



Title	活性汚泥の呼吸速度に及ぼす高濃度塩分の影響
Author(s)	今井, 弘; 遠藤, 一夫
Citation	北海道大學工學部研究報告, 102, 79-91
Issue Date	1981-01-30
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/41660
Type	departmental bulletin paper
File Information	102_79-92.pdf



活性汚泥の呼吸速度に及ぼす高濃度塩分の影響

今井 弘 遠藤 一夫

(昭和 55 年 8 月 30 日受理)

Effect of High Salinity on the Respiration Rate of Activated Sludge

Hiroshi IMAI, Kazuo ENDOH

(Received August 30, 1980)

Abstract

Oxygen uptake rate measurements were performed on activated sludges acclimated to glucose and Polypepton (sludge no. 1), and n-dodecane and Polypepton (sludge no. 2) cultivated in fresh-water medium and subjected to shock loads of three types of synthetic sea water which had a wide range of salinity.

On addition of saline water, the specific growth rate in glucose medium increased with chloride ion Cl^- concentration C up to 4 g/l, then decreased in accordance with the following equation, showing a similar relationship to that of non-competitive inhibition :

$$\mu/\mu_0 = 15.53 / \{15.53 + (C - 4.85)\}, \quad C \geq 2.7 \text{ g/l}$$

where μ_0 is the specific growth rate in fresh-water medium.

The endogenous respiration rate of no. 1 sludge was decreased by an addition of saline water in the range of $C = 3.36 - 33.8 \text{ g/l}$. At $C \geq 14 \text{ g/l}$, the endogenous respiration rate was 45% of that of fresh-water sludge.

For oil acclimated no. 2 sludge, the endogenous respiration rate was scattered around that of fresh-water sludge at $C \leq 10 \text{ g/l}$. At $C > 10 \text{ g/l}$, the endogenous oxygen uptake rate was equal to or less than that of fresh-water sludge.

Respiratory activity in the glucose or n- C_{12} medium was mostly increased in the range of $C \leq 4 \text{ g/l}$, and was decreased at higher concentrations of Cl^- . The relation between the relative activity and salinity (C) could be expressed by the following equation, which has the form of that for non-competitive inhibition :

$$R/R_0 = 26.4 / \{26.4 + (C - 4.04)\}, \quad C \geq 0.95 \text{ g/l}$$

where R is the total oxygen uptake rate minus the endogenous respiration rate, and suffix 0 indicates fresh-water medium.

Respiratory activity during acclimation of sludge no. 1 to a synthetic sea water was also examined experimentally for two modes of salinity elevation. A faster salinity rise took 13 days to reach that of 100% synthetic sea water and the slower one required 23 days.

Respiratory activity in glucose medium increased transiently then decreased during the

salinity rise. The faster salinity rise depressed the activity more rapidly than the slower one. Within the same salinity in the range of 9–19 g-Cl⁻/l, the respiratory activity of the sludge in which the salinity was increased more rapidly or in a shorter period was higher than that of the sludge in which the salinity was increased over a longer period. When salinity reached that of 100% synthetic sea water, the respiratory activities of the two types of sludge were 30–50% of that of the fresh-water sludge. Thereafter, the activities increased gradually, taking 62 days or more to reach that of the fresh-water sludge.

1. ま え が き

高濃度塩分を含む廃水の例は、海水を使用する沿岸の魚肉加工場の廃水や、沿岸に多い石油精製工場の排水、或いは船舶からの廃水等その種類も多い。これらの廃水の処理に活性汚泥法が用いられる。又し尿処理における希釈曝気法において、淡水が手近に得られない場合、海水による希釈が行われている事例もある¹⁾。沿岸の地域によっては家庭下水の配管のもれによって、地下に浸透している海水の混入が避けられず、塩分濃度が高い状態のまま生物処理を行わねばならぬ例²⁾もある。これらのかん水 (Saline water) を含む廃水の活性汚泥法による処理における問題点は、(i) 塩分濃度が零に近い状態で運転されている状態に、急に高濃度のかん水が混入した場合、活性汚泥の水処理効率がどのように変化するか、(ii) 活性汚泥法を高濃度塩分を含む廃水に長期間にわたって適用する場合の馴養の成否、等であろう。

塩分濃度の急変に対する活性汚泥の挙動については、佐藤と高木³⁾、Kincannon と Gaudy⁴⁾、Ludzack と Noran¹³⁾ の報告があり、基質除去能、COD 除去能、或いは酸素消費活性に対して、塩分が促進効果を持つ場合と逆に阻害効果を持つ場合のある事が知られている。しかし、海水濃度 0～100% の範囲にわたる系統的な検討を行った報告は少ない。

さて、塩分を含む廃水の処理に活性汚泥法を適用する場合、処理後の水の BOD、COD 等の水質により、淡水の廃水処理の場合との比較検討がなされてきた。高濃度塩分のかん水の代表例は海水であり、塩分濃度の指標として便宜上塩素イオン濃度 C (g/l) が用いられる。ちなみに大洋の海水中の塩分濃度は、平均、約 $C=19$ g/l である。実働規模の活性汚泥プラントでの塩分の影響については、本多ら²⁾ は $C=2.2\sim 7$ g/l、土肥と安田¹⁾ は $C=11.5\sim 11.8$ g/l、実験室規模では、本多と井上¹⁴⁾ が $C=16$ g/l にて夫々検討を行い、廃水処理効率の点で、淡水の場合と比較してほとんど差異が認められない結果を得ている。Ludzack と Noran¹³⁾ もベンチスケールのプラントで実験を行い、 $C=5\sim 8$ g/l にて水処理の効果については淡水活性汚泥と差が無いが、 $C=20$ g/l に保った場合、BOD 除去能が低下した。一週間おきに $C=0.1$ 又は 20 g/l と変動させた場合の方が $C=20$ g/l に保ったままの場合よりも、処理水の BOD は低くなる結果を得ている¹³⁾。Stewart ら¹⁵⁾ のパイロットプラントを用いた結果では、海水濃度が 30% ($C=5.7$ g/l) 以下では活性汚泥による処理水の水質に塩分の影響は特に認められない。又、淡水から 100% 海水の塩分濃度へ変化させても、その逆に 100% から零の海水濃度に変化させても、塩分濃度だけの変動ならば、処理水の水質には大きな変化は認められない¹⁵⁾。

