

國立交通大學  
環境工程研究所

碩士論文

快混強度對天然濁水混凝效能之影響



Effect of Rapid-Mixing Intensity on the Performance of  
Coagulation for Natural Turbid Water

研究生：黃信元

指導教授：黃志彬博士

中華民國九十九年十二月

快混強度對天然濁水混凝效能之影響

**Effect of Rapid-Mixing Intensity on the Performance of  
Coagulation for Natural Turbid Water**

研究生：黃信元

**Student : Hsin-Yuan Huang**

指導教授：黃志彬

**Advisor : Chihpin Huang**

國立交通大學

環境工程研究所



**Submitted to Institute of Environmental Engineering**

**College of Engineering**

**National Chiao Tung University**

**In Partial Fulfillment of the Requirements**

**For the Degree of**

**Master of Science**

**In**

**Environmental Engineering**

**December 2010**

**Hsinchu, Taiwan, Republic of China**

中華民國九十九年十二月

# 快混強度對天然濁水混凝效能之影響

研究生：黃信元

指導教授：黃志彬

國立交通大學環境工程研究所

## 摘要

混凝為淨水場去除濁度顆粒之主要處理單元，其中尤以快混單元最為重要，快混效能之優劣將決定顆粒去穩程度及膠羽結構特性，進而影響後續沉澱及過濾單元之效率。本研究目的在於探討快混強度(G值)對天然濁水混凝效能之影響，首先，分別採取低濁度及高濁度原水，改變不同快混 G 值( $150 \sim 1000 \text{ s}^{-1}$ )進行瓶杯試驗，以評估快混 G 值對濁度及溶解性有機物(DOC)去除效率之影響，並且在實場架設一管中快混設備產生遠大於現場快混操作強度之 G 值( $>5000 \text{ s}^{-1}$ )，以探討高速 G 值對後續混沉過濾效能之成效，實場試驗中，採取管中快混後處理水及現場快混後處理水，同時利用瓶杯試驗機在一相同條件下慢混並在混沉結束後量測上澄液殘餘濁度及溶解性有機物。

研究結果顯示，低濁度及高濁度原水混凝在最適加藥量下，濁度去除有一最適 Gt 值範圍( $9 \times 10^4 \sim 1.2 \times 10^5$ )，當快混時間短，混沉後濁度去除率及上澄液過濾性隨快混 G 值增加而提升，反之，當快混時間長則混沉後濁度去除率及上澄液過濾性隨快混 G 值增加而下降。在 DOC 混凝部分，混沉後上澄液殘餘 DOC 首先會隨快混 G 值增加

而下降至最低，接著再隨快混 G 值增加而上升。另外，快混 G 值也會影響到凝膠羽之結構特性，增加快混強度可增強凝膠羽強度，且凝膠羽形成之機制決定破碎膠羽回復率。電性中和機制下形成之膠羽強度遠弱於沉澱掃除下所形成之膠羽。隨著快混強度之增加，由電性中和作用形成之膠羽在破碎後之膠羽回復率亦會增加，但由沉澱掃除作用形成之膠羽在破碎後之回復率卻與快混強度無關。另一方面，淨水場原水經管柱高速 G 值快混處理後，其處理水混沉後相較於現場快混單元可明顯提升濁度去除及上澄液過濾性，但對 DOC 去除之助益並不明顯。



**關鍵詞：水處理、凝膠、快混、攪拌強度、管中快混**

# **Effect of Rapid-Mixing Intensity on the Performance of Coagulation for Natural Turbid Water**

Student : Hsin-Yuan Huang

Advisor : Chihpin Huang

**Institute of Environmental Engineering  
National Chiao Tung University**

## **Abstract**

Coagulation process is the most widely used to remove particle for water treatment plant (WTP). The operation of rapid-mixing in coagulation dominates the performance of particles destabilization, and affects the properties of floc, which significantly influence subsequent solid-liquid separation such as sedimentation and filtration. This study aims to investigate the effect of rapid-mixing intensity (i.e., velocity gradient ( $G$ )) on the performance of coagulation for the treatment of natural turbidity water. First, coagulation was conducted by Jar test in laboratory at various  $G$  ranging from 150 to 1000  $s^{-1}$  to determine the removal efficiency of turbidity and dissolved organic matter (DOC) from two types of raw water. Furthermore, a pilot-scale in-line mixer yielding much higher  $G$  ( $>5000 s^{-1}$ ) than mechanical mixing of WTP were conducted to investigate the effect of high  $G$  mixing on the efficiency of coagulation-sedimentation and filtration. In pilot-plant test, the effluents after rapid-mixing induced by in-line mixer and mechanical mixing of WTP was simultaneously flocculated at a constant slow-mixing using Jar test to determine the residual turbidity and DOC of supernatants after sedimentation.

The result showed that the optimal  $Gt$  value ranging from  $9 \times 10^4$  to  $1.2 \times 10^5$  for turbidity removal in the coagulation of low and high turbidity water at optimal dosage was obtained. At such condition, the turbidity removal and filterability of supernatant after coagulation-sedimentation

increased with rapid-mixing intensity under a shorter rapid-mixing, but decreased with mixing-intensity under a longer rapid-mixing. For DOC coagulation, the residual DOC is first decreased to minimum and then increased with increasing rapid-mixing intensity. Moreover, the floc structure was affected strongly by rapid-mixing intensity during coagulation. The floc strength increased with mixing intensity for the coagulation of low and high turbidity water. Furthermore, the mechanism of floc formation dominates the recovery rate of the broken floc. Floc formed by charge neutralization (CN) is much weaker than that formed by sweep flocculation (SW). The recovery rate of the broken floc increased with the strength of CN floc; however, the recovery rate of the broken floc is insensitive to the strength of SW floc. On the other hand, the efficiency of turbidity removal through mixing with high G generated from in-line mixer is superior to that from mechanical mixing of WTP, in which the filterability of the supernatant after coagulation-sedimentation can be effectively improved using in-line mixer; however, the DOC removal was insensitive to mixing-intensity of coagulation at such condition.

**Key words : Water treatment, Coagulation, Rapid-mixing, Mixing Intensity, In-line mixer.**

## 誌謝

時間真的過得很快，才一轉眼就要畢業了，研究所兩年半的日子是我求學階段學到最多也是體認到最多的時期，感謝指導教授黃志彬老師給予實驗室一個這麼棒的研究環境，讓學生可以無後顧之憂的專注在研究上，以及在論文撰寫上的指正及教導，另外也謝謝袁如馨老師平時的關心，能讓兩位老師指導過，學生倍感榮幸，口試期間承蒙康世芳教授及劉志成教授對於論文的指教，學生受益良多。

謝謝志麟學長在研究上的指導，讓我學會獨立思考的能力也讓我體認到當遇到問題，唯有靠自己想辦法解決最可靠，也很高興研所能認識到育俊及文彬學長，特別謝謝育俊學長無論在平時或論文上的關心與幫助，還有遠在光復的 OK，很幸運能夠當你的學弟，你是一個很照顧學弟妹的學姐，相信被你帶過的學弟妹每天應該都很幸福，另外，謝謝同學大王、家馨、恰恰還有每天朝夕相處的阿賢以及同窗好友聖然、庚轅、台客、男排隊員、學弟妹阿富、Ivy、Bob、文美、SuSu 給了我研所許多回憶，研究期間謝謝柏廷學長、文美、小胖實驗上的幫助，還有賴打學長和涑達工程的大哥們，各個身懷絕技，分工合作，其實你們才是最屌的，口試期間也感謝碩一學弟妹的幫忙。

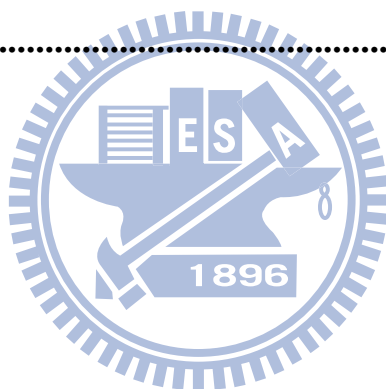
最後要謝謝的是我的家人，特別是我的爸媽，謝謝你們在我求學階段一路上的支持，從小到大，你們從未要求過我的學業，求學路上的決定也從未干涉過，希望求學階段抵達的終點沒有讓你們失望，研所畢業對我來說不是結束而是另一個開始，想對爸媽說你們真的真的辛苦了，謝謝你們從小到大給了我和妹妹這麼多的愛，雖然我們都不擅於表達，但是你們給的愛，我們都感受的到，也想對爸爸說，往後可以放心的把你肩上的責任都移到我身上，我也會盡全力衝刺，讓你們可以無後顧之憂的去做任何想做的事或想過的生活。

## 目錄

中文摘要	I
英文摘要	III
誌謝	V
目錄	VI
圖目錄	VIII
表目錄	IX
<b>第一章 前言</b>	<b>1</b>
1-1 研究緣起	1
1-2 研究目的	2
<b>第二章 文獻回顧</b>	<b>3</b>
2-1 快混 G 值及 t 值對混沉及過濾效能之影響	3
2-2 混凝劑種類對過濾效能之影響	5
2-3 快混攪拌參數對顆粒去穩定及顆粒聚集動力之影響	6
2-4 快混攪拌參數對膠羽結構特性之影響	7
<b>第三章 實驗材料、設備及方法</b>	<b>11</b>
3-1 實驗架構	11
3-2 對象淨水場基本資料及瓶杯混凝操作參數	13
3-3 原水水質與顆粒物化特性分析	13
3-4 混凝劑鋁型態分析	16
3-5 混凝試驗	18
3-6 過濾性試驗	21
3-7 膠羽特性分析	22
3-8 實場快混及管柱快混效能試驗	24
<b>第四章 結果與討論</b>	<b>27</b>
4-1 最適混凝劑量判定	27
4-2 快混強度對混凝膠羽特性及混沉過濾效能之影響	31
4-2-1 快混強度對混沉後上澄液殘餘濁度之影響	31
4-2-2 快混強度對膠羽強度之影響	32
4-2-3 快混強度對破碎膠羽回復率之影響	33
4-2-4 快混強度對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響	42
4-2-5 快混強度對混沉後上澄液過濾性之影響	44
4-3 高速 G 值對混沉及過濾效能之影響	46
4-3-1 高速 G 值對混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之影響	46



4-3-2 高速 G 值對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響.....	50
<b>第五章 結論與建議 .....</b>	<b>52</b>
5-1 結論.....	52
5-2 建議.....	53
<b>參考文獻.....</b>	<b>54</b>
<b>附錄 A.....</b>	<b>58</b>
<b>附錄 B.....</b>	<b>62</b>
<b>附錄 C.....</b>	<b>63</b>
<b>附錄 D.....</b>	<b>67</b>
<b>附錄 E.....</b>	<b>71</b>



## 圖目錄

圖 3-1 實驗架構.....	12
圖 3-2 方形槽體中平板式攪拌器之攪拌 G 值與轉速(rpm)之對應圖.....	19
圖 3-3 最適混凝劑量挑選原則示意圖.....	20
圖 3-4 過濾性試驗裝置.....	21
圖 3-5 膠羽特性分析裝置.....	23
圖 3-6 膠羽破碎及再生長曲線.....	23
圖 3-7 實場快混及管柱快混效能之比較試驗示意圖.....	26
圖 4-1 瓶杯快混及實場快混後處理水於沉澱期間上澄液殘餘濁度隨時間之 變化 (新竹水場).....	29
圖 4-2 混凝加藥劑量對混沉後上澄液殘餘濁度之影響.....	30
圖 4-3 不同原水濁度下快混強度對混沉後上澄液殘餘濁度之影響.....	35
圖 4-4 不同原水濁度下快混強度對膠羽粒徑之影響.....	36
圖 4-5 不同原水濁度下快混強度對膠羽強度之影響.....	37
圖 4-6 不同混凝劑量所對應之殘餘濁度與快混後顆粒表面界達電位之關係..	38
圖 4-7 不同原水濁度下快混強度對破碎膠羽回復率之影響.....	40
圖 4-8 不同原水濁度下膠羽強度與破碎膠羽回復率之關係.....	41
圖 4-9 不同原水濁度下快混強度對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響.....	43
圖 4-10 不同原水濁度下快混強度對混沉後上澄液過濾性之影響.....	45
圖 4-11 不同原水濁度下高速 G 值對上澄液殘餘濁度之影響 (新竹水場).....	47
圖 4-12 不同原水濁度下高速 G 值對上澄液殘餘濁度之影響 (豐原水場).....	47
圖 4-13 不同原水濁度下高速 G 值對膠羽粒徑之影響 (新竹水場).....	48
圖 4-14 不同原水濁度下高速 G 值對膠羽粒徑之關係 (豐原水場).....	48
圖 4-15 不同原水濁度下高速 G 值對上澄液過濾性之影響 (新竹水場).....	49
圖 4-16 不同原水濁度下高速 G 值對上澄液過濾性之影響 (豐原水場).....	49
圖 4-17 不同原水濁度下高速 G 值對上澄液殘餘 DOC 之影響 (新竹水場)...	51
圖 4-18 不同原水濁度下高速 G 值對上澄液殘餘 DOC 之影響 (豐原水場)...	51

## 表目錄

表 2-1 快混 G 值及 t 值對混沉及過濾效能之影響.....	10
表 3-1 對象淨水場基本資料及瓶杯混凝操作參數.....	13
表 3-2 原水水質及顆粒物化特性.....	15
表 3-3 PACl 混凝劑鋁型態分佈.....	18
表 4-1 對象淨水場原水混凝最適劑量及混凝機制.....	39
表 4-2 不同膠羽種類之膠羽強度常數.....	39



# 第一章 前言

## 1-1 研究緣起

混凝為淨水場主要處理單元之一，亦是沉澱及過濾單元必要之前處理單元，混凝程序主要藉由快混階段分散混凝劑至顆粒表面使顆粒去穩定後，再藉由膠凝單元使去穩定顆粒相互碰撞並聚集成膠羽，以利後續沉澱及過濾單元之操作。而快混操作效能之優劣將決定顆粒去穩程度及膠羽結構特性，進而影響後續沉澱及過濾單元之效率。

快混單元操作參數主要為快混強度及快混時間，過去許多學者認為藉由快速攪拌均勻分散混凝劑，對於顆粒去穩程度之影響重大 (Amirtharajah and Mills, 1982 ; Kawamura 2000)。然而，混凝劑之分散性以及混凝劑與濁度顆粒間之去穩定作用，皆與混合槽內之流體流況及速度分佈密切相關 (Amirtharajah and Mills, 1982 ; Oldsue, 1983)。因此，快混槽內部流況是決定快混效能之重要因素之一，而快混攪拌強度為決定流體流況之主要因子 (Park et al., 2003)。當水中顆粒濃度高時，混凝劑不易均勻分散，若攪拌強度不足，常造成局部過量加藥之情形，進而影響後續處理單元之效率。因此，增加攪拌強度有助於混凝劑均勻分散且可提升混凝劑與顆粒間之吸附速率 (Amirtharajah and Mills, 1982 ; Gregory, 1996)，提高顆粒去穩程度。由上述可知，快混強度對顆粒去穩程度之影響較快混時間大。

反觀國內淨水場快混操作現況，主要有兩大關鍵問題，由於淨水場快混型式不一(如附錄 A)，水場評估混凝加藥之依據僅仰賴瓶杯試驗，無法準確對應實場所面臨之加藥攪拌或混合情況，導致混凝加藥劑量不易掌握。另外，由於大多數淨水場快混強度缺乏彈性調整空間，無法因應原水水質及水量變動而改變快混強度，導致快混效能無

法維持。

為了瞭解快混強度對天然濁水混沉及過濾效能之影響。因此，本研究選擇新竹第二淨水場及豐原第二淨水場作為代表性水場，採取不同濁度之原水，針對各淨水場在最適加藥條件下，改變不同快混強度進行快混效能試驗。且在實場架設可產生高速 G 值之管中快混設備並與現場快混單元進行平行試驗。

## 1-2 研究目的

1. 探討不同快混操作條件下(包含原水濁度、混凝劑量及快混時間)快混強度對後續混沉及過濾效能之影響。
2. 探討快混強度對混凝膠羽特性之影響。
3. 探討高速 G 值對混沉及過濾效能之影響。



## 第二章 文獻回顧

對國內淨水場而言，化學混凝一直是主要淨水處理單元之一，混凝主要可分為三個階段，當混凝劑注入原水後即發生一連串水解反應，形成帶有正電荷之水解物種。接著，藉由快混階段快速攪拌使混凝劑均勻分散至顆粒表面進行去穩反應。最後，去穩顆粒再於慢混階段碰撞聚集形成膠羽。而膠羽結構特性會影響後續固液分離之效率，因此，混凝操作效能關係著處理水質之優劣。

過去研究認為混凝劑水解時間短，具高電性中和能力之水解物種必須在快混階段藉由快速攪拌迅速分散至顆粒表面，以提升顆粒去穩程度<sup>(Amirtharajah and Mills, 1982 ; Kawamura 2000)</sup>。然而，當水中顆粒濃度高時，混凝劑不易均勻分散，攪拌不足常造成局部過量加藥之情形，使顆粒去穩程度變差，進而降低顆粒間碰撞效率，由於顆粒間碰撞效率關係到顆粒聚集機制，不同聚集機制下形成之顆粒聚集體或是膠羽結構特性不同，而快混階段所形成之微膠羽特性與後續膠凝及沉澱效率密切相關<sup>(Park et al., 2006)</sup>。由此可知，快混效能攸關後續處理單元之成效。

而快混效能受 pH、混凝劑種類、混凝劑量、原水水質特性、快混強度及時間等操作因素影響，其中快混強度與快混時間為快混主要之操作參數，攪拌強度通常以速度坡降(velocity gradient)G 值表示，G 值與混合的能量、液體的黏滯度與混合液體之體積有關。過去已有許多研究探討快混階段之操作參數對於混沉及過濾效率之影響。

### 2-1 快混 G 值及 t 值對混沉及過濾效能之影響

過去研究指出，以聚氯化鋁(PACl)混凝劑處理人工高濁水(180

NTU)，實驗結果顯示在一固定快混時間(60 秒)下，增加快混強度可有效提升濁度去除率，且有一最適 G 值( $350 \text{ s}^{-1}$ )<sup>(Kan et al., 2002)</sup>。Kan et al. (2002)也分別以硫酸鋁及聚氯化鋁(PACl)混凝劑處理不同濁度之人工原水(8~180 NTU)，實驗結果顯示在一固定快混強度( $350 \text{ s}^{-1}$ )下，增加快混時間同樣有助於濁度之去除，且在不同快混操作條件(包含原水濁度、混凝劑種類及混凝劑量)下各有一最適快混 t 值，t 值範圍介於 20~180 秒。再者，Ebie et al. (2002)認為在一般淨水場的快混強度下，即使操作已最佳化，但仍無法有效提升混沉後上澄液之過濾性，降低後續過濾單元之負擔。於是在實驗中分別以聚氯化鋁(PACl)及聚矽酸鐵(PSI)混凝劑處理低濁度水，證實增加快混強度可有效降低殘餘濁度及殘餘鋁含量，進而降低過濾單元的水頭損失，在濁度去除方面，不同混凝劑條件下各有一最適快混 G 值，以聚氯化鋁為混凝劑其最適快混 G 值為  $450 \text{ s}^{-1}$ ，而以聚矽酸鐵為混凝劑則最適快混 G 值為  $650 \text{ s}^{-1}$ ；對於上澄液過濾性而言，無論使用何種混凝劑混凝原水，混沉後上澄液過濾性皆隨快混 G 值增加而提升。另外，Park et al. (2006)以硫酸鋁混凝劑處理低濁度水(10 NTU)，實驗結果發現增加快混 G 值及 t 值皆可提升濁度去除率，且同樣有一最適快混 G 值及 t 值，分別為  $200 \text{ s}^{-1}$  和 150 秒。此與 Yan et al. (2009)分別以硫酸鋁及聚氯化鋁(PACl)混凝劑處理低濁度水(8 NTU)之實驗結果相似，增加快混 G 值及 t 值皆有助於濁度顆粒及溶解性有機物之去除，在快混 G 值為  $135 \text{ s}^{-1}$  及快混 t 值為 60 秒之條件下，對於濁度顆粒及溶解性有機物之去除效果最好，尤其針對濁度去除效率之影響最為明顯。

快混攪拌參數對有機物去除之影響，一般而言，當攪拌 G 值越大，混合效率越高，混凝劑分散於顆粒表面愈均勻，對於有機物之去除效率愈好。但過快的攪拌速度則會使顆粒聚集體再度破裂而分離，

因而影響有機物之去除效果，雖然水力條件會影響到顆粒間的碰撞頻率進而關係到顆粒之去除效率，例如，增加快混強度或時間對於去除濁度顆粒與溶解性有機物皆有影響，但就去除有機物而言，則較不明顯，原因為去穩顆粒聚集形成足以沉降之膠羽所需的反應時間比鋁水解物種與 NOM 反應的時間還要慢很多，因此，只要攪拌強度足夠使鋁水解物種與有機物均勻混合，對有機物去除之影響其實不大，但還是會影響到膠羽的聚集與破碎<sup>(Yan et al. 2009)</sup>。

近年來，韓國學者提出了一套類似管中快混的高速混凝反應器，藉由產生高速混合之流況探討對濁度顆粒及有機物之去除效果，研究結果顯示不但可提升濁度及有機物之去除率，且移除較多的親水性有機物，最適混凝劑量亦少於瓶杯試驗所得的最適劑量<sup>(Byun et al., 2005)</sup>，故可大幅減少加藥劑量。

## 2-2 混凝劑種類對過濾效能之影響

過去研究發現影響過濾性主要之因素並非上澄液殘餘濁度而是水中殘餘混凝劑之濃度，其中鋁鹽混凝劑造成過濾性變差之程度較鐵鹽嚴重<sup>(Ebie and Azuma, 2002)</sup>。因此，混凝劑種類也會影響過濾效能。

若使用硫酸鋁處理低濁水時，添加混凝劑後，過濾時間皆較原水直接過濾來得長。當顆粒表面達電性中和時，此時濁度去除效果最好，過濾性亦最佳。但若持續添加混凝劑，顆粒表面電性會由負轉正，導致顆粒呈現再穩定現象，濁度顆粒無法有效沉澱去除，且過濾性也變差<sup>(劉, 2008)</sup>。

若使用 PACl 為混凝劑時，當顆粒表面達電性中和時，亦有最佳之濁度去除率及過濾性，持續增加混凝劑量時，上澄液之殘餘濁度及



顆粒表面電性仍然相當穩定，此與硫酸鋁為混凝劑之結果不同，但過濾性與硫酸鋁相同，隨著加藥劑量增加，過濾性愈來愈差，原因為上澄液殘留大量  $\text{Al}(\text{OH})_3$  殘餘微粒導致過濾性變差<sup>(劉, 2008)</sup>。

混凝劑為聚矽酸鐵(Polysilicato Iron, PSI)時，混凝劑量愈多，顆粒表面電荷會逆轉，導致顆粒間再度趨向穩定，殘餘濁度亦隨之上升，但其過濾性並沒有隨著混凝劑量增加而變差，原因為聚矽酸鐵之分子量較高(500 KDa)，因此有較強的架橋能力，能形成較大之膠羽，因此，混沉後上澄液過濾性較好<sup>(劉, 2008)</sup>。

綜合上述可知，淨水場混凝操作之快混控制參數相當重要，然而造成不同快混操作條件下之混凝效能有所差異的原因，過去已有許多研究進一步探討快混階段之攪拌參數對於顆粒去穩定及顆粒聚集動力之影響。

### 2-3 快混攪拌參數對顆粒去穩定及顆粒聚集動力之影響

Kevin 及 Thomas (1998)曾利用微粒粒徑分析儀於慢混階段分析  $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$  微粒在不同攪拌強度下粒徑分佈隨時間之變化，發現在水中微粒體積分率不變的條件下，粒徑分佈較廣之微粒群，聚集速度大於單一粒徑分佈之微粒群。因此，混凝過程中顆粒聚集能力會隨顆粒粒徑分布不同而改變，主要是快混條件不同改變了顆粒間之碰撞效率，造成顆粒聚集程度有所差異。近年來，日本學者以高解析顆粒計數儀 (high resolution particle counter) 進行 PACl 混凝低濁水顆粒聚集行為研究，研究結果顯示攪拌強度為最重要參數，當攪拌 G 值為  $1000 \text{ s}^{-1}$  時，粒徑約  $1\sim 3 \mu\text{m}$  之顆粒聚集效率最好<sup>(Ebic et al., 2006)</sup>，此與 Kan et al. (2002) 認為提高快混強度可增加未去穩小顆粒與去穩顆粒或膠羽間之碰撞

機會，減少水中小顆粒數之結果相符，也因此可有效提升濁度去除率。許多研究也發現提高快混 G 值有助於混凝劑快速分散至顆粒表面進行去穩反應且可增加顆粒間碰撞效率，藉此提升混凝劑或高分子聚合物與顆粒間之吸附速率，提高顆粒去穩定程度，因而使膠羽形成速度變快<sup>(Amirtharajah and Mills, 1982; Langer and Klute, 1993; Tseng et al., 1998; Gregory, 1996)</sup>。Yan et al. (2009)也認為快混攪拌參數對膠羽之生長影響很大，尤其以硫酸鋁為混凝劑進行混凝時，增加快混強度及快混時間皆可提升膠羽之生長速度。

由上述可知，顆粒去穩程度關係著顆粒間碰撞效率，進而影響顆粒聚集程度及後續形成之膠羽特性，因此，不同快混條件下形成之膠羽結構特性不同<sup>(Kan et al., 2002)</sup>，過去也有許多研究深入探討快混攪拌參數對膠羽特性之影響。

#### 2-4 快混攪拌參數對膠羽結構特性之影響

一般淨水場混凝程序中，其混合槽體內部流況無法使小顆粒在碰撞聚集過程中進入膠羽內部，通常趨向黏附在膠羽外部，因此，大多形成較開放且鬆散的結構<sup>(Kevin et al., 2004)</sup>。Li et al. (2006)實驗結果顯示，膠羽粒徑隨慢混強度增加而變小，但碎形維度隨之增加，因在低剪力下所形成之膠羽結構開放，鬆散且多枝節。反之，在高剪力下，開放的結構被水流剪力破壞，使得最初的膠羽結構重組成更密實的膠羽，因此水力條件與膠羽強度密切相關。

若以 PACl 或鋁鹽為混凝劑，當混凝機制為吸附及電性中和時，快混攪拌強度對混凝效率存在明顯之影響，在較高的攪拌強度下，可以獲得較佳的混凝效果，因增加攪拌強度有助於提昇顆粒間之碰撞效

率，碰撞效率高會形成聚集體與聚集體的聚集型態(cluster-cluster aggregation)，此時形成之細微膠羽粒徑較大，膠羽結構較鬆散，沉降速度亦較慢，對濁度去除效果較好，但過高之攪拌強度會使聚集後膠羽再破碎，導致上澄液顆粒數增加，降低顆粒去除之效率；若快混強度不足，此時較低的碰撞效率會導致局部過量加藥或加藥不足之情形，使大部份之膠羽型態為顆粒與聚集體的聚集型態(cluster-particle aggregation)<sup>(Wiesner and Klute, 1998)</sup>，此時膠羽粒徑較小，沉降速度較快，膠羽密度高，且因膠羽局部加藥過量或不足，導致上澄液濁度較高，混凝效果不佳<sup>(甘, 2002)</sup>；若混凝機制主要為沉澱網除，快混攪拌強度對混凝作用則無明顯的影響<sup>(Amirtharajah and Mills, 1982)</sup>。

另外，攪拌時間也會對膠羽結構特性造成影響，由 Kan et al. (2002)研究結果顯示，當混凝機制為電性中和時，攪拌時間長形成之膠羽與攪拌時間短產生的膠羽粒徑相差不大，對殘餘濁度影響亦不大；但若混凝機制為沉澱網除時，快混攪拌時間過長，會增加微膠羽破碎的機會，且膠羽經破碎後再聚集所形成之膠羽粒徑較小，推測原因如 Kevin et al. (2004)所述，以沉澱掃除機制所形成之膠羽，破碎膠羽再聚集的能力較以電性中和機制形成之膠羽差，導致上澄液濁度升高，降低混凝效能。再者，Yukselen et al. (2004)認為混凝機制為沉澱網除，其膠羽形成速度快，但最終生成之膠羽粒徑較小，可能因氫氧化鋁膠羽本身強度較弱，較易被剪力破碎，增加快混時間會抑制膠羽之生長，使得快混階段形成較小且密實之微膠羽，導致最終形成之膠羽粒徑也隨之變小。而快混時間短，顆粒聚集體較少機會可形成較密實之膠羽，最終生成之膠羽結構較鬆散且粒徑較大，對濁度去除有較好之效果。因此，攪拌時間長短會影響濁度顆粒去除效率。此外，Park et al. (2006)以硫酸鋁混凝劑處理低濁度水(10 NTU)，實驗結果發現快

混階段形成之微膠羽粒徑隨快混 G 值及 t 值增加而變大，有利於後續慢混階段膠羽之生長，故濁度去除率也隨之上升。

由此可知，膠羽的形狀、大小、表面電性及再聚集的能力都可能影響到後續固液分離單元之效能，太多小膠羽會降低沉降的速度，及增加過濾單元的損失水頭，因而縮短濾程<sup>(Kevin et al., 2004; Peter et al., 2005; Emma et al., 2006; Shung-Shuan et al., 2008)</sup>。

綜合上述文獻可發現由於原水水質特性、混凝劑性質及加藥劑量等等因素，導致文獻中所建議之最適快混強度與快混時間包含的範圍極廣(彙整如表 2-1)，無從比較，但由研究結果可知，增加快混 G 值及 t 值可提升混沉及過濾效能，且不同混凝機制下，快混參數對其混凝效能之影響亦有所不同。此外，不同快混條件下所形成之膠羽結構特性亦不相同，快混階段形成之微膠羽關係著後續處理單元之效能。然而，過去許多研究皆著重於分析不同慢混條件下之膠羽特性，鮮少研究針對不同快混條件下形成之膠羽特性及其對後續混沉及過濾效能之影響進行探討。

