

# 高效能聚氯化鋁混凝劑處理天然濁水之研究

\*林志麟，\*\*曾浚宸，\*\*黃國豪

\*助理教授，\*\*碩士班研究生

中原大學環境工程系

## 摘要

國內淨水場聚氯化鋁(PACl)混凝劑加藥量控制容易受原水水質影響，原水濁度急遽變化期間，傳統聚氯化鋁混凝劑的加藥量調控精確度要求高，濁度急遽增加期間容易導致後續淨水處理單元混沉成效不彰，甚至清水濁度超出公司之內控值(0.5 NTU)等狀況，而濁度急遽減少時，又容易產生過量混凝劑殘留於淨水處理單元，導致清水鋁含量超標(>0.2 mg/L as Al)風險增加，影響民眾飲用水水質。因此，為了減輕混凝劑加藥操作的困難度，同時提升淨水處理成效，本研究主要以行政院原子能委員會核能研究所(核研所)使用之傳統聚氯化鋁(PACl-N)混凝劑，以及中華化學公司生產之高效聚氯化鋁(PACl-C)混凝劑對混凝劑加藥操作參數及混沉除濁效能進行評估。研究結果顯示，雖然使用 PACl-C 或 PACl-N 處理中低濁原水(16、100 NTU)皆可使水中混沉上澄液殘餘濁度達到內控標準要求(<5 NTU)，但 PACl-C 於低加藥量下即顯示出優秀的除濁效能，而處理中高濁原水(290、930 NTU)時，PACl-C 可顯著增大膠羽粒徑，且比起 PACl-N 有更佳的濁度去除率。然而，中華化學 PACl(PACl-C)混凝劑搭配 Polyacrylamide (PAM)處理相同原水之混凝膠羽生成能力及混沉除濁效能

卻會變差。綜合上述，台灣自來水公司應重新檢討現今實場添加之混凝劑是否能夠因應原水水質變異，當人為調控難以達到淨水處理內控標準時，能夠透過選用更合適的 PACl 混凝劑以提升混凝劑加藥控制效能及產水水質穩定性。

## 前言

行政院原子能委員會核能研究所(簡稱核研所)水廠主要負責供應研究所內各單位用水(含飲用水)，其原水來自石門水庫，水質變化長受季節性因素影響，如颱風或暴雨期間，原水濁度急遽增加或變動幅度大，造成水廠混凝劑加藥必須即時調整因應原水水質之變動，然現階段水處理設備為傳統式高速膠凝沉澱池及過濾池，其中高速膠凝沉澱池混凝劑加藥量控制容易受原水水質影響，為了優化高速膠凝沉澱池之混凝劑加藥操作效能，避免藥劑浪費或不適當加藥，本研究主要對高速膠凝沉澱池所需之混凝劑加藥操作參數及效能進行評估，分析不同濁度原水之重要水質參數(pH 及濁度)數值，以及建立最適混凝劑加藥模式，以優化高速膠凝沉澱池混凝劑加藥效能，穩定供水水質。

## 文獻回顧

### 混凝原理及機制

進入水場的天然水體中含有許多顆粒物，大部分較為大顆的沙粒可以藉由攔污柵和自然重力沉澱方式去除，而剩下粒徑較小的顆粒物( $<100\ \mu\text{m}$ )稱為膠體，因為此種顆粒物過於細小，無法藉由重力沉降，且表面附著許多氫氧根離子，使其外表帶負電，又因膠體顆粒外表負電所附帶之靜電力使其互相產生排斥力，再加上顆粒間由凡得瓦力所引起之吸引力遠小於其排斥力，導致膠體不易互相碰撞，穩定存在於水中(Reynolds & Richards, 1995)，此現象為造成原水濁度之來源。而顆粒間凡得瓦力與靜電力交互作用之合力大小可藉由界達電位來表示，當界達電位越大時，膠體間排斥力越大，水中顆粒就越穩定，因此水場透過添加帶有正電荷的混凝劑降低界達電位至凡得瓦力，當界達電位至 $0\ \text{mV}$ 附近，顆粒間排斥力來到最小，亦代表膠體之穩定性被破壞，此時顆粒會互相進行吸附及電性中和作用，以達到凝絮聚集顆粒之目的(Henderson *et al.*, 2006; Sharp *et al.*, 2006)。

混凝劑劑量也是影響水中顆粒電性之因素，若混凝劑添加的劑量過低時會造成對顆粒去穩定的效果不足，使部分膠體穩定性依然存在；在高劑量下，水中顆粒因與混凝劑之鋁物種進行電性中和作用，產生大量不帶電且為不溶態之沉澱物質；然而當添加過量的混凝劑就會使顆粒表面電性逆轉，表面之電荷由負轉正，形成再穩定現象(Pivokonsky *et al.*, 2014; Jiao *et al.*, 2015)。

混凝為淨水廠去除原水濁度之重要程序，其中快混單元藉由快速攪拌將混凝劑均勻分散至顆粒表面使其失去穩定性，並使混凝反應充分進行，

故足夠的快混攪拌強度可提高其去穩程度，且可提升混凝劑與顆粒間之吸附速率(Amirtharajah and Mills, 1982; Gregory, 1996)，若快混強度不足則容易造成局部加藥，使未與混凝劑充分反應之顆粒無法有效聚集，因此快混強度和快混時間為影響膠羽之粒徑大小與密實度之主要原因，在合理的攪拌強度下，足夠的快混強度可聚集成較大膠羽，而足夠的快混時間可生成較為密實之膠羽(Wiesner and Klute, 1998)。