次に高濃度かん水への馴養途上の活性汚泥の状態について既往の研究に触れよう。柴田¹⁶⁾ は、1 日のうち 4 hr を比較的高い濃度の NaCl 添加の生下水中で曝気し、16 hr を生下水 ($C=0.9\sim 1.05$ g/l) 中で曝気させる方式で徐々に塩分濃度を上昇させ、25 日かけて、 $C=0.53$ から 5.33 g/l まで上昇させた。その結果、活性汚泥の BOD 除去能についてはある程度馴養されたが、汚泥が解体し、1 hr 静置後の上澄み液の透視度が大巾に悪化して、そのまま放流することが出来なくなり、

馴養は不成功であった。佐藤と高木³⁾は $C = 0, 2, 5, 10, 20 \text{ g/l}$ の 5 通りについて、夫々、活性汚泥を 15 日間馴養した。その結果、 $C \leq 5 \text{ g/l}$ にて、水処理の効率には差異が無く、 $C = 10 \text{ g/l}$ では許容される程度の阻害が認められた。又、 $C = 23 \text{ g/l}$ 迄馴養し、水処理に適用出来る結果を得たが、馴養時間は 60 日を要し、塩分の増加は、徐々に上昇させた方が馴養し易いとしている³⁾。

以上のように、活性汚泥に与える塩分の影響については多数の報告が見受けられるが、海水濃度 0 ~ 100% の範囲にわたる水質浄化の速度論的知見は不足しているのが現状である。ここではグルコースとポリペプトンに馴養した活性汚泥（汚泥 1 とする）と、ポリペプトンと石油系炭化水素 n -ドデカン（ $n-C_{12}$ ）に馴養した（汚泥 2 とする）二種の活性汚泥について、人工海水を種々の量加え、塩分濃度を数種類の値に急変させた場合の酸素消費速度への影響及び、汚泥 1 の人工海水への馴養途上の酸素消費速度の経時変化について実験的に検討を行った結果を報告する。

2. 比増殖速度を酸素消費量から推算する方法

純粹培養による微生物の酸素消費に関する基礎理論から比増殖速度を推算する方法について考察する。系内の菌体量を X 、酸素消費量を O_c とすると (1), (2) 式が成立する¹⁸⁾。(記号は末尾の記号表を参照)

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (1)$$

$$\frac{dO_c}{dt} = Xq + \mu X \cdot \frac{1}{Y_c} \quad (2)$$

ここに、 μ : 比増殖速度、 q : 内生呼吸速度、 Y_c : 酸素に対する増殖収率定数。

(1), (2) 式より (3) 式が成立する。(3) 式から明らかなように、 $(q/\mu + 1/Y_c)$ が培養中一

$$\frac{dO_c}{dt} = \left(\frac{q}{\mu} + \frac{1}{Y_c} \right) \mu X = \left(\frac{q}{\mu} + \frac{1}{Y_c} \right) \frac{dX}{dt} \quad (3)$$

定で、且つ $t = 0$ にて $X = X_i$ の時 $O_c = (q/\mu + 1/Y_c) X_i$ を実験的に簡便に定める方法があれば、 X 対 O_c は完全に 1 対 1 の比例関係となり、 X を測定しなくとも消費酸素 O_c を X の代りに測定して、(1) 式の μ を求める事が出来る。以下順次この方法を説明する。

(3) 式を積分すると (4) 式を得る。但し、 O_{ci} はこの段階では単なる積分定数である。

$$O_c = O_{ci} + \int_0^t \left(\frac{q}{\mu} + \frac{1}{Y_c} \right) \mu X dt \quad (4)$$

q, μ, Y_c を培養中一定と仮定すると (4) 式は (4a) 式となる。

$$O_c = O_{ci} + Y \mu \int_0^t X dt \quad (4a)$$

$$Y = q/\mu + 1/Y_c, \quad Y: \text{mg-O}_2 \text{ 消費量/g-生成菌体} \quad (5)$$

Y の値は、 $560^{17)}$, $800^{5)}$ mg/g 程度であり、 q/μ は Tables 4, 5 の結果から約 50 以下である。(4), (4a) 式の右辺第二項が通常測定される消費酸素量であり $t = 0$ にて消費酸素量も零とおくのが通例である。つまり通常の消費酸素量の意味では $O_{ci} = 0$ とおくのが自然である。ここでは、 O_c を菌体量と直接対応させるために、後述のように、 $t = 0$ にて存在する植種した微生物が生れるために消費された酸素量を O_{ci} とする。(1) 式を $t = 0: X = X_i$ で解くと

$$X = X_i \exp(\mu t) \quad (6)$$

(6) 式を得る。

先ず本実験に植種するための菌体を得るための前培養 (preculture) について、(4a) 式に (6) 式を代入し、基質を消費し尽す指数増殖期の終点 $t = T$ まで積分を行うと (7) 式を得る。

$$O_{cp} = O_{cpi} + Y(X_p - X_{pi}), \quad X_p = X_{pi} \exp(\mu T) \quad (7)$$

ここで、添字 p は前培養を示し、 X_{pi} は前培養に植種した菌体量。(7) 式は、 $X_p \gg X_{pi}$ ならば (8) 式となる。

$$\Delta O_{cp} \equiv O_{cp} - O_{cpi} = Y X_p \quad (X_p \gg X_{pi}) \quad (8)$$

ここで、 ΔO_{cp} は前培養開始時点から指数増殖の終点 T までに消費された酸素量 (mg- O_2)、 X_p は、 $t = T$ における前培養の菌体量 (g-dried weight) を示す。本研究では、 $X_{pi} \div 0.006$ g/l、Table 3 の S2 として示した培地では $X_p = X_{pi} (\mu T) \div 0.2$ g/l。従って約 3% の誤差にて (8) 式が成立する。(8) 式では、 ΔO_{cp} が測定される量である。

さて、本実験に用いる種汚泥は、前培養の混合液 V_p (ml) のうち、 v (ml) を植種するので植種された菌体量は (9) 式となる。又、植種された微生物が生成するために消費された酸素量は

$$X_i = v X_p / V_p \quad (9)$$

$v X_p Y / V_p$ であるが、(8) 式により $\Delta O_{cp} v / V_p$ となる。これを O_{ci} と置く。

$$O_{ci} = \Delta O_{cp} v / V_p \quad (10)$$

(8)、(10) 式を (9) 式に代入すると (11) 式となる。

$$O_{ci} = Y X_i \quad (11)$$

即ち前述の $t = 0$: $O_c = O_{ci} = Y X_i$ を実験的に簡便に定める方法は (10) 式により与えられる事になる。(4a) 式に、(6)、(11) 式を代入すると (12) 式を得る。これは明らかに、 O_c と X の比

$$O_c = Y X_i \exp(\mu t) = Y X \quad (12)$$

例対応関係を示す。(12) 式より、(13) 式を得る。従って O_c 対 t の片対数プロットの傾きから μ

$$\frac{d \log_e O_c}{dt} = \mu \quad (13)$$

を求める事が出来る。実験開始後測定されるのは (4) 式の右辺第二項の寄与であり、 O_{ci} は通常小さいので、 μ の決定のためには、実験初期 (t 小) を除けば O_{ci} の寄与は少ない。遅れ時間 (誘導期) を求めるには、 O_c vs. t 曲線と O_{ci} との交点の時間を求める。実際には Fig. 1 のように、片対数紙上で、 O_c の直線部分の延長と O_{ci} との交点から遅れ時間を求めた。