表 2-1 快混 G 值及 t 值對混沉及過濾效能之影響

原水來源	原水濁度 (NTU)	混凝劑量 (mg/L As Al)	混凝劑	實驗結果	最適 G 值 (s <sup>-1</sup> )	最適 t 值 (sec)	文獻
人工濁水	180	1	PACl	G ↑ → 濁度去除率 ↑	350	-	Kan et al., 2002
人工濁水	8~180	0.6~5	Alum PACl	t ↑ → 濁度去除率 ↑	-	20~180	Kan et al., 2002
人工濁水	5~50	1.62~2.7	PACl	G ↑ → 濁度去除率 ↑ → 殘餘鋁量 ↓ → 上澄液過濾性 ↑	450	-	Ebie et al., 2002
		1.12~3.35	PSI		650	-	
人工濁水	10	1.6	PSI	G 及 t ↑ → 微膠羽粒徑 ↑ → 濁度去除率 ↑	200	150	Park et al., 2006
人工濁水	1	0.25	PACl	G ↑ → 1~3 μm 顆粒聚集速率 ↑ → 濁度去除率 ↑	1000	-	Ebie et al., 2006
		0.52	PSI		600~1500		
人工濁水	8	2.16	Alum PACl	G 及 t ↑ → 濁度去除率 ↑ → DOC 去除率 ↑	135	60	Yan et al., 2009



## 第三章 實驗材料、設備及方法

### 3-1 實驗架構

本研究選擇新竹第二淨水場及豐原第二淨水場作為代表性水場，採取不同濁度原水，針對淨水場在最適加藥條件下，探討快混強度對膠羽特性與後續混沉及過濾效率之影響，實驗架構如圖 3-1 所示，主要分成兩大部分，在實驗室快混效能試驗中，首先將前往實場採取低濁度及高濁度原水作為試驗水樣，並向場方索取場內實際添加之混凝劑，水樣運送至實驗室即進行原水水質及混凝劑特性分析，隨後藉由實驗室瓶杯試驗機模擬實場快混、慢混及沉澱單元操作條件進行混凝試驗，評估不同混凝劑量對顆粒去穩定之影響並判定出最適混凝劑量及其混凝機制。接著在最適加藥條件下，改變不同快混強度進行快混效能試驗，同時分析不同快混條件下之膠羽特性，並在混沉結束後量測上澄液殘餘濁度、殘餘 DOC 及過濾性。

而在實場快混效能試驗中，研究期間將於實場架設可產生高速 G 值之管中快混模組並與現場快混單元進行平行試驗，同時以可即時觀察膠羽生長之光纖膠羽偵測儀(PDA)連續偵測膠羽之生長情形，以及分析混沉後上澄液特性，藉此比較淨水場快混單元與管柱快混設備，兩者快混效能對混沉及過濾效能之影響，以及管柱高速 G 值之成效。上述各實驗流程、步驟及分析方法詳述如下。

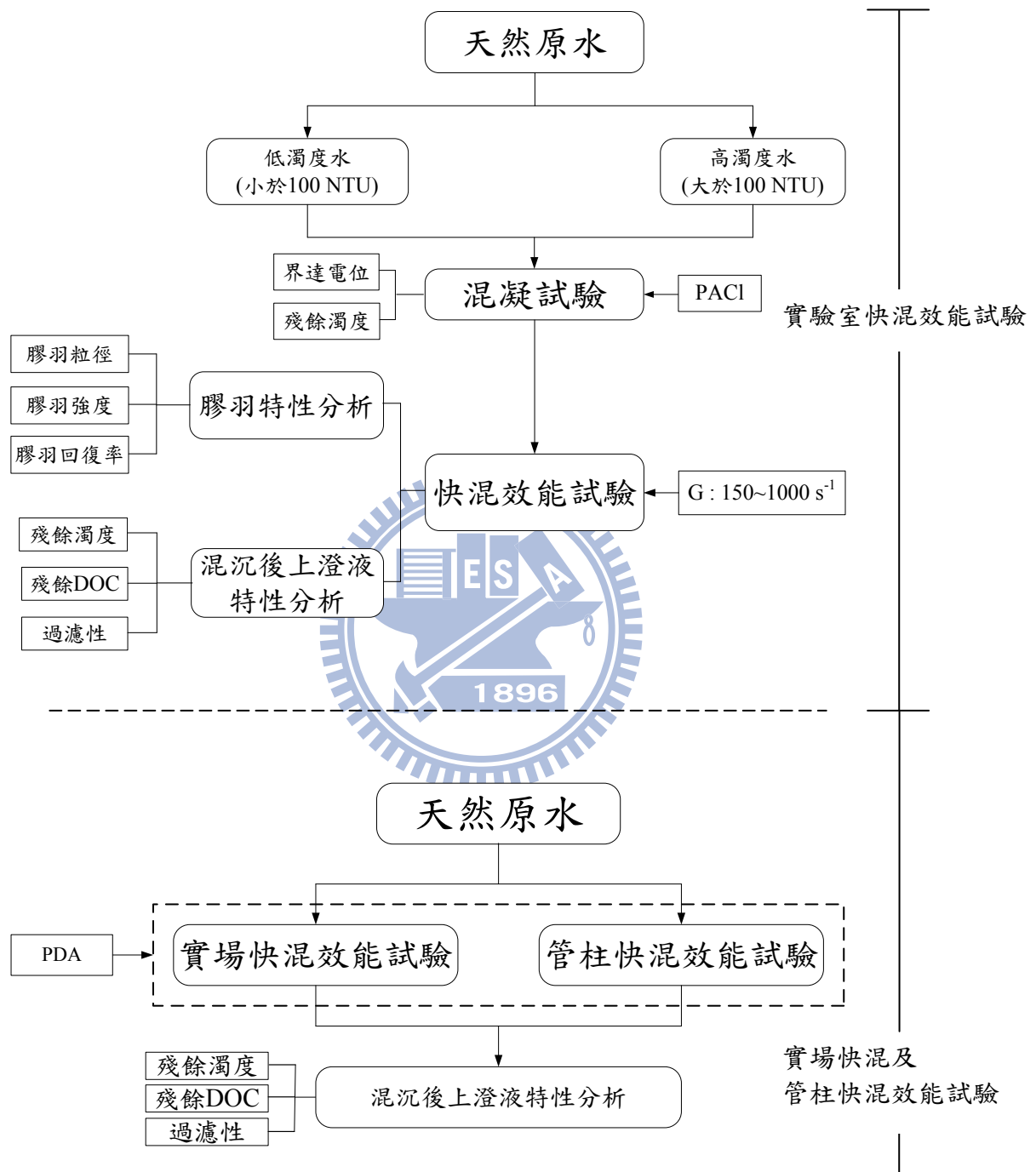


圖 3-1 實驗架構

### 3-2 對象淨水場基本資料及瓶杯混凝操作參數

本研究探討快混強度對混沉及過濾效能影響之對象淨水場基本資料如表 3-1 所示，兩座代表性淨水場，分別為北部新竹第二淨水場及中部豐原第二淨水場，原水來源皆為地表水，由於混凝程序最主要之處理對象為濁度，以地表水為水源之淨水場原水濁度變化大，快混操作效能對此類水場更加重要，且出水量大於 10 萬噸之淨水場大多具備完整之淨水程序(含混凝、沉澱及過濾單元)，故較具代表性。

表 3-1 對象淨水場基本資料及瓶杯混凝操作參數

淨水場	快混型式	實際出水量 (CMD)	原水來源	快混		慢混		沉澱時間 (min)
				操作 G 值 ( $s^{-1}$ )	操作 t 值 (sec)	操作 G 值 ( $s^{-1}$ )	操作 t 值 (min)	
新竹第二淨水場	水躍式	143,800	地表水	150	60	25	20	20
豐原第二淨水場	水躍式	550,000	地表水	560	15	25	10	10

註：快混操作 G 值及 t 值均為實地量測值

### 3-3 原水水質與顆粒物化特性分析

研究期間前往對象淨水場採取低濁度(小於 100 NTU)及高濁度(大於 100 NTU)原水，水樣運送至實驗室後，立即分析其基本水質及顆粒物化特性，分析的項目包含以酸鹼度計(inoLab Multi Level 1, WTW)測量 pH 及水溫，以濁度計(2100 P, Hach Inc.)量測原水濁度，原水經 0.45  $\mu\text{m}$  濾膜(醋酸纖維薄膜，直徑為 47 mm, Advantec)過濾後以總有機碳分析儀(TOC-5000A, Shimadzu)檢測溶解性有機物 (DOC) 濃度，利用滴定法(NIEA W449.00B)測得鹼度，另外以導電度計(inoLab Multi Level 1, WTW)量測導電度，顆粒表面界達電位及顆粒



平均粒徑則以動態雷射光奈米顆粒/界達電位儀(Zetasizer nano ZS, Malvern Inc., UK)測得。對象淨水場之原水水質資料如表 3-2 所示，新竹第二淨水場分別在 99 年 7 月 19 日與 7 月 27 日採取到濁度為 20 及 150 NTU 之原水，另外，豐原第二淨水場則是分別在 99 年 6 月 12 日與 7 月 6 日採取到濁度為 200 及 15 NTU 之原水。pH 值皆約為 8，水樣運送至實驗室及進行後續實驗分析時，環境溫度皆維持在室溫(25~27°C)，原水溶解性有機物(DOC)含量皆隨原水濁度升高而增加，介於 1.2~2.2 mg/L，原水鹼度約為 55~107 mg/L as CaCO<sub>3</sub>。導電度約在 192~306 μS/cm 之間，顆粒表面界達電位約為-14~-19 mV，顆粒平均粒徑約為 1.9~2.7 μm。



表 3-2 原水水質及顆粒物化特性

淨水場	新竹第二淨水場		豐原第二淨水場	
採樣日期	99.7.19	99.7.27	99.6.12	99.7.6
pH	8.1	7.8	7.8	7.8
水溫 (°C)	27	27	25	26
濁度 (NTU)	20	150	200	15
DOC (mg/L)	1.2	1.5	2.2	1.3
鹼度 (mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	107	72	55	69
導電度 (μS/cm)	306	215	192	223
顆粒表面界達電位 (mV)	-14.4	-18	-18.2	-15.3
顆粒平均粒徑 (μm)	2.1	2.5	2.7	1.9

### 3-4 混凝劑鋁型態分析

對象淨水場所使用之混凝劑皆為聚氯化鋁(PACl)，混凝劑送至實驗室即進行混凝劑鋁型態分析，由於鋁在水中水解的過程複雜且形成之物種繁多，雖有多種方法可分析其水解產物，但卻無法將各種水解聚合型態檢測出來，本研究針對混凝劑鋁型態分佈，所採用之分析方法為 Al-Ferron 逐時螯合比色法，其分析原理主要根據不同鋁水解物種與 Ferron 試劑螯合的速度不同而將鋁水解的型態分為三種：單體鋁( $Al_a$ )、聚合鋁( $Al_b$ )及膠體鋁( $Al_c$ )<sup>(Wang et al., 2004)</sup>。分析步驟如下所述：

#### (一) 試劑配製

##### 試劑 A 【0.2%(m/v)Ferron 溶液】

在 1020 mL 煮沸過的去離子水中加入 0.2 g 的純 Ferron 試劑(7-碘-8 羥基喹啉-5-磺酸, Merck Inc., USA)，攪拌使其完全溶解後，以 0.45  $\mu$ m 濾紙過濾收集，隨後置入 1 L 容量瓶中，並保存於 4°C 冰箱中備用。

##### 試劑 B 【20%(m/v)醋酸溶液】

取 50 g 無水醋酸鈉(Sodium Acetate)完全溶解於適量去離子水中，以 0.45  $\mu$ m 濾紙過濾後，置於 250 mL 定量瓶中定量至刻度，隨後儲存於 250 mL 定量瓶中並冷藏於 4°C 冰箱中備用。

##### 試劑 C 【1:9 稀鹽酸溶液】

將 100 mL 濃鹽酸溶於適量去離子水中，隨後置入 1 L 定量瓶中並加水稀釋至刻度線。

##### Ferron 比色液

最後將 A、B 及 C 試劑按照 2.5:2:1 的體積比例置入 1 L 定量瓶中

混合後，即得 Ferron 比色液。配置好的比色液置入 4°C 冰箱中冷藏，經 4~5 天熟化後方可使用，且 Ferron 比色液應在 1 個月內使用完畢。

## (二) 檢量線製作

先配製濃度 10 mg/L as Al 之鋁標準液(濃度為  $1000 \pm 3 \mu\text{g/mL}$ , High-Purity)，準備 25 mL 離心瓶六個，各離心瓶中均加入 5 mL Ferron 比色液，然後依序加入 0、1.35、2.7、4.05、5.4 及 6.75 mL 的鋁標準液，加去離水稀釋至 25 mL，配製出之鋁濃度分別為 0、0.02、0.04、0.06、0.08 及 0.1 mmole/L，搖晃均勻後以分光光度計於波長 366 nm 處測定吸光度，製出之檢量線如附錄 B 所示。

## (三) 鋁型態測定

取 5.5 mL 比色液(即 7-碘-8 羥基喹啉-5-磺酸及醋酸鈉溶之混合液)加入 25 mL 之比色管，此時將適量的鋁溶液樣品加入比色管中，即刻計時並將比色管均勻混合，於 1 min 後在 UV 分光光度計(U3010, Hitch)上於 366 nm 下逐時測定溶液的吸光度變化。利用比色法可以求出樣品中的  $\text{Al}_a$ 、 $\text{Al}_b$  及  $\text{Al}_c$  型態含量。 $\text{Al}_a$  型態是以樣品溶液中 1 min 中內與 Ferron 試劑反應的部分，其主要鋁型態為單體鋁； $\text{Al}_b$  型態是指在 1 min 後至 120 min 之間，樣品溶液中的鋁與 Ferron 試劑反應的部分，主要鋁型態為聚合鋁； $\text{Al}_c$  型態是指在 120 min 內未與 Ferron 試劑反應的部分，其鋁形態主要為氫氧化鋁溶膠或沉澱物。將樣品求得總鋁濃度  $\text{Al}_T$  後扣除  $\text{Al}_a$  及  $\text{Al}_b$  即得  $\text{Al}_c$ 。

對象淨水場所使用之混凝劑鋁型態分佈如表 3-3 所示。兩座淨水場所使用之混凝劑鋁型態均以單體鋁為主，其  $\text{Al}_a$  含量均在 50% 左右， $\text{Al}_b$  含量約佔 35%。

表 3-3 PACl 混凝劑鋁型態分佈

混凝劑	Al <sub>a</sub> (%)	Al <sub>b</sub> (%)	Al <sub>c</sub> (%)
PACl-新竹水場	48	36	16
PACl-豐原水場	54	35	11

### 3-5 混凝試驗

實驗室混凝試驗主要以方形之瓶杯容器及平板式(flat)攪拌器(槳葉長 7.6 cm，寬 2.1 cm)作為試驗之器材，混凝程序之操作參數根據各原水水樣之淨水場現場停留時間計算快混、慢混及沉澱時間，其中快混 G 值及 t 值也依照對象淨水場之現場操作參數。對象淨水場原水瓶杯混凝操作參數彙整如表 3-1 所示。在完成對象淨水場瓶杯混凝操作參數調查後即開始進行試驗，首先，取 2 升各淨水場原水倒入方形瓶杯容器，在添加混凝劑前，須先利用瓶杯試驗機(PB900, Phipps & Birds, USA)以 200 rpm 之轉速攪拌一分鐘，使水樣維持懸浮的狀態，接著將轉速調至與實場快混 G 值對應之轉速，而平板式攪拌器之轉速及其對應之快混 G 值則依據標準對應圖(圖 3-2)求得，隨後加入淨水場實際使用之聚氯化鋁(PACl)混凝劑，於快混結束後以界達電位儀(Zetasizer nano ZS, Malvern Inc., UK)分析顆粒表面界達電位並在混沉結束後取液面下 10 cm 之上澄液以濁度計(2100 P, Hach Inc.)量測濁度，改變不同混凝劑量，重複上述實驗，藉此評估混凝劑量對顆粒去穩定之影響，本研究主要以上澄液殘餘濁度作為混沉效率之判斷依據，最適混凝劑量挑選原則如圖 3-3，使殘餘濁度驟降且穩定之劑量則為最適混凝劑量。顆粒表面界達電位則用來輔助判定在最適加藥條

件下之混凝機制。後續實驗將在最適加藥條件下，探討快混強度對膠羽特性與後續沉澱及過濾效率之影響。

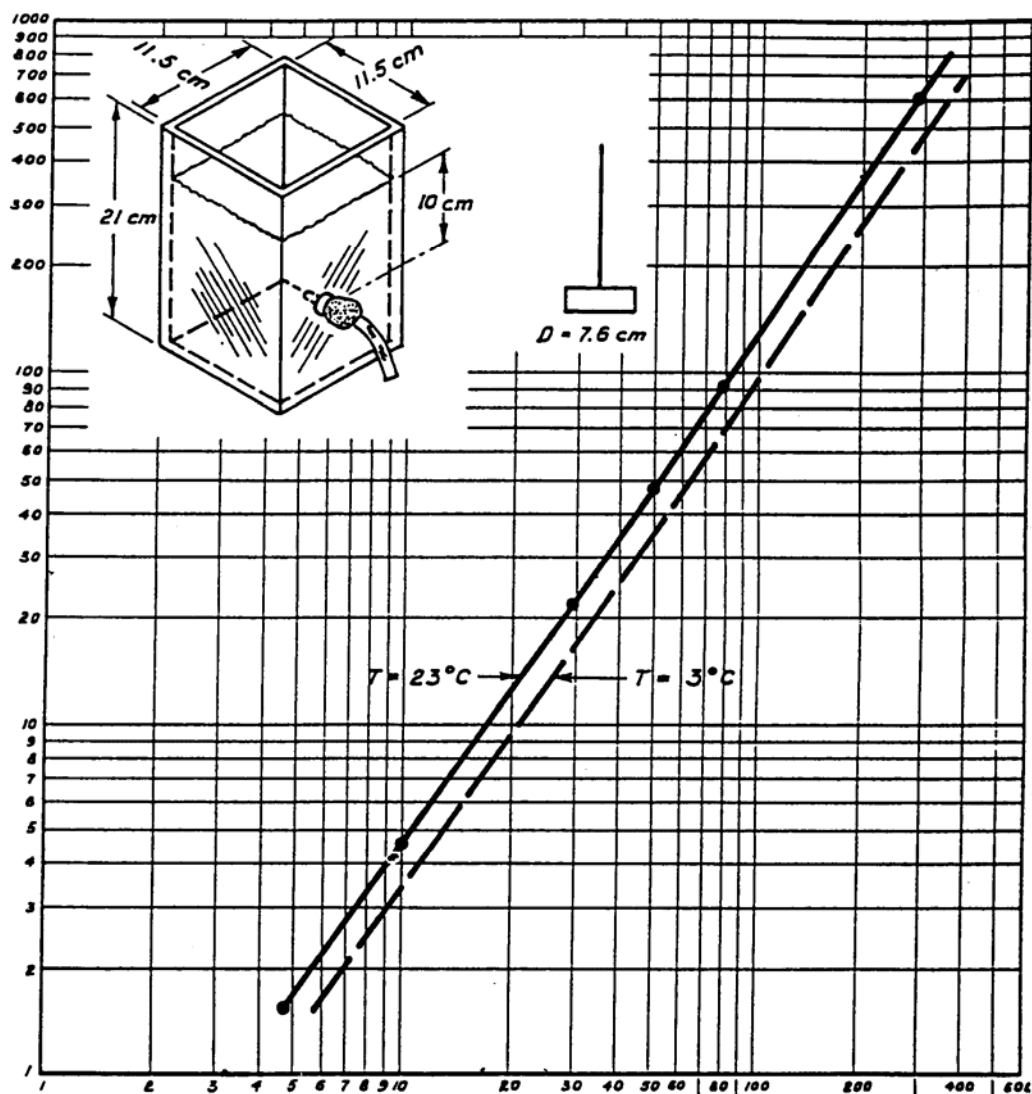
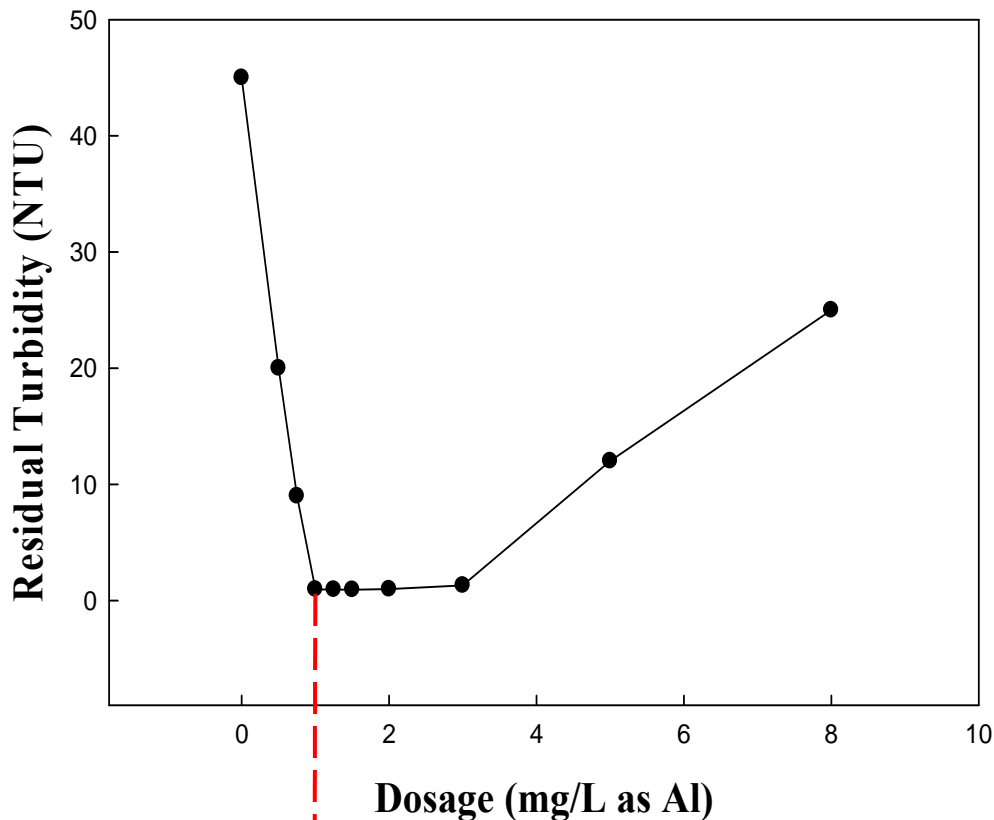


圖 3-2 方型槽體中平板式攪拌器之攪拌 G 值與轉速(rpm)之對應圖



**最適量：使殘餘濁度驟降且穩定之混凝劑量**

圖 3-3 最適混凝劑量挑選原則示意圖

決定出對象淨水場在不同原水濁度下之最適混凝劑量後，接著將在最適加藥條件下改變不同快混  $G$  值，進行快混效能試驗，本研究選定五個快混  $G$  值，範圍界於  $150\sim 1000\text{ s}^{-1}$  之間，其中包含淨水場實際快混操作  $G$  值。實驗中除了在快混階段改變快混  $G$  值外，其餘混凝程序之操作參數皆與混凝試驗相同。試驗中同樣於混沉結束後取液面下  $10\text{ cm}$  之上澄液進行分析，分析項目包括濁度、DOC 及過濾性，另外也利用小角度雷射光散射粒徑分析儀(Mastersizer 2000, Malvern, UK)即時連續偵測不同快混強度下之膠羽生長情形及分析其膠羽特性(包含膠羽粒徑、膠羽強度及破碎膠羽回復率)，其中上澄液過濾性及膠羽特性之分析方法詳述如下：

### 3-6 過濾性試驗

混沉後上澄液水樣的過濾性是利用實驗室過濾性試驗來作評估，由試驗結果可推得混沉後上澄液對後續過濾單元負擔之影響。附錄 C 為對象淨水場在不同原水濁度及加藥劑量下，混沉後上澄液過濾性實驗結果，試驗中分別以孔徑為 0.45  $\mu\text{m}$  及 1.0  $\mu\text{m}$  濾紙進行過濾，結果顯示過濾性試驗使用 1.0  $\mu\text{m}$  濾紙之過濾效果對適量及過量加藥之 STI 值反應較為明顯，故本研究將以 1.0  $\mu\text{m}$  濾紙過濾淨水場於適量加藥條件下之混沉後上澄液，以探討快混強度對過濾效能之影響。試驗步驟如圖 3-4 所示，原水經混沉後，以 500 ml 定量瓶取其上澄液定量至 500 ml，倒入裝有濾紙(孔徑為 1  $\mu\text{m}$ )的過濾器中，打開幫浦抽氣，並同時開始計時，至過濾完後讀取秒數計為 t。再取相同 500 ml 的純水以上述相同方式操作，至過濾完時讀取秒數為  $t_0$ 。t 與  $t_0$  的比值即為過濾性試驗 STI 值，STI 值越大，過濾性越差。本研究採用吸取時間指標(Suction Time Index)作為評估過濾性的指標<sup>(Ives, 1978)</sup>。過濾性試驗 STI 值之計算如(1)式<sup>(林, 2008)</sup>：

$$\text{STI} = \frac{500 \text{ mL 沉澱後處理水的過濾時間 (t)}}{500 \text{ mL 純水的過濾時間 (t}_0\text{)}} \quad (1)$$

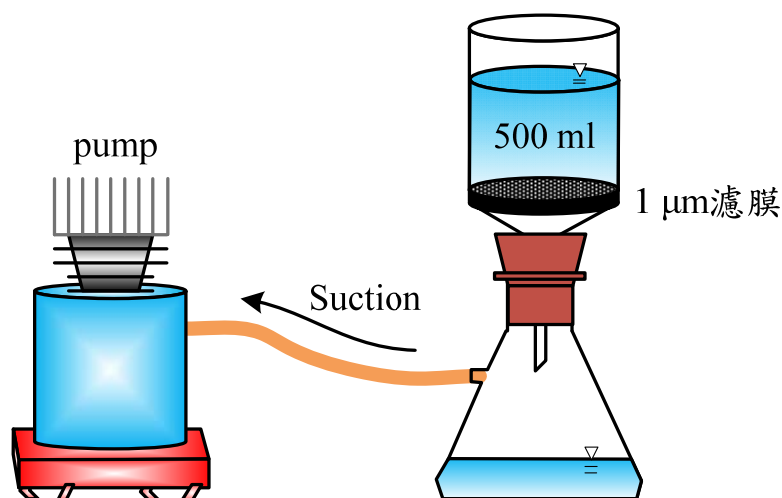


圖 3-4 過濾性試驗裝置



### 3-7 膠羽特性分析

膠羽大小及強度會影響膠羽的特性如沉降性、脫水性及過濾性 (Lin et al., 2008)。膠羽特性試驗中使用小角度雷射光散射粒徑分析儀 (Mastersizer 2000, Malvern, UK) 搭配瓶杯試驗於快混與慢混階段對凝膠羽粒徑及膠羽強度進行量測，試驗裝置如圖 3-5 所示，試驗中以蠕動幫浦為驅動力，水樣經軟管抽入儀器測量其顆粒粒徑，最後在流回瓶杯中，水樣流量維持在 20 ml/min。

膠羽強度試驗方法為當慢混階段結束，即膠羽生長達平衡後，分別以四個攪拌強度(G 值分別為  $100 \text{ s}^{-1}$ 、 $300 \text{ s}^{-1}$ 、 $500 \text{ s}^{-1}$  及  $700 \text{ s}^{-1}$ ) 進行破碎，破碎至膠羽尺寸穩定並量測其粒徑大小  $d_{50}$  值。

膠羽的強度大小常以膠羽強度常數作為指標，本研究所採用之膠羽強度常數( $\gamma$ )計算如公式(2)所示 (Jarvis et al., 2005)：

$$\log d_{50} = \log C - \gamma \log G \quad (2)$$

$d_{50}$ ：質量中數等效直徑( $\mu\text{m}$ )； $C$ ：膠羽強度係數(constant)； $\gamma$ ：膠羽強度常數； $G$ ：攪拌強度( $\text{s}^{-1}$ )

利用所量測之  $d_{50}$  與  $G$  作圖，可求得膠羽強度常數( $\gamma$ )值， $\gamma$  越小代表膠羽強度越強。

另外，許多研究亦常用破碎因子(breakage factor)作為判斷膠羽強度大小之指標，以及破碎後膠羽之回復係數(recovery factor)，以了解各快混參數下生成之膠羽破碎後之再生長能力，膠羽破碎及再生長曲線如圖 3-6 所示，當膠羽生長達平衡後，以一固定攪拌強度進行破碎，破碎結束後再回復至慢混階段之攪拌條件，使膠羽再度碰撞聚集。膠羽破碎及回復係數之計算公式如下 (Yukselen and Gregory, 2004)。

$$\text{Breakage Factor (\%)} = \frac{(d_1 - d_2)}{d_1} \times 100$$

$$\text{Recovery Factor (\%)} = \frac{(d_3 - d_2)}{(d_1 - d_2)} \times 100$$

$d_1$  : 粒徑達穩定時膠羽之平均粒徑 ;  $d_2$  : 為膠羽破碎後之粒徑 ;

