

活性汚泥濃度が酸素移動におよぼす影響

東京大学工学部 杉木昭典

〃 松尾友矩

〇 〃 櫻井国俊

§1. まえがき

活性汚泥法は家庭下水、工業废水の処理法として現在広く用いられているものの一つであるがその機構にはまだ解明されていない点が多い。エアレーションはその一つであるがこれは實際槽の運転において重要な操作であり、又コストの上でも大きな位置を占めるものであって今後更に研究を必要とする分野である。エアレーションには大きく分けて次の二つの目的がある。⁽¹⁾

- ① 気相から液相、液相から汚泥表面、汚泥表面から汚泥内呼吸酵素への酸素移動
- ② 気泡による混合液の攪拌

大別すればこの二つの目的に分かれるが、これに関連するものとして基質の代謝過程、フロックの形成過程等々が考慮の対象となり純粋にエアレーションの影響だけを抜き出すことはあつかいしい。エアレーションの適否はこの様な総合的判断によって始めて決まるものであるがそれに至る一段階として散気式ばう気装置における活性汚泥濃度が酸素移動にどのような影響をおよぼすか多少検討を加えたのでここに報告する。

混合液槽内の酸素移動には Pasveer 等^(2,3,4)が指摘する様に次の三つの過程があるが本報は①のみについて考察を加える。

- ① 気相から液相への移動
- ② 液相から汚泥細胞表面への移動
- ③ 呼吸酵素との反応

§2. 酸素移動理論

酸素移動の理論としては Lewis 等の二重境界説⁽⁵⁾、Higbie の透過説⁽⁶⁾、Danckwerts の表面更新説⁽⁷⁾等があり現在の所定説はないが、実際上は二重境界説に基き、液相膜抵抗支配であるとしその物質移動係数 k_L と液単位容積当りの気液接触界面 a との積 $k_L a$ を総括酸素移動容量係数として定義しこれとエアレーションの操作条件との対応をつけている。

$$\frac{dC_L}{dt} = k_L \frac{A}{V} (C_S - C_L) = k_L a (C_S - C_L) \text{----- (1)}$$

混合液槽中においては活性汚泥による酸素消費が同時に行われるので

$$\frac{dC_L}{dt} = k_L a (C_S - C_L) - r \cdot S \text{----- (2)}$$

汚泥の呼吸を何等かの方法で停止させた場合は(1)式を積分することによって

$$k_L a = \frac{2.3}{t} \log_{10} \frac{C_S - C_0}{C_S - C_L} = \frac{2.3}{t} \log_{10} \frac{P_S - P_0}{P_S - P_L} \text{----- (3)}$$

$k_L a$ の測定に一般に用いられているのは Cooper 等⁽⁸⁾によって通気攪拌装置の性能を表す方法として提唱された亜硫酸ソーダ定常法であるがこれは必ずしも實際槽での酸素移動の状況を再現しているとは言えない。例えば Deindorfer 等⁽⁹⁾のペニシリン酸の研究によれば $k_L a$ は菌体量の増加とともに低下し、菌体乾量 13.4 g/l で 85% もの減少を示している。活性汚泥混合液槽においてもこのような物の

理的变化にともなう r_{LA} の変化が起っていると考えられる。酸素移動速度は(1)式で示される様に r_{LA} と $C_s - C_L$ の積として表わされる。又 C_L に対しては Porjes 等⁽¹⁰⁾によれば $0.5 \text{ } \mu\text{g/l}$ 以上であれば汚泥の生物学的活性に影響をおよぼさない。そこで $C_L = 0.5 \text{ } \mu\text{g/l}$ で運転するとすれば(2)式より $\frac{dC_L}{dt} = 0$ といいて $r_{LA} \cdot C_s = 0$ となり、 r_{LA} 、 C_s の両方を検討することが必要となる。以下この r_{LA} と C_s に汚泥濃度、基質濃度がどのような影響をおよぼすかについて検討を加える。