3. 実験方法

3.1 活性汚泥 札幌市創成川下水処理場の活性汚泥を種として、実験室において人工廃水に馴養した。用いた人工廃水は 2 種類でその組成を Table 1 に示した。2 つの 3 l 実験容積の曝気槽を用意し、一方はグルコースとポリペプトン (槽 V 1, 汚泥 1 とする) で 1 月以上、他方は n-C₁₂ とポリペプトン (槽 V 2, 汚泥 2 とする) で 15 月以上、1 日 1 回の fill-and-draw 法により馴養した¹²⁾。これらの汚泥を前培養又は本実験に植種する種汚泥として用いた。比増殖速度の測定用の種に用いた前培養の培地 (Table 3 の S2 参照) の無機塩の含有量は Table 4 の脚注に示したものと同一であり、全体積 V_p は約 211 ml、グルコース添加量は 0.10 g である。用いた植種汚泥はまとめて Table 3 に示した。

3. 2 人工海水 用いた人工海水は3種で、その標準組成を Table 2 に示す。SSW 1 は、3%のNaCl水溶液、SSW 2 は van't Hoff の人工海水³⁾、SSW 3 は市販の海水の素を脱イオン水に溶かしたものである。必要に応じて Table 2 の組成を濃縮した人工海水を作成した。

3. 3 酸素消費量の測定と比増殖速度の測定 クーロメーター方式の自動BOD測定機（大倉電気製「北開試式記録呼吸計」）により積算消費酸素を記録した（詳細は文献^{5,6)} 参照）。

一回の実験につき6つの500-ml培養ビンを用意し、同一量のグルコース、微量の種汚泥を加え、1つは淡水で、残りの5つは人工海水の添加量を変えて前述のクーロメータに設置し、6つ併列に同時に酸素消費曲線を記録させた。実験初期のpHは 7.2 ± 0.15 に調整した。なお温度は20°Cである。Table 4に実験条件をまとめて示した。

3. 4 呼吸活性の測定 呼吸活性の測定時は、種汚泥の量を充分多くし、汚泥1に対してはグルコースを基質とし、汚泥2に対してはn-C₁₂を基質として前記のように積算消費酸素を記録した。まず汚泥1については6つの培養ビンに1日1回の人工廃水を加える前の曝気槽V1から、54 mlの混合液を採取し種汚泥とした。人工海水の添加量を変えpHを 7.2 ± 0.15 に調整した後、クーロメータに設置し、5～15 hr 酸素消費量を記録させた。測定中の菌体濃度は、1.2 g/l以上である。測定後半の直線部分の傾きから酸素消費速度を計算し、内生呼吸速度 q とした。次いで培養ビンの側室に予め用意したグルコース溶液（グルコース20又は40 g/l、A液100、E液20 ml/l、A、E両液はTable 1の脚注参照）5 mlを添加し、直後から0.2～0.9 hrの酸素消費曲線の傾きを求め、酸素消費速度 Q を計算した。

石油系油分n-C₁₂に馴養した汚泥2についても同様な手順で内生呼吸速度、n-C₁₂存在下での酸素消費速度を測定した。種汚泥は槽V2(Table 1参照)から37 mlを採取して添加し、測定中の微生物濃度は0.43 g/l以上とした。内生呼吸速度は実験開始後大略4 hrの間の消費曲線の直

Table 1. Synthetic waste water^a for acclimation vessel V1 and V2 (working volume 3 l).

Sludge Vessel	1 V1	2 V2
Nutrient		
KH ₂ PO ₄	1.0 g	0.45 ^b g
A(buffer)	10 ml	5. ml
B	0.6	0.6
C	0.4	0.4
D	0.5	0.5
E	0.5	1.0
Glucose	1.0 g	
Polypepton	1.0	2.0 g
n-dodecane		1.0 ml
City water	1.0 l	1.0 l

^aRefer to JIS K0102⁷⁾ for basal salts A~D.

A : K₂HPO₄, 21.75, KH₂PO₄, 8.5, Na₂HPO₄·12H₂O, 44.6, NH₄Cl, 1.7g, deionized water, total 1 l.

B : MgSO₄·7H₂O, 22.5g, deionized water, total 1 l.

C : CaCl₂, 27.5g, deionized water, total 1 l.

D : FeCl₃·6H₂O, 0.25g, deionized water, total, 1 l.

E : (NH₄)₂SO₄, 200g, deionized water, total 1 l.

The working volume of each vessel was 3 l based on the mixed liquor. Immediately after the daily feed pH was adjusted to 7.2 ± 0.2 with HCl or NaOH.

^bK₂HPO₄ was sometimes used for pH adjustment instead of KH₂PO₄.

Table 2. Synthetic sea water^a

SSW1	NaCl 30.0 g/l
SSW2	NaCl, 26.75, KCl, 0.75, MgCl ₂ , 3.42 CaCl ₂ , 0.51, MgSO ₄ , 2.1 g/l
SSW3	NaCl, 35.33, KCl, 0.95, MgCl ₂ , 5.73 CaCl ₂ , 1.52, MgSO ₄ , 4.3 g/l and others

^aResulting Cl⁻ concentrations are : SSW1, 18.2 g/l, SSW2, 19.5 g/l, SSW3, 26.9 g/l. More concentrated solution was used when necessary in keeping the composition ratio of the salts constant.

線部分の傾きから求めた。 $n-C_{12}$ の添加方法は、家庭用ミキサーでエマルジョン ($n-C_{12}$, 4, B液 1.0, C液 1.0, D液 1.0, E液 2.0 又は 4.0 ml/l, K_2HPO_4 0.2~0.5 g/l) 培地を作成し, これを 8.0 又は 20.0 ml 側室に予め分取し, 実験開始後 4~9 hr にて培養ビン中に添加した。添加時のエマルジョンは油膜状の部分も見え, 作成時 (平均油滴径約 $2.5 \mu m$) とは, 油滴の大きさは大幅に異なる。 $n-C_{12}$ の添加直後から 2~10 hr までの直線部分の傾きから, 酸素消費速度を計算した。本節の実験条件は Table 5 にまとめて示した。

微生物濃度は曝気槽 V1, V2 の混合液を遠心分離し, JISK 0102⁷⁾の方法により, 浮遊性固体重量 (MLSS 又は SS, Mixed Liquor Suspended Solid の略) 及び, 揮発性固体重量 (MLVSS 又は VSS, Mixed Liquor Volatile Suspended Solid の略) を測定した。種汚泥量は, 植種した容積と固体濃度から計算により求めた。

Table 3. Inoculum used to measure the effect of salinity on specific growth rate.

