

淨水場殘餘鋁量控制及去除方法探討

駱尚廉* 邱士豪** 張芳貞***

摘 要

長久以來自來水中之鋁一直未受到人們的重視，因為過去以來咸認為鋁之毒性很低。然而近年來，水中鋁之毒性問題逐漸被發掘與證實，且在淨水程序中，未被濾除之鋁膠羽有降低消毒效率、增加水中濁度、沈積於配水管線而降低輸水能力等缺點。據國外研究指出，以表面水為原水且以明礬混凝之淨水場，其清水鋁含量大於 $50 \mu\text{g/L}$ 之比例佔69%。而影響清水中鋁含量之因子有原水之水質狀況、水溫、混凝時之pH值、清水之pH值等。本研究之目的即在探討原水之水質因子對清水鋁含量之影響，並研究控制其殘餘量之方法。

根據研究之結果顯示，四項水質因子中，除濁度之影響不顯著外，其餘之鹼度、氟化物及有機物等三項因子均造成相當大之影響；且氟化物和有機物之影響程度又和混凝時之pH值有關。而對清水中殘餘鋁量之控制，在原水所含之氟化物及有機物量不高時，將pH值控制在6.5~7.5是為較佳之方法。利用（原水鹼度/加藥量）因子來進行控制，雖可得較低之清水總鋁濃度，但仍高於 $200 \mu\text{g/L}$ ，且大都以溶解性型式存在，不易被濾床過濾去除，故仍需配合其他方法。而利用離子交換法來去除水中溶解性鋁，經初步試驗顯示，應是為可行之方法。

* 國立臺灣大學環境工程研究所教授

** 國立臺灣大學環境工程研究所碩士

*** 國立臺灣大學環境工程研究所研究助理

一 計劃緣由與目的

長久以來自來水中的鋁一直未受到人們的重視，因為過去以來咸認為鋁之毒性很低，不若其他重金屬對於人體健康有極大之影響。因此目前世界上各國在飲用水水質管理上對鋁所作之規定(如表1-1所示)⁽¹⁾，除歐洲共同市場(EEC)設有 $200 \mu\text{g/L}$ 之最大允許值(Maximum Permissible Level)，係屬管制(Regulations)性質外，其餘均屬於建議值(Guideline 或稱 Guidance Level)。

然而近年來，水中鋁之毒性問題逐漸被發掘與證實。根據一些醫學上的報告，鋁之攝取可能與人體中樞神經系統之病變有關。例如鋁若在人體中累積，可能導致Alzheimer's Disease之老人癡呆症(Senile Dementia)。此外鋁亦可能引起長期洗腎病人之骨骼軟化症(Osteomalacic Syndrome)，此原因據推測為鋁與胃腸內之磷酸鹽及氟結合，而減少了人體對它們的吸收，致使骨骼之組成受到影響。

除了上述對人體健康之影響的考慮外，在淨水程序中，未能被濾床濾除之微小鋁膠羽，因細菌、病毒易包藏於其中，而影響了消毒效率⁽⁴⁾。而清水中所含之鋁可能在配水系統中以水合氫氧化鋁之懸浮物存在而增加了濁度，亦可能經水解後形成沈澱性物種，而沈積於配水管壁，降低了輸水能力。Hudson⁽⁵⁾指出，即使是一層很薄的覆膜，亦會造成相當大的壓力降；而Costello⁽⁶⁾亦曾指出，水合氫氧化鋁的分解造成沈積於配水管壁，已是一項十分嚴重且廣泛的問題。此外飲水中含有大量的鋁，亦會引起水的不適飲。當飲水中鋁含量超過 $200 \mu\text{g/L}$ 時，則水飲用時會有澀澀之感覺。而飲水之可口則是飲用水供給所需達到之目標。

在清水中鋁之來源除了天然來源外，最主要則是來自於淨水廠在淨水程序中大量使用含鋁之鹽類，如硫酸鋁(Aluminum Sulfate，含結晶水之硫酸鋁俗稱明礬，Alum)或多元氯化鋁(Polyaluminum Chloride，簡稱PAC)等混凝劑。根據統計資料，台灣省自來水公司所使用之含鋁混凝劑約佔全部混凝劑之99.6%(重量比)⁽⁷⁾。而美國環保署(USEPA)對全美186個給水廠所做之調查顯示，以明礬為混凝劑之淨水廠，其清水鋁含量大於 $50 \mu\text{g/L}$ 之比例佔69%⁽⁸⁾。此外在過濾程序後用以調整pH值之石灰，亦可能是清水殘餘鋁的一大來源⁽¹⁾。

目前國內對於自來水中殘餘鋁量之情形，似乎還沒有引起太大的重視。但基於上述對於人體健康、消毒效果、輸水能力降低及水之適飲性等考量，實有必要了解清水中鋁之產生來源及影響其量之因子，以圖謀改進之對策。故本研究之目的即在探討原水水質對於清水中鋁含量之影響，以及探討控制殘餘鋁之方法。

二 研究方法

2.1 實驗設備與儀器

- (1) 瓶杯試驗機 (Jar Tester , Model JT-6 , 新光精機工業股份有限公司)
- (2) pH meter (pH-ionometer G154 , Mikroprozessor)
- (3) 濁度計 (Hach Turbidimeter , Model 2100A , Hach Chemical Co. , Loveland , Co. , U.S.A.)
- (4) 離子測定器 (pH/ION meter , Model pMx 2000 , Microprocessor , WTW , West Germany.)
- (5) TOC 分析儀 (Total Organic Carbon Analyzer , Model 700 , O.I. Corporation College Station , Texas.)
- (6) 雷射粒徑分析儀 (Laser Granulometer , model 715 型)

2.2 實驗原水來源

初期試驗係採人工配製之原水，藉以了解單一水質因子之影響。各因子加入之形式分別為：

濁度：高嶺土 (Kaolinite, 林純葯工業株式會社, 試劑級)

鹼度：碳酸氫鈉 (NaHCO_3 , 石津製葯株式會社, 試劑級)

氟化物：氟化鈉 (NaF , 石津製葯株式會社, 試劑級)

有機物：黃酸 (Fulvic Acid, IHSS, Suwannee River)

原水之配製係利用去離子水 (鋁含量 $<10 \mu\text{g/L}$)，加入所需之各成份後，配製成1升之水樣。

另再採取北部青潭堰原水及南部澄清湖原水，來進行試驗，以和人工配製原水之結果比較。

2.3 混凝實驗及混凝劑型式

實驗之方法以 Jar Tester 模擬水廠之快混、慢混程序。操作條件為快混 2.5 分鐘 (150 rpm)，慢混 30 分鐘 (40 rpm)，沉澱靜置 3 小時後，取其上澄液分析其所含之鋁量。所使用之混凝有多元氯化鋁 (PAC, 含有 33% 之 Al_2O_3 , First Chemicals Ltd., 試劑級) 和明礬 (Alum, 純度為 55% 之 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, 國產化學株式會社, 試劑級)

2.4 水中鋁含量之分析

根據葉等人⁽¹⁰⁾之研究建議，在飲用水中鋁含量之各種分析方法中，以使用 Pyrocatechol Violet(簡稱PCV法)為錯合劑之分光光度計法較適合國內之淨水廠使用。以Lumogallion為錯合劑之螢光法，對低濃度鋁之測定雖然準確度和靈敏度高，但易受水中餘氯之干擾，對於使用加氯消毒之淨水廠並不適用。至於石墨爐之原子吸收光譜法，因技術層次較高、不易操作而不建議使用。然而PCV法對於氟化物之干擾，亦顯得相當敏感。因石墨爐法不受其它物質之干擾，應是較適合之分析方法。因此本研究在鋁的分析方法之選擇上，採用了PCV法及A.A.石墨爐法兩種方法。PCV法主要應用於探討濁度、鹼度、有機物等因子時之分析。而石墨爐法則用在對於氟化物影響探討時之分析，而其操作之條件如表 2 所示。而對於水中鋁所存在之型式，依物理性質而分成三大類，即總鋁(Total Al)、溶解性鋁(Dissolved Al)以及顆粒性鋁(Particulate Al)。各種類鋁之分析流程如圖 1。

2.5 一般水質分析項目

瓶杯試驗之上澄液除測含鋁量外，亦分析其濁度、pH值。而採回之實際原水亦需分析其總鹼度、濁度、pH值、氟化物濃度以及有機物之濃度。各項目之分析方法及採用之儀器如表 3 所列。

表 1 世界各國飲用水中鋁含量之規定

	鋁濃度, g/l
1968 AASA 政策宣示 (Policy Statement)	50
1985 OMSA 指導值 (Guidance Level)	50
世界衛生組織指導值 (WHO Guideline)	200
歐洲共同市場規定 (EEC Regulations)	50
加拿大標準 (Can. Permissible Level)	200
1986 美國伊利諾州建議管制值 (Proposed Regulation)	100
英國紐約州指導值 (Guidelines)	
記錄值之最小百分比 (Min. percent of recorded values)	
95	≤ 150
75	≤ 90
50	≤ 50

