

活性污泥生物活性特性探討

林季螢* 卞敦剛**

一、前　　言

活性污泥(activated sludge)是一種懸浮性的微生物群，聚集著活的及死的微生物體所形成污泥膠羽(floc)在含有溶解氧的廢水中攝取懸浮性膠體物質與溶解性有機及無機物質而形成。

活性污泥的特性依微生物的成長期而異，一般的活性污泥處理程序，除了強調微生物分解有機物質能力外，為獲得良好的處理水，讓活性污泥具有良好的凝聚性(flocculation)及沉降性(settling)，也是重要的控制因素。故一般藉減衰增殖期(declining growth phase) 及體內呼吸期(endogenous phase)之微生物以處理廢水。欲了解活性污泥生物活性特性，首先應對活性污泥微生物之生物相與活性污泥膠羽的物理與化學性質有所了解。本篇研究報告所指活性污泥，係針對在有氧(喜氣)環境下所生長的微生物，探討有關活性污泥微生物相以及其在活性污泥中所扮演功能，並對活性污泥膠羽形成原因及膠羽特性，做初步文獻資料探討，藉此兩項考慮因素歸納活性污泥生物活性特性因子和可以利用且實用的偵測／診斷方法與手段。

二、活性污泥的微生物群

一般出現於活性污泥的微生物群包括細菌(bacteria)、真菌(fungi)、原生動物(protozoa)與後生動物(輪蟲類, rotifers)。依照生長環境的不同，同時或依序地出

*財團法人生物技術開發中心微生物組助理研究員

**財團法人生物技術開發中心微生物組主任

現於活性污泥中。這些微生物在活性污泥中扮演各種角色，如細菌主要負責溶解性有機物的分解及膠羽的形成，而真菌類有分解有機物及強化膠羽構造的功能，但也是造成污泥鬆化(bulking)問題的原因，原生動物及後生動物除了吞食細菌及固體性有機物以澄清放流水功能外，亦有促進污泥膠羽作用及做為活性污泥操作狀況的指標微生物。以下即就此四種微生物的優勢菌種及其出現時間關係，做一說明：

2.1 細菌(Bacteria)

最初黏液菌群(*Zoogloea ramigera*) 被認為是污泥中唯一的細菌，但漸漸地發現污泥中仍存有其他種細菌，最普遍被認定存在的優勢菌種為假單胞菌屬(*Pseudomonas*)種。Dias等人⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾所鑑定存在於活性污泥處理程序中的細菌種類包括：
假單胞菌(*Pseudomonadaceae*)，產色細菌(*Chromobacterium*)，無色桿菌(*Achromobacteriaceae*)，腸桿菌(*Enterobacteriaceae*)，棒狀菌(*Corynebacteriaceae*)，短桿菌(*Brevibacterium*，桿菌屬(*Bacillus*)，細球菌(*Micrococcaceae*)，鏈球菌(*Streptococcaceae*)，莖菌屬(*Caulobacter*)，無動力桿菌(*Acinetobacter*)，分枝桿菌(*Mycobacteriaceae*)，八聯球菌(*Sarcina*)，產氣桿菌(*Aerobacter*)，產鹼桿菌(*Alcaligenes*)，髮狀菌(*Comamonas*)，黃質菌(*Flavobacterium*)，螺旋菌(*Spirillum*)，黏液菌(*Zoogloes*)等；其中被證實存在的優勢菌種分別有：黏液菌群(*Zoogloea*)與*Comamonas*⁽¹⁾，*Pseudomonadaceae*，*Achromobacteriaceae*與*Coryneform* 類細菌⁽²⁾，*Pseudomonas* 與*Acinetobacter*⁽³⁾。

一般而言，多位研究活性污泥學者所鑑定出的優勢菌種並不十分一致，概與廢水組成有關。Rawlings等人⁽³⁾蒐集多位研究學者的結論，建議出現於廢水處理程序中的優勢菌有四種，為：*Pseudomonas*，*Flavobacterium*，*Achromobacter* 及 *Alcaligenes*；一般喜氣處理程序，*Pseudomonas* 常常是最優勢菌種，但當*Pseudomonas* 非大量存在時，取而代之的優勢菌為介於*Achromobacters*(*Achromobacter*或*Alcaligenes*)及*Flavobacterium*之間的菌種。一種合成下水活性污泥的優勢菌種為 *Acinetobacter*及 *Flavobacterium*，而碳水化合物廢水中*Pseudomonas* 為優勢菌，蛋白質性廢水且在良好喜氣環境下，*Acinetobacter* 佔優勢，皮革廢水活性污泥中鑑定出*Pseudomonas*及*Acinetobacter*為優勢菌。

2.2 真菌(Fungi)

真菌是多細胞的微生物可代謝溶解性有機質，大多為絕對喜氣。其生長速率比細菌緩慢，適量生長能增強活性污泥膠羽結構，使污泥沉降性變佳。大多數真菌呈絲狀，具有較大比表面積，對溶解性物質、營養物、溶氧等之競爭力強，故在廢水pH值過低、養料(氮、磷等)缺乏或溶氧不足以及有毒物質流入之環境下，較其他微生物容易生存。當其在活性污泥中大量繁殖時，將破壞污泥膠羽結構導致污泥鬆化問題(bulking)。一般

討論活性污泥鬆化問題，包括真菌與部分絲狀細菌所造成，吳錫昌等人⁽⁴⁾歸納活性污泥鬆化現象原因及重要絲狀菌型號指標如下：

原 因 及 狀 況	絲狀菌型式
低 F/M (食微比)	微絲菌(<i>M. parviceilla</i>), 0041, 0675, 0092, 0581, 0961, 0803,
低溶氧	1701, 分枝絲菌(<i>S. natans</i>); possibly , 021N, and <i>Thiothrix sp.</i> , 1863.
硫化物存在	硫絲菌(<i>Thiothrix</i>) <i>sp.</i> 白硫菌 <i>Beggiatoa</i> <i>sp.</i> possibly, 021N
低 pH	真菌(Fungi)
低營養物(N and/or P)	possibly, <i>Thiothrix</i> <i>sp.</i> , 021N

