

淨水場快混程序之動力分析

甘其銓¹ 黃志彬²

摘要

淨水場混凝/膠凝單元的操作，對後續沈澱與過濾單元處理的成效影響甚鉅，快混操作更是混凝/膠凝單元處理良窳的決定因子之一，然而快混的操作至今仍無確切準則可供水場操作者依循，有鑑於此，本研究利用光纖偵測技術（Photometric Dispersion Analyzer, PDA）對淨水場的快混程序進行動力分析，以期對淨水場快混單元的操作有所幫助。

研究之中，首先於實驗室之中採用含人工配製的高嶺土水樣進行批次試驗，利用光纖偵測技術分析硫酸鋁加藥量以及快混攪拌時間對快混程序動力的影響，而批次試驗沈澱之後的上層液可利用濁度量測以評估上述操作參數對濁度去除的影響。結果顯示，利用 PDA 可直接偵測膠羽形成的功能，我們可以建立一個觀察快混程序動力的方法，透過此方法可以得到混凝劑的最佳加藥量以及最適的快混攪拌時間。此外，我們也發現 PDA 的輸出值與殘餘濁度呈現相關性。

一、前言

環保署在新修訂的飲用水管理條例中，對飲用水水質作更清楚與嚴格的規定，飲用水的濁度限值於民國 89 年 12 月，將由現行的 4 NTU 限值降至 2 NTU，面對此一趨勢，台灣省自來水事業於各地的淨水場勢必提升其淨水效能以符合要求。然而經本實驗室評估國內淨水場的操作效能後發現部份淨水場內快混程序操作不佳⁽²⁷⁾，而影響後續處理單元的操作效率，因此提昇此單元的操作效率實為當務之急。

混凝/膠凝為淨水程序中廣泛運用於去除水中微粒的物化程序，此程序可概分為三個階段，混凝劑加入水中首先進行一連串的化學反應之後形成有作用性的混凝作用基，接下來混凝劑作用基與水中穩定的微粒結合，並進行膠體去穩定的作用，最後的階段為已經去穩定的膠體微粒進行有效碰撞之後，形成粒徑較大的聚集體，稱之為膠羽（floc），形成膠羽則可在後續沈澱與過濾處理單元之中被去除，因此沈澱池與過濾池的運作成效受之前混凝/膠凝程序的影響極大。

-
1. 國立交通大學環境工程研究所研究生
 2. 國立交通大學環境工程研究所教授

由於混凝/膠凝包含了一連串的化學及物理的反應，因此很難清楚地區分以上所陳述的三個階段。然而在淨水處理中，我們卻可以利用操作的定義與目的將此一程序概分成快混及慢混兩階段不同的操作。在淨水工程上，混凝劑於快混階段加入，在同時並有外加的能量輸入進行混合，如機械槳葉快混、水躍快混、隔板快混，主要的目的乃是使微粒與混凝劑作用基經由快混之後結合，進而改變水中微粒的表面特性，降低微粒之間的排斥能量，其作用機制主要為吸附及電性中和、沈澱網除與架橋等作用。在後續的慢混階段中，主要的目的則是提供已經去穩定的微粒進行有效碰撞，形成可在沈澱池與過濾池之中被移除的膠羽。

淨水場混凝/膠凝操作影響因子可概分為化學性與物理性，化學性影響因子包含混凝劑種類、劑量、pH 值、溫度、離子強度、有機物的存在、氧化物（氯、臭氧）的存在；物理性影響因子包含攪拌強度、停留時間、混凝劑加藥速度、混凝劑稀釋比例、混凝劑注入位置、攪拌方式以及快、慢混池的幾何形狀等。在以前的研究中，對於混凝作用機制有著較廣泛的探討^(7, 17, 20)，相關混凝/膠凝程序中動力的研究則不多見。而快混操作是混凝/膠凝單元處理良窳的決定因子，然而快混的操作至今仍無確切準則可供水場操作者依循，有鑑於此，本研究的內容即針對快混操作程序的動力進行研究，並探討快混操作參數對後續程序處理效率的影響。

筆者對文獻中最佳快混攪拌時間及其試驗條件進行整理，如表 1 所示，發現對於快混時間的長短，可分為兩種主張。一為量測微粒電泳值（electrophoretic mobility）的變化來判定快混時間的長短，是以吸附—電性中和混凝觀點為主，透過實驗證明，主張在 8 秒內完成快混，原因為混凝劑水解反應在 8 秒內完成，因此有效的混凝去穩定作用應在數秒內完成。另一種為利用殘餘濁度量測來判定最佳快混攪拌時間，由於實驗條件（混凝劑種類、混凝劑濃度、加藥方式、攪拌強度、攪拌槽幾何因子等）的不同，最佳快混時間由 30 秒至數分鐘不等。

本實驗室曾採用光纖偵測技術分析混凝加藥量對水中微粒聚集的影響⁽²¹⁾，並完成應用連續式 PDA 於實驗室中進行連續性的混凝加藥自動控制⁽²²⁾。去年，本研究群於豐原淨水廠利用批次 PDA 進行現場混凝加藥的最適化探討，結果顯示 PDA 的 Ratio 輸出值能有效的反應現場原水經混凝後膠羽形成的狀況，利用 PDA 的 Ratio 值所決定的最佳加藥量也較 Jar-Test 利用殘餘濁度所得到的最佳加藥量來的精準⁽²³⁾，並於豐原淨水場利用此一光纖偵測技術搭配流導電流儀進行現場混凝加藥控制⁽²⁴⁻²⁶⁾。今年，我們則利用 PDA 對淨水場的快混程序進行動力分析，以期對淨水場快混單元的操作有所助益。