摘自文獻(11)

表 2 石墨爐法分析鋁之操作條件

階段	溫度	加熱時間 (ramping time)	維持時間 (hold time)
1	120°C	15秒	10秒
2	1700°C	15秒	10秒
3	2500°C	2秒	5秒
4	2700°C	2秒	5秒

表 3 一般水質分析項目、方法及設備

項目	分析方法	使用儀器
pH 值	電極測定法	pH meter
濁度	Nephelometric method	濁度計
總鹼度	滴定法	滴定管, pH meter
氟化物	電極測定法	離子測定器
有機物	過錳化物-紫外光氧化及紅外線法	TOC 分析儀

*分析方法標準 Standard Method 16 ed. (11)

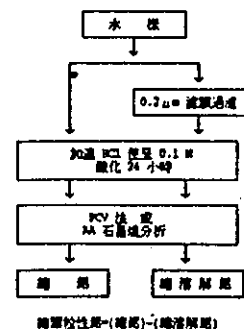


圖 1 各種類鋁之分析流程

三 結果與討論

3.1 人工原水試驗結果

3.1.1 鹼度之影響

首先以多元氯化鋁為混凝劑，使用之劑量有10、20及30 mg/L。其所含有之鋁量分別為1.74、3.48、5.22 mg/L。圖 2、3 及 4 即為人工原水利用多元氯化鋁混凝處理後，其清水中總鋁濃度、溶解性鋁濃度及顆粒性鋁濃度與原水所含鹼度之關係圖。從此三圖形結果可看出，原水鹼度對於清水總鋁含量有相當大之影響。從最低鹼度開始，其總鋁濃度相當高，可高達數千 $\mu\text{g/L}$ 。而後隨著鹼度之增加，其含量則迅速降低，當下降至一最低值後，則又隨鹼度之增加而漸漸地上升。此現象在三種不同之加藥量下皆相同。此表示在每一不同之加藥量下，均有一較適當之鹼度範圍，在此範圍內其總鋁濃度顯得較低，而在此範圍外，其值則有升高之趨勢。而對溶解性鋁而言，其濃度有隨著原水鹼度增加而增加的趨勢。此係因鹼度之高低影響了原水之原始pH值，較高鹼度之原水，其原始pH值即較高，因此在混凝處理後，其pH值仍較低鹼度原水為高。而我們知道，氫氧化鋁在pH 6.5 ~ 7.0 左右其溶解度為最小，亦即此時之溶解性鋁濃度為最低，而後當pH值上升時，其溶解性鋁濃度即增加。而從圖 5 可知這些原水在混凝後其pH值均大於最小溶解度之pH值。所以清水中溶解性鋁濃度會隨原水鹼度增加而上升了。而顆粒性鋁濃度之變化情形，則以在低鹼度時為最高，達數千 $\mu\text{g/L}$ 。接著很快地下降到100至200 $\mu\text{g/L}$ 左右，而後隨著鹼度的增加其濃度略呈現不規則之變化。此現象之原因，並不十分明瞭，據推測可能為在低鹼度時，所形成之 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 膠羽不易凝聚成較大之顆粒，以致於其沉降性較差，因而造成了高顆粒性鋁濃度。圖 6 乃利用雷射粒徑分析儀分析混凝前原水濁度顆粒及混凝後清水剩餘濁度顆粒之粒徑分佈結果。由此圖可見，在混凝前濁度顆粒之大小有80%分佈在1~12 μm 。而經混凝後，其粒徑則大都介於32~192 μm 之間。雖然顆粒變大了，但其沉降性仍不佳。而再比照圖 7 清水之剩餘濁度值，其在低鹼度時，剩餘濁度亦較高之結果，倒是和上述推測之原因可互相印證。至於在較高鹼度時其剩餘濁度亦漸漸上升之現象，則可能是由於當鹼度愈高時，其所產生之 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 膠羽就愈少(因pH愈高)，以致於無法將懸浮之微粒完全予以掃除，所以其剩餘濁度也就較高。

圖 8 至圖 10 為使用明礬處理後之結果。加藥量分別為20、40及60 mg/L。其所含有之有效鋁量和上述之多元氯化鋁所含之有效鋁量相當。首先看總鋁濃度

之變化情形。此圖形顯示之結果，和上述利用多元氯化鋁混凝之結果並不完全相同。其差別在於其總鋁濃度隨鹼度之增加，呈現兩次起伏變化，而多元氯化鋁處理之結果則只有一次之變化。對於造成此現象之原因，目前仍無法解釋。至於在其第二次濃度降低又上升後，則是和前述之結果一致。溶解性鋁和顆粒性鋁變化之情形則仍和多元氯化鋁處理之結果一致，即溶解性鋁濃度隨鹼度之增加而上升，顆粒性鋁濃度則以在低鹼度時為最高，而在高鹼度時則較低，且其變化並不十分規則。此外如果比較利用多元氯化鋁和明礬處理後之結果可發現，在相同之鹼度條件下，利用多元氯化鋁混凝後，其清水之總鋁濃度均要比利用明礬處理來的高。此乃因利用明礬處理時，其鹼度之消耗量要比多元氯化鋁所消耗得多(約為兩倍)，因此其混凝後之pH值較低，故溶解性鋁濃度較低，而此則導致總鋁濃度也顯得較低。至於顆粒性鋁濃度其差距則不似溶解性鋁之明顯。

3.1.2 濁度之影響

圖 11、12、13 分別為人工原水經加藥混凝處理後，其清水中溶解性鋁濃度、顆粒性鋁濃度及總鋁濃度和原水所含之濁度之關係圖。首先看溶解性鋁含量之變化圖。由此圖可見，在整個探討範圍內清水中之溶解性鋁含量並無多大之變化。此係因所加入之鋁鹽產生了 $Al(OH)_3$ 之膠羽，而使液相中鋁含量和固相中之鋁含量達到一平衡，只隨pH值之不同才有所改變。因濁度之高低並不影響混凝後之pH值，故其溶解性鋁濃度也就無明顯之變化了。而顆粒性鋁濃度之變化情形，從圖形之結果顯示，當原水所含之濁度漸增時，其清水中顆粒性鋁含量則有逐漸下降之趨勢。此可能是因水中膠體顆粒較多而增加了碰撞機會，使得所產生之 $Al(OH)_3$ 膠羽形成較大之顆粒而易於沉降，因而也降低了顆粒性鋁濃度。至於總鋁濃度之變化情形，從上述之討論可知，由於原水濁度增加而降低了顆粒性鋁濃度，且溶解性鋁濃度並不改變，故總鋁濃度亦隨濁度之增加而有些微之下降趨勢。

3.1.3 氟化物之影響

圖 14、15、16 分別為人工原水經明礬劑量 20 mg/L 混凝處理後，其清水中溶解性鋁、顆粒性鋁以及總鋁濃度之變化情形。首先看圖 14 溶解性鋁濃度之變化情形。從圖形可見，當氟化物濃度漸增時，其含量除pH值控制在7.5時無明

顯之改變外，在其餘之pH 值狀態下，其溶解性鋁濃度均隨氟化物之增加而有顯著之上升趨勢，且此上升之趨勢隨著pH值之下降而更加之陡峭。在前面曾經提到，鋁在pH 6.5~7.0時其溶解性濃度為最低，而pH值之增減均會增加其溶解性鋁濃度。此從圖 14 氟化物含量為 0 之點可證實。然而當原水中存有2000 $\mu\text{g/L}$ 之氟化物時，在pH=6.5時之總溶解性鋁濃度已大於pH=7.5時之總溶解性鋁濃度。且此差距隨氟化物之增加而更大。造成此結果之原因，乃由於在偏酸性之狀態下，氟對於鋁之錯合能力要比氫氧基來的強，因此形成了大量之Al-F錯合物，因而也就增加了溶解性鋁的濃度。而氟化物對於顆粒性鋁濃度之影響，則如圖15 之結果所示。由此圖形之結果可見，顆粒性鋁濃度之變化，除在pH=6.5有略為上升之趨勢外，在其它之pH條件下，其變化則顯得較不規則。此可能因為在pH=6.5 時，大量之鋁和氟錯合而減少了Al(OH)₃之產生。由於膠羽之量較少，以致於其沉降性較差，因而增加了顆粒性鋁的濃度。另外從圖 17 原水剩餘濁度之情形可看出，在pH=6.5時其也有略為上升之趨勢，而在其餘之pH狀態下，則無此趨勢。此外也由於在pH=6.5時之膠羽不易沉降，因而其顆粒性鋁濃度均要比其它三pH狀態下來的高。而總鋁濃度之變化情形，由於只有溶解性鋁濃度受原水氟化物含量之影響，顆粒性鋁濃度之影響較不顯著，因此總鋁濃度變化情形，大致上是和溶解性鋁的變化情形一致的。