S1	supernatant of aeration vessel V1
S2	sludge acclimated to glucose medium (glucose 0.472~0.474 g/l) with small inoculum size and sampled at the end of the exponential growth phase
S3	mixed liquor of aeration vessel V1

3. 5 人工海水への馴養実験¹⁹⁾ 3 l の曝気槽を 3 つ用意し (V1, V3, V4 とする), V1 は前出の V1 をそのまま用い, 他の 2 つの槽について異なる速度で徐々に人工海水の濃度を上昇させた。種汚泥は, 実験開始時に, 前出の汚泥 1 を 3 等分して 3 槽に添加した。V1 はそのまま淡水で fill-and-draw 法により馴養を続行し, V3, V4 は人工海水を添加した。加えた人工廃水と人工海水をまとめて Table 6 に示した。表中 SSW2D は, Table 2 の人工海水 SSW2 の 200% の濃度をもつ。測定項目は, 固体濃度 B (g-SS/l), 揮発性固体濃度 X (g-VSS/l), 30 min 静置後の沈でん固体のかさ容積 SV_{30} (ml/l), 内生呼吸速度 q , グルコース添加時の酸素消費速度 Q である。又, 汚泥容量指標 $SVI (=SV_{30}/B)$ (ml/g-MLSS) も求めた。なおグルコースの添加量は 0.12~0.37 g/(g-MLVSS)。クーロメータ設置初期の培養ビン中の pH は 7.2 ± 0.2 に調整した。以上の実験はすべて温度は恒温水槽により 20°C に保った。

Table 4. Experimental conditions for the measurement of the effect of salinity on the specific growth rate.

Run No.	Sea water	Inoculum (ml)	O_{ci} (mg- O_2)	Glucose (g)	Volume ^a (ml)	μ_o (hr ⁻¹)	L_o (hr)
1	SSW1	S1 20	0.60 ^b	0.10	227	0.215	33.8
2	SSW1	S3 4	unknown	0.10	211	0.103	—
3	SSW1	S2 5	0.66	0.10	212	0.244	3.31
4	SSW1	S2 4	0.76	0.10	207~209	0.204	1.6
5	SSW2	S2 6	1.36	0.10	213~215	0.249	3.8
6	SSW3	S2 5	0.91	0.10	212~215	0.237	1.3
7	SSW3	S1 40	unknown	0.10	246	0.175	—

^aCulture medium contained basal salt solutions (refer to footnote to Table 1 for solutions A~E) A : 2.5~5; B, C, D : 0.5 and E : 0.5 in ml unit. Its pH was adjusted to 7.2 ± 0.15 .

^bAssumed value giving a linear relationship between $\ln O_c$ and time. See also Nomenclature for definition of symbols.

4. 実験結果とその考察

4.1 増殖遅れ時間と比増殖速度 Fig. 1は消費酸素 O_c の経時変化を示す。計算に用いた O_{ci} は Table 4 に示した。図中の μ は (13) 式による計算値、又パラメータは塩素イオン濃度 C (g/l) で、計算により求めた。Ingram の結果⁸⁾ によれば *Bacillus cereus* では呼吸阻害はアニオンでなくカチオンの種類が重要な因子になって起るとされているが、かん水に共通なイオンとして Cl^- を便宜上塩分の尺度とすることにする。

遅れ時間 L (hr) は、Lodge と Hinshelwood¹⁰⁾ にならってグラフ上の外挿法によった (Fig.1)。各実験番号について、淡水中での値 μ_o , L_o を Table 4 に、又無次元化した L/L_o , μ/μ_o を Fig. 2, 3 に示す。 L/L_o は、初期微生物濃度 n_o と C に依存すると考えられ¹²⁾、本実験では、 n_o が実験番号毎に異なりはするものの、 L/L_o 対 C は相関性が認められる (Fig. 2)。呼吸活性の測定では、 n_o が大きく、遅れは観測されなかった。

Fig. 3 中の実線は、非拮抗的阻害¹¹⁾ の式 (14) 又は (15) をあてはめたもので、係数は最小二乗法によった。 I は阻害物質濃度、 C_o を阻害開始塩素イオン濃度として、 $I = C - C_o$ 。

$$\mu/\mu_o = K_i / (K_i + I) = 1 / \{1 + C/K_i - C_o/K_i\} \quad (14)$$

$$\mu_o/\mu = 1 + I/K_i = 1 + C/K_i - C_o/K_i \quad (15)$$

(14) 式の型を用いた場合 (偏差の大きい実験データ 3 点を除いて) (16) 式を、又実験番号 1 ~ 5 のデータについて (15) 式の型を適用して (偏差の大きい 6 点を除いて) (17) 式を得た。

$$\mu/\mu_o = 15.53 / \{15.53 + (C - 4.85)\} \quad , \quad C \geq 2.7 \text{ g/l} \quad (16)$$

$$\mu_o/\mu = \{11.2 + (C - 6.35)\} / 11.2 \quad , \quad C \geq 2.7 \text{ g/l} \quad (17)$$

Fig. 3 から、両式とも大きな差は無い。 $C \approx 5$ g/l で塩分の呼吸阻害が現れ始め、 $C < 4$ g/l では逆に促進効果が現われる。 L からみると促進効果は認められない (Fig. 2)。海水 ($C \approx 20$) では、 μ は淡水の値の約 50% の値、遅れ時間は淡水の場合の 3 ~ 20 倍となることがうかがえる。

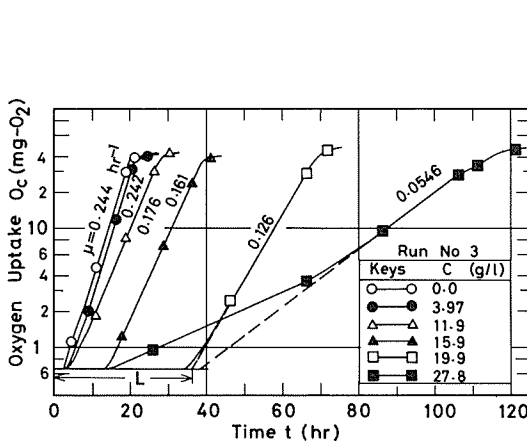


Fig. 1 Effect of salinity on the growth curve of activated sludge in glucose medium. See run no. 3 in Table 4 for experimental conditions.

