

包陷式混合微生物處理食品有機廢水之動力模式

徐傲暉¹ 林宜長²

本研究利用生物包陷(entrapment)技術，固定混合微生物(mixed-microorganisms)於三醋酸纖維酯(cellulose triacetate)上，以此作為載體(carrier)；將此載體填充固定於反應管柱內，進行食品有機廢水之處理。本廢水處理系統為連續式；且反應管柱之水流方式近於完全混合。本報告係研究本廢水處理系統處理食品有機廢水時之動力學，求出本系統之動力學模式。

分析結果顯示，本廢水處理系統之基質利用率與入流水基質濃度之關係可以下式表示：

$$U = K_1 \times S_0 - K_2$$

U：基質利用率，單位mg/L-hr

K₁：常數，單位1/hr

S₀：入流水COD濃度，單位mg/L

K₂：常數，單位mg/L-hr。(中華衛誌 1995；14(2)：129-138)

關鍵詞：包陷法，廢水處理，生物動力學

前言

包陷式廢水處理法(entrapment method to treat wastewater)乃是以生物包陷技術(biological entrapment technique)，將單一菌種、混合菌種、或酵素固定(immobilize)於適當之載體(carrier)上，此載體即有分解有機廢水或特殊廢水之能力[1,2]。包陷式廢水處理法主要的優點為處理設備佔地面積小，適用於面積有限之小工廠；除此之外，本廢水處理方法之優點尚包括高負荷率、臭味小、操作

容易、耐受力(tolerance)大等優點。因此，本廢水處理方法被認為是一極具發展潛力之廢水處理方法。

目前，雖有不少有關包陷式廢水處理法之研究，但絕大多數尚在實驗室階段[3,4,5]。若欲將此方法推廣，實際應用於工廠，則有必要對本廢水處理方法之動力模式(kinetics)加以研究，以便作為廢水系統設計時之重要參考指標。

Michaelis-Menten equation經常被應用於酵素動力學研究。Lawrence and McCarty (1970)修正上式後，將此公式運用於廢水生物處理法[6]；此修正公式如下：

$$U = \frac{dS}{dt} = \frac{K_{max} \times S}{K_s + S} \quad (1)$$

臺大公共衛生學院公共衛生研究所

收稿日期：82年11月

接受日期：84年1月

dS/dt ：基質利用率(substrate utilization rate), mass/volume, time

x ：有效微生物濃度(active biomass concentration), mass/volume

S ：微生物周圍之基質濃度，mass/volume。

理論上，於連續式完全混合反應槽中(completely mixed continuous flow reactor)，出流水基質濃度與反應槽中基質濃度相同；因此連續式完全混合反應槽， S 可用出流水濃度(出流水濃度以下簡寫為 S_e)代入。

K_{max} ：最大基質利用率(maximum substrate utilization rate), mass/biomass mass, time

K_s ：飽合常數(saturation constant)；當 $v = K_{max} \times x/2$ 時，所對應之基質濃度；mass/volume

當 S 濃度遠大於 K_s 時，公式(1)中的 K_s 可忽略不計，公式(1)可簡化為基質之零級反應，公式為

$$v = K_{max} \times x \quad (2)$$

當 S 濃度遠小於 K_s ，公式(1)可簡化為基質之一級反應(pseudo-first-order reaction)，公式為

$$v = K \times S \times x \quad (3)$$

$K = (K_{max}/K_s)$ ，基質利用率常數(substrate utilization rate constant), volume/mass, time

廢水生物處理之生化機轉及反應動力模式極為複雜，且各處理方法之機轉亦不盡相同。因此，公式(1)不盡適用於所有之生物處理法，尤其當廢水是實際工業廢水，菌種為混合菌種時，或廢水成份複雜時，便不適用公式(1)。因此，利用率及基質濃度關係式之公式便不斷的發展演出，例如：

