

活性汚泥の代謝活性

合 田 健 ※
中 西 弘 ※※

1 ま え が き

活性汚泥法における重要問題の1つは、ばっ気そうで行なわれる微生物反応とそう内混合状態との集積効果の把握である。著者らはこのことに関し、さきに¹⁾²⁾基本的な考え方を明らかにし、現象のより正しい把握のために微生物反応のKineticsに焦点を向け、直結の関係因子である下水有機物、活性汚泥微生物と空気のうち、まず、除去の対象となる汚濁性有機物の示標について研究考察し、BODを示標にとることの意義を明らかにした。³⁾そこで次に、さまざまな性質を持った活性汚泥の、微生物反応における能力評価を統一的な尺度で行なわんがため、活性汚泥の有機物除去能力、すなわち、活性度に着目して、若干の研究を行なったのでここに報告する。

2 活性汚泥の活性度を測定することの意義

ひとくちに活性汚泥と云っても、汚泥を構成している微生物の種類は多く、細菌類、真生菌類、原生動物あるいは後生動物の共存する複雑な微生物集団である。汚泥を構成している微生物の種類や数は、そこに存在する栄養物、DO、温度、pHなどの外的条件、ならびに汚泥の履歴によって異なり、汚泥の微生物相はこうした諸因子によって相当大きく変動する。下水処理の立場からみれば活性汚泥は汚濁性有機物を栄養源として分解する微生物と、一部それらを捕食する微生物との集団であり、全体的にみて好氣的に有機物を除去する微生物の集団であると云えよう。したがって、活性汚泥の質の評価は直接有機物を除去する能力であらわすのが妥当であり、その基準となる測

※ 京都大学工学部衛生工学教室
※※

定の尺度が必要である。ちょうど、基質となる多種多様の有機物を BOD と云う統一的な汚濁度指標で表示するように、活性汚泥と云う微生物集団を汚水微生物反応の立場から汚濁性有機物除去能力（活性度）と云う尺度で統一してはかる試みであり、複雑な活性汚泥の Kinetics をある程度単純化して取扱うための一つの手段である。これは汚泥の有機物除去能力の定量的な評価を意味する。

こうした活性度は微生物反応の進行する過程において一定の値を保つとは限らず、実際は汚泥のおかれた環境条件によって刻々変化する。このことが化学反応と異なり取扱いをいっそう面倒にしている要因の1つである。ばっ気そう内の微生物反応を研究する場合、反応開始時の返送汚泥の活性度を知るとともに、汚泥のそう内における age の変化に応じての活性度変化を知りたい。たとえば、単細胞微生物の Batch 液内培養では、衆知のように誘導期、対数期、定常期などの細胞令区分がなされている。

また、その細胞集団の増殖に伴う生理活性の変化について大きく2つに分けられている。⁴⁾ 1つは微生物の生長増殖に関する物質代謝を主とした growth-associated 型の活性であり、他は異化代謝に関する non-growth-associated 型の活性である。このような単細胞微生物において知られている活性度変化は、活性汚泥のようなものを取扱う上での基礎的知見として重要である。第2回の国際水質汚濁研究会議においても汚泥の活性度に対する課題が2件提出されている。^{5), 6)} 活性汚泥法で重要なのは物質代謝を主とした活性度である。

3 活性汚泥の活性度測定法

活性汚泥の反応に関係する基本因子として、除去の対象となる基質の種類、濃度、DO 濃度、pH、温度、混合かく拌度などがあげられるが、測定に際して基準条件を如何に設定するかが問題である。各条件について1つ1つ検

討してみる。

(1) 温度 微生物の生育適温は Psychophilic 12~18°C, Mesophilic 25~37°C, Thermophile 50~60°C に分けられているが、一般の酵素反応では酵素蛋白の変性しない範囲での最高温度 35°C 付近が最も反応が活潑である。同様なことは活性汚泥でも認められる。一方、わが国の主要な下水処理場での年平均水温は 15~20°C である。実際の操作条件に近づけることと BOD 試験との関連を考え一応 20°C を基準値とする。

(2) pH 最適 pH は細菌の種類によって異なるが、Keefer や Meisel⁷⁾ は家庭下水処理における活性汚泥の最適 pH は 7.0~7.5 であることを指摘した。一般に微生物には pH を最適値にもっていこうとする作用があり、多くの下水処理場の放流水の pH が 7 前後となっている事実から一応 7.0 を基準値とする。

(3) 溶存酸素供給 好気性の微生物反応において酸素の溶解度が著るしく低い場合濃度こう配が小さく、酸素移動速度が制限因子となりやすい。活性汚泥では 0.5 ppm 以上の DO があれば BOD 除去率に影響しないと云われている。⁸⁾ ここでは酸素濃度が反応の制限因子とならないよう、供給されていると想定する。実際そう、たとえば、大阪市津守、中浜処理場では K_{La} 0.6~2.7/hr の値が示されている。⁹⁾ 本活性度測定条件として常に汚泥の酸素吸収を上廻るよう K_{La} を 2.0/hr 以上に保つことを目標とした。

(4) 混合かく拌 基質と微生物との混合接触の強弱が反応速度に影響することが知られているが、好気的微生物反応では混合かく拌は同時にエアレーションを伴うので単に混合因子だけを取り出すことは困難である。いまはこうした解析に触れず、常に一定の規模、方法の混合条件を保つことにする。

(5) 汚泥濃度の影響 微生物反応速度が微生物濃度に関係することは言うまでもないが、微生物単位量当りの基質除去速度が微生物濃度に影響されるかどうか検討しておく必要がある。すなわち、活性度測定に際しあらかじめ

一定の汚泥濃度に保つことは技術的に困難であり，任意の汚泥濃度で測定した場合，汚泥濃度の影響があらわれるか否かを検討しておかねばならない。

表－１に実験結果の一部を示す。表－１は汚泥濃度と単位汚泥の基質除去速度の比較であり，実験の結果は，単位汚泥量当りの基質除去速度は汚泥濃度に関係せずほぼ一定している。一般の酵素反応速度式などからも判断して，一応単位汚泥量当りの基質除去速度はこの程度の汚泥濃度の範囲では汚泥濃度に関係しないものと解した。

表－１ 単位汚泥の基質除去速度と汚泥濃度との関係

１）基質：D－Glucose

実験番号	汚泥濃度(SS) PPm	基準濃度 (COD) PPm			基準除去速度 $\frac{\text{mg COD}}{\text{gr SS} \cdot \text{hr}} \left(\frac{a_0 - a_1}{\text{SS}} \right)$
		0時間 (a_0)	1時間後 (a_1)	2時間後	
1	610	159	149	121	16.3
2	1220	160	140	127	16.4
3	2440	161	123	105	15.6
4	4880	160	86	50	15.2
5	7320	158	54	11	14.2
6*	7320	28	30	45	—

* 基質を加えず

表 1 (続)

