

生物前處理改變原水存在顆粒特性之研究

游惠宋¹、黃志彬²、鄭幸雄³、張盛欽⁴

摘要

台灣部分淨水廠之原水已受人為污染，根據調查，受污染水源其水質特性常含有氯氮及分子量較小之有機物，而傳統混凝-膠凝處理程序並無去除此等污染物之功能。當原水中存在一定濃度之氯氮時，淨水廠常以預氣方式來處理，但學術研究與工程實務均已證實，預氣程序導致更多的 DBPs 產生，更凸顯引用受污染水源導致致癌問題的嚴重性。生物處理是去除氯氮和小分子有機物最經濟有效之處理程序，因此，將生物處理技術應用至傳統自來水處理程序中，使兩種技術有效結合成『受污染水源之最佳可行處理技術』，為台灣發展自來水處理技術之另一重要課題。

本研究採用連續流生物處理系統進行相關研究，生物處理槽中裝填網狀泡綿為生物載體，以高嶺土模擬原水濁度；以葡萄糖為人工原水之基質，以經過活性碳吸附去有機物與餘氯之自來水，調配濁度與有機物濃度至相當於天然原水條件。生物反應槽之空床接觸時間 (EBCT) 設定為 30 分鐘，生物處理系統培養至穩定後，進行採樣，並以界達電位儀、微粒粒徑分析儀、顆粒沉降試驗及瓶杯試驗機，進行顆粒特性之測定試驗。

研究結果顯示生物濾床可有效去除水中濁度並降低後續混凝劑之加藥量；高嶺土顆粒經生物濾床處理後，顆粒之粒徑產生顯著變化，且生物處理水中顆粒之表面所帶之負電荷提高，顯示電價中和並非生物膠凝之顆粒聚集作用的唯一機制，本研究之結論有助於提昇對自來水生物前處理特性之掌握，增進自來水生物處理之理論依據，以為自來水生物前處理設計與操作之基礎。

1. 國立交通大學環境工程研究所 研究生
3. 國立成功大學環境工程系 教授

2. 國立交通大學環境工程研究所 教授兼所長
4. 國立交通大學環境工程研究所 研究助理

前言

台灣部分淨水廠之原水已受人為污染，根據調查，受污染水源其水質特性常含有氨氮及分子量較小之有機物，而傳統混凝-膠凝處理程序並無去除此等污染物之功能。當原水中存在一定濃度之氨氮時，淨水廠常以預氣方式來處理，但學術研究與工程實務均已證實，預氣程序導致更多的 DBPs 產生，更凸顯引用受污染水源導致致癌問題的嚴重性。生物處理是去除氨氮和小分子有機物最經濟有效之處理程序，因此，將生物處理技術應用至傳統自來水處理程序中，使兩種技術有效結合成『受污染水源之最佳可行處理技術』，為台灣發展自來水處理技術之另一重要課題。

自來水生物前處理單元均置於傳統處理程序之前，在實務應用上以生物固定膜法為主。在自來水處理中，以去除氨氮與溶解性有機物而言，生物固定膜程序比懸浮生物處理法及物化處理法更具能源與經濟效益(Rittmann and Brunner, 1984)，因生物固定膜法提供高比表面積之生物載體，可附著並蓄積大量的微生物，以維持穩定的生物處理功能 (Bouwer and Crowe, 1988; Bourbigot and Lacamp, 1989; Rittman, 1990)。

Rittmann *et al.* (1986) 指出生存於自來水生物處理系統中之微生物是屬於貧養微生物 (oligotrophic micro-organisms)，Logan and Hunt (1988) 之研究發現，此種貧養微生物當基質缺乏時，傾向於聚集生長，這些聚集體具有很強之生物吸附(biosorb)與生物膠凝(bioflocculation)功能。因此，Kanaani *et al.* (1992)認為生物膜與水體中溶解性和懸浮性物質間之交互作用，在自來水生物前處理技術中扮演重要角色。Characklis and Marshall (1990) 指出生物膜之組成包括微生物之細胞及其產物，如胞外高分子(extracellular polymers, ECPs)，生物膜是一種多孔性結構(Rodrigues *et al.*, 1982)，具很強之吸附能力，因此在生物膜中含有很高之吸附物質，如大分子有機物(蛋白質、腐植酸)和無機之顆粒(粘土、砂粒)。在生物處理系統中，因微生物作用而引發，使微細顆粒或細胞聚集成膠羽之現象稱為生物膠凝作用(bioflocculation)，而生物膠凝作用常伴隨生物吸附(biosorption)作用而發生。