活性污泥鬆化現象原因及重要絲狀菌型號指標

- 當曝氣池溶氧濃度低時Type1701, *S. natans*, 和possibly Type021N佔優勢生長而造成鬆化現象。
- 當有機負荷低時, *M. Parviceilla*, Type 0041, 0961, 0903, 0675和0092 佔優勢生長，亦有鬆化現象發生。
- 在不適當的營養物(N.P缺乏) 情況下, Type 021N和*Thiothrix sp.*佔優勢生長，亦有鬆化現象發生。
- 在污水處理槽硫化物高時, *Thiothrix sp.* 和*Beggiatoa sp.* 佔優勢生長，亦有鬆化現象發生。

2.3 原生動物(Protozoa)

Gerardi⁽⁵⁾ 歸納原生動物在活性污泥中的角色及操作指標，茲摘錄如下：

原生動物在廢水處理上所扮演的角色，包括：

- 去除細菌以澄清二級放流水。
- 分解有機廢物。
- 促進懸浮物質的膠凝作用。
- 作為活性污泥操作狀況及放流水水質的指標微生物。

活性污泥程序初期，首先出現的原生動物為阿米巴原蟲(amoeboids)。當細菌族群開始建立，且一種稀薄混合液(thin mixed liquor) 出現時，鞭毛蟲類(flagellates)取代阿米巴原蟲成為優勢原生動物，數天後，當稀薄延散性膠羽(lightly-dispersed

floc) 開始形成，細菌族群也大量增加，阿米巴原蟲及鞭毛蟲類因溶解性食物競爭關係，開始快速死亡。隨著膠羽出現及細菌數量增加，自由游泳性纖毛蟲類(free-swimming ciliates, holotrichous) 出現，其以細菌為食，並分泌多醣聚合體(polysaccharides) 及黏液蛋白(mucoproteins)，促使膠羽形成。但所形成的膠羽限制了其自由活動力而降低其攝取食物的能力，使其數目開始減少。當膠羽達到穩定階段，匍匐行纖毛蟲類(crawling ciliates, hypotrichous) 開始成為優勢原生動物。最後，有柄纖毛蟲類(stalked ciliates, peritrichous) 出現於成熟污泥，存在的膠羽提供一個適當棲息所，有利於匍匐行及有柄纖毛蟲類的成長及攝取食物。

若以溶氧及食物供給而言，原生動物在活性污泥中亦出現次序性的演變：

腐食性(saprohytic)阿米巴原蟲及鞭毛蟲類出現於早期活性污泥階段，此階段中，可分解性有機物濃度高而溶氧濃度低。阿米巴原蟲及鞭毛蟲具有吸附及代謝固體基質的攝食能力，故能夠生存於多腐環境中。當可分解性有機質濃度減少且溶氧濃度增加，形成一種適腐生活(alpha-mesoprobic)環境，因溶解性基質增加，促進了細菌及自由游泳性纖毛蟲類的快速生長。當可分解性有機質濃度進一步減少且溶氧濃度連續增加，另一種適腐生活(beta-mesoprobic) 環境產生，且膠羽開始形成，此狀況促使匍匐行纖毛蟲類增殖。最後，一種近似微腐生活(oligosaprobic) 環境，可分解性有機質濃度達最少且充足溶氧，促使有柄纖毛蟲成長於成熟污泥。

由以上明顯的演變過程可知：藉由觀察原生動物優勢種類的改變，可以預測活性污泥的操作良莠及放流水質的改變：

1. 健康的污泥包含大量多種匍匐行及有柄纖毛蟲類以及高品質放流水(BOD 1-10mg/l)。
2. 中間型污泥佔優勢纖毛蟲包括：匍匐行、有柄及自由游泳性纖毛蟲類，產生足可滿意的放流水(BOD 11-30 mg/l)。
3. 不佳的污泥包含大量的自由游泳性纖毛蟲或鞭毛蟲，僅有稀少的匍匐行及有柄纖毛蟲類存在，並產生混濁低品質放流水(BOD>30 mg/l)。

2.4 後生動物

後生動物因以低等生物如細菌和粒狀有機物為食，故通常生存在細菌難繁衍的低污染水體中。常見者有輪蟲(rotifers)、水蚤(cladocerans) 與紅蟲(blood worms) 等類。其中又以輪蟲類為代表。

輪蟲為最簡單的多細胞動物，具有環狀排列的纖毛用以捕食及運動，主要食物為細菌及細小的有機顆粒。在活性污泥系統內並不常見，只有在長時間曝氣系統的污泥中才可發現。輪蟲比原生動物能利用更大部份的活性污泥膠羽，而生長在所有自由游動細菌皆被原生動物吃光之後。所以輪蟲是低污染水體的一種良好指標。如同原生動物，輪蟲對毒性物質較細菌為敏感。

水蚤類一般出現在生物處理終沉池中。其以細菌、藻類、原生動物及有機腐物為食。故水蚤之出現亦表示良好的放流水水質。

另外在低污染水體可能出現的生物，如紅蟲，其將細菌、原生動物、塊狀有機、無機物消化分解為穩定之腐植質，又可分泌一種黏液，將污泥凝聚包裹全身，而在裡面行運動、捕食作用；可增強污泥結構幫助沉降，使污泥不易上浮。通常出現在生物處理廠之終沉池及排放站，是種低污染水體之指標⁽⁶⁾。

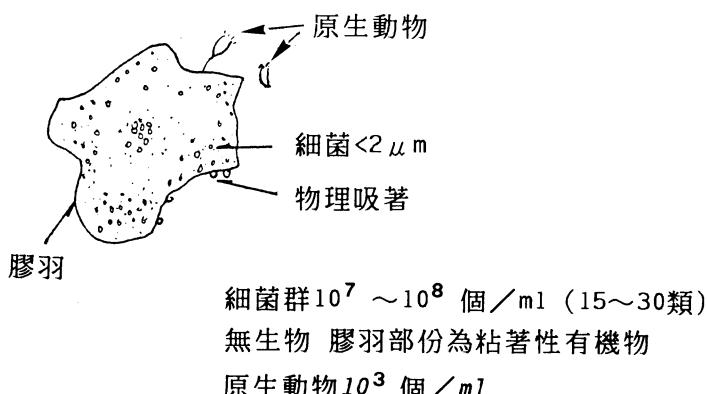
出現在活性污泥中的常見原生動物及後生動物如下：

1. 原生動物：

- (1) 阿米巴原蟲 (amoeboids)
- (2) 鞭毛蟲 (flagellates)
- (3) 自由游泳性纖毛蟲 (free-swimming ciliates)
- (4) 匍匐行纖毛蟲 (crawling ciliates)
- (5) 有柄纖毛蟲 (stalked ciliates)

