

改善混凝處理以減少三鹵甲烷之形成

Improvement of Chemical Coagulation Process
for Reducing Trihalomethane Formation

黃汝賢* 譚健群** 張朝昌*** 紀長國***

摘 要

國內淨水場對受污染表面水之前處理方式大都採用前加氯，已造成飲用水中致癌物質（三鹵甲烷）增多之趨勢。本研究旨在探討混凝處理對降低三鹵甲烷生成量之效果。

實驗結果指出，硫酸鐵、硫酸鋁及多元氯化鋁（PAC）三種混凝劑在相同當量濃度下，以硫酸鐵對降低三鹵甲烷生成量之效果最佳，此一混凝劑在 pH 範圍為 3 ~ 4 且劑量為 96 mg / ℓ 時，三鹵甲烷減少率可達 60 ~ 70 %；硫酸鋁及 PAC 在 pH 範圍為 5 ~ 6 且劑量為 160 mg / ℓ 時，則皆有約 50 % 之減少率。當三種混凝劑量均分別減半時，硫酸鐵對三鹵甲烷生成量之減少率約為 60 %；硫酸鋁及 PAC 則分別約有 45 % 及 38 % 之減少率。當 pH 範圍為 6 ~ 7 且硫酸鐵劑量為 96 mg / ℓ 時，三鹵甲烷生成量之減少率約為 40 ~ 50 %；硫酸鋁劑量為 160 mg / ℓ 時，則約為 40 ~ 50 %；PAC 劑量為 160 mg / ℓ 時，則約為 30 ~ 40 %。

東港溪原水經三鹵甲烷生成試驗之生成量為 105 ~ 83 $\mu\text{g}/\ell$ ，雖未超過目前飲用水標準之三鹵甲烷濃度（200 $\mu\text{g}/\ell$ ），然經輸送管網到達用戶時，其三鹵甲烷濃度將增高。因此，原水若先經混凝處理，其三鹵甲烷生成量應可降低至 40 ~ 50 $\mu\text{g}/\ell$ 。另未過濾水之三鹵甲烷生成量比過濾水高，此生成量之差異導因於水中所含之非溶解性有機物。因此，若能減少前加氯之加氯量，亦即降低混凝處理前三鹵甲烷之生成量後，必能使三鹵甲烷生成量降至最低。

壹、前 言

近年來人們非常重視淨水過程因加氯消毒而產生致癌物質三鹵甲烷（trihalomethane, THM）之問題，尤其台灣地區水源遭受污染情形日益嚴重，使得不少淨水場須不斷地增加消毒處理所需之加氯量，以致三鹵甲烷之生成量亦隨之提高。目前為符合總三鹵甲烷最大容許濃度標準（中華民國飲用水標準為 200 $\mu\text{g}/\ell$ ），可採用之處理方法包括：(1) 以其它消毒劑替代加氯消毒；(2) 去除三鹵甲烷前驅物質；(3) 改變加氯消毒地點或取消前加氯處理；(4) 去除已生成之三鹵甲烷及其它含氯有機物。在上述方法中，以去除三鹵甲烷前驅物質最為實用且符合控制

* 國立成功大學環境工程研究所教授

** 國立成功大學環境工程系講師

*** 國立成功大學環境工程研究所研究生

毒性物質生成之處理原則。至於將來淨水場是否繼續採用加氯消毒，三鹵甲烷前驅物質能否有效去除乃為重要之決定因素。

根據國內外學者之研究指出，水中有不少微量有機物常因加氯消毒處理而產生具致癌性之三鹵甲烷及鹵化有機物⁽¹⁾。上述微量有機物，即為三鹵甲烷及其他含氯有機物之前驅物質。其主要之來源有二：(1)土壤及底泥溶入水中之腐植物質 (humic substances)；(2)藻類細胞及其分泌物。

腐植物質屬於無定形酸 (amorphous acid)，其主要組成物為芳香族物質，為黃色環狀親水性之高分子電解質，分子量通常可從數百到數十萬⁽²⁾。腐植物質在中性水中常帶負電荷，雖可溶於水中，然因分子量大，將其列為膠體物質。通常根據其對強酸之溶解性，主要分為腐植酸 (humic acid) 和黃酸 (fulvic acid)⁽³⁾ 二大類。

藻類細胞及其分泌物亦是三鹵甲烷及含氯有機物之主要前驅物質，Hoehn et al.⁽⁴⁾ 之研究指出，水中綠藻及藍綠藻因加氯消毒所引起之三鹵甲烷生成量並不亞於腐植物質。

腐植酸和黃酸皆為帶負電荷之聚合電解質，其解離程度為 pH 之函數。羧基之解離常數 (pK_1) 約為 4.6 ~ 4.9，酚基之解離常數 (pK_2) 約為 8.0 ~ 8.2。因此，腐植酸和黃酸在 pH 8 以上時，主要為帶負電之酚基離子，而在 pH 8 至 pH 5 之間時，主要為帶負電之羧基離子及少數之酚基離子，在 pH 5 以下時，則為部分解離之負電荷羧基離子。欲知混凝劑在混凝過程中所產生之各種帶電荷離子時，可由理論之酸鹼平衡常數加以預測，圖 1 和圖 2 所採用之各平衡常數係取自 Stumm & Morgan⁽⁵⁾。由圖 1 可知，氫氧化鋁在 pH 5.5 以下之主要物種為帶正電荷離子；由圖 2 可知，氫氧化鐵在 pH 8 以下之主要物種為帶正電荷離子。因氫氧化鐵之溶解度遠小於氫氧化鋁，故鐵鹽混凝劑所產生之膠羽較鋁鹽為多。

