一致し、精確なパラメーター値を測定できた。

したがって、 $M-M$ 式あるいは $M-M$ 修正式で十分解析できない場合についても、Contois式、橋本式あるいは基礎式の適用が可能であることがわかった。しかし、基礎式では m が加わり、反応モデル式が複雑になっているので、パラメーター測定の扱いが極めて難しい。また、重回帰分析を用いる場合には、①十分なデータ数がない、②実測値にバラツキがある場合に精確なパラメーター値を測定できないこともある。この点について、Contois式、橋本式は、扱い方も $M-M$ 式とほぼ同じ手法でよく、活性汚泥微生物濃度 S の変動が大きくても、十分対応できるといえる。

また、 $M-M$ 式で解析した場合の k 、 K_m 値は、先に述べた理由で良い結果が得られなかったため、表2.4.21に示した既往文献値と比較できなかったが、 Y 、 b 値は、既往文献値とほぼ同じ値が得られた。

第3節 各種温度の回分・連続両培養における動力学式パラメーター値の比較

3.1 実験材料と方法

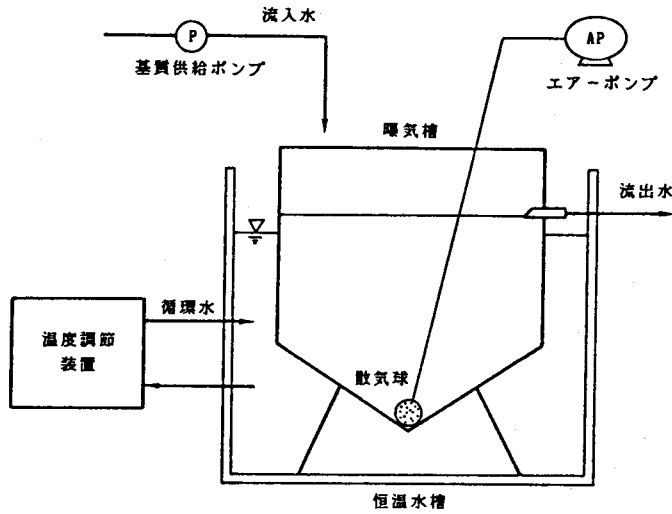
○ 回分培養実験：

容積6ℓの円筒型曝気槽を用い、通気量3ℓ/分、pHを7.0に保ち、表2.4.22の合成下水を基質として回分培養実験を行なった。水温は5℃、10℃、15℃、20℃、25℃、30℃にそれぞれ設定した。種汚泥は、前節で用いた図2.4.21の曝気槽を恒温水槽に入れ、曝気槽内水温を上記所定温度で一定とし、 t_s 4.8～9日で連続培養で得られる活性汚泥を用いた。初発基質濃度は約1500～1600 mg/ℓ、初発MLSS濃度は290～470 mg/ℓとした。また、分析項目はMLSS、COD_{Cr}で、分析方法は下水試験方法³⁶⁾によった。

○ 連続培養実験：

実験装置として、図2.4.21の汚泥返送完全混合型曝気槽と図2.4.32に示した汚泥返送のない完全混合型曝気槽(ケモスタット型)を用いた。表2.4.22の合成下水を用いて、流入基質濃度を一定とし、 t_s 値あるいは曝気槽内水温を変化させ、表2.4.26の実験条件で、種々実験した。実験1では図2.4.21の装置を、また実験2では図2.4.32の装置を用いた。実験2で用いた曝気槽はケモスタット型であるので、 t_s 値は t_d 値と等しくなる。また、各実験で t_s 値を一定に保つため、汚泥引き抜き操作を表2.4.23のように行なった。なお、曝気槽のpHをリン酸緩衝液で一定に保った。

採取試料の混合液を先ず遠心分離(10000 rpm、10分)し、その上澄液についてpH、COD_{Cr}あるいはTOCを、また沈殿物についてMLSSをそれぞれ分析した。これらの分析は下水試験方法³⁶⁾によった。



曝気槽容積 4.8 ℓ

図 2.4.32 ケモスタット型活性汚泥処理装置の模式図

表 2.4.26 連続培養実験の実験条件

条件 実験番号	曝気槽内水温 (°C)	曝気槽 内 P H	通気量 (ℓ/分)	t_d (hr)	t_s (日)
実験 1	10, 20, 30, 40	7.0	2.0~3.0	7.0	10, 5, 2, 1
実験 2	10, 20, 30, 40	7.0	2.0~3.0	24, 12, 6, 3	1, 0.5, 0.25, 0.125

3.2 実験成績

○ 回分培養実験 :

前述の方法で、同一培養温度ごとで測定された動力学式パラメーター値を表 2.4.27 に一括表示した。これらのパラメーター値を用いて、Runge-Kutta法で回帰曲線を求めると、図 2.4.33 に例示したように、実測値と回帰曲線はよく一致した。

表 2.4.27 回分培養実験における動力学式パラメーター値

パラメーター 培養温度(°C)	Y	b (1/日)	M-M式		Contois式、橋本式		基礎式			
			n	k (1/日) (mg/ℓ)	n	k (1/日) (mg/ℓ)	n	m	k (1/日)	K _m (mg/ℓ)
5	0.414	0.184	1	1.704 539.1	1	1.805 1.043	-	-	-	-
10	0.434	0.061	1	3.022 449.8	1	2.501 0.372	1.906	1.716	2.110	0.437
15	0.474	0.432	1	9.024 817.7	1	8.170 0.230	2.193	3.575	4.517	9.1×10 ⁻⁶
20	0.428	0.341	1	14.32 2084.8	1	15.12 2.513	-	-	-	-
25	0.496	0.641	1	52.00 5196.2	1	15.23 1.685	2.946	0.699	8.222	6.73×10 ⁵
30	0.456	0.528	-	-	1	23.97 2.425	1.958	1.063	9.322	154.9
20*	0.477	0.264	-	-	-	1.895 7.68 0.742	-	-	-	-

* 表2.4.13、表2.4.20の合成下水(iii)のパラメーター値

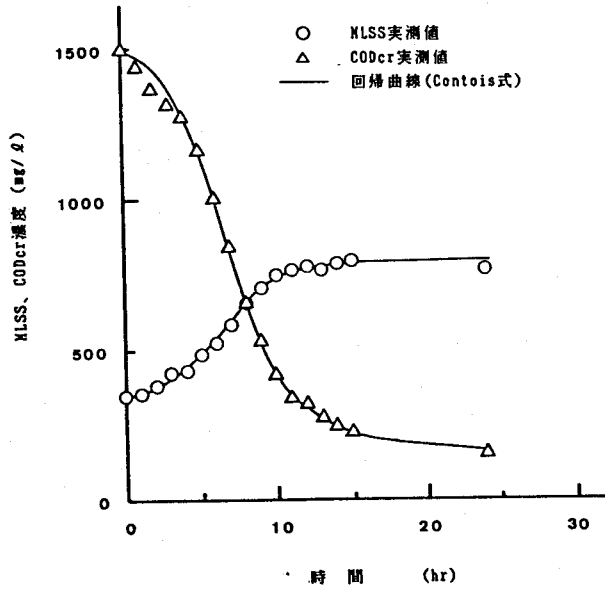


図 2.4.33 25°Cの回分培養実験におけるMLSS、CODcrの経時変化と回帰曲線

○ 連続培養実験 :

実験1、実験2の実験成績をそれぞれ表2.4.28、表2.4.29に示した。この実験成績を用いて、前述の方法で測定された同一培養温度ごとの動力学式パラメーター値を表2.4.30に一括表示した。ただし、表中の「-」印は、動力学式パラメーター値が負あるいは良い測定結果が得られなかった場合である。前同様に、得られたパラメーター値と式(2.4.9)を用いて、 t_s 値と $\ln e^{0.872}/S^{0.792}$ の理論曲線および実測値を、実験1の10°Cの成績と基礎式の適用例として示すと図2.4.34となり、実測値と理論曲線はよく一致した。

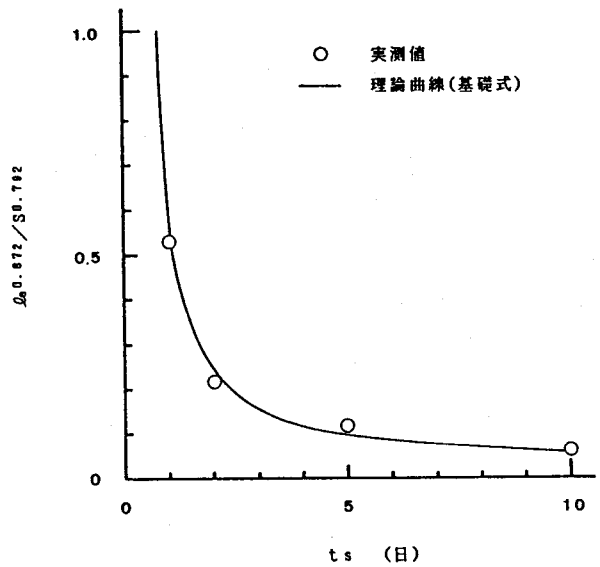


図 2.4.34 t_s 値と $\ln e^{0.872}/S^{0.792}$ の関係

表 2.4.28 連続培養実験の実験成績 (実験 1)

項目 培養度(%)	t_s (日)	S (mg/l)	曝気槽 内 pH	Q_s (mg/l)	Q_e (mg/l)	除去率 (%)	COD-SS負 荷量(1/日)	L_r (1/日)
10	1	230	7.0	197	67.3	65.84	4.374	2.866
	2	526		209	50.3	76.25	2.029	1.547
	5	900.5		213	42.0	80.64	1.208	0.970
	10	1675		200	36.0	82.40	0.610	0.500
20	1	236.7	7.0	201	37.8	81.60	4.336	3.522
	2	531		198	49.3	75.51	1.904	1.430
	5	1094.7		200	44.2	77.90	0.933	0.727
	10	1841		219	29.95	86.68	0.607	0.525
30	1	144	7.0	201	55.4	72.87	7.128	5.168
	2	417		196	35.6	82.21	2.400	1.964
	5	1038		198	29.3	85.62	0.974	0.830
	10	1783		216	24.6	89.01	0.619	0.548
40	1	157	7.0	197	60.0	70.00	6.407	4.455
	2	511		213	50.6	76.71	2.128	1.623
	5	1184		231	44.6	81.02	0.996	0.804
	10	2311		233	26.6	88.93	0.515	0.456

表 2.4.29 連続培養実験の実験成績 (実験 2)

項目 培養度(%)	t_s (日)	S (mg/l)	曝気槽 内 pH	Q_s (mg/l)	Q_e (mg/l)	除去率 (%)	TOC-SS負 荷量(1/日)	L_r (1/日)
10	0.125	59.6	7.0	201	67.9	66.22	27.55	4.188
	0.25	166		207	50.3	76.02	4.988	2.436
	0.5	157		191	42.0	78.41	2.433	1.650
	1	179		186	36.0	81.07	1.039	0.500
20	0.125	193	7.0	206	67.4	67.68	8.539	3.522
	0.25	199		203	45.3	78.02	4.080	1.430
	0.5	194		192	39.4	79.89	1.979	0.727
	1	159		194	26.4	86.80	1.220	0.525
30	0.125	215	7.0	206	38.2	81.88	7.665	5.168
	0.25	195		203	30.3	85.48	4.164	1.964
	0.5	200.7		192	25.5	87.16	1.913	0.830
	1	144		194	16.6	91.89	1.347	0.548
40	0.125	205.3	7.0	203	38.2	81.63	6.407	4.455
	0.25	151.3		172	29.7	82.73	2.128	1.623
	0.5	169.3		185	30.2	84.12	0.996	0.804
	1	138.3		169	22.8	87.01	0.515	0.456

表 2.4.30 連続培養実験における動力学式パラメーター値

パラメーター 培養 実験番号 温度(°C)	Y	b (1/日)	M-式、M-修正式			Contois式、橋本式			基 礎 式				
			n	k (1/日)	Km	n	k (1/日)	Km	n	m	k (1/日)	Km	
実験 1	10	0.340	0.0657	-	-	-	1	3.07	0.0293	0.872	0.792	7.35	0.822
	20	0.397	0.0870	-	-	-	1	3.00	0.0490	-	-	-	-
	30	0.350	0.0930	-	-	-	1	4.17	0.0359	0.769	0.596	-	-
	40	0.364	0.0813	-	-	-	1	3.39	0.0341	-	-	-	-
実験 2*	10	1.56	0.666	-	-	-	1	5.97	0.819	0.896	0.548	9.46	29.0
	20	1.24	0.280	-	-	-	1	14.7	0.326	-	-	-	-
	30	1.15	0.333	-	-	-	1	19.7	0.321	-	-	-	-
	40	1.14	0.644	-	-	-	1	27.0	0.524	-	-	-	-
**	25	0.403	0.126	1.480	3.25	622.9	0.844	5.78	0.246	0.280	1.147	7.84	0.0055

* TOCによる測定値

** 前節の測定値

3.3 考 察

回分培養実験では、Y値は培養温度による変化がほとんどなく、b値は培養温度が高くなるに従い大きな値を示した。M-M式のk値は、5℃の1.704(1/日)から25℃の52.0(1/日)まで増加し、K_m値も同じく増加傾向を示したが、表2.4.1~表2.4.3の既往文献値に比べ、かなり高い値であった。また、Contois式あるいは橋本式のk値は、5℃の1.805(1/日)から30℃の23.97(1/日)まで増加傾向を示したが、K_m値は0.2~2.5程度の値となった。基礎式のk値は、10℃の2.11(1/日)から30℃の9.322(1/日)まで増加したが、K_m値は各培養温度によりオーダーが非常に異なった値が得られた。これは、重回帰分析で得られたm、n値がかなり異なった値となったためである。このように、回分培養において、k値は温度上昇により増加する傾向を示すことがわかった。

次に、連続培養実験では、Y、b値は、実験1に比べて、実験2の値が非常に大きい。これは、実験2では、TOCで基質濃度を測定したことに加えて、t_s値の設定範囲が0.125~1.0日であり、実験1のt_s値(1.0~2.0日)に比べて非常に低い値であったことによる。この結果、実験2では、活性汚泥微生物のμが大きく、汚泥生成率が高い条件となり、μの高い微生物種が増殖して、パラメーターY、b値が大きくなったものと考えられる。また、M-M式あるいはM-M修正式で解析した場合、k、K_m値は良い結果が得られなかった。これは、前節で述べたように、活性汚泥微生物濃度Sの変動を前記2つの反応モデル式では精確に表現できないからである。基礎式で解析した場合、重回帰分析でm、n値を求めても良い結果が得られない場合が多かった。これは、式(2.3.22)あるいは式(2.3.23)に含まれる $\ln\left\{\partial\left(1/\frac{1}{S}\frac{dQr}{dt}\right)/\partial S\right\}$ あるいは $\ln\left\{\partial\left(-1/\frac{1}{S}\frac{dQr}{dt}\right)/\partial Qe\right\}$ の値に誤差が大きいこと、また実験1および実験2の各種培養温度におけるt_s値の変化が4段階しかなく、重回帰分析を行なうにはデータ数が不足していたことによると考えられる。しかし、m、n値に適当な値が得られた場合には、図2.4.3.4に示したように、実測値と理論曲線はよく一致していた。Contois式で解析した場合、すべての場合についてパラメーター値が求められた。実験1では、k値は3.00~4.17(1/日)、K_m値は0.0293~0.0490とほぼ同じ値が得られ、また実験2では、k値は10℃の5.97(1/日)から40℃の27.0(1/日)まで増加傾向を示し、K_m値は0.321~0.819程度の値となった。

以上、各種温度の回分・連続両培養における動力学式パラメーター値を比較すると、Y、b値は連続培養よりも回分培養で得られた値の方が高い値を示し、Contois式あるいは橋本式のk値は、回分・連続両培養とも、温度上昇に伴い増加傾向にあるが、回分培養の方が連続培養のそれよりもその増加割合が大きかった。また、Contois式あるいは橋本式の

K_m 値は、回分培養の方が連続培養のそれよりも高い値を示した。したがって、同一基質、同一汚泥を用いた場合の回分・連続両培養では、得られたパラメータ値が異なり、batch growth parameterの連続培養への応用が困難であるといえる。

第4節 連続Fed-Batch培養による動力学式パラメーターの測定

4.1 実験材料と方法

実験装置の模式図を図2.4.35、図2.4.36にそれぞれ示した。図2.4.35の曝気槽は、上部円筒底部円錐型で、その容積は約8ℓであり、好気状態の持続と槽内完全混合のため、底部の多孔性散気装置から曝気した。曝気槽は恒温水槽内に設置され、培養温度が一定に維持できるようにした。また、曝気槽には、活性汚泥ろ過フィルター（住友スリーエム製スコッチブライト）を装着し、極めて澄明な処理水が流出するようになっていた。図2.4.36の曝気槽は、容積約3ℓで、前同様活性汚泥ろ過フィルターを装着し、また好気状態の持続と槽内完全混合のため、底部の多孔球から曝気した。曝気槽は水槽に浸漬され、曝気槽内に投入したヒーター、熱電対により、培養温度が一定に維持できるようにした。

実験には、表2.4.5に示した合成下水と実規模処理施設の最初沈殿池越流水を2時間静置沈殿して得られる上澄液（以下、実排水と呼ぶ）を使用した。供試活性汚泥は、合成下水を基質とした場合には、この基質で予めFill and Draw方式で培養・馴致したものを、また実排水を基質とした場合には、実施の曝気槽入口の活性汚泥混合液をそれぞれ用いた。

上記活性汚泥を1回水洗い後、所定量を曝気槽に投入し、各実験の流入条件で1～3日間連続培養してから、連続Fed-Batch培養実験を開始した。なお、合成下水を基質とした実験では図2.4.35の装置を、また実排水を基質とした実験では図2.4.36の装置をそれぞれ用いた。

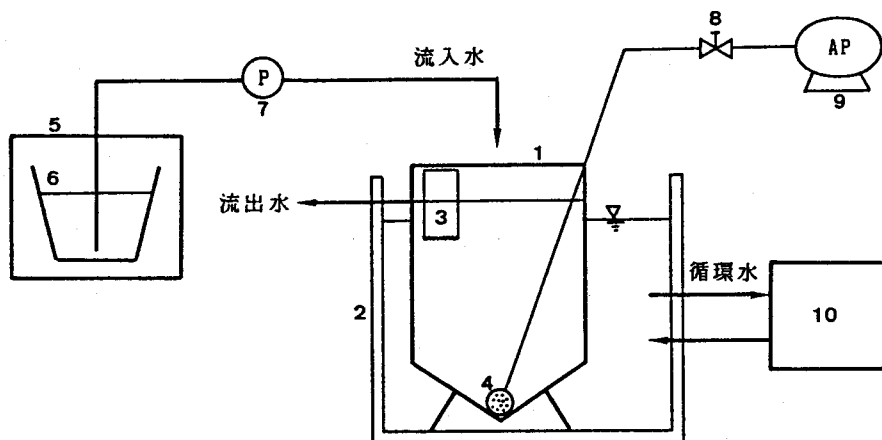
○ 実験操作：先に述べた、時間 t_k における汚泥抜き取り量 v_k を再度次に示した。

$$v_k = \frac{V(t_{k+1} - t_k)}{t_s \left(1 - \frac{S_s}{S_k}\right)} \quad (2.3.89)$$

合成下水は溶解性で、 $S_s = 0$ となり、また実排水は最初沈殿池越流水を2時間静置沈殿した後の上澄液であるので、 $S_s \ll S_k$ すなわち $S_s / S_k \approx 0$ と考えてよい。したがって、上式は次式のようになる。

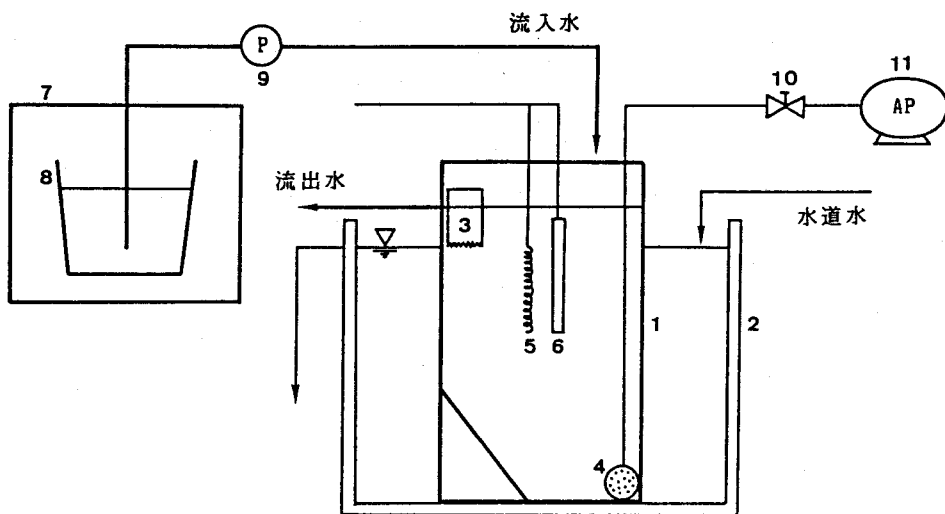
$$v_k = \frac{V(t_{k+1} - t_k)}{t_s} \quad (2.4.10)$$

すなわち、所定 t_s 値で、一定時間ごとに汚泥の抜き取り操作を行えば、1回の汚泥抜き取り量は上式から決定できる。



1 : 曝気槽, 2 : 恒温水槽, 3 : 活性汚泥ろ過フィルター, 4 : 多孔性散気装置,
5 : 冷蔵庫, 6 : 基質貯留槽, 7 : 基質供給ポンプ, 8 : 手動弁, 9 : エアーポンプ,
10 : 温度調節装置

図 2.4.35 連続 Fed-Batch培養実験装置 (I) の模式図



1 : 曝気槽, 2 : 水槽, 3 : 活性汚泥ろ過フィルター, 4 : 多孔性散気装置,
5 : 熱電対, 6 : ヒーター, 7 : 冷蔵庫, 8 : 基質貯留槽, 9 : 基質供給ポンプ,
10 : 手動弁, 11 : エアーポンプ

図 2.4.36 連続 Fed-Batch培養実験装置 (II) の模式図

連続Fed-Batch培養の非定常解析から動力学式パラメーターを迅速に測定するには、汚泥抜き取り量を多くし、活性汚泥微生物濃度 S および基質濃度 l_e の変化を大きくする必要がある。そこで、ここでは、 t_s 値を0.25日、0.5日、1.0日、1.5日、2.0日に設定し、前二者の t_s 値で実験した場合には1時間ごとに、またそれ以外の t_s 値で実験した場合には2時間ごとに汚泥抜き取り操作を行なった。

なお、先の測定理論では、基質連続流入下で曝気槽内液容積が所定容積 V に達すると可及的速やかに汚泥を抜き取る操作方法を述べたが、実際には、基質供給ポンプだけで所定容積 V を一定に維持することは難しい。そこで、曝気槽内に装着した活性汚泥ろ過フィルターから、澄明な処理水がわずかに流出するように基質流入量を決め、汚泥抜き取り操作直前には、たえず V を一定に維持できるようにした。

○ 実験条件： 実験条件を表2.4.31に示した。培養温度は、合成下水の場合、 $20 \pm 0.5^\circ\text{C}$ 、 $30 \pm 0.5^\circ\text{C}$ に、また実排水の場合、 $15 \pm 1^\circ\text{C}$ にそれぞれ設定した。流入基質濃度は、合成下水の場合には $514.7 \sim 2036 \text{ mg/l}$ 、実排水の場合には 78.85 mg/l で、また初発活性汚泥微生物濃度は、合成下水の場合には $3687 \sim 9626 \text{ mg/l}$ 、実排水の場合には 2360 mg/l で実験を開始した。

表 2.4.31 実験条件

項目 基質	培養温度 ($^\circ\text{C}$)	t_s (日)	曝気槽内 液容積 V (ℓ)	一回当りの汚泥 抜き取り量 V_k (ℓ)	汚泥抜き取り時間 の間隔 $t_k - t_{k-1}$ (hr)	初発MLSS 濃度 S_0 (mg/l)	流入COD濃 度* l_s (mg/l)
合成下水	20 ± 0.5	0.253	6.68	1.1	1	9094	1771
		0.463	5.83	0.525	1	9626	2036
		1.52	6.68	0.366	2	8304	1000
		2.10	6.69	0.266	2	3144**	514.7
	30 ± 0.5	0.506	6.68	0.550	1	4614	1192.5
		0.994	6.68	0.560	2	8421	2035
実排水	15 ± 1	0.243	2.50	0.428	1	2360	78.9

* 合成下水はCOD_{Cr}分析、実排水はCOD_{Mn}分析 ** 実験開始後10時間目のMLSS濃度

○ 分析方法： 抜き取り汚泥を2回遠心分離(10000rpm、10分)し、1回目の上澄液のCODと沈殿物のMLSSを測定した。COD分析では、合成下水を基質とした場合にはCOD_{Cr}、実排水を基質とした場合にはCOD_{Mn}を測定した。なお、分析はすべて下水試験方法³⁶⁾に準じて行なった。

4.2 実験成績

合成下水を基質とした場合のMLSS濃度およびCOD濃度の経時変化を、 $t_s = 0.253$ の実験条件における場合を代表例としてとりあげて、図2.4.37に例示した。また、実排水を基質とした場合のMLSS濃度およびCOD濃度の経時変化を図2.4.38に示した。他の t_s の実験条件の場合も、これらの図と同様の経時変化が得られた。

4.2.1 パラメーターY、bの測定

式(2.3.95)、式(2.3.96)と式(2.3.97)から、各汚泥抜き取り時間の比増殖速度 μ と比基質除去速度 L_r を算出し、 L_r に対して μ をプロットして、パラメーターY、bを求めた。合成下水を基質とした場合の μ と L_r の関係を、 $t_s = 0.253$ の実験条件の場合を代表例として図2.4.39に示した。また、実排水を基質とした場合の μ と L_r の関係を図2.4.40に示した。これより、合成下水では $Y = 0.357$ 、 $b = 0.195$ (1/日)、実排水では $Y = 1.524$ 、 $b = 0.148$ (1/日)の値が得られた。他の実験条件の場合も同様にしてY、b値を求め、表2.4.32に一括表示した。なお、 $t_s = 0.994$ の実験条件における合成下水を基質とした場合には、 8421 mg/l の初発MLSS濃度が28時間培養の28時間目には 3458 mg/l と他の実験に比べて高い値になって実験が終了したので、 μ および L_r が広範囲の値をとれなかったため、良い結果が得られなかった。

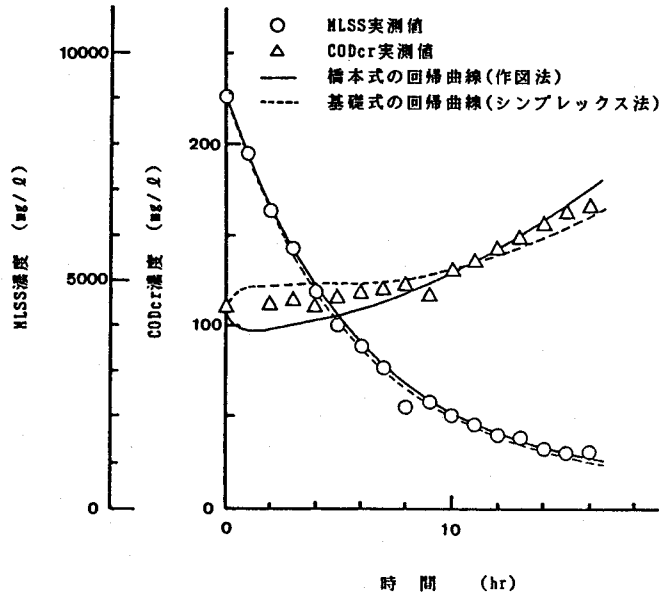


図 2.4.37 合成下水を基質とした場合のMLSS濃度とCODcr濃度の経時変化 ($t_s = 0.253$ の場合)

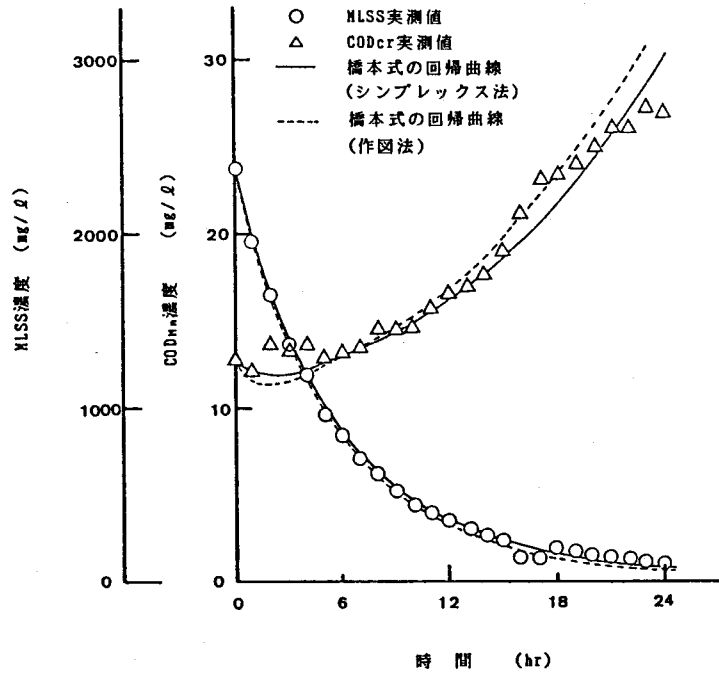


図 2.4.38 実排水を基質とした場合のMLSS濃度とCOD_{Mn}濃度の経時変化 ($t_s=0.243$ の場合)

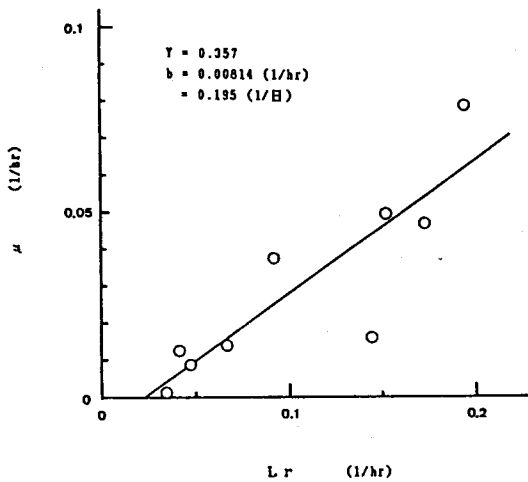


図 2.4.39 合成下水を基質とした場合の μ と Lr の関係 ($t_s=0.253$ の場合)

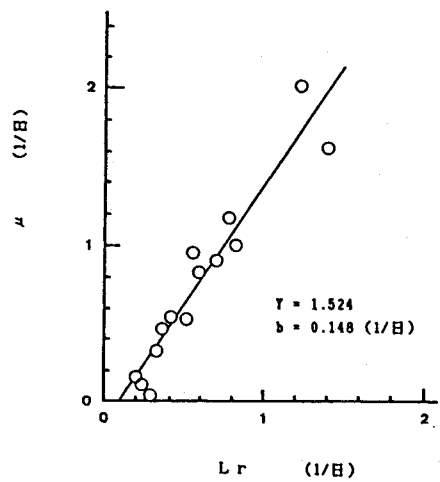


図 2.4.40 実排水を基質とした場合の μ と Lr の関係 ($t_s=0.243$ の場合)

表 2.4.32 連続 Fed-Batch培養における動力学式パラメーター値の一覧表

基質	温度 (°C)	ts (日)	パラメーター		作図法			シンプレックス法**			
			Y	b (1/日)	n	k (1/日)	Km	n	m	k (1/日)	Km
合成下水	20	0.253	0.357	0.195	0.952	8.74	0.135	1.11	1.08	12.6	0.144
		0.463	0.422	0.239	0.968	6.64	0.210	0.628	0.911	11.4	0.102
		1.52	0.417	0.195	0.865	4.30	0.328	0.842	0.867	4.30	0.328
		2.10	0.479	0.146	1.288	7.85	0.159	1.06	1.01	24.4	1.67
	30	0.506	0.421	0.360	1.116	4.01	0.043	-	-	-	-
		0.994	-	-	0.946	5.28	0.173	-	-	-	-
実排水*	15	0.243	1.524	0.148	0.849	3.89	0.347	0.908	-	2.31	0.146

* 基質濃度はCOD_m分析 ** 作図法で得られた値を初期値として用いる

4.2.2 パラメーターk、Km、n、mの測定

前述第2節の連続培養の実験では、Contois式、橋本式あるいは基礎式が、活性汚泥微生物濃度の変化が大きな場合でも、活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係に十分適用できることがわかった。ここでは、まず、逆数変換式を用いる場合の作図法により橋本式のパラメーターk、Km、n値を求め、次に、得られた値をパラメーター初期値として、シンプレックス法^{3,2)}により基礎式あるいは橋本式のパラメーター値を再度求めた。

ts = 0.253の実験

条件で合成下水を基質とした場合を代表例として、式(2.3.19)に基づいて、 $-\log\left(\frac{le}{S}\right)$ と $\log\left[-\frac{\Delta(1/Lr)}{\Delta(le/S)}\right]$ をプロットすると図2.4.41となり、n = 0.952が得られた。このn値を用いて、式(2.3.15)のLineweaver-Burkプロットをとると図2.4.42となり、k = 0.3642

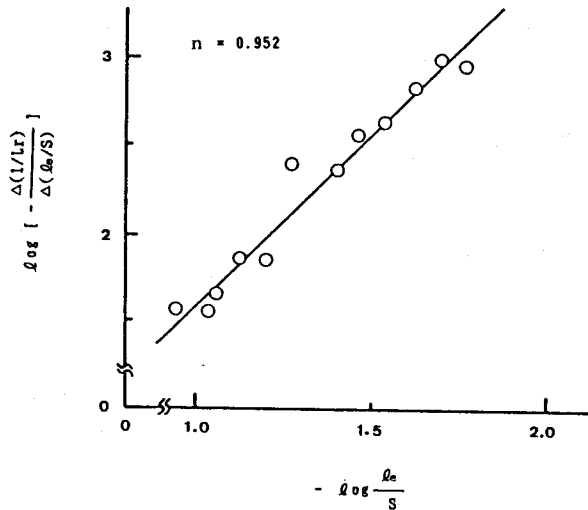


図 2.4.41 合成下水を基質とした場合の $-\log\left(\frac{le}{S}\right)$ と $\log\left[-\frac{\Delta(1/Lr)}{\Delta(le/S)}\right]$ の関係 (ts = 0.253の場合)

(1/hr) = 8.74 (1/日)、Km = 0.135が得られた。他の実験条件の場合も同様にk、Km、n値を求め、表2.4.32に一括表示した。

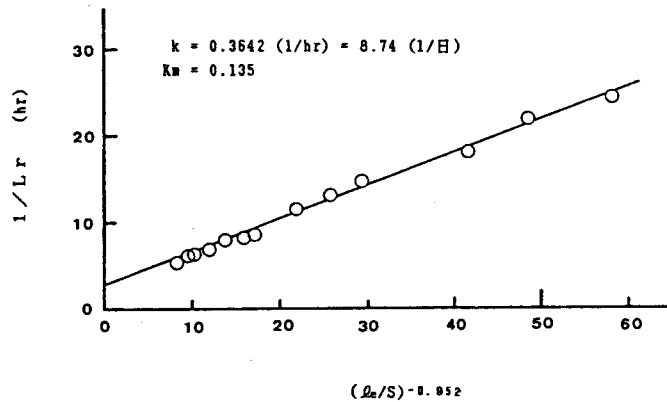


図 2.4.42 合成下水を基質とした場合の Lineweaver-Burk プロット ($t_s=0.253$ の場合)