3. 実験方法

3-1 使用汚泥および使用基質

脱脂粉乳馴致汚泥-----半年以上脱脂粉乳のみで飼育した汚泥

三河島下水処理場 Mixed Liguor

グルコース

ペプトン

可溶性デンプン

標準基質として用いる。

3-2 汚泥の呼吸作用の停止

汚泥が存在する場合の r_{LA} 、 C_s を測定するには多くの場合汚泥の呼吸作用を停止させる必要が出てくる。これには昇汞、フェノール⁽³⁾、ナトリウムアザイド^(9,11)、スルファミン等呼吸阻害化学物質を用いる方法および加熱処理による方法等がある。昇汞は汚泥量の10%程度の濃度で加えると即効的に呼吸作用が停止するが上澄液のDOをウィンクラー法で測定する際に妨害となるので(昇汞中に含まれる甘汞が原因と考えられる)用いなかった。ナトリウムアザイドについても検討を加えたが一般に化学物質の場合は即効的な呼吸作用の停止を得る為には多量に加えねばならずこれが r_{LA} 、 C_s におよぼす影響、測定法に対する妨害の有無を検討する必要が出てくる。そこで本報では即効的な呼吸停止法ではないが完全に停止出来てしかも妨害をそれ程考慮しなくて済む加熱処理法を用いた。70℃前後で10分程度加熱することによって呼吸作用は完全に停止した。この場合には加熱による汚泥の物理的性状の変化が由となるがこれについては検討を加えなかった。加熱処理した汚泥は殺菌物を除く為に水道水で5回洗浄し6℃で貯蔵して以下の実験には所定の濃度になる様に水道水で希釈して用いた。測定の前夜には呼吸していないことを確認した。三河島下水処理場 Mixed Liguor は洗浄しないで用いた。

3-3 r_{LA} の測定

a. 汚泥存在下の r_{LA}

r_{LA} の測定法にはいろいろあるが本報では非定常法のうちの汚泥の呼吸作用を用いる方法、汚泥の呼吸作用を停止させた後亜硫酸ソーダを用いる方法の2つの方法で行った。前者は実際槽の条件に最も近く現実的に最も意味のある方法であるが実装置と同じ混合条件下での呼吸速度を測定することが困難で精度的に劣る。そこで前者は後者のオーダー・ア・チェックとして用いた。

b. 基質存在下の r_{LA}

アルカリ性で酸化され易い有機物質(グルコース、ペプトン等)が基質の場合には通常の亜硫酸ソーダ法(特に酸化触媒を加える定常法)は適さない。それは有機物の酸化によってDOを消費し、 r_{LA} の見掛けの低下をもたらすからである。(図-1参照)図-1は亜硫酸ソーダ非定常法によるものであるが0点からの立ち上りを良くする為に酸化触媒として CoCl_2 を 0.01 M の濃度で加えてある。そこでこ

の場合は窒素ガスで脱酸素し酸化触媒を加えないで行った。

c. その他

呼吸速度および溶存酸素濃度は隔膜電極を用いて酸素分圧で測定した。(3)式によれば分圧でも濃度でも R_{LQ} の算出には影響しない。

装置の概略は図-2に示す。槽内液量は6L(縦20cm×横20cm×高さ15cm)、空気量はAir-Meterで測定し3ℓ/min, 6ℓ/min, 12ℓ/min, 24ℓ/min.の4種類としディフューザーはプラスチック製(パールコンSP-13)を用いた。水温は恒温槽で $24 \pm 0.3^\circ\text{C}$ に制御した。

飽和分圧(p_s)および0または十分に気した蒸留水、および重硫酸ソーダで脱酸素した蒸留水で求めた。重硫酸ソーダ非定常法を用いる場合は0からの立ち上りを良くする為に CoCl_2 を0.01Mの濃度で加えた。DOメータの読みと実測濃度とが直線的関係にあることはあらかじめ蒸留水でウインクラ法を用いて確かめた。又DOメータのレスポンス⁽¹²⁾の R_{LQ} の測定におよぼす影響は検討の結果、本報の測定条件ではほとんど無視し得ることを確かめた。DOメータに関しては更に隔膜抵抗支配となる場合があること⁽¹³⁾等検討すべき点があるが本報では考慮しなかった。