$$v = K_n x (S/S_o)^n \quad [7,8] \quad (4)$$

n ：反應級數，通常假設其值為1

S_o ：開始基質濃度或入流水濃度，mass/volume。

S ：微生物周圍之基質濃度，mass/volume。

K_n ：比基質利用率常數(specific substrate utilization rate constant), 1/time。

x ：有效微生物濃度(active biomass concentration), mass/volume

$$v_i = (V_s \times S_o)/(K_m + S_o) \quad [9] \quad (5)$$

v_i ：啟始速度(initial velocity), mass/volume, time

V_s ：最大可能速度(highest possible velocity), mass/volume, time

K_m ：Michaelis constant, mass/volume。

上述公式中，基質濃度理論上應是以最終生化需氧量(BOD_u , ultimate biochemical oxygen demand)代入。但 BOD_u 值實際上不易測得，故常以化學需氧量(COD , chemical oxygen demand)或 BOD_5 值代替 BOD_u ，代入公式中計算。[註：研究生物處理反應動力學時，均假設最終沉澱槽內無微生物活動，無污泥堆積，且固液分離良好。因此，出流水 COD 濃度應指經最終沉澱槽後之出流水 COD 濃度]但此假設有時並不成立；尤其廢水組成複雜、廢水含有生物不可分解之成份、或最終沉澱槽之沉降效果不佳時，此假設便可能不成立。因此，選擇可方便測量之合適指標濃度，亦為研究之方向之一。

本報告以生物包陷技術固定混合微生物處理食品有機廢水，研究此廢水系統之動力模式，並求出本系統之動力學公式。本研究同時分析廢水之 COD 及溶解性化學需氧量($SCOD$, soluble COD)；分別以 COD 及 $SCOD$ 作為基質濃度，代入動力學公式中，比較基質濃度以 COD 或 $SCOD$ 表示時，何者可得較高之統計相關；以推論基質濃度宜以何者表示(COD 或 $SCOD$ 濃度)較佳。

材料與方法

一、製作載體

混合菌種係直接取自家庭廢水處理廠之活性污泥；使用前菌種未再馴化步驟。以二氯甲烷溶解三醋酸纖維酯；將活性污泥以高速離心(10000 rpm, 10分鐘)法脫水後，與溶解之三醋酸纖維酯混合均勻。流質狀混合物傾倒於網板上，浸於甲苯中數秒，之後再置於局部排氣氣罩內風乾固化。將固化之混合物裁為 $1 \times 1 \times 1 \text{ cm}^3$ 之正方體載體；沖水24小時後即可使用。

二、分析方法

COD濃度、懸浮固體(suspended solid, SS)依照“Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” [10]之分析方法。SCOD分析方法同COD，但水樣分析前先經濾紙過濾，濾紙為Millipore, type HA，孔隙 $0.45 \mu\text{m}$ 。

三、實驗方法

本實驗之廢水處理系統為實驗室規模(bench scale)。實驗廢水取自一家食品工廠之廢水調合槽，此食品工廠主要產品為餅乾、糖果及果凍。工廠廢水取回實驗室後，將廢水置於貯存槽中，以進入處理系統；處理流程如下：

貯存槽一定量蠕動馬達—第一反應槽—第二反應槽—最終沉澱槽—出流水
(加氮、磷營養劑) (水力停留時間) 及調整pH值至6-8) 約40分鐘)

反應槽之尺寸圖如圖1。反應槽水流方式屬於連續式完全混合(completely mixed continuous-flow)，且兩個反應槽以串聯方式連接。實驗期間，進流水流量保持一定，入流水濃度隨工廠廢水水質而變動。本研究係檢驗廢水之SCOD及COD濃度，分別以其為基質濃度，分析動力學模式。以貯存槽水質作為第一反應槽之入流水水質；取第一反應槽之出流水水樣，經40分鐘沉澱後，取上層液作為第一反應槽之出流水水質；以第一反應槽之直接出流水(未經沉澱)水樣作為第

二反應槽之入流水水質；以最終沉澱槽之出流水水質作為第二反應槽之出流水。本實驗共進行70天，原則為每週分析三次水樣(週一、週三、週五)。廢水處理系統之操作條件及廢水性質見表1。