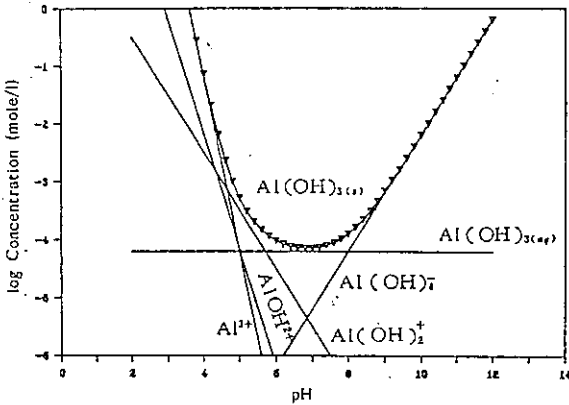


圖 1 $Al(OH)_3(s)$ 之溶解度圖 (25°C)⁽⁵⁾

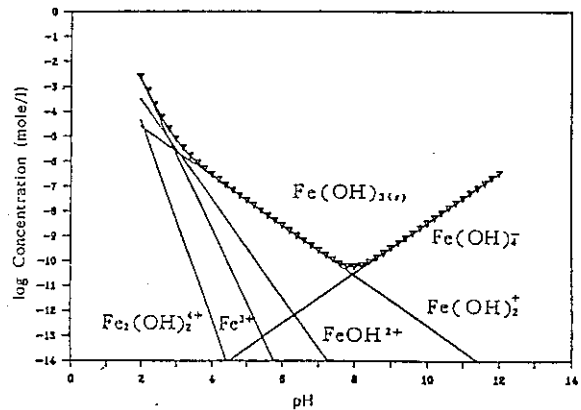


圖 2 $Fe(OH)_3(s)$ 之溶解度圖 (25°C)⁽⁵⁾

若欲將去除溶解性有機物作為改善混凝處理之主要目的，則目前以去除懸浮性固體物為主之混凝處理程序，必須重新評估其可行之操作條件並作適度之改善。由於濁度去除之最佳操作條件，未必適合於去除溶解性有機物，故為評估化學混凝處理程序去除溶解性有機物之可行性，必須先針對下列兩個問題仔細研究：

- (1)溶解性有機物須處理至何種程度，始能符合有關單位目前及將來對三鹵甲烷之要求標準。
- (2)上述有機物之去除程度，是否可經由混凝處理程序之改善而達到。若其答案是肯定的，則尋求最佳混凝處理程序之操作條件；包括 pH、混凝劑與助凝劑之種類及劑量。

一般而言，若欲解決上述問題，須對每一個淨水場以傳統瓶杯試驗作一系列之混凝試驗。因此乃選擇倍受矚目之東港溪原水作為研究對象，徹底探求混凝處理與操作應如何改善，方使其不但可去除懸浮固體物，並且亦可有效去除水中三鹵甲烷之前驅物質。

貳、實驗設備與方法

一、實驗設備

1. 瓶杯試驗機

Six Paddle Stirrer, Model 7790-400, Phipps & Bird。

2. 總有機碳分析儀

Total Organic Carbon Analyzer, Model 915 B, Beckman Industrial。

3. 分光光度計

Spectrophotometer, Model 100-10, Hitachi。

4. 濁度測定儀

Turbidimeter, Model 2100 A, Hach Company。

5. 真空濃縮器

Rotavapor, Model R110, Buchi。

6. 氣相層析儀

Varian Model 3400 Gas Chromatograph, Varian Associates Industrial。

7. 恒溫箱

三益冷凍器材行，中華民國台灣製。

二、實驗方法

1. 瓶杯試驗

原水樣及稀釋水樣都以 1 ℓ 體積進行試驗，先以硫酸或氫氧化鈉將 pH 調整至適當值，再加入混凝劑，使其快混（100 rpm）3 分鐘，慢混（30 rpm）30 分鐘後，測定其混凝後之 pH 值，最後靜置沈澱 1 小時。

濃縮水樣以 100 ml 之體積用電磁攪拌機快混及慢混，其餘步驟則與原水樣之操作相同。

2. 濁度之測定

將原水樣或混凝試驗後之水樣沈澱 1 小時後，取其上澄液作濁度測定。

3. NVTOTC 之測定

自沈澱後之水樣採取上澄液，用 GF/C 濾紙過濾，然後加入磷酸使其 pH 值降至 2 以下，再將水樣以純氮氣曝氣 5 分鐘，以去除無機碳及揮發性有機物，將此水樣以微量注射器取 100 μl 水樣注入 TC 管柱中，分析其濃度，如此所測定之 TOC 即為 NVTOTC。

4. 三鹵甲烷之測定

(1) 氣相層析儀操作條件

- ①管柱：8 英尺長 0.1 英寸內徑之不銹鋼管柱。
- ②填充劑：1% SP-1000 覆於 Caropak B 60/80 Mesh 之載體上。
- ③移動相：純度為 99.998% 以上之氮氣先經過濾器 (Supelco DMI-1 Indicating Purifier, Supelco 公司出品) 濾除雜質後，再進入 G.C. 中。
- ④偵測器型式：Hall Detector (Tracor Model 1000 Tracor Instrument 公司出品)。
- ⑤操作條件：
 - 氮氣流速：40 ml/min
 - 注射口溫度：250 °C
 - 檢出器溫度：250 °C
 - 管柱初溫：50 °C
 - 管柱終溫：180 °C
 - 初溫停留時間：3 min
 - 終溫停留時間：10 min
 - 升溫速率：5 °C/min

