

淨水場操作狀況對飲用水含鋁量影響之研究

The Effect of Operational Parameters of Treatment Processes
on Residual Aluminum in Drinking Water

莊典謨*

葉宣顯**

一、前 言

含鋁之鹽類如硫酸鋁 (Aluminum Sulfate, 含結晶水硫酸鋁俗稱明礬 Alum) 或多元氯化鋁 (Polyaluminum Chloride 簡稱PAC), 仍為全世界各地自來水淨水場所最常用之混凝劑或助濾劑。我國亦不例外, 根據統計資料臺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),⁽¹⁾ 而臺北自來水事業處所屬之各淨水場則全部以含鋁之化合物(包括固體、液體硫酸鋁及多元氯化鋁)為混凝劑。⁽²⁾ 根據美國環保署(USEPA)對全美186個給水系統所做之調查, 顯示原水方面, 表面水含鋁之機率大於地下水; 而以明礬為混凝劑之淨水場, 其清水之含鋁量有40~50%之或然率會高於原水。⁽³⁾

而飲水中含有過量之鋁可能有害健康, 因根據醫學上之報告, 鋁之攝取可能與人體中樞神經系統之病變有關, 如 Alzheimer's Disease, 一種逐漸發生的致命腦部疾病, 症狀為行為異常、記憶力喪失、失去方向感和辨識力、及語言困難等, 通常發生於年逾四十歲者。⁽⁴⁾ 英國政府研究人員曾比較該國八十八個地區之飲用水含鋁量與Alzheimer's Disease發生率之關係, 發現當鋁濃度高於 110 $\mu\text{g/L}$, 則該病之發生率亦較高。⁽⁵⁾ 但有的醫學團體則質疑鋁與 Alzheimer's Disease之直接關係。⁽⁶⁾ 可見鋁對人體健康之影響如何, 仍未有定論。然而清水中之殘餘鋁亦可能引起其他問題, 在淨水程序中, 未能被濾床濾除之微小鋁膠羽, 因可能包藏細菌, 而影響消毒效率。清水中所含之鋁可能在配水系統以水化氫氧化鋁之懸浮物存在, 而增加濁度; 亦可能經水解後形成沉澱性物種, 而沉積於配水管壁, 降低輸水能力。⁽⁷⁾ 這些亦是美國自來水學會(AWWA)把終極清水濁度目標訂在 0.1 NTU 之原因。至於目前世界各國在飲水水質管理上對鋁所作之規定(如表一), 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(Regulation)性質外, 其他均屬引導值或建議值(Guideline 或稱 Guidance Level)。

如前所述含鋁化合物仍為國內淨水場目前主要之混凝劑, 但國內自來水中殘餘鋁量之現況如何, 似乎還沒有引起大家的重視。目前國內有關自來水淨水廠之原水及清水含鋁量之資料甚少, 本研究乃針對此一情況, 以南部地區臺南、高雄兩大都會區自來水系統為目標。

* 國立成功大學環境工程研究所碩士

** 國立成功大學環境工程研究所教授

首先搜集文獻上已有之水中鉛含量之分析方法，並參酌國內淨水場處理流程單元出流水之鉛含量範圍，及淨水場之儀器設備，經由實際採樣分析及測試，以建立適合國內淨水場使用之分析方法。然後以此分析方法檢驗所選定淨水場處理流程各單元出流水之含鉛量，並進行其他水質項目如pH值、鹼度、濁度等之分析，同時記錄當日淨水場操作條件如混凝劑加量、濾率等以探討操作條件和水中含鉛量之互動關係。

表一 世界各國飲用水中鉛含量之規定 (摘自文獻(21))

管制值及建議值	鉛濃度 (µg/L)
1968 ANWA 政策宣示(Policy statement)	50
1985 USEPA 建議值(Guidance level)	50
世界衛生組織建議值(WHO guideline)	200
歐洲共同市場規定(EEC regulations)	
建議值(Guidance level)	50
最大允許值(Maximum permissible level)	200
1986 美國伊利諾州建議管制值(Proposed regulation)	100
美國紐約州建議值(Guidelines)	
記錄值之最小百分比	
(Minimum percent of recorded values)	
95	≦ 150
75	≦ 90
50	≦ 50

水中鉛之分析方法甚多，按使用之儀器設備而言，已知較常用者有原子吸光光譜法(Atomic Absorption Spectrometric Method)，分光光度計法(Spectrophotometric Method)及螢光分析法(Fluorimetric Method)等，而原子吸光光譜法中，要直接分析、快速測出低濃度樣品(ppb範圍)者需採用石墨爐方法。上述各種鉛含量分析方法，若欲運用於飲用水中含鉛量之分析，就設備而言，以石墨爐原子吸光儀最昂貴，技術層次較高，螢光分析儀次之，分光光度計最便宜，操作簡便，也是一般淨水場水質化驗室常有的儀器。基於國內一般淨水場水質化驗室設備之考量，本研究不考慮採用原子吸光光譜法，只針對所使用之設備較普遍且便宜之分光光度計法及螢光分析法作進一步之探討。分光光度計法之原理係在水中加入某一有機化合物，使其與鉛形成可吸收可見光之錯合物。螢光分析法則加入有機化合物，使形成可發散螢光之錯合物。經由文獻上所得之資料，比較各種方法，本研究最後決定就列於美國水及廢水標準檢驗法(Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th ed., 1985)⁽⁸⁾之 ECR (Eriochrome Cyanine R) Method，英國環境部分析師常設委員會(Standing Committee of Analysts of the Department of the Environment)選為標準分析法之 PCV (Pyrocatechol Violet)⁽⁹⁾ Method及以 Lumogallion 為錯合劑之螢光法三者進行比較。

二、 實驗設備、材料與方法

本研究實驗工作可分為兩大部份，首先為 ECR method, PCV method 及螢光法等三種鉛分析方法之比較，其次為多次採集不同淨水場之各處理單元水樣，以所選定之較佳分析方法測定水中之含鉛量，採樣時並記錄淨水場之操作條件，以瞭解水中鉛含量在淨水程序中之變化及其與操作條件間之關係。茲分述如下：

2-1、鋁分析法之比較

ECR method及 PCV method 係分別以 Eriochrome Cyanine R 及 Pyrocatechol Violet 與鋁形成可吸收可見光之錯合物，然後利用分光光度計 (Hitachi Model U-1100 Spectrophotometer, Tokyo, Japan.) 分別在535 及580 nm波長下量其吸收度。至於螢光法則係利用 Lumogallion在微酸性下和鋁形成錯合物，然後以螢光分析儀 (Shimadzu Model RF-540 Spectrofluorophotometer, Kyoto, Japan) 在激發 (Excitation) 波長510 nm, 發散 (Emission) 波長573 nm條件下，讀取相對螢光強度值。各方法之詳細步驟及實驗過程中有關器皿材質之選擇、清洗方法等均請參考文獻(10)。