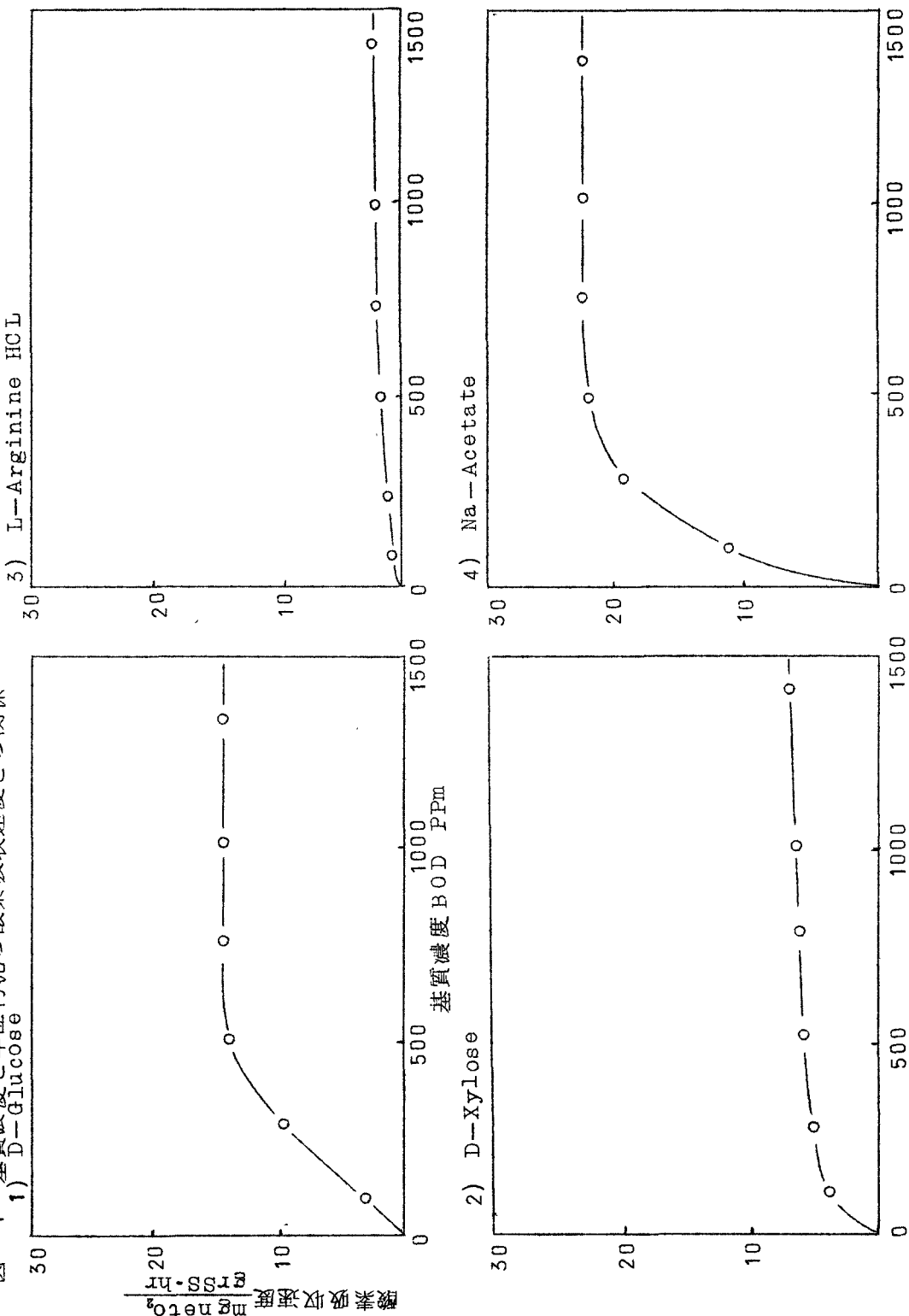
2) 基質：人工汚水 A

実験番号	汚泥濃度 (SS) ppm	基質濃度 (COD) ppm			基質除去速度 $\frac{mg\text{COD}}{gr\text{SS}\cdot hr}$	
		0 時間 (a_0)	30 分後 ($a_{1/2}$)	1 時間後 (a_1)	$\frac{a_0 - a_{1/2}}{SS} \times 2$	$\frac{a_0 - a_1}{SS}$
1	120	183	180	176	5.00	58.3
2	240	181	175	166	5.00	62.5
3	480	181	169	156	5.00	52.1
4	720	181	162	140	5.27	56.9
5	960	183	158	131	5.21	54.2
6	1440	184	147	110	5.14	50.7

(6) 基質濃度の影響 活性度は如何なる基質濃度で測定を行なうのが妥当であるかは，測定条件設定における最大の難問である。衆知のごとく，微生物による基質除去速度は基質濃度の関数であり，Monod¹⁰⁾ によって提案せられた 1 相説と Garrett, Sawyer¹¹⁾ らによって提唱せられた 2 相説の仮説があるが，第 1 回国際水質汚濁研究会議における Wilson の研究では 1 相説のより妥当なことを述べている。ともかく，こうした基質濃度と単位汚泥の基質除去速度との関係が①基質の種類や活性汚泥の違いにより，如何なる関係が示され，そこに共通した法則性が見出し得るか否かを実験的に検討することが必要である。

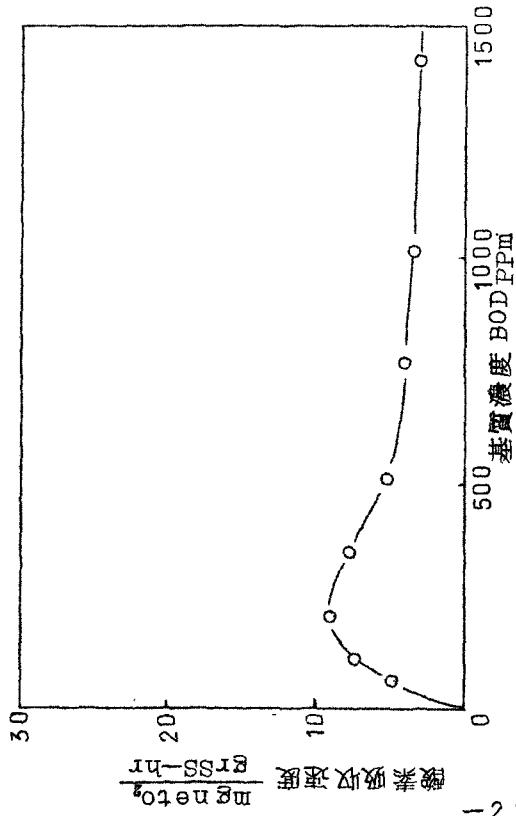
① 種々の基質に対する基質濃度と単位汚泥の基質除去速度との関係。得られた成果は図-1 にまとめた。ここで人工汚水 A と云うのは Leo Walter⁽³⁾ の英国，Stevenage の下水有機物の全分析値の中から溶解性物質を選び，その代表的な物質である糖類，蛋白，アミノ酸，有機酸を D-glucose, No-grutamate NH_3 -Acetate で代表させ，それぞれの成分比の割合に配合し

図-1 基質濃度と単位汚泥の酸素吸収速度との関係

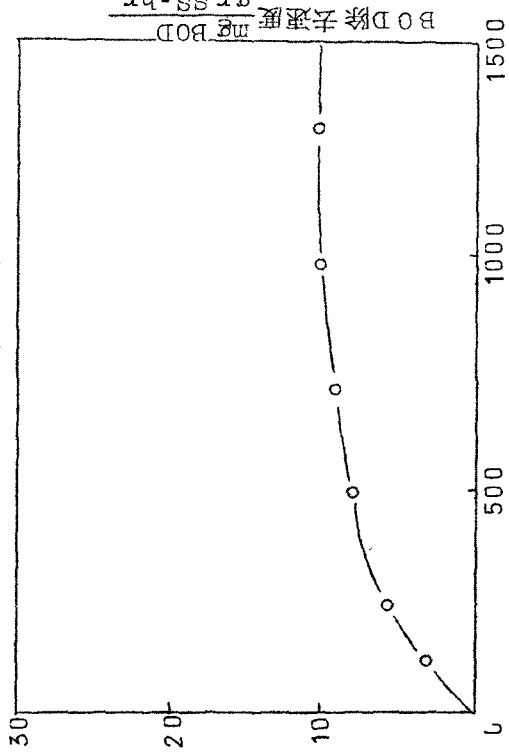


5) Propionic acid

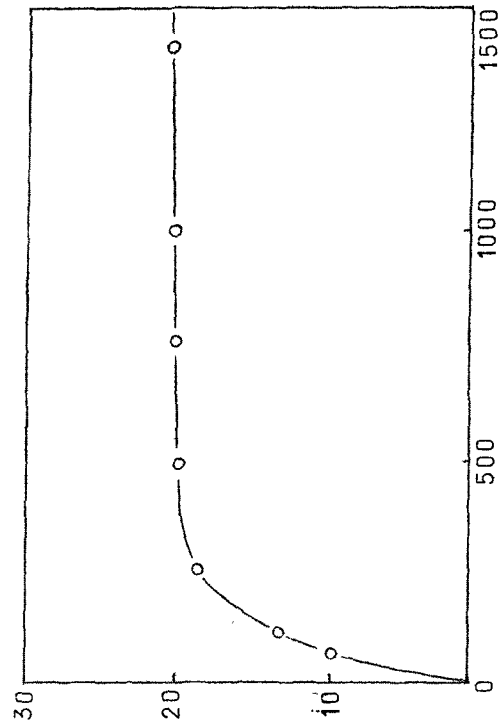
(pH 調整せず)



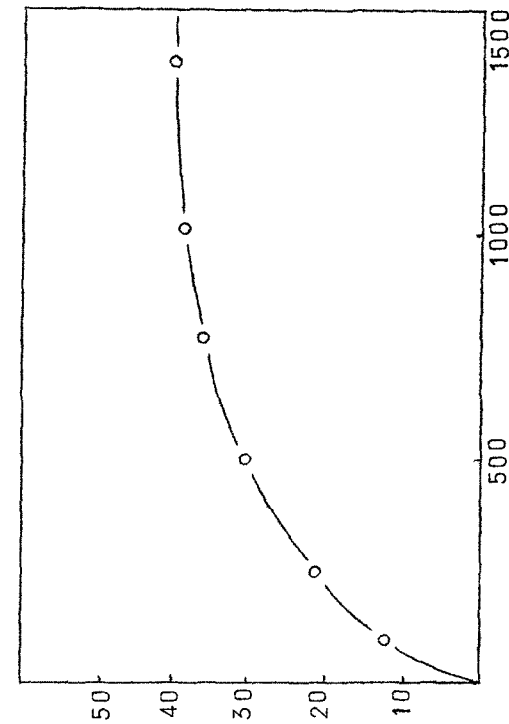
6) 京都市下水と尿混合部 (1:1)



7) 人工汚水



8) 消化脱離液



たものである。表-2にその組成を示す。実験に用いた汚泥は京都市鳥羽処理場汚泥および培養汚泥である。実験装置はWarbury 検圧計を用い基質濃度 (BOD_5 で統一, その意義は既報³⁾ に基づく) と単位汚泥の net. Oxygen uptake rate $mg \text{ net } O_2 / grSS-hr$ との関係を図示した。