慢混則由較溫和的轉速增加已附著混凝劑之顆粒的碰撞機會，將去穩定之顆粒聚集成膠羽，在膠羽互相聚集的同時也伴隨著輕微的破碎現象，因此應避免慢混的強度過強，以致釋出的微小膠羽殘留於水中，造成水中濁度增加及殘留鋁之問題(Yukselen and Gregory, 2004)，此現象顯示慢混的轉速和時間影響膠羽之成長，在適當的操作條件下，當膠羽的生長和破碎達到平衡時，膠羽粒徑來到最大。不過膠羽粒徑並不正比於混沉去除濁度之效率，膠羽之比重與密實度也影響其沉降性(Bache and Gregory, 2010)。

此外，原水的濁度顆粒數量也會影響混凝之效能，當原水為高濁度時，原水中含有大量顆粒，在混凝階段之顆粒互相碰撞的機率較高，水中顆粒可藉由此現象形成膠羽之核心，水中的顆粒越多，膠羽的大小和生成量增加，進而增加去除濁度之效率，反當原水濁度為低濁度時，水中膠體顆粒相對較少，混凝階段顆粒互相碰撞的機率較低，且使混凝劑難以與顆粒充分接觸(高, 1978)，導致部分混凝劑無法與膠體反應轉化為利於沉澱之物質，造成水中濁度增加和溶解態殘留鋁之問題(劉, 2007)。

添加混凝劑能夠去除水中膠體穩定以聚集後沉降，而混凝去穩定之機制共有四種，分別為：電雙層壓縮、電性中和、沉澱絆除及架橋作用(O'Melia,

1978)，本實驗所使用的混凝劑為PACl，其主要的混凝機制主要為電性中和與沉澱絆除，而混凝的機制也會隨著混凝劑劑量、水體特性、混凝劑鋁分佈、pH等等不同而有所影響。

### 聚氯化鋁混凝特性

聚氯化鋁 (Polyaluminium Chloride)又稱為PACl，為一種無機高分子混凝劑，化學式為 $(Al_2(OH)_nCl_{6-n})_m$ ，其具有帶電性高、形成膠羽速度快特性，且相較於無機鹽混凝劑，PACl擁有僅低劑量就能夠達到良好的除濁效能(Kılıç and Hoşten, 2010; Jiao *et al.*, 2015)、最適混凝加藥pH範圍較寬、對原水水質適應性佳、投入後不會造成pH大幅下降等優點。

將PACl混凝劑添加至水中後，會產生一連串的水解反應，鋁金屬離子水解成多種鋁羥基多核錯合離子，且PACl在不同pH值下，會有不同的鋁型態分布，水解後的鋁物種共有三種，分別為單體鋁( $Al_a$ )、聚合鋁( $Al_b$ )、膠體鋁( $Al_c$ ) (Letterman, 1999; Wang *et al.*, 2004; Lin *et al.*, 2008)，而三種鋁型態各別有不同之混凝效果。

單體鋁帶有較弱的電性中和能力(Wang *et al.*, 2004; Lin *et al.*, 2008)，並以 $Al(OH)^{2+}$ 、 $Al(OH)_2^+$ 、 $Al(OH)_4^-$ 等溶解型態存在於水中，為水中殘餘鋁之來源，且在 $pH < 6$ 時，鋁離子不易與水中顆粒反應形成膠羽，故水中 $Al^{3+}$ 含量最高，但水中鋁離子隨著pH增加而降低，接著在 $pH 6 \sim 8$ 下，單體鋁傾向於水解成顆粒態之膠體鋁(Duan and Gregory, 2003; Lin *et al.*, 2008)，而當 $pH > 8$ 時，水中會大量形成含負電荷之溶解態 $Al(OH)_4^-$ ，此現象造成混凝劑無法利用電性中和作用聚集顆粒且使水中殘留鋁提升；聚合鋁具有高電性(Wang *et al.*, 2004; Lin *et al.*, 2008)，其成分主要以 $Al_{13}^{7+}$ 之溶解型態存在，因為分子中含有多個帶正電之鋁離子，故擁有的電性中和能力較

強，所以帶來更好的去穩定效果(Lin,2008)， $Al_{13}^{7+}$ 普遍被認為擁有最佳的除濁效能，是最有效率的聚氯化鋁水解物種，高聚合鋁的PACl不僅能夠快速聚集水中顆粒，且混凝後也能夠形成較密實之膠羽(Jiang and Logen, 1991; Lin *et al.*,2014)，並藉由膠羽沉降達到沉澱絆除之效果，但所形成之膠羽粒徑較膠體鋁小，故其沉澱絆除之效果不如膠體鋁；膠體鋁為顆粒態之氫氧化鋁(Dempsey *et al.*, 1984; Huang and Shiu, 1996)，以 $Al(OH)_3$ 形態存在於水中，因膠體鋁為不易溶解於水之細小顆粒，且容易吸附於膠體中，大量膠體鋁與顆粒聚集後形成膠羽，尤其在 $pH > 7$ 下，鋁離子更傾向水解成膠體鋁，此時膠體鋁的含量來到最大，產生的膠羽也較聚合鋁聚集成之膠羽大，其主要的混凝機制為沉澱掃除(Wang *et al.*, 2004; Yan *et al.*, 2008)，但在此機制下生成的膠羽結構較為鬆散，形成此現象之原因是氫氧化鋁為含水率較高之膠體顆粒，也因其膠羽機械強度較弱，在攪拌的同時可能造成膠羽破碎且不可逆之現象，因為沉澱絆除機制下破碎的小膠羽表面互相帶正電，導致小膠羽間產生排斥力，並懸浮於水中難以沉降(Yu *et al.*, 2009)，所以混凝程序中應避免過量加藥與過強的攪拌，以減少膠羽的含水量，增加膠羽中顆粒比例及膠羽之密實度，而使膠羽擁有更好的沉降性(Bache and Gregory, 2010)。

