

淨水程序中溶解性有機物之去除： 生物濾床及污泥毯澄清池之操作評估

研究生：李丁來

指導教授：黃志彬 博士

國立交通大學環境工程研究所

摘 要

臺灣地表水源普遍受到有機物及氮之污染，該等有機污染物之存在，不僅干擾淨水處理效能，且也殘存於處理後清水中，衍生配水管網生物性水質之不穩定，其解決方法之一，乃於傳統淨水處理程序前增設生物濾床處理設備，而該設備對有機污染物之去除效能及對後續混沉程序之去除效能產生何種影響，係值得探討之課題。污泥毯澄清池係目前臺灣地區重要之濾前淨水處理單元，以往之研究大多關注於濁度之去除，當原水存在有機物時，該有機物種類及含量對於污泥毯澄清池去除效能影響如何，為亟待探討課題，因此有必要針對上述課題進行研究，以供提升淨水處理效率之參考。

本研究先以連續進流處理實場原水方式，通過填充網狀 PU 泡棉之生物濾床，探討生物濾床對有機物之去除效率及對後續混沉程序去除濁度之影響。此外，以腐植酸及水楊酸模擬水中存在之大、小分子量有機

物，添加於含高嶺土濁度之人工原水，探討該等有機物對於污泥毯澄清池之泥毯形成及操作效能之影響。

研究結果發現生物濾床去除有機物部份，在控制適當操作模式下，實場原水有機物與氨氮可被有效去除達 30 % 及 95 % 以上。欲有效去除氨氮，可採取實施反沖洗操作搭配較短之空床接觸時間，或較長之空床接觸時間搭配不進行反沖洗操作來達成其效果；欲有效去除溶解性有機物，可採取較短之空床接觸時間搭配不實施反沖洗操作來達成其效果，原水經生物濾床前處理後，在 pH 6.5-7.5 下進行混凝沉澱，對濁度有較高之去除率，而在 pH 5.5-6.5 下進行混凝沉澱，對有機物有較高之去除率。



在污泥毯去除有機物部份，若原水中含有大分子有機物-腐植酸存在時，可促進加速生成穩定之泥毯，然而所生成之泥毯含有之固體濃度較低。若原水中含有小分子有機物-水楊酸存在時，則有相反之結果，縱使如此，若水中存在此二種有機物，可提升污泥毯澄清池去除濁度之效果，而且大分子有機物較易被污泥毯澄清池去除，添加混凝劑雖可縮短污泥毯生成之時間，但對於澄清池去除濁度功能並無明顯助益，為有效進行污泥毯澄清池之操作，必須注意監測水中有機物之存在及其形式。

Operational Performance Evaluation of Fixed-Bed Biological Filter and Sludge Blanket Clarifier for the Removal of Dissolved Organics

Student : Tinlai Lee

Advisor : Dr. Chihpin Huang

Institute of Environmental Engineering

National Chiao Tung University

Abstract

Organic matters and ammonia nitrogen are serious contaminants of surface water in Taiwan. These contaminants can interfere with the water treatment process and cause biological instability in the finished water. One solution is to employ a biological treatment stage prior to the conventional water treatment process.

A continuous flow biological filter packed with reticulated PU foam was used to remove ammonia nitrogen and organic matters before the conventional water treatment practice. The effect of its operation mode, namely, empty bed contact time (EBCT) and backwash, on the removal efficiencies of ammonia nitrogen and dissolved organic matter was examined.

Also, sludge blanket clarifiers (SBC) are presently an important unit of the water treatment process in Taiwan. Most studies concerning SBC have revolved around the treatment efficiency on turbidities. In Taiwan, most of the raw water sources for water treatment plants are contaminated with

organic substances, which often interferes the operation of SBC. The effects of organic materials on the formation of sludge blanket and its performance, were also examined in this study.

The results of the continuous flow biological filter suggested that organic matters and ammonia nitrogen can be effectively removed up to 30 % and 95 %, respectively, by controlling the operation mode of the biological fixed bed. Efficient ammonia nitrogen removal was achieved upon the combination of backwash mode with short EBCT or extended EBCT without backwash. Efficient organic nitrogen and DOC removals were observed at short EBCT without backwash. The optimal pH for turbidity and DOC removal of biofilter effluent water coagulated with Alum is around 6.5-7.5 and 5.5-6.5, respectively. This study provides insights into the function of biofiltration, which benefits the design of fixed-bed bioreactor for the treatment of polluted surface water.

Humic acid and salicylic acid were added in water to simulate natural waters polluted with organic materials of high and low molecular weights. The addition of humic acid accelerated the formation of stable sludge blanket, however, the sludge blanket so formed contained less solid. Opposite effects were discovered with salicylic acid.

Nevertheless, both organics enhanced the efficiency of turbidity removal by SBC. Large organic molecules were more easily removed by SBC. Coagulant addition had no significant effect on turbidity removal although the formation time for sludge blanket was shortened. To successfully operate SBC, the occurrence and types of organic materials must be monitored.

目錄

摘 要.....	I
ABSTRACT.....	III
目 錄.....	V
圖 目 錄.....	IX
表 目 錄.....	XII
第一章 前言.....	1
第二章 文獻回顧.....	5
2.1 水體中有機物概述.....	5
2.1.1 水體中有機物來源.....	5
2.1.2 水體中有機物分類.....	5
2.1.3 水體中有機物基本特性.....	8
2.2 水中膠體特性.....	11
2.3 混凝劑作用機制.....	12
2.4 混凝去除有機物.....	16
2.4.1 混凝去除水中有機物機制.....	16
2.4.2 影響有機物混凝去除的因素.....	23
2.5 生物濾床處理自來水原水有機物.....	27
2.5.1 生物濾床前處理結合混沉去除有機物.....	28
2.5.2 生物固定床介質評估.....	32



2.6 污泥毯澄清池	36
2.6.1 概述	36
2.6.2 污泥毯澄清池之處理機制	39
2.6.3 影響污泥毯澄清池效能之因素	40
第三章 研究方法	49
3.1 研究架構	49
3.2 實驗方法	52
3.2.1 生物濾床去除有機物效果評估	52
3.2.2 實場原水與生物濾床出流水混沉效果評估	54
3.2.3 污泥毯設備人工原水混沉效果評估	54
3.2.4 污泥毯設備去除有機物效能評估	55
3.3 實驗材料及設備	58
3.3.1 人工原水之製備	58
3.3.2 高嶺土濁度	58
3.3.3 有機物儲備液製備	60
3.3.4 混凝劑製備	61
3.3.5 濁度計	62
3.3.6 瓶杯試驗機 (Jar tester)	62
3.3.7 比導電度計及 pH 計	62
3.3.8 界達電位儀	64
3.3.9 粒徑分佈儀與碎型維度	64
3.3.10 顯微觀察暨影像分析量測系統	64
3.3.11 總有機碳分析儀	64
3.3.12 分光光度計	65
3.3.13 pH 控制儀	65
3.3.14 加藥幫浦	66
3.3.15 電子天秤	66
3.3.16 生物濾床模型設備	66
3.3.17 上流式污泥毯模型設備	68
3.4 水質分析方法	69
3.4.1 基本水質分析	69
3.4.2 非揮發性溶解有機碳 (NPDOC) 分析	69
3.4.3 三鹵甲烷生成潛能 (THMFP) 分析	69
3.4.4 有機物分子量量測	71

3.4.5	生物質量分析	73
第四章	生物濾床前處理去除有機物效能評估	74
4.1	實場原水特性	74
4.1.1	DOC 與 UV_{254} 及 SUVA 關係	77
4.1.2	THMFP 與 UV_{254} 之關係	77
4.1.3	有機物之篩分子量分佈	80
4.2	生物濾床前處理對有機物去除效能	81
4.2.1	生物濾床設備對氮系污染物之去除性能評估	82
4.2.2	生物濾床對有機污染物之去除性能評估	86
4.2.3	原水經生物濾床處理前後需氯量與 THMFP 變化	92
4.2.4	生物濾床中生物質量的量測	95
4.3	生物濾床前處理對後續混凝去除效能評估	98
第五章	污泥毯澄清池去除有機物效能評估	102
5.1	人工原水混凝特性	102
5.1.1	人工原水不含有機物之混凝特性	103
5.1.2	人工原水含有機物之混凝特性	105
5.1.3	有機物對人工原水混沉效果之影響	110
5.2	污泥毯設備去除有機物及濁度效能評估	112
5.2.1	污泥毯設備去除有機物效能評估	115
5.2.2	污泥毯設備去除濁度效能評估	118
5.3	影響污泥毯去除有機物及濁度效能因素	119
5.3.1	污泥毯形成時間	119
5.3.2	污泥毯固體濃度及膠羽外觀結構	122
5.3.3	污泥毯膠羽尺寸分析	127
5.3.4	污泥毯膠羽界達電位	131
第六章	結論與建議	133
6.1	結論	133

6.2 建議	135
參考文獻	136
作者簡歷	153



圖目錄

圖 2.1	水中溶解性有機物含量	6
圖 2.2	土壤中自然有機物分類	7
圖 2.3	供設計及操作使用之硫酸鋁混凝機制區域圖	14
圖 2.4	倒金字塔底式沉澱池	37
圖 2.5	長方形上流式平底澄清池之構造	38
圖 2.6	PULSATOR 澄清池之構造	38
圖 2.7	超級脈動式澄清池	39
圖 3.1	研究步驟及架構	51
圖 3.2	連續流生物濾床模型場操作設備	53
圖 3.3	上流式污泥毯模型設備	57
圖 3.4	高嶺土儲備液粒徑分佈	59
圖 3.5	瓶杯試驗機攪拌器轉速與 G 值關係	63
圖 3.6	生物濾床模型場設備內填充扇形網狀 PU 泡綿載體	67
圖 3.7	UF 薄膜有機物分子量量測設備	72
圖 4.1	原水 DOC 與 UV_{254} 及 SUVA 之關係	78
圖 4.2	原水 THMFP 與 UV_{254} 之關係	79
圖 4.3	生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式，在 T_1 、 T_2 、 T_3 、 T_4 分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下， NH_3-N 、 NO_2-N 、 NO_3-N 含量變遷情形 (A) 無曝氣反沖洗操作(N=13) (B) 有曝氣反沖洗操作(N=10)	85
圖 4.4	生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式，在 T_1 、 T_2 、 T_3 、 T_4 分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下， UV_{254} 及 SUVA 值去除率變動情形(A)無曝氣反沖洗操作 (B) 有曝氣反沖洗操作	88
圖 4.5	生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式，在 T_1 、 T_2 、 T_3 、 T_4 分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下，出流水 DOC 濃度差異情形 (A) 無曝氣反洗	

操作模式 (N=23) (B)有曝氣反洗操作模式 (N=15)	91
圖 4.6 原水及生物濾床出流水之加氯量與 TTHMS 生成量關係.....	94
圖 4.7 生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作，在 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下， 操作模式與所累積生物質量差異情形.....	97
圖 4.8 原水及經生物濾床前處理後出流水分別進行混凝之硫酸鋁劑量與殘餘濁 度之關係及兩者混凝結果差異情形.....	101
圖 4.9 原水及經生物濾床前處理後出流水分別進行混凝之硫酸鋁劑量與殘餘 DOC 之關係及兩者混凝結果差異情形	101
圖 5.1 人工原水在不含有機物情形下進行混凝之硫酸鋁加藥劑量與殘餘 DOC 之關係及兩者混凝結果差異情形.....	104
圖 5.2 人工原水在含 HA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥劑量與沉 澱 20MIN 後殘餘濁度關係.....	108
圖 5.3 人工原水在含 HA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥劑量與沉澱 後膠羽界達電位關係.....	108
圖 5.4 人工原水在含 SA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥劑量與沉 澱 20MIN 後殘餘濁度關係.....	109
圖 5.5 人工原水在含 SA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥劑量與沉澱後 膠羽界達電位關係.....	109
圖 5.6 原水及含不同濃度腐植酸(HA ₁ ~HA ₃)、水楊酸(SA ₁ ~SA ₃)及兩者以 1:1 混合(H/S)進入污泥毯設備處理前後之出流水 TOC 及去除率情形	117
圖 5.7 原水含不同濃度腐植酸(HA ₁ ~HA ₃)、水楊酸(SA ₁ ~SA ₃) 及兩者以 1:1 混 合(H/S)進入污泥毯設備處理前後之進出流水 SUVA 值變動情形.....	117
圖 5.8 原水及含不同濃度腐植酸(HA ₁ ~HA ₃)、水楊酸(SA ₁ ~SA ₃) 、兩者以 1:1 混合 (H/S)進入污泥毯設備處理後之出流水濁度及去除率變動情形..	118
圖 5.9 不含有機物之原水在操作負荷 1.75M/HR 下形成污泥毯過程出流水濁 度、泥毯固體濃度以及污泥毯生成高度的變化關係.....	121

圖 5.10 原水及含不同濃度腐植酸($HA_1 \sim HA_3$)、水楊酸($SA_1 \sim SA_3$)、兩者以 1:1 混合 (H/S)進流入污泥毯設備處理之污泥毯形成時間差異情形.....	121
圖 5.11 原水及含不同濃度腐植酸($HA_1 \sim HA_3$)、水楊酸($SA_1 \sim SA_3$)及兩者以 1:1 混合 (H/S)進流入污泥毯設備所形成之泥毯於高度穩定後之平均固體濃度差異情形.....	122
圖 5.12 含腐植酸原水進流入污泥毯設備所生成之膠羽外觀.....	124
圖 5.13 含水楊酸原水進流入污泥毯設備所生成之膠羽外觀.....	124
圖 5.14 原水及含不同濃度腐植酸($HA_1 \sim HA_3$)、水楊酸($SA_1 \sim SA_3$) 及兩者以 1:1 混合 (H/S)進流入污泥毯設備所形成之污泥外觀.....	126
圖 5.15 原水含腐植酸(HA_2)進流入污泥毯設備在不同 HRT 時所形成之泥毯膠羽粒徑分佈.....	128
圖 5.16 原水含水楊酸(SA_2)進流入污泥毯設備在不同 HRT 時所形成之泥毯膠羽粒徑分佈.....	129
圖 5.17 高嶺土顆粒及原水含不同濃度腐植酸($HA_1 \sim HA_3$)、水楊酸($SA_1 \sim SA_3$)及兩者以 1:1 混合 (H/S)進流入污泥毯設備所生成之污泥界達電位差異情形.....	132

表目錄

表 2.1 腐植酸及黃酸之物理及化學性質	9
表 2.2 SUVA 值與有機物組成及混凝去除效果之關係	10
表 3.1 水質參數分析方法	70
表 4.1 急水溪原水水質	76
表 4.2 原水有機物之篩分子量分佈	80
表 5.1 人工原水在不同有機物種類及濃度情形下之瓶杯試驗結果	111
表 5.2 原水中含不同種類及濃度之有機物進流入污泥毯對其操作效能影響試驗 結果	114



第一章 前言

臺灣地區公共給水水源主要來自地面水佔65%，次為地下水源佔35%，近年來地表水源逐漸受到污染，雖經各級政府環保主管機關努力下已獲得逐步改善，但根據2006年全國50條重要河川污染現況監測結果，河川總長度為2934公里，未（稍）受污染長度佔65.82%，輕度污染長度佔8.71%，中度污染長度佔19.54%，嚴重污染長度佔5.93%。全國十九座主要水庫水質，依據卡爾森(Calson)優養指數法計算有七座為優養化，佔36.84%，十五座供應公共給水水源用途水庫，有六座呈優養化現象，佔40%，其造成水庫優養化之原因，主要是水庫水源普遍受到集水區或河川水源區之氨氮、有機物質污染所致（行政院環境保護署, 2006）。

原水中存在溶解性有機物對公共給水具有許多負面影響，例如引起水之色、臭或味問題，當原水中存在氨氮時，常以預氯方式來處理，但學術研究與淨水實務均已證實，預氯程序導致有機物與氯反應後轉換生成消毒副產物（disinfection by-products, DBPs），因具有致癌性而特別令人關切。此外，清水中所含有之微量有機物更可被為微生物所利用，導致配水管網微生物之再生長，使水質惡化。因此有機前驅物質之去除乃為首要，而生物濾床是去除有機污染物經濟有效之處理程

序，如應用為傳統淨水處理程序之前處理單元，則該設備之操作模式暨效能，及對後續混凝沉澱程序去除濁度效能影響，係值得探討之課題。

長久以來，混凝、沉澱程序在淨水處理單元中一直扮演重要之固液分離角色，其原理係使比重較水為大之固體物，藉由重力方式而予去除，操作之良窳影響到後續過濾程序之處理效果。因國內地狹人稠，為提升傳統混凝沉澱程序之用地效率，自 1980 年代末期臺灣自來水公司即陸續開始以統包方式引進所謂「高速」膠凝沉澱設備，主要係使膠羽形成污泥毯，以向上流動過濾方式，達到澄清淨化水質目的，迄今已佔有 44% 以上（依據總濾前處理量計算），惟國內對此種處理設備之去除效能研究尚屬起步，尤其對溶解性有機物之去除能力仍然未明。

一般淨水場對於污泥毯澄清設備之混凝劑加藥量控制，多半是以濁度為主要去除標的，憑著操作人員之經驗或瓶杯試驗所建立之加藥曲線來決定混凝劑劑量，而未注意水體中存在之溶解性有機物，可能影響濁度之去除效果，進而影響加藥量及污泥毯之控制。國外對於影響污泥毯澄清設備操作效果的各项因子雖已有廣泛的探討，但主要係針對濁度之去除研究，當水體中存在溶解性有機物及其變動，對於污

泥毯膠羽形成及泥毯特性，是否可能影響污泥毯處理效果之研究則不多見，因此有必要探討有機物對污泥毯澄清設備去除濁度效能之影響。

本研究主要評估生物濾床處理程序及污泥毯處理程序對溶解性有機物去除之操作效能，其中分成兩部分。生物濾床處理程序去除溶解性有機物部份，主要採取批次連續進流實驗方式，探討實場原水進入裝置聚胺甲酸酯 (polyurethanes, PU) 材質泡綿為生物擔體之生物濾床後，生物濾床對溶解性有機物之去除效能，並進行操作策略評估，另以瓶杯試驗法評估生物濾床出流水對後續混沉程序去除有機物及濁度效果，供為國內自來水事業取用含有機污染物水源處理時，採用生物濾床作為前處理程序，然後進行傳統淨水處理程序時之參考。

由於實場原水水質變化差異甚大，為有效掌握污泥毯澄清池去除有機物效能及影響因素，所以污泥毯處理程序去除溶解性有機物部份之研究乃採人工原水方式配製，以減少研究時面臨之水質變異因素過大問題，為模擬自然水體中之濁度及有機物質，配製由高嶺土及有機物依不同濃度所混合之人工原水，藉由傳統瓶杯試驗法決定混凝劑最適加藥量，然後於實驗室在控制之混凝操作條件及水中存在有機物情形下進行試驗，以連續進流方式送入上流式污泥毯設備，探討有機物去除效率及有機物種類對泥毯膠羽特性、污泥毯處理系統操作及出流

水質穩定度等之影響，供國內提升自來水淨水處理效率之參考。

本研究進行之步驟及架構如圖 3.1 所示，根據各項研究成果分章撰寫，各章節內容簡述如次：

第一章為前言，主要論述本研究動機及背景與說明研究主題之重要性。第二章為回顧與本研究有關之文獻，共分四節，分別討論水體中有機物概述、混凝去除有機物、生物濾床處理自來水原水有機物及污泥毯澄清池。第三章為研究方法，包含研究架構、實驗方法、實驗設備及材料、及水質分析方法等四節。第四章為生物濾床去除有機物之操作效能評估，包含實場原水特性、生物濾床對有機物去除效能、及生物濾床對後續混沉去除效能評估等三節。第五章為污泥毯澄清池去除有機物效能評估，包含人工原水混凝特性、污泥毯設備去除有機物及濁度效能評估、及影響污泥毯去除有機物及濁度效能因素等三節。最後，第六章為研究結論與對未來研究方向之建議。

第二章 文獻回顧

2.1 水體中有機物概述

2.1.1 水體中有機物來源

水體污染物質中，有機污染物是組成及性質最複雜者，有機物的來源主要來自三部份：一、為自然界動植物生長代謝或經微生物腐植化作用所產生的天然有機物 (natural organic matter, NOM)，如碳水化合物、碳氫化合物、腐植質、木質素等；二、為經人為作用排放或人工合成的有機化合物 (synthetic organic compounds, SOCs)，這類有機物通常有較小分子量；三、為以上兩種經消毒或其他化學反應所產生的副產物，如經由以氯消毒而產生的副產物—三鹵甲烷 (trihalomethanes, THMs) 等 (JMM Consulting Engineer Inc., 1985; Ram, 1986)，在未受污染的河川及湖泊中，腐植質為主要的有機物 (Thurman, 1985)，而遭受污染的水體則含有高量的蛋白質、碳水化合物、胺基酸或殺蟲劑及農藥等人工合成有機物。

2.1.2 水體中有機物分類

水體中存在許多有機物，其特性和種類會隨著地域、季節及人類的活動範圍而改變，Thurman (1985) 將水體中有機物區分為包括腐植酸

(humic acid, 以下簡稱 HA)及黃酸(fulvic acid, FA)在內之腐植質 (humic substance)約佔 75%、碳氫化合物、氨基酸、羧酸、碳水化合物等在內之中性簡單化合物 (neutral simple compound) 約佔 21%、及親水性有機酸 (hydrophilic acid) 約佔 4% 三類，如圖 2.1 所示。

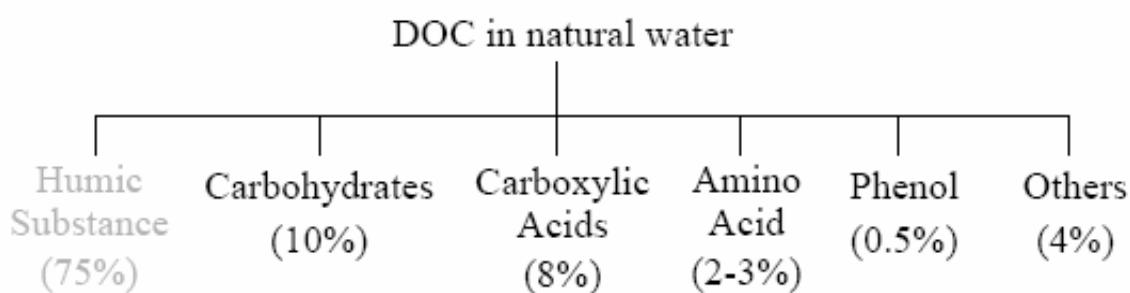


圖 2.1 水中溶解性有機物含量 (Thurman,1985)

Graham *et al.* (2002) 研究指出，土壤中有機物大致可分成腐植質佔 80%，包括腐植酸、黃酸、腐植素，及非腐植質佔 20%，包括碳水化合物、蛋白質、胜太(Peptide)、氨基酸、脂質 (Lipid)等，如圖 2.2 所示。

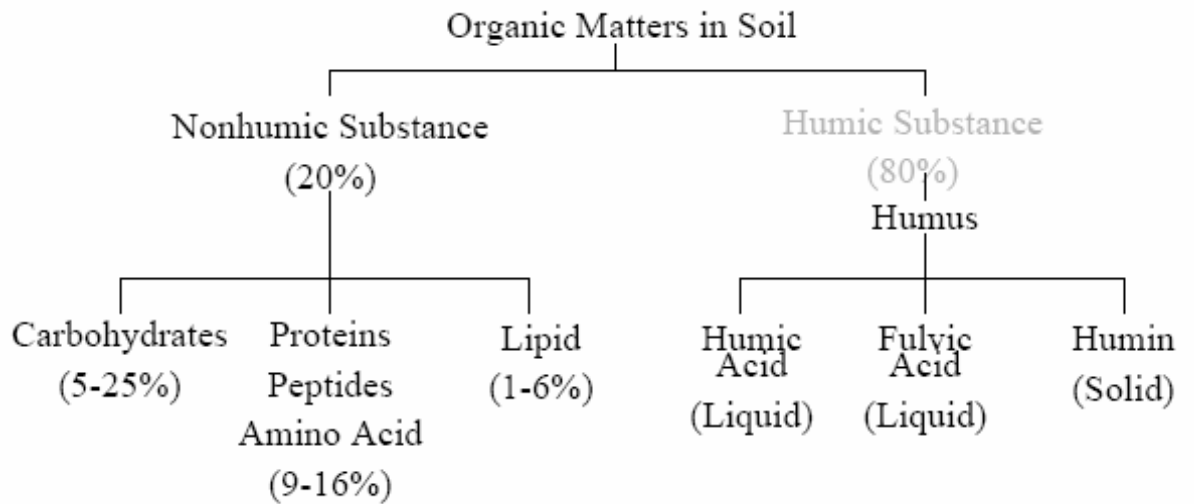


圖 2.2.土壤中自然有機物分類 (Graham *et al.*, 2002)

水體中存在許多有機物，其特性和種類會隨著地域、季節及人類的活動範圍而改變，水中有機物如根據存在相型態，可概分成顆粒狀有機物及溶解性有機物，通常以 $0.45\mu\text{m}$ 濾紙過濾區分，可通過者為溶解性有機物 (dissolved organic carbon, DOC)，而不可通過者為顆粒狀有機物 (particulate organic carbon, POC)。後者在大部分的淨水場中，以傳統混凝、沉澱淨水程序，即可達到良好的去除功效，而前者因其親水性高，現有傳統淨水程序難以達到良好去除效果，甚至因處理過程添加高分子混凝劑或助凝劑，有促使沉澱池或過濾池滋長微生物，造成處理水有機物濃度反比原水高的異常現象 (Randtke, 1988)。

2.1.3 水體中有機物基本特性

Thurman(1985)研究指出，腐植質佔整個水體中有機物質的大部份，為自然原水中主要之色度來源，其分子量從數百到數百萬 D (daltons)，在水體中因表面官能基的解離而微帶負電。Snoeyink & Jenkins (1980)分析腐植物質之主要組成為碳佔 45–55%，氧佔 30–50%，氫佔 4–6%，氮、硫各佔 1–2%。而腐植酸主要結構之官能基為羧基 (carboxyl)、酚基 (phenolic)、烯醇基 (enolic)、丙酯 (lactone)、醚基 (ether)、醇基 (alcoholic)、醌基 (quinone) 和氫氧醌基 (hydroquinone)，屬於較偏疏水性分子，其分子量從數百到數百萬 D；黃酸則帶有較多的羧基，故其溶解度較腐植酸為佳，屬於較偏親水性分子，其分子量從 200 到 1kD，為水體中主要的腐植質。腐植酸及黃酸之基本物化特性，詳如表 2.1。

表 2.1 腐植酸及黃酸之物理及化學性質 (Snoeyink & Jenkins, 1980)

性質	腐植酸	黃酸
組成元素 (重量比%)		
C	50-60	40-50
H	4-6	4-6
O	30-35	44-50
N	2-4	<1-3
S	1-2	0-2
強酸溶解度 (pH=1)	不溶	可溶
分子量範圍	數百到數百萬	180-1000
官能基分佈	官能基中氧所佔%	
羧基	14-45	58-65
酚基	10-38	9-19
醇基	13-15	11-16
酮基	4-23	4-11
甲氧基	1-5	1-2

由於有機物性質複雜，為簡易區分水中有機物之性質，通常以「比UV吸光值」(specific UV absorbance, SUVA)來表示，SUVA值是指含不飽和鍵之有機物分子，經UV光在波長254 nm之吸光值與水中DOC之比值，SUVA值之大小表示有機物性質，如表2-2，當SUVA值在4或大於4，表示有機物主要以疏水性大分子腐植物質居多，當SUVA值介於2-4時，表示有機物為疏水性大分子與親水性小分子混合區，當SUVA值小於2，表示親水性小分子溶解性有機物居多(Edzwald *et al.*, 1999)。

表 2.2 SUVA 值與有機物組成及混凝去除效果之關係^(Edzwald et al., 1999)

SUVA 值	有機物組成	混凝效率	溶解性有機物去除
≥ 4	大多為水溶性腐植質，具高疏水性及大分子量	良好的溶解性有機物去除	使用 Alum 為混凝劑 去除率 > 50%； Ferric 混凝劑稍高
2~4	水溶性腐植質和其它 NOM 混合系統； 疏水性與親水性及分子量混合	溶解性有機物 去除效果中等	使用 Alum 為混凝劑 去除率 25 ~ 50%； Ferric 混凝劑稍高
< 2	以非腐植質為主， 低疏水性及較小分子	溶解性有機物 去除效果差	使用 Alum 為混凝劑 去除率 < 25%； Ferric 混凝劑稍高



2.2 水中膠體特性

依 Stumm & O'Melia (1968) 之建議，膠體依照顆粒粒徑來區分，通常膠體大小範圍定為 1nm 至 1 μ m，但也有學者將其範圍定至 10 μ m。膠體粒子在水中呈懸浮穩定狀態，不易自然沉降，其主要原因是膠體粒子帶有電荷，相同電性之膠體粒子，因電斥力關係而互相遠離而形成穩定狀態。而膠體粒子可經由結晶構造之不完全、顆粒表面離子之吸附、離子溶解、及表面電離等四種方式獲得表面電荷。

存在於膠體之間，造成小於幾 μ m 膠體穩定或聚集而固液分離的顆粒間作用力，稱之為膠體作用力，Gregory (1993) 整理出膠體作用力種類為 The Deryagin 作用力、凡得瓦力、靜電作用力、水合效應、疏水性作用力、立體阻礙作用力、及聚合物架橋作用力等 7 種。

膠體在水中呈現出來之表徵即為濁度，為水處理主要去除目標，原水顆粒包含無機性顆粒（如黏土、鋁和鐵之氧化物、二氧化矽等）和有機性顆粒（如細菌、藻類），根據 Zhou *et al.* (1995) 及 Chandrakanth & Amy (1996) 等研究，水中膠體顆粒表面大部分均帶負電，其主要原因是天然有機物 (NOM) 吸附於顆粒表面所致，吸附於顆粒上之 NOM，能維持顆粒穩定性，阻礙顆粒混凝作用，因此在研究顆粒與有機物界面反應時，需利用酸及鹼溶液去除顆粒表面吸附之有機物。

2.3 混凝劑作用機制

水處理程序中，混凝／膠凝可謂是固液分離程序之始，此步驟所產生的聚集顆粒的大小與性質，將影響後續處理程序效率，基本上混凝／膠凝作用可分成兩個階段，首先膠體需先經去穩定作用，將顆粒間之排斥力降低，顆粒與顆粒才有碰撞機會，進而聚集在一起形成為膠羽。

混凝最重要的目的為減少顆粒排斥力以解除穩定，進一步使顆粒得以遷移而互相接觸聚集。因此去穩定是顆粒聚集和形成膠羽的必要步驟，膠體穩定解除機構最常見者，以 Stumm & O'Melia (1968) 所提出之理論最具代表性，為電雙層壓縮、吸附-電性中和、沉澱網除、及顆粒間架橋。

選擇混凝劑之主要考量原則為適宜混凝範圍大、混凝所需時間短、膠羽沉降性良好、對過濾沒有影響、適合各種原水水質、藥品安定性大可長期儲藏、輸送方便、及價格低廉等。在給水、工業用水等淨水工程常用之混凝劑如硫酸鋁 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$, Alum)、鋁酸鈉 (Sodium Aluminate, NaAlO_2)、聚氯化鋁 (Poly Aluminum Chloride, PACl)、硫酸鐵 (Ferric Sulfate, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$)、硫酸亞鐵 (Ferrous Sulfate, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)、及氯化鐵 (Ferric Chloride, FeCl_3) 等。

本研究使用之混凝劑包括硫酸鋁及聚氯化鋁，是目前淨水處理最普遍被使用之混凝劑。

1. 硫酸鋁 (Alum)

當鋁鹽加入水中時會形成各類 Al-OH 錯合物，若鋁鹽加入量未超過金屬氧化物的溶度積，則會形成一系列帶正電的水解產物，與帶負電性的膠體顆粒吸附而中和其表面電性，達到去穩定的目的;但當添加的鋁鹽量超過金屬氫氧化物的溶度積時，則產生氫氧化鋁的沉澱物，可當作促使顆粒凝聚的凝結核而生成膠羽，並在沉降的過程中將未沉澱的顆粒帶下，即所謂的「沉澱網除」。以上兩種機制稱為"吸附-沉澱網除"模式 (Stumm&O'Melia, 1968)。

然而當大過量的氫氧化鋁沉澱物吸附或沉降到顆粒表面時，則會造成電性逆轉的現象，而使懸浮液恢復到穩定狀態，Amirtharajah & Mills (1982)利用硫酸鋁物種的溶解沉澱平衡公式，整理繪製出鋁鹽在不同濃度與 pH 條件下，其主要優勢物種及生成沉澱物 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 的平衡圖，描述鋁鹽於特定濃度與 pH 條件下的作用機制，如圖 2.3 所示，提供淨水場操作人員一個簡單且快速判斷硫酸鋁加藥的參考。

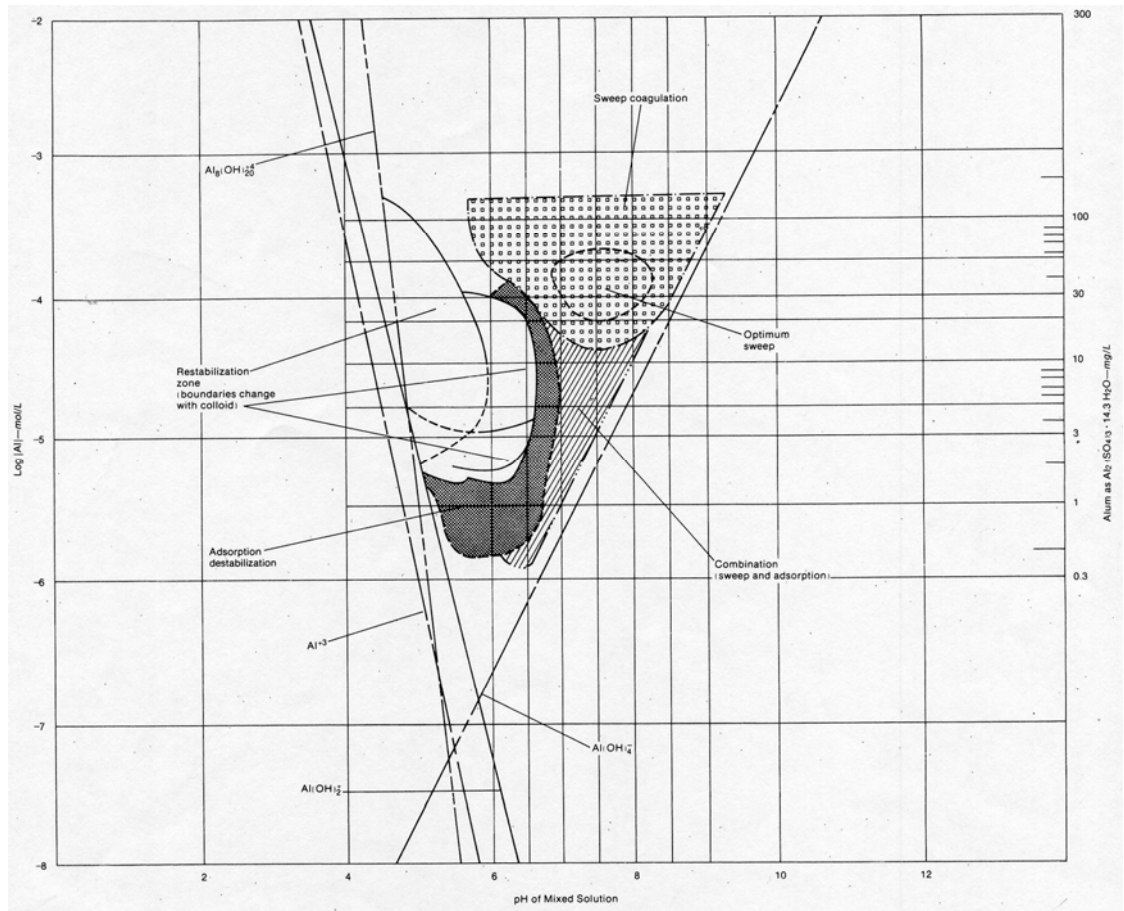


圖 2.3 供設計及操作使用之硫酸鋁混凝機制區域圖 (Amirtharajah & Mills, 1982)

2. 聚氯化鋁(PACl)

聚氯化鋁(PACl)為最普遍使用的預水解(prehydrolyzed)鹽類混凝劑，由 NaOH 或 Na_2CO_3 ，與濃 AlCl_3 溶液在控制反應速率和溫度的條件下製備而成。PACl 的混凝機制在低 pH 值時，因為產生的聚集體較小，膠體去穩定的機制以電性中和為主；而在高 pH 範圍內，則為電性中和與 Al_{13} 單體聚合物的架橋作用。此外在低劑量時，其機制如鋁鹽般以電性中和為主；而在膠凝的最適劑量附近，則主要作用機制是像聚合物般以電性中和並且伴隨著顆粒之間的架橋作用 (Yao, 1987)。

1967 年聚合體之聚氯化鋁被生產應用於水處理，其化學式為 $[Al_2(OH)_nCl_{16-n}]_m$ ，係一鹼性多核錯合物，分子量在 1000 以下，其中含有 10~15% 的 Al_2O_3 ，為無色液體，由控制溫度及攪拌的情形下，加入 NaOH 或 Na_2CO_3 於 $AlCl_3$ 溶液中，使之產生一系列水解反應而生成的預水解鋁鹽。O'Melia (1989) 認為以這種方式生成的鋁鹽將以多核物種的鋁鹽佔大多數，雖然其中也包括了少部份的單體鋁鹽及少量的 $Al(OH)_3(s)$ 存在。

PACl 的在混凝膠凝作用機制為鋁鹽及聚合物作用機制的結合。van Benschoten *et al.* (1990) 指出，在 PACl 的儲備溶液中， Al_{13} 的單體會自行產生聚集的現象，生成具有分支結構的聚集體，其聚集的程度和 OH/Al 比率有關，而聚集體的大小、外形及表面電荷則受 pH 影響。當 PACl 加入處理水中或稀釋時，並不影響其化學特性，只是加大了 Al_{13} 聚集體的大小分布。因 Al_{13} 具分支狀的聚集體結構，使其能具有如同聚合物般的架橋作用。Dempsey & Men (1989) 認為在低 pH 值，由於產生的聚集體較小，此時在膠凝作用中的主要驅動力為電性中和；在中性 pH 值範圍，膠凝的作用機制則為電性中和以及 Al_{13} 的聚集物種產生的架橋作用。

2.4 混凝去除有機物

為有效去除有機物，目前在自來水工程中常用之方法包括混凝沉澱法、薄膜分離法、化學氧化法、生物氧化法或這些方法相互串聯之組合程序，其中混凝沉澱法去除有機污染物係國內最常使用之方法。

2.4.1 混凝去除水中有機物機制

Hall *et al.* (1965) 利用鐵鹽與鋁鹽混凝劑混凝腐植酸和黃酸，在最佳 pH 值下，認為不管是腐植酸或黃酸皆藉其官能基與水解鋁／鐵鹽產生不溶的腐植鹽類(如 aluminum humate、aluminum fulvate)而沉澱，其中最有可能發生反應的官能基為羧基，當 $\text{pH} > 5$ 時，酚基解離加入反應，與鋁／鐵鹽產生溶解態的螯合物，導致混凝劑量增加。他們並指出，利用鋁鹽或鐵鹽為混凝劑之系統，去除腐植酸之最佳劑量不受高嶺土影響，而去除高嶺土之最佳劑量則因存在腐植酸而劑量提高。