表-2 人工汚水Aの成分組成

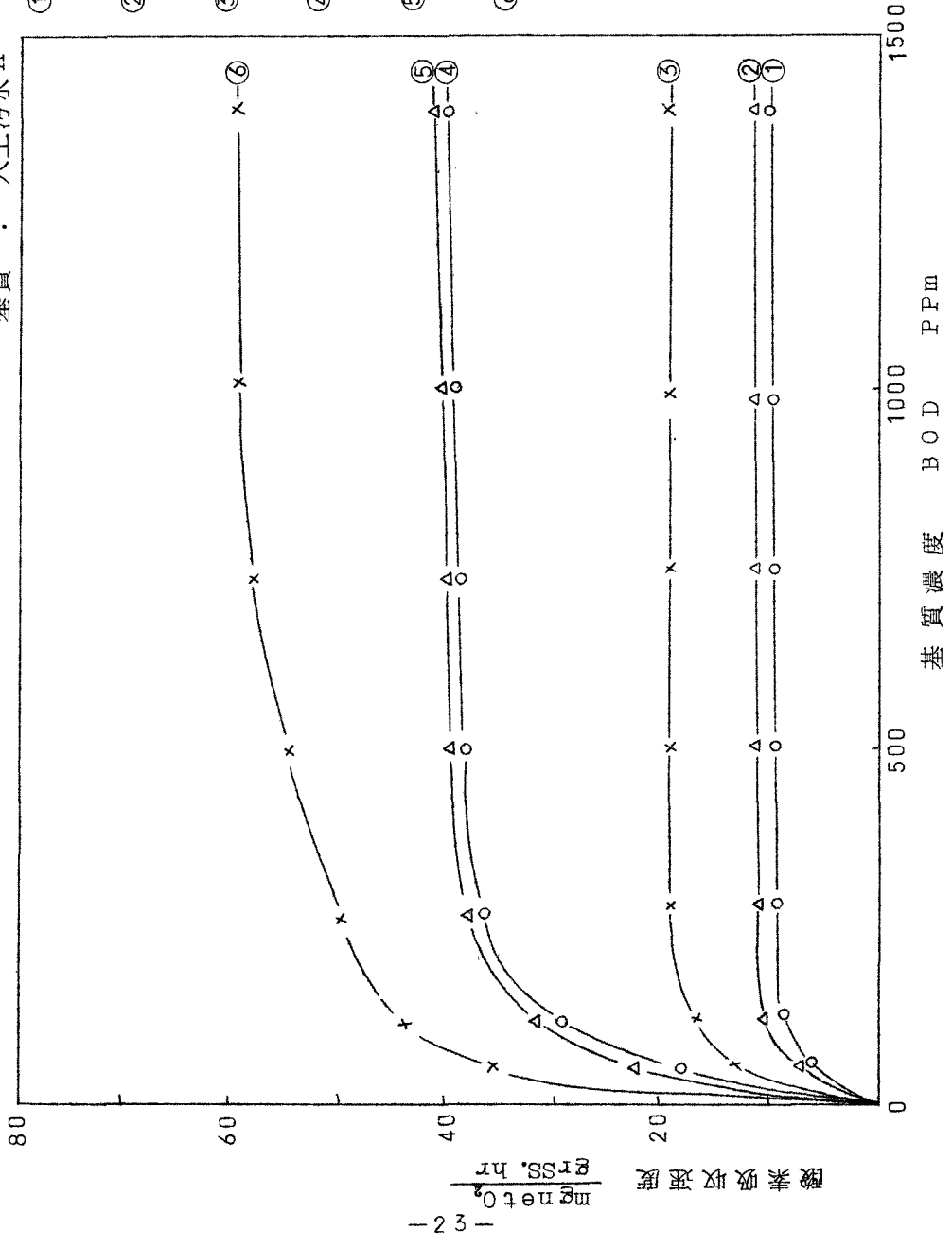
D-Glucose	1009 mg
Na-Glutamate	329 "
NH_4 -Acetate	430 "
Neutrient Salt	Fe, Mn, Mg, Ca, K etc
Distilled Water	1000 ml
(BOD_5)	1000 mg
(C/N比)	476

② 同一基質に対する種々の活性汚泥の, 基質濃度と単位汚泥の基質除去速度との関係。京都市の活性汚泥や研究室で種々の条件で培養した活性汚泥について, 人工汚水Aに対す

る基質濃度と単位汚泥の Net Oxygen uptake rate の関係を図示したのが図-2である。なお, これらの実験条件は温度 $20^{\circ}C$, pH 7.0, Warburg 検圧計の振動数 80 回/分, 振巾 6.0 cm であり, 必要量の Mineral を補充した。

図-1の結果から, 単位汚泥の酸素吸収速度は基質濃度の関数であり, 何れの場合も基質濃度の増加にしたがって酸素吸収速度は増し, 濃度がある程度増加するところ配がゆるやかになり, 基質濃度に無関係な零次反応域となる。ここでは図示していないが, さらに濃度が増すと最大酸素吸収量を示す点をへてそれ以上では逆に酸素吸収速度の低下が認められる。こうした現象の速度論的な解析は Warburg 装置と実際そうとのスケール効果の検討を行なった後に行なう予定であるが, 実験結果の範囲から①汚泥の種類や基質の違いにかかわらず, 単位汚泥の基質除去速度が基質濃度に影響されない共通

図一 2 種々の活性汚泥の同一基質に対する基質除去速度と基質濃度との関係
 基質 : 人工汚水 A



の基質濃度域が存在すること、その濃度はBOD約100PPm前後である。

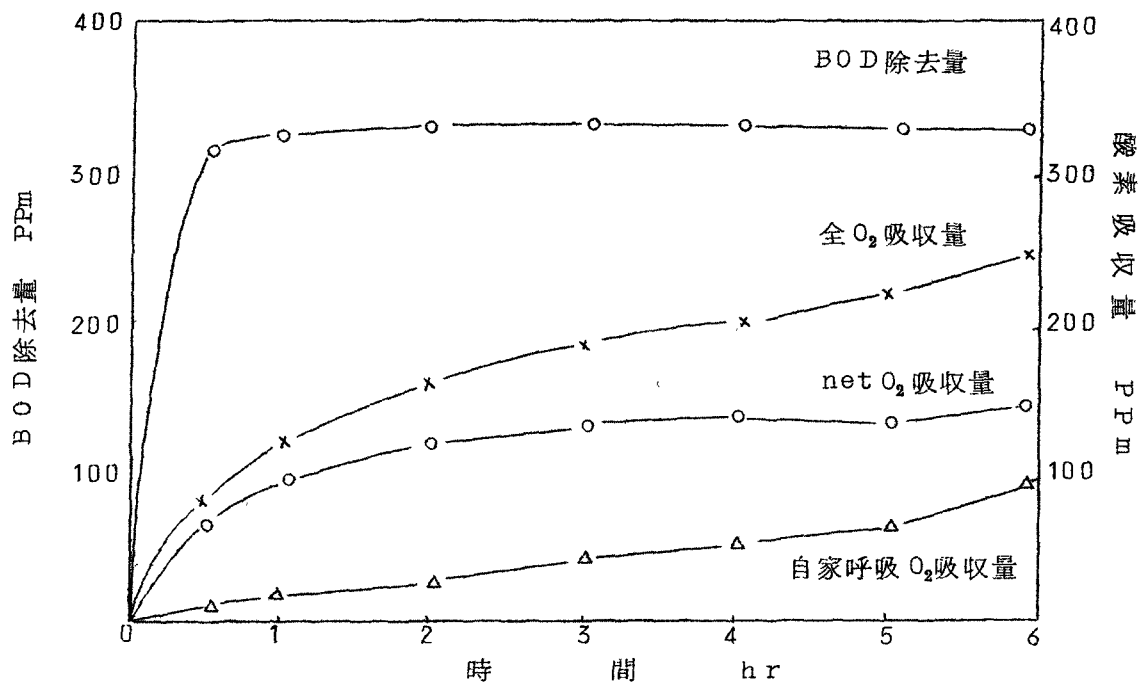
②同一基質に対する、種々の汚泥単位量当りの基質除去速度との関係は、基質濃度が同じであれば同様な傾向を示すことが認められる。これらのことから、特定の基質濃度で測定した単位汚泥の基質除去速度の比較で各種汚泥の特性が代表され充分有意義なこと、およびその選ぶべき基質濃度はBOD 1000PPm前後が適当であることが明らかとなった。したがって、活性度測定の基質濃度はBOD1000PPmを基準とした。この濃度域では多少濃度変動しても得られた値に変化が小さい。