3.1.4 有機物之影響

圖 18、19、20、21 分別為利用明礬混凝處理後，清水中所含之溶解性鋁、顆粒性鋁、總鋁及剩餘濁度與原水黃酸含量之關係圖。首先看溶解性鋁濃度之變化情形。由圖形結果可見，在此三個不同pH試驗條件下，黃酸的影響其趨勢是一致的，亦即其清水中溶解性鋁濃度隨著黃酸之含量增加而增加。然而其增加之程度又和混凝時之pH值有相當大之關係。造成此結果之原因，和氟化物影響之原因一樣，乃由於黃酸之功能基與混凝劑中之鋁作用，形成了溶解性之錯鹽，因而增加了溶解性鋁的濃度。至於其不同之地方則為黃酸和鋁之錯合能力是隨pH值之上升而增加，因此在pH=7.5時黃酸之影響就要比在pH=5.5時為大。而顆粒性鋁濃度之變化情形，和溶解性鋁之結果亦差不多，在較高之pH狀態下，含有黃酸之原水，其混凝後清水顆粒性鋁含量比不含黃酸之原水高出達數千 $\mu\text{g/L}$ 之多。而在低pH值時，則似乎沒什麼影響。要解釋此一現象，可由黃酸和金屬連結之兩種

模式來作一說明。(1)當原水中含有黃酸時，它即與所加入之鋁錯合，形成溶解性錯合物，增加了溶解性鋁濃度。因部份之鋁和黃酸錯合，減少了 $Al(OH)_3$ 膠羽之產生，導致其沉降性較差，因而可能增加了顆粒性鋁之濃度。(2)原水中存在之黃酸，其直接吸附於金屬氫氧化物之表面，由於此膠狀微粒懸浮穩定，防止膠凝及沉澱，所以顆粒性鋁含量也就增加了。Dempsey⁽¹¹⁾(12)等人之研究中指出，利用明礬來處理含黃酸之原水，其黃酸之去除機制有二：(一)在 $pH > 6.25$ 時，其機制主要係靠黃酸吸附於 $Al(OH)_3$ 表面，而後靠沉澱使之去除。而影響去除效率之因素有二：第一，黃酸和鋁錯合，減少了 $Al(OH)_3$ 之產生；第二，黃酸量太高，使得黃酸和 $Al(OH)_3$ 固體之比值較高，以致於造成此膠體穩定不易沉降。此二因素和前述造成高顆粒性鋁濃度之原因正好符合。(二)在 $pH < 6.0$ 時，黃酸和所產生之鋁的高電荷聚合物沉澱而去除。而從此則可解釋在 $pH=5.5$ 時，顆粒性鋁濃度並未顯著改變之結果。而再從圖 21 清水剩餘濁度圖可見，在 $pH=6.5$ 、7.5及黃酸濃度高於 $2mg/L$ 時，其剩餘濁度均要其它條件下來的高。如同前面之說明，因黃酸吸附於 $Al(OH)_3$ 表面，導致沉降性不佳，因此其剩餘濁度相對的也就較高。至於黃酸對總鋁濃度之影響，由於其對於清水之溶解性鋁及顆粒性鋁之影響趨勢類似(皆隨黃酸含量增加而增加)，因此很明顯的，總鋁濃度之變化情形亦是隨黃酸濃度增高而增加(在 $pH=6.5$ 、7.5時)，而在 $pH=5.5$ 時則無明顯變化。

圖 22 至 25 為使用多元氯化鋁混凝試驗之結果。從此三圖結果可見，三種型式之鋁濃度其變化趨勢，和使用明礬混凝之結果相當類似。不同之處乃為在 $pH=6.5$ 時，其影響程度要比使用明礬處理之結果來的小。一般來說，利用多元氯化鋁處理含有有機物之原水，其處理效果要比使用明礬好，因此使得其清水殘餘鋁量亦較低。

3.2 實際原水試驗結果

圖 26 至 34 為澄清湖原水之實驗結果，此澄清湖原水之水質經分析為鹼度 $16Q mg/L$ as $CaCO_3$ 、濁度 $5.5 NTU$ 、氟化物 $200 mg/L$ 及總有機物(TOC) $4.94mg/L$ 。從這些圖形之結果來看，其和人工原水試驗之結果顯得十分類似，其變化之趨勢均相當。只有鹼度因子一項因原水之原始鹼度即頗高，故在試驗之加藥量下，並無如人工原水之結果有一起伏現象。因此另再以青潭堰之原水進行試驗，此原水之原始鹼度為 $18.4 mg/L$ 。圖 35 為實驗之結果。從此圖可明顯看出，其亦如

同人工原水之結果有一鹼度範圍，使得清水之總鉛濃度為最低，而溶解性鉛濃度隨原水鹼度增加而增加，顆粒性鉛濃度則是逐漸下降。另再比較人工原水和澄清湖原水濁度因子一項之結果可看出，在相同之加藥量下，澄清湖原水經混凝處理後，其清水之總鉛濃度要比人工原水混凝後清水之總鉛濃度來的高。此乃因澄清湖原水之原始鹼度比人工原水之原始鹼度高，使得其清水中之溶解性鉛濃度即較高。此外澄清湖原水尚含有 4.94 mg/L 之 TOC，而從前面之探討知，在 pH 大於 6.5 以上時，有機物會導致清水中之溶解性鉛及顆粒性鉛濃度之增加，因此使得其總鉛濃度要比人工原水混凝後之清水高。

3.3 清水鉛含量之控制

3.3.1 較適之鹼度範圍

由於在不同型式混凝劑及加藥量下，其較適之鹼度範圍並不相同，因而將原水所含之鹼度除以加藥量，則可得一無因次因子，以此因子來做比較。圖 36 至 41 乃為將圖 2 至 4 及 8 至 10 之 x 軸座標，改以(原水鹼度/加藥量)因子表示之結果。而加藥量是以其有效鉛含量計，(PAC 1 mg/L=0.174 mg/L有效鉛，Alum 1 mg/L=0.0854 mg/L有效鉛)。

圖 36 至 38 為人工原水使用 PAC 混凝後，其清水總鉛、顆粒性鉛及溶解性鉛與(原水鹼度/加藥量)因子之關係圖。首先看總鉛之結果，從圖 36 可看出，當此因子介於 20~35 之間，其清水中總鉛濃度為最低，此結果在試驗之三個加藥量下，相當一致。因此我們若只考慮將總鉛濃度控制為最低，而不考慮其溶解性鉛及顆粒性鉛所佔之比例時，則可利用此結果，在已知原水所含鹼度時，稍微控制加藥量，使其和鹼度之比值在此較適範圍內，如此即可使清水之鉛含量較低。然而，在此範圍內其總鉛含量雖較低，不過其濃度(大約在 300~400 $\mu\text{g/L}$ 之間)仍較國際間對清水鉛含量所建議之標準 200 $\mu\text{g/L}$ 為高。雖然此清水尚未經過處理，不過從圖 37 及 38 來看，在此 20~35 之範圍內，清水中之鉛大部份是以溶解性型式存在(200~300 $\mu\text{g/L}$)，因此即使再經過濾池處理後，其總鉛含量亦可能高於 200 $\mu\text{g/L}$ 。故此較適範圍僅能做一參考，至於要將鉛含量控制在 200 $\mu\text{g/L}$ 以下，仍需配合採用其它之方法。圖 39 至 41 為明礬試驗之結果。由圖

可見，利用明礬處理，其較適之鹼度範圍，約為此因子在30~60之間，其濃度約在200~400 $\mu\text{g/L}$ 之間。同樣地，其鋁存在之型式，仍是以溶解性為主，因此仍不適做為唯一之控制方法。

3.3.2 pH之控制

圖 42 至 44 為人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，其清水中總鋁、溶解性鋁及顆粒性鋁與pH值之關係圖。首先看總鋁濃度和pH值之關係。從圖 42 可見，在pH=7.5時總鋁濃度為最低，而pH值之增加或減少均會增加其濃度。然而造成在高、低 pH 值下皆有高總鋁濃度之原因是否相同，則需由溶解性鋁及顆粒性鋁之變化情形來做說明。圖 43 為溶解性鋁濃度和pH值之關係。由圖形結果可知，溶解性鋁濃度以在pH=6.5時為最低，在pH=5.5及7.5時亦頗低。而當混凝pH值高於8.5時，其濃度則顯著提高，甚至可達數千 $\mu\text{g/L}$ 。由此我們可知在高pH值下，造成高總鋁濃度之原因，是由於其高溶解性鋁濃度所引起的。接著看顆粒性鋁之情形，從圖 44 可見，顆粒性鋁濃度以在pH=8.5時為最低，而以pH=5.5時為最高，不過其值不似溶解性鋁在pH=9.5時高達數千 $\mu\text{g/L}$ ，大約介於400~1200 $\mu\text{g/L}$ 之間。由以上之討論可知，在低pH值時，造成較高總鋁濃度之原因是來自於顆粒性鋁濃度增高所致。而在高pH值時，則是因溶解性鋁大增而導致高總鋁濃度的，其原因並不相同。如果再進一步計算溶解性鋁和顆粒性鋁其在不同pH值下所佔之比例，應可更明顯顯示出其不同。圖 45、46 為此計算之結果。由此二圖可明顯看出，在較低pH值時(pH=5.5及6.5)，其清水中之鋁有90%是以顆粒性型式存在。而在較高pH值時(pH=8.5、9.5)，則是90%以溶解性型式存在。