3-4 C_s の測定

a. 汚泥存在下の C_s

所定量の加熱処理汚泥を2ℓのメスシリンダーにとり蒸留水で2ℓとした後、水温を測定する。DOビンに試料をとってDOメータで酸素分圧(p_2)を測定し、又水銀電極型ポーラログラフで溶存酸素量を測定する^(14,15,16,17)。その後直ちにメスシリンダーを流動パラフィンでシールし汚泥の沈降サイフォンで上澄液を採取しウインクラ法ナトリウムアサリド変法、およびポーラログラフ法でDO値を求める。これ等の値に p_2 を乗じて C_s を求め、結果はその濃度での蒸留水の飽和DO値 C_{s0} に対する百分率 $\frac{C_s}{C_{s0}} \times 100$ として示した。

b. 基質存在下の C_s

この場合はシールせず、直ちにサイフォンで採取しDO値を求め p_2 を乗じて C_s を求めた。基質存在下のDOの測定はかなりの注意を要する。グルコース、ペプトン等アルカリ性で酸化され易い物質を含む場合にはウインクラ法、ナトリウムアサリド変法、柴田ミラー法等は異常に低いDO値を示す。(図-3参照)ウインクラ法その他に対する妨害に因してはTheriault等⁽¹⁸⁾の報告がある。そこで本報では比較的これらの嫌な有機物の妨害を受けにくいウインクラ法ショート変法、ポーラログラフ法によってDO値を求めた。

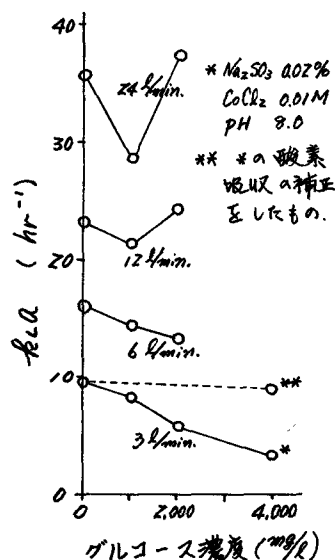


図-1 重硫酸ソーダ法で求めた(非定常法)グルコース溶液の R_{LQ}

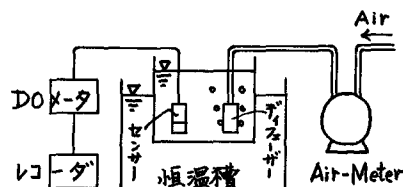


図-2 実験装置

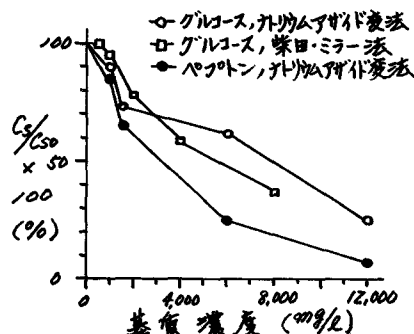


図-3 有機物によるDO測定の妨害

でいる。そこで本報では定性的な傾向を知る為、汚泥濃度だけを指標とした。

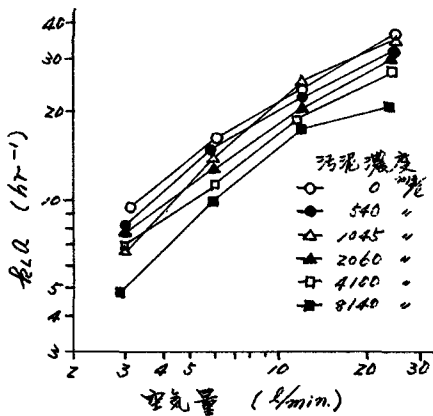


図-6 汚泥濃度が k_{La} におぼす影響
(亜硫酸ソーダ非定常法による)

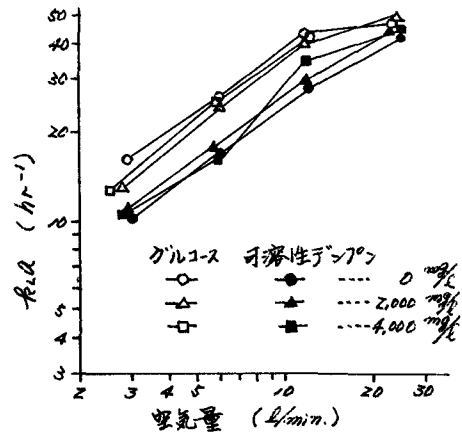


図-7 基質が k_{La} におぼす影響
(N_2 による脱酸素法による)