近十年來，有關自來水生物前處理之相關研究相當多，彙整文獻之研究結果發現主要集中在以下幾項課題：

1. 對氨氮之去除功能 (Yeh and Chen, 1988; Takasaki *et al.*, 1990、1992; Koki, 1993; Yeh and Kao, 1993; Sasa *et al.*, 1995; 王, 1999)。
2. 對有機物之去除功能 (Takasaki *et al.*, 1992; Nohara *et al.*, 1995; Kawai *et al.*, 1995; Fujii *et al.*, 1997; Lim and Shin, 1997; 王, 1999)。
3. 對三鹵甲烷前驅物之去除功能(Takasaki *et al.*, 1992; Huck *et al.*, 1994)

- 4.降低需氧量 (Huck *et al.*, 1994; Yeh *et al.*, 1995)。
- 5.對濁度之去除功能 (Takasaki *et al.*, 1990; Sasa *et al.*, 1995; Kim *et al.*, 1997; 王, 1999)。
- 6.降低後續混凝劑之加藥量(Kim *et al.*, 1997; 王, 1999)。

生物處理在廢水處理領域已有很深厚之理論基礎，在生化代謝方面其原理可以應用於自來水處理，但在實際應用面，因自來水之原水中無機顆粒物含量與有機物含量之比值遠大於廢水，因此在自來水與廢水生物處理系統中，生化代謝後所表現之行為應有極大之差異，然而上述之文獻其研究主要著重在生物處理系統之功能評估，鮮少探究生物處理各項功能之反應機制（如生物吸附、生物膠凝），及其與水環境條件間之關係。由於原水顆粒特性之變化與有機物組成份複雜，如天然有機物（NOM）本身即具有陰離子性聚電解質（polyelectrolytes）之特性，具物理化學之混凝膠凝功能(Amirtharajah and O'Melia, 1990)，本研究使用葡萄糖為碳源，採用高嶺土模擬原水中之顆粒，簡化生物前處理系統之功能機制，以利觀察生物膠凝之行為模式，並探討生物前處理對水中顆粒特性之變化與對後續混凝程序之影響。

實驗材料與方法

本研究採用一組連續流生物處理系統進行相關研究，其組裝設備如圖 1 所示，生物反應槽之直徑 10 公分、高度 100 公分，總體積為 7.8 公升，其中裝填 60 公分之網狀泡綿生物載體，形成 4.8 公升之有效體積(working volume)。網狀泡綿屬於大孔洞之多孔性載體(macro-porous carrier)，其孔隙率 97%，比表面積 $2000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ，有效體積中之填充比率 70%，使得反應區之總孔隙率 98%。

連續流生物處理系統以高嶺土模擬原水濁度；以葡萄糖為人工原水之基質，葡萄糖貯備液冷藏於 4°C 之冰箱中；先將自來水經過活性碳吸附，以去除自來水中之有機物與餘氯所造成之干擾，以處理後之自來水調配濁度與有機物至相當於天然原水條件。以上各股水個別以幫浦輸送進混合槽，經混合後以重力方式進入生物反應槽底部，進入生物反應槽之總流量，固定維持在 $250 \text{ mL}/\text{min}$ ，使反應區之空床接觸時間 (EBCT) 維持在 30 分鐘，空氣由反應槽之底部輸入，以維持足夠之溶氧，生物處理槽之規格與進出流水條件如表 1 所示。

有關生物處理前後水中顆粒特性之變化，主要藉助於顆粒之界達電位與顆粒粒徑分佈測定，界達電位之測定使用界達電位儀 (ZETA-METER, INC., Zeta-Meter System 3.0, USA)，水樣以 $0.1 \text{ N H}_2\text{SO}_4$ 或 0.1 N NaOH 調整 pH 值至 2-10 後，進行不同 pH 值下之界達電位測定，為消滅離子強度之影響，以 NaClO_4 調整背