結 果

本廢水處理系統設立開始運轉約七天後，SCOD去除率始達穩定狀況。因此，前七天的廢水資料均未被納入動力學分析資料中。

本處理系統之去除效率請見表2。

本處理系統並非於定溫下進行生物分解作用。因溫度對分解速率會有影響，筆者乃進行溫度之校正。溫度對廢水生物處理反應速率之影響通常以下式表示。

$$K_T/K_{20} = \theta^{(T-20)}$$

K_T 為溫度 $T^\circ\text{C}$ 度時之反應速率

K_{20} 為溫度 20°C 度時之反應速率

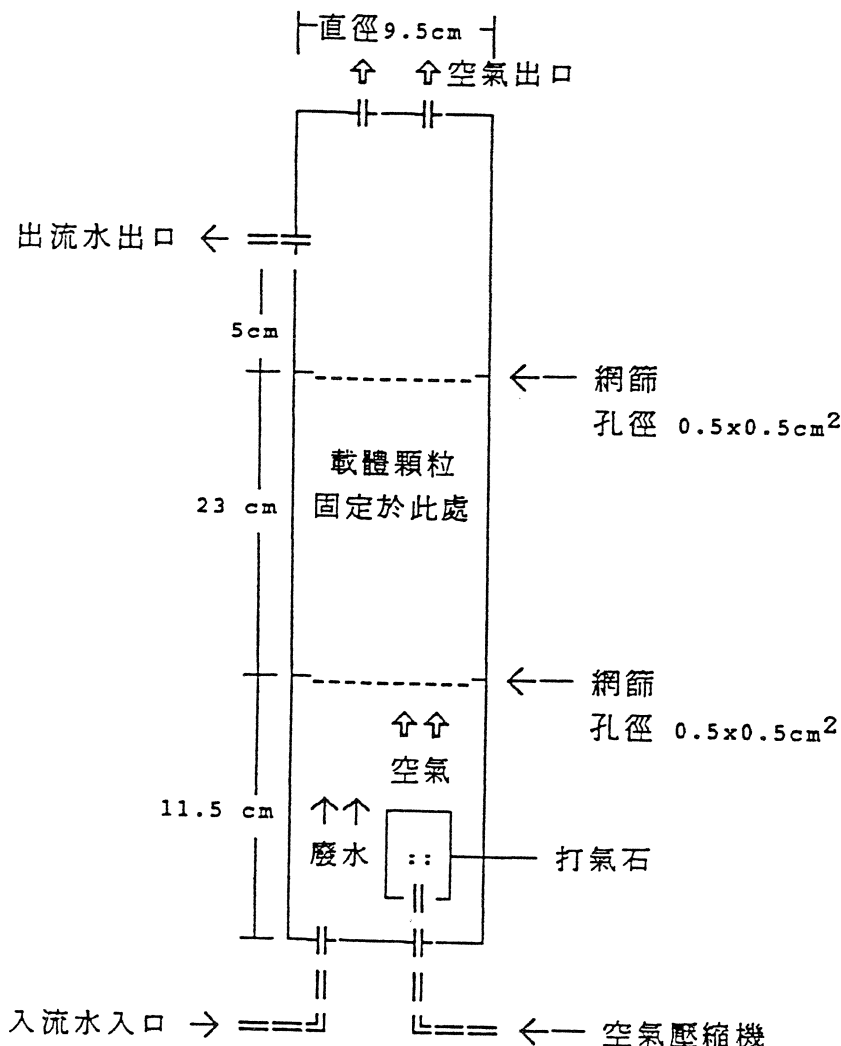
θ 為溫度係數，通常活性污泥法之 θ 值取為1.02。

故本研究於計算基質利用率時，皆以上式進行溫度校正。

一、化學反應級數(order of chemical reaction)

化學反應級數的求法，乃是將基質利用率與基質濃度在雙對數座標上繪出一直線，此直線的斜率即是反應級數[11]。

本研究以 $(S_0 - S_e)/\Delta t$ 作為基質利用率[註：‘ Δt ’為反應槽之水力停留時間]，並以出流水之COD或SCOD濃度作為基質濃度，分別求第一、第二反應槽的化學反應級數；即以 $\log [(S_0 - S_e)/\Delta t]$ 對 $\log (S_e)$ 做座標直線圖，分別求出四條直線之斜率(四條直線為第一反應槽之SCOD基質反應級數，第二反應槽之SCOD基質反應級數，第一反應槽之COD基質反應級數，第二反應槽之COD基質反應級數)，結果如表3。四條直線之斜率僅有一條達統計上顯著意義，即以COD濃度為



註 • 本反應管柱內之水流近於完全混合式。因作者曾由管柱頂端之空氣出口處加入數滴紅色染料(比重為1.08)，可觀察到，染料迅速沉至底部後，即又隨著供應氣體迅速地勻分散於水體；由加入染料至分散均勻，僅約10-15秒；此時空氣流量約為2 ml/min。故本反應管柱可視為完全混合式。