(2) 三鹵甲烷生成試驗

爲使測試水樣之 pH 值一致，分析前均先調整水樣之 pH 值，其調整方法爲於水樣中加入磷酸緩衝液，使水樣之 pH 值維持 7.0，再將水樣分裝至 60 ml 具有 Teflon-faced 矽膠墊及螺旋蓋之暗色細口瓶中，使瓶內不留任何氣泡，放入恆溫箱中，待其達到所需溫度後，將次氯酸鈉溶液以微量注射器注入瓶中，立刻搖動混合，放入恆溫箱中，待其反應至所需之時間，再用微量注射器注入 1 N 之硫代硫酸鈉 ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$) 溶液 100 μl ，以去除餘氯。

(3) 三鹵甲烷生成量之測定

將上述去除餘氯後之水樣裝入 10 ml 萃取瓶，蓋上 PTFE 墊片及瓶蓋，使瓶內不留任何氣泡，然後以 2 ml 之微量注射器吸取 2 ml 正戊烷，注入萃取瓶中，以手震盪 2 分鐘後靜置，待溶劑層與水樣完全分離穩定後，再以 10 μl 之微量注射器抽取上層液 (正戊烷層) 3 μl ，注入氣相層析儀中，分析三鹵甲烷之生成量。

參、結果與討論

一 混凝處理對 NVTOC 之去除

1. 硫酸鋁混凝劑

以硫酸鋁混凝去除 NVTOC 之操作試驗條件如下：

混凝劑加藥量範圍：320, 160, 80, 40, 20, 10 mg/ℓ

pH 範圍：2 ~ 10

原水樣 NVTOC 濃度範圍：2.5 ~ 3.5 mg/ℓ

上述各操作條件對NVTOC 之去除實驗結果發現，在pH 值為 5 左右時，NVTOC 之去除率最高（如圖 3），此一現象與Kavanaugh⁽⁶⁾及Hall et al.⁽⁷⁾之研究結果相同。其原因可能是腐植酸及黃酸在此一 pH 值下，主要為帶負電荷之羧基離子，而硫酸鋁混凝劑在反應過程中所形成之氫氧化鋁在此一 pH 值時，主要為帶正電荷之物種（見圖 1），所以兩者產生了電性中和及膠體去穩定，進而達到沈降分離之目的；在pH 值為 5 以上時，由於腐植物質逐漸轉為帶負電荷之酚基離子，甚易和金屬離子形成錯化合物，以致不能沈降分離；在 pH 值為 7 以上時，因鋁氫氧化物大多為帶負電荷之離子，故無法進行電性中和，亦即腐植物質之去除率降低。在高混凝劑量時，即使在 pH 值為 5 以下，其對有機物之去除率仍未明顯降低，可能是因有機物與氫氧化鋁產生吸附共沈降作用；在低混凝劑量時，有機物之去除率隨混凝劑量之增加而增加，惟劑量增加至一定程度後，其去除率則不能增加，主要原因如同 Semmens et al.⁽⁸⁾所述約有 35~40 % TOC 不能以混凝去除。Chadik et al.⁽⁹⁾則認為混凝對高分子量之腐植物質則不易以混凝去除。所以本試驗殘留之 NVTOC，可能為不易被混凝去除之低分子量腐植物質。

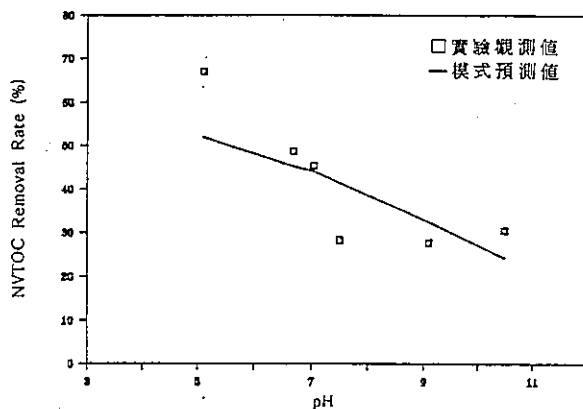
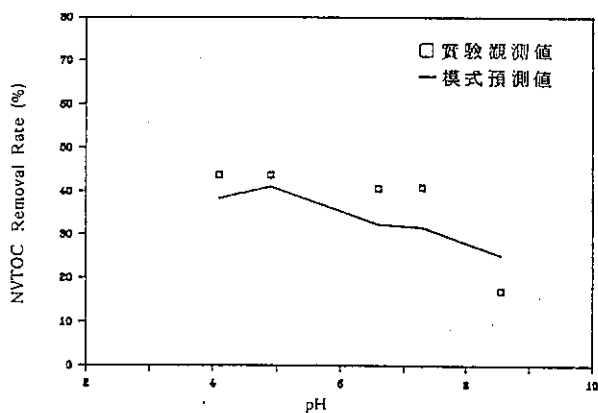


圖 3 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ 劑量為 $160 \text{ mg}/\ell$ 時，NVTOC去除率與 pH之關係圖（原水之NVTOC濃度範圍： $2.5 \sim 3.5 \text{ mg}/\ell$ ）

圖 4 $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ 劑量為 $96 \text{ mg}/\ell$ 時，NVTOC去除率與 pH之關係圖（原水NVTOC濃度範圍： $2.3 \sim 3.1 \text{ mg}/\ell$ ）