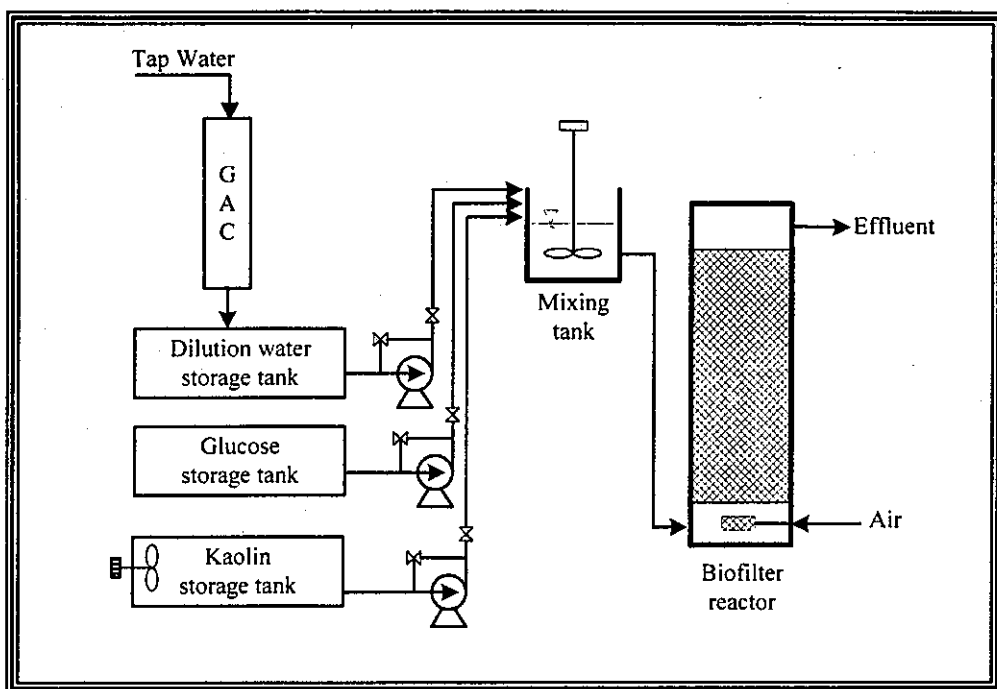


圖 1 Schematic diagram of the biofiltration apparatus

表 1 Experimental parameters for the biofilter

Parameter	Value
Reactor length (cm)	100
Reactor i.d. (cm)	10
PU foam porosity (%)	97
Packed Ratio (%)	70
Working volume porosity (%)	98
Influent	
NPDOC (mg/L)	2-3
Turbidity (NTU)	50-55
Effluent	
NPDOC (mg/L)	0.2-0.5
Turbidity (NTU)	23-40

景電解質至 0.01 M，界達電位以 20 個顆粒以上之平均值計算。將原水及生物出流水之水樣注入瓶杯試驗機之方形瓶杯中，以 30 rpm 進行攪拌以防顆粒沈降，顆粒粒徑分佈之測定使用微粒粒徑分析儀 (CHEMTRAC, INC., PS-2400, USA)，粒徑偵測範圍從 2 μm 至 400 μm ，偵測極限為 100,000 counts /mL，流速控制在 100 mL/min，偵測時將粒徑分為 2-8, 8-15, 15-25, 25-40, 40-60, 60-100 和大於 100 μm 七種範圍。生物前處理對後續混凝程序之影響試驗，主要利用瓶杯試驗機來進行，以硫酸鋁為混凝劑，快混 200 rpm 維持 3 min、慢混 30 rpm 維持 15 min、沈降時間為 30 min，探討濁度之變化與混凝劑之需求量。

結果與討論

微生物在自身分解或代謝有機物過程中會產生許多高分子物質，這些高分子物質具有混凝與膠凝功能，此種功能俗稱生物膠凝 (bioflocculation)，原水經生物處理後，因生物膠凝而使顆粒聚集而降低濁度。人工合成之進流原水其 NPDOC 與濁度分別調配在 2-3 mg/L 與 50-55 NTU 之間，生物濾床之 EBCT 控制為 30 min，生物濾床出流水之 NPDOC 與濁度，可維持在 0.2-0.5 mg/L 與 23-40 NTU。本研究中生物濾床進流水中之顆粒，稱為高嶺土顆粒 (kaolin particles)；生物濾床出流水中之顆粒，稱為生物顆粒 (bio-particle)，生物濾床進出流水中顆粒特性之變化，分述如后：

高嶺土顆粒與生物顆粒之表面特性

本研究有關顆粒之表面特性以界達電位來表示，在離子強度為 0.01M (NaClO_4)，不同 pH 值下高嶺土顆粒與生物顆粒之界達電位值變化如圖 2 所示，兩種顆粒之界達電位均隨 pH 值之增加而降低，高嶺土顆粒在中性 pH 值時表面帶負電荷，其界達電位值約為 -10 mV，而其等電位點 (i.e.p.) 發生在 pH 值為 3.5 時，當水中 pH 值低於 3.5，高嶺土顆粒表面電性會發生逆轉而成為正值；此現象可能導因於顆粒表面之氫離子解離，而使顆粒表面更具帶負電性。而生物濾床出流水中之生物顆粒，在 pH 值處於中性範圍內，其界達電位值從原水中高嶺土顆粒的 -10 mV 變成生物顆粒的 -60 mV，而此生物顆粒在調整 pH 值 (2-9) 過程未再出現電性反轉現象。此現象與金屬混凝劑所造成顆粒去穩定作用，而聚集之顆粒表面特性明顯不同，以高嶺土為例，以鋁鹽去穩定而聚集之顆粒，其表面所帶之負電荷量一定較原來低，甚至有可能轉為帶微正電荷 (甘與黃, 1999)，但是在生物膠凝過程，微粒經微生物所產生之胞外高分子作用聚集成大顆粒後，其表面負電荷量不降反增。在中性 pH 值下，高嶺土顆粒、細