次に、作図法で得られたパラメーター値を初期値として、シンプレックス法で再度パラメーターを求めた。培養温度 20°C で合成下水を基質とした場合には基礎式を、また実排水の場合には橋本式を用い、得られたパラメーター値を表 2.4.32 に一括表示した。

4.2.3 各方法で得たパラメーター値による回帰曲線と実測値の比較

表 2.4.32 にまとめたパラメーター値を用いて、Runge-Kutta法で求めた活性汚泥微生物濃度 S と基質濃度 l_e の回帰曲線を実測値と比較した。

図 2.4.37 には、 $t_s = 0.253$ で合成下水を基質とした場合の橋本式 (作図法) と基礎式 (シンプレックス法) の回帰曲線を、また図 2.4.38 には、実排水を基質とした場合の橋本式 (作図法とシンプレックス法) の回帰曲線をそれぞれ示した。活性汚泥微生物濃度 S の回帰曲線は、何れの方法で求めたパラメーター値を用いても実測値によく適合した。基質濃度 l_e の回帰曲線は、図 2.4.37 の場合、橋本式、基礎式ともほぼ実測値と一致し、また、図 2.4.38 の場合、作図法とシンプレックス法で求めたパラメーター値を用いても実測値によく適合した。他の実験条件の場合も図 2.4.37 と同様の結果を示した。

4.3 考 察

4.3.1 パラメーターについて

○ Y 、 b 値：表 2.4.32 から、合成下水を基質とした場合の Y 値は $0.357 \sim 0.479$ となり、 t_s 値、培養温度に影響されず、ほぼ同じような値が得られたが、実排水の場合には、 Y 値は 1.524 と高い値を示した。これは、表 2.4.19 の合成下水 (i)、合成下水 (ii) を基質とした場合と同様に、基質濃度を COD_{Mn} で測定したため、 Y が高い値を示したものと考えられる。また、 b 値は、基質の違いによらず、 $0.146 \sim 0.360$ (1/日) が得られた。培養温度が高くなると b 値も高い値を示す傾向にあるが、前節の表 2.4.27 に示した回分培養の測定結果ほど温度の影響をうけないことがわかる。これら

Y、bの値は、表2.4.21の文献値と表2.4.30の実験結果で示された連続培養のパラメーター値とよく一致している。

○ 橋本式のk、 K_m 、n値：表2.4.32において、作図法およびシンプレックス法で求めた橋本式のk、 K_m 、n値は、それぞれ2.31~8.74(1/日)、0.043~0.347、0.849~1.288であった。橋本式を用いた測定結果の値は、前述の連続培養の実験結果の値とよく一致している。しかし、 K_m 、n値は、表2.4.20の合成下水(iii)を用いた場合の回分培養の実験結果より低い値を示すが、k値は回分培養のそれとほぼ同じ値を示した。

連続Fed-Batch培養は、非常に低い t_s 値で、回分培養と同様に、非定常状態から動力学式パラメーターを迅速測定でき、しかも回分培養にみられるLag相もなく、また前述のように連続培養とほぼ同一のパラメーター値を得ることができる。したがって、 $t_s = 0.25$ (日)の連続Fed-Batch培養により測定した動力学式パラメーターは、連続培養への応用が可能であるといえる。

○ 基礎式のk、 K_m 、n、m値：表2.4.32において、シンプレックス法で求めた基礎式のパラメーター値は、kが4.30~24.4(1/日)、 K_m が0.102~1.67、nが0.628~1.11、mが0.867~1.08となり、同一実験条件でも作図法による測定値とは少々異なる場合があった。これについて、m、n値が $m=n$ の初期値と異なる値に収束した場合の、 $t_s = 0.463$ の実験成績を例にとり、以下に検討した。

図2.4.43に、比基質除去速度Lrと $(Qe/S)^{0.968}$ あるいは $Qe^{0.628}/S^{0.911}$ の関係を示した。どちらの理論曲線も実測値によく適合し、Lrを精度よく推定しており、こ

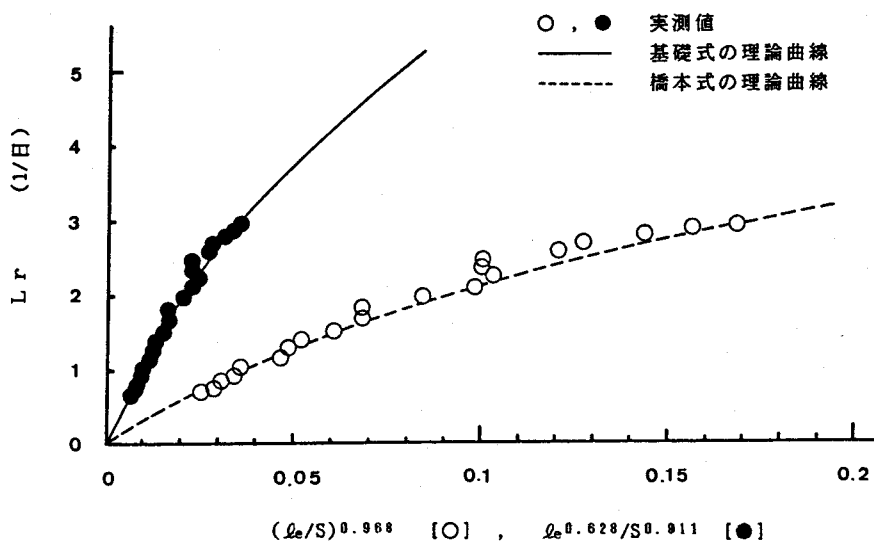


図 2.4.43 橋本式と基礎式の比較 ($t_s = 0.463$ の場合)

の実験で得られた実測値では、両反応モデル式のパラメーター値は適正であったといえる。しかし、同じ実測値を用いても、反応モデル式により異なるパラメーター値が得られた。これは、Sが初発濃度9626 mg/lから培養終了時(23時間後)に2028 mg/l、 q_e が同じく210.9 mg/lから335.8 mg/lまで変化し、Sが高い実測値のみであったため、 q_e/S が低い値を示し、これらの値に適合するパラメーター値を各反応モデル式で推定したことによるものと考えられる。基礎式は、Sおよび q_e が独立して L_r 値に寄与するため、Sの低い値と q_e の高い値をも含めた大きな変動範囲の実測値を用いて、基礎式のパラメーターを求める必要がある。

4.3.2 作図法とシンプレックス法によるパラメーター算出の比較

実排水を基質とした実験データと橋本式を用いて、作図法とシンプレックス法の両法によるパラメーター算出法を比較すると次のようになる。

比基質除去速度 L_r と q_e/S の関係を図2.4.44に示した。図示したように、シンプレックス法で得たパラメーター値による理論曲線は実測値とよく一致しているが、作図法で得たパラメーター値による理論曲線は、 q_e/S 値が大きくなるにつれ、実測値に適合しなくなった。これは、式(2.3.19)から n 値を、また式(2.3.15)のLineweaver-Burkプロットから k 、 K_m 値をそれぞれ回帰直線で求めるときに、高い q_e/S の実測値の数が少ないため、低い q_e/S の実測値に適合するようなパラメーター値を算出したためと考えられる。しかし、シンプレックス法では、作図法で求めたパラメーター値を初期値

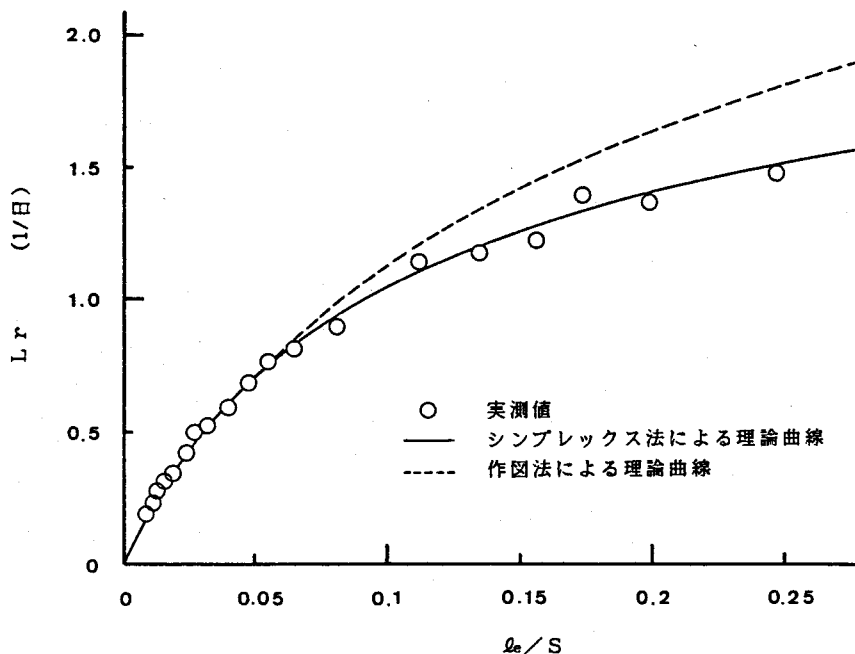


図 2.4.44 橋本式による比基質除去速度 L_r と q_e/S の関係 (実排水の場合)

として、高い Q_e/S 値も理論曲線に適合するように、パラメーターを補正しながら収束したので、図2.4.44のような結果が得られたものと考えられる。

したがって、橋本式では、作図法で求めたパラメーター値を初期値として、シンプレックス法で再度パラメーターを求めれば、精度よくパラメーターを測定できるといえる。

4.3.3 パラメーター測定での使用回帰直線について

これまでパラメーター測定に用いた回帰直線は、2つの変数 x と y について、 y に誤差があり、 x に誤差のない場合あるいは x に誤差があっても、 y のそれと比較して無視できるほどの誤差である場合の回帰直線である。しかし、厳密には、残差のとり方により、最適値としての回帰直線は2種類存在するので、その算出には残差の問題を考慮せねばならない^{52)・53)}。この2種類の回帰直線は、上記 y の x に対する回帰直線と、 x の誤差のみ考慮する x の y に対する回帰直線であり、 x と y の相関関係が低いほど、すなわち x および y の誤差が大きいほど、同じ実測値を用いて計算しても、まったく異なる傾きと切片をもつ回帰直線が得られる。そこで、 x および y の両実測値の誤差を考慮し、最適値としての直線がひとつに定まるような回帰直線からパラメーターを測定することが重要となる。

いま、図2.4.45に示した実測点 (x_i, y_i) から、適合直線 $(y = a_3x + b_3)$ に垂線をおろし、その長さ d_{3i} の平方和を最小とする定数 a_3, b_3 を算出すれば、 x および y の両誤差を考慮した上記回帰直線が求められる。

図2.4.45で示された x 軸、 y 軸を、原点を中心に θ_3 (ただし、 $-\pi/2 < \theta_3 < \pi/2$)だけ回転し、 x 軸が適合直線に平行になるように新座

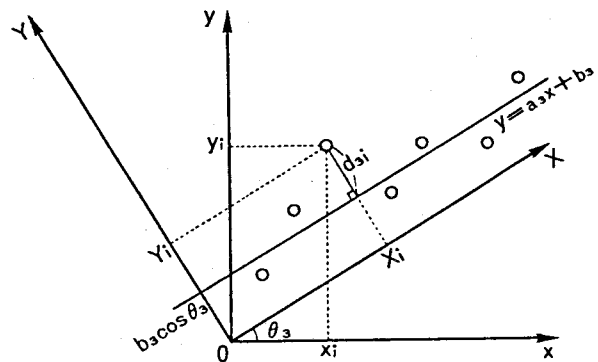


図 2.4.45 座標軸の回転と残差のとり方

標軸 $(X$ と $Y)$ をつくる。このとき、 $(x$ と $y)$ 軸での実測点 (x_i, y_i) は次式により、 $(X$ と $Y)$ 軸での実測点 (X_i, Y_i) に変換される。

$$X_i = x_i \cos \theta_3 + y_i \sin \theta_3 \quad (2.4.11)$$

$$Y_i = -x_i \sin \theta_3 + y_i \cos \theta_3 \quad (2.4.12)$$

適合直線は、 $(X$ と $Y)$ 軸において、 $Y = b_3 \cos \theta_3$ と表せるから、残差 $d_{3i} = Y_i - b_3 \cos \theta_3$ の平方和 SS_3 は、実測値の数を n_3 とすれば、次式で示される。

$$SS_3 = \sum_i d_{3i}^2$$

$$\begin{aligned}
&= \sum_i (Y_i - b_3 \cos \theta_3)^2 \\
&= \sum_i (-x_i \sin \theta_3 + y_i \cos \theta_3 - b_3 \cos \theta_3)^2 \\
&= n_3 \cos^2 \theta_3 \cdot \left(b_3 - \frac{\sum_i y_i - \sum_i x_i \cdot \tan \theta_3}{n_3} \right)^2 \\
&\quad + S_{XX} \sin^2 \theta_3 + S_{YY} \cos^2 \theta_3 - S_{XY} \sin 2\theta_3 \quad (2.4.13)
\end{aligned}$$

ここで、 S_{XX} は $\sum_i x_i^2 - (\sum_i x_i)^2 / n_3$ 、 S_{YY} は $\sum_i y_i^2 - (\sum_i y_i)^2 / n_3$ 、 S_{XY} は $\sum_i x_i y_i - \sum_i x_i \sum_i y_i / n_3$ である。

$S S_3$ を最小にする定数 b_3 、 θ_3 は次式を満足する値である。

$$\frac{\partial S S_3}{\partial b_3} = b_3 - \frac{\sum_i y_i - \sum_i x_i \cdot \tan \theta_3}{n_3} = 0 \quad (2.4.14)$$

$$\frac{\partial S S_3}{\partial \theta_3} = (S_{XX} - S_{YY}) \sin 2\theta_3 - 2 S_{XY} \cos 2\theta_3 = 0 \quad (2.4.15)$$

上記2式から、 a_3 、 b_3 は次のように算出できる。

$$b_3 = \bar{y} - \bar{x} \cdot a_3 \quad (2.4.16)$$

$$\tan \theta_3 = a_3 = - \frac{S_{XX} - S_{YY}}{2 S_{XY}} \pm \sqrt{\left(\frac{S_{XX} - S_{YY}}{2 S_{XY}} \right)^2 + 1} \quad (2.4.17)$$

ここで、 \bar{x} 、 \bar{y} は x 、 y の平均値である。

$S S_3$ の変化の増減を考えると、 a_3 は次のように分類される。

$S_{XY} < 0$ ならば

$$a_3 = - \frac{S_{XX} - S_{YY}}{2 S_{XY}} - \sqrt{\left(\frac{S_{XX} - S_{YY}}{2 S_{XY}} \right)^2 + 1} \quad (2.4.18)$$

$S_{XY} > 0$ ならば

$$a_3 = - \frac{S_{XX} - S_{YY}}{2 S_{XY}} + \sqrt{\left(\frac{S_{XX} - S_{YY}}{2 S_{XY}} \right)^2 + 1} \quad (2.4.19)$$

以上述べた回帰直線と従来用いてきた2種類の回帰直線の計算法を表2.4.33に一括表示した。

実排水の実験成績を例にとり、表2.4.33の各種回帰直線で求めたパラメーター値を表2.4.34に示した。回帰直線②と回帰直線③により求めたパラメーターは、ほぼ同じ値を示したが、回帰直線①で求めたパラメーターは、他の2つに比べて、 Y 、 b 、 n 値が低く、 k 、 K_m 値が高い値となった。しかし、 K_m 値以外のパラメーターは、回帰直線の種類によりそれほど大きく変化しなかった。これは、相関係数が0.94以上と非常によい相関関係であったため、回帰直線①～③にあまり差が生じなかったことになる。これらの k 、 K_m 、 n 値を用いて、 qe/S と比基質除去速度 L_r の関係を示すと図2.4.46となる。こ

表 2.4.33 回帰直線の種類とその計算法

項目 番号	名称	回帰式	残差平方和	回帰係数	備考
①	yのxに対する 回帰直線	$y = a_1 \cdot x + b_1$	$S_1 = \sum_1 (y_i - (a_1 \cdot x_i + b_1))^2$	$a_1 = \frac{S_{xy}}{S_{xx}}$ $b_1 = \bar{y} - \bar{x} \cdot a_1$	従来法
②	xのyに対する 回帰直線	$x = a_2 \cdot y + b_2$	$S_2 = \sum_1 (x_i - (a_2 \cdot y_i + b_2))^2$	$a_2 = -\frac{S_{xy}}{S_{yy}}$ $b_2 = \bar{x} - \bar{y} \cdot a_2$	
③	修正回帰直線	$y = a_3 \cdot x + b_3$	$S_3 = \sum_1 (Y_i - b_3 \cdot \cos \theta a_3)^2$	$S_{yy} \geq 0$ $a_3 = -\frac{S_{xx} - S_{yy}}{2 S_{xy}} \pm \sqrt{\left(\frac{S_{xx} - S_{yy}}{2 S_{xy}}\right)^2 + 1}$ $b_3 = \bar{y} - \bar{x} \cdot a_3$	修正法

相関係数: $S_{xy} / \sqrt{S_x \cdot S_y}$, $S_{xx} = \sum_1 x_i^2 - (\sum_1 x_i)^2 / n_x$, $S_{yy} = \sum_1 y_i^2 - (\sum_1 y_i)^2 / n_y$, $S_{xy} = \sum_1 x_i \cdot y_i - \sum_1 x_i \cdot \sum_1 y_i / n_x$, \bar{x} : xの平均値, \bar{y} : yの平均値

表 2.4.34 動力学式パラメーター値の使用回帰直線による比較*

パラメーター 番号	Y	b (1/日)	n	k (1/日)	Km
回帰直線①**	1.524	0.148	0.849	3.89	0.347
回帰直線②	1.70	0.253	1.09	1.67	0.047
回帰直線③	1.65	0.223	1.04	1.76	0.063

* 実排水による実験データを用いた

** 表2.4.32よりの値

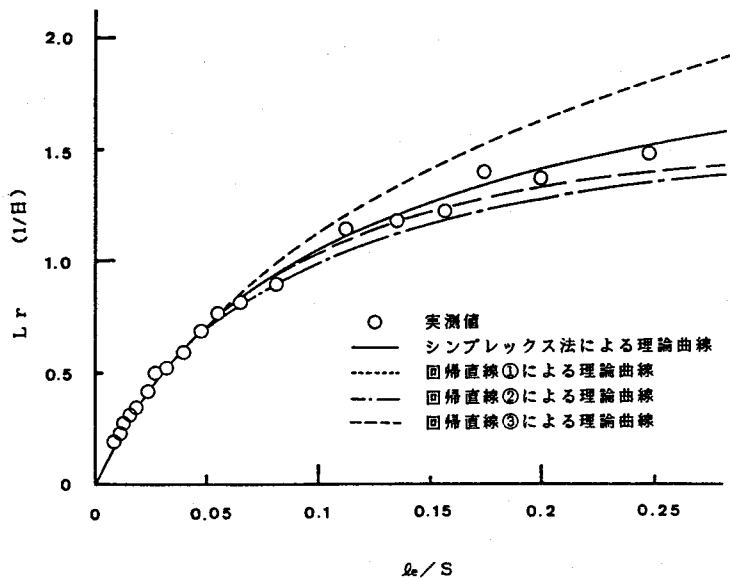


図 2.4.46 各種回帰直線から求めたパラメーター値による L_r と le/S の関係

れより、回帰直線③による理論曲線が、シンプレックス法による理論曲線および実測値に最も適していることがよくわかる。これは、式(2.3.19)による n 値の算出および式(2.3.15)のLineweaver-Burkプロットによる k 、 K_m 値の算出で、2変数の誤差を考慮する必要があることを示唆している。したがって、シンプレックス法を用いず、作図法のみでパラメーターを求める場合には、2変数 x 、 y の誤差を考慮した回帰直線③が有効であるといえる。

第5章 要 約

活性汚泥微生物の増殖動力学から、微生物濃度比測定による活性汚泥法の動力学制御理論を導き、動力学式パラメーターの測定方法を理論的、実験的に検討し、以下の結果を得た。

- 1) 動力学式パラメーターを測定し、希望処理水質が得られるように返送汚泥量 Q_r を制御すれば、流入下・廃水の水質水量変動にかかわらず、所定水質の処理水が得られることを示し、微生物濃度比と活性汚泥滞留時間 t_s が重要な制御因子であることを明らかにした。
- 2) 活性汚泥法動力学制御と密接に関連した微生物濃度比を、透過光計測による希釈方式で迅速測定できる方法を提案し、その透光度を36.78%にすると計測誤差が最小となることを示した。
- 3) 連続培養による動力学式パラメーター測定法の理論を述べ、さらに、パラメーターの迅速測定法として、回分培養、連続Fed-Batch培養による方法を数種提案し、その理論を述べた。
- 4) パラメーター測定の理論を実験的に検討し、回分培養で得られたパラメーターを連続培養施設の設計や処理水質の予測に用いるのは困難であったが、連続Fed-Batch培養では、この欠点を補ない、連続培養への応用が可能であることを明らかにした。

記 号

第2章

S : 活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

μ : 活性汚泥微生物の比増殖速度 (1/日)

$\frac{dS}{dt}$: 活性汚泥微生物の増殖速度 (mg/ℓ/日)

$\frac{dQ_r}{dt}$: 活性汚泥微生物の基質除去速度 (mg/ℓ/日)

Y : 収率係数

b : 活性汚泥微生物の自己分解係数 (1/日)

γ_r : 活性汚泥微生物の酸素利用速度 (mg/ℓ/日)

Y' : 単位除去基質量当りの活性汚泥微生物の利用酸素量

b' : 活性汚泥微生物の内生呼吸係数 (1/日)

kr : 活性汚泥微生物の酸素比利用速度 (1/日)

ℓe : 処理水の基質濃度 (mg/ℓ)

k : 活性汚泥微生物の最大基質除去速度恒数 (1/日)

K_m : Michaelis恒数 (mg/ℓ)

[K_m]' : 修正Michaelis恒数

[K_m] : 定数

m、n : 指数 (定数)

ℓ_s : 流入下・廃水の基質濃度 (mg/ℓ)

Q_s : 流入下・廃水量 (ℓ/日)

Q_r : 返送汚泥量 (ℓ/日)

Q_w : 引き抜き汚泥量 (ℓ/日)

V₁、V₂、V₃ : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽の各容積 (ℓ)

V : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽を含めた全容積 (ℓ)

S₁、S_{r2}、S_{r3} : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽の各活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)

S_s : 流入下・廃水の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)

S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)

$(\frac{dS_1}{dt})$ 、 $(\frac{dS_{r2}}{dt})$ 、 $(\frac{dS_{r3}}{dt})$: 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の各活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/ℓ/日)

Y₁、Y₂、Y₃ : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の各活性汚泥微生物の収率係数

b₁、b₂、b₃ : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の各活性汚泥微生物の自己分解係数 (1/日)

$\frac{d\ell r_1}{dt}$ 、 $\frac{d\ell r_2}{dt}$ 、 $\frac{d\ell r_3}{dt}$: 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の各基質除去速度 (mg/ℓ/日)

t_s : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の全活性汚泥微生物の滞留時間 (日)

t_d : 曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の全水理学的滞留時間 (日)

r : 汚泥返送比

I_0 : 入射光の強さ

I : 透過光の強さ

C : 混合液濃度

ℓ : 液層の長さ

ε : 吸光係数

T : 透光度 (%)

E : 吸光度 ($= -\log T$)

v_1 : 検水の流量 (ℓ/分)

v_1' 、 v_2' : 希釈水の流量 (ℓ/分)

F : 誤差関数

第3章

t : 培養時間 (hr)

S_{k-1} 、 S_k : 時間 t_{k-1} 、 t_k における活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)

ℓe_{k-1} 、 ℓe_k : 時間 t_{k-1} 、 t_k における基質濃度 (mg/ℓ)

Δt : 培養時間の微小変化 $t_k - t_{k-1}$ (hr)

ΔS : Δt における活性汚泥微生物濃度の変化 $S_k - S_{k-1}$ (mg/ℓ)

$\Delta \ell e$: Δt における基質濃度の変化 $\ell e_k - \ell e_{k-1}$ (mg/ℓ)

h : 整数

$S(t)$: 精確な S 値

$E(t)$: 誤差

$X_i(t)$: Lagrangeの係数多項式

$\Pi(t)$: $(t-t_{-h})(t-t_{-h+1})\cdots(t-t_{-1})(t-t_0)(t-t_1)\cdots(t-t_{h-1})(t-t_h)$

a : 定数 ($= -\frac{m}{n}$)

\hat{r} : 時間 t_1 に対する時間 t_2 での残存基質の割合

$t_{\frac{1}{2}}$: 基質濃度半減時間 (hr)

k' : 増殖速度恒数 (1/hr)

μ' : \log istic型の内的増殖速度恒数 (1/hr)

S_m : \log istic型の最大限界濃度 (mg/l)

S_0 : 初発活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

A : $(S_m - S_0) / S_0$

$\Sigma S S_1$: 誤差二乗和 ($= \Sigma (S_i - S_0 e^{k' t_i})^2$)

$\Sigma S S_2$: 誤差二乗和 ($= \Sigma (S_i - S_0 + \frac{k'}{k} \ell e_i - \frac{k'}{k} \ell e_0 + \frac{k'}{k} K_m \cdot \ell n \frac{\ell e_i}{\ell e_0})^2$)

[SS] : ΣS_i^2

[SE] : $\Sigma S_i e^{k' t_i}$

[EE] : $\Sigma (e^{k' t_i})^2$

[tSE] : $\Sigma t_i S_i e^{k' t_i}$

[tEE] : $\Sigma t_i (e^{k' t_i})^2$

$F(k')$: k' の関数

$\tilde{F}(k')$: 点 k'_i における $F(k')$ の接線

ℓe_0 : 初発基質濃度 (mg/l)

[L] : $\Sigma (\ell e_i - \ell e_0)$

[S] : $\Sigma (S_i - S_0)$

[G] : $\Sigma \ell n \frac{\ell e_i}{\ell e_0}$

[LL] : $\Sigma (\ell e_i - \ell e_0)^2$

[SS] : $\Sigma (S_i - S_0)^2$

[GG] : $\Sigma (\ell n \frac{\ell e_i}{\ell e_0})^2$

[SL] : $\Sigma (S_i - S_0)(\ell e_i - \ell e_0)$

[SG] : $\Sigma (S_i - S_0) \ell n \frac{\ell e_i}{\ell e_0}$

$$[L G] : \sum_i (\ell e_i - \ell e_0) \ln \frac{\ell e_i}{\ell e_0}$$

$S_{i, \text{pred}}$: 第*i*番目の活性汚泥微生物濃度の推定値 (mg/l)

$\ell e_{i, \text{pred}}$: 第*i*番目の基質濃度の推定値 (mg/l)

ES : 平均誤差二乗和 $\sum_i \{(S_i - S_{i, \text{pred}})^2 + (\ell e_i - \ell e_{i, \text{pred}})^2\}$

q : 推定パラメーター数

Z : 評価関数

\vec{P}_0 : パラメーター初期値

$Z_h : \max_i (Z_i)$

$Z_l : \min_i (Z_i)$

P_h : Z_h を与えるパラメーター値

P_l : Z_l を与えるパラメーター値

\bar{P} : \vec{P} の平均値

α : 鏡映係数

β : 縮小係数

γ : 拡張係数

P^* : P_h の鏡映

P^{**} : P_h の縮小あるいは P^* の拡張

Z^* : P^* における Z 値

Z^{**} : P^{**} における Z 値

$\left(\frac{dS}{dt}\right)_v$: 曝気槽内活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)

$\left(\frac{d\ell e}{dt}\right)_v$: 曝気槽内基質濃度の時間変化 (mg/l/日)

$v_0, v_1, \dots, v_{k-1}, v_k, v_{k+1}, \dots$: 時間 $t_0, t_1, \dots, t_{k-1}, t_k, t_{k+1}, \dots$
における汚泥抜き取り量 (Q)

V_t : 任意時間 t における曝気槽内の液容積 (Q)

L_r : 活性汚泥微生物の比基質除去速度 (mg/l/日)

$G(t) : \int \mu dt$

$\mu_{k-1}, \mu_k, \mu_{k+1}$: 時間 t_{k-1}, t_k, t_{k+1} における μ (1/日)

L_{rk} : 時間 t_k における L_r (1/日)

第4章

μ_m : 最大比増殖速度 (1/hr)

Y_{ob} : 見かけの収率係数

$S_{i,exp}$: 第*i*番目の実際微生物濃度 (mg/l)

$Qe_{i,exp}$: 第*i*番目の実際基質濃度 (mg/l)

N : データ総数

TE : 平均二乗偏差 $\sum_i \{(S_{i,exp} - S_{i,pred})^2 + (Qe_{i,exp} - Qe_{i,pred})^2\}$

a_1, b_1, a_2, b_2 : 従来法の回帰係数

a_3, b_3 : 修正法の回帰係数

θ_3 : 座標軸の回転角 (rad.)

d_{3i} : 修正法の回帰直線の第*i*番目残差

SS_3 : $\sum_i d_{3i}^2$

n_3 : データ数

S_{xx} : x の修正平方和

S_{yy} : y の修正平方和

S_{xy} : x と y の修正積和

\bar{x} : x の平均値

\bar{y} : y の平均値

第3編 微生物濃度比測定装置の開発に関する研究

第1章 緒 言

活性汚泥法の動力学制御理論とそのパラメーター測定並びに制御因子としての微生物濃度比 (S_r/S 値) の有効性について、第2編で種々検討した。これまで、 S_r/S 値による、活性汚泥法の運転、管理・維持の方法については、Herbert¹⁾ は S_r/S 値を一定条件にして最終沈殿槽の固液分離機能を評価し、また Benefield & Randall²⁾ は流入基質濃度変動の補正に、 S_r/S 値が有効であることを示唆しているが、その測定法と活性汚泥法の制御システムへの適用については何ら論述、検討されていない。

S_r/S 値の実施設による測定・評価法とその装置開発は、①測定法の妥当性、②装置の信頼性、③変動量検出の迅速性、④実施設の保守性等の考慮が極めて必要である。そこで第2章では、 S_r/S 値測定の実用化の実験検討とその自動化の基本的諸元を述べる。また第3章では、実施設に適用できる微生物濃度比測定装置(以下、 S_r/S 測定計と称す)の試作を、さらに第4章では、実施設に設置された試作装置を用いて、装置の信頼性、迅速性、保守性および制御システムへの適用の可能性を述べる。

第2章 微生物濃度比測定の基礎的検討

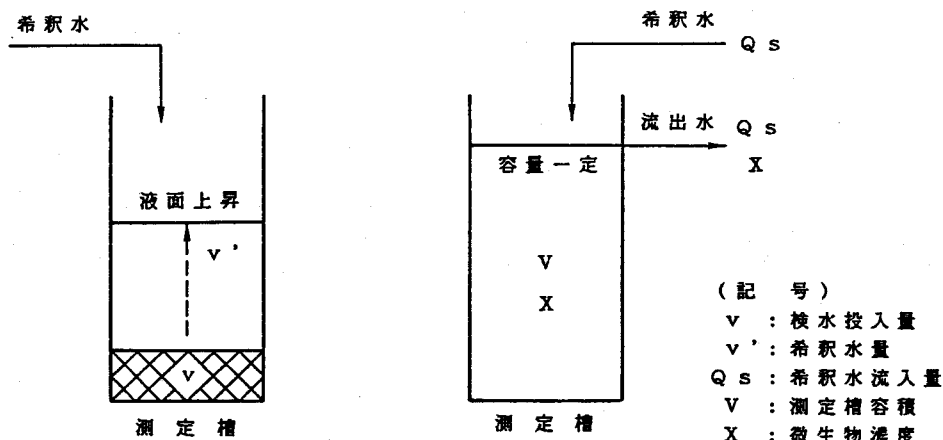
第1節 微生物濃度比測定の実用化法

第2編第2章第3節の微生物濃度比連続測定の理論に基づき、微生物濃度比測定を実用化するには、検水希釈が極めて重要で、これには間欠希釈と連続希釈が考えられ、これらについて以下に若干の検討を加えた。

1.1 間欠希釈法

検水の間欠希釈の操作模式図を図3.2.1(a)に示した。すなわち、測定槽内に一定容量の検水を投入し、これに希釈水(清澄な処理水あるいは水道水)を加えて、検水を希釈する方法である。

検水Ⅰの微生物濃度を S とし、先ず吸光計測セル部に連結された測定槽に容量 v_1 の検水を投入する。これに希釈水を流入させ、その透光度が設定値 (T_{set}) になるまで希釈する。透光度が T_{set} になった時、希釈水を止めて希釈水量 v_1' を計量する。この時、測定槽内微生物濃度は $S \times v_1 / (v_1 + v_1')$ となる。次に、微生物濃度 S_r の検水Ⅱを容量 v_2 だけ測定槽に投入する。検水Ⅰと同様操作で、透光度が T_{set} になるまで希釈し、その希釈水量 v_2' を計量する。この時、測定槽内微生物濃度は $S_r \times v_2 / (v_2 + v_2')$ となる。これら



(記号)
 v : 検水投入量
 v' : 希釈水量
 Q_s : 希釈水流入量
 V : 測定槽容積
 X : 微生物濃度

図 3.2.1 検水希釈法別の操作模式図

の操作は、同一仕様の吸光計測セル部内で、検水Ⅰと検水Ⅱの同種活性汚泥混合液を用いるから、式(2.2.30)から次式が成立する。

$$\varepsilon l \times S \cdot \frac{v_1}{v_1 + v_1'} = -\log T_{set} = \varepsilon l \times S_r \cdot \frac{v_2}{v_2 + v_2'} \quad (3.2.1)$$

上式から次式が得られる。

$$\frac{S_r}{S} = \frac{v_1(v_2 + v_2')}{v_2(v_1 + v_1')} \quad (3.2.2)$$

すなわち、 S_r/S 値は、対象とする検水の微生物濃度 S 、 S_r を直接測定しなくても、同一仕様の吸光計測セルを用いて、透光度が設定値(T_{set})になるまで希釈すれば、投入検水量(v_1 、 v_2)と希釈水量(v_1' 、 v_2')から容量換算で測定することができる。

1.2 連続希釈法

検水の連続希釈の操作模式図を図3.2.1(b)に示した。すなわち、検水を容量 V の測定槽に満たし、槽内混合液の容量が常に一定量(V)になるように、希釈水(清澄な処理水あるいは水道水)を連続的に加えて希釈する方法である。

図3.2.1(b)に示された測定槽内微生物量の変化は次式で示される。

$$V \cdot \frac{dX}{dt} = -Q_s \cdot X \quad (3.2.3)$$

いま、微生物濃度 S の検水Ⅰを測定対象とし、透光度が設定値(T_{set})になるまで希釈すると、時間 t_1 の間に微生物濃度が S から S_{set} まで変化すると考えられるから、式

(3.2.3) は次式のように積分できる。

$$\int_S^{S_{set}} \frac{dX}{X} = -\frac{1}{V} \int_0^{t_1} Q s dt \quad (3.2.4)$$

したがって、 S_{set} は次式で示される。

$$S_{set} = S \cdot \exp\left(-\frac{\int_0^{t_1} Q s dt}{V}\right) \quad (3.2.5)$$

$\int_0^{t_1} Q s dt$ は希釈に要した希釈水量で、これを V_1 とすると

$$S_{set} = S \cdot \exp\left(-\frac{V_1}{V}\right) \quad (3.2.6)$$

となる。

また、微生物濃度 S_r の検水 II を前同様に希釈すると、時間 t_2 の間に微生物濃度が S_r から S_{set} まで変化すると考えられるから、次式が得られる。

$$S_{set} = S_r \cdot \exp\left(-\frac{\int_0^{t_2} Q s dt}{V}\right) \quad (3.2.7)$$