$d_3$  : 破碎後再聚集之膠羽粒徑

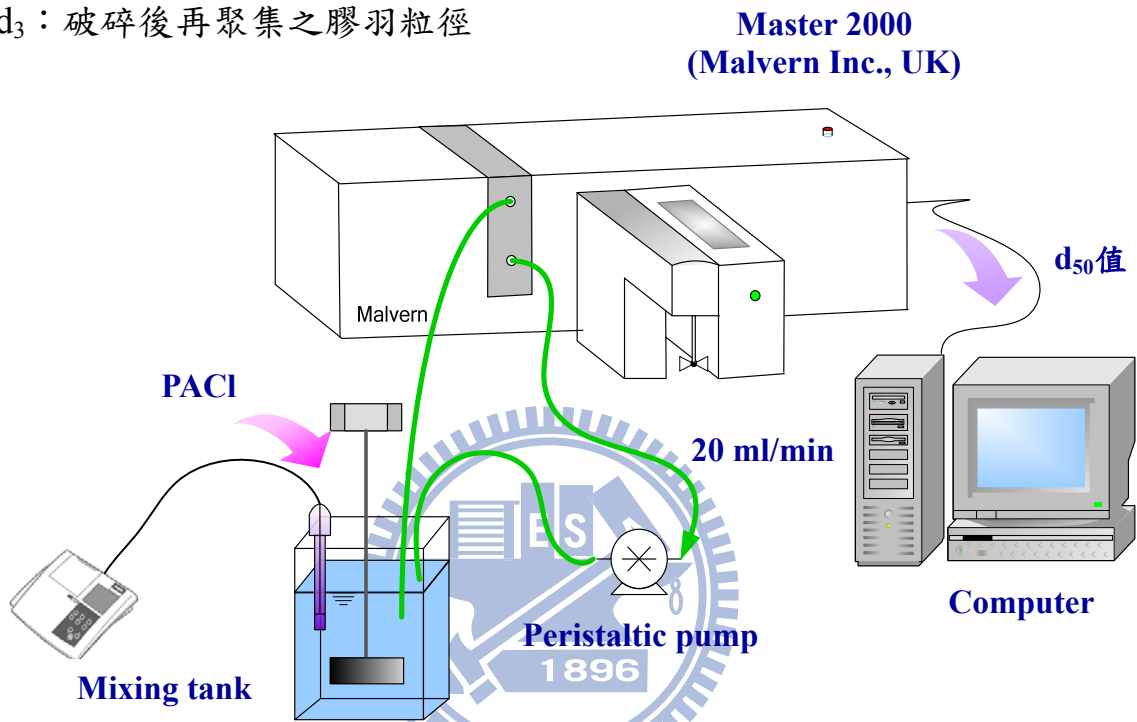


圖 3-5 膠羽特性分析裝置

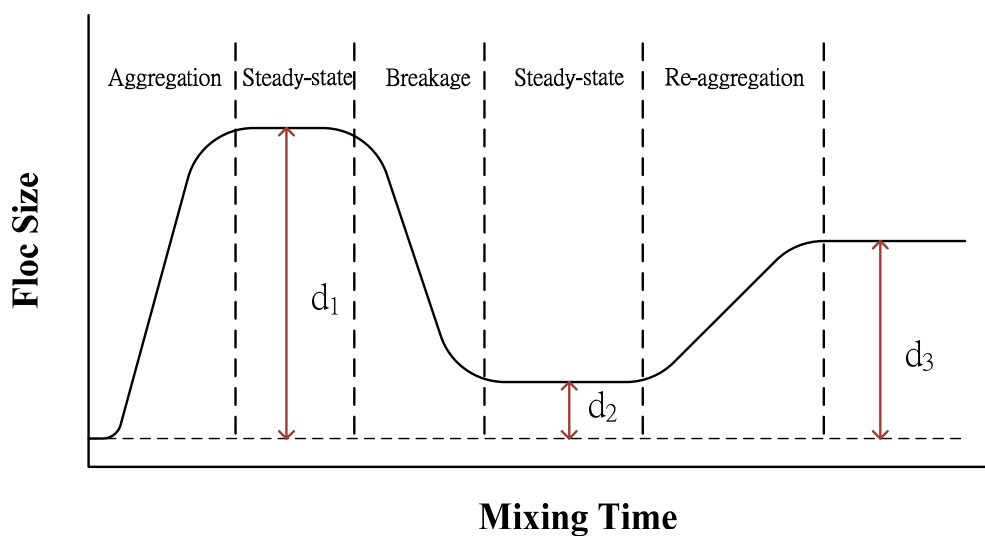


圖 3-6 膠羽破碎及再生長曲線

### 3-8 實場快混及管柱快混效能試驗

現場快混操作效能評估試驗，主要以高速混凝設備(即管柱快混設備)與實場之快混單元進行平行試驗，試驗中管柱快混設備之加藥劑量與實驗期間現場實際添加之混凝劑量相同。實場快混及管柱快混之混沉流程設計如圖 3-7 所示，在完成兩種型式之快混後，分別將快混後之水樣抽取至實驗室之瓶杯試驗設備，以進行後續之模擬慢混、沉澱及過濾程序，比較兩者快混後之沉澱及過濾效率。管柱快混膠凝沉澱程序是以小型的實驗室規格來設計處理水量(約 50 CMD ~ 100 CMD)，前端為快混管柱設備，用來進行快混；後端設置瓶杯試驗機，以進行慢混及沉澱步驟。此裝置週邊設有兩個 250 L 之桶槽，以儲備進流水與稀釋混凝劑之純水，進流水與純水由加壓幫浦各輸送入兩條管路，由浮子流量計及閘門控制流速。在操作上，進流水可直接加壓打入進流管柱(直徑為 5 cm)中，而稀釋用之純水由另一條管路(直徑為 1 cm)接到進流管柱中，進入管柱後調整水流方向，使之與進流原水平行。另有一 60 L 混凝劑儲備桶槽，混凝劑借由隔膜式加藥機打入混凝管中，混凝管則焊接到稀釋用純水管路中，混凝劑可在混凝管之出口被加壓噴出，隨後被高速流動的稀釋純水帶動，往前流動碰到前方之錐形擋板後被均勻分散開來，分散開後之混凝劑再與管柱中之進流原水混合，即完成管柱快混。藉由此實驗可了解實場單元快混強度與管柱快混之 G 值對混沉效能影響程度之差異。管柱快混實驗中調整三個清水流速，分別為 1.27 m/s、4.03 m/s 及 5.94 m/s，以產生不同快混攪拌 G 值，經 FLUENT 軟體計算各流速下所對應之 G 值，流速及 G 值計算結果分別為 1.27 m/s ( $G=4501 \text{ s}^{-1}$ )、4.03 m/s ( $G=16514 \text{ s}^{-1}$ ) 及 5.94 m/s ( $G=22802 \text{ s}^{-1}$ )。詳細計算如附錄 D 所示。

另外，現場快混效能評估試驗中同樣會分析混沉後上澄液特性及

利用光纖膠羽偵測儀即時偵測膠羽聚集程度，藉此評估具不同快混強度之淨水場快混操作及管柱快混對混沉過濾效能及膠羽大小之影響。

## PDA 分析原理

光纖膠羽偵測儀主要用來監測流動性之懸浮固體溶液中顆粒的聚集狀態。流動的懸浮液被高強度發光 LED 二極體所發出的細微紅外光(波長 820 nm)照射，照射的體積很小(約  $3 \text{ mm}^3$ )；當懸浮液流動時，在照射光徑中的顆粒數目會不斷的變動，而這樣的變化將導致穿透懸浮液之光強度發生變動。穿透光的強度由一靈敏的發光二極體接收到偵測，並將光強度轉換成相當強度的電壓輸出訊號。輸出的電壓包括了一很大的直流電組成(dc component)，相當於平均穿透光的強度(和懸浮液的濁度有關)，以及一個非常小的變動組成(ac component)，相當於穿透光的強度變化，是由於顆粒數目的隨機變動所造成。PDA 將這些光強度相對於平均值之變動以均方根值(root-mean-square, rms)來表示，此變動的訊號經過一個 rms-to-dc 的轉換器，使得輸出電壓值和輸入訊號的均方根值相當；而將 rms 值和 dc 值相除後，得到一個 rms/dc 的輸出值(Ratio)，Ratio 值另一說法為絮凝指數(flocculation index, FI)，可做為懸浮液中顆粒聚集程度之指標(Kan et al., 1998)。

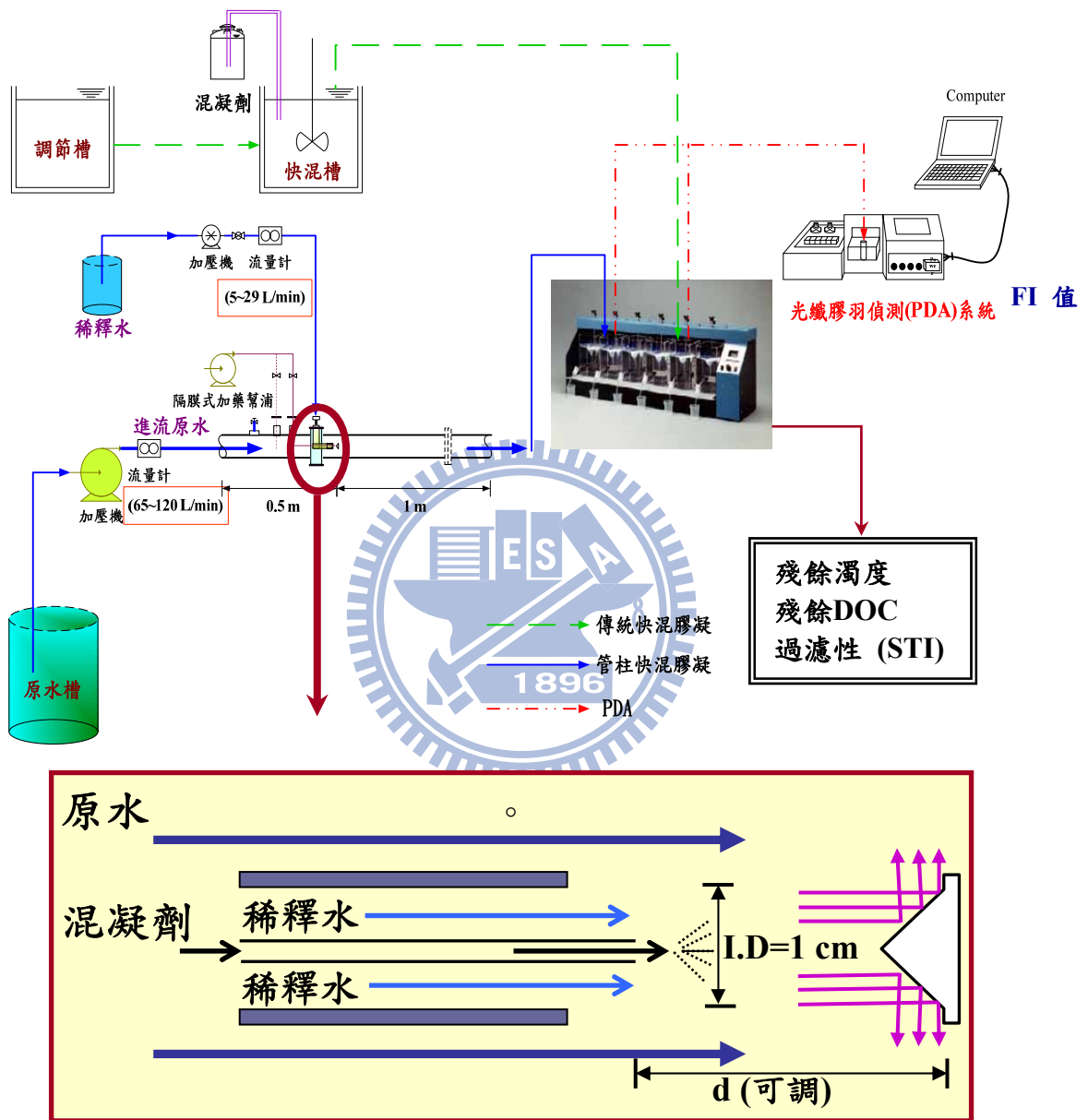


圖 3-7 實場快混及管柱快混效能之比較試驗示意圖

## 第四章 結果與討論

本研究選定新竹第二淨水場及豐原第二淨水場進行不同原水濁度之快混效能試驗，探討在最適加藥條件下，快混強度對凝膠羽特性及後續混沉過濾效能之影響，並在研究期間於實場架設管中快混設備產生遠大於現場快混操作強度之 G 值，以探討現場實際操作 G 值與高速 G 值對混沉及過濾效能之差異。

### 4-1 最適凝劑量判定

快混階段加入凝劑會改變原水中顆粒表面電性，而顆粒表面電性會影響顆粒間碰撞聚集之效率，進而關係到後續固液分離之效能。因此，凝劑量不僅決定主要之凝機制也對顆粒去穩程度影響重大，凝劑量不足將導致顆粒去穩效果差，使得顆粒表面電性依舊帶負電，不利於顆粒間碰撞聚集。然而，凝劑量過多會使顆粒表面電性逆轉，顆粒間又趨向穩定。此外，超量加藥也會造成過多  $\text{Al}(\text{OH})_3$  殘餘微粒懸浮於上澄液，如此一來，不僅使混沉後上澄液殘餘濁度升高也增加後續過濾單元之負擔。因此，實驗中利用濁度計量測不同凝劑量下混沉後上澄液殘餘濁度，藉此評估凝劑量對凝效率之影響，並決定出對象淨水場在不同原水濁度下之最適凝劑量。後續實驗將在最適加藥條件下探討快混強度對混沉、過濾效能及膠羽特性之影響。

本研究前往新竹水場採取現場快混後處理水，同時藉由瓶杯試驗機模擬現場快混操作 G 值及 t 值並以現場實際添加之凝劑量凝原水，取兩者快混後處理水進行平行試驗，利用瓶杯試驗機模擬後續慢

混及沉澱單元，比較兩者混沉後上澄液濁度，如圖 4-1 所示，實驗結果顯示兩者混沉後濁度去除效果相似，由此可知，瓶杯試驗之混凝成效可代表現場混凝操作效能。

對象淨水場於各自混凝操作條件下，混凝加藥劑量對混沉後上澄液殘餘濁度之影響，由圖 4-2(a)可看出，新竹水場及豐原水場在低濁水混凝時，隨著混凝加藥劑量增加，所對應之混沉後上澄液殘餘濁度大幅下降且下降至最低，隨著混凝劑量繼續增加，上澄液殘餘濁度無太大變化，然而，過量加藥後會使上澄液殘留過多  $\text{Al}(\text{OH})_3$  殘餘微粒，導致混沉後上澄液殘餘濁度隨之上升。因此根據最適混凝劑量挑選原則，新竹水場最適混凝劑量為 1 mg/L as Al，而豐原水場最適混凝劑量則為 1.75 mg/L as Al，相對的，當原水濁度升高，新竹水場及豐原水場在不同混凝劑量下之混凝試驗結果與低濁水混凝之結果相似，由圖 4-2(b)可看出新竹水場最適混凝劑量為 1.5 mg/L as Al，而豐原水場最適混凝劑量為 2 mg/L as Al。

另外，將對象淨水場在不同原水濁度下之最適混凝劑量與現場實際添加之混凝劑量彙整(表 4-1)可發現不同原水濁度下對象淨水場實際加藥劑量幾乎都高於混凝試驗之最適混凝劑量，顯示對象淨水場實際添加之混凝劑量都已過量。

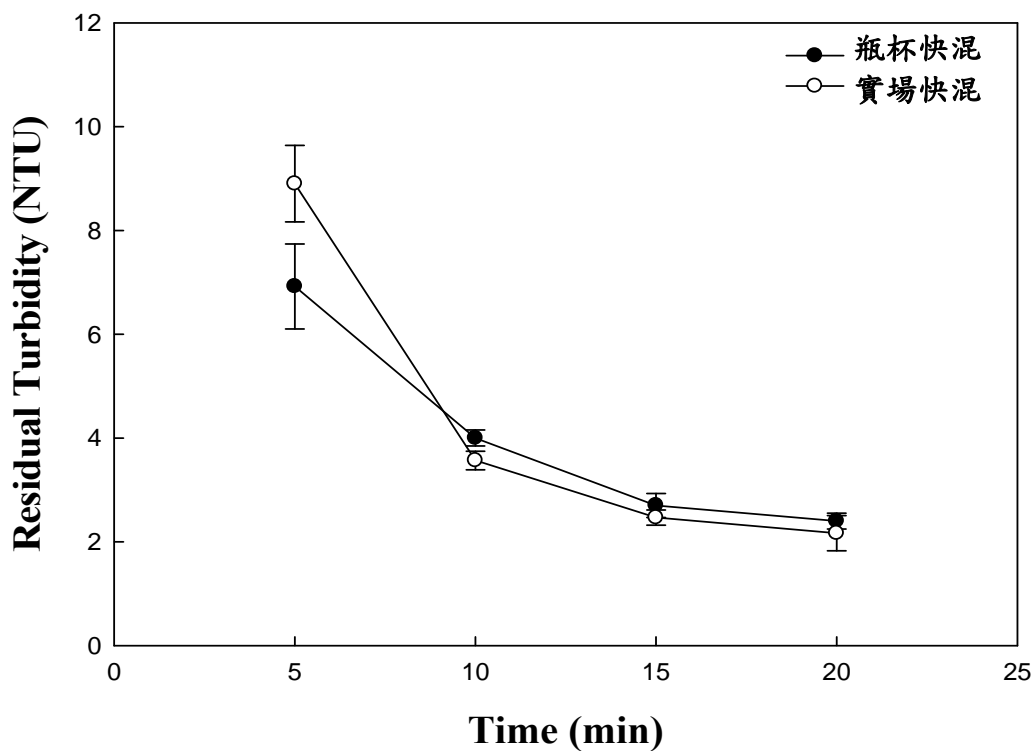


圖 4-1 瓶杯快混及實場快混後處理水於沉澱期間  
 上澄液殘餘濁度隨時間之變化  
 新竹水場(原水濁度：57 NTU；實場劑量：1.3 mg/L as Al)



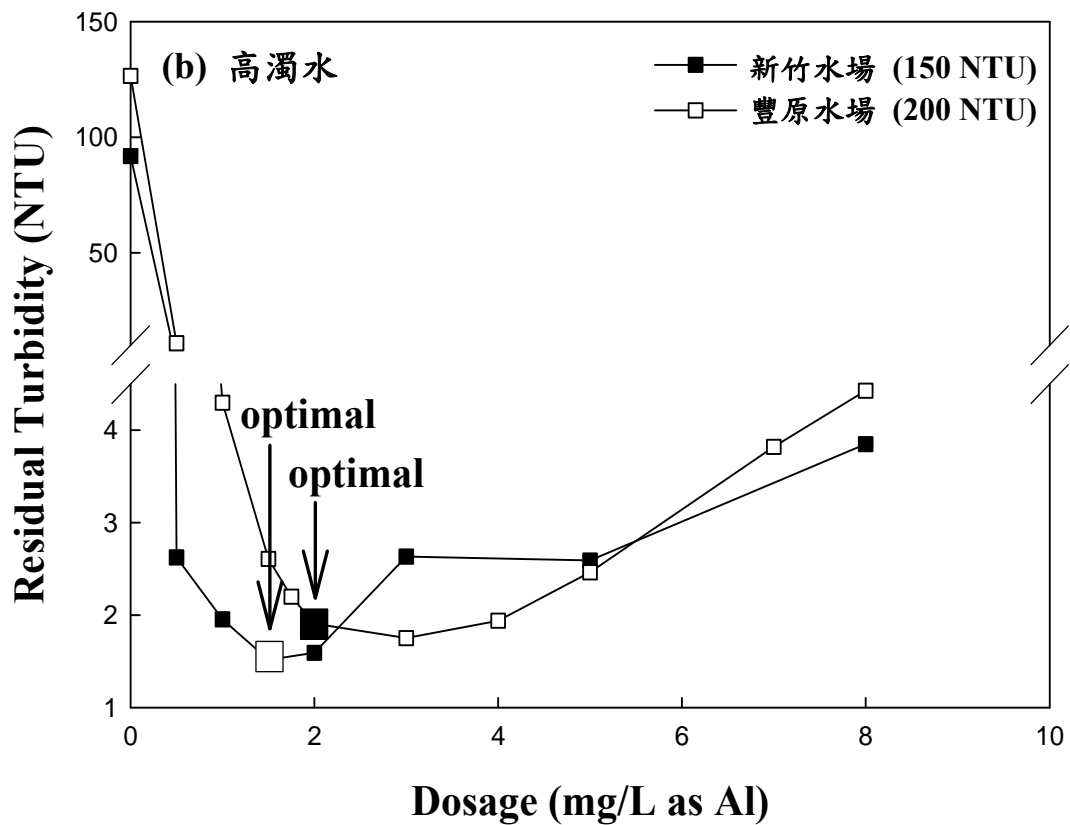
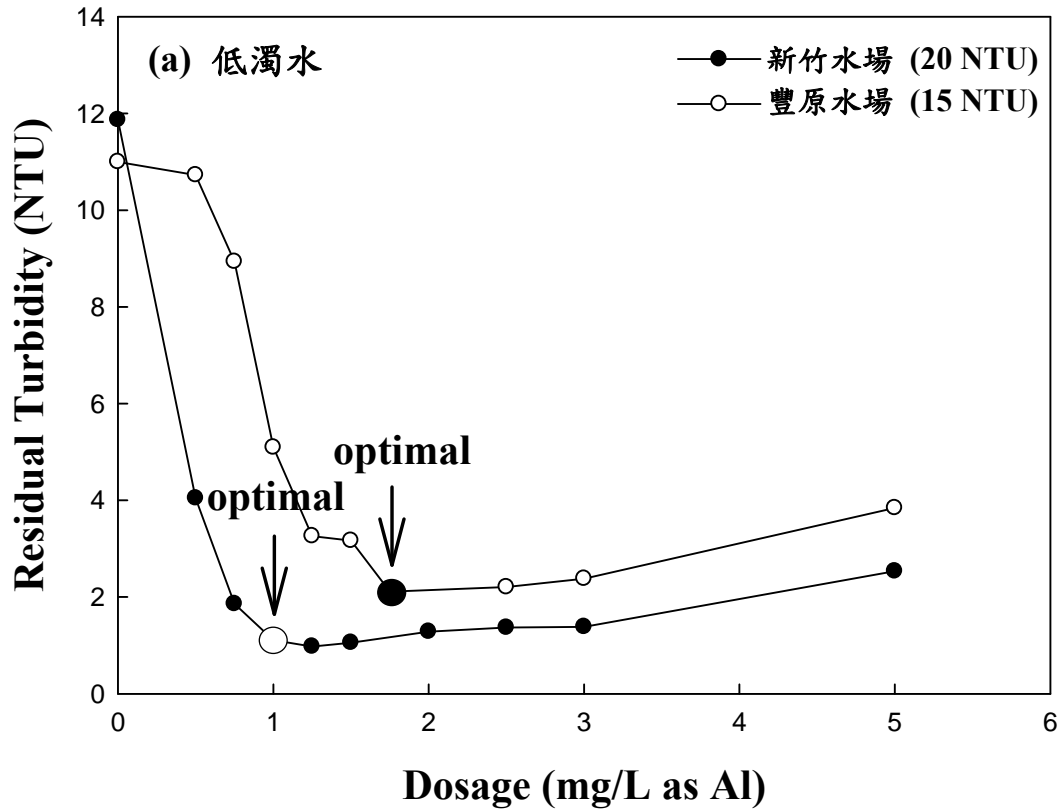


圖 4-2 (a)低濁度水 (b)高濁度水  
 混凝加藥劑量對混沉後上澄液殘餘濁度之影響

## 4-2 快混強度對凝膠羽特性及混沉過濾效能之影響

本研究針對快混強度對混沉及過濾效能之影響主要以混沉後上澄液殘餘濁度、殘餘 DOC、上澄液過濾性作為評估快混效能之指標並進一步討論快混強度對凝膠羽特性(包括膠羽粒徑、膠羽強度及破碎膠羽回復率)之影響，對象淨水場在不同原水濁度下之快混效能試驗依不同指標評估詳述如下：

### 4-2-1 快混強度對混沉後上澄液殘餘濁度之影響

由圖 4-3 可看出，當新竹水場原水混凝在最適加藥條件下，無論原水濁度高低，增加快混 G 值皆使混沉後上澄液殘餘濁度上升，濁度去除率變差；而豐原水場恰好相反，增加快混 G 值可降低上澄液殘餘濁度，有助於提升濁度去除率，此現象可由膠羽大小解釋，由於新竹水場快混時間較長(60 秒)，此條件下無論原水濁度高低，增加快混 G 值會導致微膠羽破碎，不利後續慢混階段膠羽之生長。圖 4-4(a)顯示，最終生成之膠羽粒徑隨快混 G 值增加而變小，而豐原水場快混時間較短(15 秒)，當原水濁度低時，水中顆粒數少，增加快混 G 值有助於顆粒碰撞聚集形成大膠羽，如圖 4-4(b)，最終膠羽粒徑隨快混 G 值增加而變大。然而，當原水濁度高時，提高快混 G 值同樣可增加未去穩定之小顆粒與去穩顆粒或膠羽之碰撞機會，提升顆粒去穩程度(Kan et al., 2002)，但由於水中顆粒濃度高，顆粒間碰撞效率好，故膠羽粒徑受快混 G 值影響不大，不過 G 值太高還是會使微膠羽破碎，不利膠羽生長。一般而言，當膠羽聚集越大代表被去穩定之顆粒多，可被沉降之顆粒也就越多，混沉後上澄液殘餘濁度也會越低，因此，新竹水場與豐原水場濁度去除率受快混 G 值之影響截然不同。

#### 4-2-2 快混強度對膠羽強度之影響

此外，各淨水場膠羽強度試驗結果如附錄 E，不同快混條件下所形成之膠羽特性不同，新竹水場膠羽強度隨快混 G 值增加而變強(圖 4-5(a))，然而，豐原水場膠羽強度則受快混 G 值影響變化不大(圖 4-5(b))。由於膠羽強度主要與顆粒彼此間作用力大小及鍵結數多寡有關(Bache et al., 1997)，增加快混 G 值可提升混凝劑與顆粒之吸附速率(Langer and Klute, 1993; Gregory, 1996; Tseng et al., 1998)，使顆粒間鍵結數增加，再者，因為新竹水場快混時間較長且增加快混 G 值皆能使小顆粒在碰撞聚集過程中有較多機會能進入膠羽內部(Lin et al., 1989)，形成較密實之膠羽。另外，也可能因水流剪力作用，使微膠羽破碎重組成更緊密之結構(Oles, 1992)，以上這些因素皆會使顆粒間作用力變大，導致膠羽強度增強。但膠羽整體結構的改變還是影響膠羽強度之主要因素，由此可推論豐原水場膠羽結構受快混 G 值影響變化不大。

比較新竹水場與豐原水場之膠羽強度也可發現，無論原水濁度高低，豐原水場之膠羽強度皆較新竹水場之膠羽強度強。過去研究指出不同混凝機制下，顆粒間碰撞效率及聚集模式不同，形成之膠羽特性亦不相同。故由此可推論新竹水場在最適加藥條件下，顆粒去穩定主要藉由電性中和作用，顆粒聚集以擴散限制聚集機制(diffusion limit aggregation, DLA)為主，顆粒間碰撞效率高(Elimelech et al., 1995)，且膠羽主要以 cluster-cluster aggregation 模式聚集，所形成之膠羽結構較鬆散，膠羽強度弱，膠羽結構較易受水流剪力作用而改變，故新竹水場膠羽強度隨快混 G 值增加變化較明顯。相對的，豐原水場在最適加藥條件下，顆粒表面電性逆轉，顆粒去穩定主要藉由沉澱網除作用，因顆粒表面帶過多正電荷，顆粒必須藉由多次碰撞才能克服彼此間之排斥力而聚集，顆粒聚集以反應限制聚集機制(reaction limit aggregation,

RLA)為主<sup>(Elimelech et al., 1995)</sup>，且膠羽主要以 cluster-particle aggregation 模式聚集，故形成之膠羽結構較密實，膠羽強度強，且膠羽結構受快混 G 值影響變化不大，此與過去研究結果<sup>(Li et al., 2006)</sup>相符。

另外，對象淨水場於各自混凝操作條件下，不同混凝劑量所對應之混沉後上澄液濁度與快混後顆粒表面界達電位之關係如圖 4-6 所示，圖中紅點與藍點分別代表新竹水場及豐原水場在最適加藥條件下所對應之殘餘濁度及快混後顆粒表面電性。無論原水濁度高低，新竹水場在最適加藥條件下其顆粒表面電性皆趨向電性中和點，而豐原水場在最適加藥條件下，快混後顆粒表面電性發生逆轉，由負轉正，但因混凝機制主要為沉澱掃除，故對濁度仍有很好的去除效果，上述試驗結果可加以佐證無論原水濁度高低，新竹水場在最適加藥條件下主要之混凝機制為電性中和，而豐原水場則主要以沉澱掃除為主，彙整如表 4-1。



#### 4-2-3 快混強度對破碎膠羽回復率之影響

另外，關於膠羽破碎後再聚集之能力，新竹水場與豐原水場之結果亦截然不同，一般而言，膠羽結構越強越能抵擋水流剪力作用，破碎後膠羽尺寸改變不大且破碎後再聚集之膠羽尺寸較能接近破碎前之膠羽尺寸，使得破碎後膠羽再回復率較高，故由於新竹水場膠羽強度隨快混 G 值增加而變強，導致破碎後膠羽再回復率亦隨快混 G 值增加而提升(圖 4-7(a))。而對豐原水場而言，膠羽強度受快混 G 值變化影響不大，而造成破碎後膠羽回復率隨快混 G 值增加而變差，主要因豐原水場混凝機制以沉澱掃除為主，顆粒間鍵結屬於化學性鍵結，鍵結一旦被打斷就很難回復，故提升快混 G 值會增加顆粒間鍵結被打斷的機會，導致破碎後膠羽回復率隨快混 G 值增加而降低(圖