2. 硫酸鐵混凝劑

以硫酸鐵混凝劑去除 NVTOC 之操作試驗如下：

混凝劑加藥範圍： $192, 96, 48, 24, 12, 6 \text{ mg}/\ell$

pH 範圍： $3 \sim 11$

原水樣 NVTOC 濃度範圍： $2.3 \sim 3.1 \text{ mg}/\ell$

由上述各操作試驗條件對 NVTOC 之去除實驗結果發現，在 pH 範圍為 $3 \sim 5$ 之間時，NVTOC 之去除率最高（如圖 4），此一現象與 Kavanaugh⁽⁶⁾ 之研究結果相同，且其去除率幾乎隨 pH 之增加而遞減。可能是因在 pH 範圍為 $3 \sim 5$ 時，氫氧化鐵之溶解度大約只有 10^{-5} M ，比氫氧化鋁小很多（見圖 1 及圖 2），故在此一 pH 範圍，其有機物之

去除機構除電性中和外，尚有吸附共沈降，爾後 pH 漸增，其去除機構逐漸轉為電性中和。因此，在鹼性溶液中，氫氧化鐵之膠凝沈降性良好，惟在此一 pH 範圍時，其氫氧化鐵主要為帶負電荷之物種，故其對腐植物質之去除率逐漸減低。

三濁度之去除

原水經 1 小時之沈降後，其上澄液之殘留濁度範圍約 4.2 ~ 7.5 NTU 之間。由硫酸鐵之混凝處理實驗結果（見圖 5），在高 pH 值時，其殘留濁度都很低，此一現象與殘留 NVTOC 濃度為最高恰好相反（見圖 3 及圖 4）。Hall et al.⁽⁷⁾和 Semmens et al.⁽⁸⁾亦得類似之研究結果。上述結果說明了混凝處理之最佳濁度去除操作條件並非可得到最佳之溶解性有機物去除。

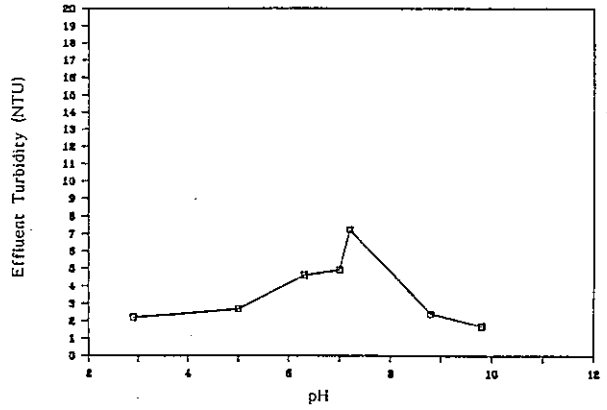


圖 5 $Fe_2(SO_4)_3$ 劑量為 20 mg/l 時，殘留濁度與 pH 之關係圖

三非溶解性有機物對三鹵甲烷之生成量之影響

1. 原水樣經 0.45 μ GFC 濾紙過濾後之三

鹵甲烷生成試驗操作試驗條件如下：

加氯量：32 mg/l, 64 mg/l, 128 mg/l, 256 mg/l

pH 值：7

反應溫度：20°C

反應時間：3-day, 4-day, 5-day, 7-day

由上述各操作條件所得三鹵甲烷生成量之實驗結果可知，在相同之加氯量下，反應時間愈長，其三鹵甲烷生成量愈高，但其生成量之增加並不非常顯著，即在高加氯量下，其三鹵甲烷之增加量經一段時間後會呈平緩趨勢（如圖 6）。在相同之反應時間下，加氯量對三鹵甲烷生成量之影響，實驗結果（如圖 7）顯示，三鹵甲烷生成量亦隨加氯量之增加而提高，但其增加量亦有逐漸減緩趨勢；此與曾氏⁽¹⁰⁾之研究結果相似。即三鹵甲烷生成量並非

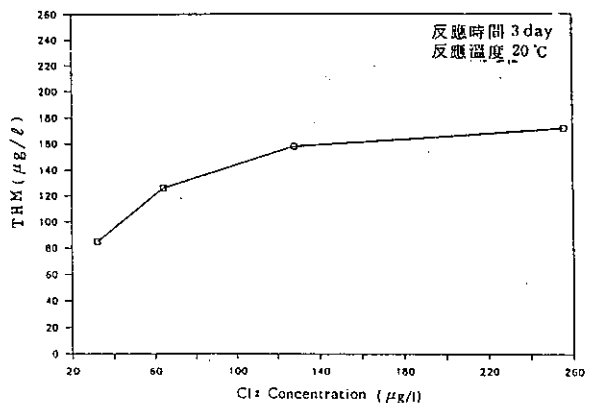
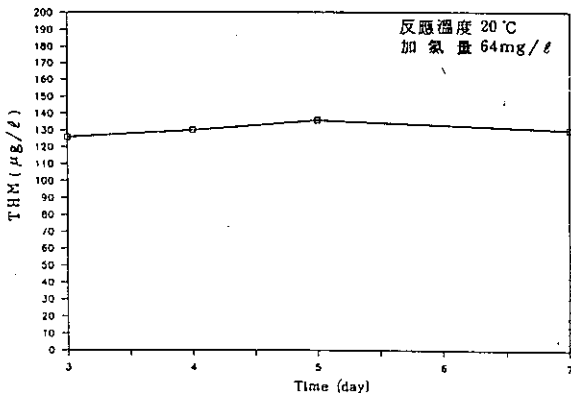