(7) 活性汚泥の基質(BOD)除去速度と基質分解に伴う酸素吸収速度との関係

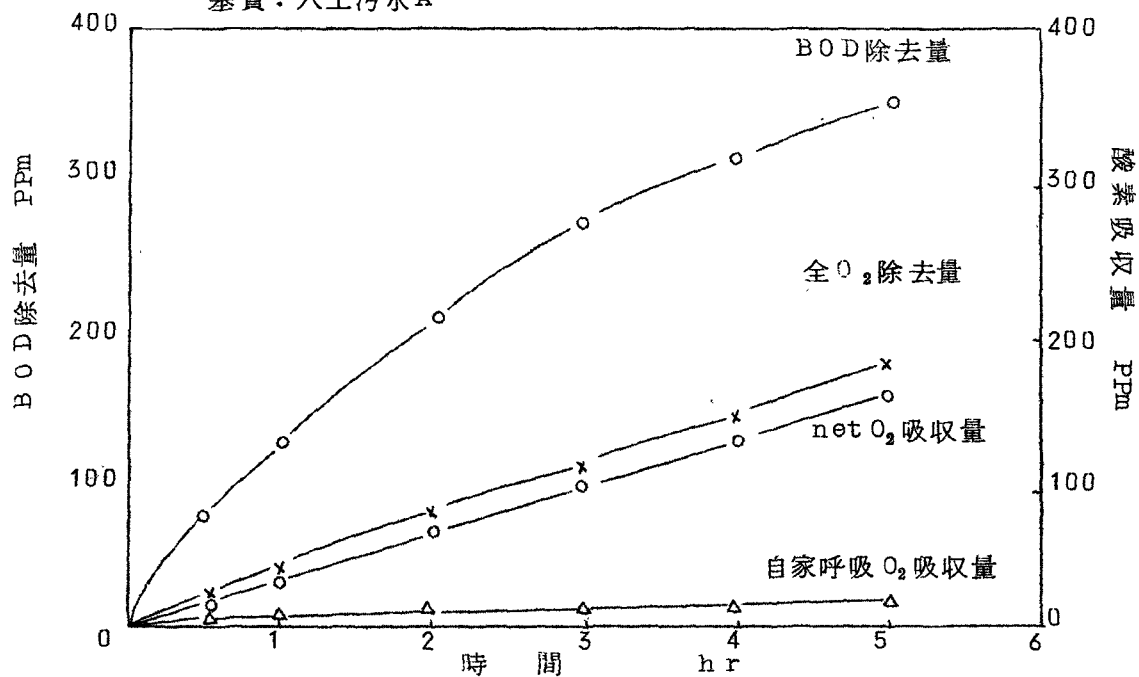
溶解性の基質が活性汚泥によって除去される機構は①基質の微生物細胞内部への吸収と②細胞内部での代謝との2段階に分けられる。前者は溶液中の基質の減少速度より、後者は酸素吸収速度や炭酸ガス発生量より測定できる。しかし、有機物の分解に由来する O_2 吸収量や CO_2 発生量を正確にとらえることは困難である。一般に基質の分解に由来する O_2 吸収は測定された全 O_2 量より自家呼吸量を差引いた量であらわされているが、基質の存在下の自家呼吸量が基質の存在しない場合の自家呼吸量と必ずしも一致しないので、この値が正確に基質の分解を示しているとは限らない。これは一種の代謝選択の問題であり、まだ未解決の課題である。しかしながら、たとえば全酸素吸収量より自家呼吸量を引いた量が基質分解の結果吸収された酸素量と等価でなくとも、その値が現実的に基質の添加によって生じた酸素吸収の変化量であるから、一応この値をもって基質の分解に伴う酸素吸収量として取扱った。ところで、液中からの基質除去速度と酸素吸収よりみた基質分解速度との関係は図-3に示されるように必ずしも一致をみない。図-3は大型Warburg検圧計(フラスコ容量200ml)でBOD除去速度と酸素吸収速度とを比較したものである。図-3-1)では酸素吸収が基質の除去に比べておけている。図-3-2)ではその差が顕著でない。これは汚泥

図-3 BOD除去量と酸素吸収量との関係

1) BOD初濃度: 345PPm 活性汚泥濃度 1510PPm
基質: 人工汚水A



2) BOD初濃度: 463PPm 活性汚泥濃度 830PPm
基質: 人工汚水A



の状態により基質の吸着，吸収と分解との間にずれがあり，飢餓状態の汚泥では初期の基質除去速度が大きいことを意味している。したがって活性度表示は汚泥の基質除去能力と分解能力とに分けて考えることが望ましい。前者を基質除去活性，後者を基質分解活性または基質分解に由来する呼吸活性とよぶことにする。基質除去活性は浄化効率に，基質分解活性は自家呼吸を加えて浄化効率維持のための酸素供給率の指針となるものである。

(8) 活性度の表示 ①既報³⁾のように汚泥の基質除去速度はたとえBODを示標にとったとしてもBOD源となっている基質の種類によってBOD除去速度が異なる。したがって，BODは微生物反応の普へん的な基質の示標とはならないが，汚水示標としてのBODの妥当性にかんがみ，基質はすべてBOD₅で統一してあらわす。②また，基質の種類によってBOD除去速度が異なるので，測定された活性度は用いた基質に対する活性度と考えるべきである。汚水処理においては除去対象の有機物に対する活性度が意義を持つ。たとえば，澱粉排水に対しては澱粉排水に対する活性度，脱離液ならば脱離液に対する活性度などである。③活性度は単位汚泥の単位時間に除去するBOD量または酸素吸収量であらわし，汚泥量はgr，除去BOD量や酸素吸収量はmg/hrであらわした。すなわち，基質除去活性度は $\text{mg BOD/grSS} \cdot \text{hr}$ ，基質分解活性度は $\text{mg net O}_2/\text{grSS} \cdot \text{hr}$ であらわした。また，活性度測定に要した時間は30分～2時間である。

(9) 活性度測定装置 活性度測定装置として種々の装置が考えられる。たとえば，BOD除去活性は容量1～2ℓの小型散気装置を用い，前記の操作条件下における液中のBOD減少量から測定できる。著者らは基準として大型Warburg検圧計を用い，酸素吸収量を測定することにより，基質分解活性を，その反応容器中のBODを測定することにより基質除去活性を求めた。大型Warburg検圧計の操作条件は次のとおりである。

反応容器 200ml 反応液量 28ml 10%KOH (CO₂吸着用) 量 2ml

マノメーター振動数 80回/分

振巾 5.3cm 装置の K_{La} (亜硫酸ソーダ法) 43.5~53.0/hr 温度 20°C
pH 7.0(りん酸緩衝液)

なお、こうした小型装置での微生物反応は実際そうでの反応条件と必ずしも一致しないので、得られた数値がそのまま実際そうと同様な値を示すと云えないが、活性度はそれぞれの活性汚泥の性質を比較する相対的尺度として評価でき、活性度測定の方法は十分に達せられる。

4 種々の活性汚泥の活性度および他の示標との関係

測定を行なってきた汚泥の活性度のうち、主なものを表-3に示す。表-3から汚泥の活性度は汚泥の種類によってかなり異なっていることがわかる。人工汚水Aに対する基質除去活性は54.5~67.5mg BOD/grSS・hrであり、基質分解活性では7.5~76.5mg net O_2 /SSgr・hrにわたる。とくに培養汚泥に比べて、処理場汚泥の活性度の低いことが目につく。

汚泥の活性度は上述の方法で測定を行なってきたが、実際のばっ気そうの管理にあたりより簡単な測定方法が求められる。そこで、活性度と関係のあると思われる2, 3の示標について、その関係を調べた。

(1) 簡易汚泥量測定法 活性度と直接関係ないが、活性度測定の基礎となるSSの簡易測定法である。これは遠心の圧密状態における汚泥容量からSS量を推定するものでPacked Volume法とよばれる。この種の問題に関し川島氏の理論的研究がある⁽⁵⁾。京都市鳥羽、神戸市中心部各処理場の汚泥から、回転数3000rpm、3分間の遠心分離でSS量と汚泥容量との間に近似的に $Y = 1000X + 150$ と云う関係を得た。YはSS量ppm、Xは遠沈管中の汚泥容量%。

(2) 汚泥の自家呼吸と基質分解活性との関係 人工汚水Aについて、汚泥の呼吸活性度と自家呼吸との関係を図-4にプロットした。この結果、ある

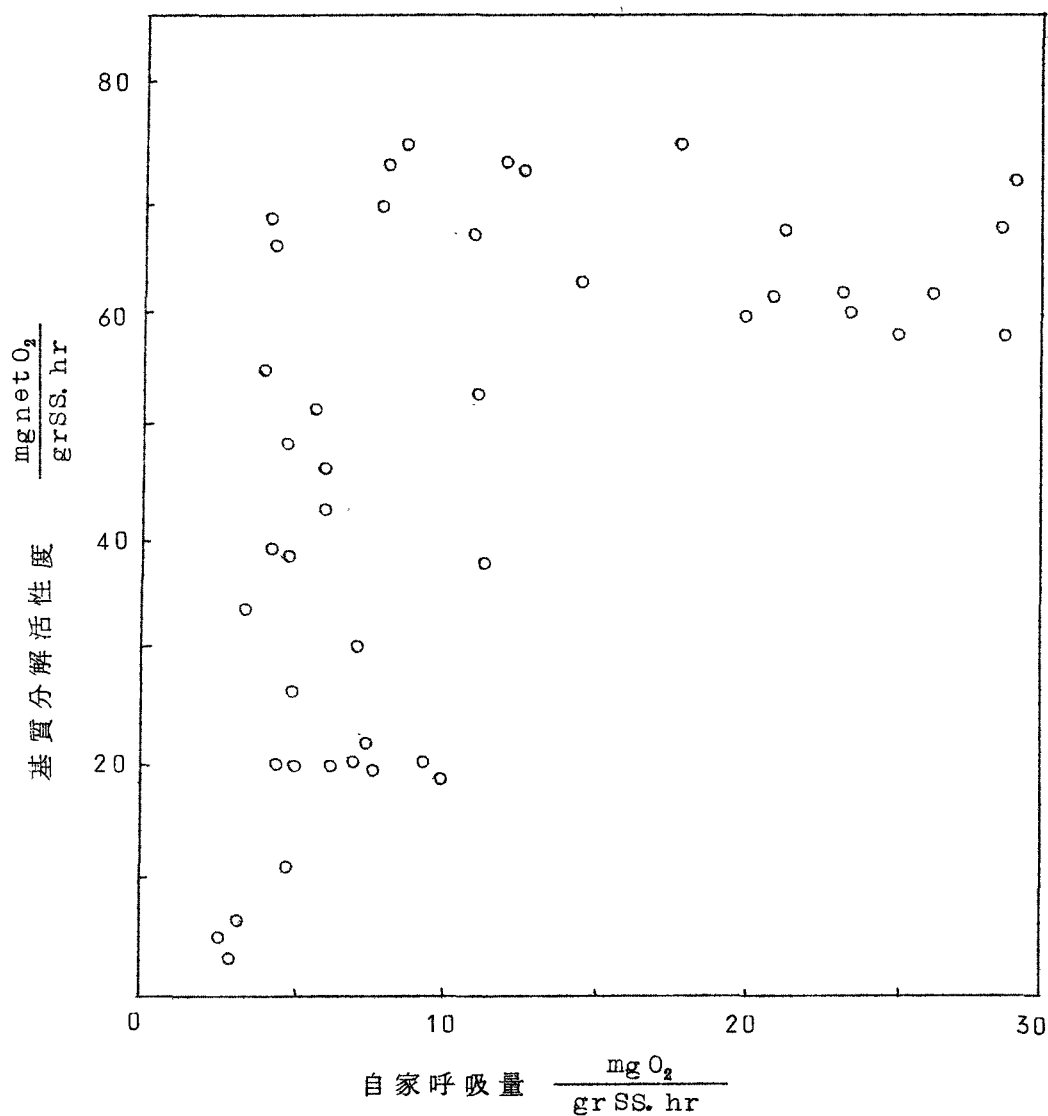
表-3 種々の活性汚泥の活性度

基質濃度約 1000PPm (BOD), 温度 20°C, pH 7.0.