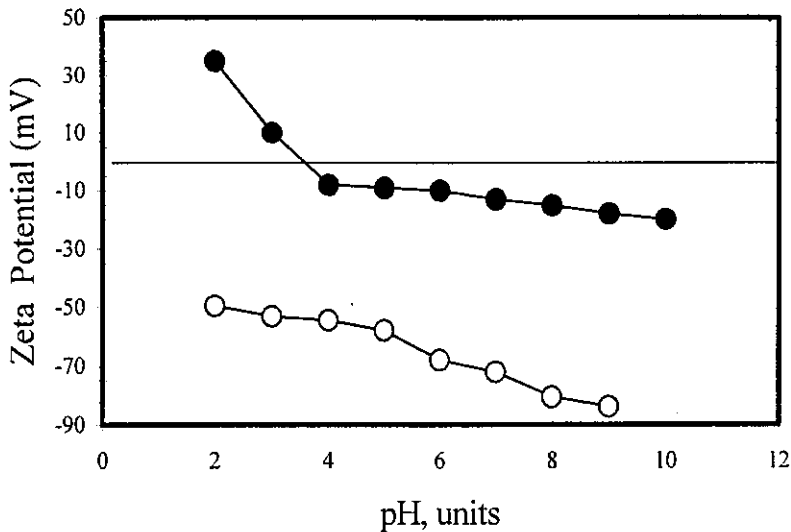


圖 2. Zeta potential of kaolin and bio-particles as a function of pH at 0.01M NaClO₄. The pH was adjusted with 0.1N H₂SO₄ and 0.1 N NaOH. (●) kaolin particles; (○) bio-particles

菌及其所產生之胞外高分子，其表面已被證實均帶負電性 (Noda and Kanemasa, 1984; Watanabe *et al.*, 1987; Mozes and Rouxhet, 1990; Urbain *et al.*, 1993)，當生物膠凝作用發生後，由圖 2 之比較，可清楚顯示生物顆粒之界達電位值遠大於高嶺土顆粒，此意謂生物顆粒比高嶺土顆粒之表面帶有更多之負電荷。下列之文獻雖是在懸浮系統中進行，其結果亦可能用來解釋本研究所觀察到之現象：Bush and Stumm (1968)提出微生物之聚集作用，受其本身所分泌之高分子影響；Friedman *et al.* (1969) 與 Deinema and Zevenhuisen (1971)在研究微生物細胞與無機顆粒之聚集作用時發現，微生物細胞與無機顆粒之聚集體，主要建構在高分子之複合體上，例如被網除在多醣類的纖維中；Pavoni *et al.* (1972)之研究結果指出，單獨使用表面電荷中和理論，無法解釋生物膠凝作用，同時他們發現微生物所產生之胞外高分子，具有功能性官能基，在中性條件下為陰離子性或非離子性；而 Steiner *et al.* (1976) 之研究也指出，微生物間之作用可能藉由疏水性作用 (hydrophobic interaction)、氫鍵鍵結、物理網除 (physical enmeshment) 及靜電力來達成，Calleja (1984)的研究亦獲得相同的結論；Lévy *et al.* (1992)利用 *anabaenopsis circularis* strain PCC 6720 所產生之陰離子性生物高分子 (anionic biopolymer) 進行皂土 (bentonite) 膠凝試驗，在利用等溫吸附與界達電位量測時，發現生物膠凝程序之機制為架橋作用。

綜合以上之研究結論，生物膠凝作用可視為近似於高分子間之交互作用，這些由細胞分泌出來之陰離子性或非離子性高分子，以靜電力或疏水性效應先與帶負電之顆粒或細胞作用，在利用架橋或網除作用聚集成參度空間結構，因此降低表面電位並非生物膠凝作用之必要條件。

生物處理前後水中之顆粒分佈

利用 Chemtrac 公司之微粒粒徑分析儀（儀器偵測範圍為 2 μm 至 400 μm ）進行生物處理前後水中顆粒粒徑分佈測定，其結果如圖 3 所示，生物進流水中可偵測之高嶺土顆粒總顆粒數為 11,100 counts/mL，以粒徑為 8-15 μm 之顆粒佔