表 1. 文獻中最佳快混攪拌時間及其試驗條件

參考文獻	最佳攪拌時間	G值 (S ⁻¹)	樣品濁度	樣品來源	混凝劑種類	是否描述 混凝槽	評估方法
Camp (1968) ⁽⁴⁾	2~2.5 Minutes	700~1000		Boston tap water	Ferric sulfate	Yes	Residual Turbidity Measurement
Letterman (1973) ⁽¹⁴⁾	2~3 Minutes	1000	50 mg/l PAC solution	PAC	Alum	Yes	Residual Turbidity Measurement
ACSE (1969) ⁽²⁾	20 sec 30 sec 40 sec >40 sec	1000 900 790 40				No	
Kawamura (1976) ⁽¹¹⁾	1 sec	750~1000				No	
Francoise <i>et al.</i> (1984) ⁽⁸⁾	30~60 sec	330	75 mg/l Kaolin solution	Kaolin	Alum	Yes	Residual Turbidity Measurement Particle Sizer
Ghosh <i>et al.</i> (1985) ⁽⁹⁾	120 sec	800	25 NTU	Bentonite clay	Poly-electrolytes	Yes	Residual Turbidity Measurement
Klute <i>et al.</i> (1990) ⁽¹³⁾	2 sec	Re = 4,000		Silica	Cationic Poly-electrolytes	Yes	EM Measurement
Mhaisalkar <i>et al.</i> (1991) ⁽¹⁵⁾	40 sec 60 sec 90 sec	750 550 450	30 NTU 120 NTU 480 NTU	Bentonite clay	Alum	Yes	Residual Turbidity Measurement
Muyibi <i>et al.</i> (1995) ⁽¹⁶⁾	1 min 4 min 4 min	432 443 443	50 NTU 100~200 NTU 700 NTU	Kaolin	<i>M.oleifera</i>	Yes	Residual Turbidity Measurement
Rossini <i>et al.</i> (1999) ⁽¹⁸⁾	60~90 s	200	500 FTU 1400 FTU	Kaolin	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃	Yes	Residual Turbidity Measurement

二、實驗設備及方法

2.1 實驗材料及設備

(1) 混凝劑--硫酸鋁(Al₂(SO₄)₃ • 18H₂O)

使用默克公司所提供的硫酸鋁藥劑，儲備溶液濃度配製為10 % as Al (100,000 mg/l)。於實驗之前再以蒸餾水將濃度稀釋為1,000 mg/l as Al。

(2) 原水水樣製備

以高嶺土(顆粒密度為 2.6 g/cm³)所配製的原水為實驗水樣，在本研究之中高嶺土溶

液的濃度為 50 mg/L，濁度為 42 NTU。並利用微粒計數器分析溶液中高嶺土顆粒的粒徑分佈，其結果列於表 2 之中，微粒顆粒數為 1,580 顆/ml，固含量為 0.013 %。

(3) 光纖膠羽偵測儀

光纖膠羽偵測儀 (PDA2000, Rank Brothers Ltd., UK.)，最早是用來監測流動性的懸浮固體溶液顆粒的聚集狀態，PDA 的 Ratio 值可作為懸浮液中顆粒聚集的指標，此儀器詳細的構造及使用方法於文獻中⁽²⁶⁾有詳細的描述。

(4) 微粒計數器

所採用的儀器是 Met One 公司 (USA) 生產的微粒計數器，型號為 WGS267，包含採樣器、內建蠕動幫浦，感應器、LED 顯示螢幕及分析軟體，具有 2、3、5、8、10、15 μm 六種粒徑掃描頻道，掃描顆粒濃度最大極限為 999,999 個/100 ml。

表 2. 高嶺土顆粒數目與體積分佈

粒徑大小	2-3 μm	3-5 μm	5-8 μm	8-10 μm	10-15 μm	15-20 μm	Total
分佈比率							
顆粒數目比率	15.06	47.81	25.08	7.87	3.66	0.52	1580 c/ml
顆粒體積比率	0.91	11.83	26.64	22.19	27.65	10.78	0.013%

2.2 實驗方法

實驗的配置如圖 1 所示，採用 gator-jar 反應槽與平板攪拌器⁽³⁾，首先讓 PDA 熱機半個小時以上使其性能穩定後，將 2 升的高嶺土水樣置於反應槽中，以 200 rpm 的速度 (G 值為 370 s^{-1}) 攪拌，然後以重力流方式將水樣導入層流管中，流量維持在 22 ml/min，此時並調整 PDA 之 RMS 輸出值為 0.5，DC 輸出值調整到 10 volts，層流管的內徑為 3 mm- ϕ 、總長為 6 米。改變的加藥量，水樣經快混之後再流經層流管產生膠凝作用並通過 PDA 的光纖監測器；為了使水不在 cell 中累積，需使用蠕動幫浦將水樣抽回反應槽之中，以維持反應槽中水位高低固定。記錄此加藥量下 PDA 的 Ratio 輸出值達 320 秒，此為 PDA 批次實驗針對某一加藥量的完整步驟。接下來改變混凝劑劑量，重複以上步驟。

PDA 偵測儀使用一層流管替代傳統式慢混槽的膠凝作用，主要是由流體在管中流動時管壁所提供之剪力所造成，因此可視為同向凝聚 (orthokinetic flocculation)。層流管中同向凝聚的現象，可由 Gregory⁽¹⁰⁾ 考慮到流體在管中流動時流速不均一的情形 (管中間的流速最快，管壁的流速最慢)，進而推導層流管中的平均剪力 Gt 值，如式 (1) 所示。

$$\overline{Gt} = \frac{8L}{3R} \quad (1)$$

在本實驗中，採用內徑 3 mm 的 Tygon 管，由批次槽至 PDA 的偵測器總長為 6 米，經式 (1) 計算後，本實驗的管內膠凝可提供 1.06×10^4 的 Gt 值。