圖1. 反應管柱剖析圖

基質濃度時的第一反應槽反應。

若基質濃度以入流水濃度代入，即以 $\log [(S_o - S_e) / \Delta t]$ 對 $\log (S_o)$ 做座標圖，對數直線迴歸分析結果如表4；其相關性皆達統計上之顯著意義。以SCOD為基質濃度時，在第一反應槽的斜率為1.15，在第二反應槽為2.02。以COD為基質濃度時，在第一及第二反應槽的斜率分別為1.14及1.07。又相關

係數(r值)，以COD為基質濃度時較高，皆在0.93以上。

二、動力學公式

公式(1)可改寫為：

$$(x/v) = (K_s/K_{max}) \times (1/S) + (1/K_{max}) \quad (6)$$

表1. 廢水性質及廢水處理系統操作條件

第一反應槽總有效容積	2.87L
第二反應槽總有效容積	2.87L
第一反應槽間隙容積(void volume)	1.93L
第二反應槽間隙容積(void volume)	1.86L
入流水流量	about 10 L/day
反應槽酸鹼值(pH)	6.2-8.2
第一反應槽空氣流量	2.0-2.5 ml/min
第二反應槽空氣流量	1.5-2.0 ml/min
反應槽溶氧量	2.0-7.0 mg/L
反應槽水溫	16-25 °C
第一反應槽水力停留時間	4.6 ± 0.58 hr.
第二反應槽水力停留時間	4.2 ± 0.53 hr.
容積負荷率<a>	g SCOD/L/day
兩反應槽之總容積負荷率	1.5 ± 0.9
第一反應槽	2.4 ± 2.0
第二反應槽	0.7 ± 1.1
食微比	
第一反應槽	0.14 ± 0.10
第二反應槽	0.04 ± 0.06
第一反應槽入流水SCOD濃度	838 ± 328 mg/L
第二反應槽入流水SCOD濃度	120 ± 84 mg/L
第一反應槽入流水BOD ₅ 濃度	694 ± 228 mg/L
第二反應槽入流水BOD ₅ 濃度	165 ± 69 mg/L
第一反應槽入流水COD濃度	1395 ± 586 mg/L
第二反應槽入流水COD濃度	543 ± 208 mg/L

<a>容積負荷率指總有效容積之SCOD負荷率，計算方式如下：

$$\frac{\text{入流水SCOD濃度(mg/L)} \times (1 \text{ g}/1000 \text{ mg}) \times \text{水流量(L/day)}}{\text{反應槽有效容積(L)}}$$

表示「平均值 ± 標準差」。

表2. 處理效率

	去除率(平均值 ± 標準差)		出流水濃度(平均值 ± 標準差)	
	第一反應槽	第二反應槽	第一反應槽	第二反應槽
SCOD	85 ± 9%	45 ± 20%	120 ± 84 mg/L	56 ± 20 mg/L
COD	85 ± 4%	84 ± 8%	190 ± 73 mg/L	83 ± 60 mg/L
SS			40 ± 20 mg/L	27 ± 29 mg/L

註 • 以上資料為16天的分析結果，即樣本數為16。

表3. 化學反應級數(以出流水濃度為基質濃度)

	斜率(S.D.)	截距(S.D.)	r 相關 係數	p value	樣 本 數
以SCOD值為基質濃度 (第一反應槽)	0.13 (0.25)	1.88 (0.52)	0.14	0.6	16
以SCOD值為基質濃度 (第二反應槽)	0.58 (0.91)	-0.08 (1.59)	0.18	0.53	15
以COD值為基質濃度 (第一反應槽)	0.78 (0.28)	0.63 (0.63)	0.62	0.014*	15
以COD值為基質濃度 (第二反應槽)	0.13 (0.24)	1.75 (0.44)	0.16	0.61	13

註1. 本表以對數直線迴歸分析反應級數， $\log [(So-Se)/\Delta t] = \text{intercept} + \text{slope} \times \log (Se)$

* 表示達統計上顯著意義($p < 0.05$)。

表4. 基質利用率與入流水濃度之對數相關性分析

	斜率(S.D.)	截距(S.D.)	r 相關 係數	p value	樣 本 數
以SCOD值為基質濃度 (第一反應槽)	1.15 (0.14)	-1.18 (0.40)	0.91	0.000*	16
以SCOD值為基質濃度 (第二反應槽)	2.02 (0.32)	-3.11 (0.64)	0.87	0.000*	15
以COD值為基質濃度 (第一反應槽)	1.14 (0.09)	-1.18 (0.29)	0.96	0.000*	15
以COD值為基質濃度 (第二反應槽)	1.07 (0.13)	-0.90 (0.34)	0.93	0.000*	13