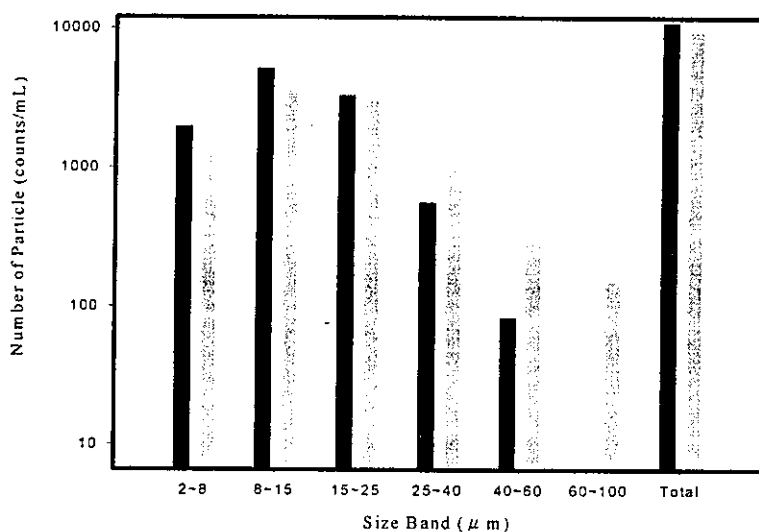


圖3 Variation in the number of particles in each size range through biofiltration. (■) kaolin particles; (□) bio-particles.

最多數，在可偵測之顆粒粒徑分佈中，8-25 μm 粒徑之顆粒數佔總顆粒數 75% 以上；圖 3 顯示生物進流水中顆粒粒徑在 25 μm 以下之顆粒數量明顯降低，這些 25 μm 以下之小顆粒，經由生物膠凝作用聚集後變成大顆粒，因此由圖 3 顯示生物處理後水中粒徑在 40 μm 以上者明顯增加；從質量平衡的角度，單從顆粒粒徑與數量之變化不易分析，若假設微粒在聚集後，其聚集體之密度差異可以忽略，則可從顆粒之體積討論質量平衡；以顆粒粒徑為橫座標，以顆粒平均粒徑計算所得之體積組成百分比為縱座標，繪製成顆粒粒徑與體積組成百分比之變化如圖 4，由圖 4 更明白呈現水中顆粒在生物處理前後顆粒特性的變化；原生物進流水中不同粒徑顆粒之體積組成百分比以 15-25 μm 最高，約佔 40%，但經過生物處理後，顆粒之體積組成百分比發生明顯變化，不同粒徑之顆粒體

積百分比隨粒徑之增加而增加，而使顆粒粒徑大於 40 μm 之體積佔總體積 60% 以上，此等大顆粒之特性可顯現在顆粒之沈降特性上。

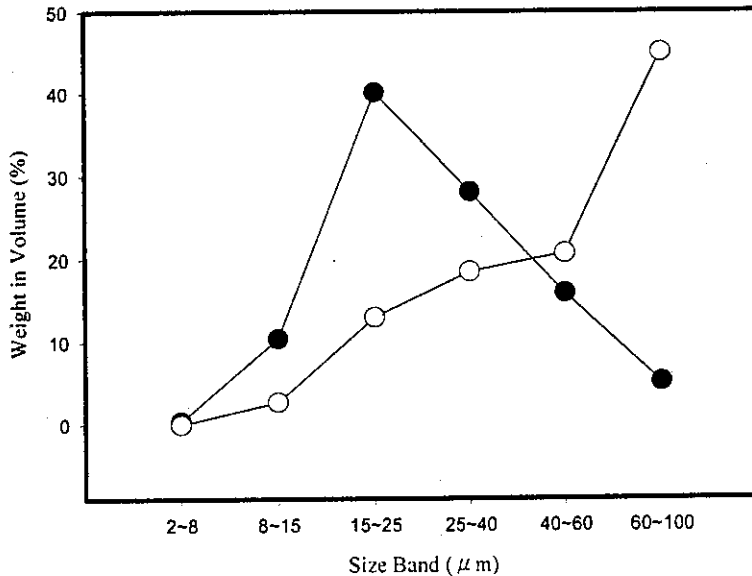


圖4 Variation in the weight in volume in each size range through biofiltration. (●) kaolin particles; (○) bio-particles.