$\int_0^{t_2} Q s dt$ は希釈に要した希釈水量で、これを V_2 とすると

$$S_{set} = S_r \cdot \exp\left(-\frac{V_2}{V}\right) \quad (3.2.8)$$

となる。これらの操作は同一仕様の吸光計測セル部内で検水 I と検水 II の同種活性汚泥混合液を用いるから、式 (2.2.30) から次式が成立する。

$$\epsilon l \times S \cdot \exp\left(-\frac{V_1}{V}\right) = -\log T_{set} = \epsilon l \times S_r \cdot \exp\left(-\frac{V_2}{V}\right) \quad (3.2.9)$$

上式から次式が得られる。

$$\frac{S_r}{S} = \exp\left(-\frac{V_1 - V_2}{V}\right) \quad (3.2.10)$$

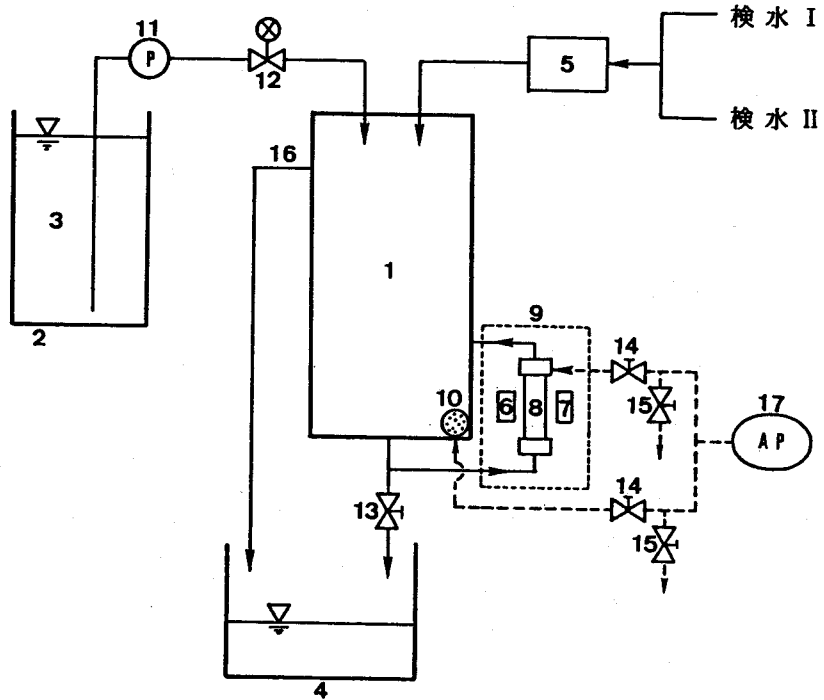
すなわち、 S_r/S 値は、対象とする検水の微生物濃度 S 、 S_r を直接測定しなくても、同一仕様の吸光計測セルを用いて、透光度が設定値 (T_{set}) になるまで希釈すれば、投入検水量つまり測定槽容量 (V) と希釈水量 (V_1 、 V_2) から容量換算で測定することができる。

第2節 微生物濃度比測定の実験的検討

2.1 実験材料

(1) 実験装置

実験装置の模式図を図 3.2.2 に示した。また、実験装置の測定槽と吸光計測セル部を写真 3.2.1 に示した。測定槽(1)は容量約 25ℓ の円筒型塩ビ製容器 (内径 298mm ×



1 : 測定槽、2 : 希积水貯留槽、3 : 希积水、4 : 越流水あるいは測定槽内混合液、5 : 検水計量槽、6 : 投光器、7 : 受光器、8 : 吸光セル、9 : 吸光計測セル部、10 : 散気球 (多孔球)、11 : 定量ポンプ、12 : 電磁弁、13 : ドレンバルブ (手動)、14 : 風量調整バルブ (手動)、15 : 放風バルブ (手動)、16 : 越流部、17 : エアポンプ

図 3.2.2 実験装置の模式図

高さ 360 mm) で、槽内底部には吸光計測セル部(9)が連結されている。槽内底部に装着した多孔球(10)により、検水混合液は完全混合されている。検水混合液に気泡が混入しないように吸光計測セル上部にエアリフトポンプを取り付け、検水混合液はたえず吸光計測セル部(9)を循環するようになっている。したがって、セル部で測定した検水混合液の透光度あるいは吸光度は槽内のそれと同一であるといえる。

吸光計測セル部の模式図を図 3.2.3 に示した。投光器(6)からの光はレンズにより集められ、吸光セルを通り受光器(7)に入り、電圧信号が透光度として検出される。ただし、ここでは光源は長寿命タイプのタングステン電球、受光素子は光導電効果をもったフォトトランジスターを使用した。投光器からの光が完全にさえぎられた状態を 0 目盛に、また希积水のみを測定槽に入れて操作した場合の吸光セルの透光度を 100 目盛にそれぞれ調

節した。この目盛調節は、各実験の開始前に行なった。なお、実験装置の仕様を表3.2.1に示した。

(2) 検水と希釈水

200ℓ 培養槽を用いて、Corn Steep Liguorを基質として、Fill and Draw方式で大量培養した活性汚泥混合液を、検水Ⅰとした。検水Ⅰの30分以上の静置沈殿で得られる濃縮混合液を検水Ⅱとした。各検水は、希釈水で1回洗浄後、希釈水で所定微生物濃度（活性汚泥法の実験プラントにおける曝気槽混合液と返送汚泥の濃度に近似させた）に調製した。なお、希釈水として、水道水を用いた。

(3) 分析方法

検水Ⅰ、Ⅱの微生物濃度は、下水試験方法³⁾の遠心分離法（MLSSおよびMLVSS）で測定した。

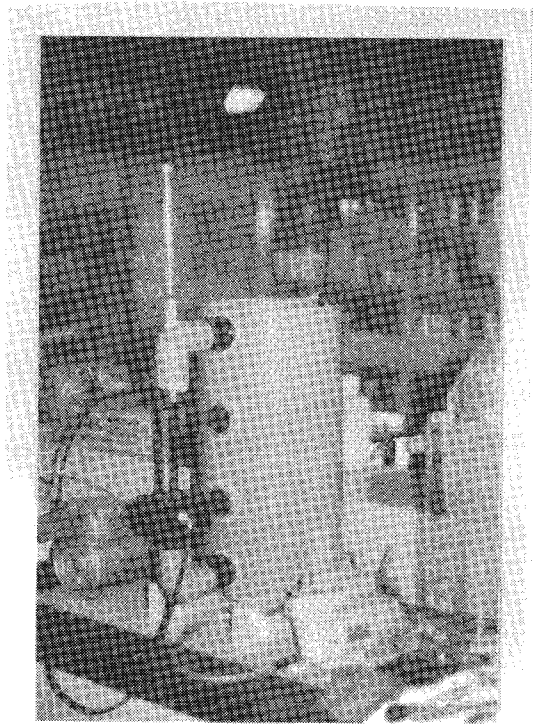


写真 3.2.1 実験装置の測定槽と吸光計測セル部

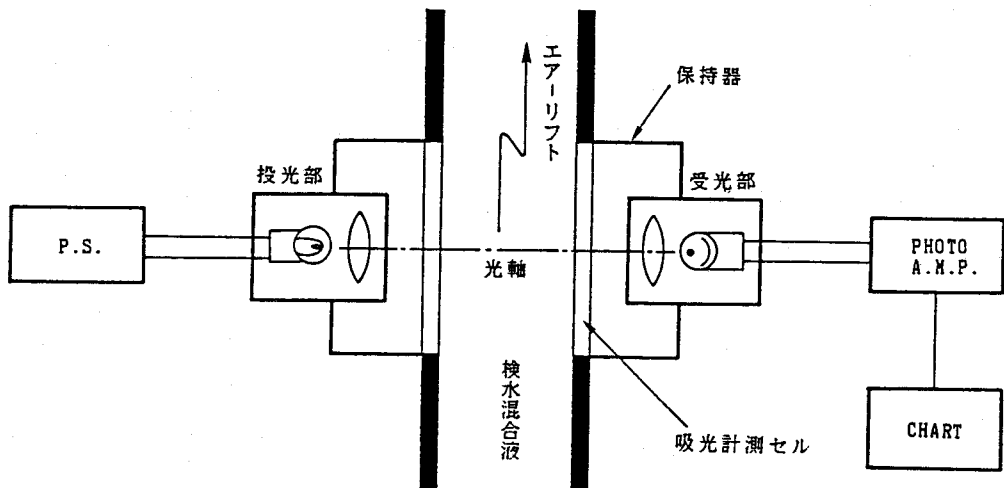


図 3.2.3 吸光計測セル部の模式図

表 3.2.1 実験装置の仕様

装置分類	装置名	仕様
槽	測定槽 計量槽 希釈水貯留槽 貯留槽	塩ビ製(内径298mm × 高さ360mm) 有効容量 20ℓ ガラス製メスシリンダー(1ℓ、2ℓ、3ℓ用) ポリタンク(容量75ℓ) 透明アクリル製(φ200mm×φ200mm×H750mm) 目盛付き
吸光計測部	投光器(光源) 受光器(受光素子) 吸光セル	タングステン電球(6V 3W) フォトトランジスター ガラス製円筒管(管径変更可能)
* 駆動部	定量ポンプ エア-ポンプ 電磁弁	ローラーポンプ(6~30ℓ/h可変) ダイヤフラム式、最大風量: 30ℓ/min 最高圧力: 2 kg/cm ² パイロット式、ダイヤフラム構造

* 手動にてON/OFF

2.2 実験方法

(1) 予備実験

所定濃度に調節した検水20ℓを測定槽に投入し、多孔球による槽内攪拌とエア-リフト操作を約5分間継続した後、その透光度と微生物濃度を測定した。この操作を6種の条件(表3.2.2)で計測し、得られた吸光セルの管径、透光度および吸光度と微生物濃度の関係から、本装置の吸光計測セル部の最適設定値を求めた。

表 3.2.2 実験条件

測定器部位		実験番号					
		実験1	実験2	実験3	実験4	実験5	実験6
吸光セルの管径(mm)	外径	15	20	25	30	35	40
	内径	12.4	17	21.6	26.2	30.6	35.6
	肉厚	1.3	1.5	1.7	1.9	2.2	2.2
投・受光部間の距離(mm)		43					
検水・希釈水の水温(℃)		20±1					

(2) 間欠希釈法の実験

検水一定量を、精確に計量後、測定槽に投入し、多孔球による槽内攪拌とエアリフト操作を行なった。定量ポンプと電磁弁を作動させて、槽内混合液の透光度が設定透光度 (T_{set}) からその約5%低い値になるまで希釈した。約1分間電磁弁、定量ポンプを停止させ、 T_{set} より測定透光度が低い値であれば、電磁弁とポンプのON/OFF動作(手動)により T_{set} まで希釈水を流入させた。エアポンプの停止後、ドレンバルブを開き、混合液を貯留槽に排出させてから、その容量を精確に測定した。前述動作を検水Ⅰ、検水Ⅱを対象に交互に行ない、微生物濃度比を算出した。検水量は、検水Ⅰで6.0ℓ、検水Ⅱで0.25~1.5ℓに、適宜設定した。なお、設定透光度 (T_{set}) は、希釈水の場合の透光度を100%として、その15%、20%、25%、30%、35%、40%、60%の各値にそれぞれ設定し、吸光セルの管径は予備実験の結果をもとに選定した。

(3) 連続希釈法の実験

検水を測定槽に満した後、多孔球による槽内攪拌とエアリフト操作を約2分間行なった。定量ポンプと電磁弁を作動し、希釈水をできる限り槽内底部に流入させて透光度を測定した。希釈操作は前項(2)と同じ方法で行ない、透光度が設定透光度になった時、電磁弁と定量ポンプを停止し、測定槽上部の越流部から貯留槽に排出された混合液の容量を精確に測定した。この希釈操作を検水Ⅰ、検水Ⅱを対象に交互に行ない、微生物濃度比を算出した。

ただし、測定槽への検水投入量は、槽内攪拌とセル内エアリフト操作時の槽有効容量(20ℓ)となり、また、設定透光度と吸光計測セルの管径は間欠希釈法と同一とした。

なお、間欠・連続希釈法の全実験を通じて、希釈操作終了後の最終透光度は、設定透光度 T_{set} (1 ± 0.02) として、そのズレを $\pm 2\%$ 内におさめた。

2.3 実験成績と考察

(1) 吸光計測セルの管径、透光度と微生物濃度の関係

6種類の異なる管径の吸光計測セルを用いて行なった予備実験成績を図3.2.4に示した。図から、MLSS濃度が高ければ透光度の変化率が小さくなり、MLSS濃度が低ければ透光度は急に変化することがわかる。この傾向は管径が大きくなるほど顕著である。また、MLSS濃度が1000mg/ℓ以下では、どの管径でもLambert-Beerの法則が成立し、MLSS濃度と吸光度との間にはかなり高い相関関係(相関係数0.99以上)が認められる。MLSS濃度変化量に対する吸光度(E)あるいは透光度(T)の変化量の割合(ΔE あるいは $\Delta T / \Delta MLSS$)が大きいほど、本装置の吸光計測セル部の透過光特性が敏感となり、管径が大きいほど設定透光度までの希釈精度は高くなるといえる。

しかし、図3.2.4からわかるように、管径が大きくなると、同一透光度でもMLSS濃度が低い値を示すが、一般に、MLSS濃度が低いほど透過光特性に誤差が生じやすく、測定透光度はバラツキ、その精度は悪くなる^{*)}といわれ、管径が小さいほど、同一 T_{set}

では、透光度の測定精度が高くなる。また、吸光光度計による光電比色法では、測定値の信頼性と比色計の調整誤差について、Twyman-Lothianの関係⁵⁾が適用され、透光度が36.78%で誤差が最小となるので、できる限り、誤差を最小にするように、透光度を約20~60%に設定することが望ましい。したがって、この範囲に相当するMLSS濃度概略値を示すと表3.2.3のようになる。実施設では、曝気槽内MLSS濃度は1000~3000 mg/lに維持されており、実験1および実験2では、ほとんど希釈操作のできないこともあるので注意せねばならない。

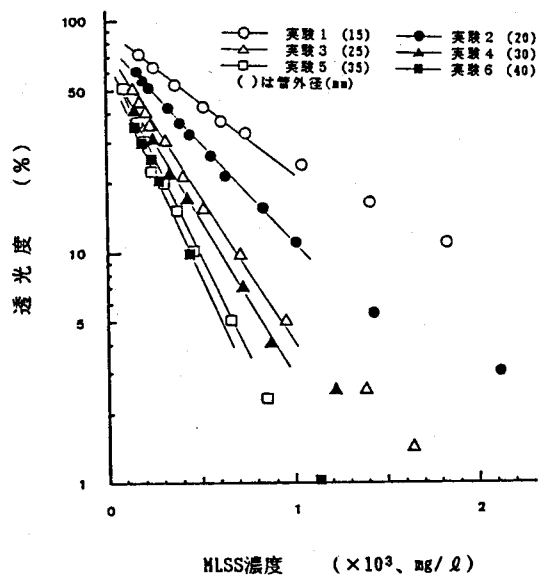


図 3.2.4 MLSS濃度と透光度の関係

表 3.2.3 透光度20~60%におけるMLSS濃度概算値

実験番号	管径 (mm)	透光度 (%)	
		20	~ 60
M	実験 1	15	300 ~ 1800
L	実験 2	20	200 ~ 1200
S	実験 3	25	150 ~ 500
S濃度	実験 4	30	120 ~ 400
(mg/l)	実験 5	35	100 ~ 300
	実験 6	40	100 ~ 300

以上の予備実験の検討結果から、本実験装置で用いた吸光計測セル部の管径は実験3の外径25mm、内径21.6mmのガラス円筒管が適正であることがわかった。

(2) 透光度と S_r/S 値の関係

図3.2.2の実験装置に実験3の管径(内径21.6mm)をもつ吸光セルを装着し、設定透光度(T_{set})を15%、20%、25%、30%、35%、40%、60%とした場合のMLSS測定による S_r/S 値(以後、測定 S_r/S 値と呼ぶ)と容量換算による S_r

／S 値（以後、換算 S_r / S 値と呼ぶ）を測定し、両者の関係を調べた。図 3.2.5 にその代表例を示した。間欠、連続の両希釈法とも、 S_r / S 値が 0～10 の範囲では、容量換算による濃度比は MLSS 測定による濃度比とかなり高い相関関係のあることがわかる。しかし、 S_r / S 値が 10 以上の間欠希釈法の場合には、両者の S_r / S 値に差異が生じて

いる。 S_r / S 値の高い実験では、①検水Ⅱを高い混合液濃度で投入量を少なくした場合、②検水Ⅰを低い混合液濃度にした場合に S_r / S 値が高くなり、この差異は採水誤差あるいは希釈水量が多いため、その計量誤差によるものと推定できる。

次に、間欠、連続の両希釈法における各種設定透光度 (T_{set}) と濃度比測定誤差の関係を図 3.2.6、図 3.2.7 にそれぞれ示した。ここで誤差は次式より算出した。

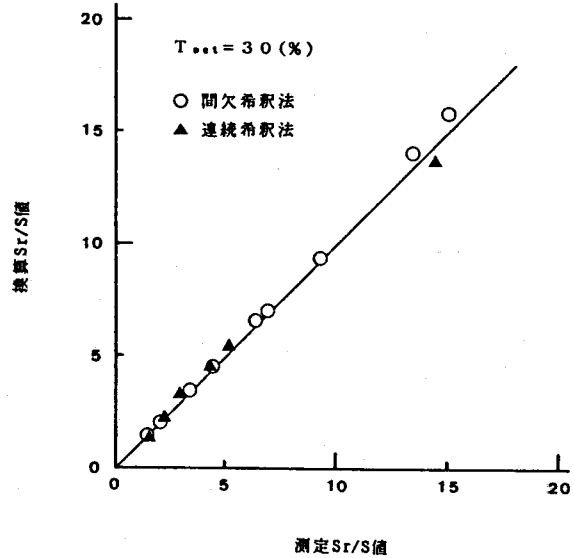


図 3.2.5 測定 S_r / S 値と換算 S_r / S 値の関係

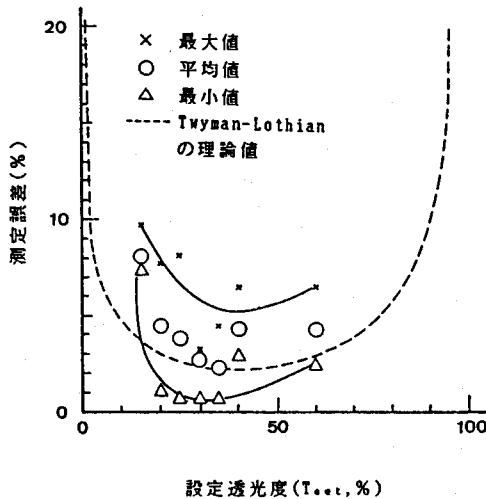


図 3.2.6 間欠希釈法における設定透光度と濃度比測定誤差の関係

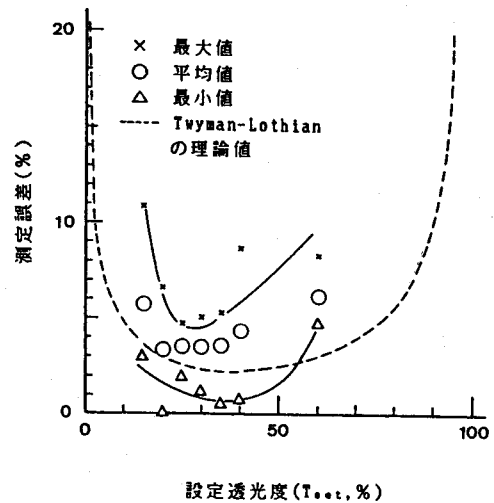


図 3.2.7 連続希釈法における設定透光度と濃度比測定誤差の関係

$$\text{誤差(\%)} = \left| \frac{(\text{測定 } S_r/S \text{ 値}) - (\text{換算 } S_r/S \text{ 値})}{(\text{測定 } S_r/S \text{ 値})} \right| \times 100 \quad (3.2.13)$$

図から、間欠・連続両希釈法とも、Tsetが20～40%では、測定誤差は5%以内であることがよくわかる。また、一般に、透光度測定では、スケールの両端（つまり0%と100%）調整に伴う誤差は、図中のTyman - Lothianの誤差曲線で表され、透光度が36.78%のときに誤差が最小となり、本実験結果とほぼ一致している。

したがって、Tsetを30～40%に設定すれば、間欠・連続両希釈法による容量換算で、精度よくSr/S値を測定することができる。また、検水と希釈水の計量、透光度計測、容量換算、Sr/S値演算、槽内混合液の排出等の一連の操作工程は約20分間で行なわれるが、タイマー設定による簡単な制御回路で、より迅速な自動運転も可能である。なお、実験に用いた活性汚泥のMLVSS/MLSS値は約0.85で一定しており、本測定法によるSr/S値はMLVSS評価でもよく一致した。

(3) 間欠・連続の両希釈法の比較検討

図3.2.6、図3.2.7に基づいて、間欠・連続の両希釈法による汚泥濃度比測定を比較し、自動化と実用化について基本的検討を行なった。すなわち、計測された各透光度の誤差の平均値は、ほぼTyman - Lothianの誤差曲線と同じ傾向を示したが、誤差曲線から大きく逸脱したのは、間欠希釈法ではTsetが15%、連続希釈法ではTsetが60%のときで、誤差のバラツキは、間欠希釈法より連続希釈法の方が大きいことがわかる。Tsetが低い場合には、希釈水量が少なく、槽内混合液の微生物濃度も高いので、計測透光度がTsetからわずかに逸脱しても測定微生物濃度に大きく影響するためである。したがって、間欠希釈法の方が高い透光度にも対応できる方式であるといえる。

次に、両方式による微生物濃度比測定装置の自動化および実用化を考えると、表3.2.4に示した利点および問題点を挙げる。実用的に最も重要なことは、希釈容量の検出

表 3.2.4 間欠・連続両希釈法の利点と問題点

	利 点	問 題 点
間欠法	1. 希釈用ポンプは高い精度を必要としない。 2. 容量検出方式が自由に選定できる。 3. 高い透光度にも対応できる。	1. 検水量および測定槽容量の設定が難しい。 2. 装置本体が大きくなる。
連続法	測定槽容量を任意に設定できるため、コンパクト化が可能である。	希釈水量の検出が難しい。

と演算である。間欠希釈法は測定槽内混合液容量を検出すればよいので、希釈用ポンプの精度はほとんど問題とはならない。また、その検出法は自由に、しかも精度の高い方法を選定できる。一方、連続希釈法は流出した混合液を貯留する方式をとると装置が大きく、複雑になるので、希釈用ポンプの時間を積算する方式をとるしか方法がない。しかし、実施で長期間一定量を供給できるポンプはほとんどないし、精度の高い流量計を取り付けたとしても、回路構成が複雑となる。したがって、間欠希釈法が実用上優れているといえる。

(4) S_r/S 値測定に及ぼす色相の影響

光学的手法による濃度評価法は被検混合溶液の色相が変化すれば、検量線を校正、補正しなおす必要がある。ここでは、本測定法による微生物濃度比に及ぼす色相の影響について実験的に検討した。

実験には、水道水 50ℓ にメチレンブルー（以下、MB と呼ぶ）またはフェノールレッド（以下、PR と呼ぶ）をそれぞれ 0.05g 添加した淡青色または淡赤色の溶液を希釈水とした。また、測定法は間欠希釈法、吸光セルは実験 3 で用いたガラス円筒管、 T_{set} は 30% として、吸光計測部の 100% 調節には水道水を用いた。

MLSS 濃度評価による測定 S_r/S 値と換算 S_r/S 値の関係を図 3.2.8 に示した。図から、間欠希釈法による測定 S_r/S 値は色相に影響されず、濃度比を精確に測定できることがわかった。これは、透過光を光電子スイッチとして利用するため、計測透光度が T_{set} になれば、同一混合液の状態となるので、色相に何ら影響されないからである。しかし、希釈水の色相が異なる場合には透光度検出状態つまり吸光係数 ϵ が異なるので本測定法では対応できにくい。

以上の基礎的検討から、プロセス制御用 S_r/S 測定計の基本設計仕様は表 3.2.5 のように決定できる。

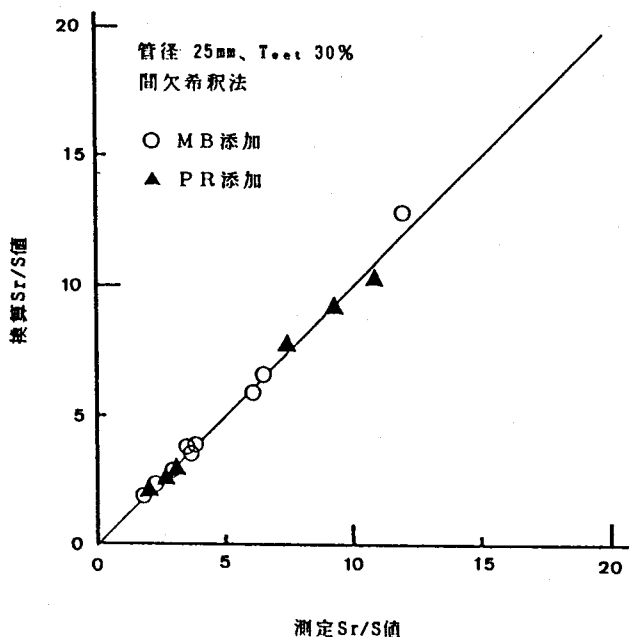


図 3.2.8 色素添加における測定 S_r/S 値と換算 S_r/S 値の関係

表 3.2.5 Sr/S測定計の基本設計仕様

設計事項	設計仕様
測定対象	活性汚泥法を主体とした生物処理プロセスの微生物濃度比
測定方式	光電子スイッチによる透過光比較方式
測定範囲	微生物濃度比 0～10
精度	±5%以内(フルスケール)
測定時間	標準15分(任意時間設定可能)
希釈方式	間欠希釈法
演算方式	希釈容量換算方式
使用希釈水	処理水あるいは水道水
採水	水中ポンプあるいはエアリフトポンプによる採水
洗浄方式	気泡洗浄方式
伝送出力	D.C. 4～20 mA
電源	A.C. 100 V
周囲温度	0～50℃

第3章 微生物濃度比測定装置の試作

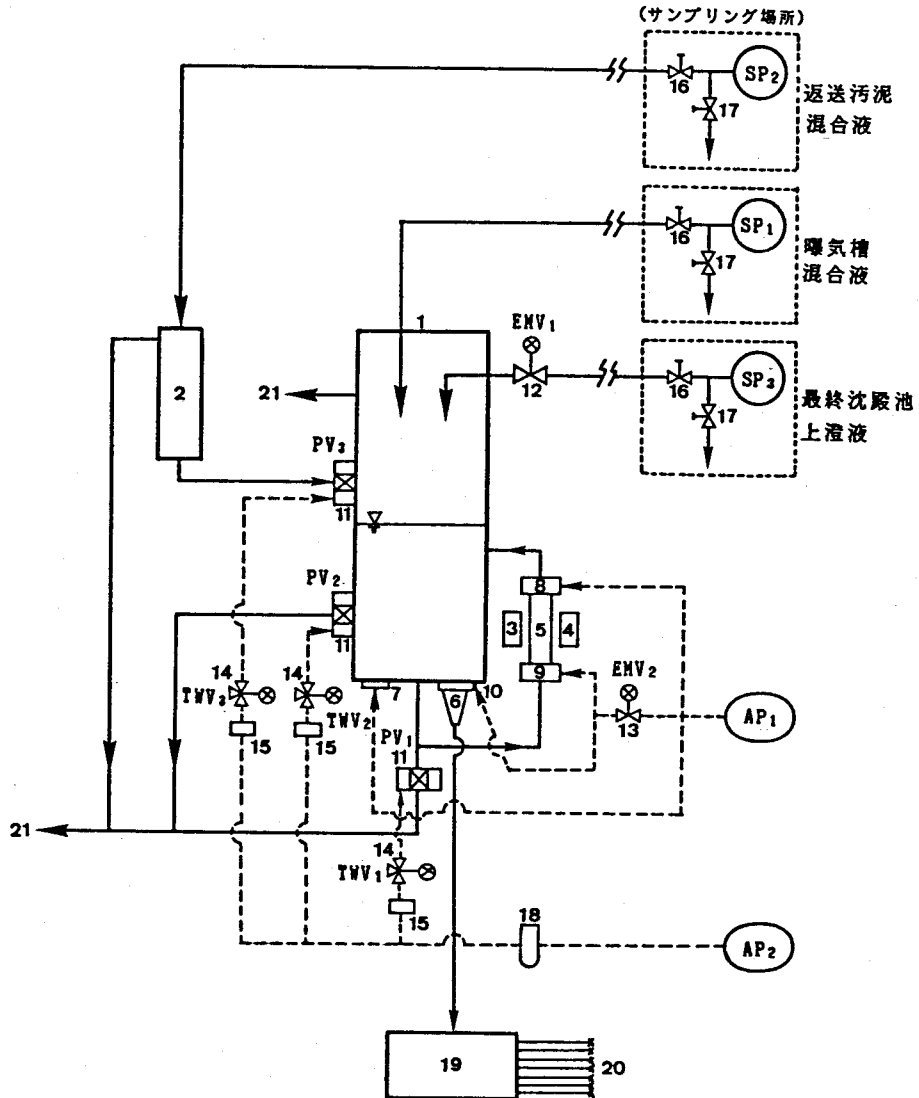
第1節 微生物濃度比測定装置の設計諸元

1.1 測定装置の概要

Sr/S測定計の構成図を図3.3.1に示した。Sr/S測定計は測定槽、槽内混合液の透光度と液面レベルを測定するための計測部（吸光セル、光源、受光部および圧力センサー）、検水計量槽、工程駆動部およびSr/S値演算回路から成り立っている。この回路構成図を図3.3.2、機器構成を表3.3.1にそれぞれ示した。

測定槽は塩ビ製で、上部は円筒型、下部は攪拌効率を高めデッドスペースの生じない逆円錐型であり、底部には槽内攪拌用の散気装置が装着されている。また、計量槽は塩ビ製で円筒型である。

吸光セル(5)はガラス製円筒管（外径25mm、内径21.6mm）で、セル上部、下部には散気装置が装着されている。セル上部の散気装置(8)からの上昇気泡によるエアリフト効果で、たえず測定槽内混合液がセル部を通過し、セル下部の散気装置(9)からの上昇気泡でセル内部の汚れを洗浄するようになっている。光源(3)は長寿命タイプのタンゲステン電球、受光部(4)の素子は光導電効果をもったフォトトランジスターを使用した。吸



- 1 : 測定槽、2 : 計量槽、3 : 光源、4 : 受光部、5 : 吸光セル、
 6 : 圧力センサー、7 : 散気装置 (測定槽内曝気攪はん用)、8 :
 散気装置 (エアリフト用)、9 : 散気装置 (吸光セル洗浄用)、
 10 : 散気装置 (圧力センサー洗浄用)、11 : ピンチバルブ (P
 V)、12 : 二方電磁弁 (EMV、希釈用)、13 : 二方電磁弁
 (EMV、洗浄用)、14 : 三方電磁弁 (TWV)、15 : 逆止弁
 (手動)、16 : 手動バルブ (検水、希釈水量調節用)、17 : 手
 動バルブ (バイパス用)、18 : エアフィルター、19 : 回路、
 20 : 制御信号、21 : ドレン
 SP : 水中ポンプ、AP : エアポンプ

図 3.3.1 Sr/S測定計の構成図

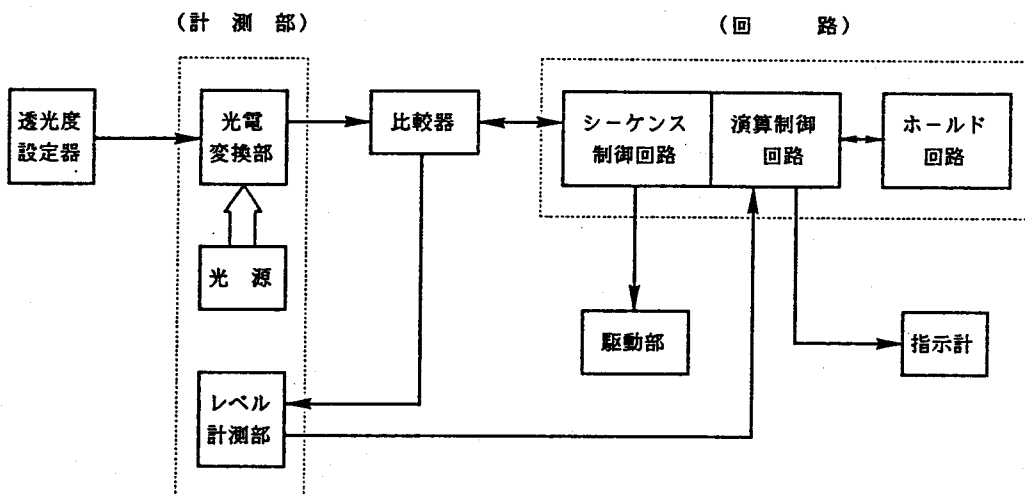


図 3.3.2 Sr/S測定計の回路構成図

表 3.3.1 Sr/S測定計の機器構成

名 称		仕 様
槽 本 体	測定槽	塩ビ製
	計量槽	上部は円筒型、下部は逆円錐台型 塩ビ製、円筒型
計 測 部	光 源	タングステン電球 (6V3W)
	受光素子 吸光セル レベル計測器	フォトランジスタ (応答遅れ時間 リレー出力時: 25msec) ガラス管 (外径25mm、内径21.6mm) Uゲージ式圧力検出器 (最大0.1kg/m ²)
回 路	シーケンス	ステッピングプログラマー (タイマー運転)
	演算・ホー ルド・比較	校正機能 (0.05kg/m ²) 補正機能 (±20%可変)
駆 動 部	エアーポンプ	ダイヤフラム式 最大風量: 30ℓ/min、最高圧力: 2kg/m ²
	水中ポンプ	検水用: 40ℓ/min、揚程4m 希釈水用: 10ℓ/min、揚程2m
	電磁弁(水用)	パイロット式、ダイヤフラム構造 耐圧100kg/m ² (常時開)
	電磁弁(エア-用) ピンチバルブ	直動式、耐圧15kg/m ² (常時開) ゴムスリーブ (天然ゴム・クロロプレンゴム) 耐圧10kg/m ²

光セル部が円筒型であるため、素子に光を効率良く集めるために凸レンズを取り付けた。また、槽内の液面レベルを計測する圧力センサー(6)としてUゲージ式圧力検出器(最大検出圧力0.1 kg/cm²)を採用した。圧力センサーの受圧部は気泡洗浄により汚れを防止する機構が内蔵されている。

駆動部には、①検水・希釈水サンプリング用水中ポンプ、②測定槽内攪拌、エアリーフト、洗浄用エアポンプ、③洗浄切替用電磁弁、④測定槽に装着されたピンチバルブ、⑤ピンチバルブ作動用エアポンプ、⑥ピンチバルブ作動用電磁弁と⑦希釈水用電磁弁がある。また、ピンチバルブの空気源はすべて同じエアポンプを使用しているため、ひとつのバルブが他のバルブに影響しないように逆止弁(15)が取り付けられている。

1.2 検水量の選定

微生物濃度 X (mg/ℓ) の検水 v (ℓ) を設定微生物濃度 X_{set} (mg/ℓ) まで希釈した時の希釈水量を v' (ℓ) とすると、希釈水中に微生物がまったく存在しない場合には希釈前後の微生物量は変わらず、短時間であれば微生物増殖、自己分解も生じないことから、次式が成立する。

$$X \cdot v = X_{set} \cdot (v + v') \quad (3.3.1)$$

式(3.3.1)から希釈水量 v' は次式で示される。

$$v' = \left(\frac{X}{X_{set}} - 1 \right) \cdot v \quad (3.3.2)$$

式(3.3.2)で X_{set} を 300 mg/ℓ、500 mg/ℓ、700 mg/ℓ にそれぞれ設定した場合、検水量 v と微生物濃度 X に対する希釈水量 v' は表3.3.2のように計算される。前章