活性汚泥の種類	基質の種類	基質分解活性度		基質除去活性度	
		$\frac{\text{mg netO}_2}{\text{gr SS. hr}}$	$\frac{\text{mg netO}_2}{\text{gr VSS. hr}}$	$\frac{\text{mg BOD}}{\text{gr SS. hr}}$	$\frac{\text{mg BOD}}{\text{gr VSS. hr}}$
京都市処理場返送汚泥	D-Glucose	9.0	12.0	—	—
培養汚泥 (人工汚水 A)	"	14.5	18.1	—	—
京都市処理場試験槽汚泥	D-Xylose	1.5	2.6	—	—
培養汚泥 (D-Xylose)	"	12.0	26.7	—	—
京都市処理場返送汚泥	L-ArginineHCL	28	44	—	—
培養汚泥 (人工汚水 A)	Na-Acetate	22.5	28.7	—	—
京都市処理場返送汚泥	京都市下水L尿 (1:1)	10.5	16.5	—	—
"	人工汚泥 A	19.0	29.9	—	—
" 試験槽汚泥	"	12.0	16.0	—	—
培養汚泥 (Alcohol廃液)	"	11.5	14.0	—	—
(Glucose, Pepton)	"	40.0	49.1	—	—
(Phenol)	"	60.0	61.0	—	—
培養汚泥 (人工汚水 A)	"	40.0	51.3	—	—
"	"	21.0	39.4	—	—
"	"	66.0	95.0	67.5	97.2
"	"	67.5	76.4	23.7	26.8
好気性処理の汚泥 (10日)	"	27.6	32.2	22.9	26.7
嫌気性処理の汚泥 (10日)	"	7.5	8.0	10.9	11.7
京都市処理場ばっ気槽汚泥	京都市下水と人工汚水 A	—	—	9.0	13.7
"	"	—	—	12.4	21.9
"	"	—	—	15.9	26.5

図-4 自家呼吸と基質分解活性度との関係

基質：人工汚水A



値以上の自家呼吸率を示す汚泥では基質分解活性度（呼吸活性度）が高く、その値はほぼ一致している。また、自家呼吸率の低い汚泥では基質分解活性度は大きい値から小さい値にばらつく傾向が認められた。こうした汚泥の自

家呼吸量や活性度は個々の微生物体の自家呼吸量や活性度とその汚泥中に含まれる微生物数との積が示されたものであるから、その解析にあたってはさらに細かい分析が必要である。

(3) 活性度とVSS． 表－3に示すように活性度をVSSあたりであらわした値でも、活性度は大きく変化する一致した値が得られない。したがって、VSSは活性度の近似的な表示とはならず、汚泥のActive Massをあらわしているとは云えない。

5 微生物反応が進行する過程における活性度の変化

既述のとおり、活性汚泥の活性度は汚泥のおかれた環境的条件によって変化する。これには多くの関係因子が存在し、おのをおを定量的に調べることは非常に困難である。そこで、污水处理の立場から比較的重要と思われる2, 3の環境変化に対する汚泥の活性度変化を調べた。

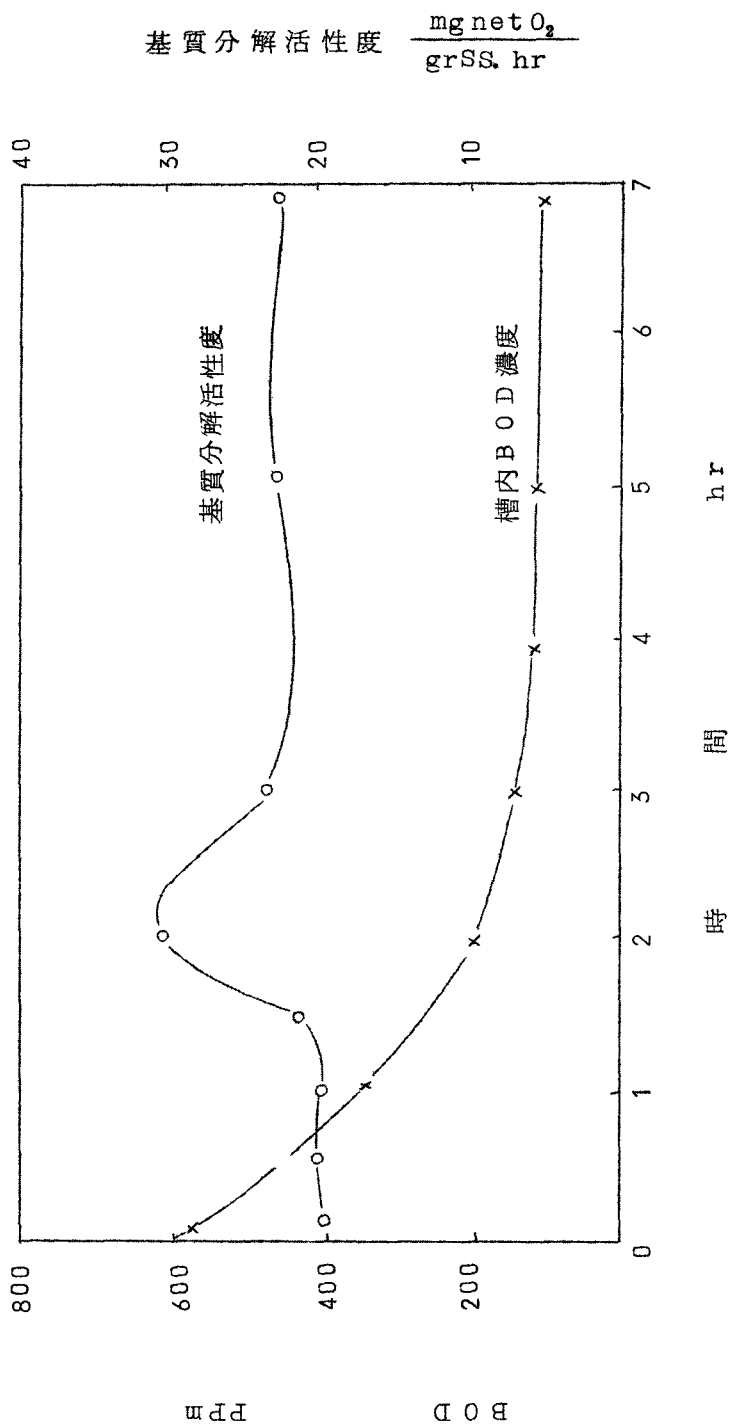
(1) 活性汚泥処理過程における活性度変化

① 室内実験 容量8ℓの小型ばつ気槽を用い、24時間Cycleでfill and draw方式によるエアレーションを行ない、基質と汚泥との接触開始時から反応時間経過に伴う活性度変化を調べた。使用した基質は人工污水Aであり、汚泥は京都市鳥羽処理場汚泥を培養したものである。この条件は連続式ばつ気そうで、理想的Piston流れの場合に相当する。得られた結果は、図－5 1), 2), 3), 4)に示す。図－5 1)は $0.2\text{grBOD}/\text{grSS}\cdot\text{日}$ の負荷とした場合であり、酸素吸収率より求めた汚泥の基質分解活性度は基質との接触後約1.5時間後から増大し、2時間後にピークに達し1.5倍となり、3時間後にはもとにもどっている。2時間の汚泥沈降期間においても、特に活性度の変化は認められなかった。図－5 2)は同様に $0.2\text{BOD}/\text{SS}\cdot\text{日}$ の負荷であるが図－5 1)の場合とは異なり、最初に高いBOD除去率を示し、基質分解活性は最初が最も高く、その後徐々に低下しているが全体と