圖 6 過濾水樣三鹵甲烷生成量與反應時間之關係

圖 7 過濾水樣三鹵甲烷生成量與加氯量之關係

隨著加氯量之增加而無限增加。

2. 原水樣未經過濾之三鹵甲烷生成試驗操作試驗條件如下：

加氯量：32 mg/ℓ，64 mg/ℓ，128 mg/ℓ，256 mg/ℓ

pH 值：7

反應溫度：20℃

反應時間：3-day, 4-day, 5-day, 6-day, 7-day

由上述各操作條件所得三鹵甲烷生成量之實驗結果可知，在相同之反應時間下，三鹵甲烷生成量亦隨加氯量之增加而增加（如圖 8）。在相同加氯量下，反應時間對三鹵甲烷生成量之影響，實驗結果（如圖 9）顯示，三鹵甲烷生成量與反應時間之間並無呈現良好之正比關係，即反應時間愈長，其三鹵甲烷生成量有時增加有時降低。探究其原因可能是加氯量影響試驗所用水樣為同批之水樣，而反應時間影響試驗所用水樣卻為不同批之水樣，亦即水樣未經過濾處理，即水樣中所含非溶解性顆粒狀（particulate）之有機物含量並不均勻，因而造成上述結果。

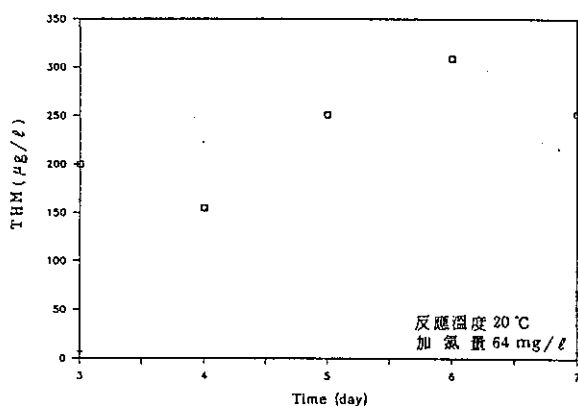
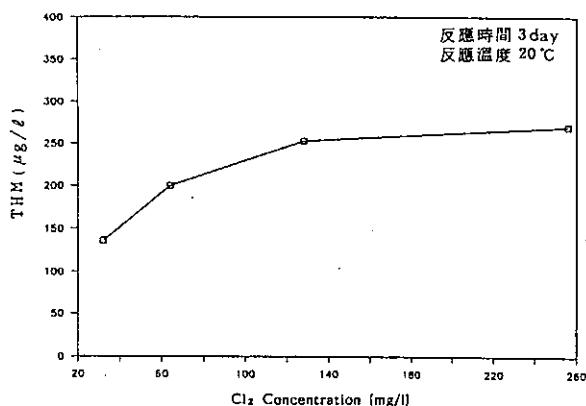


圖 8 未過濾水樣三鹵甲烷生成量與加氯量之關係

圖 9 未過濾水樣三鹵甲烷生成量與反應時間之關係

3. 過濾水與未過濾水之比較

由上述之實驗結果（如圖 7 及圖 8）可知，在相同之試驗條件（反應溫度、pH 值、反應時間、加氯量）下，未過濾水之三鹵甲烷生成量（圖 8）明顯的比過濾水之三鹵甲烷生成量（圖 7）高，此乃因未過濾水中含相當多之非溶解性有機物，而此等非溶解性有機物與所加之氯作用，造成三鹵甲烷生成量之增加，故水樣中所含非溶解性有機物對三鹵甲烷之生成有顯著之影響，其含量愈高時，三鹵甲烷之生成量亦愈多。

四 混凝處理對三鹵甲烷生成量之影響

1. 硫酸鋁混凝劑

硫酸鋁混凝處理試驗之操作條件如下：

混凝劑加藥量範圍：10 mg/ℓ，40 mg/ℓ，80 mg/ℓ，160 mg/ℓ

混凝前 pH 範圍：5.4，6.5，8.0，9.5

混凝後 pH 範圍：5.0 ~ 9.5

原水樣 NVTOC 濃度範圍：2 ~ 3 mg/l

處理水三鹵甲烷生成試驗之操作條件如下：

加氯量：50 mg/l

反應時間：2-day

pH 值：7

反應溫度：25 °C

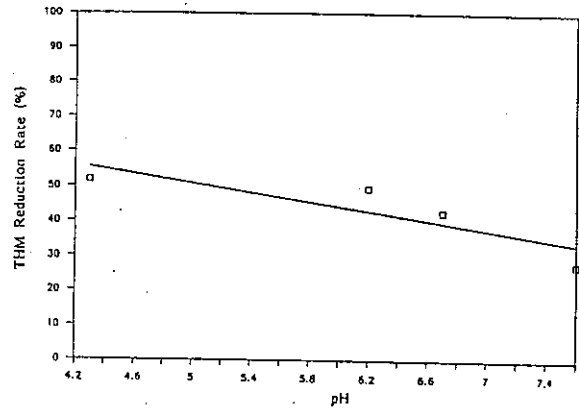
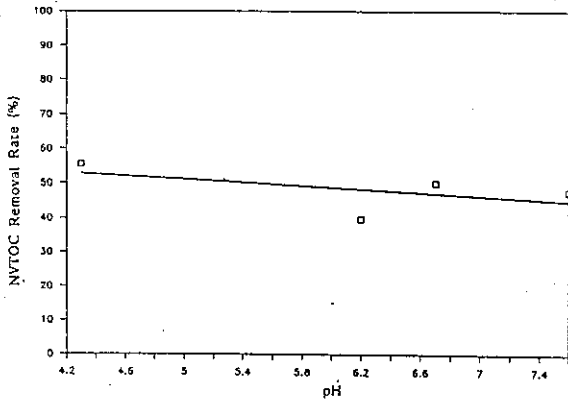


圖 10 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ 劑量為 160 mg/l 時，NVTOC 去除率 pH 之關係圖

圖 11 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ 劑量為 160 mg/l 時，THM 減少率與 pH 之關係圖