## 研究方法

本研究主要探討聚氯化鋁(PACl) 混凝劑搭配加藥之方式對龍潭區核能研究所原水混沉及過濾效能之影響。透過實驗室瓶杯試驗，分析在不同混凝加藥模式下膠羽生成狀況及分析混沉上澄液特性，評估混凝最適加藥及操作模式，以建立核研所實場最適混凝加藥模式。

本研究進行實驗室瓶杯試驗，主要在不同原水濁度(16 NTU、100 NTU、290 NTU、930 NTU)條件下，改變混凝加藥模式(單獨聚氯化鋁加藥、聚氯化鋁搭配高分子聚合物加藥)，以評估各種混凝加藥模式對混沉效能之影響，求得實驗室評估之最適混凝加藥模式。

本研究以多功能瓶杯試驗機(Phipps & BIRD, USA)進行最適混凝加藥模式評估，瓶杯試驗操作參數將參考實驗室瓶杯試驗之混凝條件，試驗流程如圖 1 所示，依序為以 200 rpm 快混攪拌 1 分鐘、再以 30 rpm 慢混攪拌 15 分鐘，最後沉澱程序靜置 20 分鐘。慢混後之成型膠羽影像乃使用膠羽影像分析儀 (Jar FloccAM®, Durasens, USA)，如圖 2 所示，直接量測瓶杯試驗混凝膠羽生成大小及顆粒數。接著，於沉澱結束後取其混沉上澄液以濁度計(2100P Turbidimeter, HACH)及 pH 計(sensION+ PH1 HACH)直接進行量測，分析其濁度、pH 值，進行實驗室混凝加藥模式評估(含單獨聚氯化鋁加藥、聚氯化鋁搭配加藥及高分子 polymer(Polyacrylamide))。分析在不同混凝加藥模式下膠羽生成狀況及混沉上澄液之特性，評估核研所混凝最適

加藥及操作模式，探討核研所聚氯化鋁(PACl-N)混凝劑對水廠原水膠羽生成能力及混沉除濁效能之影響。

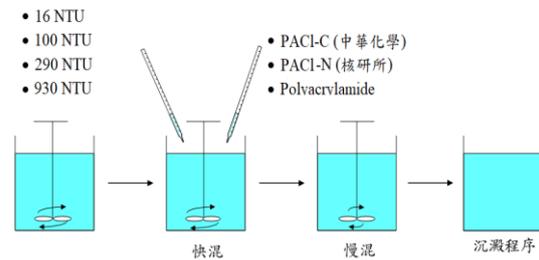


圖 1 實驗室瓶杯試驗流程

另外，PACl 混凝劑鋁型態分析主要利用 Al-Ferron 逐時螯合比色法(Lin *et al.*, 2008)以分光光度分析儀(Thermo, GENESYS 10, USA)測得的吸光值及 ICP-OES(Shimadzu, ICPE-9820, JAPAN)測得之總鋁濃度(設定波長為 396.125 nm)，對照 Al-Ferron 逐時螯合比色法的檢量線，換算出混凝劑中鋁型態分佈情形。此試驗中所需之藥品及鋁型態測定方法如下：

### (1) Ferron 試劑配製

#### a. 試劑 A - 0.2% (M/V) Ferron 溶液

在 1020 mL 煮沸過的去離子水中加入 2.0 g 的純 Ferron 試劑(8-hydroxyl-7-iodo-5-quinolinesulfonic acid, Sigma-Aldrich, USA)，攪拌使其溶解後，以 0.45  $\mu\text{m}$  濾膜過濾，隨後至入 1 L 玻璃瓶中，並保存在 4°C 下備用。

#### b. 試劑 B - 20% (M/V) 醋酸鈉溶液

取 50 g 無水醋酸鈉(Sodium acetate anhydrous, PanReac, Germany)溶解於適量去離子水中，以 0.45  $\mu\text{m}$  濾膜過濾後定量至 250 mL，隨後儲存於玻璃瓶中以 4°C 冷藏備用。

#### c. 試劑 C - 1 : 9 稀鹽酸溶液

將 100 mL 濃鹽酸(Hydrogen acid, Sigma-Aldrich, USA)定量至 1 L 後，以

玻璃瓶保存。

#### d. Ferron比色試劑

將試劑A、B、C依照2.5:2:1的體積比至入1 L玻璃瓶中混合後，即得Ferron比色液。配製好之比色液以4°C冷藏，經5天熟化方可使用，並在4個禮拜內使用完畢。

#### (2) 檢量線製作

先配製濃度10 mg/L as Al之鋁標準液，準備50 mL定量瓶六個，各量瓶中均加入10 mL之Ferron比色液，然後依序加入0, 2.7, 5.4, 8.1, 10.8及13.5 mL的鋁標準液，加入去離子水稀釋至50 mL，配製出之鋁濃度分別為0, 0.02, 0.04, 0.06, 0.08及0.10 mM，搖晃均勻後以分光光度分析儀於波長366 nm測定吸光值，配製成檢量線。