生物進流水之濁度為 55 NTU，經生物處理後降至 17 NTU，濁度去除率達 50%，但是，生物處理前後水中總顆粒數卻僅由 11,100 counts/mL 降為 9,568 counts/mL，其變化並不顯著。推測其原因應在於微粒粒徑分析儀之功能限制，因本研究採用之微粒粒徑分析儀有效使用範圍在粒徑 2-400 μm ，生物進流水中應存在大量粒徑小於 2 μm 之顆粒。這些微小顆粒經生物膠凝聚集後，粒徑變大而進入儀器可偵測範圍，導致出現水中濁度大幅降低而顆粒數量變化不明顯的現象。

生物處理前後水中之顆粒沈降特性

本研究以殘餘濁度替代顆粒沈降速度，做為顆粒沈降特性之指標，將水樣置於方形槽 (Square Gator Jar) 中，在此槽中之顆粒沈降視為自由沈降，方形槽之採樣口設置於液面下 10 公分處；量測初始與靜置 5、10、30、60 min 下之殘餘濁度，在不同時間下測定水樣中之殘餘濁度，以觀測顆粒之可沈降性，並依 Stoke 定律計算出終端速度。例如沈降時間為 5 min 時，造成此殘餘濁度之顆粒，其終端速度均小於或等於 28.8 m/day (10 cm/5 min)；依實驗所設定之採

樣時間，其對應之終端速度分別為 28.8、14.4、4.8 和 2.4 m/day。

取濁度為 50-57 NTU 之人工原水及其生物處理出流水（濁度為 17-42 NTU）兩水樣置於方形槽中，依上述之時間測定殘餘濁度，其結果如圖 5 所示，人工原水在 30 分鐘沉降過程，殘餘濁度可降至 45 NTU，表示此人工原水中，終端速度小於或等於 4.8 m/day 之顆粒所造成之濁度有 45 NTU。此人工原水經生物處理後，終端速度小於或等於 4.8 m/day 之顆粒所造成之濁度僅餘 12 NTU。

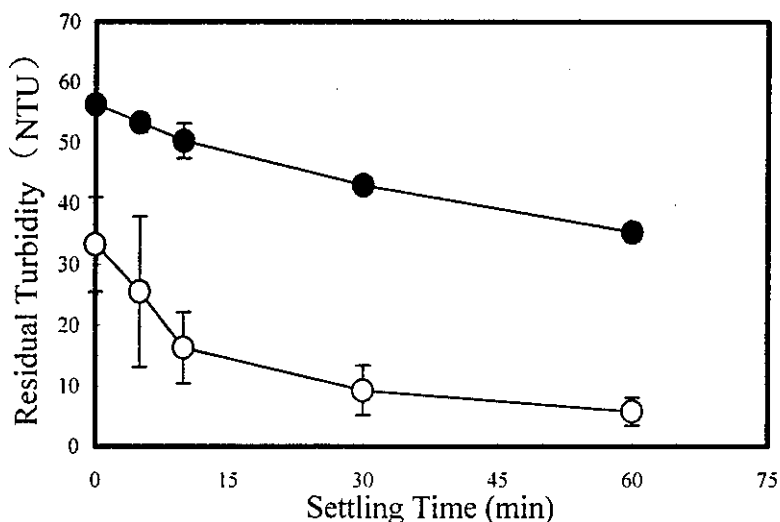


圖5 Turbidities of the supernatant in two water samples as a function of settling time. (●) kaolin particles; (○) bio-particles

高嶺土之比重為 2.65，假設生物出流水中，終端速度小於或等於 4.8 m/day 之顆粒，其比重與高嶺土相近，依 Stoke 定律計算出之顆粒粒徑為 0.8 μm ，依此計算方法，終端速度小於或等於 14.4 與 2.4 m/day 之顆粒，其粒徑分別為 1.12 與 0.56 μm ，雖然微粒分析儀無法偵測粒徑小於 2 μm 之顆粒數，但經由此沉降試驗可推估生物膠凝作用將粒徑小於 0.8 μm 之顆粒所造成之濁度，從 45 NTU 降為 12 NTU，若瓶杯試驗之沉降時間設定為 30 min，即意謂人工原水與生物處理水中分別有 45 NTU 與 12 NTU 之濁度需藉助混凝劑去穩定才能形成膠羽而去除，這可能就是大部分學者研究發現生物前處理可降低混凝劑劑量之原因 (Yeh *et al.*, 1995; Kim *et al.*, 1997; 王, 1999)。

生物處理前後水中之顆粒混凝沈澱特性

採用上述之兩種水樣，以硫酸鋁為混凝劑進行混凝試驗，探討兩種水樣之

混凝劑量與濁度去除之關係，人工原水之初始濁度為 57 NTU，生物出流水之濁度為 40 NTU，瓶杯試驗之混凝反應 pH 值控制在 7.6 ± 0.2 ，快混 200 rpm 維持 3 min、慢混 30 rpm 維持 15 min，沈降 30 分鐘後測定殘餘濁度，試驗結果如圖 6 所示。瓶杯試驗中以不加藥劑為控制組，沈降 30 分鐘後，人工原水與生物處理