表 3.3.2 各種検水量と微生物濃度に対する希釈検水量の推定値

X	v X _{set}	4			6			8			10		
		300	500	700	300	500	700	300	500	700	300	500	700
1000		9.3	4.0	1.7	14.0	6.0	2.6	18.5	8.0	3.4	23.3	10.0	4.3
1500		16.0	8.0	4.6	24.0	12.0	6.9	32.0	16.0	9.1	40.0	20.0	11.4
2000		22.7	12.0	7.4	34.0	18.0	11.1	45.3	24.0	14.9	56.7	30.0	18.6
2500		29.3	16.0	10.3	44.0	24.0	15.4	58.7	32.0	20.6	73.3	40.0	25.7
3000		36.0	20.0	13.1	54.0	30.0	19.7	72.0	40.0	26.3	90.0	50.0	32.9
3500		42.6	24.0	16.0	64.0	36.0	24.0	85.3	48.0	32.0	106.6	60.0	40.0
4000		49.3	28.0	18.9	74.0	42.0	28.3	98.6	56.0	37.7	123.3	70.0	47.1
X	v X _{set}	0.5			1.0			1.5			2.0		
		300	500	700	300	500	700	300	500	700	300	500	700
5000		7.8	4.5	3.1	15.7	9.0	6.1	23.5	13.5	9.2	31.3	18.0	12.3
6000		9.5	5.5	3.8	19.0	11.0	7.6	28.5	16.5	11.4	38.0	22.0	15.1
7000		11.2	6.5	4.5	22.3	13.0	9.0	33.5	19.5	13.5	44.7	26.0	18.0
8000		12.8	7.5	5.2	25.7	15.0	10.4	38.5	22.5	15.6	51.3	30.0	20.9
9000		14.5	8.5	5.9	29.0	17.0	11.9	43.5	25.5	17.8	58.0	34.0	23.7
10000		16.2	9.5	6.6	32.3	19.0	13.3	48.5	28.5	19.9	64.7	38.0	26.6

単位: v は (ℓ)、 X 、 X_{set} は (mg/ℓ)

の基礎実験で使用した装置と同程度の有効容量をもつ測定槽（約25ℓ）を用いるとすると測定水量（ $v+v'$ ）は測定槽容量25ℓより小さくなくてはならず、余裕をとった希釈水量は表中の「-」印で示した推定値が適正であるといえる。

一般に、標準的な活性汚泥法では、曝気槽内活性汚泥濃度は1000~3000mg/ℓ、返送汚泥濃度は5000~8000mg/ℓ程度に維持されているので、検水量（ v_1, v_2 ）は前者では約6ℓ、後者では約1.5ℓにして設計するのが望ましいと考えられる。

1.3 微生物濃度比の演算法

測定槽の模式図を図3.3.3に示した。測定槽底部の圧力センサーにより検出される液面高さは H であるから、測定混合液量 V_H は測定槽下部の容量 v_0 と測定槽上部の液量 v_h の和で表される。

$$v_0 = \frac{\pi h_0}{3}(r^2 + rR + R^2) \quad (3.3.3)$$

$$v_h = \pi R^2(H - h_0) \quad (3.3.4)$$

$$\begin{aligned} V_H &= v_0 + v_h \\ &= \frac{\pi}{3}\{3R^2 \cdot H + h_0(r^2 + rR - 2R^2)\} \end{aligned} \quad (3.3.5)$$

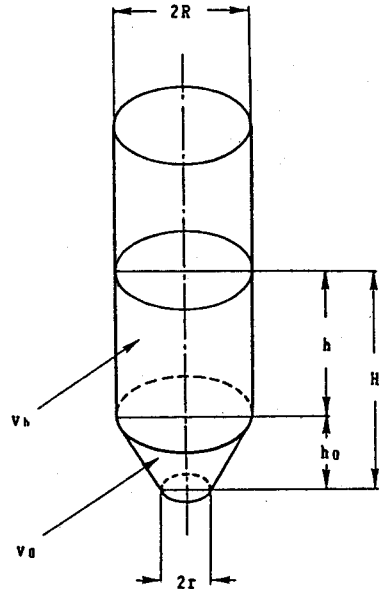
測定対象検水を検水Ⅰ、検水Ⅱとし、その検水量を v_1, v_2 、測定混合液量を V_{H1}, V_{H2} 、液面高さを H_1, H_2 とすれば、濃度比は式（3.3.4）、式（3.3.5）から次式で示される。

$$\frac{S_r}{S} = \frac{v_1 \cdot V_{H2}}{v_2 \cdot V_{H1}} = \frac{v_1}{v_2} \cdot \frac{3R^2 \cdot H_2 + h_0(r^2 + rR - 2R^2)}{3R^2 \cdot H_1 + h_0(r^2 + rR - 2R^2)} \quad (3.3.6)$$

v_1, v_2, r, R, h_0 は装置より決定される値であるので、 S_r/S 値は液面高さ H_1, H_2 だけを計測すれば、式（3.3.6）から演算できる。

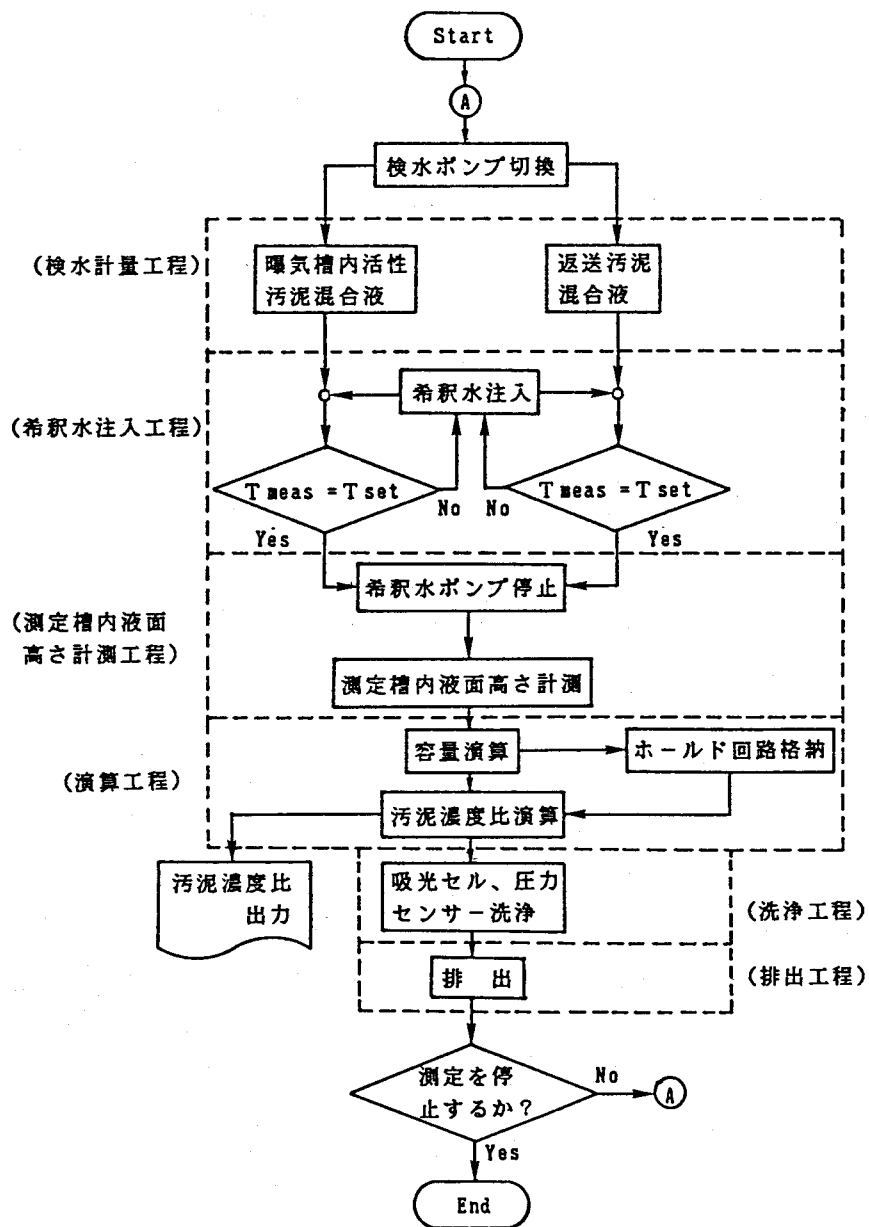
第2節 微生物濃度比測定装置の工程設計

S_r/S 測定計の測定動作の手順をフローチャートで示すと図3.3.4のとおりである。この工程は、①検水計量工程、②希釈水流入工程（透過光計測も含む）、③液面高さ計測工程、④演算工程、⑤洗浄工程、⑥排出工程からなり、1サイクル測定後、検水ポンプを切り替えることにより被検対象混合液を変える。



v_0 : 測定槽下部の容量、 v_h : 測定槽上部の混合液量、
 H : 液面高さ、 h_0 : 測定槽下部の高さ、 h : $H - h_0$ 、
 R : 測定槽上部の内半径、 r : 測定槽下部の内半径

図 3.3.3 測定槽の構成図



T_{meas} : 測定透光度、 T_{set} : 設定透光度

図 3.3.4 測定動作のフローチャート

標準的な活性汚泥法実施設に S_r/S 測定計を設置した場合の工程動作の手順を図 3.3.1 と図 3.3.4 に基づいて以下に述べる。全工程を通じて、動作手順はすべてシーケンス・タイマーにより行なわれる。まず、水中ポンプ SP_1 により測定槽内に曝気槽内活性汚泥混合液（検水 I）を流入させる。エアープンプ（ AP_2 ）と三方電磁弁（ $TWV_1 \sim TWV_3$ ）を作動してピンチバルブ（ $PV_1 \sim PV_3$ ）を閉じるにより測定槽に検水 I を満たしながら、エアープンプ（ AP_1 ）で槽内攪拌と吸光セル部のエアリフト操作を行なう。水中ポンプ（ SP_1 ）とエアープンプ（ AP_1 ）を止め、三方電磁弁（ TWV_2 ）を止めてピンチバルブ（ PV_2 ）を開けることにより検水 I を計量し、再び三方電磁弁（ TWV_2 ）を作動してピンチバルブ（ PV_2 ）を閉じる。エアープンプ（ AP_1 ）の作動による槽内攪拌と吸光セル部のエアリフト操作と透光度計測を行ないながら、二方電磁弁（ EMV_1 ）を開け、水中ポンプ（ SP_3 ）により処理水で槽内混合液を希釈する。この動作は透光度が設定透光度（ T_{set} ）に達するまで続け、 T_{set} に達したら二方電磁弁（ EMV_1 ）を閉じて水中ポンプ（ SP_3 ）を停止し、シーケンス設定時間までエアープンプ（ AP_1 ）を動かす。エアープンプ（ AP_1 ）停止後、圧力センサーにより液面高さを計測し、式（3.3.5）から槽内混合液量を演算する。次に、エアープンプ（ AP_1 ）と二方電磁弁（ EMV_2 ）を作動し、吸光センサー部と圧力センサー検圧部を気泡洗浄してから、駆動部すべてを停止し、混合液を排出する。

次に、曝気槽内活性汚泥混合液の検水 I と同様にして、水中ポンプ（ SP_2 ）により計量槽内に返送汚泥混合液（検水 II）を流入させる。エアープンプ（ AP_2 ）と三方電磁弁（ TWV_3 ）を作動してピンチバルブ（ PV_3 ）を閉じ、計量槽に検水 II を満たしたところで水中ポンプ（ SP_2 ）を停止する。三方電磁弁（ TWV_1 と TWV_2 ）を作動させてピンチバルブ（ PV_1 と PV_2 ）を閉じてから、三方電磁弁（ TWV_3 ）の OFF/ON とピンチバルブ（ PV_3 ）の開、閉により測定槽内に検水 II を流入させ、以後の動作手順はすべて検水 I と同様である。

以上、前記動作手順を繰り返し、計測値から S_r/S 値を演算し、記録計に出力する。なお、槽内液面高さと各動作手順を模式的に示すと図 3.3.5 のとおりである。

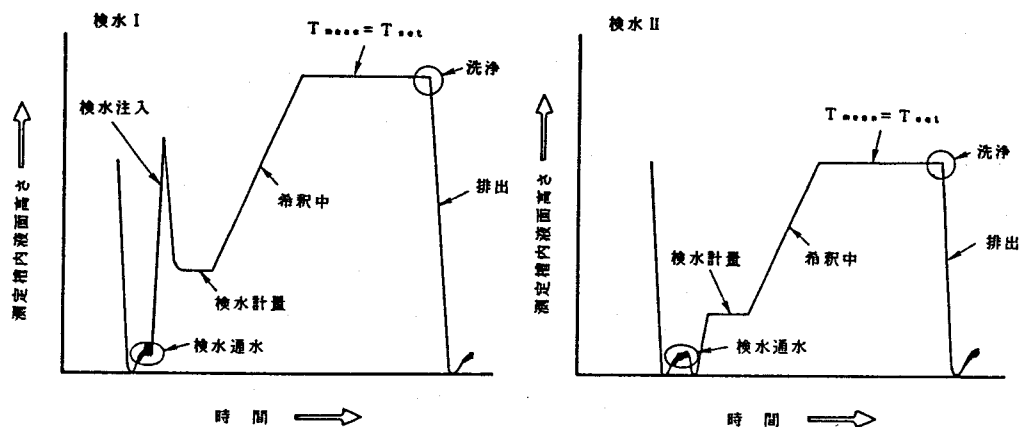


図 3.3.5 S_r/S 測定計における測定槽内液面高さの変化の概念図

このように、工程動作を制御回路からみると、駆動部のON/OFFと時間設定ならびにそのタイミングが極めて重要となるので、駆動部のシーケンスチャートを示すと表3.3.3となる。なお、表中の工程10は1測定周期の設定時間補正用の予備工程とした。

第3節 試作装置の仕様

Sr/S測定計の試作装置を写真3.3.1、その仕様を表3.3.4に示した。装置製作

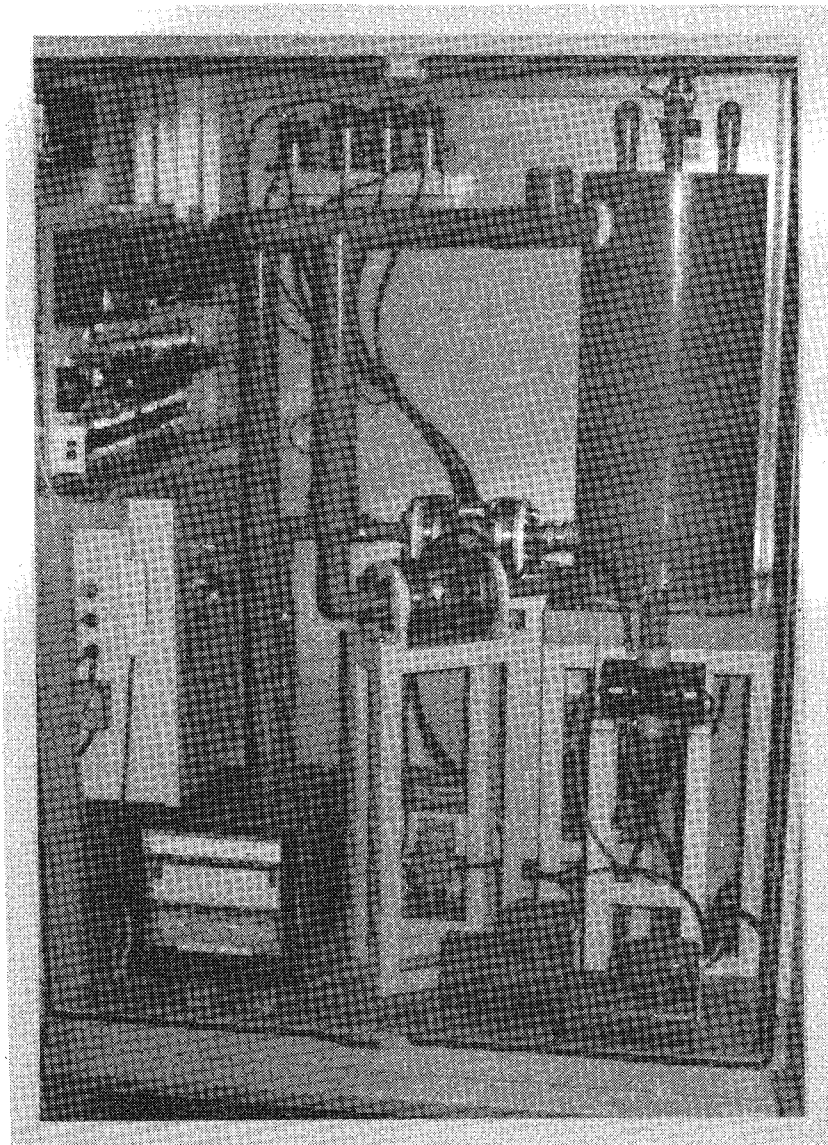


写真 3.3.1 Sr/S測定計の試作装置

表 3.3.3 シーケンスチャート

工程 駆動部	機水サブリング										計測	洗浄	排水	(予備)	備 考						
	I					II															
	1	2	3	4	5	1'	2'	3'	4'	5'						6	7	8	9	10	
水中ポンプ (SP1)	●																			機水 I 用	
水中ポンプ (SP2)						●														機水 II 用	
水中ポンプ (SP3)												●								希釈水用	
エア-ポンプ (AP1)			●																	攪はん・エア-リフト・洗浄用	
エア-ポンプ (AP2)			●																	ピンチバルブ用	
ピンチバルブ (PV1)			●																	機水計量用	常時閉
ピンチバルブ (PV2)			●																	機水計量用	
ピンチバルブ (PV3)			●																	ドレン用	
電磁弁 (EMV1)																				希釈水用	常時閉
電磁弁 (EMV2)																				ドレン用	
三方電磁弁 (TWV1)			●																	PV1用	
三方電磁弁 (TWV2)			●																	PV2用	
三方電磁弁 (TWV3)			●																	PV3用	
光源	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
受光部																					
圧力センサー	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		
歩進条件											①	②	③	④	工程1,2,5,6,9と工程1,2,5,6,9を1測定周期として、測定周期の時間設定を行う						

注) ●印は機器のONを示す
 ①: $T_{meas} = T_{set}$
 ②: ホールド
 ③: 最大計測時間設定
 ④: 周期時間補正用
 但し、 T_{meas} は測定透光度、 T_{set} は設定透光度をそれぞれ示す

表 3.3.4 試作Sr/S測定計の仕様

測定槽	上部 下部	内径298mm、有効高さ700mm 上底298φmm、下底25φmm、高さ60mm
計 量 槽		内径51mm、有効高さ700mm
検水量	v ₁	5.71 ℓ
	v ₂	1.50 ℓ
演 算 式		$\frac{S_r}{S} = 3.8067 \cdot \frac{H_2 - 3.82}{H_1 - 3.82}$
盤 体 大 き さ		φ1155mm×φ1155mm×H1540mm

後、決定される検水量 v_1 、 v_2 は、式(3.3.6)から明らかなように、 S_r/S 値を演算するうえで重要な設計値である。そこで、 v_1/v_2 値を補正できるように設計値の±20%を可変できる回路構成とした。また、液面高さの計測には圧力検出器に圧力0.05kg/cm²を強制的にかけ、その指示値により圧力センサーの校正を行なった。

本試作装置の S_r/S 値測定は、以下の特徴をもっている。

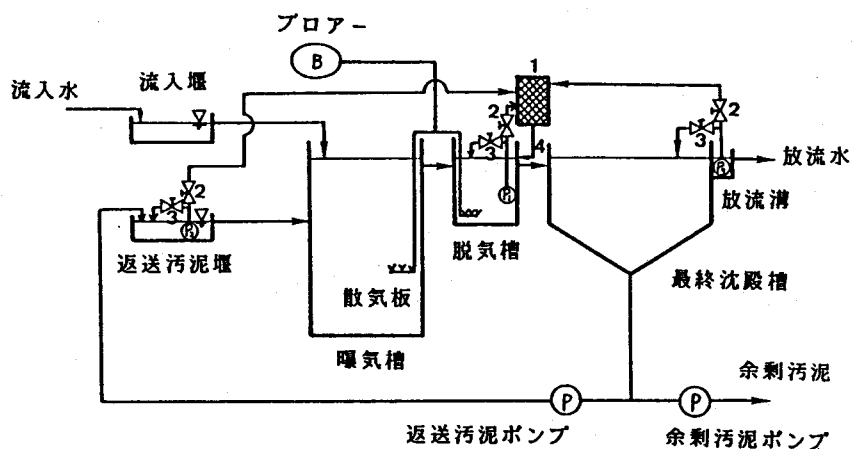
- 1) 微生物濃度を直接測定する必要がない
- 2) S_r/S 値を容量換算で算出する方式である
- 3) 透過光を光電スイッチとして利用している
- 4) 被検対象混合液と希釈水が同一由来のものであれば色相の影響をうけない
- 5) 気泡洗浄機構を有する
- 6) ピンチバルブを採用しているので、目づまりが生じない

第4章 微生物濃度比測定装置の実施設への適用に関する検討

第1節 実施設による試験方法

1.1 施設の概略

都市下水を対象とした小規模活性汚泥処理施設に S_r/S 測定計を設置し、約6ヶ月間連続運転した。活性汚泥処理施設と S_r/S 測定計の設置フローを模式的に示すと図3.4.1のとおりである。



1: Sr/S測定計、2: 絞り弁(手動)、3: バイパス弁(手動)、4: ドレン

図 3.4.1 施設の概略と Sr/S 測定計の設置フロー

本施設は、曝気槽とそれに連結した脱気槽（総有効容積 220 m^3 ）、円型の最終沈殿槽（有効容積 220 m^3 ）、流入水および返送汚泥を一定量供給するための堰から構成されている。ブローアは定風量運転、返送汚泥は定量返送（返送比 30% ）、余剰汚泥は 1 日 1 回 40 m^3 を返送汚泥ラインより間欠的に引き抜いている。

Sr/S 測定計は脱気槽出口に取り付け、脱気槽、返送汚泥堰、放流溝に浸漬した水中ポンプ (P_1 , P_2 , P_3) から検水（汚泥混合液）および希釈水（処理水）を採水できるようにした。測定装置の自由な調整のため、各ポンプには採水量調整用絞り弁、バイパス回路およびバイパス弁を設け、また、ポンプの揚程と閉塞、配管損失や Sr/S 測定計の測定槽の希釈特性（測定槽液面上昇速度、吸光計測セル部へのタイムラグ）等を考慮して、能力の大きな水中ポンプを選定した。水中ポンプ (P_3) の絞り弁(2)とバイパス弁(3)は、測定槽容量を約 10 分間で満たせる液面上昇速度すなわち 3 cm/分 に記録計出力から調整した。水中ポンプ (P_1 , P_2) の弁は適宜現場で調整した。また、吸光計測セル部の透光度の 100% 調節は水道水で行なった。

1.2 試験方法

前記、活性汚泥処理施設に設置された Sr/S 測定計を用いて、設定透光度 (T_{set}) を 20% 、 36.78% 、 40% 、 60% 、 80% に設定して、Sr/S 値の測定精度を種々検討した。ただし、Twyman-Lothian の関係からの誤差が最小となる 36.78% も含めた。試験は、各設定値で約 2 週間運転し、後半 1 週間の任意の時間に毎日検水をバイパス回路から採水した。

次に T_{set} を固定して長期間の連続運転を開始し、余剰汚泥抜き取り時の Sr/S 値の変

化について連続試験を行なった。また、脱気槽と返送汚泥堰に自動採水器（減圧吸引式）を設置し、2時間ごとに各検水を採取した。なお、分析項目（MLSS、MLVSS）は下水試験方法⁹⁾に準じて行なった。

第2節 試験成績と考察

試験期間中のMLSSとMLVSSの関係は図3.4.2のように、MLVSS/MLSSの比率が0.735と一定であったので、Sr/S値の試験評価にはMLSSを用いた。

2.1 透光度とSr/S値の関係

透光度Tsetを20%、36.78%、40%、60%、80%にそれぞれ設定し、MLSS測定によるSr/S値（以後、測定Sr/S値と呼ぶ）とSr/S測定計の指示値（以後、指示Sr/S値と呼ぶ）の関係を設定透光度ごとに示すと表3.4.1、その代表的な相関図は図3.4.3のとおりである。希釈終了時の透光度（最終透光度）はTsetの±2

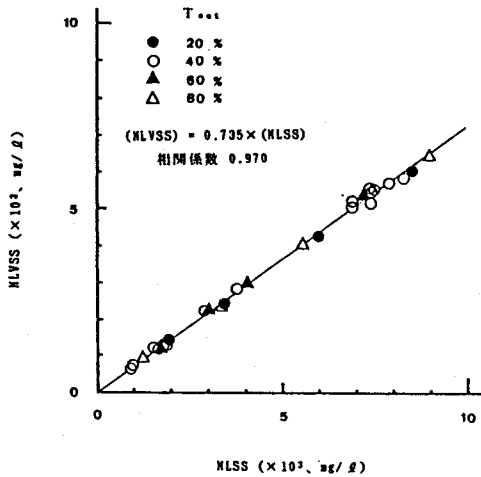


図 3.4.2 試験期間中のMLSSとMLVSSの相関

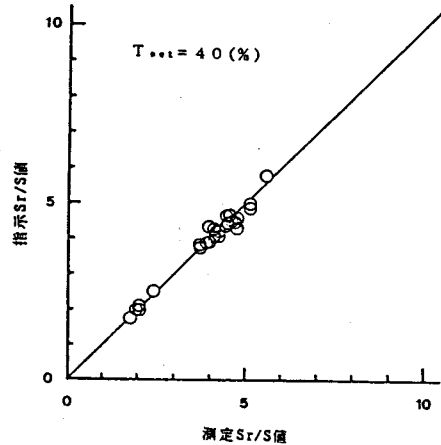


図 3.4.3 測定Sr/S値と指示Sr/S値の関係

表 3.4.1 測定Sr/S値と指示Sr/S値の相関関係

項目 設定 透光度(%)	データ数	回帰直線	相関係数
20	16	$y = 0.944x + 0.820$	0.9690
36.78	19	$y = 0.943x + 0.336$	0.9900
40	27	$y = 1.027x + 0.015$	0.9971
60	30	$y = 0.927x + 0.326$	0.9906
80	17	$y = 1.109x - 0.269$	0.9680

y: 指示Sr/S値、x: 測定Sr/S値

%範囲で、効果的な検水希釈を行なうことができた。また、補正機能により液面計測用圧力センサーを検査したところ、その出力値は良好で、汚泥付着が認められなかった。各透光度とも測定Sr/S値と指示Sr/S値には高い相関関係があり、前章で述べた試作装置が、プロセス制御用として十分な機能を発揮できることがわかった。

測定精度に及ぼす設定透光度(Tset)の影響は図3.4.4、表3.4.2に示した。Tsetが20%では平均誤差6.8%と誤差曲線を大きく逸脱したが、それ以外のTsetでは平均誤差4.2%以内であり、Tset40%で平均誤差は2.9%と最小の値を示した。

したがって、測定精度にバラツキはあるが、Tsetを30~40%に設定すれば、信頼性、再現性の高いSr/S値の自動測定が可能であり、前章の室内規模の試験結果と一致した。

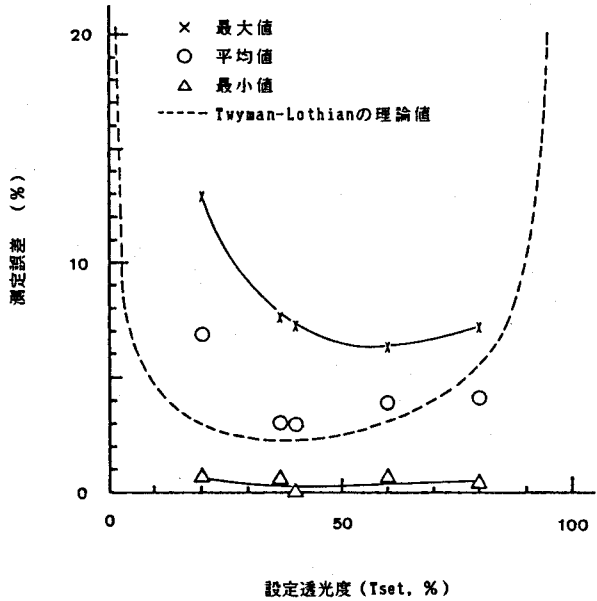


図 3.4.4 設定透光度と濃度比測定誤差の関係

表 3.4.2 測定Sr/S値と指示Sr/S値の誤差

項目 設定透光度(%)	データ数	誤差*			理論誤差** (%)
		範囲 (%)	平均値 (%)	標準偏差	
20	16	0.58~12.9	6.8	3.84	3.11
36.78	19	0.57~7.6	3.1	2.20	2.72
40	27	0 ~ 7.3	2.9	1.94	2.73
60	30	0.68~6.4	3.9	1.78	3.26
80	17	0.39~7.2	4.2	1.95	5.60

* 誤差 = |(測定Sr/S値)-(指示Sr/S値)|/(測定Sr/S値)×100

** 理論誤差(Twyman-Lothianの誤差) = 1/|Tset · ln Tset|

2.2 Sr/S値に及ぼす希釈水SSの影響

前項試験では、SS濃度が平均6.69 mg/l、最大24.0 mg/lの極めて低い希釈水が用いられたので、Sr/S値に及ぼす希釈水SSの影響は無視できるものであった。しかし、活性汚泥処理施設では処理状態が常に良好であるとは限らず、バルキング等の異常現象が生じると、希釈水に多量のSS成分が含まれることも考えられる。

そこで、希釈水SS成分がSr/S値測定にどのような影響を及ぼすかを実験的に検討した。希釈水として、曝気槽内活性汚泥混合液を適当に投入・攪拌した処理水を使用した。希釈水SS濃度をSeとして、Se/S値を0.12、0.21、0.32に調製して、前記同様に試験し図3.4.5の成績を得た。図から測定Sr/S値に比べ、Se/S値が大きくなるほど、指示Sr/S値が高い値となることがわかる。これは、希釈水のSS成分がSr/S測定計の精度に大きく関与することを示唆しているもので、希釈水の選定に注意せねばならない。

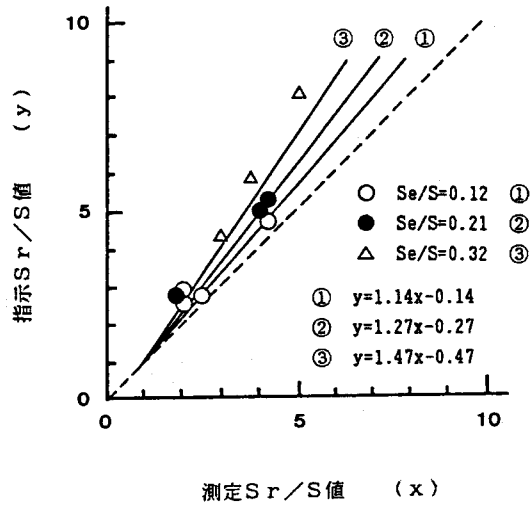


図 3.4.5 測定Sr/S値と指示Sr/S値の関係に及ぼす希釈水SSの影響

いま、図3.4.6に示した間欠希釈法運転操作で、希釈水SS濃度をそれぞれ Se_1 、 Se_2 とすると、希釈終了後の混合液濃度は、検水Ⅰの場合には $(v_1 S + v_1' Se_1) / (v_1 + v_1')$ 、検水Ⅱの場合には $(v_2 S + v_2' Se_2) / (v_2 + v_2')$ で示される。この希釈混合液に対して式(2.2.37)を適用すれば次の関係式が成立する。

$$\varepsilon \cdot \frac{v_1 S + v_1' Se_1}{v_1 + v_1'} \cdot \ell = -\log T_{set} = \varepsilon \cdot \frac{v_2 S + v_2' Se_2}{v_2 + v_2'} \cdot \ell \quad (3.4.1)$$

式(3.4.1)を整理すると次式となる。

$$\frac{S_r}{S} = \frac{v_1(v_2 + v_2')}{v_2(v_1 + v_1')} + \frac{1}{v_2(v_1 + v_1')} \left[(v_2 v_1' \frac{Se_1}{S} - v_1 v_2' \frac{Se_2}{S}) + v_1' v_2' \cdot \frac{Se_1 - Se_2}{S} \right] \quad (3.4.2)$$

図3.4.6の運転操作は短時間(約15分)に終了するので、SS成分の急激な変化はないと考えられる。したがって、 Se_1 と Se_2 を同じ成分 Se とおくと、式(3.4.2)は次式となる。

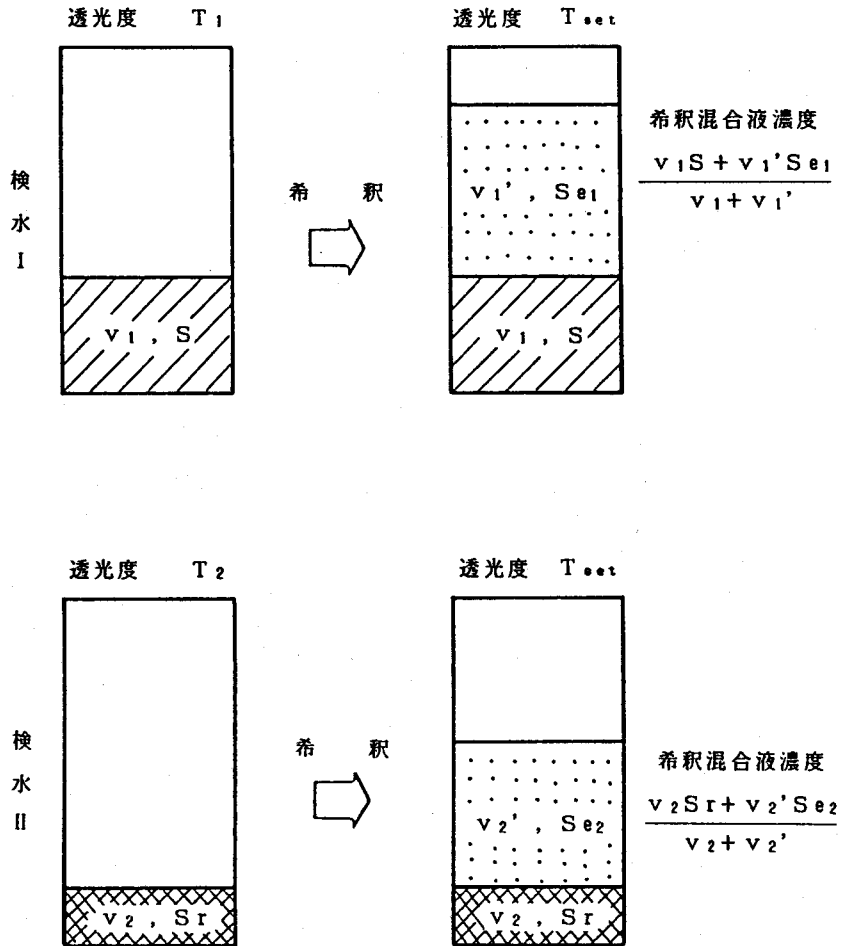


図 3.4.6 希釈水SS成分を考慮した運転操作模式図

$$\frac{S_r}{S} = \frac{v_1(v_2 + v_2')}{v_2(v_1 + v_1')} + \frac{v_2 v_1' - v_1 v_2'}{v_2(v_1 + v_1')} \cdot \frac{S_e}{S} \quad (3.4.3)$$