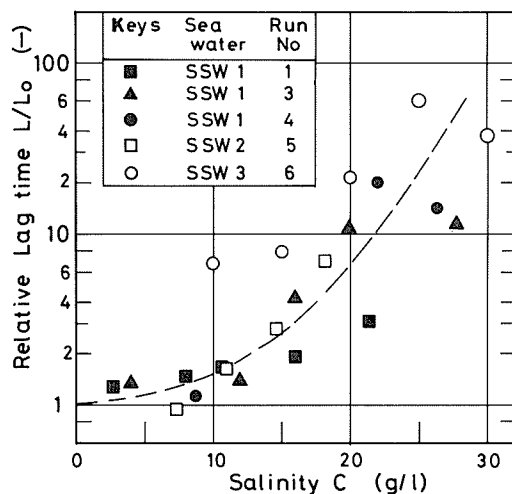


Fig. 2 Effect of salinity on relative lag time. See Table 4 for L_o and other experimental conditions.

4. 2 内生呼吸速度と基質存在下の呼吸活性に及ぼす塩分の影響 内生呼吸速度 q の淡水培地中での値 q_0 に対する比を C に対し Fig. 4 に示す(q_0 は Table 5 参照)。汚泥 1 は、人工海水の添加により、 q は小さくなる。汚泥 2 では、 $C < 10$ g/l にて散らばった結果であり、 $C > 10$ では淡水中の値より小さいか、等しい (Fig. 4)。実際の污水处理場の汚泥を用いた佐藤と高木の結果³⁾ は、 $C = 1 \sim 4$ g/l にて、 q は淡水中の値よりも高い。後述のように、基質 (グルコースと $n\text{-C}_{12}$) 存在下では、 $C < 4$ g/l にて酸素消費速度は塩分の添加により淡水中よりも高い。本実験の油分 $n\text{-C}_{12}$ とか、実際の下水中の有機物は、細胞内にとり込まれても、難分解性 BOD を体内に残すと仮定すると汚泥 2 の q と佐藤と高木の結果³⁾ は説明がつく。Fig. 4 の Ingram⁹⁾ の *Escherichia coli* と *B. cereus* の純粋培養のデータは原報の Fig. 2⁹⁾ のデータから著者が再計算

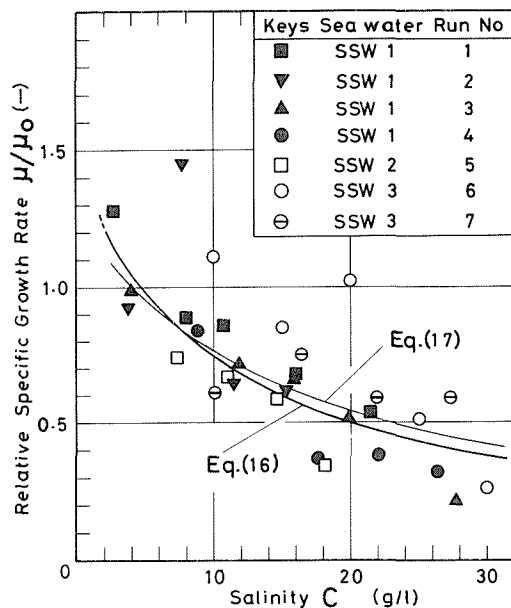


Fig. 3 Effect of salinity on specific growth rate of activated sludge in glucose medium. See Table 4 for μ_0

Table 5. Experimental conditions for the measurement of the effect of salinity on the respiratory activity.

Run no.	Sea water	Sludge no. (g)	V_1^a (ml)	q_0^b	S^c (g)	V_2^d (ml)	Q_0^e	R_0^f	Keys to Figs. 4~6
8	SSW3	1 0.475g-SS	210	2.15					
9	SSW3	1 0.414	209~213	2.17					
10	SSW3	1 0.353	199~200	3.39					
11	SSW2	1 0.306	210~213	3.27					
12	SSW2	1 0.293	190~194	3.57	0.10	195~199	55.9	52.3	
13	SSW2	1 0.314	230~234	3.76	0.20	235~239	66.7	62.9	
14	SSW2	1 0.256	191~194	3.85	0.20	196~199	62.8	59.0	
15	SSW2	1 0.234	191~194	4.69	0.20	196~199	66.3	61.6	
16	SSW1	2 0.140g-VSS	238	7.68	0.024	246	18.9	12.2	■
17	SSW2	2 0.144	237	7.66	0.024	245	23.5	15.8	●
18	SSW2	2 0.136	287~288	4.42	0.060	307~308	14.2	9.78	◐
19	SSW2	2 0.161	300	4.05	0.060	320	21.5	17.4	●
20	SSW2	2 0.140	300	4.29	0.060	320	26.3	22.0	◐
21	SSW2	2 0.138	300	4.22	0.060	320	31.4	27.2	◐

^aCulture volume for endogenous respiration measurement.

^bEndogenous respiration rate in fresh water medium: mg- O_2 /hr/g-biomass, biomass is MLSS for runs no. 8~15 and MLVSS for runs no. 16~21.

^cAmount of added substrate; glucose for runs no. 12~15; $n\text{-C}_{12}$ for runs no. 16~21.

^dCulture volume after addition of glucose solution or $n\text{-C}_{12}$ emulsion.

^eTotal oxygen uptake rate in fresh water medium containing organic substrate; mg- O_2 /hr/g-biomass, biomass is MLSS for runs no. 12~15 and MLVSS for runs no. 16~21.

^f R_0 is Q_0 minus q_0 .

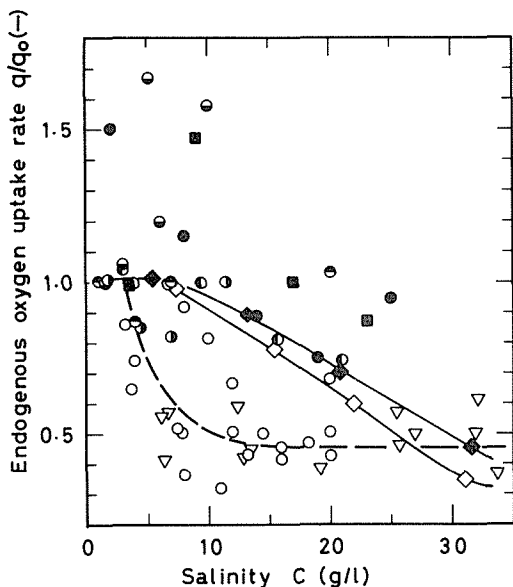


Fig. 4 Endogenous oxygen uptake rate q/q_o vs. C . See Table 5 for q_o and keys.
 ∇ : Sludge no. 1 in sea water SSW3, runs no. 8~10.
 $\circ$: Sludge no. 1 in sea water SSW2, runs no. 11~15.
 Other keys for sludge no. 2 in sea water SSW1 or SSW2, see Table 5 for keys.
 $\diamond$: Ingram⁹⁾ : *Escherichia coli*, pH=7.0, $q_o=9.5$, SSW1.
 $\blacklozenge$: Ingram⁹⁾ : *Bacillus cereus*, pH=6.5, $q_o=23$, SSW1.