Tambo (1979) 研究指出，一般無機金屬鹽混凝劑，如鋁鹽或鐵鹽，對水中有機物的去除機構主要有電價中和-沉降、吸附、共沉降。

Edzwald (1979) 使用瓶杯試驗來描述腐植酸的混凝，將腐植酸視為帶負電荷的大分子，得到硫酸鋁在 $\text{pH} 4 \sim 6$ 對腐植酸去除效果最佳，且腐植酸濃度與硫酸鋁最適劑量呈化學計量關係，推測腐植酸去穩定

機制除電性中和外，還包括腐植酸被聯結於氫氧化鋁膠羽中，或腐植酸以腐植酸-鋁的形式與氫氧化鋁共沉。以陽離子聚合物做為混凝劑時，同樣存在計量關係，他認為使溶解態的腐植酸去穩定之機制是藉由交聯（cross-linking）達成，陽離子聚合物與硫酸鋁並用則是去除腐植酸效果最好的方法，藉著電性中和及架橋，在 pH4.5~6.5 效果最佳。

Semmens & Field (1980)研究指出，以明礬去除水中之 DOC，在 pH < 5 時，大多經由電價中和-沉降或／及吸附機構去除。在 pH > 6 時，係以有機物吸附在 Al(OH)₃ 之沉降物為主。在 pH5~6 之間，則上述兩機構均有可能，水中大分子有機物（如腐植酸）大多經由金屬有機錯合物之沉澱作用或有機物吸附於氫氧化金屬沉澱物上，小分子則主要以有機物吸附於氫氧化金屬沉澱物上之作用去除。

Randtke (1988) 從以往學者之研究推論，認為有機污染物混凝去除機制可分為沉澱、混凝／膠凝、離子交換、吸附、網除、及共沉。在不同的 pH 值、混凝劑種類、加藥量、有機物濃度等條件差異，有機物的混凝去除可能為好幾種機制的結合。Davis (1982)指出 NOM 吸附於氫氧化鋁固體表面，是透過表面錯合或交換配位基來達成。Dempsey *et al.* (1984；1985) 從事有關腐植質之混凝去除研究，亦認為在 pH < 5 時，腐植質之去除係經由直接與硫酸鋁水解所產生之單體(monomer)

或聚合聚 (polymer) 鋁化合物形成沉降物；在 $\text{pH} > 7$ 時，則係腐植質吸附於 $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ 之水化固體表面，在 pH 值 5~7 之間，則兩者均有可能。

Edwards & Amirtharajah (1985) 認為傳統的混凝去除機制是以濁度去除效果為考慮準則，其去除區域和機構與有機物混凝去除雖類似卻也不盡相同，彼等根據在 pH 5 情況下有機物濃度與最適劑量呈線性之實驗結果，推論硫酸鋁混凝腐植酸為中和沉澱反應；而 pH 7 不為線性關係，所以為 $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ 吸附腐植酸反應。而以腐植酸作為色度物質進行比較，認為濁度去除在網除混凝 ($\text{pH} 7\sim 8$) 區是藉由顆粒物理性絆除與碰撞達到膠凝，而腐植酸在此 pH 值下卻是經由吸附到氫氧化鋁膠羽而去穩定；在濁度去除的電性中和機制下，由於溶解態或固態鋁水解產物發生，使電雙層斥力減少導致膠凝作用，而腐植酸的電性中和去除機制卻是生成腐植酸-鋁沉澱物，針對明礬混凝去除有機物所操作之 pH 值及水解產物分佈，利用水化平衡圖解釋，並認為有 90% 腐植酸在 $\text{pH} 4.5\sim 5.75$ 範圍內的沉澱網除區 (sweep) 被去除。

Jekel (1986) 利用新生成氫氧化鋁沉澱物進行 NOM 之吸附試驗，研究認為表面錯合在鋁混凝去除 NOM 中扮演主要角色。

Hundt & O'Melia (1988) 研究去除溶解性 NOM 之機制，發現鋁鹽

進行混凝過程中，單體及聚合物等水解產物與有機物，藉由電性中和—沉降作用，使 NOM 被吸附於 $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ 膠羽表面，而硫酸鋁、聚氯化鋁、氯化鋁對黃酸的混凝作用，除電性中和、吸附外，更提出共沉機制將介於其中。Tabmo (1979) 亦認為以共價鍵結合在膠羽表面的帶陰電性腐植質，可繼續吸附水中小分子有機物。

Dempsey (1989) 則證實水中存在黃酸下，不管加入的鋁量為何， $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$ 離子積一直維持不變，而推斷在所測試 pH 範圍內，黃酸主要是藉由吸附到氫氧化鋁表面而去除，並對錯合的機制是否存在感到懷疑。Stevenson (1998) 研究水合鋁和腐植質的鍵結形式可能為水架橋、靜電吸引、配位連結、及螯合等四種，其中配位連結與螯合鍵結強度大於水架橋及靜電吸引，反應亦較快發生，van Benschoten *et al.* (1990) 研究黃酸與鋁之錯合反應，推估出黃酸與硫酸鋁反應所產生的錯合物可能化學式為 $\text{Al}(\text{OH})_{2.68}\text{FA}_{0.64}$ ，與 PACl 反應則為 $\text{Al}(\text{OH})_{2.8}\text{FA}_{0.63}$ ，此比例與該兩種混凝劑混凝黃酸所需的最適鋁量接近，顯示錯合必占有混凝機制重要比例。

Yeh & Huang (1993) 研究指出，在傳統的預氯→混凝→沉澱→過濾等淨水程序中，親水性有機物非但未減少且反有增加的趨勢，而疏水性有機物則相反，此現象初步推測是淨水程序中之預氯處理，改變

水中有機物之分子量大小、極性或帶電性等物化特性。

Edwards & Benjamin (1991) 進行 NOM 吸附實驗顯示，pH 在 5~9 下，皂土對 NOM 之吸附容量甚小 ($<0.003\text{g TOC/g bentonite}$)，但 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 對 NOM 之吸附容量，在 pH 6 時，其吸附量達 $0.1\text{g TOC/g Al}(\text{OH})_3$ ，造成兩種顆粒對 NOM 吸附容量明顯差異之原因，在於兩種顆粒表面特性不同，在 pH 6~9 下，皂土界達電位 (zeta potential, Z_p) 介於 $-30\sim-40\text{mv}$ ，而 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 之 Z_p 介於 $0\sim30\text{mv}$ ，因 NOM 在一般環境條件下帶負電荷，所以 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 對 NOM 有較強之吸引力。

Rebhum & Lurie (1993) 認為自來水處理中，干擾混凝作用之有機物主要為腐植質，主要導因於其具陰離子官能基和高分子量特性，NOM 吸附在無機顆粒上可增加顆粒之穩定性，不管是溶解性或吸附於顆粒上之陰離子性有機物，均會與陽性混凝劑反應，而干擾混凝程序。

Edzwald (1993) 以硫酸鋁及 PACl 為混凝劑，進行高色度天然原水與人工腐植質混凝實驗，針對混凝劑量歸納出下列通則，在 pH 5.5 左右時，每 mg DOC 約需 0.5 mg Al 混凝劑；在 pH 7 左右，每 mg DOC 則需 1mg Al 混凝劑，但在加強混凝 (enhanced coagulation) 程序下，當水中有機物與濁度同時存在，其混凝劑之需求量是由有機物控制而非濁度。

Mazet *et al.* (1990) 和 Cathalifaund *et al.* (1993) 以無機顆粒經 Al^{+3} 或 Fe^{+3} 混凝所得的膠羽進行吸附有機物實驗，證明兩種混凝膠羽對腐植質之吸附均符合 Langmuir 等溫線之描述。

Istv'an (1993) 研究鐵鹽與鋁鹽混凝劑與有機物作用所能產生的鍵結種類，發現從鋁短暫的水解時間判斷，大部分是溶解的 OH-Al 物種與有機物發生氫鍵，其次才是穩定的不溶解態氫氧化鋁物種與有機物發生吸附／靜電吸引，由於原水中有機物濃度低且反應完成時間很短，故有機物和混凝劑發生直接的共價鍵之可能性微乎其微。

Huang & Shiu (1996) 探討有機物與硫酸鋁之混凝反應，認為有機物分子量為其混凝去除之重要參數，對腐植酸而言，以硫酸鋁混凝去除可循兩種機制達成：(1) 在 $pH < 5$ 可利用帶正電單核及多核鋁物種，以錯合-電性中和-沉澱方式與腐植酸結合，中和腐植酸之負電使其去穩定，而聚集產生微粒；(2) $pH > 6$ ，可利用高劑量以產生 $Al(OH)_3$ 固體物來吸附腐植酸，在水楊酸(salicylic acid, 以下簡稱 SA) 與 $Al(OH)_3$ 固體物之吸附實驗中，發現 $Al(OH)_3$ 固體物對水楊酸之吸附量，佔混凝總去除量的 50-80%，證明吸附作用為硫酸鋁混凝去除水楊酸之主要機制，不同於 Semmens & Ayers (1985) 認為小分子有機物混凝去除機制為錯合-沉澱之推論。

Narkis & Rebhun (1997) 探討無機顆粒與腐植酸共存系統之混凝作用指出：(1)若無機顆粒與腐植酸未發生反應作用，則無機顆粒與腐植酸將同時競爭混凝劑，實驗證實陽性混凝劑（硫酸鋁及陽性高分子）將會優先與腐植酸產生反應，且只有在腐植酸完全反應後，無機顆粒之混凝作用才開始進行，(2)若無機顆粒與腐植酸先行反應成錯合物，而懸浮於腐植酸溶液中，則無法分辨混凝劑之優先反應順序，但可以確認在混凝作用發生前，有機物陰離子官能基之中和作用必先發生。


Huang & Yeh (1999) 應用加強混凝方法，藉由原水萃取分離出之各類親/疏水性有機物，探討受污染原水中溶解性有機物之去除效率，研究中同時測定膠羽之界達電位值，以解釋有機物混凝去除之主要機制，研究結果顯示，腐植酸與黃酸在單獨混凝時，pH 值介於 4.5-6.0，低劑量硫酸鋁即有良好去除效果，其膠羽之界達電位值隨 NPDOC 去除量增加而愈趨向負值，因而推論其混凝機制主要為正、負離子結合或錯合之電價中和反應。

綜合以上研究可發現，從水中去除溶解性有機物之機制，則包括金屬有機錯合物之沉澱作用或有機物吸附於氫氧化金屬沉澱物上，這些機制之發生與 pH 值及混凝劑量有關（Dempsey *et al.*, 1984; Edwards & Amirtharajah, 1985; Hundt & O'Melia, 1988; Randtke, 1988; Krasner &

Amy, 1995; Dennett *et al.*, 1996)。

金屬有機錯合物之沉澱作用發生在低劑量與低 pH 值時；而有機物吸附於氫氧化金屬沉澱物之作用，則發生在較高之劑量與較高之 pH 值時 (Edwards & Amirtharajah, 1985; Krasner & Amy, 1995; Dennett *et al.*, 1996)，在此機制作用下，Eikebrokk (1996)指出當水中 NOM 之錯合作用尚未完全完成前，這些金屬氫氧化物無法產生沉澱。

2.4.2 影響有機物混凝去除的因素




Kavanaugh (1978) 指出，混凝處理對溶解性有機物之去除主要乃由化學因子所決定，其控制參數除與混凝操作之加藥量、pH 值有關外，有機物之分子大小分佈及其他有機物化性質，如親／疏水性、酸／鹼性等亦是重要影響因子。

Sinsabaugh *et al.* (1986) 研究以硫酸鐵混凝去除水庫水中之溶解性有機碳，結果發現分子量大小係影響 DOC 去除率之最主要因子，其次係有機物的帶電性及溶解度，大分子者較小分子者容易去除。Semmens (1980) 以美國密西西比河河水做有機物之混凝去除試驗，發現各種混凝劑對有機物之去除率皆不高，其中親水性和小分子有機物 (分子

量 < 1000D) 尤其不易去除。

Lefebvre & Legube (1990) 以鐵鹽為混凝劑以去除 NOM 時，在最佳 pH 為 5.5 下，所獲得之化學計量關係為 2 mg Fe/mg DOC；而 van Benschoten & Edzwald (1990) 利用硫酸鋁與聚氯化鋁進行混凝去除黃酸之試驗發現，在相同去除功能下，混凝之 pH 值設定在 5 時，硫酸鋁與 PACl 之化學計量關係均為 0.5 mg Al/mg DOC，但將混凝之 pH 值設定在 7 時，硫酸鋁與 PACl 之化學計量關係則分別為 1.0 與 0.75 mg Al/mg DOC，顯示低 pH 值時，鋁鹽混凝劑之利用效率較高。



Chowdhury & Amy (1991) 針對混凝的反應行為提出了一個概念模式，認為有三種行為途徑可以用來解釋一般水體混凝後之膠羽形成：在一均勻相中生成氫氧化鋁顆粒、氫氧化鋁顆粒吸附在膠體表面、有機錯化物與氫氧鋁物種結合所產生的顆粒，但對於不含膠體顆粒僅含有機物的水樣而言，並不會發生氫氧化鋁顆粒吸附在膠體表面。

Edzwald *et al.* (1990) 指出在加強混凝時，混凝劑之需求量是由有機物控制，生物前處理可有效降低水中生物可分解溶解性有機碳 (biodegradable dissolved organic carbon, BDOC) 含量，致使後續混凝程序之混凝劑使用量得以削減。Julien & Mazet (1994) 利用鐵鹽與鋁鹽進行有機物之混凝與金屬氫氧化物吸附試驗，兩種混凝劑均在最佳混

凝條件下加藥，結果顯示在有機物以金屬氫氧化物吸附之去除機制中，其膠羽之界達電位（ZP）值並不需要趨近於零（約為+10 mV）；即 NOM 對氫氧化鐵膠羽之親和力高於氫氧化鋁膠羽，以吸附容量之角度而言，氫氧化鐵膠羽具有較多之活性吸附位置，因此從混凝之效率比較，鐵鹽比鋁鹽具有較高之去除效率。

Edwards *et al.* (1994)認為常用之混凝劑均能促進溶解性 NOM 轉變成非溶解性 NOM，此轉換作用藉助於 NOM 之沉澱或 NOM 吸附於顆粒上，而決定 NOM 之沉澱或吸附之主要因素為溶液 pH 值、混凝劑種類與劑量、溶液離子強度、溫度及 NOM 種類。

Crozes *et al.*(1995) 以相同水源進行鋁鹽與鐵鹽加強混凝去除有機物研究，結果顯示鐵鹽對有機物去除效率高於鋁鹽。 Lu *et al.* (1999) 進行鋁鹽混凝去除腐植質研究，探討鋁之物種變化時發現，腐植質之最大去除量發生於 pH5 時，而非在 pH7 之 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 最大產生量時，此乃因為 pH 值提高時，腐植質所帶之負電荷量將增加，而 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 所帶之正電荷卻減少，導致兩者之吸附力降低所致。 Shen & Dempsey (1998) 引述 O'Melia *et al.* (1989)之研究結論指出，PACl 在低劑量下即可混凝高濁度原水，尤其是在低溫或酸性 pH 值下。

Volk *et al.* (2000)在進行以硫酸鋁、氯化鐵與 PACl 之加強混凝比較


研究時指出，三者之最佳混凝 pH 值分別為 5.6~7.1、4.4~6.7、及 6.0~6.8，在低 pH 值之混凝條件下，鐵鹽對有機物之去除效果均大於硫酸鋁與 PACl，研究結果亦顯示，加強混凝可提高 BDOC 之去除效率。

綜合上述研究，可知影響有機物混凝去除效率之因素，包括膠凝時間、加藥次序、混凝劑種類、加藥劑量、pH 值、水中離子組成、無機顆粒的影響、及溫度。



2.5 生物濾床處理自來水原水有機物

水源受污染通常是人類活動造成，其水質特性常含有氨氮、分子量較小之有機物及磷酸鹽等，傳統自來水處理程序，為克服氨氮所造成之困擾，通常以預氯方式將氨氮氧化成氯氨，但預氯方式容易衍生更多的 DBPs，且氯氨已被證實在配水管線中會被微生物氧化，造成臭、味等相關問題 (Stewart & Lieu, 1997)，根據 Chien *et al.* (1997) 之研究報告指出，亞洲地區許多國家水源受到人為污染，原水中氨氮濃度高達 1-5mg/L，為有效利用遭受污染之水源，許多國家均積極投入自來水生物前處理之研發。



生物處理技術應用於自來水最早起步自歐洲，根據歐洲之使用經驗，生物處理程序能成功去除 5-75% 之 TOC，其去除效率之變化，與水源、有機物組成、生物載體之種類有很大之關係 (Bouwer & Crowe, 1988)。歐美地區常使用之生物處理技術以生物快濾法與生物活性碳法為主，而生物活性碳法常與臭氧氧化搭配成組合程序 (Wang *et al.*, 1989; Yordanov *et al.*, 1996; Wang & Summers, 1996; Kim *et al.*, 1997)。

傳統自來水處理程序中，快砂濾單元具有生物處理功能，例如葉 (1999) 在澄清湖之模廠實驗結果顯示，快砂濾池出流水中硝酸鹽濃度增加，亞硝酸鹽與溶氧濃度降低，顯示快砂濾池具有微量的生物硝

化功能。Rachwal *et al.* (1996) 亦提出在自來水處理程序中，以預臭氧取代預氯作用，能使有機物之生物可分解性提高，可提升生物快濾法之處理功能。相同原理亦適用於生物活性碳程序上，臭氧將大分子有機物裂解成小分子，以利微生物分解，促使附著生長在顆粒活性碳上的微生物，將活性碳所吸附之有機物代謝分解，以進行微生物再生作用，延長活性碳之使用年限 (Kim *et al.*, 1997)。

生物處理程序中，溶氧濃度是重要的水質指標，生物氧化 1 毫克之氨氮，約需消耗 5 毫克之溶氧。生物快濾法與生物活性碳法因槽體設計之關係，不易以曝氣方式提供溶氧，雖然此兩種方法所搭配之臭氧氧化能提供溶氧，但通常自來水處理之臭氧加量約小於 $1\text{mg O}_3/\text{mg TOC}$ ，故實際能提供之溶氧量非常有限，導致處理水中溶氧不足，產生負面影響，諸如：硝酸菌無法生長、水中亞硝酸鹽累積、產生臭味等問題，反而導致水質惡化 (Wang *et al.*, 1989)，因此生物快濾法與生物活性碳法並不適用於自來水原水前處理。

2.5.1 生物濾床前處理結合混沉去除有機物

自來水生物前處理意指在混凝沉澱前設置生物處理單元，其主要功能在於取代前加氯單元，以去除氨氮、有機物、降低 DBPs 之產生量，並可降低後續混凝單元混凝劑之添加量 (Yeh & Chen, 1988; Chien *et*

al., 1997)。Roberson *et al.*(1995) 研究發現，混凝可去除多數大分子量有機物，而 Collins *et al.* (1986) 進行各種處理單元對有機物去除功能之研究，實驗結果發現混凝、膠凝、沉澱等單元，對分子量小於 0.5kD 之有機物，去除效果不佳。Logan & Hunt (1988) 之研究顯示，在自來水處理程序中出現之細菌大部分是貧營養菌 (oligotrophic bacteria)，可利用分解、吸附及生物膠凝去除水中之中、低分子量有機物，因此，結合生物過濾與混凝程序，對有機物之去除應具加成作用。

Takasaki *et al.* (1992) 使用浸水濾床，利用新開發之移動式載體，進行去除氨氮和三鹵甲烷前驅物之系統性能評估，水力停留時間 1 hr，氨氮去除率 70-100%，DOC 與 UV₂₆₀ 之去除率均為 20-30%。Yeh & Kao (1993) 於港西淨水場利用焦炭為載體組成之生物前處理模場試驗，探討預臭氧氧化對生物前處理功能之影響報告指出，在體積負荷小於 300 g NH₃-N/m³-day 條件下，有無預臭氧氧化作用，生物濾床對氨氮的去除率均高達 90% 以上，但預臭氧氧化對促進有機物生物分解並無明顯功能，彼等以 GPC (gel permeation chromatography) 分析原水中有機物之分子量以探討原因，發現港西淨水場之原水，其分子量 (apparent molecular weight) 可分成四群，分別為大於 4,000D、4,000-600D、600-180D 及小於 180D，且有機物中以小分子量佔大多數，因此臭氧功能在此案例中無法發揮。

Kawai *et al.* (1995) 則利用固定床與流體化床模型廠，進行自來水生物前處理試驗，固定床以多孔性陶瓷為載體，採下流式操作；流體化床以多孔性聚丙烯 (poly-propylene, PP) 為載體，採上流式操作。原水中氨氮濃度低於 0.2 mg/L、截面流速 340 m/day (氨氮負荷為 60 g/m³-day) 時，兩者之氨氮去除率均可超過 80%，但有機物去除率相當低。

Yeh *et al.* (1995) 使用生物濾床→混凝→沉澱→過濾→臭氧氧化→活性炭吸附之組合程序，此生物濾床以焦炭為載體，進行鳳山水庫受污染水源之處理研究結果顯示，在氨氮體積負荷 500-600 g NH₃-N/m³-day 時，氨氮之去除率大於 90%，生物濾床出流水需氯量可降低 93%，大幅降低加氯所需之成本，THMFP 去除率為 10%，但整個處理程序對 THMFP 之總去除率高達 70%，主要去除功能僅在於活性炭吸附。


生物前處理對於有機物之去除功效上，因使用處理參數不同，而出現很大之差異，例如，Nohara *et al.* (1995) 與 Fujii *et al.* (1997) 選擇以 BOD 當有機物參數，則其系統對 BOD 之去除率可達 60-70% 之間；而 Takasaki *et al.* (1992) 、Kawai *et al.* (1995) 、Lim & Shin (1997) 與王 (1999) 使用溶解性有機碳為有機物指標，其研究結果顯示，生物前

處理系統對 DOC 之去除效率不甚理想，推究其原因可能是水源中之有機物，大部分屬生物難分解有機物，用 DOC 當有機物指標，不易判斷生物處理系統之真正功能。Sasa *et al.* (1995) 以聚酯纖維製成直徑 5-7 mm 之球型載體，填充於直徑 30 公分、高 400 公分之模廠，載體填充高度為 200 公分，接觸時間為 12 分鐘，研究結果發現濁度與氨氮均有很高之去除率，當水溫高於 10°C 以上，氨氮之載體負荷 300-400 g NH₃-N /m³-support-day，氨氮之平均去除率達 90%，在低溫時 (5°C) 氨氮去除率亦可達 80%。

Kim *et al.* (1997) 所構建之生物過濾床，是以多孔性聚丙烯為載體，在接觸時間為 15 分鐘、過濾速度為 200 m/day，經過 300 天長期測試結果發現，原水平均濁度 15.3 NTU，處理水平均濁度 4 NTU，濁度去除率達 75%、有機物之去除率約 10%；若化學混凝後之殘餘濁度以 2 NTU 為基準，與原水直接混凝相比較，經生物前處理後之出流水其混凝劑加藥量可節省 50-75%。

2.5.2 生物固定床介質評估

自來水原水中所含之污染物濃度相對污水為低，故經生物氧化有機物後所轉化成之生物質量亦低，因此維持自來水生物處理系統中足夠的微生物量，是生物處理能否發揮功能之主要因素。在生物處理系統中，微生物量之累積取決於系統中微生物之增殖、死亡與流失，前兩項屬微生物之本質，不易受人力所控制，但在實驗設計上卻可藉由適當方法，使微生物流失量降至最低；而選擇適當生物載體，是確保生物處理功能的關鍵。



Huysman *et al.* (1983) 在研究載體表面性質對微生物附著生長的影響時，發現載體表面粗糙度、孔隙度及孔洞大小是影響微生物附著生長速度的最重要參數。他們利用非多孔性載體（海泡石、沸石、活性碳）與多孔性載體（天然海綿-孔隙率 50%、網狀泡綿-孔隙率 97%）進行微生物附著生長比較實驗，實驗結果發現活性碳雖具較高比表面積特性，但其微生物累積量並沒有高於網狀泡綿，因其大部分孔洞屬微細孔洞，直徑太小故無法累積大量微生物，因此認為比表面積並不是決定微生物蓄積量之唯一考量因素；Young & Yang (1989) 所發表的報告亦顯示相同的結果。

Fox *et al.* (1990) 以矽砂、無煙煤及活性碳三種不同載體，於膨脹

床中進行生物質量因剪力脫附與表面粗糙度關係之比較研究，實驗結果顯示啟動期間，活性碳載體上微生物之附著速率比脫附速率快 320 倍，而矽砂與無煙煤因剪力所產生之生物質量損失比活性碳高 620 倍。Harendranath *et al.* (1996) 認為載體具適當孔洞，能提供微生物快速附著生長且可保護微生物避免被沖刷而流失。因此，對生物載體而言，適當大小之孔洞比具高比表面積更為重要。


Breitenbacher (1990) 進行開放型孔洞載體之相關研究後認為，對工程與微生物而言，開放型孔洞載體具備以下特性：(1) 擁有廣大表面積供微生物快速附著；(2) 擁有廣大孔洞體積供微生物蓄積；(3) 開放型孔洞較不會阻礙質量擴散；(4) 孔洞直徑與表面粗糙度可依需要調整；(5) 易於反沖洗。

固定生物膜技術應用於廢水處理已有百年以上歷史，在學理研究與工程實務經驗已臻成熟。在廢水處理工程上最常使用之固定生物膜包括：滴濾床、旋轉生物圓盤與浸水濾床三種，主要使用塑膠材質的載體，如 PVC、PP 等，一般載體之比表面積為 $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ 、孔隙率為 93-95%。在應用固定生物膜技術時，必須避免生物膜厚度太厚而影響質傳效果，及阻塞濾材造成短流 (Bryers, 1992)。

自來水生物前處理主要是沿用廢水處理的經驗，依目前文獻報導

之既有自來水生物前處理工程所使用之載體，均與廢水處理相同

(Matsumoto *et al.*, 1992; Koki, 1993; 鄭, 1997)。但是使用此種材質的載體，因載體本身不具保護微生物被沖刷的功能，因此當原水條件或環境條件改變時，生物處理系統容易呈現不穩定狀態（鄭, 1997）。對自來水處理而言，供應穩定水量與水質是不可或缺的條件，選擇適當之生物載體是確保自來水生物前處理能穩定操作之重要關鍵。綜合上述研究結論，當載體之孔洞特性相近時（孔洞大小與孔隙率）比表面積成為載體優劣之決定因素；但當不同性質之載體相互比較時，孔洞特性成為選擇載體之優先考量因子。



網狀泡綿為日常生活常接觸之化學材料，具有多孔性網狀結構，此網狀結構除可提供廣大表面積，供微生物附著生長外，其開放型孔洞直徑 0.1 mm~3 mm，孔隙率高達 97%，比表面積可高達 2000 m²/m³ 以上。若泡綿填充率以 70% 計算，反應槽中載體總比表面積為 1400 m²/m³，遠高於一般之塑膠濾材，且其孔洞直徑較均勻，較不會阻塞而影響質量傳送效率，為一非常理想之生物載體。

Lim & Shin (1997) 利用纖維材質、比表面積為 421 m²/m³ 之濾材所填充成的濾床進行模場試驗，探討生物前處理對 DOC 之功能，操作結果發現，當水力停留時間超過 60 分鐘，DOC 之去除率約 23%。王 (1999)

使用直徑 100 公分、高 420 公分，內填焦炭之生物濾床，進行澄清湖原水生物前處理試驗，試驗結果顯示，EBCT 為 43 分鐘、原水氨氮濃度在 0.05-0.4 mg/L，生物濾床可將其有效去除，但 NPDOC (0.93-1.36 mg/L) 之去除率僅 10-12%。

生物前處理不僅可去除部份污染，同時其出流水對於後續之混凝沉澱單元亦是有利的，Marquet *et al.* (1999) 以熔鐵爐渣為載體之滴濾床，藉由出流水中顆粒分佈探討其出流水特性，實驗結果發現，水中顆粒經滴濾床後會凝聚成大顆粒，顆粒之平均粒徑由 44.5 μm 成長為 117.4 μm ，顆粒之增長有助於後續混凝沉澱單元之去除功能。鄒(1999) 利用泡綿為載體，於港西淨水廠進行模廠試驗，在水力停留時間 15 分鐘下，氨氮之去除率為 90-100%，DOC 之去除率為 20%。

2.6 污泥毯澄清池

2.6.1 概述

污泥毯澄清池（見圖 2.4），係起源於 1930 年代之倒金字塔底式沉澱池，漏斗式澄清池具有單一方形或圓形斷面底，並且由底朝上方垂直，但池邊與地面成 60 度夾角，池之尺寸依據上升速度而定，並受原水水質之影響，當原水經過快混（加混凝劑及助凝劑）後，進入澄清池底，緩慢向上經過已沉澱之污泥區，而進流速度及流向之改變，在污泥毯中產生初始膠凝所需之攪動，水流以穩定但漸緩之速度往上流過澄清池內所蓄積之懸浮污泥（Gregory & Zabel, 1990）。

污泥毯乃由能抵抗上升水流速度，而仍能於池底維持固定位置之大顆粒所組成，這些大顆粒又係由已存在於池中一段時間之顆粒，藉由與上升水流中經混凝作用後之物質所形成之小顆粒接觸，逐漸形成膠羽，並持續成長成維持懸浮狀態之大顆粒，因此而形成污泥毯，污泥毯的膠羽尺寸，能促進膠凝及網住膠羽顆粒進而達到澄清之功能，雖然在污泥毯中之水頭損失甚小，但也有助於產生均勻之上升水流，小顆粒之沉澱作用係發生於污泥毯中較大顆粒所形成之穩定層上方，而污泥毯中之大而重之顆粒，將沉澱至漏斗式澄清池底部定期予以排除。當使用此種形式之澄清池時，可在池中發現明顯之污泥毯與澄清

水之固液界面，澄清水則由池頂之集水設施彙集進行後續處理。

經過多年發展，污泥毯之基本處理原理仍然未變—即上升水流必須通過一由成熟膠羽顆粒所組成之污泥毯區域，以去除並留滯進流水中之細小顆粒，其發展大致依序分成四個階段：多漏斗型澄清池、基本上流式平底澄清池、複雜之膠凝澄清池、改良基本上流式平底澄清池等 (Binnie *et al*, 2001)。目前較常用之現代化改良基本上流式平底澄清池有兩種，一類是美國 Paterson Candy 公司所發展之長方形上流式平底澄清池，構造如圖 2.5 所示，另一類是法國 Ondeo Degremont 公司所發展之 Pulsator 澄清池，其構造見圖 2.6 或圖 2.7 超級脈動式澄清池。

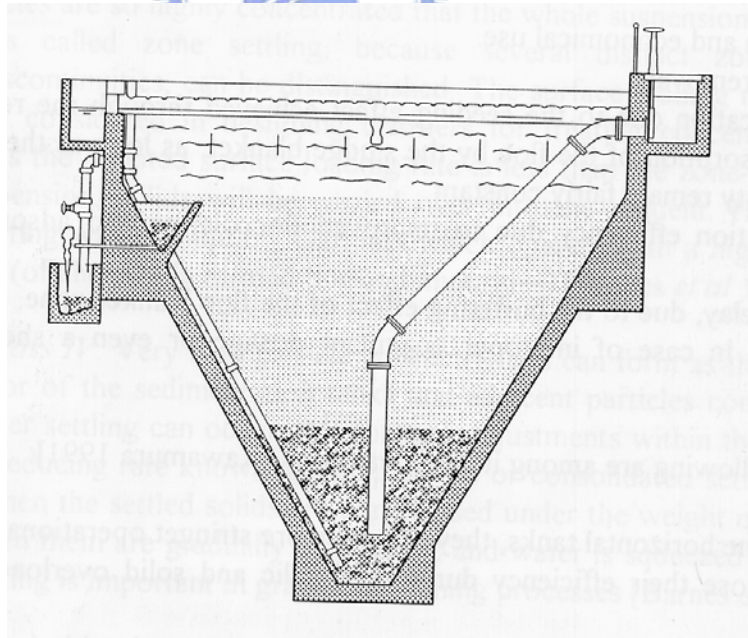


圖 2.4 倒金字塔底式沉澱池 (Gregory & Zabel 1990)

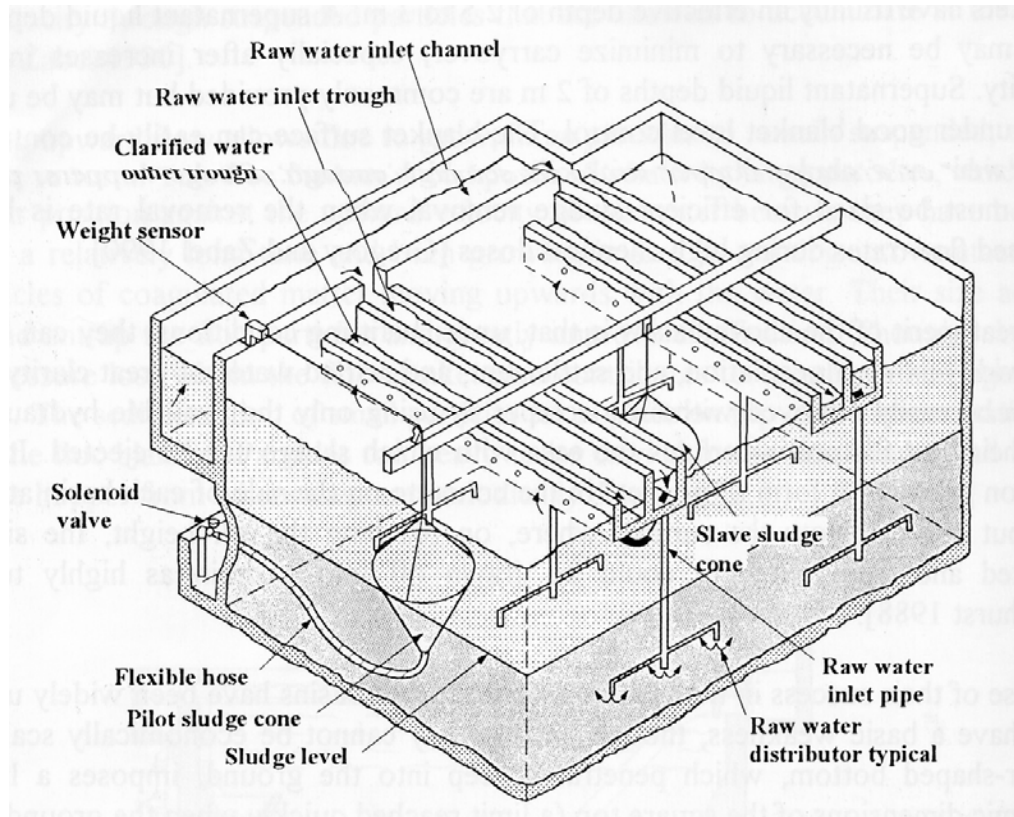


圖 2.5 長方形上流式平底澄清池之構造 (Binnie *et al.*, 2001)

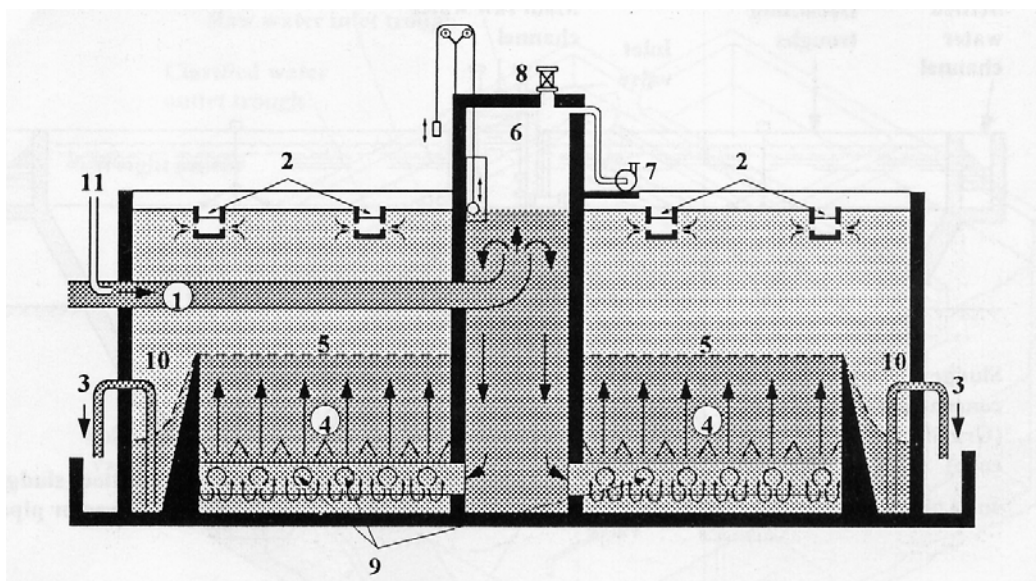


圖 2.6 Pulsator 澄清池之構造 (Degremont, 1991)

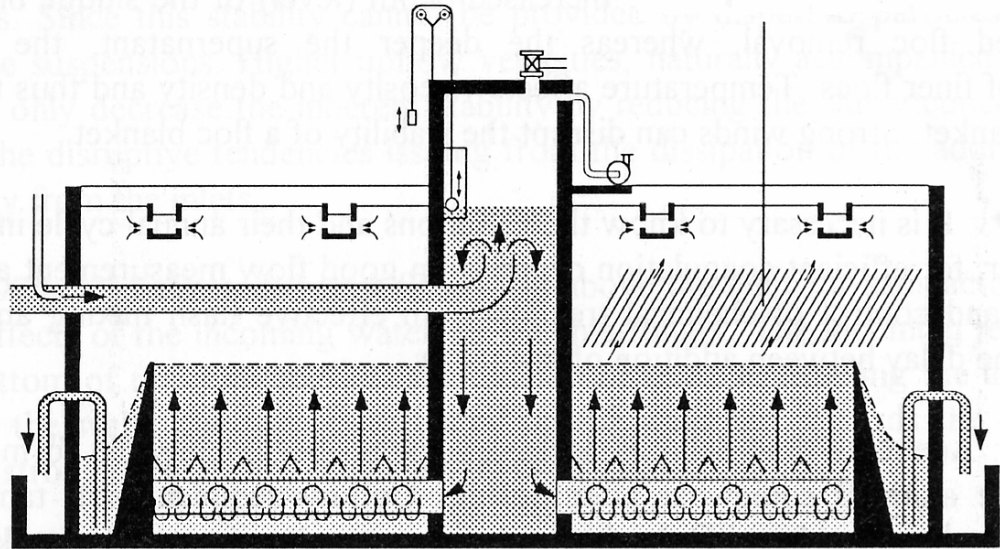


圖 2.7 超級脈動式澄清池 (Binnie *et al.*, 2001)