図-6を見ると8,000 mg/l 程度の汚泥濃度でも傾きはそれ程変化せず空気吹込量の約0.7乗に比例している。汚泥濃度の増加により非ニュートン流体としての性格が増すと、この傾きが小さくなって、吹込量を増しても k_{La} はほとんど大きくなりえないという事態が起こることが考えられるが、本報の実験の様に8,000 mg/l 程度ではその心配が無いことが明らかになった。図-7はグルコース、デンプンを基質とする場合であるがこれも空気吹込量の約0.7乗に比例している。グルコースの k_{La} の方が大きく出ているのは空気量を Air-Meter でコントロールしているもののこの時の吹込量が大きかった為と思われる。それはグルコースを基質とした場合の k_{La} 値が12 l/min ~ 24 l/min 間で傾きが減少し吹込けが起っていることと一致する。

4-2 C_s におぼす影響

比較的汚染された水の DO の測定は誤差をとめない易いので種々の測定法を用いて実験を行ったが定量的な断定を下すには、猶検討が必要である。しかし定性的な傾向はつかめたと思うので以下にそれを示す。図-8は加熱処理汚泥が C_s におぼす影響を示したものであり、加熱処理後の日数を変えて測定した。傾向としては汚泥濃度の増加とともにナトリウムアザイド変法、ポーロ法ともに DO の減少を示し特に処理後の日数の増加とともにこの減少が激しくなっている。これは汚泥が分解し上澄液中に溶存物質として溶け出した為と思われる。上澄液の還元性の強さを見る為、酸素消費量を測定したが5~5 mg/l で日数による変化は見られなかった。ナトリウムアザイド変法、ポーロ法ともに平行に減少していることから、この場合にはナトリウムアザイド変法のみに対する妨害はそれ程考えられない。加熱処理汚泥後、直ちに実験を行った場合の結果では4,000 mg/l 程度で C_s は約10%の減少を示した。

図-9はグルコース、ペプトン濃度が C_s におぼす影響を示したものである。図-3のナトリウムアザイド変法、柴田ミラー法による結果と比較するとかなり高い値が出ている。しかしショート変法とポーロ法の結果は一致せず特にペプトンの場合にはかなりの差がある。これはショート変法でもグル

§4. 結果およびその検討

4-1 k_L におよぼす影響

脱脂粉乳で馴致した汚泥が k_L におよぼす影響を示したものが図-4であり、又基質（グルコース、デンプン）が k_L におよぼす影響を示したのが図-5である。又これ等を空気量と k_L を変数として両対数方眼紙にプロットしたものが図-6、図-7である。

図-4にみられる様に k_L は汚泥濃度の増加に伴って減少の傾向を示し 8,000 mg/l では汚泥処理の時の 60% 程度となっている。図中の黒丸は呼吸活性を有する汚泥を用いた結果であるが、測定誤差を考えると亜硫酸ソーダ非定常法の結果とオーダー的に良く一致し、又汚泥量の増加に伴う減少の傾向も示している。

図-5は溶解性基質の一例としてグルコース、コロイド性基質の一例として可溶性デンプンを用い k_L におよぼす影響を窒素ガスで脱酸素して調べたものである。これを見るとグルコース、デンプンともに 4,000 mg/l 程度の濃度では顕著な変化はなく実際槽においては基質濃度よりも表面活性剤濃度の影響の方が大であるということ推測させる。(19)

k_L が減少する原因として考えられるのは汚泥等の増加に伴う混合状態の物理的変化（粘性、密度、表面張力等々）である。最も大きな変化として考えられるのは粘性であり Elmer 等^(9,11) はペニシリン醗酵槽の実験において菌体量の増加とともに醗酵液はニュートン流体でなくなり Bingham-Plastic 型の挙動を示すことを報告している。活性汚泥も Bingham 流動を示すことは最近 Richard 等⁽²⁰⁾ により報告されている。粘性が変化すると気泡径、乱流状態、液境膜等々が影響を受けこれにより k_L が減少すると考えられる。⁽²¹⁾（気泡径、境膜抵抗には表面張力の影響も大きい）又、Brierley 等⁽²¹⁾ によれば SS の形状も問題になり、菌糸状のものは増えながら SS に比べて k_L の減少が大であることが報告されている。この様に汚泥の物理的性質が問題であるとすると汚泥濃度という単一の指標で考えるのは不十分であり、まず粘性を測ることが必要であるが一般に固形物を含む汚泥の粘性を測定するのは壁面の影響の除去、代表的粘性の決め方等おかしな問題を含ん