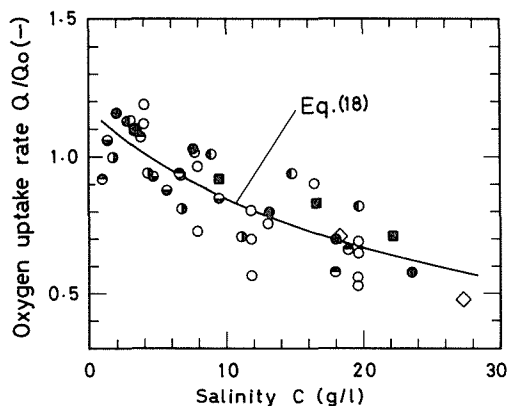


Fig. 5 Total oxygen uptake rate in glucose or $n\text{-C}_{12}$ medium. Q/Q_o vs. salinity of synthetic sea water. See Table 5 for Q_o .
 $\circ$: Glucose medium (sludge no. 1, runs no. 12~15). Other keys for $n\text{-C}_{12}$ medium (sludge no. 2, runs no. 16~21, see Table 5 for keys.).
 $\diamond$: Kincannon and Gaudy⁴⁾ : glucose, 1.0 g/l; MLVSS, 0.73~1.3 g/l; $Q_o=45.2$ (for $C=18.2$), or 53.8 (for $C=27.3$); SSW1.

したもので、*E. coli*に対しては $C < 3.5$, *B. cereus*で $C < 0.7$ g/lにおいて、塩分の添加によって q は大きくなる。より大きい C に対しては阻害を受ける。Ingram⁹⁾ の q_o は、9.5, 23 mg/g/hr と、本実験に比べ大きい培地には BOD が残っていないと考えられ、菌体の年齢が関係していると推測される。(実験開始後、数時間で酸素消費速度の低下を認め^{8),9)}、データとしては、低下前の値を採用した⁹⁾)。いずれにしても Fig. 4 のデータのばらつきは、その原因について不明な点が多い。

グルコース又は $n\text{-C}_{12}$ を基質とする培地中における全酸素消費速度 Q は、Table 5, Fig. 5 にまとめて示した。Kincannon と Gaudy の結果は原報⁴⁾ のデータから著者が再計算したものである。 $C < 4$ g/l にて淡水中よりも 5~20% 大きく、 $C > 4$ g/l では、 C の増加と共に低下する傾向があり、実線 (Fig. 5) は本実験のデータに (14) 式の型を適用した (18) 式の値を示す。

$$Q/Q_o = 31.29 / \{31.29 + (C - 4.52)\} \quad C > 0.95 \text{ g/l} \quad (18)$$

Q は、廃水中の有機物質の除去に関連していると考えられるが、生物体維持のための内生呼吸 q を含む。従って $Q - q$ の方がより適切な水質浄化に関連した尺度であろう。これを R とし、呼吸活性と呼ぶことにする。Figs. 4, 5 の結果から R を求め、淡水中での値 R_o で無次元化して Fig. 6 に求す。実線は (14) 式の型を適用した実験式 (19) である。 R/R_o は平均として Q/Q_o よりも、

$$R/R_o = 26.35 / \{26.35 + (C - 4.04)\} \quad C > 0.95 \text{ g/l} \quad (19)$$

低い値を示している。Figs. 5, 6 から明らかなように、 $C \div 4$ g/l にて酸素消費への障害が始まる。大洋の海水濃度 ($C \div 20$) では、淡水中での約 62~67% の呼吸活性を示すに過ぎない。グルコースと $n\text{-C}_{12}$ について比較すると $C > 4$ g/l ではグルコースの方が $n\text{-C}_{12}$ よりも、 R/R_0 , Q/Q_0 共に小さい。非好塩性細菌が高濃度塩分中におかれた場合、細胞内の K^+ , Na^+ , Cl^- 等のイオン濃度は、細胞が定常期 (内性呼吸期) にあるか、指数期にあるかによって、大幅に違う値をとる事が知られており²⁰⁾, Figs. 4, 5 の互に傾向の異なる呼吸特性と対応していると考えられる。

4. 3 人工海水へ馴養途上の呼吸活性¹⁹⁾

実験結果を Table 6, Figs. 7~10 に示した。塩素イオン濃度 C を Fig. 7 (a) に示す。V3 は 13 日, V4 は 23 日で 100% 人工海水の値に段階的に至達させた。Fig. 7 (b) に固体濃度を示したが, MLSS, MLVSS の概略を示すに過ぎない。Fig. 7 (c) に SVI を示す。 C の値を上昇中, SVI は淡水よりも小さい値を示したが, 30 min 静置

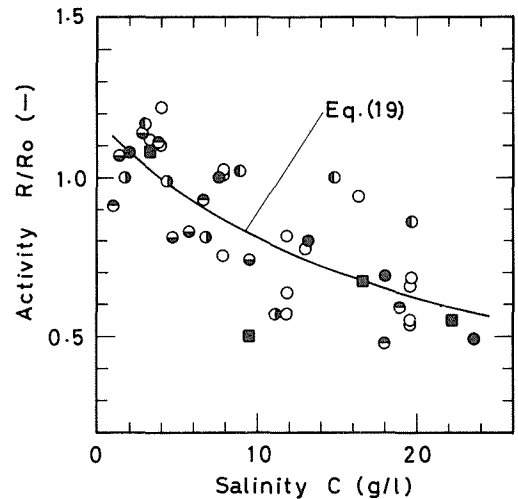


Fig. 6 Respiratory activity vs. salinity in glucose medium or $n\text{-C}_{12}$ medium. Data were reduced from the results in Figs. 4 and 5. See Table 5 for R_0 .
○ : glucose medium (sludge no. 1, runs no. 12~15). Other keys for $n\text{-C}_{12}$ medium (sludge no. 2, runs no. 16~21, see Table 5 for keys).