2.6.2 污泥毯澄清池之處理機制

Li & Ganczarczyk (1999)研究污泥毯澄清池對濁度顆粒的去除機制，認為是雷同深層過濾，主要為機械網除及過濾，水中小顆粒向上流通過污泥毯而發生過濾作用，隨著污泥毯濃度增高，於懸浮污泥層間形成網篩般之結構，順勢將水中濁度透過捕捉或協同捕捉作用而予網除。其去除效率受到懸浮膠羽顆粒間距離(孔隙)和膠體性質(形狀、密度)的影響，若上升流速改變，使污泥毯內之懸浮膠羽間距增加，而濁度顆粒尚未被去穩定，將使小顆粒輕易通過污泥毯，而降低處理效果。

Gregory *et al.* (1969) 研究污泥毯之澄清過程指出，當原水經由適當加藥及 pH 調整後，進入污泥毯底部，上升之流速促使膠凝作用發生，而池內膠羽維持懸浮狀態，這些膠羽經過緩慢累積，產生增大膠羽效應，進而促使膠羽產生速度加快，最後受限於顆粒之特性及上升流速，而達到一最大累積速度，污泥毯即已形成。 Letterman (1999) 研究污泥毯中濁度顆粒之澄清機制，可能包括膠凝、網除及沉澱，實務上，水在污泥毯內之平均停留時間，係超過常規處理程序對膠羽成長停留時間之要求，意即小顆粒有相當多之機會可形成大膠羽，而被滯留於污泥毯內。



由於快混池及慢混池內之懸浮固體顆粒濃度甚低，故傳統處理程序之膠凝效果係受到速度梯度(G)與停留時間(t)乘積，即 (Gt) 之影響，但因污泥毯澄清池內無膠凝設備，所以不適合以 Gt 值來判斷污泥毯之膠凝效果，Pontius (1990) 認為污泥毯澄清池之效能應將池內污泥濃度納入考量，即膠凝作用良窳受到速度梯度(G)、停留時間(t)及顆粒體積濃度(C)乘積之影響。

2.6.3 影響污泥毯澄清池效能之因素

污泥毯內之污泥濃度、上升流速及通量，是影響污泥毯澄清池出流水水質之最重要因素，而原水品質及混凝劑之選用，因會影響污泥

毯中之膠羽品質及濃度，是影響該三者關係之主要因素(Gregory, 1969; Smethurst, 1988; Gregory, 1979)：

1. 澄清池上升流速之控制

Hale (1971) 研究指出，進流速度之改變除了移動膠羽顆粒之相對位置外，對於膠羽顆粒並無影響，而進流速度之增加，將使污泥毯及澄清水介面之上流區流速增加而降低污泥毯濃度，當污泥毯體積膨脹時，顆粒將被洗出而使外流之膠羽增加，如果必須提高澄清池內之上升流速，則必須經一段時間後方能達到新平衡狀態，不致於使外流膠羽增加太多。

Perry & Hale (1972) 研究指出，污泥毯澄清池之操作端賴污泥毯之控制，如果污泥毯表面高度上升太快，將加速膠羽流失而增加過濾池之負荷，若此時降低污泥毯高度，將無足夠之膠羽顆粒可使膠凝作用發揮最佳效果，因此污泥毯表面高度之控制是首要之務。

Gould (1972) 研究發現，當處理負荷增加後之污泥毯穩定期間，污泥層表面可能被升高，且污泥層內可能存在不穩定亂流，此亂流係因處理負荷增加後，所導致之濃度差異所產生之對流。由於污泥層與澄清水間所存在之密度差異，在泥水界面無法維持穩定且產生渦流現象，而分散且稀薄之顆粒並無法維持穩定之界面，隨著升高之處理量所產生之上升流速，不僅使污泥層濃度降低而減少原有之穩定度，也

將增加因進流所產生之亂流。

Gould (1974a) 研究認為，當污泥毯上升流速增加時出流水質將變差，突增之水力負荷，將改變上流式澄清池之流況及干擾澄清池之去除效率，使澄清池必須費時許久，方能在新處理負荷下逐步恢復穩定操作。當進流處理量增加時，將使池中污泥體積隨之增加，不僅迫使污泥毯界面上升，直到排除設定之多餘污泥，且池內也因進流量增加所導致之池底污泥濃度被稀釋，而發生密度流問題 (Kawamura, 1991)。

Gregory & Zabel (1990) 歸納研究指出，上流式澄清池之主要操作缺點為不易控制污泥毯之高度或防止污泥毯異常上浮。Schofield (1995) 研究發現，污泥毯澄清池必須在低負荷時，方能獲得滿意之澄清水質。

2. 原水特性

Miller *et al.* (1966) 研究指出，污泥毯澄清池之操作效能與原水水質特性及化學加藥處理之情況有關，Gregory (1979) 研究發現，氣溫與水溫之差異，是影響污泥毯澄清池操作效能之主要環境因素，而水溫、色度、濁度及加藥量則為次要因素，由於上述因素與季節有關，故對於澄清池操作效能之影響係隨季節變動，他從澄清水水質、污泥毯濃度及上升流速，探討季節性因素對澄清池操作效能之影響，研究

結論認為如欲澄清池能全年安全性之操作，必須針對原水水質最差之季節進行評估。

Gregory (1979) 根據許多學者 (Rao,1972 ; Bond ,1959 ; Webster,1966 ; Rao & Sastry, 1972 ; Mohtadi & Rao ,1973 ; Hudson ,1972 ; Little, 1967) 研究結果認為，溫度低時，因化學反應效果受到影響，故澄清池操作效能不佳。根據他的研究，在最差情況下，維持良好澄清水水質之最低上升流速為 2-2.5m/hr，而處理效果良好下可提升 1.5-2 倍，相同上升流速值可用於檢驗最大通量情形，前述之倍數值，大約等同於 4°C 至 20°C 間之相對黏度差異值 1.6，此表示，如果澄清池之設計上升流速值係以處理效果良好情況下來決定，則在最差情況時，將面臨處理效果不佳問題。

Gregory & Zabel (1990) 研究認為，澄清效率常因季節性之原水水質變化，包括溫度、鹼度、色度、有機物、及濁度等影響。溫度影響化學反應之速度、水之黏度、及顆粒之沉降速度；而鹼度、色度、有機物、及濁度等，影響膠凝作用及膠羽顆粒之沉降速度。

Gregory *et al.* (1996) 觀察發現澄清池之操作效能隨原水水質之季節性變動而改變，因原水水質影響膠羽之密度、形狀、及尺寸，而原水溫度影響水之黏度、膠凝作用、及顆粒之沉澱速度，水溫也可被當做是其他影響因子之季節性替代指標，夏季之安全操作流速可為冬季

時之兩倍（水於 0°C 之黏度 = 1.79cps，25°C 之黏度 = 0.89cps）。

Head *et al.* (1996) 研究指出於冬季低溫時必須小心操作污泥毯澄清池，因為此時污泥毯容易在以夏季（能產生良好水質）時之操作速度下流失，例如在夏天水溫 25°C 時之操作流速低於 6.5m/hr 下，不會發生污泥流失問題，但在冬天水溫 15°C 時之操作流速必須降至 5.3m/hr，方不會發生污泥流失問題。

3. 化學處理

Miller *et al.* (1965,1966) 及 Miller & West (1966a, 1966b,1966c) 研究指出，污泥毯澄清池之操作效能受 pH、混凝劑之選用暨加藥量、及聚合電解質之影響，澄清效果隨著上升流速增加而劣化，隨著污泥毯深度增加及聚合電解質加量提高，其效益有漸減之情形，Miller *et al.* (1966) 指出聚合電解質藉由改變膠羽結構，而提升污泥毯操作效能，並強調最大上升流速值之決定，必須視情況而異，非一體適用。

Hale (1971) 分析澄清池之操作變數指出，pH 應當被控制在最佳範圍內，而正確之混凝劑量方能有最佳之污泥毯，有時候污泥毯之穩定度可藉由加入助凝劑而獲得提升，因這些助凝劑可增加膠羽之密度及強度，故在某些情形下可能有所助益。

Vostrcil (1971) 指出，以降低處理負荷來提高污泥毯之固體濃度時，將可獲得一最佳污泥毯固體濃度值，當高於此值時，對於提升澄

清水質助益，而聚合電解質並不影響此值，顯示澄清效果與污泥毯固體濃度值有關。

Gregory (1975) 研究發現，如同瓶杯試驗一樣，混凝劑之快混效果，對於污泥毯之操作效能甚為重要，包括正確之混凝加藥順序、原水與混凝劑快速且有效混合，以確保水中雜質均可被混凝去除。對於尚未進入污泥毯澄清池前，已被混凝作用之水而言，良好之膠羽成長環境並不需要。

影響污泥毯澄清池效果之因素，包括加入混凝劑至進入污泥毯澄清池間之停留時間、污泥毯深度、上澄液高度、上升流速、注入速度及聚合電解質之選用等。然而，加入混凝劑或聚合電解質或兩者，至進入污泥毯澄清池間之停留時間，已被證實會影響澄清池之效果，但增加其停留時間對於澄清池效果之提升，有遞減之現象。(Miller *et al.* 1965, 1966; Miller & West, 1966a; Yadav, 1970; Yadav & West, 1975)

Yadav & West (1975) 之研究顯示，以硫酸鋁為混凝劑，當停留時間增加時，有助於提升澄清水及過濾水水質，降低了鋁被夾帶流出之量，但澄清水之濁度值顯示，最佳之停留時間隨上升流速值而異。

Gregory & Hyde (1975) 研究認為，混凝劑經停留一段時間後進入污泥毯區，儘可能加入聚合電解質，以獲得最有效之結果，Gregory (1979) 根據 Rott (1969) 之研究指出，適當之混合時間及停留時間

可能有助於提升澄清效果，並引用 Yadav (1970) 及 Vostreil (1971) 之不同聚合電解質及加藥量對於澄清池操作效能之影響研究，認為提高聚合電解質之加藥量，對於膠羽品質之提升效果有限。

Gregory & Patricia (1986) 研究最佳混凝加藥劑量及最佳澄清速率之關係發現，加強膠凝程序之操作，使生成之膠羽能盡量均勻化，以提升出水水質，這主要是因為減少未膠凝接觸成長前容易流失之膠羽所致。他們定義最佳混凝加藥劑量，係指最大之澄清速率及最低之出流水濁度，最佳混凝加藥劑量所產生之均勻化膠羽平均粒徑最大，而加藥不足及加藥過量情形之膠羽粒徑分布，則產生偏斜及聳起情形，上澄液可獲得較低之總顆粒數。Gregory & Zabel (1990) 指出瓶杯試驗可被應用於選擇適用之聚合電解質及其劑量，適當之助凝劑加量可增加膠羽澄清池顆粒之沉降速度及增加污泥毯之濃度。

陳(2000)則於實場以及實驗室模擬兩方面，探討 pH、PACl 加藥量、及鹼度等各項因子對膠羽性質之影響。此外，他也研究利用二階段混凝程序對於膠羽性質、污泥毯特性之差異，結果顯示對於二階段加藥程序，不僅可以提升污泥毯之穩定性，且二階段之加藥可使得生成之污泥毯操作性變佳。蘇(2003)研究認為 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ 混凝劑較 PACl 對於污泥毯穩定性有正面幫助，唯獨對於濁度之去除效果不如 PACl 好。而邱(2002)則是對於原水水質中碳酸鈣與碳酸鎂的存在下，能增加污泥毯之

緻密度，進而降低出流水濁度，顯示提高 pH 除可以達到硬度去除效果外對於濁度仍具有去除效果。

4. 污泥毯濃度及高度

Sen (1972) 研究認為澄清出流水濁度與污泥毯之接觸時間有關，較高之污泥毯其操作效果較佳。Miller *et al.* (1965,1966c)與 Gregory (1979) 研究也顯示，污泥毯越高，其污泥固體濃度越高，可改善進流水之分流效果及增進污凝毯之穩定度，有助提升污泥毯濃度及固體量，並藉由網除作用而提高去除效率。較高之污泥毯也延長水與污泥毯之接觸時間，有助於任何物理及化學反應，此結果顯示在實場操作中，存在最佳之污泥毯高度，而污泥毯高度在污泥毯之水力情況可被改善情形下，將可獲得提升，而提高整體操作效率。然而增加污泥毯高度對於澄清水質之提升效益有遞減現象，有效之污泥毯高度約 2-3 公尺，雖然實場也有可能使用淺薄之污泥毯，但將危及其去除效率及污泥毯之穩定度，操作非常穩定之污泥毯，若維持至少 30 公分澄清液水深時，不會發生污泥流出問題。

5. 有機物含量

Rebhun & Lurie (1993)研究認為無機顆粒的存在對於有機物混凝有其重要性，可促使混凝後的膠羽較密實。陳(2001)研究發現原水中腐植酸濃度越高將使污泥毯膠羽尺寸變小而緻密，所以易受到水力淘

漸而流失，而李(2000)研究提出腐植酸存在下，可以提升污泥毯去除重金屬 Cu(II)之效果，隨腐植酸加入量愈多吸附 Cu(II)效果愈佳，而宋(2002)進行污泥毯澄清池去除水中有機物研究，發現 pH 5-6 時腐植酸之去除效果最佳。

宋(2002) 利用黏土與腐植酸模擬污泥澄清試驗，探討有機物對於污泥毯穩定度影響，結果顯示在高黏土濃度下(黏土濃度 0.25-1 g/L)，最佳操作水力負荷隨腐植酸濃度增加，並且可以降低泥毯被水力淘漸現象。低黏土濃度下(黏土濃度 0.0625-0.125 g/L)，最大操作水力負荷隨腐植酸濃度增加而下降，泥毯容易被流力完全淘漸，但是提高黏土濃度比例則可以降低淘漸效應。顯示腐植酸之存在會大幅降低膠羽強度，並使破壞之膠羽不易再聚合，也會降低膠羽之碎型維度，使膠體呈現蓬鬆狀及尺寸較大的情形，而導致沉降性變差，所以易受到水力所淘漸(陳，2001)。

第三章 研究方法

3.1 研究架構

本研究主要分成兩部分，分別探討評估生物濾床處理程序及污泥毯處理程序對溶解性有機物之去除。生物濾床處理程序去除溶解性有機物部份，主要採取批次連續進流實驗方式，探討實場原水進入裝置 PU 泡棉材質之生物濾床後，對溶解性有機物之去除效率，並進行生物濾床設備之操作策略評估，及以瓶杯試驗法評估生物濾床出流水對後續混沉去除有機物及濁度效率，供為國內自來水事業取用含有機污染物水源處理時，採用生物濾床作為前處理程序，然後進行傳統淨水處理程序時之參考。研究項目包括實場原水特性，以探討 DOC 與 UV_{254} 及 SUVA 關係、THMFP 與 UV_{254} 之關係及有機物之篩分子量分佈。至於生物濾床前處理對有機物去除效能部份，以探討生物濾床對氮系污染物去除效能、生物濾床對有機物去除效能、生物濾床處理前後需氧量與 THMFP 變化及生物濾床中生物質量（biomass）量測。至於生物濾床前處理對後續混沉除效能評估部分，包括實場原水特性、生物濾床前處理對有機物去除效能、及生物濾床前處理對後續混沉去除效能評估等。

由於實場原水水質變化差異甚大，為有效掌握污泥毯澄清池去除

有機物效能及影響因素，所以污泥毯處理程序去除溶解性有機物部份之研究乃採人工原水方式配製，以減少研究時面臨之水質變異因素過大問題。為模擬自然水體中之濁度及有機物質，配製由高嶺土及有機物依不同濃度所混合之人工原水，藉由傳統瓶杯試驗法決定混凝劑最適加藥量，然後於實驗室在控制之混凝操作條件及水中存在有機物情形下進行試驗，以連續進流方式送入上流式污泥毯設備，探討有機物去除效率及有機物種類對泥毯膠羽特性、污泥毯處理系統操作及出流水水質穩定度之影響。本部份研究的項目包括人工原水有無含有有機物之混凝特性；污泥毯去除有機物及濁度效能包括：污泥毯去除有機物效能、污泥毯去除濁度效能；影響污泥毯去除效能因素包括：污泥毯形成時間、污泥毯固體濃度及膠羽外觀、污泥毯膠羽尺寸分析、污泥膠羽界達電位等，本研究的實驗程序及架構，示於圖 3.1。

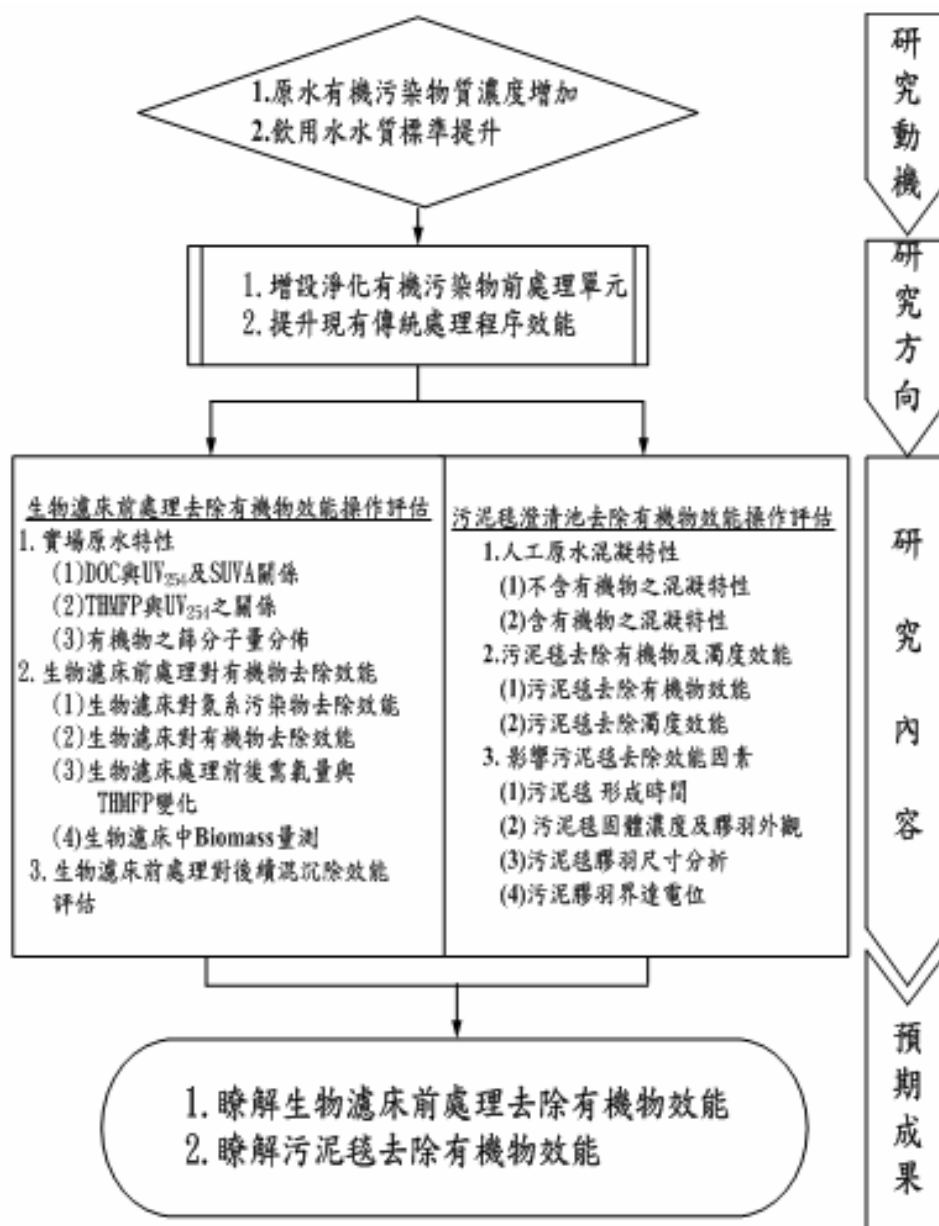


圖 3.1 研究步驟及架構

3.2 實驗方法

3.2.1 生物濾床去除有機物效果評估

本研究使用之生物濾床，其微生物量受反沖洗所控制，因此反沖洗方式必須滿足累積足夠之微生物量，達到去除氨氮、有機物與濁度之目的，同時不能造成太大之水頭損失。本研究從曝氣反沖洗之頻率、曝氣反沖洗時間與曝氣反沖洗之曝氣量進行試驗，配合生物濾床中微生物質量、氨氮、NPDOC、THMFP、及濁度之去除率分析測定，進行生物濾床處理效能操作評估，來評選最適之反沖洗策略，提昇生物濾床對有機物與濁度之去除功能。連續流生物濾床模型場操作設備，如圖3.2所示。



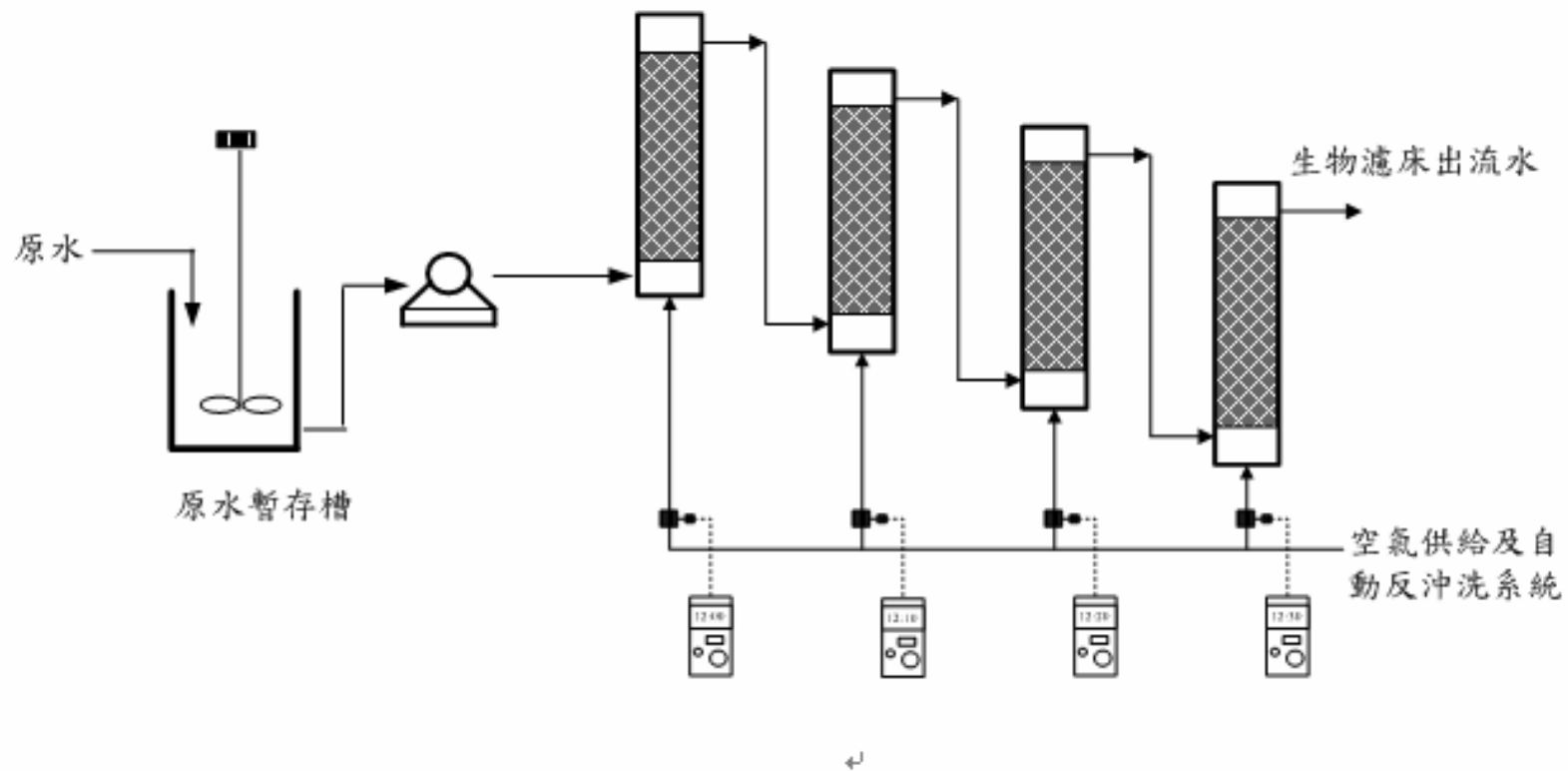


圖 3.2 連續流生物濾床模型場操作設備

3.2.2 實場原水與生物濾床出流水混沉效果評估

將生物濾床出流水經調整需求之 pH 後，以實場原水與生物濾床出流水，於實驗室利用混凝劑，進行瓶杯試驗，除量測濁度外，並進行混凝去除有機物削減量之評估，同時比較實場原水與經生物濾床前處理之原水間加藥量之變化，以探討生物濾床前處理對混沉去除有機物之影響。

3.2.3 污泥毯設備人工原水混沉效果評估

為確保上流式污泥毯模型設備採取連續操作試驗時，對於濁度及有機物之去除具有一定程度之效果，也對於人工原水之混凝最佳加藥劑量有所掌握，所以必須進行瓶杯試驗來評估，主要分成有無含有機物兩部份：

1. 無有機物存在時去除濁度最佳混凝加藥劑量

瓶杯試驗進行時，混凝劑注入在濁度 100 NTU 人工原水之表面，而快混時攪拌機轉速為 200 rpm、攪拌 1 分鐘 ($G = 350 \text{ s}^{-1}$)，接著進行慢混，攪拌機轉速為 30 rpm、攪拌 20 分鐘 ($G = 25 \text{ s}^{-1}$)。在快混後量測顆粒之界達電位，慢混停止後在沉澱 20 分鐘時量測殘餘濁度。

2. 有機物存在時去除濁度最佳混凝加藥劑量

於50 NTU人工原水中分別各加入三種腐植酸濃度及三種水楊酸濃度，以模擬水體中之天然有機物成分，同前述瓶杯試驗進行步驟，求得此等含腐植酸及水楊酸原水，其去除濁度之最佳混凝加藥劑量。

3.2.4 污泥毯設備去除有機物效能評估

進行實驗前將適當量高嶺土儲備液倒入經粒狀活性炭管柱吸附處理之自來水中，於混合槽中調配模擬所需之原水濁度後，利用 NaClO_4 調整水樣之比導電度到 $300 \pm 50 \mu\text{s/cm}$ ，然後以600 rpm攪拌機攪拌，維持人工原水濁度之懸浮狀態，避免沉澱。

於調好濁度後，從已標示濃度之腐植酸儲備溶液或水楊酸儲備溶液，取用實驗需求之適當量有機物質，加入攪拌中之人工原水，使得濁度與有機物間達到充份混合，以模擬原水中含濁度及有機物情況。而混合後原水則根據需求之處理負荷率（本研究設定1.75 m/hr），以定量幫浦抽送至快混槽（尺寸與瓶杯試驗機方形壓克力槽相同），使用與瓶杯試驗機相同尺寸之攪拌器，經轉速150 rpm($G=200 \text{ s}^{-1}$)、快混1 min後，因重力及連通管原理，得以相同處理負荷率（1.75 m/hr）重力流至pH控制槽，在控制槽中以pH控制器即時監測，並利用 NaOH （0.1 N）或 HNO_3 （0.1 N）自動控制調整原水pH，pH控制槽出流水再以重力進

流入直徑8 cm、高150 cm之污泥氈模型設備倒圓錐狀底部，為便利採樣進行試驗分析，從底部倒圓錐頂圓柱部分算起，每10 cm設一取樣閥，於設備頂端溢流堰處出流。

研究時分別以改變不同TOC濃度之腐植酸或水楊酸人工原水進流，分析污泥氈設備之出流水濁度、TOC含量、污泥氈高度、污泥氈內污泥重量百分比濃度及界達電位，探討不同物種之有機物進流濃度對污泥氈形成及操作穩定度之影響，設備之組合情形詳如圖3.3。



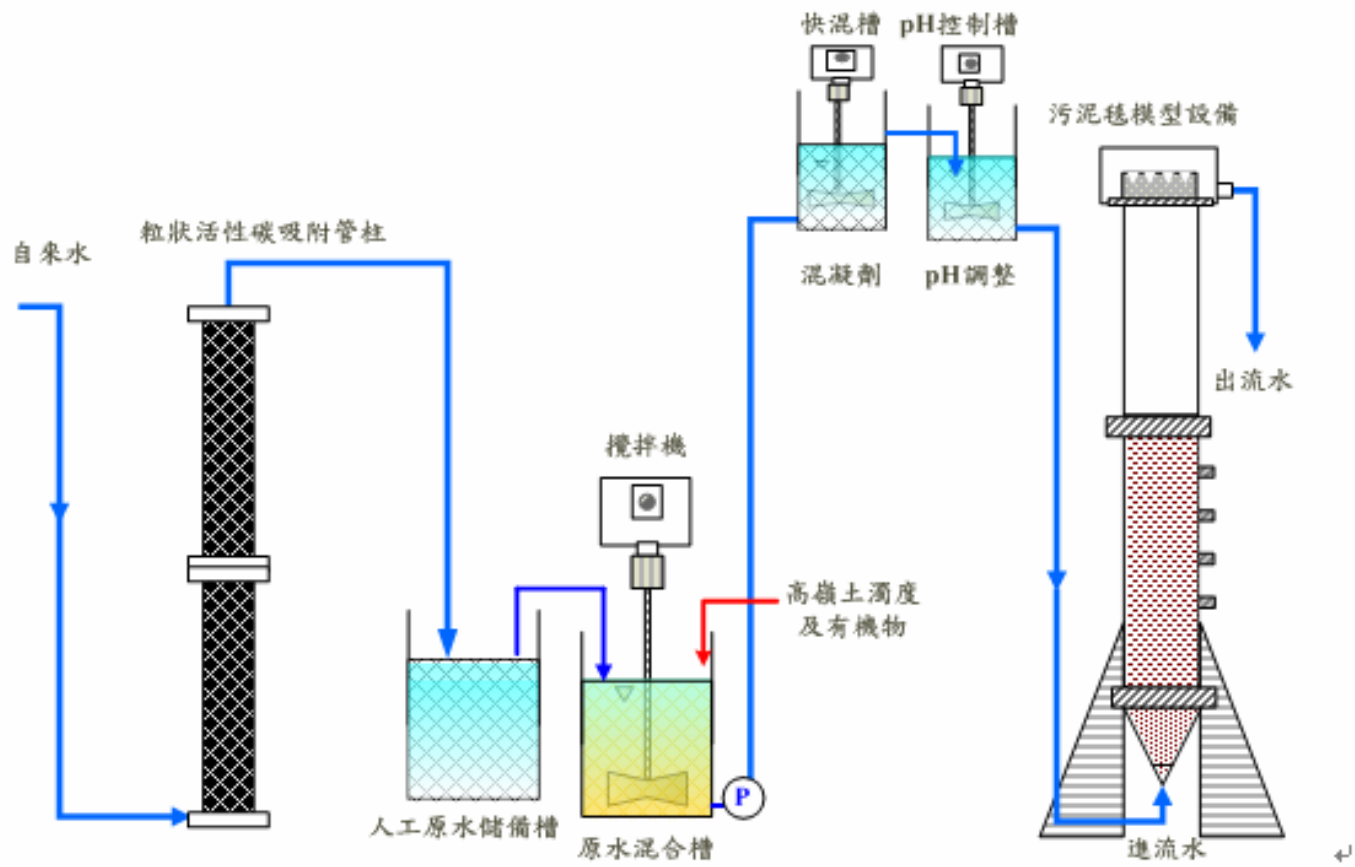


圖 3.3 上流式污泥毯模型設備

3.3 實驗材料及設備

3.3.1 人工原水之製備

本研究以高嶺土作為水中濁度顆粒來源，探討污泥毯處理技術去除水中有機物及濁度效能，並將水樣調製成所需之濁度。原水來源為自來水，其先由業經去離子水洗淨填裝之粒狀活性碳（Granular Activated Carbon, Calgon, USA）管柱，吸附去除自來水中含有之餘氯及有機物，儲存於加蓋之水桶中備用，並定期檢測是否有餘氯存在及溶解性有機物殘餘量 $< 500 \mu\text{g/L}$ ，以備適時更換粒狀活性碳。

進行實驗前，將高嶺土儲備液倒入經粒狀活性碳處理之自來水中，調配至所需的濁度，利用 NaClO_4 調整水樣之比導電度到 $300 \pm 50 \mu\text{s/cm}$ ，然後以 600 rpm 攪拌機攪拌，維持人工原水之懸浮狀態避免沉澱。若欲製備含有機物質之人工原水時，則於調好濁度後，再加入所需有機物質的含量，接著調整導電度及以 NaOH 或 HNO_3 調整 pH。

3.3.2 高嶺土濁度

實驗係以高嶺土作為水樣中濁度來源，因此需先以高嶺土（Sigma, USA）配製濁度儲備液，為去除高嶺土顆粒表面所吸附之雜質，先將

高嶺土溶液以 NaOH 調整至 $\text{pH} > 10$ ，以磁石攪拌反應 30 分鐘後靜置沉澱，倒掉上澄液，以去離子水重複洗淨至少三次，此步驟用以去除高嶺土顆粒附著的有機物。再用 HCl 調整至 $\text{pH} < 2$ ，反應 30 分鐘後靜置沉澱，倒掉上澄液，以去離子水重複洗淨至少三次，此步驟用以除去高嶺土顆粒上之重金屬。純化完成之高嶺土儲備液置於磁攪拌機上攪拌備用，然後以 Mastersizer 2000 (Malvern, USA) 測其平均粒徑為 $2.741 \mu\text{m}$ ，其顆粒粒徑分佈如圖 3.4，依不同實驗條件之需要加入高嶺土儲備溶液，再利用濁度計調整水樣至設定的濁度。



Kaolin (sigma) Particle Size Distribution

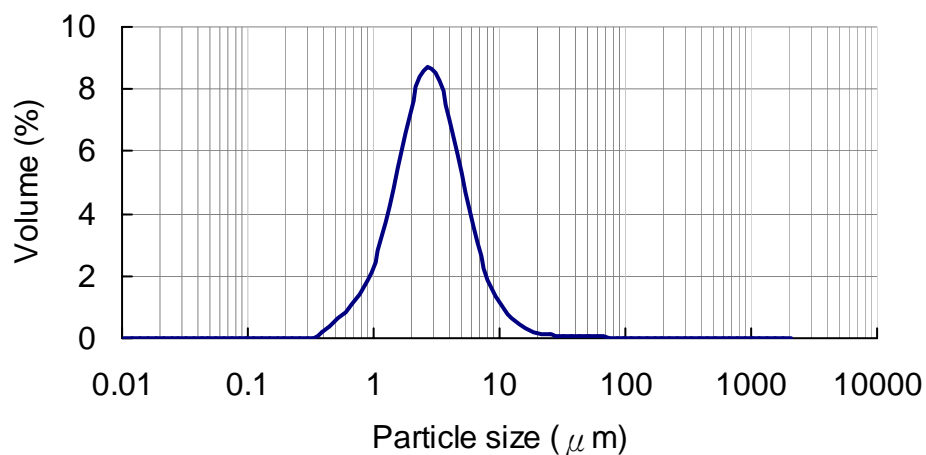



圖 3.4 高嶺土儲備液粒徑分佈

3.3.3 有機物儲備液製備

鄭 (1993)研究指出，由於臺灣地區河川短而流急，故有機物體不易進行腐植化，加上人為污染，所以水中有機物以中性親水性居多。因此，本研究選擇大分子量之腐植酸及反應性錯合官能基與黃酸相近，但分子量較小之水楊酸為代表性有機物進行研究，其製備方法如下：

1. 腐植酸(humic acid, HA)儲備溶液製備



腐植酸儲備溶液係依據Narkis and Rebhum(1975)所使用之方法製備，將粉末之腐植酸鈉 (Aldrich, USA) 溶於1.5 % NaOH溶液中，待其完全溶解後，經0.45 μm 濾紙過濾，濾液以HCl調整pH至1，再以8000倍重力離心20分鐘，取出固體物再溶於去離子水中，使用有機碳分析儀 (TOC-5000A) 定量，並標示濃度後，移入儲存櫃保存於4 $^{\circ}\text{C}$ ，使用時回溫至室溫後，依所需濃度配製成水樣。

其元素組成為C: 52.37%，O: 42.69%，H: 4.19%，N: 0.75% (Edward & Amritharajah, 1985)，而其分子量分佈為3k-40kD佔57%，<3kD佔38%，>40kD佔5% (El-Rehaili & Weber, 1987)。

2. 水楊酸(Salicylic Acid, SA)儲備溶液配製

本研究所採用水楊酸 (Sigma, USA), 為分子量相對於腐植酸為小的天然芳香族酸有機物 (化學式 $C_6H_4(OH)COOH$, 分子量138.12), 具有類似於黃酸分子之反應性錯合官能基, 使用有機碳分析儀

(TOC-5000A) 定量, 並標示濃度後, 移入儲存櫃保存於 $4^{\circ}C$, 使用時回溫至室溫後, 依所需濃度配製成水樣。

3.3.4 混凝劑製備

本研究中關於硫酸鋁及聚氯化鋁之劑量, 皆以 mg/L as Al 為計算單位, 每次進行實驗前才製備混凝劑, 以防止混凝劑老化, 其各自製備方法如下:



1. 硫酸鋁($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$): 秤取123.487克之硫酸鋁 (J. T. Baker, USA) 產品, 溶於一升之純水中, 配成10,000 mg/L as Al的混凝劑儲備溶液。使用時, 將儲備溶液適當稀釋為試驗之準備液, 依不同加藥量添加不同體積之準備液。
2. 聚氯化鋁: 為國內品翰公司所供應之聚氯化鋁溶液, 濃度為 53,000 mg/L as Al。試驗前將聚氯化鋁原液稀釋至濃度為 10,000 mg/L as Al 之準備液。

3.3.5 濁度計

使用HACH型號RATIO/XR濁度計。有三個channel，可適用於0.2 NTU~200 NTU 範圍的監測，同時並可配備連續流式取樣管偵測濁度變化，單位為NTU。

3.3.6. 瓶杯試驗機 (Jar tester)

使用型號PB-700之Jar tester(Phipps & Bird, USA)，最大轉速為400 rpm，最小轉速為10 rpm，搭配寬葉攪拌器(Square Gator Jar and Paddle Impeller)，每組方形壓克力槽 (邊長11.5公分見方，高為21公分)，攪拌器片狀槳葉長7.6 cm，寬2.5 cm，攪拌器轉速與剪力值成線性函數關係參考 Cornwell & Bishop 於1983年所研究之結果 (AWWA, 1992)，如圖3.5，每組可同時操作六個水樣，每個方形壓克力槽之容量為2L。

3.3.7 比導電度計及 pH 計

使用inoLab Multi Level 1 (WTW, Germany)，可設定調整控制模式，測定比導電度與 pH值，比導電度單位為 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 。