從這些結果來看，若不考慮過濾池對顆粒性鋁之去除效率時，則將pH值控制在6.5~7.5之間，是為較佳之控制範圍。但若考慮過濾池之去除效率時，則可由其剩餘濁度之粒徑分佈情形，做一判斷。圖 47、48 及 49 為在pH=5.5、6.5及7.5時，其清水之剩餘濁度粒徑分佈之情形。從此三圖形結果可看出，其粒徑之分佈情形相當類似，大都有90%分佈在24~192 μm 之間。而粒徑小於10 μm 之顆粒，所佔之比例均不超過5%。故就大多數之濾池而言，應能有效地予以去除。因此就以使用多元氯化鋁處理而言，將pH值控制在較酸性條件下(5.5~6.5)，使其多以顆粒性鋁型式存在，再以過濾池將之去除，是頗為可行之方法。

以上之討論乃是使用多元氯化鋁為混凝劑所進行實驗之結果。而圖 50 至

則為使用明礬混凝之結果。此結果大致均和使用多元氯化鋁之結果一致。就總鋁而言，以pH=7.5時為最低。溶解性鋁則在 pH=5.5~6.5間較低。而顆粒性鋁則在 pH=7.5~9.5時均差不多。同樣地，在pH=5.5及6.5時，其清水鋁之型式有90%以上是以顆粒性存在。而在pH=8.5及9.5時，則以溶解性型式佔90%以上。至於其剩餘濁度之粒徑分佈，則顯得不相同了。圖 55 至 57 為pH=5.5、6.5及7.5時之粒徑分佈情形。首先就pH=5.5時之情形來看，其仍有相當多顆粒之粒徑小於10 μm 。且其所佔之比例有隨加藥量減少而漸增之趨勢，在加藥量為20 mg/L時，其小於10 μm 之顆粒高達30%，因此平常之濾池勢必難以將之完全去除。故就明礬而言，將pH控制在5.5時並不可行。再看pH=6.5及7.5時之情形。從圖 56、57 可見，此時粒徑小於 10 μm 之比例已較低，均在 5%以下，因此在此 pH值狀態所產生之顆粒性鋁，應較易被去除。從這些結果可知，就使用明礬處理而言，將pH值控制在 6.5~7.5之間是為最佳範圍，且因其剩餘濁度之粒徑95%以上均大於10 μm ，因此對其顆粒性鋁亦應能有效去除。至於在pH=5.5時，因其顆粒仍有10~30%小於 10 μm ，因此不是良好的控制點。

3.3.3 離子交換法

離子交換法不論在淨水處理或廢水處理上，均已廣泛地被利用。其處理之對象為水中游離之離子。因此此研究即是嘗試利用陰、陽兩種型式交換樹脂，對於清水中所含之溶解性鋁，做一初步之試驗，評估其可行性。探討之目標，只著重在於處理後，其清水中之溶解性鋁，是否可達到目前國際間對於飲水中鋁標準之建議值(50 $\mu\text{g/L}$)。至於其最佳操作條件，經濟與否則不在探討之範圍內。一般在使用離子交換法處理時，陽離子之去除即選用陽離子交換樹脂，陰離子就採用陰離子交換樹脂。然因鋁為兩性之水合物，其存在水中物種之電性，受環境之pH值控制，因此陽離子交換樹脂未必能將之去除。故試驗採用兩種樹脂：一為鈉型之陽離子樹脂(Dowex, HCR-Scation exchange resin, Na⁺ form)，一為氯型之陰離子樹脂(Amberlite, IRA420, IRA910混合樹脂, Cl⁻ form)。試驗採批次式之方式，在25℃恆溫室進行。由前面“pH值之控制”一節中可知，在pH值介於5.5~8.5之間，其溶解性鋁濃度並不是很高。因此實驗之pH值均控制在9.0以上及5.0以下，以利於探討其對溶解性鋁之去除效果。

1. 陽離子交換樹脂

圖 58 為使用陽離子交換樹脂之試驗結果。圖形之Y軸為實驗後殘餘之鋁濃度，X軸則為使用之樹脂量，以mg表示(乾樹脂)。試驗之 pH值控制在4.0、5.0、9.0及10.0四個狀態。從圖形之結果，可以很明顯看出，利用陽離子交換樹脂來去除水中溶解性鋁，在高pH值時並不可行，其濃度幾乎沒有減少。而在低pH值狀態下時，其剩餘之濃度，只要樹脂量夠，均可達50 $\mu\text{g/L}$ 以下。對於造成此結果之原因，可由圖 59 來說明。從圖 59 可知，在pH值大於7.0以上時，鋁在水中之最優勢物種為 $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ，其它物種之濃度，相較之下均可忽略。由於 $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ 為負價之錯合物，故陽離子樹脂對其並不進行交換，因此在鹼性之狀態下，毫無去除效果可言。而在 $\text{pH}<7.0$ 時，鋁的優勢物種則為一些正電性高電荷聚合物，如 $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ 、 $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$ 等。而這些正電性之高電荷聚合物則可和陽離子樹脂中之鈉進行交換，因而去除了鋁。由此可知，利用陽離子樹脂來去除鋁，其pH值需控制在7.0以下，如此才可由於鋁以正電性之高電荷聚合物型式存在，而將之交換去除。

2. 陰離子交換樹脂

從陽離子樹脂試驗結果討論可知，陰離子樹脂應和陽離子樹脂之結果相反，亦即只有在鹼性範圍內才有交換之進行。而從圖 60 之結果來看，在 $\text{pH}=9.0$ 時，其鋁濃度可由300 $\mu\text{g/L}$ 降至20 $\mu\text{g/L}$ 左右，此和上述之結論一致。然而在 $\text{pH}=4.0$ 時，卻仍有交換之發生，此則和上述之結論不相符合。理論上，在 $\text{pH}=4.0$ 時，鋁之最優勢物種為 Al^{3+} (參考圖 59)，其為正價之離子，因此陰離子樹脂對其應無法進行交換。然而試驗之結果，其殘餘濃度卻有明顯之下降趨勢。造成此現象之原因並不瞭解，仍有待進一步探討。

由以上探討之結果來說，利用離子交換法來去除清水中之溶解性鋁，應為一可行之方法。並且可知，陽離子交換樹脂需在酸性條件下、陰離子交換樹脂需在鹼性狀態下，才能有去除之效果。

四 結論與建議

本研究乃是利用瓶杯試驗機模擬淨水廠之快、慢混處理程序，探討四項原水水質因子，其對於清水殘餘鋁量之影響。並研究控制清水殘餘鋁量之方法。由以上之結果與討論，提出下列之結論與建議：

1. 在研究探討之四項因子之中，除濁度在所研究之範圍內無明顯影響外，其餘三項因子皆有相當大之影響。就鹼度而言，在每一不同加藥量下，其皆有一較適之鹼度範圍，在此範圍內，總鋁濃度為最低。而當鹼度增加或降低時，則因溶解性鋁或顆粒性鋁的增加，而導致總鋁濃度的提高。
2. 氟化物和有機物兩項因子的影響，皆和混凝時之pH值有關。氟化物在偏酸性範圍(pH<6.8)，因和鋁錯合而增加了水中溶解性鋁含量，但對顆粒性鋁則無影響。而有機物則是在偏鹼性範圍時，對清水中之溶解性鋁及顆粒性鋁的含量，均造成增加之影響。
3. 對於清水殘餘鋁量的控制，若原水之氟化物及有機物含量不高時，將pH值控制在6.5~7.5之間，是為可行之方法。而將pH值控制在6.5以下，使其清水中鋁大部份以顆粒性型態存在，再於過濾池過濾時將之去除之方法，就多元氟化鋁而言，因其清水剩餘濁度之顆粒，有90%以上是大於 $10\mu\text{m}$ ，易被濾床去除，是為可行方法。而使用明礬混凝，其清水剩餘濁度顆粒則尚有10~30%小於 $10\mu\text{m}$ ，無法完全被濾床去除，故不適合採用此法。
4. 利用(原水鹼度/加藥量)此項因子來進行控制清水殘餘鋁量，就多元氟化鋁而言，其範圍為20~35，而明礬則為30~60。然而在此範圍內，清水之總鋁濃度仍舊高於 $200\mu\text{g/L}$ ，且其大都以溶解性型式存在。故仍需配合可去除水中溶解性鋁之方法。
5. 利用離子交換法來去除水中之溶解性鋁，經初步試驗結果顯示，只要樹脂量夠，其濃度可處理至 $50\mu\text{g/L}$ 以下，故應是為可行之方法。而所用之樹脂型式及其適用之範圍，就陽離子交換樹脂而言，其在酸性之範圍，才有去除之效果。而陰離子交換樹脂則是需在鹼性之範圍。