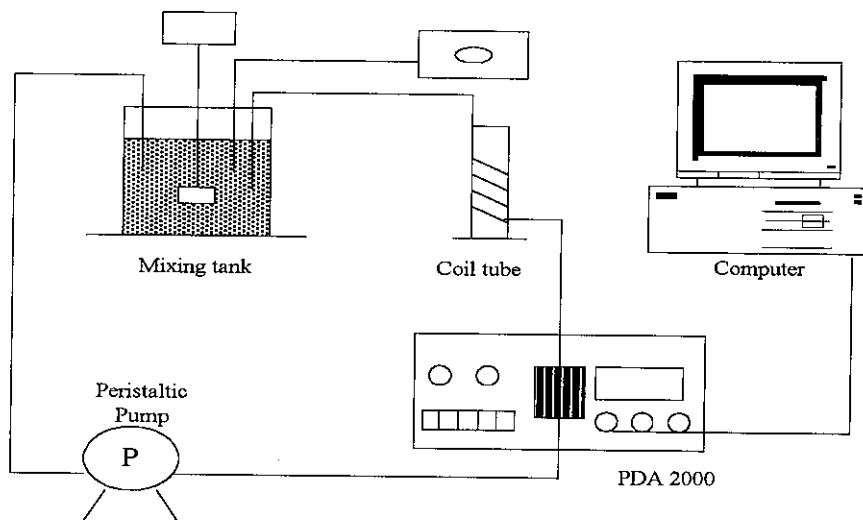


圖 1. PDA 批次試驗之配置

在每一次 PDA 批次試驗的快混之後，隨即擷取混合槽中的懸浮微粒，利用界達電位儀 (Zeta-Meter System 3.0, ZETA METER Inc.) 量測微粒的界達電位。接下來水樣再經 15 分鐘的慢混，最後利用濁度計 (Ratio/XR, Hach) 量測水樣沈降 20 分鐘後的殘餘濁度。

三、結果與討論

3.1 不同劑量下混凝作用機制

實驗之中採用了七種 0~10 mg/l as Al^l 的硫酸鋁加藥量進行混凝，在各加藥量下，所得到的顆粒電泳值與進行 Jar-Test 之後的殘餘濁度以及微粒的電泳值如圖 2 所示，並由此判別加藥情況。結果發現在加藥量 0.5 及 1 mg/l 下，顆粒電性仍為負值，所以可歸類為不足量加藥。在加藥量 2 及 2.5 mg/l 下，顆粒達電性中和，殘餘濁度最低，所以可歸類為適量加藥。在加藥量 5 及 10 mg/l 下，由於產生電性逆轉現象 (如圖 2 所示)，使得顆粒再穩定，造成上層液殘餘濁度上升的現象。

由 Amirtharajah⁽¹⁾ 及 Dentel⁽⁶⁾ 之研究中，可利用模式得知在不同加藥量與 pH 環境下鋁鹽的混凝的主要作用機制。在本研究之中，當加藥量 $\log[Al^l]$ 為 -3.73 mole/l (5 mg/l as Al^l)，pH 值為 7 以及 $\log[Al^l]$ 為 -3.43 mole/l (10 mg/l as Al^l)，pH 值為 6.6，鋁鹽主要作用的機制為沈澱拌除加上電性中和之作用，其中以生成 $Al(OH)_3$ 固體物的沈澱拌除為主要混凝作用機制。但由於 pH 值降低，生成大量的不定型 $Al(OH)_3$ 固體物將帶正電，會產生電性逆轉的情形，也導致殘餘濁度上升，在本研究中我們將加藥量 5 及 10 mg/l 歸類為過量加藥，加藥量 2 及 2.5 mg/l 歸類為適量加藥，加藥量 0.5 及 1 mg/l 歸類為不足量加藥。

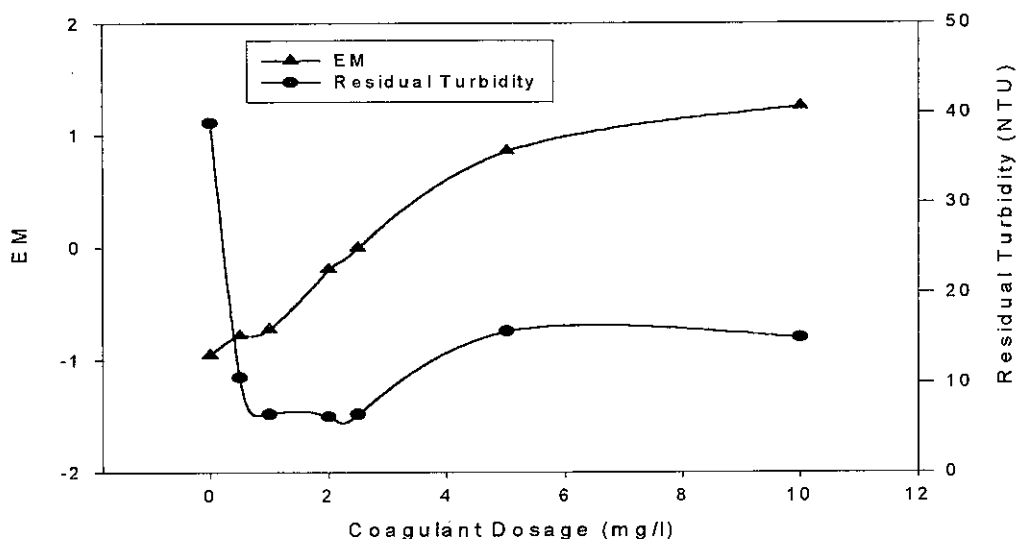


圖 2. 不同鋁鹽加藥量下，微粒電泳值與殘餘濁度的變化

3.2 PDA 膠凝偵測

實驗之中採用了七種 0~10 mg/l as Al 的硫酸鋁加藥量進行混凝，圖 3 為 PDA Ratio 輸出值於不同混凝加藥量下隨時間的變化圖。在硫酸鋁加藥量為 0 的情況下，在監測時間內，PDA 的 Ratio 輸出值一直維持在初始設定值 0.5，而此時的微粒 EM 值為 -0.902。由 Ratio 值與 EM 的量測顯示此時攪拌槽中的高嶺土顆粒維持一穩定膠體狀態，並沒有發生聚集或沈降的情況，使得顆粒數或顆粒總表面積改變。