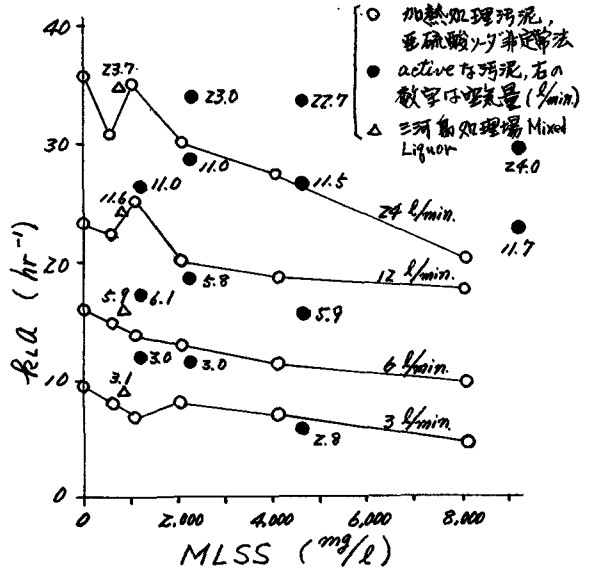


図-4 汚泥濃度が k_L におよぼす影響
(亜硫酸ソーダ非定常法による)

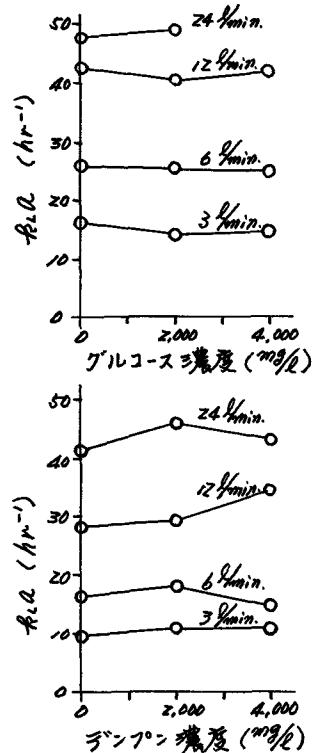


図-5 基質が k_L におよぼす影響
(N_2 による脱酸素法による)

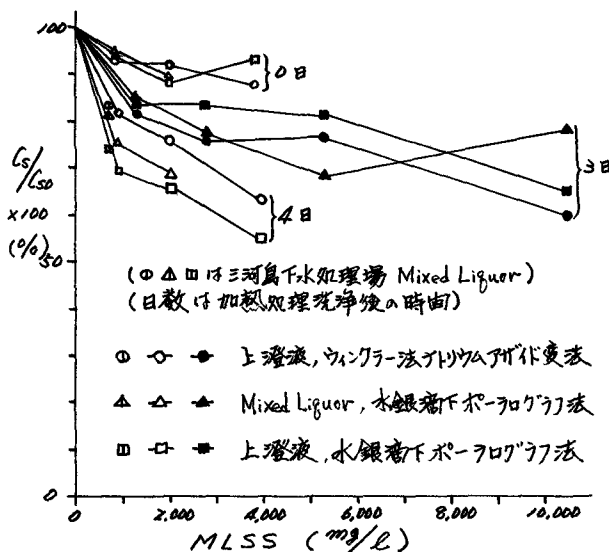


図-8 汚泥濃度が C_s におよぼす影響

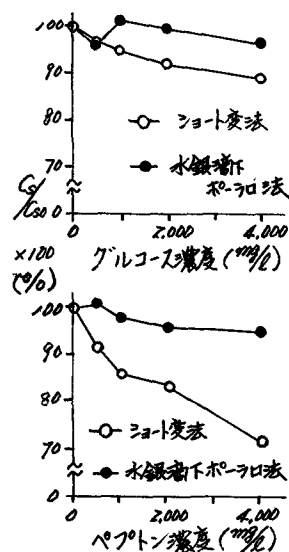


図-9 基質濃度が C_s におよぼす影響

ース, パプトンの酸化反応を完全に停止出来ない為と思われる。ポーラログ法による結果では4,000 mg/Lで約5%程度の C_s の減少を示している。

図-8は一応汚泥濃度を指標としているが使用汚泥中に含まれる溶解性物質の影響が、洗浄してあるとは言え当然入っている。この溶解性物質の量は使用汚泥量に比例するから図-8は溶解性物質濃度の増加の影響も合せて示していると言える。図-9の結果とも照し合わせると Mixed Liquor 中の C_s の減少は溶解性物質によってもたらされると考えるのが妥当である。少ない資料ではあるが、これ等の結果から通常の処理施設においては C_s の10%程度の減少を見込んでおけば十分と考えられる。