4-7(b))，此結果更加驗證先前之推論。

本研究進一步分析新竹水場膠羽強度與破碎膠羽回復率之關係，如圖 4-8(a)，結果顯示兩者呈正相關性，當膠羽強度越強，則破碎後膠羽回復率越高，而豐原水場由於膠羽結構無太大改變，故如圖 4-8(b)所示膠羽強度與破碎膠羽回復率無太大相關性。

總括上述實驗結果可知，在不同快混時間下，快混強度對混沉後濁度去除效果有所差異。一般而言，增加快混 G 值可提高顆粒間碰撞效率，提升顆粒去穩程度，有助於微膠羽之生長，然而，快混時間過長會增加微膠羽破碎機會，此條件下增加快混 G 值，無疑更加速微膠羽破碎，不利後續膠羽之生成，降低濁度去除率，故濁度去除有一最適 Gt 值範圍，約介於  $9 \times 10^4 \sim 1.2 \times 10^5$  之間，超出範圍時，增加快混 G 值反而對濁度去除造成負面影響，另外，本研究發現不同混凝機制下所生成之膠羽結構特性並不相同且受快混 G 值之影響程度亦有所差異，而在不同快混 G 值下所得之膠羽強度常數範圍約介於 0.52 ~ 0.82 之間，與過去分析不同慢混條件下之膠羽強度常數結果相近，彙整如表 4-2 所示，再者，本研究結果顯示低濁水混凝之膠羽強度較高濁水混凝之膠羽強度弱，由此可知，原水濁度高低亦會影響混凝膠羽強度。

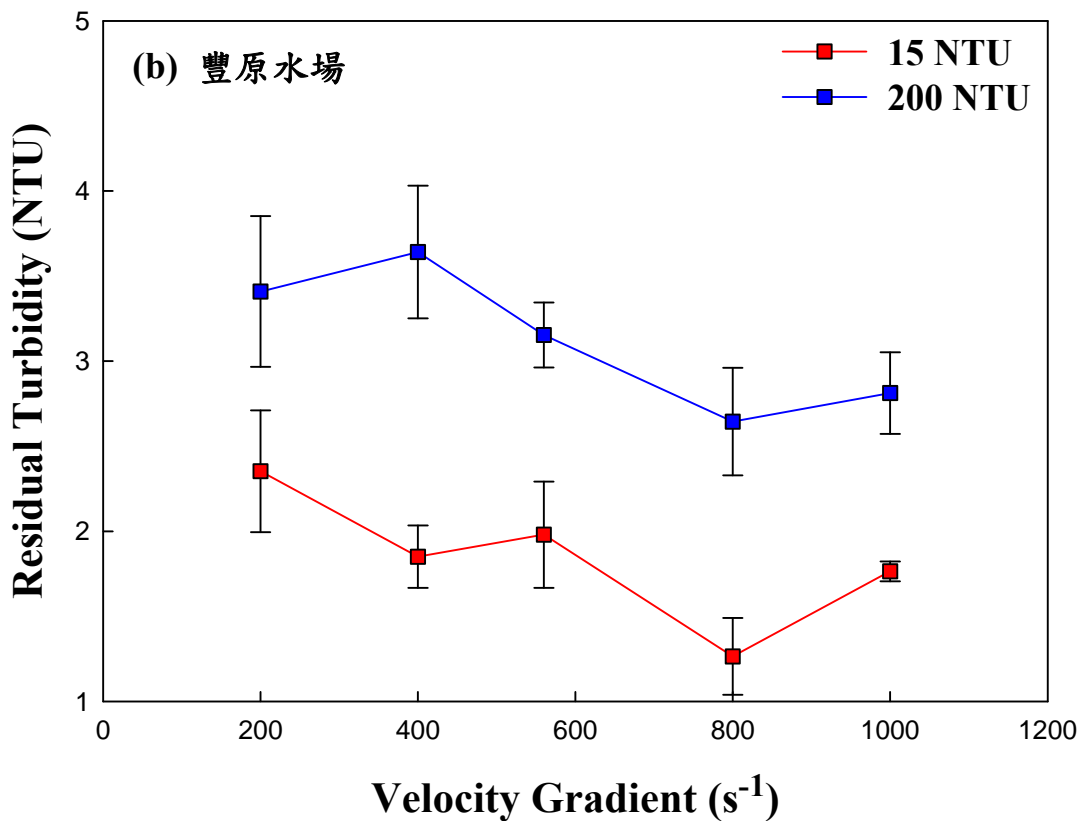
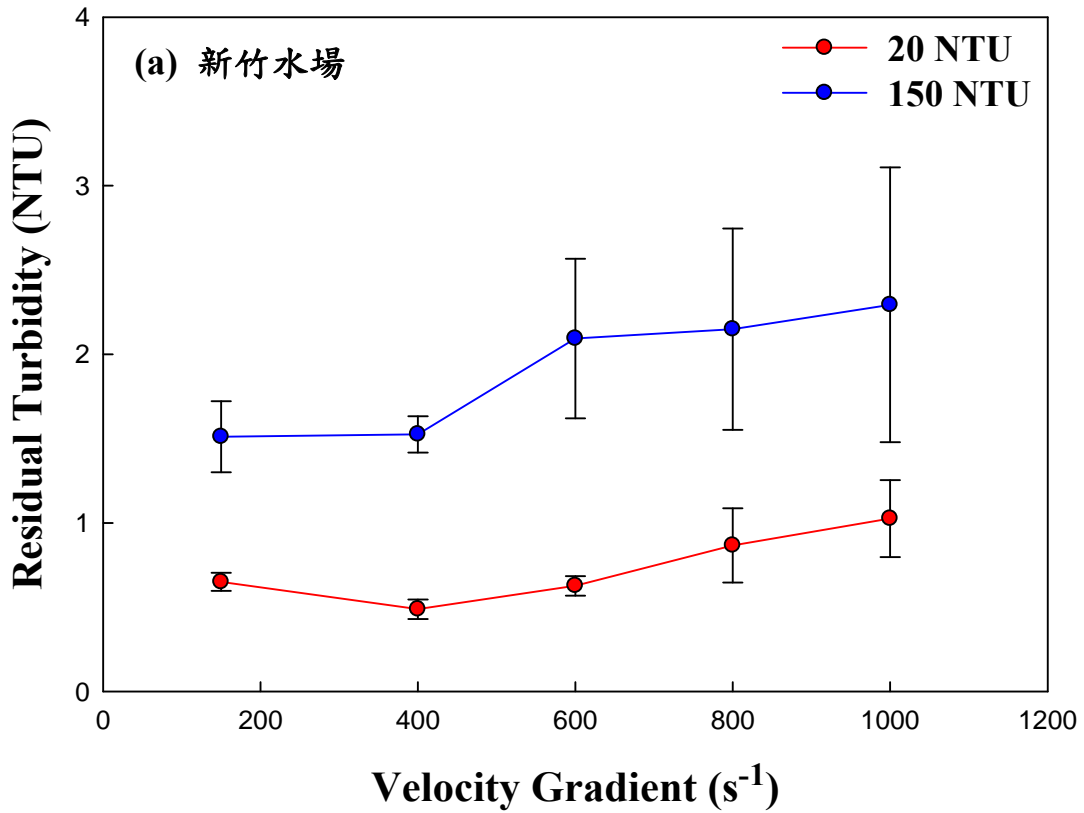


圖 4-3 不同原水濁度下快混強度對混沉後上澄液殘餘濁度之影響

(a) 新竹水場(實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ ；t 值：60 s)

(b) 豐原水場(實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ ；t 值：15 s)

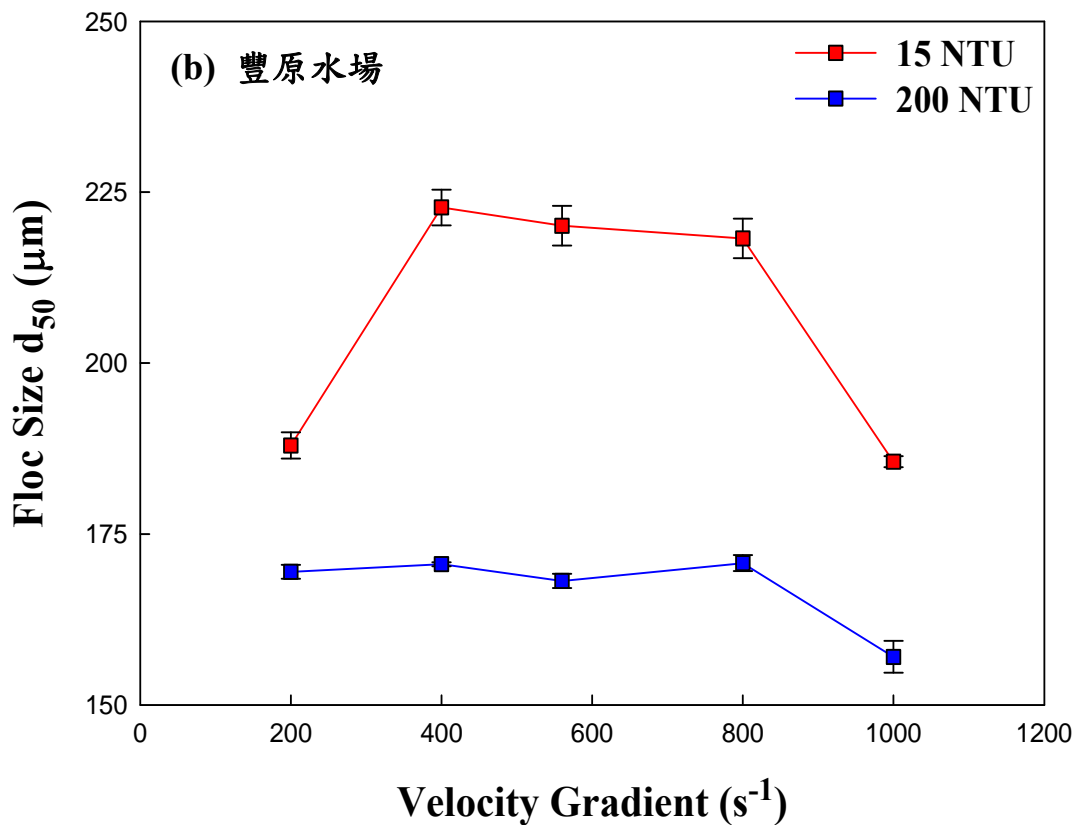
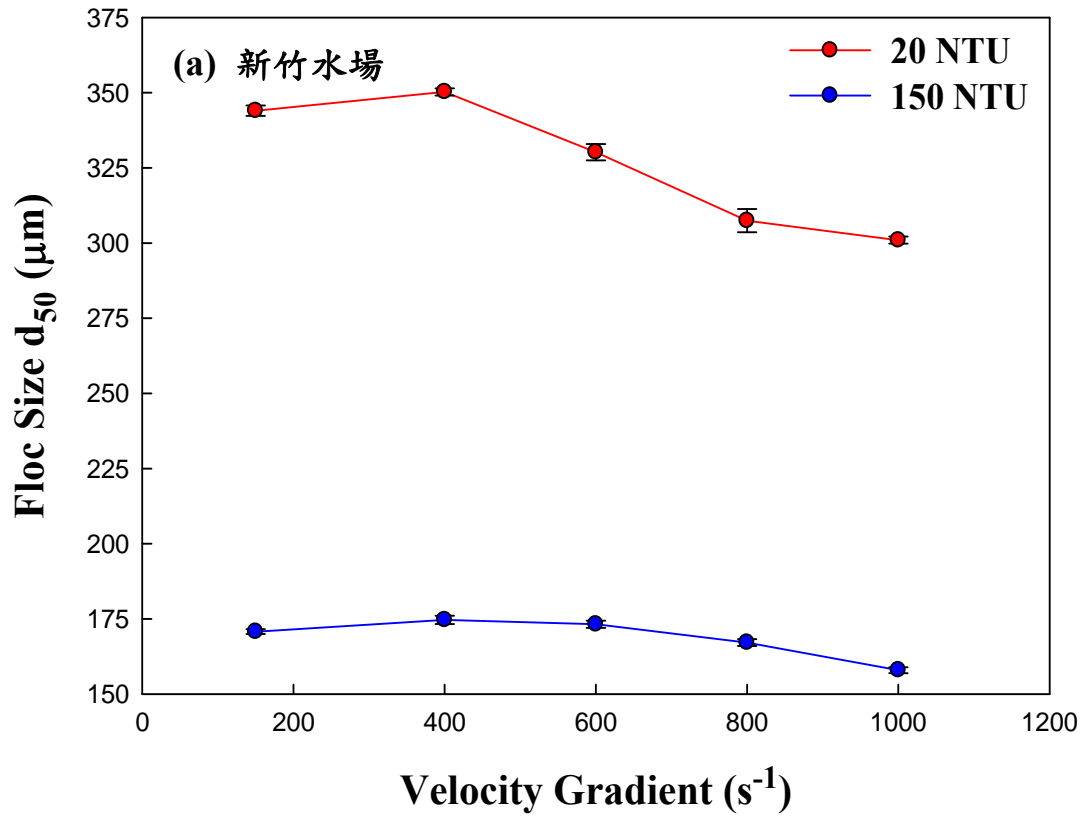


圖 4-4 不同原水濁度下快混強度對膠羽粒徑之影響  
 (a) 新竹水場(實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ ；t 值：60 s)  
 (b) 豐原水場(實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ ；t 值：15 s)

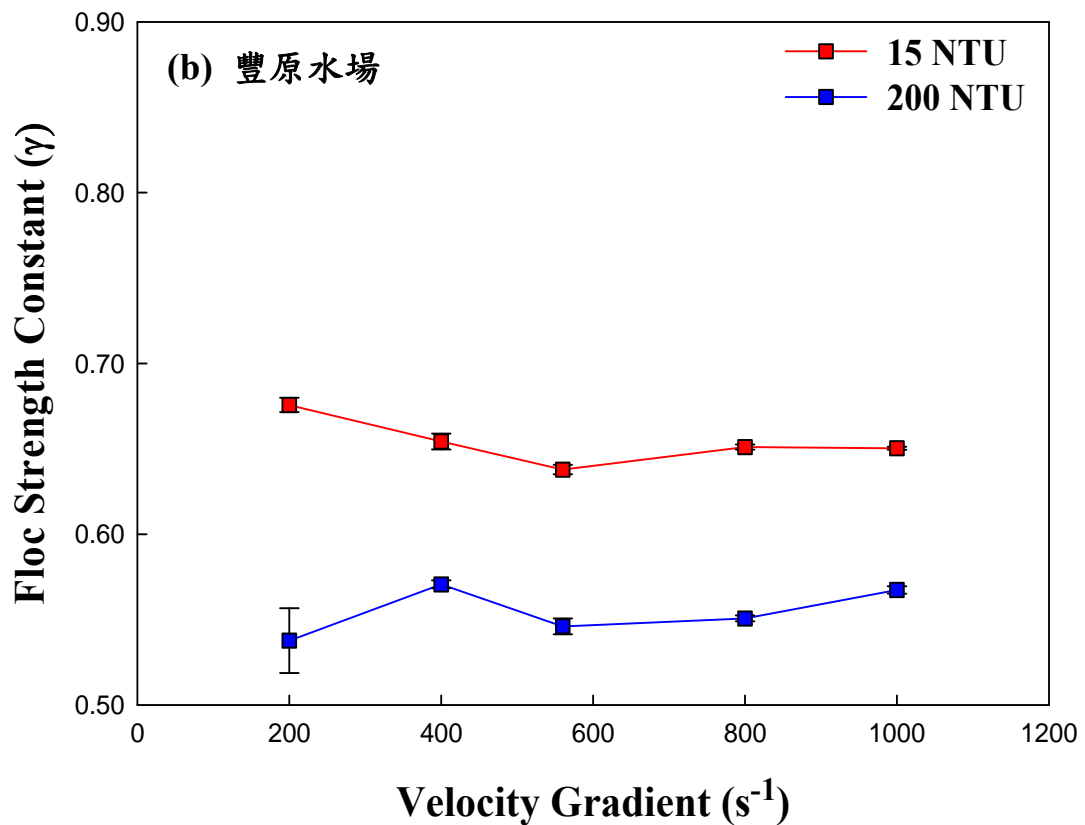
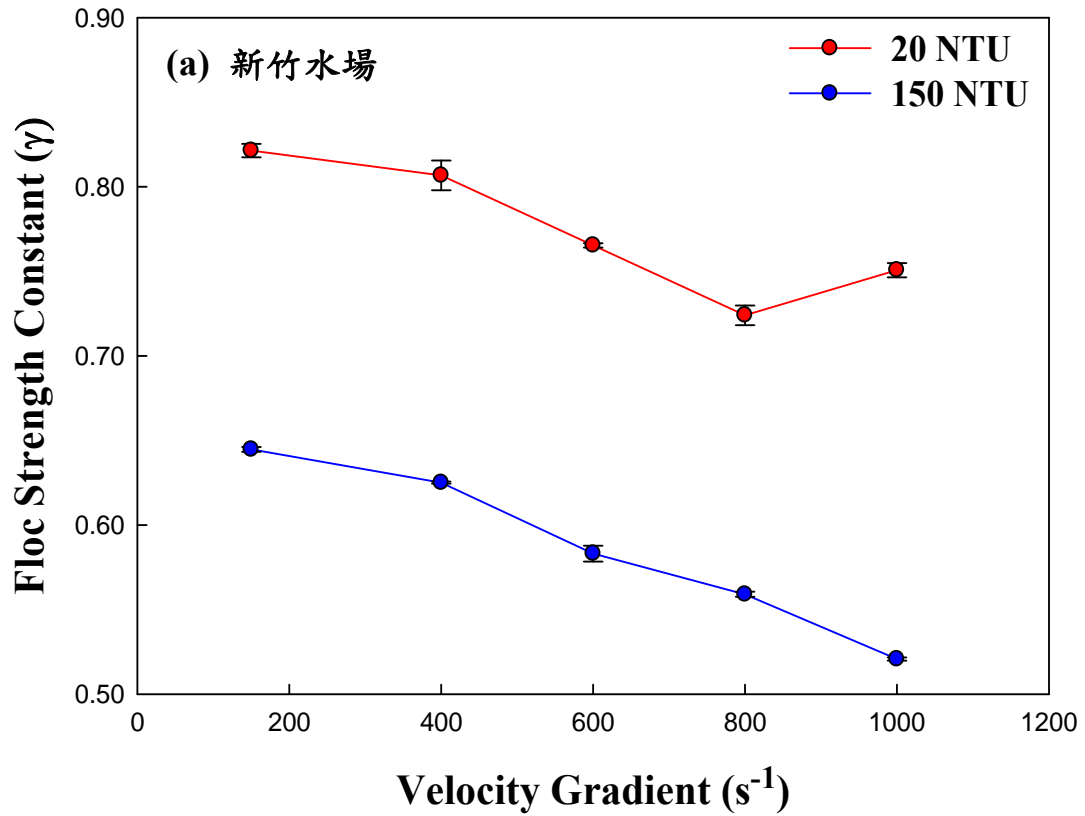


圖 4-5 不同原水濁度下快混強度對膠羽強度之影響  
 (a) 新竹水場(實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ ；t 值：60 s)  
 (b) 豐原水場(實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ ；t 值：15 s)



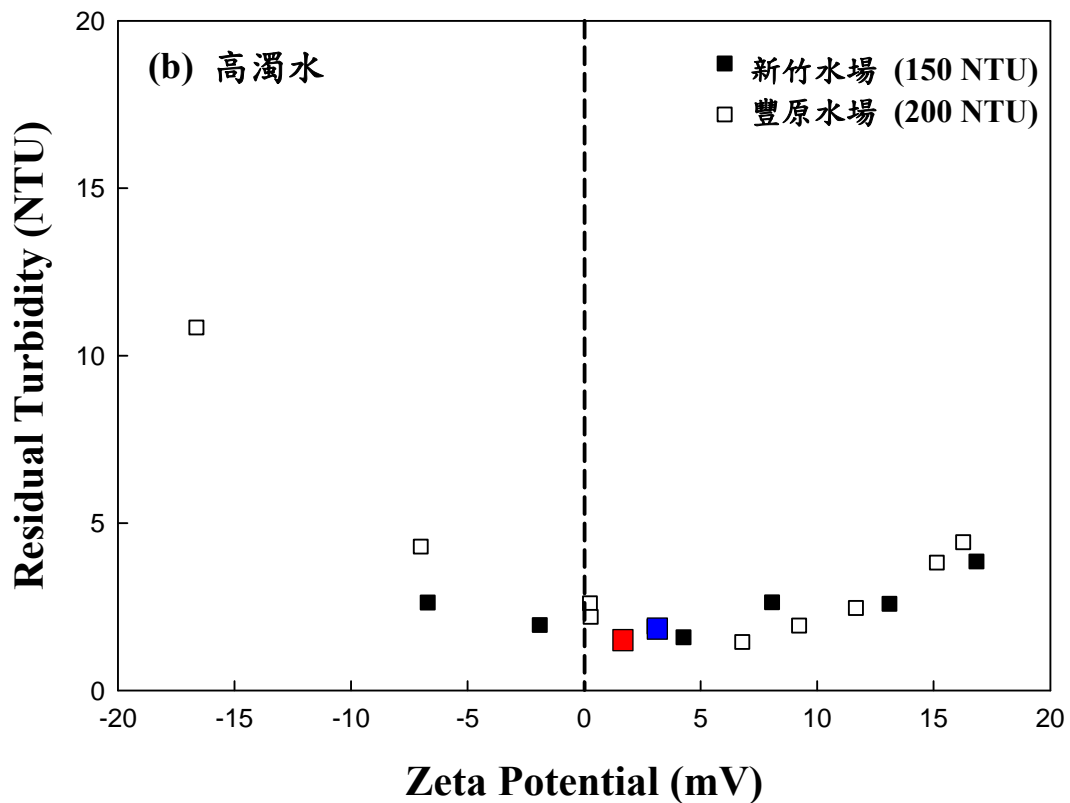
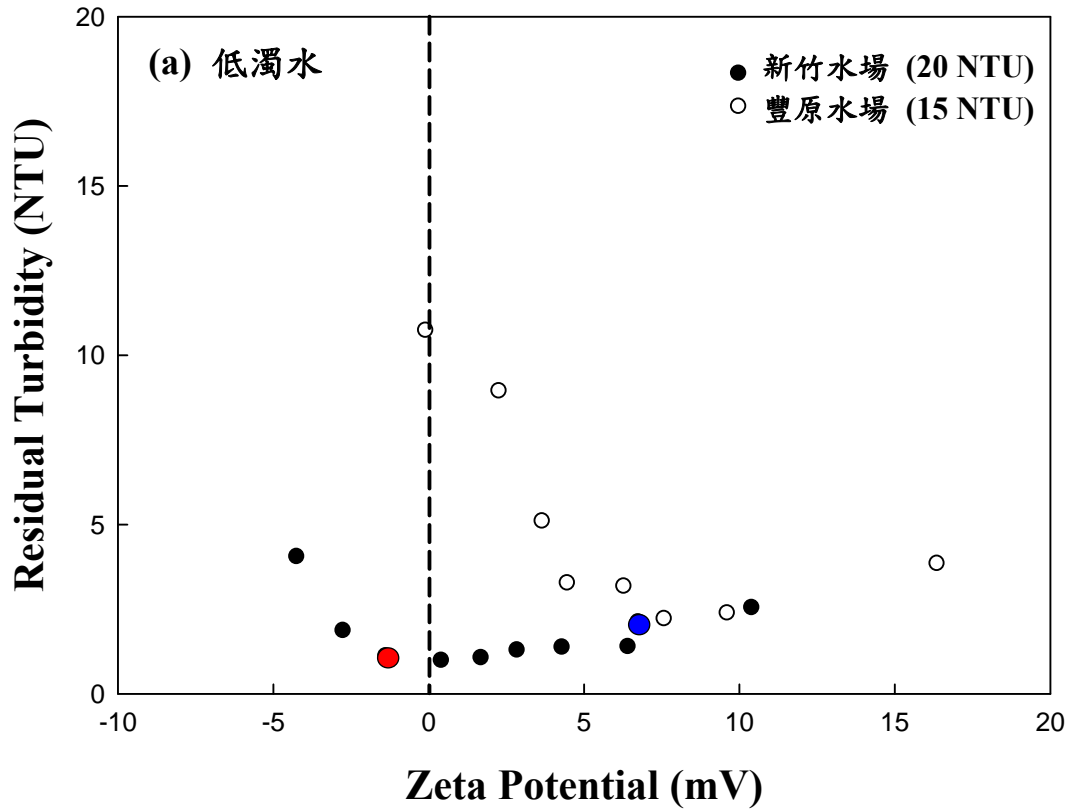


圖 4-6 (a)低濁度水 (b)高濁度水  
不同混凝劑量所對應之殘餘濁度與快混後顆粒表面界達電位之關係

表 4-1 對象淨水場原水混凝最適劑量及混凝機制

淨水場	原水濁度 (NTU)	實場劑量 (mg/L as Al)	最適劑量 (mg/L as Al)	混凝機制
新竹第二淨水場	20	2.49	1.00	電性中和
	150	2.43	1.50	電性中和
豐原第二淨水場	15	1.48	1.75	沉澱掃除
	200	3.33	2.00	沉澱掃除

表 4-2 不同膠羽種類之膠羽強度常數

膠羽種類	混凝劑	膠羽強度常數	文獻
氫氧化鐵膠羽	氯化鐵	0.29 ~ 0.55	Leentvaar et al., 1983
Al-humic 膠羽	鋁鹽	0.44 ~ 0.81	Bache et al., 1999 (2001)
Al-kaolin 膠羽	硫酸鋁	0.43 ~ 0.61	Francois et al., 1987
氫氧化鋁膠羽	PACl	0.52 ~ 0.82	本研究

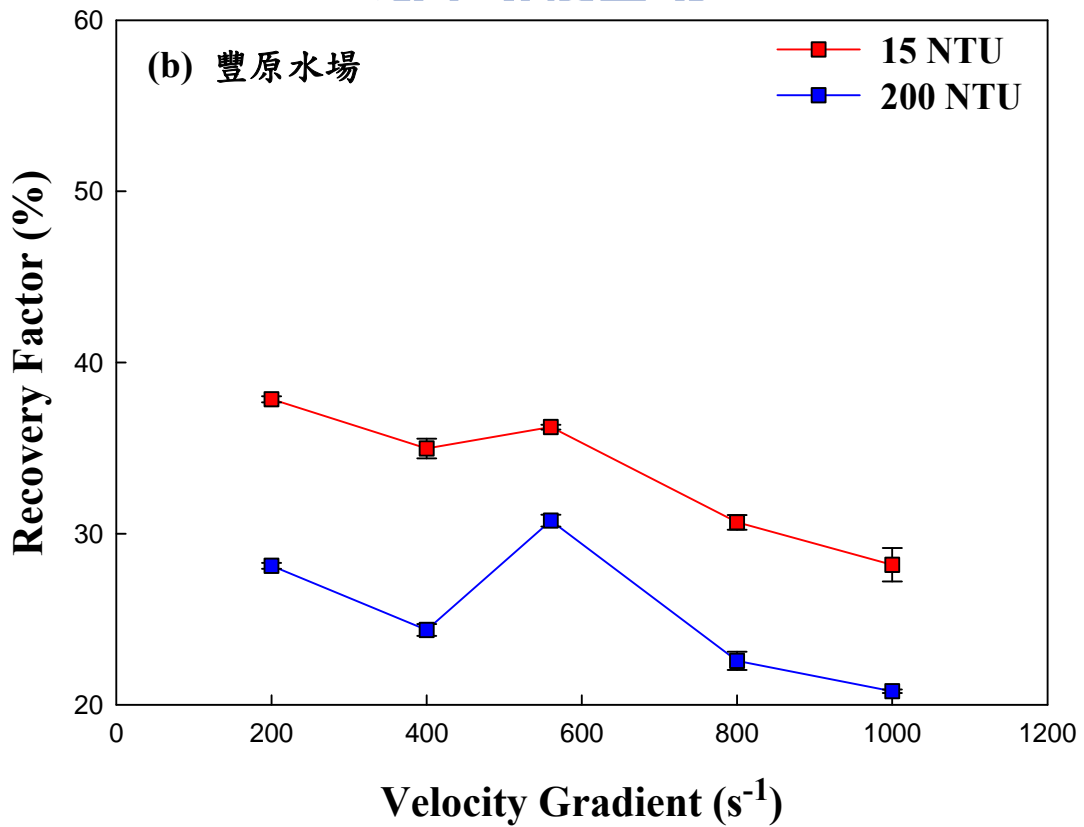
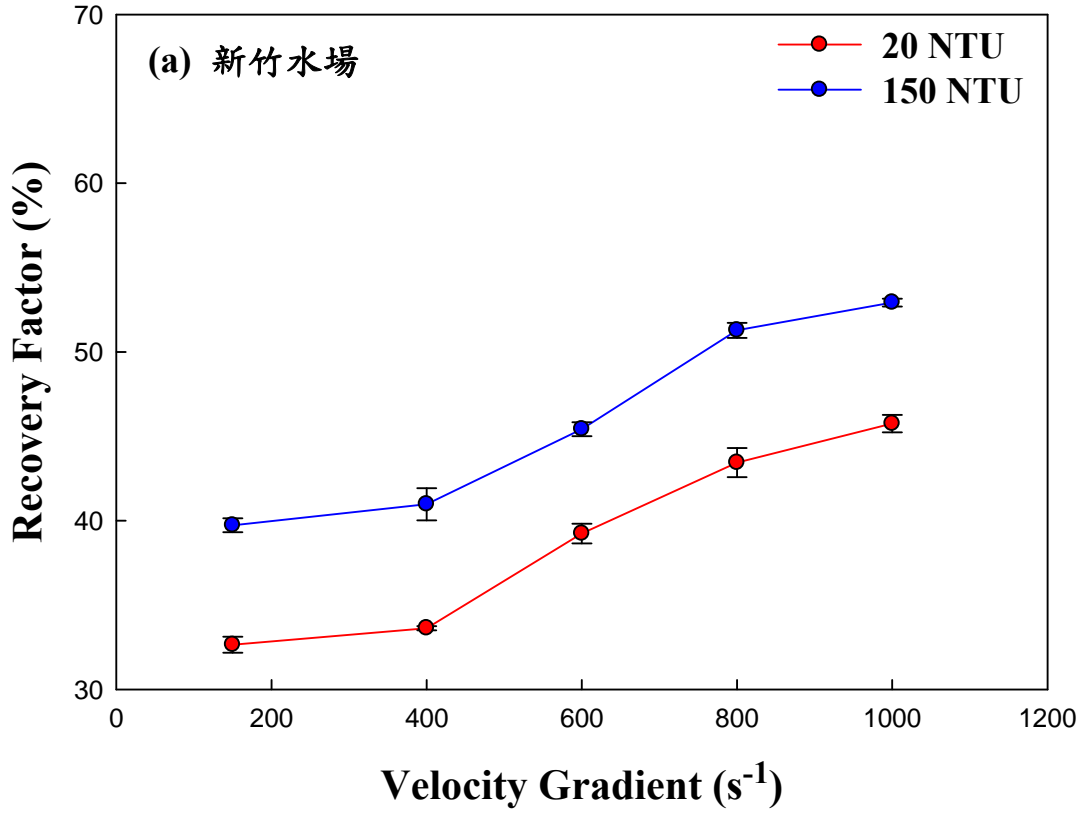