2. 後生動物：

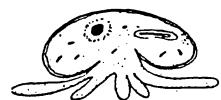
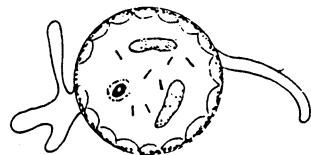
- (1) 輪蟲 (rotifers)
- (2) 水蚤類 (cladocerans)
- (3) 紅蟲



活性污泥微生物組成

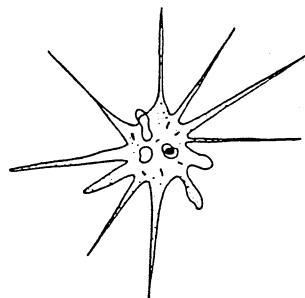
1. 原生動物：

(1) 阿米巴原蟲 (*Amoeboids*)



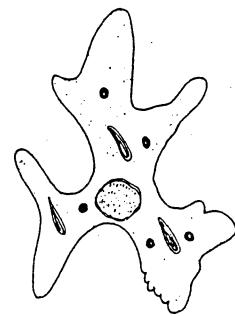
Arcella

30~260 μ

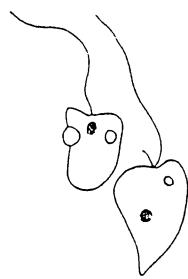


Amoeba

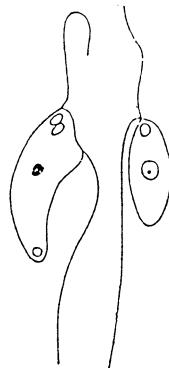
30~600 μ



(2) 鞭毛蟲 (*Flagellators*)



Oikomonas
5~20 μ

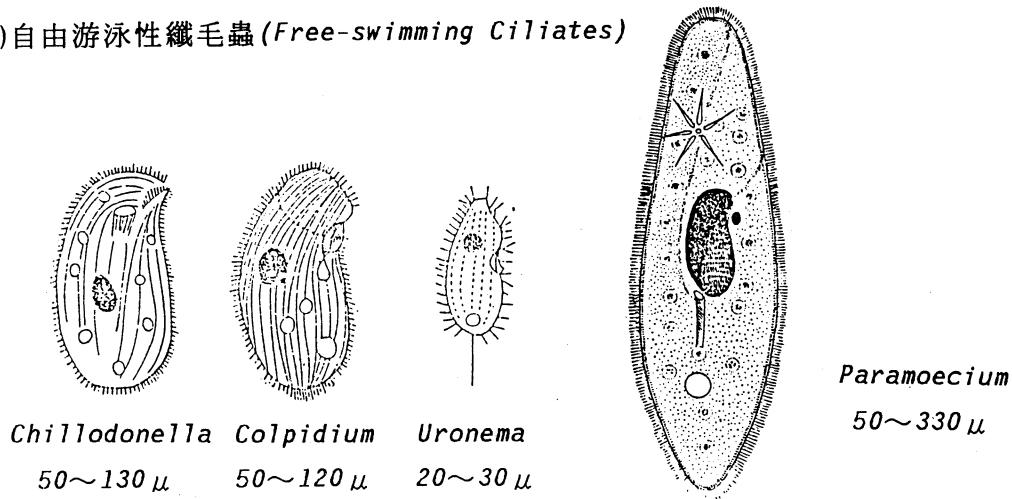


Bodo
11~22 μ

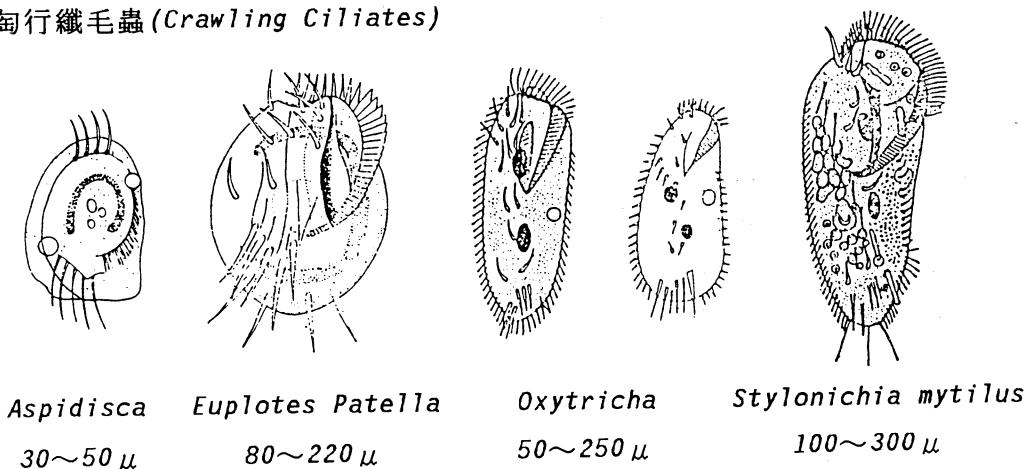


Peranema
40~70 μ

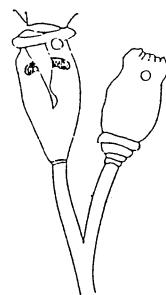
(3)自由游泳性纖毛蟲 (Free-swimming Ciliates)



(4)匍匐行纖毛蟲 (Crawling Ciliates)

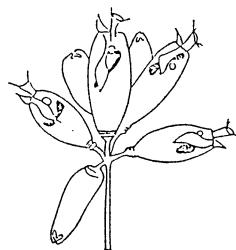


(5)有柄纖毛蟲 (*Stalked Ciliates*)