參考文獻

1. Letterman , R. D. , & C. T. Driscoll , " Survey of Residual Aluminum in Filtered Water " , J. AWWA , Vol. 80 , No. 4 , pp 154 - 158 (1988)
2. Safe Drinking Water Committee , National Academy of Science , " Drinking Water and Health " , Vol. 4 , National Academy Press , Washington , D. C. pp 155 - 167 (1982)
3. Crapper , D. R. , S. S. Krishnan , & A. J. Dokton , " Brain Aluminum Distribution in Alzheimer's Disease and Experimental Neurofibrillary Degeneration " , Science , Vol. 180 , pp 511 - 513 (1973)
4. Hoff , J. C. , " The Relationship of Turbidity to Disinfection of Potable Water. Conf. on Evaluation of Microbiol. Standards for Drinking Water " , USEPA Ofce. of Water Supply , Washington , D. C. , (1977)
5. Hudson , W. D. , " Studies of Distribution System Capacity in Seven Cities " J. AWWA , Vol. 52 , No. 2 , pp 157-164 (1966).
6. Costello , J. J. , " Postprecipitation in Distribution Systems " , J. AWWA , Vol. 76 , No. 11 , pp 46 - 49 (1984)
7. 林月娟 , " 淨水廠污泥特性及污染負荷研究 " , 國立臺灣大學環境工程研究所碩士論文 , 中華民國七十三年。
8. Miller , R. G. , et al. , " The Occurrence of Aluminum in Drinking Water " , J. AWWA , Vol. 76 , No. 1 , pp 84 - 91 (1984)
9. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater , APHA , AWWA and WPCF , Washington , D. C. (1985)
10. 葉宜顯、莊典謨 , " 原水水質及淨水場操作狀況對飲用水中含鋁量影響之研究 " EPA-79-005-31-067 , 中華民國行政院環保署 (1990)
11. Dempsey , B. A. , R. M. Ganho , and C. R. O'Melia , " The Coagulation of Humic Substance by Means of Aluminum Salts " , J. AWWA , Vol. 76 , No. 4 , pp 141 - 150 , (1984)
12. Dempsey , B. A. , H. Sheu , T. M. Tanzeer Ahmed , and J. Mentink , " Polyaluminum Chloride and Alum Coagulation of Clay Fulvic Acid Suspensions " , J. AWWA , Vol. 77 , No. 5 , pp 74 - 80 , (1985)
13. Snoeyink, V.L., and D. Jenkins, "Water Chemistry", chapter 6, John Wiley & Sons, New York.