式 (3.4.3) の左辺は、MLSS 評価による測定 $(S_r/S)_{\text{meas}}$ 値であり、右辺第 1 項は、指示 $(S_r/S)_{\text{ind}}$ 値である。また、右辺第 2 項は、次のように変形できる。

$$\begin{aligned} \frac{v_2 v_1' - v_1 v_2'}{v_2(v_1 + v_1')} \cdot \frac{S_e}{S} &= \frac{v_2(v_1 + v_1') - v_1(v_2 + v_2')}{v_2(v_1 + v_1')} \cdot \frac{S_e}{S} \\ &= \frac{S_e}{S} \frac{v_1(v_2 + v_2')}{v_2(v_1 + v_1')} \cdot \frac{S_e}{S} \end{aligned}$$

$$= \frac{Se}{S} - \left(\frac{Sr}{S}\right)_{ind} \cdot \frac{Se}{S} \quad (3.4.4)$$

式(3.4.4)を式(3.4.3)に代入し、整理すると、 $(Sr/S)_{meas}$ と $(Sr/S)_{ind}$ の関係は次式で示される。

$$\left(\frac{Sr}{S}\right)_{meas} = \left(1 - \frac{Se}{S}\right) \cdot \left(\frac{Sr}{S}\right)_{ind} + \frac{Se}{S} \quad (3.4.5)$$

式(3.4.5)は希釈水SS成分を考慮した測定 Sr/S 値と指示 Sr/S 値の関係式で、これを図示すると図3.4.7のようになる。指示値と測定値が等しくなる条件は、 $Se=0$ あるいは Sr/S 値が1のときである。また、 Se/S 値が大きくなるほど指示値は測定値より高くなり、その傾向は Sr/S 値が大きいほど著しい。この関係式を図3.4.5にあてはめると、試験成績とよく一致していることが明らかである。したがって、 Sr/S 測定計で微生物濃度比を測定する場合、希釈水SS成分(Se)が多いか検水Iの濃度

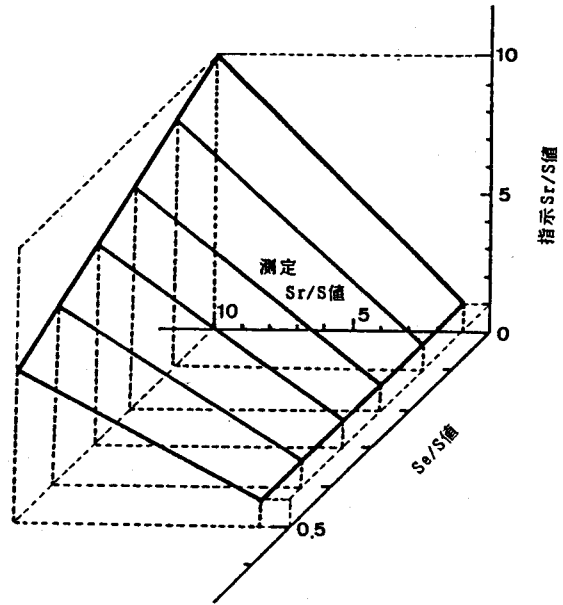


図 3.4.7 測定 Sr/S 値、指示 Sr/S 値と Se/S 値の関係

(S)が低いときには式(3.4.3)の右辺第2項で補正する必要がある。

いま、 Se が 50 mg/l 以下、 S が 1500 mg/l 以上を考えると、 $Se/S \leq 0.033$ となり、式(3.4.5)から次式が成り立つ。

$$0.967(Sr/S)_{ind} + 0.033 \leq (Sr/S)_{meas} \leq (Sr/S)_{ind} \quad (3.4.6)$$

指示値 $(Sr/S)_{ind}$ が10以下の場合、測定誤差は次の範囲に存在する。

$$\left| \frac{(Sr/S)_{meas} - (Sr/S)_{ind}}{(Sr/S)_{meas}} \right| \leq 0.0306 \quad (3.4.7)$$

つまり、 $Se=50$ 、 $S=1500$ で $(Sr/S)_{ind}$ が10のときには、希釈水SS成分による誤差は3.06%であり、試算した $Se/S \leq 0.033$ の範囲では、実用的には希釈水SS成分の影響を考慮する必要がないといえる。

2.3 透光度と検水希釈の関係

S_r/S測定計の精度は最終透光度が設定透光度 (T_{set}) に一致するように希釈操作を精確に行なえば、さらに向上する。しかし、実際には希釈水の流入が吸光計測セル部で検出されるまでには、遅れ時間があり、この検水希釈による誤差は、微生物濃度微小変化量 (ΔC) の透光度微小変化量 (ΔT) に対する割合 (ΔC/ΔT) に直接影響するので、検水希釈の割合は -ΔC/ΔT とみなされ、T_{set} 設定に重要な要因になると考えられる。

式 (2.2.37) から微生物濃度 C は次式で示される。

$$C = -\frac{1}{\epsilon \cdot \ell} \log T \quad (3.4.8)$$

式 (3.4.8) を透光度 T で微分すると

$$\frac{\partial C}{\partial T} = \frac{\ln 10}{\epsilon \cdot \ell} \cdot \frac{1}{T} \quad (3.4.9)$$

となる。ここで、 $\partial C / \partial T \approx \Delta C / \Delta T$ と考えられるので式 (3.4.9) は次式で近似できる。

$$-\frac{\Delta C}{\Delta T} = \frac{\ln 10}{\epsilon \cdot \ell} \cdot \frac{1}{T} \quad (3.4.10)$$

式 (3.4.10) から明らかなように、検水希釈の割合 (-ΔC/ΔT) は透光度 T の関数となり、T が小さいほどその誤差が大きくなり、ΔC が繁感であることを意味している。

ここで、透光度 40% を基準として式 (3.4.10) の関係を図示すると図 3.4.8 のようになる。図示したように、ΔT = 1 つまり最終透光度が T_{set} から 1% 逸脱した場合に、ΔC は、T_{set} が 20% と 80% で T_{set} 40% のそれぞれ 2 倍と 0.5 倍になることがわかる。すなわち、微生物濃度に与える希釈誤差の影響は、透光度が小さいほど大きいといえる。

S_r/S 測定計の連続運転試験では、T_{set} を 20~80% に設定したが、最終透光度は T_{set} の ±2% 以内に納った。これは、測定槽内液面上昇速度を

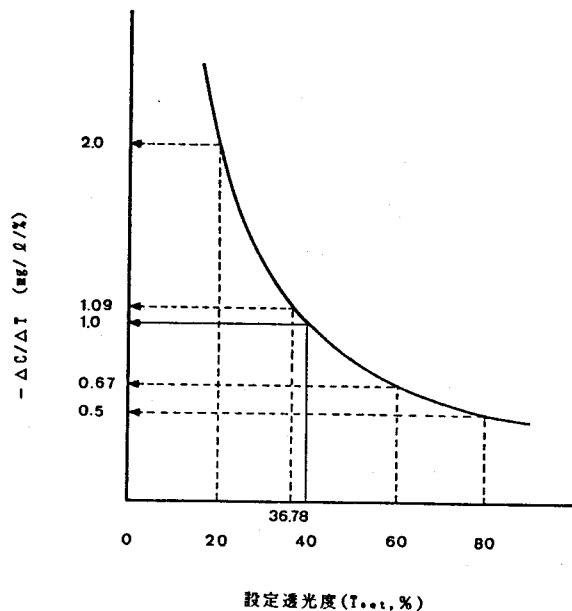


図 3.4.8 設定透光度と -ΔC/ΔT (検水希釈の割合) の関係

3 cm/分に調整したので、検水希釈による誤差があらわれなかったと考えられる。したがって、 S_r/S 測定計の稼動には、透光度の設定と検水希釈の関係を最重要に考える必要がある。

2.4 汚泥抜き取りと S_r/S 値の関係

ここで用いた活性汚泥処理施設では、余剰汚泥が返送汚泥ラインから抜き取られるので、汚泥抜き取り時には返送汚泥濃度は急激に低下する。そこで設定透光度 (T_{set}) を 40% として余剰汚泥抜き取り時の測定 S_r/S 値と指示 S_r/S 値の変動を試験し、図 3.4.9 の成績を得た。抜き取り開始後指示 S_r/S 値と測定 S_r/S 値はともに急激に低下し、終了後は徐々に回復したが、 S_r/S 測定計はその変動を精度よく計測していることがわかる。したがって、 S_r/S 測定計は急激な濃度比変動にも十分対応できる装置であるといえる。

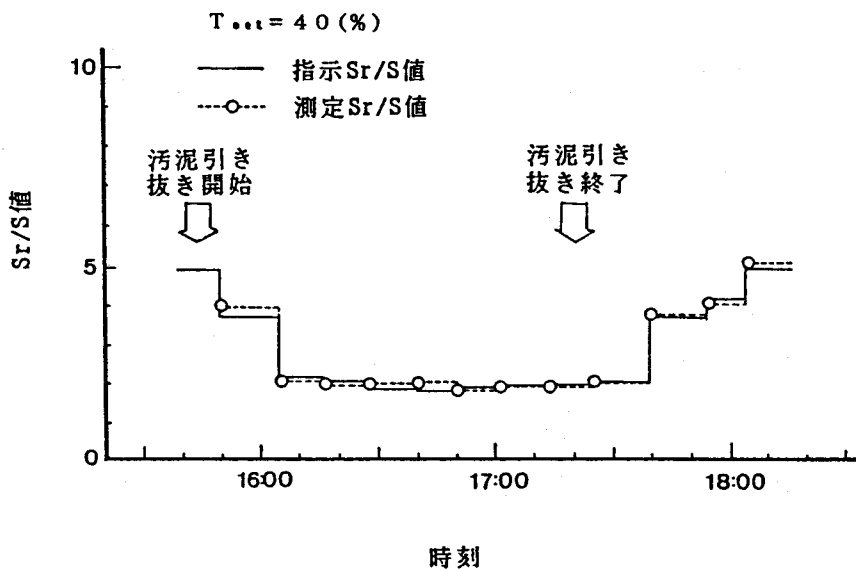


図 3.4.9 汚泥抜き取りと S_r/S 値の経時変化

2.5 S_r/S 値の連続測定

S_r/S 測定計による指示 S_r/S 値と自動採水による測定 S_r/S 値の 24 時間経時変化を図 3.4.10 に示した。図から、 S_r/S 測定計は濃度比を精確に連続測定していることがわかる。余剰汚泥抜き取り終了時（時刻 18:00）の測定 S_r/S 値が指示 S_r/S 値より高い値を示しているが、これは、返送汚泥が汚泥抜き取り以前の状態に徐々に回復する過渡状態であるため、自動採水の混合液が S_r/S 測定計にかかる混合液より高い SS 濃度であったことによる。

以上、これまでの試験から、実用上、試作した S_r/S 測定計はプロセス制御用として

信頼性の高い微生物濃度比を連続的に測定することができると結論される。

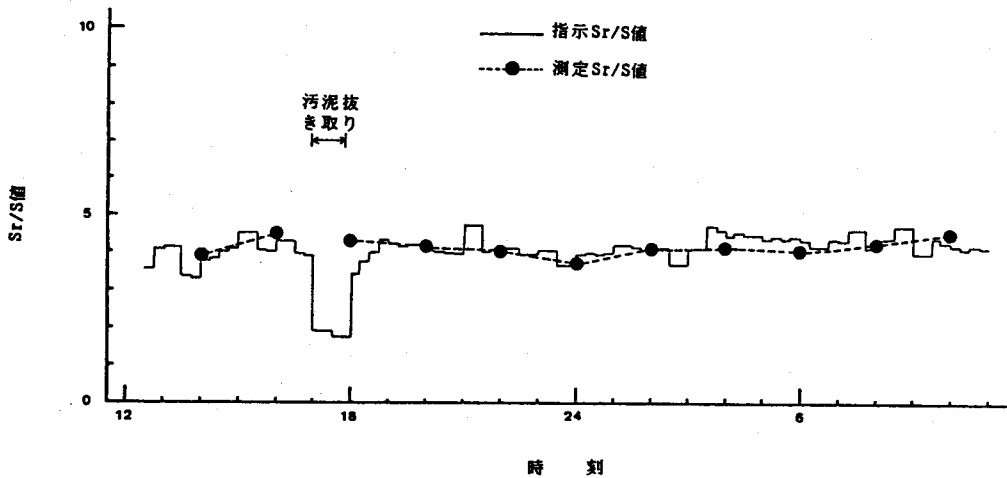


図 3.4.10 測定Sr/S値と指示Sr/S値の経時変化

2.6 Sr/S測定計の保守性

プロセス制御用装置として実施設に設置するうえで最も基本的かつ重要な課題は装置の維持管理つまり保守性である。約6ヶ月間の連続測定から、①回路、バルブ等の動作不良、②水中ポンプの閉塞、③圧力センサー部の汚れ等のトラブルはまったく生じなかった。しかし、光源の安定性を保つため、常時ON状態にした結果、吸光計測セル内部に緑藻類の付着が観察された。この汚れは液面高さの計測に影響し、同じMLSS濃度であっても、Tset40%で1ヶ月間運転した結果、液面高さが約1.5倍にもなった。しかし、Sr/S値の測定には何ら影響がなかった。これは、本測定法が透光度の絶対値を計測するのではなく、Tsetを光電子スイッチとして利用する相対計測法であるため、汚れの付着の程度に応じて、実際にはTsetが高い透光度に設定しなおされていることを意味している。しかし、この場合希釈操作に時間がかかり、吸光計測セル部の調節ができなくなるので、ブラシ洗浄等により付着物を取り除く機構が必要である。

第5章 要 約

活性汚泥法の動力学制御と密接な関連をもつ微生物濃度比の測定法について、その基礎的、実験的検討から測定装置を設計・試作し、実施設での連続試験を行なった。その結果を要約すると次のとおりである。

1) 光電子スイッチを用いた透過光による希釈法は、容量換算のみで迅速かつ精度よく

微生物濃度比を測定でき、プロセス制御用装置として連続自動運転も可能である。

- 2) 測定装置の吸光計測セルは、外径25mm、内径21.6mmのガラス製円筒管が適正であった。
- 3) 設定透光度 T_{set} は30～40%で誤差が最も小さく、これは、Twyman-Lothianの誤差理論から算出される最適透光度とも一致した。
- 4) 本測定法は希釈水の色相に影響されず、通常の光学的手法に必要な検量線が不要である。
- 5) 本測定法は希釈水SS成分の影響をうけるが、SS濃度50mg/l以下では実用上問題はなかった。

記 号

第2章

- T_{set} : 設定透光度 (%)
- S, S_r : 検水Ⅰおよび検水Ⅱの微生物濃度 (mg/l)
- v_1, v_2 : 間欠希釈法における検水Ⅰおよび検水Ⅱの投入量 (l)
- v_1', v_2' : 間欠希釈法における検水Ⅰおよび検水Ⅱの希釈水量 (l)
- l : 液層の長さ
- ϵ : 吸光係数
- V : 測定槽容量 (l)
- X : 測定槽内微生物濃度 (mg/l)
- t, t_1, t_2 : 時間 (分)
- Q_s : 希釈水流入量 (l/分)
- S_{set} : T_{set} に対応した微生物濃度 (mg/l)
- V_1, V_2 : 連続希釈法における検水Ⅰおよび検水Ⅱの希釈水量 (l)

第3章

- X_{set} : 設定微生物濃度 (mg/l)
- v : 測定対象検水量 (l)
- v' : 希釈水量 (l)
- v_o : 測定槽下部の容量 (l)
- v_h : 測定槽上部の混合液量 (l)

$V_H : v_0 + v_h \text{ (}\ell\text{)}$

$V_{H1}, V_{H2} : \text{検水 I および 検水 II の測定混合液量 (}\ell\text{)}$

$H : \text{液面高さ (cm)}$

$h_0 : \text{測定槽下部の高さ (cm)}$

$h : H - h_0 \text{ (cm)}$

$R : \text{測定槽上部の内半径 (cm)}$

$r : \text{測定槽下部の半径 (cm)}$

$H_1, H_2 : \text{検水 I および 検水 II の液面高さ (cm)}$

第 4 章

$\Delta C : \text{微生物濃度の微小変化 (mg/}\ell\text{)}$

$\Delta T : \text{透光度の微小変化 (\%)}$

$Se_1, Se_2 : \text{検水 I および 検水 II における希釈水 SS 濃度 (mg/}\ell\text{)}$

$Se : Se_1 = Se_2 \text{ の場合の希釈水 SS 濃度 (mg/}\ell\text{)}$

$(S_r/S)_{\text{meas}} : \text{MLSS 評価による微生物濃度比}$

$(S_r/S)_{\text{ind}} : S_r/S \text{ 測定計の指示値}$

第4編 活性汚泥法における微生物濃度比測定 of 動力学制御への応用に関する研究

第1章 緒言

本編では、実験室的に、また実施設を用いて、微生物濃度比測定 of 活性汚泥法動力学制御への適用を試みた。

先ず連続 Fed-Batch 培養で迅速測定した動力学式パラメーターを用いて、活性汚泥滞留時間 t_s を算出し、この t_s 値と微生物濃度比から動力学制御の効果を実験的に検討した。

また、動力学制御理論を実施設に適用し、制御をまったく行なわなかった場合と t_s を4日に設定して制御した場合の両者を実験的に比較検討し、 t_s 制御の効果を論じた。

第2章 微生物濃度比による活性汚泥法動力学制御の実験的検討

第1節 実験材料と方法

1.1 実験材料

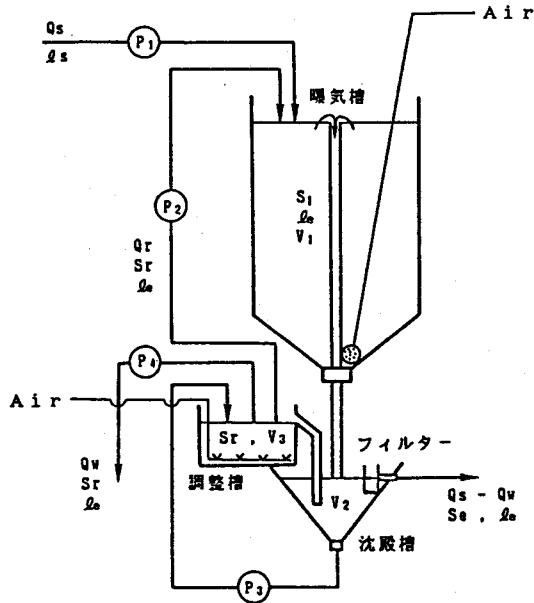
実験装置の模式図を図4.2.1に示した。曝気槽は容積約11ℓで、好気状態の持続と槽内完全混合のため、底部の多孔球から曝気した。曝気槽を越流した活性汚泥混合液は、容積2ℓの最終沈殿槽に送られ、処理水と沈殿汚泥に分離される。沈殿汚泥は最終沈殿槽から循環ポンプ (P_3) でたえず調整槽に供給され、調整槽からの越流活性汚泥は沈殿槽底部にもどるようになっている。このため、沈殿槽底部に汚泥が滞留しすぎて嫌気状態になることはなく、汚泥性状の変化もない。また、調整槽は容積3ℓで、槽内活性汚泥は返送汚泥の活性度保持のため、たえず曝気された。なお、返送汚泥ポンプ (P_2) と引き抜き汚泥ポンプ (P_4) を用いて、調整槽から汚泥返送と汚泥引き抜きを行なった。

流入基質として、表4.2.1の合成下水を使用し、これを流入ポンプ (P_1) により曝気槽に連続流入させた。供試活性汚泥は、合成下水で予め Fill and Draw 方式で培養、馴致して用いた。

1.2 実験方法

供試活性汚泥を曝気槽と調整槽に適量投入し、槽内温度を25℃に設定して、合成下水による3日間の連続運転後、動力学制御実験を開始した。

○ 運転制御理論：第2編で示した活性汚泥法の動力学制御式からの返送汚泥量 Q_r の計算式を再度次に示した。



Q_s : 流入基質量 (ℓ/hr), Q_r : 返送汚泥量 (ℓ/hr), Q_w : 引き抜き汚泥量 (ℓ/hr),
 S_s : 流入基質濃度 (mg/ℓ), S_e : 処理水基質濃度 (mg/ℓ), S_1 : 曝気槽内活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ), S_r : 返送汚泥濃度 (mg/ℓ), S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ), V_1 : 曝気槽容積 (ℓ), V_2 : 沈殿槽内の汚泥容積 (ℓ), V_3 : 調整槽容積 (ℓ)

図 4.2.1 実験装置の模式図

$$Q_r = \frac{(1 - \frac{S_s}{S_1}) Q_s - \frac{V_1}{t_s} \left[1 + \left(\frac{V_2 + V_3}{V_1} \right) \frac{S_r}{S_1} \right]}{\frac{S_r}{S_1} - 1} \quad (2.2.31)$$

また、式 (2.2.27) で定義した活性汚泥滞留時間 t_s は、次式で示される。

$$t_s = \frac{V_1 S_1 \left[1 + \left(\frac{V_2 + V_3}{V_1} \right) \frac{S_r}{S_1} \right]}{Q_w S_r + (Q_s - Q_w) S_e - Q_s S_s} \quad (4.2.1)$$

上記2式を図4.2.1の実験装置と対比させると次のようになる。

流入基質は合成下水を用いているので溶解性であり、 $S_s = 0$ となる。曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、調整槽の各容積を比較すると、 $V_1 \gg V_2$ 、 $V_1 > V_3$ であるため、曝気槽内で基質がほぼ完全に除去される。調整槽は汚泥の活性度保持が目的であるから、 $(V_2 + V_3)/V_1 \approx 0$ と考えるよい。したがって、本実験装置では、式(2.2.31)および式(4.2.1)はそれぞれ次式のように設定できる。

表 4.2.1 合成下水の培地組成

成分	濃度
Peptone	1.8
Meat extract	1.2
Urea	0.3
NaCl ℓ	0.09 g/ ℓ
KC ℓ	0.042
CaCl ℓ_2	0.042
MgSO ₄	0.03
Na ₂ HPO ₄	0.3
TOC	1100 mg/ ℓ
pH	6.6

$$Q_r = \frac{Q_s - \frac{V_1}{t_s}}{\frac{S_r}{S_1} - 1} \quad (4.2.2)$$

$$t_s = \frac{V_1 S_1}{Q_w S_r + (Q_s - Q_w) S_e} \quad (4.2.3)$$

また、表2.2.1の中の前式を基質除去反応モデル式に用いると t_s は次のように表される。

$$\frac{1}{t_s} = Y \cdot \frac{k \cdot \left(\frac{\theta_e}{S_1}\right)^n}{K_m + \left(\frac{\theta_e}{S_1}\right)^n} - b \quad (4.2.4)$$

一方、最終沈殿槽流出部にはフィルターを装着したので、処理水中へのSS成分の流出はないと考えられ、 $S_e \cong 0$ とおくと、式(4.2.3)は次式のようにになる。

$$Q_w = \frac{V_1}{t_s \cdot \frac{S_r}{S_1}} \quad (4.2.5)$$

○ 実験操作： 実験開始後、2～3時間間隔で曝気槽、調整槽から汚泥混合液を採取し、曝気槽内活性汚泥濃度 S_1 と返送汚泥濃度 S_r を迅速測定した。この測定値 S_1 と予め設定した処理水質 θ_e を式(4.2.4)に代入し、 S_1 に見合った t_s 値を求めた。また、 S_1 と S_r の測定値から微生物濃度比 S_r/S_1 値を計算した。これらの t_s 値と S_r/S_1 値を式(4.2.2)および式(4.2.5)に代入して、返送汚泥量 Q_r および引き抜き汚泥量 Q_w をそれぞれ算出し、 Q_r 制御量および Q_w 制御量が得られるように返送汚泥ポンプ(P_2)および引き抜き汚泥ポンプ(P_4)をそれぞれ調整した。なお、式(4.2.4)の動力学式パラメーター Y 、 b 、 k 、 K_m 、 n 値は、第2編で述べた連続Fed-Batch培養(培養条件：水温25℃、 t_s 0.25日)で測定した。

○ 実験条件： 実験条件を表4.2.2に示した。実験1～実験4では、水温を25℃、汚泥循環量を4.5 l/hr、処理水質設定値を70 mg/lとした。また、流入水質水量は、実験1～実験3では流入基質濃度あるいは流入基質量を矩形パルスあるいはステップ状に変化させ、また、実験4では実際の小規模施設の流入特性に類似した周期変動をそれぞれ与えた。

1.3 分析方法

曝気槽内活性汚泥と返送汚泥の各混合液を澄明な処理水でそれぞれ4倍ならびに10倍に希釈後、超音波処理(20キロヘルツ、10分間)を行ない、吸光度計(波長420 nm)で吸光度を測定した。この吸光度測定値と予め作成した図4.2.2の相関関係からMLSS値を求め、希釈率をかけて曝気槽内活性汚泥濃度(S_1)と返送汚泥濃度(S_r)とした。

また、処理水質は最終沈殿槽流出水のTOC測定値を2.667倍したCOD換算値で評価した。曝気槽内DO濃度とpHは、ガルバニ電池式DO電極法¹⁾およびガラス電極法¹⁾でそれぞれ測定した。

表 4.2.2 実験条件

実験 番号	項目 V ₁ (ℓ)	温度 (°C)	循環量 (ℓ/hr)	設定値 (mg/ℓ)	Q _s , ℓ _s の変動条件		
					Q _s	ℓ _s	実験期間(hr)
1	10.3	25	4.5	70	2倍変動 (矩形パルス型)	一定	0 ~ 24
					3倍変動 (矩形パルス型)	一定	24 ~ 48
					一定	2.1倍変動 (ステップ型)	48 ~ 72
2	10.3	25	4.5	70	一定	2.9倍変動 (矩形パルス型)	0 ~ 24
						2.2倍変動 (矩形パルス型)	24 ~ 60
						4.1倍変動 (矩形パルス型)	60 ~ 120
3	10.4	25	4.5	70	2倍変動 (矩形パルス型)	一定	0 ~ 24
					3倍変動 (矩形パルス型)		24 ~ 75
					Q _s ・ℓ _s /V ₁ = 一定		75 ~ 100
4	10.4	25	4.5	70	24時間周期変動		0 ~ 120

V₁ : 曝気槽容積, Q_s : 流入基質量(ℓ/hr), ℓ_s : 流入基質濃度(mg/ℓ), ℓ_e : 処理水質(mg/ℓ)

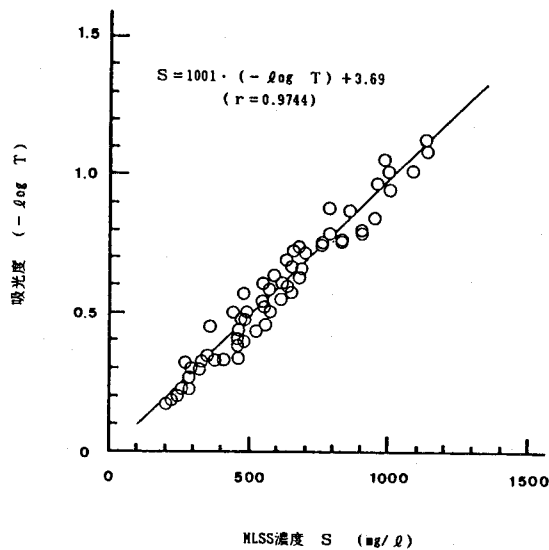


図 4.2.2 吸光度とMLSS濃度の相関関係

第2節 実験成績と考察

連続 Fed-Batch 培養実験の実験成績 (図 4.2.3) から、第2編第3章第3節で述べた方法に従い、本実験で使用した活性汚泥の動力学式パラメーターを求め、次の値を得た。

$$Y = 0.516, \quad b = 0.0219 \text{ (1/hr)}, \quad k = 0.495 \text{ (1/hr)}, \quad K_m = 0.288, \\ n = 0.906$$

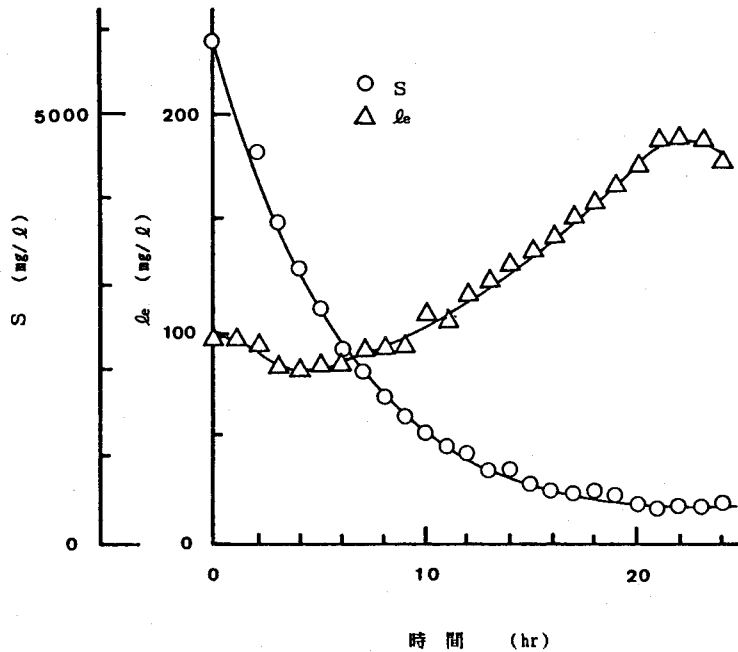


図 4.2.3 連続 Fed-Batch 培養実験における MLSS 濃度と COD 濃度の経時変化 ($t_s = 0.25$ 日)

このパラメーター値を用いて、動力学制御実験を行ない、図 4.2.4 ~ 図 4.2.7 の成績を得た。ただし、水理的滞留時間 t_d は、 Q_s が変動するので、次式から算出した。

$$\int_{t_1}^{t_2} Q_s dt = V_1 \quad (4.2.6)$$

$$t_d = t_2 - t_1 \quad (4.2.7)$$

また、各実験における実験成績を一括表示すると表 4.2.3、表 4.2.4 のとおりである。

2.1 処理性能に及ぼす流入水質水量変動の影響

実験 1 と実験 3 の前半では、流入水質 Q_s 一定で流入水量 Q_s を初期流入水量の 2 倍、3 倍の矩形パルス変動を与えて実験した。矩形パルス変動の時間は、実験 1 では 2 倍変動の場合 1 2 時間、3 倍変動の場合 1 6 時間、実験 3 では 2 倍、3 倍の変動の場合ともに 1 8