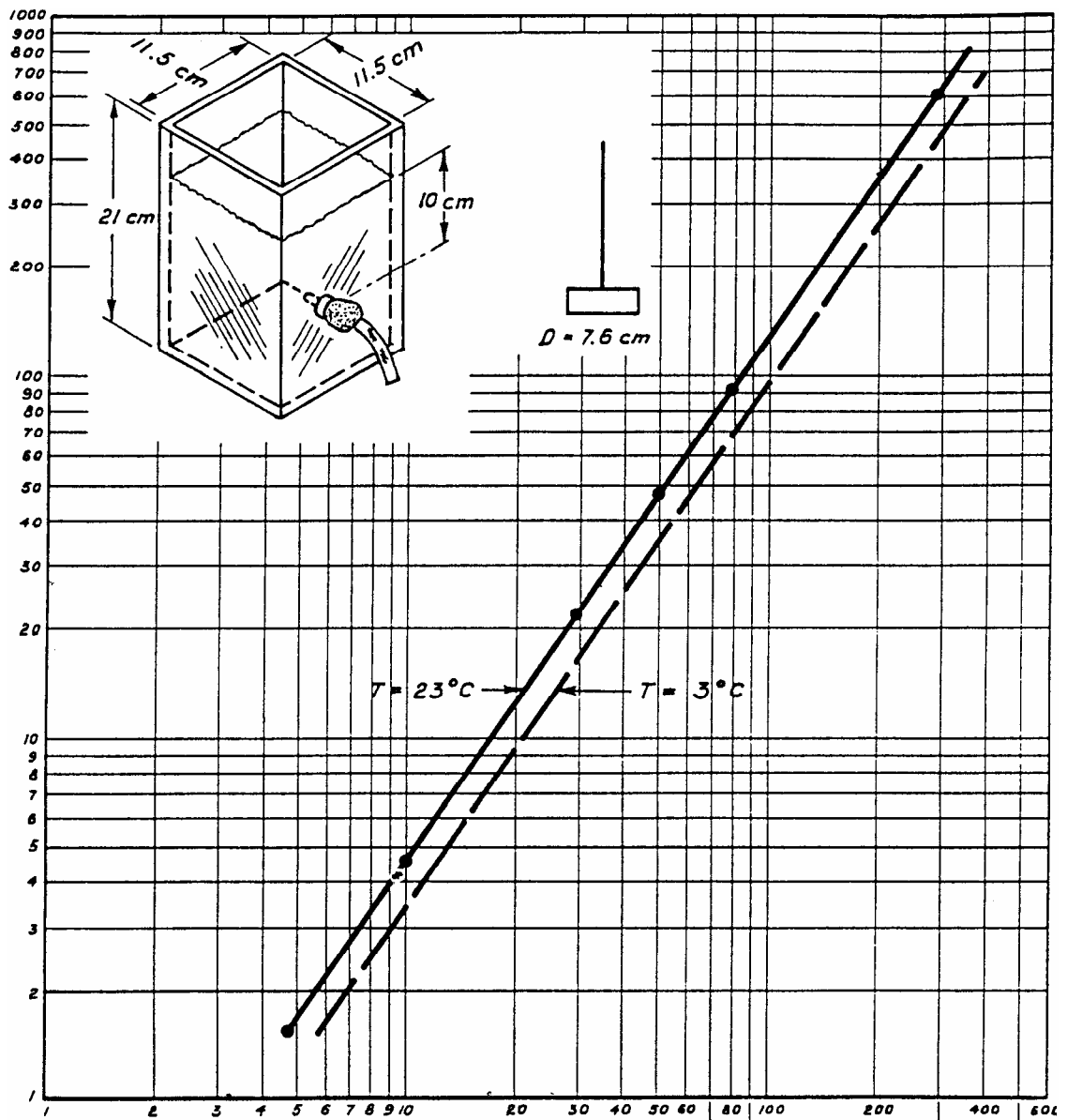


圖 3.5 瓶杯試驗機攪拌器轉速與 G 值關係

3.3.8 界達電位儀

採用 Zetasizer 2000 (Malvern, USA)，以探討試驗過程膠羽表面之界達電位值。進行量測前，為避免膠體濃度過高，先將樣品靜置使其膠體產生沉澱，先取其部分上澄液後，從沉澱的膠體中抽取部分固體，並與上澄液混合，稍做攪拌後注入儀器中量測。

3.3.9 粒徑分佈儀與碎型維度

使用 Mastersizer 2000 (Malvern, USA)，量測範圍 $0.02\ \mu\text{m}\sim 2000\ \mu\text{m}$ ，利用內建軟體轉換公式，可將測量粒徑分布時之光散射鏡所偵測到的數值，取線性回歸後之斜率則為膠體之碎型維度。



3.3.10 顯微觀察暨影像分析量測系統

使用 Zoom 70 Optical System (OPTEM, USA) 可變焦顯微觀察放大系統，在 CCD 攝影機上搭配巨觀放大鏡頭，連接電腦之影像量測軟體，直接擷取畫面並做影像分析，具有計算顆粒粒徑、表面積、粗糙度及緊密度等功能。

3.3.11 總有機碳分析儀

採用 TOC-5000A (Shimadzu, Japan)，首先取 Anhydrous Potassium

Biphthalate($C_8H_5KO_4$) 配製成TOC標準液，以建立標準檢量線。分析前水樣必須經 $0.45\mu m$ (Gelman, USA)的濾膜過濾，並以2N 的鹽酸將水樣酸化至 $pH < 2$ ，隨即以高純度氮氣氣提12分鐘，使揮發性有機碳揮發，而樣品中之無機碳則轉變成 CO_2 溢散，隨即將已經前處理的水樣，經吸取裝置注入高感度TC 觸媒之高溫爐，在 $680^\circ C$ 下氧化生成 CO_2 ，由攜行氣體將 CO_2 攜帶流經IC反應器、除濕器降溫及乾燥，最終 CO_2 由非分散性紅外線氣體分析儀定量，此即為水體中溶解且不具揮發性之有機物濃度 (non-purgeable dissolved organic carbon, NPDOC)，因其為綜合性的評估值，可代表水中有機物的濃度。



3.3.12 分光光度計

UV_{254} 為水中含有不飽和鍵之有機物，在波長254 nm時的吸光度，為一綜合性評估水中有機物多寡的指標，使用U-3210型可見光/紫外光光譜儀 (Hitachi, Japan)，波長範圍在190~900 nm，測光範圍其吸光度-2.0~4.0 Abs，透光率為0~300% T，濃度 0~9999 mg/L。

3.3.13 pH 控制儀

採用 PC-330 (Suntex, Taiwan) 作為 pH 控制儀，可分最高、次高、次低、最低四段式設定 pH 控制範圍，須另外與幫浦連接，附有一個 pH meter，當偵測到pH超過設定值可自動加酸，低於設定值則自

動加鹼，使pH保持於控制範圍內。

3.3.14 加藥幫浦

使用Masterflex型號L/S model 7519-20 (Cole-Parmer, USA)，為微量加藥幫浦，使用於連續進流之微量加藥。

3.3.15 電子天秤

使用電子天秤量測重量百分濃度，將鋁盤以 105°C 烘乾後至於乾燥箱中，待其冷卻至室溫並秤得重量為 W_1 ，取定量污泥置入鋁盤內並秤重得 W_2 ，再將鋁盤置於烘箱中以 105°C 烘乾一天後，將其取出於乾燥箱內冷卻至室溫，秤重得 W_3 ，則可由 $(W_3 - W_1) / (W_2 - W_1)$ 求得污泥固體含量的重量百分比濃度。

3.3.16 生物濾床模型設備

所使用之生物濾床模型設備總體積為20公升，為便於採樣與區分空床接觸時間(Empty Bed Contact Time, EBCT)，此生物濾床模型設備設置方式採四個等體積（各槽編號依序為1、2、3、4）串聯而成，各槽之 EBCT 為15分鐘，模型設備中以扇形網狀PU泡綿為載體，有效體積為9.44公升，此泡綿具開放型孔洞，直徑0.1-3mm，孔隙率高達97%，泡綿填充率為70%，反應槽中總孔隙率 \cong 98%，其形狀如圖3.6

所示，單顆泡綿為直徑為2.2cm，厚度為2cm，體積為4.5cm³ 比重為28kg/m³。

每一槽槽底皆有曝氣設備以提供生物所需空氣，為防止固體顆粒物大量截留於生物濾床模型設備中，造成阻塞而影響生物處理功能，於是在各個反應槽之氣體管線上，裝設一組由電磁閥與定時器組成之自動控制反沖洗系統，生物濾床出流水，則使用混凝劑進行瓶杯試驗，評估其對混沉去除實場原水有機物及濁度效能影響，生物濾床設備之組合及實驗方法，詳如3.2所述。

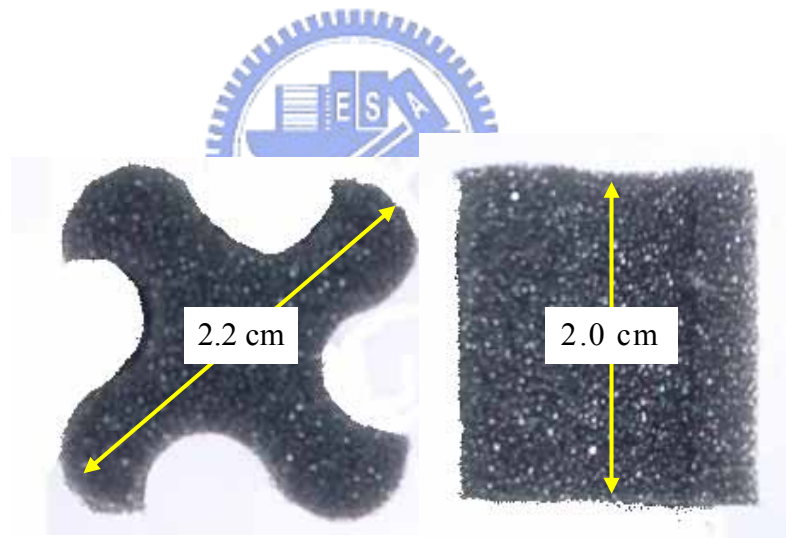


圖 3.6 生物濾床模型場設備內填充扇形網狀 PU 泡綿載體

3.3.17 上流式污泥毯模型設備

污泥毯模型場設備為直徑8 cm，高度150 cm（不含出水堰高5 cm）之壓克力材質圓形管柱，圓形管柱頂端設置溢流堰，底部為倒圓錐型，且在圓錐及圓形管柱界面設置孔徑為1 cm之多孔分流板，以使進流更均勻，減少短流，從底端圓柱部分算起，每10 cm設一取樣閥，經快混過後原水經由圓錐底部進流，而於150 cm之溢流堰處出流。設備之組合及實驗方法，詳如3.2所述。



3.4 水質分析方法

3.4.1 基本水質分析

實驗中各種水質參數，主要依環境保護署環境檢驗所水質檢測方法(86年8月修訂一版)與美國水及廢水標準檢驗法(Standard Methods)第19版所頒定之水質檢驗方法，進行水樣保存與分析，如表3.1所示。

3.4.2 非揮發性溶解有機碳 (NPDOC) 分析

樣品先以 0.45 μm 濾紙過濾後，以 6 N HCl 酸化至 pH < 2，再以高純度空氣曝氣 5-10 分鐘，利用總有機碳分析儀進行非揮發性溶解有機碳 (NPDOC) 之分析。



3.4.3 三鹵甲烷生成潛能 (THMFP) 分析

三鹵甲烷生成潛能 (THMFP) 係由添加適量次氯酸鈉，經 25 °C 恆溫培養 7 天後測得之最終 THM 濃度 (以 THM_f 表示)，與未經添加次氯酸鈉直接測得之初始 THM 濃度 (以 THM_i 表示) 相減而得，依定義 $THMFP = THM_f - THM_i$ 。THM 之分析係採用 HP6890 氣相層析儀，以電子捕獲式偵測器 (ECD) 偵測，並使用 HSS 1000 型自動注入器 (Scientific Hightek, USA)，以瓶頂空間 (head space) 氣體方式注入，注入量為 200 μL；配合 HP Chem Stations 軟體計算濃度。

表 3.1 水質參數分析方法

水質參數	分析方法
pH	環檢所水質檢測方法-電極法(NIEA W424.50A)
導電度	環保署環檢所水質檢測方法-比導電度計法(NIEA W203.50A)
濁度	環保署環檢所水質檢測方法-濁度計法(NIEA W219.50T)
溶氧	環保署環檢所水質檢測方法-疊氮化物修正法(NIEA W421.54C)
需氯量	折點加氯法
鹼度	美國水及廢水標準檢驗法第 19 版中 2300B 之滴定法
硬度	環保署環檢所水質檢測方法-EDTA 滴定法(NIEA W208.50A)
UV ₂₅₄	美國水及廢水標準檢驗法第 19 版之 Ultraviolet Absorption 法
THM	Head space-氣相層析法
總有機碳	環保署環檢所水質檢測方法-燃燒/紅外線測定法(W530.50C)
NH ₃ -N	環保署環檢所水質檢測方法-硫酸銨催化消化、蒸餾、納氏比色法(NIEA W416.50T)
NO ₂ -N	環保署環檢所水質檢測方法-NED 比色法 (NIEA W418.50A)
NO ₃ -N	美國水及廢水標準檢驗法第 19 版之 Ion Chromatography 法

3.4.4 有機物分子量量測

本研究採用 A/G Technology Corporation 所生產之 UF 薄膜，薄膜孔徑各為 1k、10k 及 100k Daltons (以下簡稱 D)，薄膜面積各為 140、25 及 25 cm²，薄膜分離所需之壓力為 30-40 psi，由一台蠕動幫浦所提供，薄膜出水端裝置一組壓力表與針閥以調整所需壓力，其組裝設備如圖 3.7 所示。UF 薄膜使用完畢後，需用清潔劑及 1 N NaOH 清洗並保存於蒸餾水中，其操作步驟如次：

1. 每支 UF 膜使用之前，先鬆開 UF 組裝設備中所有閥件，以幫浦抽取欲分離之樣品，置換 UF 膜中之蒸餾水，置換期間所排出之液體全部廢棄。
2. 水樣以 0.45 μm 濾紙過濾後備用，保留部份經過濾之樣品，分析其 DOC 當背景值；再將經 0.45 μm 濾紙過濾水樣，以 0.22 μm 濾紙過濾備用，分析其 DOC 值。
3. 以孔徑 100k D 之 UF 膜進行分離，以幫浦抽取已經 0.5 μm 濾紙過濾後之樣品，調整針閥使壓力維持在 35 psi，並收集濾液。濾液之體積至少為原樣品體積之 70%，記錄濃縮液與濾液之體積。
4. 依序以 10k D、5k D、1k D 之 UF 膜進行分離，重複步驟(3)。
5. 分析原始溶液與分離液之 DOC 值。

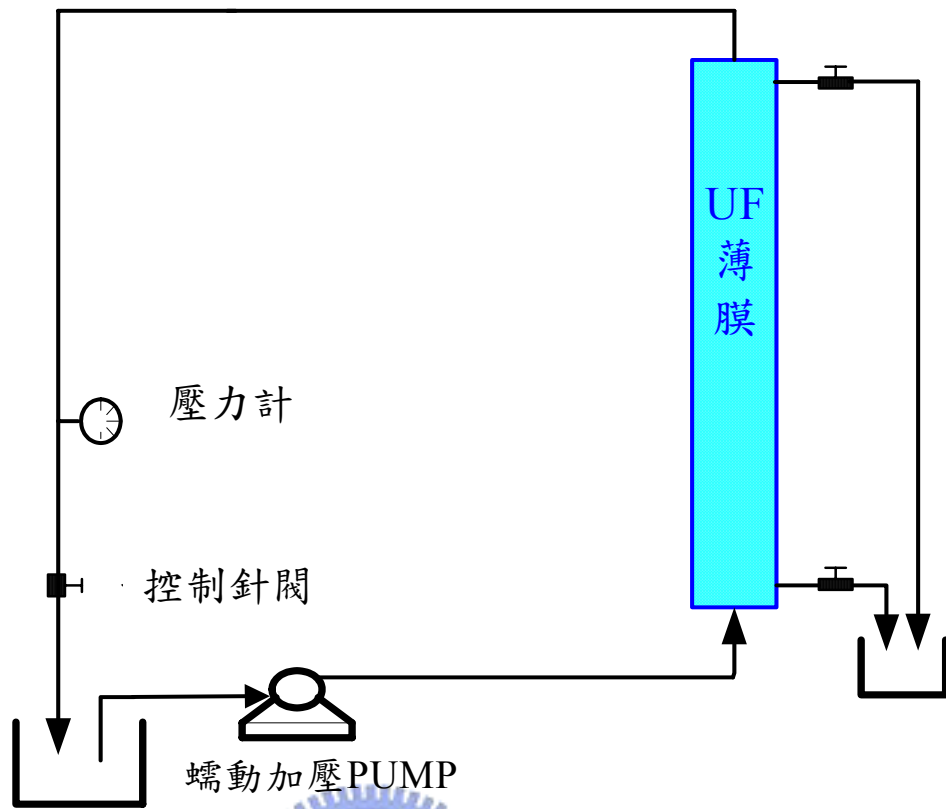


圖 3.7 UF 薄膜有機物分子量量測設備



3.4.5 生物質量分析

本研究採用磷脂法進行生物濾床中生物質量 (biomass) 之測定，因磷脂 (phospholipid, LP) 是細菌細胞壁之主成份，在細菌代謝過程中磷脂很快被轉化，不易儲存於細胞內，故磷脂含量多寡可代表具活性細胞之存在量。此方法係 Zhang & Bishop (1994) 改良自 Findly *et al.* (1989) 所提出，細胞中之總脂質利用氯仿-甲醇-水混合液萃取，經過硫酸鉀氧化劑消化而釋出磷酸鹽，然後以鉬酸銨 (ammonium molybdate) 與磷酸鹽形成錯合物後，以分光光度計 (波長 610 nm) 定量，所測得之磷酸鹽濃度乘上轉換係數，即等於生物質量，分析步驟說明如次：

1. 取出 PU 泡綿載體，洗出所附著之微生物量，並記錄泡綿之體積；
2. 取 6 ml 含微生物之水樣放入容量 150 ml 之試管中；
3. 於步驟 2 水樣中，加入氯仿 20 ml、甲醇 40 ml，及水 10 ml (使氯仿：甲醇：水，三者比例為 1：2：0.8)，以旋轉萃取器萃取 24 小時；
4. 取氯仿層 5 ml 之液體於乾淨的 100 ml 玻璃瓶中；
5. 加入 2.7 ml 的過硫酸鉀氧化劑，密封玻璃瓶後，置於高溫烘箱中以 103 °C 加熱 2 小時；
6. 加入 0.6 ml 之鉬酸銨與磷酸鹽反應；
7. 以波長 610 nm 測定吸光度。

第四章 生物濾床前處理去除有機物效能評估

4.1 實場原水特性

實場原水取自曾受有機物污染而停用，預定進行改善復用之台南新營淨水場，急水溪為水源，其水質採樣分析結果如表 4.1 所示。原水 pH 值介於 7.2-8.7 之間，平均值為 7.4 屬微偏鹼性，水溫在 17 °C ~ 32.1 °C，平均為 25 °C。在混凝去除有機物之文獻中均證實，不管是使用鋁鹽或鐵鹽當混凝劑，在低 pH 值下進行混凝，有利於有機物之去除 (Dempsey *et al.*, 1984; Edwards & Amirtharajah, 1985; Hundt & O'Melia, 1988; Randtke, 1988; Huang & Shiu, 1996; Huang & Yeh, 1999)。在混凝沉澱過程，降低 pH 值主要藉助於混凝劑中之酸度，或額外添加硫酸或鹽酸，因此鹼度較高原水，以較低 pH 值混凝去除有機物時，需要較高之藥劑成本。

原水濁度在 2.3~48 NTU，平均為 10.1 NTU；氨氮 (ammonia nitrogen, $\text{NH}_3\text{-N}$) 之平均濃度為 2.98 mg/L，而亞硝酸氮 (nitrite nitrogen, $\text{NO}_2\text{-N}$) 與硝酸氮 (nitrate nitrogen, $\text{NO}_3\text{-N}$) 之平均濃度分別為 0.41 mg/L 與 1.94 mg/L。原水中有機物之含量分別以 TOC 及 NPDOC 來表示，TOC 濃度介於 3.68~19.2 mg/L，平均濃度為 8.68 mg/L，NPDOC 濃度

介於 8.7~2.38 mg/L，平均值為 4.87 mg/L，NH₃-N 及 TOC 之平均濃度，均高於現行飲用水水源水質 NH₃-N 為 1 mg/L 及 TOC 為 4 mg/L 之標準。需氯量（chlorine demand）代表淨水消毒所需消耗的氯量，介於 15~31 mg/L，平均 23.29 mg/L，表示原水水質受污染程度嚴重。SUVA 值介於 1.26 – 2.92 L/mg-m 之間，平均值為 2.07 L/mg-m，表示原水有機物並非以天然性大分子有機物為主，而 THMFP 濃度值介於 100~480 µg/L，平均值為 287 µg/L。



表 4.1 急水溪原水水質

Water quality parameter	Max. Conc.	Min. Conc.	Average (\pm SD)
pH	8.70	6.62	7.40 (\pm 0.37)
Temperature ($^{\circ}$ C)	32.10	17.10	25.06 (\pm 3.71)
Turbidity (NTU)	48.0	2.0	10.07 (\pm 9.87)
Alkalinity (mg/L as CaCO ₃)	395.0	116.0	225.04 (\pm 74.09)
Hardness (mg/L as CaCO ₃)	375.0	184.0	239.83 (\pm 71.25)
NH ₃ -N (mg/L)	6.89	0.1	2.98 (\pm 2.30)
NO ₃ -N (mg/L)	6.09	0.17	1.94 (\pm 1.33)
NO ₂ -N (mg/L)	2.20	0.12	0.41 (\pm 0.40)
Chlorine demand (mg/L)	31.96	15	23.29 (\pm 6.55)
TOC (mg/L)	19.2	3.68	8.68 (\pm 4.49)
NPDOC (mg/L)	8.7	2.38	4.87 (\pm 1.42)
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.26	0.07	0.12 (\pm 0.04)
SUVA (L/mg-m)	2.92	1.26	2.07 (\pm 0.52)
THMFP (μ g/L)	479.95	100.15	287.37 (\pm 125.91)

備註：急水溪原水水質採樣時間為 1999 年 5 月～2001 年 6 月

4.1.1 DOC 與 UV₂₅₄ 及 SUVA 關係

圖 4.1 顯示原水 DOC 與 UV₂₅₄ 及 SUVA 之關係數據，由迴歸分析發現，DOC 與 UV₂₅₄ 之直線迴歸方程式為 $UV_{254} = 0.012(DOC) + 0.061$ ，其決定係數 R^2 為 0.54，相關係數 r 為 0.74，UV₂₅₄ 呈現隨 DOC 增加而增加的趨勢。而 DOC 與 SUVA 之直線迴歸方程式為 $SUVA = -0.3(DOC) + 4.06$ ，其決定係數 R^2 為 0.62，相關係數 r 為 0.79，SUVA 值呈現隨 DOC 之增加而降低的趨勢，如原水 DOC 由 2.9 mg/L 升高至 8.7 mg/L，SUVA 值卻從 4.0 降至 1.7，因此推論 DOC 濃度升高可能是小分子有機物，主要可能來自人為污染造成，致使 SUVA 值降低。

4.1.2 THMFP 與 UV₂₅₄ 之關係

圖 4.2 顯示原水之 UV₂₅₄ 吸光值與 THMFP 之關係數據，由迴歸分析發現，UV₂₅₄ 吸光值與 THMFP 之直線迴歸方程式為 $THMFP = -313.9(UV_{254}) + 65.5$ ，其決定係數 R^2 為 0.51，相關係數 r 為 0.71，THMFP 呈現隨 UV₂₅₄ 吸光值增加而降低的趨勢。

原水實施混凝之目的乃包含去除消毒副產物之前驅物質，而本研究之原水 DOC 與 UV₂₅₄ 及 UV₂₅₄ 與 THMFP 均呈現一定之相關性，因 UV₂₅₄ 分析簡便，因此可以考慮採用 UV₂₅₄ 做為混凝操作去除 DOC 及 THMFP 之替代參數，供判斷操作效能之參考。

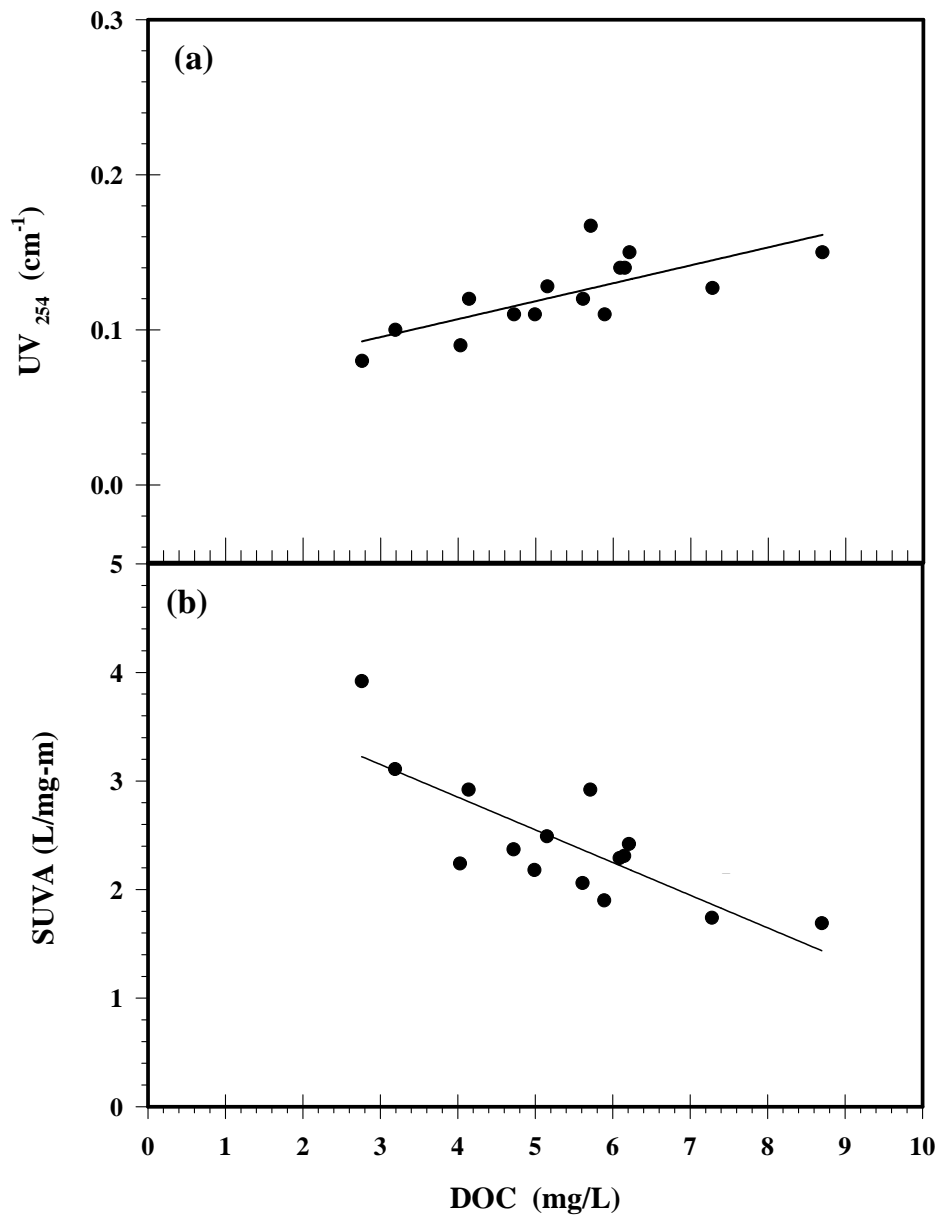


圖 4.1 原水 DOC 與 UV₂₅₄ 及 SUVA 之關係，其中
 $UV_{254} = 0.012(DOC) + 0.061$, $R^2 : 0.54$ ，而
 $SUVA = -0.3(DOC) + 4.06$, $R^2 : 0.62$

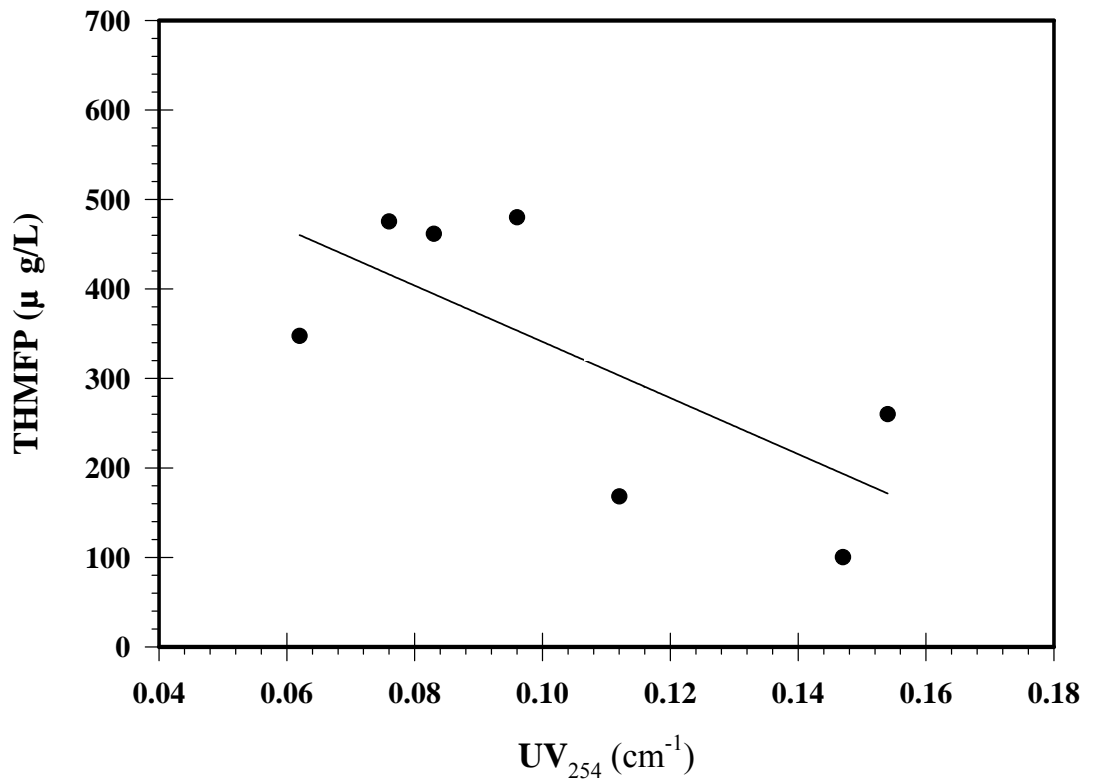


圖 4.2 原水 THMFP 與 UV₂₅₄ 之關係，其中
 $THMFP = -313.9(UV_{254}) + 65.5$, $R^2 : 0.51$

4.1.3 有機物之篩分子量分佈

利用 A/G Technology 公司生產之 UF 薄膜，進行原水中不同篩分子量（ apparent molecular weight ）之有機物分離。所使用之 UF 薄膜可分離之分子大小為 100、10 與 1 kD，再配合 0.22 μm 與 0.45 μm 之濾膜，可將水中有機物依分子量大小分成五群進行比較，其結果如表 4.2 所示。由兩次採樣結果分析，通過 0.22 μm 濾紙之 DOC 平均約佔 87.39%，篩分子量小於 100 kD 之有機物平均佔 55.65%，篩分子量小於 1 kD 之有機物平均佔 46.39%；顯示分子量較小之有機物佔多數，恐不易在混凝程序中被去除。

表 4.2 原水有機物之篩分子量分佈

Organic Conc. & Fractions	Organic Molecular size				
	< 0.45 μm	< 0.22 μm	< 100 kD	< 10 kD	< 1 kD
DOC ⁽¹⁾ (mg/L)	3.49	3.31	1.51	1.40	1.24
%	100.00	94.84	43.27	40.11	35.53
DOC ⁽²⁾ (mg/L)	2.69	2.15	1.83	1.62	1.54
%	100.00	79.93	68.03	60.22	57.25

(1) 急水溪原水採樣日期為 2001 年 5 月 10 日

(2) 急水溪原水採樣日期為 2001 年 6 月 13 日

4.2 生物濾床前處理對有機物去除效能

原水由泵浦抽送進入生物濾床設備(如圖 3.4),每槽均供給空氣,為使溶氧均可達 3.0 mg/L 以上,其操作供氣量應達 3 L/min 以上。由於本研究使用之生物濾床,其微生物量受反沖洗所控制,因此反沖洗方式必須滿足累積足夠之微生物量,達到去除氨氮、有機物與濁度之目的,同時不能造成太大之水頭損失。在反沖洗操作模式上須注意前述問題,故實驗設計時在每槽之氣體管線上,裝設一組由電磁閥與定時器組成之自動控制反沖洗系統,以防止固體顆粒截留於生物處理設備中造成阻塞,影響處理功能。

本研究之曝氣反沖洗模式分二種,模式(一)是實施無曝氣反沖洗操作,模式(二)是實施曝氣反沖洗操作,以 4 倍空氣量,每天反沖洗 5 分鐘,作為對照控制組,以評估有無實施曝氣反沖洗操作對生物濾床功能之影響。而因國內淨水場之用地取得困難,為達到最好之土地使用效率,於增設生物濾床處理設備時,在操作上須考量不同 EBCT 之需求,本研究採用之 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘。生物濾床進出流水之水質分析項目包括: pH、DO、Turbidity、NH₃-N、NO₂-N、NO₃-N、NPDOC、THMFP、Break point Chlorine Demand、及 UV₂₅₄ 等。

4.2.1 生物濾床設備對氮系污染物之去除性能評估

將不同曝氣反沖洗模式時，各種 EBCT 下之生物濾床設備出流水之氨氮 (ammonia nitrogen, $\text{NH}_3\text{-N}$)、亞硝酸氮 (nitrite nitrogen, $\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸氮 (nitrate nitrogen, $\text{NO}_3\text{-N}$) 濃度平均值繪製成圖 4.3 (a) 及 (b)，其中 T_1 、 T_2 、 T_3 、 T_4 ，分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘，n 值則代表採取之水樣數。

圖 4.3 (a) 為生物濾床採無曝氣反沖洗操作模式下之結果，其原水之 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之平均濃度為 3.0 mg/L，而 $\text{NO}_2\text{-N}$ 與 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之平均濃度分別為 0.54 mg/L 與 1.37 mg/L，當原水經 EBCT 為 T_1 處理後，圖 4.3 (a) 顯示 $\text{NH}_3\text{-N}$ 由 2.98 mg/L 降至 1.22 mg/L，去除率為 59%，當 EBCT 延長為 T_2 時，出流水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均濃度為 0.31 mg/L， $\text{NH}_3\text{-N}$ 之平均去除率提高為 90%，當 EBCT 分別再延長為 T_3 、 T_4 分鐘時，出流水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均濃度分別降至 0.13 及 0.11 mg/L， $\text{NH}_3\text{-N}$ 之平均去除率分別提高到 96% 與 97%，可謂 $\text{NH}_3\text{-N}$ 完全被去除。當生物濾床之 EBCT 達 T_3 、 T_4 分鐘時，出流水中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 降至 0.03 mg/L 以下；而當生物濾床之 EBCT 達 T_4 時，出流水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之平均濃度則升高至 4.8 mg/L，顯示生物濾床之硝化作用相當良好。

圖 4.3 (b) 為生物濾床採曝氣反沖洗操作模式下之結果，其原水之 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之平均濃度為 3.1 mg/L， $\text{NO}_2\text{-N}$ 與 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之平均濃度分別為 0.3 mg/L 與 1.6 mg/L，圖 4.3 (b) 顯示，當原水經 EBCT 為 T_1 處理後，出流水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 降至 0.20 mg/L，去除率為 94%，當 EBCT 延長為 T_2 ，生物濾床即可將 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之平均濃度降至 0.2 mg/L 以下，去除率維持 94%，當 EBCT 分別延長為 T_3 、 T_4 後，出流水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 分別降至 0.14、0.15 mg/L，去除率再提高到 96%。當生物濾床之 EBCT 達 T_3 、 T_4 分鐘時，出流水中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 降至 0.03 mg/L 以下，可謂完全被去除，而當生物濾床之 EBCT 達 T_4 時，出流水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 之平均濃度則升高至 4.6 mg/L，顯示生物濾床之硝化作用也是相當良好。

檢討二種操作模式對 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之去除效能，採用無曝氣反沖洗操作之生物濾床，其 EBCT 必須在 30 分鐘才能使出流水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 小於 0.3 mg/L，而採用曝氣反沖洗操作模式，生物濾床在 EBCT 為 15 分鐘時，即可使出流水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 小於 0.3 mg/L。但此兩種操作模式之生物濾床，即使 EBCT 延長至 30 分鐘以上，對 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之去除並無進一步之效益，而 EBCT 延長至 60 分鐘，其出流水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 濃度偶而可低於 0.1 mg/L，但就整體平均值而言，仍不易達到小於 0.1 mg/L 之目標。

由以上數據顯示，採用曝氣反沖洗操作模式對 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之去除效率，優於採無曝氣反沖洗操作模式，其主要原因可能在無曝氣反沖洗之生物濾床中，因無機顆粒與微生物累積於生物濾床中，產生空間競爭，致使反應槽中微生物量減少，導致生物濾床去除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 功能降低。

本項研究之生物濾床，採用高孔隙率之 PU 泡綿為載體，在採用不同操作模式下，於 EBCT 30 分鐘內，均可達到 90% 的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率，此生物濾床處理系統對 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之去除功能，與相關文獻提過之處理效能相當，甚至超過 (Takasaki *et al.*, 1990; Matsumoto *et al.*, 1992; Nohara *et al.*, 1995; 鄭, 1997)，在此生物濾床處理系統中， $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 幾乎可被完全去除，並轉換成 $\text{NO}_3\text{-N}$ 。



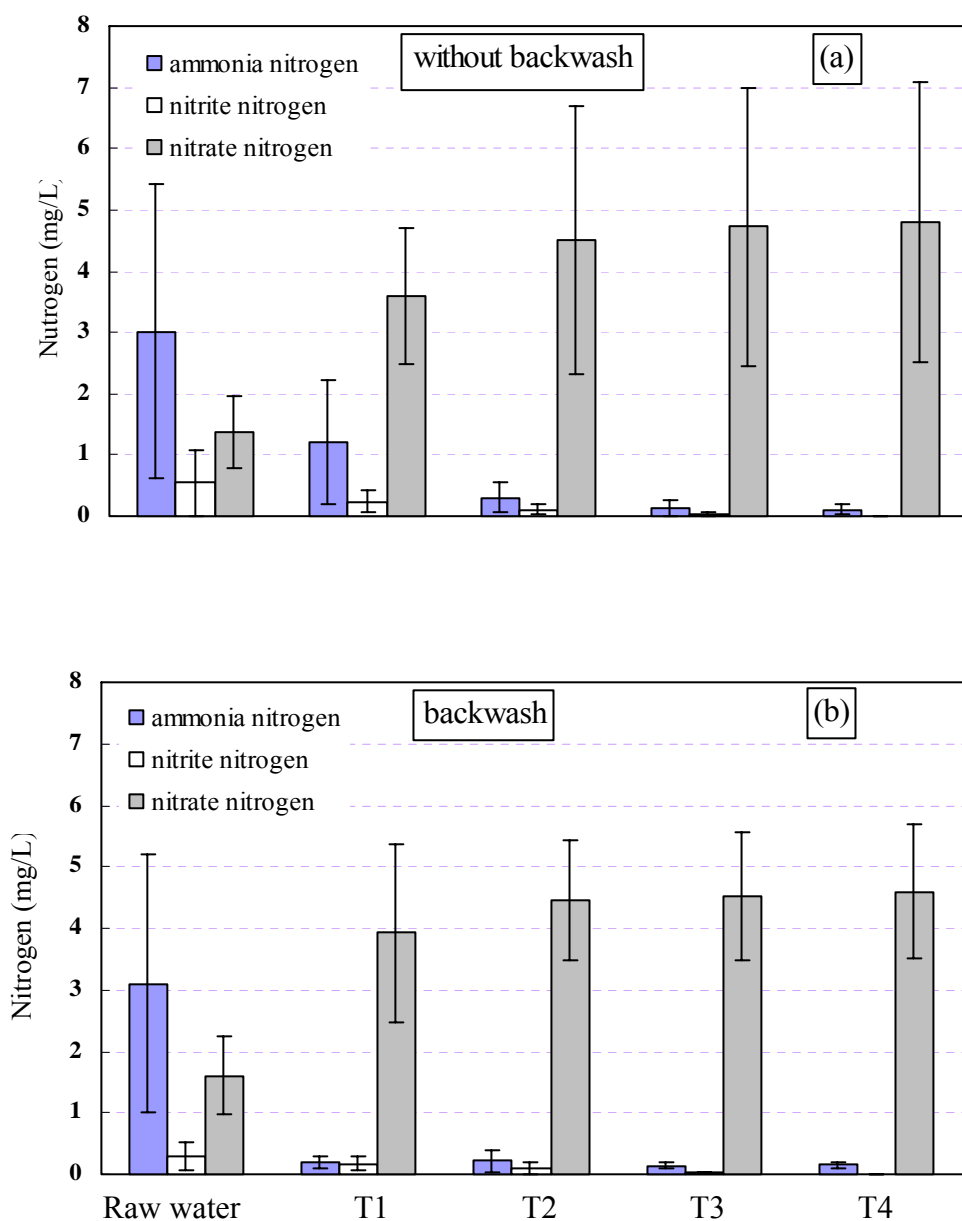


圖 4.3 生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式，在 T₁、T₂、T₃、T₄ 分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下，NH₃-N、NO₂-N、NO₃-N 含量變遷情形 (a) 無曝氣反沖洗操作(n=13) (b) 有曝氣反沖洗操作(n=10)