圖 4-7 不同原水濁度下快混強度對破碎膠羽回復率之影響

(a) 新竹水場(實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ ；t 值：60 s)

(b) 豐原水場(實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ ；t 值：15 s)

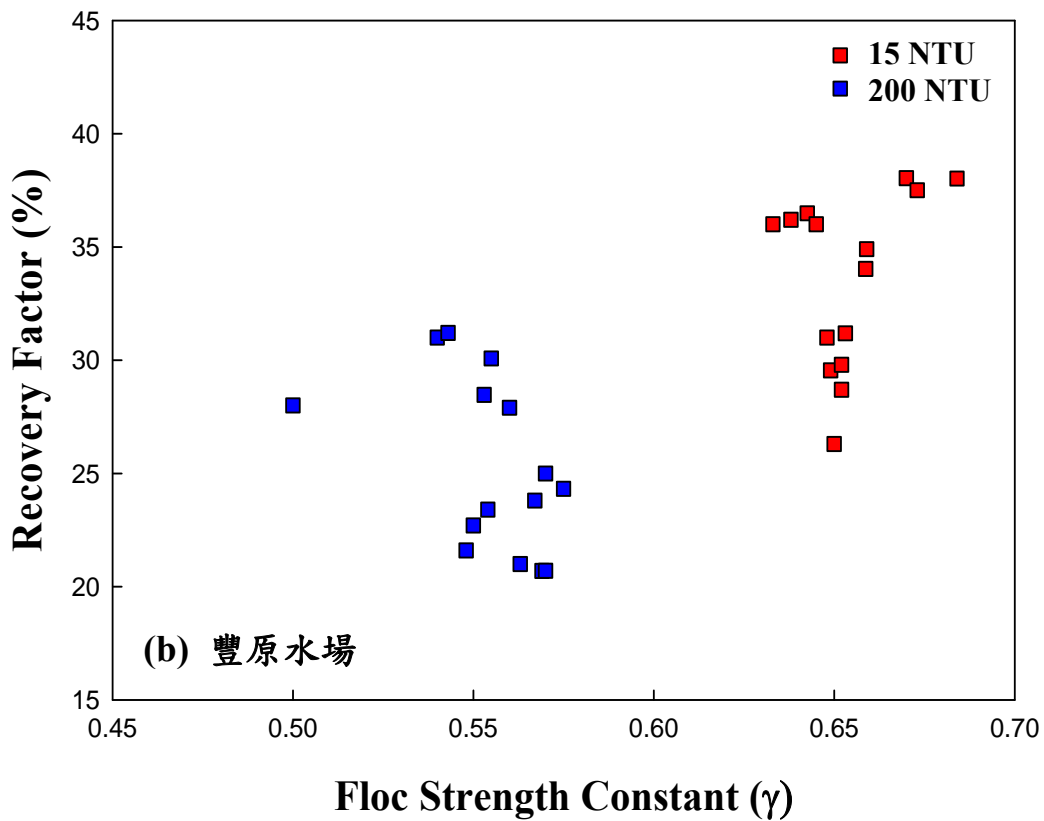
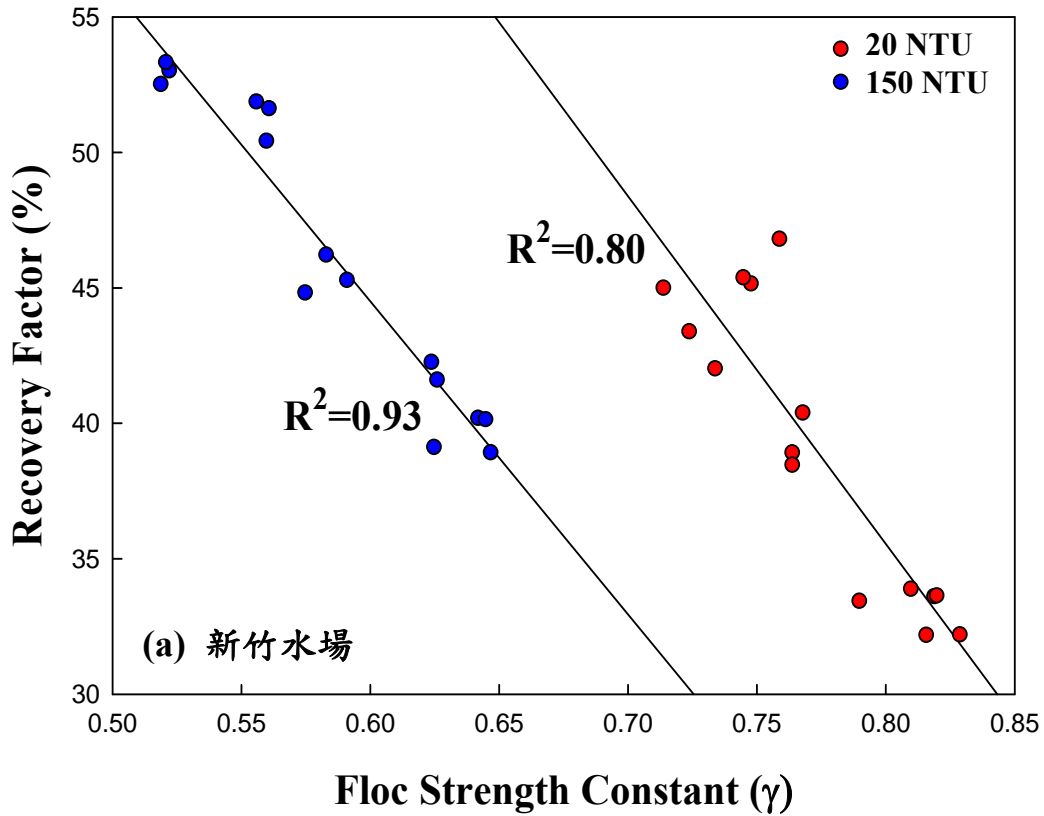


圖 4-8 不同原水濁度下膠羽強度與破碎膠羽回復率之關係  
 (a) 新竹水場(實場快混操作 G 值： $150 \text{ s}^{-1}$ ；t 值：60 s)  
 (b) 豐原水場(實場快混操作 G 值： $560 \text{ s}^{-1}$ ；t 值：15 s)

#### 4-2-4 快混強度對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響

由圖 4-9 可看出，新竹及豐原水場在適量加藥條件下，無論原水濁度高低，混沉後上澄液殘餘 DOC 皆隨快混 G 值增加而降至最低。一般而言，當攪拌 G 值越大，混合效率越高，混凝劑分散至顆粒表面愈均勻，對於有機物之去除效果越好，但過高之攪拌強度會使顆粒聚集體破碎，導致有機物去除效率變差。由於 DOC 在混凝去穩定過程中會與剛水解形成之單體鋁物種進行錯合反應，藉此也降低有機物表面電性，當有機物表面鍵結位置飽和，即會形成不溶性之錯合物懸浮於溶液中，隨後再藉由  $\text{Al}(\text{OH})_3$  膠羽吸附-沉澱網除，亦或是 DOC 直接被  $\text{Al}(\text{OH})_3$  膠羽吸附掃除<sup>(Yan et al., 2008)</sup>。因此，提高快混 G 值可快速分散混凝劑，增加單體鋁與 DOC 錯合之機會，提升 DOC 去穩程度，並且有利於  $\text{Al}(\text{OH})_3$  膠羽與 DOC 碰撞行吸附-沉澱掃除作用，但快混 G 值過高則會破壞  $\text{Al}(\text{OH})_3$  膠羽之生成，降低 DOC 去除率。

另外，由實驗結果也發現，新竹水場及豐原水場 DOC 之去除受快混 G 值影響趨勢相同，顯示快混時間長短對於 DOC 去除之影響不大。雖然水力條件會影響到顆粒間的碰撞頻率進而關係到顆粒之去除效率，例如，增加快混強度或時間對於去除濁度顆粒與溶解性有機物皆有影響，但就去除有機物而言，則較不明顯，原因為去穩顆粒聚集形成足以沉降之膠羽所需的時間比鋁水解物種與 NOM 反應的時間還要慢很多。因此，只要攪拌強度足夠使鋁水解物種與有機物均勻混合，對有機物去除之影響其實不大，但還是會影響到膠羽的聚集與破碎<sup>(Yan et al. 2009)</sup>。

由此可知 DOC 之去除也有一最適 Gt 值範圍，約介於  $6 \times 10^4 \sim 4.8 \times 10^5$  之間，範圍較去除濁度之最適 Gt 值範圍大，此結果與先前之研究結果相似<sup>(Ebie and Azuma, 2002)</sup>。

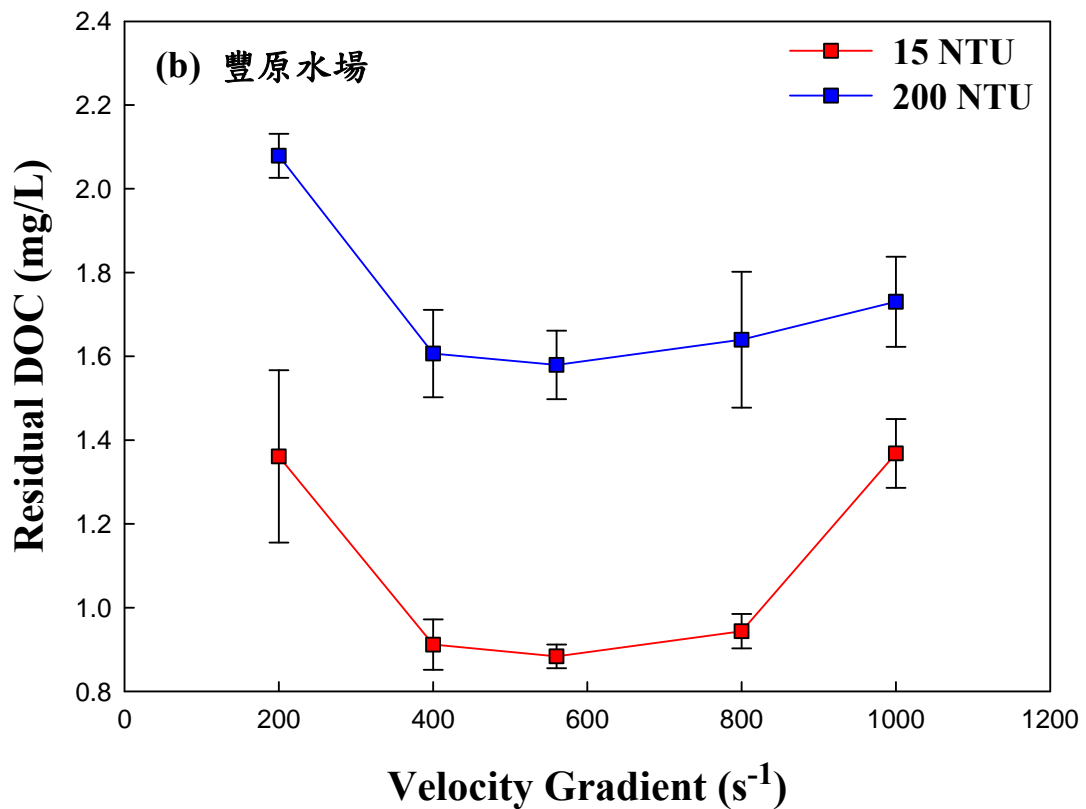
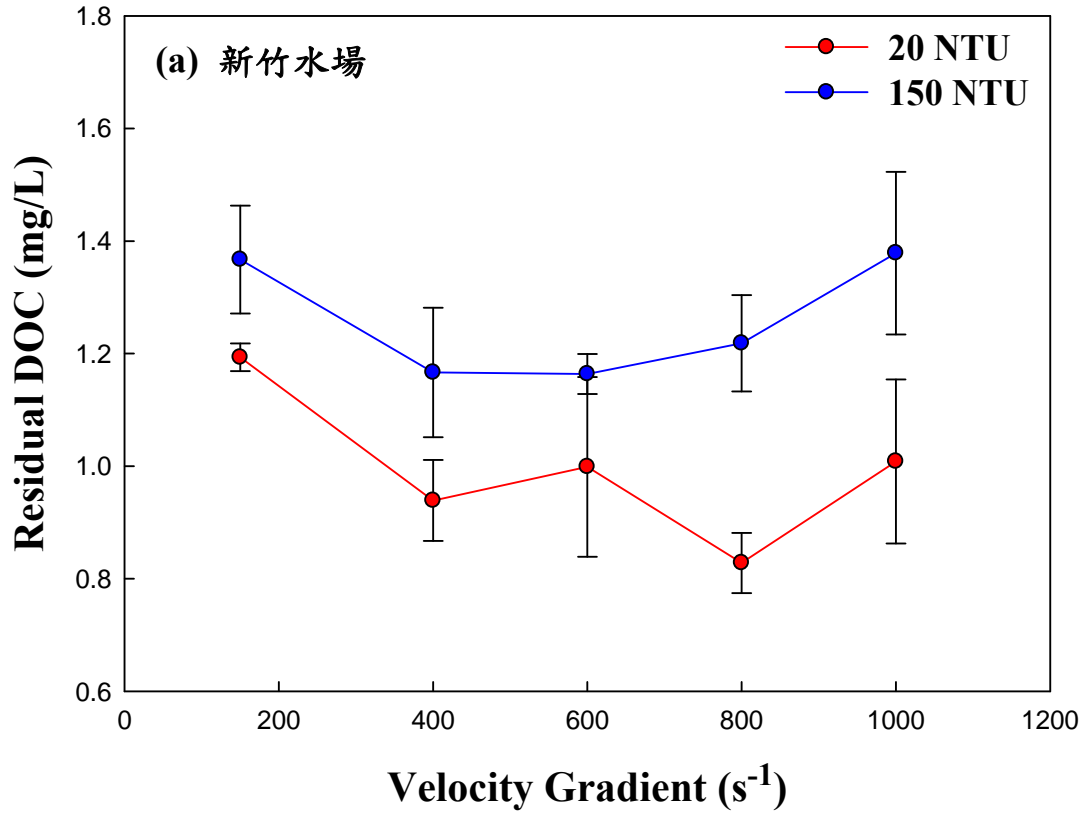


圖 4-9 不同原水濁度下快混強度對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響  
 (a) 新竹水場(實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ ；t 值：60 s)  
 (b) 豐原水場(實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ ；t 值：15 s)

#### 4-2-5 快混強度對混沉後上澄液過濾性之影響

由圖 4-10 可看出，當新竹水場及豐原水場在適量加藥條件下，無論原水濁度高低，混沉後上澄液過濾性皆隨快混強度增加無太大變化，惟獨豐原水場混凝低濁水時，增加快混 G 值可提升上澄液過濾性。一般而言，混沉後上澄液殘餘物含量是主要影響上澄液過濾性之因素，因此，原水混沉後上澄液過濾性之結果與殘餘濁度受快混 G 值之影響趨勢相似。此外，上澄液殘餘濁度高應該會使過濾性變差，導致 STI 值升高。然而，對於新竹水場及豐原水場而言，其高濁度水混沉後上澄液 STI 值卻都低於低濁水混沉後上澄液 STI 值，推測可能因原水濁度低，水中顆粒數少，顆粒間碰撞效率低，故未去穩之小顆粒較不易與去穩顆粒或膠羽碰撞聚集，導致混沉後上澄液殘留較多細小微粒，而在過濾時較易阻塞濾膜孔洞，使過濾性變差，也使得過濾性受快混 G 值之影響較為明顯。而當原水濁度高時，由於顆粒間碰撞效率高，小顆粒容易被去穩定，使上澄液殘留較少細小微粒。另一方面，因水中顆粒濃度高，且顆粒聚集體遠大於濾膜孔洞，故在過濾時會在濾膜表面形成濾餅，主要以濾餅過濾時，小顆粒易被攔截。因此，混沉後上澄液過濾性較好，也較不受快混 G 值之影響。

由上述實驗結果可知，原水混沉後上澄液過濾性之結果與殘餘濁度受快混 G 值之影響趨勢有一致性，尤其當原水濁度低時，上澄液過濾性受快混 G 值之影響趨勢最為明顯，增加快混 G 值可有效提升混沉後上澄液之過濾性。

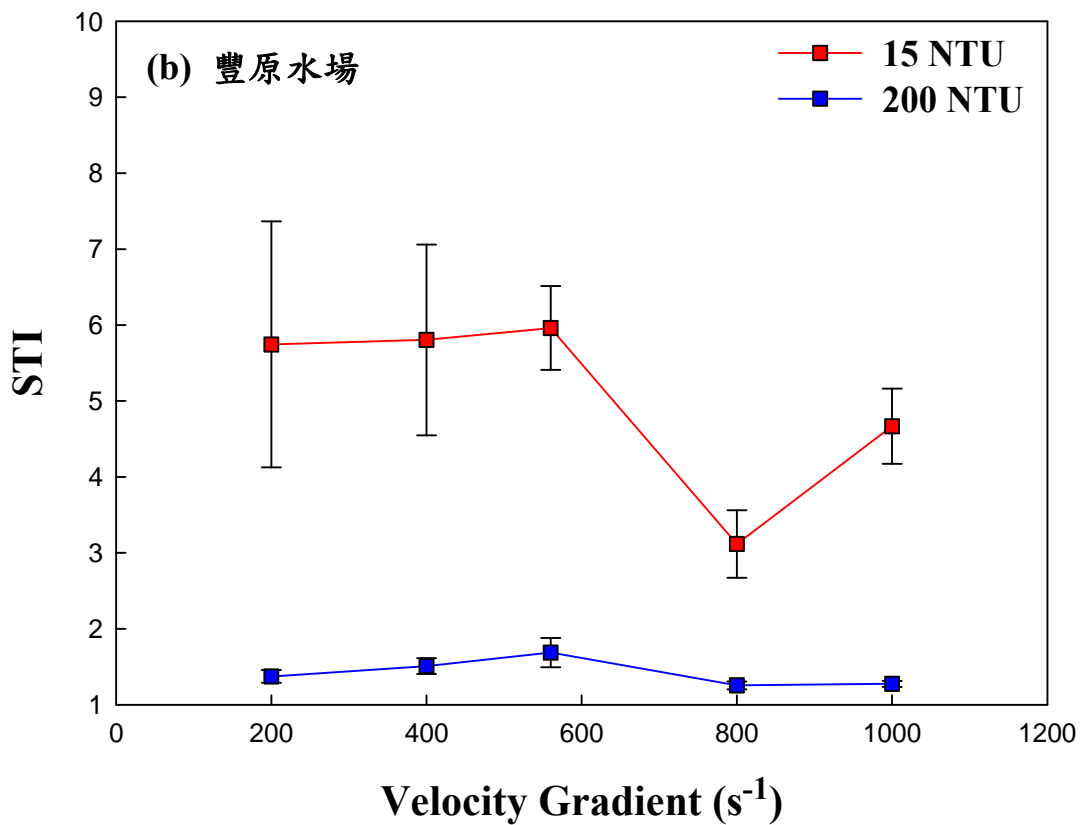
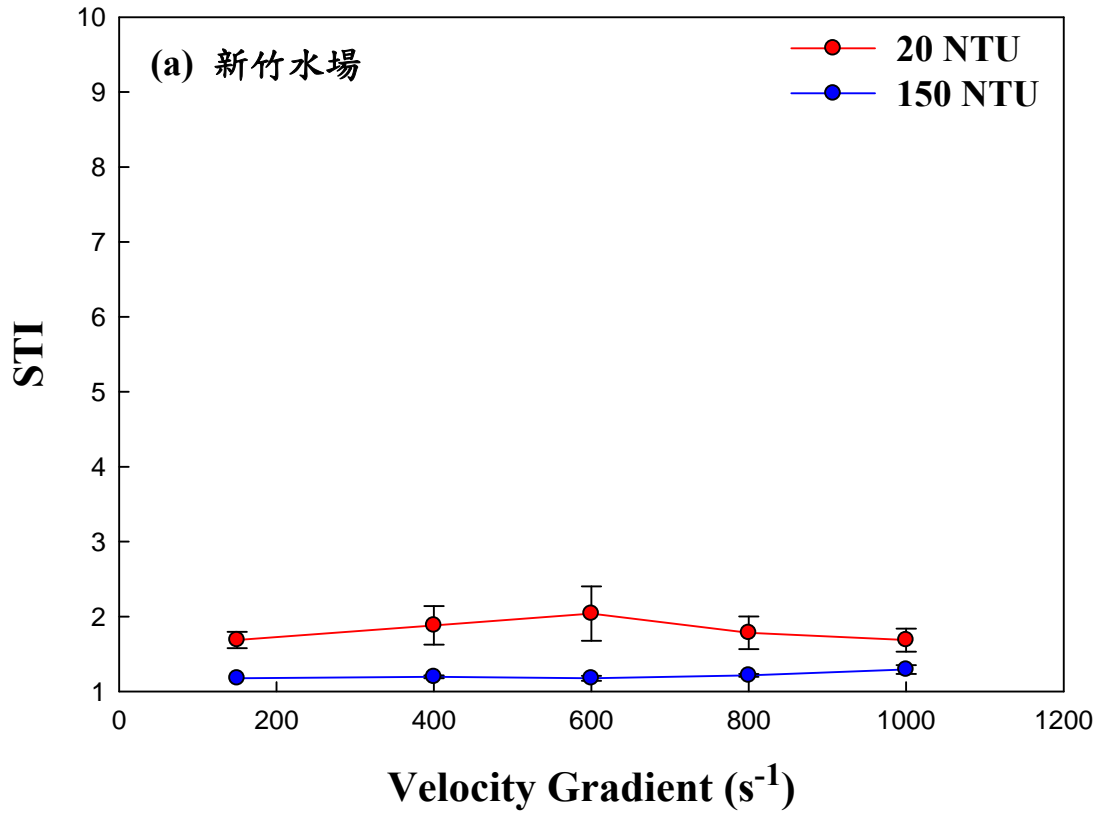


圖 4-10 不同原水濁度下快混強度對混沉後上澄液過濾性之影響  
 (a) 新竹水場(實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ ；t 值：60 s)  
 (b) 豐原水場(實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ ；t 值：15 s)



### 4-3 高速 G 值對混沉及過濾效能之影響

本研究利用高速管柱快混設備產生遠大於淨水場現場快混強度之 G 值，探討高速 G 值對後續混沉及過濾效能之影響，以了解管柱快混設備之功效。快混效能評估指標包含混沉後上澄液殘餘濁度、過濾性(STI)、膠羽大小及上澄液殘餘 DOC，其實驗結果詳述如下：

#### 4-3-1 高速 G 值對混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之影響

如圖 4-11~4-12 所示，當對象淨水場原水濁度變化從 20 NTU 至 554 NTU，同步與淨水場在相同混凝劑量下，管柱快混模組在 G 值條件遠大於對象淨水場操作 G 值下(計算 G 值約為  $4501\text{ s}^{-1}$ 、 $16514\text{ s}^{-1}$ 、 $22802\text{ s}^{-1}$ )，混沉後殘餘濁度在高速 G 值之條件下大幅度下降，此結果顯示利用管柱快混產生之高速混合流況可提升濁度顆粒去穩定程度，增進顆粒間碰撞效率，有利於後續慢混階段膠羽之生長，故如圖 4-13~4-14 所示，膠羽粒徑會在高快混 G 值下大幅度增加，有利於濁度顆粒之沉降去除。同樣的，隨著快混 G 值升高，上澄液之過濾性指標 STI 值亦跟著下降(如圖 4-15~4-16)，代表其過濾性提升，而且此趨勢並不會隨原水濁度變化而改變。此結果主要因管柱快混 G 值提高後，其快混時間縮短，在短時間內可有效分散混凝劑，增加顆粒間之碰撞效率，有助於顆粒聚集，此時快混顆粒聚集機制主要以聚集體與聚集體的聚集型態(cluster-cluster aggregation)，可生成大膠羽，因其沉降性佳，故濁度去除率及過濾性亦跟著提升。此與過去文獻結果相似(Byun et al., 2005)。

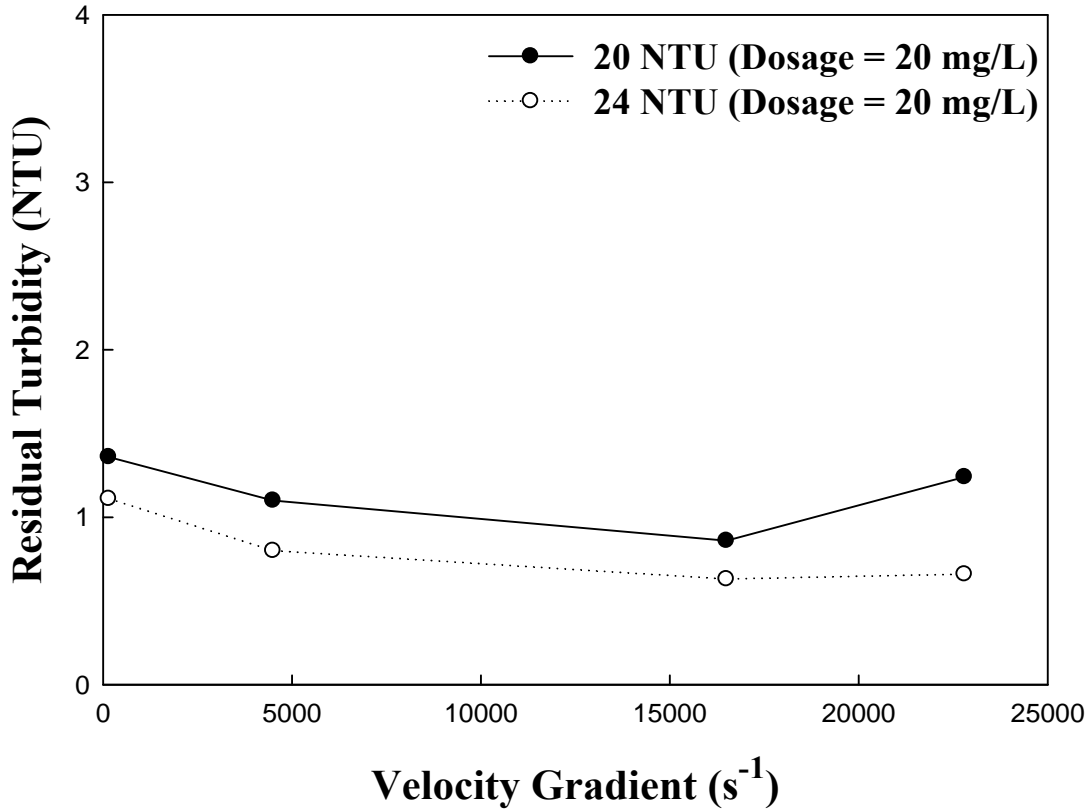


圖 4-11 不同原水濁度下高速 G 值對混沉後上澄液殘餘濁度之影響  
(新竹第二淨水場；實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ )

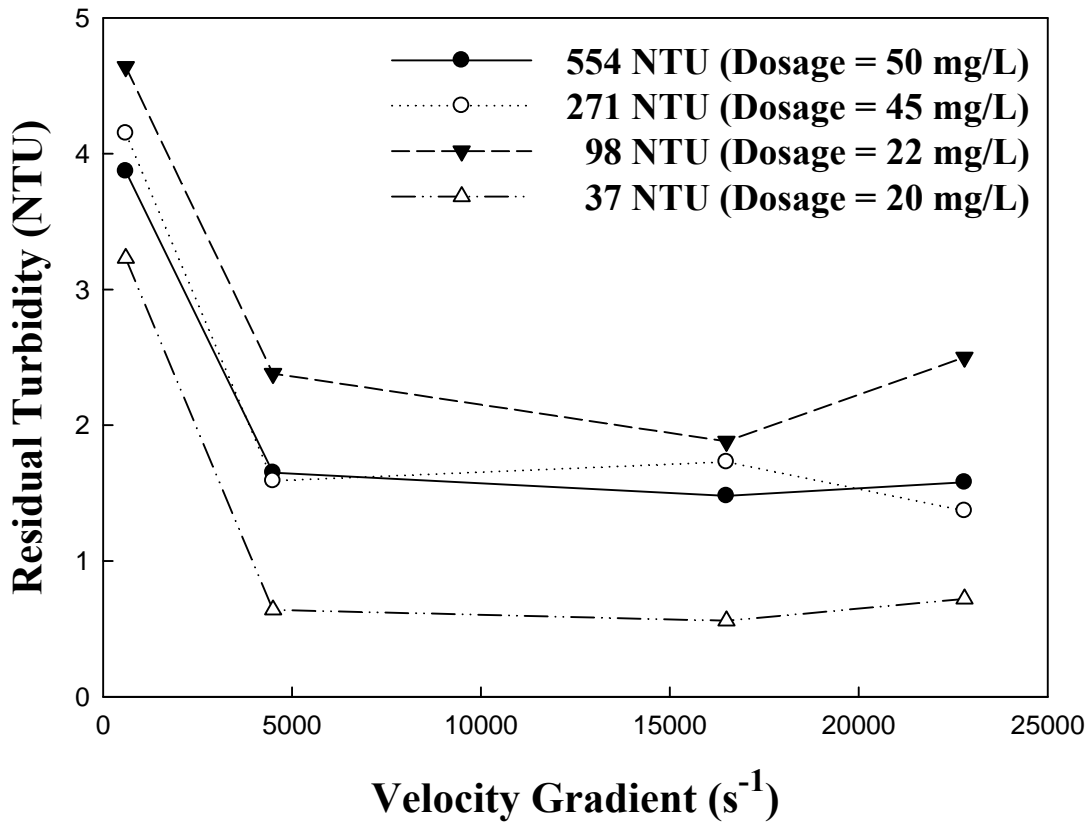


圖 4-12 不同原水濁度下高速 G 值對混沉後上澄液殘餘濁度之關係  
(豐原第二淨水場；實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ )

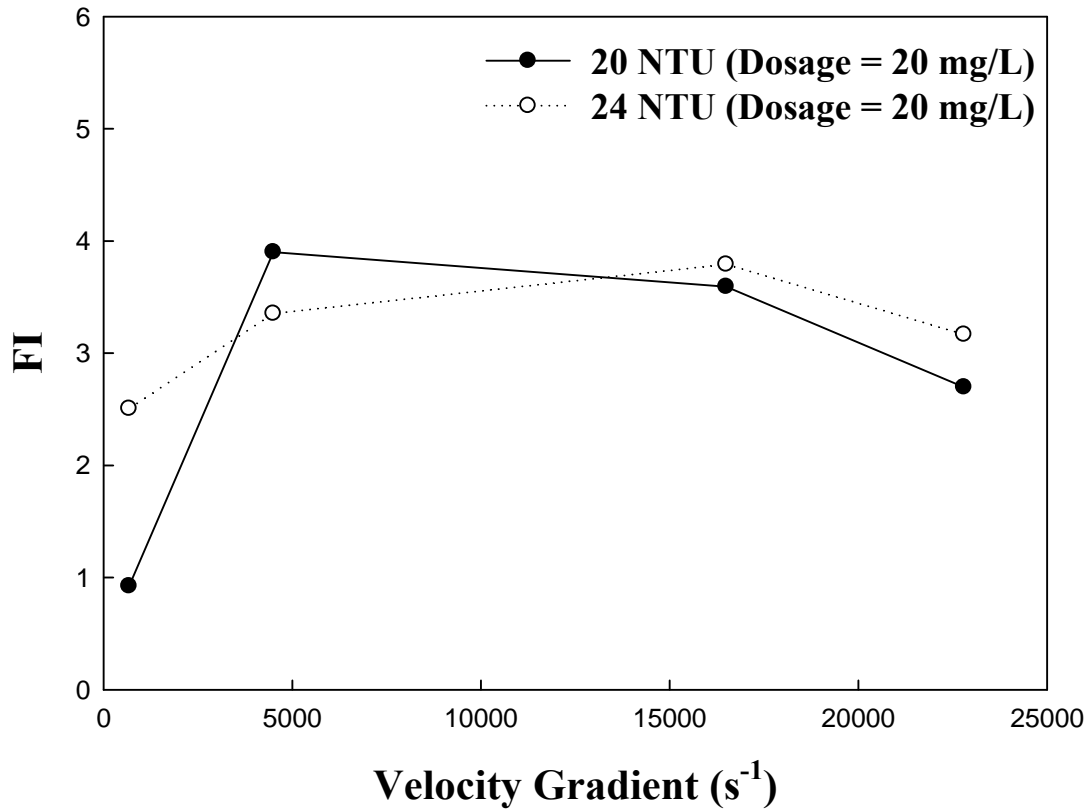


圖 4-13 不同原水濁度下高速 G 值對膠羽粒徑之影響  
(新竹第二淨水場；實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ )

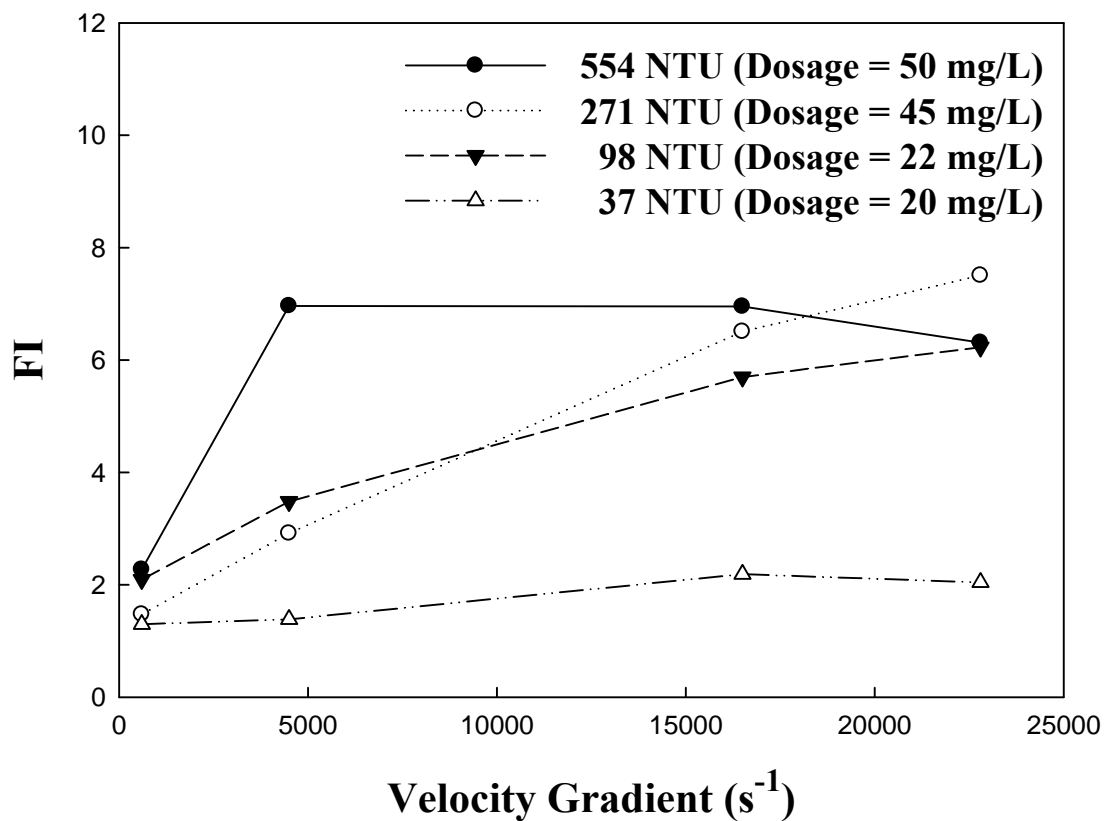


圖 4-14 不同原水濁度下高速 G 值對膠羽粒徑之影響  
(豐原第二淨水場；實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ )

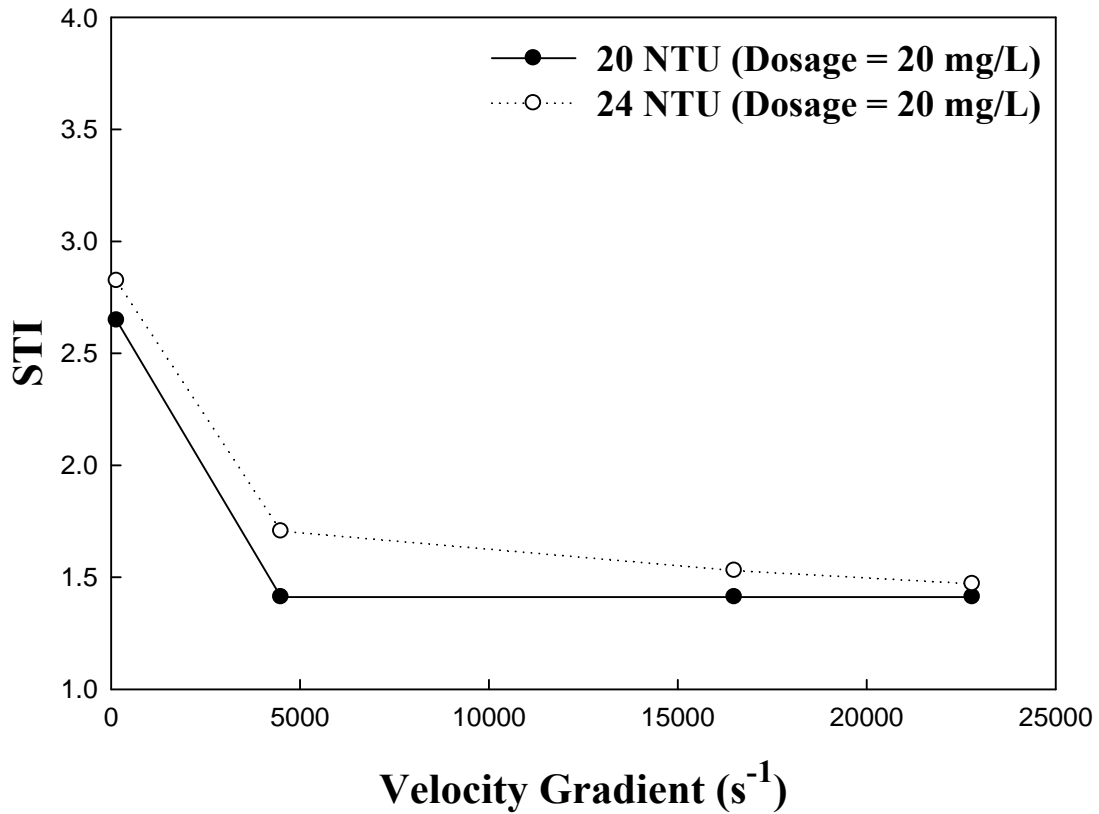


圖 4-15 不同原水濁度下高速 G 值對混沉後上澄液過濾性之影響  
(新竹第二淨水場；實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ )

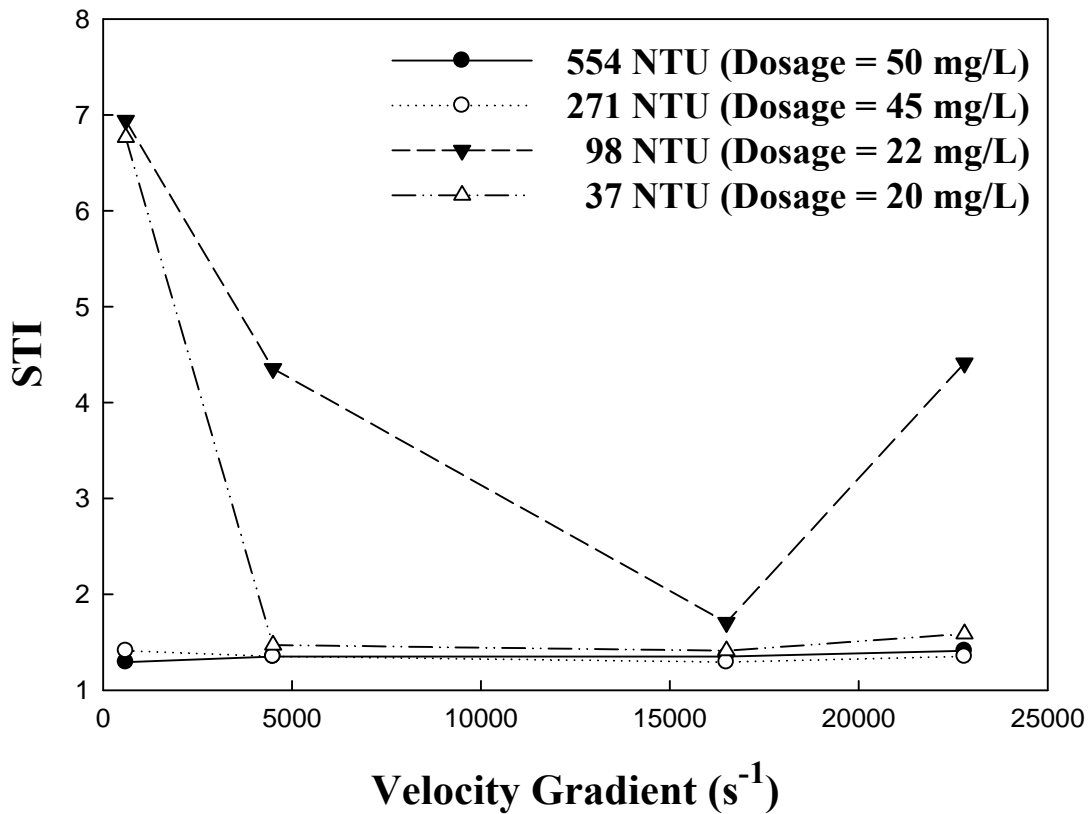


圖 4-16 不同原水濁度下高速 G 值對混沉後上澄液過濾性之影響  
(豐原第二淨水場；實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ )

#### 4-3-2 高速 G 值對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響

如圖 4-17~4-18 所示，各淨水場原水經管柱高速 G 值混沉後，無論原水濁度高低，上澄液殘餘 DOC 隨快混 G 值增加無太大變化，因只要給予足夠攪拌強度與時間使混凝劑與 DOC 行吸附-掃除作用，對 DOC 之去除無太大影響<sup>(Yan et al., 2009)</sup>。然而，增加快混 G 值有助於提升顆粒去穩程度，增加顆粒間碰撞效率，有利於鋁水解物種與有機物之錯合反應，且在慢混階段可形成較大之膠羽，可增進鋁水解物種吸附-掃除 DOC，由此可知藉由提高快混 G 值可達到減少加藥量之目的。



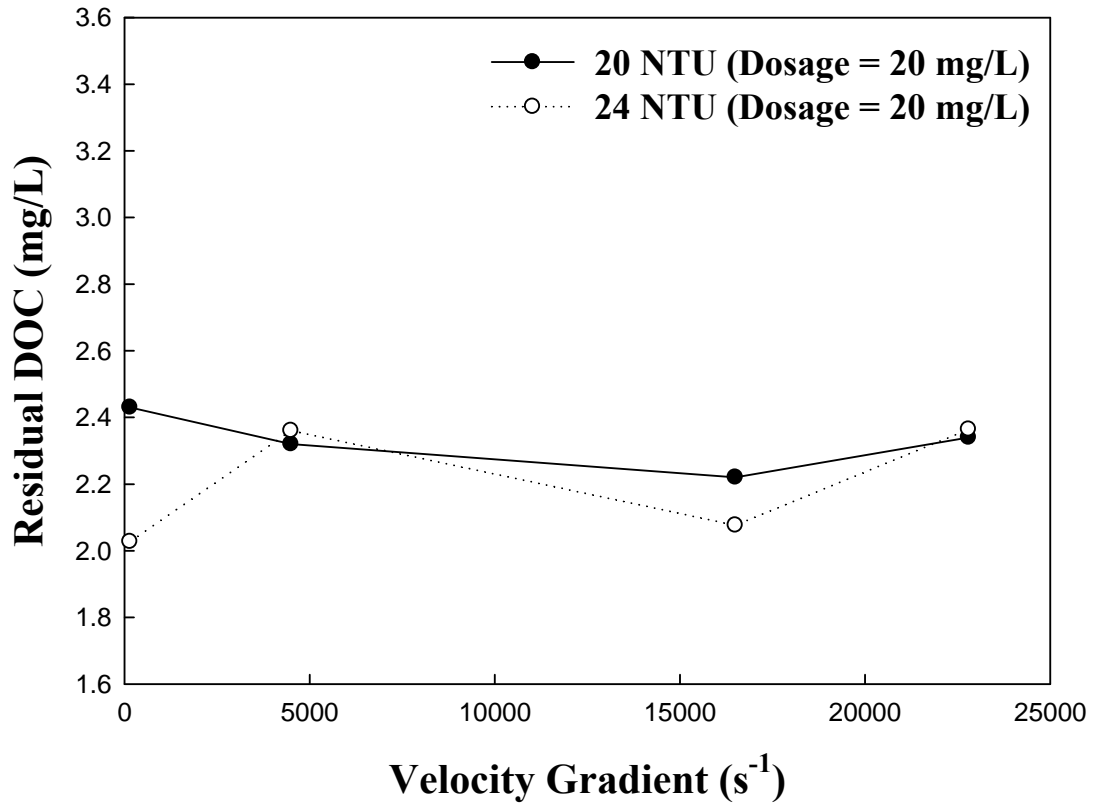


圖 4-17 不同原水濁度下高速 G 值對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響  
(新竹第二淨水場；實場快混操作 G 值： $150 s^{-1}$ )

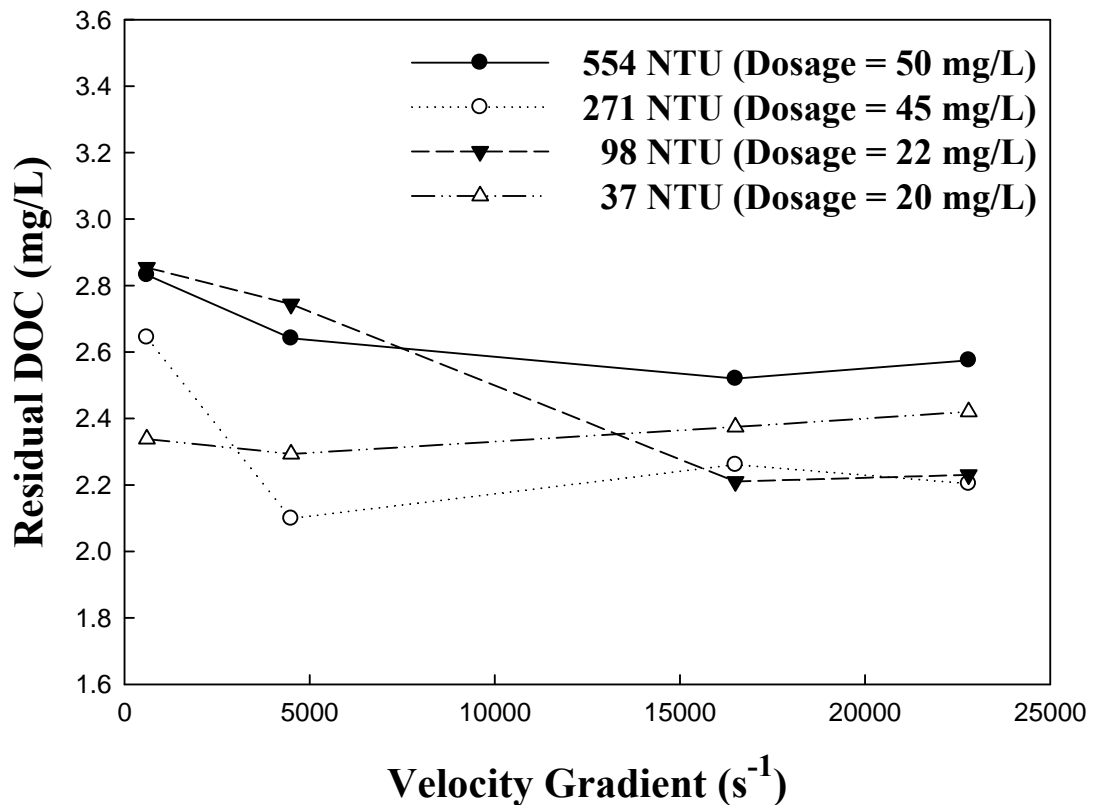


圖 4-18 不同原水濁度下高速 G 值對混沉後上澄液殘餘 DOC 之影響  
(豐原第二淨水場；實場快混操作 G 值： $560 s^{-1}$ )

## 第五章 結論與建議

### 5-1 結論

1. 增加快混 G 值可提升濁度去除率且有一最適 Gt 值範圍( $9 \times 10^4 \sim 1.2 \times 10^5$ )，超出範圍時，增加快混 G 值反而更加速微膠羽破碎，不利膠羽生長，導致濁度去除率降低。
2. 增加快混 G 值有助於 DOC 之去除，同樣有一最適快混 Gt 值範圍( $6 \times 10^4 \sim 4.8 \times 10^5$ )且範圍較去除濁度之最適 Gt 值範圍大。
3. 電性中和機制下形成之膠羽結構較易受水流剪力作用，增加快混 G 值可提升膠羽強度及破碎膠羽回復率，兩者呈正相關性。反之，沉澱掃除機制下形成之膠羽結構不易受水流剪力作用而改變，膠羽強度受快混 G 值影響變化不大且破碎膠羽回復率隨快混 G 值增加而變差。
4. 膠羽強度及破碎膠羽回復率與混沉過濾效能皆無太大相關性，唯獨膠羽大小關係著濁度去除率進而影響上澄液過濾性。
5. 低濁水混沉後上澄液過濾性受快混 G 值之影響趨勢最為明顯，增加快混 G 值可提升上澄液過濾性。
6. 各淨水場原水經管柱快混設備處理後，其處理水混沉後可明顯提升濁度去除及上澄液過濾性，但對 DOC 去除之助益並不明顯。故可藉由提高快混 G 值達到減少加藥量之目的。

## 5-2 建議

1. 新竹第二淨水場混沉處理低濁水(20 NTU)及高濁水(150 NTU)時，均有過量加藥之情形發生，原水混凝快混操作應先維持現有的 G 值，但應可減少混凝劑量以評估實場混沉及過濾效能是否改變，以確認在現有 G 值操作條件下，混凝劑減量是否可達到設定的標準，以避免實場混凝操作發生過量加藥之情形。
2. 豐原第二淨水場混沉處理低濁水(15 NTU)及高濁水(200 NTU)時，其快混操作 G 值建議應增加至  $800 \text{ s}^{-1}$  或  $1000 \text{ s}^{-1}$ ，可提升混沉及過濾操作效能並藉此減少混凝劑量。
3. 建議水場可考慮在快混操作發生問題或困難之淨水場裝設管中快混設備，以有效提升水場混沉及過濾效能。





## 參考文獻

- Amirtharajah, A. and Mills, K. M. (1982) Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation. *J. Am. Water Works Assoc.* 74, 210-216.
- Bache, D. H., Johnson, C., McGilligan, J. F. and Rasool, E. (1997) A conceptual view of floc structure in the sweep floc domain. *Wat. Sci. Tech.* 36(4), 49-56.
- Berka, M. and Rice, J. A. (2005) Relation between aggregation kinetics and the structure of kaolinite aggregates. *Langmuir* 21, 1223-1229.
- Byun, S., Oh, J., and Lee, B. Y. (2005) Improvement of coagulation efficiency using instantaneous flash mixer (IFM) for water treatment. *Colloid Surfaces A* 1-3, 104-110.
- Ebie, K. and Azuma, Y. (2002) Reducing turbidity and coagulant residue in treated water through optimization of rapid mix condition. *Water Supp.* 2 5-6, 103-110.
- Ebie, K., Kawaguchi, T., and Yamaguchi, D. (2006) Dynamic analysis of coagulation of low turbidity water sources using Al- and Fe-based coagulants. *Wat. Sci. Tech.* 53(6), 67-74.
- Elimelech, M., Gregory, J., Jia, X. and Williams, R. A. (1995) *Particle Deposition and Aggregation: Measurement, Modeling and Simulation*. Butterworth-Heinemann Ltd., Oxford.
- Gregory, J. (1996) Polymer adsorption and flocculation. In *Industrial Water Soluble Polymers*. Ed. by Finch, C. A. Royal Society of Chemistry, London, 62-75.
- Ives, K. J. (1978) *The Scientific Basis of Flocculation*. The Netherlands: Alphen van der Rijn.
- Jarvis, P., Jefferson, B., Gregory, J. and Parsons, S. A. (2005) A review of floc strength and breakage. *Water Res.* 39, 3121-3137.
- Kan, C. C. and Huang, C. P. (1998) Coagulation monitoring in surface water treatment facilities. *Wat. Sci. Tech.* 38(3), 237-244.
- Kan, C. C., Huang, C. P. and Pan, J. R. (2002) Coagulation of high turbidity water: the effects of rapid mixing. *Water Supp.* 51.2, 77-85.

- Kan, C. C., Huang, C. P. and Pan, J. R. (2002) Time requirement for rapid mixing in coagulation. *Colloid Surface A* 203, 1-9.
- Kawamura, S. (2002) Design of basic treatment process units. In *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. John Wiley and Sons, New York, 59-336.
- Kevin, H., Thomas, L., and Young, C. T. (1998) The significance of G in flocculation. *Water Res.* 32, 2660-2668.
- Langer, S. J. and Klute, R. (1993) Rapid mixing in sludge conditioning with polymer. *Wat. Sci. Tech.* 28(1), 233-242.
- Li, T., Zhu, Z., Wang, D. S., Yao, C. H. and Tang, H. X. (2006) Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms. *Pow. Tech.* 168, 104-110.
- Lin, J. L., Huang, C. P., Chin, C. M. and Pan, J. R. (2008) Coagulation dynamics of fractal flocs induced by enmeshment and electrostatic path mechanisms. *Water Res.* 42, 4457-4466.
- Lin, M. Y., Lindsay, H. M., Weitz, D. A., Ball, R. C., Klein, R. and Meakin, P. (1989) Universality in colloid aggregation. *Nature* 339, 360-362.
- McCurdy, K., Carlson, K. and Gregory, D. (2004) Floc morphology and cyclic shearing recovery: comparison of alum and polyaluminium chloride coagulants. *Water Res.* 38, 486-494.
- Mhaisalkar, V. A., Paramasivam, R., and Bhole A. G. (1991) Optimizing physical parameters of rapid mix design for coagulation-flocculation of turbid waters. *Water Res.* 25, 43-52.
- Monk, R.G. D. and Trussell, R. R. (1991) Design of mixers for water treatment plants: rapid mixing and flocculators. *Mixing in coagulation and flocculation*. AWWA Research Foundation, Denver, Colorado.
- Oldsue, J. Y. (1983) *Fluid Mixing Technology*. McGraw-Hill, New York.
- Oles, V. (1992) Shear-induced aggregation and breakup of polystyrene latex particles. *J. Colloid Interface Sci.* 154, 351-358.

- Park, N. S., Park, H. and Kim, J. S. (2003) Examining the effect of hydraulic turbulence in a rapid mixer on turbidity removal with CFD simulation and PIV analysis. *Water Suppl.* 52.2, 95-108.
- Park, S. M., Jun, H. B., Jung, M. S. and Koo, H. M. (2006) Effects of velocity gradient and mixing time on particle growth in a rapid mixing tank. *Wat. Sci. Tech.* 53(7), 95-102.
- Reynolds, T. D. and Richards, P. A. (1996) Coagulation and flocculation. *Unit Operation and Processes in Environmental Engineering*. PWS Publish Company Press, 166-218.
- Tseng, T., Segal, B. and Edward, M. (1998) Maintaining effective turbidity removal during runoff events, In *Proceedings of AWWA Annual Conference*. Dallas, Texas., 21-25.
- Vrale, L. and Jordan, R. M. (1971) Rapid mixing in water treatment. *J. Am. Water Works Assoc.* 63, 52-58.
- Wang, D. S., Sun, W., Xu, Y., Tang, H. X. and Gregory, J. (2004) Speciation stability of inorganic polymer flocculant-PACl. *Colloid Surface A* 243, 1-10.
- Wiesner, M. R. and Klute, R. (1998) Properties and measurements of particulate contaminants in water. *Treatment Process Selection for Particle Removal*. Ed. by Mcewen J. B., AWWARF, 35-72.
- Sung, S. S., Ju, S. P., Hsu, C., Mujumdar, A. S. and Lee, D. J. (2008) Floc strength evaluation at alternative shearing with presence of natural organic matters. *Drying Tech.* 26, 996-1001.
- Yu, J. F., Wang, D. S., Ge, X. P., Yan, M. Q. and Yang, M. (2006) Flocculation of kalion particles by two typical polyelectrolytes: A comparative study on the kinetics and floc structures. *Colloid Surfaces A* 290 288-294.
- Yan, M. Q., Wang, D. S., Ni, J. R., Qu, J. H., Chow, C. W. K. and Liu, H. L. (2008) Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics. *Water Res.* 42, 3361-3370.
- Yan, M. Q., Liu, H., Wang, D. S., Ni, J. and Qu, J. (2009) Natural organic matter removal by coagulation: effect of kinetics and hydraulic power. *Wat. Sci. Tech.* 9(1), 21-30.

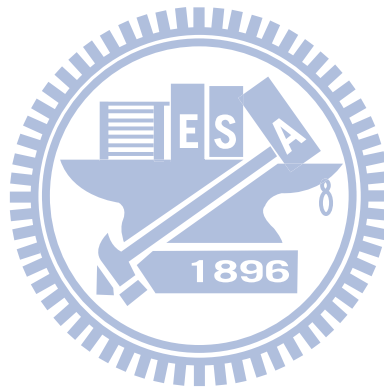
Yukselen, M. A. and Gregory, J. (2004) The effect of rapid mixing on the break-up and re-formation of flocs. *Chem Technol Biotechnol* 79, 782-788.