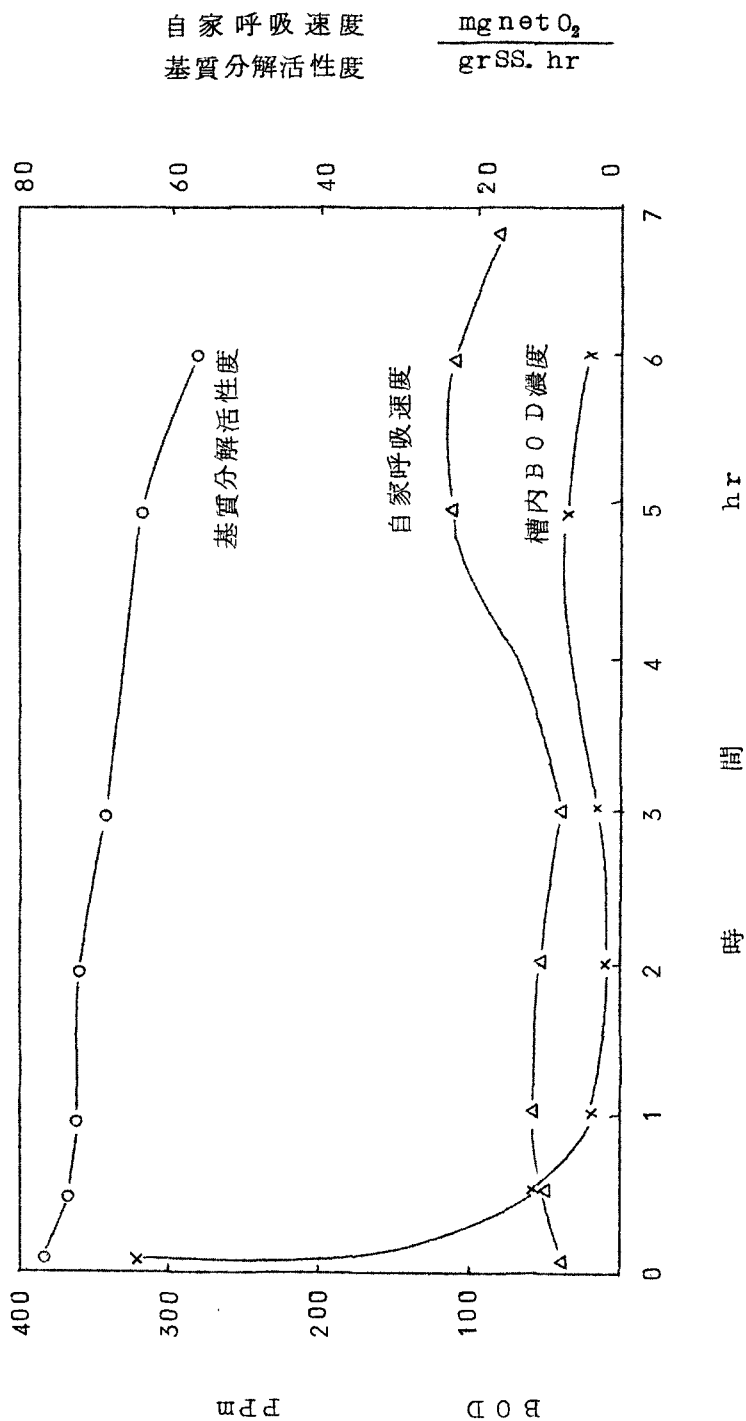
図-5 微生物反応が進行する過程における活性度変化

1) fill & draw式 基質：人工汚水A

BOD/SS 負荷：0.2/日



2) BOD/SS 負荷: 0.2/日

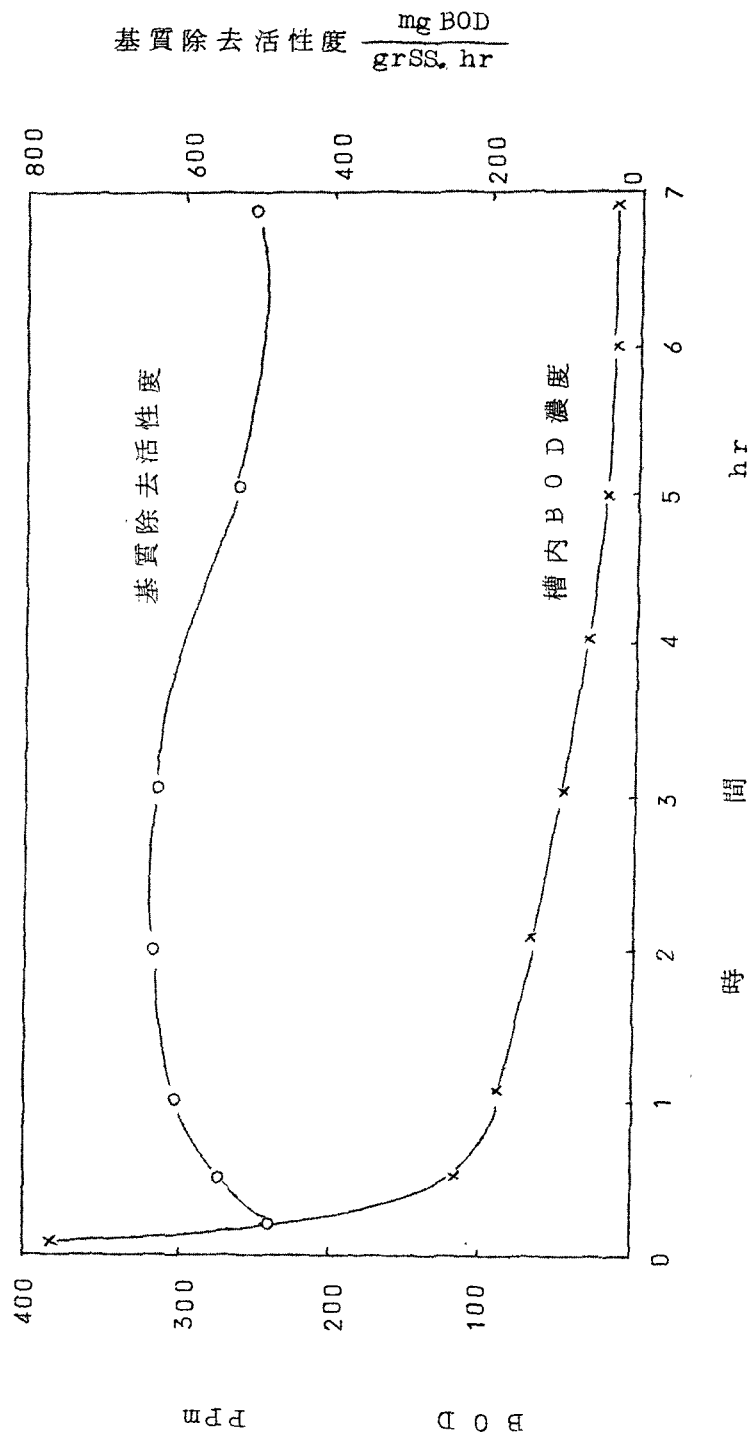


しての変化は少ない。反応開始後約5時間後に自家呼吸量が増し、汚泥からそう内へのBOD物質の溶出があった。こうした現象は別の実験でもCODの測定から認められた。すなわち、表-1-1) 実験6がそれであり、基質無添加で汚泥のみをばっ気した場合である。なお、図-5-2) の場合でも2時間の汚泥沈降期間中には基質分解活性度の低下は認められなかった。図-5-3) も同様0.2BOD/ss.日 負荷の実験である。この場合の活性度はBOD測定よりの基質除去活性度の測定である。活性度は反応初期(15分後)から徐々に増加し、約3時間後に初期の1.5倍の最大活性を示しその後は徐々に低下して、約7時間後にもとに復している。この傾向は図-5-1) の基質分解活性度の場合と同様である。しかしながら、図-5-3) においては初期のBOD除去量が大いことから反応開始前の汚泥の基質除去活性度は相当高いと推定される。また、この場合の基質除去活性度は図-5-2) の基質分解活性度とは異なった傾向を示している。したがって基質除去活性度と基質分解活性度との間の活性度変化の様子に相違があることは明らかである。図-5-4) は2.6BOD/SS.日 と云う高い負荷での実験であるが、基質除去活性度は反応開始時が最も高く1時間後には約80%に低下し、3時間後に約70%となり、その後は一定に落ちついている。一方、基質分解活性度は最初が最も低く、その後、次第に増加し2時間後に最大に達し、以後ほぼ一定している。そうして3時間以後では基質除去活性と基質分解活性とが大体平衡関係を保っている。