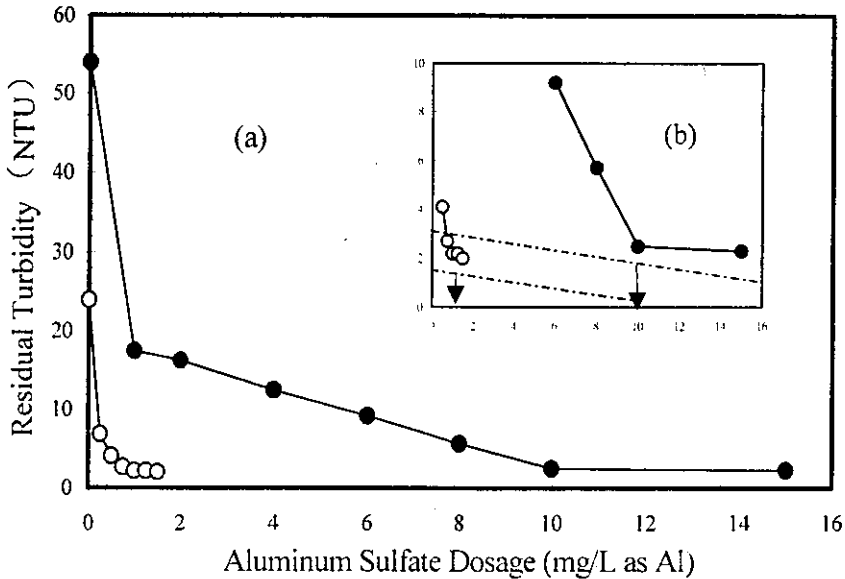


圖6 Turbidity of the supernatant in two kinds of water samples as a function of dosage at $\text{pH } 7.6 \pm 0.2$. (●) kaolin particles; (○) bio-particles

水之殘餘濁度分別為 55 NTU 與 24 NTU，造成此濁度之顆粒需藉助於混凝劑之作用，方能沈澱去除。

依 Hess 等人 (1997) 所提出最佳加藥量之決定方法，在圖 6(a)之兩曲線上各取其切線，當斜率為 $-0.20 \text{ NTU}/(\text{mg/L as Al}^3)$ 之切點，所對應之混凝劑量，即定義為最佳加藥量。由圖 4-18 (b) 所顯示，人工原水之混凝最佳加藥量為 10 mg/L，此時對應之殘餘濁度為 2 NTU；而經過生物濾床處理後，其混凝最佳加藥量降為 1.2 mg/L，殘餘濁度則為 1.5 NTU，生物濾床能大幅降低混凝之最佳加藥量，並獲得更佳之處理水質，此結果再次證明，生物前處理對降低後續混凝程序之加藥量及污泥產生量具正面效果。

在顆粒表面電位測定中發現，生物處理水中之顆粒比高嶺土顆粒帶有更高之負電荷，在後續之化學混凝程序中，若以化學計量觀點，理論上應需更多之混凝劑來進行電價中和而去穩定，而達到去除效果，然而在此之實驗顯示並非如此，本研究推測其可能原因如下：(1) 在本研究中混凝反應 pH 值控制在 $7.6 \pm$

0.2 並使用硫酸鋁當混凝劑，硫酸鋁在此環境之混凝機制包括電價中和與沈降掃除，雖然生物顆粒比高嶺土顆粒帶有較高之負電荷，但在數量（顆粒數）上，生物顆粒數遠低於高嶺土顆粒，因此人工原水中所有顆粒所帶之總負電量（以 meq/L 表示），仍可能高於生物處理水，因此需要較多混凝劑來達到去穩定的功能；（2）生物顆粒表面帶有胞外高分子，含有羧基、羥基、硫基（sulphydryls, -SH）、酚基、胺基等可與金屬螯合之官能基（Kuo and Parkin, 1996），鋁鹽加入後，可能引起陽離子架橋或金屬螯合作用，而降低混凝劑之加藥量。後續研究應可利用膠體滴定(colloid titration)技術以測定顆粒表面電荷量，並以鈣、鎂陽離子及其他種類混凝劑，加強探討生物顆粒之化學混凝膠凝行為。

結論

生物濾床能有效去除濁度並降低後續混凝程序之加藥劑量；生物過濾法能明顯的改變水中顆粒之粒徑分不與顆粒表面之帶電量；在生物膠凝作用造成顆粒聚集過程中，會增加顆粒表面之界達電位，此結果顯示電價中和並非生物膠凝之必要條件。