#### (3) 鋁型態分析測定

將待分析鋁型態之混凝劑先稀釋至10 mg/L as Al，並經ICP-OES進行總鋁濃度的標定，吸取10 mL至於50 mL定量瓶中，加入10 mL Ferron比色液，迅速以去離子水定量至50 mL並混合均勻後，以分光光度分析儀設定在波長366 nm測定反應1分鐘及120分鐘之吸光值。經檢量線換算後可得Al<sub>a</sub>及Al<sub>b</sub>濃度，在將ICP-OES所測得總鋁濃度(Al<sub>t</sub>)扣除二值後即可獲得Al<sub>c</sub>濃度，其關係式如下所示：

$$Al_c = Al_t - (Al_a + Al_b)$$

本研究中使用之PACl混凝劑分成兩種，分別為核研所PACl(傳統混凝劑)及中華化學PACl(高效能混凝劑)，兩者成分可由Ferron法分析檢測(林，2008)，其特性如表1所示，核研所PACl混凝劑之鹼度值約51%，其成份中單體鋁(Al<sub>a</sub>)、聚合鋁(Al<sub>b</sub>)及膠體鋁(Al<sub>c</sub>)含量百分比各為57%、26%及17%；中華化學

PACl混凝劑之鹼度較高約為60%，其成份中單體鋁(Al<sub>a</sub>)、聚合鋁(Al<sub>b</sub>)及膠體鋁(Al<sub>c</sub>)含量百分比各為37%、12%及50%。兩種混凝劑之pH值約為4左右且硫酸根離子濃度均小於3%，但高效能PACl混凝劑(PACl-C)含有較高量之硫酸根離子。

表 1 傳統及高效能 PACl 混凝劑成分

特性	核研所 混凝劑 (PACl-N)	中華化學 混凝劑 (PACl-C)
鹼度(%)	51.5%	60.23%
硫酸根離子 (%)	1.86%	2.91%
pH 值	4.16	4.06
單體鋁(Al <sub>a</sub> )	57%	37%
聚合鋁(Al <sub>b</sub> )	26%	12%
膠體鋁(Al <sub>c</sub> )	17%	50%

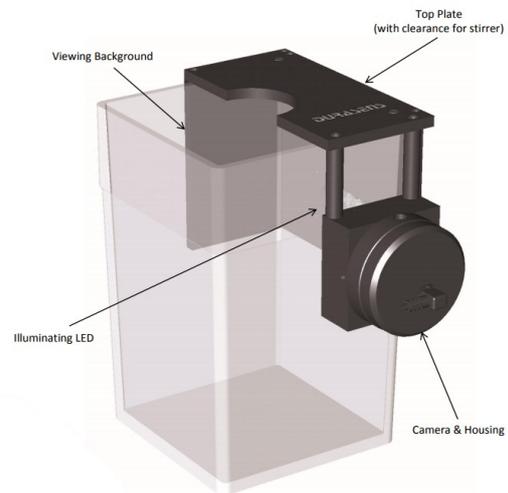


圖 2 膠羽影像分析設備(FlocCAM)

## 結果與討論

### 水廠原水水質調查

本研究在建立核研所水廠混凝加藥標準作業程序前，先進行水廠原水特性調查，因原水 pH 及濁度是混凝加藥之主要影響因子，故分別量測不同原水水樣之 pH 及濁度如表 2 所示，原水濁度從低到高分別為 16 NTU、100 NTU、290 NTU 及 930 NTU，且各濁水之 pH 值範圍在 7.9~8.1 之間，當原水濁度高時(>100 NTU)，其 pH 值也較低濁水(16 NTU) 低，原因是當高濁水發生時，主要是因為強降雨沖刷地表土壤導致大量雨水稀釋濁水導致水廠原水 pH 降低。

表 2 核研所水廠原水水質 pH 及濁度

原水 pH	8.1	7.91	7.97	7.93
原水濁度 (NTU)	16	100	290	930

### 水廠高速膠凝沉澱池加藥效能評估

#### 1. 混凝劑種類對混沉除濁效能之影響

在 16 NTU 的原水濁度下添加各劑量 PACI-C 和 PACI-N 混凝劑之混沉殘餘濁度如圖 3 (a)及 4 (a)所示，當原水濁度為 16 NTU，在 2 mg/L as Al 加藥量下，PACI-C 混凝劑加藥之除濁效能較佳，在沉澱 20 分鐘後的殘餘濁度較 PACI-N 低，且沉降速度較添加 PACI-N 快，另外，PACI-C 搭配高分子 polymer(Polyacrylamide)添加會降低沉澱效能與膠羽顆粒沉降速度；PACI-N

搭配添加會增加膠羽顆粒沉降速度，但沉澱效能並無明顯差異。

在 100 NTU 原水濁度下添加各劑量 PACI-C 和 PACI-N 混凝劑之混沉殘餘濁度如圖 3 (b)及 4 (b)所示，當原水濁度為 100 NTU，在 2 mg/L as Al 加藥量下，PACI-C 混凝劑加藥之除濁效能較佳，在沉澱 20 分鐘後的殘餘濁度明顯較 PACI-N 低，沉降速度也較添加 PACI-N 快，且 PACI 在此濁度下搭配 Polyacrylamide 添加時，會使最終殘餘濁度明顯增加。

在 290 NTU 的原水濁度下添加各劑量 PACI-C 混凝劑和 PACI-N 混凝劑之混沉殘餘濁度如圖 3 (c)及 4 (c)所示，當原水濁度為 290 NTU，在 3 mg/L as Al 加藥量下，PACI-C 與 PACI-N 最終沉澱效果相近，但 PACI-C 膠羽顆粒沉降速度較快，且 PACI 搭配 Polyacrylamide 添加無增加除濁效能。