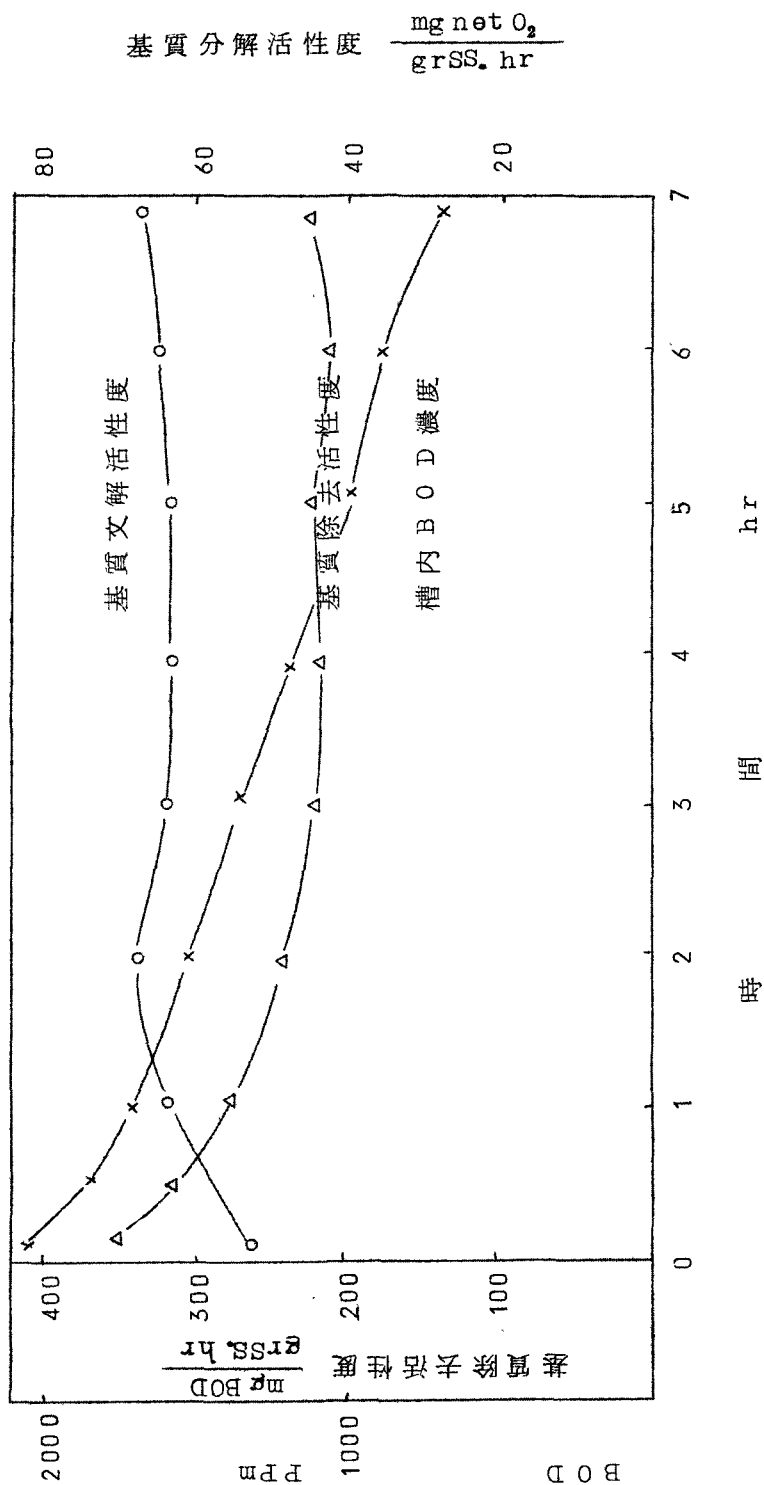
以上の結果を活性汚泥微生物集団全体としての発育各相と比較してみると、次のようなことが推論される。(A)基質除去活性が最大となるのは誘導期が加速期の初期に相当し、基質分解活性が最大となるのは対数増殖期に相当する。したがって、両者の活性度変化にずれがあること。(B)汚泥の休止期から対数増殖期への移行時間はそう内基質濃度に関係するが、おおよそ1~4時間の範囲であること(これはWarburg 検圧計による別の実験によっても

図-5 (続)

3) BOD/SS 負荷: 0.2/日



4) BOD/SS 負荷: 2.6/日



認められた) (C)実験の範囲から、基質分解、除去活性度とも、その変化の中はおおよそ 1.5 倍である。(D) 2 時間程度の汚泥沈降期間ではとくに活性度の変化は認められない。

② 実際そうにおけるそう内基質除去活性度分布

実際そうにおけるそう内汚泥の活性度分布は、そこに存在する汚泥の滞流の age や履歴に関係するので、実はそう内混合状態との関係において考察されねばならないから、この問題はまた別個の解析検討¹⁾を必要とするのでしばらくにおいて、実例によりそう内汚泥の活性度分布を実測した。対象としたのは京都市鳥羽下水処理場の新設ばっ気そうで、そう内の各所で採取した汚泥に対し、基質除去活性度を測定した。この測定に使用した基質は流入下水に人工汚水 A を補強して濃度を BOD 1000 ppm に調整したものである。Conventional 運転および Step Aeration 運転が行なわれた 2 時期を選んで行なった。その結果は図-6, 1), 2), 3) に示す。図-6 のごとく、実施設における活性度変化は、流入水質変動その他、考えるべき因子が多々あるにせよ、測定の範囲は 85.0 ~ 159 mg BOD/grSS. hr であり最高と最低の比は約 1.9 であった。この値は先の室内実験で得られた値の巾 1.5 よりやや大きい。

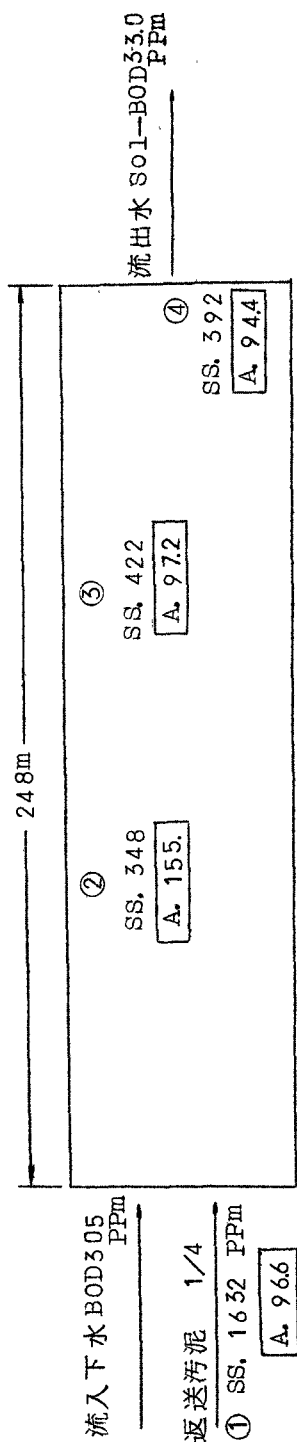
(2) 好気性消化と嫌気性過程における活性度変化

基質を添加しないで、活性汚泥をそれぞれ好氣的状態および嫌氣的状態に保った場合の実測活性度変化が図-7, 8 に示されている。実験に使用した汚泥は人工汚水 A で培養したものである。嫌氣的条件に保つため、流動パラフィンでシールし暗室に放置した。活性度は人工汚水 A に対する活性度であり、基質除去活性と基質分解活性とを測定した。図-7 の好気性では、最初の 2 日間では基質除去活性度が増加し、その後次第に減少している。一方基質分解活性度は最初のうちが最も高く、その後減少している。この両者の差は汚泥の成長後、減衰期への移行の際にあらわれる両活性度のずれと考えられる。図-8 にみる嫌気性状態では、両活性度とも最初が最も高くその後低

図-6 実施設におけるばっ気槽槽内汚泥活性度分布

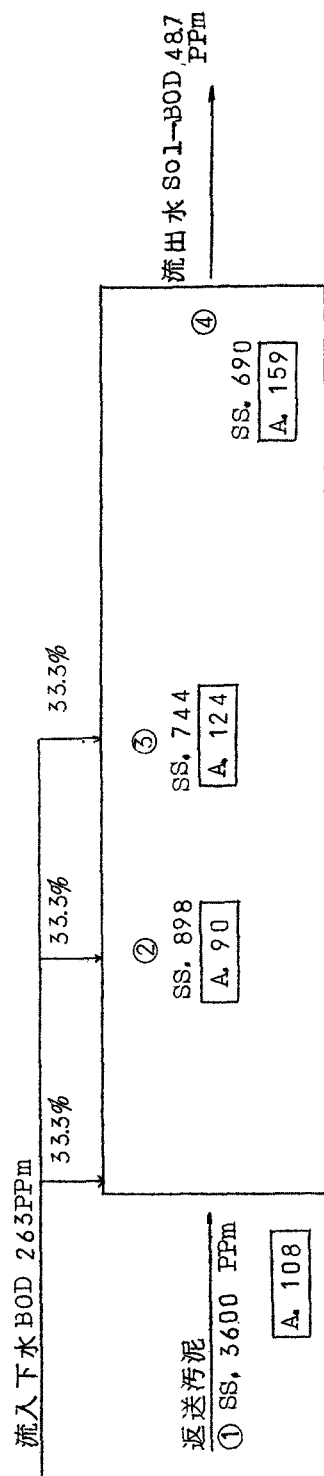
1) Conventional Aeration (京都市鳥羽下水処理場)