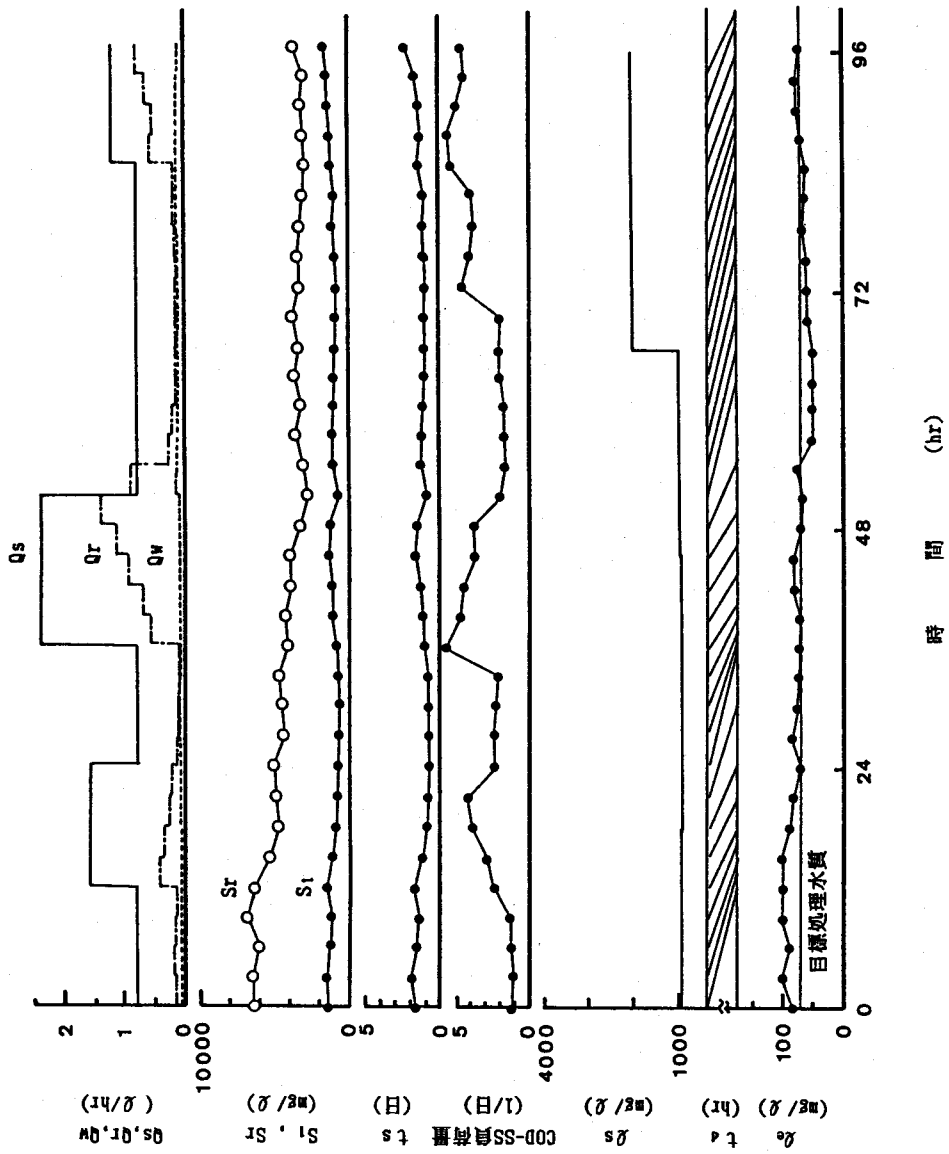


図 4.2.4 実験 1 における実験成績

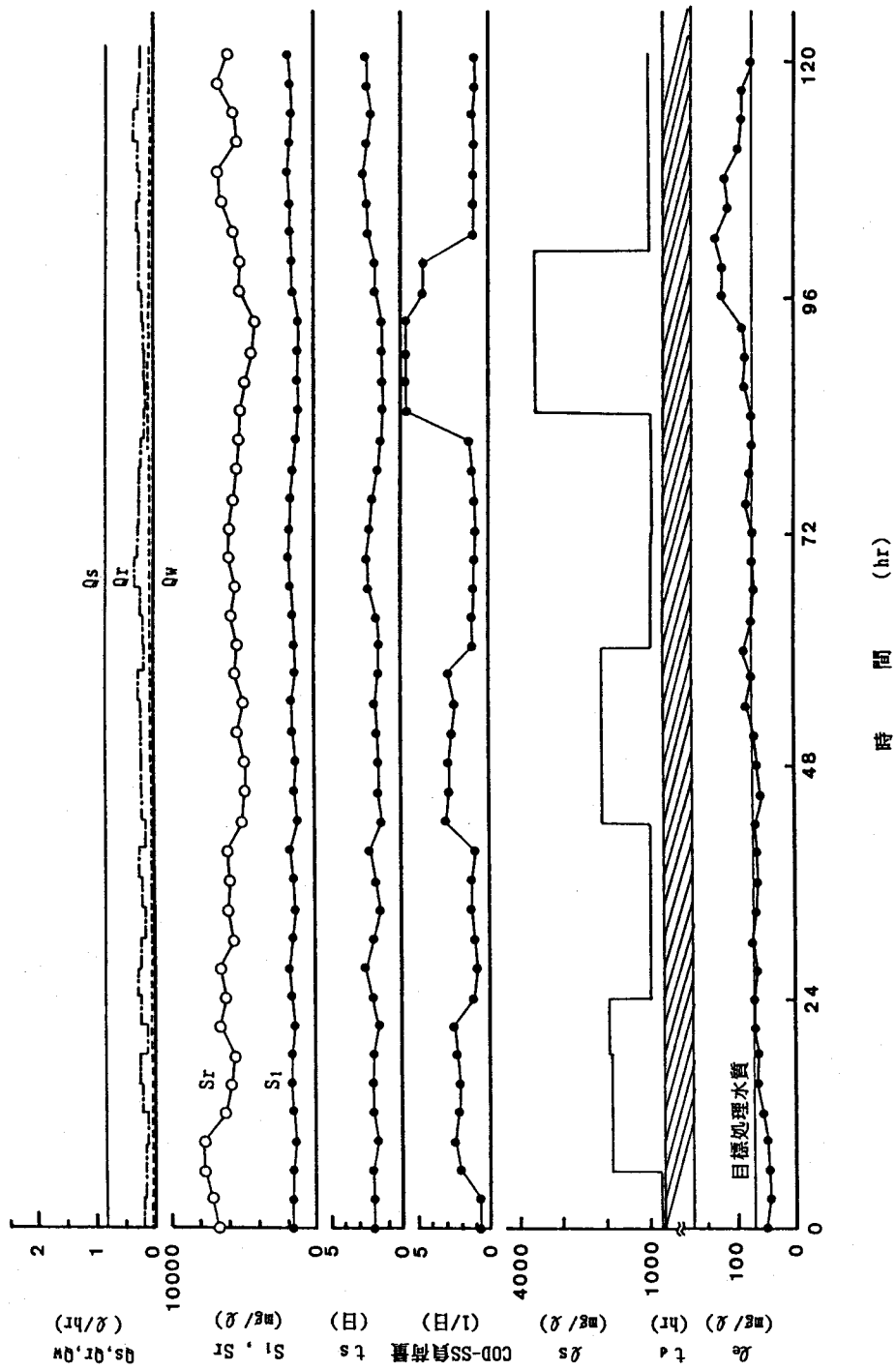


図 4.2.5 実験 2 における実験成績

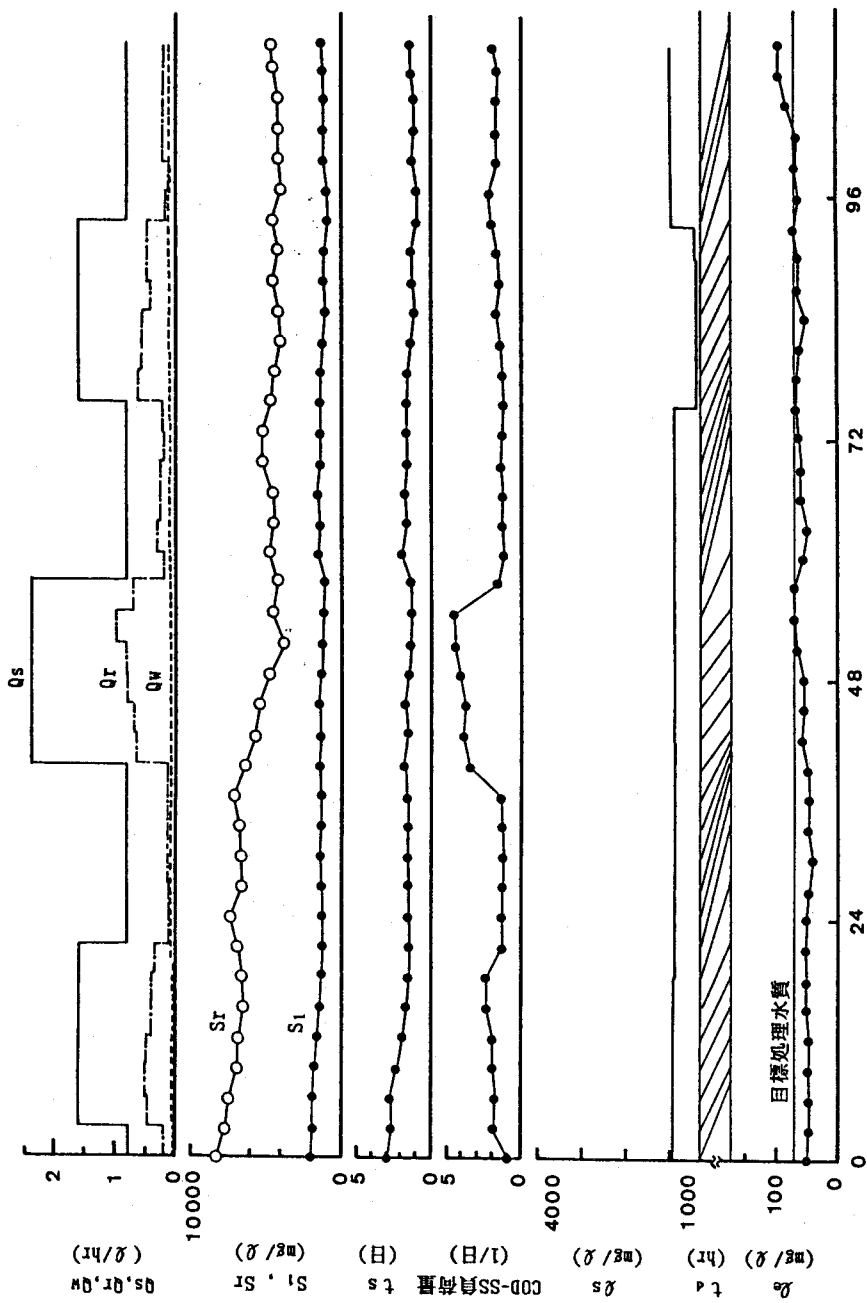


図 4.2.6 実験3における実験成績

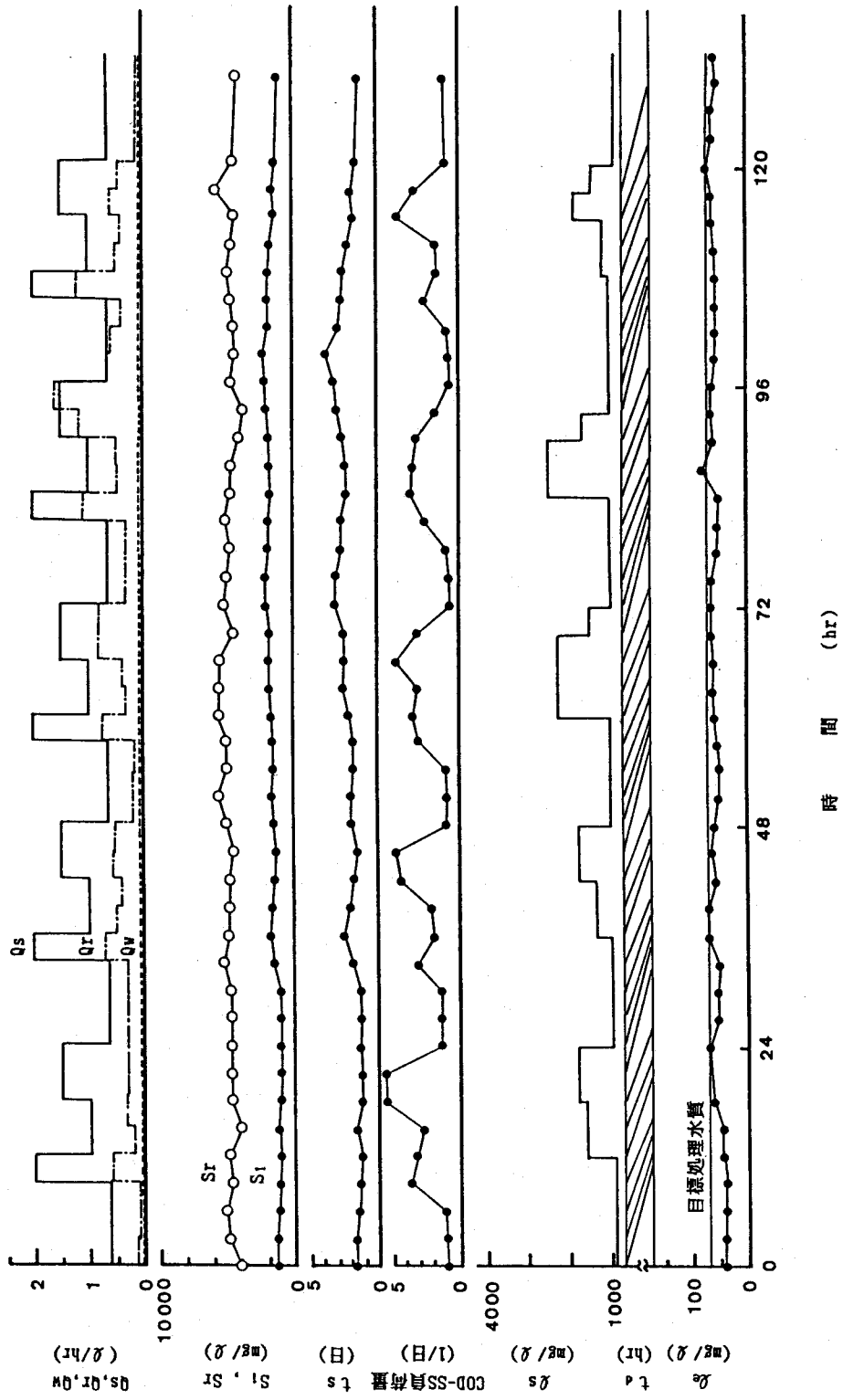


図 4.2.7 実験 4 における実験成績

表 4.2.3 実験成績 (I)

条件 実験 項目 番号	Qs (ℓ/hr)	ℓs (mg/ℓ)	t _d (hr)	DO (mg/ℓ)	pH
1	0.8 ~ 2.4	933	4.3 ~ 12.9	1.7 ~ 6.8	6.4 ~ 7.5
2	0.8	677 ~ 3589	12.9	4.9 ~ 7.5	6.1 ~ 7.6
3	0.4 ~ 2.4	429 ~ 967	4.3 ~ 26.0	1.0 ~ 6.8	6.0 ~ 7.5
4	0.66 ~ 2.0	926 ~ 2574	5.2 ~ 15.8	2.3 ~ 6.6	6.0 ~ 7.5
Total	0.4 ~ 2.4	429 ~ 3589	4.3 ~ 26.0	1.0 ~ 7.5	6.0 ~ 7.6

表 4.2.4 実験成績 (II)

条件 実験 項目 番号	COD-SS負荷量(1/日)		t _s (日)			対応ℓ ₀ (mg/ℓ)		
	範囲	平均値	範囲	平均値	変動係数	範囲	平均値	変動係数
1	1.11 ~ 5.68	2.60	0.79 ~ 1.89	1.21	27.1	47 ~ 116	76.7	24.7
2	0.76 ~ 5.80	2.10	1.26 ~ 2.57	1.88	19.2	58 ~ 137	82.3	24.1
3	0.87 ~ 4.51	1.96	0.90 ~ 2.87	1.59	28.6	45 ~ 95	62.1	17.8
4	0.68 ~ 5.66	2.36	1.19 ~ 3.64	2.08	26.6	53 ~ 75	60.2	9.1
Total	0.68 ~ 5.80	2.23	0.79 ~ 3.64	1.75	-	45 ~ 137	69.9	-

時間である。実験1では、処理水質は、制御開始後の初期に目標設定値より高い値を示した。これは、実験開始前の流入水の影響が処理水質にあらわれたためである。しかし、動力学制御の効果は、制御開始後水理学的滞留時間 t_d (約12時間)だけ遅れて処理水質にあらわれるため、12時間経過以降は、処理水質は徐々に目標設定値に近づき、制御開始後24時間で目標設定値に達し、その後、順調に安定した処理水質を得た。実験3では、処理水質は制御開始時から約48時間後までは設定値より低い値で、その変動もほとんどなく、安定していたが、約48時間以降は、目標水質設定値に適合した値を維持した。このように、流入水量 Q_s を2倍、3倍に増加させても、その変動が処理性能にほとんど影響を及ぼさず、目標水質設定値に適合した、安定な処理水質を保っていた。

また、実験1の後半と実験2では、流入水量 Q_s 一定で流入水質 ℓ_s を初期流入水質の2.1倍のステップ変動と初期流入水質の2.9倍、2.2倍、4.1倍の各矩形パルス変動をそれぞれ16時間与えて実験した。実験1の2.1倍のステップ変動では、処理水質は目標設定値に適合し、安定した値が得られた。実験2では、動力学制御の効果のあらわれる t_d (約12時間)まで、処理水質は目標設定値より低い値を示したが、その後迅速に目標設定値に達し、2.9倍、2.2倍の矩形パルス変動とも、処理水質は目標設定値に適合し、安定した値を示した。しかし、4.1倍の矩形パルス変動を与えると水理学的滞留時

間 t_d (12.9時間)の遅れで、処理水質にパルス変動の影響があらわれた。処理水質 l_e が増加し始めてから6時間後に、 l_e は137 mg/lに達し、その後徐々に l_e は減少し、18時間で目標設定値まで回復した。この最大処理水質は、目標設定値70 mg/lの約2倍の変動を示し、この期間のCOD-SS負荷量は4.4~5.8 (1/日)と非常に高い値であった。この時、最終沈殿槽では微細な浮遊物質が観察された。これは、低い t_s 値で高負荷運転を長時間行なったため、活性汚泥の沈降性が悪化し、微細な浮遊物質が生じたことによるものと考えられ、このような現象は、Adams & Eckenfelder²⁾、合田ら³⁾も報告している。しかし、本研究では、負荷量が低くなると処理水質は目標設定値に回復し、微細な浮遊物質もあまり生じなくなった。これは、動力学制御法の有効性を示すとともに、本実験装置の汚泥循環方式と調整槽における曝気による返送汚泥の活性度維持が汚泥性状の回復に効果的であったことを示唆するものである。したがって、高負荷運転が16時間という長い期間ではなく、一過性のものであるならば、動力学制御法は、流入水質 l_s の4倍変動にも十分対応できる制御法であるといえる。

実験3の後半では、COD容積負荷量を初期運転と同じ値0.87 (1/日)に設定し、 Q_s と l_s に2倍と0.5倍の矩形パルス変動を与えた。しかし、この変動期間中、処理水COD濃度は目標設定値に適合し、安定した値を示した。

このような活性汚泥法の処理性能に及ぼす Q_s あるいは l_s の変動の影響については、これまで多くの研究者により報告されてきた^{2), 4)~10)}。これらの報告は、いずれも汚泥返送のある場合あるいはない場合について、それぞれ流入水にステップあるいはパルス変動を与えて、処理性能が変動前の状態に回復するかどうかを検討したもので、これらの結果をまとめると次のようになる。

- 1) 汚泥返送のない場合には、処理性能が回復できる Q_s 変動は2倍までである。また、同じ変動幅であっても、処理水質に及ぼす影響は Q_s 変動よりも l_s 変動の方が大きく、M-M型の基質除去モデル式では評価できにくい。
- 2) 汚泥返送のある場合 (返送比率は一定) には、処理性能の回復可能な Q_s 変動、 l_s 変動は、ともに3倍までであり、汚泥返送は流入変動の影響緩和に有効である。
- 3) 活性汚泥滞留時間 t_s が大きいほど流入変動の影響を受けにくい。また、 t_s が小さい場合には、流入変動は、汚泥沈降性を悪化させ、微細な浮遊物質の流出がみられる。

本研究でも、既往の研究報告の結果と同じく、 Q_s を3倍まで、また l_s を2.9倍まで変動させても、安定した処理性能を確保できることを認めている。既往の研究報告では、流入変動を与えると、過渡的に曝気槽MLSS濃度と処理水質は増減の影響を受け、一定時間経過後の流入変動前の状態への回復を目安にして、流入変動の許容幅を種々論じている。例えば、Wong & Yang⁴⁾は、初期曝気槽内MLSS濃度2000 mg/l、返送汚泥濃度7000 mg/l、流入COD濃度1000 mg/l、汚泥返送率30%の運転条件で、 $(Q_s + Q_r)/V_1$ すなわち $(1 + 0.3)Q_s/V_1$ で表される流入水希釈率 (1/hr) を種々変化

させ、曝気槽内MLSS濃度と処理水質に及ぼす流入水希釈率の影響を検討した。Wong & Yangは、流入水希釈率を1/6から1/3に増加させると、①MLSS濃度は3時間経過後、徐々に増加し、10時間で2300mg/lの定常状態に達し、②処理水COD濃度は4時間で40mg/lから60mg/lに増加し、その後2時間で40mg/lまで回復したと報告している。このような、流入変動を与えた場合の曝気槽内MLSS濃度あるいは処理水質の一時的な変動は、他の研究者も同様の報告をしている。しかし、本研究では、実験1～実験3の成績からわかるように、顕著な変動が認められたのは返送汚泥濃度 S_r だけであった。特に、 Q_s 変動の場合には、調整槽内の汚泥が希薄になり、 S_r は徐々に減少する傾向を示したが、微生物濃度比 S_r/S_1 値として、その変動を Q_r 制御量で補正したので、処理水質には影響を及ぼさなかった。この補正効果を発揮できたのは、調整槽を設け、沈殿槽汚泥を循環させたことにより、沈殿槽内で汚泥を滞留させすぎることなく、 Q_s 変動量に見合った調整槽内汚泥を即座に曝気槽に返送できたことによると考えられる。

一方、実験4では、流入水質水量の変動を、実際の小規模処理施設のそれにできる限り類似させ、COD-SS負荷量を2.36(1/日)の値を平均値とした正弦波でほぼ近似できるように変動させた。制御開始時から21時間後まで、目標設定値より低い処理水質であったが、その後目標設定値に近い、安定した処理水質を示した。 Q_s は初期流入水の最大3.0倍、 Q_r は初期流入水の最大2.51倍の周期変動を与えたにもかかわらず、処理水質には殆ど影響しなかった。

以上、実験1～実験4では、通常の活性汚泥法で維持されているCOD-SS負荷量よりも高い値0.68～5.80(1/日)で運転したにもかかわらず、処理水質の目標設定値70mg/lに適合し、安定した処理水質を得ることができた。このように、返送汚泥量 Q_r を t_s 値と微生物濃度比 S_r/S_1 値で補正しながら、汚泥返送を行なう活性汚泥法動力学制御は、流入水質水量変動に対応できる制御方法であることが明らかとなった。

2.2 動力学式パラメーターによる処理性能の評価

動力学制御因子である t_s 値は式(4.2.4)から算出したので、制御実験で得られた曝気槽内MLSS濃度 S_1 と処理水質 Q_e の実測値から、動力学式パラメーターの妥当性を検討でき、また処理性能を評価できるはずである。

式(4.2.4)を Q_e/S_1 について解くと次式が得られる。

$$\frac{Q_e}{S_1} = \frac{n \sqrt{K_m(1+b \cdot t_s)}}{(Y \cdot k - b)t_s - 1} \quad (4.2.8)$$

動力学式パラメーター測定値 Y 、 b 、 k 、 K_m 、 n を式(4.2.8)に代入すれば、 t_s 値に対する Q_e/S_1 の理論値を推定できる。各実験ごとに Q_e/S_1 値と t_s 値をプロットし、式(4.2.8)で推定される理論曲線を示すとそれぞれ図4.2.8～図4.2.11のようになる。ただし、流入水質水量変動の影響は、水理的滞留時間 t_d だけ遅れて処理水質にあらわれるため、この時間遅れに対応した処理水質を実測値から算出し、 Q_e 値とした。これらの図

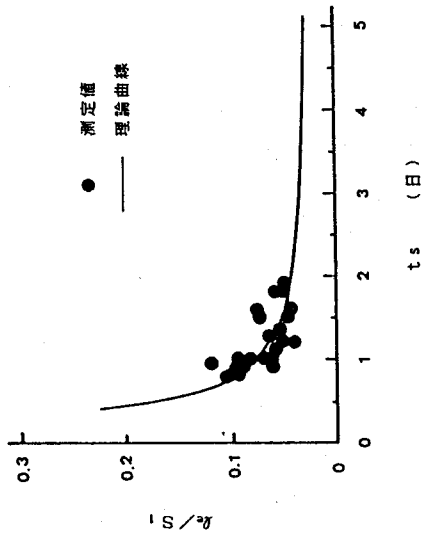


図 4.2.8 実験 1 における t_s と l_e/S_1 の関係

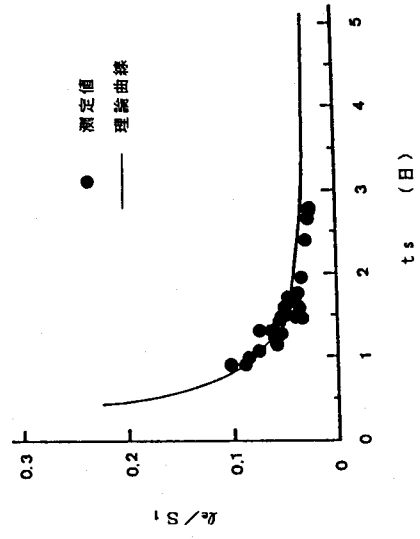


図 4.2.10 実験 3 における t_s と l_e/S_1 の関係

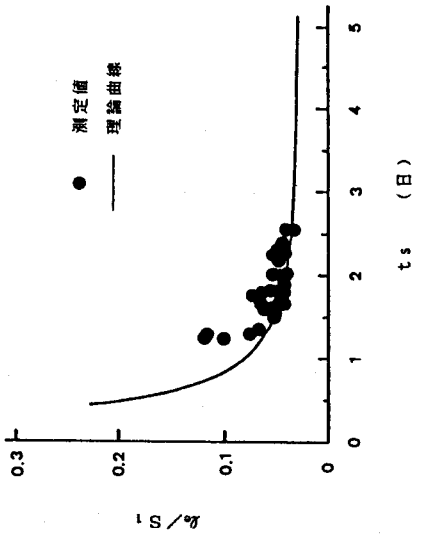


図 4.2.9 実験 2 における t_s と l_e/S_1 の関係

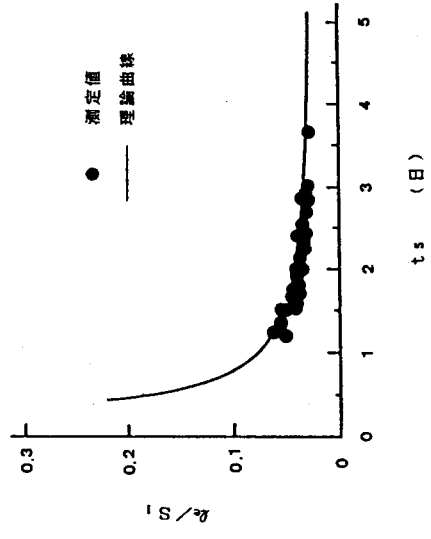


図 4.2.11 実験 4 における t_s と l_e/S_1 の関係

から、実験3、実験4は理論曲線によく適合しているが、実験1、実験2では、理論曲線から測定値が一部逸脱していることがわかる。この測定値の逸脱は、実験1では、制御開始後21時間までの目標設定値より高い処理水質を示した場合であり、実験2では、初期流入水質の4.1倍の矩形パルス変動を与えた場合である。したがって、制御開始前の流入水の影響を考慮せず、 Q_s 、 Q_s の変動が初期流入水の3倍までであれば、実験1、実験2とも、理論曲線に適合した処理性能を示していると考えてよい。

したがって、連続Fed-Batch培養で決定した動力学式パラメーターは、活性汚泥法動力学制御に十分適用できるとともに、その処理能力は、この動力学式パラメーターにより、式(4.2.8)から評価できることがわかった。

2.3 微生物濃度測定法の検討

活性汚泥法動力学制御に重要な制御因子は、微生物濃度比 S_r/S_i 値と活性汚泥滞留時間 t_s 値である。どちらの制御因子も曝気槽内活性汚泥混合液と返送汚泥混合液の微生物濃度を迅速、精確かつ再現性よく測定することが必要不可欠である。

ここでは、測定混合液の超音波前処理で、混合液を均質にしてから、吸光光度法により微生物濃度を測定した。この方法で測定して得たMLSS濃度と吸光度の両者の値の関係を図4.2.2に示した。本測定法は、汚泥培養方法や汚泥性状等の違いに関係なく、高い相関関係(相関係数0.974)を示し、超音波前処理の効果が認められた。この前処理操作は、Finger & Strutyski¹¹⁾の指摘した吸光光度法の問題点をも解決しており、再現性の高い微生物濃度の測定法であることがわかった。また、測定に要した時間が、前処理操作を含め、1検体約10分間であったことから、本測定法は、微生物濃度を迅速に測定できる方法であるといえる。しかし、実際的には、第1編で述べたように、吸光光度計透光度を0%と100%に調整するときの誤差(以下、調整誤差と呼ぶ)をできる限り小さくし、精確な微生物濃度を測定する必要がある。つまり、調整誤差が最小となる透光度36.78%すなわち吸光度0.4344付近で吸光度を測定できるように混合液の希釈率を決める必要がある。ここでは、曝気槽内活性汚泥混合液、返送汚泥混合液をそれぞれ4倍、10倍に希釈して吸光度を測定したが、実験期間中の測定希釈混合液の透光度は11.4~66.0%(透光度の平均値:40.6%)すなわち吸光度は0.1805~0.9431(吸光度の平均値:0.3915)であった。この吸光度および平均値の調整誤差はそれぞれ2.72~4.04%および2.73%で、混合液の希釈率が適正であり、精確に微生物濃度を測定できたといえる。

以上のように、適正な希釈操作を行えば、本研究で用いた測定法は、精確かつ再現性の高い、微生物濃度の迅速測定法として有効な方法であることを確認できた。

第3章 微生物濃度比の活性汚泥法制御への応用に関する研究

第1節 実験材料と方法

1.1 実験材料

流入変動の大きな団地排水を処理する小規模実施設で活性汚泥法動力学制御実験を行なった。施設の流系図とその概要を図4.3.1、表4.3.1にそれぞれ示した。

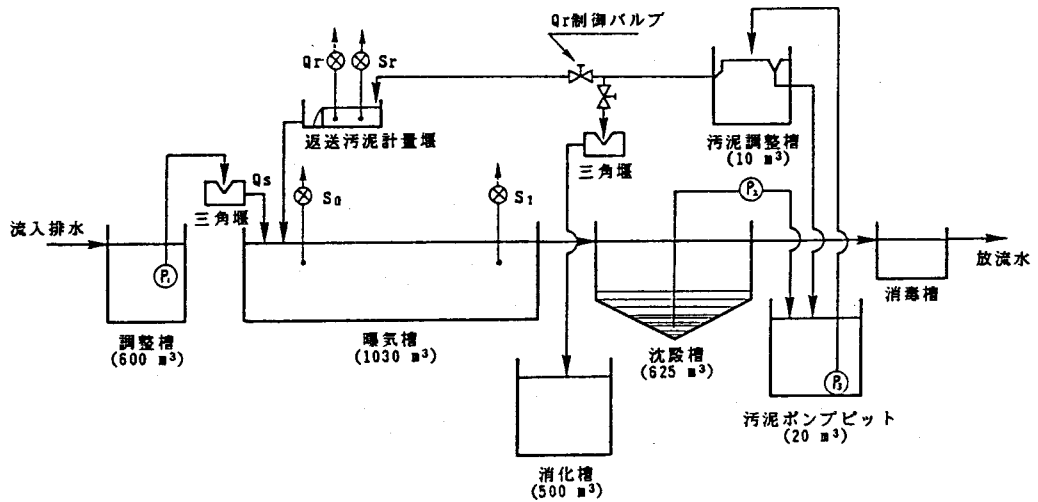


図 4.3.1 実験施設の流系図

流入排水は、先ず調整槽（容積600m³）に貯留され、流入ポンプ（P₁）で三角堰に送られ、三角堰の水位で流量を調整してから、容積1030m³の曝気槽の流入口に流入された。曝気槽は押し出し流れ式で、同一容積の2個の槽からなり、各槽には排水が均等に流入できるようになっている。曝気槽から流出した活性汚泥混合液は、容積625m³の沈殿槽で固液分離された後、上澄液は処理水として消毒槽に送られ、沈殿濃縮汚泥はサイホン式ポンプ（P₂）で容積20m³の汚泥ポンプピットにそれぞれ送られた。汚泥ポンプピット内の濃縮汚泥は循環ポンプ（P₃）で容積10m³の汚泥調整槽に送り、また、調整槽を越流した濃縮汚泥は、その一部を返送汚泥計量堰と消化槽に送り、残りを汚泥ポンプピットにもどした。汚泥ポンプピットと汚泥調整槽の間で濃縮汚泥を循環させたのは、濃縮汚泥がポンプピット内で嫌気化し、その性状が変化することを防ぎ、また、濃縮汚泥を均一に維持するためである。返送汚泥計量堰で計

表 4.3.1 実験施設の概要

項目	仕様
処理対象	団地排水
対象人員	10000人
計画処理水量	2500 m ³ /日
流入方式	分流式
処理方式	標準活性汚泥法 (押し出し流れ型)
曝気方式	旋回流、均一曝気
送風量	16.0 Nm ³ /日

量した所定流量の濃縮汚泥は、返送汚泥として曝気槽流入口に返送された。

曝気槽の入口と出口には透過光式汚泥濃度計、返送汚泥計量堰には散乱光式汚泥濃度計を設置し、曝気槽入口と出口の活性汚泥微生物濃度 S_0 、 S_1 と返送汚泥微生物濃度 S_r をそれぞれ計測した。

1.2 実験方法

○ 運転制御理論：第2編で示した活性汚泥法動力学制御式から導いた返送汚泥量 Q_r の計算式を再度次に示した。

$$Q_r = \frac{(1 - \frac{S_s}{S}) Q_s - \frac{V_1}{t_s} [1 + (\frac{V_2 + V_3}{V_1}) \frac{S_r}{S}]}{\frac{S_r}{S} - 1} \quad (2.2.31)$$

ここで、 V_3 は汚泥調整槽と汚泥ポンプピットの容積であり、 S は曝気槽内平均活性汚泥微生物濃度である。

本実験施設の流入 S_s 成分のほとんどが調整槽で沈殿除去されるので、 $S_s \approx 0$ となる。また、曝気槽、沈殿槽汚泥ホッパー、汚泥調整槽と汚泥ポンプピットの各容積を比較すると、 $V_1 > V_2$ 、 $V_1 \gg V_3$ であるため、曝気槽で基質がほぼ完全に除去され、また、汚泥調整槽と汚泥ポンプピットでの汚泥循環は濃縮汚泥の調整が主体であるので、 $(V_2 + V_3) / V_1 \approx 0$ と考えてよい。したがって、本実験施設では、式 (2.2.31) は次式のように設定できる。

$$Q_r = \frac{Q_s - \frac{V_1}{t_s}}{\frac{S_r}{S} - 1} \quad (4.3.1)$$

一方、本実験施設は押し出し流れ式曝気槽であるので、曝気槽内平均活性汚泥微生物濃度 S は次式で近似できる。

$$S = \frac{S_0 + S_1}{2} \quad (4.3.2)$$

ここで、 S_0 は曝気槽入口の活性汚泥微生物濃度、 S_1 は曝気槽出口の活性汚泥微生物濃度である。

いま、時間 t_1 における流入水量を $Q_s(t_1)$ 、返送汚泥量を $Q_r(t_1)$ とすると、 S_1 は S_0 に対して $V_1 / (Q_s(t_1) + Q_r(t_1))$ だけ時間遅れがあるため、 S_0 の連続測定と同時に、 S_0 に対応した S_1 の予測値を求めなければならない。

曝気槽流入口における活性汚泥微生物の比増殖速度 μ は、第2編の式 (2.2.2)、式 (2.2.19) から、 $\mu = \frac{1}{S_0} \frac{dS}{dt} = \frac{1}{t_s}$ で表されるので、 $V_1 / (Q_s(t_1) + Q_r(t_1))$ 時間後の S_1 は次式から算出できる。

$$\frac{1}{t_s} = \frac{1}{S_0} \frac{S_1 - S_0}{\frac{V_1}{Q_s(t_1) + Q_r(t_1)}} \quad (4.3.3)$$

式(4.3.3)を S_1 について解き、式(4.3.2)に代入すると S は次式となる。

$$S = S_0 \left(1 + \frac{1}{2 t_s} \cdot \frac{V_1}{Q_s(t_1) + Q_r(t_1)} \right) \quad (4.3.4)$$

したがって、時間 t_2 における Q_r 制御量は、 $V_1 / (Q_s(t_1) + Q_r(t_1))$ の時間遅れを考慮して、次のようになる。

$$Q_r(t_2) = \frac{Q_s(t_2) - \frac{V_1}{t_s}}{\frac{S_r}{S_0} \cdot \frac{1}{1 + \frac{1}{2 t_s} \cdot \frac{V_1}{Q_s(t_1) + Q_r(t_1)}} - 1} \quad (4.3.5)$$

上式から、時間 t_1 における流入水量 Q_s と微生物濃度比 S_r / S_0 の各計測値、 Q_r 制御量と時間 t_2 における Q_s 計測値とから、時間 t_2 における Q_r 制御量が演算できる。

○ 実験条件：本施設では、通常、調整槽の効果で曝気槽への流入変動がほとんどなく、ほぼ一定流量の排水が曝気槽に流入されており、活性汚泥滞留時間 t_s 値は約16日で運転されていた。しかし、本実験では、排水の流入変動を曝気槽に与えるため、流入水量を三角堰で適宜変えられるようにした。また、 t_s 値を、何ら制御しない場合（以下、ブランク実験と呼ぶ）と4日に制御した場合（以下、制御実験と呼ぶ）の両者の処理能力を比較検討した。

実験期間は、本施設の試運転、計測器の調整等を含めて約3ヶ月間を要し、最後の9日間でブランク実験と制御実験を連続して行なった。

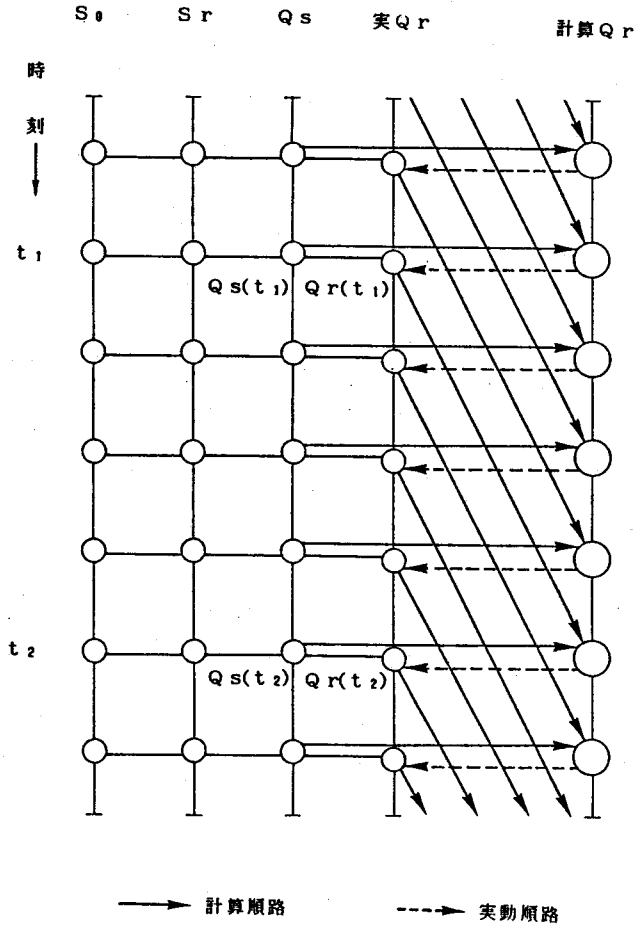
なお、処理能力は、より直接的精密な効果判定を得るために、曝気槽出口の活性汚泥混合液を遠心分離（3000rpm、10分）した後、その上澄液のCOD濃度で評価した。