在 930 NTU 的原水濁度下添加各劑量 PACI-C 混凝劑和 PACI-N 混凝劑之混沉殘餘濁度如圖 3 (d)及 4 (d)所示，當原水濁度為 930 NTU，在 2 mg/L as Al 加藥量下，PACI-C 加藥之除濁效能明顯較佳，在混沉結束後的殘餘濁度明顯較 PACI-N 低，且添加 PACI-C 的膠羽顆粒沉降速度也較快。然而，兩種 PACI 搭配 Polyacrylamide 處理原水反而會使膠羽粒徑減少且混沉上澄液殘餘濁度增加，無助於混凝效能提升。

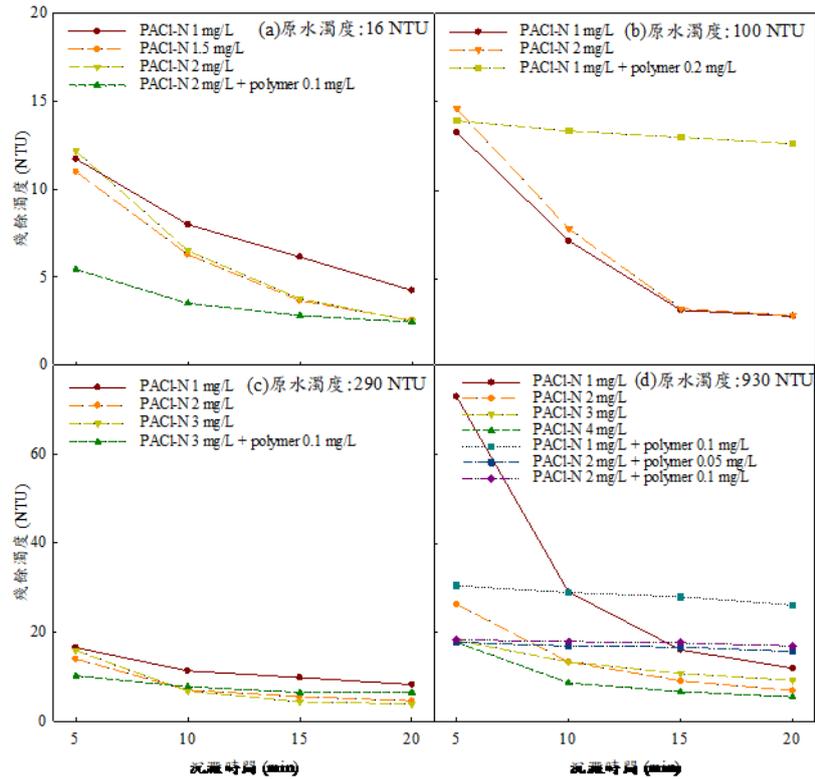


圖 3 不同原水濁度下 PACI-N 混凝劑混沉水殘餘濁度隨沉澱時間之變化  
(a)16 NTU、(b) 100 NTU、(c) 290 NTU、(d) 930 NTU

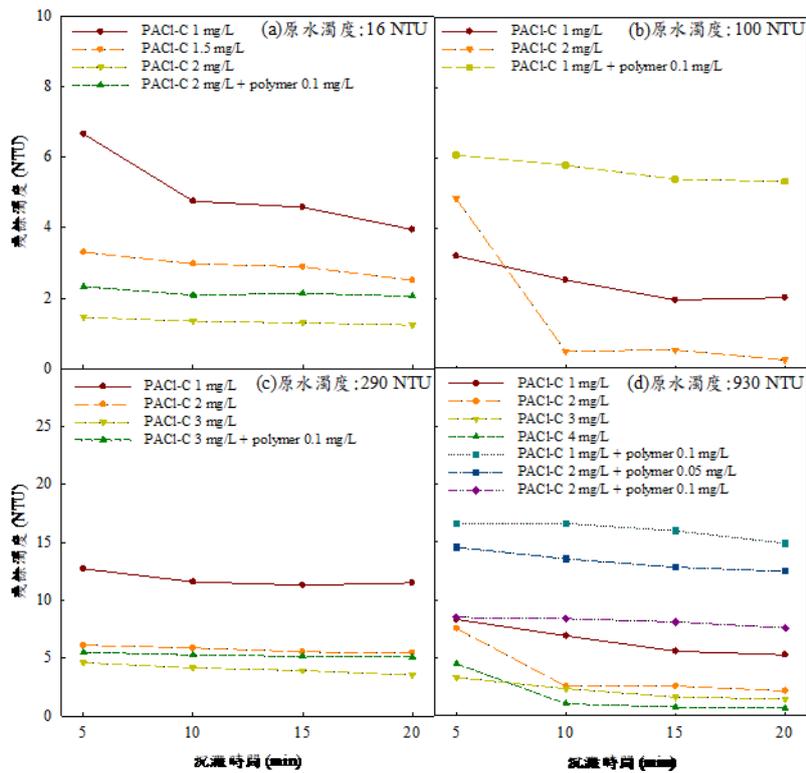


圖 4 不同原水濁度下 PACI-C 混凝劑混沉水殘餘濁度隨沉澱時間之變化  
(a)16 NTU、(b) 100 NTU、(c) 290 NTU、(d) 930 NTU

## 2. 混凝劑種類對高速膠凝膠羽生成之影響

原水在 16 NTU 之條件下，添加各劑量 PACI-C 和 PACI-N 混凝劑之膠羽粒徑如圖 5 (a)所示，在加藥量同為 2 mg/L as Al 時，添加 PACI-C 混凝形成之膠羽粒徑約為 PACI-N 的 2 倍，但 PACI-C 搭配 Polyacrylamide 添加會使膠羽粒徑減小；PACI-N 搭配 Polyacrylamide 添加會使膠羽粒徑明顯增大(如表 3)。