在基本性質比較方面，對於分光光度計法乃由各法之最大吸收波峰之波長、Reagent Blank 吸光度及由檢量線斜率換算求出之莫耳吸光係數 (ϵ) 等先行比較。再以檢量線中吸光值與濃度之相關係數 (r^2) 及最小檢出極限 (Minimum Detection Limit, MDL), 與螢光分析法中檢量線之相對螢光強度與濃度之相關係數及 MDL 比較。此處 MDL 可由下式算出

$$MDL = t_{99} \times \sigma_b$$

其中 t_{99} 為自由度 $n-1$, 99% 信賴區間的單邊檢定之 Student's t 值, σ_b 為空白試驗 (Blank) 之標準偏差。(11) 由於螢光分析儀條件之限制，鋁之濃度若大於150 $\mu\text{g/L}$, 則其相對螢光強度將大於100%, 因此以螢光法分析鋁，其直接測試之試樣濃度應小於150 $\mu\text{g/L}$ 。

其次，配製濃度分別為 20, 50 及 200 $\mu\text{g/L}$ 之鋁溶液以 ECR method, PCV method及螢光法分別測定其鋁含量 (螢光法不分析 200 $\mu\text{g/L}$ 之溶液)，各方法每一濃度重複20次。然後計算各方法所得鋁含量之平均值、標準偏差 (Standard Deviation, SD)、相對標準偏差 (Relative Standard Deviation, $RSD = (SD / \text{檢出平均值}) \times 100$)、相對誤差 (Relative Error = $[(\text{檢出平均值} - \text{真值}) / \text{真值}] \times 100$) 及總誤差 (Total Error = $[(|\text{檢出平均值} - \text{真值}| + 2 \times SD) / \text{真值}] \times 100$) 等。以標準偏差來表示方法之精密度 (Precision), 相對誤差表示準確度 (Accuracy)。

為考慮實際水樣中其它成份對鋁分析方法之可能干擾，乃以去除餘氯之自來水加入不等之鋁量，然後以各方法分析鋁含量，再依所得結果計算其回收率 (Recovery)。最後考慮取自淨水場之水樣中常含有餘氯，而本研究中所用之三種鋁分析法均以有機物為錯合劑，為試驗餘氯是否會影響鋁之測定，乃於已知濃度之鋁溶液中加入不等量之NaOCl 溶液，接觸30分鐘後，同時以 DPD 法測其餘氯量，及以三種鋁分析法分別測其含鋁量。

2-2、淨水場採樣分析

本研究所採集之水樣分別來自鳳山淨水場、潭頂淨水場及烏山頭淨水場。各水場之的處理程序均為預氯、混凝、沉澱、快濾及消毒，且均採用液體硫酸鋁 (7.5% Al_2O_3) 為混凝劑，但各場在設備上略有不同，茲分述如下：

鳳山淨水場之原水來自東港溪之河川水，抽至鳳山水庫再由鳳山水庫送至水場處理，其設計最大出水量為 700,000CMD，供應大高雄區之用水。鳳山淨水場分有二期工程，第一期

採用脈動式膠羽沉澱池，配合 Aquazur "V" 型快濾池，採單一濾料，濾砂有效粒徑 (E.S.) 0.95 mm，均勻係數 (U.C.) < 1.6，厚度 1 m，其最大出水量 350,000 CMD；而第二期採用平底式 (Flat Bottomed, FB) 混凝沉澱池，配合 William Body/PCI 重力式 "D" 型快濾池，亦係單一濾料，濾砂有效粒徑 0.6 mm，厚度 60 cm，設計最大出水量 350,000 CMD。兩期處理後之清水再會合入清水池。

潭頂淨水場及烏山頭淨水場之原水均來自烏山頭水庫，水庫水經嘉南大圳之明渠輸送至潭頂淨水場再行處理。潭頂淨水場的處理程序係傳統式，先加藥混凝，經矩型沉澱池沉澱後，流入快濾池過濾，加氯消毒後流入清水池，其快濾池採雙層濾料，上為 25 cm 無煙煤 (E.S. 1.0 mm, U.C. < 1.7)，下為 50 cm 濾砂 (E.S. 0.5mm, U.C. < 1.5)。潭頂淨水場最大設計出水量為 189,000 CMD，然不足大台南地區使用，其出水常受山上及烏山頭淨水場清水之支援。烏山頭淨水場原水乃直接取自烏山頭水庫，原有第一期、第二期之舊設備採慢濾方式者，已棄置不用，現由第三期、第四期處理設備運轉。第三期最大設計淨水能力為 90,000 CMD，其沉澱池內有 1/3 裝傾斜管，另 2/3 裝傾斜板等快沉設備，快濾池採韋氏 (Wheeler) 濾床，濾料規格與潭頂淨水場同。過濾水加氯後在輸水管內混合送出，多餘的清水再流入清水池。第四期最大設計淨水能力 150,000 CMD，其沉澱池內裝有傾斜板快沉設備，配合呂寶式 (Leopold) 濾床，採雙層濾料，上為 40 cm 無煙煤 (E.S. 1.0mm, U.C. < 1.5)，下為 30cm 濾砂 (E.S. 0.45mm, U.C. < 1.65)，過濾水流出集水渠進入輸水管之同時加氯消毒，於輸水管內混合接觸，而需水量以外多出的清水再流回清水池和第三期清水混合貯存。第三期清水大致供應台南縣部分，而第四期清水則部分支援潭頂淨水場供應台南市區用水。