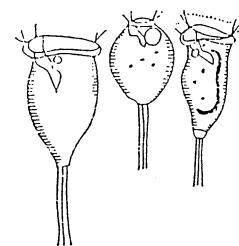
Epistylis

70~100 μ



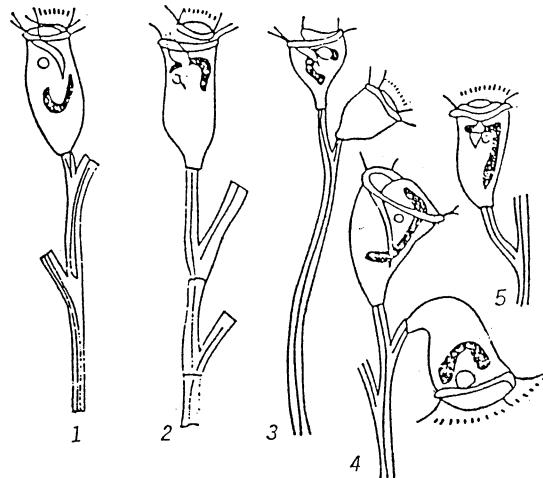
Opercularia

40~90 μ

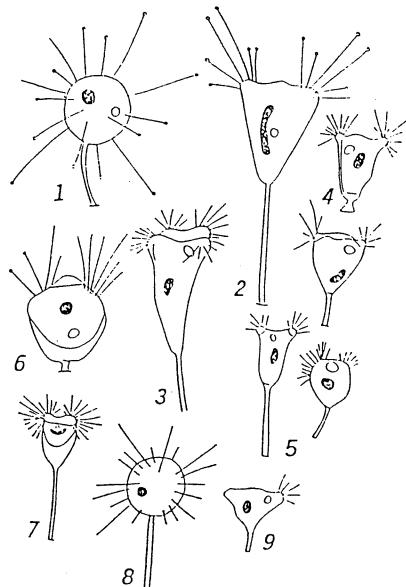


Vorticella

40~180 μ



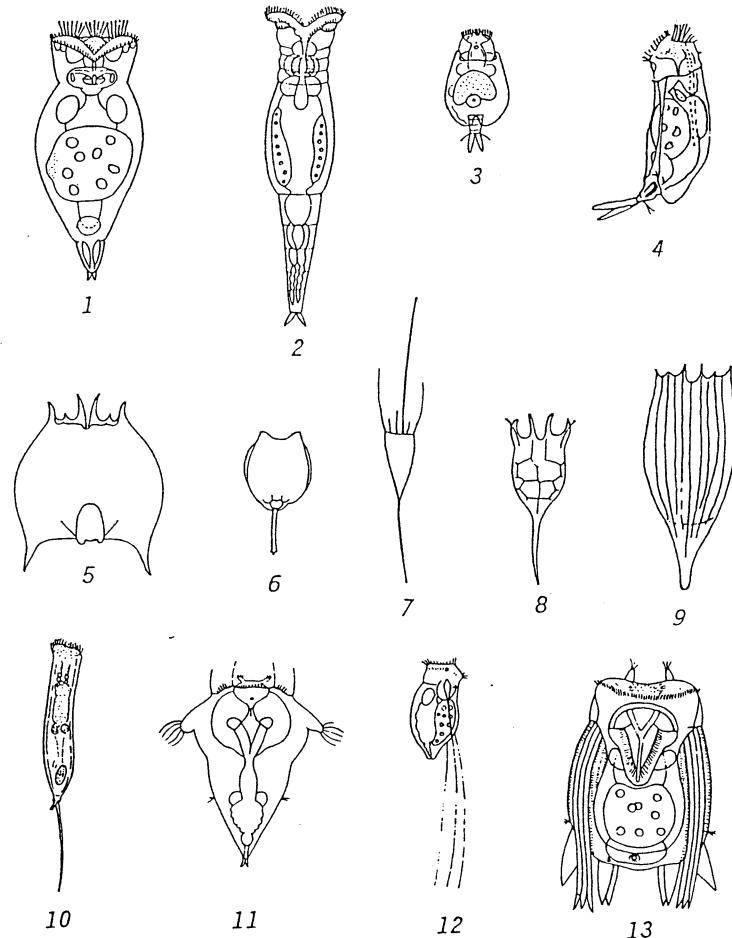
1. *Carohesium (C. aselli)*
2. *Carohesium (C. epistylis)*
3. *Carohesium (C. gemellum)*
4. *Carohesium (C. polypinum)*
5. *Carohesium (C. polypinum f. Corymbosum)*



1. *Podophrya (P. fixa)*
2. *Podophrya (P. mollis)*
3. *Podophrya (P. maupasii)*
4. *Tokophrya (T. quadripartita)*
5. *Acineta (A. foetida)*
6. *Acineta (A. tuberosa)*
7. *Acineta (A. cuspidata)*
8. *Acineta (A. grandis)*
9. *Acineta (A. minuta)*

2. 後生動物：

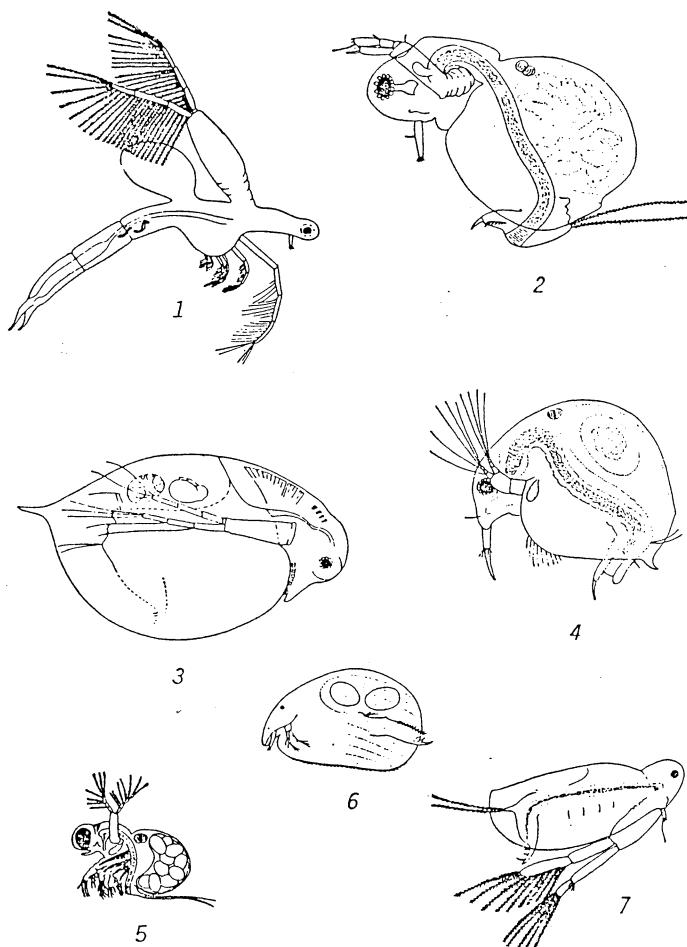
(1) 輪蟲 (Rotifers)