在硫酸鋁加藥量為 0.5 及 1 mg/l as Al 的情形下，量測的平均 EM 值分別為 -0.783 及 -0.724，顯示在此 0.5 及 1 mg/l 為不足加藥情況，雖然高嶺土顆粒表面電荷已有部份被中和，但膠體間的斥力仍大於吸引力，系統仍處於穩定的狀態。在 1 mg/l as Al 的加藥情形下，Ratio 輸出值在流過時間 95 秒之後“緩慢”上昇，到 200 秒達到最大 Ratio 輸出值 4.2，之後便維持平穩的 Ratio 輸出值在 4.0~4.2 之間。

在硫酸鋁加藥量為 5 及 10 mg/l as Al 的情形下，量測的平均 EM 值分別為 +0.862 及 +1.256，顯示在此 5 及 10 mg/l 為過量加藥量，高嶺土顆粒已產生電性逆轉的情形，膠體間的斥力大於吸引力，系統處於重新穩定的狀態。觀察在 10 mg/l as Al 的加藥量情形下 PDA Ratio 輸出值，Ratio 輸出值在流過時間 95 秒之後“急速”上昇，到 120 秒達到最大 Ratio 輸出值 2.32，之後在 120~180 秒間 Ratio 輸出值急速下降至 1.2 左右，接下來則維持穩定的輸出值 1.0~1.1 左右。

在硫酸鋁加藥量為 2.5 及 2 mg/l as Al 的情形下，量測的平均 EM 值分別為 -0.05 及 -0.194，顯示在此 2.5 及 2 mg/l 為適量加藥量，高嶺土顆粒的穩定已被破壞，膠體間的吸引力大於斥力，系統將處於不穩定的狀態。觀察在 2.5 mg/l as Al 的加藥量情形下 PDA Ratio 輸出值，Ratio 輸出值在流過時間 95 秒之後上昇，到 150 秒達到最大 Ratio 輸出值 5.79，之後在 150~240 秒間 Ratio 輸出值逐漸下降至 4.5 左右，接下來則維持

穩定的輸出值 4.4~4.5 左右。

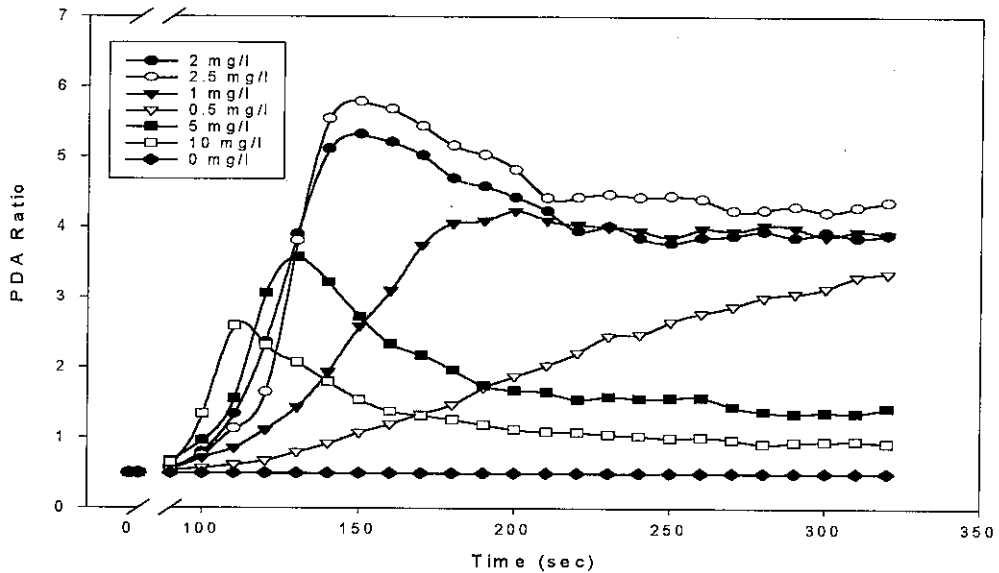


圖 3. 不同鋁鹽加藥量下，PDA Ratio 輸出值隨時間之變化

3.3 混凝作用基的形成與傳遞

實驗所採用的混凝劑加入方式為“wall injection”，即在高嶺土液面上方加入混凝劑，此種加藥方式類似台灣淨水場普遍所採用的混凝劑加入方式。當混凝劑硫酸鋁加入之後，即開始與水中的鹼度進行反應，在 7 秒內，即形成 Al^{3+} 陽離子與不定型的 $Al(OH)_3$ ，如圖 4 所示，再逐漸擴散對水中的高嶺土顆粒進行去穩定⁽¹⁹⁾。高嶺土微粒的去穩定則利用 Al^{3+} 陽離子與 $Al(OH)_3$ 進行電性中和 (charge neutralization) 以及沈澱絆除 (sweep coagulation) 作用，因此在本研究之中，我們將 Al^{3+} 陽離子與 $Al(OH)_3$ 定義為有效的混凝作用基。

混凝作用基的傳遞 (transportation) 主要由兩種作用力所驅使，一為透過攪拌器攪拌剪力所形成的對流 (convection)，另一部份為濃度梯度所造成的擴散 (diffusion)。圖 5 顯示加入水中的混凝劑在不同位置的濃度變化與時間的關係。 t_0 為混凝劑剛加入槽中的分佈情形，濃度分佈假設呈現 Boltzman-Distribution ($Y = A \exp(-BX)$)，A 與 B 為常數。隨時間的增加 ($t_1 \sim t_3$)，濃度的分佈將越來越均勻，並假設 $t_{balance}$ 的時候，濃度的分佈則最均勻。所以在 PDA 層流管進流口附近的區域，於 $t_0 \sim t_{balance}$ 的時間內，混凝劑濃度將從 0 改變至 $C_{balance}$ 。