○ 実験操作：制御実験では、30分間隔で曝気槽入口と返送汚泥計量堰での各汚泥濃度計でMLSS濃度（ S_0 、 S_r ）を求めた。しかし、曝気槽内では、曝気槽入口のMLSS濃度 S_0 は、押し出し流れで槽内を流れながら、曝気槽滞留時間 $V_1 / (Q_s + Q_r)$ の時間遅れ後に曝気槽出口のMLSS濃度 S_1 になるので、制御量 Q_r 値を算出するには、この時間遅れを考慮しなければならない。したがって、本実験では、図4.3.2に示した方法に基づき、動力学制御量 Q_r 値を算出した。

時刻 t_1 における S_0 、 S_r 、流入排水量 $Q_s(t_1)$ 、返送汚泥量 $Q_r(t_1)$ の各実測値と $V_1 / (Q_s(t_1) + Q_r(t_1))$ 遅れ後の時刻 t_2 における流入排水量 $Q_s(t_2)$ の実測値を式(4.3.5)に代入し、時刻 t_2 における動力学制御量 $Q_r(t_2)$ 値を計算した。この Q_r 値が得られるように、 Q_r 制御バルブを実動操作し、返送汚泥計量堰の水位を調整した。

1.3 分析方法

汚泥濃度計指示値は下水試験方法¹⁾の遠沈法で測定したMLSS値で校正し、COD



$$t_2 - t_1 = \frac{V_1}{Q_s(t_1) + Q_r(t_1)}$$

図 4.3.2 動力学制御量 Q_r の算出方法

濃度は過マンガン酸カリウムによる酸素消費量¹⁾で測定した。また、その他の分析方法は、すべて、下水試験方法¹⁾に準じて行なった。

第2節 実験成績

ブランク実験、制御実験の実験成績を図4.3.3、表4.3.2に一括して示した。流入排水量 Q_s の平均値は、ブランク実験では $65.5 \text{ m}^3/\text{hr}$ 、制御実験では $70.0 \text{ m}^3/\text{hr}$ であり、この平均流入排水量に対する Q_s 変動幅と Q_s の変動係数は、ブランク実験では、 $0.153 \sim 2.17$ 倍と 57.4% 、制御実験では $0.257 \sim 2.03$ 倍と 50.8% であった。したがって、両実験期間中、同じような Q_s 変動を与えることができた。また、流

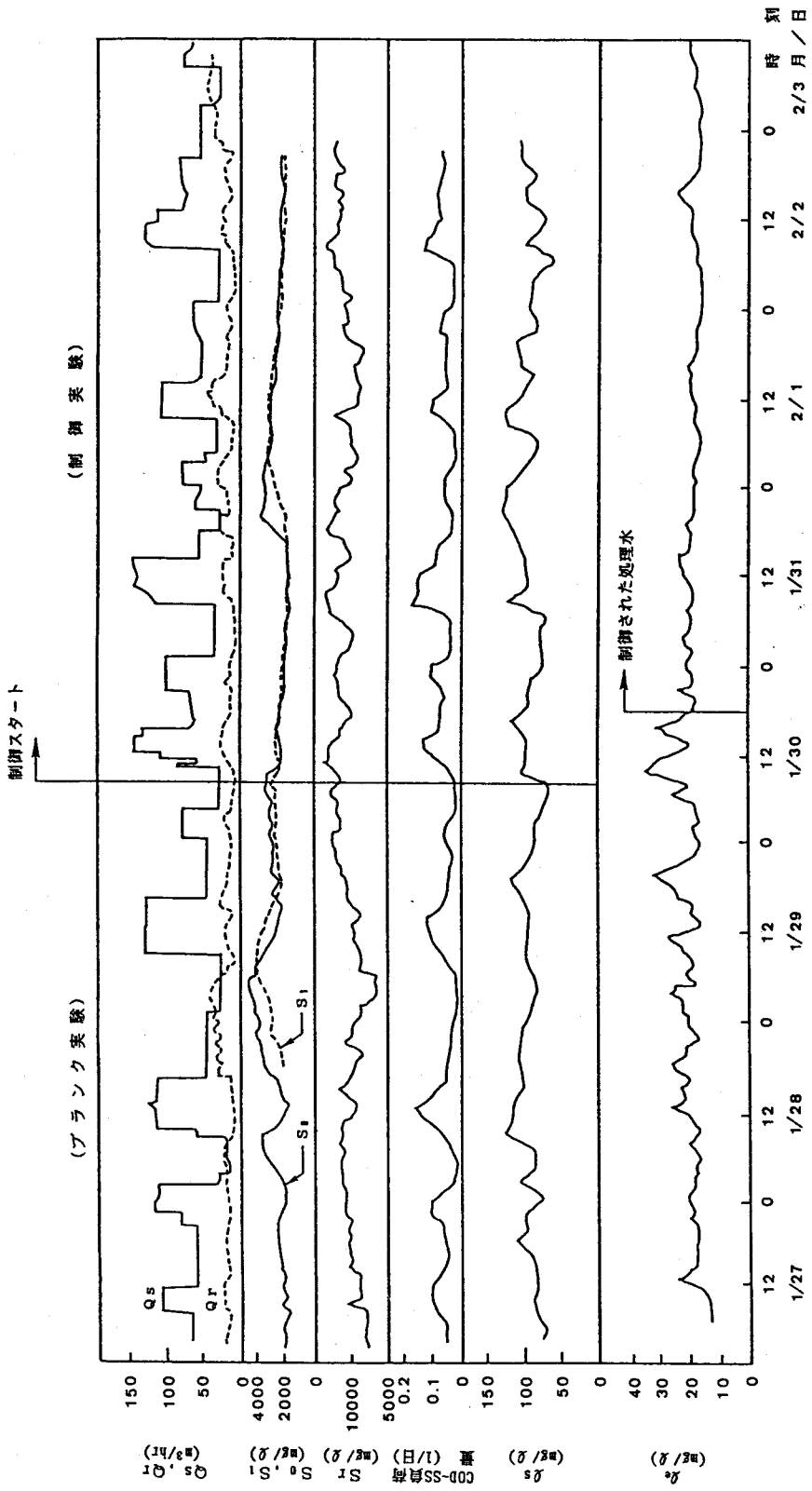


図 4.3.3 ブランク実験、制御実験における各種管理指標の経時変化

表 4.3.2 実験成績の一覧表

条件 項目	ブランク実験			制御実験			備考
	範囲	平均値	変動係数	範囲	平均値	変動係数	
t_s (日)	0.37 ~ 75.1	4.9	232.3	—	4.0	—	
t_d (日)	0.31 ~ 0.78	0.52	19.8	0.35 ~ 0.71	0.51	18.2	
Q_s (m ³ /hr)	10 ~ 142	65.5	57.4	18 ~ 142	70.0	50.8	
Q_r (m ³ /hr)	3 ~ 36	16.9	42.5	3 ~ 45	15.4	58.3	
S_0 (mg/ℓ)	1650 ~ 4490	2793	25.0	1740 ~ 3860	2385	22.4	汚泥温度計の出力値
S_r (mg/ℓ)	6000 ~ 12600	9845	15.2	8500 ~ 13700	11217	11.4	
S_r/S_0	1.34 ~ 6.63	3.75	26.6	2.77 ~ 7.67	4.97	25.3	
COD-SS負荷量 (1/日)	0.008 ~ 0.154	0.055	71.6	0.01 ~ 0.172	0.064	60.0	
曝気槽内水温 (°C)	10.0 ~ 11.5	—	—	10.0 ~ 11.2	—	—	
SV ₃₀ (%)	53 ~ 96	78.4	16.1	55 ~ 96	83.1	14.8	
l_s (mg/ℓ)	70 ~ 127	92.9	14.7	57 ~ 125	94.5	17.6	
l_e (mg/ℓ)	14.4 ~ 35.5	21.1	21.6	14.7 ~ 24.7	16.9	12.3	l_s に対応した値

入排水濃度 l_s の平均値は、ブランク実験では92.9 mg/ℓ、制御実験では94.5 mg/ℓであり、この平均流入排水濃度に対する l_s 変動幅と l_s の変動係数は、ブランク実験では0.754~1.37倍と14.7%、制御実験では0.603~1.32倍と17.1%であった。したがって、 l_s も Q_s と同様に、両実験期間中で同じような変動であったといえる。ブランク実験、制御実験におけるCOD-SS負荷量の平均値は、それぞれ0.055(1/日)、0.064(1/日)であり、活性汚泥法で一般に維持されている負荷量よりは低い値であった。

実験期間が冬期であったため、曝気槽内の水温は10.0~11.5°Cの低い値であったが、曝気槽の入口と出口ではほぼ同じ水温を示した。

曝気槽入口の活性汚泥微生物濃度 S_0 と返送汚泥微生物濃度 S_r の変動係数は、ブランク実験、制御実験ともほぼ同じ値を示したが、その平均値は、制御実験の方が S_0 が低い値、 S_r が高い値をそれぞれ示した。したがって、微生物濃度比 S_r/S_0 値の平均値は、ブランク実験では3.75、制御実験では4.97となり、制御実験の方が1.22ほど高い値を示した。

曝気槽出口の活性汚泥混合液のSV₃₀は、両実験とも80%前後の高い値を示した。これは、活性汚泥混合液が30分間ではほとんど沈殿せず、バルキング状態であったことを意味しているが、顕微鏡観察の結果、糸状性細菌の出現がほとんど認められなかった。本実験施設は、分流式で団地排水を集めているため、流入排水中にトイレトーパー等に由来する無機性SS成分が多く、調整槽で沈殿除去できなかった一部のSS成分が曝気槽に流入し、SV₃₀値を高くしたものと推察できる。しかし、SV₃₀値が69%の時、90分後、180分後のSV値はそれぞれ33%、24%であり、他のSV測定時もほぼ同じ

ような結果を示したことから、沈殿槽内での汚泥の滞留時間が90分以上であれば、沈殿槽流出水にSS成分が混ざり、処理水質を悪化させることがないと考えられる。実験期間中の沈殿槽流出水の透視度が30cm以上であったことから、 SV_{30} 値が高いことは処理性能に影響を及ぼさなかったといえる。

処理水COD濃度 l_e には、 $V_1 / (Q_s + Q_r)$ だけの遅れ時間で流入排水濃度 l_s の影響があらわれるので、この遅れ時間を考慮して l_e を評価すると、ブランク実験では平均値21.1mg/l、変動幅14.4~35.5mg/l、変動係数21.6%、制御実験では平均値16.9mg/l、変動幅14.7~24.7mg/l、変動係数12.3%であった。平均値、変動幅、変動係数とも、制御実験の方が低く、安定な処理水質を示しており、動力学制御の効果が明らかとなった。

第3節 考 察

3.1 汚泥濃度計による微生物濃度比測定について

実験期間中、適宜採水した曝気槽入口あるいは返送汚泥の活性汚泥混合液のMLSS値(x)と採水時の汚泥濃度計の指示値(y)の関係を図4.3.4に示した。xとyの関係は次式の回帰直線で示され、相関係数0.997と非常に高い相関関係であった。

$$y = 1.01x + 87.8 \quad (4.3.6)$$

曝気槽内MLSS濃度は透過光方式、返送汚泥のMLSS濃度は散乱光方式による汚泥濃度計でそれぞれ測定したが、汚泥濃度計の測定方式に関係なく、式(4.3.6)の傾きがほぼ1に近いことから、MLSS値(x)と指示値(y)は1対1に対応していたことがわかる。

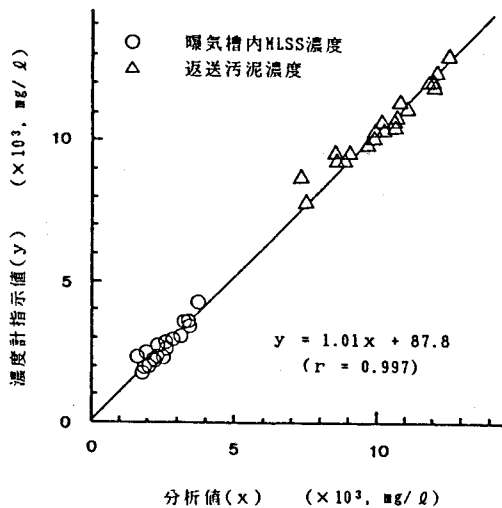


図 4.3.4 汚泥濃度計指示値とMLSS 分析値の相関

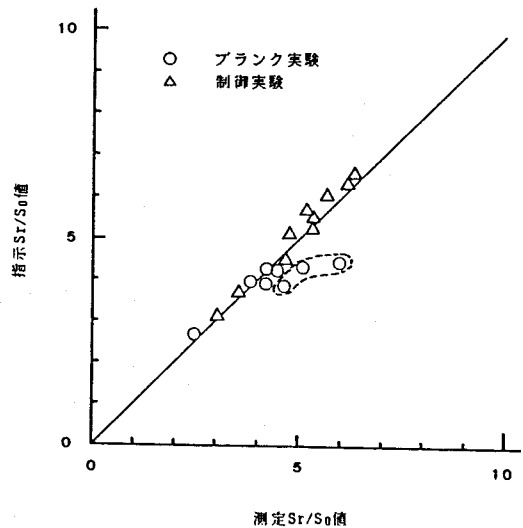


図 4.3.5 測定 S_r/S_0 値と指示 S_r/S_0 値の相関

これらの実験成績をもとに、MLSS測定による微生物濃度比（測定 S_r/S_0 値）と汚泥濃度計指示値による微生物濃度比（指示 S_r/S_0 値）の関係を示すと図4.3.5となる。ブランク実験の3点（図4.3.5の破線部）を除き、指示 S_r/S_0 値と測定 S_r/S_0 値は高い相関関係があり、汚泥濃度計による微生物濃度比測定が精確に行なわれていたといえる。前述した3点は、どれもブランク実験終了1～2日前の値であり、汚泥濃度計の投・受光部に粘着性物質が付着したために生じた誤差であると考えられる。したがって、汚泥濃度計による微生物濃度比の測定は、このような付着物を除去することが实际的であり、自動洗浄の必要性が望まれる。

3.2 動力学制御効果の統計手法による検定

ブランク実験と制御実験における処理水COD濃度のヒストグラムを図4.3.6に示した。ブランク実験では、測定データ数71、平均COD濃度21.1mg/l、標準偏差4.50mg/l、制御実験では、測定データ数90、平均COD濃度16.9mg/l、標準偏差2.16mg/lであり、動力学制御の効果を平均値の差の検定で評価すると次のようになる。

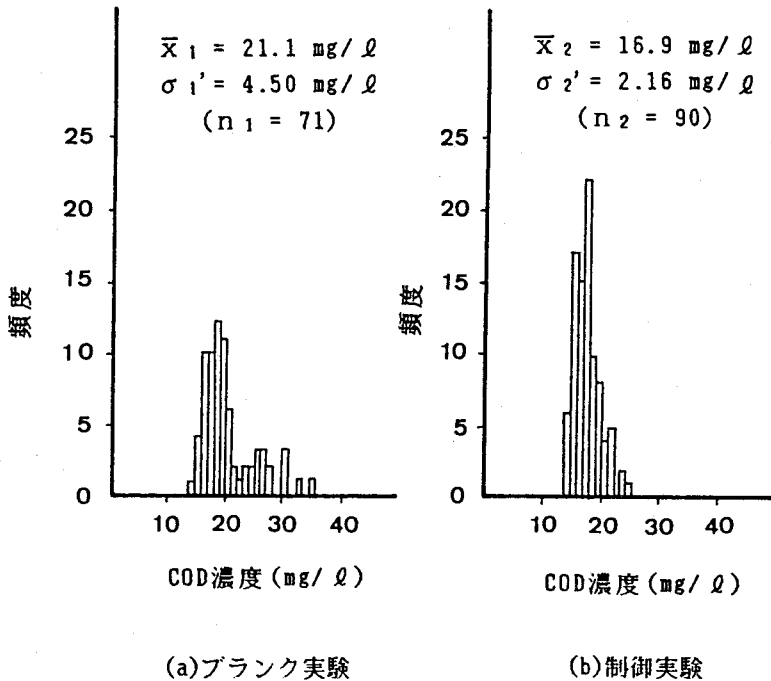


図 4.3.6 処理水COD濃度のヒストグラム

いま、ブランク実験および制御実験における処理水COD濃度母集団の平均値、標準差をそれぞれ μ_1 、 σ_1 および μ_2 、 σ_2 とし、図4.3.6のヒストグラムに示したブランク実

験および制御実験の測定データ数、平均値、標準偏差をそれぞれ n_1 、 \bar{x}_1 、 σ_1' および n_2 、 \bar{x}_2 、 σ_2' とする。図4.3.6から、両実験の処理水COD濃度は正規分布に従うとみなすことができるので、平均値の差 $d = |\bar{x}_1 - \bar{x}_2|$ は、母集団の平均値の差 $(\mu_1 - \mu_2)$ 、差の平均値の分散 $(\frac{\sigma_1'^2}{n_1} + \frac{\sigma_2'^2}{n_2})$ の正規分布に従って分布するものと考えられ、次式の統計量を用いて、平均値の差の検定を行なうことができる¹²⁾。

$$U_0 = \frac{|\bar{x}_1 - \bar{x}_2| - (\mu_1 - \mu_2)|}{\sqrt{\frac{\sigma_1'^2}{n_1} + \frac{\sigma_2'^2}{n_2}}} \quad (4.3.7)$$

ブランク実験および制御実験の母集団の σ_1 、 σ_2 は未知であるが、測定データ数 n_1 、 n_2 が非常に多く、また全期間中の全サンプルを測定したことから、 $\sigma_1 = \sigma_1'$ 、 $\sigma_2 = \sigma_2'$ とみなして差し支えない。そこで、ブランク実験と制御実験の母集団の平均値 μ_1 と μ_2 に差異があるか否かを検定するため、 $\mu_1 = \mu_2$ の仮説をたてると、式(4.3.7)は次式となる。

$$U_0 = \frac{|\bar{x}_1 - \bar{x}_2|}{\sqrt{\frac{\sigma_1'^2}{n_1} + \frac{\sigma_2'^2}{n_2}}} \quad (4.3.8)$$

両実験の平均値に差があるか否かを定める有意水準すなわち危険率を $\alpha\%$ とすると、正規分布表より $\text{Pr.}\{T \leq \frac{\alpha}{2}\}$ を求め、次の関係式が成り立てば、仮説 $\mu_1 = \mu_2$ は棄却でき、制御実験の効果があらわれていると判断できる。

$$U_0 \geq \text{Pr.}\{T \leq \frac{\alpha}{2}\} \quad (4.3.9)$$

ここで、両実験の実測値を式(4.3.8)に代入すると $U_0 = 7.36$ 、危険率 α を5%と設定すると、 $\text{Pr.}\{T \leq 0.025\} = 1.96$ となった。したがって、式(4.3.9)の関係が成り立つので、95%の確からしさで動力学制御の効果があらわれていると判断できる。

また、式(4.3.8)の $\sqrt{\frac{\sigma_1'^2}{n_1} + \frac{\sigma_2'^2}{n_2}}$ を σ_d とおくと、 $\bar{x}_1 - \bar{x}_2$ の信頼区間は、 $d \pm \sigma_d \cdot \text{Pr.}\{T \leq \frac{\alpha}{2}\}$ で示される¹²⁾。危険率 α を5%として実測値を代入すると、 $d \pm \sigma_d \cdot \text{Pr.}\{T \leq \frac{\alpha}{2}\} = 4.2 \pm 1.12$ となり、 d の95%の信頼区間は3.08~5.32と推定でき、次の関係式が得られる。

$$3.08 \leq \bar{x}_1 - \bar{x}_2 \leq 5.32 \quad (4.3.10)$$

また、式(4.3.10)から \bar{x}_2 は次のような範囲となる。

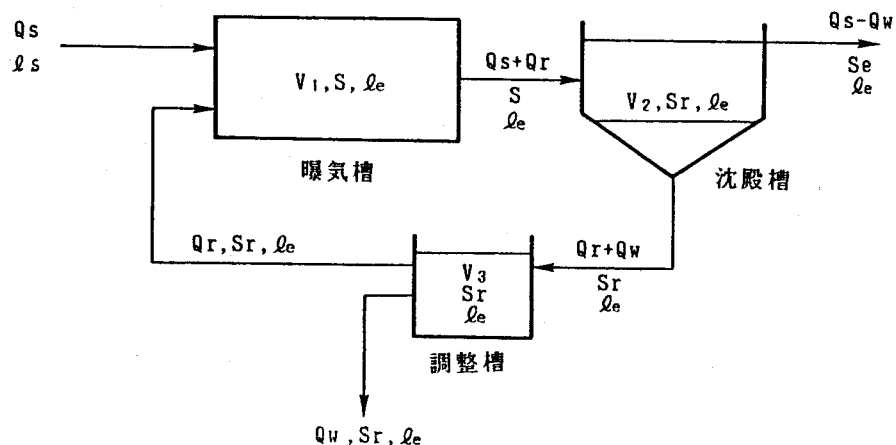
$$\begin{aligned} \bar{x}_1 - 5.32 &\leq \bar{x}_2 \leq \bar{x}_1 - 3.08 \\ 15.78 &\leq \bar{x}_2 \leq 18.02 \end{aligned}$$

以上の平均値の差の検定結果から、制御実験の処理水COD濃度は、危険率5%すなわち95%の確からしきで、 $15.78 \sim 18.02 \text{ mg/l}$ の範囲にあり、ブランク実験の処理水COD濃度より $3.08 \sim 5.32 \text{ mg/l}$ 低い値であると推定できる。

3.3 処理性能に及ぼす t_s 値の影響

前章では、動力学式パラメーター (Y, b, k, K_m, n)、活性汚泥微生物濃度 (S_i) と希望する処理水質 (l_e) から、式 (4.2.4) を用いて t_s 値を決定し、動力学制御の有効性と動力学式パラメーターの妥当性を実験的に検証した。また、本章では、 t_s 値を予め4日に設定し、式 (4.3.5) の動力学制御量 Q_r の制御効果を実施設で確認した。しかし、本章で行なったように、予め t_s 値を設定し、その値に見合った操作量 Q_r を制御することが実際的であると思われる。したがって、この t_s 値は、動力学制御の効果に大きな影響を及ぼす因子であるので、ここでは、活性汚泥法動力学式を用いて、処理性能に及ぼす t_s 値の影響をシミュレーションにより検討した。

図4.3.1に示した実験施設は、汚泥ポンプピットと汚泥調整槽をひとつの槽 (調整槽と呼ぶ) と考え、図4.3.7のような工程図として表すことができる。ここで、シミュレーションを行なうにあたり、以下の仮定を設けた。



Q_s : 流入排水量 (m^3/hr), Q_r : 返送汚泥量 (m^3/hr), Q_w : 引き抜き汚泥量 (m^3/hr), l_s : 流入基質濃度 (mg/l), l_e : 処理水基質濃度 (mg/l), S : 曝気槽内平均活性汚泥微生物濃度 (mg/l), S_r : 返送汚泥微生物濃度 (mg/l), S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/l), V_1 : 曝気槽容積 (m^3), V_2 : 沈殿槽内汚泥容積 (m^3), V_3 : 調整槽容積 (m^3)

図 4.3.7 実験装置の工程模式図

(仮定)

- 1) 曝気槽は完全混合である。
- 2) 曝気槽で基質除去がおり、調整槽、沈殿槽では基質除去はおこらない。
- 3) 沈殿槽では瞬時に固液分離される。
- 4) 曝気槽への流入SS成分は考慮しない。
- 5) 曝気槽内溶存酸素濃度は浄化反応の律速とならない。
- 6) 窒素除去は考慮しない。
- 7) 沈殿槽内汚泥ホッパー、調整槽の活性汚泥微生物濃度は等しい。

以上の仮定に基づき、活性汚泥微生物および基質の物質収支をとると次式となる。

$$V_1 \left(\frac{dS}{dt} \right)_v = V_1 \frac{dS}{dt} - [(Q_s - Q_w) S_e + Q_w S_r] \quad (4.3.11)$$

$$V_1 \left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v = Q_s \ell_s - Q_w \ell_e - (Q_s - Q_w) \ell_e - V_1 \frac{d\ell_r}{dt} \quad (4.3.12)$$

ここで、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_v$: 曝気槽内活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)、 $\frac{dS}{dt}$: 曝気

槽内活性汚泥微生物の増殖速度 (mg/l/日)、 $\left(\frac{d\ell_e}{dt} \right)_v$: 基質濃度の時間変化 (mg/l/

日)、 $\frac{d\ell_r}{dt}$: 基質除去速度 (mg/l/日)

また、 t_s 値は、上記の仮定から次式のように設定できる。

$$t_s = \frac{V_1 S}{(Q_s - Q_w) S_e + Q_w S_r} \quad (4.3.13)$$

活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係は、第2編第2章の式(2.2.1)および表2.

2.1の条件4の橋本式を用いると次のように表される。

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = Y \cdot \frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} - b \quad (4.3.14)$$

$$\frac{1}{S} \frac{d\ell_r}{dt} = \frac{k \cdot \left(\frac{\ell_e}{S} \right)^n}{K_m + \left(\frac{\ell_e}{S} \right)^n} \quad (4.3.15)$$

式(4.3.13)～式(4.3.15)を式(4.3.11)、式(4.3.12)に代入し整理すると次式となる。

$$\left(\frac{dS}{dt} \right)_v = \left\{ Y \cdot \frac{k \cdot \left(\frac{\ell_e}{S} \right)^n}{K_m + \left(\frac{\ell_e}{S} \right)^n} - \left(b + \frac{1}{t_s} \right) \right\} S \quad (4.3.16)$$

$$\left(\frac{d\ell e}{dt}\right)_v = \frac{Q_s(\ell s - \ell e)}{V_1} - \frac{k \cdot \left(\frac{\ell e}{S}\right)^n}{K_m + \left(\frac{\ell e}{S}\right)^n} S \quad (4.3.17)$$

式(4.3.16)、式(4.3.17)に動力学式パラメーター(Y 、 b 、 k 、 K_m 、 n)、流入水質水量(ℓs 、 Q_s)の変動、曝気槽容積 V_1 、時間 t 、 S 、 ℓe の初期値を代入すると、各 t_s 値ごとの S と ℓe の時間変化をRunge-Kutta-Gill法¹³⁾で推定することができる。

本実験施設では、動力学式パラメーターを測定しなかったが、実排水の連続 Fed-Batch培養実験(第2編第4章)で測定したパラメーター値すなわち $Y=1.524$ 、 $b=0.148$ (1/日)、 $k=2.31$ (1/日)、 $K_m=0.146$ 、 $n=0.908$ をここでは用いた。また、時間 $t=0$ における曝気槽内MLSS濃度、処理水質の初期値(S_0 、 ℓe_0)は、制御実験の平均値すなわち $S_0=2385$ (mg/l)、 $\ell e_0=16.9$ (mg/l)を用い、曝気槽容積 V_1 は 1030 m^3 とした。 Q_s は24時間に2回の矩形パルス、 ℓe は24時間周期の片正弦波をそれぞれ与え、その範囲は本実験施設の変動幅に類似させた。

t_s 値を1日、4日、10日、40日にそれぞれ設定した場合の S と ℓe の推定値の経時変化を図4.3.8に示した。この図から、処理性能に及ぼす t_s 値の影響について次のことが示唆できる。

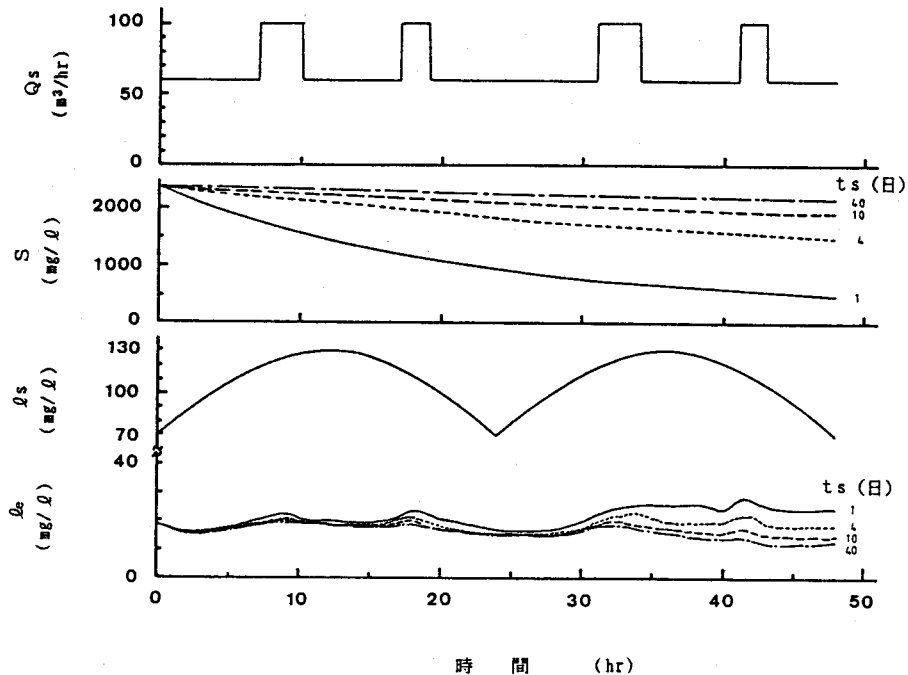


図 4.3.8 各 t_s 値における S 、 ℓe 推定値の経時変化

- 1) 曝気槽内活性汚泥微生物濃度 S は、各 t_s 値に見合った濃度に収束する。
- 2) 活性汚泥滞留時間 t_s が高い値であれば、処理水基質濃度 l_e は低い値を示し、 Q_s 、 l_s 変動にあまり影響されない。

このシミュレーション結果は、活性汚泥法制御についての既往の研究報告を整理した Sherrard & Lawrence⁹⁾ の結論とも一致している。

以上のことから、動力学式を用いた t_s 値の設定を行わない場合には、高い t_s 値すなわち曝気槽内活性汚泥微生物濃度を高めることが、流入水質変動に対応するためには極めて重要なことである。

第 4 章 要 約

微生物濃度比測定による活性汚泥動力学制御を室内規模実験装置および実施設に適用し、以下の結果を得た。

- 1) 活性汚泥法動力学制御では、微生物濃度比、活性汚泥滞留時間 t_s が重要な制御指標であることを明らかにした。
- 2) 連続 Fed-Batch 培養により測定した動力学式パラメーターは、活性汚泥法動力学制御に適用できることを実験的に確認した。
- 3) COD-SS 負荷量が 0.68 ~ 5.80 (1/日) という高い負荷条件で室内規模制御実験を行なったところ、流入水量変動 3 倍、流入水質変動 2.9 倍までは目標処理水質 70 mg/l に適合し、安定した処理性能を得ることができた。
- 4) 実施設でのブランク実験と制御実験 (t_s を 4 日に設定) の処理水平均 COD 濃度は、それぞれ 21.1 mg/l、16.9 mg/l であった。両者の有意差を検定すると、95% の確からしさで動力学制御の効果が認められ、その処理水 COD 濃度は、ブランク実験より 3.08 ~ 5.32 mg/l 程度低いと推定できた。
- 5) 動力学制御の t_s 値を予め一定に設定する場合には、 t_s 値を高く維持すれば、流入水質水量変動にかかわらず、安定かつ良好な処理性能が得られることを示唆した。

記 号

第 2 章

Q_s : 流入基質量 (l/hr)

Q_r : 返送汚泥量 (l/hr)

- Q_w : 引き抜き汚泥量 (ℓ/hr)
 S_1 : 曝気槽内活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)
 S_r : 返送汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)
 S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)
 Q_s : 流入基質濃度 (mg/ℓ)
 Q_e : 処理水基質濃度 (mg/ℓ)
 V_1 : 曝気槽容積 (ℓ)
 V_2 : 沈殿槽内汚泥容積 (ℓ)
 V_3 : 調整槽容積 (ℓ)
 t_s : 活性汚泥滞留時間 (日)
 Y : 収率係数
 b : 活性汚泥微生物の自己分解係数 ($1/\text{日}$)
 k : 活性汚泥微生物の最大基質除去速度恒数 ($1/\text{日}$)
 K_m : 定数
 n : 指数 (定数)
 t_d : 曝気槽の水理学的滞留時間 (hr)
 t_1, t_2 : 時間 (hr)

第3章

- S : 曝気槽内平均活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)
 S_0 : 曝気槽入口の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)
 S_1 : 曝気槽出口の活性汚泥微生物濃度 (mg/ℓ)
 $Q_s(t_1), Q_s(t_2)$: 時間 t_1, t_2 における流入排水量 (m^3/hr)
 $Q_r(t_1), Q_r(t_2)$: 時間 t_1, t_2 における返送汚泥量 (m^3/hr)
 μ_1, μ_2 : 母集団の平均値 (mg/ℓ)
 σ_1, σ_2 : 母集団の標準偏差 (mg/ℓ)
 n_1, n_2 : ブランク実験、制御実験における処理水COD濃度の各データ数
 \bar{x}_1, \bar{x}_2 : ブランク実験、制御実験における処理水COD濃度の各平均値 (mg/ℓ)
 σ_1', σ_2' : ブランク実験、制御実験における処理水COD濃度の各標準偏差 (mg/ℓ)
 U_0 : 統計量 ($= | \bar{x}_1 - \bar{x}_2 | / \sqrt{\frac{\sigma_1'^2}{n_1} + \frac{\sigma_2'^2}{n_2}}$)
 d : \bar{x}_1, \bar{x}_2 の差の絶対値 ($= | \bar{x}_1 - \bar{x}_2 |$)
 α : 危険率 (%)

$$\sigma_d : \sqrt{\frac{\sigma'_1{}^2}{n_1} + \frac{\sigma'_2{}^2}{n_2}}$$

$\left(\frac{dS}{dt}\right)_v$: 曝気槽内活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)

$\left(\frac{d\varrho_e}{dt}\right)_v$: 曝気槽内基質濃度の時間変化 (mg/l/日)

$\frac{dS}{dt}$: 活性汚泥微生物の増殖速度 (mg/l/日)

$\frac{d\varrho_r}{dt}$: 基質除去速度 (mg/l/日)

総括並びに結論

現在、下水道事業の多様化に伴い、地域特性に見合った処理方式とその制御方式の検討が鋭意行なわれている。しかし、規模の大小を問わず、種々雑多な複合成分の下・廃水が不定期に質と量の変動を伴いながら処理施設に流入するため、その水質水量に対応できにくく、処理性能に悪い影響を及ぼすという、大きな今日的課題が生じている。

本論文は、活性汚泥の微生物濃度評価の見地から、このような流入変動に対応できる活性汚泥法動力学制御理論を導き、室内規模と実施設における動力学制御実験を行ない、理論の実験的検証ならびに動力学式パラメーター測定法の適用、微生物濃度評価手法の開発、実用化に関する研究をまとめたものである。

第1編では、活性汚泥法における微生物濃度の評価手法と各種管理指標を比較検討し、その制御への適用について、3章に分けて概説・展望した。

第1編第1章では、本編での研究の目的と方向を述べた。

第1編第2章では、MLSSあるいはMLVSSによる活性汚泥微生物濃度の評価は精度を期し難く、これに代わる評価指標として、MLSSの工学的測定法や生物活性度による活性汚泥微生物の濃度評価法が有効であることを示した。また、MLSSあるいはMLVSS成分には、活性部分と不活性部分が存在し、高い t_s 値や高MLSS条件下では、不活性部分が蓄積されて、比活性度が一定となる、すなわち活性部分がSS成分中に一定の割合で存在するという知見を得た。

第1編第3章では、活性汚泥法の各種管理指標は、すべて活性微生物の濃度評価に関係があり、活性汚泥法制御では、この微生物濃度の評価が極めて必要性の高いもので、また、実施設の活性汚泥微生物の濃度評価では、測定・分析手順が簡便で保守性が優れ、できる限り従来の測定・分析法を活用できる手法の選定が重要であることを示した。