原水在 100 NTU 之條件下，添加各劑量 PACI-C 和 PACI-N 混凝劑之膠羽粒徑如圖 5 (b)所示，在加藥量同為 2 mg/L as Al 時，PACI-C 混凝形成之膠羽約為 PACI-N 的 3 倍，但 PACI 搭配 Polyacrylamide 添加在慢混結束時的膠羽粒徑明顯減小。

原水在 290 NTU 之條件下，添加各劑量 PACI-C 和 PACI-N 混凝劑之膠羽粒徑如圖 5 (c)所示，在加藥量同為 2 mg/L as Al 時，PACI-C 膠羽粒徑大於 PACI-N 膠羽，但當加藥量增至 3 mg/L as Al 時，PACI-N 膠羽粒徑大於 PACI-C 膠羽，此時 PACI-C 搭配 Polyacrylamide 添加時會使膠羽粒徑減小，但 PACI-N 搭配 Polyacrylamide 添加時會使膠羽粒徑增大(如表 4)。

原水在 930 NTU 之條件下，添加各劑量 PACI-C 和 PACI-N 混凝劑之膠羽粒徑如圖 5 (d)所示，在加藥量同為 2 mg/L as Al 時，添加 PACI-N 混凝形成之膠羽粒徑明顯較其他加藥量大，但較 PACI-C 混凝形成之膠羽小，且 PACI 搭配 Polyacrylamide 添加時在慢混結束時膠羽粒徑均明顯減小(尤其 PACI-C 混凝膠羽粒徑減小至一半)。

綜合上述，核研所水廠原水於低濁度(<20 NTU)及中濁度條件下(約 100~300 NTU)，核研所水廠添加 2 mg/L as Al(約 37.6 mg/L as 10% Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)之 PACI 混凝劑量即能達到最佳混凝膠羽生成及混沉除濁效能；於高濁度條件下(接近 1000 NTU)，核研所 PACI 之最佳加藥量須上升到 4 mg/L as Al (75.2 mg/L as 10% Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)。當 Polyacrylamide 與 PACI 混凝劑搭配使用時，低濁水(<20 NTU)原水添加 Polyacrylamide 加藥量僅須 0.1 mg/L，中濁及高濁原水添加 Polyacrylamide 加藥量則可小於 0.1 mg/L。