淨水場現場採樣時，所採集水樣之地點有四，即進入淨水場之原水（若處理法採前加氯者，盡可能採未加氯之原水）、沉澱後出流水、過濾後出流水及加氯消毒後之清水四點。採樣瓶使用前先以水洗淨，再浸入 (1+1) 鹽酸溶液中浸洗，取出後用純水以少量多次方式將殘餘鹽酸液洗淨，涼乾後等待使用。採樣時先以水樣洗滌採樣瓶二次，再將試樣充滿瓶子，並蓋上瓶蓋使不留空氣。每一點收集兩瓶，同時在現場裝滿一瓶由實驗室帶到現場的純水，作為採樣空白 (Sampling Blank)，以偵測採樣過程可能受到之污染。而後將所有採集好之水樣裝入內含冰塊之保存箱內，以保持溫度在 4°C 以下。攜回實驗室後，進行鉛含量及其他水質分析。若不馬上分析，應將水樣放入冰箱 (4°C 以下) 中冷藏。所採集水樣須在二星期內分析完。在各淨水場採樣時，除了記錄各淨水場的處理流程操作參數資料外，並記錄當天淨水場的明礬加藥量及加氯量（包括前加氯及後加氯）等資料。為了解各淨水程序對水中含鉛量之影響，本實驗將水中的鉛依物理性質分成三大類，即總鉛 (Total Al)、溶解性鉛 (Dissolved Al) 及顆粒狀鉛 (Particulate Al)。總鉛 (Total Al) 之分析乃取適量的濃 HCl 加入試樣中，使保持 0.1 M HCl 狀態，放置 24 小時後，再取 35 mL 以 PCV 法檢測。總溶解性鉛 (Total dissolved Al) 是將試樣先經 0.22 μm 濾膜 (Polycarbonate Capillary Membrane, 47 mm, Nucleopore) 過濾，收集濾液後，加入適量濃 HCl，使保持 0.1 M HCl 狀態，放置 24 小時後，再取 35 mL 以 PCV 法檢測。顆粒狀鉛 (Particulate Al) 乃由總鉛減去總溶解性鉛而得。至於濁度、總鹼度、pH 等一般水質項目之分析則依 Standard Methods (8)。

三、結果與討論

3-1 鉛分析方法之比較

所選定 PCV, ECR 及螢光分析等三種鉛分析方法之比較, 先進行檢量線相關性、最小檢出值等基本性質之比較, 再進行各方法精密度、準確度及樣品回收率之比較, 最後則為餘氯對各方法影響程度之比較。茲分述如下:

3-1-1 各方法的基本性質比較

配製不同濃度的鉛標準溶液, 按各方法的步驟操作, 進行多次分析檢測, 記錄每次分析之吸光度值 (或相對螢光強度), 以此對標準液濃度作圖及迴歸分析後, 可得各方法之檢量線及其迴歸檢定係數 r^2 值, 而分光光度計法中, 可由迴歸所得直線之斜率求得其莫耳吸光係數 ϵ (L/mole.cm)。另空白試劑 (Reagent Blank) 多次分析結果, 記錄其吸光度值 (或相對螢光強度), 如此可求得最小檢出值 (Minimum Detection Limit, MDL)。PCV、ECR 及螢光分析等之試驗結果如和表二、三所示。

由表二, 在最大吸收波峰波長上, PCV 法 (580 nm) 比 ECR 法 (535 nm) 為大, 而 Reagent Blank 的吸光度上, PCV 法 (0.054) 小於 ECR 法 (0.085), 此和文獻上所報告者相若。⁽¹²⁾⁽¹³⁾ 一般分光光度計法在選擇上, 以採用波長較大者為宜, 目的在減少自然水中色度及濁度所引起的誤差; 在 Reagent Blank 之吸光度則以其值較小者為佳。而莫耳吸光係數 ϵ , PCV 法 (4.45×10^4) 大於 ECR 法 (3.02×10^4), 足見 PCV 法較 ECR 法為靈敏。

關於檢量線的相關性及 MDL, 由表三知, PCV 的檢量線其吸光值與濃度之相關性較高 ($r^2 = 0.9990$), 次為螢光法 ($r^2 = 0.9967$), 最差為 ECR ($r^2 = 0.9877$)。而 MDL 值 PCV 法是 13.3 $\mu\text{g/L}$, 此和英國環境部分析師常設委員會提出之 13 $\mu\text{g/L}$ 相若⁽⁹⁾, 但 Goenage, Bryant and Williams⁽¹⁴⁾ 研究可達 5 $\mu\text{g/L}$ 。ECR 法之 MDL 高至 22.6 $\mu\text{g/L}$, 此乃檢量線在低濃度區 (50 $\mu\text{g/L}$ 以下) 偏離很大所造成, 然據 Standard Methods⁽⁹⁾, 其 MDL 可達 6 $\mu\text{g/L}$ 。本試驗所得螢光分析法之 MDL 值為 0.9 $\mu\text{g/L}$, 但 Hydes and Liss⁽¹⁵⁾ 稱其可達 0.05 $\mu\text{g/L}$ 。比較本研究之 MDL 值, 以螢光法最低, 次為 PCV 法, 最差者為 ECR 法。

3-1-2 各方法精密度 (Precision) 及準確度 (Accuracy) 之比較

如前所述, 世界各地訂有飲用水中鉛含量之規定者, 其值均在 50~200 $\mu\text{g/L}$ 之間, 另考慮低濃度之情形, 故選擇 20、50 及 200 $\mu\text{g/L}$ 三濃度, 每一濃度各重複分析 20 次, 以計算各分析法之精密度及準確度, 其結果如表四所示。各方法之精密度可由該法在各濃度檢測的相對標準偏差值 (RSD %) 知, 以 PCV 法最好, 次為 ECR 法, 其次為螢光法, 故三分析法中以 PCV 法之再現性最佳。準確度方面由相對誤差 (R. Error %) 來比較, 以螢光法最佳, 次為 PCV 法, 最不準確者為 ECR 法, 尤其在 20 $\mu\text{g/L}$ 者達 45.9%。若以整體而言, 判

定方法之可接受性，乃以其 Total Error (%) 為比較依據⁽¹⁶⁾，一般在 25% 以下者為最優良，而小於 50% 者為可接受程度，大於 50% 時表示該方法不適用。由表四來看，除了 ECR 法在 20 µg/L 時為 63% 大於 50%，屬不適用外，其他均是可接受的，但仍以 PCV 法最好。

表二 ECR 及 PCV 法特性

方 法	最大吸收 峰波長 (nm)	空白試劑 (Reagent Blank) 之吸光度 (10 mm cell)	莫耳吸光係數 ϵ (L/mole.cm)
PCV	580	0.054	4.45×10^4
ECR	535	0.085	3.02×10^4

表四 精密度及準確度分析結果

	方 法	20 µg/L	50 µg/L	200 µg/L
Average (µg/L)	PCV	20.4	45.5	198.8
	ECR	29.2	55.7	223.3
	Fluorimetric	20.2	53.3	—
SD (µg/L)	PCV	0.7	0.9	2.6
	ECR	1.7	1.7	10.4
	Fluorimetric	1.8	2.6	—
RSD (%)	PCV	3.5	1.9	1.3
	ECR	5.9	3.0	4.7
	Fluorimetric	8.9	4.8	—
R. Error (%)	PCV	2.0	-8.9	-0.6
	ECR	45.9	11.5	11.6
	Fluorimetric	1.2	6.6	—
Total Error (%)	PCV	9.0	12.6	3.2
	ECR	63.0	18.2	22.1
	Fluorimetric	19.0	17.0	—