第2編では、微生物増殖動力学からみた活性汚泥法の設計・管理の基礎式を整理し、活性汚泥法の動力学制御理論とそれに密接な関連をもつ微生物濃度比の連続測定理論を導き、さらに動力学式パラメーターの測定の理論的、実験的検討について、4章に分けて論じた。

第2編第1章では、本編での研究の目的と方向を述べた。

第2編第2章では、動力学式パラメーターを測定し、希望処理水質が得られるように返送汚泥量 Q_r を制御すれば、流入下・廃水の水質水量変動にかかわらず、所定水質の処理水が得られることを示し、微生物濃度比と活性汚泥滞留時間 t_s が重要な制御因子であることを明らかにした。また、活性汚泥法動力学制御と密接に関連した微生物濃度比を、透過光計測による希釈方式で迅速測定できる方法を提案し、その透光度を36.78%にすると計測誤差が最小となることを示した。

第2編第3章では、連続培養による動力学式パラメーター測定法の理論を述べ、さらに、

パラメーターの迅速測定法として、回分培養と連続Fed-Batch培養による方法を数種提案し、その理論を述べた。

第2編第4章では、パラメーター測定の理論を実験的に検討し、回分培養で得られたパラメーターを連続培養処理施設の設計や処理水質の予測に用いるのは困難であったが、連続Fed-Batch培養では、この欠点を補ない、連続培養への応用が可能であることを明らかにした。

第3編では、活性汚泥法の動力学制御に密接な関連をもつ微生物濃度比の測定法について、その基礎的、実験的検討から測定装置を設計・試作し、また、実施設での連続試験から、装置の信頼性、迅速性、保守性および制御システムへの適用について、4章に分けて検討した。

第3編第1章では、本編での研究の目的と方向を述べた。

第3編第2章では、第2編第2章で述べた微生物濃度比連続測定の理論に基づき、間欠希釈と連続希釈による実用化法の実験的検討を行ない、光電子スイッチを用いた透過光による間欠希釈法は、容量換算のみで迅速かつ精度よく微生物濃度比を測定でき、プロセス制御用装置として連続自動運転が可能であることを明らかにした。また、測定装置の吸光計測セル部は、外径25mm、内径21.6mmのガラス製円筒管が適正であり、さらに、設定透光度は、30~40%で誤差が最も小さく、Twyman-Lothianの誤差理論から算出される最適透光度とも一致することを確認し、微生物濃度比測定装置(S_r/S測定計)の基本設計仕様を決定した。

第3編第3章では、本編第2章で決定した基本設計仕様に基づき、S_r/S測定計の機器構成、検水量の選定、微生物濃度比の演算法とその回路構成、測定動作の工程をそれぞれ詳細設計し、その装置を試作した。

第3編第4章では、小規模活性汚泥処理施設にS_r/S測定計を設置し、約6ヶ月の連続運転から、設定透光度を30~40%にすれば、S_r/S測定計の誤差が最小となり、本編第2章の室内規模の試験結果と一致する知見を得た。また、S_r/S測定計は希釈水SS成分の影響をうけるが、SS濃度が50mg/ℓ以下では実用上問題のないことを明らかにし、さらに、急激な微生物濃度比変動にも十分対応できる装置であり、プロセス制御用として信頼性、再現性の高い微生物濃度比を連続的に測定できることを示した。

第4編では、実験室的に、また実施設を用いて、第2編第2章で述べた、微生物濃度比測定の活性汚泥法動力学制御への適用を試み、3章に分けて論じた。

第4編第1章では、本編での研究の目的と方向を述べた。

第4編第2章では、COD-SS負荷量が0.68~5.80(1/日)という高い負荷条件で室内規模の活性汚泥法動力学制御実験を行なったところ、流入水量変動3倍、流入水質変動2.9倍までは目標処理水質70mg/ℓに適合し、安定した処理性能を得ることができることを明らかにした。また、同時に、微生物濃度比、活性汚泥滞留時間t_sが活性汚

泥法動力学制御の重要な制御因子であり、また、連続Fed-Batch培養により測定した動力学式パラメーターが、活性汚泥法動力学制御に適用できることを実験的に確認した。

第4編第3章では、活性汚泥法動力学制御理論を実施設に適用し、制御をまったく行なわなかった場合（ブランク実験）と t_s を4日に設定して制御した場合（制御実験）の両者を実験的に比較検討し、ブランク実験と制御実験の処理水COD濃度がそれぞれ21.1 mg/l、16.9 mg/lであり、両者の有意差の検定から、95%の確からしさで動力学制御の効果が認められ、その処理水COD濃度は、ブランク実験より3.08～5.32 mg/l程度低いと推定できた。また、動力学制御の t_s 値を予め一定に設定する場合には、 t_s 値を高く維持すれば、流入水質水量変動にかかわらず、安定かつ良好な処理性能が得られることを示唆した。

以上、本研究で得られた知見は、既存処理施設の改善や新規処理施設の増設に伴う設計と維持・管理、さらに自動化、省力化および遠方監視・制御に適用でき、地域環境の整備、公共水域の水質保全に寄与できる。微生物濃度評価による活性汚泥法制御の確立は、将来にわたる極めて重要な問題であり、今後の発展が期待できるので、本研究は環境工学上極めて価値あるものと信ずる。

謝 辞

本研究の実施と論文作成にあたり、直接御懇篤なる御指導を賜った恩師大阪大学教授橋本奨博士に深甚の謝意を表す。

また、本論文の査読・御校閲を賜った大阪大学教授末石富太郎博士、同教授西田俊夫博士、同教授平木昭夫博士に衷心より謝意を表す。

更に、本研究に有益な御助言と御声援をいただいた大阪大学助教藤田正憲博士、同助手古川憲治博士並びに鈴木洋子元技官、宮崎ゆり子技官に深謝する。

なお、本研究の実際プラントと一部実験に御協力をいただいた日本下水道事業団常任参与藤井秀夫博士、株式会社竹中工務店専門部長田尻弘水博士、株式会社明電舎常務取締役古屋昇博士、大阪大学工学部環境工学科橋本研究室新旧関係各位に感謝する。

文 献

緒 論

- 1) '84 下水道年鑑 : 水道産業新聞社, 44 (昭和58年7月発行)
- 2) 昭和58年度版 下水道統計第40号 : 日本下水道協会, 1056 (昭和60年)
- 3) 建設省都市局下水道部 監修 : 日本の下水道 その現状と課題, 日本下水道協会, 46 (昭和58年)
- 4) 中西 : “活性汚泥微生物反応に関する予備的諸問題 —— 活性汚泥微生物反応に関する研究(その1) ——”, 下水道協会誌, 3(30), 12(1966)
- 5) 金子 : “活性汚泥の活性度”, 下水道協会誌, 17(195), 95(1980)
- 6) Weddle, C.L., Jenkins, D. : “The Viability and Activity of Activated Sludge”, Water Res., 5(8), 621(1971)
- 7) Nelson, P.O., Lawrence, A.W. : “Microbial Viability Measurements and Activated Sludge Kinetics”, Water Res., 14(3), 217(1980)
- 8) Vandevenne, L., Eckenfelder, W.W. Jr. : “A Comparison of Models for Completely Mixed Activated Sludge Treatment Design and Operation”, Water Res., 14(6), 561(1980)
- 9) Ali, I., Khararjian, H., Ahmed, M. : “Viability of Microbial Mass in Compartmentalised Single Activated Sludge Process”, Water Res., 19(7), 927(1985)
- 10) Tench, H.B. : “Sludge Activity and the Activated Sludge Process”, Water Pollut. Control, 67(3), 408(1968)
- 11) Green, M., Shelef, G. : “Sludge Viability in a Biological Reactor”, Water Res., 15(8), 953(1981)
- 12) 橋本 : “微生物増殖動力学からみた活性汚泥法の管理基礎”, 水処理技術, 15(7), 615(1974)
- 13) Gould, R.H. : “Sewage Aeration Practice in New York City”, San. Eng. Div., Proc. ASCE, 79, 307(1953)
- 14) Jenkins, D., Garrison, W.E. : “Control of Activated Sludge by Mean Cell Residence Time”, Jour. Water Pollut. Control Fed., 40(11), 1905(1968)
- 15) Lawrence, A.W., McCarty, P.L. : “Unified Basis for Biological Treatment Design and Operation”, San. Eng. Div., Proc. ASCE,

- 96(SA3), 757(1970)
- 16) Sherrard, J.H., Schroeder, E.D.: "Relationship between the Observed Cell Yield Coefficient and Mean Cell Residence Time in the Completely Mixed Activated Sludge Process", *Water Res.*, 6(9), 1039(1972)
 - 17) Sherrard, J.H., Lawrence, A.W.: "Design and Operation Model of Activated Sludge", *Environ. Eng. Div., Proc. ASCE*, 99(EE6), 773(1973)
 - 18) Stensel, H.D., Shell, G.L.: "Two Methods of Biological Treatment Design", *Jour. Water Pollut. Control Fed.*, 46(2), 271(1974)

第1編

- 1) 日本下水道協会編：下水試験方法（1974年版）
- 2) 須藤：廃水処理の生物学，産業用水調査会，219(昭和52年)
- 3) 建設省都市局下水道部監修：下水道施設設計指針と解説——1984年版——，日本下水道協会，328(昭和59年)
- 4) 松前：水質計測の実際，プラスアルファ社，100(1981)
- 5) 渡辺，吉住：“光電管式汚泥濃度計”，第9回下水道研究発表会講演集，225(1972)
- 6) 日本分析化学会北海道支部編：新版 水の分析，化学同人，118(1971)
- 7) 武藤：比色分析法，共立出版，210(昭和49年)
- 8) 早川，古里：“超音波方式による汚泥濃度の測定”，*水処理技術*，13(12)，57(1972)
- 9) R.Y.スタニエ，E.A.エーデルバーグ，J.L.イングラム，M.L.ウィーリス共著，高橋，斎藤，手塚，水島，山口 共訳：微生物学入門編，培風館，58(昭和55年)
- 10) Patterson, J.W., Brezonik, P.L., Putnam, H.D.: "Measurement and Significance of Adenosine Triphosphate in Activated Sludge", *Environ. Sci. Technol.*, 4, 569(1970)
- 11) Hysert, D.W., Knudsen, F.B., Morrison, N.M., Cheluwe, G.V.: "Application of a Bioluminescence ATP Assay in Brewery Wastewater Treatment Studies", *Biotech. & Bioeng.*, XXI, 1301(1979)
- 12) 緒論6)の文献と同じ

- 13) 緒論 7) の文献と同じ
- 14) Roe, P.C.Jr., Bhagat, S.K. : "Adenosine Triphosphate as a Control Parameter for Activated Sludge Processes", Jour. Water Pollut. Control Fed., 54(3), 244(1982)
- 15) Upadhyaya, A.K., Eckenfelder, W.W.Jr. : "Biodegradable Fraction as an Activity Parameters of Activated Sludge", Water Res., 9(8), 691(1975)
- 16) 緒論 8) と同じ文献
- 17) Levin, G.V., Schort, J.R., Hess, W.C. : "Methodology for Application of Adenosine Triphosphate Determination in Wastewater Treatment", Environ. Sci. Technol., 9, 961(1975)
- 18) Chiu, S.Y., Kao, I.C., Erickson, L.E., Fan, L.T. : "ATP Pools in Activated Sludge", Jour. Water Pollut. Control Fed., 45(8), 1746(1973)
- 19) Kucnerowicz, F., Verstraete, W. : "Direct Measurement of Microbial ATP in Activated Sludge Samples", J. Chem. Tech. Biotechnol., 29(11), 707(1979)
- 20) Thomanetz, E., Sperandio, A., Bardtke, D. : "Ist ATP ein geeigneter Biomasseparameter für Belebte Schlämme?", gwf-wasser/abwasser (DEU), 123(3), 147(1982)
- 21) Tebutt, T.H., Paraskevopoulos, A.G. : "Viability Parameters for Activated Sludge", Environ. Sci. Technol., 2, 293(1981)
- 22) 緒論 9) の文献と同じ
- 23) Roy, D., LeDuy, A., Roy, P.H. : "One-year Survey of ATP and Dynamic Behavior of an Activated Sludge Treatment Plant", Jour. Water Pollut. Control Fed., 55(11), 1348(1983)
- 24) Clarke, A.R., Forster, C.F. : "The Significance of ATP in the Settlement of Activated Sludge", J. Chem. Technol. Biotechnol., 33B(2), 127(1983)
- 25) Esbrock, V.H., Schram, E., Vereecken, J. : "An Automatic ATP Monitor for Activated Sludge Characterisation", J. Chem. Technol. Biotechnol., 34B(2), 76(1984)
- 26) 第 1 編 9) の文献の p. 68
- 27) Young, J.C. : "Specific Oxygen Demand as an Operating Parameter for Activated Sludge Process", Wat. Sci. Tech., 13, Munich, 397

- (1981)
- 28) Benefield, L., Lawrence, D., Randall, C. : "The Effect of Sludge Viability on Biokinetic Coefficient Evaluation", Jour. Water Pollut. Control Fed., 51(1), 187(1979)
 - 29) 橋本, 小林, 白庄司 : "下水並びに活性汚泥試験方法の2,3の検討(Ⅱ)活性汚泥混合液の溶存酸素と酸素吸収速度の測定", 日本水道協会雑誌, (335), 58(1962)
 - 30) 橋本 : "実際施設による Biosorption Process の浄化機能におよぼす影響因子", 水処理技術, 10(4), 11(1969)
 - 31) 橋本, 宇野 : "曝気装置の酸素供給能について", 日本水道協会雑誌, (316), 69(1961)
 - 32) 岩堀, 富士元 : "活性汚泥プロセスへの呼吸速度測定装置の適用", 計装, 27(3), 63(1984)
 - 33) Jones, P.H., Prasad, D.Jr. : "The Use of Tetrazolium Salts as a Measure of Sludge Activity", Water Pollut. Control Fed., 41(11), R441(1969)
 - 34) 須藤, 吉野, 三橋 : "エアレーションタンクの管理指標——活性汚泥の脱水素酵素活性の測定——", 下水道協会誌, 5(45), 9(1968)
 - 35) Klapwijk, A., Drent, J., Steenvoorden, J.H.A.M. : "A Modified Procedure for the TTC-Dehydrogenase Test in Activated-Sludge", Water Res., 8(2), 121(1974)
 - 36) Rgensen, K.P. : "Determination of the Enzyme Activity of Activated Sludge by Methylene Blue Reduction", Jour. Water Pollut. Control Fed., 56(1), 89(1984)
 - 37) 第1編9)の文献の p.56
 - 38) 第1編9)の文献の p.93
 - 39) Gaudy, A.F. : "Calorimetric Determination of Protein Carbohydrate", Ind. Waste and Wastes, 7, 17.(1962)
 - 40) 菅原, 副島 : 蛋白質の定量法 第2版, 学会出版センター, 25(1984)
 - 41) 第1編2)の文献の p.221
 - 42) 馬淵 : "活性汚泥中のタンパク質の定量について", 第9回下水道研究発表会講演集, 242(1972)
 - 43) Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Randall, R.J. : "Protein Measurement with the Folin Phenol Reagent", Jour. Biol. Chem., 193, 265(1951)

- 44) 緒論10) の文献と同じ
- 45) Bradley, R.A., Krone, R.B. : "Shearing Effects on Settling of Activated Sludge", J. San. Eng. Div., Proc. ASCE, 97(SA1), 59(1971)
- 46) Mikinney, R.E. : "Staining Bacterial Polysaccharides", Jour. Bacteriol., 66, 453(1953)
- 47) Wilkinson, J.F. : "The Extracellular Polysaccharides of Bacteria", Bacteriol. Rev., 22, 46(1958)
- 48) Friedman, B.A., Dugan, P.R. : "Identification of Zoogloea Species and the Relationship to Zoogloea Matrix and Floc Formation", Jour. Bacteriol., 95, 1903(1968)
- 49) Waller, L.L., Davis, E.W. : "Biopolymers of Activated Sludge", Environ. Sci. & Technol., 6, 161(1972)
- 50) Finger, R. E., Strutynski, B.J. "An Automated Spectrophotometric Suspended Solids Analysis for Activated Sludge", Jour. Water Pollut. Control Fed., 47(5), 1043(1975)
- 51) 第1編9) の文献の p.85
- 52) 合田 : 水質工学 基礎編, 丸善, 174(昭和53年)
- 53) 宗宮, 河村, 安福, 粕谷 : "活性汚泥の浄化機構に関する研究", 第14回衛生工学研究討論会講演論文集, 8(1978)
- 54) 宗宮, 河村, 粕谷 : "活性汚泥法における生物量と基質量の挙動に関する研究", 第16回衛生工学研究討論会講演論文集, 50(1980)
- 55) 緒論5) の文献と同じ
- 56) Cheeseman, P., Toms-Wood, A., Wolfe, R.S. : "Isolation and Properties of a Fluorescent Compound, Factor₄₂₀, from Methanobacterium Strain M.O.H.", J. Bacteriol., 112(1), 527(1972)
- 57) Zabriskie, D.W., Humphrey, A.E. : "Estimation of Fermentation Biomass Concentration by Measuring Culture Fluorescence", Appl. Environ. Microbiol., 35(2), 337(1978)
- 58) Binot, R.A., Naveau, H.P., Nyns, E.-J. : "Methanogenic Potential Activity of Mixed Liquors : Fluorimetric Monitoring", Biotech. Letters, 3(11), 623(1981)
- 59) 磯田, 上山, 稲富, 川窪, 小椋, 前田 : "メタン菌電子伝達物質 F₄₂₀ の蛍光特性を用いたメタン菌の活性計測法", 醸酵工学会誌, 64(3), 202(1986)
- 60) 古賀, 森井 : "メタン生成細菌の分類と生化学", 醸酵工学会誌, 64(2),

115(1986)

- 61) Metcalf & Eddy, Inc. : Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, Reuse, McGRAW-HILL BOOK COMPANY, 414(1979)
- 62) 第1編1) の文献の p.105
- 63) Sykes, R.M. : "Theoretical Heterotrophic Yields", Jour. Water Pollut. Control Fed., 47(3), 591(1975)
- 64) Sherrand, J.H., Schroeder, E.D. : "Importance of Cell Growth Rate and Stoichiometry to the Removal of Phosphorus from the Activated Sludge Process", Water Res., 6(9), 1051(1972)
- 65) 須藤, 杉本, 寺沢 : "活性汚泥菌体量の測定", 日本水処理生物学会誌, 2(2), 22(1967)
- 66) Lamb, A., Tollefson, E.L. : "The Use of Carbon Mass Balances in the Study of Biological Oxidation", Can. Jour. Chem. Eng., 50(2), 173(1972)
- 67) Hashimoto, S., Fujita, M., Baccay, R.A. : "Biomass Determination in the Anaerobic Digestion of Night Soil", J. Ferment. Technol., 60(1), 51(1982)
- 68) 大森, 小川, 安田 : "水質測定技術(8) TOC", 用水と廃水, 19(5), 79(1977)
- 69) Oake, R.J. : "A Review of Photo-Oxidation for the Determination of Total Organic Carbon in Water", Water Research Centre, Technical Report TR160, March(1981)
- 70) Speece, R.E., Engelbrecht, R.S., Aukamp, D.R. : "Cell Replication and Biomass in the Activated Sludge Process", Water Res., 7(3), 361(1973)
- 71) Walker, I., Davies, M. : "The Relationship between Viability and Respiration Rate in the Activated Sludge Process", Water Res., 11(7), 575(1977)
- 72) 緒論11) の文献と同じ
- 73) 軽部 : "バイオセンサーによる排水処理プロセスの計測", 用水と排水, 27(11), 34(1985)
- 74) Wang, L.K., Poon, C.P.C., Wang, M. : "Control Tests and Kinetics of Activated Sludge Process", Wat. Air and Soil Pollut., 8, 315(1977)
- 75) 合葉, A.ハンフリー, N.ミリス著, 永谷訳 : 生物化学工学 第2版, 東京大学出

- 版会, 127(1976)
- 76) 緒論4)の文献と同じ
 - 77) Kountz, R.R., Forney, C.Jr. : "Metabolic Energy Balances in a Total Oxidation Activated Sludge System", Sew. Ind. Wastes, 31, 819(1959)
 - 78) Eckenfelder, W.W.Jr. : "Theory of Biological Treatment of Trade Wastes", Jour. Water Pollut. Control Fed., 39, 240(1967)
 - 79) Barnard, J.L., Eckenfelder, W.W.Jr., Upadhyaya, A.K., Englande, A.J. : "Design Optimization for Activated Sludge and Extended Aeration Plants", Advances in Water Pollution Research, Proc. 6th Int. Conf., Jun., 72, 377, Jerusalem (1973)
 - 80) Sowards, G.J., Holder, G. : "Disposal of Dairy Whey by Two Stage Biological Treatment-I", Water Res., 9(4), 409(1975)
 - 81) Benefield, L.D. : "The Effect of High Purity Oxygen on the Activated Sludge Process", Jour. Water Pollut. Control Fed., 49(2), 269(1977)
 - 82) McCarty, P.L., Broderon, C.F. : "Theory of Extended Aeration Activated Sludge", Jour. Water Pollut. Control Fed., 34, 1095(1962)
 - 83) 桜井, 須藤, 星野 : 活性汚泥法と維持管理, 産業用水調査会, 51(昭和55年)
 - 84) Fitch, B., Kos, P. : "Toward a More Meaningful Index of Sludge Quality", Jour. Water Pollut. Control Fed., 48(8), 1979(1976)
 - 85) 富士元, 津倉, 岩堀, 松井, 半田 : "実規模活性汚泥プロセスにおける汚泥沈降特性の評価に関する研究", 下水道協会誌, 21(246), 107(1984)
 - 86) Andrews, J.F. : "Specific Oxygen Utilization Rate for Control of the Activated Sludge Process", Prog. Water Technol., 8, 451(1977)
 - 87) Younkin, C.S., Ballotti, E.F., Nelson, M.D. : "Schemes for the Control of the Activated Sludge Process via Digital Computer", Advances in Instrumentation, 33(3), 107(1978)
 - 88) Haas, C. N. : "Oxygen Uptake Rate as an Activated Sludge Control Parameter", Jour. Water Pollut. Control Fed., 51(5), 938(1979)
 - 89) 東京都下水道局整備拡充部電機設計課 : 三河島処理場藍染系東側処理施設における

自動制御に関する調整、運転、調査報告書、I-6-54(昭和54年3月)

- 90) 第1編3)の文献のp.333
- 91) 緒論13)の文献と同じ
- 92) 緒論17)の文献と同じ
- 93) Stall, T.R., Sherrard, J.H. : "Evaluation of Control Parameters for the Activated Sludge Process", Jour. Water Pollut. Control Fed., 50(3), 450(1978)
- 94) Lacroix, P.G., Bloodgood, D.E. : "Computer-Assisted Activated Sludge Plant Operation", Jour. Water Pollut. Control Fed., 44(12), 2205(1972)
- 95) Walker, L.F. : "Hydraulically Controlling Solids Retention Time in the Activated Sludge Process", Jour. Water Pollut. Control Fed., 43(1), 30(1971)
- 96) Burchett, M.E., Tchobanoglous, G. : "Facilities for Controlling the Activated Sludge Process by Mean Cell Residence Time", Jour. Water Pollut. Control Fed., 46(5), 973(1974)
- 97) Uhte, W.R. : "The Mathematics of Activated Sludge Control", Jour. Water Pollut. Control Fed., 42(7), 1293(1970)
- 98) 緒論14)の文献と同じ
- 99) Keys, T.W., Asano, T. : "Application of Kinetic Models to the Control of Activated Sludge Processes", Jour. Water Pollut. Control Fed., 47(11), 2574(1975)
- 100) 緒論16)の文献と同じ
- 101) 緒論18)の文献と同じ
- 102) 緒論12)の文献と同じ

第2編

- 1) Gaudy, A.F.Jr., Ramanathan, M., Rao, B.S. : "Kinetic Behavior of Heterogenous Populations in Completely Mixed Reactors", Biotechnol. & Bioengr., IX, 387(1967)
- 2) Gates, W.E., Marlar, J.T. : "Graphical Analysis of Batch Culture Data Using the Monod Expressions", Jour. Water Pollut. Control Fed., 40(11), 469(1968)

- 3) Knowles, G., Downing, A.L., Barrett, M.J. : "Determination of Kinetic Constant for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer", J. gen. Microbiol., 38, 263 (1965)
- 4) Bhatla, M.N., Stack, V.T.Jr., Weston, R.F. : "Design of Wastewater Treatment Plant for Laboratory Data", Jour. Water Pollut. Control Fed., 38(4), 601(1966)
- 5) Peil, K.M., Gaudy, A.F.Jr. : "Kinetic Constants for Aerobic Growth of Microbial Populations Selected with Various Single Compounds and with Municipal Wastes", Appl. Microbiol., 21(2), 253(1971)
- 6) Chiu, S.Y., Fan, L.T., Kao, I.C., Erickson, L.E. : "Kinetic Behavior of Mixed Populations of Activated Sludge", Biotechnol. & Bioengr., XIV, 179(1972)
- 7) 橋本, 藤田, 河井 : "増殖動力学からみた活性汚泥法の最適管理に関する研究, (II) 増殖動力学式のパラメーター測定の一提案", 第11回下水道研究発表会講演集, 253(1974)
- 8) 橋本, 藤田, 鈴木 : "増殖動力学からみた活性汚泥法の最適管理に関する研究——増殖動力学のパラメーター測定の一提案——", 49年度日本醸酵工学会大会講演要旨集, 55(1974)
- 9) 橋本, 藤田 : "活性汚泥法の適正管理に関する動力学的研究——動力学式パラメーター測定と自動制御への応用——", 第11回衛生工学討論会講演論文集, 82(1975)
- 10) 橋本, 藤田 : "活性汚泥法の浄化反応理論に関する研究", 下水道協会誌, 5(50), 2(1968)
- 11) 橋本, 藤田 : "活性汚泥の浄化反応理論とその機構に関する研究, (第1報) 活性汚泥の浄化反応理論", 醸酵工学雑誌, 46(8), 649(1968)
- 12) 橋本, 藤田 : "活性汚泥の浄化反応理論とその機構に関する研究, (第2報) 活性汚泥の浄化反応機構", 醸酵工学雑誌, 46(8), 658(1968)
- 13) 緒論12)の文献と同じ
- 14) 橋本 : "活性汚泥法の新しい試み", 環境技術, 6(1), 9(1977)
- 15) 橋本 : "活性汚泥法の動力学と高濃度活性汚泥法の実用化", 第5回水処理研究会テキスト, 大阪大学生産技術研究会主催, 16(昭和51年11月17日)
- 16) 橋本 : "活性汚泥法の動力学とその制御方法", 水処理技術, 18(11), 1013(1977)

- 17) 橋本, 尾崎 : “活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究, (第2報) 活性汚泥法動力学と難分解性物質の処理理論”, 下水道協会誌, 17(191), 30 (1980)
- 18) 橋本, 岩堀 : “活性汚泥法の動力的制御に関する研究——動力的制御理論——”, 京都大学工学部衛生工学科創立20周年記念事業実行委員会, 衛生工学研究シンポジウム講演論文集, 169(昭和53年8月)
- 19) 橋本 : “汚泥・下廃水の処理・処分問題(Ⅲ)——エネルギー的考察——”, 環境技術, 10(2), 156(1981)
- 20) 橋本 : 特許公報, 廃水処理装置, 昭57-58233
- 21) Eckenfelder, W.W., O'conner : “Biological Waste Treatment”, Pergamon Press, 24(1961)
- 22) Michaelis, L., Menten, M.L. : “Die Kinetik der Invertinwirkung”, Biochem. Z., 49, 333(1913)
- 23) Contois, D.E. : “Kinetics of Bacterial Growth : Relationship between Population Density and Specific Growth Rate of Continuous Cultures”, J. gen. Microbiol., 21, 40(1959)
- 24) Fujimoto, Y. : “Kinetics of Microbial Growth and Substrate Consumption”, J. Theoret. Biol., 5, 171(1963)
- 25) 橋本, 古川 : “嫌気 - 好気式高濃度活性汚泥法による窒素除去(I)”, 下水道協会誌, 14(152), 16(1977)
- 26) 第1編6)の文献のp.116
- 27) 第1編7)の文献のp.209
- 28) 赤坂 : 数値計算, 応用数学講座第7巻, コロナ社, 26(昭和49年)
- 29) 牧之内, 鳥居 : 数値解析, オーム社, 124(昭和57年)
- 30) James, Smith & Wolford著, 名取訳 : FORTRANによる数値計算法の応用, 科学技術出版社, 277, (昭和53年)
- 31) 浅野監修, 後藤著 : 多変量データの解析法, 科学情報社, 86(昭和50年)
- 32) Nelder, J.A., Mead, R. : “A Simplex Method for Function Minimization”, Computer J., 7, 308(1964)
- 33) Marquardt, D.W. : “An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters”, J. Soc. Indust. Appl. Math., 11(2), 431 (1963)
- 34) Odum, E.P. : Fundamentals of Ecology, Third Edition, W.B. Saunders Company, 184(1971)
- 35) Busch, A.W. : “Process Kinetics as Design Criteria for Bio-

- oxidation of Petrochemical Waste", J. Eng. Ind., 163, May(1963)
- 36) 第1編1)の文献と同じ
 - 37) Finley, J.H. : "Spectrophotometric Determination of Polyvinyl Alcohol in Paper Coating", Analytical Chemistry, 33, 1925(1961)
 - 38) 緒論14)の文献と同じ
 - 39) 緒論15)の文献と同じ
 - 40) Benedek P., Horvath, L. : "A Practical Approach to Activated Sludge Kinetics", Water Res., 1(10), 663(1967)
 - 41) Gujer, W., Jenkins, D. : "The Contact Stabilization Activated Sludge Process—Oxygen Utilization, Sludge Production and Efficiency", Water Res., 9(5/6), 553(1975)
 - 42) Gaudy, A.F., Kincannon, D.F. : "Functional Design of Activated Sludge Process", Water and Sewage Works, 124(9), 76(1977)
 - 43) Tekippe, R.J. : "Treatment and Disposal of Citrus Fruit Processing Wastes", Jour. Water Pollut. Control Fed., 48(10), 2001(1972)
 - 44) 緒論17)の文献と同じ
 - 45) Meiddlebrooks, E.J., Garland, C.F.Jr. : "Kinetics of Model and Field Extended-Aeration Waste Water Treatment Unit", Jour. Water Pollut. Control Fed., 40(4), 586(1968)
 - 46) Chiu, S.Y., Erickson, L.T., Fan, L.T., Kao, I.C. : "Kinetic Model Identification in Mixed Populations Using Continuous Culture Data", Biotechnol. & Bioengr., XIV, 207(1972)
 - 47) 奥山, 安藤 : "活性汚泥法に関する研究(4)——汚泥増殖について——", 北海道公害防止研究所報, 5, 91(1978)
 - 48) Stall, T.R., Sherrard, J.H. : "Evaluation of Control Parameters for the Activated Sludge Process", Jour. Water Pollut. Control Fed., 50(3), 450(1978)
 - 49) Yang, P.Y., Chen, Y.K. : "Operational Characteristics and Biological Kinetic Constants of Extended Aeration Process", Jour. Water Pollut. Control Fed., 49(5), 678(1977)
 - 50) Kreye, W.C., King, P.H., Randall, C.W. : "Kinetic Parameters and Operating Problems in the Biological Oxidation of High Thiosulfate Industrial Wastewaters", Proc. the 29th Annual Industrial Waste Conference, Purdue Univ., May, 410(1974)

- 51) Mynhier, M.D., Grady, C.P.L.Jr. : "Design Graphs for Activated Sludge Process", J. En. Eng. Div., ASCE, 101(EE5), 829 (1975)
- 52) 朝日新聞 : 昭和48年6月9日 朝刊
- 53) 富家 : "カドミウム汚染と「安全基準」の再検討", 地研, 地方衛生研究所, 労働組合連絡会議, 4(1), 4(1973)

第3編

- 1) Herbert, D. : "A Theoretical Analysis of Continuous Culture Systems, In Continuous Culture Microorganisms", Soc. Chem. Ind., Monog., (12), 21(1961)
- 2) Benefield, L.D., Randall, C.W. : "Evaluation of a Comprehensive Kinetic Model for the Activated Sludge Process", Jour. Water Pollut. Control Fed., 49(7), 1636(1977)
- 3) 第1編1)の文献と同じ
- 4) 第1編50)の文献と同じ
- 5) 第1編7)の文献と同じ

第4編

- 1) 第1編1)の文献と同じ
- 2) Adams, C.E., Eckenfelder, W.W.Jr. : "Response of Activated Sludge to Organic Transient Loading", San. Eng. Div., Proc. ASCE, 96, 333(1970)
- 3) 合田, 津野, 宗宮 : "動力学モデルによる活性汚泥法の水質負荷変動に関する研究(I)", 下水道協会誌, 13(141), 49(1976)
- 4) Wong, Y.K., Yang, P.Y. : "Effects of Quantitative Shock Loadings on the Constant Recycle Sludge Concentration Activated - Sludge Process", Biotech. & Bioeng., XIX, 43(1977)
- 5) Grady, C.P.L.Jr., Williams, D.R. : "Effects of Influent Substrate Concentration on the Kinetics of Natural Microbial Populations in Continuous Culture", Water Res., 9(2), 171(1975)

- 6) Sherrard, J.H., Lawrence, A.W. : "Response of Activated Sludge to Step Increase in Loading", Jour. Water Pollut. Control Fed., 47 (7), 1848(1975)
- 7) Selna, M.W., Schroeder, E.D. : "Response of Activated Sludge Process to Organic Transients—Kinetics", Jour. Water Pollut. Control Fed., 50(5), 944(1978)
- 8) George, T.K., Gaudy, A.F. : "Response of Completely Mixed Systems to Hydraulic Shock Loads", J. En. Eng. Div., Proc. ASCE, 99 (EE4), 6(1973)
- 9) Krishnan, P., Gaudy, A.F.Jr. : "Response of Activated Sludge to Quantitative Shock Loading", Jour. Water Pollut. Control Fed., 48 (4), 906(1976)
- 10) Ott, C.R., Bogan, R.H. : "Theoretical Analysis of Activated Sludge Dynamics", J.San. Eng. Div., Proc. ASCE, 97(SA1), 1 (1971)
- 11) 第1編50)の文献と同じ
- 12) I.ガットマン, S.S.ウィルクス共著, 石井, 堀共訳 : 工科系のための統計概論, 培風館, 133(昭和47年)
- 13) 第2編30)の文献と同じ

本論文に関連のある主な報告

1. 水処理技術における回帰直線算出法の検討
—— 従来法と修正法の比較 ——
用水と廃水、28(6)、1～6(1986)
2. 活性汚泥法制御における微生物の濃度評価
(I) 用水と廃水、28(7)、3～15(1986)
(II) 用水と廃水、28(9)、3～13(1986)
3. 活性汚泥法動力学式のパラメーター測定に関する研究
—— 活性汚泥法の制御動力学とそのパラメーター測定 ——
水処理技術 印刷中
4. 活性汚泥法動力学自動制御の理論構成
下水道協会誌 印刷中
5. 微生物濃度比測定装置の開発と実施設への適用
下水道協会誌 印刷中
6. 活性汚泥法動力学自動制御の実験的検討
下水道協会誌 印刷中
7. 活性汚泥回分培養の動力学解析に関する検討
下水道協会誌 投稿中
8. 活性汚泥連続培養の動力学解析に関する検討
下水道協会誌 投稿中
9. 活性汚泥連続 Fed-Batch 培養の動力学解析に関する検討
下水道協会誌 投稿中