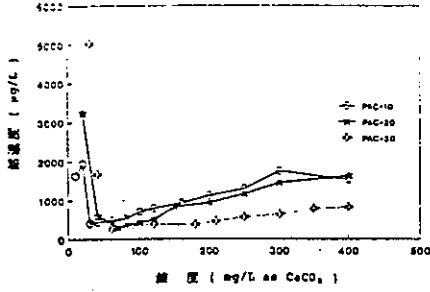


圖 2 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，
殘水殘餘氯含量與原水硬度之關係

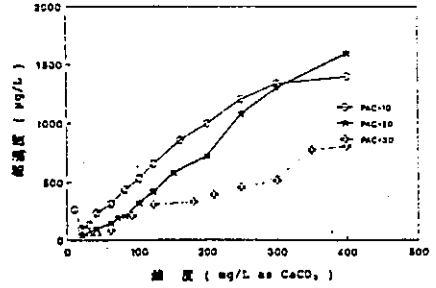


圖 3 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，
殘水溶解性氯含量與原水硬度之關係

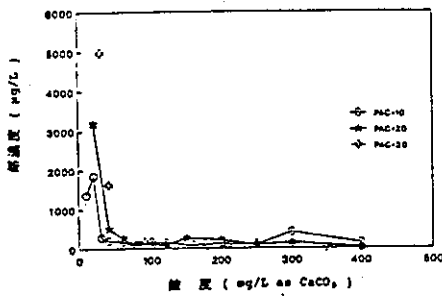


圖 4 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，
殘水殘餘氯含量與原水硬度之關係

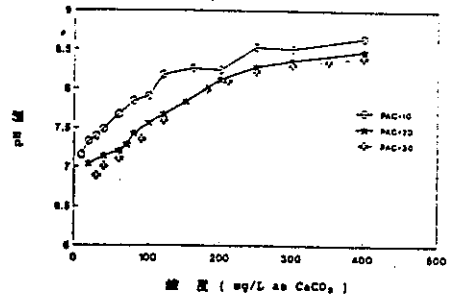


圖 5 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，
殘水 pH 值與原水硬度之關係

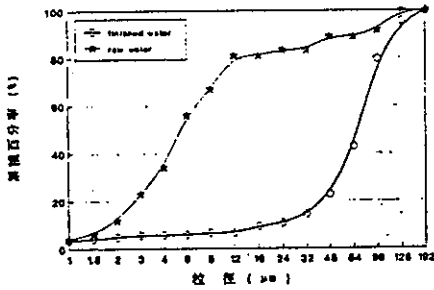


圖 6 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，
濁度顆粒之粒径分佈

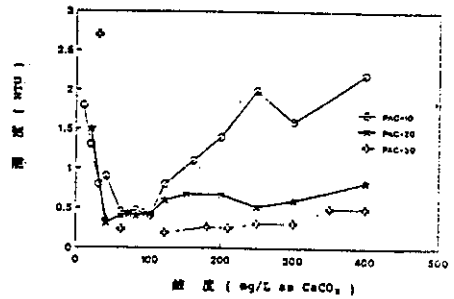


圖 7 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，
殘水剩餘濁度與原水硬度之關係

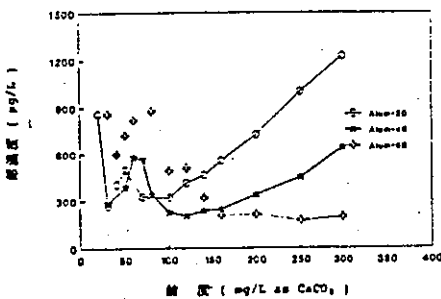


圖 8 人工原水經明礬混凝處理後，
殘水殘餘氯含量與原水硬度之關係

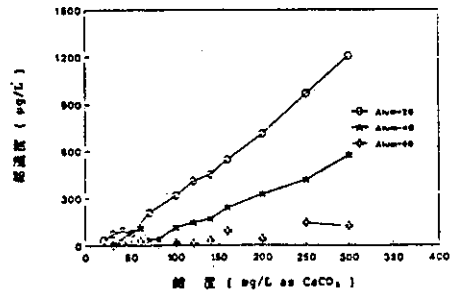


圖 9 人工原水經明礬混凝處理後，
殘水溶解性氯含量與原水硬度之關係

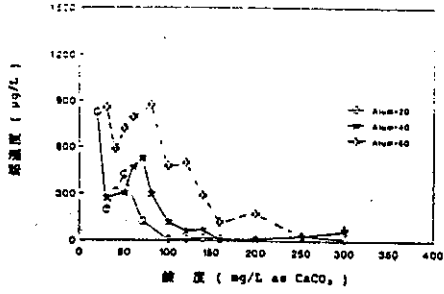


圖 10 人工原水經明礬混凝處理後，清水殘餘性氯含量與原水鹼度之關係

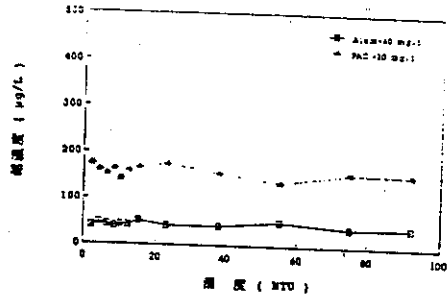


圖 11 人工原水經多元氯化劑、明礬混凝處理後，清水殘餘性氯含量與原水鹼度之關係

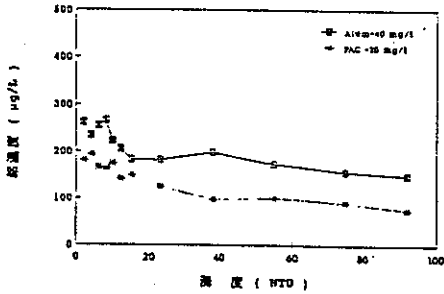


圖 12 人工原水經多元氯化劑、明礬混凝處理後，清水殘餘性氯含量與原水鹼度之關係

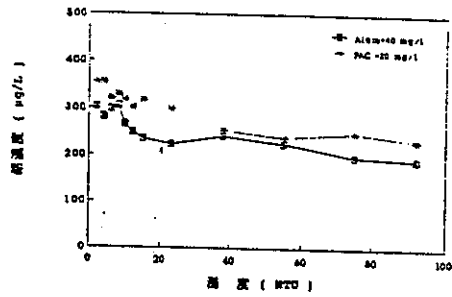


圖 13 人工原水經多元氯化劑、明礬混凝處理後，清水殘餘性氯含量與原水鹼度之關係

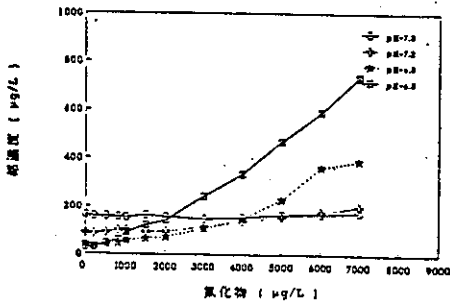


圖 14 人工原水經明礬混凝處理後，清水殘餘性氯濃度與原水氯化物含量之關係

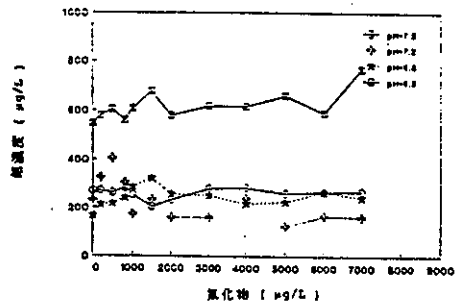


圖 15 人工原水經明礬混凝處理後，清水殘餘性氯濃度與原水氯化物含量之關係

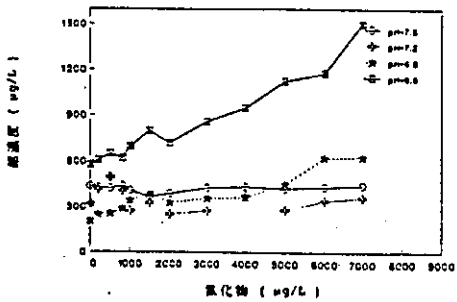


圖 16 人工原水經明礬混凝處理後，清水殘餘性氯濃度與原水氯化物含量之關係

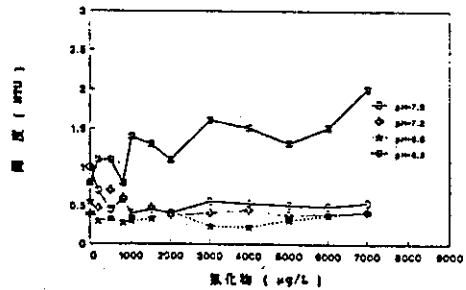


圖 17 人工原水經明礬混凝處理後，清水剩餘濁度與原水氯化物含量之關係

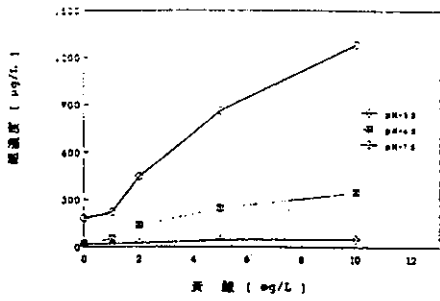


圖 18 人工原水經明礬混凝處理後，氨水溶解性氮濃度與氨水氮含量之關係

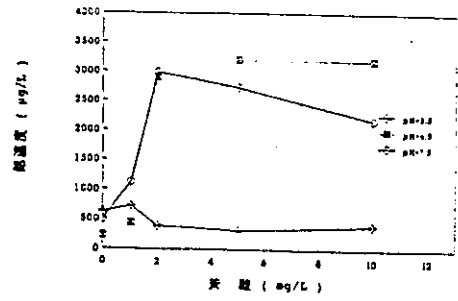


圖 19 人工原水經明礬混凝處理後，氨水總氮濃度與氨水氮含量之關係

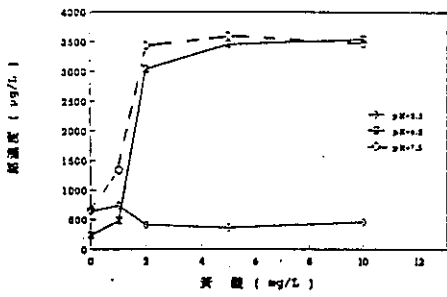


圖 20 人工原水經明礬混凝處理後，氨水總氮濃度與氨水氮含量之關係

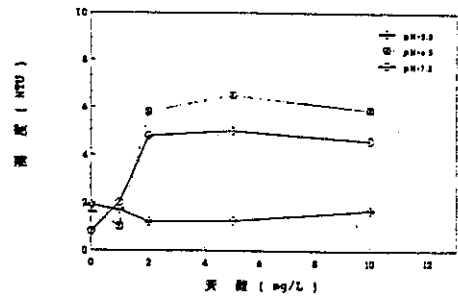