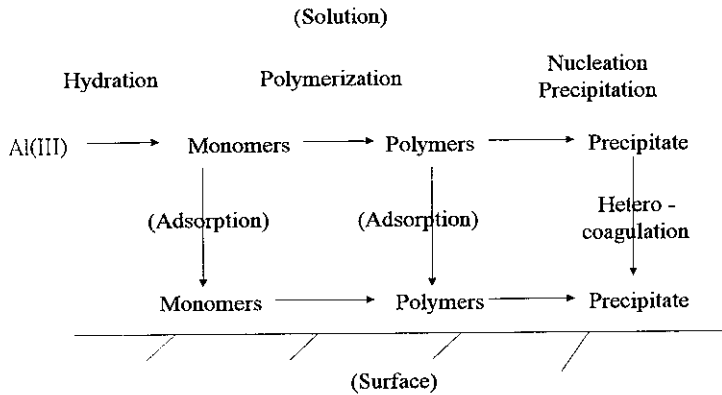


圖 4. 鋁鹽混凝作用基形成機制，改繪自文獻(6)

在不同濃度的混凝劑作用下，膠體的去穩定的狀況會有所不同，也影響後續微粒聚集的情況。在 $C_{balance}$ 為加藥量不足的情形下（本實驗中，加藥量為 0.5 及 1 mg/l 的情況），隨著時間的增加，雖然 PDA tube 進流口附近區域的混凝劑濃度會仍一直處於加藥不足區（insufficient dosage region），但是去穩定的效果也會越來越好，在經過相同慢混動力輸入後，微粒由於去穩定的效果越來越好，將形成越來越大的聚集體。因此加藥量 0.5 及 1 mg/l 時，PDA 的 Ratio 輸出值逐漸增加一直維持到 $t_{balance}$ ，之後即維持穩定。

在 $C_{balance}$ 為加藥量過量的情形下（本實驗中，加藥量為 5 及 10 mg/l 的情況），隨著時間的增加，PDA tube 進流口附近區域的混凝劑濃度變化會從不足加藥量到適量加藥量最後到過量加藥量。膠體系統也從穩定狀態到達去穩定狀態，但最後膠體又因電性逆轉而重新穩定。當混凝劑加入的初期，濃度由不足加藥量到適量加藥量，去穩定的效果也會越來越好，在經過相同慢混動力輸入後，微粒將形成越來越大的聚集體，因此 PDA 的 Ratio 輸出值也會逐漸增加。隨著時間的增加，而當混凝劑濃度從適量加藥量到過量加藥量，膠體間的斥力增加，微粒將形成較小的聚集體，Ratio 輸出值也會隨之減少，但 Ratio 值在 $t_{balance}$ 之後也呈現穩定輸出。

在 $C_{balance}$ 為適當加藥量的情形下（加藥量 2.5 及 2 mg/l），隨著時間的增加，PDA 層流管進流口附近區域的混凝劑濃度變化會從不足加藥量到最適加藥量，膠體系統也從穩定狀態到達去穩定狀態。在輸入相同慢混動力後，微粒將形成越來越大的聚集體，因此 PDA 的 Ratio 輸出值也逐漸增加。但由圖 3 顯示，Ratio 值在達到最大之後又逐漸下降，可能的原因為除了濃度變化所引起，在此加藥量下，微粒聚集體重新結構的因素也需被考慮。

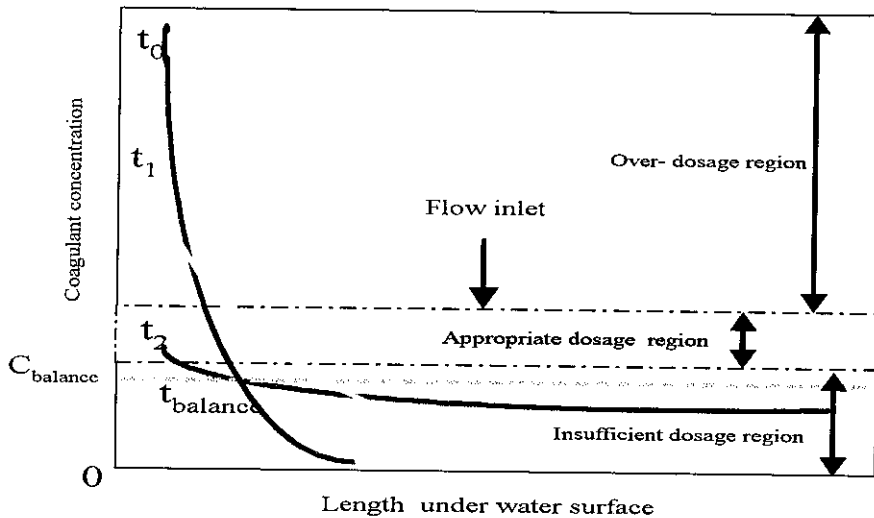


圖 5. 混凝劑在不同位置的濃度對時間的變化

3.4 快混程序的動力分析

分別在 1、2.5、10 mg/l 的加藥量下，取 Ratio 輸出值對時間進行一次微分，可得圖 6 (a)。在 1 mg/l 的加藥量下， dR/dt 於 95 秒~200 秒呈現正值，200 秒之後 dR/dt 則逐漸收斂為 0。在 10 mg/l 的加藥量下， dR/dt 於 95~120 秒呈現正值，120~170 秒呈現負值，170 秒之後 dR/dt 則逐漸收斂為 0。在 2.5 mg/l 的加藥量下， dR/dt 於 95~150 秒呈現正值，在 150~190 秒呈現負值，190 秒左右收斂於 0，但在 190~220 秒之間， dR/dt 又逐漸發散，220 秒之後則逐漸收斂為 0。

在混合槽中混凝劑濃度分佈均勻時，PDA Ratio 輸出值將趨於穩定，即 dR/dt 收斂至 0 時可視為 $t_{balance}$ 。經過計算後，加藥量為 1 mg/l 的情形下， $t_{balance}$ 為 105 秒；加藥量為 10 mg/l 的情形下， $t_{balance}$ 為 75 秒；加藥量為 2.5 mg/l 的情形下， $t_{balance}$ 為 95 秒。如圖 6(b)所示，在 (T1) 期間， dR/dt 為正值代表顆粒聚集隨時間逐漸變大。在 (T2) 期間， dR/dt 為負值代表顆粒聚集隨時間逐漸變小。而當顆粒聚集隨時間無太大變化時，PDA 的 Ratio 輸出值將趨於穩定，即 dR/dt 會收斂至 0。