4-3 OC (酸素供給能) におよぼす影響

§2.で述べた様に酸素移動速度は実際槽ではほぼ $k_L \cdot C_s$ となる。一律に C_s の10%の減少を仮定した場合には図-4から図-10が得られる。OCは汚泥濃度4,000 mg/Lの場合には約65%, 8,000 mg/Lの時には約50%に減少する。これは活性汚泥法でエアレーションを行う場合に無視出来ない現象と言わねばならない。ここまでは酸素の供給のみを主題にしたが実際槽では更に酸素摂取速度 V_s とバランスをとり0.5%以上の酸素レベルを維持しなければならず、又酸素摂取速度 V_s は汚泥濃度の増大にも比例するから状況は更に厳しくなり、特に高濃度の活性汚泥処理を行う場合にこのことが言える。

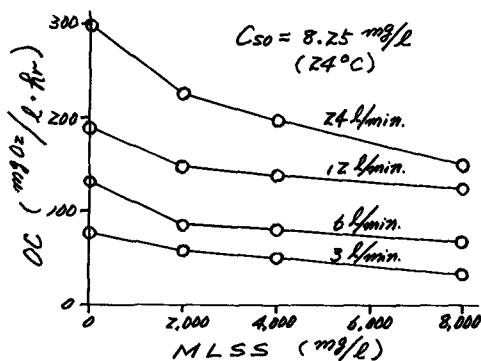


図-10 汚泥濃度が OC におよぼす影響

今迄の結果を実際槽に単純にスケールアップすることは出来ないが酸素移動に由しては実際槽の方が実験槽よりもより厳しいと考えられ今後の研究を更に必要とする。

4-4 三河島下水処理場 Mixed Liquor による実験

図-4、図-8中に1点だけであるが三河島下水処理場 Mixed Liguor を用いて測定した結果を示してある。

Mixed Liguor は 3-2 で述べた様に加熱処理して用いた。MLSS 濃度は 770 mg/l である。加熱処理前後の上澄液の水質は表-1 の通りである。

図-4では汚泥濃度が低いことと対照を入れたが、特に明らかな k_L の減少を示すことは出来なかった。又図-8では加熱処理後、直ちに実験した結果であるが C_s のかなりの減少を示した。しかしこれも対照を入れた際の存在を検討した上でなければはっきりとした判定は下せない。今後更に汚泥濃度の範囲を広げ実験を繰返す必要がある。

表-1 三河島下水処理場 Mixed Liguor 上澄液水質

水質項目	加熱処理前	加熱処理後
全固形物 (mg/l)	648	806
溶解性物質 (%)	630	731
浮遊物質 (%)	18	75
BOD ₅ (%)	16	88
COD (%K ₂ Cr ₂ O ₇) (%)	31	230
ABS (%)	2.0	1.7
塩素イオン (%)	210	225