Table 6. Synthetic waste-water^a fed per day to vessels V1, V3 and V4.

	V1	V3	V4
A (buffer)	10 ml	(0~9 day) 10 ml (9 day~) 0	(0~9 day) 10 ml (9 day~) 0
B	0.6	0.6	0.6
C	0.4	0.4	0.4
D	0.5	0.5	0.5
E	1.0	1.0	1.0
K_2HPO_4	0.65 g	0.65 g	0.65 g
Glucose	1.0	1.0	1.0
Polypepton ^c	1.0	1.0	1.0
Sea water SSW2D ^d	0 ml	500 ml	(0~17 day) 250 ml (17 day~) 500
Total ^e	1 l	1 l	(0~10 day) 0.5 l (10~81 day) 1

^aSee footnote to Table 1 for solutions A~E

^b KH_2PO_4 was used for the first 10 days instead of K_2HPO_4 .

^cFor the first 29 days 2 g of Polypepton was added to each vessel.

^d200 % synthetic sea water of SSW2 shown in Table 2.

^eWorking volume of each vessel was 3 l. Immediately after the daily feed pH was adjusted to 7.2 ± 0.2

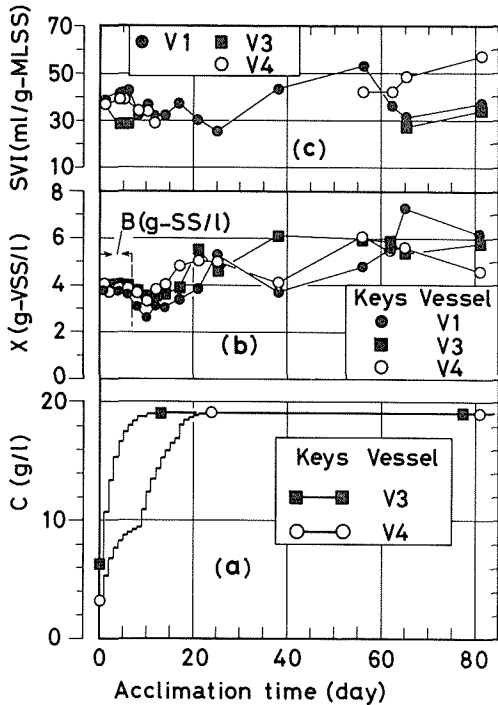


Fig. 7 Acclimation of activated sludge to synthetic sea water
 (a) Chloride concentration C ($\text{g-Cl}^-/\text{l}$) for acclimation vessels V3 (■) and V4 (○).
 (b) Activated sludge solid concentration, X ($\text{g-VSS}/\text{l}$) or B ($\text{g-SS}/\text{l}$).
 (c) Sludge volume index SVI ($\text{ml}/\text{g-MLSS}$) for 30 min settling.

後の上澄み液の透明度は悪化し、一見して固液分離がなされたとは云えず、汚泥と水の分離特性の尺度としての SVI の意味を失ったので、Fig. 7 (c) では一部データを省いた。58~65 日後に V3, V4 共に、上澄みの清澄さと SVI は淡水汚泥と同程度に近づいた。

内生呼吸速度 q とグルコース培地での酸素消費速度 Q を Figs. 8 (a), 8 (b) に示す。淡水 (V1) での q_0 で無次元化した V3, V4 の q を Fig. 9 (a) に、又呼吸活性 $R (=Q-q)$ を淡水中の値で無次元化して Fig. 9 (b) に示した。同図より、 R は塩分増加の初期には淡水活性汚泥よりも大きくなり、以降小さくなる。塩分の早い上昇 (V3) の方が遅い上昇 (V4) よりも呼吸活性の阻害が早く起る。100%人工海水の C の値に達した後 (約 21 日以降) V3, V4, 共にほとんど同じ呼吸活性を示す。 C に対して R/R_0 をみたのが Fig. 10 である。Fig. 6 のグルコース培地のデータのみを取り出して再プロットしてある (Fig. 10)。Fig. 10 の太い実線は、Fig. 6 のグルコースのデータに、式 (15) の型を用いて最小二乗法により定めた実験式 (20) を示す。

$$R/R_0 = 20 / \{20 + (C - 5.73)\} \quad C \geq 3.3 \text{ g/l} \quad (20)$$

Fig. 10 より、塩分が上昇中は、早い上昇 (V3) の方が遅い上昇 (V4) よりも同一の C で比較すると呼吸活性は高い。又、4. 2 節の結果 (塩分急変時) は、 $10 < C < 17$ において、V3, V4 の間にある。

Fig. 9 (b) より、V3, V4 共に呼吸活性が淡水 (V1) の値に近づくのに約 62 日を要する結果を

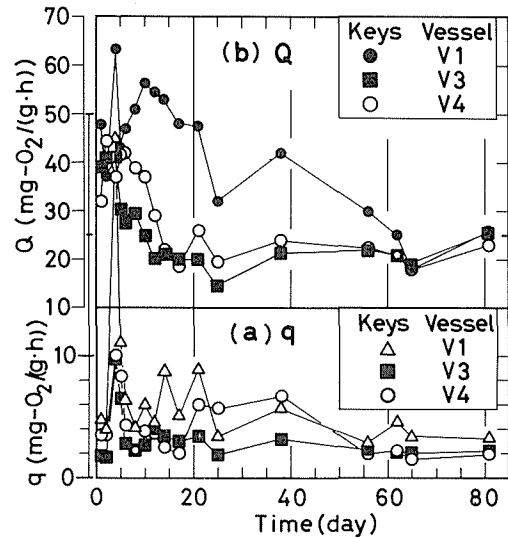


Fig. 8 Respiration rate during acclimation to synthetic sea water
 (a) Endogenous respiration rate q ($\text{mg-O}_2/\text{h/g-biomass}$)
 (b) Total oxygen uptake rate Q ($\text{mg-O}_2/\text{h/g-biomass}$) in glucose medium. Biomass is MLSS for first 6 days and MLVSS after 6 days for both q and Q

得た。佐藤と高木³⁾も約2月の時間を要した。本実験では、2通りの塩分上昇法は馴養完了に要する時間に大差は無く、馴養が充分となった後も、SVI, 呼吸活性とも大きな差は認められなかった。