昭和39.10.12. 12. Pm 200

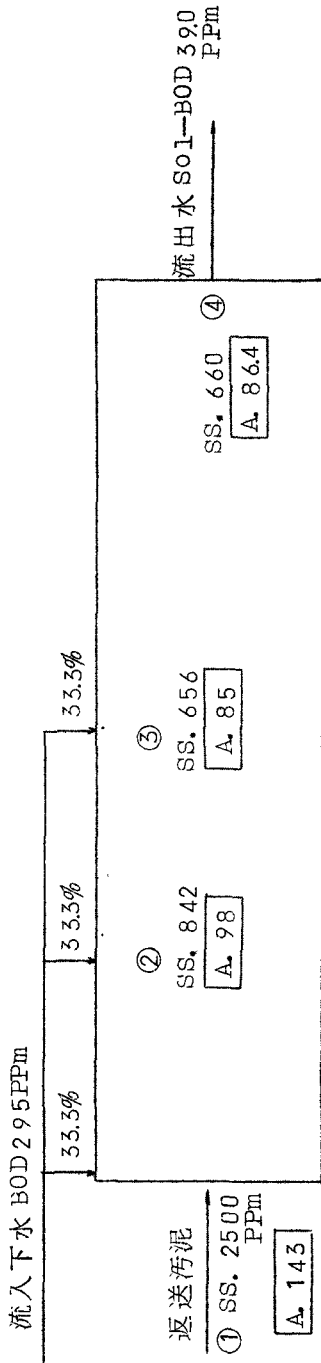


2) Step Aeration

a) 昭和39.10.7. 10.00



b) 昭 39. 10. 7. Pm 3.00



A : 基質除去活性度 mg BOD/grSS. hr

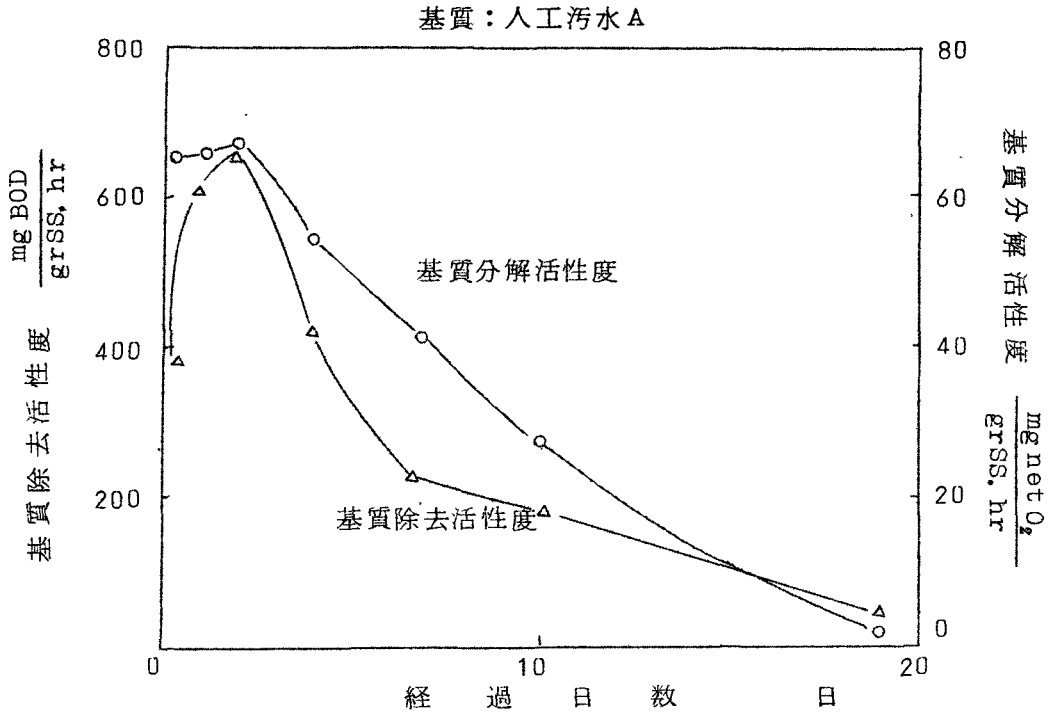
基質 : 流入下水 + 人工汚水 A. (BOD 1000PPm)

下しているがその傾向は異なる。これも汚泥の発育相と対比して考えるとき、成長期にあった汚泥が環境の悪化に対して耐性を示す休止期への移行と休止期における両活性度の相違によるものと考えられる。

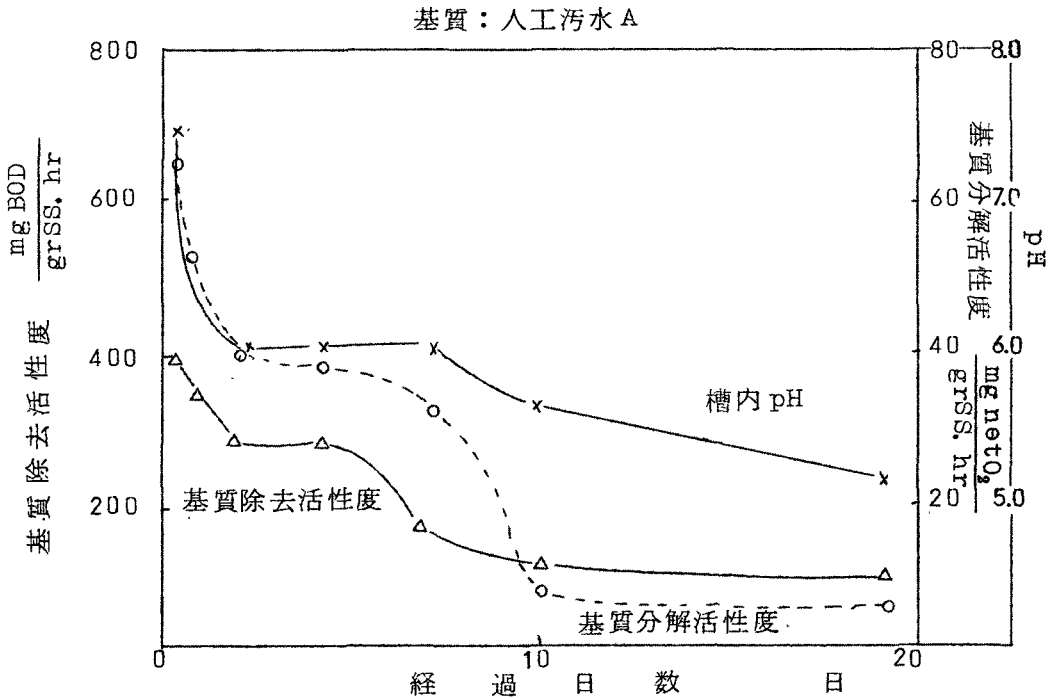
6 むすび

特定の微生物生産物の収穫を目的とした、微生物工業の反応と比較して、汚水処理の微生物反応は非常に複雑である。そこで、汚水処理の目的にそって、複雑な汚水有機物と活性汚泥微生物の反応をより簡単化して取扱うため、汚水中の有機物と微生物群に対して統一的な示標の導入が必要である。汚水の性質ならびにその量がBODで代表されているように、活性汚泥についても統一的な性質表示がほしい。ここで述べてきた活性汚泥の活性度表示は、こうした目的でさまざまな汚泥に対する統一的な質的評価の方法である。

図一 7 好気性消化過程における活性度変化



図一 8 嫌気性に伴う活性度変化



本研究では、まず、活性度と云うものの定義と基準条件を検討し、基質除去活性度と基質分解活性度（呼吸汚性度）を提示した。ここで活性度表示に用いた除去BOD量／SS量・時間や呼吸酸素量／SS量・時間と云う概念はすでに用いられているものであるが、⁽⁵⁾たとえ同じ汚泥であっても操作条件が異なれば値の変る性質のものであるから、活性度測定に際しその測定の基準条件の設定が重要な意味を持つ。また、活性度は基質除去活性と基質分解活性とに分けて考えるのが妥当であり、その示標の持つ意義に明らかにした。ばっ気そうの設計、維持管理にあたり、この両活性度の持つ意義については、なお多くの検討を要するが、基質除去活性度は処理効率の予測に、基質分解活性度はそれを酸素吸収量より表現する場合、自家呼吸量を加えた汚泥の全酸素吸収量と云うものがエアレーション装置の設計、維持管理の指針の基礎となるものと考えている。

また、本研究ではいろいろなエアレーション条件のもとでの活性度変化の特性を示したが、これはばっ気そう微生物反応過程における活性度変化の中を知ることが重要である。

今後の問題として、活性度を活性汚泥の質的示標とし、処理過程における活性度変化の範囲、溶解性有機物と浮遊性有機物との代謝選択、ならびに汚泥の沈降性をも考慮して活性汚泥微生物反応の基本型を求めたい。

本研究に関し多大の協力を得た当研究室大学院学生吉田作治君に対し深謝の意を表します。

参 考 文 献

1. 合田健，中西弘：“活性汚泥ばっ気槽の機能に関する研究，そのⅠ”．水道協会誌，第353号，P. 40～47．1964．
2. T. Goda, H. Nakanishi: "Mixing and Microbial kinetics

of Activated Sludge Process ". Memorirs of Dept. of Technology, Kyoto Univ. in Printing.

3. 合田健, 中西弘: "活性汚泥ばつ気槽の機能に関する研究そのⅡ".
水道協会誌第354号 P. 29~40 1964.
4. たとえば, 柳田反道: "微生物における ageの問題". 化学と生物 Vol I, No. 7, 1963.
5. G. Lenhard, L. D. Nourse, and H. M. Schwartz: "The measurement of Dehydrogenase Activity of Activated Sludges. " Presented in the 2nd International Conference on water Pollution Research Tokyo, Japan, Aug. 24~28 1964
6. W. C. Westgarth, E. T. Sulzer, and D. A. Okun, : "Anaerobiosis in the Activated Sludge Process. " Presented in 2nd International Conference on Water Pollution Research, Tokyo, Japan, Aug. 24~28 1964.
7. C. E. Keffer and J. Meisel: S. I. W Vol 24 3, P306 (1952)
8. たとえば E. L. Gaden. : "Aeration and Oxygen Transport in Biological System-Basic Considerations". Biological Treat. of Sewage and Industrial Wastes. Vol I. Reinhold, New York. (1956)
9. 橋本奨: "実際の大型散気式旋回流ばつ気槽のばつ気性能について".
生物化学工学シンポジウム講演予講集 P54~59, 昭和37年日本醸酵工学大会.
10. J. Menod. : "The Growth of Bacteria Cultures". Ann. Rev Microbial 3, P371 (1949)
11. T. M. Garrett, C. N. Sawyer. : "Kinetics of Removal of Soluble BOD by Activated Sludge". Proc. 7th Industr. Waste

- Conf. P 51~77 Purdue Univ. 1952
12. I. S. Wilson: "Concentration Effects in the Biological Oxydation of Trade Wastes". Advance in Water Pollution Research Vol 2 P 27~41. Pergamon Press. 1962
 13. Leo. Walter: "Composition of Sewdge Effluent, Part. II". W. & S. W. Reference Number R-293 (1962)
 14. 川島 晋: "上下水処理施設の汚泥管理に関する基礎的研究". 京都大学学位論文 P 13 昭和34年。
 15. たとえば W. W. Eckenfelder and D. J. O'connor, Biological Waste Treatment P 39. Pergamon Press (1961)