表三 檢量線迴歸分析判定係數 r^2 及最小檢出值
(Minimum Detection Limit , MDL)

方 法	r^2	MDL (µg/L)
PCV	0.9990	13.3
ECR	0.9877	22.6
Fluorimetric	0.9967	0.9

(n = 10) MDL = $t_{99} \times \sigma_e$, $t_{99} = 2.821$

3-1-3 樣品 (Sample) 的回收率 (Recovery) 試驗

為瞭解前述鉛分析方法是否適用於真實水樣，或者說是探討水樣中是否含有某些物質足以干擾鉛之測定，通常進行樣品回收率試驗。由於目前國外一般對飲用水中鉛含量之規範在 50~200 µg/L，故特以 50 µg/L 以上者為高濃度區，50 µg/L 以下者為低濃度區。由於螢光法受限於儀器特性，無法分析較高濃度 (最多至 150 µg/L)，故在高濃度區選 PCV 及 ECR 兩法作比較，而低濃度區再加上螢光法作比較。結果如表五所示。在低濃度區中，以螢光法之 92.3 % 的回收率最高，次為 PCV 法 64.9%，最差是 ECR 法，僅 47.8%。而高濃度區之回收率 PCV (108.2 %) 和 ECR (109.6 %) 相近，但再現性則 PCV (RSD = 3.1 %) 較 ECR (12.4 %) 為佳。因此在真實水樣分析之準確性而言，低濃度時以螢光法最佳，次為 PCV 法，再次為 ECR 法；高濃度時則以 PCV 法較佳。

3-1-4 餘氯對於鉛分析法之影響

一般國內淨水場大都採加氯法消毒，當原水水質不佳時，更採預氯法以氧化氮氮或其他雜質，故處理水中往往留有部分餘氯，而前述鉛分析法中所採所用的錯合劑大都是有機物，

表五 PCV 與 ECR、螢光法之樣品中鋁回收率 (Recovery) 比較

	Method	PCV				ECR				Fluorescence			
低 濃 度	Recovery (%)	49.1	73.9	73.0	49.1	26.2	34.9	33.5	39.7	61.6	71.4	50.9	98.3
		49.1	74.0	73.0	49.2	26.2	34.9	50.1	39.7	100.8	74.5	71.4	107.8
		73.3	65.9	65.1	57.3	34.8	52.2	55.7	46.3	98.1	90.1	85.7	102.7
		73.4	68.0	73.2	55.4	45.6	65.2	54.4	64.5	108.7	93.3	92.1	119.1
		78.3	69.3	68.4	59.1	52.1	66.1	66.9	67.5	118.5	96.5	92.2	113.2
度	Average	64.9				47.8				92.3			
區	SD	9.8				13.4				18.0			
	RSD	15.1				28.0				19.5			
高 濃 度	Recovery (%)	103.2	111.4	114.1	109.4	101.9	130.6	99.4	122.2				
		103.2	109.0	109.3	110.6	97.3	113.4	99.4	118.3				
		105.7	104.1	103.7	111.8	96.8	118.0	99.4	126.1				
		106.3	105.3	108.1	112.5	100.4	109.1	92.0	125.2				
		110.0	105.6	108.8	112.3	101.3	123.0	85.5	132.4				
度	Average	108.2				109.6							
區	SD	3.3				13.6							
	RSD	3.1				12.4							

是否會受餘氯的影響值得注意。文獻上僅 PCV 法中曾說明餘氯對該方法沒有影響⁽¹²⁾，本小節乃進行餘氯對 PCV、ECR 及螢光法之影響試驗。結果如圖 1 所示。可見 PCV、ECR 法以 30、100 µg/L 鋁溶液試驗結果發現餘氯 6 mg/L 以下不會對分析有明顯影響，而螢光法方面，經 100 µg/L 的鋁溶液試驗發現，僅 0.5 mg/L 的餘氯就會使檢出值降低 50%，當餘氯量達 1 mg/L 時，其檢出鋁濃度趨近於零。由以上之結果顯示，螢光法受到餘氯影響很大，而 PCV 及 ECR 兩法則較不受餘氯的影響。所以螢光法若欲應用於淨水工程上水中鋁含量分析時，必須做適當的改良，此有待做進一步之研究。

水中鋁含量的分析，考慮經濟性及技術層次問題，選用分光光度計法或螢光法，而螢光法雖較分光光度計法來得準確，且最小檢出值較低，但易受水中餘氯之干擾且未稀釋水樣可檢測之最高濃度限制在 150 µg/L，故在淨水工程上之運用以分光光度計法為宜。在分光光度計法中，PCV 法較 ECR 法有如下之優點：(1) 最佳波長較長，(2) Reagent Blank 吸光值較低，(3) 莫耳吸光係數較大，表示靈敏度較高，(4) 精密度與準確度較大，(5) 最小檢出值 (MDL) 較低。且其他文獻上之報告⁽¹²⁾⁽¹⁷⁾，也顯示 PCV 法優於 ECR 法，故本研究確定採用 PCV 法來進行淨水程序水中鋁含量之分析。

3-2 淨水操作程序對水中鋁含量之影響

本研究針對供應大高雄、台南兩都會區之鳳山、潭頂、烏山頭三個主要淨水場的處理流程各單元進行採樣分析，以期瞭解水中鋁含量在處理流程中之變化情形，及各單元操作參數對鋁含量之影響。現先就各淨水場之情況分別討論，然後再作一綜合性探討。

3-2-1 鳳山 (Feng San) 淨水場

鳳山淨水場之原水、混凝沉澱出水、過濾出水及清水之鋁含量平均值變化情形如圖 2 所示。原水中的總鋁 (T.Al) 濃度在 50 µg/L 左右，其中顆粒狀鋁 (P.Al) 佔 65~80%，大於