註1. 本表以對數直線迴歸分析， $\log [(So-Se)/\Delta t] = \text{intercept} + \text{slope} \times \log (So)$

* 表示達統計上顯著意義($p < 0.05$)。

因此若公式(1)成立，則以 (x/v) 當為Y座標，以 $(1/S)$ 當作X座標，可繪得一直線；此直線之斜率為 (K_s/K_{max}) ，截距為 $(1/K_{max})$ 。本研究分別以出流水之SCOD及COD當作基質濃度，代入公式(6)。分析結果顯示，所得之直線皆未具統計上顯著意義，即本處理系統之動力模式不符合Michaelis-Menten公式。

當菌種為混合菌種，基質為多種成份時，通常以公式(4)表示其動力模式。但將本

實驗數據代入公式(4)時， v 與 (Se/S_o) 的相關性不高(相關係數小於0.5)，皆未達統計上顯著相關。

前述initial velocity equation (公式(5))可改寫為：

$$(1/v_i) = (K_m/V_s) \times (1/S_o) + (1/V_s) \quad (7)$$

本研究亦分別以入流水SCOD及COD當作基質濃度，代入公式(7)。結果如表5；結果顯示，本處理系統符合initial velocity equa-

tion，皆達統計上顯著意義，以COD為基質時，兩反應管柱之相關係數皆大於0.93，而以SCOD為基質時，相關係數皆在0.84以上。

由此上結果得知，本實驗中，基質利用率與入流水濃度有關，反而未求得與出流水濃度之關係性；因此，本研究又進行基質利用率與入流水濃度之直線迴歸相關性分析，結果如表6；結果顯示基質利用率與入流水

濃度有極佳之線性關係，當以COD為基質時，兩反應管柱之相關係數皆大於0.93，而以SCOD為基質時，相關係數皆在0.89以上。以COD為基質濃度，基質利用率與入流水濃度之直線相關圖請見圖2及圖3；第一反應槽入流水COD濃度為500-3000 mg/L時，基質利用率為150-600 mg/L/hr；第二反應槽入流水COD濃度為300-1000 mg/L時，基質利用率為40-220 mg/L/hr。

表5. Initial Velocity Equation動力學模式

	斜率(S.D.)	截距(S.D.)	r 相關 係數	p value	樣 本 數
以SCOD值為基質濃度 (第一反應槽)	6.76 (0.78)	-0.0011 (0.0011)	0.92	0.000*	16
以SCOD值為基質濃度 (第二反應槽)	39.44 (7.10)	-0.2316 (0.0799)	0.84	0.000*	15
以COD值為基質濃度 (第一反應槽)	6.60 (0.50)	-0.0007 (0.0004)	0.96	0.000*	15
以COD值為基質濃度 (第二反應槽)	6.54 (0.77)	-0.0015 (0.0017)	0.93	0.000*	13

註1. 本表之公式為 $(1/v_i) = (K_m/V_s) \times (1/S_o) + (1/V_s)$

v_i 及 V_s 單位為mg/L-hour, S_o 及 K_m 單位為mg/L。

* 表示達統計上顯著意義($p < 0.05$)。

表6. 基質利用率與入流水濃度之相關性分析

	斜率(S.D.)	截距(S.D.)	r 相關 係數	p value	樣 本 數
以SCOD值為基質濃度 (第一反應槽)	0.218 (0.026)	-29.150 (23.615)	0.91	0.000*	16
以SCOD值為基質濃度 (第二反應槽)	0.159 (0.022)	-5.302 (2.631)	0.89	0.000*	15
以COD值為基質濃度 (第一反應槽)	0.214 (0.017)	-38.995 (26.813)	0.96	0.000*	15
以COD值為基質濃度 (第二反應槽)	0.202 (0.024)	-3.335 (14.051)	0.93	0.000*	13

註1. 依變項為基質利用率，自變項為入流水濃度。

2. 基質利用率單位為mg/L-hour，入流水濃度為mg/L。

由以上動力學分析結果得知，本廢水處理方法之動力模式與入流水基質濃度有關，尤其以COD濃度為基質濃度分析時，其基質利用率與入流水之相關性極高，相關係數可達0.93以上。