Yukselen, M. A. and Gregory, J. (2004) The reversibility of floc breakage. *Int. J. Miner. Process.* 73(2-4), 251-259.

甘其銓，黃志彬，淨水混凝之快混操作參數決定：去穩機制與聚集動力解析，國立交通大學環境工程研究所博士論文，2002。

林志麟、黃志彬、劉亦甫，白濁水混沉及過濾特性之研究，2008 水資源管理研討會，臺中，2008。

劉奕甫，黃志彬，低濁原水處理策略評估：實驗室及現場診斷，國立交通大學環境工程研究所碩士論文，2008。



## 附錄 A

國內淨水場混凝單元加藥之快混型式主要可分為三種，分別為機械攪拌混合、管中混合及水躍式混合，詳述如下：

### 機械攪拌混合

機械攪拌由於混合效率高及操作彈性大，因此成為水場最常使用之快混方式，一般機械攪拌設備依構造及葉片型式可分為三種，螺旋槳驅動輪(propellers)、渦輪槳翼(turbine impellers)以及翼片槳翼(paddle impellers)。螺旋槳翼通常為 2~3 片，其與另外兩種葉片之差異在於其翼片些微傾斜，因此轉動時會產生軸向螺旋水流，其轉速範圍約在 400~1750 rpm，較渦輪及翼片槳翼來得快；渦輪槳翼之直徑通常為 30~50%快混池直徑或寬度，渦流槳翼之轉速約為 10~150 rpm；翼片槳翼通常有 2~4 個翼片，槳翼直徑通常為 50~80%快混池直徑或寬度，轉速約為 20~150 rpm<sup>(Reynolds and Richards, 1996)</sup>。一般淨水場通常以翼片槳翼為主，因槳翼的投影面積大，能產生較大的紊流及混合效率，其快混 G 值可由(1)式或(2)式求得。

$$G = \sqrt{\frac{f \cdot p}{\mu \cdot V}} \quad (1)$$

式中  $f$  為電動機之效率； $p$  為輸入之能量(w)； $\mu$  為動力黏滯係數(kg/m·sec)； $V$  代表混合水體積(m<sup>3</sup>)。

$$G = \sqrt{\frac{C \sum A v^3}{2\gamma \cdot V}} \quad (2)$$

式中  $C$  為攪拌係數； $A$  為槳翼面積(m<sup>2</sup>)； $v$  代表槳葉之角速度(m/s)； $\gamma$  為運動黏滯係數(m<sup>2</sup>/s)； $V$  為混合水體積(m<sup>3</sup>)。

## 水躍式混合

水躍式混合是明渠式混合之一，乃利用入流流速及重力之特性，水流會與結構物激烈碰撞，越過堰體產生跌水流況，導致槽體內部形成極度混亂之紊流流場(如渦流)，藉此達到均勻分布槽內混凝劑之目的。一般淨水場水躍池由進水室、水躍區及出水室三部分組成，如圖 2-1 所示，進出水室是用以導引水流且進出水室有一水位落差，其間以和緩曲面連接，此區域即為水躍區，水躍區才是真正混合的地方，混合區域面積由兩個梯形組成，其喉部寬參照巴歇爾水槽。計算水躍池之  $G$  值時，需先計算堰上水頭(平均水深)，可由(3)式求得。反應水體積則可假設為水躍區面積乘以堰上水頭(平均水深)，如(4)式所示。而水躍式混合  $G$  值即可由(5)式計算求得。

$$Q = 1.84 \times L \times H^{3/2} \quad (3)$$

式中  $Q$  為進水流量( $\text{m}^3/\text{s}$ )； $L$  為堰寬( $\text{m}$ )； $H$  為堰上水頭或平均水深( $\text{m}$ )。

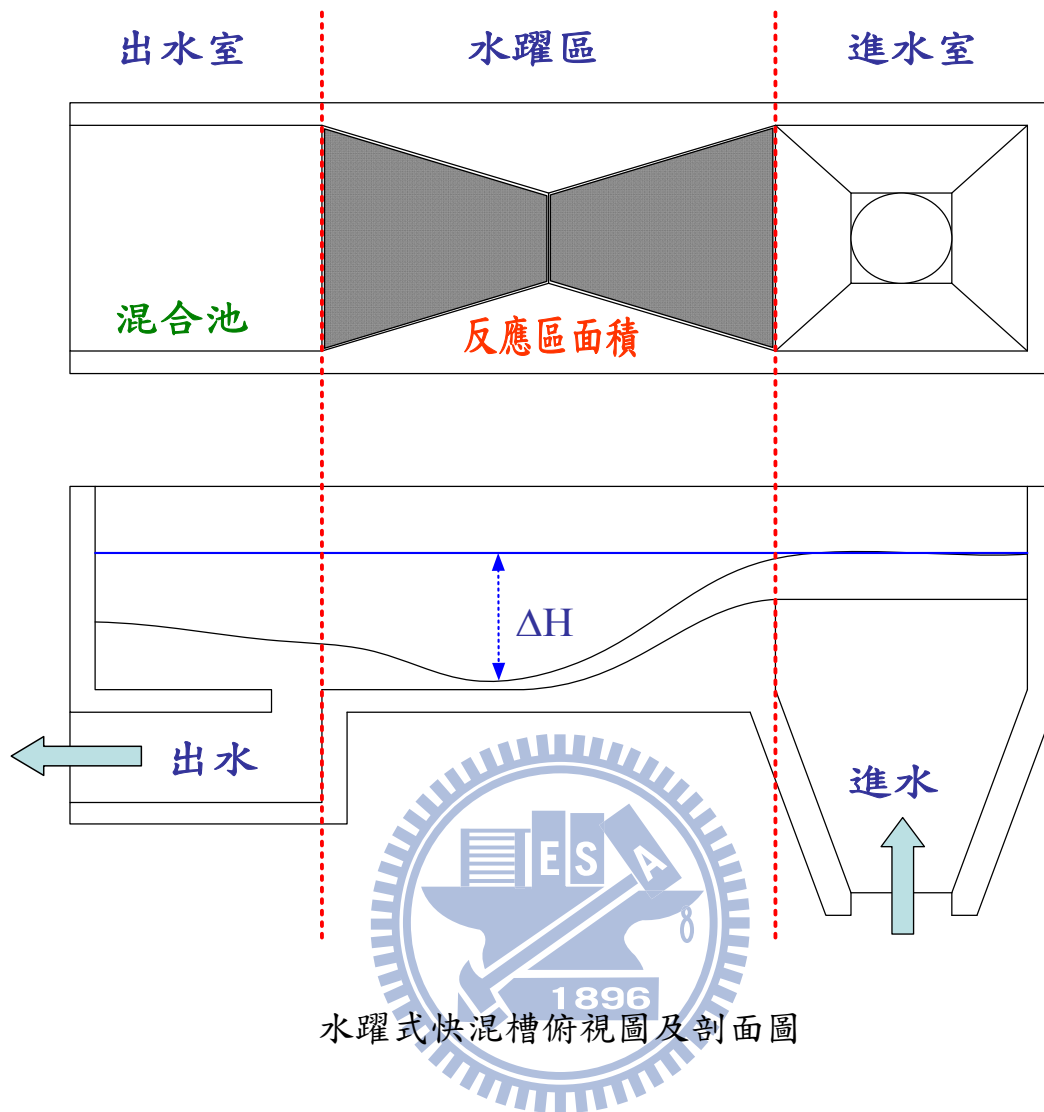
$$V = A \times H \quad (4)$$

式中  $V$  代表反應水體積( $\text{m}^3$ )； $A$  為反應區面積( $\text{m}^2$ )； $H$  為堰上水頭或平均水深( $\text{m}$ )。

$$G = \sqrt{\frac{\rho \times g \times Q \times \Delta H}{\mu V}} \quad (5)$$

式中  $\rho$  為液體密度( $\text{kg}/\text{m}^3$ )； $g$  為重力加速度( $\text{m}/\text{s}^2$ )； $Q$  代表進水流量( $\text{m}^3/\text{s}$ )； $H$  為進出水室水位差( $\text{m}$ )； $\mu$  為動力黏滯係數( $\text{kg}/\text{m} \cdot \text{sec}$ )； $V$  代表反應水體積( $\text{m}^3$ )

因此，水流流速越快及跌水落差越大，在水躍式混合池內之攪拌及擾動狀況就越好。



### 管中混合

機械式攪拌為水場常使用之攪拌方式，但淨水場可能因槽體過大或槳葉太小之因素，增加攪拌時間亦無法使混凝劑能均勻分散，因此水場經常過量加藥 25~30% 之混凝劑，藉此達到沉澱掃除之機制，以確保供水之水質。為此，管中混合之方式即被提出，管中混合應用於快混單元時，顆粒聚集速率常數與水中濁度變化之關係如(6)式：

$$\frac{dT_{ur}}{dt} = K_{app} \times n^2 \quad (6)$$

式中  $dT_{ur}/dt$  為顆粒聚集時濁度變化之速率， $K_{app}$  為顆粒聚集速率常數， $n$  為水中濁度 (Vrale and Jordan, 1971)，若快混強度控制愈佳，則顆粒聚集

速率愈快<sup>(Mhaisalkar et al., 1991)</sup>。其快混 G 值可由(7)式求得。

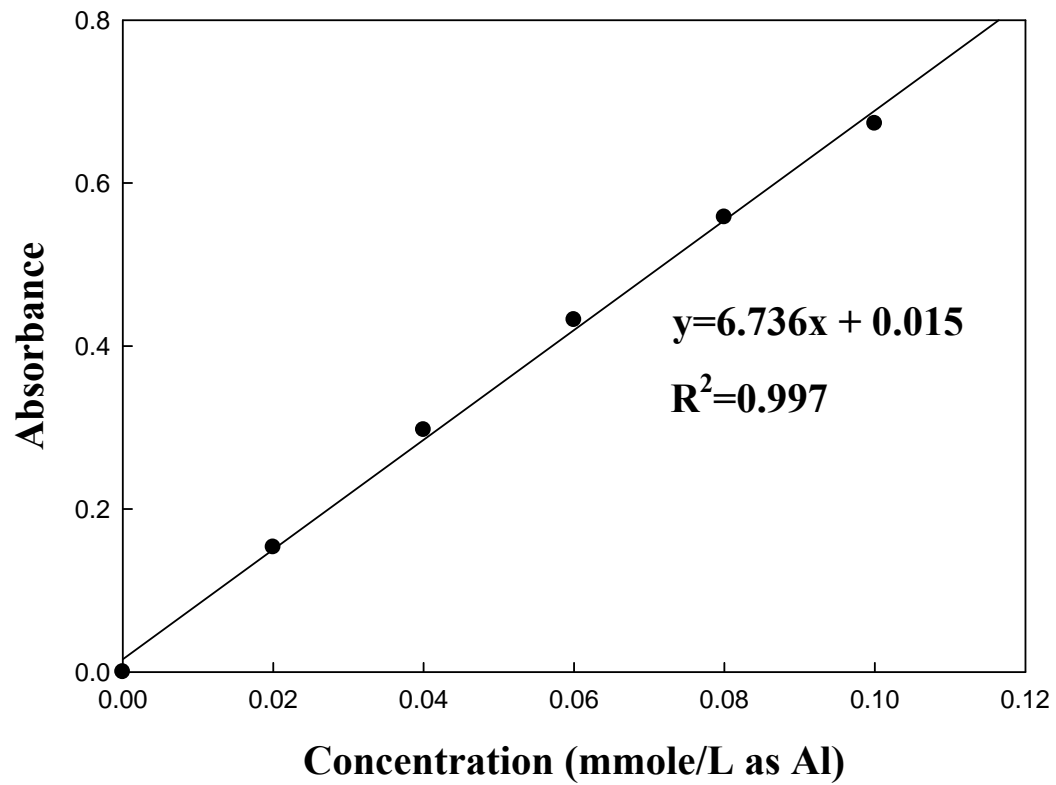
$$G = \sqrt{\frac{C_d \cdot a \cdot v^3 \cdot \gamma}{2g \cdot \mu \cdot V}} \quad (7)$$

式中  $C_d$  為常數； $a$  代表噴嘴孔面積； $v$  為通過噴嘴之流速； $\gamma$  為流體比重量(水的比重量為  $9810 \text{ N/m}^3$ )； $g$  代表單位質量重( $9.81 \text{ N/kg}$ )； $\mu$  為動力黏滯係數( $20^\circ\text{C}$ ，水的動力黏滯係數為  $10^{-3} \text{ N} \cdot \text{sec/m}^2$ )； $V = 0.13 \cdot d^3$ ，式中  $d$  為噴嘴管內徑<sup>(Monk and Trussel, 1991)</sup>。





## 附錄 B



Al-Ferron 逐時螯合比色法檢量線

附錄 C

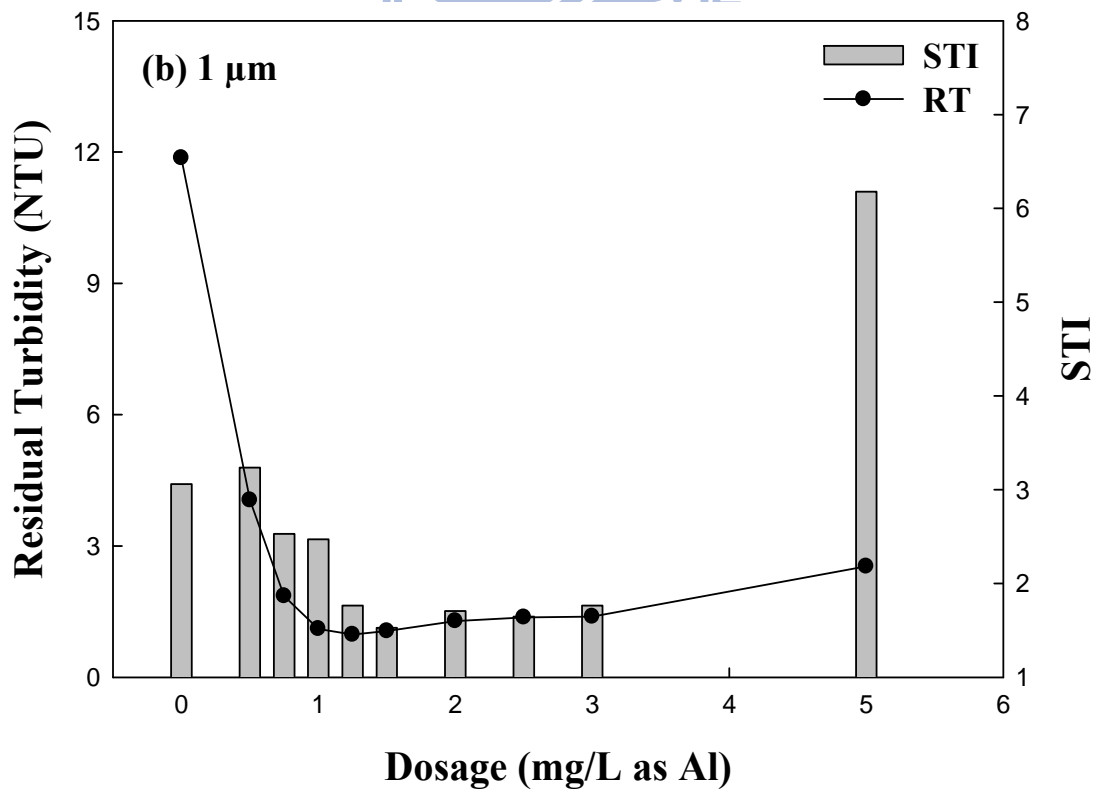
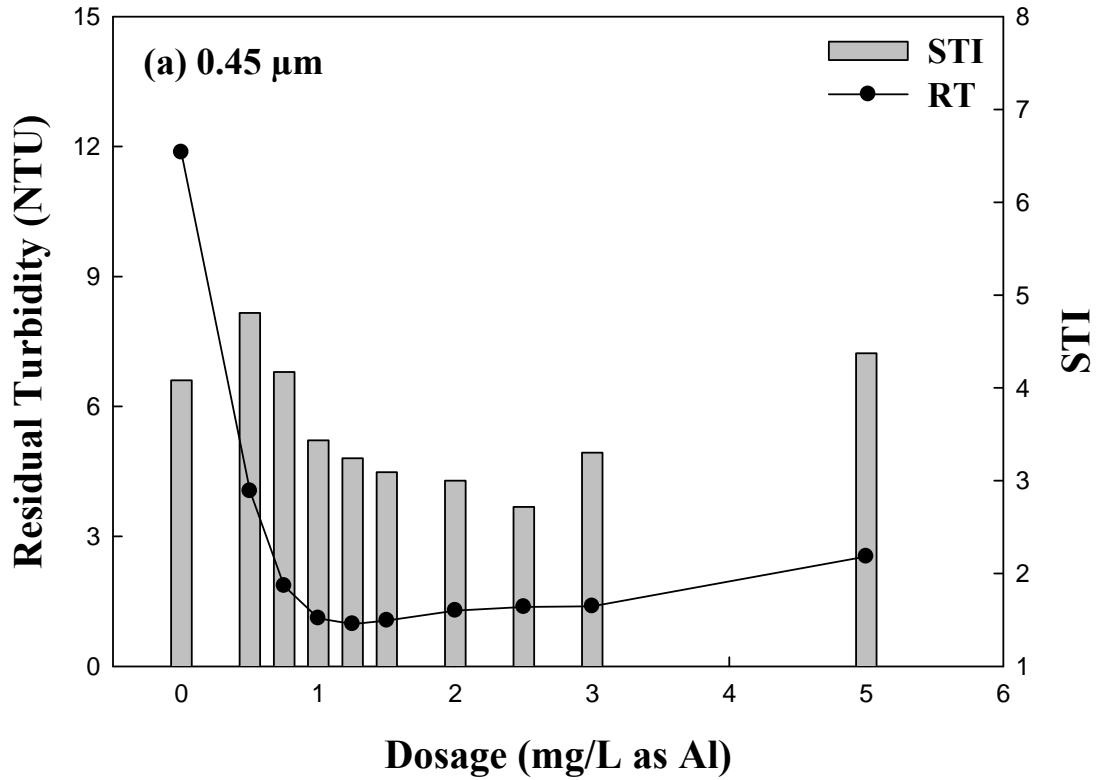


圖 1 混沉上澄液殘餘濁度與過濾性之關係  
(新竹第二淨水場；原水濁度：20 NTU；淨水場混凝劑量：2.49 mg/L)

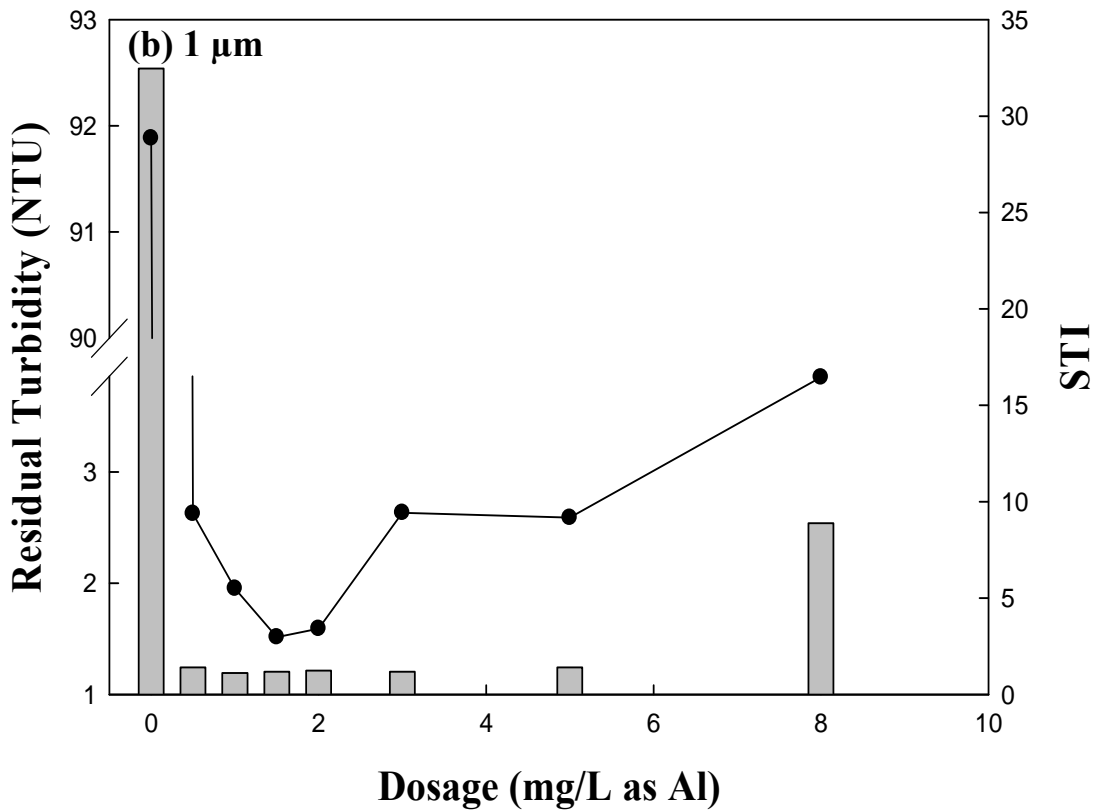
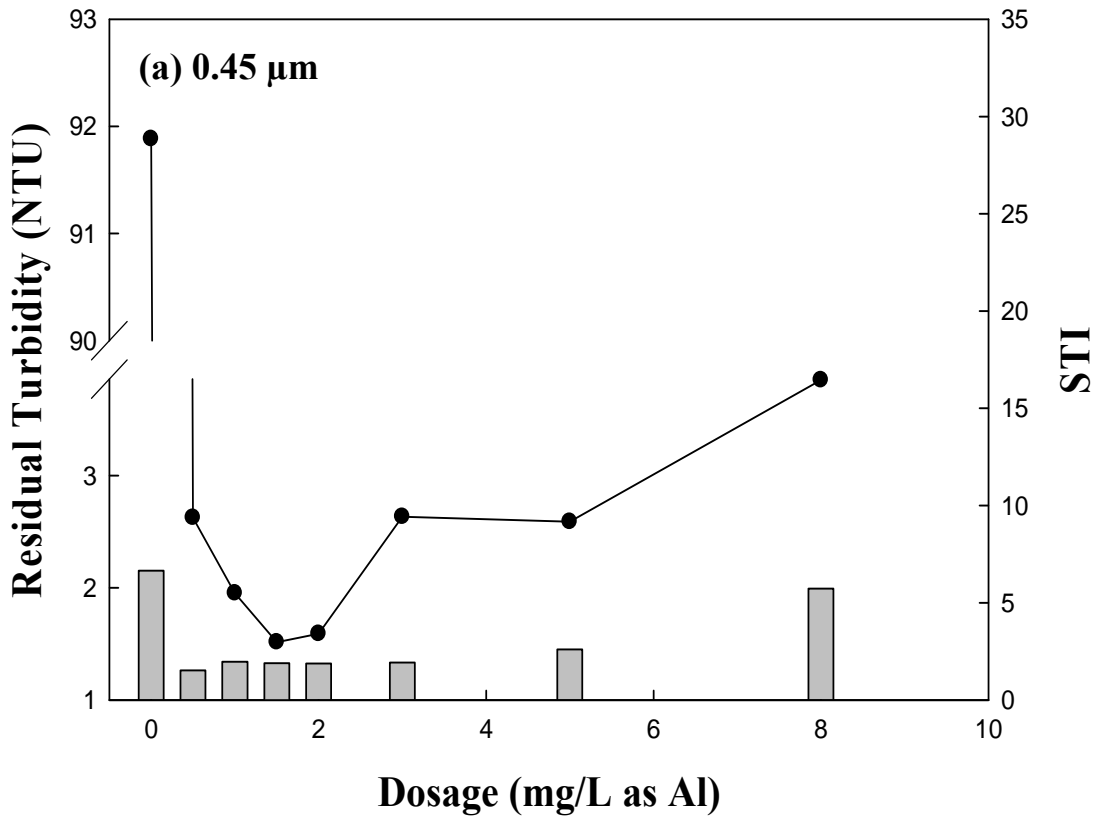


圖 2 混沉上澄液殘餘濁度與過濾性之關係  
(新竹第二淨水場；原水濁度：150 NTU；淨水場混凝劑量：2.43 mg/L)

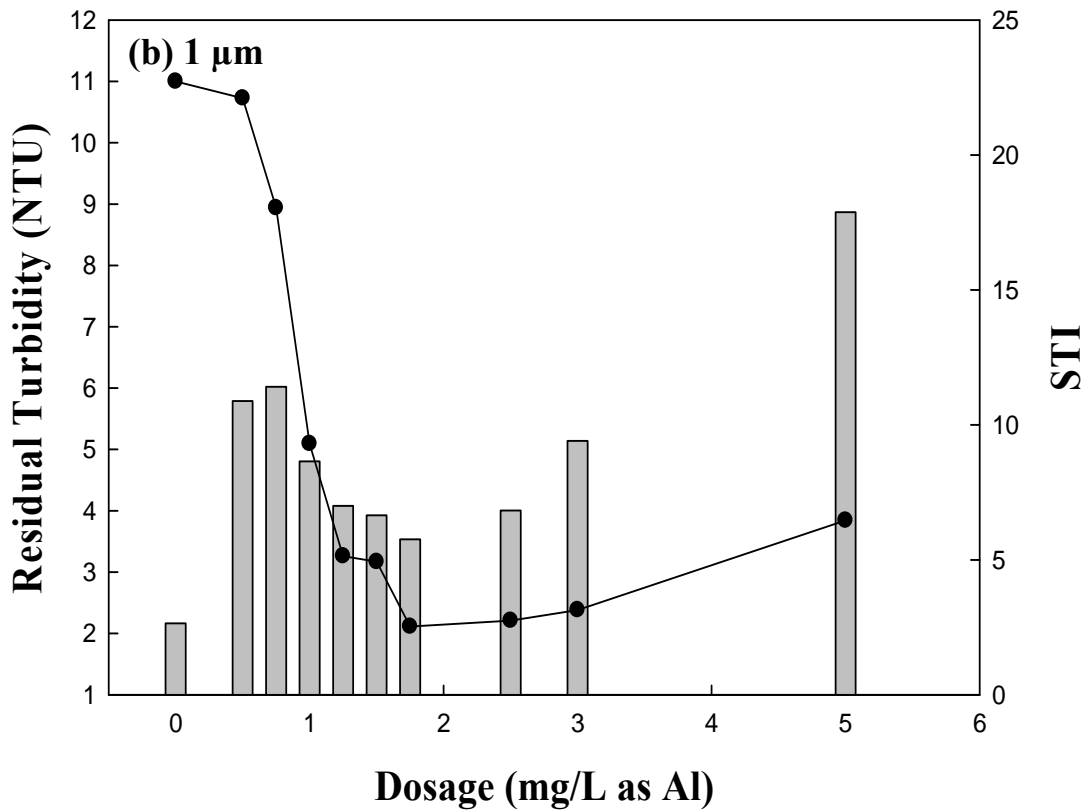
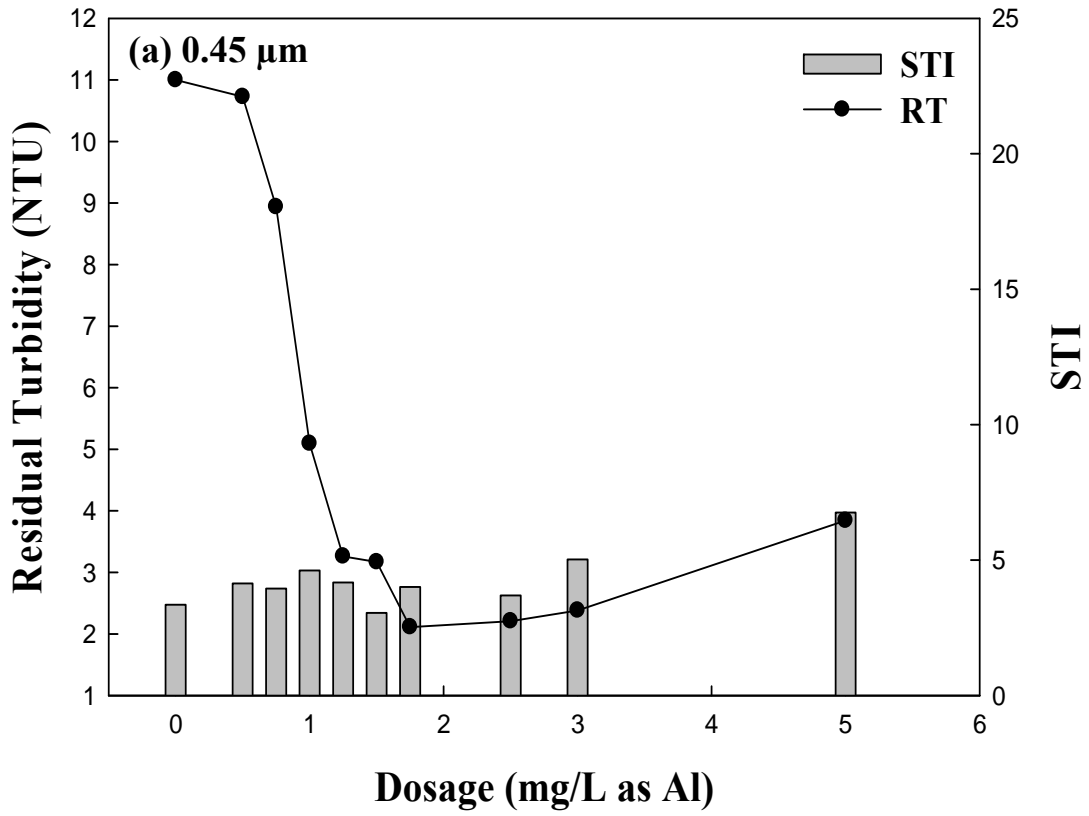