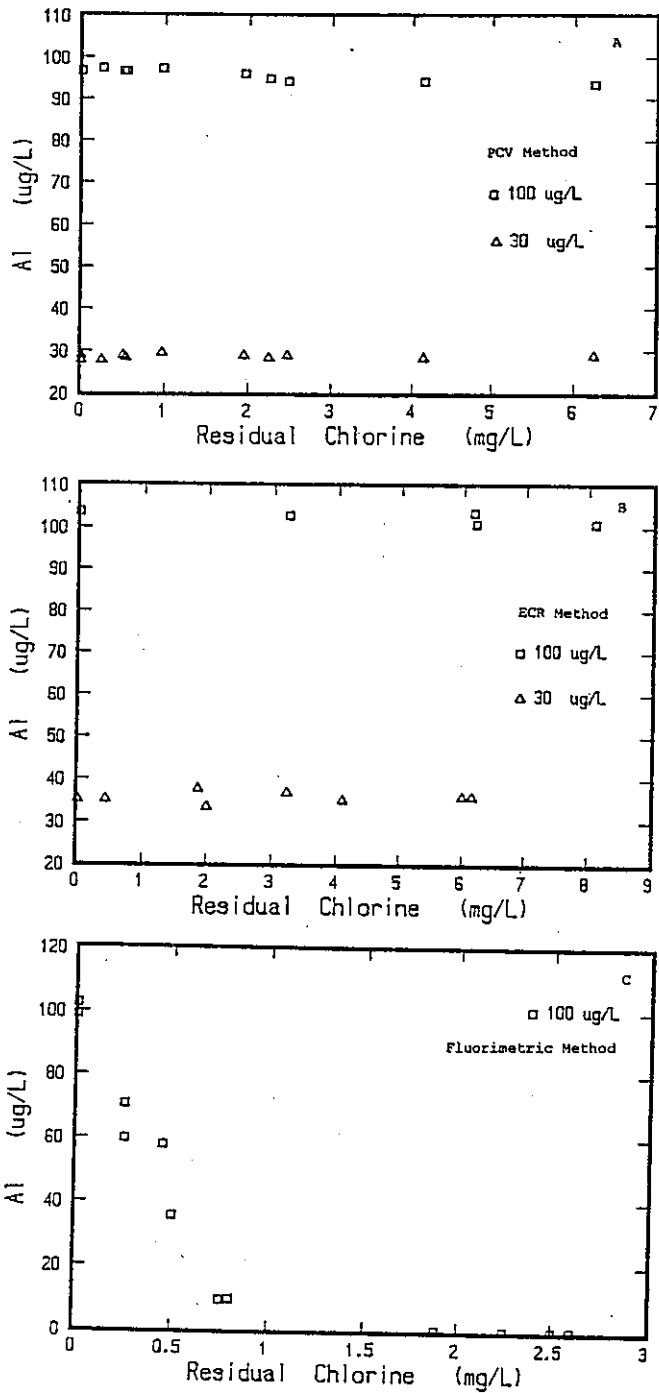


圖 1 餘氯對各種鋁分析法之影響

溶解性鋁(D.Al)。在沉澱池出流水中，因混凝時加入大量的明礬(Alum，液體硫酸鋁)，致其總鋁(T.Al)升高很多，其中P.Al佔90%以上，顯示所加入之明礬經混凝後大部分轉變成非溶性之顆粒狀鋁。而經過濾池過濾後，濾池出流水中T.Al減少很多，大部分的P.Al在過濾池中被去除，因此過濾池出流水中呈現D.Al佔大多數(50~100%)，然第一期工程之快濾池出流水則出現P.Al多於D.Al的現象，可能之解釋為第一期快濾池濾砂的有效粒徑(0.9

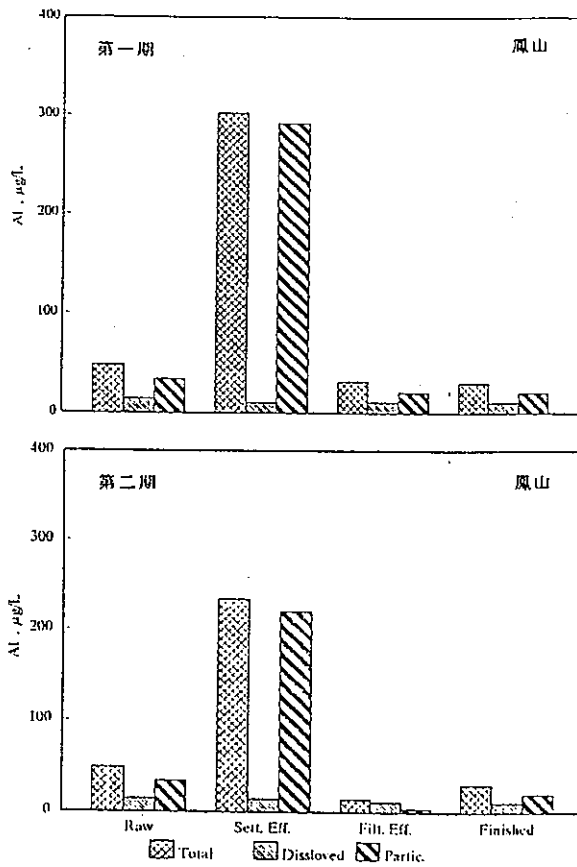


圖 2 鳳山淨水場處理流程中鋁含量變化圖

5 mm) 大於第二期 (0.6 mm)者，其對於P.Al 的去除效果較差所致。清水為第一、二期工程之過濾水混合，也因前述之情況而導致清水中 P.Al 多於 D.Al 的機率增加 (5 次採樣中，有 4 次出現P.Al 大於D.Al)，但清水中之T.Al 大都可低於 50 µg/L。總括而言，鳳山淨水場的清水中總鋁含量低於原水者。

比較兩期工程設備操作狀況，如表六及七，脈動式沉澱池出流水的T.Al 大於平底式沉澱池 (雖然前者表面負荷(V_0)較小)，顯示脈動式沉澱池對於含鋁膠羽的去除效果有待進一步評估改良。在快濾池方面，第二期之快濾池雖然濾率較大，但濾砂粒徑較小，其對膠羽之去除效果較高，故對於T.Al 去除率略優於第一期者。

表 六 鳳山淨水場第一、二期沉澱池比較

日期	0316					0413				
	Alum mg/L	V_0 $m^3/m^2 \cdot d$	T.Al µg/L	D.Al µg/L	P.Al µg/L	Alum mg/L	V_0 $m^3/m^2 \cdot d$	T.Al µg/L	D.Al µg/L	P.Al µg/L
第一期 脈動式	40	36.1	294	8	286	40	44.5	310	13	297
第二期 平底式	40	46.6	171	16	155	40	48.8	252	13	239

†. Alum: 為加入之硫酸鋁 (液體) 量
 ‡. V_0 : 為沉澱池表面溢流率

表 七 鳳山淨水場第一、二期過濾池比較

項目 日期	第 一 期				第 二 期			
	濾率 m/d	Total Al			濾率 m/d	Total Al		
		進流 μg/L	出流 μg/L	去除率 (%)		進流 μg/L	出流 μg/L	去除率 (%)
0316	65.6	283.8	22.5	92.3	104	170.6	12.8	92.5
0413	81.0	310.2	31.0	90.0	109	251.7	15.7	93.8