在混凝劑 1 mg/l 為加藥量不足的情況下， dR/dt 從 95 秒開始維持正值直到 200 秒，之後顆粒聚集隨時間無太大變化， dR/dt 收斂至 0。顯示在此加藥量下膠體的穩定性持續被降低直到 $t_{balance}$ 。如圖 5 所示，因為 PDA 偵測管入流口周圍混凝劑濃度在達到 $C_{balance}$ 之前，高嶺土顆粒的去穩定效果會隨著時間的增加越來越好，經過相同的慢混動力後，會得到較大的聚集體，所以 dR/dt 一直維持正值。 $t_{balance}$ 之後，由於已達 $C_{balance}$ ， dR/dt 會收斂至 0。經過計算後， $t_{balance}$ 為 200 秒減去管流流過時間 95 秒為 105 秒。在混凝劑 10 mg/l 加藥量過量的情況下，在達到 $C_{balance}$ 之前，高嶺土顆粒歷經去穩定及再穩定的過程。在去穩定的 (T1) 時段內，顆粒聚集隨時間逐漸變大， dR/dt 維持正值，但在區域濃度高於適量加藥區時，即再穩定的階段 (T2)，顆粒聚集隨時間逐漸變小， dR/dt 呈現負值。

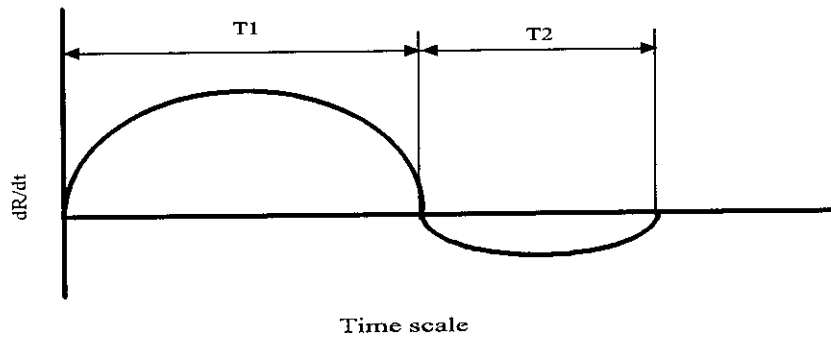
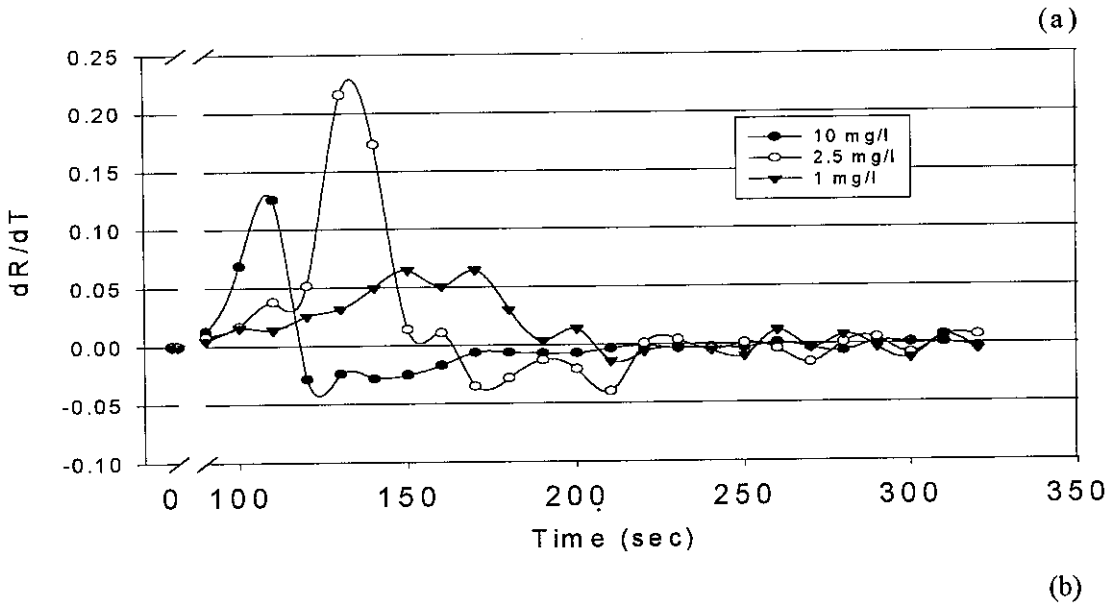


圖 6. (a) Ratio 對時間一次微分值 (dR/dt) 隨時間的變化
(b) dR/dt 對時間的趨勢變化

達到 $C_{balance}$ 之後，顆粒聚集情形將不隨時間變化， dR/dt 會逐漸收斂至 0。經過計算後， $t_{balance}$ 為 170 秒減去管流流過時間 95 秒為 75 秒。在混凝劑 2.5 mg/l 加藥量適量的情況下，高嶺土顆粒由於去穩定的緣故，在 (T1) 時段內，顆粒聚集隨時間逐漸變大， dR/dt 維持正值。理論上，在達到 $C_{balance}$ 之後，顆粒聚集情形將不隨時間變化， dR/dt 會逐漸收斂至 0。但在區域濃度位於適量加藥區時，顆粒聚集將發生重整的現象。這是因為在此加藥量之下，微粒才有形成大膠羽的可能。顆粒重新排列之後，膠羽粒徑變小，膠羽將更緻密⁽⁵⁾，但此時 dR/dt 將呈現負值。因此，在 2.5 mg/l 的加藥量下， $t_{balance}$ 應為最大 Ratio 值出現的時間減去管內停留時間，即 150 秒減去停留時間 95 秒為 55 秒。膠羽重整的問題在不足量及過量加藥情況下並不考慮，其原因為在此兩種加藥量下，聚集體粒徑較小但維度較大，抗剪力較強，因此不易破碎，所以膠羽重整的效應是可被忽略的。