- 1. *Epiphanes* (600μ)
- 2. *Philodina* (400μ)
- 3. *Euchlanis* (250μ)
- 4. *Proales* (450μ)
- 5. *Brachionus* (200μ)
- 6. *monostyla* (150μ)
- 7. *Kellicottia* ($1mm$)

- 8. *Keratella* (200μ)
- 9. *Notholca* (200μ)
- 10. *Trichocerca* (600μ)
- 11. *Synchaeta* (260μ)
- 12. *Filinia* (150μ)
- 13. *Polyarthra* (175μ)

(2) 水蚤類 (*Cladocerans*)



1. *Leptodora* (9mm)

2. *Moina* (1.5mm)

3. *Daphnia* (2mm)

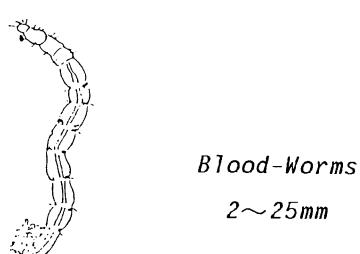
4. *Alona* (0.4mm)

5. *Bosmina* (0.4mm)

6. *Polyphemus* (1.5mm)

7. *Diaphanosoma* (1.5mm)

(3) 紅蟲



Blood-Worms

2~25mm

三、活性污泥膠羽

活性污泥膠羽形成的機構複雜，目前仍未能確實瞭解。解釋膠羽形成，仍以物理化學(physical-chemical) 及生物聚合體(biopolymer)理論最為普遍。

首先膠羽的形成被認為是由特定的微生物，*zoogloea ramiger* 所形成，因其可形成大量黏質性莢膜細胞間質(matrix of capsular slime)，將其他分散性生物體吸附，膠質本身又提供做為掠奪者的獵場。在所有膠羽檢測中，均可得到*zoogloea*，因此認為膠凝作用的發生是由於此種特定生物存在的關係。但是另有人證明，下水中有各種類生物存在也能聚集而形成膠羽。而膠羽的形成是在系統中僅存在少量碳源及能源(carbon and energy source)的情況下，因此膠凝作用可藉由環境條件而控制，並非由存在特殊種的微生物所控制⁽⁷⁾。

其他以膠體化學(collidal chemistry)中簡單的電荷中和並不能完全描述微生物膠凝現象，較合理的解釋微生物膠凝作用係由微生物所分泌的聚合體(polymer)或暴露在適當生理條件下，生物體表面間互相作用的影響，亦即細胞表面的聚合體吸附(adsorption)及架橋(bridging)作用的結果⁽⁸⁾。

3.1 膠羽形成的歷程

活性污泥早期，或微生物遲滯生長期(lag phase)，膠羽形成菌與絲狀菌是自由分散的。原生動物如阿米巴原蟲及鞭毛蟲，膠體與懸浮性物質，以及數種非膠羽形成菌及非絲狀菌也同時存在，在此階段，膠羽顆粒不存在。

對數生長期開始(log phase)，活性污泥中菌體增加快速，膠羽形成菌維持分散，而絲狀菌的菌絲開始伸長；游泳性纖毛蟲類迅速出現，以細菌為食，在數量上快速增加。這些纖毛蟲分泌多醣體及黏液蛋白，這些分泌物被膠體與懸浮物質及菌體細胞所吸收，並改變其表面電荷且促使凝聚。

對數生長期結束，或衰減生長期(declining growth phase)開始，膠羽形成菌開始互相附著，形成被膠質性細胞間質所圍繞的團塊或細菌膠羽，這些膠羽粒徑小且成球形，粉徑測定約在 1~5 μm ，膠羽顆粒粒徑是由細菌膠凝強度及污泥環境(曝氣速率、溶氧濃度及混合程度)所決定。絲狀菌繼續延伸且自由游泳性纖毛蟲類繼續減少細菌數目。

當膠羽形成菌附著於絲狀菌延伸的菌絲上，且開始直接以菌絲為中樞生長，即為靜止期或內呼吸期(stationary or endogenous phase)的開始。此後由於菌體外營養基質(exogeneous substrates)濃度之降低，污泥菌體間代謝與生態互動之需要明顯增加。如此組織更形複雜之菌群，經由絲狀菌提供膠羽顆粒堅固的中樞造成不規則形狀的膠羽；其在剪力作用下仍能成長到大約 $300\mu\text{m}$ 。

內呼吸期形成的成熟膠羽，妨礙自由游泳性纖毛蟲類的攝食，因此數量減少。但大顆粒膠羽對匍匐行及有柄纖毛蟲類原生動物而言，是理想棲息所，這些新原生動物也分泌多醣體及黏液蛋白，促使凝聚作用繼續進行。

內呼吸期時，被分泌物所覆蓋的細菌、膠體及懸浮物質，大量地被膠羽顆粒吸附，促使膠羽顆粒重量增加。最後階段，菌體細胞喪失其生長的獨立個體，而完全被其代謝物及膠體物質所包覆，完成成熟污泥的形成過程⁽⁹⁾。

3.2 膠羽的生物性、化學性及物理性

活性污泥膠羽的形成主要係由兩種細菌互相結合而形成，是為膠羽形成菌及絲狀菌，另外原生動物中的纖毛蟲類所分泌的多醣聚合體及黏液蛋白亦有促進膠羽凝聚的功能。

活性污泥中的膠羽形成菌沒有限制為某一種類的細菌，包括：

Achromobacter, Aerobacter, Alcaligenes, Arthrobacter, Azobacter, Bacillus, Citromonas, Escherichia, Flavobacterium, 土壤絲菌(Nocardia), 副大腸桿菌(Paracolobactrum), 分枝絲菌(Sphaerotilus), Pseudomonas 及 Zoogloea, 係由廢水的組成來決定何種細菌將佔優勢。是由其所分泌的細胞外聚合體細胞間質(Extracellular polymer matrix)來促進細胞表面間的結合。