3-2-2 潭頂(Tan Ting)淨水場

操作流程各單元含鋁量變化情況如圖 3，而從分析所得數據知，潭頂淨水場的原水中總鋁(T.Al)濃度在 19~34 μg/L，小於 50 μg/L，其中顆粒狀鋁(P.Al)所佔比例(50~91%)大於溶解性鋁(D.Al)。當加入硫酸鋁(Alum)混凝沉澱後，沉澱池出水的總鋁濃度增加，而其中 D.Al佔50~88%，比P.Al多，可見所增加的鋁大都屬於溶解性者。而經快濾池過濾後，其 P.Al濃度減少了，但總鋁(T.Al)濃度卻增加了，所增多者應屬溶解性(D.Al)者。至於所增加溶解性鋁之來源，目前並未確定，但吾人懷疑可能之來源之一為濾料中之無煙煤。因這種過濾水中 D.Al 增加之情形，也發生在同樣使用雙層濾料之烏山頭淨水場，但未見於只使用濾砂之鳳山淨水場。再者根據文獻⁽¹⁹⁾，煤燃燒後之灰燼中含有 10-30% 之 Al₂O₃，可見鋁為煤成份之一。確確之原因，有待進一步之探討。

在清水中，其T.Al比過濾水高，且D.Al所佔比例較P.Al高，此乃因潭頂淨水場之清水混有來自山上淨水場及烏山頭淨水場之支援清水，其情形如表八所列，其中計算值與實測值間之誤差，乃因所得支援水量為當日累計水量，而不是瞬間支援水量，其支援水流量會因當時之需求而有所變動，因此會有誤差，另可能是輸水管線內沉澱或沖出所造成誤差。而由所採清水分析結果看，潭頂淨水場之清水總鋁(T.Al)大於 50 μg/L，比其原水T.Al為高。

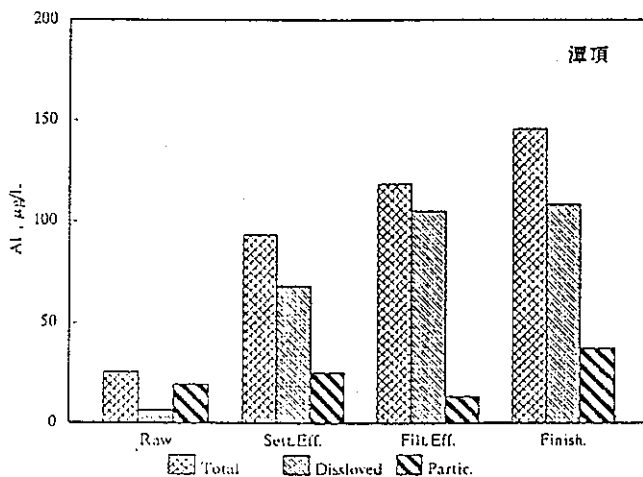


圖 3 潭頂淨水場處理流程中鋁含量變化圖

表 八 潭頂淨水場受支援清水水量及總鉛濃度

採樣日期	山上淨水場 清水		烏山頭淨水場 過濾池出流水		潭頂淨水場 過濾池出流水		潭頂淨水場 清水	
	T.AL µg/L	支援量 CMD	T.AL µg/L	支援量 CMD	T.AL µg/L	處理量 CMD	計算值 µg/L	實測值 µg/L
79.4.6	126	11831	210	15342	42	172011	60	87.4
79.4.13	51	12227	254	10956	224	186702	216	140.0

3-2-3 烏山頭(Wu San Tou)淨水場

圖 4 為烏山頭淨水場處理流程各單元出水中鉛含量變化情形。由於工程設計上問題，過濾池出流水至清水池間屬完全密閉，或將過濾池出流水直接接至配水管，採樣時均以泵抽取，往往造成瞬間之擾動，導致管壁之沉積物脫落，致所採水樣代表性不良，故清水部分在此不加以討論。其原水之總鉛(T.AL)濃度小於 50 µg/L (約 13~21 µg/L)，其中溶解性者略多於顆粒狀者(60%對40%)。加明礬混凝沉澱後，沉澱池出流水的總鉛(T.AL)增到 200 µg/L以上，其中溶解性(D.AL)佔 90%左右，且濁度比原水高，顯見所加入的鉛鹽大部分形成溶解性者，未能在沉澱池去除完全。在過濾池出流水中T.AL也尚在 200 µg/L以上，但 P.AL減少了，而溶解性鉛仍佔 90%以上。且和潭頂淨水場相似，過濾池出流水的D.AL亦有比沉澱池出流水高的狀況發生。

3-2-4 混凝機構與水中殘餘鉛量之關係

文獻上指出，鉛鹽在水溶液中會水解成各種型態，而各物種 (Species)之分佈受水溶液 pH值的控制。⁽¹⁹⁾ 鉛在水溶液中會形成錯鹽型態而增加其溶解度，一般鉛的溶解度和 pH的關係以 pC-pH 圖說明，如果將所有三淨水場沉澱池出流水和過濾池出流水的總溶解性鉛(D.AL)和其pH 點繪於 pC-pH 圖上，如圖 5 所示，由此可看出各淨水場之總溶解性鉛的濃度均非常接近理論溶解度線。由分析數據顯示，鳳山淨水場過濾水T.AL小於 50 µg/L，而且溶解性者 (D.AL)佔較多數，而其沉澱池出流水的 T.AL平均大於200 µg/L以上，其中 P.AL佔 90%以上，假如能降低沉澱池出流水中的P.AL，不但可降低其T.AL量，更可降低快濾池之固體物負荷而延長其濾程。而潭頂和烏山頭淨水場過濾水的T.AL均大於 50 µg/L，且以D.AL佔大多數，由圖 5 亦可看出，其條件未在理論最小溶解度pH值，所以要降低這兩場的T.AL量，可從降低混凝pH值，使殘留D.AL在最小溶解度附近，如此才可有效降低濾出水的T.AL。

Amirtharajah and Mills⁽²⁰⁾指出，以硫酸鉛混凝時，在不同pH值及加藥量下，混凝作用機制不一樣，而其間的關係可歸納如圖 6。若將鳳山、潭頂及烏山頭各淨水場的明礬加入量換算成總有效鉛量，再和沉澱池出流水pH值對應，由圖 6可推測各淨水場所加入明礬的主要混凝機構。將各場之明礬加量、沉澱池出流水pH值、溶解性及顆粒狀鉛濃度及推測之主要混凝機構整理如表九，可看出鳳山淨水場混凝機制屬於沉澱掃曳型(Sweep Flocculation)，而由沉澱池出流水之鉛含量分析知，其P.AL平均佔T.AL之 93.9%，故大多數之鉛可在快濾時被濾除