4.2.2 生物濾床對有機污染物之去除性能評估

原水之 UV_{254} 吸光值及其 SUVA 值，常被用來描述水中有機物之特性，而 UV_{254} 則被用來當成腐植酸之替代參數，將不同試驗階段原水，導入生物濾床處理，採取有無曝氣反沖洗操作模式及四種不同 EBCT 下，其出流水 UV_{254} 及 SUVA 值之平均去除率，繪製於圖 4.4(a) 及(b)，其中 T_1 、 T_2 、 T_3 、 T_4 ，分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘。

圖 4.4 (a) 為在無曝氣反沖洗操作模式下， UV_{254} 與 SUVA 值於不同 EBCT 之平均去除率變化，在 EBCT 為 T_1 時， UV_{254} 之去除率為 7%，但 SUVA 值卻反向增加 10.8%，即去除率為負 10.8%。而後隨 EBCT 之延長， UV_{254} 之去除率有緩慢增加趨勢，EBCT 為 T_4 時，其去除率提高至 11%，而 SUVA 值之去除率為負 18.9%，表示生物濾床處理後，水中之有機物其 SUVA 值提高，顯示 DOC 之去除率高於 UV_{254} 之去除率。Edzwald *et al.* (1999) 研究指出，具高 SUVA 值之水體，以混凝程序去除有機物時，可獲得較高之去除效率，本研究之原水經生物濾床處理後，其 SUVA 值從 2.06 L/mg-m 提高至 2.48 L/mg-m，據此推論，原水經過生物濾床處理後，應有助於提昇後續混凝去除有機物之效率。

圖 4.4 (b) 為生物濾床採取曝氣反沖洗操作模式下，其 UV_{254} 與 SUVA 值於不同 EBCT 之平均去除率變化，兩者之變化趨勢與圖 4.4 (a) 相同，但生物濾床以曝氣反沖洗模式操作時，其在不同 EBCT 下之 UV_{254} 去除率及 SUVA 值增加率均高於採取無曝氣反沖洗操作模式，而當 EBCT 為 T_4 時， UV_{254} 之去除率提高一倍達 20.6%，而其 SUVA 值則提高至 16.4%，即去除率為負 16.4%。



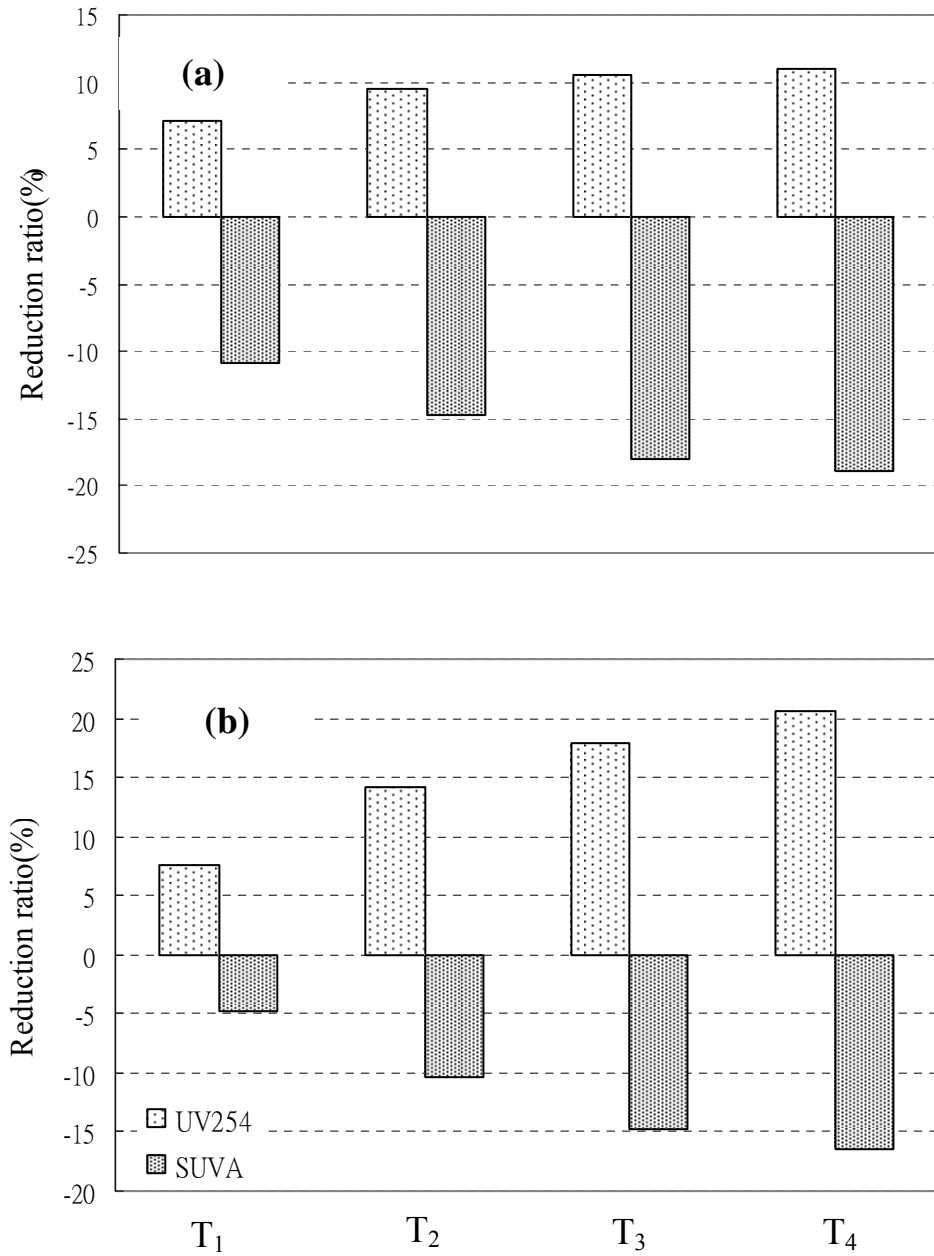


圖 4.4 生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式，在 T₁、T₂、T₃、T₄ 分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下，UV₂₅₄ 及 SUVA 值去除率變動情形(a)無曝氣反沖洗操作 (b) 有曝氣反沖洗操作

圖 4.5 (a) 及 (b) 顯示不同試驗階段原水，在生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式、四種 EBCT 下，各生物濾床設備出流水之 DOC 濃度平均值。圖 4.5 (a) 採無曝氣反沖洗模式操作，圖 4.5 (b) 採有曝氣反沖洗模式操作，其中 T_1 、 T_2 、 T_3 、 T_4 分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘，n 值代表採取之水樣數。

圖 4.5 顯示，四種 EBCT 下之生物濾床設備出流水中 DOC 量，在實施兩種不同操作模式時，產生相當之差異，圖 4.5 (a) 顯示，生物濾床採無曝氣反沖洗模式操作結果，原水 DOC 濃度平均值為 4.9 mg/L，經生物濾床在 EBCT 為 T_1 、 T_2 、 T_3 及 T_4 處理後，出流水之 DOC 平均值分別為 4.2、3.9、3.7 及 3.6 mg/L，其 DOC 平均去除率分別為 18、21、25 及 27%。而圖 4.5 (b) 顯示，生物濾床採曝氣反沖洗模式操作結果，原水 DOC 濃度平均值為 4.8 mg/L，經生物濾床在 EBCT 為 T_1 、 T_2 、 T_3 及 T_4 處理後，出流水之 DOC 平均值分別為 4.6、3.9、3.6 及 3.5 mg/L，其 DOC 平均去除率分別為 12、20、25 及 26 %。

從圖 4.5 發現，當生物濾床採取無曝氣反沖洗操作，在 EBCT 為 T_1 時，其出流水之 DOC 平均值從 4.9 mg/L 減少至 4.2 mg/L，去除率為 18 %。而當生物濾床採曝氣反洗操作，在 EBCT 為 T_1 時，其出流水之 DOC 平均值從 4.8 mg/L 減少至 4.6 mg/L，去除率則僅 12%，可

明顯看到在較短之 EBCT (如 15 分鐘) 下，若採取無曝氣反沖洗操作模式，其 DOC 之去除率將高於採曝氣反沖洗操作模式，但當 EBCT 延長至 30 分鐘以上，兩種操作模式之 DOC 去除率差異不大，此結果恰與圖 4.3 生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式，在不同 EBCT 下，氮系污染物含量變遷情形相反。

從圖 4.3 及圖 4.5 可知，在兩種操作模式比較下，生物濾床對氨氮及有機物之處理能力，明顯受到生物濾床設備反沖洗操作模式及 EBCT 長短之影響。例如以氨氮之去除而言，若採取曝氣反沖洗操作模式搭配較短之 EBCT，將可獲得較高之氨氮去除率，但如採取無曝氣反沖洗操作模式時，就須延長 EBCT 以獲得相當之氨氮去除率。相反的，若採取無曝氣反沖洗操作模式，則須搭配較短之 EBCT，以獲得較佳之 DOC 去除率。

雖然不論何種操作模式，延長 EBCT 均可提高 DOC 去除率，但由於 EBCT 之長短將直接影響生物濾床設備之建造尺寸，因此應先確定預計處理之污染物質 (氮系污染物或有機物)，係以何者為主要去除標的，以評估選擇合宜之操作模式後進行規劃設計。

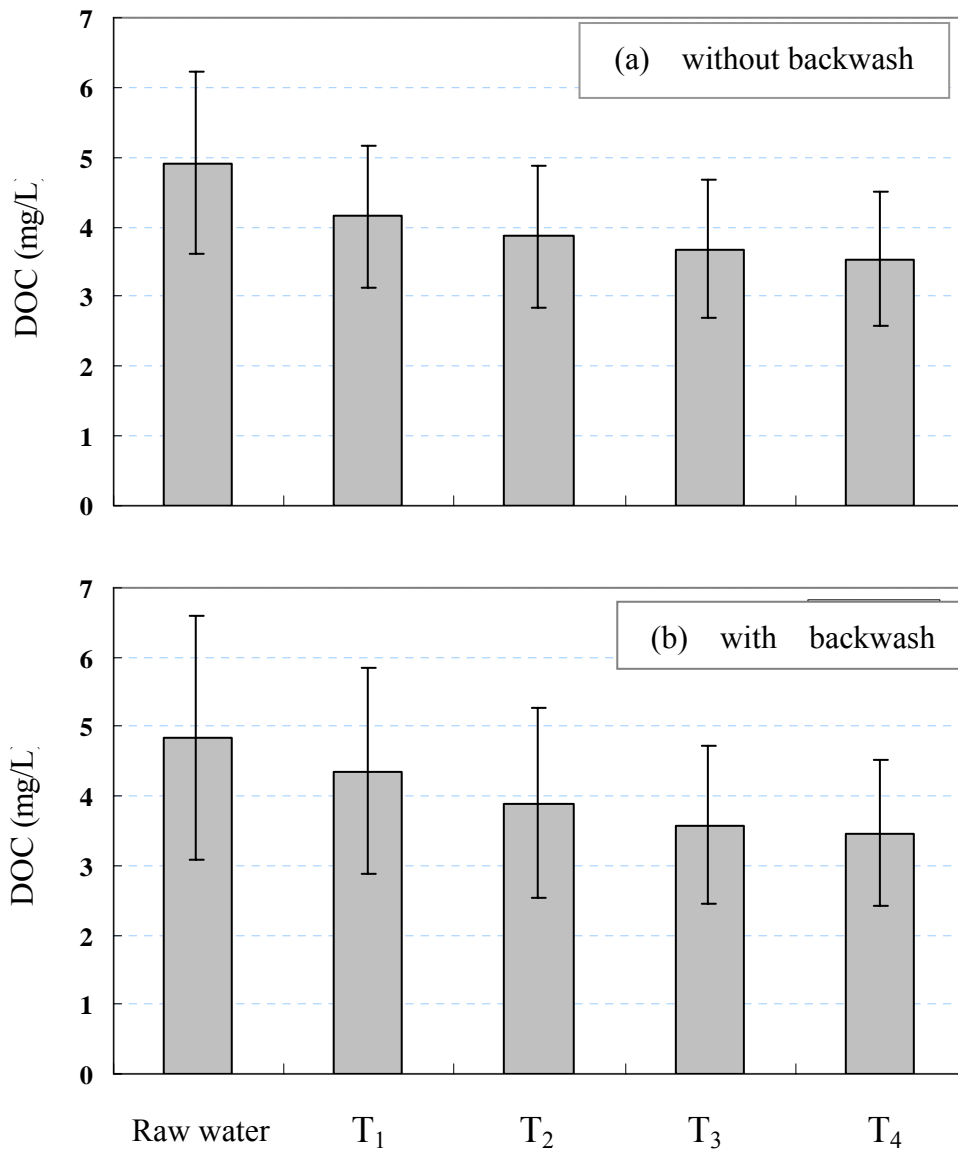


圖 4.5 生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作模式，在 T₁、T₂、T₃、T₄ 分別代表 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下，出流水 DOC 濃度差異情形 (a) 無曝氣反洗操作模式 (n=23) (b) 有曝氣反洗操作模式 (n=15)

4.2.3 原水經生物濾床處理前後需氯量與 THMFP 變化

當自來水淨水場取用之水源受到有機污染時，傳統之淨水程序，係以加氯的方式進行前處理，但卻容易產生致癌性之三鹵甲烷物質，因而使用戶對於飲用水安全產生疑慮。生物濾床處理技術如被用於自來水原水之前處理，將可取代前加氯程序，有效去除水中氨氮與有機污染物，減少需氯量，提高水質安全性。本研究以折點加氯法 (breakpoint chlorination)，探討原水經生物濾床處理前後其需氯量與 THMFP 之變化，以了解生物濾床去除有機物之處理效益。

首先進行原水及生物濾床出流水之 DOC 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量分析，原水之 DOC 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 各為 4.6 mg/L 及 4.1 mg/L，經過生物濾床 EBCT 30 分鐘及 EBCT 60 分鐘處理後，其出流水 DOC 各為 3.46 mg/L 及 3.04 mg/L，而其出流水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均低於 0.1 mg/L。

於原水及生物濾床出流水中加入次氯酸鈉做為折點加氯量來源，經過 1 小時反應時間後，參照美國 Standard Method 5710 (1998) 所示標準方法分析 TTHMs 量，其各種加氯量與 TTHMs 生成量之關係如圖 4.6 所示，原水之折點加氯量約在 40.2 mg/L，但 EBCT 30 分鐘及 EBCT 60 分鐘之生物濾床出流水，則未見到折點加氯點產生。

圖 4.6 顯示，生物濾床出流水之 TTHMs 生成量，隨著次氯酸鈉加氯量之提高而迅速增加，當 EBCT 30 分鐘及 EBCT 60 分鐘之生物濾床出流水加氯量，分別提高至 150 mg/L 及 40 mg/L 時，其 TTHMs 生成量逐漸趨於穩定。

對原水而言，在折點加氯點產生前，雖然水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 會先與所加入之氯反應產生氯氨，但 TTHMs 仍然產生，此與 Edzwald *et al.* (1990) 研究結果相似，直到加氯量為 200 mg/L 時，TTHMs 生成量方達穩定值，最後分別得到原水及生物濾床 EBCT 30 分鐘、EBCT 60 分鐘出流水之 TTHMs 各為 460、340 及 240 $\mu\text{g/L}$ ，此結果很清楚的指出，原水經生物濾床前處理後可有效減少 TTHMs 之生成，且其減少量隨著 EBCT 延長而增加。



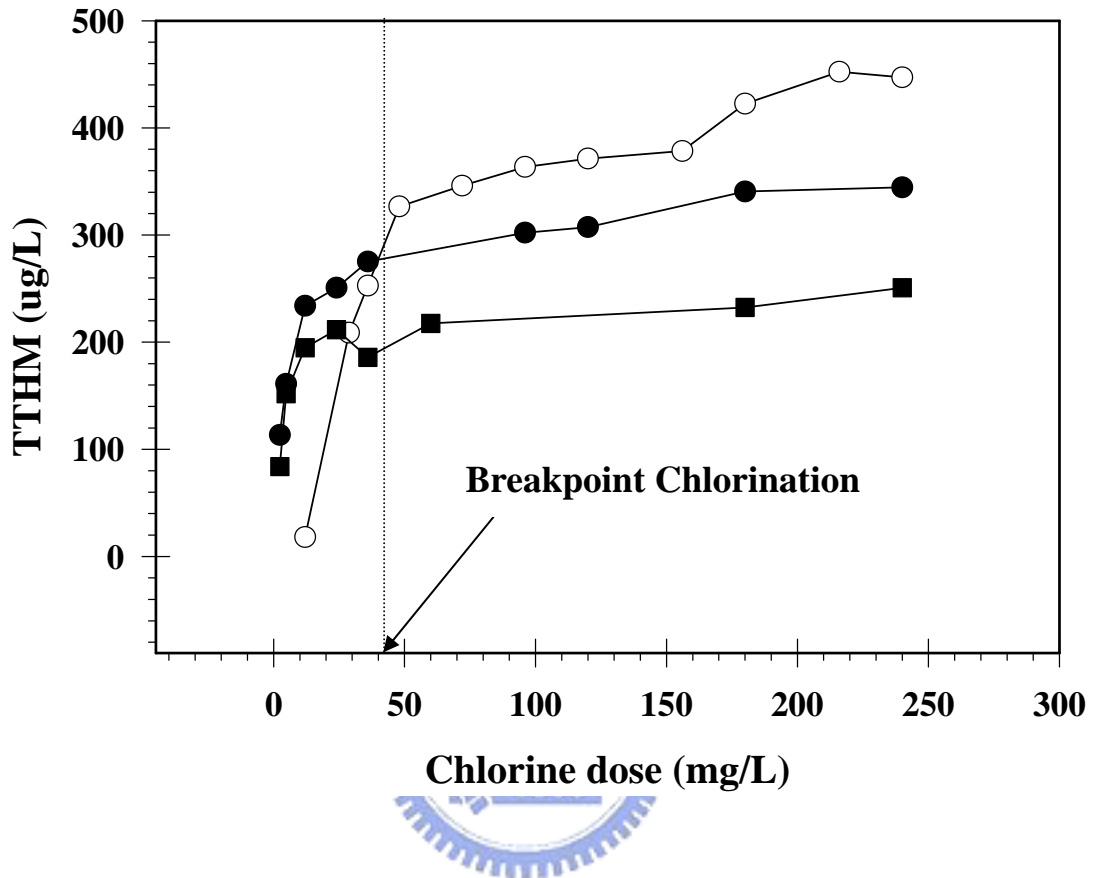


圖 4.6 原水及生物濾床出流水之加氯量與 TTHMs 生成量關係

- 原水: $\text{DOC} = 4.61 \text{ mg/L}$, $[\text{NH}_3\text{-N}] = 4.12 \text{ mg/L}$
- 生物濾床 EBCT 30 min: $\text{DOC} = 3.46 \text{ mg/L}$, $[\text{NH}_3\text{-N}] = \text{ND}$
- 生物濾床 EBCT 60 min; $\text{DOC} = 3.04 \text{ mg/L}$, $[\text{NH}_3\text{-N}] = \text{ND}$

4.2.4 生物濾床中生物質量的量測

欲使生物濾床發揮處理 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、DOC 等有機污染物功能，必須有良好的生物活性，本研究採用磷脂法，進行生物濾床內之生物質量測定，將有無曝氣反沖洗操作模式及 EBCT 各為 15、30、45、60 分鐘時，各生物濾床累積之生物質量繪製於圖 4.7。

圖 4.7 所顯示之累積生物質量，與反沖洗之模式相吻合，採取無曝氣反沖洗操作模式時，因不進行任何反沖洗操作，微生物未經大量空氣沖刷，故累積最大量之生物質量於生物濾床中，且生物累積量隨著 EBCT 延長而增加，此結果顯示，生物濾床中之生物累積量，可藉由 EBCT 之延長時間及是否實施曝氣反沖洗操作而予控制。

於圖 4.3 中，當生物濾床採取曝氣反沖洗模式操作，而 EBCT 為 15 分鐘時其 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之去除效率最高，由圖 4.7 可知，EBCT 為 15 分鐘時，採無曝氣反沖洗模式操作所累積之生物質量為 6.0 g，採有曝氣反沖洗模式操作所累積之生物質量為 2.8 g，因為曝氣反沖洗操作對生物濾床內之生物不具選擇性，因此可合理推測，相同比例之異營菌及硝化菌被保留在生物濾床內，所以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 之去除不宜被解釋為僅僅是生物濾床內累積之生物量所為。

一個生物處理系統之效能主要係由微生物活性、生物質量及質能傳送等因素所決定，由於本研究之生物濾床操作環境（pH 及水溫）維持穩定，因此 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除量之差異，可能是質能傳送效率所產生。有學者研究提出多物種生物膜之空間競爭模式指出，成層化結構影響基質傳送及空間競爭（Rittmann & Manem,1992；Zhang & Bishop,1995），所以採取無曝氣反沖洗模式操作，雖累積較高之生物質量，但相對使生物負荷降低而減少生物活性，再者硝化菌（ $\text{NH}_3\text{-N}$ 氧化菌）之增殖率僅是一般異營菌（DOC 氧化菌）之 10^{-4} 或 10^{-5} 倍，故生物濾床如未進行曝氣反沖洗，則生物濾床容易累積無機顆粒與異營細菌，對硝化菌產生空間排擠作用，而降低硝化菌之氧化能力。



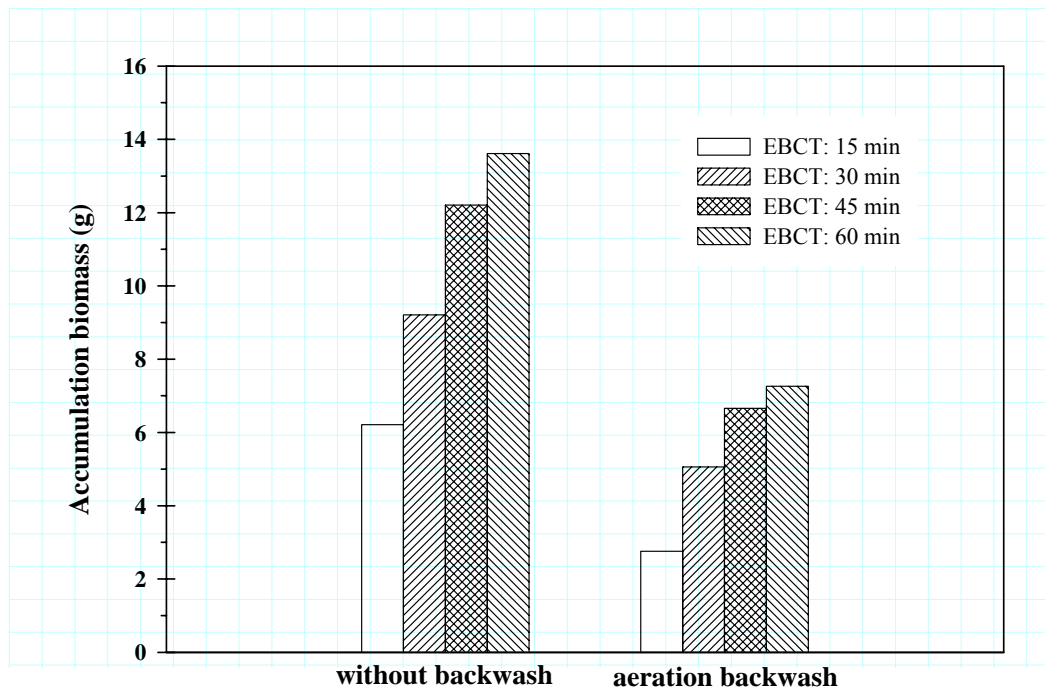


圖 4.7 生物濾床採取有無曝氣反沖洗操作，在 EBCT 為 15、30、45、60 分鐘下，操作模式與所累積生物質量差異情形

4.3 生物濾床前處理對後續混凝去除效能評估

採用生物濾床替代前加氯單元以做為受有機物污染原水之前處理，其目的在於去除水中之氨氮與有機物。本研究之原水經生物濾床處理後，氨氮之去除效率達 95% 以上，DOC 之去除效率接近 30%，但其出流水仍需進行傳統之快混、膠凝、沉澱、過濾等處理程序。為探討原水經生物濾床處理對後續混凝去除濁度及有機物效能差異，因此以瓶杯試驗法進行評估，原水之初始 pH 為 8.3，濁度為 6.7 NTU，DOC 為 5.5 mg/L，經生物濾床處理後，出流水 pH 為 8.2，濁度降為 5.4 NTU，DOC 降為 4.4 mg/L，使用之混凝劑為硫酸鋁，pH 控制在 6~6.5，採快混轉速 200 rpm (G 值為 315 sec^{-1})、攪拌 3 min，然後慢混轉速 30 rpm、攪拌 20 min (Gt 值為 41,400)，沉澱 24 分鐘後，進行採樣，測定上澄液濁度及 DOC，實驗所得結果，繪製成圖 4.8 及圖 4.9。

圖 4.8 顯示，原水在硫酸鋁劑量分別為 0、0.2、1.5、2.7、5.5、6.5 mg/L as Al 下進行混凝，經沉澱 24 分鐘後，其殘餘濁度依上述之混凝劑量順序，由 6.7 NTU 逐漸下降至 1.4 NTU 而後再升高至 3.9 NTU，最低殘餘濁度 1.4 NTU 時之硫酸鋁劑量為 2.7 mg/L as Al，而圖 4.9 顯

示，其殘餘 DOC 依上述之混凝劑量順序，由 5.5 mg/L 逐漸下降至最低為 2.7 mg/L，此時硫酸鋁劑量為 5.5 及 6.5 mg/L as Al，顯示顯示原水混凝產生最低殘餘濁度與最低殘餘 DOC 之最佳混凝劑量並不相同。因此，若混凝之目的在於獲得最高之有機物去除效率時，殘餘濁度可能會因過量加混凝劑，致電性逆轉而微幅升高。

而圖 4.8 也顯示生物濾床出流水混凝劑量依序為 0、0.2、1.5、2.7 及 5.5 mg/L as Al，沉澱後殘餘濁度依上述之混凝劑量順序，由 5.4 NTU 逐漸下降至 1.7 NTU 而後再升高至 1.8 NTU，最低殘餘濁度 1.7 NTU 時之硫酸鋁劑量為 2.2 mg/L as Al，而圖 4.9 也顯示其殘餘 DOC 依上述之混凝劑量順序，由 4.4 mg/L 逐漸下降至最低 1.9 mg/L 而後再微幅升高至 2.0mg/L，最低殘餘 DOC 時之硫酸鋁劑量亦為 2.2 mg/L as Al，此可知生物濾床出流水之硫酸鋁最佳混凝劑量，可同時兼及濁度及 DOC 之去除。

從去除濁度而言，比較原水與生物濾床出流水，兩者在最低混沉後之濁度 1.4 NTU 及 1.7 NTU 時之混凝劑量分別為 2.7 mg/L 及 2.2 mg/L，兩者相差不大，但從去除 DOC 而言，比較兩者在最低混沉後之 DOC 2.7 mg/L 及 1.9 mg/L 時之混凝劑量分別為 5.5 mg/L 及 2.2 mg/L，差異則甚大，這主要係導因原水經生物濾床處理後，會提高水

中之 SUVA 值，如圖 4.4 所示。原水中之 SUVA，經生物濾床處理後，出流水之 SUVA 值會升高，依據 Edzwald, *et al.* (1999) 之研究結論，水體中含較高之 SUVA 值時，以混凝沉澱去除有機物可獲得較高之去除效率，顯示原水經生物處理後再進行混凝，除可獲得部分 DOC 被生物去除效益外，也可同時提高生物濾床出流水之 DOC 及濁度去除率，此可證明生物濾床前處理可提升後續混凝程序對有機物及濁度之去除效率。



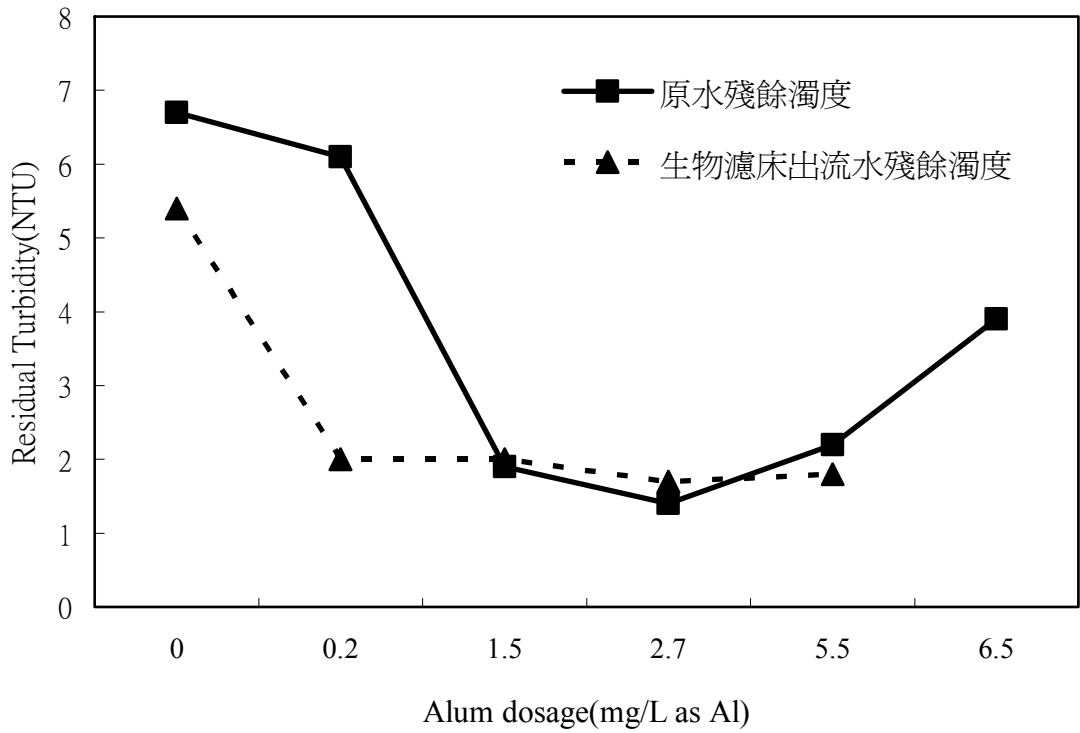


圖 4.8 原水及經生物濾床前處理後出流水分別進行混凝之硫酸鋁劑量與殘餘濁度之關係及兩者混凝結果差異情形

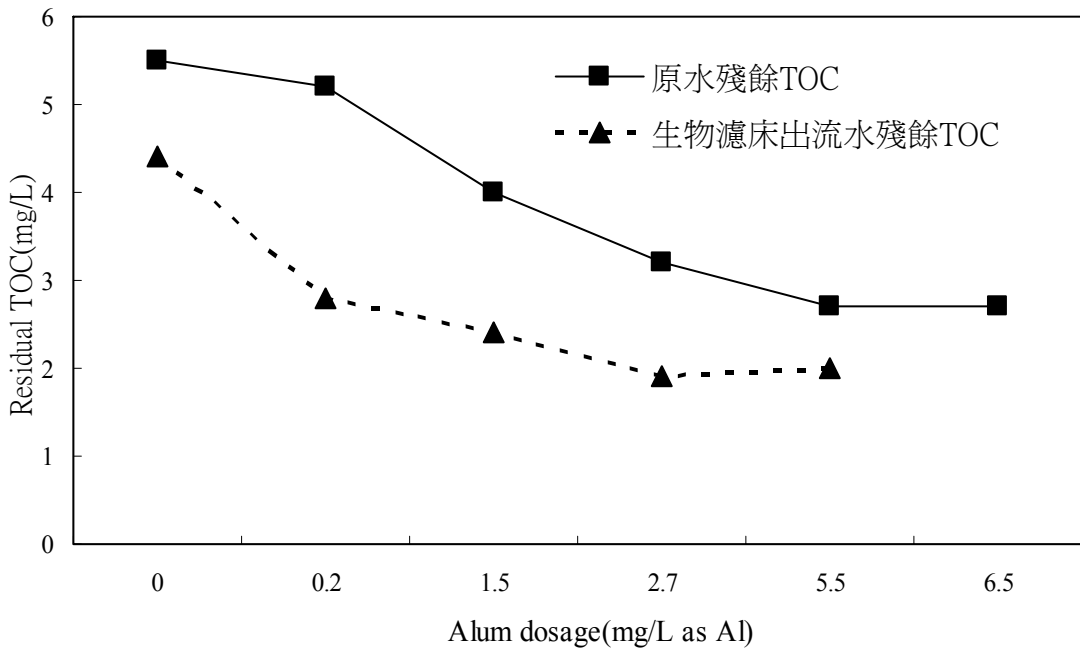


圖 4.9 原水及經生物濾床前處理後出流水分別進行混凝之硫酸鋁劑量與殘餘 DOC 之關係及兩者混凝結果差異情形

第五章 污泥毯澄清池去除有機物效能評估

本研究除探討淨水場增設生物濾床前處理設備來改善原水水質之可行性外，也考量搭配未來增設高速膠凝沉澱設備以節省用地需求。表 4.1 顯示急水溪原水水質變化差異甚大，為充分掌握污泥毯澄清池去除有機物效能及影響因素，所以本部份之研究，改採人工原水方式配製，以模擬水中含有有機物狀況，減少研究時面臨之水質變異因數過大問題。



5.1 人工原水混凝特性

Miller *et al.* (1966) 指出污泥毯去除機制與傳統混沉操作不同，故污泥毯對濁度去除之最佳加藥劑量，視操作情況而定，不能單以瓶杯試驗決定。擁有污泥毯處理專利技術之法國 Degremont 公司在 1991 年出版之“Water Treatment Handbook”，係根據污泥凝聚力實驗，評估污泥毯混凝劑種類及加藥劑量。該實驗乃取固定體積之膠羽於量筒中，於 1 分鐘內注入等量的水，利用污泥間凝聚力越強，注入水後膨脹速度愈慢的原理，計算出污泥凝聚係數 K ，沉降性佳的污泥凝聚係數可達 0.8~1.2，較易碎、較輕且較稀的污泥凝聚係數值小於 0.3，藉

以選擇混凝劑種類及加藥劑量。因為於 1 分鐘內將上澄液倒入量筒中之人為影響因子太大，故本研究污泥毯之起始最佳加藥劑量，仍依據傳統瓶杯試驗結果來決定。

5.1.1 人工原水不含有機物之混凝特性

本研究首先進行不含有機物之人工原水來進行混凝實驗，實驗條件為水廠原水常見之中等濁度 100 NTU，pH 控制在 6.8 ± 0.2 ，比導電度控制在 $300 \pm 50 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、溫度 23 ± 1 ，鹼度為 100 mg/L (as CaCO_3)，轉速為 200 rpm ($G=500\text{s}^{-1}$)快混 1 分鐘後，改以轉速 30 rpm ($G=25\text{s}^{-1}$)慢混 20 分鐘，之後在沉降 20 分鐘時取其上澄液，進行濁度分析。使用硫酸鋁混凝劑，加藥量分別為 0、0.5、1.0、1.5、2.0、3.0、4.0、6.0、8.0 mg/L，其試驗結果，列於圖 5.1。可見當硫酸鋁劑量達 2 mg/L 時，沉澱水濁度降至 5 NTU，可達最佳之去除效果，推測此時其主要混凝機制為電性中和。超過此劑量後，從圖 2.4 硫酸鋁混凝機制區域 (Amirtharajah & Mills, 1982) 研判，可能因電性逆轉使沉澱水顆粒進入再穩定區致濁度又上揚，直到硫酸鋁劑量達 6 mg/L 時，沉澱水濁度最高至 30NTU，硫酸鋁劑量加至 8 mg/L 時沉澱水濁度開始下降至 22 NTU，顯示此時之混凝機制可能為「沉澱網除」(Sweep coagulation)。

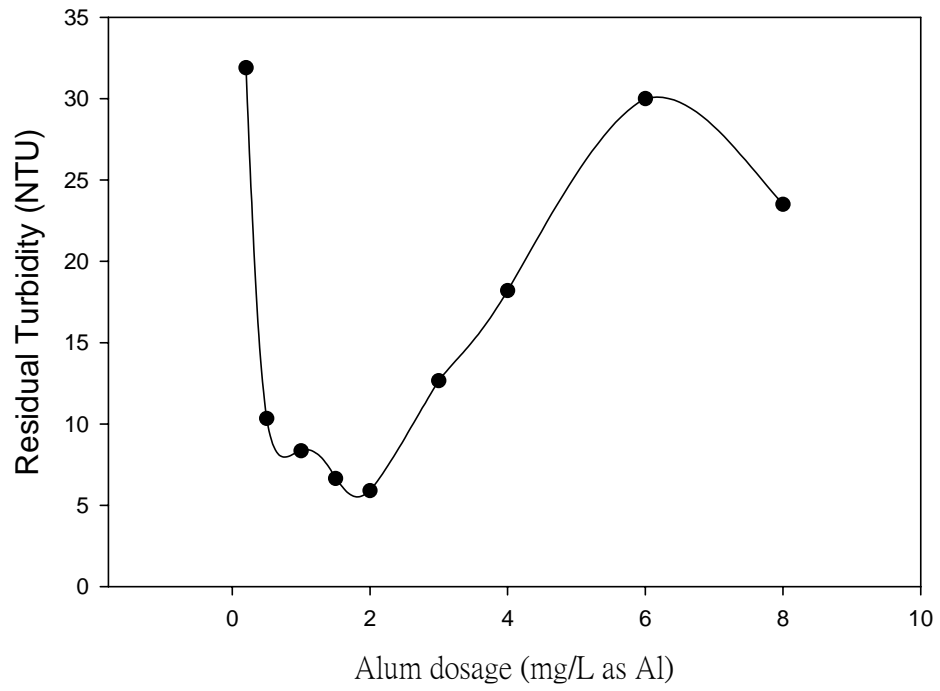


圖 5.1 人工原水在不含有機物情形下進行混凝之硫酸鋁加藥
鋁劑量與殘餘 DOC 之關係及兩者混凝結果差異情形



5.1.2 人工原水含有機物之混凝特性

一般未受污染的水體，其溶解性有機物含量並不高，以河水為例平均約 5 mg/L (Thurman, 1985)，而 Andrew & Huck (1993) 研究指出，未受人為污染之水體以腐植酸及黃酸佔大部份，國內烏山頭水庫原水經調查其平均非氣提有機物 (NPDOC) 含量約 1-2 mg/L，為一受輕度污染水源，而鳳山水庫原水其平均非氣提有機物 (NPDOC) 含量平均約 2.5-4 mg/L (Huang, 1991)，而寶山及明德水庫總有機碳 (TOC) 含量平均約 3.5-4 mg/L (陳, 1993)。