圖 21 人工原水經明礬混凝處理後，氨水剩餘濁度與氨水氮含量之關係

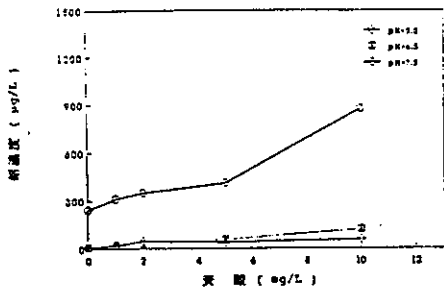


圖 22 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，氨水溶解性氮濃度與氨水氮含量之關係

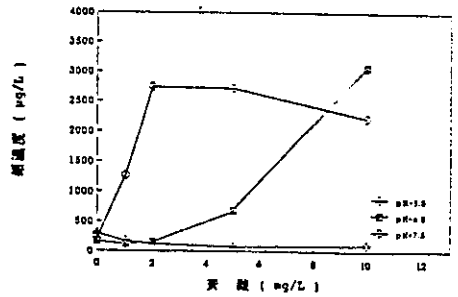


圖 23 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，氨水總氮濃度與氨水氮含量之關係

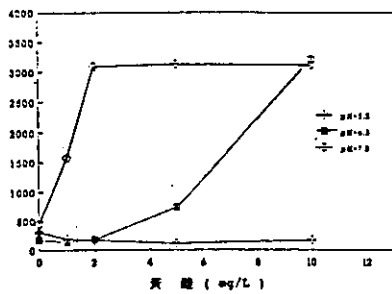


圖 24 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，氨水總氮濃度與氨水氮含量之關係

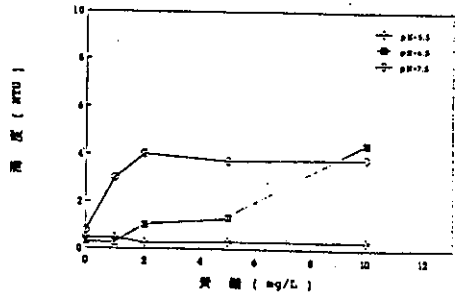


圖 25 人工原水經多元氯化鋁混凝處理後，氨水剩餘濁度與氨水氮含量之關係

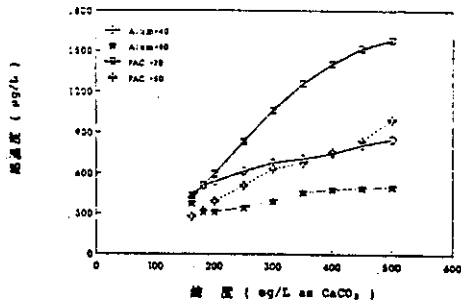


圖 26 澄清湖原水經多元氯化鋁、明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水硬度之關係

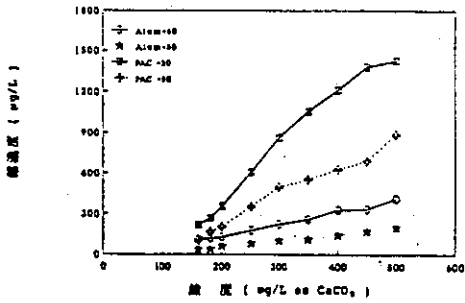


圖 27 澄清湖原水經多元氯化鋁、明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水硬度之關係

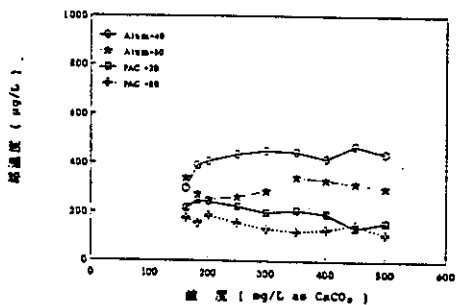


圖 28 澄清湖原水經多元氯化鋁、明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水硬度之關係

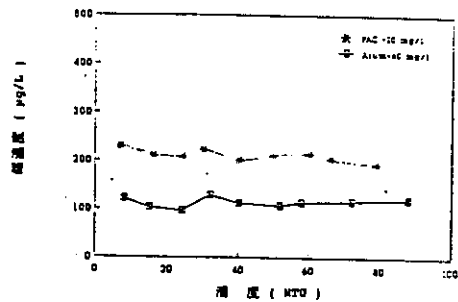


圖 29 澄清湖原水經多元氯化鋁、明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水濁度之關係

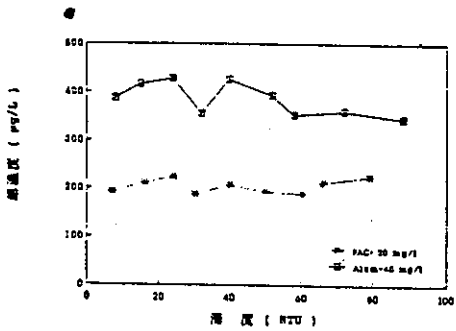


圖 30 澄清湖原水經多元氯化鋁、明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水濁度之關係

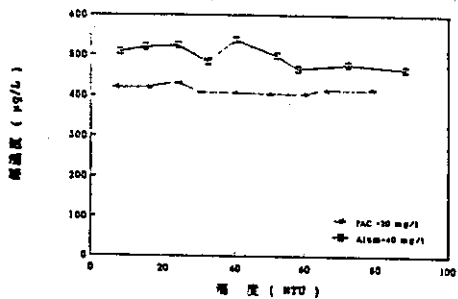


圖 31 澄清湖原水經多元氯化鋁、明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水濁度之關係

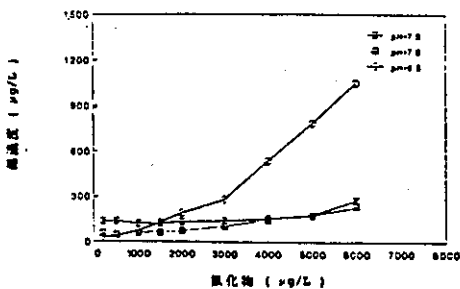


圖 32 澄清湖原水經明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水氯含量之關係

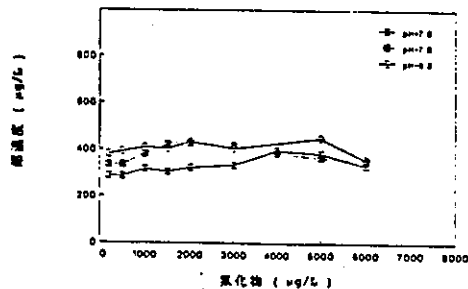


圖 33 澄清湖原水經明礬混凝處理後，淨水殘餘硬度與原水氯含量之關係

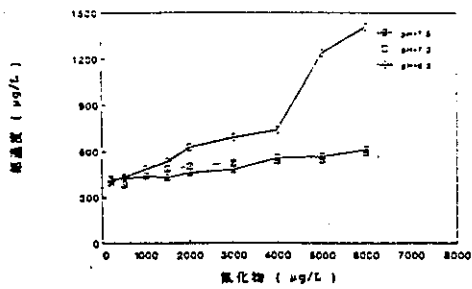


圖 34 深潭湖水經明礬混凝處理後，淨水殘留氯量與原水氯化物含量之關係

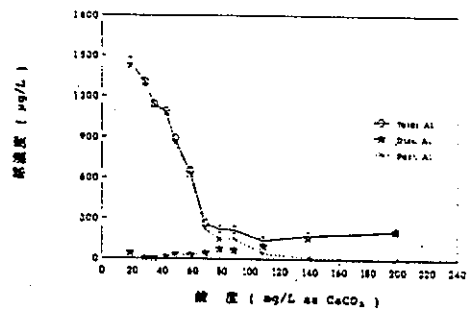


圖 35 寶潭湖水經明礬混凝處理後，淨水氯量與原水總硬度之關係

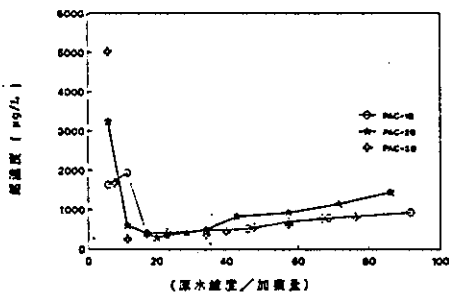


圖 36 人工原水經多元氯化物混凝處理後，淨水殘留氯量與(原水總硬度/加藥量)因子之關係

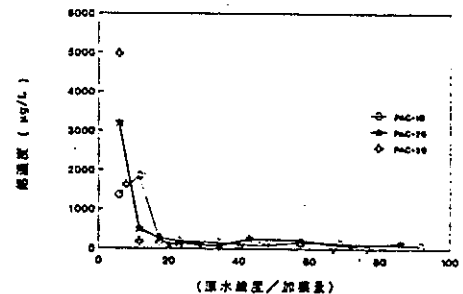


圖 37 人工原水經多元氯化物混凝處理後，淨水殘留氯量與(原水總硬度/加藥量)因子之關係

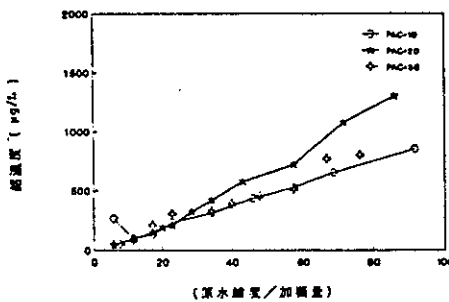


圖 38 人工原水經多元氯化物混凝處理後，淨水殘留氯量與(原水總硬度/加藥量)因子之關係