由上述各操作條件所得 NVTOC 去除率及 THM 減少率之實驗結果（如圖 10 及圖 11）可發現，當 pH 為 6 左右時，NVTOC 之去除效果最佳，此一現象與前述之研究結果相同，而三鹵甲烷之減少率隨 NVTOC 去除率之增加而增加，此乃因混凝處理可去除水中所含三鹵甲烷之前驅物質，而造成三鹵甲烷生成量之減少。

原水樣三鹵甲烷生成量為 105 ~ 83 $\mu\text{g}/\text{l}$ ，經混凝處理之 pH 值範圍下，當混凝劑量為 10 mg/l 時，處理水之三鹵甲烷生成量減為 75 ~ 90 $\mu\text{g}/\text{l}$ ，約有 10% 之減少率；當混凝劑量為 40 mg/l 時，其三鹵甲烷生成量減為 60 ~ 90 $\mu\text{g}/\text{l}$ ，約有 0 ~ 30% 之減少率；當混凝劑量為 80 mg/l 時，其三鹵甲烷生成量減為 45 ~ 85 $\mu\text{g}/\text{l}$ ，其減少率明顯增加，約為 15 ~ 45%；當混凝劑量為 160 mg/l 時，其三鹵甲烷生成量減為 40 ~ 75 $\mu\text{g}/\text{l}$ ，約有 30 ~ 52% 的減少率。由實驗結果可知，三鹵甲烷之去除效果受混凝處理之 pH 值與所加混凝劑量之影響很大，最佳之 pH 操作範圍為 5 ~ 6，混凝劑量愈高，其三鹵甲烷之減少量愈大，當混凝劑量為 80 mg/l 時，大約可去除 40 ~ 50% 之三鹵甲烷，而當混凝劑量增為 160 mg/l 時，其去除效果並無明顯增加，但在低混凝劑量下（10 mg/l），其效果則明顯降低。

2. 多元氯化鋁 (PAC) 混凝劑

PAC 混凝處理試驗之操作條件如下：

混凝劑加藥量範圍：10 mg/l, 40 mg/l, 80 mg/l, 160 mg/l

混凝前 pH 範圍：5.4, 6.5, 8.0, 9.5

混凝後 pH 範圍：5.0 ~ 9.5

原水樣NVTOC濃度範圍：2~3 mg/l

處理水三鹵甲烷生成試驗之操作條件如下：

加氯量：50 mg/l

反應時間：2-day

pH值：7

反應溫度：25℃

由上述各操作條件所得NVTOC去除率及THM減少率之實驗結果可發現，當pH範圍為5~6時，NVTOC之去除效果最佳，且去除效果亦隨混凝劑量之增加而增加（如圖12及圖13）。原水樣之三鹵甲烷生成量為105~83 μg/l，經混凝處理之pH範圍下，當混凝劑量為10 mg/l時，處理水之三鹵甲烷生成量減為70~90 μg/l，約有3~15%之減少率；當混凝劑量為40 mg/l時，其三鹵甲烷生成量減為70~80 μg/l，約有15~30%之減少率；當混凝劑量為80 mg/l時，其三鹵甲烷生成量減為50~80 μg/l，約有20~40%之減少率；當混凝劑量為160 mg/l時，其三鹵甲烷生成量減為45~75 μg/l，約有30~50%之減少率。由實驗結果可知，三鹵甲烷最佳減少率之pH操作範圍為5~6，當混凝劑量為160 mg/l時，其三鹵甲烷減少率可達45%；當混凝劑量為80 mg/l時，約有40%之三鹵甲烷減少率；但在低混凝劑量下（10 mg/l），約有15%之三鹵甲烷減少率，亦即其效率明顯降低。

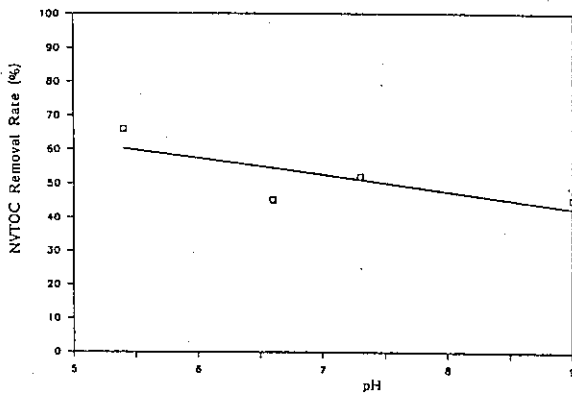


圖12 PAC劑量為160 mg/l時，NVTOC去除率與pH之關係圖

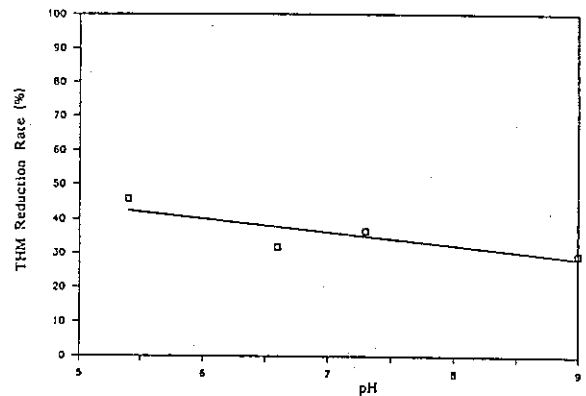


圖13 PAC劑量為160 mg/l時，THM減少率與pH之關係圖

3. 硫酸鐵混凝劑

硫酸鐵混凝處理試驗之操作條件如下：

混凝劑加藥量範圍：6 mg/l，24 mg/l，48 mg/l，96 mg/l

混凝前pH範圍：5.4，6.5，8，9.5

混凝後pH範圍：3.0~9.5

原水樣NVTOC濃度範圍：2~3 mg/l

處理水三鹵甲烷生成試驗之操作條件如下：

加氯量：50 mg/l

反應時間：2-day

pH值：7

反應溫度：25℃

由上述各操作條件所得NVTOC去除率及THM減少率之實驗結果可發現，當pH範圍3~4時，NVTOC之去除效果最佳，而此時三鹵甲烷之減少率亦最佳（如圖14及圖15）。原水樣三鹵甲烷生成量為105~83 μg/l，經混凝處理後，當混凝劑量為6 mg