所以為模擬含不同有機物濃度之國內常見水體，配製中等濁度 50 NTU 人工原水，原水中內含 TOC 0.443 mg/L，分別加入 HA 使 TOC 濃度為 1.02、2.14、3.45 mg/L，及加入 SA 使 TOC 濃度為 1.58、2.18、3.54 mg/L，以瓶杯試驗找出符合各有機物濃度下之混凝最佳加藥劑量，其瓶杯試驗操作程序同 5.1.1 所述，惟僅在沉澱 20 分鐘時取其上澄液，進行分析，硫酸鋁加藥量分別為 0、0.5、1.0、2.0、3.0、4.0、5.0 及 6.0 mg/L (as Al)，並取沉澱後膠羽量測其界達電位。

圖 5.2 為原水含三種 HA 不同濃度進行混凝之瓶杯試驗結果，可知 HA 濃度為 1.02、2.14 mg/L 時，其濁度最低至 9 NTU 時之最佳硫酸鋁加藥量為 3.0 mg/L，超過此劑量後，可能因電性逆轉使沉澱水濁

度又上揚，直到加藥量為 4 及 5 mg/L 後，濁度可能因沉澱網除機制又下降。而 HA 濃度為 3.54 mg/L 時，其濁度最低至 14 NTU 時之最佳硫酸鋁加藥量為 4.0 mg/L，超過此劑量後沉澱水濁度又上揚，直到加藥量為 5 至 6 mg/L 後，可能產生沉澱網除效應，濁度又開始下降，但其沉澱水濁度始終高於 HA 濃度為 1.02、2.14 mg/L 之沉澱水濁度。

圖 5.3 為取上述瓶杯實驗沉澱後膠羽量測其表面界達電位之結果，可知隨著硫酸鋁加藥量增加，其膠羽表面界達電位乃隨之提高，當 HA 濃度為 1.02、2.14 mg/L，其硫酸鋁最佳加藥量 3.0 mg/L 時之膠羽表面界達電位趨於 0 mv，加藥量為 4~5 mg/L，膠羽表面界達電位上揚至 0~3 mv。而 HA 濃度為 3.54 mg/L 時之最佳硫酸鋁混凝劑加藥量為 4.0 mg/l，加藥量為 5~6 mg/L，膠羽表面界達電位上揚至 0~6 mv。

相同的，圖 5.4 為原水含三種 SA 不同濃度進行混凝之瓶杯試驗結果，可知 SA 濃度為 1.58、2.18 mg/L，其濁度最低至 5 NTU 之硫酸鋁最佳加藥量為 2.0 mg/L，超過此劑量後，沉澱水濁度又上揚，因未發生沉澱網除效應，致沉澱水濁度無法下降。而 SA 濃度為 3.54 mg/L，其濁度最低至 7 NTU 時之硫酸鋁最佳加藥量亦為 2.0 mg/L，超過此劑量後，沉澱水濁度又上揚，直到加藥量為 4 mg/L 後，產生沉澱網除

效應，濁度又開始下降，但其沉澱水濁度仍始終高於 SA 濃度為 1.58、2.18 mg/L 時。

圖 5.5 為取上述瓶杯實驗沉澱後膠羽量測其表面界達電位之結果，可知當 SA 濃度為 1.58 及 2.18 mg/L，其硫酸鋁最佳加藥量 2.0 mg/L 時之膠羽表面界達電位約達 1 mv，加藥量為 3~5 mg/L，膠羽表面界達電位上揚至 0~5 mv。而 SA 濃度為 3.54 mg/L，硫酸鋁最佳加藥量 2.0 mg/L 時之膠羽表面界達電位趨於 0 mv，加藥量為 3~5 mg/L，膠羽表面界達電位上揚至 0~5 mv。



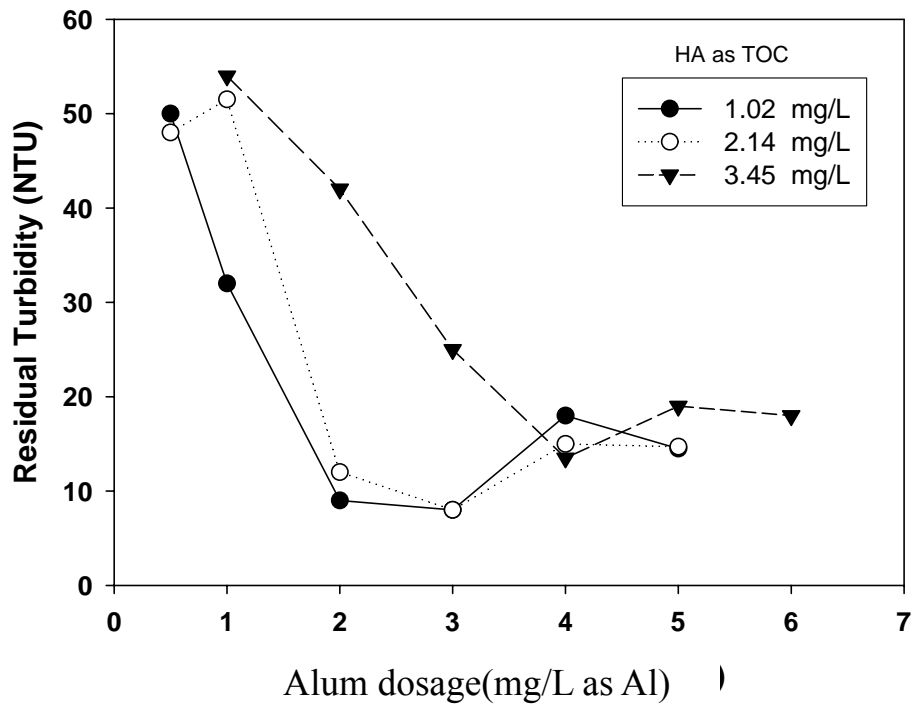


圖 5.2 人工原水在含 HA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥劑量與沉澱 20 min 後殘餘濁度關係

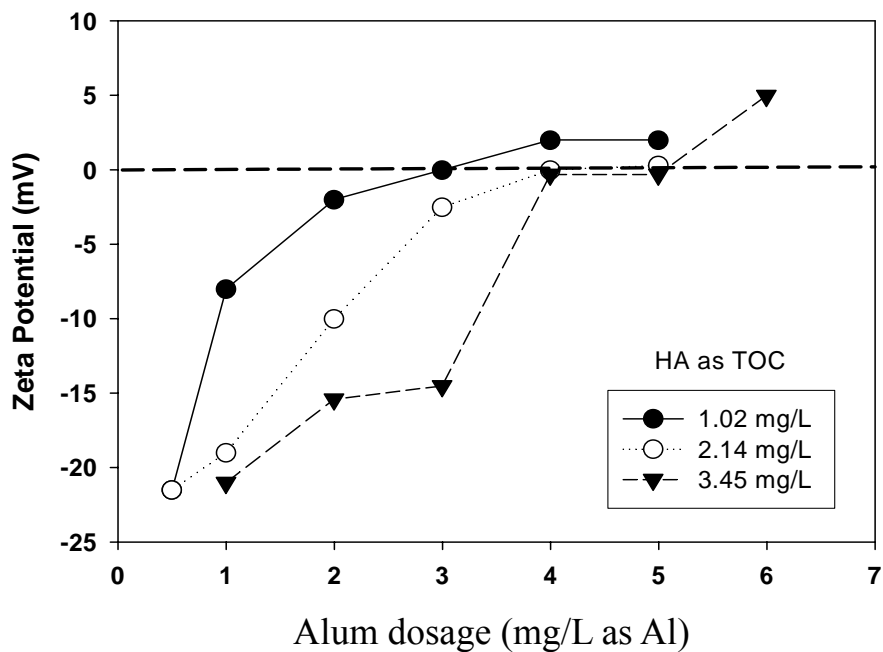


圖 5.3 人工原水在含 HA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥量與沉澱後膠羽界達電位關係

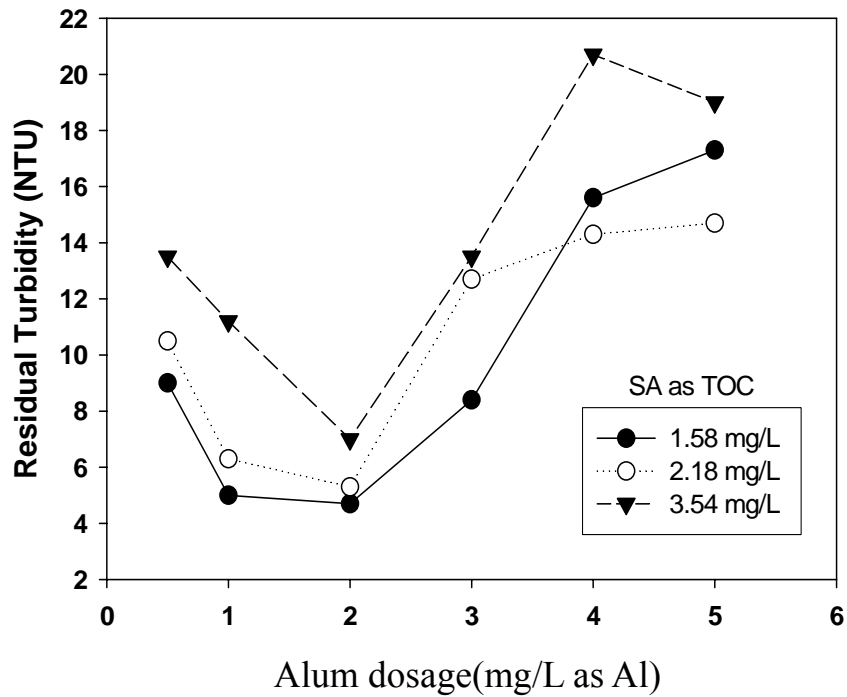


圖 5.4 人工原水在含 SA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥劑量與沉澱 20 min 後殘餘濁度關係

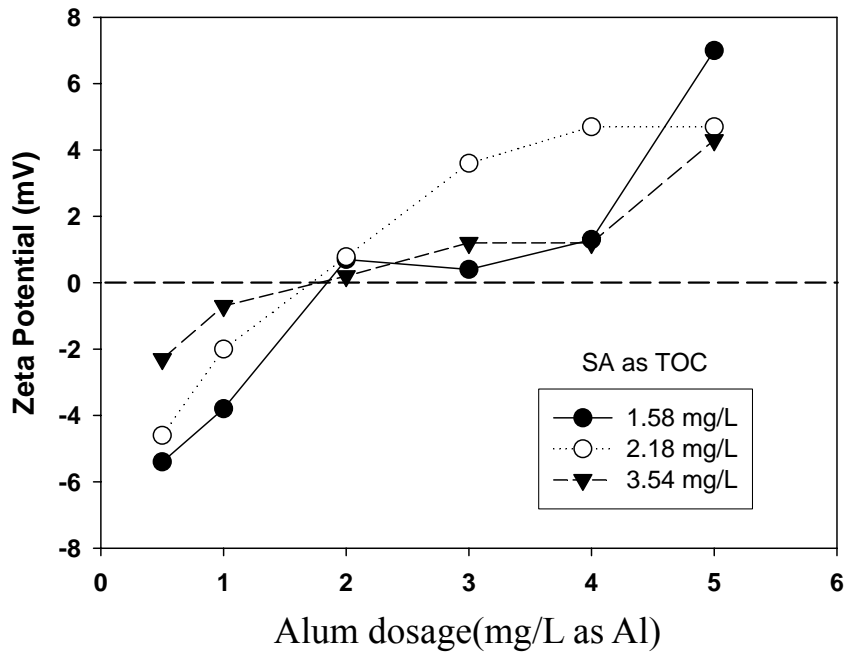


圖 5.5 人工原水在含 SA 不同 TOC 濃度情形下進行混凝之硫酸鋁加藥量與沉澱後膠羽界達電位關係

5.1.3 有機物對人工原水混沉效果之影響

由 5.1.1 及 5.1.2 之人工原水瓶杯試驗結果可發現，不含有機物之高嶺土人工原水濁度為 100 NTU，其瓶杯試驗最低混沉水濁度為 5 NTU，此時硫酸鋁最佳劑量為 2 mg/L as Al，推測其主要混凝機制為電性中和，推算平均 50NTU 之高嶺土人工原水濁度在不含有機物情形下約消耗硫酸鋁 1 mg/L(as Al)。而當高嶺土人工原水加入有機物時，參考 Lefebvre & Legube (1990) 與 van Benschoten & Edzwald (1990) 研究金屬混凝劑去除有機物時，存在化學計量關係，硫酸鋁為 0.5 mg Al/mg DOC，據以推算人工原水濁度為 50 NTU 時，在不同有機物種類及濃度下進行混凝之硫酸鋁化學計量加藥劑量與瓶杯試驗最佳加藥劑量，並將 5.1.1 及 5.1.2 之人工原水瓶杯試驗結果彙整如表 5.1。

表 5.1 顯示，HA 及 SA 在相同 TOC 濃度下，HA 混凝所需硫酸鋁最佳加藥劑量約為 SA 之 1.5 至 2 倍，且 TOC 濃度越高其差距越大，這主要是受到兩者之分子量及混凝去除機制不同所致。

表 5.1 人工原水在不同有機物種類及濃度情形下之瓶杯試驗結果

原水	不含有 機物	含 HA 量 (mg/L as TOC)			含 SA 量 (mg/L as TOC)		
		1.02	2.14	3.45	1.58	2.18	3.54
濁度 (NTU)	100				50		
硫酸鋁最佳劑量 (mg/ as Al)	2	3	3	4	2	2	2
化學計量關係推算 之硫酸鋁劑量 (mg/ as Al) [*]	2	1.5	2.1	2.7	1.8	2.1	2.8
沉澱水濁度 (NTU)	5		7.5	13	5	5.5	7.5
膠羽表面界達電位 (mv)	未量測	0	-2	-0.5	1	1	0

備註：*硫酸鋁與 DOC 之化學計量關係為 0.5 mg Al/mg DOC (Lefebvre & Legube , 1990; van Benschoten & Edzwald ,1990) 。

5.2 污泥毯設備去除有機物及濁度效能評估

本部份之研究，主要探討有機物質對於污泥毯澄清設備之泥毯生成與特性，及它對操作效能之影響。為模擬原水中大分子及小分子有機物，將不同 TOC 濃度之腐植酸及水楊酸加入人工原水中，依據 §3.3.4 所述實驗方法，由泵浦將混合後人工原水抽送進入快混槽，使用硫酸鋁為混凝劑，依據 §5.1 瓶杯試驗結果所得之 3 mg/L as Al 為加藥量，經轉速 150 rpm (G 值 200 s^{-1})、快混 1 分鐘後以重力進入圖 3.5 之上流式污泥毯模型設備底部，人工原水配製濁度約 52 ± 4 NTU，原水中內含溶解性 TOC 0.44 mg/L，腐植酸加入後水中 TOC 濃度為 1.02、2.14、3.45 mg/L，水楊酸加入後水中 TOC 濃度為 1.58、2.18、3.54 mg/L，另配製腐植酸與水楊酸以 1:1 比例混合配合而成 TOC 濃度為 3.2 mg/L 之原水，pH 控制在 6.8 ± 0.2 ，比電導度控制在 $300 \pm 50 \mu\text{scm}^{-1}$ 。

污泥毯處理負荷參照一般設計標準 (AWWA & ASCE, 2005) 採用 1.75 m/hr (42 m/day)，以污泥毯模型設備直徑 8 cm、高 150 cm 計算，水力停留時間 (Hydraulic Retention Time, HRT) 約 40 min，經快混加藥後原水進入污泥毯模型設備後，可觀察到泥毯逐漸形成，從底部倒圓錐頂圓柱部分算起，每 10 cm 設一取樣閥，研究時分別以

改變不同 TOC 濃度之腐植酸或水楊酸人工原水進流，探討其對污泥毯形成時間、污泥毯特性（泥毯結構及粒徑分佈）、污泥毯內污泥重量百分比濃度及界達電位，暨對污泥毯操作效能（污泥毯進出流水濁度、TOC 及 SUVA 值）之影響。

茲將污泥毯試驗之各種不同進流原水及其實驗操作結果，列於表 5.2，其中原水別 RW 表示該組試驗採用原水（進流濁度約 52 ± 4 NTU、TOC 為 0.44 mg/L ）。HA₁、HA₂、HA₃ 表示該組試驗採用原水加入腐植酸，使原水含 TOC 為 1.02 、 2.14 、 3.45 mg/L ，SA₁、SA₂、SA₃ 表示該組試驗採用原水加入水楊酸，使原水含 TOC 為 1.58 、 2.18 、 3.54 mg/L 。H/S 則是將腐植酸與水楊酸依照 1:1 的比例($1.65 \text{ mg/L-HA as TOC}+1.55 \text{ mg/L-SA as TOC}$)配製而成之原水溶液，其混合後原水中之 TOC 為 3.20 mg/L 。

表 5.2 原水中含不同種類及濃度之有機物進流入污泥毯對其操作效能影響試驗結果

原水別	RW ¹	HA ₁ ²	HA ₂ ²	HA ₃ ²	SA ₁ ³	SA ₂ ³	SA ₃ ³	H/S ⁴
腐植酸(mg/Las TOC)	0	1.02	2.14	3.45	0	0	0	1.56
水楊酸(mg/Las TOC)	0	0	0	0	1.58	2.18	3.54	1.55
污泥毯形成時間 (HRT)	21	17	23	33	110	99	66	50
進流 TOC(mg/L)	0.44	1.02	2.14	3.45	1.58	2.18	3.54	1.55
出流 TOC (mg/L)	0.56	0.41	0.84	0.72	0.79	1.81	3.44	1.55
TOC 去除率 (%)	-	60	61	79	50	17	3	52
進流 SUVA (L/mg-m)	-	4.70	5.27	5.01	0.38	0.33	0.42	2.79
出流 SUVA (L/mg-m)	-	1.47	2.01	3.72	0.48	0.28	0.29	0.71
出流水濁度 (NTU)	7.0	9.0	7.0	8.0	7.6	9.5	8.0	9.0

備註：1.RW 表示採用原水。

2.HA₁~HA₃ 表示採用原水加入腐植酸使 TOC 為 1.02、2.14、3.45 mg/L。

3.SA₁~SA₃ 表示採用原水加入水楊酸使含 TOC 為 1.58、2.18、3.54 mg/L。

4.H/S 則是腐植酸與水楊酸 1:1 比例配製混合後原水中之 TOC 為 3.20 mg/L。

5.2.1 污泥毯設備去除有機物效能評估

水源中有機物若未在淨水過程中被有效去除，將殘留於供水管網內與消毒時所添加之氯劑反應而生成三鹵甲烷（THMs）等消毒副產物，因此應對原水含不同有機物進流時，污泥毯設備去除有機物之效能進行了解，其結果繪製成圖 5.6 及圖 5.7。

圖 5.6 顯示污泥毯設備對於含腐植酸原水（ $HA_1 \sim HA_3$ ），有相當良好且穩定之去除效果，TOC 去除率在 60~79%，隨腐植酸濃度升高而些微提高，而圖 5.7 顯示，污泥毯進流原水之 SUVA 值也從 4.70~5.27 L/mg-m 降低到出流水之 1.47~3.72 L/mg-m。依據 SUVA 值與有機物性質的關係（Edzwald & Tobiason, 1999），顯示腐植酸原水中，有機物的組成具有疏水性與大分子量的特性，經混沉後便能有良好的去除率，而污泥毯出流水仍殘存 TOC 0.41~0.72 mg/L，從其 SUVA 值小於 2 L/mg-m 即可判斷 TOC 的組成是以小分子有機物為主，這些溶解性小分子有機物本不易於混沉單元中去除。

圖 5.6 也顯示，污泥毯對於含水楊酸原水（ $SA_1 \sim SA_3$ ）之去除效果甚差，TOC 去除率僅 50~2.8%，且隨水楊酸濃度升高而降低，出流水殘存 TOC 為 0.79~3.44 mg/L，且圖 5.7 也顯示不論進流或出流水之 SUVA 值均遠小於 2 L/mg-m。顯示親水性小分子有機物，對去除像

水楊酸一類之小分子有機物，其去除機制主要是藉由吸附及包餡

(entrapment) 作用，但水楊酸對於固體顆粒之吸附作用，若其化學鍵結力不強，則容易發生脫附。Huang & Shiu (1996) 建議採取 5 階段混凝，以提升水楊酸被包餡去除之效率，但不論是吸附或包餡機制均無法在污泥毯內發生，致水楊酸之去除率甚低，而使污泥毯出流水 TOC 偏高。而圖 5.6 及圖 5.7 中可知，如果腐植酸及水楊酸以 1:1 等比例方式混合後進流，則其 TOC 去除率為 52 %，出流水 TOC 濃度值與進流水楊酸之 TOC 值相同，出流水 SUVA 值 0.71 L/mg-m，也顯示是以小分子有機物為主。



Edzwald & Tobiason (1999) 研究也指出，大疏水性有機分子容易在傳統混凝程序中被去除，意味污泥毯難以較傳統混凝有更高之有機物去除能力。換言之，污泥毯澄清設備只是提供固/液分離之功能，至於有機物之去除，主要是靠混凝效率是否充分發揮。

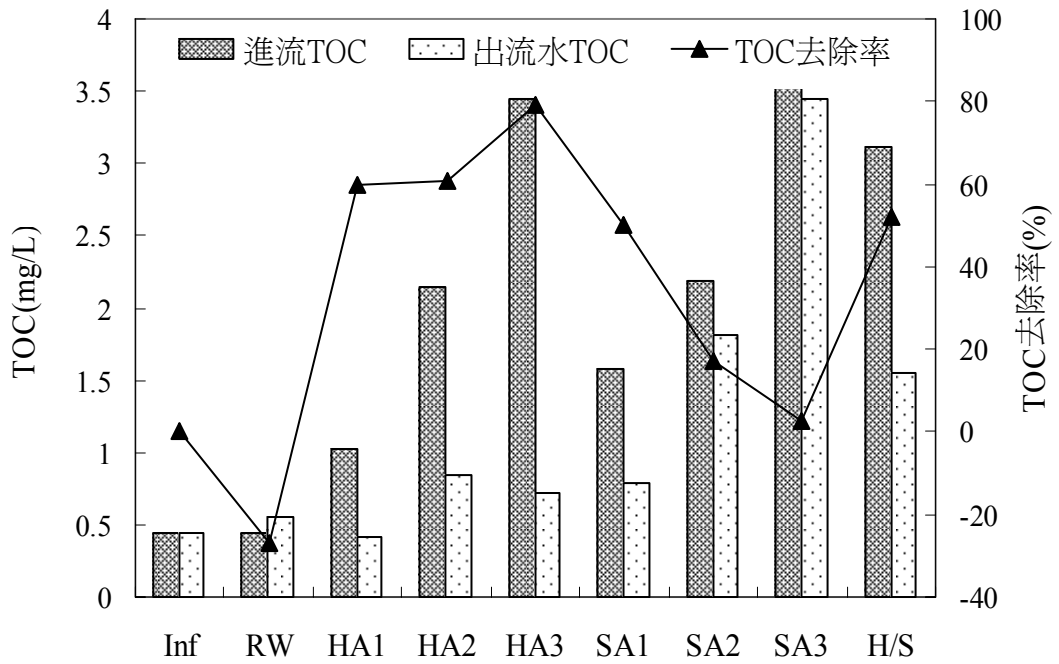


圖 5.6 原水及含不同濃度腐植酸(HA₁~HA₃)、水楊酸(SA₁~SA₃)及兩者以 1:1 混合(H/S)進入污泥毯設備處理前後之出流水 TOC 及去除率情形

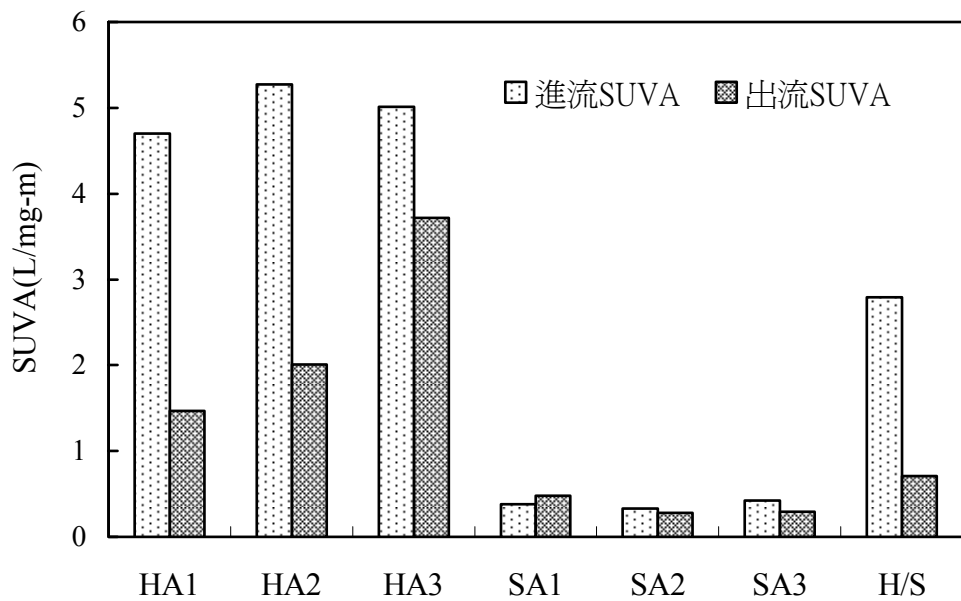


圖 5.7 原水含不同濃度腐植酸(HA₁~HA₃)、水楊酸(SA₁~SA₃)及兩者以 1:1 混合(H/S)進入污泥毯設備處理前後之進出流水 SUVA 值變動情形

5.2.2 污泥毯設備去除濁度效能評估

通常用以評估污泥毯設備去除效能之指標是濁度去除率，圖 5.8 顯示，原水進流濁度是 52 NTU，，不管污泥毯設備進流水之有機物為腐植酸或水楊酸，其出流水濁度均可穩定維持在 7~9 NTU，此表示污泥毯對於原水濁度之去除與污泥毯之現存狀況並無直接相關。

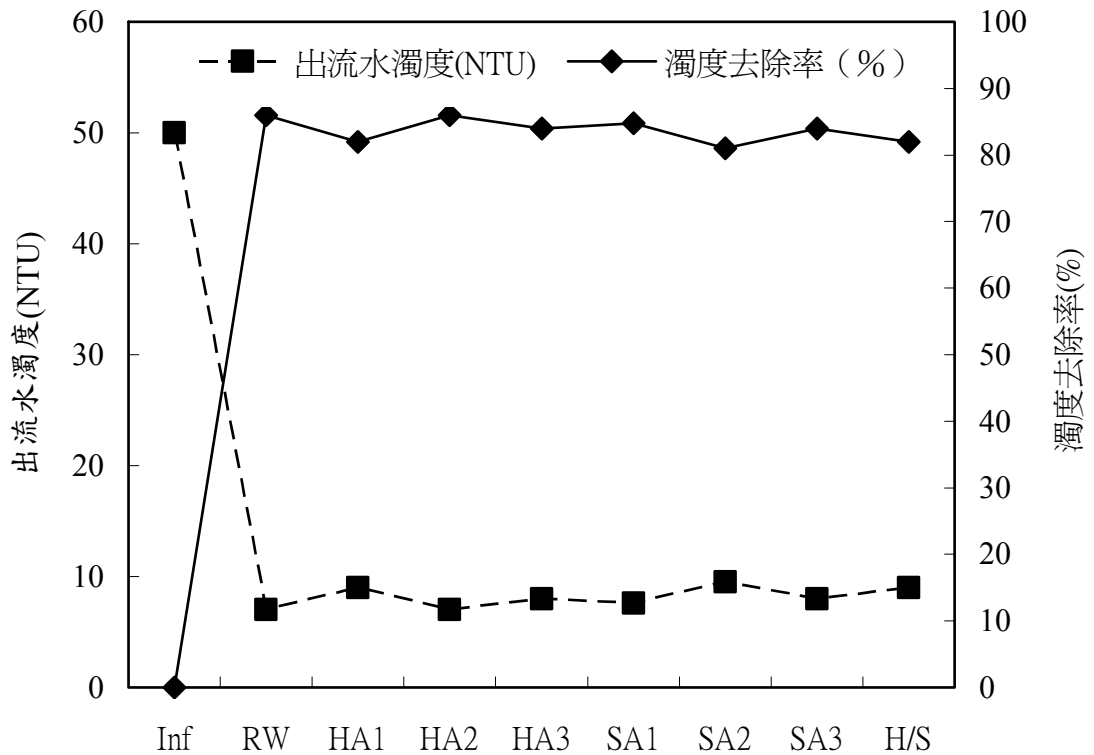


圖 5.8 原水及含不同濃度腐植酸(HA₁~HA₃)、水楊酸(SA₁~SA₃)、兩者以 1:1 混合(H/S)進入污泥毯設備處理後之出流水濁度及去除率變動情形

5.3 影響污泥毯去除有機物及濁度效能因素

5.3.1 污泥毯形成時間

Gregory (1996) 進行污泥毯澄清池內泥毯固體濃度之研究指出，當污泥毯澄清池內污泥累積到達一定程度，固體濃度維持穩定，不再呈現大幅變動，到達穩定之最大固體濃度值，意味此時污泥毯已能提供足夠顆粒濃度以進行膠凝作用，致出流水濁度也會開始下降，此時可說污泥毯已穩定形成，其所需最短時間即稱之為「污泥毯形成時間」(Sludge blanket forming time, 簡稱 SBFT)。我們可將 SBFT 視為污泥毯操作是否為最佳化之指標，通常以流過污泥毯之「水力停留時間」(HRT) 為表示單位。污泥毯形成初期泥毯高度不會改變，但當原水中之顆粒被有效濾除下來後，逐漸被累積成懸浮態的泥毯膠羽，提供有效顆粒濃度以使原水中顆粒能夠進行膠凝作用，達到去除的目的，致累積一定之污泥量後污泥毯高度又開始上升。

圖 5.9 為不含有機物之原水(RW)於污泥毯生成過程中出流水濁度、污泥毯固體重量百分率濃度以及污泥毯生成高度的變化關係。此圖顯示，當污泥毯固體濃度逐步上升到 0.4 % 後維持短暫穩定，固體物含量不再呈現大幅變動，此時污泥毯出流水濁度從 28 NTU 明顯下降，表示污泥毯開始生成，而污泥毯高度也開始從 5 公分明顯上升，

此時間點接近 21 HRT，即認定為不含有機物原水(RW)之 SBFT，其他原水 HA₁~HA₃、SA₁~SA₃ 及 H/S 之 SBFT 也依此方式求得，所得結果列於表 5.2，並另繪製成圖 5.10。

圖 5.10 顯示，原水中不含人工所添加之有機物時，其 SBFT 為 21 HRT，當加入少量之腐植酸（如 HA₁）後，SBFT 縮短為 17 HRT；相反的，若腐植酸量增加到 3.45 mg/L（如 HA₃）後，SBFT 反而須延長到 33 HRT。如 §5.1.2 所述，臺灣地區水體中 TOC 含量約在 2.5-4.0 mg/L，所以使用污泥毯澄清池處理時水中 TOC 可能會妨害操作效能之穩定性。值得注意的，如原水中加入少量之水楊酸（如 SA₁）後，所需 SBFT 竟長達 110 HRT，為加入相近 TOC 濃度的腐植酸所須 SBFT 的 6.6 倍，若水楊酸量增加到 3.54 mg/L（如 SA₃）後，SBFT 反而縮短到 66 HRT，但亦為加入相近 TOC 濃度的腐植酸所須 SBFT 的 2 倍。

如果原水中加入等比例之腐植酸及水楊酸，使 TOC 濃度為 3.2 mg/L（如 H/S）後，可獲得所需 SBFT 為 50 HRT，約為加入相近 TOC 濃度的腐植酸或水楊酸所須 SBFT 和（33 HRT+66 HRT）之平均值，顯示原水中等量之腐植酸及水楊酸，對於混合原水之 SBFT 發揮相近之增—縮效果，此結果表示大分子有機物對於污泥毯之形成具有增進之功能，這可能是由於架橋現象產生的作用。

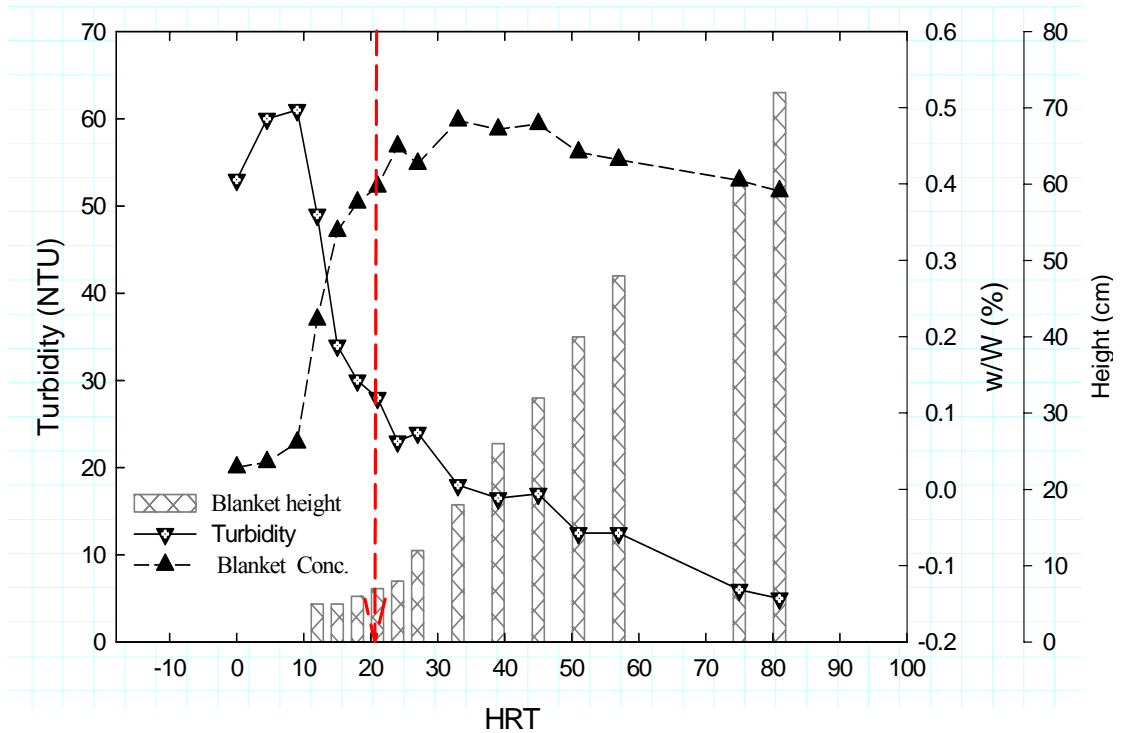


圖 5.9 不含有機物之原水在操作負荷 1.75m/hr 下形成污泥毯過程
出流水濁度、泥毯固體濃度以及污泥毯生成高度的變化關係

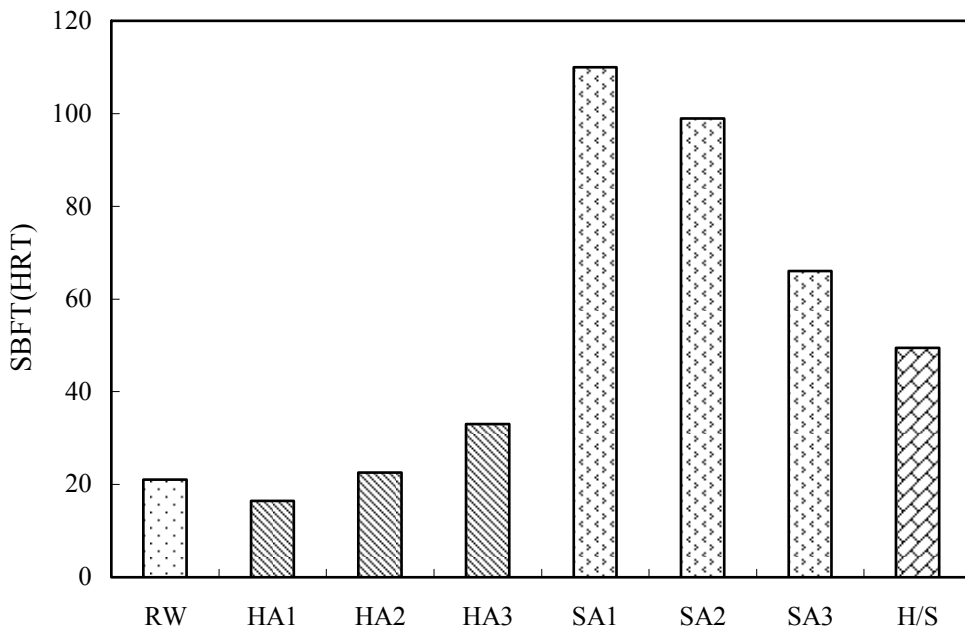


圖 5.10 原水及含不同濃度腐植酸(HA₁~HA₃)、水楊酸(SA₁~SA₃)
、兩者以 1:1 混合 (H/S) 進流入污泥毯設備處理之污泥毯
形成時間差異情形

5.3.2 污泥毯固體濃度及膠羽外觀結構

Gregory (1979) 早已研究指出，污泥毯之固體濃度對於泥毯濾除水中去穩定顆粒之操作效能扮演重要因素。但由於泥毯在形成過程之固體濃度均不相同，所以本研究在污泥毯形成後，視其出流水濁度穩定維持 7~9 NTU，且污泥毯高度也維持穩定後，於污泥毯各不同高度採樣混合分析泥毯固體量平均濃度，並以重量百分率 (%) 表示，其採樣混合樣本數目至少為 10 次以上，於操作負荷 1.75 m/hr 下，污泥毯各種進流原水與泥毯固體量平均濃度之關係，繪於圖 5.11。