5. 結論

- ① アルカリ性が酸化する易いグルコース、パプトン等の有機物が存在する場合にはウィングラー法、ナトリウムアサリド変法、柴田ミラー法は異常に低い DO 値を示し適当でない。又 k_L を測定する場合も亜硫酸ソーダ法(特に酸化触媒を含む場合)は小さな値を与える。 DO の測定にはホーテログラフ法、ショート変法、 k_L の測定には窒素ガスで脱酸素する方法の方がよいと思われる。
- ② ①で掲げた水質が無い場合には加熱処理した汚泥で亜硫酸ソーダ非定率法を用いて測定した k_L は実際の k_L 値とオーダー的に良く一致する値を与える。
- ③ k_L は汚泥濃度の増加とともに減少し $8,000 \text{ mg/l}$ 程度では約 60% となる。これは粘性、密度、表面張力等の汚泥の物理的性質の変化に起因すると考えられる。
- ④ グルコース、可溶性デンプンは $4,000 \text{ mg/l}$ 程度では k_L 値にほとんど影響しない。
- ⑤ k_L は空気吹込量の約 0.7 乗に比例し $8,000 \text{ mg/l}$ 程度の汚泥濃度ではその傾きが減少する様な傾向は見られない。これは $8,000 \text{ mg/l}$ 程度では吹込量を増せば k_L が大きくなり得ることを示し、エアレーションの上ではこの程度の濃度でも活性汚泥処理が行い得ることを示す。
- ⑥ 汚泥、基質の存在による C_s の減少は通常の処理施設では 10% 程度を見込んでおけば十分である。
- ⑦ k_L には Mixed Liguor のうちの SS が主に影響し、 C_s は主に溶解性物質の影響を受ける。
- ⑧ 酸素供給能は汚泥濃度 $4,000 \text{ mg/l}$ 程度で約 65%、 $8,000 \text{ mg/l}$ 程度で約 50% に減少する。逆に汚泥濃度の増加とともに酸素摂取速度は大きくなるから高濃度の活性汚泥処理を行う際にはこの酸素供給をいかに効率良く行うかが重要となってくる。

[記号説明]

k_L : 液境膜物質移動係数	$[\text{m/hr}]$
A : 気液接触界面	$[\text{m}^2]$
V : 液量	$[\text{m}^3]$
a : 単位容積当りの気液接触界面	$[\text{m}^2/\text{m}^3]$

$k_1 a$: 総括酸素移動容量係数	[$1/hr$]
t : 時間	[hr]
C_L : 溶解酸素濃度	[mg/l]
C_s : 飽和溶解酸素濃度	[mg/l]
C_0 : $t=0$ における溶解酸素濃度	[mg/l]
C_{s0} : 蒸留水の飽和溶解酸素濃度	[mg/l]
p_L : 溶解酸素分圧	[atm]
p_s : 飽和溶解酸素分圧	[atm]
p_0 : $t=0$ における溶解酸素分圧	[atm]
r : 活性汚泥呼吸速度	[$mgO_2/hr/mgS$]
S : 活性汚泥濃度	[mg/l]
OC : 酸素供給能	[$mgO_2/l.hr$]
$MLSS$: 活性汚泥濃度 ($=S$)	[mg/l]

[参考文献]

1. 合葉瑞一, 醗酵工学, 續新化学講座 24, 日刊工業新聞社
2. A. Pasver, Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes Vol.1, Reinhold (1956)
3. A.W. Hixson et al., Ind. Eng. Chem., 42, 1792 (1950)
4. W.H. Bartholomew et al., Ind. Eng. Chem., 42, 1801 (1950)
5. W.K. Lewis et al., Ind. Eng. Chem., 16, 1215 (1924)
6. R. Higbie, Trans. Am. Inst. Chem. Engrs., 31, 365 (1935)
7. P.V. Danckwerts, Ind. Eng. Chem., 43, 1460 (1951)
8. Cooper et al., Ind. Eng. Chem., 36, 504 (1944)
9. F.H. Deindorfer et al., Appl. Microbiol., 3, 253 (1955)
10. N. Forges et al., Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes Vol.1, Reinhold (1956)
11. Elmer L. et al., Biological Treatment of Sewage and Industrial Wastes Vol.1, Reinhold (1956)
12. J.A. Mueller et al., Appl. Microbiol., 15, 674 (1967)
13. 黄世佑, 東京文学本用微生物研究所修士論文 (1966)
14. N. Seaman et al., Sew. Ind. Wastes, 22, 912 (1950)
15. H. Heutelekian et al., Sew. Ind. Wastes, 23, 1141 (1951)
16. W.W. Eckenfelder Jr. et al., Symposium on Determination of Dissolved Oxygen in Water;
ASTM Technical Publication No. 219
17. Standard Methods 12th. Edition
18. E.J. Theriault et al., Ind. Eng. Chem. Anal. Ed., 4, 59 (1932)
19. S. Aiba et al., Biochemical Engineering, Univ. of Tokyo Press (1965)
20. Richard I.D. et al., J. W. P. C. F., 39, 543 (1967)
21. M. R. Brierley et al., Appl. Microbiol., 7, 57 (1959)