絲狀菌包括：桿菌屬(*Bacillus*)，白硫菌屬(*Beggiatoa*)，藍線菌(*Cyanophyceae*)，哈力士克梅諾菌(*Haliscoenobacter hydrosis*)，微絲菌(*Microthrix parvicella*)，*Nocardia*，陰珠菌(*Nostocoida limicola*)，分枝絲菌(*Sphaerotilus nattans*)，硫絲菌(*Thiothrix*)，及其他不曾被分類命名的絲狀菌(Type 021N, Types 0041, 0067, 0092, 0581, 0675, 0803, 0914, 0961, 1702, 1851, 1852, Type 1701, Type 1863)提供菌絲作為膠羽中樞，使膠羽形成菌附著及成長其間。其中(*Bacillus, Nocardia*, 及 *Sphaerotilus nattans*)不僅提供膠羽形成的中樞，其本身也形成膠羽。

膠羽形成菌與絲狀菌之間的生長競爭，可影響活性污泥的沉降性和壓密性。通常在探討污泥鬆化問題(sludge bulking)所牽涉到的均為絲狀菌的過度生長，而在鬆化污泥

中會發現許多擴張伸展的絲狀生物；由絲狀菌菌絲長度的計量亦可做為污泥沉降特性的指標，也可作為程序控制的參考⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾。

生物處理程序的整體效率依賴於活性污泥膠羽的沉降特性，而關係沉降特性的膠羽物理及化學性質包括：個別膠羽間產生多元電解質(polyelectrolyte)形成的架橋作用，膠羽電化學電位(electrochemical potential)特性以及膠羽大小與密度。與污泥沉降特性有關的物理性質，如：膠羽大小、膠羽密度及膠羽強度，生化性質如：細胞外多醣體ECP(extracellular polysaccharide)、聚羥基丁酸鹽(poly-β-hydroxybutyrate)及電氣泳動(electrophoretic mobility)等均可做為污泥沉降性參考⁽¹¹⁾。

四、活性污泥生物特性測量

在活性污泥程序中，有機負荷率(organic loading rate)及基質去除率(substrate removal rate)參數須有一個對活性污泥微生物的濃度及活性的表示方式，其表現方式必須合理且容易測量。

目前，最普遍使用於推求活性污泥細胞濃度的方法，為質量的測量，包括總懸浮固體量(total suspended solids, TSS)及揮發性懸浮固體(volatile suspended solids, VSS)。然而此種測量包括了活的(viable)及死的(nonviable)菌體及廢水中雜質的總量及揮發性部份。如果在單位固體質量的活性(activity)及存活率(viability)為固定常數時，此種活性微生物量的推求仍可得到滿意的結果。其他測量方法，如去氧核醣核酸(deoxyribonucleic acid, DNA)，有機氮含量(organic nitrogen content)，及蛋白質含量(protein)等，對污泥細胞濃度的表示，皆較VSS或TSS為更有效的測量，但是，這些量測技術仍然包括了死的生物體。

更為理想的測量方法有ATP，平板計數法，基質去除率、攝氧率，脫氫酵素法等，各有其測量特性⁽¹²⁾。更進一步介紹如下：

1. ATP(adenosine triphosphate)是一種細胞內負責生物能轉換的分子，且為非聚積性物質(nonconservative)，在不同種類及生長速度的活細胞中的存在量接近於常數，在死的細胞中，ATP即因不聚積而不存在；因此，活性污泥中ATP含量可以做為其活生物含量的指標。
2. 標準平板計數法(standard plate count)應用在微生物純培養的活菌推求上，是最準確的方法。但此法應用在活性污泥微生物的計量上，則必須小心。因為在plate count之前的生物膠羽分散(dispersion)非常重要，在經過均質化(homogenization)的活性污泥微生物計數約可增加 $10^2 \sim 10^3$ 。一般在分散鏈結及集聚的細菌方法中，以超音波電極(ultrasonic probe)是最有效的方法。在評估活性污泥活菌計數(viable bacterial count)上另一個困難是培養基的選擇。一般以培養基的方式來評估活性污

- 泥膠羽中喜氣異營菌(aerobic heterotrophic bacteria)的種類的存在量。
3. 實際上活性污泥微生物重要的活性為基質(BOD or COD)的去除率。由特殊酵素反應的測量難以評估活性污泥系統的活性，因為此種酵素反應速率並不能代表整個的基質去除率。評估活性污泥活性必須以一般性而非特殊性細胞反應的測量。
 4. 在喜氣活性污泥系統，基質的去除伴隨著部分基質的生物氧化以及此種氧化最終電子接受者，即溶氧 DO(dissolved oxygen)。溶氧攝取速率(O_2 uptake rate) 已經被廣泛使用於活性污泥活性的量測且量測簡易。當溶氧高於 0.5mg/l 活性污泥溶氧攝取率不受溶氧濃度的影響，但易受污泥膠羽的攪拌影響。
 5. 從基質到分子氧間的電子傳送鏈中，活性污泥溶氧攝取率不受溶氧濃度的影響。有數種酵素藉由基質的脫氫作用催化電子的傳送，這些酵素的活性通稱為脫氫酵素(dehydrogenase)，亦可被用來當做活性污泥活性的測量。更具特異性之酵素分析方法複雜，對於做為一般性活性污泥的活性指標，較不切實際。
- 欲推求生物處理系統中混合微生物族群的活性特性，最主要關切的項目，即為物質與能量的化學傳輸，微生物族群的代謝活性依賴複雜的方式，包括：組成微生物族群的種類結構，以及此結構的改變，各別微生物對混合基質環境的生理反應，以及不同微生物種類之間代謝物之互相作用。因此一個微生物生態系統的總代謝活性，並不是由個別種類微生物對個別基質反應的生理活性的合成結果⁽¹¹⁾。我們在評估混合菌群微生物系統其活性特性時，僅能就其行為表現方式加以探討，歸納其行為表現方式有下列幾項：微生物族群的變遷，系統能量改變，對基質的利用能力及代謝產物等，各項行為表現互有關聯，並非獨立存在；根據已有的分析技術，予以定性或定量化的探討，將有助於了解微生物在環境中的適應能力，應用於生物廢水處理系統操作控制及處理能力判斷。

4.1 微生物族群的變遷

微生物族群處於複雜多變的環境，為適應新的環境變遷，微生物種類及數量也隨時調整。除前述之生物相外，生物體內部組成、生物數目，生物質量等皆因此調整而有所改變。分析方法包括：