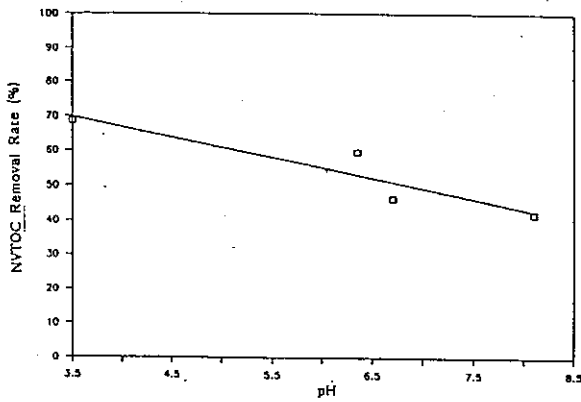


圖 14 $Fe_2(SO_4)_3$ 劑量為 96 mg/l 時，NVTOC 去除率與 pH 之關係圖

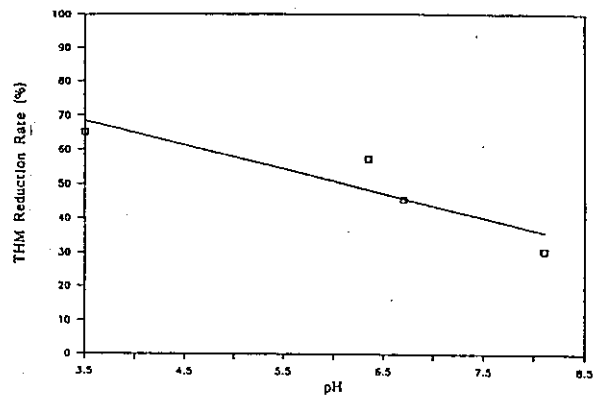


圖 15 $Fe_2(SO_4)_3$ 劑量為 96 mg/l 時，THM 減少率與 pH 之關係圖

劑量為 24 mg/l 時，處理水之三鹵甲烷生成量減為 $80 \sim 90\ \mu\text{g/l}$ ，約有 $0 \sim 15\%$ 之減少率；當混凝劑量為 24 mg/l 時，三鹵甲烷生成量減為 $50 \sim 90\ \mu\text{g/l}$ ，約有 $15 \sim 40\%$ 之減少率；當混凝劑量為 48 mg/l 時，三鹵甲烷生成量減為 $40 \sim 85\ \mu\text{g/l}$ ，約有 $15 \sim 55\%$ 之減少率；當混凝劑量為 96 mg/l 時，三鹵甲烷生成量減為 $30 \sim 70\ \mu\text{g/l}$ ，約有 $30 \sim 65\%$ 之減少率。由實驗結果可知，在低混凝劑量時，其三鹵甲烷減少率並不佳，最佳之 pH 範圍 $3 \sim 4$ ，在此 pH 範圍且混凝劑量為 96 mg/l 時，其最佳之三鹵甲烷減少率為 65% ；當 pH 範圍為 $5 \sim 6$ 且混凝劑量為 48 mg/l 及 24 mg/l 時，其三鹵甲烷減少率分別為 55% 及 40% ；但當混凝劑量為 6 mg/l 時，其三鹵甲烷減少率卻明顯降低。

4. 混凝劑之比較

硫酸鋁劑量 160 mg/l 、PAC 劑量 160 mg/l 與硫酸鐵劑量 96 mg/l 之當量濃度 (meq/l) 相同，由上述所得實驗結果加以比較時可發現，在高混凝劑量時，硫酸鐵對降低三鹵甲烷生成之效果比硫酸鋁及 PCA 佳，但在低混凝劑量時，上述三種混凝劑對降低三鹵甲烷生成之效果並無明顯差異，且三者效果均不佳。

五. 改變加氯點之可行性

於淨水過程中因加氯處理會產生致癌性物質—三鹵甲烷，而三鹵甲烷之生成量隨有機物濃度與加氯量之增加而遞增。因此加氯點之改變可能會影響三鹵甲烷之生成量。表 1 為改變不同加氯點後之三鹵甲烷生成量及殘留 NVTOC 濃度；由此表可知，將加氯點移至混凝沈澱之後或過濾處理之後，其三鹵甲烷生成量明顯降低，且其殘留有機物量亦相對減少。然因原水中含有氨氮問題，若將加氯點移至過濾處理之後，勢必造成濾床阻塞，而增加反沖洗次

表 1 改變加氯點 THM 之生成量及 NVTOC 之殘留量

處理程序	THM 生成量 ($\mu\text{g/l}$)	THM 減少率 (%)	NVTOC 殘留濃度 (mg/l)	NVTOC 去除率 (%)
前加氯處理	132			
過濾後加氯處理	86	34.8	2.3	
硫酸鋁混凝及沈澱後加氯處理	41	68.9		
硫酸鐵混凝及過濾後加氯處理	40	69.7	1.0	56.5
硫酸鐵混凝及沈澱後加氯處理	31	76.5		
硫酸鐵混凝及過濾後加氯處理	29	78.0	0.8	65.2
PAC 混凝及沈澱後加氯處理	45	65.9		
PAC 混凝及過濾後加氯處理	43	67.4	1.1	52.2