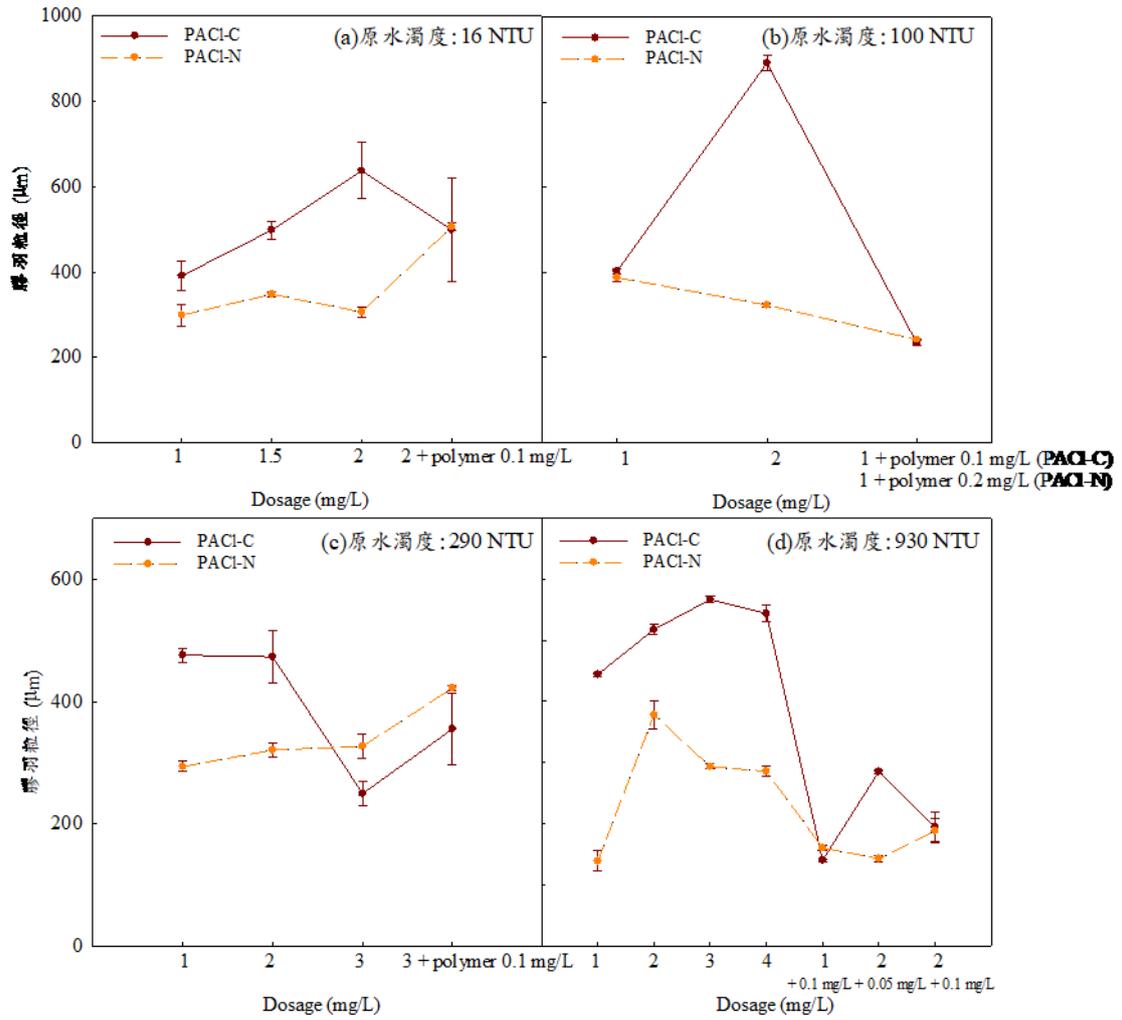


圖 5 混凝劑種類(含搭配高分子 polymer)對(a)16 NTU、(b)100 NTU、(c) 290 NTU、(d)930 NTU 原水混沉及過濾後膠羽顆粒之影響

表 3 PACI 混凝劑處理核研所原水(16 NTU)之凝膠羽外觀與顆粒粒徑

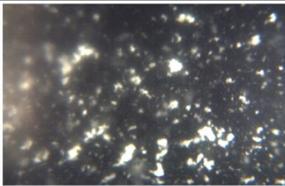
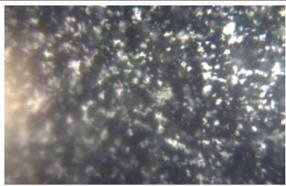
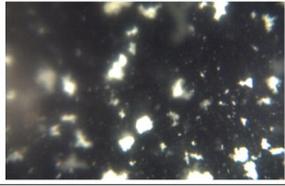
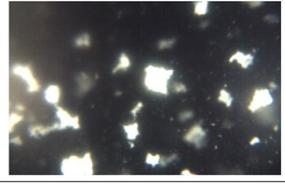
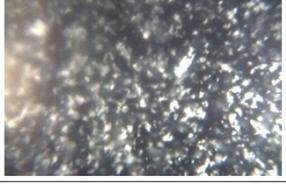
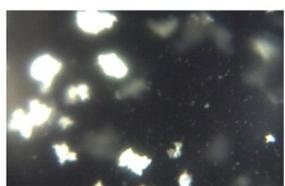
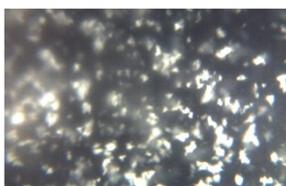
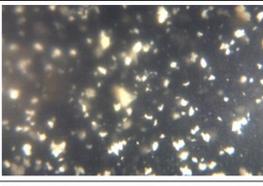
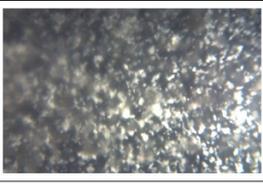
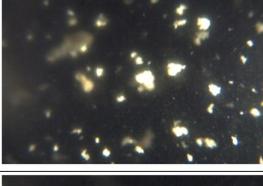
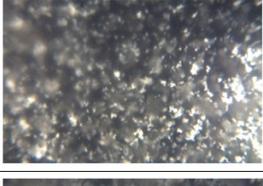
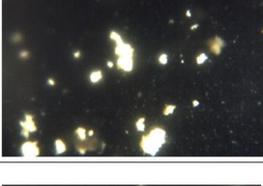
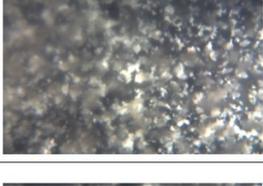
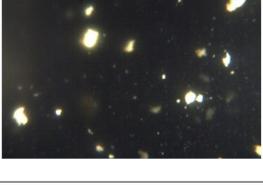
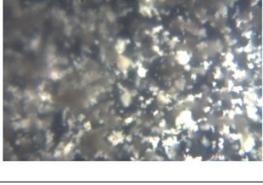
中華化學 PACI 1 mg/L (425 $\mu$ m)		核研所 PACI 1 mg/L (322 $\mu$ m)	
中華化學 PACI 1.5 mg/L (477 $\mu$ m)		核研所 PACI 1.5 mg/L (351 $\mu$ m)	
中華化學 PACI 2 mg/L (567 $\mu$ m)		核研所 PACI 2 mg/L (315 $\mu$ m)	
中華化學 PACI 2 mg/L + polymer 0.1 mg/L (640 $\mu$ m)		核研所 PACI 2 mg/L + polymer 0.1 mg/L (515 $\mu$ m)	

表 4 PACI 混凝劑處理核研所原水(290 NTU)之凝膠羽外觀與顆粒粒徑

中華化學 PACI 1 mg/L (482 $\mu$ m)		核研所 PACI 1 mg/L (302 $\mu$ m)	
中華化學 PACI 2 mg/L (627 $\mu$ m)		核研所 PACI 2 mg/L (333 $\mu$ m)	
中華化學 PACI 3 mg/L (595 $\mu$ m)		核研所 PACI 3 mg/L (340 $\mu$ m)	
中華化學 PACI 3 mg/L + polymer 0.1 mg/L (422 $\mu$ m)		核研所 PACI 3 mg/L + polymer 0.1 mg/L (406 $\mu$ m)	