1. 生物體組成分析，如：碳水化合物(carbohydrate)，蛋白質(protein)，核酸(nucleic Acid, DNA與RNA)，脂質(lipid)，碳及能量貯存合成物如肝醣(glycogen)及聚羥基丁酸鹽(poly-β-hydroxybutyrate, PHB)，特殊酵素活性及能產生此類酵素的細菌數，如：protease, urease, catalase, alkline, phosphatase, keratinase, dehydrogenase。以上大多應用於純菌種培養分析上，但對於混合菌種培養的分析仍有類似生理反應現象⁽¹²⁾。
2. 生物數目測量，如顯微鏡計數，及培養皿計數，但顯微鏡計數不能分別死菌或活菌。亦有可能使用染色法(cytological methods) 區分。

3. 生物質量量測，如乾重法(MLSS, MLVSS)、濁度法等，但均不能區別出死的與活的菌體。當活生物量比例於VSS 為固定常數時，VSS 濃度可用以取代活生物量濃度的測定；傳統活性污泥系統中，活生物量佔VSS 比例20%以下。一般在固定操作條件下，活性污泥系統的活生物量濃度固定比例於VSS 濃度，因此VSS 濃度為一種可信賴的活生物濃度指標。但是在較廣泛操作條件下，如批式系統(batch system)，柱流式系統(plug flow system)或突增負荷(shock loading) 時，活生物量濃度非固定比例於VSS，因此VSS 不能使用為活生物量濃度的指標。⁽¹⁴⁾

4.2 系統能量的改變

微生物藉代謝有機和無機化合物而獲取能量，而其生長和生存取決於自系統中獲取能量的能力。一般可由分析微生物體內ATP 含量，及其對系統中攝取溶氧(O_2 Uptake rate)的能力，來評估喜氣性微生物的代謝活性。

- 推求生物質量及代謝活性上，ATP 的測定均具有值得信賴的代表性。因為ATP 在死的生物體內為非聚積性物質，因此在近穩定狀態(steady-state condition)下的活性污泥中，ATP 測量比例於活菌體含量，且在一般活性污泥系統操作中，ATP 為反映生長速率與生物量的適當參數；ATP 並反映pH及重金屬毒性對生物體之影響，因此在生物處理程序中，ATP 可做為代謝活性的參數⁽¹⁵⁾。在厭氣消化處理中ATP 證明可與氣體產率及pH值變化一樣，反映其活性大小。但ATP 只能反映出總活性指標，並不能區分同一反應槽中菌種族群間的活性。厭氣消化槽中，因菌體細胞成長速率慢，ATP 或氣體產率的改變不完全是細菌生長的結果，也可由與生長無關的生化活性變化所引起。⁽¹⁶⁾
- 喜氣系統，如活性污泥程序，基質的去除主要賴以氧為最終電子接受者的生物氧化作用。同此基質的去除速率，可以攝氧率為代表。一般用以代表有機質濃度的生化需氧量(BOD)，即利用微生物氧化此濃度有機質所消耗的溶氧量來表示。活性污泥呼吸測量是生物氧化基質動力學的有用資料，也可用來推求生物量生長係數。⁽¹⁷⁾

4.3 對基質的利用能力

實際上對活性污泥微生物活性的探討，最有意義的描述，即其對基質的代謝活性。活性污泥中混合微生物菌種應用於複雜成分的廢水，如家庭污水，工業廢水等，欲探討其個別微生物的生理特性似乎太複雜且不切實際。最簡單的方式，即利用一代表基質濃度的方式，如BOD 或COD，來反映出其綜合代謝／處理結果，即對基質(BOD or COD)的去除率；然而為精進活性污泥法的去除效率，針對其對複合基質的選擇性仍有加以探討之必要。

在生物處理廠，複合基質系統中的基質去除型式，分為：同時(simultaneous)、選擇性(preferential)及順序利用(sequential utilization)；在複合基質環境中，因某

種化合物的存在而妨礙另一種化合物的代謝，將導致系統中基質去除的選擇性或順序。在包含複雜基質成份的有機化學製造工廠廢水中即常常存在此種抑制性物質⁽¹⁹⁾。在目前使用的生物活性測量法中，DHA(dehydrogenase activity) 具有明顯的對基質的特異性(substrate - specificity)因此利用此法探討活性污泥一般性活性特性的同時，用以推斷在複合基質中污泥對不同基質的代謝活性亦有其意義。⁽¹⁹⁾⁽²⁰⁾⁽²¹⁾

4.4 代謝產物

活性污泥微生物在培養基質中所分泌的有機物質，包括中間產物(intermediates)及最終產物(END products)。而中間產物在其生長的混種培養(mixed culture) 中已再次被同化，剩下頑強(Refractory)的最終產物，可說是產生的廢物。

由活性污泥微生物所產生的溶解性不易分解有機物，其強度依賴培養時的條件（生長階段、飢餓階段及內分解階段）；但均包含 sugars (rhamnose, sucrose, mannose, galactose, glucose), amino sugars (galactosaminuronic acid, glucosamine, galactosamine, amino acids (lysine, histidine, arginine, aspartic acid, , isoleucine, leucine, tyrosine, phonylalanine, γ -aminobutyric acid) 及 uronic acid這些化合物約佔有機聚合物揮發部份的58~83%。它們極有可能是活性污泥菌體行自體消化(autolysis) 後所生的「廢物」。經過簡單的生化轉換，大多會再度成為生物代謝所須之外在營養基質(exogeneous substrates)。

活性污泥膠羽形成源於對數生長階段結束時所分泌的細胞外聚合體(extracellular polymeres)；此種聚合物大部份由多醣體(polysaccharides)及蛋白質(proteinaceous)物質所組成。

活性污泥分泌的不同有機聚合物，如果存在於多數微生物的細胞壁，如:Nucleic acids, peptidoglycans 及 phospholipids，即容易被微生物所分解；如果是較特異性質的高分子聚合物，如extracellular heteropolysaccharides 或 polysaccharide components of lipopolysaccharides 均為不易分解性物質，因此將可能存在於二次放流水中。⁽²²⁾

活性污泥分解有機物，若完全分解，其最終代謝產物，為二氣化碳及水，由測定其 CO₂ 產生速率亦可評估代謝活性。而經由活性污泥所分泌出不易分解性高分子有機物質，種類繁多，分析較不容易。