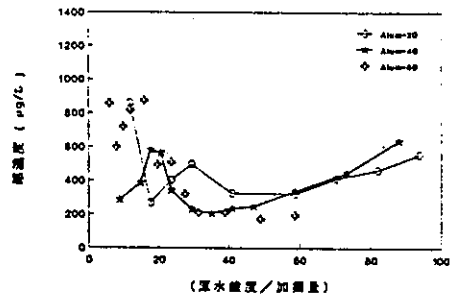


圖 39 人工原水經明礬混凝處理後，淨水殘留氯量與(原水總硬度/加藥量)因子之關係

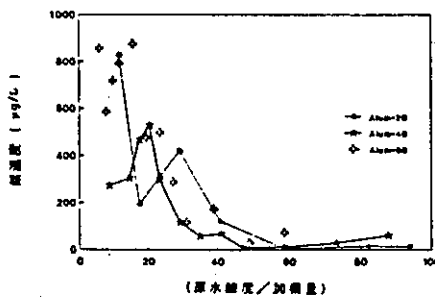


圖 40 人工原水經明礬混凝處理後，淨水殘留氯量與(原水總硬度/加藥量)因子之關係

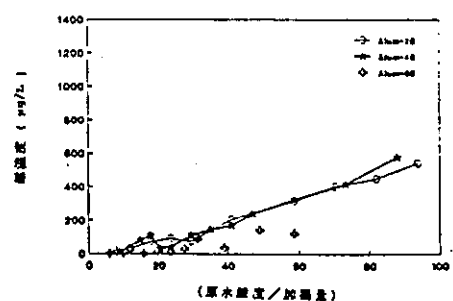


圖 41 人工原水經明礬混凝處理後，淨水殘留氯量與(原水總硬度/加藥量)因子之關係

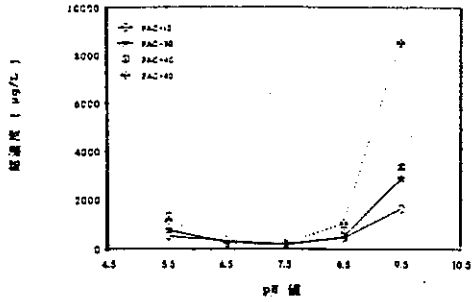


圖 42 人工原水經多元氯化胺處理後，淨水殘留量與投加時 pH 值之關係

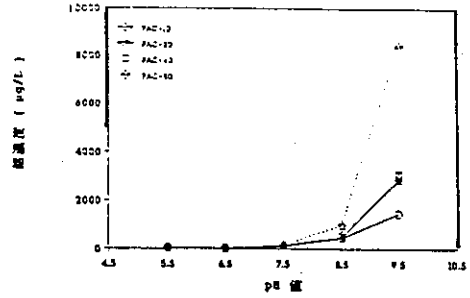


圖 43 人工原水經多元氯化胺處理後，淨水殘留量與投加時 pH 值之關係

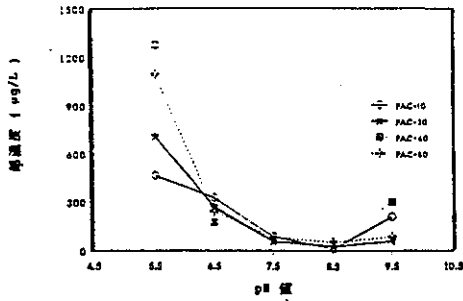


圖 44 人工原水經多元氯化胺處理後，淨水殘留量與投加時 pH 值之關係

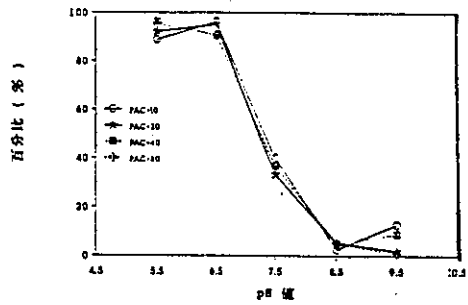


圖 45 人工原水經多元氯化胺處理後，淨水殘留量所佔比例與投加時 pH 值之關係

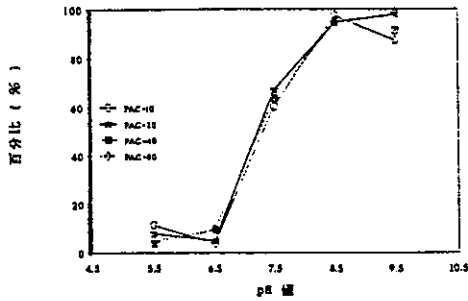


圖 46 人工原水經多元氯化胺處理後，淨水殘留量所佔比例與投加時 pH 值之關係

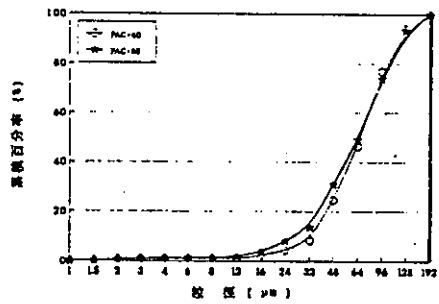


圖 47 人工原水經多元氯化胺於 pH=5.5 處理後，淨水剩餘濁度顆粒之粒徑分佈

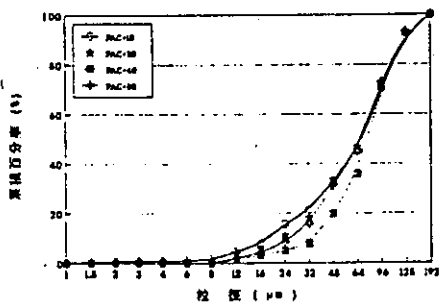


圖 48 人工原水經多元氯化胺於 pH=5.5 處理後，淨水剩餘濁度顆粒之粒徑分佈

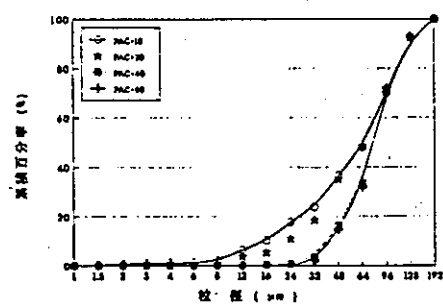


圖 49 人工原水經多元氯化胺於 pH=7.5 處理後，淨水剩餘濁度顆粒之粒徑分佈

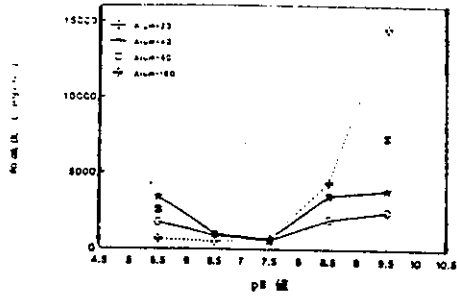


圖 50 人工原水經明礬混凝處理後，濁水濁度與混凝時 pH 值之關係

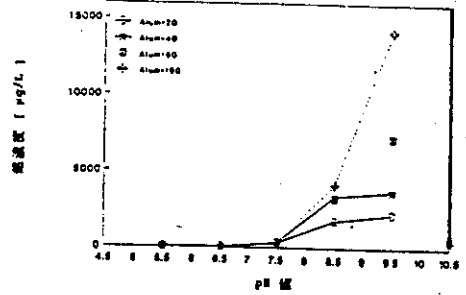


圖 51 人工原水經明礬混凝處理後，濁水溶解性濁度與混凝時 pH 值之關係

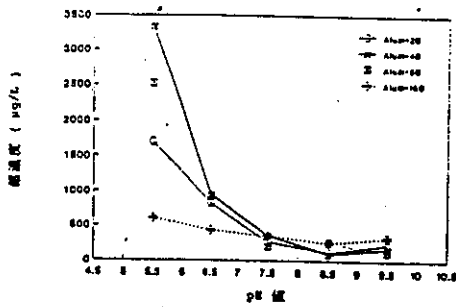


圖 52 人工原水經明礬混凝處理後，濁水顆粒性濁度與混凝時 pH 值之關係

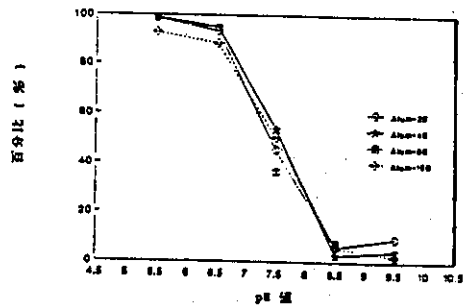


圖 53 人工原水經明礬混凝處理後，濁水顆粒性濁度所佔比例與混凝時 pH 值之關係

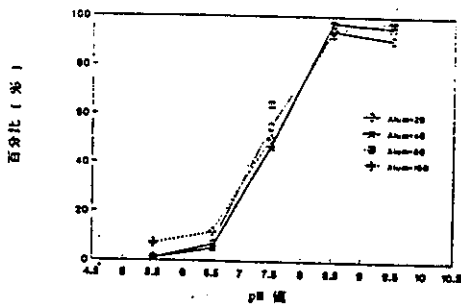


圖 54 人工原水經明礬混凝處理後，濁水溶解性濁度所佔比例與混凝時 pH 值之關係

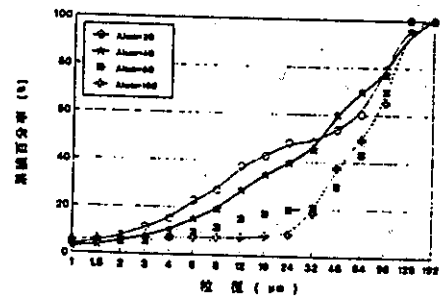


圖 55 人工原水經明礬於 pH=5.5 混凝處理後，濁水剩餘濁度顆粒之粒徑分佈

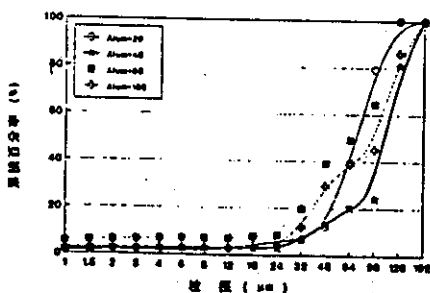


圖 56 人工原水經明礬於 pH=6.5 混凝處理後，濁水剩餘濁度顆粒之粒徑分佈

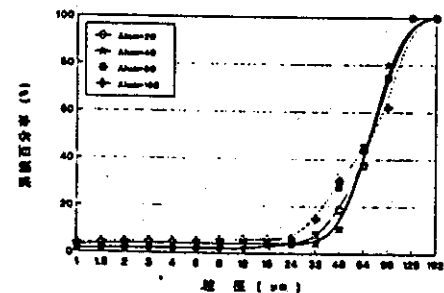


圖 57 人工原水經明礬於 pH=7.5 混凝處理後，濁水剩餘濁度顆粒之粒徑分佈

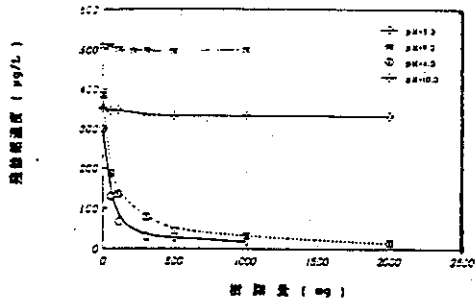


圖 58 陽離子交換樹脂去除水中溶解性鋁之試驗結果

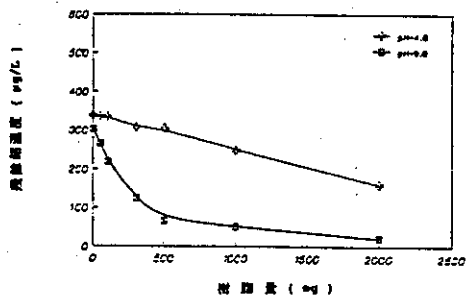


圖 60 陽離子交換樹脂去除水中溶解性鋁之試驗結果

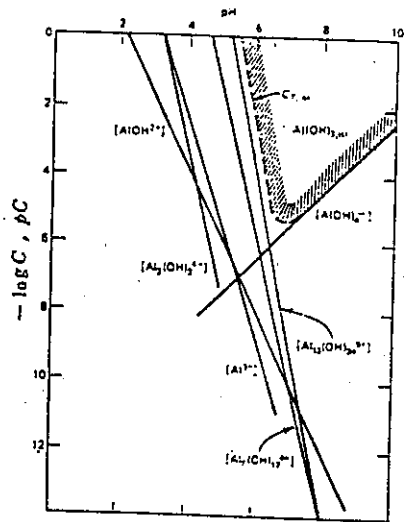


圖 59 25°C 時氫氧化鋁 $Al(OH)_3$ 之溶解度圖，摘自文獻(13)