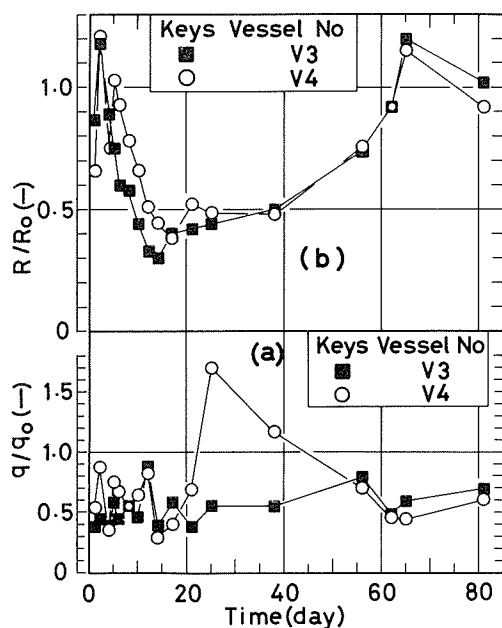


Fig. 9 Time course of relative respiration rate
(a) Endogenous respiration rate relative to a control (vessel VI). q_0 is equal to q for VI in Fig. 8(a).
(b) Respiratory activity relative to a control. R_0 is Q minus q for VI in Fig. 8, $R_0=21\sim50$ mg- O_2 /h/g.

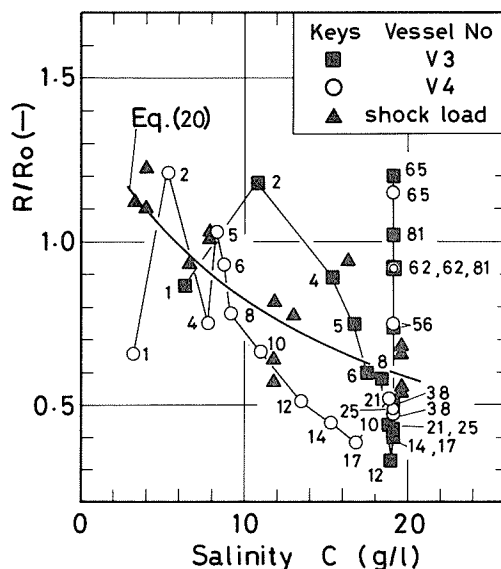


Fig. 10 Relative respiratory activity vs. salinity C (g- Cl^- /l). Numbers indicate days elapsed from the beginning of acclimation. ($\blacktriangle$) is the same as ($\circ$) shown in Fig. 6.

謝 辞

本研究の一部は文部省科学研究費の援助によった。付記して謝意を表す。

引 用 文 献

- 1) 土肥公彦, 安田 弘: 水処理技術, **10** (1969), 6, p. 45
- 2) 本田淳裕, 伊藤尚夫, 井上善介, 近藤 潔: 下水道協会誌, **2** (1965), 13, p. 1
- 3) 佐藤孝彦, 高木柁弥: 下水道協会誌, **4** (1967), 37, p. 14
- 4) Kincannon, D. F., Gaudy, Jr., A. F.: J. Water Pollut. Control Fed., **38** (1966), p. 1148.
- 5) 園田頼和, 熊谷裕男, 中田二男: 醸酵工学雑誌, **50** (1972), 5, p. 313
- 6) 熊谷裕男, 中田二男: 下水道協会誌, **8** (1971), 88, p. 16
- 7) 日本規格協会: 工場排水試験方法 JIS K 0102 (1980), p. 33, 日本規格協会
- 8) Ingram, M. J.: J. Bacteriol., **38** (1939), p. 613.
- 9) Ingram, M. J.: J. Bacteriol., **40** (1940), p. 683.
- 10) Lodge, R. M., Hinshelwood, C. N.: J. Chem. Soc., (1943), p. 213.
- 11) Aiba, S., Humphrey, A. E., Millis, N. F.: Biochemical Engineering, 2nd. ed., (1973), p. 97, Univ. Tokyo

Press.

- 12) Imai, H., Endoh, K., Kobayashi, Ch. : J. Ferment. Technol., **57** (1979), 4, p. 333.
- 13) Ludzack, F. J., Noran, D. K. : J. Water Pollut. Control Fed., **37** (1965), 10, p. 1404.
- 14) 本田淳裕, 井上善介 : 用水と廃水, **7** (1965), 6, p. 368
- 15) Stewart, M. S., Ludwig, H. F., Kearns, W. H. : J. Water Pollut. Control Fed., **34** (1962), 11, p. 1161.
- 16) 柴田三郎 : 水道協会雑誌 : **83** (1940), p. 19
- 17) 今井 弘, 遠藤一夫, 中田二男 : (要旨) 化学工学協会第 38 年会講演 (1973), A 203
- 18) 合葉修一, 永井史郎 : 生物化学工学 (1975), p. 106, 科学技術社
- 19) Imai, H., Endoh, K., Kobayashi, Ch. : J. Ferment. Technol., **57** (1979), 5, p. 453.
- 20) 増井正幹, 大西 博, 畝本 力 : 好塩微生物 (1979), p. 93, 医歯薬出版

Nomenclature

- B : dried biomass [g-SS/l]
 C : chloride ion concentration [g/l]
 C_o : critical value of C [g/l]
 I : concentration of inhibitor [g/l]
 K_i : half velocity concentration of inhibitor [g/l]
 L : lag time [hr]
 L_o : lag time in fresh-water medium [hr]
 n_o : initial cell concentration in new medium [number/cc]
 O_c : cumulative oxygen uptake including O_{ci} [mg-O₂]
 O_{ci} : initial oxygen uptake, defined by Eq. (10) [mg-O₂]
 ΔO_{cp} : oxygen uptake of preculture necessary to consume glucose [mg-O₂]
 q : endogenous respiration rate [mg-O₂/(hr·g-biomass)]
 q_o : value of q in fresh-water medium [mg-O₂/(hr·g-biomass)]
 Q : total oxygen uptake rate in glucose or n-C₁₂ medium [mg-O₂/(hr·g-biomass)]
 Q_o : value of Q in fresh-water medium [mg-O₂/(hr·g-biomass)]
 R : Q minus q , respiratory activity [mg-O₂/(hr·g-biomass)]
 R_o : value of R in fresh-water medium [mg-O₂/(hr·g-biomass)]
 t : time [hr]
 v : mixed liquor volume of preculture medium transferred as the inoculum [ml]
 V_p : total volume of preculture [ml]
 X : biomass [g-VSS] or [g-SS] unless otherwise defined
 Y : mg-O₂ consumed/g-biomass produced including endogenous respiration
 $1/Y_G$: mg-O₂ consumed for growth per g-biomass produced
 Greek
 μ : specific growth rate [hr⁻¹]
 μ_o : value of μ in fresh-water medium [hr⁻¹]
 Suffixes
 i : refer to initial value
 o : refer to fresh-water medium (control)
 p : refer to preculture