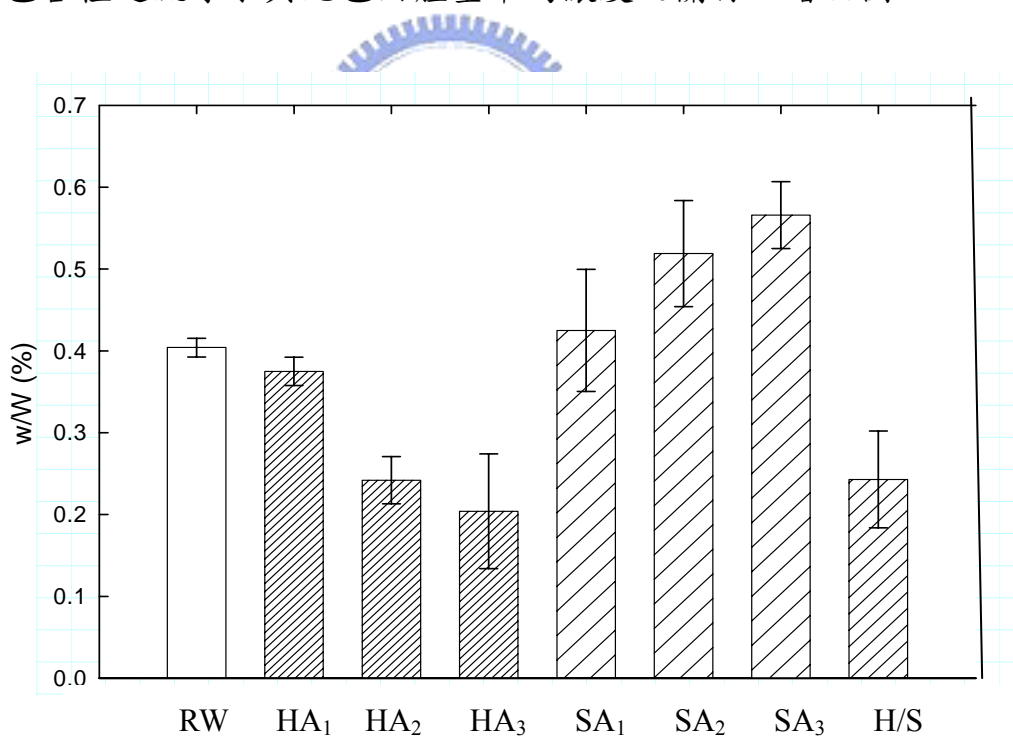


圖 5.11 原水及含不同濃度腐植酸(HA₁~HA₃)、水楊酸(SA₁~SA₃)及兩者以 1:1 混合 (H/S) 進流入污泥毯設備所形成之泥毯於高度穩定後之平均固體濃度差異情形

圖 5.11 顯示，當含腐植酸原水進流入污泥毯設備，隨著腐植酸濃度增高，污泥毯之固體濃度從 0.4% 逐次減少至 0.16%，而如果改為含水楊酸原水進流入污泥毯設備，隨著水楊酸濃度增高，污泥毯之固體濃度反而從 0.4% 逐次提高至 0.55%，而泥毯固體濃度減少或提高幅度，與進流之腐植酸或水楊酸濃度存在相當比例之關係，這主要是因為大分子之腐植酸具有與污泥膠羽產生架橋及交聯作用，導致單位體積污泥中之固體濃度減少。Sung *et al.* (2005) 研究有機物對污泥毯穩定性之影響時，發現原水含有腐植酸時，將使泥毯之 PACI 膠羽膨化，使污泥毯出流水質惡化。圖 5.12 為本研究含腐植酸原水進流入污泥毯設備之膠羽外觀，由圖中可看到明顯之膠羽顆粒，其粒徑大小約 1~3 mm。



相反的，圖 5.13 為本研究含水楊酸原水進流入污泥毯設備之膠羽外觀，由圖中可看到膠羽顆粒明顯較圖 5.12 小很多，水楊酸是屬於小分子有機物，而小分子有機物係藉由與無機顆粒間發生錯合及吸附作用，而使得其所生成之膠羽較為緻密 (Hundt & O'Melia, 1988)。另外 Huang & Shiu (1996) 也指出，小分子有機物可藉由包餡作用而形成緻密膠羽，所以在污泥毯形成過程中，膠羽粒徑較腐植酸膠羽小而緻密，導致圖 5.11 中原水含水楊酸之泥毯其單位體積污泥之固體濃度較腐植酸為高。



圖 5.12 含腐植酸原水進流入污泥毯設備所生成之膠羽外觀



圖 5.13 含水楊酸原水進流入污泥毯設備所生成之膠羽外觀

當取出污泥毯內污泥，利用 §3.2.6 之顯微觀察暨影像分析系統攝取膠羽影像列於圖 5.14，腐植酸膠羽結構呈現破碎且鬆散狀，且提高腐植酸進流濃度對於污泥毯內膠羽結構影響並無明顯差異，反觀水楊酸污泥毯的膠羽可觀察到呈現一緻密的結構，以含高腐植酸之污泥膠羽（HA₃）與含高水楊酸之污泥膠羽（SA₃）外觀相較，HA₃ 膠羽較 SA₃ 膠羽薄而疏鬆。

而觀察含水楊酸之 SA₁~SA₃ 膠羽時發現，含高水楊酸之 SA₃ 膠羽相對 SA₁、SA₂ 而言，呈現疏鬆、易碎的結構，顯示原水中小分子有機物的濃度過高時，會降低膠羽強度。

當腐植酸及水楊酸以 1:1 比例混合進入污泥毯處理時，其污泥膠羽 H/S 之外觀，與含腐植酸之 HA₁~HA₃ 污泥膠羽相似，呈現薄而疏鬆之現象，即污泥毯整體性質的表現，受制於大分子量的腐植酸。

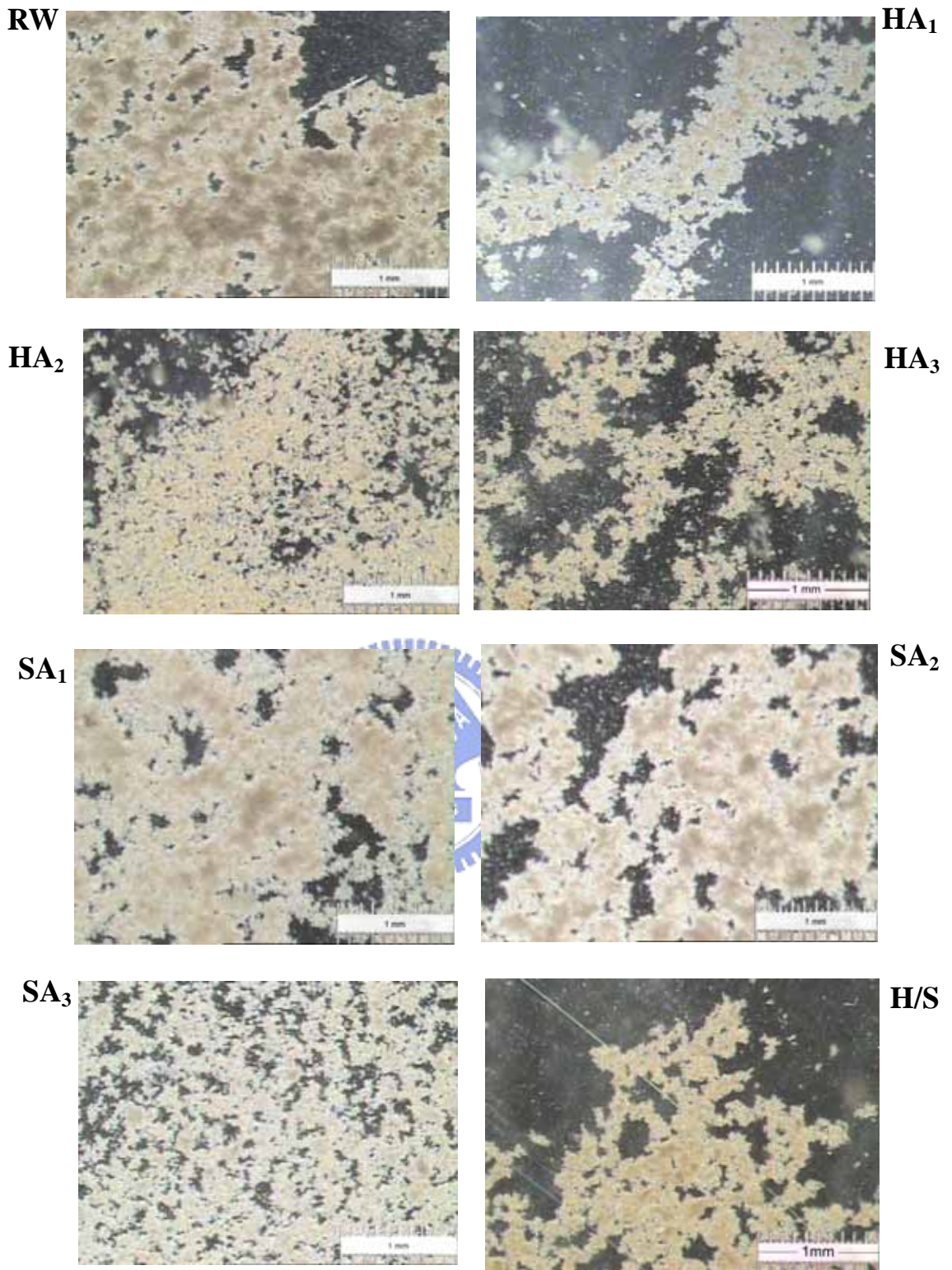


圖 5.14 原水及含不同濃度腐植酸(HA₁~HA₃)、水楊酸(SA₁~SA₃)
及兩者以 1:1 混合 (H/S)進流入污泥毯設備所形成之污泥外觀

5.3.3 污泥毯膠羽尺寸分析

污泥毯膠羽尺寸與污泥體積、污泥沉降性，以及膠羽的聚集性息息相關，Gregory *et al.* (1996) 指出，當水中顆粒經過混凝後，所形成之膠羽尺寸，會影響膠羽體積、沉降速度、及聚集性，他並提到膠羽尺寸也會直接影響到污泥毯之固體濃度。

本研究於 §2.5 已說明污泥毯澄清設備，係藉由上流通過污泥毯時所產生之速度差，以提供膠羽凝聚時所需 G 值，替代慢混膠凝之功能。因此，污泥毯膠羽尺寸乃為污泥毯是否穩定形成之關鍵，圖 5.15 及圖 5.16 即為原水有機物進流濃度 HA₂ 及 SA₂ 時，污泥毯膠羽尺寸在不同操作 HRT 下之分佈情形。

不管進流有機物為腐植酸或水楊酸，污泥毯於操作初期(0 HRT)，兩種進流之膠羽粒徑尖峰值均約在 1 μm，當 HRT 逐漸增加時，泥毯之膠羽粒徑也逐漸增大。圖 5.15 顯示，當腐植酸 (HA₂) 經過污泥毯 15 HRT 之操作後，可看到大部份的膠羽已經成長至 1000 μm 左右，但如果操作時候延長為 20 HRT，可發現膠羽粒徑尖峰值反而減少為 200~300 μm 左右，暗示穩定污泥毯的形成在 15 HRT 以後，印證圖 5.10 所示 HA₂ 原水之 SBFT 為 22.5 HRT。

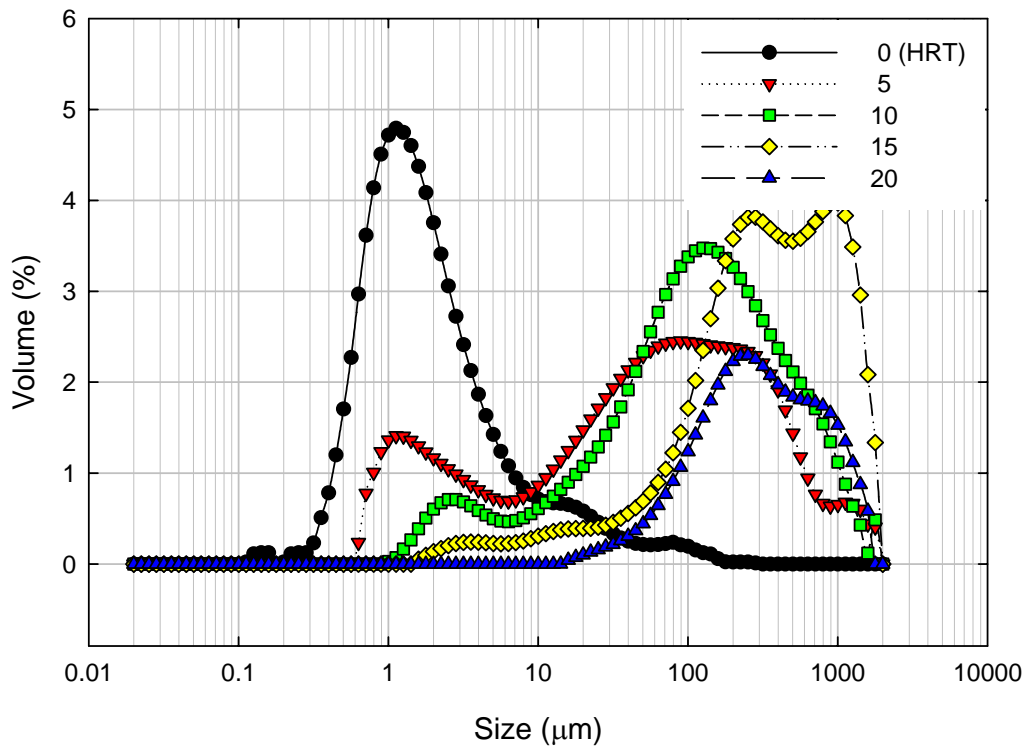


圖 5.15 原水含腐植酸(HA₂)進流入污泥毯設備在不同 HRT 時所形成之泥毯膠羽粒徑分佈

當改為含水楊酸 (SA₂) 原水進流時，雖然進流初期污泥毯膠羽粒徑也為 1 μm 附近，但隨 HRT 增加，膠羽粒徑也逐漸增大，其泥毯膠羽粒徑分佈如圖 5.16，與腐植酸 (HA₂) 有很大不同。當污泥毯經過 50 HRT 操作後，膠羽粒徑尖峰值約在 1000 μm 左右，顯示穩定污泥毯的形成在 50 HRT 以後，印證圖 5.10 所示 SA₂ 原水之 SBFT 為 99 HRT。另從圖 5.16 可看到 SA₂ 在 50 HRT 時，膠羽粒徑呈現 200 μm 及 1000 μm 兩個峰值，顯示水楊酸存在於原水中時，將妨礙膠羽聚集使膠羽粒徑不易成長，而導致污泥毯中存在小尺寸的膠羽。

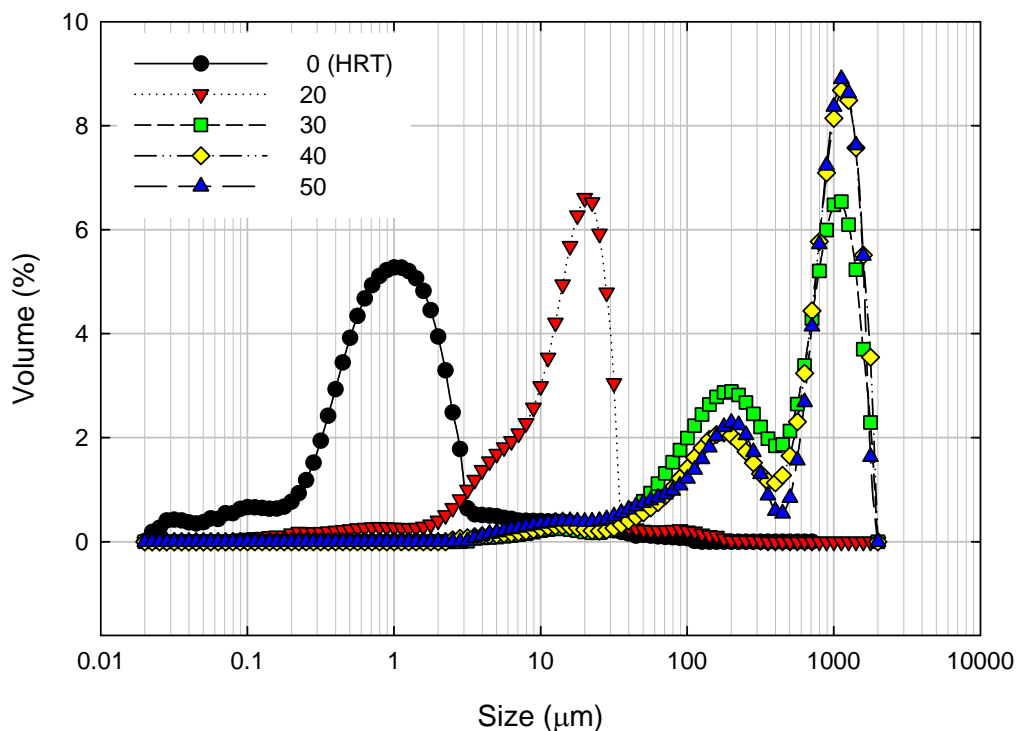


圖 5.16 原水含水楊酸(SA₂)進流入污泥毯設備在不同 HRT 時所形成之泥毯膠羽粒徑分佈

Dulin & Knocke (1989)研究指出，鋁之氫氧化物膠羽粒徑大小與膠羽有效密度，為一反比關係，因為當腐植酸存在時，將形成較大膠羽粒徑，但也預期膠羽固體濃度將會降低。再者，水楊酸存在於原水時，將使污泥毯中存在較腐植酸為多之小尺寸膠羽，因為小尺寸膠羽將可填充大尺寸膠羽間之孔隙，導致水楊酸較腐植酸更能促進污泥毯之密度及固體濃度。另一方面，大分子有機物（如腐植酸），在污泥毯操作時因可促進較大膠羽之聚集，使污泥生成更有效率，所以污泥

毯於大膠羽（如 1000 μm ）存在時之 SBFT 比小分子有機物（如水楊酸）之 SBFT 為短。在低濃度時，腐植酸就像聚合物一樣，能與被吸附之鋁鹽膠羽及水中顆粒產生架橋作用，而促進膠羽之聚集效率，然而當大量之腐植酸加入原水時，這些有機物將會消耗更多之混凝劑反而會降低混凝之效率。



5.3.4 污泥毯膠羽界達電位

由 §5.1 進流污泥毯之人工原水基本混凝特性中得知，混沉效果的良窳以及水中顆粒之穩定性，可藉由界達電位的量測推估，當混沉膠羽顆粒之界達電位接近零時，可達最佳濁度去除效果，此結果是否適用於污泥毯尚待探討。圖 5.17 為高嶺土顆粒及原水含不同有機物進流入污泥毯穩定操作下之污泥界達電位值，其樣本數為 10 以上。

圖 5.17 顯示原水在未加任何硫酸鋁進行混凝前，其高嶺土濁度顆粒之界達電位值約為 -23 mV ，當原水(RW)加硫酸鋁混凝後進流所形成之污泥毯膠羽 Z_p 為 -2 mV ，顯示原水中之濁度顆粒於混凝後達到良好去穩定效果，隨著原水中所添加之腐植酸濃度增加($HA_1 \sim HA_3$)，因為腐植酸會消耗混凝劑的加藥量，導致膠羽顆粒表面未能達電性中和，使 Z_p 從 -2 mV 降至 -14 mV ，於 §5.1 已知污泥毯操作時之硫酸鋁加藥量為 3 mg/L ，此劑量並非 HA_3 之最佳加藥量，故其 Z_p 為 -14 mV 是合理的。對於含水楊酸原水 ($SA_1 \sim SA_3$)進流所形成之污泥毯膠羽，其 Z_p 值隨著水楊酸濃度之提高反而趨於電性中和，於 §5.1 已知，對於原水 $SA_1 \sim SA_3$ 而言，其硫酸鋁混凝最佳加藥量為 2 mg/L ，所以當混凝劑加藥量達 3 mg/L ，對 $SA_1 \sim SA_3$ 而言即屬過量，故當原水中水楊酸濃度提高時，部分水楊酸分子會消耗過量的鋁鹽，使 Z_p 值降低。

上述兩種狀況之界達電位值對於傳統混凝處理而言是不利的，因為未電性中和之膠體顆粒將減少膠羽的沉降性，導致上澄液濁度升高；從圖 5.17 及表 5.2 可知，雖然 Z_p 值改變，但出流水上澄液濁度維持穩定，所以，即使污泥毯膠羽的界達電位並未達到 0 mV，對於濁度去除效果仍然存在，這主要是污泥毯澄清池對於濁度顆粒具有濾除機制所致。

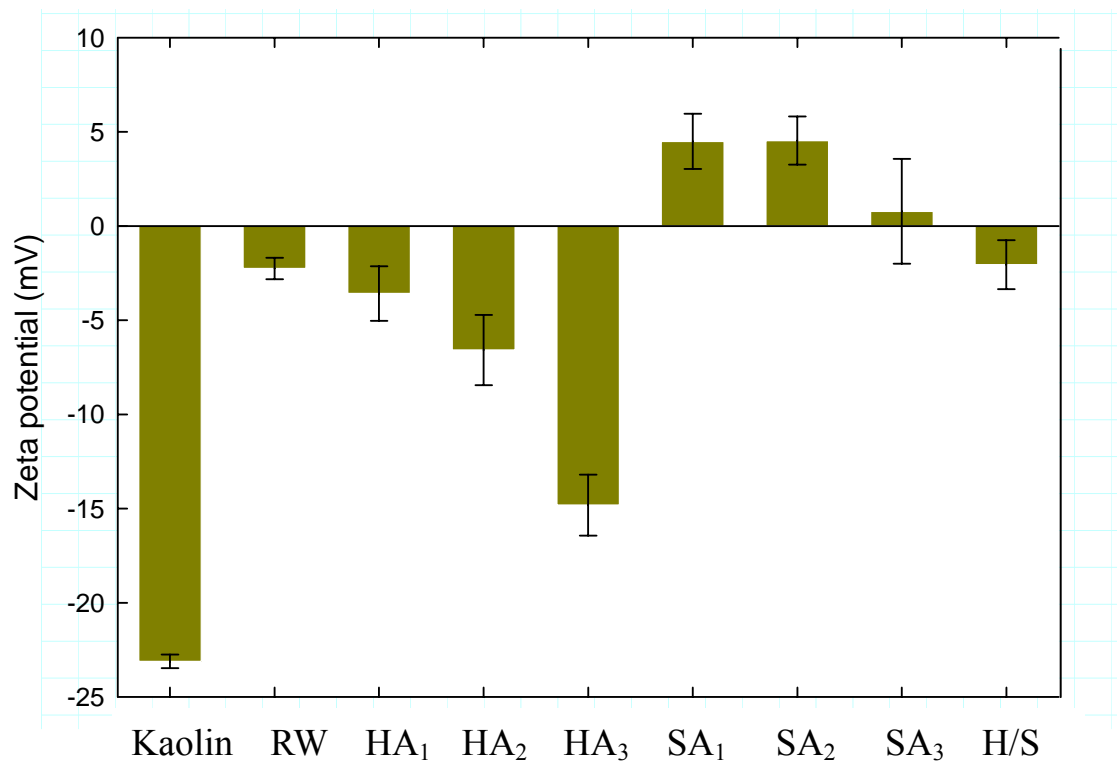


圖 5.17 高嶺土顆粒及原水含不同濃度腐植酸(HA₁~HA₃)、水楊酸(SA₁~SA₃)及兩者以 1:1 混合 (H/S)進流入污泥毯設備所生成之污泥界達電位差異情形

第六章 結論與建議

6.1 結論

根據研究結果與討論，可以獲致以下各項結論：

1. 在控制適當操作模式下，實場原水有機物與氨氮可分別被生物濾床有效去除達 30 % 及 95 % 以上。
2. 欲有效去除氨氮，可採取實施反沖洗操作搭配較短之空床接觸時間，或較長之空床接觸時間搭配不進行反沖洗操作來達成其效果。而欲有效去除溶解性有機物，可採取較短之空床接觸時間搭配不實施反沖洗操作來達成其效果。
3. 生物濾床適宜設置之 EBCT 為 30 分鐘，可有效去除氨氮，符合飲用水水源水質標準之要求。
4. 生物濾床中累積之生物量與所去除氨氮量並非成正比，但卻與有機物去除量成正比。
5. 藉由適當空床接觸時間及反沖洗方式，可控制生物濾床中累積之生物量。
6. 原水經過生物濾床前處理後，可提高 SUVA 及降低總三鹵甲烷量之生成，其降低量隨著空床接觸時間延長而增加。
7. 原水經生物濾床前處理後，在 pH 6.5-7.5 下進行混凝沉澱，對濁度

有較高之去除率，而在 pH 5.5-6.5 下進行混凝沉澱，對有機物有較高之去除率。

8. 污泥毯澄清池對於大分子有機物-腐植酸可達 60~80 % 去除率，其去除效果隨腐植酸量增加而提高。相反的，對於小分子有機物-水楊酸僅可達 50~2.8 % 去除率，其去除效果隨水楊酸量增加而降低，如將腐植酸與水楊酸混合時，則有機物之去除係由腐植酸所控制。
9. 原水含有小量大分子有機物-腐植酸存在時，可加速生成穩定之污泥毯，然而所生成之污泥毯含有大而鬆散之膠羽及較低固體濃度，而原水中含有小分子有機物-水楊酸存在時，則結果會相反。
10. 若水中存在腐植酸及水楊酸等有機物，可提升污泥毯澄清池去除濁度之效果。
11. 添加混凝劑雖可縮短污泥毯生成之時間，但對於澄清池去除濁度功能並無明顯助益。
12. 污泥毯一旦穩定形成後，即使發生混凝劑加藥量不足或水中含有有機物情事，仍可維持穩定出流水水質。
13. 為有效進行污泥毯澄清池之操作，必須注意監測水中有機物之存在及其形式。

6.2 建議

- 1.應進行連續式原水生物濾床前處理及污泥毯澄清設備串聯操作，以完整模擬實場取用含高量有機污染物時之濾前處理效果，進一步提供未來實場規劃概念性設計（conceptual design）處理流程之參考。
- 2.污泥毯膠羽顆粒間之凝聚力攸關污泥毯之處理效能甚鉅，故污泥凝聚力實驗在實務操作時所面臨之關鍵細節，仍須進一步研究，以供作淨水場評估污泥毯加藥量之參考。



參考文獻

Adachi Y., and Tanka Y. (1997) "Settling Velocity of of an Aluminum-Kaolinite Floc", *Wat. Res.*, 31: 3:449-454.

Ahmad, R., and Amirtharaja, A. (1998) "Detachment of Particles during Biofilter Backwashing", *Jour. AWWA.*, 90:12:74.

Allgeier, S. A., R. S. Summers, and J. G. Jacangelo. (1996) "Determination of the BDOC of Natural and Treated Waters Using a Scaled Batch Reactor", in *Proceeding of AWWA. Water Quality Technology Conference*, Boston, MA.

Amirtharajah, A., and C. R. O'Melia. (1990) "Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation", in *Water Quality and Treatment*, 4th ed. New York: McGraw-Hill, pp. 269-365.

Amirtharajah, A., and K. M. Mills. (1982) "Rapid-mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation", *Jour. AWWA.*, 74:4:210-216.

Amirtharajah, A., K. E. Dennett, and Studstill, A. (1993) "Ferric Chloride Coagulation for Removal of Dissolved Organic Matter and Trihalomethane Precursors", *Water Sci. Technol.*, 27:11:113-121.

Amy, G. L., R. A. Sierka, J. Bedessem, D. Price, and L. Tan. (1992) "Molecular Size Distributions of Dissolved Organic Matter", *Jour. AWWA.*, 84:1:67-75.

Amy, G. L., M. R. Collins, C. J. Kuo, and P. H. King. (1987) "Comparing Gel Permeation Chromatography and Ultrafiltration for the Molecular Weight Characterization of Aquatic Organic Matter", *Jour. AWWA.*, 79:1:43.

Andrews, S. A., and P. M. Huck. (1993) "Identification of Disinfection By-Product Precursors Using Fractionate Natural Organic Matter", in *Proceedings of AWWA. Water Quality Technology Conference*, Miami, Florida.

AWWA Coagulation Committee Report. (1979) "Organics Removal by Coagulation: A Review and Research Needs", *Jour. AWWA*, 71:8: 588-603.

Batchelor, B., and P. Yang. (1982) "Removing Trihalomethane Formation Potential by Coagulation with Activated Silica and Cation Polymer", *Jour. AWWA.*, 74:9:494

Becker, W. C., and C. R. O'Melia. (1996) "Optimizing Ozonation for Turbidity and Organics (TOC) Removal by Coagulation and Filtration", AWWA. Research Foundation Report. Denver, Colo.: American Water Works Association.

Black, A. P., F. E. Singley, G. P. Whittle, and J. S. Mauding. (1963) "Stoichiometry of the Coagulation of Color-Causing Organic Compounds with ferric Sulfate", *Jour. AWWA.* 55:10:1347-1366.

Blick, A. P. (1963) "Better Coagulation Processes for Better Waters", *Wat. Works Eng.*, 116, pp. 375.

Bolto, B., B. G. Abbt, D. Dixon, R. Eldridge, F. Frimmel, S. Hesse, S. King, and M. Toifl. (1999) "Experimental Evaluation of Cationic Polyelectrolytes for Removing Natural Organic Matter from Water", *Wat. Sci. Tech.*, 40:9:71-19.

Bourbigot, M. M., and B. Lacamp. (1989) "Advanced Nitrogen Removal Processes for Drinking and Waste Water Treatment", in *Proceeding of the IAWPRC Conference*, Guildford, UK, 2:17.

Bouwer, E. J., and P. B. Crowe. (1988) "Biological Processes in Drinking Water Treatment", *Jour. AWWA.*, 80:9:82.

Breitenbucher, K. (1990) "Open-Pore in Sintered Glass as a High Efficiency Support Medium in Bioreactors: New Results and Long Term Experiences Achieved in High-Rate Anaerobic Digestion", *Water Sci. Technol.*, 22:1-2:25.

Bryers, J. D. (1992) "Application of Captured Cell Systems in Biological Treatment. in Bioenvironmental Systems"(Edited by Donald L. Wise), New York: CRC Press, Inc.

Carlson, K., and G. L. Amy. (1997) "The Formation of Filter-Removable Biodegradable Organic Matter During Ozonation", *Ozone Sci. Eng.*, 19:179

Carlson, K. H., and G. L. Amy. (1998) "BOM Removal During

Biofiltration” , *Jour. AWWA.*, 90:12:42

Chandrakanth, M. S., and G. L. Amy. (1996) “Effects of Ozone the Colloidal Stabbility and Aggregation of Particles Coated with Natural Organic Matter”, *Environ. Sci. Technol.*, 30:2:431

Chang, S.D., and P. Singer. (1991) “The Impact of Ozonation on Particle Stability and the Removal of TOC and THM Precursors”, *Jour. AWWA.*, 83:3:71

Chien, T. Y. , J. W. Chen, and W. E. Pitts. (1997)“Pilot Plant Demonstrates Biological Filtration for Ammonia Removal in Water Treatment” in *Proc. AWWA Water Quality Technology Conf.*, (CD-Rom).

Childress, A. E., E. M. Vrijenhoek, M. Elimelech, T. S. Tanaka and M. D. Beuhler. (1999) “Pacticulate and THM Precursor Removal with Ferric Chloride”, *Jour. Environ. Eng. ASCE*, 125:11:1054-1061.

Chowdhury, Z. K. and G. L. Amy .(1991) “Coagulation of Submicron Colloids in Water Treatment by Incorporation into Aluminum Hydroxide Floc”, *Environ. Sci. Technol.* 25:11:1766-1773.

Collins, M. R., G. L. Amy and C. Steelink. (1986) “Molecular Weight Distribution, Carboxylic Acidity and Humic Substance Content of Aquatic Organic Matter: Implization for Removal During Water Treatment” , *Environ. Sci. Technol.*, 20:10:1028

Crozes, G., P. White and M. Marshall. (1995) “Enhanced Coagulation: Its Effect on NOM Removal and Chemical Costs”, *Jour. AWWA*, 87:1:78-89

Davis, J.A.(1982) “Adsorption of Dissolved Organic matter at the Oxide/Water Interface”, *Geochim. Cosmochim Acta*, 46:2381

Degremont. (1973) “Water Treatment Handbook”, 3th edition ,pp. 131-137.

Degremont. (1991) “Water Treatment Handbook”, 6th edition, pp. 351-356.

Dempsey B. A. (1989) “Reaction Between Fulivic Acid and Aluminum” in *Aquatic Humic Substances Influence in Fate and Treatment of Pollutants*, Suffet I.H. and MachCarthy P.(eds.), American Chem. Soc., Washington, D.C., pp.409-424.

Dempsey, B. A., R. M. Ganho and C. R. O'Melia. (1984) "The Coagulation of Humic Substances by Means of Aluminum Salts", *Jour. AWWA*, 76:4:141-150.

Dempsey, B. A., H. Sheu, T. M. Ahmed and J. Mentink. (1985) "Polyaluminum Chloride and Alum Coagulation of Clay-Fulvic Acid Suspensions", *Jour. AWWA*, 77:3:74-80

Dennett, K. E., A. Amirtharajah, T. F. Moran, and J. P. Gould. (1996) "Coagulation: its effect on organic matter", *Jour AWWA*, 88:4:129-142.

Dulin B. E., and W. R. Knocke. (1989) "The Impact of Incorporated Organic Matter on the Dewatering Characteristics of Aluminum Hydroxide Sludges", *Jour. AWWA.*, 81:5:74-79.

Edwards, G. A., and A. Amirtharajah. (1985) "Removing Color Caused by Humic Acids", *Jour. AWWA*, 77:3:50-57.

Edwards, M., and M. M. Benjamin. (1991) "A Mechanistic Study of Ozone-Induced Particle Destabilization", *Jour. AWWA.*, 83:1:96

Edwards, M., M. M. Benjamin and J. E. Tobiason. (1994) "Effects of Ozonation on Coagulation of NOM Using Polymer Alone and Polymer/Metal Salt Mixtures", *Jour. AWWA.*, 86:1:105

Edzwald J. K. (1979) "Coagulation of Humic Substances", AICHE Sym. Series 19 water-1978, 75, pp. 54-62.

Edzwald, J. K., and J. E. Trbison. (1990) "Enhanced Coagulation: US Requirement and A Broader view" *Water Sci. Technol.*, 40:9:63.

Edzwald, J. K., and J. E. van Benschoten. (1990) "Aluminum Coagulation of Natural Organic Matter. in Chemical Water and Waste Water Treatment" Edited by H.H. Hahan and R. Klute, Bevilin Spring-Verlag.

Edzwald, J. K., J. Y. Bottero, K. J. Ives and R. Klute. (1998) "Particle Alteration and Particle Production Processes" in *Treatment Process Selection for Particle Removal*, AWWA. Research Foundation Report. Denver, Colo.: American Water Works Association.

Edzwald, J.K. (1993) "Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles,

Organics and Coagulants”, *Water Sci. Tech.*, 27:11:21-35

Eikebrokk, B. (1996) “Removal of Humic Substances by Coagulation. in Chemical Water and Wastewater Treatment”, Edited by H.H. Hahn and H. fdegaard, Proceeding of the Gothenburg Symposium Edinburgh Scotland

Eriksson, L., and B. Alm. (1991) “Study of Flocculation Mechanisms by Observing Effects of a Complexing Agent on Activated Sludge Properties”, *Wat. Sci. Tech.*, 24:7:21.

Fan L. H, J. L. Harris, F. A. Roddick, N. A. Booker. (2001) “Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration membranes”, *Water Research*, 35:18: 4455-4463.

Fox, P., M. T. Suidan and T. A. Bandy. (1990) “Comparison of Media Types in Acetate Fed Expanded-Bed Anaerobic Reactors”, *Water Res.* 24:3:827

Frias, J., F. Ribas and F. Lucena. (1992) “A Method for the Measurement of Biodegradable Organic Carbon in Water”, *Wat. Res.*, 26:2:255-258

Fujii, S., C. Niwa, M. Mouri and R. Jindal. (1997) “Pilot-Plant Experimenters for Improvement of Polluted Canl/Klong Water by Rock-Bed Filtration”, *Water Sci. Tech.*, 35:8:83.

Gould, B. W. (1972) “Flow Fluctuations In Solids Contact Clarifiers”, in *Proceeding of 5th Fed. Conf., Austral Water & Wastewater Assoc.* Adelaide, pp. 110-130.

Gould, B. W. (1974) “Hindered Setting and Sludge Blanket Clarifiers”, *Eff. & Wat. Treat. J.*, 14:3:131-139.

Gregory D. R., and C. M. Patricia. (1986) “Influence of Floc Size Distribution on Clarification”, *Jour AWWA.*, 80:1:75-80.

Gregory J. (1997) “The density of particle aggregates”, *Wat. Sci. Tech.*, 36:4:1-13.

Gregory, J. (1993) “The Role of Colloid Interactions in Solid-Liquid Separation”, *Wat. Sci. Tech.*, 27:10:1-17.

Gregory, J., and S. Y. Lee. (1990) “ The Effect of Charge Density and Molecular Mass of Cation Polymers on Flocculation Kinetics in Aqueous Solution”, *Jour. Water SRT-Aqua.*, 39:4:265

Gregory, R., and M. P. Hyde. (1975) “The Effects of Baffles in Floc Blanket Clarifiers”, WRC. Technical Report TR 7.

Gregory, R. (1979) “Floc Blanket Clarification”, TR111, Water Research Centre (WRc), Medmenham, UK, pp. 1-7 London.

Hale, P. E. (1971) “Floc Blanket Clarification of Water”, Doctoral dissertation, London University, United Kingdom.

Hall, E. S., and R. F. Smith.(1965) “ Coagulation of Organic Color with Hydrolyzing Coagulant ”, *Jour. AWWA*, 57:8:1149-1166.

Han M., and D. F. Lawer.(1992) “The Insignificance of G in Flocculation”, *J. AWWA.*, 85:1:79-91

Harendranath, C. S., K. Anuja, A. Singh, A. Gunaseelan, K. Satish and K. Lala. (1996) “ Immobilization in Fixed Film Reactors: an Ultrastructural Approach”, *Water Sci. Tech.*, 33:8:7

Hartung, H. O. (1951) “Committee Report: Capacity and Loadings of Suspended Solids Contact Units” *Jour. AWWA*, 43:4:263.

Huang, C. P., and Y. L. Yang. (1995) “ Adsorption Characteristics of Cu(II) on Humus-Kaolin Complexes”, *Water Res.*, 29:11:2455

Huang, C. P., and H. L. Shiu. (1996) “ Interactions Between Alum and Organics in Coagulation ”, *Jour. Colloids and Surfaces (A)*, 113:155-163

Huck, P.M. (1990) “ Measurement of Biodegradable Organic Matter and Bacterial Growth Potential in Drinking Water”, *Jour. AWWA.*, 82:7:78

Hundt, T. R., and C. R. O’ Melia. (1988) “Aluminum-Fulvic Acid Interactions : Mechanisms and Application”, *Jour. AWWA*, 80:1:176-186.

Huysman, P., P. V. Meenen, P. V. Assche and W. Verstraete. (1983) “ Factors Affecting the Colonization of Non Porous and Porous Packing Materials in Model Upflow Methane Reactors” *,Biotechnol. Lett.* 5:9:643.