五、結論

活性污泥中存在微生物群相，其種類相當繁多，各以存在細菌、真菌、原生動物與

後生動物等形成微生物生態系統。且此生態系統隨生存環境的變遷而調整其內部構造，形成活性污泥的特異性。活性污泥的微生物為適應環境的變化，除了自然淘汰其劣勢種外，其生理上的調適也是一項重要因素。以活性污泥中細菌而言，在文獻中曾提到，但仍有爭議的結論，即「優勢細菌的種類取決於廢水的組成」；然而生存環境條件的影響也是不可抹滅的因素；對於活性污泥細菌種類鑑定是否具有實質價值，值得小心探討。

真菌、原生動物、後生動物隨生存環境的變異，具有較高的種族差異性，故一般能作為活性污泥膠羽特性或操作狀況的指標。

活性污泥系統的整體效率與污泥膠羽沉降性具有密切關係；活性污泥膠羽形成的機構雖仍未能充分瞭解，但一般對膠羽形成的條件控制已有相當程度的掌握。

本篇報告對於活性污泥生物活性特性，依活性污泥的表現行為，歸納出許多量測因子，認為其中最具應用價值者，以對基質的利用能力最重要。故未來的研究重點除了探討活性污泥生物量的生長速率與基質濃度的動力關係模式外，亦應對基質選擇性的探討和開發相關簡速測量方式，如脫氫酵素法(dehydrogenase measurement) 方面下功夫。利用此酵素對基質的特異性(substrate-specificity)，以達到量測活性污泥對複合基質中特殊基質的代謝活性特性。

由於吾人對高表現生物處理 (high performance biotreatment) 設計與控制的須要，活性污泥程序動力參數不但要對污泥表現有解析 (interpret) 的功能，亦有必要要求其能反映現階段吾人對污泥生物相與生物活性的了解與吾人在分析和量測設備與能力上的精進。因此建議：

1. 在使用傳統測量參數的同時，考慮採用更為靈敏的設計因子：如以ATP 量測取代傳統MLSS及MLVSS 的量測，以期能反映出更真實的活體生物量；以脫氫酵素活性(DHA)，或總有機碳(TOC)取代傳統生化需氧量(BOD) 與化學需氧量(COD)，對複合基質濃度的描述，將更趨嚴謹。
2. 在實驗裝置設計上，顧及活性污泥乃一低反應速率和複合之生物系統。針對此考量，應盡可能減縮問題解析之層面；使用多槽平行(multiple/parallel) 迷你反應系統，以期減低實驗室環境污染，增加研究工作產力；選擇簡速分析方法（標準方法未必合適與實用）。進而增進實驗模式之複雜度與可重複性(reproducibility)。

六、參考資料

- (1) Dias, F.F. and Bhat, J.V., Microbial Ecology of Activated Sludge I. Dominant Bacteria, *Applied Microbiology*, vol. 12, NO.5, 1964.
- (2) A.D. Adamse, Formation and Final Composition of the Bacterial Flora of Dairy Waste Activated Sludge, *Water Research*, vol.2, 1968.

- (3)D. E. Rawlings and D.R. Woods, Bacteriology and Enzymology of Fellmongery Activated Sludge System, J.of Applied Bacteriology, vol.44.1978.
- (4)吳錫昌等，活性污泥鬆化難題的指微生物－絲狀菌，工業污染防治，第24期，1987.
- (5)M.H.Gerardi, An Operator's Guide to Portozoa and Their Role in the Activated Sludge Process, Public Works, 1986.
- (6)鄭育麟，活性污泥處理系統的指標微生物，工業污染防治，第20期，1986.
- (7)A.F.Gaudy and Jr. Elizabeth T.Gaudy, Microbiology for Environmental Scientists and Engineers-Microbial Flocculation,Chapter 10. McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering.
- (8)P.L.Busch and W. Stumm, Chemical Interactions in the Aggregation of Bacteria Bioflocculation in Waste Treatment, Environmental Science and Technology, vol.2, No.1,1968.
- (9)M.H.Gerardi and D. Berger, Floc Formation in the Activated Sludge Process, Public Works, 1987.
- (10)Yeun C. Wu et. al., Ecological Study of Activated Sludge Settling Property in the completely Mixed System, Water Research, vol.18, no.12,1984.
- (11)Y.Magara and S. Nambu, Biochemical and Physical Properties of an Activated Sludge on Settling Characteristics, Water Research, Vol. 10,1976.
- (12)C.L.Wedde and D.Jenkins, The Viability and Activity of Activated Sludge, Water Research, vol.5,1971.
- (13)G.T.Digger and C.P.Leslie Grady Jr.,Review Paper, The Dynamics of Microbial Growth on Sluble Substrates, A Unifying Theory, Water Research, vol. 16,1982.
- (14)M. Green and G. Shelef, Sludge Viability in a Biological Reacter, Water Research, vol.15,1981.
- (15)S.Y. Chiu, et. al., ATP Pools in Activated Sludge, J. of Water Pollution Control Federation, vol. 45, No.,8, 1973.
- (16)Y-C.Chung and J,B.Neethling, ATP as a Measure of Anaerobic Sludge Digester Activity, J. of Water Pollution Control Federation, vol. 60, No.1, 1988.
- (17)J.Suschka and E. Ferreira, Activated Sludge Respirometric Measurements, Water Research, vol. 20, No. 2,1986.
- (18)Sarvottam et.al., Mixed-Substrate Utilization by Acclimated Activated Sludge in Batch and Continuous-Flow Stirred Tank Reactors, Environ.Sci. Technol., vol.21, No.10,1981.

- (19) J.M. Lopez, et. al., INT-Dehydrogenase Test for Activated Sludge Process Control ,Biotechnology and Bioengineering, vol.28,1986.
- (20) Y-C.Chung and J.B.Neethling, Microbial Activity Measurements for Anaerobic Sludge Digestion, J. of Water Pollution Control Federation. vol. 61, No.3, 1989.
- (21) A.Klapwijk, et. al, A Modified Procedure for the TTC - Dehydrogenase Test in Activated-Sludge, Water Research, vol.8,1974.
- (22) J.Hejzlar and J. Chudoba, Microbial Polymers in the Aquatic Environment-I. Production by Activated Sludge Microorganisms Under Different Conditions, Water Research, vol.20,No.10,1986.