結論與討論

本研究中，基質利用率與入流水濃度的關係式中，皆以COD濃度作為基質濃度時之相關性較佳。因此建議以本廢水處理系統處理時，基質濃度以COD濃度為基準較佳。

因本廢水處理系統之微生物係包陷於載體內，故微生物濃度不易測得。故本研究僅計算基質利用率，不計算比基質利用率(specific substrate utilization rate)。

由表4得知，第一及第二反應槽之基質利用率與入流水COD濃度為對數相關。又本實驗雖符合initial velocity equation，但本實驗的入流水濃度皆僅落於此曲線的前段直線部分(一級反應)，故由本實驗不易精確的

求得 V_s 及 K_m 。

由分析結果得知，本廢水處理系統用於處理食品廢水時，動力學模式中之基質利用率可以下式表示：

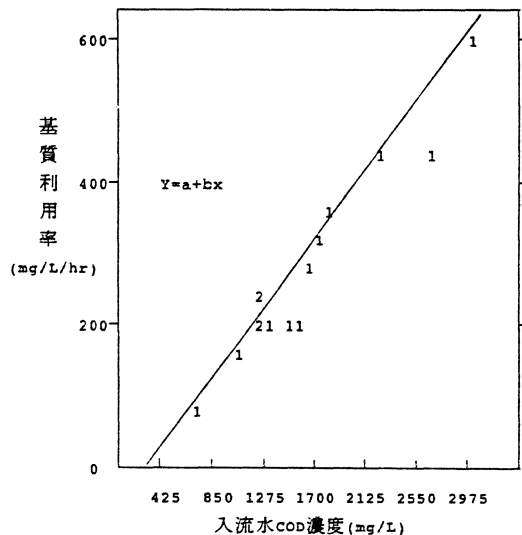
第一反應槽 u (mg/L/hr)

$$= 0.214 \text{ (1/hr)} \times S_o \text{ (mg/L)} - 39.00 \text{ (mg/L/hr)}$$

第二反應槽 u (mg/L/hr)

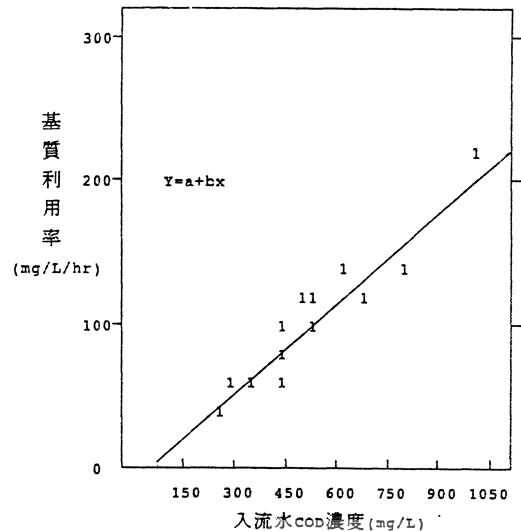
$$= 0.202 \text{ (1/hr)} \times \text{So (mg/L)} - 3.34 \text{ (mg/L/hr)}$$

理論上，完全混合式之廢水生物處理法，其基質利用率或生長率皆與反應槽內(即出流水)基質濃度有關，與入流水基質濃度無關；即出流水濃度與入流水濃度無關，而與細胞停留時間有關；故此論點之前提為，細胞停留時間需維持一定，則出流水濃度即可維持一定，而無關入流水之變化。但是，由於廢水生物處理之多樣性及複雜性，有些研究卻與上述理論不符，例如Contois (1959)之研究結果認為， K_s (飽合常數)與入流水基質濃度有關[12]；Grady等(1972)研究混合微生物時，其結果亦顯示，出流水基質