## 結論

1. 水廠於原水低濁度條件下 (<20 NTU)，添加中華化學高效能 PACI 混凝劑(PACI-C)之除濁效能優於核研所 PACI (PACI-N)，隨著濁度升高至數百 NTU，中華化學高效能 PACI 的膠羽聚集能力及混沉除濁能力更為顯著，其混凝膠羽粒徑較核研所使用之 PACI 混凝膠羽粒徑高出一倍以上。
2. 水廠於低濁原水條件下 (<20 NTU)，使用現行傳統 PACI 混凝劑 (PACI-N) 搭配 Polyacrylamide 能使混凝膠羽增大並加快其沉降速度，但隨著濁度升高至數百 NTU，添加 Polyacrylamide 卻會使得膠羽的聚集能力降低，進而使混沉殘餘濁度增加，不利混凝效能提升。然而，中華化學 PACI(PACI-C) 混凝劑搭配 Polyacrylamide 處理相同原水之混凝膠羽生成能力及混沉除濁效能皆變差。
3. 使用中華化學高效能 PACI 混凝劑 (PACI-C) 處理核研所水廠原水 (<1000 NTU)，無須另外添加 Polyacrylamide 就有良好的除濁效能，且混凝膠羽生成能力優於核研所使用之 PACI 藥劑一倍以上，具有對高速膠凝沉澱池混凝加藥效能提升之潛力。

## 參考文獻

1. Amirtharajah, A. and Mills, K. M. (1982) "Rapid-mix for mechanism of alum coagulation" *American Water Works Association*, 74, 210-216.
2. Bache, D. H. and Gregory, R. (2010) "Flocs and separation processes in drinking water treatment: a review" *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, 59(1), 16-30.
3. Dempsey, B. A., Ganbo, R. M., O'Melia C. R. (1984) "The coagulation of humic substances by means of aluminum salts", *American Water Works Association*, 76(4):141-150.
4. Duan, J.M. and Gregory, J. (2003) "Coagulation by hydrolyzing metal salts", *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102:475-502.
5. Gregory, J. (1996) "Polymer adsorption and flocculation", *Royal Society of Chemistry*, 62-75.
6. Henderson, R.K., Sharp, E.L., Jarvis, P., Parsons, S.A., Jefferson, B. (2006) "Identifying the linkage between particle characteristics and understanding coagulation performance", *Water Science and Technology: Water Supply*, 6(1):31-38.
7. Huang, C.P. and Shiu, H.L. (1996) "Interactions between alum and organics in coagulation", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 113:155-163.
8. Jiang, Q. and Logan, B.E. (1991) "Fractal Dimensions of Aggregates Determined from Steady-State Size Distributions", *Environ. Sci. Technol.*, 25:2031-2038.
9. Jiao, R.Y., Xu, H., Xu, W.Y., Yang,

- X.F., Wang, D.S. (2015) "Influence of coagulation mechanisms on the residual aluminum – The role of coagulant species and MW of organic matter", *Journal of Hazardous Materials*, 290:16- 25.
10. Kılıç, M.G. and Hoşten, Ç (2010) "A comparative study of electrocoagulation and coagulation of aqueous suspensions of kaolinite powders", *Journal of Hazardous Materials*, 176:735-740.
  11. Letterman, R.D. (1999) "Water Quality and Treatment", 5th Edition, *American Water Works Association*
  12. 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 Research*, 42, 4457-4466.
  13. Lin, J.L., Huang, C.P., Dempsey, B., Hu, J.Y. (2014) "Fate of hydrolyzed Al species in humic acid coagulation", *Water Research*, 56:314-324.
  14. O'Melia, C., (1978) "Coagulation in Wastewater Treatment", *The Scientific Basis of Flocculation*, 219-268.
  15. Pivokonsky, M., Safaridova, J., Baresova, M., Pivokonska, L., Kopecka, I. (2014) "A comparison of the character of algal extracellular versus cellular organic matter produced by cyanobacterium, diatom and green alga", *Water Research*, 51:37-46.
  16. Reynolds, I., Richards, R. and Rochford, B., (1995) "Polymers at the air/water interface", *Macromolecular Symposia*, 100(1), 39-49.
  17. Sharp, E. L., Jarvis, P., Parsons, S. A., Jefferson, B. (2006) "The Impact of Zeta Potential on the Physical Properties of Ferric—NOM Flocs", *Environ. Sci. Technol.*, 40(12):3934-3940.
  18. Wang, D.S., Sun, W., Xu, Y., Tang, H.X., Gregory, J. (2004) "Speciation stability of inorganic polymer flocculant-PACl", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 243(1-3):1-10.
  19. Wiesner, M. R. and Klute, R. (1998) "Properties and measurements of particulate contaminants in water" *Treatment Process Selection for Particle Removal*, Edited by McEwen J. B., *American Water Works Association Research Foundation*, 35-72.
  20. Yan, M., Wang, D., Ni, J., Qu, J., Chow, C.W. and Liu, H. (2008) "Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics" *Water Research*, 42(13), 3361-3370.
  21. Yukselen, M. A. and Gregory, J. (2004) "The effect of rapid mixing on the break-up and re-formation of flocs" *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 79, 782-788.
  22. Yu, W., Li, G., Xu, Y. and Yang, X. (2009) "Breakage and re-growth of flocs formed by alum and PACl" *Powder Technology*, 189 439-443.
  23. 高肇藩 (1978), 《給水工程 (衛生工程。自來水篇)》。台南市: 編著者發行。
  24. 劉嘉宏 (2007), 「混凝劑種類對低濁度原水混凝影響之研究」, 國立成功大學環境工程研究所碩士論文。
  25. 林志麟 (2008), 「聚氯化鋁水解物種之混凝行為: 膠體去穩定機制及膠羽形成分析」, 國立交通大學環境工程所博士論文。