- Jacangelo J. G., J.M. Laine, E.W. Cummings and S.S. Adham .(1995) “ UF with pretreatment for removing DBP precursors” *Jour. AWWA.*, 87:3:100-115.
- Jacangelo, J. G., M. DeMarco, J. Owen and S. J. Randtke .(1995) “ Selected Processes for Removing NOM: An Overview ”, *Jour AWWA*, 87:1:64-77.
- James A. E., and J. A. Williams. (1982) “ Flocculation and Rheology of Kaolinite/quartz Suspensions *Rheologica Acta*” , 21, pp. 176-183.
- James M. Montgomery, Consulting Engineers, Inc.(1985) “ Water Treatment Principles and Design”, New York: John Wiley & Sons.
- Jekel, M.R. (1986) “ The Stabilization of Dispersed Mineral Particles by Adsorption of Humic Substances ” ,*Water Res.* 20:12:1543
- Jiang Q., and B. E. Logan .(1996)“ Fractal dimensions of aggregates from shear devices ”,*Jour. AWWA.*, 88:1:100-113.
- Julien, F. , M. Mazet and B. Serpaud. (1994) “Comparison of Organic Compounds Removal by Coagulation-Flocculation and by Adsorption onto Preformed Hydroxide Floccs.” *Water Res.*, 28:12:2567-2574
- Kan, C. C. (2002) “ Determination of Rapid-Mix Parameters in Coagulation Destabilization Mechanisms and Aggregation Kinetics Approach ”, Doctoral dissertation, National Chiao Tung University, ROC.
- Kawai, A., M. Eguchi, S. Kimura, T. Yasuna, T. Tsuji and T. Sudou. (1995) “ A Pilot Plant Study on Biological Treatment Systems for Drinking Water Treatment ” in *IWSA Specilized Conference on Advanced Treatment and Integrated System Management Into the 21st Century*, Osaka, Japan
- Kawamura, S. (1991) “Integrated Design of Water Treatment Facilities”, New York:John Wiley and Sons, Inc., pp. 128-178.
- Kim, W. H., W. Nishijima, E. Shoto and M Okada. (1997) “ Evaluation of Biofiltration Process as Pretreatment of Rapid Filtration for Drinking Water”, *Jour. Water and Wast.*, 39:5:392 (in Japanese).
- Kim, W. H., W. Nishijima, E. Shoto and M. Okada. (1997) “ Competitive Removal of Dissolved Organic Carbon by Adsorption and Biodegradation

on Biological Activated Carbon” ,*Water Sci. Tech.*, 35:7:147.

Kim, W. H., W. Nishijima, E. Shoto and M. Okada. (1997) “ Pilot Plant Study on Ozonation and Biological Activated Carbon Process for Drinking Water Treatment” in *Water Sci. Tech.*, 35:8:21.

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).

Kranenburg C. (1999) “ Effects of Floc Strength on Viscosity and Deposition of Cohesive Sediment Suspensions” in *Continental Shelf Research*, 19, pp.1665-1680.

Krasner, S. W., and G. Amy. (1995) “Jar-test Evaluation of Enhanced Coagulation”, *Jour. AWWA*, 87:10: 93-107.

Lacey, R. F., and A. G. Shaper. (1984) “Changes in Water Hardness and Cardiovascular Death Rates”, *Inter. J. of Epidemiology*, 13:1:18-24.

Lazarova, V., and J. Manem. (1995), “Biofilm Characterization and Activity Analysis in Water and Wastewater Treatment”, *Wat. Res.*, 29:10:2227-2245.

Lee, C. H., and J. C. Liu. (2001) “Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning”, *Advances in Environmental Research*, 5:2:129-136.

Lee, D. J. (1994) “ Floc Structure and Bond Water Content in Excess Activated Sludge” , *J. Ch. I. Ch. E.*, 25:1:201-207.

Lee, D. J., and Y. H. Hsu. (1992) “ Fluid Flow in Capillary Suction Apparatus” , *Ind. Eng. Chem. Res.*, 31:10:2379-2385.

Lee, D. J., and Y. H. Hsu. (1995) “ Measurement of Bound Water in Sludge: A Comparative Study”, *Wat. Envir. Res.*, 67:2:310-316.

Lee D. J., G. W. Chen, Y. C. Liao, and C. C. Hsieh. (1996) “On the Free-settling Test for Estimating Activated Sludge Floc Density”, *Wat. Res.*, 30:3:541-550.

Leeheer J. A. (1984) "Concentration, Partitioning and Isolation Techniques," Water Analysis Volume III. Organic Species, Minear R.A. and Keith L.J.(eds), Academic Press Inc., pp. 84-166.

Leentvaar J., and M. Rebhun. (1983) "Strength of ferric hydroxide flocs", *Wat. Res.*, 17:8: 895-902.

Lefebvre, E., and B. Legube .(1990) " Iron (III) coagulation of humic substances extracted from surface waters: effect of pH and humic substances concentration" ,*Wat Res.* 24:5:591-606

Letterman R. D. (1999) " Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supply ", AWWA., 5th edition, pp. 6.1-7.87.

Levine, A. D., L. M. Mercurio, and J. R. Carman. (1996) "Coagulation of Natural Organic Matter from Surface Water Using Cation Polymer" In *Chemical Water and Wastewater Treatment IV*. Edited by Hoffmann *et al* ,Springer, 189-199

Li D. H., and J.J. Ganczarczyk. (1999) "Stroboscopic determination of settling velocity, size and porosity of activated sludge flocs", *Wat. Res.*, 21:2:257-262.

Lim, K. H., and H. S. Shin. (1997) " Operating Characteristics of Aerated Submerged Biofilm Reactors for Drinking Water Treatment", *Water Sci. Tech.*, 36:12:101.

Logan B. E., and J. R. Klips. (1995) "Fractal dimensions of aggregates formed in different fluid mechanical environments", *Wat. Res.*, 29:4:443-453.

Lu, P., and P. M. Huck. (1993) " Evaluation of Methods for Measuring Biomass and Biofilm Thickness in Biological Drinking Water Treatment " in *Proceeding of AWWA. Water Quality Technology Conference*. Miami , Fla.

Lu, X., Z. Chen, and X. Yang. (1999) " Spectroscopic Study of Aluminum Speciation in Removing Humic Substances by Al Coagulation" ,*Water Res.*, 33:15:3271-3280

Lurie, M., and M. Rebhun. (1997) " Effect of Properties of Polyelectrolytes

on Their Interaction with Particulates and Soluble Organics ”, *Water Sci Tech.*, 36:4:93

MacCarthy P., I. H. Suffet. (eds) (1989) “Aquatic Humic Substances: Influence on Fate and Treatment of Pollutants” in *Advances in Chemistry Series 219*; American Chemical Society: Washington, DC.

Marquet, R., P. M. Mietton, and A. D. Wheatley. (1999) “ Characterisation of Tricking Filter Effluent by Particle Size Distribution and High Performance Size Exclusion Chromatography ”, *Wat. Res.*, 33:6:1415.

Martell, A. E., and R. J. Motekaitis. (1989) “Coordination Chemistry and Speciation of Al (III) in Aqueous Solution”, in *Environmental Chemistry and Toxicology of Aluminum*

Matsumoto, T., H. Nagano, and M. Kobayashi. (1992) “ Pre-Purification by an Biological Rotating Contractor in Water Treatment ”, *Envi. Conser. Eng.*, 21:2:40 (in Japanese)

McEwen, J. B. (1998) “ Treatment Process Selection for Particle Removal ”, in *Treatment Process Selection for Particle Removal*, AWWA. Research Foundation Report. Denver, Colo.: American Water Works Association. pp. 100-106.

Miller D. G., and J. T. West. (1969) “Pilot plant studies of floc blanket clarification”, *Jour. AWWA.*, 60:20:154-164.

Miller D. G., J. T. West, and M. Robinson. (1965) “Water treatment processes-I. ”, Technical Paper TP 43, Water Research Association, United kingdom.

Miller, D. G., J. T. West, and M. Robinson. (1966) “Floc Blanket Clarification-1”, *Water & Water Eng.*, pp. 240-245.

Miller, D. G., and J. T. West. (1966) “Floc Blanket Clarification-2”, *Water & Water Eng.*, pp. 291-294.

Miller, D. G., and J. T. West. (1966) “Floc Blanket Clarification-3”, *Water & Water Eng.*, pp. 342-346.

Moll, D. M., J. Z. Wang, and R. S. Summers. (1995) “ NOM Removal by

Distinct Microbial Populations in Biofiltration Processes “ in *Proceeding of AWWA. Annual Conf.*, Anaheim, C.A.

Narkis, N., and M. Rebhum. (1983) “ Inhibition of Flocculation Processes In Systems Containing Organic Matter ”, *Jour. WPCF.*, 55:7:947.

Narkis, N., and M. Rebhum. (1997) “ Flocculation in Presence of Organic Macromolecules of Natural Water and Secondary Effluents”, *Water Sci. Tech.*, 36:4:85

Narkis, N. and M. Rebhum. (1997) “Stoichiometric Relationships Between Humic and Fulvic Acids and Flocculants”, *Jour. AWWA*, 69:3:325-328.

Nohara, M., K. Nomura, T. Sekine, and I. Norimatsu. (1995) “ River Purification Method by Biological Contact Filtration”, *Jour. Japan Society on Water Environ.*, 24:7:30 (in Japanese)

Nyanchaga, E. N., (1998) “Performance of Floc Blanket Clarifiers”, Tampere University of Technology, Publications 237.

O’Melia C. R., (1972) “Coagulation and Flocculation” in *Physico-Chemical Processes for Water Quality Control*, Weber W. J. Jr., ed., New York : John Wiley & Sons, Inc., pp. 62-85.

O’Melia, C. R., W. C. Becker, and K.K. Au. (1989) “ Removal of Humic Substances by Coagulation”, *Wat. Sci. Tech.*, 40:9: 47-54.

ONDEO Degremont Inc. (2001) “Superpulsator Clarifier”.

Owen, D. M., G. L. Amy, and Z. K. Chowdhury (1993) “ Characterization of Natural Organic Matter and Its Relationship to Treatability” AWWA Research Foundation , American Water Works Association , Denver Colo.

Owen, D. M., G. L. Amy, Z. K. Chowdhury, R. Paode, G. McCoy, and K. Viscosil (1995) “ NOM Characterization and Treatability ”, *Jour. AWWA.*, 87:1:46

Parker D. S., W. J. Kaufman, and D. Jenkins .(1972) “Floc Breakup in Turbulent Flocculation Processes”, *J. San. Eng. Div. ASCE.*, 98, pp. 79-99.

Pavoni, J. L., M. W. Tenney, and W. F. Echelberger. (1972) “Bacterial

- Extracellular Polymers and Biological Flocculation”, 44:3: 414.
- Pontius, F. W. (1990) “ Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supply”, AWWA, 4th edition, pp. 270-425.
- Rachwal, A. J., M. J. Bauer, M. J. Chipps, J. S. Colbourne, and D. M. Foster. (1996) “ Comparisons Between Slow Sand and High Rate Biofiltration” in *Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration*. Edited by N. Graham, and R. Collins, John Wiley & Sons.
- Ram, N. M. (1986) “ Environmental Significance of Trace Organic Contaminants in Drink Water Supplies. in *Organic Carcinogens in Drinking Water* ” Edited by M. R. Neil, et al., John Wiley and Sons, New York.
- Randktke, M.R. (1988) “Organic Contaminant Removal by Coagulation and Related Process Combinations ” *Jour. AWWA.*, 80:5:40-50
- Randtke, S. J., and C. P. Jepsen. (1981) “Chemical pretreatment for activated carbon adsorption”, *Jour. AWWA*, 73:8:411-419.
- Rebhum, M., and M. Lurie. (1993) “ Control of Organic Matter by Coagulation and Floc Separation” *Water Sci. Tech.*, 27:11:1-20
- Reynolds, T. D., and P. A. Richards. (1996) “Unit Operations and Processes in Environmental Engineering”, PWS Publishing Company, 2nd edition, pp. 180-204.
- Rittmann, B.E. (1990) “ Analyzing Biofilm Processes Used in Biological Filtration ”, *Jour. AWWA*, 82:12:62.
- Sasa, T., T. Tsukiyama, H. Matoba, and S. Sugisawa (1995) “ Developing Biological Contact Filtration by Fibrous Microorganisms Support Water Treatment” in *IWSA Specilized Conference on Advanced Treatment and Integrated System Management Into the 21st Century*, Osaka, Japan.
- Sawyer, C. N., P. E. McCarty, and C. F. Parkin. (1994) “Chemistry For Environmental Engineering”, McGRAW-HILL, 4th edition, pp. 485-492.
- Schnoor, J. L., J. L. Nitzschke, R. D. Lucas, and J. N. Veenstra. (1979) “Trialomethane Yields as a Function of Precursor Molecular Weight ” *Enviro. Sci. &Tech.*, 13:9:1134

- Semmens, M. J., and T. K. Field. (1980) "Coagulation: Experiences in Organics Removal", *Jour. AWWA*, 72: 8: 476-483.
- Sen, R. N. (1972) "Floc Blanket Clarifier", *J. Indian Wat. Works Assoc.* 4:3: 147-152.
- Servais, P., A. Anzil, and C. Ventresque. (1989) " Simple Method for Determination of Biodegradable Dissolved Organic Carbon in Water " *Appl. & Enviro. Microb.* 55:10:2732-2734
- Sinsabaugh , R. L., R. C. Hoehn, W. R. Knocke, and A. E. Linkins .(1986) "Removal of Dissolved Organic Carbon by Coagulation", *Jour. AWWA.* 78:5:74-82.
- Snoeyink, V. L., and D. Jenkins (1985) "Coordination Chemistry", Chap. 5 in *Water Chermistry*, Ann Arbor Science Press. Ann Arbor MI.
- Stevenson, D. G. (1998) "Water Treatment Unit Processes", Imperial College Press, pp. 139-149.
- Stewart, M.H., and N.I. Lieu .(1997) "Nitrification in Chloraminated Drinking Water and Its Association with Biofilms" in *Proceeding of AWWA Water Quality Technology Conf.*, CD-ROM.
- Stumm W., and C. R., O'Melia .(1968) "Stoichometry of Coagulation", *Jour. AWWA*, 60:5:514.
- Stump V. L., and J. T. Novak. (1979) " Polyelectrolyte Selection for Direct Filtration", *Jour. AWWA.*, 71:3:338~342.
- Takasaki, M., H. Kim, A. Sato, M. Okada, and R. Sudo. (1990) " The Submerged Biofilm Process as a Pre-treatment for Polluted Raw Water for Tap Water Supply", *Wat. Sci. Tech.*, 22:12:137.
- Takasaki, M., R. Sudo, O. Nishimura, and H. Y, Kim. (1992) " Simultaneous Removal of Nitrogen and THM Precursor by Developed Submerged Biofilm Process for Drinking Water", *Wat. Sci. Tech.*, 26:20:21.
- Tambo N., and Y. Watanabe. (1979) "Physical Characteristics of Floccs – I. The Floc Density Function and Aluminum Floc," *Wat. Res.*, 13:3:409-419.

Thurman E. M., and R.L. Malcolm. (1983) “Structural study of humic substances: New approaches and methods. In Aquatic and Terrestrial Humic Material” Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, pp. 1-23.

Thurman E. M. (1985) “Organic geochemistry of nature water”, Martinus Nijhoff and Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 15-17.

Tsang K. R., Vesilind P. A., (1990) “Moisture Distribution in Sludge”, *Wat. Sci. Tech.*, 22:12:135-142.

USEPA (1999) “Enhanced Coagulation and Enhanced Precipitative Softening Guidance Manual”, EPA 815-R-99-012.

van Benschoten (a), J.E., and J. K. Edzwald. (1990) “Chemical Aspects of Coagulation Using Aluminum Salt—I. Coagulation of Fulvic Acid Using Alum and Polyaluminum Chloride”, *Wat. Res.*, 24:12:1519-1526.

van Benschoten (b), J. E., and J. K. Edzwald. (1990) “Chemical Aspects of Coagulation Using Aluminum Salt—II. Coagulation of Fulvic Acid Using Alum and Polyaluminum Chloride”, *Wat. Res.*, 24:12:1527-1535.

van der Kooij, D., and W.A. Hijnen. (1984) “Substrate Utilization by an Oxalate-Consuming Spirillum Species in Relation to Its Growth in Ozonated Water” *Appl. Environ. Microbiol.* 47:3:551

van der Kooij, D., A. Visser, and W.A. Hijnen. (1982) “Determining the Concentration of Easily Assimilable Organic Carbon in Drinking Water” *Jour. AWWA.* 74:540

Vijenhoek, E.M., A.E. Childress, M. Elimelech, T.S. Tanka, and M.D. Beuhler. (1998) “Removing Particles and THM Precursors by Enhanced Coagulation” *Jour. AWWA*, 90:2:139-150

Volk, C., K. Bell, E. Ibrahim, D. Verges, G. L. Amy and M. Lechevallier. (2000) “Impact of Enhanced and Optimized Coagulation on Removal of Organic Matter and Its Biodegradable Fraction in Drinking Water”, *Wat. Res.*, 34:12:3247.

Wang, B., J. Tian, J. Yin, and G. Shi. (1989) “Ammonia, Nitrite and Nitrate Nitrogen Removal from Polluted Source Water with Ozonation and BAC Processes”, *Ozone Science & Engineering*, 11:2:227.

- Wang, J. Z., and R. S. Summers. (1996) “ Biodegradation Behavior of Ozonated Natural Organic Matter in Sand Filters ”, *Jour. Water Sci.*, 9:1:3.
- Wang, J. Z., R. S. Summers, and R. J. Miltner. (1995) “ Biofiltration Performance: Part 1, Relationship to Biomass ”, *Jour. AWWA.*, 88:12:55
- Wen H. J., and D. J. Lee. (1998) “Strength of polymer flocculated clay flocs. *Advances in Environmental Research*”, II, pp. 390-397.
- Wu C. C., J. J. Wu, and R. Y. Huang. (2003) “Floc strength and dewatering efficiency of alum sludge”, *Environmental Research*, 7:3:617-621.
- Xu, K.Q., H. Tsukura, and R. Sudo. (1997) “ Purification of Raw Water by Biofilm Processes for Water Supply ”, *Jour. Water and Waste*, 39:8:66 (in Japanese).
- Yadav, N. P., and J. T. West. (1975) “ The Effect of Delay Time on Floc Blanket Efficiency”, WRC. Technical Report TR9.
- Yasuhisa A., and T. Yoshikazu. (1997) “Settling velocity of an aluminium-kaolinite floc”, *Wat. Res.*, 31:5:449-454.
- Yeh, H. H. and S. K. Chen. (1988) “ Packed Bed Filters for Ammonia-Nitrogen Removal from Raw Waters ”, *Water Supply*, 6:3:219.
- Yeh, H. H. and H. H. Kao. (1993) “ Testing a Coke Biofilter for the Pretreatment of Polluted Surface Water in Taiwan ”, *Jour. AWWA.*, 85:5:96.
- Yeh, H. H., W. J. Huang, C. J. Hung, and S. C. Wang. (1995) “Advanced Treatment Processes for Disinfection By-Products Control when treating Polluted Source Water”, 20th International Water Supply Congress, Durban, South Africa.
- Yeh, H.H. and W.J. Huang. (1993) “ The Fate of Dissolved Organics in Water Purification Processes Treating Polluted Raw Water”, *Water Sci. Tech.*, 27:11:71
- Yordanov, R. V., A. J. Lamb, M. A. Melvin, and J. Littlejohn. (1996) “ Effect of Ozone Pre-treatment of Coloured Upland Water on Some Biological Parameters of Sand Filters” , *Ozone and Its Application*, 1:35.

Zhang, T. C. and P. L. Bishop. (1994) “Density, Porosity, and Pore Structure of Biofilms”, *Water Res.*, 28:11:2267

歐陽嶠暉 (1987) “生物接觸曝氣法預先處理自來水原水之可行性研究” 台灣省自來水股份有限公司委託國立中央大學研究報告.

歐陽嶠暉 (1988) “生物氧化法處理污染源之研究” 台灣省自來水股份有限公司委託國立中央大學研究報告.

歐陽嶠暉 (1989) “自來水原水預先處理最佳經濟評估” 台灣省自來水股份有限公司委託國立中央大學研究報告

鄭惠澤 (1993) “淨水技術對於水中有機物之去除探討”，成功大學環境工程所碩士論文.

徐惠伶(1995) “從混凝行為探討硫酸鋁與有機物反應機制之研究” 國立交通大學碩士論文。

黃文鑑 (1997) “混凝、吸附對溶解性有機物去除及受預氣影響之研究” 國立成功大學環境工程學系博士論文.

鄭幸雄 (1997) “台灣南部給水源污染特性及生物處理程序功能之探討”，自來水會刊，第 16 卷，第 1 期。

葉宣顯(1998) “本省自來水水源中溶解性有機物成分之分析及現有淨水程序對其去除效率之評估” 台灣省自來水股份有限公司委託國立成功大學研究報告.

李福順 (1998) “大甲河流域極其下游豐原淨水廠水體中有機性消毒副產物前驅物質分佈特性之研究” 東海大學環境科學系碩士論文.

鄭幸雄、王文革、吳靜如 (1998) “澄清湖及港西淨水場水質特性研究” 第十五屆自來水研究發表會論文集，301 - 314。

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。

葉宣顯等人 (1999) “澄清湖高級淨水處理模型廠試驗研究” (第一年) 台灣省自來水股份有限公司委託國立成功大學研究報告.

黃文鑑、葉宣顯（1999）“增強混凝對溶解性有機物去除效率之研究”第二十四屆廢水處理技術研討會論文集。

李坤峰（2000）“飲用水處理程序二階段添加 PAC 與污泥毯穩定度提昇之研究”，元智大學化學工程研究所碩士論文。

陳兩全（2000）“高速膠凝沉澱池污泥毯性質之研究”，臺灣大學化學工程學研究所碩士論文。

葉宣顯等（2001）“澄清湖高級淨水處理模型廠試驗研究（第二年），台灣省自來水股份有限公司委託國立成功大學研究報告。

宋尚軒（2002）“有機物對膠羽性質與污泥毯穩定性之影響”，臺灣大學化學工程學研究所碩士論文。

蘇信團（2003）“向上流動懸浮流體床之泥毯動態研究”，臺灣大學化學工程學研究所碩士論文。

行政院環境保護署（2006）“環境統計年報”。





作者簡歷

壹、作者簡歷

一、姓 名:李丁來

二、性 別:男

三、出 生:50年11月17日

四、籍 貫:臺灣省屏東縣

五、通訊處:台中市南屯區三義里黎明路2段488巷28號

六、電 話:(04)22515701 (H), M.P. : 0933491627

(04) 04-22244191-352 (O)

七、學 歷:



1. 民國69年高雄市立高雄中學畢業
2. 民國73年成功大學環境工程學系畢業
3. 民國75年成功大學環境工程學研究所碩士班畢業
4. 民國96年交通大學環境工程學研究所博士班畢業

八、資 格:

1. 民國73年公務人員普考環境工程科及格 (73全普字第549號)
2. 民國76年公務人員高考環境工程科及格 (76全高字第292號)

九、資格證書:

- 1.民國82年環境工程技師證書（台工登字第10919號）
- 2.民國82年甲級廢水處理技術員證書（82環署訓證字第GA00003號）

十、主要工作經驗:

- 1.民國 71 年-72 年任成功大學環工系研究計劃水質分析員
- 2.民國 74 年-75 年任成功大學環工研究所研究助理
- 3.民國 77 年 9 月—83 年 9 月任臺灣省自來水公司技術處工程師
- 4.民國 83 年 9 月—91 年 1 月任臺灣省自來水公司工務處工程師
- 5.民國 91 年 1 月—92 年 11 月任臺灣省自來水公司第三區管理處工程師（支援工務處設計組）
- 6.民國92年11月迄今任臺灣省自來水公司第十一區管理處操作課工程師兼課長
- 7.民國94年12月迄今任臺灣自來水公司供水處生產組工程師兼組長

十一、語言訓練:

1. 東海大學「英語進修夜間班」及格結業（80年10月-81年6月）
2. 財團法人語言訓練及測驗中心「英語全日班」及格結業（82年10月-83年1月）

十二、主要工作訓練:

1. 臺灣省自來水公司員工訓練所第334期「電腦程式語言」研習班

結。(78年3月27日-4月4日)

2. 臺灣省自來水公司員工訓練所第353期「系統分析」研習班結業(78年9月20日-27日)
3. 臺灣省自來水公司員工訓練所第366期「電腦專業」講習班結業(79年3月13日-23日)
4. 臺灣省自來水公司員工訓練所第378期「應用系統之開發程序」研習班結業(79年5月22日-6月8日)
5. 經濟部專業人員研究中心「材料之腐蝕與防蝕」研討班結業(78年5月2日-13日)
6. 經濟部專業人員研究中心「資訊與管理」研討班結業(80年4月22日-5月2日)
7. 經濟部專業人員研究中心「環境保護專業研究」研討班結業(80年10月7日-18日)
8. 行政院環保署環境保護人員訓練所「環境保護主管人員規劃管理」訓練班結業(82年4月19日-82.5月22日)
9. 行政院八十三年度公費出國進修研究(至美國南加州大都會自來水公司「最佳可行理技術」研究結業(83年6月4日-10月31日)
10. 臺灣省自來水公司員工訓練所第686期「基層單位主管研究」班結業(86年1月29日-31日)
11. 臺灣省自來水公司員工訓練所第731期「廠所主管儲備研究」班結業(86年12月1日-6日)

12. 經濟部專業人員研究中心「計劃管理研究」班結業(87年7月20日-24日)
13. 臺灣省自來水公司員工訓練所第766期「資訊應用訓練」班結業(87年8月17日-21日)
14. 國際水利環境學院 (Taiwan International Institute for Water Education) 「Advanced Surface Water Treatment」結業 (February 25-March 1, 2002)
15. 國際水協會 (International Water Association) 第三屆年會(2002年4月7日-11日, Melbourne)
16. 國際水利環境學院 (Taiwan International Institute for Water Education) 「Design, Operation & Maintenance of Urban Water Distribution Systems」結業 (December 2-6, 2002)
17. 第十三屆國際自來水協會亞太區 (IWA-ASPAC) 2003年研討會發表論文(13-18, October, 2003)
18. 經濟部專業人員研究中心第131期「中階層主管幹部培訓」班結業(93年5月10日-28日)
19. 第三屆國際自來水協會先進技術研討會發表海報論文 (3rd Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies Sapporo, Japan. 6 - 8 June 2005)
20. 國際水協會 (International Water Association) 第五屆年會(2006年9月11日-14日, Beijing)
21. 經濟部委託中國生產力中心舉辦之「產業技術研發管理專業技術

人才培訓第2期計畫—95年研發管理經理人培訓班」結業(95年6月15日-10月21日)

22. 臺灣省自來水公司員工訓練所第123期「高階主管(經理、副理、處長、副處長級)培訓」班結業(95年10月30日-12月22日)
23. 臺灣省自來水公司員工訓練所第016期「全面品質管理訓練」班結業(96年2月5日-2月7日)
24. 經濟部專業人員研究中心第131期「中階層主管研討會」結業(96年4月9日-11日)

十三、社團活動:

1. 中華民國自然生態保育協會會員(會員編號NO700505)
2. 中華民國自來水協會永久會員(76國水協會證字第4360號)
3. 中華民國環境工程學會永久會員(80環學永字第0311號)
4. 美國自來水協會會員(American Water Works Association, Membership No 00554884)
5. 國際水協會會員(International Water Association, Membership No 00827460)
6. 中華民國自來水協會第十四屆技術研究委員會、第十五及十六屆國際事務委員會委員及第十三至十六屆編譯出版委員會委員兼秘書及編輯,協助推動自來水技術之應用及發展,並定期籌劃編輯出版「自來水」會刊,增進國內自來水事業及會員之專門知識。

貳、曾完成之中、英文論述

一、英文研究論述

1. Tinlai Lee, Chihpin Huang, Hueysong You, Jill R. Pan and S.S. Cheng (2007) "Operation of Fixed-bed Bioreactor for Polluted Surface Water Treatment " accepted by *Separation Science and Technology* on July 12, 2007 (Manuscript Number:2991)
2. Chihpin Huang, Tinlai Lee, Jill R Pan and Jaiwai Hon (2007) "Operational performance of sludge blanket in clarification: effect of organic matter " *Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 56 : 3 : 163–169.
3. Tin-Lai Lee, Nan-Tzer Hu and Chi-Nan Hsieh (2003) "The Kaohsiung DBO Advanced Water Treatment Project" Technical Report of 13th IWA-ASPAC Regional Conference , Cebu, Philippines, October 13-18, pp366-369.
4. D. F. Juang, T. L. Lee, T. J. Kao, P. C. Chen (2005)" The Operational Experience of Cheng Ching Lake and Advanced Water Treatment Plant During Its Commissioning Period" Proceedings of 3rd Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies Sapporo, Japan.June 6-8.

二、研究報告

1. 李丁來「活性碳厭氣流動床處理酚類廢水之研究」(碩士論文，民國75年6月)

2. 李丁來「自來水最佳可行處理技術研究」(行政院八十三年度公教人員出國赴美專題研究報告，民國84年1月)
3. 李丁來「參加國際水協會第三屆年會心得報告」(民國91年8月)
4. 李丁來，黃茂琳，蘇金龍「坪頂淨水場及鳳山淨水場實場軟化試驗研究」(93年經濟部列管研究報告評列為頭等，民國93年2月)

三、國內期刊及研討會論文

1. 李丁來 " 自來水公司小區管網計劃簡介 "，臺水月刊第7卷第10期，民國79年7月
2. 李丁來 " 空氣浮除法去除藻類之應用性探討 "，臺水月刊第8卷第1期，民國79年10月.
3. 李丁來 " 活性碳之吸附選擇性及吸附能力探討 "，臺水月刊第8卷第3期，民國79年12月.
4. 李丁來 " 家用活性碳過濾器之安全性檢驗 "，臺水月刊第8卷第9期，民國80年6月.
5. 李丁來 " 活性碳種類之選擇及評估 (上、下) "，臺水月刊第9卷第4期，民國81年1月及第9卷第5期，81年2月.
6. 李丁來 " 活性碳之生物吸附及再生分解作用 "，臺水月刊第9卷第6期，民國81年3月.
7. 李丁來 " 加氯消毒之替代程序 "，臺水月刊第10卷第7期，民國82年4月.
8. 李丁來 " 自來水最佳可行處理技術研究 "心得報告摘要，臺水雙

月刊第12卷第5期，民國84年7月。

9. 李丁來 " 高雄地區自來水水質改善工程（工業用水與民生用水分開供應）計劃執行成果報告 "，臺水雙月刊第13卷第3期，民國85年3月。
10. 李丁來 " 由中油工安事件研討本公司經營管理上應行注意事項 "，臺水雙月刊第14卷第3期，民國86年3月。
11. 李丁來 " 怎樣的水才安全?"，臺水雙月刊第15卷第1期，民國86年11月。
12. 李丁來 " 活性碳吸附技術應用探討 "，臺水雙月刊第15卷第2期，民國87年1月。
13. 李丁來 " 澄清湖高級淨水處理模型廠工程計畫簡介 "，臺水雙月刊第15卷第3期，民國87年3月。
14. 李丁來 " 最佳可行處理技術 "，自來水會刊第54期，p63-71，民國84年5月
15. 李丁來 " 配水系統中水質劣化問題之探討 "，自來水會刊第56期 p11-16，民國84年11月。
16. 李丁來 " 薄膜技術應用之探討 "，自來水會刊第57期p40-52，民國85年2月。
17. 李丁來 " 小系統處理技術探討 "，自來水會刊第58期p115-121，民國85年5月。
18. 李丁來 " 臺水公司淨水處理沿革與展望 "，1998臺北上海自來水及下水道工程與管理研討會，p72-85，民國87年3月。

19. 李丁來，甘其銓，黃志彬，劉廷政，李乾華，林慶春 " 淨水場去除濁度功能自我評鑑之初步研究 "，第十六屆自來水研究發表會，民國88年11月.
20. 李丁來，甘其銓，黃志彬，劉廷政，李乾華，林慶春 " 淨水場去除濁度功能自我評鑑之個案研究 "，自來水會刊第72期，p103-118，民國88年11月.
21. 李丁來，施安琪，黃志彬 " 含藻濁度之混沉特性分析 "，第十九屆自來水研究發表會，民國91年11月.
22. 李丁來，胡南澤，謝啟男 " 高級處理設備採購之DBO案例探討 "，第十九屆自來水研究發表會，民國91年11月.
23. 劉家堯，盧清雄，謝啟男，葉宣顯，李丁來 " 整合管理—永續水資源之要訣 "，自來水會刊第83期，p65-76，民國91年8月.
24. 李丁來，胡南澤，謝啟男 "高級淨水處理設備個案採購原則簡介"，自來水會刊第82期，p46-55，民國91年5月.
25. 李丁來，葉宣顯，謝啟男 " 高雄地區高級淨水處理工程簡介 "，臭氣科技應用與管理研討會，p58-75，民國92年5月.
26. 謝堽煌、陳光明、原理、李丁來 " 供水體系之漏損：標準用語及建議之實行措施 "，自來水會刊第87期，p64-77，民國92年8月.
27. 李丁來 " 大高雄地區自來水後續改善工程計畫簡介 "，自來水會刊第88期，p23-38，民國92年11月.
28. 李丁來，黃茂琳，蘇金龍，林岳，謝啟男 "坪頂淨水場軟化試驗研究"，第二十屆自來水研究發表會，民國92年11月.

29. 李丁來，邱芬蘭，黃志彬 " 鹼性操作污泥毯澄清池去除硬度之研究 "，第二十屆自來水研究發表會，民國92年11月.
30. 李丁來 " 澄清湖淨水場增設高級淨水處理設備工程簡介 "，環境工程會刊第15卷第2期，p20-26，民國93年5月.
31. 李丁來，林發恩，劉思明，林岳，謝啟男 " 澄清湖高級淨水處理之初期運轉經驗 "，第二十一屆自來水研究發表會，民國93年11月.
32. 李丁來，李茂松，邵信，蘇怡婷" 荊桐淨水場水質改善試驗研究 "，自來水會刊第92期，p87-100，民國93年11月.
33. 李丁來，李茂松，邵信，蘇怡婷 " 流體化床結晶技術應用於硬度去除之探討 "，第一屆海峽兩岸飲用水安全控制技術及管理研討會，民國93年12月.
34. 謝堯煌、李丁來、董季琪 " 國際水價趨勢探討 "，自來水會刊第94期，p89-97，民國94年5月.
35. 李丁來，董季琪 " 各國水費概況及趨勢 "，第二十二屆自來水研究發表會，民國94年11月.
36. 李丁來，李茂松，邵信，蘇怡婷" 荊桐淨水場水質改善試驗研究 "，自來水會刊第92期，p87-100，民國93年11月.
37. 李丁來、黃志彬、王銘源、劉廷政 " 原水中硼存在之影響及其去除方法 " 自來水會刊， 24:3:69-78 ，民國94年8月.
38. 徐享崑、李丁來 " 現代化淨水場 " 化工技術 167:164-171 ，民國96年2月。

參、參與承辦/主管之重要工程計畫

1. 「澄清湖淨水場 20 萬 CMD 擴建統包工程」，民國 79 年.
2. 「澄清湖淨水場原水除藻工程」，民國 81 年.
3. 「澄清湖水庫曝氣設備工程」，民國 81 年.
4. 「鳳山水庫曝氣設備工程」，民國 81 年.
5. 「蘭潭水庫曝氣設備工程」，民國 82 年.
6. 「港西淨水場原水生物處理設備工程」，民國 82 年.
7. 「高雄地區工業用水、民生用水分開供應計畫」，民國 83 年.
8. 「澄清湖高級淨水處理大型示範模型場規畫報告」，民國 84 年.
9. 「南化淨水場一期淨水設備統包工程」，民國 79 年.
10. 「嘉義公園淨水場二期淨水設備統包工程」，民國 82 年.
11. 「東興淨水場二期淨水設備統包工程」，民國 83 年.
12. 「平鎮淨水場淨水設備統包工程」，民國 82 年.
13. 「平鎮淨水場廢水處理設備統包工程」，民國 84 年.
14. 「大湳淨水場廢水處理設備統包工程」，民國 85 年.
15. 「臺灣省飲用水水源水質整體改善計畫」，民國 86 年.
16. 「新竹第二淨水場水處理設備統包工程」，民國 87 年.
17. 「澄清湖高級淨水處理模型場工程試驗計畫」，民國 87 年.

18. 「大高雄地區自來水後續改善工程規劃」，民國87年.
19. 「大高雄地區自來水後續改善工程計劃」，民國89年.
20. 「澄清湖、拷潭、翁公園淨水場增設高級淨水處理設備委託技術服務」，民國 90 年.
21. 「澄清湖、拷潭、翁公園淨水場增設高級淨水處理設備工程」，民國 91 年.
22. 「荊桐淨水場水質改善工程」，民國 92 年.
23. 「坪頂淨水場及鳳山淨水場實場軟化工程」，民國 92 年.
24. 「試辦小區管網計劃」(11區處部分)，民國 93 年.



肆、參與之研究計畫

1. 「污染水源氮氮生物氧化程序功能之追蹤」，委託成大環工所辦理，民國 81 年至 82 年.
2. 「澄清湖水庫曝氣設備工程效益評估」，委託成大環工所辦理，民國 83 年至 84 年.
3. 「鳳山水庫曝氣設備工程效益評估」，委託成大環工所辦理，民國 83 年至 84 年.
4. 「蘭潭水庫曝氣設備工程效益評估」，委託台大環工所辦理，民國 83 年至 84 年.
5. 「港西淨水場原水生物處理設備工程效益評估」，委託成大環工所辦理，民國 83 年至 84 年.
6. 「活性碳纖維使用於自來水淨化處理模型廠之工程」，委託逢大材料所辦理，民國 84 年至 85 年.
7. 「現有自來水水源中溶解性有機物成份之分析及現有淨水程序對其去除效率之評估」，委託成大環工所辦理，民國 87 年至 88 年.
8. 「澄清湖高級淨水處理模型廠試驗研究」(一) 及 (二)，委託成大環工所辦理，民國 88 年至 90 年.
9. 「現有自來水設備耐震及改善之研究」(一) 及 (二)，委託成大土木所辦理，民國 87 年至 88 年.
10. 「雙層濾料提高快濾池處理性能之模型廠試驗研究」(一)、(二) 及 (三)，委託淡大水環所辦理，民國 87 年至 89 年.

11. 「高速膠凝沉澱池懸浮污泥毯操控之研究」，委託臺大化工所辦理，民國 88 年至 89 年.
12. 「受污染水源之最佳處理技術研究」(一)及(二)，委託交大環工所辦理，民國 88 年至 90 年.
13. 參與「污染防治技術開發及推廣五年計畫」，經濟部委託工研院化工所辦理之業界科專計畫，「放流水中特殊污染物處理技術研究—水中殘存有機物及含氮污染物處理研究」、「BioNET 處理技術開發—原水前處理應用」、「水中難分解成份處理技術研究」等研究，民國 87 年至 89 年
14. 「建立自來水公司淨水場綜合效能評估制度研究及試行」(一)及(二)，委託交大環工所辦理，民國 94 年至 96 年.
15. 「自來水現代化及國際合作計畫」，委託台大慶齡工業研究中心辦理，民國 95 年至 96 年.
16. 「提升管理用水量計準確度計畫」，委託工研院量測中心辦理，民國 95 年至 96 年.