註・圖中之數字表示該點座標之樣本數。

圖2. 第一反應槽基質利用率與入流水COD濃度之直線圖



註・圖中之數字表示該點座標之樣本數。

圖3. 第二反應槽基質利用率與入流水COD濃度之直線圖

濃度受入流水基質濃度之影響[13]；尤其當微生物之生長限制營養素未知，而基質濃度以COD等非特定性指標來表示時，出流水濃度不受入流水濃度影響之論點則不再成立。本實驗之結果顯示，基質利用率主要與入流水濃度有關，可能原因為：(1)傳統活性污泥法以迴流方式使細胞停留時間維持一定，但本廢水處理方法之細胞停留時間未能隨時維持一定，且因微生物固定於載體內部或表面，其微生物生長較不受反應槽內基質濃度變動之影響；(2)本實驗之廢水係取自工廠廢水，成份複雜，且未知微生物生長限制營養素；故結果未能與傳統理論相符合；(3)本廢水處理方法利用高分子材料為載體，置於反應槽內；故進行廢水處理時，可能伴有或多或少的吸附作用，因而影響反應槽基質濃度及微生物利用基質之情形，及改變出流水與基質利用率之關係。本實驗之固定式微生物廢水處理法之基質利用率與出流水基質濃度之關係式可能與傳統處理方法不同，故動力學模式之解釋，有賴研究載體微生物生長機轉，入流水濃度與出流水濃度相關性研究，及其它有關之進一步研究。本實驗僅為此固定式生物廢水處理方法動力模式研究之開端。

參考文獻

1. Yang PY, Wang ML. Entrapment of microbial cells for wastewater treatment. In: Tyagi RD, Vemba K. Wastewater Treatment by Immobilized Cells. U.S.: CRC Press, Inc., 1990; 45-78.
2. Yang PY, See TS. Packed entrapped mixed microbial cell process for removal of phenol and its compounds. J Environ Sci Heal 1991; **A26**(8): 1494-1512.
3. Lin JE, Wang HY, Hickey RF. Use of coimmobilized biological systems to degrade toxic organic compounds. Biotech Bioeng 1991; **38**: 273-279.
4. Yang PY, Cai T, Wang ML. Immobilized mixed microbial cells for wastewater treatment. Biol. wastes 1988; **23**: 295-312.
5. Tsubone T, Ogaki Y, Takahashi M. Effects of biomass entrapment and carrier properties on the performance of an air-fluidized-bed biofilm reactor. Water Environ Res 1992; **64**(7): 884-889.
6. Benefield LD, Randall CW. Biological Process Design for Wastewater Treatment. N.J.: Prentice-Hall, Inc., 1980.
7. Grau P, Dohanyos M, Chudoba J. Kinetics of Multicomponent substrate removed by activated sludge. Water Res 1975; **9**: 637-642.
8. Benefield LD, Randall CW. Evaluation of a comprehensive kinetic model for the activated sludge process. J Water Pollution Control Federation 1977; **49**: 1636-1641.
9. Cleland WW. Steady state kinetics. In: Boyer PD ed. The enzymes kinetics and mechanism 3rd ed. (vol.2). New York: Academic Press, 1970; 1-65.
10. Franson MAN, Greenberg AE, Trussel RR and Clesceri LS. Standard Methods-For the Examination of Water and Wastewater. 16th ed. Washington, DC: APHA, 1985.
11. Athel CB. Principles of Enzyme Kinetics. England: Butler & Tanner Ltd., 1976; 1-13.
12. Contois DE. Kinetics of bacterial growth: relationship between population density and specific growth rate in continuous culture. J Gen Microbiol 1959; **21**: 40-50.
13. Grady CPL, Harlow LJ & Riesing RR. Effect of growth rate and influent substrate concentration on effluent quality from chemostats containing bacterial in pure and mixed culture. Biotech Bioeng 1972; **14**: 391-410.

THE KINETICS OF ENTRAPPED MIXED MICROORGANISMS FOR TREATING ORGANIC WASTEWATER FROM FOOD INDUSTRY

JIN-HUEI HSU, YI-CHANG LIN

The present study used mixed microorganisms entrapped in cellulose triacetate as a carrier, and packed the carrier into a reactor column to treat organic wastewater from food industry. The wastewater treatment system was a continuous flow and completely mixed reactor column. The present study analyzed the kinetics of this wastewater treatment system.

The result shows that the substrate utili-

zation rate is proportional to the substrate concentration in the influent, and can be described as below:

$$v = K_1 \times S_0 - K_2$$

v : substrate utilization rate, mg/L-hr

K_1 : constant, 1/hr

S_0 : COD concentration in influent, mg/L

K_2 : constant, mg/L-hr. (*Chin J Public Health (Taipei)*: 1995; 14(2): 129-138)

Key words: *entrapment method, wastewater treatment, biokinetics*