圖 3 混沉上澄液殘餘濁度與過濾性之關係  
(豐原第二淨水場；原水濁度：15 NTU；淨水場混凝劑量：1.48 mg/L)

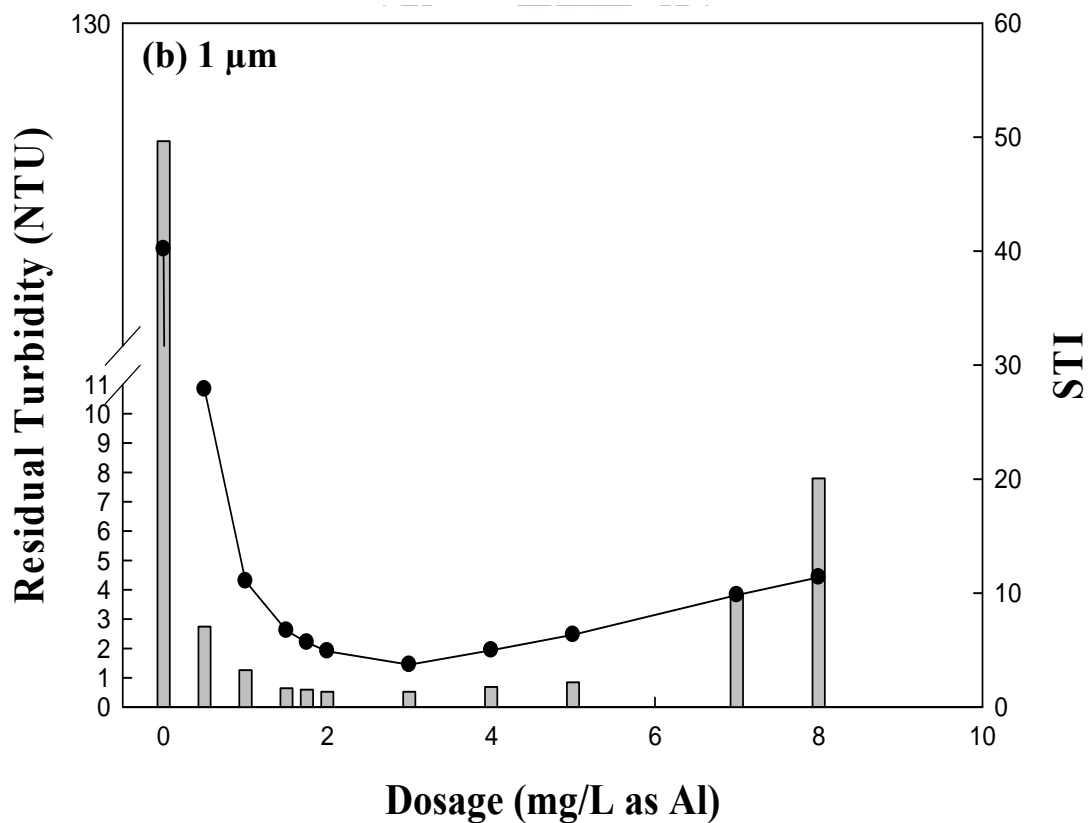
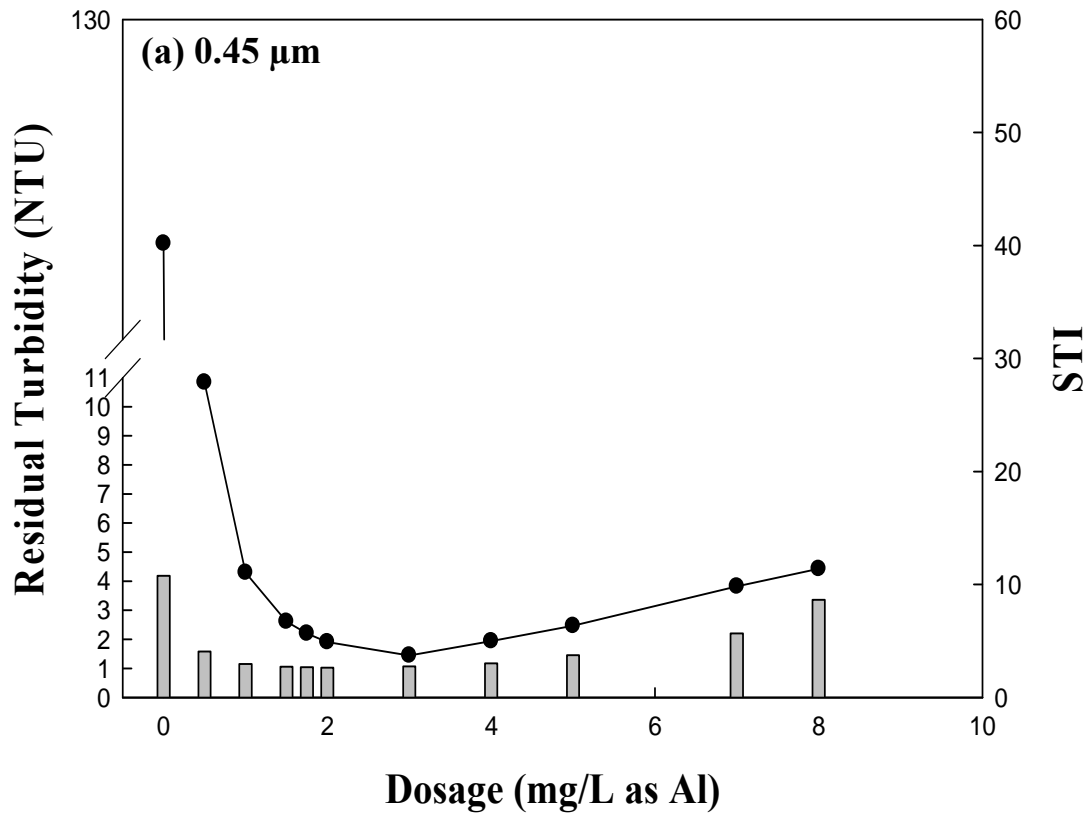
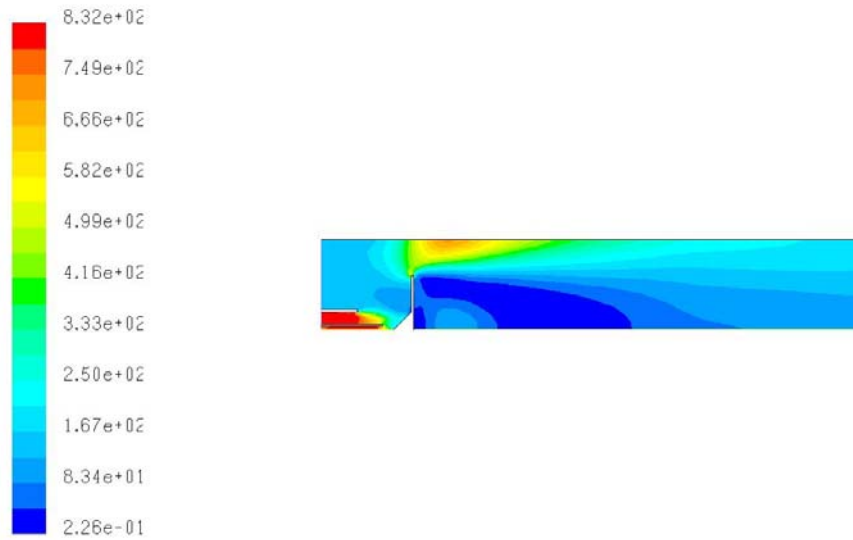


圖 4 混沉上澄液殘餘濁度與過濾性之關係  
 (豐原第二淨水場；原水濁度：200 NTU；淨水場混凝劑量：3.33 mg/L)

## 附錄 D

### Case 1

清水流速：1.2739 m/s

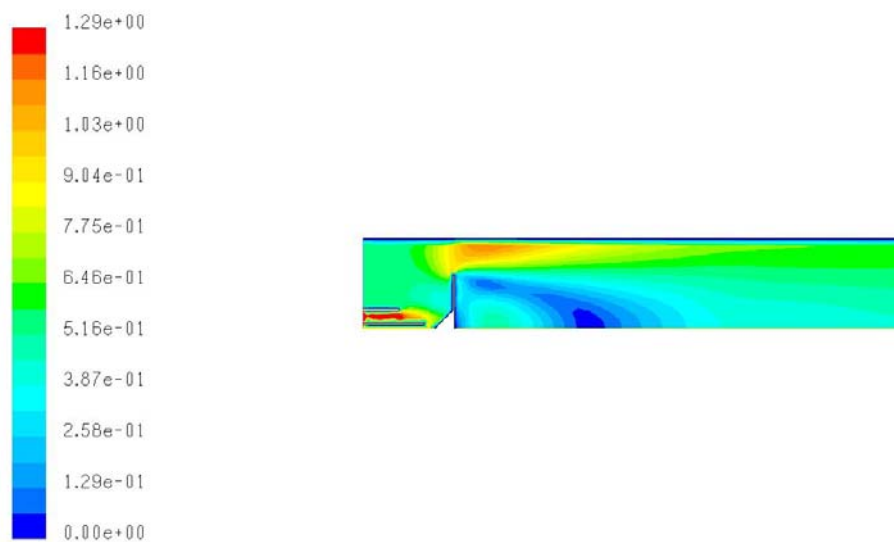


Contours of Dynamic Pressure (pascal)

Sep 16, 2010  
FLUENT 6.0 (axi, segregated, ske)

取兩點計算壓力損失

$$\Delta P = 666 - 167 = 491 \text{ Pa} = 491 \text{ N/m}^2$$

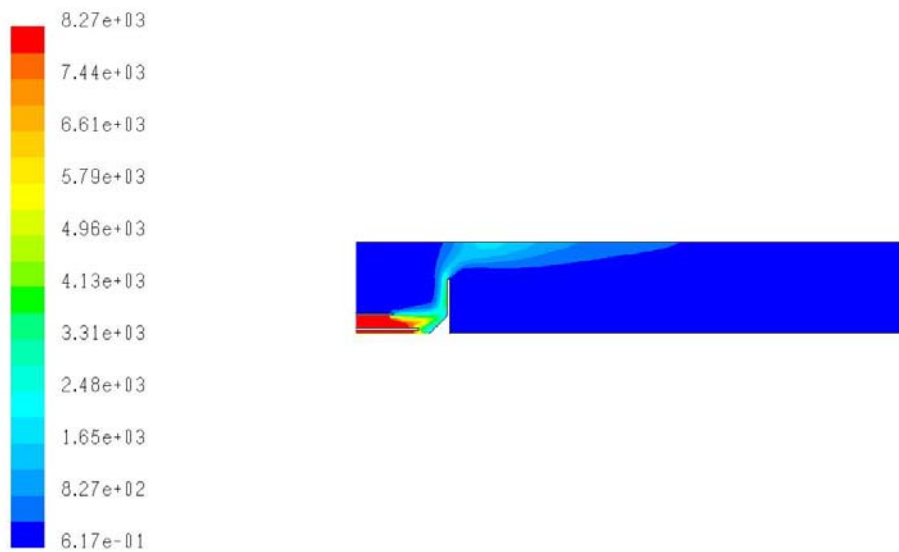


Contours of Velocity Magnitude (m/s)

Sep 16, 2010  
FLUENT 6.0 (axi, segregated, ske)

## Case 2

清水流速：4.0340 m/s

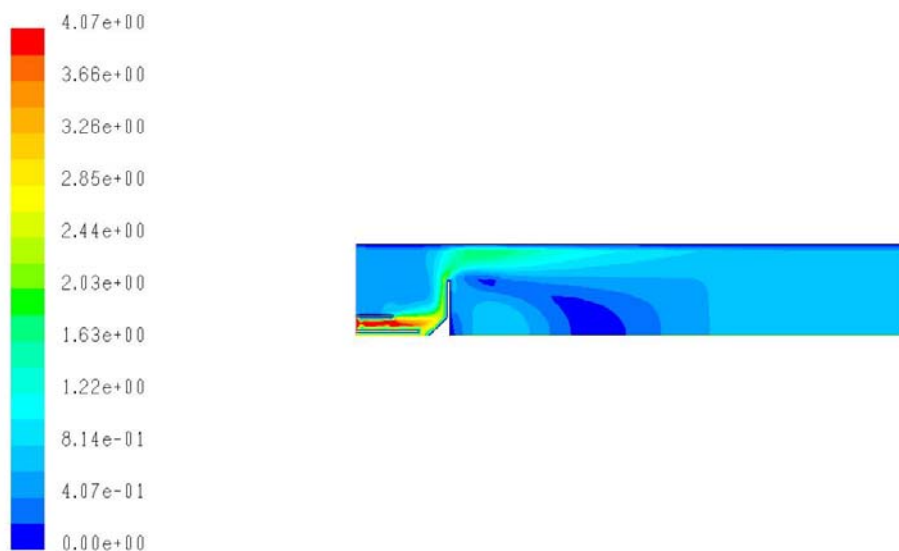


Contours of Dynamic Pressure (pascal)

Sep 17, 2010  
FLUENT 6.0 (axi, segregated, ske)

取兩點計算壓力損失

$$\Delta P = 6610 - 0.617 = 6609.383 \text{ Pa} = 6609.383 \text{ N/m}^2$$

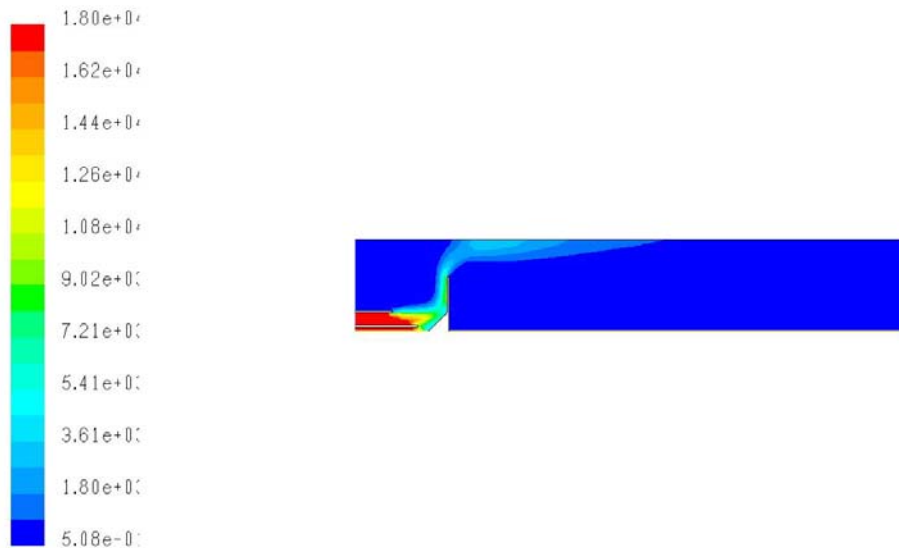


Contours of Velocity Magnitude (m/s)

Sep 17, 2010  
FLUENT 6.0 (axi, segregated, ske)

### Case 3

清水流速：5.9448 m/s

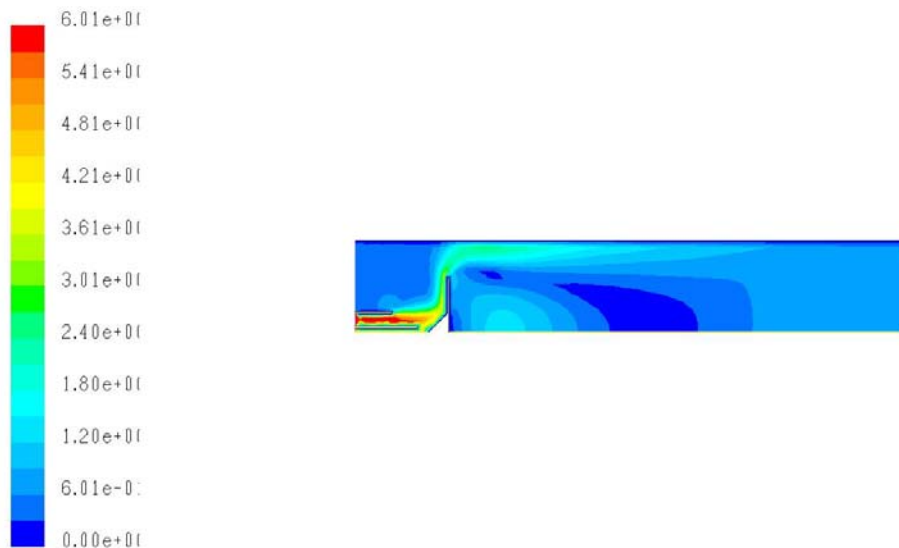


Contours of Dynamic Pressure (pascal)

Sep 17, 2010  
FLUENT 6.0 (axi, segregated, ske)

取兩點計算壓力損失

$$\Delta P = 12600 - 0.617 = 12599.383 \text{ Pa} = 12599.383 \text{ N/m}^2$$



Contours of Velocity Magnitude (m/s)

Sep 17, 2010  
FLUENT 6.0 (axi, segregated, ske)



$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}}$$

1. 假設水的動力黏滯係數： $\mu = 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$
2. 反應水體積： $V = 2.617 \times 10^{-5} \text{ m}^3$
3. 動力數 Power number： $P = rQh$
4. 流體比重： $r = \rho \times g = 9.8 \text{ kN/m}^3$
5. 原水流量： $Q = 0.00108 \text{ m}^3/\text{s}$
6. 損失水頭： $h$ 
  - for case1： $\Delta P = \rho \times g \times h \rightarrow h = 491 / 9.8 = 50.102$
  - for case2： $\Delta P = \rho \times g \times h \rightarrow h = 6609 / 9.8 = 674.388$
  - for case3： $\Delta P = \rho \times g \times h \rightarrow h = 12599 / 9.8 = 1285.612$

For case 1

$$\text{Power number} = 9.8 \times 0.00108 \times 50.102 = 0.5302$$

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} = \sqrt{\frac{0.5302}{1.0 \times 10^{-3} \times 2.617 \times 10^{-5}}} = 4501$$

For case 2

$$\text{Power number} = 9.8 \times 0.00108 \times 674.388 = 7.1377$$

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} = \sqrt{\frac{7.1377}{1.0 \times 10^{-3} \times 2.617 \times 10^{-5}}} = 16514$$

For case 3

$$\text{Power number} = 9.8 \times 0.00108 \times 1285.612 = 13.6069$$

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} = \sqrt{\frac{13.6069}{1.0 \times 10^{-3} \times 2.617 \times 10^{-5}}} = 22802$$

## Result

清水流速 (m/s)	G (s <sup>-1</sup> )
1.2739	4501
4.0340	16514
5.9448	22802

附錄 E

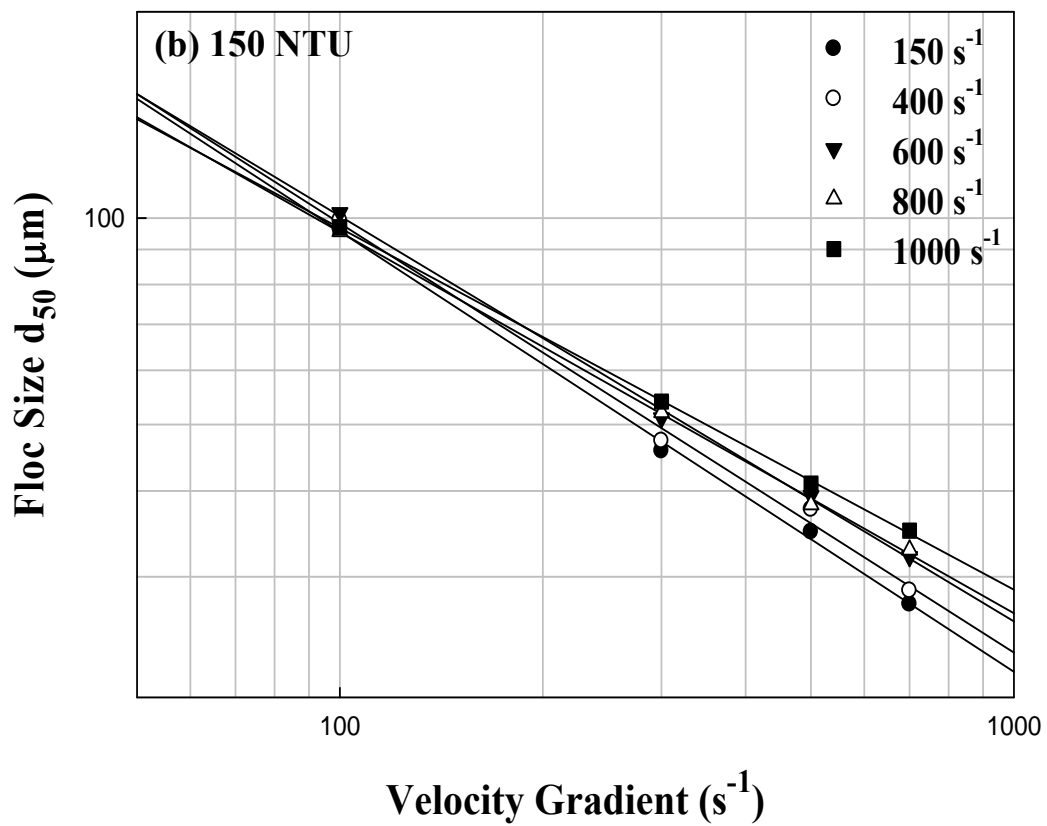
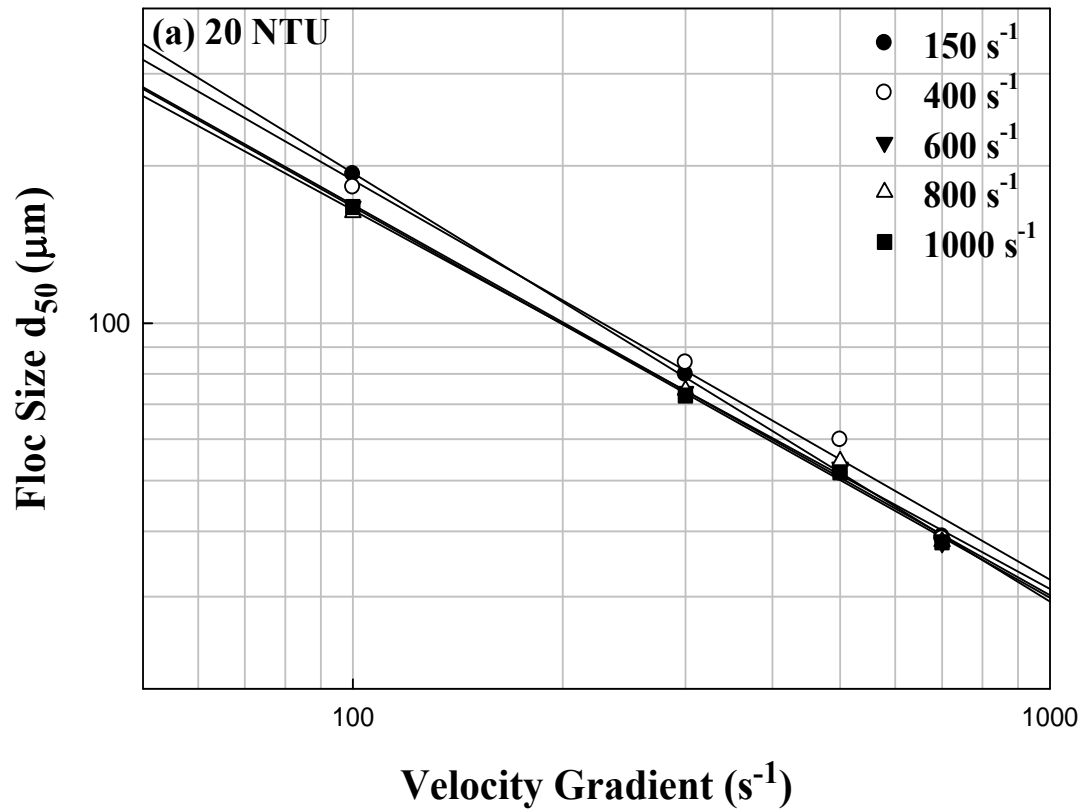


圖 1 不同快混強度下之膠羽強度  
(新竹第二淨水場)

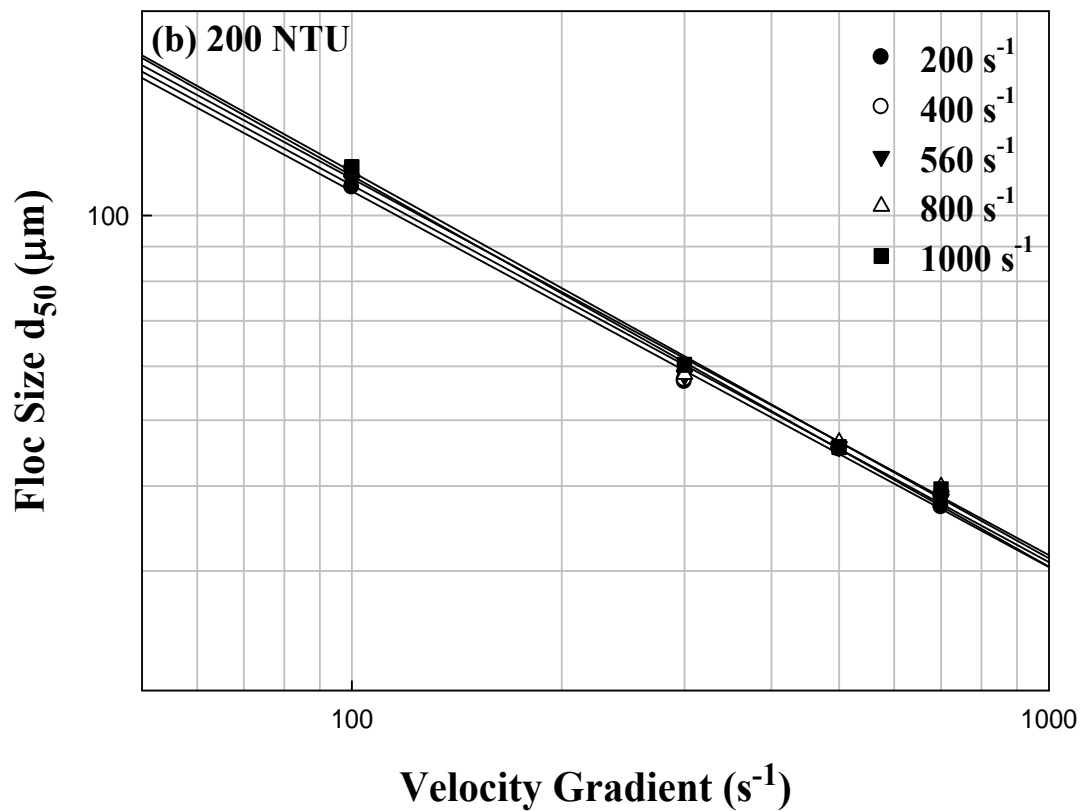
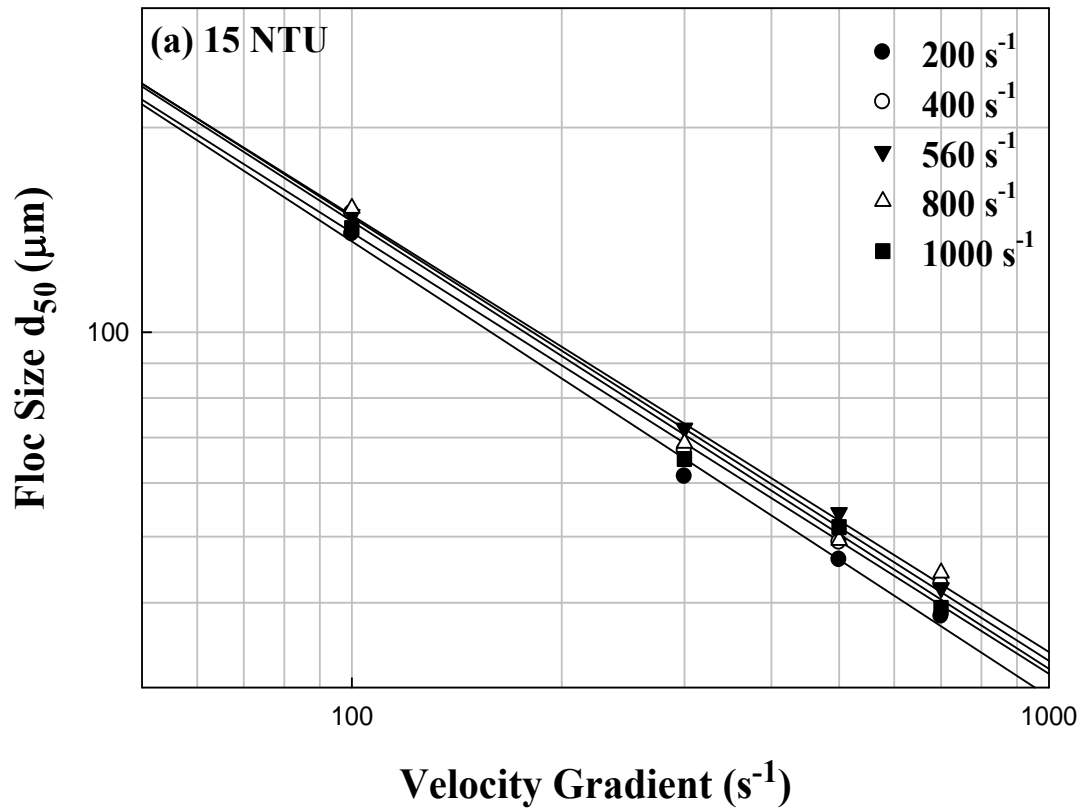


圖 2 不同快混強度下之膠羽強度  
(豐原第二淨水場)