3.5 利用 PDA 探討混凝加藥量與殘餘濁度的關係

在各個加藥量下，觀察 PDA 於 $t_{balance}$ 時的 Ratio 輸出值，並測量沈澱 20 分鐘後的殘餘濁度，結果如圖 7 所示，發現 Ratio 輸出值與濁度值呈現負相關。於適量加藥時，Ratio 值最大，即生成最大的膠羽，而此時所對應的殘餘濁度為最小值。在不足量加藥時，於 $t_{balance}$ 時的 Ratio 輸出值次之，表示微粒聚集情況介於最佳加藥量與過量加藥。觀察其沈澱情況，於 10 分鐘沈澱後其殘餘濁度雖然仍偏高，但在經過 20 分鐘後，可得到 80% 以上的濁度去除效率。過量加藥時，Ratio 值最小，顯示生成膠羽最小，並且有再穩定的現象發生，因此經過 20 分鐘的沈澱後，殘餘濁度呈現揚升的現象。

3.6 快混攪拌時間對殘餘濁度的影響

為了探討快混時間長短對濁度去除的影響，實驗之中則採用 2.5 mg/l 的適量加藥量，在不同快混時間後，提供相同的慢混條件 (30 rpm、15 min)，並在沈澱 10 分鐘後，量測上層液的殘餘濁度。結果如圖 8 所示，在未提供快混的情況下進行慢混，經沈澱後可得上層液殘餘濁度 13 NTU，隨著快混時間的增加，於提供 45 秒的快混時間後，可得最低的殘餘濁度 5.1 NTU，但在提供 65 秒的快混後，其上層液的殘餘濁度卻往上揚升至 13 NTU，隨著快混時間的增加，殘餘濁度也逐漸升高，但在快混時間超過 200 秒之後，殘餘濁度則維持在 21~22 NTU。

在沒有提供快混情況下，殘餘濁度仍可被降至 13 NTU，顯示在慢混階段，仍有去穩定的混凝機制進行，因此利用殘餘濁度進行最佳快混時間的判定，應考慮混凝劑於慢混階段的去穩定作用。在本研究的實驗條件下，於 45 秒的快混時間後，可得最小的殘餘濁度，與利用 PDA Ratio 值所判別得到的 55 秒最適快混時間相當接近，但由於後續的慢混方式不同，也使得最適的快混時間有些微的差距。

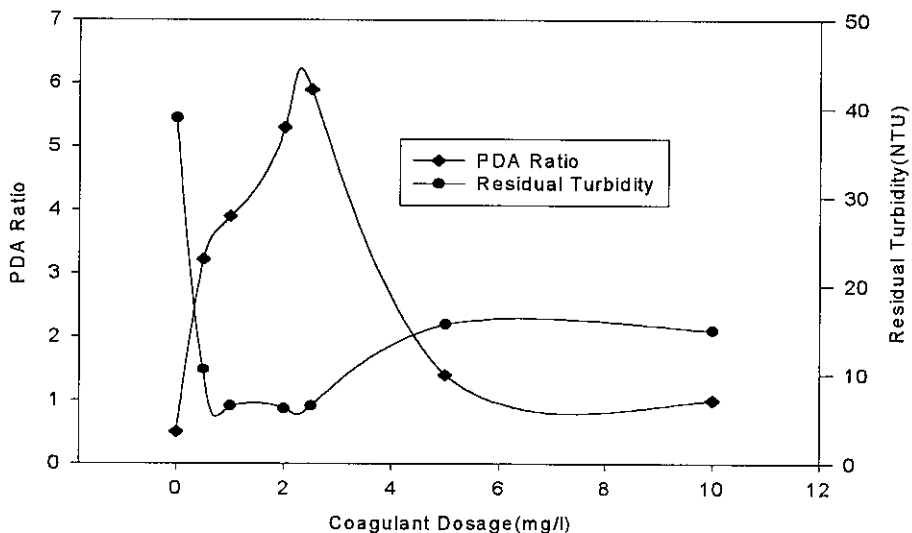


圖 7. 不同混凝劑加藥量下，PDA 於 $t_{balance}$ 時的 Ratio 值與殘餘濁度之變化

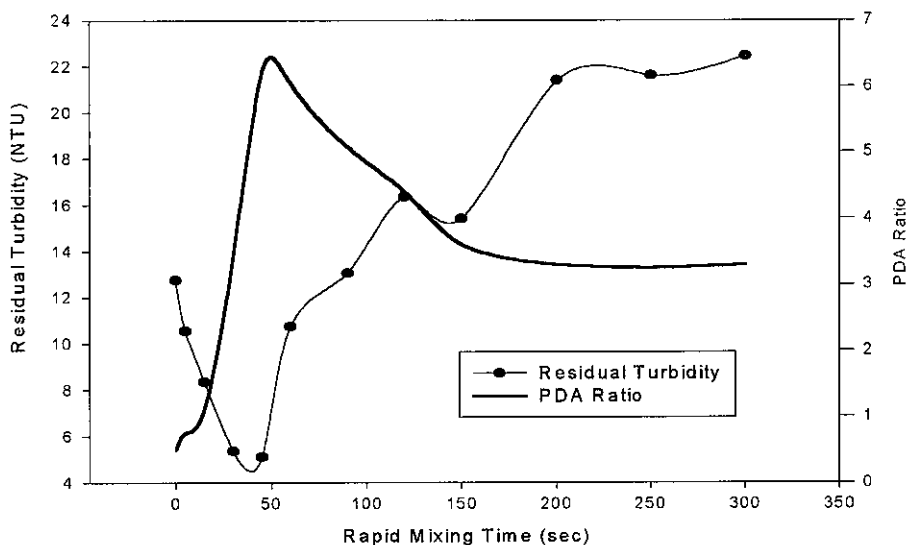


圖 8. 在 2.5 mg/l 加藥量下，不同快混時間，Ratio 值與殘餘濁度（10 分鐘沈降）之變化

四、結論

在不同濃度的混凝劑作用下，膠體的去穩定的狀況會有所不同，也影響後續微粒聚集的情況。在此研究之中，利用 PDA 可直接偵測膠羽形成的功能，我們建立一個簡單觀察快混攪拌情形的方法。在混合槽中混凝劑濃度分佈均勻時，PDA Ratio 輸出值將趨於穩定，即 dR/dt 收斂至 0 時可視為 $t_{balance}$ 。因此在控制試驗條件下，發現不同加藥量有不同的 $t_{balance}$ ，在不足量加藥情況下，所需的時間最長，在過量加藥情況下，所需的時間次之，在最適加藥量時，槽內混凝劑濃度平衡所需的時間最短。然而，在適量加藥量時，膠羽重整的問題將會影響 $t_{balance}$ 的判定，需要更進一步的試驗確認。