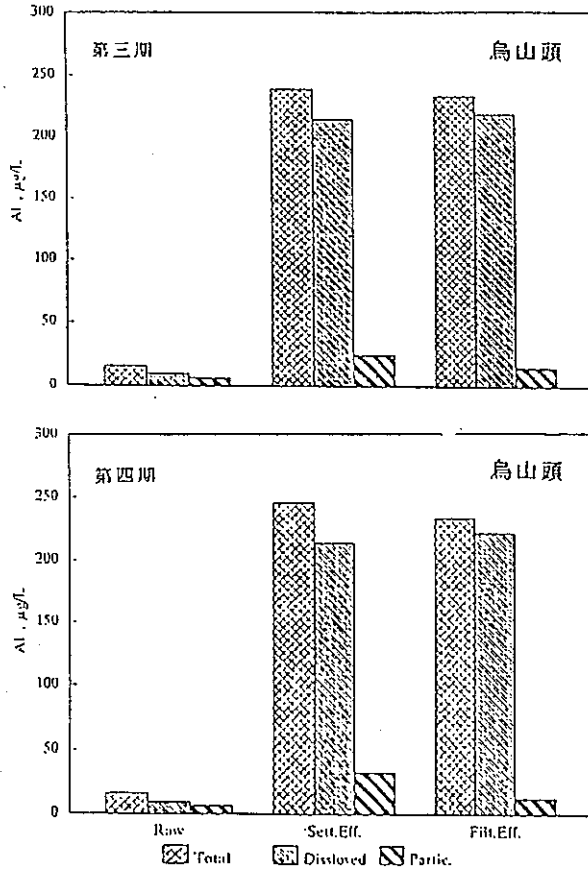


圖 4 烏山頭淨水場處理流程中鋁含量變化圖

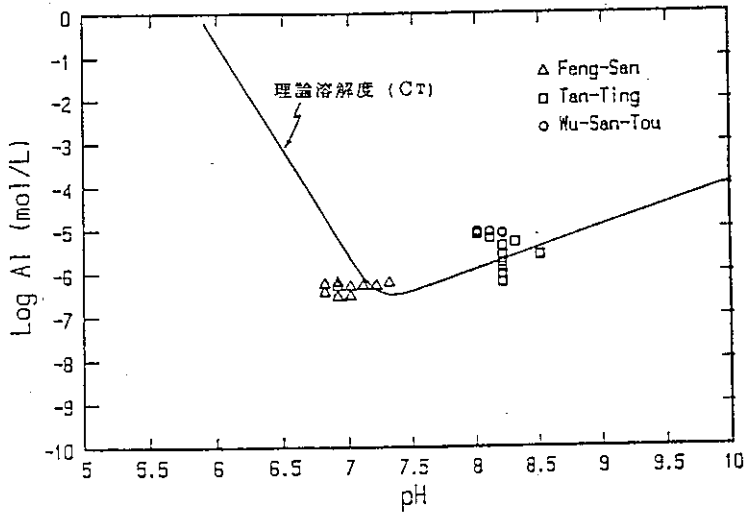


圖 5 溶解性鋁與理論溶解度之 pC-pH 圖

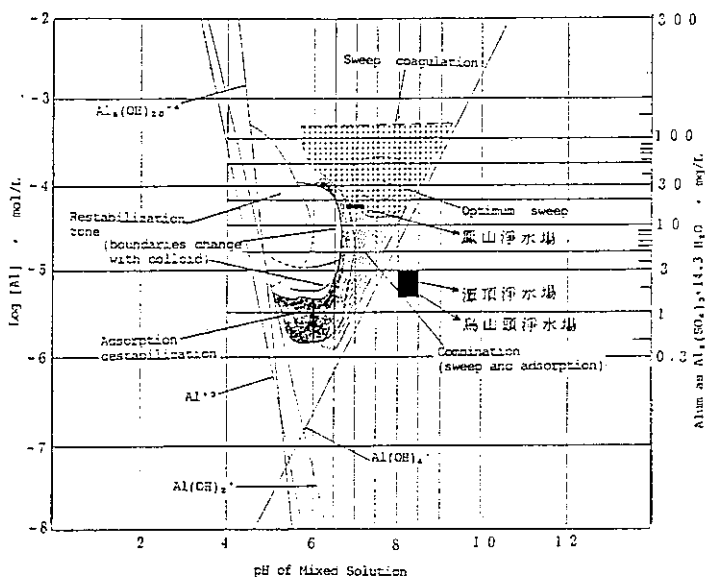


圖 6 以硫酸鋁混凝時不同加藥量、不同 pH 下之作用機制 (摘自文獻(20))

，使過濾水之含鋁量甚低，這些現象均可為印證。而潭頂及烏山頭淨水場所加入之明礬量及 pH 值對應於圖 6 屬溶解性區，表示所加入之鋁鹽大多以溶解態存在於水中，此與分析數據所得沉澱池出流水中含大量之鋁且大部分屬溶解性者相合；因沉澱池出流水之含鋁量大，且多屬溶解性者，故快速池之鋁去除效果亦差。

由現場鋁含量分析知，鳳山淨水場清水之總鋁濃度已很低 (小於 50 $\mu\text{g/L}$)，然潭頂及

烏山頭淨水場濾出水中總鋁濃度高於 200 $\mu\text{g/L}$ ，根據以上之分析，欲減少總鋁濃度，可以採較高劑量的硫酸鋁使達有效混凝區，形成顆粒狀鋁以利濾除，但此法將增加硫酸鋁耗用量；另一方式是降低混凝操作之 pH 值，使能朝最低溶解性鋁之方向移動，而實際上之固、液分離效果，則有待進一步之研究。

總而言之，淨水程序之設備及操作參數對水中含鋁量有很大的影響，至於如何降低淨水程序之水中鋁含量，則有待對各淨水場充分了解，判斷真正增加鋁含量的原因，方可決定採行那種方式。據 Letterman and Driscoll⁽²¹⁾ 之研究指出，導致鋁含量高原因很多，且不是單一因子的影響，常是多種因子互相作用的結果。而降低水中之總鋁量方法可能有 (a) 調整最佳混凝 pH 值，(b) 避免加入過量的硫酸鋁混凝劑，(c) 使用鐵鹽混凝劑以取代部分鋁鹽，(d) 以高分子聚電解質 (Polymer) 代替硫酸鋁，(e) 提高固體微粒 (Particles) 的去除效率，(f) 避免使用石灰調整 pH (因石灰含高量鋁)。而根據以上之結果判定，欲降低潭頂及烏山頭之清水總鋁濃度的方式，除了採行上述之 (c)、(d) 方法外，應以提供適當的混凝劑量