致謝

本研究承台灣省自來水公司提供經費補助，研究期間又蒙台灣省自來水公司南區工程處、第六區管理處與新營營運所鼎力襄助，特此致謝。

參考文獻

- 甘其銓、黃志彬（1999）淨水廠快混程序之動力分析 第十六屆自來水研究發表會論文集 193-203
- 王文革（1999）生物濾床處理澄清湖優氧化給水源之研究 國立成功大學 環境工程研究所 碩士論文
- Amirtharajah, A. and O'Melia, C. R. (1990) Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation. in *Water Quality and Treatment*. 4th Edited by Pontius, F.W., AWWA and McGraw-Hill, Inc., 269-365
- Bouwer, E. J. and Crowe, P. B. (1988) Biological Processes in Drinking Water Treatment. *Jour. AWWA*, 80:9:82.
- Busch, P. L. and Stumm, W. (1968) Chemical Interactions in the Aggregation of Bacteria

- Bioflocculation in Waste Treatment. *Environ. Sci. and Technol.*, 2:1:49.
- Calleja, G. B. (1984) *Microbial Aggregation* (CRC Press, Boca Raton, FL)
- Hess, A. F., Bergman, R. A., Dempsey, B. A., Lozier, J. C. (1997) Testing Techniques for Process Selection and Optimization. in *Treatment Process Selection for Particle Removal* (Edited by J.B. McEwen), AWWARF.
- Huck, P. M., Zhang, S. and Price, M. L. (1994) BOM Removal During Biological Treatment: A First-Order Model. *Jour. AWWA*, 86:6:61.
- Koki, M. (1993) The Existing State of the Advanced Water Purification Technology at CHATAN Water Purification Plant. *Jour. Japan Society on Water Environ*, 16:12:854 (in Japanese).
- Kuo, W. C. and Parkin, G. F. (1996) Characterization of Soluble Microbial Products from Anaerobic Treatment by Molecular Weight Distribution and Nickel-Chelating Properties. *Water Res.*, 30:4:915
- Levy, N., Magdassi, S. and Bar-Or, Y. (1992) Physico-chemical Aspects in Flocculation of Bentonite Suspensions by a Cyanobacterial Bioflocculant. *Water Res.*, 26:2:249
- Logan, B. E. and Hunt, J. R. (1988) Bioflocculation as a Microbial Response to Substrate Limitations. *Biotechnol. and Bioeng.*, 31:91.
- Mozes, N. and Rouxhet, P. G. (1990) Microbial Hydrophobicity and Fermentation Technology. in *Microbial cell Surface Hydrophobicity* Edited by R.J. Doyle and M. Rosenberg. American Society for Microbiology Washington, D.C.
- Noda, Y. and Kanemasa, Y. (1984) Determination of Surface Charge of Some Bacteria by Colloid titration. *Physiol. Chem. And Phys. Medical NMR*, 16:263
- Pavoni, J. L., Tenney, M. W., and Echelberger, Jr. W. F. (1972) Bacterial Exocellular polymers and Biological Flocculation. *Jour. WPCF.*, 44:3:414.
- Rittmann, B. E., Crawford, L., Tuck, C. K. and Namkung, E (1986) *In Situ* Determination of Kinetic Parameters for Biofilms: Isolation and Characterization of Oligotrophic Biofilms. *Biotechnol. and Bioeng.*, XXVIII, 1753.
- Rodrigues, A., Ahn, B. and Zoulalian, A. (1982) Intraparticle-Forced Convection Effect in Catalyst Diffusivity Measurements and Reactor Design. *Jour. AICHE.*, 28:541
- Takasaki, M., Kim, H., Sato, A., Okada, M. and Sudo, R. (1990) The Submerged Biofilm Process as a Pre-treatment for Polluted Raw Water for Tap Water Supply. *Wat Sci Tech.*, 22:1-2:137.
- Takasaki, M., Sudo, R., Nishimura, O. and Kim, H. Y. (1992) Simultaneous Removal of Nitrogen and THM Precursor by Developed Submerged Biofilm Process for Drinking Water. *Wat Sci Tech.*, 26:2021.
- Urbain, V., Block, J. C. and Manem, J. (1993) Bioflocculation in Activated Sludge:

An Analytic Approach. *Water Res.*, **27**:5:829

Watanabe, K., Ishibashi, K., Iki, K., Nakashima, Y., Hayashida, M. and Amako, K. (1987) Cell Surface Characteristics of Some Phase-Resistant Strains of *Lactobacillus Casei*. *Jour. Appl. Bacteriol.* **63**:197

Yeh, H. H. and Chen, S. K. (1988) Packed bed filters for ammonia-nitrogen removal from raw waters. *Water Supply*, **6**:3:219.

Yeh, H. H. and Kao, H. H. (1993) Testing a Coke Biofilter for the Pretreatment of Polluted Surface Water in Taiwan. *Jour. AWWA.*, **85**:5:96.