PDA 於 $t_{balance}$ 時的 Ratio 值與殘餘濁度呈現負相關，於適量加藥時，Ratio 值最大，而此時所對應的殘餘濁度為最小值。在不足量加藥時，Ratio 輸出值次之，仍可得到不錯的濁度去除效率。過量加藥時，Ratio 值最小，顯示生成膠羽最小，有再穩定的現象發生。於本實驗中，使用殘餘濁度法來判斷最佳快混時間，可得到的最佳值 45 秒，而利用 PDA 試驗所得的最佳快混時間為 55 秒。

五、誌謝

本研究經費承蒙國家科學委員會補助 (NSC-88-2218-E-009-009)，特此誌謝。並感謝本所袁如馨教授於本篇報告寫作上的指導與協助。

六、参考文献

1. Amirtharajah A. and Mills K. M. (1982) Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. *J. AWWA.*, **74**, 210-216.
2. ASCE, AWWA and CSSE (1969) *Water Treatment Plant Design*. American Water Work Association, New York.
3. AWWA (1992) *Operational Control of Coagulation and Filtration Process*. American Water Work Association, New York.
4. Camp T. R. (1968) Floc volume concentration. *J. AWWA.*, **60**, 656-673.
5. Clark M. M. and Joseph R. V. Flora (1991) Floc restructuring in varied turbulent mixing. *J. of Colloid and Interface Science*, **147**, 2, 407-421.
6. Dentel S. K. and Gossett J. M. (1988) Mechanisms of coagulation with aluminum salts. *J. AWWA.*, **80**, 187-198.
7. Edzwald J. K. (1998) *Treatment Process Selection for Particle Removal*. (Edited by McEwen J. B.), Chap. 4. American Water Work Association Research Foundation.
8. Francoise R. J. and Van Haute A. A. (1984) The role of rapid mixing time on a flocculation process. *Wat. Sci. Tech.*, **17**, 1091-1101.
9. Ghosh M. M., Cox C. D. and Prakash T. M. (1985) Polyelectrolyte selection for water treatment. *J. AWWA.*, **77**, 67-73.
10. Gregory J. (1981) Flocculation in laminar tube. *Chem. Eng. Sci.*, **36**, 1789-1794.
11. Kawamura S. (1976) Consideration in improving flocculation. *J. AWWA.*, **68**, 328-336.
12. Kawamura S. (1996a) Optimisation of basic water-treatment processes-- design and operation: coagulation and flocculation. *J. Water SRT-Aqua.*, **45**, 35-47.
13. Klute R. and Dierschke M. (1990) Kinetics of destabilization with Al(III) in turbulent pipe flow. *Z. Wasser-Abwasser-Forschung*.
14. Lettermann R. D., Quon J. K. and Gemmel R. S. (1973) Influence of rapid mix parameters on flocculation. *J. AWWA.*, **65**, 716-725.
15. Mhaisalkar V. A., Paramasivam R. and Bhole A. G. (1991) Optimizing physical parameters of rapid mix design for coagulation-flocculation of turbid waters. *Wat. Res.*, **25**, 43-52.
16. Muyibi S. A. and Evison L. M. (1995) Optimizing physical parameters affecting coagulation of turbid water with *Moringa-oleifera* seeds. *Wat. Res.*, **29**, 2689-2695.
17. O'Melia C. R. (1982) *Water Treatment Plant Design for the Practicing Engineer* (Edited by Sanks R. L.), Chap. 4. Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mich.
18. Rossini M., Garrido J. G. and Galluzzo M. (1999) Optimization of the coagulation-flocculation treatment: influence of rapid mix parameters. *Wat. Res.*, **33**, 1817-1826.
19. van Benschoten J. E. and Edzwald J. K. (1990) Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Wat. Res.*, **24**, 1519-1526.

20. Xiao T. H. and Stumm W. (1987) The coagulating behaviors of Fe(III) polymeric species-I. *Wat. Res.*, **21**, 115-121.
21. Huang Chihpin and Chen, G. S. (1996). Use of the fiber-optical monitor in evaluating the state of flocculation. *Wat. Res.*, **30**, 2723-2727.
22. Huang Chihpin and Liu C. B. (1996). Automatic control for chemical dosing in laboratory-scale coagulation process by using an optical monitor. *Wat. Res.*, **30**, 1924-1929.
23. Kan, Chichuan and Huang Chihpin (1998). Coagulation monitoring in surface water treatment facilities. *Wat. Sci. Tech.*, **38 (3)**, 237-244, 1998.
24. Kan Chichuan, Huang Chihpin and J. R. Pan (1999). Optimum Coagulation Process: Evaluation of Streaming Current Detector and Optical Monitor. *Proceedings of Particle Measurement and Characterization in Drinking Water Treatment.*, AWWA, Nashville, Tennessee, U.S.A., May. 28-30.
25. Jinn-Shing Chang, Kan Chichuan and Huang Chihpin (1999). Application of Streaming Current Detector in Water Treatment Facilities. *Proceedings of 5th International Wrokshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology.*, Taipei, May. 29-31.
26. 甘其銓、張進興、黃志彬，「豐原水廠混凝加藥自動化之研究」 第十五屆自來水研究發表會論文集，pp441-450，新竹，民國八十七年十一月。
27. 甘其銓、黃志彬、張怡怡、蔣本基，「淨水效能評鑑之方法及實例」 自來水會刊，**16(4)**，pp31-50，民國八十六年九月。