表 九 硫酸鋁混凝機構及沉澱池出流水 pH、鋁含量

場名	加入 Alum mg/L ‡	log[Al] mole/L	pH	D.Al $\mu\text{g/L}$	P.Al $\mu\text{g/L}$	混凝機構
鳳山	40	-4.23	6.8 7.2	13.1 16.3	154 272	Sweep
潭頂	3.2~6	-5.05 -5.33	8.1 8.5	16.4 165	15.5 39.1	Dissolve
烏山頭	B	-4.93	8.0 8.2	205 221	25 35	Dissolve

‡ Alum 成分為 (7.5% Al_2O_3)

，使混凝能在適當之pH值下進行，為最可行。

四、 結 論

本研究的目的是在於確立適合國內淨水場檢驗水中鋁含量之分析方法，然後應用此分析方法檢驗所選定淨水場流程主要單元出流水之鋁含量，以探討淨水程序。操作參數，對清水中鋁含量之影響。茲將研究所得結論及列於後：

1. 飲用水中含鋁量之各種分析方法中，使用石墨爐之原子吸光光譜法因設備費高昂，且使用技術層次較高，不易在國內各淨水場普遍使用。以 Lumogallion 為錯合劑之螢光法，對低濃度鋁之測定雖準確度和靈敏度高，但易受水中餘氯之干擾，有待進一步改進。依本研究之評估，目前以 Pyrocatechol Violet 為錯合劑之分光光度計法最適合國內淨水場之使用。
2. 本研究所調查檢驗之鳳山、潭頂、烏山頭三個淨水場之原水含鋁量均低於 50 $\mu\text{g/L}$ ，但經明礬混凝、沉澱、過濾之處理程序後，鳳山混凝劑加量高，但清水之含鋁量低於原水。潭頂、烏山頭兩場之混凝劑加量低，但清水之總鋁量高於 200 $\mu\text{g/L}$ ，且以溶解性者佔大量。淨水程序之操作參數顯然對清水中含鋁量有很大的影響。
3. 影響清水中鋁含量的因子很多，但以混凝條件之控制為最重要，尤其是混凝劑之加量及 pH 值。鳳山淨水場明礬用量大，混凝 pH 值約在 7 左右，其混凝機構主要以生成大量氫氧化鋁膠羽，以行沉澱絆除，故其沈澱池出流水中的鋁以顆粒狀者佔多數，此有利於快濾池之濾除，故清水中鋁含量甚低。而潭頂及烏山頭淨水場明礬用量少，混凝 pH 值較高（8 左右），故沈澱池出流水中的鋁以溶解性者居多，不利於快濾池對於鋁之去除，故清水中含鋁量甚高，改進之道，應可由調整混凝劑與 pH 值，以促進氫氧化鋁膠羽之生成，減少溶解性鋁量。

五、 誌 謝

本研究承行政院環境保護署提供經費（計畫編號 EPA-79-005-31-067），始能完成，敬致謝忱。現場採樣分析部份承台灣省自來水股份有限公司第六、第七區管理處及潭頂、烏山頭、鳳山等三淨水場人員鼎力協助，亦一併在此致上最大之謝意。

六、 參 考 文 獻

- (1) 林月娟，淨水廠污泥特性及污染負荷研究，國立台灣大學環境工程學研究所碩士論文，中華民國七十三年。
- (2) 台北自來水事業處，台北自來水事業統計年報，p.49，中華民國七十七年。
- (3) Miller, R. G., et al., "The Occurrence of Aluminum in Drinking Water," Jour. AWWA, Vol.76, No.1, pp.84-91 (1984).
- (4) Safe Drinking Water Committee, National Academy of Science, Drinking Water and Health, Vol.4, National Academy Press, Washington, D.C., pp.155-167 (1982).

- (5) Update , J.AWWA, Vol.81, No.2, February (1989).
- (6) Update , J.AWWA, Vol.81, No.5, May (1989).
- (7) Costello, J. J., " Postprecipitation in Distribution Systems," Jour. AWWA, Vol.76, No.11, PP.46-49 (1984).
- (8) APHA, AWWA, WPCF., Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th ed., pp.151-187 (1985).
- (9) Standing Committee of Analysts, "Acid-Soluble Aluminium in Raw and Potable Waters by Spectrophotometry (using pyrocatechol), 1979", H.M.S.O., London , 1980.
- (10) 葉宣顯等, 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, 行政院環保署 專題研究報告 (計畫編號 EPA-79-005-31-067), 民國七十九年八月
- (11) Benschoten, J. E. V., and Edzwald, J. K., " Aluminum Measurements in Water Treatment :Methodology and Applications," J. AWWA, Vol.82, No.3, pp.71-78 (1990).
- (12) Dougan, W. K., and Wilson, A. L., " The Absorptiometric Determination of Aluminum in Water. A Comparison of Some Chromogenic Reagents and the Development of an Improved Method," Analyst, Vol.99, pp.413-430 (1974).
- (13) Wilson, A. D., & Sergeant, G. A., " The Colorimetric Determination of Aluminum in Minerals by Pyrocatechol Violet," Analyst, Vol.88, pp.109-122 (1963).
- (14) Goenaga, K., Bryant, R., and Williams, D. J. A., "Influence of Sorption Processes on Aluminum Determinations in Acidic Waters," Anal. Chem., Vol. 59, pp.2673-2678 (1987).
- (15) Hydes, D. J., and Liss, P. S., " Fluorimetric Method for the Determination of Low Concentrations of Dissolved Aluminum in Natural Waters," Analyst, Vol.101 pp.992-931 (1976).
- (16) McFarren, E. F., Lishka, P. J., and Parker, J.H., "Criterion for Judging Acceptability of Analytical Methods," Analytical Chemistry, Vol.42, No.3, pp.358-365 (1970).
- (17) Seip, H. M., Muller, L., and Naas, A., " Aluminum Speciation : Comparison of Two Spectrophotometric Analytical Methods and Observed Concentrations in Some Acidic Aquatic Systems in Southern Norway," Water, Air, and Soil Pollution, Vol.23, pp.81-95 (1984).
- (18) ASTM, "Standard Test Method for Major and Minor Elements in Coal and Coke Ash by Atomic Absorption," Designation D3682-78, Annual Book of ASTM Standards, pp.453-460 (1984).
- (19) Snoeyink, V. L., and Jenkins, D., Water Chemistry, John Wiley & Sons, New York, pp.262-270 (1982).
- (20) Amirtharajah, A., and Mills, K. M., " Rapid-Mix Design for Mechanisms of Alum Coagulation," J. AWWA, Vol.74, No.4, pp.210-216 (1982).
- (21) Letterman, R. D., and Driscoll, C. T., "Survey of Residual Aluminum in Filtered Water," Jour. AWWA, Vol.80, No.4, pp.154-158 (1988).