*過濾：以 GF/C 濾紙過濾

硫酸鋁：劑量 160 mg/l ， $\text{pH} = 4.3$

硫酸鐵：劑量 96 mg/l ， $\text{pH} = 3.5$

PAC：劑量 160 mg/l ， $\text{pH} = 5.4$

數，造成處理操作不便。因此將加氯點移至混凝沈澱後、過濾處理之前，不失為一良好之改善方法。

肆、結論與建議

一、結論

1. 三鹵甲烷之生成量隨NVTOC值之增加而遞增，換言之，原水中之有機物質為造成三鹵甲烷之潛在物質。
2. 若原水採用高加氯量之前加氯，其三鹵甲烷生成量為 $105 \sim 83 \mu\text{g}/\ell$ ；但若先經混凝處理後再加氯消毒，則其三鹵甲烷生成量將減少為 $40 \sim 50 \mu\text{g}/\ell$ ，亦即後者約有50%之三鹵甲烷減少率，可見混凝處理不失為一良好之改善三鹵甲烷生成之處理程序。
3. 硫酸鐵、硫酸鋁及PAC三種混凝劑在相同之當量濃度下，硫酸鐵對降低三鹵甲烷生成量之效果最佳。當硫酸鐵在最佳pH範圍3~4且混凝劑量 $96 \text{ mg}/\ell$ 時，三鹵甲烷減少率可達60~65%；硫酸鋁及PAC在最佳pH範圍5~6且混凝劑量 $160 \text{ mg}/\ell$ 時，約有50%之三鹵甲烷減少率；當混凝劑量均減半時，硫酸鐵對三鹵甲烷之減少率約60%，硫酸鋁則約45%，PAC則約38%。上述結果顯示於最佳pH條件下，高劑量之混凝劑均對降低三鹵甲烷生成量有良好之效果。
4. 原水濁度去除之最佳混凝操作條件並非原水NVTOC去除之最佳條件。
5. 混凝處理以降低三鹵甲烷生成量之最佳pH值均偏低，硫酸鐵更低至3~4，低pH值之操作並不適合淨水場之實際操作。但當pH範圍在6~7之操作條件下，硫酸鐵劑量為 $96 \text{ mg}/\ell$ 時，其對三鹵甲烷生成量之減少率約有40~50%；硫酸鋁劑量為 $160 \text{ mg}/\ell$ 時，則約有40~50%；PAC劑量為 $160 \text{ mg}/\ell$ 時，則約有30~40%。上述結果顯示在pH範圍為6~7時，高混凝劑量仍能保有降低三鹵甲烷生成量之良好效果；當劑量減半時，其效果就明顯降低，因此當pH值選用在中性條件時，混凝劑量仍應以高劑量為宜（硫酸鐵用量為 $96 \text{ mg}/\ell$ ，硫酸鋁則為 $160 \text{ mg}/\ell$ ，PAC則為 $160 \text{ mg}/\ell$ ）。
6. 未過濾原水之三鹵甲烷生成量明顯比過濾原水之三鹵甲烷生成量高，此生成量之差異導因於水體中所含非溶解性有機物之含量，而此差異可能比混凝處理所能減少之三鹵甲烷生成量更大。因此，儘量減少前加氯之加氯量，以減少混凝處理前之三鹵甲烷生成量，如此更能使混凝處理程序發揮良好之處理功效。

二、建議

鳳山淨水場採用高加氯量之前加氯，主要係因其原水中含高濃度之氨氮，因此建議自來水公司考慮使用其他處理方法，以替代前加氯來去除水體中之氨氮，並同時變更加氯地點，期能達成減少三鹵甲烷生成量之目的。

誌 謝

本研究承蒙台灣省自來水公司提供研究經費始得以順利完成，謹此致謝。

參考文獻

1. Rook, J. T., "Haloforms in Drinking Water," J.AWWA, Vol.68, No.3, pp.168-172 (1976).
2. Schnitzer, M. and S. U. Khan, "Humic Substances in the Environment," Marcel Dekker, New York, (1972).
3. Gjessing, E. T., "Physical and Chemical Characteristics of Aquatic Humus," Ann Arbor Science, New York, pp.3-10 (1976).
4. Hoehn, R. C., D. B. Barnes, B. C. Thompson, C. W. Randall, T. J. Grizzard and P.T.B. Shaffer, "Algae as Sources of Trihalomethane Precursors," J.AWWA, Vol.72, No.6, pp. 344-350 (1980).
5. Stumm, W. and J. J. Morgan, "Aquatic Chemistry," 開發圖書, pp.241-247 (1981).
6. Kavanaugh, M. C., "Modified Coagulation for Improved Removal of Trihalomethane Precursors," J.AWWA, Vol.70, No.11, pp.613-620 (1978).
7. Hall, E. S. and R. F. Packham, "Coagulation of Organic Color with Hydrolyzing Coagulants," J.AWWA, Vol.57, No.9, pp.1149-1166 (1965).
8. Semmens, M. J. and T. K. Field, "Coagulation: Experiences in Organics Removal," J.AWWA, Vol.72, No.3, pp.476-483 (1980).
9. Chadik, P. A. and G. L. Amy, "Molecular Weight Effects on THM Control by Coagulation and Adsorption," ASCE, EED., Vol.113, No.6, pp.1234-1247 (1987).
10. 曾四恭、張天益, "水源中有機物 THM 形成潛能試驗方法之探討," 第五屆自來水論文發表會論文集, pp.23-33 (1988)。